

Abschätzung von Substitutionspotentialen der Holznutzung und ihre Bedeutung im Kontext der Treibhausgas-Berichterstattung

Sebastian Rüter

Thünen Working Paper 214

Dr. Sebastian Rüter
Thünen-Institut für Holzforschung
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg
Telefon: +49 40 73692 600
Fax: +49 40 73692 699
E-Mail: {sebastian.rueter} [a] thuenen.de

Thünen Working Paper 214

Hamburg/Germany, Mai 2023

Zusammenfassung

Die mit der Nutzung des nachwachsenden Rohstoffs Holz verbundenen Treibhaus- (THG)-Emissionen lassen sich in drei Wirkmechanismen untergliedern. Zum einen in die biogenen CO₂-Emissionen und ihre Einbindung in den beiden Kohlenstoffspeichern „Wald“ und „Holzprodukte“ als Bestandteil des biogenen Kohlenstoffzyklus. Zum anderen in die übrigen THG-Emissionen der Holzverarbeitenden Industrie als Teil des produzierenden Gewerbes als drittes Element.

Die Quantifizierung dieser klimarelevanten Effekte erfolgt mittels verschiedener Berechnungsmethoden auf unterschiedlichen Skalenebenen mit zumeist unterschiedlichen Systemgrenzen (Land- bzw. Produktsystem) und betrifft zeitlich und räumlich voneinander abweichende Dimensionen (retro- und prospektive Effekte). Eine fundierte und umfassende Analyse der Klimarelevanz des Forst- und Holzsektors muss jedoch immer alle Effekte und Auswirkungen berücksichtigen. Dies gilt insbesondere für die Abschätzung möglicher indirekter THG-Minderungseffekte (Substitutionspotentiale), die mit der Verwendung von Holz verbunden sind.

Die biogenen CO₂-Emissionen und ihre Einbindung in Kohlenstoffspeicher werden nach den methodischen Vorgaben des Weltklimarates (IPCC) im Rahmen der Nationalen THG-Berichterstattung in der Quellgruppe Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF) berichtet. Alle weiteren THG-Emissionen, die mit der Verarbeitung von Rohstoffen im produzierenden Gewerbe (auch der Holzindustrie) zusammenhängen (u. a. aufgrund des Stromverbrauchs) werden nach dem Quellprinzip v.a. in den Kategorien Energie und Industrieprozesse erfasst und berichtet, d.h. keinem Wirtschaftssektor zugewiesen. Um Doppelbuchung mit LULUCF zu vermeiden, werden biogene CO₂-Emissionen der thermischen Nutzung von Holz (Energie) in der Quellgruppe Energie nur zur Information geführt („CO₂-Neutralität“).

Da die nicht-biogenen THG-Emissionen der Holzverarbeitenden Industrie nicht mit IPCC-Methoden ermittelt werden können, müssen andere Verfahren angewendet werden. Die durch internationale Standards genormte Ökobilanzmethode bietet hierfür eine rechnerische Grundlage. Damit wird u.a. das Treibhauspotential eines Produktsystems abgeschätzt, das eine zuvor definierte Funktion erfüllt (funktionale Einheit). Zugleich beschreibt ein stoffliches und/oder energetisches Substitutionspotential (hier: Minderungseffekt in Bezug auf die THG-Emissionen) lediglich einen potentiellen Effekt, der mit dem Austausch oder Ersatz eines definierten Produktsystems durch eine funktional äquivalente Alternative verbunden ist. Dies entspricht folglich der Differenz des Treibhauspotentials zweier funktional äquivalenter Produktsysteme. Die komplexen Zusammenhänge des biogenen Kohlenstoffzyklus entlang der Forst- und Holzkette können hingegen für holzbasierte Produkte methodisch bedingt nicht mit Hilfe zeitlich dimensionsloser Produktökobilanzen plausibel quantifiziert und abgebildet werden.

Für eine fundierte Quantifizierung möglicher THG-Substitutionspotentiale durch die Verwendung von Holz müssen daher mehrere Datenquellen im Einklang mit den jeweils geltenden methodischen Anforderungen (IPCC und int. Normen) konsistent miteinander kombiniert werden. Für die Verwendung von Holz in Gebäuden liegen entsprechende Analysen der verschiedenen Systemelemente vor, die mehrfach extern begutachtet wurden.

Schlüsselwörter: Substitution, Holznutzung, Bausektor, Treibhausgas-Emissionen, Ökobilanzierung

Abstract

The greenhouse gas (GHG) emissions associated with the use of the renewable raw material wood can be divided into three mechanisms of action. On the one hand, the biogenic CO₂ emissions and their removal in the carbon pools "forest" and "harvested wood products" (HWP) as part of the biogenic carbon cycle, and on the other hand the other GHG emissions of the wood processing industry as part of the manufacturing sector as a third element.

The quantification of these climate relevant effects is carried out by means of various calculation methods on different scale levels with mostly different system boundaries (land or product system) and concerns temporally and spatially divergent dimensions (retro- and prospective effects). However, a sound and comprehensive analysis of the climate relevance of the forest-based sector must always take into account all effects and impacts. This applies in particular to the estimation of possible indirect GHG reduction effects (substitution potentials) associated with the use of wood.

According to the methodological requirements of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), the biogenic CO₂ emissions and their removal (carbon storage effect) are reported under the category "land use, land-use change and forestry" (LULUCF) as part of the National GHG reporting. All other GHG emissions related to the processing of raw materials in the manufacturing sector (including the timber industry, among other things due to electricity consumption) are recorded and reported according to the source principle primarily under the categories "energy" and "industrial processes", i.e. not assigned to any economic sector. In order to avoid double-counting with LULUCF, biogenic CO₂ emissions from the thermal use of wood (energy) are reported in the category "energy" for information only ("carbon neutrality").

Since the non-biogenic GHG emissions of the wood processing industry cannot be determined with methods provided by IPCC, other approaches must be used. The life cycle assessment (LCA) method, which is internationally standardised, provides a computational basis for this. Among other things, it is used to estimate the global warming potential (GWP) of a product system that fulfills a previously defined function (functional unit). At the same time, a material and/or energy substitution potential (here: reduction effect in relation of GHG emissions) merely describes a potential effect associated with the replacement or substitution of a defined product system with a functionally equivalent alternative. Consequently, this corresponds to the difference in the GWP results of two functionally equivalent product systems. The complex interrelationships of the biogenic carbon cycle along the forestry and timber chain, on the other hand, cannot, for methodological reasons, be plausibly quantified and mapped for wood-based products by means of product LCA results that are dimensionless in terms of time.

For a well-founded quantification of possible GHG substitution potentials through the use of wood, several sources of data must therefore be consistently combined in accordance with the relevant methodological requirements (IPCC and international standards). For the use of wood in buildings, corresponding analyses of the various system elements are available, which have been externally reviewed several times.

Keywords: Substitution, Holznutzung, Building Sector, Greenhouse Gas Emissions, Life Cycle Assessment

Inhaltsverzeichnis

1	Hintergrund	1
2	Konsistente Abschätzung der THG-Bilanz der Holzverwendung	2
3	Verbuchung von Emissionen in der Treibhausgas-Berichterstattung	5
3.1	Vorgaben des Weltklimarates (IPCC)	5
3.2	Verbuchung der Treibhausgasemissionen des Rohstoffs Holz	6
3.2.1	Biogene Kohlenstoffspeicherung in Quellgruppe LULUCF	6
3.2.2	„CO ₂ -Neutralität“ von Holz als Energieträger	8
3.2.3	Treibhausgasemissionen der Holzindustrie als Teil des produzierenden Gewerbes	12
4	Methodik zur Quantifizierung möglicher Substitutionspotentiale	14
4.1	Ökobilanzierung von Produkten	14
4.2	Bedeutung von Substitutionsfaktoren	16
4.3	Normative Vorgaben aus dem Bereich des Nachhaltigen Bauens	17
4.3.1	Umgang mit biogenem Kohlenstoff auf Produkt- bzw. Gebäudeebene	18
4.3.2	Normkonforme Ökobilanz-Basisdaten für Bauprodukte und Substitutionsfaktoren auf Gebäudeebene	19
4.4	Konsistente Abschätzung der THG-Wirkung von Holz in Gebäuden auf nationaler Ebene	22
4.4.1	Bildung repräsentativer Ökobilanzdaten und Kombination mit Statistiken	24
4.4.2	Festlegung von Referenz- und Alternativszenarien auf Basis der Baustatistik	27
4.4.3	Abschätzung des THG-Substitutionspotentials	29
5	Schlussfolgerungen und Ausblick	34
6	Literatur	35

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schema der THG-Bilanz des Forst- und Holzsektors	1
Abbildung 2:	Schematische Darstellung des Produktionsansatzes zur Quantifizierung der THG-Bilanz der Holznutzung.....	7
Abbildung 3:	Treibhausgasbilanz von Wald und Holzprodukten in Deutschland	8
Abbildung 4:	Treibhauspotential (GWP 100) von Holz und fossiler Energieträger in kg CO ₂ -Äq. je 1000 MJ thermischer Energie	9
Abbildung 5:	Kohlenstoffflüsse, Kohlenstoffspeicher und ihre CO ₂ -Emissionen und Einbindungen entlang der Forst- und Holzketten	10
Abbildung 6:	Auszug aus dem Nationalen THG-Inventar für das Jahr 2023	12
Abbildung 7:	Abbildung des materialinhärenten biogenen Kohlenstoffgehalts im Ökobilanzindikator Treibhauspotential (GWP 100) nach EN 15804:2012+A2:2019.....	18
Abbildung 8:	THG-Differenzen für die Konstruktion von Ein- und Zweifamiliengebäuden in Holzbauweise und ihren mineralischen Pendanten für die Module A+C.....	20

Abbildung 9:	Substitutionsfaktoren für die Konstruktion von Ein- und Zweifamiliengebäuden in Holzbauweise und ihren mineralischen Pendanten für die Module A+C.....	20
Abbildung 10:	Schematische Darstellung des Informationsflusses zur Hochrechnung von THG-Emissionen von Neubauten und der Verwendung von Holz in Gebäuden.....	23
Abbildung 11:	Auswahlfeld im BuildingGHGmonitor zur Ermittlung von Gebäude-Typenvertretern	25
Abbildung 12:	Listefeld zur Auswahl von ÖKOBAUDAT-Datensätzen für die Analyse von Baustoffdaten im BuildingGHGmonitor	26
Abbildung 13:	Historische Entwicklung und Referenzszenario einer zukünftigen Errichtung von Wohngebäuden nach vorwiegend verwendetem Baustoff bis 2030 in Deutschland	28
Abbildung 14:	Unterstellte alternative Entwicklung der Marktanteile im Szenario ,55/15' bis 2030	28
Abbildung 15:	Historische Entwicklung und Prognose zur Errichtung von Wohngebäuden sowie unterstellte Verschiebung der Marktanteile der vorwiegend verwendeten Baustoffe gemäß Szenario ,55/15' bis 2035.....	29
Abbildung 16:	Nicht-biogene THG-Emissionen konventioneller und vornehmlich in Holz errichteter Wohngebäude gemäß des gewählten Referenzszenarios (,REF').....	29
Abbildung 17:	Anteil des abgedeckten rechnerischen Verbrauchs von Schnittholz und Holzwerkstoffen am Gesamtverbrauch dieser aus heimischem Rohholz hergestellten Produktkategorien für das Referenzszenario (,REF')	30
Abbildung 18:	Biogene CO ₂ -Emissionen und ihre Einbindung in Holzprodukten für das gewählte Referenzszenario (,REF')	31
Abbildung 19:	Projizierter Holzeinschlag für das gewählte Referenzszenario (,REF').....	31
Abbildung 20:	THG-Emissionen von Wohnungsneubauten in Holz und konventioneller Bauweise sowie mögliche THG-Einsparungen durch einen gestiegenen Holzbauanteil (Szenario ,55/15') gegenüber dem gewählten Referenzszenario (,REF')	32
Abbildung 21:	Entwicklung der biogenen CO ₂ -Emissionen und ihrer Einbindung in Holzprodukten für das Referenzszenario (,REF') sowie das Alternativszenario ,55/15'.....	32
Abbildung 22:	Projizierter Derbolzeinschlag für das gewählte Referenzszenario sowie das Alternativszenario ,55/15'	33

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Berichterstattung von CO ₂ -Emissionen aus energetisch genutzter Holzbiomasse nach Erzeuger- und Verbraucherländern unter Verwendung verschiedener Berechnungsansätze für Holz	9
Tabelle 2:	Überblick über vorhandene Gebäudemodelle nach vorwiegend verwendeten Baustoffen	25
Tabelle 3:	Gesamtes THG-Substitutionspotential eines steigenden Holzbauanteils (Szenario ,55/15') gegenüber dem gewählten Referenzszenario (,REF') auf Basis der BBSR-Wohnungsmarkt-Prognose 2015	33

Abkürzungen

BBI	Brutto-Rauminhalt
BBR	Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung
BBSR	Bundesinstitut für Bau- Stadt- und Raumforschung
BEG	Bundesförderung Effiziente Gebäude
BGF	Brutto-Geschossfläche
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMUB	Bundesministerium für Umwelt und Bauen
BMWSB	Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauen
CRF	Gemeinsames Berichtsformat (Abk. für <i>Common Reporting Format</i>)
DIN	Deutsches Institut für Normung
EN	Europäische Norm
EPD	Umweltproduktdeklaration (Abk. für <i>Environmental Product Declaration</i>)
ETS	Emissionshandelssystem (der Europäischen Union) (Abk. für <i>Emissions Trading System</i>)
EU	Europäische Union
EZFH	Ein- und Zweifamiliengebäude
FNR	Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V.
FKZ	Förderkennzeichen
GHG	Treibhausgase (Abk. für <i>Greenhouse Gases</i>)
GWP	Treibhauspotential (Abk. für <i>Global Warming Potential</i>)
HWP	Holzprodukte (Abk. für <i>Harvested Wood Products</i>)
IPCC	Weltklimarat (Abk. für <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
ISO	Internationale Organisation für Normung (Abk. für <i>International Organization for Standardization</i>)
KSG	Bundes-Klimaschutzgesetz
LCA	Ökobilanzierung (Abk. für <i>Life Cycle Assessment</i>)
LULUCF	Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (Abk. für <i>Land Use, Land-Use Change and Forestry</i>)
MFH	Mehrfamiliengebäude
NGF	Netto-Grundfläche
NIR	Nationaler Inventarbericht (Abk. für <i>National Inventory Report</i>)
NUF	Nutzfläche

PAS	Öffentlich verfügbare Spezifikation (Abk. für <i>Publically Available Specification</i>)
PCR	Produkt-Kategorieregeln (Abk. für <i>Product Category Rules</i>)
RED	Erneuerbare Energie Richtlinie (Abk. für <i>Renewable Energy Directive</i>)
TFI	Arbeitsgruppe (des IPCC) zu Nationalen Treibhausgas-Inventuren (Abk. für <i>Task Force on National Greenhouse Gas Inventories</i>)
THG	Treibhausgas-Emissionen
UNFCCC	Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (Abk. für <i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i>)
Vfm	Voratsfestmeter

1 Hintergrund

Die Klimakrise ist allgegenwärtig und Gesellschaft und Politik suchen nach Wegen und Möglichkeiten, die Treibhausgas- (THG-) Emissionen zu reduzieren, um das beschlossene Ziel zu erreichen, bis Mitte dieses Jahrhunderts klima- bzw. THG-neutral zu werden (vgl. UN 2015; KSG 2019; Europäische Union 2021). Auf diesem Weg treten Zielkonflikte auf: Klima- und Biodiversitätsschutz zur Begegnung der ökosystemaren Krisen auf der einen Seite, auf der anderen Seite all die gesellschaftlichen Anforderungen, die vor allem mit der Nutzung und Verarbeitung von Rohstoffen zu Energieträgern und Konsumgütern befriedigt werden, worauf ein Großteil der Wertschöpfung des globalen Wirtschaftssystems basiert.

Gerade beim Wald mit seinem nachwachsenden Rohstoff Holz als Bestandteil des natürlichen bzw. biogenen Kohlenstoffzyklus zeigt sich diese gesellschaftliche Ambivalenz sehr deutlich. So gilt der Wald Vielen als der Inbegriff für Natur- und Lebensraum schlechthin; er ist zudem für das Klimasystem der Erde von zentraler Bedeutung, und zugleich haben seine Bewirtschaftung, die Verarbeitung des nachwachsenden Rohstoffes Holz entlang der Verarbeitungskette sowie seine stoffliche und energetische Nutzung in den verschiedenen Verwendungsbereichen Auswirkungen auf die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre.

Diese Ambivalenz spiegelt sich auch in zahlreichen politischen Instrumenten, die einerseits zum Ziel haben, fossilbasierte Rohstoffe durch nachwachsende Rohstoffe wie Holz zu ersetzen (Substitution), während andere vor allem den Ausbau der natürlichen Senken von atmosphärischem CO₂ in den Fokus nehmen. Genannt seien hier beispielsweise der von der Europäischen Kommission initiierte „Green Deal“, die Nationale Bioökonomiestrategie der Bundesregierung oder das deutsche Klimaschutzgesetz (KSG 2019) in seiner bisherigen Fassung.

Insbesondere um das Verständnis über die indirekten bzw. sektorübergreifenden THG-Effekte der Nutzung des nachwachsenden Rohstoffes Holz weiter zu erhöhen, stellt das vorliegende Papier den aktuellen Sachstand zur Quantifizierung und Verbuchung der Auswirkungen der Holzverwendung auf die THG-Bilanz zusammen.

2 Konsistente Abschätzung der THG-Bilanz der Holzverwendung

Die klimarelevanten Auswirkungen des Forst- und Holzsektors lassen sich im Wesentlichen in **drei Wirkmechanismen** untergliedern (Abbildung 1):

- Biogene CO₂-Emissionen und ihre Einbindung im Kohlenstoffspeicher „Wald“
- Biogene CO₂-Emissionen und ihre Einbindung im Kohlenstoffspeicher „Holzprodukte“
- Übrige THG-Emissionen (nicht-biogenes CO₂) der holzverarbeitenden Industrie als Teil des produzierenden Gewerbes

Diese Wirkmechanismen des Forst- und Holzsektors auf die THG-Bilanz haben zeitlich und räumlich voneinander abweichende Dimensionen und werden mittels verschiedener Berechnungsmethoden auf unterschiedlichen Skalenebenen mit zumeist unterschiedlichen Systemgrenzen (Land- bzw. Produktsystem) erfasst. Für den jeweiligen Kontext wurden verschiedene Methoden von entsprechenden internationalen Fachkreisen unter Beteiligung der Wissenschaft entwickelt (z. B. in internationalen Normungsgremien oder im Weltklimarat (IPCC)).

Die **biogenen CO₂-Emissionen und ihre Einbindung in Kohlenstoffspeicher in Wald und Holz** werden im Rahmen der **Nationalen THG-Berichterstattung** in der **Quellgruppe Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft** (Land Use, Land-Use Change and Forestry, Abk. LULUCF) jährlich ermittelt und berichtet. Die Abschätzung dieser **Kohlenstoffspeicherwirkung** basiert auf der Erfassung der Größenänderungen definierter Kohlenstoffspeicher (z.B. oberirdische lebende Waldbiomasse oder stofflich genutztes Holz) entlang der **gesamten Forst- und Holzkette** als **materialinhärente Eigenschaft von Holzbiomasse** gemäß den **international vorgegebenen Berechnungsleitlinien des Weltklimarates (IPCC)** auf nationaler Ebene (**Systemgrenze = berichtendes Land**). Vergrößert sich der betrachtete Kohlenstoffspeicher über den definierten Zeitraum, fungiert er als **Senke**, d. h. in der Summe bzw. „im Netto“ wird mehr CO₂ in Form von Kohlenstoff in dem jeweiligen Speicher eingebunden bzw. auf ihn übertragen als diesen Speicher wieder verlässt. Verkleinert sich der Speicher, stellt er eine **Quelle** dar. Für das Jahr 2021 beläuft sich die THG-Wirkung von Wald auf eine Senke in Höhe von -41,9 Mio. t CO₂-Äq. und für Holzprodukte ebenfalls auf eine Senke in Höhe von -8,7 Mio. t CO₂ (Umweltbundesamt 2023).

TGH-Emissionen, die mit der **Herstellung von Produkten bzw. Konsumgütern des produzierenden Gewerbes** verbunden sind, werden gemeinhin mit Hilfe von **Ökobilanzen** berechnet und im **Wirkungsindikator Treibhauspotential** (Global Warming Potential, GWP) ausgewiesen. Die Methodik ist in **internationalen Standards** genormt (u. a. Norm DIN EN ISO 14040/44). **Kernprinzip** einer Ökobilanz ist der Bezug erfasster Umweltwirkungen (hier: Treibhauspotential) auf eine zuvor **definierte „funktionelle Einheit“ (Systemgrenze = Produktsystem)**. Dabei werden **je nach festgelegtem Systemraum** (z. B. „von der Wiege bis zum Werkstor“ (*cradle to gate*) oder gesamter Produktlebenszyklus (*cradle to grave*)) **alle tatsächlichen und/oder auch alle zukünftigen THG-Emissionen** eines Produktsystems (zumeist auf Unternehmens- bzw. Werksebene) erfasst und abgebildet. In der Nationalen THG-Berichterstattung werden diese mit der Herstellung von Produkten bzw. Konsumgütern verbundenen THG-Emissionen (außer biogenes CO₂) des produzierenden Gewerbes zumeist in den **Quellgruppen Energie und Industrieprozesse** berichtet – aufgrund des Quellprinzips jedoch nicht einzelnen Wirtschaftssektoren oder Konsumgütern zugeordnet. Ökobilanzen, die erfasste Umweltlasten einzelnen Produkten zuordnen, spielen für die Berichterstattung demnach keine Rolle.

Für die Abschätzung klimarelevanter **Substitutionspotentiale der stofflichen wie energetischen Verwendung von Holz (hier: THG-Minderungspotentiale)** bietet die Methodik der Ökobilanz jedoch eine rechnerische Grundlage. Dabei entspricht diese **mögliche (Umwelt-) Auswirkung** d. h. der **potentielle Effekt**, der mit dem **Austausch**

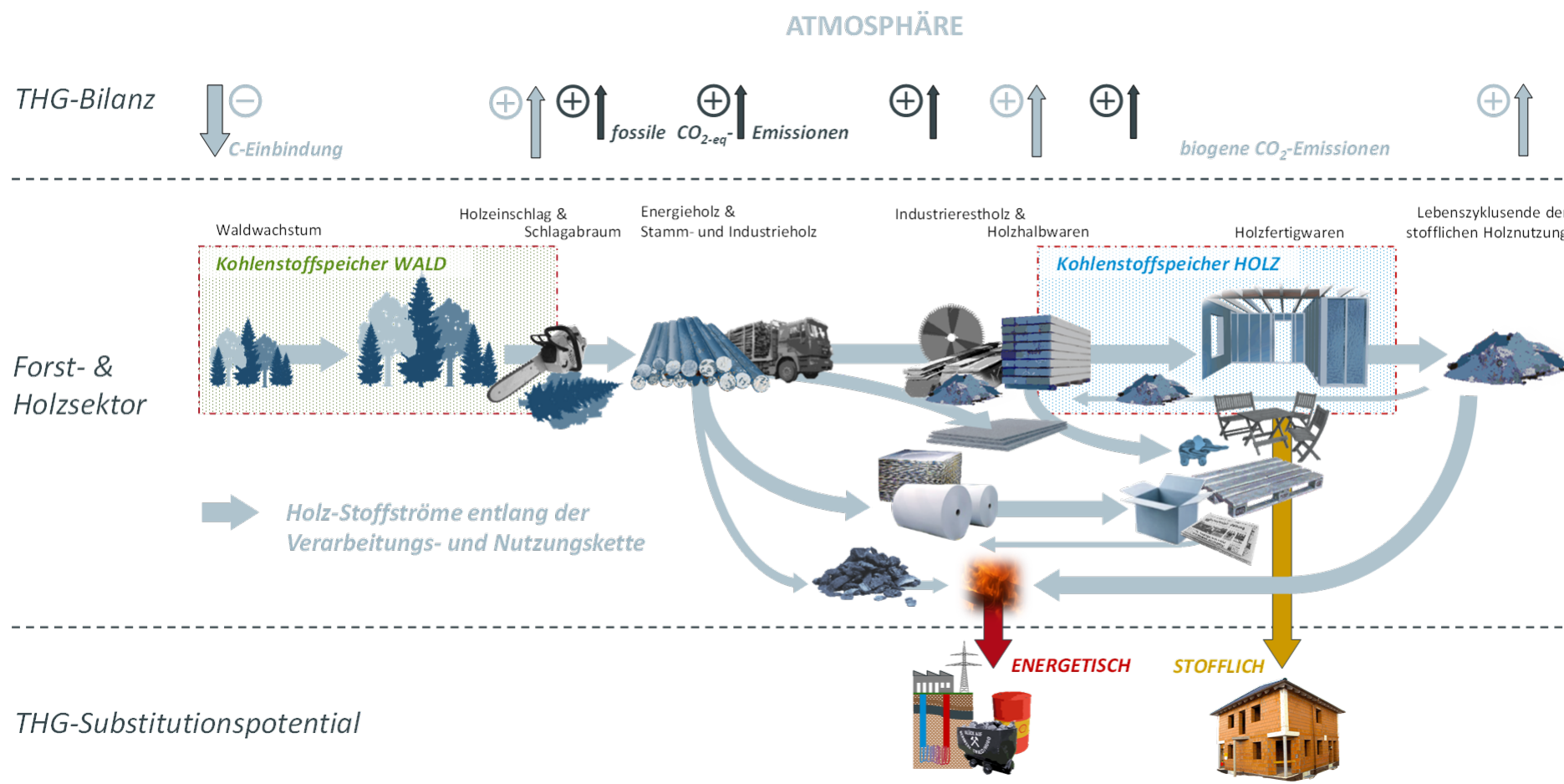


Abbildung 1: Schema der THG-Bilanz des Forst- und Holzsektors (vgl. Rüter 2022a)

oder Ersatz des definierten Produktsystems durch ein anderes **funktional äquivalentes Produktsystem** verbunden ist, der **Differenz des Treibhauspotentials** dieser Produktsysteme. Diese können aber z. B. aus unterschiedlichen Materialien bestehen. THG-Minderungspotentiale können daher immer nur in Form prospektiver Analysen („*Was wäre wenn*“) beschrieben werden und können nur über die Festlegung geeigneter Referenzen quantifiziert werden. Auf Projektebene wird dies oftmals mit dem **Begriff der „Zusätzlichkeit“ (additionality)** umschrieben (vgl. Arens et al. 2018). Zugleich können die komplexen Zusammenhänge des biogenen Kohlenstoffzyklus für holzbasierte Produkte (biogene CO₂-Emissionen und ihrer Einbindung) in zeitlich dimensionslosen Produktökobilanzen nicht hinreichend plausibel abgebildet bzw. nur mit zahlreichen Annahmen und extrem hohen Unsicherheiten quantifiziert werden.

Für eine **fundierte und belastbare Abschätzung möglicher THG-Minderungseffekte** der Verwendung holzbasierter Produktsysteme **durch Substitution** ihrer funktionalen Äquivalente aus anderen Materialien auf nationaler Ebene müssen jedoch **immer alle drei genannten Wirkmechanismen des Forst- und Holzsektors berücksichtigt werden**. Daher sind hierfür die unterschiedlichen Methoden und Skalenebenen (vgl. u. a. abweichende Systemgrenzen) zu berücksichtigen und **konsistent miteinander zu kombinieren**.

Dies ist Voraussetzung, um tatsächlich realisierbare Klimaschutzbeiträge des Forst- und Holzsektor zu identifizieren – eine Fokussierung auf nur eine Methode bzw. eine dieser Wirkmechanismen ohne Berücksichtigung der komplexen und z. T. konträr verlaufenden Wirkzusammenhänge entlang der Forst- und Holzkette greift zu kurz und entspricht nicht dem Stand des Wissens.

3 Verbuchung von Emissionen in der Treibhausgas-Berichterstattung

Mit dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (*United Nations Framework Convention on Climate Change*, Abk. *UNFCCC*), auch Klimarahmenkonvention genannt, die im Jahr 1992 verabschiedet wurde und die im Jahr 1994 in Kraft trat, bekennt sich die Staatengemeinschaft dazu, „... die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, das eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert“ (UNFCCC 1992, 2023b). In diesem Zusammenhang haben sich die Vertragsstaaten dazu verpflichtet, jährliche Emissionsinventare zu Treibhausgasen zu erstellen, veröffentlichen und regelmäßig fortzuschreiben. Die Erstellung dieser Verzeichnisse wird in Artikel 12 der Klimarahmenkonvention geregelt und ist von den Vertragsparteien „unter Verwendung vergleichbarer Methoden“ vorzunehmen (UNFCCC 2002). Auch mit der Ratifizierung des Kyoto-Protokolls im Jahr 2002 wurde beschlossen, dass alle Vertragsstaaten einen Nationalen Inventarbericht (*National Inventory Report*, Abk. *NIR*) erstellen und übermitteln sollen, der detaillierte und vollständige Angaben über ihre Inventare liefert (vgl. Rüter 2017).

Auf dieser Basis wurde erstmalig im Jahr 2003 vom Umweltbundesamt ein Nationaler Inventarbericht für die Jahre 1990 bis 2001 vorgelegt, in welchem detaillierte Angaben zu allen Hauptquell- und -senkengruppen enthalten sind (Umweltbundesamt 2003). Dieser erste Inventarbericht und die dazugehörigen Berichtstabellen im sogenannten „*Common Reporting Format*“ (Abk. *CRF*) wurden gemäß den beschlossenen Vorgaben der Staaten (UNFCCC 2000) und den zu diesem Zeitpunkt geltenden methodischen Vorgaben des Weltklimarates (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, Abk. *IPCC*), den *IPCC Good Practice Guidance* (IPCC 2000), erstellt.

3.1 Vorgaben des Weltklimarates (IPCC)

In diesem Zusammenhang ist zunächst wichtig, die Bedeutung des IPCC im komplizierten Zusammenspiel zwischen Wissenschaft und Politik zu erwähnen (vgl. Bolin 2007). So soll der mit Resolution 43/53 der Generalversammlung der Vereinten Nationen bereits im Jahr 1988 gegründete IPCC klimapolitische Entscheidungsfindungsprozesse auf Basis einer unabhängigen, wissenschaftlichen und technischen Beratung sicherstellen (vgl. Rüter 2017, Kap. 1.1.2). Auf der Webseite der deutschen Koordinierungsstelle des IPCC heißt es hierzu:

„Der IPCC ist gleichzeitig wissenschaftliches Gremium und zwischenstaatlicher Ausschuss (UN-Institution). [...] [Seine] Aufgabe [...] besteht in der regelmäßigen Bereitstellung von Berichten über den aktuellen Wissensstand bezüglich des Klimawandels, um Regierungen auf allen Ebenen mit Information zu versorgen, die sie zur Entwicklung ihrer Klimapolitik nutzen können. Dazu trägt der IPCC das aktuelle Wissen aus allen relevanten Bereichen der Forschung zusammen und stellt Ursachen, Folgen sowie Risiken des Klimawandels dar. [...] Der IPCC forscht nicht selbst, sondern fasst die Aussagen zehntausender Veröffentlichungen in sogenannten Sachstandsberichten, den IPCC Assessment Reports, und Sonderberichten zusammen und bewertet sie aus wissenschaftlicher Sicht. Detaillierte Verfahrensregeln sollen sicherstellen, dass die Informationen des IPCC verlässlich, ausgewogen und umfassend sind. Da die Mitgliedsländer des IPCC an der Begutachtung der Berichte beteiligt sind und ihrer Veröffentlichung zustimmen müssen, haben deren Aussagen international großes Gewicht und sind eine wichtige Basis bei den jährlichen Verhandlungen zur Klimarahmenkonvention (UNFCCC). Die Glaubwürdigkeit des IPCC und das hohe Gewicht seiner Aussagen in der Klimapolitik sind maßgeblich auf die transparente Kooperation von Wissenschaft und Politik zurückzuführen, die sowohl Politikrelevanz als auch wissenschaftliche Unabhängigkeit der Berichte gewährleistet.“ (Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle 2023)

Neben der Erstellung der regelmäßig erscheinenden Sachstandsberichte, z. B. zu den naturwissenschaftlichen Ursachen des Klimawandels (Arbeitsgruppe I des IPCC), entwickelt die Projektgruppe zu nationalen Treibhausgasinventaren (Task Force on National Greenhouse Gas Inventories, Abk. *TFI*) des IPCC auch Methoden für die Berichterstattung nationaler Treibhausgasemissionen, die unter der Klimarahmenkonvention (UNFCCC) verwendet werden. Bereits im Jahr 1997 wurden mit den *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC 1997) erstmals Leitlinien für die Erstellung dieser nationalen Verzeichnisse veröffentlicht. Sie enthalten

eine detaillierte Auflistung aller wichtigen Emissionskategorien, die auf Basis guter wissenschaftlicher Praxis (*good practice*) nach dem Quell- bzw. Verursacherprinzip erfasst werden und in sogenannte Quellgruppen gegliedert sind. Dies umfasst folgende **Quellgruppen**:

- Energie (CRF Sektor 1)
- Industrieprozesse (CRF Sektor 2)
- Landwirtschaft (CRF Sektor 3)
- **Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft** (*Land-Use, Land-Use Change and Forestry*, Abk. **LULUCF**) (CRF Sektor 4)
- Abfall und Abwasser (CRF Sektor 5)

Die mit der Landnutzung verbundenen biogenen, und damit auch die mit dem Rohstoff Holz als Teil des natürlichen Kohlenstoffzyklus verbundenen CO₂-Emissionen, werden in der Quellgruppe LULUCF verbucht.

3.2 Verbuchung der Treibhausgasemissionen des Rohstoffs Holz

Für die Verbuchung von Treibhausgasemissionen, die mit der Nutzung des Rohstoffs Holz zusammenhängen, ist zu unterscheiden zwischen

- den biogenen CO₂-Emissionen und ihre Einbindung, die mit dem biogenen Kohlenstoffgehalt als materialinhärente Eigenschaft von Holz in Zusammenhang stehen, welche über die Änderung des definierten Kohlenstoffspeichers in Holzprodukten (*Harvested Wood Products*, Abk. *HWP*) abgeschätzt werden und seit dem Jahr 2016 in der Quellgruppe LULUCF zu verbuchen sind (UNFCCC 2014) und
- den übrigen Treibhausgasemissionen der Holzindustrie, die entlang der Verarbeitungskette des Rohstoffes als Teil des produzierenden Gewerbes in den Quellgruppen Energie und Industrieprozesse (CRF Sektoren 1 und 2) oder durch Holzbiomasse als Bestandteil des Abfallsektors (CRF Sektor 5) berichtet werden. (vgl. Abbildung 1)

3.2.1 Biogene Kohlenstoffspeicherung in Quellgruppe LULUCF

Ebenso wie die biogenen CO₂-Emissionen von Wald, wird der Beitrag der Holznutzung zum nationalen Treibhausgasbudget über die Änderung des definierten Kohlenstoffspeichers in Holzprodukten abgeschätzt.

Bereits das Kyoto-Protokoll legt in Artikel 3 fest, dass die biogenen CO₂-Emissionen und ihre Einbindungen über die erfassten Änderungen definierter Kohlenstoffspeicher ermittelt werden sollen (UNFCCC 1997). Vergrößert sich der jeweilige Speicher über einen definierten Zeitraum, fungiert er als Senke (als negativer Wert dargestellt), verkleinert er sich, wirkt er als Quelle (positiver Wert). So kann die CO₂-Wirkung des Gesamtsystems der Forst- und Holzkette abgeschätzt werden, indem die ermittelten Veränderungen der einzelnen Kohlenstoffspeicher aufaddiert werden, anstatt den Fluss der einzelnen Kohlenstoffmoleküle durch das Gesamtsystem zu verfolgen. Zugleich werden fehlende Informationen über Kohlenstoffflüsse im Gesamtsystem („Kohlenstoff-Verluste“) implizit in der Atmosphäre verbucht: nur wenn Informationen über die gespeicherte Kohlenstoffmenge des zu analysierenden Speichers vorliegen, wird über dessen Änderungen der Netto-Beitrag (Senke oder Quelle) ermittelt. Konsequenterweise kann nach diesem methodischen Ansatz auch der Kohlenstoffspeicher in Holzprodukten eine Senke darstellen: wenn sich der Speicher vergrößert, da beispielsweise mehr Holz in die stoffliche Verwendung geht als am Ende des Lebenszyklus der Holzwaren abgängig ist (vgl. Rüter 2017).

Die Methode umschreibt den rechnerischen Rahmen, WIE die Emissionen berechnet werden. Demgegenüber definiert der Berechnungsansatz den konzeptionellen Rahmen bzw. die Grenzen des Systemraums und klärt, WAS bei der Abschätzung des Beitrags von Holzprodukten zu berücksichtigen ist (Rüter 2017; Rüter *et al.* 2019).

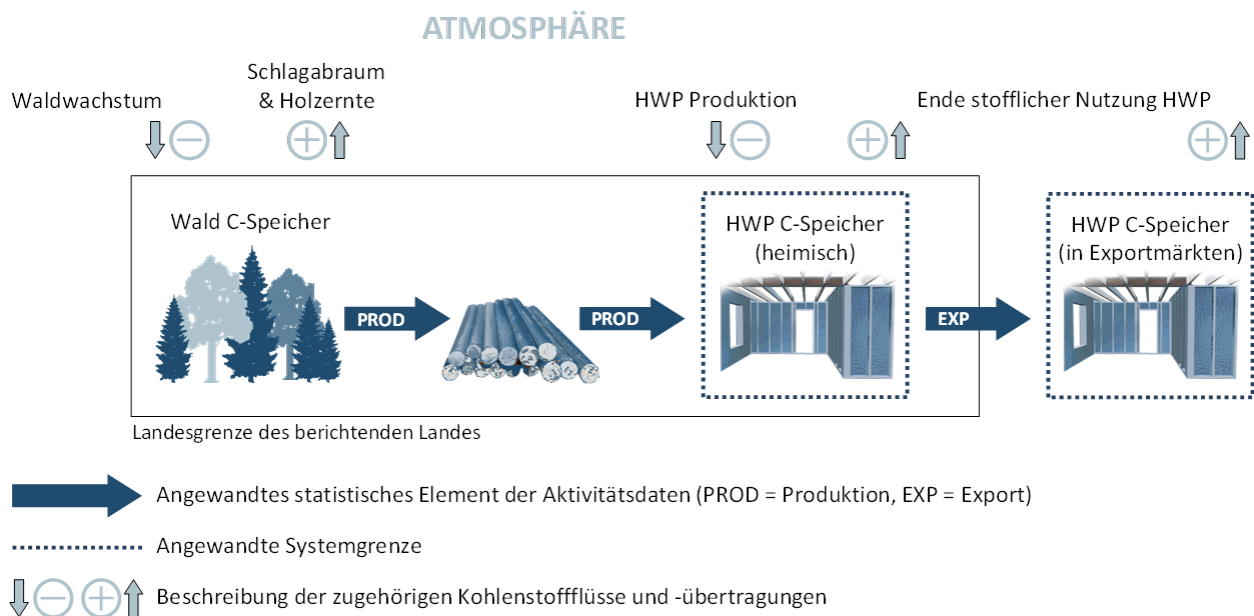


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Produktionsansatzes zur Quantifizierung der THG-Bilanz der Holznutzung (vgl. Rüter 2017 und Rüter *et al.* 2019)

Für die immobilen Kohlenstoffspeicher im Wald (ober- und unterirdische Biomasse, Streuauflage, Totholz und Bodenkohlenstoff) spielt diese Unterscheidung kaum eine Rolle, da die Erfassungsmethoden (z. B. über Inventurdaten, s. BMEL 2019) keinen Einfluss auf die Systemgrenze, d.h. WAS erfasst wird, haben. Bei Holzprodukten betrifft dies hingegen im Wesentlichen die Entscheidung, welches Land die über Landesgrenzen gehandelte Holzmenge bei der Berechnung der gespeicherten Kohlenstoffmenge verbuchen kann/darf/soll/muss. Da jeder Export zugleich einen Import eines anderen Land darstellt und es auch hier gilt, Doppelbuchungen zu vermeiden, wurde nach jahrelangen Verhandlungen der UNFCCC-Vertragsstaaten zur Fortführung des Kyoto-Protokolls mit Entscheidung 2/CMP.7 im Jahr 2011 beschlossen, die Verbuchung von Holzprodukten in der zweiten Verpflichtungsperiode (2013 – 2020) gemäß des „Produktionsansatzes“ (*production approach*) vorzunehmen (UNFCCC 2012). Danach sind bei der Abschätzung der Kohlenstoffspeichergöße die in dem jeweiligen Land produzierten Holzmenge aus heimischen Wäldern zu berücksichtigen, die für eine stoffliche Holzverwendung vorgesehen sind (vgl. Abbildung 2). Für die Berechnung werden gemäß IPCC-Leitlinien die Holzhalbwarengruppen Schnittholz, Holzwerkstoffe und Papier und Pappe als Aktivitätsdaten herangezogen (vgl. Rüter *et al.* 2014 bzw. Rüter *et al.* 2019). Detaillierte Informationen zu dem für die Abschätzung der biogenen CO₂-Bilanz verwendeten Berechnungsmodell WoodCarbonMonitor, dem hierfür verwendetem Berechnungsansatz sowie der Entscheidungsfindung des UNFCCC-Verhandlungsprozesses sind in Rüter (2017) zu finden.

Zugleich wurde mit der Entscheidung 2/CMP.7 der IPCC beauftragt, die fachwissenschaftlichen Grundlagen für die THG-Berichterstattung unter dem Kyoto-Protokoll entsprechend der politischen Vorgaben auszuarbeiten – und damit auch für die Abschätzung des Beitrags von Holzprodukten (IPCC 2014; Rüter *et al.* 2014). Auf diese von allen Vertragsstaaten verpflichtend anzuwendenden Leitlinien (*IPCC KP Supplement*) wurde in der Folge entsprechend auch in der EU-Gesetzgebung verwiesen (BESCHLUSS Nr. 529/2013/EU bzw. VERORDNUNG (EU) 2018/841, u.a. Art. 9), Europäische Union 2013 und 2018b). Zudem beschloss der IPCC im Jahr 2016 aufgrund zahlreicher fachwissenschaftlicher neuer Erkenntnisse in Bezug auf die Methoden zur Erfassung von THG-Emissionen, auch die für die Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention für alle Staaten geltenden *IPCC 2006 Guidelines for Greenhouse Gas Inventories* („Leitlinien für Treibhausgase“) zu aktualisieren. Diese als *IPCC 2019 Refinements* veröffentlichten Leitlinien bilden zusammen mit dem *IPCC KP Supplement* die verpflichtend anzuwendende Grundlage für die THG-Berichterstattung von Wald und Holz in der Quellgruppe LULUCF (IPCC 2019; Rüter *et al.* 2019; Umweltbundesamt 2022a), die auch für die Berichterstattung unter dem Pariser Abkommen zur Anwendung kommen.

Aktuell beläuft sich der Beitrag der Holzprodukte zu den in der Quellgruppe LULUCF ausgewiesenen biogenen CO₂-Emissionen auf eine Senkenwirkung in Höhe von -8,7 Mio. t CO₂; die Senkenwirkung der Landnutzungskategorie Wald beträgt -41,4 Mio. t CO₂-Äq. (Abbildung 3).

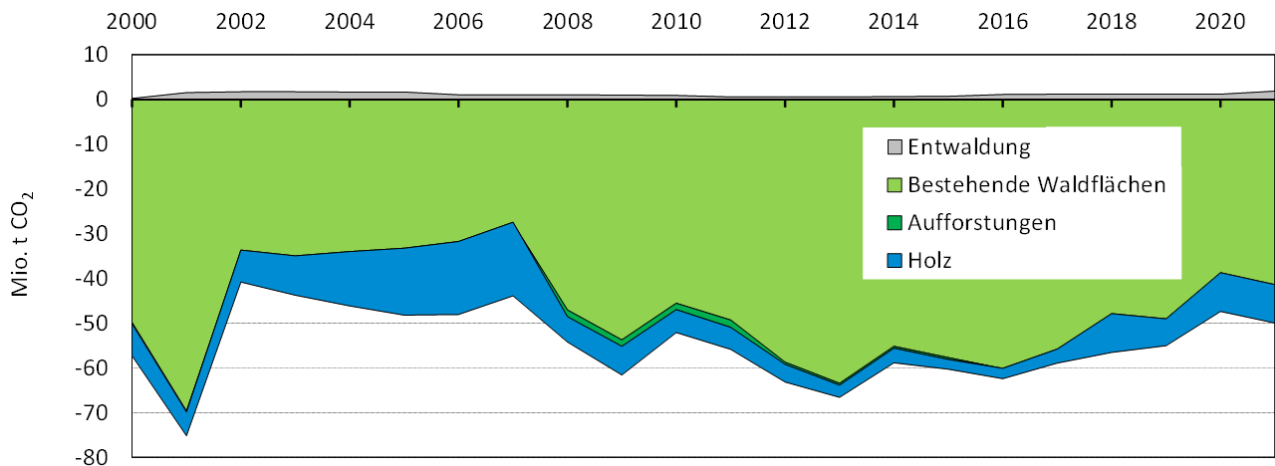


Abbildung 3: Treibhausgasbilanz von Wald und Holzprodukten in Deutschland (Eigene Darstellung nach Umweltbundesamt 2023)

3.2.2 „CO₂-Neutralität“ von Holz als Energieträger¹

Mit der Abschätzung der biogenen CO₂-Bilanz von Wald und Holz in der Quellgruppe LULUCF (CRF Sektor 4), die über die Änderung der definierten Kohlenstoffspeicher ermittelt werden, sind auch die CO₂-Emissionen von heimischem Holz enthalten, das als Energieträger fungiert (vgl. vorheriges Kapitel 3.2.1). Mit der Verbrennung von Holzbiomasse wird also der auf den Energieträger Holz als materialinhärente Eigenschaft übertragene Kohlenstoff in Form von CO₂ freigesetzt, der im Nationalen THG-Inventar zuvor bereits als Kohlenstoffabgang aus dem jeweiligen Speicher verbucht wurde (Abbildung 4, vgl. „Input“ und „Output“ in Abbildungen 5 und 7). So werden die CO₂-Emissionen von Holzsortimenten, die entlang der Verarbeitungskette bis zur Erzeugung der Holzhalbwaren anfallen, z. B. Waldholz-Hackschnitzel, mit der Speicheränderung der oberirdischen Biomasse im Wald erfasst; die CO₂-Emissionen energetisch genutzten Holzes, das bei der Herstellung von Fertigwaren (z. B. Fenster) als Industrierestholz oder am Ende seiner stofflichen Nutzung in Form von Altholz anfällt, werden hingegen als Kohlenstoffabgang aus dem Holzproduktespeicher verbucht (vgl. Abbildung 1).

Um daher im Nationalen THG-Inventar Doppelzählungen biogener CO₂-Emissionen der energetischen Nutzung von Holz in der Quellgruppe Energie (CRF Sektor 1) zu vermeiden, werden die biogenen CO₂-Emissionen von Holzbiomasse gemäß den methodischen Vorgaben des IPCC in dieser Quellgruppe lediglich zur Information (als „*information item*“) aufgeführt. Entsprechend werden die hier aufgeführten biogenen CO₂-Emissionen auch „*nicht in den sektoralen oder nationalen Gesamtwerten berücksichtigt*“ (IPCC 2006). Vor allem auf diesen Zusammenhang ist auch der Begriff der „CO₂-Neutralität“ zurückzuführen. Weitere bei der Energiegewinnung durch Holzbiomasse u. U. entstehende THG-Emissionen (je nach eingesetztem Sortiment (Wald- und Industrierestholz, Pellets, Altholz) und eingesetzter Brennstofftechnik sind dies v. a. Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O)) werden nach den geltenden Bestimmungen des IPCC in der Quellgruppe Energie jedoch ausgewiesen und in die nationale Bilanz einbezogen (vgl. Umweltbundesamt 2022a).

¹ Der in diesem Kapitel enthaltene Text wurde in Teilen aus einer *Stellungnahme zu einem Ergänzungsvorschlag für die Berechnung von Treibhausgasen nach den Vorgaben der Erneuerbaren Energien Richtlinie (RED II)* entnommen, die auf Anfrage vom 17.02.2022 von BMEL Referat 515 erstellt wurde.

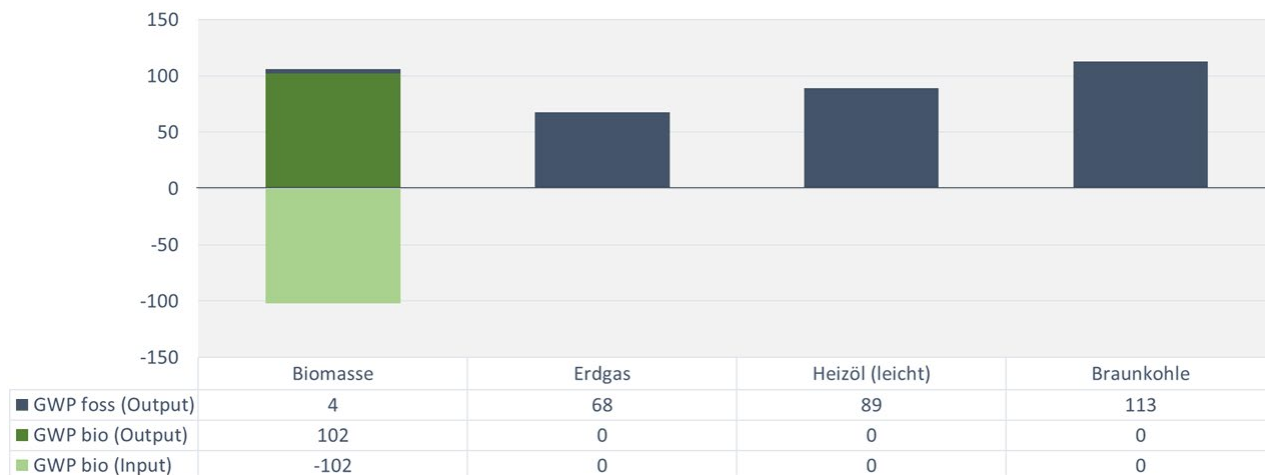


Abbildung 4: Treibhauspotential (GWP 100) von Holz und fossiler Energieträger in kg CO₂-Äq. je 1000 MJ thermischer Energie (Thünen-Institut für Holzforschung 2022)

Aufgrund der von den Vertragsstaaten der Klimarahmenkonvention beschlossenen Systemgrenzen bei der Quantifizierung des Beitrags von Holzprodukten (Produktionsansatz, s. Kapitel 3.2.1) – sowohl unter dem Kyoto-Protokoll wie auch dem Pariser Übereinkommen – bedeutet dies allerdings auch, dass nur die THG-Bilanz von Energieholz aus heimischer Bewirtschaftung in der nationalen THG-Berichterstattung gemeldet wird (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 3): die biogenen CO₂-Emissionen aus importierter Holzbiomasse werden immer in den Inventaren des Erzeugerlandes verbucht (dies gilt für alle anfallenden Sortimente der Verarbeitungskette). Eine Übersicht über die jeweilige Zuordnung der CO₂-Emissionsbilanz je nach gewähltem und möglichem Berechnungsansatz und je nach betroffenem Holzsortiment entlang der Verarbeitungskette (Wald- und Industrieholz, Pellets, Altholz) ist in Tabelle 1 abgebildet.

Tabelle 1: Berichterstattung von CO₂-Emissionen aus energetisch genutzter Holzbiomasse nach Erzeuger- und Verbraucherländern unter Verwendung verschiedener Berechnungsansätze für Holz, (vgl. Rüter et al. 2019)

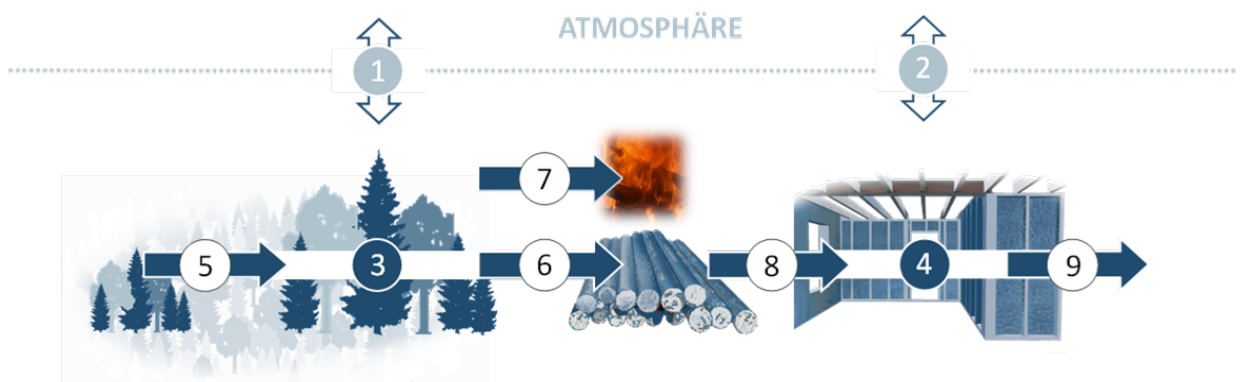
Holzsortiment	Annahme eines Speichers im Fließgleichgewicht	'Stock-change' Ansatz	Produktions-Ansatz*	'Atmospheric-flow' Ansatz
Ungenutzte Holznertereste (Waldholz)	Erzeugerland	Erzeugerland	Erzeuger-land	Erzeugerland
Direkt als Energieträger genutztes Waldholz (Scheitholz, Hackschnitzel)				Verbraucher-land
Industrierestholz aus der Verarbeitung von Rohholz zu Holzhalbwaren (Schnittholz, Holzwerkstoffe, Papier und Pappe)		Verbraucher-land		Verbraucher-land
Industrierestholz aus der Weiterverarbeitung zu Holzfertigwaren**				Verbraucher-land
Als Altholz gesammelte und energetisch genutzte Holzbiomasse				

* Der Produktionsansatz ist der für die THG-Berichterstattung unter dem Kyoto-Protokoll und unter dem Pariser Abkommen beschlossene Ansatz für die Abschätzungen des Beitrags der Holznutzung zum nationalen THG-Budget (vgl. Abb. 2 in Kap. 3.2.1).

** Im Fall des 'stock-change' Ansatzes werden CO₂-Emissionen aus Holzbiomasse, die als Altholz gesammelt und energetisch genutzt wird, von einem Verbraucherland nur dann gemeldet, wenn die Holzfertigwaren in dem Land, in dem sie auch hergestellt wurden, verbraucht und verwendet und nicht in ein anderes Land exportiert werden.

Unter dem Kyoto-Protokoll, in welchem lediglich die als Annex I-Staaten bezeichneten Industrieländer entsprechende Emissionsbilanzen bis zum Berichtsjahr 2020 erstellen mussten – und unter welchem die Entnahme von Holzbiomasse aus bestehenden Waldflächen unter der Aktivität „Waldbewirtschaftung“ (Forest Management) in der ersten Verpflichtungsperiode (2008 bis 2012) lediglich als freiwillige gewählte Aktivität berichtet werden brauchte – führte dies zu vielfach kritisierten Schlupflöchern: während die energetische Nutzung auch importierter Biomasse als „CO₂-neutral“ angesehen wurde (lediglich zur Information geführt, um Doppelbuchung mit der Quellgruppe LULUCF zu vermeiden, s.o.), wurden die mit dem Biomasseabgang aus dem Waldspeicher verbundenen Kohlenstoffverluste im Erzeugerland unter Umständen weder ermittelt noch berichtet. Letzteres galt insbesondere für Biomasseimporte, die aus Nicht-Annex I-Staaten stammten.

Zugleich existieren mit dem Beschluss, die verzögerte Freisetzung biogener CO₂-Emissionen durch die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten unter dem Pariser Abkommen verpflichtend auf Basis des Produktionsansatzes zu berichten (UNFCCC 2019), weiterhin keinerlei Vorgaben, auch die mit der energetischen Nutzung von importiertem Holz verbundenen biogenen CO₂-Emissionen im Nationalen THG-Inventar des Verbraucherlandes auszuweisen (vgl. Abbildung 5). Seit dem Jahr 2018 werden die vornehmlich für die energetische Nutzung geernteten Rohholzmengen im Nationalen Inventarbericht für Deutschland gesondert quantifiziert und ausgewiesen (s. Abbildung 5).



CO ₂ -Emissionen und ihre Einbindung in den Kohlenstoffspeichern WALD ^a und HOLZPRODUKTE		[in kt CO ₂ e]	Kohlenstoffflüsse ^b zu und aus den Kohlenstoffspeichern		[in kt C]
1	WALD ^a	-29.334	5	Zunahme (WALD)	43.264
2	HOLZPRODUKTE	-8.651	6	Abnahme (WALD) (Rohholz ^c für stoffliche Nutzung)	-18.429
Größe der definierten Kohlenstoffspeicher^e		[in kt C]	7	Abnahme (WALD) (Rohholz ^c für vornehmlich energetische Nutzung ^d)	-16.835
3	WALD ^a	1.230.070	8	Zunahme (HOLZPRODUKTE)	13.776
4	HOLZPRODUKTE	293.029	9	Abnahme (HOLZPRODUKTE)	-11.417

^a hier nur lebende Biomasse

^b während des Berichtsjahres (Zunahme positiv, Abnahme negativ)

^c basierend auf der StBA-Holzeinschlagstatistik (Stamm- und Industrieholz) in Erntefestmeter (m³)

^d basierend auf Differenz zw. StBA-Holzeinschlagstatistik (Stamm- und Industrieholz) und inventurdatenkalibriertem Gesamtholzeinschlag in Vorratsfestmeter (Vfm) (vgl. Abb. 70)

^e am Ende des Berichtsjahres (WALD: basierend auf den Daten der Kohlenstoffinventur 2017 (CI 2017), s. www.bwi.info)

WoodCarbonMonitor © S. Rüter, 2021

Abbildung 5: Kohlenstoffflüsse, Kohlenstoffspeicher und ihre CO₂-Emissionen und Einbindungen entlang der Forst- und Holzketten, (s. Umweltbundesamt 2022, Kap. 6.10)

Um die Transparenz im Nationalen THG-Inventar zu den mit der Energieholznutzung verbundenen THG-Emissionen in Deutschland weiter zu erhöhen, soll in enger Abstimmung zwischen dem Thünen-Institut für Holzforschung (Arbeitsbereich „Auswirkungen der Holznutzung auf Umwelt und Klima“) und dem Umweltbundesamt (Fachgebiet I 2.6 "Emissionssituation") in Zukunft auch die biogene CO₂-Bilanz gemäß des sog. „Atmospheric-flow“-Ansatzes (s.o., vgl. Rüter 2017; Rüter et al. 2019 und Tabelle 1) ermittelt und als zusätzliche Information im Nationalen Inventarbericht beschrieben werden.

ACHTUNG: Methodisch ist die IPCC-konforme Abschätzung und Berichterstattung der biogenen CO₂-Emissionen keinesfalls zu verwechseln mit den Vorgaben der Erneuerbaren Energie RICHTLINIE (EU) 2018/2001 (RED II) zur Berechnung von THG-Emissionen biogener Festbrennstoffe – also auch für Holz (Europäische Union 2018a).

Während die vom IPCC vorgegebene Berechnungsmethodik zum Ziel hat, die THG-Emissionen eines Landes vollumfänglich auf Basis guter wissenschaftlicher Praxis (*good practice*) nach dem Quell- bzw. Verursacherprinzip zu erfassen und auszuweisen (vgl. Kapitel 3.2 und 3.2.1), ist es das Ziel der Erneuerbaren Energie Richtlinie, über ihre Anwendung eine verstärkte Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen zu fördern. Sie ist somit ein zentrales Instrument der Politik, die in den Erwägungsgründen eingehend beschriebenen Ziele (z. B. „Energiesicherheit“) zu erreichen und hat nicht zum Ziel, wissenschaftlich fundierte Methoden für die Berechnung von Emissionen bereitzustellen (vgl. Rüter 2022b). Die in der Richtlinie unter Punkt 13 des Anhangs VI, Abschnitt B „Methode“ festgelegte „CO₂-Neutralität“² bei der Berechnung der THG-Emissionsbudgets für Biomasse-Brennstoffe (s. Faktor „e_u“ (Emissionen bei der Nutzung des Brennstoffs) in Gleichung unter Punkt 1a) ist eine politisch beschlossene Konvention (vgl. Europäische Union 2018a).

Mit dieser Festlegung wird der Vorteil nachwachsender Rohstoffe bzw. des Holzrohstoffes, der sich in der nationalen THG-Bilanz in der Quellgruppe LULUCF aktuell als Senke des Kohlenstoffspeichers im Wald widerspiegelt (d.h. es wird mehr Kohlenstoff in Form von Biomasse eingebunden als aus dem Wald für die stoffliche und energetische Nutzung entnommen wird, s. Kap. 3.2.1) an den Nutzer der Biomasse weitergegeben, da die Richtlinie die Grundlage für die Berechnung der von der energieintensiven Industrie im Rahmen des Europäischen Emissionshandels (*EU Emissions Trading System*, Abk. *ETS*) zu erbringenden Nachhaltigkeitsnachweise für die in emissionshandelspflichtigen Anlagen eingesetzten Stoffströme darstellt (Castro et al. 2020). Dies bedeutet aber keinesfalls, dass die mit dem Kohlenstoffabgang aus dem Wald entstehenden Verluste bzw. biogenen CO₂-Emissionen national nicht verbucht werden. Auch wenn die Kohlenstoffspeicherwirkung des Waldes in der Quellgruppe LULUCF (CRF Sektor 4) im Netto keine Senke, sondern eine Quelle darstellte (Kohlenstoffverluste sind höher als die Kohlenstoffeinbindungen, s. o.), werden die biogenen CO₂-Emissionen und ihre Einbindungen weiter in dieser Quellgruppe berichtet und im Rahmen der eingegangenen Verpflichtungen (u. a. Klimaschutzgesetz) berücksichtigt.

Dieser Zusammenhang wird in der aktuellen Diskussion rund um Verbuchungsfragen von THG-Emissionen aus Biomasse, die v.a. im Rahmen der Novellierung der Erneuerbaren Energie Richtlinie geführt wird, von einzelnen Akteuren jedoch oftmals nicht präzise genug formuliert (vgl. Fehrenbach et al. 2022; Soimakallio et al. 2022). So wird aktuell verstärkt die Frage gestellt, ob der nachwachsende Rohstoff Holz – und hier insbesondere frisches Waldholz, das für die Bereitstellung der gleichen Energiemenge fast genausoviel THG-Emissionen wie Braunkohle verursacht (vgl. Abbildung 4), primär für die Energieerzeugung eingesetzt werden sollte. Vor diesem Hintergrund wird vorgeschlagen, die Auswirkungen der Energieholznutzung auf die Kohlenstoffspeicherentwicklung im Wald bei der Darstellung der Umweltwirkung eines Kilogramms Holz als biogenem Festbrennstoff zu berücksichtigen. Dies soll als eine durch die Entnahme von Waldbiomasse „entgangene Senkenleistung“ mittels eines ergänzenden Faktors beschrieben werden. Diese Faktoren sind jedoch nicht in der Lage, die komplexen Wechselwirkungen innerhalb des Systems „Wald“, die auf die biogene Kohlenstoffspeicherung einwirken, in ihrer räumlichen und zeitlichen Dynamik und Größe abzubilden. Es wäre daher naheliegender, zunächst die in der Erneuerbaren Energie Richtlinie getroffene Konvention zu hinterfragen, wonach die materialinhärenten CO₂-Emissionen von Biomasse-Brennstoffen „mit null angesetzt“ werden (s. Fußnote 2 bzw. Europäische Union 2018a). Hier könnte eine Förderung deutlich differenzierter z. B. nach Biomasse-Sortiment (vgl. Tabelle 1) oder Anlagengröße des Kraftwerks vorgenommen werden – nicht ohne außer Acht zu lassen, dass solch eine Änderung der Richtlinie

² Europäische Union 2018a, Anhang VI, Abschnitt B, Punkt 13: „Die CO₂-Emissionen bei der Nutzung des Brennstoffs (e_u) werden für Biomasse-Brennstoffe mit null angesetzt.“

neben möglicherweise unbeabsichtigten THG-Effekten auch Auswirkungen auf andere gesellschaftspolitische Ziele (z. B. Energiesicherheit, s. Erwägungsgründe der Richtlinie) haben könnte.

Beispielsweise hat eine Studie im Auftrag der EU Kommission (Generaldirektion Klima) aus dem Jahr 2016 aufgezeigt, dass ein möglicher Nutzungsstopp von frischem Waldholz für energetische Zwecke die Nachfrage nach nicht reglementierten Energieholz-Sortimenten (Industrierestholz bzw. Altholz) u. U. deutlich ansteigen lassen könnte (Rüter et al. 2016): die Nachfrage nach Energie aus Biomasse bliebe von der Angebotsverknappung unberührt, so dass sich in der Folge der heimische Holzeinschlag insgesamt bzw. die Importe von Holzbiomasse sogar noch erhöhen könnten.

3.2.3 Treibhausgasemissionen der Holzindustrie als Teil des produzierenden Gewerbes

Bei der Verarbeitung von Rohholz zur Herstellung von Holzhalbwaren (Schnittholz, Holzwerkstoffe, Papier und Pappe) wird vielfach der Verschnitt bzw. anfallendes Industrierestholz zur Erzeugung benötigter thermischer Energie verwendet. Hier fungiert Holz also nicht nur als Rohmaterial für die Erzeugung stofflich genutzter Güter, sondern zugleich als Energieträger, der während des Verarbeitungsprozesses anfällt und für die Bereitstellung der benötigten Energie sorgt. Die Menge kann je nach produzierter Halbware (Schnittholz, Holzwerkstoffe) bzw. hergestelltem Konsumgut und eingesetzter Technologie bis zu 50 % des eingesetzten Rohstoffes betragen (z. B. anfallende Holzhackschnitzel bei der Erzeugung von Schnittholz aus Sägestammholz unter Verwendung von Profilerspanern) – wobei allein aus Kostengründen davon auszugehen ist, dass die Verschnitte so gering wie möglich gehalten werden. Auch bei der Weiterverarbeitung zu Fertigwaren (z.B. Bauteile, Fenster Türen, Böden, Möbel, Verpackungen, Druckerzeugnisse) fällt Industrierestholz an, das entweder stofflich weiterverwendet wird (z. B. Holzhackschnitzel zur Herstellung von Spanplatten) oder als Energieträger fungiert. Die hiermit verbundenen THG-Emissionen werden im Nationalen THG-Inventar verbucht (s. Kapitel 3.2.1 und 3.2.2).

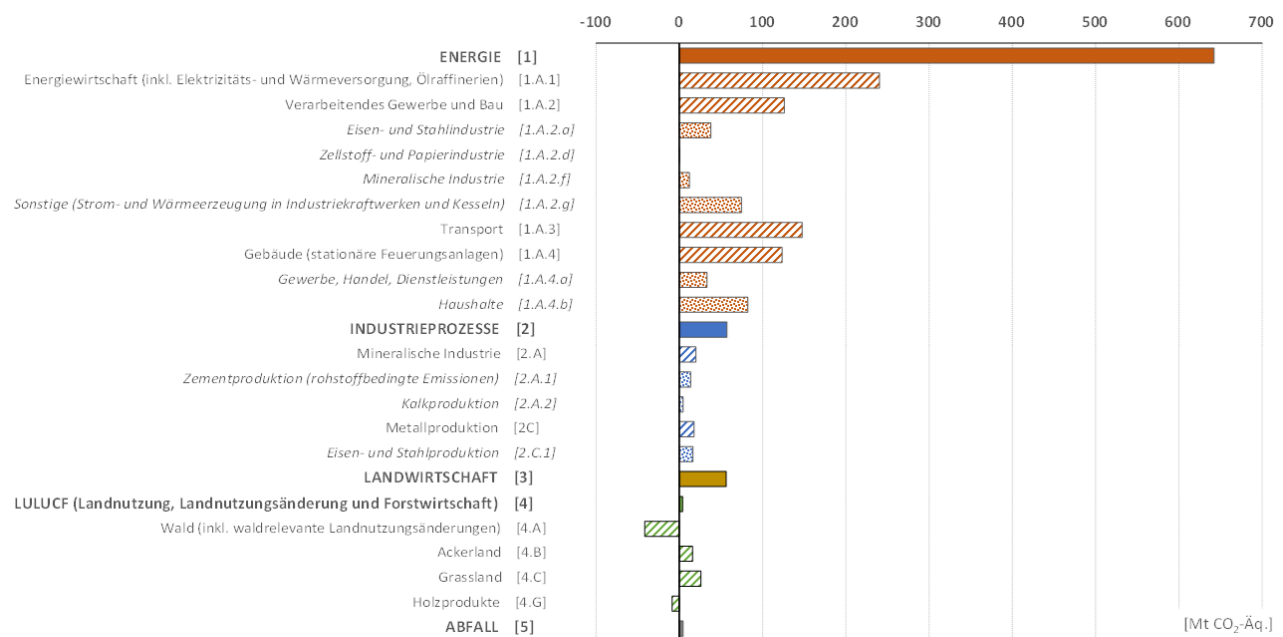


Abbildung 6: Auszug aus dem Nationalen THG-Inventar für das Jahr 2023, (Rüter 2022b; UNFCCC 2023a)

Darüber hinaus werden wie in allen Fertigungsprozessen des verarbeitenden Gewerbes auch in der holzverarbeitenden Industrie Strom (Strom-Mix Deutschland) und fossile Energieträger bzw. Rohstoffe (Treibstoffe, Gas, Öl) benötigt. Deren Nutzung verursacht ebenfalls Treibhausgasemissionen, die nach dem Quellprinzip bei den

Energieerzeugern ermittelt und in den Hauptkategorien Energie (CRF 1) und Industrieprozesse (CRF 2) berichtet werden (s. Abbildung 5 und Kapitel 2.1).

Allerdings findet – ebenso wie bei anderen Wirtschaftszweigen – auch hier keine explizite Zuordnung der Emissionen zur Holzverarbeitenden Industrie statt. Lediglich die THG-Emissionsbudgets eindeutig zuordenbarer und relativ bedeutender Kategorien (z. B. Eisen- und Stahlindustrie in Unterkategorie 1.A.2.a) werden separat ausgewiesen. Die anfallenden THG-Emissionen der Holzverarbeitenden Industrie, die mit der Nutzung von Energie bzw. Energieträgern (Strom, Gas, Fernwärme etc.), die wiederum von extern bezogen wird (also kein intern anfallendes Industrierestholz), werden in den Unterkategorien 1.A.1 oder 1.A.2.g der Quellgruppe Energie verbucht (s. Abbildung 6).

Sollen die mit der Erzeugung von Gütern aus Holz als Rohstoff verbundenen THG-Emissionen explizit quantifiziert bzw. zugeordnet werden, müssen andere als vom IPCC bereitgestellte Methoden angewandt werden; dies ist v.a. die Ökobilanzmethode, auf die im nachfolgenden Kapitel eingegangen wird und welche zugleich die wissenschaftliche Grundlage für die Quantifizierung der nicht biogenen THG-Substitutionspotentiale darstellt.

4 Methodik zur Quantifizierung möglicher Substitutionspotentiale

Wie in Kapitel 2 erläutert, beschreiben Substitutionspotentiale im Sinne von THG-Minderungspotentialen immer nur eine mögliche (Umwelt-) Auswirkung bzw. einen potentiellen Effekt. Auf Ebene von Konsumgütern entspricht dieser der Differenz des Treibhauspotentials zweier funktional äquivalenter Produktsysteme, wobei im hier diskutierten Zusammenhang immer eine der beiden Alternativen vorwiegend aus dem nachwachsenden Rohstoff besteht. Eine Quantifizierung des THG-Minderungspotentials durch Substitution kann daher immer nur in prospektiven Vergleichsanalysen („Was wäre wenn“) vorgenommen werden – denn sobald eine der beiden Produktalternativen realisiert wird (durch ihre Herstellung, Nutzung etc.), finden die mit der Herstellung, Nutzung und Entsorgung dieser Güter verbundenen THG-Emissionen der in Kapitel 2 beschriebenen drei Wirkmechanismen auch tatsächlich statt und werden retrospektiv als reale Umweltauswirkung in den Quellgruppen Energie und Industrieprozesse (CRF Sektoren 1 und 2) sowie für biogene CO₂-Emissionen und ihre Einbindung in Quellgruppe LULUCF (CRF Sektor 4) berichtet (vgl. Kap. 3.1 und 3.2.3).

Zwar kann man auch retrospektiv die Frage stellen, wie die THG-Bilanz ausgesehen hätte, wenn immer die Produktalternative mit höherem Treibhauspotential gewählt worden wäre (d.h. „wie sähe die THG-Bilanz aus, wenn bisher kein Holz verwendet worden wäre bzw. aktuell verwendet werden würde“, s. Ausführungen in Kapitel 4.2), doch liefert diese sehr theoretische Fragestellung keinerlei Antworten auf Fragen nach aktuellen THG-Minderungsstrategien.

Die methodischen Grundlagen zur Berechnung des Treibhauspotentials definierter Produktsysteme, die eine Zuordnung der nicht-biogenen CO₂-Emissionen der Holzverarbeitenden Industrie ermöglicht (vgl. Kapitel 3.2.3), werden in den Kapiteln 4.1 bis 4.3 beschrieben; die Vorgehensweise für eine konsistente Abschätzung möglicher THG-Minderungspotentiale der Verwendung von Holz unter Berücksichtigung aller drei klimarelevanten Wirkmechanismen (vgl. Kapitel 2) auf nationaler Ebene werden in Kapitel 4.4 thematisiert.

4.1 Ökobilanzierung von Produkten

Für die Berechnung der mit der Herstellung, Verwendung und Entsorgung von Gütern verbundenen Umweltlasten hat sich die seit 2006 international genormte Methode der Ökobilanzierung (*Life Cycle Assessment*, Abk. LCA) in den Standards ISO 14040 und ISO 14044 etabliert (ISO 2006a; 2006b). Die Norm definiert eine Ökobilanz als eine „Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlaufe seines Lebensweges“. Es werden also alle Stoff- und Energieströme in und aus einem definierten Produktsystem aufsummiert und die so erfassten Elementarflüsse bzw. Emissionen in Boden, Wasser und Luft sogenannten Wirkungskategorien zugeordnet. Nach den Vorgaben dieser Norm besteht eine Ökobilanz aus vier Phasen, wobei die Vorgehensweise iterativ ist:

- Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens

In dieser ersten Phase wird festgelegt, was das Ziel der Untersuchung ist, in welchen Grenzen das definierte System untersucht wird und mit welchem Detailgrad die Untersuchung durchgeführt wird. Zugleich wird die funktionelle Einheit bestimmt, die „den quantifizierte Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit festlegt“. Sie dient dazu „einen Bezug zu schaffen, auf den die Input- und Outputflüsse bezogen werden“ und ist notwendig, „um Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Ökobilanzen sicherzustellen.“ (DIN 2006b:10,24)

- Erstellung einer Sachbilanz

Die Phase der Erstellung der Sachbilanz umfasst die Datenerhebung, Datenberechnung und die Allokation von Flüssen und Emissionen. Hierzu werden alle Daten zu Inputs und Outputs aufgenommen, die sich auf das in der ersten Phase definierte Produktsystem beziehen. Daten zu Inputs und Outputs sind in diesem Zusammenhang Produkt-, Stoff-, oder Energieflüsse, die den einzelnen Prozessen des Lebensweges eines Produktes (sogn. Prozessmodulen) zugeordnet werden können. „Die Datenerhebung kann ein aufwendiger Prozess sein. Praktische Einschränkungen bei der Datenerhebung sollten im Untersuchungsrahmen

berücksichtigt und im Bericht zur Studie aufgeführt werden.“ (DIN 2006b:26) Diese findet zumeist bei einem Unternehmen oder einer einzelnen Produktionsstätte (Werkes) des zu analysierenden Produktes statt. Zugleich sind eine Berechnung und Validierung der gesammelten Daten nötig, um die gewünschten Ergebnisse für die festgelegte funktionelle Einheit zu erhalten. Speziell im Fall von betrachteten Systemen, die mehrere Produkte erzeugen oder verwerten, ist die Anwendung von Allokationsverfahren notwendig.

- Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung verknüpft in einem weiteren Schritt die ermittelten Daten zu Inputs und Outputs, um eine Beurteilung der Bedeutung potenzieller Umweltwirkungen vornehmen zu können. Die erfassten Stoffströme aus dem System (d.h. die hergestellten Produkte und die Emissionen in Boden, Wasser und Luft, also inkl. Abfälle oder Treibhausgase) werden gegenübergestellt und entsprechend ihrer Wirkung auf die Umwelt sogenannten Wirkungskategorien (u.a. Treibhaus-, Versauerungs- oder Eutrophierungspotential) zugeordnet.

Im Fall der Wirkungskategorie „Treibhauspotential“ (*Global Warming Potential*, Abk. GWP) werden alle treibhausgaswirksamen Emissionen des Produktsystems (Outputs) gegenüber der Referenzemission CO₂ gewichtet bzw. charakterisiert. Die Charakterisierung spiegelt die Wirksamkeit des emittierten Gases über einen definierten Zeitraum in der Atmosphäre wider, die durch seine jeweilige Verweilzeit in der Atmosphäre und seinen Strahlungsantrieb bestimmt wird; so beträgt der Charakterisierungsfaktor für das GWP bezogen auf 100 Jahre (GWP 100) für Methan (CH₄) 28, für Distickstoffoxid (N₂O) schon 265 und für Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) sogar 4660 – letztere Emission ist demnach in dem gewählten Zeitraum 4660-fach wirksamer als das Treibhausgas CO₂. 1 kg CH₄ entspricht demnach 28 kg CO₂-Äquivalenten, der Einheit, in der das Treibhauspotential von Methan über 100 Jahre (GWP 100) ausgewiesen wird. Diese Charakterisierungsfaktoren entsprechen zumeist den von IPCC vorgeschlagenen und im Rahmen der THG-Berichterstattung angewandten Faktoren.

- Auswertung

In dieser letzten Phase werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung gegenübergestellt um Schlussfolgerungen zu ziehen und die Aussagekraft der Ergebnisse einzuordnen. Hierdurch soll die aus der ersten Phase resultierende Zielvorgabe erfüllt werden. Zugleich sollte die Auswertung *„die Tatsache widerspiegeln, dass die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung auf einem relativen Ansatz beruhen“* und daher potentielle Umweltwirkungen anzeigen (DIN 2006b:31).

Weitere Hintergrundinformationen zur Methodik der Ökobilanzierung finden sich z.B. in Rüter und Diederichs 2012.

Essentiell bei der Berechnung der Umweltauswirkungen definierter Produktsysteme ist zunächst der Bezug der ermittelten Umweltlasten auf eine sogenannte „funktionelle Einheit“. Dies bedeutet, dass entsprechend der normativen Vorgaben die Funktionen des zu analysierenden Produktsystems definiert werden müssen (z. B. ein Fenster mit den relevanten Funktionen „Größe“ (Lichteinlass) und „Wärmedämmung“ (U-Wert des Fensters in W/m²K), vgl. Albrecht et al. 2008). Sofern das ökobilanziell zu untersuchende Produkt selber noch keine Funktionen erfüllt, wie dies z. B. bei Holzhalbwaren (Schnittholz, Spanplatten) der Fall ist, die für verschiedene Marktverwendung erst noch zu Fertigwaren oder Bauteilen weiterverarbeitet werden, werden die Umweltlasten der verschiedenen Wirkungskategorien einer Ökobilanz auf eine sogn. „deklarierte Einheit“ (z. B. 1 m³ Schnittholz) bezogen.

Ökobilanzen sind im Prinzip zeitlich dimensionslos, da sich retrospektiv erfasste Sachbilanzdaten auf Unternehmens- bzw. Werksebene lediglich auf ein zu definierendes Referenzjahr beziehen (z. B. „Energieverbrauch im Jahr xy in Bezug auf die in diesem Jahr hergestellte Menge an Produkten). Viele der zu treffenden Festlegungen beruhen auf Annahmen, die lediglich zu beschreiben sind; dies betrifft insbesondere Ökobilanzen, die den gesamten Lebenszyklus der zu analysierenden Produktsysteme umfassen sollen, so dass auf Szenarien zurückgegriffen werden muss. Zugleich machen die Standards ISO 14040/44 keine spezifischen Vorgaben zur Darstellung der Ergebnisse. Daher können die methodischen Vorgaben nicht sicherstellen, dass beispielsweise tatsäch-

lich stattfindende Umweltauswirkungen (die z. B. mit der tatsächlich erfassten Herstellung der Produktsysteme verbunden sind) mit potentiell realisierbaren Umweltvorteilen verrechnet werden können (z. B. Rohstoffrecycling oder Landnutzungseffekte der Rohstoffgewinnung (Waldsenke)) (vgl. Rüter 2019).

So wurden in der Vergangenheit immer wieder verschiedene Varianten und Spielarten der Ökobilanzmethodik vorgeschlagen (z. B. „*consequential LCA*“) die es ermöglichen sollen, zeitliche Effekte besser abbilden zu können und die Umweltwirkungen von Systemen folgenorientiert zu analysieren. Doch gerade sektorspezifische Fragen zum Umgang mit der dynamischen Kohlenstoffbindungswirkung bewirtschafteter Wälder (Kapitel 3.2.1) oder dem biogenen Kohlenstoffgehalt des Holzrohstoffes als materialinhärenter Eigenschaft können allein mittels dieser internationalen Ökobilanzstandards ISO 14040/44:2006 (ISO 2006a; 2006b) auf Produktebene kaum abgebildet werden. Obgleich ein Teil der Umwelteffekte auf der Ebene eines einzelnen Produktes überhaupt nicht zum Tragen kommt bzw. der definierten funktionalen Einheit physikalisch zugeordnet werden kann (vgl. Kap. 3.2.1 und 4.3.1), kursieren immer wieder wissenschaftliche Studien und methodische Vorschläge (u. a. unter dem Begriff „dynamische Ökobilanz“, u. a. Pehnt 2006; Lefebvre et al. 2012; Lueddeckens et al. 2022), wie diese Effekte auf Produktebene abgebildet werden könnten. Beispielsweise wurde mit der britischen PAS2050 (*Publicly Available Specification*, Abk. PAS) eine Berechnungsmethodik vorgestellt, die eine zeitliche Diskontierung des Treibhauspotentials in Abhängigkeit von angenommenen bzw. unterstellten Nutzungsdauern und dem biogenen Kohlenstoffgehalt der Produkte in Bezug auf den Analysezeitraum von 100 Jahren (vgl. GWP 100) ermöglichen soll (BSI 2008).

Da die Ergebnisse von Produktökobilanzen von Seiten des produzierenden Gewerbes v.a. auch für die Kommunikation tatsächlicher oder vermeintlicher Umweltvorteile der eigenen Produkte verwandt werden, sind lediglich nach ISO 14040/44 genormte Ökobilanzen aufgrund deutlich voneinander abweichender Annahmen kaum untereinander vergleichbar. Aus diesem Grund wurden die Anforderungen an Ökobilanzen als Teil von Umweltproduktdeklarationen (Environmental Product Declarations, Abk. EPD, das sind Umweltkennzeichen Typ III gemäß ISO 14025:2010), wie sie insbesondere im Bausektor verwendet werden, weiter spezifiziert. Weitere Erläuterungen hierzu und zum aktuellen Stand der normativen Anforderungen finden sich in Kapitel 4.3.

4.2 Bedeutung von Substitutionsfaktoren

Gerade für den materialintensiven und damit auch treibhausgasrelevanten Gebäudebereich, in welchem in Deutschland zugleich auch die größten Holzmengen eingesetzt werden (vgl. Weimar und Jochem 2013), wurden in der Vergangenheit zahlreiche Studien zu möglichen THG-Substitutionseffekten der Verwendung von Holz als Baustoff durchgeführt. Hierfür wurden die THG-Emissionsbilanzen holzbasierter Produktsysteme (v.a. Holzbauteile bzw. Holzgebäude) mit ihren mineralischen, fossilen oder vorwiegend aus Metallen bestehenden Pendanten verglichen (u.a. Scharai-Rad und Welling 2002; Bowyer et al. 2005; Petersen und Solberg 2005; Winistorfer et al. 2005; Gustavsson et al. 2006; Werner und Richter 2007; Gustavsson und Sathre 2011).

Eine im Jahr 2010 von Sathre und O'Connor durchgeführte Metaanalyse zahlreicher bis dahin veröffentlichter Ökobilanzuntersuchungen hatte zum Ziel, eine Übersicht über die im Vergleich oftmals bessere THG-Bilanz holzbasierter Produktsysteme (v.a. aus dem Bausektor) zu geben – obgleich in den analysierten Studien z. T. deutlich voneinander abweichende Systemräume analysiert wurden (von einem konkreten Bauteilvergleich bis hin zur Analyse des gesamten Forst- und Holzsektors eines Landes); auch waren manche der analysierten Studien noch vor der Veröffentlichung der internationalen Ökobilanzstandards (Kapitel 4.1) aus dem Jahr 2006 erschienen. Darüber hinaus bezogen die Autoren die in den analysierten Studien ermittelte, im Verhältnis oftmals bessere THG-Emissionsbilanz der holzbasierten Produktsysteme (d. h. Treibhauspotential in CO₂-Äquivalenten, umgerechnet in Tonnen Kohlenstoff) auf die im Holzrohstoff der Produkte enthaltenen biogenen Kohlenstoffmengen (ebenfalls in Tonnen Kohlenstoff). Dieses Vorgehen der Autoren, die in den untersuchten Ökobilanzstudien ermittelte Differenz der THG-Emissionsbilanz holzbasierter Produktsysteme zu ihren Alternativen (d.h. Emissionseinsparpotential) auf die in dem holzbasierten Produktsystem enthaltenen Holzmengen (bzw. deren biogenen Kohlenstoffgehalt) zu beziehen und daraus einen allgemeinen Durchschnittswert zu bilden, wider-

spricht aber letztlich dem zentralen Prinzip einer Ökobilanz, die Umweltwirkung ausschließlich auf eine definierte „funktionale Einheit“ zu beziehen (s. Kapitel 4.1) – und nicht allgemein auf einen in den analysierten Produktsystemen in unterschiedlichen Anteilen enthaltenen Rohstoff (vgl. Rüter 2019). Dies gilt insbesondere für stofflich genutztes Holz – schließlich bestehen funktional äquivalente Produktsysteme (hier: Bauteile oder ganze Gebäude) bzw. Konsumgüter niemals ausschließlich aus nur einem Rohstoff bzw. Material und auch konventionelle Gebäude aus mineralischen Baustoffen enthalten z. T. große Mengen an verbautem Holz (s. Kapitel 4.4). Wie dennoch normkonforme Substitutionsfaktoren mit Bezug zu den definierten funktional äquivalenten Produkten der Ökobilanzanalyse gebildet werden können, ist in Kapitel 4.3.2 beschrieben.

Trotz dieser erst im Laufe der Zeit erkennbaren Schwächen und Inkonsistenzen wurden diese so ermittelte durchschnittlichen „Substitutionsfaktoren“ zur energetischen und stofflichen Holznutzung in Höhe von 0,67 bzw. 2,1 tC/tC nach ihrer Veröffentlichung vielfach aufgegriffen – schließlich konnten damit auch ohne komplexe Berechnungsmodelle und mit relativ überschaubarem Aufwand die Auswirkungen des sehr heterogenen und komplexen Forst- und Holzsektors auf die THG-Bilanz eines Landes abgebildet werden (u.a. Knauf und Frühwald 2013; Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz und Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL 2016; Leskinen et al. 2018). So auch in einer bereits im Jahr 2011 veröffentlichten Kurzstudie des Autors, mit dem Ziel, den Gesamtbeitrag des Forst- und Holzsektors zur THG-Bilanz in Deutschland über die biogenen Kohlenstoffbilanzen hinaus auch inklusive dieser indirekten THG-Verschiebungseffekte durch Substitution abschätzen zu können (Rüter 2011). Um mögliche Differenzen in der THG-Bilanz unterschiedlicher Waldbewirtschaftungsszenarien über die voneinander abweichenden Holzeinschlagsmengen der Szenarien zu ermitteln, wurden die o.g. Faktoren mit den für die stoffliche (Schnittholz, Holzwerkstoffe) bzw. eine energetische Nutzung verfügbaren Holzmengen kombiniert, um die so ermittelten absoluten Werte (Holzmenge x Substitutionsfaktor) zweier Alternativszenarien mit dem Ergebniswert eines zuvor definierten Referenzszenarios (hier: WEHAM-Basisszenario) vergleichen zu können (Rüter et al. 2011).

Das Vorgehen, einen THG-Minderungsbeitrag über die Kombination verfügbarer Holzmengen mit einem Substitutionsfaktor zu ermitteln, erfolgte damit analog zu der für Energieträger seit dem Jahr 2007 angewandten Methodik (vgl. Lauf et al. 2022; Lauf et al. 2021; Memmler et al. 2019), um im Sinne einer aus Klimaschutzsicht sinnvollen Kaskadennutzung auch den Klimaschutzbeitrag der stofflichen Nutzung von Holz abzubilden. Erst mit Vorliegen deutlich spezifischer Berechnungsvorgaben für die Ermittlung ökobilanzieller Umweltkenndaten speziell für den Bausektor und in der Konsequenz deutlich belastbarer Ökobilanzdaten (s. Kapitel 4.3.2) konnten in den letzten Jahren auch die Analysen über die mögliche THG-Auswirkungen der Verwendung von Holz auf nationaler Ebene deutlich verbessert werden (s. Kapitel 4.4).

4.3 Normative Vorgaben aus dem Bereich des Nachhaltigen Bauens

Um die Mitte der 2000er Jahre an Bedeutung gewinnende Nachhaltigkeitsbewertung von Gebäuden auf Basis methodisch abgesicherter und konsistenter Ökobilanzen zu ermöglichen und die damit verbundenen, in den Kapiteln 4.1 und 4.2 beschriebenen methodischen Unsicherheiten zu reduzieren, wurde seit dem Jahr 2006 im europäischen Normungsgremium CEN/TC 350 „Nachhaltiges Bauen“ eine horizontale Normenreihe entwickelt (vgl. Rüter 2012). Im Ergebnis regelt die in 2012 erschienene Norm EN 15804:2012 methodische Aspekte der Ökobilanzierung von Bauprodukten, die als zentraler Bestandteil von Umweltproduktdeklarationen (engl. *environmental product declaration*, kurz EPD) die Grundlage für die Nachhaltigkeitsbewertung von Gebäuden bilden. Aufbauend auf den Baustoffdaten ist für die Gebäudebewertung die Norm EN 15978 einzuhalten. Entsprechende ISO-Standards wurden mittlerweile ebenfalls veröffentlicht (ISO 2017).

Die in solch EPDs für Bauprodukte enthaltenen Umweltkenndaten weisen die Umweltwirkungen und damit auch das Treibhauspotential (GWP 100), separat für jeden Lebenszyklusabschnitt der Gebäude in sog. Modulen aus. Dies umfasst die Herstellungsphase (Modul A) von der Rohstoffbereitstellung (A1) bis zur eigentlichen Produktion der Baustoffe (A3) und dem Bau- bzw. Einbauprozess (A5), also die Daten die zum Zeitpunkt der Erhebung der jeweiligen Sachbilanzdaten („Input“, s.o.) bei den Unternehmen der Baustoff- bzw. Fertigbauindustrie tatsächlich

anfallen, ebenso wie Umweltkenndaten die als Szenario die Nutzungsphase (Modul B) und die Entsorgungsphase (Modul C) erwarten lassen. Nur potentiell realisierbare Umweltvorteile, die weniger mit den materialinhärenten Eigenschaften der verwendeten Bauprodukte und somit ihren zwangsläufig bei der Entsorgung auftretenden Umweltauswirkungen zusammenhängen (z. B. den Treibhausgasemissionen bei der Verbrennung von Holz), werden außerhalb des Lebenszyklus des Gebäudes optional in einem Modul D ausgewiesen. Dies betrifft im wesentlichen Wiederverwendungs- Rückgewinnungs- und Recyclingpotenziale der in den Gebäuden bzw. Bauprodukten verwendeten Rohstoffe, die sich aber letztlich nur auf Makroebene (vgl. Kapitel 4.4) sinnvoll beschreiben lassen.

4.3.1 Umgang mit biogenem Kohlenstoff auf Produkt- bzw. Gebäudeebene

Für die Darstellung der biogenen Kohlenstoffbilanz in Produkt-Ökobilanzen in der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (GWP 100) existierten nach ISO 14040/44 und EN 15804:12 zunächst zwei mögliche Ansätze, die in Ökobilanzen und von entsprechenden Datenbanken angewandt wurden (vgl. Rüter 2013):

- Die Übertragung des durch das Baumwachstum gebundenen Kohlenstoffs auf das Produkt bei der Rohstoffbereitstellung wird ebenso wenig wie der Abgang des biogenen Kohlenstoffs aus dem Produktsystem dargestellt, etwa bei der energetischen Verwertung von Holz in Form von CO₂. Der Beitrag zum GWP in dem jeweiligen Modul entspricht 0.
- Der Zufluss des biogenen Kohlenstoffs in das Holzproduktsystem wird als Systemeingang in Höhe des im Holz befindlichen Kohlenstoffs, umgerechnet in CO₂, als negativer Wert verbucht (– 1). Verlässt dieser Kohlenstoff das System am Ende des Lebenszyklus der funktionalen Einheit wieder, wird die bis dahin gespeicherte Kohlenstoffmenge entsprechend wieder ausgebucht (+ 1).

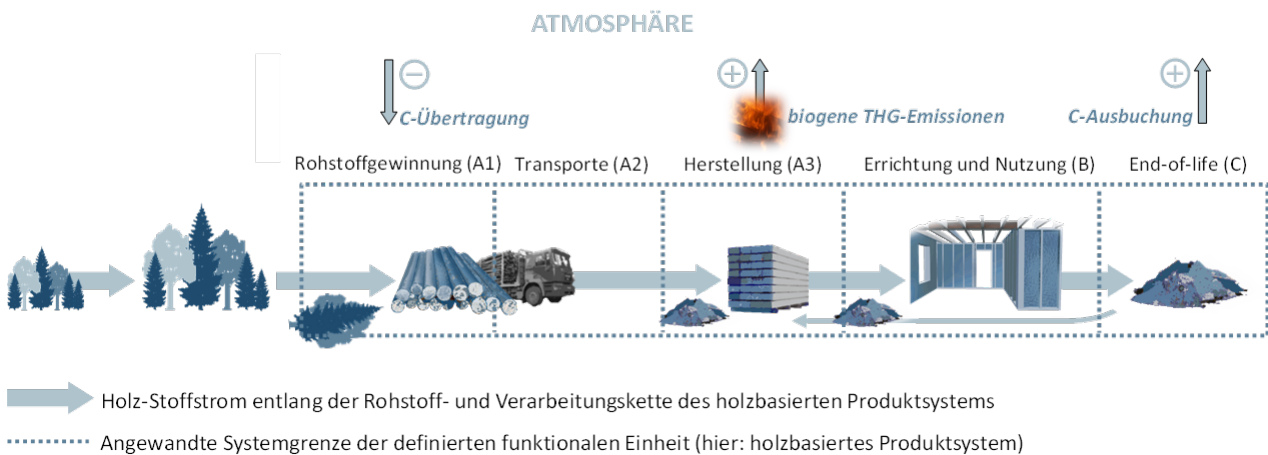


Abbildung 7: Abbildung des materialinhärenten biogenen Kohlenstoffgehalts im Ökobilanzindikator Treibhauspotential (GWP 100) nach EN 15804:2012+A2:2019

Beide Alternativen spiegeln die Tatsache wider, dass die materialinhärente CO₂-Bilanz eines stofflich genutzten Holzproduktes über seinen gesamten Lebenszyklus ausgeglichen ist (Nullsummenspiel). Doch während der erste Ansatz implizit von einer CO₂-Neutralität des Rohstoffs auch bei seiner energetischen Nutzung ausgeht (vgl. Kapitel 3.2.2), bildet der zweite Ansatz die zeitlichen Dynamik tatsächlicher und möglicher CO₂-Emissionen auch im Fall der energetischen Nutzung von Holzbiomasse (z. B. während des Herstellungsprozesses des bilanzierten Holzproduktes) explizit in der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (GWP 100) ab (Abbildung 7).

Dieser „-1/+1“-Ansatz wurde im Jahr 2014 mit dem europäischen Standard EN 16485:2014 veröffentlicht, welcher die bis dato fehlende Regelung der horizontalen Norm EN 15804 zum Umgang mit biogenem Kohlenstoff

in Bauprodukten konsistent ergänzte – relevant und spezifisch für holzbasierte Bauprodukte (als sog. „Holz-PCR“, *Product Category Rules*, Abk. PCR). Danach wird der biogene Kohlenstoff in dem Lebenszyklusabschnitt der Rohstoffgewinnung (Modul A1) in Form von CO₂ auf das Produktsystem als materialinhärente Eigenschaft übertragen und am Lebenszyklusende der funktionalen Einheit wieder ausgebucht. Entsprechend wurde der im Jahr 2012 erschienene Standard EN 15804:2012 u. a. auch um diesen bis dato fehlenden Aspekt analog zum Standard EN 16485:2014 aktualisiert und spezifiziert (EN 15804:2012+A2:2019).

Um die Transparenz weiter zu erhöhen, wird in dieser überarbeiteten Fassung die Wirkungskategorie Treibhauspotential (GWP 100), unter welchem bis dato alle klimarelevanten THG-Emissionen (fossil und biogen) – wenn auch separat nach Lebenszyklusabschnitt – in einem Indikator zusammengefasst wurden (vgl. BMUB 2017; Rüter und Diederichs 2012), weiter in drei Indikatoren untergliedert.

- Treibhauspotential fossil (GWP_{FOSSIL})
- Treibhauspotential biogene (GWP_{BIOGEN})
- Treibhauspotential Landnutzung und Landnutzungsänderung (GWP_{LULUC}).

Zugleich ist für solch normkonforme Umweltproduktdeklarationen vorgegeben, den biogenen Kohlenstoffgehalt, der mit dem Indikator GWP_{BIOGEN} korreliert, als zusätzliche Produktinformation in kg C je funktionale bzw. deklarierte Einheit ab Werkstor anzugeben, sofern der biogene Kohlenstoffgehalt > 5 % der Masse des Produktes ausmacht.

Nicht zu verwechseln ist diese nunmehr normativ vorgegebene Ausweisung des biogenen Kohlenstoffgehaltes im Treibhauspotential GWP („-1/+1“) mit der biogenen Kohlenstoffspeicherwirkung, wie sie auf nationaler Ebene berechnet wird (s. Kapitel 3.2.1). Dieser erst auf Makroebene zum Tragen kommende Effekt, der in Abhängigkeit einer ermittelten Größenänderung definierter Kohlenstoffspeicher (u. a. in Holzprodukten) einer mögliche Quell- oder Senkenwirkung entspricht, existiert allein schon aus physikalischen Gründen nicht für ein einzelnes stofflich genutztes Produkt (z. B. deklarierte Einheit 1 m² „Spanplatte“ oder funktionale Einheit „Holzfenster“): schließlich nimmt die Holz- bzw. materialinhärente biogene Kohlenstoffmenge entlang seines Lebenszyklus weder zu noch ab. Es wird lediglich transparent der Umstand einer zeitlich verzögerten Freisetzung abgebildet – ohne jedoch (wie z. B. im PAS2050) daraus Gutschriften abzuleiten. Auch dieser Umstand wird von einzelnen Akteuren – insbesondere der konventionellen Baustoffindustrie – immer wieder verkannt (vgl. Hoxha et al. 2020; Lützkendorf 2020).

Wird das in dem analysierten Produktsystem enthaltene Holz, z. B. in einem Holzbauteil, im Nachgang seiner stofflichen Verwendung energetisch nachgenutzt (z. B. in Form von Altholz), verlässt das Holz den Systemraum der funktionalen Einheit „Holzbauteil“ zuvor – und das energetisch genutzte Altholz fungiert ab einem definierten Punkt nicht mehr als Bauprodukt, sondern eben als Energieträger (vgl. Kapitel 3.2.2).

4.3.2 Normkonforme Ökobilanz-Basisdaten für Bauprodukte und Substitutionsfaktoren auf Gebäudeebene

Für Holzbauprodukte bzw. Holzhalbwaren, die im Bausektor Verwendung finden, wurden erstmals im Jahr 2012 repräsentative Ökobilanz-Durchschnittsdaten veröffentlicht, die im Rahmen eines von der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) geförderten Projektes „ÖkoHolzBauDat“ (FKZ 22028808) in enger Zusammenarbeit mit der Holzverarbeitenden Industrie in Deutschland erstellt worden waren und die den im gleichen Jahr erschienenen internationalen Standards (vgl. Kapitel 4.3) entsprachen (Rüter und Diederichs 2012). Diese Datensätze wurden im Rahmen der zwischen dem Thünen-Institut für Holzforschung und dem Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) etablierten Kooperation in die vom Bauressort betriebene Online-Datenbank ÖKOBAUDAT eingepflegt und werden seitdem fortlaufend jährlich aktualisiert (vgl. BMVBS 2012; BMUB 2017; BMI 2020; BMWSB 2023b).

Mit der Veröffentlichung dieser normkonformen Ökobilanzdaten für Bauprodukte konnten in einem weiteren Schritt im Rahmen des Waldklimafonds-Projektes „THG-Holzbau“ (FKZ BLE 28W-B-3-054-03, Hafner et al. 2017a; Hafner und Schäfer 2017) erstmalig auch Ökobilanzuntersuchungen auf Gebäudeebene gemäß dieser neuen europäischen Standards zum Nachhaltigen Bauen durchgeführt werden. Ein wesentliches Projektziel war es, normkonforme Vergleichsrechnungen der THG-Wirkung funktionsgleicher Wohnungsneubauten vorzunehmen, die folgende Gebäudesegmente umfassen:

- Ein- und Zweifamiliengebäude (EZFH)
- Mehrfamiliengebäude (MFH)

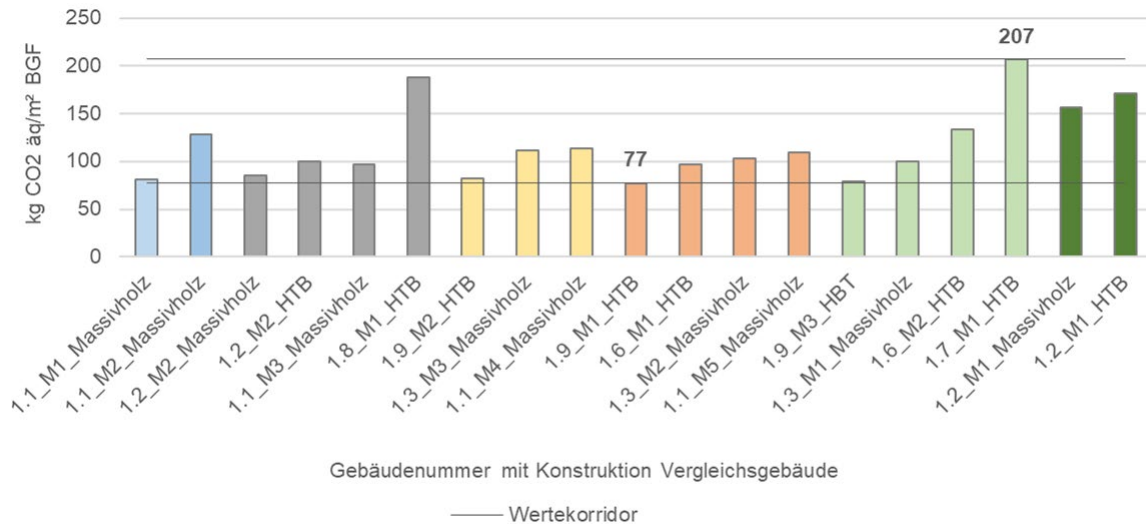


Abbildung 8: THG-Differenzen für die Konstruktion von Ein- und Zweifamiliengebäuden in Holzbauweise und ihren mineralischen Pendanten für die Module A+C, (Hafner et al. 2017a)

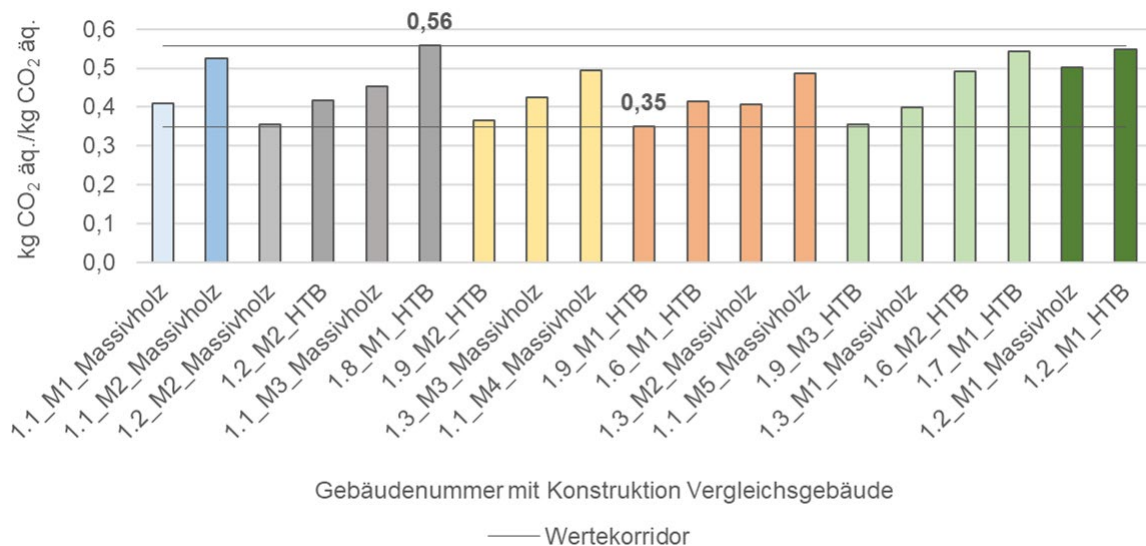


Abbildung 9: Substitutionsfaktoren für die Konstruktion von Ein- und Zweifamiliengebäuden in Holzbauweise und ihren mineralischen Pendanten für die Module A+C, (Hafner et al. 2017)

Zwar wurden auch hier Substitutionsfaktoren gebildet, doch anders als in zahlreichen vorherigen Studien wurden die Ergebnisse zum Treibhauspotential (GWP 100) zunächst auf die den funktional äquivalenten Gebäuden zugrundeliegende Bruttogeschossfläche (BGF) bezogen (nicht auf die in den Gebäuden enthaltenen Holzrohstoff,

vgl. Kapitel 4.2) und erst anschließend ins Verhältnis gesetzt (s. Abbildungen 8 und 9). Dieses Verhältnis bzw. die THG-Differenz bildet den Substitutionsfaktor – der gemäß ISO 14040/44 ausschließlich für diese definierten funktional äquivalenten Gebäude gilt.

Mit diesem von Sathre und O'Connor (2010) abweichenden Vorgehen soll sichergestellt werden, dass die Ergebnisse ausschließlich den der Analyse zugrundeliegenden Produktsystemen (hier: Wohnungsneubauten) zugeordnet und nicht für andere Produktsysteme mit anderer Funktion „zweckentfremdet“ bzw. für den Rohstoff Holz verallgemeinert werden können.

Die im Rahmen des Projektes „THG-Holzbau“ nach DIN EN:15978 gerechneten Ökobilanzen für Wohnungsneubauten wurden nach ISO EN DIN 14044:2006b begutachtet und zusätzlich gemäß der Anforderungen nach ISO/TC 14071:2014 übergeprüft. Die Vergleiche der THG-Emissionsbilanz bestätigen die Vorteilhaftigkeit des Baumaterials Holz (in der Konstruktion) für Wohnungsneubauten: Demnach fallen die THG-Emissionen entlang des Lebenszyklus (Module A bis C) der mit dem vorwiegend verwendeten Baustoff Holz errichteten EZFH zwischen 35 und 56 % geringer aus als die der konventionellen Gebäuden in mineralischer Bauweise. Für neu errichtete MFH ergeben sich THG-Minderungspotentiale zwischen 9 und 48 % im Fall einer vorwiegend aus Holz realisierten Konstruktion (Hafner und Schäfer 2017; Hafner et al. 2017a).

Entsprechend den Ausführungen in Kapitel 4.3.1 ist die biogene Kohlenstoffbilanz der Gebäude in diesen Werten nicht enthalten bzw. bildet ein Nullsummenspiel, weshalb auch keine Kohlenstoffspeichereffekte durch die Verwendung von Holz auf Gebäudeebene abgebildet werden.

In der Folge wurden in dem FNR-geförderten Projekt „HolzImBauDat“ (FKZ 22016216) auch für Neubauten des Nichtwohnbaus normkonforme Ökobilanzen auf Basis realer Gebäudedaten berechnet, um darüber mögliche THG-Substitutionspotentiale zu ermitteln, die auf die Verwendung von Holz als vorwiegend verwendetem Baustoff zurückzuführen sind. Die Gebäudesegmente des Nichtwohnbaus umfassen:

- Anstaltsgebäude (ANG)
- Büro- und Verwaltungsgebäude (BVG)
- Landwirtschaftliche Betriebsgebäude (LWG)
- Nichtlandwirtschaftliche Betriebsgebäude (NLG)
- Sonstige Nichtwohngebäude (SNG)

Auch im Rahmen dieser Untersuchungen, die methodisch analog zu den Gebäudeanalysen des Wohnungsbaus vorgenommen und begutachtet wurden, konnte für die untersuchten Nichtwohnbauten nachgewiesen werden, dass mit dem Einsatz von Holz in der Konstruktion ein THG-Einsparpotential zwischen 6 und 48 % verbunden ist (Hafner und Özdemir 2022; Rüter 2022a).

In beiden o.g. genannten Projekten wurden keine separaten Ökobilanz- bzw. Vergleichsrechnungen für die dem Ausbau von Gebäuden zuzuordnenden Bauteile (u.a. Türen, Fenster oder Böden) durchgeführt (vgl. Albrecht et al. 2008). Für diesen Zweck können mittlerweile vorhandene Ökobilanzdaten aus Umweltproduktdeklarationen der Industrie herangezogen werden (vgl. Institut für Bauen und Umwelt e. V. 2023). Somit kann bei konkreten Bauvorhaben und im jeweiligen Einzelfall theoretisch immer die aus THG-Sicht günstigste Alternative identifiziert werden. Anders als für die Holzverwendung in den konstruktiven Bauelementen lassen sich alleine aus diesen bislang verfügbaren Daten allerdings noch keine nationalen THG-Substitutionspotentiale d.h. möglichen THG-Minderungseffekte ableiten, da die Verwendung holzbasierter Bauteile und ihrer Alternativen im Ausbau unabhängig von der Baustoffwahl für die Konstruktion des jeweiligen Gebäudes ist.

Das ebenfalls im Rahmen der o.g. Forschungsprojekte etablierte Vorgehen, mögliche THG-Minderungspotentiale für ganz Deutschland auf Basis normkonform ermittelter Gebäudeökobilanzdaten in Kombination mit Statistikdaten abzuschätzen, wird im folgenden Kapitel 4.4 beschrieben.

In diesem Zusammenhang ist es noch einmal wichtig zu betonen, dass das bis dahin oftmals angewandte Vorgehen, die aus ökobilanziellen Einzelfalluntersuchungen abgeleitete Vorteilhaftigkeit holzbasierter Produktsysteme auf den gesamten Holzverbrauch zu beziehen (vgl. Sathre und O'Connor 2010, Rüter 2011), mit der Veröffentlichung der horizontalen europäischen Normenreihe als Grundlage für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden nicht mehr den Anforderungen geltender internationaler Standards entspricht (vgl. Kapitel 4.2). Zugleich konnten mit der Veröffentlichung der normkonform berechneten Gebäudevergleiche zuvor jahrelang geführte Debatten rund um mögliche Substitutionseffekte sowie die Vor- bzw. Nachteile der THG-Bilanz von Gebäuden in Holzbauweise und ihrer mineralischen Pendanten auf eine allgemein anerkannte methodische Grundlage gestellt werden.

4.4 Konsistente Abschätzung der THG-Wirkung von Holz in Gebäuden auf nationaler Ebene

Um sowohl den normativen Anforderungen an Produktökobilanzen als auch den methodischen Vorgaben des IPCC zur Ermittlung biogener Kohlenstoffbilanzen zu entsprechen, hat sich als Methode etabliert, die ökobilanziell ermittelten Emissionsbudgets definierter Produktsysteme (hier: Bauteile bzw. Gebäude) mit entsprechenden Statistiken zu kombinieren und realistische THG-Minderungspotentiale auf nationaler Ebene (z. B. für Deutschland oder die EU) mit Hilfe alternativer Szenarien zum rechnerischen Verbrauch bzw. zur Nutzung oder Produktion dieser funktionalen Einheiten gegenüber einem definierten Referenzszenario abzuschätzen (vgl. Rüter et al. 2016; Rüter und Diederichs 2017).

Dabei ist für die Ermittlung realistischer THG-Substitutionspotentiale essentiell, dass – analog zu ökobilanziellen Vergleichen auf Produktebene (vgl. Kapitel 4.1 bis 4.3) – das als Referenz gewählte Szenario und seine Alternative(n) funktionale Äquivalenz auch auf Makroebene aufweisen (je nach Fragestellung, z. B. Wohnraum). Schließlich wären verschiedene Szenarien, z. B. rund um die Entwicklung der Neubautätigkeit bzw. Nachfrage nach Wohnraum, kaum miteinander vergleichbar, wenn diese Szenarien bei der Menge der für die Gesellschaft zur Verfügung gestellten Funktionen (hier: Wohnraum) voneinander abweichen würden. Anders gesagt: nicht die einfache Tatsache, dass mit einer sinkenden Nachfrage nach Konsumgütern bzw. definierten Produktsystemen (z. B. Gebäuden und den darin verwendeten Baustoffen) auch die THG-Emissionen abnehmen, welche bei der Herstellung dieser Güter im produzierenden Gewerbe anfallen (vgl. Kapitel 2), steht im Mittelpunkt der Frage nach Substitutions- bzw. THG-Minderungspotentialen, sondern die Frage, mit welcher Rohstoff- bzw. Materialalternative unter Erzeugung möglichst geringer THG-Emissionen ggü. der definierten Referenz eine zuvor definierte Nachfrage (z.B. nach Wohnraum) erfüllt werden kann.

Folglich kommt der Annahme über die sich insgesamt entwickelnde Nachfrage nach der zu analysierenden gesellschaftlichen Funktion eine zentrale Bedeutung bei der Ermittlung von THG-Substitutionspotentialen zu. Für die Verwendung von Holz im Bausektor könnte dies z. B. mit der Entwicklung des Wohnungsmarktes bzw. der unterstellten jährlichen Bautätigkeit zur Errichtung von Wohngebäuden aus unterschiedlichen Baumaterialien beantwortet werden (vgl. Hafner et al. 2017a bzw. Kapitel 4.4.2).

Um mögliche THG-Minderungseffekte des Rohstoffes Holz in seiner gesamten Anwendungsbreite auf nationaler Ebene abschätzen zu können, müssten jegliche Verwendungsbereiche von Holz als Material in den unterschiedlichsten Konsumgütern und Marktbereichen (u. a. Bau, Möbel, Verpackungen, Papier; vgl. Mantau et al. 2018) entsprechend analysiert werden. Neben umfassenden Marktinformationen müssen für die entsprechenden Konsumgüter v.a. normkonform gerechnete Ökobilanzdaten vorliegen (z. B. für Möbel, s. Wenker und Rüter 2015; Wenker et al. 2018). Nur auf dieser Basis können die auf Produktebene ermittelten THG-Emissionsbudgets in einem weiteren Schritt entsprechenden statistischen Zeitreihen (z. B. zu jährlicher Produktion bzw. rechnerischem Verbrauch holzbasierter Möbel und ihrer Alternativen aus anderen Rohstoffen, vgl. Statistisches Bundesamt 2023b) zugeordnet und darauf aufbauend mögliche Szenarien über die Entwicklung der jeweiligen Marktsegmente mit entsprechenden THG-Substitutionseffekten gerechnet werden.

Allerdings zeigt sich schnell, dass entweder relevante Daten fehlen (u.a. für Produkte der „Bioökonomie“), viele Aussagen bisher nur auf groben Annahmen beruhen oder ökobilanzielle Vergleichsrechnungen in vielen Fällen (z. B. Möbel) kaum vereinbar mit dem Prinzip der funktionalen Äquivalenz sind. Gerade für Möbel (z. B. Tische oder Sitzmöbel) gilt, dass über ihre reine Funktionalität hinaus auch noch andere Kriterien für ihre Herstellung und Nutzung von entscheidender Bedeutung sind: so spielen für Möbel ästhetische Aspekte, die oftmals eng mit der Materialwahl zusammenhängen, eine entscheidende Rolle bei Kaufentscheidungen. Sind für ökobilanziell zu analysierende Produktsysteme auch noch weitere, eher makroökonomische Aspekte von Bedeutung (z. B. Transportinfrastruktur und Wiederverwendungszyklen bei Verpackungen) oder sind mögliche funktional äquivalente Vergleichssysteme extrem komplex (z. B. Schreibpapier im Vergleich zu Tablet-Computer), können für manche Verwendungsbereiche von Holz entsprechende Vergleichsberechnungen, die dem Prinzip der funktionalen Äquivalenz entsprechen, kaum mehr sinnvoll durchgeführt werden (vgl. Rüter et al. 2016). Zugleich lassen viele Daten, die Aufschluss über die Marktzusammensetzung geben könnten, z. B. die Daten der jährlichen Produktionsmengen unterschiedlicher Möbeltypen (Angabe in Stück), keinerlei Rückschlüsse auf die jeweilige Zusammensetzung und/oder Menge der in diesen Konsumgütern enthaltenen Materialien (wie z. B. Holz) zu.

Nur zur Verwendung von Holz in Gebäuden existieren für Deutschland, wie in Kapitel 4.3.2 erläutert, detaillierte Ökobilanzdaten zu Bauprodukten und Gebäuden, ebenso wie entsprechende statische Zeitreihen der Baustatistik, die das beschriebene Vorgehen für eine nationale Abschätzung von THG-Minderungspotentialen erlauben. Daher beschränkt sich die weitere Beschreibung der Vorgehensweise, wie die in Kapitel 2 abgebildeten Wirkmechanismen und mögliche THG-Substitutionseffekte auf nationaler Ebene konsistent abgeschätzt werden können, auf das **Handlungsfeld Gebäude**.

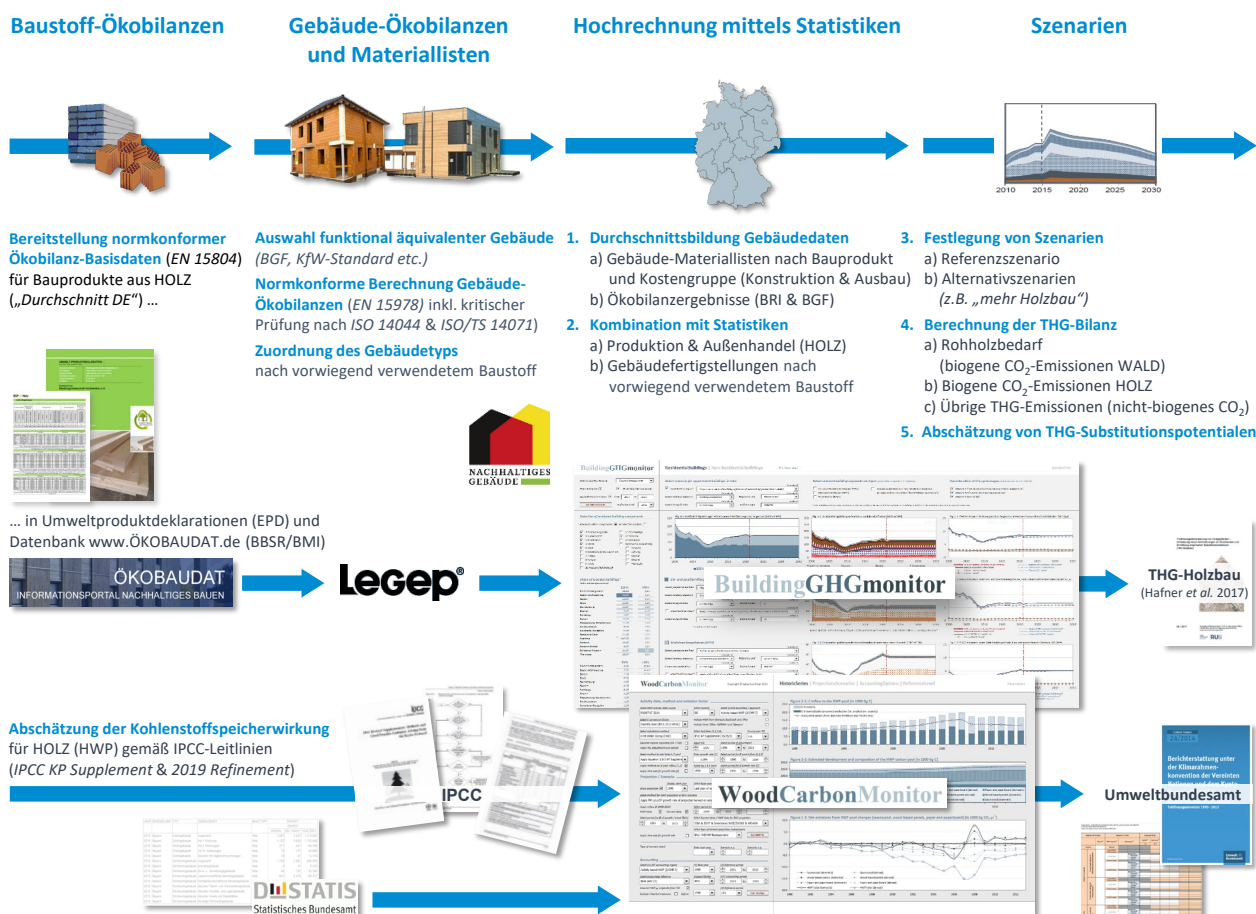


Abbildung 10: Schematische Darstellung des Informationsflusses zur Hochrechnung von THG-Emissionen von Neubauten und der Verwendung von Holz in Gebäuden, Rüter 2022a)

Abbildung 10 bildet den Informationsfluss der zu berücksichtigen Daten und Informationen sowie die für eine konsistente Hochrechnung notwendigen Schritte eins bis fünf ab, wie sie in dem Berechnungsmodell Wood-CarbonMonitor (Rüter 2017) bzw. seinem Modul BuildingGHGmonitor umgesetzt und in den nachfolgenden Kapiteln 4.4.1 bis 4.4.3 detailliert beschrieben werden.

4.4.1 Bildung repräsentativer Ökobilanzdaten und Kombination mit Statistiken

Um die in Kapitel 4.3.2 beschriebenen THG-Emissionsbilanzen der analysierten Gebäude aus unterschiedlichen Baustoffen der statistischen Zeitreihe zu Baufertigstellungen dieser Gebäudetypen und ihrer Fortschreibung mit Hilfe eines definierten Referenzszenarios zuordnen zu können, werden in einem **ersten Schritt** (s. Abbildung 10) aus den verfügbaren Gebäudedaten entsprechende Durchschnittsdatensätze als sogenannte „Typenvertreter“ ermittelt. Die hierfür notwendigen Gebäudedaten (vgl. Kapitel 4.3) werden über eine in Zusammenarbeit mit der Ruhr-Universität Bochum entwickelte Daten-Schnittstelle aus der Software für die Gebäudebilanzierung in die Modell-Datenbank des BuildingGHGmonitors übertragen (Rüter 2022c). Hierfür liegen zu jedem Gebäude folgende Daten vor:

- Meta-Informationen
- Materiallisten
- Ökobilanzergebnisse gemäß DIN EN 15978 (vgl. Hafner und Schäfer 2017; Hafner und Özdemir 2022)

Die hinterlegten Meta-Informationen umfassen folgende Angaben, wobei sich die Durchschnittsbildung auf auszuwählende, ebenfalls in der Baustatistik ausgewiesene Bezugsgrößen bezieht:

- Gebäudetyp, vorwiegend verwendeter Baustoff, Art der Konstruktion und Standort (Kommune, Bundesland)
- Baujahr, Geschossanzahl, Energiestandard (EnEV, KfW), ÖKOBAUDAT-Version (betrifft Hintergrunddaten, z. B. Strommix), LEGEP-Version sowie Anzahl und Fläche der Türen und Fenster (außen wie innen)
- Brutto-Rauminhalt (BRI), Brutto-Geschossfläche (BGF), Netto-Grundfläche (NGF) und Nutzfläche (NUF)

Die eigentliche Berechnung der Durchschnitte für die „Typenvertreter“ umfasst sowohl die Materiallisten als auch die nach Modulen (vgl. Kapitel 4.3.2) vorliegenden Ökobilanzergebnisse. Beide Datenqualitäten, sowohl Materiallisten als auch Ökobilanzergebnisse, liegen untergliedert nach jeweiligem Bauelemente vor, wobei für die Durchschnittsbildung in „Typenvertreter“ nur die konstruktiven Bauelemente (Fundamentplatte, Außen- und Innenwände, Decke und Dach) herangezogen werden: nur die in der Konstruktion der Gebäude verwendeten Baustoffmengen und ihre Umweltwirkung können der statischen Zeitreihe zu Baufertigstellungen nach vorwiegend verwendetem Baustoff zugeordnet werden. Die Bauelement- bzw. Bauteilgruppen des Ausbaus (Türen, Fenster, etc.) und der Technischen Ausstattung werden hierfür nicht verwendet. Diese statische Zeitreihe zu Baufertigstellungen nach vorwiegend verwendetem Baustoff wird seit dem Jahr 2000 ausgewiesen (Statistisches Bundesamt 2022) und unterscheidet folgende Baustoffgruppen:

- Stahl (sta)
- Stahlbeton (stb)
- Ziegel (zie)
- Kalksandstein (kss)
- Porenbeton (pbt)
- Leichtbeton/Bims (lbb)
- Holz (hol)
- Sonstiger Baustoff (sob)

Aus den aktuell über 125 im BuildingGHGmonitor hinterlegten Gebäudedatensätzen, die im Rahmen der in Kapitel 4.3.2 beschriebenen Projekte erstellt wurden, lassen sich die in Tabelle 2 dargestellten „Typenvertreter“

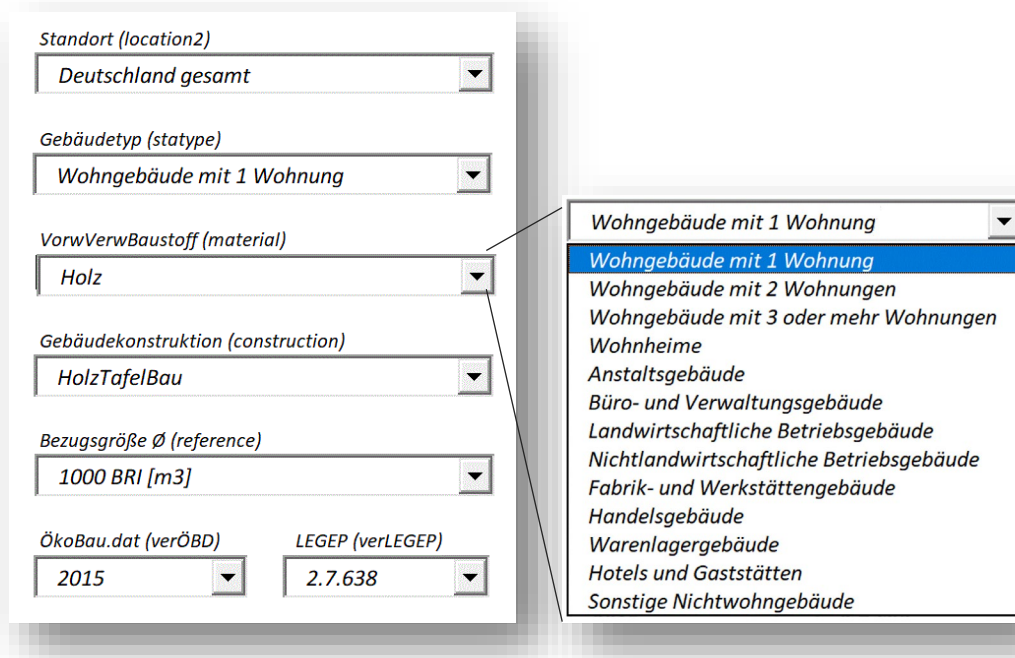


Abbildung 11: Auswahlfeld im BuildingGHGmonitor zur Ermittlung von Gebäude-Typenvertretern

bilden (z. B. Ein- und Zweifamiliengebäude aus Holz (EZFH/hol), Mehrfamiliengebäude aus Kalksandstein (MFH/kss) oder Büro- und Verwaltungsgebäude aus Stahlbeton (BVG/stb), vgl. Abbildung 11).

Diese Gebäudedaten stellen zugleich die Berechnungsgrundlage des Projektes „Entwicklung von LCA-Benchmarks bei Wohngebäuden“ der im Rahmen der vom Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumordnung (BBSR) beauftragten Rahmenvereinbarung „Handlungsplan Nachhaltiges Bauen“ (AZ 10.08.17.7-19.13) dar (Özdemir et al. 2022). Die in diesem Projekt entwickelten Grundlagen für die Festlegung von Benchmarks sind relevant für eine Qualifizierung der vom Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauen (BMWSB) etablierten Förderung von „Nachhaltigkeitsaspekte[n] durch eine eigene ‚NH-Klasse‘“ [Anm.: Nachhaltigkeits-Klasse] bei Neubauten im Rahmen der seit Mitte 2021 laufenden Bundesförderung für effiziente Gebäude (BEG) (BMWSB 2023c).

Tabelle 2: Überblick über vorhandene Gebäudemodelle nach vorwiegend verwendeten Baustoff, ^{i,ii}

	sta	stb	zie	kss	pbt	lbb	hol	sob
EZFH	(stb)	•	•	•	•	(pbt)	•	(g)
MFH	(stb)	•	•	•	•	(pbt)	•	(g)
ANG	(BVG)	(BVG)	(BVG)	(BVG)	(BVG)	(BVG)	(BVG)	(BVG)
BVG	(stb)	•	•	•	•	(pbt)	•	(g)
LWG	•	(sta)	(g)	(g)	•	(pbt)	•	(g)
NLG	•	•	•	(b)	(BVG)	(pbt)	•	(g)
SNG	(stb)	•	(b)	•	(BVG)	(pbt)	•	(g)

ⁱ Hier verwendete Abkürzungen, siehe Beschreibung der berücksichtigten Gebäudetypen und Baustoffe oben

ⁱⁱ Vorhandene baustoffspezifische Gebäudedaten sind mit • markiert; im Fall bislang nicht vorhandener Gebäudeinformationen wurden Gebäudedaten der in Klammern gesetzten Baustoff- bzw. Gebäudetypen oder ein berechneter marktrepräsentativer Durchschnittswert der vorhandenen Gebäudedaten des jeweiligen Gebäude- (g) bzw. Baustofftyps im jeweiligen Gebäudesegment (b) unterstellt.

Für die Holzbauprodukte entspricht dies weitgehend den auf Industriedaten basierenden Ökobilanzdaten, die die als produktionsmengengewichtete Durchschnittswerte vom Thünen-Institut für Holzforschung seit 2014 fortlaufend in die Datenbank ÖKOBAUDAT eingepflegt und aktualisiert werden (s. Kapitel 4.3.2). Somit kann sichergestellt werden, dass die Berechnung der durch die Verwendung von Holzbauprodukten bedingten THG-Emissionen entlang des Lebenszyklus der Gebäude konsistent und auf den gleichen Daten wie die Abschätzung der biogenen CO₂-Emissionen und ihrer Einbindung in diesen Holzbauprodukten geschieht (vgl. Abbildung 10; s. Kapitel 3.2.1).

Während für die Abschätzung des THG-Emissionsbudgets der Neubautätigkeit die durchschnittlichen Gesamtemissionen der jeweiligen Typenvertreter von Belang sind, sind für eine detaillierte Analyse des holzbasierten Baustoffanteils und ihrer THG-Wirkung (vgl. Kapitel 3.2) nur die in den Gebäuden verwendeten Holzbauprodukte von Interesse. Hierfür sind in der hinterlegten Datenschnittstelle zu den Gebäudedaten zunächst die für die Durchschnittsbildung relevanten Baustoffdatensätze der ÖKOBAUDAT zu definieren, mit welchen die Gebäude-Ökobilanzen gerechnet wurden (Abbildung 12).

UfE-Nr.	Gebäudetyp	Baustoffdatensatz (Beschreibung der 2015)	WCM	Zuordnung	FAO commodity	Standort	Nutzungsintensität (gem. Baustoff)	Vorverarbeitungsprozess
14	EFH_OH_M	3.1.02 Konstruktionsvollholz	008	SWANW (1) +	Materialien (F20)	RP	Sonstige Hochwertigebäude	EFH Stahl
15	EFH_OH_H	3.1.03 Balkenschichtholz	008	SWANW (1) +	Saarländ	SL		ZFH Stahlbeton
16	EFH_OH_M	3.1.03 Balkenschichtholz (2x2x25 Einlagen/2x2x25 Kanten)	008	SWANW (1) +	Sachsen	SN		EZFH Ziegel
17	EFH_OH_H	3.1.03 Balkenschichtholz trocken	008	SWANW (1) +	Sachsen-Anhalt	ST		MFH Stahlbeton
18	EFH_OH_M	3.1.03 Balkenschichtholz (2x2x25 Feuchtholz/2x2x25 HDO)	008	SWANW (1) +	Schleswig-Holstein	SH		WVH Plattenbeton
19	EFH_OH_M	3.1.04 Brettschichtholz (Durchschnitt DE)	008	SWANW (1) +	Thüringen	TH		AVD Leichtbau/Bims
20	EFH_OH_H	3.1.04 Brettschichtholz (Standardformen)	008	SWANW (1) +				WVG Sonstiger Baustoff
21	EFH_OH_M	3.1.05 Brettspertholz (Durchschnitt DE)	008	SWANW (1) +				WVG Konventionell
22	EFH_OH_H	3.1.04 Brettschichtholz - Standardformen (Durchschnitt DE)	008	SWANW (1) +				WVG
23	EFH_OH_M	3.1.05 Brettspertholz (Durchschnitt DE)	008	SWANW (1) +				WVG
24	EFH_OH_H	3.1.05 Brettspertholz (Durchschnitt DE)	008	SWANW (1) +				WVG

Abbildung 12: Listenfeld zur Auswahl von ÖKOBAUDAT-Datensätzen für die Analyse von Baustoffdaten im BuildingGHGmonitor

Die über die Gebäudemateriallisten rückverknüpften Baustoff-Datensätze können je nach Gebäude bis zu 10.000 Einzelpositionen umfassen, aus welchen sich die Durchschnittsbildung der in den Gebäudetypen verwendeten Baustoffe speist. Entsprechend kann mit diesem im BuildingGHGmonitor umgesetzten Verfahren auch der Einfluss anderer Bauproduktgruppen, wie z. B. Stahl oder Beton, auf die baulich bedingten THG-Emissionen bzw. ihr rechnerischer Verbrauch im Handlungsfeld Gebäude analysiert werden (Rüter 2022c).

In einem **zweiten Schritt** (vgl. Abbildung 10) werden die Gebäudedaten den beiden, für die Analyse des Baustoffs Holz relevanten statistischen Zeitreihen zugeordnet:

- Baufertigstellungen nach vorwiegend verwendetem Baustoff (Statistisches Bundesamt 2022)
- Produktions- und Außenhandelsstatistik des produzierenden Gewerbes (hier: Holzhalbwaren) (Statistisches Bundesamt 2023b; Statistisches Bundesamt 2023ab bzw. FAO 2023)

Die Ökobilanzdaten der Gebäude-„Typenvertreter“ werden mit der Statistik über die Baufertigstellungen kombiniert, wobei die Aufwendungen des Lebenszyklusmoduls A (Rohstoffbereitstellung und Herstellung) dem Jahr Gebäudeerstellung zugeordnet werden. Dies gilt entsprechend auch für die im einzelnen zu analysierenden Baustoffe bzw. Holzbauprodukte. Entsprechend der getroffenen Konvention, die Umweltbewertung von Gebäuden über einen unterstellten Nutzungsdauer-Zeitraum von 50 Jahren vorzunehmen (vgl. BMWSB 2023a), werden die in Modul C (*End-of-life*) anfallenden THG-Emissionen jeweils 50 Jahre nach dem Jahr der Errichtung des Gebäudes verbucht und die durch Instandhaltungsmaßnahmen bzw. den Ersatz von Bauteilen während der Betriebsphase von Gebäuden (Modul B 4) bedingten Emissionen anteilig auf diesen Zeitraum verteilt. Die Berechnung auf Basis anderer durchschnittlicher Gebäudenutzungsdauern ist ebenfalls möglich (vgl. Hafner et al. 2017b)

Analog hierzu wird mit den über die Materiallisten der Gebäude ermittelten Datensätze der ÖKOBAUDAT bei der Skalierung der mit der Herstellung der Bauprodukte bzw. Holzhalbwaren verbundenen THG-Emissionen verfahren (vgl. Kapitel 3.2.3); deren ebenfalls modular nach Lebenszyklusabschnitten ausgewiesene THG-Emissionsbilanz wird der Produktions- und Außenhandelsstatistik zu Holzhalbwaren zugeordnet, wie sie auch für die Abschätzung der biogenen Kohlenstoffspeicherwirkung herangezogen werden (vgl. Kapitel 3.2.1 bzw. IPCC 2019 und Umweltbundesamt 2022a). Auf diesem Weg ist es möglich, den Anteil der in Neubauten verwendeten Baumstoffmengen an dem jeweiligen Statistikjahr ihrer Herstellung zuzuordnen bzw. dem rechnerischen Gesamtverbrauch der jeweiligen Holzhalbwaren in Deutschland gegenüberzustellen.

4.4.2 Festlegung von Referenz- und Alternativszenarien auf Basis der Baustatistik

Um mögliche THG-Minderungseffekte einer sich ändernden Rohstoff- bzw. Materialverwendung im Zusammenhang mit der Bereitstellung einer bestimmten Funktion auf nationaler Ebene zu quantifizieren (Substitution), d.h. die mit solch Szenarien oder möglichen Maßnahmen verbundene Zusätzlichkeit (additionality) an THG-Emissionseinsparungen auszuweisen, müssen in einem **dritten Schritt** (vgl. Abbildung 10) zunächst eine Referenz und eine davon abweichende Entwicklung definiert werden.

Für die Quantifizierung von THG-Minderungseffekten gegenüber der aktuellen Emissionssituation ist es zunächst naheliegend, die jetzige Marktsituation des Rohstoffverbrauchs im produzierenden Gewerbe einfach fortzuschreiben. Solch eine Extrapolation der aktuellen Produktions- bzw. Verbrauchsmengen der jeweiligen Konsumgüter (hier: Baufertigstellungen von Gebäuden) im Referenzszenario erlaubt es, sich ändernde Marktentwicklungen oder politisch formulierte Ziele in Bezug auf gesellschaftlich nachgefragte Funktionalitäten (Energie, Wohnraum) in ihren Auswirkungen auf das jetzige THG-Emissionsbudget (IST-Zustand) auszuweisen, welches im aktuellen Nationalen Treibhausgasinventar abgebildet wird – das Klimasystem steht also im Zentrum der Fragestellung (s. Kapitel 1 und 3). Mit der Festlegung des IST-Zustandes der gesellschaftlichen Nachfrage als Referenz und den damit verbundenen THG-Emissionen wird jedoch auch schnell deutlich, dass eine zusätzliche Nachfrage nach solch Funktionen in dem jeweiligen Marktsegment (z. B. „400.000 neue Wohnungen“, Presse- und Informationsamt der Bundesregierung 2022), die wiederum zumeist mit dem Verbrauch von mehr Rohstoffen bzw. einer Ausweitung der Rohstoffverarbeitung einhergeht, auch mit zusätzlichen THG-Emissionen des produzierenden Gewerbes verbunden ist – unabhängig davon, welche Rohstoffe verwendet werden. Sollen bei solch einer Abschätzung die gesellschaftlichen Bedürfnisse im Mittelpunkt stehen und geht man davon aus, dass diese auch befriedigt werden, können alternativ aber auch diese sich abzeichnenden Änderungen in den zu analysierenden Märkten (Prognosen) oder die als gesellschaftliches Ziel definierten Änderungen bei der Bereitstellung von Funktion („400.000 neue Wohnungen“) als Referenz herangezogen werden. Für die Analyse der THG-Auswirkungen der Verwendung von Holz als Baustoff in Wohngebäuden, welche im Kontext möglicher Substitutionseffekte in einem Großteil der wissenschaftlichen Literatur Untersuchungsgegenstand auf Produkt- bzw. Gebäudeebene ist (vgl. Kapitel 4.2), bietet sich die Verwendung von Prognosen über die sich insgesamt entwickelnde Wohnungsmarktsituation an (vgl. BBR 2016; Braun und Fuchs 2022).

Zugleich ist für das gewählte Referenzszenario auch die Entwicklung der Marktzusammensetzung der jeweiligen Produktsysteme aus unterschiedlichen Materialien bzw. Rohstoffen zu definieren, um mögliche Verschiebungseffekte einer geänderten Rohstoffverwendung auf die THG-Bilanz abzubilden. Auch hier bietet es sich wieder an, die aktuelle Marktsituation bei der Rohstoffzusammensetzung der zu analysierenden Produktsysteme (mit ihren jeweiligen Funktionen) fortzuschreiben. Für den Bausektor bzw. neu errichtete Gebäude bedeutet dies, die aktuellen Marktanteile (bspw. im Durchschnitt der letzten fünf Jahre) der vorwiegend verwendeten Baumaterialien für die tragende Konstruktion neu errichteter Gebäude des Wohn- und Nichtwohnbaus für das Referenzszenario konstant zu halten. Abbildung 8 zeigt das im Rahmen des Waldklimafonds-Projektes „THG-Holzbau“ (Hafner et al. 2017a) unterstellte Referenzszenario über die zukünftige Errichtung von Wohngebäuden nach vorwiegend verwendetem Baustoff in Deutschland, das auf Basis der historischen Zeitreihen zur Fertigstellung von Wohngebäuden nach vorwiegend verwendetem Baustoff sowie der BBSR-Wohnungsmarktprogno-

2015 berechnet wurde und für welches die Prognosedaten auch auf Ebene der Bundesländer vorliegen (Rüter und Diederichs 2017; Rüter 2021a; Rüter und Hafner 2022).

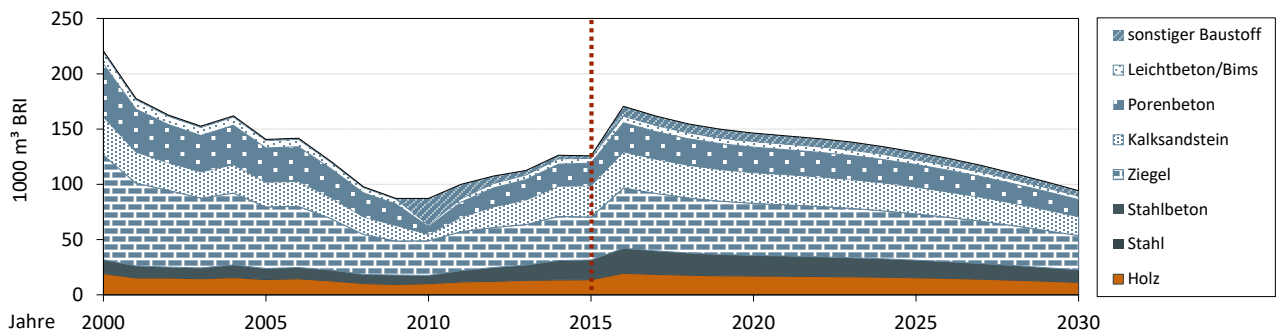


Abbildung 13: Historische Entwicklung und Referenzszenario einer zukünftigen Errichtung von Wohngebäuden nach vorwiegend verwendetem Baustoff bis 2030 in Deutschland (Hafner et al. 2017a, nach Held und Waltersbacher 2015; Statistisches Bundesamt 2016)

Wie eingangs in Kapitel 4.4 erläutert, ist bei der Festlegung der von dem Referenzszenario abweichenden Alternativszenarien sicherzustellen, dass die Bereitstellung der gleichen Funktionalitäten innerhalb des zu analysierenden Marktsegmentes gegeben ist, um von Substitution im Sinne klimapolitisch beabsichtigter THG-Emissionseinsparungen ohne Einbußen bei gesellschaftlich nachgefragten Funktionen sprechen zu können. Die Annahmen zur Abschätzung der THG-Bilanz alternativer Entwicklungspfade muss also analog zu den Vergleichsrechnungen auf Produktebene erfolgen (vgl. Kapitel 4.3.2) und bedeutet bspw. für die Analyse des Rohstoffeinsatzes im Wohnungsneubau die Bereitstellung der gleichen Anzahl von Wohnungen bzw. der gleichen Wohnfläche pro Jahr. So wurde in dem Projekt „THG-Holzbau“ in einem von zwei analysierten alternativen Entwicklungspfaden bei der Holzverwendung im Wohnungsneubau von einer starken Steigerung der Holzbauquote innerhalb des Szenarienzeitraums ausgegangen; für Ein- und Zweifamiliengebäude (EZFH) wurde ein Erreichen einer Holzbauquote in Höhe von 55 % unterstellt (vgl. Bundestag 2011) und im Bereich der Mehrfamiliengebäude (MFH) von einer Steigerung der Holzbauquote auf 15 % ausgegangen (Abbildung 14). Weitere Details zu den zugrundeliegenden Annahmen z. B. auf Ebene der Bundesländer sind in dem Projektbericht zu finden (Hafner et al. 2017a).

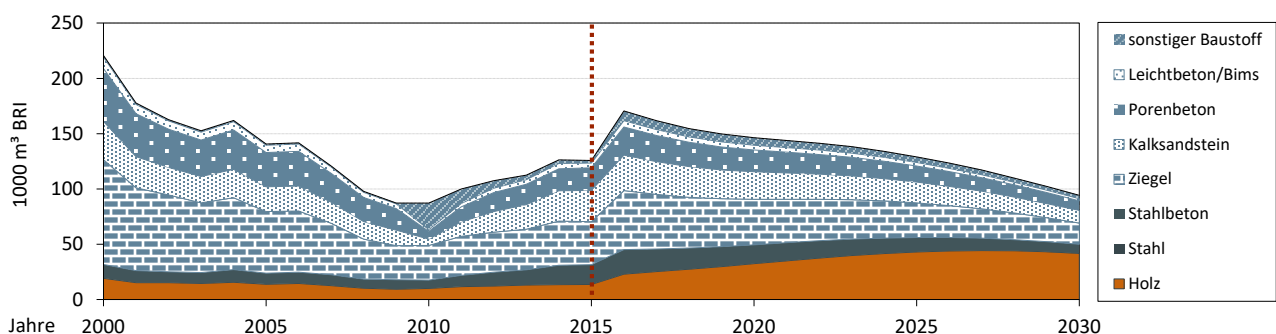


Abbildung 14: Unterstellte alternative Entwicklung der Marktanteile im Szenario ‚55/15‘ bis 2030 (Hafner et al. 2017a)

Für eine Aktualisierung der Analyse möglicher THG-Substitutionspotentiale einer verstärkten Verwendung von Holz in der Konstruktion von Wohnungsneubauten kann die im Jahr 2022 veröffentlichte Wohnungsmarktprogno­se der empirica ag (Braun und Fuchs 2022) verwendet werden, die in enger Anlehnung an die 14. Koordinierte Bevölkerungsvorausberechnung von Destatis drei Szenarien zur Verfügung stellt. Das in dieser Studie berechnete „mittlere Szenario“ geht ebenso wie die anderen beiden Szenarien von einem anfänglichen Bevöl-

kerungswachstum aus, das bis zum Jahr 2035 von anfänglich 83,5 Mio. Einwohnern auf 83 Mio. zurückgeht. Analog zur Festlegung des Referenzszenarios auf Basis der BBR Wohnungsmarktprognose in dem Projekt „THG-Holzbau“ wird bei der Festlegung der Referenz ebenfalls von einem gleichbleibendem Baustoffanteil ausgegangen (vgl. Abbildung 13), der sich in dem zu analysierenden Alternativszenario bis zum Jahr 2035 für vorwiegend aus Holz errichtete Gebäude auf 55 % bei den neu errichteten Ein- und Zweifamiliengebäude und auf 15 % bei den Mehrfamiliengebäude erhöht (Abbildung 15).

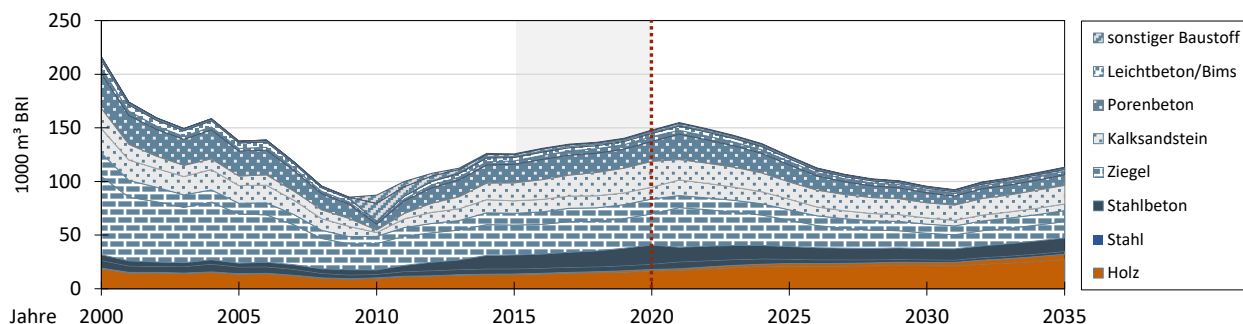


Abbildung 15: Historische Entwicklung und Prognose zur Errichtung von Wohngebäuden sowie unterstellte Verschiebung der Marktanteile der vorwiegend verwendeten Baustoffe gemäß Szenario ‚55/15‘ bis 2035 (nach Braun und Fuchs 2022 und Statistisches Bundesamt 2022)

4.4.3 Abschätzung des THG-Substitutionspotentials

Für eine konsistente Abschätzung des THG-Substitutionspotentials müssen in einem **vierten Schritt** (vgl. Abbildung 10) zunächst die relevanten Zeitreihen des gewählten Referenzszenarios für die genannten drei Wirkmechanismen (s. Kapitel 2) berechnet und als Referenz festgelegt werden. Im Folgenden wird dies beispielhaft an den im Waldklimafonds-Projekt „THG-Holzbau“ (Hafner et al. 2017a) festgelegten Szenarien beschrieben (vgl. Abbildungen 13 und 14).

Da sich diese möglichen THG-Minderungseffekte (Substitution), wie in Kapitel 4.2 und 4.4.2 ausführlich beschrieben, nicht nur auf den Rohstoff Holz beziehen, sondern auf die jeweils gewählte gesellschaftliche Funktion der Güter, die zumeist auch viele andere Rohstoffe und Materialien enthalten (hier: Gebäude), beziehen sich die **Treibhausgasemissionen ohne die biogenen CO₂-Emissionen** für das gewählte Referenzszenario auf das Treibhauspotential der mit der statistischen Zeitreihe zu Baufertigstellungen kombinierten Gebäudeökobilanzen.

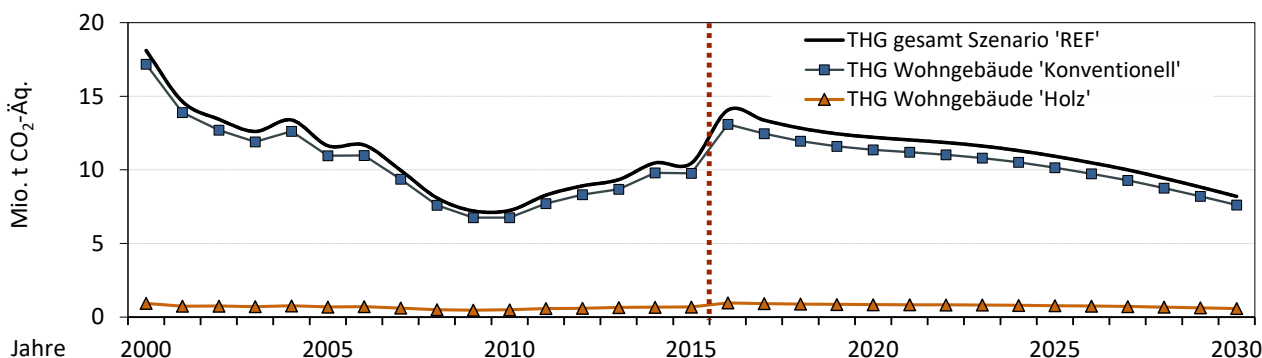


Abbildung 16: Nicht-biogene THG-Emissionen konventioneller und vornehmlich in Holz errichteter Wohngebäude gemäß des gewählten Referenzszenarios (‚REF‘) (Hafner et al. 2017a)

Die in Abbildung 16 dargestellte THG-Emissionsentwicklung untergliedert zwischen den THG-Emissionen, die mit der Errichtung vornehmlich aus Holz gefertigter Wohngebäude zurückgeht und den THG-Emissionen, die von den

aus „konventionellen“ Baustoffen errichteten Wohngebäuden verursacht werden (vgl. Abbildung 13). Diese hauptsächlich durch die verschiedenen Baumaterialien verursachten THG-Emissionen (ohne biogene CO₂-Emissionen) werden vor allem in den Quellgruppen Energie und Industrieprozesse berichtet (s. Kapitel 3.1 und 3.2.3).

An dieser Stelle sei noch einmal daran erinnert, dass als „vornehmlich aus Holz“ klassifizierte Neubauten selbstverständlich auch aus anderen Materialien bestehen, ebenso wie in konventionellen Gebäuden auch Holz als Baumaterial verbaut ist (z. B. im Dachstuhl, s. Kapitel 4.3.2). Aufgrund der aktuellen Marktanteile der jeweiligen Gebäudetypen (vgl. Abbildungen 13 bis 15), kommt sogar mehr als die Hälfte aller Holzbauprodukte, die in der tragenden Konstruktion von Gebäuden verwendet werden, in konventionellen Gebäudetypen zum Einsatz.

Die Abschätzung der **biogenen CO₂-Emissionen und ihrer Einbindung in Holzprodukte** wird über die Daten der in den Gebäude-Typenvertretern verbauten Holzbauprodukte vorgenommen (vgl. Abbildungen 13 und 16). Wie in Kapitel 4.3.2 beschrieben, entsprechen diese Datensätze den im Berechnungsmodell WoodCarbonMonitor hinterlegten Ökobilanz-Durchschnittsdaten der holzverarbeitenden Industrie zu Holzbauprodukten. Ebenso wie die nach dem Quellprinzip ermittelten THG-Emissionen des produzierenden Gewerbes, werden im Rahmen der THG-Berichterstattung auch die biogenen CO₂-Emissionen aus dem Holzproduktespeicher als Element der Quellgruppe LULUCF keinen Markt- bzw. Verwendungssektoren zugeordnet (vgl. Kapitel 3). Bei dem hierfür anzuwendenden Produktionsansatz wird lediglich zwischen der biogenen CO₂-Bilanz heimisch verbrauchter und exportierter Holzhalbwerten unterschieden, deren Rohholz aus heimischer Waldbewirtschaftung stammt. Die Abschätzung der biogenen Kohlenstoffspeicherwirkung in Holzprodukten, die über die Marktanteile in der Konstruktion von Wohnungsneubauten hinaus keinen weiteren Verwendungsbereichen zugeordnet werden, beschränkt sich daher sinnvollerweise auf den rechnerischen Verbrauch von Holzprodukten in Deutschland, deren Holz aus heimischem Einschlag stammt. Diese Zeitreihe wird auf Basis des gewählten Referenzzeitraums für die Szenarienberechnung (hier: Durchschnitt der Jahre 2011-2015) fortgeschrieben. Der mittels dieser Aktivitätsdaten berechnete Kohlenstoffzufluss in den Produktspeicher über den gesamten Szenarienzeitraum ist in Abbildung 17 dargestellt.

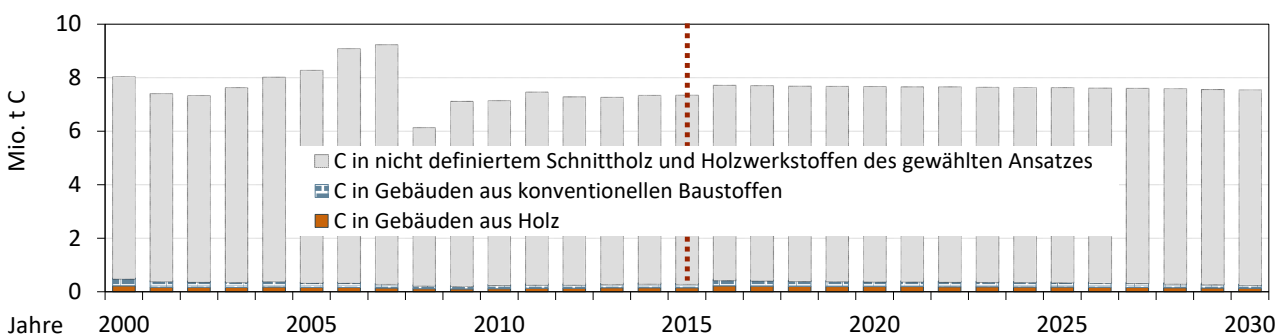


Abbildung 17: Anteil des abgedeckten rechnerischen Verbrauchs von Schnittholz und Holzwerkstoffen am Gesamtverbrauch dieser aus heimischem Rohholz hergestellten Produktkategorien für das Referenzszenario (REF') (Hafner et al. 2017a)

Somit kann auf diesem Weg auch der Anteil des analysierten Marktsegmentes am rechnerischen Verbrauch der eingesetzten Holzbauprodukte (Schnittholz und Holzwerkstoffe) am Gesamtverbrauch dieser aus heimischem Rohholz hergestellten Produktkategorien vorgenommen werden, der sich in dem für die Studie „THG-Holzbau“ verwendetem Referenzzeitraum für die Erstellung der Szenarien auf 4,4 % belief. Das Ergebnis der Berechnung zur Zeitreihe der biogenen CO₂-Emissionen und ihrer Einbindung in Holzprodukten für das Referenzszenario bis 2030 ist in Abbildung 18 dargestellt.

Sofern mit der in dem jeweiligen Marktsegment (z.B. im Baugewerbe) unterstellten Nachfrageänderung nach Holz auch absehbar einhergehende Marktverschiebungen und Rückkopplungen mit weiteren holznutzenden

Wirtschaftssektoren (z. B. Energiewirtschaft) und/oder mögliche Auswirkungen auf die Außenhandelsströme der relevanten Holzsortimente analysiert werden sollen, müssten entsprechende ökonomische Gleichgewichtsmodelle in die Analyse eingebunden werden (vgl. Rüter et al. 2016).

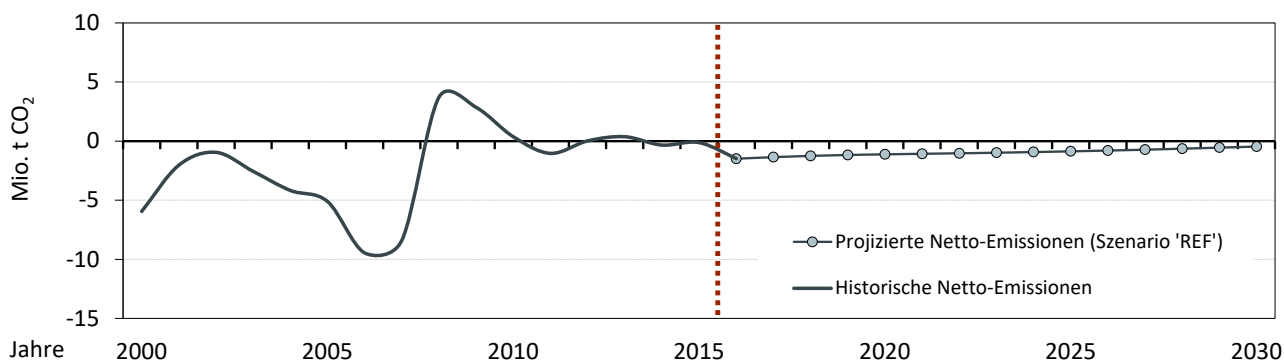


Abbildung 18: Biogene CO₂-Emissionen und ihre Einbindung in Holzprodukten für das gewählte Referenzszenario („REF“) (Hafner et al. 2017a)

Um auch die Auswirkungen einer geänderten Holznachfrage auch auf den dritten für die Substitution relevanten Wirkmechanismus, die **biogenen CO₂-Emissionen und ihre Einbindung im Kohlenstoffspeicher Wald**, konsistent quantifizieren zu können, wird zunächst die mit dem Alternativszenario einhergehende Nachfrageänderung nach Rohholz über die jeweilige Rohstoffzusammensetzung der repräsentativen Ökobilanzdaten zu Holzbauprodukten ermittelt. Deren Daten sind detailliert für die in den unterschiedlichen Gebäudetypen in dem Berechnungsmodell WoodCarbonMonitor bzw. BuildingGHGmonitor hinterlegt (vgl. Kapitel 4.4.3; Rüter und Diederichs 2012; BMWSB 2023b). Analog zur Berechnung der Kohlenstoffspeicherwirkung in Holzprodukten werden die Einschlagsdaten für das Referenzszenario zunächst fortgeschrieben. Für die Rückrechnung in die Einheit Vorratsfestmeter (Vfm) der in den Herstellungsprozessen jeweils benötigten Rohholzsortimente bzw. eingesetzten Vorprodukte (z. B. frisches Nadel-schnittholz für in anderen Unternehmen gefertigtes Brettschichtholz), deren Daten aus den Ökobilanzerhebungen in Zusammenarbeit mit der Holzverarbeitenden Industrie in Festmeter (m³) vorliegen (vgl. Kapitel 4.3.2), werden die jeweiligen Umrechnungsfaktoren nach Hauptbaumartengruppe angesetzt.

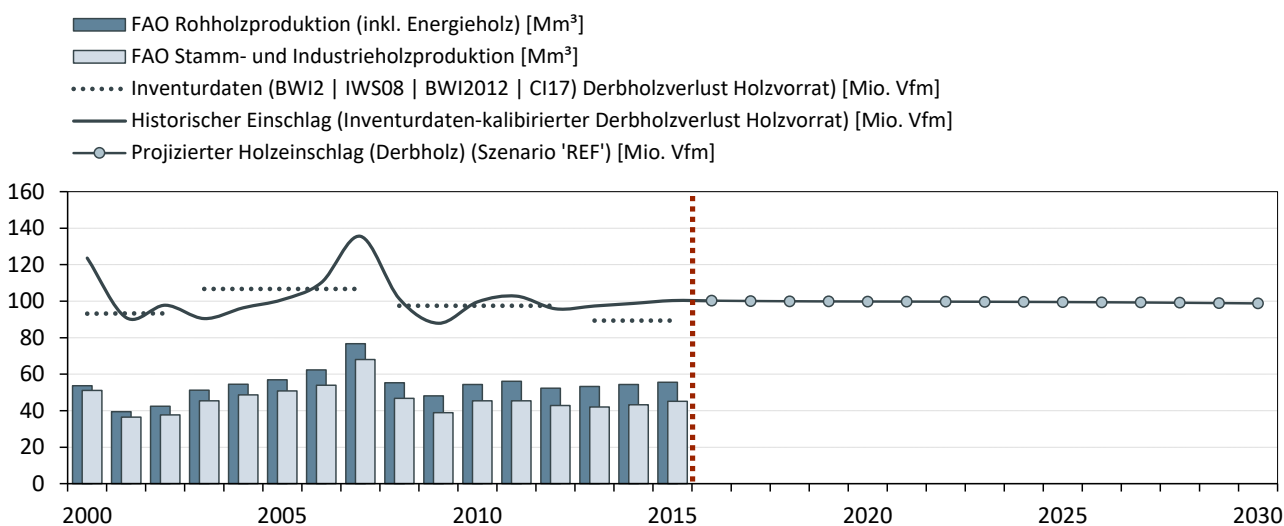


Abbildung 19: Projizierter Holzeinschlag für das gewählte Referenzszenario („REF“) (Hafner et al. 2017a)

Diese für die Abschätzung der Änderungen im Kohlenstoffspeicher Wald relevante Zeitreihe des Inventurdatenkalibrierten Derbholzeinschlags (Abbildung 19) wird ebenso in der jährlichen THG-Berichterstattung und in dem

alle zwei Jahre erscheinenden Projektionsbericht der Bundesregierung verwendet (vgl. Abbildung 5; Rüter 2021b; Umweltbundesamt 2022; Bundesregierung 2022). Auch der festgelegte Referenzwert zur Ermittlung des Klimaschutzbeitrags der Holzprodukte unter dem Kyoto-Protokoll basiert auf dieser Zeitreihe (Rock et al. 2022).

Die eigentliche Berechnung eines möglichen THG-Substitutionspotentials, das mit dem definierten Alternativszenario einer geänderten Holzverwendung im Wohnungsneubau einhergeht und das sich aus den drei beschriebenen Wirkmechanismen zusammensetzt, findet in einem **fünften Schritt** (vgl. Abbildung 10) statt. Hierfür wird der Modelllauf in den Berechnungsmodellen BuildingGHGmonitor und WoodCarbonMonitor mit dem jeweils gewählten Alternativszenario analog zur Berechnung der Zeitreihen für das Referenzszenario wiederholt (vgl. Abbildung 14). Im Ergebnis kann so die Abweichung der jeweiligen Zeitreihe für die Ermittlung des relevanten Wirkmechanismen bzw. dessen THG-Budgets ermittelt werden.

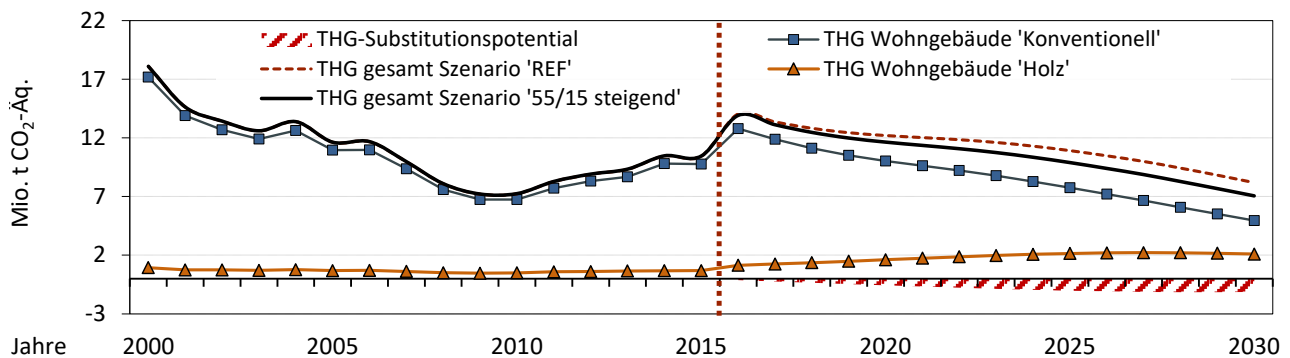


Abbildung 20: THG-Emissionen von Wohnungsneubauten in Holz und konventioneller Bauweise sowie mögliche THG-Einsparungen durch einen gestiegenen Holzbauanteil (Szenario ,55/15') gegenüber dem gewählten Referenzszenario (,REF') (Hafner et al. 2017a; Rüter 2022a)

Für das hier dargestellte Beispiel auf Basis der Wohnungsmarktprognose 2015 ist der potentielle Minderungseffekt für die **Treibhausgasemissionen ohne die biogenen CO₂-Emissionen** in Abbildung 20 dargestellt, welcher sich bei der Szenariengegenüberstellung für den Prognosezeitraum bis zum Jahr 2030 auf -11,72 Mio. t CO₂-Äq belaufen würde (vgl. Hafner et al. 2017a). Analog hierzu ergibt sich aufgrund des erhöhten Verbrauchs stofflich genutzter Holzbauprodukte eine zusätzliche biogene Kohlenstoffspeicherwirkung (**biogene CO₂-Emissionen und ihre Einbindung in Holzprodukten**) in Höhe von -9,76 Mio. t CO₂ über den gesamten Szenarienzeitraum (Abbildung 21).

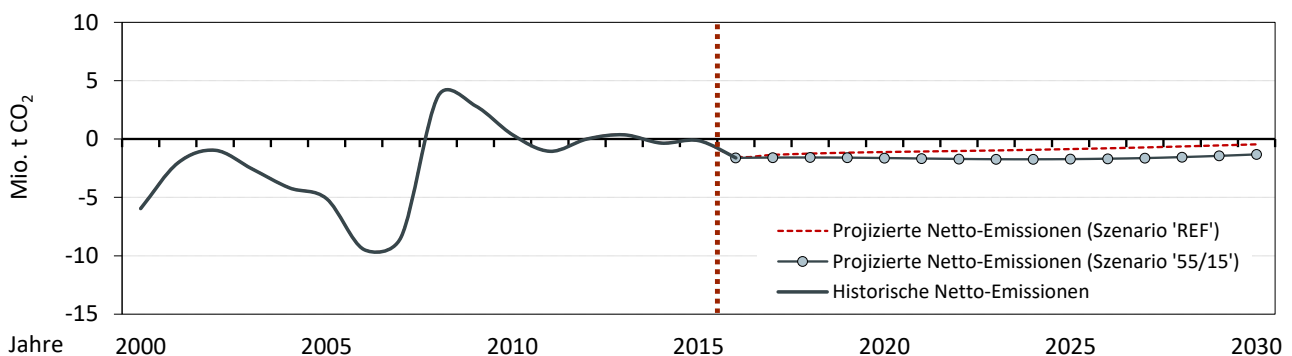


Abbildung 21: Entwicklung der biogenen CO₂-Emissionen und ihrer Einbindung in Holzprodukten für das Referenzszenario (,REF') sowie das Alternativszenario ,55/15' (Hafner et al. 2017a)

Ebenso hat der mit dem erhöhten Verbrauch von Holzbauprodukten verbundene Mehrbedarf an Holzrohstoffen je nach Produktzusammensetzung einen entsprechenden Mehrbedarf an Rohholzsortimenten zur Folge, der sich wiederum auf die **biogenen CO₂-Emissionen und ihre Einbindung im Kohlenstoffspeicher Wald** auswirkt (Abbildung 22).

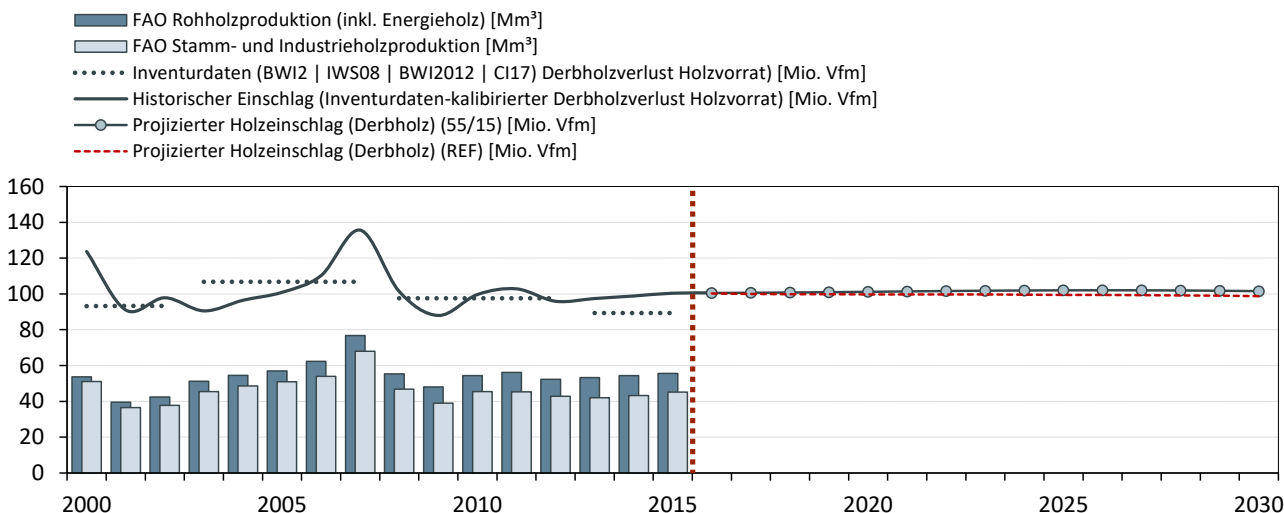


Abbildung 22: Projizierter Derbholzeinschlag für das gewählte Referenzszenario sowie das Alternativszenario ,55/15‘ (Hafner et al. 2017a)

Im vorliegenden Fall wurde für eine Realisierung der im Alternativszenario ,55/15‘ unterstellten Holzbauquote bis zum Jahr 2030 ein Mehrbedarf an Stamm- und Industrielholz in Höhe von jahresdurchschnittlich 1,9 Mm³ ermittelt, der sich für den Szenarienzeitraum auf 28,74 Mm³ aufsummiert. Dies korreliert entsprechend der hinterlegten Umrechnungsfaktoren nach Hauptbaumartengruppe mit einem Mehrbedarf von jahresdurchschnittlich ca. 2,5 Mio. Vfm pro Jahr. Geht man davon aus, dass dieser Mehrbedarf an Rohholz ausschließlich aus heimischer nachhaltiger Bewirtschaftung gedeckt wird, verringert sich in Folge die zu erwartende Senkenwirkung des Waldes in Deutschland bis 2030 nach einer internen Abschätzung des Thünen-Instituts für Waldökosysteme um jährlich ca. 1 Mio. t CO₂-Äq. (Osterburg et al. 2019; vgl. Rüter 2019, Rock et al. 2022).

Damit summiert sich das ermittelte THG-Substitutionspotential im Fall einer Realisierung des im Szenarienbeispiel ,55/15‘ angenommenen Steigerung der Holzbauquote bei Wohnungsneubauten unter Berücksichtigung der für die Verwendung von Holzbiomasse relevanten Wirkmechanismen (vgl. Kapitel 2; Abbildung 1) auf insgesamt -6,48 Mio. t CO₂-Äq. über den Szenarienzeitraum bis zum Jahr 2030 (s. Tabelle 3, vgl. Hafner et al. 2017a; Rüter 2022a).

Tabelle 3: Gesamtes THG-Substitutionspotential eines steigenden Holzbauanteil (Szenario ,55/15‘) gegenüber dem gewählten Referenzszenario („REF“) auf Basis der BBSR-Wohnungsmarkt-Prognose 2015 (Hafner et al. 2017a; Rüter 2022a)

	Biogene CO ₂ -Emissionen und ihre Einbindung in		
	THG-Emissionen ohne biogenes CO ₂	Holzprodukten	Wald (oberirdische Biomasse)
Jeweiliges THG-Minderungspotential (Substitution) [Mio. t CO₂-Äq.]	-11,72	-9,76	15,00

Eine umfassende Aktualisierung dieser Abschätzung für den Wohnungsneubau auf Basis der im Jahr 2022 veröffentlichten Wohnungsmarktprognose der empirica ag (vgl. Abbildung 15), ebenso wie die Abschätzung möglicher THG-Minderungspotentiale im Bereich des Neubaus von Nicht-Wohngebäuden, die in dem FNR-Projekt „HolzImBauDat“ analysiert wurden (vgl. Abbildung 11), wird aktuell erarbeitet und soll in Kürze veröffentlicht werden.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Aus der Zusammenstellung der in den vorherigen Kapiteln beschriebenen Aspekte und Teilkomponenten, die bei den komplexen und in Teilen gegenläufigen Wirkzusammenhängen entlang der Forst- und Holzketten eine Rolle spielen, wird deutlich, dass für eine fundierte Analyse und Bewertung möglicher Substitutions- bzw. THG-Minderungsbeiträge immer alle Bestandteile des Forst und Holzsystems zu beachten sind. So lässt eine vereinfachende Abbildung bestimmter Effekte der Holzverwendung oftmals relevante Zusammenhänge außer Acht, die aber wichtig für eine realistische Einschätzung eines potentiellen THG-Minderungsbeitrages und damit die Wahl geeigneter und nicht kontraproduktiv wirkender Klimaschutzmaßnahmen sind.

Dies gilt für zahlreiche Instrumente, die die Reduktion von THG-Emissionen zum Ziel haben oder mit Klimaschutz begründet werden und reicht in der Diskussion um die weitere Ausgestaltung von Klimaschutzmaßnahmen von einer Fokussierung auf vereinfachende Substitutionsfaktoren (vgl. Kapitel 4.1 und 4.2) bis hin zu einer oftmals verkürzten Forderung nach einer Ausweitung der Senkenwirkung des Waldes. Während Erstere die Dynamik der biogenen Kohlenstoffeffekte außer Acht lassen bzw. nicht abbilden können und v.a. in Kombination mit Marktdaten etwaige THG-Minderungspotentiale deutlich überschätzen können, ignoriert Letztere oftmals waldbauliche Zusammenhänge wie auch die gesellschaftliche Nachfrage nach Funktionalitäten, die Holz als nachwachsender Rohstoff sowohl mit seiner energetischen Nutzung als auch in seiner Verwendung als Material erfüllt.

Zugleich spiegeln sich diese eingangs erwähnten widersprüchlichen Anforderungen an den Rohstoff Holz (vgl. Kapitel 1) auch in der konkurrierenden Ausgestaltung von rechtlich verbindlichen Vorgaben, beschlossenen Programmen, Maßnahmen oder Strategien, die u. a. in Folge der völkerrechtlich bindenden Zusagen der Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls und des Übereinkommens von Paris mit dem Ziel oder der Begründung verabschiedet wurden, Treibhausgase zu reduzieren.

Im Zusammenhang mit der in diesem Bericht thematisierten Abschätzung möglicher THG-Substitutionseffekte durch die Nutzung des nachwachsenden Rohstoffs zeigen sich diese Zielkonflikte zwischen Klimaschutz und gesellschaftlichen Anforderungen methodisch sowohl auf Mikro- als auch auf Makroebene: so steht durch die methodische Vorgabe bei Ökobilanzen, nur funktionsgleiche Produktsysteme miteinander vergleichen zu können, die Erfüllung der menschlichen Nachfrage von Funktion im Mittelpunkt. Die aus Sicht der Atmosphäre beste Alternative – nämlich der Verzicht auf die Herstellung eines neuen Produktes – ist offensichtlich. Und auch auf Makroebene setzt sich diese Ambivalenz bei dem hier vorgestellten Vorgehen, verschiedene Datenquellen und Methoden konsistent miteinander zu kombinieren, fort: nämlich bei der Frage nach dem „richtigen“ Referenzszenario für die Analyse möglicher THG-Minderungseffekte aufgrund von Marktverschiebungen zugunsten holzbasierter Produkte (vgl. Kapitel 4.4.2). Stehen die gesellschaftlichen Bedürfnisse, z. B. nach Wohnraum, im Mittelpunkt, können z. B. Wohnungsmarktprognosen verwendet werden. Steht indes die Reduktion von THG-Emissionen im Zentrum der Frage nach geeigneten Instrumenten, muss der IST-Zustand der Befriedigung der gesellschaftlichen Nachfrage (hier: nach Wohnraum) und das damit verbundene THG-Budget als Referenz gewählt werden. Auch hier wird deutlich, dass das Thema Suffizienz eine zentrale Rolle spielt.

Damit offenbart die hier vorgestellte Methodik, unterschiedliche Datenquellen und Methoden für die Analyse unterschiedlicher Detailebenen des Forst- und Holzsektors konsistent zu kombinieren, die Nachteile eines allzu oft selektiven Fokus auf einzelne Systemelemente – methodisch wie auch gesellschaftspolitisch. Die faktenbasierte Berechnung von THG-Emissionen legt das gesellschaftliche Dilemma zwischen dem für das Erdsystem global zu großen Verbrauch von Ressourcen sowie deren Weiterverarbeitung zu Konsumgütern und tatsächlich wirksamem Klimaschutz offen; doch ist sie zugleich Grundvoraussetzung für die Identifizierung sinnvoller, glaubhafter und umsetzbarer Klimaschutzmaßnahmen, die die beschlossene Transformation zur Klimaneutralität überhaupt erst gelingen lassen kann.

6 Literatur

- Albrecht, S., Rüter, S., Welling, J., Knauf, M., Mantau, U., Braune, A., Baitz, M., Weimar, H., Sörgel, C., Kreißig, J., Deimling, S. und Hellwig, S. (2008) Ökologische Potenziale durch Holznutzung gezielt fördern. Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Arbeitsbericht aus dem Institut für Holztechnologie und Holzbiologie No. 2008/5, 298 S.
- Arens, C., Forth, T., Hermwille, L., Kreibich, N. und Obergassel, W. (Eds) (2018) Rethinking Additionality: Revival of an old debate in a changed context | A Proposal on Principles Governance considerations and legal language for the Art. 6 mechanisms. Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy, Carbon Mechanisms Review Issue 1 | 2018.
- BBR (2016) Wohnflächennachfrage in Deutschland bis 2030 [online]. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR), <http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/WohnenImmobilien/Wohnungsmarktprognosen/Fachbeitraege/Prognose2030/Prognose2030> (25.08.2016)
- BMEL (2019) Bundeswaldinventur: Kohlenstoffinventur 2017 [online]. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), <https://www.bundeswaldinventur.de/kohlenstoffinventur-2017/> (20.01.2020)
- BMI (2020) ÖKOBAUDAT 2020 [online]. Bundesministerium des Inneren, für Bau und Heimat (BMI), <http://www.oekobaudat.de/> (05.11.2020)
- BMUB (2017) ÖKOBAUDAT 2016 [online]. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), <http://www.oekobaudat.de/> (30.05.2017)
- BMVBS (2012) ÖKOBAUDAT 2011 [online]. Bundesministerium für Verkehr, Bauen und Stadtentwicklung (BMVBS), <http://www.oekobaudat.de/> (21.12.2012)
- BMWSB (2023a) Handbuch Qualitätssiegel Nachhaltiges Gebäude, Anhang 3.1.1 zur ANLAGE 3: Bilanzierungsregeln des QNG für Wohngebäude, Stand 01.03.2023. Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauwesen, Referat B I 4, Kreislauf- und klimagerechtes Bauen, Technik, 22 S.
- BMWSB (2023b) ÖKOBAUDAT 2021 [online]. Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauen (BMWSB), <http://www.oekobaudat.de/> (26.01.2023)
- BMWSB (2023c) Qualitätssiegel Nachhaltiges Gebäude (QNG) und Bundesförderung für effiziente Gebäude (BEG) [online]. Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauen, <https://www.nachhaltigesbauen.de/austausch/beg/> (02.02.2023)
- Bolin, B. (2007) A History of the Science and Politics of Climate Change: The Role of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1st Edition. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, Sao Paulo: Cambridge University Press
- Bowyer, J., Briggs, D., Lippke, B., Perez-Garcia, J. und Wilson, J. (2005) Life cycle environmental performance of renewable materials in the context of residential building construction. Consortium for Research on Renewable Industrial Materials (CORRIM, Inc.), CORRIM Phase I Research Report, 86 S.
- Braun, R. und Fuchs, L. (2022) Wohnungsmarktprognose 2022/23. empirica ag, empirica-Paper Nr. 263, 19 S.
- BSI (2008) PAS 2050: 2008 – Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. In: Standards, B. (Hrsg.) BSI, 43 S.
- Bundesregierung (2022) Projektionsbericht 2021 für Deutschland : Gemäß Artikel 18 der Verordnung (EU) 2018/1999 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 über das Governance-System für die Energieunion und für den Klimaschutz, zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 663/2009 und (EG) Nr. 715/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates sowie §10 (2) des Bundes-Klimaschutzgesetzes. 369 S.
- Castro, J., Landspersky, M., Nürnberger, K., Schmidt, P., Weindorf, W., Kalis, M. und Yilmaz, Y. (2020) Ad hoc Beratung bei der Umsetzung der Monitoring Verordnung für die 4. Phase des EU Emissionshandels. In: Lisa Buchner (Hrsg.) Umweltbundesamt, Fachgebiet V 3.3 Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt), TEXTE 184/2019, 56 S.

- CEN (2012) Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products. *EN 15804:2012*.
- CEN (2014) Round and sawn timber - Environmental Product Declarations - Product category rules for wood and wood-based products for use in construction. *EN 16485:2014*.
- CEN (2019) Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products. *EN 15804:2012+A2:2019*.
- Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle (2023) Der IPCC [online]. Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle, <https://www.de-ipcc.de/119.php> (23 Januar 2023)
- Europäische Union (2013) BESCHLUSS Nr. 529/2013/EU DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 21. Mai 2013 über die Anrechnung und Verbuchung von Emissionen und des Abbaus von Treibhausgasen infolge von Tätigkeiten im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft und über Informationen zu Maßnahmen in Zusammenhang mit derartigen Tätigkeiten. Amtsblatt der Europäischen Union L 165/80 vom 18. Juni 2013.
- Europäische Union (2018a) RICHTLINIE (EU) 2018/2001 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung). Amtsblatt der Europäischen Union L 328/82 vom 21. Dezember 2018.
- Europäische Union (2018b) VERORDNUNG (EU) 2018/841 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 30. Mai 2018 über die Einbeziehung der Emissionen und des Abbaus von Treibhausgasen aus Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft in den Rahmen für die Klima- und Energiepolitik bis 2030 und zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 525/2013 und des Beschlusses Nr. 529/2013/EU. Amtsblatt der Europäischen Union L 156/25 vom 19. Juni 2018.
- FAO (2023) FAOSTAT-Forestry Database [online]. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), <http://www.fao.org/faostat/en/#data/FO> (20 März 2023)
- Fehrenbach, H., Bischoff, M., Böttcher, H., Reise, J. und Hennenberg, K.J. (2022) The Missing Limb: Including Impacts of Biomass Extraction on Forest Carbon Stocks in Greenhouse Gas Balances of Wood Use. *Forests* **13**(3): 365.
- Graubner, C.-A. und Knauff, A. (2008) Gegenüberstellung Massivhaus/Holzelementbauweise. Technische Universität Darmstadt, Institut für Massivbau - Fachgebiet Massivbau, Forschungsbericht F04-8-2008, 41 S.
- Graubner, C.-A. und Pohl, S. (2013) Nachhaltigkeit von Ein- und Zweifamilienhäusern aus Mauerwerk. TU Darmstadt, Fachgebiet Massivbau, Fachbereich 13 Bauingenieurwesen und Geodäsie, Studie im Auftrag der Deutschen Gesellschaft für Mauerwerks- und Wohnungsbau e.V. (DGfM), 96 S.
- Gustavsson, L., Pingoud, K. und Sathre, R. (2006) Carbon Dioxide Balance of Wood Substitution: Comparing Concrete- and Wood-Framed Buildings. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **11**(3): 667-691.
- Gustavsson, L. und Sathre, R. (2011) Energy and CO₂ analysis of wood substitution in construction. *Climatic Change* **105**(1): 129-153.
- Hafner, A. und Özdemir, Ö. (2022) Comparative LCA study of wood and mineral non-residential buildings in Germany and related substitution potential. *Eur. J. Wood Prod.* (2022):
- Hafner, A., Rüter, S., Ebert, S., Schäfer, S., König, H., Cristofaro, L., Diederichs, S., Kleinhenz, M. und Krechel, M. (2017a) Treibhausgasbilanzierung von Holzgebäuden - Umsetzung neuer Anforderungen an Ökobilanzen und Ermittlung empirischer Substitutionsfaktoren (THG-Holzbau). Ruhr-Universität Bochum, Fakultät Bau- und Umweltingenieurwissenschaften Projektbericht Waldklimafonds 28W-B-3-054-01. BMEL/BMUB, 153 S.
- Hafner, A. und Schäfer, S. (2017) Comparative LCA study of different timber and mineral buildings and calculation method for substitution factors on building level. *Journal of Cleaner Production* **167**: 630-642.
- Hafner, A., Schäfer, S. und Krause, K. (2017) Effects of different reference study periods of various buildings on material input and global warming potential. In: Bakker, J., Frangopol, D.M., und van Breugel, K. (Hrsg.) Life-Cycle of Engineering Systems: Emphasis on Sustainable Civil Infrastructure, Proceedings of the Fifth International Symposium on Life-Cycle Civil Engineering (IALCCE 2016), 16-19 October 2016, Delft, The Netherlands, 914-921 S.

- Held, T. und Waltersbacher, M. (2015) Wohnungsmarktprognose 2030. In: Bundesinstitut für Bau- Stadt- und Raumforschung (BBSR) (Hrsg.), BBSR-Analysen KOMPAKT07
- Hoxha, E., Passer, A., Ruschi, M., Saade, M., Trigaux, D., Shuttleworth, A., Pittau, F., Allacker, K. und Haber, G. (2020) Biogenic carbon in buildings: a critical overview of LCA methods. *Buildings and Cities* 1(1): 504–524.
- Institut für Bauen und Umwelt e. V. (2023) Veröffentlichte EPDs [online]. <https://ibu-epd.com/veroeffentlichte-epds/>
- IPCC (1997) Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. In: Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Treanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J., und Callander, B.A. (Hrsg.) IPCC/OECD/IEA, Revised 1996 IPCC Guidelines for Greenhouse Gas Inventories Volume 3, 76 S.
- IPCC (2000) Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. In: Penman, J., Habetsion, S., Abel, K., Eggleston, S., Pullus, T., Frey, C., Gronfors, K., Höhne, N., Jubb, C., Mareckova, K., Meijer, J., Neizert, F., Ngara, T., Rivière, E., Rypinski, A., Tsarukyan, M., und Zhou, P. (Hrsg.) Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC), IPCC/IGES
- IPCC (2006) IPCC Guidelines for Greenhouse Gas Inventories - Vol 2 Energy. In: Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., und Tanabe, K. (Hrsg.) IEA/OECD, IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Technical Support Unit, 301 S.
- IPCC (2014) 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol. In: Hiraiishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., und Troxler, T.G. (Hrsg.) IPCC, Switzerland, 268 S.
- IPCC (2019) 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Vol 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., und Federici, S. (Hrsg.). National Greenhouse Gas Inventories Programme Technical Support Unit, IPCC, Switzerland.
- ISO (2006a) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. *ISO 14040:2006-10*.
- ISO (2006b) Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. *ISO 14044:2006-10*.
- ISO (2010) Umweltkennzeichnungen und -deklarationen — Typ III Umweltdeklarationen — Grundsätze und Verfahren. *ISO 14025:2010*.
- ISO (2014) Umweltmanagement - Ökobilanz - Prozesse der Kritischen Prüfung und Kompetenzen der Prüfer: Zusätzliche Anforderungen und Anleitungen zu ISO 14044:2006. *ISO/TS 14071:2014-06*.
- ISO (2017) Sustainability in buildings and civil engineering works — Core rules for environmental product declarations of construction products and services. *ISO 21930:2017(E)*.
- KSG (2019) Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG). Bundesministerium der Justiz & Bundesamt für Justiz. Vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513), geändert durch Art. 1 G v. 18. August 2021 (BGBl. I S. 3905).
- Knauf, M. und Frühwald, A. (2013) Beitrag des NRW Clusters ForstHolz zum Klimaschutz. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und des Landesbetriebs Wald und Holz, 200 S.
- Lauf, T., Memmler, M. und Schneider, S. (2021) Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2020. Umweltbundesamt, Clim Change 71/2021, 168 S.
- Lauf, T., Memmler, M. und Schneider, S. (2022) Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2021. Umweltbundesamt, Clim Change 50/2022, 170 S.
- Leskinen, P., Cardellini, G., González-García, S., Hurmekoski, E., Sathre, R., Seppälä, J., Smyth, C., Stern, T. und Verker, P.J. (2018) Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. European Forest Institute (EFI) From Science to Policy 7, 28 S.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M. und Samson, R. (2012) Biogenic Carbon and Temporary Storage Addressed with Dynamic Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 17(1): 117-128.

- Lueddeckens, S., Saling, P. und Guenther, E. (2022) Discounting and life cycle assessment: a distorting measure in assessments, a reasonable instrument for decisions. *International Journal of Environmental Science and Technology* **19**(2022): 2961–2972.
- Lützkendorf, T. (2020) The role of carbon metrics in supporting built-environment professionals. *Buildings and Cities* **1**(1): 676–686.
- Mantau, U., Döring, P., Weimar, H. und Glasenapp, S. (2018) Rohstoffmonitoring Holz: Mengenmäßige Erfassung und Bilanzierung der Holzverwendung in Deutschland. Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V., Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe 38, 161 S.
- Memmler, M., Lauf, T. und Schneider, S. (2019) Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2018. Umweltbundesamt, Clim Change 37/2019, 158 S.
- Osterburg, B., Heidecke, C., Bolte, A., Braun, J., Dieter, M., Dunger, K., Elsasser, P., Fischer, R., Flessa, H., Fuß, R., Günter, S., Jacobs, A., Offermann, F., Rock, J., Rösemann, C., Rüter, S., Schmidt, T., Schröder, J.-M., Schweinle, J., Tiemeyer, B., Weimar, H., Welling, J. und de Witte, T. (2019) Folgenabschätzung für Maßnahmenoptionen im Bereich Landwirtschaft und landwirtschaftliche Landnutzung, Forstwirtschaft und Holznutzung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Working Paper 137, 150 S.
- Pehnt, M. (2006) Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renewable Energy* **31**(1): 55-71.
- Petersen, A.K. und Solberg, B. (2005) Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. *Forest Policy and Economics* **7**(3): 249-259.
- Presse- und Informationsamt der Bundesregierung (2022) „400.000 Wohnungen pro Jahr sind unser wichtigstes Ziel“ [online]. Podcast „Aus Regierungskreisen“ - Folge 32, <https://www.bundesregierung.de/breg-de/mediathek/audio-podcast-der-bundesregierung/podcast-aus-regierungskreisen-folge-32-2005872> (31.01.2023)
- Rock, J., Dunger, K., Rüter, S. und Stümer, W. (2022) National Forestry Accounting Plan for Germany – annotated and revised edition. Johann Heinrich von Thünen-Institute, Thünen Working Paper 185, 44 S.
- Rüter, S. (2011) Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? *AFZ - Der Wald* **66**(15): 15-18.
- Rüter, S. (2012) Umwelt-Produktdeklarationen für Bauprodukte nach EN 15804. *Holztechnologie* **53**(4): 56-57.
- Rüter, S. (2013) Der Umweltbeitrag der Holznutzung. In: Cheret, P., Schwaner, K., und Seidel, A. (Hrsg.). *Urbaner Holzbau - Chancen und Potenziale für die Stadt*. DOM Publishers, Berlin. S 86-97.
- Rüter, S. (2017) Der Beitrag der stofflichen Nutzung von Holz zum Klimaschutz – Das Modell WoodCarbonMonitor. Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Dissertation, 270 S.
- Rüter, S. (2019) Die Treibhausgas-Relevanz der Holzverwendung im Bausektor. In: Sessing, J., und Fagundes, S. (Hrsg.) *Fachtagung Holzbau Baden-Württemberg 2019*, Informationsdienst Holz, Tagungsband, Institut für Holzbau Hochschule Biberach, Stuttgart, 10.10.2019, 87-97 S.
- Rüter, S. (2021a) Die Abschätzung des Treibhausgas-Minderungspotentials klimafreundlicher Baustoffe wie Holz [Vortrag]. In: Forum: Rahmenbedingungen für mehr Klima- und Ressourcenschutz, BAUWENDE - Zukunft Bau Kongress 2021, 21 Oktober 2021, Bonn. <<https://www.zukunftbau.de/publikationen/zukunft-bau-kongress-2021-bauwende-klimabewusst-erhalten-erneuern-bauen>>
- Rüter, S. (2021b) Estimating and reporting of emissions/removals from living biomass/DOM and HWP associated with windthrow [Vortrag]. In: JRC LULUCF virtual workshop 2021, 7-8 June 2021, Ispra. <<https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/activities/lulucf/workshops/workshop-2021/>>
- Rüter, S. (2022a) Abschätzung der Auswirkungen eines verstärkten Holzeinsatzes im Bausektor auf die nationale Klimabilanz [Vortrag]. In: Special Session 'Treibhausgasbilanzierung von Bauen mit Holz', Sustainable Built Environment (sbe) D-A-C-H Konferenz, 20-23 September 2022, Berlin

- Rüter, S. (2022b) Die Treibhausgasbilanz der Holznutzung in Deutschland: Rahmenbedingungen, Zahlen und Fakten [Vortrag]. In: 22. Fachkongress für Holzenergie, 08. November 2022, Würzburg
- Rüter, S. (2022c) Quantifizierung möglicher Treibhausgas-Minderungspotentiale durch den Einsatz dekarbonisierter Baustoffvarianten für Stahl und Beton in Neubauten. Hamburg, Internes Gutachten im Auftrag der Ascona Gesellschaft für ökologische Projekte, König GbR, 10 S.
- Rüter, S., Alfredsen, G., de Aquino Ximenes, F., Guendehou, S., Pingoud, K., Tsunetsugu, Y. und McCusker, A. (2014) Harvested Wood Products. In: Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Jamsranjav, B., Fukuda, M., und Troxler, G.T. (Hrsg.). 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol. Section 2.8 IPCC, Switzerland S 109-134.
- Rüter, S. und Diederichs, S. (2012) Ökobilanz-Basisdaten für Bauprodukte aus Holz. Thünen-Institute of Wood Research Report No: 2012/01, 316 S.
- Rüter, S. und Diederichs, S. (2017) Abschätzung der Auswirkungen eines verstärkten Holzeinsatzes im Bausektorauf die nationale Treibhausgasbilanz. In: Hafner et al. (Hrsg.) Treibhausgasbilanzierung von Holzgebäuden - Umsetzung neuer Anforderungen an Ökobilanzen und Ermittlung empirischer Substitutionsfaktoren (THG-Holzbau) Bochum. S 65-79. Projektbericht Waldklimafonds 28W-B-3-054-01. BMEL/BMUB.
- Rüter, S. und Hafner, A. (2022) Verwendung von Holz in Gebäuden als Beitrag zum Klimaschutz. In: Sahling, U. (Hrsg.) Klimaschutz und Energiewende in Deutschland: Herausforderungen – Lösungsbeiträge – Zukunftsperspektiven. Springer Berlin Heidelberg. S 795-807.
- Rüter, S., Matthews, R.W., Lundblad, M., Sato, A. und Hassan, R.A. (2019) Harvested Wood Products. In: Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., und Federici, S. (Hrsg.). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 12, Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use IPCC, Switzerland S. 49.
- Rüter, S., Rock, J., Köthke, M. und Dieter, M. (2011) Wieviel Holznutzung ist gut fürs Klima? *AFZ - Der Wald* **66**(15): 19-21.
- Rüter, S., Werner, F., Forsell, N., Prins, K., Vial, E. und Levet, A.-L. (2016) ClimWood2030: Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030 - Final Report. Johann Heinrich von Thünen-Institut Thünen Rep 42, 142 S.
- Sathre, R. und O'Connor, J. (2010) A Synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impacts, 2nd Edition. FPInnovations, Technical Report No. TR-19R, 117 S.
- Scharai-Rad, M. und Welling, J. (2002) Environmental and energy balances of wood products and substitutes. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)
- Soimakallio, S., Böttcher, H., Niemi, J., Mosley, F., Turunen, S., Hennenberg, K.J., Reise, J. und Fehrenbach, H. (2022) Closing an open balance: The impact of increased tree harvest on forest carbon. *GCB Bioenergy* **14**(8): 989-1000.
- Statistisches Bundesamt (2016) Bauen und Wohnen. StBA, Baufertigstellungen von Wohn- und Nichtwohngebäuden (Neubau) nach überwiegend verwendetem Baustoff - Lange Reihen ab 2000, 92 S.
- Statistisches Bundesamt (2022) Bauen und Wohnen. StBA, Baufertigstellungen von Wohn- und Nichtwohngebäuden (Neubau) nach überwiegend verwendetem Baustoff - Lange Reihen ab 2000, 92 S.
- Statistisches Bundesamt (2023a) Außenhandel nach Waren und Ländern. StBA, Fachserie 7, Reihe 2. Diverse Jahrgänge
- Statistisches Bundesamt (2023b) Produzierendes Gewerbe: Produktion. StBA, Fachserie 4, Reihe 3.1. Diverse Jahrgänge
- Thünen-Institut für Holzforschung (2022) Eigene Abbildung zu Treibhauspotential (GWP 100) biogen/fossil verschiedener Energieträger in kg CO₂-Äq. je 1000 MJ thermischer Energie. *GaBi Professional Datenbank, Content Version 2021.1* Sphera Solutions GmbH
- Umweltbundesamt (2003) Deutsches Treibhausgasinventar 1990 - 2001. In: Strogies, M., Dreher, M., und Rimkus, D. (Hrsg.) Umweltbundesamt, 169 S.

- Umweltbundesamt (2022) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2022 - Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2020. In: Gniffke, P. (Hrsg.) Umweltbundesamt, Clim Change 24/2022, 1048 S.
- Umweltbundesamt (2023) National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2021. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change 2023. In: Günther, D., und Gniffke, P. (Hrsg.) Umweltbundesamt, Clim Change UNFCCC Submission 15.04.2023, 974 S.
- UN (1992) United Nations Framework Convention on Climate Change. 25 S.
- UN (2015) Paris Agreement. 27 S.
- UNFCCC (1997) Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). 21 S.
- UNFCCC (2000) Review of the implementation of commitments and of other provisions of the convention: UNFCCC guidelines on reporting and review. *FCCC/CP/1999/7*.
- UNFCCC (2002) Decision 3/CP.5 on Guidelines for the preparation of national communications by Parties included in Annex I to the Convention, Part I: UNFCCC reporting guidelines on annual inventories. *FCCC/CP/1999/6/Add.1*.
- UNFCCC (2012) Report of the CMP on its seventh session, held in Durban from 28 November to 11 December 2011, Addendum: Decision 2/CMP.7 on Land use, land-use change and forestry. *FCCC/KP/CMP/2011/10/Add.1*.
- UNFCCC (2014) Report of the COP on its nineteenth session, held in Warsaw from 11 to 23 November 2013. Addendum: Decision 24/CP.19 on the Revision of the UNFCCC reporting guidelines on annual inventories for Parties included in Annex I to the Convention. *FCCC/CP/2013/10/Add.3*.
- UNFCCC (2019) Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Paris Agreement on the third part of its first session, held in Katowice from 2 to 15 December 2018. Addendum Part two: Action taken by the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Paris Agreement, *FCCC/PA/CMA/2018/3/Add.2*.
- UNFCCC (2023a) Global map - Annex I [online]. United Nations Framework Convention on Climate Change, https://di.unfccc.int/global_map (26. Januar 2023)
- UNFCCC (2023b) What is Greenhouse Gas Data? [online]. United Nations Framework Convention on Climate Change, <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/greenhouse-gas-data/what-is-greenhouse-gas-data> (23 Januar 2023)
- Weimar, H. und Jochem, D. (Eds) (2013) Holzverwendung im Bauwesen - Eine Marktstudie im Rahmen der „Charta für Holz“. Thünen Rep 9. Hamburg: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 356 S.
- Wenker, J. und Rüter, S. (2015) Ökobilanz-Daten für holzbasierte Möbel. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 31, 130 S.
- Wenker, J.L., Richter, K. und Rüter, S. (2018) A Methodical Approach for Systematic Life Cycle Assessment of Wood-Based Furniture. *Journal of Industrial Ecology* **22**(4): 671-685.
- Werner, F. und Richter, K. (2007) Wooden Building Products in Comparative LCA - A literature review. The International Journal of Life Cycle Assessment, *Int J Life Cycle Assess* **12**:470–479.
- Winistorfer, P., Zhangjing, C., Lippke, B. und Stevens, N. (2005) Energy consumption and greenhouse gas emissions related to the use, maintenance, and disposal of a residential structure. *Wood and Fiber Science* **37**(Corrim Special Issue): 128-139.
- Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz und Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL (2016) Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten. Berlin.

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek
verzeichnet diese Publikationen in
der Deutschen Nationalbibliografie;
detaillierte bibliografische Daten
sind im Internet unter
www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek
(German National Library) lists this
publication in the German National
Bibliographie; detailed bibliographic
data is available on the Internet at
www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene
Bände finden Sie im Internet unter
www.thuenen.de

Volumes already published in this
series are available on the Internet at
www.thuenen.de

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Rüter S (2023) Abschätzung von Substitutionspotentialen der Holznutzung und
ihre Bedeutung im Kontext der Treibhausgas-Berichterstattung. Braunschweig:
Johann Heinrich von Thünen-Institut, 50 p, Thünen Working Paper 214,
DOI:10.3220/WP1685603200000

Die Verantwortung für die Inhalte
liegt bei den jeweiligen Verfassern
bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are
responsible for the content of
their publications.



THÜNEN

Thünen Working Paper 214

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut

Bundesallee 50

38116 Braunschweig

Germany

thuenen-working-paper@thuenen.de

www.thuenen.de

DOI:10.3220/WP1685603200000

urn:nbn:de:gbv:253-202306-dn066391-4