

# Beitrag der Waldbewirtschaftung zur Abmilderung des Klimawandels -

## Methodische Grundlagen für die Bilanzierung des Beitrags der Holznutzung zur Minderung der CO<sub>2</sub> -Belastung in Baden-Württemberg

von Dr. G. Kändler, A. Hellbach, M. Weist, C. Vonderach

Gefördert mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt, Klima und  
Energiewirtschaft Baden-Württemberg (UM)

März 2012

<b>HERAUSGEBER</b>	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
<b>KONTAKT</b>	Dr. Kai Höpker, Referat Medienübergreifende Umweltbeobachtung, Klimawandel; Tel.:0721/56001465, <a href="mailto:Kai.Hoepker@lubw.bwl.de">Kai.Hoepker@lubw.bwl.de</a> ;
<b>AUFTRAGGEBER</b>	Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg - Forschungsprogramm Klimawandel und modellhafte Anpassung in Baden- Württemberg (KLIMOPASS)
<b>BEARBEITUNG</b>	Dr. Gerald Kändler, Dipl. Forstwirtin Anke Hellbach, Dipl. Biol. Maria Weist, Dipl. Geoök. Christian Vonderach Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Wonnhaldestraße 4 79100 Freiburg
<b>BEZUG</b>	<a href="http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/">http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/</a> ID Umweltbeobachtung U82-W03-N11
<b>STAND</b>	März 2012, Internetausgabe Mai 2013

Nachdruck für kommerzielle Zwecke - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.



<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>17</b>
<b>1 EINLEITUNG</b>	<b>19</b>
<b>2 STAND DES WISSENS</b>	<b>21</b>
2.1 Untersuchungsansätze und Zielsetzungen der betrachteten Studien	22
2.2 Aufbau von Holzproduktmodellen	25
2.2.1 Unterteilung des Holzes in Produkt- und Lebensdauerklassen	26
2.2.2 Beschreibung einzelner Modelle	30
2.2.2.1 In der Literatur häufig verwendete Modelle	30
2.2.2.2 Modelle für Deutschland	35
2.2.2.3 Weitere Modelle	40
2.3 Methoden zur Bestimmung der in HWP gespeicherten Kohlenstoffmengen	46
2.4 Mathematische Berechnungsmöglichkeiten zum Abbau/Zerfall von Holzprodukten	48
2.5 Problematik der Produktlebensdauer	52
2.6 Datenherkunft	55
2.6.1 Schwerpunktmäßig verwendete Datenquellen	55
2.6.2 Verfügbare Daten für Deutschland	57
2.6.3 Verfügbare Daten für regionale Studien	59
2.6.4 Problematik bei der Erstellung eines Verwendungsschlüssels aus den für Baden-Württemberg verfügbaren Daten	60
2.6.5 Berechnung des historischen Kohlenstoffbestandes	60
2.7 Größenordnung der Holzproduktspeicher	60
2.7.1 Zahlenwerte einzelner Studien	62
2.7.2 Vergleich der Ergebnisse für Deutschland	65
2.8 Grundlegende Problematiken	82
2.9 Substitution	83
2.9.1 Methodische Grundlagen	83
2.9.2 Materialsubstitution	89
2.9.2.1 Ansätze und methodische Schwierigkeiten	89
2.9.2.2 Größenordnungen der Materialsubstitution	96
2.9.2.3 Einfluss der Behandlung der Holzprodukte an ihrem Lebensende auf die CO <sub>2</sub> Bilanz	99
2.9.2.4 Konkurrenzprodukte	100

2.9.2.5	Sensitivitätsanalyse	101
2.9.2.6	Auswirkungen von Holz- und Nichtholzprodukten auf andere Umweltfaktoren (Ozon, Versauerung, Eutrophierung)	104
2.9.3	Energiesubstitution	107
2.9.4	Effizienz der Energetischen und stofflichen Nutzung	112
2.9.5	Monetäre Kosten bei der Verwendung von Holz- und Nichtholzprodukten	114
2.9.6	Waldbewirtschaftungsszenarien und damit verbundene Substitutionseffekte	116
2.10	Entwicklung der Kohlenstoffbilanz eines Waldes bei Nichtnutzung	129
2.10.1	Studien, welche einen Nutzungsverzicht modellieren	129
2.10.2	Die „Old-Growth Equilibrium Hypothese“	136
2.10.3	Beeinflussende Faktoren der C-Bilanz ungenutzter Wälder	139
2.10.3.1	Verjüngungsdynamik	139
2.10.3.2	Mortalität und Totholzentwicklung	141
2.10.3.3	Zuwachs, Biomasseentwicklung und Produktivität	147
2.10.3.4	Entwicklung der Biomasseproduktivität und C- Speicherkapazität	149
2.10.3.5	C-Speicherkapazität von Waldböden	155
2.10.3.6	Zweckhaftigkeit eines Nutzungsverzichtes im Sinne des Klimaschutzes	157
2.11	Zusammenfassung und Fazit	159
<b>3</b>	<b>HWP-MODELL FÜR DEN STAATSFORSTBETRIEB FORSTBW</b>	<b>166</b>
3.1	Theoretische Voraussetzungen zur HWP-Modellierung	166
3.2	Datenherkunft und Datenqualität	169
3.3	Waldspeicher	170
3.4	Modellübersicht	171
3.4.1	Verwendungsschlüssel	173
3.4.2	Rohstoffquellen	173
3.4.3	Produktionsprozess	174
3.4.4	Zerfallsmodellierung	175
3.4.5	Endnutzung und Rückführung	176
3.4.6	Produktionsemissionen	178
3.4.7	Substitution	178
3.5	Ergebnisse und Diskussion	179
3.5.1	Ergebnisse und Diskussion für die FWJ 2003 bis 2010	180
3.5.2	Ergebnisse und Diskussion für den Variantenvergleich	184

3.6	Schlussfolgerungen	189
4	<b>SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK</b>	<b>190</b>
5	<b>LITERATUR</b>	<b>193</b>
6	<b>ANHANG</b>	<b>211</b>
	<b>DARSTELLUNG DER IM MODELL VERWENDETEN PARAMETER.</b>	<b>227</b>

---

# Abkürzungsverzeichnis

AbfAbIV	Abfallablagerungsverordnung
atro	absolut trocken
BAFU	Bundesamt für Umwelt, Schweiz
BL	Brennholz lang
BMELV	Bundesministeriums Für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BS	Brennschichtholz
BWI	Bundeswaldinventur
C	Kohlenstoff
CBM-FPS	Carbon Budget Model of the Canadian Forest Product Sector
CEI-BOS	European Confederation of woodworking industries
COMTRADE	United Nations Commodity Trade Statistics Database
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
CO <sub>2</sub> äq	Kohlendioxid Äquivalente
DS	Derbholz im Reisig
EU	Europäische Union
HWP	Harvested wood products / Holzprodukte
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nation / Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation
FAOSTAT	Food and Agriculture Organization Statistical Database
ForstBW	Staatswald Baden-Württembergs
FVA	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
FWJ	Forstwirtschaftsjahr
GHG	Greenhousegas, Treibhausgas
GL	Grubenholz
GPG LULUGF	Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry
IPCC	Intergovernmental panel on climate change
IL	Industrieholz, lang
IS	Industrieschichtholz
LCA	Life Cycle Assessment / Lebenszyklusanalyse
MBA	mechanisch-biologische Abfallverwertungsanlagen
MRT	Mean residence time / mittlere Verweildauer
NACE	Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
OFG	Old growth forests
SL	Stammholz Standardlängen
SNP	Sägenebenprodukte

ST	Stammholz, lang
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe / Wirtschaftskommission für Europa
VDP	Verband deutscher Papierfabriken e.V.
WEHAM	Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: relevante Speicher für die Berechnung einer Kohlenstoffbilanz, übernommen aus Zell (2007), NPP = Nettoprimärproduktion, hR = heterotrophe Respiration	20
Abbildung 2: Holzproduktmodell von Karjaleinen et al. (1994)	31
Abbildung 3: Schematische Darstellung des in Eggers (2002) verwendeten Holzproduktmodells	32
Abbildung 4: Schematische Übersicht über den ersten Teil des von Briceno-Elizondo und Lexer (2004) verwendeten Holzproduktmodells. Verteilung des Holzes entlang der Produktionslinien (PL) und Verarbeitung in Zwischenprodukte (IP).	34
Abbildung 5: Schematische Übersicht über den zweiten Teil des von Briceno-Elizondo und Lexer (2004), verwendeten Holzproduktmodells. C-Fluss von Zwischenprodukten IP1 (Sägeholz) bis zu den letzten Verbrauchsgütern (TU) und den Endverwendungsmöglichkeiten Recycling RTU(i,j), Verbrennung B und Deponierung LF.	34
Abbildung 6: Schematische Übersicht des in Pistorius (2007) verwendeten Holzproduktmodells	35
Abbildung 7: Verwendung von Nadelstammholz in Deutschland im Jahr 2002. Aus diesen Zahlen lässt sich die Verwertung von Nadelstammholz für die verschiedenen Produktkategorien ableiten: 47 % ‚Langlebige Produkte‘, 24 % ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘, 24 % Produkten mit kurzer Lebensdauer und 5 % energetische Nutzung, aus Pistorius (2007).	36
Abbildung 8: Schematische Übersicht des von Fürstenau (2008) verwendeten Holzproduktmodells, sw= Softwood (Weichholz), hw= hardwood (Hartholz)	38
Abbildung 9: Schematische Übersicht des FORMICA Modells von Böttcher (2008)	39
Abbildung 10: a) Das in Taverna et al. (2007) und Werner et al. (2010) verwendete Modell der Schweizer Holzwirtschaft b) das in Taverna et al. (2007) modellierte Holzlager im Zivilisationskreislauf im In- und Ausland, ohne Wald	41
Abbildung 11: Schematische Darstellung des in Hennigar et al. (2008) verwendeten Modells, Werte in den Kästen sind die %, die in die folgende Kategorie übergehen, nach Apps et al. (1999)	42
Abbildung 12: Retention curves: verwendet in Hennigar et al. (2008), nach Apps et al. (1999)	42
Abbildung 13: a) Schematischer Überblick des in Chen (2008) verwendeten Modells, b) Verwendete Aufteilung des geernteten Holzes in die vier Endverbrauchskategorien (in Verwendung, Deponierung, Energie (verbrannt zur Energiegewinnung) und Emission (verbrannt ohne Energiegewinnung))	43
Abbildung 14: Schematische Darstellung des in Harmon et al. (1996) verwendeten Holzproduktmodells	45
Abbildung 15: Schematische Darstellung zur Ermittlung der Änderungen des Produktspeichers mithilfe von Nutzungsdauer, aus Rüter (2011)	47
Abbildung 16: Die gebräuchlichsten Konzepte zur Berechnung des Zerfalls von HWP	48
Abbildung 17: In Eggers (2002) verwendete Kurven mit logistischem Abbau	50
Abbildung 18: Typischer Kurvenverlauf einer Wahrscheinlichkeitsdichte der Gamma-Funktion, aus Marland und Marland (2003)	51
Abbildung 19: Übersicht der Literaturrecherche zu Lebensdauern verschiedener Produktkategorien. n = Anzahl an in die Berechnung eingeflossene Werte. Die Boxplot-Darstellung zeigt den Median (dicke Senkrechte Linie), 25%- und 75%-Perzentil (Box) sowie Ausreißer (Punkte).	54

Abbildung 20: Minderungspotenzial (Mio. t C der Bewirtschaftungsalternativen und der Nullnutzung nach Klimaszenarium B1, aus Köhl et al. 2011	65
Abbildung 21: Umrechnungsfaktoren für Holz nach Regionen, aus Winjum et al. (1991)	83
Abbildung 22: Potenziale zur Treibhausgasminderung (Kauppi und Sedjo 2001)	88
Abbildung 23: Stoffliches Treibhausgaspotenzial von 1m <sup>3</sup> Holz in Holzprodukten im Vergleich mit ihren Konkurrenzprodukten, aus Rüter 2010	91
Abbildung 24: Stoffliches Treibhausgas-Substitutionspotenzial von Holzprodukten im Vergleich zu ihren Konkurrenzprodukten (in tC/tC), aus Rüter 2011	92
Abbildung 25: Treibhausgasemissionen entlang einer Herstellungskette variieren je nach Herstellungsverfahren und Vertriebssystem stark. Eine Ökobilanzierung illustriert hier Emissionsschätzungen in tCO <sub>2</sub> pro t CO <sub>2</sub> gespeichert in den fertigen Produkten, aus Ingersson (2011)	98
Abbildung 27: Weitere Wirkungskategorien des Gesamtlebenszyklus Fußböden pro 20m <sup>2</sup> , aus Albrecht et al. (2008)	106
Abbildung 28: Mittlere Reduktion von atmosphärischem Kohlenstoff durch Sequestrierung im Boden (schattierter Teil der Balken) und aufgrund von Substitution (unschattierter Teil der Balken), aus Eriksson et al. (2007)	113
Abbildung 29: In Taverna et al. (2007) verwendete Bewirtschaftungsszenarien	117
Abbildung 30: Jährliche (links) und kumulierte (rechts) inländische Material-Substitutionseffekte der inländischen Holzverwendung, aus Taverna et al. (2007)	117
Abbildung 31: Jährliche (links) und kumulierte (rechts) inländische Energie-Substitutionseffekte der inländischen Holzverwendung, aus Taverna et al. (2007)	118
Abbildung 32: Entwicklung der Substitutionseffekte (1987 bis 2012), Szenario 1 (Pistorius 2007)	119
Abbildung 33: Entwicklung der Substitutionseffekte (1987 bis 2012), Szenario 2 (Pistorius 2007)	120
Abbildung 34: Entwicklung der Substitutionseffekte (1987 bis 2012), Szenario 3 (Pistorius 2007)	120
Abbildung 35: Mittlere jährliche Kohlenstoffbindung in Kohlenstoff-Pools der Holzindustrie und Verringerung von C-Emissionen durch Substitution in drei Untersuchungsgebieten (KL=Kleinsee, BB=Brandenburg, GR=Deutschland) unter verschiedenen Managementszenarien, aus Fürstenau 2008	122
Abbildung 36: Durchschnittliche jährliche gespeicherte C-Mengen in Wald- Produkt- und Substitutionspools bei unterschiedlichen Rotationslängen und spezifischen Analyseintervallen, aus Perez-Gracia et al. (2005)	124
Abbildung 37: Im Wald gespeichertes C bei unterschiedlichen Rotationslängen, aus Perez-Gracia et al. (2005)	125
Abbildung 38 Minderungspotenzial (Mio. t C) der Bewirtschaftungsalternativen und der Nullnutzung nach dem Klimaszenario B1, aus Köhl et al. (2011)	130
Abbildung 39: Simulierte Effekte sieben unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen auf Waldbiomasse (durchgezogene Linie), Blattflächenindex (gestrichelte Linie), durchschnittliche Langzeitwerte der C-Bindung (1.Wert: C in Biomasse, 2.Wert: Bodenkohlenstoff, 3.Wert: C in Produktspeicher) und Erntevolumen, aus Thornley und Cannell (2000)	132

Abbildung 40: Durchschnittliche Kohlenstoffspeicherung in Wäldern, Produkten und durch Substitutionseffekte für unterschiedliche Durchforstungsintervalle und spezifische Zeitperioden, aus Perez-Garcia et al. (2005)	134
Abbildung 41: Bruttoprimärproduktion (GPP), Biomasse und Atmung als Funktion zunehmenden Baum- oder Bestandesalters. Die Differenz von GPP und Atmung ist die Nettoprimärproduktion (NPP), aus Carey et al. (2001)	137
Abbildung 42: Entwicklung der Biomasse (kg/ha) für eine Monokultur (weiß) und einen Naturwald (schwarz) in Abhängigkeit vom Bestandesalter, aus Carey et al. (2001)	138
Abbildung 43: Entwicklung der jährlichen Nettoprimärproduktion in Abhängigkeit vom Bestandesalter, aus Carey et al. (2001)	138
Abbildung 44: Nettoökosystemaustausch (gC pro m <sup>2</sup> pro Jahr) als Funktion des Bestandesalters, aus Black et al. (2005)	139
Abbildung 45: Waldentwicklungsphasen in einem Urwald, aus Scherzinger (1996)	140
Abbildung 46: Lebenslauf eines europäischen Laubwaldes, aus Meyer et al. (Jahr der Veröffentlichung unbekannt)	140
Abbildung 47: Totholzaufbau im ungenutzten Buchenwald, aus Meyer und Menke (Jahr der Veröffentlichung unbekannt)	143
Abbildung 48: Entwicklung der Biomasse (t C pro Hektar) in Abhängigkeit vom Bestandesalter für boreale (orange) und temperierte (grün) Waldbestände, aus Luysaert et al. (2008 )	150
Abbildung 49: Histogramm über Kohlenstoffvorratsveränderung (g (C) pro m <sup>2</sup> pro Jahr) für 106 nordamerikanische Wälder für vier verschiedene Sukzessionsstadien. C <sub>a</sub> : gesamte oberirdische Kohlenstoff (Biomasse und Totholz), C <sub>b</sub> : oberirdische Kohlenstoff (Biomasse), C <sub>d</sub> : oberirdische Kohlenstoff (Totholz), aus Wirth und Lichstein (2009)	151
Abbildung 50: Kohlenstoffveränderungen in Abhängigkeit vom Bestandesalter für boreale (orange) und temperierte (grün) Waldbestände, a: Nettoökosystemproduktion in tC pro ha pro Jahr, b: Verhältnis Atmungsrate zu Nettoprimärproduktion, aus Luysaert et al. (2008)	153
Abbildung 51: Synthese von Kohlenstofffluss-Schätzungen auf Grundlage verschiedener Ansätze aus Wirth et al. (2009):	154
Abbildung 52: Modellübersicht	172
Abbildung 53: Übersicht der Literaturrecherche zu Lebensdauern verschiedener Produktkategorien. n = Anzahl der in die Berechnung eingeflossene Werte. Die Boxplot-Darstellung zeigt den Median (dicke senkrechte Linie), 25%- und 75%-Perzentil (Box) sowie Ausreißer (Punkte).	176
Abbildung 55: Rohstoffverfügbarkeit der verschiedenen FWJ.	182
Abbildung 56: Produktionsmengen verschiedener Güter in den verschiedenen FWJ. Es wird die Gesamtmenge an Produkten inklusive einer Kaskade (multiple Nutzung) angegeben, sodass die Gesamtmenge größer als der Einschlag ist.	182
Abbildung 57: Vergleich der Nutzungsemissionen der einzelnen FWJ. Es erfolgt eine Energiegewinnung in der Rubrik "Oxidation mit Energiegewinnung" und "intern verw. Nebenprodukte".	183
Abbildung 58: Vergleich Material- und Energiesubstitution gegenüber den Herstellungsemissionen (Ernte, Transport und Produktion). Der schraffierte Bereich gibt eine Unsicherheits-Spanne an, denn die Literaturwerte weisen große Unterschiede auf.	183

- Abbildung 58: Rohstoffverfügbarkeit der verschiedenen Varianten. Variante 1 entspricht der Darstellung aus Abbildung 55, Variante 2 geht von einer 100%igen Brennholznutzung aller Sortimente aus (Ausnahme DS-Holz) und Variante 3 stellt eine vollständige Nutzung aller Sortimente als Sägeholz dar (Ausnahme DS-Holz). 186
- Abbildung 59: Produktionsmengen verschiedener Güter in den verschiedenen Varianten. Es wird die Gesamtmenge an Produkten inklusive einer Kaskade (multiple Nutzung) angegeben, sodass die Gesamtmenge größer als der Einschlag ist. In Variante 2 fallen keine sekundären Rohstoffe an und dementsprechend erhöht sich die Produktionsgesamtmenge nicht. Variante 1 entspricht der Darstellung aus Abbildung 56, Variante 2 geht von einer 100%igen Brennholznutzung aller Sortimente aus (Ausnahme DS-Holz) und Variante 3 stellt eine vollständige Nutzung aller Sortimente als Sägeholz dar (Ausnahme DS-Holz). 186
- Abbildung 60: Vergleich der Nutzungsemissionen der einzelnen Varianten. Es erfolgt eine Energiegewinnung in der Rubrik "Oxidation mit Energiegewinnung" und "intern verw. Nebenprodukte". Variante 1 entspricht der Darstellung aus Abbildung 57, Variante 2 geht von einer 100%igen Brennholznutzung aller Sortimente aus (Ausnahme DS-Holz) und Variante 3 stellt eine vollständige Nutzung aller Sortimente als Sägeholz dar (Ausnahme DS-Holz). 187
- Abbildung 61: Vergleich der Material- und Energiesubstitution gegenüber den Herstellungsemissionen (Ernte, Transport und Produktion). Der schraffierte Bereich gibt eine Unsicherheits-Spanne an, denn die Literaturwerte weisen große Unterschiede auf. Variante 1 entspricht der Ist-Situation (Abbildung 58), Variante 2 geht von einer 100%igen Brennholznutzung aller Sortimente aus (Ausnahme DS-Holz) und Variante 3 stellt eine vollständige Nutzung aller Sortimente als Sägeholz dar (Ausnahme DS-Holz). 188

# Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: In den Studien verwendete Lebensdauerklassen mit entsprechenden Lebenszeiten	27
Tabelle 2: Verwendete Lebensdauerklassen plus Energieholz mit entsprechenden Lebenszeiten	28
Tabelle 3: Einteilung in Produktklassen mit entsprechender Lebensdauer	28
Tabelle 4: Anzahl der in den Studien gewählten Produktklassen	30
Tabelle 5: Stark vereinfachter Holzverwendungsschlüssel für das Land Niedersachsen, aus Wördehoff et al. (2011)	37
Tabelle 6: Bandbreite der Half-lives verschiedener Produktkategorien (aus Stern et al. 2009)	53
Tabelle 7: Bandbreite der Half-lives nach Lebenszeitklassen (verändert nach Eggers 2002)	53
Tabelle 8: Vergleich zwischen den Kohlenstoffspeichern (Mio. t C) der Holzprodukte der Studien von Burschel et al. (1993a) und Eggers (2002). Einige Produktgruppen der Studie von Eggers (2002) wurden aggregiert, damit sie den Produktgruppen aus Burschel (1993a) entsprechen, aus Eggers (2002).	66
Tabelle 9: Details der Studien mit Ergebnissen in Tonnen C pro Hektar und Jahr	68
Tabelle 10: Details der Studien mit Ergebnissen in Tonnen C pro Hektar	71
Tabelle 11: Details der Studien mit Ergebnissen in Tonnen C pro Jahr	75
Tabelle 12: Details der Studien mit Ergebnissen in Tonnen C	76
Tabelle 13: Ergebnisse der Studien für Deutschland und deutsche Bundesländer	78
Tabelle 14: Umrechnungsfaktoren für Holz	82
Tabelle 15: Substitutionsfaktoren	91
Tabelle 16: Vergleich von Ökobilanzen von unkaschierter Steinwolle, Auszüge aus Umweltproduktdeklarationen (Institut für Bauen 2008 a/b)	93
Tabelle 17: Treibhausgaspotenzial des Gesamtlebenszyklus von Fußböden (20m <sup>2</sup> ), aus Albrecht et al. (2008)	94
Tabelle 18: Treibhausgaspotenziale einer in der Schweiz hergestellten Türzarge getrennt nach In- und Ausland, aus Werner et al. (2006)	95
Tabelle 19: Anteil von Holz in Ein- und Zweifamilienhäusern, aus Gustavsson et al. (2006)	95
Tabelle 20: Materialsubstitution von Holz; grau unterlegte Felder wurden zur besseren Vergleichbarkeit in dieser Studie berechnet.	96
Tabelle 21: Materialsubstitution verschiedener Elemente	97
Tabelle 22: Niedrige, mittlere und hohe Substitutionsfaktoren (in tC7tC) von Apartments und Einfamilienhäusern, aus Sathre und O`Conner (2010)	99
Tabelle 23: Übersicht über die in Taverna et al. (2007) betrachteten Bauteile und ihre Konkurrenzprodukte	101

Tabelle 24: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, Auswirkungen aus die Treibhausgasemissionen (Stahlrahmen im Vergleich zum Holzrahmen), aus Upton et al. (2008)	103
Tabelle 25: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz (Betonwände im Vergleich zu Holzwänden), aus Upton et al. (2008)	104
Tabelle 26: Substitutionsfaktoren (Energiesubstitution)	107
Tabelle 27: Substitutionsfaktoren für Holz als Energiequelle bei verschiedenen Vergleichsprodukten	110
Tabelle 28: entstehende Kosten durch Substitution von einem Holz- und einem Natursteinboden bei verschiedenen Kombinationen der Lebensdauer und der Baukosten, aus Peterson und Solberg (2003)	115
Tabelle 29: Kosteneffizienz einer Substitution zwischen einem Holzboden und einem Natursteinboden in Bezug auf die Lebensdauer des Gebäudes und verschiedenen Kombinationen der Baukosten, aus Peterson und Solberg (2003)	115
Tabelle 30: C-Emissionsreduktionskoeffizient der Materialsubstitution (Smatc) der Holzindustrie Szenarien, aus Fürstenau (2008)	121
Tabelle 31: In Eriksson et al. (2007) berücksichtigte Bewirtschaftungsszenarien	122
Tabelle 32: Rahmenwerte der drei Szenarien der Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen, aus Rüter et al. 2007	126
Tabelle 33: Die in Köhl (2009) untersuchten Bewirtschaftungsszenarien	128
Tabelle 34: C-Bindung (tC pro ha) über 100 Jahre, Ausgangswert Biomasse gesamt: 256,6 tC pro ha, Seidl et al. (2007)	131
Tabelle 35: Jährliche durchschnittliche CO <sub>2</sub> -Bilanz des Sektor Forst und Holz nach den WEHAM-Szenarien und Anrechnungsregeln für die vorgesehene Verpflichtungsperiode 2013-2020 (in Mio. t CO <sub>2</sub> ), aus Rüter et al. (2011)	135
Tabelle 36: Zersetzungskonstanten (k) und Verweilzeiten (* = selbst berechnet) für Totholz (k.A. =keine Angaben), aus Meyer et al. (2009)	145
Tabelle 37: Zuwachs, Einschlag und Gesamtvorrat Staatswald BW 2002 bis 2010. Der Zuwachs stellt einen geschätzten Mittelwert für die Perioden 2002 bis 2017 dar. Der tatsächliche jährliche Zuwachs kann davon deutlich abweichen.	170
Tabelle 38: Spezifischer Verwendungsschlüssel für das FWJ 2003, Staatswald Baden-Württemberg. Grau hinterlegt sind die größten Anteile des jeweiligen Sortiments. Abkürzungen der Sortimente wie folgt: BL = Brennholz lang, BS = Brennschichtholz, DS = Derbholz im Reisig, GL = Grubenholz, IS = Industrieschichtholz, IL = Industrieholz lang, SL = Stammholz Standardlängen, ST = Stammholz lang	173
Tabelle 39: Zuordnung Lebensdauerannahme zu Produktklasse entsprechend der Literaturlauswertung. Die Lebensdauer von Totholz wurde der Arbeit von Zell et al. (2009) entnommen. Die Ergebnisse in Kapitel 3.5 basieren auf diesen Werten.	176
Tabelle 40: Übersicht über den verwendeten Energieeinsatz in den verschiedenen Industrien	178
Tabelle 41: Gegenüberstellung der Holznutzungsemissionen (Ernte, Transport und Produktion) gegenüber den Substitutionseffekten (Energie- und Materialsubstitution; vgl. Abbildung 58). Dargestellt ist auch der Gesamteffekt der Nutzung für den Produktsektor und für den Wald und Produktsektor gemeinsam.	184

Tabelle 42: Gegenüberstellung der Holznutzungsemissionen (Ernte, Transport und Produktion) gegenüber den Substitutionseffekten (Energie- und Materialsubstitution; vgl. Abbildung 61). Dargestellt ist auch der Gesamteffekt der Nutzung für den Produktsektor und für den Wald und Produktsektor gemeinsam.

189



# Zusammenfassung

Die Vermeidung von CO<sub>2</sub>-Emissionen bzw. deren Speicherung sind vorrangige politische Ziele, um die globale Erwärmung zu verlangsamen. Wälder können dabei als Kohlenstoffsенке, aber auch als Kohlenstoffquelle fungieren. Zur Quantifizierung der Senkenleistung ist bisher der Waldökosystemansatz verbindlich, der nur die Speicherung im Wald berücksichtigt. Aber auch die Nutzung von Holz als nachwachsendem Rohstoff in einer nachhaltigen Produktion stellt unter dem Gesichtspunkt der Vermeidung oder Reduktion von CO<sub>2</sub>-Emissionen einen Beitrag zum Klimaschutz dar.

Will man aber eine nachhaltig betriebene Waldbewirtschaftung vollständig bewerten, müssen alle relevanten Speicher und Flüsse, und somit neben dem Waldökosystem („Biosphäre“) auch die „Technosphäre“, welche den C-Kreislauf in den Holzprodukten umfasst, in die Betrachtung mit einbezogen werden.

Für Baden-Württemberg existiert bisher nur eine Studie, in der quantifiziert wird, welchen Anteil die Technosphäre an der C-Speicherleistung durch Festlegung von Kohlenstoff in langlebigen Holzprodukten und Substitutionseffekten hat. Es fehlt jedoch ein Modell, welches für einen Forstbetrieb die C-Minderungsleistung der Holznutzung anhand konkreter Daten über Nutzungen (Holzeinschlag) und den Waldspeicher (Vorrat und Zuwachs) betriebsspezifisch quantifiziert.

Als Grundlage für die Modellentwicklung wurde zunächst eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt, welche die neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse in Bezug auf die Speicherleistung der Technosphäre zusammenfasst. Darauf aufbauend wurde ein Holzproduktmodell konzipiert, welches den aus der Waldbewirtschaftung (Holznutzung) resultierenden C-Minderungseffekt als Beitrag eines Forstbetriebs zum Klimaschutz umfassend im Sinne eines „full carbon accountings“ quantifiziert und somit messbar macht. Das Modell wurde im Zusammenhang mit dem „Strategischen Nachhaltigkeitsmanagements“ des Landesbetriebs ForstBW an die Datenverfügbarkeit des Staatswalds angepasst.

Für die Bilanzierung wurde der so genannte Production Approach verwendet, der so erweitert wurde, dass die Bilanz die Mengen berücksichtigt, die der Produktionseinheit *räumlich* und *zeitlich* zuzuordnen sind. Dieser Ansatz impliziert die Annahme, dass sich Zufluss und Abfluss aus dem Produktspeicher die Waage halten. Der CO<sub>2</sub>-Vermeidungseffekt setzt sich somit aus den entstehenden Holznutzungsemissionen (Ernte, Transport, Produktion) und den durch Material- und Energiesubstitution erzielten Einsparungen zusammen. Zusätzlich wird die Vorratsänderung im Wald abgeschätzt, indem Zuwachs und Nutzung saldiert werden.

Für die Berechnungen wurden zum einen die Daten der Holzeinschlagsstatistik des Staatswalds der Forstwirtschaftsjahre 2003 bis 2010 analysiert, zum anderen wurde für das Forstwirtschaftsjahr 2003 eine Berechnung der CO<sub>2</sub>-Emissionen für verschiedene Varianten simuliert: die Ist-Nutzung (VAR1) sowie VAR2 (100%ige Brennholznutzung) und VAR3 (Nutzung aller Sortimente als Sägeholz) durchgeführt. VAR2 und VAR 3 stellen dabei „unrealistische“ Extremvarianten dar, die lediglich zur Plausibilitätsprüfung das Reaktionsverhalten des Modells beschreiben.

Der Holzeinschlag im Staatswald Baden-Württemberg bewegt sich im betrachteten Zeitraum jährlich auf einem Niveau zwischen 500.000 und 600.000 tC (2,5 Mio. bis 3,0 Mio. EFmoR), woraus ein auf den Einschlag bezogener maximaler bzw. minimaler Gesamtsubstitutionseffekte von durchschnittlich -0,76 bzw.

-0,31 tC/tC<sup>1</sup> resultiert. Ebenfalls annähernd konstant ist der jährliche Anteil der verschiedenen Produktlinien an der Gesamtproduktion, wobei eine Zunahme bei der Nutzung von Brennholz verzeichnet werden kann. Dies wird auch im Gesamtsubstitutionseffekt (Min oder Max) deutlich. Der Betrag sinkt beim Maximalwert leicht vom Höchstwert 0,76 tC/tC (2005) auf 0,70 tC/tC (2010) ab.

Bei den Berechnungen der drei Varianten unterscheidet sich der auf den Einschlag bezogene Gesamtsubstitutionseffekt deutlich und liegt bei -0,75 tC/tC (VAR1), -0,63 tC/tC (VAR2) und -0,98 tC/tC (VAR3). Bei VAR 2 tritt keine Kaskadennutzung auf, sie zeichnet sich durch eine erheblich geringere Rohstoffverfügbarkeit aus und weist eine extrem geringe Nutzungsemission auf. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass die fehlenden Holzprodukte durch Importe oder Nichtholzprodukte ersetzt werden müssten. In VAR 3 wird das aus der Nutzung genommene Schnittholz sukzessiv in niederwertigeren Nutzungen wiederholt eingesetzt. Andere Produktlinien, im Wesentlichen Span-/Faserplatten, werden dann nur aus Altholz gespeist. Dies ist eine realitätsferne, aber im Sinne einer Kaskadennutzung durchaus wünschenswerte Variante. Ob dies technisch möglich ist, ist unklar.

Die Kohlenstoff-Bilanz Baden-Württembergs der Jahre 2002-2010 zeigt somit, dass Material- und Energiesubstitution im Gesamteffekt die entstehenden Emissionen überwiegen und so eine nachhaltige und stetige CO<sub>2</sub>-Reduktion bewirkt werden kann. Des Weiteren wird deutlich, dass Nutzungsoptionen und Holzverwendung einen entscheidenden Einfluss auf das Potenzial und die Dynamik der Kohlenstoffbindung und damit auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz durch den Ersatz emissionsträchtiger Energie- und Rohstoffe mit Holz haben.

---

<sup>1</sup> Der Bilanzierungskonvention entsprechend werden Minderungseffekte mit negativen Vorzeichen ausgewiesen (bezogen auf die Atmosphäre bedeutet ein Minus „Entzug“ = Entlastung). Ein positives Vorzeichen drückt eine Belastung aus.

# Einleitung

Mittlerweile bestehen in der internationalen Klimadiskussion kaum noch Zweifel, dass bereits eine globale Erwärmung eingesetzt hat und der Wandel des globalen Klimas maßgeblich durch anthropogen verursachte Treibhausgase verstärkt wird. Die Reduzierung von CO<sub>2</sub>-Emissionen bzw. die Speicherung von CO<sub>2</sub> sind deshalb vorrangige politische Ziele geworden. Dies spiegelt sich auch in den Zielsetzungen des Staatsforstbetriebs Baden-Württembergs (ForstBW) wider. Im Rahmen des strategischen Nachhaltigkeitsmanagements soll eine Kennzahl für die „Sustainability Balanced Scorecard“ über die CO<sub>2</sub>-ökologischen Wirkungen der Waldbewirtschaftung im Sinne eines Beitrags des Staatswalds zur Minderung der CO<sub>2</sub>-Freisetzung hergeleitet werden.

Im globalen Kohlenstoff - Haushalt können Wälder als Senke (Speicherung) wie auch als Quelle (Freisetzung durch Abholzung) für Treibhausgase wirken (Rosenbaum et al. 2004). Dies hängt letztendlich davon ab, ob mehr Kohlenstoff durch die Photosynthese aufgenommen oder durch die Respiration der Pflanzen, deren Ernte, Zersetzung sowie durch Verbrennung freigesetzt wird. In deutschen Wäldern hat bislang ein Vorratsaufbau mit entsprechend steigender Senkenleistung stattgefunden. Nach den Ergebnissen der Inventurstudie 2008 weisen die deutschen Wälder mit 330 m<sup>3</sup>/ha die höchsten durchschnittlichen Holzvorräte in Europa auf (Oehmchen et al. 2011). Der mittlere Kohlenstoffvorrat in baden-württembergischen Wäldern beträgt 128 t C/ha und ist damit bundesweit mit am höchsten.

Die C - Speicher der Wälder sind durch Bewirtschaftungsstrategien und damit verbundenen Vorratsauf- bzw. -abbau, sowie durch ihre Artenzusammensetzung beeinflussbar. Generell ergeben sich Forst-Holz-Sektor drei Möglichkeiten, durch ein aktives Management den C-Speichereffekt zu beeinflussen:

- eine erhöhte Speicherung in Holzprodukten durch Holzverwendung („Technosphäre“). Durch die Überführung des geernteten Holzes in Produkte mit unterschiedlicher Lebensdauer bleibt der Kohlenstoff für diese Dauer der Atmosphäre entzogen und verlängert so die Speicherleistung des Waldes (verlängerte Speicherleistung),
- eine erhöhte Speicherung in situ (z.B. Nutzungsaufgabe oder verlängerte Umtriebszeiten),
- Substitution durch die Verwendung von Holz anstatt fossiler Energieträger oder anderer Materialien (z.B. Stahl). Die Nutzung von Holz als Rohstoff generiert aufgrund seiner positiven Öko- und Energiebilanz zusätzliche Substitutionseffekte, durch die Emissionen in anderen Sektoren in beachtlicher Größenordnung vermieden werden können (z.B. Burschel et al. 1993a).

Seit 2006 nutzt Deutschland die Möglichkeit, sich die Waldbewirtschaftung nach Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls anrechnen zu lassen. Dabei lassen sich C - Speicher im Wald nach den Vorgaben des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) in Pools einteilen, wobei zwischen lebender Biomasse, Totholz, Streuaufgabe und C im Boden unterschieden wird (Zell 2007). Zur Quantifizierung der Senkenleistung war bisher der Waldökosystemansatz verbindlich. Bei diesem Ansatz wird das Waldökosystem innerhalb seiner Grenzen betrachtet und jede Holznutzung einer Kohlenstofffreisetzung gleichgesetzt. Träte ein Kyoto-Folgeabkommen oder eine zweite Verpflichtungsperiode unter dem Kyoto-Protokoll in Kraft, wäre - nach dem heutigen Verhandlungsstand - neben der Speicherung im Wald auch die Kohlenstoffbilanz der Holzpro-

dukte (auch Harvested Wood Products, HWP) anrechenbar (Rüter 2011). Damit ergibt sich auf Bundes- und Landesebene die Notwendigkeit, den Beitrag der Holzprodukte zur C-Sequestrierung zu quantifizieren. Denn, bewertet man einen nachhaltig bewirtschafteten Produktionsstandort vollständig aus der Sicht des Klimaschutzes, müssen alle relevanten Speicher und Flüsse, und somit auch die Technosphäre, in der unter anderem Veränderungen aufgrund von verschiedenen Waldbewirtschaftungsstrategien entstehen können, in die Betrachtung mit einbezogen werden (siehe Abbildung 1). Durch die Waldbewirtschaftung werden Material- und Energie- Substitutionseffekte ebenfalls beeinflusst.

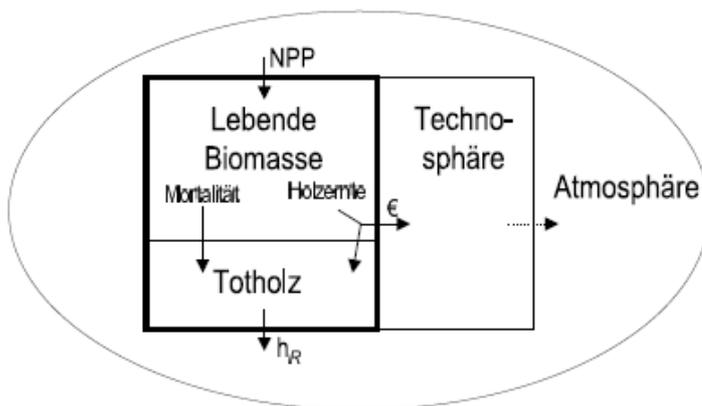


Abbildung 1: relevante Speicher für die Berechnung einer Kohlenstoffbilanz, übernommen aus Zell (2007), NPP = Nettoprimärproduktion, h<sub>R</sub> = heterotrophe Respiration

Im Rahmen dieses Projektes wird quantifiziert, inwieweit sich Waldbehandlungsstrategien im Sinne eines „full carbon accounting“ auf die Kohlenstoffspeicherung in Wirtschaftswäldern auswirken. Eine Voraussetzung dafür, ist die Verfügbarkeit von Simulationsmodellen, welche die Dynamik des Kohlenstoffhaushaltes von Wirtschaftswäldern sowie die Biomassebildung durch Wachstum und die Biomasseentnahme durch Nutzung beschreiben. Für Baden-Württemberg kann auf Vorarbeiten aus verschiedenen Forschungsprojekten (WEHAM: Holzaufkommensmodellierung im Zusammenhang mit der Auswertung der Bundeswaldinventur sowie Studien zur Quantifizierung der Biomasse und zur Entwicklung der methodischen Grundlagen für das Treibhausgas-Monitoring (Zell, 2007)) zurückgegriffen werden. Allerdings fehlte bisher ein entscheidender Teil um die CO<sub>2</sub>-Bilanzierung durchführen zu können, ein Harvested Wood Product (HWP)-Modell, welches die Kohlenstoffflüsse und Speicher im Wirtschaftskreislauf der Holzverwendung („Technosphäre“) quantitativ beschreibt.

Um ein HWP-Modell konzipieren zu können mussten zunächst aus der Literatur verfügbare Komponenten erfasst bzw. die bisher fehlenden Elemente eines HWP-Modells konzipiert und umgesetzt werden. Die Erfassung des Stands des Wissens in Form einer umfassenden Literaturrecherche bildete eine wichtige Grundlage, um eine effiziente Modellkonzeption zu realisieren, da eine Reihe von Modellparametern kaum empirisch abgesichert sind (z.B. Produktlebensdauern) und daher über möglichst fundierte Annahmen gesetzt werden müssen. Darauf aufbauend wurde der aktuelle Stand des Wissens für die C-Speicher beeinflussenden Faktoren, Substitution und Speicherung in Situ, erfasst. Die Literaturstudie liefert zudem Referenzwerte aus zahlreichen vorliegenden Untersuchungen, welche zur Überprüfung der eigenen Berechnungen herangezogen werden.

# 1 Stand des Wissens

Die C - Speicher der Wälder sind durch Bewirtschaftungsstrategien und damit verbundenen Vorratsauf- bzw. -abbau sowie durch ihre Artenzusammensetzung beeinflussbar. Generell ergeben sich in bewirtschafteten Wäldern folgende Möglichkeiten, durch ein aktives Management den C-Speichereffekt zu beeinflussen: Speicherung in situ, Speicherung in Holzprodukten und Substitution.

Um eine effiziente Modellkonzeption für die Quantifizierung der Waldbehandlungsstrategien auf die Kohlenstoffflüsse und –Speicher im Wirtschaftskreislauf der Holzverwendung („Technosphäre“) realisieren zu können wurde im Rahmen einer ausführliche Literatur- und Internetrecherche zunächst der aktuelle Stand des Wissens in Bezug auf methodische Grundlagen und Komponenten eines Holzprodukt-Modells wie „Untersuchungsansätze“, „Lebensdauer von Holzprodukten“ oder „Datenverfügbarkeit“ erfasst. Anschließend wurden in einer weiterführenden Recherche die Problematik der C-Speicher beeinflussenden Komponenten „Substitution“ und „Speicherung in Situ“ erfasst. Die Lieteraturrecherche lieferte auch Referenzwerte, welche zur Überprüfung der eigenen Berechnungen herangezogen werden sollen

Für die internetbasierte Recherche wurde unter anderem die Datenbank „Web of Knowledge“ genutzt. Weitere Studien und Berichte wurden durch klassisches Bibliografieren erschlossen. Die Recherche beschränkte sich dabei schwerpunktmäßig auf aktuelle europäische Literatur der letzten zwei Jahrzehnte. Zudem wurden nur Texte in deutscher oder englischer Sprache berücksichtigt. Je nach Themenkomplex führte dies zu einer Sammlung von bis zu ca. 100 relevanten Schriftstücken. Durch die Sichtung der Studien konnten relevante und verwertbare Stellen von jenen, die keinen oder keinen neuen Input ergaben, getrennt werden. Sämtliche, als relevant eingestuften Untersuchungen wurden getrennt nach Themenkomplex in eine mit dem Literaturverwaltungsprogramm EndNote erzeugte Datenbank eingepflegt. Diese Datenbank ist frei zugänglich und kann auf Anfrage bei der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) zur Verfügung gestellt werden.

Zur Berechnung des Produktspeichers entscheidende Faktoren, wie Lebensdauer der Produkte, prozentuale Aufteilung der Produkte in die verschiedenen Produktlinien (Verwendungsschlüssel), oder der zur Berechnung der C - Bilanzierung genutzte Waldreferenzzustand (z.B. jetzige Bewirtschaftungsempfehlung oder keinerlei Nutzung), wurden identifiziert und aufgearbeitet. Die in den analysierten Modellen verwendeten Datenquellen, (z.B. Holzeinschlagsbuchführung, Produktionsstatistiken, Fachveröffentlichungen) wurden bestimmt und auf ihre Anwendbarkeit für den Baden-Württembergischen Staatswald überprüft.

Die Ergebnisse der Literaturrecherche in Bezug auf Komponenten der Kohlenstoffflüsse und Speicher im Wirtschaftskreislauf der Holzverwendung („Holzproduktmodelle“) werden in den nachfolgenden Abschnitten, aufgrund der hohen Komplexität, nach relevanten Teilaspekten getrennt dargestellt.

## 1.1 UNTERSUCHUNGSANSÄTZE UND ZIELSETZUNGEN DER BETRACHTETEN STUDIEN

Ein Teil der untersuchten Studien entstand im Rahmen der Debatte um die Erweiterung des Kyoto-Protokolls und der möglichen Anrechenbarkeit einer Senkenfunktion des Holzproduktsektors sowie den Auswirkungen gezielter Waldbewirtschaftungsformen.

Ein Teil der Autoren hatte zunächst die Entwicklung eines eigenen Berechnungsmodells zum Ziel. Das Hauptaugenmerk in diesen Studien lag nicht auf der Berechnung eines konkreten Zahlenwertes für die Kohlenstoffspeicherung, sondern vielmehr auf der Entwicklung eines generellen Modells, welches für spätere Studien verwendet werden kann und die Anforderungen der IPCC für die Anrechenbarkeit der Wälder als Senke erfüllt.

Briceno- Elizondo und Lexer (2004) haben ein Model hergeleitet, welches die C-Bindungen im Holzprodukt-Pool für Österreich quantifiziert. Harmon et al. (1996) entwickelten ein Model, das die Menge an in Holzprodukten gespeichertem C, unter Berücksichtigung des Weges vom Rohholz zum Produkt, und dem „Schicksal“ der Produkte berechnet. Tsunetsugu und Tonosaki (2010) entwarfen ein Modell zur Berechnung des C-Flusses und Bestandes in Häusern, Möbeln und Papier. Dewar (1991) hingegen entwickelte ein rein theoretisches Model. Des Weiteren entwickelten Row und Phelps (1996), Chen et al. (2008), Böttcher (2008) und Karjaleinen et al. (1994) ebenfalls eigene Modelle.

Über die Hälfte der untersuchten Studien hatten die Ermittlung konkreter Zahlenwerte für die C-Speicherleistung von Wäldern und des Produktspeichers in der Zukunft zum Ziel (z.B. Böttcher 2007, Burschel et al. 1993a, Karjaleinen et al. 1994, Profft et al. 2007, Valstra 2007, Skog et al. 2004). Die Modellierungszeiträume können dabei innerhalb der Studien stark variieren. So modellieren z.B. Karjaleinen et al. (1994) über einen Zeitraum von 200 Jahren, Taverna et al. (2007) über 150 Jahre, Werner (2010) über 100 Jahre, Burschel et al. (1993a) über einen Zeitraum von 60 Jahren und Köhl et al. (2009) über 30 Jahre. Einige Studien berechnen die C-Speicherleistung von Wald und Produktspeicher nur für die Vergangenheit (Profft et al. 2009, Dias et al. 2004, Winjum et al. 1998, Walz et al. 2009, Hashimoto und Moriguchi 2004, Harmon et al. 1996). Auch hier variieren die Modellierungszeiträume zwischen den einzelnen Studien. Von den betrachteten Studien berechnen zum Beispiel Eggers (2002), Karjaleinen et al. (1995) und Skog und Nicholson (1998) die Kohlenstoffspeicherkapazität für Vergangenheit und Zukunft.

Auf die Berechnung der C-Speicherleistung des Produktsektors können innerhalb eines Modells viele Faktoren einen Einfluss ausüben. Fast alle der untersuchten Publikationen befassen sich mit dieser Problematik und untersuchen für einen oder mehrere Teilaspekte (Bewirtschaftungsform, Verwendung der Holzprodukte, Berechnungsansätze im Bezug auf Systemgrenzen, Methodik der C-Berechnung, Klimaszenarien) verschiedene Möglichkeiten. In den folgenden Abschnitten werden deshalb die in den Studien untersuchten Faktoren einzeln beschrieben.

Knapp die Hälfte der untersuchten Studien befasst sich mit der Frage, welche Auswirkungen unterschiedliche Waldbewirtschaftungsstrategien auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz haben.

Um die verschiedenen Effekte bestimmen zu können bzw. um Tendenzen aufzuzeigen, verändern die Autoren in ihren Berechnungen meist folgende Parameter:

- Durchforstungsintensität (z.B. Profft et al. 2009, Fürstenau 2008, Seidl et al. 2007, Mund et al. 2006, Würdehoff et al. 2011)
- Umtriebszeit (z.B. Seidl et al. 2007, Burschel 1993a)
- Verjüngungsintensität (z.B. Fürstenau 2008, Seidl et al. 2007)
- Baumartenzusammensetzung (Burschel et al. 1993a, Köhl et al. 2009)

- Gesamterntemenge (z.B. Karjaleinen et al. 1995 ,Taverna et al. 2007, Köhl et al. 2009)
- Zieldurchmesser (z.B. Köhl et al. 2009)

Es werden je nach Studie, pro betrachtete Bewirtschaftungsstrategie, nur ein (z.B. Burschel et al. 1993a) oder auch mehrere Parameter (z.B. Wördehoff et al. 2011) gleichzeitig verändert.

Einige der betrachteten Publikationen untersuchen hingegen nicht die Auswirkungen der Bewirtschaftungsformen, sondern die Effekte der unterschiedlichen Verwendung des Holzes. Die Autoren (Tsunetsugu und Tonosaki 2010, Briceno-Elizondo und Lexer 2004, Köhl et al. 2009, Profft et al. 2007) untersuchen dabei, wie sich z.B. die Verwendung von Holz als Energie- oder Bauholz auf die Kohlenstoffbilanz auswirkt. So werden bei Köhl et al. (2009) zum einen die CO<sub>2</sub> Bilanzen für die Annahme berechnet, dass alles geschlagene Holz als Energieholz genutzt wird, zum anderen wird dieses Ergebnis mit einer Nutzungsoption verglichen, bei der von einer Nichtnutzung des Waldes (kein Einschlag) ausgegangen wird.

Fürstenau (2008), Seidl et al. (2007), Taverna et al. (2007) und Werner et al. (2010) prüfen in ihren Berechnungen die Effekte von verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien des Waldes in Kombination mit verschiedenen Verwendungsszenarien der Produkte.

Mehrere Autoren (Fürstenau 2008, Karjaleinen 1996, Karjaleinen et al. 2002, Köhl et al. 2011) berechnen die Auswirkungen des Klimawandels auf die C-Speicherleistung von Wald und Produktspeicher. Dies geschieht mit einem oder mehreren möglichen Klimaszenarien. Das Ziel der Studie von Profft et al. (2009) ist es, darlegen zu können, welchen Beitrag die Forst- und Holzwirtschaft Thüringens für den globalen Klimaschutz bis zum Jahr 2042 erbringen kann. Auch Taverna et al. (2007) untersuchen, wie durch Waldbewirtschaftung und Holzverwendung der Beitrag der Schweiz zur Verbesserung der CO<sub>2</sub>-Bilanz optimiert werden kann.

In der Literatur wird für die Berechnungen der C-Speicherung in Wald und Holzprodukten häufig einer der von der IPCC vorgeschlagenen Ansätze zur Abschätzung der Kohlenstoffspeicherung verwendet.

- Stock Change Approach
- Production Approach
- Atmospheric Flow Approach

Diese Ansätze unterscheiden sich vor allem hinsichtlich ihrer Systemgrenzen: Je nach Ansatz werden Import oder Export von Holz mit in die Berechnungen einbezogen oder nicht. Für das jeweilige Land ergeben sich dementsprechend unterschiedliche Ergebnisse. Die Studien von Dias et al. (2004) und (2009), Pingoud et al. (2003), Stern et al. (2009) und Tonosaki (2009) untersuchen die Effekte der Verwendung unterschiedlicher Approaches.

Darüber hinaus existieren noch andere Berechnungsmöglichkeiten für den C-Gehalt im Produktspeicher. Dias et al. (2009) vergleichen die Ergebnisse der „Winjum-Methode“ (Winjum et al. 1998) mit der im IPCC Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG LULUGF) vorgeschlagenen Tier 2 Methode und mit einer der Tier 3 Methode entsprechenden Methode. Seidel et al. (2007) verwenden bei der Berechnung des C-Sequestrierungspotenzials pro Hektar drei Berechnungsansätze: (i) den „mean storage Approach“, der den mittleren C-Bestand über die Simulationsperiode darstellt, (ii) den „flow summation Approach“, der alle C-Flüsse in der Simulationsperiode in jährlichen Zeit-Schritten summiert und (iii) den „levelization Approach“, in dem die in (ii) berechneten jährlichen C-Flüsse mit einer 2 %igen „interest rate“ veranschlagt werden. Auch Pingoud et al. (2003) untersuchen die Effekte verschiedener Berechnungsmethoden.

Nur wenige Autoren leiten als Schwerpunkt in ihren Studien Lebensdauer, Verwendungsschlüssel bzw. Produktgruppen her. Stern et al. (2009) analysieren die Abgrenzbarkeit von Produkten bzw. Produktgruppen und berechnen für Österreich gewichtete Lebensdauern. Skog und Nicholson (1998) führen eine Analyse zur Lebensdauer von Produkten durch. Auch Profft et al. (2009) befassen sich mit dieser Problematik.

Um die Stabilität der Ergebnisse zu überprüfen, haben mehrere Autoren eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Anzahl und Art der untersuchten Faktoren variiert dabei von Studie zu Studie. Böttcher (2008) untersucht in seiner Studie die Faktoren Holzdicke, Biomasse turnover, maximales Volumen, Durchforschungsintensität, Rotationslänge, Produkteinteilung, Mean Residence Time (MRT), C-Speicherung in Produkten, Energiefluss der Produkte, Substitutionsfaktor, Boden- und Streustartwert, Produktstartwert und Boden und Streu plus Produktstartwert. Dias et al. (2004) überprüfen in der von ihnen durchgeführten Sensitivitätsanalyse, Konversationsfaktoren, C-Anteil, Anteil der langlebigen Produkte und jährliche Abbaurate. Harmon et al. (1996) berücksichtigen in ihrer Analyse Recycling-Raten, Übergang und Zersetzung in Mülldeponien und die Replacement-Raten. Karjaleinen et al. (1994) prüfen den Effekt von Produktlebensdauern, Abbauraten und Endverbrauch. Die Sensitivität der Faktoren Halbwertszeit, Abbauraten auf Deponien und Produktionskapazitäten der Holzindustrie wird in Karjaleinen et al. (1995) untersucht.

Des Weiteren werden noch einige andere spezielle Ziele in den Studien verfolgt.

Böttcher (2008) vergleicht die C-Speicherleistung des Waldes und des Produktsektors mit der C-Speicherleistung der Agrarwirtschaft, ermittelt die entstehenden Kosten und berechnet Einflussgrößen auf Kohlenstoffsenken und -quellen auf regionaler Ebene.

Die Studie von Pingoud et al. (2010) stellt eine Steady-state Analyse dar, bei der verschiedene Gleichgewichtsstadien von bewirtschafteten Wäldern und Holzproduktprodukt pools verglichen werden, die eine nachhaltige und langfristige Waldbewirtschaftung sowie verschiedene Holzverwendungsstrategien repräsentieren.

Seidl et al. (2007) prüfen neben den Kohlenstoffbilanzen verschiedener Bewirtschaftungsszenarien noch deren Auswirkungen auf die Biodiversität.

Skog und Nicholson (1998) vergleichen die C-Speicherung in Holzprodukten (Vergangenheit und Zukunft) mit dem C-Speicher Wald und stellen die Entwicklung (Zu-/Abnahme) im Verlauf der Zeit (1910-2040) dar. Skog et al. (2004) berechnen die Unsicherheiten für verwendete Daten und Parameter.

Stern et al. (2009) führen ein Screening für verfügbare Datensätze für Halbprodukte und Fertigprodukte in Österreich, mit einer zahlenmäßigen Einschätzung der mit diesen verbundenen Unsicherheiten und ihrer Auswirkungen durch. Ein Schwerpunkt liegt dabei insbesondere auf der Identifikation von relevanten Datenlücken.

Ziel des Projektes von Walz et al. (2009) ist es, anhand einer Fallstudie die CO<sub>2</sub>-Senkenleistung des Waldes und die Effekte durch die Holznutzung durch eine Erweiterung des Holzlagers im Zivilisationskreislauf sowie durch Substitution energieintensiver Werkstoffe und fossiler Energieträger aufzuzeigen. Basierend auf einem hypothetischen Preis für CO<sub>2</sub>-Zertifikate soll des Weiteren die Senkenleistung beziffert und der regionalen Wertschöpfung durch die Holznutzung gegenübergestellt werden. In dieser Studie soll dabei der Ist-Zustand für das Jahr 2007 abgebildet werden.

Ingerson (2011) verfolgt in ihrer Studie einen ganz anderen Ansatz und untersucht, wie viel des ursprünglich in der lebenden Biomasse gespeicherten Kohlenstoffs in den fertigen Produkten vorzufinden ist. Auch Row und Phelbs (1996) beschäftigen sich am Rande ihrer Studie mit dieser Fragestellung.

Ein wichtiger Aspekt, der nicht vernachlässigt werden sollte, ist die unterschiedliche Betrachtungsebene der verschiedenen Veröffentlichungen. So befassen sich einige Studien mit der Kohlenstoffbilanz auf regionaler (z.B. Pistorius 2007, Seidl et al. 2007), nationaler (z.B. Schweiz: Taverna et al. 2007, Finnland: Karjaleinen et al. 1994) europäischer oder sogar supraregionaler (Eggers 2002) Ebene. Auch für Deutschland liegen Studien auf nationaler und regionaler (Bundesland) Ebene vor. So berechnen z.B. Eggers (2002) und Rüter (2010) die Kohlenstoffbilanz für Deutschland. Unter den Bundesländern haben bisher Thüringen (Wirth 2004, Profft et al. 2007,2009), Hessen (Gerst et al. 2010) und Niedersachsen (Wördehoff et al. 2011) eine Kohlenstoffbilanzierung durchgeführt. Für Bayern und Baden-Württemberg<sup>2</sup> befinden sich derzeit Kohlenstoffbilanzierungen in Entwicklung.

## 1.2 AUFBAU VON HOLZPRODUKTMODELLEN

In den meisten Studien werden mehr oder weniger komplexe Holzproduktmodelle zur Berechnung der Kohlenstoffbilanz verwendet. Zunächst werden mögliche Unterschiede zwischen den Modellen aufgezeigt. Anschließend werden unter anderem die Modelle, die in weiteren Studien häufig verwendet werden, kurz dargestellt.

Ein grundlegender Unterschied zwischen den verschiedenen Modellen ist deren Komplexität, also die Aufteilung in „Intermediate products“ wie Roh-, Halb-, Dreiviertel- und Endwaren und möglicher Recycling-Schleifen (z.B. Altpapier oder -holz). Ebenfalls sind die Emissionspools Deponie, Müllhalde, Zerfall oder Verbrennung unterschiedlich stark vertreten.

Ein sehr detailliertes Modell mit vielen einzelnen Komponenten (über 130) haben z.B. Briceno-Elizondo und Lexer (2004) entwickelt. Das Modell von Pingoud et al. (2001) hingegen ist um einiges einfacher gehalten. Des Weiteren besteht ein Unterschied in der Vernetzung der einzelnen Produktionslinien. In einigen Modellen, zum Beispiel in dem von Karjaleinen et al. (1994) besteht ein hoher Vernetzungsgrad, da z.B. die Einteilung einer Produktionslinie zu mehreren verschiedenen „Intermediate products“ erlaubt ist. Diese können dann wiederum einer der vier Lebenszeitenklassen zugeordnet werden. In anderen Modellen ist dieser Vernetzungsgrad eher gering (z.B. Taverna et al. 2007).

Ein weiterer wichtiger Aspekt bei der Betrachtung eines Holzproduktmodells sind die in einer Studie berücksichtigten Endverwertungsmöglichkeiten von Produkten. Prinzipiell kann man die Entsorgungswege von Holzprodukten in Deponierung, Verbrennung (mit und ohne Energiegewinn) und Recycling aufteilen. Je nach dem welche Endverwendungen in einem Modell berücksichtigt werden, hat dies Auswirkungen auf die verschiedenen Produkt- oder Lebenszeitenklassen<sup>3</sup> (für nähere Informationen siehe nachfolgenden Abschnitt), da dadurch den Klassen Produkte wieder zugeführt (Recycling) oder entnommen (Deponie, Verbrennung) werden. Wird in den Studien die Endverwertung von Produkten berücksichtigt, so werden in den meisten Fällen (z.B. Briceno-Elizondo und Lexer 2004, Eggers 2002, Harmon et al. 1996, Karjaleinen et al. 1994, Richards et al. 2007) alle drei Komponenten (Recycling, Verbrennung, Deponierung) in die Be-

---

<sup>2</sup> Dieses Vorhaben ist mit einem parallel laufendem Forschungsprojekt zur Erstellung eines umfassenden CO<sub>2</sub>-Bilanzierungsmodells im Rahmen der Forschungsarbeiten zum strategischen Nachhaltigkeitsmanagement verbunden.

<sup>3</sup> Kategorien, die den Autoren in ihren Studien eine entsprechende Abbaurate bzw. Halbwertszeit zuordnen

rechnungen mit einbezogen. Einige Autoren verwenden allerdings nur ein- oder zwei dieser Komponenten in ihrem Modell. Andere lassen die Endverwertung von Produkten in ihren Studien ganz ohne Beachtung (z.B. Burschel et al. 1993a, Profft et al. 2009, Tsunetsugu und Tonosaki 2010). Dias et al. (2004) berücksichtigen z.B. den Faktor Deponierung nur indirekt indem sie die Halbwertszeiten der Produkte anpassen. Hennigar et al. (2008) wiederum untersuchen in ihrer Studie die Faktoren Recycling und Deponierung. Der Effekt der Verbrennung wird ebenfalls nur indirekt berücksichtigt, indem ein bestimmter Anteil des Kohlenstoffs, der nicht in Produkten gespeichert wird, sondern direkt in die Atmosphäre gelangt, dem Faktor Verbrennung zugeschrieben wird (siehe Abbildung 11, Seite 42). Pistorius (2007) berücksichtigt in seiner Dissertation Recycling und Deponierung. Verbrennung ist nicht als Endverwertung vorgesehen, wurde allerdings in die Produktklasse „Energieholz“ miteinbezogen. Taverna et al. (2007) berücksichtigen in ihren Untersuchungen nur Recycling von Papier und Verbrennung. Die Endverwendungsmöglichkeit Deponierung wird nur indirekt berücksichtigt, indem der Outputfluss Abfallholz als Menge an Altholz definiert ist, welches das System durch Export verlässt oder (illegal) deponiert wird. Dabei handelt es sich um eine Residualvariable, die mit Altholzoutput minus Brennholz berechnet wird (siehe Abbildung 10, Seite 41).

Ein weiterer Gesichtspunkt in Bezug auf die Endverwertung von Produkten beziehungsweise Produktklassen, ist der Punkt, an dem diese im Modell zugelassen wird. In manchen Studien wird die Endverwertung von Produkten nur an einem ganz bestimmten oder als letzter Verfahrensschritt im Modell zugelassen (z.B. Kajaleinen et al. 1994). In anderen Modellen wird z.B. Verbrennung schon in den ersten Verfahrensschritten und zusätzlich in weiter folgenden Verfahrensschritten des Modells immer wieder zugelassen (z.B. Briceno-Elizondo und Lexer 2004). Dasselbe gilt für Recycling.

Bei Studien, die Energieholz als eigene Produktklasse in ihr Modell aufnehmen, kommt es vor, dass die Autoren die Endverwertungsmöglichkeit Verbrennung allein dieser Klasse zuordnen und nicht mehr als Option für weitere Klassen berücksichtigen (z.B. Pistorius 2007).

Des Weiteren unterscheiden sich die Modelle noch darin, ob der Export von Produkten berücksichtigt wird oder nicht. Taverna et al. (2007) und Hashimoto und Moriguchi (2004) berücksichtigen zum Beispiel den Export von Holz. Autoren wie zum Beispiel Pistorius (2007) verzichten auf die Berücksichtigung des Exports von Holz.

### **1.2.1 UNTERTEILUNG DES HOLZES IN PRODUKT- UND LEBENSDAUERKLASSEN**

Ein sehr wichtiger Aspekt in einem Holzproduktmodell ist die Aufteilung der geernteten, verkauften und abtransportierten Holzmengen in einzelne Kategorien (Lebensdauer- oder Produktklassen). Deshalb werden in diesem Abschnitt die in den untersuchten Studien verwendeten Einteilungen genauer beschrieben. Als Lebensdauer- und Produktklassen werden die Kategorien bezeichnet, die den Autoren in ihren Studien eine entsprechende Abbaurate bzw. Halbwertszeit (siehe auch Abschnitt 1.4) zuordnen. Da die Lebensdauer unterschiedlicher Holzprodukte stark variiert, werden in den meisten Studien entweder verschiedene Lebensdauer- und/oder Produktklassen für Produkte mit ähnlichen Lebensdauern gebildet. Bei der Einteilung der Produkte in Lebensdauerklassen werden die Produkte in Klassen von kurzer bis sehr langer Lebensdauer eingeteilt. Werden die Produkte auf Produktklassen verteilt, bestimmen die Autoren Klassen mit einer bestimmten Anzahl an Halb- oder Fertigprodukten. Werden beide, Lebensdauer und Produktklassen gebildet, werden den verschiedenen Altersklassen bestimmte Produktklassen (z.B. Pistorius 2007, Liski et al. 2001, Würdehoff et al. 2011) oder bestimmten Produktklassen bestimmte Alterklassen (z.B. Karjaleinen et al. 1994, Harmon et al. 1996) zugeordnet. Dabei kann jedoch je nach Studie eine bestimmte Produktklasse zwei ver-

schiedenen Lebensdauerklassen zugeordnet sein. Die Anzahl und Definition der verschiedenen Gruppen variiert je nach Ziel und Ansatz des Projekts und veranschlagter Lebensdauer für die verschiedenen Produkte. Vor oder nach den Lebensdauer- oder Produktklassen können je nach Modell weitere Verfahrensschritte vorhanden sein.

Bei der Einteilung der Produkte in Lebensdauerklassen unterliegt die Anzahl der Klassen der betrachteten Studien einer Spannweite von zwei bis fünf Klassen. Bei der Verwendung von zwei Lebensdauerklassen werden die Produkte in Produkte mit kurzer und langer Lebensdauer (z.B. Dias et al. 2004 und Harmon et al. 1996) oder mittlerer und langer Lebensdauer (z.B. Pingoud et al. 2001) unterteilt. Bei dieser Einteilung werden dann meist Produkte mit kurzer Lebensdauer nicht berücksichtigt, da davon ausgegangen wird, dass die Emission im gleichen Jahr stattfindet. Bei einer selteneren Einteilung in drei Klassen werden kurze, mittlere und lange Lebensdauer gewählt. Einige Autoren (z.B. Liski et al. 2001, Karjaleinen et al. 1994) verteilen die Produkte auf die vier Klassen kurz, mittel-kurz, mittel-lang und lang. Row und Phelps (1990) und Richards et al. (2007) wählen eine Einteilung in fünf Gruppen. Row and Phelps (1990) wählen dabei kurz, mittel-kurz, mittel, mittel-lang und lang während Richards et al. (2007) die Produkte in sehr kurz, kurz, mittel, lang und sehr lang unterteilen (Tabelle 1). Für nähere Informationen zu den verschiedenen Arten der Lebensdauerklassen siehe Abschnitt 1.5.

**Tabelle 1: In den Studien verwendete Lebensdauerklassen mit entsprechenden Lebenszeiten**

<b>Autor</b>	<b>Lebensdauerklasse</b>	<b>Art <sup>4</sup></b>	<b>Zeit in Jahren</b>
Dias et al. (2004)	kurz	Lebenszeit	< 5
	lang		> 5
Harmon et al. (1996)	kurz	konstante Abbaurate	< 20
	lang		> 20
Karjaleinen et al. (1994) und (2002)	kurz	Half-life	1
	mittel-kurz		4
	mittel-lang		16
	lang		50
Liski et al. (2001)	kurz	Half-life	1
	mittel-kurz		4
	mittel-lang		16
	lang		50
Pingoud et al. (2001)	mittel	Half-life	16
	lang		50
Richards et al. (2007)	sehr kurz	Alter	1\2\3* kurz, mittel, lang
	kurz		3\6\10
	mittel lang		10\20\30
	lang		20\30\50
	sehr lang		30\50\90
Row und Phelbs (1990)	kurz	Half-life	1
	mittel-kurz		6
	mittel		12
	mittel-lang		30
	lang		50,60,70

<sup>4</sup> Die aufgeführten Arten von Lebensdauern sind in den Abschnitten 1.4 und 1.5 näher erläutert

Zusätzlich zu der reinen Einteilung in Klassen wählen einige Autoren (siehe Tabelle 2) eine Einteilung in kurz, mittel, lang und Energieholz als zusätzliche Gruppe.

**Tabelle 2: Verwendete Lebensdauerklassen plus Energieholz mit entsprechenden Lebenszeiten**

<b>Autor</b>	<b>Lebensdauerklasse</b>	<b>Art</b>	<b>Zeit in Jahren</b>
Briceno-Elizondo und Lexer (2004)	mittel kurz	lifespan	4
	mittel lang		16
	lang		50
	Energieholz		1
Pistorius (2007)	kurz	Half-life	2
	mittel		18
	lang		36
	Energieholz		1
Wördehoff et al. (2011)	kurz	Half-life	2
	mittel		18
	lang		35
	Energieholz		1

Bei der Einteilung der Produkte in Produktklassen bestimmen die Autoren zwei bis neun Klassen (siehe Tabelle 4). Für die Unterteilung in die verschiedenen Kategorien verwenden die Autoren entweder Halbfertigwaren wie Sägeholz, Holzwerkstoffplatten, Industrieholz und Papierprodukte oder aber Endprodukte wie Bauholz, Möbel und Verpackungen (Tabelle 3). Wirth et al. (2004), Werner et al. (2010) oder Profft et al. (2009) wählen zum Beispiel Endprodukte als Einteilungsgrundlage. Rüter (2011), Karjaleinen et al. (1994) oder Winjum et al. (1998) hingegen verwenden Halbfertigprodukte als Grundlage für ihre Einteilung. Je nach Anzahl und Art der Kategorien sind die Produktklassen sehr präzise (z.B. Möbel, Wirth et al. 2004) oder aber auch sehr weitläufig gefasst (z.B. Konstruktionsholz, anderes Holz und Papier, verwendet in Henningar et al. 2008).

**Tabelle 3: Einteilung in Produktklassen mit entsprechender Lebensdauer**

<b>Autor</b>	<b>Produktklasse</b>	<b>Art</b>	<b>Zeit in Jahren</b>
Wirth et al. (2004)	Bauholz	Half-life	36
	Möbel		18
	Rundholz		8
	Papier		2
Profft et al. (2009)	Brennholz, X-Holz, nvD-Holz	t63 <sup>5</sup>	1
	Zell- und Holzstofferzeugnisse, Pfähle, Stangen, Verpackungsmaterial		3
	Paletten, Masten, Rammfähle		11
	Möbel, Holzwerkstofferzeugnisse (Span-, Faserplatte u.ä.)		25
	Parkett		43
	Bauholz		50

<sup>5</sup> t 63 ist die Zeit, bis zu der 63% des Ausgangsvorrats abgebaut ist (analog zur Halbwertszeit „Half-life“, bei der 50% des Ausgangsvorrats abgebaut ist)

<b>Autor</b>	<b>Produktklasse</b>	<b>Art</b>	<b>Zeit in Jahren</b>
Rüter (2010)	solide Holzprodukte: Sägeholz, Holzwerkstoffplatten	Half-life	30
	Papierprodukte		2
Taverna et al. (2007)	Gebäudekonstruktion	mittlere Verweildauer	80
	Gebäudeausbau		30
	Holzwaren		10
	Energieholz		3
	Waldenergie- und industrielles Restholz		2
Stern et al. (2009)	Bausektor (Gebäude)	Half-life	9-150
	Bausektor (Elemente)		Jan 80
	Möbel		1,5-30
	Papier		0-10
	Verpackung		0,03-6
	Energie		0,025-1
Werner et al. (2010)	Konstruktion	Mean residence time	80
	Innenausbau		25
	Holzprodukte		10
	Altholz		3
	industrielles Restholz, Energieholz		2
Flugsrud et al. (2001)	Sägeholz	k.A.	50
	Holzwerkstoffplatten		50
	anderes Industrielles Rundholz		50
	Papier und Pappe		1
Frühwald et al. (2001)	Holz im konstruktiven Bau (Dächer, Wände, etc.)	durchschnittliche Lebensdauer	75
	Holz im Innenausbau		30
	Möbel im höheren Preissegment		30
	Bücher		25
	Möbel im mittlerem/unterem Preissegment		10
	Holzverpackungen, Paletten		2
	Illustrierte		1
	Tageszeitung		0
Burschel et al. (1993a)	Bauwesen	Lebenszeit	65
	Möbel und Holzwaren		15
	Papier und Verpackungen		1
Böttcher (2008)	Sägeholz	Mean residence time	25-40 *
	Industrieholz		2
	Energieholz		2
Tsunetsugu und Tonosaki (2010)	Holzgebäude	life span	35
	Nichtholzgebäude		30
	Möbel	Half-life	20
	Papier		2
Eggers (2002)	Kurzlebige Papierprodukte	Half-life	1
	Verpackungsmaterial		1
	Trägermaterial		1
	Langlebige Papierprodukte		4
	Mobiliar		16
	anderes Baumaterial		16
	Baumaterial		50

\* je nach Baumart

Chen et al. (2008), übernommen von Chen et al. (2010), verwenden eine andere Struktur. Sie bestimmen als ersten Schritt in ihrem Modell Produktklassen, um diese dann eine der vier Endverwendungsklassen zuzuordnen zu können (siehe Abbildung 13, Seite 43).

**Tabelle 4: Anzahl der in den Studien gewählten Produktklassen**

Anzahl der Produktklassen	Autor
2	z.B. Rüter 2010
3	z.B. Briceno-Elizondo und Lexer 2004, Böttcher 2007, Burschel et al. 1993a, Pingoud et al. 2010, Hennigar et al. 2008
4	z.B. Winjum et al. 1998, Flugsrud et al. 2001
5	z.B. Werner et al. 2010, Richards et al. 2007
6	z.B. Stern et al. 2009, Profft et al. 2009, Taverna et al. 2007
9	z.B. Frühwald et al. 2001

## 1.2.2 BESCHREIBUNG EINZELNER MODELLE

Im folgenden Abschnitt werden zunächst Modelle, die in den untersuchten Studien häufig verwendet werden, genauer beschrieben. Um die Vielfalt der entwickelten Modelle aufzuzeigen, werden anschließend noch weitere Modelle kurz beschrieben. Bei der Betrachtung der Modelle lag ein Schwerpunkt auf der von den Autoren gewählten Aufteilung des geernteten Holzes in Produkt- bzw. Lebenszeitenklassen (z.B. Anzahl, Art).

### 1.2.2.1 IN DER LITERATUR HÄUFIG VERWENDETE MODELLE

Besonders häufig werden zur Berechnung des Produktspeichers die Modelle von Karjaleinen et al. (1994) und die darauf aufbauenden Modelle von Eggers (2002) und Briceno-Elizondo und Lexer (2004) verwendet.

#### **Karjaleinen et al. (1994)**

Karjaleinen et al. (1994) verwenden für die Berechnung der Kohlenstoffmenge in Holzprodukten ein Modell, das darauf basiert, dass das geerntete Holz in Produkte umgewandelt und deren Weg verfolgt wird, bis sie aus der Nutzung entfernt werden und der gebundene Kohlenstoff wieder in die Atmosphäre gelangt. Die Umwandlung des geernteten Holzes in die verschiedenen Produkte basiert in dieser Studie auf der Menge von benötigtem Holz, um ein bestimmtes Produkt zu erzeugen. Als Werte für die Wirkungsgrade verwenden Karjaleinen et al. (1994) typische Werte der zum Zeitpunkt der Studie aktuellen Holzverarbeitenden Industrie (Niiranen 1983, Yearbook of forest statistics 1990-1991).

Die Ergebnisse der Berechnungen von Karjaleinen et al. (1994) stellen den jährlichen Gesamtbetrag des in Produkten gebundenen und in Deponien gelagerten Kohlenstoffs unter der Berücksichtigung von Recycling der Produkte und des in die Atmosphäre zurück gelangendem Kohlenstoff dar.

Die Berechnungen des gesamten in Holzprodukten gespeichertem Kohlenstoffs (WP) erfolgen nach den Formeln (1) bis (3).

$$\sum_{t=0}^n WP_t = \sum_{t=0}^n PU_t + \sum_{t=0}^n WL_t \quad (1)$$

$$WL_t = WD_t - WR_t \quad (2)$$

$$PU_t = PP_t - RC_t - EP_t - WD_t \quad (3), \text{ mit}$$

WL = C Fluss der Produkte in Deponien,

WR = aus Deponien entweichender Kohlenstoff, konstante Abbaurate

PU = C Fluss der Produkte in Gebrauch

PP = jährlicher C-Fluss der produzierten Holzprodukte

RC = C in recycelten Produkten

EP = durch Verbrennung entweichendes C, wenn Holz zur Energiegewinnung genutzt wird

WD = in deponierten Produkten enthaltenes C

Die Berechnung der Lebenszeiten erfolgte nach Row und Phelbs (1990).

In ihrem Modell gliedern Karjaleinen et al. (1994) (siehe Abbildung 2) das Holz zunächst in die zwei Rohholzsortimente Rundholz und Industrieholz. Das Rohholzsortiment wird in den Berechnungen nach Kiefern-Fichten und Birkenholz getrennt betrachtet und die entsprechenden Mengen in Prozent den darauf folgenden fünf Produktlinien Brennholz, Holzzellstoff, Holzschliff, Sperrholz sowie Schnittholz zugeordnet. Dabei kann Rundholz allen fünf, Industrieholz jedoch nur den ersten drei Produktlinien zugeordnet werden. Anschließend teilen Karjaleinen et al. (1994) die Produktlinien in fünf gleichnamige Produkttypen. Dabei wird die komplette Produktlinie „Energieholz“ sowie ein Teil der Produktlinien „Holzzellstoff“, „Sperrholz“ und „Schnittholz“ zu Energieholz weiterverarbeitet. Der Produkttyp „Zellstoff“ setzt sich aus den Produktlinien Holzzellstoff, Sperrholz und Schnittholz zusammen. Die Produkttypen Holzschliff, Sperrholz und Schnittholz werden nur aus den gleichnamigen Produktlinien gespeist. Vier der Produkttypen werden dann einer der vier Lebenszeitenklassen kurz, mittel-kurz, mittel-lang und lang mit einer Half Life von 1, 4, 16 und 50 Jahren zugeordnet. Energieholz erhält keine Lebenszeitklasse, sondern wird direkt der Endverwertung „Verbrennung“ zugeteilt. Die Zuordnung der Produkttypen zu den entsprechenden Lebenszeitenklassen variiert zwischen zwei und drei Möglichkeiten. Als letzter Schritt werden für alle Lebenszeitenklassen die drei Endverwertungsmöglichkeiten Verbrennung, Deponierung und Recycling in Betracht gezogen.

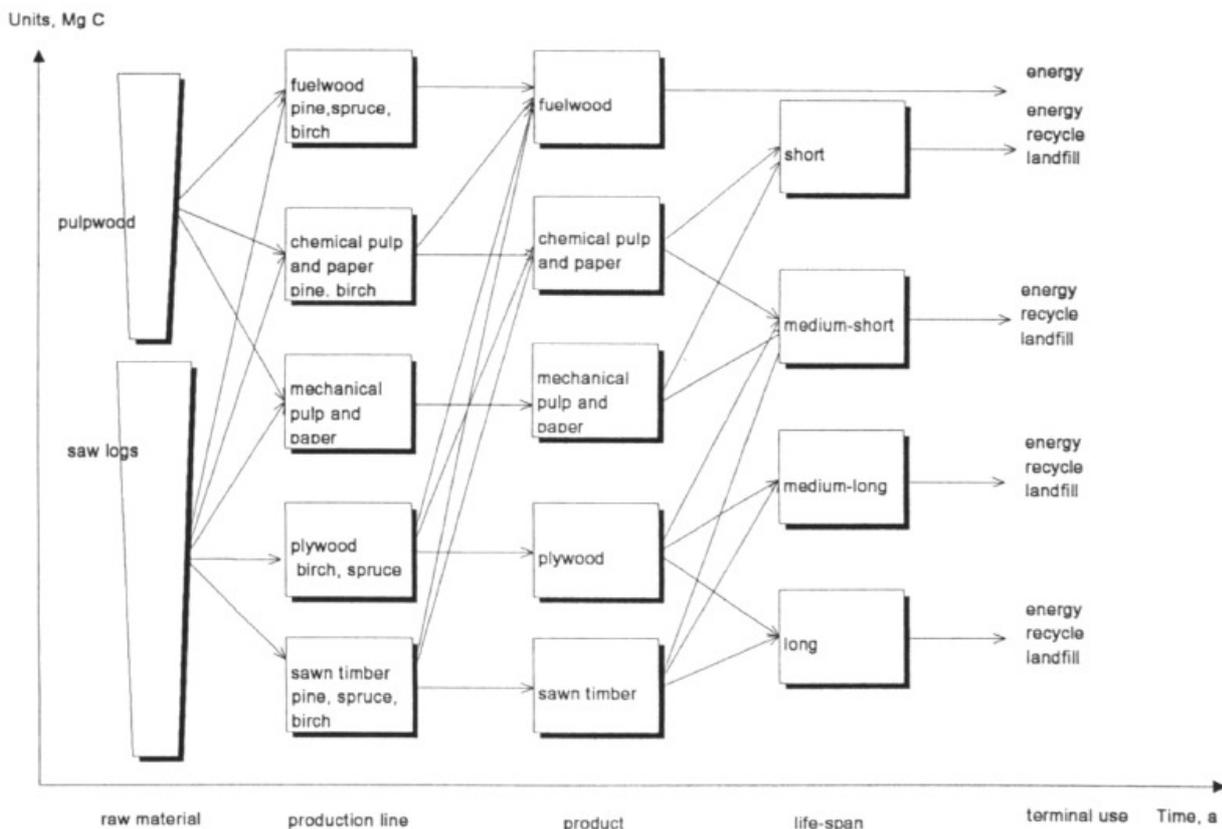


Abbildung 2: Holzproduktmodell von Karjaleinen et al. (1994)

## Eggers (2002)

Das Modell von Eggers (2002) (siehe Abbildung 3) ist eine Weiterentwicklung des von Karjaleinen et al. (1994) verwendeten Modells. Eggers (2002) verzichtet allerdings auf einen Zwischenschritt und verwendet Halbfertigprodukte als Produktklassen.

In dieser Studie wird das geerntete Holz für alle Produktlinien nach Nadel- und Laubholz getrennt betrachtet. Die fünf Produktlinien Sägeholz, Sperrholz/Furnier, Span-/Faserplatten, Zellstoff sowie Holzschliff (Kategorien nach Definitionen der Food and Agriculture Organization Statistical Database (FAOSTAT)) plus Energieholz werden anschließend in sieben verschiedene Verwendungskategorien (Halbfertigprodukte) unterteilt. Den Verwendungskategorien (langlebige Papierprodukte, kurzlebige Papierprodukte, Mobiliar, Verpackungsmaterial, Trägermaterial, Baumaterial und anderes Baumaterial) sind jeweils bestimmten Rohstoffen zugeordnet.

Die Aufteilung von Produktionslinien in Verwendungskategorien ist sehr divers und weist pro Produktionslinie mindestens drei mögliche Verwendungskategorien auf. Den Halbfertigprodukten werden anschließend entsprechende Lebenszeiten zugeordnet. Dabei werden allerdings „anderes Baumaterial“ mit „Mobiliar“ und „Verpackungsmaterial“ mit „Trägermaterial“ zusammengefasst, so dass sich 5 Lebenszeitenklassen ergeben. Bei den Half lifes werden kurzlebige Papierprodukte noch mit „Verpackungsmaterial“ und „Trägermaterial“ zusammengefasst, so dass sich vier verwendete Half lifes von 50,16,4 und 1 Jahr ergeben. Als letzter Schritt werden für alle Verwendungskategorien die drei Endverwertungsmöglichkeiten Verbrennung, Deponierung und Recycling in Betracht gezogen.

Die Berechnungen des gesamten, in Holzprodukten gespeicherten, Kohlenstoffs erfolgen ebenfalls nach den Formeln (1) bis (3) und die Umwandlung von Holz in die verschiedenen Produkte basiert auch auf der Menge von benötigtem Holz, um ein bestimmtes Produkt zu erzeugen.

Dieses Model wurde z.B. von Fürstenau (2008) in ihrer Dissertation übernommen.

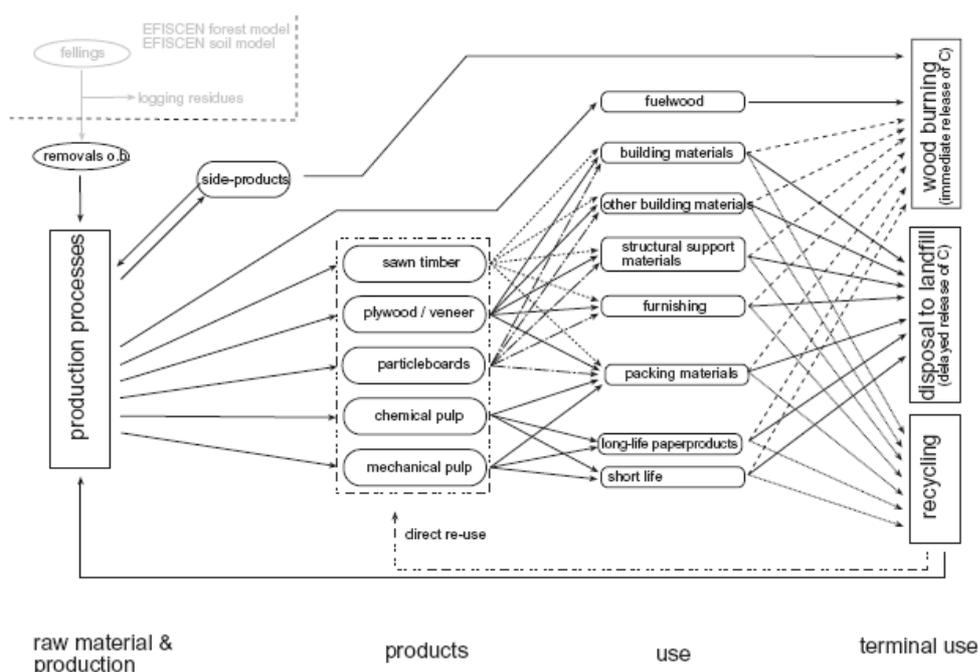


Abbildung 3: Schematische Darstellung des in Eggers (2002) verwendeten Holzproduktmodells

### **Briceno-Elizondo und Lexer (2004)**

Konzeptionell folgt auch das Modell von Briceno-Elizondo und Lexer (2004) (siehe Abbildung 4 und Abbildung 5) dem Modell von Karjalainen et al. (1994). Auch dort besteht das Modell aus festen Variablen und den Kohlenstoffflüssen zwischen ihnen. Es ist allerdings um einiges komplexer, da es aus über 130 verschiedenen Parametern besteht.

In diesem Modell teilen die Autoren mit Hilfe von Produktionslinienkoeffizienten das geerntete Holz in die drei Produktlinien Sägeindustrie (PL1), Spanplatten/ Sperrholz/ Furnierholzindustrie (PL2) sowie Papierindustrie (PL3) ein. Zusätzlich kann geschlagenes Holz auch direkt zur Energiegewinnung (PL4) genutzt werden. Diesen vier Produktlinien ist eine entsprechende Lebensspanne (50, 16, 4 und 1 Jahr) zugeordnet.

Die Sägeholzindustrie produziert Sägeholz (IP1) und Sägewerksreste (IP0) welche entweder als Energieholz (PL4), deponiert (LF2) oder als Eingangsgröße für Spanplatten/ Sperrholzindustrie dienen. Anschließend wird das Sägeholz für Konstruktion und andere Verwendungen (S1.1) oder für die Produktion von Möbeln verwendet (S1.2).

Der Output der PL2 sind Sperrholz und Spanplatten (IP1), welche sich zwischen Konstruktion und anderer Verwendung (S2.1) sowie Möbelindustrie (S2.2) aufteilen. Die Reste der PL2 werden verbrannt. Innerhalb der Zellstoff und Papierindustrie wird zwischen mechanischer (PL3.2) und chemischer (PL3.1) Industrie differenziert. In der Basis-Version des Modells sind die Zwischenprodukte dieses Industriezweiges Karton und Papier (IP3). Ein Teil des Inputs von PL3.1 und PL3.2 geht zur Energiegewinnung ab.

Die Endverbrauchsgüter (TU(i).j)) welche aus Zwischenprodukten (IP1) und (IP2) hergestellt werden sind a) Rückstände (TU(i).1), Baumaterialien (TU(i).2), anderes Baumaterial (TU(i).3), strukturelle Trägermaterialien (TU(i).4), Verpackungsmaterial (TU(i).5) und Möbel (TU(i).6). Der Index (i) bezeichnet dabei den Ursprung des Materials aus den Zwischenproduktgruppen 1-3. Der Index (j) beschreibt die Endverbrauchs-kategorie innerhalb eines bestimmten TU(i).

Der Recycling-Fluss des Modells von Briceno-Elizondo und Lexer (2004) unterscheidet sich strukturell von dem in den Modellen von Karjalainen et al. (1994) und Eggers (2002). In der Modellvariante von Briceno-Elizondo und Lexer (2004) werden die recycelten Produkte entweder als Eingangsgröße der holzverarbeitenden Industrie (S1.(k)), S2.(k)), der Initialen Produktionslinien für Rundholz (PL) oder direkt in der Wiederverwendung in einer der letzten Warengruppen (TU(i).j)) eingesetzt.

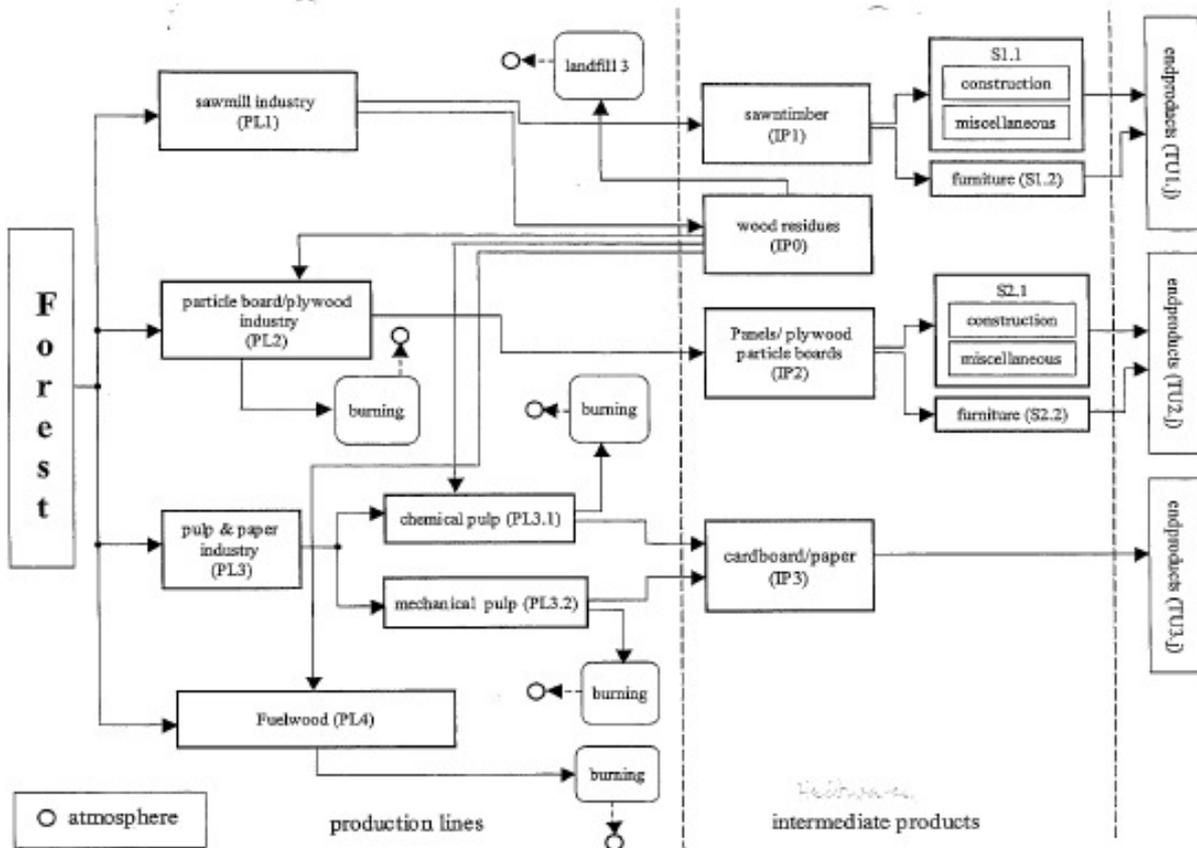


Abbildung 4: Schematische Übersicht über den ersten Teil des von Briceno-Elizondo und Lexer (2004) verwendeten Holzproduktmodells. Verteilung des Holzes entlang der Produktionslinien (PL) und Verarbeitung in Zwischenprodukte (IP).

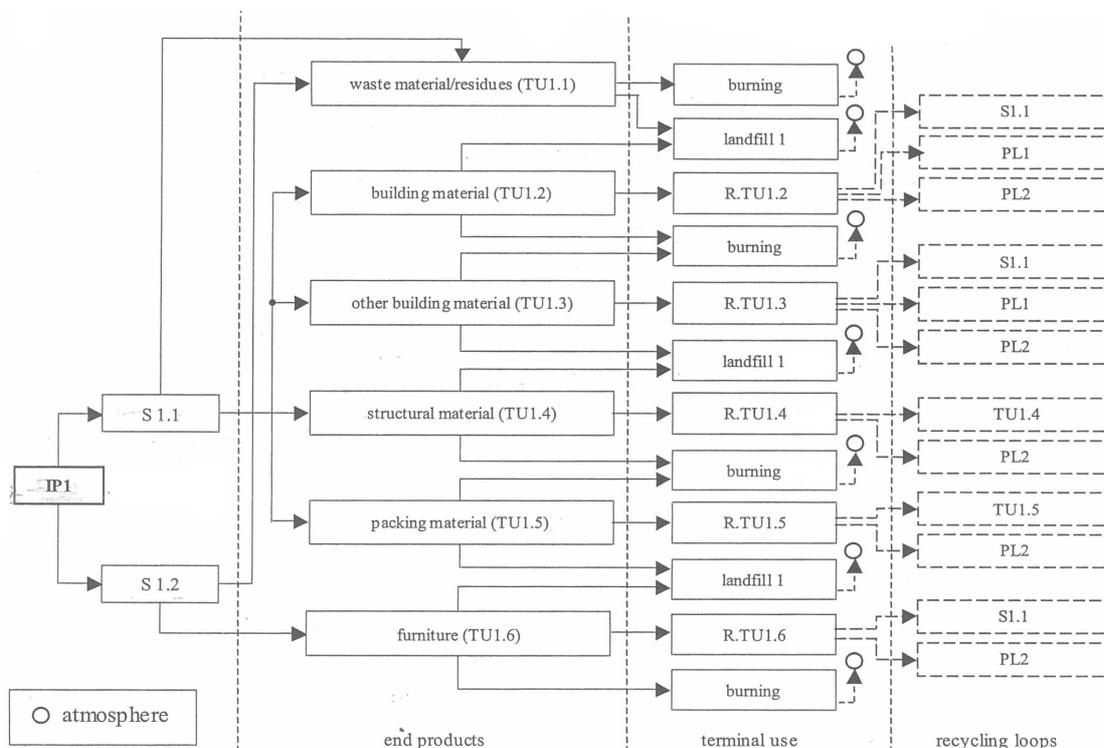


Abbildung 5: Schematische Übersicht über den zweiten Teil des von Briceno-Elizondo und Lexer (2004) verwendeten Holzproduktmodells. C-Fluss von Zwischenprodukten IP1 (Sägeholz) bis zu den letzten Verbrauchsgütern (TU) und den Endverwendungsmöglichkeiten Recycling RTU(i,j), Verbrennung B und Deponierung LF.

### 1.2.2.2 MODELLE FÜR DEUTSCHLAND

Auch für deutsche Bundesländer wurden bereits erste Holzproduktmodelle entwickelt. So berechnete Pistorius (2007) in seiner Dissertation die Kohlenstoffbilanz für Baden-Württemberg, Profft et al. (2009) die Kohlenstoffbilanz für Thüringen und Wördehoff et al. (2011) die Kohlenstoffbilanz für Niedersachsen. Des Weiteren berechneten Fürstenau (2008) und Böttcher (2008) in ihren Dissertationen Kohlenstoffbilanzen. Rüter (2010 und 2011) entwickelte ein Holzproduktmodell für Deutschland.

#### Pistorius (2007)

Pistorius (2007) quantifiziert das in Produkten gespeicherte C indem er ebenfalls ein Modell entwickelt, das die jährlich geernteten Holzmengen auf verschiedene Produktkategorien aufteilt und die jährlich ausscheidenden Mengen an C quantifiziert (Abbildung 6). Seinem Holzproduktmodell liegt die Annahme zu Grunde, dass anfallende Sortimente aufgrund ihrer Eigenschaften (Sortiment und Baumart) zu bestimmten Produkten verarbeitet werden. Dafür entwickelte er einen Schlüssel, der eine Aufteilung der geernteten, verkauften und abtransportierten Holzmengen in die drei Produktkategorien lange Lebensdauer (Halbwertszeit 36 Jahre), mittlere Lebensdauer (Halbwertszeit 18 Jahre), kurze Lebensdauer (Halbwertszeit 2 Jahre) und Energieholz (Halbwertszeit 1 Jahre) ermöglicht. Dafür werden die Sortimente Nadel- bzw. Laubstammholz, Stangen und Grubenholz (getrennt nach Laub und Nadel) und Industrieholz (Nadel +Laubholz) in bestimmte Kategorien unterteilt. Für die Berechnungen teilt Pistorius (2007) diese Kategorien einer der vier Lebensdauerklassen in Prozent zu (siehe als Beispiel für Nadelstammholz Abbildung 7). Bei Holzprodukten mit langer Lebensdauer handelt es sich hauptsächlich um in Gebäuden verbautes Holz. Die Kategorie der Produkte mit mittlerer Lebensdauer beinhaltet Holzwerkstoffe wie Span-, OSB-, MDF- und Tischlerplatten, Furniere und Vollholzmöbel. Zu den Produkten mit kurzer Lebensdauer gehören Papier, Pappe, Kartonagen und Verpackungen aus Holz.

Die Berechnung der Produktspeicher erfolgt in dem Modell von Pistorius (2007) in drei Schritten. Zunächst wurde ein Anfangszustand (das Jahr 1986) für die Produktspeicher mit langer, mittlerer und kurzer Lebensdauer nach den Vorgaben von Frühwald et al. (2001) geschätzt. Im zweiten Schritt wurde modelliert, wie sich die Produktspeicher in Abhängigkeit der geernteten Mengen und Sortimente von 1987-2002 entwickelt haben. Anschließend wurde die weitere Entwicklung dieser Vorräte für den Zeitraum 2003 bis 2012 mit Hilfe von Szenarien der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung (WEHAM - Waldwachstumsmodell) modelliert.

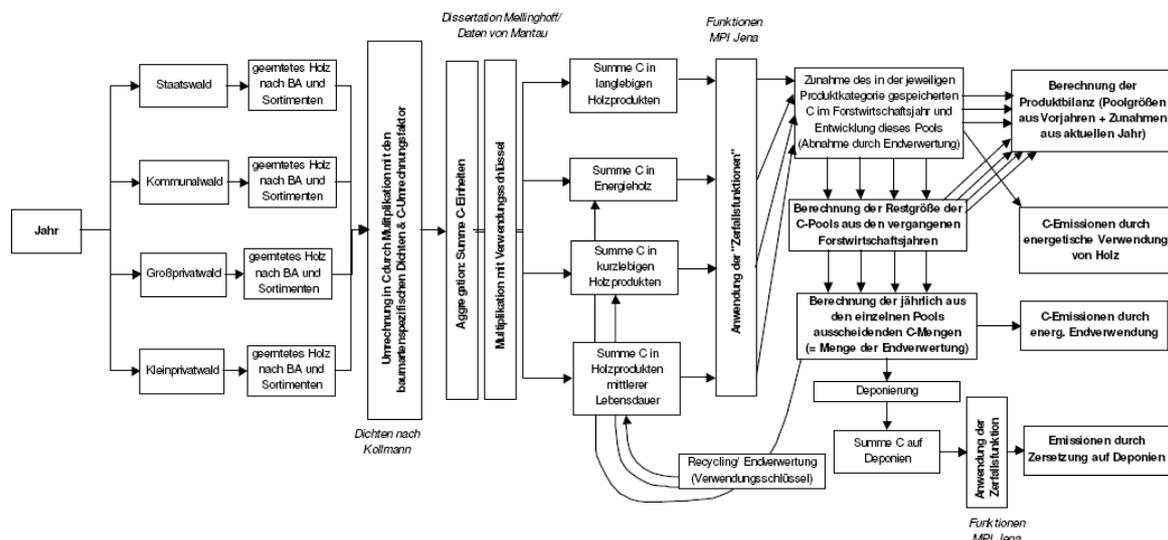
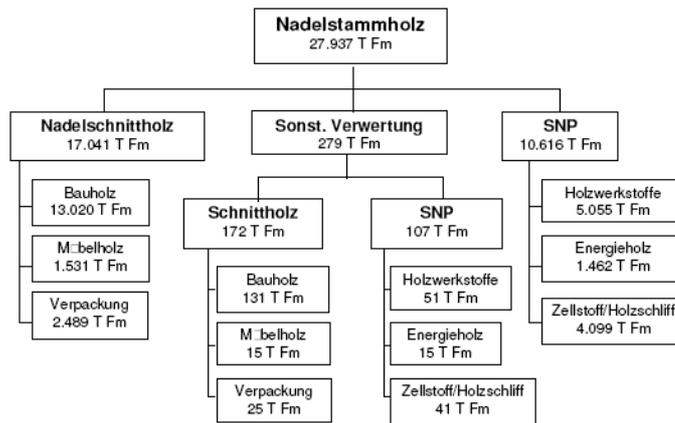


Abbildung 6: Schematische Übersicht des in Pistorius (2007) verwendeten Holzproduktmodells



**Abbildung 7: Verwendung von Nadelstammholz in Deutschland im Jahr 2002. Aus diesen Zahlen lässt sich die Verwertung von Nadelstammholz für die verschiedenen Produktkategorien ableiten: 47 % ‚Langlebige Produkte‘, 24 % ‚Produkte mit mittlerer Lebensdauer‘, 24 % Produkten mit kurzer Lebensdauer und 5 % energetische Nutzung, aus Pistorius (2007).**

### Profft et al. (2009)

In der Studie von Profft et al. (2009) basiert das Modell auf einer Zusammenfassung der 14 Verkaufssortimente der Datenbank der Thüringer Landesforstverwaltung zu sechs Produktgruppen unterschiedlicher Lebensdauer (50, 43, 25, 11, 3 und 1 Jahr). Diese werden anhand der Klassifizierung von Wirth et al. (2004), Umfragen bei den wichtigsten Holzabnehmern in Thüringen, Daten aus Literatur-, Internet- und Telefonrecherchen sowie Ableitungen beim Fehlen weiterführender Angaben hergeleitet. Die Produktgruppen beinhalten zum einen sämtliche Verkaufssortimente und zum anderen, zusätzliche, nach Art der Verwendung charakterisierte Sortimente, die sich nicht direkt aus den Verkaufssortimenten ableiten lassen. Eine sekundäre Verwendungsmöglichkeit (Verbrennung, Recycling) sowie Deponierung der Produkte wird in diesem Modell nicht berücksichtigt (ohne Abbildung).

### Wördehoff et al. (2011)

Wördehoff et al. (2011) beschreiben ihr Modell folgendermaßen: „Die Holzprodukte wurden in vier Lebensdauerklassen, die sich aus verschiedenen Hauptprodukten zusammensetzen, aufgeteilt. Bei diesen vier Holzproduktklassen handelt es sich um „Produkte mit langer Lebensdauer“, „Produkte mit mittlerer Lebensdauer“, „Produkte mit kurzer Lebensdauer“ und „Energieholz“ (siehe auch Tabelle 2, Abschnitt 1.2.1, Seite 26). Diesen Produktklassen wurden Zersetzungskonstanten auf Grundlage der Angaben von Wirth et al. (2004) und Pistorius (2007) zugeordnet.

Mit Hilfe des Landesbetriebs für Statistik- und Kommunikationstechnologie Niedersachsen wurde versucht, einen Verwendungsschlüssel auf Grundlage der Meldenummern der Zentralen Markt- und Preisberichtsstelle GmbH i. L. für die Jahre 2004 bis 2008 zu erstellen. Dies scheiterte jedoch an der meist fehlenden Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelholz im Datensatz.

Stark vereinfacht wurde daher folgender Ansatz gewählt: Den Produktklassen wurde ausgehend von den Hauptprodukten das eingeschlagene Stamm-, Industrie und Energieholz sowie das nicht verwertbare Holz grob zugeordnet. Stammholz wird zumeist an Säger verkauft, welche daraus Produkte für den Hausbau o. ä. anfertigen. Folglich wird dieses Sortiment der Produktklasse mit langer Lebensdauer zugeordnet. Der Ausbeutungsgrad bei der Schnittholzproduktion beträgt bundesweit für Nadelholz ca. 61 % und für Laubholz ca. 64 % (Mantau 2008). Die als Koppelprodukt entstehenden Sägenebenprodukte werden, unabhängig ob es sich um Laub- oder Nadelholz handelt, zu 44 % der Klasse Produkte mit mittlerer Lebensdauer, zu 18 % der

Klasse Produkte mit kurzer Lebensdauer und zu 38 % der Klasse Energieholz zugeordnet. Das eingeschlagene Industrieholz wird zu unterschiedlichen Anteilen den Produkten mit mittlerer und kurzer Lebensdauer zugewiesen. Um den Anteil von Laub- und Nadelindustrieholz an der Kategorie Produkte mit kurzer Lebensdauer, hauptsächlich Papier und Pappe, zu bestimmen, wurde auf bundesweite Zahlen des Verbandes Deutscher Papierfabriken e.V. (VDP) zurückgegriffen, da Daten auf Landesebene nicht vorlagen (VDP 2007). Das Nadelindustrieholz wurde demnach zu 64 % und das Laubindustrieholz zu 27 % dieser Produktklasse zugeordnet. Ausgehaltenes Energieholz und nicht verwertbares Holz wurde der Produktklasse Energieholz zugeordnet. Die Datengrundlage für diese Sortimente stammt aus dem Holzmarktbericht 2007 (BMELV 2008) für das Jahr 2006. Dieses Jahr wurde gewählt, da es ein von Stürmen und Wirtschaftsschwankungen weitgehend unbeeinflusstes Jahr war. Der stark vereinfachte Holzverwendungsschlüssel ist in Tabelle 5 dargestellt. Mit dem Holzverwendungsschlüssel wurden die simulierten Nutzungsmengen der Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen den Produktklassen zugeordnet.

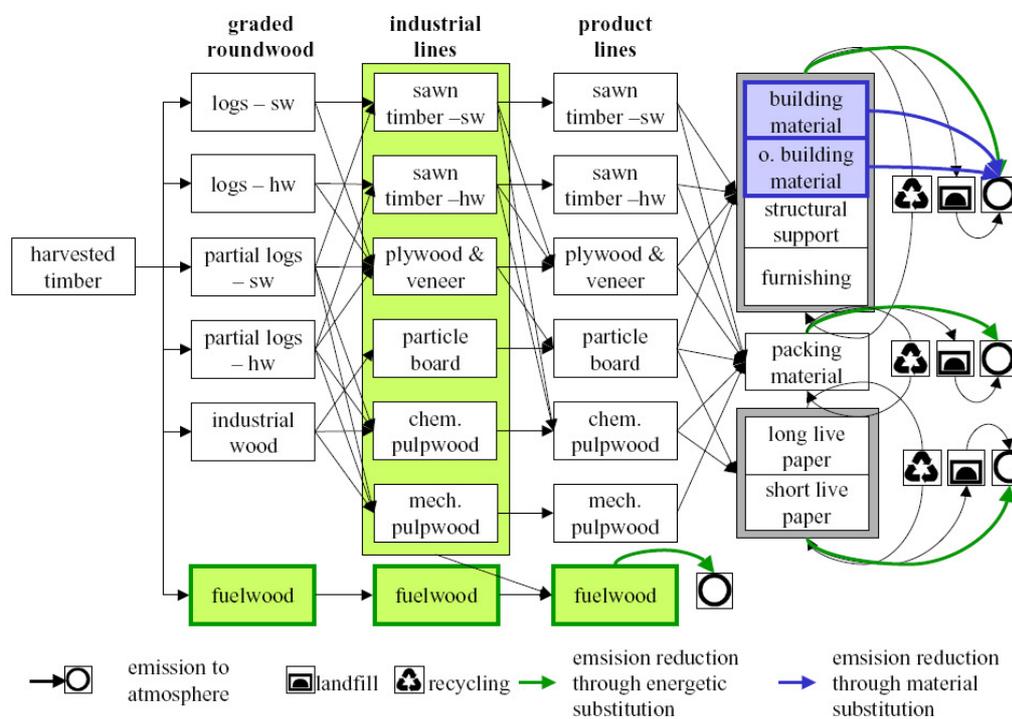
**Tabelle 5: Stark vereinfachter Holzverwendungsschlüssel für das Land Niedersachsen, aus Wördehoff et al. (2011)**

Art	Produkte mit			
	Langer Lebensdauer	Mittlerer Lebensdauer	Kurzer Lebensdauer	Energieholz
Laubholz	24,7%	24,5 %	9,4 %	41,4
Nadelholz	34,7 %	23,4 %	27,9 %	14,0 %

In dieser C-Studie wird der Produktpool allerdings als statisch angesehen, das heißt es findet kein Übergang von einer Holzproduktklasse in eine andere statt und somit werden auch keine Endverwertungen der Produkte betrachtet.

## Fürstenau (2008)

Das Holzproduktmodell von Fürstenau (2008) simuliert die Kohlenstoffpools und -flüsse im Holzproduktsektor und in Deponien sowie mögliche Emissionsreduktionen durch Material- und Energiesubstitution. In ihrer Arbeit passt Fürstenau das Modell von Eggers (2002) an das von ihr verwendete Waldwachstumsmodell 4C an. Als Eingangsgröße benötigt das Modell den jährlichen Holzeinschlag, klassifiziert nach dem deutschen Holzklassifikationssystem. Die Pools des Modells können durch einen Spin-up initialisiert werden. Das Modell besteht aus vier Hauptprozessen: (i) Verarbeitung und Allokation des Kohlenstoffs vom klassifiziertem Holz zu Holzprodukten, (ii) Berechnung des Retentionszeitraums von Kohlenstoff in Holzprodukten und in Deponien, (iii) Allokation von Kohlenstoff in Holzprodukten am Ende ihrer Lebensdauer zu den möglichen Verwendungen Recycling, Deponierung oder Verbrennung, sowie (iv) Berechnung der eingesparten Emissionen durch Material- und Energiesubstitution (siehe Abbildung 8).



**Abbildung 8:** Schematische Übersicht des von Fürstenau (2008) verwendeten Holzproduktmodells, sw= Softwood (Weichholz), hw= hardwood (Hartholz)

Wenn die Holzqualität an sich nicht im Waldwachstumsmodell oder durch empirische Daten spezifiziert werden können, werden im ersten Schritt 40% der Stämme und Stammabschnitte als Industrieholz klassifiziert, um verschiedenen Holzdefekten Rechnung zu tragen. Dieser Wert basiert auf den Erfahrungen von Forstdiensten und der Literatur (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 1993). Die Einteilung der Holztypen in industrielle Linien basiert auf Zahlen aus den deutschen Holzmarktberichten 2002 und 2003 (BMVEL 2003, 2004). Fürstenau (2008) teilt das Rundholz in sieben Industrielinien, die Produktlinien zugeordnet werden. Diese Verteilung spiegelt die Verarbeitung von Holz in Haupt- und Nebenprodukte wieder und ist nach Eggers (2002) parametrisiert. Als letzter Schritt wird der Kohlenstoff in Verwendungskategorien nach Eggers (2002) eingeteilt. Die Verweildauer der einzelnen Verwendungskategorien ist durch die Zerfallsfunktion von Row und Phelps (1990) definiert. Am Ende des Lebenszyklus eines Holzproduktes wird das Produkt aus der Nutzung genommen und bis zu einem gewissen Grad, recycelt, de-

poniert oder verbrannt. Daraus wird dann die durch Energie und Materialsubstitution eingesparte Kohlenstoffemission berechnet.

### Böttcher (2008)

In dem Modell FORMICA von Böttcher (2008) sind Holzerteprodukte durch die drei Pools Säge-, Industrie- und Energieholz vertreten. Die Zuteilung des Rohholzes in die drei Pools ist abhängig von Baumart und Durchmesser des geernteten Holzes. Die drei Pools unterscheiden sich in der durchschnittlichen Zeit, die der Kohlenstoff in ihnen verweilt, bis er in die Atmosphäre freigesetzt oder durch Recycling einem Produktpool zurückgeführt wird (Abbildung 9).

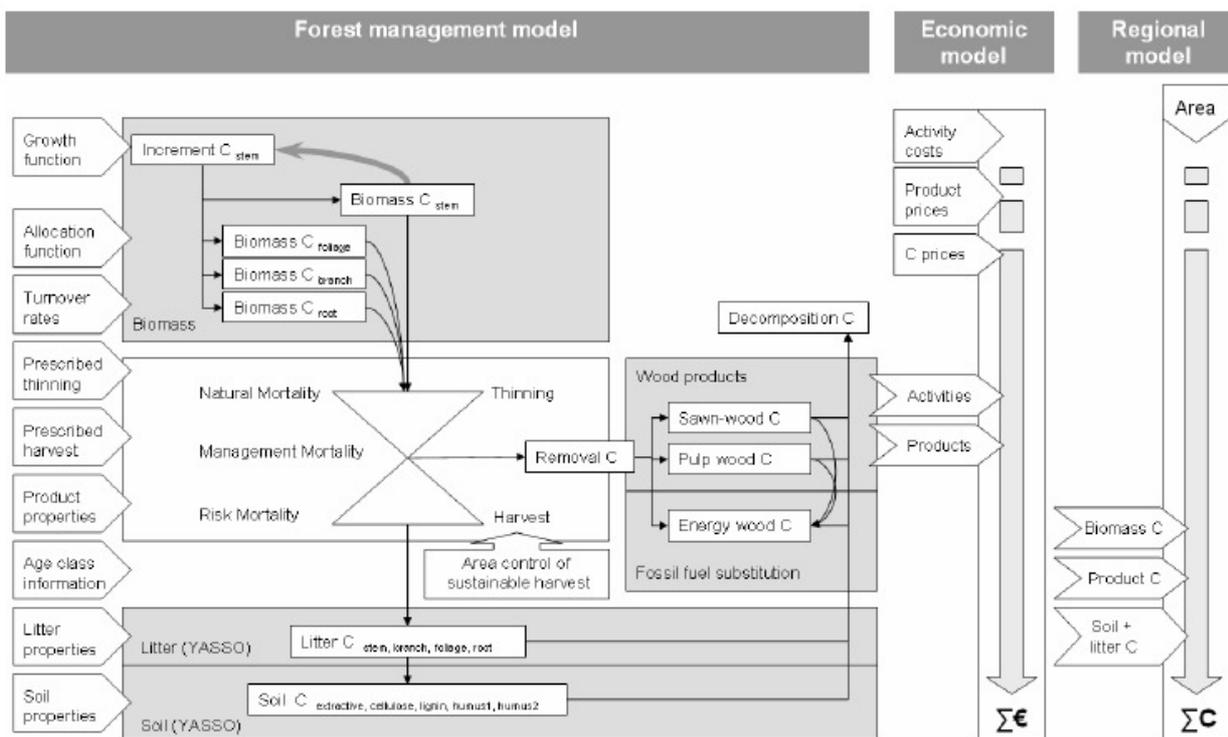


Abbildung 9: Schematische Übersicht des FORMICA Modells von Böttcher (2008)

### Rüter (2011)

Rüter (2011) hat ein Holzproduktmodell nach den Richtlinien der IPCC entwickelt und berechnet Kohlenstoffbilanzen für mehrere europäische Länder. Dabei bestimmt er die Kohlenstoffbilanzen unter der Verwendung eines C-HWP-Modells, welches zeitversetzte Emissionen von Holzprodukt pools auf der Basis der jährlichen Bestandsänderung von Halbfertigprodukten (Sortierung nach IPCC Guidelines) schätzt. Somit zeigen seine Bilanzen Schätzungen der Netto-Emissionen von Holzprodukten durch Veränderungen des Holzproduktkohlenstoffpools. Für die Schätzungen verwendet Rüter (2011) Produktkategorien, Halbwertszeiten und Methoden wie sie bei der „Integrated Version“ des Textes in Ziffer 27, Seite 31 von FCCC/KP/AWG/2010/CRP.4/Rev.4 beschrieben sind. Dabei handelt es sich um Vorschläge für die Anrechnung von Holzprodukten, entwickelt in den Klimakonferenzen 2010 in Tjian, China und Cancun, Mexiko.

Die zeitversetzten Emissionen werden somit auf Basis der jährlichen Bestandesänderungen von Halbfertigprodukten berechnet. Dabei werden gemäß den IPCC-Leitlinien 2006 (IPCC 2006, Vol.4, Ch. 12) eine Zerfallsfunktion erster Ordnung und für die Berechnung des Holzprodukt pools drei Halbwertszeiten verwendet. In den IPCC Leitlinien werden folgende Halbwertszeiten empfohlen: 35 Jahre für Schnittholz, 25 Jahre für

Holzwerkstoffplatten und 2 Jahre für Papier und Pappe. Sind länderspezifische Daten vorhanden, können auch diese alternativ verwendet werden. Daten zur Produktion und Handel von Schnittholz, Holzwerkstoffen, Papier und Pappe sind aus der Holzdatenbank der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen entnommen. Diese Datenbank liefert für die meisten Länder Daten von 1964 bis 2009 (UNECE, 2011). Für mehr Information zur UNECE-Datenbank siehe Abschnitt 1.6.1, Seite 55.

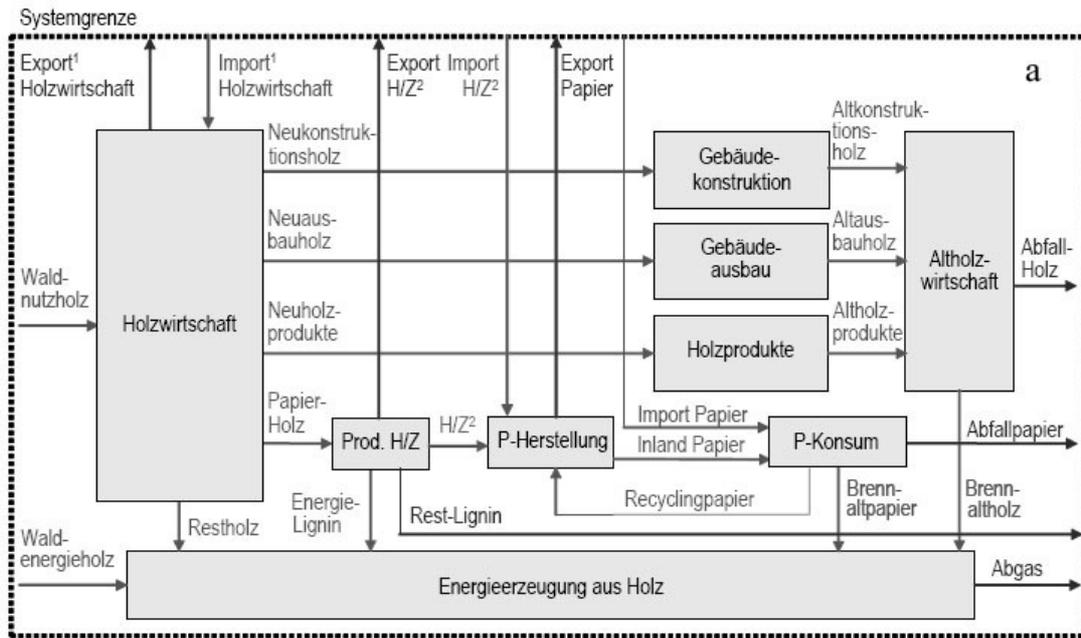
Um genaue Ergebnisse zu erzielen, werden für die Berechnung der Mengen an HWP die Mengen der Unterkategorien für Schnittholz, Holzwerkstoffe, Papier und Pappe summiert. Der jährliche Kohlenstoffzufluss wird unter Verwendung von bestimmten Umrechnungsfaktoren berechnet. Des Weiteren wird der Kohlenstoffspeicher der Vergangenheit in diesem Modell mitberücksichtigt.

### 1.2.2.3 WEITERE MODELLE

Um die Vielfalt der verwendeten Holzprodukte aufzuzeigen werden auf den folgenden Seiten noch einige weitere, auch außereuropäische Modelle, kurz beschrieben.

#### **Taverna et al. (2007)**

Taverna et al. (2007) entwickelten ein Modell für die Holzströme in der Schweiz. Dafür wurde in Zusammenarbeit mit der Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz ein einfaches Stoffflussmodell der Holzwirtschaft im Zivilisationskreislauf erarbeitet, indem das bestehende Modell Xyloikos für die in dieser Studie interessierenden Fragestellungen umgebaut wurde. Das Stoffflussmodell besteht aus 9 Prozessen (Kasten) und 26 Flüssen (Pfeile) (siehe Abbildung 10). Fünf Input- und sieben Outputflüsse überschreiten die Grenzen der Schweiz als Systemgrenzen, während die übrigen Flüsse die einzelnen Prozesse verbinden. Für jeden Prozess ist eine mittlere Verweildauer der Produkte (Lebensdauer) festgelegt. Sie schwankt zwischen 0 Jahren (= keine Lagerbildung bei der Papierherstellung) und z. B.  $30 \pm 15$  Jahren beim Gebäudeausbau oder  $80 \pm 20$  Jahren bei der Gebäudekonstruktion. Das Modell wird durch den Verbrauch an Holzprodukten gesteuert.



<sup>1</sup> Zusammengefasst aus vier einzelnen Flüssen; <sup>2</sup> H/Z: Holz-/Zellstoff.

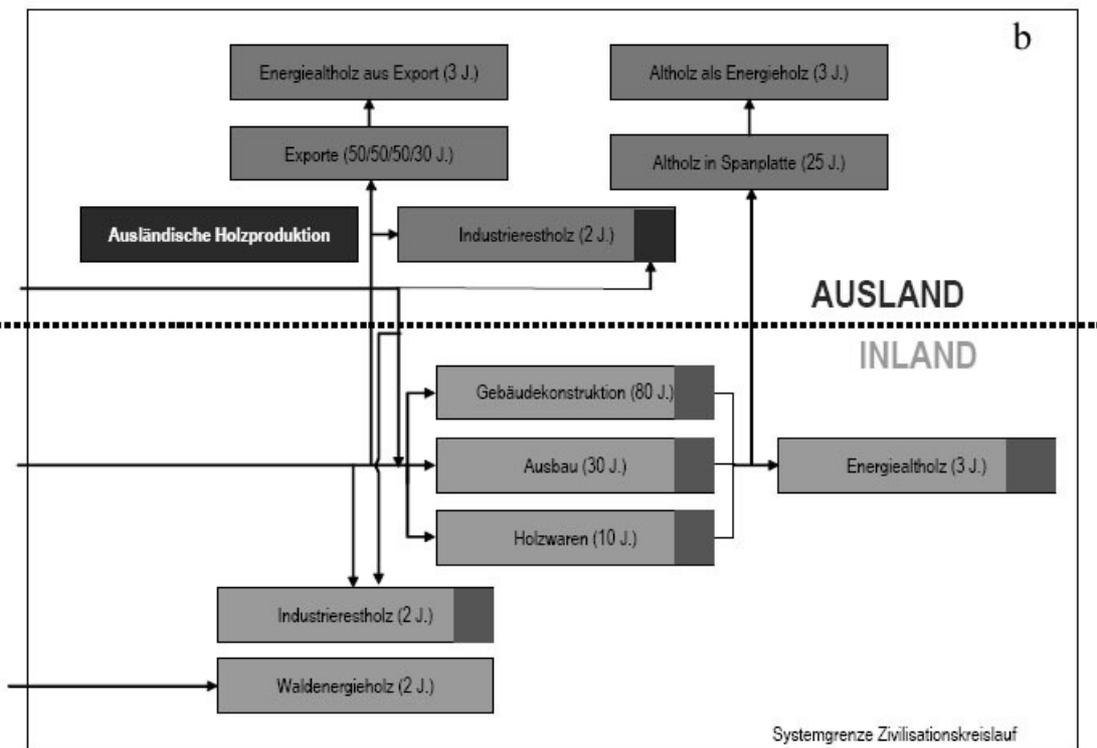
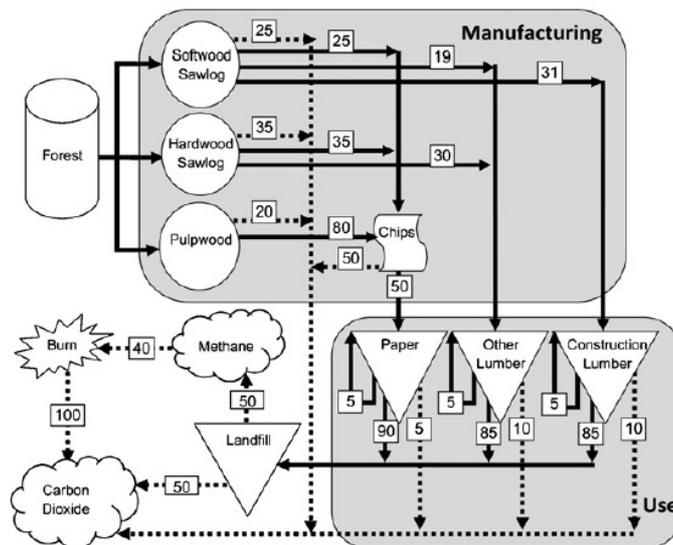


Abbildung 10: a) Das in Taverna et al. (2007) und Werner et al. (2010) verwendete Modell der Schweizer Holzwirtschaft b) das in Taverna et al. (2007) modellierte Holzlager im Zivilisationskreislauf im In- und Ausland, ohne Wald

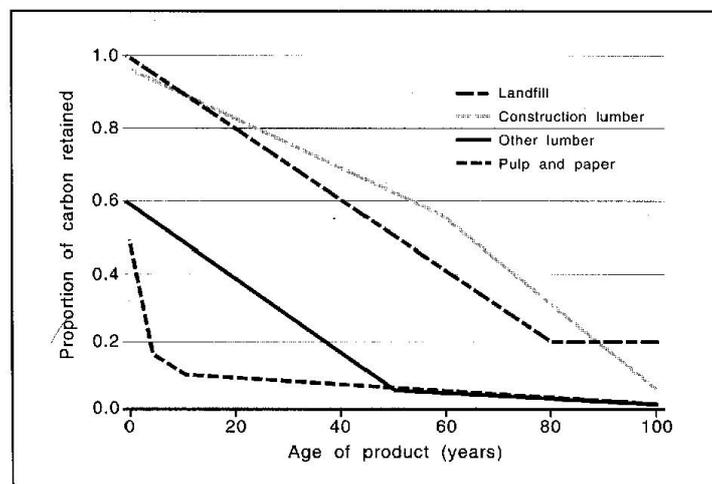
**Hennigar et al. (2008)**

Hennigar et al. (2008) entwickelten ein objektorientiertes Modell, um den zeitlichen Verlauf des Kohlenstoff aus einem Speicher in nachfolgende Speicher wie z.B. gerantetes Rundholz, Holzprodukte, Deponien, etc. simulieren zu können (Abbildung 11).

Die Objekt-Strukturen und Funktionen des Modells basieren weitestgehend auf C-Bilanzierungsmethoden und Parametern, die in dem Carbon Budget Model of the Canadian Forest Product Sector (CBM-FPS) (Apps et al. 1999) verwendet werden. Das Modell wurde entwickelt, um den Lebenszyklus von C enthaltenden Produkten mit Hilfe von vielen Übergängen und Stationen darstellen zu können. Es beinhaltet aber nicht die CBM-FPS Funktionen, die externen Energieverbrauch oder Energiesubstitution während Ernte, Transport und Herstellung mit einbeziehen. Für die Parametrisierung des Modells verwenden Hennigar et al. (2008) Rundholznutzungsstatistiken der Industrie, Zerfallsraten für Deponien und Retentionskurven des CBM-FPS. Retentionskurven geben an, wie viel Prozent C im Laufe der Zeit im Produkt erhalten bleiben (Abbildung 12).



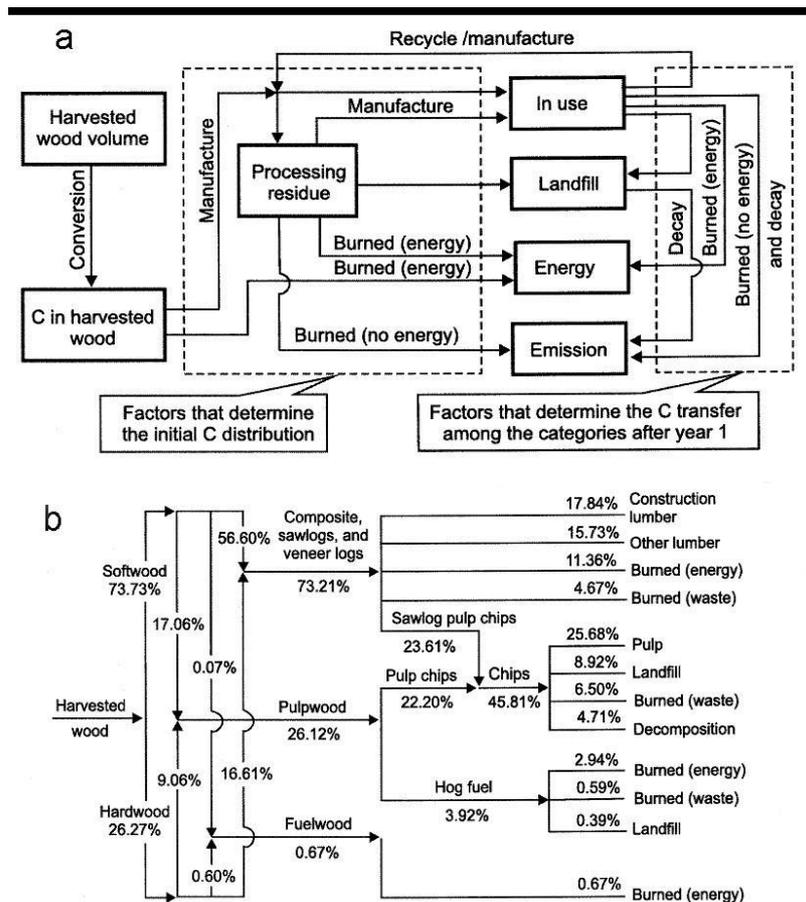
**Abbildung 11: Schematische Darstellung des in Hennigar et al. (2008) verwendeten Modells, Werte in den Kästen sind die %, die in die folgende Kategorie übergehen, nach Apps et al. (1999)**



**Abbildung 12: Retention curves: verwendet in Hennigar et al. (2008), nach Apps et al. (1999)**

**Chen et al. (2008)**

Chen et al. (2008) verwenden für ihre Berechnungen FORCAB-ON, eine Anpassung des US nationalen Waldkohlenstoffmodells FORCAB2, das nach dem Production Approach arbeitet. FORECAB-ON wandelt das geerntete Holzvolumen in eine Kohlenstoffmasse um und teilt diese dann einer der vier Endverwendungskategorien zu: (i) Holzprodukte, die für ihre primäre Zweckbestimmung verwendet werden (in use), (ii) Holzprodukte und Verarbeitungsrückstände, die auf Deponien gelagert werden (landfill), (iii) Holzprodukte und Verarbeitungsrückstände, die zur Energiegewinnung verbrannt werden (energy) und (iv) Holzprodukte und Verarbeitungsrückstände, die verbrannt werden ohne Energie zu erzeugen oder einfach verrotten (emission). Chen et al. (2008) verwenden spezifische Daten für Ontario um die Schätzgenauigkeit des Holzproduktspeichers zu erhöhen. Die Einteilung der Holzprodukte in die vier Endverwertungskategorien wird mit Hilfe einer C-Verteilungsmatrix, welche die Verteilung des Kohlenstoffs in Holzprodukten den vier Kategorien und anschließend den C Transfer von „in use“ in die drei anderen Kategorien sowie von „landfill“ nach „emission“ berechnet (siehe Abbildung 13). Produktion und die damit verbundenen Wirkungsgrade sowie Energieproduktion durch die Verbrennung von geerntetem Holz und Verarbeitungsrückständen bestimmen dabei die anfängliche Verteilung des Kohlenstoffs über die vier Endverbrauchskategorien (unter der Annahme, dass alles geerntete Holz im selben Jahr in Holzprodukte umgewandelt wird). Andere Faktoren wie Energieproduktion, Recycling und Deponierung von Holzprodukten werden durch den Transfer von Produkten in Verwendung zu anderen Kategorien, sowie Deponie zu Emission bestimmt. Die Lebenszeit der Holzprodukte stammt aus Skog und Nicholson (2000).



**Abbildung 13:** a) Schematischer Überblick des in Chen (2008) verwendeten Modells, b) Verwendete Aufteilung des geernteten Holzes in die vier Endverbrauchskategorien (in Verwendung, Deponierung, Energie (verbrannt zur Energiegewinnung) und Emission (verbrannt ohne Energiegewinnung))

## **Harmon et al. (1996)**

Harmon et al. (1996) entwickelten ein Modell, das sowohl die Herstellung von Rohholz zu Holzprodukten sowie das Schicksal der Produkte während Verwendung und Entsorgung berücksichtigt. Dadurch können die Mengen an gespeichertem Kohlenstoff aus zurückliegenden Jahrzehnten in Holzprodukten geschätzt werden. Um die Kohlenstoffakkumulation in Oregons und Washingtons Holzprodukten von 1900 bis 1992 berechnen zu können, werden Daten über Ernte, Herstellungseffizienz, Produktnutzung und Entsorgung verwendet. Dabei untersuchen die Autoren lang- und kurzlebige Produkte, Papier, Mulch, offene und geschlossene Deponien.

Nach der Ernte wird für die Bauholzproduktion vor allem Schnittholz, für die Sperrholz Produktion Furnierholz und für die Papierproduktion Zellstoffholz verwendet. Alle anderen Verwendungsmöglichkeiten werden in diesem Modell nicht berücksichtigt. Die Verwendung des Holzes wird aus veröffentlichten Ernteberichten entnommen. Bevor die Stämme für Schnittholz-, Sperrholz- oder Zellstoffproduktion verwendet werden, wird die Menge der entfernten Rinde rechnerisch ermittelt und im weiteren Modell als eigene Gruppe betrachtet.

Die primären Produkte, die aus Sägeholz produziert werden, sind Schnittholz, Späne für die Papierherstellung sowie Hackschnitzel zur Kraftstoffgewinnung. Der Rest wird als Abfall entsorgt. Während der Schnittholzproduktion kommt es zu einem großen Anteil an Holzabfällen in Form von Sägemehl, Hobelspänen und defektem Holz. Harmon et al. (1996) nehmen dabei an, dass der Rest zu Spänen oder Hackschnitzel zur Kraftstoffgewinnung verarbeitet wird.

Die primären Produkte, die aus den Resten der Furnierholzherstellung produziert werden, sind Sperrholz, Hackschnitzel zur Kraftstoffgewinnung und Späne für die Papierherstellung und Holzreste von Furnierschalungen. Die Autoren kombinieren Sperrholz- und Schnittholzreste von Furnierschalungen als ein Produkt. Holzreste aus der Sperrholzproduktion werden als Hackschnitzel zur Kraftstoffgewinnung oder Späne definiert. Furnierholzreste, die kompostiert oder verbrannt werden, werden als Hackschnitzel zur Kraftstoffgewinnung behandelt. Die nötigen Daten entstammen historischen Berichten des Holzproduktsektors. Wenn keine Berichte verfügbar sind, werden die fehlenden Werte mit Hilfe einer Interpolation geschätzt.

Bei der Verarbeitung von Stämmen, die für Holzschliff und Zellstoff vorgesehen sind, geht Material verloren. Die Menge variiert je nach verwendetem Verfahren. Um dies zu berücksichtigen, errechnen die Autoren einen gewichteten durchschnittlichen Wirkungsgrad. In dem Modell gehen sie davon aus, dass das Material, das nicht für die Papierherstellung verwendet wird, verbrannt oder schnell zersetzt wird.

Der in Produkten gespeicherte Kohlenstoff wird in kurze und lange Lebenszeit, Mulch und Abfall in offenen und geschlossenen Deponien aufgeteilt. Änderungen in den Pools werden mit Differenzialgleichungen für einen Zeitschritt von einem Jahr geschätzt (für eine schematische Darstellung des verwendeten Modells siehe Abbildung 14).

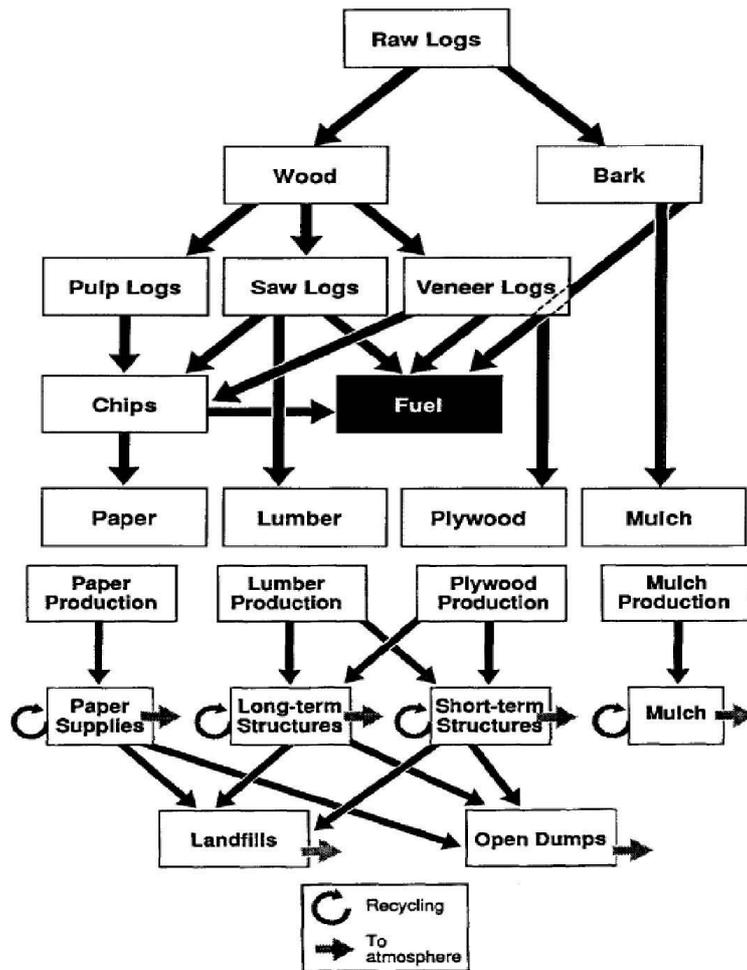


Abbildung 14: Schematische Darstellung des in Harmon et al. (1996) verwendeten Holzproduktmodells

### 1.3 METHODEN ZUR BESTIMMUNG DER IN HWP GESPEICHERTEN KOHLENSTOFFMENGEN

Es gibt viele verschiedene Methoden für die Bestimmung der Menge an gespeichertem C in Holzprodukten. Sie können in Abhängigkeit der erforderlichen Daten in drei Hauptkategorien unterteilt werden (Dias et al. 2009, Pingoud et al. 2003):

- Inventurmethode
- Schätzmethoden
- Flussdatenmethoden

#### **Inventurmethode**

Der Produktspeicher wird mit Hilfe von Inventurdaten zum Bestand an Holzprodukten bestimmt (z.B. der Bestand an Holzgebäuden). Grundsätzlich sind Inventurmethode eher für die Berechnung der Speicherkapazität langlebiger Produkte geeignet. Für Papierspeicher zum Beispiel sind sie nicht praktikabel, da es erstens schwierig ist, verlässliche Daten zum Papierbestand zu erhalten (Pingoud et al. 2003). Zweitens sind die Bestandsveränderungen für Bestände mit kurzer Lebensdauer im Verhältnis zur Größe des Bestandes sehr groß. Zudem kann sich, wie in Flugsrud et al. (2001) beschrieben, der Bestand auch sehr schnell ändern.

Veränderungen des gespeicherten C werden über die Differenz der Bestandsdaten zwischen zwei oder mehreren verschiedenen Zeitpunkten erfasst. In den Studien von Alexander (1997), Gjesdal et al. (1996) und Pingoud und Savolainen (1996) und Pingoud et al. (2001) werden Inventurmethode zur Bestimmung der Veränderungen im Produktspeicher angewandt.

#### **Schätzmethoden**

Bei den Methoden, die auf direkten Berechnungen basieren, werden Schätzungen für alle Formen des Zerfalls und möglicher Verbrennungsarten von Holzmaterialien benötigt. Dies schließt zum Beispiel Deponiegase, Feuer in Gebäuden, Energieverbrauch von auf holzbasierenden Brennstoffen und natürliche Abbauprozesse von holzbasierten Materialien in Gebäuden mit ein (Pingoud et al. 2003). Einige dieser Schätzungen sind in der Praxis mit hohen Unsicherheiten verbunden. Veränderungen des Produktspeichers werden über die Differenz zwischen dem in Produkten enthaltenen Kohlenstoff und den, über die Lebenszeit dieses Produkts erzeugten gesamten Emissionen berechnet (Dias et al. 2009). Diese Methode wurde zum Beispiel in einer norwegischen Studie von Flugsrud et al. (2001) angewandt.

#### **Flussdatenmethoden**

Die Flussdaten- bzw. Zufluss-Abfluss-Methode ermittelt den Produktspeicher mittels Informationen über die Kohlenstoffflüsse in und aus diesem Speicher. Veränderungen des Speichers werden über die Differenz zwischen Eingang von C in den Speicher und Ausfluss von C aus diesem Speicher berechnet. Man kann zwischen zwei unterschiedlichen Flussdatenmethoden unterscheiden (Dias et al. 2009):

## I. Methode basierend auf Lebenszyklen/Lebenszeitanalysen

Bei dieser Methode werden die Abgänge aus dem Speicher mithilfe von Halbwertszeiten und Zerfallsraten bestimmt, welche Funktionen der Verweilzeit im Speicher darstellen. Für weitere Informationen zu Verweilzeiten siehe auch Abschnitt 1.4. Die Zuflüsse können über Holzeinschlagsdaten erfasst werden. Allerdings ist diese Datenquelle eher ungeeignet, da der Holzeinschlag marktbedingt, aber auch aufgrund von Windwürfen und Kalamitäten, deutlichen Schwankungen unterliegt (Rüter 2011). Anstatt den Zufluss an Kohlenstoff in den Produktspeicher entlang der Verarbeitungskette von Rohholz zu verfolgen, bietet es sich an, die jährlichen statistischen Daten über Produktion und Außenhandel von HWP zu verwenden. Diese Daten sind auf Länderebene zum Beispiel in der Datenbank der Food and Agriculture Organization (FAO) verfügbar (weitere Informationen hierzu Abschnitt 1.6.1). Dies entspricht auch der vom IPCC vorgeschlagenen Default-Methode zur Berechnung der C-Speicherung in Holzprodukten (Rüter 2010).

## II. Methode basierend auf direkten Schätzungen

Die Abgänge und Eingänge an C in den Produktspeicher werden basierend auf statistischen Daten geschätzt (Dias et al. 2009). Allerdings liegen meist keine verlässlichen statistischen Daten vor, um diese Methode anwenden zu können (Pingoud et al. 2003).

Zur Ermittlung der aktuellen Speicherwirkung müssen auch die Emissionen aus dem existierenden Produktspeicher einbezogen werden. Daher ist eine Berücksichtigung des historischen Zuflusses an Kohlenstoff in den Speicher in der Berechnung unabdingbar ( für weitere Details zur Berechnung des historischen Bestandes siehe Abschnitt 1.6.5, Seite 60) Der Nettoeffekt der Speicherwirkung in den Produkten errechnet sich aus der Veränderung des Speichers über die Zeit (als Beispiel siehe Abbildung 15, Rüter 2011).

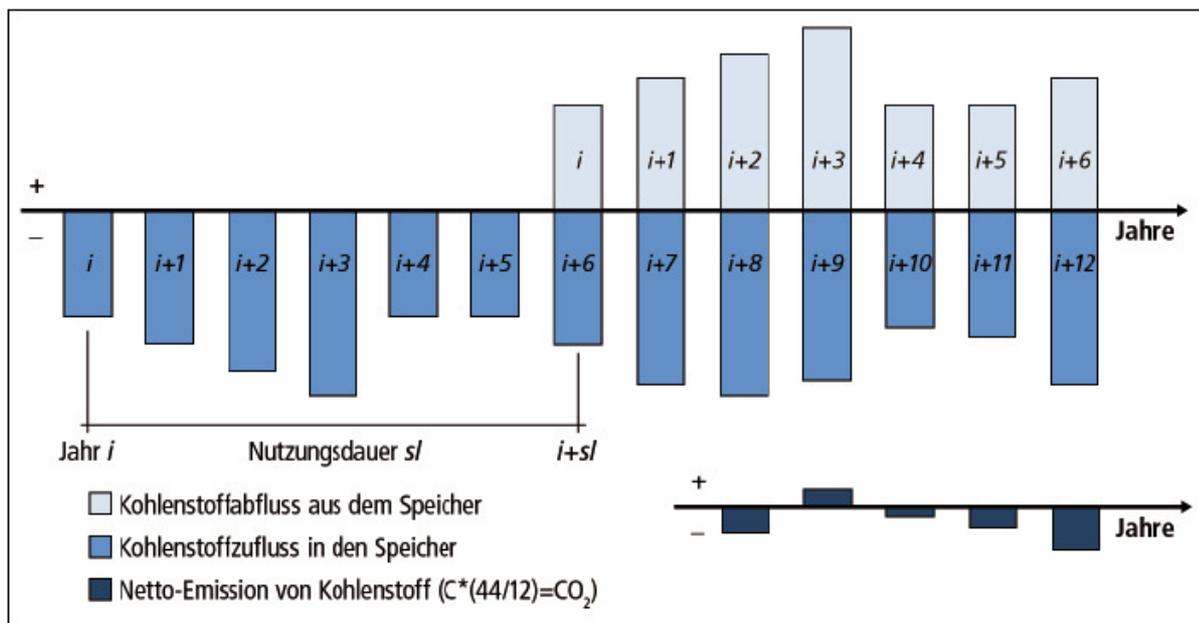


Abbildung 15: Schematische Darstellung zur Ermittlung der Änderungen des Produktspeichers mithilfe von Nutzungsdauer, aus Rüter (2011)

Flussdatenmethoden beinhalten also eine Reihe von Annahmen. Der Parameter, der mit der größten Unsicherheit behaftet ist, ist die Schätzung der Lebenszeit für verschiedene HWP (siehe Kapitel 1.5) (Pingoud et al. 2003).

## Vergleich der drei Methoden

Flugsrud et al. (2001) schlussfolgern in ihrer Studie, dass Flussdatenmethoden oder Inventurmethode den Schätzmethoden vorzuziehen sind. Ein grundsätzlicher Vorteil von Inventurmethode gegenüber Flussdatenmethoden ist, dass keine hypothetischen Vermutungen über Lebensdauern von HWP benötigt werden (Pingoud et al. 2003). Noch vorteilhafter bei Inventurmethode ist allerdings, dass Veränderungen des Produktspeichers über längere Zeiträume mit weniger Unsicherheiten als bei Zufluss-Abfluss-Methode bestimmt werden können (Pingoud et al. 2003). Flussdatenmethoden werden normalerweise mit der Verlängerung des betrachteten Zeitraums nicht präziser. Für die meisten Länder und Regionen ist es allerdings so gut wie unmöglich, den Produktspeicher mittels Inventuren mit der notwendigen Genauigkeit zu erfassen, da in vielen Ländern keine statistischen Zeitreihen vorliegen, welche gesicherte Aussagen über die in Nutzung befindlichen Holzmengen in dem wichtigsten Verwendungsbereich von Holz, dem Bausektor, zulassen (Rüter 2011). Nur Finnland stellt in diesem Punkt eine Ausnahme dar.

Im Anhang (

Tabelle A 1) befindet sich eine Tabelle aus der Studie von Pingoud et al. (2003), welche Vor- und Nachteile der verschiedenen Berechnungsmöglichkeiten für die C-Speicherung im Produktsektor zusammenfasst.

### 1.4 MATHEMATISCHE BERECHNUNGSMÖGLICHKEITEN ZUM ABBAU/ZERFALL VON HOLZPRODUKTEN

Neben der direkten Emission (also Abgabe des Kohlenstoffs in die Atmosphäre ohne zeitlichen Verzug), können drei häufig verwendete mathematische Berechnungsmöglichkeiten des Zerfalls von Holzprodukten unterschieden werden (Rüter 2010, Pingoud et al. 2003). Dabei handelt es sich um lineare, exponentielle und logistische Abbaumodelle. Innerhalb des logistischen Abbaus können verschiedene Funktionen zur Anwendung kommen, darunter auch die Gamma- und Weibull-Verteilung (Abbildung 16).

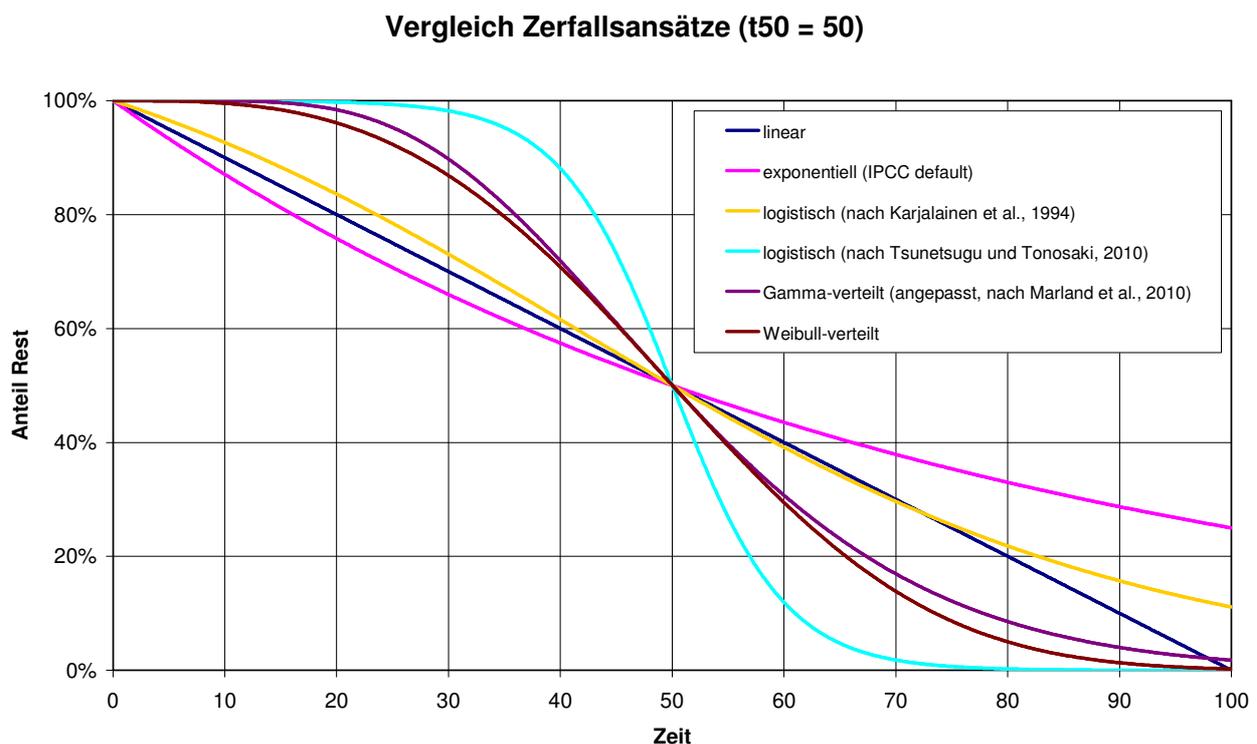


Abbildung 16: Die gebräuchlichsten Konzepte zur Berechnung des Zerfalls von HWP

## Linearer Abbau

Wird der Abbau von Holzprodukten mit Hilfe einer linearen Funktion (Gleichung 4) berechnet, bedeutet dies, dass zu jeder Zeiteinheit, zum Beispiel ein Jahr, die gleiche Menge an Kohlenstoff freigesetzt wird. Die Berechnungsweise wird unter anderem von Dias et al. (2004), in Anlehnung an Winjum et al. (1998), Harmon et al. (1996), Chen et al. (2008) und Flugsrud et al. (2001) angewendet.

$$f(x) = -ax + b \quad (4)$$

mit  $b = 1$  (100%),  $a =$  Zerfallsrate und  $x =$  Zeiteinheit

## Exponentieller Abbau

Das Exponential-Model 1. Ordnung (Gleichung 5) ist laut Marland et al. (2010) der Ansatz, der am häufigsten zur Berechnung des Abbaus von Holzprodukten verwendet wird. Unter anderem wird er auch von der IPCC im Rahmen der Berechnung der Tier 1- Methode empfohlen (Rüter 2010).

Profft et al. (2009) verwenden dabei folgende Gleichung:

$$y_t = y_0 \cdot e^{-kt} \quad (5)$$

mit  $y_t$ : verbleibende Holzmenge zum Zeitpunkt  $t$ ,  $y_0$ : Initiale Holzmenge,  $k$ : Konstante Abbaurrate und  $t$ : Zeit

Grundlegende Annahme für diesen Ansatz ist, dass der Abbau proportional zur Größe des Bestandes ist. Oder anders formuliert: der jährliche Abgang aus dem Produktbestand ist ein konstanter Anteil der Größe dieses Bestandes. Somit ist die große Schwäche des First-Order Ansatzes "Exponentieller Abbau" die Tatsache, dass alle Holzprodukte einer Kategorie als ein zerfallender Pool betrachtet werden, unabhängig davon, wann die einzelnen Fraktionen (i.S. Produktionen) in den Pool geflossen sind (Pingoud und Wagner 2006).

Bei der Berechnung des Zerfalls von Holzprodukten auf Grundlage einer exponentiellen Funktion treten dementsprechend die höchsten Zerfallsraten in den ersten Jahren nach der Produktion auf. Dieser Berechnungsansatz ist daher gut geeignet für Produkte, welche hauptsächlich in den ersten Jahren nach ihrer Produktion zerfallen (z.B. Heizmaterial wie Benzin, Erdgas und andere Produkte mit kurzer Lebensdauer). Der Abbau von langlebigen Produkten (z.B. verbautes Holz) lässt sich mit dem exponentiellen Ansatz eher schlecht darstellen (Marland et al. 2010), da ein Holzprodukt zu Beginn seiner Lebenszeit eher eine geringe Zerfallsrate aufweist und der Abbau erst zu späteren Zeitpunkten ansteigt (Pingoud und Wagner 2006).

Rüter (2011) wendet in der Berechnung von nationalen Kohlenstoffbilanzen folgende, rekursiv dargestellte, exponentielle Funktion an. In dieser Darstellung der Gleichung wird auch der jährliche Zufluss berücksichtigt. Rekursiv bedeutet, dass der Funktionswert  $i+1$  durch den vorherigen Funktionswert  $i$  berechnet wird.

$$C_{i+1} = e^{-k} * C_i + \left[ \frac{1 - e^{-k}}{k} \right] * Inflow_i \quad (6)$$

Dabei gilt:

$C(1900) = 0.0$ ,  $i =$  Jahr (startend mit 1900),  $C(i) =$  Kohlenstoffbestand des HWP-Pools von Beginn des Jahres  $i$ ,  $Gg C$ ,  $k =$  Zerfallskonstante des Zerfalls 1. Ordnung angegeben in Einheiten,  $Jahre^{-1}$  ( $k = \ln(2) / HL$ ), wobei  $HL$  die Halbwertszeit des HWP-Pools in Jahren ist. Halbwertszeit meint die Anzahl der Jahre, die es benötigt, bis die Hälfte des sich im Pool befindlichen Materials freigesetzt ist.  $Inflow(i) =$  der Zufluss in den HWP-Pool während des Jahres  $i$ ,  $Gg C \text{ Jahr}^{-1}$ .

## Logistischer Abbau

Der Abbau der Holzprodukte über die logistische Funktion (Gleichung 7) berechnen z.B. Karjalainen et al. (1994), Pingoud et al. (2001) und Eggers (2002).

Die Anwendung der logistischen Funktion beschreibt das Verhalten des Abbaus von HWP besser als der oft verwendete, konservative Ansatz des exponentiellen Abbaus, da (je nach Parametrisierung) der stärkste Substanzverlust nicht direkt nach der Produktion auftritt sondern später und zwar am Wendepunkt der Verteilung. Die hier aufgeführte logistische Funktion ist Eggers (2002) entnommen, ursprünglich basierend auf Row und Phelps (1990).

$$f(pu) = d - \frac{a}{1+b \cdot e^{-c \cdot t}} \quad (7)$$

mit pu: Anteil der in Nutzung befindlichen Produkte

a, b, d: Parameter

c: Kehrwert der Halbwertszeit (Jahr<sup>-1</sup>)

t: Zeit (Jahr)

Abbildung 17 zeigt Kurven des logistischen Abbaus, wie sie in Eggers (2002) verwendet werden. Eggers (2002) berechnet den prozentualen Abbau von Produkten bei vier verschiedenen Lebenszeiten. Das Jahr, in dem die Produkte produziert werden, stellt dabei 100% dar. Die logistische Funktion wird von Eggers (2002) dabei so getrimmt, dass sie  $f(t=0)=100$  und  $f(-\infty)=120$  erfüllt und damit ein Teil der logistischen Eigenschaft abgeschnitten wird. Im Wesentlichen stellt die übrige Funktion für  $t > 0$  bei kurzen Halbwertszeiten einen exponentiellen Zerfall dar und wie in Abbildung 17 ersichtlich nur für große Halbwertszeiten eine ausgeprägte „logistische“ Komponente.



**Abbildung 17:** In Eggers (2002) verwendete Kurven mit logistischem Abbau

Neben Eggers (2002) verwenden noch weitere Autoren (z.B. Fürstenau 2008) die auf Row und Phelps (1990) basierende logistische Funktion. Allerdings ist die Studie von Row und Phelps (1990) nicht einsehbar, da es sich dabei offensichtlich um einen Konferenzbeitrag ohne Paper handelt. So stellt sich die Frage, welche Methodik die beiden Autoren genau zur Herleitung der Funktion verwendet haben. Zumindest in Row und Phelps (1996) wird dieser Ansatz für seit 1950 errichtete Gebäude mit Halbwertszeiten  $t(50) > 100$  angewandt.

### Distributed decay Model (Lebenszeit-abhängiges Zerfallsmodell)

Beim distributed decay Model (Gleichung 8) wird berücksichtigt, dass der Zerfall eines Produktes in Abhängigkeit von der verstrichenen Zeit seit der Produktion steht. Außerdem wird der Tatsache Rechnung getragen, dass die höchsten Zerfallraten nicht im ersten Jahr nach der Produktion, sondern erst später auftreten. Der Abbau basiert auf der Verwendung einer Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Zerfall des Produktes (Wahrscheinlichkeit für jedes Jahr, dass das Produkt in dem Jahr zerfällt). Diese Methode behandelt jede Jahresproduktion getrennt und berücksichtigt, dass ein neu produziertes Produkt nicht die gleiche Wahrscheinlichkeit des Abgangs aus dem Bestand hat wie ein älteres Produkt (Marland et al. 2010).

$$\frac{dS}{dt} = J(t) - \int_0^t J(t - \tau) \text{Gamma}(\tau) d\tau \quad (8)$$

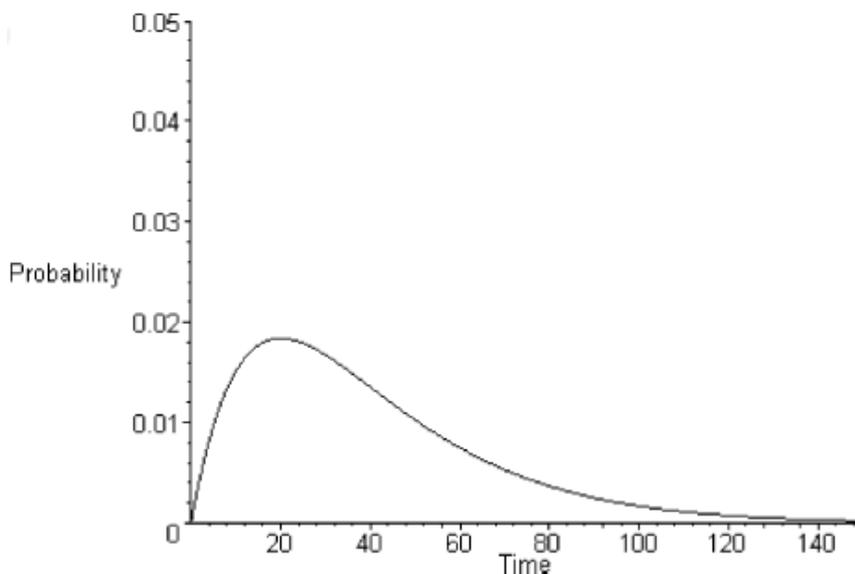
$dS/dt$ : Bestandsveränderungsrate

$J(t)$ : Produktionsfunktion

$\tau$ : Integrationsvariable für die Zeit seit der Produktion

Marland und Marland (2003) halten die Berechnung per Gammaverteilung (siehe Gleichung 8) für eine elegante mathematische Lösung, auch weil die Gammaverteilung sehr flexibel ist und die Form der Exponentialverteilung annehmen kann (Pingoud und Wagner 2006, Marland et al. 2010). Allerdings merken Marland et al. (2010) auch an, dass jede andere passende Verteilung ebenfalls verwendet werden kann.

Der typische Kurvenverlauf einer Wahrscheinlichkeitsdichte der Gamma-Funktion ist in Abbildung 18 dargestellt. In Marland et al. (2010) wird eine numerische Lösung angeboten, aber auch – je nach Funktion für die Produktion – eine analytische Funktion.



**Abbildung 18: Typischer Kurvenverlauf einer Wahrscheinlichkeitsdichte der Gamma-Funktion, aus Marland und Marland (2003)**

Die Gamma-Verteilung benötigt zwei Parameter zur Kalibrierung der Charakteristiken der Funktion:  $k$  und  $\theta$ . Diese Parameter werden, mit Hilfe von Daten die sich auf den Höhepunkt des Zerfalls beziehen und das Jahr, in dem 95% des Produktes zerfallen sind, berechnet. Ebenfalls möglich sind weitere Paare von Zeitpunkten die den Zerfall beschreiben, z.B.  $t(50)$  und  $t(95)$ .

## Sonstige

Neben linearen, logistischen, exponentiellen oder lebenszeitabhängigen Berechnungsansätzen gibt es aber auch noch weitere Möglichkeiten, den Zerfall von Holzprodukten zu bestimmen:

Row and Phelps (1996) wenden zum Beispiel ein Drei-Segmente-Kurven-Modell an. Dieses Modell verwendet unterschiedliche Funktionen je nach Zeitpunkt seit der Produktion in Abhängigkeit von der Halbwertszeit. Dabei werden drei Zeitspannen  $t(0)$  bis  $t(50)/2$ ,  $t(50)/2 - t(50)$  und ab  $t(50)$  unterschieden. Während die erste Zeitspanne eine einfache Interpolation der Werte  $t(0)$  und  $t(50)/2$  durchführt (linearer Abbau) ist die Berechnung der zweiten Zeitspanne nicht eindeutig dargestellt, da in der Funktion keine Zeitabhängigkeit abgebildet ist, dies aber durch die Darstellung suggeriert wird. Ab  $t(50)$  basiert der Zerfall auf

$$P = \frac{0,5}{1+2 \cdot (LN(T) - LN(L))} \quad (9)$$

wobei  $P$  der Anteil zerfallene Produkte ist und  $L$  der Median der Lebensdauer (Life in use) ist.

Thompson and Matthews (1989) (zitiert in Dewar 1991) berichten von der Anwendung von „retention curves“ unter der Verwendung der Weibull-Verteilung (ebenfalls eine logistische Verteilungsfunktion). Die benötigten Parameter wurden aus  $t(\text{modus})$  und  $t(95)$  abgeleitet. Genauere Angaben bzgl. der mathematischen Beschreibung (bzgl. single pool / distributed pool) sind nicht gegeben. Hennigar et al. (2008) verwenden in ihrer Studie multilinare<sup>6</sup> „retention curves“ aus der Studie von Apps (1999) (siehe Abbildung 12).

### 1.5 PROBLEMATIK DER PRODUKTLEBENSDAUER

Ein entscheidendes Kriterium für eine Betrachtung der Bindungszeiten von Kohlenstoff in HWP ist die Lebensdauer eines entsprechenden Produktes (Mund et al. 2006). Bei der Analyse der Lebensdauern von HWP ergeben sich schon alleine durch die Verwendung des Wortes „Lebensdauer“ Schwierigkeiten, da dieser Begriff in der Literatur nicht eindeutig bzw. einheitlich definiert ist (Pingoud et al. 2003, Stern et al. 2009). Laut Stern et al. (2009) können die Annahmen von Produktlebensdauern im Wesentlichen in drei Konzepte unterschieden werden:

- I. average lifetime: meint die durchschnittliche Lebensdauer einer Produktkategorie und unterstellt in der Regel einen linearen Abbau
- II. Half-life: beschreibt die Anzahl der Jahre, die es benötigt, bis die Hälfte des Bestandes abgebaut ist und unterstellt einen exponentiellen Abbau
- III. Total Life Span (auch service life, residence time): meint meistens die Zeit, die gebraucht wird, bis der Großteil des Bestandes abgebaut ist, zum Beispiel 90% oder 95%.

Häufig wird für die Lebensdauer auch der Begriff „mean residence time“ (MRT) -die Halbwertszeit, bzw. mittlere Verweildauer von Holzprodukten- verwendet. Dieser Begriff ist allerdings nicht immer eindeutig definiert. Meist meint er das gleiche wie Half-life, also die Zeitspanne, die vergeht bis 50% (auch bezeichnet

---

<sup>6</sup> verschiedene lineare Gleichungen werden in verschiedenen Zeiträumen angewandt

als t50) des Holzproduktes zerfallen sind. Ob es sich bei der Bezeichnung MRT tatsächlich um eine t50 handelt, wird allerdings nicht immer explizit angegeben. Böttcher (2007) oder Taverna et al. (2007) zum Beispiel verwenden den Begriff MRT, ohne genauer darauf einzugehen, ob er sich auch auf 50% des Zerfalls bezieht. Dies kann zu Verwirrungen führen, wenn Lebensdauern verschiedener Studien verglichen werden. Denn Profft et al. (2009) zum Beispiel verwenden die MRT und beziehen sich dabei auf t63, also die Anzahl der Jahre, die ein Holzprodukt benötigt, bis es zu 63% abgebaut ist.

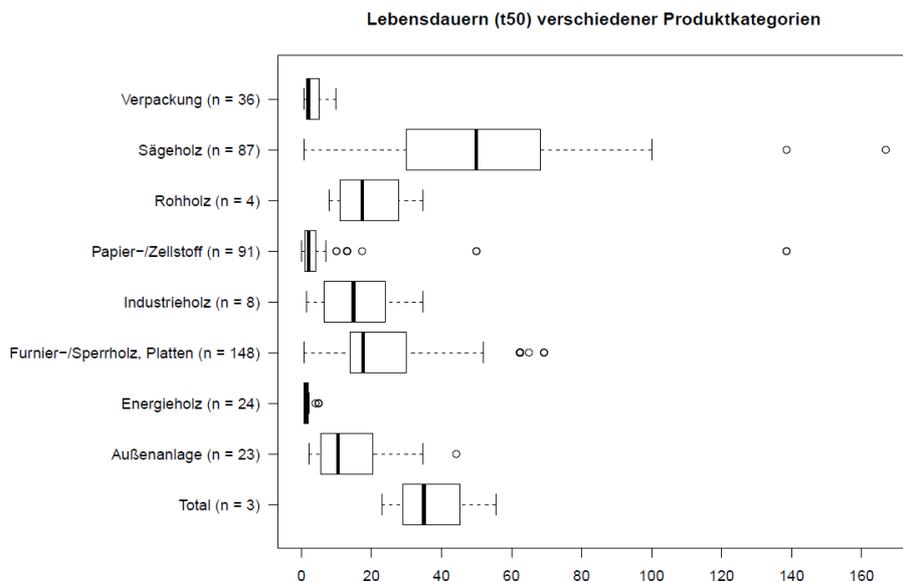
Die aus den internationalen Studien verfügbaren Daten zur Lebensdauer von HWP zeigen sehr unterschiedliche Bandbreiten auf (Tabelle 6 und Tabelle 7, Abbildung 16) und lassen sich schwer verallgemeinert darstellen. Eine weitere Auflistung (übernommen aus Pingoud et al. 2003) verschiedener Lebensdauern, nach Autor, Land und Endprodukt bzw. Produktkategorie sortiert, befindet sich im Anhang in Tabelle A 2.

**Tabelle 6: Bandbreite der Half-lifes verschiedener Produktkategorien (aus Stern et al. 2009)**

<b>Produktkategorie</b>	<b>Halbwertszeit (in Jahren)</b>
Bausektor nach Gebäuden	9-150
Bausektor nach Elementen	1-80
Möbel	1,5
Papier	0-10
Verpackung	0,03-6
Energie	0,025-1

**Tabelle 7: Bandbreite der Half-lifes nach Lebenszeitklassen (verändert nach Eggers 2002)**

<b>Studie</b>	<b>Half-life in Jahren</b>				
	<b>kurz</b>	<b>mittel-kurz</b>	<b>mittel</b>	<b>mittel-lang</b>	<b>lang</b>
Row und Phelps (1990)	1	6	12	30	50,60,70
Karjalainen et al. (1994)	4	13		30	65
Pingoud et al. (2001)			16		50
Eggers (2002)	1	4	16		50
Pistorius und Zell (2007)	1/2		18		36
Wirth et al. (2004)	2	8	18		36
Rüter et al. (2010)	2		15	30/30,5	38
Taverna (2007)	2	3	10	30	80



**Abbildung 19: Übersicht der Literaturrecherche zu Lebensdauern verschiedener Produktkategorien. n = Anzahl an in die Berechnung eingeflossene Werte. Die Boxplot-Darstellung zeigt den Median (dicke Senkrechte Linie), 25%- und 75%-Perzentil (Box) sowie Ausreißer (Punkte).**

Stern et al. (2009) berechnen auf Grundlage von in der Literatur gefundenen Half-Life Angaben gewichtete Half-Lifes auf Basis des Inlandsverbrauchs von soliden Holzprodukten von 2005, 2004, 2001 und 1999 (Informationen aus Konjunkturstatistik und Außenhandelsstatistik; Statistik Austria, 2006a, 2006b, FAO 2008). Für die von den Autoren gewählten 12 Produktkategorien ergibt sich im Mittel eine Half-life von 28,58 Jahren. Dieser Wert liegt überraschend nah bei dem von der IPCC für Tier 1 vorgeschlagenem Wert (30 Jahre) für solide Holzprodukte.

Das Vorhandensein so vieler verschiedener Werte für die Lebensdauer von Holzprodukten hat zum einen seine Ursache in der oben beschriebenen Begriffsproblematik, zum anderen in den folgenden weiteren Gründen.

Grundsätzlich basieren Lebensdauerschätzungen von HWP auf geringen praktischen Erfahrungen und sind oft hypothetischer Natur (Pingoud et al. 2003). Pingoud und Matthews (2005) stellen fest, dass es kaum gute empirische Studien zur Lebensdauer von HWP gibt. Obwohl statistische Daten zu Produktion und internationalem Handel von HWP zur Verfügung stehen (siehe auch Abschnitt 1.6), sind die Lebensdauern von Holzprodukten nicht hinlänglich bekannt bzw. grundsätzlich unsicher (Pingoud 2008). So sind die Lebensdauern von einigen langlebigen Holzprodukten und von neuen Holzprodukten noch unbekannt, da sie sich noch in der Nutzung befinden (Profft et al. 2009). Außerdem kann die wirkliche Lebensdauer eines Produktes viel kürzer sein als seine technische Lebenszeit (Pingoud et al. 2003), da die Lebensdauer von HWP normalerweise keine physikalische oder chemische Konstante ist, sondern abhängig von sozioökonomischen Faktoren, Konsumentenverhalten und neuen Trends in Möbel- und Baustilen. So zeigen zum Beispiel Erfahrungen über Konjunkturverläufe des finnischen Baugewerbes, dass in Zeiten ökonomischer Rezession der Neubau und der Abriss von Häusern zurückgeht, der Anteil an Renovierungen hingegen ansteigt (Perälä und Nippala 1998). So ist das mittlere Alter von Holzstrukturen aufgrund von Renovierungsarbeiten, bei denen alte Strukturen durch Neue ersetzt werden, niedriger als das Alter des Hauses selbst.

Infolgedessen ist die Lebenszeit bzw. Halbwertszeit von HWP zeitlich veränderlich und es ist schwierig, theoriebasierte und generell anwendbare Werte für Produktlebensdauern in Modellen anzuwenden (Pingoud und Wagner 2006). Vom Standpunkt der Kohlenstoffbilanz aus gesehen, sollte deswegen grundsätzlich beachtet werden, dass sich die Lebenszeit eines Produktes aus der Nutzungsdauer (plus eventuelle Wiederbe-

nutzung durch Recycling) und der Zeit der HWP abseits der Nutzung, zum Beispiel der Verweildauer auf Deponien, zusammensetzt. In diesem Zusammenhang spielen für die Lebensdauer eines Holzproduktes auch die Abfallverwertungspraktiken eine Rolle (Pingoud et al. 2003).

Bei der Analyse der verschiedenen Studien konnte im Wesentlichen festgestellt werden, dass die Veröffentlichungen von Wirth et al. (2004) und Row und Phelps (1990) vielen Studien als Grundlage zur Berechnung der (mittleren) Lebensdauer bzw. Halbwertszeit von Holzprodukten dienen.

Grundsätzlich richten sich die Werte für die Lebensdauer, die in einer Studie verwendet werden sollen, aber auch häufig nach der Art der Einteilung der HWP in die verschiedenen Produktgruppen (siehe dafür auch Abschnitt 1.1 und 1.2.1).

## 1.6 DATENHERKUNFT

### 1.6.1 SCHWERPUNKTMÄßIG VERWENDETE DATENQUELLEN

Modelle für die Berechnung von Kohlenstoffbilanzen unterscheiden sich in ihrer Struktur und ihrem Detailgrad zwar teilweise erheblich voneinander (siehe Abschnitt 1.2 und 1.2.1), für die Modellierung werden aber trotzdem häufig ähnliche Arten von Daten und Parametern wie

- Verbrauchs bzw. Produktionszahlen für den Verwendungsschlüssel und
- Daten zum Anfangsvorrat des Holzspeichers (Ist-Zustand)

benötigt.

Um diese Informationen für die Berechnung des Holzproduktspeichers zu erhalten, wurde in den untersuchten Studien oft auf folgende Datenquellen zurückgegriffen.

#### **Verbrauchs. bzw. Produktionszahlen**

Um einen Verwendungsschlüssel, der die Verwendung der einzelnen Holzsortimente und die Mengen der daraus entstehenden Produkte quantifiziert, konzipieren zu können, werden Verbrauchs- bzw. Produktionszahlen von Holzprodukten benötigt.

Für nationale Studien wird dabei häufig auf die FAOSTAT-Forestry Datenbank der FAO und die Holzdatenbank der UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) zurückgegriffen. Beide Datenbanken können im Internet kostenfrei unter folgenden Adressen abgerufen werden:

- FAOSTAT: <http://faostat.fao.org/>
- UNECE: <http://www.unece.org/forests/fpm/onlinedata.html>

#### *FAOSTAT-Forestry*

Diese Datenbank ist die am häufigsten verwendete Bezugsquelle für Studien, die eine nationale Kohlenstoffbilanz berechnen. So verwenden zum Beispiel Eggers (2002), Dias et al. (2004), Fürstenau (2008), Taverna et al. (2007) oder Stern et al. (2009) diese Datenbank.

Die FAOSTAT-Forestry ist eine Online-Statistikdatenbank der UN, die Produktions-, Export- und Importdaten für Halbfertigwaren (Rohholz, Schnittholz, Holzplatten, Papierhalbwaren, Papier und Pappe) bereitstellt. Für die meisten Länder dieser Welt stehen seit 1961 Zeitreihen (Jahresdaten) für diese Produkte zur Verfügung (Pingoud et al. 2003).

Die Daten werden jährlich mit Hilfe von Umfragen erhoben. Normalerweise erfassen die Länder die Daten auf Basis von Standarderhebungsverfahren, die in Handelsabkommen definiert sind. Die Qualität der HWP Daten in der FAO-Datenbank ist allerdings variabel (Brown et al. 1998). Der Fehler liegt bei etwa +/- 10% für OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) Länder und etwa +/- 50% für Nicht-OECD Länder (Pingoud et al. 2003).

Die FAO vergleicht die nationalen Daten mit den COMTRADE (United Nations Commodity Trade Statistics Database) Statistiken im Rahmen einer Konsistenzüberprüfung (Pingoud et al. 2003). Die COMTRADE Statistiken über Holzprodukte wurden von Michie und Wardle (1998) eingeführt und analysiert. Der Fehler in den Daten liegt ebenfalls bei +/- 10-15 % für OECD Länder und bei +/- 50% für Nicht-OECD Länder (Schätzung von Michie 2000). Rundholzproduktionsdaten sind weniger zuverlässig als die Handelsstatistik, da es keine unabhängigen Kontrollen gibt.

Eggers (2002) bemerkt, dass die FAOSTAT Daten für Brennholz aufgrund von informell gesammelten Daten unsicher sind. Das Ausmaß dieser Abweichungen variiert jedoch von Land zu Land und ist zusätzlich abhängig von der Dunkelziffer des aus dem Wald entfernten Brennholzes.

Einige Autoren (z.B. Winjum et al. 1998) erwähnen, dass die FAOSTAT eine internationale Quelle für Holzprodukte darstellt, jedoch mehrere Umrechnungsfaktoren benötigt werden, um das geerntete Holz in Trockenmasse vor der Oxidation anzugeben, da die FAO Datenbank die meisten Mengen in Volumeneinheiten angibt.

Die Tatsache, dass die FAO Angaben nur ab dem Jahr 1961 zur Verfügung stehen, stellt eine Quelle der Unsicherheit dar, wenn langlebige HWP betrachtet werden. Allerdings muss man auch bedenken, dass viele nationale Statistiken nicht in dem Umfang und der zeitlichen Kontinuität wie die der FAOSTAT vorhanden sind.

#### *Holzdatenbank der UNECE*

Auf europäischer Ebene existiert außerdem noch die Holzdatenbank der Wirtschaftskommission für Europa (UNECE). Diese Datenbank wird oft in Verbindung mit der FAOSTAT-Datenbank als Datenquelle eingesetzt. Die Holz-Datenbank der UNECE stellt Produktions- und Handelsdaten von Sägeholz, Holzplatten, Papier und Pappe für die meisten europäischen Länder von 1964-2009 bereit (Rüter 2011). In ihren Studien verwenden zum Beispiel Dias et al. (2009) und Rüter (2011) diese Datenbank als Informationsquelle.

#### *Weitere Quellen*

Um Parameter für einen Verwendungsschlüssel herzuleiten, verwenden die Autoren neben den beiden Datenbanken (zusätzlich) noch landesspezifische nationale Statistiken wie Forststatistikjahrbücher (Karjalainen et al. 1994), Produktionsstatistiken (Taverna et al. 2007, Tsunetsugu und Tonosaki 2010), Fachveröffentlichungen oder Jahrbücher der Papierindustrie (Briceno-Elizondo und Lexer 2004, Dias et al. 2009). Karjalainen et al. (1994) rechnen die Rohholzmengen auf Grundlage von Ausbeuteraten in Produktlinien um. Die Aufteilung in Produktlinien basiert somit auf der Menge des benötigten Holzes, um ein bestimmtes Produkt herzustellen.

## 1.6.2 VERFÜGBARE DATEN FÜR DEUTSCHLAND

Deutschlandweit stehen neben den Daten aus der FAO Datenbank und der UNECE Datenbank (siehe vorheriger Abschnitt) noch weitere Quellen bezüglich der Holzverwendung und Produktion zur Verfügung.

### **Holzmarktbericht des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV)**

Das Referat 535 (Bereich Holzmarkt, Holzabsatzförderung und Holzverwendung) des BMELV veröffentlicht jährlich einen Holzmarktbericht. Dieser gibt einen detaillierten Überblick über die Rohholzbereitstellung durch die Forstbetriebe und die Verwendung in den holzwirtschaftlichen Betrieben. Weiterhin liefert er Zahlen zur Produktion von Holzhalbwerten. Diese werden in folgende Kategorien unterteilt: Schnittholz (Nadelholz, Laubholz), Holzwerkstoffe (Sperrholz, Spanplatten, Faserplatten), Zellstoff/Holzstoff, Papier und Pappe. Würdehoff et al. (2011) und Fürstenau (2008) greifen zum Beispiel in ihren Studien auf Daten aus dem Holzmarktbericht zurück.

### **Holzrohstoffbilanzen von Mantau**

Mantau ist Professor für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft am Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg. Er ist (Mit-)Autor mehrerer Veröffentlichungen zum Thema „Holzrohstoffbilanzen und Standorte der Holzwirtschaft“.

Im Laufe des Jahres 2001 (Mantau et al. 2002) wurde an der Universität Hamburg die Studie "Standorte der Holzwirtschaft" mit dem Ziel durchgeführt, Sägeindustrie, Holzschliff-, Zellstoff- sowie Holzwerkstoffindustrie hinsichtlich Produktionskapazitäten und Rohstoffeinsatz zu erfassen. Die Studie ermöglicht die umfassende Darstellung der genannten Industriezweige bezüglich ihrer regionalen Produktionskapazitäten und ihres Rohstoffeinsatzes. Sie basiert hauptsächlich auf Fragebogen-Erhebungen im Auftrag des Holzabsatzfonds. Teil 1 der Veröffentlichung behandelt die Holzwerkstoffindustrie. Es wurden 90% der Spanplattenwerke und 55% der Faserplattenwerke und somit insgesamt 76% der Holzwerkstoffindustrie erfasst. Um jedoch einen Eindruck über die Größenordnung der Werke zu bekommen, die sich nicht beteiligt haben, sind Kapazitätsangaben aus einer Befragung von 1999 eingefügt. Aktuelle Kapazitätsangaben aus der Presse wurden zur weiteren Vervollständigung herangezogen. Im Rahmen einer Neuauflage der Studie wurden 2003 Betriebe aus dem Jahr 2001 noch einmal befragt (Mantau und Sörgel 2003a). Teil 2 der Beitragsserie liefert auf Grundlage einer Vollerhebung die Ergebnisse zur Holzschliff- und Zellstoffindustrie. Neben der regionalen Verteilung der Produktionskapazitäten liegt ein Schwerpunkt auf Rohstoffeinsatz und -beschaffung. Um die Daten aus dem Jahr 2001 zu aktualisieren und eventuelle Veränderungen hinsichtlich Kapazität und Rohstoffeinsatz der Branchen festzustellen, wurde 2003 ein Teil der Betriebe nochmals befragt (Mantau und Sörgel 2003b). Der 3. Teil widmet sich der Struktur der Sägeindustrie in Deutschland. Die Untersuchung basiert auf zwei getrennt durchgeführten Befragungen. Zum einen handelt es sich um eine telefonische Vollerhebung aller bekannten Sägewerksadressen, bei der nur das jährliche Einschnittsvolumen nach Laub- und Nadelholz getrennt erfasst wurde. Zum anderen wurde eine Erhebung, die auf die Erfassung der Aufkommens- und Vertriebsstruktur der Sägenebenprodukte zielte, durchgeführt. Die jeweiligen Ergebnisse können nach Bundesland getrennt betrachtet werden. Teil 4 dieser Beitragsserie behandelt den Rundholzeinschnitt in Deutschland, die Ermittlung der Volumina, die regionale Verteilung und die Schnittholzproduktion. Der fünfte Beitrag in der Reihe widmet sich dem Aufkommen und der Vertriebsstruktur von Sägenebenprodukten.

Altholz und seine Verwendung wird im letzten Teil behandelt und beinhaltet Befragungen entsorgender Betriebe in der Bundesrepublik Deutschland. Die Befragungen erfolgten in den Jahren 2002 und 2004 jeweils zur Situation des Altholzmarktes in den Vorjahren (2001 und 2003). Während die Befragung im Jahr 2002

eine Vollerhebung darstellt und sich auf die Dokumentation von Mengen und Warenströmen konzentriert, wurde im Jahr 2004 eine Stichprobenerhebung durchgeführt. Dabei wurde der Stoffstrom der Altholzbetriebe etwas detaillierter, und zusätzlich Informationen zu Vertragsgestaltung und Preisen abgefragt. Die Studie von Mantau (2008) aktualisiert die Vollerhebung zum Altholzmarkt aus dem Jahr 2001 (Mantau und Weimar 2003). Als Bezugsjahr für die aktuelle Erhebung wurde 2006 gewählt, da für dieses Jahr erstmals der vollständige Mengenzuwachs durch das Ende der Übergangsfristen der Abfallablagereverordnung (AbfAbIV) erwartet werden kann.

Eine weitere Veröffentlichung von Mantau (2009) in diesem Bereich ist die „Holzrohstoffbilanz Deutschland: Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung bis 2012“.

Daten aus den Stoffstrommodellen von Mantau werden unter anderem von Pistorius (2007) und Würdehoff et al. (2011) in deren Studien mit einbezogen.

Scheer und Hoppenbrock (2006) stellen jedoch für die Produktion von Holzwerkstoffen erhebliche Unterschiede zwischen dem Holzmarktbericht des BMELV und den Holzrohstoffbilanzen von Mantau fest. Die Daten von Mantau sollten allerdings, nach unseren Informationen, präziser sein als die des Holzmarktberichtes.

### **Verband deutscher Papierfabriken e.V.**

Der Verband deutscher Papierfabriken e.V. veröffentlicht jährlich den „Leistungsbericht Papier“- ein ca. 110 Seiten starkes Dokument, in dem die Papierindustrie in Zahlen abgebildet ist. Würdehoff et al. (2011) greifen auf diese Zahlen zurück, um den Anteil von Laub- und Nadelindustrieholz an der Kategorie Produkte mit kurzer Lebensdauer, hauptsächlich Papier und Pappe, zu bestimmen.

### **Statistiken des Statistischen Bundesamtes**

#### *Produktionsstatistik*

„Prodcom ist eine Datenbank, die Statistiken über die Produktion von Gütern bereithält. Die europäische Produktionsstatistik basiert auf einer einheitlichen Güterklassifikation, die auch als Prodcom-Liste bezeichnet wird und insgesamt ca. 4500 Produktkategorien umfasst. Jeder Produktkategorie ist ein bestimmter achtstelliger Code zugeordnet. Die ersten vier Stellen dieser Prodcom Codes entsprechen dem Code der Statistischen Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft (NACE) des Wirtschaftszweiges, zu dem Unternehmen, die das jeweilige Produkt in der Regel herstellen, allgemein gerechnet werden. Die meisten Prodcom Codes entsprechen einem oder mehreren Codes in der Klassifikation der Güter für den Außenhandel, die auch als Kombinierte Nomenklatur bezeichnet wird. Die Meldepflicht zur Produktionsstatistik besteht im Prinzip für alle produzierende Einheiten. Allerdings besteht in der Produktion, in der Regel, nur Meldepflicht für Betriebe von Unternehmen mit 20 und mehr Beschäftigten.“ (Statistisches Bundesamt 2011a,d)

#### *Außenhandelsstatistik*

„Gegenstand der Außenhandelsstatistik ist der grenzüberschreitende Warenverkehr Deutschlands mit dem Ausland, d.h. alle körperlich ein- bzw. ausgehenden Waren sowie elektrischer Strom werden erfasst und nachgewiesen.

Als Zentralstatistik konzipiert, wird die Außenhandelsstatistik allein vom Statistischen Bundesamt organisiert und durchgeführt. Seit der Vollendung des Europäischen Binnenmarktes zum 01.01.1993 und dem damit verbundenen Wegfall der zollamtlichen Warenkontrollen an den Binnengrenzen der Mitgliedstaaten der Europäischen Union (EU) wird in der Außenhandelsstatistik erhebungstechnisch zwischen Extra- und Intra-handelsstatistik differenziert. Die Intrahandelsstatistik umfasst den Warenverkehr mit Mitgliedstaaten der EU

und erfolgt im Wege einer direkten Firmenmeldung. Die Extrahandelsstatistik erfasst den Warenverkehr mit den sogenannten Drittländern (Nicht-EU-Staaten). Die Erhebung der Extrahandelsstatistik erfolgt traditionell über die Zollverwaltung.

Meldepflicht zur Außenhandelsstatistik besteht im Prinzip für jeden, der Dinge über die Grenze bringen lässt. Beim Intrahandel sind - getrennt für Ex- und Import - nur die Unternehmen meldepflichtig, die im Vorjahr für mehr als 300 000 Euro ex- oder importiert haben. Die Werte des Intrahandels werden - wegen der Freigrenze - von den Ämtern durch Schätzungen ergänzt. Im Extrahandel gibt es zusätzlich noch eine Wertgrenze von 1 000 Euro pro Warensendung.“ (Statistisches Bundesamt 2011b,d)

#### *Bautätigkeitsstatistik*

„Zur Feststellung des Umfangs, der Struktur und der Entwicklung der Bautätigkeit im Hochbau und zur Fortschreibung des Bestandes an Wohngebäuden und Wohnungen werden laufend Erhebungen über die Bautätigkeit im Hochbau (Bautätigkeitsstatistik) als Bundesstatistik durchgeführt. Gegenstand der Bautätigkeitsstatistik sind Baugenehmigungen und Baufertigstellungen im Hochbau, der Bauüberhang am Jahresende, Bauabgänge von Hochbauten und die Fortschreibung des Wohngebäude- und Wohnungsbestandes. Unmittelbarer Erhebungsgegenstand ist das Gebäude, das entweder als Wohngebäude oder als Nichtwohngebäude gekennzeichnet wird und im konkreten weitere Untergliederungen nach der Art des Gebäudes beinhaltet. So sind z. B. die Wohngebäude nachzuweisen als Ein-, Zwei- oder Mehrfamilienhäuser oder als Wohnheime. Zu den Nichtwohngebäuden zählen z. B. Büro- und Verwaltungsgebäude, landwirtschaftliche Betriebsgebäude, Fabrik- und Werkstattgebäude, Hotels und Gaststätten. Tiefbauten (z. B. Straßen, Tunnels, Brücken) sind nicht Erhebungsgegenstand in der Bautätigkeitsstatistik. Insbesondere als Frühindikatoren der konjunkturellen Entwicklung sind die Ergebnisse der Bautätigkeitsstatistik von großer Bedeutung“ (Statistisches Bundesamt 2011c).

### **1.6.3 VERFÜGBARE DATEN FÜR REGIONALE STUDIEN**

Da sich die Kohlenstoffbilanzierung im Rahmen dieses Projektes auf den Staatswald von Baden-Württemberg beschränkt, sind besonders Modellierungen und deren Datenherkünfte mit regionalem Bezug interessant.

Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass die Datenlage zur Holzverwendung und den Holzflüssen auf nationaler Ebene sehr viel besser ist (siehe vorherige Abschnitte) als auf regionaler bzw. Landesebene. Unter anderem gestaltet es sich schwierig, den Anfangsvorrat des Holzproduktspeichers zu bestimmen. Aus diesem Grund behelfen sich manche Autoren, z.B. Pistorius (2007), an einigen Stellen in der Konzeption ihrer Modelle mit groben Schätzungen und theoretischen Annahmen. Einige Autoren, wie zum Beispiel Seidl et al. (2007), Pistorius (2007) und Würdehoff et al. (2011) nutzen national verfügbare Daten und Statistiken und übernehmen bzw. passen diese auf die regionale Ebene an.

Da für einige Bereiche Daten von statistischen Landesämtern zur Verfügung stehen, z.B. Produktionszahlen oder Einwohnerstatistiken, werden diese auch mit verwendet, um zum Beispiel einen Verwendungsschlüssel herzuleiten (z.B. Böttcher 2008, Pistorius 2007). Die Verwendung dieser Daten ist jedoch auch nicht immer unproblematisch (siehe dazu Abschnitt 1.6.4).

Wirklich belastbares Datenmaterial erhält man auf Landesebene derzeit nur durch eigens durchgeführte Erhebungen. Walz et al. (2009) und Profft et al. (2009) erheben regionale Daten mit Hilfe von Umfragen im Bereich der Holzverarbeitenden Industrie und führen bezüglich der Holzflüsse Expertenbefragungen durch. Mund et al. (2006) ziehen zusätzlich noch Internet- und Telefonrecherchen als Unterstützung hinzu, um Daten und Parameter für ihr Model zu erhalten.

#### 1.6.4 PROBLEMATIK BEI DER ERSTELLUNG EINES VERWENDUNGSSCHLÜSSELS AUS DEN FÜR BADEN-WÜRTTEMBERG VERFÜGBAREN DATEN

Auf nationaler Ebene ist es mit Hilfe der in Abschnitt 1.6.1 und 1.6.2 beschriebenen Datengrundlage möglich, einen Verwendungsschlüssel zu konzipieren. Für Baden-Württemberg gestaltet sich die Entwicklung eines Verwendungsschlüssels hingegen schwieriger.

Es gibt belastbares Datenmaterial darüber, welche Sortimente landesweit produziert werden. Über den „Fofis-Holzwürfel“ können Zeitreihen ab dem Jahr 2000 im Bereich Holzeinschlag und Holzverkauf ausgewertet werden. Diese Daten sind über die Landesforstverwaltung abrufbar. Es gibt bislang allerdings kein belastbares Datenmaterial darüber, wie die einzelnen Sortimente verwendet werden und welche Produkte daraus entstehen. Die Stoffströme sind somit nur schwer abbildbar (Pistorius 2007).

Einige Informationen, die für eine Modellierung des Produktspeichers nützlich sein können, kann man allerdings vom statistischen Landesamt beziehen. So berechnet Pistorius (2007) beispielsweise den Anfangsvorrat des Produktspeichers mit Hilfe der bereits existierenden Häuser in Baden-Württemberg. Weiterhin ist es über das statistische Landesamt möglich, Produktionsstatistiken zur Holzverarbeitenden Industrie zu erhalten. Die Produktionserhebung wird nach dem Güterverzeichnis, welches über 6000 unterschiedliche Produkte aufführt, durchgeführt. Theoretisch ist somit für jedes Produkt die jährliche Produktionsmenge verfügbar. Die Gliederung des Güterverzeichnisses orientiert sich allerdings nicht ausschließlich am Material und somit ist es schwer möglich, Produktgruppen zu bilden. Zum Beispiel beinhaltet die Abteilung 31 (Möbel) die Untergruppe „Büromöbel aus Metall und Holz sowie Ladenmöbel aus Holz“ und diese wiederum das Produkt „Zeichentische“. Eine Aufspaltung nach verwendetem Material wird in dieser Statistik nicht vorgenommen. Ob es sich hierbei nun also um Holz oder Metalltische handelt, ist unklar.

#### 1.6.5 BERECHNUNG DES HISTORISCHEN KOHLENSTOFFBESTANDES

Aufgrund der Langlebigkeit einiger Holzprodukte (z.B. Holz in Gebäuden) werden Daten zur Holzproduktion und Verwendung je nach entwickeltem Modell schon ab Anfang 1900 benötigt (z.B. Pistorius 2007). Häufig dienen die FAO Daten ab 1961 als Datengrundlage für die Herleitung der Zahlen für die vorangegangenen Jahre (z.B. Karjalainen et al. 2002). Die IPCC Richtlinien von 2006 schlagen eine andere Möglichkeit vor. Sie empfehlen, die jährliche Zunahmerate für die Rundholzproduktion auf Grundlage des jährlichen Bevölkerungswachstums für den Zeitraum, für den noch keine statistischen Werte erfasst wurden, zu schätzen (IPCC 2006). Rüter (2011) und Skog et al. (2004) hingegen berechnen fehlende Produktionsdaten aus dem Durchschnitt der ersten 5 Jahre vorhandener Daten. Dieser Durchschnittswert wird dann bis 1900 interpoliert und als konstant angesehen (Gleichung 10).

$$\begin{aligned} & \textit{Production (or trade)}_t \\ & = [\textit{average production (or trade) for 1961 to 1966}] \cdot e^{(r \cdot (t-1961))} \end{aligned} \quad (10)$$

#### 1.7 GRÖßENORDNUNG DER HOLZPRODUKTSPEICHER

Der Holzproduktpool stellt neben dem Wald einen weiteren Speicher für Kohlenstoff dar. Holzprodukte verlängern die Speicherzeit des Kohlenstoffs, indem sie ihn während ihrer Nutzungsdauer weiterhin binden. Sie können somit einen Beitrag zur Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre leisten. Die Menge des im Holzproduktpool gespeicherten Kohlenstoffs wurde bereits in mehreren Studien für bestimmte Län-

der und auch für einzelne Bundesländer berechnet. Um Referenzwerte für die Überprüfung der Berechnungen zu erhalten, wurden aus den zahlreichen vorliegenden Untersuchungen die Größenordnungen des Holzproduktspeichers zusammengetragen.

Die Größenordnungen des gespeicherten C im Holzproduktpool können allerdings je nach Studie erheblich variieren und der direkte Vergleich der in den unterschiedlichen Studien ermittelten Zahlenwerte ist oft nur schwer möglich. Dies liegt an den sehr unterschiedlichen Zielsetzungen (siehe auch Abschnitt 1.1), den damit einhergehenden verschiedenen Berechnungsmethodiken, berücksichtigten Zeitintervallen, Bewirtschaftungs-, Verwendungs- oder Klimaszenarien. Ziel dieser Studien war oftmals Tendenzen unterschiedlicher Szenarien aufzuzeigen bzw. darzustellen, wie sich zum Beispiel verschiedene Bewirtschaftungsszenarien auf die C-Speicherkapazität auswirken. Somit ist ein Vergleich der Ergebnisse innerhalb einer Studie sehr gut möglich und liefert Erkenntnisse zu Auswirkungen bestimmter Strategien. Der Vergleich untereinander ist aufgrund der großen Diversität der Studien jedoch schwierig.

Hinzukommt, dass die Mengen an gespeichertem C im Holzproduktpool in den vier verschiedenen Einheiten  $t\ C/ha \cdot \text{Jahr}$ ,  $t\ C/ha$ ,  $t\ C/\text{Jahr}$  und  $t\ C$  angegeben werden. Diese vier verschiedenen Einheiten lassen sich nur bedingt ineinander umrechnen und sind somit nicht direkt vergleichbar. In den Fällen, in denen es möglich war, die Ergebnisse zu einer gemeinsamen Einheit umzurechnen, (z.B.  $t\ C$  in  $t\ C/ha$ ) wurde dies durchgeführt.

In einigen Studien wird der Holzproduktspeicher nicht isoliert, sondern in Zusammenhang mit anderen Pools wie, lebende Biomasse im Wald, Kohlenstoff im Boden oder Totholz betrachtet. Da in diesen Veröffentlichungen für den Holzproduktspeicher keine separaten Ergebnisse vorliegen, werden diese in diesem Kapitel nicht berücksichtigt. In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse der Studien getrennt nach verwendeter Einheit vorgestellt.

### Ergebnisse in Tonnen C pro ha und Jahr

Viele der untersuchten Veröffentlichungen berechnen eine jährliche Veränderungsrate des Holzproduktspeichers in Tonnen C pro ha und Jahr. Der Vorteil dieser Einheit ist, dass sie einen direkten Vergleich der ermittelten Werte, unabhängig von der Größe der betrachteten Fläche erlaubt. Die Angabe pro Hektar bezieht sich dabei auf die in den Berechnungen berücksichtigte Waldfläche, nicht etwa auf die gesamte Fläche eines Landes.

Die höchsten jährlichen Speichereffekte des Holzproduktspeichers innerhalb einer bestimmten Zeitperiode (je nach Studie verschieden) liegen um die 1 t C/ha\*Jahr, die niedrigsten um die 0,0 t C/ha\*Jahr bis hin zu minus 0,15 t C/ha\*Jahr, was eine Kohlenstofffreisetzung, hervorgerufen durch eine Verkleinerung des Produktspeichers, bedeutet.

In den betrachteten Studien berechnen Mund et al. (2006) den höchsten Wert für die jährliche Veränderung des Produktspeichers über zehn Jahre (1999-2009). Die Autoren ermitteln die Größe und Veränderung des Holzproduktspeichers in Thüringen für drei verschiedene Szenarien (für Details siehe Tabelle 9, Seite 68), in denen sich die C-Bindung auf bis zu 1,08 t C/ha\*Jahr beläuft. Profft et al. (2007) berechnen ebenfalls die Veränderungsrate des Produktpools für Thüringen. Hier beläuft sich die C-Bindung allerdings nur auf 0,106 t C/ha\*Jahr bis hin zu 0,701 t C/ha\*Jahr.

Die niedrigsten Werte für die jährliche Veränderung des Holzproduktspeichers bei einem aktiven Management ergeben sich in der Studie von Eggers (2002). Eggers (2002) berechnet die Veränderung des Holzproduktspeichers von fünf europäischen Ländern (Deutschland, Österreich, Portugal, Norwegen, Finnland) für jeweils zwei Bewirtschaftungsszenarien (siehe auch Tabelle 9, Seite 68) und kommt zu dem Ergebnis, dass es in allen Ländern, außer Portugal, zu einer Zunahme des Holzprodukt pools bis zum Jahre 2050 kommen wird. Für Portugal ergibt sich dagegen für die Jahre 2011-2020 bzw. 2041-2050 im Durchschnitt eine Veränderung von -0,007 t C/ha\*Jahr, für den Fall, dass die zu dem Zeitpunkt der Studie realisierte Bewirtschaftung beibehalten wird. Die durchschnittliche jährliche Veränderung des Produktspeichers der restlichen Länder ist im Vergleich zu den übrigen Studien ebenfalls sehr gering. Die von Eggers (2002) ermittelten Werte liegen zwischen 0,003 t C/ha\*Jahr und maximal 0,195 t C/ha\*Jahr. Auch Fürstenau (2008) ermittelt die Entwicklung des Speichereffekt des Holzprodukt pools für Deutschland für zwei verschiedene Bewirtschaftungsformen (aktuelles Management und eine erhöhte Holzentnahme von 5 Mio. m<sup>3</sup>) innerhalb von 50 Jahren und bestimmt die Größe des Speichers auf 0,56 t C/ha\*Jahr und 0,5 t C/ha\*Jahr. Des Weiteren betrachtet Fürstenau (2008) die Größe des Produktspeichers für Brandenburg (ebenfalls 50 Jahre) unter zwei verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien und kommt auf Werte von 0,38 t C/ha\*Jahr (aktuelles Management) und 0,44 t C/ha\*Jahr (erhöhte Holzentnahme von 5 Mio. m<sup>3</sup>). Einen ähnlichen Wert (0,526 t C/ha\*Jahr) erhalten auch Profft et al. (2007) für Thüringen für das Szenario einer realistischen Nutzung. Des Weiteren berechnet Fürstenau (2008) in ihrer Studie die Größe des Produktspeichers für die Bewirtschaftungseinheit Kleinsee in Brandenburg für vier verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien (siehe Tabelle 9, Seite 68). Die Werte der drei aktiven Bewirtschaftungsszenarien liegen zwischen 0,39 t C/ha\*Jahr und 0,44 t C/ha\*Jahr.

Die Höhe der Veränderung des Holzproduktspeichers für Finnland liegt für den Fall, dass das Ernteniveau von 1980 beibehalten wird, bei 0,186 t C/ha\*Jahr und bei 0,31 t C/ha\*Jahr bei einem Szenario, das auf eine maximal nachhaltige Bewirtschaftung ausgelegt ist. Karjalainen (1996) geben in ihrer Studie ebenfalls Werte für Finnland an. Sie bestimmen die Veränderungsrate des Holzproduktspeichers und erhalten um bis zu einem Drittel kleinere Werte (0,6-1,0 t C/ha\*Jahr) im Vergleich zu Karjalainen et al. (1995). (siehe Tabelle 9, Seite 68 zur Ergänzung und kurzen Erläuterung der einzelnen Bewirtschaftungsszenarien).

## **Ergebnisse in Tonnen C pro ha**

Ein großer Teil der analysierten Publikationen gibt die Größenordnungen des Holzproduktspeichers in Tonnen C pro ha an. Auch hier beziehen sich die Flächenangaben auf die in den Berechnungen berücksichtigte Waldfläche.

Die Ergebnisse der Studien in dieser Einheit umfassen eine sehr große Spannweite und können sich bis um das hundertfache unterscheiden. So variiert die Größenordnung des Produktspeichers von 2,3 t C/ha (Eggers 2002) bis hin zu 116,1 t C/ha (Seidl et al. 2007).

Größenordnungen des Produktspeichers im einstelligen Bereich sind ausschließlich in der Studie von Eggers (2002) zu beobachten. So errechnet der Autor zum Beispiel einen durchschnittlichen C-Bestand in Holzprodukten in Norwegen von 3,0 t C/ha für die Jahre 2011-2020, wenn die zu dem Zeitpunkt der Studie gängige Waldbewirtschaftung fortgeführt wird. Der Maximalwert des durchschnittlichen C-Bestandes in Holzprodukten liegt für diese Studie bei 21,1 t C/ha für Österreich bei Durchführung einer multifunktionalen Bewirtschaftung (Details siehe Tabelle 10, Seite 71) für den Zeitraum 2041-2050.

Diese Ergebnisse stehen im Gegensatz zu den meisten anderen Studien, da dort die niedrigsten Speichereffekte im Bereich dieses Wertes liegen und die Maximalwerte bis in den dreistelligen Bereich reichen können. So berechnen zum Beispiel Taverna et al. (2007) eine Speicherleistung des Schweizer Produktspeichers von 25,7 t C/ha im Jahre 2000. Die Speicherleistung des Baden-Württembergischen Produktspeichers liegt bei 34,92 t C/ha im Jahr 2007 für ein Szenario, welches die zum Zeitpunkt der Studie tatsächliche Waldbewirtschaftung widerspiegelt (Pistorius 2007). Für Finnland ergeben sich je nach Baumart und Bewirtschaftungsszenario (Details siehe Tabelle 10, Seite 71) Größenordnungen für den Gesamtspeicher von 35,72 t C/ha bis 53,3 t C/ha (Pingoud et al. 2010). Werte für den Produktspeicher von Niedersachsen berechnen Wördehoff et al. (2011). Die Autoren berücksichtigen drei Bewirtschaftungsszenarien (Details siehe Tabelle 10, Seite 71) und bestimmen Werte von 31,32 t C/ha bis zu 52,09 t C/ha. Den größten Speichereffekt des Produktpools berechnen mit 116,1 t C/ha Seidl et al. (2007). In dieser Studie werden drei verschiedene Berechnungsmöglichkeiten und vier unterschiedliche Bewirtschaftungsformen für eine Bewirtschaftungseinheit in der Schweiz berücksichtigt (siehe Tabelle 10, Seite 71), wobei die Werte zwischen 57,2 t C/ha und 116,1 t C/ha liegen.

Die in Karjalainen (1996) zitierten Autoren kommen ebenfalls zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. Dewar und Cannell (1992) erhalten in ihren Untersuchungen für Großbritannien Werte von 20-40 t C/ha, Nabuurs und Mohten (1993) Werte von 9-17 t C/ha für boreale Fichtenwälder in Slowenien, Burschel et al. (1993a) berechnen Größenordnungen von 46-116 t C/ha für deutsche Wälder und Karjalainen (1996) kommt auf 18-29 Tonnen gespeicherten Kohlenstoff pro Hektar. (siehe Tabelle 10, Seite 71 zur Ergänzung und kurzen Erläuterung der Bewirtschaftungsszenarien)

## **Ergebnissen in Tonnen C pro Jahr**

Einige wenige Autoren geben ihre Ergebnisse als eine Veränderungsrate in t C/Jahr an. Dies kann für einen Vergleich hilfreich sein, wenn verschiedene Autoren unterschiedlich lange Zeitintervalle betrachtet haben.

Burschel et al. (1993a) bestimmen die Veränderungsrate des deutschen Produktspeichers auf 1,1 Mio. t C/Jahr. Die von Karjalainen et al. (2002), für den Zeitraum von 1990-2050, ermittelte durchschnittliche Veränderungsrate für Deutschland beläuft sich im Vergleich zu Burschel et al. (1993a) mit 0,5 Mio. t C/Jahr nur knapp auf die Hälfte.

Die durchschnittliche C-Bilanz für Finnland beträgt über einen Zeitraum von 50 Jahren für drei verschiedene Bewirtschaftungsszenarien (Details siehe Tabelle 11, Seite 75) maximal 6,6 Mio. t C/Jahr (Karjalainen et al. 1995). Die von Winjum et al. (1998) und Karjalainen (1996) berechneten Netto C-Bindungen für Finnland hingegen sind mit 0,9 Mio. t C/Jahr bzw. 0,5 Mio. t C/Jahr um bis zu fünf mal so niedrig wie die von Karjalainen et al. (1995).

Dias et al. (2004) berechnen die Speicherleistung für Portugal auf 0,31 Mio. t C/Jahr (1990) und 0,6 Mio. t C/Jahr (2000). (siehe Tabelle 11, Seite 75 zur Ergänzung und kurzen Erläuterung der Bewirtschaftungsszenarien)

### **Ergebnissen in Tonnen Kohlenstoff**

In einigen Studien wird der Speichereffekt als Summe eines bestimmten Jahres oder Zeitintervalls in Tonnen Kohlenstoff angegeben. Die Schwierigkeit dieser Angabe besteht darin, dass es sehr schwer ist, diese Werte in Relation zueinander zu setzen, da sie sich auf unterschiedlich große Bezugsgrößen (z.B. Waldflächen) beziehen. Ein hoher Wert für die Speicherleistung des Produktspeichers muss somit nicht zwangsläufig eine hohe Speicherleistung pro Hektar bedeuten. So beziehen sich zum Beispiel die Werte von Pistorius (2007) auf eine Fläche von 1,32 Mio. ha, die von Karjalainen et al. (1995) auf eine Fläche von 21,0 Mio. ha. Ist die Flächengröße nicht bekannt, können diese Werte nur einen Eindruck der Größenordnung des Produktspeichers liefern. Studien, die diese Form der Darstellung wählen, werden oft im Rahmen einer Ermittlung der möglichen Anrechenbarkeit von Kohlenstoffeinsparungen erstellt. Da hierfür nur die reinen Mengen an eingespartem Kohlenstoff (z.B. für ein bestimmtes Land) interessieren, werden keine Angaben zur Speicherleistung pro Hektar gemacht.

Die höchsten Werte für die gesamte Speicherleistung eines Landes werden von Karjalainen et al. (1995) für Finnland bestimmt. Unter der Berücksichtigung von drei verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien (siehe Tabelle 12, Seite 76) und einem Simulationszeitraum von 50 Jahren beträgt die durchschnittliche Höhe an Kohlenstoff im finnischen Produktspeicher bis zu 149,1 Mio. t C. Sehr viel niedrige Werte für Finnland (1,2 Mio. t C) ermitteln Winjum et al. (1998) für Produkte mit einer Lebensdauer von mehr als fünf Jahren für das Jahr 1990.

Für den gesamten Holzproduktspeicher von Deutschland ermitteln Burschel et al. (1993a) eine Speicherkapazität von 128 Mio. t C. Neuere Ergebnisse liefern Karjalainen et al. (2002), die für 1990 die Höhe des Produktspeichers in Deutschland auf knapp die Hälfte (66 Mio. t C) bestimmen. Rüter (2011) ermittelt eine durchschnittliche jährliche Emissionsrate für Deutschland für 1990 von 3,05 Mio. t C, für das Jahr 2010 beläuft sie sich auf 6,649 Mio. t C. Bei diesen Ergebnissen muss allerdings berücksichtigt werden, dass der Autor sämtliche Kohlenstoffflüsse in und aus dem Produktpool, also auch die der Vergangenheit, in seinen Berechnungen mitberücksichtigt.

Die geringste Speicherleistung besteht in der Schweiz mit 27,5 Mio. t C für das Jahr 2000 (Taverna et al. 2007).

Unter den Bundesländern bzw. Kantonen weißt der Produktspeicher von Niedersachsen vor Baden-Württemberg und dem Kanton Graubünden die höchste Speicherleistung auf.

Die Höhe des Produktspeichers in Niedersachsen wurde von Wördehoff et al. (2011) für drei verschiedene Bewirtschaftungsszenarien (siehe Tabelle 12, Seite 76) für das Jahr 2036 ermittelt und beläuft sich auf 36,2 Mio. t C bis zu 60,2 Mio. t C. Die Größe des Holzproduktspeichers von Baden-Württemberg für die Jahre 1987 und 2002 beträgt 36,8 Mio. t C bzw. 49,5 Mio. t C (Pistorius 2007). Walz (2009) bestimmt die Höhe des gesamten Produktspeichers im Kanton Graubünden mit 0,65 Mio. t C. (siehe Tabelle 12, Seite 76 zur Ergänzung und kurzen Erläuterung der Bewirtschaftungsszenarien)

## 1.7.2 VERGLEICH DER ERGEBNISSE FÜR DEUTSCHLAND

### Produktspeicher auf Bundesebene

Für Deutschland existieren Berechnungen des Holzproduktspeichers für das gesamte Land sowie für einzelne Bundesländer.

Fünf Studien (Rüter 2011, Fürstenau 2008, Eggers 2002, Karjalainen et al. 2002 und Burschel et al. 1993a) der letzten zwei Jahrzehnte betrachten den Produktspeicher für Deutschland getrennt von allen anderen C-Speichern. Des Weiteren sei noch die Studie von Jäkel et al. (1999) erwähnt, in der allerdings der Produktspeicher aus Produkten in Gebrauch und Produkten auf Deponien besteht. Auch Köhl et al. (2011) berechnet Werte für Deutschland. In der Veröffentlichung sind jedoch keine genauen Ergebnisse für den Produktspeicher verfügbar, da diese nur in akkumulierter Form mit anderen Pools in einer Grafik abgebildet sind (siehe Abbildung 20)

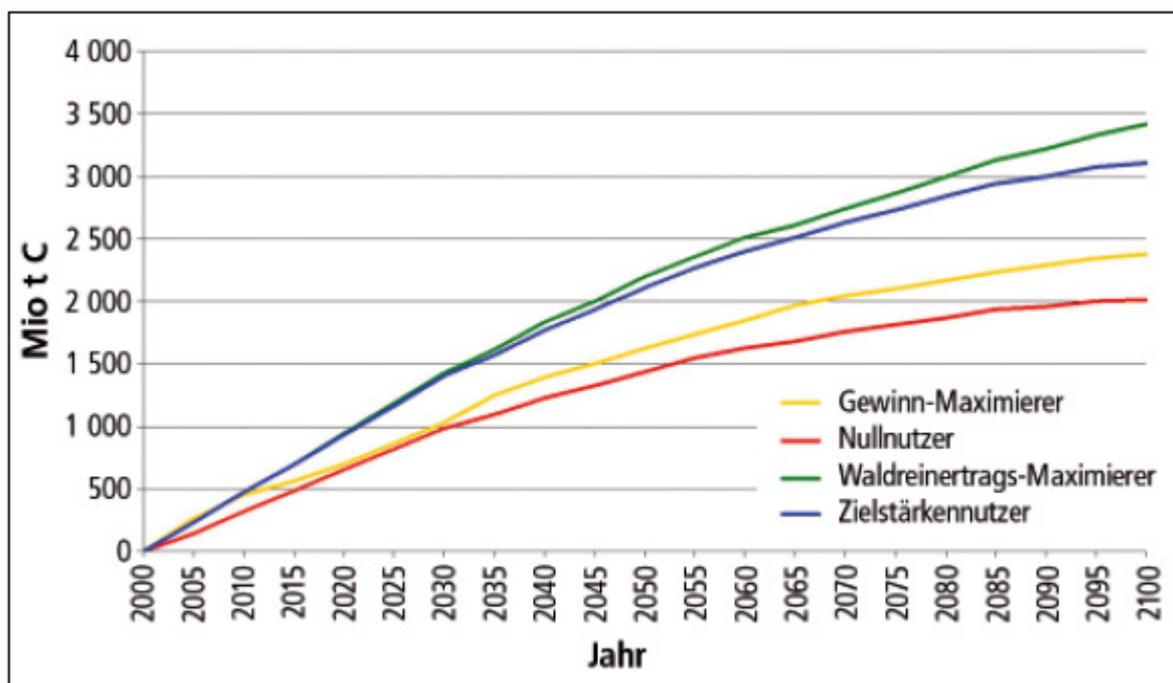


Abbildung 20: Minderungspotenzial (Mio. t C der Bewirtschaftungsalternativen und der Nullnutzung nach Klimaszenarium B1, aus Köhl et al. 2011

Die Ergebnisse der Studien von Burschel et al. (1993a) und Eggers (2002) liegen sehr dicht beieinander. Burschel et al. (1993a) berechnet einen Gesamtspeicher für Holzprodukte in Gebrauch in Deutschland von 128 Mio. t C, Eggers (2002) einen Gesamtspeicher von 131 Mio. t C. Betrachtet man die Produktspeicher allerdings auf Ebene der berücksichtigten Produktklassen, so stellt man fest, dass sich diese in ihren Größenordnungen erheblich unterscheiden (Tabelle 8). Die Größe des von Karjalainen et al. (2002) berechneten Produktspeichers (66 Mio. t C für das Jahr 1990 und 95 Mio. t C für das Jahr 2050) liegt deutlich unter denen von Burschel et al. (1993a) und Eggers (2002).

Im selben Rahmen wie die Ergebnisse von Eggers (2002) und Burschel (1993a) liegt auch die Studie von Jäckel et al. (1999). Hier setzt sich der Holzproduktspeicher (274 Mio. t C für das Jahr 2000) aus Produkten in Gebrauch und Produkten auf Deponien zusammen. Eggers (2002) erhält für das Jahr 2000 einen Wert von 282 Mio. t C der sich aus 129 Mio. t C von Produkten in Gebrauch plus 153 Mio. t C von Produkten in Deponien zusammensetzt. Für das Jahr 2050 erhalten die Autoren einen Speicher in der Höhe von 382 Mio. t C (Eggers 2002) bzw. 399 Mio. t C (Jäckel et al. 1999).

**Tabelle 8: Vergleich zwischen den Kohlenstoffspeichern (Mio. t C) der Holzprodukte der Studien von Burschel et al. (1993a) und Eggers (2002). Einige Produktgruppen der Studie von Eggers (2002) wurden aggregiert, damit sie den Produktgruppen aus Burschel (1993a) entsprechen, aus Eggers (2002).**

Produktgruppe (in Mio. t C)	Autor	
	Burschel et al. (1993a)	Eggers (2002)
Konstruktionsholz	89	98
Möbel und Strukturmaterial	34	18
Papier, Verpackung	5	15
Gesamt	128	131

Betrachtet man allerdings die jährliche Veränderungsrate, so stellt man fest, dass diese in der Studie von Eggers (2002) um einiges geringer ist als die in der Studie von Burschel et al. (1993a) berechnete. Burschel et al. (1993a) erhalten eine jährliche Veränderungsrate von 1,1 Mio. t C/Jahr, während die von Eggers (2002) zwischen 0,02 bis 0,04 Mio. t C/Jahr für die zum Zeitpunkt der Studie gängige Bewirtschaftungsform variiert. Die Ergebnisse von Eggers (2002) sind hierbei eher vergleichbar mit denen von Karjalainen et al. (2002). In dieser Studie liegt die durchschnittliche Veränderungsrate zwischen 1990 und 2050 bei 0,05 t C/Jahr.

Um ein vielfaches höhere Werte, wie die der vorangegangenen Studien, erhält Rüter (2011) mit 5,545 Mio. t C/Jahr für die Jahre 2013-2020 und bei 4,877 Mio. t C/Jahr für die Jahre 2005-2009. Rüter (2011) berechnet in seiner Studie die durchschnittliche jährliche Netto Emissionsrate. Der für 2010 berechnete Wert ist sogar noch einmal größer und liegt bei 6,649 Mio. t C/Jahr. Im Gegensatz zu den vorher genannten Studien berücksichtigt Rüter (2011) allerdings sämtliche Kohlenstoffflüsse in und aus dem Produktspeicher. Dies bedeutet, dass auch die C-Speicherung aus der Vergangenheit mit in seine Berechnungen einfließt.

Die Ergebnisse der Studien in t C/ha\*Jahr weisen eine sehr große Spannweite auf. Fürstenau (2008) erhält für das zum Zeitpunkt der Studie gültige Management einen Wert von 0,5 t C/ha\*Jahr. Wird die Holzentnahme um 5 Mio. m<sup>3</sup> erhöht steigt dieser Wert auf 0,56 t C/ha\*Jahr. Vergleicht man die Ergebnisse von Fürstenau (2008) und Eggers (2002), so stellt sich heraus, dass die Ergebnisse von Fürstenau je nach Szenario um bis zu 70-mal größer sind. Eggers (2002) berechnet die durchschnittliche jährliche Veränderung der Speicherleistung der Holzprodukte für die Zeiträume 1981-1990, 2011-2010 und 2041-2050 und bekommt Ergebnisse von 0,188 t C/ha\*Jahr, 0,021 t C/ha\*Jahr und 0,008 t C/ha\*Jahr wenn das zum Zeitpunkt der Studie gültige Management beibehalten wird. Zwischen den Ergebnissen der beiden vorangegangenen Studien liegen die Ergebnisse der Untersuchungen von Karjalainen et al. (2002), in denen die durchschnittliche Veränderungsrate von 1990-2050 berechnet wird und sich die Speicherleistung auf 0,05 t C/ha\*Jahr beläuft (siehe Tabelle 13, Seite 78 zur Ergänzung und kurzen Erläuterung der Bewirtschaftungsszenarien).

## Produktspeicher auf Ebene der Bundesländer

Auf der Ebene der deutschen Bundesländer sind bisher Ergebnisse für Niedersachsen (Wördehoff et al. 2011 und Böswald und Wierling 1997), Thüringen (Mund et al. 2006, Böttcher 2008 und Profft et al. 2007, 2009), Brandenburg (Fürstenau 2008) und Baden-Württemberg (Pistorius 2007) verfügbar.

Böswald und Wierling (1997) berechnen für den niedersächsischen Produktpool eine Speichermenge von 23,8 Mio. t C im Jahr 1993. Neueste Ergebnisse für die Höhe der Speicherleistung des niedersächsischen Holzproduktspeichers liefert die Studie von Wördehoff et al. (2011). Dort ermitteln die Autoren die Speicherleistung des Produktpools unter drei verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien für das Jahr 2036 nach einer Simulationsperiode von 30 Jahren. In allen drei Szenarien liegt die Speicherleistung deutlich über den von Böswald und Wierling (1997) berechneten Werten. So geben Wördehoff et al. (2011) die Menge an gespeichertem C in Produkten mit 36,2 Mio. t C für eine naturschutzorientierte Bewirtschaftung, 52,3 Mio. t C für eine naturnahe Bewirtschaftung und 60,2 Mio. t C für eine ertragsorientierte Bewirtschaftung an (Details siehe Tabelle 13, Seite 78).

Pistorius (2007) berechnet für Baden-Württemberg eine C-Bindung im Produktpool von 34,9 Mio. t C im Jahre 1987 und 49,5 Mio. t C im Jahre 2002. Diese Ergebnisse basieren auf Angaben des statistischen Bundesamtes zur Gebäudezahl und den Nutzungsmengen zwischen Bundeswaldinventur (BWI) I und BWI II. Des Weiteren berechnete der Autor die Höhe des Speichers für drei verschiedene Szenarien von 2007-2012. Wird in der Modellierung von der zum Zeitpunkt der Studie tatsächlichen Bewirtschaftung ausgegangen, so bestimmt der Autor die Höhe des Produktspeichers auf 46,1 Mio. t C und 44,9 Mio. t C für 2007 bzw. 2012.

Erfolgt die Modellierung unter der Annahme, dass sämtliches verfügbares Holz genutzt wird, so ergeben sich Werte von 48,5 und 48,3 Mio. t C für die Jahre 2007 und 2012. In einem Szenario, in dem ab 2007 keine Nutzung mehr stattfindet, liegt die Speicherleistung des Produktpools bei 46,1 und 37,3 Mio. t C.

Die Veränderung der Speicherleistung des Produktpools in Brandenburg liegt bei 0,38 t C/ha\*Jahr, wenn das zum Zeitpunkt der Studie aktuelle Management beibehalten bleibt. Wird die Holzentnahme um 5 Mio. m<sup>3</sup> erhöht, so steigt der Wert auf 0,44 t C/ha\*Jahr (Fürstenau 2008). In Kleinsee, einer Bewirtschaftungseinheit in Brandenburg, ermittelt die Autorin die Veränderung der Höhe des Produktpools für 50 Jahre unter drei verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien plus Managementaufgabe. Dabei liegen die Werte für die Bewirtschaftungsszenarien mit 0,39 t C/ha\*Jahr, 0,44 t C/ha\*Jahr und 0,44 t C/ha\*Jahr nahe an denen für das Land berechneten. Wird allerdings die Bewirtschaftung eingestellt, kommt es zu einem negativen Wert von minus 0,15 t C/ha\*Jahr. Profft et al. (2007) ermitteln die Höhe des Produktspeichers für Thüringen für fünf verschiedene Verwendungsszenarien mit einer Simulationsperiode von 2003 bis 2042. Die Speicherkapazität des Produktpools liegt dabei zwischen 2,073 Mio. t C und 13,671 Mio. t C. Eine durchschnittliche Veränderungsrate des Thüringischen Produktspeichers von 1999-2009 für drei Bewirtschaftungsszenarien liefern Mund et al. (2006). Die Ergebnisse der Autoren liegen dabei bei 1,08 t C/ha\*Jahr und 1,4 t C/ha\*Jahr.

**Tabelle 9: Details der Studien mit Ergebnissen in Tonnen C pro Hektar und Jahr**

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Fürstenau (2008) Kapitel 5	KL: Kleinsee BB: Brandenburg GR: Deutschland	GR1	aktuelles Management	50 Jahre	0,5 t C/ha*Jahr
		GR2	erhöhte Holzentnahmen 5 Mio. m <sup>3</sup>		0,56 t C/ha*Jahr
		BB1	aktuelles Management		0,38 t C/ha*Jahr
		BB2	erhöhte Holzentnahmen 5 Mio. m <sup>3</sup>		0,44 t C/ha*Jahr
		KL1	Baumart: Fichte/ Eiche, Durchforstungsintervall: - Durchforstungsintensität: -, Rotationslänge: -, Erntesystem: -		-0,15 t C/ha*Jahr
		KL2	Baumart: Fichte/ Eiche, Durchforstungsintervall: 10J., Durchforstungsintensität: 0,9, Rotationslänge: 120/160J., Erntesystem: Kahlschlag		0,39 t C/ha*Jahr
		KL3	Baumart: Fichte/ Eiche, Durchforstungsintervall: 10J., Durchforstungsintensität: 0,8, Rotationslänge: 140/180J., Erntesystem: Kahl- und Dunkelschlag		0,44 t C/ha*Jahr
		KL4	Baumart: Fichte/ Eiche, Durchforstungsintervall: 7J., Durchforstungsintensität: 0,7, Rotationslänge: 100/80/140J., Erntesystem: Kahlschlag		0,41 t C/ha*Jahr
Eggers (2002)	Deutschland	Buisness as usual	Einschlag: 42,8 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr	1981-1990	0,188 t C/ha*Jahr
			Durchforstungslevel 45% für Nadel und 52% für Laubbäume	2011-2020	0,021tC/ha*Jahr
				2041-250	0,008 t C/ha*Jahr
		Multi Functional	Von 1990 bis 2010 Einschlag steigt jährlich um 2%; 1995,2000 und 2005 Anstieg der Waldfläche um 35,100ha; Alte Bäumbestände werden aus der Nutzung genommen; Ausdüngung steigt auf 60%	1981-1990	0,195 t C/ha*Jahr
				2011-2020	0,122 t C/ha*Jahr
				2041-250	0,057 t C/ha*Jahr
Eggers (2002)	Österreich	Buisness as usual	Einschlag: 15,5 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr, 30% aus Durchforstung	1981-1990	0,163 t C/ha*Jahr
				2011-2020	0,071 t C/ha*Jahr
				2041-250	0,031 t C/ha*Jahr
		Multi Functional	Einschlag wird um 0,7% pro Jahr erhöht, Wälder älter 150J.: kein Management, Rotationslänge um 20 Jahre verlängert, Waldfläche um 64,00ha erweitert	1981-1990	0,175 t C/ha*Jahr
				2011-2020	0,148 t C/ha*Jahr
				2041-250	0,68 t C/ha*Jahr

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Eggers (2002)	Finnland	Buisness as usual	Einschlag: 42,4 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr für Nadel und 11,6 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr für Laubbäume Ausdünnung 40%	1981-1990	0,017 t C/ha*Jahr
				2011-2020	0,009 t C/ha*Jahr
				2041-250	0,003 t C/ha*Jahr
		Multi Functional	Einschlag Koniferen: Anstieg um 0,5%, Birken und Aspen älter 180 Jahre kein Management, Rotationslänge um 20J. verlängert, Waldfläche 2000 und 2010 um 96,000 ha erweitert, Ausdünnung 50%	1981-1990	0,017 t C/ha*Jahr
				2011-2020	0,014 t C/ha*Jahr
				2041-250	0,006 t C/ha*Jahr
Eggers (2002)	Norwegen	Buisness as usual	Einschlag 13,4 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr Durchforstungslevel 35%	1981-1990	0,032 t C/ha*Jahr
				2011-2020	0,015 t C/ha*Jahr
				2041-250	0,006 t C/ha*Jahr
		Multi Functional	Waldfläche steigt um 80,000ha Waldreservate für Bestände älter 150J. Ausdünnung 50% Rotationslänge steigt um 20J.	1981-1990	0,032 t C/ha*Jahr
				2011-2020	0,020 t C/ha*Jahr
				2041-250	0,006 t C/ha*Jahr
Eggers (2002)	Portugal	Buisness as usual	Einschlag 7,54 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr Ausdünnung: 40%	1981-1990	0,130 t C/ha*Jahr
				2011-2020	-0,007 t C/ha*Jahr
				2041-250	-0,007 t C/ha*Jahr
		Multi Functional	Anstieg Waldfläche um 1% Rotationslänge erweitert um 10J. Durchforstung steigt auf 50%	1981-1990	0,126 t C/ha*Jahr
				2011-2020	-0,004 t C/ha*Jahr
				2041-250	0,025 t C/ha* Jahr
Karjalainen et al. (2002)	Deutschland			1990-2051	0,05 t C/ha*Jahr
				1995	0,14 t C/ha*Jahr
				2050	0,06 t C/ha*Jahr
Mund et al. (2006)	Thüringen	Altersklassenwald: Hochdurchforstung (gemäß aktueller Forsteinrichtung)		1999-2009	1,08 t C/ha*Jahr
				1999-2009	1,08 t C/ha*Jahr
				1999-2009	1,4 t C/ha*Jahr
		Altersklassenwald: Niederdurchforstung			
		Struktureicher Wald (Hochdurchforstung unter Zielvorratsbedingungen)			

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Profft et al. (2007)	Thüringen	realistische Nutzung	Nutzungsmengen werden in Abhängigkeit von Eigentumsform mit Reduktionsfaktoren neu berechnet; Basis: Nutzungspotentiale der Modellierung für 2003-2007 und tatsächlich realisierten Nutzungen von 2002-2005 je Eigentumsform	2003-2042	0,526 t C/ha*Jahr
		BWI	vollständige Umsetzung der Nutzungspotentiale entsprechend der WEHAM-Prognose für die einzelnen 5-Jahres-Perioden von 2003-2042. Dies unterstellt, dass es gelingt, über alle Eigentumsformen das nachhaltig nutzbare Holz auch tatsächlich zu mobilisieren		0,637 t C/ha*Jahr
		Produktspeicher	schrittweise Erhöhung der Verwendung für langlebige Produkte zu Lasten der Produktgruppe 2 (meist Zell- und Holzstoffindustrie).		0,701 t C/ha*Jahr
		100% Energie	geerntetes Holz wird komplett als Energieholz genutzt		0,106 t C/ha*Jahr
		Nullnutzung	kein Holz wird genutzt		0,0 t C/ha*Jahr
Karjalainen et al. (1995)		A1	Ernteniveau der späten 1980er wird beibehalten	1990-2039	0,186 t C/ha*Jahr
		A2	alles "Erntbare" wird geerntet		0,26 t C/ha*Jahr
		A3	maximale nachhaltige Bewirtschaftung, Erntevolumen wird stufenweise erhöht, Ziel: Zuwachs und Entnahme innerhalb von 2000-2030 auszubalancieren		0,31 t C/ha*Jahr
Werte aus Karjalainen (1996):					
Dewar und Cannell (1992)	UK			5-95	2-5 t C/ha*Jahr
Nabuurs und Mohten (1993)	Slowenien				0,8-1,2 t C/ha*Jahr
Karjalainen (1996)	Finnland				0,6-1,0 t C/ha*Jahr

**Tabelle 10: Details der Studien mit Ergebnissen in Tonnen C pro Hektar**

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Taverna et al. (2007)	Schweiz			2000	25,7 t C/ha
	Schweiz in Bezug auf Referenzjahr 2000	Baseline	Holznutzung erhöht sich um rund 20% auf 5,9 Mio. m <sup>3</sup> , 20% mehr Holz im Bau, 20% mehr Energieholz, Außenhandel konstant, Entnahme 5,9 Mio. m <sup>3</sup>	2000-2100	siehe Abbildungen, in der Studie keine Angabe von Zahlenwerten
		Zuwachs optimiert	Bewirtschaftung auf max. Zuwachs, Holz wird vollständig genutzt, Entnahme 9,2 Mio. m <sup>3</sup>		
		Kyoto optimiert	große Zuwachsleistung im Wald, Entnahme 8,5 Mio. m <sup>3</sup> , 50% mehr Holz im Bau, 55% mehr Holz für Energie, Außenhandel konstant		
Reduzierte Waldpflege	Jahresnutzung um 40% reduziert, Entnahme 3,0 Mio. m <sup>3</sup> 25% weniger Holz im Bau, 80 % weniger Holz für Energie				
Pistorius (2007)	Baden- Württemberg	Szenario 2	tatsächliche Bewirtschaftung	2007	34,92 t C/ha
				2012	34,02 t C/ha
	Szenario 1	alles wird genutzt		2007	36,74 t C/ha
				2012	36,59 t C/ha
	Szenario 3	wie 2 allerdings ab 2007 keine Nutzung mehr		2007	34,92 tC/ha
				2012	28,26 tC/ha
Perez-Garcia et al. (2005a)	U.S.	Rotationslänge 0 J.		0-45	0 t C/ha
		Rotationslänge 0 J.		0-80	0 t C/ha
		Rotationslänge 0 J.		0-120	0 t C/ha
		Rotationslänge 0 J.		0-165	0 t C/ha
		Rotationslänge 45 J.		0-45	0 t C/ha
		Rotationslänge 45 J.		0-80	24,74 t C/ha
		Rotationslänge 45 J.		0-120	45,38 t C/ha
		Rotationslänge 45 J.		0-165	50,72 t C/ha
		Rotationslänge 80 J.		0-45	3,63 t C/ha
		Rotationslänge 80 J.		0-80	11,22 t C/ha

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Perez-Garcia et al. (2005a) (Fortsetzung)	U.S	Rotationslänge 80 J.		0-120	36,92 t C/ha
		Rotationslänge 80 J.		0-165	46,96 t C/ha
		Rotationslänge 120 J.		0-45	3,63 t C/ha
		Rotationslänge 120 J.		0-80	11,32 t C/ha
		Rotationslänge 120 J.		0-120	21,08 t C/ha
Pingoud et al. (2010)	Finnland	Kiefer: BASE	waldbauliche Empfehlungen, Rotationslänge basierend auf mittlerem Durchmesser		35,72 t C/ha
		Kiefer: S 20	Erhöhung der Rotationslänge um 20 Jahre		36,74 t C/ha
		Kiefer: S 40	Erhöhung der Rotationslänge um 40 Jahre		35,72 t C/ha
		Kiefer: S 20 BA	Erhöhung der Rotationslänge um 20 Jahre, Erhöhung Grundfläche auf 4m <sup>2</sup> /ha		39, 59 t C/ha
		Kiefer: S 40BA	Erhöhung der Rotationslänge um 40 Jahre, Erhöhung Grundfläche auf 4m <sup>2</sup> /ha		38,57 t C/ha
		Fichte: BASE	waldbauliche Empfehlungen, Rotationslänge basierend auf mittlerem Durchmesser		38,18 t C/ha
		Fichte: S 20	Erhöhung der Rotationslänge um 20 Jahre		45,03 t C/ha
		Fichte: S 40	Erhöhung der Rotationslänge um 40 Jahre		48,66 t C/ha
		Fichte: S 20 BA	Erhöhung der Rotationslänge um 20 Jahre, Erhöhung Grundfläche auf 4m <sup>2</sup> /ha		48,06 t C/ha
		Fichte: S 40BA	Erhöhung der Rotationslänge um 40 Jahre, Erhöhung Grundfläche auf 4m <sup>2</sup> /ha		53,30 t C/ha
Seidl et al. (2007)	Schweiz private, kleine Waldbe- wirtschaftungseinheiten	Mean storage Appro- ach	mittlerer C-Bestand über die Simulationsperiode	Simulation über 100	
		MS1	Maßnahmen bei folgendem Bestandsalter: Hochdurchforstung:40,50,60, Niederdurchforstung: 70, Durchforstung nach Reiniger: -, Schirmschlag: 80, Kahlschlag:90, Zieldurchmesser:-, Holz verbleibt im Wald:20	Jahre	83,6 t C/ha
		MS2	Maßnahmen bei folgendem Bestandsalter Hochdurchforstung:-, Niederdurchforstung:-, Durchforstung nach Reiniger: 40,50,60, Schirmschlag: -, Kahlschlag:-, Zieldurchmesser:75,90,...., Holz verbleibt im Wald:20		73,1 t C/ha

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert		
Seidl et al. (2007) (Fortsetzung)	Schweiz private, kleine Waldbe- wirtschaftungseinheiten	MS3	Maßnahmen bei folgenden Bestandsalter: Hochdurchforstung: 40;50;60, Niederdurchforstung:70, Durchforstung nach Reini- ger: -, Schirmschlag: -, Kahlschlag:80, Zieldurchmesser: -, Holz verbleibt im Wald:20		76,2 t C/ha		
		MS4	Hochdurchforstung:-, Niederdurchforstung:-, Durchforstung nach Reiniger: -, Schirmschlag: -, Kahlschlag:-, Zieldurchmesser:-, Holz verbleibt im Wald:-		0 t C/ha		
		Flow Approach	summiert alle C-Flüsse in der Simulationsperiode in jährlichen Zeit-Schritten				
		MS1	siehe oben		74,5 t C/ha		
		MS2	siehe oben		116,1 t C/ha		
		MS3	siehe oben		57,2 t C/ha		
		MS4	siehe oben		0 t C/ha		
		levelization Approach	berechnete jährliche C Flüsse werden mit einer 2%igen „interest rate“ veranschlagt				
		MS1	siehe oben		72,9 t C/ha		
		MS2	siehe oben		63,6 t C/ha		
		MS3	siehe oben		68,3 t C/ha		
		MS4	siehe oben		0 t C/ha		
		Wördehoff et al. (2011)	Niedersachsen	ertragsorientiert	Schutz seltener Bäume: nein; Habitatbäume:0; Totholz: bis 10m³/ha; Zielstärke: EI 65cm, Bu 55cm, Fi 40 cm, Ki 40cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min. 10-15 m³/ha Max. 70-115 m³/ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-110m³/ha, Freistellungsgrad der Z-Bäume: sehr stark	2036 nach einer Simu- lation von 2006-2036	52,09 t C/ha
				naturnah	Schutz seltener Bäume: ja; Habitatbäume:3; Totholz: bis 20m³/ha; Zielstärke: EI 70cm, Bu 60cm, Fi 45 cm, Ki 45cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min. 10-15 m³/ha Max. 70-115 m³/ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-100m³/ha, Freistellungsgrad der Z-Bäume: stark		45,25 t C/ha
naturschutzorientiert	Schutz seltener Bäume: ja; Habitatbäume:10; Totholz: bis 40m³/ha; Zielstärke: EI 75cm, Bu 65cm, Fi 50 cm, Ki 50cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min. 10-15 m³/ha Max. 60-120 m³/ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-110m³/ha, Freistellungsgrad der Z-Bäume: stark				31,32 t C/ha		

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Eggers (2002)	Deutschland	Buisness as usual	Einschlag: 42,8 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr Durchforstungslevel 45% für Nadel- und 52% für Laubbäume	1981-1990	12,1 t C/ha
				2011-2020	13,3 t C/ha
				2041-250	13,7 t C/ha
Eggers (2002) (Forstsetzung)	Deutschland	Multi Functional	Von 1990 bis 2010 Einschlag steigt jährlich um 2%; 1995,2000 und 2005 Anstieg der Waldfläche um 35,100ha; Alte Bäumbestände werden aus der Nutzung genommen; Ausdüngung steigt auf 60%	1981-1990	12,1 t C/ha
				2011-2020	16,0 t C/ha
				2041-250	18,5 t C/ha
Eggers (2002)	Österreich	Buisness as usual	Einschlag: 15,5 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr, 30% aus Durchforstung	1981-1990	13,0 t C/ha
				2011-2020	16,1 t C/ha
				2041-250	17,5 t C/ha
		Multi Functional	Einschlag wird um 0,7% pro Jahr erhöht, Wälder älter 150J.: kein Management, Rotationslänge um 20 Jahre verlängert, Waldfläche um 64,00ha erweitert	1981-1990	13,0 t C/ha
				2011-2020	17,7 t C/ha
				2041-250	21,1 t C/ha
Eggers (2002)	Finnland	Buisness as usual	Einschlag: 42,4 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr für Nadel und 11,6 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr für Laubbäume Ausdünnung 40%	1981-1990	2,9 t C/ha
				2011-2020	3,3 t C/ha
				2041-250	3,5 t C/ha
		Multi Functional	Einschlag Koniferen: Anstieg um 0,5%, Birken und Aspen älter 180 Jahre kein Management, Rotationslänge um 20J. verlängert, Waldfläche 2000 und 2010 um 96,000 ha erweitert, Ausdüngung 50%	1981-1990	2,9 t C/ha
				2011-2020	3,5 t C/ha
				2041-250	3,7 t C/ha
Eggers (2002)	Norwegen	Buisness as usual	Einschlag 13,4 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr Durchforstungslevel 35%	1981-1990	2,3 t C/ha
				2011-2020	3,0 t C/ha
				2041-250	3,3 t C/ha
		Multi Functional	Waldfläche steigt um 80,000ha Waldreservate für bestände älter 150J. Ausdüngung 50% , Rotationslänge steigt um 20J.	1981-1990	2,3 t C/ha
				2011-2020	3,2 t C/ha
				2041-250	3,6 t C/ha
Eggers (2002)	Portugal	Buisness as usual	Einschlag 7,54 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr Ausdünnung: 40%	1981-1990	10,1 t C/ha
				2011-2020	9,7 t C/ha

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
				2041-250	9,5 t C/ha
Eggers (2002) (Fortsetzung)	Portugal	Multi Functional	Anstieg Waldfläche um 1% Rotationslänge erweitert um 10J. Durchforstung steigt auf 50%	1981-1990 2011-2020 2041-250	10,1tC/ha 9,5 t C/ha 10,6 t C/ha
Werte aus Karjalainen (1996):					
Dewar und Cannell (1992)	UK			8-95 Jahre	20-40 t C/ha
Nabuurs und Mohten (1993)	boreale Fichtenwälder Slowenien				9-17 t C/ha
Burschel (1993a)	Deutschland				46-116 t C/ha
Karjalainen (1996)	Finnland				18-29 t C/ha

**Tabelle 11: Details der Studien mit Ergebnissen in Tonnen C pro Jahr**

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Burschel et al. (1993a)	Deutschland		Altersklassenverteilung der Hauptbaumarten weisen deutlichen Rückgang der Fläche mit steigendem Alter auf. Normalfall der sich ohne gezielte Maßnahmen auch in Zukunft so erhalten würde	kein bestimmtes	1,1 Mio. t C/Jahr
Karjalainen et al. (2002)	Deutschland			1990-2050	0,5 Mio. t C/Jahr
Karjalainen et al. (1995)	Finnland	A1	Ernteniveau der späten 1980er wird beibehalten	1990-2039	3,9 Mio. t C/Jahr
		A2	alles "Erntbare" wird geerntet		5,6 Mio. t C/Jahr
		A3	Maximale nachhaltige Bewirtschaftung, Erntevolumen wird stufenweise erhöht, Ziel: Zuwachs und Entnahme innerhalb von 200-2030 auszubalancieren		6,6 Mio. t C/Jahr

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Winjum (1998)	Finnland			1990	0,9 Mio. t C/Jahr
Karjalainen (1996)	Finnland				0,5 Mio. t C/Jahr
Walz et al. (2007)	Kanton Graubünden			2007	0,12 Mio. t CO <sub>2</sub> /Jahr
Harmon et al. (1996)	Oregon und Washington			1972-1992	6 Mio. t C/Jahr
Dias et al. (2004)	Portugal			1990	0,31 Mio. t C/Jahr
				2000	0,61t Mio. C/Jahr

**Tabelle 12: Details der Studien mit Ergebnissen in Tonnen C**

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
Taverna et al. (2007)	Schweiz			2000	27,5 Mio. t C
Pistorius (2007)	Baden-Württemberg	berechnet aus bestehenden Daten		1986	34,9 Mio. t C
				1987	36,8 Mio. t C
				2002	49,5 Mio. t C
		Szenario 2	spiegelt tatsächlichen Bewirtschaftungsgrad wieder	2007	46,1 Miei. t C
				2012	44,9 Mio. t C
		Szenario 1	alles wird genutzt	2007	48,5 Mio. t C
				2012	48,3 Mio. t C
Szenario 3	wie 2 ,ab 2007 keine Nutzung mehr	2007	46,1 Mio. t C		
			2012	37,3 Mio t C	
Wördehoff et al. (2011)	Niedersachsen	ertragsorientiert	Schutz seltener Bäume: nein; Habitatbäume:0; Totholz: bis 10m <sup>3</sup> /ha; Zielstärke: EI 65cm, Bu 55cm, Fi 40 cm, Ki 40cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min. 10-15 m <sup>3</sup> /ha Max. 70-115 m <sup>3</sup> /ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-110m <sup>3</sup> /ha, Freistellungsgrad Z-Bäume: sehr stark	2036, nach Simulation von 2006-2036	60, 2 Mio. t C

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
		naturnah	Schutz seltener Bäume: ja; Habitatbäume:3; Totholz: bis 20m³/ha; Zielstärke: EI 70cm, Bu 60cm, Fi 45 cm, Ki 45cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min. 10-15 m³/ha Max. 70-115 m³/ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-100m³/ha, Freistellungsgrad der Z-Bäume: stark		52,3 Mio. t C
Wördehoff et al. (2011) (Fortsetzung)	Niedersachsen	naturschutzorientiert	Schutz seltener Bäume: ja; Habitatbäume:10; Totholz: bis 40m³/ha; Zielstärke: EI 75cm, Bu 65cm, Fi 50 cm, Ki 50cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min. 10-15 m³/ha Max. 60-120 m³/ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-110m³/ha, Freistellungsgrad der Z-Bäume: stark		36,2 Mio. t C
Böswald und Wierling (1997)	Niedersachsen			1993	23,8 Mio. t C
Rüter (2011)	Deutschland			2013-2020 2005-2009 1990 2010	5,545 Mio. t C 4,877 Mio. t C 3,05 Mio. t C 6,649 Mio. t C
Burschel (1993a)	Deutschland				128 Mio. t C
Karjalainen et al. (2002)	Deutschland			1990	66 Mio. t C
Profft et al. (2007)	Thüringen	realistische Nutzung	Nutzungsmengen werden in Abhängigkeit von Eigentumsform mit Reduktionsfaktoren neu berechnet; Basis: Nutzungspotentiale der Modellierung für 2003-2007 und tatsächlich realisierten Nutzungen von 2002-2005 je Eigentumsform	2003-2042	10,26 Mio. t C
		BWI	vollständige Umsetzung der Nutzungspotentiale entsprechend der WEHAM-Prognose für die einzelnen 5-Jahres-Perioden von 2003-2042. Dies unterstellt, dass es gelingt, über alle Eigentumsformen das nachhaltig nutzbare Holz auch tatsächlich zu mobilisieren		12,42 Mio. t C
		Produktspeicher	schrittweise Erhöhung der Verwendung für langlebige Produkte zu Lasten der Produktgruppe 2 (meist Zell- und Holzstoffindustrie).		13,67 Mio. t C
		100% Energie	geerntetes Holz wird komplett als Energieholz genutzt		2,07 Mio. t C

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert
		Nullnutzung	kein Holz wird genutzt		0 Mio. t C
Werner et al. (2010)	Schweiz	Zuwachs optimiert	maximales Erntevolumen, gesteigerte Nutzung von langlebigem Holz	2020	6,5 Mio. t CO <sub>2</sub> ä
		reduzierte Waldpflege	Maximum an C Senke im Wald, so ähnlich wie Nullnutzung	2015	11 Mio. t CO <sub>2</sub> ä
		Business as usual		2010	4,5 Mio. t CO <sub>2</sub>
Karjalainen et al. (1995)	Finnland	A1	Ernteniveau der späten 1980er wird beibehalten	1990-2039	94,6 Mio. t C
		A2	alles "Erntbare" wird geerntet		142,1 Mio. t C
		A3	Maximale nachhaltige Bewirtschaftung, Erntevolumen wird stufenweise erhöht, Ziel: Zuwachs und Entnahme innerhalb von 200-2030 auszubalancieren		149,1 Mio. t C
Winjum et al. (1998)	Finnland			1990	1,2 Mio. t C
Harmon et al. (1996)	Oregon und Washington			1972-1992	6 Mio. t C/Jahr
				1990-1992	4,3 Mio. t C
Karjalainen (1996)	Finnland				0,5 Mio. t C/Jahr
Walz et al. (2009)	Kanton Graubünden			2007	2,4 Mio. t CO <sub>2</sub>

**Tabelle 13: Ergebnisse der Studien für Deutschland und deutsche Bundesländer**

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert	berechnete Werte
Fürstenau (2008) Kapitel 5	KL: Kleinsee BB: Brandenburg GR: Deutschland	GR1	aktuelles Management	50 Jahre	0,5 tC/ha*Jahr	
		GR2	erhöhte Holzentnahmen 5Mio m <sup>3</sup>		0,56 tC/ha*Jahr	
		BB1	aktuelles Management		0,38tC/ha*Jahr	
		BB2	erhöhte Holzentnahmen 5Mio m <sup>3</sup>		0,44 tC/ha*Jahr	
		KL1	Baumart: Fichte/ Eiche, Durchforstungsintervall: - Durchforstungsintensität: -, Rotationslänge: -, Erntesystem:-		0,15 tC/ha*Jahr	

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert	berechnete Werte
Fürstenau (2008) Kapitel 5 (Fortsetzung)	KL: Kleinsee	KL2	Baumart: Fichte/ Eiche, Durchforstungsintervall: 10J., Durchforstungsintensität: 0,9, Rotationslänge:120/160J., Erntesystem: Kahlschlag		0,39 tC/ha*Jahr	
		KL3	Baumart: Fichte/ Eiche, Durchforstungsintervall: 10J., Durchforstungsintensität: 0,8, Rotationslänge:140/180J., Erntesystem: Kahl- und Dunkelschlag		0,44 tC/ha*Jahr	
		KL4	Baumart: Fichte/ Eiche, Durchforstungsintervall: 7J., Durchforstungsintensität: 0,7, Rotationslänge:100/80/140J., Erntesystem: Kahlschlag		0,41 tC/ha*Jahr	
Eggers 2002	Deutschland	Buisness as usual	Einschlag: 42,8 Mio. m <sup>3</sup> /Jahr Durchforstungslevel 45% für Nadel und 52% für Laubbäume	1981-1990	12,1 tC/ha	
				2011-2020	13,3 tC/ha	
				2041-250	13,7 tC/ha	
				1981-1990	188 kg C/ha *	0,188 tC/ha*Jahr
				2011-2020	21 kg C/ha*	0,021tC/ha*Jahr
				2041-250	8 kg C/ha*Jahr	0,008 tC/ha*Jahr
		Multi Functional	Von 1990 bis 2010: Einschlag steigt jährlich um 2%; 1995,2000 und 2005 Anstieg der Waldfläche um 35,100ha; Alte Bäumbestände werden aus der Nutzung genommen; Ausdünnung steigt auf 60%	1981-1990	12,1 tC/ha	
				2011-2020	16,0 tC/ha	
				2041-250	18,5 tC/ha	
				1981-1990	195 kg C/ha*Jahr	0,195 tC/ha*Jahr
				2011-2020	112 kg C/ha*Jahr	0,122 tC/ha*Jahr
				2041-250	57 kg C/ha*Jahr	0,057 tC/ha*Jahr
Rüter 2011	Deutschland			2013-2020	- 20,351 Mio. t CO <sub>2</sub>	5,545 Mio. t C/Jal
				2005-2009	- 17,9 Mio. t CO <sub>2</sub>	4,877 Mio. t C/Jal
				1990	- 11,193 Mio. t CO <sub>2</sub>	3,05 Mio. t C/Jahr
				2010	- 24,4 Mio. t CO <sub>2</sub>	6,649 Mio. t C/Jal

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert	berechnete Werte
Burschel (1993a)	Deutschland		Altersklassenverteilung der Hauptbaumarten weisen deutlichen Rückgang der Fläche mit steigendem Alter auf. Normalfall der sich ohne gezielte Maßnahmen auch in Zukunft so erhalten würde	1987-2007	128 Mio. t C 1,1 Mio. t C/Jahr 1,6-1,7 t C	
					43,6 Mio. t C 78,3 Mio. t C 105,9 Mio. t C	
Karjalainen et al. (2002)	Deutschland			1990	66 Mio. t C	
				1990-2050	0,5 Mio. t C/Jahr	
				1990-2051	0,05 t C/ha*Jahr	
				1995	0,14 t C/ha*Jahr	
				2050	0,06 t C/ha*Jahr	
Mund et al. (2006)	Thüringen	Altersklassenwald: Hochdurchforstung (gemäß aktueller Forsteinrichtung)		1999-2009	1,08 t C/ha*Jahr	
		Niederdurchforstung		1999-2009	1,08 t C/ha*Jahr	
		Strukturreicher Wald (Hochdurchforstung unter Zielvorratsbedingungen)		1999-2009	1,4 t C/ha*Jahr	
Profft et al. (2007)	Thüringen	realistische Nutzung	Nutzungsmengen werden in Abhängigkeit von Eigentumsform mit Reduktionsfaktoren neu berechnet; Basis: Nutzungspotentiale der Modellierung für 2003-2007 und tatsächlich realisierten Nutzungen von 2002-2005 je Eigentumsform	2003-2042	10,26 Mio. t C	0,526 t C/ha*Jahr
		BWI	vollständige Umsetzung der Nutzungspotentiale entsprechend der WEHAM-Prognose für die einzelnen 5-Jahres-Perioden von 2003-2042. Dies unterstellt, dass es gelingt, über alle Eigentumsformen das nachhaltig nutzbare Holz auch tatsächlich zu mobilisieren		12,42 Mio. t C	0,637 tC/ha*Jahr
		Produktspeicher	schrittweise Erhöhung der Verwendung für langlebige Produkte zu Lasten der Produktgruppe 2 (meist Zell- und Holzstoffindustrie).		13,67 Mio. t C	0,701 tC/ha*Jahr
		100% Energie	geerntetes Holz wird komplett als Energieholz genutzt		2,07 Mio. t C	0,106 tC/ha*Jahr
		Nullnutzung	kein Holz wird genutzt		0 Mio. t C	0,0 tC/ha*Jahr

Autor	Werte beziehen sich auf	Bewirtschaftung	kurze Beschreibung Bewirtschaftung	Jahr	Wert	berechnete Werte				
Pistorius (2007)	Baden-Württemberg	berechnet aus bestehenden Daten		1986	34,9 Mio. t C					
				1987	36,8 Mio. t C					
				2002	49,5 Mio. t C					
		Szenario 2	spiegelt tatsächlichen Bewirtschaftungsgrad wieder	2007	46,1 Mio. t C	34,92 t C/ha				
				2012	44,9 Mio t C	34,02 t C/ha				
		Szenario 1	alles wird genutzt	2007	48,5 Mio. t C	36,74 tC/ha				
				2012	48,3 Mio. t C	36,59 tC/ha				
		Szenario 3	wie 2 ,ab 2007 keine Nutzung mehr	2007	46,1 Mio. t C	34,92 tC/ha				
2012	37,3 Mio t C			28,26 tC/ha						
Wördehoff et al. (2011)	Niedersachsen	ertragsorientiert	Schutz seltener Bäume: nein; Habitatbäume:0; Totholz: bis 10m³/ha; Zielstärke: EI 65cm, Bu 55cm, Fi 40 cm, Ki 40cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min 10-15 m³/ha Max 70-115 m³/ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-110m³/ha, Freistellungsgrad der Z-Bäume: sehr stark	2036, nach Simulation von 2006-2036	60, 2 Mio. t C	52,09 tC/ha				
							naturnah	Schutz seltener Bäume: ja; Habitatbäume:3; Totholz: bis 20m³/ha; Zielstärke: EI 70cm, Bu 60cm, Fi 45 cm, Ki 45cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min 10-15 m³/ha Max 70-115 m³/ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-100m³/ha, Freistellungsgrad der Z-Bäume: stark	52,3 Mio. t C	45,25 tC/ha
							naturschutzorientiert	Schutz seltener Bäume: ja; Habitatbäume:10; Totholz: bis 40m³/ha; Zielstärke: EI 75cm, Bu 65cm, Fi 50 cm, Ki 50cm; Endnutzungsmasse pro Hieb: Min 10-15 m³/ha Max 60-120 m³/ha, Durchforstungsmasse pro Hieb: 25-110m³/ha, Freistellungsgrad der Z-Bäume: stark	36,2 Mio. t C	31,32 tC/ha
Böswald und Wierling (1997)	Niedersachsen			1993	23,8 Mio. t C					

### CO<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> Äquivalenz

Außer Kohlendioxid gibt es noch weitere Klimaschädliche Gase wie zum Beispiel Methan, Lachgas oder bestimmte Kohlenwasserstoffe. Diese Gase können, pro Molekül betrachtet, einen stärkeren oder schwächeren Effekt auf den Klimawandel haben. Um die gesamte Klimawirkung dieser Gase zu erfassen und zu standardisieren, wird die Wirkung der anderen Gase in Mengen CO<sub>2</sub>-Äquivalente umgerechnet. Das heißt, es werden die Mengen an CO<sub>2</sub> berechnet, die den gleichen Treibhausgaseffekt wie die betrachtete Menge z.B. Methan hervorrufen würden. In den Studien, in denen neben CO<sub>2</sub> noch weitere Treibhausgase mitberücksichtigt werden, wird jedoch nicht immer angegeben, welche in die Berechnungen mit einbezogen worden sind. Zusätzlich verwenden nicht alle Studien eine klare Trennung zwischen den Einheiten CO<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> äquivalent. So berichten z.B. Taverna et al. (2007) in ihren Texten von CO<sub>2</sub>, in den Abbildungen verwenden sie jedoch CO<sub>2</sub> äquivalent als Einheit an.

### Umrechnungsfaktoren

Die Umrechnung von Holz (z.B. Kilogramm zu Kubik- bzw. Festmeter), gestaltet sich generell schwierig, da das Gewicht an Holz in einem Kubikmeter oder einem Festmeter Arten und Feuchtegehalt abhängig ist. Die angenommenen Werte des C- oder CO<sub>2</sub>-Gehaltes pro Volumeneinheit Holz werden in verschiedenen Studien mit unterschiedlichen Werten (Tabelle 14) angegeben. In der Literatur häufig verwendete Werte für das Gewicht pro Volumeneinheit sind 500 kg pro m<sup>3</sup> Holz und ein C-Gehalt im Holz mit 50% des Holzgewichtes.

**Tabelle 14: Umrechnungsfaktoren für Holz**

	Holz (m <sup>3</sup> )	Holz (kg)	C (kg)	CO <sub>2</sub> (kg)	Quelle
Sägeholz	1		225		Tsunetsugu & Tonosaki 2010
Sperrholz	1		300		Tsunetsugu & Tonosaki 2010
Spann- und	1		315		Tsunetsugu & Tonosaki 2010
Sägeholz		1000	500		Tsunetsugu & Tonosaki 2010
Sperrholz		1000	500		Tsunetsugu & Tonosaki 2010
Spann- und		1000	450		Tsunetsugu & Tonosaki 2010
<b>Nadelholz</b>					
Nadelholz	1	300			Profft et al. 2007
Nadelholz	1	490			Rüter & Kreißig 2007
Fichte	1	430			Taverna et al. 2007
Tanne	1	410			Taverna et al. 2007
Übrige Na- delhölzer	1	460			Taverna et al. 2007
<b>Laubholz</b>					
Laubholz	1	670			Rüter & Kreißig 2007
Buche	1	680			Taverna et al. 2007
Übrige	1	580			Taverna et al. 2007
Laubholz	1	450			Profft et al. 2007

**Table 1. Biomass conversion factors (Mg m<sup>-3</sup> green volume) by region and species group used to compute roundwood and commodity biomass from volumes reported in m<sup>3</sup> by region.**

Region/spp group	Roundwood*			Commodities†	
	Industrial (1)	Fuelwood (2)	Sawnwood (3)	Woodbase panels (4)	Other industrial roundwood (5)
<b>Boreal</b>					
Conifer	0.40		0.42		0.56
Nonconifer	0.45		0.47		0.64
Aggregate	0.42	0.42	0.44	0.52	0.60
<b>Temperate</b>					
Conifer	0.40		0.42		0.56
Nonconifer	0.50		0.53		0.64
Aggregate	0.45	0.45	0.48	0.52	0.60
<b>Tropical</b>					
Conifer	0.50		0.53		0.60
Nonconifer	0.60		0.63		0.70
Aggregate	0.55	0.55	0.58	0.62	0.65

\* Biomass conversion factors adapted from Chudnoff 1984, Reyes et al. 1992, and USDA Forest Service 1987.

† Volume to mass relationships for wood commodities adapted from FAO (1995).

## Abbildung 21: Umrechnungsfaktoren für Holz nach Regionen, aus Winjum et al. (1991)

### Systemgrenzen

Es gibt eine ganze Reihe von Mechanismen, die die Treibhausgasbilanz des Produktspeichers beeinflussen können. Deswegen sollten Systemgrenzen definiert werden, um sicher zu gehen, dass alle relevanten Mechanismen in der Studie beinhaltet sind. Systemgrenzen sollten dabei weit genug sein, um alle wichtigen Effekte zu berücksichtigen, aber nicht so ausgedehnt werden, dass die Analyse zu unübersichtlich wird.

### 1.9 SUBSTITUTION

Aus dem Wald geerntetes Holz bildet einen nachwachsenden Rohstoff, der durch seine stoffliche Nutzung die verschiedensten Funktionen und Leistungen (z.B. Bausektor, Verpackungen) erfüllen kann. Dabei haben Holzprodukte das Potenzial, oftmals energieintensiver herzustellende Produkte wie Beton oder Stahl zu ersetzen. Vergleicht man Produkte und Konstruktionen aus Holz mit denen aus alternativen Materialien, stellt sich heraus, dass erstere in der Regel deutlich weniger CO<sub>2</sub>-Emissionen verursachen (z.B. Sathre und O'Conner 2010). Des Weiteren können mit Holz fossile Brennstoffe ersetzt werden.

#### 1.9.1 METHODISCHE GRUNDLAGEN

### Ökobilanzen

Um Umweltauswirkungen verschiedener Produkte miteinander vergleichen zu können, verwendet man meist die Methodik der Ökobilanzierung (auch Lebenszyklusanalyse bzw. Life Cycle Assessment, kurz LCA). Bei einer Ökobilanzierung werden die Umweltauswirkungen eines Produktes, die über den gesamten Lebensweg entstehen, analysiert. Neben Emissionen in Luft, Wasser und Boden, die während der Lebensdauer von Produkten entstehen, quantifiziert die LCA auch den Energieaufwand der bei Rohstoffgewinnung, Verarbeitung, Transport, Verwendung und Entsorgung der Produkte anfällt. So werden alle umweltrelevanten Stoff- und Energieströme aufsummiert und bewertet. Lebenszyklusanalysen können standardisiert nach ISO EN 14040 und 14044 durchgeführt werden. Die Klimarelevanz eines Produktes wird darin mit Hilfe der Wirkungskategorie des Treibhausgaspotenzials (GWP 100) beschrieben, welche alle mit dem Produkt verbundene Treibhausgasemissionen berücksichtigt.

Bei einer Ökobilanzierung muss man zwischen einer Produkt- und einer Betriebsökobilanz unterscheiden. Bei einer Produkt-Ökobilanz werden alle Auswirkungen, die Zulieferung, Herstellung, Verbreitung und das Produkt selbst auf die Umwelt haben (können), untersucht. Wenn hierbei auch soziale Aspekte berücksich-

tigt werden, spricht man von einer Produktlinienanalyse. Bei einer Betriebs-Ökobilanz hingegen wird nicht die Umweltrelevanz eines einzelnen Produkts, sondern die eines Produktionsstandortes in den Mittelpunkt der Betrachtung gestellt.

Nach den Normen ISO 14040 und folgende umfasst eine Ökobilanz folgende Elemente (z.B. Urban et al. 2008, Strecker 2008)

- Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen,
- Sachbilanz,
- Wirkungsabschätzung und
- Auswertung

#### *Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen (Systemgrenzen)*

Als erstes werden Ziel und Untersuchungsrahmen der Ökobilanz festgelegt. Anschließend werden Nutzen und Funktionen des Produktes sowie der Lebensweg des Produktes bestimmt. Außerdem werden Methoden, Annahmen, Wechselwirkungen, Einschränkungen und funktionelle Einheit<sup>7</sup> definiert sowie die vorläufigen Grenzen der Untersuchung festgelegt.

#### *Sachbilanz*

Die Sachbilanz umfasst Datensammlung und Berechnungsverfahren zur Quantifizierung relevanter Input- (Ressourcen, Vorprodukte) und Outputflüsse (Emissionen, Abfälle eines Produktsystems (ISO 14040:1997, S.9)). Mit diesen Informationen wird eine Bilanz erstellt. Die Sachbilanz ist an sich ein rein deskriptives Modell ohne jegliche Wertung. Allerdings beinhaltet jede Sachbilanz implizite Wertungen, die sich aus den vorher definierten Systemgrenzen, Abschneidekriterien und Einschränkungen ergeben.

#### *Wirkungsabschätzung*

Hier werden die potenziellen Umweltwirkungen, Einflüsse auf die menschliche Gesundheit und Ressourcenverfügbarkeit mit Hilfe der Ergebnisse der Sachbilanz abgeschätzt / berechnet. Die Ergebnisse werden in unterschiedlichen Wirkungskategorien dargestellt, wie beispielsweise die Relevanz verschiedener Emissionen für den Treibhauseffekt. Das Ergebnis dieses Schrittes ist eine bestimmte Anzahl an quantitativen Umweltauswirkungen, die ein Produkt verursacht (z.B. Beitrag zum Treibhauseffekt, saurer Regen, Ozonloch). Dabei kann es einerseits durch eine bestimmte Auswahl an Wirkungskategorien (z.B. Ozon, Versauerung, etc.) und andererseits durch die Zuordnung einer Emission zu der einen oder anderen Wirkungskategorie zu einer gewissen Bewertung durch den Autor kommen.

Zusätzlich existieren verschiedene Aggregations- und Bewertungsverfahren wie die ABC-Methode (ökol. Kriterienraster beruhend auf Wertvorstellungen), Simplified Life Cycle Assessment (iteratives Verfahren bei dem die drei Schritte Screening, Simplifying, Reliability Assessment mehrmals durchlaufen werden), die Methode der ökologischen Knappheit (beurteilt Luft- und Wasserbelastungen, Energie- und den Deponieverbrauch durch Abfälle, Bewertung erfolgt in einem Schritt, bei dem die Relation zwischen der Belastbarkeit einer Umweltressource und der heutigen tatsächlichen Belastung berücksichtigt wird), der CML-

---

<sup>7</sup> Bezugsgröße, auf die sich die gesamten betrachteten Umweltwirkungen beziehen

Methode (Umwelteffekte auf wissenschaftlichen Grundlagen beruhend) oder Eco Indikator 95 (Wirkungen und wissenschaftliche Zielwerte). Unterschiedliche Bewertungsverfahren führen zu verschiedenen Ergebnissen (Adensam et al. 2000, Siegenthaler, Jahr der Veröffentlichung unbekannt).

### *Auswertung*

Bei der Auswertung werden die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung in Bezug auf das Ziel der Ökobilanzstudie interpretiert. Oft werden Ökobilanzierungen mit Hilfe einer Software und deren angeschlossenen Datenbanken wie zum Beispiel GaBi, Umberto oder GEMIS durchgeführt. Eine Liste von verfügbarer Software und Datenbanken liefert das European Commission-Joint research Center unter <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/toolList.vm>.

Allerdings gibt Strecker (2008) zu bedenken, dass auch mit der Methodik der Ökobilanz nicht alle Probleme gelöst werden können. Laut dem Autor kann die Ökobilanz nicht

- die realen Wirkungen auf die Umwelt bestimmen
- Produkte / Prozesse mit unterschiedlichen Zielen und oder Randbedingungen schlüssig vergleichen
- Allgemeine Aussagen ohne Ziel und Bezugsgröße machen
- Zusammenfassende Ergebnisse liefern, sondern jeweils ein Ergebnis je Wirkungskategorie
- Entscheidungen abnehmen, da sie keine zusammenfassenden Ergebnisse liefert

### **Systemgrenzen**

Die Problematik bei der Wahl der Systemgrenzen (siehe Abschnitt 1.8) gilt auch bei der Ermittlung von Substitutionseffekten. Verfahrenstechnische Systemgrenzen definieren hierbei, welche Verfahren und Prozesse in der Analyse berücksichtigt werden. Bei der Bestimmung der Systemgrenzen für die Ermittlung von Substitutionseffekten geben Gustavsson et al. (2006a/b), Gustavsson und Sathre (2011) und Sathre und O'Conner (2010) verschiedene Faktoren an, die einen Einfluss haben können:

#### *Aktivitäten*

Produktionsphase

Energieversorgung

Rohstoffversorgung

Verwendete Energie zur Rohmaterialproduktion (Es gibt eine große Variabilität in der Nutzbarkeit der Waldbiomasse, deswegen sind die verschiedenen Typen der Waldbiomasse nicht vollständig vergleichbar und bei einer Analyse, welche die Waldproduktion mit beinhaltet, muss zwischen den verschiedenen Waldbiomassetypen unterschieden werden).

Zement Prozess Reaktion (Zementproduktion verursacht eine große Menge CO<sub>2</sub>, ungefähr 0,5 t CO<sub>2</sub> pro t Zement. Allerdings ist es noch nicht eindeutig geklärt, in wie weit CO<sub>2</sub> in chem. Reaktionen während der Verwendungszeit von Zement wieder gebunden wird).

Betriebsphase (Durchzuführende Aktivitäten wie Energieverbrauch oder Ersatzteile).

Nebenprodukte (Effektive Nutzung von Nebenprodukten kann die CO<sub>2</sub> Bilanz reduzieren).

Behandlung der Materialien nach ihrer Verwendung

Recycling, Verbrennung, Deponierung

Energieversorgung (Fossile Energiequelle, Elektrische Energie, Ersatz von fossilen Energiequellen durch Biomasse)

### *Zeit*

Waldwachstum

Lebenszeit HWP

Verfügbarkeit von Biokraftstoffen

Zementreaktionen

Verfügbarkeit von Biomasseresten

Zeitliche Muster (Treibhausgasbestände und -flüsse verbunden mit Wald und Holzsubstitution weisen eine Vielzahl von zeitlichen Mustern auf (Zyklisch, Schrittweise, Kumulativ, Asymptotisch). Die meisten Studien, die Substitutionseffekt analysieren, verwenden allerdings einen Ansatz, bei dem alle Effekte, ohne Berücksichtigung, wann sie eintreten, als Summe des betrachteten Zeithorizonts berechnet werden. Zusätzlich betrachten viele Studien nur eine bestimmte Zeitspanne. Somit ist es nicht nur interessant, wie viel emittiert wird, sondern auch wann.

### *Raum*

Bewirtschaftungsintensität

Analyselevel (Microlevel (einzelne Produkte); Meso-level (bestimmte Industrien oder Sektoren der Wirtschaft); Macro-Level (gesamtwirtschaftlich, landschaftlicher Einfluss))

Infrastruktur (Transportmöglichkeiten des Holzes vom Wald zum Verbrauchsort).

Des Weiteren werden Treibhausgasbilanzen beeinflusst durch:

Material- und Energiequalität (Die Effizienz, mit der Rohmaterial in verschiedene Energieformen (Elektrizität, Wärme) umgewandelt werden kann, variiert und somit auch das Substitutionspotential. Ebenso ist die Holzqualität ausschlaggebend).

Stand der Technik (Entwicklung neuer Methoden, Verbesserung der Alten)

Wirtschaftswachstum

Regierungsstil

Relative Preise

Politische und globale Entscheidungen

Sozioökonomische Faktoren

Um über tatsächlich stattfindende materielle Substitutionseffekte eine Aussage treffen zu können, muss geklärt werden, inwieweit Holzprodukte bereits bestehende Funktionen und Dienstleistungen ersetzen, oder ob es sich um zusätzliche Leistungen handelt, die mit der Verwendung der Produkte erbracht werden.

### **Funktionelle Einheit**

Grundvoraussetzung für die Abschätzung eines möglichen Substitutionseffektes bzw. -potenzials ist der Vergleich auf Basis einer gleichen funktionalen Einheit. Die Funktionelle Einheit ist die Bezugsgröße, auf die sich die gesamten betrachteten Umweltwirkungen beziehen. Energieverbrauch oder C-Emission pro Masse oder Volumen des Materials sind als funktionelle Einheit nicht geeignet, da gleiche Massen oder Volumen verschiedener Materialien nicht immer die gleichen Funktionen erfüllen. Deswegen empfehlen Gustavsson und Sathre (2011) funktionelle Einheiten als Vergleichseinheit. Eine funktionelle Einheit kann dabei als Bau-

teil, komplettes Gebäude oder Leistung des Objektes oder der bebauten Umgebung definiert werden. Im Falle einer Wand müsste so z.B. die Dämmleistung genau definiert werden, da diese von Produkt zu Produkt unterschiedlich ist. Des Weiteren geben Gustavsson und Sathre (2011) zu bedenken, dass ein bestimmtes Material mehr als eine Funktion erfüllen kann und eine Gebäudefunktion durch eine Kombination von verschiedenen Materialien erfüllt werden und der Ersatz eines bestimmten Materials sich auch auf andere Funktionen, wie zum Beispiel Schallübertragung auswirken könnte.

Des Weiteren kann die Wahl der Zuteilungsverfahren einen signifikanten Effekt auf die Ergebnisse eines Vergleichs zwischen Holz- und Nichtholzprodukten haben (Jungmeier et al. 2002). In dem Zuteilungsverfahren werden Auswirkungen oder Gewinne einem bestimmten Teilprozess, der in vielen Outputs resultiert, zugeschrieben (z.B. Holzprodukte, bei denen viele Nebenprodukte entstehen). Zuteilungsverfahren sind subjektiv und mehr oder weniger Autoren abhängig.

### **Einsparungspotenziale**

Gustavsson et al. 2006 (übernommen aus Kauppi und Sedo 2001) geben an, dass der Spielraum für die Treibhausgasemissionsminderung durch verstärkte Nutzung von Holz anhand von fünf verschiedenen Potentialen beurteilt werden kann. Diese können dann getrennt betrachtet und diskutiert werden (Abbildung 22).

Das *physische Potential*, eine theoretische Obergrenze, kann als die THG-Emissionsminderung angesehen werden, die erreicht werden kann, wenn man eine vollständige Nutzung der Holzbiomasse und deren Potential für nachhaltiges Wachstum annimmt.

Das *technologische Potenzial* bezeichnet das Potenzial, das entsteht, wenn die gegenwärtig verfügbare Technologie, um aus Holz Material und Energie zu gewinnen, vollkommen ausgenutzt wird, unabhängig von den Kosten, dem Marktversagen und sozioökonomischen Barrieren.

Das *sozioökonomische Potenzial* spiegelt das Potenzial wieder, das bleibt, wenn Änderungen im Verhalten, Lebensstil, sozialen Strukturen und Institutionen in Betracht gezogen werden, während Wirtschaftlichkeit vernachlässigt wird. Das heißt, alle Technologien oder Maßnahmen, die aus gesellschaftlicher Sicht wirtschaftlich sind, werden umgesetzt.

Im Gegensatz dazu ist das wirtschaftliche Potenzial das Potenzial, das übrig bleibt, wenn angenommen wird, dass die Märkte ohne Mängel sind, was heißt, dass alle kostenwirksamen Maßnahmen in den einzelnen Ebenen als realisiert angenommen werden.

Das *Marktpotenzial*, gegeben durch die aktuellen Marktsituationen, hängt von den Entscheidungen mehrerer Akteure ab. Die Entscheidung, dass Substitution von Relevanz ist, kann durch einzelne Verbraucher, Firmen, Agenturen, Unternehmen und Regierungs- oder zwischenstaatliche Stellen getroffen werden. Diese verschiedenen Akteure können nach verschiedenen Grundsätzen handeln und können deshalb unterschiedlich auf Veränderungen in ihrer Umgebung, wirtschaftlich sowie auch nicht-wirtschaftlich, reagieren. Alle diese Aspekte beeinflussen das Marktpotenzial. Zusätzlich ändern sich mit Ausnahme des physischen Potenzials alle Potenziale in der Regel im Laufe der Zeit.

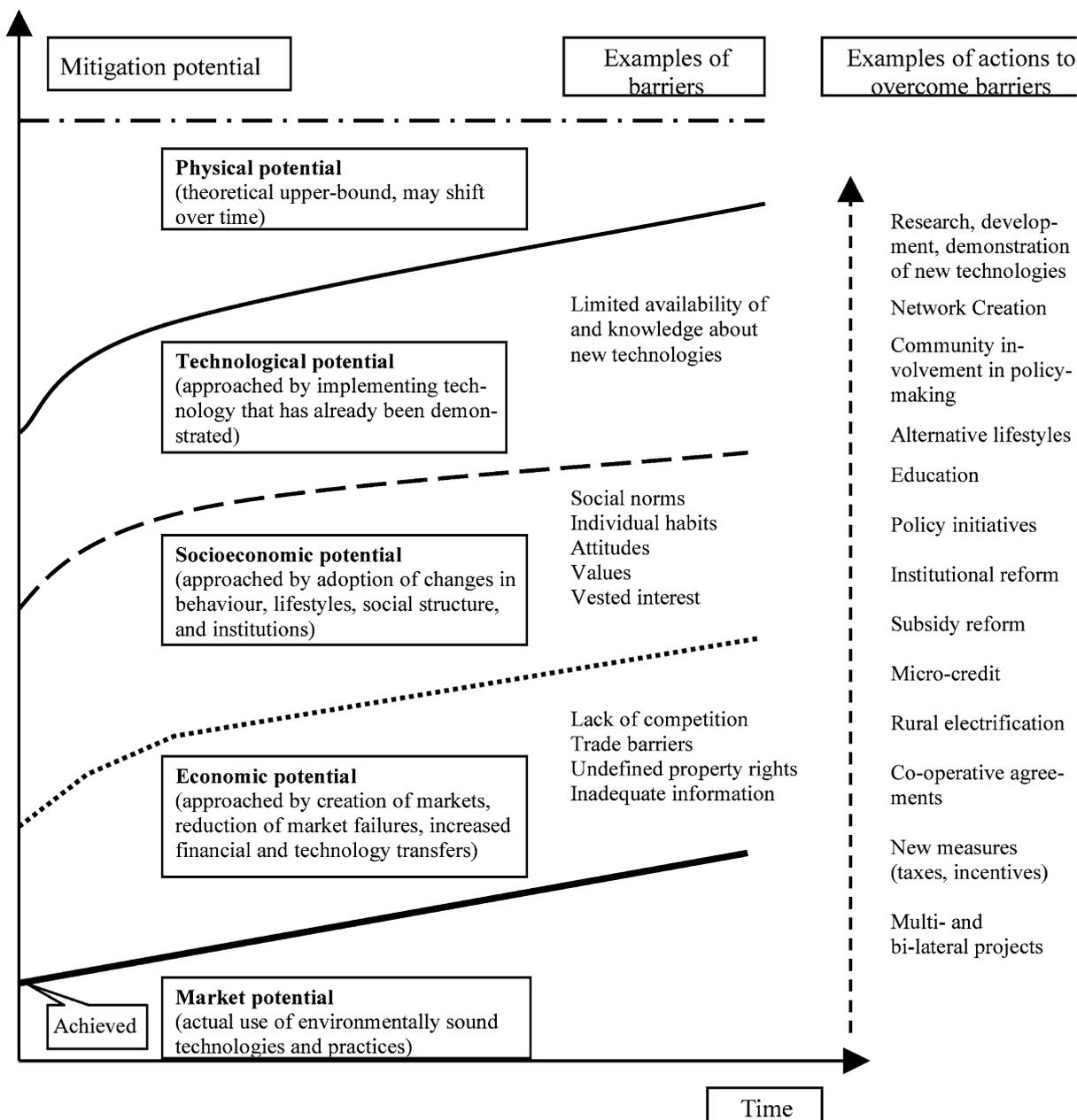


Abbildung 22: Potenziale zur Treibhausgasminderung (Kauppi und Sedjo 2001)

### Berechnungsansätze

Es gibt hauptsächlich zwei Methoden um die C-Speicherung und dadurch vermiedene Emissionen in Holzprodukten abzuschätzen. Zum einen den top-down Ansatz, basierend auf nationalen Statistiken und zum anderen den Bottom-up Ansatz basierend auf dem C-Transfer von einzelnen Waldbeständen zum Holzproduktpool (Moroni 2011). Für weitere Details siehe auch Abschnitt 1.3, Seite 46.

### CO<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> Äquivalenz

Außer Kohlendioxid gibt es noch weitere Klimaschädliche Gase wie zum Beispiel Methan, Lachgas oder bestimmte Kohlenwasserstoffe. Diese Gase können, pro Molekül betrachtet, einen stärkeren oder schwächeren Effekt auf den Klimawandel haben. Um die gesamte Klimawirkung dieser Gase zu erfassen und zu standardisieren wird die Wirkung der anderen Gase in Mengen CO<sub>2</sub>-Äquivalente umgerechnet. In den Studien, in denen neben CO<sub>2</sub> noch weitere Treibhausgase mitberücksichtigt werden wird jedoch nicht immer angegeben welche weiteren Gase mit in die Berechnungen einbezogen worden sind. Zusätzlich verwenden nicht alle Studien eine klare Trennung zwischen den Einheiten CO<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> äquivalent.

## 1.9.2 MATERIALSUBSTITUTION

Unter Materialsubstitution versteht man die Verwendung von Holzprodukten anstatt anderer Materialien, wie zum Beispiel Stahl, Beton oder PVC. Produkte und deren äquivalente Holzprodukte sollten dabei gleiche technische Eigenschaften haben.

### 1.9.2.1 ANSÄTZE UND METHODISCHE SCHWIERIGKEITEN

Mögliche Substitutionseffekte durch Holznutzung sind sehr komplex, da es während der gesamten Lebenszeit eines Produktes (Produktion, Verwendung, Beseitigung) beeinflussende Faktoren gibt und die verschiedenen verarbeitenden Industrien, sozioökonomische und soziale Aspekte, Traditionen, Preise und strukturelle und technischen Veränderungen ebenfalls die Treibhausgasbilanz beeinflussen können (siehe auch Abschnitt 1.9.1 und z.B. Gustavsson et al. 2006).

Innerhalb der betrachteten Studien gibt es hauptsächlich drei verschiedene Ansätze:

- I. eigene Berechnung der (Öko-) bilanz eines bestimmten Produktes oder mehrerer Produkte (z.B. Nebel 2006, Rüter und Kreißig 2007, Nemry und Uihlein 2008)
- II. der direkte Vergleich zwischen einem Holz- und einem Nichtholzprodukt mit Hilfe von Ökobilanzen und/oder Substitutionsfaktoren (z.B. Gustavsson 2006, Albrecht et al. 2008, Peterson und Solberg 2005, Werner et al. 2006)
- III. Analysen, inwieweit sich unterschiedliche Waldbewirtschaftungsstrategien auf die Material- und (Energie-) Substitution auswirken (z.B. Fürstenau 2008, Taverna et al. 2008, Pingoud et al. 2010, Pistorius 2007, Profft et al. 2007, Valsta 2007)

Dabei untersuchen nur wenige Studien Substitutionseffekte von Möbeln (z.B. Bol et al. 1995) oder Produkten im Außenbereich wie Baumaterialien für Gärten wie Holzpfähle oder Sichtschutzwänden (z.B. Künniger und Richter 2001)

Die meisten und auch neueren Studien konzentrieren sich auf den Bausektor, da diesem Bereich oft das größte Potenzial zugesprochen wird. So wurde im Rahmen des ÖKOPOT Projektes (Albrecht et al. 2008) eine Marktanalyse der Holzprodukte und ihrer wichtigsten Konkurrenten durchgeführt. Dabei wurde erstmals der gesamte Holzmarkt in Deutschland systematisch aufgearbeitet und die wichtigsten Verbrauchssegmente identifiziert und die wichtigsten Nichtholzkonkurrenten bezüglich ihres funktionalen Einsatzes ermittelt und quantifiziert. Dabei wurde auch der Verbrauch an Holzprodukten nach Marktsegmenten gegliedert betrachtet, und es zeigte sich, dass im Jahr 2004 mit einem Verbrauchsvolumen von knapp 16,7 Mio. m<sup>3</sup> mehr als die Hälfte des Gesamtverbrauchs an Holzprodukten auf den Bausektor entfiel (52,5%). 27,7% der Gesamtmenge an Holzprodukten wurden für die Herstellung von Möbeln verwendet. Der Verpackungssektor benötigte 15,5% des Gesamtvolumens, auf sonstige Verwendungen entfiel im Jahr 2004 ein Verbrauchsanteil von 4,3%.

Studien im Bereich des Bausektors untersuchen die Substitutionswirkung ganzer Gebäude oder von Gebäudeteilen, wie einzelne Konstruktionen (z.B. Balken, Böden oder Fenster (z.B. Albrecht et al. 2008)) oder Innenausbauten (z.B. Dämmstoffe).

Die meisten Studien verwenden Life cycle Analysen, um die Auswirkungen der materiellen Substitution zu vergleichen (z.B. Taverna et al. 2007). Dabei stellten Sathre und O'Conner (2010) fest, dass die analytische

Strenge der einzelnen Studien variiert. In einigen Studien werden gut entwickelte Methoden und Annahmen verwendet, während andere Studien weniger komplette Modelle und Datenquellen verwenden. Einigen Studien berücksichtigen etablierte LCA - Protokolle, obwohl bei einer umfassenden Analyse der Verwendung von Holzprodukten zusätzliche methodische Zweifel bestehen. Côté et al. (2002) hingegen verwenden eine Massenbilanzanalyse in ihrer Studie.

Die betrachteten Studien unterscheiden sich in Bezug auf ihren Fokus (Typ der Holzprodukte und verschiedenste Nichtholzprodukte), ihrer Transparenz (Beschreibung der Analysemethoden und Annahmen, Verfügbarkeit der Datenquellen) und ihrer Vollständigkeit (berücksichtigte Lebensphasen, Analyse von verschiedenen Möglichkeiten und Unsicherheiten). Unter den integrativen Studien (Verknüpfung von Angebot und Nachfrage von Holz) haben Perez-Garcia et al. (2005a) und Eriksson et al. (2007) C-Bestände und Emissionen vom Holzwachstum bis zum Endverbrauch verfolgt und Schätzungen der C-Mengen in verschiedenen Biomasse-Pools für ein bestimmtes Zeitintervall berechnet. Upton et al. (2008) und Hennigar et al. (2008) haben auch den C-Pool von Holzprodukten in Deponien in ihre Analysen miteinbezogen. Hennigar et al. (2008) stützen ihre Studie auf die Optimierung der Mengen an Holz und darin gespeichertem C. Petersen et al. (2004) präsentieren eine Analyse basierend auf der wirtschaftlichen Optimierung und schließen die entstehenden Kosten von Sequestration und Substitution mit ein. Alle diese Studien beinhalten C-Bestände aus Wald und Holzprodukten sowie Materialsubstitution im Baubereich, die Verwendung von Faser- und Papierprodukten wurde hingegen nicht berücksichtigt. Des Weiteren gibt es einige wesentliche Unterschiede in der Modellierung der Substitutionseffekte.

Eriksson et al. (2007) und Perez-Garcia (2005a) verwenden für ihre Studien definierte Substitutionsfaktoren, die basierend auf realen Studien von Holzprodukten und deren Substituenten berechnet wurden. Hennigar et al. (2008) hingegen gehen davon aus, dass diese, in einzelnen Studien berechneten, Substitutionsfaktoren variabel, in der Regel schwer einzuschätzen und nur für bestimmte Szenarien gültig sind. Deswegen verwenden Hennigar et al. (2008) in ihrem Modell eine breite Palette an theoretischen Substitutionsfaktoren von 0,125; 0,25; 0,5 und 1 tC/m<sup>3</sup> Holz. Damit wollten die Autoren den gesamten Wirkungsbereich aufzeigen, den die Substitutionswerte auf das Management haben können.

Auch Seidl et al. (2007) modellieren Substitutionseffekte, berücksichtigen allerdings im Gegensatz zu Eriksson et al. (2007) und Perez-Gracia (2005a) nur die Energiesubstitution. Pingoud et al. (2010) verwenden in Anlehnung an Liski et al. (2001) eine mit neuen Modellparametern bestückte Steady-State Methode. Die Ergebnisse dieser Methode werden nicht durch die gewählte Zeitperiode oder den Anfangszustand des Systems beeinflusst.

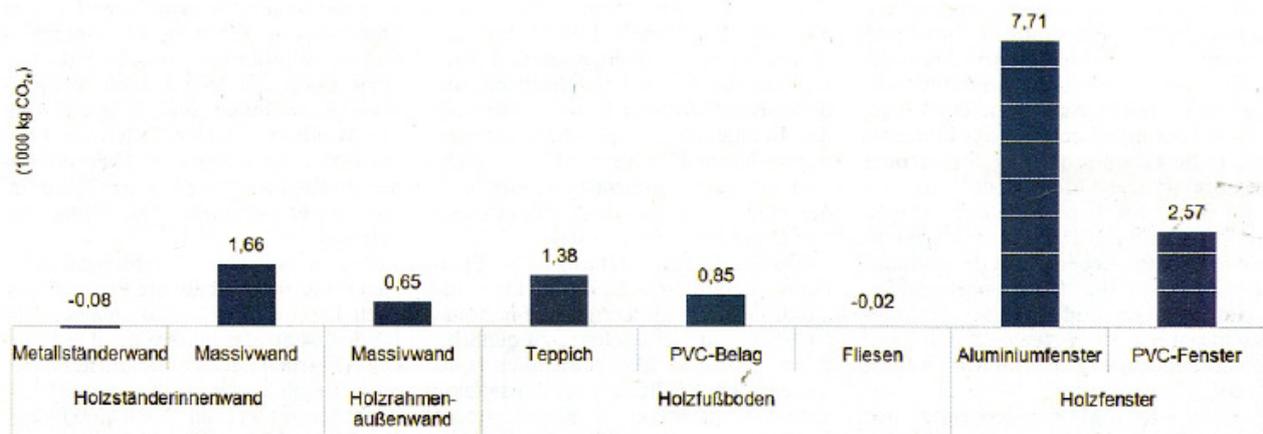
Die Effizienz, mit der die Nutzung von Biomasse die netto Treibhausgasemission reduziert, wird mit einem Substitutionsfaktor angegeben. Dieser Index quantifiziert die Höhe der Emissionsreduktion pro Einheit genutztem Holz. Ein höherer Faktor gibt an, dass mehr Treibhausgase reduziert werden. Ein negativer Faktor zeigt, dass die Verwendung von Holz zu einer höheren Emission führt. Allerdings wird die Substitutionswirkung von Holzprodukten in verschiedenen Studien in unterschiedlichen Einheiten angegeben (Tabelle 15), die nur teilweise ineinander umgerechnet werden können. Die Umrechnung von C zu CO<sub>2</sub> erfolgt über das Molverhältnis von 44/12. Die Umrechnung von Kubikmeter zu Kilogramm gestaltet sich allerdings schwieriger, da das Gewicht von einem Kubikmeter Holz Arten- und Feuchte- abhängig ist. Die angenommenen Werte des C- oder CO<sub>2</sub>-Gehaltes pro Volumeneinheit Holz werden in verschiedenen Studien mit unterschiedlichen Werten angegeben (für in der Literatur verwendete Werte siehe Tabelle 14, Seite 82). In der

Literatur häufig verwendete Werte für das Gewicht pro Volumeneinheit sind 500kg pro m<sup>3</sup> Holz und ein C Gehalt im Holz mit 50% des Holzgewichtes (atro).

**Tabelle 15: Substitutionsfaktoren**

Einheit	Autor
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro t C in Holzprodukten	z.B. Sathre und O`Conner 2010, Fürstenaunau 2008
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro t des Holzproduktes	z.B. Taverna et al. 2007
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro m <sup>3</sup> bzw. Festmeter des Holzproduktes	z.B. Werner et al. 2006, Albrecht et al. 2008, Profft et al. 2007
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro m <sup>3</sup> Rundholz	
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro ha Wald	z.B. Eriksson et al. 2007
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro t zusätzlich verwendetes Holz	z.B. Pingoud et al 2010
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro Stück des Holzproduktes	z.B. Albrecht et al. 2008
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro km des verwendeten Produkts	z.B. Matthew und Robertson 2005, nach Buchanan und Honey 1994, Miner und Perez Gracia 2007
% Einsparung im Vergleich zum Konkurrenzprodukt	

Je nach verwendeter Einheit können sich verschiedene Zahlenwerte ergeben, die zwar die gleichen Tendenzen, aber dennoch Produkte positiver oder negativer in Bezug auf die C/CO<sub>2</sub>-Bilanz erscheinen lassen können. Rüter (2010 und 2011) berechnet basierend auf den Ergebnisse des ÖKOPOT Projektes (Albrecht et al. 2008) zum einen das Substitutionspotential (in t CO<sub>2</sub>) von 1m<sup>3</sup> Holz in Holzprodukten (Abbildung 23) im Vergleich zu ihren Konkurrenzprodukten und zum anderen das Substitutionspotential von Holzprodukten im Vergleich zu ihren Konkurrenzprodukten in tC/tC (Abbildung 24). Der Kohlenstoffgehalt eines Kubikmeters Holz wurde dabei mit 250kg angenommen und die in den Treibhausgasemissionen enthaltene Kohlenstoffmenge wurde über das Molverhältnis von CO<sub>2</sub> mit dem Faktor 12/44CO<sub>2</sub>äq ermittelt.



**Abbildung 23: Stoffliches Treibhausgaspotenzial von 1m<sup>3</sup> Holz in Holzprodukten im Vergleich mit ihren Konkurrenzprodukten, aus Rüter 2010**

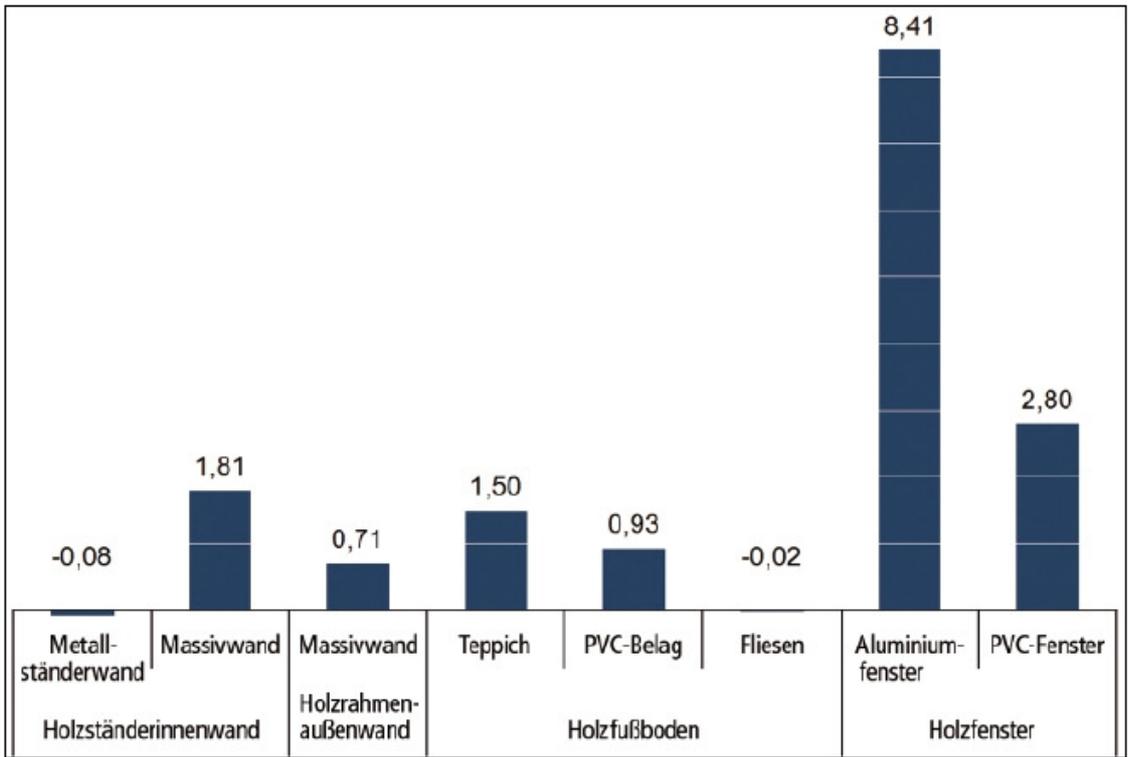


Abbildung 24: Stoffliches Treibhausgas-Substitutionspotenzial von Holzprodukten im Vergleich zu ihren Konkurrenzprodukten (in tC/tC), aus Rüter 2011

Viele Hersteller lassen mittlerweile eine Ökobilanz von ihren Produkten erstellen und geben darin auch die Treibhausgaswirkungen an. Diese Werte kann man allerdings nicht beliebig für andere Studien übernehmen, da es auch bei gleichen Produkten zu unterschiedlichen Treibhausgasbilanzen kommen kann. So führte z.B. das Institut für Bauen und Umwelt e.V. (Institut für Bauen und Umwelt 2008a/b) eine Ökobilanz für zwei verschiedene Hersteller von unkaschierter Steinwolle durch, und es ergaben sich Treibhauspotenziale (GWP 100 Jahre) von 1,16 kgCO<sub>2</sub>Äq/kg bzw. 1,61 kgCO<sub>2</sub>Äq/kg. Ein Vergleich von Datenherkunft und Produktionsablauf erklärt die Unterschiede (Tabelle 16). Hinzukommt, dass sich die Werte einer Ökobilanz z.B. durch technische Erneuerungen jährlich ändern können (Werner 2010)

**Tabelle 16: Vergleich von Ökobilanzen von unkaschierter Steinwolle, Auszüge aus Umweltproduktdeklarationen (Institut für Bauen 2008 a/b)**

Programmhalter	Institut für Bauen und Umwelt e.V.	Institut für Bauen und Umwelt e.V.				
Deklarationsinhaber	Saint-Gobain ISOVER G+H AG	Deutsche Rockwool				
Produktbeschreibung	Die Definition von Mineralwolle nach EU-Richtlinie 97/69/EG sowie deutschem Recht lautet: Künstliche Mineralfasern, die aus ungerichteten glasigen (Silikat-) Fasern mit einem Massengehalt von über 18 % an Oxiden von Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium und Barium bestehen. Bei dem deklarierten Mineralwolle-Material handelt es sich um unkaschierte Steinwolle-Platten und -Filze.	Unkaschierte bzw. unbeschichtete kunstharzgebundene Steinwolle-Dämmstoffe in Form von Platten, Matten oder Rollen im Rohdichtebereich zwischen 25 kg/m <sup>3</sup> und 180 kg/m <sup>3</sup> . Die Produkte werden in Dicken zwischen 20 mm und 250 mm geliefert, beispielsweise als druckfeste Platten, trittfeste zweischichtige Platten oder hochkomprimierbare Filze und Rollen.				
Rahmen der Ökobilanz	Die <b>Ökobilanz</b> wurde nach DIN ISO 14040 und ISO 14044 und den Anforderungen des IBU Leitfadens zu Typ-III-Deklarationen und der spezifischen Regeln für mineralische Dämmstoffe durchgeführt. Als Datenbasis wurden spezifische Daten der untersuchten Produkte sowie Daten aus der Datenbank „GaBi 4“ herangezogen. Die Ökobilanz umfasst die Lebenszyklusstadien der Rohstoff- und Energiegewinnung und der Herstellung mit Transporten.	Die <b>Ökobilanz</b> wurde nach DIN ISO 14040 ff durchgeführt. Als Datenbasis wurde das Jahr 2002/03 herangezogen. Die Ökobilanz wurde für die Herstellungsphase der Produkte unter Berücksichtigung sämtlicher Vorketten wie Rohstoffgewinnung und Transporte durchgeführt („cradle to gate“). Ein Vergleich mit anderen Produkten ist nur im Zusammenhang mit einer vergleichbaren Anwendung im Gebäude zulässig.				
Ergebnisse der Ökobilanz	Steinwolle-Platten und -Filze (Rohstoffe u. Herstellung)			Herstellung von Steinwolle unkaschiert		
	Auswertegröße	Einheit pro kg	Steinwolle (unkaschiert)	Auswertegröße	Einheit pro kg Steinwolle	Herstellung von Steinwolle unkaschiert
	Primärenergie, nicht erneuerbar	[MJ]	25,25	Primärenergie nicht erneuerbar	[MJ]	12,9
	Primärenergie, erneuerbar	[MJ]	1,13	Primärenergie erneuerbar	[MJ]	0,1
	Treibhauspotenzial (GWP 100 Jahre)	[kg CO <sub>2</sub> -Äqv.]	1,61	Treibhauspotenzial (GWP 100)	[kg CO <sub>2</sub> -Äqv.]	1,16

Durch unterschiedliches methodisches Vorgehen in den jeweiligen Studien und Mangel an detaillierten Informationen können folgende Quellen zu Ungenauigkeiten bzw. Unterschieden in den Berechnungen der Materialsubstitution führen:

I. Verschiedene Studiendesigns

Berücksichtigung von verschiedenen Lebensphasen des Produktes (Produktion, Verwendungszeit, Abbruch, Abfallmanagement, Recycling) und unterschiedlich definierte Systemgrenzen. Ein Beispiel dafür, wie sich die unterschiedliche Berücksichtigung von verschiedenen Lebensphasen auswirken könnte, zeigen die Berechnungen der ÖKOPOT Studie von Albrecht et al. (2008). In ihren Berechnungen werden Herstellung und Instandsetzung sowie Entsorgung incl. Gutschriften für Strom und Dampf bzw. das Recyclingpotenzial mit berücksichtigt. Werden alle Faktoren berücksichtigt, so ergibt sich z.B. für 20 m<sup>2</sup> des Fußbodenbelages Parkett ein Treibhausgaspotential von -31 kg CO<sub>2</sub>äq, wird nur die Herstellung und Instandsetzung berücksichtigt, ergibt sich ein Treibhausgaspotential von 97 CO<sub>2</sub>äq (Tabelle 17).

**Tabelle 17: Treibhausgaspotential des Gesamtlebenszyklus von Fußböden (20m<sup>2</sup>), aus Albrecht et al. (2008)**

Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquiv.]	Parkett	Laminat	Direktdruck	Teppich	Linoleum	PVC	Fliesen
Herstellung & Instandhaltung	97	167	170	639	157	347	82
gebunden	-280	-291	-392	0	-116	0	0
Entsorgung (emittiert)	284	294	395	286	107	265	6
Entsorgung (Gutschrift Strom & Dampf bzw. Recyclingpotenzial)	-133	-45	-150	-222	-40	-64	0
<b>NETTO</b>	<b>-31</b>	<b>125</b>	<b>23</b>	<b>702</b>	<b>108</b>	<b>548</b>	<b>88</b>

II. Unsicherheiten in der Umwandlung von Holzvolumen oder Masse in C-Gehalt in Holzprodukten (siehe auch Abschnitt 1.8, Seite 82)

III. Fehlende Informationen über Primärenergiequellen (Energie, die mit den natürlich vorkommenden Energieformen oder Energiequellen zur Verfügung steht, z.B. Kohle, Gas, aber auch Wind und Wasser) sind oft nicht differenziert in verschiedene Energiequellen. Verschiedene Energiequellen, haben unterschiedliche Zusammensetzungen an Kraftstoffen, die wiederum unterschiedliche Mengen an C emittieren.

IV. verschiedene Treibhausgas - Komponenten

V. keine klare Trennung zwischen CO<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub>äq

VI. Struktur des Aggregationsschemas der verwendeten Studien

Fürstenau (2008) bemerkt, dass je nach Aggregationsschema einer Studie gleiche Produkte unterschiedlich vielen Produktklassen oder auch gleiche Produktklassen unterschiedlich vielen Produktsektoren zugeordnet werden können.

## VII Wahl des geographischen Bezugssystems

Werner et al. (2006) berechnen die Substitutionseffekte verschiedener Systeme in der Schweiz und im Ausland. Je nach dem ob nur die Substitutionseffekte im Inland oder auch die im Ausland betrachtet werden, ergeben sich unterschiedliche Substitutionseffekte (Tabelle 18).

**Tabelle 18: Treibhausgaspotenziale einer in der Schweiz hergestellten Türzarge getrennt nach In- und Ausland, aus Werner et al. (2006)**

		CO <sub>2</sub> äq Schweiz	CO <sub>2</sub> äq Ausland
Türzarge Spannplatte	Produktion	21,22	33,38
	Endsorgung	0,98	0,85
	Gesamt	22,2	34,23
Türzarge Stahl	Produktion	19,66	74,02
	Endsorgung	3,4	0,0
	Gesamt	23,06	74,02

Aufgrund der oben genannten Aspekte können die meisten Studien nicht direkt miteinander verglichen werden. Stattdessen können die berechneten Substitutionsfaktoren aber im allgemeinen Kontext gesehen werden, die den möglichen Bereich der zu erwartenden Treibhausgasleistungen in Abhängigkeit von den verglichenen Produkten und verwendeten analytischen Methoden darstellen.

Zusätzlich hängt das Potenzial des Holzes, andere Produkte zu ersetzen, vom Ausmaß bereits genutzten Holzes ab. Die Verwendung von Holz im Baugewerbe variiert innerhalb der einzelnen Länder. So beläuft sich laut Gustavsson et al. (2006) der Ist-Zustand in den USA auf 90-94 %, in Frankreich 4% und in Großbritannien auf 20% verbautes Holz in Ein- und Zweifamilienhäusern (Tabelle 19).

**Tabelle 19: Anteil von Holz in Ein- und Zweifamilienhäusern, aus Gustavsson et al. (2006)**

Country	Share of timber construction
USA <sup>a</sup>	90–94%
Canada <sup>a</sup>	76–85%
Nordic countries <sup>a</sup>	80–85%
Scotland <sup>b</sup>	60%
UK <sup>c</sup>	20%
Germany <sup>a</sup>	10%
The Netherlands <sup>d</sup>	6–7%
France <sup>b</sup>	4%

Sources. <sup>a</sup>HAF (2000); <sup>b</sup>Reid et al. (2004); <sup>c</sup>Toratti (2001); <sup>d</sup>Kuilen (2001).

### 1.9.2.2 GRÖßENORDNUNGEN DER MATERIALSUBSTITUTION

Für die Berechnung der Substitutionseffekte werden Substitutionsfaktoren benötigt. Um die Substitutionsfaktoren zu erhalten wird in den Studien grundsätzlich auf vier Methoden zurückgegriffen:

- I. eigene Berechnung Substitutionsfaktoren auf Grundlage von Ökobilanzen (z.B. Taverna et al. 2007)
- II. Berechnung eines Mittelwertes aus (geeigneten) Studien (z.B. Burschel et al. 1993a, Fürstenau 2008, Sathre und O`Conner 2010)
- III. Übernahme von Werten aus anderen Studien (durchgeführt im selben Land) (z.B. Eriksson et al. 2007, Gustavsson und Sathre 2006, Pistorius 2007)
- IV. C Massenbilanzanalyse (Berechnung des C Gehaltes aller Komponenten) (z.B. Côté 2002)

Die berechneten Zahlenwerte sind immer fallspezifisch und somit nur für andere Szenarien verwendbar, wenn Zielvorgaben, Systemgrenzen, funktionelle Einheit, etc. übereinstimmen. Im Allgemeinen können unterschiedliche Zahlenwerte aus mehreren Studien nur Tendenzen anzeigen. Eine Zusammenstellung der verwendeten/berechneten Zahlenwerte aus verschiedenen Studien liefern Tabelle 20 und Tabelle 21. Für weitere Einsparungspotenziale von verschiedensten Holzprodukten aus mehreren Studien siehe Anhang Tabelle A 4 bis Tabelle A 9.

**Tabelle 20: Materialsubstitution von Holz; grau unterlegte Felder wurden zur besseren Vergleichbarkeit in dieser Studie berechnet.**

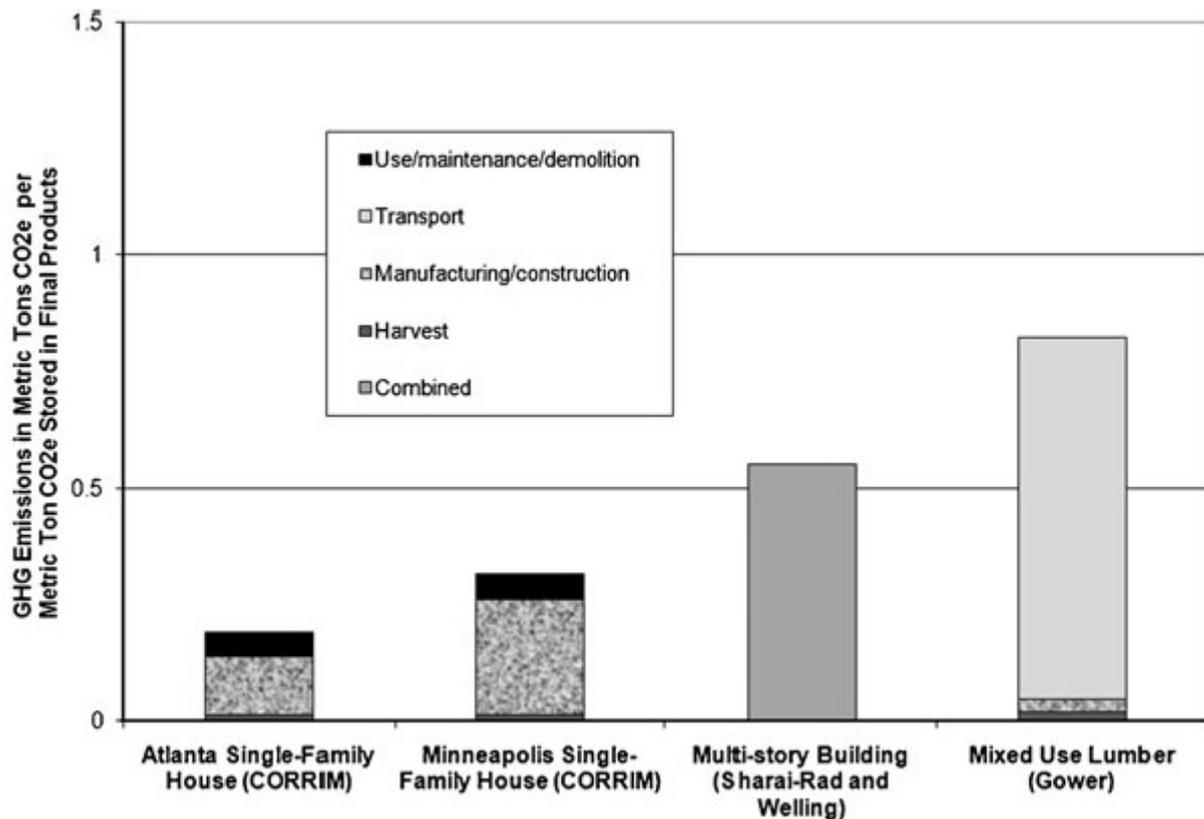
Was	Menge	Vermiedene Emission		Quelle	Bemerkung
		kg C	kg CO <sub>2</sub>		
Holz	1	280	1028	Burschel et al. 1993a	Mittelwert aus drei Studien, Umrechnungsfaktor 3,67
Holz	2	280	1028	Pistorius 2007	aus Burschel et al. 1993a, , Umrechnungsfaktor 3,67
Holz (Mittelwert)	1		700	Taverna et al. 2007	Genauere Berechnungen für einzelne Berechnungen
Holz	1		700	Profft et al. 2007	Auf Basis von Taverna et al. und Werner et al. 2006
Holz	1		1100	CEI-BOIS Verband der Holzindustrie	Mit Bezug auf Frühwald nn
Holz	1		750 -1000	CEI-BOIS Verband der Holzindustrie	International Institute for Environment and Development, Verwendung von Holzprodukten zur Bekämpfung des Klimawandels
Holz	1		1927	Sathre und O`Conner (2010)	Mittelwert aus einer Meta-Analyse mit 21 Studien, mit der Annahme einer mittleren Dichte von 500kg/m <sup>3</sup> für absolut trockenem Holz und einem Kohlenstoffgehalt von 250kg/m <sup>3</sup>
Holz	1		1927	Rüter et al. (2011)	übernommen aus Sathre und O`Conner (2010)
Bau-/ Werkstoffe	1		1000	Frischlin et al. 2006	Inklusive energetische Nutzung von Rest- und Gebrauchtholz
Holz	1		500	Kram et al. (2001)	Unter der Annahme einer mittleren Dichte von 500kg/m <sup>3</sup>

**Tabelle 21: Materialsubstitution verschiedener Elemente**

Was	anstatt	Menge		Vermiedene Emission			Quelle	Bemerkung
		m <sup>2</sup>	(m <sup>3</sup> )	Kg C	Kg CO <sub>2</sub> äq	%		
Holzgebäude (Schweden) (Finnland)	Betongebäude (Schweden) (Finnland)	1		57 30			Borjesson and Gus- tavsson (2000) and Gustavsson et al. (2004)	
Holz	Stahl		1		36-530		Peterson und Solberg (2005)	Aus Litera- turstudie
Holz	Beton		1		93-1062		Peterson und Solberg (2005)	Aus Litera- turstudie
Baumateria- lien aus Holz beim Häuser- bau						30-85	Buchanan und Honey (1994)	
Holzhäuser	Beton oder Stahl					20-50	Miner und Perez Gra- cia (2007)	
Holzhaus	Haus aus über- wiegend mine- ralischen Werk- stoffen					50	Scharai- Rad und Welling 2002	
Holzhaus	Haus aus über- wiegend mine- ralischen Werk- stoffen		1		900		Scharai- Rad und Welling (2002)	
Holzrahmen- haus	Betonrahmen- haus				27700		nn	
Holzgebäude	Nichtholzge- bäude		1		36		nn	
Baustoffe			1		11000		nn	

Generell lässt sich feststellen, dass die Treibhausgasemissionen und der Primärenergiebedarf der Holzprodukte in der Regel tatsächlich geringer sind als von funktionsäquivalenten Produkten aus anderen Baustoffen. Von klimatischen und anderen ökologischen Vorteilen bei der Verwendung von Holz als Baumaterial ist auf verschiedenen Ebenen, wie einzelne Produkte oder Bauteile (z. B. Petersen und Solberg 2003, 2004, Lippke und Edmonds 2006, Taverna et al. 2008), gesamte Gebäude (Gustavsson et al. 2006, Perez-Garcia et al. 2005b) und auch auf Länderebene (Buchanan and Honey 1994, Buchanan und Levine 1999, Werner et al. 2005, Taverna et al. 2007, Upton et al. 2008) berichtet worden.

Ingersson (2011) stellt hingegen fest, dass die Emissionen von Transport und Herstellung eines langlebigen Holzproduktes vernachlässigbar bis fast gleich der Menge des im Produkt gespeicherten CO<sub>2</sub> sein können (Abbildung 25).



**Abbildung 25: Treibhausgasemissionen entlang einer Herstellungskette variieren je nach Herstellungsverfahren und Vertriebssystem stark. Eine Ökobilanzierung illustriert hier Emissionsschätzungen in tCO<sub>2</sub>e pro t CO<sub>2</sub>e gespeichert in den fertigen Produkten, aus Ingersson (2011)**

In Einzelfällen kommt es vor, dass das Holzprodukt höhere Emissionen aufweist, so z. B. bei Dämmstoffen in Taverna et al. (2007). Weiter ist es möglich, dass die Produktion eines Holzproduktes im Inland mehr fossile Energieträger verbraucht als sein Substitut, obwohl das Holzprodukt global gesehen deutlich weniger Treibhausgase freisetzt. Ein Beispiel dafür ist der Bodenbelag in der Schweiz, da Fliesen nicht in der Schweiz hergestellt werden (Taverna et al. 2007).

Rüter (2010a) stellt das reine stoffliche Substitutionspotenzial für 1 m<sup>3</sup> der untersuchten Produkte aus dem ÖKOPOT Projekt (Albrecht et al. 2008) dar. Dafür wurde auf die Einbeziehung von Gutschriften für eingesparte Treibhausgase verzichtet, welche für etwaiges Recycling des Materials oder die Gewinnung von Strom oder Dampf während der Produktion und am Ende des Lebenszyklus vergeben werden können. Der im Holz gebundene und am Lebensende der Produkte wieder in die Atmosphäre oxidierende Kohlenstoff wurde ebenfalls nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen, dass sich durch die Verwendung von nachhaltig produzierten Holzprodukten in vielen Bereichen des Bausektors CO<sub>2</sub>-Emissionen einsparen lassen. Es zeigt sich aber auch, dass einige Substitute hinsichtlich der klimarelevanten Emissionen ähnlich gut abschneiden wie Produkte aus Holz

Die Studie von Ingersson (2011) fasst Daten vom Verbleib von Kohlenstoff über den gesamten Verarbeitungsprozess und die durch Verarbeitung, Transport, Verwendung und Entsorgung von Holz erzeugten Treibhausgasemissionen zusammen. Die Autorin stellt unter anderem fest, dass der Kohlenstoff, der langfristig in Holzprodukten gespeichert wird, nur ein kleiner Teil des ursprünglich in der stehenden Biomasse gespeichertem Kohlenstoff sein kann. In den Vereinigten Staaten verbleibt für 100 Jahre nach der Ernte nur ca. 1 % des ursprünglich in stehender Biomasse gespeicherten C in Produkten und 13% in Deponien.

Ein gutes Beispiel für die weite Streuung der Substitutionsfaktoren sind die auf Grundlage einer Metaanalyse berechneten Substitutionsfaktoren (tC/tC) von Sathre und O`Conner (2010). Sie berechnen die Substitutionswirkung, wenn möglich, in drei Ausprägungen (niedrig, mittel, hoch) aus 21 Studien. Werden dabei nur die Ergebnisse für gleiche Gebäudetypen betrachtet, so liegen die Substitutionswerte für Einfamilienhäuser zwischen -0,7 tC/tC und 15 tC/tC. Bei Apartments liegen die Werte zwischen -2,3 tC/tC und 7,5 tC/tC (Tabelle 22)

**Tabelle 22: Niedrige, mittlere und hohe Substitutionsfaktoren (in tC/tC) von Apartments und Einfamilienhäusern, aus Sathre und O`Conner (2010)**

Gebäudetyp	Studie	Substitutionsfaktor (tC/tC)			
		niedrig	mittel	hoch	
Apartment	Börjesson und Gustavsson 2000	-2,3	4,3	7,4	
Apartment	Eriksson et al. 2007	4,4	6,0	7,5	
Apartment	(Schweden) Gustavsson et al. 2006	1,9	3,7	5,6	
Apartment	(Finnland)	0,4	1,8	3,3	
Appartement	Gustavsson und Sathre 2006	-0,1	2,3	7,3	
Einfamilienhaus	Buchanan und Levine 1999	-0,7	3,57	15,0	
Einfamilienhaus	Holz vs. Beton (Atlanta)	Lippke et al. 2004	2,8	2,8	6,6
Einfamilienhaus	Holz vs. Stahl (Minneapolis)	Lippke et al. 2004	-0,01	0,4	2,2
Einfamilienhaus	Salazar und Meil 2009	1,4	1,9	9,0	
Einfamilienhaus	Scharai-Rad und Welling 2002	2,3	2,8	3,3	

Die Effizienz der C Einsparung von einem Produkt hängt somit von seinem Lebenszyklus und dem verwendeten Referenzsystem sowie der Verwendung und Entsorgung der Holzprodukte nach ihrer Nutzungsdauer ab (Pingoud et al. 2010, White et al. 2005)

Kram et al. (2001) analysieren die Auswirkungen auf das Klima bei der Verwendung von 50 Mio. t zusätzlichen Holzprodukten pro Jahr anstatt Nicht-Holz-Materialien von OECD angehörigen Ländern in Europa. Sie schätzen, dass die jährlichen Treibhausgas-Emissionen um 50 Millionen tCO<sub>2</sub> reduziert wird, basierend auf einem Substitutionsfaktor von 1 tCO<sub>2</sub> pro t Holz. Eine zusätzliche temporäre C-Sequestrierung in Holzprodukten von 75 Millionen t CO<sub>2</sub>äq würde auftreten.

### 1.9.2.3 EINFLUSS DER BEHANDLUNG DER HOLZPRODUKTE AN IHREM LEBENSENDE AUF DIE CO<sub>2</sub> BILANZ

Die Behandlung von Holzprodukten am Ende ihrer Lebensdauer hat einen wichtigen Einfluss auf die Treibhausgasbilanz eines Produktes. Auf Holz basierende Produkte können deponiert, wiederverwendet oder für energetische Zwecke genutzt werden. Die Entsorgung von Holzprodukten auf Deponien kann unterschiedliche Einflüsse auf die Treibhausgasbilanz haben. Die interne Umgebung einer Deponie ist heterogen, und viele Faktoren können die Produktion und Emission von Treibhausgasen beeinflussen. Bei der anaeroben Zersetzung von Holzprodukten wird Methangas produziert, ein wirksamerer Isolator, aber ein Gas mit einer viel höheren Treibhausgaswirkung als Kohlendioxid, das entsteht wenn das Holzprodukt verbrannt oder aerob zersetzt wird. Negative Ergebnisse bei dem Vergleich der Treibhausgasbilanz zwischen Holz und Nicht-

holzprodukten beruhen laut Sathre und O'Conner (2010) im Wesentlichen auf Methanemissionen von deponiertem Holz. Jedoch kann ein Teil dieses Methangases gesammelt und als Biokraftstoff als Ersatz für fossile Energieträger verwendet werden. Weiterhin wird ein gewisser Teil des deponierten Holzes nicht zersetzt und somit der C für eine lange Zeit sequestriert. Die netto Treibhausgaswirkung ist somit zum Teil von den Zersetzungsbedingungen in der Deponie und der Verwertung von Deponiegas anstelle von fossilen Brennstoffen abhängig und kann positiv (Sequestration und die Verwendung von Methan als Biotreibstoff) oder negativ (Methanemission in die Atmosphäre) auf das Klima wirken. So birgt die Deponierung von Holzprodukten am Ende ihres Lebenszyklus große Unsicherheiten bezüglich der Klimawirkung.

Die Entsorgung von Holz auf Deponien ist in vielen Ländern Realität. In der EU ist die Deponierung von Holz aufgrund der EU-Deponierichtlinie von 2003 rückläufig. In Deutschland wurden mit der am 1. März 2003 in Kraft getretenen Altholzverordnung spezielle Anforderungen an die schadlose Verwertung und Beseitigung von Altholz festgelegt. Altholz, das nicht verwertet wird, darf seit dem 1. März 2003 nur noch verbrannt werden. Eine Deponierung von Altholz ist nicht mehr zulässig, kann aber unter bestimmten Voraussetzungen (illegale Entsorgung, keine hundertprozentige Trennung bei der Müllsammlung) noch vorkommen (Marutzky 2004).

Fürstenau (2008) kommt in Ihrer Dissertation zu dem Schluss, dass nach den energetischen Substitutionseffekten die Deponierung von Holz (C-Speicherung) den zweitgrößten Einfluss auf die C-Bilanz hat. In Bezug auf die Altholzverordnung gibt sie jedoch an, dass es zu der beabsichtigten deutlichen Reduzierung von Kohlenstoff-Speicherung in Deponien führen wird, diese allerdings in den nächsten 50 Jahren nicht vollständig durch eine erhöhte Material- und Energiesubstitution und einer gesteigerten C-Sequestration in Holzprodukten kompensiert werden kann.

#### **1.9.2.4 KONKURRENZPRODUKTE**

Die Hauptkonkurrenzprodukte von Holz sind (in Anlehnung an Burrows und Sannes 1998):

- Beton und Zement (Konstruktion von Gebäuden und Brücken),
- PVC/Plastik (Fenster, Verpackungen, Türen, Wandverkleidungen, Bodenbeläge, Gartenmöbel)
- Stahl (Strukturen für gespannte Bauten, Rahmgebende Konstruktionen)
- Aluminium (Fenster, Türen, Innenausstattung, Bauteile für Zementformarbeit, Dächer, Dachverkleidungen, externe Gebäudeausstattungen (z.B. Zäune), Brückenteile, Verpackungen)

Die genaue Beschaffenheit des Konkurrenzproduktes wird in jeder Studie neu definiert.

Als Beispiel sind auf der nächsten Seite die von Taverna et al. (2007) betrachteten konkurrierenden Paare dargestellt (Tabelle 23).

**Tabelle 23: Übersicht über die in Taverna et al. (2007) betrachteten Bauteile und ihre Konkurrenzprodukte**

<b>Anwendung</b>	<b>Bauteil aus Holz</b>	<b>Konkurrenzprodukt</b>
<b>Konstruktion</b>		
(Außen-) Wände	Blockholzplatte	Backsteinzweischalenmauerwerk
Stützen	Brettschichtholzstütze	Stahlstütze
Geschossdecken	Holzbalkendecke	Stahlbetondecke
Dämmung	Holzfaserdämmplatte	Steinwolle
Dächer	Sichtbalkenkonstruktion	Porenbeton-Steildach
Tiefbau	Holzpalisade	Betonpalisade
<b>Ausbau</b>		
Wand- und Deckenverkleidung	Fichtentäfer	Verputz innen
Treppen	Holztreppe Eiche	Betonfertigtreppe
Bodenbeläge	3-Schicht Parkett	Keramikfliesen glasiert
Fassaden	Holzschalung sägerauh inkl. Lattung	Verputz außen
Ausstattung	Holzwerkstoffzarge	Stahlzarge
Möbel	Holzmöbel	Stahlmöbel
Verpackungen	Holzschalung sägerauh inkl. Lattung	Plastik (Polypropylen) gleichen Volumens
Holzprodukte	Holzschalung sägerauh inkl. Lattung	Plastik (Polypropylen) gleichen Volumens
Bauhilfsstoffe	Schaltafeln (3-Schicht Fichtenplatte)	Aluminiumschalung

#### 1.9.2.5 SENSITIVITÄTSANALYSE

Wie in den oberen Abschnitten bereits erwähnt, beeinflussen viele Faktoren die CO<sub>2</sub>-Bilanz. Um die Unsicherheiten der generellen Annahme, dass Holzbauten eine geringere Energie und CO<sub>2</sub>-Bilanz aufweisen, zu bestimmen, untersuchen Gustavsson und Sathre (2006) die Veränderungen der Energie- und CO<sub>2</sub>-Bilanzen eines Holz- und Betonrahmenbaus durch Variation der wichtigsten Parameter in Herstellung und Verwendung der Materialien.

In ihrer Studie berücksichtigte Parameter waren: Effizienz in der Klinkerproduktion, Zementzusammensetzung, Zerkleinerung von Aggregaten, Recycling von Stahl, Effizienz der Holz Trocknung, Distanz des Materialtransports, Kohlenstoff-Intensität der fossilen Brennstoffe, Wiederverwertung von Ernte-, Sägewerks-, Konstruktions- und Abbruchresten für Biokraftstoffe sowie Wachstum und Nutzung von Überschusswäldern (Wälder, die mehr Holz produzieren als ihnen entnommen wird), die nicht für die Holzwerkstoffproduktion benötigt werden. Dafür verwenden sie eine beständige Methode, um die Randeffekte der Variation von bestimmten physikalischen Parametern in Zusammenhang mit der Herstellung und Verwendung von Baumaterialien zu bestimmen. Der Fokus der Autoren liegt dabei auf der Variabilität der Energieverwendung und CO<sub>2</sub> Emissionen, bedingt durch technische und betriebliche Entscheidungen im Produktionsprozess.

Gustavsson und Sathre (2006) kommen in Ihrer Studie zu dem Schluss, dass die Nutzung von holzbasierten Nebenprodukten, besonders Abbruch-, Säge- und Erntereste, als Biokraftstoffe und somit Ersatz für fossile Brennstoffe den signifikantesten Einfluss auf die Energie- und CO<sub>2</sub>-Bilanz von Holz- und Betonrahmenbau-

ten hat. Parameter, die die Herstellung von Beton beeinflussen, wie z.B. untergemischte Zementzusatzstoffe und die Quelle der Zementaggregate, haben einen beträchtlichen Einfluss auf die Energie und CO<sub>2</sub> Bilanz des Betonrahmenbaus, aber auch kleinere Auswirkungen auf das Holzrahmengebäude, da auch hier Beton in geringen Maßen verwendet wird. Die zurückgelegte Distanz des Materialtransportes beeinflusst die Bilanzen beider Gebäudetypen. Da der Betonrahmenbau weniger Holzwerkstoffe als ein Holzrahmenbau benötigt, nehmen die Autoren an, dass dieser Teil in den Wäldern erhalten bleibt. Die Verwendung oder das anhaltende Wachstum und die damit verbundenen C-Speicherung des Überschusswaldes kann sich auf die Energie- und CO<sub>2</sub> Bilanz des Betonrahmengebäudes auswirken. Die Annahmen über die in dieser Studie verwendeten Waldwachstumsrate waren grob, und weitere Analysen in Bezug auf die Effekte der Entwicklung der Überschusswälder müssen mit anspruchsvolleren Waldmodellen durchgeführt werden.

Unabhängig von der Variation verschiedener Parameter kommen die Autoren zu dem Schluss, dass das Holzrahmengebäude außer bei einer Annahme, dem ungünstigsten Fall, immer die niedrigere Energie- und CO<sub>2</sub>-Bilanz hat. Die Energiebilanz des Holzrahmengebäudes ist immer negativ, es sei denn die Aufbereitungsrückstände oder das Abrissholz werden nicht wiederverwendet und als Biokraftstoff genutzt. Das Betonrahmengebäude hatte generell eine positive Bilanz.

Auch Upton et al. (2008) führen in ihrer Studie eine Sensitivitätsanalyse durch. Sie verwenden in ihrer Studie Daten aus dem CORRIM-Projekt ([www.corrim.org](http://www.corrim.org)), um Einsparungen von Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch in Zusammenhang mit der Verwendung von Holzprodukten im Wohnungsbau in der USA abzuschätzen. Die Autoren untersuchen in ihrer Studie Stahlrahmen im Vergleich zu Holzrahmenhäusern und Betonwand- im Vergleich zu Holzwandhäusern.

Die von den Autoren durchgeführte Sensitivitätsanalyse ergab, dass die wichtigsten Quellen für Unsicherheiten (i) die weitere Entwicklung, der aufgrund reduzierter Nachfrage an Holz aus der Nutzung genommene Waldflächen, (ii) Annahmen zur Produktion von Nebenprodukten bei reduzierter Nachfrage an primären Holzprodukten und (iii) Annahmen über die C-Anreicherung in Wäldern sind. Zusätzlich demonstrierte die Sensitivitätsanalyse, dass die gewählten Zeithorizonte lang genug gewählt sein müssen, um zwischen kurzfristigen und langfristigen Effekten unterscheiden zu können (siehe Tabelle 24 und Tabelle 25).

**Tabelle 24: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, Auswirkungen aus die Treibhausgasemissionen (Stahlrahmen im Vergleich zum Holzrahmen), aus Upton et al. (2008)**

Parameters evaluated (base value shown)	Variation in parameter (test value in parentheses)	Impact on result (%) <sup>a</sup>
Period of analysis—years (100)	+150% (250 years)	441
Land-use leakage—fraction (0.2)	–50% (0.1) +350% (0.9)	–48 309
Co-product leakage—fraction (1.0)	–25% (0.75)	–102
Rate of carbon accumulation in forest (615 tonne carbon ha <sup>-1</sup> asymptote)	–25% (461 tonne carbon ha <sup>-1</sup> asymptote) +25% (768 tonne carbon ha <sup>-1</sup> asymptote)	90 –86
Landfill methane generation parameters (57% perm. storage, 0.03 year <sup>-1</sup> rate const.)	(50% permanent storage, 0.04 year <sup>-1</sup> rate const.) (85% permanent storage, 0.02 year <sup>-1</sup> rate const.)	–16 36
Half-life of house—years (100)	–50% (50 years) +50% (150 years)	–22 9
Recovery and recycling of construction/ demolition debris—fraction (0.0)	(0.5)	–15
Energy recovery from non-recycled construction/demolition debris—fraction (0.0)	(0.25) (1.0)	0.4 1.4

<sup>a</sup> Results are expressed as net emissions difference between steel and wood frame houses over the analysis period; positive values represent higher emissions for the steel frame houses.

**Tabelle 25: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz (Betonwände im Vergleich zu Holzwänden), aus Upton et al. (2008)**

Parameters evaluated (base value shown)	Variation in parameter (test value in parentheses)	Impact on result (%) <sup>a</sup>
Period of analysis—years (100)	+150% (250 years)	133
Land-use leakage—fraction (0.2)	–50% (0.1)	–1.5
	+350% (0.9)	4.4
Co-product leakage—fraction (1.0)	–25% (0.75)	–0.3
Rate of carbon accumulation in forest (85.1 tonne carbon ha <sup>-1</sup> asymptote)	–25% (63.9 tonne carbon ha <sup>-1</sup> asymptote)	3.0
	+25% (106 tonne carbon ha <sup>-1</sup> asymptote)	–3.0
Landfill methane generation parameters  (57% perm. storage, 0.03 year <sup>-1</sup> rate const.)	(50% permanent storage, 0.04 year <sup>-1</sup> rate const.)	–2.4
	(85% permanent storage, 0.02 year <sup>-1</sup> rate const.)	5.4
Half-life of house—years (100)	–50% (50 years)	–3.4
	+50% (150 years)	1.4
Recovery and recycling of construction/demolition debris—fraction (0.0)	(0.5)	–2.2
Energy recovery from non-recycled construction/demolition debris—fraction (0.0)	(0.25)	0
	(1.0)	0.2

<sup>a</sup> Results are expressed as net emissions difference between concrete and wood wall houses over the analysis period; positive values represent higher emissions for concrete wall houses.

### 1.9.2.6 AUSWIRKUNGEN VON HOLZ- UND NICHTHOLZPRODUKTEN AUF ANDERE UMWELTFAKTOREN (OZON, VERSAUERUNG, EUTROPHIERUNG)

Generell scheinen Holzprodukte eine bessere CO<sub>2</sub>-Bilanz als Nichtholzprodukte aufzuweisen (siehe vorherige Abschnitte des Berichtes). Die Verwendung von Holzprodukten anstatt Nichtholzprodukten hat jedoch noch weitere Umweltauswirkungen. Ökobilanzierungen berechnen neben der CO<sub>2</sub>-Bilanz weitere Umweltfaktoren wie Versauerungspotenzial, Ozonbildung, Eutrophierungspotenzial oder ökotoxologisches Potential für Wasser und Boden. In mehreren Studien werden Ergebnisse aus Ökobilanzen präsentiert. Da diese Studien verschiedene Themenbereiche behandeln, werden hier die Ergebnisse der Studien einzeln vorgestellt.

Werner und Richter (2007) fassen Ergebnisse aus internationaler Forschung in Bezug auf die Umweltauswirkungen des Lebenszyklus von Holz- und funktional gleichwertigen Nichtholzprodukten zusammen.

Tabelle A 3 im Anhang stellt die Ergebnisse des Reviews von Werner und Richter (2007) zusammen. Innerhalb der Studien wurden die vier verschiedenen Folgeabschätzungsmethoden CML (Heijungs et al. 1992), Eco Indicator 95 (Goedkoop 1995), kumulierter Energieaufwand (nicht erneuerbare, erneuerbare, gesamt) und kritische Volumina (nach Meil et al. 1995) verwendet. Bei einem Vergleich der einzelnen Ergebnisse sollten die verschiedenen Ursachen der Unsicherheiten und Variabilitäten, z.B. Definition der funktionellen Einheit, die Zuordnung von Prozessen und Auswirkungen eines Produkts oder die Qualität und Repräsentati-

vität der Bestandsdaten berücksichtigt werden. In dieser Untersuchung wird für jede betrachtete Studie der durchschnittliche Einfluss für jede Kategorie und für jeden Produkttyp berechnet. Die relativen Umwelteinflüsse (z.B. Ozon, Energiebedarf, etc.) von Holzprodukten im Vergleich zu Nichtholzprodukten wurden in Klassen ausgewertet.

Zu den wichtigsten Ergebnissen von Werner und Richter (2007) gehören:

- I. Der Verbrauch fossiler Kraftstoffe, mögliche Treibhausgas effekte, Mengen von festen Abfällen sind für Holzprodukte im Vergleich zu konkurrierenden Produkten in der Regel kleiner.
- II. Imprägnierte Holzprodukte scheinen in Bezug auf toxologische Wirkung und/oder Photosmog je nach Art des Konservierungsmittels kritischer als ihre Vergleichsprodukte zu sein.
- III. Verbrennung von (lackierten) Holzprodukten kann im Vergleich zu anderen Produkten zu höheren Auswirkungen auf Versauerung und Eutrophierung führen, allerdings kann dabei thermische Energie gewonnen werden.
- IV. Zusammengesetzte Holzprodukte wie Span- oder Faserplatten machen im Vergleich zu Massivholzprodukten einen großen Anteil des Baumholzes aus, und haben einen sehr hohen Verbrauch an fossiler Energie verbunden mit der Herstellung von Fasern und Partikeln/Chips sowie der Herstellung von Klebstoffen, (Kunst-) Harz, etc.
- V. In Ökobilanzen von ganzen Gebäuden dominieren die nicht durch Holz ersetzbaren Materialien das ökologische Profil eines Gebäudes.
- VI. Aktuelle Methoden zur Folgenabschätzung erlauben es nicht, Auswirkungen auf Wälder in Bezug auf Biodiversität, Luftreinigung, etc. abzuschätzen.

In dem ÖKOPOT-Projekt (Albrecht et al. 2008) wurden in einer Marktanalyse relevante Produkte im Baubereich (Innenwände, Außenwände, Hallenträger, Fußböden, Fenster) ermittelt. Für diese Produkte wurde neben dem Treibhausgaspotenzial auch weitere umweltrelevante Faktoren berechnet (siehe Abbildung 27 als Beispiel). Die Ergebnisse werden auf das Holzprodukt bezogen und in Prozent angegeben.

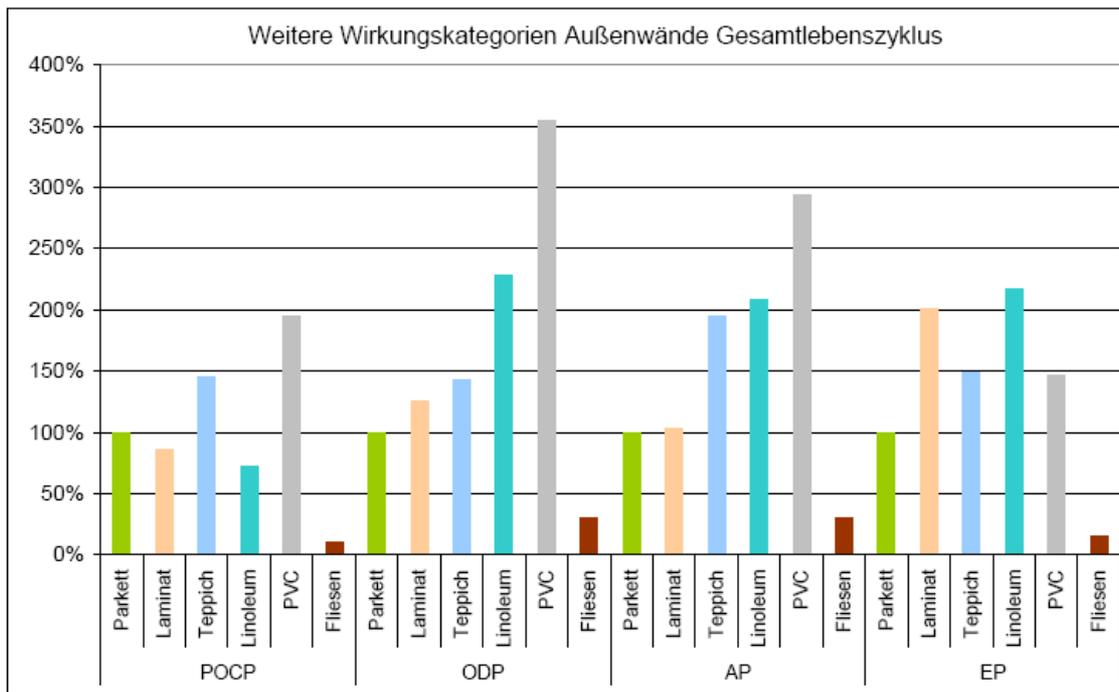
In Ihren Berechnungen berücksichtigen die Autoren folgende Umweltauswirkungen:

Treibhauspotenzial – “Treibhauseffekt” (GWP) in [kg CO<sub>2</sub> - Äquivalent]

Ozonabbaupotenzial - “Ozonloch” (ODP) in [kg R11 Äquivalent]

Versauerungspotenzial – “Saurer Regen” (AP) in [kg SO<sub>2</sub> - Äquivalent] Eutrophierungspotenzial – “Überdüngung” (EP) in [kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - Äquivalent]

Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial – “Sommersmog” (POCP) in [kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> – Äquivalent]



**Abbildung 27: Weitere Wirkungskategorien des Gesamtlebenszyklus Fußböden pro 20m<sup>2</sup>, aus Albrecht et al. (2008)**

Bei der Emission von anderen umweltrelevanten Faktoren kommt es bei einem Vergleich von Holz- und Nichtholzprodukten zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die positive oder auch negative Wirkung bei der Verwendung eines Holzproduktes anstatt eines Konkurrenzproduktes ist zunächst produktabhängig. So ist das photochemische Oxidantienbildungspotenzial bei Außenwänden von Holzprodukten immer vorteilhaft, bei Innenwänden jedoch im Vergleich zu Metallständerwänden negativ, zu Massivwänden aber positiv. Vergleicht man Holzfenster mit Konkurrenzprodukten, so sind alle Emissionen der Holzfenster (außer das Versauerungspotenzial bei Holz-Alu-Fenstern) immer geringer als die der Konkurrenzprodukte. Bei den Außenwänden sind außer der sehr gering niedrigeren POCP-Emissionen, alle Emissionswerte der Holzprodukte niedriger. Bei den Fußböden sind ODP-, AP- und EP-Emissionen der Holzprodukte außer bei Fliesen immer geringer. Die POCP-Emission hingegen fällt mal höher, mal niedriger aus. Im Falle der Hallenträger und der Innenwände kommt es bei allen Emissionen zu gemischten Ergebnissen.

Allgemein lässt sich sagen, dass die „Sommersmog“ und „Überdüngungs-“ Wirkung der betrachteten Holzprodukten im Vergleich zu Konkurrenzprodukten gemischt ausfällt. Bei der „Saurer Regen“ und „Ozonloch“ Wirkung sind eher Holz- als Holzkonkurrenzprodukte von Vorteil.

Allerdings geben Albrecht et al. (2008) zu bedenken, dass das Treibhauspotenzial als „Leitemission“ fungiert, da es bezogen auf die in Deutschland verursachten Emissionen mengenmäßig den größten Anteil daran hat. Eine detaillierte Betrachtung weiterer Emissionen sollte deswegen nur durchgeführt werden, wenn das Ergebnis in einer der Wirkungskategorien (z.B. Ozon) den Ergebnissen des Primärenergiebedarfs und denen des Treibhauspotenzials entgegensteht.

Der Artikel von Peterson und Solberg (2005) gibt einen Überblick über quantitative Lebenszyklus-Analysen aus Norwegen und Schweden, die die Umweltauswirkungen der Substitution zwischen Holz und alternativen Materialien, mit einem Schwerpunkt auf Treibhausgas (THG), Wirtschaft und methodischen Fragen verglei-

chen. Dabei kommen sie zu dem Ergebnis, dass Holz im Vergleich zu den alternativen Materialien weniger SO<sub>2</sub> Emissionen verursacht und weniger Abfall erzeugt.

Auf der anderen Seite kann mit Holzschutzmitteln behandeltes Holz toxikologischen Auswirkungen, auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme haben. Auswirkungen auf die Versauerung, Eutrophierung und Bildung von photochemischen Ozon variieren in verschiedenen Vergleichen.

Gerilla et al. (2007) vergleicht Häuser aus Holz und Stahlbeton. In Bezug auf NO<sub>x</sub> und SO<sub>x</sub> kommen die Autoren zu dem Schluss, dass das Holzhaus geringere Emissionen aufweist.

### 1.9.3 ENERGIESUBSTITUTION

Unter Energiesubstitution versteht man die Verwendung von Holzprodukten zur Energiegewinnung anstatt fossiler Energiequellen wie zum Beispiel Kohle, Gas oder Öl. Zur Energieerzeugung wird Energieholz, aber auch Alt- oder Restholz verwendet. Dadurch werden fossile Brennstoffe ersetzt und es gelangt nur der Kohlenstoff wieder in die Atmosphäre, der zuvor durch die heranwachsenden Bäume gebunden wurde. Der in Kohle, Öl und Gas gebundene Kohlenstoff wird so nicht freigesetzt und bleibt dort weiter gebunden. Die Energiesubstitution leistet somit einen direkten Beitrag zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen.

Bei der Berechnung der Energiesubstitution gelten allerdings auch die in Abschnitt 1.9 beschriebenen Bedingungen und damit verbundenen Schwierigkeiten in Bezug auf funktionelle Einheit und Systemgrenze.

Bei der Verwendung von Holz anstatt anderer Energieträger kann mit divergierender Effizienz sowohl Wärme als auch Strom gewonnen werden kann. Dabei spielt der Ausnutzungsgrad für die Bewertung des Energieträgers eine wichtige Rolle.

Die Effizienz, mit der die Nutzung von Biomasse die netto Treibhausgasemission reduziert, wird auch wie die Materialsubstitution mit einem Substitutionsfaktor angegeben. Allerdings wird auch hier die Substitutionswirkung von Holzprodukten in verschiedenen Studien in unterschiedlichen Einheiten angegeben (Tabelle 26). Die Umrechnung von Kilogramm zu Kubikmeter gestaltet sich schwierig, da die Masse an Holz in einem m<sup>3</sup> abhängig von Baumarten und Feuchtegehalt ist. Je feuchter ein Holzprodukt ist, desto weniger Energie kann mit ihm erzeugt werden, da ein gewisser Teil der Energie zum Verdunsten des Wassers verwendet werden muss.

**Tabelle 26: Substitutionsfaktoren (Energiesubstitution)**

Einheit	Autor
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro t des Holzprodukte	z.B. Burschel et al. 1993a, Werner und Richter 2005, Pfüger-Grone 2007,
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro m <sup>3</sup> des Holzproduktes	z.B. Nabuurs 1996, Peterson Raymer 2006, Frischlin et al. 2006
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro Festmeter Holz (-produkt)	z.B. Profft et al. 2007
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro erbrachte kWh	z.B. Paul et al. 2006, Peterson Raymer 2006
t C/CO <sub>2</sub> Emissionsreduktion pro t C/CO <sub>2</sub> in den Holzbrennstoffen	z.B. Fürstenau 2008

Fürstenau (2008) definiert den Substitutionsfaktor als Emissionsreduktion in tC pro tC für Brennholz und unterscheidet dabei nach Burschel et al. (1993a) zwei Klassen: Holz mit einem höheren Feuchtegehalt (Brennholz aus Durchforstungs- und Ernteprozessen sowie Rinde) und Holz mit einem niedrigen Feuchtegehalt (Reste aus der Holzproduktion und Holz am Ende seines Lebenszyklus). Die entsprechenden Substitutionsfaktoren wurden mit 0,363 und 0,430 festgesetzt. Pingoud et al. (2010) berechnen basierend auf der Studie von Gustavsson et al. (2006b) einen marginalen Substitutionsfaktor, definiert als Reduktion von fossilem C durch den zusätzlichen Gebrauch von Biomasse in tC/tC, für Energieholz und geben einen Wert von 0,89 für Kohle und 0,50 für Gas an. Tabelle 27, Seite 110 fasst mögliche Substitutionsfaktoren für Holz als Energiequelle zusammen.

Eine Reihe von Studien weisen auf die positiven Aspekte der entstehenden Substitutionseffekte bei dem Ersatz von fossilen Brennstoffe durch erneuerbarer Energie aus Wald-Biomasse hin und zeigen, dass Verwendung von Biokraftstoffen anstatt fossiler Brennstoffe Vorteile bringt da sich so die Netto-CO<sub>2</sub>-Emissionen reduzieren lassen (z.B. Pingoud und Lehtila 1997, Berndes et al. 2003, Kirschbaum 2003, Kraxner et al, 2003, Sims 2003) . Seidl et al. (2007) geben dabei allerdings zu bedenken, dass mehrere Studien für ihre Analysen einen Top-down-Ansatz verwendet haben, der auf der potenziell extrahierbaren Biomasse beruht (z.B. Parikka 2004, Hoogwijk et al. 2003, Andersen et al. 2005). Dabei haben die Autoren weitgehend ökologischen Grenzen, Abstimmung mit anderen Waldprodukten und Dienstleistungen bzw. Beschränkungen zur Umsetzung vernachlässigt.

Das Substitutionsvermögen hängt von der Wahl des substituierenden Produkts (Rinde, Vollholz, Pellet, etc.), dem zu substituierendem Konkurrenzprodukt, dem Wassergehalt der Substituenten, der Effizienz der Nutzung, dem Ernteverfahren, der Transportstrecke und den Verarbeitungsprozessen ab (White et al. 2005).

Die sich daraus ergebende Spannweite an möglichen Substitutionseffekten spiegelt z.B. die Studie von Peterson Raymer (2006) wieder. Hier wurden die Treibhausgas(GHG)-Emissionen von verschiedenen Holzprodukten (Brennholz, Sägemehl, Pellets, Briketts, Abbruchholz, Rinde) und deren Energiesubstitutionsvermögen ermittelt und verglichen. Die Autorin kommt zu dem Ergebnis, dass die GHG-Emissionen der verschiedenen Holz-Energie-Typen, im Vergleich zu den Emissionen von vergleichbaren fossilen Energiequellen 2 - 19% ausmachen. Der niedrigste Wert ergibt sich für den Ersatz von Öl in großen Verbrennungsanlagen durch Abbruchholz, der höchste durch den Einsatz von Brennholz in Wohnungen, um Strom aus Kohle-Kraftwerken zu ersetzen. Pro Kubikmeter genutztem Energieholz werden GHG-Emissionen von 0,21 bis 0,64 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten eingespart. Pro erzeugte Gigawattstunden Energie, können GHG-Emissionen von 250 bis 360 Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten vermieden werden. Pro Tonne in Holz gebundenem CO<sub>2</sub> werden GHG-Emissionen von 0,28-0,70 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente vermieden. Die wichtigsten Faktoren für die Treibhausgasbilanz sind Technologie der Verbrennung, substituierte Energieart und verwendete Dichten sowie Heizwerte. Annahmen in Bezug auf Ernte, Transport und Produktion der Holz-Energie sind unwichtig für die Ergebnisse. Insgesamt gibt es keine großen Unterschiede bei der Vermeidung von GHG Emissionen zwischen den verschiedenen Holzenergieformen.

Auch bei der Herstellung von Bioenergie aus Waldsystemen wird in der Regel ein gewisser Teil an fossilen Energieträgern verbraucht. Verschiedene Studien zeigen aber, dass die eingesetzte Energie nur einen kleinen Anteil der daraus gewonnen Energie ausmacht. Energiebilanzen für relevante Waldsysteme zeigen, dass etwa für eine Einheit eingesetzter fossiler Energie 25 bis 50 Einheiten Bioenergieeinheiten gewonnen werden können (Börjesson 1996, Boman und Turnbull 1997, McLaughlin und Walsh 1998, Matthews 2001, Elsayed et al. 2003). Die Erzeugung von Treibstoffen ("flüssiger Bioenergie") erfordert einen höheren Energieinput,

es können noch vier bis fünf Energieeinheiten pro eine eingesetzte fossile Energieeinheit gewonnen werden (Gustavsson et al. 1995, Elsayed et al. 2003). Allerdings ist die Berechnung der Energiebilanz für die Produktion von Treibstoffen sehr kompliziert und in der Literatur liegen unterschiedliche Werte vor (Matthew und Robertson 2005).

Auch bei der Stromerzeugung mit Hilfe von Bioenergie lassen sich Treibhausgasemissionen einsparen. Die netto CO<sub>2</sub> Emissionen zur Gewinnung einer Einheit Strom aus Bioenergie sind 10- bis 20-mal niedriger als die, die bei der Gewinnung von Strom aus fossilen Energieträgern entstehen. (Boman und Turnbull 1997, Mann und Spath 2000, Elsayed et al. 2003).

Laut Ingerson (2011) lässt sich beim Ersatz von Kohle mit Holz in der Stromerzeugung, bei unverändertem Stromgewinn, nur eine Einsparung von 0,66 t Kohleemission für jede Tonne eingesetzte Holzemission erzielen.

Paul et al. (2006) berechnen die CO<sub>2</sub>-Emissionen pro Energieleistung für fossile Brennstoffe und Holzverbrennung. Die CO<sub>2</sub>-Emissionen der fossilen Brennstoffe liegen zwischen 0,3 - 1,0 kg CO<sub>2</sub>/kWh, die Emissionen aus der Holzverbrennung bei 0,03-0,11 kg CO<sub>2</sub>/kWh.

Eine detaillierte Übersicht über holzenergetische Umrechnungszahlen von verschiedenen Baumarten mit 0, 20 und 50% Wassergehalt liefern Pflüger und Grone (2007). Die Berechnungen erfolgten auf Basis von GEMIS 4.2.

**Tabelle 27: Substitutionsfaktoren für Holz als Energiequelle bei verschiedenen Vergleichsprodukten**

Was	Menge				Vermiedene C-Emission (kg)	Vermiedene CO <sub>2</sub> Emission (kg)	Vergleichsprodukt	Quelle
	(kg)	(m <sup>3</sup> )	(Fm)	(kWh)				
Altholz	1000				350		Heizöl	Burschel et al. (1993a)
Energieholzplantage	1000				230		Heizöl	Burschel et al. (1993a)
Holz	1000				260		Heizöl	Burschel et al. (1993a)
Nadelholz 20% Feuchte	1000					1401	Heizöl	Pflüger- Grone (2007)
Laubholz	1000					1345	Heizöl	Pflüger- Grone (2007)
Holz			1			600	Fossile Energieträger	Profft et al. (2007)
Holz		1				600	Fossile Energieträger	BUWAL (2008)
Sägeholz	100					88,090	Heizöl	Werner et al. (2006)
Luftgetrocknetes Brennholz	1000				218,8		Heizöl	Kürsten Burschel (1991)
Holzabfall		1				860	Fossile Energieträger	Nabuurs (1996)
Fichten Feuerholz		1				700	Fossile Energieträger	Nabuurs (1996)
Holz		1				210-640	Verschiedene fossile Energieträger	Petersen Raymer (2006)
Holz		1				600	Fossile Energieträger	Frischlin et al. (2006)
Holz				1	0,109		Leichtes Öl	Seidl et al. (2007)
Holz		1			ca. 200		Energetische	Frühwald et al. (2002)

Was	Menge				Vermiedene C-Emission (kg)	Vermiedene CO <sub>2</sub> Emission (kg)	Vergleichsprodukt	Quelle
	(kg)	(m <sup>3</sup> )	(Fm)	(kWh)				
							Nutzung	
Holz		1				675	Heizöl	Köhl et al. (2009)
Holz				1	0,078		Heizöl	Profft (2005)
Holz	1000 kg C aus Holz				670		(Heizöl) in Studie als allgemeingültig angenommen	Rüter (2010a)
Holz				10		2,99	Öl	Köhl und Frühwald (2009)
Holz				10		2,36	Gas	Köhl und Frühwald (2009)

#### 1.9.4 EFFIZIENZ DER ENERGETISCHEN UND STOFFLICHEN NUTZUNG

Bei der Frage, ob Energie- oder Materialsubstitution einen größeren Effekt auf die C-Bilanz ausübt, kommen die Autoren zu verschiedenen Ergebnissen.

Geht es hingegen um die Frage, ob bei einer reinen Speicherung im Wald oder einer verstärkten Nutzung von Holzprodukten eine bessere C-Bilanz erreicht werden kann, sind sich die meisten Autoren einig. Viele Studien, die sich mit der Thematik der Material und/oder Energiesubstitution auseinandersetzen, kommen zu dem Schluss, dass durch Substitutionseffekte ein größerer Effekt auf die CO<sub>2</sub> Bilanz erzielt werden kann als durch eine reine Speicherung im Wald oder auch im Produktspeicher (siehe dazu auch Abschnitt 1.10 „Entwicklung der Kohlenstoffbilanz eines Waldes bei Nichtnutzung“).

So geben z.B. Werner et al. (2010) und Sathre und O`Conner (2010) an, dass die Material- und Energiesubstitution im Vergleich zum Holzproduktspeicher effizienter ist.

Perez-Gracia et al. (2005) stellen fest, dass wenn nur der im Wald gebundene Kohlenstoff betrachtet wird, der aus der Atmosphäre entzogene Kohlenstoff von Erntezyklus zu Erntezyklus steigt. Selbst wenn der in Produkten gespeicherte Kohlenstoff mit einbezogen wird, zeigt die reine Speicherung im Wald immer noch eine größere Wirkung. Wird allerdings die Produktsubstitution mit in die Analyse einbezogen, kann die Forstwirtschaft eine erhebliche Verringerung des atmosphärischen C durch den Ersatz energieintensiverer Produkte verzeichnen.

Taverna et al. (2007) geben an, dass solange der Verbrauch an Holzprodukten anhält, der Substitutionseffekt durch materielle und energetische Nutzung von Holz im Vergleich zu den Speichereffekten in langlebigen Holzprodukten bedeutend und anhaltender ist. Da niemand ein Holzlager im Zivilisationskreislauf allein zur CO<sub>2</sub>-Bindung anlegen würde, ist der Speichereffekt in langlebigen Holzprodukten allerdings eine willkommene Nebenerscheinung. Weiterhin stellen Taverna et al. (2007) fest, dass aus globaler Sicht die Wirkung der Materialsubstitution größer als die Wirkung der thermischen Nutzung von Holz ist. Aus Schweizer Sicht führt die thermische Nutzung von Holz allerdings zu einem größeren Substitutionseffekt als die Materialsubstitution.

Köhl et al. (2009) geben an, dass bei der energetischen Nutzung die Speicherleistung zugunsten der direkten Substitution fossiler Energieträger in den Hintergrund tritt und die Klimaschutzwirkungen hier deutlich geringer als bei der stofflichen Nutzung sind. Die stoffliche Nutzung ermöglicht, über die Speicherung von C in langlebigen Holzprodukten die Mehrfachverwendung durch Recycling, energie- und emissionsarme Produktionsprozesse und abschließende energetische Nutzung eine vielfältige Kaskade zur Vermeidung der CO<sub>2</sub> Freisetzung (Frühwald und Solberg 1995). Sathre und O`Conner (2010) kommen in Ihren Review ebenfalls zu dem Schluss, dass die Verwertung und Verbrennung der Holz-Nebenprodukte der einzig bedeutende Faktor für den gesamten Lebenszyklus für Treibhausgas-Vorteile von Holz Produkten ist. Pistorius (2007) kommt in seiner Dissertation ebenfalls zu dem Schluss, dass die Substitutionseffekte hauptsächlich durch energetische Nutzung von Energie und Altholz generiert sind.

In jedem Fall ist der Trend zu beachten, dass Holz als Energieträger immer wichtiger wird. Nach einer Studie von Mantau et al. (2010) wird der Anteil der energetischen Nutzung bei steigendem Holzverbrauch von heute 43 % auf 54 % im Jahre 2030 steigen. Im Jahre 2002 betrug dieser Anteil lediglich 26 % (Mantau 2004).

Valstra (2007) hingegen kommt in seiner Studie zu dem Schluss, dass Materialsubstitution im Konstruktionsbereich ein hohes Kohlenstoffeinsparungspotential (höher als Energiesubstitution) hat und in diesem Fall das optimale Management für eine verbesserte C-Bilanz darstellt. Zu gleichen Ergebnissen kommen Eriksson et al. (2007). Auch sie analysieren eine Reihe von Waldbewirtschaftungsszenarien im Hinblick auf ihre klimatischen Auswirkungen. Die Studie zeigt, dass die Verwendung von Holzprodukten im Baubereich im Vergleich zur Nutzung von Holz als Biokraftstoff zu einer höheren C Einsparung führt (Abbildung 28)

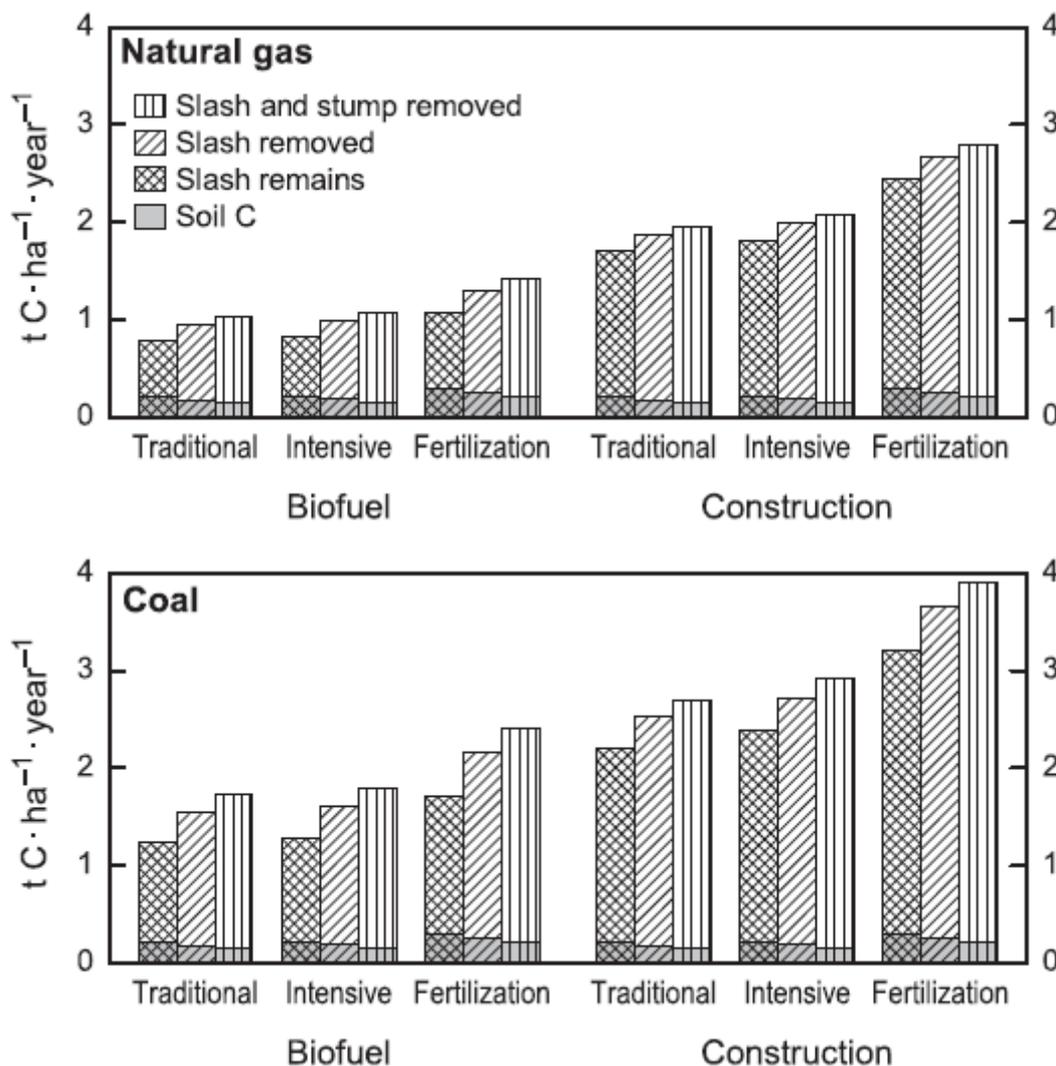


Abbildung 28: Mittlere Reduktion von atmosphärischem Kohlenstoff durch Sequestrierung im Boden (schattierter Teil der Balken) und aufgrund von Substitution (unschattierter Teil der Balken), aus Eriksson et al. (2007)

Rickert-Kruglov (2009) gibt in ihrer Präsentation auf der 9. Biomassetagung an, dass Pöyry (2006) die Wertschöpfung der stofflichen Nutzung 4-15mal so hoch ansehen wie die der energetischen Nut-

zung. Auch das Bundesamt für Umwelt Schweiz (2008) gibt an, dass die CO<sub>2</sub>-Einsparungen bei der Substitution von Baustoffen größer sind (1,1 t CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>) als die der Substitution von fossilen Energien (0,6 t CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>).

Die größt-mögliche CO<sub>2</sub>-Einsparung kommt allerdings bei einer Kaskadennutzung des Holzrohstoffes zustande. Dabei werden Holzzeugnisse nach ihrer (mehrfachen) Nutzung in Holz- oder Papierprodukten energetisch verwendet. So folgt die Energiesubstitution auf eine Materialsubstitution, was einen mehrfachen Beitrag zum Klimaschutz bedeutet (z.B. Taverna et al. 2007, Frühwald et al. 2010).

Nach Rock (2008) ergibt sich bei einer vollständigen Nutzung des Holzes als langlebiges Produkt (Materialsubstitution) mit darauf folgender energetischer Nutzung (Energiesubstitution) ein maximales Substitutionspotenzial von 1,238 t C pro t Holz. Dieser Wert stellt allerdings eine Obergrenze dar, da nicht alles Holz zu langlebigen Produkten verarbeitet wird, mit diesen nicht immer fossile Brennstoffe ersetzt werden und ihre Verbrennung nicht zwangsläufig von Nutzen sein muss.

#### **1.9.5 MONETÄRE KOSTEN BEI DER VERWENDUNG VON HOLZ- UND NICHTHOLZPRODUKTEN**

Nur relativ wenige Studien berücksichtigen bei ihren Berechnungen die entstehenden Kosten, wenn Nichtholzprodukte durch Holzprodukte ersetzt werden.

Je nach Studie ergeben sich unterschiedliche Werte für die entstehenden Kosten durch Substitutionseffekte. Ein direkter Vergleich der Werte ist schwierig, da die Studien verschiedene Systemgrenzen und funktionelle Einheiten verwenden und die Einheit, auf die sich die (eingesparten) Kosten beziehen, unterschiedlich definiert ist. So können sich die Kosten auf die reinen Materialkosten, die entstehenden Kosten über den gesamten Lebenszyklus, Kosten der entstehenden Emissionen oder Kosten der eingesparten Emissionen, beziehen.

Die meisten Studien kommen zu dem Schluss, dass Holzprodukte gleiche oder geringfügig niedrigere Kosten als Nichtholzprodukte verursachen (z.B. Peterson und Solberg 2005). Einige Studien geben jedoch auch an, dass bei der Verwendung von Holzprodukten, je nachdem welche Annahmen gemacht wurden, höhere Kosten entstehen können (Solberg und Peterson 2003, Kram et al. 2001).

Sathre und Gustavsson (2009) vergleichen in Ihrer Studie die relativen Kosten von zwei Bauweisen (Holz vs. Stahlbeton) ohne Berücksichtigung der Umweltsteuern und für Szenarien, die die Schätzungen der gesamten sozialen Kosten der Kohlendioxidemission integrieren. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass die Einbeziehung der klimabedingten externen Kosten die Wirtschaftlichkeit des Holzbaus gegenüber dem Betonbau verbessert.

Peterson und Solberg (2005) untersuchen in Ihrem Review LCA-Analysen aus Norwegen und Schweden, welche die Umweltauswirkungen der Substitution von Holz und alternativen Materialien vergleichen. Einige wenige der von ihnen untersuchten Studien berücksichtigen auch die relativen ökonomischen Kosten von Holzprodukten im Vergleich zu konkurrierenden Materialien. Dabei stellt sich heraus, dass die Holzalternativen gleiche, oder gering niedrigere Kosten als die Nichtholzprodukte aufweisen.

Ein konkretes Beispiel ist die Studie von Peterson und Solberg (2002). Dort vergleichen die Autoren unter anderem die entstehenden Kosten beim Bau eines geplanten Flughafengebäudes in Oslo mit Holz- oder Stahlträgern. Die Kosten des Holzgebälks werden geringfügig niedriger eingeschätzt als die Kosten für Stahlträger.

Peterson und Solberg (2003) berechnen die Bilanzen des Flughafengebäudes in Oslo bei der Verwendung von solider Eiche oder Naturstein als Fußbodenbelag. In ihrer Studie variieren die Autoren Lebensdauer (45 bzw. 90 Jahre), Kaufpreis (88-113 €/m<sup>2</sup>) und eine sogenannte „Discount-Rate“ (0-8%). Mit der Discount-Rate verleihen die Autoren Treibhausgasen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten, verschiedene Bedeutungen. Eine 0% „Discount-Rate“ spiegelt dabei die gängige Annahme wieder, dass alle Emissionen, egal zu welchem Zeitpunkt sie auftreten, gleich gewichtet werden. Je höher die „Discount-Rate“, desto weniger Gewicht wird auf Emissionen in der Zukunft gelegt. Die Autoren berechnen zum einen die Kosten in €/m<sup>2</sup> und die Kosten in € pro eingesparte Tonne CO<sub>2</sub>. Ist der berechnete Wert negativ, ist ein Holzboden günstiger als ein Fußboden in Naturstein. Die berechneten Werte der beiden Bodenbeläge schwanken jedoch, je nachdem welche Annahmen gemacht wurden, von negativen zu positiven Werten (Tabelle 28 und Tabelle 29).

**Tabelle 28: entstehende Kosten durch Substitution von einem Holz- und einem Natursteinboden bei verschiedenen Kombinationen der Lebensdauer und der Baukosten, aus Peterson und Solberg (2003)**

Lifetime of building	Price of wood floor (Euro/m <sup>2</sup> )	Price of natural stone floor (Euro/m <sup>2</sup> )	Present value of costs (Euro/m <sup>2</sup> )				
			Discount rate per year				
			0%	2%	4%	6%	8%
45 years	113	113	0	0	0	0	0
	88	113	-25	-25	-25	-25	-25
	113	88	25	25	25	25	25
90 years	113	113	113	46	19	8	3.5
	88	113	63	11	-10	-19	-22.25
	113	88	138	71	44	33	28.5

**Tabelle 29: Kosteneffizienz einer Substitution zwischen einem Holzboden und einem Natursteinboden in Bezug auf die Lebensdauer des Gebäudes und verschiedenen Kombinationen der Baukosten, aus Peterson und Solberg (2003)**

Lifetime of building	Price of wood floor (Euro/m <sup>2</sup> )	Price of natural stone floor (Euro/m <sup>2</sup> )	Cost efficiency (Euro/t avoided GHG emissions)*				
			Discount rate per year				
			0%	2%	4%	6%	8%
45 years	113	113	0	0	0	0	0
	88	113	-1126	-1877	-2241	-2379	-2430
	113	88	1126	1877	2241	2379	2430
90 years	113	113	4759	3658	1811	327	59
	88	113	2644	1676	-1345	-2290	-2504
	113	88	5816	4826	4565	2872	2609

\*Calculated with an exchange rate of 8 NOK per Euro.

In Peterson und Solberg (2004) wird dieser Vergleich ausgeweitet, und es werden Linolium, Vinyl, Teppich aus Polyamide und Wolle miteinander verglichen. Die Kosten sind dabei sehr unterschiedlich und variieren von 13 €/m<sup>2</sup> für Linolium bis hinzu 72 €/m<sup>2</sup> für Eichenholz als Fußbodenbelag. Die Studien von Peterson und Solberg (2005, 2003, 2002) zeigen, dass der Holzpreis wettbewerbsfähig sein muss, damit Holz eine kostengünstige Möglichkeit gegen die globale Erwärmung wird.

Eriksson (1995) vergleicht die gesamten Baukosten eines Mehrfamilienhauses mit einer hölzernen- und einer Stahlrahmenkonstruktion. Die hölzerne Rahmenkonstruktion ist um 5,6 % günstiger als ein in situ Betonbau. Gustafsson (1998) kommt zu dem Schluss, dass ein Haus mit Wänden aus massivem Holz insgesamt 12 % günstiger ist als ein gleiches Haus aus Beton. Die Kosten für ein dreigeschossiges Haus aus Holzrahmen- oder Betonrahmenbau sind allerdings nahezu gleich.

Kram et al. (2001) analysieren die Auswirkungen auf das Klima bei der Verwendung von 50 Mio. t zusätzlichen Holzprodukten pro Jahr anstatt Nicht-Holz-Materialien in OECD angehörigen Ländern in Europa. In Bezug auf die dadurch entstehenden Belastungen oder Nutzen schätzen die Autoren, dass mit Gewinnen, aber auch mit Kosten von bis zu 1000 Euro pro t CO<sub>2</sub> gerechnet werden muss.

In der Studie von Gerilla et al. (2007) wurden die wirtschaftlichen Kosten der Umweltauswirkungen auf der Grundlage von Schadenskostenfaktoren aus einer externen Studie berechnet. Schadenskosten sind die Kosten, die durch die direkten Auswirkungen z.B. Emissionen von Schadstoffen auf die Umwelt entstehen. Die Autoren kommen dabei zu dem Ergebnis, dass die wirtschaftlichen Kosten des Holzgebäudes im Vergleich zu einem Betongebäude knapp 10% geringer sind.

#### **1.9.6 WALDBEWIRTSCHAFTUNGSSZENARIOEN UND DAMIT VERBUNDENE SUBSTITUTIONSEFFEKTE**

Mehrere der Studien, die die Auswirkung von verschiedenen Waldbewirtschaftungsstrategien auf die C-Bilanz betrachten, modellieren auch Auswirkungen der Waldbewirtschaftungsstrategien auf die Materialsstitution. Da aber jede Studie andere Systemgrenzen und Rahmenbedingungen voraussetzt, sollen hier einige der Studien einzeln betrachtet werden:

##### **Taverna et al. 2007**

Taverna et al. (2007) untersuchen die Auswirkungen vier verschiedener Waldbewirtschaftungsstrategien und die daraus resultierende Holzverwendung und dessen Auswirkungen auf CO<sub>2</sub>-Bilanzen. Bei unterschiedlichen Waldbewirtschaftung fallen unterschiedliche Mengen an Holz an, welche die Autoren entweder dem Bauwesen oder dem Energiebereich zuschreiben (Abbildung 29). Betrachtet werden in dieser Studie der Wald, geerntetes und verbautes Holz sowie Einsparungen von CO<sub>2</sub>-Emissionen durch den Einsatz von Holzprodukten. Für die Modellierung wurden vier unabhängige Teilmodellen verwendet.

Zuwachs optimiert		
Der Wald wird auf dauerhaft maximalen Zuwachs hin bewirtschaftet. Die resultierenden 9.2 Mio. m <sup>3</sup> Waldnutz- und Waldenergieholz (inkl. Rinde und Reisig) werden vollständig genutzt.		
Schwerpunkt Bau	Schwerpunkt Energie	Autarkie (nur teilweise untersucht)
Mehr Holz im Bau (+80 %) Viel mehr Waldholz für Energie (+120 %) Aussenhandel konstant	Keine Veränderung im Bau (+/-0 %) Sehr viel mehr Waldholz für Energie (+345 %) Aussenhandel konstant	Mehr Holz im Bau (+80 %) Mehr Waldholz für Energie (+60 %) Einstellung des Aussenhandels

Kyoto optimiert	Baseline	Reduzierte Waldpflege
Waldnutzung so, dass gleichzeitig mit einer grossen Zuwachsleistung grosse C-Senken im Wald entstehen. Es werden jährlich 8.5 Mio. m <sup>3</sup> an Waldnutz- und Waldenergieholz (inkl. Rinde und Reisig) entnommen. Mehr Holz im Bau (+80 %) Mehr Waldholz für Energie (+65 %) Aussenhandel konstant	Die Holznutzung im Wald erhöht sich in den kommenden 30 Jahren um rund 20 % auf 5.9 Mio. m <sup>3</sup> Waldnutz- und Waldenergieholz (inkl. Rinde und Reisig). Etwas mehr Holz im Bau (+20 %) Etwas mehr Waldholz für Energie (+20 %) Aussenhandel konstant	Die Jahresnutzung im Schweizer Wald reduziert sich um 40 % auf 3.0 Mio. m <sup>3</sup> Waldnutz- und Waldenergieholz (inkl. Rinde und Reisig). Deutlich weniger Holz im Bau (-25 %) Viel weniger Waldholz für Energie (-80 %) Aussenhandel konstant

Abbildung 29: In Taverna et al. (2007) verwendete Bewirtschaftungsszenarien

In Bezug auf die Substitutionseffekte kommen Taverna et al. (2007) zu dem Schluss, dass es bezogen auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz eine entscheidende Rolle spielt, wie der Schweizer Wald bewirtschaftet und das anfallende Holz genutzt wird. Kurz- und langfristige CO<sub>2</sub>-Effekte fallen dabei sehr unterschiedlich aus. Die in den Bau-Szenarien betrachtete Kaskadennutzung des Holzes (erst stoffliche, dann energetische Nutzung) wies eine viel bessere CO<sub>2</sub>-Bilanz auf als die rein energetische Nutzung (Abbildung 30 und Abbildung 31). Holz sollte demnach so hochwertig wie möglich eingesetzt und erst am Ende seiner Einsatzmöglichkeiten energetisch verwertet werden.

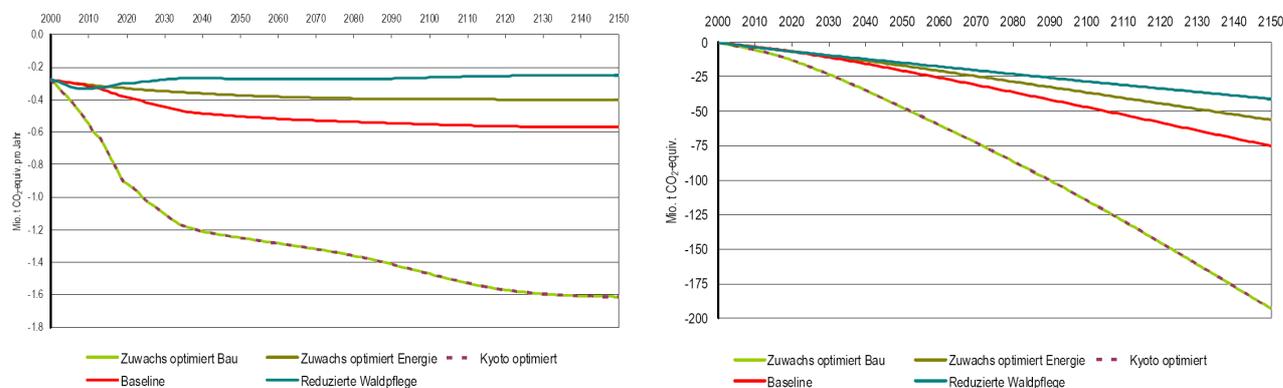
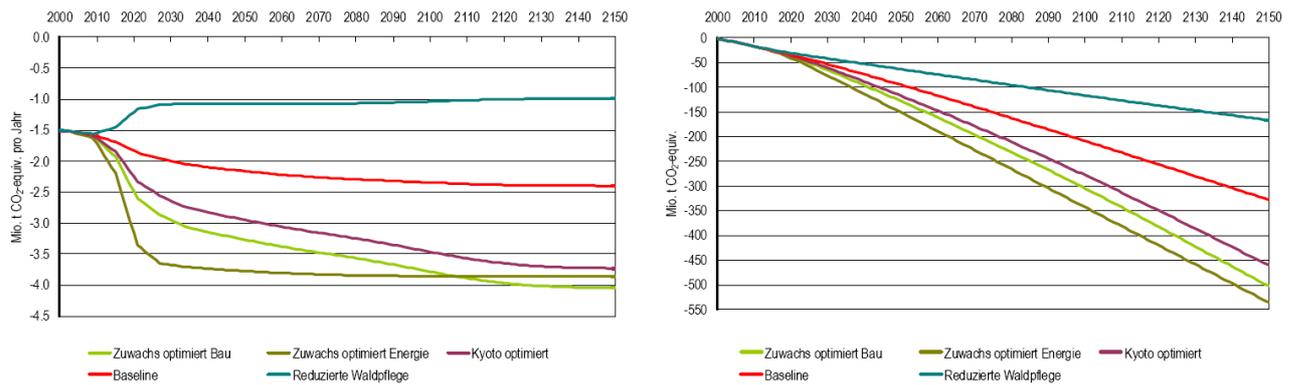


Abbildung 30: Jährliche (links) und kumulierte (rechts) inländische Material-Substitutionseffekte der inländischen Holzverwendung, aus Taverna et al. (2007)



**Abbildung 31: Jährliche (links) und kumulierte (rechts) inländische Energie-Substitutionseffekte der inländischen Holzverwendung, aus Taverna et al. (2007)**

### Pistorius 2007

Pistorius (2007) untersucht in seiner Dissertation die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsintensitäten auf die C-Bilanz. Es werden drei, sich im Grad der Nutzung unterscheidende, Szenarien definiert. Szenario 1 beschreibt die potentielle Nutzung, d.h. es wird das gesamte Holz genutzt, das nach der gängigen waldbaulichen Praxis in Vor- und Endnutzungen anfällt. Szenario 2 beschreibt die wahrscheinliche Nutzung, die aus dem tatsächlichen Einschlagsverhalten der Jahre 2002 bis 2004 abgeleitet wurde. Szenario 3 geht zunächst von demselben, zurzeit realisiertem Nutzungsniveau wie Szenario 2 aus. Ab 2007 werden jedoch sämtliche Nutzungen eingestellt.

Dem Holzproduktmodell liegt die Annahme zu Grunde, dass anfallende Sortimente aufgrund ihrer Eigenschaften zu bestimmten Produkten verarbeitet werden. Wenn sich die Sortimentstruktur verschiebt, wirkt sich das auch auf die Produktspeicher aus. Die Berechnung der Produktspeicher erfolgt in drei Schritten. Dafür wurde zunächst der Anfangszustand des Produktspeichers im Jahr 1986 nach den Vorgaben von Frühwald et al. (2001) geschätzt. Im zweiten Schritt wird die Entwicklung des Kohlenstoffspeichers (lebende Biomasse, Holzprodukte, Böden und Humus sowie Totholz) in Abhängigkeit von geernteten Mengen und Sortimenten zwischen 1987 und 2002 modelliert. Anschließend wird die weitere Entwicklung dieser Vorräte unter den drei Szenarien für den Zeitraum 2003 bis 2012 mit Hilfe von WEHAM modelliert. Das Holzproduktmodell berechnet auf Basis der verwendeten Holzmengen die Energie und Materialsubstitutionseffekte.

Die Energiesubstitution wurde nach Kürsten und Burschel (1991), die Materialsubstitution nach Burschel et al. (1993a) berechnet. Die Effekte der energetischen Nutzung können nach Pistorius (2007) allerdings nicht in die C-Bilanz miteinbezogen werden, da sonst eine unzulässige Doppelbuchung vorläge. Er unterstützt die Annahme, dass durch Bewertung der Verbrennung von Holz, Altholz und Müll als emissionsneutral der ökologische Beitrag berücksichtigt wird, den Holz in diesem Zusammenhang leistet.

Die Berechnungen zeigen, dass es durch die komplette Nutzung des Zuwachses in Szenario 1 zu einem Absinken des in der Biomasse gespeicherten C führt. Auch die Produktspeicher sinken leicht, während der in Auflage und Boden gespeicherte C durch die starke Nachlieferung dieser Verluste

kompensiert wird. Der eigentliche Gewinn in diesem Szenario besteht in der großen Summe der Substitutionseffekte (Abbildung 32).

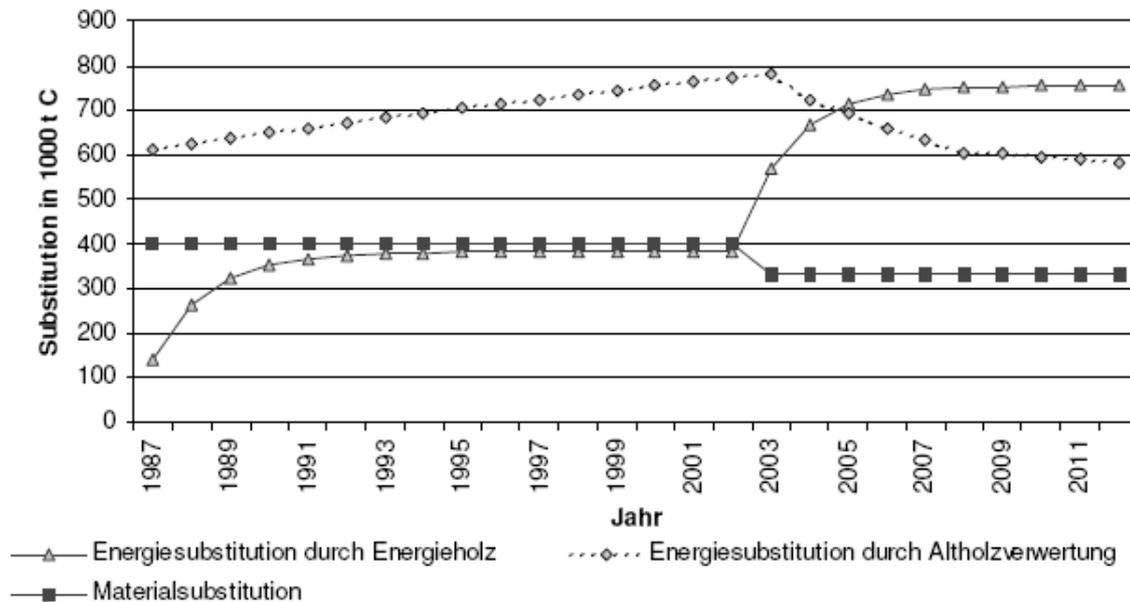


Abbildung 32: Entwicklung der Substitutionseffekte (1987 bis 2012), Szenario 1 (Pistorius 2007)

In Szenario 2 sind die Produktspeicher aufgrund der Lebensdauern relativ träge, nehmen aber bereits deutlich ab. Dasselbe gilt für die Substitutionseffekte (Abbildung 33). Szenario 3 führt zu einem schnellen ,voll laufen des Biomassespeichers. Die Produktspeicher reagieren nicht in gleichem Maße, reduzieren sich aber aufgrund der fehlenden Nachlieferung massiv. Die Substitutionseffekte reduzieren sich massiv, wobei nach wie vor durch das Ausscheiden alter Produkte solche Effekte entstehen. In einer längeren Betrachtung gäbe es in diesem Szenario keine Substitutionseffekte (Abbildung 34).

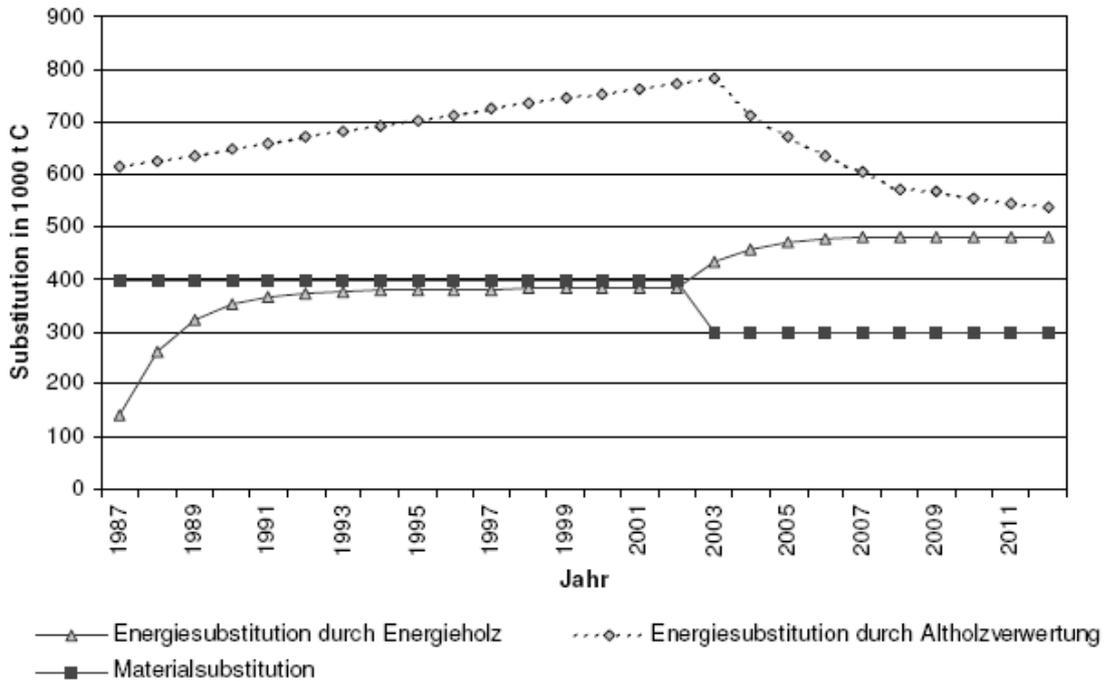


Abbildung 33: Entwicklung der Substitutionseffekte (1987 bis 2012), Szenario 2 (Pistorius 2007)

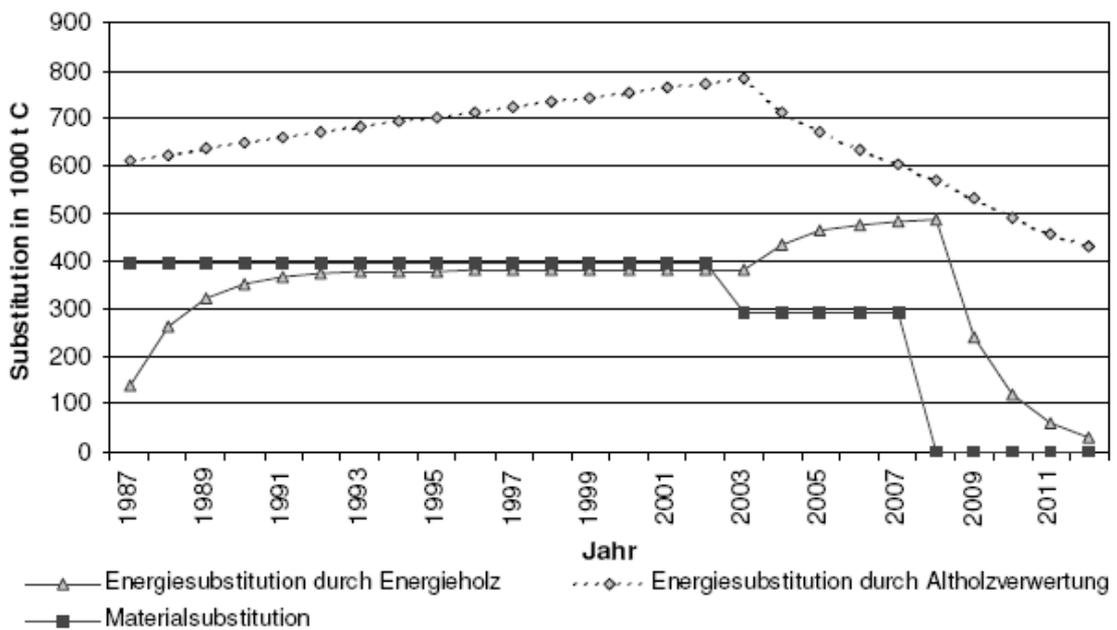


Abbildung 34: Entwicklung der Substitutionseffekte (1987 bis 2012), Szenario 3 (Pistorius 2007)

### Fürstenau 2008

Fürstenau (2008) untersucht in ihrer Studie unter anderem das Potenzial der Verringerung von Kohlendioxidemissionen durch Energie- und Material-Substitution und der Kohlenstoff-Sequestrierung in Holzprodukten in Gebrauch und in Deponien unter verschiedenen Management-Strategien (Tabelle 30) im Wald- und Holzindustriesektor. Dabei betrachtet die Autorin drei verschiedenen Ebenen (Be-

stand, Bundesland, Bundesrepublik) über einen Zeitraum von 50 Jahren. In der Studie werden die Auswirkungen von Unsicherheiten in der Initialisierung des Waldproduktmodells und in den Berechnungen der Materialsubstitution analysiert. Des Weiteren werden Effekte durch die Veränderung von grundlegenden Bedingungen wie Veränderungen in der Abfallbehandlung und mögliche Auswirkungen der Berücksichtigung zusätzlicher Treibhausgase auf die Klimaschutzfunktion von Holzprodukten untersucht. Drittens wird die C-Sequestrierung in der Forstwirtschaft untersucht. Abschließend vergleicht Fürstenau (2008) die Gesamteffekte der C-Sequestrierung im Wald und in der Holzindustrie sowie Substitutionseffekte zwischen bewirtschafteten Wäldern und Wäldern unter Naturschutz.

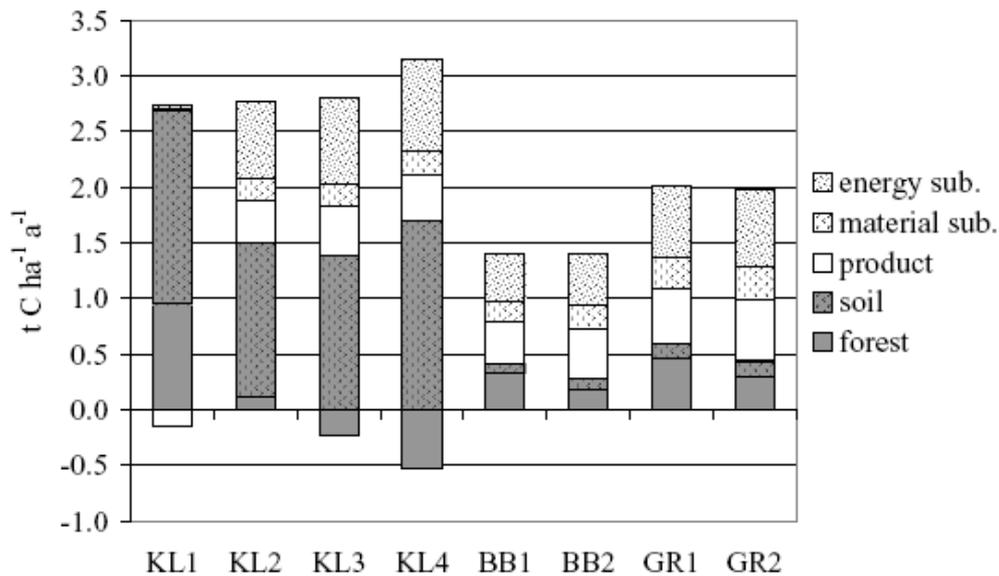
Kohlenstoffbindung und Substitutionseffekte werden mit den Waldwachstumsmodellen 4C (Bestand), EFISCEN (Brandenburg und Deutschland) und einem Holz-Produkt-Modell basierend auf Karjalainen et al. (1994) berechnet. Die Schätzung der C-Emissionsreduktion durch Materialsubstitution basiert auf einer Literaturstudie (15 Studien) und wird in Tonnen C äquivalent pro Tonne C im genutzten Holz quantifiziert. Die Werte für die Energiesubstitution beruhen auf der Studie von Burschel et al. (1993a) und wurden mit 0,363 für Materialien mit hohem Wassergehalt und 0,430 für Materialien mit niedrigem Wassergehalt festgesetzt.

**Tabelle 30: C-Emissionsreduktionskoeffizient der Materialsubstitution ( $S_{mat,C}$ ) der Holzindustrie Szenarien, aus Fürstenau (2008)**

Scenario	Short description	$S_{mat,C}$
BS	Base scenario	0.714
S1	WPM runs without spin-up	BS
S2	WPM runs with spin-up over 1000 years	BS
I1	Increase of $S_{mat,C}$ (+20%)	0.857
I2	Increase of $S_{mat,C}$ (+40%)	1.000
D1	Decrease of $S_{mat,C}$ (-20%)	0.571
D2	Decrease of $S_{mat,C}$ (-40%)	0.428
E1	Dynamic increase of the share of renewable energy in the energy mix up to 20%	0.678 <sup>1</sup>
E2	Dynamic increase of the share of renewable energy in the energy mix up to 40%	0.635 <sup>1</sup>
L1	Dynamic application of EU directive. All recovered wooden waste is incinerated for energy production	BS
L2	Application of EU directive 2/3 of recovered wooden waste is incinerated for energy production and 1/3 is recycled	BS
G1	$S_{mat,C}$ is replaced by $S_{mat,GHG}$	0.897

<sup>1</sup>Dynamic decrease of  $S_{mat,C}$  from 0.714 to given value.

Die Ergebnisse zeigen, dass der Holzindustriesektor das größte Potenzial für Klimaschutzmaßnahmen bietet (Abbildung 35). Die dortige C-Sequestrierung sowie Substitutionseffekte überschreiten die Sequestrierung in der Forstwirtschaft in einigen Fällen bis zu einem Faktor 3. Rund die Hälfte der gesamten C-Sequestrierung kommt durch energetische Substitution zustande. Darauf folgt die C-Sequestrierung in Deponien. Insgesamt trägt die Holzindustriebranche 70% der gesamten C Sequestration plus Substitutionseffekte bei.



**Abbildung 35: Mittlere jährliche Kohlenstoffbindung in Kohlenstoff-Pools der Holzindustrie und Verringerung von C-Emissionen durch Substitution in drei Untersuchungsgebieten (KL=Kleinsee, BB=Brandenburg, GR=Deutschland) unter verschiedenen Managementszenarien, aus Fürstenau 2008**

#### Eriksson et al. 2007

Ziel der Studie von Eriksson et al. (2007) war die Durchführung einer integrierten Analyse der Kohlenstoffvorräte und -flüsse verbunden mit Baumbiomasse, Waldböden und Waldproduktverwendung, einschließlich der Substitution fossiler Brennstoffe durch Biokraftstoffe. Die Autoren betrachten dabei drei Waldmanagementstrategien (traditionell, intensiv, Düngung, siehe Tabelle 31), drei Schlagabraumpraktiken (keine Beseitigung, Beseitigung von Schlagabraum, Beseitigung von Schlagabraum und Stümpfen), zwei Waldproduktverwendungen (Biokraftstoffe anstatt fossile Brennstoffe, Baumaterialien aus Holz anstatt konkurrierender Produkte) und zwei fossile Brennstoffe (Kohle, Erdgas) als Referenz. Der Modellierungszeitraum beläuft sich auf knapp 300 Jahre. Werte für Materialsubstitution von Baumaterial basieren auf einer Fallstudie von Gustavsson et al. (2006b). Die Grundlagen für die Berechnungsmodelle stammen von mehreren Autoren.

**Tabelle 31: In Eriksson et al. (2007) berücksichtigte Bewirtschaftungsszenarien**

Management	Stammdichte mit 16 Jahren (Stämme/ha)	Baualter (in Jahren)		Bemerkung
		Durchforstung	Kahlschlag	
Traditionell	1800	37, 47, 62	92	
Intensiv	2100	36, 41, 51, 61, 76	96	Höhere Überlebensrate von Pflanzen, fünf Durchforstungen
Dünnung	1800	27, 32, 42	67	Zwölfmalige Anwendung von N-Düngern (SKOG-CAN) und NPK-Dünger

Mit Hilfe einer breiten System-Analyse kommen Eriksson et al. (2007) zu dem Schluss, dass die C-Bestände und Flüsse in Bäumen, Boden, Holzprodukten und substituierbaren Materialien und Brennstoffen am niedrigsten sind, wenn Wälder intensiv bewirtschaftet werden, um Konstruktionsmaterial herstellen zu können. Der Substitutionseffekt der Verwendung von Holz- anstatt Nichtholzprodukten hat den größten Einfluss auf die gesamte Kohlenstoffbilanz. Vermiedene netto C-Emissionen sind um 60% bis 100% höher, wenn Holz als Baumaterial genutzt wird, da Holz den C-intensiven Beton in einem Gebäude ersetzt und später als Abbruchholz energetisch genutzt wird. Die höchste vermiedene netto Kohlendioxidemission tritt mit Düngung als Waldbewirtschaftung, der Entfernung von Schlagabraum und Stümpfen, der Verwendung von Stangenholz als Baumaterial und Kohle als vermiedener fossiler Brennstoff ein. Die niedrigste vermiedene Kohlendioxidemission tritt mit der traditionellen Waldwirtschaft, dem Verbleib von Schlagabraum und Stümpfen im Wald, der Verwendung von Stammholz als Kraftstoff und Erdgas als ersetzter fossiler Brennstoff ein. Die Entfernung von Schlagabraum und Stümpfen führt zu einer Reduktion des C-Bestandes im Boden, aber zu einer erhöhten Substitution fossiler Brennstoffe durch die Verwendung von Biokraftstoffen. Die Substitutionseffekte durch die Verwendung von Ernteresten als Biokraftstoff sind ca. 10x größer als die Reduktion im C-Bodenbestand durch die Entfernung der Erntereste aus dem Wald. Verschiedene Waldbewirtschaftungsszenarien und Produktverwendungen resultierten in Substitutionseffekten von 0,6 bis 3,7 tC pro Hektar und Jahr.

#### **Perez-Gracia et al. (2005)**

In ihrer Studie verwenden Perez-Gracia et al. (2005) die Ergebnisse von Ökobilanzen aus dem COR-RIM-Projekt (Bowyer et al. 2004), um die Rolle der Holzprodukte im C-Kreislauf zu bestimmen. Die Autoren analysieren die Entwicklung der drei Kohlenstoffspeicher Wald, Waldprodukte und fossile Brennstoffe, die durch Waldprodukte ersetzt werden. In der Studie werden vier Bewirtschaftungsszenarien mit unterschiedlicher Intensität und unterschiedlichen Ernterotationen von 45, 80, 120 und 0 (keine Ernte) modelliert. Der Modellierungszeitraum beläuft sich auf bis zu 165 Jahre. Die geernteten Biomasse mengen dienen als Eingangsdaten für ein Waldproduktmodell.

Um Ausbeute und Energieströme zu bestimmen, werden aktuelle Daten der holzverarbeitenden Industrie verwendet. Vergleichsdaten von Holz- und Nichtholzprodukten dienen als Grundlage, um die Auswirkungen der Materialsubstitution auf die Netto-Kohlenstoffflüsse unter der Berücksichtigung der eingesparten C-Emission durch die Verwendung von weniger energieintensiven Materialien zu schätzen. Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass eine Erhöhung der Erntefrequenz den durchschnittlichen C-Bestand in den Wäldern reduziert. In dem Szenario ohne Ernte steigen die C-Bestände asymptotisch.

Wird Holzproduktverwendung in den Berechnungen berücksichtigt, sind die Ergebnisse umgekehrt. Wenn die Rotationslänge erhöht wird, erhöht sich die C-Emission. Dies liegt daran, dass kürzere Erntezyklen im Gegensatz zu Erntezyklen mit langen Rotationslängen mehr Holz produzieren, wodurch der Verbrauch von fossilen brennstoffintensiven Nichtholzprodukten reduziert wird.

Abbildung 37 zeigt die Auswirkungen der jeweiligen Ernte- und Zeitintervalle auf den C-Speicher im Wald. Im Gegensatz zu Abbildung 37 (ansteigende C-Menge im Wald mit längeren Erntezyklen) zeigt

Abbildung 36 eine inverse Beziehung zwischen Erntealter und sequestriertem Kohlenstoff, mit der geringsten Menge an gespeichertem Kohlenstoff in dem Szenario, in dem es zu keiner Ernte kommt.

Durch kürzere Erntezyklen kann eine Anreicherung des Produktspeichers schneller erreicht werden, da Produkte schon zu früheren Zeitpunkten bereitgestellt werden können. Die Autoren geben allerdings auch an, dass über einen sehr langen Zeitraum das erhöhte Volumen aus längeren Erntezyklen eventuell das frühere Defizit von Produkten überholen würde. Dies würde allerdings mehrere hundert Jahre benötigen.

Die verringerte C-Speicherung in Wäldern bei einer verkürzten Rotationszeit ist somit durch die verminderten Emissionen bei der erhöhten C-Speicherung in Holzprodukten und die dadurch vermiedene Verwendung von Nichtholzprodukten mehr als kompensiert (Abbildung 36). Intensivierung der Waldwirtschaft schafft laut den Autoren eine positive C Bilanz durch die stärkere Nutzung von Holzprodukten.

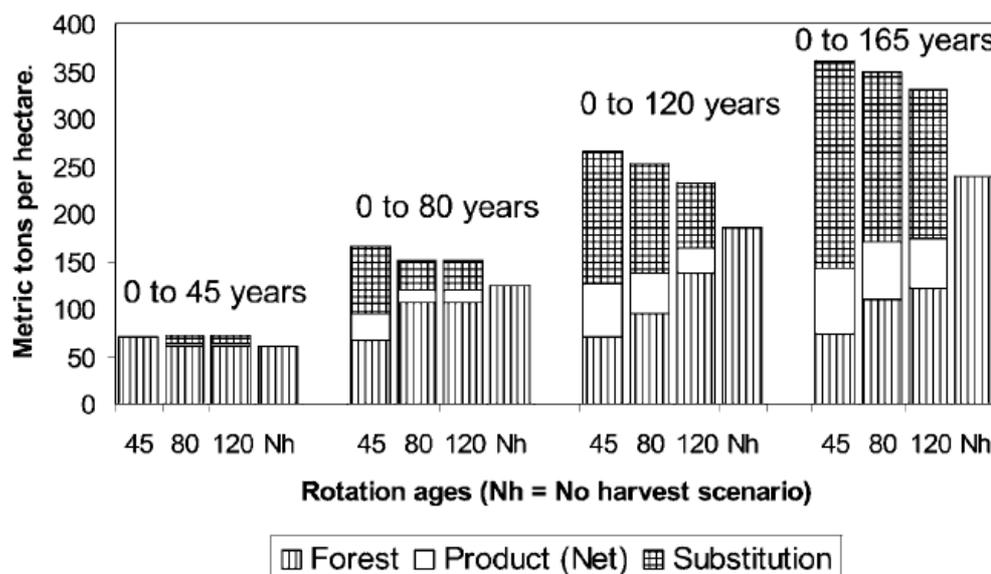
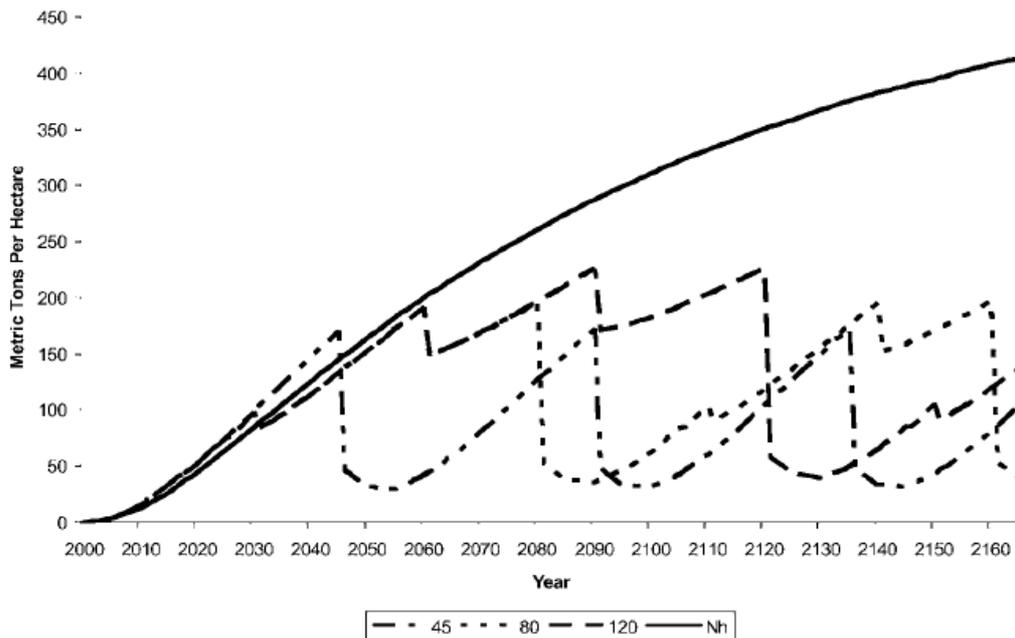


Abbildung 36: Durchschnittliche jährliche gespeicherte C-Mengen in Wald- Produkt- und Substitutionspools bei unterschiedlichen Rotationslängen und spezifischen Analyseintervallen, aus Perez-Gracia et al. (2005)



**Abbildung 37: Im Wald gespeichertes C bei unterschiedlichen Rotationsländen, aus Perez-Gracia et al. (2005)**

### Weitere Autoren

Auch Pingoud et al. (2010), Valsta (2007) und Seidl (2007) beziehen in ihre Studien Substitutionseffekte in irgendeiner Form mit ein. Diese Studien sollen hier aber nur kurz angerissen werden.

### Pingoud et al. 2010

Pingoud et al. (2010) verwenden für ihr Analysen eine Steady-State-Analyse. Sie vergleichen verschiedene Gleichgewichtszustände (die eine nachhaltige, langfristige Waldwirtschaft und verschiedene Holzverwendungsstrategien von bewirtschafteten Wäldern repräsentieren) und Holz-Produkt-Pools. In der Studie verwenden sie zwei klimatische Indikatoren: der kombinierte C Speicher aus Wald und Holzprodukten und die jährlichen fossilen C-Emissions Einsparungen durch geerntetes Holz. Dabei kommen die Autoren zu dem Schluss, dass die klimatischen Vorteile am höchsten sind, wenn Sägeholz zu langlebigen Produkten verarbeitet wird und anschließend als Bioenergie genutzt wird.

### Valsta 2007

Diese Studie analysiert die optimalen Kohlenstoff Einsparungsmöglichkeiten und wirtschaftlichen Vorteile der Wälder und zeigt, unter welchen Umständen es optimal ist, Kohlenstoff in Wäldern zu speichern oder Wälder als Werkstofflieferanten für Material- und Energiesubstitution zu nutzen. Die Studie zeigt, dass die Lösung für dieses Problems von zwei Parametern abhängig ist: der Waldkohlenstoffkapazität (vermiedene fossile Emissionen, wenn Holz genutzt wird) relativ zu fossilen Emissionskosten sowie der jährliche Wert des Waldkohlenstoffspeichers. In Bezug auf die Substitutionseffekte

kommt der Autor zu dem Schluss, dass Materialsubstitution im Baubereich einen hohen Kohlenstoffvorteil (höher als Energiesubstitution) impliziert.

### **Seidl et al. 2007**

Die Studie von Seidl et al. (2007) untersucht in sekundären norwegische Fichtenwäldern die Auswirkungen von drei alternativen Managementstrategien auf C-Sequestrierung im Wald, in Holzprodukten und durch Bioenergieproduktion. Er analysiert die Wechselbeziehungen von Holzproduktion und den wichtigsten Indikatoren für die biologische Vielfalt. Des Weiteren wird eine Kontrollvariante ohne Management untersucht. Alle drei Managementstrategien speichern große Mengen an C im Holzproduktpool. Unter Berücksichtigung von alternativer Biomassenutzung mit Schwerpunkt auf die Erzeugung von Bioenergie können erhebliche C- Einsparungen durch Substitution von fossilen Energiequellen erreicht werden.

### **Berücksichtigung von Energiesubstitution**

#### **Wördehoff et al. 2011 (Niedersachsen)**

In der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen (Wördehoff et al. 2011) werden die Kohlenstoffmengen berechnet, die heute und künftig in niedersächsischen Wäldern und in den aus niedersächsischem Holz hergestellten Produkten gespeichert werden. Zu diesem Zweck wurden lebende und tote Baumbiomasse, Boden sowie die Holzprodukte (Produkte mit langer, mittlerer und kurzer Lebensdauer sowie Energieholz) als C-Speicher untersucht. Die Entwicklung der einzelnen Speicher wurde für drei verschiedene Szenarien, ertragsorientierter, naturnaher und naturschutzorientierter Waldbau (Tabelle 32), mit dem Programm Waldplaner auf Grundlage der niedersächsischen Clusterstudie Forst und Holz (Rüther et al. 2007) für den Zeitraum von 2006 bis 2036 simuliert. Materialsubstitution wird in dieser Studie nicht berücksichtigt.

**Tabelle 32: Rahmenwerte der drei Szenarien der Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen, aus Rüther et al. 2007**

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

Die Berechnung der Energiesubstitution erfolgt anhand der gewonnenen Energieholzmengen und beruht auf Untersuchungen von Pflüger-Grone (2007), wonach bei der Verbrennung von Nadelholz mit einem Wassergehalt von 20 % im Vergleich zur entsprechenden Menge Heizöl 1,401 t CO<sub>2</sub> pro verwendeter Tonne Holz eingespart werden. Bei Laubholz liegt dieser Wert bei 1,345 t CO<sub>2</sub>/t Holz. Die C-Vorräte der Produktklasse Energieholz wurden mit dem Atommassenverhältnis von 3,67 in CO<sub>2</sub>-Werte umgewandelt und mit den eben genannten Zahlen multipliziert, um den energetischen Substitutionseffekt darstellen zu können.

Die drei waldbaulichen Szenarien resultieren in unterschiedliche Produktklassenzusammensetzungen. Für die Berechnungen gehen Würdehoff et al. (2011) für den Simulationszeitraum von einer konstant gehaltenen relativen Verteilung des Laub- und Nadelholzes auf die einzelnen Produktklassen aus, obwohl sich diese beispielsweise durch innovative Holzprodukte oder eine noch stärkere energetische Holznutzung künftig verändern kann.

Die energetische Substitution fossiler Brennstoffe durch die Produktklasse Energieholz ist beim Laubholz generell höher als beim Nadelholz. Durch das nach dem naturnahen Waldbauszenario anfallende Energieholz werden rund 70 Mio. t an zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen vermieden, die sonst bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe in die Atmosphäre gelangen würden. Der Substitutionseffekt ist beim naturschutzorientierten Szenario mit rund 50 Mio. t CO<sub>2</sub> geringer und beim ertragsorientierten Szenario mit 80 Mio. t CO<sub>2</sub> noch höher.

## Köhl et al. 2009

Köhl et al. (2009) untersuchen anhand repräsentativer Modellbestände und komplexer Modellierungsansätze die CO<sub>2</sub>-Senken und -Quellenwirkung bei unterschiedlich intensiven Nutzungseingriffen sowie den Nutzungsverzicht für den Forst- und Holzsektor in Deutschland (Tabelle 33). Als Holzverwendung wird in dieser Studie nur eine rein energetische Nutzung des gerenteten Holzes unterstellt. Die Speicherleistung und Materialsubstitution von Holzprodukten bleibt somit unberücksichtigt. Die Berechnungen erfolgen unter der Annahme, dass 1 Kubikmeter Holz im Vergleich zu Heizöl einen Substitutionseffekt von rund 675 kg CO<sub>2</sub> erzeugt.

**Tabelle 33: Die in Köhl (2009) untersuchten Bewirtschaftungsszenarien**

Szenario	Annahme
Gewinnmaximierung	Ziel der Waldbewirtschaftung ist die Maximierung des Gewinns, die durch hohe Einschlagszahlen und eine starke Ausrichtung auf Fichten realisiert
Walddreinertrag	Kriterium der Bewirtschaftung ist ein möglichst hoher jährlicher Reinertrag aus dem Wald; eine Verzinsung des im Wald gebundenen Kapitals wird nicht
Zielstärkennutzung	Bäume werden genutzt, sobald sie einen Zieldurchmesser erreichen, wodurch näherungsweise das Einschlagsverhalten der naturnahen Walswirtschaft abge-
Nullnutzung	Hier erfolgt ein genereller Nutzungsverzicht

Für die Berechnungen dienten umfangreiche Datensätze, u.a. zu Klimaentwicklung (WETTREG), Standort (Bodenübersichtskarte) und Wald (Bundeswaldinventur). Diese wurden mit den Modellen BALANCE bzw. SILVA (Pretsch 2003, Rötzer et al. 2008) zur Prognose des Waldwachstums, der Biomasseproduktion und der C-Speicherung und mit dem Modell mCENTURY zur Simulation des C-Umsatzes im Boden kombiniert, um anhand der Modellbestände die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsszenarien und Klimaentwicklungen auf die Bildung und Freisetzung von Kohlenstoff für den Zeitraum von 2000-2030 zu untersuchen. Dabei berücksichtigte Kohlenstoffpools sind lebende Biomasse, Totholz, Bodenkohlenstoff und Streu.

Köhl et al. (2009) kommen zu dem Ergebnis, dass die Gewinnmaximierung die höchste Holznutzung erzielt, was einer Energiemenge von knapp 1100 MWh/ha entspricht. Unter der Bewirtschaftungsoption der Waldmaximierung bzw. der Zielstärkennutzung können 366 MWh/ha bzw. 521 MWh/ha bereitgestellt werden. Diese Energiemengen könnten zur Substitution fossiler Energieträger eingesetzt werden. Die Nullnutzung stellt durch den Nutzungsverzicht kein Holz bereit. Die den Gewinn maximierende Variante führt somit im Zeitraum von 30 Jahren zu einer Speicherleistung im Bestand von 110 t C/ha und einen energetischen Substitutionseffekt von 84 t C/ha, was einem Gesamteffekt in Höhe von 194 t C/ha entspricht.

## 1.10 ENTWICKLUNG DER KOHLENSTOFFBILANZ EINES WALDES BEI NICHTNUTZUNG

Eine Möglichkeit, den C-Speichereffekt im Forst-Holz-Sektor zu beeinflussen, ist eine erhöhte Speicherung in Situ. Dabei wird von verschiedenen Seiten immer wieder die Frage aufgeworfen, wie sich die Aufgabe der Bewirtschaftung auf die gesamte Kohlenstoffbilanz auswirken könnte bzw. ob sich ein Nutzungsverzicht positiv oder negativ für den Klimaschutz auswirkt.

Durch die Regelungen des Kyoto-Protokolls für den Berechnungszeitraum 2008-2012 ist die Anrechnung des Produktspeichers in der Kohlenstoffbilanz nicht möglich und eine Holznutzung wird unmittelbar mit einer CO<sub>2</sub> Freisetzung gleichgesetzt.

Somit besteht indirekt ein politisches Interesse, das einen Nutzungsverzicht und damit das Auffüllen des Kohlenstoffspeichers von Wäldern nahe legt (Köhl et al. 2009). Des Weiteren wird von Seiten des Naturschutzes ein Nutzungsverzicht im Sinne des Klimaschutzes gefordert (Enssle 2010).

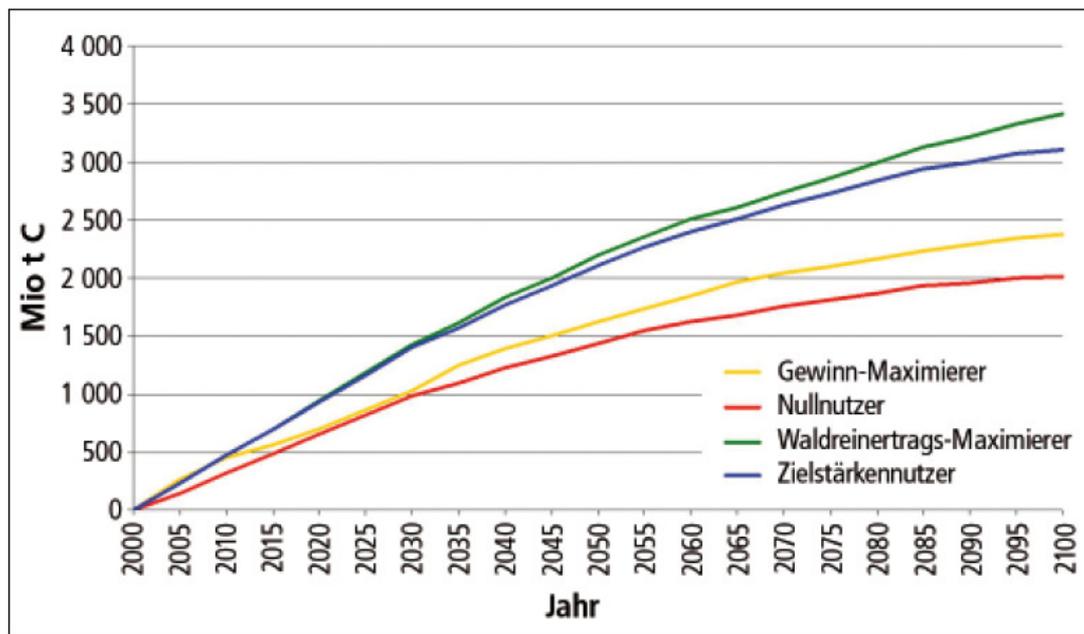
### 1.10.1 STUDIEN, WELCHE EINEN NUTZUNGSVERZICHT MODELLIEREN

Nur einige wenige der Studien, die die Kohlenstoffspeicherung von Waldökosystemen betrachten, modellieren neben verschiedenen Bewirtschaftungsformen auch die Möglichkeit des Nutzungsverzichts (reine Speicherung in Situ). Die Studien weisen teilweise sehr unterschiedliche Systemgrenzen und Rahmenbedingungen auf, aus diesem Grund werden die Ergebnisse der Untersuchungen im Folgenden einzeln betrachtet.

#### **Köhl et al. (2009)**

Köhl et al. (2009) berechnen die Menge an gespeichertem Kohlenstoff in der lebenden Biomasse, im Totholz, im Boden und in der Streu für vier verschiedene Bewirtschaftungsszenarien. Über einen Simulationszeitraum von 30 Jahren (2000-2030) und bei einer auf die Fichte ausgerichteten Bewirtschaftungsform mit hohen Einschlagszahlen und der Annahme einer rein energetischen Nutzung des geernteten Holzes, werden 194tC/ha (110tC/ha Speicherleistung plus 84t C/ha Substitutionseffekt) gebunden. Im Vergleich dazu werden bei der Nullnutzung 245tC/ha gebunden. Der Nettogewinn pro Hektar und Jahr würde bei einem Nutzungsverzicht somit eine Tonne Kohlenstoff bzw. 3,6t CO<sub>2</sub> betragen. Die Option der Nichtnutzung schneidet also besser ab. Allerdings geben die Autoren zu bedenken, dass es sich bei der rein energetischen Nutzung um einen konservativen Ansatz handelt, bei dem weder C in Holzprodukten gespeichert wird noch Materialsubstitutionseffekte berücksichtigt werden können.

Simulationsläufe über 100 Jahre hingegen zeigen, dass Waldbewirtschaftung und Holznutzung eine deutlich bessere Auswirkung auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz haben als ein Nutzungsverzicht. Eine Nutzungsaufgabe erzielt nur 84 % des Minderungspotenzials im Vergleich zu der Bewirtschaftung nach dem Prinzip der Gewinn-Maximierung, bei der eine Nutzung erfolgt, sobald der Wertzuwachs unter 2% sinkt. Beim Vergleich mit einer an der Waldreinertragsmaximierung oder Zielstärkenutzung orientierten Bewirtschaftung erreicht der Nutzungsverzicht sogar nur 60% des Minderungspotenzials (Abbildung 38). Zudem können bei einem Nutzungsverzicht keine Substitutionseffekte entstehen und es zeigt sich mit der Zeit eine abnehmende Speicherleistung (Köhl et al. 2011).



**Abbildung 38** Minderungspotenzial (Mio. t C) der Bewirtschaftungsalternativen und der Nullnutzung nach dem Klimaszenario B1, aus Köhl et al. (2011)

Zusätzlich zeigen Simulationsläufe über einen Beobachtungszeitraum von 50 Jahren, dass in Beständen unter Nutzungsverzicht die anfänglichen Phase des Vorratsaufbaus von einem Gleichgewichtszustand abgelöst wird (Köhl et al. 2009). Einige Autoren (z.B. Knohl et al. 2009, Luysaert et al. 2008, Hyvonen et al. 2007) kritisieren allerdings diese Art des Vergleichs der Kohlenstoffbilanz der Wald-Holz-Option mit ungenutzten Wäldern, da für die Modellberechnungen die „Old-Growth-Equilibrium-Hypothese“ zu Grunde gelegt wird (Enssle 2010). Zur Validität dieser Hypothese siehe auch den nachfolgenden Abschnitt.

#### **Wirth et al. (2004)**

In der Studie von Wirth et al. (2004) wird das Totholzvorkommen bei Nichtnutzung im Vergleich zu drei anderen Szenarien über einen Zeitraum von 200 Jahren berechnet. Ziel ist die Bewertung der potentiellen Senkenwirkung durch Totholzanreicherung. Die jährliche Totholznachlieferung vervierfacht sich bei Nutzungsaufgabe im Vergleich zu den drei bewirtschafteten Szenarien. Da aber ein Vergleich der C-Speicherung im Totholzpoo mit der C-Speicherung in einem potentiellen Produktpool fehlt, ist das Ergebnis hinsichtlich einer umfassenden Kohlenstoffbilanz nicht besonders aussagekräftig.

#### **Seidl et al. (2007)**

Seidl et al. (2007) modellieren den C-Vorrat für 20-80 Jahre alte Bestände, die sich hauptsächlich aus Fichte (93%) und Kiefer (6%) zusammensetzen, über einen Zeitraum von 100 Jahren. Bei der Berechnung werden neben dem in oberirdischer Biomasse gespeichertem Kohlenstoff auch der im Boden gebundene Kohlenstoff und die C-Bindung in Holzprodukten berücksichtigt. Außerdem wird aufgrund des Borkenkäferisikos für die Verjüngungs- und Mortalitätsrate ein zweistufiges Bestandesrisikomo-

dell verwendet. Die Modellierung der Nullnutzungsvariante erfolgt, im Vergleich zu den Bewirtschaftungsszenarien, indem keine Ernteeingriffe modelliert werden. Der C-Vorrat ist bei Nichtnutzung im Vergleich zu bewirtschafteten Varianten am höchsten. Für die Bewirtschaftungsszenarien beträgt der durchschnittliche Unterschied der C-Speicherung im Bezug auf den Ausgangszustand 57 bis 100 tC/ha, bei Nichtnutzung werden durchschnittlich 135 t C/ha gebunden (Tabelle 34). Der Grund dafür sind der kontinuierliche Zuwachs und der Anstieg des Totholzpools. Auch der unterirdisch gespeicherte C-Vorrat ist bei der unbewirtschafteten Variante am höchsten. Die zusätzliche Speicherung von Kohlenstoff in Produkten kann bei bewirtschafteten Wäldern demnach die hohen Zuwächse der Biomasse bei Nichtnutzung nicht kompensieren. Die Autoren schränken allerdings ein, es handele sich bei der Nichtnutzungsvariante eher um einen „biological reference run“ als um eine realisierbare Bewirtschaftungsform.

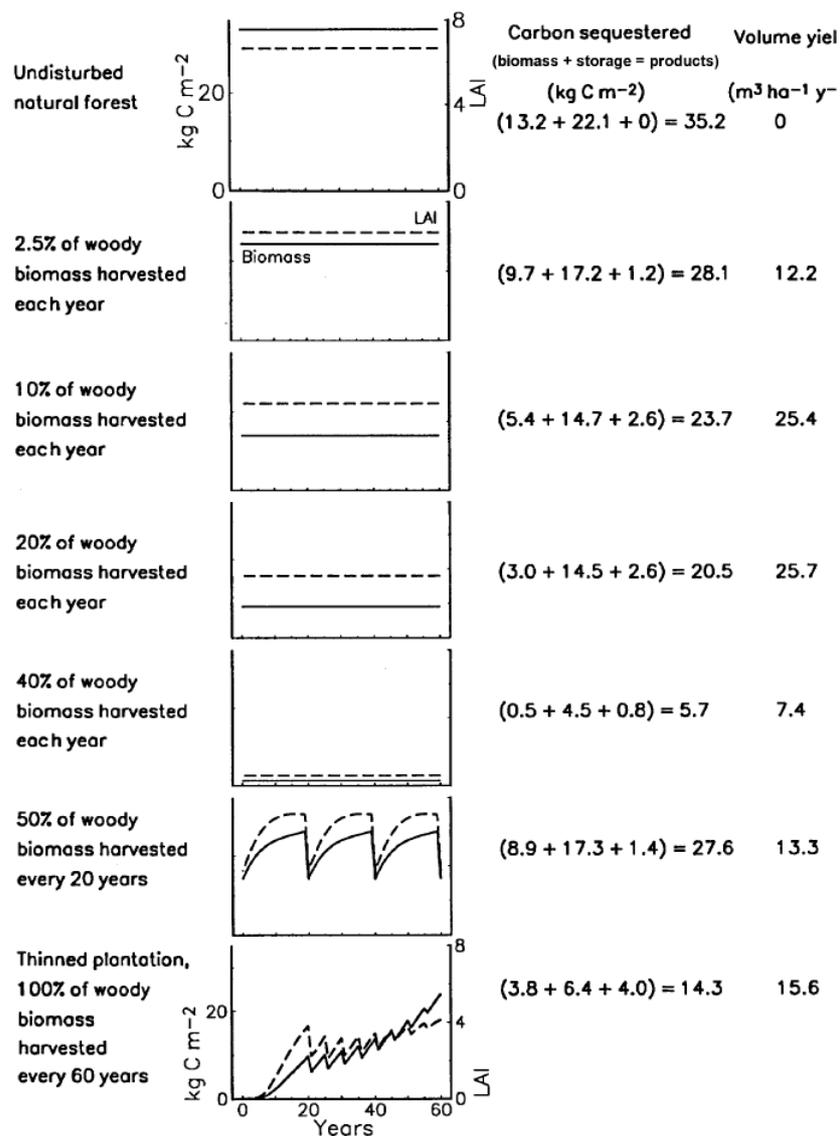
**Tabelle 34: C-Bindung (tC pro ha) über 100 Jahre, Ausgangswert Biomasse gesamt: 256,6 tC pro ha, Seidl et al. (2007)**

	Biomasse (oberirdisch)	Biomasse (unterirdisch)	Biomasse (gesamt)	C-Speicher (Biomasse)	C-Speicher (Holzprodukte)	C-Speicher (Biomasse+ Holzprodukte)
Bewirtschaftung 1	78,9	150,8	229,7	-26,9	83,6	56,7
Bewirtschaftung 2	135,1	148,6	283,7	27,1	73,1	100,2
Bewirtschaftung 3	88,2	156,9	245,1	-11,5	76,2	64,7
Nichtnutzung	228,4	163,1	391,5	134,9	0	134,9

### **Thornley und Cannell (2000)**

Auch bei Thornley und Cannell (2000) wird am meisten Kohlenstoff bei der Variante gespeichert, bei der keine Nutzung erfolgt (35,2kg C/m<sup>2</sup>, siehe Abbildung 39).

In dieser Studie wird ein Modell entwickelt, welches sieben Bewirtschaftungsszenarien mit unterschiedlicher Ernteintensität für einen gepflanzten Kiefernwald in Schottland berechnet. Alle 60 Jahre findet ein Kahlschlag statt und der Bestand wird durch Pflanzung (2500 Bäume/ha) neu begründet. Das Modell berücksichtigt den Bodenkohlenstoff und den Produktsektor. Zur Berechnung der Speicherkapazität in Holzprodukten wird für Durchforstungsholz eine half life von fünf Jahren und für Holz aus dem Kahlschlag, nach einer Produktionszeit von 60 Jahren, eine half life von 20 Jahren angesetzt. Weiterhin wird eine proportionale Stammortalität in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung, dem Wasserstress und dem Blattflächenindex angenommen. Die proportionale Stammverjüngungsrate wird in Abhängigkeit von der Stammortalität, der Nährstoffversorgung und der Strahlungsintensität am Boden und auf der Blattfläche pro Stamm modelliert. Ein weiteres interessantes Ergebnis der Studie ist, dass es keine einfache umgekehrte Beziehung zwischen der Höhe des geernteten Holzes und dem gespeicherten Kohlenstoff im Ökosystem und in den Holzprodukten gibt. Dies bedeutet, dass der in Produkten gespeicherte C nicht proportional zur Erntemasse steigt.



**Abbildung 39: Simulierte Effekte sieben unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen auf Waldbiomasse (durchgezogene Linie), Blattflächenindex (gestrichelte Linie), durchschnittliche Langzeitwerte der C-Bindung (1.Wert: C in Biomasse, 2.Wert: Bodenkohlenstoff, 3.Wert: C in Produktspeicher) und Ernteolumen, aus Thornley und Cannell (2000)**

### Rock und Bolte (2011)

In der Studie von Rock und Bolte (2011) werden für die CO<sub>2</sub>-Bilanz oberirdische Biomasse und Substitutionseffekte berücksichtigt. Dies bedeutet, dass der Produktspeicher, der Bodenkohlenstoff und Totholzpool nicht mit einberechnet werden. Die Ergebnisse zeigen, dass für die Jahre 2002-2008 eine Stilllegung im Vergleich zur real verwirklichten Bewirtschaftung in deutschen Wäldern schlechter für das Klima gewesen wäre. Insofern kommen die Autoren zu dem Schluss, dass die Waldnutzung in der aktuellen Form nicht „klimaschädlich“ sei, sondern positiver für den Klimaschutz als eine Nutzungsaufgabe.

Die bisher zitierten Studien beziehen bei der C-Bilanzierung den Produktsektor teilweise mit ein, berechnen aber meist bei einem Vergleich der Nichtnutzung mit einer Nutzung des Waldes mögliche Substitutionseffekte nicht.

### **Profft et al. (2007)**

Profft et al. (2007) hingegen analysieren den Gesamtklimaschutzeffekt und betrachten den C-Zuwachs im Ökosystem, im Produktpool und das Potential der C-Substitution über einen Zeitraum von 40 Jahren (2003-2042). Es werden fünf verschiedene Optionen hinsichtlich Nutzungspotential und Verwendung des Holzes verglichen. Die Nullnutzungsoption liegt, im Bezug auf den Gesamtklimaschutzeffekt, an zweitletzter Stelle (Speicherung von 1,67t C pro ha und Jahr). Nur die Option „100%Energie“, bei der eine konstante Gesamtnutzungsmenge entsprechend WEHAM angenommen wird und sämtliches Holz ausschließlich für energetische Zwecke genutzt wird (Materialsubstitution entfällt somit), liegt mit 1,19t C pro ha und Jahr noch hinter dem ungenutzten Bestand.

Die Simulation der Nutzungsoption „Nullnutzung mit Störung“, in der es zu erheblichem Schadholzanfall der Fichte kommt, zeigt, dass der positive Effekt für das Klima im Vergleich zur Nullnutzungsoption um 15% reduziert ist. Grund dafür ist die deutliche Reduktion des Vorrats und des Zuwachses, auch wenn das Schadholz in den Totholzpool übergeht.

### **Perez-Garcia et al. (2005)**

Auch die Studie von Perez-Garcia et al. (2005) zeigt deutlich auf, dass die Substitutionseffekte den entscheidenden Unterschied bezüglich der gespeicherten Kohlenstoffmenge beim Vergleich Nutzung versus Nichtnutzung ausmachen. Betrachtet man nur den Wald- und Produktspeicher, ohne die Substitutionseffekte, schneidet in drei von vier Bewirtschaftungsszenarien (bezogen auf unterschiedlich lange Zeitintervalle), die Variante am Besten ab, in der keine Ernten erfolgen (Abbildung 40). Bei der Modellierung werden allerdings keine Störungen mit einberechnet. Werden hingegen Substitutionseffekte mit einbezogen, wird bei einer Nutzungsaufgabe am wenigsten Kohlenstoff gespeichert.

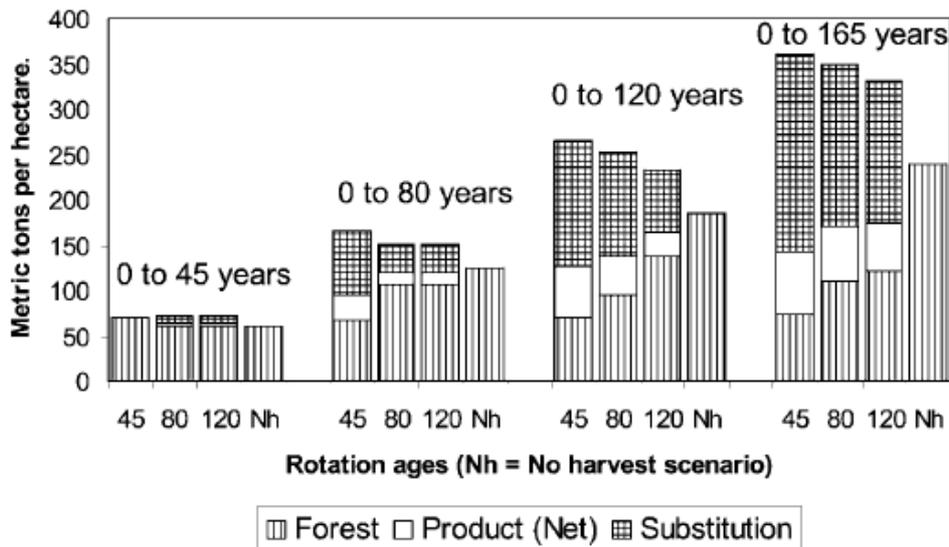


Abbildung 40: Durchschnittliche Kohlenstoffspeicherung in Wäldern, Produkten und durch Substitutionseffekte für unterschiedliche Durchforstungsintervalle und spezifische Zeitperioden, aus Perez-Garcia et al. (2005)

#### Fürstenau (2008)

Zu einem ähnlichen Ergebnis wie Perez-Garcia et al. (2005) kommt Fürstenau (2008). Produktpool und Waldpool von bewirtschafteten Wäldern können die hohe Kohlenstoffanreicherung im unbewirtschafteten Wald nicht kompensieren. Bezieht man hingegen Substitutionseffekte in die Berechnungen mit ein, haben bewirtschaftete Wälder einen höheren Klimaschutzeffekt als unbewirtschaftete Wälder.

#### Rüter et al. (2011)

Rüter et al. (2011) bilanzieren den Kohlenstoffspeicher auf Bundesebene und vergleichen verschiedene Bewirtschaftungsszenarien (definiert nach WEHAM-Szenarien) miteinander. Die Ergebnisse zeigen auch bei dieser Studie, dass eine verringerte Holznutzung (WEHAM Szenario D) zu einer positiven CO<sub>2</sub>-Bilanz des Waldes einschließlich des Holzproduktspeichers führt, solange Substitutionseffekte unberücksichtigt bleiben. Unter Einbeziehung der stofflichen und energetischen Substitution fällt die Gesamtbilanz bei verringerter Holznutzung (Basisszenario und WEHAM-Szenario F) jedoch schlechter aus als unter Bewirtschaftungsformen mit höherem Einschlag, siehe auch Tabelle 35 .

**Tabelle 35: Jährliche durchschnittliche CO<sub>2</sub>-Bilanz des Sektor Forst und Holz nach den WEHAM-Szenarien und Anrechnungsregeln für die vorgesehene Verpflichtungsperiode 2013-2020 (in Mio. t CO<sub>2</sub>), aus Rüter et al. (2011)**

	absolute CO <sub>2</sub> -Bilanz der Referenz	absolute CO <sub>2</sub> -Bilanz der Szenarien		CO <sub>2</sub> -Bilanz im Vergleich zur Referenz	
	Basisszenario	WEHAM F	WEHAM D	WEHAM F	WEHAM D
<b>Speicherwirkung</b>					
„Netto-Emissionen Waldspeicher“	-2,1	+22,7	-18,8	+24,8	-16,7
Netto-Emissionen Produktspeicher	-20,4	-25,1	-12,2	-4,7	+8,2
Speicherwirkung gesamt	-22,4	-2,3	-30,9	+20,1	-8,5
<b>Vermiedene Emissionen durch Substitution</b>					
stofflich	-67,8	-76,2	-54,6	-8,4	+13,2
energetisch	-37,7	-41,6	-29,9	-3,9	+7,8
Substitution gesamt	-105,5	-117,8	-84,5	-12,3	+21,0
CO <sub>2</sub> -Bilanz gesamt	-127,9	-120,1	-115,4	7,8	+12,5
davon potenziell anrechenbar*	0,0	+20,1	-8,5	+20,1	-8,5
* Angerechnet werden Abweichungen zukünftiger Netto-Emissionen aus dem Wald- und Produktspeicher von dem als Referenz definierten Basisszenario					

Zusammenfassend kann somit für die oben dargestellten Untersuchungen festgestellt werden, dass sich eine Nutzungsaufgabe positiv auf die Kohlenstoffbilanz auswirkt, wenn man die Substitutionseffekte nicht mitberücksichtigt. Werden diese allerdings in die Bilanzierung mit einbezogen, scheint sich eine Bewirtschaftung des Waldes positiv auf die C-Bilanz auszuwirken. Jeder Nutzungsverzicht im Wald ist dann für den Klimaschutz negativ, wenn die leistbare Substitution größer ist als die Speicherzunahme im Wald.

### 1.10.2 DIE „OLD-GROWTH EQUILIBRIUM HYPOTHESE“

Um Prozesse und Entwicklungen nach Nutzungsaufgabe besser verstehen zu können, bietet es sich an, Zustände und Prozesse in Naturwäldern bzw. ungenutzten Altbeständen, sogenannten Old-growth-Forest (OGF), zu betrachten. In einigen der oben genannten Studien (z.B. Köhl et al. 2009) findet sich die, laut Enssle (2010), weit verbreitete Annahme wieder, dass bei Nutzungsaufgabe nach einer kurzen Phase des Vorratsaufbaus der Zuwachs stagniere und sich eine natürliche Balance zwischen CO<sub>2</sub>-Aufnahme und -Abgabe einstelle. Auch Mund (2010) stellt fest, dass man bisher davon ausgeht, dass sich alte Naturwälder in Bezug auf die Kohlenstoffspeicherung in einem Fließgleichgewicht (Menge der CO<sub>2</sub>-Aufnahme entspricht Menge der CO<sub>2</sub>-Abgabe) befinden. Laut Hyvönen et al. (2007) wurde aufgrund des Klimax Konzepts von Clements (1916) lange angenommen, dass alte, ungestörte Naturwälder C-neutral sind, was bedeutet, dass kein C Gewinn oder Verlust stattfindet. Kutsch et al. (2009) meinen, es würde allgemein davon ausgegangen, dass die Produktionsrate von Wäldern mit dem Alter abnimmt, da die Atmung zunimmt (siehe dazu auch Abschnitt 1.10.3.3), während die Bruttoprimärproduktion gleichbleibt oder sinkt. Alte Wälder werden demnach im Sinne einer C-Senke generell als unbedeutend angesehen (Carey et al. 2001).

Zunächst werden Autoren und ihre entsprechenden Aussagen aufgezeigt, die den oben dargestellten Annahmen zustimmen und sich somit indirekt gegen einen Nutzungsverzicht aussprechen. Der Verzicht auf Quellenangaben seitens der Verfasser verdeutlicht, dass es sich bei den Aussagen um scheinbar allgemeingültige Theorien handelt.

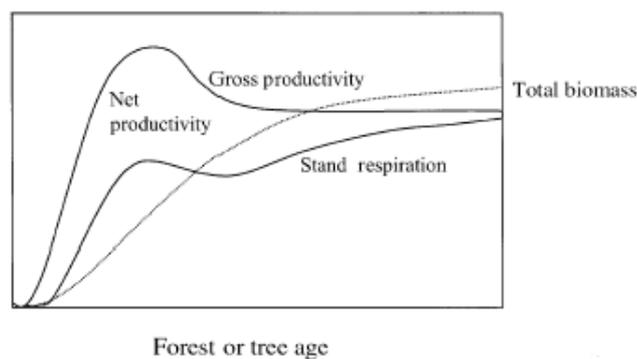
- „Naturwaldähnliche Zustände“ bedeuten das Erreichen eines Gleichgewichts von Biomasseauf- und abbau (Köhl et al. 2009, Köhl et al. 2011, Eriksson et al. 2007, Profft et al. 2007).
- ungenutzte Wälder erreichen einen Zustand, in dem sich Aufnahme und Abgabe von CO<sub>2</sub> die Waage halten. (Börjesson und Gustavsson 2000 und Fischlin et al. 2006).
- in einem ungenutzten Wald ist der Vorratsaufbau nur über einen begrenzten Zeitraum möglich und somit trägt er nur bis zum Erreichen seines maximalen Biomassevorrats zur CO<sub>2</sub>-Minderung bei (Profft et al. 2007, Burschel et al. 1993, Wirth et al. 2004).
- Die Senkenwirkung eines Waldes kann nicht beliebig lange andauern, da „Bäume nicht in den Himmel wachsen“ (Fischlin et al. 2006).
- Ein Nutzungsverzicht im Wald kann nur kurzfristig und nicht langfristig zum Klimaschutz beitragen, da die maximale Kapazität der C-Speicherung kurz oder langfristig erreicht wird (Köhl et al. 2009, Seiler 2005).
- Bei einer Einstellung der Forstwirtschaft würden zwar ebenfalls nennenswerte C-Mengen im Wald durch weiteren Vorratsaufbau anfallen, die Speicherleistung des Waldes würde jedoch nach einer gewissen Zeit deutlich abfallen bzw. ausgeglichen sein, wenn die Wälder ihr Reifestadium erreicht hätten (Heuer 2011).
- In Naturwäldern befindet sich die Kohlenstoffbindung durch Biomasse im Gleichgewicht mit dem Kohlenstoff, der durch Totholzzersetzung in die Atmosphäre gelangt plus freigesetzten Bodenkohlenstoff. Aus diesem Grund sind Naturwälder auf lange Sicht gesehen weder Kohlenstoffquelle noch Kohlenstoffsenke (Köhl 2009).

Ursprünglich basieren die gesamten Annahmen bezüglich der C-Neutralität von alten Wäldern auf einem simplen Model für Waldwachstum, Biomasseakkumulation und Atmung von Kira und Shidai (1967) (Kutsch et al. 2009). Dies wurde später in Form der sogenannten „Old-Growth Equilibrium Hypothese“ von Odum (1969, 1971) publiziert (Carey et al. 2001).

Basierend auf der Analyse einer 10-jährigen Datenreihe eines einzigen Bestandes wurden zwei grundlegende Schlussfolgerungen veröffentlicht.

Laut Schulze et al. (2009) lässt sich die erste Schlussfolgerung wie folgt beschreiben:

Die Kohlenstoffaufnahme wird mit zunehmendem Alter durch Atmung ausgeglichen. Ein höherer Atmungsanspruch limitiert somit die Ressourcen für das Wachstum. Carey et al. (2001) formulieren es etwas anders: die Atmung von Stämmen und Ästen in alten Wäldern benötigt so viele Photosynthese (Zucker die bei Photosynthese entstehen), dass diese Wälder nicht länger Kohlenstoff in Form von Biomasse anreichern. Die Nettoprimärproduktion nimmt somit mit zunehmendem Alter ab (Odum 1969). Siehe auch Abbildung 41.

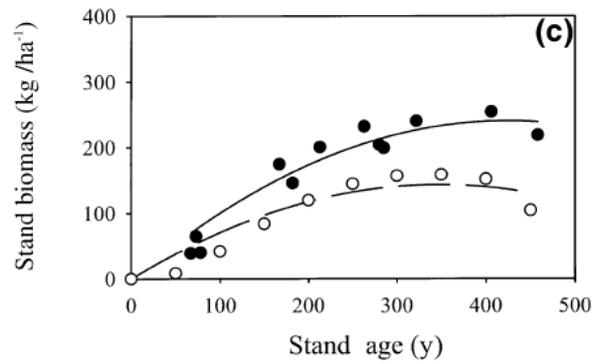


**Abbildung 41: Bruttoprimärproduktion (GPP), Biomasse und Atmung als Funktion zunehmenden Baum- oder Bestandesalters. Die Differenz von GPP und Atmung ist die Nettoprimärproduktion (NPP), aus Carey et al. (2001)**

Diese Annahme ist Grundlage vieler prozessbasierter Waldwachstumsmodelle (Carey et al. 2001), wie zum Beispiel SILVA oder BeWin (Enssle 2010). Laut Schulze et al. (2009) ist diese Hypothese im Bezug auf Old-Growth-Forests jedoch zurückzuweisen. (für weitere Informationen zu diesem Thema siehe Abschnitt 1.10.3.3 Zuwachs, Biomasseentwicklung und Produktivität)

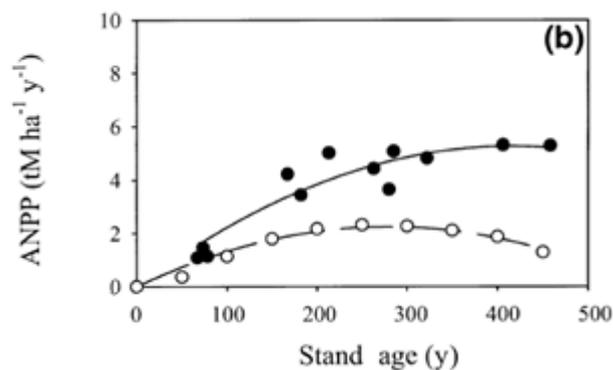
Die zweite Hypothese, die aus Odums Studie resultiert, vertritt laut Carey et al. (2001) die Ansicht, dass altersabhängige Zuwachstrends individueller Bäume und gleichaltriger Monokulturen auf alte Wälder bzw. Naturwälder übertragen werden können. Carey et al. (2001) überprüfen diese Annahme in ihrer Studie, in dem sie modellierte Daten für eine gleichaltrige Monokultur mit gemessenen Werten aus 67-458 jährigen, strukturarmen Naturwaldbeständen der Rocky Mountains vergleichen. Das Ergebnis ist eindeutig: Zuwachs, Kohlenstoffaufnahme und Produktivität gleichaltriger Bestände können nicht auf Old-Growth-Forests hochgerechnet werden. Abbildung 42 zeigt die Entwicklung der oberirdischen Baumbiomasse über dem Bestandesalter von der Monokultur (weiß) und dem Natur-

wald (schwarz). Die unterschiedlichen Zuwachstrends sind deutlich zu erkennen. Der Unterschied liegt bei 30 (Bestandesalter von 200 Jahren) bis 40 (Bestandesalter von 400 Jahren) Prozent.



**Abbildung 42: Entwicklung der Biomasse (kg/ha) für eine Monokultur (weiß) und einen Naturwald (schwarz) in Abhängigkeit vom Bestandesalter, aus Carey et al. (2001)**

Abbildung 43 zeigt, dass die Nettoprimärproduktion bei der Monokultur über dem Bestandesalter geringer ist als im Naturwald und die Differenz mit zunehmendem Alter weiter ansteigt.



**Abbildung 43: Entwicklung der jährlichen Nettoprimärproduktion in Abhängigkeit vom Bestandesalter, aus Carey et al. (2001)**

Es gibt einige Studien, die die „Old growth Equilibrium-Hypothese“ teilweise untermauern bzw. bestätigen aber auch Studien, die diese widerlegen.

Laut Modellrechnungen von Wirth und Lichtenstein (2009) ist die Mehrheit der 201-400 jährigen ungenutzten Bestände C-neutral oder noch C akkumulierend. Erst bei 401-600 jährigen Beständen befindet sich der C-Haushalt im Gleichgewicht. Empirische Daten, die für die gleiche Art von Bestand zu Vergleichszwecken herangezogen wurden, zeigen hingegen eine weitere Bindung von Kohlenstoff an (siehe auch Abschnitt 1.10.3.4 Entwicklung der Biomasseproduktivität und C- Speicherkapazität).

Knohl et al. (2009) zitieren Studien, die eine Abnahme der Nettoprimärproduktivität auf Bestandesebene mit dem Alter aufzeigen (Yoder et al.1994, Gower et al.1996, Ryan and Yoder 1997) und eine

Abnahme der Photosyntheseleistung auf Individuenebene feststellen (Hubbard et al. 1999, Kutsch et al. 2009).

Hyvönen et al. (2007) stellen jedoch im Rahmen ihres review papers einen Widerspruch zwischen verschiedenen Studien fest: einige der Ergebnisse deuten auf eine Senkenkapazität alter Wälder hin, andere wiederum auf eine C-Neutralität ungenutzter Bestände. Einige Bestände in Abbildung 44, besonders die älteren, sind nahe der C-Neutralität bzw. stellen C-Quellen dar. Außerdem zitiert Hyvönen et al. (2007) noch weitere Studien in denen ungenutzte Altbestände nahe einer neutralen C-Bilanz sind: Goulden et al. (1998), Lindroth et al. (1998); Valentini et al. (2000) Janssens et al. (2001), Carra et al. (2004) sowie Pregitzer und Euskirchen (2004).

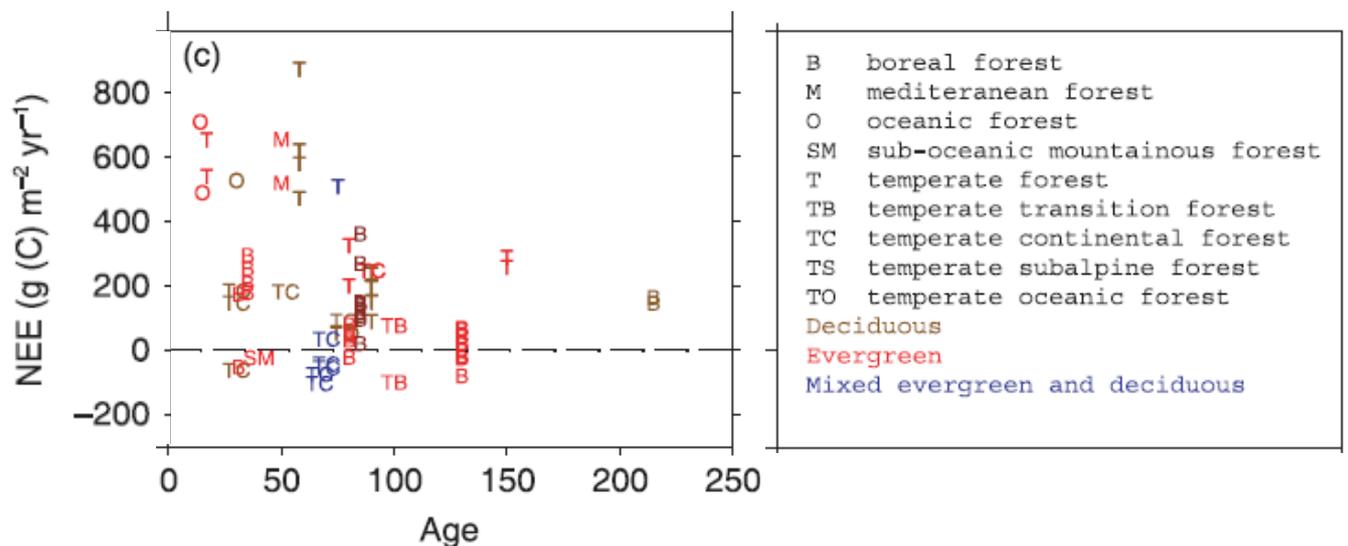


Abbildung 44: Nettoökosystemaustausch (gC pro m<sup>2</sup> pro Jahr) als Funktion des Bestandesalters, aus Black et al. (2005)

Der altersbezogene Trend des Nettoökosystemaustausches für alte Bestände ist somit nach wie vor schlecht dokumentiert. Aufgrund der vorhandenen Datenlage können diesbezüglich keine sicheren Aussagen gemacht werden (Hyvönen et al. 2007).

### 1.10.3 BEEINFLUSSENDE FAKTOREN DER C-BILANZ UNGENUTZTER WÄLDER

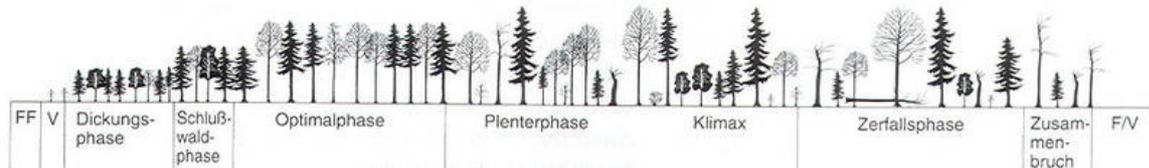
Möchte man darüber urteilen, inwiefern sich ungenutzte Wälder bzw. OGF C-neutral verhalten, ist es sinnvoll, folgende Aspekte gesondert bzw. genauer zu betrachten.

#### 1.10.3.1 VERJÜNGUNGSDYNAMIK

Die Verjüngungsdynamik kann auf die C-Bilanz einen entscheidenden Einfluss haben. Mund (2010) zeigt auf, dass nach einem Kahlschlag, dessen Folgen in etwa gleich zusetzten sind mit einem großflächigen Zusammenbruch, sich ein gewisser Zeitraum (bis 20 Jahre) mit negativer C-Bilanz ergeben kann, wenn das Wachstum der Verjüngung gering ist.

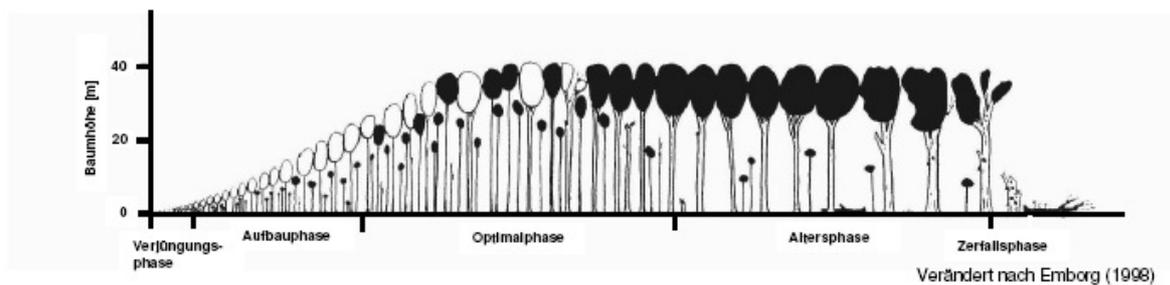
Allgemein wurde und wird unter Wissenschaftlern angenommen, dass bei Erreichen von hohen Vorräten, ein altersbedingter, großflächiger Zusammenbruch des Bestandes statt findet (Enssle 2010, Profft et al. 2007).

Eine Theorie zur Dynamik von Mischwäldern ist das Mosaik-Zyklus Konzept von Scherzinger (1996) (Abbildung 45). Auch dort gibt es eine Phase des Zusammenbruchs.



**Abbildung 45: Waldentwicklungsphasen in einem Urwald, aus Scherzinger (1996)**

Meyer et al. (Jahr der Veröffentlichung unbekannt) präsentiert für europäische Laubwälder einen etwas anderen Verlauf der Walddynamik, dort gibt es ebenfalls eine Phase, in der große Teile des Bestandes zusammenbrechen zu scheinen (Zerfallsphase in Abbildung 46).



**Abbildung 46: Lebenslauf eines europäischen Laubwaldes, aus Meyer et al. (Jahr der Veröffentlichung unbekannt)**

Schulze et al. (2009) zweifeln diese Waldentwicklungen an und vermuten, dass die Entwicklungsphasen nach Scherzinger (1996) in dieser Art und Weise in der Natur nicht existieren.

Für einige buchendominierte Naturwälder bestätigt sich diese Annahme. Großflächige Zusammenbrüche sind in den untersuchten Wäldern vermutlich eine seltene Ausnahmeerscheinung, wohingegen ein Absterben einzelner Bäume beobachtet werden kann (Hessenmöller et al. 2008, Drössler und Lüpke 2005, Meyer 2008). Hessenmöller et al. (2008) stellen die Existenz eines Stadiums, in dem auf großer Fläche viele Bäume zur gleichen Zeit absterben, für Buchenwälder in Frage. In ihrer Untersuchung wird zwar ein hoher Vorratszuwachs beobachtet, aber es gibt trotz sehr alter Bäume keinerlei Hinweis auf einen großflächigen Zusammenbruch. Vielmehr ist der Vorratszuwachs des Einzelbaumes auch bei alten Buchen noch hoch. Und letztlich macht das Verhältnis oberirdischer Biomasse zu Wurzelwerk und die altersbedingte Stammfäule den Einzelbaum anfälliger gegen zufällige Windereignisse, die dann im ungleichaltrigen Wald in kleinflächigen Störungen münden. Bei zwei Buchen-Naturwäldern in Niedersachsen rissen selbst starke Stürme nur kleine Lücken ins Kronendach und es wurden nur ein bis drei Bäume geworfen oder gebrochen (Meyer 2008).

Geht man nun davon aus, dass es keine großflächigen Zusammenbrüche gibt, gestaltet sich auch die Verjüngungsdynamik und somit C-Speicherung bzw. Freisetzung im Wald auf eine andere Art und Weise und es ergibt sich die Frage, wie schnell und gut die Lücken, die durch einzelne Bäume entstehen, wieder geschlossen werden.

Allgemein verhält es sich nach Schulze et al. (2009) folgendermaßen: In unbewirtschafteten Wäldern sorgt die Selbstdurchforstung anfangs für eine Dichtereduzierung, aber mit zunehmender Dimension der Bäume können die Lücken so groß werden, dass sich Naturverjüngung etabliert. Auch Wirth und Lichstein (2009) halten eine kontinuierliche Verjüngung für wahrscheinlicher als Lücken, in denen nichts wächst, da die meisten Pioniere schattenverträglich sind. Für Naturwälder im pazifischen Nordwesten der USA hingegen blieben Kronendachlücken für mehrere Jahrzehnte offen (Spies et al. 1990). In bayrischen Naturwäldern ist die Verjüngungsdynamik abhängig von der Qualität des Standortes: Aufgrund der Ungleichzeitigkeit von Störereignis und Samenjahr setze auf mittleren bis armen Standorten die Verjüngung erst nach erheblicher zeitlicher Verzögerung nach der Lückenbildung ein. Auf mittleren Standorten verhinderte die krautige Vegetation eine Verjüngung für 10-20 Jahre. Auf schlechten Standorten wurde sogar nach mehr als 30 Jahren keine Verjüngung beobachtet, wohingegen auf sehr guten Standorten eine Verjüngung unmittelbar im Anschluss an das Störereignis erfolgte (Meyer 2008). In albanischen Buchen-Urwäldern verläuft die Lückenbildung und Verjüngungsentwicklung aufgrund des hohen Lebensalters Hand in Hand (Meyer 2008).

Grundsätzlich sind Wind bzw. Stürme und Pilzattacken die häufigsten Störungen in temperierten Zonen, nach denen sich Verjüngung entwickeln kann (Schulze et al. 2009).

Bei der eingangs erwähnten Fragestellung geht es hauptsächlich darum, wie sich ein Bestand entwickelt, der aus der Nutzung genommen wird. Die Verjüngungsdynamik ist somit nicht unbedingt vergleichbar mit derer ungenutzter, alter Bestände. Sie ist stark abhängig von der Stabilität, Vitalität, Artenzusammensetzung und Störereignissen und dementsprechend schwer allgemein vorhersagbar.

#### **1.10.3.2 MORTALITÄT UND TOTHOLZENTWICKLUNG**

Soll die Nutzungsaufgabe modelliert werden benötigt man Informationen darüber, wie viel Totholz in ungenutzten Wäldern anfällt (Mortalitätsrate), wie sich das Totholzaufkommen entwickelt (Nachlieferungsrate) und wie die Zersetzung von Totholz verläuft (Zersetzungsrate).

Grundsätzlich ist die Einzelbaummortalität nicht nur auf die Selbstdurchforstung (dichteabhängig) zurückzuführen, sondern oft sind auch andere Mechanismen wie Wind, Eisschäden, Insekten, Pathogene und das Umfallen anderer Bäume verantwortlich. Im Naturwald steigt die Baummortalität mit der Produktivität des Waldes –die Gründe dafür sind allerdings noch unklar (Harmon 2009). Zu Mortalitätsrate und Nachlieferungsrate finden sich in der Literatur die verschiedensten Angaben:

Profft et al. (2007) verwenden beispielsweise eine Mortalitätsrate von 5% bezogen auf den Zuwachs. Bei Wirth et al. (2004) wurde hingegen die durchschnittliche Totholz-Anlieferung für einen Naturwald auf 80 % des jährlichen Volumenzuwachses geschätzt. Dieser Wert basiert auf dem Ergebnis, dass die Nutzungsaufgabe im Vergleich zu bewirtschafteten Wäldern zu einer Vervierfachung der jährlichen Anlieferung führt. Laut Schulze et al. (2009) macht die Mortalität 37% der gesamten Produktion aus.

Untersuchungen für ungenutzte Buchenwälder ergeben im Mittel eine Nachlieferungsrate von 1,5 m<sup>3</sup> je Hektar und Jahr (Schwankungen von 0,3 m<sup>3</sup> bis mehr als 3m<sup>3</sup> je Hektar sind möglich). Mit zunehmendem nutzungsfreien Zeitraum (und daher mit ansteigendem Baumalter) nimmt die Nachlieferung durch Mortalität zu. Je zusätzlichem Jahr Nutzungsverzichts steigt die Nachlieferung an Totholz um mehr als 10 % an (Meyer et al. 2009). Andere Studien kommen auf folgende Werte. Nach den Angaben von Müller-Using und Bartsch (2003) und Langner (2008) ergeben sich für einen Buchenbestand im Jahr 1994 eine jährliche Nachlieferungsrate von ca. 4,1 m<sup>3</sup> je Hektar und im Jahr 2007 von ca. 12,2 m<sup>3</sup> je Hektar. In Übereinstimmung mit den

Ergebnissen von Meyer et al. (2009) wird auch in diesem unbewirtschafteten Buchenwald eine erhebliche Steigerung der Totholz-Nachlieferungsrate festgestellt.

Die Quantifizierung der Totholzmenge in Abhängigkeit vom Bestandesalter ist kompliziert, da bei Nutzungsaufgabe (z.B. in Hanglagen oder anderweitig schlechten Standorten) die Bestände zunächst altern, ohne dass unmittelbar Totholz in den Mengen anfällt, wie dies bei regulärer Ernte der Fall wäre. Die Totholzanlieferung erfolgt verzögert. Aus diesen Gründen sind keine zeitgenauen Angaben zu der zu erwartenden C-Senke durch Totholzvorratsaufbau möglich (Wirth et al. 2004).

Es gibt nur einige wenige Studien, die aufführen, wie der Totholzpool bei Nichtnutzung berechnet werden kann. Profft et al. (2007) verwenden für ihre Berechnungen des Totholzpool die Anfangsdaten aus der BWI und wenden darauf Zersetzungsfaktoren aus Wirth et al. (2004) an. Meyer et al. (2009) haben eine Simulationsroutine programmiert, mit der die zu erwartende Totholzmenge in Abhängigkeit von der Dauer der Naturwaldentwicklung berechnet werden kann. Im Rahmen dieses DBU-Projektes, wurden 18 Buchen-Naturwälder, die seit 2-32 Jahren aus der Nutzung genommen wurden, per Stichprobe untersucht, um eine Idee der Totholzmenge in ungenutzten Wäldern zu bekommen. Die festgestellten Totholzvolumina schwanken zwischen 10 und 169 m<sup>3</sup>/ha. Im Mittel wurden 36 m<sup>3</sup>/ha gemessen. Der Anteil des Totholzes am Gesamtvorrat liegt zwischen 1 und 29 %, im Mittel bei 7 %. Stehendes Totholz (außer Stubben) macht 33 % der gesamten Totholzmenge aus. Abbildung 47 von Meyer und Menke (Jahr der Veröffentlichung unbekannt) zeigt, wie die Totholzmenge in einem ungenutzten Buchenwald im Laufe der Zeit zunimmt.

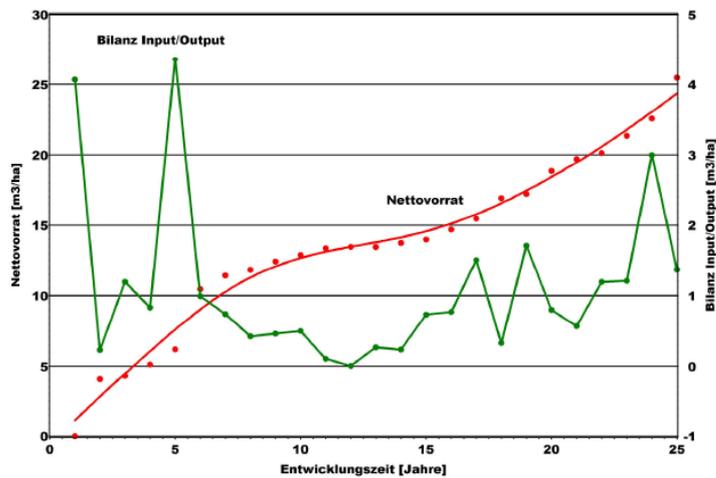


Abbildung 47: Totholzaufbau im ungenutzten Buchenwald, aus Meyer und Menke (Jahr der Veröffentlichung unbekannt)

Ranius et al. (2004) analysieren das Totholzaufkommen in fichtendominierten, borealen Primärwäldern in Bezug auf die Baum mortalität und die Zersetzungsrate. Grundannahme ist hierbei, dass sich Baum mortalität und Zersetzung im Gleichgewicht befinden.

Die Berechnung erfolgt nach folgender Formel:

$$V_{\text{CWD}} = V_{\text{living}} k m t \quad (11)$$

CWD: Totholz,

$V_{\text{living}}$ : konstantes Volumen lebender Bäume pro Hektar,

k: Volumenanteil des Totholzes vom lebenden Baum,

m: Anteil absterbende Bäume (Baummortalität pro Jahr),

t: Verweildauer des Totholzes

Da für k keine Studien existieren, wurde aufgrund simpler Annahmen folgendes festgelegt:

Im erstem Viertel der Verweildauer beträgt k 100% des Volumens vom ursprünglichen Lebendvolumen des Baumes, im zweiten Viertel 80 %, im dritten und letzten Viertel im Schnitt 60%. Für m wurde 0,38% pro Jahr angenommen. Für t wurde je nach Region eine Verweildauer von 60-120 Jahren angesetzt. Die Simulation über 750 Jahre beginnt bei einem Totholzvolumen von 0 m<sup>3</sup>. Nach Erreichen der maximalen Verweildauer des Totholzes stellt sich ein Gleichgewicht ein: die Anzahl der zersetzten Bäume ist gleich der Anzahl der absterbenden Bäume. In von Störungen betroffenen un bewirtschafteten Wäldern variiert das Totholzaufkommen über die Zeit sehr stark. Im Mittel fallen 78 m<sup>3</sup> Fichtentotholz pro Hektar und Jahr an.

Die IPCC empfiehlt zur Berechnung der Vorratsveränderung des Totholz pools, die Menge an Totholz mit einer konstanten Abbaurrate zu multiplizieren (IPCC 2003). Es ist zwar bekannt, dass es verschiedene Zersetzungsstadien mit unterschiedlichen Zersetzungsraten gibt und dass es sich nicht um einen konstanten Abbauprozess handelt (Zell et al. 2009, Herrmann und Bauhus 2007), aber die Berechnungen werden meist (aus praktischen Gründen) anhand einer konstanten Zersetzungsrate durchgeführt. Grundsätzlich ist die Zersetzungsrate abhängig von der Baumart, der Dimension des Totholzes, dem Großklima, dem Mikroklima (z.B. mit oder ohne Bodenkontakt, Temperatur) und den Zersetzungsorganismen (Harmon 2009, Meyer et al. 2009). Somit ist nur allzu verständlich, dass in der Literatur viele verschiedene Zersetzungs konstanten zu finden sind (siehe Tabelle 36)

**Tabelle 36: Zersetzungskonstanten (k) und Verweilzeiten (\* = selbst berechnet) für Totholz (k.A. =keine Angaben), aus Meyer et al. (2009)**

Baumart	Bezugsraum	Typ	Dimension	Zielgröße	k	Verweilzeit	Quelle
Rotbuche	Blean, Kent, England	liegend	k. A.	Masse	0,178	17*	Boddy & Swift (1984)
Rotbuche	Blean, Kent, England	liegend	k. A.	Masse (Äste)	0,160	18,8	Boddy & Swift (1984)
			k. A.	Masse (Zweige)	0,315	9,5	
Ahorn (Acer sp.)	Indiana, USA	liegend	> 5 cm	Dichte	0,0452	66*	MacMillan (1988)
Amerikan. Buche					0,0189	159*	
Eiche (Quercus sp.)					0,0175	171*	
Rotbuche	Westkarpaten	v. a. liegend	k. A.	Abbaudauer	0,1198	25*	Korpel (1995)
Rotbuche	Hainich	k. A.	k. A.	Volumen	0,095	32*	Beneke (2002)
Rotbuche	Weiherskopf, Hessen	liegend	k. A.	Dichte	0,045	66	Schäfer (2002)
Rotbuche	Suserup, Dänemark	liegend	> 20 cm	Z°	0,059	50	Christensen & Vesterdal (2003)

Baumart	Bezugsraum	Typ	Dimension	Zielgröße	k	Verweilzeit	Quelle
Rotbuche	Göttingen, Niedersachsen	liegend	4-11 cm	Masse (Äste)	0,166	18	Hövemeyer & Schauer mann (2003)
Rotbuche	Krokar, Slowenien	liegend	> 10 cm	Z°	0,059	51	Kraigher et al. (2003)
Rotbuche	Oserdo, Ungarn	liegend	> 5 cm	Z°	0,066-0,075	40-45	Ódor & Standovár (2003)
Rotbuche	Pijpebrandje, Niederlande	k. A.	k. A.	Z°	0,075-0,1	30-40	van Hees (2003)
Rotbuche	Solling Hochlagen	liegend (Äste)	1-10 cm	Masse	0,171	18	Müller-Using (2005)
		liegend (Stamm)	> 10 cm	Masse	0,089	34	
		liegend	> 10 cm	Volumen	Lineares Modell	34	
Rotbuche	Hainich, Thüringen	liegend	> 30 cm	Volumen	Lineares Modell	38 – 148*	Kahl (2008)
Rotbuche	Hainich, Thüringen	liegend	> 30 cm	Masse	Lineares Modell	30 – 67	Kahl (2008)
Rotbuche	Hainich, Thüringen	liegend	> 30 cm	Masse	0,025 – 0,075	40 -120	Kahl (2008)
Rotbuche	Deutschland	Mittelwert aus verschiedenen Quellen		Dichte	0,067	45*	Rock et al. (2008)
Eiche					0,0372	81*	
Waldkiefer					0,0575	52*	
Gemeine Fichte					0,0525	57*	
Gemeine Fichte	Norwegen	liegend	> 7 cm	Dichte	0,0435	69*	Naesset (1999)
Gemeine Fichte	Nordwest-russland	liegend & stehend	> 10 cm	Dichte	0,027	111	Harmon et al. (2000); Krankina et al. (1999)
			> 10 cm	Masse	0,033	91	
Gemeine Fichte	Wetterstein-gebirge, Thüringen	liegend & stehend	> 7 cm	Trocken-raum-dichte	0,0193 - 0,0207	145 -155	Kahl (2003)
Gemeine Fichte	Russland	liegend	> 10 cm	Dichte	0,026-0,049	61-115*	Yatskov et al. (2003)
		stehend			0,035-0,044	68-86*	
Hängebirke		liegend			0,042-0,078	39-71*	
		stehend			0,027-0,077	39-111*	
Waldkiefer		liegend			0,027-0,044	68-111*	
		stehend			0,004-0,037	81-750*	

Diese Angaben beziehen sich in der Mehrzahl auf den dichte- und/oder gewichtsbezogenen Abbau liegenden Totholzes. Studien zur volumenbezogenen Zersetzung liegenden Totholzes sind selten (Müller-Using 2005, Kahl 2008), Untersuchungen zum Volumenabbau und den Standzeiten von stehendem Totholz fehlen bisher gänzlich (Meyer et al. 2009).

Zell et al. (2009) haben ein Model entwickelt, welches eine konstante Zersetzungsrates unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Temperatur im Juli, des Niederschlags, des Totholzdurchmessers, der Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelholz und des Dichteverlustes berechnet.

Aktuell wird zu dieser Thematik ein Projekt mit dem Titel „Zersetzungsdynamik und Kohlenstoffspeicherung liegenden Totholzes der Baumarten Buche, Fichte und Kiefer“, in dem unter anderem Respirationmessungen von Totholz im Labor und im Gelände untersucht werden, durchgeführt. Eine Veröffentlichung ist vorgesehen und wird noch für dieses Jahr erwartet (Mündliche Mitteilung: Steffen Herrmann, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft). Die Studie könnte neue interessante Erkenntnisse zu der bisher wenig untersuchten Fragestellung der Totholzzersetzung liefern.

Bei der Berechnung der Kohlenstoffbindung durch Totholz sollte auch beachtet werden, dass Totholz nicht nur durch Mikroorganismen abgebaut wird, sondern auch durch physikalische Vorgänge fragmentiert werden kann (Harmon 2009). Durch die Fragmentierung geht der Kohlenstoff in den Boden und die Humusaufgabe über und es kommt somit zu keinem Entweichen aus dem Ökosystem. Der Fragmentierungsanteil macht generell 30% des Gesamtkohlenstoffverlustes aus (Herrmann und Bausch 2007, Yatskov 2001).

Es ist also nicht ganz einfach, die Entwicklung des Totholzaufkommens bei Nutzungsaufgabe vorherzusagen bzw. zu modellieren. Laut Meyer et al. (2009) erfolgt in den ersten Jahrzehnten der Naturwaldentwicklung i. d. R. ein signifikanter Totholzaufbau, da die Zersetzung von Totholz gegenüber dem Input verzögert ist. Das erreichte Niveau wird dauerhaft gehalten, wenn die Nachlieferung konstant bleibt. Wie der signifikante Effekt der Dauer des nutzungsfreien Zeitraumes zeigt, dürfte der Input aber ansteigen, weil der Bestand altert und damit störungsanfälliger wird. Auch Wirth et al. (2009) meinen, die relative Einbringung von Totholz nehme mit dem Alter zu.

#### **1.10.3.3 ZUWACHS, BIOMASSEENTWICKLUNG UND PRODUKTIVITÄT**

Für die Kohlenstoffbilanz spielt neben der Verjüngung und der Totholzentwicklung auch das Zuwachsverhalten und die Produktivität eine wichtige Rolle.

In gleichaltrigen Monokulturen bzw. Plantagen nimmt die Nettoprimärproduktion mit zunehmendem Bestandesalter ab. Dies ist laut Binkley et al. (2002) ein allgemeingültiges Modell für das Wachstum von Wäldern. Es ist jedoch noch nicht abschließend geklärt, ob dies auch auf ungenutzte sehr alte Wälder zutrifft.

#### **Biomasseproduktion von Individuen**

Bevor man die Produktivität eines gesamten Bestandes betrachtet, lohnt es sich vorab das Biomassewachstum eines Einzelbaumes zu betrachten. Die Wissenschaftswelt ist sich einig: Bäume wachsen nicht ewig (Wirth 2009) und die Zuwachsraten von Einzelbäumen nehmen normalerweise nach Erreichen eines gewissen Höhepunktes wieder ab. Allerdings kann es sehr lange dauern, bis dieser Höhepunkt erreicht ist. Schulze et al. (2009) sprechen von einem Baumbiomassewachstum bis zu einem Alter von 800 Jahren mit einem durchschnittlichen Zuwachs von 0,8kg pro Baum pro Jahr. In ihrer

Untersuchung wiesen fast alle großen Bäume im unbewirtschafteten alten Wald hohe Wachstumsraten auf. Grundsätzlich gibt es viele Beispiele von Jahrringsequenzen, die über mehrere Jahrhunderte konstante oder sogar zunehmende Breiten aufzeigen (Schulze et al. 2009). In Wirth et al. (2009) wird in mehreren Kapiteln (z.B. 3 und 4) diskutiert, welche Faktoren bzw. Prozesse das Baumwachstum limitieren. Aber auch nach jahrzehntelanger Forschung weiß man immer noch nicht, warum Zuwachsraten von Individuen eventuell abnehmen (Wirth 2009).

### **Nettoprimärproduktion von Beständen in Abhängigkeit von der Atmungsrate**

Die Nettoprimärproduktion eines Waldes ist definiert als die Bruttoprimärproduktion (Produktion von Biomasse durch Primärproduzenten) abzüglich der Zellatmung (autotrophe Respiration). Allgemein wird von einer mit dem Alter fortschreitenden Abnahme der Nettoprimärproduktion (NPP) ausgegangen (Yoder et al. 1994, Gower et al. 1996, Ryan und Yoder 1997). Die Studie von Pregitzer und Euskirchen (2004) zum Beispiel, zeigt einen klaren Rückgang der NPP mit zunehmendem Alter. Häufig wird als Grund für die abnehmende Produktivität eine über das Alter ansteigende Atmungsrate, die eine weitere Kohlenstoffanreicherung verhindert, genannt. Es gibt allerdings Studien, die dieser Beobachtung widersprechen (Kutsch et al. 2009).

Die alters- oder größenabhängige Abnahme der Stammatmung pro Volumeneinheit Splintholz muss bei Zuwachsberechnungen mit berücksichtigt werden, ansonsten kann die Atmung in älteren Beständen mit einem Faktor von zwei bis fünf überschätzt werden (Carey et al. 2001).

Eine altersbedingte erhöhte Atmung scheint somit nicht der einzige Grund für einen eventuellen Rückgang der NPP zu sein. Es gibt mehrere Studien (Hubbard et al. 1994, Ryan und Yoder 1997), die eine sinkende Photosyntheseleistung als Grund für eine mit dem Alter abnehmende NPP nennen (Knobl et al. 2009). Die Gründe für den Photosyntheserückgang sind allerdings noch unklar. Wahrscheinlich handelt es sich um ein Zusammenspiel mehrerer Faktoren, bei denen auch hydraulische Gründe eine Rolle spielen (Kutsch et al. 2009).

### **Nettoökosystemaustausch aus in OGF**

Als Nettoökosystemaustausch (NEE) wird die Bilanz zwischen Assimilation und Atmung für das gesamte Ökosystem bezeichnet. Assimilation und Atmung sind in Naturwäldern hoch, deshalb können bei kurzfristiger Betrachtung (Tages- bis Jahresvariabilität) schon kleine Veränderungen zu Bilanzänderungen führen (Knobl et al. 2009). In einigen alten Naturwäldern erreicht der NEE einen neutralen Status (Law et al. 2003, Carrara et al. 2004, Kolari et al. 2004), wohingegen Lloyd et al. (2002) über 60 Jahre hinaus keinen eindeutigen Rückgang der Nettoökosystemrate feststellen können (Hyvönen et al. 2007). Schulze et al. (2009) betonen, dass die Ökosystemkohlenstoffbilanz nur nach Störungen bzw. Katastrophen Null erreichen kann oder negativ ausfällt.

### **Störungen**

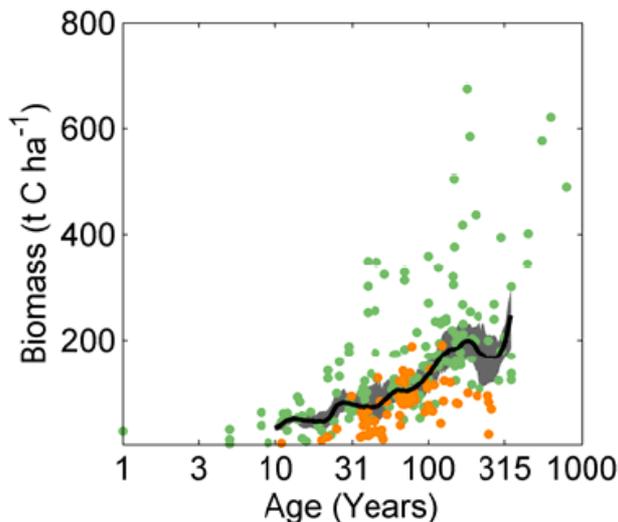
Grundsätzlich sind Wind bzw. Stürme und Pilzattacken die häufigsten Störungen in temperierten Zonen (Schulze et al. 2009). Laut Harmon (2009) gibt es jedoch nur wenige Studien, die atmosphärische Kohlenstoffflüsse direkt nach einer Störung gemessen haben. Grundsätzlich sollten Störungen allerdings in die Berechnungen mit einbezogen werden, da Störungen typischerweise zu einer schnellen

Freisetzung großer C-Mengen, welche über lange Zeiträume gespeichert wurden, führen (Körner 2003). Störungen können somit als C-Quelle kurzzeitig einen großen Einfluss auf die C-Bilanz haben (Hyvönen et al. 2007) und sollten bei der Berechnung der C-Bilanz mit eingebunden werden. Eine negative Bilanz nach einem Störereignis, bei dem viel Totholz anfällt, zeigen Pypker und Fredden (2002) und Rannik et al. (2002) auf: die hohen Abbauraten des toten organischen Materials führen zu einem Nettoverlust von C für das Waldökosystem oder zumindest zu keiner Netto-C-Aufnahme in den folgenden fünf bis sechs Jahren, auch wenn sich die Naturverjüngung bereits erfolgreich etablieren konnte. Die Phase mit einer negativen C-Bilanz kann sich auf 14-20 Jahre ausweiten, wenn das Wachstum der Verjüngung allgemein gering ist (Cohen et al. 1996, Schulze et al. 1999). Es ist also nicht ganz eindeutig, inwieweit nachwachsende, jüngere Bäume den CO<sub>2</sub>-Verlust durch die Zersetzung von Totholz auf lange Sicht gesehen kompensieren können. Luysaert et al. (2008), Enssle (2010) und Hyvönen et al. (2007) gehen davon aus, dass der Netto-C Speicher nach größeren Störungen zu Null tendiert, da die Zersetzung im Vergleich zum Zuwachs bzw. einer sich einstellenden Verjüngung viel länger dauert.

#### **1.10.3.4 ENTWICKLUNG DER BIOMASSEPRODUKTIVITÄT UND C- SPEICHERKAPAZITÄT**

##### **Entwicklung der Biomasseproduktivität**

Wenn die Produktivität mit dem Alter abnehmen würde, müsste auch ein Rückgang der Biomasse zu beobachten sein. Pregitzer und Euskirchen (2004) beobachten für bewirtschaftete und unbewirtschaftete Wälder einen gleichmäßigen Anstieg der (lebenden) Biomasse mit zunehmendem Alter. Allerdings werden nur Bestände betrachtet, die maximal 200 Jahre alt sind. Auf Basis von Daten für den Nordwesten der USA (boreale und temperierte Wälder) stellen Luysaert et al. (2008) einen steten Anstieg der Biomasse sogar über mehrere Jahrhunderte fest (Abbildung 48). Die maximal akkumulierbare Menge an C liegt dabei bei 500-700 t C pro ha -dies entspricht 1400-1800 m<sup>3</sup> Holz / ha. Schulze et al. (2009) geben mit 800 t Kohlenstoff pro Hektar noch einen etwas höheren Wert an.



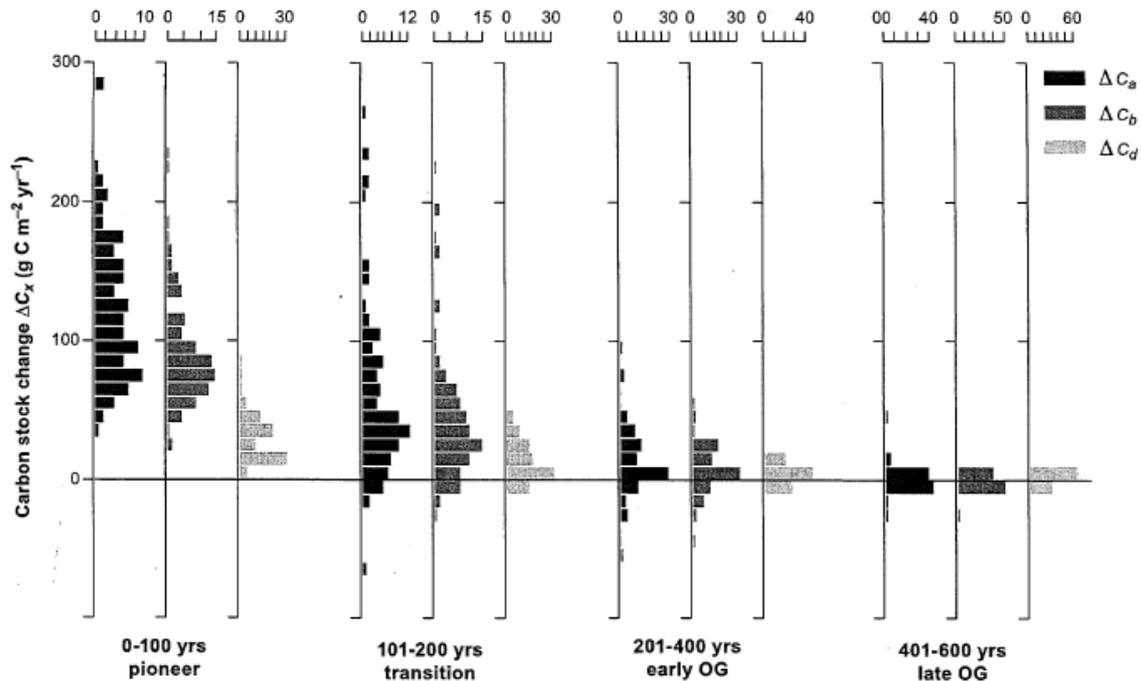
**Abbildung 48: Entwicklung der Biomasse (t C pro Hektar) in Abhängigkeit vom Bestandesalter für boreale (orange) und temperierte (grün) Waldbestände, aus Luyssaert et al. (2008 )**

Wirth und Lichtstein (2009) befassen sich ausführlich mit der Biomasseentwicklung in Naturwäldern. Laut diesen Autoren gibt es verschiedene Hypothesen bezüglich der Biomassedynamik in Old-Growth-Forests. Unter anderem die Equilibrium-Hypothese von Odum (1969), die nicht mehr eindeutig belegt ist (Abschnitt 1.10.2), oder die shifting-traits-Hypothese“ von Shugart und West (1981). Allgemein gibt es jedoch nur ungenügend empirische Beweise für den C-Fluss in Naturwäldern, anhand derer die verschiedenen Hypothesen überprüft werden könnten.

Wirth und Lichtstein (2009) beleuchten auf Basis einer guten Datengrundlage die sogenannte „shifting-traits-Hypothese“ von Shugart und West (1981) am Beispiel nordamerikanischer Wälder. Diese Hypothese besagt, dass die Größe des Biomasse- und Totholzpools anhand der Veränderungen der Baumartenzusammensetzung reflektiert wird. Mit Hilfe von Modellberechnungen untersuchen Wirth und Lichtstein (2009) den Kohlenstoffvorrat für 0-600 Jahre alte Bestände. Dieser nimmt zwar mit dem Alter stetig ab, aber der mittlere Vorrat von Biomasse und Totholz bleibt während der ersten 400 Jahre der Sukzession immer positiv (13-126g C/m<sup>2</sup>/Jahr). Die meisten der 201-400 Jahre alten Bestände sind somit C-akkumulierend. Bei den 401 – 600 jährigen Beständen befinden sich die Werte um 0 (Abbildung 49). Die Modellberechnungen für die 401-600 jährigen Bestände führen zwar zu einem Gleichgewichtsverhalten, allerdings werden in der Studie auch Inventurdaten analysiert und diese zeigen einen weiteren Anstieg der Kohlenstoffakkumulation an.

Bei einigen der 201-400-jährigen Bestände steigt der Kohlenstoffvorrat an, bei anderen sinkt er im Verlaufe der Sukzession. Dies ist auf die Baumartenzusammensetzung zurückzuführen: Findet ein Wechsel von Nadel- zu Laubholz statt, führt dies zu einem C-Verlust, bei einer Verlagerung von Laub- zu Nadelbäumen führt es zu einem C-Gewinn. Somit wurde die shifting- traits- Hypothese bestätigt: kennt man die Veränderung der Baumartenzusammensetzung, kann man die Art der Veränderung (Zu- oder Abnahme) der Biomasse zuverlässig vorhersagen.

Schulze et al. (2009) geben für 100 bis 300 Jahre alte Bestände 30 g C/ m<sup>2</sup>/Jahr als mittlere Biomasseakkumulationsrate an und deren Ergebnis liegt somit im Rahmen der Ergebnisse von Wirth und Lichstein (2009).



**Abbildung 49: Histogramm über Kohlenstoffvorratsveränderung (g (C) pro m<sup>2</sup> pro Jahr) für 106 nordamerikanische Wälder für vier verschiedene Sukzessionsstadien. C<sub>a</sub>: gesamte oberirdische Kohlenstoff (Biomasse und Totholz), C<sub>b</sub>: oberirdische Kohlenstoff (Biomasse), C<sub>d</sub>: oberirdische Kohlenstoff (Totholz), aus Wirth und Lichstein (2009)**

Auch wenn Daten und Theorien bis heute nicht ausreichend sind, um Kohlenstoffdynamiken in Naturwäldern hinlänglich beschreiben zu können, und für Wälder, die älter als 200 Jahre alt sind, sehr wenige Daten zur Kohlenstoffdynamik existieren, zeigen sowohl die modellbasierten Ergebnisse als auch Daten aus Zeitreihen und Inventurdaten, dass ein altersabhängiger Biomasserückgang über die gesamte Zeit eher die Ausnahme als die Regel darstellt (Wirth und Lichstein 2009). Die Wachstumsrate der gesamten Biomasse sinkt zwar von 0,2 t C pro tC/Jahr für einjährige Bestände auf 0,001 tC pro tC/ Jahr für 850-jährige Bestände, aber sie ist selbst für sehr alte Wälder noch positiv (Schulze et al. 2009).

Langzeitmessungen von Baumwachstum in Versuchsflächen und CO<sub>2</sub>-Strommessungen in Altbeständen zeigen ebenfalls einen Anstieg des Zuwachses und der NPP in europäischen Beständen (Spiecker et al. 1996). Auch Schulze et al. (2009) können keine altersbezogene Abnahme der Produktivität feststellen: die NPP sinkt nicht signifikant mit dem Alter. Kutsch et al. (2009) beobachten hingegen eine gleich bleibende oder einen Rückgang der Bruttoprimärproduktion und der Nettoprimärproduktion in alten Wäldern. Die NPP wird nicht durch das Bestandesalter, sondern vielmehr durch die Bestandesstruktur bestimmt (Schulze et al. 2009). Außerdem sind Änderungen der Produktivität eher vom Blattflächenindex abhängig (Luyssaert 2007) bzw. auf Kronendachveränderungen als auf das Alter zurückzuführen (Wirth 2009).

Die altersbezogene Abnahme der Produktivität ist somit keinesfalls so allgemeingültig wie bisher angenommen (Wirth 2009) und es können verschiedene Prozesse identifiziert werden, die gegen eine altersabhängige Abnahme der NPP sprechen: bestandesalterabhängiges Wachstum der Wurzeltiefe (Kutsch et al. 2009, Knohl et al. 2009), gesteigerte Kronenrauhigkeit, die zu effizienterer Lichtnutzung und höheren Transpirations- und Photosyntheseraten führt (Knohl et al. 2009), sowie Sukzession von lichtliebenden zu schattentoleranten Arten, resultierend in gesteigerten Blattflächenindex und somit einem höherem Nettokohlenstoffgewinn pro Blatteinheit (Kutsch et al. 2009). Zudem zeigen Wirth und Lichstein (2009), Lichstein et al. (2009) und Schulze et al. (2009), dass eine Abnahme der Biomasse mit dem Alter eher die Ausnahme ist.

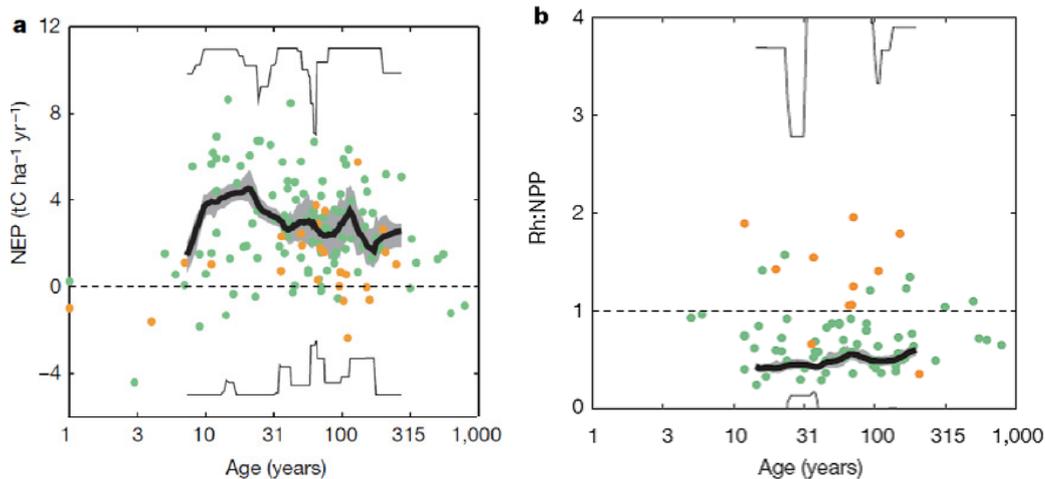
Produktivitätsunterschiede lassen sich vielmehr in Zusammenhang mit der Sukzession bzw. der Struktur eines Bestandes setzen als mit dem Alter und sind nicht zwingend baum- oder bestandesabhängig (Wirth 2009). Hypothesen, die versuchen eine altersbedingte Abnahme der Produktivität mit der Abnahme der Nährstoffverfügbarkeit und der Wasserleitfähigkeit zu erklären, berücksichtigen nicht, dass Sukzession und Artenvielfalt Effekte auf den Erhalt der Langzeitproduktivität und Biomasseakkumulation in Naturwäldern haben können (Carey et al. 2001).

### **Entwicklung der Kohlenstoffspeicherkapazität**

Wälder werden zu Senken, wenn die Nettoassimilation durch Biomasse, die Kohlenstofffreisetzung durch Atmung von Pflanzen, Zersetzung von Totholz und Freisetzung von Bodenkohlenstoff, übersteigt (Knohl et al. 2009). Waldökosysteme können sich hingegen der C-Neutralität annähern, wenn die Bestandesdichte unter einen bestimmten Wert fällt und die Kronendachschließung nicht gewährleistet ist (Schulze et al. 2009), wenn die Photosynthese aufgrund struktureller Änderungen in der Baummorphologie zurück geht (Kutsch 2009) und wenn Veratmung im Vergleich zu photosynthetisch aktiver Biomasse ansteigt.

Sowie es Studien gibt, die aufzeigen, dass alte Wälder keine Senkenkapazität aufweisen, sondern sich eher C-neutral verhalten, gibt es auch einige Untersuchungen und Autoren die das Gegenteil aufzeigen.

Eine Metaanalyse über 519 Einzelstudien, durchgeführt von Luysaert et al. (2008), belegt, dass OGF auch weiterhin C akkumulieren können und eine Akkumulation sogar über Jahrhunderte möglich ist. Bei der deutlichen Mehrzahl der untersuchten Wälder (Alter: 15-800 Jahre) zeigt sich das Verhältnis von heterotropher Atmung zu Nettoprimärproduktion altersunabhängig, mit einem konstanten Wert von 0,6-0,7. Da der Wert unter eins liegt, bedeutet dies, dass das Waldökosystem als Senke agiert (Abbildung 50 b). Die Nettoökosystemproduktivität ist in den meisten Fällen positiv und es gibt nur einige wenige Fälle, in denen die NEP negativ ist und die Wälder somit eine C-Quelle darstelle (Abbildung 50).



**Abbildung 50: Kohlenstoffveränderungen in Abhängigkeit vom Bestandesalter für boreale (orange) und temperierte (grün) Waldbestände, a: Nettoökosystemproduktion in tC pro ha pro Jahr, b: Verhältnis Atmungsrate zu Nettoprimärproduktion, aus Luysaert et al. (2008)**

Auch Knohl et al. (2009) nennen alte Bestände, die noch in hohem Alter Kohlenstoff anreichern:

- 300 Jahre alte Nothofagusbestände in Neuseeland (Hollinger et al. 1994)
- 450 Jahre und 500 alte Douglasien/Hemlock Bestände in Washington (Falk et al. 2002), (Paw 2004)
- 250 Jahre alte Ponderosa Kiefer Bestände in Oregon (Law et al. 2001)
- 250 Jahre alter Buchenmischwald im Hainich (Knohl et al. 2003)

In den untersuchten Studien von Knohl et al. (2009) und Luysaert et al. (2008) wurde häufig die Eddy-Covarianz Technik zur Messung des Nettoaustausches von Kohlenstoff angewandt. Ein sogenannter Top-down-Ansatz (Wirth 2009). Wirth (2009) findet, die Ergebnisse dieser zwei Studien betreffend, nicht nur überraschend, dass acht von neun Beständen älter 200 Jahre eine Kohlenstoffsinke darstellen, sondern auch die Höhe der C-Bindung für temperierte Wälder, die bei 257 (+/- 246) g Kohlenstoff pro m<sup>2</sup> pro Jahr liegt. Alte Wälder können noch eine sehr hohe Senkenkapazität haben (Schulze et al. 2001, Carey et al. 2001), auch wenn die Akkumulationsrate im Laufe der Jahre wohl abnimmt (Pingoud et al. 2010).

Studien, welche die Nettoökosystemkohlenstoffbilanz basierend auf wiederholten Inventuren oder Zeitreihen von Biomasse, Totholz und Bodenkohlenstoff ableiten (Bottom-up-Ansatz), zeigen auch eine Kohlenstoffspeicherkapazität von OGF auf, allerdings auf einem niedrigeren Level (Lichstein et al. 2009, Schulze et al. 2009, Wirth und Lichstein 2009). Die Ergebnisse dieser zwei unterschiedlichen Ansätze sind in zusammengefasster Form in Abbildung 51 dargestellt. Modellberechnungen und Analyse von Daten aus Zeitreihen von Wirth und Lichstein (2009) deuten darauf hin, dass der Ökosystemkohlenstoffspeicher von sich selbst überlassenen Wäldern, wenn überhaupt, erst nach sehr langer Zeit (nach 400 Jahren und mehr) ein Gleichgewicht erreicht.

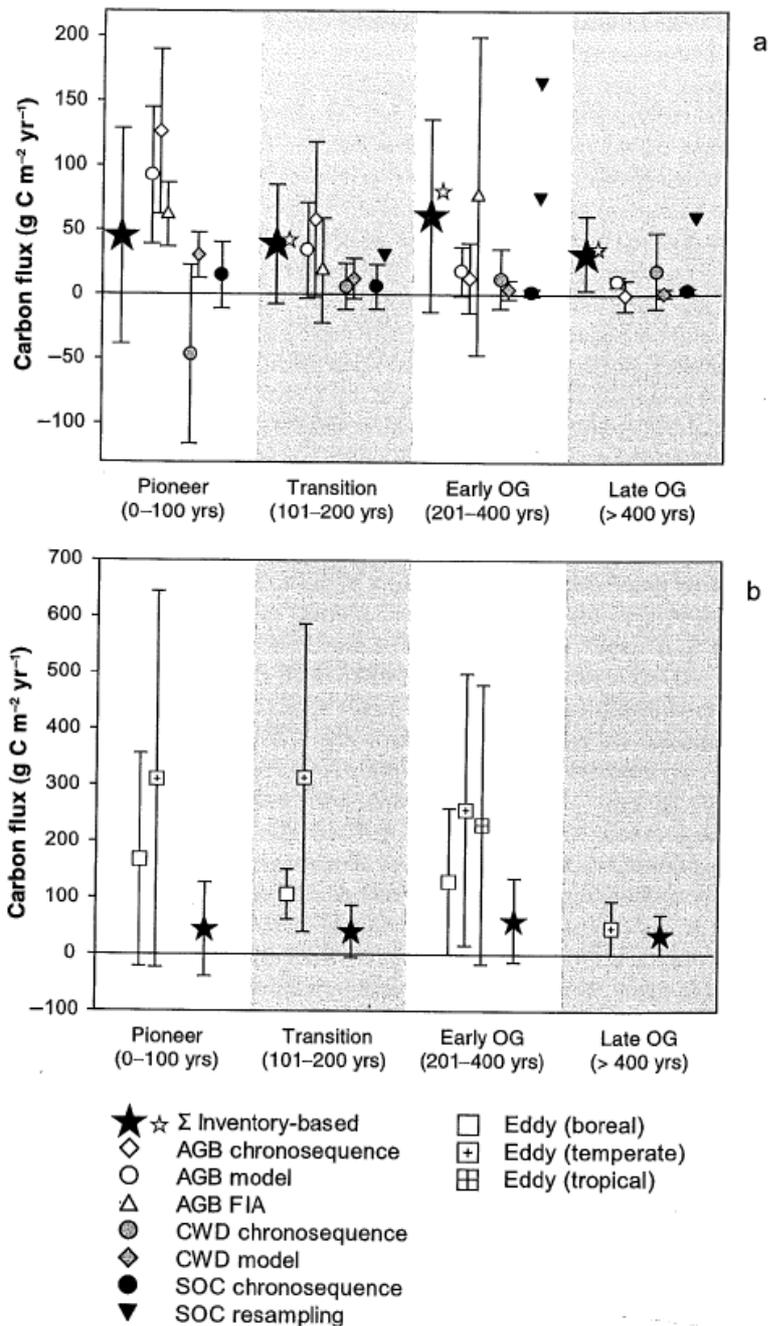


Abbildung 51: Synthese von Kohlenstofffluss-Schätzungen auf Grundlage verschiedener Ansätze aus Wirth et al. (2009):

**a-** Inventur und Modellbasierte Schätzungen: *AGB chrono*, *CWD chrono* und *SOC chrono* bilden Veränderungen im C-Vorrat der oberirdischen Biomasse, des Totholzes und des Bodens ab und wurden nach den Zeitreihenstudien von Wirth und Lichstein (2009) und Gleixner et al. (2009) berechnet; *AGB FIA* C-Veränderungen in der oberirdischen Biomasse auf Grundlage der Forstinventuren der USA (Lichstein et al. 2009); *AGB model* und *CWD model* Schätzungen basieren auf „trait-based carbon succession model“ von Wirth und Lichstein (2009). *Sternchen* ist die Summe der Vorratsveränderungen in Biomasse (Mittel der Zeitreihen und Forstinventuren), Totholz und Boden.

**b-** Vergleich inventur-basierter (bottom-up) Schätzungen des Nettoökosystem-Kohlenstoffaustausches (*Sternchen*) und die Schätzungen basierend auf Eddy-Kovarianz-Studien für verschiedene Biome (Knohl et al. 2009)

Naturwälder haben hier, über längere Zeiträume betrachtet, immer eine Senkenkapazität, wenn auch mit einer geringen Kohlenstoffaufnahme (Abbildung 51). Über einen Zeitraum von einem Jahr

können Naturwälder allerdings aufgrund kleiner klimatischer Veränderungen von einer Senke zur Quelle werden und umgekehrt (Knohl et al. 2009).

Die Senkenkapazität älterer Wälder ist manchmal sogar vergleichbar mit der von jüngeren Beständen in der gleichen Region (Anthoni et al. 2004). Im Südosten der USA stellen 100 Jahre alte Eichenwälder eine genauso starke C-Senke dar wie schnell wachsende junge Weihrauchkiefer-Plantagen (Stoy et al. 2006). OGF scheinen demnach grundsätzlich die gleiche Senkenkapazität zu haben wie frühere jüngere Entwicklungsstadien eines Waldes (Wirth 2009).

Bis zu einem Alter von 600 Jahren wirken OGF als C-Senke (Wirth 2009). Die Senkenfunktion wird hauptsächlich durch Biomasse- und Totholzdynamiken bestimmt bzw. kontrolliert (Wirth und Lichstein 2009, Harmon 2009, Lichstein et al. 2009). Immer noch unklar ist der aktuelle und potentielle Anteil des Bodens bei der Kohlenstoffspeicherung (siehe dazu Abschnitt 1.10.3.5).

Die Größe der Senke variiert zwischen 40 und 300g C/m<sup>2</sup>/Jahr, wobei die Eddy-Flux-Methode grundsätzlich höhere Schätzungen ergibt als inventurbasierte Methoden. Demzufolge scheinen OGF grundsätzlich nicht kohlenstoffneutral zu sein (Wirth 2009). Generell bestimmt die Struktur und nicht das Alter die Senkenkapazität eines Waldökosystems (Luysaert et al. 2008, Kutsch et al. 2009, Schulze et al. 2009, Knohl et al. 2009)

Somit gibt es neben zahlreichen Studien, die die „Old Growth Equilibrium Hypothese (siehe Abschnitt 1.10.2) unterstützen, auch Studien, die dieser Hypothese widersprechen. Die Kohlenstoffflüsse in ungenutzten Wäldern sind nicht einfach zu greifen und die derzeit vorhandenen Daten und Theorien sind nicht ausreichend, um die Kohlenstoffdynamiken in Naturwäldern zufriedenstellend zu beschreiben (Wirth und Lichstein 2009). Viele Studien analysieren in diesem Zusammenhang ausschließlich die oberirdische Biomasse. Eine vollständige Betrachtung sollte die Netto-Ökosystemproduktion (NEP: ober- und unterirdische Biomasse, mineralisierter Kohlenstoff, heterotrophe Atmung, mikrobielle Zersetzungsprozesse) und die Netto-Biomproduktion (NEP plus Störungen wie Feuer, Windwürfe) mit einbeziehen (Enssle, 2010).

#### **1.10.3.5 C-SPEICHERKAPAZITÄT VON WALDBÖDEN**

Ein weiterer wichtiger Aspekt in der Kohlenstoffbilanzierung für aus der Nutzung genommene Wälder sind die Böden. Die Fähigkeit der C-Speicherung von Böden wird dabei kontrovers diskutiert (Köhl et al. 2009), wobei die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald daraufhin deutet, dass der Waldboden eine Kohlenstoffsенке sein kann, die in künftigen Bilanzen berücksichtigt werden muss (Heuer 2011). Allerdings sind viele Fragen, die mit der Kohlenstoffspeicherkapazität der Böden zusammen hängen und damit ob sie limitiert ist oder nicht noch ungeklärt (Wirth 2009). Böden in alten Wäldern und Naturwäldern können aber eine Schlüsselrolle für die Kohlenstoffbindung spielen (Gleixner et al. 2009).

Inventurbasierte Berechnungen schätzen den Anteil der Nettobioproduktion (NBP: Nettoökosystemproduktivität abzüglich der C-Verluste aus nicht respirativen Prozessen), der im Boden gespeichert wird für europäische Wälder auf 29+-15%. Dies entspricht nach Berechnungen von Luysaert et al.

(2009) 22g C pro m<sup>2</sup> pro Jahr. Laut Wirth (2009) ist der aktuelle und potentielle Anteil des Bodens an der Kohlenstoffspeicherung allerdings immer noch unklar.

Schlesinger und Lichter (2001) stellen nach Messungen von Bodenkohlenstoffgehalten das Fehlen einer Akkumulation im Mineralboden fest und halten dementsprechend eine langfristige Netto-Kohlenstoffspeicherung im Boden für unwahrscheinlich (Köhl et al. 2009). Armstrong (2008) beobachtet sogar eine Kohlenstofffreisetzung. Zeitreihenuntersuchungen von Gleixner et al. (2009) in über 150 Jahre alten Beständen ergeben eine niedrige Kohlenstoffakkumulationsrate (manchmal sogar eine negative Bilanz) in der Größenordnung von ein paar Gramm Kohlenstoff pro m<sup>2</sup> pro Jahr. In dieser Hinsicht wird die Aussage von Schlesinger (1990), die Langzeitkohlenstoffbindung im Boden schreite sehr langsam voran, bestätigt. Studien, die wiederholt Bodeninventuren auswerten, erreichen allerdings bis zu 50 Mal höhere Werte (84 +-57g C/m<sup>2</sup>/Jahr). Die Herkunft dieses Unterschiedes ist unklar (Gleixner et al. 2009).

Es gibt verschiedene Mechanismen, die eine C-Bindung im Boden von Naturwäldern beeinflussen, z.B. die Verschlechterung der Streuqualität oder ein Anstieg der Streuproduktionsraten. Am wichtigsten für die Kohlenstoffbindung im Boden sind aber biologische Prozesse, wie z.B. der Transport von organischem Material in den Mineralboden und dessen Umwandlung in Bodenkohlenstoff. Diese Prozesse sind stark von Standortfaktoren wie Sauerstoff- und Wassergehalt, Nährstoffverfügbarkeit, Boden-PH usw. abhängig und nicht vom Bestandesalter. Daher sind ungenutzte Altbestände grundsätzlich in der Lage, Bodenkohlenstoff zu speichern, auch in tieferen Bodenschichten. Diese tiefen Bodenschichten wurden in Untersuchungen bisher allerdings weitestgehend ignoriert, obwohl sie eine wichtige Rolle in der C-Bindung einnehmen können (Gleixner et al. 2009).

Neuere theoretische Ansätze deuten daraufhin, dass sich Bodenkohlenstoff auf lange Sicht nicht zwangsläufig in einem Fließgleichgewicht befindet, so wie es in vielen klassischen Bodenkohlenstoffmodellen angelegt ist. Es gibt einige Studien, die aufzeigen, dass ein Gleichgewicht von Kohlenbodenstoff nie erreicht wird. Insofern gibt es aus theoretischer Sicht keinen Grund die Langzeitspeicherung von Kohlenstoff im Boden von Naturwäldern auszuschließen (Reichstein et al. 2009). Eventuell wird Kohlenstoff sogar unendlich angereichert, allerdings gibt es derzeit keine Daten, die diese Ansätze eindeutig belegen (Wirth 2009).

Neben der Ungewissheit der langfristigen Kohlenstoffspeicherung bei Nichtnutzung des Waldes ist auch der Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die dauerhafte oder zumindest lang andauernde C-Bindung im Mineralboden bislang kaum quantifiziert (Mund 2010). Fleming und Freedman (1998) und Weber (2001) stellen im Zuge der Umwandlung von Urwald zu Wirtschaftswald keine signifikanten Veränderungen im Mineralboden fest.

Allerdings deutet nach Mattson und Smith (1993), Johnson und Henderson (1995), Olsson et al. (1996), Dai et al. (2001) und Laiho et al. (2003) einiges daraufhin, dass der erhöhte Abbau (nach einem Kahlschlag) der organischen Auflage einhergeht mit einem erhöhten Transport von organischem Material in den Mineralboden (durch Bodenorganismen oder über gelöste organischen C) oder mit der mechanischen Einarbeitung des organischen Materials in den Mineralboden durch forstliche Erntemaschinen. Beide Prozesse führen zu einem Anstieg des Gehalts organischem Boden-C in den oberen

Schichten des Mineralbodens. Taverna et al. (2007) stellen in ihrer Studie fest, dass ein erhöhter Totholzanteil einerseits zu einer Erhöhung des C-Lagers in und auf dem Boden führt, andererseits zu CO<sub>2</sub>-Emissionen infolge der Ausgasung von C aus vermoderndem Holz. Die C-Bilanz betreffend, kommt es trotz C-Einlagerung in den Boden netto zu einer erhöhten CO<sub>2</sub>-Emission, da die C-Ausgasung größer als die C-Einlagerung ist (Taverna et al. 2007).

#### 1.10.3.6 ZWECKHAFTIGKEIT EINES NUTZUNGSVERZICHTES IM SINNE DES KLIMASCHUTZES

Auch wenn sich die Wissenschaftler nicht einig sind, scheint das häufig angewandte Argument gegen einen Nutzungsverzicht, ein Wald könne ab Erreichen eines Gleichgewichts die Senkenfunktion nicht mehr aufrecht erhalten, zumindest teilweise, widerlegt zu sein. Es gibt allerdings noch andere Faktoren, die gegen einen Nutzungsverzicht sprechen könnten, da es sich bei den betroffenen Beständen (in Baden-Württemberg) keinesfalls um Naturwälder handeln würde, sondern höchstwahrscheinlich um von Nadelholz dominierte Wirtschaftswälder. Die Instabilität der Wälder könnte aufgrund des Vorratsaufbaus zunehmen (Wirth et al. 2004, Taverna et al. 2007, Fischlin et al. 2006, Thomasius 1988) und Ursache für Sturmwürfe und andere Waldschäden sein. Insbesondere bei der Fichte könnte es zu einem Anstieg schwächeabhängiger Phytophagen (z.B. Borkenkäfer) kommen, die erst zur Destabilisierung und dann zum Zusammenbruch führen (Thomasius 1988). Dies hätte, aufgrund des hohen Totholzaufkommens, eine erhebliche Kohlenstofffreisetzung zur Folge (Profft et al. 2007, Köhl et al. 2009). Allerdings unterscheidet sich die Verweildauer von Kohlenstoff in Totholz nicht groß von der Verweildauer im Produktsektor. Nach Schulze et al. (2001) verweilt Kohlenstoff in Totholz sogar länger als in Produkten. In diesem Punkt würde also theoretisch ein aus der Nutzung genommener Bestand im Vergleich mit einem bewirtschafteten Wald bezüglich der Kohlenstoffbilanz nicht unbedingt schlechter abschneiden. Wann und in welcher Form Störungen statt finden, ist immer vom Ausgangsbestand abhängig und derzeit grundsätzlich noch sehr schwer vorhersagbar.

Wichtig bei der Beurteilung, wie sinnvoll eine Nutzungsaufgabe für die CO<sub>2</sub>-Bilanz ist, ist die Berücksichtigung der Veränderungen im Produktsektor. Ein Vorratsaufbau ist nur dann klimawirksam, wenn dadurch nicht zusätzliche Holzimporte oder ein Ersatz von Holzprodukten durch Nichtholzprodukte (siehe dazu auch Abschnitt 1.9, Substitution) getätigt werden. Daher argumentieren Wirth et al. (2004) für einen vorübergehenden Vorratsaufbau in unrentablen Wäldern (marginale Standorte oder Hanglagen), bei denen es sich dann zusätzlich noch um ökologisch wertvolle Ökosysteme handelt und die zur Biotopvernetzung und Steigerung der Biodiversität beitragen. Auch Rock und Bolte (2011) meinen, dass ein Nutzungsverzicht in jungen Beständen mit geringem Substitutionspotenzial der Holzsortimente eine sinnvolle Investition sei. In älteren Beständen hingegen nicht mehr, da die erzielbare Emissionsminderung durch Nutzung die Aufnahme in der lebenden Biomasse deutlich übersteigt. Außerdem müsste eigentlich die CO<sub>2</sub> Bilanz der „Ersatzprodukte“, also der Produkte, die anstatt der Holzprodukte verwendet würden, in einer Bilanzierung für eine Nutzungsaufgabe berücksichtigt werden (Taverna et al. 2007). Dies würde zu höheren Emissionen führen, da die Herstellung dieser Ersatzprodukte tendenziell eine schlechtere Kohlenstoffbilanz aufweist als Holzprodukte (siehe dazu auch Abschnitt 1.9 Substitution).

Würde die Nutzung dauerhaft aufgegeben, der Holzverbrauch in Deutschland aber unverändert bleiben, erhöhe sich laut Seiler (2005) grundsätzlich der Nutzungsdruck auf boreale Urwälder und tropische Regenwälder. Dies hätte negative Folgen für die globale Kohlenstoffbilanz.

Die Autoren, die sich für einen Nutzungsverzicht aussprechen, zum Beispiel aus Gründen des Naturschutzes, sprechen sich allerdings nicht immer für eine Stilllegung der Bewirtschaftung auf 100 % der Fläche für alle Zeiten aus, sondern meinen meist, dass es sinnvoll sein könnte, Teile der Fläche für einen gewissen Zeitraum aus der Nutzung zu nehmen (Enssle 2010).

Auch wenn einige Studien zeigen, dass genutzte Wälder unter Berücksichtigung der Substitutionseffekte aus Klimaschutzsicht günstiger sind als ungenutzte, kommt es immer darauf an, welcher Zeitraum betrachtet wird und welche Zielsetzung dahinter steckt. Greenpeace zum Beispiel ist der Ansicht, dass nur eine drastische Minderung von Treibhausgasen innerhalb der nächsten 10 Jahre den Planeten vor den schlimmsten Folgen der globalen Erwärmung bewahren kann. Der NABU ist der Meinung, dass die nächsten vier Jahrzehnte eine entscheidende Phase für den Klimaschutz darstellen. Somit könnten die Nichtnutzung, und der daraus resultierende Vorratsaufbau, einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz darstellen (Enssle 2010).

### **Methodische Grundlagen und Referenzwerte**

Ziel der vorliegenden Studie war es zunächst, durch ein „narratives Review“ den aktuellen Stand des Wissen in Bezug auf methodische Grundlagen und Komponenten (z.B. Lebensdauer von Holzprodukten, Datenverfügbarkeit) eines HWP-Modells zu bestimmen und Referenzwerte für die Überprüfung der eigenen Berechnungen zu liefern.

Des Weiteren sollten durch eine weiterführende Recherche Ansätze und Grundlagen für die Berechnung von Material- und Energiesubstitution ermittelt und die Höhe der Einsparungsmöglichkeiten durch Substitutionseffekte eingeschätzt werden. Ferner wurde in einer weiteren Untersuchung versucht die Frage zu beantworten, inwieweit sich die Kohlenstoffbilanz eines Waldes bei Nichtnutzung entwickelt.

Auf dieser Grundlage wurde das HWP-Modell konzipiert, eine wesentliche Komponente des übergeordneten Kohlenstoffbilanzierungsmodells, in welchem die Kohlenstoffflüsse und Speicher im natürlichen Ökosystem Wald mit den C-Speichern und -Flüssen im Wirtschaftskreislauf der Holzverwendung („Technosphäre“) verknüpft werden.

Die einzelnen Untersuchungen verfolgen, was die Untersuchungsansätze und Zielsetzungen betrifft, sehr unterschiedliche Ansätze. So werden je nach Studie Berechnungsmodelle entwickelt, konkrete Zahlenwerte für die C-Speicherleistung von Wäldern und Produktspeichern (in Zukunft, Vergangenheit oder Ist-Zustand) ermittelt oder der Einfluss von verschiedensten Faktoren (Bewirtschaftung, Verwendung von Holzprodukten, Berechnungsansätze, Klimaszenarien) auf die C-Bilanz des Produktssektors untersucht. Modellierungszeiträume und Betrachtungsebene (regional, national, supraregional) variieren dabei jedoch stark. Ein weiterer, grundlegender Unterschied zwischen den verschiedenen Modellen ist deren Komplexität, also die Aufteilung in „Intermediate products“ wie Roh-, Halb-, Dreiviertel- oder Endwaren, möglicher Recycling-Schleifen (z.B. Altpapier oder -holz) und deren Vernetzungsgrad. Ebenfalls sind die Emissionspools Deponie, Müllhalde, Zerfall oder Verbrennung unterschiedlich stark vertreten.

Infolgedessen ist ein Vergleich der Ergebnisse innerhalb einer Studie sehr gut möglich und liefert Erkenntnisse zu C-Bilanzen unter der Annahme bestimmter Strategien. Der Vergleich untereinander ist aufgrund der großen Diversität der Studien jedoch kaum durchführbar. Viele Autoren greifen bei Ihren Modellen jedoch auf die von Karjaleinen et al. (1994), Eggers (2002), Briceno-Elizondo und Lexer (2004) zurück und entwickeln diese für Ihre Zwecke weiter. Auch für deutsche Bundesländer (Thüringen, Niedersachsen, Brandenburg) wurden erste Holzproduktmodelle entwickelt (Profft et al. 2007, Würdehoff et al. 2011, Fürstenau 2008).

Ein weiter wichtiger Aspekt in einem Holzproduktmodell ist die Lebensdauer von Produkten. In der Literatur ist der Begriff „Lebensdauer“ jedoch nicht einheitlich definiert. Generell konnten drei Konzepte (average lifetime, half-life, total life span) identifiziert werden. Häufig wird noch der Begriff

„Mean residence time“ (MRT) -die mittlere Verweildauer von Holzprodukten- verwendet. Meist handelt es sich dabei um den Zeitpunkt  $t_{50}$ , in einigen Studien wird als MRT aber auch der Zeitpunkt  $t_{63}$  verwendet. Zusätzlich zeigen die verfügbaren Daten zur Lebensdauer von Holzprodukten eine sehr große Spannweite auf, so dass in dieser Studie keine eindeutigen Lebenszeiten für Holzprodukte bestimmt werden konnten. Als Gründe für diese Unsicherheiten wurden geringe praktische Erfahrungen der Autoren, noch unbekannte Lebensdauern von einigen langlebigen sowie neuen Holzprodukten, Divergenzen zwischen wirklicher und technischer Lebenszeit eines Produktes, Abhängigkeiten der Lebensdauer von sozioökonomischen Faktoren, Konsumentenverhalten und neue Trends in Möbel- und Baustilen herausgearbeitet. Somit ist die Lebenszeit bzw. Halbwertszeit von HWP zeitlich nicht starr sondern flexibel und es ist schwierig, theoriebasierte und generell anwendbare Werte für Produktlebensdauern in Modellen zu ermitteln.

Um den Zerfall von Holzprodukten mathematisch zu berechnen wird in der Literatur auf lineare, exponentielle und logistische Abbaumodelle zurückgegriffen. Innerhalb des logistischen Abbaus können verschiedene Funktionen zur Anwendung kommen, darunter auch die Gamma- und Weibull-Verteilung. Die Kurvenform der logistischen Funktion beschreibt das Verhalten des Abbaus von HWP jedoch besser als der oft verwendete Ansatz des exponentiellen Abbaus, da in diesem Modell (je nach Parametrisierung) der stärkste Substanzverlust nicht direkt nach der Produktion auftritt, sondern später und zwar am Wendepunkt der Verteilung.

Die Menge an gespeichertem C in Holzprodukten wird in der Literatur meist mit Inventur-, Schätz- oder Flussdatenmethoden berechnet. Die Daten zur Holzverwendung und den Holzflüssen liegen länderspezifisch als Verbrauchs- und Produktionszahlen in den internationalen Datenbanken FAOSTAT und UNECE vor. Als spezifische Datenquellen für Deutschland konnten weiterhin Holzmarktberichte des BMELV, Holzrohstoffbilanzen von Mantau, Veröffentlichungen des Verbands deutscher Papierfabriken e.V. und Statistiken des Statistischen Bundesamtes (Produktions-, Außenhandel- und Bautätigkeitstatistik) identifiziert werden. Für regionale Studien hingegen erhält man derzeit nur durch eigens durchgeführte Erhebungen belastbares Datenmaterial, die zur Zeit - zu unserem Wissen- nur für Thüringen vorliegen.

Über den Verkauf und die Produktion der Sortimente gibt es hingegen auch belastbares Datenmaterial für regionale Studien. Für Baden-Württemberg können über den „Fofis-Holzwürfel“ Zeitreihen ab dem Jahr 2003 im Bereich Holzeinschlag und Holzverkauf ausgewertet werden. Weiterhin ist es über das statistische Landesamt möglich, Produktionsstatistiken zur Holzverarbeitenden Industrie zu erhalten. Theoretisch ist dort für jedes Produkt die jährliche Produktionsmenge verfügbar. Die Gliederung des Güterverzeichnisses orientiert sich allerdings nicht ausschließlich am Material und somit ist es schwer möglich, Daten nach Holz- und Nichtholzprodukten zu gliedern.

Aufgrund der derzeitigen Datenlage sind somit die Stoffströme auf internationaler Ebene relativ gut abbildbar, auf regionaler Ebene jedoch nur schwer.

Die Größenordnungen des gespeicherten C im Holzproduktpool variieren aufgrund verschiedener Berechnungsmethodiken, Zeitintervallen, Bewirtschaftungs- Verwendungs- oder Klimaszenarien je

nach Studie erheblich. Des Weiteren werden in verschiedenen Studien unterschiedliche Einheiten verwendet, die nur bedingt ineinander umzurechnen sind.

Der Vergleich der in den Studien ermittelten Zahlenwerte untereinander ist somit nur schwer möglich. Ergebnisse einzelner Studien können jedoch Tendenzen aufzeigen und Erkenntnisse zu Auswirkungen bestimmter Strategien liefern.

Für Deutschland existieren mehrere Berechnungen des Holzproduktspeichers für das gesamte Land in verschiedenen Jahren sowie für einige Bundesländer (Thüringen, Niedersachsen, Brandenburg).

Burschel et al. (1993a) und Eggers (2002) z.B. berechnen einen Gesamtspeicher für Holzprodukte in Gebrauch in Deutschland von 128 Mio. t C, bzw. 131 Mio. t C. Die Größe des von Karjalainen et al. (2002) berechneten Produktspeichers (66 Mio. t C für das Jahr 1990 und 95 Mio. t C für das Jahr 2050) liegt deutlich darunter. Die Ergebnisse der Studien in t C/ha\*Jahr weisen hingegen eine sehr große Spannweite auf. Fürstenau (2008) erhält für das zum Zeitpunkt der Studie gültige Management einen Wert von 0,5 t C/ha\*Jahr. Wird die Holzentnahme um 5 Mio. m<sup>3</sup> erhöht steigt dieser Wert auf 0,56 t C/ha\*Jahr. Vergleicht man die Ergebnisse von Fürstenau (2008) und Eggers (2002), so stellt sich heraus, dass die Ergebnisse von Fürstenau je nach Szenario um bis zu 70-mal größer sind.

Somit kann abschließend festgehalten werden, dass die bisher entwickelten HWP-Modelle sehr heterogen in ihrem Aufbau und ihren Zielsetzungen sind. HWP-Modelle verfügen über sehr viele verschiedene „Stellschrauben“ (z.B. Lebenszeiten, mathematisches Modell, Modellierungszeitraum, etc.), die in den einzelnen Berechnungen unterschiedlich berücksichtigt werden. Unter diesen Voraussetzungen muss immer vorab geklärt werden, ob und wenn ja inwieweit die verschiedenen Studien untereinander vergleichbar sind. Dies spiegelt sich auch in der großen Spannweite der einzelnen Ergebnisse wieder. Nichtsdestotrotz zeigen die Studien Tendenzen für bestimmte oder gegen bestimmte Verfahrensweisen (Bewirtschaftung, Holzverwendung, etc.) auf.

Zusätzlich ist es bisher noch nicht möglich, einheitlich definierte Modell-Parametern (z.B. Lebensdauer der Produkte) zu erhalten. Die Verwendung eines bestimmten Parameters in einem Modell, erfolgt zwar nach den plausibelsten Daten, stellt jedoch auch immer eine gewisse subjektive Entscheidung des Autors dar.

## **Substitution**

Um die Effekte der Material- und Energiesubstitution zu bestimmen werden meistens LCA Analysen verwendet. Die analytische Strenge der Untersuchungen variiert dabei jedoch sehr. Aufgrund von verschiedenen Studiendesigns bzw. Umrechnungsfaktoren, fehlenden Informationen zu Primärenergiequellen, unterschiedlich berücksichtigten GHG- Komponenten, unsauberer Trennung zwischen CO<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub>äq und verschiedenen geographischen Bezugssystemen und erheblichen Variationen bei der Treibhausgasbilanz (auch von gleichen Produkten) kommt es zu sehr großen Spannweite der einzelnen Material- und Energiesubstitutionseffekten. Erschwerend werden je nach Studie bei den Substitutionsfaktoren unterschiedliche Einheiten verwendet, die nur bedingt ineinander umzurechnen sind.

Im Bereich der Materialsubstitution untersucht der überwiegende Teil der Studien Substitutionseffekte im Bausektor. Generell konnte dabei festgestellt werden, dass die Treibhausgasemissionen der Holzprodukte in der Regel tatsächlich geringer sind als die von funktionsäquivalenten Produkten aus anderen Baustoffen. Von klimatischen Vorteilen bei der Verwendung von Holz als Baumaterial wird dabei auf verschiedenen Ebenen wie z.B. einzelne Produkte wie Fenster oder Fußböden oder gesamten Gebäuden (Holz- versus Betonrahmenhäuser) berichtet. In Einzelfällen kommt es jedoch auch vor, dass ein Holzprodukt höhere Emissionen aufweist oder im Inland mehr fossile Energieträger verbraucht als sein Substitut, obwohl das Holzprodukt global gesehen deutlich weniger Treibhausgase freisetzt. Der Anteil an verwendetem Holz im Baugewerbe variiert innerhalb einzelner Länder, so dass das zukünftige Potenzial, andere Produkte zu ersetzen, von dem Ausmaß an bereits genutzten Holz abhängig ist. Des Weiteren hat die Behandlung von Holzprodukten am Ende ihrer Lebensdauer (Deponierung, Verbrennung mit oder ohne Energiegewinnung) einen wichtigen Einfluss auf die Treibhausgasbilanz eines Produktes.

Was die Auswirkungen der Verwendung von Holz- anstatt Nichtholzprodukten auf weitere Umweltfaktoren (Versauerung, Ozon, etc.) betrifft, ist die Datenlage an sich sehr heterogen und stark von der vorherigen Behandlung (Lackierung, Imprägnierung) der Holzprodukte abhängig.

Werden fossile Brennstoffe durch erneuerbarer Energien aus Wald-Biomasse ersetzt (Energiesubstitution), weisen eine Reihe von Studien darauf hin, dass sich die Netto CO<sub>2</sub> Emissionen reduzieren. Die sich daraus ergebenden Substitutionseffekte weisen jedoch auch hier eine große Spannweite auf. Denn das Substitutionsvermögen hängt von der Wahl des substituierenden Produkts (Rinde, Vollholz, Pellet, etc.), dem zu substituierenden Konkurrenzprodukt, dem Wassergehalt der Substituenten, der Effizienz der Nutzung, dem Ernteverfahren, der Transportstrecke und den Verarbeitungsprozessen ab. Einheitlich definierte Substitutionsfaktoren konnten somit auch hier nicht festgelegt werden.

Mögliche Substitutionseffekte durch Holznutzung sind somit sehr komplex, da es während der gesamten Lebenszeit eines Produktes (Produktion, Verwendung, Beseitigung) beeinflussende Faktoren gibt und die verschiedenen verarbeitenden Industrien, sozioökonomische und soziale Aspekte, Traditionen, Preise sowie strukturelle und technische Veränderungen die Treibhausgasbilanz beeinflussen können. Die berechneten Zahlenwerte sind somit immer fallspezifisch und können nur auf andere Szenarien übertragen werden wenn Zielvorgaben, Systemgrenzen und funktionelle Einheit übereinstimmen.

Substitutionsfaktoren geben somit nur einen mehr oder weniger engen Bereich von möglichen Treibhausgaseinsparungen in Abhängigkeit von den verglichenen Produkten und verwendeten analytischen Methoden an.

Einige Autoren führen Sensitivitätsanalysen als ein Teil ihrer Studie durch. Da bei diesen Analysen studienspezifischer Faktoren untersucht werden, konnten keine einheitlicher Faktoren als besonders ausschlaggebend für Substitutionseffekte identifiziert werden.

Bei der Frage ob Energie- oder Materialsubstitution einen größeren Effekt auf die C-Bilanz ausübt kommen die Autoren zu verschiedenen Ergebnissen. Im Vergleich zum reinen Holzproduktspeicher

lassen sich durch Material- und Energiesubstitution jedoch größere Effekte erzielen. Die höchste CO<sub>2</sub> Einsparung kommt allerdings bei einer Kaskadennutzung des Holzrohstoffes zustande.

Nur relativ wenige Studien berücksichtigen bei ihren Berechnungen die entstehenden Kosten, wenn Nichtholzprodukte durch Holzprodukte ersetzt werden. Je nach Studie ergeben sich unterschiedliche Größenordnungen für die entstehenden Kosten durch den Einsatz von Holz- anstatt Nichtholzprodukten. Ein direkter Vergleich der Werte ist auch hier schwierig, da die Studien verschiedene Systemgrenzen und funktionelle Einheiten verwenden. So können sich die Kosten auf die reinen Materialkosten, die entstehenden Kosten über den gesamten Lebenszyklus, Kosten der entstehenden Emissionen oder Kosten der eingesparten Emissionen, beziehen. Die meisten Studien kommen jedoch zu dem Schluss, dass Holzprodukte gleiche oder geringfügig niedrigere Kosten als Nichtholzprodukte verursachen. Einige Studien geben jedoch auch an, dass bei der Verwendung von Holzprodukten höhere Kosten entstehen können.

Zusammenfassend kann somit festgehalten werden, dass die Verwendung von Holz anstatt Nichtholzprodukten tendenziell zu einer Reduzierung der Kohlenstoffemissionen führt. Die Effizienz der C Einsparung durch Material- oder Energiesubstitution ist jedoch fallspezifisch und von vielen verschiedenen Faktoren wie verwendetes Referenzsystem oder Verwendung und Entsorgung des Produktes am Ende der Nutzungsdauer abhängig. In bisherigen Studien ermittelte Substitutionsfaktoren müssen dementsprechend auf Übertragbarkeit für eigene Studien geprüft, bzw. angepasst werden.

### **Entwicklung der Kohlenstoffbilanz eines Waldes bei Nichtnutzung**

Nur einige wenige der Studien die die Kohlenstoffspeicherung von Waldökosystemen betrachten modellieren neben verschiedenen Bewirtschaftungsformen auch die Möglichkeit des Nutzungsverzichts (reine Speicherung in Situ). Die einzelnen Studien weisen sehr unterschiedliche Rahmenbedingungen auf und können somit nur schwer untereinander verglichen werden.

Tendenziell konnte jedoch festgestellt werden, dass sich eine Nutzungsaufgabe positiv auf die Kohlenstoffbilanz auswirkt wenn man die Substitutionseffekte in der C-Bilanzierung für bewirtschaftete Wälder nicht mitberücksichtigt. Werden diese allerdings mit einbezogen scheint sich eine Bewirtschaftung des Waldes positiv auf die C-Bilanz auszuwirken. Es ist allerdings zu beachten, dass es sich aufgrund der geringen Anzahl der Studien um keine allgemeingültige Aussage handelt. Jeder Nutzungsverzicht im Wald ist dann für den Klimaschutz negativ, wenn die leistbare Substitution größer ist als die Speicherzunahme durch Vorratsaufbau im Wald.

Die Berechnungen mehrerer Studien basieren auf der bisher weit verbreiteten Annahme einer C-Neutralität von alten Wäldern. Diese Annahme ist eine mögliche Schlussfolgerung der „Old-Growth Equilibrium Hypothese“. Während der Recherche wurden Studien gefunden, die diese Theorie untermauern, jedoch auch andere, die diese widerlegen. Somit konnte die Validität dieser Theorie nicht eindeutig geklärt werden. Andererseits konnte die Hypothese auch nicht eindeutig widerlegt werden.

Eine wichtige Rolle bei der Beurteilung von Kohlenstoffdynamiken in ungenutzten Wäldern spielen Zuwachsverhalten und Produktivität. Generell ist sich dabei die Wissenschaftswelt einig: Bäume be-

sitzen ein begrenztes Wachstum und die Zuwachsraten von Einzelbäumen nehmen normalerweise nach Erreichen eines gewissen Höhepunktes wieder ab. Allerdings kann es sehr lange dauern bis dieser Höhepunkt erreicht ist und auch nach jahrzehntelanger Forschung weiß man immer noch nicht, warum und wann genau Zuwachsraten von Individuen abnehmen. Auch bei der Nettoprimärproduktion wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass diese mit fortschreitendem Alter abnimmt wobei auch hier Studien existieren die für aber auch gegen eine altersbezogene Abnahme der Produktivität sprechen. Häufig wird als Grund für die abnehmende Produktivität eine über das Alter ansteigende Atmungsrate genannt. Es gibt allerdings Studien die dieser Beobachtung widersprechen. Mehrere Studien nennen eine sinkende Photosyntheseleistung als Grund für eine mit dem Alter abnehmende NPP. Die Gründe für den Photosyntheserückgang sind allerdings noch unklar. Wahrscheinlich handelt es sich um ein Zusammenspiel mehrerer Faktoren, bei denen auch hydraulische Gründe eine Rolle spielen können.

Des Weiteren beeinflussen Verjüngungsdynamik, Mortalität, Totholzentwicklung und Störungen die C-Bilanz eines Waldes, ohne Nutzung -besonders bei einer kurzfristigen Betrachtung- und sollten in die Berechnungen miteinbezogen werden. Die jeweiligen Auswirkungen auf die Waldentwicklung und somit auch auf die C-Bilanz sind jedoch je nach Standort individuell und noch nicht eindeutig geklärt.

Inwieweit zum Beispiel ein altersbedingter, großflächiger Zusammenbruch des Bestandes bei Erreichen von hohen Vorräten statt findet, oder es nur durch absterben einzelner Bäume zu Lücken im Kronendach kommt ist nicht eindeutig geklärt. Zusätzlich ist der darauffolgende Lückenschluss und damit die Kohlenstoffanreicherung, von den jeweiligen abiotischen und biotischen Faktoren des Standortes abhängig und kann wenige Jahre bis hin zu mehreren Jahrzehnten andauern. Zu Mortalitätsrate und Nachlieferungsraten finden sich in der Literatur die verschiedensten Angaben, so dass hier keine eindeutigen Faktoren identifiziert werden konnten.

Die Quantifizierung der Totholzmenge in Abhängigkeit vom Bestandesalter ist ebenfalls kompliziert, da bei Nutzungsaufgabe die Bestände zunächst altern, ohne dass unmittelbar Totholz in den Mengen anfällt, wie dies bei einer regulärer Ernte der Fall wäre. Überhaupt existieren ganz verschiedene Werte die Quantität an Totholz in ungenutzten Wäldern betreffend. Die vorhandenen Studien befassen sich vorwiegend mit liegendem Totholz. Studien zur volumenbezogenen Zersetzung liegenden Totholzes sind selten und Untersuchungen zum Volumenabbau und den Standzeiten von stehendem Totholz fehlen bisher gänzlich. Zusätzlich gibt es verschiedene Zersetzungsstadien mit unterschiedlichen Zersetzungsraten und es ist bekannt, dass es sich nicht um einen konstanten Abbauprozess handelt, die Berechnungen werden aber der Einfachheit halber anhand einer konstanten Zersetzungsraten durchgeführt werden. Erschwerend ist die Zersetzungsraten von vielen Faktoren gleichzeitig (Baumart, Dimension, Groß- und Mikroklima, Temperatur, Zersetzungsorganismen) abhängig, so dass in der Literatur viele verschiedene Zersetzungskonstanten existieren.

Störungen (Stürme, Pathogene, Feuer) sollten ebenfalls mit in die Berechnungen einer Kohlenstoffbilanz einbezogen werden, da Störungen typischerweise zu einer schnellen Freisetzung großer C-Mengen, welche über lange Zeiträume gespeichert wurden, führen. Es gibt jedoch nur wenige Studien die atmosphärische Kohlenstoffflüsse direkt nach einer Störung gemessen haben. So fehlt dieser Aspekt z. B. auch in Studien, die versuchen die „Old-Growth Equilibrium Hypothese“ zu widerlegen.

Ebenfalls kontrovers diskutiert wird die Fähigkeit der C-Speicherung von Böden ungenutzter Wälder. Die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald daraufhin deutet, dass der Waldboden eine Kohlenstoffsene sein kann, die in künftigen Bilanzen berücksichtigt werden muss. Allerdings sind viele Fragen, die mit der Kohlenstoffspeicherkapazität der Böden zusammen hängen und damit ob sie limitiert ist oder nicht noch ungeklärt.

Abschließend muss somit festgestellt werden, dass –nach unserem Stand des Wissens- Kohlenstoffdynamiken in Naturwäldern von verschiedensten Faktoren beeinflusst werden und die bisher vorliegenden Daten und Theorien nicht ausreichend sind, um diese hinlänglich zu beschreiben. Auf Basis der derzeitigen Datenlage kann eine der Grundannahmen vieler Studien, die „Old Growth Equibrillum-Hypothese“, abschließend nicht widerlegt bzw. untermauert werden, da Studien existieren die zeigen, dass es sowohl zu einer positiven, negativen wie auch neutralen Kohlenstoff- bzw. Biomasseanreicherung in alten Wäldern kommen kann.

Zusätzlich beschränken sich viele der betrachteten Studien bei den Berechnungen der Kohlenstoffbilanz nur auf einige wenige Komponenten. So werden bei den Berechnungen oft keine Veränderungen im Produktsektor und damit einhergehende Substitutionseffekte berücksichtigt. Aber gerade diese scheinen bei der Beurteilung ob sich eine Nutzungsaufgabe positiv oder negativ auf die Kohlenstoffbilanz auswirkt entscheidend zu sein. Die Kohlenstoffdynamik scheint somit vorrangig nicht von einer bestimmten Bewirtschaftungsform abhängig zu sein, sondern vielmehr von der Stabilität, Vitalität und Artenzusammensetzung des Waldes sowie Störereignissen und dementsprechend schwer allgemein vorhersagbar.

Auch muss für zukünftige Berechnungen berücksichtigt werden, dass die Dynamik von aus der Nutzung genommenen Wirtschaftswäldern nicht zwingend vergleichbar mit derer ungenutzter, alter Bestände ist.

## 2 HWP-Modell für den Staatsforstbetrieb ForstBW

Der in Kapitel 1 dargestellte und auf einer umfassenden Literaturrecherche basierende Stand des Wissens liefert die Grundlagen, auf denen das im Folgenden vorgestellte Harvested-Wood-Product-Modell (HWP-Modell) konzipiert worden ist. Dieses Modell ist eine wesentliche Komponente eines übergeordneten Kohlenstoffbilanzierungsmodells, in welchem die Kohlenstoffflüsse und Speicher im natürlichen Ökosystem Wald mit den C-Speichern und -Flüssen im Wirtschaftskreislauf der Holzverwendung („Technosphäre“) verknüpft werden (vgl. Abbildung 1, Seite 20). Das HWP-Modell dient zur Quantifizierung der Speichereffekte von Holzprodukten, zur Berechnung der stofflichen und energetischen Substitutionseffekte einschließlich einer möglichen kaskadierten Holznutzung. Die Verknüpfung des HWP-Modells mit einem Waldentwicklungssimulationsmodell, welches die Biomasseproduktion durch den Holzzuwachs quantifiziert, stellt das Werkzeug dar, um Waldbehandlungsstrategien im Allgemeinen auf ihre CO<sub>2</sub>-ökologische Wirkung in der Technosphäre überprüfen und quantifizieren zu können. Dazu gehört die Simulation von verschiedenen Nutzungsoptionen, unter anderem auch (teilweise) Flächenstilllegungen sowie die Variation der Holzverwendung, beispielsweise die Erhöhung oder Erniedrigung der Energieholzbereitstellung.

### 2.1 THEORETISCHE VORAUSSETZUNGEN ZUR HWP-MODELLIERUNG

Unter den drei durch Brown et al. (1998) publizierten Ansätzen zur Bilanzierung der Quellen- und Senkenkapazität im Forst- und Holzsektor (Stock Change Approach, Production Approach, Atmospheric Flow Approach) scheint für den Zweck einer Bilanzierung für den Forstbetrieb ForstBW – also für einen Produzenten von Rohholz – der Production Approach am besten geeignet zu sein. Denn das Ziel dieser Bilanzierung ist es, einen Kennwert für den Forstbetrieb und ein Forstwirtschaftsjahr zur CO<sub>2</sub>-ökologischen Leistung zu ermitteln. Demzufolge werden alle produzierten Mengen (hier: Rohholz) dem produzierenden Forstbetrieb zugeschrieben. Ausgehend vom Production Approach bedeutet dies, dass exportierte Mengen (übertragen: extern verarbeitete Mengen) in die Bilanz übernommen werden aber importierte Mengen (übertragen: extern produziertes Holz) nicht berücksichtigt werden. Anders ausgedrückt werden beim Production Approach alle produzierten Mengen räumlich der produzierenden Einheit – normalerweise einer politisch-administrativen Einheit – angerechnet. Die Definition des zeitlichen Aspekts bleibt außen vor bzw. die Ernte von Rohholz wird (zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des Artikels von Brown et al. 1998) als direkte Emission im Produktionsjahr betrachtet (IPCC default approach 1996; in Brown et al. 1998). Aufgrund des Nachweises, dass weltweit der Produktpool-Speicher wächst (Winjum et al. 1998), wurden in den „2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“ (IPCC 2006) verschiedene Methoden zur zeitlichen Modellierung des Produktspeichers aufgezeigt, dabei wird prinzipiell ein exponentieller Zerfallsansatz gewählt. In der Literatur sind verschiedene Zerfallsansätze in Verwendung (Chen et al. 2008, Karjalainen et al. 1994, Profft et al. 2009, Tsunetsugu und Tonosaki 2010, Marland et al. 2010; vgl. auch

### Vergleich Zerfallsansätze (t50 = 50)

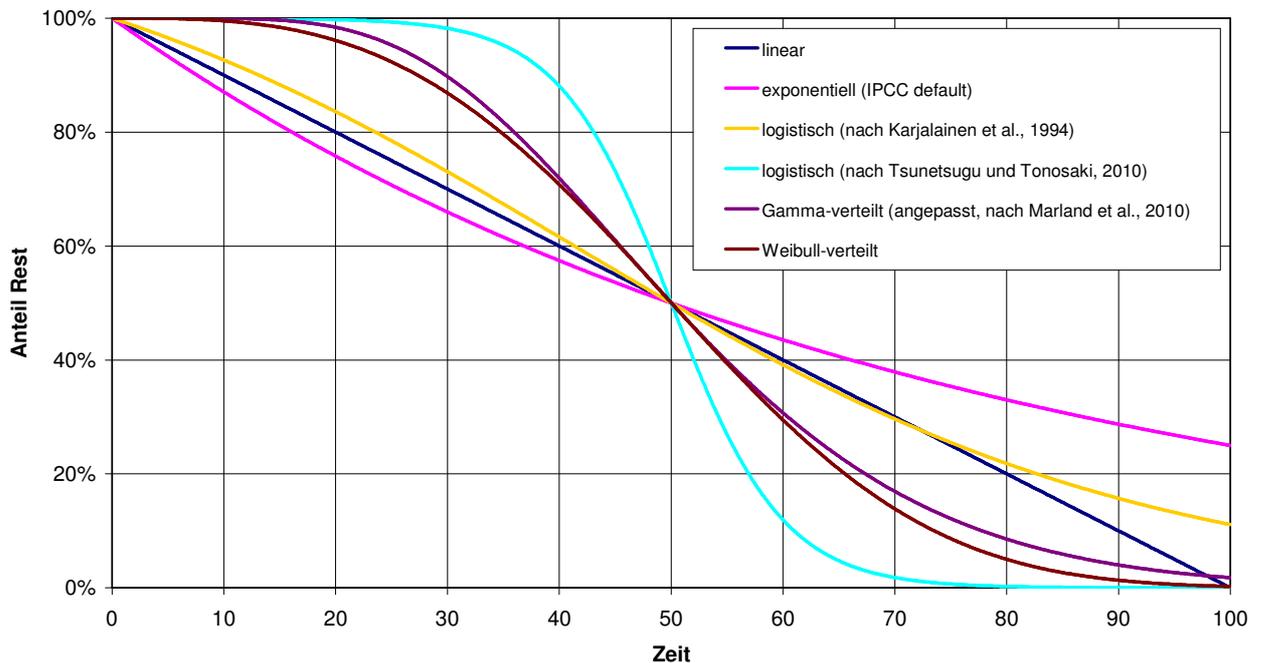


Abbildung 16).

Für einen produzierenden Forstbetrieb ist es von Interesse, welche Auswirkung seine Tätigkeiten (z.B. Bewirtschaftung, Aushaltung, Ernteverfahren) auf die (eigene) CO<sub>2</sub>-Bilanz hat. In einem zu ermittelnden Kennwert („Bilanzwert einer Kohlenstoff-Bilanzierung“ als Indikator der Sustainability Balanced Scorecard; ForstBW 2010) sollte sich die CO<sub>2</sub>-ökologische Leistung des gesamten Produktionsprozesses eines FWJ widerspiegeln. Der Einbezug von historischen Emissionen aus in der Vergangenheit produziertem Rohholz würde allerdings den Emissionen des Produktpools (je nach Abgrenzung: der durch den Forstbetrieb eingeschlagenen Menge des Produktpools) entsprechen und nicht den aus dem entsprechenden FWJ stammenden Produkten. Eine Aussage zur CO<sub>2</sub>-ökologischen Leistung des Forstbetriebes und des FWJ ist dann nicht mehr möglich. Die Aussage würde sich auf den gesamten betrachteten Zeitraum beziehen. Dieser Zeitraum kann bedingt durch die hergestellten Produkte und deren Lebenszyklen sowie einer wiederholten Verwendung (Kaskade) mehrere Dekaden bis Jahrhunderte betragen.

Aus diesem Grund wird hier der Production Approach für diesen Zweck *zeitlich* erweitert. Dies impliziert bestimmte Annahmen, die das Modell vereinfachen und prinzipiell zu schätzende Parameter konstant setzen.

In diesem Sinne wird das FWJ, in dem das Rohholz produziert wird, definiert als das Produktionsjahr, vergleichbar mit dem Produktionsland bzw. produzierenden Betrieb im Production Approach. Während alle räumlich exportierten Mengen dem Produktionsland/produzierenden Betrieb zugeordnet werden, werden die importierten Mengen außen vor gelassen (vgl. oben). Analog wird die *zeitliche* Komponente der Emissionen betrachtet. Während die in der Zukunft liegenden („exportierten“) Mengen aus diesem Produktionsjahr dem FWJ angerechnet werden, so werden die aus der Vergangenheit

hinzukommenden („importierten“) Mengen nicht berücksichtigt. Damit wird erreicht, dass in der Bilanz genau die Mengen berücksichtigt werden, die *räumlich* und *zeitlich* dieser einen Produktionseinheit zuzuordnen sind.

Dies ist gleichbedeutend mit der Annahme, dass sich der Zufluss in den „betriebseigenen“ Produktspeicher mit dem Abfluss aus diesem Speicher die Waage hält. Dies entspräche bei einer Bilanzierung mit Berücksichtigung historischer Emissionen einer Situation, in der der Produktspeicher maximal gefüllt ist und der Zufluss über die Zeit sowie die Menge in den verschiedenen Produktkategorien und deren Lebenszyklen konstant sind. Damit tritt kein zusätzlicher Speichereffekt durch die Nutzung auf, allerdings sinkt der Produktspeicher auch nicht ab. Dies steht zwar im auf den ersten Blick im Widerspruch zu den Erkenntnissen eines steigenden Produktspeicher von Winjum et al. 1998 allerdings beziehen sich deren Aussagen auf eine globale Ebene. Zudem wird durch verschiedene Autoren festgestellt, dass der Haupteffekt der Holznutzung im Wesentlichen in seiner Substitutionsleistung und nicht in der Speicherleistung liegt (Werner et al. 2010, Sathre und O`Conner 2010, Perez-Gracia et al. 2005, Taverna et al. 2007, siehe auch 1.9.4, Seite 112). Zudem muss berücksichtigt werden, dass die genannten Faktoren durchaus variabel sind, aber praktisch nicht präzise beschrieben werden können (insbesondere Gesamtproduktspeicher und Lebenszyklus). Durch den vorgestellten Ansatz vermeidet man die Schätzung und Berücksichtigung sehr unsicherer Größen.

Um trotzdem die „reale Nutzung“ über die Zeit berücksichtigen zu können, werden in der Umsetzung („Modellierung“) alle produzierten Rohholz-Mengen in Produkte umgesetzt und diese anhand entsprechender Zerfallsansätze in die Endnutzung und Wiederverwertung (sekundäre Rohstoffe) überführt. Diese sekundären Rohstoffe werden dann weiter verarbeitet und behandelt, bis am Ende die gesamte eingeschlagene Rohholzmenge in CO<sub>2</sub> umgesetzt ist. Aussagen über die Substitutionseffekte können dann über entsprechende Aggregation der Ergebnisse erreicht werden.

Beachtet werden muss dabei, dass durch die kaskadierte Verwendung von Holz die Summe der produzierten Produkte *über die Zeit* größer ist als die Summe des Einschlags. Durch eine Kaskade kann demnach der Verbleib der Produkte im Speicher zeitlich verlängert werden. Die maximale Größe des Speichers ist aber direkt nach dem Einschlag und der ersten Verarbeitung des Holzes zu Produkten gegeben, denn diese Menge wird verarbeitet und erste Verluste (Emissionen) treten auf. Altholzmengen dürfen dabei nicht dem Produktspeicher zugerechnet werden, da sie explizit schon als Hauptprodukt gezählt wurden und damit schon dem Produktspeicher angehören. Sie verlängern zwar den Speichereffekt, erhöhen ihn aber aufgrund der Verluste bei jedem Verarbeitungsschritt nicht. Deshalb dürfen zur Berechnung der Produkt- bzw. C-Menge, die in den Speicher fließt, nur die Rohstoffe Berücksichtigung finden, die nicht aus ausscheidenden Produkten (= Altholz) stammen.

Bei der Berechnung der Substitutionseffekte wiederum werden alle aus dem Holzeinschlag produzierten Mengen berücksichtigt, unabhängig davon ob sie aus der Erstnutzung oder einer Folgenutzung (Kaskade) entstammen. An dieser Stelle wird deutlich, dass eine kaskadierte Verwendung von Holz Vorteile durch die Substitution von funktionsäquivalenten Produkten mit sich bringen kann.

## 2.2 DATENHERKUNFT UND DATENQUALITÄT

Zur Berechnung der C-Bilanz eines Forstbetriebes mit Berücksichtigung des Produktsektors gehören zwei Teilaspekte, der Waldspeicher und der Produktsektor. Während der Waldspeicher stark vereinfacht betrachtet wurde, lag der Hauptaugenmerk auf der Entwicklung eines Harvested-Wood-Product Modells.

Der Gesamtvorrat im Wald für das Jahr 2002 (Stichtag BWI 2) sowie der Zuwachs an Holz in den Folgeperioden wurde mit dem von der FVA Baden-Württemberg erstellten Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodell (WEHAM) auf Basis der Bundeswaldinventur-Daten berechnet. Um den Produktspeicher, d.h. die Entnahme aus dem Wald, möglichst real abbilden zu können, werden die jährlichen Mengen der Rohholzproduktion direkt aus der Holzeinschlagsbuchführung entnommen. Bis auf Abweichungen aufgrund der Mess- und Voluminierungsregeln (Längenzugabe, Durchmesserabrundung, Mittenflächenformel, Schätzfehler DS-Holz, sowie Anteil als Brennholz genutztes DS-Holz) sowie der Vorgaben für die Sortenaushaltung (Anteil verwerteter und damit gemessener Sortimente; siehe auch Kändler 2006) ist dadurch gewährleistet, die tatsächliche jährliche Entnahme als Input in das HWP-Modell einfließen lassen zu können. Zusätzlich werden Daten Kundengruppen verwendet, die im Rahmen des Rohholzverkaufs losweise erfasst wurden. Diese Angaben dienen der Bestimmung eines Verwendungsschlüssels (siehe auch Kapitel 2.4.1). Zugriff auf diese Daten bietet das System FOKUS 2000.

## 2.3 WALDSPEICHER

Der Waldspeicher liefert über den Zuwachs eine nachhaltig entnehmbare Menge Holz, die nach dem Einschlag der Technosphäre zur Verfügung steht. Da es sich beim Zuwachs um eine Prognose handelt, wurde ein mittlerer Zuwachs über die WEHAM-Simulationsperioden 2002 bis 2017 berechnet. Der Wert 11,1 VFm/ha/a (vgl. Tabelle 37) wird für die FWJ 2003 bis 2010 im Mittel als plausibel erachtet (pers. Mitteilung B. Bösch<sup>8</sup>). Dieser Wert gilt für den Gesamtwald Baden-Württemberg und beinhaltet alle den Zuwachs betreffenden Parameter, wie z.B. die Baumartenzusammensetzung, die Altersverteilung und weitere Standortparameter. Kleinere räumliche Einheiten (z.B. Staatswald) können aufgrund der oben genannten Einflussfaktoren von diesem Durchschnittswert abweichen und unter Berücksichtigung dieser präzisiert werden. Auch interannuelle Schwankungen sind in diesem Mittelwert nicht sichtbar.

Der aktuelle Gesamtvorrat des Staatswalds Baden-Württemberg für 2002 kann mit großer Genauigkeit geschätzt werden. Ebenfalls kann aus den durch ForstBW erhobenen Daten zu Holzboden und dem mittlerem Zuwachs eines FWJ der Gesamtwachst berechnet werden und dem Gesamteinschlag eines FWJ gegenüber gestellt werden. Damit lässt sich stark vereinfacht ein Nettozuwachs (eine Kohlenstoff-Senke) bzw. ein Nettoabgang (eine Kohlenstoff-Quelle) ableiten, der dem produzierenden Forstbetrieb angerechnet werden kann. Die Umrechnung der in EFmoR angegebenen Einschlagsmenge in VFm wurde mit dem Reziprokwert des Faktors 0,72 EFmoR/VFm durchgeführt. Dieser Wert, der das Verhältnis von Ernte- zu Vorratsvolumen ausdrückt, weicht vom gebräuchlichen Wert 0,8 EFmoR/VFm ab und vermeidet eine Überschätzung des Anteils des Erntevolumens. Da bei der Rückrechnung von Ernte- auf Vorratsvolumen der Reziprokwert verwendet wird, werden mit diesem niedrigeren Faktor die Umwandlungsverluste höher angesetzt.

**Tabelle 37: Zuwachs, Einschlag und Gesamtvorrat Staatswald BW 2002 bis 2010. Der Zuwachs stellt einen geschätzten Mittelwert für die Perioden 2002 bis 2017 dar. Der tatsächliche jährliche Zuwachs kann davon deutlich abweichen.**

Staatswald BW	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	<sup>3</sup>
Holzboden <sup>1</sup>	313938	313938	313938	313593	313593	313593	312836	313440	312208	ha
Zuwachs nach WEHAM	11,1	11,1	11,1	11,1	11,1	11,1	11,1	11,1	11,1	VFm/ha/a
<b>Gesamtwachst</b>	<b>3484712</b>	<b>3484712</b>	<b>3484712</b>	<b>3480882</b>	<b>3480882</b>	<b>3480882</b>	<b>3472480</b>	<b>3479184</b>	<b>3465509</b>	<b>VFm/a</b>
Einschlag/Holzbodenfläche		7,4	8,0	8,9	9,0	8,1	7,5	7,9	7,6	EFm/ha/a
Einschlag (Summe Holzlose)		2310566	2515200	2787586	2825316	2525304	2356217	2485801	2386454	EFm/a
Einschlag/Holzbodenfläche		-10,2	-11,1	-12,3	-12,5	-11,2	-10,5	-11,0	-10,6	VFm/ha/a
<b>Einschlag (Summe Holzlose)</b>		<b>-3209119</b>	<b>-3493333</b>	<b>-3871647</b>	<b>-3924050</b>	<b>-3507367</b>	<b>-3272524</b>	<b>-3452502</b>	<b>-3314520</b>	<b>VFm/a</b>
<b>Nettozuwachs</b>		<b>275593</b>	<b>-8621</b>	<b>-390765</b>	<b>-443168</b>	<b>-26485</b>	<b>199956</b>	<b>26682</b>	<b>150989</b>	<b>VFm/a</b>
<b>Gesamtvorrat<sup>2</sup></b>	<b>101761</b>	<b>102037</b>	<b>102028</b>	<b>101637</b>	<b>101194</b>	<b>101168</b>	<b>101368</b>	<b>101394</b>	<b>101545</b>	<b>10<sup>3</sup> VFm</b>

<sup>1</sup> nach Angabe ForstBW Jahresberichte

<sup>2</sup> Gesamtvorrat 2002: Schätzung aus BWI 2 - Daten

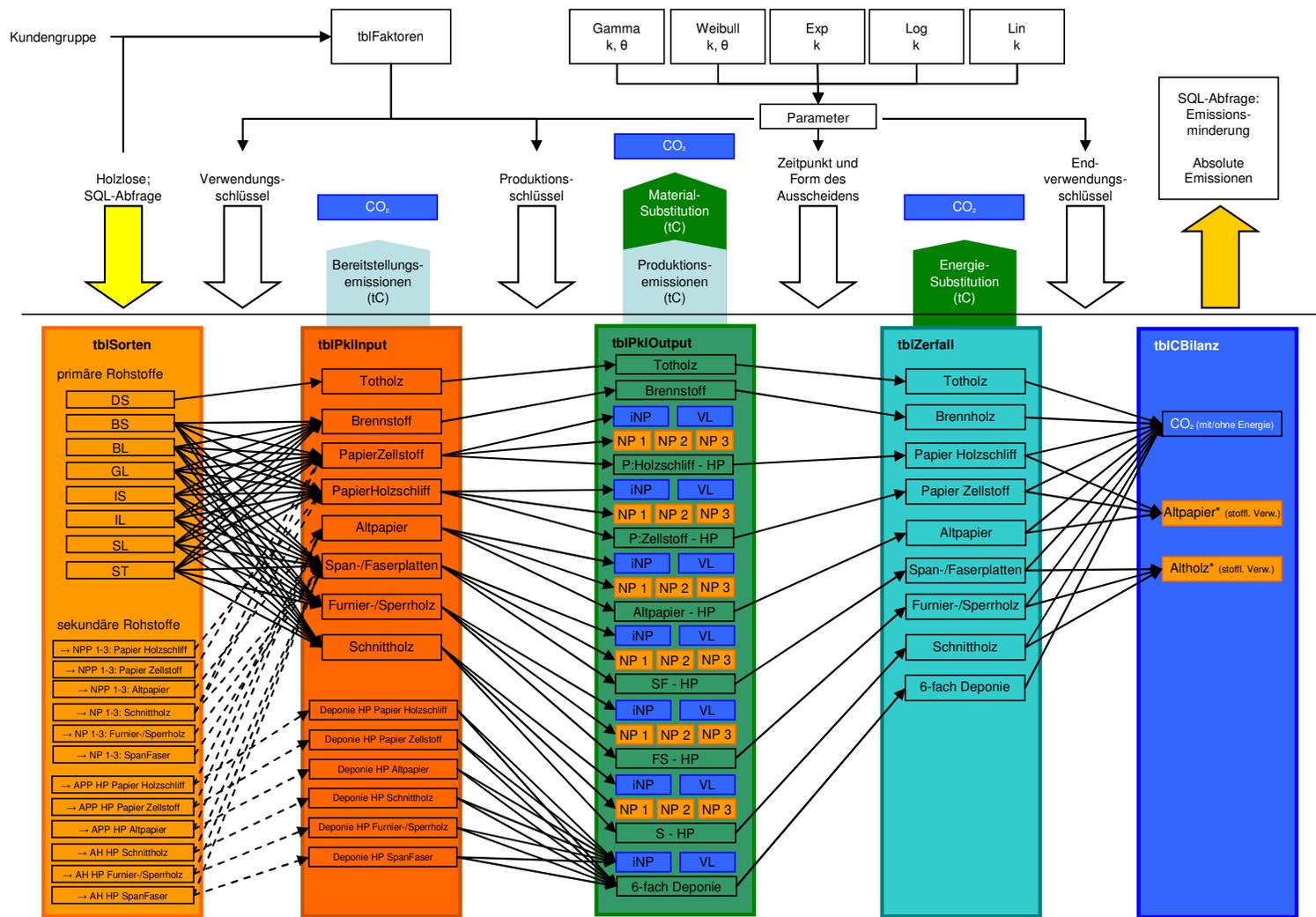
<sup>3</sup> EFm jeweils ohne Rinde

<sup>8</sup> Maßgeblicher Entwickler von WEHAM

## 2.4 MODELLÜBERSICHT

**Das Modell basiert im Wesentlichen auf der Transformation der eingeschlagenen Sortimente in verschiedene Produkte mit Berücksichtigung der Nebenprodukte, eventuell auftretender Verluste, ihrer Lebensdauer sowie der stofflichen und energetischen Wiederverwendung von Altholz und Altpapier. Die einzelnen Konversionsschritte werden in den folgenden Kapiteln näher erläutert (vgl. Abbildung 52) Die Holzlose der einzelnen FWJ bilden die Basis des gesamten Modells. Aus diesen werden einerseits die Sortimentsmengen (primäre Rohstoffe, vgl.**

Abbildung 52) und andererseits der Verwendungsschlüssel (siehe Kapitel 2.4.1) zur Überführung der Sortimente in Produktlinien abgeleitet.



Abkürzungen: BL = Brennholz lang, BS = Brennschichtholz, DS = Derbholz im Reisig, GL = Grubenholz, IS = Industrieschichtholz, IL = Industrieholz lang, SL = Stammholz Standardlängen, ST = Stammholz lang, NP= Nebenprodukte, NPP = Nebenprodukte Papier, AH = Altholz, APP = Altpapier, iNP = intern verwendete Nebenprodukte, VL = Verlust, HP = Hauptprodukt

Abbildung 52: Modellübersicht

### 2.4.1 VERWENDUNGSSCHLÜSSEL

Zur Zuordnung der primären Rohstoffe in die Produktionslinien wird neben der Sortimentsinformation auch die Kundeninformation („Kundengruppe“) ausgewertet. Aus diesen Informationen wird ein Verwendungsschlüssel abgeleitet. Der Verwendungsschlüssel stellt eine Matrix zwischen Sortiment und Produktionslinie dar (Tabelle 38), d.h. es werden für alle Sortiment-Produktionslinien-Kombinationen Faktoren angegeben, wobei die Summe über ein Sortiment stets eins (100%) ergeben muss. Dieser Verwendungsschlüssel wird für jedes FWJ individuell berechnet und spiegelt somit die „tatsächliche“ Verwendung wider. Für die Auswertung in Kapitel 2.5 wurden keine Ausschlusskriterien definiert um z.B. die auftretende Verwendung von Brennholz lang (BL) in der Schnittholzindustrie zu unterbinden. Einschränkend muss ergänzt werden, dass die Kundengruppe nicht für alle Holzlose vorliegt, denn (i) nicht alle Kunden sind einer Kundengruppe zugeordnet und (ii) nicht alle Holzlose haben auf der Ebene des Holzloses einen Kunden (waldnummernweiser Verkauf). (iii) Es werden nur Kundengruppen verwendet, die einer eindeutigen Produktionslinie (z.B. Sägewerke, Furnier-/Sperrholz, ...) zugeordnet werden können. Eine Kundenangabe fehlt auch, falls (iv) das Los noch nicht vollständig verkauft wurde (persönliche Mitteilung Regierungspräsidium Tübingen). Der Verwendungsschlüssel basiert folglich nicht auf allen Holzlosen (für 2003 ca. 77% bezogen auf eingeschlagene Menge in tC), wird aber auf alle Holzlose angewandt.

**Tabelle 38: Spezifischer Verwendungsschlüssel für das FWJ 2003, Staatswald Baden-Württemberg. Grau hinterlegt sind die größten Anteile des jeweiligen Sortiments. Abkürzungen der Sortimente wie folgt: BL = Brennholz lang, BS = Brennschichtholz, DS = Derbholz im Reisig, GL = Grubenholz, IS = Industrieschichtholz, IL = Industrieholz lang, SL = Stammholz Standardlängen, ST = Stammholz lang**

Produktklasse	Sortiment							
	BS	BL	DS	GL	IS	IL	SL	ST
Schnittholz	0,00	0,78	0,00	25,89	0,61	2,08	87,25	95,79
Furnier-/Sperrholz	0,00	1,11	0,00	42,93	0,38	1,58	7,13	3,42
Span-/Faserplatten	0,00	0,59	0,00	0,00	5,40	19,75	0,79	0,16
Papier/Holzschliff	0,00	0,00	0,00	0,00	87,31	10,91	0,39	0,00
Papier/Zellstoff	2,96	2,46	0,00	0,00	0,81	57,86	0,01	0,06
Brennholz	97,04	95,06	0,00	31,18	5,48	7,82	4,44	0,56
Totholz	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Summe</b>	<b>100,00</b>							

### 2.4.2 ROHSTOFFQUELLEN

Als primäre Rohstoffquelle dient einzig der Holzeinschlag („Holzlose“) des entsprechenden FWJ. Die Daten entstammen der Datenbank FOKUS2000. In den Holzlosen werden die verfügbaren Sortimente ausgewiesen (BS, BL, DS, GL, IS, IL, SL, ST; Abkürzungen siehe Tabelle 38) und als Rohstoffe zur Verfügung gestellt. Die Daten liegen in Erntefestemeter ohne Rinde (EFmoR) vor und werden baumarten(gruppen)spezifisch vor der weiteren Verarbeitung über die um das Schwindmaß korrigierte Darrdichte und einen Kohlenstoffgehalt von 50% in Tonnen Kohlenstoff (tC) umgerechnet (siehe dazu **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Im Sinne einer (tw. schon umgesetzten) Kaskadennutzung werden aus Nebenprodukten einzelner Produktionslinien und ausscheidenden Produkten („Altholz“) neue – sekundäre – Rohstoffe, aus denen im Regelfall Produkte niedrigerer Wertstufe werden. Diese sekundären Rohstoffe werden wie primäre Rohstoffe entsprechend der, aus Literaturangaben hergeleiteten Verwendungsmöglichkeiten eingesetzt. Diese basieren im Wesentlichen auf Arbeiten von Mantau und Kollegen (Mantau et al. 2002, Mantau und Sörgel 2003b, Mantau et al. 2004, Mantau und Bilitewski 2005) sowie dem Verband Deutscher Papierfabriken (2010, 2011) und entstammen Untersuchungen, die sich auf Gesamtdeutschland beziehen.

Die Anwendung des Verwendungsschlüssels (siehe Anhang Tabelle A 11 und Tabelle A 12) und der Altholz- sowie Nebenprodukt-Faktoren auf die Rohstoffe führt zu den Eingangsmengen in den einzelnen Produktionslinien.

### 2.4.3 PRODUKTIONSPROZESS

Der Produktionsprozess wird in acht Produktionslinien unterteilt. Neben den klassischen holzverarbeitenden Industrien, ist auch für Totholz eine eigene Klasse ausgewiesen. Da das in der Holzeinschlagsstatistik ausgewiesene Totholz (entspricht nicht der gesamten Menge an Totholz im Wald) aufgrund der anthropogenen Nutzung anfällt, kann die Aufnahme in das Modell gerechtfertigt werden. Des Weiteren wird die Papierindustrie aufgrund der sehr unterschiedlichen Aufschlusstechniken (mechanischer vs. chemischer Aufschluss) und des Rohstoffs (Altpapier vs. Holz) in drei Produktlinien mit unterschiedlichen Ausbeuteraten unterschieden. Letztendlich ergeben sich dadurch folgende Produktlinien: Schnittholz, Furnier-/Sperrholz, Span-/Faserplatten, Holzschliff-Papier, Zellstoff-Papier, Altpapier, Brennholz und Totholz. Zusätzlich existieren auch Deponielinien, deren Verwendung variabel gesteuert werden kann (vgl. Altholzverordnung). In den vorliegenden Ergebnissen wurde nur für die ersten drei Produktionslinien (Schnittholz, Furnier-/Sperrholz, Span-/Faserplatten) eine Deponierung erlaubt, die Transferraten von Altholz in Deponielinien wurden konstant gehalten.

Aus dem Input dieser Produktlinien werden Haupt- sowie Nebenprodukte produziert. Es wird berücksichtigt, dass Nebenprodukte teilweise intern verwendet werden und Verluste auftreten können. Während extern verwendete Nebenprodukte zu sekundären Rohstoffen werden, ist die Nutzung von Nebenprodukten sowie ausgewiesene Verluste einer Umwandlung von Kohlenstoff in Kohlenstoffdioxid (Oxidation) und damit einer Emission gleich zu setzen. Intern genutzte Nebenprodukte werden unter Energiegewinnung (+E) eingesetzt, Verluste sind Emissionen ohne Energiegewinnung (-E).

Der Produktionsschlüssel (siehe Tabelle A 13) basiert auf Literaturwerten und besteht im Wesentlichen aus Ausbeuteraten und dem Anfall von Nebenprodukten. Auch hier basieren die Werte auf deutschlandweiten Erhebungen bzw. Veröffentlichungen. Bezüglich der Sägeindustrie wird eine in Arbeit befindliche, länderbezogene Veröffentlichung zu diesem Thema von Rüter et al. erwartet.

Die bei der Plattenproduktion auftretende Verdichtung muss nicht berücksichtigt werden, da sich durch diesen Prozess der C-Gehalt nicht ändert. Auch bei der Berechnung der Substitutionseffekte kann man die Verdichtung unberücksichtigt lassen, da der Substitutionsfaktor auf Massenebene angegeben ist [tC Einsparung/tC Produkt].

#### 2.4.4 ZERFALLSMODELLIERUNG

Während die Mengen der gesamten Nebenprodukte und die Verlustmengen aus dem aktuellen Modellierungsschritt entfernt wurden, werden nur die Hauptprodukte weiter betrachtet. Diese stellen eine Endnutzer-Verwendung dar und unterliegen produktspezifischen Nutzungszyklen. Diese Nutzungscharakteristik ist stark von externen Faktoren (z.B. modische Trends, vgl. z.B. Abschnitt 1.5) geprägt. Das Ausscheiden aus der Verwendung geschieht nicht unmittelbar für die Gesamtmenge der Produkte, sondern verteilt sich über einen längeren Zeitraum. Dieser Zeitraum wird durch eine Verteilungsfunktion und deren für das Produkt spezifische Parameter (berechnet z.B. aus  $t_{50}$  und/oder  $t_{95}$ <sup>9</sup>) definiert. In der Literatur werden verschiedene Verteilungsfunktionen (mit einem oder zwei Parameter) verwendet, wobei alle bestimmte Vor- und Nachteile besitzen. Grundsätzlich gilt, dass es keine gesicherten Informationen über die tatsächliche Nutzungsdauer ( $\neq$  technische Lebensdauer) von Holzprodukten existieren. In diesem Modell sind fünf verschiedene Verteilungsfunktionen (linear, exponentiell, logistisch, Gamma- und Weibull-verteilt) mit einem Standardsatz an Parametern implementiert, zusätzliche Parametersätze können ergänzt werden.

Eine Eigenschaft aller implementierten Verteilungsfunktionen (mit Ausnahme des linearen Zerfalls) ist, dass sich die kumulative Verteilungsfunktion immer im Wertebereich zwischen null und eins befindet und sich null (oder eins) asymptotisch annähert. Konsequenterweise existiert immer eine Restmenge  $> 0$  die noch nicht zerfallen ist. Aus diesem Grund wird die Modellierung ab einem definierten Grenzwert abgebrochen. Die übrige Restmenge ( $>$  als die Menge im vorhergehenden Zeitschritt) wird dann in einem Schritt aus der Nutzung entfernt.

Die in Abschnitt 2.5 dargestellten Ergebnisse basieren auf einem Zerfall mit der Gamma-Verteilung mit den beiden Parametern  $k$  und  $\theta$ :

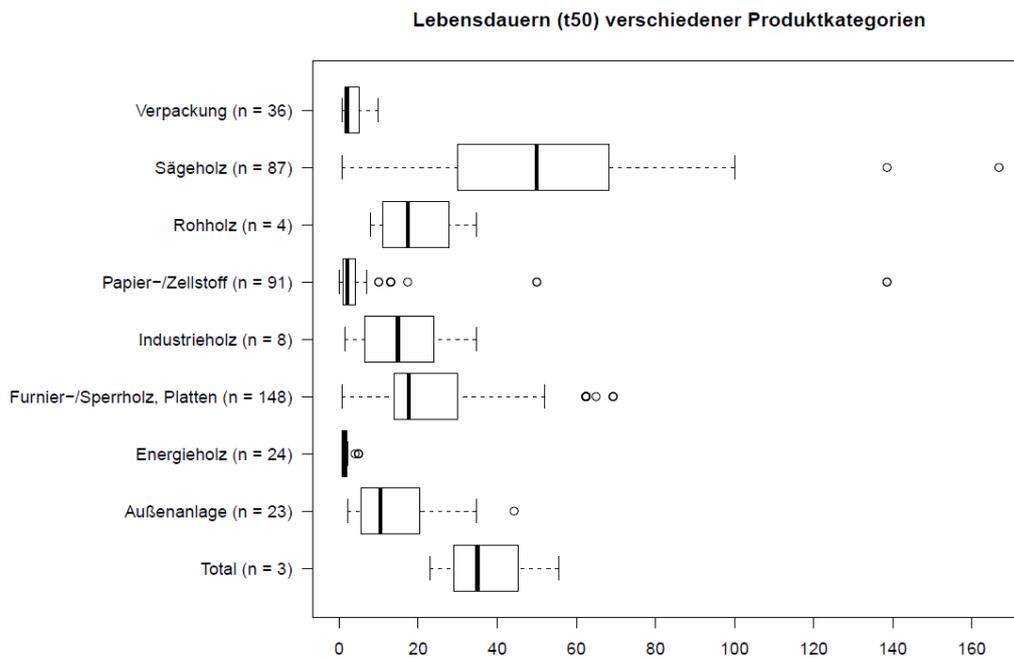
$$f(x) = \frac{1}{\Gamma(k) \cdot \theta^k} x^{k-1} e^{-\frac{x}{\theta}} \quad (11)$$

Der Vorteil der Gamma-Verteilung liegt in ihrer Flexibilität: je nach Parametrisierung stellt sie eine exponentielle oder logistische Verteilung dar. Dementsprechend werden die Parameter so gewählt, dass Produktgruppen mit kurzer Lebensdauer eher durch den exponentiellen Zerfall modelliert werden und Produktgruppen mit längerer Lebensdauer durch eine logistische Kurve beschrieben werden. Die entsprechende Parametrisierung basiert auf Grundlage einer umfangreichen literaturbasierten Lebensdauer-Analyse. Eine Übersicht über die in der Literatur verwendeten Lebensdauern sind in Abbildung 53 dargestellt.

Bei der Zusammenstellung der Werte mussten die Angaben von Halbwaren bis Endprodukte im weitesten Sinn der einzelnen Arbeiten vereinheitlicht und zusammengefasst werden. So finden sich zum Beispiel unter Sägeholz auch die Angaben zur Lebensdauer von Holzhäusern und Bahnschwellen.

---

<sup>9</sup>  $t_{50}$  ( $t_{95}$ ) bezeichnet die Zeit bis 50% (95%) des Anfangsbestands zerfallen ist.



**Abbildung 53: Übersicht der Literaturrecherche zu Lebensdauern verschiedener Produktkategorien. n = Anzahl der in die Berechnung eingeflossene Werte. Die Boxplot-Darstellung zeigt den Median (dicke senkrechte Linie), 25%- und 75%-Perzentil (Box) sowie Ausreißer (Punkte).**

**Tabelle 39: Zuordnung Lebensdauerannahme zu Produktklasse entsprechend der Literaturlauswertung. Die Lebensdauer von Totholz wurde der Arbeit von Zell et al. (2009) entnommen. Die Ergebnisse in Kapitel 2.5 basieren auf diesen Werten.**

	Schnittholz	Furnier-/ Sperrholz	Span-/ Fa- serplatten	Papier/ Holzschliff	Papier/ Zellstoff	Brennholz	Totholz
Lebensdauer	50,1	22,6	15,8	7,2	7,2	1,7	32,3

#### 2.4.5 ENDNUTZUNG UND RÜCKFÜHRUNG

Die durch die Zerfallsfunktion definierte ausscheidende Menge Altholz bzw. Altpapier wird entweder energetisch oder stofflich genutzt. Stoffliche Nutzung bedeutet eine wiederholte Nutzung zur Produktion von Waren (sekundäre Rohstoffe) oder die Überführung auf eine Deponie; energetische Nutzung bedeutet in erster Linie ein Transfer von CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre (Emission). Idealerweise wird das komplette, zur energetischen Verwertung vorgesehene Holz mit Energiegewinnung umgesetzt. Da dies nicht notwendigerweise der Fall sein muss, besteht die im Modell die Möglichkeit eine Emission ohne Energiegewinnung zuzulassen. Die Unterscheidung der Oxidation mit oder ohne Energiegewinnung von Holz und Papier spielt nur im Zusammenhang mit der Berechnung von Substitutionseffekten eine Rolle.

Dieser Endverwendungsschlüssel basiert im Wesentlichen auf Erkenntnissen aus der Altholz- und Altpapierverwertung (Mantau und Bilitewki 2005 und VDP 2010). Allerdings darf Altholz seit in Kraft treten der Altholzverordnung nicht mehr deponiert werden. Dieser Umstand kann im Modell durch Hinzufügen von entsprechenden modifizierten Faktoren für den Übergang von Altholz in die Deponie berücksichtigt werden. Trotzdem gibt es eine nicht unerhebliche Menge an Holz, die aus dem anfallenden Abfallstrom nicht abge-

trennt werden und weiterhin entweder in Müllverbrennungsanlagen entsorgt oder auf einer Deponie endgelagert werden (Marutzky, 2004).

Die zunehmende Nutzungskonkurrenz zwischen stofflicher und energetischer Nutzung (vgl. Mantau 2009) ruft nach neuen Konzepten der Holznutzung. Auch wenn Mantau (2009) das Altholzpotezial für nahezu erschöpft erklärt und prognostiziert, dass eine zusätzliche Produktion von nachwachsenden Treibstoffen nur durch Verdrängung generiert werden kann, so besteht trotzdem die Notwendigkeit der weiteren Umsetzung einer Kaskadennutzung im Forst-Holz-Sektor. Eine Kaskadennutzung wird durch Geibler (2011) in Anlehnung an Arnold et al. (2009) definiert als „*sequentielle Nutzung der gleichen biogenen Rohstoffe für zunächst (und ggf. wiederholte) stoffliche Anwendungen und für nachfolgende energetische Anwendungen*“. Dabei fallen die Nutzung von Nebenprodukten und die parallele Nutzung eines Rohstoffs nicht in die Definition einer Kaskade, auch wenn über diese Wege eine gleichzeitige energetische und stoffliche Nutzung etabliert werden kann und dies Minderungseffekte mit sich zieht (vgl. auch Bundesregierung 2008<sup>10</sup>)

Die Nutzung von Holz in einer Kaskade ist heute schon – zumindest teilweise – Realität. Dies äußert sich z.B. in der Papierproduktion, in der im Jahr 2010 die Altpapier-Einsatzquote<sup>11</sup> bei 70% lag. Neben dem Verbrauch von 1.398.000 t Holzstoff und 4.771.000 t Zellstoff wurden zur Produktion von Papier, Karton und Pappe auch 16.308.000 t Altpapier eingesetzt (VDP 2011). Die von Mantau et al. (2004) zusammengestellten Zahlen zur Altholzverwertung zeigen, dass vom inländisch verfügbaren Altholz bei Entsorgungsbetrieben schon 2002 knapp ein Viertel (23,7% = 1,468 Mio.  $t_{\text{lutro}}$ ) stofflich genutzt wurde. Die Zahlen für den Gesamaltholzanfall 2002 ohne Importe (Mantau und Bilitewski, 2005) unterscheiden in „Verwertung“ (53,7% = 6,494 Mio.  $t_{\text{lutro}}$ ) und „Beseitigung“ (46,3% = 5,607 Mio.  $t_{\text{lutro}}$ ). Die Mengen zur Verwertung, ohne Export (0,717 Mio.  $t_{\text{lutro}}$ ), werden zu 31% (1,797 Mio.  $t_{\text{lutro}}$ ) stofflich und zu 69% (3,980 Mio.  $t_{\text{lutro}}$ ) thermisch genutzt, während die Mengen zur Beseitigung entweder deponiert, thermisch behandelt, über mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen (MBA) entsorgt oder einer sonstigen Behandlung zugeführt werden.

Auch wenn die Nutzung von Sägenebenprodukte (SNP) nicht in die Definition der Kaskade fällt, so haben auch sie positive Effekte. Die Verwendung von SNP in der Holzwerkstoff- und Papierindustrie geht deutlich über marginale Mengen hinaus (Mantau, 2007). Von den 2005 anfallenden 14,3 Mio. Fm SNP gelangten 13,1 Mio. Fm in den Verkauf. Hauptabnehmer waren die Holzwerkstoffindustrie (43,3% des eingesetzten Rohstoffs waren SNP) und die Papierindustrie (35% des eingesetzten Rohstoffs waren SNP) sowie in geringerem Umfang Energieanlagen, Pelletproduzenten, der Handel und sonstige Abnehmer (Mantau et al. 2007). Deshalb ist die Bilanzierung ohne diese Effekte nicht sinnvoll.

Papierrecycling wird entsprechend der durch den Verband Deutscher Papierfabriken (2010) angegebenen Rücklaufquoten modelliert (zurzeit ca. 80%), Altholz wird entsprechend der Altholzklassen und Verwendungsmöglichkeiten (Mantau und Bilitewski 2005) zurückgeführt.

---

<sup>10</sup> „Eine Strategie, Rohstoffe oder daraus hergestellte Produkte in zeitlich aufeinander folgenden Schritten so lange, so häufig und so effizient wie möglich stofflich zu nutzen und erst am Ende des Produktlebenszyklus energetisch zu verwerten. Dabei werden sogenannte Nutzungskaskaden durchlaufen, die von höheren Wertschöpfungsniveaus in tiefere Niveaus fließen. Hierdurch wird die Rohstoffproduktivität gesteigert.“

<sup>11</sup> Altpapier-Verbrauch in % der Papierproduktion

#### 2.4.6 PRODUKTIONSEMISSIONEN

Zur vollständigen Erstellung der C-Bilanz Holzeinschlag muss auch die Berechnung der Bereitstellungsemissionen an der Waldstraße, den Transportemissionen, den Produktionsemissionen in den einzelnen Produktionslinien (ohne Brennholz, Totholz, Deponie) erfolgen. Die entsprechenden Angaben sind Wegener et al. (1997) und Pistorius (2007) entnommen. Für die Papierindustrie existieren verschiedene Angaben zum Energiebedarf. Letztendlich sind Energieverbrauchswerte einer Publikation des Umweltbundesamtes verwendet worden (UBA 2009a). Eine Übersicht über die verwendeten Werte zeigt Tabelle 40. Für den Energieverbrauch wurde Dieselkraftstoff mit einer Emission von 85,3 gC<sub>äq</sub>/kWh (≈ 313gCO<sub>2</sub>/kWh) als typischer Vertreter angenommen. Für die Bereitstellung Waldstraße und den Holztransport sowie von Wärme während der Produktion ist diese Annahme gerechtfertigt. Sie unterschätzt möglicherweise die Emissionen bei der Stromproduktion, die allerdings eher einen kleinen Teil des Energiebedarfs ausmachen dürften.

**Tabelle 40: Übersicht über den verwendeten Energieeinsatz in den verschiedenen Industrien**

		Schnittholz	Furnier-/Sperrholz	Span-/Faser	Papier	Altpapier
Bereitstellung Waldstraße	[% <sup>1</sup> ]	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Transport	[% <sup>2</sup> ]	1,68	1,68	1,68	1,68	1,68
Produktion	[kWh/tC]	136	3070	588	11000	5000

<sup>1</sup> in Prozent der im Holz enthaltenen Energie

<sup>2</sup> wie Anmerkung 1; durchschnittliche Transportdistanz 70 km (laut Wegener et al. 1997)

#### 2.4.7 SUBSTITUTION

Unter Substitution versteht man die Vermeidung von Emissionen aufgrund der Nutzung eines nachwachsenden Rohstoffs gegenüber der theoretischen Annahme, dass die durch den Rohstoff bereitgestellten Funktionen durch andere, meist energieintensivere und fossile Ressourcen in gleicher Menge bereitgestellt werden. Die Höhe der Einsparung ist abhängig von der gewählten Referenz, also den Systemgrenzen und Zeiträume der Betrachtung. Eine reale Verminderung der Emissionen tritt nur auf, wenn gegenüber der Referenz ein höherer relativer Anteil des nachwachsenden Rohstoffs eingesetzt wird. So würde die Holznutzung gegenüber einem vorindustriellen Zustand praktisch keine Einsparung bedeuten, gegenüber dem letzten Jahrhundert dagegen eine erhebliche Emissionsminderung leisten.

Substitutionseffekte treten durch Material- und Energiesubstitution auf (vgl. Abschnitt 1.9.2 und 1.9.3). Während Materialsubstitutionen mehrfach auftreten können (z.B. zuerst als Schnittholz, später als Span-/Faserplatte) wird fossile Energie durch die Holznutzung nur einmal ersetzt. Für die Nutzung von Holz ergeben sich je nach der gewählten Referenz verschiedene Energiesubstitutionsfaktoren. Aus den Arbeiten von

UBA (2009b, 2012) kann für Deutschland ein CO<sub>2</sub>-Minderungspotenzial bezogen auf den Energiemix Deutschlands bei der Nutzung von erneuerbaren Energieträgern berechnet werden. Zudem kann die Berechnung in Strom- und Wärmegegewinnung unterschieden werden. Für diesen Bericht wurde ein kombinierter Faktor (Strom + Wärme) von 0,751 tC/tC (Holz)<sup>12</sup> berechnet und verwendet.

Die in der Literatur angegebenen Faktoren für die Materialsubstitution weisen große Spannweiten (0,54 tC/tC bis 2,1 tC/tC<sup>13</sup>) auf. Dabei ist oft nicht klar, ob in den gegebenen Faktor Emissionen aus der Holzbereitstellung enthalten sind, oder nicht. Aus diesem Grund wird im Ergebnisteil ebenfalls eine Spanne (Min – Max) angegeben. In der Bilanz der Materialsubstitution werden nur die Mengen der Produktlinien Schnittholz, Furnier-/Sperrholz und Span-/Faserplatten in Höhe ihrer Anteile im Bausektor berücksichtigt. Prinzipiell übertreffen trotz der genannten Spannweite die Einsparungen bei Produkten mit Materialsubstitutionen immer die nötigen Bereitstellungsemissionen. Im Fall der Papierindustrie werden große Mengen Energie benötigt, um den Rohstoff aufzuschließen und während der Produktion zu trocknen. Da gleichzeitig aber nur eine Energiesubstitution angenommen werden kann, aber keine Materialsubstitution vorliegt, ist der Gesamteinspareffekt gegenüber einer fossilen Energiebereitstellung gering.

## 2.5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die hier dargestellten Ergebnisse werden anhand eines Modells mit vereinfachenden Annahmen erzielt. Dies gilt insofern, als viele Berechnungsparameter verwendet wurden, die räumlich oder zeitlich nicht exakt auf die Daten passen (z.B. Parameter für Deutschland im Jahr 2002) oder deren Geltungsbereich nicht genau ermittelt werden konnte (z.B. Parameter zur Materialsubstitution: unklar, ob Bereitstellung, Transport und Produktion des Holzes enthalten ist oder nicht).

Die Auswertung erfolgte für zwei Fragestellungen. Einerseits erfolgte eine Quantifizierung der Substitutionseffekte für die dem Wald entnommenen Holzmengen der FWJ 2003 bis 2010 des Staatswald Baden-Württemberg (Teil 1) und andererseits wurden drei Verwendungsvarianten zur Feststellung der Auswirkungen dieser Varianten auf die Substitutionsleistung modelliert (Teil 2). Die Verwendungsvarianten (FWJ 2003) bestanden aus der Ist-Nutzung (VAR 1) sowie einer 100%ige Brennholznutzung (VAR 2, mit Ausnahme des DS-Sortiments) und der Nutzung aller Sortimente als Sägeholz (VAR 3, mit Ausnahme des DS-Sortiments). Beide Varianten stellen eine extrem einseitige Verwendung dar, in deren Konsequenz Kaskaden- und Substitutionseffekte auftreten können. Während die ausschließliche Nutzung als Brennstoff keine Kaskade und nur eine Energiesubstitution zulässt, werden in VAR 3 anfallende Nebenprodukte sowie anfallendes Altholz und Altpapier genutzt, sodass neben Schnittholz noch weitere Produkte anfallen sowie Energie- wie auch Materialsubstitutionseffekte auftreten.

Durch die Anwendung konstanter Verwendungsschlüssel für sekundäre Rohstoffe, Produktionsschlüssel und Endverwendungsschlüssel während der Modellierung der einzelnen FWJ und Varianten werden Effekte der tatsächlichen Verwertungsstrukturen des eingeschlagenen Holzes sichtbar und deren Effekt auf die Substitu-

---

<sup>12</sup> 0,751 tC werden bei der Nutzung von 1 tC (Holz) weniger emittiert als durch die Bereitstellung der gleichen Energie durch den bundesdeutschen Energiemix.

<sup>13</sup> Vgl. Fußnote 12

tionsleistung des Gesamtbetriebes. Während die einzelnen FWJ ihren eigenen Verwendungsschlüssel aus den Einschlagsdaten mitgeliefert haben, wurde während des Variantenvergleichs der Verwendungsschlüssel des FWJ 2003 für VAR 1 verwendet und bei VAR 2 und VAR 3 angepasst (vgl. oben).

Viele Faktoren sind nicht explizit für Baden-Württemberg und/oder zeitlich hoch aufgelöst verfügbar. Daraus resultieren starke Vereinfachungen, die eine generelle Aussage erschweren. Die Annahmen bezüglich der Lebensdauern der einzelnen Produkte (Halbwaren) spielen bei dieser Bilanzierung eine untergeordnete Rolle, da die gesamten (auch in der Zukunft liegenden) Stoffströme auf das FWJ projiziert werden. Bei dieser Art der Anrechnung wird der Zerfall für die Bilanzierung der Substitutionseffekte wieder zusammengefasst.

Im Modell existiert die Möglichkeit Altholzmengen in Deponien zu entsorgen (siehe Abbildung 52: Modellübersicht). Möglich ist dies auch für die Papierfraktionen, davon wurde allerdings kein Gebrauch gemacht. Auch für die Altholzfraktion stellt sich die Frage inwieweit die Annahmen zum Transfer in Deponien heute noch der Realität entsprechen (vgl. Mantau und Bilitweski 2005, Marutzky 2004).

In der Papierindustrie herrscht im Vergleich zu den anderen holzbasierten Produktionen ein enormer Energiebedarf. Da gleichzeitig praktisch keine Alternativen ersetzt werden, entsteht neben einer thermischen Nutzung von Faserreststoffen kein Substitutionspotenzial und hohe Emissionen treten auf, ohne dass an anderer Stelle Emissionen eingespart würden. Auch aus dieser Tatsache heraus wird deutlich, wie wichtig die verantwortungsvolle Verwendung von Papier und die Nutzung von Altpapier ist. Für einen Forstbetrieb ist es aus der Sicht einer Kohlenstoffbilanzierung ungünstig, ein großes Portfolio an Papierholz zu halten, da bei der Nutzung des Papierstroms mehr Emissionen auftreten als durch die energetische Nutzung am Ende der Lebensdauer durch Ersatz fossiler Energieträger eingespart werden kann.

Die Faktoren der ausgewiesenen Nebenprodukte wurden entsprechend der Verwendung von Schnittholznebenprodukte auch für die Furnier-/Sperrholz und Span-/Faserplattenindustrie angewandt. Im Fall der Furnier-/Sperrholzindustrie sind Abweichungen eher unbedeutend, da nur marginale Mengen verarbeitet werden. Die Span-/Faserplattenindustrie verarbeitet zwar fast die vierfache Menge an Rohstoffen, allerdings sind auch hier die absoluten Mengen sowie der relative Anteil an Nebenprodukten im Vergleich zur Schnittholzindustrie eher gering. Spezifische Aussagen zu den beiden Industrien sind keine gefunden worden. Identisch wurde die Weiterverwendung von Altholz aus den entsprechenden Industrien behandelt. Hier allerdings sind die in Mantau und Bilitewski (2005) dargestellten Mengen tatsächlich zusammengefasst. Die Verwendung von Altholz ist in der Span-/Faserplattenindustrie bereits Realität. Zu welchem Anteil Frischholz zur Produktion notwendig ist, ist hier nicht berücksichtigt worden. In der Papierindustrie wurde kein Altholz eingesetzt (vgl. Mantau et al. 2004).

### **2.5.1 ERGEBNISSE UND DISKUSSION FÜR DIE FWJ 2003 BIS 2010**

Der Holzeinschlag im Staatswald Baden-Württemberg bewegt sich im betrachteten Zeitraum jährlich auf einem Niveau zwischen 500.000 und 600.000 tC (2,5 Mio. bis 3,0 Mio EFmoR). Durch die Nutzung von Nebenprodukten und Altholz ergibt sich eine holz-basierte Rohstoffmenge die etwa dem Doppelten dieser Frischeinschlagsmenge entspricht. Dabei trägt das Altholz/Altpapier fast zu einem Drittel (bezogen auf die Gesamtmenge an verfügbaren Rohstoffen) bei (vgl. Abbildung 54). Ebenfalls annähernd konstant ist der jährliche Anteil der verschiedenen Produktlinien an der Gesamtproduktion. Diese variiert vor allem im Rahmen der Gesamtmenge des Holzeinschlages. Allerdings kann eine Zunahme bei der Nutzung von Brennholz

verzeichnet werden: diese stieg von ca. 6,8% (2003) auf ca. 12,4% (2010). In absoluten Zahlen bedeutet dies fast eine Verdoppelung auf über 80.000 tC. Demgegenüber steht eine leichte relative Abnahme beim Schnittholz von einem Höchstwert von 28,1% (190.526 tC) in 2003 auf ca. 24,9% im Jahr 2010 (175.339 tC), auch wenn im Zeitraum dazwischen teilweise Mengen um 220.000 tC geliefert wurden.

Dem Anstieg der Brennholznutzung entsprechend stieg auch die Umsetzung von Holz in Energie (+2%), wogegen die intern verwendeten Nebenprodukte leichte relative Verluste verzeichnen. Im Vergleich der CO<sub>2</sub>-Emissionen mit gegenüber ohne Energiegewinnung steigt der Anteil mit Energiegewinnung leicht an. Es wird aber auch deutlich, dass noch ca. 20% (ohne Totholz) der Gesamtemissionen ohne Energiegewinnung in die Atmosphäre übergehen (Abbildung 56). Dieser Tatsache ist in Realität durch das Altholzverwendungsgebot Rechnung getragen worden. Der Effekt der verstärkten Energieholznutzung wird auch in Tabelle 41 deutlich: Der Gesamtsubstitutionseffekt (Min oder Max) sinkt am Ende des Betrachtungszeitraumes leicht gegenüber dem Anfang ab (2003: -0,75 tC/tC gegenüber 2010: -0,70 tC/tC für den maximalen Gesamtsubstitutionseffekt). Dies ist verständlich, da Brennholz keine Materialsubstitutionseffekte vorweisen kann. In Abbildung 57 sind die Substitutionseffekte als vermiedene Emissionen durch negative Werte abgebildet. Ebenfalls wird die in der Literatur gegebene Spanne der Materialsubstitution durch eine Schraffur aufgezeigt. Je nachdem ob konservativ oder optimistisch gerechnet wird, unterscheidet sich der Gesamteffekt um mehr als das Doppelte.

Unter Berücksichtigung des Auf- bzw. Abbaus des Waldspeichers erhöhen oder sinken die Substitutionseffekte. Die Mengen entsprechen aber maximal ca. 10% des Einschlags und haben deshalb auf den Gesamteffekt nur geringen Einfluss. Der Einfluss ist in den Jahren mit hohem Einschlag und damit mit hohem Gesamteffekt im Produktsektor negativ, da in diesen Jahren (FWJ 2005 und 2006) eine Nettoabnahme des Waldspeichers stattfand. Allerdings sind Aussagen zu einzelnen Forstwirtschaftsjahren kritisch zu sehen, denn der Nettozuwachs oder -abbau hängt sehr stark vom unterstellten – aber unbekanntem – Zuwachs des entsprechenden FWJ ab. Dieser Zuwachs kann sehr variabel sein und deutlich über oder unter dem angegebenen Mittelwert liegen (vgl. Tabelle 37). Aufgrund der langen Produktionszeiträume in der Forstwirtschaft sind Aussagen zu einzelnen Perioden über mehrere FWJ sinnvoller.

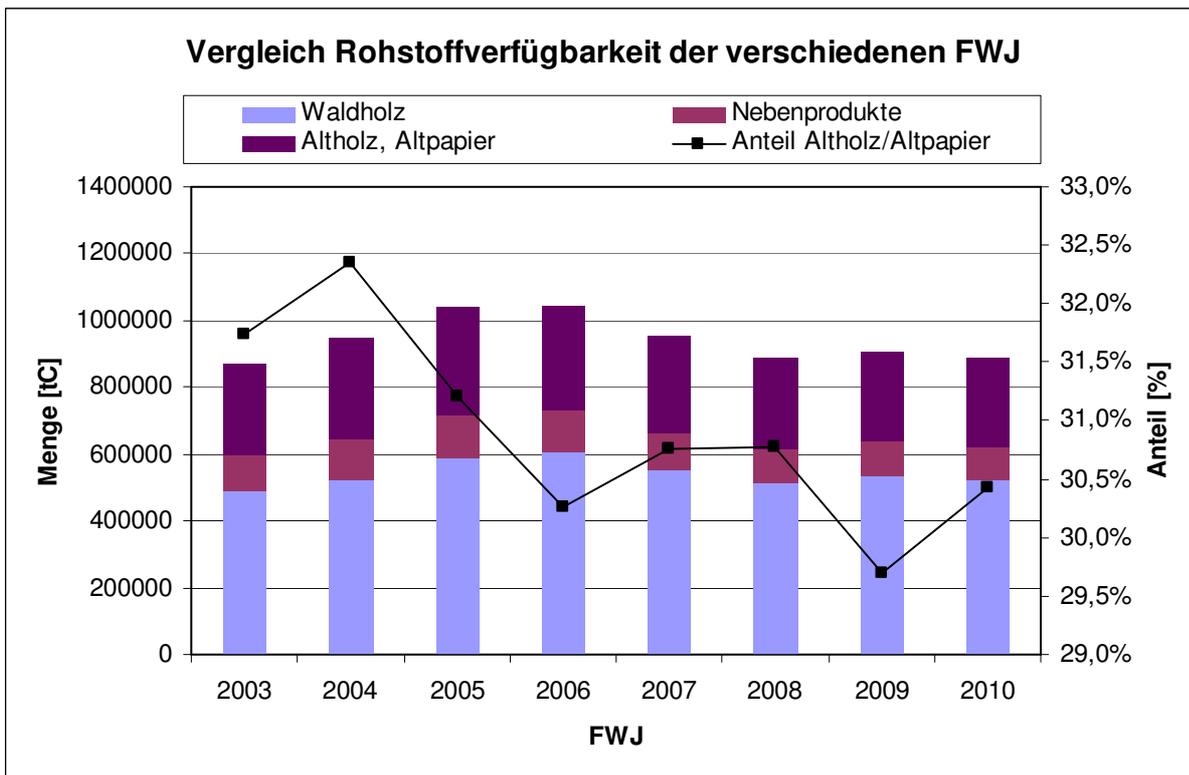


Abbildung 54: Rohstoffverfügbarkeit der verschiedenen FWJ.

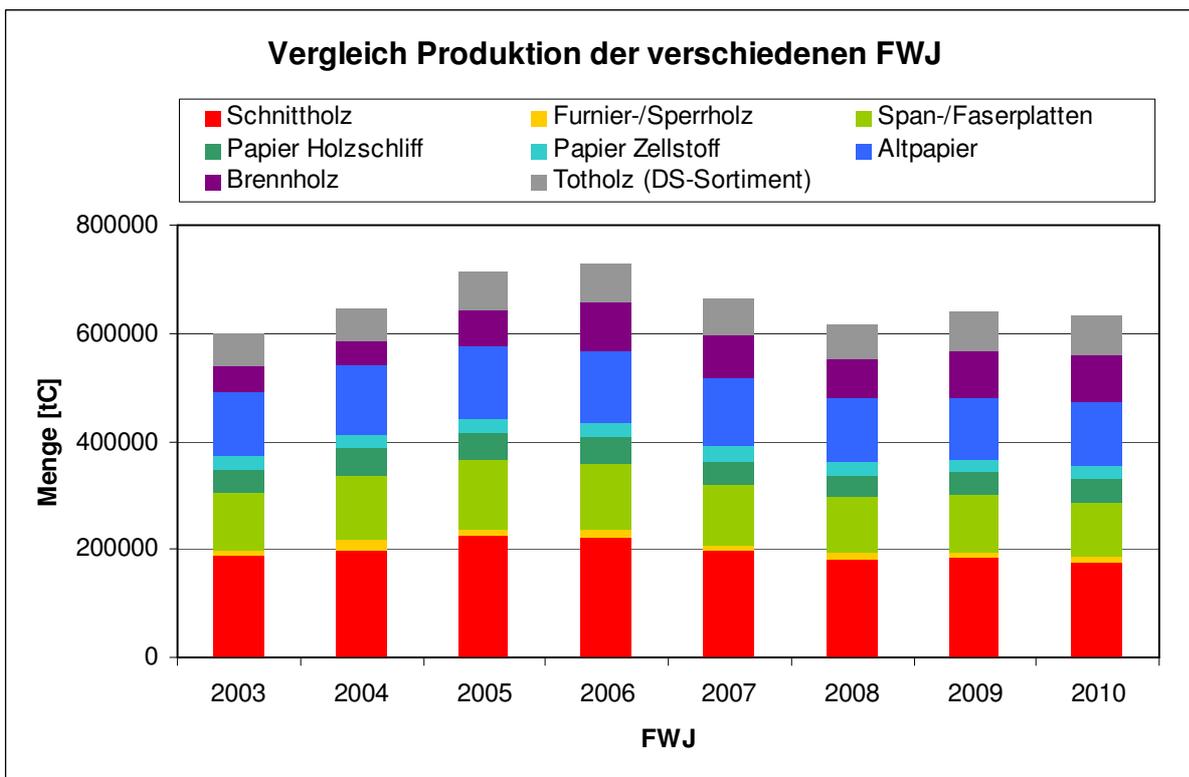


Abbildung 55: Produktionsmengen verschiedener Güter in den verschiedenen FWJ. Es wird die Gesamtmenge an Produkten inklusive einer Kaskade (multiple Nutzung) angegeben, sodass die Gesamtmenge größer als der Einschlag ist.

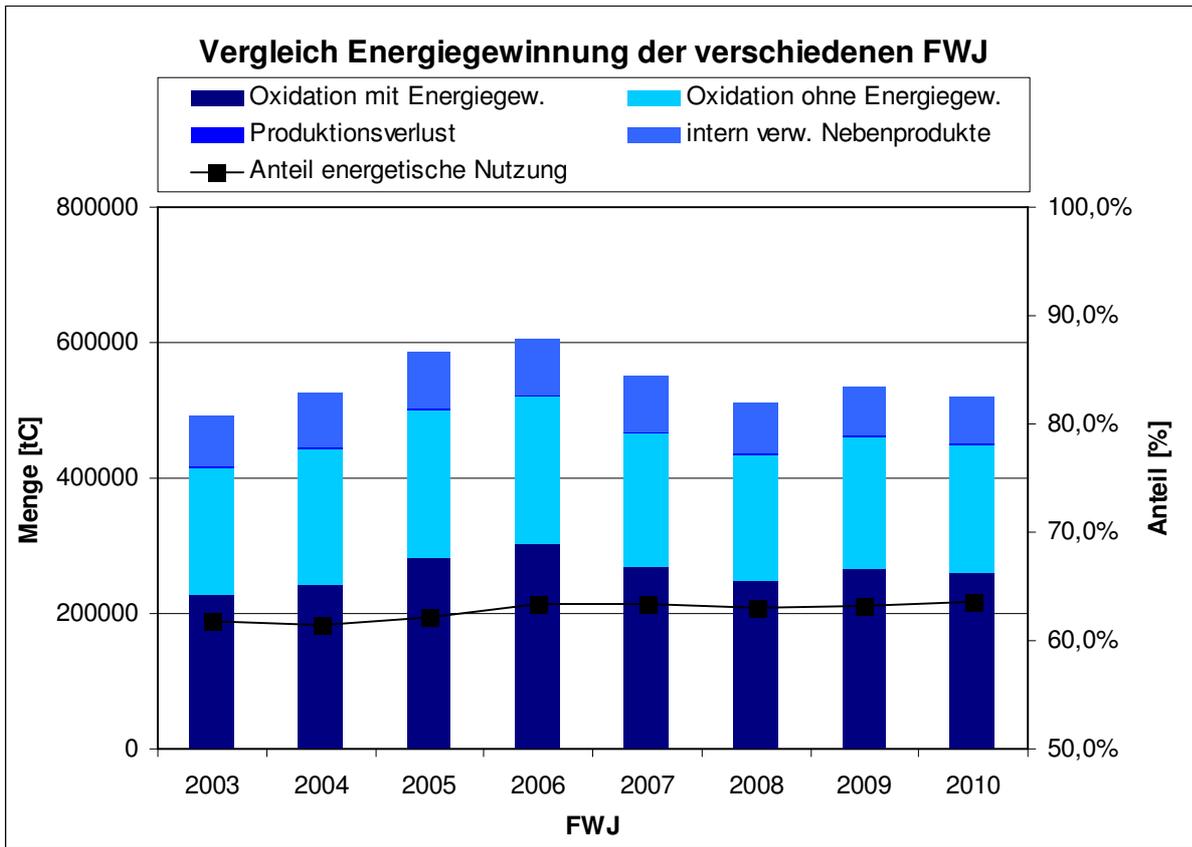


Abbildung 56: Vergleich der Nutzungsemissionen der einzelnen FWJ. Es erfolgt eine Energiegewinnung in der Rubrik "Oxidation mit Energiegewinnung" und "intern verw. Nebenprodukte".

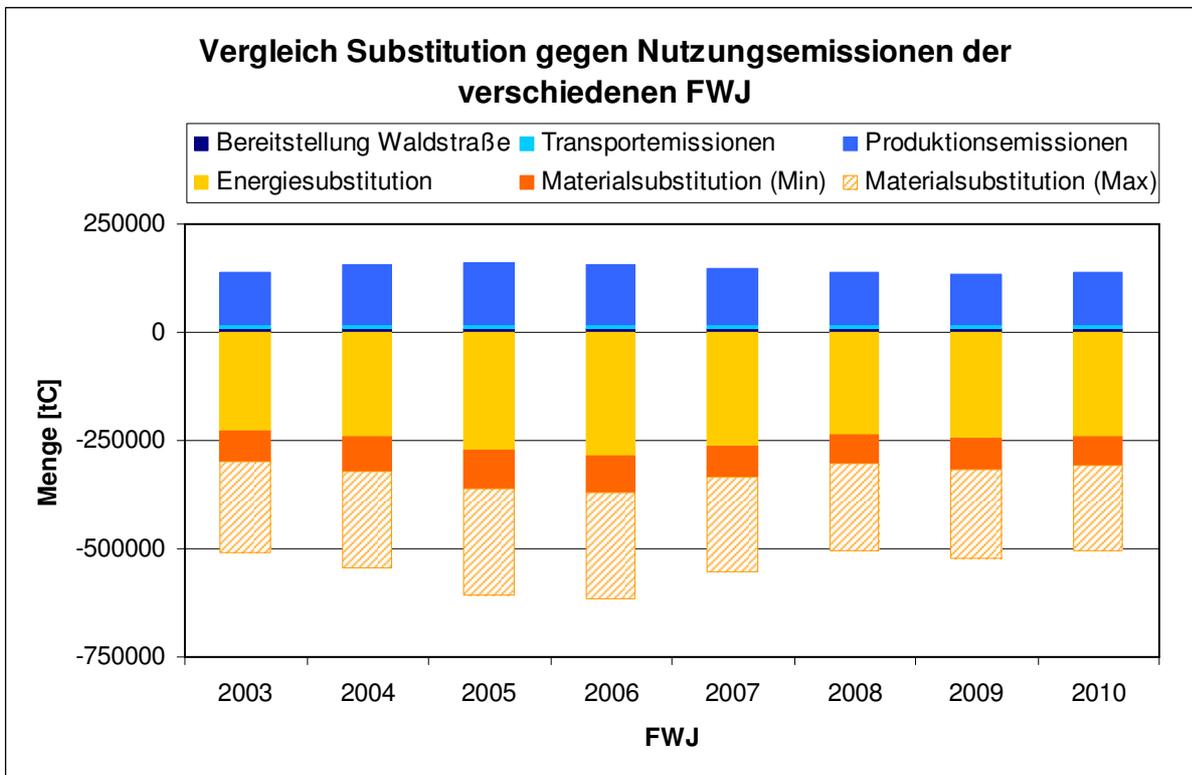


Abbildung 57: Vergleich Material- und Energiesubstitution gegenüber den Herstellungsemissionen (Ernte, Transport und Produktion). Der schraffierte Bereich gibt eine Unsicherheits-Spanne an, denn die Literaturwerte weisen große Unterschiede auf.

**Tabelle 41: Gegenüberstellung der Holznutzungsemissionen (Ernte, Transport und Produktion) gegenüber den Substitutionseffekten (Energie- und Materialsubstitution; vgl. Abbildung 57). Dargestellt ist auch der Gesamteffekt der Nutzung für den Produktsektor und für den Wald und Produktsektor gemeinsam.**

FWJ	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Einheiten
<b>Einschlag</b>	<b>490757</b>	<b>524710</b>	<b>586846</b>	<b>604377</b>	<b>550658</b>	<b>511390</b>	<b>535049</b>	<b>521103</b>	<b>tC</b>
<b>Nettospeicherung Wald</b>	<b>-41967</b>	<b>1294</b>	<b>59224</b>	<b>68283</b>	<b>4157</b>	<b>-31241</b>	<b>-4130</b>	<b>-23754</b>	<b>tC</b>
<b>Bereitstellung Waldstraße</b>	<b>8540</b>	<b>9131</b>	<b>10212</b>	<b>10517</b>	<b>9582</b>	<b>8899</b>	<b>9310</b>	<b>9068</b>	<b>tC</b>
<b>Transportemissionen</b>	<b>7173</b>	<b>7670</b>	<b>8578</b>	<b>8834</b>	<b>8049</b>	<b>7475</b>	<b>7821</b>	<b>7617</b>	<b>tC</b>
Schnittholz	2210	2294	2624	2588	2280	2103	2147	2034	tC
Furnier-/Sperrholz	2226	5184	2998	3172	2876	2787	2423	2490	tC
Span-/Faserplatten	5378	6026	6367	6234	5602	5246	5398	5110	tC
Papier	62083	69047	71242	69252	66666	61915	59730	62823	tC
Altpapier	50637	56317	58107	56484	54375	50500	48717	51241	tC
<b>Summe Emissionen</b>	<b>138247</b>	<b>155668</b>	<b>160128</b>	<b>157081</b>	<b>149430</b>	<b>138925</b>	<b>135546</b>	<b>140383</b>	<b>tC</b>
<b>Energiesubstitution</b>	<b>-227712</b>	<b>-242210</b>	<b>-274043</b>	<b>-287274</b>	<b>-261963</b>	<b>-236006</b>	<b>-247396</b>	<b>-241918</b>	<b>tC</b>
<b>Materialsubstitution (Min)</b>	<b>-72050</b>	<b>-78179</b>	<b>-85786</b>	<b>-84686</b>	<b>-74933</b>	<b>-69415</b>	<b>-70595</b>	<b>-67039</b>	<b>tC</b>
<b>Summe Substitution (Min)</b>	<b>-299762</b>	<b>-320389</b>	<b>-359829</b>	<b>-371960</b>	<b>-336896</b>	<b>-305421</b>	<b>-317991</b>	<b>-308957</b>	<b>tC</b>
<b>Gesamteffekt (Min) nur Produktsektor</b>	<b>-161515</b>	<b>-164721</b>	<b>-199701</b>	<b>-214879</b>	<b>-187465</b>	<b>-166496</b>	<b>-182445</b>	<b>-168574</b>	<b>tC</b>
<b>- bezogen auf Einschlag</b>	<b>-0,33</b>	<b>-0,31</b>	<b>-0,34</b>	<b>-0,36</b>	<b>-0,34</b>	<b>-0,33</b>	<b>-0,34</b>	<b>-0,32</b>	<b>tC/tC</b>
<b>Gesamteffekt (Max) Wald und Produktsektor</b>	<b>-203482</b>	<b>-163427</b>	<b>-140476</b>	<b>-146596</b>	<b>-183308</b>	<b>-197737</b>	<b>-186576</b>	<b>-192328</b>	<b>tC</b>
<b>- bezogen auf Einschlag</b>	<b>-0,41</b>	<b>-0,31</b>	<b>-0,24</b>	<b>-0,24</b>	<b>-0,33</b>	<b>-0,39</b>	<b>-0,35</b>	<b>-0,37</b>	<b>tC/tC</b>
<b>Materialsubstitution (Max)</b>	<b>-280196</b>	<b>-304031</b>	<b>-333611</b>	<b>-329334</b>	<b>-291406</b>	<b>-269949</b>	<b>-274537</b>	<b>-260708</b>	<b>tC</b>
<b>Summe Substitution (Max)</b>	<b>-507908</b>	<b>-546240</b>	<b>-607654</b>	<b>-616608</b>	<b>-553368</b>	<b>-505955</b>	<b>-521933</b>	<b>-502626</b>	<b>tC</b>
<b>Gesamteffekt (Max) nur Produktsektor</b>	<b>-369661</b>	<b>-390573</b>	<b>-447526</b>	<b>-459527</b>	<b>-403938</b>	<b>-367030</b>	<b>-386387</b>	<b>-362243</b>	<b>tC</b>
<b>- bezogen auf Einschlag</b>	<b>-0,75</b>	<b>-0,74</b>	<b>-0,76</b>	<b>-0,76</b>	<b>-0,73</b>	<b>-0,72</b>	<b>-0,72</b>	<b>-0,70</b>	<b>tC/tC</b>
<b>Gesamteffekt (Max) Wald und Produktsektor</b>	<b>-411628</b>	<b>-389278</b>	<b>-388302</b>	<b>-391244</b>	<b>-399781</b>	<b>-398271</b>	<b>-390517</b>	<b>-385996</b>	<b>tC</b>
<b>- bezogen auf Einschlag</b>	<b>-0,84</b>	<b>-0,74</b>	<b>-0,66</b>	<b>-0,65</b>	<b>-0,73</b>	<b>-0,78</b>	<b>-0,73</b>	<b>-0,74</b>	<b>tC/tC</b>

## 2.5.2 ERGEBNISSE UND DISKUSSION FÜR DEN VARIANTENVERGLEICH

In diesem Teil der Auswertung sind der Ist-Nutzung zwei extreme Verwendungsvarianten gegenüber gestellt. Während VAR 1 der Auswertung des vorherigen Abschnitts entspricht, wird die gesamte Einschlagsmenge in VAR 2 als Brennholz verwendet und in VAR 3 als Schnittholz eingesetzt. Andere Produktlinien, im Wesentlichen Span-/Faserplatten, werden dann nur aus Altholz gespeist. Dies ist eine realitätsferne aber im Sinne einer Kaskadennutzung durchaus wünschenswerte Variante. Ob dies technisch möglich ist, ist unklar.

Alle anderen Parameter sind identisch zur Auswertung in Kapitel 2.5.1. Während in VAR 2 keine Kaskadennutzung auftritt, wird das aus der Nutzung genommene Schnittholz in VAR 3 sukzessive in niederwertigeren Nutzungen wiederholt eingesetzt. Abbildung 58 zeigt diesen Effekt deutlich: VAR 2 ist durch eine erheblich geringere Rohstoffverfügbarkeit gekennzeichnet, da mit der Verbrennung das Holz aus dem Produktspeicher entfernt wurde. Auch in Bezug zur Verfügbarkeit von Holzprodukten weist diese Variante Nachteile auf. Demgegenüber unterscheiden sich VAR 1 und VAR 3 nur minimal. Auch die Abbildung 59 deutet auf den Unterschied von VAR 2 gegenüber den anderen beiden Varianten. Der Unterschied zwischen diesen ist aber geringer als vermutet werden könnte. Zwar können Furniere und Sperrholz sowie Papiere nur durch frisches Holz hergestellt werden. Doch die Mengen an Span-/Faserplatten ist in VAR 3 sogar höher als in VAR 1. Demgegenüber ist der Brennholzanteil marginal. Nichtsdestotrotz ist die Energieausbeute aus der energetischen Verwertung des gesamten eingeschlagenen Holzes in beiden Varianten fast identisch (VAR 1: 61,8% gegenüber VAR 3: 57,4%; vgl. Abbildung 60).

Vergleicht man die Substitutionseffekt mit den Nutzungsemissionen zeigt sich ein klarer Unterschied zwischen VAR 1 und VAR 3: durch die primäre Nutzung des eingeschlagenen Holzes in der höchsten Wertigkeit (Schnittholz) sind die Substitutionseffekte am größten. Zudem fallen weniger Emissionen aus der Papierproduktion an. Dies wirkt sich günstig auf den Gesamteffekt aus. VAR 2 hat eine extrem geringe Nutzungsemission, dies ist darauf zurückzuführen, dass nur Bereitstellungs- und Transport- aber keine Produktionsemissionen auftreten. Gleichzeitig treten praktisch keine Verluste auf und die gesamte Einschlagsmenge kann in Energie umgewandelt und positiv angerechnet werden.

Auf den ersten Blick scheint VAR 2 Nachteile gegenüber den anderen beiden Varianten zu haben. Dies gilt aber nur dann, falls die Materialsubstitution tatsächlich den in der Literatur postulierten hohen Substitutionsfaktor aufweist (2,1 tC/tC). Eine konservative Betrachtung (Substitutionsfaktor: 0,54 tC/tC) würde in der Gesamtbilanz VAR 2 bevorzugen (Gesamteffekt Einsparung: -0,63 tC/tC gegenüber -0,33 tC/tC und -0,42 tC/tC; vgl. Tabelle 42), sofern unberücksichtigt bleibt, dass die in VAR 1 und VAR 3 zur Verfügung stehenden Produkte mit Materialsubstitutionsleistung (Schnittholz, Furnier-/ Sperrholz und Span-/Faserplatten) in VAR 2 nicht vorhanden sind. Diese müssen entweder durch andere, energieintensivere Rohstoffe und damit höheren Emissionen (Umkehrung der Materialsubstitutionseffekten in VAR 1 und VAR 3) oder durch Importe bereitgestellt werden müssen.

Bezieht man den Waldspeicher in die Betrachtung mit ein (vgl. Tabelle 42), verstärkt oder vermindert sich das Emissionsminderungspotenzial je nach dem, ob im Wald in dem entsprechenden Jahr ein Nettovorratsauf- oder abbau stattgefunden hat. Nichtsdestotrotz bleiben die Relationen des Gesamteffekts zwischen den verschiedenen Varianten erhalten. Die Minderungsleistung von VAR 3 beträgt im Optimalfall ca. 523.000 tC. Dies ist ungefähr die gleiche Menge die in diesem FWJ zugewachsen ist ( $3.484.715 \text{ VFm} \approx 530.000 \text{ tC}$  bei einer mittleren Darrdichte von  $0,423 \text{ kg/m}^3$ , einem Kohlenstoffgehalt von 50% und dem Konversionsfaktor von  $0,72 \text{ EFmoR/VFm}$ ). Wie im vorherigen Kapitel erwähnt, ist die Aussagekraft für ein FWJ aufgrund der Mittelung des unbekanntes wahren Zuwachses eingeschränkt.

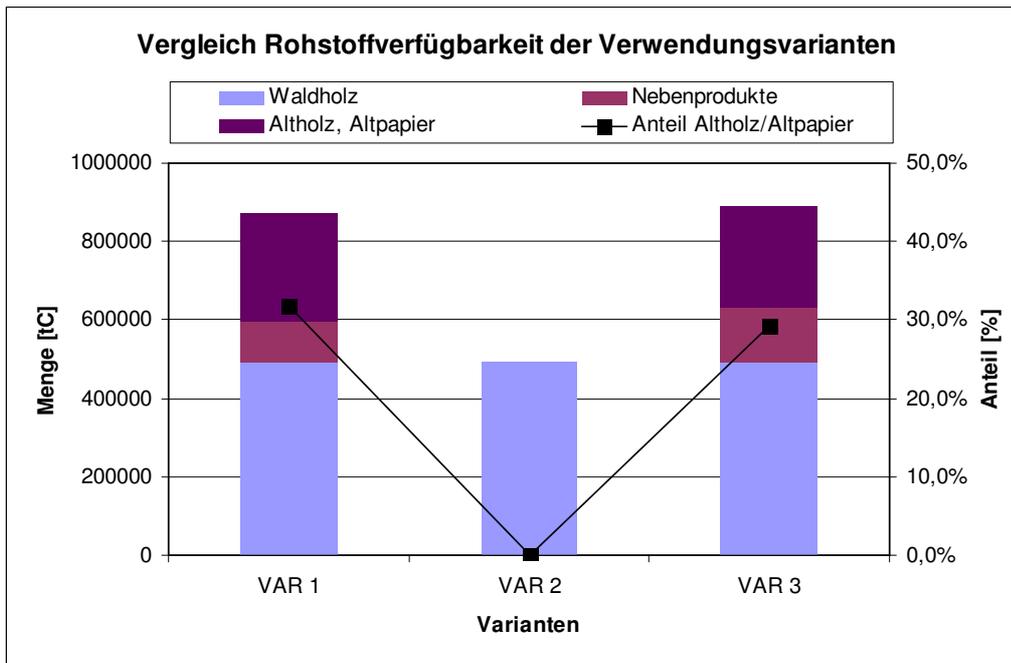


Abbildung 58: Rohstoffverfügbarkeit der verschiedenen Varianten. Variante 1 entspricht der Darstellung aus Abbildung 54, Variante 2 geht von einer 100%igen Brennholznutzung aller Sortimente aus (Ausnahme DS-Holz) und Variante 3 stellt eine vollständige Nutzung aller Sortimente als Sägeholz dar (Ausnahme DS-Holz).

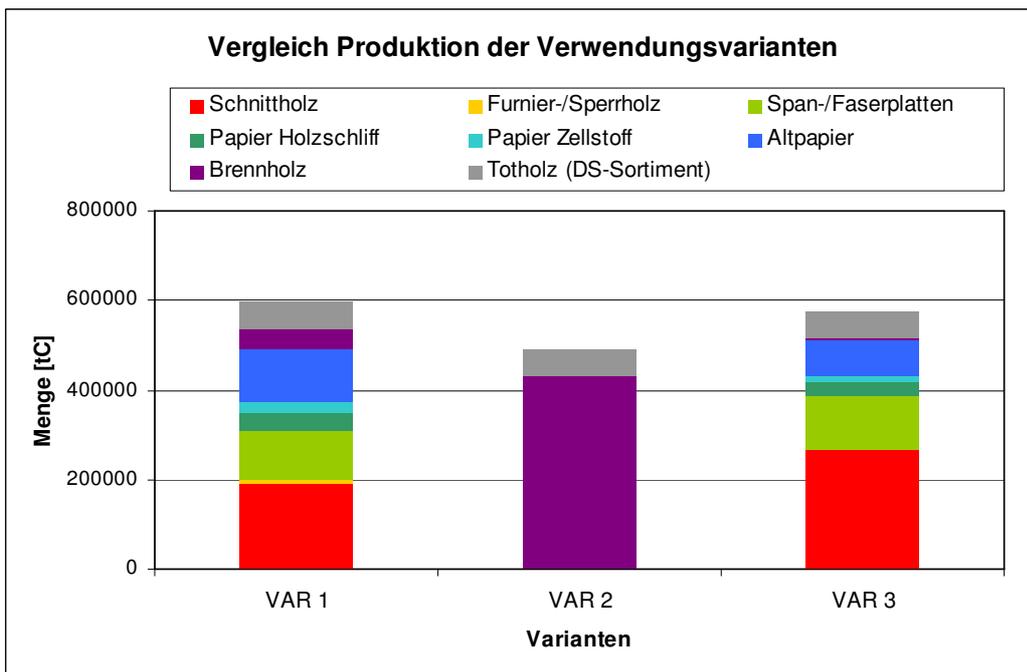
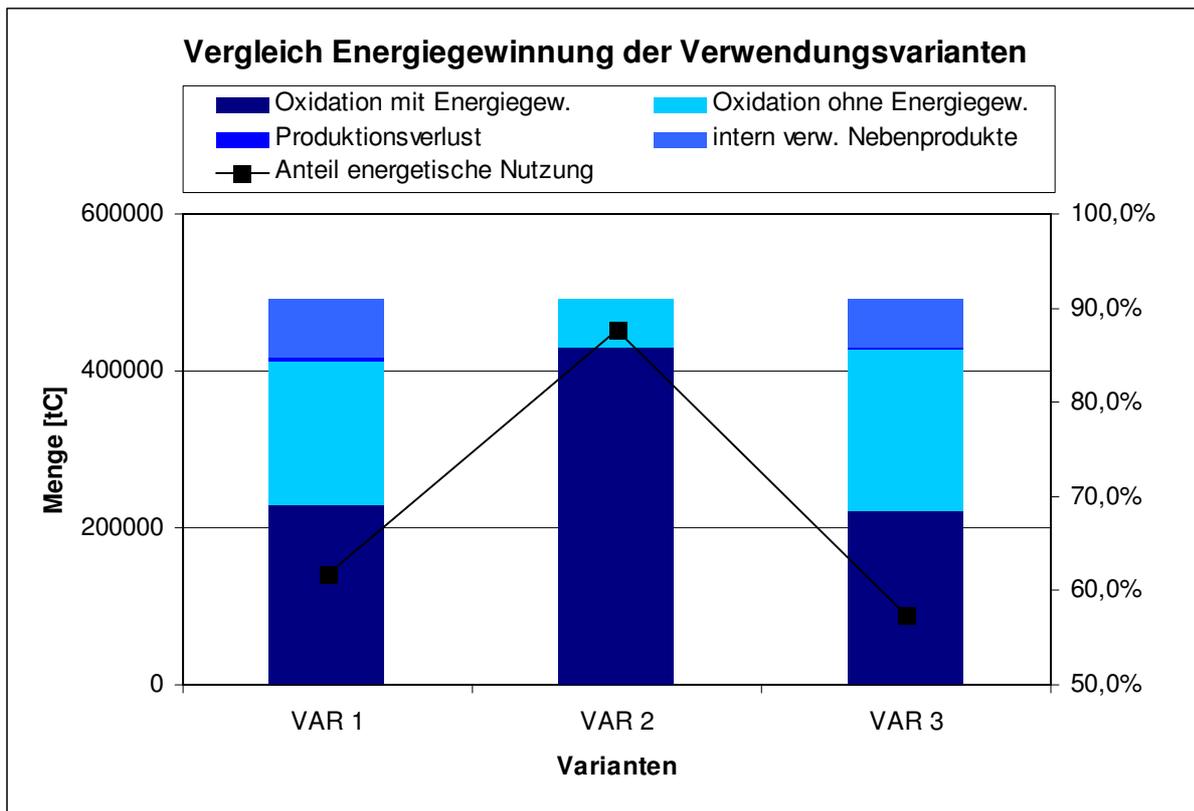
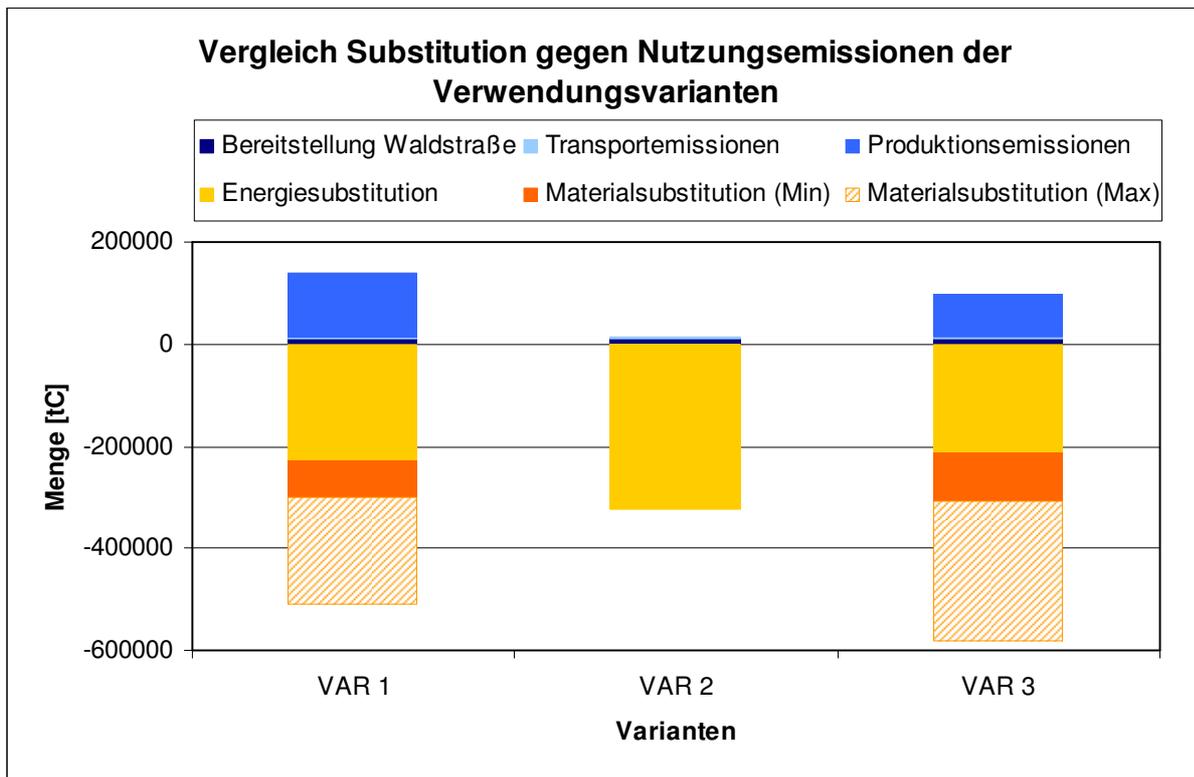


Abbildung 59: Produktionsmengen verschiedener Güter in den verschiedenen Varianten. Es wird die Gesamtmenge an Produkten inklusive einer Kaskade (multiple Nutzung) angegeben, sodass die Gesamtmenge größer als der Einschlag ist. In Variante 2 fallen keine sekundären Rohstoffe an und dementsprechend erhöht sich die Produktionsgesamtmenge nicht. Variante 1 entspricht der Darstellung aus Abbildung 55, Variante 2 geht von einer 100%igen Brennholznutzung aller Sortimente aus (Ausnahme DS-Holz) und Variante 3 stellt eine vollständige Nutzung aller Sortimente als Sägeholz dar (Ausnahme DS-Holz).



**Abbildung 60: Vergleich der Nutzungsemissionen der einzelnen Varianten. Es erfolgt eine Energiegewinnung in der Rubrik "Oxidation mit Energiegewinnung" und "intern verw. Nebenprodukte". Variante 1 entspricht der Darstellung aus Abbildung 56, Variante 2 geht von einer 100%igen Brennholznutzung aller Sortimente aus (Ausnahme DS-Holz) und Variante 3 stellt eine vollständige Nutzung aller Sortimente als Sägeholz dar (Ausnahme DS-Holz).**



**Abbildung 61: Vergleich der Material- und Energiesubstitution gegenüber den Herstellungsemissionen (Ernte, Transport und Produktion). Der schraffierte Bereich gibt eine Unsicherheits-Spanne an, denn die Literaturwerte weisen große Unterschiede auf. Variante 1 entspricht der Ist-Situation (Abbildung 57), Variante 2 geht von einer 100%igen Brennholznutzung aller Sortimente aus (Ausnahme DS-Holz) und Variante 3 stellt eine vollständige Nutzung aller Sortimente als Sägeholz dar (Ausnahme DS-Holz).**

**Tabelle 42: Gegenüberstellung der Holznutzungsemissionen (Ernte, Transport und Produktion) gegenüber den Substitutionseffekten (Energie- und Materialsstitution; vgl. Abbildung 61). Dargestellt ist auch der Gesamteffekt der Nutzung für den Produktsektor und für den Wald und Produktsektor gemein-**

FWJ 2003	VAR 1	VAR 2	VAR 3 Einheiten
<b>Einschlag</b>	<b>490757</b>	<b>490757</b>	<b>490757 tC</b>
<b>Nettospeicherung Wald</b>	<b>-41967</b>	<b>-41967</b>	<b>-41967 tC</b>
<b>Bereitstellung Waldstraße</b>	<b>8540</b>	<b>8540</b>	<b>8540 tC</b>
<b>Transportemissionen</b>	<b>7173</b>	<b>7173</b>	<b>7173 tC</b>
Schnittholz	2210	0	3074 tC
Furnier-/Sperrholz	2226	0	0 tC
Span-/Faserplatten	5378	0	6189 tC
Papier	62083	0	40582 tC
Altpapier	50637	0	33098 tC
<b>Summe Emissionen</b>	<b>138247</b>	<b>15713</b>	<b>98656 tC</b>
<b>Energiesubstitution</b>	<b>-227712</b>	<b>-323104</b>	<b>-211573 tC</b>
<b>Materialsstitution (Min)</b>	<b>-72050</b>	<b>0</b>	<b>-94697 tC</b>
<b>Summe Substitution (Min)</b>	<b>-299762</b>	<b>-323104</b>	<b>-306269 tC</b>
<b>Gesamteffekt (Min)</b>			
nur Produktsektor	-161515	-307391	-207613 tC
- bezogen auf Einschlag	-0,33	-0,63	-0,42 tC/tC
<b>Gesamteffekt (Min)</b>			
Wald und Produktsektor	-203482	-349358	-249580 tC
- bezogen auf Einschlag	-0,41	-0,71	-0,51 tC/tC
<b>Materialsstitution (Max)</b>	<b>-280196</b>	<b>0</b>	<b>-368265 tC</b>
<b>Summe Substitution (Max)</b>	<b>-507908</b>	<b>-323104</b>	<b>-579837 tC</b>
<b>Gesamteffekt (Max)</b>			
nur Produktsektor	-369661	-307391	-481181 tC
- bezogen auf Einschlag	-0,75	-0,63	-0,98 tC/tC
<b>Gesamteffekt (Max)</b>			
Wald und Produktsektor	-411628	-349358	-523149 tC
- bezogen auf Einschlag	-0,84	-0,71	-1,07 tC/tC

sam.

## 2.6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Durch das Modell konnte gezeigt werden, dass Holz Emissionsminderungspotenziale gegenüber anderen Rohstoffen besitzt. Diese werden umso deutlicher, je höherwertiger der Primärrohstoff eingesetzt wird, je länger dieses Holz in einer Kaskade geführt wird und zu welchem Anteil es schlussendlich zur Energiegewinnung eingesetzt wird.

### 3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Frage, welchen Beitrag die Holznutzung zur Entlastung der Atmosphäre von fossilem CO<sub>2</sub> leistet, wird seit den 90er Jahren in zahlreichen Studien untersucht. In einer umfassenden Literaturrecherche wurde daher der Stand des Wissens aufbereitet. Anlass dieser Untersuchung ist das Ziel, die CO<sub>2</sub>-Senkenleistung der Holznutzung für einen Forstbetrieb zu quantifizieren, um Kennwerte zu erhalten, die den geleisteten Beitrag zum Klimaschutz zahlenmäßig belegen. Der konkrete Anwendungsfall ist die „Sustainability Balanced Scorecard“ (SBSC), welche der Landesbetrieb ForstBW für den Staatswald Baden-Württemberg im Rahmen eines Strategischen Nachhaltigkeitsmanagements entwickelt hat. So verfolgt ForstBW mit der Bewirtschaftung des Staatswalds unter anderem als strategisches Ziel im Bereich Ökologie einen Beitrag zum Klimaschutz. Zur Messung der Zielerreichung wird daher ein Indikatorwert benötigt, der dieses Ziel messbar macht und einem Zielwert gegenübergestellt werden kann. Das entwickelte Berechnungsverfahren kann grundsätzlich für beliebige Waldeigentümer genutzt werden, sofern die notwendigen Eingangsgrößen verfügbar sind, und ist daher von allgemeinem Wert.

Die Berechnung dieser Kennzahl erfordert ein Modell, welches die wesentlichen Prozesse mathematisch beschreibt. Dabei müssen zwei Bereiche („Sphären“) betrachtet werden: die Holzprodukte im Bereich der so genannten Technosphäre sowie der Wald, da mit der Holznutzung immer eine Veränderung des Waldspeichers („Naturale Sphäre“ oder „Biosphäre“) mit sich bringt. Das heißt, die Holzentnahme ist als CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus dem natürlichen System Wald zu betrachten, und je nachdem, ob ein Vorratsabbau erfolgt oder nicht, fungiert der Wald (gegenüber der Atmosphäre) als CO<sub>2</sub>-Quelle oder -Senke. Demgegenüber steht die CO<sub>2</sub>-Senkenleistung, welche durch die Holznutzung entsteht.

Um die Kohlenstoffflüsse und Speicher im Wirtschaftskreislauf der Holzverwendung quantitativ beschreiben und berechnen zu können, wurde ein Harvested Wood Product (HWP)-Modell entwickelt, das es ermöglicht, eine Kennzahl für die CO<sub>2</sub>-ökologische Wirkung der Waldbewirtschaftung herzuleiten. Das HWP-Modell dient zur Quantifizierung der Effekte der Holzverwendung, zur Berechnung der stofflichen und energetischen Substitutionseffekte einschließlich der Möglichkeiten der kaskadierten Holznutzung.

Das entwickelte HWP-Modell beinhaltet fünf verschiedene Konversions- oder Transformationsphasen, welche die unterschiedlichen Verwendungen des Rohstoffs Holz beschreiben. Die Basis bilden die Holzlose der einzelnen Jahre, aus denen einerseits die Sortimentsmengen (primäre Rohstoffe) und andererseits der Verwendungsschlüssel zur Überführung der Sortimente in Produktlinien abgeleitet werden.

Für die Bilanzierung der C-Senkenleistung eines Forstbetriebs erwies sich der Production approach als der am besten geeignete Ansatz. Im Gegensatz zu Pistorius (2007) wurde dieser Ansatz jedoch so erweitert, dass die Bilanz die Mengen berücksichtigt, die der Produktionseinheit (hier: der Staatswald Baden-Württembergs in einem Forstwirtschaftsjahr) *räumlich* und *zeitlich* zuzuordnen sind und impliziert die Annahme, dass sich Zufluss und Abfluss aus dem Produktspeicher die Waage halten. Damit wird in dieser Studie der Speichereffekt durch die Nutzung von Holz nicht explizit berücksichtigt, was allerdings nur auf den ersten Blick im Widerspruch mit den Erkenntnissen von z.B. Winjum et al. (1998) steht, deren Aussagen sich auf eine globale Ebene beziehen. Denn trotz einer ausführlichen Literaturrecherche und Aufarbeitung des aktuellen Wissensstandes konnten nicht alle nötigen Größen zur Bestimmung der Größe des Produktspeichers mit der nötigen Genauigkeit erhoben werden, so dass mit diesem Ansatz die Schätzung von sehr unsicheren Größen, wie

z.B. Höhe der historischen Emissionen, vermieden werden kann. Zudem stellen viele Autoren (z.B. Werner et al. 2010, Sathre und O`Conner 2010, Taverna et al. 2007) fest, dass der Haupteffekt der Holznutzung nicht in der Speicherleistung, sondern im Wesentlichen in seiner Substitutionsleistung liegt.

Die vorgestellten Ergebnisse beruhen daher aufgrund nicht verfügbarer Daten teilweise auf vereinfachenden Annahmen. Dies gilt insofern, als Berechnungsparameter verwendet werden, die anhand der Literaturrecherche nicht speziell für Baden-Württemberg ermittelbar waren und auf Daten für Deutschland zurückgegriffen werden musste (z.B. Produktionsschlüssel, Altpapierrücklaufquote) oder deren Geltungsbereich nicht genau ermittelt werden konnte bzw. zu große Spannweiten aufweisen. So zeichnen sich z.B. die in der Literatur angegebenen Faktoren zur Materialsubstitution durch eine sehr hohe Variation aus, und vielen Studien war nicht zu entnehmen, ob bei den verwendeten Parametern der Materialsubstitution, Bereitstellung, Transport und Produktion des Holzes enthalten ist oder nicht. Daher wurde für die Berechnung auf Minimal- und Maximal-Werte zurückgegriffen.

Auch konnten nur wenige Modellparameter neu ermittelt und Baden-Württemberg-spezifisch bzw. individuell für das jeweilige Forstwirtschaftsjahr (z.B. Verwendungsschlüssel) bestimmt werden. Trotzdem schließt das entwickelte HWP-Modell die bisher bestehenden Lücken bei der Kohlenstoffbilanzierung des Staatswaldes Baden-Württemberg.

Die Ergebnisse der in diesem Projekt entwickelten Bilanzierung können aufgrund der gewählten Systemgrenzen und der für Baden-Württemberg spezifischen Annahmen nur mit gewissen Einschränkungen mit denen anderer Studien verglichen werden, da wesentliche Unterschiede zu beachten sind. Zum einen werden unterschiedliche Methoden für die Berechnungen verwendet, zum anderen variiert die verwendete Ausgangsqualität der Daten. Ebenfalls von Bedeutung ist der Zeitpunkt, zu dem die C-Vorräte berechnet wurden, da es sich bei Bilanzen immer um Momentaufnahmen handelt. Des Weiteren wurden unterschiedliche Annahmen getroffen, um bestehende Datenlücken zu schließen. Zusätzlich beziehen viele andere Studien, im Gegensatz zu der hier durchgeführten Bilanzierung, den Produktpool in ihre Berechnungen mit ein, wodurch nicht die Effekte der Holzbereitstellung bilanziert werden, sondern die zeitliche Speicherung des Produktspeichers. Dadurch können sich tendenziell höhere Zahlenwerte ergeben. Die Kohlenstoff-Bilanz Baden-Württembergs der Jahre 2002-2010 zeigt jedoch deutlich, dass materielle und energetische Substitution im Gesamteffekt die entstehenden Emissionen überwiegen und so eine nachhaltige und stetige CO<sub>2</sub>-Reduktion bewirken. Besonders auffällig ist allerdings, dass im Durchschnitt ungefähr 85% der Produktionsemissionen aus den Produktlinien Papier und Altpapier stammen. In der Gesamtsumme resultierte die Holzernte über den Zeitraum der Jahre 2003-2010 bei konservativer bzw. optimistischer Annahme in Bezug auf die Materialsubstitution in einer durchschnittlichen Einsparung von rund 180.000 tC bzw. rund 398.000 tC. Betrachtet man den Gesamteffekt in Bezug auf den Einschlag, liegt die Einsparung durchschnittlich bei minimal die 0,33 tC/tC bzw. maximal bei 0,74 tC/tC.

Diese Ergebnisse werden durch die von Pistorius (2007) erstellte Kohlenstoffbilanz für Baden-Württemberg bestätigt, die Zahlenwerte in derselben Größenordnung liefert. So liegt zum Beispiel die Summe der durch Energiesubstitution eingesparten, flächenmäßig angepassten Emissionen (Pistorius berechnet die Effekte für Gesamt Baden-Württemberg und nicht nur für den Staatswald) in den Jahren 2001 und 2002 bei 286.250 tC bzw. 288.500 tC, die in dieser Studie ermittelte im Durchschnitt bei 252.315 tC. Der Unterschied in den Ergebnissen der beiden Studien könnte aus den in dieser Studie im Schnitt geringeren verfügbaren Mengen oder den von Pistorius (2007) verwendeten niedrigeren Substitutionsfaktor bzw. höheren Mengen resultieren.

Des Weiteren zeigt die Bilanzierung, dass Nutzungsoptionen und Holzverwendung einen entscheidenden Einfluss auf das Potenzial und die Dynamik der Kohlenstoffbindung und damit auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz durch die Substitution emissionslastiger Energie- und Rohstoffe mit Holz haben. Die Minderungspotentiale verschiedener Nutzungsoptionen und Holzverwendungen hängen stark von den gewählten Systemgrenzen sowie der erreichbaren Höhe der Materialsubstitution und damit indirekt von einer Nutzung der Holzprodukte in Kaskaden ab. In einem Variantenstudium werden diese Effekte exemplarisch verdeutlicht: Variante 2 zeigt die vollständige Nutzung aller Sortimente als Brennholz. Bei dieser Variante entstehen zwar keine Produktionsmissionen, jedoch können auch keine Einsparungen durch Materialsubstitution erfolgen, da alle anderen Produkte nicht mehr produziert werden können. In der Berechnung dieser Variante ist allerdings nicht enthalten, dass diese theoretisch von außerhalb oder durch energieintensive Substitute ersetzt werden müssen. Ist der Wert für die Materialsubstitution gering, überwiegt der Einsparungseffekt der Energiesubstitution den der Materialsubstitution, ist der Wert für die Materialsubstitution hoch (was er bei einer Kaskadennutzung automatisch wird, da sich die Effekte addieren) ist die Situation umgekehrt.

Abschließend ist festzuhalten, dass die Entwicklung eines methodisch fundierten Gesamtmodells eine komplexe Aufgabe darstellt, die einen entsprechenden Zeit- und Ressourcenaufwand erfordert. Das vorliegende Modell hat daher einen vorläufigen Charakter und wird im Zuge laufender Forschungsarbeiten weiterentwickelt werden. Mit der Entwicklung eines HWP-Modells wurde neben der Möglichkeit zur Berechnung von Indikatorwerten zur Quantifizierung der CO<sub>2</sub> –Minderungsleistung der Holznutzung auch die Grundlage geschaffen, Effekte unterschiedlicher waldbaulicher Behandlungsstrategien in einem umfassenden CO<sub>2</sub> –ökologischen Ansatz zu bewerten. Es ist somit auch möglich, Auswirkungen von Nutzungsverzicht auf die C-Bilanz zu quantifizieren.

## 4 Literatur

- Adensam, H., Gangelberger, E., Gupfinger, H., Wenisch, A. (2000) „Wieviel Umwelt braucht ein Produkt“. Studie zur Nutzbarkeit von Ökobilanzen für Prozess- und Produktvergleiche. Analyse von Methoden, Problemen und Forschungsbedarf. Österreichisches Ökologie Institut, Endbericht, Wien.
- 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): ÖkoPot - Ökologische Potenziale durch Holznutzung gezielt fördern. Abschlussbericht zum BMBF-Projekt FKZ 0330545, Stuttgart.
- Alexander, M. (1997) Estimation of National Carbon Stocks and Fluxes of Wood Based Products, University of Surrey. Dissertation.
- Andersen, RS., Towers, W., Smith, P. (2005) Assessing the potential for biomass energy to contribute to Scotland's renewable energy needs. *Biomass und Bioenergy* 29: 73–82.
- Anthoni, P. M., Knohl, A., Rebmann, C., Freibauer, A., Mund, M., Ziegler, W., Kolle, O., Schulze, E.-D. (2004) Forest and agricultural land-use dependent CO<sub>2</sub> exchange in Thuringia, Germany. *Global Change Biology* 10: 2005-2019.
- Apps, MJ., Kurz, WA., Beukema, SJ., Bhatti, JS. (1999) Carbon budget of the Canadian forest product sector. *Environmental Science and Policy* 2: 25–41.
- Armstrong, A. (2008) Facing the future. *Global Change Biology* 14: 2910-2922.
- Arnold, K.; von Geibler, J.; Bienge, K.; Stachura, C.; Borbonus, S. (2009): Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen: ein Konzept zur Verbesserung der Rohstoffeffizienz und Optimierung der Landnutzung. Wuppertal Papers Nr. 180, August 2009. ISSN: 0949-5266.  
<http://econstor.eu/bitstream/10419/29721/1/609939297.pdf>
- Berndes, G., Hoogwijk, M., van er Broek, R., (2003) The contribution of biomass in the future global energy supply: a review of 17 studies. *Biomass und Bioenergy* 25: 1–28.
- Binkley, D., Stape, J.L., Ryan, M.G., Barnard, H.R., Fownes, J. (2002) Age-related decline in forest ecosystem growth: an individual-tree, stand-structure hypothesis. *Ecosystems* (5) 58-67.
- Black, A.T., Gaumont-Guay, D., Jassal, R.S., Amiro, B.D., Jarvis, G., Gower, T., Kelliher, F.M., Dunn, A., Wofsy, S.C. (2005) Measurement of CO<sub>2</sub> exchange between boreal forest and the atmosphere. In: Griffiths, H., Jarvis, P.G. (eds.) *The carbon balance of forest biomes*, Oxford, UK: Taylor & Francis, S. 151–185.
- BMVEL (2003) Holzmarktbericht 2002. BMVEL, Bonn.
- BMVEL (2004) Holzmarktbericht 1/2003. BMVEL, Berlin.
- BMELV (2008) Holzmarktbericht 2007. Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2007. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. <http://www.bmelv-statistik.de/de/fachstatistiken/forst-und-holzwirtschaft/>
- Bol, B., Lenstra, G., van Liebergen, H., Paardekooper, L. (1995) Environment related comparative study on garden chairs (in German). Tebodin, B.V. im Auftrag des Fachverbandes Kunststoff-Konsumwaren im GKV, Frankfurt a.M.
- Boman, UR. and Turnbull, JH. (1997) Integrated biomass energy systems and emissions of carbon dioxide. *Biomass and Bioenergy* 13:333–343.

- Börjesson, P., Gustavsson, L. (2000) Greenhouse gas balances in building construction: Wood versus concrete from lifecycle and forest land use perspectives. *Energy Policy* 28(9) 575-588.
- Börjesson, P. (1996) Energy analysis of biomass production and transportation. *Biomass and Bioenergy* 11: 305–318.
- Böswald, K. u. Wierling, R. (1997) Wald und Forstwirtschaft Niedersachsens im Kohlenstoffhaushalt. In: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): *Aus dem Walde*, 50, Mitteilungen der Niedersächsischen Landesforstverwaltung, Teil II, 247-333.
- Böttcher, H. (2008) Forest Management for Climate Change Mitigation: Modeling of Forestry Options, their Impact on the Regional Carbon Balance and Implications for a Future Climate Protocol. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau.
- Bowyer, J., Briggs, D., Lippke, B., Perez-Gracia J., Wilson, J. (2004) Life cycle environmental performance of renewable building materials in the context of residential construction: CORRIM Phase I Research Report. University of Washington, Seattle, WA. <http://www.corrim.org/reports/>.
- Briceno-Elizondo, E. und Lexer, JM (2004) Estimating carbon sequestration in the wood products pool: Model adaptation and application for Austrian conditions. *Austrian Journal of Forest Science* 2: 99-119.
- Brown, S., Lim, B., Schlamadinger, B. (1998) IPCC/OECD/IEA Programme on National Greenhouse Gas Inventories, Evaluating Approaches for Estimating Net Emissions of Carbon Dioxide from Forest Harvesting and Wood Products, Meeting Report, Dakar, Senegal, 5-7 Mai 1998.
- Buchanan, A., Honey, BG. (1994) Energy and carbon dioxide implications of building construction. *Energy and Buildings* 20: 205–217.
- Buchanan, A., Levine SB. (1999) Wood-based building materials and atmospheric carbon emissions. *Environmental Science and Policy* 2: 427–437.
- Bundesamt für Umwelt Schweiz (BUWAL) (2008) *Wer Holz nutzt, schützt das Klima*.
- Bundesregierung (2008) *Fortschrittsbericht 2008 zur Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie – Für ein nachhaltiges Deutschland*, Berlin.
- Burrows, J., Sannes, B. (eds.) (1998) *The Competitive Climate for Wood Products and Paper Packaging; the Factors Causing Substitution with Emphasis on Environmental Promotions*. The joint FAO/ECE team of public relations specialists in the forest and forest industries sector.
- Burschel, P., Kürsten, E., Larson, BC. (1993a) Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. *Forstliche Forschungsberichte München*, Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München und Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- Burschel, P., Kürsten, E., Larson, BC., Weber, M. (1993b) Present role of German forests and forestry in the national carbon budget and options to its case. *Water, Air and Soil Pollution* 70: 325-340.
- Carrara, A., Kowalski, A.S., Neiryneck, J., Janssens, I.A., Curiel Yuste, J., Ceulemans, R. (2003) Net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange of mixed forest in Belgium over 5 years. *Agricultural and Forest Meteorology* 119: 209–227.
- Carrara, A., Janssens, I.A., Yuste, J.C., Ceulemans, R. (2004) Seasonal changes in photosynthesis, respiration and NEE of a mixed temperate forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 126: 15–31.
- Carey, E.V., Sala, A., Keane, R., Callaway, R.M. (2001) Are old forests underestimated as global carbon sinks? *Global Change Biology* 7: 339-344.

- CEI-BOIS (nm) (European Confederation of woodworking industries) Tackle climate change- use wood. <http://www.cei-bois.org/en/publications>.
- Chen, J., Colombo, S., Ter-Mikaen, MT., Heath, LS. (2008) Future carbon storage in harvested wood products from Ontario's Crown forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1947-1958.
- Clements, FE. (1916): *Plant succession. An analysis of the development of vegetation.* Carnegie Institute of Washington Publication 242: 1–512.
- Cohen, W., Harmon, M., Wallin, D., Fiorella, M. (1996) Two decades of carbon flux from forests of the Pacific Northwest: estimates from a new modelling strategy. *BioScience* 46: 836-844.
- Côté, WA., Young, RJ., Risse, K.B., Costanza, AF., Tonelli, JP., Lenocker, C. (2002) A carbon balance method for paper and wood products. *Environmental Pollution* 116: 1-6.
- Dai, K.H., Johnsons C.H., Driscoll, C.t. (2001) Organic matter chemistry and dynamics in clear-cut and unmanaged hardwood forest ecosystems. *Biogeochemistry* 54: 51-83.
- Dewar, RC. (1991) Analytical model of carbon storage in the trees, soils, and wood products of managed forests. *Tree Physiology*(8): 239-258.
- Dewar, RC., Cannell, MGR., (1992) Carbon sequestration in the trees, products and soils of forest plantations: an analysis using UK examples. *Tree Physiology* 11: 49-71.
- Dias, AC., Margarida, L., Arroja, L., Capela, I. (2004) The contribution of wood products to carbon sequestration in Portugal. ECOWOD 1st international Conference on Environmentally-compatible Forest Products. Fernando Pessoa University, Operto, Portugal, 22-24 September 2004.
- Dias, AC., Margarida, L., Arroja, L., Capela, I. (2009) Comparison of methods for estimation carbon in harvested wood products. *Biomass and Bioenergy* 33 (2): 213-222.
- Drößler, L., Lüpke, B. V., (2005) Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Journal of Forest Science*, 51: 446-457.
- Eggers, T. (2002) *The Impacts of Manufacturing and Utilisation of Wood Products on the European Carbon Budget.* Herausgegeben von European Forest Institute. Internal Report, 9.
- Elsayed, M., Matthews, R W., Mortimer, ND. (2003) Carbon and energy balances for a range of bio fuels options. United Kingdom Department of Trade and Industry Report B/B6/00784/REP.
- Enssle, J. (2010) Ist ungenutzter Wald schlecht für's Klima? Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V.
- Eriksson, PE. (1995) *Wooden Pillars in Multi Family Houses- Experiences from Construction and management (Trästommar i flerbostadshus-erfarenheter fran byggande och förvaltning).* Träteck, Stockholm, Sweden. In Swedish.
- Eriksson, E., Gillespie, AR., Gustavsson, L., Langvall, O., Olsson, M., Sathre, R., Stendahl, J. (2007) Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 671-681.
- Fahey, TJ., Woodbury, PB., Battles, JJ., Goodale, CL., Hamburg, SP., Ollinger, SV., Woodall, CW., (2010) Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8 (5): 245-252.
- Falk, M., Wharton, S., Schroeder, M., Ustin, S., Paw, U. (2008) Flux partitioning in an old-growth forest: seasonal and interannual dynamics. *Tree Physiology* 28: 509–520.
- FAO (2008) *FAO Statistical Database (FAOSTAT) Forestry.*

Fischlin A., Buchter B., Matile L., Hofer P., Taverna R. (2006): CO<sub>2</sub>-Senken und -Quellen in der Waldwirtschaft – Anrechnung im Rahmen des Kyoto-Protokolls. Umwelt-Wissen Nr. 0602. Bundesamt für Umwelt, Bern. 45 S.

Fleming, T., Freedman B. (1998) Conversion of natural, mixed species forests to conifer plantations: implications for dead organic matter and carbon storage. *Ecoscience* 5: 213-221.

Flugsrud, H., Kvingedal, F., Rypdal, K. (2001) Estimating the net emissions of CO<sub>2</sub> from harvested wood products. A comparison between different approaches. Norwegian Pollution Control Authority.

ForstBW (2010) Anlage zur Pressemitteilung vom 13.09.2010. Internetdokument; zuletzt aufgerufen am 23.02.2012. URL: [http://www.forstbw.de/no\\_cache/forstbw/leitbild/nachhaltigkeit/strategisches-nachhaltigkeitsmanagement/?sword\\_list%5B0%5D=scorecard](http://www.forstbw.de/no_cache/forstbw/leitbild/nachhaltigkeit/strategisches-nachhaltigkeitsmanagement/?sword_list%5B0%5D=scorecard)

ForstBW (2012) Internetarchiv der Jahresberichte und Materialbände:  
<http://www.forstbw.de/forstbw/geschaeftsbericht/archiv/>; letzter Aufruf: 15.03.2012

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (1993) Der Wald in Baden-Württemberg im Spiegel der Bundeswaldinventur 1986-1990- Ergebnisse der Ersterhebung. FVA, Freiburg.

Frischlin A., Buchter B., Matile L., Hofer P., Taverna R. (2006) CO<sub>2</sub>-Senken und -Quellen in der Waldwirtschaft – Anrechnung im Rahmen des Kyoto-Protokolls. Umwelt-Wissen Nr. 0602.

Frühwald, A., Solberg, B. (1995) Life cycle analysis- A challenge for forestry and forest industry. Proceedings of the international Workshop BFH/EFI, EFI Proceedings No 8, Joensuu, Finland.

Frühwald, A., Pohlmann CM., Wegener G. (2001) Holz - Rohstoff der Zukunft, nachhaltig verfügbar und umweltgerecht. Informationsdienst Holz DGFH, Deutsche Gesellschaft für Holzforschung e.V., Holzabsatzfond, München, Bonn.

Frühwald, A., Heuvelop, J., Thoroe, C. (2002) Stellenwert der Forst- und Holzwirtschaft in der Klimapolitik, Holzforschung, Forschungsreport 1/2002, S.35-39.

Frühwald, A., Diederichs, S., Morgan, RM. (2010) Verwendungspotentiale heben durch Kaskadennutzung am Beispiel Holz. In: Thomé- Kozmiensky, KJ., Beckmann, M. (Eds.): Erneuerbare Energien, Band 4 - Biomasse und Biogas, Ersatzbrennstoffe, Solar- und Windenergie. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky Neuruppin, 37-50.

Fürstenau, C. (2008) The impact of silvicultural strategies and climate change on carbon sequestration and other forest ecosystem functions, Chapter 5: Role of substitution for carbon balance of wood use in The impact of silvicultural strategies and climate change on carbon sequestration and other forest ecosystem functions, Dissertation, Potsdam.

Geibler, J (2011) Kaskadennutzung nachwachsender Rohstoffe: Konzept zur nachhaltigen Flächennutzung und Steigerung der Ressourceneffizienz. Forum Bioenergie aus Holz – Wo liegen die Grenzen? Vortrag auf der LIGNA, Hannover, 02. Juni 2011.

Gerilla, GP., Teknomo K., Hokao, K. (2007) An environmental assessment of wood and steel reinforced concrete housing construction. *Building and Environment* 42: 2778–2784.

Gerst, M., Brämer, K., Grossenauer-Marohn, H., Eichhorn, J., Brämer, K. (2010) Nachhaltigkeitsbericht für die Geschäftsjahre 2008 und 2009. Hrsg: Landesbetrieb Hessen-Forst

Gleixner, G., Tefs, C., Jordan, A., Hammer, M., Wirth, C., Nueske, A., Telz, A., Schmidt, U., Glatzel, S. (2009) Soil Carbon Accumulation in Old-Growth Forests. In: C. Wirth et al. (eds), Old-Growth Forests, Ecological Studies 207, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S. 231-267.

- Gjesdal, SFT., Flugsrud, H., Mykkelbost, TC. (1996) A balance of use of wood products in Norway. Report 96:04 Norwegian Pollution Control Authority SFT: 54.
- Goedkoop, M. (1995) The Eco-indicator 95, final report. Netherlands Agency for Energy and the Environment (NOVEM), Amersfoort.
- Goulden, M.L., Wofsy, S.C., Harden, J.W., Trumbore, S.E., Crill, P.M., Gower, S.T., Fries, T., Daube, B.C., Fan, S.M., Sutton, D.J., Bazzaz, A., Munger, J.W. (1998) Sensitivity of boreal forest carbon balance to soil thaw. *Science* 279: 214–217.
- Gower, S.T., McMurtire, R.E., Murty, D. (1996) Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 378-382.
- Gustafsson, A., (1998) Walls in Solid Wood—Technology, Economics, Production (Väggar av massivträteknik, ekonomi, produktion). Träteknik, Stockholm, Sweden. In Swedish.
- Gustavson, L., Sathre, R. (2006) Variability in energy and carbon dioxide balances of wood and concrete building materials. *Building and Environment* 42: 940-951.
- Gustavson, L., Sathre, R. (2011) Energy and CO<sub>2</sub> analysis of wood substitution in construction. *Climatic change* 105: 129-153.
- Gustavsson, L., Börjesson, P., Johansson, B., Svenningsson, P. (1995) Reducing CO<sub>2</sub> emissions by substituting biomass for fossil fuels. *Energy*, 20, 1097–1113.
- Gustavsson, L., Madlener, R., Hoen, H.-F., Jungmeier, G., Karjalainen, T., Klöhn, S., Mahapatra, K., Pohjola, J., Solberg, B., Spelter, H., (2006a) The role of wood material for greenhouse gas mitigation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11: 1097-1127.
- Gustavsson, L., Pingoud, K., Sathre, R. (2006b) Carbon dioxide balance of wood substitution: comparing concrete- and wood-framed buildings. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11(3): 667–691.
- Harmon, ME., Harmon, JM., Ferrell, WK., Brooks, D. (1996) Modeling carbon stores in Oregon and Washington forest Products: 1900 -1992. *Climatic Change* 33: 521-550.
- Harmon, M.E. (2009) Woody Detritus Mass and its Contribution to Carbon Dynamics of Old-Growth Forests: the Temporal Context. In: C. Wirth et al. (eds), *Old-Growth Forests*, Ecological Studies 207, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S. 159-193.
- Hashimoto, S., Y. Moriguchi (2004) Data Book: Material and Carbon Flow of Harvested Wood in Japan. CGer-Report. National Institute for Environmental Studies.
- Heijungs, R., Guinée, JB., Huppes, G., Lankreijer, RM., Udo de Haes, HA., Wegener Sleswijk, A., Ansems, AMM., Eggels, PG., van Duin, R., de Goede, HP. (1992) Environmental life cycle assessment of products, guide and background. Centre for Milieukunde (CML), Leiden.
- Hennigar, CR., MacLean, DA., Amos-Binks, LJ. (2008) A novel approach to optimize management strategies for carbon stored in both forests and wood products. *Forest Ecology and Management* 256: 786-797.
- Herrmann S., Bauhus, J. (2007) Totholz - Bedeutung, Situation, Dynamik. Portal Wald und Klima: [http://www.waldundklima.net/wald/totholz\\_bauhus\\_herrmann\\_01.php](http://www.waldundklima.net/wald/totholz_bauhus_herrmann_01.php)
- Hessenmöller, D., Schulze, E.-D., Großmann, M. (2008) Bestandesentwicklung und Kohlenstoffspeicherung des Naturwaldes "Schönstedter Holz" im Nationalpark Hainich. *Allg. Forst- u. Jagd-Ztg.*, Heft 12, 179. Jg., S. 209-219.
- Heuer, E. (2010): Was hat sich in Kopenhagen bewegt? *AFZ/Der Wald* 65 (3): 4–5.

- Heuer, E. (2011): Kohlenstoffbilanzen - Schlüssel zur forstlichen Klimapolitik. AFZ- Der Wald 17: 16-18.
- Hofer, P., Taverna R., Werner F., Richter K. (2002) Senkenleistung und Materialsubstitution beim Schweizer Gebäudepark im Hinblick auf die nationale Treibhausgasbilanz. GEO Partner, Zürich.
- Hollinger, D., Kelliher, F., Byers, J., Hunt, J., Mcseveny, T., and Weir, P. (1994) Carbon dioxide exchange between an undisturbed old-growth temperate forest and the atmosphere. Ecology 75: 134-150.
- Hoogwijk, M., Faaij, A., van den Broek, R., Berndes, G., Gielen, D., Turkenburg, W., (2003) Exploration of the ranges of the global potential of biomass for energy. Biomass and Bioenergy 25: 119–133.
- Hoppenbrock, C. and D. Scheer (2006) Stoffstrombilanzen Holz - Beispiel „Holzfenster“ und „Holzfertighäuser“, Arbeitsbericht 6, ZUFO: 29.
- Hubbard, R.M., Bond, B.J., Ryan, M.G. (1999): Evidence that hydraulic conductance limits photosynthesis in old *Pinus ponderos* trees. Tree Physiology 19: 165-172.
- Hyvönen, R., Ågren, G. I., Linder, S., Persson, T., Cotrufo, M.F., Ekblad, A., Freeman, M., Grelle, A., Janssens, I.A., Jarvis, P.G., Kellomäki, S., Lindroth, A., Loustau, D., Lundmark, T., Norby, R.J., Oren, R., Pilegaard, K., Ryan, M.G., Sigurdsson, B.D., Strömngren, M., van Oijen, M., Wallin, G. (2007) The likely impact of elevated [CO<sub>2</sub>], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review. New Phytologist 173: 463–480.
- Ingersson, A. (2011) Carbon storage potential of harvest wood: summary and policy implications. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 16: 307-323.
- Institut für Bauen und Umwelt e.V. (2008a) Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025. Unkaschierte Steinwolle-Platten und Filze. Saint-Gobain ISOVER G+H AG, Deklarationsnummer EPD-GHI-2008111-D.
- Institut für Bauen und Umwelt e.V. (2008b) Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025. Unkaschierte bzw. unbeschichtete kunstharzgebundene Steinwolle Dämmstoffe. Deutsche Rockwool Mineralwoll GmbH und Co.OHG. Deklarationsnummer EPD-DRW-2008112-D.
- International Energy Agency (IEA) (1994) Biofuels, energy and environment. Policy analysis series.
- IPCC (2003) Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. 307 S.
- IPCC (2006) IPCC Guidelines for Greenhouse Gas Inventories - Vol 4 Agriculture, Forestry and other Land Use. Eggleston S, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K (Eds.). Hayama, Kanagawa, Japan: IEA/OECD, IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Technical Support Unit, 683 p <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> as accessed on 04.04.2010.
- Jäkel, U., Schwaiger, H., Häger, C., Kohlmaier, G.H., Schlamadinger, B., Spitzer, J. (1999) European Study of Carbon in the Ocean, Biosphere and Atmosphere: Biosphäre. Joanneum Research, Graz.
- Janssens, I.A., Lankreijer, H., Matteucci, G., Kowalski, A. S., Buchmann, N., Epron, D., Pilegaard, K., Kutsch, W., Longdoz, B., Grünwald, T., Montagnani, L., Dore, S., Rebmann, C., Moors, E. J., Grelle, A., Rannik, Ü., Morgenstern, K., Oltchev, S., Clement, R., Guðmundsson, J., Minerbi, S., Berbigier, P., Ibrom, A., Moncrieff, J., Aubinet, M., Bernhofer, C., Jensen, N. O., Vesala, T., Granier, A., Schulze, E. -D., Lindroth, A., Dolman, A. J., Jarvis, P. G., Ceulemans, R. and Valentini, R. et al. 2001. Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. Global Change Biology 7: 269–278.
- Johnson, D.W., Henderson, P. (1995) Effects of forest management and elevated carbon dioxide on soil carbon storage. In: Lal R., Kimble J., Livine E., Stewart B.A. (eds) Soil management and greenhouse effect. CRC Lewis publishers, Boca Raton, London, Tokyo, S. 137-145.

- Jungmeier, G., Werner, F., Jarnehammar, A., Hohenthal, C., Richter, K. (2002) Allocation in LCA of wood-based products: experiences of COST Action E9-Part I, methodology. *International Journal of Life-Cycle assessment* 7(5):290–294.
- Kahl, T. (2008): Kohlenstofftransport aus dem Totholz in den Boden. Diss. Univ. Freiburg, 108 S.
- Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer, H. (Hrsg.) (2009) *Energie aus Biomasse, Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Kändler, G. (2006) Analyse über die Abweichungen zwischen den von der Holzeinschlagsbuchführung erfassten und den aus der Bundeswaldinventur geschätzten Holzeinschlagsdaten - Überprüfung anhand der Daten für den Staats- und Körperschaftswald in Baden-Württemberg, FVA Baden-Württemberg, Interner Bericht (unveröffentlicht).
- Karjalainen, T. (1996) Dynamics and potentials of carbon sequestration in managed stands and in wood products in Finland under changing climat conditions. *Forest Ecology and Management* 80: 113-132.
- Karjalainen, T., Kellomäki, S., Pussinen A. (1994) Role of Wood-Based Products in Absorbing Atmospheric Carbon. *Silva Fennica*, H. 28(2), S. 67–80.
- Karjalainen, T., Kellomäki, S., Pussinen, A. (1995) Carbon Balance in the forest sector in Finland during 1990-2039. *Climate Change* 30: 451-478.
- Karjalainen, T., Pussin, A., Liski, J., Nabuurs, GJ., Erhard, M., Eggers, T., Sonntag, M., Mohren, GMJ. (2002) An approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget: Germany as a case study. *Forest Ecology and Management* 162: 87-103.
- Kauppi, P., Sedjo, R. (2001) Technological and Economic Potential of Options to Enhance, Maintain, and Manage Biological Carbon Reservoirs and Geo-engineering, In B. Metz, O. Davidson, R. Swart and J.H. Pan (eds.), *Climate Change 2001: Mitigation, IPCC Third Assessment Report Vol. 3*, New York, Academic Press, [http://www.grida.no/climate/ipcc tar/wg3/index.htm](http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg3/index.htm).
- Kira, T., Schidei, T. (1967) Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the Western Pacific. *Jpn. J. Ecol.* 17: 70-87.
- Kirschbaum, M.U.F., (2003) To sink or to burn? A discussion of the potential contributions of forests to greenhouse gas balances through storing carbon or providing biofuels. *Biomass und Bioenergy* 24: 297–310.
- Knohl, A., Schulze, E., Kolle, O., and Buchmann, N. (2003): Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 118: 151-167.
- Knohl, A., Schulze, E.-D., Wirth, C. (2009) Biosphere–Atmosphere Exchange of Old-Growth Forests: Processes and Pattern. In: C. Wirth et al. (eds), *Old-Growth Forests, Ecological Studies 207*, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S.141-158.
- Köhl, M., Frühwald, A., (2009) Permanent Wood Sequestration: No solution to the Global Carbon Dioxide Problem. *ChemSusChem* 2: 609-613.
- Köhl, M., Frühwald, A., Kenter, B., Olshofsky, K., Köhler, R., Köthke, M., Rüter, S., Pretzsch, H., Rötzer, T., Makeschin, F., Abiy, M., Dieter, M. (2009) Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. *Landesbauforschung. vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 327*: 103-109.
- Köhl, M., B. Kenter, Hildebrandt, R., Olshofsky, K., Köhl, R., Rötzer, T., Mette, T., Pretzsch, H., Rüter, S., Köthke, M., Dieter, M., Abiy, M., Makeschin, F. (2011) Nutzungsverzicht oder Holznutzung? Auswirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz im langfristigen Vergleich. *AFZ- Der Wald* 66(15): 25-27.

- Kolari, P., Pumpanen, J., Rannik, Ü., Ilvesniemi, H., Hari, P., Berninger, F. (2004) Carbon balance of different aged Scots pine forests in Southern Finland. *Global Change Biology* 10: 1106–1119.
- Kollmann, F., (1951) *Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- Kolshus, HH. (2001) Carbon sequestration in sinks: An overview of potential and costs. CICERO Working paper, Nr.11, University of Oslo.
- Körner, C. (2003) Slow in, rapid out-carbon flux studies and Kyoto targets. *Science* 300: 1242-1243.
- Kram, T., Gielen, DJ., Bos, AJM., de Feber, MAPC, Gerlagh, T., Groenendaal, BJ., Moll, HC., Bouwman, ME., Daniels, DW., Worrell, E., Hekkert, MP., Joosten, LAJ., Groenewagen, P., Govers, T., (2001) Integrated energy and material systems engineering for GHG emission mitigation. Final report of the MATTER Project. The Netherlands. 245.
- Kraxner, F., Nilsson, S., Obersteiner, M., (2003) Negative emission from bioenergy use, carbon capture and sequestration (BECS)-The case of biomass production by sustainable forest management from semi-natural temperate forests. *Biomass and Bioenergy* 24: 285–296.
- Künniger, T., Richter, K. (2001) *Ökobilanz von Konstruktionen im Garten- und Landschaftsbau. Forschungs- und Arbeitsbericht EMPA Abteilung 115, Gruppe Ökologie 115/43, EMPA, Dübendorf* Kürsten, E., Burschel, P. (1991) Forstliche Energieplantagen und Treibhauseffekt. *AFZ der Wald*, Nr.6, S. 230-234.
- Kürsten, E., Burschel, P. (1993) CO<sub>2</sub>-Mitigation by agroforestry. *Water, Air, and Soil Pollution* 70: 533-544.
- Kutsch, W.L., Wirth, C., Kattge, J., Nöllert, S., Herbst, M., Kappen, L. (2009): Ecophysiological Characteristics of Mature Trees and Stands – Consequences for Old-Growth Forest Productivity. In: C. Wirth et al. (eds), *Old-Growth Forests, Ecological Studies 207*, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S. 57-81
- Laiho, R., Sanchez, F., Tiarks, A., Dougherty, P.M., Trettin, C.C. (2003): Impacts of intensive forestry on early rotation trends in site carbon pools in the southeastern US. *Forest Ecology and Management* 174: 177-189.
- Langner, H. (2008): *Totholzdynamik eines Buchenbestandes im Solling*. Masterarbeit der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen, unveröff., 58 S.
- Law, B., Goldstein, A., Anthoni, P., Unsworth, M., Panek, J., Bauer, M., Fracheboud, J., Hultman, N. (2001): Carbon dioxide and water vapor exchange by young and old ponderosa pine ecosystems during a dry summer. *Tree Physiology* 21: 299-308.
- Law, B.E., Sun, O.J., Cambell, J., Van Tuy, I S., Thorton, P.E. (2003) Changes in carbon storage and fluxes in a chronosequence of ponderosa pine. *Global Change Biology* 9: 510–524.
- Lichstein, J.W., Wirth C., Horn, H.S., Pacala. S.W. (2009) Biomass Chronosequences of United States Forests: Implications for Carbon Storage and Forest Management. In: C. Wirth et al. (eds), *Old-Growth Forests, Ecological Studies 207*, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S. 301-343.
- Liermann, A., Meier, B. (2008) *Klimawandel fordert Bilanz und Konsequenzen: Energie- und CO<sub>2</sub> Bilanz ermitteln*, Postprints der Universität Potsdam, Wirtschafts- und Sozialwissenschaftliche Reihe 033.
- Lindroth, A., Grelle, A., Morén, A.S. (1998): Long-term measurements of boreal forest carbon balance reveal large temperature sensitivity. *Global Change Biology* 4: 443–450.
- Lippke, B., Wilson, J., Perez-Garcia, J., Bowyer, J., Meil, J., (2004) CORRIM: Life-cycle environmental performance of renewable building materials. *Forest Products Journal* 54 (6): 8-19.
- Lippke, B., Edmonds, L. (2006) Environmental performance improvement in residential construction: The impact of products, biofuels, and processes. *Forest Products Journal* 56(10): 58–63.

- Liski, J., Pussinen, A., Pingoud, K., Mäkipää, R., Karjalainen, T. (2001) Which rotation length is favourable to mitigation of climate change? *Canadian Journal of Forest Research* 31: 2004–2013.
- LK ZAK (2007) Recyclingpapier neu entdecken. Infos & Tipps des Abfallwirtschaftsamts des Landratsamts Zollernalbkreis. Internetquelle: [http://www.zollernalbkreis.de/pb/site/LRA-ZAK/get/102352/Infoblatt\\_RC\\_Papier\\_Neu.pdf](http://www.zollernalbkreis.de/pb/site/LRA-ZAK/get/102352/Infoblatt_RC_Papier_Neu.pdf), aufgerufen am 15.03.2012
- Lloyd, J., Shibistova, O., Zolotoukhine, D., Kollé, O., Arneth, A., Wirth, C., Styles, J.M., Tchepakova, N.M., Schulze, E.-D. (2002) Seasonal and annual variations in the photosynthetic productivity and carbon balance of a central Siberian pine forest. *Tellus Series B – Chemical and Physical Meteorology* 54: 590–610.
- Luyssaert, S., Ciais, P., Piao, S. L., Schulze, E.-D., Jung, M., Zaehle, S., Schelhaas, M. J., Reichstein, M., Churkina, G., Papale, D., Abril, G., Beer, C., Grace, J., Loustau, D., Matteucci, G., Magnani, F., Nabuurs, G. J., Verbeeck, H., Sulkava, M., Van der Werf, G. R., Janssens, I. A., members of the CarboEurope-IP Synthesis Team (2009): The European carbon balance. Part 3: forests. *Global Change Biology* 16:1429–1450.
- Luyssaert, S., Inglis, I., Jung, M., Richardson, A. D., Reichstein, M., Papale, D., Piao, S. L., Schulze, E.-D., Wingate, L., Matteucci, G., Aragao, L., Aubinet, M., Beer, C., Bernhofer, C., Black, K. G., Bonal, D., Bonnefond, J. -M., Chambers, J., Ciais, P., Cook, B., Davis, K. J., Dolman, A. J., Gielen, B., Goulden, M., Grace, J., Granier, A., Grelle, A., Griffis, T., Grünwald, T., Guidolotti, G., Hanson, P. J., Harding, R., Hollinger, D. Y., Hutrya, L. R., Kolar, P., Kruijt, B., Kutsch, W., Lagergren, F., Laurilat, T., Law, B. E., Le Maire, G., Lindroth, A., Loustau, D., Malhi, Y., Mateus, J., Migliavacca, M., Misson, L., Montagnani, L., Moncrieff, J., Moors, E., Munger, J. W., Nikinmaa, E., Ollinger, S. V., Pita, G., Rebmann, C., Rouspard, O., Saigusa, N., Sanz, M. J., Seufert, G., Sierra, C., Smith, M. -L., Tang, J., Valentini, R., Vesala, T., Janssens, I. A. (2007) CO<sub>2</sub> balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. *Global Change Biology* 13: 2509–2537.
- Luyssaert, S., Schulze E. -D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J. (2008) Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213-215.
- Mann, M. K., Spath, P.L. (2000) Life Cycle Assessment of electricity from biomass versus coal in the USA. In: Robertson, K.A., Schlamadinger, B., (eds.) *Bioenergy for mitigation of CO<sub>2</sub> emissions: the power, transportation and industrial sectors*. Proceedings of a Workshop organized by IEA Bioenergy Task 25, 27–30 September 1999, Gatlinburg, USA.
- Mantau, U. (2002) Holzrohstoffbilanz Deutschland – Bestandsaufnahme 2002. Vortrag Universität Hamburg. (Volltextversion: Mantau, U. (2002): Holzrohstoffbilanz für Deutschland, in: *Holz-Zentralblatt* Nr. 76, S. 1026-1028).
- Mantau, U. (2004) Holzrohstoffbilanz für Deutschland – Holzrohstoffaufkommen und dessen Verwendung im Jahr 2002. *Holz-Zentralblatt* 76: 1026- 1028.
- Mantau, U. (2008) Holzrohstoffbilanz Deutschland, Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung bis 2012. INFRO – Informationssysteme für Rohstoffe und Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft, Hamburg.
- Mantau, U. (2009) Holzrohstoffbilanz Deutschland: Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung bis 2012. *Waldstrategie 2020- Tagungsband zum Symposium des BMELV*, 10-11. Dez. Berlin, vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 327: 27-36.
- Mantau, U., Sörgel, C., (2003a) Standorte der Holzwirtschaft, Holzschliff- und Zellstoffindustrie, Produktion und Rohstoffeinsatz, Universität Hamburg im Auftrag des Holzabsatzfonds.
- Mantau, U., Sörgel, C., (2003b) Standorte der Holzwirtschaft, Holzwerkstoffindustrie, Produktion und Rohstoffeinsatz, Universität Hamburg im Auftrag des Holzabsatzfonds.

Mantau, U., Bilitewski, B. (2005): Stoffstrom-Modell-Holz, Bestimmung des Aufkommens, der Verwendung und des Verbleibs von Holzprodukten, Forschungsbericht für den Verband Deutscher Papierfabriken e.V. (VDP), Celle 2005, 65 S.

Mantau, S., Weimar, H., Wierlieng, R. (2002) Standorte der Holzwirtschaft, Holzwerkstoffindustrie, Holzschliff- und Zellstoffindustrie, Sägeindustrie und Außenhandelsstatistik, Abschlussbericht, Universität Hamburg im Auftrag des Holzabsatzfonds, Universität Hamburg im Auftrag des Holzabsatzfonds und dem Verband Deutscher Papierfabriken.

Mantau, U., Weimar, H., Sörgel, C. (2004) Holzrohstoffbilanz Deutschland – Bestandaufnahme 2002. Vortrag am Zentrum Holzwirtschaft, Universität Hamburg am 17.12.2004.

Mantau, U.; Sörgel, C.; Weimar, H. (2007) Energetische und stoffliche Holzverbrauchsentwicklung in Deutschland. Vortrag Rohholzmanagement in Deutschland, Hannover 22.-23. März 2007.

Mantau, U., Saal, U., Prins, K., Steierer, F., Linder, M., Verkerk, H., Eggers, J., Leek, N., Oldenburger, J., Asikainen, A., Antilla, P. (2010) EU wood - Real potential for changes in growth and use of EU forests. Final report. Hamburg/Germany, June 2010.

Marland, E., G. Marland (2003). The treatment of long-lived, carbon-containing products in inventories of carbon dioxide emissions to the atmosphere." *Environmental Science and Policy* 268: 1-14.

Marland, E., Stellar, K., Marland, G. (2010). A distributed approach to accounting for carbon in wood products. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* (15): 71-91.

Marutzky, R. (2004) Biomassen auf Basis von Holz als Brennstoffe in Österreich, der Schweiz und Deutschland, Nutzungssituationen-Theoretische und reale Potentiale-Qualitäten-Wettbewerbssituation-Preistendenzen. Überarbeitetes und ergänztes Referat zum Seminar „Energetische Biomasseverwertung – Neue Konzepte für den kommunalen und gewerblichen Bereich“ des VDI-Wissensforums am 29. und 30. Januar 2004 in Salzburg, Fraunhofer-Institut für Holzforschung, Wilhelm-Klauditz-Institut, Braunschweig.

Matthews, RW. (2001) Modelling energy and carbon budgets of wood fuel coppice systems. *Biomass and Bioenergy* 21: 1–19.

Matthews, R., Robertson, K. (2005) Answers to ten frequently asked questions about bioenergy, carbon sinks and their role in global climate change. IEA Bioenergy, Task 38 Greenhouse Gas balances of Biomass and Bioenergy Systems, 2nd edition.

Mattson, K.G., Smith, H.C. (1993) Detrital organic matter and soil CO<sub>2</sub> efflux in forest regeneration from cutting in West Virginia. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 1241-1248.

McLaughlin, SB., Walsh, M. E. (1998) Evaluating environmental consequences of producing herbaceous crops for bioenergy. *Biomass and Bioenergy* 14: 317–324.

Meil, J., Trusty, WB. (1995) Life cycle assessment of buildings: an appraisal. Life cycle environmental impact analysis for forest products. Forest Products Society, Madison, WI, pp 17–24.

Meyer, P. (2008): Naturwaldforschung in Nordwestdeutschland. LWF aktuell Heft 63, 15. Jg., S. 37-39.

Meyer, P., Menke, N. (nn): Entwicklung und Erhalt von Totholzvorräten, Powerpoint-Präsentation. [www.oekokonto-im-wald.de/dokument/P\\_Meyer.pdf](http://www.oekokonto-im-wald.de/dokument/P_Meyer.pdf)

Meyer, P., Menke, N., Nagel, J., Hansen, J., Kawaletz, H., Paar, U., Evers, J. (2009) Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb.

Michi, B. (2000) Personal communication.(Eggers 2002) European Forest Institute, Torikatu 34, FINN-80100 Joensuu, Finland.

- Michi, B., Wardle, P., (1998) UNSTAT trade data as basis for analysis and projection of forest product trade flows. European Forest Institute (EFI), Joensuu: 44.
- Miner R., Perez-Garcia J. (2007) The greenhouse gas and carbon profile of the global forest products industry. *Forest Products Journal* 57: 80–90.
- Moroni, M. (2011) The role of forest management in greenhouse gas mitigation: a contextual framework for Australia. *Forest and Wood Products Australia*, Project number: PRC 162-0910.
- Müller-Using, S. (2005) Totholzdynamik eines Buchenbestandes im Solling. *Ber. Forschungszentrum Wald-ökosysteme, Reihe A*, 193.
- Müller-Using, S. und Bartsch, N. (2003) Totholzdynamik eines Buchenbestandes (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174: 122–130.
- Mund, M., Profft, I., Wutzler, T., Schulze, ED., Weber, GE., Weller, E. (2006) Vorbereitung für eine laufende Fortschreibung der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens – Abschlussbericht zur 2. Phase des BMBF-Projektes „Modelluntersuchungen zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls“. Herausgegeben von Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Gotha.
- Mund, M. (2010) Die Kohlenstoffvorräte in Rotbuchenwäldern (*Fagus sylvatica* L.) unter dem Einfluss unterschiedlicher waldbaulicher Behandlung. In: *Forstwirtschaft in Zeiten des Klimawandels – Von Anpassung bis Klimaschutz*, Mitteilungen 30/2010, Herausgegeben von Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, S. 51-77.
- Nabuurs, GJ., Mohten, GMJ. (1993) Carbon fixation through forestation activities. A study of the carbon sequestration potential of selected forest types, commissioned by the Foundation Face. *Face/Institute for Forestry and Nature Research OBN-DLO, B3N Research Report* 93/4, 205.
- Nebel, B., Zimmer, B., Wegener, G. (2006) Life Cycle Assessment of Wood Floor Coverings, A Representative Study for the German Flooring Industry. *International Journal of life cycle Assessment* 11(3): 172-182.
- Nemry, F., Uihlein, A. (2008) Environmental Improvements Potentials of Residential Buildings (IMPRO-Building), JRC Scientific and Technical Report, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies.
- Niiranen, M. (1983) Kuitupuun tehdaskäsittely. In: Virkola, NE. (eds.). *Puumassan valmistus. Suomen Paperi-ininöorien Yhdistyksen oppi- ja Käsikirja II. Osa 1.2. painos. Teknillisten Tieteiden Akatemia*. P. 125-258.
- Oehmichen, K., Demant, B., Dunger, K., Grüneberg, E., Hennig, P., Kroiher, F., Neubauer, M., Polley, H., Riedel, T., Rock, J., Schwitzgebel, F., Stümer, W., Wellbrock, N., Ziche, D., Bolte, A. (2011) Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. *Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Landbauforschung, Sonderheft* 343.
- Odum, E.P. (1969) The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262–270.
- Odum, E.P. (1971) *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders, Philadelphia.
- Olsson, B.A., Staaf, H., Lundkvist, H., Jan, B., Rosén, K. (1996) Carbon and nitrogen in coniferous forest soil after clear-felling and harvest of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82: 19-32.
- Parikka, M. (2004) Global biomass fuel resources. *Biomass and Bioenergy* 27: 613–620.
- Paul, KI., Booth, TH., Kirschbaum, MUF., Jovanovic, T., Polglase, P.J. (2006) Net carbon dioxide emissions from alternative firewood-production systems in Australia. *Biomass and Bioenergy* 30: 638-647.
- Paw, U., Falk, M., Suchanek, T., Ustin, S., Chen, J., Park, Y., Winner, W., Thomas, S., Hsiao, T., Shaw, R., King, T., Pyles, R., Schroeder, M., Matista, A. (2004) Carbon Dioxide Exchange Between an Old-growth Forest and the Atmosphere. *Ecosystems* 7: 513-524.

- Perälä, A.-L., E. Nippala (1998) Construction wastes and their utilization. VTT Research Notes 1936.
- Perez-Garcia, J., Lippke, B., Manriquez, C. (2005a) An assessment of carbon pools, storage, and woodproducts market substitution using Life-cycle Analysis results. *Wood and Fiber Science* 37: 140-148.
- Perez-Garcia, J., Lippke, B., Briggs, D., Wilson, JB., Bowyer, J., Meile, J. (2005b) The environmental performance of renewable building materials in the context of residential construction. *Wood and Fiber Science* 37: 3–17.
- Peterson Raymer, AK. (2006) A comparison of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy. *Biomass und Bioenergy* 30: 605-617.
- Petersen, A.K., Solberg, B. (2002) Greenhouse gas emissions, life-cycle inventory and cost efficiency of using laminated wood instead of steel construction. Case: Beams at Gardermoen airport', *Environmental Science and Policy* 5(2): 169–182.
- Petersen, A.K., Solberg, B. (2003) Substitution between floor constructions in wood and natural stone: comparison of energy consumption, GHG emissions, and costs over the life cycle. *Canadian Journal of Forest Research*. 33 (6), 1061– 1075.
- Petersen, AK., Solberg, B. (2004) Greenhouse gas emissions and costs over the life cycle of wood and alternative flooring materials. *Climatic Change* 64: 143–167.
- Peterson, AK., Solberg, B. (2005) Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analysis from Norway and Sweden. *Forest Policy and Economics* 7: 249-259.
- Pflüger-Grone, H. (2007) *Energieträger Holz. Ein umweltverträglicher und ökologischer Brennstoff*, Kompetenzzentrum HessenRohstoffe (HeRo) e.V.(Hrsg.).
- Pingoud, K. (2008) Different approaches of accounting for Harvested Wood Products. *The Role of Wood Products in Climate Change Mitigation*, European Forest Week, Rome, VTT Technical Research Centre of Finland.
- Pingoud, K., Savolainen, I. (1996) Greenhouse impact of the Finnish forest sector including forest products and waste management. *Ambio* 25: 318-326.
- Pingoud, K., Lehtila, A. (1997) Role of forest sector and bioenergy in limiting the carbon emissions of Finland. *Biomass and Bioenergy* 13: 413–420.
- Pingoud, K., Matthews, R. (2005) Global carbon stocks and stock changes in harvested wood products: a review of current understanding and estimates, *Greenhouse Gas Aspects of Biomass Cascading - Reuse, Recycling and Energy Generation*. workshop organised by IEA BioenergyTask 38 and COST Action E 31 Dublin, Ireland.
- Pingoud, K., Wagner, F. (2006) Methane emissions from landfills and carbon dynamics of harvested wood products: the first-order decay revisited. *International Institute for Applied Systems Analysis. Analysis*. Laxenburg, Austria. IR-06-004.
- Pingoud, K., Perälä, AL, Pussinen, A. (2001) Carbon dynamics in wood products. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6: 91-111.
- Pingoud, K., Perälä, A.-L., Soimakallio, S. Pussinen, A. (2003) Greenhouse gas impacts of harvested wood products. Evaluation and development of methods. VTT Research Notes 2189.
- Pingoud, K., Pohjola, J., Valsta, L. (2010) Assessing the Integrated Climatic Impacts of Forestry and Wood Products. *Silva Fennica* 44(1): 155–175.
- Pistorius, T., Zell, J., Hartebrodt, C. (2006) Untersuchungen zur Rolle des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt des Landes Baden-Württemberg. *Forschungsbericht FZKA BWPLUS*, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Institut für Forstökonomie.

- Pistorius, T. (2007) Die Bedeutung von Kohlenstoffbilanzen im Diskurs über die Einbindung der Forstwirtschaft in die nationale Klimapolitik. Dissertation. Freiburg im Breisgau. Albert-Ludwigs-Universität, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften.
- Pregitzer, K.S., Euskirchen, E.S. (2004) Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology* 10: 2052–2077.
- Pretsch, H. (2003) Modellierung des Waldwachstums. Parey Buchverlag Berlin
- Profft, I. (2005) Die Rolle der Wälder beim Klimawandel – Holznutzung und Klimawandel, Power-Point Präsentation des Vortrags in Jena 28.01.2005.
- Profft, I., Seiler, M., Arenhövel, W. (2007) Wald und Holz—Potential für den Klimaschutz in Thüringen. In: Klimaschutz und Klimawandel - Rolle der Forstwirtschaft, Mitteilungen 29/2007, Tagungsband und Projektvorstellung, Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Gotha. S. 42-57.
- Profft, I., Mund, M., Weber, G.E., Weller, E., Schulze, E.D. (2009) Forest management and carbon sequestration in wood products. In: *European Journal of Forest Research*, S. 399– 413.
- Pypker, T., Fredeen, A. (2002) Ecosystem CO<sub>2</sub> flux over two growing seasons for a sub-Boreal clearcut 5 and 6 years after harvest. *Agricultural and Forest Meteorology* 114: 15-30.
- Quetting M., Wiegand J., Sell J. (1999) Tiefenerhebung zu Entscheidungsmotiven und zum Image von Holz im Hochbau in der Schweiz. Forschungs- und Arbeitsberichte 115/40, Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), Dübendorf.
- Ranius, T., Jonsson, B.G., Kruys, N. (2004) Modeling dead wood in Fennoscandian old-growth forests dominated by Norway spruce. *Can. J. For. Res.* 34: 1025–1034.
- Rannik, U., Altimir, N., Raittila, J., Suni, T., Gaman, A., Hussein, T., Holttä, T., Lassila, H., Latokartano, M., Lauri, A., Natsheh, A., Petaja, T., Sorjamaa, R., Ylä-Mella, H., Keronen, P., Berninger, F., Vesala, T., Hari, P., Kulmala, M. (2002) Fluxes of carbon dioxide and water vapour over Scots pine forest and clearing. *Agricultural and Forest Meteorology* 111: 187-202.
- Reichstein, M., Ågren, G., Fontaine, S. (2009) Is There a Theoretical Limit to Soil Carbon Storage in Old-Growth Forests? A Model Analysis with Contrasting Approaches. In: C. Wirth et al. (eds), *Old-Growth Forests*, Ecological Studies 207, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S. 267-285.
- Richards, GP., Borough, C., Evans, D., Reddin, A., Ximenes, F., Gardner, D. (2007) Developing a carbon stocks and flows model for Australian wood products. *Australian Forestry* 70(2): 108-119.
- Richter, K. (1998) Life Cycle Assessment of wood products. In: Kohlmeier, G. H., Weber, M., Houghton, R.H., (eds.) *Carbon dioxide mitigation in forestry and wood industry*. Heidelberg: Springer-Verlag, 219–248.
- Rickert-Kruglov, S. (2009) Holznutzung in einer Kaskade. 9. Biomassetagung, 5.11.2009, Birkenfeld. [http://www.stoffstrom.org/fileadmin/userdaten/bilder/Veranstaltungen/Biomasse/Praesentation\\_Kaskadennutzung\\_Holz\\_EPEA\\_Rickert-Kruglov.pdf](http://www.stoffstrom.org/fileadmin/userdaten/bilder/Veranstaltungen/Biomasse/Praesentation_Kaskadennutzung_Holz_EPEA_Rickert-Kruglov.pdf)
- Rock, J. (2008) Klimaschutz und Kohlenstoff in Holz: Vergleich verschiedener Strategien. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Potsdam, 162 S.
- Rock, J., Bolte, A. (2011) Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz. *AFZ-Der Wald* 15: 22-24
- Rosenbaum, KL., Schoene, D., Mekouar, A. (2004) Climate change and the forest sector. *FAO Forestry Paper* 144, Rome, S. 58.
- Rötzer, T., Seifert, T., Pretsch, H. (2008) Modelling above and below ground carbon dynamics in a mixed beech and spruce stand influenced by climate. *European Journal of forest research* 128: 171-182.

- Row, C., Phelps RB. (1990) Tracing the flow of carbon through U.S. Forest Product Sector. IUFRO, 19th World Congress, Montreal: S.13.
- Row C, Phelps RB. (1996) Wood carbon flows and storage after timber harvest. In: Forests and Global Change. Vol. 2. Forest Management Opportunities for Mitigating Carbon Emissions, ed. RN Sampson, D Hair, pp. 27–58. Washington, DC: Am. Forests.
- Rüter, S. (2010) Einbeziehung von Holzprodukten in die Klimapolitik. Holz-Zentralblatt 25: 623-624.
- Rüter, S. (2011a) Projections of Net Emissions from Harvested Wood Products in European Countries. Arbeitsbericht aus dem Institut für Holztechnologie und Holzbiologie. Johann-Heinrich von Thünen Institut (vTI). Hamburg.
- Rüter, S., Kreißig, J. (2007) Grunddatensätze für Holz und Holzwerkstoffe im Netzwerk Lebenszyklusdaten, Projektbericht, Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse-Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme.
- Rüter, S., Rock, J., Köthke, M., Dieter, M. (2011) Wie viel Holznutzung ist gut fürs Klima. AFZ-Der Wald 15:19-21.
- Rüther, B., Hansen, J., Ludwig, A., Spellmann, H., Nagel, J., Möhring, B., Dieter, M. (2007) Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 1, Universitätsverlag Göttingen.
- Ryan, M.G., Yoder, B.J. (1997) Hydraulic limits to tree height and tree growth. Bioscience 47: 235-242.
- Salazar, J., Meil, J. (2009) Prospects for carbon-neutral housing; the influence of greater wood use on the carbon footprint of a single family residence. Journal of Cleaner Production 17 (17): 1563-1571.
- Sathre,R., Gustavsson, L. (2009) Using wood products to mitigate climate change: External costs and structural change. Applied Energy 86(2): 251-257.
- Sathre,R., O’Conner, J., (2010) A synthesis of research on Wood Products and Greenhouse Gas Impacts, 2nd Edition, Vancouver, BC. FPInnovations. Technical Report TR-19 R.
- Scharai-Rad, M., Welling, J. (2002) Environmental and energy balances of wood products and substitutes. Food and Agricultural Organization of the United Nations.
- Schlamadinger B., Marland, G. (1996) The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. Biomass and Bioenergy: 10 (5/6), S. 275-300.
- Scherzinger, W. (1996) Naturschutz im Wald. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 447 S.
- Schlesinger, W.H. (1990) Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. Nature 348: 232-234.
- Schlesinger, W.H., Lichter, J. (2001) Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO<sub>2</sub>. Nature 411: 466-469.
- Schulze, E.-D., Dolman, A.J., Jarvis, P., Valentini, R., Smith, P., Grace, J., Linder, S., Brüning, C. (2001) The carbon sink: Absorption capacity of the European terrestrial biosphere. Directorate Genera for research/1.2: 23 S.
- Schulze, E.-D., Hessenmoeller, D., Knohl, A., Luyssaert S., Boerner, A., Grace J. (2009) Temperate and Boreal Old-Growth Forests: How do their growth dynamics and biodiversity differ from young stands and managed forests? In: C. Wirth et al. (eds) Old-Growth Forests, Ecological Studies 207, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S. 343-367.

- Schulze, E.D., Lloyd, J., Kelliher, F.M., Wirth, C., Rebmann, C., Luhker, B., Mund M., Knohl, A., Milyukova, I., Schulze, W., Ziegler, W. Varlagin, A.B., Sogachev, A.F., Valentini, R., Dore, S., Grigoriev, S., Kolle, O., Panfyorov, M.I., Tchebakova, N., Vygodskaya, N.N. (1999) Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink -- a synthesis. *Global Change Biology* 5: 703-722.
- Seidl, R., Tammer, W., Jäger, D., Currie, WS., Lexer, MJ. (2007) Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management* 248: 64–79.
- Seiler, M. (2005) Die Rolle der Thüringer Wälder beim Klimawandel. Teil I einer Vortragspräsentation des CO<sub>2</sub>-Projektes (DEMO Project, CarboEurope-IP TLWJF Gotha). [http://www.waldundklima.de/wald\\_allgemein\\_01.php](http://www.waldundklima.de/wald_allgemein_01.php)
- Shugart, H.H., West, D.C. (1981) Long-term dynamics of forest ecosystems. *American Scientist* 69: 647-652.
- Siegenthaler, CP. (nn) Die Frage der Bewertung in Ökobilanzen – Stand und Perspektiven. Sinum AG – Eco Performance Systems, Technologiezentrum der Empa St. Gallen.
- Sims, REH. (2003) Bioenergy to mitigate for climate change and meet the needs of society, the economy and the environment. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 8: 349–370.
- Skog, K. Nicholson G. (1998) Carbon cycling through wood products: The role of wood and paper products in carbon sequestration. *Forest Products Journal* 48(7).
- Skog, K., Nicholson, G. (2000) Carbon sequestration in wood and paper products. In: *The impact of climate change on America's forests: a technical document supporting the 2000 USDA Forest Service RPA assessment*. Edited by Joyce, LA. Und Birdsey, R. USDA Forest Service Gen. technical report RMRS-PTR-59, 79-88.
- Skog, K., Pingoud, K., Smith, JE. (2004) A method Countries can use to estimate changes in Carbon Stored in Harvested Wood Products and the Uncertainty of such Estimates. *Environmental Management* 33 (1) 65-73.
- Shugart, H.H., West, D.C. (1981) Long-term dynamics of forest ecosystems. *American Scientist* 69: 647-652.
- Spiecker, H., Mielikainen, K., Kohl, M., Skovsgaard, J. (1996) *Growth Trends in European Forests*. European Forest Institute Report No. 5. Berlin/Heidelberg/New York: Springer-Verlag.
- Spies, T.A., Franklin, J.F., Klopsch, M. (1990) Canopy gaps in Douglas-fir forests of the Cascade Mountains. *Can.J.For.Res.* 20: 649-658.
- Statistik Austria (2006a) *Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich 2005, Band 2, Produktionsergebnisse nach ÖCPA 2002 und ÖPRODCOM (sowie weitere Ausgaben der Jahre 2004, 2001,1999)*.
- Statistik Austria (2006b) *Der Außenhandel Österreichs 2005, CD-ROM – Jahresausgabe (sowie weitere Ausgaben der Jahre 2004, 2001,1999)*.
- Stern, T., Kraus, C., Huber, W., Schwarzbauer, P. (2009) *Grundlagen für den Entscheidungsprozess und das Reporting von Harvested Wood Products (HWP): Bereitstellung und Bewertung von Informationsgrundlagen für den Entscheidungsprozess und das Reporting von HWP. Abschlussbericht 6/2009*. Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft.
- Strecker, E. (2008) *Ökobilanzen*, <http://www.f3.htw-berlin.de/Lehrmaterialien/Strecker/Oekobilanz-05-08.pdf>

- Stoy, P., Katul, G., Siqueira, M., Juang, J.-Y., Novick, K., Uebelherr, J., Oren, R. (2006) An evaluation of models for partitioning eddy covariance-measured net ecosystem exchange into photosynthesis and respiration. *Agricultural and Forest Meteorology* 141: 2–18.
- Taverna R., Hofer P., Werner F., Kaufmann E., Thürig E. (2007) CO<sub>2</sub>-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft. Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz. *Umwelt-Wissen* Nr. 0739. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Thomasius, H. (1988) Stabilität natürlicher und künstlicher Waldökosysteme sowie deren Beeinflussbarkeit durch forstwirtschaftliche Maßnahmen (Teil I). *Allgemeine Forstzeitung* 43: 1037-1043.
- Thompson, D., Matthews, R. (1989) CO<sub>2</sub> in trees and timber lowers the greenhouse effect. *Forestry and British Timber* 18(10): 19-24.
- Thornley, J. H. M., Cannell, M. G. R. (2000) Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiology* 20: 477–484
- Tonosaki, M. (2009) Harvested wood products accounting in the post Kyoto commitment period. *The Japan Wood Research Society* 55: 390-394.
- Tsunetsugu, Y., Tonosaki M. (2010) Quantitative estimation of carbon removal effects due to wood utilization up to 2050 in Japan: effects from carbon storage and substitution of fossil fuels by harvested wood products. *Journal of Wood Science* 56: 339-344.
- UBA (2009a) Der Blaue Engel – Presse-Information. Umweltzeichen für Recyclingpapier, RAL-UZ 5, 14 und 72, Laufzeit bis Dezember 2009. [http://www.blauer-engel.de/\\_downloads/publikationen/erfolgsbilanz/Erfolgsbilanz\\_Recyclingpapier.pdf](http://www.blauer-engel.de/_downloads/publikationen/erfolgsbilanz/Erfolgsbilanz_Recyclingpapier.pdf), zuletzt aufgerufen am 15.03.2012
- UBA (2009b) Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007. Reine Internetpublikation: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3761.pdf>, zuletzt aufgerufen am 15.03.2012.
- UBA (2012) Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007. Aktualisierte Anhänge 2 und 4 der Veröffentlichung „Climate Change 12/2009“. Stand Dezember 2011. Reine Internetpublikation: [http://www.umweltdaten.de/publikationen/weitere\\_infos/3761-0.pdf](http://www.umweltdaten.de/publikationen/weitere_infos/3761-0.pdf), zuletzt aufgerufen am 15.03.2012.
- UN Economic Commission for Europe (UNECE). Timber Database 1964-2009. Provided by McCusker, A. on 17.01.2011 per E-Mail to Rüter, M.
- Upton, B., Miner, R., Spinney, M., Heath, L.S. (2008) The greenhouse gas and energy impacts of using wood instead of alternatives in residential construction in the United States. *Biomass and Bioenergy* 32: 1-10.
- Urban, B., van Haaren, C., Kanning, H., Krahl, J., Munack, A. (2008) Biologische Vielfalt in Ökobilanzen, Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (12): 409-414.
- Valentini, R., Matteucci, G., Dolman, A. J., Schulze, E.-D., Rebmann, C., Moors, E. J., Granier, A., Gross, P., Jensen, N. O., Pilegaard, K., Lindroth, K., Grelle, A., Bernhofer, C., Grünwald, T., Aubinet, M., Ceulemans, R., Kowalski, A.S., Vesala, T., Rannik, Ü., Berbigier, P., Loustau, D., Guomundsson, J., Thorgeirsson, H., Ibrom, A., Morgenstern, K., Clement, R., Moncrieff, J., Montagnani, L., Minerbi, S., Jarvis, P.G. (2000) Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404: 861–865.

- Valsta, L. (2007) Sequester or harvest - the optimal use of managed Forest to mitigate climate change. Report 46. University of Helsinki, Department of Forest Economics.
- VDP (2007) Papier – Ein Leistungsbericht. Verband Deutscher Papierfabriken e.V., Bonn, 85 S.
- VDP (2010) Leistungsbericht Papier. Verband Deutscher Papierfabriken e.V., Bonn, 89 S.
- VDP (2011) Kompass Papier 2011. Internetquelle: <http://www.vdp-online.de/pdf/Kompassdeutsch.pdf>, zuletzt aufgerufen: 15.03.2012
- Walz, A., Taverna, R., Hofer, P. (2009) CO<sub>2</sub>-Effekt und ökonomische Bewertung von Holznutzung und Senkenleistung im Kanton Graubünden für das Jahr 2007. Bundesamt für Umwelt. (BAFU). Davos/ Zürich Abt. Wald.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2009) Welt im Wandel - Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Berlin, 388 S.
- Weber, M. (2001) Kohlenstoffspeicherung in Lenga- (*Nothofagus pumilio*) Primärwäldern Feuerlands und Auswirkungen ihrer Überführung in Wirtschaftswald auf den C-Haushalt. Verlag Dr. Norbert Kessel, Remagen-Oberwinter.
- Weitzel, W. (2010) Klimawandel und Klimarelevanz der Forst- und Holzwirtschaft, FENA Giessen. <http://www.na-hessen.de/downloads/10n178klimarelevanzforstwirtschaft.pdf>
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Thürig, E., Kaufmann, E. (2010) National and global greenhouse dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model based assessment. *Environmental Science and Policy* 13: 72-85.
- Werner, F. (2010) Ökobilanzen und Klimawirkung der materiellen Substitution. Wald-Klima-Konferenz, 28.10.2010, Berlin. [http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/WKK2010-VortragWerner.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/WKK2010-VortragWerner.pdf?__blob=publicationFile)
- Werner F. (2006) Modellbeschreibung für die Berechnung klimarelevanter Lager- und Substitutionseffekte verschiedener Holzverwendungsszenarien im Zivilisationskreislauf im Fürstentum Liechtenstein (unveröffentlicht). Dr. F. Werner, Umwelt und Entwicklung, Zürich.
- Werner, F., Richter, K. (2007) Wooden Building Products in Comparative LCA. A Literature Review. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (7) 470-479.
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Richter, K. (2005) Carbon pool and substitution effects of an increased use of wood in buildings in Switzerland: first estimates. *Annals of Forest Science* 62: 889–902.
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Richter, K. (2006) Greenhouse Gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. *Climatic Change* 74: 319-347.
- White, MK., Gower, ST., Ahl, DE. (2005) Life cycle inventories of roundwood production in northern Wisconsin: inputs into an industrial forest carbon budget. *Forest Ecology and Management* 219: 13–28.
- Wiegand J., Quetting M. (1999a) Ergebnisse im Hochbau; Untersuchung über Entscheidungsmotive und Kenntnisse zu Holz. *SAH bulletin CSRB*, 31999: 13–29.
- Wiegand J., Quetting M. (1999b) Ergebnisse im übrigen Bauwesen und im Bereich Möbel; Untersuchung über Entscheidungsmotive und Kenntnisse zu Holz. *SAH bulletin CSRB*, 31999: 30–35.
- Wirth, C. (2009): Old-Growth Forests: Function, Fate and Value – a Synthesis. In: C. Wirth et al. (eds), *Old-Growth Forests*, Ecological Studies 207, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S. 465-493

Wirth, C., Lichstein, J.W. (2009): The Imprint of Species Turnover on Old-Growth Forest Carbon Balances – Insights From a Trait-Based Model of Forest Dynamics. In: C. Wirth et al. (eds), Old-Growth Forests, Ecological Studies 207, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 2009, S. 81-115

Wirth, C., Schulze, E. D., Schwalbe, G., Tomczyk, S., Weber, G. E.; Weller, E., (2004) Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Abschlussbericht zur 1. Phase des BMBF-Projektes " Modellierung zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls". Mitteilungen 23/2004. Jagd und Fischerei Gotha Thüringer Landesanstalt für Wald.

Wirth C., Gleixner, G., Heimann, M. (eds) (2009) Old-Growth Forests, Ecological Studies 207, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 512 S.

Winjum, J., S. Brown, et al. (1998) Forest harvests and Wood products: Sources and Sinks of atmospheric Carbon dioxide. Forest Science 44(4).

Wörderhoff, R., Spellmann, H., Evers, J., Nagel, J. (2011) Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Universitätsverlag Göttingen. Göttingen.

Yatskov, M. (2001) A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. Master of Science Thesis, Oregon State University. 125 S.

Yoder, B.J., Ryan, M.G., Waring, R.H., Schoettle, A.W., Kaufmann, M.R. (1994) Evidence of reduced photosynthetic rates in old trees. Forest Science 40: 513-527.

Zell, J. (2007) Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, S.152 .

Zell, J., Kändler, G., Hanewinkel, M. (2009) A mixed model to predict decay rates of coarse woody debris – a meta-analysis approach. Ecological modelling 220: 904-912.

## **Internetseiten**

Statistisches Bundesamt (2011a)

<http://www.eds-destatis.de/de/theme4/prodcom.php>

Statistisches Bundesamt (2011b)

<http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Presse/abisz/Aussenhandelsstatistik,templateId=renderPrint.psml>

Statistisches Bundesamt (2011c)

<http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/BauenWohnen/Bau-taetigkeit/content75/InfoBauenWohnen,templateId=renderPrint.psml>

Statistisches Bundesamt (2011d)

<http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/IndustrieVerarbGe- werbe/Infoblatt,templateId=renderPrint.psml>

<http://www.visumsurf.ch/elearn.php?thema=Oekobilanz undtype=text undsuch=vaboLP13y undsuch2=LP134y undsuch3=LP1342y undsuch4=LP13426y undlimit=8 undl= undb=va und>

UBA 2010: <http://www.umweltbundesamt-daten-zur- umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2314>

UBA 2009: [http://www.blauer- engel.de/\\_downloads/publikationen/erfolgsbilanz/Erfolgsbilanz\\_Recyclingpapier.pdf](http://www.blauer- engel.de/_downloads/publikationen/erfolgsbilanz/Erfolgsbilanz_Recyclingpapier.pdf)

# 5 Anhang

**Tabelle A 1: Vor- und Nachteile der verschiedenen Berechnungsmöglichkeiten für die C-Speicherung im Produktsektor, aus Pingoud et al. (2003)**

	Pros	Cons
<b>ESTIMATION OF STOCKS</b>		
<b>Flux data methods</b>		
Lifetime analysis	<ul style="list-style-type: none"> <li>- More robust than inflow-outflow analysis.</li> <li>- Unified FAO database on HWP providing production and trade data of primary and semi-finished products for most countries in the world since 1961.</li> <li>- FAO database quite reliable at least for developed countries.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Empirical basis of lifetimes of various HWP in different end-not too strong.</li> <li>- True lifetimes of HWP in use are not constant in time, they vary depending on economical and fashion trends etc.</li> <li>- Input fluxes of HWP into solid waste disposal sites poorly known in all countries, especially historical fluxes.</li> <li>- Dynamic model needed to calculate stock change.</li> </ul>
Input-output analysis	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Unified FAO database on HWP providing data on input fluxes.</li> <li>- FAO database quite reliable at least for developed countries.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Output fluxes of HWP stocks poorly known.</li> <li>- No unified databases available.</li> <li>- Sensitive to errors in input-output data, as stock change usually a relatively small difference between large inflows and outflows.</li> </ul>
<b>Stock data methods</b>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- In direct inventories no assumptions or estimation of lifetimes are needed.</li> <li>- No dynamic models needed.</li> <li>- More robust than flux data methods, accumulated stock change over longer periods can be estimated with less uncertainty.</li> <li>- In future, statistics on construction and building stock could be developed to include information on construction materials.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Not generally applicable, due to lack of data for most countries.</li> <li>- No unified databases or statistics</li> <li>- Suitable only for major HWP stocks, e.g. in construction.</li> <li>- Country-specific estimation methods needed, including relevant basic statistics and additional sampling techniques.</li> </ul>
<b>DIRECT ESTIMATION OF EMISSIONS</b>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- No information on HWP stocks needed.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Input fluxes to HWP pool relatively well known, whereas all emission sources cannot be detected.</li> <li>- Consequently, tends to overestimate the accumulation of C in HWP.</li> </ul>

**Tabelle A 2: Halbwerts- und Lebenszeiten aus verschiedenen Studien, aus Stern et al. (2009)**

Reference	Country	Commodity / end product	Half life	Life span <sup>4</sup>	Decay time <sup>5</sup>
Pingoud et al 2001	Finland	Sawn wood products		40 <sup>6</sup>	Excluded
Burschel et al. 1993b	Germany	Construction wood		65	Excluded
Burschel et al. 1993b	Germany	Furniture		15	Excluded
Skog 1998	US	Single-family homes (pre-1980)	80	264	Excluded
Skog 1998	US	Single-family homes (post-1980)	100	330	Excluded
Skog 1998	US	Multifamily homes	70	231	Excluded
Skog 1998	US	Mobile homes	20	66	Excluded
Skog 1998	US	Nonresidential construction	67	221	Excluded
Skog 1998	US	Pallets	6	20	Excluded
Skog 1998	US	Manufacturing	12	40	Excluded
Skog 1998	US	Furniture	30	99	Excluded
Skog 1998	US	Railroad ties	30	99	Excluded
Heath et al. 1996	US	Products (wood in buildings, repairs and improvements, pallets, furniture and fixtures)		40	Excluded
Wolf 1990	NL	Sawn wood		40	Excluded
Karjalainen et al. 1994	Finland	Medium-long (part of sawn timber and plywood)	30	99	Excluded
Karjalainen et al. 1994	Finland	Long	65	215	Excluded
Harmon et al. 1996	US	Short-term structures		10	?
Harmon et al. 1996	US	Long-term structures		100	?
Winjum et al. 1997	US	Long term high latitudes		100	Included
Winjum et al. 1997	US	Long term low latitudes		50	Included
Skog website	Finland	Domestic sawnwood		80	
Skog website	Finland	Export sawnwood		50	
Skog website	New Zealand	Domestic sawnwood		80	
Skog website	New Zealand	Export sawnwood		50	
Skog website	US	Domestic sawnwood		80	
Skog website	US	Export sawnwood		50	
Schlamadinger and Marland 1996	Theoretical	Long-lived products		60-120	
Price et al. 1996	Canada	Construction lumber		100	Included
Sikkema and Nabuurs 1994	NL	Sleepers		50	Excluded
Sikkema and Nabuurs 1994	NL	Window frames		30	Excluded
Sikkema and Nabuurs 1994	NL	Furniture		15	Excluded
Sikkema and Nabuurs 1994	NL	Parquet		30	Excluded
Sikkema and Nabuurs 1994	NL	Construction wood		15	Excluded
Sikkema and Nabuurs 1994	NL	Pallets		2	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Medium long term (packing crates, furniture)		25	Excluded

<sup>4</sup> Anthropogenic use

<sup>5</sup> E.g. in landfills

<sup>6</sup> average lifetime

Reference	Country	Commodity / end product	Half life	Life span	Decay time
Borough and Miller 1999	Australia	Long term (construction and fence posts)		50	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	House construction parts (framing, flooring, plywood, particle board for building purposes)		90	Excluded
Enzinger and Jeffs 2000	New Zealand	Medium-long (furniture)		25	Excluded
Enzinger and Jeffs 2000	New Zealand	Long term (construction material)		50	Excluded
Burschel et al. 1993a	US	Nonresidential construction	67	221	?
Burschel et al. 1993a	US	Single family homes	60	198	?
Burschel et al. 1993a	US	Multifamily homes	50	165	?
Burschel et al. 1993a	UK	Buildings	80	264	?
Burschel et al. 1993a	Switzerland	Open bridges	30	99	?
Burschel et al. 1993a	Switzerland	Roofed bridges	45	149	?
Burschel et al. 1993a	US	Furniture	12	40	?
Burschel et al. 1993a	Germany	Kitchen, bedroom	17	56	?
Burschel et al. 1993a	Germany	Living room furniture	13	43	?
Burschel et al. 1993a	Germany	Upholstered furniture	9	30	?
Burschel et al. 1993a	Germany	Construction wood	65	215	?
Burschel et al. 1993a	Germany	Furniture	15	50	?
Lochu	France	Traditional building		50	Excluded
Lochu	France	Wooden roofs		30	Excluded
Lochu	France	Inside walls		20	Excluded
Lochu	France	Furnishings		20	Excluded
Lochu	France	Wainscot, parquet		30	Excluded
Lochu	France	Decoration strips, frames		20	Excluded
Lochu	France	Chests, scaffolds		1	Excluded
Lochu	France	Regular house doors		10	Excluded
Lochu	France	Carpented doors		30	Excluded
Lochu	France	Window and window posts		30	Excluded
Lochu	France	Construction wood		40	Excluded
Lochu	France	Sliding doors, shutter		20	Excluded
Lochu	France	Glued construction wood		40	Excluded
Lochu	France	Industrial building		40	Excluded
Lochu	France	Agricultural buildings		30	Excluded
Lochu	France	Stairs		30	Excluded
Lochu	France	Furniture		12	Excluded
Lochu	France	Packing		1	Excluded
Lochu	France	Other industrial branches		10	Excluded

Hoen and Solberg 1994	Norway	Construction material		80	Excluded
Hoen and Solberg 1994	Norway	Furniture & interiors		20	Excluded
Hoen and Solberg 1994	Norway	Pallets		2	Excluded
Burschel et al. 1993a	UK	Pallets, packing wood	2	7	?

*Table B.2 Wood based panels*

Reference	Country	Commodity	Half life	Life span	Decay time
Wolf 1990	NL	Wood based panels		10	Excluded
Wolf 1990	NL	Veneer		40	Excluded
Karjalainen et al. 1994	Finland	Medium-long (part of sawn timber and plywood)	30	99	Excluded
Skog website	Finland	Domestic wood panels		30	
Skog website	Finland	Export wood panels		30	
Skog website	New Zealand	Domestic wood panels		30	
Skog website	New Zealand	Export wood panels		30	
Skog website	US	Domestic wood panels		30	
Skog website	US	Export wood panels		30	
Sikkema and Nabuurs 1994	NL	Wood based panels		5	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Short medium term (e.g fibreboards)		10	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Plywood, particle board (like kitchens, furniture.), sleepers		30	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Pallets, hardboard packaging, particleboard (shop fitting)		10	Excluded
Enzinger and Jeffs 2000	New Zealand	Short-medium term (fiberboard)		7	Excluded
Hoen and Solberg 1994	Norway	Composites, plywood, etc.		17	Excluded

*Table B.3 Industrial roundwood*

Reference	Country	Commodity	Half life	Life span	Decay time
Wolf 1990	NL	Polewood		3	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Treated pine poles, hardwood poles, furniture		50	Excluded
Burschel et al. 1993a	UK	Fences	20	66	?
Lochu	France	Treated wood?		20	Excluded
Lochu	France	Fences, gates		10	Excluded
Hoen and Solberg 1994	Norway	Impregnated lumber		40	Excluded

Reference	Country	Commodity	Half life	Life span	Decay time
Burschel et al. 1993b	Germany	Paper and packing		1	Excluded
Skog 1998	US	Paper (free sheet)	6	20	Excluded
Skog 1998	US	Paper (all other)	1	3	Excluded
Wolf 1990	NL	Paper and paperboard		1	Excluded
Cannell and Dewar 1995	UK	Paper and packaging (from thinning)		5	Included
Karjalainen et al. 1994	Finland	Short (fuelwood, newsprint, some of packing paper, paperboard, printing and writing paper)	4	13	Excluded
Karjalainen et al. 1994	Finland	Medium-short (rest of packing paper, paperboard, printing and writing paper)	13	43	Excluded
Skog website	Finland	Domestic paper and paperboard		3	
Skog website	Finland	Export paper and paperboard		3	
Skog website	New Zealand	Domestic paper and paperboard		3	
Skog website	New Zealand	Export paper and paperboard		3	
Skog website	US	Domestic paper and paperboard		3	
Skog website	US	Export paper and paperboard		3	
Price et al. 1996	Canada	Pulp		30	Included
Sikkema and Nabuurs 1994	NL	Paper		1	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Short term (paper etc.)		1	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Softwood pallets, paper and paper products		3	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Tissue		0	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Newsprint		0	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Packaging		1	Excluded
Borough and Miller 1999	Australia	Printing and writing		3	Excluded
Enzinger and Jeffs 2000	New Zealand	Short term (paper)		3	Excluded
Burschel et al. 1993a	US	Books	6	20	?
Burschel et al. 1993a	US	Newspapers, packing paper	1	3	?
Burschel et al. 1993a	UK	Paper	2	7	?
Burschel et al. 1993a	Germany	Paper, packing	1	3	?
Gjesdal 1996	Norway	Newsprint, household and sanitary paper		1	Excluded
Gjesdal 1996	Norway	Liner board, fluting, folding boxboard		1	Excluded
Gjesdal 1996	Norway	Printing/writing (80%)		1	Excluded
Gjesdal 1996	Norway	Printing/writing (20%)		10	Excluded
Gjesdal 1996	Norway	Paper (average)		1	Excluded
Gjesdal 1996	Finland	Paper (average)		2	Excluded
Hoen and Solberg 1994	Norway	Pulp/paper		1	Excluded
CEPI 2001c	CEPI countries	Paper	1	3	Excluded

**Tabelle A 3: Zusammenfassung der Ergebnisse der Studie von Werner und Richter (2007)**

Table 3: Evaluation of relative impacts of wood products compared to products made of conventional materials. Evaluation: ++: very positive (< 50% of average impact); +: positive (50% to 90% of average impact); 0: average (90% to 110% of average impact); -: negative (110% to 150% of average impact); --: very negative (> 150% of average impact). Abbreviations: NonR: non-renewable energy; Ren: renewable energy; CED: cumulated energy demand; GWP 100: global warming potential (100 years); AP: acidification potential; EP: eutrophication potential; POP: photochemical ozone formation potential (photosmog); ODP: (stratospheric) ozone depletion potential; ETW: eco-toxicity potential water; ETS: eco-toxicity potential soil; HT: human toxicity potential; RA: radioactivity; CS: carcinogenic substances; HM: heavy metals

	Energy			CML92/Ecoindicator 95										Waste			Crit. Vol.		
	NonR	Ren	CED	GWP	AP	EP	POP	ODP	ETW	ETS	HT	RA	CS	HM	Solid	Reac.	Haz.	Air	Water
<b>Windows (Richter et al. 1996/Brunner et al. 1996)</b>																			
Wood/Alu			+	+	+	+	+	+	+		-				+	++	-		
Wood/Alu			+	+	++	+	+	+	+		-				+	++	--		
Aluminium			0	0	0	0	0	0	-		+				0	+	+		
Steel			-	0	0	-	-	-	-		0				-	0	--		
Stainless steel			-	-	--	-	-	-	-		0				--	-	++		
Non-ferrous steel			-	--	-	-	-	-	-		0				-	--	+		
PVC			+	+	0	0	0	+	+		+				+	+	+		
<b>Insulation materials (Mötzl et al. 2000)</b>																			
Wood fibre board	++	--		++	++	++	++		++		++								
Glass wool	-	+		--	--	--	-		+		-								
Cellulose fibres	++	++		++	++	++	++		++		++								
Perlite	++	++		+	++	++	++		++		++								
EPS	--	++		--	--	--	--		--		--								
Foamglass	--	+		--	--	--	+		0		--								
Mineral wool	+	++		0	+	+	++		+		+								
Vermiculite	++	++		++	+	+	++		+		+								
<b>Floorings (Günther et al. 1997)</b>																			
Parquet (3-layers)	+	--	-	--	++											++	++		
Linoleum	+	-	+	-	+											+	++		
Extruded PVC	0	++	+	+	0											+	--		
PVC	-	++	0	+	0											0	--		
Polyolefins	0	+	0	+	++											0	++		
Rubber	0	+	0	+	--											-	+		
Textile flooring	-	++	-	+	++											++	++		
<b>Flooring (Jönsson 1999/Windsperger 1998)</b>																			
Parquet	++			++	+	-	++								++	++	++		
Linoleum	-			+	+	0	--								++	-	--		
PVC	-			--	--	+	0								--	--	0		
<b>Wall constructions (Werner et al. 1996)</b>																			
Wood frame				++	+	++	++	++	+	++	+								
Laminated timber board				++	-	+	+	+	--	+	-								
Brick wall, 2-layered				--	--	--	-	-	-	-	-								
Porous cement bricks				-	0	0	0	-	0	-	0								

**Table 3 (cont'd):** Evaluation of relative impacts of wood products compared to products made of conventional materials. Evaluation: ++: very positive (< 50% of average impact); +: positive (50% to 90% of average impact); 0: average (90% to 110% of average impact); -: negative (110% to 150% of average impact); - -: very negative (> 150% of average impact). Abbreviations: NonR: non-renewable energy; Ren: renewable energy; CED: cumulated energy demand; GWP 100: global warming potential (100 years); AP: acidification potential; EP: eutrophication potential; POP: photochemical ozone formation potential (photosmog); ODP: (stratospheric) ozone depletion potential; ETW: eco-toxicity potential water; ETS: eco-toxicity potential soil; HT: human toxicity potential; RA: radioactivity; CS: carcinogenic substances; HM: heavy metals

	Energy			CML92/Ecoindicator 95											Waste			Crit. Vol.	
	NonR	Ren	CED	GWP	AP	EP	POP	ODP	ETW	ETS	HT	RA	CS	HM	Solid	Reac.	Haz.	Air	Water
<b>Doorframes (Werner et al. 1996)</b>																			
Particleboard	+	--	0	0	0	0	0	0				0	+	++					
Solid wood	+	-	+	+	+	++	+	+				0	++	++					
Galvanized Steel	-	++	-	-	--	--	-	-				0	--	--					
<b>Railway sleepers (Künniger et al. 1998)</b>																			
Beech wood			-	0	-	0		-							0	-	0		
Steel			+	0	0	0		0							0	0	0		
Concrete			+	0	+	0		0							+	+	0		
<b>Utility poles (Künniger et al. 1997)</b>																			
Roundwood CCF	++	--	+	++	++	+	+								++				
Concrete	+	++	+	+	+	0	+								--				
Tubular steel	--	++	--	--	--	-	--								+				
<b>Elements of landscape architecture (Künniger et al. 2000)</b>																			
Swings: wood			+	+	+	+	+	+	--	+	-								
Swings: steel			-	-	-	-	-	-	+	-	+								
Swings: steel (with duplex)			-	-	-	-	-	-	+	++	+								
Palisades: wood			-	++	+	+	+	+	--	0	--								
Palisades: concrete			+	--	-	-	-	-	++	++	++								
Blinds: wood (vertical filling)			+	++	++	++	++	++	-	-	++								
Blinds: wood (diagonal filling)			+	++	++	+	++	++	--	-	+								
Blinds: lime stone bricks			-	-	-	-	--	--	+	++	-								
Blinds: bricks			-	--	--	--	--	-	+	++	--								
Blinds: concrete			0	-	-	-	0	-	+	++	-								
Posts vineyard : roundwood			-	+	++	++	+	+	-	++	-								
Posts vineyard : quart. roundw.			+	+	++	++	+	+	--	++	-								
Posts vineyard : reinf. concrete			0	-	-	-	--	--	++	++	+								
Posts vineyard : galv. steel			-	-	--	--	0	-	+	--	+								
Posts fruit yard: roundwood			+	+	+	+	+	+	--	++	-								
Posts fruit yard: quart. roundw.			+	+	+	+	+	+	--	++	-								
Posts fruit yard: PVC			+	0	0	+	-	+	++	++	+								
Posts fruit yard: galv. steel			--	--	--	--	-	-	+	--	+								
<b>Residential houses (Boyer et al. 2004/Lippke et al. 2004)</b>																			
Cold climate; wood			0	+											0			0	++
Cold climate; steel			0	-											0			0	--
Warm climate; wood			0	+											+			+	0
Warm climate; concrete			0	-											-			-	0

**Tabelle A 4: Werte für die Materialsubstitution aus der Studie von Taverna et al. (2007). Angaben in kg pro verbaulichem Holz. Sie können somit mit den entsprechenden Holz-Flüssen in den bzw. aus dem Gebäudepark multipliziert werden.**

			Pro kg Holz		Substitutionseffekt	
			Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen CH [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen im Ausland [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen CH [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen im Ausland [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]
<b>Konstruktion</b>						
Aussenwände	Blockholzplatte	Produktion	0.246	0.208	-1.116	-0.252
		Entsorgung	0.017	0.015	-0.172	-0.057
		Total	0.264	0.222		
	Backsteinzweischalenmauerwerk	Produktion	1.362	0.460		
		Entsorgung	0.189	0.071		
		Total	1.551	0.531		
Stützen	Brettschichtholzplatte	Produktion	0.110	1.139	0.081	-2.378
		Entsorgung	0.017	0.013	0.017	0.013
		Total	0.127	1.152		
	Stahlstütze	Produktion	0.029	3.517		
		Entsorgung	0.000	0.000		
		Total	0.029	3.517		
Geschossdecken	Holzbalkendecke	Produktion	0.468	0.520	-1.057	-0.088
		Entsorgung	0.081	0.037	-1.255	-0.336
		Total	0.548	0.558		
	Stahlbetondecke	Produktion	1.525	0.608		
		Entsorgung	1.335	0.374		
		Total	2.860	0.982		
Dämmung	Holzfaserdämmplatte	Produktion	0.420	0.133	0.301	0.086
		Entsorgung	0.016	0.013	0.009	0.010
		Total	0.436	0.146		
	Steinwolle	Produktion	0.119	0.046		
		Entsorgung	0.007	0.002		
		Total	0.126	0.049		
Dächer	Sichtbalkenkonstruktion	Produktion	0.886	0.255	-0.038	-1.218
		Entsorgung	0.070	0.029	-0.034	-0.013
		Total	0.957	0.283		
	Porenbetondecke	Produktion	0.924	1.473		
		Entsorgung	0.104	0.041		
		Total	1.028	1.514		
Tiefbau	Holzpalisade	Produktion	0.049	0.268	-0.696	0.020
		Entsorgung	0.011	0.001	-0.044	-0.009
		Total	0.060	0.269		
	Betonpalisade	Produktion	0.746	0.248		
		Entsorgung	0.055	0.010		
		Total	0.801	0.258		

**Tabelle A 5: Substitutionsfaktoren der Materialsubstitution: Ausbau und Holzprodukte (eigene Berechnungen von Taverna et al. 2007)**

			Pro kg Holz		Substitutionseffekt	
			Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen CH [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen im Ausland [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen CH [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen im Ausland [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]
<b>Ausbau</b>						
Decken und Wandverkleidungen	Fichtentäfer	Produktion	0.034	0.052	-0.603	-1.086
		Entsorgung	0.017	0.017	-0.172	-0.052
		Total	0.052	0.069		
	Verputz innen	Produktion	0.638	1.138		
		Entsorgung	0.190	0.069		
		Total	0.828	1.207		
Treppen	Holztreppe Eiche	Produktion	0.024	0.093	-0.486	-0.780
		Entsorgung	0.015	0.011	-0.360	-0.094
		Total	0.038	0.105		
	Betonfertigtreppe	Produktion	0.509	0.873		
		Entsorgung	0.375	0.106		
		Total	0.884	0.979		
Bodenbeläge	3-Schicht Parkett	Produktion	0.384	0.421	0.284	-2.228
		Entsorgung	0.027	0.018	-0.091	-0.027
		Total	0.412	0.438		
	Keramikfliesen glasiert	Produktion	0.100	2.649		
		Entsorgung	0.118	0.045		
		Total	0.218	2.694		
Fassaden	Holzschalung sägerauh	Produktion	0.043	-0.032	-0.730	-1.398
		Entsorgung	0.019	0.021	-0.213	-0.072
		Total	0.062	-0.011		
	Verputz außen	Produktion	0.773	1.366		
		Entsorgung	0.232	0.093		
		Total	1.005	1.459		
Ausstattung	Holzwerkstoffzarge	Produktion	1.444	2.271	0.106	-2.765
		Entsorgung	0.067	0.058	-0.165	0.058
		Total	1.510	2.329		
	Stahlzarge	Produktion	1.337	5.035		
		Entsorgung	0.231	0.000		
		Total	1.569	5.035		
Möbel	Möbel (Spanplatte)	Produktion	1.105	1.696	0.593	-2.620
		Entsorgung	0.067	0.058	0.067	0.058
		Total	1.172	1.754		
	Stahlmöbel	Produktion	0.513	4.316		
		Entsorgung	0.000	0.000		
		Total	0.513	4.316		
<b>Verpackung/Holzwaren</b>						
			Pro kg Holz		Substitutionseffekt	
			Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen CH [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen im Ausland [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen CH [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]	Fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen im Ausland [kg CO <sub>2</sub> -equiv.]
Verpackung/Holzwaren	Holzschalung sägerauh	Produktion	0.043	-0.032	-0.618	-1.131
		Entsorgung	0.019	0.021	-1.373	0.021
		Total	0.062	-0.011		
	Polypropylen	Produktion	0.661	1.099		
		Entsorgung	1.392	0.000		
		Total	2.053	1.099		
Bauhilfsstoffe	Dreischichtplatte	Total	0.357	0.285	0.357	0.108
		Produktion	0.016	0.014	-0.011	0.014
		Entsorgung	0.373	0.299		
	Alu-Schalung	Produktion	0.000	0.178		
		Entsorgung	0.027	0.000		
		Total	0.027	0.178		
Do it	Fichtentäfer	Produktion	0.034	0.052	-0.603	-1.086
		Entsorgung	0.017	0.017	-0.172	-0.052
		Total	0.052	0.069		
	Verputz innen	Produktion	0.638	1.138		
		Entsorgung	0.190	0.069		
		Total	0.828	1.207		

**Tabelle A 6: Substitutionseffekte bei der Verwendung von Holzprodukten, Werte aus der Studie von Albrecht et al. (2008)**

Holzprodukt	Ersatzprodukt	Substitutionseffekt (kg CO <sub>2</sub> äq)
<b>Innenwände</b>		
Holzständerwand	Metallständerwand	39
Holzständerwand	Massivwand	391
<b>Außenwände</b>		
Holzrahmenaußenwand	Massivaußenwand	1429
<b>Hallenträger</b>		
Hallenträger Holz	Hallenträger Stahl	217
Hallenträger Holz	Hallenträger Stahlbeton	773
<b>Fußböden</b>		
Parkett	Laminat	183 /20m <sup>2</sup>
Parkett	Direktdruck	54/20m <sup>2</sup>
Parkett	Teppich	733/20m <sup>2</sup>
Parkett	Linoleum	139/20m <sup>2</sup>
Parkett	PVC	579/20m <sup>2</sup>
Parkett	Fliesen	119/20m <sup>2</sup>
<b>Fenster</b>		
Holz	Holz-Alu	8
Holz	Alu	95
Holz	PVC	63

**Tabelle A 7: Substitutionseffekte, Werte aus Rüter und Kreißig 2007**

Produkt	GWP 100 (kg CO <sub>2</sub> äq)
Nadelschnittholz	41,817/m <sup>3</sup>
Laubschnittholz	52,643/m <sup>3</sup>
Hackschnitzel	0,0853/kg
Sägespäne	0,0855/kg
Spanplatte P5	549,16/m <sup>3</sup>
Spanplatte P7	570,50/m <sup>3</sup>

**Tabelle A 8: Vermiedene Emissionen in kg CO<sub>2</sub>äq pro m<sup>3</sup> verwendetes Holzprodukt , Tabelle aus Peterson und Solberg 2005**

Author	Year	Component	Substitute	Original material	Allocation	Factors considered	Avoided emissions of CO <sub>2</sub> – equivalents/input of timber (kg/m <sup>3</sup> )	
Björklund and Tillman	1997	Dwelling frame	Wooden frame	Concrete, in situ		<i>M B U D W</i>	<i>T</i>	948
				Concrete, precast		<i>M B U D W</i>	<i>T</i>	1062
Engelbertsson	1997	Beams, intended steel ceiling	Massive glulam	Steel	Cut-off	<i>M</i>	<i>T</i>	347
				Steel	50/50	<i>M</i>	<i>T</i>	193
				Steel	Quality	<i>M</i>	<i>T</i>	54
				Steel	Cut-off	<i>M</i>	<i>T</i>	401
				Steel	50/50	<i>M</i>	<i>T</i>	238
				Steel	Quality	<i>M</i>	<i>T</i>	92
		Beams, intended wood-wool ceiling	Massive glulam	Steel	Cut-off	<i>M</i>	<i>T</i>	207
				Steel	50/50	<i>M</i>	<i>T</i>	117
				Steel	Quality	<i>M</i>	<i>T</i>	36
				Truss glulam	Steel	Cut-off	<i>M</i>	<i>T</i>
			Steel	50/50	<i>M</i>	<i>T</i>	264	
			Steel	Quality	<i>M</i>	<i>T</i>	104	
Engberg and Eriksson	1998	Sleepers, burning	Creosote-impregnated wood	Concrete	50/50	<i>M U W E</i>	<i>T</i>	360
		Sleepers, landfilling	Creosote-impregnated wood	Concrete	50/50	<i>M U W E</i>	<i>T</i>	- 310
Jamehammar	1998	Roof/floor	Massive wood	Concrete		<i>M</i>	<i>T</i>	93
			Light-weight construction	Concrete		<i>M</i>	<i>T</i>	253
		External wall	Conventional wood cladding	Plaster		<i>M U</i>	<i>T</i>	83
			Quality-secured wood cladding	Plaster		<i>M U</i>	<i>T</i>	95
Kristensen	1999	Warehouse frames	Glulam	Concrete		<i>M B D E</i>	<i>S</i>	299
				Steel	Unknown	<i>M B D E</i>	<i>S</i>	229
Nörjesson and Gustavsson	2000	Multi-storey building	Wooden frame	Concrete frame		<i>M W</i>	<i>S</i>	- 90 – 430
Petersen and Solberg	2002bc	Beams	Glulam	Steel	Scenarios	<i>M W (E)</i>	<i>S</i>	168 – 530*
Petersen and Solberg	2002a, 2003b	Floor construction	Wooden construction	Natural stone construction		<i>M W</i>	<i>S</i>	95 – 598*
Petersen and Solberg	2002a, 2003a	Floor coverings	Solid oak	Linoleum		<i>M W (E)</i>	<i>S</i>	100 – 2800*
				Vinyl		<i>M W (E)</i>	<i>S</i>	200 – 3100*
				Polyamide carpet		<i>M W E</i>	<i>S</i>	600 – 3200*
				Woollen carpet		<i>M W E</i>	<i>S</i>	16 900 – 19 500*

\* These results are with 4% discount rate and do not include the alternative where wood is landfilled, because it is not considered probable.

*M* manufacturing included; *U* use included; *W* waste handling included; *T* tons of avoided CO<sub>2</sub> – equivalents set in relation to input of round timber; *B* building included; *D* demolition included; *E* emissions from production of electricity included; *S* tons of avoided CO<sub>2</sub> – equivalents set in relation to input of sawn wood.

**Tabelle A 9: Werner et al. 2006: Produkt-spezifischen Treibhausgas-Emissionen (ohne erneuerbare CO<sub>2</sub>-Emissionen), Kohlenstoff-Pool Kapazität und Gewicht der Holzprodukte und ihre Substituten unter Berücksichtigung nationaler Grenzen; Import-Export-Beziehungen der End- oder Halbfertigprodukte wurden berücksichtigt. (Hofer et al, 2002 basierend auf. Frischknecht et al, 1996;. Künniger und Richter, 1997, 1998, 2000; Künniger et al, 2000, 2001;. Richter und Gugerli, 1996; Werner et al, 1997, 2003.; Werner und Richter, 1997, 2001).**

		Fossil fuel emissions CH (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Fossil fuel emissions abroad (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Fossil fuel emissions total (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Carbon content (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Weight product (+repair) (kg)	Weight wood ( <i>u</i> = 12%) (kg)	Weight wood ( <i>u</i> = 0%) (kg)
Laminated timber board (m <sup>2</sup> )	Production	16.27	13.72	30.00	-121.03	95.9	74.0	66.1
	Disposal	1.15	0.96	2.11	121.03			
	Total	17.42	14.68	32.11				
Two-layered brick wall (m <sup>2</sup> )	Production	90.04	30.41					
	Disposal	12.49	4.72					
	Total	102.53	35.13					
Gluelam pillar (piece)	Production	2.66	27.45	30.11	-44.16	34.6	27.0	24.1
	Disposal	0.40	0.32	0.72	44.16			
	Total	3.07	27.76	30.83				
Steel pillar (piece)	Production	0.70	84.76			37.1		
	Disposal							
	Total	0.70	84.76					
Ceiling of wood beams (m <sup>2</sup> )	Production	23.58	26.22	49.80	-92.24	188.3	56.4	50.4
	Disposal	4.07	1.88	5.94	92.24			
	Total	27.64	28.10	55.74				
Ceiling of reinforced concrete (m <sup>2</sup> )	Production	76.85	30.66			640.1		
	Disposal	67.30	18.83					
	Total	144.15	49.49					

*(Continued on next page)*

		Fossil fuel emissions CH (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Fossil fuel emissions abroad (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Fossil fuel emissions total (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Carbon content (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Weight product (+repair) (kg)	Weight wood ( <i>u</i> = 12%) (kg)	Weight wood ( <i>u</i> = 0%) (kg)
Wood fibre insulation panel (m <sup>2</sup> )	Production	12.04	3.81	15.85	-52.50	32.1	32.1	28.7
	Disposal	0.47	0.37	0.85	52.50			
	Total	12.51	4.18	16.69				
Mineral wool (m <sup>2</sup> )	Production	3.41	1.33			4.5		
	Disposal	0.21	0.07					
	Total	3.61	1.40					
Unlined joist construction (m <sup>2</sup> )	Production	33.24	9.55	42.78	-68.69	99.1	42.0	37.5
	Disposal	2.64	1.07	3.71	68.69			
	Total	35.88	10.62	46.50				
Porous concrete pitched roof (m <sup>2</sup> )	Production	34.65	55.23	89.88	- 15.37	170.4	9.4	8.4
	Disposal	3.90	1.54	5.44	15.37			
	Total	38.55	56.77	95.32				
Wood palisade (m <sup>2</sup> )	Production	18.78	102.27	121.05	-699.75	443.7	427.8	382.0
	Disposal	4.27	0.44	4.72	699.75			
	Total	23.05	102.71	125.77				
Concrete palisade (m <sup>2</sup> )	Production	284.8	94.6	379.4				
	Disposal	21.1	3.8	24.8				
	Total	305.9	98.4	404.3				
Profiled board spruce (m <sup>2</sup> )	Production	0.2	0.3	0.5	-10.6	6.5	6.5	5.8
	Disposal	0.1	0.1	0.2	10.6			
	Total	0.3	0.5	0.8				

(Continued on next page)

		Fossil fuel emissions CH (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Fossil fuel emissions abroad (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Fossil fuel emissions total (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Carbon content (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Weight product (+repair) (kg)	Weight wood ( <i>u</i> = 12%) (kg)	Weight wood ( <i>u</i> = 0%) (kg)
Interior plasterwork (m <sup>2</sup> )	Production	3.7	6.6	10.3				
	Disposal	1.1	0.4	1.5				
	Total	4.8	7.0	11.8				
Wooden staircase, oak (m <sup>2</sup> )	Production	1.35	5.35	6.70	-105.15	77.1	64.3	57.4
	Disposal	0.84	0.66	1.50	105.15			
	Total	2.19	6.01	8.20				
Ready-made concrete staircase (piece)	Production	29.24	50.11					
	Disposal	21.50	6.07					
	Total	50.74	56.18					
Three-layered parquet flooring (m <sup>2</sup> )	Production	3.15	3.45	6.60	-15.03	12.5	9.2	8.2
	Disposal	0.22	0.15	0.37	15.03			
	Total	3.38	3.59	6.97				
Ceramic tiles, enamelled (m <sup>2</sup> )	Production	0.82	21.72			18 (+18)		
	Disposal	0.97	0.37					
	Total	1.79	22.09					
Wood panels, rough, +supporting strips (m <sup>2</sup> )	Production	0.44	-0.33	0.11	-18.81	11.6	11.5	10.3
	Disposal	0.20	0.22	0.42	18.81			
	Total	0.64	-0.11	0.53				

(Continued on next page)

		Fossil fuel emissions CH (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Fossil fuel emissions abroad (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Fossil fuel emissions total (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Carbon content (kg CO <sub>2</sub> - equivalent)	Weight product (+repair) (kg)	Weight wood ( <i>u</i> = 12%) (kg)	Weight wood ( <i>u</i> = 0%) (kg)
Exterior plasterwork (m <sup>2</sup> )	Production	7.96	14.07			45 (+45)		
	Disposal	2.39	0.96					
	Total	10.35	15.03					
Doorframe, particleboard (piece)	Production	21.22	33.38	54.60	-26.84	20 (+20)	16.4	14.7
	Disposal	0.98	0.85	1.83	26.84			
	Total	22.20	34.23	56.43				
Doorframe, steel (piece)	Production	19.66	74.02			90.0		
	Disposal	3.40	0.00					
	Total	23.06	74.02					
Wood furniture, particleboard (piece)	Production	16.25	24.93	41.18	-26.84	20 (+20)	16.4	14.7
	Disposal	0.98	0.85	1.83	26.84			
	Total	17.23	25.78	43.01				
Steel furniture (piece)	Production	7.54	63.45			18.0		
	Disposal	0.00	0.00					
	Total	7.54	63.45					

## **Anhang A 1: Berechnung der Darrdichte inkl. Schwindmaß mit Tabellen Kollmann (1951) im Vergleich zu Standardwerten.**

In der Literatur wird zur Umrechnung von Erntefestmeter (EFm ohne Rinde) in Holzmasse (t) oft der vereinfachende Faktor 500 kg/EFm verwendet. Um zu prüfen, wie nahe diese Vereinfachung am tatsächlichen Wert liegt, werden die Daten der Holzeinschlagstatistik (EFm ohne Rinde) mit Hilfe der baumarten(gruppen)spezifischen Darrdichten und Schwindmaße in Massen (t) umgerechnet.

Die hier angegebenen Daten beziehen sich auf die Baumarten-Tabelle der FOKUS2000 Datenbank des Staatsforstbetriebs. Die angegebenen Darrdichten und Schwindmaße sind der Datenbank Holz der Professur für Holz- und Faserwerkstofftechnik der Technischen Universität Dresden (<http://141.30.115.58/dbholz/>) entnommen. Falls mehrere Quellen zu den benötigten Parametern angegeben wurden, sind zuerst Daten von Kollmann (1951, mittlerer Wert), dann die der DIN 4076 (1979<sup>14</sup>) übernommen worden. Falls beide Quellen nicht vorhanden waren, sind aus den vorhandenen Daten plausible mittlere Werte übernommen worden.

Aus dieser Datenbank konnten Darrdichten und Schwindmaße für alle in der FOKUS2000 Datenbank enthaltenen Baumarten(gruppen) entnommen werden. Falls die Baumart nicht genau definiert war (z.B. Ahorn (unbestimmt)) wurde ein Mittelwert aus den anderen Arten dieser Gattung (z.B. aus Berg-/Spitz- und Feldahorn) gebildet, oder eine Darrdichte resp. Schwindmaß wurde dieser Arten zugewiesen (z.B. Küstentanne und sonstige Tannenarten = Weißtanne). Für aggregierte Angaben (z.B. Laubholz) wurden aus den zusammengestellten Werten Mittelwerte für die entsprechende Kategorie berechnet. Weichlaub- und Hartlaubhölzer wurden bei einer Dichte von 0,55 getrennt, wobei der Wert 0,55 noch der Kategorie Weichlaubholz zugeschlagen wurde (vgl. Tabelle 9.14 in Kaltschmitt et al. 2009).

Für das FWJ 2003 sind in den Holzlosen insgesamt siebenzig verschiedene Baumarten aufgeführt (Spalte BAUMART). Der Einschlag betrug insgesamt 2.310.699,67 FmoR. Mit dem Standardwert von 500 kg/m<sup>3</sup> (Schwindmaß nicht berücksichtigt) entspräche dies einer Menge von 1.155.349,84 FmoR atro; unter Berücksichtigung der ermittelten Darrdichten und Schwindmaße 981.689,68 FmoR atro. Rechnet man aus dieser Menge die mittlere, um das Schwindmaß korrigierte gewichtete Darrdichte zurück ergibt sie sich zu 423 kg/m<sup>3</sup>. Dieser Unterschied von -15% ist erheblich.

Zur Untersuchung einer FWJ-abhängigen Variation wurden zudem die FWJ 2004 bis 2011 ausgewertet. Die Ergebnisse sind in der Tabelle A 10 ausgeführt. Deutlich wird, dass erwartungsgemäß mit steigendem Anteil von Laubholz die mittlere gewichtete und um das Schwindmaß korrigierte Darrdichte ebenfalls zunimmt.

---

<sup>14</sup> DIN ; DIN 4076 Teil 1, Oktober 1985 / DIN 68364, November 1979 ; Beuth-Verlag

**Tabelle A 10:** Ergebnisse der Berechnung der um das Schwindmaß korrigierten Darrdichte. Zudem wird der Anteil Laubholz am Gesamteinschlag aufgezeigt.

FWJ	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Anteil Laubholz	23,6	19,9	22,0	25,7	30,0	29,3	27,4	30,9	35,3
mittl. korr. Darrdichte	0,423	0,417	0,421	0,428	0,436	0,434	0,430	0,437	0,445

Aus diesem Grund wurden die Holzlose (EFmoR) der einzelnen FWJ mit den ermittelten Darrdichten und Schwindmaße sowie dem gängigen Wert von 50% Kohlenstoff in tC umgerechnet. Dieses Vorgehen unterscheidet sich von den Arbeiten in der Literatur.

### **Darstellung der im Modell verwendeten Parameter.**

Das Modell benötigt an verschiedenen Stellen Parameter, um von einem Speicher in den nächsten Speicher umrechnen zu können. Diese Parametersätze werden „Schlüssel“ genannt.

Um von den in der Holzeinschlagsstatistik ausgewiesenen Sorten zu den Produktlinien-Eingangsmengen zu kommen benötigt man den Verwendungsschlüssel (Tabelle A 11: primäre Rohstoffe, Tabelle A 12: sekundäre Rohstoffe). Um innerhalb einer Produktlinie von den Eingangsmengen zu den Ausgangsmengen (Produkte, Nebenprodukte, Verluste) zu rechnen, wird der Produktionsschlüssel verwendet (Tabelle A 13). Und um die ausscheidenden Produkten in ihre entsprechende stoffliche oder energetische (oxidative) Endnutzung zu überführen, werden die Faktoren des Endverwendungsschlüssels eingesetzt. In den nachfolgenden Tabellen sind die Farben und Abkürzungen entsprechend der Modellübersicht (Abbildung 52) verwendet worden

**Tabelle A 11:** Übersicht über die FWJ-spezifischen Verwendungsschlüssel für die primären Rohstoffe. Das Sortiment DS-Holz wird zu 100% dem Totholz zugeschlagen und ist deshalb nicht separat ausgewiesen. Abkürzungen der Sortimente wie folgt: BL = Brennholz lang, BS = Brennschichtholz, DS = Derbholz im Reisig, GL = Grubenholz, IS = Industrieschichtholz, IL = Industrieholz lang, SL = Stammholz Standardlängen, ST = Stammholz lang

Quelle	FWJ	Schnittholz	Furnier-/ Sperrholz	Span-/ Faserplatten	Papier Holzschliff	Papier Zellstoff	Brennholz
BL	2003	0,0078	0,0111	0,0059	0,0000	0,0246	0,9506
	2004	0,0054	0,0014	0,0197	0,0000	0,0378	0,9358
	2005	0,0058	0,0050	0,0084	0,0000	0,0102	0,9706
	2006	0,0103	0,0097	0,0018	0,0000	0,0121	0,9661
	2007	0,0088	0,0158	0,0050	0,0000	0,0118	0,9586
	2008	0,0127	0,0050	0,0150	0,0010	0,0116	0,9547
	2009	0,0118	0,0060	0,0019	0,0012	0,0097	0,9695
	2010	0,0182	0,0025	0,0115	0,0011	0,0062	0,9605
BS	2003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0296	0,9704
	2004	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000
	2005	0,0000	0,0000	0,0000	0,0025	0,0000	0,9975
	2006	0,0000	0,0051	0,0000	0,0000	0,0000	0,9949
	2007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000
	2008	0,0000	0,0000	0,0007	0,0000	0,0000	0,9993
	2009	0,0000	0,0000	0,0399	0,0000	0,0000	0,9601
	2010	0,0000	0,0175	0,0130	0,0000	0,0000	0,9696
GL	2003	0,2589	0,4293	0,0000	0,0000	0,0000	0,3118
	2004	0,6315	0,0694	0,0182	0,0000	0,0000	0,2810
	2005	0,8673	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1327
	2006	0,7658	0,0000	0,0000	0,0822	0,0000	0,1520
	2007	0,8825	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1175
	2008	0,9704	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0296
	2009	0,9796	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0204
	2010	0,9051	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0949
IL	2003	0,0208	0,0158	0,1975	0,1091	0,5786	0,0782
	2004	0,0129	0,0131	0,2345	0,1912	0,5262	0,0222
	2005	0,0198	0,0100	0,2164	0,1460	0,5851	0,0227
	2006	0,0103	0,0372	0,2319	0,1419	0,5494	0,0294
	2007	0,0132	0,0370	0,1794	0,0971	0,6609	0,0125
	2008	0,0247	0,0664	0,1963	0,0978	0,5969	0,0179
	2009	0,0666	0,0363	0,2414	0,0832	0,5555	0,0170
	2010	0,0949	0,0607	0,1957	0,1614	0,4763	0,0109
IS	2003	0,0061	0,0038	0,0540	0,8731	0,0081	0,0548
	2004	0,0113	0,0063	0,1398	0,8036	0,0064	0,0325
	2005	0,0056	0,0016	0,1375	0,8358	0,0019	0,0176
	2006	0,0137	0,0024	0,0817	0,8554	0,0013	0,0456
	2007	0,0026	0,0099	0,1219	0,8240	0,0163	0,0254
	2008	0,0196	0,0238	0,0959	0,8244	0,0114	0,0249
	2009	0,0275	0,0531	0,1256	0,7240	0,0506	0,0193
	2010	0,0245	0,0283	0,0891	0,8349	0,0116	0,0115
SL	2003	0,8725	0,0713	0,0079	0,0039	0,0001	0,0444
	2004	0,7728	0,2133	0,0012	0,0030	0,0015	0,0083
	2005	0,9014	0,0882	0,0005	0,0008	0,0001	0,0089
	2006	0,8908	0,0999	0,0005	0,0025	0,0002	0,0061
	2007	0,8993	0,0951	0,0010	0,0003	0,0004	0,0039
	2008	0,9032	0,0924	0,0003	0,0002	0,0005	0,0034
	2009	0,9136	0,0781	0,0010	0,0001	0,0008	0,0065
	2010	0,9178	0,0769	0,0004	0,0014	0,0002	0,0033
ST	2003	0,9579	0,0342	0,0016	0,0000	0,0006	0,0056
	2004	0,9478	0,0435	0,0008	0,0000	0,0007	0,0071
	2005	0,9582	0,0359	0,0005	0,0000	0,0003	0,0051
	2006	0,9639	0,0304	0,0005	0,0001	0,0011	0,0039
	2007	0,9570	0,0351	0,0007	0,0000	0,0030	0,0041
	2008	0,9569	0,0333	0,0010	0,0002	0,0042	0,0044
	2009	0,9669	0,0290	0,0010	0,0000	0,0006	0,0025
	2010	0,9636	0,0311	0,0001	0,0000	0,0023	0,0029

**Tabelle A 12: Verwendungsschlüssel für sekundäre Rohstoffe. Nur Faktoren ungleich Null**

tblSorten		Faktor	tblPkInput		Quelle
Quelle	Klartext		Senke	Klartext	
2201010	AH-Rohstoff HP Schnittholz	0,41142516	0003000	SpanFaser	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
2201010	AH-Rohstoff HP Schnittholz	0,58857484	0051000	Deponie Schnittholz	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
2202010	AH-Rohstoff HP Furnier-/Sperrholz	0,41142516	0003000	SpanFaser	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
2202010	AH-Rohstoff HP Furnier-/Sperrholz	0,58857484	0052000	Deponie Furnier-/Sperrholz	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
2203010	AH-Rohstoff HP SpanFaser	0,41142516	0003000	SpanFaser	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
2203010	AH-Rohstoff HP SpanFaser	0,58857484	0053000	Deponie SpanFaser	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
2204010	APP-Rohstoff HP Papier Holzschliff	1	0006000	Altpapier	
2205010	APP-Rohstoff HP Papier Zellstoff	1	0006000	Altpapier	
2206010	APP-Rohstoff HP Altpapier	1	0006000	Altpapier	
2101040	NP-Rohstoff NP1 Schnittholz	0,50875	0003000	SpanFaser	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101040	NP-Rohstoff NP1 Schnittholz	0,2225	0004000	Papier Holzschliff	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101040	NP-Rohstoff NP1 Schnittholz	0,2225	0005000	Papier Zellstoff	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101040	NP-Rohstoff NP1 Schnittholz	0,04625	0007000	Brennholz	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101050	NP-Rohstoff NP2 Schnittholz	0,50875	0003000	SpanFaser	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101050	NP-Rohstoff NP2 Schnittholz	0,2225	0004000	Papier Holzschliff	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101050	NP-Rohstoff NP2 Schnittholz	0,2225	0005000	Papier Zellstoff	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101050	NP-Rohstoff NP2 Schnittholz	0,04625	0007000	Brennholz	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101060	NP-Rohstoff NP3 Schnittholz	0,50875	0003000	SpanFaser	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101060	NP-Rohstoff NP3 Schnittholz	0,2225	0004000	Papier Holzschliff	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101060	NP-Rohstoff NP3 Schnittholz	0,2225	0005000	Papier Zellstoff	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2101060	NP-Rohstoff NP3 Schnittholz	0,04625	0007000	Brennholz	Mantau, Weimar und Sörgel 2004
2102040	NP-Rohstoff NP1 Furnier-/Sperrholz	0,50875	0003000	SpanFaser	übernommen von SNP
2102040	NP-Rohstoff NP1 Furnier-/Sperrholz	0,2225	0004000	Papier Holzschliff	übernommen von SNP
2102040	NP-Rohstoff NP1 Furnier-/Sperrholz	0,2225	0005000	Papier Zellstoff	übernommen von SNP
2102040	NP-Rohstoff NP1 Furnier-/Sperrholz	0,04625	0007000	Brennholz	übernommen von SNP
2103040	NP-Rohstoff NP1 SpanFaser	0,50875	0003000	SpanFaser	übernommen von SNP
2103040	NP-Rohstoff NP1 SpanFaser	0,2225	0004000	Papier Holzschliff	übernommen von SNP
2103040	NP-Rohstoff NP1 SpanFaser	0,2225	0005000	Papier Zellstoff	übernommen von SNP
2103040	NP-Rohstoff NP1 SpanFaser	0,04625	0007000	Brennholz	übernommen von SNP
2104040	NPP-Rohstoff NP1 Papier Holzschliff	1	0004000	Papier Holzschliff	
2105040	NPP-Rohstoff NP1 Papier Zellstoff	1	0005000	Papier Zellstoff	
2106040	NPP-Rohstoff NP1 Altpapier	1	0006000	Altpapier	

Tabelle A 13: Produktionsschlüssel. Es sind nur Faktoren ungleich Null dargestellt.

tbIPKInput		Faktor	tbIPKOutput		Quelle	
Quelle	Klartext		Senke	Klartext		
0001000	Schnittholz	0,61561733	0001010	HP Schnittholz	gewichtet; verändert nach: Mantau, Sörgel 2003	
0001000	Schnittholz	0,01	0001020	VL Schnittholz		
0001000	Schnittholz	0,05286402	0001030	iNP Schnittholz		
0001000	Schnittholz	0,10594806	2101040	NP1 Schnittholz		
0001000	Schnittholz	0,03965332	2101050	NP2 Schnittholz		
0001000	Schnittholz	0,17591726	2101060	NP3 Schnittholz		
0002000	Furnier-/Sperrholz	0,5304	0002010	HP Furnier-/Sperrholz		Mantau Bilitewski 2005, S. 28
0002000	Furnier-/Sperrholz	0,0944	0002030	iNP Furnier-/Sperrholz		
0002000	Furnier-/Sperrholz	0,3752	2102040	NP1 Furnier-/Sperrholz		
0003000	SpanFaser	0,94138566	0003010	HP SpanFaser		Mantau Bilitewski 2005, S. 28
0003000	SpanFaser	0,05632819	0003030	iNP SpanFaser		
0003000	SpanFaser	0,00228615	2103040	NP1 SpanFaser		
0004000	Papier Holzschliff	0,95	0004010	HP Papier Holzschliff		pers. Mitteilung VDP 2012
0004000	Papier Holzschliff	0,05	0004030	iNP Papier Holzschliff		
0005000	Papier Zellstoff	0,45	0005010	HP Papier Zellstoff	pers. Mitteilung VDP 2012	
0005000	Papier Zellstoff	0,55	0005030	iNP Papier Zellstoff		
0006000	Altpapier	0,86956522	0006010	HP Altpapier	LK ZAK (2007) =1-0,86956522	
0006000	Altpapier	0,13043478	0006030	iNP Altpapier		
0007000	Brennholz	1	0007010	HP Brennholz		
0008000	Totholz	1	0008010	HP Totholz		
0051000	Deponie Schnittholz	1	0051010	HP Deponie Schnittholz		
0052000	Deponie Furnier-/Sperrholz	1	0052010	HP Deponie Furnier-/Sperrholz		
0053000	Deponie SpanFaser	1	0053010	HP Deponie SpanFaser		
0054000	Deponie Papier Holzschliff	1	0054010	HP Deponie Papier Holzschliff		
0055000	Deponie Papier Zellstoff	1	0055010	HP Deponie Papier Zellstoff		
0056000	Deponie Altpapier	1	0056010	HP Deponie Altpapier		

**Tabelle A 14:** : Endverwendungsschlüssel. Es sind nur Faktoren ungleich Null dargestellt.

tbIPkZerfall		Faktor	tbICBilanz		Quelle
Quelle	Klartext		Senke	Klartext	
0001010	HP Schnittholz	0,37839894	0001011	HP Schnittholz + Energie	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0001010	HP Schnittholz	0,20640806	0001012	HP Schnittholz - Energie	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0001010	HP Schnittholz	0,415193	2201010	AH-Rohstoff HP Schnittholz	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0002010	HP Furnier-/Sperrholz	0,37839894	0002011	HP Furnier-/Sperrholz + Energie	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0002010	HP Furnier-/Sperrholz	0,20640806	0002012	HP Furnier-/Sperrholz - Energie	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0002010	HP Furnier-/Sperrholz	0,415193	2202010	AH-Rohstoff HP Furnier-/Sperrholz	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0003010	HP SpanFaser	0,37839894	0003011	HP SpanFaser + Energie	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0003010	HP SpanFaser	0,20640806	0003012	HP SpanFaser - Energie	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0003010	HP SpanFaser	0,415193	2203010	AH-Rohstoff HP SpanFaser	Mantau Bilitewski 2005, S. 58
0004010	HP Papier Holzschliff	0,1	0004011	HP Papier Holzschliff + Energie	PapierKompass 2011
0004010	HP Papier Holzschliff	0,1	0004012	HP Papier Holzschliff - Energie	
0004010	HP Papier Holzschliff	0,8	2204010	APP-Rohstoff HP Papier Holzschliff	
0005010	HP Papier Zellstoff	0,1	0005011	HP Papier Zellstoff + Energie	PapierKompass 2011
0005010	HP Papier Zellstoff	0,1	0005012	HP Papier Zellstoff - Energie	
0005010	HP Papier Zellstoff	0,8	2205010	APP-Rohstoff HP Papier Zellstoff	
0006010	HP Altpapier	0,1167	0006011	HP Altpapier + Energie	VDP 2010
0006010	HP Altpapier	0,0646	0006012	HP Altpapier - Energie	VDP 2010
0006010	HP Altpapier	0,8187	2206010	APP-Rohstoff HP Altpapier	VDP 2010
0007010	HP Brennholz	1	0007011	HP Brennholz + Energie	
0008010	HP Totholz	1	0008012	HP Totholz - Energie	
0051010	HP Deponie Schnittholz	0,5	0051011	HP Schnittholz + Energie	
0051010	HP Deponie Schnittholz	0,5	0051012	HP Schnittholz - Energie	
0052010	HP Deponie Furnier-/Sperrholz	0,5	0052011	HP Furnier-/Sperrholz + Energie	
0052010	HP Deponie Furnier-/Sperrholz	0,5	0052012	HP Furnier-/Sperrholz - Energie	
0053010	HP Deponie SpanFaser	0,5	0053011	HP SpanFaser + Energie	
0053010	HP Deponie SpanFaser	0,5	0053012	HP SpanFaser - Energie	
0054010	HP Deponie Papier Holzschliff	0,5	0054011	HP Papier Holzschliff + Energie	
0054010	HP Deponie Papier Holzschliff	0,5	0054012	HP Papier Holzschliff - Energie	
0055010	HP Deponie Papier Zellstoff	0,5	0055011	HP Papier Zellstoff + Energie	
0055010	HP Deponie Papier Zellstoff	0,5	0055012	HP Papier Zellstoff - Energie	
0056010	HP Deponie Altpapier	0,5	0056011	HP Altpapier + Energie	
0056010	HP Deponie Altpapier	0,5	0056012	HP Altpapier - Energie	

