



Bayerische Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft

Abschlussbericht 09/2012

Die Kohlenstoffbilanz der Bayerischen Forst- und Holzwirtschaft

Daniel Klein, Christoph Schulz

BAYERISCHE
FORSTVERWALTUNG



ZENTRUM WALD FORST HOLZ
WEIHENSTEPHAN

Abschlussbericht 09/2012

Die Kohlenstoffbilanz der Bayerischen Forst- und Holzwirtschaft

Daniel Klein, Christoph Schulz

Projektleitung:

Christoph Schulz

Bayerische Landesanstalt

für Wald und Forstwirtschaft

Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1

85354 Freising

christoph.schulz@lwf.bayern.de

Tel.: 08161-714911

Projektbearbeitung:

Dr. Daniel Klein

Bayerische Landesanstalt

für Wald und Forstwirtschaft

Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1

85354 Freising

daniel.klein@lwf.bayern.de

Tel.: 08161-714943

Projektlaufzeit: 12/2009-08/2012

Herausgeber:

Bayerische Landesanstalt

für Wald und Forstwirtschaft

Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1

85354 Freising

www.lwf.bayern.de

Foto Deckblatt (Montage): K. Dolenc und P. Maguire, istockphoto.com

Druck: Bosch Druck GmbH, Ergolding

Freising, September 2012

Danksagung

Unser Dank gilt allen, die zur Erstellung des Berichtes beigetragen haben, insbesondere dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Finanzierung des Projektes KLIP 22 „Die Kohlenstoffspeicherung der Bayerischen Forst- und Holzwirtschaft“, Alfred Schubert, Mitarbeiter in der Abteilung Klima, Boden an der LWF für die Bereitstellung der Daten zur Bodenzustandserhebung und der Mithilfe bei der Aufbereitung der Ergebnisse, Markus Blaschke und Udo Endres, Mitarbeiter Abteilung Biodiversität, Naturschutz, Jagd an der LWF für die Bereitstellung der Daten zu den Naturwaldreservaten in Bayern und der Mitwirkung bei der Aufbereitung der Daten, Franziska Rupprecht, Praktikantin im Februar 2012 an der LWF und Studentin der Geoökologie an der Universität Bayreuth für die Mitwirkung an Kapitel 2, Anne Holstein, Hilfskraft im Herbst 2011 und Master-Studentin Forstwissenschaft, TU München für die Mitwirkung an Kapitel 3.1.1.4 und 3.1.2.2, Dr. Hans-Joachim Klemmt für die Bereitstellung der Daten zur Bundeswaldinventur, Ernst Bickel, Dr. Lothar Zimmermann und Dr. Stephan Raspe für die Bereitstellung zahlreicher Daten der Bayerischen Waldklimastationen, sowie Dr. Herbert Borchert, Dr. Christian Kölling und Wolfgang Falk von der LWF, Raimund Becher und Klaas Wellhausen vom StMELF sowie zahlreichen anderen Kollegen für Anregungen und Verbesserungsvorschläge im Laufe des Projektzeitraums.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----------|
| Zusammenfassung | 1 |
| Abstract | 3 |
| 1 Einleitung | 5 |
| 2 Wälder und Holzprodukte in der internationalen Klimapolitik | 8 |
| 2.1 Klimapolitik allgemein | 8 |
| 2.2 Historischer Verlauf der internationalen Klimapolitik | 8 |
| 2.3 Aktueller Stand | 11 |
| 3 Die Kohlenstoffspeicherung in Bayerns Wäldern | 12 |
| 3.1 Die lebende Dendromasse | 12 |
| 3.1.1 Methodik | 12 |
| 3.1.1.1 Oberirdische Biomasse Derbholzbäume | 13 |
| 3.1.1.2 Unterirdische Biomasse Derbholzbäume | 16 |
| 3.1.1.3 Validierung der verwendeten Biomassefunktionen | 17 |
| 3.1.1.4 Verjüngung | 18 |
| 3.1.1.5 Ableitung von allgemeinen Kennzahlen (Schätztafeln) | 23 |
| 3.1.2 Ergebnisse | 26 |
| 3.1.2.1 Bestand Derbholz | 26 |
| 3.1.2.2 Verjüngung | 38 |
| 3.1.2.3 Berechnung des statistischen Fehlers | 38 |
| 3.1.2.4 Fichten- und Buchenreinbestände | 40 |
| 3.1.2.5 Vergleiche mit anderen Studien | 42 |
| 3.1.2.6 Validierung der verwendeten Biomassefunktionen | 47 |
| 3.1.2.7 Allgemeine Kennzahlen (Schätztafeln) | 49 |
| 3.2 Totholz | 53 |
| 3.2.1 Methodik | 53 |
| 3.2.2 Ergebnisse | 54 |
| 3.3 Boden | 56 |
| 3.3.1 Methodik | 56 |
| 3.3.2 Ergebnisse | 57 |
| 3.3.2.1 Kohlenstoffvorräte | 57 |
| 3.3.2.2 Genauere Betrachtung der Kohlenstoffgehalte | 69 |
| 3.3.2.3 Einflussfaktoren auf die C-Speicherung im Waldboden | 71 |
| 3.4 Gesamtkohlenstoffspeicherung der Bayerischen Wälder | 82 |
| 4 Die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten | 85 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 4.1 | Einleitung | 85 |
| 4.2 | Die Kohlenstoffspeicherung der Holzprodukte in Bayern für 2002 | 88 |
| 4.2.1 | Die Kohlenstoffspeicherung in den einzelnen Kategorien | 89 |
| 4.2.2 | Zusammenfassung der Ergebnisse | 102 |
| 4.2.3 | Die Veränderung des Speichers seit 2003 | 103 |
| 4.2.3.1 | Datengrundlage und Methodik | 104 |
| 4.2.3.2 | Ergebnisse | 111 |
| 4.2.4 | Substitutionseffekte bei der Verwendung von Holz | 116 |
| 4.2.4.1 | Methodik | 116 |
| 4.2.4.2 | Ergebnisse | 118 |
| 5 | Szenarien zur Kohlenstoffbilanz in der bayerischen Forst- und Holzwirtschaft | 121 |
| 5.1 | Methodik | 121 |
| 5.1.1 | Bestandesentwicklung | 121 |
| 5.1.2 | Entwicklung des Totholz pools | 124 |
| 5.1.3 | Entwicklung des Holzproduktespeichers | 124 |
| 5.2 | Ergebnisse | 125 |
| 5.2.1 | Die Holzerntemengen | 125 |
| 5.2.2 | Die Entwicklung des Kohlenstoffspeichers Wald | 126 |
| 5.2.3 | Exkurs: Zur Kohlenstoffspeicherung unbewirtschafteter Wälder | 130 |
| 5.2.4 | Exkurs: Totholz in ungenutzten Wäldern | 139 |
| 5.2.5 | Die Entwicklung des Holzproduktespeichers | 141 |
| 5.2.6 | Die Entwicklung aller kohlenstoffökologischen Effekte | 143 |
| 6 | Klimaschutzeffekte verschiedener forstlicher Strategien- ein Vergleich auf Bestandesebene | 150 |
| 6.1 | Vergleich der Klimaschutzeffekte verschiedener Aufforstungsflächen | 150 |
| 6.1.1 | Methodik | 150 |
| 6.1.2 | Ergebnisse | 152 |
| 6.2 | Die Entwicklung des Kohlenstoffspeichers an verschiedenen Waldklimastationen | 161 |
| 7 | Literatur | 166 |

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie untersuchte

1. die Kohlenstoffspeicher in Wäldern und Holzprodukten in Bayern im Bezugsjahr 2002 sowie die Vermeidung von Emissionen durch Holzprodukte,
2. den jeweiligen Klimaschutzeffekt von fünf unterschiedlichen Bewirtschaftungsszenarien (zwischen Nichtnutzung und intensivierter Nutzung) für bayerische Wälder für einen Zeitraum von 40 Jahren auf Basis der Daten zur Bundeswaldinventur und
3. die unterschiedlichen Klimaschutzwirkungen von Modellbeständen mit unterschiedlichen Baumarten und gleichen Standorteigenschaften.

Zu 1: Kohlenstoffspeicher:

- Zum Bezugsjahr 2002 konnte auf der gesamten Waldfläche Bayerns, alle Kompartimente zusammengefasst (oberirdische Biomasse, unterirdische Biomasse, Verjüngung, Totholz, organische Auflage und Mineralboden) ein Speicher von insgesamt 693 Mio. t Kohlenstoff oder umgerechnet über 2.500 Mio. t CO₂ festgestellt werden.
- In den letzten 30 Jahren (1971-2002) kompensierten die Wälder in Bayern durch Netto-Biomasseaufbau (nur Derbholzbäume) mit durchschnittlich ca. 2,8 Mio. t Kohlenstoff pro Jahr fast 12% aller energiebedingten CO₂-Eissionen in Bayern (Bezugsjahr Emissionen: 2005) und lieferten so einen Beitrag zur Minderung des Klimawandels.
- Weitere 50,5 Mio. t Kohlenstoff sind in Form von Holzprodukten gespeichert. Die größte Bedeutung der Holzprodukte für den Klimaschutz findet sich jedoch in deren Funktion als Substitut für Materialien und Energieträger, die auf fossilen Stoffen basieren. Schon ein kurzer Zeitraum von 6 Jahren (2003-2008) verdeutlicht, dass dies einen höheren Beitrag zur Entlastung der Atmosphäre liefert als die Kohlenstoffspeicherung selbst.

Zu 2: Vergleich von Bewirtschaftungsszenarien für Bayern

- Das kohlenstoffökologisch optimale Szenario ist eine Nutzung, die einerseits einen leichten Vorratsaufbau im Wald ermöglicht und andererseits die Holzerntemengen zunächst weitgehend stofflich - zum Teil sogar mehrfach - verwendet und abschließend vollständig energetisch verwertet, so dass alle Substitutionseffekte genutzt werden können. Entscheidungen zur Stilllegung von Wäldern können somit nicht auf den Klimaschutzaspekt gestützt werden, sondern müssen naturschutzfachlich begründet werden.
- Würde man ab 2002 in Bayern alle Nutzungen einstellen, so könnten unsere Wälder bei günstiger Entwicklung auch für die nächsten Jahrzehnte einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten, der jedoch langfristig geringer ist als in Nutzungsszenarien mit leichtem Vorratsaufbau und effizienter Holznutzung.
- Die Quantifizierung der Klimaschutzeffekte durch Holznutzung zeigt, dass die Art der Holzverwendung eine entscheidende Rolle spielt. Die (mehrfahe) materielle Nutzung mit anschließender energetischer Verwertung ist der reinen energetischen Nutzung von Holz vorzuziehen, da so in mehrfacher Hinsicht Klimaschutzleistungen generiert wer-

den können. Es zeigt sich auch, dass insbesondere beim Laubholz durch eine effizientere Nutzung die Klimaschutzwirkung von Holz noch verbessert werden kann.

Zu 3: Vergleich von Modellbeständen

- Ein bewirtschafteter Fichtenbestand leistet auf einem guten Standort (Oberbayerisches Tertiärhügelland) nach einem Zeitraum von 180 Jahren einen Gesamt-Klimaschutzeffekt von durchschnittlich 13,6 t CO₂ pro ha und Jahr (entspricht 3,7 t Kohlenstoff). Dieser setzt sich zusammen aus Emissionskompensation mittels Biomasse im Wald sowie der Speicherverlängerung in Holzprodukten und mittels Emissionsvermeidung durch die Nutzung von Holz. Die Gesamteffekte der anderen heimischen Baumarten liegen etwas darunter und variieren zwischen 7,2 t CO₂ (Eiche) und 10,1 t CO₂ (Kiefer). Insgesamt werden somit durch einen Hektar Wald die Emissionen von ca. 1-2 Personen in Bayern vermieden bzw. kompensiert.
- Ein unbewirtschafteter Buchenbestand zeigt auf dem gleichen Standort einen jährlichen Effekt von ca. 7,0 t CO₂ und liegt somit unter seinem bewirtschafteten Pendant (9,1 t CO₂). Auch für den Fichtenbestand zeigt die unbewirtschaftete Variante langfristig geringere Klimaschutzeleistungen. Zwar ist der direkte Kohlenstoffspeicher in Wald und Holzprodukten bei Bewirtschaftung dem Waldspeicher bei Nichtnutzung dauerhaft unterlegen, jedoch kann durch die Substitutionswirkung bei der Verwendung von Holz dies deutlich ausgeglichen werden.

Das Projekt zeigt auch weiteren zukünftigen Forschungs- bzw. Handlungsbedarf auf, unter anderem

- die Fortschreibung des Kohlenstoffspeichers Wald für Bayern anhand der Daten zur BWI³
- eine verbesserte Quantifizierung der Treibhausgas-Substitutionseffekte auf Grundlage von Ökobilanzen für einzelne Holzprodukte und ihre jeweiligen Konkurrenzprodukte oder
- weiterführende Untersuchungen zum Einfluss des Klimawandels auf die Kohlenstoffspeicherung in unseren Wäldern

Keywords: Kohlenstoffspeicherung, Wald, Holzprodukte, Substitutionseffekte, Bayern, Bestandesentwicklung, Stilllegung von Wäldern

Abstract

The present study analyzed

1. the carbon stocks of the Bavarian Forests and wood products of the base year 2002, as well as the avoidance of emissions via wood use,
2. the respective climate change mitigation effect of five different management scenarios (between unmanaged and intensive managed) for a period of 40 years for the Bavarian forests, based on national inventory data and
3. the different climate change mitigation effects of modelled stands with different tree species and equal site characteristics.

Referred to 1: Carbon stocks:

- Summing up all compartments (aboveground biomass, belowground biomass, regeneration, deadwood, organic soil layer and mineral soil layer), a total stock of 693 million tons of carbon, or 2,500 million tons of CO₂, respectively, was calculated for the whole forest area in Bavaria for the base year 2002.
- In the last 30 years (1971-2002), the Bavarian forests compensated through a net-biomass accumulation of 2.8 million tons per year on the average (only considering the biomass of the trees greater than 7 cm in diameter) almost 12% of all energy-induced CO₂-emissions in Bavaria (base year emissions: 2005), thereby contributing to climate change mitigation.
- Further 50.5 million tons of carbon are stored in wood products. The main importance of wood products for climate change mitigation, however, is their function as substitute of materials and energy on a fossil base. Even a short period of 6 years (2003-2008) shows that this substitution contributes more to the release of the atmosphere as the carbon storage itself.

Referred to 2: Comparison of management scenarios for Bavaria:

- The optimal scenario regarding carbon benefits is a management, which enables a slightly increasing growing stock in the forest on the one hand, and a wood use widely for material purposes on the other - in parts with multiple uses - and a subsequent energetic use, where all substitution effects can be joined. Hence, decisions regarding the abandoning of forests cannot be based on climate change mitigation aspects, but have to be justified from a nature conservation point of view.
- If all interventions would be stopped in Bavaria, ongoing from 2002, our forests would provide under favourable terms, a significant contribution to climate change mitigation for the next decades, which is, however, less than in the management scenarios with a slight increase of the growing stock and a efficient wood use.
- The quantification of the climate change mitigation effects via wood use shows that the way of using wood plays a decisive role. The (multiple) material use with a subsequent energetic use should be preferred compared to a pure use of wood for energetic purposes, because climate change mitigation benefits can be generated in multiple

ways. It is shown that especially a more effective use of hardwood could still improve climate change mitigation benefits.

Referred to 3: Comparison of modelled stands:

- A managed spruce stand provides on a good site (Oberbayerisches Tertiärhügelland) a total climate change mitigation effect of 13.6 tons of CO₂ per ha and year (is equivalent to 3.7 tons of carbon) after an observation period of 180 years. This effect consists of the compensation of emissions via stand biomass and the subsequent storage in wood products and the avoidance of fossil emissions through the use of wood. The total effects of the other native tree species vary between 7.2 (oak) and 10.1 tons (pine). All in all, one hectare compensates and avoids the GHG-emissions of 1-2 persons in Bavaria.
- An unmanaged beech stand shows on the same site an annual effect of 7.0 tons of CO₂ and, thus, is below the effects of its managed counterpart (9.1 tons of CO₂). Also for the spruce stand, the unmanaged variation shows minor climate change mitigation benefits on the long term. Though the storage of carbon in the stand and the wood products in the managed stand is steadily less than in the unmanaged stand, this can be clearly compensated by the substitution effects occurring with the use of wood.

The study also shows further need for research and need for action, among others

- the updating of the forest carbon stock for Bavaria on the base of the data from the BWI³
- an improved quantification of the greenhouse gas substitution effects on the base of life cycle assessments for single wood products and their respective competitive products
- continuative studies regarding the influence of climate change on the carbon sequestration in our forests

Keywords: carbon storage, forest, wood products, substitution effects, Bavaria, stand development, abandonment of forests

1 Einleitung

Waldökosysteme erfüllen in unserer Gesellschaft verschiedenste Funktionen. So sind sie Lebensraum für viele Pflanzen und Tiere, erfüllen zahlreiche Schutzfunktionen, bieten Raum für Erholung und Freizeit und liefern den wertvollen Rohstoff Holz. Aber auch für den Klimaschutz haben Wälder eine Schlüsselfunktion, indem sie durch den Aufbau von Biomasse sowie durch die Anreicherung von Kohlenstoff im Boden der Atmosphäre aktiv CO₂ entziehen. Wälder können jedoch sowohl Kohlenstoffsenken als auch Kohlenstoffquellen darstellen. Ein Waldökosystem ist dann eine Senke, wenn es in der Summe mehr Kohlenstoff durch den Zuwachs von Biomasse aufnimmt als es durch die Zersetzung von Totholz oder durch die Nutzung von Holz abgibt. Von Quellen spricht man dann, wenn die Freisetzung von Kohlenstoff aus dem Waldökosystem im Vergleich zur Aufnahme überwiegt.

Aktuell speichern die Wälder unserer Erde ca. 652 Mrd. t Kohlenstoff in allen Kompartimenten inklusive des Mineralbodens (FAO 2010). Umgerechnet in CO₂-Einheiten entspricht dies einer Menge von rund 2.400 Mrd. t. Stellt man dem Gesamtspeicher Wald die jährlichen weltweiten energiebedingten Emissionen gegenüber (z.B. 32 Mrd. t CO₂ in 2005), so zeigt sich die enorme Bedeutung der Wälder, da sie in etwa die energiebedingten Emissionsmengen von 75 Jahren speichern. Die Kohlenstoff-Hot-Spots der Erde liegen dabei in Südamerika (188 Mrd. t C), insbesondere in den tropischen Zonen sowie in Russland (128 Mrd. t C), wobei hier besonders der Speicher im Mineralboden und Auflage (Permafrostböden Sibiriens) eine noch wichtigere Rolle spielt als in anderen Regionen der Erde. Der weltweit riesige Kohlenstoffspeicher birgt auch eine Gefahr, da in Zukunft auch große Mengen an Kohlenstoff freigesetzt werden könnten, die dann den Treibhausgaseffekt verstärken würden. Große Waldgebiete speziell in der nördlichen Hemisphäre wie in Nordamerika oder Europa aber auch in China stellen aktuell Kohlenstoffsenken dar, so dass die durch Entwaldung verursachten Emissionen in den Tropen größtenteils wieder kompensiert werden. Dennoch muss verdeutlicht werden, dass laut FAO (2010) in der Summe die Wälder der Erde mit aktuell rund 0,8 Mrd. t Kohlenstoff pro Jahr eine Netto-Kohlenstoffquelle darstellen (Abb. 1, abgeleitet aus FAO 2010). Insbesondere aufgrund des Verlustes von Waldfläche durch Raubbau wie z.B. Brandrodung oder illegalen Holzeinschlag in den tropischen Zonen kann dies begründet werden. So fallen rund 15% der menschengemachten Emissionen auf die Entwaldung tropischer Wälder zurück (WWF 2011). Der durchschnittliche Vorrat pro ha auf der verbliebenen Waldfläche bleibt hingegen relativ stabil und hat sich sogar in den letzten Jahren leicht erhöht (161,4 t C/ha in 1990 im Vergleich zu 161,8 t C/ha in 2010). Jedoch bestehen bei der Quantifizierung der weltweiten C-Speicher nach wie vor große Unsicherheiten. So beschreibt eine aktuelle Studie von PAN ET AL. (2011) die Wälder der Erde in der Summe als Kohlenstoffsenken - im Gegensatz zu den Angaben der FAO. Deren Ergebnisse zufolge bildete die globale Waldfläche (unter Berücksichtigung aller Kompartimente inklusive Boden, Totholz und Streu) eine Netto-Senke von 1,1 Mrd. Tonnen C pro Jahr zwischen 1990 und 2007. Jedoch sind diese Angaben, die aus Inventurdaten und langfristigen Untersuchungen stammen, naturgemäß mit Unsicherheiten behaftet ($\pm 0,8$ Mrd. Tonnen). Die relative jährliche Veränderung der FAO-Angaben liegt bei ca. -0,1% pro Jahr im Bezug zum Gesamtspeicher 2010. Die Pan-Studie beschreibt eine jährliche Zunahme um 0,1%, was auch verdeutlicht, dass sich die beiden

Ergebnisse trotz der sehr hohen absoluten Zahlen in einem sehr ähnlichen Wertebereich bewegen.

Die besondere Bedeutung unserer Wälder zum Klimaschutz ist bereits seit langem bekannt und wird zunehmend einer breiten Öffentlichkeit bewusst. Dies zeigt beispielsweise eine Umfrage vom Bundeslandwirtschaftsministerium (BMELV 2011) zum Jahr der Wälder, bei der etwa 78% der Befragten angaben, dass Wald entscheidend für das Weltklima sei. Weniger bekannt hingegen ist Größe und Umfang des Beitrages der Wälder zum Klimaschutz, sowohl auf globaler, nationaler aber insbesondere auch auf regionaler Ebene.

Gesamtkohlenstoffspeicherung der Wälder weltweit (Mrd. t)

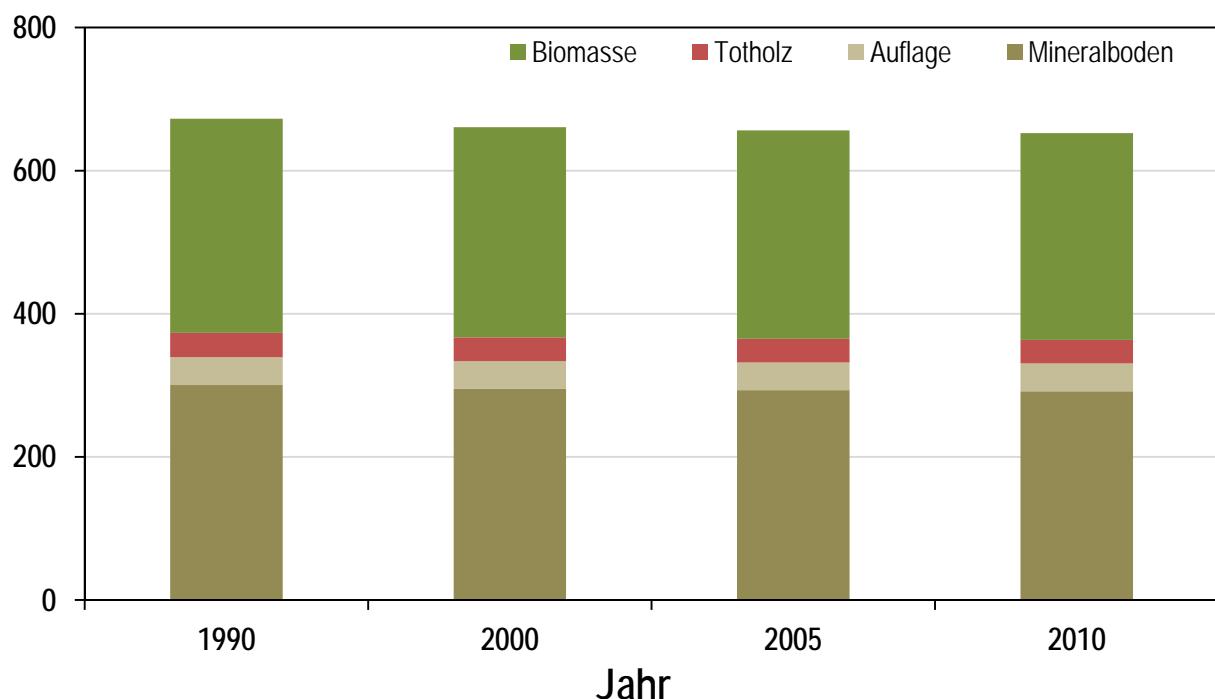


Abb. 1: Die Entwicklung des Kohlenstoffspeichers in den Wäldern weltweit (Mrd. t C); abgeleitet aus FAO (2010)

Die vorliegende Arbeit soll dazu beitragen, die Bedeutung der bayerischen Wälder zum Klimaschutz darzustellen. Dabei ist die Betrachtung jedoch nicht alleine auf das System Wald begrenzt. Vielmehr wird eine Gesamtbilanzierung dargestellt, die die Nutzung des Holzes aus bayerischen Wäldern mit integriert, um so eine ganzheitliche Betrachtung zu ermöglichen, die den gesamten Beitrag der Forst- und Holzwirtschaft berücksichtigt. Es werden folgende Themenfelder behandelt:

1. *Die Darstellung der Stellung von Wäldern in der internationalen Klimapolitik.*
2. *Die Quantifizierung des gesamten Kohlenstoffspeichers der bayerischen Wälder unter Betrachtung aller relevanten Kompartimente wie oberirdische Biomasse, unterirdische Biomasse, Verjüngungsschicht, Totholz, organische Auflage und Mineralboden.*

3. Die Darstellung der vergangenen Entwicklung des Kohlenstoffspeichers Wald in Bayern seit 1971.
4. Die Ableitung von einfachen Kennzahlen und Umrechnungsfaktoren zur praxisnahen Bestimmung der Kohlenstoffspeicherung auf Einzelbaum- bzw. Bestandesebene für die Hauptbaumarten Fichte, Buche, Eiche und Kiefer.
5. Die Quantifizierung des Holzproduktespeichers in Bayern sowie daraus abgeleitet die Bedeutung der Holzverwendung für den Klimaschutz.
6. Die Entwicklung verschiedener Szenarien für die gesamte Waldfläche Bayerns unter Betrachtung aller kohlenstoffökologischen Effekte inklusive der Holznutzung.
7. Die Darstellung unterschiedlicher modellhafter Waldentwicklungsszenarien für die heimischen Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche sowie für die fremdländische Baumart Douglasie zur Ableitung kohlenstoffökologisch optimaler Strategien auf Bestandesebene.
8. Die Entwicklung der Kohlenstoffspeicherung an ausgewählten Waldklimastationen der LWF unter Berücksichtigung unterschiedlicher Klimaszenarien.

2 Wälder und Holzprodukte in der internationalen Klimapolitik

2.1 Klimapolitik allgemein

Seit 1997 sind mit dem Kyoto-Protokoll international verbindliche Klimaschutzmaßnahmen geregelt, in dem sich die Unterzeichnerstaaten zur Reduktion ihrer Treibhausgase verpflichten. Die EU hat sich für die nächste Vertragsperiode ab 2013 eine Gesamtreduktion ihres Treibhausgasausstoßes von 20% zum Referenzjahr 1990 auferlegt. Sollten sich die anderen Länder mit großen Emissionsmengen ebenfalls vergleichbare Einsparungsvorgaben setzen, würde die EU auch auf 30% erhöhen (European Comission 2010). Deutschland sieht sich selbst international in einer Vorreiterrolle im Klimaschutz. In der ersten Vertragsperiode von 2008 bis 2012 kann das Reduktionsziel von 21% wohl erreicht werden. Für das nächste Abkommen hat Deutschland eine Emissionsminderung von 40% zugesagt, falls die EU die Erhöhung auf 30% durchsetzt (BMU 2009). Allerdings stellt sich durch das Austreten von Kanada aus dem Kyoto-Protokoll zu Beginn des letzten Klimagipfels in Durban (2011) nicht nur die Frage nach der Verbindlichkeit dieses und eines möglichen nächsten Abkommens, sondern auch, ob ein Folgeabkommen überhaupt zu Stande kommen wird, da sich ohne Kanada, den USA, China, Russland und Japan nur wenige der großen Emissionsländer einem neuen Protokoll verpflichten wollen.

Wälder waren von Anfang an in den Diskussionen um international verbindliche Klimaschutzabkommen von Bedeutung und werden im Kyoto-Protokoll unter dem Begriff LULUCF (Land use, land use change and forestry) geführt. LULUCF beschreibt die anthropogenen Einflüsse auf die Emissionsfunktion von natürlichen Kohlenstoffquellen und -senken. Die Industriestaaten, die das Kyoto-Protokoll ratifiziert haben, sind verpflichtet, ihren LULUCF-Haushalt zu dokumentieren und bei ihren Treibhausgasbilanzen zu berücksichtigen. LULUCF wurde im Kyoto-Protokoll in Art. 3.3 und 3.4 verankert, wobei mit Art. 3.3 die Unterzeichnerstaaten verpflichtet wurden, Aufforstung, Wiederaufforstung sowie Abholzung im Bezug zum Referenzjahr 1990 in den Emissionshaushalt mit einzuberechnen. In Art. 3.4 wurden im Laufe der Kyoto-Debatte noch weitere forstliche Maßnahmen zur freiwilligen Selbstverpflichtung festgeschrieben, insbesondere die Bewirtschaftung von bestehenden Waldflächen.

Ein weiterer waldbezogener Mechanismus, der im Rahmen der Klimaschutzverhandlungen diskutiert wird, ist REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation) und beschreibt die Vermeidung von Emissionen durch die Erhaltung von Waldflächen in den Entwicklungsländern. Es entwickelte sich vom ursprünglichen RED, das nur die vermiedene Entwaldung als Emissionsfaktor mit einberechnete, über REDD, in dem neben der Entwaldung auch die Degradierung zur Bedeutung kommt, zu REDD+, in dem zusätzlich relevant ist, dass die Wälder erhalten bleiben, nachhaltig bewirtschaftet werden und deren Kohlenstoffvorrat erhöht wird.

2.2 Historischer Verlauf der internationalen Klimapolitik

Den Auftakt einer Reihe von inzwischen 17 Klimakonferenzen bildete die Rio-Konferenz in Rio de Janeiro (1992). Während auch schon auf früheren Gipfeln über Umwelt- und Treibhausproblematiken gesprochen wurde, kam man jetzt zum ersten Mal zusammen, um explizit über ökologische Fragen zu debattieren. Dabei wurde die Agenda 21 als Rahmenübereinkommen von 158 Staaten unterzeichnet. Darin sind Nachhaltigkeitsbeschlüsse zu den drei Hauptthemen Wüstenbildung, biologische Vielfalt und Klimawandel festgelegt. Nach zwei weiteren Konferenzen in Berlin (1995) und Genf (1996) wurde 1997 das Kyoto-Protokoll erarbeitet, das bis 2005 193 Staaten unterschrieben haben und den Verpflichtungszeitraum 2008 bis 2012 umfasst (UNFCCC 2012). In diesem Protokoll gaben die Industriestaaten Ziele zur Minderung ihrer Emissionen vor.

In Art. 3.3 und 3.4 wurde der Bereich LULUCF in das Abkommen eingebunden und verpflichtete ursprünglich nur zur Emissionseinberechnung von Aufforstung, Wiederaufforstung und Abholzung in Art. 3.3. Deutschland kann so jährlich 0,5% seiner Emissionen kompensieren (SCHULZ 2007). Auch das REDD- Programm zur Emissionsminderung durch Urwaldschutz wurde in den Diskussionen um das Protokoll angesprochen, jedoch noch nicht mit aufgenommen.

In den folgenden Konferenzen zwischen 1998 in Buenos Aires und 2001 in Marrakesch erarbeitete man einen Entwurf, der erweiterte Anrechnungsmöglichkeiten für Kohlenstoffsenken auf nationale Emissionshaushalte beinhaltet. Dazu wurde der IPCC (Intergovernmental Panel of Climate Change) beauftragt, einen Sonderbericht anzufertigen, in dem der Stand der Wissenschaft und der Technik sowie Modelle von Szenarien verschiedener Land- und Waldnutzungen aufgezeigt wurden. Auf Basis dieses Sonderberichts wurden in Marrakesch schließlich drei Hauptpunkte verabschiedet: Zum einen wurden Richtlinien zur Kontrolle von LULUCF-Projekten beschlossen (*Good Practice Guidance*). Damit soll gesichert werden, dass diese den Anspruch auf Umweltschutz im Kyoto-Protokoll nicht untergraben. Zum anderen wurden vier neue Maßnahmen zur optionalen Einberechnung in den Emissionshaushalt unter Art 3.4 definiert: Waldwirtschaft, welche etwa 70% des gesamten LULUCF-Sektors ausmacht, Felderwirtschaft und Weideilandwirtschaft, die zusammen etwa 17% entsprechen, und Rekultivierung, wobei die Entscheidung der Staaten, welche Maßnahmen sie mit einberechnen wollen, dann für den ersten Verpflichtungszeitraum verpflichtend war. Außerdem wurde noch festgesetzt, dass nur Aufforstungs- und Wiederaufforstungsprojekte im CDM (Clean Development Mechanism) verwendet werden dürfen (UNFCCC 2006). CDM regelt die Zusammenarbeit von Industrie- und Entwicklungsländern, wobei von den Industrienationen Klimaschutzprojekte im Ausland finanziert und ihnen im Gegenzug die entsprechenden Emissionseinsparungen gutgeschrieben werden. Wenn ein Industriestaat in einem anderen Industriestaat ein LULUCF-Projekt fördert, gilt dieses als JI (Joint Implementation)-Projekt und kann auch zu den eigenen Emissionsminderungen gerechnet werden. Nach einigen Debatten in Mailand (2003) wurde 2004 in Buenos Aires der Entwurf zur Verknüpfung von LULUCF zum CDM angenommen. So dürfen Industriestaaten Partnerstaaten zu gemeinsamen Projekten heranziehen. Zu einem bestimmten Teil muss die Einsparung allerdings national erfolgen.

Wegen der hohen Komplexität im Bereich der Böden und dessen Kohlenstoffberechnungen wurde dieses Thema sowohl von den Staaten als auch von Klimaschützern lange auf-

geschoben. Auch einzelne andere Themen fehlten im Kyoto-Protokoll: Zum Beispiel wurde nicht zwischen Naturwäldern und Plantagen differenziert (BAHLS 2008). Auch erhielt das REDD Programm im ersten Kyotoprotokoll noch keinen Platz.

In Montreal (2005) wurden die Verhandlungen für eine Verlängerung des Kyoto-Protokolls eingeleitet. Dabei wurde erstmals die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten angesprochen. Die Staaten wurden dazu aufgefordert, Daten und Informationen über ihre nationalen Kohlenstoffspeicher in Holzprodukten zu erheben. Die Kohlenstoffbilanz wurde bisher nur bis zur Waldökosystemgrenze betrachtet. Endgültige Entscheidungen dazu wurden allerdings von Konferenz zu Konferenz weiterverschoben.

REDD sollte in dem Nachfolge-Protokoll nun auch eine tragende Rolle spielen und wurde vor allem von den Regenwaldstaaten begrüßt. In Bali (2007) schließlich wurde geplant, dass Entwicklungsstaaten bei eigenen Waldschutz- und Aufforstungsprojekten Kompen-sationszahlungen von Industrienationen erhalten. Das wurde in allen darauf folgenden Konferenzen zu einem großen Thema, aber vor allem die Frage um die Finanzierung verhinderte eine Einigung. So wurden schon ein Jahr später in Posen (2008) die Interessenskonflikte von Entwicklungsländern und Industrieländern deutlich, da den Entwicklungsstaaten die geforderten harten Regelungen des REDD neben den weichen LULUCF-Regelungen unangemessen erschienen.

In Kopenhagen (2009) wurde über eine Differenzierung zwischen Wäldern und Plantagen, der Einberechnung von höherer Gewalt, die Erweiterung der unter LULUCF anrechenbaren Maßnahmen bzgl. Holzprodukte und über Moore diskutiert. Feste Beschlüsse wurden dazu aber nicht gefasst. Jedoch einigte man sich darauf, REDD in einem möglichen Post-Kyoto-Protokoll einzubeziehen.

In Cancún (2010) wurde über die Möglichkeit debattiert, zur Berechnung der Treibhausgasemissionen von LULUCF baselines einzuführen. Diese entsprechen den unabhängig von Klimaschutzmaßnahmen geplanten Emissionen und gelten dann als Referenzwerte. Die Differenz zu den tatsächlichen Emissionen kann dann als Einsparung berechnet werden. Zu REDD wurde beschlossen, einen Fond einzurichten, in dem die Industriestaaten die wirtschaftlichen Einbußen der von REDD betroffenen Länder ausgleichen. Konkrete Vereinbarungen zur Finanzierung, zum Schutz von Biodiversität und Menschenrechten und zur Regelung der CO₂-Anrechnung wurden dabei nicht getroffen.

In Durban (2011) einigte man sich auf eine Fortsetzung des Kyoto-Protokolls ab 2013. Ausgestaltung und Dauer sollen in Doha (2012) festgelegt werden. Es wurde ein Text verfasst, der die LULUCF- Richtlinien für die zweite Verpflichtungsperiode festsetzt. Dieser besagt, dass durch natürliche Störungen wie Waldbrand oder Insektenkalamitäten verursachte Emissionen, die vom Staat nicht kontrolliert werden können, von den Berechnungen ausgeschlossen werden dürfen. Der Definition von Wald wurde hinzugefügt, dass Wälder Systeme mit vielseitigen biologischen Komponenten sind, die interagieren und abhängig voneinander sind. Damit sollen Wälder von Plantagen unterschieden werden. 1990 soll als Referenzjahr bestehen bleiben. Die Einberechnung von Aufforstung, Wiederaufforstung und Abholzung bleibt verpflichtend. Rekultivierung, Felderwirtschaft, Weidewirtschaft, und die Wiedervernässung und Drainage von Mooren können optional hinzugefügt werden. Der Einbezug der Waldbewirtschaftung hingegen ist nicht mehr freiwillig, sondern festgeschrieben. Dabei sollen als Berechnungsreferenzen die baselines verwendet werden, über die schon in Cancún debattiert wurde. Alle betroffenen Staaten sol-

len nun individuelle Referenzlevel vorschlagen, die von Experten geprüft werden. Die EU plant dabei mit einem Business-As-Usual-Szenario als Referenzmodell. Auch die Einberechnung von Holzprodukten wird verpflichtend. In Durban wurden zum REDD Programm keine großen Fortschritte erzielt. Vor allem die Frage nach der Finanzierung behinderte konkrete Vereinbarungen. Allerdings wurde beschlossen, Moore auch mit in die Ausgleichszahlungen einzubeziehen.

2.3 aktueller Stand (Frühjahr 2012)

EU-intern wurde im März 2012 ein Vorschlag angenommen, der einheitliche Anrechnungsvorschriften für LULUCF definiert und auf nationaler Ebene zur Erstellung von Aktionsplänen verpflichtet. Im Forstsektor soll Aufforstung gefördert und Entwaldung vermieden werden. Außerdem sieht man in längeren Umlaufszeiten, der Vermeidung von Kahlschlägen, der Nicht-Nutzung von Wäldern und verstärkten Präventivmaßnahmen Möglichkeiten zum Klimaschutz (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2012). Allerdings widersprechen die Punkte „längere Umlaufszeiten“ und „Nicht-Nutzung von Wäldern“ den aktuellen Forschungsergebnissen, wie beispielsweise auch den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit, welche der Nutzung von Wäldern einen größeren Beitrag zum Klimaschutz einräumt als der Nichtnutzung (u.a. auch KÖHL ET AL. 2011, RÜTER 2011).

Die bisherigen Verhandlungen zur Verlängerung des Post-Kyoto-Protokolls werden sehr kritisch betrachtet, insbesondere aufgrund der Weigerung der großen Treibhausgasemittenten China, USA und Russland (die jeweils einen Anteil von 22,3%, 19,1% und 5,4% der weltweiten CO₂-Emissionen in 2010 zu verbuchen haben), sich an der Reduktionspolitik zu beteiligen (GERMANWATCH 2011). So wird ihnen vorgeworfen, dass sie ihrer Verantwortung nicht gerecht werden und den Konsequenzen der Klimaschäden aus dem Weg gehen. Das Aussteigen Kanadas aus dem jetzigen Protokoll und Japans aus dem Nachfolgenden ist zudem für weitere Verhandlungen nicht förderlich.

Von der 2012 anstehenden Konferenz in Doha wird ein konkretes Nachfolge-Protokoll erwartet. Vor allem zu REDD stehen noch einige Fragen offen. Beispielsweise muss noch geklärt werden, wie die Lebensgrundlage der Ureinwohner und anderer Menschen, die vom Wald abhängig sind, gesichert werden kann, wie die Emissionen und Emissionsreduktionen berechnet und kontrolliert werden können und insbesondere, wie REDD finanziert wird. Es soll weiterhin neben dem Nachfolge-Protokoll, das dann bis 2017 oder 2020 läuft, bis 2015 an einem neuen umfassenden Protokoll gearbeitet werden, das alle Länder, also auch Schwellenländer wie China und Indien zu Emissionseinsparungen verpflichtet und 2020 in Kraft tritt.

3 Die Kohlenstoffspeicherung in Bayerns Wäldern

3.1 Die lebende Dendromasse

3.1.1 Methodik

Um die gesamte Kohlenstoffbindung in der Dendromasse eines Waldökosystems zu erfassen, müssen alle einzelnen Baumkompartimente berücksichtigt werden. Diese umfassen neben dem Stammholz auch die Baumkrone, die Blätter bzw. Nadeln, die Äste und die unterirdische Biomasse (Wurzeln). Die Ermittlung der gesamten Baumbiomasse inkl. der Reisigbiomasse hat erst in den letzten Jahren an Wichtigkeit zugenommen, da früher die Gesamtbiomasse eines Baumes insbesondere aus wirtschaftlichen Gründen nicht von großer Bedeutung war. Erst in jüngerer Zeit sind Fragestellungen entstanden, die auch der Biomasse in den anderen Kompartimenten neben dem Stammholz eine höhere Bedeutung beimessen. Insbesondere die vermehrte Nutzung von Waldbiomasse als Energieträger und die dadurch intensivere Nutzung von Holz führt zu steigendem Interesse nach Holz auch unterhalb der Derbholzgrenze. Aber auch die internationalen Klimaschutzvereinbarungen führen dazu, dass die Gesamtbiomasse eines Waldes nun besser erfasst werden muss, um so die tatsächliche Kohlenstoffspeicherung bzw. Veränderung in Wäldern möglichst genau zu quantifizieren.

Wichtige Grundvoraussetzung, um auf regionaler oder nationaler Ebene für größere Waldflächen die Biomasse zu bestimmen, sind fundierte Datengrundlagen wie z.B. großflächig angelegte Waldinventuren. Für Deutschland bzw. Bayern bietet die Bundeswaldinventur (BWI) eine gute Basis, um beispielsweise auch die hohen Anforderungen der Berichterstattungspflicht nach dem Kyoto-Protokoll bzw. der Treibhausgasinventuren gemäß der UNFCCC¹ zu erfüllen. Insbesondere die gerade in der Durchführung befindliche BWI² wird dafür wichtige Informationen liefern, da so in Verbindung mit der Inventurstudie 2008 die Veränderungen für den ersten Berichtszeitraum 2008-2012 für Deutschland quantifiziert werden können (SCHWITZGEBEL ET AL 2010; HEUER 2010). In der vorliegenden Arbeit werden die Grunddaten der BWI² (Stichtag: 01.10.2002) herangezogen, um die Kohlenstoffspeicherung der Dendromasse für Bayerns Wälder in 2002 zu bestimmen (Näheres zur Methodik der BWI siehe u.a. SCHMITZ ET AL. 2008).

Um den tatsächlichen Beitrag der Wälder zum Klimaschutz zu quantifizieren, sind neben einer guten Datenbasis auch exakte Berechnungsverfahren notwendig, die es ermöglichen, von einfach zu erhebenden Eingangsgrößen wie BHD, Höhe oder Bestandesvorrat auf die Gesamthaumbiomasse bzw. Bestandesbiomasse zu expandieren. Mit dieser Thematik beschäftigt man sich nunmehr seit mehr als 20 Jahren, wobei BURSCHEL ET AL. (1993) einer der Vorreiter waren und die ersten Volumen-Expansionsfaktoren für Deutschland entwarfen, welche ermöglichten, vom Derbholzvorrat auf den Gesamt vorrat eines Bestandes zu schließen. Ihre Überlegungen bildeten die Basis für viele darauffolgende Untersuchungen zum Thema Wald und Kohlenstoffspeicherung. Dennoch gibt es bis heute trotz einer Fülle an Biomassefunktionen nur eine geringe Anzahl an probaten und allgemeingültigen Bio-

¹ United Nations Framework Convention on Climate Change

massefunktionen oder Berechnungsmethoden, die für die Bestimmung der Kohlenstoffbindung in definierten Regionen geeignet sind. Der Grund dafür ist hauptsächlich, dass geeignete Modelle nur über destruktive Untersuchungen entwickelt werden können, d.h., um die komplette Biomasse eines Baumes genau zu erfassen, müsste dieser komplett inklusive Wurzelmasse ausgegraben, vermessen, getrocknet und gewogen werden.

Eine wichtige Voraussetzung für gute Modelle ist zudem eine ausreichend hohe Stichprobenzahl, diese im Optimalfall unterscheiden nach Baumart, Standort, Wuchsgebiet, sozialer Stellung, Bonität, Bewirtschaftungsform oder anderen wichtigen Faktoren. Aufgrund der hohen Kosten- und Zeitintensität, die die Entwicklung solcher Modelle mit sich bringen, sind qualitativ gute Funktionen nach wie vor nur im geringen Umfang verfügbar. Im Folgenden werden die in dieser Studie verwendeten Berechnungsverfahren erläutert.

3.1.1.1 Oberirdische Biomasse Derbholzbäume

Dass der Wald als Kohlenstoffspeicher fungiert und somit einen Beitrag zum Klimaschutz leisten kann, wurde in Deutschland erstmals von BURSCHEL UND WEBER (1988) verdeutlicht. Bis heute wurden und werden die Expansionsfaktoren von BURSCHEL ET AL. (1993) von verschiedenen Autoren weiterentwickelt und verbessert. Einen Schritt weiter als Burschel geht ZELL (2008), der anstelle des Derbholzvorrates anhand der Eingangsgrößen Baumhöhe, Baumart und BHD mittels Biomassefunktionen direkt die oberirdische Gesamtbaumbiomasse errechnet. Ein Vorteil dieser Methodik ist, dass Berechnungen auf Einzelbaumebene möglich sind, so dass auch ein statistischer Fehler genauer ermittelt werden kann. Nach WIRTH ET AL. (2004A) ist die Berechnung auf Einzelbaumebene die exakte Methode, so dass Expansionsfaktoren nur dann verwendet werden sollten, wenn Einzelbaumberechnungen nicht möglich sind.

ZIANIS ET AL. (2005) geben eine Übersicht über mehr als 600 Biomassefunktionen in Europa, die sie aus einer Meta-Analyse ableiten. Die Autoren haben jedoch festgestellt, dass die Funktionen großenteils nur auf einer geringen Stichprobenzahl basieren, so dass ihre Anwendbarkeit sehr eingeschränkt ist. Zudem sind diese meist nicht allgemeingültig und beziehen sich nur auf bestimmte Regionen. Auch für Deutschland gibt es bisher nur wenige allgemeingültige Biomassefunktionen. So entwickelten beispielsweise WIRTH ET AL. (2004B) für Fichte oder WUTZLER ET AL. (2008) für Buche Funktionen, die als Eingangsparameter Höhe, BHD, Bonität oder die Höhe über N.N. erfordern. Auch ZELL (2008) erstellte für verschiedene heimische Baumarten anhand der Massentafeln von Grundner und Schwappach (in SCHOBER 1952) für Deutschland gültige Biomassefunktionen.

In der vorliegenden Arbeit wurden grundsätzlich die Funktionen nach ZELL (2008) und für einen Vergleich der bayernweiten Ergebnisse die Expansionsfaktoren nach BURSCHEL ET AL. (1993) verwendet. Für eine Validierung der Funktionen auf Einzelbaumebene wurden jedoch auch Funktionen von anderen Autoren herangezogen (siehe Kap. 3.1.1.3).

Biomassefunktionen nach ZELL (2008):

Mittels des Datensatzes der BWI für Deutschland und eigens entwickelter Volumen-Expansionsfunktionen, abgeleitet aus den Massentafeln von Grundner und Schwappach (SCHOBER 1952) wurden von ZELL für verschiedene Baumarten Biomassefunktionen er-

stellt, wodurch sich anhand von Baumart, Höhe, BHD und Formquotient (Formigkeit des Baumes) direkt die oberirdische Biomasse auf Einzelbaumebene bestimmen lässt. Dabei werden grundsätzlich vier verschiedene Funktionstypen, je nach Verfügbarkeit der Eingangsparameter unterschieden. In der vorliegenden Arbeit wurde Funktionstyp 4 verwendet, da alle dafür erforderlichen Eingangsparameter (Höhe, BHD, Formigkeit) vorhanden waren (Gleichung 1). Die einfacheren Funktionen hingegen würden nur den BHD bzw. BHD und Höhe als erklärende Variablen enthalten. Die Verwendung des komplexeren Modells bietet sich schon deshalb an, da es im Vergleich zu den anderen einfacheren Modellen bei fast allen Baumarten signifikant genauere Schätzwerte liefert.

$$OB = \beta_0 * D^{\beta_1 * I_1 + \beta_2 * I_2 + \beta_3 * I_3} * H^{\beta_4} \quad (1)$$

mit OB als oberirdische Biomasse, D als BHD, I als Gruppe des unechten Formquotienten, H als Baumhöhe und β als Funktionsparameter.

Der Parameter I beschreibt die zugehörige Quantile der Formigkeit des zu berechnenden Baumes als Quotient aus D_{7m} und $D_{1,3m}$. Jeder Formquotient wird in eine Quantile eingeteilt (I_1 , I_2 , I_3). Der Formquotient konnte anhand der BWI-Daten errechnet werden, da der Durchmesser bei 7 m Höhe angegeben ist. Die Funktionsparameter sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1. Die Funktionsparameter der Biomassefunktion nach ZELL (2008)

| Baumart | β_0 | β_1 | β_2 | β_3 | β_4 |
|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Fichte | 0,075 | 1,919 | 1,930 | 1,960 | 0,601 |
| Tanne | 0,060 | 2,060 | 2,075 | 2,109 | 0,513 |
| Kiefer | 0,089 | 1,980 | 2,005 | 2,035 | 0,527 |
| Lärche | 0,105 | 1,958 | 1,984 | 2,007 | 0,509 |
| Buche | 0,054 | 2,045 | 2,067 | 2,097 | 0,523 |
| Eiche | 0,064 | 2,084 | 2,108 | 2,137 | 0,575 |
| Birke | 0,080 | 1,942 | 1,962 | 2,003 | 0,597 |
| Erle | 0,035 | 2,080 | 2,117 | 2,151 | 0,634 |

Insgesamt gibt ZELL für die Baumarten Fichte, Buche, Birke, Eiche, Erle, Lärche, Kiefer und Tanne Biomassefunktionen an. Für Ahorn, Hainbuche, Kirsche, Kastanie/sonstige ALH² wird die Funktion der Buche, für die Douglasie die Funktion der Tanne, für die Esche, Roteiche, Ulme und Robinie die Funktion der Eiche, für Pappel, Weide und Wildobst/sonstige ALN wurde die Funktion der Birke verwendet.

² Die Gruppe der ALH bezeichnet nach BWI-Gruppierung die sonstigen Laubbäume mit hoher Lebensdauer, die ALN die Gruppe der Laubbäume mit niedriger Lebensdauer.

Expansionsfaktoren nach BURSCHEL (1993):

Bei der Methodik nach Burschel werden Volumenexpansionsfaktoren abgeleitet, die auch die unterirdische Biomasse beinhalten. Burschel berücksichtigt jedoch nicht die höhere Dichte des Astholzes, so dass anhand dieser Methodik die Biomassen wohl unterschätzt werden (PISTORIUS 2007). Die Volumenexpansionsfaktoren nach Burschel sind in Abhängigkeit der jeweiligen Baumart und Altersklasse in Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2. Die Volumenexpansionsfaktoren nach BURSCHEL (1993)

| | AKL | Fichte | Tanne | Kiefer | Eiche | Buche |
|--|----------------|--------|-------|--------|-------|-------|
| | 0-20 | 4,00 | 4,00 | 4,00 | 4,00 | 4,00 |
| | 21-40 | 1,65 | 1,52 | 1,51 | 1,58 | 1,69 |
| | 41-60 | 1,51 | 1,44 | 1,42 | 1,41 | 1,47 |
| | 61-80 | 1,45 | 1,44 | 1,40 | 1,39 | 1,41 |
| | 81-100 | 1,45 | 1,38 | 1,36 | 1,37 | 1,38 |
| | 101-120 | 1,45 | 1,41 | 1,34 | 1,35 | 1,39 |
| | 121-140 | 1,46 | 1,41 | 1,34 | 1,34 | 1,39 |
| | 141-160 | 1,47 | 1,42 | 1,34 | 1,35 | 1,38 |
| | >160 | 1,48 | 1,41 | 1,33 | 1,34 | 1,39 |

Im Gegensatz zu ZELL (2008) werden hier nicht die Grunddaten, sondern die bereits aggregierten Daten der BWI herangezogen. Die verwendeten Holzdichten sind in Tab. 3 ersichtlich. Burschel gibt nur für Fichte, Tanne, Kiefer, Eiche und Buche Expansionsfaktoren aus. Für alle anderen Nadelbäume wurden die Faktoren der Fichte, für alle anderen Laubhölzer die Faktoren der Buche herangezogen.

Tab. 3. Die verwendeten Raumdichten nach KOLLMANN (1982)

| Baumart | Raumdichte [t m ⁻³] | Baumart | Raumdichte [t m ⁻³] |
|------------------|---------------------------------|------------------|---------------------------------|
| Fichte | 0,379 | Linde | 0,417 |
| Tanne | 0,363 | Robinie | 0,647 |
| Douglasie | 0,414 | Ulme | 0,556 |
| Kiefer | 0,431 | Kastanie | 0,558 |
| Lärche | 0,487 | Birke | 0,526 |
| sonst. NH | 0,379 | Erle | 0,428 |
| Buche | 0,558 | Pappel | 0,353 |
| Eiche | 0,571 | Weide | 0,462 |
| Esche | 0,564 | Kirsche | 0,558 |
| Hainbuche | 0,642 | sonst. LH | 0,558 |
| Ahorn | 0,522 | | |

Auffällig ist der sehr hohe Faktor der ersten Altersklasse. Dies ist darauf zurückzuführen, dass BURSCHEL hier die Biomasse der Bäume berücksichtigt, die die Derbholzgrenze noch nicht erreicht haben, so dass er gutachterlich veranschlagt, dass die erste Klasse einen Reisiganteil von rund 200% besitzt. Bei den Berechnungen nach ZELL werden die Bäume unter 7cm BHD nicht erfasst. Dies muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Die Bäume kleiner 7cm BHD werden in der vorliegenden Arbeit separat als Verjüngung in Kap. 3.1.2.2 dargestellt.

Alle Berechnungen beziehen sich auf die Bestimmung der Trockenbiomasse. Um den Kohlenstoffspeicher zu bestimmen, muss die Trockenmasse mit einem Faktor von 0,5 multipliziert werden. Dies entspricht dem Konversionsfaktor, der üblicherweise herangezogen wird, unter der Annahme, dass jegliche Biomasse in etwa zu 50% aus Kohlenstoff besteht. Dieser Wert unterliegt zwar Schwankungen, auch zwischen den Kompartimenten eines Baumes, wie sie beispielsweise in BURSCHEL (1993) dargestellt werden (zwischen 48,9% und 54,4%). Dennoch erscheint er als geeignet, zumal zusätzliche Untersuchungen dazu in Rahmen dieser Arbeit zu aufwändig wären. Will man von Kohlenstoff direkt die Bindung in CO₂-Einheiten herleiten, so muss ein Faktor von 3,67³ herangezogen werden.

3.1.1.2 Unterirdische Biomasse Derbholzbäume

Untersuchungen zur unterirdischen Biomasse liegen in weitaus geringerer Anzahl vor als Arbeiten zur oberirdischen Biomasse. Hier sind beispielsweise die Arbeiten von BOLTE ET AL. (2004) oder WUTZLER (2008) für Fichte und Buche zu nennen. Grund für die mangelnde Berechnungsbasis ist in erster Linie die Schwierigkeit der destruktiven Aufnahmen zur Erfassung der Wurzelbiomasse, welche meist mit hohem Kosten- und Personalaufwand betrieben werden müssen. Dies bewirkt auch, dass bei den Untersuchungen zur Wurzelbiomasse oftmals eine nur sehr geringe Stichprobenanzahl erreicht wird. In der vorliegenden Arbeit werden für die Auswertung der BWI-Daten die Funktionen von DIETER UND ELSASSER (2002) verwendet (Gleichung 2), die auf Bestandesebene mittels einfacher linearer Modelle für temperierte Wälder die Wurzelbiomasse bestimmen. Die Funktionen wurden anhand einer Meta-Analyse von mehreren Autoren hergeleitet.

$$\sqrt{UB} = \beta * \sqrt{OB} + \delta_{BA} \quad (2)$$

mit UB als unterirdische Biomasse, OB als oberirdische Biomasse, β als allgemeiner Funktionsparameter und δ_{BA} als baumartenspezifischer Funktionsparameter.

Nachteilig hierbei ist jedoch insbesondere, dass die Funktionen nur auf Bestandesebene verwendet werden können und auf Einzelbaumebene insbesondere in den schwächeren Dimensionen oft unplausible Werte liefern. Für die Ableitung von Kennzahlen zur einfachen Bestimmung der Kohlenstoffbindung auf Einzelbaumebene konnten diese deshalb

³ Der Umrechnungsfaktor ergibt sich aus den atomaren Gewichten der einzelnen Elemente. So liegt das atomare Gewicht von C bei 12, das von O bei 16. Das Gewicht von CO₂ (44) ist somit 3,67-mal höher als ein Atom C (44/12).

nicht verwendet werden (siehe Kap. 3.1.1.5). Die Baumartenspezifischen Regressionsparameter können aus Tab. 4 entnommen werden.

Tab. 4: Die Funktionsparameter der Wurzelfunktion nach DIETER UND ELSASSER (2002). Der Funktionsparameter δ beträgt für alle Baumarten 0,4259

| Baumart | δ_{BA} |
|-----------|---------------|
| Tanne | 1,8114 |
| Fichte | 1,1690 |
| ALN | 0,6910 |
| Douglasie | 0,4738 |
| Kiefer | 0,2864 |
| Buche | 0 |
| Eiche | 0 |

3.1.1.3 Validierung der verwendeten Biomassefunktionen

Die verwendeten Funktionen nach ZELL (2008) wurden für Buche und Fichte auf Einzelbaumebene mit verschiedenen anderen Funktionen verglichen. Die Ergebnisse sollen verdeutlichen ob bzw. inwiefern es bei den hier verwendeten Funktionen zu Über- oder Unterschätzungen der Baumbiomasse kommen könnte. Zu diesem Zweck wurden aus dem Projekt „Stoffliche Nachhaltigkeitskriterien für die Bayerische Forstwirtschaft (B67)“ der TU München die darin erhobenen Gesamtbaumbiomassen für einzelne Fichten ($n=122$) und Buchen ($n=116$) von verschiedenen Standorten in Bayern herangezogen (GÖTTLIN UND WEIS 2011). Für die Fichte wurden die Arbeiten von PRETZSCH (2000) (Gleichung 3), FIEDLER (1986) (Gleichung 4) und POEPPEL (1989) (Gleichung 5) und für die Buche die Arbeiten von WUTZLER (2008) (Gleichung 6), HOCHBICHLER (2002) (Gleichung 7) und BARTELINK (1997) (Gleichung 8) berücksichtigt. Alle Angaben beziehen sich auf die oberirdische Biomasse.

$$OB = 0,0442 * D^{2,6597} \quad (3)$$

$$OB = -43,13 + 2,25 * D + 0,452 * D^2 \quad (4)$$

$$OB = -60,55702 + 5,46558 * D + 0,27567 * D^2 \quad (5)$$

$$OB = 0,0523 * D^{2,12} * H^{0,655} \quad (6)$$

$$OB = \exp^{-2,872 + 2,095 * \ln(D) + 0,678 * \ln(H)} \quad (7)$$

$$OB = 0,0306 * D^{2,347} * H^{0,59} \quad (8)$$

mit OB als oberirdische Biomasse, D als BHD und H als Baumhöhe.

Zudem wurde anhand der gemessenen, bayerischen Einzelbaumbiomassen für Fichte und Buche ein eigenes Regressionsmodell mit BHD und Höhe als Prädiktorvariable erstellt (Fichte Gleichung 9 mit $R^2=0,98$ und Buche Gleichung 10 mit $R^2=0,98$).

$$OB = 0,1259 * D^{2,035} * H^{0,359} \quad (9)$$

$$OB = 0,06347 * D^{2,158} * H^{0,572} \quad (10)$$

3.1.1.4 Verjüngung

Bei den bisherigen Berechnungen wurde nur die Kohlenstoffbindung aller Bäume mit einem BHD von mindestens 7 cm berücksichtigt (Derbholzgrenze). Die Bäume mit geringeren Durchmessern können mit den oben beschriebenen Methoden nicht erfasst werden, da der Wertebereich der verwendeten Biomassefunktionen üblicherweise erst ab einem BHD von 7 cm beginnt. Wahrscheinlich bindet die Verjüngungsschicht im Vergleich zum Derbholzbestand nur geringe Mengen an Kohlenstoff. Dennoch sollte auch dieser Pool geschätzt werden, um den Kohlenstoffspeicher Wald vollständig zu erfassen. In der vorliegenden Arbeit werden als Datenbasis die aggregierten Ergebnisse der BWI², d.h. die Anzahl aller Verjüngungspflanzen auf der Waldfäche Bayerns (BMELF 2005A) herangezogen. Die Ausgangsdaten dazu sind in Tab. 5 dargestellt.

Tab. 5: Stammzahl (Mio.) der Verjüngung auf der gesamten Waldfäche Bayerns (aus BMELF 2005A)

| | Baumdimension | |
|------------------|------------------|------------------|
| | Kollektiv 1 | Kollektiv 2 |
| Eiche | 158,967 | 187,152 |
| Buche | 1.008,134 | 720,122 |
| ALH | 968,235 | 543,771 |
| ALN | 733,814 | 853,576 |
| Fichte | 1.691,772 | 1.144,806 |
| Tanne | 88,421 | 38,628 |
| Douglasie | 6,230 | 4,569 |
| Kiefer | 140,091 | 251,018 |
| Lärche | 9,403 | 9,761 |
| Σ | 4.804,065 | 3.753,402 |

Dabei werden grundsätzlich die Gesamtstammzahlen zweier Kollektive, getrennt nach Baumarten, ausgewiesen: Alle Bäume zwischen 50 cm und 130 cm Höhe (Kollektiv 1) und alle Bäume höher 130 cm und BHD kleiner 7 cm (Kollektiv 2). Aufnahmen zur genauen Höhe und zum Basisdurchmesser wurden im Rahmen der BWI nicht durchgeführt. Da jedoch zur Biomasseberechnung neben der Baumart und der Höhe für kleine Pflanzen üblicherweise zumindest noch der Basisdurchmesser benötigt wird, reichen diese Angaben für eine Berechnung noch nicht aus, so dass vorab die Basisdurchmesser anhand von

anderen Untersuchungen aus der Literatur geschätzt werden müssen. Zudem sind für die Bäume in Kollektiv 2 deren Oberhöhen notwendig, die ebenfalls geschätzt werden müssen. Die Herleitung der fehlenden Ausgangsdaten wird im Folgenden näher erläutert. Die Verjüngung unter 50 cm Höhe wird nicht berücksichtigt.

Herleitung der Biomasse Kollektiv 1 (50 cm - 130 cm Höhe)

Allein auf der Höhe basierende Biomassefunktionen gelten als ungeeignet. So weist BRUNNER (1993) darauf hin, dass das Höhenwachstum im Vergleich zum Durchmesser oder zur produzierten Biomasse nur wenig auf ein verändertes Lichtangebot reagiere und nur eine geringe Korrelation zwischen Höhe und Biomasse bestehe. Sprossdurchmesser und Höhe stehen hingegen in einer engen Beziehung (HILLENBRAND 1986, BRUNNER 1993). HOMANN (2004) rät demzufolge entschieden davon ab, die Höhe als alleinige Prädiktorvariable der Biomasse zu verwenden, da sie zu geringe Bestimmtheitsmaße erzielt. Er empfiehlt, eine Kombination von Höhe und Durchmesser für eine Regression zur Biomasseberechnung zu verwenden. In seiner Studie testet er verschiedene Sprossdurchmesser und kommt schließlich zu dem Ergebnis, dass die Regressionen mit einem Volumenindex aus Sprosslänge und Sprossbasisdurchmesser zur Verallgemeinerung über verschiedene Behandlungsvarianten für Tanne, Buche, Ahorn, Douglasie, Eiche und Lärche geeignet sind. Selbst über verschiedene Untersuchungsgebiete hinweg erweisen sie sich als allgemeingültig.

Um nun die jeweiligen Basisdurchmesser der verschiedenen Baumarten zu erhalten, wurden die Rohdaten aus BRUNNER (1993) herangezogen und durchschnittliche Basisdurchmesser für die jeweilige Baumart abgeleitet. Dabei wurde anhand der Messwerte der Basisdurchmesser und der Höhen für jede Baumart eine einfache lineare Regressionsfunktion abgeleitet (Gleichung 11). Die Parameter der Funktion sind in Tab. 6 dargestellt. Auch wenn der Basisdurchmesser und letztlich dann auch indirekt die Biomasse auf der Höhe basiert, erscheint diese Herangehensweise aufgrund der Datenlage am genauesten, da die vorhandenen Funktionen meist auf Basisdurchmesser und Höhe aus oben genannten Gründen basieren.

$$bd = a + b * h \quad (11)$$

mit bd als Basisdurchmesser [mm], h als Höhe [cm] und a, b als Parameter der Funktion.

Da BRUNNER (1993) nicht für alle Baumarten Aufnahmen durchgeführt hat und somit Funktionen für manche Baumarten fehlen, wurden für alle anderen Laubbaumarten die des Ahorn, für die Kiefer die der Lärche und für die Douglasie die der Tanne herangezogen. Abbildung 2 zeigt beispielhaft das Verhältnis zwischen Basisdurchmesser und Höhe bei der Buche für die Daten von BRUNNER (1993).

Tab. 6: Die Funktionsparameter zur Bestimmung der Basisdurchmesser. Funktionen generiert aus den Rohdaten von BRUNNER (1993). R² bezeichnet das Bestimmtheitsmaß, SEE ist der Stichprobenfehler der Schätzung, n die Anzahl der Stichproben

| | | a | b | R ² | SEE | n |
|--|---------------|---------|--------|----------------|------|-----|
| | Ahorn | 0,5806 | 0,1273 | 0,95 | 1,56 | 167 |
| | Buche | 0,1561 | 0,1399 | 0,84 | 2,85 | 101 |
| | Fichte | 2,9601 | 0,2300 | 0,90 | 2,73 | 88 |
| | Lärche | -2,1445 | 0,1654 | 0,96 | 2,93 | 96 |
| | Tanne | 4,3266 | 0,2143 | 0,88 | 2,86 | 98 |

Anhand der so geschätzten Basisdurchmesser kann nun ein Biomasse-Wertebereich für die Verjüngung zwischen 50 cm und 130 cm Höhe bestimmt werden, da die Mindesthöhe (50 cm) und die Maximalhöhe (130 cm) des Kollektivs bekannt ist.

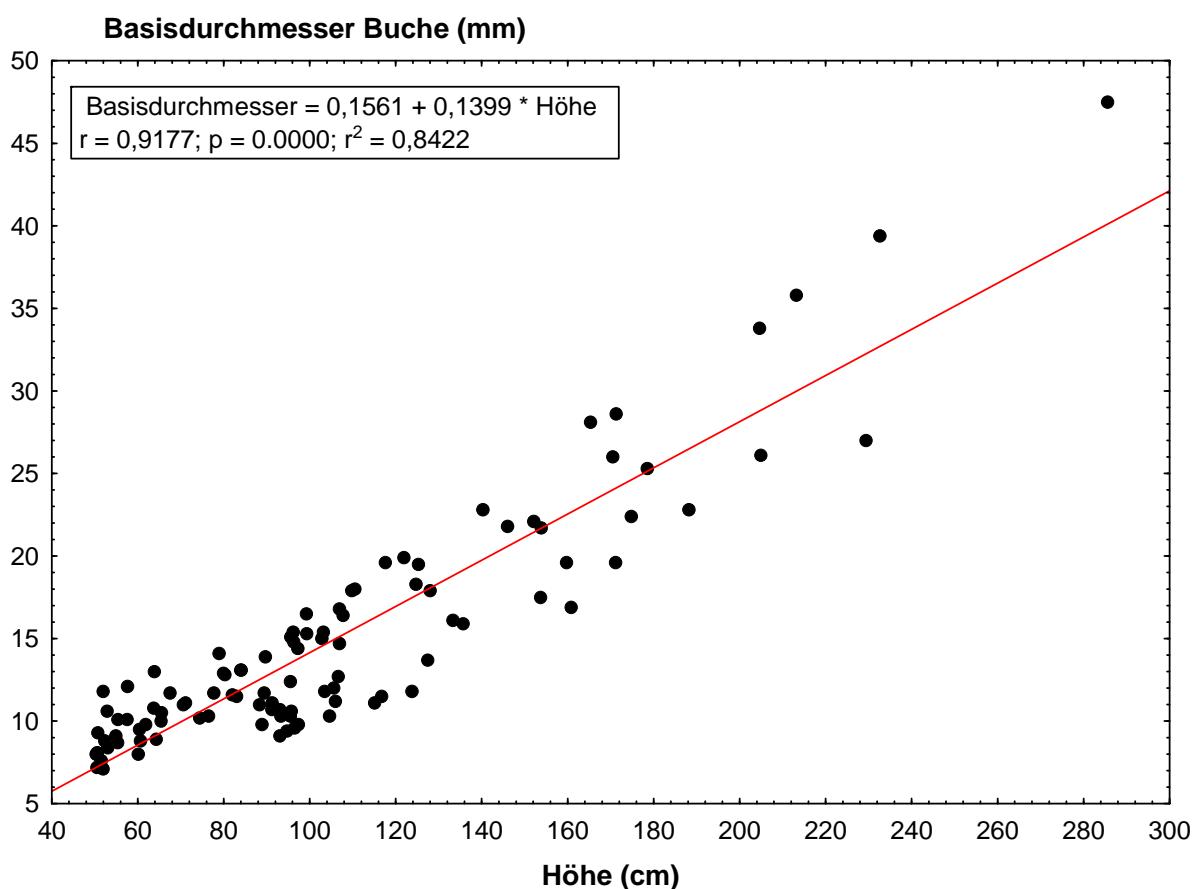


Abb. 2: Der Basisdurchmesser in Abhängigkeit der Höhe für die Buche. Daten aus BRUNNER (1993)

Wichtig ist im nächsten Schritt die Wahl geeigneter Biomassefunktionen. Hier kann wieder auf die Arbeit von BRUNNER (1993) zurückgegriffen werden, der für verschiedene Baumarten Funktionen abgeleitet hat. Dieser gibt grundsätzlich eine logarithmische Funktion nach Gleichung 12 aus. Die Parameter der Funktion sind in Tabelle 7 dargestellt.

$$\lg(\text{OB}) = -a + b * \lg(\text{bd}) + c * \lg(\text{h}) + d * \lg^2(\text{d}) \quad (12)$$

mit OB als oberirdische Gesamtbiomasse [g], bd als Basisdurchmesser [mm], h als Pflanzenhöhe [cm] und a, b, c als Parameter der Funktion.

Obwohl auf Grundlage dieser Funktionen im Vergleich zu anderen Funktionen aus der Literatur z.B. HILLENBRAND (1986) etwas geringere Biomassen geschätzt werden, empfiehlt es sich, diese zu verwenden, da zum einen bereits aus dieser Untersuchung die Basisdurchmesser abgeleitet wurden. Zum anderen basieren seine Funktionen auf einer hohen Stichprobenanzahl.

Lediglich für die Baumarten Eiche und Douglasie wurde aufgrund des Fehlens bei Brunner auf die Funktionen von HOMANN (2004) zurückgegriffen. Die Biomasse wird dabei durch eine ln-Funktion mit einem Volumenindex aus Basisdurchmesser und Höhe als unabhängige Variable beschrieben (Gleichung 13, Tabelle 7).

$$\ln(\text{OB}) = a * \ln(d^2 * h) - b \quad (13)$$

mit OB als oberirdische Biomasse [g], d als Basisdurchmesser [cm], h als Baumhöhe [cm] und a, b als Parameter der Funktion.

Tab. 7: Die Funktionsparameter zur Bestimmung der oberirdischen Biomasse für Gleichung 12 nach BRUNNER (1993), bzw. für Gleichung 13 nach HOMANN (2004)

| | a | b | c | d | R ² | n | Gleichung |
|-----------|--------|--------|-------|--------|----------------|-----|-----------|
| Ahorn | -2,511 | 1,832 | 0,982 | - | 0,963 | 148 | 12 |
| Buche | -2,128 | 2,272 | 0,597 | - | 0,967 | 121 | 12 |
| Fichte | -3,454 | 4,724 | 0,756 | -1,100 | 0,970 | 227 | 12 |
| Lärche | -1,619 | 2,205 | 0,427 | - | 0,988 | 100 | 12 |
| Tanne | -1,581 | 1,811 | 0,761 | - | 0,955 | 186 | 12 |
| Eiche | 0,859 | -0,372 | - | - | 0,970 | 80 | 13 |
| Douglasie | 0,793 | 0,371 | | | 0,970 | 64 | 13 |

Die unterirdische Biomasse wurde baumartenspezifisch über ein einfaches r/s-Verhältnis aus einer Metaanalyse von OFFENTHALER UND HOCHBICHLER (2006) hergeleitet (Tab 8).

Tab. 8: Die r/s-ratios aus OFFENTHALER UND HOCHBICHLER (2006)

| | Fichte | Buche | Kiefer | Eiche | Lärche | Tanne |
|-----------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| r/s-ratio | 0,22 | 0,18 | 0,20 | 0,22* | 0,22 | 0,26 |

* abgeleitet aus Gleichung 17

Da nicht nachvollziehbar ist, wie sich die Stammzahlen der einzelnen Baumarten innerhalb des Kollektivs in Höhen oder Höhenklassen verteilen, wird zum Wertebereich ein durchschnittlicher Wert ausgegeben, indem die Kohlenstoffspeicherung eines Mittelwertbaumes (Baum mit 90 cm Höhe) für alle Individuen übertragen wird. Dieses Ergebnis fließt dann in die Gesamtbetrachtung ein (Biomasse Mittelwertbaum mit Höhe 90 cm je Baumart * Anzahl Individuen je Baumart in Bayern = Gesamtbiomasse Verjüngung je Baumart).

Herleitung der Biomasse Kollektiv 2 (Höhe > 130 cm und BHD < 7 cm)

Die bisher aus der Literatur verwendete Methodik zur Erfassung der Verjüngung bezieht sich auf Pflanzen, deren Sprosslängen i.d.R. unter 130 cm liegen. Wenn überhaupt, so lassen sich die oben aufgeführten Biomassefunktionen nur bedingt auch für das Kollektiv 2 anwenden. Es scheint daher geeigneter, für Kollektiv 2 andere Biomassefunktionen zu berücksichtigen. Für Bäume unterhalb der Derbholzgrenze ist das Angebot an Biomassefunktionen sehr gering (KÄNDLER ET AL. 2006), so dass die Wahl geeigneter Funktionen speziell für den Bereich zwischen 0 und 7 cm BHD sehr schwierig ist. In der vorliegenden Arbeit gehen die Untersuchungen von KÄNDLER ET AL. (2006) ein, die in einer Studie für Baden-Württemberg zur Herleitung von Biomassefunktionen für Verjüngungsbäume für die wichtigsten Baumarten speziell den BHD-Bereich zwischen 0 und 7,8 cm berücksichtigen. Diese werden für das Kollektiv 2 herangezogen (Gleichung 14, Tab. 9).

$$OB = \beta_0 * BHD^{\beta_1} * h^{\beta_2} \quad (14)$$

$$OB = \beta_0 * BHD^{\beta_1} \quad (15)$$

mit BHD und h in cm.

Lediglich für die Laubbäume mit kurzer Lebensdauer wurde eine Funktion aus ZIANIS ET AL. (2005) mit dem BHD als alleinige Prädiktorvariable herangezogen, da KÄNDLER ET AL. (2006) keine Laubbäume mit kurzer Lebensdauer berücksichtigen (Gleichung 15).

Tab. 9: Die Parameter der verwendeten Biomassefunktionen aus KÄNDLER ET AL. (2006) bzw. ZIANIS ET AL. (2005). RMSE beschreibt die Wurzel aus dem mittleren quadratischen Fehler der Schätzfunktion

| | β_0 | β_1 | β_2 | RMSE | Gleichung |
|------------------------|-----------|-----------|-----------|--------------|-----------|
| Buche | 13,34 | 2,13 | 0,43 | 687,28 | 14 |
| Eiche | 129,06 | 1,88 | 0,11 | 658,37 | 14 |
| ALH* | 23,76 | 1,94 | 0,34 | 353,8 | 14 |
| ALN** | 0,000146 | 2,60 | - | $R^2 = 0,96$ | 15 |
| Fichte | 1234,14 | 2,21 | -0,34 | 803,64 | 14 |
| Tanne/Douglasie | 1050,77 | 1,79 | -0,20 | 736,16 | 14 |
| Kiefer/Lärche | 36,86 | 1,90 | 0,27 | 377,36 | 14 |

* für die ALH wurde die Funktion des Ahorn verwendet

** für die ALN wurde die Funktion der Pappel verwendet

Die Ausgangsdaten der BWI legen für das Kollektiv 2 zwar fest, dass die Pflanzen unter der Derbholzgrenze liegen und gleichzeitig mindestens eine Höhe von 130 cm besitzen, jedoch geben sie keinen Aufschluss darüber, in welche Höhen sich die einzelnen Individuen verteilen. Daher ist vorab notwendig zu ermitteln, welche maximale Höhe das Kollektiv bis 7 cm BHD besitzt, d.h. welche Höhe ein Baum mit BHD von 7 cm durchschnittlich hält. Dafür wurden die Einzelbaumdatensätze der BWI² für Bayern herangezogen und daraus diejenigen selektiert, deren BHD bei 7 cm BHD liegen. Nach Baumarten getrennt kann so ermittelt werden, bei welcher durchschnittlichen Höhe die Bäume die Derbholzgrenze von 7 cm BHD erreichen. Tab. 10 stellt eine Übersicht nach Baumarten dar.

Tab. 10: Die ermittelten durchschnittlichen Baumhöhen und deren H/D-Verhältnisse bei BHD = 7 cm

| | Ø Höhe beim Erreichen der Derbholzgrenze [m] | | | | | |
|--------------------------------|---|-----|------|-------|------|-----|
| | MW | Min | Max | STABW | H/D | n |
| Fichte | 7,4 | 2,7 | 12,3 | 1,5 | 1,06 | 230 |
| Kiefer | 9,0 | 4,5 | 12,3 | 2,5 | 1,28 | 33 |
| Tanne/Douglasie/Lärche* | 6,6 | 4,5 | 9,2 | 1,4 | 0,95 | 14 |
| Buche | 9,6 | 5,6 | 13,7 | 2,1 | 1,37 | 52 |
| Eiche | 8,4 | 5,1 | 12,2 | 1,7 | 1,20 | 25 |
| ALH** | 9,2 | 4,6 | 13,4 | 2,1 | 1,32 | 48 |
| ALN*** | 8,9 | 4,5 | 13,4 | 1,9 | 1,27 | 40 |

* aufgrund der geringen Stichprobenanzahl wurden diese Baumarten zusammengefasst

** Werte von Esche, Hainbuche und Ahorn

*** Werte von Weide, Birke, Pappel und Erle

Mit diesen Informationen kann nun ein Maximalwert (bei 7 cm BHD und den ermittelten mittleren Höhen) und ein Minimalwert (bei 130 cm Höhe, untere Grenze von Kollektiv 2) ermittelt werden, der den Wertebereich der Biomasse des Kollektivs abgrenzt. Dennoch ist die reine Angabe eines Wertebereichs insbesondere für Kollektiv 2 noch unzureichend, da die Spanne beträchtlich sein kann und somit die Aussagen noch zu ungenau sind.

In einem weiteren Schritt wurde deshalb versucht, über eine Wahrscheinlichkeitsverteilung das Kollektiv 2 aufzuspalten und Häufigkeiten für Höhenklassen abzuleiten. In einigen Fallstudien zeigt sich, dass die Häufigkeit eines Baumes auf einer definierten Fläche mit der Dimension abnimmt (PREUHSLER 1979, JAKOBI 1989, BACHOFEN 2009). Leider konnten aber keine allgemeingültigen und für die gesamte Waldfläche Bayerns anwendbaren Verteilungsmuster recherchiert werden, so dass auch hier analog zu Kollektiv 1 ein Mittelwertbaum bei 3,5 cm BHD herangezogen wurde, um sich dem wahren Wert der Kohlenstoffbindung für das Kollektiv zu nähern.

Um den zur Höhe passenden BHD zu definieren, wurden baumartenspezifisch die H/D-Verhältnisse aus den Grenzbäumen der BWI (die Bäume mit BHD um 7 cm) herangezogen, davon ausgehend, dass ähnliche Verhältnisse auch bei schwächeren Dimensionen vorherrschen, da Untersuchungen zu H/D-Verhältnissen unter 7 cm BHD nicht vorlagen. Das H/D-Verhältnis ist meist beim Laubholz höher als beim Nadelholz und liegt zwischen 0,95 bei der Gruppe Tanne/Douglasie/Lärche und 1,37 bei der Buche (Tab. 10). Vergleicht man die hier berechneten Werte mit den Ergebnissen der BWI² (BHD-Klasse 7-

9,9 cm), so sind diese durchaus vergleichbar (zwischen 0,95 bei der Douglasie und 1,29 bei der Buche).

Die unterirdische Biomasse wird analog zum Kollektiv 1 als r/s-ratio nach OFFENTHALER UND HOCHBICHLER (2006) geschätzt.

3.1.1.4 Ableitung von allgemeinen Kennzahlen (Schätztafeln)

Die Kohlenstoffbindung von Wäldern rückt im Zusammenhang mit den Klimaschutzdiskussionen immer mehr ins Interesse der breiten Öffentlichkeit. Zunehmend entstehen Organisationen, Vereine und Firmen, die sich beispielsweise mit Aufforstungsprojekten für den Klimaschutz beschäftigen. Deswegen ist in den letzten Jahren die Nachfrage nach einfachen Berechnungsmethoden oder Kennzahlen gestiegen, die es ermöglichen, die Kohlenstoffbindung von Bäumen oder Beständen abzuleiten. Nicht immer steht hier die wissenschaftliche Genauigkeit im Vordergrund. Vielmehr soll es möglich sein, Schätzwerte praxisnah abzuleiten. Dafür wurden baumartenspezifisch einfache Systeme in Form von Schätztafeln erstellt. Wichtig ist auch hier, dass explizit die bayerischen Verhältnisse abgebildet werden, weshalb auch hier die BWI-Rohdaten für Bayern als Datengrundlage dienen. So wurden lediglich Bäume in den Schätztafeln abgebildet, die tatsächlich an den Aufnahmepunkten der BWI² gefunden wurden.

Einzelbaum-Kennzahlen

Mit Hilfe von leicht verständlichen Tafeln kann für die Hauptbaumarten Fichte, Buche, Kiefer und Eiche anhand von BHD und Höhe die Kohlenstoffbindung auf Einzelbaumebene geschätzt werden. Jedoch ist hier zu beachten, dass sich die Werte auf Bestandesbäume beziehen und nicht auf beispielsweise Garten- oder Parkbäume. Da letztere häufig andere Allokationsmuster aufweisen als Bäume in einem Waldbestand, sollten die entwickelten Kennzahlen dafür nur bedingt eingesetzt werden. Werden die Werte dennoch für freistehende Bäume verwendet, sollte unbedingt auf diesen Unterschied hingewiesen werden. Üblicherweise müssten Aufschläge erfolgen, da i.d.R. Garten- und Parkbäume Solitärbäume sind, die meist weitaus mehr Biomasse in Krone und Wurzel speichern als Bestandesbäume mit gleicher Höhe. Die einzelbaumweise Speicherung wird wie auf Bestandesebene in CO₂-Einheiten ausgegeben, da in der Praxis meist der Bezug zu den CO₂-Emissionen von Relevanz ist. Wie bereits erwähnt, wurde die oberirdische Biomasse eines jeden Baumes mittels der ZELL-Methode errechnet, wobei nicht das Modell 4 herangezogen wird, das die Schaftform berücksichtigt, sondern Modell 3, nur mit den erklärenden Variablen BHD und Höhe, und somit von einer durchschnittlichen Formigkeit ausgegangen wird (Gleichung 16, Modellparameter in Tab. 11). Auch dies hat einen praktischen Hintergrund, da zum einen die Schaftform oft nicht genau bestimmt werden kann und zum anderen die Schätztafeln zu komplex werden würden.

$$OB = \beta_0 * D^{\beta_1} * H^{\beta_2} \quad (16)$$

mit OB als oberirdische Biomasse, D als BHD, H als Baumhöhe und β_x als Funktionsparameter

Tab. 11: Die Funktionsparameter der ZELL-Funktion Modell 3

| | | β_0 | β_1 | β_2 |
|--|---------------|-----------|-----------|-----------|
| | Fichte | 0,067 | 1,938 | 0,638 |
| | Kiefer | 0,058 | 2,034 | 0,637 |
| | Buche | 0,037 | 2,108 | 0,770 |
| | Eiche | 0,044 | 2,096 | 0,712 |

Die unterirdische Biomasse wurde wieder anhand von r/s-ratios aus der Meta-Analyse von OFFENTHALER UND HOCHBICHLER (2006) errechnet (Tab. 8). Lediglich die Wurzelbiomasse der Eiche wurde über eine einfache logarithmische Funktion mit dem BHD als erklärende Variable aus OFFENTHALER UND HOCHBICHLER 2006 abgeleitet (Gleichung 17) da die r/s-Angaben der Eiche eine relativ weite Spannbreite besitzen und die direkte Berechnung ein genaueres Ergebnis erwarten lässt. Der mittlere r/s-ratio des Wertebereiches der BWI-Bäume lag dabei um 0,22.

$$\ln \text{Wurzelbiomasse} = -3,97478 + \ln 2,52317 * \ln \text{BHD} \quad (17)$$

Kennzahlen auf Bestandesebene

Analog zu den Einzelbaumkennzahlen wurden Bestandeskennzahlen entwickelt und in Schätztafeln ausgewiesen. Hierfür wurden aus dem BWI²-Datensatz alle Reinbestände der betrachteten Baumarten (Fichte, Buche, Eiche, Kiefer) herausgefiltert und in Alters- und Vorratsklassen unterteilt. Für jede Vorratsklasse und Altersklasse wurde dann ein spezifischer Umrechnungsfaktor ermittelt, wodurch vom Derbholzvorrat auf die Speicherung in CO₂-Einheiten geschlossen werden kann. Über die Multiplikation von tatsächlichen Vorratswerten mit einem Umrechnungsfaktor sind genauere Abschätzungen möglich als die Ausweisung von Wertebereichen wie bei der einzelbaumweisen Bindung. Würde man wie bei den einzelbaumweisen Kennzahlen mit absoluten Werten verfahren, so müsste man diese ebenfalls der Übersichtlichkeit halber relativ grob zusammenfassen, was zu unnötigen Ungenauigkeiten führen würde. Bei der einzelbaumweisen Darstellung ist dies jedoch möglich, da Expansionsfaktoren in Abhängigkeit von BHD und/oder Alter eine noch höhere Bandbreite als die eigentlichen Wertebereiche aufweisen würden.

Für weitere Baumarten als die hier angesprochenen ist die Erstellung von Bestandeskennzahlen problematisch, da der BWI²-Datensatz zu wenig Stichprobepunkte ermöglicht. Selbst bei der Eiche ergaben sich bei einer Stichprobenzahl von 86 bereits Probleme (zum Vergleich: bei Fichte n = 1.590). Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass bayerische Verhältnisse abgebildet werden sollen und sich demnach alle ausgewerteten Punkte auf bayerische Wälder beziehen. Bei den bestandesweisen Kennzahlen ist wie auch bei der vorherigen Beschreibung der Kohlenstoffbindung in der Gesamtheit der bayerischen Wälder lediglich die Bindung der Bäume ab 7 cm BHD erfasst. So liegt es nahe, dass insbesondere in den sehr jungen Beständen die C-Bindung etwas höher liegt als in den Graphiken angegeben. Bäume mit geringeren Dimensionen (unter 7 cm BHD) werden im Kapitel Verjüngung bearbeitet.

3.1.2 Ergebnisse

3.1.2.1 Bestand Derbholz

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der Berechnungen zur oberirdischen und unterirdischen Baumbiomasse anhand der Rohdaten der Bundeswaldinventur für Bayerns Wälder zum Jahr der BWI² (2002) dargestellt. Die Ergebnisse werden neben einer Gesamtbetrachtung auch nach Altersklassen, Durchmesserklassen und nach Eigentumsarten genauer aufgegliedert. Zudem wird ein Vergleich mit anderen Studien sowohl für Bayerische Wälder als auch ein Vergleich mit anderen Bundesländern und Ländern gegeben.

Alle folgenden Ergebnisse zur Berechnung der oberirdischen Biomasse sowohl für die Ergebnisse auf regionaler Ebene als auch für die Ableitung von Kennzahlen auf Einzelbaumebene beziehen sich immer- sofern nicht anders angegeben- auf die Methodik nach ZELL (2008).

Kohlenstoffbindung gesamt

In 2002 betrug der gesamte Kohlenstoffspeicher der lebenden Dendromasse inklusive der Wurzelbiomasse rund **324,8 Mio. Tonnen** ($\pm 9,1\%$) (Abb. 3). Dieser Speicher bezieht sich auf eine Fläche von rund 2,43 Mio. ha, was der begehbarer Waldfläche Bayerns, sowohl des produktiven, als auch des unproduktiven Waldes inklusive Lücken und Blößen im Bestand entspricht (siehe BMELV 2005A).

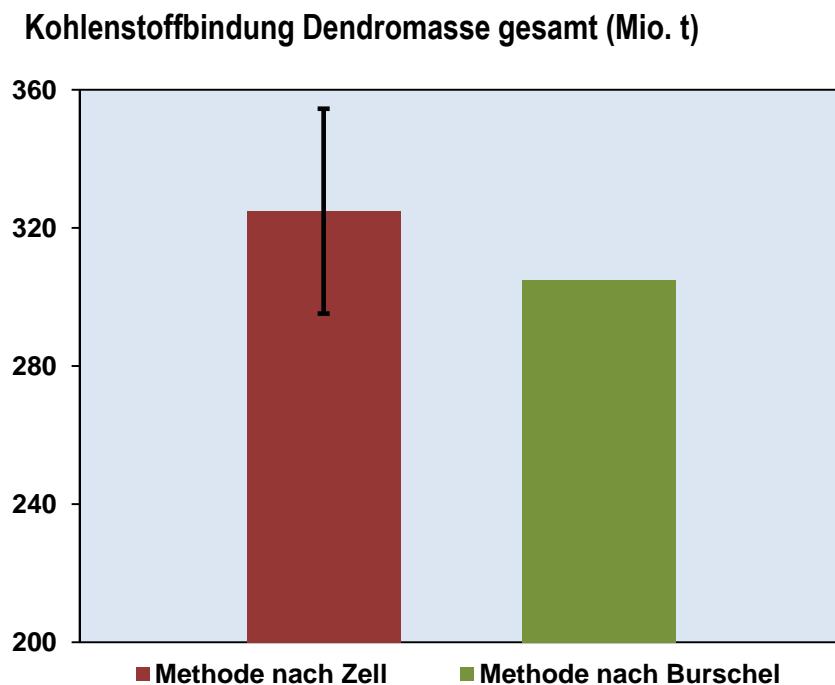


Abb.3: Der Kohlenstoffspeicher (Mio. t) in der gesamten (oberirdischen und unterirdischen) Dendromasse der bayerischen Wälder. Der Balken beschreibt den Stichprobenfehler

Das Ergebnis, errechnet nach der BURSCHEL-Methode, weist mit rund 304,9 Mio. t C eine um ca. 6,5% geringere C-Bindung auf. Dies ist wohl in erster Linie darauf zurückzuführen, dass Burschel die i.d.R. höhere Dichte des Astholzes nicht berücksichtigt. Zudem darf nicht vergessen werden, dass Burschel insbesondere die Wurzelbiomasse mit sehr ungenauen Annahmen schätzt.

Mit rund 225 Mio. t C ist der hauptsächliche Anteil im Nadelholz gebunden (69%). Mit 100 Mio. t C bzw. 31% ist der Anteil des im Laubholz gebundenen Kohlenstoffs deutlich geringer (Abb. 4). Vergleicht man dies mit der Verteilung des Holzvorrates in Bayern (76% Nadelholz, 24% Laubholz; BAUER 2005), so zeigt sich, dass der Laubholzanteil bei der C-Speicherung etwas höher ist als der Laubholzanteil am Derbholzvorrat, was mit den höheren Holzdichten des Laubholzes begründet werden kann.

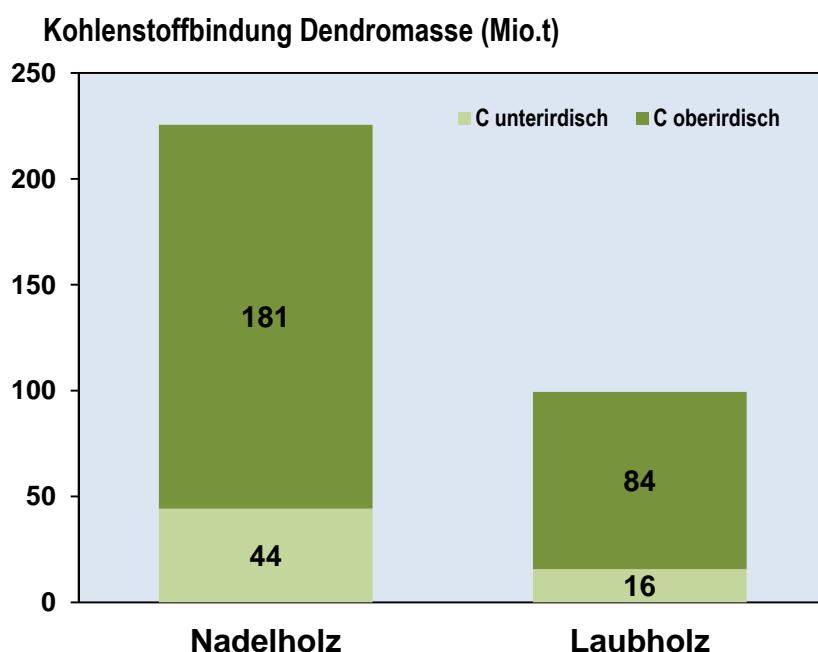


Abb. 4: Die Verteilung des Kohlenstoffspeichers in oberirdischer und unterirdischer Biomasse bzw. Nadelholz und Laubholz. Die Zahlen innerhalb der Balken beschreiben die absoluten Werte in Mio. t

Von den insgesamt 324,8 Mio. t Kohlenstoff besitzt die Fichte mit rund 149,6 Mio. t bzw. 46% an der Gesamtspeicherung den deutlich höchsten Anteil (Abb. 5, Tab. 12), wenngleich auch bei der Fichte aufgrund der bereits oben beschriebenen Dichteunterschiede der verschiedenen Baumarten der Anteil am Holzvorrat höher lag (54%, BAUER 2005). Die Kiefer bzw. die Buche binden 19% bzw. 14% des Gesamtspeichers. Eine untergeordnete Rolle hingegen spielen die Eiche (7%) sowie Tanne, Douglasie, Lärche und die anderen Laubholzgruppen (ALN, ALH) mit einem Anteil von jeweils unter 6%.

Innerhalb der Nadelbäume nimmt erwartungsgemäß die Fichte mit 66% den deutlich höchsten Anteil ein. Die Kiefer hält einen Anteil von 28%. Alle anderen Nadelbäume spielen nur eine sehr geringe Rolle. Beim Laubholz ist die Buche mit 46% Anteil die bedeu-

tendste Baumart (Abb. 6). Insgesamt entspricht die Verteilung des Kohlenstoffspeichers nach Baumarten erwartungsgemäß in etwa der Verteilung des Holzvorrates nach BAUER (2005) für Bayern mit leichten Holzdichte-bedingten Verschiebungen zum Laubholz.

Tab. 12: Die Kohlenstoffspeicherung (Mio. t C) der Wälder Bayerns in 2002 nach Baumartengruppen

| | C oberirdisch | C unterirdisch | C gesamt | r/s |
|------------------|---------------|----------------|--------------|-------------|
| Fichte | 118,3 | 31,3 | 149,6 | 0,26 |
| Tanne | 5,4 | 1,3 | 6,7 | 0,25 |
| Douglasie | 0,8 | 0,2 | 1,0 | 0,23 |
| Kiefer | 51,6 | 10,4 | 62,0 | 0,20 |
| Lärche | 5,1 | 1,1 | 6,2 | 0,21 |
| Buche | 38,5 | 7,0 | 45,4 | 0,18 |
| Eiche | 18,8 | 3,4 | 22,2 | 0,18 |
| ALH | 14,4 | 2,6 | 17,0 | 0,18 |
| ALN | 12,0 | 2,7 | 14,7 | 0,23 |
| Gesamt | 264,8 | 60,0 | 324,8 | 0,23 |

C-Bindung nach Baumarten (Mio.t)

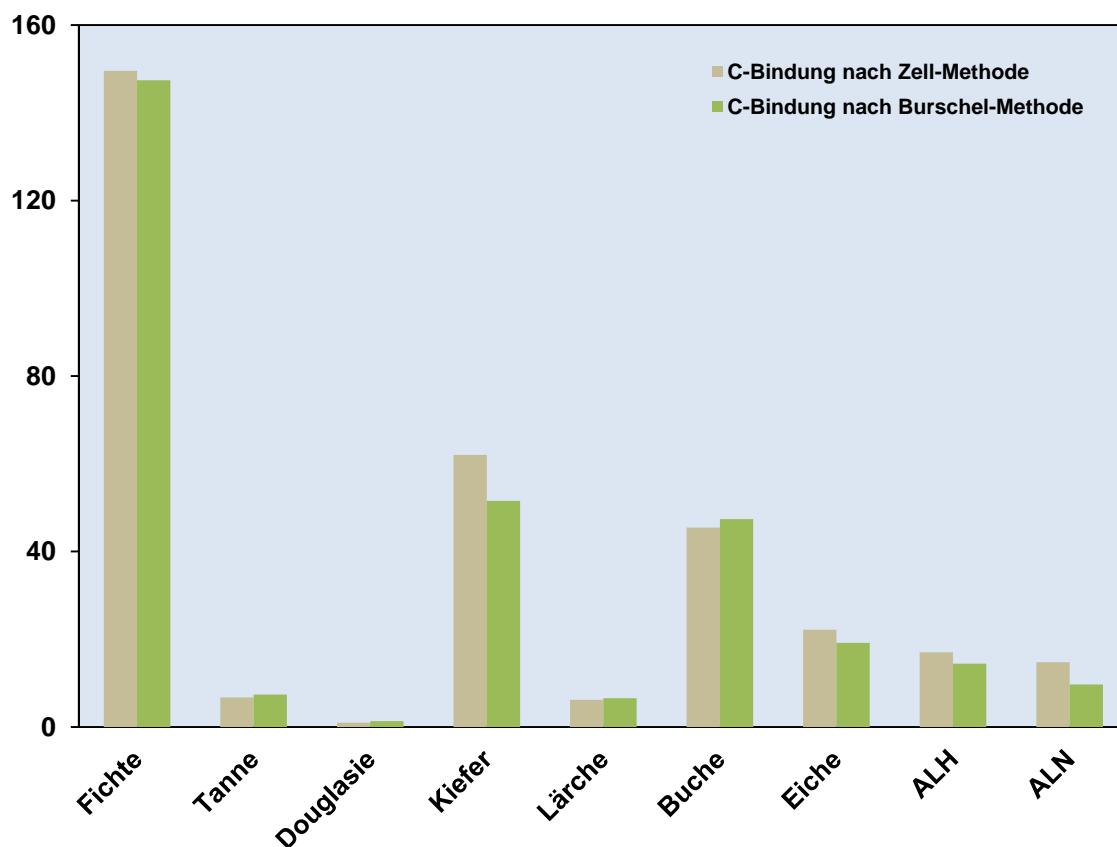


Abb. 5: Die Kohlenstoffspeicherung (Mio. t) der Wälder Bayerns in 2002 nach Baumartengruppen

Von der gesamten Kohlenstoffbindung des stockenden Waldbestandes Bayerns sind etwa 264,8 t (81,5%) in der oberirdischen Biomasse und 60,0 t (18,5%) in der unterirdischen Biomasse gebunden (Tab. 13). Dies entspricht einem durchschnittlichen r/s-ratio von 0,23. Dieses ist beim Laubholz mit 0,19 etwas geringer als beim Nadelholz (0,24). Diese Verhältnisse, die nach der Methodik von DIETER UND ELSASSER (2002) auf Bestandesebene errechnet wurden, stimmen gut mit den Angaben von OFFENTHALER UND HOCHBICHLER (2006) überein, die in einer Literaturstudie beispielsweise für Fichte ein r/s-ratio von 0,22 und für Buche von 0,18 ermittelten konnten. Auffällig ist lediglich, dass der r/s-ratio bei der Tanne mit 0,42 nach der Methodik von DIETER UND ELSASSER (2002) deutlich höher ist als bei allen anderen Baumarten, was auch bei PISTORIUS (2007) festgestellt werden kann (0,35). Dies hängt in erster Linie damit zusammen, dass ein Koeffizient der verwendeten Wurzelfunktion (δ , siehe Gleichung 2) mit 1,8114 bei der Tanne im Vergleich zu anderen Baumarten sehr hoch ist, so dass dadurch insbesondere bei Trakten, in der die oberirdische Biomasse pro ha sehr gering ist, die unterirdische Biomasse wohl überschätzt wird. Erst in Beständen mit hoher oberirdischer Biomasse errechnet sich ein plausibleres Verhältnis von rund 0,25. Deswegen wurde für die Tanne gutachterlich ein r/s von 0,25 angenommen.

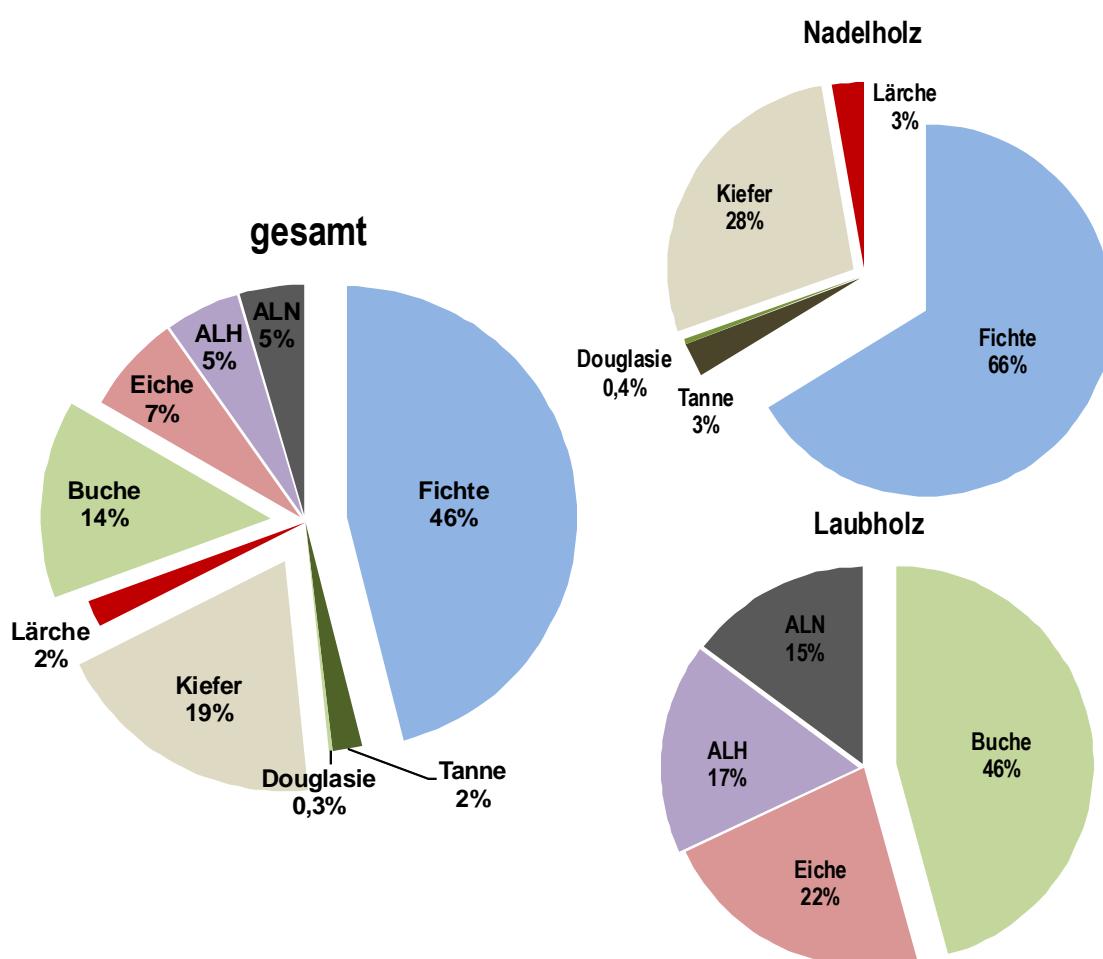


Abb. 6: Die Kohlenstoffspeicherung (%) der Wälder Bayerns in 2002 nach Baumartengruppen gesamt bzw. die Verteilung innerhalb der Nadel- und Laubbäume

Kohlenstoffbindung nach Altersklassen

Gliedert man die Kohlenstoffbindung nach Altersklassen, so zeigt sich ein Verteilungsmuster nach Abb. 7 bzw. Abb. 8 (Aufteilung der Altersklassen: AKL 1: 0-20 Jahre, AKL 2: 21-40 Jahre,..., AKL 9: >160 Jahre). Demnach befindet sich mit 22% der höchste Speicher in der Altersklasse zwischen 81 und 100 Jahren. Umfasst man größere Spannen, so ist festzustellen, dass mit 57% mehr als die Hälfte des gesamten Kohlenstoffspeichers in den Altersklassen zwischen 40 und 100 Jahren liegt. In den sehr jungen Beständen zwischen 0 bis 20 Jahren ist im Gegenzug dazu nur sehr wenig Kohlenstoff gebunden. In diesem Zusammenhang darf jedoch nicht vergessen werden, dass nur die Bäume mit BHD > 7 cm mit in die Berechnungen mit einfließen. Da jedoch ein großer Teil dieser jungen Bestände üblicherweise auch aus vielen Bäumen mit BHD < 7 cm besteht, ist die tatsächliche Bindung höher (siehe Verjüngung Kap. 3.1.2.2).

Kohlenstoffbindung gesamt nach Altersklassen (Mio. t C)

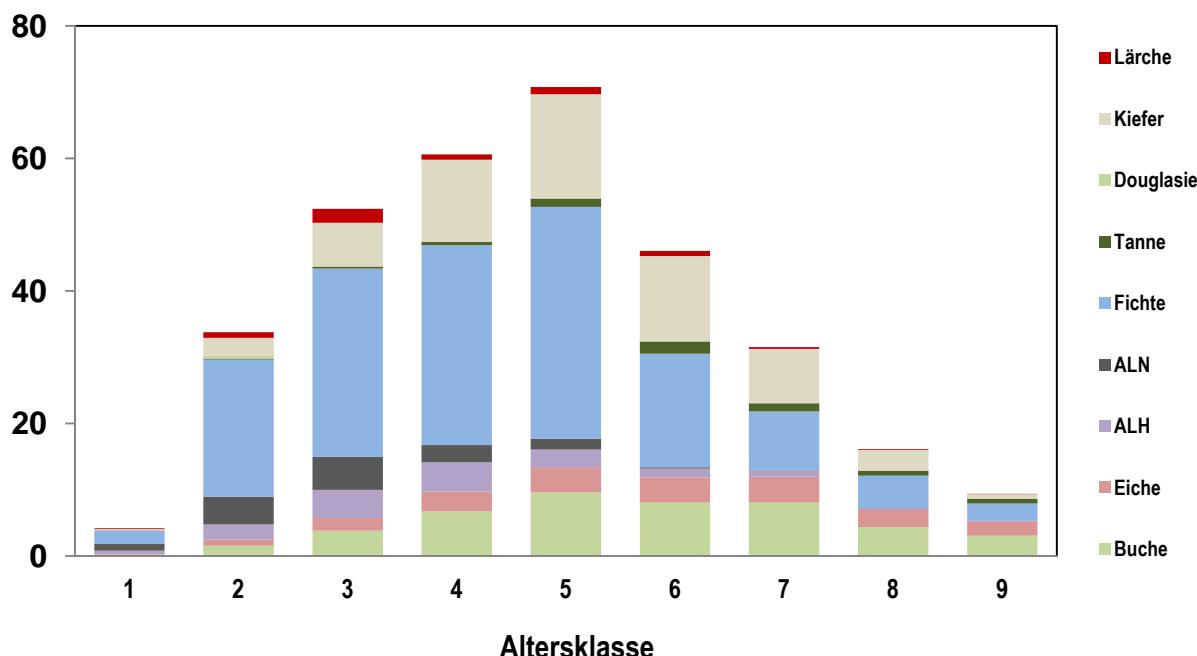


Abb. 7: Die Verteilung (Mio. t) des Kohlenstoffspeichers nach Altersklassen für alle Baumartengruppen

Ältere Bestände ab 120 Jahre bilden in ihrer Summe (nicht zu verwechseln mit der Speicherung pro ha!) in Bayern eher geringere Kohlenstoffspeicher und tragen nur noch mit 18% zur Gesamtspeicherung bei. Diese Altersklassenverteilung ist so im Wesentlichen konsistente und logische Folge der in Bayern (bzw. auch in Deutschland) praktizierten Bewirtschaftung, wonach Bestände in Abhängigkeit der Baumart üblicherweise mit einer Umtriebszeit zwischen 80 und 140 Jahren bewirtschaftet werden und somit die Häufigkeit vorratsreicher älterer Bestände geringer ist.

Zudem zeigt sich, dass in den meisten Altersklassen das Nadelholz gegenüber dem Laubholz dominiert. Am stärksten ausgeprägt ist dies in den speicherstärksten Klassen zwi-

schen 40 und 120 Jahren. Jüngere und ältere Bestände hingegen weisen einen höheren Laubholzanteil auf. Bei älteren Beständen kann dies auf die i.d.R. höhere Umtriebszeit von Laubholzbeständen zurückgeführt werden. Bei jungen Beständen ist der höhere Anteil des Laubholzes schon Folge des seit einigen Jahren angestrebten Umbaus zu strukturreicherem Mischbeständen.

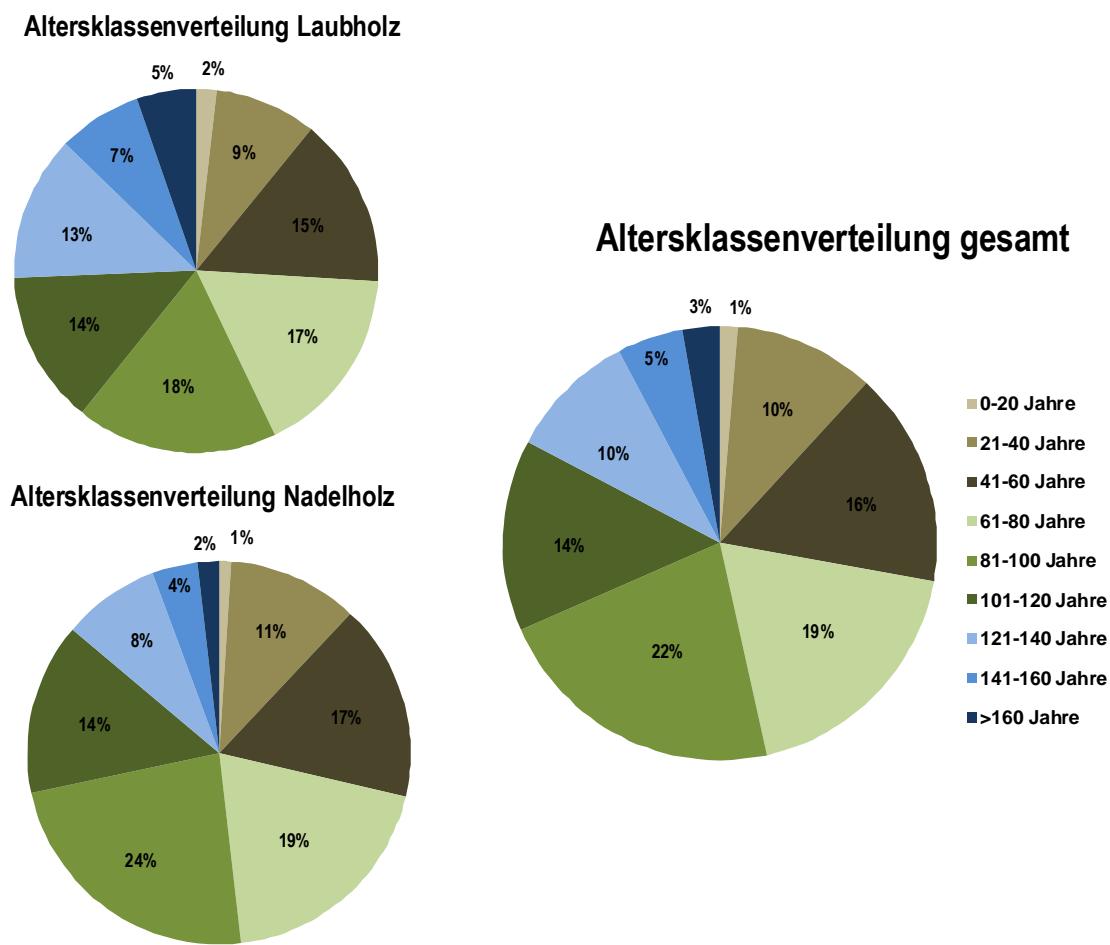


Abb. 8: Die Verteilung (%) des Kohlenstoffspeichers nach Altersklassen für alle Baumartengruppen

Die beschriebene Altersklassenverteilung des gesamten Kohlenstoffspeichers spiegelt sich auch in den einzelnen Baumarten wider. So zeigt beispielsweise die Fichte eine sehr ähnliche Altersklassenverteilung wie die Summe aller Baumartengruppen (Abb. 9). Auch bei den anderen Hauptbaumarten (Kiefer, Buche, Eiche) ist die Altersklassenverteilung vergleichbar. Bei seltener vorkommenden Arten wie beispielsweise der Douglasie (weitaus höhere Anteile in jungen Altersklassen) kann es jedoch zu anderen Verteilungsmustern kommen.

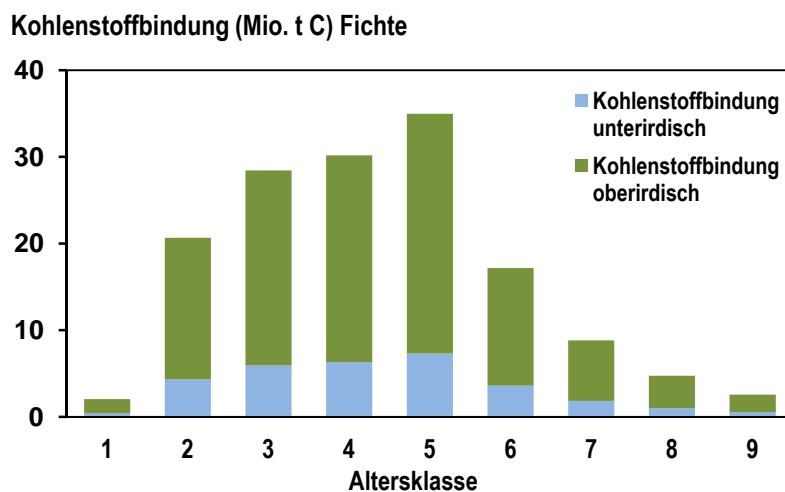


Abb. 9: Die Verteilung des Kohlenstoffspeichers (Mio. t) nach Altersklassen für die Fichte

Kohlenstoffspeicherung nach Durchmesserklassen

Untergliedert man die Bestände nach Durchmesserklassen (Aufteilung der Durchmesserklassen: DKL 1:7-9,9 cm, DKL 2: 10-19,9 cm, ..., DKL 10: >90 cm), so zeigt sich auch hier ein deutliches Übergewicht in den mittleren Bereichen (Abb. 10 bzw. Abb. 11). Allein in der DKL 4 sind rund 92 Mio. t C bzw. rund 28% des gesamten Kohlenstoffvorrates gebunden. Nahezu der gesamte Kohlenstoffspeicher konzentriert sich mit rund 92% auf Durchmesser zwischen 10 cm und 60 cm BHD. Höhere und geringere Durchmesserklassen spielen hingegen kaum eine Rolle. Dies ist wie bei der Altersklassenverteilung mit der Art der Bewirtschaftung zu erklären. Bäume in Wirtschaftswäldern erreichen oftmals nicht die Stärken bis 60 cm BHD, da der Zielstärkendurchmesser bis dahin längst erreicht ist und die Bäume schon in der Nutzung sind. So liegt heute die Zielstärke beispielsweise für die Fichte bei mittlerem Wuchspotential gemäß des Fichten-Konzeptes der BaySF bei 45 cm BHD (SCHRÖPFER et al. 2009).

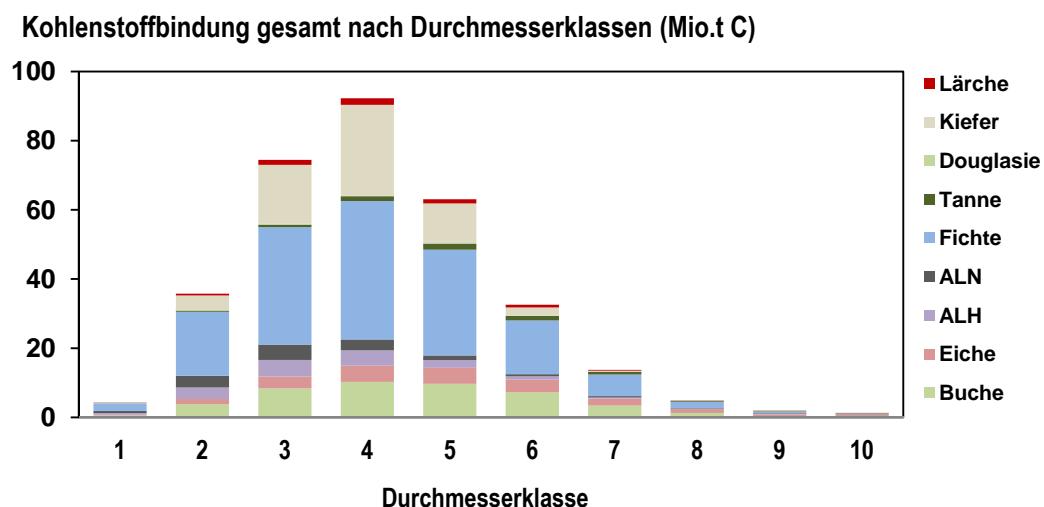
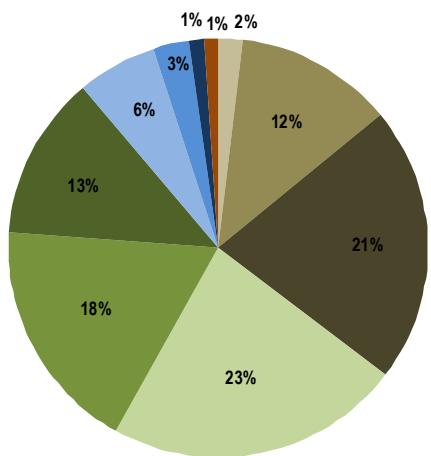


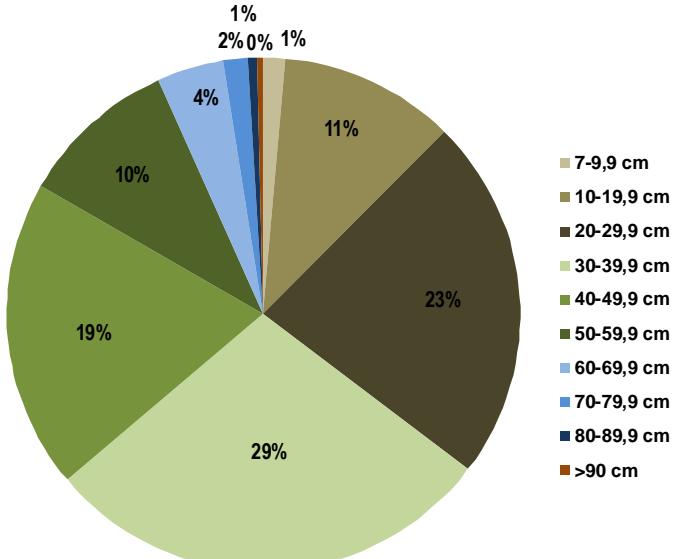
Abb. 10: Die Verteilung des Kohlenstoffspeichers nach Durchmesserklassen für alle Baumartengruppen

Ab DKL 4 nimmt der Anteil am Laubholz gegenüber dem Nadelholz stetig zu. Bei DKL 7 kann sogar ein in etwa ausgewogenes Verhältnis festgestellt werden. Dies ist in erster Linie dadurch bedingt, dass Laubbäume in der Regel höhere Zieldurchmesser besitzen als beispielsweise die Fichte, so dass mehr Laubbäume in stärkeren Durchmesserklassen zu finden sind als Nadelbäume.

Durchmesserklassenverteilung Laubholz



Durchmesserklassenverteilung gesamt



Durchmesserklassenverteilung Nadelholz

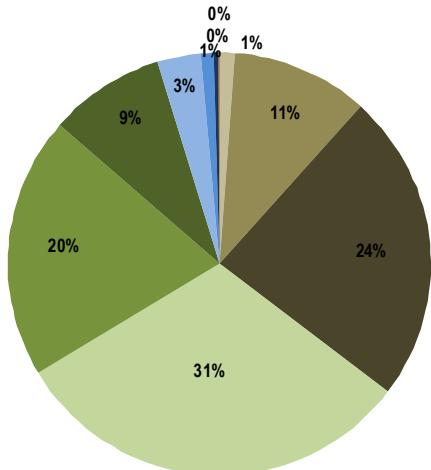


Abb. 11: Die Verteilung des Kohlenstoffspeichers (%) nach Durchmesserklassen für alle Baumartengruppen

Ein erneuter Blick auf die Fichte zeigt wiederum eine vergleichbare Verteilung wie für die Gesamtheit aller Baumarten: Die weitaus höchsten Kohlenstoffvorräte weist mit 31,6 Mio. t in der oberirdischen Biomasse bzw. 8,4 Mio. t in der unterirdischen Biomasse die Durchmesserklasse 4 auf (Abb. 12).

Kohlenstoffbindung (Mio. t C) Fichte

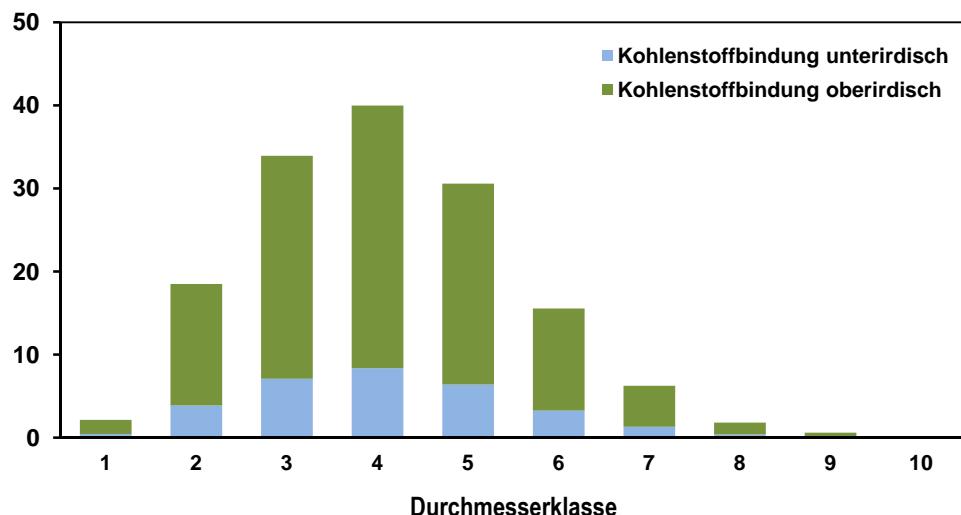


Abb. 12: Die Verteilung des Kohlenstoffspeichers nach Durchmesserklassen für die Fichte

Kohlenstoffspeicherung nach Eigentumsarten

Mit insgesamt 208 Mio. t C liegt der größte Teil des Kohlenstoffspeichers in Wäldern in privatem Besitz (Abb. 13, Abb. 14). Dies entspricht einem Anteil von 64%. Die geringsten Speichermengen liegen mit 40 Mio. t C bzw. 12% im Körperschaftswald. Besonders auffällig sind die sehr hohen Mengen Nadelholz im Privatwald, wobei 68% der Kohlenstoffbindung der Nadelhölzer auf diese Besitzart verteilt sind. Bei den Laubhölzern hingegen liegen rund 55% in privatem Besitz. Dies ist ein deutlicher Hinweis, dass der Nadelholzanteil (insbesondere der Fichtenanteil) im Privatwald noch weitaus höher ist als im Körperschafts- und Staatswald, was auch bei der Fichte zu erkennen ist: Hier liegt der Anteil des Privatwaldes mit 67% etwa im Mittel der Nadelhölzer.

Kohlenstoffbindung gesamt nach Eigentumsart (Mio. t)

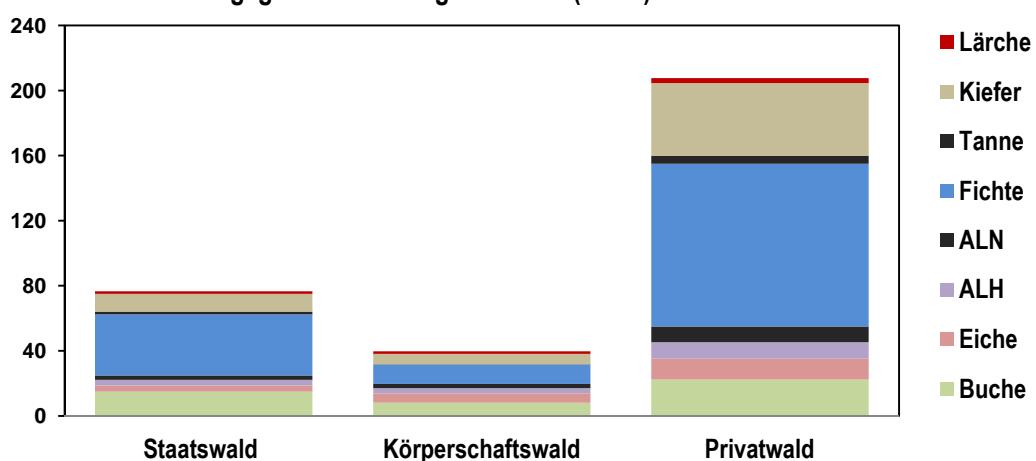
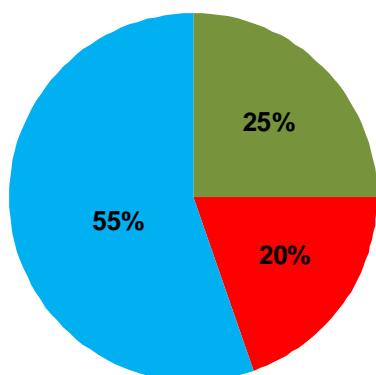
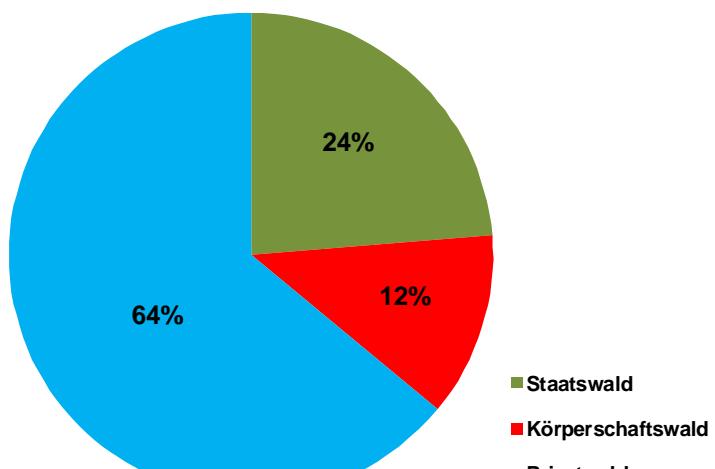


Abb. 13: Die Verteilung des Kohlenstoffspeichers (Mio. t C) nach Eigentumsarten für alle Baumartengruppen

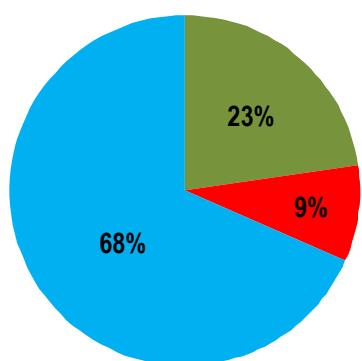
Verteilung C-Speicher nach Eigentum Laubholz



Verteilung C-Speicher nach Eigentum gesamt



Verteilung C-Speicher nach Eigentum Nadelholz

Abb. 14: Die Verteilung des Kohlenstoffspeichers (%) nach Eigentumsarten für alle Baumartengruppen

Kohlenstoffspeicherung pro ha

Die durchschnittliche Kohlenstoffbindung betrug in 2002 rund **133,7 t C/ha**. Davon sind 109 t in der oberirdischen Biomasse und 24,7 t in der unterirdischen Biomasse gebunden. Mit rund 160 t weist die Buche, gefolgt von der Tanne und Fichte mit 153 t bzw. 144 t den höchsten ideellen Speicher pro ha auf (Abb. 15)⁴. Die geringsten Speicher pro ha besitzen die anderen Laubbäume mit niedriger Lebensdauer (ALN) und die Douglasie.

⁴ Für die einzelnen Baumarten wird hier nach BWI-Definition der ideelle Speicher pro ha dargestellt. Dies entspricht dem Speicher pro ha bezogen auf die Fläche der jeweiligen Baumart. Im Gegenzug dazu wäre der reelle Speicher einer Baumart der Speicher bezogen auf die gesamte Waldfläche.

Kohlenstoffspeicher (t/ha) [ideell]

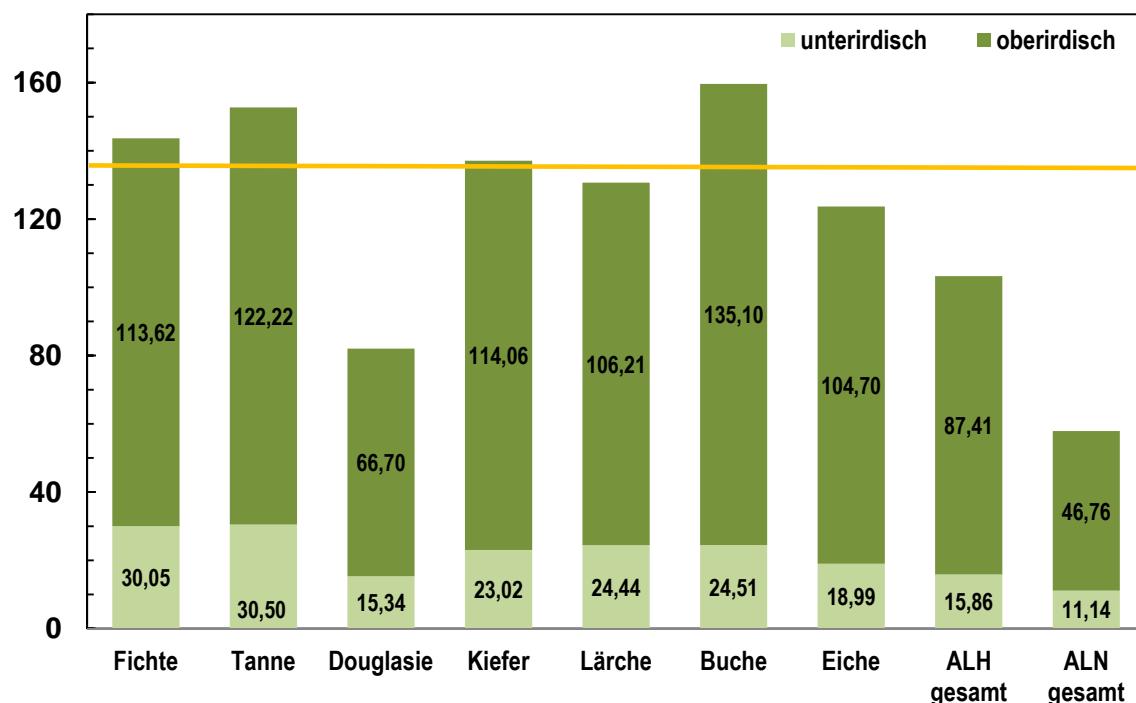


Abb. 15: Die Kohlenstoffbindung (t/ha) ideell für alle Baumarten. Die gelbe Linie beschreibt den mittleren Speicher über alle Baumarten

Betrachtet man die ideelle Speicherung untergliedert nach Altersklassen im Bezug auf die jeweilige anteilige Fläche (Tab. 13), so zeigt sich die Verteilung nach Abb. 16, wobei hier nur Bezug auf die wichtigsten vier Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche genommen wird. Sie belegen, Bestandeslücken und Bestandesblößen nicht mit eingerechnet, rund 83% der gesamten Waldfläche in Bayern. Demnach hält die Fichte bis zur AKL 5 die jeweils höchsten Kohlenstoffvorräte pro ha. Ab einem Alter von 120 Jahren wird sie jedoch von der Buche überflügelt. Dies gleicht sich ab AKL 9 wieder aus, so dass in dieser Altersklasse alle vier Baumarten eine relativ ähnliche Speicherung besitzen (130 t/ha bei der Kiefer bis 160 t/ha bei der Buche). Der Speicher pro ha fällt grundsätzlich tendenziell ab AKL 6 ab. Dies hängt, wie bereits erwähnt, wieder von der Bewirtschaftung ab, da ab älteren Altersklassen meist große Teile des Vorrates bereits genutzt wurden. So werden oftmals Bestände ab 120 Jahren als Endnutzungsbestände geführt, bei denen die Etablierung der aufkommenden Verjüngungsschicht ein wesentliches Ziel ist. Ist dies erreicht, wird der noch stockende Altbestand oft flächig geräumt.

Kohlenstoffbindung (t/ha) nach Altersklassen

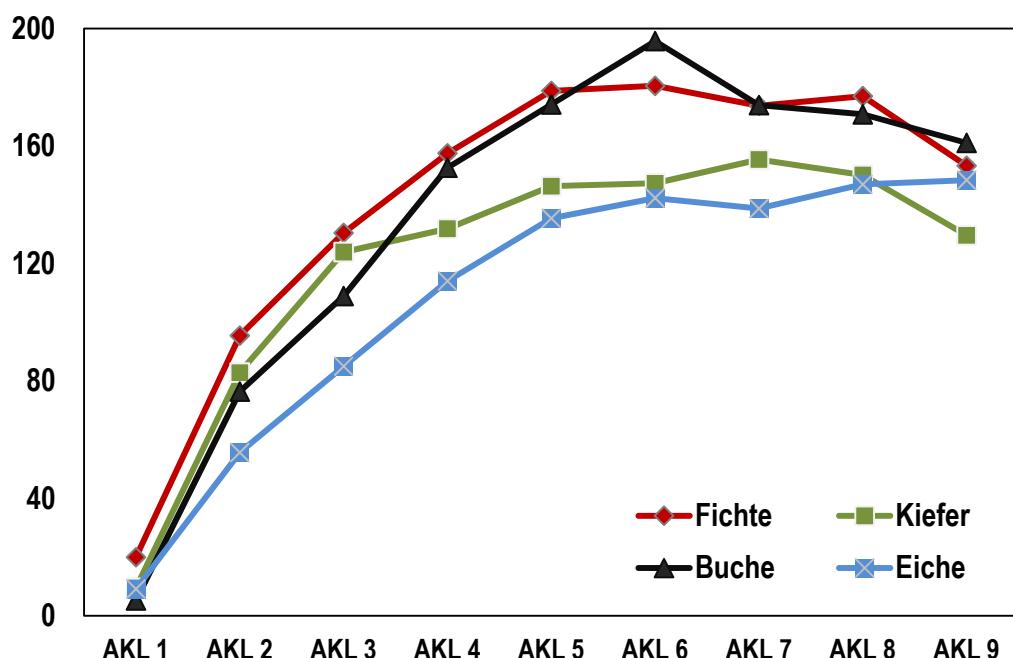


Abb. 16: Die Kohlenstoffbindung (ideell) nach Altersklassen für Fichte, Kiefer, Buche, Eiche

Tab. 13: Die Flächenanteile (ha) von Fichte, Kiefer, Buche, Eiche, verteilt nach Altersklassen (BMELF 2005A)

| | Fichte | Kiefer | Buche | Eiche |
|-----------------------|-----------|---------|---------|---------|
| bis 20 Jahre (AKL 1) | 121.297 | 8.784 | 26.843 | 12.043 |
| 21-40 Jahre (AKL 2) | 191.490 | 35.238 | 17.827 | 11.038 |
| 41-60 Jahre (AKL 3) | 186.326 | 53.893 | 32.064 | 17.970 |
| 61-80 Jahre (AKL 4) | 175.105 | 85.399 | 42.515 | 18.502 |
| 81-100 Jahre (AKL 5) | 195.982 | 109.793 | 57.740 | 19.522 |
| 101-120 Jahre (AKL 6) | 96.979 | 87.763 | 41.561 | 20.125 |
| 121-140 Jahre (AKL 7) | 52.194 | 50.013 | 40.758 | 23.645 |
| 141-160 Jahre (AKL 8) | 27.170 | 19.481 | 20.170 | 13.277 |
| >160 Jahre (AKL 9) | 17.057 | 5.797 | 16.940 | 12.295 |
| Summe | 1.063.599 | 456.162 | 296.420 | 148.417 |

Die größeren Vorräte der Buche in höheren Altersklassen sind nicht verwunderlich, da wie bereits erwähnt, die Umtriebszeit im Vergleich zur Fichte länger ist, so dass Bestände dieser Altersstadien bei der Buche oft mit mehr Individuen bestockt sind. Die höhere Holzdichte trägt zusätzlich zu einer höheren Speicherrate bei.

3.1.2.2 Verjüngung

Für Kollektiv 1 (50 cm – 130 cm Baumhöhe) wurde ein Wertebereich von 0,09 bis 0,82 Mio. t Kohlenstoff errechnet. Geht man von einem Mittelwertbaum bei 90 cm Höhe aus, so kann für Kollektiv 1 ein Kohlenstoffspeicher von ca. **0,36 Mio. t** Kohlenstoff geschätzt werden.

Kollektiv 2 (130 cm Höhe bis 7 cm BHD) stellt mit 0,82 – 24,23 Mio. t hingegen einen weit-aus breiteren Wertebereich dar. Geht man auch hier von einem Mittelwertbaum aus, so errechnet sich für Kollektiv 2 eine Kohlenstoffspeicherung von rund **5,2 Mio. t** (Tab.14).

Tab. 14: Die Kohlenstoffbindung [Mio. t C] in der Verjüngung nach Baumarten und Kollektiv

| | Kollektiv 1 | | | Kollektiv 2 | | |
|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|
| | MIN | MITTEL | MAX | MIN | MITTEL | MAX |
| Eiche | 0,001 | 0,005 | 0,012 | 0,012 | 0,302 | 1,969 |
| Buche | 0,004 | 0,021 | 0,060 | 0,060 | 1,163 | 7,472 |
| ALH | 0,003 | 0,014 | 0,038 | 0,038 | 0,697 | 2,905 |
| ALN | 0,003 | 0,015 | 0,044 | 0,044 | 0,770 | 4,680 |
| Summe LH | 0,011 | 0,055 | 0,154 | 0,154 | 2,931 | 17,025 |
| Fichte | 0,070 | 0,282 | 0,619 | 0,619 | 1,836 | 5,768 |
| Tanne | 0,004 | 0,014 | 0,032 | 0,032 | 0,075 | 0,192 |
| Douglasie | 0,000 | 0,001 | 0,002 | 0,002 | 0,008 | 0,021 |
| Kiefer | 0,001 | 0,004 | 0,011 | 0,011 | 0,312 | 1,171 |
| Lärche | 0,000 | 0,000 | 0,001 | 0,001 | 0,012 | 0,046 |
| Summe NH | 0,075 | 0,301 | 0,665 | 0,665 | 2,244 | 7,197 |
| Gesamt | 0,085 | 0,356 | 0,820 | 0,820 | 5,175 | 24,223 |

Insgesamt wird in der Verjüngung ein Kohlenstoffspeicher von rund **5,5 Mio. t** bzw. 2,3 t pro ha geschätzt. Dies entspricht etwa 1,7% der Menge, die in der Biomasse der Derbholzbäume gebunden ist. Somit kann gezeigt werden, dass die Verjüngung in der Gesamtkohlenstoffbilanz lediglich eine untergeordnete Rolle spielt.

3.1.2.3 Berechnung des statistischen Fehlers

Bei den Berechnungen der Kohlenstoffspeicher sind mehrere Rechenschritte mit unterschiedlichen Eingangsgrößen notwendig, die jeweils mit statistischen Fehlern behaftet sind. Eine Fehlerquantifizierung ist wichtig, um die Unsicherheit (bzw. Sicherheit) einer ermittelten Mess- oder Rechengröße darzustellen, damit so letztendlich die Qualität einer Aussage beschrieben werden kann. Um einen Gesamtfehler zu ermitteln, der die Unsicherheit des Endergebnisses darstellt, müssen die verschiedenen Fehlerquellen mit einbezogen werden. Je nach Art der Verrechnung der einzelnen Faktoren oder Messgrößen unterscheidet man zwischen einer additiven oder multiplikativen Fehlerfortpflanzung. Wer-

den zwei Größen miteinander addiert oder eine Größe von der anderen subtrahiert, so ist der mittlere absolute Fehler die geometrische Addition der einzelnen absoluten Fehler. Man spricht dann von einer additiven Fehlerfortpflanzung nach Gleichung 18.

$$\Delta Y = \sqrt{(\Delta a)^2 + (\Delta b)^2} \quad (18)$$

mit ΔY als Gesamtfehler und $\Delta a, \Delta b$ als absolute Fehler einer Größe.

Wenn jedoch zwei Größen miteinander multipliziert werden, so ergibt sich der mittlere relative Fehler aus der geometrischen Addition der relativen Fehler der Einzelgrößen nach Gleichung 19.

$$\frac{\Delta Y}{Y} = \sqrt{\left(\frac{\Delta a}{a}\right)^2 + \left(\frac{\Delta b}{b}\right)^2} \quad (19)$$

mit ΔY als Gesamtfehler, Y als Mittelwert der Gesamtgröße, $\Delta a, \Delta b$ als absolute Fehler einer Größe und a, b als Mittelwerte einer Größe.

Für die Methode nach BURSCHEL konnte kein Schätzfehler ermittelt werden, da dieser den Kohlenstoffspeicher (sowohl für die unterirdische als auch für die oberirdische Biomasse) mit Expansionsfaktoren für bereits aggregierte Werte zum Vorrat herleitet. Diese Faktoren sind bereits mit einem unbestimmten Fehler behaftet. Dadurch, dass dieser nicht bestimmt werden kann, würden wichtige Teile der Fehlerrechnung fehlen und so der wahre Fehler deutlich unterschätzt werden.

Da bei der Methode nach ZELL nicht das Derbholzvolumen auf das Baumholzvolumen expandiert wird, sondern anhand der Eingangsgrößen Höhe, BHD und Schaftform die oberirdische Biomasse einzelbaumweise berechnet wird, kann der Stichprobenfehler für die Auswertungen der BWI-Punkte direkt ermittelt werden. Der Stichprobenfehler der unterirdischen Biomasse wird analog zur THG-Methode hergeleitet (siehe PISTORIUS 2007). Zudem wird der Fehler des Verhältnisses zwischen oberirdischer und unterirdischer Biomasse in den Fehler der unterirdischen Biomasse mit eingerechnet. Die Fehler der Holzdichte und des Kohlenstoffgehaltes werden ebenfalls gemäß THG-Methode berechnet. Da auch die Biomassefunktionen von ZELL wie bei der THG-Methode auf den Massentafeln von Grundner und Schwappach basieren, kann auch hier kein Modell-Schätzfehler hergeleitet werden. Aus der Fehlerrechnung ergibt sich ein Gesamt-Schätzfehler von $\pm 9,1\%$, der sich aus den in Tab. 15 aufgeschlüsselten Fehlerquellen errechnet.

Jedoch ist zu beachten, dass es sich hier um eher pessimistische Schätzgrößen handelt, bei der bei manchen Eingangsgrößen sehr hohe Fehler veranschlagt werden (z.B. unterirdische Biomasse). Zudem geht bei ein paar Größen anstelle eines Stichprobenfehlers die Standardabweichung ein (z.B. Holzdichten), die naturgemäß höher ist als der Stichprobenfehler. Man beachte hier, dass Standardabweichung und Stichprobenfehler oft gleich gebraucht werden. Jedoch gibt es einen wesentlichen Unterschied: Der Stichprobenfehler

einer Untersuchungsgröße beschreibt, um wie viel sich der wahre Mittelwert um den ermittelten Mittelwert bewegt, also eine theoretische Streuung um den Mittelwert bei einer Menge von n Stichprobenreihen. Die Standardabweichung hingegen beschreibt die reale Streuung einer Messreihe (oder Stichprobenreihe) um den Mittelwert (KOSCHAK 2008).

Tab. 15: Der relative Stichprobenfehler (%) der Kohlenstoffbindung für die Zell-Methode; OB= Standardfehler der Inventur, Dichte=Standardabweichung der Holzdichten nach PISTORIUS (2007), Oges=Stichprobenfehler oberirdische Biomasse, Uges=Stichprobenfehler unterirdische Biomasse (resultierend aus Stichprobenfehler der Inventur und Standardabweichung der Schätzfunktionen gemäß PISTORIUS 2007), C=Standardabweichung des Kohlenstoffgehaltes, BaGr=Gesamtfehler der Baumartengruppe, Ges= der gesamte Standardfehler aller Baumartengruppen

| Baumart | OB | Dichte | Oges | Uges | Ges | C | BaGr | Ges |
|-----------|-------|--------|-------|-------|-------|---|-------|------|
| Fichte | 2,76 | 18,8 | 19,00 | 25,52 | 15,95 | 2 | 16,07 | |
| Tanne | 10,00 | 22,7 | 24,80 | 26,80 | 18,06 | 2 | 18,17 | |
| Douglasie | 21,79 | 20,8 | 30,13 | 32,87 | 25,26 | 2 | 25,34 | |
| Kiefer | 4,44 | 27,2 | 27,56 | 25,77 | 23,34 | 2 | 23,42 | |
| Lärche | 11,99 | 18,2 | 21,80 | 27,88 | 18,65 | 2 | 18,76 | 9,05 |
| Buche | 5,60 | 13,7 | 14,80 | 19,90 | 12,89 | 2 | 13,05 | |
| Eiche | 8,10 | 19,8 | 21,39 | 59,75 | 20,30 | 2 | 20,40 | |
| ALH | 9,70 | 15 | 17,86 | 21,42 | 15,47 | 2 | 15,60 | |
| ALN | 12,06 | 8,7 | 14,87 | 21,96 | 12,77 | 2 | 12,93 | |

Dennoch liegen trotz der pessimistischen Annahmen der Fehler der Schätzung deutlich unter 10%, so dass die Ergebnisse als vertrauenswürdig angesehen werden können.

Für den Kohlenstoffspeicher in der Verjüngung wird kein Stichprobenfehler angegeben, da das ermittelte Ergebnis ohnehin ein grob geschätzter Wert ist, der auf einfachen Annahmen basiert.

3.1.2.4 Fichten- und Buchenreinbestände

Interessant ist auch ein Blick auf Reinbestände verschiedener Baumarten. Dafür wurden die Rohdaten der BWI² gefiltert und nur diejenigen Stichprobennpunkte ausgewählt, die nur mit einer Baumart bestockt sind. Aus Gründen der statistischen Absicherung werden hier nur Fichte und Buche dargestellt, da für alle anderen Baumarten nur wenige Stichproben vorhanden waren, um für alle 9 Altersklassen einen realitätsnahen Mittelwert abzuleiten. Es zeigt sich, dass Fichtenreinbestände bis zur AKL 6 durchschnittlich mehr Kohlenstoff binden als Buchenreinbestände (Abb. 17, Tab. 16).

Durchschnittliche C-Speicher Fichte und Buche (t/ha) nach AKL

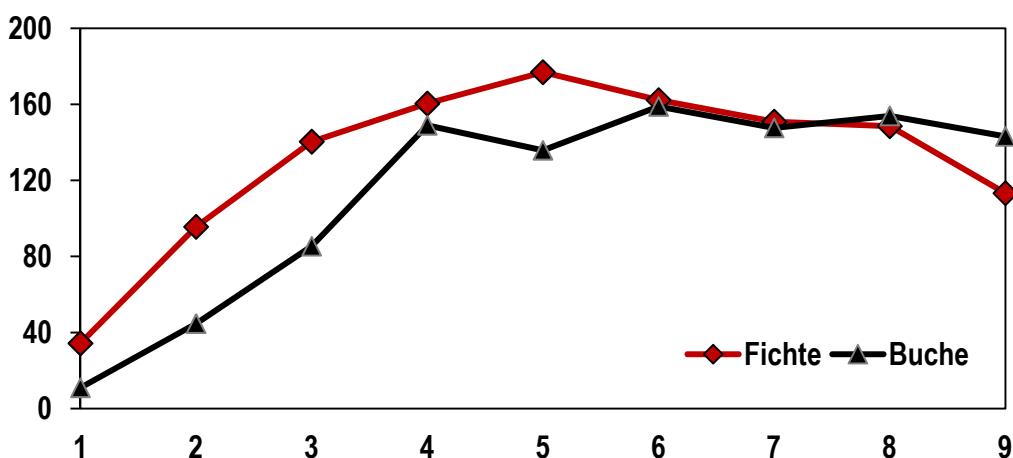


Abb. 17: Der Vergleich zwischen Fichten- und Buchenreinbeständen

In älteren Altersstadien zeigen beide sehr ähnliche Speicher. Erst ab >160 Jahren verzeichnen die Buchenreinbestände höhere Speicher als die Fichtenreinbestände. Grundsätzlich zeigt hier der Vergleich eine ähnliche Tendenz wie der Vergleich der ideellen Werte pro ha, wenngleich hier die Buche weitaus später höhere Speicher erzielt als die Fichte. Dies kann möglicherweise an einer geringeren Bestockungsdichte der Buchenreinbestände in den AKL 4, 5, 6 und 7 liegen. Zudem muss man auch statistische Kennwerte betrachten, bei denen sich zeigt, dass die Anzahl der Stichprobenpunkte bei der Buche geringer ist, was beispielsweise die Stichprobenfehler zeigen, die bei der Buche meist deutlich höher sind als bei der Fichte (Tab. 16). Der wahre Mittelwert streut somit weitaus stärker als bei der Fichte. Interessanterweise liegen im Gegenzug dazu die Standardabweichungen bei der Fichte fast immer etwas höher, was bedeutet, dass die Streuung innerhalb der Stichprobenreihe bei der Fichte deutlich höher ist. Demzufolge sind Fichtenreinbestände in Bayern weitaus heterogener bzgl. ihrer Kohlenstoffbindung, auch innerhalb der einzelnen Altersklassen.

Tab. 16: Statistische Kennwerte der Kohlenstoffspeicher nach AKL für Fichten- und Buchenreinbestände; n=Anzahl der Stichprobenpunkte, MW = Mittelwert, Min = minimaler Wert, Max = maximaler Wert, SD = absolute Standardabweichung, SF = absoluter Stichprobenfehler

| | Fi | n | MW | | MIN | | MAX | | SD | | SF |
|-------|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-----|------|
| | Fi | Bu | Fi | Bu | Fi | Bu | Fi | Bu | Fi | Bu | |
| AKL 1 | 113 | 11 | 34 | 11 | 7 | 6 | 118 | 22 | 29 | 5 | 2,3 |
| AKL 2 | 349 | 15 | 96 | 45 | 9 | 8 | 321 | 162 | 59 | 46 | 2,9 |
| AKL 3 | 310 | 18 | 140 | 85 | 10 | 9 | 315 | 143 | 68 | 48 | 3,5 |
| AKL 4 | 294 | 26 | 160 | 149 | 9 | 15 | 406 | 272 | 78 | 77 | 4,6 |
| AKL 5 | 312 | 44 | 177 | 136 | 13 | 12 | 487 | 294 | 81 | 75 | 4,6 |
| AKL 6 | 118 | 35 | 162 | 159 | 13 | 25 | 501 | 349 | 98 | 85 | 9,0 |
| AKL 7 | 50 | 30 | 151 | 148 | 20 | 114 | 382 | 181 | 85 | 24 | 11,9 |
| AKL 8 | 28 | 17 | 149 | 154 | 15 | 22 | 368 | 501 | 89 | 121 | 16,8 |
| AKL 9 | 16 | 19 | 113 | 143 | 22 | 30 | 242 | 351 | 68 | 77 | 16,9 |

Die oben beschriebenen Verteilungsmuster sind jedoch nicht allgemeingültig, sondern spiegeln lediglich die aktuellen Verhältnisse der Fichten- und Buchenreinbestände in Bayern unter der aktuellen Bewirtschaftung wieder. Ein Vergleich modellhafter Fichten- und Buchenbestände, die generelle Aussagen zu Kohlenstoffbindungsrationen erlauben, wird in Kap. 6 genauer betrachtet.

3.1.2.5 Vergleiche mit anderen Studien

In den letzten Jahren wurden innerhalb Deutschlands bereits für mehrere Bundesländer vergleichbare Studien durchgeführt, so dass die hier erarbeiteten Ergebnisse sowohl bezogen auf die Gesamtwaldfläche als auch auf die Speicher pro ha verglichen werden können. Wichtige Studien dafür sind u.a. die Arbeiten von PISTORIUS (2007) für Baden-Württemberg, WÖRDEHOFF ET A. (2011) für Niedersachsen oder von WIRTH (2004a) für Thüringen. Außerdem können die Ergebnisse von 2002 mit den Ergebnissen von BÖSWALD (1996), der die Kohlenstoffspeicherung in Bayern für 1987 ermittelt hat, verglichen bzw. fortgeschrieben werden.

Die Entwicklung des Kohlenstoffvorrates in Bayern seit 1971

BÖSWALD (1996) beschreibt für Bayern den Kohlenstoffvorrat für das Jahr 1987 anhand der Daten zur BWI¹. Zudem ermittelte er mit den Daten zur Bayerischen Waldinventur von 1971 (Großrauminventur, GRI) die Veränderung zwischen diesen beiden Zeiträumen. Diese Daten können nun mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit fortgeschrieben werden, um so die Entwicklung des Kohlenstoffvorrates über einen Zeitraum von rund 30 Jahren zu betrachten. Wichtig zu erwähnen ist jedoch, dass die Methodik bei allen drei Untersuchungen etwas unterschiedlich ist, so dass die Ergebnisse etwas modifiziert werden mussten. Die methodischen Unterschiede und Modifizierungen werden im Folgenden näher erläutert:

Ein Unterschied ist die grundsätzliche Herleitung der Kohlenstoffvorräte. Böswald verwendet Expansionsfaktoren nach BURSCHEL (1993), mit Hilfe derer anhand des Derbholzvolumens das Reisigholz sowie die Wurzelbiomasse geschätzt und so das Gesamtbaumvolumen ermittelt wird. Auch in der vorliegenden Arbeit wurde die Methode nach BURSCHEL zum Vergleich herangezogen. Diese unterschätzt die Kohlenstoffbindung in 2002 insgesamt um 6,5% im Vergleich zur Methode nach ZELL. Um die BÖSWALD-Ergebnisse besser vergleichen zu können, werden seine Ergebnisse (GRI und BWI) dementsprechend um diesen Faktor angepasst.

Zudem berücksichtigt die GRI nur die Wirtschaftswälder. Deswegen wurde eine Nicht-Wirtschaftswaldfläche geschätzt und hinzugefügt, davon ausgehend, dass das Flächenverhältnis zwischen Wirtschaftswaldfläche und Nicht-Wirtschaftswaldfläche in 1971 im Wesentlichen dem heutigen Verhältnis ähnlich ist (Tab. 17), auch wenn beispielsweise die Zahl der Naturwaldreservate in Bayern in den letzten Jahren stark zugenommen hat, jedoch nur eine Fläche von ca. 6.600 ha einnimmt, was bezogen auf die gesamte Waldfläche Bayerns immer noch ein geringer Anteil ist. Dementsprechend wurde der Wert für 1971

von Böswald um 2,8% erhöht, unter der Annahme, dass in den Nicht-Wirtschaftswäldern durchschnittlich die gleiche Kohlenstoffbindung wie im Wirtschaftswald gegeben ist.

Zwischen den Erhebungen der GRI und der BWI ergeben sich weitere Unterschiede: So wurde beispielsweise das Volumen unterschiedlich hergeleitet (bei BWI-Methode um 2,2% geringer). Dementsprechend wird der Kohlenstoffspeicher für die Ergebnisse zur GRI um 2,2% reduziert. Ein weiterer Unterschied ist, dass die GRI nicht den Unterstand mit einbezieht. Böswald errechnete einen Anteil von 3,2% des Unterstandes am Gesamtkohlenstoffvorrat in 1987. Mit diesem Anteil wird das Ergebnis der GRI nach oben korrigiert.

Tab. 17: Die Flächenverteilung des begehbarer Waldes in Bayern in 2002. Von der Gesamtwaldfläche (Holzboden) ist auf rund 2,8% eine Holznutzung nur eingeschränkt oder nicht zulässig

| | produktiver Wald | unproduktiver Wald | bestockter Holzboden | Blöße, Holzboden | Holzboden gesamt |
|---|------------------|--------------------|----------------------|------------------|------------------|
| eingeschränkte Holznutzung | 46.755 | 2.398 | 49.152 | 200 | 49.352 |
| Holznutzung nicht zulässig | 18.382 | n. v. | 18.382 | 400 | 18.782 |
| eingeschränkte oder nicht zulässige Holznutzung | 65.137 | 2.398 | 67.534 | 599 | 68.133 |
| keine Einschränkung der Holznutzung | 2.339.873 | 14.985 | 2.354.858 | 7.393 | 2.362.251 |
| mit oder ohne Nutzungseinschränkungen | 2.405.010 | 17.383 | 2.422.393 | 7.992 | 2.430.385 |

Abschließend muss berücksichtigt werden, dass Böswald mit etwas höheren Holzvorräten aus früheren Auswertungen der BWI¹ im Vergleich zu den offiziellen Zahlen kalkuliert (828 Mio. Vfm im Vergleich zu Mio. 797 Vfm). Dies liegt vermutlich an Änderungen in der Methodik. Da ja die Vorräte die Eingangsgröße für die Kohlenstoffberechnungen nach BURSCHEL bilden, hat Böswald dementsprechend die Kohlenstoffbindung diesbezüglich wahrscheinlich zu hoch angesetzt. Berücksichtigt man diese Überschätzung um 3,9%, so müssen die Werte abschließend um diesen Faktor reduziert werden.

Des Weiteren musste die Waldfläche der GRI neu berechnet werden, da diese im Rahmen der GRI unterschätzt wurde. Dieser Schritt wurde bereits von Böswald durchgeführt. Alle weiteren Einzelheiten zur Berechnung der Kohlenstoffspeicher für 1971 bzw. 1987 können bei BÖSWALD (1996) genauer nachgelesen werden.

In der Summe erhöhen sich die Ergebnisse von Böswald für 1987 um rund 4,0% bzw. um ca. 10,3 Mio. t C, die Werte für 1971 erhöhen sich um 10,5% bzw. um 22,5 Mio. t C.

Die Basisannahmen für die vorliegende Zeitreihe können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- GRI 1971: Flächenexpansion wie BÖSWALD, Hinzurechnung einer Nicht-Wirtschaftswaldfläche (2,8%) sowie einer Kohlenstoffspeicherung im Unterstand (3,2%), eine Reduktion aufgrund der veränderten Holzvolumina (-2,2%) und eine Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung (6,5%), die sich aufgrund der Unterschätzung bei der Methodik nach BURSCHEL ergibt.
- BWI¹: Ergebnisse gemäß den Werten von Böswald für den Wirtschaftswald und Nicht-Wirtschaftswald, eine Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung (6,5%), die sich aufgrund der Unterschätzung bei der Methodik nach BURSCHEL ergibt so-

wie eine Reduzierung der Speicher um 3,9% aufgrund des zu hohen Ausgangsvorrates.

Ohne die oben dargestellten Anpassungen würde die Veränderung des Kohlenstoffspeichers gegenüber 2002 überschätzt werden.

Demnach erhöhte sich der Kohlenstoffspeicher (lebende Dendromasse ab 7 cm BHD) von 1971 auf 1987 um 35 Mio. t von 235,7 auf 270,7 Mio. t (Abb. 18). Dies entspricht einer durchschnittlichen jährlichen (interpolierten) Bindungsrate von 2,19 Mio. t. Zwischen 1987 und 2002 konnte mit 54,1 Mio. t C auf 324,8 Mio. t ebenfalls eine deutliche Vorratsanreicherung festgestellt werden, wobei die durchschnittliche jährliche Vorratserhöhung mit rund 3,6 Mio. t C noch höher lag als zwischen 1971 und 1987. Der Gesamtkohlenstoffvorrat erhöhte sich innerhalb von 31 Jahren um rund 38%. Man kann davon ausgehen, dass in 2002 die höchste Kohlenstoffbindung der jüngsten Vergangenheit zu verzeichnen war. Diese These unterstützt auch BORCHERT (2007), der vermutet, dass sich die Altersverteilung von großenteils jungen Beständen zu Beginn des letzten Jahrhunderts hin zu vermehrt älteren Beständen zu Ende des letzten Jahrhunderts hin gewandelt hat und somit auch die Vorräte kontinuierlich gestiegen sein müssen. Das Durchschnittsalter der Wälder in Bayern belief sich in 2002 auf rund 80 Jahre. Wie sich aktuell dieser Speicher entwickelt, werden die Ergebnisse zur BWI³ zeigen, die momentan durchgeführt wird.

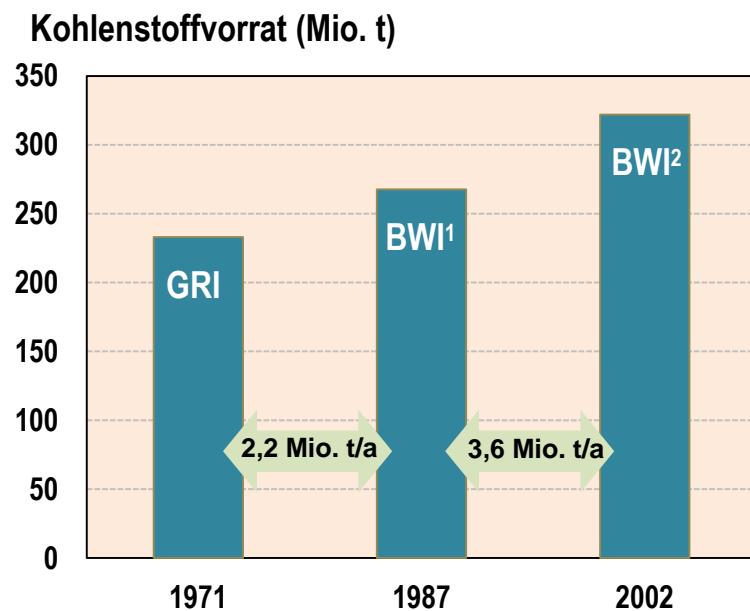


Abb. 18: Die Entwicklung der Kohlenstoffbindung der lebenden Biomasse ab 7 cm BHD seit 1971

Bei der Betrachtung des Vorrates pro ha müssen gleichermaßen wie oben beschrieben die Ergebnisse von BÖSWALD für die GRI und BWI¹ angepasst werden. Dadurch ergibt sich in 1971 ein durchschnittlicher Kohlenstoffspeicher von ca. 96,8 t/ha. Dieser stieg bis 1987 auf 110,6 t C/ha, was einer jährlichen Bindungsrate von 0,9 t/ha für diesen Zeitraum entspricht. In 2002 werden im Mittel 133,7 t C/ha erreicht. Dies bedeutet zwischen 1971 und

2002 eine jährliche durchschnittliche Erhöhung um ca. 1,2 t C/ha. Betrachtet man die jährliche Veränderung zwischen den beiden BWI, so kann eine durchschnittliche Erhöhung um 1,5 t C pro Jahr festgestellt werden. Somit lag die jährliche Bindungsrate für diesen Zeitraum leicht über dem Durchschnitt der alten Bundesländer, der bei DUNGER ET AL. (2009) mit rund 1,2 t pro ha und Jahr angegeben ist und im Bereich des Durchschnitts für Niedersachsen, abgeleitet aus WÖRDEHOFF ET AL. (2011) mit ca. 1,5 t C/ha. Generell kann trotz der Unsicherheiten bei der Neuberechnung der Werte der GRI und BWI¹ festgehalten werden, dass die bayerischen Wälder in den letzten Jahrzehnten eindeutig als Kohlenstoffquellen fungierten.

Analysiert man die einzelnen Baumartengruppen⁵, so ist auffällig, dass die Gruppe Fichte/Tanne/Douglasie mit 6,6% zwischen 1987 und 2002 die deutlich geringsten Zuwächse verzeichneten konnte (Tab. 18). Dieser geringe Zuwachs kann zu einem guten Teil mit den Starkwindereignissen Vivian und Wibke (1990) und Lothar (1998) begründet werden, wobei insbesondere die Fichte stark betroffen war. In anderen Bundesländern wie Baden-Württemberg kam es zwischen 1987 und 2002 bei der Fichte sogar zu Verlusten (PISTORIUS 2007).

Andere Baumartengruppen hingegen konnten enorm an Speicherung zulegen. So hat sich der Speicher bei Buche/sonstiges Laubholz um 58,5% erhöht. Insgesamt konnte so eine Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung um 20% verzeichnet werden. Bei einem erneuten Blick nach Baden-Württemberg zeigt sich, dass mit 5,2% der Kohlenstoffaufbau in diesem Bundesland deutlich geringer war, was auch damit begründet werden kann, dass dieser Teil Deutschlands stärker von den Starkwindereignissen betroffen war (BAUER 2005). Insgesamt konnten die Laubhölzer mit 58,1% mehr an Kohlenstoff binden als die Nadelhölzer mit 8,9%.

Tab. 18: Vergleich der Kohlenstoffspeicher (Mio. t) zwischen 1987 und 2002 nach Baumartengruppen. Werte für 1987 aus BÖSWALD (1996), modifiziert

| | 1987 | 2002 | Veränderung | |
|---------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | (Mio. t) | (%) | (Mio. t) | |
| Fichte/Tanne/Douglasie | 150,7 | 157,3 | +4,4 | +6,6 |
| Kiefer/Lärche | 57,2 | 68,2 | +19,2 | +11,0 |
| Nadelholz | 207,9 | 225,5 | +8,9 | +17,6 |
| Buche/sonstiges Laubholz | 48,7 | 77,2 | +58,5 | +28,5 |
| Eiche | 14,1 | 22,1 | +56,7 | +8,0 |
| Laubholz | 62,8 | 99,3 | +58,1 | +36,5 |
| gesamt | 270,7 | 324,8 | +20,0 | +54,1 |

Im Vergleich zur Veränderung des Derbholzvorrates zwischen 1987 und 2002 nach BAUER (2005) liegen die Veränderungen der Kohlenstoffspeicher mit insgesamt 20,0% etwas unter den Veränderungen des Holzvorrates (22,8%). Man darf bei diesem Vergleich jedoch nicht vergessen, dass die dargestellte Zeitreihe mit verschiedenen Annahmen arbeitet, die die

⁵ Die Baumartengruppen wurden entsprechend der Gruppierung von BÖSWALD (1996) gebildet, um so einen direkten Vergleich zu ermöglichen.

Kohlenstoffspeicher von Böswald etwas korrigieren, und somit mit Unsicherheiten behaftet ist. Zudem müssen sich die Änderungen zwischen Kohlenstoffspeicher und Holzvorrat nicht synchron verhalten. Die oben durchgeführten Modifikationen sollten aber dennoch berücksichtigt werden, um so der tatsächlichen Kohlenstoffbindung in 1971 und 1987 näher zu kommen. Die generelle Tendenz und Größenordnung der Speicheränderung kann als zuverlässig betrachtet werden.

Vergleiche mit anderen Studien in Deutschland und Europa

In den letzten Jahren wurden sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene bereits einige Studien zu Kohlenstoffspeicher in der Dendromasse von Wäldern verfasst. Zudem werden gemäß Kyoto-Protokoll bzw. vom UNFCCC alle Länder verpflichtet, in einem jährlichen Report ihre THG-Bilanzen darzulegen. Dies beinhaltet auch den Sektor LULUCF, in dem der Bereich der Forstwirtschaft fällt (FAO 2010). Die Methodik zur Erstellung der Bilanzen für den Sektor LULUCF wird vom IPCC, gegliedert nach verschiedenen Qualitätsstufen (tiers), vorgegeben (IPCC 2006). In 2010 berichteten 180 Länder der Erde, die 94% der Waldfläche weltweit vertreten. Nachteilig ist an den Zahlen der FAO, dass für die einzelnen Länder weder die genaue Datenbasis noch die Berechnungsmethode ersichtlich ist. Zudem geben die Autoren als Bezugsjahr 2010 an, was möglicherweise nicht immer der Fall ist. Dennoch wird hier eine Auswahl dargestellt, um die Relationen zwischen den bayerischen Verhältnissen und der Kohlenstoffbindung in anderen Ländern und Kontinenten zu verdeutlichen (Tab. 19).

Pro ha betrachtet binden Bayerns Wälder in der lebenden Dendromasse in etwa doppelt so viel Kohlenstoff wie der durchschnittliche weltweite und europäische Speicher (71,6 t/ha bzw. 64 t/ha). Auch im Vergleich zu anderen Bundesländern liegt der bayerische Vorrat zumeist höher, wenngleich die Situation z.B. in Baden-Württemberg mit 130 t/ha relativ ähnlich ist.

Tab. 19: Übersicht über regionale bzw. internationale Studien zur C-Bindung in der lebenden Dendromasse. FE = Forsteinrichtungsdaten, LFI = Landesforstinventur Schweiz, NFI=National Forest Inventory of Finland, ÖWI=Österreichische Forstinventur

| | Kohlenstoff t/ha | Mio. t | Jahr | Datenbasis | Berechnungsart | Autor |
|------------------|---------------------|---------|------|------------|-------------------------|-------------------------|
| Bayern | 134 | 325 | 2002 | BWI | ZELL (2008) | eigene Berechnungen |
| BW | 130 | 172 | 2002 | BWI | PISTORIUS & ZELL (2005) | PISTORIUS (2007) |
| Thüringen | 82 | 42 | 1993 | FE | WIRTH (2004A) | WIRTH (2004A) |
| Nieders. | 70 | 76 | 2002 | BWI | ZELL (2008) | WÖRDEHOFF ET AL. (2011) |
| D | 120 | 1.230 | 2008 | IS08 | PISTORIUS & ZELL (2005) | OEHMICHEN ET AL. (2011) |
| AUT | 82 | 320 | 1990 | ÖWI | EIGENE METHODIK | WEISS ET AL. (2000) |
| Schweiz | 113 | 144 | 2004 | LFI | THÜRIG & SCHMID (2008) | WOLF (2008) |
| Finnland | 33 | 764 | 2003 | NFI | MARKLUND (1988) | MATALA ET AL. (2009) |
| Europa | 64* | 12.510 | 2010 | n. b. | IPCC (2006) | FAO (2010) |
| Welt | 72 | 288.821 | 2010 | n. b. | IPCC (2006) | FAO (2010) |

* ohne Russland

Am weltweiten Kohlenstoffspeicher (Baumbiomasse) hält Bayern mit 324,8 Mio. t einen Anteil von rund 0,11%. Am europäischen Speicher liegt der Anteil bei 2,6%. Der Anteil am Gesamtkohlenstoffspeicher Deutschlands hingegen ist mit rund 26% beträchtlich, wobei beachtet werden muss, dass sich die Werte aus Deutschland auf 2008 beziehen, d.h., von einer Erhöhung des Speichers in Deutschland ausgehend, lag der Anteil Bayerns in 2002 noch höher: Zieht man den Gesamtzuwachs zwischen 2002 und 2008 für Deutschland von 28,7 Mio. t ab, so erhält man den Vorrat von 1.201 Mio. t C für 2002 (abgeleitet aus OEHMICHEN ET AL. 2011). Der Anteil Bayerns lag demnach bei 27%.

3.1.2.6 Validierung der verwendeten Biomassefunktionen

Der Vergleich verschiedener Biomassefunktionen aus der Literatur mit den verwendeten ZELL-Funktionen bzw. mit von GÖTTLEIN UND WEIS (2011) erhobenen Biomassen für Fichten und Buchen an verschiedenen bayerischen Standorten zeigt das in Abb. 19 und Abb. 20 dargestellte Bild. Alle Angaben beziehen sich auf Trockenmasse und nicht auf Kohlenstoff. Bei den Modellen, die zum BHD auch die Höhe als Prädiktorvariable beinhalten, wurde zur besseren Darstellung nur der BHD aufgetragen.

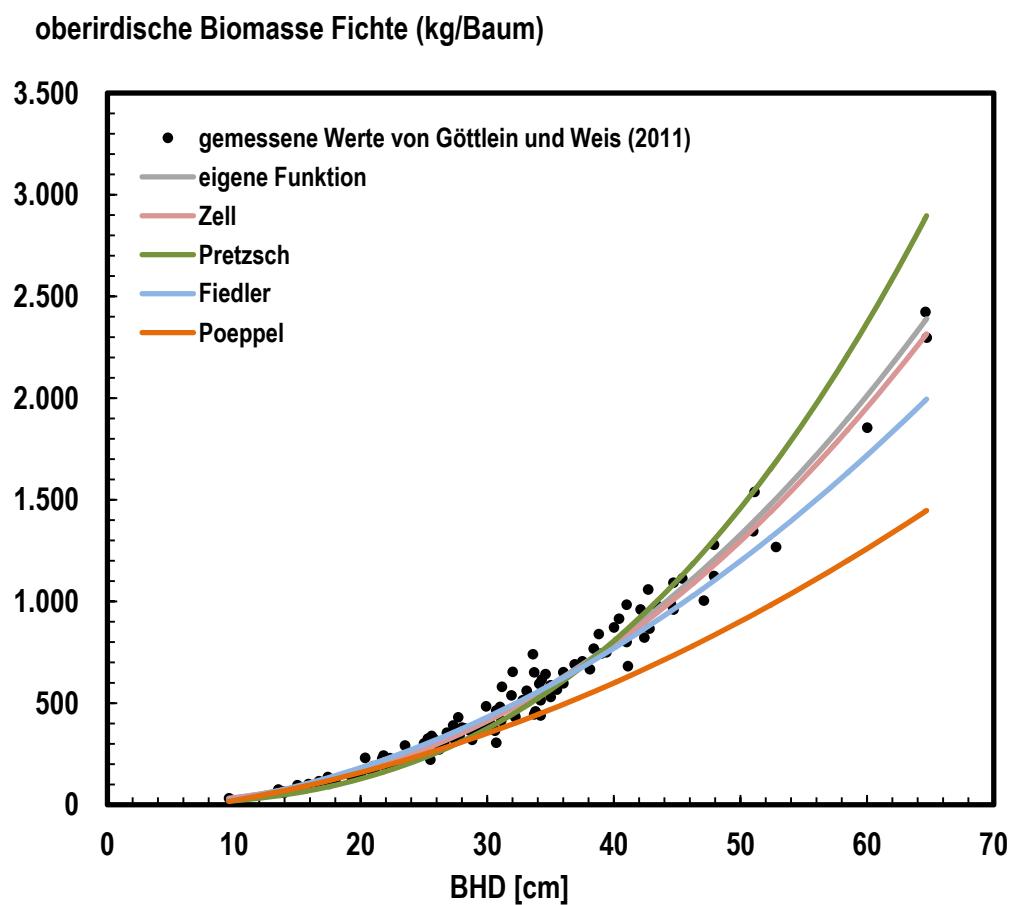


Abb. 19: Biomasse-Modellvergleich für die Fichte

Demnach liegt die ZELL-Funktion in etwa zwischen den Vergleichsfunktionen über alle Durchmesser hinweg, wobei die Streuung in höheren Durchmesserbereichen größer wird.

Zudem stimmt der Verlauf gut mit der eigenen Funktion überein, wobei tendenziell in den mittleren Durchmesserbereichen die von GÖTTLIN UND WEIS (2011) erhobenen Messdaten etwas höher liegen (Abb. 19). Der mittlere Fehler (RMSE) im Vergleich zur Berechnung nach ZELL aller erhobenen 122 Bäume liegt bei ca. 10,6%, d.h. beim Gewicht des Mittelwertbaumes von geschätzten 508,1 kg liegt die Schwankung bei $\pm 62,6$ kg.

Im Gegensatz zur Fichte liegen die Funktionen der Buche in einem engeren Spektrum, wobei die ZELL-Funktion am unteren Ende liegt (Abb. 20). Die gemessenen Werte streuen etwas mehr wie bei Fichte mit einem RMSE von 14,0% bzw. $\pm 79,1$ kg bei einer Biomasse des Mittelwertbaumes von 509,8 kg.

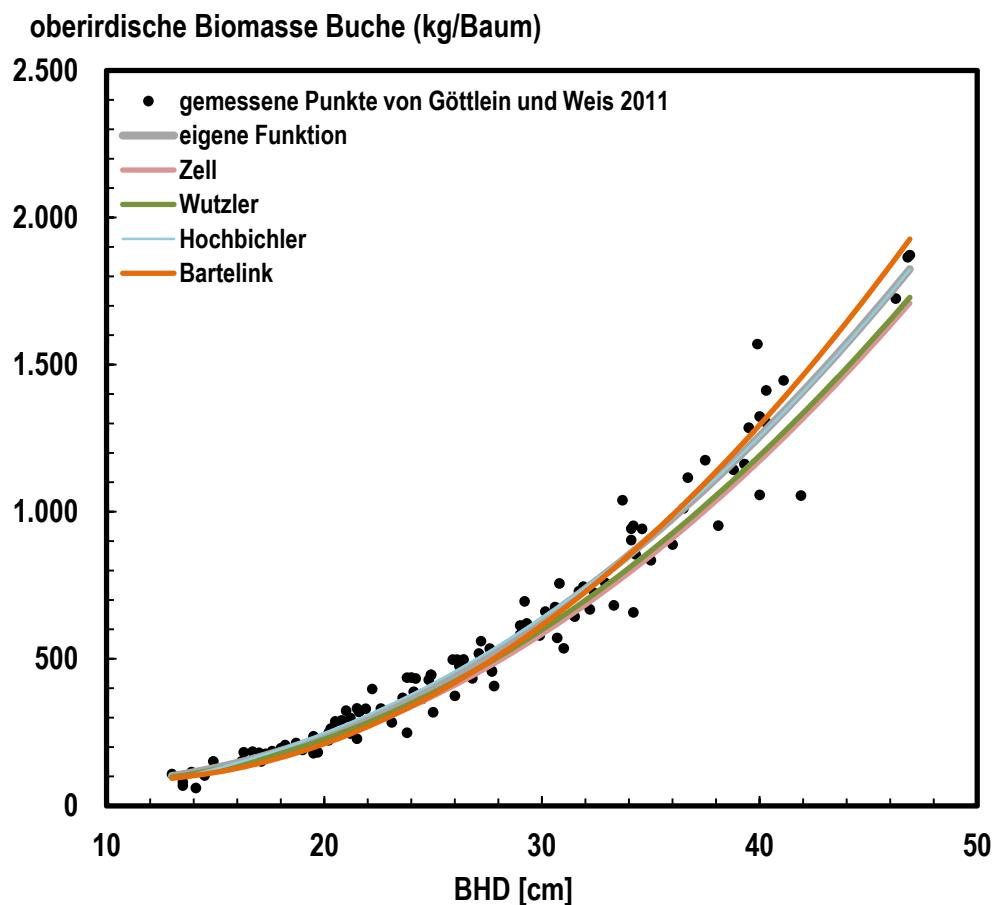


Abb. 20: Biomasse-Modellvergleich für die Buche

Die Validierung zeigt, dass für beide Baumarten die ZELL-Funktionen sowohl im Bereich der Literaturangaben als auch im Bereich von gemessenen Werten aus bayerischen Beständen liegen. Tendenziell würden zwar mittels der eigenen Modelle etwas höhere Biomassen berechnet werden (Mittelwertbaum Buche: eigene Funktion 550 kg, Zell-Funktion 510 kg; Fichte: eigene Funktion 518 kg, Zell-Funktion 508 kg). Aufgrund der großen Datengrundlage der ZELL-Funktionen sowie die Tatsache, dass zum aktuellen Zeitpunkt in mehreren Studien die Biomassen nach ZELL berechnet werden, erscheint diese Herangehensweise auch aufgrund der besseren Vergleichbarkeit mit anderen Ergebnissen sinnvoll.

3.1.2.7 Allgemeine Kennzahlen (Schätztafeln)

Wie in Kap.3.1.1.5 beschrieben, wurden für die Baumarten Fichte, Buche, Eiche und Kiefer sowohl auf Einzelbaumebene als auch auf Bestandesebene Schätztafeln zur praxisnahen Schätzung der Kohlenstoffspeicherung entwickelt und als LWF-Merkblatt herausgegeben. Diese sind in Abb. 21-24 ersichtlich.

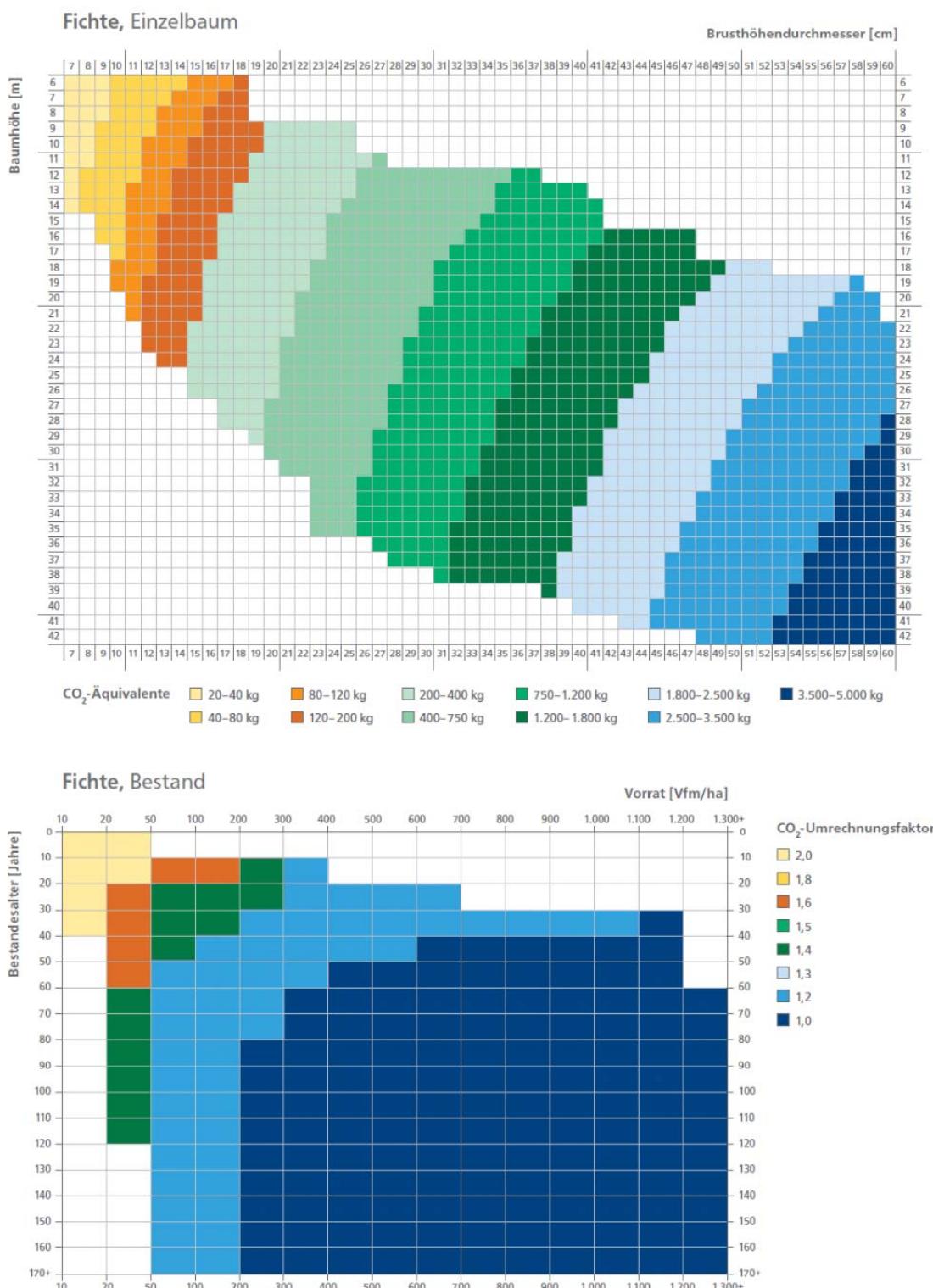
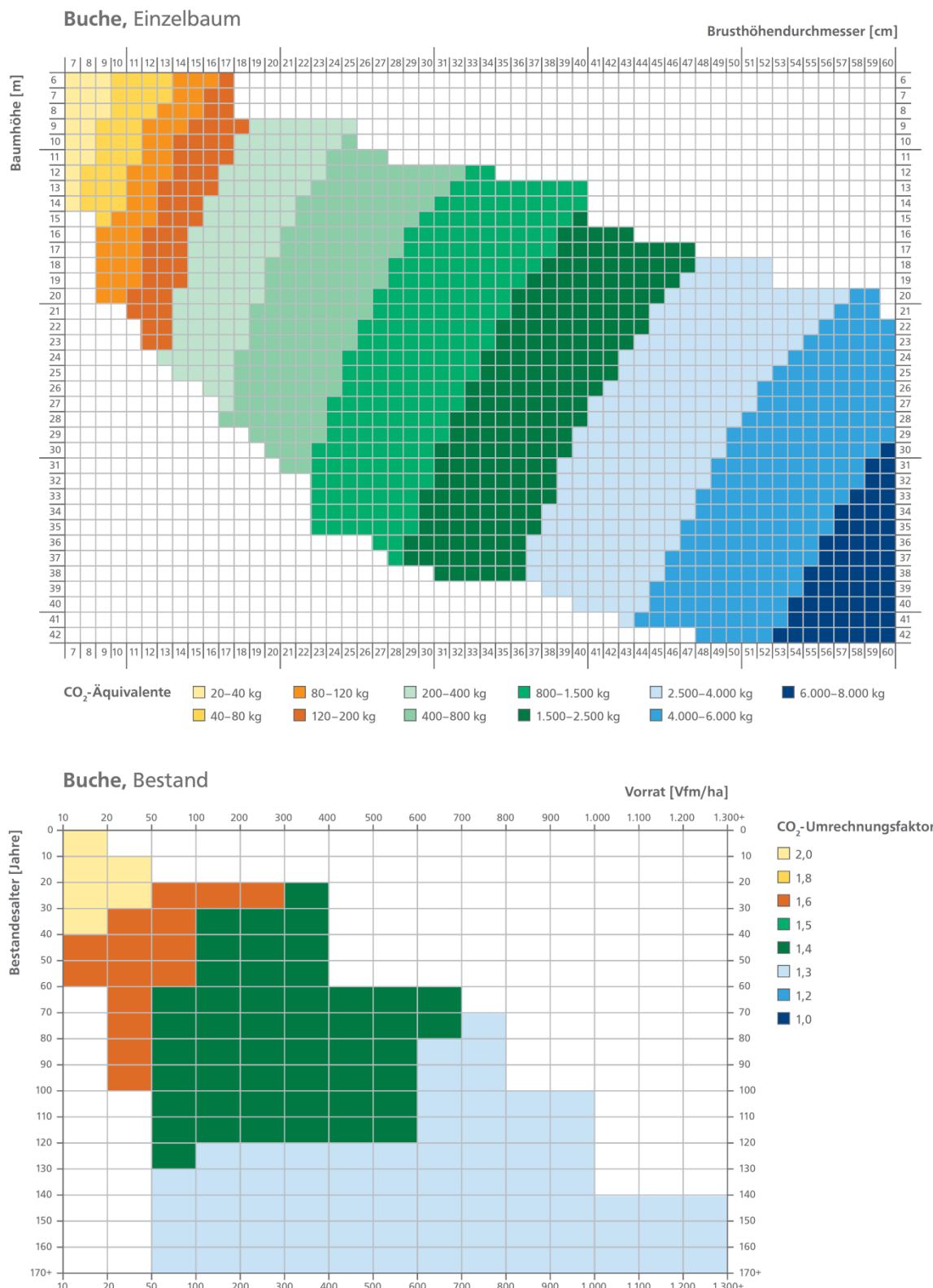


Abb. 21a und 21b: Die Schätztafeln der Fichte

**Abb. 22a und 22b: Die Schätztafeln der Buche**

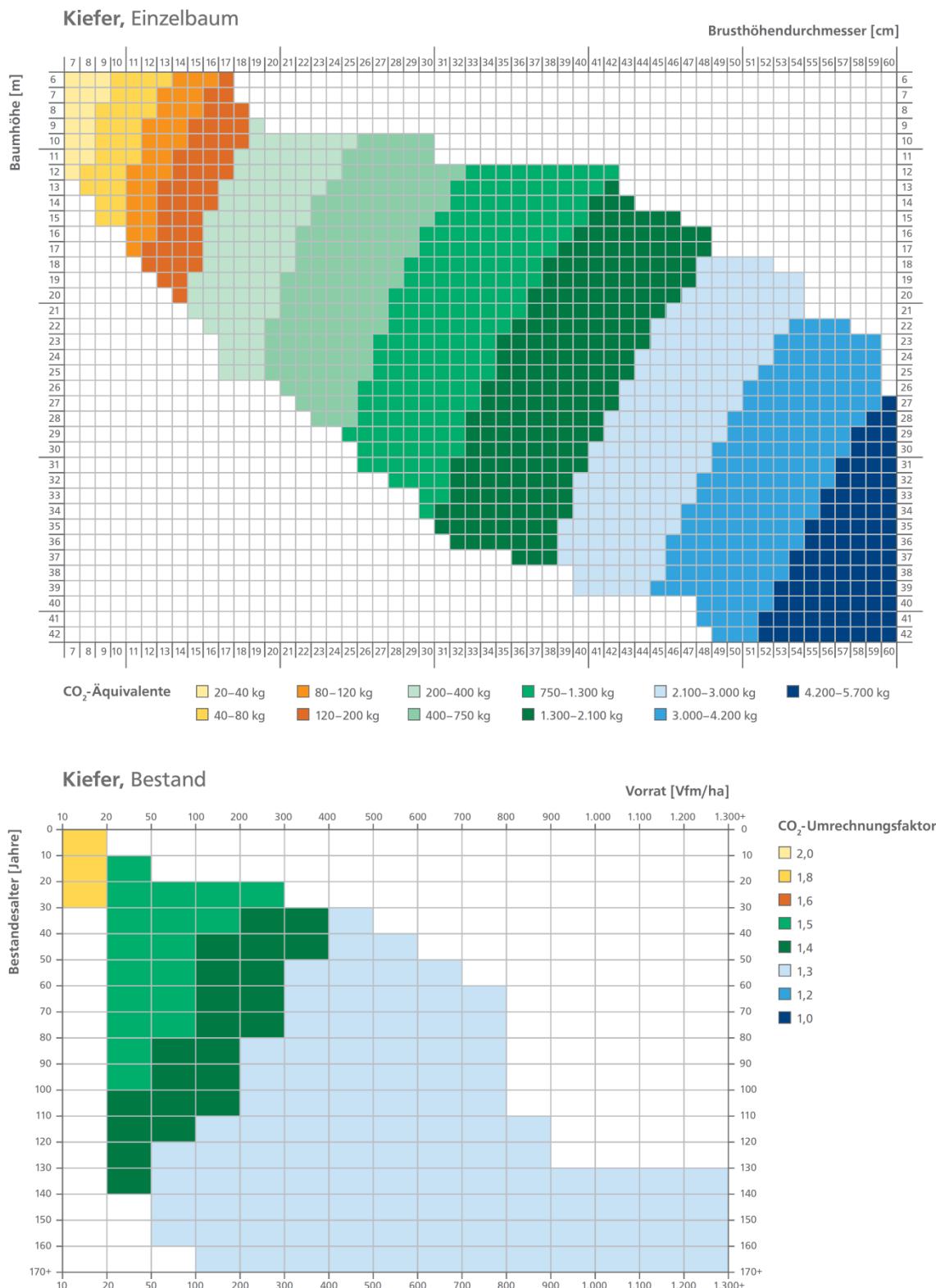


Abb. 23a und 23b: Die Schätztafeln der Kiefer

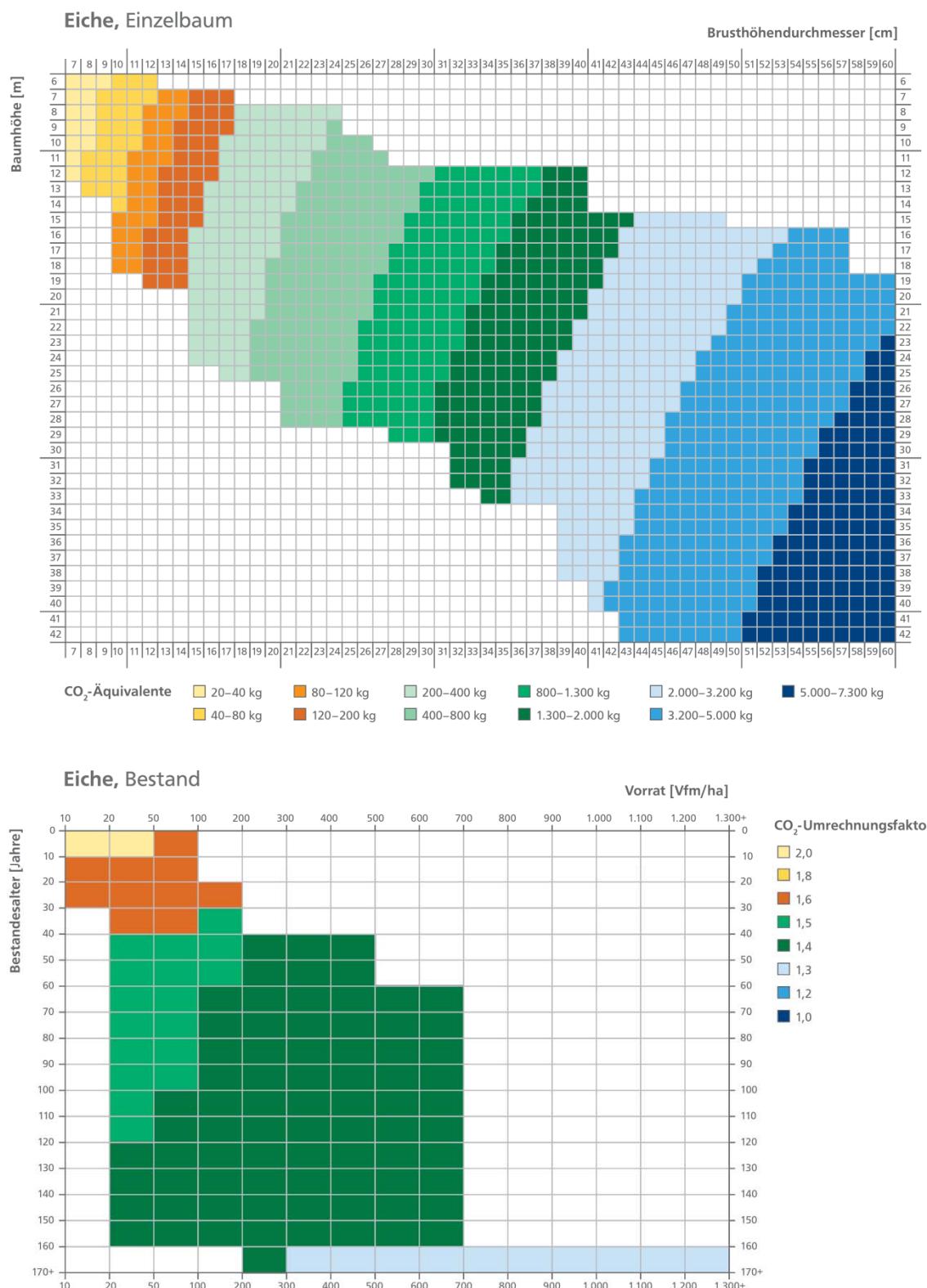


Abb. 24a und 24b: Die Schätztafeln der Eiche

3.2 Totholz

3.2.1 Methodik

Im Gegensatz zur Biomasse der Derbholzbäume wurde der Kohlenstoffspeicher im Totholz nicht anhand der Rohdatensätze der BWI², sondern mittels der bereits aggregierten Werte aus den veröffentlichten Berichten zur BWI² abgeleitet. Dies erschien sinnvoll, da keine Expansion wie bei der Baumbiomasse notwendig ist. Die Ergebnisse werden grundsätzlich nach verschiedenen Kategorien ausgewiesen. Zum einen unterscheidet man zwischen „stehend ganzer Baum, stehend Bruchstück, Wurzelstücke, liegend und Abfuhrrest“ (BMELF 2005A). Zum anderen wird das Totholz nach Nadelholz und Laubholz unterschieden, wobei die Eiche ausgelagert eine eigene Gruppe bildet. Es wurde das gesamte liegende Totholz mit einem Durchmesser von mindestens 20 cm am dickeren Ende bzw. mit einem BHD von mindestens 20 cm beim stehenden Totholz erfasst. Das schwächere Totholz unter 20 cm Durchmesser konnte zumindest grob anhand der Ergebnisse der EU-Inventur BioSoil geschätzt werden und wird im Kapitel 3.3 Boden dargestellt.

Des weiteren werden in den Ergebnissen vier verschiedene Zersetzungsstadien angegeben (frisch abgestorben, beginnende Zersetzung, fortgeschrittene Zersetzung, stark vermodert), so dass die Kohlenstoffbindung mit zersetzungsspezifischen Holzdichten berechnet werden kann. Näheres zur Methodik der Totholzaufnahme kann in BMELF (2005A) nachgelesen werden.

Die größte Schwierigkeit lag darin, für Bayern geeignete Holzdichten zu finden, die die jeweiligen Zersetzungsstadien gut repräsentieren, zumal die Angaben in der Literatur zum Teil stark schwanken. Zudem verwenden die Autoren unterschiedliche Definitionen und wiesen teilweise mehr als vier Zersetzungsklassen aus. Letztlich wurden die Holzdichten nach DOBBERTIN UND JÜNLING (2009) für Schweizer Wälder für alle Bäume außer Eiche verwendet (Tab. 20). Die Holzdichten der Eiche wurden nach LIU ET AL. (2006) für Eichenbestände in den USA bestimmt. Die Berechnung von Masse zu Kohlenstoff wird wie bei der lebenden Biomasse mit einem universellen Faktor von 0,5 durchgeführt, davon ausgehend, dass der Kohlenstoffanteil über alle Zersetzungsstadien gleich ist. Es konnte zwar in verschiedenen Untersuchungen festgestellt werden, dass der Anteil Kohlenstoff mit zunehmendem Zerfall tendenziell zunimmt (u.a. SANDSTRÖM ET AL 2007, KLEIN ET AL. 2008), signifikante Veränderungen wurden dabei jedoch nicht festgestellt. Zudem handelt es sich um einen Bereich zwischen 2-3% Abweichung, der ohnehin im Rahmen der Fehlerrechnung berücksichtigt wird.

Tab. 20: Die verwendeten Holzdichten (g cm⁻³) für die einzelnen Zerfallsklassen; Die Spanne bei Nadel- und Laubholz beschreiben die Spannen aus anderer Literatur zum Vergleich (Z1=frisch abgestorben, Z2=beginnende Zersetzung, Z3=fortgeschrittene Zersetzung, Z4=stark vermodert)

| | Nadelholz | Spanne* | Laubholz | Spanne* | Eiche |
|------------|-----------|-----------|----------|-----------|-------|
| Z 1 | 0,364 | 0,26-0,40 | 0,579 | 0,44-0,58 | 0,50 |
| Z 2 | 0,333 | 0,22-0,33 | 0,319 | 0,31-0,43 | 0,48 |
| Z 3 | 0,274 | 0,14-0,27 | 0,241 | 0,19-0,33 | 0,40 |
| Z 4 | 0,247 | 0,12-0,25 | 0,233 | 0,12-0,26 | 0,28 |

*die Spannen wurden aus SANDSTRÖM ET AL. (2007), FRAVER ET AL. (2002) und HARMON & SEXTON (1996) abgeleitet.

Da in der BWI¹ keine Totholzinventur durchgeführt wurde, konnte nicht wie bei der lebenden Biomasse eine Bilanzierung zwischen 1987 und 2002 nach der gleichen Datenerhebung durchgeführt werden. BÖSWALD (1996) leitete das Totholz anhand von Holzeinschlagsmengen und den dabei anfallenden Holzernteresten sowie aus Literaturangaben ab, so dass zumindest ein grober Vergleich zwischen den zwei BWI-Zeitpunkten gegeben werden kann, auch wenn berücksichtigt werden muss, dass die Werte auf zwei unterschiedlichen Erhebungsmethoden basieren.

3.2.2 Ergebnisse

Für 2002 wurde im Totholz eine Gesamtkohlenstoffspeicherung von rund **4,9 Mio. t** ermittelt (Tab. 21).

Tab. 21: Die Kohlenstoffspeicherung im Totholz (Mio. t C) nach Zersetzungsklassen. Die Werte in Klammern beschreiben den Stichprobenfehler des Mittelwertes

| | NH | LH | Eiche | gesamt |
|-------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| Z 1 | 0,567 ($\pm 0,10$) | 0,191 ($\pm 0,04$) | 0,076 ($\pm 0,04$) | 0,834 ($\pm 0,118$) |
| Z 2 | 1,598 ($\pm 0,16$) | 0,429 ($\pm 0,10$) | 0,128 ($\pm 0,04$) | 2,155 ($\pm 0,195$) |
| Z 3 | 0,935 ($\pm 0,10$) | 0,155 ($\pm 0,03$) | 0,043 ($\pm 0,01$) | 1,134 ($\pm 0,106$) |
| Z 4 | 0,661 ($\pm 0,05$) | 0,085 ($\pm 0,02$) | 0,005 ($\pm 0,002$) | 0,751 ($\pm 0,06$) |
| alle Zersetzungsklassen | 3,761 ($\pm 0,22$) | 0,856 ($\pm 0,11$) | 0,252 ($\pm 0,05$) | 4,873 ($\pm 0,258$) |

Mit 3,8 Mio. t ist der überwiegende Teil im Nadelholz gebunden (77%, Abb. 25), das Laubholz hingegen hält 18% des gesamten Vorrates ohne Eiche. Das Eichentotholz besitzt nur 5% der gesamten Totholzmasse. Umgerechnet auf die bezogene Waldfläche Bayerns entspricht diese Menge einem Wert von knapp **2 t pro ha**. Alle Baumarten zusammen betrachtet, zeigen, dass fast die Hälfte im Stadium mit beginnender Zersetzung gebunden ist (44%, Abb. 26). Bei der Eiche kommt Z4 kaum vor, was auch daran liegen kann, das in diesem Stadium die Baumart schwer zu erkennen ist.

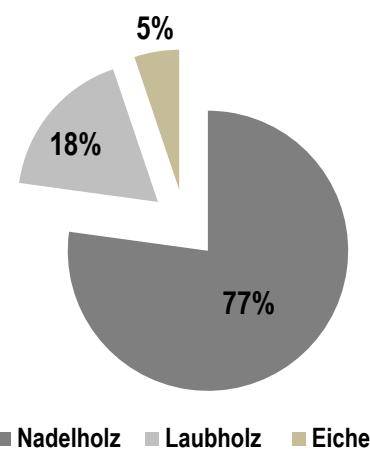


Abb. 25: Die Verteilung der Kohlenstoffbindung im Totholz nach Baumgruppen

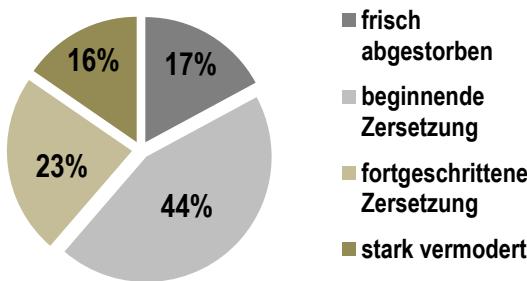


Abb. 26: Die Verteilung der Kohlenstoffbindung im Totholz nach Zersetzungsklassen

Auch für das Totholz wurde der Stichprobenfehler geschätzt. Dabei wurden folgende Größen berücksichtigt: Der Stichprobenfehler der Aufnahme der BWI, der Fehler bei der Konversion von Biomasse auf Kohlenstoff sowie die Standardabweichungen der Mittelwerte der Holzdichten pro Zersetzungsklasse nach Angaben der Autoren. Der Stichprobenfehler jeder Größe ist als absoluter Wert in Klammern in Tab. 21 angegeben. Der Fehler der Gesamtmenge ist mit 5,3% relativ gering, so dass der Mittelwert als gesichert angesehen werden kann. Stratifiziert man die Ergebnisse, so werden diese unsicherer. So zeigt beispielsweise der Wert nur für Nadelbäume in Z1 schon einen Fehler von 17,6%.

Im Vergleich zur Biomasse der Derbholzbäume ist der Anteil des Totholzes an der Gesamtspeicherung gering und bindet etwa 1,5% der Mengen der Derbholzbäume. Dies zeigt deutlich, dass in Bayerns Wäldern Totholz als Kohlenstoffspeicher eine sehr geringe Rolle spielt und sich kaum auf die Gesamtspeicherung auswirkt. Der Anteil des Totholzes in m^3 am Holzvorrat ist mit 3,2% ($13\ m^3$ bei $403\ m^3$ Holzvorrat pro ha) deutlich höher. Dies ist damit zu begründen, dass die mit zunehmendem Zersetzungssgrad geringer werdende Holzdichte beim Totholz dessen Anteil an der Kohlenstoffspeicherung verringert. Im bundesweiten Vergleich (nur alte Bundesländer) lag der Totholzanteil in Bayern etwas unter dem Durchschnitt von 2,6 t/ha (DUNGER ET AL. 2009). Hierbei ist jedoch zu beachten, dass sich dieser Wert auf das Totholz mit Durchmessern ab 10 cm bezieht, da die Vorgaben zur Klimaberichterstattung jüngst dementsprechend verändert wurden. Zudem können beispielsweise auch unterschiedliche Annahmen zu Holzdichten für die unterschiedlichen Zersetzungskategorien durchaus Unterschiede in den Ergebnissen liefern. Auch PISTORIUS (2007) konnte für Baden-Württemberg mit 3,5 Mio. t C (2,65 t/ha) bzw. einem Anteil von 2,6% nur geringe Mengen an Totholz feststellen, wenngleich der Anteil etwas höher liegt als in Bayern. Diese sehr geringen Mengen sind in Mitteleuropa für Wirtschaftswälder üblich und zeigen sich auch in anderen Studien (vgl. u.a. WIRTH ET AL. (2004A)).

Ein Vergleich mit BÖSWALD (1996) für das Jahr 1987 zeigt erstaunliche Ähnlichkeiten: So weist er eine Menge von 4,82 Mio. t C für die Gesamtwaldfläche Bayerns aus. Die in der vorliegenden Arbeit ermittelte Menge von 4,87 Mio. t C unterscheidet sich somit kaum von den Mengen in 1987. Diese Übereinstimmung kann natürlich auf Zufälligkeiten basieren aufgrund von Unschärfen in der Methodik. Andererseits weist es auch darauf hin, dass, von einer in etwa gleichbleibenden Bewirtschaftung unserer Wälder zwischen 1987 und 2002 ausgehend, die Totholzmengen wohl im Wesentlichen stabil bleiben, was durchaus nachvollziehbar wäre.

3.3 Boden

3.3.1 Methodik

Einer der wichtigsten Kohlenstoffspeicher eines Waldökosystems bilden der Mineralboden und die organische Auflage. Um diesen Speicher für die Wälder Bayerns zu ermitteln, wurden die Daten der Bodenzustandserhebung 2 (BZE²) herangezogen. Die BZE² wurde zwischen 2006 und 2008 durchgeführt und bildet eine Unterstichprobe im Raster 8 km x 8 km der BWI² (4 km x 4 km). Obwohl die BZE² nicht exakt im Aufnahmezeitpunkt der BWI² liegt, werden diese Daten für das Bezugsjahr 2002 herangezogen, davon ausgehend, dass zwischen 2002 und 2006 bezüglich des Kohlenstoffspeichers im Boden keine größeren Veränderungen stattgefunden haben. Da festgestellt wurde, dass im Gegensatz zum deutschlandweiten Durchschnitt in Bayern zwischen der BZE¹ und der BZE² keine signifikanten Unterschiede im Bodenkohlenstoff zu verzeichnen sind (vgl. KÖLLING UND SCHUBERT 2010), erscheint diese Herangehensweise durchaus plausibel. Insgesamt stehen zur Analyse des Bodenkohlenstoffs für die Waldfläche Bayerns 371 Stichprobenpunkte zur Verfügung.

Die Probenahmen erfolgten bis zu einer Tiefe von 150 cm. Es konnte jedoch nicht bei allen Punkten diese Tiefe erreicht werden (84%). Dennoch wird in dieser Arbeit der Kohlenstoffvorrat, untergliedert in 4 Tiefenstufen (Auflage, 0-30 cm, 30-100 cm; 100-150 cm) bis zu einer Tiefe von 150 cm dargestellt, um so den Gesamtkohlenstoffspeicher nicht zu unterschätzen. Die Vorräte werden nicht für einzelne Tiefenstufen separat ausgewiesen, sondern es werden mit zunehmender Tiefe alle Vorräte aggregiert. So gibt man die Speicherung des ganzen Bodens bis zu einer bestimmten Tiefe wieder und vermeidet eine zu starke Streuung innerhalb der Tiefenstufen, da diese meist nicht homogen sind. Die Trennung nach Tiefenstufen empfiehlt sich vielmehr in kleinflächigen Untersuchungen mit homogenen Bodenverhältnissen und nicht auf regionaler Ebene, in der zahlreiche unterschiedliche Bodenklassen, Reliefformen oder Standorte mit unterschiedlichen klimatischen Bedingungen vorkommen. Auf die Methodik der BZE² wird hier nicht weiter eingegangen. Nähere Erläuterungen dazu siehe u.a. bei BMELV (2006A).

Missing Link

Da die organische Auflage im Rahmen der BZE² in Bayern lediglich bis zu einem Durchmesser von 2 mm beprobt wurde, entsteht in der Gesamtbilanz der Wälder Bayerns eine Erfassungslücke zwischen der Auflage ab 2 mm und dem Totholz bis 20 cm. Diese kann zumindest näherungsweise geschlossen werden, indem die Daten der Europäischen Inventur BioSoil (eine Unterstichprobe der BZE im Raster 16 x 16 km) herangezogen wurden. Diese beinhalten die Auflage auch ab 2 mm Durchmesser. Da aber der Stichprobenumfang lediglich bei n= 95 lag, sind gesicherte Angaben auf der Ebene Bayern nur bedingt möglich, weshalb die Ergebnisse dazu separat zur BZE² ausgewiesen werden. Die Auswertungen zu BioSoil werden im Folgenden als „Missing Link“ beschrieben.

Das folgende Kapitel befasst sich im Wesentlichen mit den folgenden zwei Themen:

- (1) die Übertragung der Ergebnisse von BZE² und BioSoil für Bayern auf die Gesamtwaldfläche Bayerns zur Ausweisung der Gesamtkohlenstoffvorräte
- (2) die Analyse möglicher Zusammenhänge zwischen Kohlenstoff (Vorrat (t/ha) und Gehalt (%)) im Mineralboden und in der organischen Auflage und wichtigen Bestandesparametern wie Alter, Vorrat oder Baumartenzusammensetzung sowie von standörtlichen Parametern wie die Bodenklasse oder die Bodenart

Alle statistischen Tests und Auswertungen wurden mit dem Analyseprogramm STATISTICA 9.1 durchgeführt. Einige wichtige Ergebnisse wurden bereits von SCHUBERT (2010) und HANGEN UND SCHUBERT (2011) erarbeitet und fließen in die vorliegende Arbeit mit ein.

3.3.2 Ergebnisse

3.3.2.1 Kohlenstoffvorräte

Die mittleren Kohlenstoffvorräte (t C/ha) im Mineralboden und in der Auflage sind aufsummiert nach Tiefenstufen in Tab. 22 dargestellt (vgl. auch SCHUBERT 2010). Dabei ist zu beachten, dass n der Anzahl der Stichproben entspricht, wobei nicht an jedem Stichprobennpunkt die Tiefe von 150 cm erreicht wurde, was im geringeren n in tieferen Stufen zum Ausdruck kommt.

Tab. 22. Der Kohlenstoffvorrat in der Auflage und im Mineralboden (t/ha) bis 150 cm Tiefe nach Tiefenstufen akkumuliert; STABW = Standardabweichung, SF = Stichprobenfehler der Stichprobe

| | n | MW | MEDIAN | MIN | MAX | STABW |
|--------------------|-----|-------|--------|------|--------|-------|
| Auflage (A) | 371 | 12,5 | 6,4 | 0,0 | 141,1 | 15,0 |
| A-30 cm | 369 | 85,5 | 78,2 | 34,9 | 291,6 | 32,9 |
| A-100 cm | 365 | 128,3 | 108,5 | 35,1 | 840,1 | 82,2 |
| A-MAX* | 312 | 140,9 | 116,7 | 35,1 | 1143,9 | 107,2 |

* MAX ist die maximal erreichte Bodentiefe, bei $n=312$ bis 150 cm

Besonders auffällig bei den Ergebnissen ist der deutliche Unterschied zwischen Mittelwert und Median, der insbesondere bei der Auflage stark ausgeprägt ist. So beträgt der Median hier lediglich ca. 50% des Mittelwertes. Bis zu den Mineralbodenstufen verbessern sich die Ergebnisse und die Mediane erreichen bis zu 91% des Mittelwertes (A-30 cm). Die starke Differenz ist darauf zurückzuführen, dass die einzelnen Werte der Stichproben in der Summe keiner Normalverteilung folgen (Abb. 27), so dass aufgrund der Rechtsschiefe der Verteilung das arithmetische Mittel zum Teil deutlich höhere Werte einnimmt als der Median. Der Lilliefors-Test sowie der Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung weisen in allen (aggregierten) Tiefenstufen nicht-normalverteilte Werte mit einem Signifikanzniveau von $p \leq 0,01$ aus. Aufgrund dieser Tatsache erscheint es sinnvoll, neben der wie in den anderen Kompartimenten üblichen Berechnung der Mittelwerte für die Kohlenstoffvorräte im Boden auch die Mediane zu betrachten.

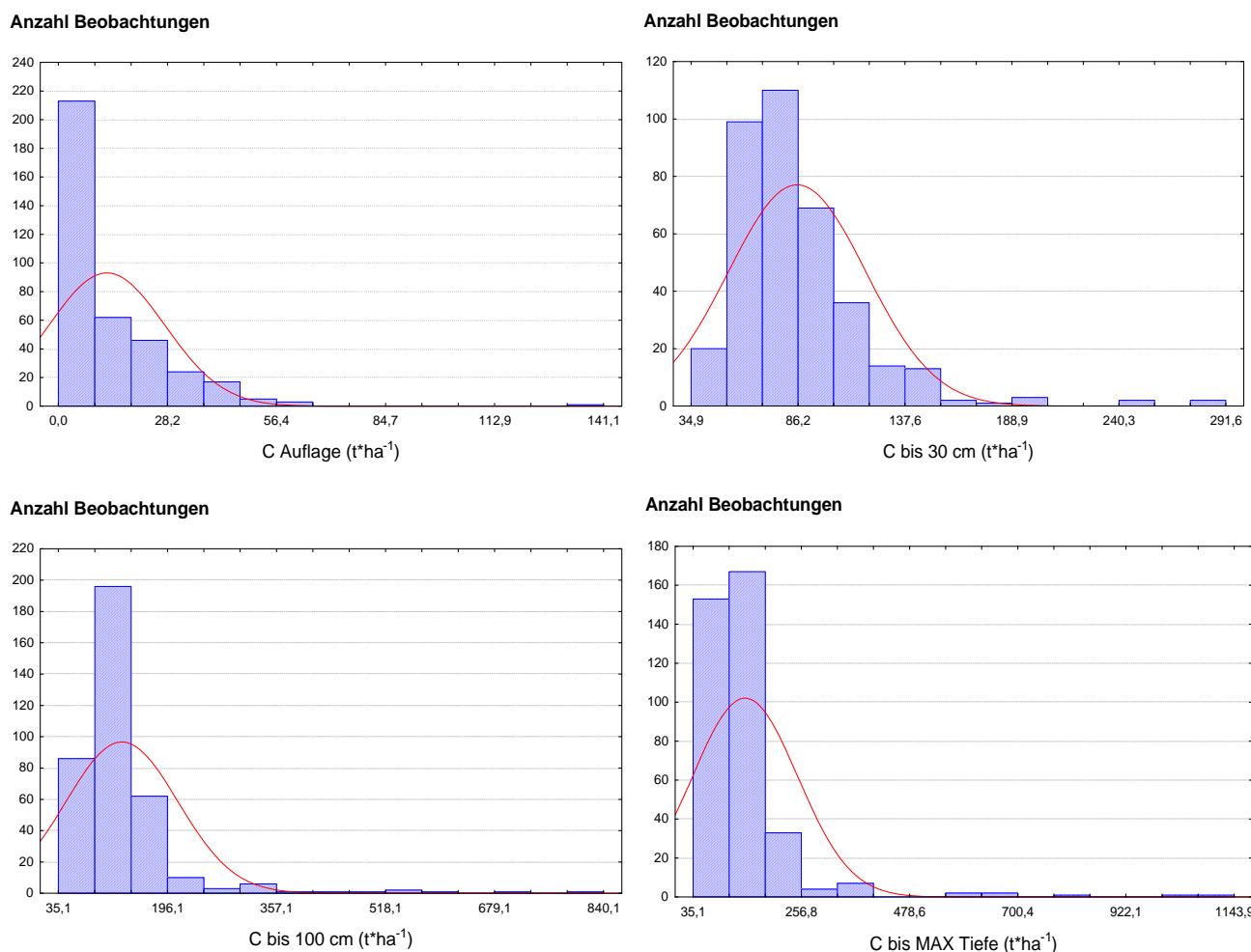


Abb. 27: Die Verteilung aller Stichprobenpunkte in Wertebereiche; Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung in allen 4 Tiefenstufen signifikant nicht normalverteilt ($p \leq 0,01$)

Die schiefe Verteilung der einzelnen Werte sowie die hohe Anzahl an Ausreißern (Definition Ausreißer: Koeffizient von 1,5 zum 25% bzw. 75%-Perzentil) und Extremwerten (Definition Extremwert: Koeffizient von 3 zum 25% bzw. 75%-Perzentil, Abb. 28) können zum großen Teil aus den standörtlichen Unterschieden erklärt werden. So zeigen beispielsweise wasserbeeinflusste Standorte, hier insbesondere organische Böden wie Moorstandorte, eine völlig andere Speicherstruktur wie z.B. Braunerden, da erstere aufgrund des organischen Charakters bis in tiefere Schichten weitaus höhere Kohlenstoffvorräte aufweisen. Aber auch O/C-Böden oder zum Teil auch Ah/C-Böden tragen zu einer sehr heterogenen Verteilung der Gesamtkohlenstoffspeicherung bei, da ihnen tief entwickelte Mineralbodenhorizonte weitestgehend fehlen und somit der überwiegende C-Speicher in der organischen Auflage und im oberen Mineralbodenhorizont zu finden ist.

Ähnlich verhält es sich mit den C-Gehalten (%), im Gegensatz zu den Vorräten nach Tiefenstufen getrennt): Auch hier streuen die Werte in allen Tiefenstufen stark (siehe STABW), auch wenn wie erwartet ein deutlicher Tiefengradient zu erkennen ist, d.h., der C-Gehalt nimmt mit zunehmender Bodentiefe deutlich ab (Abb. 29).

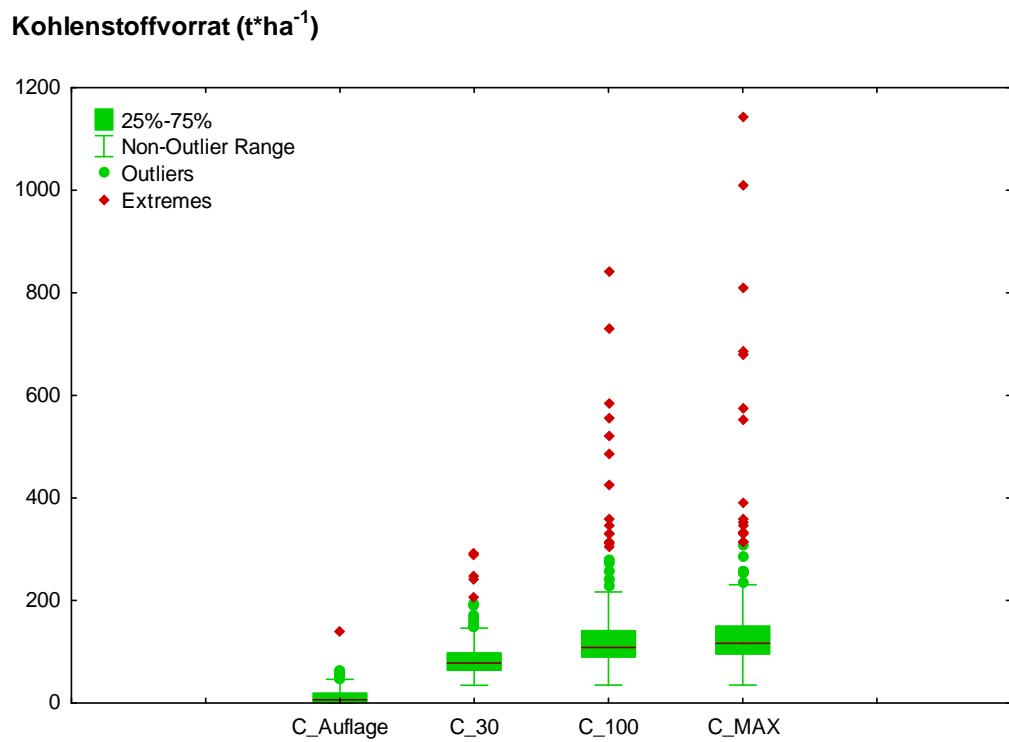


Abb. 28: Kohlenstoffvorrat ($t\text{ha}^{-1}$) aller Stichprobenpunkte nach Tiefenstufen akkumuliert; C_MAX bis maximal 150 cm. Die Spannen beschreiben die Standardabweichung

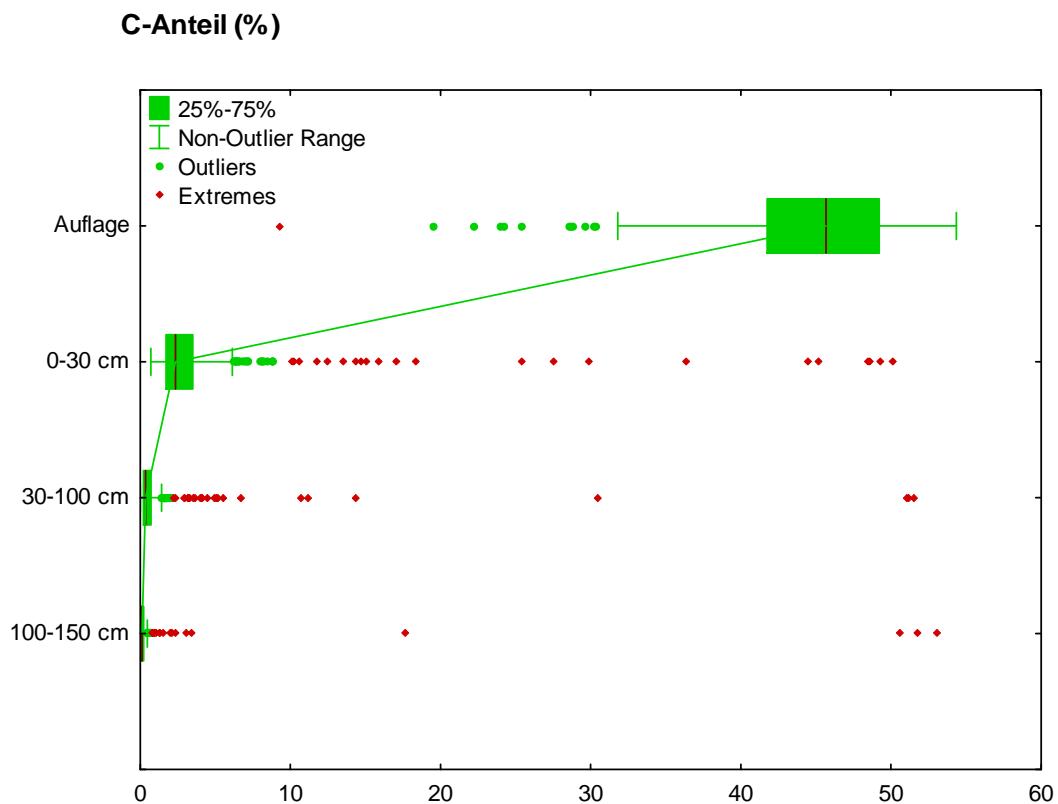


Abb. 29: C-Gehalt (%) aller Stichprobenpunkte separat nach Tiefenstufen; die Spannen beschreiben die Standardabweichung

Zudem liegen auch hier Mittelwert und Median außer bei der Auflage deutlich auseinander (Tab. 23). So hält die Auflage einen Kohlenstoffgehalt von 44,6% (MW) bzw. 45,7% (Median) aufgrund der i.d.R. sehr hohen Biomasseanteile. Im Mineralboden verringern sich die Gehalte deutlich von 4,1% in den oberen Schichten bis zu 0,8% bei 100-150 cm.

Tab. 23. Der Kohlenstoffgehalt der Auflage und des Mineralbodens (%) bis 150 cm Tiefe separat nach Tiefenstufen; STABW = Standardabweichung, SF = Stichprobenfehler der Stichprobe aller BZE-Punkte inkl. der organischen Böden

| | | MW | MEDIAN | MIN | MAX | STABW |
|--------------------|-----|-------|--------|------|-------|-------|
| Auflage (A) | 371 | 44,59 | 45,68 | 9,33 | 54,36 | 5,98 |
| 0-30 cm | 369 | 4,11 | 2,35 | 0,71 | 50,11 | 6,77 |
| 30-100 cm | 365 | 1,24 | 0,36 | 0,00 | 51,54 | 5,01 |
| 100-150 cm | 312 | 0,78 | 0,12 | 0,00 | 53,10 | 5,15 |

Es empfiehlt sich daher für eine Gesamtbetrachtung, den Datensatz nach erklärbaren Charaktereigenschaften zu stratifizieren, um so statistisch bessere Ergebnisse zu erzielen und detailliertere Aussagen treffen zu können. Da die starke Streuung der Ergebnisse wie bereits beschrieben besonders aus standörtlichen Unterschieden resultiert, erscheint eine Stratifizierung nach Bodenklassen sinnvoll (Tab. 24). Zumindest sollte nach mineralischen und organischen Böden getrennt werden. Die Einteilung in Bodenklassen erfolgt nach der Untergliederung gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung, wie sie bei KÖLLING ET AL. (2010) dargestellt wird.

Auch wenn nach wie vor ein Test auf Normalverteilung für Gruppen mit einer hohen Stichprobenanzahl, beispielsweise die der Braunerden, zeigt, dass die Daten sich zwar einer Normalverteilung schon stark nähern, diese jedoch nach wie vor zum Teil nicht statistisch signifikant ist, obwohl (im Beispiel der Braunerden) das Verhältnis von erwarteter Varianz der Normalverteilung zu tatsächlicher Varianz mit $W=0,965$ sehr nahe an 1 liegt (Abb. 30), zeigt sich dennoch eine deutliche Stabilisierung der Ergebnisse. Dies ist beim Vergleich von Median und Mittelwert zu erkennen: So liegt der Mittelwert bei der wichtigsten Gruppe der Braunerden bis 150 cm Bodentiefe bei 119,3 t/ha und der Median bei 113,8 t/ha, d.h. der Median entspricht zu über 95% dem Mittelwert (siehe Tab. 24). Auch bei vielen anderen Klassen hat sich das Verhältnis von Mittelwert und Median im Vergleich zum Gesamtmittelwert verbessert. Lediglich in der Auflage und bis 30 cm Bodentiefe zeigen mehrere Klassen nach wie vor große Unterschiede. Auch zeigen die nach Bodenklassen stratifizierten Ergebnisse mit zunehmendem Aggregieren der Tiefenstufen deutlich weniger Extremwerte und Ausreißer (vgl. Abb. 28 mit Abb. 31). Zudem hat sich die STABW deutlich verringert. Die hier durchgeführte Stratifizierung verbessert somit die Ergebnisauswertung aus statistischer Sicht.

Tab. 24. Die Kohlenstoffspeicherung der Auflage und des Mineralbodens (t/ha) bis 150 cm Tiefe nach Tiefenstufen akkumuliert und nach Bodenklassen stratifiziert

| <i>O/C-Böden*</i> | n=2 | MW | MEDIAN | MIN | MAX | STABW | SF |
|------------------------|-----------|--------|--------|--------|---------|--------|-------|
| | A-MAX | 58,43 | 58,43 | 53,51 | 63,34 | 6,95 | 4,91 |
| <i>Ah/C-Böden</i> | n=44 | | | | | | |
| | A | 10,08 | 1,85 | 0,05 | 141,11 | 23,60 | 3,56 |
| | A-30 cm | 103,88 | 99,20 | 35,08 | 291,62 | 40,41 | 6,09 |
| | A-100 cm | 145,47 | 139,86 | 35,08 | 331,14 | 63,18 | 9,52 |
| | A-MAX | 147,89 | 139,86 | 35,08 | 331,14 | 63,27 | 9,54 |
| <i>Terra calcis</i> | n=14 | | | | | | |
| | A | 3,94 | 1,63 | 0,34 | 16,36 | 4,59 | 1,23 |
| | A-30 cm | 77,18 | 75,94 | 47,26 | 109,21 | 17,67 | 4,72 |
| | A-100 cm | 105,95 | 98,33 | 68,84 | 158,52 | 31,11 | 8,32 |
| | A-MAX | 112,94 | 100,12 | 68,84 | 176,14 | 37,81 | 10,11 |
| <i>Lessivés</i> | n=11 | | | | | | |
| | A | 9,74 | 5,77 | 0,43 | 35,89 | 11,62 | 3,50 |
| | A-30 cm | 73,99 | 74,03 | 42,49 | 105,25 | 20,29 | 6,12 |
| | A-100 cm | 112,97 | 104,29 | 64,42 | 194,81 | 38,14 | 11,50 |
| | A-MAX | 129,74 | 113,34 | 65,50 | 256,36 | 56,52 | 17,04 |
| <i>Pelosole</i> | n=4 | | | | | | |
| | A | 0,90 | 0,88 | 0,26 | 1,59 | 0,59 | 0,29 |
| | A-30 cm | 56,72 | 56,88 | 34,89 | 78,23 | 17,73 | 8,86 |
| | A-100 cm | 86,02 | 85,83 | 47,52 | 124,92 | 33,45 | 16,72 |
| | A-MAX | 99,42 | 100,96 | 51,54 | 144,25 | 43,12 | 21,56 |
| <i>Podsole</i> | n=6 | | | | | | |
| | A | 26,74 | 26,13 | 4,29 | 48,95 | 19,24 | 7,85 |
| | OA-30 cm | 88,50 | 89,52 | 47,27 | 127,82 | 28,17 | 11,50 |
| | OA-100 cm | 116,25 | 116,40 | 64,55 | 174,35 | 38,95 | 15,90 |
| | OA-MAX | 124,48 | 121,40 | 69,41 | 186,19 | 42,35 | 17,29 |
| <i>Braunerden</i> | n=217 | | | | | | |
| | A | 13,35 | 9,30 | 0,01 | 51,51 | 12,75 | 0,87 |
| | A-30 cm | 78,71 | 74,23 | 36,72 | 204,89 | 22,71 | 1,54 |
| | A-100 cm | 110,54 | 106,07 | 52,17 | 358,25 | 35,68 | 2,42 |
| | A-MAX | 119,30 | 113,80 | 53,32 | 358,25 | 39,44 | 2,68 |
| <i>Stauwasserböden</i> | n=39 | | | | | | |
| | A | 12,17 | 7,34 | 0,04 | 49,83 | 12,82 | 2,05 |
| | A-30 cm | 80,90 | 73,08 | 43,95 | 173,07 | 25,31 | 4,05 |
| | A-100 cm | 113,38 | 101,78 | 63,29 | 197,89 | 31,79 | 5,09 |
| | A-MAX | 121,17 | 111,68 | 69,94 | 205,36 | 33,82 | 5,41 |
| <i>Gleye</i> | n=20 | | | | | | |
| | A | 12,26 | 5,93 | 0,39 | 58,12 | 15,30 | 3,42 |
| | A-30 cm | 103,07 | 95,78 | 42,85 | 192,51 | 31,37 | 7,01 |
| | A-100 cm | 169,22 | 148,09 | 74,41 | 345,79 | 75,73 | 16,93 |
| | A-MAX | 190,76 | 174,63 | 74,41 | 389,45 | 88,75 | 19,85 |
| <i>Auenböden</i> | n=5 | | | | | | |
| | A | 0,84 | 0,11 | 0,06 | 3,31 | 1,40 | 0,63 |
| | A-30 cm | 76,32 | 79,17 | 53,43 | 90,00 | 13,60 | 6,08 |
| | A-100 cm | 152,30 | 150,99 | 76,81 | 241,69 | 64,94 | 29,04 |
| | A-MAX | 187,40 | 164,16 | 79,77 | 333,64 | 105,24 | 47,07 |
| <i>Moore</i> | n=9 | | | | | | |
| | A | 12,76 | 6,40 | 0,00 | 39,11 | 13,50 | 4,50 |
| | A-30 cm | 188,97 | 163,68 | 138,16 | 287,46 | 56,10 | 18,70 |
| | A-100 cm | 529,33 | 521,42 | 306,37 | 840,06 | 176,62 | 58,87 |
| | A-MAX | 680,41 | 678,97 | 314,05 | 1143,88 | 275,94 | 91,98 |

*da O/C-Böden nur aus Auflage und Ausgangsgestein bestehen, entspricht C in A C in A-MAX

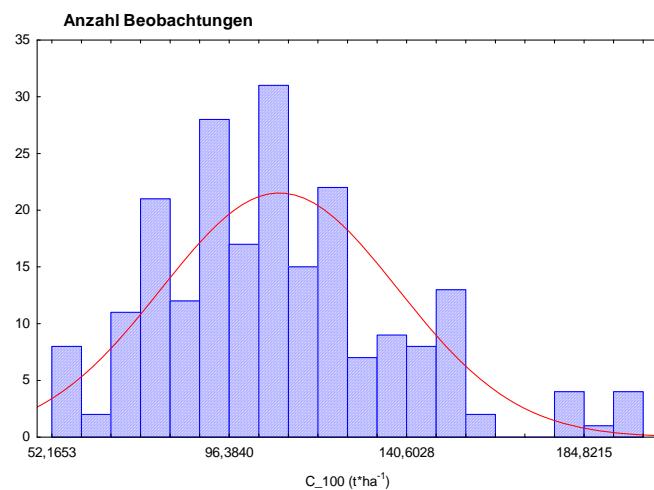


Abb. 30: Die Verteilung der Stichprobenpunkte in Wertebereiche bei den Braunerden; Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung, signifikant nicht normalverteilt ($W=0,965$; $p<0,01$); $n=215$; zwei Ausreißer wurden zur Homogenisierung der Daten entfernt

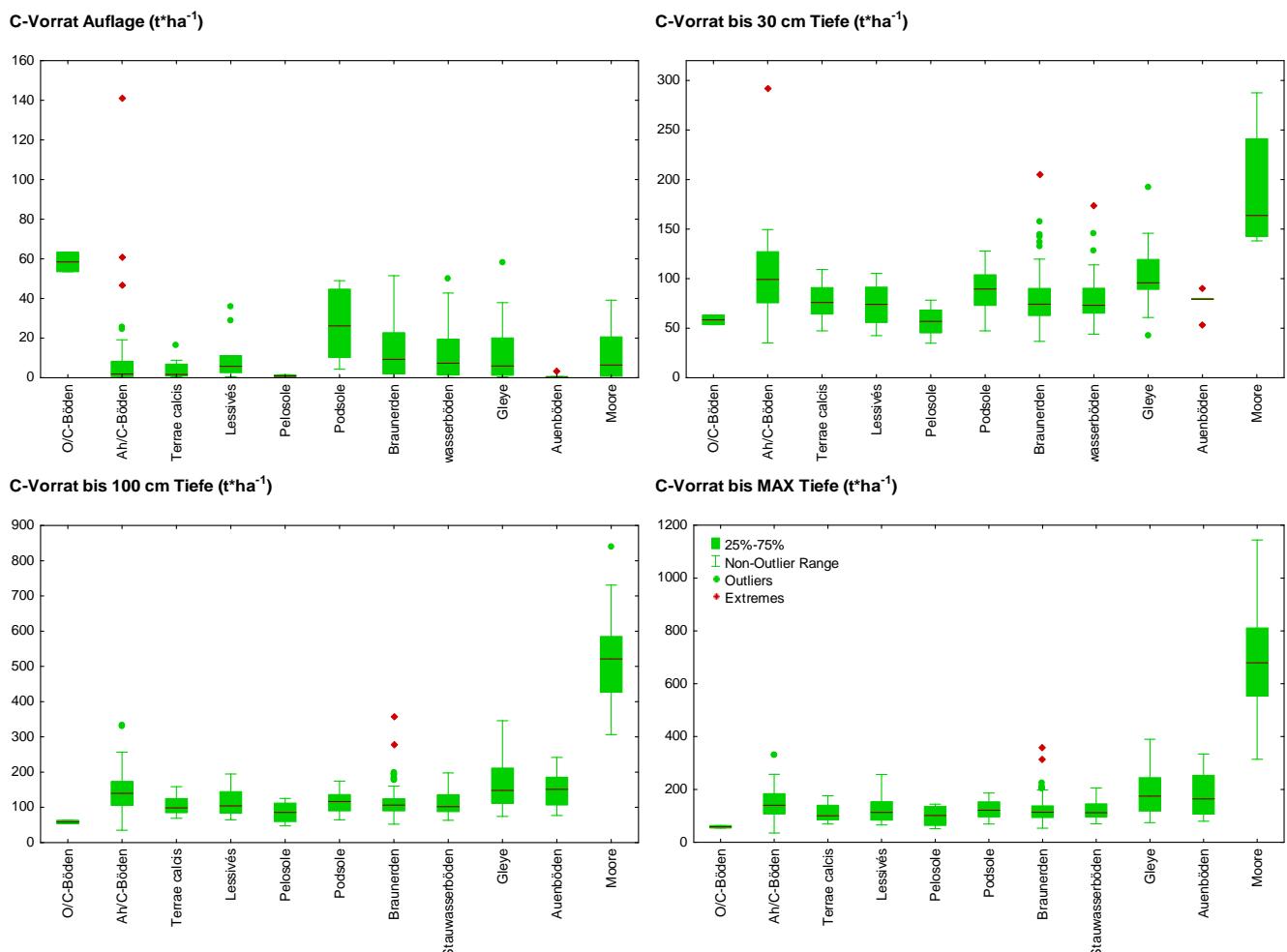


Abb. 31: Kohlenstoffvorrat ($t \cdot ha^{-1}$) nach Tiefenstufen akkumuliert und nach Bodenklassen stratifiziert; MAX bis maximale Tiefe von 150 cm. Die Spannen beschreiben die Standardabweichung

Bevor die Ergebnisse auf die Gesamtwaldfläche Bayerns übertragen werden, wird geprüft, ob sich zwischen den Kohlenstoffvorräten der einzelnen Bodenklassen signifikante Unterschiede ergeben. Da wie oben beschrieben i.d.R. keine Normalverteilung vorliegt, werden die Daten neben einer ansonsten üblichen ANOVA mit einem nicht-parametrischen Test (Kruskal-Wallis) auf signifikante Unterschiede geprüft. Beide Tests zeigen wie erwartet, dass sich die Moore bzgl. des Kohlenstoffvorrates signifikant von fast allen anderen Bodenklassen unterscheiden. Lediglich zu den Gleyen und Auenböden konnte aufgrund der stärkeren Streuung dieser beiden Bodenklassen beim Kruskal-Wallis-Test keine Signifikanz nachgewiesen werden. Zudem besitzen die Braunerden signifikant geringere Kohlenstoffvorräte wie die Gleye. Alle anderen Bodenklassen unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Hier sei jedoch darauf hingewiesen, dass dies auch mit den zum Teil sehr geringen Stichprobenpunkten in einzelnen Klassen zu begründen ist. Eine Stratifizierung erscheint dennoch plausibel, da z.B. für die O/C-Böden aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften geringere Vorräte angenommen werden sollten als z.B. für die Braunerden. Die Gesamtergebnisse werden somit nach Bodenklassen stratifiziert, wobei diese anteilig (je nach Anteil der Stichprobenmenge an der Gesamtstichprobenmenge) der Gesamtwaldfläche Bayerns (2,43 Mio. ha) zugeordnet werden, um so Kohlenstoffgesamt-mengen auszuweisen (Tab. 25).

Ein Vergleich des allumfassenden Mittelwertes mit dem stratifizierten Mittelwert zeigt logischerweise faktisch keinen Unterschied, da ja die einzelnen Bodenklassen in gleichen Anteilen zum allumfassenden Mittelwert der Gesamtstichprobe beitragen wie letztlich die flächenbezogenen Anteile zur Speicherung auf der Gesamtfläche (Tab. 26). Die geringfügigen Unterschiede sind mit Rundungsfehlern zu erklären. Die Mediane unterscheiden sich hingegen beträchtlich: So liegt der stratifizierte Median mit -5% Abweichung zum Mittelwert weitaus näher am Mittelwert als der allumfassende Median (-17%).

Auch dies zeigt, dass die hier vorgenommene Stratifizierung die Ergebnisse verbessert, da diese aufgrund der Annäherung von Median und Mittelwert homogener Resultate erzeugt. Denkbar wären auch andere großräumige Stratifizierungen, z.B. nach Wuchsgebieten, Waldtypen oder Regierungsbezirke. In Abb. 32 ist beispielhaft die Stratifizierung nach Wuchsgebieten dargestellt. Generell sollte jedoch bei Hochrechnungen der Mittelwert herangezogen werden, da dieses arithmetische Mittel robuster und immer gleich ist. Der Median hingegen ist, wie hier verdeutlicht, individuell veränderbar, je nachdem welche Gruppen oder Stratifizierungen gebildet werden.

Demnach speichern die Waldböden Bayerns unter Anwendung des Mittelwertes bis zu einer Tiefe von maximal 150 cm inklusive der Auflage rund 342 Mio. t C. Damit speichern sie mehr als die gesamte lebende Derbholzbiomasse (325 Mio. t) und sind so der wichtigste Speicher im Waldökosystem in Bayern. Das Verhältnis zwischen Biomasse und Boden liegt somit in etwa bei 1:1. Betrachtet man die Relation oberirdische Speicherung (oberirdische Baumbiomasse) zu unterirdische Speicherung (Mineralboden, Auflage und Wurzeln), so liegt diese bei 1:1,5. Die Ergebnisse zeigen auch, dass der wichtigste Speicher in den ersten 30 cm des Mineralbodens liegt (61%), auch wenn bis 100 cm Tiefe immer noch signifikante Mengen gespeichert sind. Zudem ist erkennbar, dass auch in tieferen Lagen von 100 cm bis 150 cm mit 12,6 7 t C/ha immer noch nennenswerte Vorräte zu finden sind (9%), womit verdeutlicht werden kann, dass die Ausweisung des C-Speichers Boden bis beispielsweise 100 cm Tiefe den Gesamtspeicher unterschätzen würde.

Tab. 25. Die Kohlenstoffspeicherung der Auflage und des Mineralboden auf der gesamten Waldfläche Bayerns (Mio. t) bis 150 cm Tiefe nach Tiefenstufen akkumuliert und nach Bodenklassen stratifiziert

| O/C-Böden* | n=2 | Waldfläche (ha) | C_MW | C_Median |
|--------------------------|----------|-----------------|---------|----------|
| | A-MAX | 13.102 | 0,766 | 0,766 |
| <i>Ah/C-Böden</i> | | 288.240 | | |
| | A | 2,905 | 0,533 | |
| | A-30 cm | 29,942 | 28,593 | |
| | A-100 cm | 41,930 | 40,313 | |
| | A-MAX | 42,628 | 40,313 | |
| <i>Terra calcis</i> | | 91.713 | | |
| | A | 0,361 | 0,149 | |
| | A-30 cm | 7,078 | 6,965 | |
| | A-100 cm | 9,717 | 9,018 | |
| | A-MAX | 10,358 | 9,182 | |
| <i>Lessivés</i> | | 72.060 | | |
| | A | 0,702 | 0,416 | |
| | A-30 cm | 5,332 | 5,335 | |
| | A-100 cm | 8,141 | 7,515 | |
| | A-MAX | 9,349 | 8,167 | |
| <i>Pelosole</i> | | 26.204 | | |
| | A | 0,024 | 0,023 | |
| | A-30 cm | 1,486 | 1,490 | |
| | A-100 cm | 2,254 | 2,249 | |
| | A-MAX | 2,605 | 2,646 | |
| <i>Podsole</i> | | 39.305 | | |
| | A | 1,051 | 1,027 | |
| | A-30 cm | 3,479 | 3,519 | |
| | A-100 cm | 4,569 | 4,575 | |
| | A-MAX | 4,893 | 4,772 | |
| <i>Braunerden</i> | | 1.421.546 | | |
| | OA | 18,978 | 13,220 | |
| | A-30 cm | 111,890 | 105,521 | |
| | A-100 cm | 157,138 | 150,783 | |
| | A-MAX | 169,590 | 161,772 | |
| <i>Stauwasserböden</i> | | 255.485 | | |
| | A | 3,109 | 1,875 | |
| | A-30 cm | 20,669 | 18,671 | |
| | A-100 cm | 28,967 | 26,003 | |
| | A-MAX | 30,957 | 28,533 | |
| <i>Gleye</i> | | 131.018 | | |
| | A | 1,606 | 0,777 | |
| | A-30 cm | 13,504 | 12,549 | |
| | A-100 cm | 22,171 | 19,402 | |
| | A-MAX | 24,993 | 22,880 | |
| <i>Auenböden</i> | | 32.755 | | |
| | A | 0,028 | 0,004 | |
| | A-30 cm | 2,500 | 2,593 | |
| | A-100 cm | 4,989 | 4,946 | |
| | A-MAX | 6,138 | 5,377 | |
| <i>Moore</i> | | 58.958 | | |
| | A | 0,752 | 0,377 | |
| | A-30 cm | 11,141 | 9,650 | |
| | A-100 cm | 31,208 | 30,742 | |
| | A-MAX | 40,116 | 40,031 | |
| <i>Waldfläche gesamt</i> | n=371 | 2.430.385 | C_MW | C_Median |
| | A | 30,28 | 19,17 | |
| | A-30 cm | 207,79 | 195,65 | |
| | A-100 cm | 311,85 | 296,31 | |
| | A-MAX | 342,39 | 324,44 | |

Tab. 26. Vergleiche der Gesamtkohlenstoffspeicherung in Bayerns Wäldern (Mio. t) berechnet mit dem allumfassenden Mittelwert bzw. Median zum stratifizierten Mittelwert bzw. Median sowie die Abweichungen vom stratifizierten Mittelwert (C_{MW_s}) bzw. Median (C_{Median_s}) zum allumfassenden Mittelwert (C_{MW_a}) bzw. Median (C_{Median_a})

| | C_{MW_a} | C_{MW_s} | Abweichung (%) | C_{Median_a} | C_{Median_s} | Abweichung (%) |
|-----------|------------|------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| OA | 30,38 | 30,28 | -0,33 | 15,55 | 19,17 | 23,28 |
| OA-30 cm | 207,80 | 207,79 | <-0,01 | 190,06 | 195,65 | 2,94 |
| OA-100 cm | 311,82 | 311,85 | <0,01 | 263,70 | 296,31 | 12,37 |
| OA-MAX | 342,44 | 342,39 | -0,01 | 283,63 | 324,44 | 14,39 |

$C \text{ (t}^*\text{ha}^{-1}\text{)}$

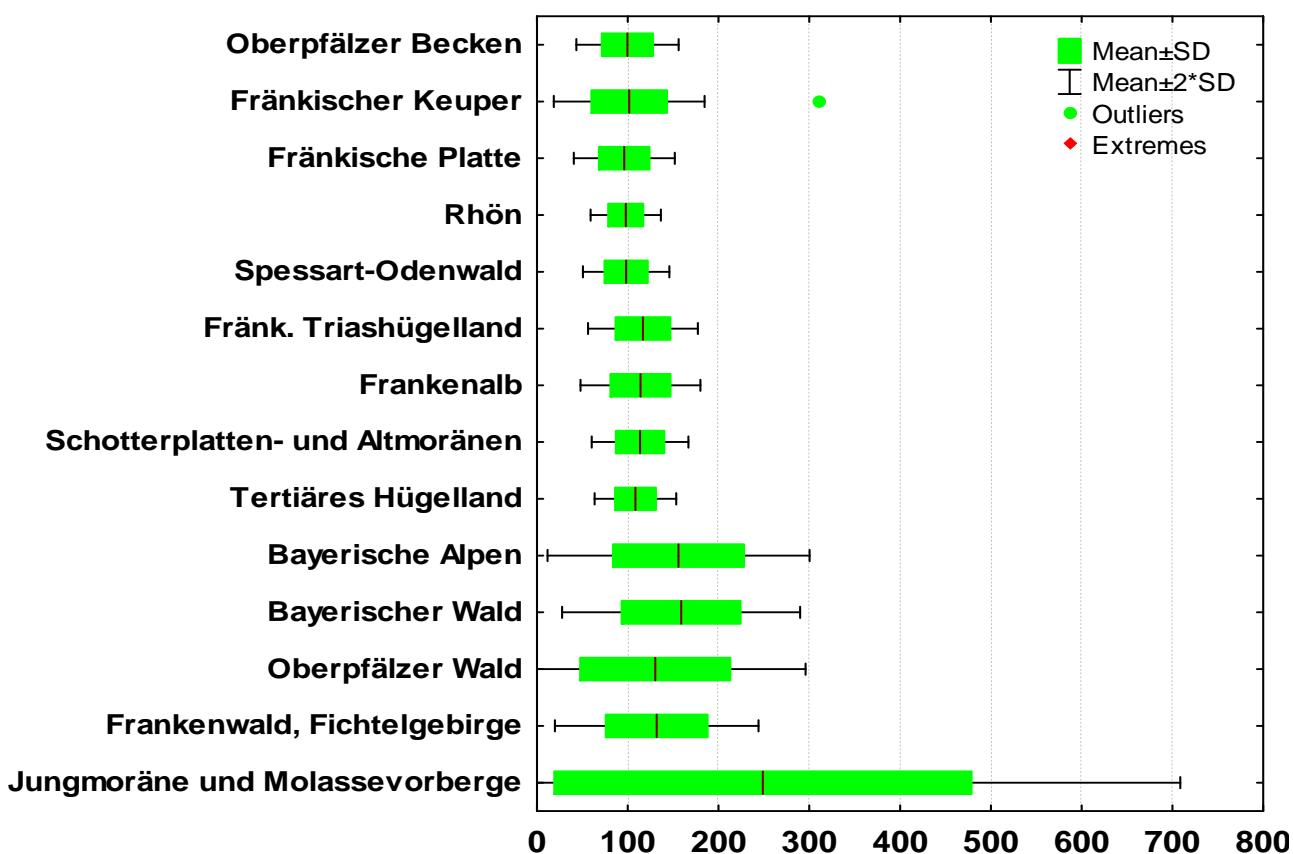


Abb. 32: Kohlenstoffvorrat (t/ha) bis 100 cm Bodentiefe nach Wuchsgebieten

Weitere statistische Beschreibung der Ergebnisse

Die Ausweisung von Bodenklassen verringert die Streuung und somit das Gesamtergebnis. Jedoch ist nicht nur die Streuung um den Mittelwert innerhalb der Messreihe bedeutsam (Standardabweichung), sondern auch, in welcher Höhe der wahre Wert um den gemessenen Wert streut (Stichprobenfehler). Dafür ist neben der Standardabweichung auch die Anzahl der Stichproben von Bedeutung (Erläuterung Standardabweichung vs. Stich-

probenfehler siehe KOSCHAK, J. 2008). Deswegen werden die Ergebnisse nach Bodenklassen auch bezüglich des Stichprobenfehlers geprüft. Dies liefert auch einen Eindruck darüber, für welche räumlichen Einheiten (z.B. Wuchsgebiete, Regierungsbezirke, Landkreise, Einzelbestände) die BZE-Daten verwendbar sind. Der Stichprobenfehler für den Kohlenstoffvorrat (t/ha) bis zu 100 cm Bodentiefe ist stratifiziert nach Bodenklassen, Wuchsgebieten, Regierungsbezirken und Waldtypen in Abb. 33 dargestellt. Hier zeigt sich, dass für einige Bodenklassen der relative Stichprobenfehler über 10% liegt. Nimmt man strenge statistische Regeln, so kann der Mittelwert deswegen für diese Klassen als statistisch nicht abgesichert bewertet werden. Berücksichtigt man zudem die Regel, dass Stichprobenreihen unter $n=30$ grundsätzlich als unsicher gelten, so können noch weitere stratifizierte Gruppen als unzuverlässig interpretiert werden. Lediglich nach Regierungsbezirken und nach Waldtypen fallen bis auf eine Ausnahme alle Gruppen in den statistisch sicheren Bereich ($n>30$; SF< 10%). Im Gegensatz dazu sind Aussagen für Gesamtbayern mit einem Fehler von 3,4% als zuverlässig zu beschreiben, auch wenn, wie anfangs beschrieben, die Streuung innerhalb der Reihe aufgrund der Heterogenität sehr hoch ist.

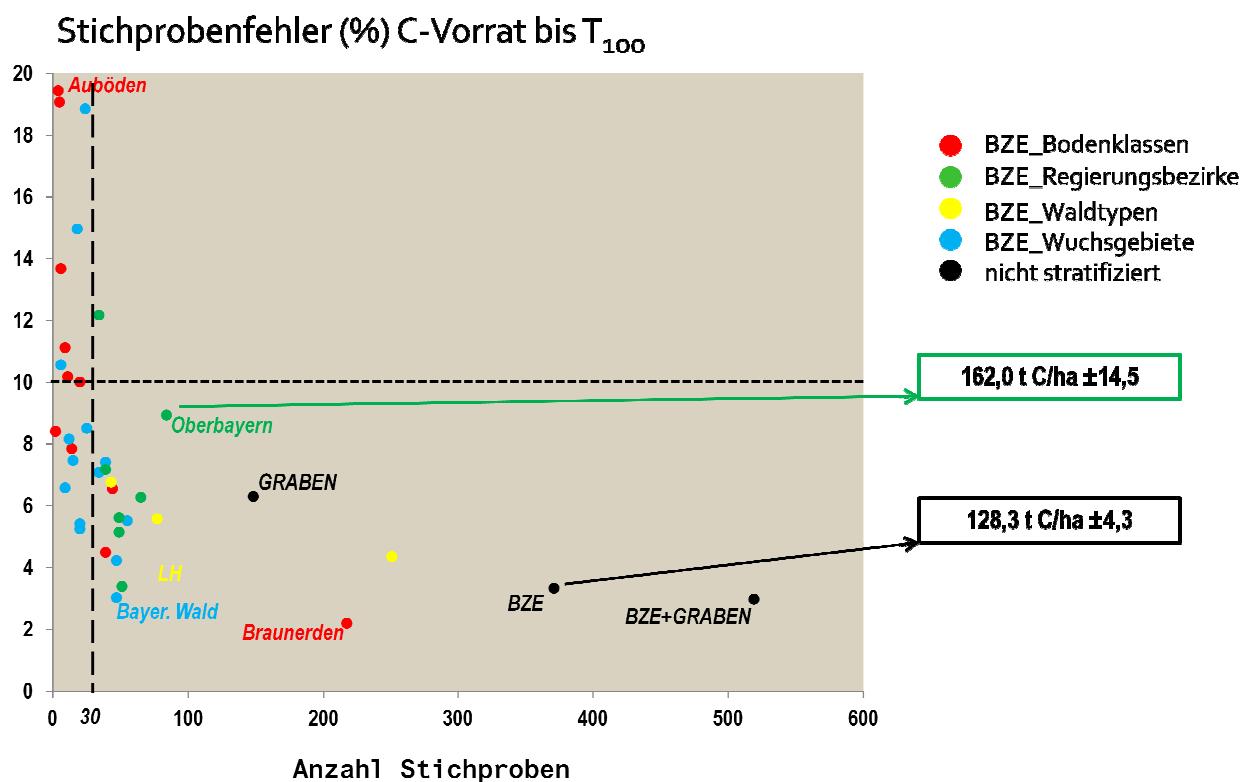


Abb. 33: Der Stichprobenfehler (%) für verschiedene Stratifizierungen. Das Projekt GRABEN ist eine weitere Bodeninventur in Bayern, die nur für diese Darstellung herangezogen wurde

Will man nun diesen strengen Regeln auch bei Bodenklassen und Wuchsgebieten gerecht werden, so können die oben ausgewiesenen Bodenklassen bzw. Wuchsgebiete in größere homogene Gruppen gegliedert werden, auch wenn beispielsweise die Böden in der Gruppe der sonstigen Böden charakterlich nicht alle zusammen passen (vgl. Podsole mit z.B. Terra calcis). Am Beispiel der Bodenklassen kann veranschaulicht werden, dass die wie

in Abb. 34 zusammengefassten homogenen Gruppen bis auf die Moore (11,1%) alle Stichprobenfehler <10% und zumindest $n > 25$ aufweisen. Die Prüfung des Stichprobenfehlers verdeutlicht auch, dass Aussagen auf Basis der Ergebnisse zur BZE für noch kleinere Einheiten als Regierungsbezirke aufgrund der zu geringen Stichprobenmenge wohl meist nicht mehr zuverlässig sind.

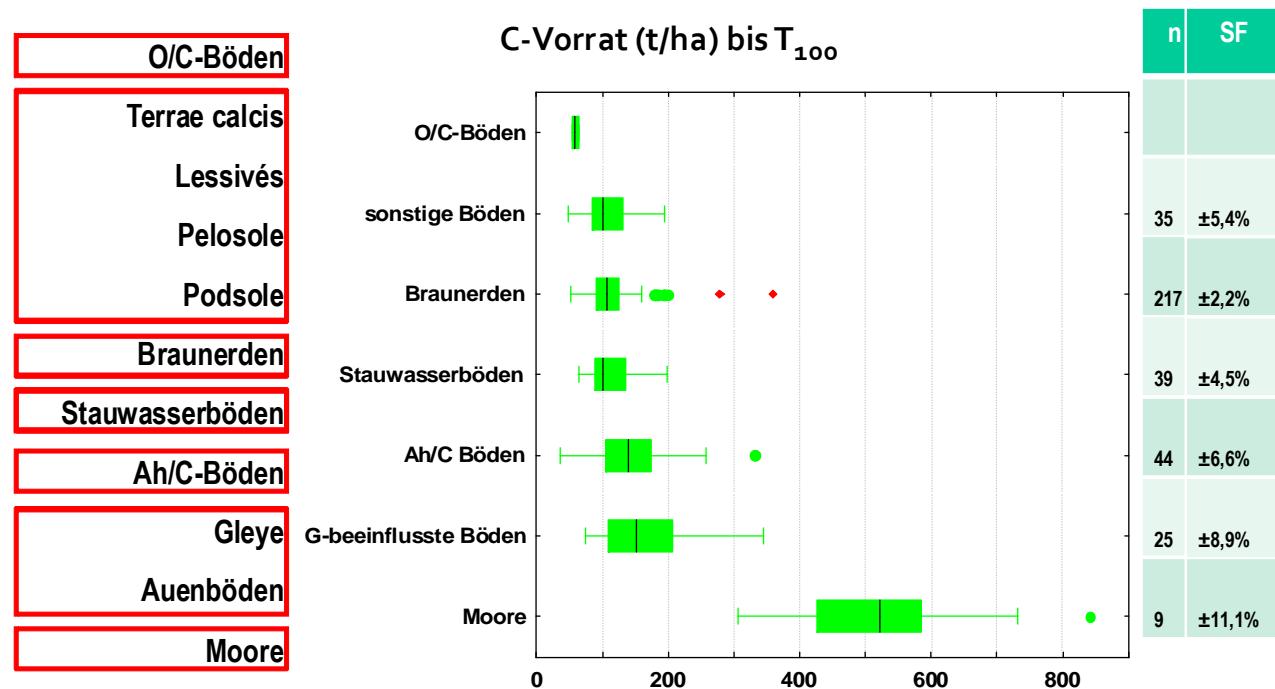


Abb. 34: Ableitung homogener Bodengruppen mit verbesserten statistischen Kennwerten. Zu den sonstigen sind die Terra calcis, Lessivés, Pelosole und Podsole und zu den grundwasserbeeinflussten Böden die Auböden und Gleye zugeordnet

Vergleiche mit anderen Studien

Für einen Vergleich mit deutschlandweiten Ergebnissen werden die Mittelwerte der Speicher herangezogen. Für die Auflage liegt der deutschlandweite Mittelwert mit 19,8 t C/ha (OEHMICHEN ET AL. 2010) deutlich über dem bayerischen Mittelwert mit 12,5 t C/ha.

Vergleicht man die Werte von 0 bis 30 cm Bodentiefe, so zeigt sich hier zwischen 68 t C/ha im Mittel über Deutschland und 73,0 t C/ha bei der BZE² in Bayern eine deutliche Annäherung. Fasst man die Streu und die ersten 30 cm zusammen, so liegt die Speicherung in Bayern mit 85,5 t C/ha etwas unter dem Mittel in Deutschland mit 87,8 t C/ha. Addiert man den Vorrat in der Auflage der Unterstichprobe hinzu (*Missing link*), so liegt dann der Mittelwert leicht über dem Deutschen Durchschnitt (91,9 t/ha). Jedoch ist deutlich zu erkennen, dass sich die beiden Werte mit Aggregieren bei zunehmender Bodentiefe annähern und der bayerische Wert somit in etwa dem deutschlandweiten Mittel entspricht. Da

die IS08 den Bodenkohlenstoff nur bis 30 cm Tiefe ausweist, können tiefere Schichten nicht verglichen werden.

Zudem können die hier erzielten Ergebnisse mit den BZE-Auswertungen anderer Bundesländer verglichen werden. So liegt die mittlere C-Speicherung in Mecklenburg-Vorpommern bis 90 cm Bodentiefe bei 103,02 t/ha (RUSS ET AL. 2011) und somit wohl etwas niedriger als in Bayern (128,3 t/ha bis 100 cm). Auch für Niedersachsen wurden mit 72 t C/ha in Laubholzbeständen und 103 t C/ha in Nadelholzbeständen bis 90 cm Tiefe (WÖRDEHOFF ET AL. 2011) geringere Werte ermittelt als in Bayern.

Missing Link

Der etwas höhere Wert der Auflage für Deutschland kann besonders damit begründet werden, dass im Gegensatz zur bayerischen BZE² für Deutschland auch die Auflage mit einem Durchmesser >2 mm berücksichtigt wurde. Die Auswertung des „Missing Link“ zeigt, dass für Bayern der Kohlenstoffvorrat der Streu mit Durchmesser >2mm und < 2 cm bei 4,3 t C/ha ($\pm 3,1$) lag. Addiert man diesen Wert zu den Ergebnissen der BZE², so liegt die Auflage bei insgesamt 16,8 t C/ha. Je nach Definition der Auflage könnte auch die Menge > 2 cm Durchmesser addiert werden, wobei dann die Auflagemenge 18,9 t C/ha beträgt und mit dem bundesweiten Mittel (auch Methodisch) vergleichbar wäre. In der vorliegenden Arbeit wird der Durchmesserbereich > 2cm jedoch dem feinen Totholz zugewiesen (siehe Kap. 3.4 Zusammenfassung). Die Verteilung des Bodenkohlenstoffs bis zum Totholz ab 20 cm Durchmesser ist in Abb. 35 dargestellt.

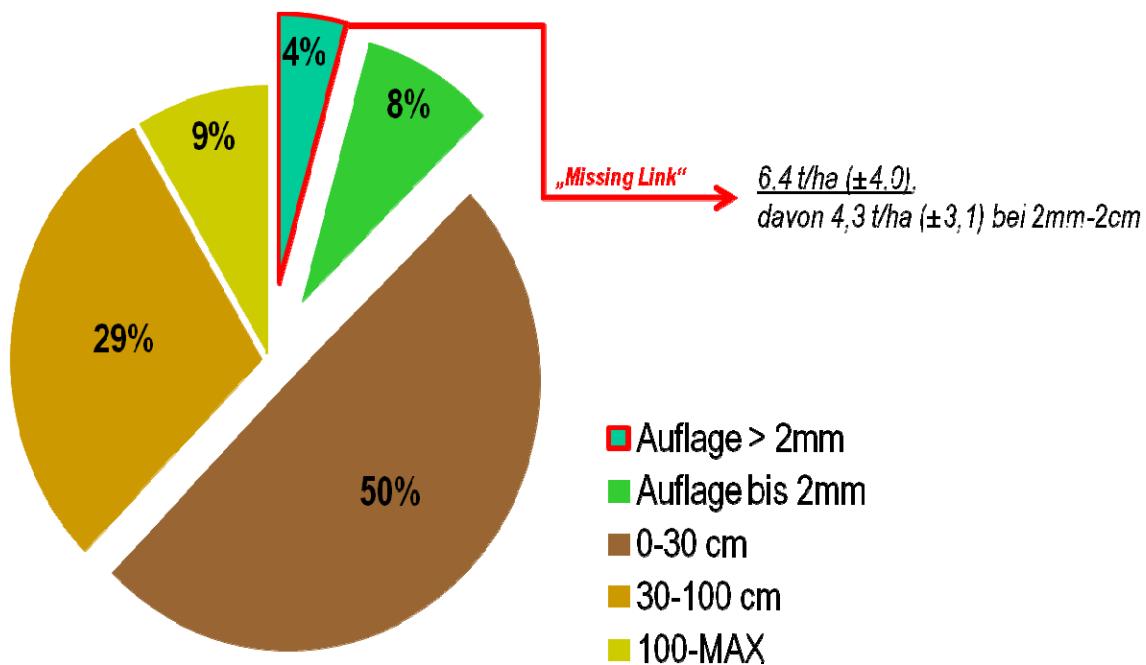


Abb. 35: Verteilung des Kohlenstoffspeichers Boden bis zum Totholz ab 20 cm Durchmesser

3.3.2.2 Genauere Betrachtung der Kohlenstoffgehalte (%)

Tab. 27. Ergebnisse des Scheffé-Tests auf signifikante Unterschiede in den C-Gehalten zwischen den einzelnen Bodenklassen. Signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) sind mit rot gekennzeichnet

| | p-Werte Auflage | | | | | | | | | |
|---------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Ah/C-Böden (1) | | 0,99 | 0,97 | 0,98 | 1,00 | 0,04 | 0,22 | 0,75 | 0,05 | 0,99 |
| Terrae calcis (2) | 0,99 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,47 | 0,84 |
| Lessivés (3) | 0,97 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,65 | 0,76 |
| Pelosole (4) | 0,98 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,97 | 0,81 |
| Podsole (5) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,52 | 0,99 |
| Braunerden (6) | 0,04 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 0,54 | 0,21 |
| Stauwasserböden (7) | 0,22 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 0,69 | 0,25 |
| Gleye (8) | 0,75 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 0,64 | 0,50 |
| Auenböden (9) | 0,05 | 0,47 | 0,65 | 0,97 | 0,52 | 0,54 | 0,69 | 0,64 | | 0,02 |
| Moore (10) | 0,99 | 0,84 | 0,76 | 0,81 | 0,99 | 0,21 | 0,25 | 0,50 | 0,02 | |
| | p-Werte 0-30 cm | | | | | | | | | |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Ah/C-Böden (1) | | 0,03 | 0,01 | 0,27 | 0,31 | 0,00 | 0,00 | 0,63 | 0,50 | 0,00 |
| Terrae calcis (2) | 0,03 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,96 | 1,00 | 0,00 |
| Lessivés (3) | 0,01 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,80 | 1,00 | 0,00 |
| Pelosole (4) | 0,27 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,94 | 1,00 | 0,00 |
| Podsole (5) | 0,31 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 0,00 |
| Braunerden (6) | 0,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 0,26 | 1,00 | 0,00 |
| Stauwasserböden (7) | 0,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 0,29 | 1,00 | 0,00 |
| Gleye (8) | 0,63 | 0,96 | 0,80 | 0,94 | 0,99 | 0,26 | 0,29 | | 1,00 | 0,00 |
| Auenböden (9) | 0,50 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 |
| Moore (10) | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | |
| | p-Werte 30-100 cm | | | | | | | | | |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Ah/C-Böden (1) | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,86 | 0,95 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Terrae calcis (2) | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Lessivés (3) | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Pelosole (4) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Podsole (5) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Braunerden (6) | 0,86 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Stauwasserböden (7) | 0,95 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Gleye (8) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 0,00 |
| Auenböden (9) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 |
| Moore (10) | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | |
| | p-Werte 100-150 cm | | | | | | | | | |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Ah/C-Böden (1) | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Terrae calcis (2) | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Lessivés (3) | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Pelosole (4) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Podsole (5) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Braunerden (6) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Stauwasserböden (7) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 1,00 | 0,00 |
| Gleye (8) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 1,00 | 0,00 |
| Auenböden (9) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 |
| Moore (10) | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | |

Im Unterschied zu den Vorräten werden die Gehalte (%) für eine genauere Betrachtung nicht mit zunehmender Tiefe aggregiert, sondern für jede Tiefenstufe separat ausgewiesen (Auflage, 0-30 cm, 30-100 cm, 100-150 cm). Betrachtet man die einzelnen Bodenklassen, so zeigen konsequenterweise die Moore über alle Tiefenstufen signifikant höhere C-Gehalte als die anderen Bodenklassen (ANOVA, Scheffé, $p \leq 0,05$). In der Auflage konnten nur vereinzelt signifikante Unterschiede, insbesondere zwischen den Ah/C-Böden bzw. den Mooren und anderen Klassen festgestellt werden (Tab. 27). In 0-30 cm Tiefe zeigen auch die Ah/C-Böden zu einigen anderen Klassen signifikante Unterschiede, was mit dem hohen Anteil an Humus in dieser Klasse auch in unteren Tiefenstufen zu erklären ist. In unteren Bodenschichten unterscheiden sich nur noch die Moore von allen anderen Bodenklassen. Deswegen werden hier für den C-Gehalt lediglich die Moore und die Ah/C-Böden getrennt ausgewiesen. Alle anderen Klassen werden zusammengefasst, da die Tests auf Signifikanz keine eindeutigen Unterschiede zwischen den restlichen Gruppen ausweisen. Die O/C-Böden werden nicht ausgewiesen ($n=2$).

Auch hier konnten die Ergebnisse insbesondere für den Mineralboden durch die beschriebene Stratifizierung verbessert werden (vgl. Abb. 29 mit Abb. 36), obwohl nach wie vor einige Ausreißer und Extremwerte zu finden sind.

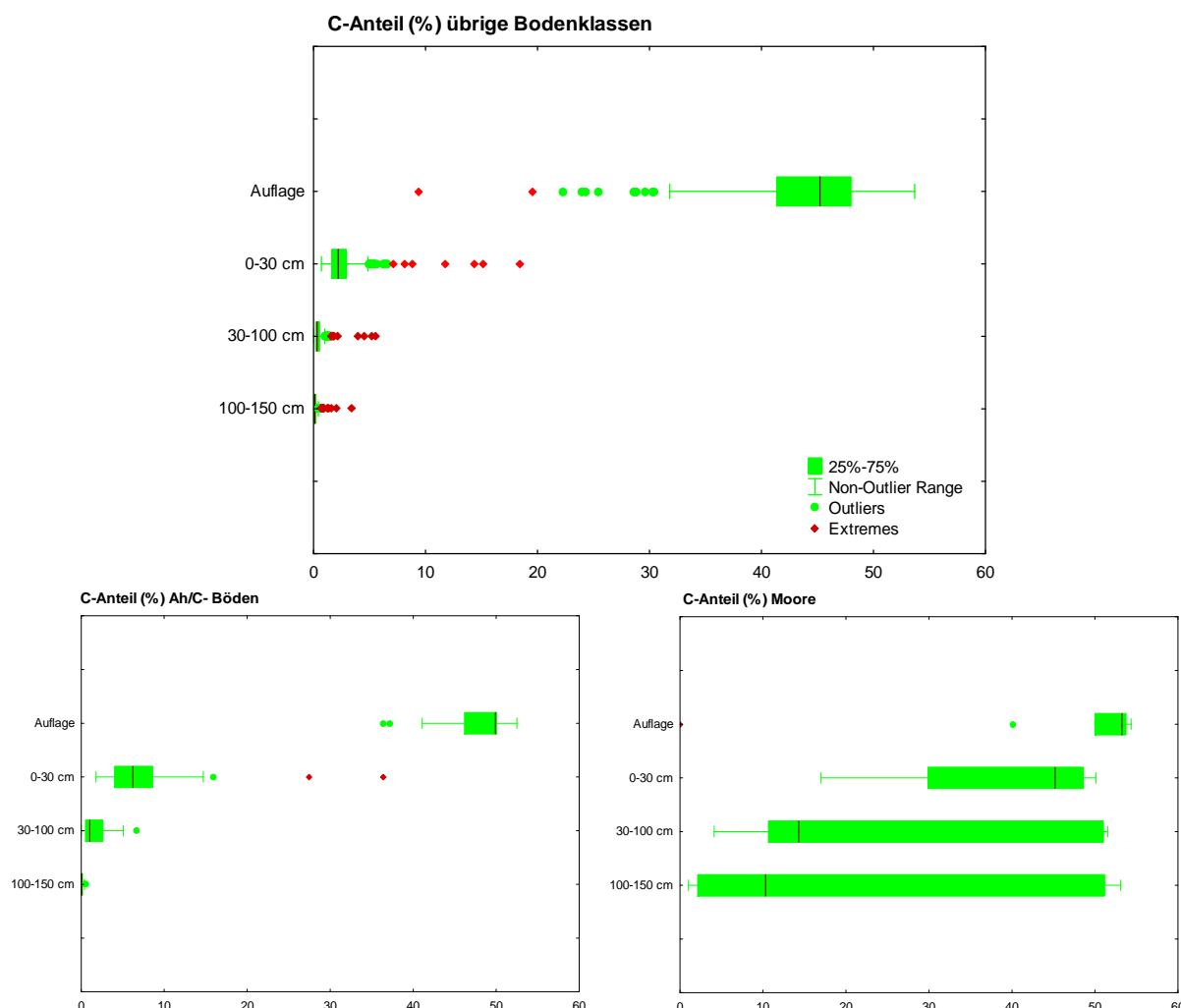


Abb. 36: Kohlenstoffanteil (%) separat nach Tiefenstufen für die Moore, Ah/C-Böden und die übrigen Bodenklassen zusammengefasst; die Spannen beschreiben die Standardabweichung

3.3.2.3 Einflussfaktoren auf die C-Speicherung im Waldboden

Im vorherigen Abschnitt konnte bereits verdeutlicht werden, dass die Bodenklasse für die C-Speicherung im Boden einen wichtigen Faktor darstellt. So binden organische Böden wie Moore mehr Kohlenstoff als alle anderen Bodentypen. Im Gegenzug dazu binden mineralbodenarme Standorte wie O/C-Böden deutlich weniger Kohlenstoff. Aber alleine mit der Stratifizierung nach Bodenklassen kann die C-Speicherung des Bodens nicht erklärt werden, auch einige andere Faktoren spielen eine wichtige Rolle. Die Bodenart ist hier zu nennen, wobei es z.B. mit zunehmendem Tonanteil durch die vermehrte Bildung von Ton-Humus-Komplexen zu einem stärkeren Schutz des organischen Materials vor Zersetzung kommen kann (SIX ET AL. 2002). Aber auch andere Faktoren wie Niederschlag, Luft- oder Bodentemperatur beeinflussen die C-Bindung im Boden.

Besondere Schwierigkeit bei der Analyse möglicher Einflussfaktoren auf den C-Gehalt bzw. auf den C-Vorrat im Boden ist die Tatsache, dass i.d.R. nicht nur ein Faktor dafür verantwortlich ist, sondern dass zumeist das Zusammenspiel mehrerer Einflussgrößen den C-Gehalt bestimmt. Um einen Faktor exakt zu untersuchen, müssten alle anderen Einflussgrößen konstant sein, um so zu verhindern, dass mögliche Effekte von anderen Größen überdeckt werden. Deswegen werden hier für die Analyse des Einflusses verschiedener Bestandeskennwerte auf den Bodenkohlenstoff nur die Bodenklassen herangezogen, die sich nicht signifikant voneinander unterscheiden, um so zu verhindern, dass zumindest der Einfluss der Bodenklasse nicht gegeben ist. Herausgenommen werden somit die Moore und die Gleye und zudem die Auenböden und ein Ah/C-Boden (Tangelhumus, Ausreißer in der Auflage) sowie die O/C-Böden, da letztere zwar keine signifikanten Unterschiede auswiesen, dennoch aufgrund ihrer Merkmale sich stark von den anderen unterscheiden. Nach dieser Auswahl standen letztlich 334 Stichproben zur Verfügung.

Einen direkten Zusammenhang zwischen einer Einflussgröße und dem Kohlenstoff eines Bestandes gibt oftmals die Betrachtung der C-Gehalte (%) im Gegensatz zum C-Vorrat (t/ha), da beim Gehalt die Trockenraumdichte (TRD) des Feinbodens zumindest nicht direkt mit einfließt. Die TRD des Feinbodens kann mögliche Effekte anderer Einflussgrößen überdecken, so dass im Folgenden immer beide Größen betrachtet werden (Vorrat und Gehalt), wobei folgende Einflussgrößen näher untersucht werden:

- *Bestandesalter*
- *Bestandesvorrat*
- *Waldtyp (Nadelwald, Laubwald, Mischwald)*
- *Tongehalt*
- *Auflagemenge*

Weitere wichtige Faktoren wie Niederschlag und pH-Wert werden hier nicht analysiert, da diese bereits von HANGEN UND SCHUBERT (2011) behandelt wurden. So ermittelten sie, dass der Kohlenstoffvorrat der Auflage mit dem pH-Wert negativ korreliert (zwischen -0,55 und -0,75), so dass sie daraus schließen, dass bestandesspezifische Faktoren wie der Nadelholzanteil den C-Speicher der Auflage beeinflussen. Für tiefere Schichten bis 30 cm fanden sie zudem eine ebenfalls negative Korrelation des C-Vorrates zur Temperatur (bis -

0,55) sowie eine positive Korrelation zum Niederschlag (bis 0,38), wobei die Korrelation zum Niederschlag deutlich geringer ausgeprägt ist.

Bestandesalter:

Zuerst wird getestet, ob das Alter eines Bestandes den Bodenkohlenstoffspeicher beeinflusst. Dass tiefere Bodenschichten in älteren Beständen signifikant höhere Vorräte verzeichnen als in jüngeren Beständen, ist wohl unwahrscheinlich, da sich der Kreislauf des organischen Materials weitgehend in den oberen Bodenschichten abspielt (mit Ausnahme bestimmter Bodenklassen wie die Podsole). Jedoch könnte man vermuten, dass insbesondere die Streuauflage in älteren Beständen höher ist als in jüngeren, was sich schon rein aus der vermutlich höheren Eintragsmenge in älteren Beständen ergeben müsste. Zudem wäre denkbar, dass ältere Bestände mehr Wurzelbiomasse besitzen und somit auch auf diesem Wege mehr organisches Material in den Boden liefern. Zur Prüfung des Einflusses des Alters wurden 9 Altersklassen (AKL) im Abstand von 20 Jahren (0, 0-20, 21-40,..., >140) ausgewiesen. AKL=0 sind die Bestände nur mit einer Verjüngungsschicht unterhalb der Derbholzgrenze.

Die Korrelationsmatrix zeigt in keiner Tiefenstufe des Mineralbodens einen signifikanten Zusammenhang zwischen der AKL und dem C-Vorrat (Korrelation <0,13 in allen Tiefenstufen), so dass für die C-Vorräte im Boden zumindest für unsere Wirtschaftswälder keine Altersabhängigkeit festzustellen ist. Oder anders formuliert: Alte Bestände über 140 Jahre speichern im Mineralboden im Mittel nicht mehr Kohlenstoff als Bestände, die sich noch in der Verjüngungs- oder Aufbauphase befinden. Ob deutlich ältere, unbewirtschaftete Wälder („old-groth“) signifikant höhere Kohlenstoffspeicher im Boden aufweisen als junge Wirtschaftswälder kann mit den hier verfügbaren Daten nicht geprüft werden.

Auch zeigt die Auflage eine nur sehr geringe Korrelation zum Alter des stockenden Bestandes (Korrelationskoeffizient von 0,15). Dies kann auch damit erklärt werden, dass die Auflage bis zur AKL 5 (bis 100 Jahre) zwar zunimmt, dann aber mit höherem Alter tendenziell wieder abnimmt (Abb. 37). Jedoch zeigt auch die Prüfung nur bis zur AKL 5 eine nur leicht verbesserte (zwar signifikante) Korrelation (0,22), so dass ein klarer Zusammenhang zwischen dem Alter und dem C-Vorrat der Auflage verworfen werden muss. Dies kann auch damit untermauert werden, dass weder eine ANOVA ($p>0,82$ in allen Gruppen) noch ein Kruskal-Wallis-Test ($p>0,55$ in allen Gruppen) signifikante Unterschiede zwischen den AKL feststellen konnte, wobei hier sicherlich die hohe Streuung der Werte ein wichtige Rolle spielt (Abb. 37). Besonders das Ergebnis zur Streu erscheint auf dem ersten Blick überraschend: Möchte man doch vermuten, dass ältere Bestände mehr Biomasse und somit auch mehr Streu produzieren. Jedoch kann der nicht signifikante Zusammenhang wohl damit erklärt werden, dass mit zunehmendem Alter auch mehr geerntet wird, was wiederum eine starke Stammzahlreduktion zur Folge hat und somit auch eine Verringerung des Streueintrages oder auch Streuverluste bei stärkerer Auflichtung der bestände nach Ernte. Die Betrachtung, beispielsweise nur der Nadelholzbestände verbessert das Ergebnis un wesentlich.

Auch zwischen den C-Gehalten (%) konnte wie vermutet kein signifikanter Zusammenhang zum Bestandesalter festgestellt werden.

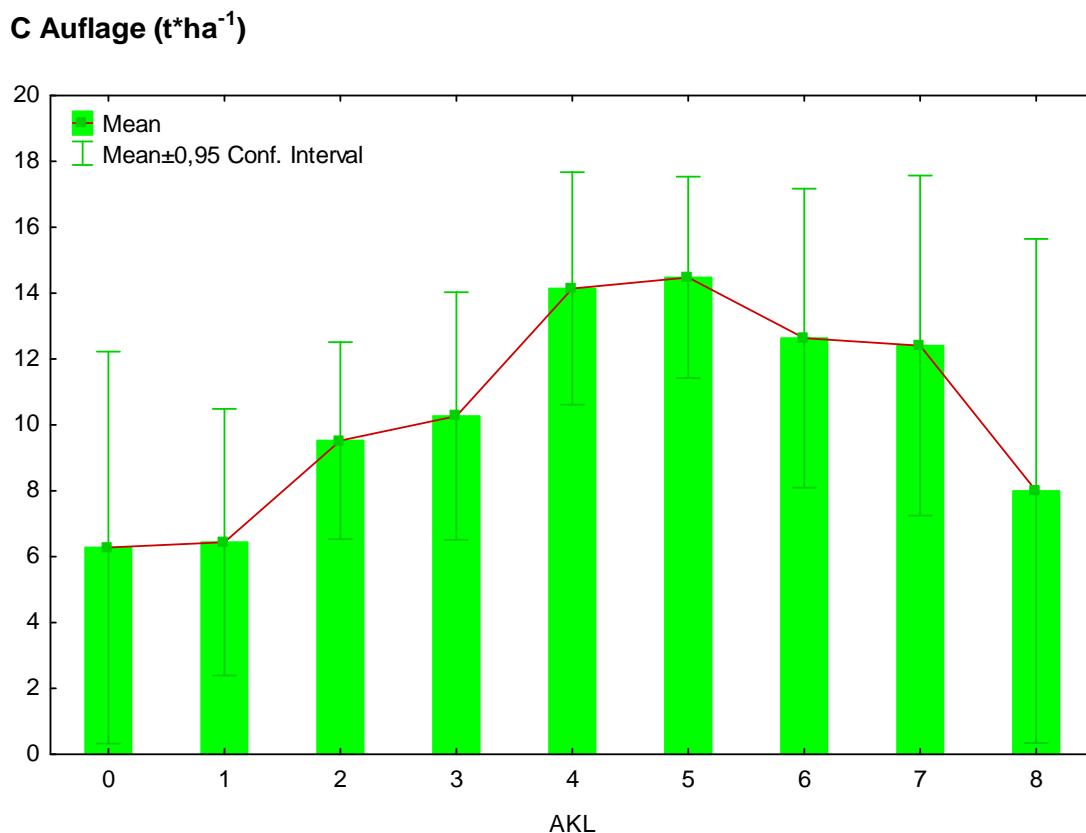


Abb. 37: Kohlenstoffvorrat ($t\text{·ha}^{-1}$) in der Auflage nach Altersklassen. Die Spannen beschreiben das 95% Vertrauensintervall

Bestandesvorrat:

Eine weitere zu testende Einflussgröße stellt der stockende Vorrat dar. Grundsätzlich ist dabei ähnlich wie beim Bestandesalter die Überlegung, ob höhere Vorräte einen höheren Stoffeintrag in den Boden aus Streufall, Totholz und Wurzelbiomasse und somit eine höhere Kohlenstoffbindung, insbesondere in der Auflage und in den obersten Bodenschichten bewirken könnten. Dabei sind bestimmte Vorratsklassen nicht mit bestimmten Altersklassen gleichzusetzen, da beispielsweise ein Bestand mit 200 Vfm/ha sich gerade im Aufbau befinden kann und aus zahlreichen jüngeren Bäumen besteht oder ebenso ein Altbestand sein kann, der sich in der Phase der Endnutzung befindet. Dies zeigt, dass ein Test nach Vorratsklassen neben einem Test nach Altersklassen notwendig ist.

Dafür wurden 10 Vorratsklassen (VKL) ausgewiesen (VKL0:0,0-50, VKL 1: 50-100,..., VKL 9:> 700). Die Punkte mit VKL=0 sind die Verjüngungspunkte nur mit Bäumen unter der Derbholzgrenze.

Sowohl die Gruppierung in VKL als auch die einzelnen Vorräte pro Stichprobepunkt selbst zeigen eine schwache, jedoch signifikante positive Korrelation zum C-Vorrat in der Auflage (0,23 bzw. 0,22). Tiefere Bodenschichten zeigen keinerlei signifikante Korrelationen, so dass festgestellt werden kann, dass der stockende Vorrat wohl aufgrund der zunehmenden Menge an Streueintrag den C-Vorrat der Auflage beeinflusst, jedoch nur

schwach und in keiner Weise ausreichend, um den C-Vorrat der Auflage gänzlich zu erklären, auch wenn die grafische Darstellung einen besseren Zusammenhang vermuten ließe (Abb. 38). Den C-Speicher im Mineralboden hingegen beeinflusst der stockende Vorrat zumindest auf Basis des hier verwendeten Datensatzes zu bayerischen überwiegend Wirtschaftswäldern nicht.

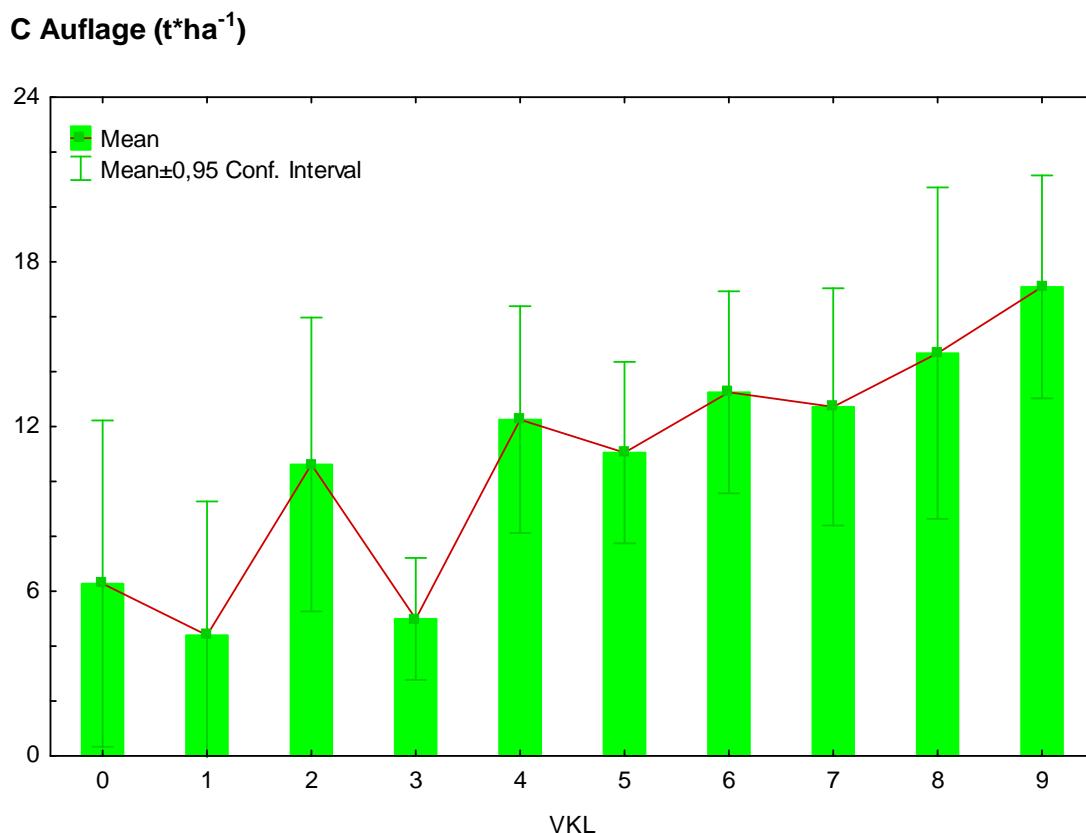


Abb. 38: Kohlenstoffvorrat ($t \cdot ha^{-1}$) in der Auflage nach Vorratsklassen. Die Spannen beschreiben das 95% Vertrauensintervall

Vergleicht man die C-Vorräte mittels Kruskal-Wallis-Test auf signifikante Unterschiede zwischen den VKL getrennt nach Tiefenstufen, so wird auch hier deutlich, dass sich die C-Vorräte bis auf ganz wenige Ausnahmen in keiner Tiefenstufe zwischen den VKL signifikant voneinander unterscheiden (Tab. 28). Da nahezu alle Vergleiche nicht signifikant sind, kann darauf geschlossen werden, dass die vereinzelt auftretenden signifikanten Unterschiede zufälliger Natur sein können und deswegen nicht eindeutig zu klären sind. Auch zwischen den C-Gehalten und dem Bestandesvorrat konnte kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden.

Höhere Vorräte und damit einhergehend vermutlich höhere Stoffeinträge wirken sich somit nicht auf den C-Vorrat im Mineralboden aus. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass höhere Einträge auch höhere Umsetzungsraten im Boden durch Mikroorganismen zur Folge haben und somit sich auch die Respirationsraten erhöhen, was in diesem Sinne ein

„Angebots-gesteuerter“ Umsatz von organischem Material im Boden wäre. Zudem muss hier nochmals erwähnt werden, dass der Boden-C von zahlreichen Faktoren abhängen kann und diese möglicherweise einen tatsächlichen Zusammenhang zwischen Bestandesvorrat und Bodenkohlenstoff verdecken könnten.

Tab. 28. Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests auf signifikante Unterschiede in den C-Vorräten (t/ha) zwischen den einzelnen VKL. Signifikante Unterschiede ($\leq 0,05$) sind mit rot gekennzeichnet; n=334

| p-Werte C Auflage | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----------|----------|----------|--------------|----------|----------|----------|--------------|----------|--------------|
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 0 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,088 |
| 1 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,193 |
| 2 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 3 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 0,532 | 1,000 | 0,149 | 0,653 | 0,501 | 0,001 |
| 4 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,532 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 5 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,583 |
| 6 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,149 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 7 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,653 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 8 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,501 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 |
| 9 | 0,088 | 0,193 | 1,000 | 0,001 | 1,000 | 0,583 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | |
| | | | | | | | | | | |
| p-Werte C Auflage-30 cm | | | | | | | | | | |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 0 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 1 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,917 |
| 2 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 3 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 4 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 5 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 6 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 7 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 0,337 |
| 8 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 |
| 9 | 1,000 | 0,917 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,337 | 1,000 | |
| | | | | | | | | | | |
| p-Werte C Auflage-100 cm | | | | | | | | | | |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 0 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 1 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 0,589 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,780 | 0,114 |
| 2 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 3 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 4 | 1,000 | 0,589 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 0,501 | 1,000 | 1,000 |
| 5 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 6 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 7 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,501 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 0,026 |
| 8 | 1,000 | 0,780 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 |
| 9 | 1,000 | 0,114 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,026 | 1,000 | |
| | | | | | | | | | | |
| p-Werte C Auflage-MAX | | | | | | | | | | |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 0 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 1 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,125 |
| 2 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 3 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 4 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 5 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 6 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 7 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,501 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | 0,024 |
| 8 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 |
| 9 | 1,000 | 0,125 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,024 | 1,000 | |

Dieses Ergebnis lässt jedoch auch vermuten, dass mittel- bzw. langfristige Veränderungen im Mineralboden bei nachhaltiger Bewirtschaftung nicht zu erwarten sind und sich dabei stabile Kohlenstoffvorräte im Boden einstellen. Dies konnte z.B. auch bei KLEIN ET AL. (2008) oder JOHNSON ET AL. (2002) festgestellt werden. Es sei hier aber betont, dass dies nur für Waldflächen gilt, die nach guter waldbaulicher Praxis, so wie grundsätzlich in Deutschland üblich, bewirtschaftet werden, ohne dass sich im kurzen Wechsel extreme Änderungen in der Flächenstruktur und somit im Mikroklima ergeben, was möglicherweise bei stark übernutzten Beständen zu finden ist.

Wie sich beispielsweise Kahlschläge ohne mittelfristig nachwachsende Verjüngung auswirken, kann hier nicht geprüft werden, da sich die hier untersuchten Stichprobenpunkte auf bayerische Waldverhältnisse beziehen, bei denen eine nachhaltige Bewirtschaftung vorausgesetzt wird.

Waldtyp

Eine weitere Einflussgröße, die hier geprüft wird, ist der Waldtyp. Dabei wird zwischen Nadelholz, Laubholz und Mischbeständen unterschieden. Als Laub- bzw. Nadelholzbestand wird ausgewiesen, wer bzgl. seines Holzvorrates mehr als 75% des betreffenden Typs hält. Alle anderen Bestände fallen in die Kategorie Mischbestand. Die Ergebnisse getrennt nach Waldtypen mit der dazugehörigen deskriptiven Statistik sind in Tab. 29 dargestellt.

Tab. 29. Die C-Speicherung (t/ha) nach Waldtypen. Nadelholz: n=227 (68%), Laubholz: n= 68 (20,3%), Mischbestände: n=39 (11,7%); SW=Standardabweichung, SF=Stichprobenfehler

| | Nadelholz | | | | Laubholz | | | | Mischbestände | | | |
|----------|---------------|--------|-------|------|---------------|--------|-------|------|---------------|--------|-------|------|
| | MW | Median | SW | SF | MW | Median | SW | SF | MW | Median | SW | SF |
| Auflage | 15,82 | 13,40 | 13,26 | 0,88 | 1,95 | 0,71 | 3,37 | 0,41 | 7,09 | 2,56 | 10,08 | 1,61 |
| A-30 cm | 84,07 | 80,48 | 23,40 | 1,55 | 72,45 | 73,04 | 20,18 | 2,45 | 80,92 | 69,16 | 34,08 | 5,46 |
| A-100 cm | 116,48 | 109,78 | 38,01 | 2,52 | 104,92 | 101,07 | 33,24 | 4,03 | 119,76 | 108,25 | 55,58 | 8,90 |
| A-MAX | 124,67 | 118,30 | 41,69 | 2,77 | 112,27 | 105,59 | 36,74 | 4,46 | 128,43 | 116,07 | 55,05 | 8,82 |

Es zeigt sich, dass die Nadelholzbestände deutlich höhere Mengen in der Auflage besitzen als die Laubholzbestände und die Mischbestände. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von HANGEN UND SCHUBERT (2011), die für Bayern mit einem erweiterten Datensatz ebenfalls deutlich geringere C-Vorräte in der Auflage beim Laubholz feststellen. Mit zunehmender Bodentiefe nähern sich die Werte an, wobei die reinen Laubholzbestände bis in die unteren Stufen (bezogen auf die aggregierten Werte) noch signifikant geringere Speicher besitzen als die Nadelholzbestände, auch wenn sich das Signifikanzniveau mit zunehmender Bodentiefe verschlechtert (jedoch noch immer $\leq 0,05$) (Tab. 30).

Tab. 30. Test auf signifikante Unterschiede zwischen den Waldtypen; NH=Nadelholz, LH=Laubholz, M=Mischbestände; signifikante Unterschiede in rot markiert

| C Auflage | | | C bis 30 cm | | | C bis 100 cm | | | C bis MAX | | |
|-----------|-------|-------|-------------|-------|------|--------------|------|------|-----------|------|-----------|
| NH | M | LH | NH | M | LH | NH | M | LH | NH | M | LH |
| NH | | <0,01 | <0,01 | | 0,13 | <0,01 | | 1,00 | 0,04 | | 1,00 0,05 |
| M | <0,01 | | 0,01 | 0,13 | | 1,00 | 1,00 | | 0,45 | 1,00 | 0,24 |
| LH | <0,01 | 0,01 | | <0,01 | 1,0 | | 0,04 | 0,45 | | 0,05 | 0,24 |

Tab. 31. Gesamtzusammenfassung der C-Vorräte (Mio. t) für Bayern stratifiziert nach Waldtyp

| Nadelholz n=227 | Waldfläche (ha) | C_MW (Mio. t) | C_Median (Mio. t) |
|-----------------|-----------------|---------------|-------------------|
| OA | 1.491.565 | 23,597 | 19,987 |
| OA-30 cm | 1.491.565 | 125,396 | 120,041 |
| OA-100 cm | 1.491.565 | 173,738 | 163,744 |
| OA-MAX | 1.491.565 | 185,953 | 176,452 |
| Laubholz n=68 | Waldfläche (ha) | C_MW (Mio. t) | C_Median (Mio. t) |
| OA | 446.812 | 0,871 | 0,317 |
| OA-30 cm | 446.812 | 32,372 | 32,635 |
| OA-100 cm | 446.812 | 46,880 | 45,159 |
| OA-MAX | 446.812 | 50,164 | 47,179 |
| Misch n=39 | Waldfläche (ha) | C_MW (Mio. t) | C_Median (Mio. t) |
| OA | 256.260 | 1,817 | 0,656 |
| OA-30 cm | 256.260 | 20,737 | 17,723 |
| OA-100 cm | 256.260 | 30,690 | 27,740 |
| OA-MAX | 256.260 | 32,911 | 29,744 |
| O/C-Böden n=2 | Waldfläche (ha) | C_MW (Mio. t) | C_Median (Mio. t) |
| A-MAX | 13.102 | 0,766 | 0,766 |
| Gleye n=20 | Waldfläche (ha) | C_MW (Mio. t) | C_Median (Mio. t) |
| A | 131.018 | 1,606 | 0,777 |
| A-30 cm | 131.018 | 13,504 | 12,549 |
| A-100 cm | 131.018 | 22,171 | 19,402 |
| A-MAX | 131.018 | 24,993 | 22,880 |
| Auenböden n=5 | Waldfläche (ha) | C_MW (Mio. t) | C_Median (Mio. t) |
| A | 32.755 | 0,028 | 0,004 |
| A-30 cm | 32.755 | 2,500 | 2,593 |
| A-100 cm | 32.755 | 4,989 | 4,946 |
| A-MAX | 32.755 | 6,138 | 5,377 |
| Moore n=9 | Waldfläche (ha) | C_MW (Mio. t) | C_Median (Mio. t) |
| A | 58.958 | 0,752 | 0,377 |
| A-30 cm | 58.958 | 11,141 | 9,650 |
| A-100 cm | 58.958 | 31,208 | 30,742 |
| A-MAX | 58.958 | 40,116 | 40,031 |
| Gesamt | | | |
| Gesamt n=370 | Waldfläche (ha) | C_MW (Mio. t) | C_Median (Mio. t) |
| A | 2.430.385 | 29,436 | 22,884 |
| A-30 cm | 2.430.385 | 206,415 | 195,957 |
| A-100 cm | 2.430.385 | 310,440 | 292,499 |
| A-MAX | 2.430.385 | 341,041 | 322,428 |

Diese doch deutlichen Unterschiede zwischen Laub- und Nadelholz legen nahe, die Daten für Gesamtbayern neben der Stratifizierung nach Bodenklassen auch nach Waldtypen zu berechnen. Die sauberste Lösung wäre hier, beides anzuwenden, was jedoch aufgrund der geringen Anzahl der Stichproben in vielen Bodenklassen nicht sinnvoll erscheint. In Anlehnung der Verteilung der 334 berücksichtigten Punkte kann analog zur Stratifizierung nach Bodenklassen die gesamte Waldfläche Bayerns nach Waldtypen stratifiziert werden. Demnach besteht 68% der Waldfläche in Bayern aus Nadelholzbeständen (Anteil >75%), 20,3% der Fläche ist Laubholz (Anteil >75%) und 11,7% sind Mischbestände.

Zu beachten ist, dass hier nur 90% der Fläche stratifiziert wird, da die restlichen 10% der Fläche die hier nicht berücksichtigten Standorte Moore, Gleye, Auenböden und O/C-Böden beinhalten. Diese werden dann separat hinzugerechnet, jedoch nicht nach Waldtyp getrennt, da die Stichprobenmenge dafür nicht ausreichend ist. Die Gesamtspeicherung (C bis Max) beträgt somit 341 Mio. t C (Mittelwert) bzw. 322 Mio. t C (Median) (Tab. 31). Es zeigt sich, dass beide Stratifizierungen (Bodenklassen und Waldtypen) nahezu identische Ergebnisse mit sich bringen, auch bezüglich des Medians.

Betrachtet man die Tiefenstufen separat, so ist festzustellen, dass sich im Mineralboden die Kohlenstoffvorräte zwischen den Waldtypen nicht signifikant voneinander unterscheiden. Die deutlich höheren Vorräte in der Auflage beim Nadelholz machen sich somit in aggregierter Darstellung der Ergebnisse bis in tiefe Schichten bemerkbar.

Die Auflage in den Laubholzbeständen zeigt mit rund 2 t C/ha auffällig geringe Werte, auch im bundesweiten Vergleich. So haben z.B. Laubholzbestände in Niedersachsen mit durchschnittlich 10 t C/ha (WÖRDEHOFF ET AL 2011) weitaus höhere Speicher vorzuweisen als die bayerischen Waldbestände. Auch im Vergleich zum Mittel über Deutschland (12,6 t C/ha, OEHMICHEN ET AL 2011) liegen die bayerischen Werte im Laubholz deutlich darunter. Die Gründe dafür liegen, wie bereits erwähnt, wohl auch in der unterschiedlichen Definition der Auflage, da sich die bundesweiten Daten auch auf eine Durchmessergröße über 2 mm beziehen. Festzustellen ist, dass sich der stockende Waldtyp signifikant auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden, insbesondere und am deutlichsten auf die Speicherung in der Auflage auswirkt.

Auf den C-Gehalt hat der Waldtyp keinen Einfluss. Zudem konnte festgestellt werden, dass es keine signifikanten Unterschiede im C-Gehalt zwischen Verjüngungsbeständen und älteren Beständen gibt.

Tongehalt

Zudem wurde ein möglicher Zusammenhang zwischen Tongehalt (%) und dem C-Gehalt (%) sowie dem C-Vorrat (t/ha) analysiert. Die Tiefenstufen wurden gemäß den Ausgangsdaten der BZE² ausgewiesen (T1=0-5 cm, T2=5-10 cm, T3=10-20 cm, T4=20-40 cm, T5=40-80 cm, T6=80-140 cm, T7=140-150 cm). Hier zeigt sich, alle Tiefenstufen zusammengefasst, lediglich eine sehr schwache signifikant positive Korrelation zwischen Tongehalt und C-Gehalt (%) (Koeffizient von 0,11). Wenn man jedoch eine Korrelationsanalyse nach Tiefenstufen getrennt durchführt, so ist eine relativ deutliche Korrelation in den ersten Tiefenstufen bis 10 cm Bodentiefe festzustellen (Tab. 32). Die Beziehung zwischen Tongehalt (%) und C-Vorrat (t/ha) verhält sich ähnlich, wenn auch die Koeffizienten in den je-

weiligen Tiefenstufen nicht so deutlich sind, da wahrscheinlich die Trockenraumdichte des Feinbodens die Effekte des Tongehaltes etwas überdecken (Tab. 32). Die Gesamtbeziehung über alle Tiefenstufen ist deutlich geringer und nicht signifikant (Koeffizient von 0,02).

Die Ergebnisse zeigen, dass der Tongehalt, zumindest in den obersten Schichten des Mineralbodens, einen Einfluss auf den C-Gehalt besitzt. Tieferen Schichten scheinen nicht beeinflusst.

Tab. 32. Korrelationsmatrix zwischen Tongehalt (%) und C-Gehalt (%). Werte in rot beschreiben eine signifikante Korrelation mit Signifikanzniveau von $\leq 0,05$

| | | Korrelationsmatrix | | | | | | |
|-----------------|------|--------------------|------|------|-------|-------|-------|----|
| | | Tonanteil (%) | | | | | | |
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 |
| C-Gehalt (%) | 0,53 | 0,55 | 0,36 | 0,25 | -0,01 | -0,12 | -0,10 | |
| C-Vorrat (t/ha) | 0,38 | 0,52 | 0,34 | 0,28 | 0,04 | 0,04 | 0,03 | |

Auflagemenge

Des Weiteren wurde geprüft, ob sich bei höheren absoluten Mengen in der Auflage auch höhere C-Gehalte im Mineralboden ergeben. So soll die These geprüft werden, ob durch höhere Streumengen mehr Kohlenstoff in den Boden gelangt, da man vermuten könnte, dass höhere Stoffeintragsmengen auf den Boden auch einen höheren Eintrag von organischen Material in den Mineralboden zur Folge haben. Die Prüfung auf Korrelationen ergibt hier jedoch keinen signifikanten Zusammenhang in keiner Tiefenstufe, so dass man nicht davon ausgehen kann, dass aufgrund von höheren Auflagen dauerhaft auch mehr Kohlenstoff im Mineralboden gespeichert wird. Auch dieses Ergebnis stützt die hier wie bereits mehrfach die Vermutung, dass letztendlich nur geringe Eintragsmengen dauerhaft im Boden gespeichert werden und die größten Mengen via CO₂-Respiration den Boden rasch wieder verlassen.

Synthese der Ergebnisse

In den vorausgehenden Abschnitten wurden mehrere Größen auf ihren Einfluss zum Kohlenstoff im Boden geprüft. Die besten Zusammenhänge mit dem Kohlenstoffgehalt bzw. dem C-Vorrat liefern der Tongehalt und die Temperatur, wobei hier die Ergebnisse zur Temperatur von HANGEN UND SCHUBERT (2011) bestätigt werden konnten (Tab. 33). Mit Bestandeskenngrößen konnten keine signifikanten Zusammenhänge festgestellt werden. Dennoch reicht weder der Tongehalt noch die Temperatur aus, um den Kohlenstoff im Boden ausreichend zu erklären. Da in beiden Fällen eine signifikante Korrelation vorliegt, wurde versucht, eine multiple Regression mit den beiden unabhängigen Variablen Tongehalt und Temperatur herzustellen, um so möglicherweise ein Vorhersagemodell für den C-Gehalt zu erhalten. Dabei wurden sowohl für alle Stichprobenpunkte zusammen als auch nach Waldtypen getrennt Vorhersagemodelle erstellt.

Tab. 33. Korrelationsmatrix zwischen C-Gehalt (%) und Temperatur. Werte in rot beschreiben eine signifikante Korrelation mit Signifikanzniveau von $\leq 0,05$

| Korrelationsmatrix | | | | | | | | |
|--------------------|--|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | Temperatur | | | | | | |
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | |
| C-Gehalt (%) | | -0,55 | -0,62 | -0,62 | -0,62 | -0,53 | -0,26 | -0,04 |

Es wurde ein einfacher linearer Zusammenhang mit folgender Grundform geprüft (Gleichung 20):

$$Y = a + b_1 * x_1 + b_2 * x_2 + \varepsilon \quad (20)$$

mit Y als C (%), x_1 als Tongehalt (%), x_2 als Temperatur ($^{\circ}$ C) und b als Parameter der Schätzung;

Die Ergebnisse dazu sind in Tab. 34 dargestellt. Dabei werden nur die Tiefenstufen dargestellt, in denen eine signifikante Schätzung (F-Test, $p \leq 0,05$) gegeben ist, und die unabhängigen Variablen Tongehalt und Temperatur zur Schätzung der Variablen C (%) beitragen.

Tab. 34. Parameter zur Bestimmung von C (%) nach Tiefenstufen für Gleichung 20

| alle verwendeten Stichprobenpunkte bis Tiefenstufe 3 bzw. 20 cm; | | | | | | | | | |
|--|-------|------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|-----------------------------|-----------------|-----|
| | a | SE a | b ₁ | SE b ₁ | b ₂ | SE b ₂ | R ² _k | SF _Y | n |
| T1 | 19,70 | 1,85 | 0,13 | 0,02 | -1,93 | 0,22 | 0,40 | 3,39 | 332 |
| T2 | 13,23 | 1,08 | 0,08 | 0,01 | -1,48 | 0,13 | 0,49 | 2,04 | 333 |
| T3 | 11,16 | 0,82 | 0,04 | 0,01 | -1,26 | 0,10 | 0,41 | 1,63 | 334 |

Tab. 35. Parameter zur Bestimmung von C (%) nach Tiefenstufen für Gleichung 20, unterteilt nach Waldtypen

| Nadelholz bis Tiefenstufe 3 bzw. 20 cm | | | | | | | | | |
|--|-------|------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|-----------------------------|-----------------|-----|
| | a | SE a | b ₁ | SE b ₁ | b ₂ | SE b ₂ | R ² _k | SF _Y | n |
| T1 | 18,65 | 2,22 | 0,15 | 0,02 | -1,81 | 0,26 | 0,43 | 3,43 | 226 |
| T2 | 12,71 | 1,32 | 0,08 | 0,01 | -1,43 | 0,16 | 0,49 | 2,07 | 225 |
| T3 | 10,55 | 1,03 | 0,04 | 0,01 | -1,20 | 0,12 | 0,40 | 1,67 | 227 |

| Laubholz/Mischwald bis Tiefenstufe 3 bzw. 20 cm | | | | | | | | | |
|---|-------|------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|-----------------------------|-----------------|-----|
| | a | SE a | b ₁ | SE b ₁ | b ₂ | SE b ₂ | R ² _k | SF _Y | n |
| T1 | 19,48 | 3,42 | 0,09 | 0,03 | -1,85 | 0,39 | 0,30 | 3,18 | 106 |
| T2 | 15,02 | 1,98 | 0,07 | 0,02 | -1,67 | 0,23 | 0,49 | 2,00 | 108 |
| T3 | 13,32 | 1,36 | 0,03 | 0,01 | -1,47 | 0,16 | 0,46 | 1,50 | 107 |

So konnte mit diesen beiden Variablen eine Schätzfunktion erstellt werden, die bis 20 cm Tiefe zur Schätzung des C-Gehaltes beiträgt, auch wenn die Schätzgüte der Funktionen mit R² von 0,40-0,49 eher schwach ist und die Funktion nur maximal 49% des C-Gehaltes erklären kann. Ab T4 (20-40 cm) ist insbesondere der Tonanteil keine signifikante Erklä-

rung mehr für das Modell. Generell beeinflusst die Temperatur den C-Gehalt mehr als der Tonanteil. Um die Modelle zu verbessern, wurde der Datensatz weiter stratifiziert und in Nadelholz und Laubholz/Mischwald unterteilt. Die Ergebnisse dazu sind in Tab. 35 ersichtlich.

Aber auch eine Stratifizierung nach Waldtypen bringt keine wesentlichen Verbesserungen der Schätzmodelle, weder im Bestimmtheitmaß noch im Schätzfehler der Funktion. Auch die Hinzunahme des Waldtypen als Codierung in einer linearen Funktion trägt nicht zu einer Verbesserung bei (hier nicht dargestellt), was letztlich logische Folge vorausgegangener Ergebnisse ist, da sich die C-Gehalte im Mineralboden nicht signifikant zwischen den Waldtypen unterscheiden.

Um die Güte der Funktion weiter zu verbessern, müssten noch weiter Parameter (pH-Wert oder versch. Elementgehalte) integriert werden, was im Rahmen dieses Projektes nicht mehr möglich war.

3.4 Gesamtkohlenstoffspeicherung der Bayerischen Wälder

In den vorherigen Abschnitten wurden alle einzelnen Kompartimente des Waldökosystems für die Waldfläche Bayerns separat dargestellt. In diesem Kapitel sollen nun alle Kompartimente zusammengefasst werden, um so die Gesamtspeicherung darzustellen und damit die Bedeutung des C-Speichers Wald in Bayern zu verdeutlichen. Die Kohlenstoffspeicher der einzelnen Kompartimente sind zusammenfassend in Tab. 36 bzw. die Anteile in Abb. 39a und 39b ersichtlich. Die in Tab. 36 dick aufgetragenen Werte beziehen sich auf die Unterstichprobe aus der EU-Inventur BioSoil („Missing Link“). Wie bereits erwähnt, liefert die Unterstichprobe der EU-Inventur aufgrund der geringeren Stichprobenanzahl lediglich einen groben Anhaltspunkt für die Auflage mit Durchmesser >2 mm bzw. für das schwache Totholz mit Durchmesser <20 cm. Deswegen werden diese Ergebnisse separat ausgewiesen.

Tab. 36. Die Kohlenstoffspeicherung in den unterschiedlichen Kompartimenten des Waldes

| Kompartiment | C-Vorrat [Mio. t] | C-Vorrat [t/ha] |
|--|----------------------|--------------------|
| oberirdische Biomasse | 264,8 | 109,0 |
| unterirdische Biomasse | 60,0 | 24,7 |
| Verjüngung | 5,5 | 2,3 |
| Totholz an 20 cm | 4,9 | 2,0 |
| Totholz ab 2 cm | 5,1 | 2,1 |
| Auflagehumus grob (> 2mm bis 2 cm) | 10,5 | 4,3 |
| Auflagehumus fein (bis 2 mm) | 30,3 | 12,5 |
| Mineralboden | 312,1 | 128,4 |
| gesamt Wald | 677,6 | 278,9 |
| gesamt Wald inkl. BioSoil | 693,2 | 285,3 |

Die Ergebnisse ohne Berücksichtigung des „Missing Links“ zeigen, dass der Biomassespeicher (48,0%) und der Bodenspeicher (50,5%) in etwa gleichbedeutend sind, d.h. nahezu die Hälfte ist jeweils in diesen beiden Kompartimenten gespeichert. Der Rest verteilt sich auf Verjüngung und Totholz. Ein Anteil des Bodens um die 50% am Gesamtspeicher liegt im Bereich von anderen relevanten Angaben aus der Literatur. So beschreibt beispielsweise die FAO (2010), dass in Europas Wäldern etwa 54% des Kohlenstoffspeichers im Mineralboden (ohne Auflage) liegen. Die vorliegenden Ergebnisse decken sich auch mit vorhergehenden Arbeiten, beispielsweise von BURSCHEL ET AL. (1993), der den Kohlenstoffanteil im Mineralboden auf 47% an der Gesamtspeicherung in deutschen Wäldern schätzt. Andere regionale Studien aus Deutschland, wie beispielsweise die von WIRTH ET AL. (2004A) geben ähnliche Verhältnisse an (49% Dendromasse, 51% Boden und Auflage für Thüringen). Das Totholz und die Verjüngung spielen für den Gesamtkohlenstoffspeicher hingegen nur eine untergeordnete Rolle.

Drückt man den Speicher in CO₂-Einheiten aus, so läge dieser bei 2.487 Mio. t. Durch den Vergleich der jährlichen energiebedingten Emissionen in Bayern (durchschnittlich 88,9 Mio. t pro Jahr zwischen 1990 und 2002, STMUG 2009), kann die Relevanz unserer Wälder für den Klimaschutz dargestellt werden. So speichert unser Wald insgesamt etwa die 28-fache Menge dieser CO₂-Jahresemissionen in diesen Zeitraum.

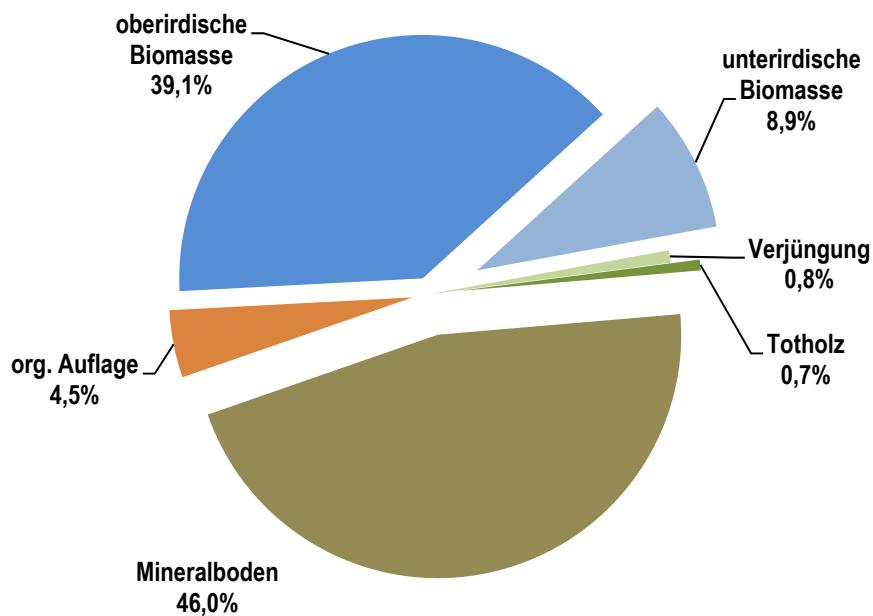


Abb. 39a: Die Verteilung (%) des gesamten Kohlenstoffspeichers Wald Bayerns in die einzelnen Kompartimente (ohne Ergebnisse BioSoil)

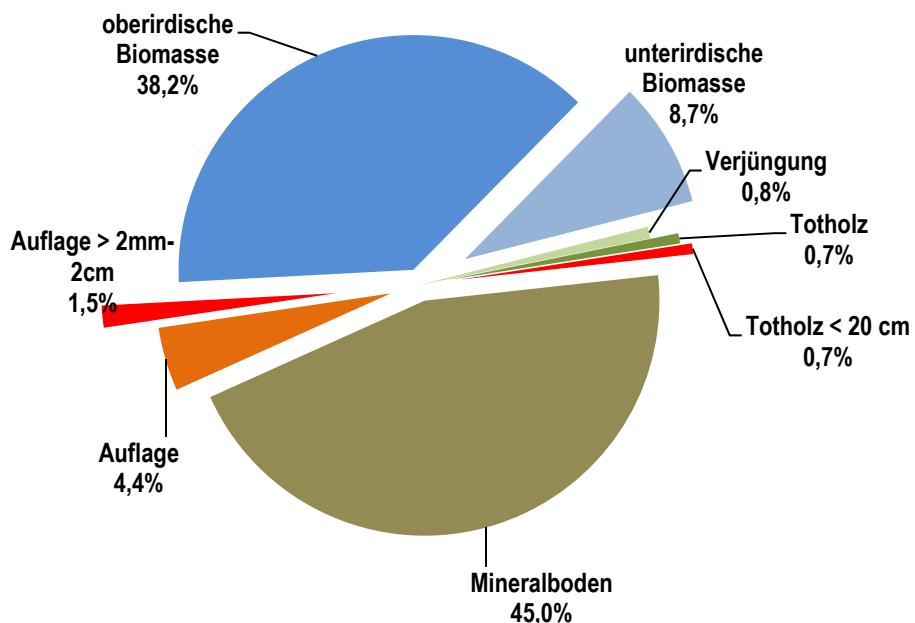


Abb. 39b: Die Verteilung (%) des gesamten Kohlenstoffspeichers Wald Bayerns in die einzelnen Kompartimente inkl. der Ergebnisse zu BioSoil

Wichtiger jedoch als der absolute Speicher ist die jährliche Bindungsrate. Diese lag netto zwischen 1987 und 2002 bei ca. 1,5 t C/ha und Jahr (nur Baumbiomasse Derbholzbäume), was einer Menge von 5,5 t CO₂-Einheiten entspricht. Dabei sind die Zuwächse, die jährlich durch Ernte den Wald verlassen, nicht mit einberechnet⁶. Bei einer durchschnittlichen Emission von 6,5 t CO₂ pro Einwohner und Jahr in Bayern bedeutet dies, dass auf einer Waldfläche von ca. 1,2 ha die Emissionen einer Person wieder kompensiert wurden. Oder anders ausgedrückt: Die jährliche Bindung in Bayerns Wäldern von 12 Mio. t CO₂ (3,6 Mio. t C) kompensierte alleine durch den Holzzuwachs, der im Wald verblieben ist, ca. 16% der energiebedingten CO₂-Emissionen in Bayern.

Dennoch stellt dieser Beitrag zum Klimaschutz lediglich eine Momentaufnahme dar, der je nach Bewirtschaftungsintensität, Altersklassenverteilung, Baumartenzusammensetzung, Zuwachsleistung oder anderen Faktoren auf lange Sicht nicht konstant ist. Insbesondere die Altersklassenverteilung sowie die in jüngster Zeit gestiegene Nachfrage nach Holz können dazu führen, dass sich die Bindungsleistung direkt im Waldökosystem in Zukunft verringern kann. Das Potential der Wälder als Kohlenstoffsenke ist somit nicht unendlich, selbst wenn man diese nicht mehr bewirtschaften würde. Deswegen ist im Rahmen dieser Arbeit ein Schwerpunkt der Sektor der Holzprodukte, um so die Gesamte Leistung der Forst- und Holzwirtschaft zu bilanzieren (siehe Kap. 4).

Auswertung unter Einbeziehung des „Missing Link“

Bei Berücksichtigung der BioSoil Unterstichprobe kann die Lücke zwischen 2 mm und 20 cm Durchmesser in der Auflage bzw. im Totholz näherungsweise geschlossen werden. Überraschenderweise speichert dieser Bereich mit insgesamt 15,6 Mio. t C relativ hohe Mengen, so dass sich der Gesamtspeicher von 677,6 auf 693,2 Mio. t C bzw. von 278,9 auf 285,3 t C/ha erhöht. Diese vermeintliche kleine Lücke mit geringmächtigem Material kann also die Gesamtbilanz deutlich verändern. So wird beispielsweise der Totholzpool unter Bezugnahme des schwachen Totholzes mit 2,0 auf 4,1 t C/ha mehr als verdoppelt, was sich konsequenterweise auch in der Gesamtverteilung des Speichers Wald widerspiegelt (Abb. 39b).

⁶ Würde man den Derbholzzuwachs (Gesamtwuchsleistung) von 12,6 m³/ha aus BAUER (2005) heranziehen und mit einer durchschnittlichen Holzdichte von 0,5 die CO₂-Einheiten ermitteln, hätten unsere Wälder zwischen 1987 und 2002 jährlich ca. 11,5 t CO₂/ha alleine in der Derbholzbiomasse gebunden.

4 Die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten

4.1 Einleitung

Der in den Wäldern in Form von Holz gespeicherte Kohlenstoff entweicht nach der Holzernte nicht unmittelbar in die Atmosphäre, sondern bleibt, in Abhängigkeit der Nutzungsart und Nutzungsdauer des Holzes mehr oder weniger lang in Form von Holzprodukten gebunden. Dabei stellt der Holzproduktespeicher im eigentlichen Sinne keine Kohlenstoffsenke dar, da er kein CO₂ zusätzlich der Atmosphäre entzieht. Durch die Nutzung des Holzes in Form von Holzprodukten wird vielmehr die Kohlenstoffbindung über die Lebensdauer der Bäume hinaus nach der Holzernte entsprechend der Nutzungsdauer der Produkte verlängert, so dass Holzprodukte einen Kohlenstoffspeicher darstellen und somit den Speichereffekt der Wälder verlängern.

Nach FRÜHWALD ET AL. (2002) ist in Deutschland in den Holzprodukten etwa 30% im Vergleich zur Baumbiomasse gebunden. Nach ihrer Studie speichern alle Holzprodukte in ihrer Gesamtheit in Deutschland ca. 340 Mio. Tonnen Kohlenstoff. Betrachtet man die Herstellung von forstlichen Produkten, so gelangen weltweit jedes Jahr rund 290 Mio. Tonnen Kohlenstoff in Form von Holzprodukten (Papier, Holzwerkstoffe, Sägewerkstoffe u.a.) in den Gebrauch (MINER 2006). In den letzten Jahren konnten viele Untersuchungen zeigen, dass der Bestand an Holzprodukten weltweit ansteigt (PINGOUD ET AL. 2001, HETSCH 2008).

Zudem bewirkt die Nutzung von Holz neben der eigentlichen Bindung von Kohlenstoff eine Vermeidung von anderen, energieaufwändigeren Materialien, beispielsweise durch die Verwendung von Holz in der Baubranche (Materialsubstitution). Selbst wenn Holz als Energieträger verwendet wird, lassen sich positive Klimaeffekte erzielen (Energiesubstitution), da dementsprechend der Gebrauch fossiler Energieträger vermieden wird. Ziel sollte es in diesem Zusammenhang sein, Holz nicht in erster Linie zu verbrennen, sondern in Form einer Kaskadennutzung vorab diesen wertvollen Rohstoff als möglichst langlebiges Produkt zu nutzen, um ihn dann am Ende seiner Lebensdauer zu energetischen Zwecken zu verwenden. Kein anderer üblicherweise verwendeter Rohstoff benötigt so geringe Energiemengen wie die Produktion von Holz (ANONYMUS 2009).

Um das gesamte Potential des Forstsektors zur Verminderung des Klimawandels vollständig zu erfassen, muss somit sowohl die Speicherleistung als auch die Substitutionsleistung des Holzproduktpools sowie deren Bestandesveränderungen mit in die Betrachtungen mit einbezogen werden. Schwierigkeiten bereitet jedoch bis heute die zuverlässige Erfassung dieses Pools, so dass dieser bei Kohlenstoffbilanzierungen oftmals nicht mit berücksichtigt wird. Wird dieser Speicher jedoch nicht quantifiziert, führt dies zu einer deutlichen Überschätzung der Emissionen in die Atmosphäre (MARLAND ET AL. 2010) und somit zu einer Unterschätzung des Beitrages der Forst- und Holzwirtschaft zum Klimaschutz.

Zur Bestimmung des Holzproduktespeichers wurden im Rahmen der Diskussionen um die Anrechenbarkeit im Kyoto-Protokoll (bzw. für das Kyoto-Folgeabkommen) bis heute mehrere Ansätze diskutiert (siehe Kasten). In bereits vorhandenen Untersuchungen aus den letzten Jahren wurden überwiegend der *Stock-Change approach* und der *Production Approach* verwendet. EGgers (2002) und GREEN ET AL. (2006) beschreiben beispielweise für

verschiedene Länder wie Österreich, Portugal, Norwegen, Deutschland und Finnland bzw. Irland die Kohlenstoffbindung in Holzprodukten über den *IPCC Stock Change Approach*, wobei die Ergebnisse überwiegend auf der Datenbasis FAOSTAT der FAO zur Produktion von forstlichen Produkten basieren. Auch RÜTER (2008) beschreibt die Holzprodukte für Deutschland über den *Stock Change Approach*, wobei er jedoch anstelle des relativ ungenauen Ansatzes der Qualitätsstufe 1 vom IPCC (tier 1) versucht, über eigene Berechnungen und Erhebungen und über Daten vom Statistischen Bundesamt eine genauere Datenbasis zu erhalten. PISTORIUS (2007) hingegen geht über Holzeinschlagsmengen und Vorratsveränderungen im Wald, ermittelt anhand der Daten zur BWI¹ und BWI², von der holzproduzierenden Seite aus und beschreibt so das Kohlenstoffspeicherpotential von Holzprodukten aus den Wäldern in Baden-Württemberg, was im Gegensatz zu Rüter dem *Production Approach* entspricht. Auch PROFFT ET AL. (2009) gehen für eine Bilanzierung in Thüringen direkt über Holzeinschlagsmengen sowie über Holzverwendungsschlüssel und Lebensdauern von Holzprodukten, die direkt durch Befragungen der holzverarbeitenden Industrie in Thüringen ermittelt wurden.

IPCC Default Approach: Hier werden nur Veränderungen im Waldökosystem selbst berücksichtigt; es wird davon ausgegangen, dass kein Holzproduktespeicher existiert und der gesamte Kohlenstoff in den geernteten Holzmengen, die das Waldökosystem verlassen, sofort in die Atmosphäre entweicht.

Stock-change Approach: Bei diesem Ansatz ist entscheidend, wo bzw. in welchem Land oder Region die Holzprodukte in Gebrauch sind. Dabei werden Exporte als Emissionen betrachtet und vom Speicher abgezogen, während Importe dem Holzproduktespeicher zugerechnet werden. Dieser Ansatz berücksichtigt somit die Änderung des Holzproduktespeichers direkt in einem Land oder einer Region.

Production Approach: Hier wird einem Land oder Region die Menge Holz, die es produziert, ange-rechnet, wobei Exporte angerechnet und Importe nicht berücksichtigt werden. Dieser Ansatz be-rücksichtigt somit die Menge an Holz, die in einem Land oder einer Region produziert wird.

Atmospheric-flow Approach: Dieser Ansatz basiert auf Kohlenstoffflüsse innerhalb eines Landes oder Region, wobei der Speicher als die Differenz zwischen der Kohlenstoffbindung durch Wälder und der Emission durch die Zersetzung von Holzprodukten berechnet wird. Holzprodukte werden dort angerechnet, wo sie verbraucht werden.

Stock Change Approach for HWP of domestic origin: Hier werden alle Holzmengen dem Holzproduktespeicher angerechnet, die aus den Wäldern der jeweiligen Region bzw. dem jeweiligen Land stammen und im selbigen verwendet werden.

Näheres zu den Rechenansätzen u.a. bei PINGOUD (2008), GREEN ET AL (2006), EGGERS, T. (2002), LIM ET AL. (1999)

Für die vorliegende Untersuchung des Holzproduktespeichers in Bayern wird analog zu PROFFT ET AL. (2009) und PISTORIUS (2007) der *Production Approach* gewählt (siehe Abb. 40), da es zum einen aus Sicht des Klimaschutzes nicht relevant ist, wo Kohlenstoff gebunden wird, sondern wie lange und in welcher Form. Zum anderen ermöglicht dieser Ansatz eine bessere Betrachtung des Produktionsstandortes Bayern, da erfasst wird, welchen Beitrag das Holz, das aus bayerischen Wäldern stammt, zum Klimaschutz leistet und somit

laubt es die aktuelle Datenlage, den *Production Approach* für Bayern besser zu erfassen als den *Stock-Change Approach*. Bei letzterem müsste die Verbraucherseite betrachtet, Import- und Exportströme für verschiedene Verarbeitungsstufen erfasst und Absatzzahlen in Bayern für die unterschiedlichsten Produkte aus Holz für die zu betrachtenden Jahre beleuchtet werden. Diese Informationen und Daten sind schwer zu erfassen, zumal auch offizielle Statistiken wie die vom Bayerischen Landesamt für Statistik oder dem Statistischen Bundesamt beispielsweise nur Handelsströme von Bayern ins Ausland ausweisen, jedoch keine Handelsströme innerhalb der Bundesländer. Zudem sind einige wichtige Marktzahlen wie beispielsweise die Produktionsmengen der Möbelindustrie oder die Produktion unterschiedlichster Holzwerkstoffe in Bayern - oftmals aus Datenschutzgründen - nicht aus offiziellen Statistiken verfügbar (siehe beispielsweise „Die Produktion des verarbeitenden Gewerbes, Bergbaus und der Gewinnung von Steinen und Erden“ des Bayerischen Landesamtes für Statistik und Datenverarbeitung). Demzufolge kann eine vollständige und zuverlässige Erhebung der Holzprodukte vom Einschlag über Import und Export von Rohholz und Holzhalbwaren bis hin zum fertigen Produkt und zum Endverbrauch im Rahmen dieser Untersuchung nicht erfolgen, weshalb sich eine annähernd realistische Beschreibung des *Stock Change Approach* für Bayern sehr schwierig gestaltet.

Dennoch wurde in der vorliegenden Arbeit auch versucht, zumindest für das Bezugsjahr 2002 die Kohlenstoffbindung in den Holzprodukten, die in Bayern in Gebrauch sind, abzuschätzen, um so für 2002 eine vollständige Betrachtung des gesamten Forst- und Holzsektors zu ermöglichen. Zudem erhält man so einen Ausgangsvorrat zur Fortschreibung des Holzproduktespeichers ab 2002.

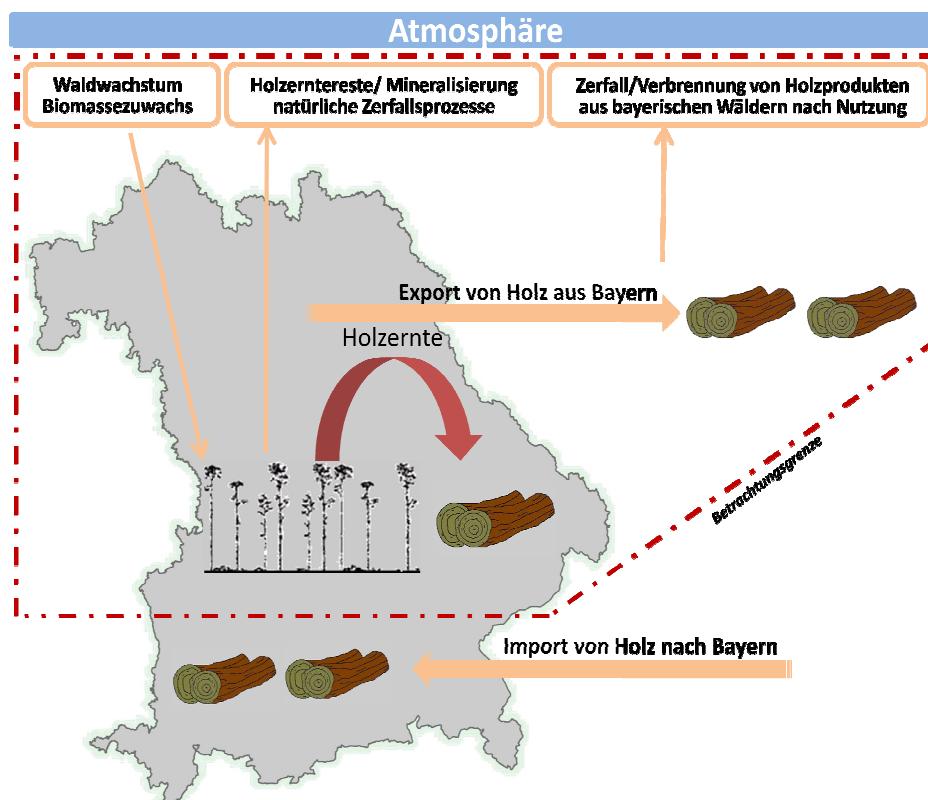


Abb. 40: Der *Production Approach* nach Lim et al. (1999), Darstellung modifiziert

4.2 Kohlenstoffspeicherung der Holzprodukte in Bayern für 2002

Das Bezugsjahr 2002 wurde gewählt, weil für dieses Jahr ausführliche Daten aus der 2. Bundeswaldinventur (BWI²) für die Waldbestände Bayerns vorhanden sind und somit eine vollständige Betrachtung sowohl des Kohlenstoffspeichers Wald als auch des Holzproduktespeichers für dieses Jahr möglich ist. Zudem werden die Ergebnisse der Arbeit von BÖSWALD (1996), der für 1994 die erste und bisher einzige Studie dieser Art für Bayern verfasst hat, mit den vorliegenden Ergebnissen verglichen bzw. fortgeschrieben. Zu beachten ist hierbei jedoch, dass es Unterschiede in der Methodik zwischen Böswald und der hier vorliegenden Arbeit, sowohl bei der Herleitung des Waldspeichers (siehe Kap. 1.1.5) als auch des Holzproduktespeichers gibt.

Für den Ausgangsspeicher 2002 muss in einem ersten Schritt ermittelt werden, in welchen Bereichen Holz verwendet wird. Diese können folgendermaßen grob untergliedert werden, wobei an dieser Stelle auf eine genauere Aufgliederung in einzelne Produkte verzichtet wird (nach PISTORIUS 2007, modifiziert):

- *Wohngebäude*: Einfamilienhäuser, Zweifamilienhäuser und Mehrfamilienhäuser (inkl. Außenausbau wie z.B. Balken und Innenausbau wie z.B. Parkett)
- *Nichtwohngebäude*: Anstaltsgebäude, Büro- und Verwaltungsgebäude, landwirtschaftliche Betriebsgebäude, nichtlandwirtschaftliche Betriebsgebäude, sonstige Nichtwohngebäude
- *Möbel, Haushaltsgegenstände und Einrichtungsgegenstände aus Holz*
- *Holz im Außenbereich*
- *Halbfabrikate*
- *Verpackungen aus Holz*
- *Papier und Pappe*
- *Energieholz*

Hier sei erwähnt, dass es sich bei der Bestimmung des Speichers in 2002 zum Teil um grobe Schätzungen handelt, da aufgrund der aktuellen Datenlage für viele Produktkategorien keine genaueren Angaben möglich sind. Insbesondere Daten vom Statistischen Bundesamt und Informationen aus vergleichbaren Arbeiten wie die von BÖSWALD (1996), SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) oder FRÜHWALD ET AL. (2001) waren zur Bestimmung der Holzproduktespeicherung hilfreich. Zudem konnten nicht alle Kategorien, wie z.B. Holzverschalungen zur Fertigung im Bauwesen erfasst werden, so dass der Holzproduktespeicher aller Wahrscheinlichkeit nach eher unterschätzt wird.

Im Folgenden werden die einzelnen Gruppen genauer beschrieben sowie deren Ausgangsspeicher für 2002 ermittelt:

4.2.1 Die Kohlenstoffspeicherung in den einzelnen Kategorien

Wohngebäude

Nach Angaben des Bayerischen Landesamtes für Statistik und Datenverarbeitung gab es in Bayern in 2002 rund 5,56 Mio. Wohnungen in Wohngebäuden. Dabei gab es rund 1,81 Mio. Einfamilienhäuser, 0,58 Mio. Zweifamilienhäuser und 0,36 Mio. Mehrfamilienhäuser. Die verschiedenen Häuserkategorien unterscheiden sich in ihrer Art und Größe, weswegen bei der weiterführenden Schätzung der Kohlenstoffspeicher unterschiedliche Ausgangswerte (Wohnfläche und Gebäudevolumen) veranschlagt werden müssen. Wohnheime werden aufgrund des geringen Anteils vernachlässigt.

Nach GRAUBNER UND KNAUFF (2008) besitzen Häuser im Schnitt eine Lebensdauer von 80 Jahren. Zudem weisen sie aus, dass 2006 ca. 10% aller neu errichteten Häuser Holzbauten darstellen. POHLMANN (2002) geht von einer Nutzungsdauer von 60 Jahren aus und der Anteil an neu gebauten Holzhäusern für den Zeitraum zwischen 1995 und 2001 liegt seiner Meinung nach sogar zwischen ca. 12% und 15%. BEHRENDT ET AL. (2007) sprechen für einen Zeitraum von 2002-2006 von einem Anteil von 14,5% an Holzbauten, sowohl im Wohnbaubereich, als auch im Nichtwohnbaubereich. Nach Angaben des Landesamtes für Statistik Bayern errechnet sich ein durchschnittlicher Anteil an Holzhäusern im Wohnbereich von 11,7% zwischen 2003 und 2009. In der vorliegenden Arbeit wird gutachterlich ein Anteil von 10% von Wohngebäuden mit Holz als Hauptbaustoff angenommen, in Anbetracht der Tatsache, dass Holzhäuser in früheren Jahrzehnten einen geringeren Anteil hatten. Laut dem Landesamt für Statistik Bayern lag beispielsweise in 1987 der Anteil an Holzhäusern bei den Neubauten noch bei 4%.

Um die durchschnittlich verarbeitete Holzmenge pro Haus zu ermitteln, wurde u.a. die Arbeit von SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) herangezogen. Diese basiert unter anderem auf den Bauforschungsbericht „Analyse und Quantifizierung der Holzverwendung im Bauwesen“ von Kroth et al. (1991). Darin können durchschnittliche Werte zum verbauten Holz für verschiedene Hauskategorien für Europa entnommen werden (Tab. 37).

Tabelle 37: Durchschnittliches verbautes Holzvolumen [m^3] von konventionellen Häusern und Holzhäusern pro 1.000 m^3 Bauvolumen*

| | Holzverbrauch [m^3] pro 1.000 m^3 Raum | |
|--------------------|--|----------|
| | konventionelles Haus | Holzhaus |
| Einfamilienhäuser | 22 | 51,9 |
| Zweifamilienhäuser | 21 | 64,7 |
| Mehrfamilienhäuser | 11,4 | - |

*nach SCHARAI-RAD UND WELLING (1999)

Es wird davon ausgegangen, dass Holzhäuser überwiegend nur in Form von Ein- bzw. Zweifamilienhäusern gebaut wurden und die Anzahl der Holzbauten in Form von Mehrfamilienhäusern vernachlässigbar ist. Für diese wird somit nur von einer konventionellen Bauweise ausgegangen. Dies erscheint durchaus plausibel, betrachtet man beispielsweise

die Arbeit von RÖDER ET AL. (2008), die für Mehrfamilienhäuser einem Anteil von Häusern mit Holzbauweise von unter 2% seit 2000 angeben.

Zu beachten ist hier, dass die Werte von SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) zu verbauten Holzmengen für 1.000 m³ Bauvolumen angegeben sind, weshalb zusätzlich das durchschnittliche Bauvolumen für jede einzelne Hauskategorie ermittelt werden muss. Nach RÖTHLISBERGER (1999) kann man bei einem Einfamilienhaus mittlerer Größe von ca. 750 m³ Bauvolumen ausgehen. SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) haben in Anlehnung an die DIN Norm 277 eine Durchschnittsgröße einer Behausung in Mitteleuropa von 727 m³ Bauvolumen ermittelt.

In der vorliegenden Arbeit werden aufgrund der ungenügenden Datengrundlage eigene Berechnungen zum Bauvolumen angestellt, wobei für die unterschiedlichen Häuserkategorien folgende Annahmen getroffen bzw. folgende Informationen herangezogen wurden:

- Eine Wohneinheit besitzt eine durchschnittliche Höhe von 2,80 m (BUNDESINSTITUT FÜR BAU- STADT- UND RAUMFORSCHUNG, BONN, 2010)
- Ein Keller besitzt eine durchschnittliche Höhe von 2,40 m (SCHARAI-RAD UND WELLING, 1999)
- Der Anteil vom Dachvolumen liegt bei Ein- und Zweifamilienhäusern bei ca. 10%, bei Mehrfamilienhäusern bei ca. 5% (eigene gutachterliche Schätzungen)
- Die Wohnflächen als Basis der Berechnungen zum Bauvolumen für die einzelnen Häuserkategorien sind vom Bayerischen Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung entnommen

Somit ergeben sich für die unterschiedlichen Häuserkategorien folgende durchschnittliche Bauvolumina: 740 m³ für Einfamilienhäuser, 1.070 m³ für Zweifamilienhäuser und 2.638 m³ für Mehrfamilienhäuser. Zudem müssen Garagen, Schuppen und ähnliche Nutzungsformen, die direkt am Haus liegen, hinzugerechnet werden. Basierend auf Daten der UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) ermitteln SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) einen Anteil von ca. 17% an sonstigen Nutzungsformen am gesamten Bauvolumen. Somit ergeben sich folgende Gesamtbauvolumina: 892 m³ für Einfamilienhäuser, 1.290 m³ für Zweifamilienhäuser und 3.178 m³ für Mehrfamilienhäuser. Die verbaute Holzmengen für herkömmliche Häuser bzw. für Holzhäuser inklusive der Begleitnutzungen am Haus sind in Tab. 38 dargestellt (Holzhäuser werden, wie oben erwähnt, mit einem Anteil von 10% bei Ein- und Zweifamilienhäusern einberechnet). Demzufolge kann für 2002 eine Menge von insgesamt ca. 87 Mio. m³ an verbaute Holz im Wohnbaubereich geschätzt werden.

Tabelle 38: Holzvolumen [m^3] pro Haus und gesamt für den konventionellen Bau (kB) und dem Holzbau (HB) in Bayern

| | 2002 | Verbrauch pro Haus | | Verbrauch gesamt | |
|--------------------|------|--------------------|------|------------------|-------|
| | | [m^3] | | [Mio. m^3] | |
| | | kB | HB | kB | HB |
| Einfamilienhäuser | | 19,6 | 46,3 | 38,47 | 10,07 |
| Zweifamilienhäuser | | 27,1 | 83,5 | 16,97 | 5,80 |
| Mehrfamilienhäuser | | 36,3 | - | 15,89 | - |
| Σ | | - | - | 71,33 | 15,87 |

Die so ermittelten Werte für verbaute Holzmengen pro Haus sind durchaus mit Angaben anderer Autoren vergleichbar, wenngleich die Spannen relativ weit sind. So geben HOPPENBROCK UND SCHEER (2006) beispielsweise nach ihrer Literaturrecherche für Einfamilienhäuser aus Holz einen durchschnittlichen Holzverbrauch von 48 m^3 bis 60 m^3 pro Haus an. Der hier errechnete Wert von 46,3 m^3 für Einfamilienhäuser aus Holzbauweise liegt im Vergleich dazu im unteren Bereich der Spanne. Der Informationsdienst Holz veranschlagt sogar 80 m^3 Holz für ein Einfamilienhaus aus Holzbauweise (HOPPENBROCK UND SCHEER 2006). Eine Arbeit von DEPLAZES ET AL. (2005) weist in Abhängigkeit der Konstruktionsart für Holzhäuser in der Schweiz (Einfamilienhäuser), beispielsweise für Häuser mit Holzrahmenbau, verbaute Holzvolumina zwischen 20-40 m^3 aus. In Deutschland gebaute Häuser mit Holz als hauptsächlichen Baustoff sind in der Regel in Holzrahmenbauweise errichtet (FLEMMING UND KNOLL 2006). Blockbauweise kann bis zu 80 m^3 Holz benötigen, Massivholzbauweise sogar bis zu 200 m^3 . FRÜHWALD ET AL. (2001) geben für ein Haus in Holzbauweise mit einer Wohnfläche von 240 m^2 eine verwendete Holzmenge von rund 44 Tonnen an, was geschätzt etwa 80-90 m^3 Holz entsprechen⁷. Die in der vorliegenden Arbeit ermittelten Werte zu verbrauchten Holzmengen liegen somit in der Bandbreite der Informationen recherchiert aus vorhandener Literatur, wobei sie als eher konservative Schätzungen interpretiert werden können.

Die Umrechnung vom Holzvolumen eines Wohngebäudes auf die im verbauten Holz gespeicherte Kohlenstoffmenge ergibt sich aus folgendem Rechenansatz (Gleichung 21):

$$C_{WG} = V_H * D_H * f_C \quad (21)$$

mit C_{WG} als Kohlenstoffspeicher im jeweiligen Wohngebäude, V_H als verbautes Holzvolumen, D_H als Dichte des verwendeten Holzes und f_C als Umrechnungsfaktor von Biomasse auf Kohlenstoff (üblicherweise veranschlagt mit 0,5)

Für die Holzdichten wurden in Anlehnung an FRÜHWALD UND WEGENER (1993) für Ein- und Zweifamilienhäuser 0,6 g/cm³ und für Mehrfamilienhäuser 0,75 g/cm³ zugrundegelegt. Die relativ hohen Dichten ergeben sich aufgrund des hohen spezifischen Gewichtes der verwendeten Holzwerkstoffe im Innenausbau von Wohnhäusern (BÖSWALD 1996 nach Lohmann 1990). Somit ergeben sich für 2002 rund 54,7 Mio. Tonnen an Holzmasse im

⁷ Die Fläche von 240 m^2 entspricht im bayernweiten vergleich einem überdurchschnittlichen Zweifamilienhaus.

Wohnbaubereich (Tab. 39) in Bayern. Dies entspricht einer Kohlenstoffbindung von rund **27,4 Mio. Tonnen**.

Tabelle 39: Holzmassen [t] bzw. Kohlenstoff [t] in 2002 im Wohnbaubereich

| | Holzmasse [Mio. t] | | Kohlenstoff [Mio. t] | |
|--------------------|--------------------|-------------|----------------------|-------------|
| | kB | HB | kB | HB |
| Einfamilienhäuser | 23,08 | 6,04 | 11,54 | 3,02 |
| Zweifamilienhäuser | 10,18 | 3,48 | 5,09 | 1,74 |
| Mehrfamilienhäuser | 11,92 | - | 5,96 | - |
| Σ | 45,18 | 9,52 | 22,59 | 4,76 |

Nichtwohngebäude

Die Erfassung der Nichtwohngebäude ist im Vergleich zur Erfassung der Wohngebäude komplizierter, da das Bayerische Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung keine Zahlen über den Ist-Bestand ausgibt, sondern lediglich die Anzahl der Neubauten pro Jahr (Abb. 41). Deshalb wird auf Basis der Ergebnisse von BÖSWALD (1996) für 1994 der Bestand an Nichtwohngebäuden ab 1994 bis 2002 fortgeschrieben. Dieser schätzt für 1994 einen Bestand an Nichtwohngebäuden von rund 722.000 bei einem Verhältnis der Zunahme des Nichtwohngebäudebestandes zu neu errichteten Nichtwohngebäuden von 73%. Dies muss unbedingt berücksichtigt werden, da jedes Jahr Gebäude abgerissen werden und ohne einen zusätzlichen Verminderungsfaktor der Gebäudebestand überschätzt werden würde. Demnach existierten in Bayern in 2002 insgesamt 782.229 Nichtwohngebäude.

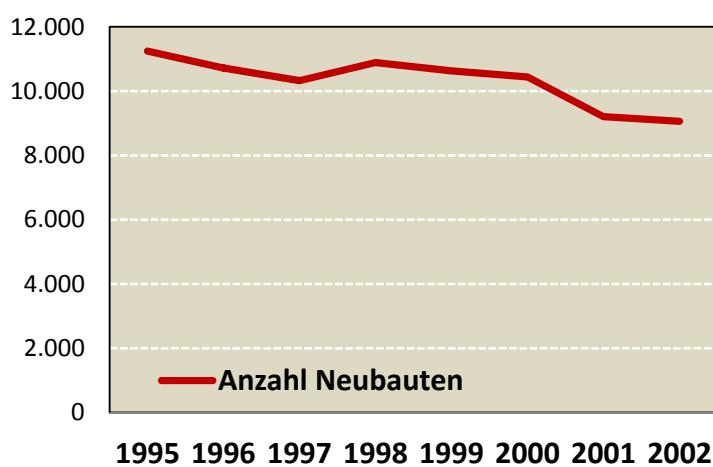


Abb. 41: Anzahl der neu errichteten Nichtwohngebäude in Bayern seit 1995 bis 2002 (LFSTAD 2003)

Da davon ausgegangen werden muss, dass die verschiedenen Gebäudearten unterschiedliche Holzbedarfsmengen pro Gebäude aufweisen, muss hier eine gewichtete Unterteilung in die verschiedenen Gebäudearten erfolgen. In Anlehnung an das Verteilungsmuster der

Neubauten in 2002 wird der Gesamtgebäudebestand in unterschiedliche Kategorien eingeteilt (Tab. 40).

Tabelle 40: Geschätzter Bestand und Bauvolumen von Nichtwohngebäuden in 2002

| Gebäudeart | n | Bauvolumen |
|--|----------------|--------------|
| | | [Mio. m³] |
| Anstaltsgebäude | 7.081 | 77 |
| Büro- und Verwaltungsgebäude | 48.010 | 523 |
| landwirtschaftliche Betriebsgebäude | 262.153 | 751 |
| nichtlandwirtschaftliche Betriebsgebäude | 405.664 | 2.267 |
| sonstige Nicht-Wohngebäude | 59.321 | 310 |
| Σ | 782.229 | 3.907 |

Zudem wird aus Angaben vom Bayerischen Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung das durchschnittliche Bauvolumen einer jeden Gebäudeart ermittelt, da Informationen zu verbauten Holzmengen in der Literatur oftmals nicht als Wert pro Gebäude, sondern pro 1.000 m³ ausgewiesen werden.

Dabei bemisst sich im Durchschnitt über alle Gebäudearten ein Nichtwohnhaus auf ca. 5.000 m³, wobei die Anstaltsgebäude mit ca. 11.000 m³ das größte durchschnittliche Bauvolumen pro Gebäude besitzen, gefolgt von den Büro- und Verwaltungsgebäuden mit ca. 10.900 m³, den sonstigen Nichtwohngebäuden mit ca. 5.800 m³ pro Gebäude, den nichtlandwirtschaftlichen Betriebsgebäuden mit ca. 5.600 m³ und den landwirtschaftlichen Betrieben mit 2.900 m³ pro Gebäudeeinheit. Insgesamt belegten die rund 0,78 Mio. Nichtwohngebäude in 2002 ein Bauvolumen von rund 3.900 Mio. m³ (Tab. 40).

SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) machen Angaben zu durchschnittlich verarbeiteten Holzmengen im Nichtwohngebäudesektor. Dabei untergliedern sie die verschiedenen Gebäudearten in Anlehnung an Kroth. et al. (1991) in wohnhausähnliche Gebäude, industrielle Gebäude und landwirtschaftliche Gebäude. Für die vorliegende Untersuchung werden die Holzmengen der industriellen Gebäude auf die Kategorie nichtlandwirtschaftliche Gebäude und sonstige Gebäude angewendet. Die wohnhausähnlichen Gebäude werden den Anstaltsgebäuden und den Büro- und Verwaltungsgebäuden zugeordnet.

Ein wichtiger Faktor bei der Berechnung der Kohlenstoffspeicher ist der Anteil an Gebäuden mit Holz als hauptsächliches Baumaterial. Für den Zeitraum zwischen 2000 und 2005 konnte ein Anteil von 15- 21% im Nichtwohnbereich für Bayern festgestellt werden (RÖDER ET AL. 2008). Eine Studie der Heinze Marktforschung ermittelte für das Jahr 2006 sogar einen Anteil von 16,3% für Deutschland (HOLZABSATZFONDS 2007). Da aber der Anteil an Holzbauten erst in den letzten Jahren stark zugenommen hat, muss davon ausgegangen werden, dass der Anteil an Holzgebäude in früheren Jahrzehnten weitaus geringer war, so dass in Anlehnung an SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) für alle Nichtwohngebäude ein geschätzter Anteil an Holzbauten von 5% angenommen wird.

Für die Bestimmung des verbauten Holzvolumens in allen Nichtwohngebäuden wird somit folgender Rechenansatz herangezogen (Gleichung 22):

$$NWG_{ges} = \sum (V_{kB}/1000 * HMK_{1000}*0,95) + \sum (V_{HB}/1000 * HMH_{1000}*0,05) \quad (22)$$

mit NWG_{ges} als verbautes Holzvolumen aller Nichtwohngebäude, V_{kB} und V_{HB} als das Bauvolumen der jeweiligen Nichtwohngebäudetypen mit konventioneller bzw. Holz-Bauweise, HMK_{1000} und HMH_{1000} als Holzmenge pro 1.000 m³ Bauvolumen in konventioneller Bauweise bzw. Holz-Bauweise, 0,95 bzw. 0,05 als Anteil an konventionell bzw. überwiegend mit Holz gebauten Häusern im gesamten Nichtwohnbaubereich.

Demnach ergeben sich aus den ermittelten Angaben zu den Größen und Mengen der Nichtwohngebäude und den Angaben von SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) zu den verarbeiteten Holzmengen rund 46 Mio. m³ an verbaute Holz im Nichtwohnbaubereich in 2002 (Tab. 41).

Tabelle 41: Verbaute Holzmengen in Nichtwohngebäuden für 2002 in Bayern

| | Holzmenge pro 1.000 m ³ Raumvolumen* [m ³] | Holzmenge gesamt [Mio. m ³] |
|--|---|---|
| Gebäudeart | | 2002 |
| Anstaltsgebäude | 13,3 | 0,98 |
| Büro- und Verwaltungsgebäude | 13,3 | 6,61 |
| Landwirtschaftliche Betriebsgebäude | 16,5 | 11,77 |
| Nichtlandwirtschaftliche Betriebsgebäude | 6,1 | 13,14 |
| Sonstige Nicht-Wohngebäude | 6,1 | 1,80 |
| Zwischensumme | | 34,30 |
| Gebäude mit Holz als Hauptbaumaterial** | 57,5 | 11,30 |
| Σ | - | 45,60 |

*nach SCHARAI-RAD UND WELLING (1999)

** entspricht ca. 5% aller Nichtwohngebäude für alle Gebäudearten

Zur Umrechnung vom Holzvolumen auf die Holzbiomasse bzw. auf die Kohlenstoffspeicher wird für Nadelholz eine Dichte von 0,465 g/cm³ und für Laubholz eine Dichte von 0,670 g/cm³ angenommen. Es ist davon auszugehen, dass großenteils Nadelholz verwendet wurde. Dies lässt sich u.a. durch Statistiken aus der Forst- und Holzwirtschaft belegen. So gibt beispielsweise der HOLZABSATZFONDS (2008) für den Zeitraum zwischen 2002 und 2007 einen durchschnittlichen Anteil an Laubholz in der Sägeindustrie von 6% an. Nach RÖDER ET AL. (2008) waren beispielsweise in 2006 ca. 3% des eingeschlagenen Stammholzes in Bayern Laubholz. BÖSWALD (1996) beschreibt einen Anteil an Laubschnittholz von ca. 6% für den Zeitraum von 1990 bis 1995. In der vorliegenden Arbeit wird ein Laubholzanteil von 5% als Berechnungsgrundlage herangezogen. Zudem wird ein Kohlenstoffanteil von 50% in Biomasse angenommen.

Somit ergeben sich unter den oben getroffenen Annahmen für den gesamten Nichtwohnbereich für Bayern eine verbaute Holzmasse von rund 21,2 Mio. Tonnen bzw. eine Kohlenstoffspeicherung von **10,2 Mio. Tonnen** in 2002 (Tab. 42).

Tabelle 42: Holzmasse bzw. Kohlenstoffspeicher gesamt [Mio. t] in Nichtwohngebäuden in Bayern für 2002

| | Holzmasse gesamt [Mio. t] | Kohlenstoffspeicher gesamt [Mio. t] |
|--|------------------------------|--|
| Anstaltsgebäude | 0,46 | 0,23 |
| Büro- und Verwaltungsgebäude | 3,08 | 1,14 |
| Landwirtschaftliche Betriebsgebäude | 5,49 | 2,75 |
| Nichtlandwirtschaftliche Betriebsgebäude | 6,13 | 3,07 |
| Sonstige Nicht-Wohngebäude | 0,84 | 0,42 |
| Zwischensumme | 16,01 | 8,01 |
| Gebäude mit Holz als Hauptbaustoff | 5,15 | 2,57 |
| Σ | 21,16 | 10,18 |

Möbel, Haushalt und Einrichtungsgegenstände aus Holz

Da es nahezu unmöglich ist, im Rahmen der vorliegenden Untersuchung den genauen Ist-Zustand für diesen Produktsektor zu ermitteln, wird in Anlehnung an FRÜHWALD UND WEGENER (1993) ein Kohlenstoffvorrat von einer Tonne pro Haushalt veranschlagt und mit der Anzahl der Haushalte im Bezugsjahr 2002 multipliziert. Leider existieren zur durchschnittlichen Menge an aktuell in Gebrauch befindlichen Möbelgegenständen bis heute keine genaueren Untersuchungen, so dass dieser sehr grobe Ansatz gewählt werden musste.

Dem Statistischen Bundesamt zufolge existierten in 2002 rund 5,6 Mio. Haushalte in Bayern. Demnach wurden in 2002 rund **5,6 Mio. Tonnen** Kohlenstoff in Form von Möbeln und Einrichtungsgegenständen in den Privathaushalten gespeichert. Zur Abschätzung der durchschnittlichen Nutzungsdauer können Angaben von GEISMANN (2008) herangezogen werden. Demzufolge liegt die durchschnittliche Nutzungsdauer für Küchenmöbel bei 15 Jahren, für Bettenmöbel bei 12 Jahren und für Wohnzimmermöbel bei 10 Jahren. Diese Informationen sind bei der späteren Fortschreibung der Kohlenstoffspeicher von Bedeutung.

Zudem müssen alle Möbel und Einrichtungsgegenstände in Büros und anderen Arbeitsgebäuden wiedergegeben werden. Dazu wird für alle Nichtwohngebäude ein durchschnittlicher Wert von 2 Tonnen Kohlenstoff je Einheit veranschlagt, da davon auszugehen ist, dass in Arbeitsgebäuden, öffentlichen Gebäuden und anderen Nichtwohngebäuden alleine schon aufgrund der Größe die Menge an Holzgegenständen pro Einheit höher liegen sollte als bei Wohngebäuden. Bei einer Anzahl von rund 0,77 Mio. Nichtwohngebäuden in 2002 entspricht dies einer geschätzten Kohlenstoffbindung von rund **1,5 Mio. Tonnen**.

In der Gesamtheit kann somit für den Bereich „Möbel, Haushalt und Einrichtungsgegenstände aus Holz“ als grobe Schätzgröße eine Kohlenstoffbindung von rund **7,1 Mio. Tonnen** in 2002 veranschlagt werden.

Holz im Außenbereich

Zum Holz im Außenbereich werden Palisaden, Gartenhäuser, Terrassenkonstruktionen, Car-Ports, Pergola, Bohlen, Pfosten Bretter, Terrassendielen, Holzpflaster, Einfriedungen und andere Anwendungen im Garten zugeordnet (vgl. MANTAU UND KNAUF 2008). Auch zu dieser Produktkategorie liegen bis heute kaum konkrete Informationen vor, so dass in der vorliegenden Arbeit auch hier lediglich Schätzungen abgeleitet werden können.

Um sich dem Ist-Zustand für 2002 der im Außenbereich befindlichen Holzmengen zu nähern, wird für diesen Sektor im Gegensatz zu den Vorhergehenden die Menge anhand einer Bilanzierung mittels Lebensdauer und jährlichem Eintrag ermittelt. Dafür kann eine Studie von MANTAU UND KNAUF (2008) herangezogen werden, die das Marktpotential für Holz im Garten quantifiziert. Die darin für Deutschland gemachten Angaben zum Schnittholzverbrauch im Außenbereich für 2000 bzw. 2005 können im Verhältnis auf Bayern herunter gebrochen werden. Für Holz im Außenbereich werden folgende Annahmen getroffen:

- Die von MANTAU UND KNAUF (2008) veranschlagten Schnittholzvolumina für den Außenbereich von rund 1,60 Mio. m³ in 2000 und von rund 1,44 Mio. m³ in 2005 für Deutschland werden gemittelt, so dass davon ausgegangen wird, dass jährlich ca. 1,52 Mio. m³ Schnittholz in diesen Bereich gelangen.
- Es wird davon ausgegangen, dass Holz im Außenbereich eine durchschnittliche Nutzungsdauer von ca. 16 Jahren besitzt (FRÜHWALD ET AL. 2002, EGGLERS 2002).
- Zur Umrechnung von Holzvolumina auf Holzmassen muss eine plausible Holzdichte gewählt werden, die der Verteilung von Nadelholz und Laubholz in dieser Kategorie gerecht wird. Da jedoch im Außenbereich sowohl Nadelholz als auch Laubholz verarbeitet wurde und auch hier davon auszugehen ist, dass mehr Nadelholz verwendet wurde, wird in Anlehnung an KOHLMAIER ET AL. (2007) eine einheitliche Rohdichte von 0,446 g cm⁻³ gewählt.

Zunächst muss die Anzahl der Gärten in Bayern im Bezugsjahr 2002 ermittelt werden. Hierfür liegen unterschiedliche Informationen vor. Nach Angaben des BAYERISCHEN LANDESVERBANDES FÜR GARTENBAU UND LANDESPFLEGE E.V. (2009) gibt es in Bayern derzeit mehr als 2 Mio. Gartenbesitzer. NACH BEIERSDORF (2009) liegt die Zahl der Freizeitgärtner bei rund 2,5 Mio., welche eine Fläche von ca. 135.000 ha besitzen. Hinzu kommen rund 26.500 öffentliche und halböffentliche Gärten. DER INDUSTRIEVERBAND GARTEN E.V. (2010) schätzt nach Angaben einer Umfrage von TdW Intermedia in 2007, dass in Deutschland 57,1% aller Haushalte einen Garten besitzen. Nach MANTAU UND KNAUF (2008) besitzen etwa 56% aller Haushalte in Deutschland einen Garten. Für die vorliegende Arbeit wird der Mittelwert der beiden oben genannten Quellen herangezogen (56,6%) und für Bayern angewendet, so dass in 2002 bei 5,6 Mio. Haushalten rund 3,17 Mio. Gärten existierten. Hinzu kommen noch 2,9 Mio. sog. „Balkongärtner“ (BEIERSDORF 2009).

Nimmt man die Ergebnisse von MANTAU UND KNAUF (2008), so wird für den Gartensektor in Deutschland- gemessen an Verarbeitungszahlen für 2005- eine Menge von 0,0849 m³ Holz pro Jahr und Garten verarbeitet. Diese Zahl resultiert aus der Menge an verbrauchtem Schnittholz von 1,437 Mio. m³ pro Jahr in Deutschlands Gärten in 2005. In 2000 wurden bei rund 1,6 Mio. m³ Schnittholz und 19,8 Mio. Gärten rund 0,081 m³ Schnittholz pro

Jahr verarbeitet. Auch hier wird der Mittelwert gebildet, so dass für Bayern zur Berechnung der Holzmengen im Außenbereich für 2002 ein jährlicher Zuwachs von 0,083 m³ pro Garten angenommen wird. Demnach ergibt sich unter Berücksichtigung einer durchschnittlichen Lebensdauer von 16 Jahren und vereinfacht davon ausgehend, dass der jährliche Zugang und Abgang in etwa gleich ist, für 2002 eine Menge von 4,21 Mio. m³ Holz. Im Folgenden wird der Rechenansatz zusammenfassend dargestellt (Gleichung 23):

$$V_{HA} = N_{GBJ} * V_J * ND \quad (23)$$

mit V_{HA} als Holzmenge im Außenbereich im Bezugsjahr, N_{GBJ} als Anzahl der Gärten im Bezugsjahr, V_J als durchschnittlicher Verbrauch an Holz pro Jahr (basierend auf Werte für 2000 und 2005) und ND als durchschnittliche Nutzungsdauer für Holz im Außenbereich.

Demzufolge sind mit den hier getroffenen Annahmen in 2002 rund 0,94 Mio. Tonnen Kohlenstoff gespeichert. Hinzu kommen öffentliche und halböffentliche Gärten, wie kirchliche Gärten und Grünflächen, Klostergärten, Kindergärten, Krankenhaus- und Klinikgärten, Friedhöfe, Schulgärten, Lehrgärten, zoologische Gärten, historische Gartenanlagen, deren Anzahl sich in Bayern insgesamt auf ca. 17.600 beziffert (BEIERSDORF 2009). Zusammen mit anderen Parkanlagen und den Balkonen spielt auch dieser Bereich eine signifikante Rolle mit einem Marktanteil von bis zu 20% (MANTAU UND KNAUF 2008). Unter Berücksichtigung dieses Bereichs waren in 2002 rund **1,18 Mio. t** Kohlenstoff in Form von Holz im Außenbereich gespeichert.

Zu beachten ist hier, dass zudem weitere Holzanwendungen im Außenbereich wie Schwellen oder Masten vorzufinden sind, die Aufgrund der Datenlage hier nicht berücksichtigt werden.

Halbfabrikate (Speicherung in gelagertem Holz)

Für diesen Bereich schätzen FRÜHWALD UND WEGENER (2001) für Deutschland einen Speicher von rund 5 Mio. t Kohlenstoff.

Unter Halbfabrikate sind hier alle Holzbestände in Lagern der holzverarbeitenden Industrie bzw. alle Produkte, die im entsprechenden Bezugsjahr in Produktion/Bearbeitung befindlich waren, zu verstehen. Unterschieden wird zwischen Rohholzbeständen und Holzhalbwaren. In der vorliegenden Arbeit wurde anhand der Informationen zum Bericht „Rohholz und Holzhalbwaren“ des STATISTISCHEN BUNDESAMTES (2003) der Bestand in Bayern für 2002 abgeleitet. Dafür wurden alle Holzverarbeitungsbetriebe mit 20 und mehr Beschäftigten bzw. die Sägewerke ab 5.000 m³ Rundholz Jahreseinschnitt berücksichtigt. Leider werden (aus Datenschutzgründen) nur die Hersteller von Schnittholz sowie von Schwellen und Masten auf Länderebene ausgewiesen. Alle anderen Sektoren (Furniere u.a.) wurden hier anteilig ausgehend von den Zahlen für ganz Deutschland auf Bayern herunter gebrochen. Dafür wurde unterstellt, dass das Verhältnis dieser Sektoren zwischen den Mengen für Bayern und Deutschland in etwa dem Verhältnis im Sektor Schnittholzherstellung entspricht (Aufkommen von Schnittholz in Bayern in 2002 = Ge-

samtaufkommen von Schnittholz in Deutschland * 0,22). Zu beachten ist, dass bei den Holzhalbwaren bis auf dem Sektor Schnittholz, Schwellen und Masten keine Unterscheidung zwischen Nadelholz und Laubholz möglich ist, so dass hier nur Gesamtmengen [m³] ausgewiesen werden. Demzufolge waren in 2002 insgesamt rund 1,5 Mio. m³ in Form von Rohholz oder Holzhalbfabrikaten in der holzverarbeitenden Industrie gelagert (Tab. 43).

Zur Umrechnung von Holzvolumina auf gespeicherte Kohlenstoffmengen müssen für Nadelholz und Laubholz unterschiedliche Holzdichten herangezogen werden. In Anlehnung an SCHARAI-RAD UND WELLING (1999) wird für Nadelholz eine Rohdichte von 0,465 g/cm³ und für Laubholz eine Rohdichte von 0,670 g/cm³ angewendet.

Tabelle 43: Gesamtes Holzvolumen im Bereich Halbfabrikate (Rohholz und Holzhalbwaren) für 2002; Quelle: STATISTISCHES BUNDESAMT (2003), modifiziert und erweitert

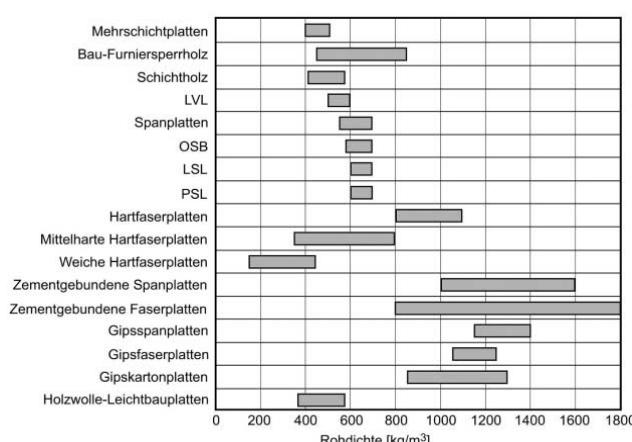
| | Rohholz [m ³ o. R.] | | | Holzhalbwaren [m ³] |
|------------------------------------|--------------------------------|----------------|----------------|---------------------------------|
| | NH | LH | Σ | Σ |
| Schnittholz, Schwellen, Masten | 496.110 | 75.957 | 572.067 | 346.730 |
| Furniere*** | 1.206 | 7.465 | 8.671 | 7.426 |
| Sperrholz*** | 7.003 | 3.309 | *12.153 | 8.253 |
| Holzspanplatten, andere Platten*** | 55.509 | 35.349 | **198.463 | 106.290 |
| Holzfaserplatten*** | 63.501 | 12.294 | **149.906 | 55.110 |
| gesamt | 623.329 | 134.373 | 941.259 | 523.809 |

*enthält zusätzlich zur Summe aus Nadel- und Laubholz Mengen von Schnittholz und Mittellagen

**enthält zusätzlich zur Summe aus Nadel- und Laubholz Mengen von Reststoffen aus Holzbe- und Verarbeitung

***aus den Werten für ganz Deutschland abgeleitet

Die Rohdichten bei den Holzhalbwaren variieren sehr stark und sind abhängig vom spezifischen Produkt. Aus den Angaben von AMBROZY UND GIERTLOVÁ (2005) abgeleitet, werden folgende Rohdichten herangezogen (Abb. 42): Für Furniere und Sperrholz 640 kg/m³, für Holzspanplatten und -faserplatten 600 kg/m³ (ungefähre durchschnittliche Werte aus den jeweiligen Spannbreiten). Demzufolge wurden in 2002 rund 0,66 Mio. Tonnen an Holzmasse bzw. rund 0,33 Mio. Tonnen Kohlenstoff im Bereich der Holzhalbwaren gelagert (Tab. 44). Hier kann es jedoch zu einer leichten Überschätzung kommen, da die Holzleime und andere Füllstoffe mitgerechnet wurden.



**Abb. 42: Rohdichten für verschiedene Holzwerkstoffe
(Quelle: Ambrozy und Giertlová (2005))**

Tabelle 44: Holzmassen und Kohlenstoffbindung [C] im Bereich Halbfabrikate für 2002 in Bayern.

| | Rohholz [t] | | Holzhalbwaren [t] | |
|---------------------------------|----------------|----------------|-------------------|----------------|
| | Holzmasse | C | Holzmasse | C |
| Schnittholz, Schwellen, Masten | 281.582 | 140.791 | 175.621 | 87.811 |
| Furniere | 5.562 | 2.781 | 4.753 | 2.376 |
| Sperrholz | 5.473 | 2.737 | 5.282 | 2.641 |
| Holzspanplatten, andere Platten | 49.495 | 24.748 | 63.774 | 31.887 |
| Holzfaserplatten | 37.765 | 18.882 | 33.066 | 16.533 |
| gesamt | 379.878 | 189.939 | 282.496 | 141.248 |

Zu beachten ist aber auch, dass kleinere Sägewerke unter 5.000 m³ Jahreseinschnitt und Betriebe mit weniger als 20 Beschäftigten nicht in der Statistik des Statistischen Bundesamtes berücksichtigt werden, so dass insbesondere bei den Sägewerken ein bestimmter Anteil hier nicht ausgewiesen wird. In Bayern existieren insgesamt 1.189 Sägewerke in 2004 (SÖRGEL UND MANTAU 2005). Davon hatten rund Dreiviertel aller Sägewerke einen Jahreseinschnitt unter 5.000 m³ (RÖDER ET AL. 2008). Um die zusätzliche Kohlenstoffspeichermenge in den kleinen Sägewerken zu erheben, ist jedoch nicht der numerische Anteil aller Sägewerke entscheidend, sondern der Anteil an der Gesamtmenge Schnittholz. So belief sich der Einschnitt der kleineren Sägewerke unter 5.000 m³ Jahreseinschnitt auf insgesamt rund 3,2 Mio. m³ im Jahr 2006 (RÖDER ET AL. 2008). Dies entspricht rund 28% des gesamten Rundholzeinschnittes in 2006. Nimmt man diese Relation auch für 2002 und unterstellt man, dass die kleineren Sägewerke im Verhältnis zu größeren Sägewerken anteilig in etwa die gleichen Mengen an Rundholz und Holzhalbwaren lagern, so können hier zur oben genannten Kohlenstoffbindung noch etwa 0,26 Mio. Tonnen an Holzmasse bzw. 0,13 Mio. Tonnen Kohlenstoff angerechnet werden.

In 2002 beläuft sich die gesamte Holzmasse somit auf rund 0,92 Mio. Tonnen bzw. die gesamte Kohlenstoffspeicherung auf rund **0,46 Mio. Tonnen** in Form von Holzhalbfabrikaten.

Verpackungen aus Holz

Die Verpackungsmaterialien aus Holz lassen sich untergliedern in (allgemeine) Holzpackmittel, Paletten und Exportverpackungen (KLAAS UND BLUMENREICH 2002).

Nach KLAAS UND BLUMENREICH (2002) wurden in 2001 in Deutschland insgesamt rund 3 Mio. m³ Holz für Verpackungsmaterialien aufgewendet. Über die Hälfte davon für Paletten. Davon wurden 78% aus Nadelholz (Fichte, Tanne, Kiefer, Douglasie) hergestellt. Unterstellt man eine durchschnittliche Rohdichte von 465 kg/m³ für Nadelholz und 670 kg/m³ für Laubholz, so ging in 2001 eine Holzmasse von rund 1,53 Mio. Tonnen in Form von Verpackungsmaterial in die Industrie ein. Um einen Ist-Bestand für 2002 zu schätzen, wird auch hier eine Bilanzierung mittels jährlichem Eintrag und Nutzungsdauer von Verpackungen aus Holz erstellt. Nach FRÜHWALD ET AL. (2001) beträgt letztere im Durchschnitt zwei Jahre. Nach MOORE ET AL. (2004) liegt die Nutzungsdauer für beispielsweise Paletten in einer amerikanischen Studie nur bei ca. einem Jahr.

Veranschlagt man gutachterlich eine Nutzungsdauer von drei Jahren, so wären rund 4,6 Mio. Tonnen Holzbiomasse bzw. 2,3 Mio. Tonnen Kohlenstoff (bei einem Umrechnungsfaktor von 0,5) in Deutschland gespeichert. Vergleicht man dies mit den Angaben von FRÜHWALD ET AL. (2001), die rund 5 Mio. Tonnen schätzen, so liegt dieser Wert in der gleichen Größenordnung, wenngleich hier berücksichtigt werden muss, dass FRÜHWALD ET AL. (2001) von einer Lebensdauer von zwei Jahren ausgehen.

Zur näheren Bestimmung für Bayern dient die Statistik zur „Produktion des verarbeitenden Gewerbes“ (LFSTAD 2003A, Tab. 45). Demnach wurden rund 4,45 Mio. Stück Flachpaletten sowie 0,039 Mio. m³ an Kisten und ähnlichem Verpackungsmaterial aus Holz produziert. Zur Ermittlung der Holzmasse ist zudem das Gewicht einer Holzpalette notwendig. Hierzu schwanken die Angaben in Abhängigkeit der Art der Palette. Da die Europalette die meist-gebräuchlichste Palette ist, wird deren Gewicht von rund 24 kg pro Palette als Durchschnittswert herangezogen. Demzufolge wurden für die Flachpaletten rund 0,11 Mio. Tonnen Holz aufgewendet. Für Boxpaletten und Kisten aus Sperrholz macht das Landesamt für Statistik in 2002 keine Angaben. Für Kisten aus Sperrholz werden deswegen die Daten aus 2003 herangezogen unter der Annahme, dass die verarbeiteten Mengen von 2002 auf 2003 keine größeren Schwankungen unterlagen. Die Holzmasse liegt somit bei rund 0,02 Mio. Tonnen.

Tabelle 45: Produkte und deren Mengen für Verpackungsmaterial, Lagerbehälter und Ladungsträger aus Holz in 2002 bzw. 2003 für Bayern (Quelle: LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG BAYERN 2003A, modifiziert und erweitert)

| Produkt | Einheit | Menge |
|------------------------|----------------|-----------|
| Flachpaletten aus Holz | Stück | 4.450.360 |
| Boxpaletten Holz | - | *- |
| Kisten aus Sperrholz | m ³ | **13.828 |
| Kisten aus Holz | m ³ | 39.026 |
| Kabeltrommeln aus Holz | - | - |

* keine Angaben vom Landesamt für Statistik verfügbar

** Daten aus 2003

Für Boxpaletten liegen auch für andere Jahre keine Daten vor, so dass dieser Posten annäherungsweise geschätzt werden muss. Nach KLAAS UND BLUMENREICH (2002) wurden in 2002 in NRW etwa halb so viele Boxpaletten wie Flachpaletten produziert. Überträgt man dieses Verhältnis auch für Bayern, so können näherungsweise rund 2,25 Mio. Boxpaletten geschätzt werden. Geht man von einem ähnlichen Gewicht wie bei Europaletten aus, so können hier noch rund 0,054 Mio. Tonnen hinzugerechnet werden.

Alles zusammengefasst stellt der Bereich der Verpackungsmaterialien einen untergeordneten Bereich dar, in dem insgesamt rund 0,2 Mio. Tonnen Holzmasse pro Jahr eingehen. Veranschlagt man eine durchschnittliche Lebensdauer von rund 3 Jahren, so besteht hier ein Kohlenstoffspeicher von rund **0,3 Mio. Tonnen**. Der Bereich der Kabeltrommeln wird vernachlässigt.

Papier und Pappe

Der Bereich Papier und Pappe kann in Hygienepapiere, technische und Spezialpapiere, Verpackungspapiere und Karton sowie in Druck- und Pressepapiere (Grafische Papiere) unterteilt werden (VERBAND DEUTSCHER PAPIERFABRIKEN E.V. 2009). Der Papierverbrauch hat sich seit den 1950er Jahren stetig erhöht. So lag der pro-Kopf Verbrauch in Deutschland- alle Kategorien zusammengefasst- in 2002 bei 230 kg bzw. bei insgesamt 18,2 Mio. Tonnen (VERBAND DEUTSCHER PAPIERFABRIKEN E.V. 2010). Dabei lag der Schwerpunkt in der Kategorie Druck- und Pressepapiere (46,5%) gefolgt von Verpackungspapieren und Karton (41,8%). In 2001 war der Verbrauch mit 225 kg annähernd gleich hoch.

Um für die betreffenden Bezugsjahre die vorhandene Menge abzuschätzen, sind neben dem pro-Kopf Verbrauch zwei weitere wichtige Informationen notwendig: Die Einwohnerzahl im betreffenden Jahr sowie die durchschnittliche Nutzungsdauer von Papier und Pappe. Letzeres variiert in Abhängigkeit der jeweiligen Nutzungsform stark von wenigen Wochen bis zu mehreren Jahren. Während Zeitungen i.d.R. schon nach wenigen Wochen entsorgt werden, sind Bücher durchschnittlich 25 Jahre im Gebrauch (FRÜHWALD ET AL. 2001). Da Produkte in Form von Papier und Pappe größtenteils von kürzerer Nutzungsdauer sind, wird hier eine durchschnittliche Gesamtnutzungsdauer von 2 Jahren veranschlagt. Für die einfache Berechnung des Ausgangszustandes bedeutet dies, dass jeweils die Mengen von 2 Jahren (2001 und 2002) als aktueller Bestand herangezogen werden. Der pro-Kopf Verbrauch wird mit der Bevölkerungszahl Bayerns in 2002 - rund 12,39 Mio. Einwohner - verrechnet.

Unter den oben beschriebenen Annahmen errechnet sich die Kohlenstoffbindung für das Ausgangsjahr wie folgt (Gleichung 24):

$$C_{\text{Ausgangsjahr}} = (P_{AJ} + P_{VJ}) * EZ_{AJ} * 0,5 \quad (24)$$

mit $C_{\text{Ausgangsjahr}}$ als Kohlenstoffbindung in 2002, P_{AJ} als Papierverbrauch in 2002, P_{VJ} als Papierverbrauch im Vorjahr, EZ_{AJ} als Einwohnerzahl in 2002 und 0,5 als Umrechnungsfaktor von Papiermasse auf C.

Demzufolge ergeben sich für 2002 rund **2,82 Mio. Tonnen** Kohlenstoff, die in Form von Papier und Pappe gebunden sind.

Energieholz

Neben den oben genannten Holzprodukten muss an dieser Stelle auch der Sektor Energieholz dargestellt werden. Auch in diesem Bereich ist Kohlenstoff gebunden, wenn auch i.d.R. nur für kurze Dauer. Eine weitaus entscheidendere Rolle spielt Energieholz im Bereich der Energiesubstitution, das an anderer Stelle ausgeführt wird. Dennoch sollte auch der Bestand an Holz als Energieträger jährlich fortgeschrieben werden, weshalb ein Ausgangsbestand für 2002 notwendig ist. Energieholz kommt in erster Linie in Form von Scheitholz, Holzhackschnitzeln oder Pellets vor. Üblicherweise existiert sowohl im privaten Haushalt als auch in Betrieben und anderen Einrichtungen, wo dieser Energieträger genutzt wird, ein gewisser Lagerbestand. Als durchschnittliche Lebensdauer wird für Energieholz in Anlehnung an PROFFT ET AL. (2009) ein Jahr gewählt. Als Datenquelle kann

der Holzmarktbericht vom BMELV herangezogen werden. Demzufolge wird für 2002 eine Eingangsgröße von rund 3,2 Mio. m³, das direkt vom Holzeinschlag aus dem Wald stammt, herangezogen. Dies entspricht in etwa einer Kohlenstoffmenge von rund 0,8 Mio. Tonnen. Zu erwähnen ist, dass hier nur das Brennholz berücksichtigt wird, das direkt vom Holzeinschlag stammt. Der Verbrauch an Pellets müsste hier noch addiert werden, wird aber für die Eingangsgröße in 2002 vernachlässigt.

Zum Energieholz aus dem Wald muss zudem der Bestand des Altholzes mit einberechnet werden. BAUER ET AL (2006) zufolge entstehen jedes Jahr rund 0,7 Mio. Tonnen Altholz, wovon rund 0,4 Mio. Tonnen energetisch genutzt werden. Diese Menge kann als stabil angesehen werden. Addiert man die Altholzmengen zum Energieholzaufkommen aus dem Wald, so erhält man einen Bestand von rund **1,0 Mio. Tonnen Kohlenstoff** in Form von Energieholz.

4.2.2 Zusammenfassung der Ergebnisse

Fasst man alle untersuchten Bereiche zusammen, so kann für Bayern für die erhobenen Holzprodukte eine Gesamtspeicherung von rund **50,5 Mio. Tonnen** in 2002 ausgewiesen werden (Abb. 43).

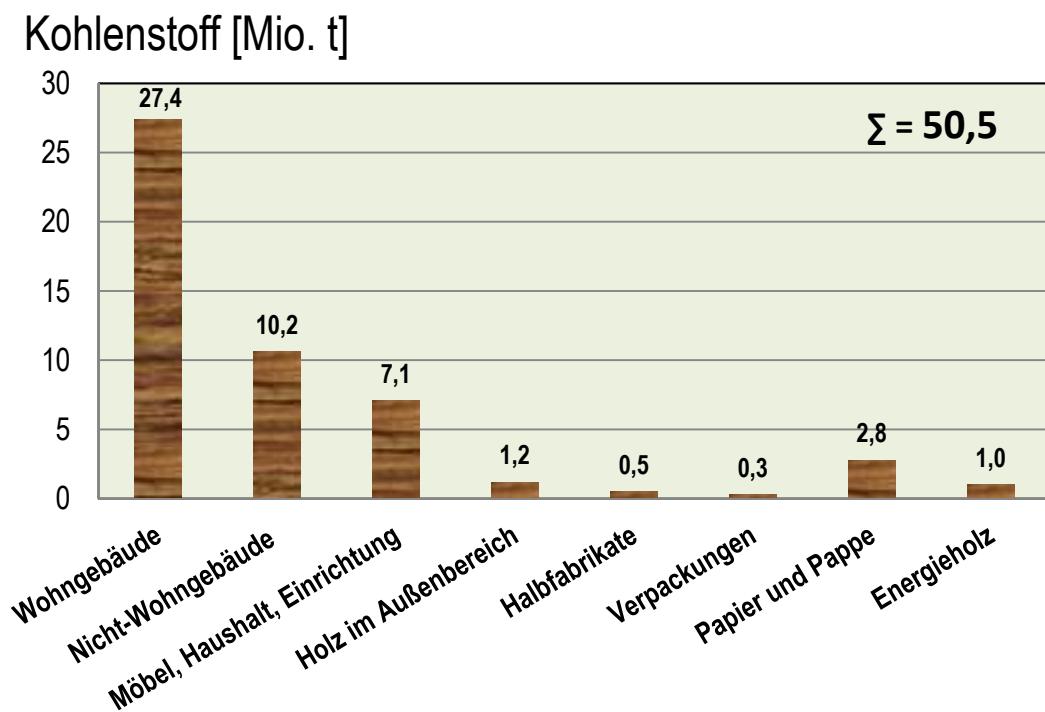


Abb. 43: Die Kohlenstoffspeicherung in den Holzprodukten in Bayern für 2002

Zu beachten ist hier, dass es sich um eine Schätzung der wichtigsten Kategorien der Holzprodukte handelt, die sich über vorhandene Informationen herleiten ließen. Holz findet

man jedoch noch in weiteren Bereichen, die hier aufgrund mangelnder Datenlage nicht erwähnt sind. Beispiele hierfür sind der Bereich der Holzwerkzeuge, Holz als Straßenmarkierungen, Holz im Bauwesen wie Schalungen oder Gerüste. Daher handelt es sich hier um eher konservative Schätzungen. Dennoch scheint der Großteil der Holzprodukte in Gebrauch erfasst zu sein.

Die wichtigste Kategorie ist der Bausektor (Wohnbau, Nichtwohnbau), der mit einem Anteil von 76% den mit Abstand höchsten Anteil hält (Abb. 44). Möbel, Haushaltsgegenstände und Einrichtungsgegenstände speichern 14% des gesamten Speichers. Die anderen Kategorien spielen hingegen nur eine untergeordnete Rolle.

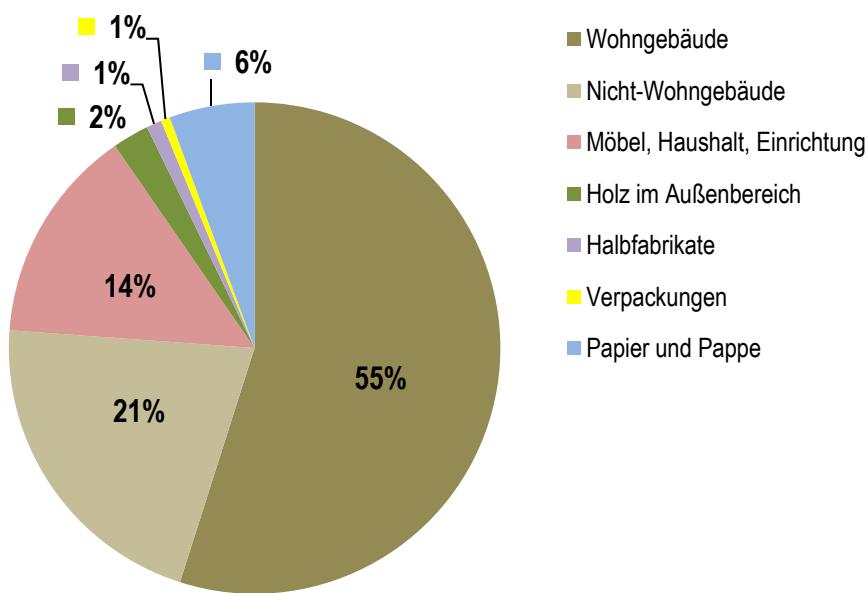


Abb. 44: Anteile der einzelnen Kategorien an der Gesamtspeicherung

Die Kohlenstoffspeicherung in den Holzprodukten in Bayern entspricht somit etwa 16% der Speicherung der Derbholzbiomasse in bayerischen Wäldern, oder anders ausgedrückt: Das Verhältnis Technikspeicher/Biomassespeicher beträgt 0,16. Auch in anderen Industrienationen zeigt sich ein ähnliches Verhältnis. So erhoben SKOG UND NICHOLSON (1998) für die USA ein Verhältnis von 0,2 in 1990.

4.2.3 Die Veränderung des Speichers seit 2003

Grundsätzlich wird in der vorliegenden Arbeit eine Gesamtbetrachtung der bayerischen Forst- und Holzwirtschaft für 2002 ausgewiesen, die sowohl die Kohlenstoffbindung in den Wäldern Bayerns als auch eine Abschätzung der Kohlenstoffbindung in den Holzprodukten, die in Bayern in 2002 in Gebrauch waren, beinhaltet. Daran anschließend wird für

einen Zeitraum von 2003 bis 2008 die jährliche Veränderung des Produktespeichers von Holz aus bayerischen Wäldern auf Basis der Holzeinschlagsstatistiken betrachtet. Im Folgenden wird die Vorgehensweise zur Fortschreibung der jährlichen Veränderung des Produktespeichers von Holz aus Bayerischen Wäldern in Anlehnung an den *Production Approach* des IPCC (siehe Kap. 4.1) beschrieben. Im weiteren Verlauf der Arbeit werden zudem Szenarien unterschiedlicher Bewirtschaftung dargestellt, die die Entwicklung des Holzproduktsektors für längere Zeiträume veranschaulicht (siehe Kap. 5).

4.2.3.1 Datengrundlage und Methodik

Für den *Production Approach* sind grundsätzlich zunächst einmal die jährlichen Holzeinschlagsmengen notwendig. Dafür wurden die offiziellen Einschlagsstatistiken des Statistischen Bundesamtes für den Zeitraum von 2003 bis 2008, die für Bayern von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft generiert wurden, herangezogen. Wichtig ist hier die Ausweisung der Holzmengen in die Sortimente Rundholz (Stammholz und Industrieholz) sowie Energieholz, aufgeteilt nach Nadelholz und Laubholz (Abb. 45).

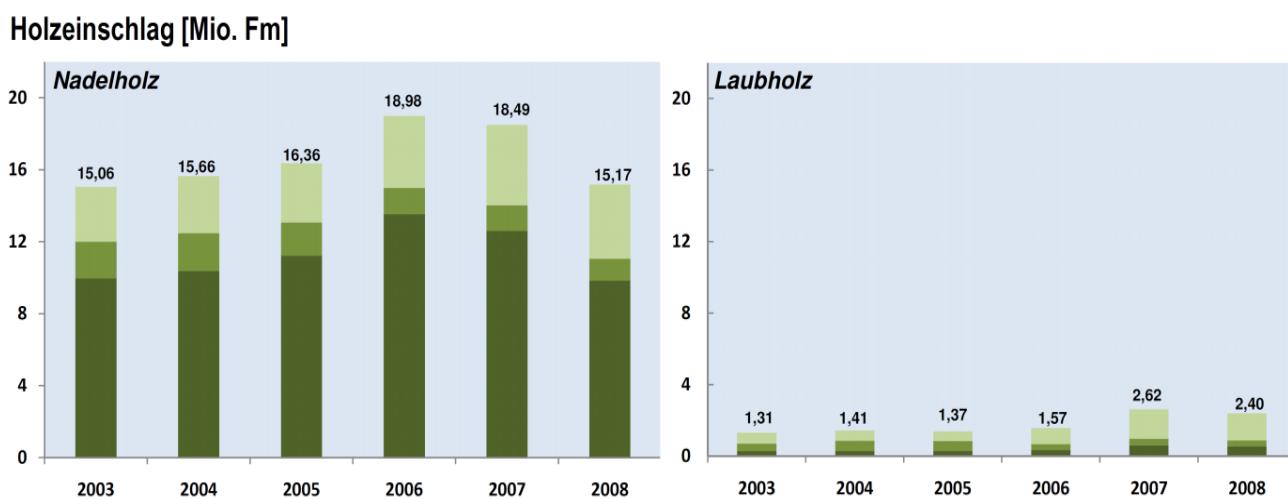


Abb. 45: Der Holzeinschlag in Bayern, aufgegliedert in Nadelholz und Laubholz (Quelle: Stat. Bundesamt)

Die Daten zu den jährlichen Holzeinschlagsmengen werden nach Baumartengruppen untergliedert (Gruppierung nach Eiche/Roteiche, Buche/anderes Laubholz, Fichte/Tanne/Douglasie und Kiefer/Lärche), so dass die weiterführende Umrechnung von Erntefestmeter (EfM) auf die Trockenmasse bzw. den Kohlenstoffspeicher baumartenspezifisch bzw. baumartengruppenspezifisch möglich ist. Zur Bestimmung der Trockenmassen des geernteten Holzes werden in Anlehnung an BURSCHEL ET AL. (1993) gebräuchliche Durchschnittswerte zur jeweiligen Raumdichte⁸ herangezogen (Tab. 46).

⁸ Die Raumdichte entspricht dem Quotienten aus der Trockenmasse des Holzes (t) und seinem Frischvolumen (m^3)

Tabelle 46: Verwendete Raumdichten aus BURSCHEL ET AL. (1993), abgeleitet aus KNIGGE UND SCHULZ (1966)

| Baumart | Eiche* | Buche** | Fichte*** | Kiefer**** |
|-------------------|--------|---------|-----------|------------|
| t m ⁻³ | 0,561 | 0,554 | 0,377 | 0,431 |

* wurde für die Gruppe *Eiche, Roteiche* herangezogen

** wurde für die Gruppe *Buche, andere Laubhölzer* herangezogen

*** wurde für die Gruppe *Fichte, Tanne, Douglasie* herangezogen

**** wurde für die Gruppe *Kiefer, Lärche* herangezogen

Um den Kohlenstoffspeicher der Holzmengen zu bestimmen, werden die Trockenmassen mit dem für Biomasse üblichen Konversionsfaktor von 0,5 multipliziert (siehe Kap. 3).

Die Einteilung in Produktkategorien

Der nächste Schritt zur Ermittlung der Entwicklung des Holzproduktespeichers ist die Bestimmung der Verwendungsströme des eingeschlagenen Holzes. Wie oben bereits erwähnt, spielt es beim *Production Approach* keine Rolle, wo das Holz verarbeitet und genutzt wird, sondern welches Produkt letztendlich daraus entsteht. Dafür ist die Ableitung von Stoffströmen in die erste und zweite Verarbeitungsstufe für Holzprodukte notwendig, wofür hauptsächlich die Clusterstudie der Bayerischen Forst- und Holzwirtschaft herangezogen wurde (RÖDER ET AL. 2008), die für das Jahr 2006 wichtige grundsätzliche Informationen zur Forst- und Holzwirtschaft Bayerns zusammenstellt. Aus diesen Daten lassen sich für 2006 prozentuale Verteilungen in die unterschiedlichen Industriezweige der ersten und zweiten Verarbeitungsstufe ableiten (Abb. 46a und 46b). Leider existieren diese Informationen nur für 2006. Für die anderen Jahre wurde deswegen der Verwendungsschlüssel aus 2006 herangezogen, unter der Annahme, dass die grundsätzliche Verwendung des Holzes und die Verteilung der Erntemengen in Verwendungsströme im Zeitraum zwischen 2003 und 2008 keinen großen Schwankungen unterlagen. Dieser Ansatz basiert auch auf der Annahme, dass die Verwendung des Holzes aufgrund seiner Eigenschaft und Qualität vorgezeichnet ist. So wird beispielsweise hochwertiges Nadel-Stammholz in der Regel nicht als Energieholz verwendet, sondern führt immer zu einer ähnlichen Verwendung, die zu großen Teilen in lang- und mittellebigen Produkten liegt.

Die jährlich entstehenden Altholzmengen werden ebenfalls im Verwendungsmodell berücksichtigt. Hierbei wird davon ausgegangen, dass etwa zwei Drittel der Produkte langer und mittlerer Nutzungsdauer energetisch und etwa ein Drittel stofflich genutzt werden. Da die Produkte mit kurzer Nutzungsdauer zu einem großen Teil aus Papier, Pappe oder Verpackungsmaterial besteht, wird dieser Posten bezüglich des Altholzaufkommens nicht berücksichtigt. Die stoffliche Nutzung erfolgt überwiegend in der Holzwerkstoffindustrie in der Herstellung von Spannplatten oder vergleichbaren Produkten, die in der vorliegenden Arbeit den Produkten mit mittlerer Nutzungsdauer zugeordnet werden. Die Altholzmengen ergeben sich aus den jährlichen Austrägen der verschiedenen Produktespeicher in Abhängigkeit ihrer spezifischen Nutzungsdauern. Aufgrund der gestiegenen Nachfrage von Altholz als Rohstoff, insbesondere zur energetischen Verwendung erscheint diese Einteilung durchaus plausibel, zumal seit 2003 unbehandeltes Altholz per Verordnung nicht mehr deponiert werden darf, sondern energetisch oder stofflich genutzt werden muss.

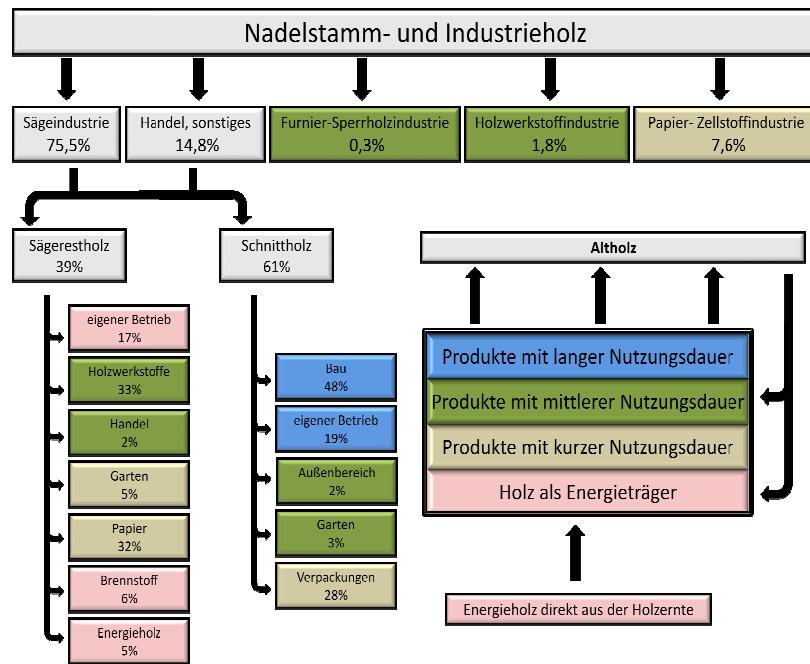


Abb. 46a: Verwendungsströme für Nadelholz; Abgeleitet aus RÖDER ET AL. (2008)

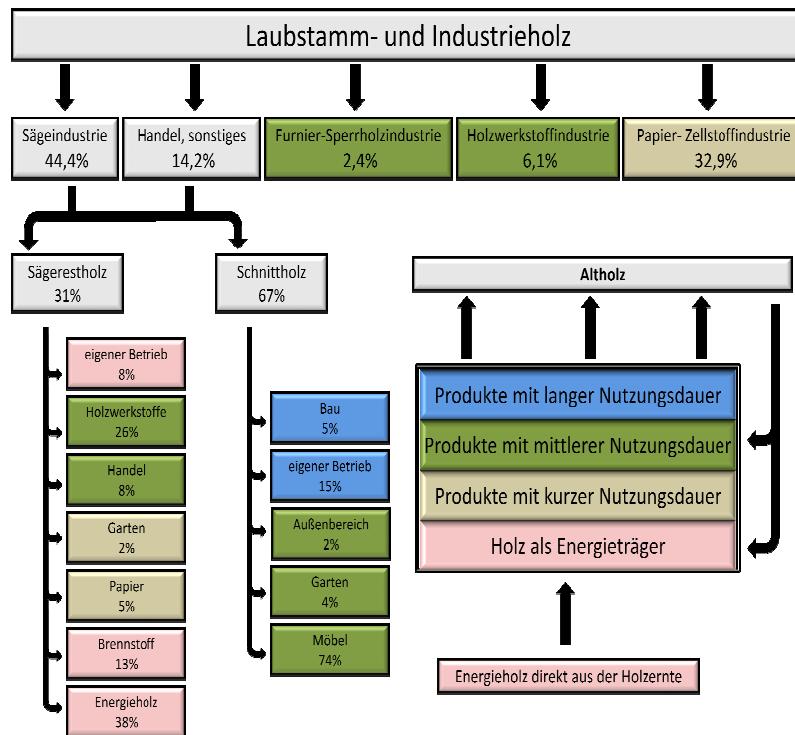


Abb. 46b: Verwendungsströme für Laubholz; Abgeleitet aus RÖDER ET AL. (2008)

Der überwiegende Teil des Nadelstamm- und industrielholzes geht in die Sägeindustrie (75,5%). Bedeutende Mengen gelangen zudem in den Holzhandel (14,8%). Da der Sektor Holzhandel nicht exakt aufgefächert werden konnte, wird in dieser Arbeit davon ausge-

gangen, dass die Holzmengen überwiegend in die Sägeindustrie gelangen. Nach PISTORIUS (2007) entstehen aus 61% des Rundholzes Schnittholz, 39% ist Sägerestholz, die einer weiteren Verwendung unterliegt.

Beim Laubholz gestalten sich die Verhältnisse etwas unterschiedlicher. Nur rund 44% der eingeschlagenen Rundholzmengen gehen in die Sägeindustrie. Mit 32,9% stellt der Bereich der Papier- und Zellstoffindustrie für das Laubholz einen ebenfalls bedeutsamen Industriezweig der 1. Verarbeitungsstufe dar. Mit einem Anteil von 67% am Schnittholz (33% Sägerestholz) ist die Ausbeute mit dem des Nadelholzes vergleichbar.

In Abhängigkeit der weiteren Verwendung nach der 1. Verarbeitungsstufe werden die Holzmengen in Produktkategorien unterschiedlicher Nutzungsdauer zugeordnet.

Die Nutzungsdauer von Holzprodukten

Die Nutzungsdauer unterschiedlicher Holzprodukte ist für das Speichervermögen der Produktepools ein wesentlicher Faktor, da sie entscheidend die jährliche Veränderung des Holzproduktespeichers mitbestimmt. Sowohl bei einem definierten Ausgangsvorrat einer betrachteten Zeitreihe (in dieser Untersuchung das Jahr 2002) als auch bei jährlichen Eintragsmengen muss davon ausgegangen werden, dass diese sich innerhalb eines bestimmten Zeitraums wieder abbauen, indem ein Produkt nach seiner Nutzung den vorher gespeicherten Kohlenstoff durch Verbrennung bei der Endnutzung (oder seltener durch natürlicher Zersetzung) wieder freisetzt. Die Nutzungsdauern der einzelnen Holzprodukte sind bis heute schwer nachvollziehbar, da diese auch in einzelnen, von Autoren unterschiedlich definierten Produktkategorien stark variieren können. Die eigentliche Lebensdauer eines Produktes, sprich der Zeitpunkt an dem ein Produkt aufgrund von Verschleiß oder natürlichem Zerfall nicht mehr genutzt werden kann, weicht meist von der eigentlichen kürzeren Nutzungsdauer ab, da wesentliche Einflussfaktoren wie beispielsweise modische Trends oder das individuelle Verhalten der Nutzer sowie soziale und ökonomische Veränderungen in der Regel die tatsächlichen Lebensdauern der Holzprodukte stark verkürzen. Zudem ist meist nicht nachvollziehbar, wie und in welcher Form nicht mehr benötigte Holzprodukte weiter verwendet werden. All diese Gesichtspunkte führen dazu, dass bis heute nur geringfügig Daten zu Nutzungsdauern von Holzprodukten verfügbar sind (MARLAND ET AL. 2010). Dennoch müssen durchschnittliche Nutzungsdauern für die Produktkategorien ausgewiesen werden, um auch den Austrag aus dem Holzproduktespeicher zu berücksichtigen und eine Überschätzung dieses Speichers zu vermeiden.

Zur Nutzungsdauer von Holzprodukten wurden in der Vergangenheit sowohl auf regionaler, nationaler (BURSCHEL ET AL. 1993, PROFFT ET AL. 2009 u.a.) als auch auf globaler Ebene (MARLAND ET AL. 2010, DIAS ET AL. 2009 u.a.) bereits Angaben gemacht, die mehr oder weniger stark voneinander abweichen. WIRTH ET AL. (2004A) beschreiben durchschnittliche Abbauraten u.a. für die Kategorien „Bauholz“, „Möbelholz“ und „Papier“, die aus einer Metaanalyse von verschiedenen Autoren von nationalen und internationalen Arbeiten abgeleitet wurden. Diese wurden in der vorliegenden Arbeit für den Ausgangsspeicher in 2002 angewendet und mit der Abbaurate von Energieholz aus PROFFT ET AL. (2009) erweitert. Darauf basierend wurden die in Tab. 47 dargestellten Produktkategorien ausgewiesen

sowie deren durchschnittliche Nutzungsdauer (Mean Resistance Time⁹, MRT) auf Basis der von WIRTH ET AL. (2004A) bzw. PROFFT ET AL. (2009) beschriebenen Abbauraten abgeleitet.

Tabelle 47: Ausgewiesene Produktkategorien sowie deren MRT (Mean Resistance Time) und deren Abbauraten (k) nach WIRT ET AL. (2004) und PROFFT ET AL. (2009)

| Produktkategorie | Produktsegmente | MRT [a] | k | n* |
|-----------------------|---|---------|---------------|----|
| langlebige Produkte | Bauholz | 49 | 0,020 ± 0,008 | 9 |
| mittellebige Produkte | Gartenholz, Holz im Außenbereich, Möbelholz | 25 | 0,039 ± 0,020 | 6 |
| kurzlebige Produkte | Papier und Pappe, Verpackungen | 3 | 0,318 ± 0,224 | 7 |
| Energieholz | Scheitholz, Waldhackschnitzel, u.a. | 1 | 0,994** | - |

*n entspricht der Anzahl der Untersuchungen, auf die die Abbaurate der Produkte basiert

**dieser Wert wird von PROFFT ET AL (2009) als Schätzwert ausgegeben

Zur Herleitung der Abbaumengen wird analog zu den jüngsten Vorgaben des IPCC eine Modellfunktion erster Ordnung herangezogen, die einen exponentiellen Abbau der Holzmengen zugrunde legt (Abb. 47). Die Herangehensweise eines konstanten Holzabbaus in Abhängigkeit der Gesamtspeichermenge empfiehlt sich auch deshalb, weil bei einem zu einem Bezugsjahr bestehenden Gesamtholzproduktpool nicht mehr nachvollziehbar ist, welche Mengen in welchen Zeiträumen eingegangen sind.

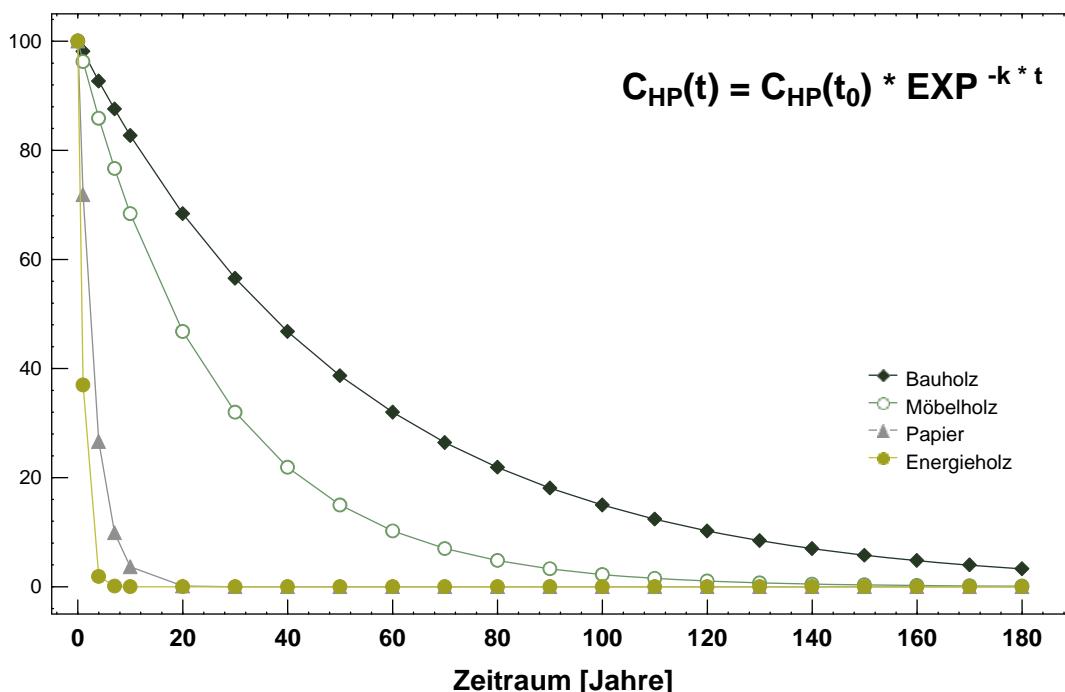


Abb. 47: Abbauraten der Holzmasse [%] verschiedener Holzprodukte, nach WIRTH ET AL. (2004), modifiziert

Betrachtet man jedoch bekannte Eintragsmengen aus einem bestimmten Bezugsjahr, so können diese durchaus mit anderen, möglicherweise realitätsnäheren Abbaumodellen

⁹ Die Mean Resistance Time beschreibt den Zeitpunkt, bei dem 63% der Ausgangsmenge abgebaut ist

fortgeschrieben werden. So werden beispielsweise vor allem langlebige Produkte wie Bauholz in den ersten Jahren der Nutzung weitaus weniger abgebaut als in späteren Phasen. Deswegen wurde für die Fortschreibung der jährlichen Einträge in den Holzproduktespeicher (2003-2008) im Gegensatz zum Ausgangsbestand eine Abbaufunktion nach MARLAND (2010) herangezogen. Diese folgt einer Gammaverteilung, bei der die Höhe des Abbaus nicht von der Menge der Holzprodukte abhängt, sondern vielmehr vom Zeitpunkt nach Eintrag. Hier ist es wichtig, anhand von zwei Funktionsparametern (k, θ), die die Lage und die Streuung der Verteilung bestimmen, den Zeitpunkt anzugeben, an dem zum einen der höchste Abbau zu verzeichnen ist und zum anderen der Zeitpunkt, an dem 95% der Anfangsmengen bereits abgebaut sind (Gleichung 25).

$$f(x) = \frac{\theta^k}{\Gamma(p)} * x^{k-1} * e^{-x\theta} \quad (25)$$

mit $\Gamma(p)$ als Gammafunktion und k, θ als Parameter der Verteilung.

So erhält man keine gleichmäßige Abbaufunktion wie beim exponentiellen Abbau, sondern eine Funktion, die je nach Zeitpunkt mehr oder weniger abbaut. Die Eingangsdaten der gammaverteilten Abbaufunktion nach MARLAND (2010) sind in Tab. 48 angegeben, die Abbauverläufe der einzelnen Produktkategorien, auch im Vergleich zu den Abbaufunktionen nach WIRTH ET AL. (2004A) sind in Abb. 48 und Abb. 49 dargestellt.

Tabelle 48: Die Funktionsparameter der Gamma-verteilten Abbaufunktion nach MARLAND ET AL. (2010) mit a_{max} , als Jahr, in dem die höchsten Mengen abgebaut werden, $a_{95\%}$ als Jahr, in dem rund 95% der Ausgangsmengen abgebaut wurden

| | Gamma-Parameter | | | |
|-----------------------|-----------------|------------|------|----------|
| | a_{max} | $a_{95\%}$ | k | θ |
| langlebige Produkte | 80 | 180 | 5,15 | 19,30 |
| mittellebige Produkte | 15* | 40* | 3,68 | 5,42 |
| kurzlebige Produkte | 3 | 8 | 3,5 | 1 |
| Energieholz | 1 | 9 | 1,31 | 3,50 |

* Übernommen aus MARLAND (2010); alle anderen Angaben beruhen auf eigenen Schätzungen, abgeleitet aus Literatur

Bei den meisten Kategorien wurden die zum Teil sehr optimistischen Angaben von MARLAND (2010) etwas korrigiert, um das Speicherpotential nicht zu überschätzen. Insbesondere der Bausektor (langlebige Produkte) wurde nach unten korrigiert. 80 Jahre als mittlere Lebensdauer decken sich gut mit Angaben von anderen Autoren wie z.B. von HOFER ET AL. (2007). Der Abbau der Holzmassen darf hier jedoch nicht wie beim Totholz als Zerfall bzw. Zersetzung der Holzmasse an sich verstanden werden, sondern bezieht sich auf den Abbau bzw. die Verminderung des Holzproduktepools aufgrund von Nutzungsaufgabe, d.h. jedes Jahr wird der jeweiligen Produktkategorie eine bestimmte Menge entnommen und anderweitig entweder energetisch oder stofflich verwendet.

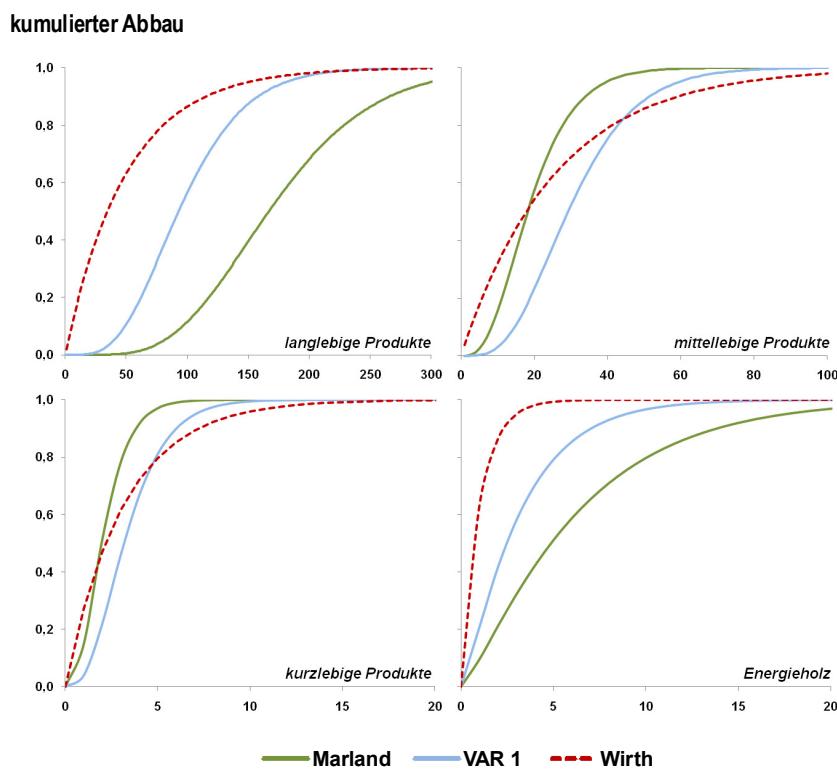


Abb. 48: Der kumulierte Abbau von Holzprodukten in Abhängigkeit unterschiedlicher Verteilungsfunktionen (exponentielle Verteilung nach Wirth, Gammaverteilung nach Marland bzw. VAR 1 mit veränderten Funktionsparametern)

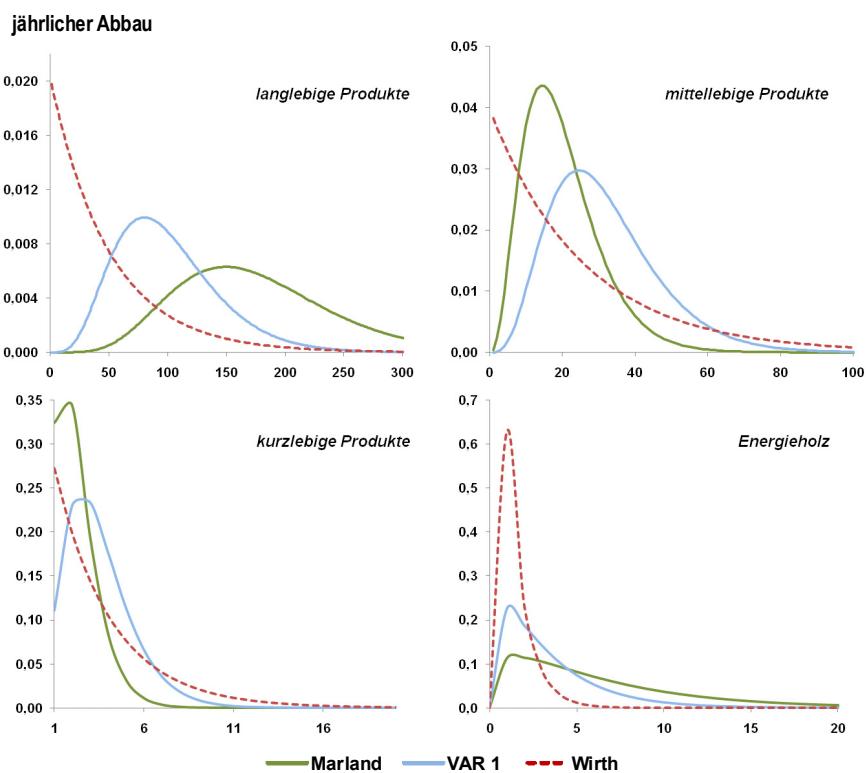


Abb. 49: Der jährliche Abbau von Holzprodukten in Abhängigkeit unterschiedlicher Verteilungsfunktionen

4.2.3.2 Ergebnisse

In den nächsten Abschnitten wird verdeutlicht, welche Holzmengen im Betrachtungszeitraum zwischen 2003 und 2008 in den Holzproduktespeicher gelangen. Zudem wird dessen Veränderung unter Berücksichtigung verschiedener Annahmen dargestellt.

Kohlenstoffaustrag aus bayerischen Wäldern durch Holzernte

Seit 2003 ist der Austrag von Kohlenstoff aus den bayerischen Wäldern aufgrund des steigenden Holzeinschlags tendenziell gestiegen und lag beispielsweise in 2003 bei rund 3,3 Mio. Tonnen. Am höchsten war die Entnahme in 2007 mit insgesamt rund 4,3 Mio. Tonnen. Lediglich in 2008 fiel diese geringer aus als die Jahre zuvor (ca. 3,6 Mio. Tonnen). Hauptsächlichen Anteil hat die Baumartengruppe Fichte, Tanne, Douglasie (Abb. 50).

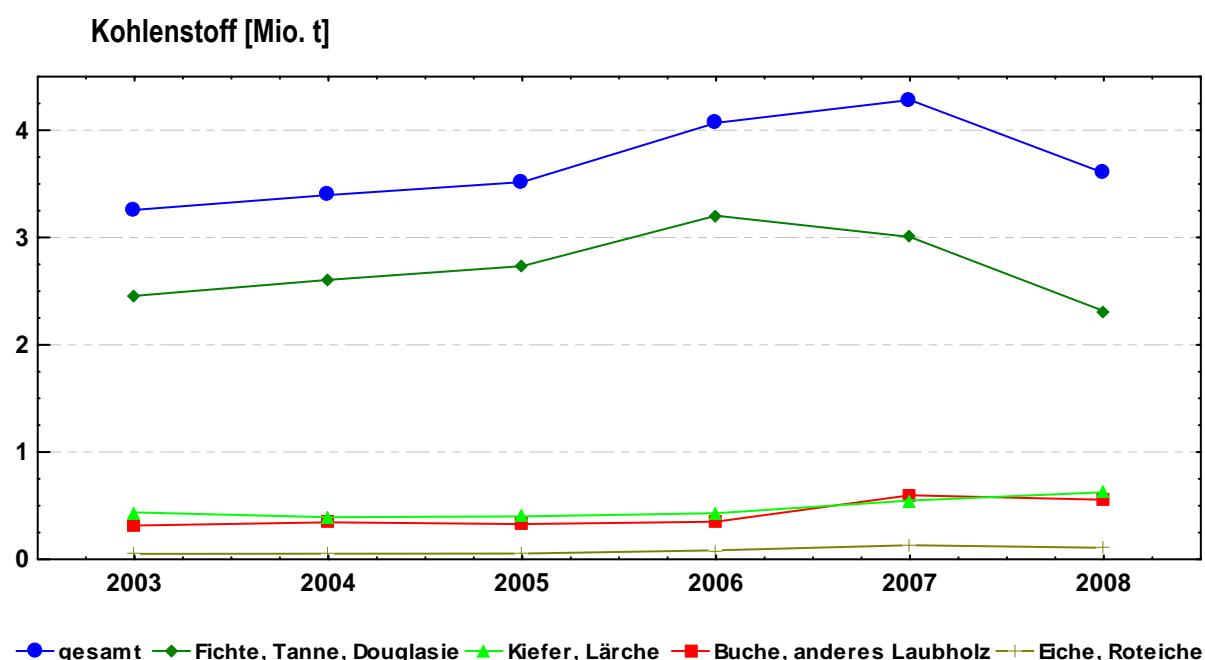


Abb. 50: Jährlicher Kohlenstoffaustrag (Mio. t) aus bayerischen Wäldern durch Holzernte

Entscheidend für die weitere Dauer der Kohlenstoffspeicherung ist die Nutzungsform des Holzes nach der Ernte. Wie oben beschrieben, wurde die gesamte Holzerntemenge dafür in verschiedene Produktkategorien aufgegliedert (Abb. 51). Demnach verteilen sich die Holzerntemengen im betrachteten Zeitraum zwischen 2003 und 2008 bei grober Betrachtung zu ähnlichen Anteilen in die vier Kategorien (langlebige Produkte, mittellebige Produkte, kurzlebige Produkte, Energieholz). Entscheidende Rolle dafür spielt der Anteil an Energieholz aus dem Wald, der die Verhältnisse deutlich beeinflusst, da für Rundholz für den Zeitraum 2003-2008 bzgl. der weiteren Verarbeitung der gleiche Verwendungsschlüssel aus 2006 (RÖDER ET AL. 2008) herangezogen wurde. Deutlich wird, dass der Energieholzanteil von 31% in 2003 auf 41% in 2008 stetig gestiegen ist. Dies spiegelt allgemeine Tendenzen der Holzverwendung wider, indem vor allem die Anzahl von Feuerungsanla-

gen mit holzbasierten Brennstoffen in den letzten Jahren stetig gestiegen ist. So stieg z.B. die Anzahl der Pelletheizungen in Deutschland von rund 3.000 in 2000 auf 70.000 in 2006 (SCHÄFER UND ORTINGER 2007).

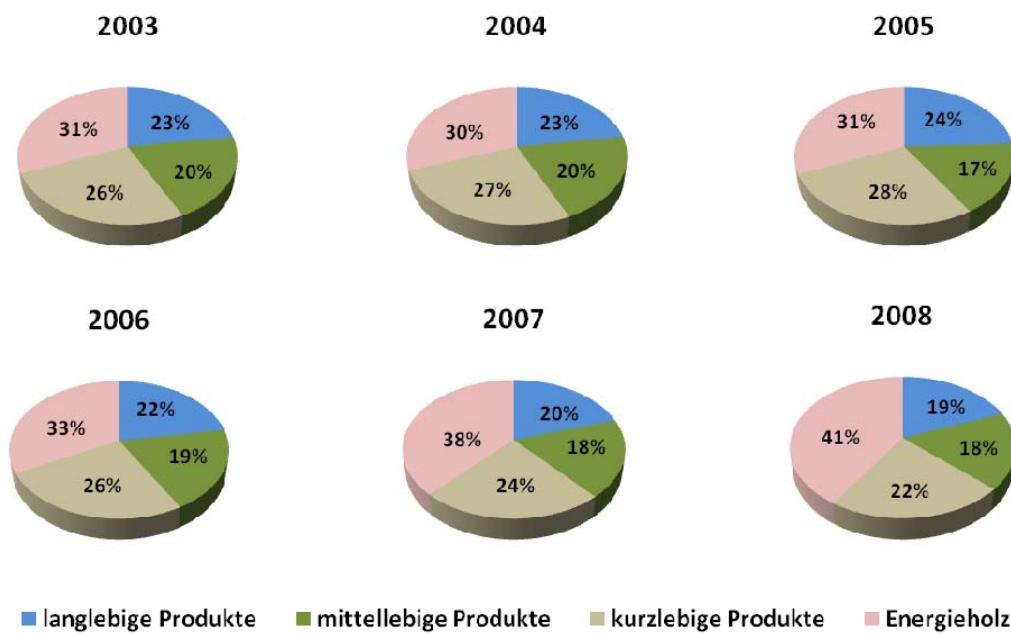


Abb. 51: Verteilung [%] der Holzeinschlagsmengen in Produktkategorien

Festzustellen ist zudem, dass der Kohlenstoff, der jährlich dem Wald durch Holzernte entzogen wird, knapp zu einem Viertel in langlebige Produkte gelangt. Rechnet man die mittellebigen Produkte hinzu, so werden durchschnittlich 40% der Holzerntemengen jedes Jahr in mittel- oder langlebigen Produkten gebunden.

Jährlicher Eintrag in den Holzproduktespeicher unter Berücksichtigung der Nutzungsdauern

Akkumuliert man die Mengen, die von 2003 bis 2008 jährlich in den Holzproduktespeicher eingegangen sind und berücksichtigt man die Nutzungsdauer der jeweiligen Produktkategorie (ohne einen Holzprodukte-Ausgangsvorrat zu involvieren), so zeigt sich, dass nach diesem Zeitraum in 2008 von den insgesamt rund 22 Mio. Tonnen Kohlenstoff, die dem Wald seit 2003 durch Holzernte entzogen worden sind, noch rund 17 Mio. Tonnen bzw. 77% im Holzproduktespeicher in 2008 verbleiben (Abb. 52). Im Wesentlichen verantwortlich für die Differenz von 5 Mio. Tonnen sind der Energieholzanteil sowie die kurzlebigen Produkte, beispielsweise aus der Papierindustrie, aufgrund ihrer kurzen Speicherwirkung. An dieser Stelle sei jedoch noch einmal erwähnt, dass hier nur die Verlängerung des tatsächlichen Speichers beschrieben wird. Der Effekt insbesondere des Energieholzes beruht weniger auf deren eigentliche Speicherleistung, sondern vielmehr auf deren Energiesubstitutionseffekte, da durch die Nutzung von Holz als Energieträger der Gebrauch fossiler Energieträger verminder werden kann (siehe Kap. 4.2.4).

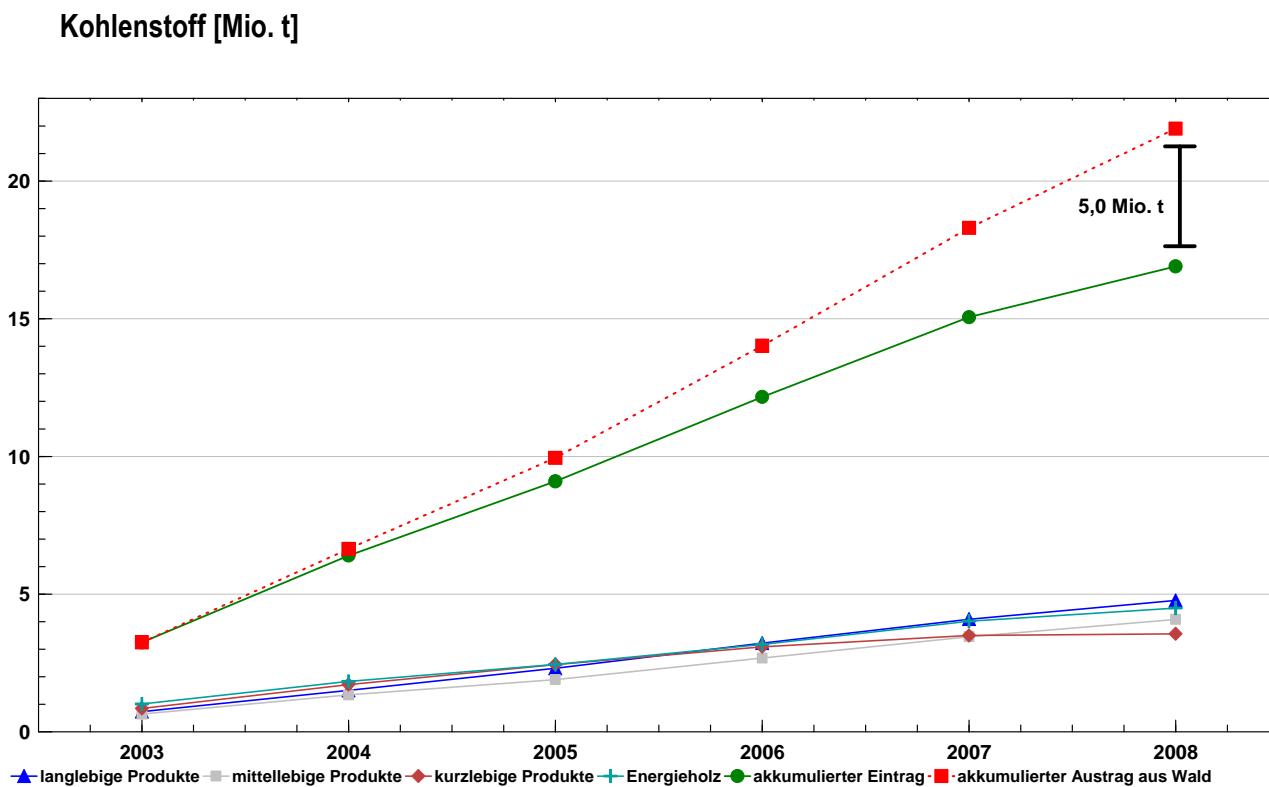
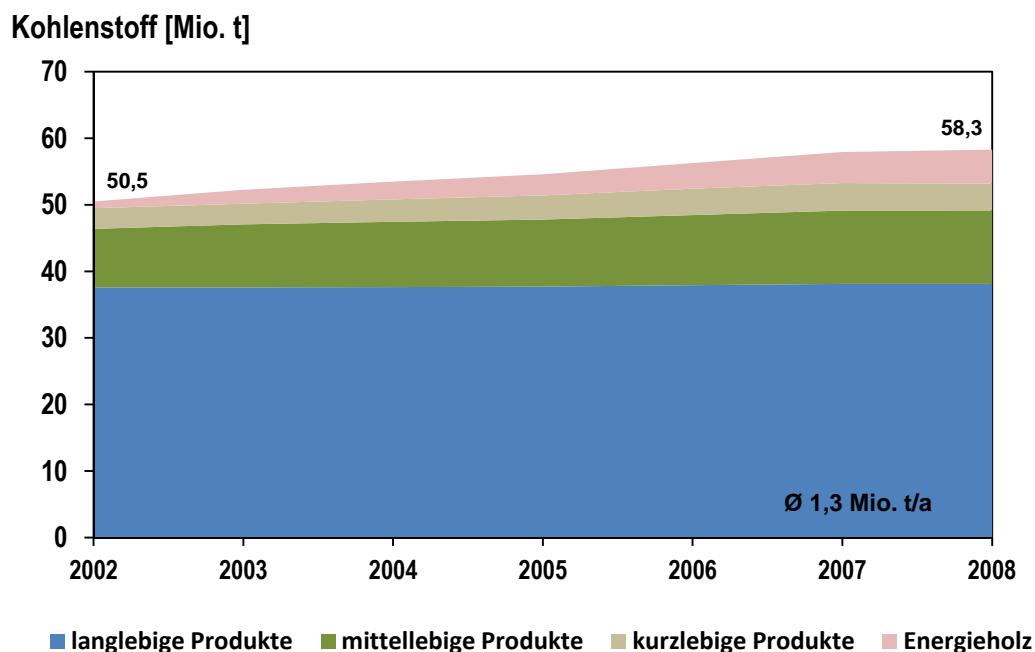


Abb. 52: Jährlicher Kohlenstoffeintrag (Mio. t) in den Holzproduktespeicher

Entwicklung des gesamten Produktespeichers

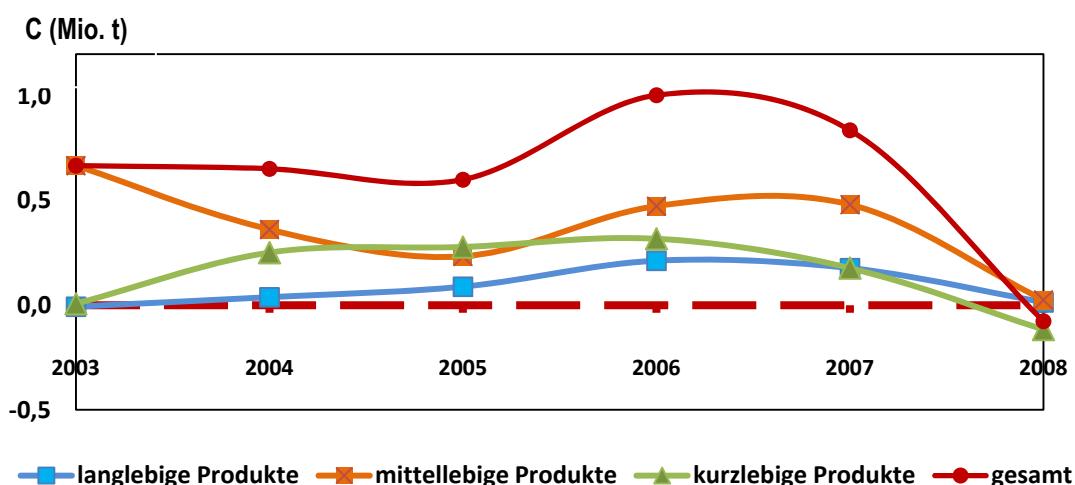
Berücksichtigt man einen Ausgangsvorrat für den Holzproduktespeicher, der wie in Kap. 4.2.1 beschrieben ermittelt wurde, so ist es möglich, unter Bezugnahme spezifischer Nutzungsdauern die Entwicklung des gesamten Speichers darzustellen. Jedoch muss hier noch einmal darauf hingewiesen werden, dass der Ausgangsspeicher der im Gebrauch befindlichen Holzprodukte mit dem aus Bayerns Wäldern produzierten Holz fortgeschrieben wird, da die vorhandene Datenlage für Bayern keine andere Vorgehensweise zulässt und somit insbesondere Import- und Exportströme von Holz, Holzhalbwaren und Holzprodukten nicht berücksichtigt werden können. Besonders Schnittholz wird in großem Umfang aus Bayern exportiert. Dennoch können, unter der vereinfachten Annahme, dass keine Importe und Exporte stattfanden, tendenzielle Entwicklungen zum Holzproduktespeicher dargestellt werden.

Im betrachteten Zeitraum zwischen 2002 und 2008 hat sich der Holzproduktespeicher von 50,5 Mio. Tonnen auf 58,3 Mio. Tonnen Kohlenstoff erhöht. Dies entspricht einer durchschnittlichen jährlichen Erhöhung von rund 1,3 Mio. Tonnen (Abb. 53). Es zeigt sich, dass der Speicher in den langlebigen Produkten weitgehend unverändert blieb und so der Austrag und der Eintrag sich in etwa die Waage hielten. Die mittellebigen und kurzlebigen Produkte konnten eine leichte aber konstante Erhöhung verzeichnen. Der Energieholzbereich unterliegt aufgrund seiner Kurzlebigkeit den größten Schwankungen.

**Abb. 53:** Entwicklung des gesamten Produktespeichers (Mio. t C) seit 2002

Die jährliche Veränderung des Holzproduktespeichers

Betrachtet man die jährlichen Veränderungen des Holzproduktespeichers, so zeigt sich, dass diese in Abhängigkeit der Holzeinschlagsmengen großen Schwankungen unterliegen (Abb. 54). Dies verdeutlicht, dass der Holzproduktespeicher sehr sensibel auf Veränderungen reagiert und unterstreicht die leichte Beeinflussbarkeit dieses Speichers. Es kann auch gezeigt werden, dass jährlich gewisse Mengen notwendig sind, um die Speicherung zu erhalten, da nicht vergessen werden darf, dass jedes Jahr ein bestimmter Anteil der Holzprodukte nach deren Gebrauch meist in Form von energetischer Nutzung aus dem Speicher ausscheidet. Insbesondere 2008 zeigt, dass ohne Berücksichtigung des Energieholzes die neu in den Holzproduktespeicher einfließenden Mengen gerade ausreichend waren, um den Ist-Bestand des Speichers in etwa zu erhalten.

**Abb. 54:** Jährliche Veränderungen des Produktespeichers (Mio. t C) ab 2003 ohne Energieholz

Berücksichtigt man das Energieholz, so wird die Sensibilität des Speichers noch deutlicher, da dieser aufgrund der Kurzlebigkeit des Energieholzes noch stärker schwankt (Abb. 55). Fließen in einem Jahr große Mengen Energieholz in den Speicher ein, so ist zu erwarten, dass in den nächsten 1-2 Jahren konsequenterweise höhere Mengen den Produktespeicher wieder verlassen.

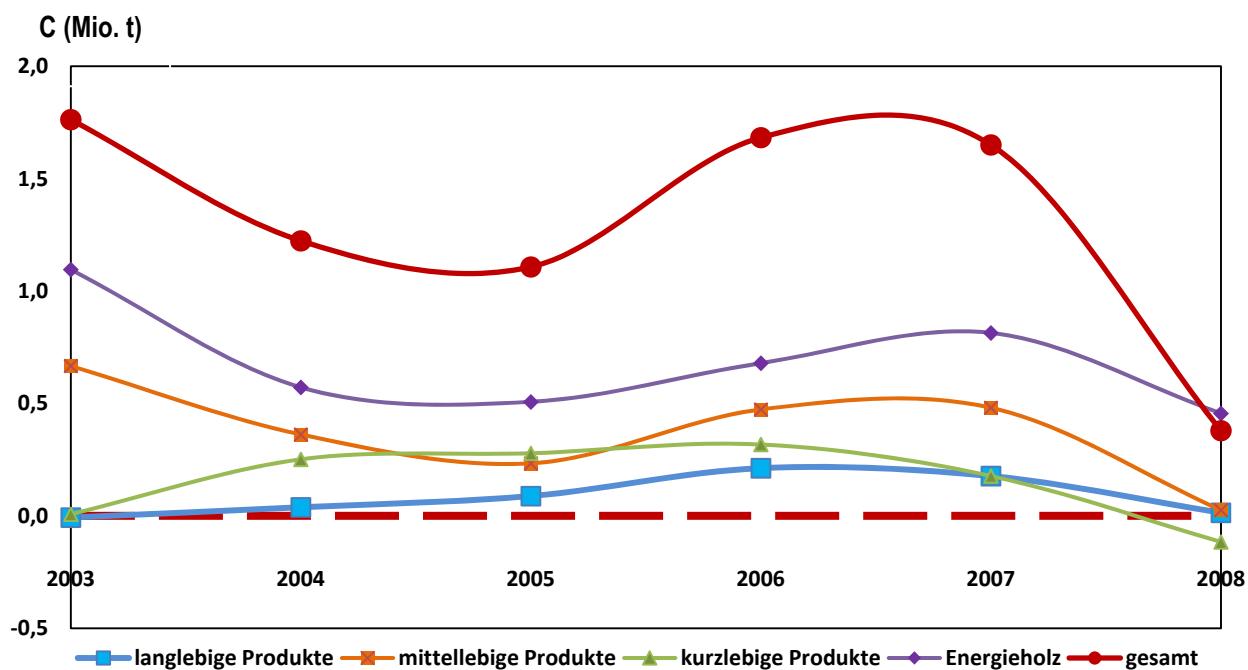


Abb. 55: Jährliche Veränderungen des Produktespeichers ab 2003 mit Energieholz

Entwicklung des Holzproduktpools mit und ohne Ausgangsvorrat

Um eine direkten Vergleich mit THG-Emissionen zu ermöglichen, wird im Folgenden der HWP-Speicher in CO₂-Einheiten dargestellt. Trotz der Eintrags- und Austragsschwankungen im Betrachtungszeitraum zwischen 2002 und 2008 zeigt sich, unabhängig von den Modellannahmen (ohne Ausgangsvorrat, mit Ausgangsvorrat, mit Berücksichtigung von Nutzungsdauern, ohne Berücksichtigung von Nutzungsdauern), dass sich der Holzproduktespeicher tendenziell erhöht und somit die Speicherwirkung der in den Wäldern gespeicherten Holzmassen nach der Ernte verlängert wird. Zwischen 2003 und 2008 gelangten insgesamt rund 80 Mio. Tonnen CO₂ aus bayerischen Wäldern in den Holzproduktespeicher, was einem jährlichen Eintrag von rund 13,3 Mio. Tonnen CO₂ entspricht. So konnte auf Basis der jährlichen Holzeinschlagsmengen unter der Annahme von bestimmten Verwendungsströmen eine Zunahme der CO₂-Speicherung von rund 29 Mio. Tonnen (unter Berücksichtigung spezifischer Nutzungsdauern und eines Ausgangsvorrates) im Holzproduktespeicher geschätzt werden (Abb. 56).

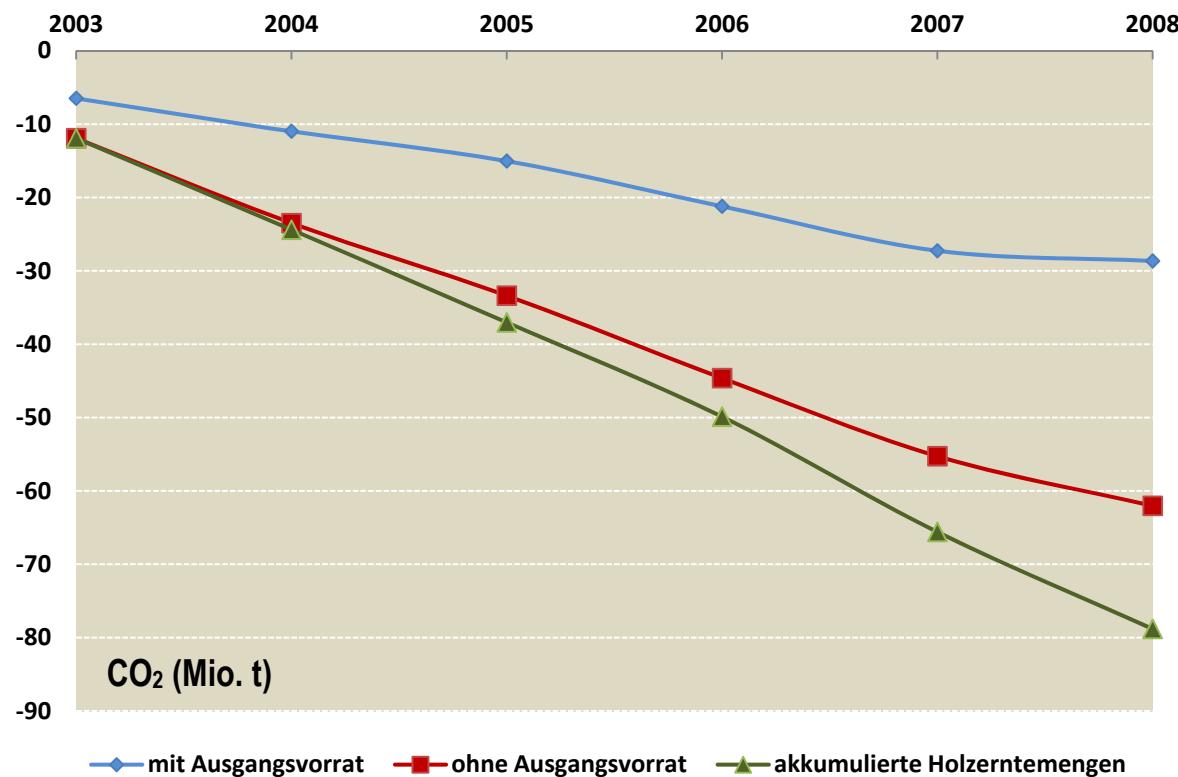


Abb. 56: Jährliche Zunahme der C-Bindung (in CO₂-Einheiten) im Holzproduktespeicher unter verschiedenen Annahmen

4.2.4 Substitutionseffekte bei der Verwendung von Holz

4.2.4.1 Methodik

Bisher wurde nur die direkte Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten berücksichtigt, die dazu führt, dass die im Wald durch Biomasse aufgebaute Speicherleistung über einen bestimmten, nutzungsabhängigen Zeitraum verlängert wird. Die Klimaeffekte einer Holznutzung bestehen jedoch nicht nur aus der direkten Bindung von Kohlenstoff, sondern es können Effekte durch die Substitution von Rohstoffen auf fossiler Basis erzielt werden, die sich zusätzlich positiv auf das Klima auswirken. In einigen Studien hat sich gezeigt, dass Holzprodukte insbesondere im Bezug auf das Treibhauspotential Nichtholzprodukten überlegen sind (u.a. ALBRECHT ET AL. 2008). Die beiden entscheidenden Effekte sind dabei die Material- und die Energiesubstitution. Holz ist allgemeinhin als CO₂-neutraler Rohstoff bekannt. Dies bedeutet nicht, dass bei der Verbrennung von Holz kein CO₂ freigesetzt wird. Vielmehr wird bei der Betrachtung des gesamten Lebenszyklus von Holz maximal nur so viel an CO₂ freigesetzt wie ein Baum vorher durch Aufbau von Biomasse gebunden hat. ZIMMER UND WEGENER (2008) sprechen sogar von einem „C-plus-Effekt“, den Holz aufgrund von Substitutionseffekten erzielt, welche nach Meinung vieler Autoren weitaus bedeutender sind als die direkte Speicherung selbst (INGERSON 2009, HOFER ET AL. 2007). Holz verhält sich also nicht nur neutral, sondern erzielt bei seiner Nutzung einen positiven Effekt für das Klima, indem durch dessen Verwendung aktiv CO₂-Emissionen vermieden werden. Bei einer vollständigen Betrachtung der Effekte durch die

Holznutzung müssen somit neben der direkten Speicherung im Produkt selbst deren Substitutionseffekte mit einbezogen werden. Wie hoch die Substitutionseffekte bei der Verwendung bestimmter Produkte sind, kann nach wie vor nur sehr schwer ermittelt werden (INGERSON 2009). Zum einen liegt das daran, dass Substitutionseffekte stark abhängen von der Holzqualität sowie der Art der entstehenden Holzprodukte (ERIKSON ET AL. 2009), zum anderen hängen die Effekte wesentlich davon ab, mit welchen Produkten die betreffenden Holzprodukte verglichen werden. Hinzu kommt, dass Systemgrenzen (beispielsweise In- und Ausland) oft schwer festgelegt werden können und fraglich ist, welche Faktoren bei den Vergleichen mit einbezogen werden müssen. Will man nun wie in der vorliegenden Arbeit, nicht nur die Substitutionseffekte einzelner Produkte, sondern die der Gesamtheit aller Produkte in Gebrauch quantifizieren, so wird eine Abschätzung aufgrund der Vielfalt der Produkte natürlich noch erschwert.

Ziel in den folgenden Abschnitten ist es, den Substitutionseffekt der Holzprodukte, die im Betrachtungszeitraum zwischen 2003 und 2008 aus bayerischen Wäldern generiert wurden, mit plausiblen Annahmen möglichst vollständig darzustellen.

Materialsubstitution

Ersetzt Holz energieaufwändiger Produkte, die mit höheren CO₂-Emissionen verbunden sind, so spricht man von Materialsubstitution. Die Verwendung von Holz vermeidet somit die Emissionen von bestimmten Mengen an CO₂. Als Belege dienen hier u.a. der Vergleich der Ökobilanzen von Spanplattenrahmen und Stahltürrahmen, Holzpaliaden im Vergleich zu Betonpaliaden oder Blockholzplatten im Vergleich zu Backsteinmauerwerk, bei denen das auf Holz basierende Produkt zumeist ein weitaus effizienteres Treibhausgasprofil ausweist wie sein Pendant (HOFER ET AL. 2008, HOFER ET AL. 2007). Die Schwierigkeit bei der Quantifizierung der Materialsubstitution liegt somit darin, einen vertretbaren Basiswert zu finden, der für die Gesamtheit der Holzprodukte in Bayern anwendbar ist, da es im Rahmen dieser Studie nicht möglich war, alle Holzprodukte im Einzelnen zu bearbeiten. HOFER ET AL. 2007 geben als Kenngröße einen Substitutionseffekt von 700 kg CO₂ pro m³ Holz an, wobei von den Autoren darauf hingewiesen wurde, dass dieser Wert sich auf eine Nutzung mit Schwerpunkt im Bausektor bezieht und der Wert in Abhängigkeit der Holznutzung variieren kann. Zudem bezieht sich diese Angabe auf die Schweiz. Andere Untersuchungen beschreiben zum Teil noch höhere Effekte. So zeigen REID ET AL. (2004) für den Bausektor Spannen zwischen 725 und 1.013 kg CO₂-Einsparung pro 1 m³ Holz im Vergleich zu herkömmlichen Baumaterialien. Für den Bausektor geben BURSCHEL ET AL. (1993) rund 1.000 kg CO₂ bei 1 m³ Holz an, KÖHL ET AL. (2009) sprechen von 900 kg CO₂. In dieser Arbeit wird zur Quantifizierung der Materialsubstitutionseffekte für Bayern die Angabe von HOFER ET AL. 2007 mit 700 kg CO₂ pro m³ Holz herangezogen.

Energiesubstitution

Wenn Holz direkt nach der Holzernte oder in Form von Altholz nach stofflicher Nutzung als Energieträger verwendet wird und so den Gebrauch fossiler Energieträger vermindert, dann spricht man von Energiesubstitution. Insbesondere die Holzkaskandennutzung trägt im besonderen Maße zur Minderung des Klimawandels bei, da sie sämtliche positiven Effekte von der Produktspeicherung, der zum Teil mehrfachen Materialsubstitution bis

hin zur Energiesubstitution am Ende des Lebenszyklus des Produktes erfüllt. Ökobilanztechnisch und somit auch aus kohlenstoffökologischer Sicht ist die Holzkaskadennutzung demzufolge die optimale und effizienteste Nutzung von Holz (u.a. WEGENER 2009).

Zur Quantifizierung der Energiesubstitutionseffekte wurde ein Basiswert von KÖHL ET AL. (2009) angenommen (675 kg CO₂ pro 1 m³ Holz). Dieser Richtwert deckt sich in etwa auch mit anderen Studien wie z.B. HOFER ET AL. 2007 mit 600 kg CO₂ pro 1 m³ Holz. So zeigt auch ZIMMER (2010) ein Treibhauspotential für Waldhackschnitzel in einem ausgewählten Szenario („Kleinprivatwald-Waldrestholz/Mix-50%“, bezüglich dem Primärenergiebedarf vergleichsweise ungünstiges Szenario) von rund 250 kg CO₂ pro MWh Brennstoff. Würde man das für 1 m³ umrechnen, so ergibt das ein Energiesubstitutionspotential von ungefähr 500 kg CO₂ pro 1 m³ Holz.

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass das gesamte zur Energiegewinnung theoretisch verfügbare Holz auch tatsächlich als Energieträger verwendet wird und im Stoffkreislauf erhalten bleibt, entweder direkt in Form von Energieholz aus dem Wald, als Säge- und Industrierestholz oder als Altholz nach Nutzung. Eine mögliche Altholzlagerung nach Gebrauch auf Deponien wird nicht berücksichtigt. Diese Herangehensweise begründet sich auch dadurch, dass seit 2003 gemäß der Altholzverordnung (AltholzV) das depozieren von Altholz nicht mehr zulässig ist.

4.2.4.2 Ergebnisse

Innerhalb des Betrachtungszeitraums von 2003 bis 2008 wurde ein Gesamtklimaeffekt abgeleitet, der neben der Produktspeicherung Energie- und Materialsubstitution berücksichtigt. So entstand von 2003 bis 2008 ein Gesamteffekt von **37,5 Mio. t C bzw. 137,7 Mio. t CO₂**, der durch die Nutzung von Holz erzielt wurde (Abb. 57). Dabei bewirkte die Energie- und Materialsubstitution eine CO₂-Einsparung von 75,6 Mio. t CO₂. Vergleicht man das mit der Produktspeicherung (62 Mio. t CO₂ ohne Ausgangsspeicher, siehe Abb. 56), so zeigen sich die Substitutionseffekte klimaschutzrelevanter als die eigentliche Kohlenstoffspeicherung im Produkt selbst. Je größer der Betrachtungszeitraum wird, umso mehr gewinnen die Substitutionseffekte an Bedeutung. Dies ist jedoch kaum verwunderlich und einfach zu erklären: Gelangen zu einem bestimmten Zeitpunkt Holzprodukte in den Gebrauch, so nimmt mit zunehmender Zeit aufgrund der nicht ewig anhaltenden Nutzungsdauer deren Speicherfunktion ab. Die Substitutionseffekte hingegen treten für jedes Produkt mindestens einmal ein und bleiben dann unabhängig vom Zeitpunkt bestehen, da ja der Ersatz von fossilen Rohstoffen, der einmal geleistet wurde, unverändert bleibt. Schon der hier betrachtete sehr kurze Zeitraum kann bereits verdeutlichen, dass für den Sektor der Holzprodukte die wesentliche Rolle die Substitutionseffekte spielen. Geht man von einer Kaskadennutzung aus, die hier nicht betrachtet wurde, würden mehrfach Substitutionseffekte entstehen und die Bedeutung der Holznutzung noch stärker untermauern. Eine Kaskadennutzung wurde für diesen Zeitraum bewusst nicht gewählt, um die Wirkung der Holznutzung nicht zu überschätzen. Es darf auch nicht vergessen werden, dass viele Holzprodukte nach Nutzung erst wieder aufbereitet werden müssten, um sie weiter zu verwenden. Insbesondere am Ende der Nutzungskette für eine energetische Verwendung eignen sich viele Holzprodukte nicht ohne weitere Behandlung, denkt man z.B. an Holzfensterrahmen oder anderen Stoffen im Bausektor, die oft mit chemischen Mitteln

kontaminiert sein können. Die dadurch einzusetzende Energie müsste dann bei einer sauberen Bilanzierung berücksichtigt werden.

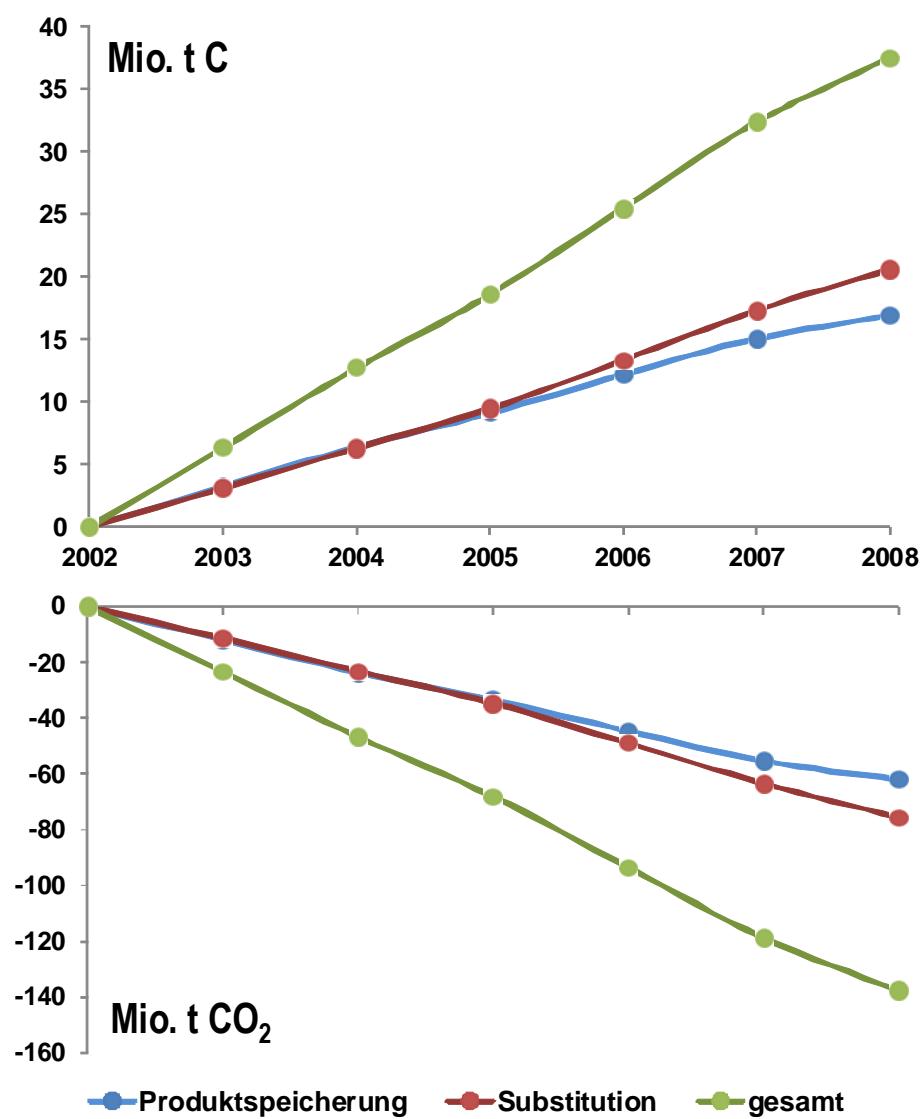


Abb. 57: Jährliche Veränderung aller Klimaeffekte im Holzproduktespeicher (in C und CO₂) ohne Ausgangsspeicher

Auch sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen, dass die Kohlenstoffbindung, die durch die Nutzung von Holz entsteht, kein zusätzlicher Effekt ist, sondern lediglich die Speicherwirkung, die ursprünglich vom Wald geleistet wurde, um die Nutzungsdauer verlängert wird.

Selbst wenn keine Kaskadennutzung berücksichtigt wird, ist der Nutzen, der alleine durch die Substitutionseffekte erzielt wird, nicht unerheblich: Angenommen, Holz würde nicht mehr zur Verfügung stehen und man müsste fossile Energieträger dafür aufwenden, würden die oben beschriebenen Emissionsmengen, die durch die Holznutzung verminder werden, zusätzlich die Atmosphäre belasten (75,6 Mio. t CO₂), da ja Holz durch ande-

re Materialien wahrscheinlich auf fossiler Basis ersetzt werden müsste. In 2005 lag beispielsweise die jährliche energiebedingte Emissionsrate in Bayern bei 80,8 Mio. t CO₂ (STMUG 2009). Demzufolge lag die Emission pro Kopf bei ca. 12,5 Mio. Einwohnen in Bayern bei rund 6,5 t CO₂ pro Jahr. In diesen 6 Jahren von 2003 bis 2008 hätte sich die Emissionsrate in Bayern pro Jahr somit um insgesamt ca. 12,6 Mio. t CO₂ auf 93,4 Mio. t CO₂ bzw. pro Kopf von 6,5 auf 7,5 t CO₂ erhöht. Dies wäre ein Anstieg um ca. 15%. Diese überschlägigen Rechnungen verdeutlichen anschaulich den Beitrag, den die Holznutzung zum Klimaschutz leistet.

Ein weiterer positiver Effekt, neben den hier veranschaulichten Klimaschutzwirkungen tritt auf, wenn Holz als Dämmstoff gegen Kälte im Winter und Hitze im Sommer eingesetzt wird. Dabei trägt Holz zur Reduktion des Energieverbrauchs und somit zu einer Reduktion von THG-Emissionen bei. Dies wurde jedoch in der vorliegenden Studie außer Betracht gelassen.

5 Szenarien zur Kohlenstoffbilanz in der bayerischen Forst- und Holzwirtschaft

5.1 Methodik

Das Programm WEHAM (Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung) wurde von der Forstlichen Versuchsanstalt Baden-Württemberg in Freiburg im Auftrag des BMVEL entwickelt, um auf Basis der Ergebnisse zur BWI² die zukünftige Waldentwicklung bzw. das potentielle Rohholzaufkommen in Deutschland darzustellen. Die Methodik zum Modell wird hier nicht detailliert dargestellt. Einzelheiten können u.a. in BMELV (2005b) nachgeschlagen werden.

5.1.1 Bestandesentwicklung (Derbholzbäume ab BHD 7 cm)

Zur Beschreibung einer möglichen Entwicklung der Kohlenstoffbilanz in Bayern werden grundsätzlich 5 unterschiedliche Szenarien simuliert. Dabei werden die Rohdaten der BWI² herangezogen und mit dem Programm WEHAM fortgeschrieben. So kann dargestellt werden, wie sich die Waldbestände unter verschiedenen Annahmen entwickeln könnten. Zudem werden die dabei anfallenden Holzerntemengen berücksichtigt, um so den Holzproduktespeicher fortzuschreiben.

Der Betrachtungszeitraum liegt bei insgesamt 40 Jahren von 2002 bis 2042. Dabei wird eine gleichbleibende Waldfläche unterstellt. Mögliche Änderungen in der Baumartenzusammensetzung durch Einwuchs von Bäumen aus der Verjüngung finden keine Berücksichtigung. Alle Ergebnisse beziehen sich auf die begehbar produktive Waldfläche (2,39 Mio. ha), so dass die Flächen, auf denen eine Nutzung nicht zulässig ist, ausgeklammert werden. Im Gegensatz dazu beziehen die Ausgangsergebnisse in 2002 die gesamte begehbar Waldfläche mit ein (2,43 Mio. ha), so dass etwa 98% der Waldfläche in den Szenarien dargestellt werden.

Die hier entwickelten Szenarien sollen eine Bandbreite von Entwicklungsmöglichkeiten aufzeigen, die von einer kompletten Nichtnutzung bis zu einer Nutzung des Zuwachses bzw. bis leicht über dem Zuwachs reicht. Von einem sehr starken Vorratsabbau wird hier nicht ausgegangen. Alle Angaben beziehen sich auf die Bäume mit einem BHD von mindestens 7 cm sowie dem Totholz. Die Verjüngung wird nicht berücksichtigt. Konkret werden die folgenden 5 Szenarien simuliert:

Entwicklung der Kohlenstoffbilanz

- ohne Nutzung (**oN**) unter optimalen Bedingungen
- ohne Nutzung bei geringerer bzw. realistischerer Überlebenswahrscheinlichkeit insbesondere der Fichte (**oNr**)
- bei Nutzung wie bisher gemäß den Holzeinschlagsstatistiken (**bN**)
- bei einer zu erwartenden höheren Nutzung (**eN**) insbesondere bei Fichte
- bei Nutzung des gesamten Zuwachses (**NZ**) bzw. leichtem Vorratsabbau

Im Folgenden werden die einzelnen Szenarien genauer beschrieben:

Szenario 1: ohne Nutzung (oN) unter optimalen Bedingungen

Dieses Szenario beschreibt eine mögliche Waldentwicklung ohne jegliche Nutzung. Da WEHAM die natürliche Mortalität nicht abbildet und somit die Entwicklung des Totholzes nicht direkt dargestellt werden kann, muss diese auch aufgrund ihrer enormen Bedeutung in unbewirtschafteten Beständen mittels Eingriffen künstlich simuliert werden. Ein Entwicklungsszenario ohne Eingriffe ohne Berücksichtigung einer natürlichen Mortalitätsrate würde zu unrealistisch hohen Vorratszuwachsen führen. Dafür entwickelte BORCHERT (2005) für die Holzaufkommensprognose Bayern eine sog. Stammzahlleitkurve, die eine maximal mögliche Stammzahl in unbewirtschafteten Beständen beschreibt. Stammzahlleitkurven wurden von ihm für alle Baumarten erstellt und bilden so die Basis für die Simulation eines konkurrenzbedingten Ausscheidens der Bäume (BORCHERT 2005). Dabei wird in diesem Szenario von einer kontinuierlichen, jedoch moderaten Erhöhung des Totholzes mit zunehmendem Alter ausgegangen. In höheren Altersklassen ab ca. 200 Jahren wurde eine Nutzung simuliert, bei der jedem Baum je nach Baumart eine bestimmte Überlebenswahrscheinlichkeit zugeordnet wurde. Insbesondere bei der Fichte wurde mittels intensiveren Nutzungsintervallen und höheren Ausfallraten eine etwas stärkere natürliche Mortalität simuliert als bei anderen Baumarten, davon ausgehend, dass die Fichte in Bayern vielerorts besonders in höheren Altersklassen stark von Windwurf oder Käferbefall gefährdet und somit standörtlich schlecht geeignet ist.

Da konsequenterweise der Holzproduktespeicher in diesem Szenario keine weiteren Eingänge verzeichnet, wird dieser auf null gesetzt und keine Substitutionseffekte angerechnet.

Dieses Szenario beschreibt somit ein theoretisches Potential unserer Wälder, Kohlenstoff zu akkumulieren und kann in keiner Weise als realistisches oder anzustrebendes Szenario angesehen werden. Interessant ist jedoch insbesondere der Vergleich Nutzung vs. Nichtnutzung vor dem Hintergrund aktueller Diskussionen um eine verminderte Nutzung unserer Wälder. Die entscheidende Frage ist hier, ob eine völlige Nichtnutzung einer Nutzung nach guter waldbaulicher Praxis verbunden mit einer effizienten Holznutzung aus kohlenstoffökologischer Sicht unter aktuellen Bestandesstrukturen überlegen sein könnte. Hier darf jedoch nicht vergessen werden, dass die hier getroffenen Annahmen sehr optimistisch sind und weitgehend von einer optimalen natürlichen Entwicklung mit hohen Zuwachsraten ausgehen.

Szenario 2: ohne Nutzung (oNr) mit realistischerer Entwicklung

Im Gegensatz zum vorherigen Szenario wird hier davon ausgegangen, dass insbesondere die Fichte i.d.R. ein geringeres Alter erreicht als in oN. Dies wurde mit einer geringeren Überlebenswahrscheinlichkeit simuliert. So besitzt die Fichte hier ab einem Alter von 100 Jahren in einem Zeitraum von \pm 20 Jahren eine Ausfallwahrscheinlichkeit von 35%. Alle anderen Baumarten bleiben im Vergleich zu Szenario 1 in etwa gleich, da hier keine extremen Ausfälle zu erwarten sind.

Szenario 3: Nutzung wie bisher gemäß den Holzeinschlagsstatistiken (bN)

Szenario 3 orientiert sich an die Holzeinschlagsstatistiken zwischen 2003 und 2007 für Bayern. Dabei wurden die Steuerparameter im Durchforstungsmodell so gewählt, dass in etwa die durchschnittliche Holzerntemenge zwischen 2003 und 2007 und deren Aufteilung nach Baumarten simuliert und für den Bezugszeitraum bis 2042 fortzuschreiben wird. Dabei können die Erntemengen zwischen den Perioden schwanken, erreichen jedoch im Mittel über 40 Jahre mit durchschnittlich 18,3 Mio. Efm in etwa den durchschnittlichen Einschlag zwischen 2003 und 2007 (ca. 18,6 Mio. Efm). Hierbei handelt es sich um eine eher konservative und vorsichtige Einschätzung, da anhand der Veränderungen der Bestände zwischen BWI¹ und BWI² belegt werden konnte, dass die tatsächlichen Holzerntemengen zwischen 1987 und 2002 höher lagen als in den offiziellen Statistiken beschrieben (BORCHERT 2005). Obwohl die statistischen Erhebungen ständig verbessert werden, kann man davon ausgehen, dass auch im Zeitraum 2003-2007 die tatsächlichen Einschlagsmengen etwas höher lagen.

Szenario 3 beschreibt somit eine mäßige Holznutzung gemäß der gängigen waldbaulichen Praxis, verbunden mit einem kontinuierlichen leichten Vorratsaufbau, wie er auch zwischen 1987 und 2002 festgestellt werden konnte. Dabei werden die Nadelhölzer, insbesondere die Fichte etwas stärker genutzt, so dass hier der Holzvorrat weitaus weniger zunimmt als bei den Laubhölzern, die einen relativ hohen Vorratsaufbau innerhalb der 40 Jahre annehmen.

Szenario 4: zu erwartende Nutzung (eN)

In diesem Szenario wird unterstellt, dass die tatsächlichen Einschlagsmengen etwas höher liegen als in Szenario 3. Man kann und muss davon ausgehen, dass insbesondere die Fichte nicht zuletzt aufgrund der vielerorts angestrebten Waldumbaumaßnahmen heute und in Zukunft weitaus intensiver und mit einer kürzeren Umliebszeit als in der Vergangenheit genutzt wird, so dass hier für die Fichte insbesondere in den ersten Perioden ein relativ deutlicher Vorratsabbau simuliert wird und ihr Ausgangsvorrat aus 2002 im gesamten Betrachtungszeitraum nicht mehr erreicht wird.

Das Nutzungsverhalten bei den anderen Baumarten ist im Vergleich zu bN ähnlich.

Szenario 5: Nutzung des gesamten Zuwachses (NZ)

Im Szenario 5 wurden die Nutzungsmodelle so gewählt, dass in allen 5-Jahresperioden die Nutzungen in etwa in Höhe des Zuwachses oder leicht darüber liegen. So konnte ein Szenario erstellt werden, das einen leichten Vorratsabbau oder zumindest in etwa gleichbleibenden Vorrat für alle Baumarten simuliert. Dieses Szenario unterstellt somit eine sehr intensive Holznutzung, die auch aufgrund der aktuell steigenden Nachfrage nach Holz durchaus plausibel erscheint.

5.1.2 Entwicklung des Totholz pools

In den Szenarien mit Nutzung wird eine im Verhältnis zum stehenden Bestand gleichbleibender Anteil an Totholz unterstellt. Bei Nichtnutzung wird der Totholzpool modelliert und fortgeschrieben.

Die ausscheidenden Bäume in den Szenarien ohne Nutzung verlassen nicht direkt den Kohlenstoffspeicher Wald, sondern werden dem Totholzpool zugeschrieben, dessen Veränderung anhand einer exponentiell verlaufenden Abbaufunktion analog zum Holzprodukte-Ausgangsspeicher nach WIRTH ET AL. (2004A) ebenfalls simuliert wird (Gleichung 26).

$$VT_{(t)} = VT_{(t0)} * e^{(-k*t)} \quad (26)$$

mit $VT_{(t)}$ als Totholzspeicher zum Zeitpunkt t , $VT_{(t0)}$ als Totholzausgangsspeicher zum Zeitpunkt $t0$ und k als baumartengruppenspezifische (Laubholz, Nadelholz) Abbaukonstante;

Für k wurden ebenfalls Raten nach WIRTH ET AL. (2004A) herangezogen (für Laubholz 0,106, für Nadelholz 0,053). Ein Vergleich mit vorhandener Literatur zum Thema Totholzabbauraten zeigt, dass die hier verwendeten Abbauraten einen mittleren bis raschen Abbau unterstellen (vgl. u.a. ROCK 2007).

5.1.3 Entwicklung des Holzproduktespeichers

Die genutzten Erntemengen fließen in den Holzproduktespeicher ein und beeinflussen somit zusammen mit dem Austrag nach Nutzung dessen Speichergröße. Wichtig hierbei ist, die einfließenden Mengen in Produktkategorien einzuordnen. So können produktbezogene Eintragsmengen und Verweildauern bestimmt werden. Für die Zuordnung in Kategorien wird auch hier der Verteilungsschlüssel aus Kap. 4.2.3.1 herangezogen, davon ausgehend, dass die Art der Holznutzung auch in Zukunft der heutigen Nutzung ähnlich ist. Lediglich beim Szenario NZ wird davon ausgegangen, dass aufgrund der höheren Erntemengen im Laubholz der Anteil an Produkten mit langer und mittlerer Lebensdauer im Laubholz höher liegt als in bN und eN. Gemäß den Holzeinschlagsstatistiken lag der Anteil des Energieholzes am gesamten Einschlagsvolumen zwischen 2003 und 2007 beim Laubholz bei 49%, beim Nadelholz bei 21%. Der Anteil an Energieholz wird in diesem Szenario beim Laubholz wie bei beim Nadelholz auf 21% festgesetzt. Auch wenn dies entgegen dem momentanen Trend zu einem höheren Brennholzverbrauch ist, so kann simuliert werden, wie sich eine verstärkte Holzverwendung mittels langlebiger Produkte auf die gesamte Kohlenstoffbilanz auswirken kann. Dies erscheint durchaus realistisch, da insbesondere im Bauwesen der Trend zum Bauen mit Holz nach oben geht, was aktuelle Statistiken zum Bauen mit Holz zeigen. So ist die Holzbauquote von 8% in 1991 auf 15% in 2010 gestiegen (WEGENER ET AL. 2010).

Die Austräge der Holzmengen aus dem Holzproduktespool werden analog zu Kap. 4.2.3.1 über Abbaufunktionen simuliert, die auf einer Gamma-Verteilung basieren.

Die Holzmengen, die den Produktempool verlassen, werden im Modell energetisch verwendet, so dass für den so entstehenden Altholzpool Energiesubstitutionseffekte ange rechnet werden. Es wird somit unterstellt, dass Holz nach Nutzung keiner weiteren stofflichen Verwendung unterliegt, sondern direkt als Energieträger verwendet wird. Sicherlich ist es in der Praxis so, dass Teile der anfallenden Altholzmengen noch in Form von minderwertigeren Holzprodukten wie Pressspanplatten oder ähnlichen Waren verwendet werden können. Jedoch müsste man dann auch mögliche Energieaufwendungen z.B. für die Aufbereitung des Holzes berücksichtigen, was dann die Komplexität des Modells für ganz Bayern überschreiten würde. Zudem eignen sich natürlich nur Teile der Altholzmengen zu einer weiteren stofflichen Verwertung. Um eine Überschätzung der Substitutionseffekte zu vermeiden, wird somit nur eine energetische Nutzung des Altholzes mit einbezogen.

Der hier verwendete Ansatz entspricht dem Production Approach, d.h., es werden die Holzmengen betrachtet, die im betreffenden Land (in diesem Fall Bundesland Bayern) entstehen. Importe und Exporte werden nicht betrachtet. Substitutionseffekte wurden gemäß Kap. 4.2.4 berücksichtigt.

5.2 Ergebnisse

5.2.1 Die Holzerntemengen

Je nach Szenario fallen unterschiedliche Holzerntemengen an, die sich sowohl in ihren Mengen als auch in ihren Verteilungen auf Baumarten unterscheiden. In Szenario oN und oNr entstehen konsequenterweise keinerlei Nutzungsmengen. Die höchsten durchschnittlichen Holzerntemengen verzeichnet NZ mit 21,25 Mio. Efm pro Jahr (Tab. 49). bN und eN unterscheiden sich in ihren absoluten Mengen nicht wesentlich voneinander (18,25 Mio. Efm pro Jahr bzw. 18,51 Mio. Efm pro Jahr).

Tab. 49: Die Holzeinschlagsmengen [Mio. Efm] in den unterschiedlichen Entwicklungsszenarien

| | bN [Mio. Efm] | eN [Mio. Efm] | NZ [Mio. Efm] | Vergleich mit BORCHERT (2005) | | |
|-------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|--|
| 2007 | 18,57 | 18,87 | 21,46 | | | |
| 2012 | 21,53 | 26,20 | 25,52 | | | |
| 2017 | 17,54 | 18,37 | 21,24 | | | |
| 2022 | 14,85 | 15,01 | 19,20 | | | |
| 2027 | 17,77 | 16,26 | 19,88 | Nutzung wie bisher [Mio. Efm] | stärkere Nutzung [Mio. Efm] | stärkere Nut- zung auf mehr Fläche [Mio. Efm] |
| 2032 | 17,61 | 17,45 | 20,74 | | | |
| 2037 | 18,87 | 17,81 | 20,16 | | | |
| 2042 | 19,28 | 18,15 | 21,83 | | | |
| Ø 2007-2017 | 19,22 | 21,14 | 22,74 | 15,67 | 17,89 | 20,09 |
| Ø 2017-2032 | 16,72 | 16,24 | 19,94 | 18,73 | 20,20 | 21,23 |
| Ø 2007-2032 | 17,98 | 18,69 | 21,34 | 17,20 | 19,04 | 20,66 |
| Ø 2007-2042 | 18,25 | 18,51 | 21,25 | - | - | - |

Wichtiger Unterschied zwischen bN und eN ist jedoch der Zeitpunkt der Nutzung, da bei eN in den ersten Jahren die Fichte intensiver genutzt wird als bei bN. Die Holzerntemengen von NZ überschreiten bereits etwas das maximal mögliche Rohholzpotential, das aus bayerischen Wäldern in den nächsten Jahrzehnten nachhaltig genutzt werden kann und bewirken einen leichten Vorratsabbau im Vergleich zu 2002. Die hier ermittelten Mengen sollten demnach als obere Nachhaltigkeitsgrenze (bezüglich Vorrat!) verstanden werden.

Die hier generierten Holzerntemengen liegen im Rahmen der Mengen, die BORCHERT (2005) in seiner Holzaufkommensprognose ausgewiesen hat (Tab. 49). Vergleicht man die mittleren Einschlagsmengen zwischen 2007-2032 (die Szenarien von Borchert gehen bis 2032), so sind die drei Szenarien bN, eN und NZ durchaus den Szenarien „Nutzung wie bisher“, „stärkere Nutzung“ und „stärkere Nutzung auf mehr Fläche“ ähnlich und unterscheiden sich nur geringfügig.

Die jährlichen Gesamtholzmengen bzw. die Holzmengen pro ha und Jahr untergliedert nach Baumarten können für jedes Szenario in Abbildung 58 und 59 betrachtet werden.

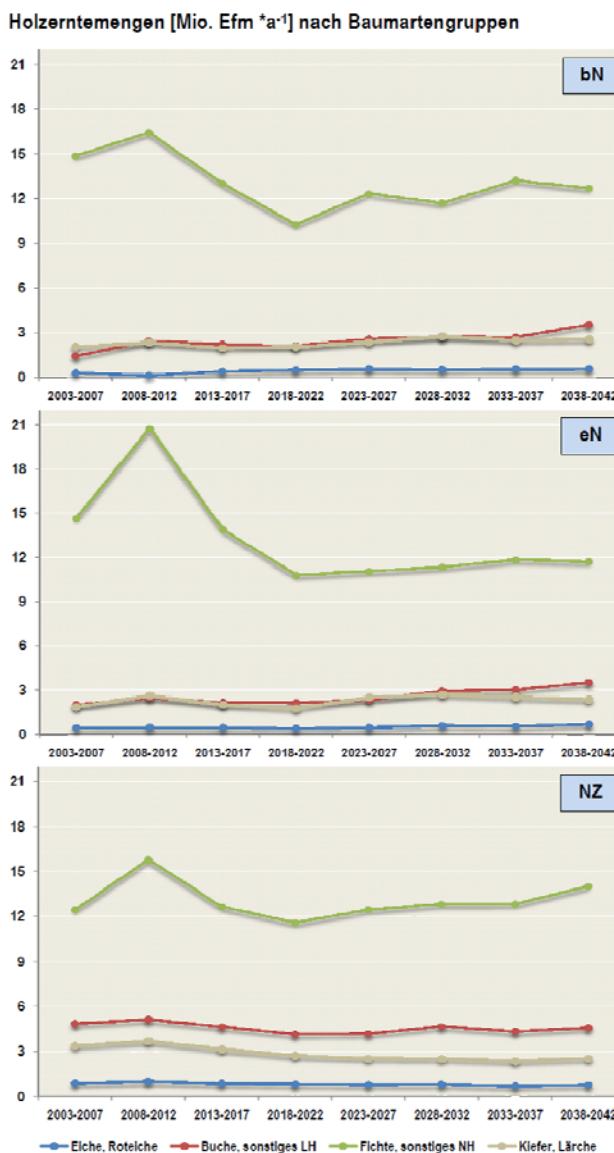


Abb. 58: Holzerntemengen (Mio. Efm *a⁻¹) nach Baumartengruppen für die verschiedenen Szenarien

NZ beschreibt ein maximal mögliches Rohholzpotential mit langfristig leichten Vorratsverlusten und liegt mit durchschnittlich 9,1 Efm pro ha und Jahr über dem gesamten Betrachtungszeitraum etwas über dem Potential, das von OEHMICHEN ET AL. (2010) für ganz Deutschland anhand der Daten zur Inventurstudie hergeleitet wurde (ca. 8 Efm pro ha). In bN und eN liegen die Einschlagsmengen mit 7,8 bzw. 7,9 Efm pro ha und Jahr im gleichen Rahmen. Insgesamt zeigen die hier dargestellten Szenarien im Vergleich zur Holzaufkommensprognose vom BMELV (2005B), die über den Zeitraum zwischen 2002 und 2042 im Durchschnitt ca. 9,7 Efm pro ha und Jahr ausweisen, etwas vorsichtige Annahmen zum zukünftigen Rohholzpotential in Bayern.

Holzerntemengen [Efm⁻¹ha⁻¹a⁻¹] nach Baumartengruppen

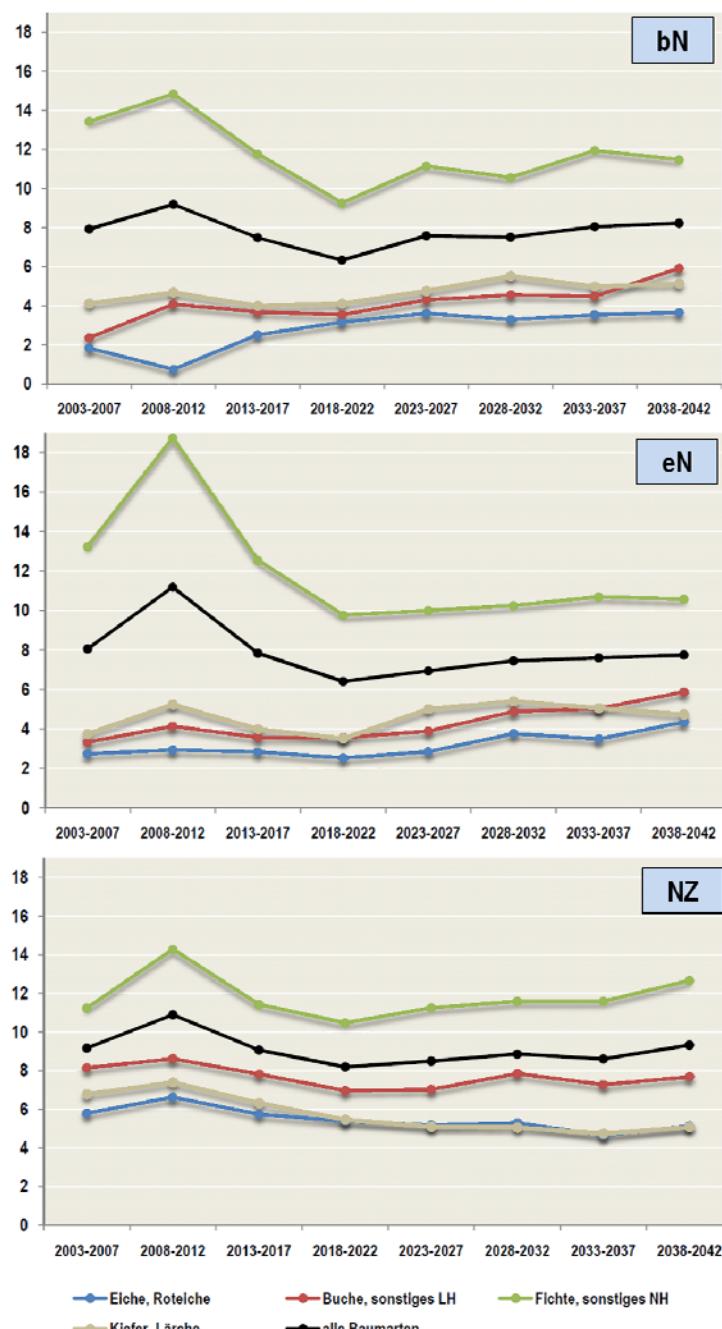


Abb. 59: Holzerntemengen (Efm⁻¹ha⁻¹a⁻¹) nach Baumartengruppen für die verschiedenen Szenarien

5.2.2 Die Entwicklung des Kohlenstoffspeichers Wald

Derbholzbäume (ab 7 cm BHD)

Abbildung 60 zeigt die Entwicklung der C-Vorräte der Baumbiomasse ab 7 cm BHD in den unterschiedlichen Entwicklungsszenarien. Erwartungsgemäß besitzt oN nach 40 Jahren den deutlich höchsten Vorrat. Mit ca. 642 Mio. t C und einem durchschnittlichen jährlichen Zuwachs von 8 Mio. t C hat sich der Vorrat am Ende des Betrachtungszeitraums verdoppelt. Dies entspricht einem jährlichen Zuwachsprozent von 1,25 in Relation zum Vorrat in 2042. Die Kohlenstoffvorräte pro ha haben sich von 134 t pro ha in 2002 um 93 t auf 227 t (oNr) bzw. um 138 t auf 272 t (oN) erhöht. Dies entspricht einem jährlichen Zuwachs von 2,35 t bzw. 3,48 t Kohlenstoff pro ha und Jahr. Hier muss jedoch noch einmal verdeutlicht werden, dass es sich bei Szenario oN um eine sehr optimistische Entwicklung handelt, die einen oberen Grenzwert darstellen sollte. Besonders die hohen Zuwächse der Fichte würden bei einer tatsächlichen Stilllegung wohl nicht eintreffen.

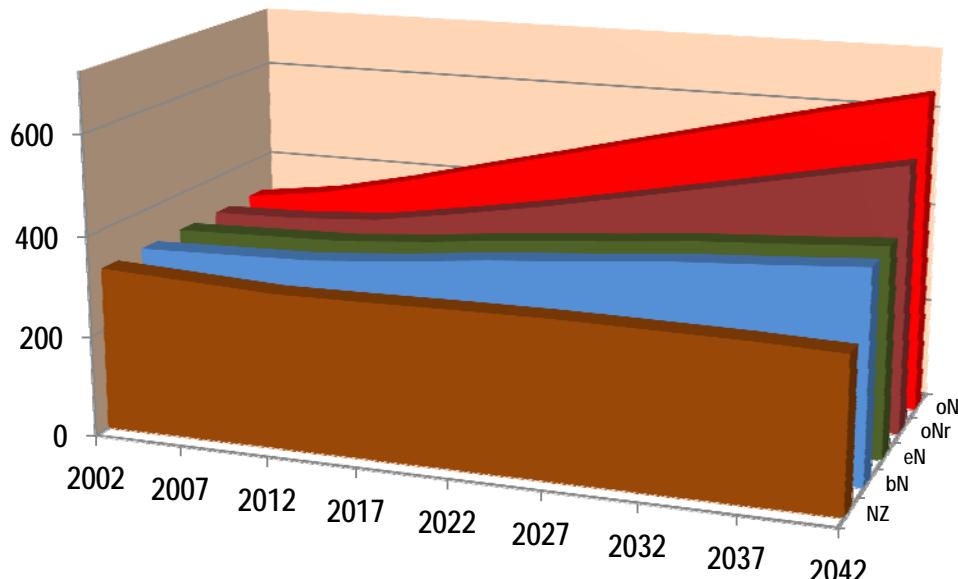


Abb. 60: Entwicklung des Kohlenstoffvorrates (Mio. t C) in den unterschiedlichen Entwicklungsszenarien

Vergleicht man die hier ermittelten Werte mit Zuwachsprozenten z.B. aus ASSMANN (1961), der für den Vorrat in urwüchsigen montanen Mischbeständen (Fichte, Tanne, Buche) in den bayerischen Alpen verschiedene Zuwachsprozente zwischen 0,81 und 1,40 zusammengestellt hat, so liegt der hier ermittelte Zuwachs im oberen Bereich seiner Angaben, was auch die Vermutung zulässt, dass in diesem Szenario sehr optimistische Annahmen getroffen wurden. Wahrscheinlicher wäre bei einer kompletten Stilllegung unserer Wälder Szenario oNr, das unterstellt, dass auch zu Anfang der Entwicklung höhere Ausfälle bei der Fichte auftreten. Wie oNr zeigt, können Zuwachseinbußen zu Beginn die weitere Entwicklung massiv beeinträchtigen, was sich über den gesamten Zeitraum bemerkbar macht, so dass dieses Szenario mit 538 Mio. t C und einem jährlichen Zuwachs von 5,3 Mio. t C geringere Zuwächse aufzeigt (Zuwachsprozent von 0,99).

Die beiden Szenarien mit Bewirtschaftung bN und eN zeigen einen moderaten Vorratsaufbau mit Jahreszuwachsen von 2,4 Mio. t C (1,0 t pro ha und Jahr) bzw. 1,6 Mio. t C (0,7 t pro ha und Jahr). Insbesondere die Holznutzung gemäß bN würde den Trend der letzten Jahrzehnte in etwas abgeschwächter Form fortsetzen. So lag der durchschnittliche (interpolierte) jährliche Kohlenstoffzuwachs zwischen 1987 und 2002 bei ca. 3,6 Mio. t C (1,5 t pro ha). Szenario eN hätte mit 1,75 Mio. t C einen deutlich geringeren Jahreszuwachs, der jedoch aufgrund unserer heutigen Alters- und Baumartenstruktur in Bayern als wahrscheinlicher anzunehmen ist. Wie bereits beschrieben, liegen insbesondere bei der Fichte große Mengen in den hiebsreifen Altersklassen zwischen 60 und 100 Jahren, die eine intensivere Ernte insbesondere in den Jahren zwischen 2002 und 2020 realistisch erscheinen lassen.

Szenario NZ beschreibt baumartenübergreifend das Abschöpfen des Zuwachses bzw. einen leichten Rückgang des Gesamtvorrates um ca. 6% in 2042 im Vergleich zu 2002 bzw. von 324,8 Mio. t C auf 304,0 Mio. t C. Der Kohlenstoffspeicher pro ha würde sich pro Jahr um 0,15 t C von 134 t auf 128 t reduzieren. Auch dieses Szenario kann durchaus zutreffen, zumal die Nachfrage an Holz aus heimischen Wäldern in Zukunft zumindest gleichbleibend hoch sein wird und auch Laubholzsortimente gefragt sein werden. Insbesondere im Energieholzsektor wird Laubholz stark nachgefragt.

Die für die Zukunft am ehesten anzunehmende Entwicklung stellen Szenario eN und Szenario NZ dar. Szenario eN auch deswegen, weil hier die Fichtenvorräte innerhalb von 40 Jahren um ca. 8% im Vergleich zu 2002 zurückgehen und sich der ermittelte Vorratsaufbau im Wesentlichen auf die Laubbäume konzentriert (Abb. 61). Da jedoch davon ausgegangen werden muss, dass sich auch die Flächenanteile der Fichte verringern werden und diese in WEHAM nicht dargestellt werden können, muss wohl von einem noch stärkeren Abbau der Fichtenvorräte zugunsten der Laubbäume ausgegangen werden.

Veränderung C-Speicher (Mio. t)

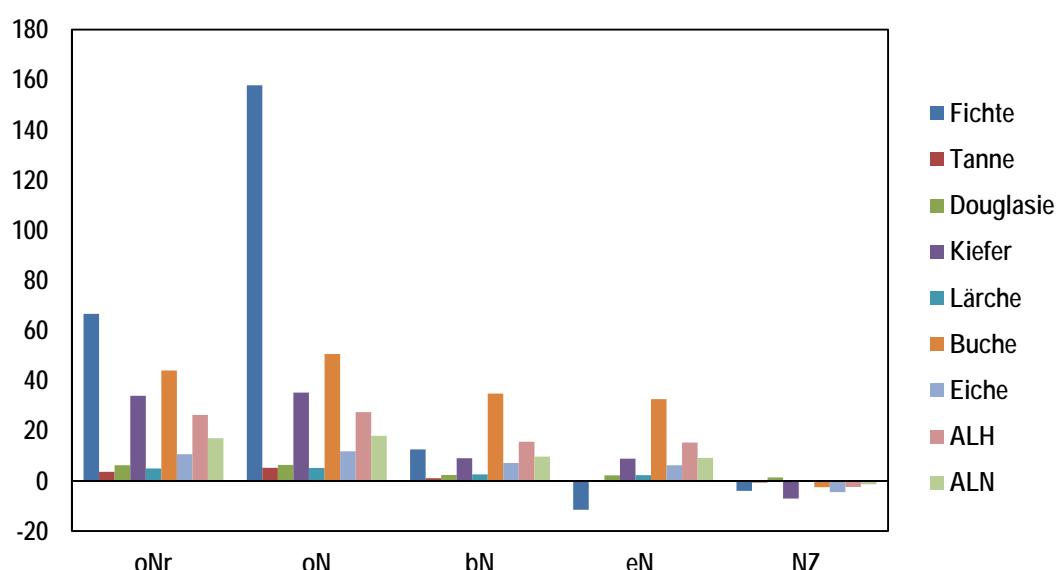


Abb. 61: Veränderungen der C-Vorräte (Mio. t C) in 2042 im Vergleich zu 2002

5.2.3 Exkurs: Zur C-Speicherung unbewirtschafteter Wälder

An dieser Stelle muss auch überlegt werden, ob die hier simulierten Vorräte bei Stilllegung im Rahmen dessen sind, was in unseren Breiten an Zuwachsleistung bzw. Vorratsaufbau möglich und realistisch wäre. Hier stellt sich unweigerlich die Frage nach einem Vorratsmaximum in unbewirtschafteten Wäldern, wann dieses erreicht wird und in welcher Höhe es liegen könnte. Da in unseren Regionen größere Bestände in urwaldähnlichem Zustand oder zumindest ohne Bewirtschaftung über einen längeren Zeitraum insbesondere für die Fichte selten sind, ist diese Frage schwer zu beantworten. Dass ein unbewirtschafteter Bestand zu irgendeinem Zeitpunkt ein Vorratsmaximum erreichen wird, ergibt sich jedoch unweigerlich aus natürlicher Mortalität, einer baumartenspezifischen Altersgrenze, der Konkurrenz um Licht oder Nährstoffe zwischen den einzelnen Bäumen und dem verfügbaren Raum. Auch wenn beispielsweise FREIBAUER ET AL. (2009) zeigen, dass alte Naturwälder immer noch an Vorrat aufbauen, wird es jedoch eher die Ausnahme sein, dass ein Wald sein absolutes Vorratsmaximum erreicht und langfristig auf großer Fläche beibehält, da Wälder aufgrund von Kalamitäten oder natürlichen Absterbeprozessen immer wieder Vorrat abbauen und in darauffolgenden Phasen wieder aufbauen. Um tatsächliche Maximalvorräte abzuschätzen, wären somit sehr lange Untersuchungszeiträume auf großer Fläche nötig.

Zudem muss betont werden, dass lokale Maximalwerte, die in der Literatur bei bis zu 1.400 Vfm/ha gefunden wurden, lediglich partiell und nicht gleichzeitig und großflächig auftreten und deshalb keineswegs für größere Flächen (wie z.B. die Waldfläche Bayerns) als Maximalwerte angesehen werden können. Es stellt sich die Frage, ab welcher Flächengröße die dynamischen Prozesse von Wachstum und Zerfall in ein Gleichgewicht gelangen, so dass ein stabiler Vorrat auf einer bestimmten Fläche erreicht wird. MAGIN (1952) vermutet, dass diese Flächengröße nicht unter 100 Hektar liegen dürfte, während KORPEL (1992) bereits ab einer Flächengröße von 25 Hektar von einem dauernd ausgeglichenen Holzvorrat spricht, der auf derselben Fläche um maximal 30% schwankt.

Ein natürliches Vorratsmaximum wird auch von LUYSSAERT ET AL. (2008) beschrieben und auf rund 500 bis 700 t C geschätzt (Bestände im Nordwesten der USA). Auch FREIBAUER ET AL. (2009) zeigen, dass in temperierten Wäldern ca. 200-jährige Bestände Kohlenstoffvorräte über 600 t C pro ha erreichen können. Wo diese Bestände jedoch liegen, wird in dieser Arbeit nicht ersichtlich. Ab der Phase eines maximalen Vorrates wird der Wald, von Schwankungen in der Biomasse und kleineren, dauerhaft im Boden gespeicherten Mengen abgesehen, langfristig kohlenstoffneutral, d. h. Kohlenstoffaufnahme und -freisetzung halten sich über einen längeren Zeitraum betrachtet die Waage. Spätestens ab diesem Moment sollte eine nachhaltige Form der Nutzung von Vorteil sein, da sie durch die Speicherung in Holzprodukten die Speicherleistung des Waldes verlängert und durch Material- und Energiesubstitution die Atmosphäre weiterhin entlastet, indem der Gebrauch von fossilen Energieträgern verringert wird. Gleichzeitig werden auf den bewirtschafteten Flächen bei nachhaltiger Forstwirtschaft wieder neue Bestände aufgebaut.

Die von LUYSSAERT ET AL. (2008) angegebenen Maximalwerte erscheinen für bayerische Wälder wohl zu hoch und als mögliches großflächiges Vorratsmaximum wenig plausibel. Vorratsmaxima können möglicherweise aus Untersuchungen von mittel- und osteuropäischen Urwäldern abgeleitet werden. Eine Übersicht über relevante Untersuchungen zu Naturwäldern bzw. zu nicht (mehr) bewirtschafteten Wäldern findet sich in Tab. 50.

Tab. 50: Übersicht über Untersuchungen zu Vorräten in Naturwäldern. SK=Slowakei, BY=Bayern, AL=Albanien, MV=Mecklenburg-Vorpommern, TH=Thüringen, NI=Niedersachsen, BO=Bosnien, AT=Österreich, HR=Kroatien; oB=ohne Bewirtschaftung

| Land | Baumarten | Alter | Vorrat (Vfm/ha) | oB seit [a] | C (t/ha) | Autor |
|---------|--------------|------------|--------------------|-------------|--------------|------------------------------------|
| SK | Buche | - | 455-794 | Urwald | 160-280 | KORPEL (1992) [1] |
| D (BY) | Eiche | 141 | 603 | 22 | 230 | KÖLBEL (1996) [2] |
| D (BY) | Buche/LH | 100-140 | 518 | 16 | 197 | KÖLBEL (1994) [2] |
| SK | Buche | - | 451-716 | Urwald | 160-254 | DRÖBLER UND LÜPKE (2007) [3] |
| AL | Buche +BAh | >200 | 559-807 | Urwald | 202-286 | TABAKU UND MEYER (1999) [4] |
| D (MV) | Buche | 300-350 | 507 | 150 | 180 | TABAKU UND MEYER (1999) [4] |
| D (NDS) | Buche+TEi+Fi | 148 | 508 | 25 | 180 | TABAKU UND MEYER (1999) [4] |
| D (TH) | Buche | 156 | 497 (192-1004) | 43 | 176 (68-356) | HESSENMÖLLER ET AL. (2008) [5] |
| SK | Fichte | old-growth | 500 (312-665) | 39 | 136 (85-181) | HOLEKSA ET AL. (2007) [6] |
| D (NI) | Buche/LH | 87-170 | 345-687 | 22-24 | 132-262 | MEYER (1999) [7] |
| D (NI) | Fichte +Bu | 121-160 | 910 | 33 | 248 | MEYER ET AL. (2009) [8] |
| D (NI) | Buche/LH/NH | 81-120 | 555 | 25 | 196 | MEYER ET AL. (2009) [8] |
| D (NI) | Buche/LH | 81-200 | 312-684 | 28-31 | 111-242 | MEYER ET AL. (2009) [8] |
| D (BY) | Fi-Ta-(Bu) | - | 412-712 | unberührt | 112-194 | MAGIN (1959) [9] |
| D (BY) | Fi-Ta-Bu | 115-204 | 488-530 | 100 | 133-144 | MAGIN (1959) [9] |
| D (BY) | Fi-Ta-(Bu) | 167-195 | 501-787 | 30 | 137-214 | MAGIN (1959) [9] |
| D (BY) | Fi-Ta-Bu | 142-270 | 361-478 | unberührt | 98-130 | MAGIN (1959) [9] |
| SK | Buche-Tanne | - | 502-1016 | 64-84 | 178-360 | SANIGA UND SCHÜTZ (2001) [10] |
| SK | Buche-Ta-Fi | - | 513-1245 | 45-65 | 182-441 | SANIGA UND SCHÜTZ (2001) [10] |
| BO | Ta-Bu-(Fi) | - | 714 | Urwald | 253 | LEIBUNDGUT (1982) [14] |
| BO | Ta-Bu-(Fi) | - | 1400 | Urwald | 495 | LEIBUNDGUT (1982) [14] |
| D (NI) | Buche | 145 | 488 | 21 | 173 | MÜLLER-USING & BARTSCH (2003) [11] |
| D (BY) | Buche | 120-210 | 568-876 | 6 – 20 | 201-310 | STRAUBBERGER (2004) [12] |
| AT | Fichte-Buche | 190 | 547 | Urwald | 128 | MAYER UND NEUMANN (1981) [13] |
| HR | Buche-Tanne | 320 | 678 | Urwald | 240 | MAYER UND NEUMANN (1981) [13] |

Hier ist besonders die Arbeit von LEIBUNDGUT (1982) erwähnenswert, der in „Europäische Urwälder der Bergstufe“ ausführliche Beschreibungen über einige Naturwaldreservate in Bosnien, Slowakei, Slowenien und der Schweiz gibt. Dabei handelt es sich um Tannen-Buchen-Urwälder mit teilweise beigemischter Fichte. So ermittelt er beispielsweise für das Naturwaldreservat in Peruciča (Bosnien) auf einer Fläche von 1.074 ha einen durchschnittlichen Derbholzvorrat von 714 m³ pro ha. Bei einer ganz einfachen Berechnung des Kohlenstoffs mittels der im Projekt entwickelten Faustzahlen würde das, unter Anwendung der Kennzahlen für die Buche, einer Kohlenstoffbindung von rund 250 t C pro ha in der gesamten Baumbiomasse inklusive der Wurzelbiomasse entsprechen. Als Maximalwert erwiesen sich bei LEIBUNDGUT (1982) Bestände in der Optimal- und Altersphase mit bis zu

1.400 m³ bzw. rund 500 Tonnen Kohlenstoff. Ein Bestand im Urwald in Bosnien wies sogar inklusive Totholz 1.527 m³ (ca. 540 Tonnen C) auf.

Eine ausführliche Literaturübersicht über Buchen-Urwaldreservate in der Slowakei, Albanien und der Ukraine geben DRÖSSLER UND LÜBKE (2007). Die darin aufgezeichneten Derbholzvorräte schwanken von ca. 400 m³ bis 800 m³ (150 bis 280 t C). Die Ergebnisse einer Untersuchung in einem buchendominierten Bestand im Nationalpark Hainich von HESSENÖLLER ET AL. (2008) können Anhaltspunkte über die Kohlenstoffspeicher in heimischen Buchenwäldern liefern. Nach ihren Ergebnissen bindet ihre Untersuchungsfläche umgerechnet rund 244 t C pro ha, wobei die Bestände in der späten Optimalphase liegen. DRÖSSLER UND MEYER (2006) beschreiben Holzvorräte für zwei slowakische Buchen-Naturwälder mit einem maximalen Alter von 170 Jahren. In Abhängigkeit der Bestandesphase schwankte der Holzvorrat zwischen 100 (38 t C) und über 1.000 m³ (350 t C), im Durchschnitt lag er bei 450 m³ (170 t C). Auch diese Untersuchung zeigt, dass der höchste Vorrat in Beständen der späten Optimalphase zu finden ist.

Es kann festgestellt werden, dass die Literatur hohe Vorratsschwankungen aufweist und diese insbesondere in Abhängigkeit der Entwicklungsphase stark voneinander abweichen. In der späten Optimalphase scheinen die Vorräte einem Maximum am nächsten zu sein. Vorratsspitzen in Untersuchungen, die mit bayerischen Verhältnissen vergleichbar sind, liegen vereinzelt bei bis zu 500 t C/ha.

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, die Daten in einer Meta-Analyse zu Vorräten in unbewirtschafteten Wäldern dahingehend auszuwerten, einen möglichen großflächigen Maximalvorrat abzuschätzen. Dabei wurden insgesamt 42 Vorratsangaben aus der vorhandenen Literatur herangezogen und ausgewertet. Um für die erste Meta-Analyse berücksichtigt zu werden, mussten neben einer Altersangabe einige weitere Voraussetzungen erfüllt sein: Die klimatischen Rahmendaten mussten in einem Bereich liegen, die auch in Bayern vorkommen können: So lagen alle berücksichtigten Untersuchungen in Mittel- oder Osteuropa, wobei die große Mehrheit der Untersuchungen folgende Klimakennwerte aufweisen: Niederschläge zwischen 580 und 1.100 mm pro Jahr, mittlere Jahrestemperatur zwischen 4,5 und 9°C und Höhe ü. NN zwischen 100 und 1.000 m. Lediglich Untersuchungen aus Norddeutschland lagen unter 100 m ü. NN. Zudem wurden nur Untersuchungen mit Beständen ab einem Alter von mindestens 90 Jahren und einer Nichtbewirtschaftung von mindestens 30 Jahren berücksichtigt. Zudem wurden keine Vorratsspitzen mit einbezogen, sondern bei mehreren Angaben mittlere Werte ausgewiesen, da es nicht Hauptziel dieser ersten Analyse ist, einzelne Höchstvorräte zu ermitteln, die partiell und kleinflächig auftreten könnten, sondern für größere Flächen mögliche Maximalwerte- sozusagen mittlere Maximalvorräte abzuschätzen. Die einzelnen C-Vorräte der ausgewählten Bestände unterschieden nach Waldtyp sind in Abb. 62 dargestellt. Da die Angaben in der Literatur sich meist auf Vorratsfestmeter beziehen, wurden diese mit den im Projekt entwickelten Faustzahlen in Kohlenstoff umgerechnet.

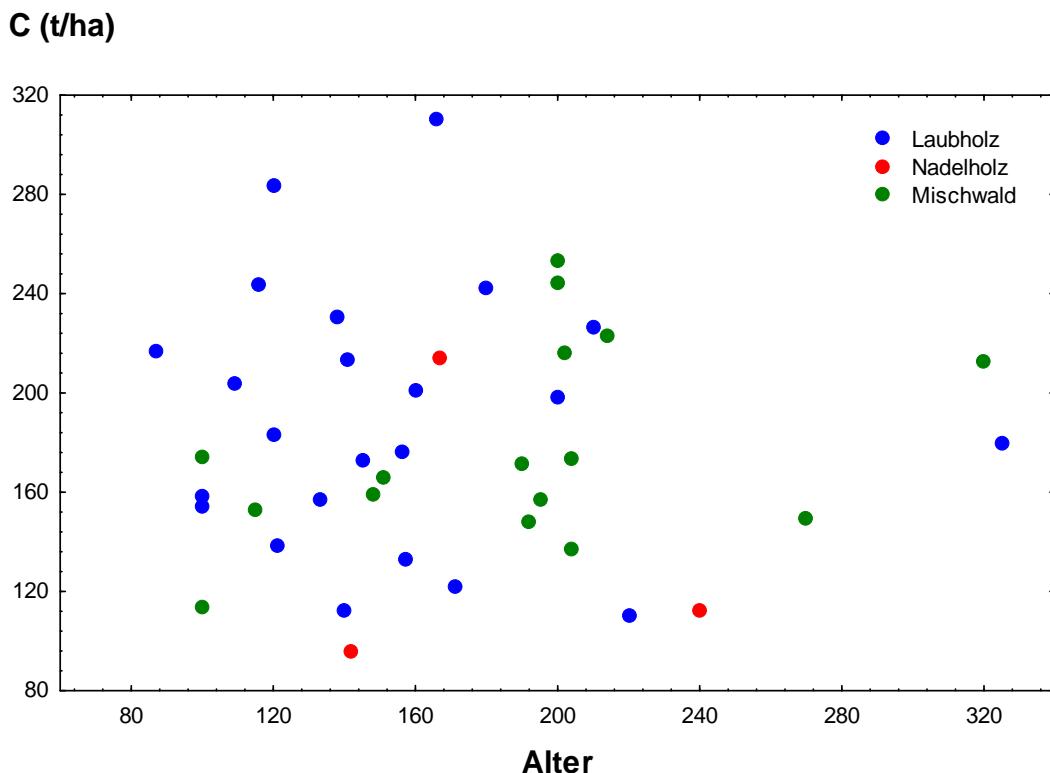


Abb. 62: Die C-Speicherung in den Untersuchungsbeständen untergliedert in Waldtypen; n=42

Die Daten wurden zunächst einer einfachen deskriptiven statistischen Analyse unterzogen, die in Tab. 51 dargestellt ist. Dabei zeigt sich bei den ausgewählten 42 Untersuchungsbeständen ein mittlerer C-Speicher von $182 \text{ t/ha} \pm 49,2$ ($\pm \text{STABW}$). Die höchsten Speicher lagen bei 310 t/ha.

Tab. 51: Statistische Kennwerte der C-Speicherung in den ausgewählten unbewirtschafteten Beständen

| | MW | Median | MIN | MAX | STABW | SF | N |
|-----------------------|-------|--------|------|-------|-------|-----|----|
| alle Waldtypen gesamt | 182,0 | 173,8 | 95,6 | 310,3 | 49,2 | 7,6 | 42 |

Eine Analyse der Anzahl der Beobachtungen zeigt, dass Vorräte unter 100 und über 250 t C/ha seltener vorkommen und sich mit n=28 der Großteil auf Waldflächen mit C-Speicher zwischen 150 und 250 t C/ha konzentriert (Abb. 63).

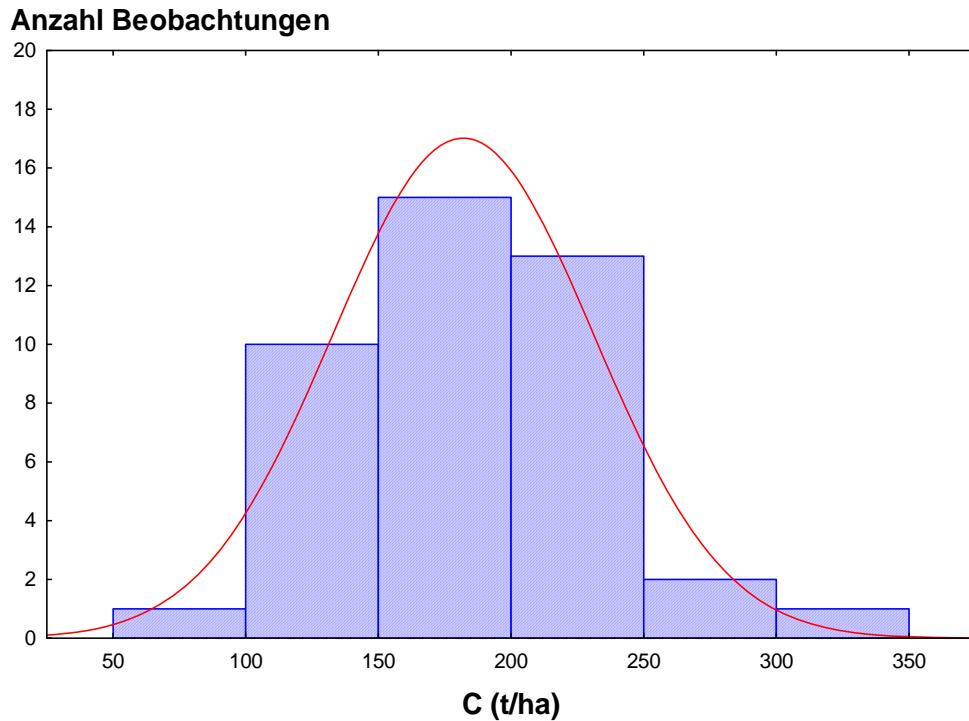


Abb. 63: Häufigkeitsverteilung der Kohlenstoffspeicher

Will man zusätzlich den Altersbereich betrachten, in dem sich der Großteil der Kohlenstoffspeicher der einbezogenen Untersuchungen befindet, so empfiehlt sich eine Bag-Plot-Analyse nach Tuckey, bei der im Gegensatz zur Box-Plot-Analyse bivariate zweidimensionale Verteilungen betrachtet werden können. Demnach befinden sich 50% der ausgewerteten Untersuchungen in einem Bereich zwischen ca. 140 und 230 t C/ha bei einer Altersspanne zwischen 120 und 200 Jahren (Abb. 64).

Diese Analyse dient insbesondere einem Vergleich der Vorräte, die in den oben beschriebenen Szenarien ohne Bewirtschaftung ermittelt wurden, um diese so auf Plausibilität zu prüfen. Diese Prüfung zeigt, dass oN bei einem Alter von durchschnittlich 120 Jahren aus dem recherchierten 75%-Wertebereich für diese Altersklasse fällt, was auf eine Überschätzung der Vorräte hinweist. oNr hingegen liegt im 75%-Bereich der recherchierten Angaben aus der Literatur, was darauf hindeutet, dass dieses Szenario realistischer ist, um eine Entwicklung bei Stilllegung für Bayern zu modellieren.

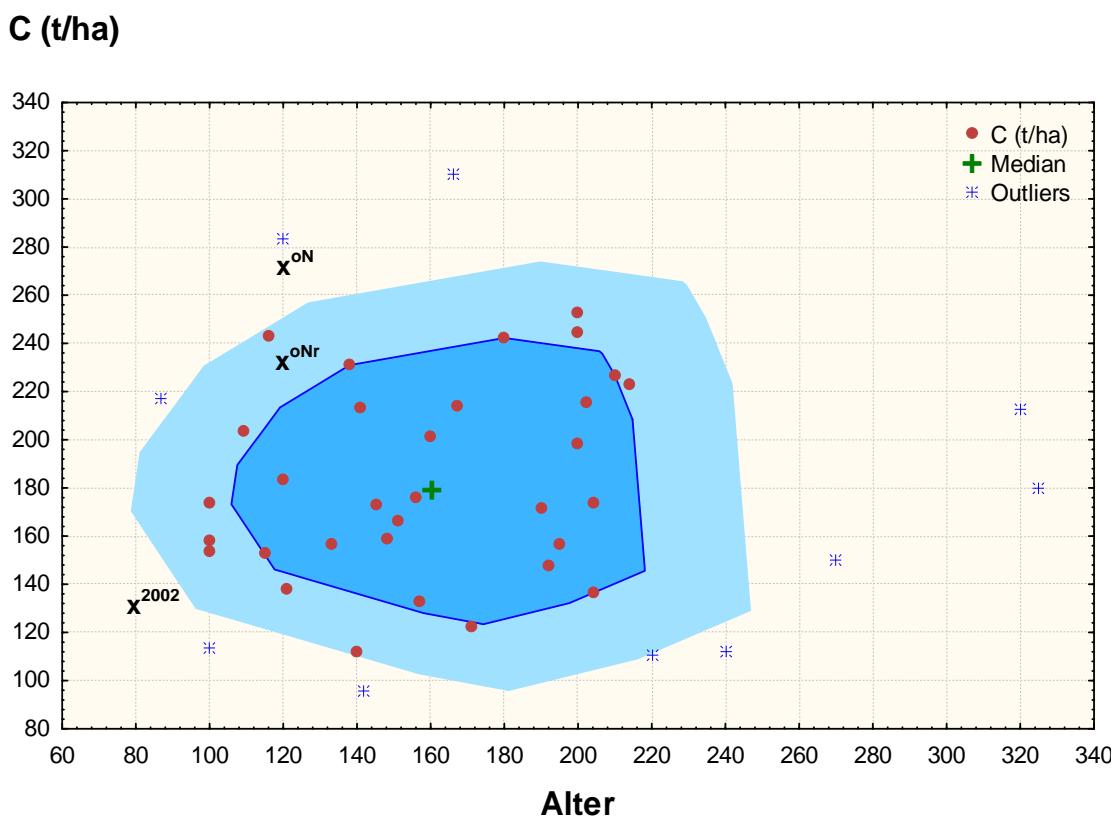


Abb. 64: Bag-Plot-Analyse für die berücksichtigten unbewirtschafteten Bestände *mit Altersangabe* aus der Literatur. 50% aller Werte liegen im dunkelblauen Bereich; der hellblaue Bereich beschreibt 75% des Wertebereichs. Zum Vergleich ist die C-Speicherung der Baumbiomasse in 2002 (x^{2002}), sowie die der Szenarien ohne Bewirtschaftung (x^{ON} , sehr optimistisches Szenario mit geringer Mortalität, x^{ONr} , eher realistisches Szenario mit höherer Mortalität) für Bayern nach 40 Jahren dargestellt

Viele Untersuchungen zu Natur- bzw. Urwäldern geben keine Angabe zum Alter der Bestände, da dies oft aufgrund der sehr heterogenen, vielschichtigen und plenterwaldartigen Strukturen schwer möglich ist, so dass dann stellenweise entweder keine Angaben zum Alter gemacht wurden oder alternativ nur das Entwicklungsstadium (von Verjüngungsphase bis Zerfallsphase, siehe LEIBUNDGUT 1982) angegeben wird. Da jedoch ältere, heterogene Bestände oftmals die höchsten Vorräte aufweisen, wurden in einem weiteren Schritt alle für bayerische Verhältnisse in Betracht kommenden Arbeiten inklusive der Untersuchungen ohne Altersangaben berücksichtigt. Dabei konnten insgesamt 14 verschiedene Publikationen mit insgesamt 144 Einzelangaben zum Vorrat ausgewertet werden. Die einzelnen Mediane sowie der untersuchungsübergreifende Median dazu sind in Abb. 65 dargestellt. Für den Gesamtmedian wurden alle einzelnen Mediane berücksichtigt und nicht die Summe der Einzelwerte, um so alle Untersuchungen gleich zu bewerten, so dass einzelne Arbeiten aufgrund von höheren Stichprobenmengen nicht stärker gewichtet wurden.

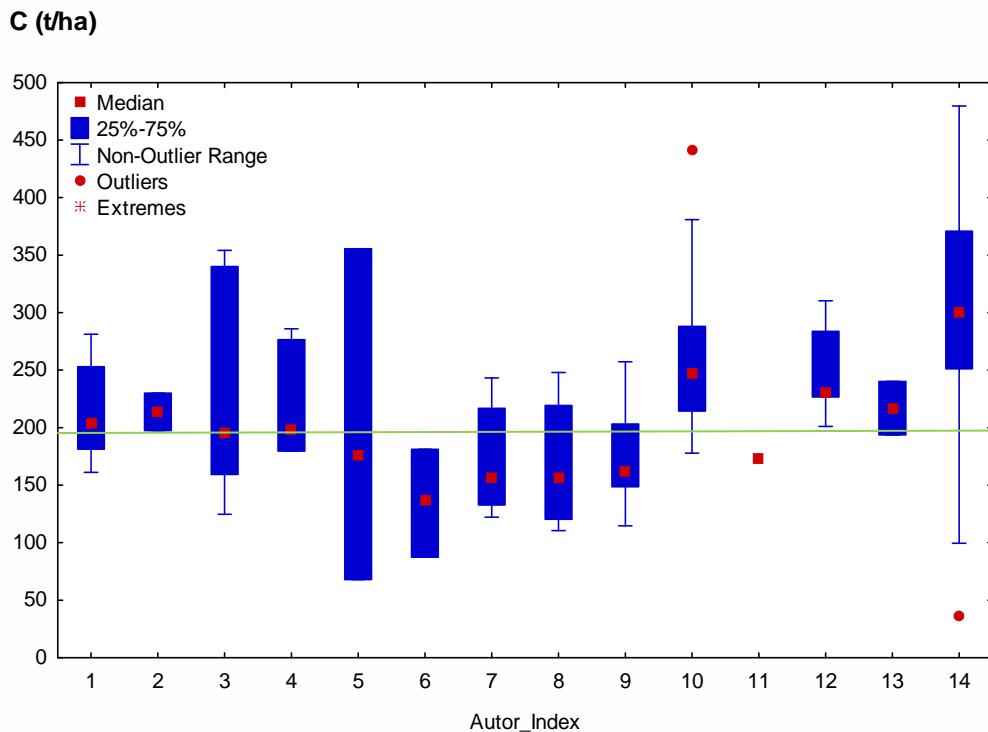


Abb. 65: Die Mediane der Kohlenstoffvorräte (t/ha) der einzelnen Untersuchungen sowie der Gesamtmedian bei 197 t/ha (grüne Linie). Die Autoren-Indizes können aus Tab. 54 entnommen werden

Diese Auswertung zeigt mit einem Median von 197 t C/ha bzw. einem Mittelwert von 210 t C/ha etwas höhere mittlere Vorräte als die altersbezogene Auswertung, liegt aber dennoch im gleichen Rahmen. Vorratsspitzen lagen bei rund 500 t C/ha. Würde man jeden in der Literatur gefundenen Wert gleich gewichten, so läge der Mittelwert bei ca. 250 t C pro ha und somit etwas höher.

Die in den Szenarien ohne Bewirtschaftung errechneten Vorräte von 227 bzw. 272 t C/ha liegen auch im oberen Bereich der ausgewerteten Untersuchungen zu allen unbewirtschafteten Wäldern, oN liegt mit 272 t C/ha bereits im Maximalbereich. Ob ein Vorratsmaximum unter den hier getroffenen Annahmen nach 40 Jahren bzw. bei einem Alter von rund 120 Jahren großflächig nun erreicht ist, kann trotz des Literaturvergleichs nicht geklärt werden. Da aber die hier ermittelten Werte im oberen Bereich aus der Literatur liegen, muss davon ausgegangen werden, dass diese einem großflächigem Maximum bereits sehr nahe sind, zumal es sich um Durschnittswerte über ganz Bayern handelt. Im weiteren Verlauf dieses Kapitels werden Szenarien über einen Betrachtungszeitraum von 40 Jahren hinaus bis zu 80 Jahren thematisiert und diese Frage noch einmal aufgegriffen.

Totholz

Wie bereits beschrieben, bleibt der Anteil des Totholzes in den Szenarien mit Bewirtschaftung konstant und hält etwa 1,5% des Vorrates des stockenden Bestandes. Aktuelle Bemühungen, den Totholzanteil unserer Wälder zu erhöhen, werden nicht berücksichtigt, auch deshalb nicht, weil in der Summe das Totholz für die gesamte Kohlenstoffbilanz

auch im Falle einer leichten Erhöhung wie sie in den letzten Jahren beobachtet wurde, nur eine geringe Rolle spielt. So beschreibt MEYER ET AL. (2009) eine Erhöhung von 5 m³ pro ha aus ersten Schätzungen in den 90er Jahren bis zu 24 m³ pro ha für die Wälder heute in Deutschland, die sich aus der Inventurstudie 2008 ergeben (jedoch ab 10 cm Durchmesser). Im Vergleich zu den für Bayern aus der BWI² ermittelten Mengen von rund 13 m³ pro ha wäre dies fast eine Verdoppelung innerhalb weniger Jahre, was den Anteil des Totholzes im Vergleich zum Kohlenstoffspeicher der Bäume ab 7 cm BHD von 1,5% auf knapp 3% erhöhen würde. Die anzunehmende anhaltend hohe Nutzung von Holz lässt dennoch keine stärkeren Erhöhungen erwarten. So speichert das Totholz in 2042 zwischen 4,6 und 6,4 Mio. t C (NZ, bN) und behält wie in 2002 einen Anteil von 1,5% im Vergleich zum stockenden Bestand (Tab. 52).

Tab. 52: Die Kohlenstoffspeicherung im Totholz in 2042

| | Kohlenstoff Totholz in 2042 | | |
|-----|-----------------------------|---------------------------------------|--------------------------|
| | C-Speicher [Mio. t C] | C-Speicher [t C*ha ⁻¹] | Anteil am Bestand [%] |
| bN | 6,4 | 2,6 | 1,5 |
| eN | 5,9 | 2,4 | 1,5 |
| NZ | 4,6 | 1,9 | 1,5 |
| oN | 80,0 | 32,9 | 12,4 |
| oNr | 100,2 | 41,2 | 18,6 |

In den Szenarien ohne Bewirtschaftung hingegen nimmt das Totholz mit zunehmendem Alter der Bestände eine immer wichtigere Rolle ein. Aufgrund von natürlichen Absterbeprozessen, bedingt durch Konkurrenz zwischen den Bäumen und Schadereignissen sowie aufgrund von altersbedingter natürlicher Mortalität erhöht sich der Totholzanteil mit der Zeit und beträgt in oN in 2042 12,4% im Vergleich zur Bestandesbiomasse. In oNr erreicht der Totholzspeicher sogar eine Höhe von insgesamt 100,2 Mio. t C bzw. einen Anteil von 18,6% (Tab. 52).

Über den Betrachtungszeitraum von 40 Jahren beträgt in oNr der durchschnittliche jährliche Eintrag ca. 6,5 Mio. t pro Jahr bzw. 2,7 t pro ha. Ab einem bestimmten Zeitpunkt nimmt der Zuwachs im Totholz jedoch tendenziell ab, da der natürliche Zerfall aufgrund vermehrter Akkumulation immer mehr an Bedeutung für die Bilanz gewinnt (Abb. 66). Zudem sind die Zuwächse aufgrund des geringen Startwertes im Totholz anfangs sehr hoch.

Würde man den mittleren Eintrag gleichbleibend über einen längeren Zeitraum fortsetzen, so könnte in oNr ein Sättigungspunkt bei 113 Mio. t C bzw. 46,9 t C pro ha erreicht werden. Der Sättigungspunkt errechnet sich aus dem Quotienten des durchschnittlichen Eintrags zur Abbaurate, $\frac{E}{k}$, und wäre nach ca. 90 Jahren erreicht. Dies bedeutet, dass das Totholz in den nächsten Jahrzehnten ab 40 Jahre Entwicklung sich weiter aufbauen würde, wenn auch nur in geringen Mengen, unter der Voraussetzung, dass sich die Eintragsmengen nicht erhöhen oder verringern würden.

Da aber davon auszugehen ist, dass die Totholzeinträge nicht konstant bleiben, sondern mit zunehmendem Alter der Bestände eher zunehmen werden, liegt die tatsächliche Sättigungsrate aller Wahrscheinlichkeit nach etwas über dem hier ermittelten Wert.

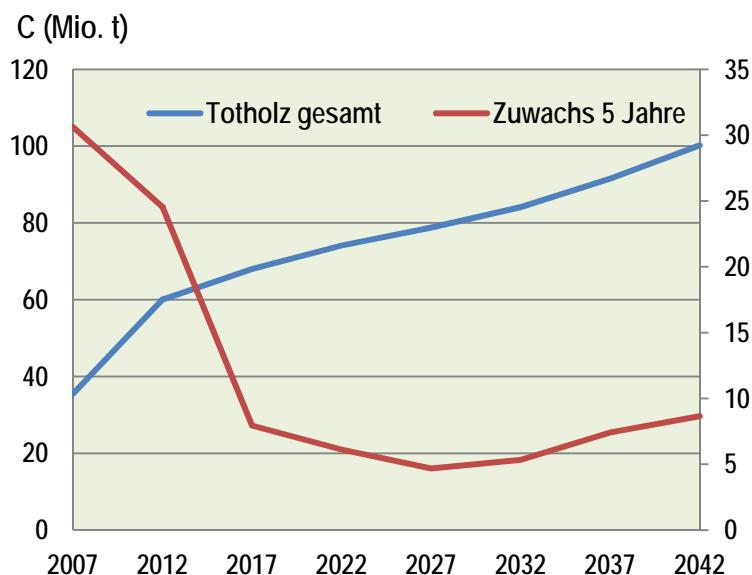


Abb. 66: Entwicklung des Totholzeintrags und des Totholzvorrates (Mio. t C) in Szenario oNr

Vergleich mit anderen Prognosen zur Totholzentwicklung

Zu einer möglichen Entwicklung von Totholz bei Nichtbewirtschaftung wurden in der Vergangenheit bereits Untersuchungen durchgeführt, wenn auch im geringen Umfang. So beschreiben beispielsweise KROIHER UND OEHMICHEN (2010), dass bei gleichbleibender Baumartenzusammensetzung und Einstellung der Bewirtschaftung in den Wäldern Deutschlands sich eine Totholzsättigung bei 184 m^3 pro ha innerhalb von 70 Jahren einstellen würde. Nach 40 Jahren (gleicher Betrachtungszeitraum wie in dieser Studie) läge die Totholzmenge bei durchschnittlich ca. 170 m^3 pro ha. Anhand einer groben Umrechnung in Kohlenstoff mit einer angenommenen Holzdichte von 0,25 wären dies ca. 21 t C pro ha und lägen damit unterhalb der in dieser Studie errechneten Werte. Jedoch muss beachtet werden, dass KROIHER UND OEHMICHEN (2010) die Totholzmengen gemäß den Aufnahmemethoden der BWI ermittelten und somit Teile des Totholzes nicht erfasst wurden (Wurzel und Holz mit Durchmesser <20 cm). Würde man beispielsweise das schwächere oder unterirdische Totholz berücksichtigen, wären beide Ergebnisse wohl in der gleichen Größenordnung. Eine grobe Rückrechnung der hier ausgewiesenen Mengen in Vfm ohne Wurzelbiomasse und Reisigholz würde rund 150 Vfm/ha (oN) bzw. 190 Vfm/ha (oNr) ergeben. Zudem gehen KROIHER UND OEHMICHEN (2010) von geringeren Eintragsmengen aus. Vergleichbar sind hingegen die verwendeten Abbauraten.

KÖHL ET AL. (2009) beschreiben im Vergleich dazu deutlich höhere Werte, wobei nach 30 Jahren ohne Nutzung im Durchschnitt rund 55 t C pro ha zusätzlich in den Totholzpool eingehen. Das wäre die doppelte Menge wie beispielsweise in Szenario oN zum selben Zeitpunkt (Abb. 67). Jedoch ist nicht ersichtlich, wie hier das Totholz definiert wurde oder ob bzw. welche Totholzabbauraten verwendet wurden.

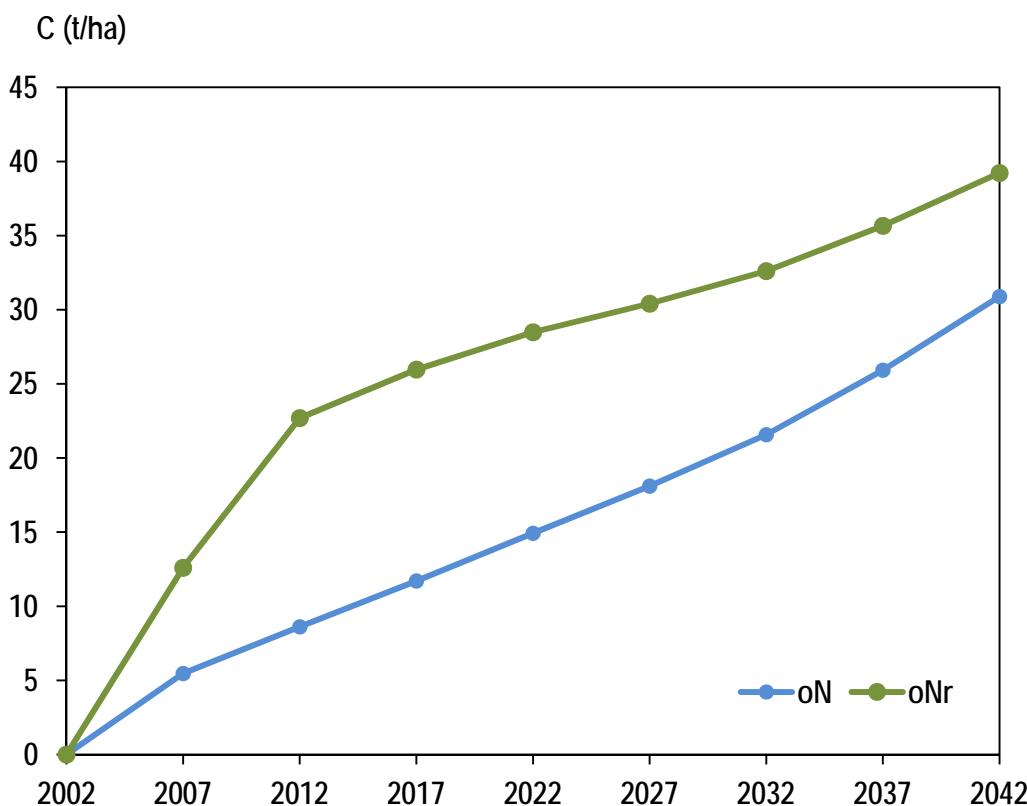


Abb. 67: akkumulierte Änderung der Kohlenstoffvorräte im Totholzpool (t/ha) in den Szenarien ohne Bewirtschaftung

5.2.4 Exkurs: Totholz in ungenutzten Wäldern

Die hohen Totholzvorräte in den Szenarien ohne Nutzung tragen im Vergleich zu den Szenarien mit Nutzung wesentlich zur Kohlenstoffbindung bei und werden deswegen an dieser Stelle anhand einer Literaturstudie zu ungenutzten Wäldern zusätzlich auf Plausibilität geprüft.

Um eine Vorstellung zu erhalten, wie hoch die Anteile von Totholz in unbewirtschafteten Wäldern liegen können, werden Totholzanteile beispielsweise aus Naturwaldreservaten zum Vergleich herangezogen. Untersuchungen zur Anreicherung von Totholz in Naturwäldern konzentrieren sich in unseren Breitengraden zu großen Anteilen auf Laubholz und dabei insbesondere auf Buchenwälder. Auch Forschungen in bayerischen Naturwaldreservaten finden hier ihre Berücksichtigung (z.B. KÖLBEL 1996, ENDRES UND FÖRSTER 2010).

Es wird häufig betont, dass Totholz schwer erfassbar ist. Hinzu kommt die Schwierigkeit, dass in diversen Studien unterschiedliche Kriterien herangezogen werden, nach denen Totholz aufgenommen wird. So wird in manchen Untersuchungen das gesamte oberirdische Totholz erfasst, während in anderen lediglich Totholz ab einer bestimmten Durchmesserklasse aufgenommen wird, häufig erst ab 20 cm Durchmesser am stärkeren Ende (z.B. bei MEYER ET AL. (2009) oder im Rahmen der BWI²). Zum Teil werden zudem unterschiedliche Zersetzungsgrade ausgewiesen.

Die in den Szenarien ermittelten Kohlenstoffmengen im Totholz beinhalten den gesamten Baum inklusive seiner Wurzeln, da ja vor dem Ausscheiden eines jeden Baumes dessen gesamte Biomasse bzw. Kohlenstoffspeicherung errechnet wurde. Es muss davon ausgegangen werden, dass die in diesem Abschnitt herangezogenen Studien den tatsächlichen Totholzanteil immer etwas unterschätzen, da ja, wie oben bereits angedeutet, i.d.R. nie das gesamte Totholz erfasst wird. Es stellt sich heraus, dass die Totholzanteile zwischen verschiedenen Waldgesellschaften, aber auch innerhalb dieser z.T. stark schwanken. RAUH UND SCHMITT (1991) weisen zudem darauf hin, dass Totholz nicht homogen über die Fläche verteilt ist, sondern meist geklumpt vorkommt. Auch KÖLBEL (1996) spricht von einer extremen Klumpung und Unregelmäßigkeit des Totholzaufkommens. Generell wird davon ausgegangen, dass mit zunehmendem Alter und Vorrat eines Bestandes auch der Anteil des Totholzes im Verhältnis zum lebenden Vorrat steigt bis die Zerfallsphase erreicht ist (KÖLBEL 1996).

Nach MÜLLER-USING UND BARTSCH (2009) besitzen unbewirtschaftete Wälder etwa 10-20-mal mehr Totholz als bewirtschaftete Wälder. So speichert beispielsweise ein seit rund 35 Jahren unbewirtschafteter Buchenbestand im Solling ca. 73 m³ an Totholz bei einem Vorrat von rund 500 Vfm, was einem Verhältnis von 0,15 bzw. 15% entspricht.

In der hier recherchierten Literatur schwanken die prozentualen Anteile des Totholzes zum Vorrat sehr stark und liegen zwischen 3% und 31%. Tabelle 53 gibt einen Literaturüberblick über Totholz in unbewirtschafteten Wäldern. Dabei wurde darauf geachtet, in erster Linie ältere Waldbestände darzustellen, die seit längerem nicht mehr bewirtschaftet wurden. Demnach erscheinen die in Szenario oN und oNr errechneten Totholzanteile zwischen 12,4 und 18,6% durchaus plausibel, auch wenn zu beachten ist, dass i.d.R. Totholvolumina ausgewiesen werden und keine Kohlenstoffmengen, so dass eine Vergleichbarkeit nur eingeschränkt möglich ist. Gerade deswegen sollte insbesondere das Verhältnis Totholz/Vorrat betrachtet werden.

Tab. 53: Ausgewählte Angaben aus der Literatur zum Totholz in unbewirtschafteten Wäldern. D=Deutschland, SK=Slowakei; SLO=Slowenien, S=Schweiz, PL=Polen

| Land | Baumart | Alter | Vorrat [Vfm/ha] | Totholz [m ³ /ha] | Totholz/Vorrat [%] | Autor |
|--------------|--------------------------------|-----------|-----------------|------------------------------|--------------------|--|
| D | Buche | - | 700-900 | 56-160 | 7,5-22,5 | ENDRES UND FÖRSTER (2010) |
| SK | Fichte subalpin | old-groth | 500 | 144 | 29 | HOLESKA ET AL. (2007) |
| D | Buche, Eiche | 80-170 | 345-687 | 9-79 | 2-18 | MEYER (1999) |
| SLO | Buche, Tanne, Fichte, subalpin | - | 525-813 | 69-568 | 31 | MARCHETTI (2004) |
| D, S, PL, SK | Fichte, Subalpin | -260 | - | 20-273 | 5-20 | BÜTLER UND SCHLAEPPER (2004), Literaturzusammenfassung |

5.2.5 Die Entwicklung des Holzproduktespeichers

Die Entwicklung des Holzproduktespeichers (HWP) kann grundsätzlich auf zwei verschiedene Arten dargestellt werden: Mit oder ohne Ausgangsspeicher in 2002. Im Vorliegenden wird bei der Betrachtung aller Szenarien kein Ausgangsspeicher berücksichtigt, um so eine bessere Vergleichbarkeit mit den Szenarien ohne Nutzung darzustellen. Demnach wird gezeigt, welche Mengen zusätzlich im Betrachtungszeitraum in den Holzproduktespeicher eingehen, wobei natürlich der Abbau der Produkte nach Nutzung innerhalb dieses Zeitraums berücksichtigt wird.

Es zeigt sich, dass nach 40 Jahren im Szenario NZ mit einem Eintrag von ca. 78,8 Mio. t C die höchsten Kohlenstoffmengen im Holzproduktespeicher zu verzeichnen sind (Abb. 68). Deutlich wird dies besonders in den lang- und mittellebigen Produkten, die im Vergleich zu den anderen Szenarien in höheren Mengen vorhanden sind.

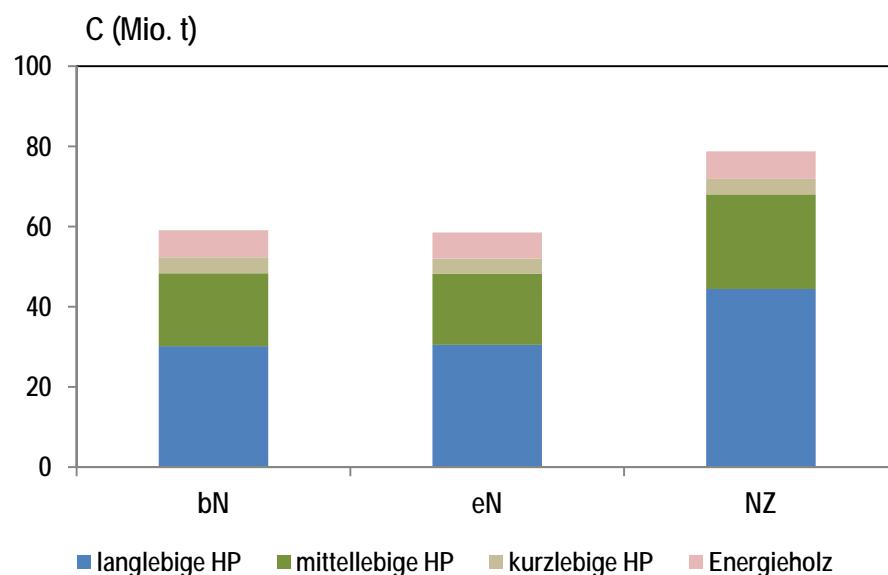


Abb. 68: Der akkumulierte Kohlenstoffeintrag (Mio. t) in den Holzproduktespeicher in 2042 für die Szenarien mit Bewirtschaftung

Die Speicher in den kurzlebigen Produkten sowie im Energieholz unterscheiden sich hingegen kaum von den anderen Szenarien. Insgesamt gelangen in bN 59,1 Mio. t C und in eN 58,5 Mio. t C. Die etwas geringeren Mengen in eN sind damit zu begründen, dass zu Beginn der Betrachtungsperiode mehr Holz genutzt wurde als in bN, so dass am Ende bereits mehr Produkte den Speicher wieder verlassen haben und somit der Speichereffekt geringer ist. Betrachtet man also nur die Speicherwirkung des Holzproduktespeichers, so ist NZ eindeutig das günstigste Szenario. In den Szenarien ohne Bewirtschaftung liegt die zusätzliche Speicherwirkung konsequenterweise bei null.

Analog zur direkten Speicherung von Kohlenstoff verzeichnet NZ mit insgesamt 231 Mio. t C auch die höchsten Substitutionseffekte (Abb. 69). bN und eN leisten hier mit 191 bzw. 208 Mio. t C etwas geringere Beiträge. Dies ist wie in der direkten Speicherung logische Folge der höheren Holzmengen, die in NZ in den Holzproduktepool gelangen. Die Analyse der Substitutionseffekte zeigt, dass die Materialsubstitution einen deutlich höheren Anteil hält als die Energiesubstitution. Dies gibt auch einen Hinweis darauf, dass die reine

oder zu starke Nutzung von Holz als Energieträger aus kohlenstoffökologischer Sicht in keiner Weise die optimale Strategie darstellt.

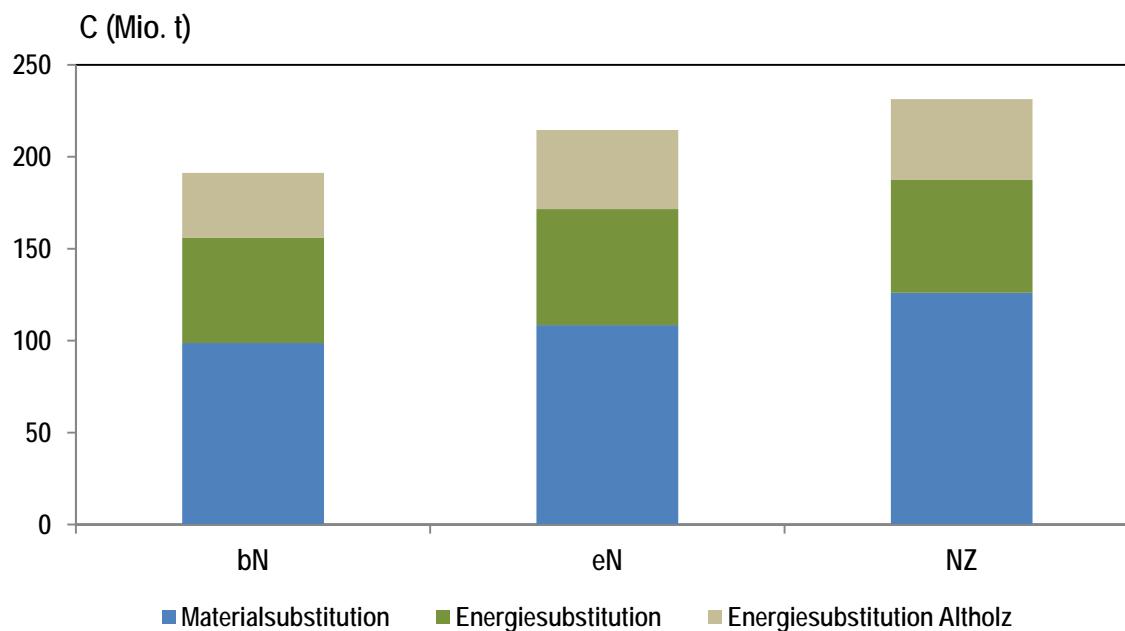


Abb. 69: Akkumulierte Substitutionseffekte (Mio. t C) in 2042 für die Szenarien mit Bewirtschaftung

Die Szenarien ohne Nutzung erzielen keinerlei Substitutionseffekte. Ganz im Gegenteil: Würde man rein hypothetisch die Holznutzung gänzlich einstellen, so müssten Materialien, die bis dahin aus heimischen Holz produziert wurden, mit anderen Materialien ersetzt werden, so dass zwar die Kohlenstoffspeicherung im Wald selbst stark gesteigert werden könnte, letztendlich jedoch eine negative Bilanz im Holzproduktektor entsteht. Dies wird hier natürlich nicht angerechnet, da ansonsten bei einer Anrechnung in den Szenarien mit Nutzung bei gleichzeitiger negativer Anrechnung in den Nichtnutzungsszenarien dieser Effekt doppelt verbucht werden würde.

Deutlich wird auch, dass die Substitution mit zunehmender Zeit im Vergleich zur direkten Speicherung immer bedeutender wird (Abb. 70). Wie im vorliegenden Bericht bereits erwähnt, treten Substitutionseffekte einmalig ein, die in diesem Sinne „ewig“ und somit irreversibel bestehen bleiben, da einmal eine bestimmte Menge fossiler Energieträger vermieden wurde. Die direkte Speicherung im Holz hingegen ist wie im Waldökosystem selbst nach oben hin begrenzt und wird zu einem bestimmten Zeitpunkt einen Sättigungspunkt erreichen, an dem sich der Eintrag und der Austrag die Waage halten werden. Substitutionseffekte bauen sich demzufolge ständig auf, während die direkte Speicherung gleichzeitig neben neuen Einträgen einen Abbau verzeichnet.

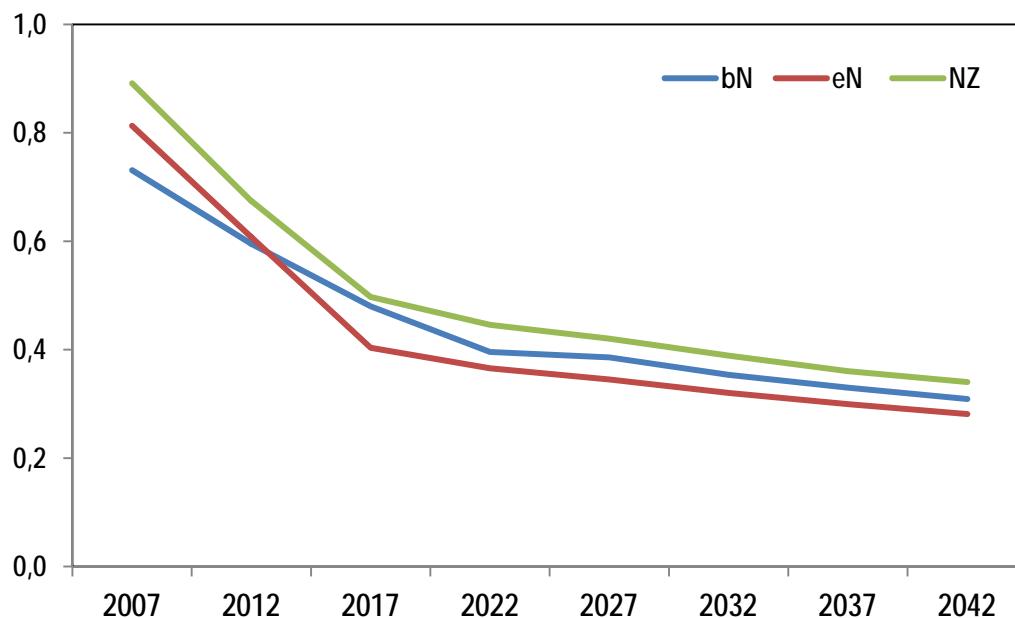


Abb. 70: Das Verhältnis von direkter Speicherung in Holzprodukten zu den Substitutionseffekten

5.2.6 Die Entwicklung aller kohlenstoffökologischen Effekte

Im Folgenden werden alle im Betrachtungszeitraum bis 2042 auftretenden kohlenstoffökologischen Effekte zusammengefasst und die einzelnen Szenarien gegenübergestellt.

Bei Betrachtung der Entwicklung aller Effekte zeigt sich deutlich, dass bei der Simulation einer Nichtnutzung die eingangs getroffenen Annahmen von entscheidender Bedeutung sind. Geht man von einem optimalen Zuwachs unter günstigsten Voraussetzungen aus, in der auch die Fichte auf allen Standorten ein Alter von meist 200 Jahren oder mehr erreichen kann, so zeigt eine Nichtnutzung im Vergleich zu den Nutzungsszenarien in der Summe die höchsten Klimaeffekte und liegt mit einem Gesamteffekt von ca. 395 Mio. t C innerhalb von 40 Jahren über den Szenarien mit Nutzung (Abb. 71). Szenario oNr, das besonders bei der Fichte etwas realistischere Annahmen trifft, zeigt jedoch deutlich, dass etwas höhere Zuwachseinbußen aufgrund von natürlicher Mortalität das Gesamtergebnis bereits entscheidend zugunsten der Szenarien mit Nutzung verändert. Hier ist zudem anzumerken, dass Szenario oNr trotz der etwas pessimistischeren Annahmen im Vergleich zu oN noch immer ein gutes Wachstum mit hohen Überlebensraten unterstellt, da auch hier die Fichtenbestände noch weit über 100 Jahre alt werden. Jedoch zeigt sich bereits heute in Wirtschaftswäldern, dass die Gefahr von Windwürfen oder Insektenbefall sehr hoch ist, was sich bei einer Nichtnutzung aller Wahrscheinlichkeit nach noch verstärken würde. Vergleicht man z.B. Überlebenswahrscheinlichkeiten für die Fichte, die bei HÖLLERL (2009) ausgewiesen sind, so sind die in der vorliegenden Arbeit getroffenen Annahmen zur Ausfallwahrscheinlichkeit der Fichte immer noch geringer, so dass die Fichte nach einem Prognosezeitraum von 40 Jahren immer noch einen deutlichen Vorratsaufbau verzeichnet. Zudem beziehen sich die in WEHAM hinterlegten Wachstumsfunktionen auf bewirtschaftete Bestände. Mit zunehmendem Alter und zunehmender Dichte der

Bestände sollte sich die Wuchsleistung des einzelnen Baumes aufgrund der zunehmenden Konkurrenzsituation zwischen den Bäumen bei Stilllegung verringern. Zudem müsste auch berücksichtigt werden, dass im Zuge des Klimawandels und die damit möglicherweise einhergehenden Temperaturerhöhungen und geringeren Niederschläge in Teilen Bayerns die Fichte noch ungünstigere Bedingungen haben wird, als es heute schon der Fall ist (Näheres zum Einfluss des Klimas auf Waldbestände siehe Kapitel 6.2). Dies könnte dann in Zukunft bei Nichtnutzung zu noch stärkeren Ausfällen führen als auf den teils großen Windwurfflächen, die es ja zum Teil bereits heute schon in Wirtschaftswäldern gibt.

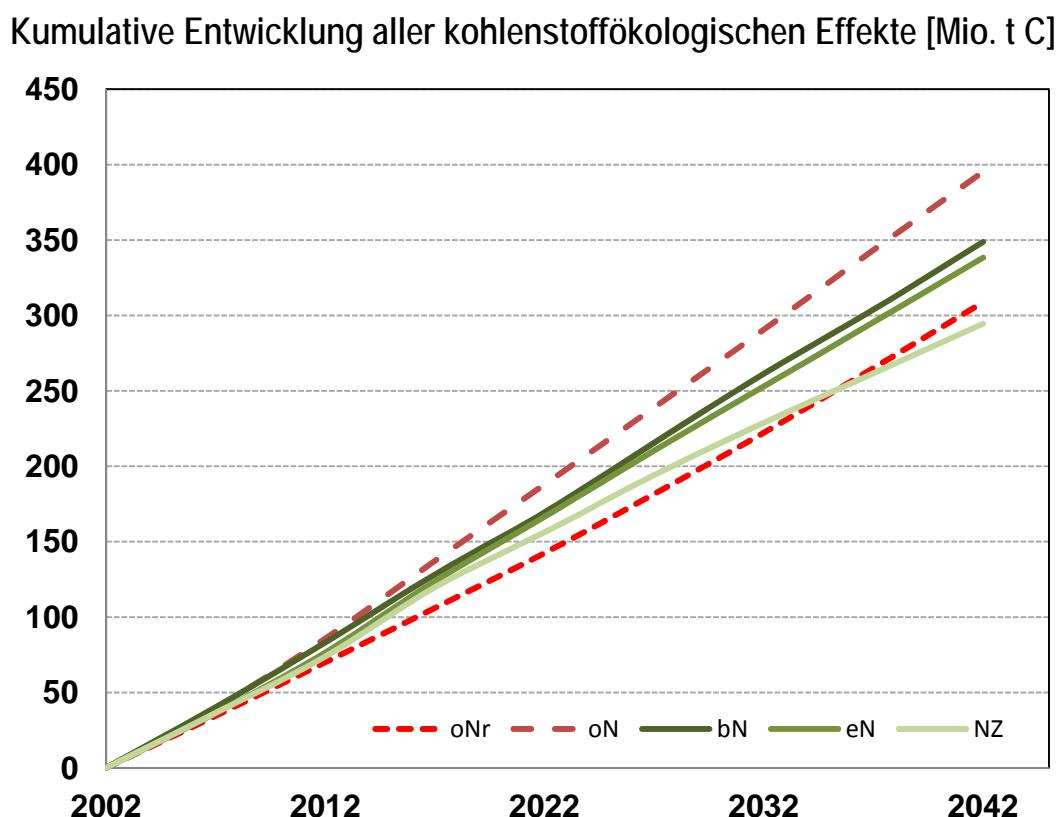


Abb. 71: Die Entwicklung aller kohlenstoffökologischen Effekte (Mio. t C) der unterschiedlichen Szenarien bis 2042

Trotz der immer noch optimistischen Annahmen in oNr erweisen sich die Szenarien mit Nutzung (insbesondere bN und eN) von Beginn an als kohlenstoffökologisch günstiger. Noch geringere Überlebenswahrscheinlichkeiten der Fichte, die durchaus anzunehmen wären, würden den Vergleich noch stärker zu Gunsten der bewirtschafteten Szenarien verbessern. Selbst wenn eine Stilllegung für einen gewissen Zeitraum kohlenstoffökologisch vorteilhafter gegenüber eines Nutzungsszenarios wäre, so wäre dies mit einigen „Opportunitätskosten“ verbunden, da wichtige Funktionen wie die Bereitstellung des Rohstoffes Holz nicht mehr gewährleistet wären. Dies könnte dann zu Verlagerungseffekten (Leakage-Effekte) führen. So müsste beispielsweise Holz importiert werden, möglicherweise dann auch aus nicht nachhaltiger Forstwirtschaft. Die positiven kohlenstofföko-

logischen Effekte, die dann aus einer Nichtnutzung im heimischen Wald resultieren, könnten dann negative Effekte erzeugen, die vielleicht um ein Vielfaches höher wären. Alternativ dazu würde man dann wahrscheinlich auch Holz durch andere Materialien ersetzen, welche oft weitaus schlechtere Ökobilanzen aufweisen wie Holzprodukte.

Interessant ist auch, dass eine stärkere Nutzung von Holz scheinbar die Gesamt-Klimawirkung nicht verbessern würde, was auch in den WEHAM-Szenarien für Gesamt-Deutschland festgestellt werden konnte (Heuer 2011). Vermutlich liegt das an der Tatsache, dass eine deutliche Verringerung der Baumzahlen an sich auch eine Verringerung der Biomasseproduktion mit sich bringt.

Wenn man die Gesamteffekte noch um die potentielle Energiesubstitution erweitert, haben sich alle Bewirtschaftungsszenarien deutlich vom Szenario oNr ab (Abb. 72).

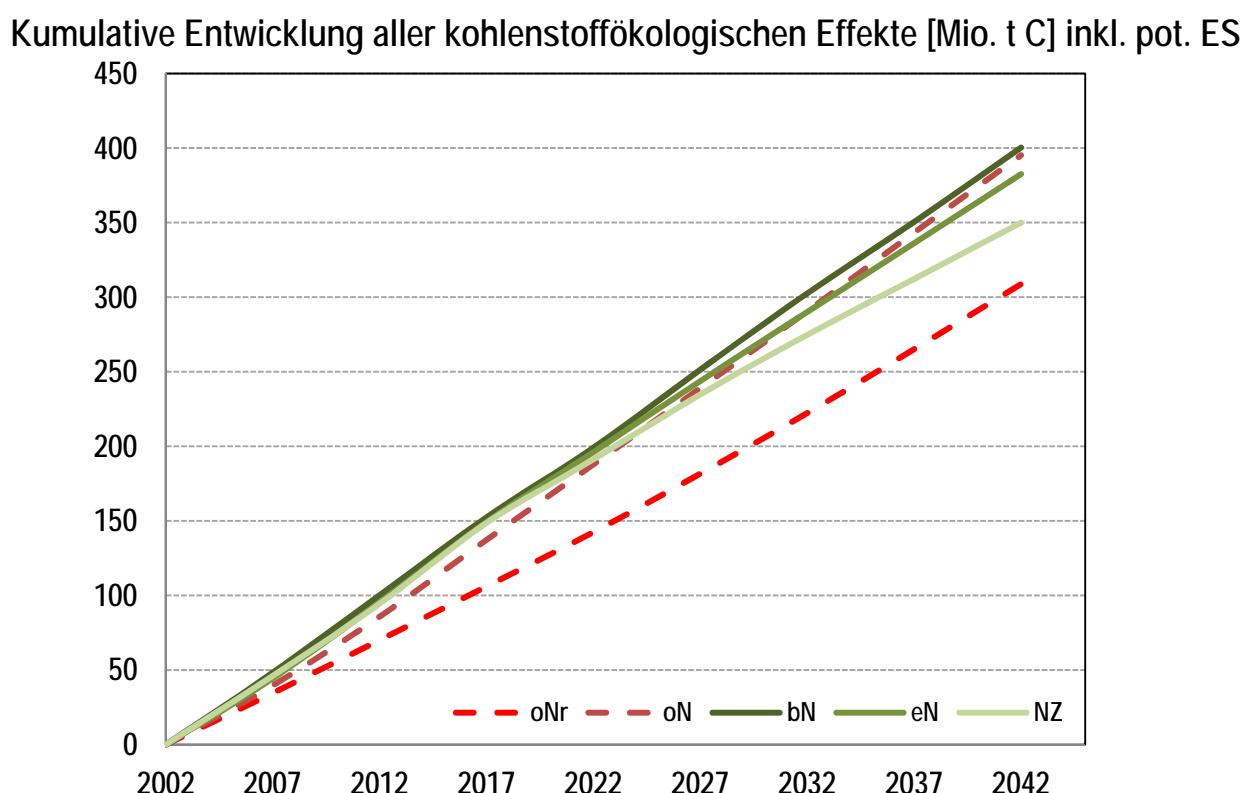


Abb. 72: Die Entwicklung aller kohlenstoffökologischen Effekte (Mio. t C) der unterschiedlichen Szenarien bis 2042 unter Berücksichtigung der potentiellen Energiesubstitution

Die potentielle Energiesubstitution beschreibt die Substitution, die aufgrund einer zukünftigen Nutzung der aktuell in Gebrauch befindlichen Holzmengen als Energieträger erzeugt werden kann, davon ausgehend, dass alle langlebigen und mittellebigen Holzprodukte am Ende ihrer Nutzungsdauer energetisch genutzt werden. Auch hier wird wieder von eher vorsichtigen Annahmen ausgegangen, da Teile der Holzmengen durchaus noch weiter stofflich verwertet werden könnten. Da aber in der Praxis sicherlich nicht alle Holzmengen wiederverwendet werden, sondern auch oft ungenutzt bleiben, ist dieser vorsichtige Ansatz durchaus angebracht.

Dieser Substitutionseffekt ist somit zum Betrachtungszeitpunkt noch nicht eingetreten, wird jedoch durch die jetzige Nutzung des Holzes ermöglicht. Bei Nichtnutzung würde dieses Potential nie entstehen. Ob die potentielle Energiesubstitution also in die Gesamtbilanz aufgenommen wird, liegt letztlich an der zeitlichen Grenze, die für die Bilanz gezogen wird oder auch im Auge des Betrachters. Um jedoch alle (möglichen) Effekte zu verdeutlichen, wird hier die Gesamtbilanz somit auch mit einer potentiellen Energiesubstitution dargestellt.

Der deutliche Vorteil der Szenarien mit Holznutzung ist logische Konsequenz einer Mehrfachnutzung des Holzes, da bei einer Nichtnutzung lediglich der direkte Speicher im Wald bilanziert werden kann. Weitere klimarelevante Effekte treten dabei nicht auf, lässt man eine eventuelle Kohlenstoffanreicherung im Boden auch in älteren Beständen außer Betracht. Das Einbeziehen der potentiellen Energiesubstitution veranschaulicht gut, welche Potentiale eine Holznutzung in Zukunft für den Klimaschutz haben könnte. Würde man es schaffen, Altholz noch effizienter zu nutzen und eine gute Erfassung der Altholzmengen erreichen, so könnten zukünftige Substitutionseffekte möglicherweise noch höher liegen. Der Schlüssel einer optimalen Strategie für den Klimaschutz aus forst- und holzwirtschaftlicher Sicht liegt somit insbesondere in einer möglichst effizienten Nutzung der geernteten Holzmengen.

Aus den hier entwickelten Szenarien können nun folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- würde man ab 2002 in Bayern alle Nutzungen einstellen, so könnten unsere Wälder bei günstiger Entwicklung für die nächsten Jahrzehnte einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten;
- aufgrund des hohen Anteils von Fichtenbeständen in unseren Wäldern ist jedoch davon auszugehen, dass mit zunehmendem Alter aufgrund extremer Schadereignisse wie Wind oder Insektenbefall die Mortalitätsraten stark zunehmen würden;
- eine natürliche Entwicklung, die zwar immer noch ein gutes Wachstum der einzelnen Bäume unterstellt, jedoch höhere Mortalitätsraten annimmt, ist den Szenarien mit nachhaltiger Nutzung in der Regel unterlegen;
- lediglich das Szenario, das einen leichten Vorratsabbau unterstellt, wäre kohlenstoffökologisch einer Nichtnutzung unterlegen, da die starken Nutzungen zusammen mit der Produktspeicherung und den dadurch entstehenden Substitutionseffekten in der Summe den hier unterstellten guten Zuwachs im unbewirtschafteten Wald nicht kompensieren könnten;
- Würde man jedoch in den Nutzungsszenarien eine Kaskandennutzung mit mehrfacher stofflicher Verwendung unterstellen, so wäre auch das Szenario NZ einer Nichtnutzung überlegen;
- Vollkommener Nutzungsverzicht würde zu positiven Kohlenstoffeffekten im heimischen Wald führen, könnte dann aber Verlagerungseffekte (Leakage-Effekte) mit sich tragen mit u.U. negativen Effekten, die um ein vielfaches höher liegen;
- Unter Einbeziehung einer potentiellen Energiesubstitution ist die Klimaschutzwirkung der Nutzungsszenarien im Vergleich zu einer Nichtnutzung noch deutlicher überlegen;

- Das kohlenstoffökologisch optimale Szenario wäre eine Nutzung, die einerseits einen leichten Vorratsaufbau im Wald impliziert und gleichzeitig die Holzerntemengen zunächst weitgehend stofflich mit hohem Klimaschutznutzen-zum Teil sogar mehrfach-verwendet und abschließend vollständig energetisch verwertet, so dass alle Substitutionseffekte genutzt werden können. Dies würde den „*kohlenstoffökologischer Königsweg*“ darstellen;

Diskussion der Ergebnisse

Die hier dargestellten Szenarien zeigen unter verschiedenen Annahmen mögliche Entwicklungen auf. Ein vollkommener Nutzungsverzicht ist natürlich nicht realistisch und soll lediglich einem Vergleich dienen, der die klimarelevanten Wirkungen der Szenarien darstellen und analysieren soll. Es drängt sich auch die Frage auf, wie sich unsere Wälder bzw. die Nutzung unseres Holzes in Zukunft am ehesten entwickeln könnte. Wahrscheinlich erscheint Szenario eN, in dem in den ersten Jahren (2007-2017) die Vorräte leicht abgebaut werden und insbesondere die Fichte intensiv genutzt wird. Bis 2042 verzeichnet die Fichte dann in der Summe einen Vorratsabbau von ca. 11,5 Mio. t C zu Gunsten der Laubbäume, insbesondere der Buche mit einem Vorratsaufbau von über 30 Mio. t C (Abb. 61).

Die Zunahme von Laubholz erscheint im Zuge der heute vielerorts angestrebten Umbaumaßnahmen unserer Wälder mit höheren Mischannteil als wahrscheinlich, so dass deswegen durchaus vorstellbar wäre, dass nach den anfänglichen Vorratseinbußen mittelfristig wieder Vorratserhöhungen erwartet werden könnten, obwohl in 2002 wahrscheinlich historisch hohe Vorräte vorhanden waren. Die hohen Netto-Zuwachsrateinsbesondere zwischen 1987 und 2002 werden aller Wahrscheinlichkeit nicht mehr erreicht werden können.

Noch schwerer vorhersagbar ist jedoch die Entwicklung des Holzbedarfs und der Holzverwendung. Zahlen der letzten Jahre zeigen, dass insbesondere der Bedarf an Energieholz stark zugenommen hat. So hat sich der Brennholzverbrauch der privaten Haushalte in Deutschland zwischen 1994 und 2005 von 10 Mio. m³ auf über 20 Mio. m³ mehr als verdoppelt (ZORMAIER UND BORCHERT 2007). Es kann angenommen werden, dass die Nachfrage nach Energieholz weiter steigen wird. Auch im Hausbau sind klare Tendenzen erkennbar, dass Holz als Baustoff in Zukunft vermehrt eingesetzt wird. So hat sich der Anteil an Eigenheimen mit Holz als Hauptsächlichen Baustoff von 8% in 1991 auf 15% in 2010 nahezu verdoppelt (WEGENER ET AL. 2010). Zudem kann auch die Nachfrage im Bereich von Holz als Chemierohstoff nur schwer eingeschätzt werden.

Soll aber wie in Szenario eN mittelfristig ein Vorratsaufbau eintreten, so müssten auch die hier ermittelten Holzerntemengen ausreichen, um den Bedarf an Holz zu decken (ein vermehrter Import könnte zusätzliche negative Auswirkungen auf die Klimabilanz der Holznutzung haben). Möglich wäre dies vielleicht auch durch eine noch effizientere Nutzung von Altholz oder durch Holzproduktion in Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen.

Der Beitrag der Wälder zum Klimaschutz sollte jedoch nicht als alleiniges Kriterium für Entscheidungen in der Forstwirtschaft herangezogen werden. Vielmehr spielen aktuelle Tendenzen wie die Energiewende, die Anpassung an den Klimawandel, Biodiversität oder

die steigende Nachfrage nach Holz ebenfalls herausragende Rollen und müssen somit ins Kriterium-Portfolio für die Beurteilung von Wald-Managementplänen berücksichtigt werden.

Zu beachten ist auch, dass bei den unterstellten Szenarien mögliche Klimaänderungen außer Acht gelassen wurden, da WEHAM nicht klima-sensitiv modelliert. Die Zunahme von Laubholzbeständen mit einer gleichzeitigen Abnahme insbesondere von Fichtenreinbeständen würde bei Berücksichtigung veränderter Temperaturen und Niederschläge höchstwahrscheinlich noch deutlicher ausfallen.

Die hier dargestellten Ergebnisse mit einem „kohlenstoffökologischen Königsweg“ einer Holzmehrfachnutzung bei gleichzeitigem leichtem Vorratsaufbau liegt im Rahmen dessen, was beispielsweise PROFFT ET AL. (2007) für Thüringen, PISTORIUS (2007) für Baden-Württemberg oder HOFER ET AL. (2008) für die Schweiz erhoben haben.

Erweiterung des Betrachtungszeitraums auf 80 Jahre

Abschließend soll dargestellt werden, wie sich der Gesamtkohlenstoffeffekt bei einer Erweiterung des Betrachtungszeitraums um weitere 40 Jahre bis 2082 entwickeln würde. Dafür wurden die Enddaten aus 2042 gemäß der Input-Datenbank für WEHAM angepasst und als Ausgangsdatei neu angelegt, um so die Szenarien bis 2082 zu erweitern. Es muss jedoch verdeutlicht werden, dass mit fortschreitendem Zeitraum die Ergebnisse der Szenarien zunehmend unsicherer werden. Die Konkurrenz in den nicht bewirtschafteten Beständen sowie mögliche klimatische Änderungen gewinnen immer mehr an Bedeutung und sind schwer zu modellieren. Zudem wird sich die flächenmäßig betrachtete Baumartenverteilung im Zuge der Umbaumaßnahmen zu mehr Laubholz verändern. All dies kann von WEHAM nicht berücksichtigt werden. Die Erweiterung des Zeitraums soll insbesondere dazu dienen, generell zu veranschaulichen, ab wann spätestens eine nachhaltige Nutzung unserer Wälder im Vergleich zu einer Nichtnutzung kohlenstoffökologisch vorteilhafter sein müsste. Im Folgenden werden deswegen nur die Szenarien oN, oNr und das innerhalb der Bewirtschaftungsszenarien günstigste Szenario bN dargestellt. Zudem wird weitgehend auf eine Betrachtung der einzelnen Pools verzichtet und lediglich der Gesamteffekt betrachtet. Alle Annahmen bleiben ansonsten gleich.

Demnach zeichnet sich ab, dass nach einem Betrachtungszeitraum von ca. 70 Jahren der Klimaeffekt bei Nichtnutzung bereits deutlich abnimmt (Abb. 73). Nach 80 Jahren zeigt sich, dass dann eine nachhaltige Nutzung sogar dem Nichtnutzungsszenario mit optimalesten Wachstumsbedingungen überlegen ist. Das bedeutet, dass unter den hier getroffenen Annahmen auf regionaler Ebene bei einem Kohlenstoffvorrat von ca. 320 t/ha (nur lebender Bestand) das Vorratsmaximum erreicht sein könnte. Vergleicht man diesen Wert wiederum mit den Ergebnissen der Meta-Analyse zum möglichen Maximalwert in Bayern (ca. 200-250 t C/ha, je nach Berechnungsart), so liegt der hier errechnete Wert bei oN im Vergleich dazu deutlich darüber. Dies lässt wiederum darauf schließen, dass hier mit sehr optimistischen Annahmen gerechnet wurde. Das Nichtnutzungsszenario mit realistischeren Annahmen (oNr) bleibt über dem gesamten Zeitraum unter dem Nutzungsszenario.

Es darf aber auch nicht vergessen werden, dass auch der Holzproduktespeicher eine gewisse Endlichkeit besitzt, d.h. ab einer bestimmten Menge wird auch hier ein Vorratsma-

ximum erreicht werden und neue Eintragsmengen leisten lediglich einen Beitrag, um den bestehen Speicher aufrecht zu erhalten.

Kumulative Entwicklung aller kohlenstoffökologischen Effekte (Mio. t C) bis 2082

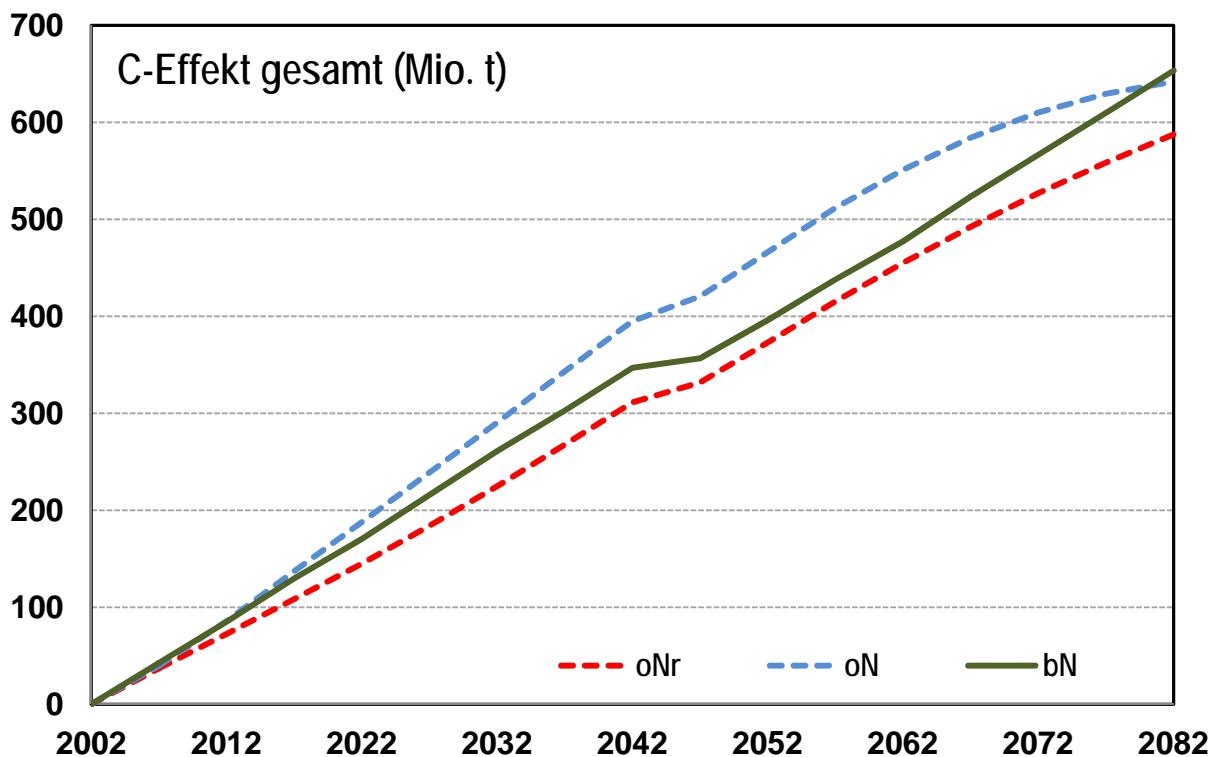


Abb. 73: Die kumulative Entwicklung aller kohlenstoffökologischen Effekte (Mio. t C) von bN, oNr und oN bis 2082

Eine Untersuchung für die Schweiz von HOFER ET AL. (2008) zeigt ähnliche Tendenzen. So wird für die Schweiz angenommen, dass nach etwa 70 Jahren die Senkenwirkung bei Nichtnutzung aufhört (der Wald wäre dann C-Quelle oder allenfalls konstant) und nach 80 Jahren die Varianten mit Nutzung kohlenstoffökologisch vorteilhafter sind. In der Summe zeigt sich auch für die Schweiz, dass das Szenario mit leichtem Vorratsaufbau bei gleichzeitiger nachhaltiger Nutzung kohlenstoffökologisch am günstigsten ist.

6 Klimaschutzeffekte verschiedener forstlicher Strategien - ein Vergleich auf Bestandesebene

Klimaschutzmaßnahmen im Allgemeinen haben in den letzten Jahren an Bedeutung zugenommen. Auch auf dem Waldsektor werden insbesondere auf dem freiwilligen Emissionskompensationsmarkt vermehrt Klimaschutzprojekte durchgeführt, nicht nur auf internationaler Ebene, sondern auch in Deutschland. Um die Effekte einzelner Maßnahmen zu Quantifizieren, sind deswegen nicht nur Betrachtungen für ganz Bayern nötig, sondern auch auf Bestandesebene. Im folgenden Kapitel werden deshalb alle Klimaeffekte der Hauptbaumarten in Bayern (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche) sowie der Douglasie als mögliche fremdländische Alternative dargestellt. Dabei sollen folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- *Was kann 1 ha (neu aufgeforsterter) Wald zum Klimaschutz leisten?*
- *Welche Baumarten sind bzgl. ihrer Klimaeffekte am günstigsten?*
- *Bewirken unbewirtschaftete Wälder einen höheren Klimaschutzbeitrag als bewirtschaftete Wälder?*
- *Welche Auswirkungen kann ein verändertes Klima auf die Klimaschutzleistung der einzelnen Baumarten haben?*

Diese Fragestellungen wurden verschiedenartig bearbeitet: Für Frage eins, zwei und drei diente als Modell der Waldwachstumssimulator SILVA, für Frage vier BALANCE. Beide Modelle wurden vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TU München entwickelt.

6.1 Vergleich der Klimaschutzeffekte verschiedener Aufforstungsflächen

6.1.1 Methodik

Für die fünf untersuchten Baumarten Fichte, Douglasie, Kiefer, Buche und Eiche wurden als Ausgangsbestände jeweils Reinbestände zu einem ha generiert und in SILVA eingespeist. Auf das Modell SILVA wird an dieser Stelle nicht genauer eingegangen. Näheres dazu siehe u.a. bei BIBER ET AL. (2000), PRETZSCH ET AL. (2002). Die Kenndaten für alle Bestände sind in Tab. 54 dargestellt.

Tab. 54: Die Bestandeskennwerte für die Modellbestände; dg=mittlerer Durchmesser, hg=mittlere Höhe

| Größe | N | dg | hg | Alter |
|-------|-------|----|----|----------|
| 1 ha | 5.000 | 7 | 6 | 15 Jahre |

Zur besseren Vergleichbarkeit wurde für jede Baumart der gleiche Ausgangszustand angenommen. Am Anfang des Entwicklungszeitraums bei 15 Jahren erfolgte die Anlage von

Rückegassen im Abstand von 25 m mit einer Breite von jeweils ca. 5m (Abb. 74). Für jeden Bestand wurde ein Zeitraum von 180 Jahren dargestellt, in dem nach baumartenspezifischen Bewirtschaftungsmethoden die Bestandesentwicklung modelliert wurde. Durch den Betrachtungszeitraum von 180 Jahren kann gesichert werden, dass für jeden Bestand zu mindest ein vollständiger Produktionszeitraum berücksichtigt wird.

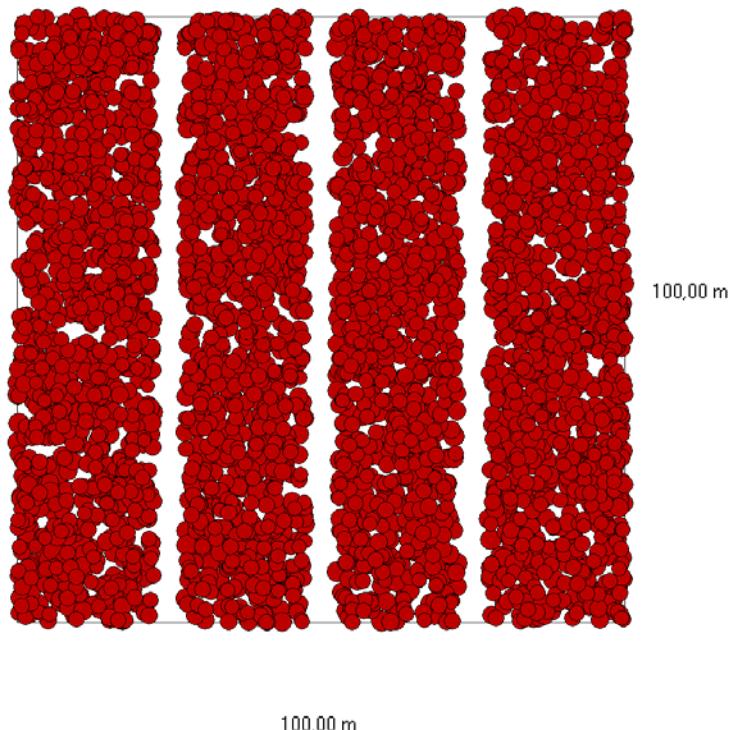


Abb. 74: Ausgangsbestand am Beispiel der Fichte. Alle anderen Baumarten haben die gleiche Ausgangsstruktur

Um einen fließenden Übergang von einer Waldgeneration zur nächsten zu gewährleisten, wurde eine Verjüngungsschicht mit erneut ca. 5.000 Pflanzen unter den Altbestand gelegt, sobald ein Teil der Bäume Hiebsreife erlangt hat und der Vorrat des Altbestandes sukzessive abgebaut wird (Abb. 75). So ist am Ende des ersten Produktionszeitraumes der Folgebestand bereits etabliert.

Als Standort wurde für alle fünf Bestände gleichermaßen ein durchschnittlicher bis guter Standort gewählt (Wuchsbezirk 12.8, Oberbayerisches Tertiärhügelland, 480 m ü. NN, keine Exposition, keine Hangneigung, durchschnittliche Bodenfrische und durchschnittliches Nährstoffangebot, 469 mm Niederschlag und 14,7° Durchschnittstemperatur in der Vegetationsperiode).

Etwaige Änderungen im Bodenkohlenstoff wurden nicht berücksichtigt, davon ausgehend, dass bei einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Waldbeständen langfristig keine größeren Änderungen zu erwarten sind (siehe dazu auch Kap 3.3 Boden bzw. KLEIN ET AL. EINGEREICHT).

Die Bewirtschaftung der Fichte erfolgte in Anlehnung an das Fichten-Konzept der BaySF nach SCHRÖPFER ET AL. (2009), die der Kiefer an WALDHERR (1996), die der Buche an NEUFANGER ET AL. (2011), die der Eiche an MOSANDL UND PAULUS (2002) bis zum Alter 65,

wobei danach eine Zielstärkennutzung bei 55 cm mit Endnutzung bis zum Alter 180 durchgeführt wurde. Die Zieldurchmesser sind bei den Nadelhölzern mit ca. 45 cm geringer. Für die Douglasie wurde das Konzept der Fichte übertragen.

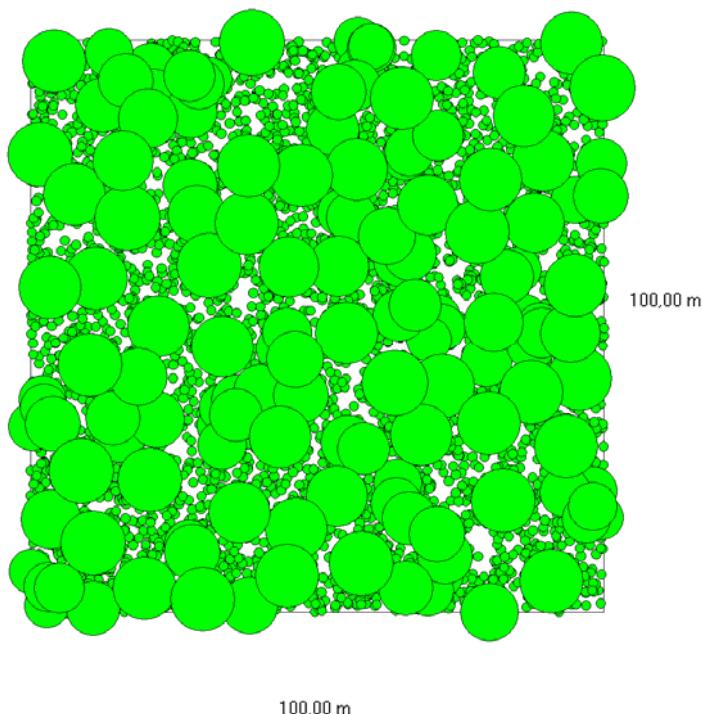
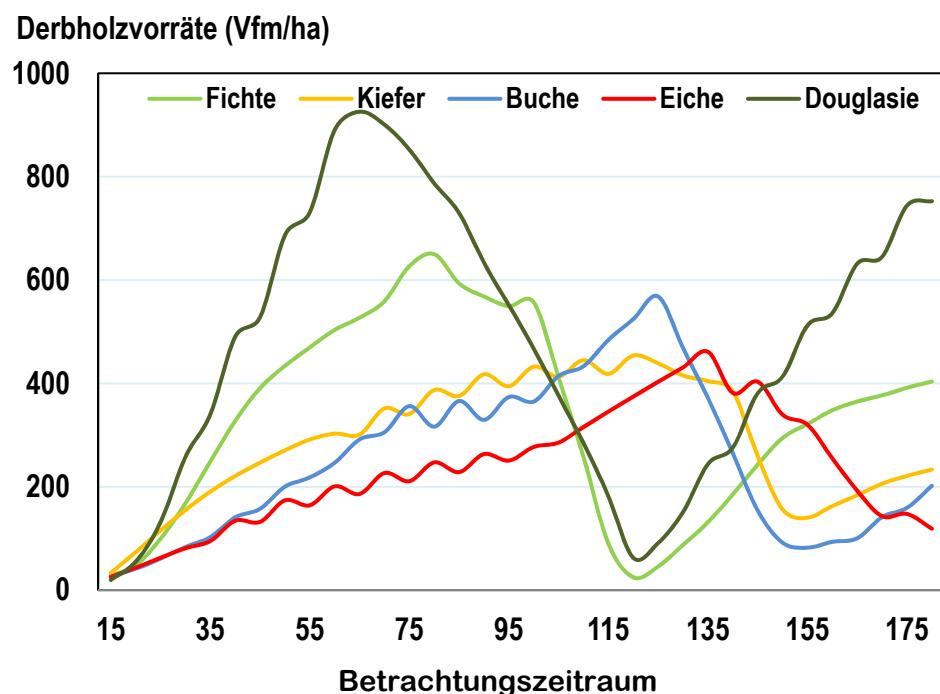


Abb. 75: Buchenbestand im Alter 125 zu Beginn der Räumung

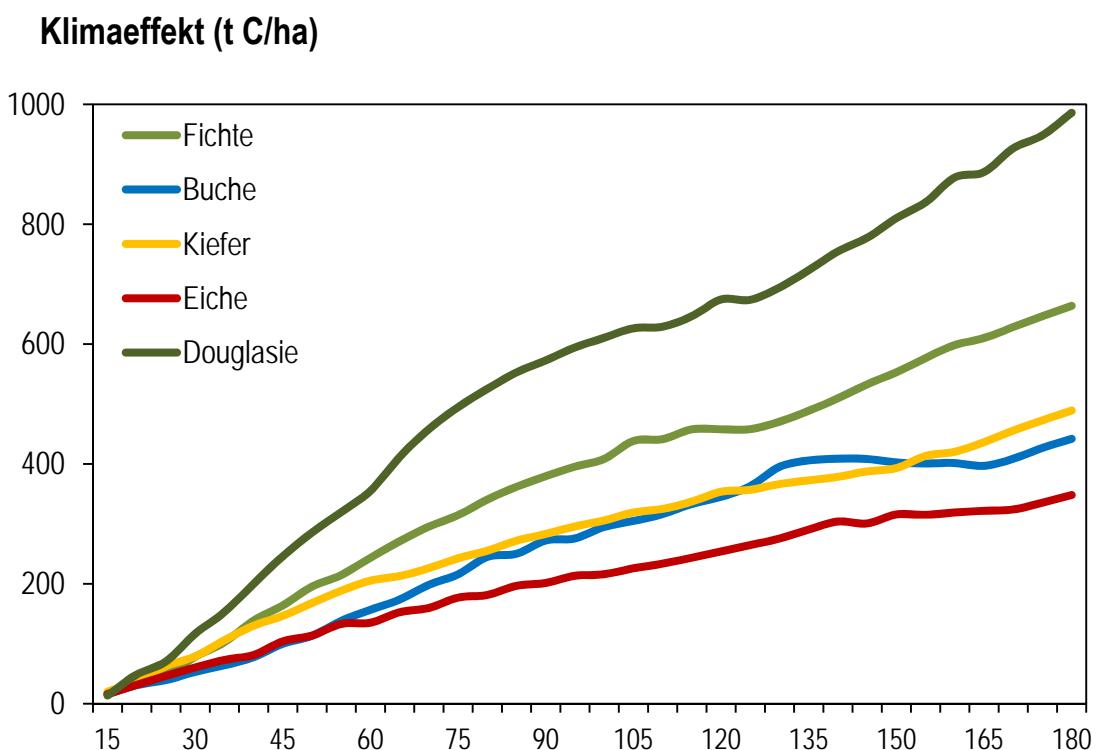
Geerntetes Holz gelangt in den Holzproduktespeicher und wird vier verschiedenen Produktklassen zugeordnet. Der Austrag aus dem Holzproduktespeicher errechnet sich wie auch das Totholz durch spezifische Abbaufunktionen. Die Methodik zum Holzproduktespeicher und zum Totholz ist analog zu den Kohlenstoff-Entwicklungsszenarien für ganz Bayern und kann in den Kap. 4 und 5 bzw. in KLEIN ET AL (EINGEREICHT) genau nachgelesen werden.

6.1.2 Ergebnisse

Aus den verwendeten baumartenspezifischen Bewirtschaftungskonzepten leiten sich die in Abb. 76 dargestellten Holzvorräte (Vfm/ha) ab. Deutlich wird die höhere Produktivität der Fichte und Douglasie, wobei die Douglasie die Fichte noch überragt. Damit verbunden sind die im Vergleich zu den Laubhölzern geringeren Produktionszeiträume, wobei bei der Douglasie bereits nach ca. 60 Jahren und bei der Fichte nach ca. 80 Jahren mit einem Vorratsabbau begonnen wird. Die Verjüngung entwickelt sich bei Douglasie und Fichte bereits zu Beginn der Endnutzung bei ca. 100 Jahren und bildet so am Ende der Endnutzung bei 120 Jahren den bereits etablierten neuen Bestand. Während die Douglasie nach 180 Jahren schon kurz vor der erneuten Hiebsreife der zweiten Rotationsphase steht, ist bei der Eiche gerade die erste Rotationsphase beendet.

Abb. 76: Die Entwicklung der Holzvorräte (Vfm/ha)

In Abb. 77 ist die Entwicklung aller Klimaeffekte in t C (Waldspeicher, HWP-Speicher, Substitutionseffekte) für jede Baumart in einem Zeitraum von 180 Jahren dargestellt.

Abb. 77: Gesamtklimaeffekt aller untersuchten Baumarten (t C/ha) nach 180 Jahren

Hier zeigt sich, dass die Nadelhölzer in der Summe höhere Klimaeffekte erzielen als die Laubhölzer. Beim Nadelholz schwankt der Gesamteffekt nach 180 Jahren von 988 t C/ha bei der Douglasie, 665 t C/ha bei der Fichte bis hin zu 493 t C/ha bei der Kiefer. Das verdeutlicht, dass ein reiner Douglasienbestand unter den angenommenen gleichen standörtlichen Voraussetzungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen in etwa die doppelte Klimaschutzleistung erreichen kann wie die Kiefer. Beim Laubholz werden bei der Buche ca. 443 t C/ha und bei der Eiche ca. 351 t C/ha nach 180 Jahren erreicht. In Abb. 77 wird aber auch ersichtlich, dass der Betrachtungszeitpunkt bei einem Baumartenvergleich eine entscheidende Rolle spielt: So ist der Unterschied zwischen Buche und Fichte im Alter 135 wesentlich geringer als zu allen anderen Zeitpunkten. Dies verdeutlicht die Dynamik von Klimaschutzeffekten in Waldprojekten, die sich je nach Zeitraum und Zeitpunkt wesentlich unterscheiden können.

Interessant ist auch ein Blick auf jährliche Raten, ausgedrückt in CO₂-Einheiten¹⁰: Während sich Buche und Kiefer mit 10,8 bzw. 11,1 t CO₂/ha/a nach 100 Jahren noch sehr ähnlich sind, zeigen Fichte (15,0 t CO₂/ha/a) und insbesondere Douglasie (21,6 CO₂/ha/a) weitaus höhere Gesamteffekte. Die geringsten Klimaeffekte erreicht mit 7,9 CO₂/ha/a die Eiche. Die Überlegenheit der Nadelhölzer kann folgendermaßen begründet werden: Insbesondere ist die Produktivitätsrate bei Fichte (15,3 m³) und Douglasie (21,7m³) weitaus höher als bei Buche (9,7 m³) und Eiche (7,7 m³), was bei Betrachtung der durchschnittlichen Gesamtzuwuchsleistung (Vorrat + Totholz + Holzerntemengen = dGZ) bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren zum Ausdruck kommt (Abb. 78).

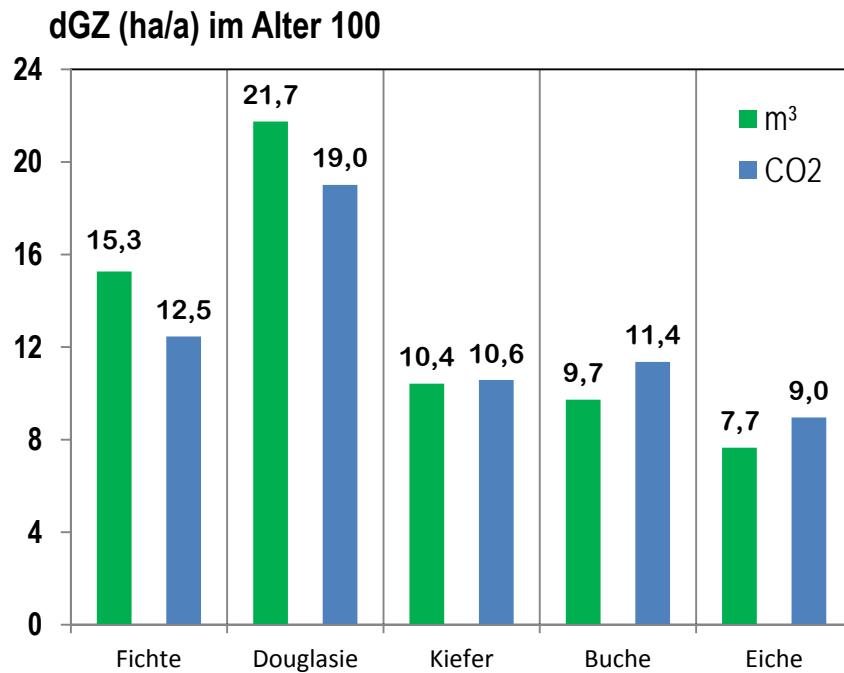


Abb. 78: Durchschnittlicher Gesamtzuwachs (dGZ) nach 100 Jahren (ha/a), ausgedrückt in m³ und CO₂-Einheiten

¹⁰ Aufgrund der Tatsache, dass in der allgemeinen Klimadiskussion meist von CO₂ und nicht von Kohlenstoff gesprochen wird, wird, wie auch in vielen vorangegangenen Kapiteln, hier die Klimaschutzleistung auch in CO₂-Einheiten ausgedrückt.

Die Kiefer ist der Buche auch hier sehr ähnlich. Drückt man den dGZ jedoch in CO₂-Einheiten aus, bei dem neben dem Volumenzuwachs auch die Holzdichte mit einfließt, so kommt die Buche der Fichte (12,5 t CO₂/ha/a) mit 11,4 t CO₂/ha/a schon relativ nahe. Das bedeutet also, dass der Unterschied in der Biomasseproduktion nach 100 Jahren zwischen Buche und Fichte nicht überaus groß ist. Da aber auch die Substitutionseffekte pro Einheit [m³] erfasst werden, wirken diese Effekte aufgrund der höheren Volumenproduktion der Fichte hier deutlich stärker als bei der Buche. Für die Bestimmung der Materialsubstitution ist der Volumenbezug durchaus nachvollziehbar, da nimmt man z.B. den Bausektor- hier weniger die Masse als vielmehr das Volumen entscheidend ist. Bei der Energiesubstitution hingegen ist die Masse bzw. der Energiegehalt von Holz wichtig. Da Laubholz pro Volumeneinheit einen höheren Energiegehalt besitzt als Nadelholz, müssten eigentlich verschiedene Faktoren wie den hier verwendeten einheitlichen Faktor von 0,675 t CO₂/m³ herangezogen werden. Nimmt man beispielsweise den von RÜTER ET AL. (2011) verwendeten Faktor von 0,67 t C/C, der den energetischen Substitutionseffekt nicht auf das Volumen, sondern auf den C-Gehalt und somit auf die Masse bezieht, so würde sich die Gesamtklimaleistung der Fichte nach 180 Jahren um ca. 60 t C/ha verringern. Die Substitutionseffekte bei der Buche würden hingegen gleich bleiben. Dennoch hätte die Fichte nach 180 Jahren mit ca. 600 t C/ha nach wie vor eine deutlich bessere Klimabilanz als die Buche (443 t C/ha).

Neben den Substitutionseffekten spielt auch die Holzverwendung an sich eine bedeutende Rolle: Dadurch, dass beim Nadelholz wesentlich mehr in langlebige Produkte gelangt und der Anteil an Energieholz weitaus geringer ist als beim Laubholz (Tab. 55), treten in höherem Umfang Materialsubstitutionseffekte und anschließend zusätzliche Energiesubstitutionseffekte auf, die in der Summe höhere Gesamteffekte mit sich tragen.

Tabelle 55: Die Erntemengen (t C/ha und m³/ha) nach 180 Jahren sowie deren Verteilung (%) in Produktkategorien.
LP=langlebige Produkte; MP=mittellebige Produkte, KP=kurzlebige Produkte, E=Energieholz

| | Fichte | | Douglasie | | Kiefer | | Buche | | Eiche | |
|----|----------------------|--------|----------------------|--------|----------------------|--------|----------------------|--------|----------------------|--------|
| | [t C/ha] | [%] |
| LP | 95,8 | 25,8 % | 155,9 | 26,1 % | 72,5 | 22,4 % | 17,1 | 4,1 % | 12,5 | 3,9 % |
| MP | 67,8 | 18,2 % | 110,3 | 18,4 % | 51,3 | 15,9 % | 101,1 | 24,4 % | 73,8 | 22,8 % |
| KP | 109,1 | 29,4 % | 177,5 | 29,7 % | 82,6 | 25,6 % | 74,5 | 18,0 % | 54,4 | 16,8 % |
| E | 98,9 | 26,6 % | 154,3 | 25,8 % | 116,7 | 36,1 % | 221,2 | 53,5 % | 182,7 | 56,5 % |
| Σ | 371,6 | | 598,1 | | 323,1 | | 413,9 | | 323,3 | |
| | Fichte | | Douglasie | | Kiefer | | Buche | | Eiche | |
| | [m ³ /ha] | [%] |
| LP | 508,4 | 25,8 % | 700,8 | 26,1 % | 336,6 | 22,4 % | 61,7 | 4,1 % | 44,4 | 3,9 % |
| MP | 359,8 | 18,2 % | 495,9 | 18,4 % | 238,2 | 15,9 % | 365,0 | 24,4 % | 263,0 | 22,8 % |
| KP | 578,7 | 29,4 % | 797,8 | 29,7 % | 383,2 | 25,6 % | 268,9 | 18,0 % | 193,8 | 16,8 % |
| E | 524,4 | 26,6 % | 693,4 | 25,8 % | 541,5 | 36,1 % | 798,7 | 53,5 % | 651,5 | 56,5 % |
| Σ | 1971,4 | | 2687,9 | | 1499,5 | | 1494,3 | | 1152,6 | |

Auffällig ist der sehr geringe Anteil an Holz, der bei Buche und Eiche in langlebige Produkte gelangt (ca. 4 % der Erntemengen, im Unterschied zu über 20 % bei den Nadelhölzern). Dies ergibt sich unweigerlich aus dem hohen Anteil an Energieholz direkt aus dem Wald, die aus Holzeinschlagsstatistiken der letzten Jahre abgeleitet wurde. So fielen z.B. in 2006 und 2007 bei der Buche in Bayern allein 46% bzw. 54% der gesamten Holzerntemengen direkt als Energieholz an (BMELV 2006B, BMELV 2007). Die Anteile bei der Eiche sind ähnlich. Beim Nadelholz sind dagegen die Energieholzanteile weitaus geringer (z.B. 18% Energieholz direkt aus dem Wald bei der Fichte in 2006). Würde man beispielsweise bei der Buche die gleiche Holzverwendung annehmen wie bei der Fichte, so könnte der Gesamteffekt nach 180 Jahren bis auf 541 t C/ha (98 t C/ha mehr) erhöht werden und würde somit eine weitaus bessere Bilanz aufweisen als die Kiefer. Dass die Buche dann dennoch eine schlechtere Klimabilanz aufweist als die Fichte liegt auch an der oben beschriebenen Berechnungsgrundlage zur Materialsubstitution, die nach Volumeneinheiten bestimmt wird. Das zeigt deutlich, dass eine gesteigerte Verwertung zu langlebigen Produkten, z.B. im Bausektor, die Klimabilanz einer Baumart entscheidend verbessert. Um die Klimawirkung des Laubholzes in Bayern zu erhöhen, müssen für die Zukunft somit Techniken erarbeitet werden, die es ermöglichen, auch Laubhölzer besser zu langlebigen Produkten zu verarbeiten. Ein Beispiel hierfür ist Buchen-Brettschichtholz, entwickelt von der Holzforschung München und dem Institut für Technologie in Karlsruhe (SCHMIDT UND GLOS 2010). Tab. 55 zeigt auch, dass - in Kohlenstoff ausgedrückt - die Holzerntemengen bei der Buche nach 180 Jahren sogar höher sind als bei Fichte und deutlich höher als bei Kiefer, was mit dem längeren Produktionszeitraum und der höheren Holzdichte der Buche zusammenhangt.

Gesamt-Klimaeffekt (t C/ha) Fichte

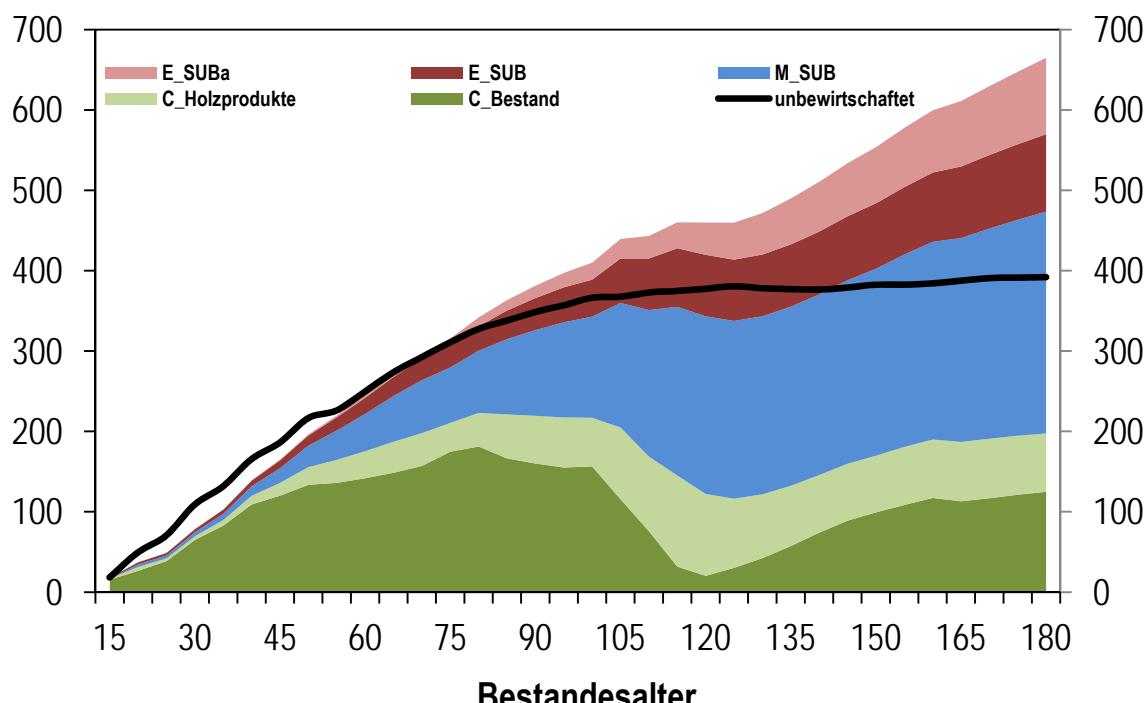


Abb. 79: Entwicklung aller Klimaeffekte (t C/ha) bei der Fichte 180 Jahre nach Aufforstung. E_SUBa= energetische Substitutionseffekte nach materieller Nutzung, E_SUB = energetische Substitutionseffekte, M_SUB Materialsubstitutionseffekte, C_Holzprodukte = C-Speicherung in Holzprodukten, C_Bestand = C-Speicherung im Bestand (Biomasse, Totholz); die schwarze Linie beschreibt den Verlauf ohne Bewirtschaftung

Der oben dargestellte Gesamtklimaeffekt kann genauer analysiert werden, um so die Bedeutung der einzelnen Faktoren (direkte Speicherung, Substitutionseffekte) klarer darzustellen. Dies wird hier am Beispiel der Fichte und darauffolgend am Beispiel der Buche aufgezeigt (Abb. 79 und Abb. 80).

So steigt die direkte Speicherung im Wald (Baumbiomasse 96,6%, Totholz 3,4%) bei der Fichte bis zum Alter 80 bis auf 180 t C/ha. Im Zuge der Räumung des Hauptbestandes erreicht die Kohlenstoffspeicherung im Wald mit 18 t C/ha sein Minimum im Alter 120, wobei dieser Speicher aus Totholz und dem neu heranwachsenden Bestand besteht. Der C-Speicher Wald zeigt langfristig den für Wirtschaftswälder typischen wellenförmigen Verlauf, wobei bei der hier unterstellten nachhaltigen Bewirtschaftungsform der Vorrat nie auf 0 geht, da erst dann die Endnutzung durchgeführt wird, wenn sich der nachfolgende Bestand bereits etabliert hat. Ähnlich ist der Verlauf des Holzproduktespeichers, der konsequenterweise mit zunehmenden Holzerntemengen anwächst und bei ca. 115 Jahren- nach kompletter Räumung des Altbestandes seinen Höhepunkt erreicht. Auch dann verringert sich dieser Speicher wieder, da in den darauffolgenden Jahrzehnten die Eintragsmengen geringer sind als die Austragsmengen. Der geringste Gesamtspeicher (Holzprodukte und Bestand zusammen) ist nach 125 Jahren bei ca. 115 t C/ha zu finden und erreicht nach 180 Jahren wieder einen Speicher von 220 t C/ha. Bei weiterer Betrachtung von Abb. 79 fällt auf, dass mit zunehmendem Betrachtungszeitraum die Substitutionseffekte immer mehr zunehmen (vgl. auch Tab. 56). Aufgrund der starken Nutzung in lang- und mittellebigen Produkten (insgesamt 44,1%, Tab. 55) bei der Fichte ist die Materialsubstitution nach 180 Jahren der wichtigste Faktor (Tab. 56).

Tabelle 56: Alle Klimaeffekte (t C/ha) bei den verschiedenen Baumarten nach 100 bzw. 180 Jahren; E_SUB= energetische Substitutionseffekte, M_SUB=Materialsubstitutionseffekte

| | Fichte | | Douglasie | | Kiefer | | Buche | | Eiche | |
|----------------------|--------------|------|--------------|------|--------------|------|--------------|------|--------------|------|
| | 100a | | 100a | | 100a | | 100a | | 100a | |
| | [t C/ha] | [%] |
| Speicher Wald | 156,6 | 38,2 | 137,9 | 22,4 | 156,9 | 51,0 | 141,1 | 47,6 | 107,1 | 49,4 |
| Speicher HWP | 60,5 | 14,8 | 139,3 | 22,6 | 33,0 | 10,7 | 33,4 | 11,3 | 13,6 | 6,3 |
| E_SUB | 46,0 | 11,2 | 77,5 | 12,6 | 33,6 | 10,9 | 56,6 | 19,1 | 48,2 | 22,3 |
| E_SUB Altholz | 21,0 | 5,1 | 33,8 | 5,5 | 14,3 | 4,6 | 15,3 | 5,2 | 12,9 | 5,9 |
| M_SUB | 125,9 | 30,7 | 226,5 | 36,8 | 69,9 | 22,7 | 49,7 | 16,8 | 34,9 | 16,1 |
| Σ | 410,0 | | 615,1 | | 307,6 | | 296,1 | | 216,7 | |
| | Fichte | | Douglasie | | Kiefer | | Buche | | Eiche | |
| | 180a | | 180a | | 180a | | 180a | | 180a | |
| | [t C/ha] | [%] |
| Speicher Wald | 124,8 | 18,8 | 230,3 | 23,3 | 89,5 | 18,2 | 73,5 | 16,6 | 47,6 | 13,5 |
| Speicher HWP | 72,8 | 11,0 | 112,9 | 11,4 | 63,7 | 12,9 | 25,4 | 5,7 | 52,7 | 15,0 |
| E_SUB | 96,5 | 14,5 | 127,5 | 12,9 | 99,6 | 20,2 | 146,9 | 33,2 | 119,8 | 34,1 |
| E_SUB Altholz | 95,0 | 14,3 | 136,7 | 13,8 | 57,3 | 11,6 | 64,4 | 14,5 | 35,6 | 10,1 |
| M_SUB | 276,0 | 41,5 | 380,4 | 38,5 | 182,7 | 37,1 | 132,7 | 30,0 | 95,6 | 27,2 |
| Σ | 665,0 | | 987,9 | | 492,9 | | 442,9 | | 351,2 | |

Dies ist nachvollziehbar, da ja, wie oben bereits verdeutlicht, die direkte Speicherung von Kohlenstoff im Gegensatz zu den Substitutionseffekten sowohl im Wald als auch in den Holzprodukten ein Limit besitzt. Anders als bei unbewirtschafteten Wäldern wird bei Wirtschaftswäldern die maximale Speicherung im Wald vom Waldbesitzer festgelegt, der je nach Managementziel einen Vorrat oder Zieldurchmesser definiert, bei dem die Bäume geerntet werden. Auch der Holzproduktespeicher ist in Abhängigkeit der Nutzungsdauer der Holzprodukte und der Eintragsmengen nach oben limitiert. Dagegen gibt es bei den Substitutionseffekten grundsätzlich keine Grenze, da sich diese irreversibel akkumulieren und nicht im Laufe der Zeit verlorengehen können, solange wie im heutigen Umfang fossile Stoffe verwendet werden. Mit anderen Worten: Solange Materialien bzw. Energieträger auf fossiler Rohstoffbasis genutzt wird, besitzt die Nutzung von Holz auch einen Klimaschutzeffekt.

Bei der Buche ist der Verlauf aller Klimaeffekte etwas verändert (Abb. 80).

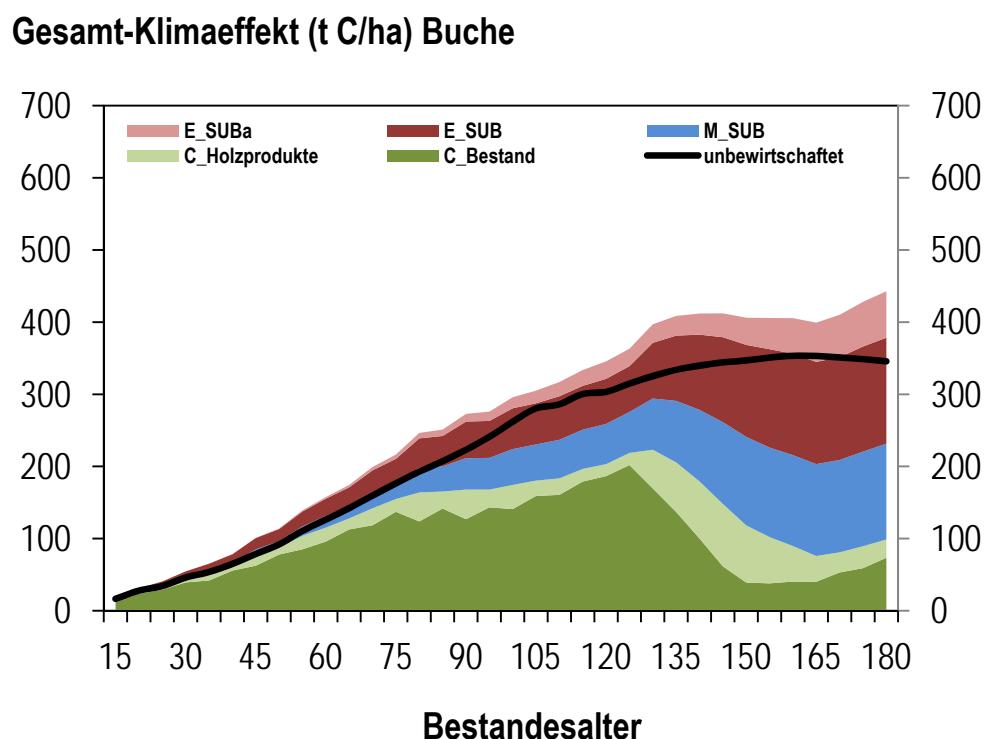


Abb. 80: Entwicklung aller Klimaeffekte (t C/ha) bei der Buche 180 Jahre nach Erstaufforstung. E_SUBa = energetische Substitutionseffekte nach materieller Nutzung, E_SUB= energetische Substitutionseffekte, M_SUB = Materialsosubstitionseffekte, C_Holzprodukte = C-Speicherung in Holzprodukten, C_Bestand=C-Speicherung im Bestand (Biomasse, Totholz); die schwarze Linie beschreibt den Verlauf ohne Bewirtschaftung

So wird aufgrund der längeren Produktionszeit der Buche für einen längeren Zeitraum Kohlenstoff direkt im Wald gespeichert als bei der Fichte. Diese besitzt zudem mit bis zu 200 t C/ha im Bestand nach 125 Jahren einen höheren Maximalwert als die Fichte (bis zu 180 t C/ha nach 80 Jahren). Würde man also nur den Waldspeicher als einziges Klimaschutzkriterium heranziehen, so wäre die Buche der Fichte überlegen, da sie - zwar zu einem späteren Zeitpunkt - einen höheren Waldspeicher erzielt als die Fichte. Im Gegensatz dazu ist der maximale Holzproduktespeicher mit bis zu 87 t C/ha geringer als bei der

Fichte (114 t C/ha). Wald und Holzprodukte zusammengefasst, liegt bei der Buche der maximale direkte Speicher bei 220 t C/ha im Alter 130 und somit im gleichen Bereich wie die Fichte, die diesen Wert jedoch schon nach 80 Jahren erreicht.

Bezüglich der Speicherung von Kohlenstoff ist die Buche also der Fichte zumindest bzgl. des Waldspeichers leicht überlegen. Die Substitutionseffekte verändern den Vergleich von Buche und Fichte jedoch entscheidend zu Gunsten der Fichte aus den bereits oben genannten Gründen. Dies zeigt sich auch in der Verteilung der einzelnen Effekte: So hält die Materialsubstitution bei Buche lediglich 132,7 t C/ha (30,0%) nach 180 Jahren, bei der Fichte hingegen sind es mit 276 t/C ha (41,6%) mehr als das Doppelte (Tab. 56). Im Gegensatz zur Fichte ist bei der Buche die Energiesubstitution aufgrund der bereits erwähnten Holznutzung der wichtigste Faktor.

Vergleich bewirtschaftete Bestände und Stilllegung

Analog zur Gesamtbetrachtung auf Ebene Bayern wurde auch auf Bestandesebene ein Vergleich von bewirtschafteten Beständen mit unbewirtschafteten Beständen durchgeführt. Bei Stilllegung verlassen Bäume nur durch natürliche Mortalität den lebenden Bestand und gehen in den Totholzpool. Nutzungen finden nicht statt. Dieser Vergleich wird im Folgenden am Beispiel der Fichte und Buche dargestellt.

In den Ergebnissen zeigt sich, dass auch unbewirtschaftete Wälder einen hohen Beitrag zur Kohlenstoffspeicherung leisten. In der Summe liegt im Beispiel der Fichte der Gesamt-Effekt nach den ersten 50 Jahren nach Pflanzung sogar etwas höher als bei der Variante mit Bewirtschaftung (Abb. 79). Der Grund dafür ist, dass der höhere Biomassezuwachs ohne Bewirtschaftung in den ersten Jahrzehnten noch nicht mit der Holznutzung kompensiert werden kann, da in diesem Zeitraum der Anteil an schwächerem Holz noch hoch ist, so dass nicht genügend Substitutionseffekte generiert werden, aber gleichzeitig die Holzprodukte schnell wieder den Pool verlassen. Ab dem Alter 50 nehmen der Holzproduktespeicher und die Substitutionseffekte deutlich zu, so dass spätestens ab diesem Zeitpunkt bei der Fichte die Variante mit Bewirtschaftung günstiger zu bewerten ist als die Stilllegung. Dabei zeigt sich, dass nach ca. 100 Jahren bereits die Materialsubstitution sowie die direkte Speicherung in Wald und Holzprodukten ausreichen, um insgesamt eine bessere Klimabilanz aufzuweisen als die Stilllegung. Der anfänglich sehr steile Anstieg der Biomasse bei Stilllegung wird nach ca. 80 Jahren deutlich abgemildert. Auch in älteren Entwicklungsstadien wird im unbewirtschafteten Bestand Biomasse aufgebaut, jedoch wirkt sich nun der Konkurrenzdruck zwischen den Bäumen stärker auf die lebende Bestandesbiomasse aus. Gleichzeitig werden bereits hohe Mengen aus dem Totholz wieder freigesetzt. Es wird deutlich, dass auch mit zunehmendem Alter nach wie vor nennenswerte Klimaeffekte bei Stilllegung entstehen, wenn auch geringer wie in den ersten Jahrzehnten der Entwicklung. Mit ca. 400 t C/ha nach 180 Jahren (1520 m³/ha, 85% lebender Bestand, 15% Totholz) entwickelt sich bei der Fichte ein sehr vorratsreicher Bestand. Es scheint so, als ob das Bestandesmaximum schon erreicht sein könnte, da sich in den Jahrzehnten zuvor keine starken Erhöhungen mehr ergeben haben. Die hier modellierten Werte liegen im Vergleich zur recherchierten Literatur für unberührte Fichtenbestände im oberen Bereich (siehe Tab. 50), so dass eine Unterschätzung der Vorräte eher unwahrscheinlich ist.

Wichtiger ist jedoch der Vergleich bei Buche, da in der Öffentlichkeit meist diskutiert wird, aufgrund der ökologischen Bedeutung diese Bestände aus der Nutzung zu nehmen. Hier ist vom ersten Moment an die Nutzung der Stilllegung überlegen. Dies liegt insbesondere daran, dass bei der Buche geringfügiger Pflegemaßnahmen in den ersten Jahrzehnten durchgeführt werden. Die entnommenen Holzerntemengen entsprechen im Wesentlichen dabei vom Umfang her den Mengen, die aufgrund von natürlicher Mortalität im unbewirtschafteten Bestand entstehen. Die Anzahl der Bäume, die wegen natürlicher Mortalität sterben, ist zudem höher als bei Fichte, da die Konkurrenz zwischen den Bäumen stärker ist. Dies lässt sich auch damit begründen, dass die Buche weitaus mehr Standraum benötigt wie die Fichte. Im Gegensatz zur Variante Stilllegung verbleiben die genutzten Holzmengen jedoch nicht als Totholz im Wald, sondern werden überwiegend energetisch genutzt. Dadurch entsteht ein höherer Gesamtklimaeffekt. In der weiteren Entwicklung bei Stilllegung verringert sich auch bei der Buche der anfangs recht steile Biomasseaufbau, so dass nach ca. 100 Jahren der Zuwachs abgeschwächt wird. Das Modell zeigt nach 180 Jahren einen stagnierenden Vorrat bei ca. 330 t C/ha (1023 m³/ha, 84% lebender Bestand, 16% Totholz) und liegt somit deutlich unter dem Vorrat der Fichte. Aber auch hier zeigt sich im Vergleich mit der Literatur ein doch hoher Vorrat, so dass eine Unterschätzung nicht angenommen werden kann (siehe Tab. 50). Dennoch darf aus dem am Ende leicht nach unten gehenden Kurvenverlauf nicht geschlossen werden, dass nach 180 Jahren kein weiterer Vorratsaufbau mehr möglich ist. WIRTH UND LICHTSTEIN (2009) beschreiben in einer umfassenden Studie zu unbewirtschafteten Wäldern („old-growth“), dass der Großteil der untersuchten Bestände auch im fortgeschrittenen Alter ab 200 Jahren noch Biomasse aufbaut, wobei jedoch nur zwei von 16 Untersuchungsbeständen 400 t C/ha überschreiten. Nach 180 Jahren liegt der höchste beschriebene C-Speicher in der lebenden Biomasse bei ca. 300 t/ha.

6.2 Die Entwicklung des Kohlenstoffspeichers an verschiedenen Waldklimastationen

Neben einem Baumartenvergleich zur Klimaschutzwirkung von Waldbeständen unter konstantem Klima (Kap. 6.1) wurde auch der Frage nachgegangen, inwiefern sich veränderte klimatische Bedingungen auf die Senkenwirkung von Beständen auswirken können. Veränderte Klimabedingungen und damit einhergehende Auswirkungen auf unsere Wälder sind seit mehreren Jahren eines der zentralen Forschungsfelder im Bereich der Waldökologie. Ziel muss es sein, unsere Wälder auf veränderte Umweltbedingungen anzupassen, um auch in Zukunft stabile Wälder zu erhalten. Deswegen war im Rahmen dieses Projektes eine Fragestellung, wie verschiedene Baumarten auf veränderte Klimabedingungen, insbesondere bzgl. Biomassezuwachs und somit bzgl. ihrer Kohlenstoff-Senkenfunktion reagieren. Dafür wurden im Gegensatz zu den Silva-Modellierungen reale Waldflächen herangezogen. Mit dem physiologischen Waldwachstumssimulator BALANCE wurden zum einen der reale Biomassezuwachs unter täglichen, realen Witterungsbedingungen und zum anderen der Biomassezuwachs unter zukünftigen Klimabedingungen modelliert.

Dieses Teilprojekt wurde ausgelagert und vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München (Projektleiter: Dr. Thomas Rötzer, Projektbearbeiterin: Yan Liao) bearbeitet. Die Aufbereitung der Ausgangsdaten (Bestandeskenndaten, Kohlenstoffspeicher, Wasserhaushalt, Klimakenndaten etc.) erfolgte im eigentlichen Projekt bzw. durch die Mithilfe verschiedener Mitarbeiter der LWF. Genaue Details zum Teilprojekt können im Abschlussbericht von LIAO ET AL. 2012 („CARBON BALANCE OF FOREST STANDS AT THE BAVARIAN FOREST ECOSYSTEM MONITORING PLOTS“) nachgelesen werden. Im nächsten Abschnitt folgt eine Zusammenfassung der Methodik und Ergebnisse aus dem Abschlussbericht.

6.2.1 Methodik

Das Waldwachstumsmodell Balance

Balance modelliert das Wachstum eines einzelnen Baumes ausgehend von verschiedenen Faktoren wie Bodenbedingungen, Stoffkonzentration, Wasserversorgung oder Nährstoffverfügbarkeit, aber auch anhand der Konkurrenzsituation um Licht. Zudem ist es möglich, das Wachstum unter veränderten klimatischen Bedingungen, insbesondere bzgl. Niederschlag und Lufttemperatur darzustellen. Nähere Informationen zu Balance siehe LIAO ET AL. (2012) bzw. in GROTE UND PRETZSCH (2002).

Als Klimaszenarien wurden die Daten des Klimamodells WettReg herangezogen, wobei die Varianten trocken und feucht bei konstanter CO₂-Konzentration (360 ppm) und erhöhter CO₂-Konzentration (680 ppm) betrachtet wurden.

Die Untersuchungsbestände

Von den insgesamt 16 Waldklimastationen (WKS) in Bayern wurden 5 verschiedene WKS untersucht: Freising (Buche, Eiche), Flossenbürg (Fichte), Riedenburg (Eiche, Buche,

Ahorn), Altdorf (Kiefer) und Würzburg (Eiche, Buche, Hainbuche). In Freising erfolgte eine Durchforstung in 1999, in Flossenbürg und Würzburg zwei Durchforstungen, jeweils zwischen 1999 und 2004 und 2004 und 2009, in Altdorf zwischen 1999 und 2004 sowie in Riedenburg eine Durchforstung bis 1999. Alle Bestandeskenndaten sowie die klimatischen Bedingungen können aus Tab. 57 entnommen werden.

An den WKS werden seit 1994 in 5-Jahresschritten dendrologische Aufnahmen wie u.a. Messungen zur Baumhöhe und BHD und daneben zahlreiche weitere Erhebungen, wie z.B. zum Bodenwasserhaushalt, Windstärke, Einstrahlungsintensität, Bodenstruktur, Niederschlag oder Temperatur durchgeführt. Zudem werden die Positionen der einzelnen Bäume erfasst. All diese jahrelang erhobenen Messdaten stellen eine optimale Datengrundlage für Balance dar.

Tab. 57: Kenndaten der verschiedenen WKS-Bestände für das einheitliche Bezugsjahr 1999. F= Größe der Untersuchungsfläche, BHD=mittlerer BHD der jeweiligen Baumart, H=mittlere Höhe der jeweiligen Baumart, dg=Durchmesser des Grundflächenmittelstammes, hg=Höhe des Grundflächenmittelstammes, G=Grundfläche, V=Derholzvorrat, N=Niederschlag, T=Temperatur und H_0 =Höhe über Meeresspiegel

| | F | Alter | n*ha | BHD [cm] | H [m] | dg [cm] | hg [m] | G [m ² *ha ⁻¹] | V [Vfm*ha ⁻¹] | N [mm] | T [°C] | H_0 [m] |
|--------------------|------|-------|------|-------------|----------|------------|-----------|--|------------------------------|-----------|-----------|--------------|
| Freising | | | | | | | | | | | | |
| Buche | | | 320 | 25,2 | 21,5 | 30,5 | 30,4 | 23 | 371 | | | |
| Eiche | | | 65 | 47,0 | 31,9 | 47,6 | 32,0 | 12 | 201 | | | |
| gesamt | 0,30 | 147 | 385 | | | | | 35 | 572 | 800 | 7,5 | 500 |
| Flossenbürg | | | | | | | | | | | | |
| Buche | | | 8 | 39,2 | 23,2 | 39,2 | 23,4 | 1 | 11 | | | |
| Fichte | | | 506 | 30,5 | 23,9 | 31,4 | 24,9 | 39 | 464 | | | |
| Tanne | | | 8 | 24,9 | 25,9 | 24,3 | 22,3 | 1 | 4 | | | |
| gesamt | 0,26 | 81 | 522 | | | | | 41 | 479 | 900 | 5,1 | 840 |
| Riedenburg | | | | | | | | | | | | |
| Buche | | | 331 | 13,9 | 16,8 | 15,3 | 21,8 | 6 | 64 | | | |
| Eiche | | | 222 | 41,1 | 33,2 | 41,4 | 33,4 | 30 | 531 | | | |
| Ahorn | | | 60 | 13,7 | 17,5 | 14,4 | 20,4 | 1 | 9 | | | |
| gesamt | 0,27 | 108 | | | | | | 37 | 604 | 650 | 7,5 | 475 |
| Altdorf | | | | | | | | | | | | |
| Kiefer | 0,28 | 97 | 974 | 21,1 | 19,5 | 21,7 | 20,2 | 36 | 327 | 800 | 8,0 | 400 |
| Würzburg | | | | | | | | | | | | |
| Buche | | | 197 | 21,1 | 21,4 | 15,8 | 21,0 | 4 | 39 | | | |
| Hainbuche | | | 466 | 18,0 | 19,1 | 14,4 | 19,5 | 8 | 70 | | | |
| Eiche | | | 270 | 19,8 | 20,3 | 32,8 | 28,3 | 23 | 335 | | | |
| gesamt | 0,26 | 94 | 933 | | | | | 35 | 444 | 600 | 9,2 | 330 |

Kalibrierung von Balance

Anhand der Aufnahmen von BHD und Baumhöhe und den jeweiligen Biomassefunktionen (siehe Kap. 3) wurde für jeden einzelnen Baum dessen Kohlenstoffspeicher berechnet und daraus der Kohlenstoffspeicher auf Bestandesebene für die Jahre 1994/1995, 1999, 2004 und 2009 für jede WKS abgeleitet und somit die reale Entwicklung des Speichers

dargestellt, inklusive der Veränderung aufgrund von Durchforstung bzw. natürlicher Mortalität. Anhand dieser auf Messdaten basierenden Ergebnisse zu BHD-Zuwachs und zum Bestandeskohlenstoff wurde Balance kalibriert, um so eine realitätsnahe Modellierung der WKS-Bestände mittels Balance zu ermöglichen. Ein Vergleich der gemessenen und simulierten Durchmesserentwicklung gibt Abb. 81 am Beispiel der WKS Freising. Hier zeigt sich, dass die Balance-Simulation die tatsächlich gemessene Durchmesserentwicklung sehr gut trifft und z.B. bei Buche in 2009 lediglich eine geringe Unterschätzung von ca. 1 cm zu verzeichnen ist (bei einem BHD von 27 cm entspricht das einer Abweichung von 3,7%).

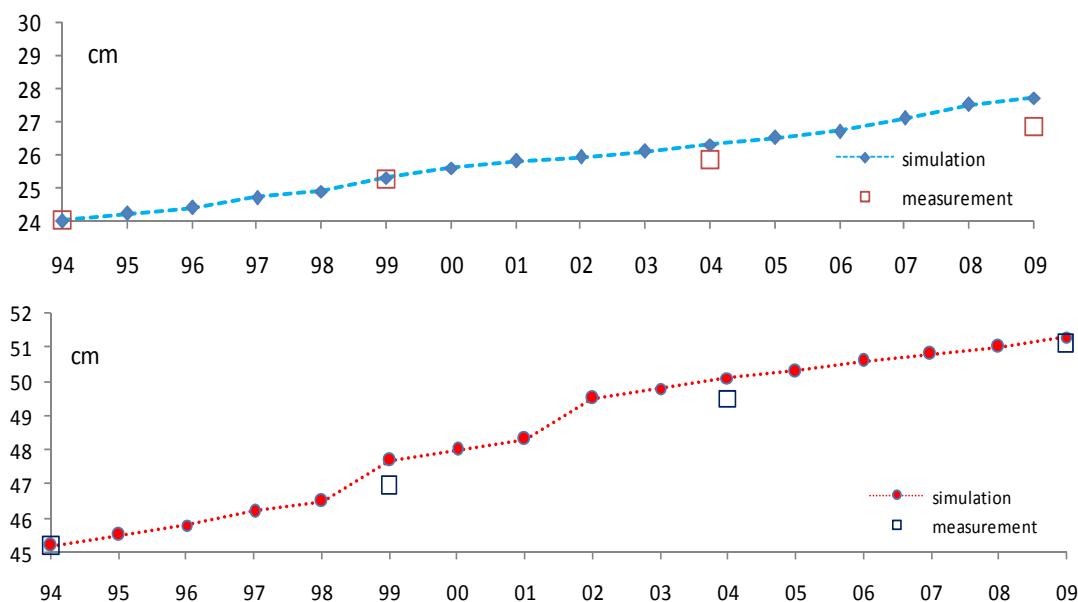


Abb. 81: Gemessene und simulierte mittlere Durchmesser für Buche (oben) und Eiche (unten) in der WKS Freising

Auch für die anderen 4 WKS zeigt der Vergleich zwischen gemessenem BHD und daraus abgeleitet dem Kohlenstoffspeicher und den simulierten Balance-Ergebnissen eine gute Übereinstimmung. Zudem wurde der Bodenwassergehalt simuliert und mit gemessenen Werten verglichen. Auch hier stimmen die Ergebnisse gut überein, so dass festgestellt werden kann, dass Balance gut für die realistische Modellierung des Kohlenstoffspeichers geeignet ist.

6.2.2 Ergebnisse

Um zu verdeutlichen, wie sich veränderte klimatische Bedingungen auf die Senkenleistung der WKS-Bestände auswirken, werden die Netto-Produktivitätsraten (Entwicklung der verbleibenden Bäume ohne die durch Mortalität oder Durchforstung ausgeschiedenen Bäume) getrennt nach Baumarten dargestellt. Zur besseren Vergleichbarkeit auch zwischen den WKS werden dafür die Mengen auf einen ha hochgerechnet ($t C \cdot ha^{-1} \cdot Jahr^{-1}$).

Generell zeigt sich an allen WKS und für alle Baumarten ein einheitliches Bild (Abb. 82): Künftige Klimabedingungen, sowohl für die Variante „feucht“ als auch für die Variante „trocken“ bewirken bei gleichbleibender CO₂-Konzentration generell eine Verringerung der Produktivitätsrate und somit eine Verringerung der Senkenleistung, wobei bis auf bei der Eiche das trockene Szenario etwas stärkere Produktivitätseinbußen bewirkt, was verdeutlicht, dass die Eiche sich besser an wärmere und trocknere Bedingungen anpassen kann als Buche, Kiefer und Fichte. Dies zeigt sich auch darin, dass die Eiche bis auf die WKS Würzburg geringere Produktivitätseinbußen verzeichnet als die anderen Baumarten.

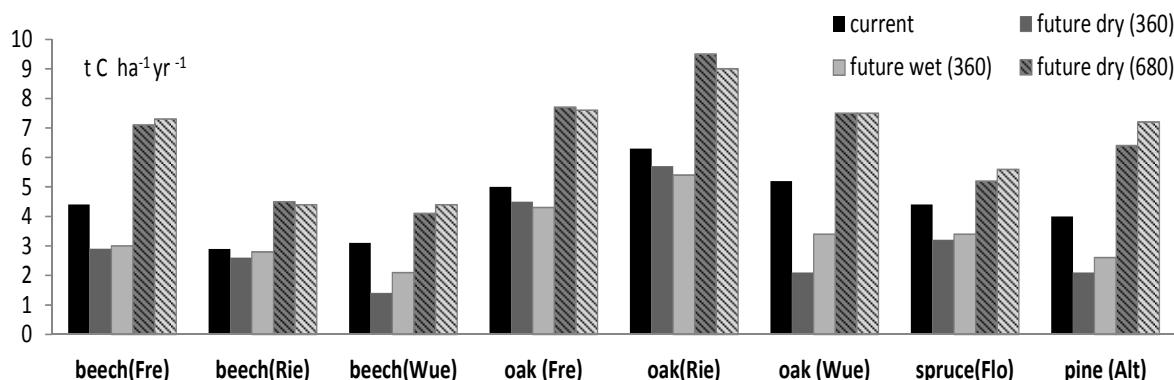


Abb. 82: Produktivitätsrate ($t\text{ C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Jahr}^{-1}$) unter verschiedenen Klimaszenarien nach Baumarten getrennt.

Nimmt man die Buche wieder am Beispiel der WKS Freising, zeigt sich hier eine Verringerung von ca. 4,5 t C*ha⁻¹*Jahr⁻¹ unter realen Bedingungen auf ca. 2,9 C*ha⁻¹*Jahr⁻¹ bei verändertem Klima, was eine verringerte Senkenleistung von ca. 36% bedeutet. Auch wenn alle anderen WKS die gleiche Tendenz einer verminderten Leistung zeigen, so unterscheiden sie sich deutlich in ihrer Intensität. Während sich die Produktivität in Riedenburg mit Eiche nur um 11% vermindert, zeigt Altdorf mit Kiefer eine Verringerung um ca. 45%. Am stärksten vermindert sich die Leistung in Würzburg, je nach Szenario bei der Eiche um 33 bzw. 61%. Dies ist eindeutig auf den Standort und weniger auf die Baumart zurückzuführen, da bereits heute mit phasenweise Wassermangel zu rechnen ist und sich dies bei zukünftigen wärmer- trockeneren Bedingungen noch verstärken würde. Auch die Eiche gerät dann an ihre Toleranzgrenze.

Da jedoch nach heutigen Stand des Wissens die Klimaänderungen im Wesentlichen auf die Erhöhung der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre zurückzuführen sind, erscheint es deutlich sinnvoller, die Senkenleistung bei höheren Konzentrationen zu betrachten. Hier zeigt sich deutlich, dass sich in allen Beständen bei allen Baumarten die Produktivitätsrate erhöhen würde, wobei auch hier wieder die deutlichsten Erhöhungen an den bereits heute guten Standorten zu verzeichnen sind. So steigt die Rate in Riedenburg bei Eiche von 6,1 C*ha⁻¹*Jahr⁻¹ auf 9,0 C*ha⁻¹*Jahr⁻¹ (+48%), wohingegen die Rate in Flossenbürg lediglich von 4,1 C*ha⁻¹*Jahr⁻¹ auf 5 C*ha⁻¹*Jahr⁻¹ steigt (+19%). Höhere CO₂-Konzentrationen regen das Wachstum und somit die Biomasseproduktion an. Erhöhte Photosyntheseleistung bei erhöhten CO₂-Konzentrationen wurde bereits in mehreren

Studien nachgewiesen (z.B. OVERDIECK 1993). Dennoch ist nicht klar, bis zu welchen Konzentrationen dies zu erwarten ist. Aus diesen Ergebnissen sollte nicht der falsche Schluss gezogen werden, dass sich höhere Temperaturen mit höheren CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre generell positiv auf das Pflanzenwachstum auswirken, da es damit einhergehend insbesondere in Regionen, die heute bereits sehr trocken sind, auch zu dauerhaften Wasserversorgungsproblemen kommen kann, die dann das Wachstum vollkommen hemmen können. Angedeutet wird das beispielsweise bereits in Würzburg bei der Buche, wo die Erhöhung der Zuwächse nur noch sehr gering ausfällt.

Festzuhalten ist: An Standorten mit Baumarten, die trockenere und wärmere klimatische Bedingungen tolerieren (hier Eiche) und an denen heute gute Wuchsbedingungen herrschen (Riedenburg, Freising), können bei gleicher CO₂-Konzentration nur geringfügig Zuwachseinbußen verzeichnet werden. An Standorten mit bereits heute temporärer Wasserunversorgung (Würzburg) fallen die Verluste jedoch deutlich aus. Höhere CO₂-Konzentrationen führen generell zu höheren Produktionsraten, wobei unklar ist, bis zu welchen Konzentrationen Erhöhungen zu erwarten sind.

Literatur

ALBRECHT, S., RÜTER, S., WELLING, J., KNAUF, M., MANTAU, U., BRAUNE, A., BAITZ, M., WEIMAR, H., SÖRGEL, S., KREISSIG, J., DEIMLING, J., HELLWIG, S. (2008). Ökologische Potentiale durch Holznutzung gezielt fördern. BMBF Förderschwerpunkt Nachhaltige Waldwirtschaft Endbericht. 295 S.

AMBROZY, H. G., GIERTLOVÁ, Z. (2005). IBOmagazin 2/05. Auszug aus dem Buch Planungshandbuch Holzwerkstoffe. S. 16-21.

ANONYMUS (2009). Results of the International Conference on Carbon Storage in Wood Products held on 1 September 2009 in Brussels. Wood in sustainable development. 2 S.

Assmann, E. (1961). Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. 490 S.

BACHOFEN, H. (2009). Nachhaltige Verjüngung in ungleichförmigen Beständen. Schweiz Z Forstwes 160/1, S. 2-10.

BAHLS, C. (2008). Klimazug im „Tal des Todes“ zwischen Posen und Kopenhagen. Hintergrundpapier Germanwatch, 22 S.

BARTELINK, H. (1997). Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*fagus sylvatica* L.). Annales des Sciences Forestieres 54, S. 39-50.

BAUER, A. (2005). Die zweite Bundeswaldinventur 2002: Ergebnisse für Bayern. LWF Wissen 49. 102 S.

BAUER, J., ZORMAIER, F., BORCHERT, H., BURGER, F. (2006). Energieholzmarkt Bayern. Analyse der Holzpotentiale und der Nachfragestruktur. LWF Wissen 53, 67 S.

BEIERSDORF, H. (2009). Statistik Gartenbau Bayern. Statistische Gesamterhebung 2009. 11S.

BEHRENDT, S., HENSELING, C., ERDMANN, L., KNOLL, M. (2007). Trendreport-Zukunftstrends für das Bauen mit Holz. Verbundvorhaben im BMBF- Förderschwerpunkt „Forschung für eine nachhaltige Waldwirtschaft“. Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung, Berlin. 81 S.

BIBER, P., ĎURSKÝ, J., POMMERENING, A., PRETZSCH, H., SEIFERT, E., SEIFERT, T. (2000). Silva 2.2. Benutzerhandbuch. Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München. 179 S.

BMELV (2005a). Die zweite Bundeswaldinventur-BWI2. Der Inventurbericht. 231 S.

BMELV (2005b). Das potentielle Rohholzaufkommen 2003 bis 2042. Das Wichtigste in Kürze. 75 S.

BMELV (2006a). Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen.

BMELV (2006B). Holzmarktbericht. Abschlussbericht für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2006. Anlage 1. Online unter: <http://www.bmelv-statistik.de/de/fachstatistiken/forst-und-holzwirtschaft/>

BMELV (2007). Holzmarktbericht. Abschlussbericht für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2007. Anlage 1. Online unter: <http://www.bmelv-statistik.de/de/fachstatistiken/forst-und-holzwirtschaft/>

BMELV (2011). Pressemitteilung Nr. 40. Die Mehrheit der Deutschen sieht den Wald als entscheidenden Faktor für den Klimaschutz. 2 S.

BMU (2009). Klimaschutzpolitik in Deutschland. Abgerufen am 15. März 2012 von http://www.bmu.de/klimaschutz/nationale_klimapolitik/doc/5698.php. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

BOLTE, A., RAHMANN, T., KUHR, M., PODOGA, P., MURACH, D., v. GADOW, K. (2004). Relationship between tree dimension and coarse root biomass in mixed stands of European beech (*Fagus sylvatica*) and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst). Plant and Soil 264, 1-11.

BORCHERT, H. (2005). Holzaufkommensprognose für Bayern. LWF Wissen 50. 72 S.

BORCHERT, H. (2007). Veränderungen des Waldes in Bayern in den letzten 100 Jahren. In: LWF Wissen 58. Der gemischte Wald-fit für die Zukunft. S. 42-49.

BÖSWALD, K. (1996). Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayerns. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Forstliche Forschungsberichte Nr. 159, München. ISSN 0174-1810. 147 S.

BRUNNER, A. (1993). Die Entwicklung von Bergmischwaldkulturen in den Chiemgauer Alpen und eine Methodenstudie zur ökologischen Lichtmessung im Wald. München. Forstliche Forschungsberichte München. 128 S.

BÜTLER, R., SCHLAEPFER, R. (2004). Wie viel Totholz braucht der Wald? Schweiz. Z. Forstwes. 155/2, S.31-37.

BUNDESIINSTITUT FÜR BAU- STADT- UND RAUMFORSCHUNG (2010). Mündliche Mitteilung von Herrn Asam im Januar 2010. Bonn 2010.

BURSCHEL, P., WEBER, M. (1988). Der Treibhauseffekt, Bedrohung und Aufgabe für die Forstwirtschaft. AFZ/Der Wald 43, S. 1010-1016.

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 der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt 126, 135 S.

DEPLAZES, A., FISCHER, J., RAGONESI, M. (2005). Massivholzbau. Die technischen Holzinformationen der Lignum. 48 S.

DIAS, A. C., LOURO, M., ARROJA, L., CAPELA, I. (2009). Comparison of methods estimation carbon in harvested wood products. Biomass and Bioenergy 33, S.213-222.

DIETER, M., ELSASSER, P. (2002). Carbon Stocks and Carbon Stock Changes in the Tree Biomass of German's Forests. Forstw. Cbl. 121, S. 195- 210.

DOBBERTIN, M., JÜNGLING, E. (2009). Totholzverwitterung und C-Gehalt. Erste Ergebnisse. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. 3 S.

DRÖSLER, L., LÜPKE, B. v. (2007). Bestandesstruktur, Verjüngung und Standortfaktoren in zwei Buchenurwald-Reservaten der Slowakei. In: AFJZ, 178 (7/8), S. 121-135.

DRÖSLER, L., MEYER, P. (2006). Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. Forstarchiv, 77, S. 155-161.

DUNGER, K., STÜMER, W., OEHMICHEN, K., RIEDEL, T., BOLTE, A. (2009). Der Kohlenstoffspeicher Wald und seine Entwicklung. Die Inventurstudie 2008. AFZ Der Wald. S. 1072-1073.

EGGERS, T. (2002). The Impact of Manufacturing and Unitization of Wood Products on the European Carbon Budget. European Forest Institute. International Report 9. 89 S.

ENDRES, U., FÖRSTER, B. (2010). Strukturveränderungen in Buchennaturwaldreservaten. Totholz unterliegt in den »reifenden« Naturwaldreservaten einer starken Dynamik. LWF aktuell 77, S. 54-56.

ERIKSSON, L.O., GUSTAVSSON, L., HÄNNINEN, R., KALLIO, M., LYHYKÄINEN, H., PINGOUD, K., POHJOLA, J., SATHRE, R., SOLBERG, B., SVANAES, J., VALSTA, L. (2009). Climate Implications of Increased Wood Use in the Construction Sector – towards an Integrated Modeling Framework. Working report 2009. 69 S.

EUROPEAN COMISSION (2010). What is the EU doing on climate change? Abgerufen am 15. März 2012 von http://ec.europa.eu/clima/policies/brief/eu/index_en.htm.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2012). Vorschlag für einen Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates. Brüssel.

FAO (2010). Global Forest Recourses Assessment 2010. Main report. FAO Forestry paper 163. 340 S.

FIEDLER, F. (1986). Die Dendromasse eines Hiebsreifen Fichtenbestandes. Beiträge für die Forstwirtschaft 20, S. 171-180.

FREIBAUER, A., DRÖSLER, M., GENSIOR, A., SCHULZE, E.D. (2009). Das Potential von Wäl dern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. Natur und Landschaft 84, S.20-25.

FLEMMING, J., KNOLL, M. (2006). Ist-Analyse Wald und Holz in Deutschland. Holzwende 2020 plus. Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung. 54 S.

FRAVER, S., WAGNER, R., DAY, M. (2002). Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine. Canadian Journal of Forest Research 32, S. 2094-2105.

FRÜHWALD, A., WEGENER, G. (1993). Energiekreislauf Holz- ein Vorbild für die Zukunft. HOLZ- Erzeugung und Verwendung-Ein Kreislauf der Natur. 15. Dreiländer-Holztagung in Garmisch-Partenkirchen. S.49-60.

FRÜHWALD, A., POHLMANN, C. M., WEGENER, G. (2001). Holz-Rohstoff der Zukunft. Nachhaltig verfügbar und umweltgerecht. Deutsche Gesellschaft für Holzforschung e.V. München. ISSN 0466-2114. 32 S.

FRÜHWALD, A., HEUVELDOP, J., THOROE, C. (2002). Stellenwert der Forst- und Holzwirtschaft in der Klimapolitik. Forschungsreport 01/2002, Hamburg. S35-39.

GEISMANN, U. (2008). Nutzungsdauer von Möbeln in Deutschland. Pressemitteilung vom Hauptverband der Deutschen Holz und Kunststoffe verarbeitenden Industrie und verwandter Industriezweige e.V.

<http://www.hdh-ev.de/german/presse/pressemitteilungen.html?NID=237>

GERMANWATCH (2011). Der Klimaschutz-Index, Ergebnisse 2011. Aufgerufen am 12. März 2011: <http://germanwatch.org/de/ksi>.

GREEN, C., AVITABILE, V., FARRELL, E. P., BYRNE, K. A. (2006). Reporting harvested wood products in national greenhouse gas inventories: Implications for Ireland. Biomass and Bioenergy 30, S. 105-114.

GÖTTLIN, A., WEIS, W. (2011). Stoffliche Nachhaltigkeitskriterien für die bayerische Forstwirtschaft. Abschlussbericht B67. TU München, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt. 40 S.

GRAUBNER, C.A., KNAUFF, A. (2008). Ökobilanzstudie. Gegenüberstellung Massivhaus/Holzbauweise. Gegenüberstellung Massivhaus/ Holzelementbauweise an einem KfW Energiesparhaus 40. Forschungsbericht F04-8-2008 der Technischen Universität Darmstadt, Fachgebiet Massivhausbau. 43 S.

GROTE, R. AND PRETZSCH, H. (2002). A Model for Individual Tree Development Based on Physiological Processes. Plant Biology, 4(2), S. 167-180.

HANGEN, E., SCHUBERT, A. (2011). Vorrat organischen Kohlenstoffs in Waldböden Bayerns. Bodenschutz 3, S. 80-83.

HARMON, M. E., SEXTON, J. (1996). Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. www.lternet.edu/research/pubs/woodydetrius

HESSENMÖLLER, D., SCHULZE, E.D., GROßMANN, M. (2008). Bestandesentwicklung und Kohlenstoffspeicherung des Naturwaldes „Schönstedter Holz“ im Nationalpark Hainich. Allg. Forst- u. Jagdzeitung 179, S.209-219.

HETSCH, S. (2008). Wood Products in the Context of Climate Change Policies. Outputs and Summary of the UNECE/FAO Workshop. Vortrag im Rahmen der Veranstaltung “The Role of Wood Products in Climate Change Mitigation”. 21.10.2008, Rom.

HEUER, E. (2009). Studie bestätigt: Deutsche Wälder sind wichtige Kohlenstoffsenke. AFZ-Der Wald, S. 1068-1069.

HILLENBRAND, V. (1986). Wirkung unterschiedlicher Überschirmung auf Einzelbaumparameter von fünf Baumarten unter besonderer Berücksichtigung der Biomasseproduktion. Diplomarbeit, LMU München.

HOCHBICHLER, E. (2002). Vorläufige Ergebnisse der Biomasseinventuren in Buchen- und Mittelwaldbeständen. In: Dietrich, H.-P., Raspe, S., Preuhsler, T. (Eds.): Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte München, LWF Freising 186. S.37-46.

HOFER, P., TAVERNA, R., WERNER, F. (2008). Nutzung des geernteten Holzes- Substitution und Senkenwirkung. Schweiz Z Forstwes 159. S. 288-295.

HOFER, P., TAVERNA, R., WERNER, F., KAUFMANN, E., THÜRIG, E. (2007). CO₂-Effekte der Schweizer Forst- und Holzwirtschaft. Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz. Beiträge zum Klimaschutz. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern. 102 S.

HOLEKSA, J., SANIGA, M., SZWAGRZYK, J., DZIEDZIC, T., FERENC, S., WODKA, M. (2007). Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Pol'ana biosphere reserve, Central Slovakia. Eur J Forest Res 126, S.303-313.

HÖLLERL, S. (2009). Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen auf die Stabilität (Resistenz und Elastizität) von Fichtenreinbeständen in der Bergmischwaldstufe der Bayerischen Alpen. Dissertation an der Technischen Universität München, Lehrstuhl für Waldbau. 312 S.

HOLZABSATZFONDS (2007). www.infoholz.de

HOLZABSATZFONDS (2008).

http://www.infoholz.de/html/f_page.phtml?p1=1261133536a765394091&p3=35639

HOMANN, M. (2004). Die Entwicklung von Forstkulturen auf Waldschadensflächen unter besonderer Berücksichtigung ihrer oberirdischen Biomasse. Dissertation, TU München.

HOPPENBROCK, C., SCHEER, D. (2006). Stoffstrombilanzen Holz- Beispiel „Holzfenster“ und „Holzfertighäuser“. ZUFO-Zukunftsmärkte der Forst-Holz-Kette. Verbesserung der Innovations- und Wettbewerbsfähigkeit am Beispiel des Holzbau in der Region Allgäu. Arbeitsbericht 6. 29 S.

INDUSTRIEVERBAND GARTEN E.V. (Abfrage in 2010). Zahlen und Fakten.

http://www.ivg.org/ivg_de/ivg_presseportal_aktuell/ivg_zahlen_und_fakten/

INGERSON, A. (2009). Wood Products and Carbon storage: can Increased Production Help Solve the Climate Crisis? Science from the Wilderness Society. 39 S.

IPCC (2006). IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. International Panel on Climate Change.

JAKOBI, K.-P. (1989). Struktur und Wachstum von Altbestand und Naturverjüngung auf dem seit 1953 beobachteten Bergmischwald-Verjüngungsversuch RUH 110 im Forstamt Ruhpolding. Diplomarbeit, LMU München.

JOHNSON, D.W., KNOEPP, J.D., SWANK, W.T., SHAN, J., MORRIS, L.A., VAN LEAR, D.H., KAPELUCK, P.R. (2002). Effects of forest management on soil carbon: results of some long-term resampling studies. Environmental Pollution 116, S. 201-208.

KÄNDLER, G., ZELL, J., KRUSE, R. (2006). Herleitung von Biomassefunktionen für Verjüngungs-Bäume („Nicht-Derbholz“-Kollektiv)-erste Ergebnisse. DVFFA-Sektion Ertragskunde, Jahrestagung 2006. S.190-196.

KLAAS, D. U., BLUMENREICH, U. (2002). Clusterstudie Forst & Holz NRW. 2. Holzabsatzstufe. Hauptverband der deutschen Holz und Kunststoffe verarbeitenden Industrie und verwandter Industriezweige HDH. 317 S.

KLEIN, D. SCHMIDT, A., HEIM, M., SCHMIDT, H., SCHULTE, A. (2008). Das Totholzaufkommen in Lenga (Nothofagus pumilio)- Natur- und Wirtschaftswäldern sowie dessen Funktion als Kohlenstoffspeicher. Forstarchiv 79, S.48-54.

KLEIN, D., FUENTES, J.P., SCHMIDT, A., SCHMIDT, H., SCHULTE, A. (2008). Soil organic carbon as affected by silvicultural and exploitative interventions in Nothofagus pumilio forests of the Chilenian Patagonia. For. Ecol. Manage. 255, 3549-3555.

KLEIN, D., SCHULZ, C., HÖLLERL, S., BLASCHKE, M. (EINGEREICHT). The contribution of managed and unmanaged forests to climate change mitigation - a model approach at stand level for the main tree species in Bavaria. Eingereicht bei Forests im August 2012.

KÖHL, M., FRÜHWALD, A., KENTER, B., OLSCHOFSKY, K., KÖHLER, R., KÖTHKE, M., RÜTER, S., PRETZSCH, H., RÖTZER, T., MAKESCHIN, F., ABIY M., DIETER, M. (2009). Potential und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 327. S.103-109.

KÖHL, M., KENTER, B., HILDEBRANDT, R., OLSCHOFSKI, K., KÖHLER, R., RÖTZER, T., METTE, T., PRETZSCH, H., RÜTER, S., KÖTHKE, M., DIETER, M., MENGISTU, A., MAKESICHN, F. (2011). Auswirkung auf die CO₂-Bilanz im langfristigen Vergleich. AFZ/Der Wald 15, S. 25-27.

KOHLMAYER, G., KOHLMAYER, L., FRIES, E., JÄSCHKE, W. (2007). Application of the stock change and the production approach to Harvested Wood Products in the EU-15 countries: a comparative analysis. European Journal of Forest Research 126, S. 209-223.

KÖLBEL, M. (1994). Waldkundliche Aufnahmen im Naturwaldreservat Wasserberg. LWF Wissen 10, S. 49-54.

KÖLBEL, M. (1996). Waldkundliche Untersuchungen im Naturwaldreservat Seeben. In: Ders.; Albrecht, L. (Hrsg.): Beiträge zu Eichen-Naturwaldreservaten in Bayern, S. 55-76 (Naturwaldreservate in Bayern; 3).

KÖLLING, C., SCHUBERT, A. (2010). Was hat sich zwischen den Jahren 2008 und 1987 getan? LWF aktuell 78, S. 36.

KÖLLING, C., DIETZ, E., SCHUBERT, A., STETTER, U. (2010). Bunte Vielfalt bayerischer Böden. BZE beschreibt die Verteilung der Bodentypen. LWF aktuell 78, S.9-10.

KOLLMANN, F. (1982). Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe. Zweite Auflage/Erster Band. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York. 1050 S.

KORPEL, S. (1992). Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchen-Ökosystem. In: AFZ/Der Wald, 21/1992, S. 1148-1152.

KOSCHAK, J. (2008). Standardabweichung und Stichprobenfehler: der kleine aber feine Unterschied. Allgemeine Medizin 2008, 84, 258- 260.

KROIHER, F., OEHMICHEN, K. (2010). Das Potential der Totholzakkumulation im deutschen Wald. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen 161, S.171-180.

LANDESVERBAND FÜR GARTENBAU UND LANDSCHAFTSPFLEGE (2009).
<http://www.gartenbauvereine.org/>

LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG BAYERN (2003A). Produktion des Verarbeitenden Gewerbes in Bayern im Jahr 2003 (sowie Bergbau, Gewinnung von Steinen und Erden und Fertigteilbau). Statistische Berichte. Kennziffer E I 5 j 2003.

LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG BAYERN (2003B). Baufertigstellungen in Bayern in 2002. Statistische Berichte.

LEIBUNDGUT, H. (1982). Europäische Urwälder der Bergstufe: Dargestellt für Forstleute, Naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. Bern, Stuttgart. Verlag Paul Haupt. 308 S.

LIAO, Y., RÖTZER, T., PRETZSCH, H. (2012). Carbon balance of forest stands at the Bavarian forest ecosystem monitoring plots. Simulation of the carbon sequestration under present and possible future climate conditions using the physiological growth model BALANCE. Report, TU München, S.70.

LIM, B., BROWN, S., SCHLAMADINGER, B., (1999). Carbon accounting for harvesting and wood products: review and evaluation of different approaches. Environmental Science Policy 2, S. 207-216.

LIU, W.H., BRYANT, D.M., HUTYRA, L.R., SALESKA, S.R., HAMMOND PYLE, E., CURRAN D.C., WOFSY, S.C. (2006). Woody debris contribution to the carbon budgets of selectively-logged and maturing mid-latitude forests. *Oecologia* 148, S. 108-117.

LUYSSAERT, S., SCHULTE, 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, S.213-215.

MANTAU, U., KNAUF, M. (2008). Holz im Garten mit weiterem Wachstumspotential. Marktstudie zu Holz in der Außenanwendung in Deutschland und Europa- 1. Teil einer zweiteiligen Veröffentlichung. *Holz-Zentralblatt* 14, S. 389.

MAGIN, R. (1959). Struktur und Leistung mehrschichtiger Mischwälder in den bayerischen Alpen. Ertragskundliche Studien in bisher unbewirtschafteten, natürlich erwachsenen Fichten-Tannen-Buchen-Bestockungen. In: Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns. 30. Heft, S. 3-161.

MARCHETTI, M. (2004). Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe- From Ideas to Operationality. *EFI Proceedings* 51, 526 S.

MARLAND, E. S., STELLAR, K., MARLAND, G.H. (2010). A distributed approach to accounting for carbon in wood products. *Mitigation and Adaption Strategies for Global Change* 15, S. 71-91.

MATALA, J., KÄRKÄINEN, L., HÄRKÖNEN, K., KELLOMÄKI, S., NUUTINEN, T. (2009). Carbon sequestration in the growing stock of trees in Finland under different cutting and climate scenarios. *European Journal of Forest Research* 128, S.493-504.

MAYER, H.; NEUMANN, M. (1981). Struktureller und entwicklungsdimensioner Vergleich der Fichten-Tannen-Buchen-Urwälder Rothwald/Niederösterreich und Corkova Uvala/Kroatien. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 100, S. 111-132.

MEYER, P. (1999). Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstwiss- Cbl.* 118, S. 167-180.

MEYER, P., MENKE, N., NAGEL, J., HANSEN, J., KAWALETZ, H., PAAR, U., EVERS, J. (2009). Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekts.

MINER, R. (2006). The 100-year method for forecasting carbon sequestration in forest products in use. *Mitigation and Adaption Strategies for Global Change* 2006. DOI 10.1007/s11027-006-4496-3. 20 S.

MOORE, R. E., BROCHU, R. P., SWISTAK, D. J. (2004). Pallet substructure. United States Patent Application Publication. 37 S.

MOSANDL, R., PAULUS, F. (2002). Rationelle Pflege junger Eichenbestände. *AFZ Der Wald* 11, S.581-584.

MÜLLER-USING, S., BARTSCH, N. (2009). Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica L.*) forest in Central Germany. European Journal of Forest Research 128, S. 287-296.

NEUFANGER, M., UTSCHIG, H., ZANKER, T. (2011). Grundzüge der Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen im Bayerischen Staatswald. AFZ-Der Wald 21, S.10-12.

OFFENTHALER, I., HOCHBICHLER, E. (2006). Estimation of root biomass of Austrian forest tree species. Austrian Journal of Forest Science 1/2, S. 65- 86.

OEHMICHEN, K., DEMANT, B., DUNGER, K., GRÜNEBERG, E., HENNIG, P., KROIHER, F., NEUBAUER, M., POLLEY, H., RIEDEL, T., ROCK, J., SCHWITZGEBEL, F., STÜMER, F., WELLBROCK, N., ZICHE, D., BOLTE, A. (2010). Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. Sonderheft 343. Johann-Heinrich von Thünen-Institut. 141 S.

OVERDIECK, D. (1993). Effects of atmospheric CO₂-enrichment on CO₂-exchnage rates of beech stands in small model ecosystems. Water Air Soil Pollut 70, S. 259-277.

PAN, Y., BIRDSEY, R., FANG, J., HOUGHTON, R., KAUPPI, P., KURZ, W., PHILLIPS, O., SHVIDENKO, A., LEWIS, S., CANADELL, J., CIAIS, P., JACKSON, R., PACALA, S., MCGUIRE, A., PIAO, S., RAUTAINEN, A., SITCH, S., HAYES, D. (2001). A Large and Persistent carbon Sink in the World's Forests. Science 333, S. 988-993.

PINGOUD, K., PERÄLÄ, A. L., PUSSINEN, A. (2001). Carbon dynamics in wood products. Mitigation and Adaption Strategies for Climate Change 6, S.91-111.

PINGOUD, K. (2008). Alternative approaches for accounting for HWP. Harvested Wood Products in the Context of Climate Change Policies, Geneva 9-10 September 2008.

PISTORIUS, T. (2007). Die Bedeutung von Kohlenstoffbilanzen im Diskurs über die Einbindung der Forstwirtschaft in die nationale Klimapolitik. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität zu Freiburg im Breisgau. 252 S.

POEPPEL, B. (1989). Untersuchungen der Dendromasse in mittelalten Fichtenbeständen. Diplomarbeit. Forsteinrichtung und forstliche Ertragskunde, TU Dresden. 66 S.

POHLMANN, C. M. (2002). Ökologische Betrachtung für den Hausbau- Ganzheitliche Energie- und Kohlendioxidbilanzen für zwei verschiedene Holzhauskonstruktionen. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der Universität Hamburg, Fachbereich Biologie. 262 S.

PRETZSCH, H. (2000). Die Regeln von Reineke, Yoda und das Gesetz der räumlichen Allometrie. AFJZ 171, S. 205-210.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; ĎURSKÝ, J. (2002). The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application, evaluation. For. Ecol. Manag. 162, S. 3-21.

PREUHSLER, T. (1979). Ertragskundliche Merkmale oberbayerischer Bergmischwald-Verjüngungsbestände auf kalkalpinen Standorten im Forstamt Kreuth. Forstliche Forschungsberichte München. 45 S.

PROFFT, I., ARENHÖVEL, W., SEILER, M. (2007). Wald & Holz-Potential für den Klimaschutz in Thüringen. In: Mitteilungen der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei (29). S.42-65.

PROFFT, I., MUND, M., WEBER, G.E., WELLER, E., SCHULZE, E.D. (2009). Forest management and carbon sequestration in wood products. European Journal of Forest Research 128, S. 399-413.

RAUH, J., SCHMITT, M. (1991). Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. Forstwissenschaftliches Centralblatt, S. 114-127.

REID, H., HUQ, S., INKINEN, A., MACGREGOR, J., MACQUEEN, D., MAYERS, J., MURRAY, L., TIPPER, R. (2004). Using wood products to mitigate Climate Change. International Institute for Environment and Development. 90 S.

ROCK, J. (2007). Klimaschutz und Kohlenstoff im Holz- Vergleich verschiedener Strategien. Dissertation der Mathematisch- Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam. 150 S.

RÖDER, H., STEINBEIS, E., BORCHERT, H., WELLHAUSEN, C., MAI, W., KOLLERT, W., JENTSCH, A., WOEST, A., WEBER-BLASCHKE, G., FIEDLER, S. (2008). Cluster Forst und Holz in Bayern. Ergebnisse der Clusterstudie 2008. Herausgeber: Pöhry Forest Industry Consulting GmbH. 175 S.

RÖTHLISBERGER, H. (1999). Günstiger Bauen. Verlag Hans Röthlisberger, Kiesen. ISBN 3-9621751-0-2. 432 S.

RUSS, A., RIEK, W., MARTIN, J. (2011). Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns. Landesforst Mecklenburg-Vorpommern. Abschlussbericht. 126 S.

RÜTER, S. (2008). C-Sequestrierung in Holzprodukten. Verbundprojekt Potential und Dynamik der C-Sequestrierung in Wald und Holz. Gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung. Vortrag in der Fachtagung des DBU am 8.-9. Juli 2008 in Osnabrück.

RÜTER, S., ROCK, J., KÖTHKE, M., DIETER, M. (2011). Wie viel Holznutzung ist gut fürs Klima? AFZ-Der Wald 15, S. 19-21.

SANDSTRÖM, F., PETERSSON, H., KRUYS, N., STÅHL, G. (2007). Biomass conversion factors (density and carbon concentration) by decay classes for dead wood of *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *betula* spp. in boreal forests of Sweden. For Ecol Manage 243, S. 19-27.

SANIGA, M., SCHÜTZ, J.-P. (2001). Dynamik des Totholzes in zwei gemischten Urwäldern der Westkarpaten im pflanzengeographischen Bereich der Tannen-Buchen- und der Bu-

chenwälder in verschiedenen Entwicklungsstadien. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 152 (10), S. 407-416.

SCHÄFER, R., ORTINGER, W. (2007). Holz: Rückgrat im Biomassemix Bayerns. LWF aktuell 61 Holz-Energie aus dem Wald. S. 4-6.

SCHARAI-RAD, M., WELLING, J. (1999). Biomass for Greenhouse Gas Emission Reduction. Sawn Timber and Wood based Products as Building Materials. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Universität Hamburg. 84 S.

SCHMIDT, M., GLOS, P. (2010). Forstlicher Hoffnungsträger: Brettschichtholz aus Buche. LWF aktuell 7. S.15-17.

SCHMITZ, F., POLLEY, H., HENNIG, P., DUNGER, K., SCHWITZGEBEL, F. (2008). Die zweite Bundeswaldinventur-BWI 2. Inventur- und Auswertungsmethoden. Zu den Bundeswaldinventuren 2001-2002 und 1986 bis 1988.

SCHOBER, R. (1952). Massentafeln zur Bestimmung des Holzgehaltes stehender Waldbäume und Waldbestände. Grundner und Schwappach. 10. Auflage. Paul Parey in Berlin und Hamburg. 216 S.

SCHRÖPFER, R., UTSCHIG, H., ZANKER, T. (2009). Das Fichten-Konzept der BaySF. LWF Aktuell 68. S.7-10.

SCHUBERT, A. (2010). Organisch gebundener Kohlenstoff im Waldboden. Die BZE 2 gibt einen Einblick in die Größenordnung des Kohlenstoffspeichers. LWF aktuell 78/2010, S. 11-14.

SCHULZ, C. (2007). Kyoto: Wald darf mitmachen, Holz nicht. LWF aktuell 60, S. 14-15.

SCHWITZGEBEL, F., DUNGER, F., POLLEY, H. (2009). Eine Kohlenstoffinventur auf Bundeswaldinventur-Basis. Hintergrund, Methodik und Durchführung der Studie. AFZ-Der Wald 20, S.1070-1071.

SIX, J., CONANT, T., PAUL, E.A., PAUSTIAN, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil 241, S.155-176.

SKOG, K., NICHOLSON, GA (1998). Carbon cycling through wood products: the role of wood and paper products in carbon sequestration. For Prod Journal 48. S. 75-83.

SÖRGEL, C., MANTAU, U. (2005). Standorte der Holzwirtschaft – Sägeindustrie – Abschlussbericht. Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft. Arbeitsbereich Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft.

STATISTISCHES BUNDESAMT (2003). Rohholz und Holzhalbwaren. Arbeitsunterlage 2. Halbjahr 2002.

STMUG (2009). Klimaprogramm Bayern 2020. Bayerisches Ministerium für Umwelt und Gesundheit. 48 S.

STRAUßBERGER, R. (2004). Buchen-Naturwaldreservate – Perlen im Oberpfälzer Wald. LWF Wissen 43, S. 47-77.

TABAKU, V., MEYER, P. (1999). Lückenmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. Forstarchiv 70, S. 87-97.

UNFCCC (2006). LULUCF - Developements at past COP and SB sessions. Abgerufen am 09. März 2012 von http://unfccc.int/methods_and_science/lulucf/items/3062.php.

UNFCCC (2012). Status of Ratification of the Kyoto Protocol. Abgerufen am 15. März 2012 von http://unfccc.int/kyoto_protocol/status_of_ratification/items/2613.php.

VERBAND DEUTSCHER PAPIERFABRIKEN E.V. (2009). Statistische Kurzinformationen. <http://www.vdp-online.de/>

VERBAND DEUTSCHER PAPIERFABRIKEN E.V. (2010). Papier 2010. Ein Leistungsbericht. 89 S.

WALDHERR (1996). Die Pflege der Kieferbestände in der Oberpfalz. Forst und Holz 14, 462-466.

WEISS, P., SCHIELER, K., SCHADAUER, K., RADUNSKI, K., ENGLISCH, M. (2000). Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyotoprotokoll. Monographien, Band 106. Forstliche Bundesversuchsanstalt. 94 S.

WEGENER, G. (2009). Klimaschutz mit Holz. Interview mit Prof. Wegener. In: Der fortschrittliche Landwirt, Heft 24.

WEGENER, G., PAHLER, A., TRATZMILLER, M. (2010). Bauen mit Holz = aktiver Klimaschutz. Ein Leitfaden. Holzforschung München, WZW, TUM. 21 S.

WIRTH, C., SCHULZE, E. D., SCHWALBE, G., TOMCZYK, S., WEBER, G., WELLER, E. (2004A). Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Abschlussbericht zur 1. Phase des BMBF-Projektes „Modelluntersuchung zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls“. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei. 309 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, S. 121-139.

WIRTH, C., LICHTSTEIN, J.W. (2009). The Imprint of Species Turnover on Old-Growth Forest Carbon Balances – Insights From a Trait-Based Model of Forest Dynamics. S. 81-113. In: Old-Growth Forests. Function, Fate and Value. Ecological Studies 207. Editors: Wirth, C., Gleixner, G., Heimann, M. Springer Verlag.

WOLF, A. (2008). Die Kohlenstoff-Senkenkapazität des Schweizer Waldes. Schweiz Z Forstwes 159/9, S. 273-280.

WÖRDEHOFF, R., SPELMANN, H., EVERS, J., NAGEL, J. (2011). Kohlenstoffstudie Forst- und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt Band 6. 92 S.

WUTZLER, T., WIRTH, C., SCHUMACHER, J. (2008). Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica* L.) in Central Europe- predictions and components of uncertainty. Canadian Journal of Forest Research 38. SI //1-II/18.

WWF (2011). Die Wälder der Welt- Ein Zustandsbericht. Globale Waldzerstörung und ihre Auswirkungen auf Klima, Mensch, Natur. WWF Studie, 93 S.

ZELL, J. (2008). Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs- Universität Freiburg i. Brsg. 152 S.

ZIANIS, D., MUUKKONEN, P., MÄKIPÄÄAND, M. MENCUCCINI (2005). Biomass and Stem Volume Equations for Tree Species in Europe. The Finnish Society of Forest Science. SILVA FENNICA Monographs 4. 63 S.

ZIMMER, B., WEGENER, G. (2008). Wald und Holz als Kohlenstoffspeicher und Energieträger- Chancen und Wege für die Forst- und Holzwirtschaft. In: Kastner, J. (2008): Tagungsband des 2. Forschungsforum der österreichischen Fachhochschulen. Aachen: Shaker Verlag ISBN: 978-3-8322-7023-0; S. 187-192.

ZIMMER, B. (2010). Ökobilanz Waldhackschnitzel. Ergebnisse aus der ökologischen Bewertung belegen: Energie aus Hackschnitzeln ist umweltfreundlich. LWF aktuell 74, S. 22-25.

ZORMAIER, F., BORCHERT, H. (2007). Brennholzverbrauch steigt! Studie der Uni Hamburg liefert beachtenswerte Zahlen. LWF aktuell 14, S.18-19.