



# KlimaHolz

## **Abschlussbericht zur Analyse der klimaoptimalen Bewirtschaftung der Wälder und der Verwendung von Holz in Europa und Deutschland**

**Endfassung - 21. November 2023**

**Autoren: Hubert Röder, Stefan Fuchsl, Johanna Brunner und Philipp Stanek**

Hochschule Weihenstephan-Triesdorf  
Professur für Nachhaltige Betriebswirtschaft  
am TUM Campus für Biotechnologie und Nachhaltigkeit  
Am Essigberg 3  
94315 Straubing

Vorschlag zur Zitierung: Röder et al. 2023. Analyse der klimaoptimalen Bewirtschaftung der Wälder und der Verwendung von Holz in Europa und Deutschland. Hochschule Weihenstephan. TUM Campus Straubing. [www.hswt.de/forschung/projekt/1915-klimaholz](http://www.hswt.de/forschung/projekt/1915-klimaholz).

## Angaben zur Förderung

Die vorliegende Studie wurde durch Mittel des Deutschen Energieholz- und Pellet-Verband e.V. (DEPV) und proPellets Austria gefördert.

## Inhaltsverzeichnis:

<b>Angaben zur Förderung</b> .....	<b>2</b>
<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>6</b>
<b>Einleitung</b> .....	<b>9</b>
<i>Der Wald im Klimawandel</i> .....	9
<i>Ziele und Umfang des KlimaHolz-Projekts</i> .....	10
<b>Methodik</b> .....	<b>12</b>
<i>Waldbehandlungsszenarien</i> .....	12
Datengrundlage.....	14
Modellannahmen und Berechnung der Waldszenarien .....	15
Allgemeine Annahmen.....	15
Berechnung der Szenarien .....	17
<i>Produktszenarien</i> .....	19
Modellannahmen und Berechnung der Produktmengen .....	20
<i>Bestimmung der Klimawirkung</i> .....	23
Gesamtsystem und Systemgrenzen .....	23
Biogener Kohlenstoff und dessen Wirkung .....	23
Analyse der Effekte des Waldes .....	27
Analyse des Lebenszyklus von Produkten .....	29
Vorkette, Nutzung und Entsorgung .....	29
Berechnung der Speicherwirkung.....	30
Material- und Energiesubstitution.....	31
Effekte von Importen und Exporten .....	35
Wirkung von Bioenergie aus Reststoffen .....	37
<i>Berechnung sozioökonomische Effekte</i> .....	39
Input-Output Multiplikatoren .....	39
Datengrundlage für Umsätze .....	40
<i>Biodiversität und Totholz</i> .....	42
<i>Sensitivitätsanalysen</i> .....	42
Alternative Annahmen zum Biogenen Kohlenstoff .....	43
Technologische Entwicklung für Verbrennung.....	44
<b>Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>44</b>
<i>Entwicklung des Waldes</i> .....	45
Europa .....	45
Deutschland.....	46
<i>Gesamte Klimaeffekte</i> .....	49
Europa .....	50
Deutschland.....	53
<i>Wirkung der Bioenergie aus Restholz</i> .....	58
Europa .....	58
Deutschland.....	62

<i>Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse</i> .....	67
Europa .....	67
Deutschland.....	69
<i>Sozioökonomische Effekte</i> .....	72
Europa .....	73
Deutschland.....	75
<b>Fazit und Ausblick</b> .....	<b>78</b>
<i>Indikation zur klimaoptimalen Waldwirtschaft</i> .....	79
<i>Chancen und Risiken durch Waldumbau und Schutz</i> .....	80
<i>Technologische Entwicklung und Klimaschutz mit Bioenergie</i> .....	81
<b>Anhang A</b> .....	<b>83</b>

## Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Übersicht der Wald-Kenngrößen nach FAO Daten. ....	14
Abbildung 2: Holzflussdiagramm des KlimaHolz Modells. ....	20
Abbildung 3: Aspekte des Gesamtsystems des KlimaHolz Kohlenstoff-Modells .....	23
Abbildung 4: Flow chart des YASSO-Modells nach Liski (2005) .....	28
Abbildung 5: Entwicklung der CO <sub>2</sub> -Intensität der Stromerzeugung in Europa und Deutschland.....	35
Abbildung 6: Entwicklung der CO <sub>2</sub> -Intensität der Wärmeerzeugung in Europa und Deutschland .....	35
Abbildung 7: Entwicklung des Vorrats im gesamten Wald in Europa. In Mrd. m <sup>3</sup> .....	45
Abbildung 8: Entwicklung des Nadelholzvorrats in Europa. In Mrd. m <sup>3</sup> .....	45
Abbildung 9: Entwicklung des Laubholzvorrats in Europa. In Mrd. m <sup>3</sup> .....	46
Abbildung 10:Entwicklung des Vorrats im gesamten Wald in Deutschland. In Mrd. m <sup>3</sup> .....	47
Abbildung 11: Entwicklung des Nadelholzvorrats in Deutschland. In Mrd. m <sup>3</sup> .....	47
Abbildung 12: Entwicklung des Laubholzvorrats in Deutschland. In Mrd. m <sup>3</sup> .....	48
Abbildung 13: Kumulatives GWP für Nadelholz in Europa. In Gt CO <sub>2</sub> äq.....	50
Abbildung 14: Kumulatives GWP für Laubholz in Europa. In Gt CO <sub>2</sub> äq.....	51
Abbildung 15: Kumulatives GWP für den gesamten Wald in Europa bis 2050. In Gt CO <sub>2</sub> äq .....	52
Abbildung 16: Vergleich des kumulativen GWP für Trend und ambitionierte Produktnutzung für Nadelholz in Europa bis 2050. In Gt CO <sub>2</sub> äq.....	53
Abbildung 17: Vergleich des kumulativen GWP für Trend und ambitionierte Produktnutzung für Laubholz in Europa bis 2050. In Gt CO <sub>2</sub> äq .....	53
Abbildung 18: Kumulatives GWP für Nadelholz in Deutschland. In Gt CO <sub>2</sub> äq .....	54
Abbildung 19: Kumulatives GWP für Laubholz in Deutschland. In Gt CO <sub>2</sub> äq.....	54
Abbildung 20: Vergleich des kumulativen GWP für Trend und ambitionierte Produktnutzung für Nadelholz in Deutschland bis 2050. In Gt CO <sub>2</sub> äq.....	56
Abbildung 21: Jährliche Menge Pellets aus Nadelholz in Europa. In Mio. Tonnen atro .....	58
Abbildung 22: Jährliche Menge Pellets aus Laubholz in Europa. In Mio. Tonnen atro .....	59
Abbildung 23: Jährliche Menge Waldhackschnitzel aus Nadelholz in Europa. In Mio. Tonnen atro .....	59
Abbildung 24: Jährliche Menge Waldhackschnitzel aus Laubholz in Europa. In Mio. Tonnen atro.....	59
Abbildung 25: Kumulatives GWP für Pellets Nadelholz in Europa bis 2100. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	60
Abbildung 26: Kumulatives GWP für Pellets aus Laubholz in Europa bis 2100. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	61
Abbildung 27: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Nadelholz in Europa bis 2100. In Gt CO <sub>2</sub> äq .....	61
Abbildung 28: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Laubholz in Europa bis 2100. In Gt CO <sub>2</sub> äq .....	62
Abbildung 29: Jährliche Mengen Pellets aus Nadelholz in Deutschland. In Mio. tonnen atro .....	63
Abbildung 30: Jährliche Mengen Pellets aus Laubholz in Deutschland. In Mio. tonnen atro .....	63
Abbildung 31: Jährliche Mengen Waldhackschnitzel aus Nadelholz in Deutschland. In Mio. tonnen atro .....	64
Abbildung 32: Jährliche Mengen Waldhackschnitzel in Deutschland. In Mio. tonnen atro .....	64

Abbildung 33: Kumulatives GWP für Pellets aus Nadelholz in Deutschland. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	65
Abbildung 34: Kumulatives GWP für Pellets aus Laubholz in Deutschland. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	65
Abbildung 35: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Nadelholz in Deutschland. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	65
Abbildung 36: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Laubholz in Deutschland. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	66
Abbildung 37: Kumulatives GWP für Pellets aus Nadelholz mit und ohne BECCS in Europa. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	68
Abbildung 38: Kumulatives GWP für Pellets aus Laubholz mit und ohne BECCS in Europa. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	68
Abbildung 39: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Nadelholz mit und ohne BECCS in Europa. In Gt CO <sub>2</sub> äq .....	69
Abbildung 40: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Laubholz mit und ohne BECCS in Europa. In Gt CO <sub>2</sub> äq .....	69
Abbildung 41: Kumulatives GWP für Pellets aus Nadelholz mit und ohne BECCS in Deutschland. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	70
Abbildung 42: Kumulatives GWP für Pellets aus Laubholz mit und ohne BECCS in Deutschland. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	71
Abbildung 43: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Nadelholz mit und ohne BECCS in Deutschland. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	71
Abbildung 44: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Laubholz mit und ohne BECCS in Deutschland. In Mio. t CO <sub>2</sub> äq .....	71
Abbildung 45: Gesamte wirtschaftliche Leistung der Szenarien in Europa. In Mrd. Euro (kumulativ) .....	73
Abbildung 46: Haushaltseinkommen in den Szenarien in Europa. In Mrd. Euro (kumulativ) .....	74
Abbildung 47: Steuereinnahmen in den Szenarien in Europa. In Mrd. Euro (kumulativ) .....	74
Abbildung 48: Durchschnittliche jährliche Arbeitsplätze in den Szenarien in Europa. In 1000 Personen .....	75
Abbildung 49: Gesamte wirtschaftliche Leistung in den Szenarien in Deutschland. In Mrd. Euro (kumulativ) .....	76
Abbildung 50: Haushaltseinkommen in den Szenarien in Deutschland. In Mrd. Euro (kumulativ) .....	76
Abbildung 51: Steuereinnahmen in den Szenarien in Deutschland. In Mrd. Euro (kumulativ) .....	77
Abbildung 52: Durchschnittliche jährliche Arbeitsplätze in den Szenarien in Deutschland. In 1000 Personen .....	77

## Tabellenverzeichnis:

Tabelle 1: Anteile der Baumarten an der gesamten Waldfläche in Deutschland. ....	15
Tabelle 2: Marktanteile der HWP-Klassen in Europa und Deutschland. ....	22
Tabelle 3: Biogene Emissionsfaktoren der jeweiligen Szenarien. In kg CO <sub>2</sub> äq/kg CO <sub>2</sub> .....	26
Tabelle 4: Berechnete Halbwertszeiten für lebendes Waldholz in Europa und Deutschland. In Jahren .....	27
Tabelle 5: Verwendete Halbwertszeiten verschiedener Totholzfraktionen in Europa und Deutschland. In Jahren .....	29
Tabelle 6: Emissionsfaktoren der Vorkette der HWP-Produktklassen im Basis-Produktszenario und der Bioenergieträger für Europa und Deutschland. Einheiten in kg CO <sub>2</sub> äq/kg Holz .....	30
Tabelle 7: Halbwertszeiten der HWP-Produktklassen in Europa und Deutschland. In Jahren. ....	31
Tabelle 8: HWP-Substitute und substituierte Mengen in kg Substitut pro kg eingesetztes Holz. ....	32
Tabelle 9: Substitutionsfaktoren der HWP-Klassen im Produktbassisszenario für Europa und Deutschland. Einheiten in kg CO <sub>2</sub> äq/kg Holz. ....	33
Tabelle 10: Wassergehalte und Heizwerte für verschiedene Bioenergieträger. In % und kWh/kg .....	33
Tabelle 11: Angenommene Wirkungsgrade und Anteile von Strom und Wärme bei der Verbrennung holzbasierter Brennstoffe. ....	34
Tabelle 12: Herkunftsländer und deren Anteile am Holzimport basierend auf Eurostat (2023e). ....	36
Tabelle 13: Klimawirkung von Transport und Vorkette für Importholz in GWP pro kg Holz. ....	36
Tabelle 14: Sozioökonomische Multiplikatoren pro 1 € Umsatzveränderung. *Arbeitsplätze pro 1 Mio. € .....	40
Tabelle 15: Produkte und Marktpreise mit Sektoren. In € pro Tonne und kWh. *in € pro m <sup>3</sup> . ....	41
Tabelle 16: Importanteile der jeweiligen Substitute in Europa und Deutschland in % .....	41
Tabelle 17: Lebensdauer und Emissionsdaten für Holzprodukte .....	83
Tabelle 18: GWP und Quellen für Substitute .....	84

## Zusammenfassung

Wälder, Holzprodukte und Bioenergie aus Holz spielen für Umwelt und Klimaschutz eine wichtige Rolle durch vielfältige Aspekte. Allerdings besteht aktuell ein aktiver Diskurs um die klimaoptimale Nutzung von Wäldern und Holz und um die Frage, ob Wälder verstärkt aus der Nutzung gestellt werden sollten, um möglichst große Vorräte als Kohlenstoffspeicher aufzubauen. Zusätzliche sollen diese Pläne die EU Biodiversitätsstrategie und weitere Ökosystemdienstleistungen durch einen strengen Schutz von bis zu 30% der Land- und Seefläche unterstützen. Das Vorgehen des Vorratsaufbaus führt auf der anderen Seite zu einem Rückgang der Ernte und Produktion von Holzprodukten und Bioenergie aus Holz, mit einem entsprechenden Verlust an Holz-Produktspeicher, Substitution und möglichen Leakage Effekten durch verstärkten Import von Holzwaren.

Ziel des KlimaHolz Projekts ist es die Effekte von verstärktem Schutz, sowie Nutzung von Wäldern und Holz für den Klimaschutz über definierte explorative Szenarien bis 2100 zu quantifizieren. Damit werden relevante Informationen zur Klimawirkung möglicher Vorhaben und Pläne geliefert, die Entscheidungsträger unterstützen und über mögliche Trade-Offs aufklären können. Die Berechnungen finden für gesamt Europa, sowie Deutschland mit einem gesonderten Länderprofil statt und umfassen sowohl den Wald als auch Holzprodukte und die entsprechenden Substitutionen, die durch die stoffliche und energetische Verwendung von Holz entstehen.

Vier definierte Szenarien beschreiben jeweils ein intensives Schutzszenario, ein extensives Schutzszenario, ein Szenario mit mehr Nutzung für proaktiven Waldumbau und ein Weiterführen historischer Trends ohne Veränderung als Business-as-usual (BAU) Szenario. Die Datengrundlage für die Waldentwicklung bilden nationale Waldinventurdaten und FAO Daten der Jahre 1990 bis 2020, die unter den Annahmen der jeweiligen Szenarien bis 2050, und für eine langfristige Indikation bis 2100, extrapoliert wurden. Auf der Datenbasis von Markt- und Produktionsstatistiken und basierend auf den Produktionsverhältnissen und Ausbeuten der Holzverarbeitenden Industrie werden zusätzlich Produkte und Märkte extrapoliert. Produkte werden in die Gruppen „Schnittholz“, „Holzwerkstoffe“ und „Papier & Pappe“ eingeteilt.

Das KlimaHolz Model unterscheidet zusätzlich in Nadel- und Laubholz, um eine differenziertere Betrachtung von Wäldern und der Verwendung von Holz zu ermöglichen. Auch wird das statistisch Erfasste Derbholz (>10 cm) über Hebefaktoren um feines Holz (<10cm) erweitert und es werden Importe und Exporte mitbilanziert, womit globale Effekte dargestellt werden können.

Die so entwickelten Szenarien werden auf ihre jährliche und kumulative Klimawirkung (GWP100) bewertet. Dazu wird, angelehnt an die Methodik der Ökobilanzierung (LCA), das gesamte System Wald und Holz in allen Aspekten ganzheitlich bilanziert. Das Gesamtsystem setzt sich aus den Teilbereichen Wald, Holzprodukte und Bioenergie zusammen. Im Teilbereich Wald entstehen Effekte durch Speicherwirkung in lebender und toter Biomasse, sowie Emissionen durch die Verrottung von Totholz. Die Speicherwirkung und Emissionen wurden über einen biogenen Emissionsfaktor berechnet, welcher die Speicherwirkung über den Effekt einer verzögerten Emission beinhaltet. Die Lebensdauer des Waldholzes wurde als Halbwertszeit der zu erwartenden Verweildauer berechnet. Totholz wurde zudem mit dem YASSO20 Model analysiert, welches auch die Effekte in der Streu und im Boden berechnet. Über YASSO20 konnte auch die Halbwertszeit von Totholz als Speicherdauer bestimmt werden, inklusive des Anteils an Kohlenstoff der langfristig stabil im Boden verbleibt.

Im Teilbereich Produkte entstehen Effekte durch die Vorkette, Speicher in Produkten, Substitution und das Lebensende. Für die Vorkette werden LCA Daten aus der Literatur und der Ecoinvent Datenbank verwendet, während die Speicherwirkung über die Halbwertszeiten der Produktgruppen berechnet wird. Für das Lebensende wird zunächst entsprechende Kaskadennutzung modelliert und schließlich Emissionen durch Verbrennung oder Verrottung. Die Substitutionswirkung der

Holzprodukte wird über den Ersatz pro funktioneller Einheit von Alternativen und deren Klimawirkung bestimmt. Im Teilbereich der Bioenergie entsteht eine Klimawirkung durch Vorkette, Emissionen aus Verbrennung und Substitution. Die Effekte der Bioenergie werden zusätzlich isoliert betrachtet und im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird der Effekt von Bio Carbon Capture and Storage (BECCS) Technologien getestet.

Biogene Emissionen werden über einen biogenen Emissionsfaktor bestimmt. Dieser basiert auf den Studien von Cherubini et al. (2011) und Guest et al. (2013). Der Faktor beschreibt die schnellere Wiederaufnahme von biogenem CO<sub>2</sub> im biogenen Kohlenstoffkreislauf durch Wachstum nach der Ernte. Dieser Faktor erlaubt auch das Berechnen der Speicherwirkung durch Verzögerung von Emissionen gegenüber dem Zeithorizont und bezieht das Wachstum von Biomasse mit ein.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei der Diskussion um die Klimawirkung und optimale Nutzung von Wäldern klar zwischen Laubwäldern und Nadelwäldern und den einzelnen Ländern und Regionen in Europa differenziert werden sollte. Zusätzlich spielt die Verweildauer von biogenem Kohlenstoff in der Atmosphäre eine wichtige Rolle. Die häufige Annahme der Klimaneutralität von biogenem Kohlenstoff wird in der vorliegenden Studie nicht verwendet. Stattdessen werden effektive Verweildauern für biogenen Kohlenstoff in der Atmosphäre und in verschiedenen Produktsystemen verwendet, welche den Zeitpunkt und die Dauer der Klimawirkung bestimmen. Auch die Berücksichtigung von Importen und Exporten werden durch globalen Klimawirkungen beachtet.

Zusammenfassend zeigt sich in Europa und Deutschland, dass für Nadelholz ein proaktiver Waldumbau, also eine verstärkte Nutzung mit Pflanzung von klimaangepassten Provenienzen heimischer Baumarten und mehr Mischwald, die besten Ergebnisse in Bezug auf die Klimawirkung erreicht. Diese Wirkung geht bei Nadelholz auf die stark positive Wirkung von Produkten durch Substitution und Speicherung in langlebigen Produkten zurück sowie dem Vermeiden von Importen, durch die Klimaschäden lediglich verlagert werden. Für Laubholz ergibt sich ein differenzierteres Bild. Für Europa ist hier eine Reduktion der Nutzung über den gesamten Zeitraum bis 2100 die klimaoptimale Strategie. Für Deutschland zeigt sich allerdings für Laubholz aufgrund der hohen Anteile alter Laubwälder, dass ein proaktiver Waldumbau mittelfristig (bis ca. 2050) bessere Klimawirkungen erzielt und erst anschließend die Effekte durch einen höheren Vorratsaufbau überwiegen. So können mit dem gesamten System Wald, Holzprodukten und Bioenergie klimaoptimale Effekte erreicht werden. Darüber hinaus zeigt sich, dass stets die extremeren Szenarien die besten Ergebnisse erzielen. Dies unterstreicht, dass Maßnahmen zum Klimaschutz bei der Waldbewirtschaftung und der Verwendung von Holz entschieden umgesetzt werden sollten.

Als Beitrag zur EU Biodiversitätsstrategie wird in allen Szenarien die Biodiversität durch eine Mindestmenge an Totholz (10% des stehenden Vorrates) im Wald und die Annahme von schonender einzelstammweiser Ernte ohne Kahlschläge gesichert. Zusätzlich werden Reinbestände zu Mischwäldern umgewandelt, was einen weiteren positiven Beitrag zur Biodiversität darstellt. Zugleich senkt der Waldumbau, vor allem bei alten Wäldern, auch das Risiko von Kalamitäten, die aufgrund des Klimawandels immer häufiger auftreten und damit verbundenen durch Kahlschläge geprägte Waldstrukturen. Ein proaktiver Waldumbau benötigt zusätzlich eine enge Zusammenarbeit mit der Holzverarbeitenden Industrie und Politik zur Steigerung langlebiger Produkte und der energetischen Nutzung der Reststoffe zur Substitution fossiler Energieträger.

Für Bioenergie aus Wald- und Industrierestholz zeigt sich, dass die energetische Nutzung von Holz unter aktuellen Bedingungen klimapositiv ist. Diese Möglichkeit zur Substitution nimmt in den kommenden Jahren jedoch (voraussichtlich) stetig ab, da die Energieversorgung stetig weiter defossilisiert wird. Durch den Einsatz von Pyrolyse oder Holzvergasungstechnologien (BECCS), besteht jedoch die Chance von langfristig klimapositiver Bioenergie auch ohne die Substitution

fossiler Energieträger mit einem substantiellen Beitrag zur dringend notwendigen Dekarbonisierung der Atmosphäre.

Ein proaktiver Waldumbau resultiert auch in positiven sozioökonomischen Effekte. Durch die Vermeidung des Imports von fossilen Energieträgern wird nicht nur Europas energetische Unabhängigkeit gefördert, sondern es werden auch Wertschöpfungsketten mit Einkommen und Arbeitsplätzen in Europa geschaffen. Ein zugleich positiver Klimaeffekt besteht zunächst vorwiegend durch Substitution von fossilen Energieträgern, kann aber mit Hilfe von BECCS unabhängig von der Substitution fossiler Energieträger auch langfristig bestehen bleiben. Damit stellt Holzenergie keine „Brückentechnologie“ dar, sondern den Einstieg in einen Ausbaupfad holzbasierter Bioraffinerien und Bioproduktwerke als negative Emissions-Technologien sowohl zur Herstellung neuer holzbasierter Produktsysteme als auch zur nachhaltigen Sicherung mit erneuerbarer Energie. Durch den historisch bedingten Technologievorsprung im Bereich der thermischen Nutzung biogener Festbrennstoffe und dem Aufschluss von Holz für Plattformchemikalien besteht die große Chance, in Europa mit neuen Technologien als Vorreiter für negative Emissions-Technologien voranzugehen.



## Einleitung

### Der Wald im Klimawandel

Wälder spielen eine bedeutende Rolle für das weltweite Klima durch ihren großen Anteil am Kohlenstoffkreislauf. Mit einer Aufnahme- und Emissionsbilanz von -7.6 Gt CO<sub>2äq</sub> pro Jahr stellen Wälder global eine signifikante Kohlenstoffsенке dar, die über 20% der anthropogenen CO<sub>2äq</sub> Emissionen pro Jahr aufnehmen (Gregor et al., 2022; Harris et al., 2021). Das Management dieser Senke ist für das Erreichen von Klimazielen notwendig und ist ein expliziter Bestandteil internationaler Bestrebung gegen den Klimawandel (United Nations, 2015a) und als Teil der UN Sustainable Development Goals (SDGs) (United Nations, 2015b).

Auch in Europa wird die Bedeutung von Wäldern klar wahrgenommen. Die Europäische Kommission setzt so das konkrete Ziel, dass in Summe 310 Mt CO<sub>2äq</sub> durch den Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (LULUCF) eingespart werden soll (Europäische Kommission, 2021). Wälder stellen mit einer Senke von -300 bis -400 Mt CO<sub>2</sub> pro Jahr seit 1990 in Europa den Großteil des Einsparungspotentials dieses Sektors dar, während andere Teile des LULUCF Sektors tendenziell CO<sub>2</sub> Quellen sind (Europäische Kommission, 2023). Um die Klimaziele der Union, ebenso wie Global, zu erreichen sollen Wälder primär als Kohlenstoffspeicher dienen, die CO<sub>2</sub> aufnehmen und langfristig in Biomasse binden. Zugleich liefern Wälder noch viele weitere Ökosystemdienstleistungen und gehen weit über einen bloßen Kohlenstoffspeicher hinaus. Einige dieser weiteren Leistungen beinhalten die Rollen von Wäldern für Biodiversität, Wasserregulation, Erholung und Freizeit, und Rohstoffquelle für Holz und weitere Produkte (Felipe-Lucia et al., 2018; Gregor et al., 2022).

Der Aspekt der Biodiversität wird auf politischer Ebene durch die EU-Biodiversitätsstrategie (EUBDS) (Europäische Kommission, 2020b) angesprochen. Kernziele der EUBDS sind der Schutz von jeweils mindestens 30 % der europäischen Land- und Seefläche als Erweiterung bestehender Natura-2000-Gebiete, der strikte Schutz von 10 % der Fläche, und der Schutz aller Primär- und Urwälder der EU, und in Bezug auf Wälder die Verbesserung der Quantität, Qualität und Widerstandsfähigkeit der Wälder. Hierbei wird auch darauf hingewiesen, dass dadurch die Bereitstellung von Rohstoffen, und Energieholz erhalten werden soll. Holzprodukte und -werkstoffe leisten als Kohlenstoffspeicher sowie durch die Substitution von fossilen Produkten (Leskinen et al., 2018; Rüter et al., 2016) einen Beitrag für den Klimaschutz. Energieholz-Sortimente weisen zwar kaum eine Kohlenstoff-Speicherfunktion auf, leisten jedoch einen Beitrag zum Klimaschutz durch die Substitution fossiler Energieträger.

Die Umsetzung der EUBDS kann sich allerdings signifikant auf die Herstellung von Holzprodukten und Energieholz-Sortimente auswirken. Die Formulierung des Textes erlaubt einen gewissen Interpretationsfreiraum, führt aber je nach Auslegung zu einer Reduktion des Holzeinschlags in Europa von 9 % bis 48 % (Schier et al., 2022). Dies würde auch eine klare Reduktion von Holzprodukten nach sich ziehen und eine Verlagerung der Emissionen und Umweltfolgen ins Ausland (Leakage Effekte) und die Substitutionswirkungen würden entfallen. Die Reduktion der Ernte müsste so zum Teil durch mehr Importe kompensiert werden, wobei sowohl Schier et al. (2022) wie auch FAO (2022) darauf hinweisen, dass eine vollständige Kompensation global nicht zwingend möglich ist. Fehlende Holzprodukte müssen in diesem Fall durch mehr nicht-biogene Alternativen ersetzt werden. Dies hebt hervor, dass es zwischen verschiedenen Ökosystemdienstleistungen des Waldes Zielkonflikte geben kann und ein klimaoptimales Management eine fundierte und durchdachte Berücksichtigung der verschiedenen Dienstleistungen des Waldes und den daraus entstehenden Produkten erfordert (Gregor et al., 2022).

Feste primäre Brennstoffe, die zum Großteil aus forstbasierten Energieträgern bestehen, stellten in 2020 einen Anteil von 40 % an den erneuerbaren Energieträgern in Europa dar (Eurostat, 2023g). Gerade diese Nutzung von Holz steht aktuell stark in der Kritik. Bioenergiesysteme aus Holz sind komplex und können nicht als Grundannahme als klimaneutral bezeichnet werden. Besonders die zeitlichen Verzögerungen zwischen Emission und Aufnahme von Kohlenstoff (Sequestrierung) durch Waldwachstum, der Einbezug des gesamten Lebenszyklus, Substitutionswirkungen und Interaktionen mit dem Biogenen Kohlenstoffkreislauf erfordern genauere Analyse der Klimawirkung von Biomasse für Energie anstelle einer einfachen Annahme von Neutralität (Cowie et al., 2021; Lamers and Junginger, 2013; Ter-Mikaelian et al., 2015). Studien zur Klimawirkung von holzbasierter Bioenergie können so widersprüchliche Schlussfolgerungen präsentieren, mit Studien wie Cowie et al. (2021), die eine generell positive Klimawirkung sehen, entgegen den Ergebnissen wie Norton et al. (2019), die einen starken Nachteil in der Nutzung von Bioenergie aus Holz gegenüber der Speicherwirkung der Wälder als Maßnahme gegen den Klimawandel betonen. Auf europäischer Ebene untersuchte maßgeblich die Studie Camia et al. (2021) des Joint Research Centers der EU-Kommission (JRC) die Verwendung von Bioenergie aus Holz. In verschiedenen Szenarios wurden „Win-Win“-Situationen zwischen Klimaschutz und Biodiversität durch die Nutzung von Bioenergie aus Holz untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Nutzung von feinem Restholz, sowie Aufforstung im Kontext der Bioenergieproduktion solche „Win-Win“-Situationen darstellen. Diese stellen allerdings nur fünf der insgesamt 24 untersuchten Szenarien da, während bei anderen häufig Zielkonflikte entstehen. Camia et al. (2021) untersuchte allerdings nicht den Umbau von Wäldern zu naturnahen Mischwäldern, sondern nur die Umwandlung von Naturwäldern zu Plantagen in verschiedenen Ausprägungen.

Die Komplexität dieser Zielkonflikte wird noch durch die Wirkung des Klimawandels auf den Wald erschwert. Durch Effekte des Klimawandels – erhöhte Temperaturen, längere Vegetationsperioden, erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentration – in Kombination mit einem erhöhten Eintrag von Stickstoff und Phosphor kommt es zu einem erhöhten Waldwachstum (McMahon et al., 2010). Baumarten wie Buche oder Fichte reagieren mit einer Beschleunigung des Wachstums von bis zu 77 % verglichen mit dem Wachstum in den 1960er Jahren (Pretzsch et al., 2014). Zugleich wirkt diesem verstärkten Wachstum eine darauffolgende erhöhte Mortalität entgegen, da das beschleunigte Wachstum auch zu einer Verkürzung der Lebensdauer der Bäume beiträgt (Rötheli et al., 2012; Searle and Chen, 2018);(Brienen et al., 2020). Erhöhte Mortalität verkürzt die Speicherdauer und führt zu mehr Emissionen aus dem Wald gegenüber der CO<sub>2</sub>-Aufnahme durch Wachstum und gefährdet damit die Wirkung als Senke (Brienen et al., 2020). Über den Anstieg der natürlichen Mortalität hinaus sind Wälder im Klimawandel noch weiteren Stressfaktoren und vermehrten Kalamitäten ausgesetzt. Besonders verstärkte Trockenheit ist ein treibender Faktor für Waldschäden und verstärkt Effekte durch Wind, Waldbrände oder Käferbefall und weiterer Schädlinge (Millar and Stephenson, 2015). Stark erhöhte Mortalität und häufigere wie auch intensivere Schadereignisse sind, auch in Europa, bereits spürbar und werden in Zukunft noch verstärkt erwartet. Die Fähigkeit des Waldes als Kohlenstoffsенke wird dadurch noch weiter gefährdet (McDowell and Allen, 2015; Seidl et al., 2014).

### Ziele und Umfang des KlimaHolz-Projekts

Diese und weitere potentielle Unsicherheiten (Popkin, 2019) und Trade-offs werfen Fragen über den Umgang mit Wäldern im und gegen den Klimawandel und die Sicherheit des Waldes als CO<sub>2</sub>-Senke auf. Ein klimaoptimales Forstmanagement erfordert einen Blick auf das gesamte System und den Lebenszyklus von Holz über Wald, Produkte und Energie.

Ziel dieses Forschungsprojekts ist es, diese komplexe Thematik zu beleuchten und auf die Frage einzugehen, in wie weit eine Reduktion der Nutzung von Wäldern oder eine intensivere Nutzung mit Waldumbau-Optionen eine klimaoptimale Strategie darstellen.

Dazu werden die Klimaeffekte von vier verschiedenen potentiellen Waldnutzungsszenarien unter Einbezug von Biodiversität und sozioökonomischen Faktoren über das Gesamtsystem analysiert. Es soll beleuchtet werden, welche Treibhausgas (THG)-Effekte auf der einen Seite durch eine Reduktion der Nutzung und Priorisierung des Kohlenstoffspeichers im Wald (zwei Szenarien) entstehen und welche Effekte durch eine verstärkte Nutzung (ein Szenario) und damit einhergehende Veränderungen an Holzprodukten und Energie auftreten. Verglichen werden diese mit einem „Business as Usual“-Szenario, das die unveränderte Weiterführung bisheriger Maßnahmen beschreibt. Dadurch soll eine Indikation für die klimaoptimale Nutzung von Wäldern zwischen Reduktion und Nutzung erreicht werden.

Der geographische Bezugsrahmen der Studie ist jeweils gesamt Europa, mit einem gesonderten Länderprofil für Deutschland. Für diese werden jeweils die vier Szenarien bestimmt und die gleichen Methoden zur Analyse angewendet. Eingangsdaten sowie bestimmte Annahmen können sich zwischen den Regionen unterscheiden und werden daher jeweils separat beschrieben. Dieser geographischen Rahmen bedeutet, dass jeweils alle Wälder Europas und Deutschlands im Detail untersucht werden. Da aber auch die Effekte von Importen und Exporten mit einbezogen werden, sind auch Auswirkungen außerhalb der Regionen Teil der Analyse, insofern sie als Konsequenzen der Aktivitäten innerhalb des geographischen Rahmens auftreten. Es wird daher anhand des Verursacherprinzips vorgegangen und stets ein globaler Effekt durch Aktivitäten im geographisch-definierten Raum Europa, sowie im Fokus für Deutschland erfasst.

Der zeitliche Rahmen der Studie ist zentral der Zeitraum von 2020 bis 2050, wobei Daten aus dem Zeitraum von 1990 bis 2020 als Grundlage für die Szenarien verwendet werden. Damit werden Effekte basierend auf den vergangenen 30 Jahren sowie Annahmen und Trends über die nächsten 30 Jahre bis 2050 dargestellt. Dieser Rahmen wird gewählt, da viele der relevanten Strategien und Pläne für Klimaschutz, Biodiversität und Wald auf politischer Ebene bis 2030 oder 2050 reichen (Europäische Kommission, 2020a). Da Wälder allerdings langfristige Systeme mit Umtriebszeiten von bis zu 100 Jahren und mehr sind, und sich Entscheidungen zum Management von Wäldern, die heute getroffen werden, weit über 2050 hinaus auswirken können, wird zusätzlich ein zweiter zeitlicher Rahmen bis 2100 betrachtet. Dazu werden die Analysen bis 2050 um weitere 50 Jahre fortgeführt. Dieser sekundäre Rahmen sollte allerdings nur als Indikation gesehen werden und ist mit zusätzlichen Unsicherheiten behaftet.

Für diese Bewertung wird das gesamte System basierend auf den Prinzipien der Lebenszyklusanalyse bilanziert. Für jedes Szenario werden somit Effekte im Wald, durch Produkte und durch eine energetische Nutzung von Holz mit einbezogen und vom Wald über alle Schritte der Produktion bis zum Lebensende von Produkten bilanziert. Die Analyse berücksichtigt auch globale Effekte über die Bilanzierung von Export- und Import in den Szenarien.

In diesem Rahmen werden folgende Kernelemente des gesamten Systems von Wald und Holz abgedeckt:

- Wirkung und Veränderungen von Kohlenstoffspeichern im Wald, inklusive Verrottung, Totholz und Boden
- Ernte, Bereitstellung, Be- und Verarbeitung von Rohholz und die dabei anfallenden Nebenprodukte
- Wirkung von Kohlenstoffspeichern in Produkten
- Lebenszykluseffekte von Holzprodukten und Holzenergie, inklusive Lebensende
- Substitutionseffekte durch die stoffliche und energetische Nutzung von Holz
- Globale Effekte durch Importe und Exporte

Um eine differenzierte Betrachtung der Wälder in diesem Rahmen zu ermöglichen, werden zudem Laub- und Nadelhölzer getrennt betrachtet. Auf Grund unterschiedlicher Eigenschaften, Bewirtschaftung und Verwendung gibt es deutliche Unterschiede zwischen Nadel- und Laubholz. Vor allem Hauptbaumarten bei Laubbäumen, wie Buche und Eiche, haben deutlich längere Umtriebszeiten und höhere Holzdichten, verglichen mit Nadelbaumarten, wie Fichte oder Kiefer (Dyderski et al., 2018). Nadelhölzer werden verstärkt im Baubereich für langlebige Produkte verwendet, während für Laubhölzer solche Anwendungen nur für Nischenprodukte bestehen. Um diese Unterschiede zu berücksichtigen, werden Nadelbaumarten und Laubbaumarten mit jeweils eigenen Eigenschaften und Annahmen von den Szenarien bis zur Auswertung getrennt analysiert. Diese Trennung ist nicht damit gleichzusetzen, dass nur Laub- und Nadelholzreinbestände betrachtet werden oder mit diesen Begriffen gemeint sind. Für die differenzierte Betrachtung von Laub- und Nadelhölzern wurden stattdessen die Flächenanteile der jeweiligen Baumarten getrennt betrachtet. Diese Flächen können Teil des gleichen Bestandes sein und werden nur für die Zwecke der Analyse getrennt betrachtet.

Eine weitere Besonderheit der Studie ist der Umgang mit biogenem Kohlenstoff. Dieser wurde über eine bloße Bilanzierung hinausgehend betrachtet und genauen Effekte auf das Klima durch Aufnahme, Speicher und Emission von biogenem CO<sub>2</sub> werden analysiert. Biogenes CO<sub>2</sub> beschreibt CO<sub>2</sub> dessen Kohlenstoff aus biogenen nicht-fossilen Quellen (Pflanzen und Tieren) stammt. Die häufig getroffene Annahme der Klimaneutralität von biogenem CO<sub>2</sub> wird kritisch analysiert und die Klimawirkung nach Stand der wissenschaftlichen Literatur über biogene Emissionsfaktoren (EF) berechnet.

Über die Klimawirkung hinaus werden im Rahmen dieser Studie auch sozioökonomische Effekte berechnet, um die potentielle Wirkung der verschiedenen Forstmanagementkonzepte auf die Wirtschaft und Gesellschaft abzuschätzen.

Weitere Details zu den Szenarien und deren Bewertung werden im Methodik-Teil des Berichts dargestellt. Hier sei noch anzumerken, dass die Ergebnisse der Szenarien bis 2050 und 2100 jeweils nur potentielle Effekte darstellen. Sie zeigen die Dimension, das Potential und den Trend von Maßnahmen innerhalb der Szenarien auf, nicht den zwingenden realen Effekt von Strategien, Vorhaben und Maßnahmen.

## Methodik

In Folgenden wird die methodische Bearbeitung der Ziele des Projekts dargestellt. Es wird die Definition und Entwicklung der Szenarien für Wälder und Produkte und die Annahmen für diese umfassend beschrieben, gefolgt von Methoden der Lebenszyklusanalyse und zur Bestimmung der Klimawirkung. In diesem Teilbereich wird besonders auf den Umgang mit biogenem Kohlenstoff und dessen Wirkung eingegangen. Des Weiteren werden die Methoden zur Berechnung der Speicherwirkung, von Vorketten und der Entsorgung von Produkten, die Bestimmung der Substitutionswirkung und der Effekte von Importen und Exporten dargestellt. Separat werden die Methoden zur Bestimmung des Effekts der Bioenergie aus Holz, sozioökonomischen Effekte und Biodiversität behandelt. Abschließend befasst sich der Methodenteil mit der Beschreibung der Sensitivitätsanalysen und welche Annahmen dabei auf ihre Auswirkungen hin getestet wurden.

## Waldbehandlungsszenarien

Die Grundlage der gesamten Analyse dieser Studie sind die Waldbehandlungsszenarien. Diese spiegeln hypothetische strategische Entscheidungen über das Management der Wälder wieder und sind damit als Gedankenexperimente zu sehen, die eine Einschätzung der potentiellen Effekte erlauben. Es wurden vier Szenarien formuliert, die auf der einen Seite eine starke bis moderate

Reduktion der Nutzung, auf der anderen Seite eine Steigerung der Nutzung mit aktivem Waldumbau sowie ein Basisszenario ohne Veränderung der Bewirtschaftungsstrategie darstellen. Durch diese werden unterschiedliche Mengen an Rohstoff aus dem Wald bereitgestellt, welche die Grundlage für die darauffolgenden Produktszenarien bildet.

Das Basisszenario trägt den Titel „**Basisszenario (BAU)**“ und beschreibt eine unveränderte Fortsetzung von Managementstrategien und Trends im Waldwachstum und der Bewirtschaftung der vergangenen 30 Jahre von 1990 bis 2020.

Das Szenario „**proaktiver Waldumbau**“ repräsentiert eine verstärkte Nutzung und beschreibt einen verstärkten Eingriff in Wälder mit mehr Ernte, um einen schnelleren Umbau der Wälder hin zu klimaresilienten Mischwaldstrukturen durchzuführen. Dazu werden über den Verlauf der Modellbetrachtung Altflächen (Bestandesalter > der aktuellen Umtriebszeit) einzelstammweise geerntet und Nadelholzflächen zu 32 % mit Laubholz ersetzt, um am Ende des Betrachtungszeitraums Mischwälder mit etwa 50 % Laub- und 50 % Nadelholz zu erreichen. Die Artenzusammensetzung innerhalb von Laub- bzw. Nadelwäldern oder Mischwäldern wird beibehalten. Bei allen neuen Pflanzungen handelt es sich um einheimische Baumarten aus klimaangepassten Provenienzen. Zu diesen gehören Nadelbäume wie Tanne (*Abies Alba*), Fichte (*Picea Abies*), Kiefer (*Pinus Sylvestris*) und Lärche (*Larix Decidua*) und Laubbäume wie Buche (*Fagus Sylvatica*), Traubeneiche (*Quercus Petraea*) und Stieleiche (*Quercus Robus*) (Debojyoti Chakraborty et al., 2023).

Das „**extensive Schutzszenario**“ beschreibt einen leichten Rückgang des Holzeinschlags von 9 % und bis 2030 eine unter Schutzstellung von 50,8 Mio. ha Waldfläche in Europa, von denen 18,1 Mio. ha strikt geschützt werden (Schier et al., 2022). Die EUBDS gibt keine klare Definition für strikten Schutz, merkt allerdings an, dass „natürliche Prozesse im Wesentlichen ungestört“ belassen werden sollen (Europäische Kommission, 2020b). Nach Schier et al. (2022) resultiert dies bei einer sinnvollen Interpretation der EUBDS in einem vollständigen Einstellen der Rundholzproduktion auf strikt geschützten Flächen. Dem entsprechend wird in diesem Szenario davon ausgegangen, dass auf strikt geschützten Flächen keine nennenswerte forstwirtschaftliche Aktivität mehr stattfindet. Auf Flächen die unter Schutz stehen, aber nicht strikt geschützt sind, ist Holzeinschlag weiterhin möglich, muss allerdings reduziert werden. Im Rahmen des Szenarios wird eine so weitgehende Reduktion auf diesen Flächen angenommen, bis nach der vollständigen Einstellung der Ernte auf den strikt geschützten Flächen, die von Schier et al. (2022) berechnete Reduktion von 9 % erreicht ist. In der Anwendung des Szenarios auf Deutschland fallen 5,5 Mio. ha unter Schutz mit 1,3 Mio. ha striktem Schutzanteil.

Das stärkere Stilllegungsszenario wird „**intensives Schutzszenario**“ genannt. Es beschreibt einen Rückgang des Holzeinschlags von 48 % und bis 2030 eine unter Schutzstellung von 77 Mio. ha Waldfläche in Europa mit 26,1 Mio. ha unter striktem Schutz. Für Deutschland werden 6,6 Mio. ha geschützt und davon 4,4 Mio. ha strikt geschützt. Auch diese Werte wurden von Schier et al. (2022) übernommen. Schier et al. (2022) berechnen die maximale Rundholzproduktion die innerhalb der EU je nach Umsetzung der EUBDS mit einem moderaten und einem intensiven Umsetzungsszenario, die den hier verwendeten **extensiven** und **intensiven Schutzszenarien** entsprechen. Szenarien für die Interpretation der EUBDS sind notwendig, da die Strategie keine klaren operativen und umsetzbaren Zieldefinitionen liefert. Je nach Interpretation der Strategie müssen mehr oder weniger neue Flächen für Schutz und strikten Schutz ausgewiesen werden, wodurch sich eine stärkere oder schwächere Reduktion des Holzeinschlags ergibt.

## Datengrundlage

Als Grundlage für alle Szenarien dienen das Waldwachstum und Vorräte in Europa und Deutschland der letzten 30 Jahre von 1990 bis 2020. Diese Daten wurden aus der Datenbank FAO (2020b) entnommen, wobei für Deutschland zusätzlich nationale Statistiken aus Thünen-Institut (2017b) verwendet wurden, um FAO-Daten weiter zu ergänzen und nationale Inventurdaten mit diesen abzugleichen. Diese Daten und Statistiken unterscheiden zwischen Laub- und Nadelholz und erlauben eine umfassende Bestandsaufnahme der Wälder für den Basiszeitraum von 30 Jahren.

Der wachsende Bestand beschreibt das Volumen aller lebenden Bäume mit Rinde. Dabei werden alle Bäume mit einem Mindestdurchmesser von 10 cm erfasst. Auch die weiteren verwendeten FAO-Statistiken definieren Derbholz ab 10 cm Durchmesser.

Aus der FAO-Datenbank konnten weiterhin der Zuwachs, Holzeinschlag, Ernterückstände und Entnahme sowie natürliche Verluste und das vorhandene Totholz erfasst werden. Die Beziehungen dieser Größen sind in Abbildung 1 dargestellt. Der Zuwachs wird in Brutto- und Nettozuwachs unterschieden. Als Bruttozuwachs ist das gesamte jährlich zuwachsende Volumen an Vorrat zu verstehen, während der

Nettozuwachs dem Bruttozuwachs abzüglich der natürlichen Verluste entspricht. Natürliche Verluste umfassen alle Verluste am Holzvorrat, die nicht durch menschliche Eingriffe entstehen, also Verluste durch natürliche Mortalität der Bäume und Kalamitäten wie Feuer, Sturm oder Käfer.

Der Holzeinschlag beschreibt das Volumen mit Rinde aller lebenden und toten Bäume, die in einem Jahr gefällt werden. Der Holzeinschlag entnimmt sowohl aus den Mengen des Nettozuwachs und der natürlichen Verluste, da auch tote Bäume eingeschlagen werden. Vom Holzeinschlag wird dann ein Teil als Rundholzentnahme aus dem Wald entfernt, was die tatsächlich geerntete Menge an frischer und toter Biomasse beschreibt. Der Rest des Einschlags, der nicht Teil der Rundholzentnahme ist, wie etwa Äste und Kronen, kann potentiell ebenfalls entnommen werden oder als Ernterückstände im Wald verbleiben und als Totholz belassen werden. Auch durch Durchforstungsmaßnahmen entsteht Holz, das als Ernterückstand im Bestand verbleiben kann.

Als Totholz ist jegliche nicht lebende Biomasse, die nicht in der Laub- und Nadelstreu enthalten ist, definiert. Totholz umfasst dabei sowohl stehendes, wie liegendes und im Boden befindliches Totholz. Dieses Totholz ergibt sich aus dem natürlichen Totholz, also dem Holz aus natürlichen Verlusten, das nicht durch Holzeinschlag geerntet wird, und den Ernterückständen, die im Wald verbleiben. Als totales Totholz ist zusätzlich noch die Menge definiert, die sich aus der Summe des im Wald verbleibenden Totholzes aus natürlicher Mortalität und dem nach der Holzernte im Wald verbleibenden Ernterestholzes als Totholz ergibt.

Basierend auf diesen Kennzahlen von 1990 bis 2020 wurden Verhältnisse zwischen den jeweiligen Kompartimenten berechnet.

Für Deutschland wurde die Unterteilung in Laub- und Nadelholz noch weiter nach Baumarten und Altersklassen verfeinert, um eine genauere Simulation des Wachstums in den Szenarien zu ermöglichen. Für Europa wurde auf Grund der Datenlage und der starken Heterogenität der Wälder

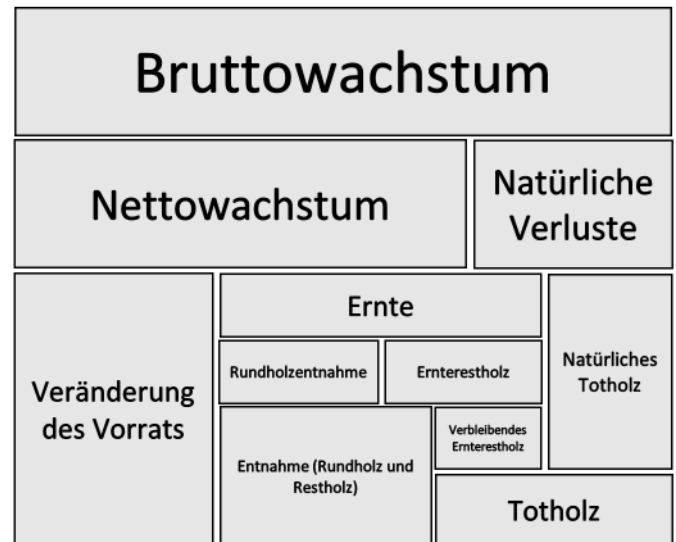


Abbildung 1: Übersicht der Wald-Kenngrößen nach FAO Daten.

dieser Schritt nicht vorgenommen. Für Deutschland ergeben sich basierend auf Thünen-Institut (2017b) die in Tabelle 1 Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. dargestellten Baumartenanteile an der Waldfläche als Ausgangszustand der Szenarien.

Tabelle 1: Anteile der Baumarten an der gesamten Waldfläche in Deutschland.

Baumart	Anteil [%]
Fichte	25
Tanne	1,8
Kiefer	22,9
Lärche	2,8
Douglasie	2,4
Sonstige	0,1
<b>Nadelholz – Gesamt</b>	<b>55,3</b>
Buche	16,1
Eiche	10,5
Hartlaub	7,4
Weichlaub	10,7
<b>Laubholz – Gesamt</b>	<b>44,7</b>

### Modellannahmen und Berechnung der Waldszenarien

In diesem Abschnitt wird das Vorgehen für den Aufbau und die Berechnung der Szenarien beschrieben. Die jeweiligen Annahmen werden im Zusammenhang mit den Schritten genannt, für die sie notwendig sind.

#### Allgemeine Annahmen

Einige Annahmen sind für alle Szenarien gültig. Diese werden in diesem Abschnitt zunächst zusammengefasst.

Ein allgemeiner Schritt für die Bestimmung der Biomasse in allen Szenarien, ist die Erweiterung der FAO-Daten um feines Holz (nicht-Derbholz (<10cm)), Wurzelmasse und Blatt- bzw. Nadelmasse. In FAO (2020b) ist nur das Volumen des Derbholzes (>10 cm) angegeben und auch nationale Statistiken erfassen üblicherweise nur Derbholz über 7-10 cm. Um auch die nennenswerte Biomasse, die in feinem Holz, Wurzelmasse und Blatt- bzw. Nadelmasse vorliegt, zu erfassen, werden Expansionsfaktoren verwendet. Über diese können, basierend auf allometrischen Zusammenhängen, je nach Baumart und Altersklasse aus dem Derbholz und Stammvolumen andere Kompartimente von Bäumen abgeleitet werden (Pretzsch, 2019).

Der Expansionsfaktor nach Pretzsch (2019) für das gesamte oberirdische Holzvolumen, also Derbholz erweitert um feines Holz, liegt im Mittel bei  $e_a=1,5$  und kann von 1,15 bis 3,0 schwanken. Jüngere Altersklassen weisen generell höhere Anteile an feinem Holz auf als ältere. Für ein Alter von 20, 50 und 120 Jahren liegt dieser Expansionsfaktor beispielsweise für Fichten bei  $e_a=1,84$ ,  $e_a=1,41$  und  $e_a=1,15$  und für Buchen bei  $e_a=1,51$ ,  $e_a=1,45$  und  $e_a=1,28$ .

$$V_{\text{Holz;oberirdisch}} = V_{\text{derb}} * e_a \quad (1)$$

Die Differenz aus dem gesamten oberirdischen Holzvolumen und dem Derbholzvolumen ist dann das Volumen des feinen Holzes, oder im Durchschnitt entspricht das 0,5-fache des Derbholzvolumen dem feinen Holz.

Der Expansionsfaktor für das Volumen der Blattmasse ausgehend vom gesamten oberirdischen Volumen des Holzes beträgt im Durchschnitt  $e_l=1,05$  und schwankt zwischen 1,03 und 1,12 nach

Baumarten und Altersklassen. Diese Expansion ergibt das Volumen der gesamten oberirdischen Biomasse.

$$V_{\text{Biomasse;oberirdisch}} = V_{\text{Holz;oberirdisch}} * e_l \quad (2)$$

Um schließlich die gesamte Biomasse zu erhalten, wird noch das Volumen der Wurzelmasse über den Expansionsfaktor  $e_w=1.25$  bestimmt, der nach Baumart und Alter zwischen 1.11 und 2.0 schwanken kann.

$$V_{\text{Biomasse;gesamt}} = V_{\text{Biomasse;oberirdisch}} * e_w \quad (3)$$

Insgesamt kann die gesamte Biomasse damit um  $e_g = e_a * e_l * e_w$  mit Werten im Durchschnitt von  $e_g=2,0$  und einer Schwankung zwischen  $e_g=1,31$  und  $e_g=6,72$  größer sein, als das gemessene Volumen an Derbholz. Dies stellt eine signifikante Korrektur der Biomasse dar, die durch die genannten Expansionsfaktoren hergeleitet und mit einbezogen wird.

Eine zweite für alle Szenarien gültige Annahme ist das Auftreten von vermehrten Kalamitäten. Deren Entwicklung wird zum einen über historische Daten abgedeckt, die für die Berechnung der Szenarien extrapoliert werden. Zum anderen wird basierend auf Seidl et al. (2014) eine Anstiegsrate der Verluste durch Kalamitäten für gesamt Europa von  $+0.91 * 10^6 \text{ m}^3$  pro Jahr auf bewirtschafteten Waldflächen angenommen. Dieser Anstieg bildet nicht die gesamte Bandbreite möglicher, durch den Klimawandel induzierter Schadereignisse ab und es wurden keine weiteren auf verschiedenen Klimaszenarien basierenden Anstiege berechnet. Für Deutschland ergibt sich bereits aus den historisch erfassten Kalamitäten ein starker Anstieg, der für eine näherungsweise Abbildung zukünftiger Schadereignisse als ausreichend angesehen wird (Gejdoš and Michajlová, 2022).

Ebenfalls für alle Szenarien gültig sind die Annahmen zur Effizienz und zu den Verhältnissen bei der Holzernte. Sowohl über FAO-Daten sowie für Deutschland über nationale Waldinventuren wurden diese Szenarien in Bezug auf Verluste bei der Ernte und Verhältnisse zwischen beispielsweise Holzeinschlag und Holzentnahme bestimmt. Es wird angenommen, dass diese Verhältnisse über den Betrachtungsrahmen hinweg gleichbleibend sind. Details zu den Werten werden im Abschnitt zur Berechnung der Szenarien dargestellt.

Um in allen Szenarien einen Mindestschutz der Biodiversität in Wäldern zu garantieren, erhalten alle untersuchten Bestände eine grundlegende Regel für den Umgang mit Totholz im Wald. Dieses wird als Indikator für Biodiversität in Wäldern verwendet. Zwar deckt das Volumen an Totholz nicht das gesamte Spektrum der Biodiversität ab und auch die Totholzzusammensetzung ist von Bedeutung (Gossner et al., 2016), korreliert aber in borealen und temperierten Wäldern klar mit der Biodiversität (Lassauce et al., 2011; Rondeux and Sanchez, 2010). Daher wird die Totholzmenge im Rahmen dieser Studie als Indikation für Biodiversität verwendet und zur Absicherung des Erhalts der Biodiversität wird in allen Szenarien eine Mindestmenge an Totholz eingehalten, die 10 % des Volumens des gesamten oberirdischen Derbholzvorrats entspricht und nicht unterschritten werden darf. Basierend auf einer Sichtung der verfügbaren Literatur wird diese Menge als grundlegend notwendig für eine gesunde Biodiversität in Wäldern interpretiert (Blanco and Lo, 2012; Bütler and Schlaepfer, 2004).

Als Einschränkung aller Szenarien ist anzumerken, dass die zu erwartende weitere Steigerung des Wachstums und der natürlichen Mortalität durch den Klimawandel (McMahon et al., 2010; Pretzsch et al., 2014) nicht abgebildet werden kann. Wachstum und Mortalität der Wälder sind damit in dieser Studie als tendenziell unterschätzt zu sehen.



### *Berechnung der Szenarien*

Das Vorgehen zur Berechnung ist jeweils nach den vier Szenarien gegliedert, wobei sich das Vorgehen zwischen Europa und Deutschland aufgrund der oben dargestellten besseren nationalen Datenlage unterscheiden kann.

Der erste Schritt für die Erstellung der **BAU-Szenarien** ist die Bestimmung des Vorrats. Dieser wurde jeweils für Europa und Deutschland linear aus den historischen Daten aus FAO (2020b) und Thünen-Institut (2014) sowie Thünen-Institut (2017a) extrapoliert. Der Bruttozuwachs wurde für Europa als Anteil basierend auf dem Derbholzvorrat berechnet und das historische Mittel zwischen 1990 und 2015 von 3,81 % für Nadelholz und 3,34 % für Laubholz wurde verwendet. Für Deutschland wurde der Bruttozuwachs basierend auf den Altersklassen bestimmt. Jeder Altersklasse wurde nach dem Thünen-Institut (2014) ein spezifisches Wachstum in m<sup>3</sup>/ha zugeordnet und aus der flächenmäßigen Altersklassenverteilung eine gesamte Zuwachsleistung bestimmt. Über die Zeit verschiebt sich der Bruttozuwachs damit anhand der Altersklassen.

Natürliche Verluste wurden zunächst linear aus historischen FAO-Daten extrapoliert. Zusätzlich dazu wurden die oben für Europa beschriebenen Kalamitäten als Anstieg angenommen. Der Nettozuwachs ergibt sich als Differenz zwischen Bruttozuwachs und Verlusten. Die Ernte an Holz ergibt sich aus der Differenz des Nettozuwachs und des Deltas im Vorrat zum Vorjahr, da der nach der Ernte noch verbleibende Zuwachs die Menge ist, die tatsächlich pro Jahr zum lebenden Vorrat hinzukommt.

Zusätzlich findet auch ein Schadhholzeinschlag statt und ein Teil der Ernte ist in Form von entnommenen Schadhholz, das Teil der natürlichen Verluste ist, vorhanden. Historisch war der Schadhholzeinschlag, abgesehen von einzelnen Jahren mit besonderen Ereignissen, wie schweren Stürmen, relativ klein. Ab 2018 zeigt sich in Europa jedoch ein starker Anstieg, vor allem für Nadelholz. Daher wurde für den Simulationszeitraum ein jährlicher Schadhholzeinschlag von 45,53% (Nadelholz) und 6,56% (Laubholz) für Deutschland (BMEL, 2022) verwendet. Für Gesamteuropa ist keine genaue Schadhholzeinschlagsquote bekannt und es wurde stattdessen ein allgemeiner Mitnahmefaktor bezogen auf das gesamte anfallende Totholz verwendet. Dieser beträgt 86,33% für Nadelholz und 76,28% für Laubholz basierend auf eigenen Berechnungen nach Daten aus der FAO (2020b).

Nicht alles an geschlagenem Holz wird vollständig entnommen. Ein Teil wird als Rundholzentnahme entnommen, während ein Teil zunächst als Ernterestholz anfällt. Der Anteil der Rundholzentnahme wurde als Mittelwert aus den historischen Werten der Rundholzentnahmemenge und der Erntemenge aus der FAO (2020b) bestimmt. Die Rundholzentnahme jeweils für Nadelholz und Laubholz hat in Europa Anteile von 82,57% und 84,9% und in Deutschland 72,08% und 86,13%. Der nicht entnommene Anteil bildet den Ernterestholzanteil.

Diese können dann entweder noch entnommen werden oder im Wald als Totholz verbleiben. Der Anteil an noch entnommenen Ernterestholz, basierend auf FAO (2020b), ergab jeweils für Nadelholz und Laubholz für Deutschland 83,13% und 86,27%. Der restliche Anteil bleibt als Ernteverluste im Wald zurück und geht ins Totholz über. Die gesamte jährlich anfallen Totholzmenge setzt sich darüber hinaus auch aus nicht geerntetem Schadhholz und natürlichen Verlusten zusammen. Für Europa wurden die Ernteverluste nicht explizit berechnet. Stattdessen wurde der oben beschriebene Mitnahmefaktor für Ernterestholz, Schadhholz und natürliche Verluste verwendet, der sich auf 86,33% für Nadelholz und 76,28% für Laubholz beläuft.

Die Mengen an Feinreisig wurden wie bereits beschrieben über Expansionsfaktoren bestimmt. Zusätzlich wurde für die Entnahme von Feinreisig ein Faktor von 52 % angenommen (Thiffault et al., 2016). Sowohl für Derbholz wie für Feinreisig gilt bei allen Entnahmen von Ernterestholz und

Verlusten die oben beschriebene Modellannahme, dass stets 10 % des berechneten lebenden Vorrats in der Summe als Totholz im Wald verbleibt.

Dieses Vorgehen wurde grundsätzlich für alle folgenden Szenarien ebenfalls angewandt und es werden nachfolgend nur Punkte in der Methodik beschrieben, die vom BAU-Vorgehen abweichend sind.

Im Szenario „**proaktiver Waldumbau**“ werden für den Vorrat und Bruttozuwachs zwischen bereits umgebauten Flächen und Flächen mit noch alter Struktur unterschieden. So werden bestehende Nadelwälder wie oben angegeben zu 32,4% in Laubwaldflächen umgebaut (Debojyoti Chakraborty et al., 2023). Über einen Zeitraum von 20 Jahre wird die jeweils älteste Altersgruppe einzelstammweise vollständig schrittweise geerntet (ohne Kahlschlag) und durch neue Pflanzungen mit klimaangepassten Provenienzen ersetzt. Auf diese Weise wird ein proaktiver Waldumbau hin zu einem klimaangepassten verjüngten Mischwald betrieben. Für die Berechnung des Szenarios wurden nicht für den Umbau identifizierte Flächen identisch zum BAU-Szenario behandelt und der Vorrat und der Bruttozuwachs bestimmt, die als Grundlage für die weiteren Kennwerte dienen. Allen umgebauten Flächen wurde dann eine zusätzliche Zuwachsleistung nach den vorläufigen Ergebnissen von Debojyoti Chakraborty et al. (2023) über die lineare Extrapolation des Zuwachses und des Zuwachses nach Altersklassen hinaus zugeordnet. In Deutschland wird der Zuwachs erneut vollständig über Altersgruppen bestimmt, während für Europa auf alten Flächen linear extrapoliert und neue Flächen nach Altersgruppen bestimmt wird, da diese Bestände bekannte Altersstrukturen haben. Für umgebaute Flächen wurde die Ernte nicht über die Differenz zwischen Nettozuwachs und dem Delta des Vorrats bestimmt, sondern anhand der Vornutzung und Hauptnutzung berechnet. Der Vorrat auf diesen Flächen wird aus dem Nettozuwachs minus der berechneten Erntemenge bestimmt und aus Zuwachs und Ernte ergaben sich alle weiteren Kennzahlen.

Für das Szenario „**extensiver Schutz**“ wurden die Flächen jeweils in die Kategorien normalbewirtschafteter Wald, geschützter Wald und streng geschützter Wald aufgeteilt. Anhand der oben genannten Grundannahmen des Szenarios wurden entsprechende Anteile der gesamten Fläche in Europa und Deutschland diesen Kategorien zugeordnet. In diesem Szenario findet der Übergang zwischen den Kategorien stetig statt und es werden von 2020 bis 2030 die entsprechenden noch zu schützenden und streng zu schützenden Flächen linear aufgebaut.

Auf allen unverändert bewirtschafteten Flächen wurden der Vorrat und Bruttozuwachs wie im BAU-Szenario bestimmt. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde die Ernte auf streng geschützten Flächen um 100 % gesenkt und auf den geschützten Flächen wurde die Ernte so lange gesenkt, bis die gesamte Ernte über alle Flächen eine Absenkung von 9 % nach Schier et al. (2022) entsprechend der Grundannahme der Szenarios erreichte. Über diese reduzierten Werte wurde auf den Vorrat und die restlichen Größen für geschützte und streng geschützte Flächen wie im BAU-Szenario geschlossen.

Dieses Vorgehen, der Bestimmung von Vorrat, Zuwachs, Ernte und aller weiteren Werte für die unveränderten Flächen wurde auch für das Szenario „**intensiver Schutz**“ verwendet. Hier bestand die Aufteilung in unveränderte Flächen, geschützte und strenggeschützte Flächen gemäß der Szenario Annahmen nach Schier et al. (2022). Nachdem für die unveränderten Flächen vom Vorrat aus Zuwachs, Ernte und andere Kennzahlen bestimmt wurden, wurde auf strikt geschützten Flächen erneut die Ernte eingestellt und auf den geschützten Flächen so lange reduziert bis eine gesamte Reduktion von 48 % erreicht war. Ausgehend von der Reduktion auf geschützten und strikt geschützten Flächen, wurden Vorrat und Wachstum bestimmt und darauf folgend die anderen Kennzahlen gemäß des oben beschriebenen Vorgehens im BAU-Szenario und der in Abbildung 1 gezeigten Zusammenhänge berechnet.

Ergebnis dieser Methodik sind in allen Szenarien schließlich ein Vorrat bis jeweils 2050 und 2100, die jährlich anfallende und gesamt vorhandene Menge an Totholz und an entnommenem Holz. Dieses besteht aus Rundholz für die Verarbeitung zu Produkten sowie entnommenem Waldrestholz. Diese Ausgabewerte der Waldszenarien werden als Grundlage für die Produktszenarien verwendet, wie im Folgenden dargestellt.

### Produktszenarien

Um das Gesamtsystem, das durch Entscheidungen bei der Waldbewirtschaftung beeinflusst wird, zu analysieren, muss auch die Wirkung auf Produkte dargestellt werden. Zu diesem Zweck werden die Waldbehandlungsszenarien um Produktszenarien erweitert. Diese simulieren bis 2050 und 2100, wie Produkte und Energieträger aus Holz verwendet werden, was deren Nutzung, Lebensdauer und Entsorgung bestimmt. Da der Fokus dieses Projekts auf den Folgen waldbaulicher Entscheidungen zur Stilllegung oder Mehrnutzung liegt, wurden für die Produktseite keine weitreichenden Szenarien entworfen.

Es wurden zwei Sets entwickelt, die jeweils auf Marktprognosen basieren. Die Entwicklung der Nachfrage nach Holzprodukten treibt beide Produktszenarien an, wobei eines davon als Basisszenario eine Nutzung von Holz nach historischer Entwicklung annimmt, während ein ambitioniertes Produktszenario davon ausgeht, dass ein größerer Anteil des nachgefragten Holzes in den Bausektor fließt. Eine detaillierte weitere Modellierung möglicher zukünftiger Holznachfragen wurde nicht durchgeführt, um die Effekte waldbaulicher Behandlung in den Fokus zu rücken und einen besseren Vergleich der daraus folgenden Konsequenzen zu ermöglichen.

## Modellannahmen und Berechnung der Produktmengen

Die Produktszenarien teilen Produkte und Energieträger anhand von Produktgruppen auf, über die die aus dem entnommenen Holz schrittweise Zwischenprodukte und schließlich Holz- oder „Harvested Wood Products“ (HWP)-Produktgruppen und Energieträger bestimmt werden. Die HWP-Produktgruppen sind die drei Gruppen Schnittholz, Holzwerkstoffe und Papier und Pappe (IPCC, 2019). Für jeden Schritt entlang der Prozesskette wurden Anteile und Ausbeuten angenommen, um zu bestimmen wie viel von welchem Zwischenprodukt produziert wird. Abbildung 2 zeigt die Aufteilung des Holzes in die jeweiligen Produktklassen für Europa.

Zunächst geht der gesamte Anteil an entnommenem feinen und derben Waldrestholz in das Bioenergieprodukt Waldhackschnitzel über. Für das geerntete Rundholz wurde als erster Schritt der Anteil der Rinde abgezogen. Dazu wurde 7 % Anteil für Nadelholz und 5 % Anteil für Laubholz angenommen (Pretzsch, 2019). Das verbleibende Holz teilt sich auf Industrieholz und Energieholz auf. Für Europa werden jeweils für Nadel- und Laubholz 88,19 % und 48,82 % zu Industrieholz, und 11,81 % und 51,18 % zu Energieholz (FAO, 2020b). Für Deutschland teilen sich jeweils Nadel- und Laubholz noch in 86,96 % und 22,55 % Industrieholz und 13,04 % und 77,45 % Energieholz auf (FAO, 2020b).

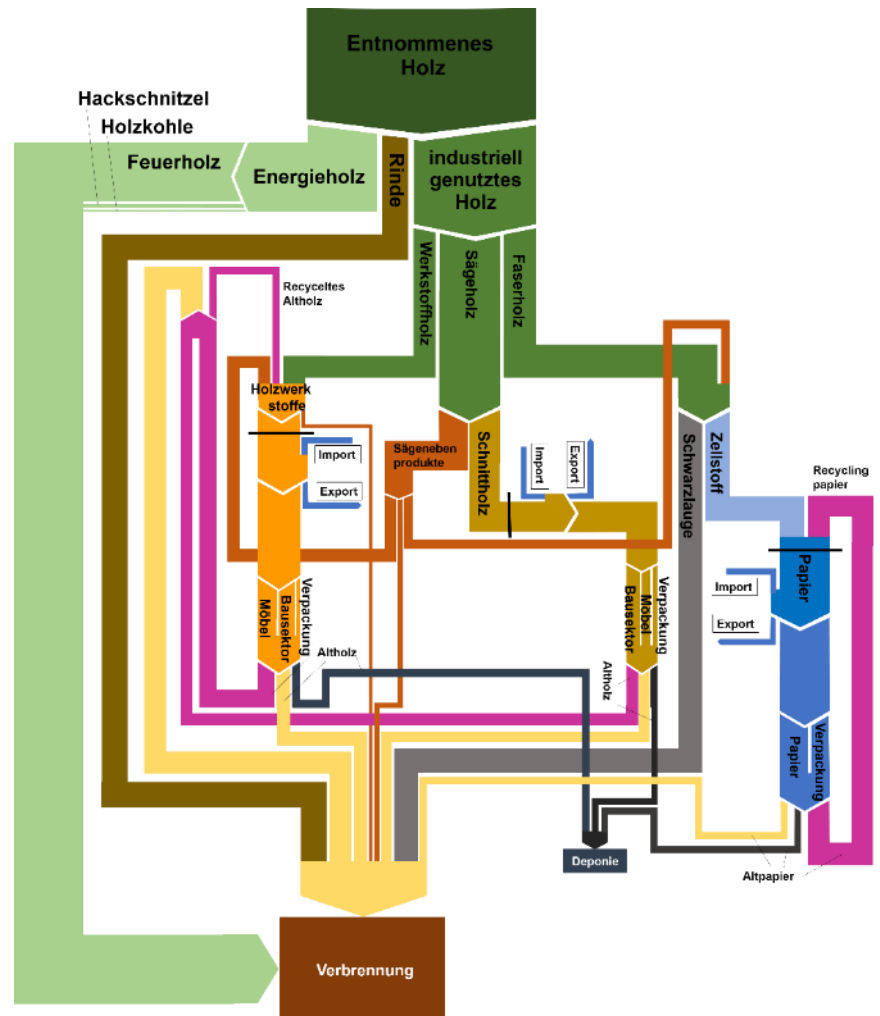


Abbildung 2: Holzflussdiagramm des KlimaHolz Modells.

Aus dem Energieholz werden die Energieträger Brennholz, Hackschnitzel und Holzkohle hergestellt. In Europa wurden für Nadel- und Laubholz folgende Anteile bezogen auf die gesamte Menge Energieholz angenommen: 92,3 % Brennholz, 6,6 % Hackschnitzel und 1,1 % Holzkohle (Aguilar, 2018). Für Deutschland wurde eine Aufteilung des Energieholzes zu 48,1 % Brennholz und 51,9 % Hackschnitzel angenommen (BML, 2023; FAO, 2020b). Holzkohle wird in Deutschland zu keinem nennenswerten Anteil produziert.

Die industriell genutzten Holzsortimente werden im nächsten Schritt in Säge- und Furnierholz und geringwertiges Rundholz, sogenanntes Industrieholz, aufgeteilt. Bezogen auf die gesamte Menge wurden folgende Anteile angenommen: Für Säge- und Furnierholz wurden in Europa Anteile von 64,5 % für Nadelholz und 34,9 % für Laubholz angenommen. In Deutschland 81,3 % und 68,6 %. Die restlichen Anteile werden dann als Industrieholz verarbeitet, mit Anteilen jeweils für Nadel- und Laubholz von 34,3 % und 61,4 % in Europa und 18,7 % und 31,4 % in Deutschland (BML, 2023; FAO, 2020b).

Aus Industrieholz können nun Zellstoff oder Holzwerkstoffe hergestellt werden. Als Aufteilung wurden die Werte 28,9 % zu Holzwerkstoffen und 71,1 % zu Zellstoff für Europa und 40,3 % und 59,7 % für Deutschland angenommen (BMEL, 2021; BMK, 2023; Cazzaniga et al., 2022). Aus Säge- und Furnierholz werden Schnittholz und Sägereststoffe erzeugt. Für diese wurden, jeweils für Nadel- und Laubholz, für Europa eine Aufteilung von 55 % und 52 % zu Schnittholz und 45 % und 48 % zu Sägerestholz angenommen. In Deutschland wurden die Anteile 60 % (Nadelholz) und 50 % (Laubholz) zu Schnittholz und 40 % und 50 % zu Sägerestholz angenommen (FAO, 2020a).

Bei Schnittholz handelt es sich bereits um eine der HWP-Produktklassen. Sägerestholz kann allerdings zu Zellstoff, zu Holzwerkstoffen oder zu Pellets als Bioenergieträger weiterverarbeitet werden. Für diese Aufteilung sind keine Werte bekannt. Daher wurde von den historischen Mengen an fertigen HWP-Produktklassen Holzwerkstoffe, Papier und Pappe aus ermittelt, woraus sich diese zusammensetzten und wie viel Rohstoff jeweils notwendig ist. Dieser wurde entsprechend zugeordnet. Übrige Mengen an Sägerestholz wurden dann für die Verwendung als Pellets zugeteilt. Damit wird die stoffliche Nutzung von Holz bevorzugt behandelt und versorgt. Nur Sägerestholz, das nicht stofflich nachgefragt wird, wird im vorliegenden Modell zu Pellets verarbeitet.

Holzwerkstoffe können aus Rundholz, Sägenebenprodukten oder Altholz und jeweils aus Nadel- und Laubholz hergestellt werden. Die gesamte produzierte Menge an Holzwerkstoffen wurde zunächst auf die Anteile von Nadel- und Laubholz aufgeteilt. Anschließend wurde definiert, wie viel Rundholz, Altholz und Sägerestholz jeweils anteilig für diese Mengen benötigt wird. Für Europa ergaben sich damit Anteile von 48,6 % Rundholz, 30,8 % Sägerestholz und 20,7 % Altholz. Für Deutschland 32,8 % Rundholz, 31,8 % Sägerestholz und 20,7 % Altholz als Rohstoffquellen für Holzwerkstoffe (Döring, 2017; European Panel Federation, 2022). Damit konnte bestimmt werden wie viel der Sägereststoffe in die Holzwerkstoffindustrie fließen müssen, da der Anteil an Industrieholz, der zu Holzwerkstoffen wird, bekannt ist. So kann die Menge an Holzwerkstoffen als zweite HWP-Produktklasse berechnet werden.

Für Zellstoff wurde ein ähnliches Vorgehen verwendet. Auch hier wurde über Recherche festgestellt, wie viel Nadel- und Laubholz jeweils im Zellstoff verwendet wird und sich die Rohstoffquellen verteilen. Für Europa besteht Zellstoff so aus 73,6 % Nadelholz und 26,4 % Laubholz und für Deutschland aus 88,2 % Nadelholz und 11,8 % Laubholz (AustroPapier, 2022; CEPI, 2021; Die Papierindustrie e.V., 2023). Als Rohstoffquellen ergaben sich für Europa 75 % Rundholz und 25 % Sägenebenprodukte. Für Deutschland jeweils 59,7 % und 40,3 % (AustroPapier, 2022; BMEL, 2021; Cazzaniga et al., 2022). Da auch hier die Menge an Industrieholz, die für Zellstoff verwendet wird aus den oben dargestellten Anteilen bereits berechnet werden kann, lässt sich die benötigte Menge an Sägerestholz bestimmen.

Aus Zellstoff wird schließlich die dritte HWP-Produktklasse Papier und Pappe hergestellt. Für diese Herstellung wurde der Rohholzäquivalenzfaktor von 4,06 verwendet, der das Verhältnis von eingesetztem Rundholz zu Papier in  $\text{m}^3/\text{mt}$  angibt (FAO, 2020a). Bei dieser Produktion fällt auch Schwarzlauge an. Zusätzlich zu diesem neu produzierten Papier wird recyceltes Papier hinzugerechnet. Dessen Menge ergibt sich abhängig von der Lebensdauer, der Produktionsmenge im entsprechenden Jahr und der maximalen Recyclingquote. Für das Lebensende von Holzprodukten wird die benötigte Menge an Altholz als Grundlage für die Recyclingquote verwendet. Fällt mehr recyclingfähiges Holz an, als verarbeitet werden kann, so wird eine thermische Verwertung angenommen.

Über diese Anteile und Annahmen wurden aus dem geernteten Holz die Mengen an HWP-Produktklassen Schnittholz, Holzwerkstoffe und Papier und Pappe bestimmt, sowie die Mengen an Bioenergieträgern Hackschnitzel, Brennholz, Holzkohle, Pellets und Schwarzlauge.

Den produzierten Mengen wurde anschließend ein Konsumszenario gegenübergestellt. Dazu wurden die HWP-Produktklassen Schnittholz und Holzwerkstoffe auf drei Märkte verteilt: den Bausektor, Möbel und Verpackungen, während Papier nur auf die Märkte Papier und Verpackungen verteilt wird, wie in Tabelle 2 dargestellt. Die gezeigten Anteile beziehen sich jeweils darauf, wie viel einer HWP-Produktgruppe in einen Markt übergeht. Beispielsweise werden 60 % des produzierten Schnittholzes im Bausektor verwendet.

Tabelle 2: Marktanteile der HWP-Klassen in Europa und Deutschland.

HWP	Markt	Anteil	Quelle
<b>Europa</b>			
<b>Schnittholz</b>	Bausektor	60 %	Jonsson et al. (2021) (FAO, 2020b)*
	Möbel	23 %	
	Verpackung	17 %	
<b>Holzwerkstoffe</b>	Bausektor	43 %	
	Möbel	51 %	
	Verpackung	6 %	
<b>Papier und Pappe</b>	Verpackung	35 %	
	Papier	65 %	
<b>Deutschland</b>			
<b>Schnittholz</b>	Bausektor	65 %	Braun et al. (2016)*
	Möbel	14 %	
	Verpackung	21 %	
<b>Holzwerkstoffe</b>	Bausektor	49 %	
	Möbel	46 %	
	Verpackung	5 %	
<b>Papier und Pappe</b>	Verpackung	38 %	
	Papier	62 %	

\*Eigene Berechnungen basierend auf den angegebenen Quellen.

Der Konsum an HWPs wurde aus historischen Daten der (FAO, 2020b) Datenbank von 1990 bis 2020 extrapoliert bis 2050 und bis 2100. Über diesen Konsum wurden auch Exporte und Importe berechnet. Diese wurden als Nettowerte durch die Differenz aus der berechneten Produktion und dem extrapolierten Konsum bestimmt. Wann immer die Produktion den Konsum übersteigt, wird diese Menge als Nettoexport behandelt und wenn der Konsum über der berechneten Produktion liegt als Nettoimport.

Als zweites Produktszenario wurden Annahmen zum Hausbau und Bausektor getroffen. Im Produktszenario „ambitionierte Nutzung“ wurde berechnet, welchen Effekt eine Steigerung des Marktanteils des Bausektors beim Schnittholz hat. Dazu wurde der Marktanteil des Bausektors an Schnittholz bis 2050 linear in Europa auf 70 % und in Deutschland auf 80 % gesteigert. Dies stellt jeweils eine Anhebung um 15 % da. Durch diese Verschiebung wird mehr Schnittholz im Bausektor verwendet, wodurch sich die anderen Marktanteile entsprechend verschieben. Dies hat auch Auswirkungen auf den Holzwerkstoffmarkt, da entsprechend mehr Werkstoffe im Bausektor benötigt werden. Dazu wird eine direkte Abhängigkeit angenommen, über die Werte der Studie Wolf et al. (2020) nach der ein Haus im Holzbau aus etwa 60 % Schnittholzelementen und 40 % Holzwerkstoffelementen besteht.

Beide Produktszenarien liefern damit die Mengen an HWPs nach Produktklassen und teilen diese auf Märkte auf, über die dann wie im Folgenden beschrieben die Klimaeffekte der Produkte bestimmt werden können.

## Bestimmung der Klimawirkung

### Gesamtsystem und Systemgrenzen

Ausgehend von den Ergebnissen der Wald- und Produktszenarien wird die Klimawirkung über das gesamte System von Wald und Produkte nach dem Maßstab „Cradle to Grave“ bewertet. Die Analyse der Klimaeffekte folgt dem Nutzungspfad des gesamten im System produzierten Holzes. Die Systemgrenzen umfassen damit auf Waldseite alle Effekte die durch lebende und tote Biomasse entstehen sowie den Waldboden. Es werden die Klimaeffekte durch Zuwachs und Speicher in lebender Biomasse, die Speicherwirkung durch tote Biomasse und im Waldboden, sowie Emissionen durch Verrottung bilanziert.

Für biogenen Kohlenstoff umfassen die Systemgrenzen alle notwendigen Schritte im Lebenszyklus vom Wald, von Energieträgern und Produkten, vom Transport über die Verarbeitung bis zum Verkauf und damit assoziierte Emissionen. Auch die Nutzungsphase von Produkten, inklusive Substitutionswirkung, und das Lebensende mit Emissionen durch Entsorgung werden bilanziert.

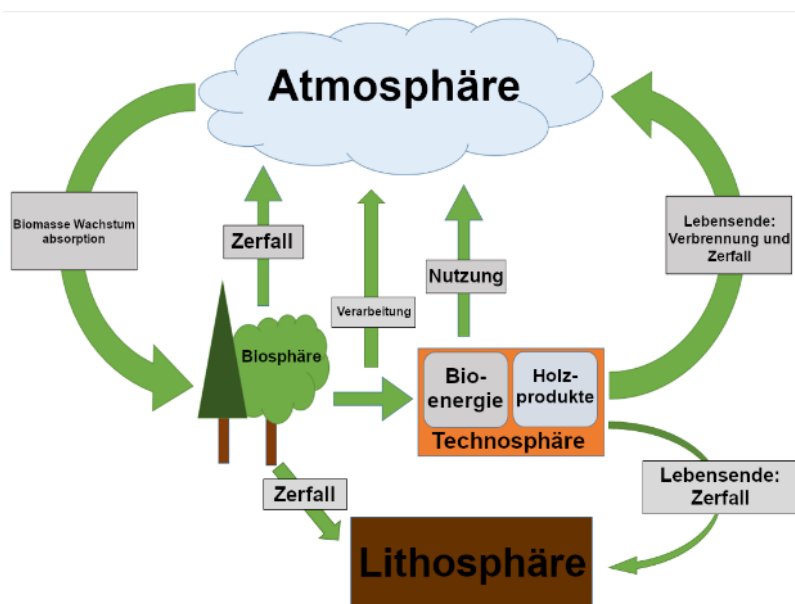


Abbildung 3: Aspekte des Gesamtsystems des KlimaHolz Kohlenstoff-Modells

Die Betrachtungsebene liegt damit bei den gesamthaften Effekten, die in der Atmosphäre als Summe der Änderungen in der Biosphäre, Technosphäre und Lithosphäre entstehen. Damit werden alle Effekte der Kohlenstoffbindung aus der Atmosphäre bis zum Wiedereintritt in die Atmosphäre mit den jeweils vorhandenen zeitlichen Verweildauern berücksichtigt.

Unterteilt ist das Gesamtsystem in drei Hauptkomponenten: Wald, Produkte und Bioenergie. Die Produktnachfrage, die je nach Szenario nicht gedeckt wird oder nicht ausreicht um alle produzierten Produkte aufzunehmen, führt zu Importen oder Exporten. Damit sind auch globale Effekte Teil des Systems und werden erfasst. Die ansonsten geltenden geographischen Grenzen sind jeweils Europa und Deutschland mit der zeitlichen Abdeckung bis 2050 und 2100.

Die Klimawirkung wird als Treibhausgaspotential oder „Global Warming Potential“ (GWP100) in kg CO<sub>2eq</sub> ausgedrückt.

### Biogener Kohlenstoff und dessen Wirkung

Ein zentraler Aspekt der Bewertung der Klimawirkung ist biogener Kohlenstoff. Dieser bezeichnet Kohlenstoff aus jeglicher pflanzlicher oder tierischer Biomasse, ausgenommen fossilen Quellen. Jeglicher Kohlenstoff in Holz fällt unter diese Definition. Die Klimawirkung von biogenem Kohlenstoff

wurde bisher häufig als klimaneutral gesehen unter dem Argument, dass Pflanzen diesen Kohlenstoff aus der Atmosphäre aufgenommen haben und eine Emission bald wieder von den Pflanzen aufgenommen wird.

Tatsächlich befindet sich biogener Kohlenstoff in einem deutlich schnelleren Kreislauf als fossiler Kohlenstoff, da durch die Biosphäre jährlich große Mengen an Kohlenstoff aufgenommen und abgegeben werden, während natürliche Prozesse kaum Kohlenstoff aus oder in die Lithosphäre transportieren (IPCC, 2023). Dies macht Emissionen aus der Biosphäre in vergleichsweise kurzen Zeiträumen reversibel, während dies auf fossile Emissionen nicht zutrifft (Cherubini et al., 2013). Solange eine nachhaltige Bewirtschaftung und ein Nachwachsen der Biomasse gewährleistet ist, wurde jeglicher biogener Kohlenstoff auch zuvor in gleicher Menge aus der Atmosphäre entfernt und wird durch Nachwachsen wiederaufgenommen. Basierend auf diesen Annahmen wurde biogener Kohlenstoff lange in Studien zur Klimawirkung und aktuellen Standards ignoriert oder es wurde lediglich in der sogenannten -1/+1-Methode die Menge an durch Wachstum aufgenommenen und durch Nutzung emittierten Kohlenstoff bilanziell erfasst, welche an Menge gleich und damit klimaneutral ist (Hoxha et al., 2020; Matuščík and Kočí, 2022; Ouellet-Plamondon et al., 2023). Darüber hinaus wurde die Neutralitätsannahme besonders bei auf Biomasse basierender Energie durch das Vorgehen bei der nationalen und internationalen Treibhausgasberichterstattung gefördert. Bei dieser Berichterstattung werden alle forstbezogenen Emissionen dem Landnutzungs-, Landnutzungsänderungs- und Forstwirtschafts(LULUCF)-Sektor zugesprochen, der auch alle entnommenen und an andere Sektoren gelieferte Mengen an Holz als Emissionen verbucht. Um eine Doppelzählung zu verhindern, werden die Emissionen durch Bioenergie im Energiesektor dann nicht mehr gezählt. Ebenso kann auch importierte Biomasse als neutral gezählt werden, da der LULUCF Sektor des liefernden Landes diese verbucht. Die Bioenergie erscheint dadurch im Energiesektor und im nutzenden Land als neutral und wird so häufig verbucht und vermarktet (Norton et al., 2019). Dies stellt eine Fehlinterpretation der nationalen Treibhausgasberichterstattung dar, während das Zuschreiben aller Holzentnahmen als Emissionen des LULUCF-Sektors als eine Fehlbuchung erscheint (Lamers and Junginger, 2013).

Diese Neutralitätsannahme für biogenen Kohlenstoff wird in der wissenschaftlichen Literatur stark kritisiert. Zwischen Ernte und Wachstum besteht, besonders in der Forstwirtschaft, ein signifikanter Zeitversatz. Dies bedeutet, dass ein Wald einige Zeit benötigt, um entnommenen Kohlenstoff wiederaufzunehmen, wodurch in dieser Zeit eine Klimawirkung besteht. Durch menschliches Eingreifen (Ernte) wird Kohlenstoff aus dem Wald entnommen und der biogene Kohlenstoffkreislauf gegenüber seinem Normalzustand verschoben. Erst durch zusätzliches vom menschlichen Eingriff ausgelöstes Wachstum kann sich der Kreislauf in seinen natürlichen Zustand zurückverschieben (Head et al., 2021; Lamers and Junginger, 2013; Norton et al., 2019; Ter-Mikaelian et al., 2015). Die Dauer bis die Verschiebung des Kreislaufes wieder durch Wachstum ausgeglichen ist, entspricht der effektiven Verweildauer des Biogenen Kohlenstoffs in der Atmosphäre und damit dessen Klimawirkung und der Nachwachszeit der Biomasse (Liu et al., 2019).

Eine bedeutende Debatte ist aktuell die Dauer des Nachwachsens. Die Zeitspanne bis das Nachwachsen und damit die Rückkehr des Biogenen Kohlenstoffkreislaufs in den Zustand ohne ein bestimmtes Ernteereignis dauert, ist die entscheidende Größe für die Klimawirkung von biogenem Kohlenstoff (Liu et al., 2019). Je kürzer die Nachwachszeit, desto kleiner der Klimaeffekt. Als Indikation für diese Dauer wird sowohl der Begriff „Carbon Debt“ (Kohlenstoffschuld), wie auch „Carbon Parity“ (Kohlenstoffparität) verwendet.

Kohlenstoffschuld beschreibt die Senkung des biogenen Kohlenstoffspeichers auf einer Fläche durch Nutzung verglichen mit dem Zustand vor der Ernte und die Dauer bis durch Nachwachsen ein gleichwertiger Zustand zum Kohlenstoffspeicher vor der Ernte erreicht ist. Kohlenstoffparität



beschreibt dagegen einen Vergleich mit dem Zustand in einem Basisszenario ohne Ernte und die Dauer bis durch Nachwachsen in einem Bestand mit Ernte ein gleichwertiger Zustand zu einem Wachstum der Biomasse ohne Ernte erreicht ist (Lamers and Junginger, 2013). Häufig werden beide Begriffe in Bezug auf das gesamte System verwendet und beinhalten auch Substitutionswirkungen und ähnliches (Bentsen, 2017; Nabuurs et al., 2017; Ter-Mikaelian et al., 2015), für den Zweck der spezifischen Wirkung von biogenem Kohlenstoff allein wird allerdings nur der biogene Speicher auf der Fläche und das Nachwachsen betrachtet.

In der aktuell verfügbaren Literatur gibt es keinen allgemeinen Konsens darüber wie lange diese Zeitspannen jeweils sind. Auf der Betrachtungsebene eines einzelnen forstlichen Bestandes liegen Kohlenstoffschuld und -parität offensichtlich vor, während eine Kohlenstoffschuld auf Landschaftsebene, also bei Betrachtung großflächiger Wälder, zum Beispiel für ganz Europa, nicht mehr erscheint (Nabuurs et al., 2017). Dies wird häufig als Argument dafür angeführt, dass eine Kohlenstoffschuld nur auf einer gewissen Betrachtungsebene existiert und die Abwesenheit von dieser auf Landschaftsebene ein vollständiges Nachwachsen innerhalb eines Jahres oder eine Ernte unterhalb des Zuwachses und damit eine effektive Klimaneutralität von Biogenem Kohlenstoff anzeigt. Allerdings erscheint die Kohlenstoffparität als ein gleichwertiger Indikator, da in der Literatur konsistent der Vergleich mit einem Basisszenario für die korrekte Bewertung von biogenem Kohlenstoff gefordert wird (Ter-Mikaelian et al., 2015). Nur durch einen Vergleich mit dem Zustand des biogenen Kohlenstoffkreislaufs ohne menschlichen Eingriff, sprich Verschiebung durch Ernte und Nutzung, kann die Konsequenz und damit die Umweltwirkung von biogenen Emissionen korrekt erfasst werden. Darüber hinaus zeigen Cherubini et al. (2013) mehrere Unstimmigkeiten in der Argumentation auf Landschaftsebene auf und dass es keinen tatsächlichen Unterschied zwischen beiden Perspektiven gibt.

Abschließend kann das Wachstum auf Landschaftsebene nur bedingt als Argument gegen eine Kohlenstoffschuld verwendet werden. Eine Ernte beeinflusst so nur das Wachstum in dem Bestand, in dem sie vorgenommen wurde. Das Wachstum auf anderen Flächen im gleichen Wald wird nicht verändert und finden damit ohnehin statt. Es ist keine Konsequenz der Entnahme und hat somit keinen Einfluss auf die Verschiebung des biogenen Kohlenstoffkreislaufs durch die Ernte.

Angesichts dieser Diskussionen wird im Rahmen des KlimaHolz Projekts eine Neutralität von biogenem Kohlenstoff nicht angenommen. In nachhaltig bewirtschafteten Wäldern, in denen ein Nettowachstum vorliegt, gibt es einen zeitlichen Versatz zwischen der Verschiebung des Kohlenstoffkreislaufs durch menschliches Eingreifen und dessen Rückkehr in den Normalzustand durch Wachstum. Die effektive Verweildauer und damit der Klimaeffekt des biogenen Kohlenstoffs aus solchen Wäldern entspricht dem Zeitraum bis der biogenen Kreislauf wieder ausgeglichen ist. Werden Wälder nicht nachhaltig bewirtschaftet, sprich es wird mehr geerntet als nachwächst, so findet keine Rückverschiebung des biogenen Kreislaufs statt und die Wirkung des biogenen Kohlenstoffs der über dem Wachstum entfernt wurde, entspräche annähernd fossilem Kohlenstoff. Im Rahmen dieser Studie wird von einer vollständig nachhaltigen Waldwirtschaft ausgegangen.

Für die Bilanzierung der Klimawirkung kann das Wachstum sowohl vor, wie auch nach der Ernte angenommen werden, also das vorausgegangen Wachstum oder das Nachwachsen der Biomasse bilanziert werden (Hoxha et al., 2020). Im Rahmen dieser Studie wird das Nachwachsen als Wachstumsgröße verwendet. In den langjährigen und langsamen Forstsystemen wird durch eine Ernte neues Wachstum ausgelöst, während das vergangene Wachstum nicht durch eine Veränderung der Ernteentscheidung beeinflusst werden kann. Somit ist Nachwachsen eine Konsequenz der Ernteentscheidung und sollte bilanziert werden. Ähnlich dazu argumentieren Matušík and Kočí (2022) und Ter-Mikaelian et al. (2015), dass Nachwachsen und Pflanzung stets die Konsequenzen von

Ernte sind und würde man diese Kette bis hin zum ursprünglichen, natürlichen Wald verfolgen, so wäre dessen Wachstum keine Konsequenz menschlichen Handelns.

Der zeitliche Versatz zwischen Ernte und Wachstum wird über die von Cherubini et al. (2011) entwickelten biogenen Emissionsfaktoren abgedeckt. Für diese wird das Nachwachsen nach der Ernte als zusätzliche CO<sub>2</sub>-Aufnahme in die Berechnung der Wiederaufnahme von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre angenommen. Das Wachstum wird als Vereinfachung, als Funktion der Umtriebszeit ausgedrückt. Somit ist die Klimawirkung von biogenem CO<sub>2</sub> von der Umtriebszeit als Grundlage für die Nachwachsrate abhängig.

Die Methode von Cherubini et al. (2011) wurde noch durch Guest et al. (2013) erweitert, um eine Speicherdauer von biogenem Kohlenstoff in Produkten abzubilden. Dazu wird das Wachstum des Waldes während der Speicherdauer als zusätzliche CO<sub>2</sub>-Aufnahme modelliert, die CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre entfernt, bevor die Emission aus dem Speicher stattfindet, und dann nach der Speicherdauer als Wiederaufnahme der verbliebenen Emission.

Die sich ergebenden Emissionsfaktoren für biogenes CO<sub>2</sub> mit Speicherdauer sind in Guest et al. (2013) zu finden. Für längere Umtriebszeiten und eine genauere Auflösung der Speicherdauer wurden diese noch bis zu einer Umtriebszeit von 120 Jahren, entsprechend der repräsentativen Umtriebszeit für Laubholz, und für jährliche Speicherdauern erweitert. Um allerdings die Speicherwirkung getrennt von der Klimawirkung der Emissionen aus Holz abbilden zu können, werden nicht die Emissionsfaktoren nach der Speicherdauer direkt verwendet. Für Emissionen werden stattdessen immer die Emissionsfaktoren ohne Speicherdauer verwendet, während die Zeitverzögerung zwischen Ernte und Emission, also die Speicherwirkung *S* über die Differenz zwischen dem Emissionsfaktor ohne Speicher und mit Speicher bestimmt wird mit der Umtriebszeit *r* und der Speicherdauer *T*.

$$S_{r,T} = EF_{r,T} - EF_{r,0} \quad (4)$$

Bei einer Umtriebszeit von 80 Jahren besteht für eine biogene Emission zum Beispiel ein Emissionsfaktor von 0,34 GWP<sub>bio</sub> pro kg emittiertes biogenes CO<sub>2</sub>. Bei einer Speicherdauer von 30 Jahren ist der aufgrund der Verzögerung der Emission verbleibende Emissionsfaktor 0,1 GWP<sub>bio</sub>. Die Speicherwirkung bei 30 Jahren Speicherdauer und 80 Jahren Umtriebszeit ist damit -0,24 GWP<sub>bio</sub> pro kg CO<sub>2</sub>.

Je nach Umtriebszeit der jeweiligen Baumarten kann der biogene Emissionsfaktor von 0 GWP<sub>bio</sub> bei einjähriger Umtriebszeit bis zu 0,51 bei einer Umtriebszeit von 120 Jahren reichen. Die Speicherwirkung wird dagegen durch die Speicherdauer bestimmt und kann von 0 GWP<sub>bio</sub> bei einer Speicherdauer unter einem Jahr bis zu -1 GWP<sub>bio</sub> bei einer Speicherdauer größer als die Umtriebszeit reichen. Die biogenen Emissionsfaktoren der jeweiligen Szenarien sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3: Biogene Emissionsfaktoren der jeweiligen Szenarien. In kg CO<sub>2äq</sub>/kg CO<sub>2</sub>

Szenario	EU		DE	
	Nadel	Laub	Nadel	Laub
BAU	0.38	0.34	0.34	0.51
Proaktiver Waldumbau	0.25	0.29	0.25	0.44
Extensiver Schutz	0.38	0.34	0.34	0.51
Intensiver Schutz	0.38	0.34	0.34	0.51

Auf diese Weise wird die Klimawirkung von biogenem CO<sub>2</sub> sowie die Speicherwirkung von Holz und Holzprodukten unter Einbezug von Wachstum und dadurch entstehende Veränderungen im

biogenen Kohlenstoffkreislauf und Zeitversätzen zwischen Ernte, Emission und Wachstum abgebildet.

### Analyse der Effekte des Waldes

Die im Wald entstehenden Klimateffekte umfassen die Speicherwirkung des lebenden und des toten Holzes sowie Emissionen aus dem verrottenden Totholz. Die Speicherwirkung beschreibt, dass Wälder durch Wachstum CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre aufnehmen und zeitweise binden, was einen identischen Speichereffekt zu einer verzögerten Emission hat. Die Wirkung durch den Zuwachs, also die Aufnahme von Kohlenstoff aus der Atmosphäre durch Bäume an sich, wird bereits durch den zuvor dargestellten biogenen Emissionsfaktor abgedeckt, der auch für die Berechnung der Klimawirkung der Emissionen aus Totholz verwendet wird. Um eine Doppelzählung zu vermeiden, wird die Aufnahme von CO<sub>2</sub> durch Wachstum nicht noch einmal zusätzlich berechnet. Die Speichereffekte und Emissionen des Totholzes, inklusive des Bodens und Humus, wurde mit dem YASSO Modell (Liski et al., 2005) bestimmt.

Ausgangspunkt für die Berechnung der Klimawirkung des Waldes sind die Volumen an Holz in Rohholzäquivalenten. Diese werden für Nadelholz und Laubholz getrennt betrachtet. Nach IPCC (2019) wird für Nadelholz eine Dichte von 450 kg/m<sup>3</sup> und für Laubholz 560 kg/m<sup>3</sup> verwendet. Als Kohlenstoffanteil am Holz werden ebenfalls 50 % angenommen, während sich der Umrechnungsfaktor zwischen Kohlenstoff und CO<sub>2</sub> aus dem Verhältnis der molaren Massen von Kohlenstoff und CO<sub>2</sub> als 44/12 oder 3.667 ergibt.

Die Speicherwirkung des jährlich zuwachsenden Holzes wird über das Volumen des Nettozuwachs und die Halbwertszeit des lebenden Holzes  $T_w$  im Wald bestimmt. Die Halbwertszeit wird anstelle der mittleren Lebensdauer verwendet, um mit der Methode von IPCC (2019) und für Holzprodukte konsistent zu sein, für die die Halbwertszeit für die Berechnung der Speicherwirkung verwendet wird.

Für die Abschätzung der zu erwartenden Verweildauer wurde der in einem Jahr bestehende Vorrat durch alle Arten von Abgängen dividiert. Zu diesen zählen Ernte und natürliche Verluste durch Mortalität und Kalamitäten. Da Vorrat, Ernte und Verluste bei Nadel- und Laubholz unterschiedlich ausfallen, ergeben sich für beide unterschiedliche zu erwartende Verweildauern im Wald für in einem Jahr zugewachsenes Holz. Darüber hinaus kann der Wert durch Veränderung der Erntemengen oder Verlust je nach Szenario und über die Zeit schwanken, ebenso wie nach Region durch eine andere Zusammensetzung und Nutzung der Wälder. Im Durchschnitt ergeben sie für die jeweiligen Szenarien bei Laub- und Nadelholz und in den jeweiligen Regionen die in Tabelle 4 dargestellten Werte.

*Tabelle 4: Berechnete Halbwertszeiten für lebendes Waldholz in Europa und Deutschland. In Jahren*

Szenario	EU		DE	
	Nadel	Laub	Nadel	Laub
BAU	24	30	19	30
Proaktiver Waldumbau	18	19	18	22
Extensiver Schutz	25	31	18	32
Intensiver Schutz	43	49	25	52

Diese Methode nimmt für die Wälder ein quasi-statisches System an und ist damit nur eine Annäherung an die tatsächlichen Verweildauern von Holz. Die erhaltenen Werte für die mittlere Verweildauer entsprechen weitgehend den in der Literatur beschriebenen (Xue et al., 2017), mit tendenziell kürzeren Halbwertszeiten und Verweildauern für Nadelholz und längeren für Laubholz.

Um die Effekte des Totholzes abzubilden wurde das YASSO20-Modell für Kohlenstoff in Totholz und Boden verwendet. Dieses Modell ist die neueste Version des YASSO-Modells von Liski et al. (2005) und stellt ein einfaches, aber für viele Umweltbedingungen auch auf regionaler und nationaler Ebene anpassbares Modell zur Berechnung des Zerfalls und Verhaltens von Totholz und Bodenkohlenstoff dar, womit es sich gut für die Bestimmung der Effekte von Totholz und Bodenkohlenstoff in Europa und Deutschland eignet. YASSO simuliert den Vorrat, Veränderungen und Emissionen von Bodenkohlenstoff und benötigt als Variablen den Input an Totholz im System, sowie monatliche Temperatur- und jährliche Niederschlagsdaten (Liski et al., 2005; Viskari et al., 2022).

Für Temperatur und Niederschlag wurde die Entwicklung nach dem RCP4.5 Szenario angenommen. Für das YASSO-Modell werden neben dem groben und feinen Totholz auch Stümpfe, feine und grobe Wurzeln und Laub- und Nadelstreu mit

einbezogen. Diese wurden ebenfalls über Expansionsfaktoren bestimmt (Klein and Hoch, 2015; Pretzsch, 2019) und repräsentieren feine, grobe und nicht-holzige Biomasse. Jedes dieser Totholz- und Streukompartimente wird für YASSO in chemische Bestandteile untergliedert: wasserlösliche Stoffe wie Zucker, wasserunlösliche wachsartige Stoffe, Zellulose und Lignin. Zusätzlich wird noch der Bestandteil Humus für den Boden definiert, welcher aus stabilem und langlebigem organischen Kohlenstoff besteht. Für diese verschiedenen Bestandteile wird im YASSO-Modell eine unterschiedliche Zerfallsrate angenommen und die jeweiligen Stoffe können durch Zersetzung ineinander übergehen oder Kohlenstoff wird als CO<sub>2</sub> emittiert, wie Abbildung 4 zeigt.

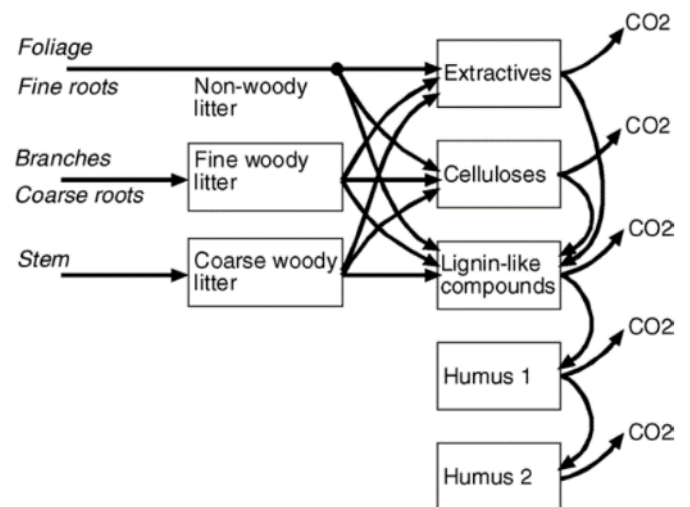


Abbildung 4: Flow chart des YASSO-Modells nach Liski (2005)

Auch der Durchmesser des Totholzes hat einen Einfluss auf die Zerfallsdynamik. Für grobes Totholz wurde ein mittlerer Durchmesser von 34 cm basierend auf Daten des Thünen-Institut (2017c) angenommen, für feines Totholz ein Durchmesser von 4 cm und für nicht-holzige Biomasse von 0 cm (Liski et al., 2005).

Das YASSO-Modell liefert als jährliche Ergebnisse den Kohlenstoffbestand im Boden, dessen Veränderung und emittiertes CO<sub>2</sub>. Jährliche CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Totholz und Boden können damit direkt aus YASSO übernommen werden. Diese wurden noch mit dem jeweiligen biogenen Emissionsfaktor der Szenarien verrechnet, um die biogene GWP-Wirkung zu bestimmen. Ausgenommen davon ist Laub- und Nadelstreu. Diese erneuern sich nicht nach einer gesamten Umtriebszeit, sondern wachsen bereits in einem Jahr oder weniger nach dem Fall nach. Damit liegt deren biogener Emissionsfaktor effektiv bei 0 GWP<sub>bio</sub> für durch Zerfall von Laub- und Nadelstreu emittiertes CO<sub>2</sub>.

Um die Speicherwirkung festzustellen, wurden die Halbwertszeiten der verschiedenen Totholzfraktionen, siehe Tabelle 5, bestimmt. Dazu wurde das YASSO-Modell für die jeweiligen Umweltbedingungen und Totholzkompartimente auf einen einmaligen Input im Jahr 0 angewandt. Die einzelnen chemischen Bestandteile der verschiedenen Totholzarten zerfallen dabei mit unterschiedlicher Geschwindigkeit, ergeben aber eine Kurve für den gesamten gespeicherten Kohlenstoff, aus der eine Halbwertszeit ableitbar ist. Eine Speicherwirkung besteht dabei auch für Laub- und Nadelstreu, da auch bei einem GWP<sub>bio</sub> von annähernd 0 eine Verzögerung der Emission

durch Speicher eine negative  $GWP_{bio}$  Wirkung hat, indem durch den Speicher Kohlenstoff gebunden wird, während neue Blatt- und Nadelmasse nachwächst (Guest et al., 2013). Zusätzlich ließ über diese Simulation von einzelnen Totholzpulsen erkennen, wie viel der jeweiligen Totholzart in stabilen Humus übergeht. Dieser zerfällt so langsam, dass darin gebundener Kohlenstoff über den betrachteten Zeithorizont hinaus stabil gespeichert ist und damit quasi dauerhaft. Bei allen Totholzkompartimenten lag dieser Wert bei 2 % für grobes Totholz und Stümpfe, 3 % für feines Totholz, grobe und feine Wurzeln und 4 % für Laub- und Nadelstreu. Dieser Anteil beschreibt damit einen dauerhaften Speicher und wurde zusätzlich mit einem  $GWP_{bio}$  von -1 zum Totholzspeicher hinzugerechnet. Die berechneten Halbwertszeiten sind vergleichbar zu den Abbauraten in Harmon et al. (2020).

Tabelle 5: Verwendete Halbwertszeiten verschiedener Totholzfraktionen in Europa und Deutschland. In Jahren

Totholzfraktion	EU		DE	
	Nadel	Laub	Nadel	Laub
Derbes Totholz	15	14	16	14
Feines Totholz	4	3	4	3
Stümpfe	15	14	16	14
Derbe Wurzeln	4	4	4	4
Feine Wurzeln	4	4	4	4
Laub- und Nadelstreu	3	3	3	3

### Analyse des Lebenszyklus von Produkten

Für die Bilanzierung der Klimawirkung von Produkten aus Holz orientiert sich die vorliegende Studie zentral an den Prinzipien der Ökobilanzierung. Es werden die Effekte von Produkten über alle Schritte des Lebenszyklus betrachtet, von der Herstellung bis zur Entsorgung. Im Folgenden werden die Datengrundlage und die Methodik für die Bilanzierung der Vorkette und die Entsorgung der Produkte dargestellt, gefolgt von der Berechnung der Speicherwirkung und der Substitutionswirkung und den Effekten von Import und Export. Diese erlauben die globalen Klimaeffekte einzufangen. Abschließend wird noch im Detail auf die Wirkung von Bioenergie aus Resthölzern eingegangen und welche Rolle diese im Gesamtsystem spielen.

Unter Produkte fallen im Sinne dieses Kapitels sowohl stoffliche HWPs, wie auch Bioenergieträger.

### Vorkette, Nutzung und Entsorgung

Die Datengrundlage für die Wirkung der Vorkette und der Entsorgung bilden sowohl Daten aus der Ecoinvent Datenbank sowie Umweltproduktdeklarationen (EPDs) der jeweiligen Produkte. Die Umweltwirkung von Vorketten und der Entsorgung sind damit der Literatur entnommen.

Für die jeweils in die vier Märkte Bausektor, Möbel, Verpackung und Papier aufgeteilten HWP-Klassen werden repräsentative Produkte definiert und die Umweltwirkung der Vorkette recherchiert. Diese Wirkung wird auf die Basis der funktionellen Einheit 1 kg Holz umgerechnet. EPDs generieren die Umweltwirkung von Produkten üblicherweise im Rahmen von „Cradle to Gate“, also von der Extraktion der Rohstoffe bis zum fertigen Produkt, und decken damit die vollständige Vorkette ab. Für Bioenergieträger werden Werte aus der Ecoinvent Datenbank bevorzugt. Eine vollständige Aufstellung der verwendeten EPDs und Datensätze findet sich im *Anhang A*.

Für die geographische Unterteilung von Europa und Deutschland wurden ähnliche bis gleiche Produktionsbedingungen und die jeweiligen Umweltwirkungen von Holz in den Märkten als gleich angenommen. Zwischen den Regionen ergaben sich, wie oben bereits dargestellt, allerdings andere Marktanteile, was zu unterschiedlichen Emissionen pro kg Holz führen kann. Im Produktszenario der

ambitionierten Nutzung führt dies durch die Annahme einer verstärkten Nutzung der HWP's im Bausektor zu einer stetigen Verschiebung der Emissionsfaktoren über die Zeit. Auch in diesem Punkt wurde zwischen biogenen und fossilen Emissionen unterschieden.

Tabelle 6: Emissionsfaktoren der Vorkette der HWP-Produktklassen im Basis-Produktszenario und der Bioenergieträger für Europa und Deutschland. Einheiten in kg CO<sub>2eq</sub>/kg Holz.

HWP & Energieträger	EU		DE	
	Biogen	Fossil	Biogen	Fossil
Schnittholz	0,31	0,25	0,31	0,26
Holzwerkstoffe	0,38	0,65	0,38	0,65
Papier & Pappe	1,14	1,24	1,14	1,24
Waldhackschnitzel	0,002	0,058	0,002	0,058
Scheitholz	0,003	0,033	0,003	0,033
Kohle	3,94	0,215	3,94	0,215
Rinde (Nadelholz)	0,005	0,011	0,005	0,011
Rinde (Laubholz)	0,004	0,01	0,004	0,01
Pellets	0,573	0,162	0,573	0,162
Schwarzlauge	0,0	0,0	0,0	0,0

Auch für das Lebensende der Produkte wurden die Umweltwirkungen getrennt nach biogenen und fossilen Emissionen aus der Ecoinvent Datenbank entnommen. GWP<sub>bio</sub> und GWP<sub>fossil</sub> pro kg Holz in Deponien liegt hier bei 0,086 GWP<sub>bio</sub> und 0,105 GWP<sub>fossil</sub>. Für Holz, das am Lebensende zur Energierückgewinnung verbrannt wird, wird eine vollständige Emission des gespeicherten Kohlenstoffs, sowie eine Substitutionswirkung angenommen, siehe Material- und Energiesubstitution. Für Bioenergieträger, wie Pellets, Hackschnitzel oder Holzscheite, wurde keine Speicherdauer berechnet und es wird eine Nutzung innerhalb eines Jahres nach der Ernte angenommen.

Die Nutzungsphase der HWP's nach Inbetriebnahme der Produkte, bsp. nach dem Bau eines Holzhauses oder dem Aufstellen von Möbeln, wird als weitgehend klimaneutral betrachtet. Die signifikanten Effekte dieser Phase bestehen in der Speicher- und Substitutionswirkung der jeweiligen Produkte, die in den folgenden Abschnitten beschrieben werden.

Für Bioenergieträger bedeutet die Nutzung zugleich auch das Verbrennen zur Energiegewinnung. Hierfür wird eine vollständige Emission des gespeicherten Kohlenstoffs angenommen. Als biogene Emissionen wird die emittierte Menge an CO<sub>2</sub> mit dem biogenen Emissionsfaktor des jeweiligen Szenarios und der Holzart (Nadel- oder Laubholz) verrechnet, um das GWP zu erhalten. Verbrennungstechnologie und Effizienz spielen ebenfalls zentral für die erzielte Substitutionswirkung eine Rolle und werden in den folgenden Abschnitten beschrieben.

#### *Berechnung der Speicherwirkung*

Die Speicherwirkung der HWP's ist von der in einem Jahr produzierten Menge und der zu erwartenden Halbwertszeit der Produkte abhängig. Parallel zum Vorgehen für die Speicherwirkung von lebendem und totem Holz, wurde ein Speicherfaktor aus der Differenz des biogenen Emissionsfaktors mit und ohne Speicherdauer nach Gleichung (4) bestimmt. Die Speicherdauer entspricht der Halbwertszeit der HWP's. Die Wirkung wird dem Jahr der Produktion zugeschrieben.

Die Berechnung der Halbwertszeit der verschiedenen HWP-Klassen erfolgt ebenfalls über die Produkte der jeweiligen Märkte, siehe *Anhang A*. Aus EPDs und weiteren Literaturquellen wurden Angaben über die erwartete Lebensdauer der jeweiligen Produkte entnommen. Aus diesen wurde dann die Halbwertszeit abgeleitet. Dieses Vorgehen entspricht der empfohlenen Methodik für HPW's

des IPCC (2019) in Bezug auf die Berechnung und Verwendung von Halbwertszeiten. Die in Tabelle 7 aufgeführten Halbwertszeiten der jeweiligen HWP-Produktklassen entsprechen zudem weitgehend dem Standard aus IPCC (2019).

Tabelle 7: Halbwertszeiten der HWP-Produktklassen in Europa und Deutschland. In Jahren.

HWP	EU	DE
Schnittholz	35	36
Holzwerkstoffe	24	26
Papier & Pappe	1	1

Diese Halbwertszeiten wurden wie folgt berechnet. Jede der HWP-Produktklassen teilt sich auf die Märkte Bausektor, Möbel und Verpackung, mit dem zusätzlichen Markt Papier für Papier und Pappe, auf. Zunächst wurden die Lebensdauern für einzelne repräsentative Produkte der HWP-Produktklassen innerhalb der Märkte bestimmt und eine durchschnittliche mittlere Lebensdauer pro Markt bestimmt. Schnittholzprodukte erreichen beispielsweise im Bausektor eine mittlere Lebensdauer von 68 Jahren, im Möbelsektor 35 Jahre und im Verpackungssektor 6 Jahre. Aus diesen Lebensdauern in den Märkten wurde dann über die Marktanteile ein gewichteter Mittelwert gebildet, der der mittleren Lebensdauer der HWP-Produktklassen entspricht. Aus dieser wurde dann die Halbwertszeit bestimmt, wie in Tabelle 7 aufgeführt.

Die Lebensdauer für die einzelnen Produkte innerhalb der HWP-Produktklassen wurde über ganz Europa erhoben und es wurde angenommen. Die Lebensdauer der einzelnen Produkte im Bausektor wurde häufig über die Lebensdauer von Gebäuden definiert, da eine Vielzahl der EPDs für Holzprodukte des Bausektors die erwartete Lebensdauer als unbekannt lange angeben (Binderholz GmbH, 2019b; Rubner Holding AG, 2018). Die zu erwartende Lebensdauer von Gebäuden wurde über die Renovierungs- und Abrissraten ermittelt, über die berechnet wurde, wie lange ein im Jahr 0 neu gebauter Bestand bei diesen Raten bestehen bleibt, was der erwarteten Lebensdauer entspricht. Als Renovierung wird im Sinne dieser Berechnung eine tiefgreifende Renovierung verstanden, bei der signifikante Bestandteile eines Gebäudes ausgetauscht und erneuert werden. Für Europa wurde eine Renovierungsrate von 1,17 % und eine Abrissrate von 0,55 % verwendet, sowie die Annahme, dass ein Abriss in den ersten 43 Jahren eines Gebäudes hoch unwahrscheinlich und damit die Rate hier 0 ist (Sandberg et al., 2016). Für Deutschland wurden die Raten 1,3 % (Sandberg et al., 2016) für Renovierung und 0,122 % für Abriss (Statistisches Bundesamt, 2022) bestimmt.

Aus diesen Werten ergaben sich eine mittlere Lebensdauer für Gebäude von 72 Jahren für Europa und 74 Jahre für Deutschland. Dieser Wert wurde für alle Bauprodukte verwendet, die im *Anhang A* mit der erwarteten Lebensdauer „entspricht Gebäude“ aufgeführt sind.

Aus den Halbwertszeiten leiten sich die Speicherdauern nach Gleichung ( 4) ab. Für Bioenergieträger, wie Pellets, Hackschnitzel oder Holzscheite, wurde keine Speicherdauer berechnet und es wird eine Nutzung innerhalb eines Jahres nach der Ernte angenommen.

#### *Material- und Energiesubstitution*

Der Einsatz von Holz, sowohl als HWP wie auch als Bioenergieträger, ersetzt die Verwendung anderer, fossil basierter Produkte. Dadurch, dass mehr oder weniger Holzprodukte und -energie produziert wird, können weniger oder müssen mehr andere Produkte produziert werden, um die Nachfrage nach entsprechenden Leistungen und Energie zu erfüllen. Um diese Substitutionswirkung von Holz abzubilden wurden Substitutionsfaktoren pro kg Holz entwickelt.

Zunächst wurde definiert, welche Produkte durch holzbasierte Alternativen ersetzt werden können. Für HWP-Produkte wurde dazu erneut die Aufteilung auf die Märkte Bausektor, Möbel, Verpackung, und

Papier verwendet. Über diese konnte ermittelt werden welche Produkte Schnittholz, Holzwerkstoffe und Papier und Pappe jeweils in diesen Märkten ersetzt. Aus der Literatur wurde dann die Klimawirkung dieser Produkte ermittelt sowie wie viel der Produkte pro kg Holz ersetzt bzw. vermieden werden kann. Darüber ergibt sich schließlich die Substitutionswirkung also die vermiedenen Klimawirkungen pro kg Holz in den jeweiligen Märkten und über deren Anteile dann wie viel pro kg Schnittholz, Holzwerkstoffe und Papier und Pappe vermieden werden kann.

Die Menge an fossilen Alternativen, die durch Holz ersetzt oder vermieden werden können, wurde aus der Literatur abgeleitet. Dazu wurden Studien verwendet, die auf Basis von funktionellen Einheiten, also identischen Produktleistungen, holzbasierten Lösungen und Alternativen betrachtet und verglichen wurden. Daraus ergab sich wie viel kg Holz notwendig ist, um die gleiche Leistung eines kg Substituts zu erhalten und Aspekte der Effizienz verschiedener Alternativen konnte mit einbezogen werden. Da die Substitute damit auch grundlegend auf Basis funktioneller Einheiten verglichen wurden, ist auch sichergestellt, dass nur funktionell gleichwertige Produkte in funktionell gleichwertigen Mengen ersetzt wurden. Bei mehreren Studien für die gleiche Alternative wurde der Mittelwert aus diesen für die Menge Substitut pro kg Holz gebildet.

Wie in Tabelle 8 zu sehen, bildet der Möbelsektor für Schnittholz eine Ausnahme in diesem Vorgehen. Für diesen Bereich konnten keine passenden vergleichenden Studien gefunden werden. Daher wurde der Substitutionsfaktor nach Leskinen et al. (2018) übernommen und in durch Möbel aus Holz vermiedene Emissionen und entstandene Emissionen geteilt.

*Tabelle 8: HWP-Substitute und substituierte Mengen in kg Substitut pro kg eingesetztes Holz.*

HWP		Substitut	Menge pro kg Holz	Quelle
Schnittholz	Bausektor	Stahl	0,3	Sinha et al. (2016)
		Beton	5,3	Andersen et al. (2022)
		Ziegel	1,4	Skullestad et al. (2016)
		Mörtel	0,5	Hart et al. (2021)
		Andere	2,0	Pajchrowski et al. (2014) Liang et al. (2020)
	Verpackung	Kunststoffkisten	2,22	Del Borghi et al. (2021)
		Kunststoffpaletten	0,9	(Deviatkin and Horttanainen) Khan et al. (2021) Vásquez et al. (2022)
Holzwerkstoffe	Bausektor	Stahl	0,3	Sinha et al. (2016)
		Beton	5,3	Andersen et al. (2022)
		Ziegel	1,4	Skullestad et al. (2016)
		Mörtel	0,5	Hart et al. (2021)
		Dämmstoff	-0,1	Pajchrowski et al. (2014) Liang et al. (2020)
	Möbel	Metallregal	0,048	Werner et al. (2006)
		Verpackung	Kunststoffkisten	1,71
Papier & Pappe	Verpackung	Kunststoffkisten	1,84	Del Borghi et al. (2021)
		Plastiktüten	0,25	Muthu et al. (2012) Ahamed et al. (2021) Pragati and Yasunobu (2022)
				Stafford et al. (2022)



Für den Bausektor ist in Bezug auf die Substitution besonders auch die Vermeidung von alternativen Baustoffen von Bedeutung. Da Holzkonstruktionen tendenziell leichter sind als äquivalente Konstruktionen aus Beton oder Stahl, benötigen diese weniger massive Fundamente und können so weiteren Verbrauch an Beton vermeiden und diesen nicht nur direkt ersetzt (Sinha et al., 2016).

Für die jeweiligen Substitute wurde die Klimawirkung ebenfalls aus den Studien in Tabelle 8 sowie EPDs in Anhang A entnommen. Wenn nötig wurde die Klimawirkung auf die Einheit GWP pro kg umgerechnet und mit der ermittelten Menge verrechnet. Daraus ergibt sich ein Substitutionsfaktor in der Einheit GWP pro kg Holz für die jeweiligen Produkte und Märkte. Für den Bausektor wurden dazu die Substitutionsfaktoren aufsummiert, da aus den verwendeten Studien hervorgeht, dass ein 1 kg Holz alle diese fossilen Alternativen zugleich vermeidet oder ersetzt. So wurden in diesen Studien jeweils funktionell identische Gebäudekonstruktionen mit und ohne Holzbau verglichen und dargestellt, wie viel weniger der alternativen Baustoffe in der Holzvariante benötigt werden. Für die restlichen Märkte wurde, bei mehreren Substituten, ein Mittelwert der Substitutionsfaktoren gebildet. Über die Anteile der Märkte an den HWP-Klassen wurde abschließend ein Substitutionsfaktor für die HWPs gebildet.

In Tabelle 9 sind die Substitutionsfaktoren der HWPs für die Produktbasisszenarien dargestellt. Wie auch schon bei Vorketten und Speicherwirkung verschiebt sich durch verschiedene Marktanteile, während die Substitutionswirkung pro Markt und Produkt als gleich zwischen Europa und Deutschland angenommen wird. Auch im Produktszenario „ambitionierte Nutzung“ verschieben sich die Substitutionsfaktoren über die Zeit durch die angenommene verstärkte Nutzung von Holz für den Bausektor.

Tabelle 9: Substitutionsfaktoren der HWP-Klassen im Produktbasisszenario für Europa und Deutschland. Einheiten in kg CO<sub>2e0</sub>/kg Holz.

HPW	EU		DE	
	Biogen	Fossil	Biogen	Fossil
Schnittholz	0,021	2,64	0,021	2,78
Holzwerkstoffe	0,014	2,92	0,015	3,00
Papier & Pappe	0,00	0,83	0,00	0,90

Die Basis für die Substitutionswirkung von Bioenergie aus Holz war die produzierte Menge an Energie in Kilowattstunden. Aus jährlich produzierten Mengen an Bioenergieträgern wurde dazu die erhaltene Energie in Kilowattstunden Strom und Wärme berechnet, die dann Energie auf dem Strom und Wärmemarkt substituiert.

Entscheidend für die Substitution pro kg Holz ist somit wie viel Energie jeweils an Strom und Wärme aus den Energieträgern gewonnen werden kann. Im Rahmen dieser Studie wurden die Bioenergieträger Waldhackschnitzel, Scheitholz, Kohle, Rinde, Pellets und Schwarzlauge betrachtet, die zumeist als Nebenprodukte, selten als Hauptprodukte entstehen. Für die jeweiligen Energieträger wurde ein typischer Wassergehalt und darauf basierender Heizwert angenommen. Vollständig trockenes Holz hat so einen Heizwert von ~5,14 kWh/kg. Dieser sinkt mit steigendem Wassergehalt bzw. steigender Holzfeuchte.

Tabelle 10: Wassergehalte und Heizwerte für verschiedene Bioenergieträger. In % und kWh/kg

Brennstoff	Typischer Wassergehalt [%]	Heizwert [kWh/kg]
Pellets	10%	4,7
Scheitholz	20%	4,0

Waldhackschnitzel	30%	3,4
Rinde	30%	3,4
Kohle	0%	5,14
Schwarzlauge	/	3,89

(Bajpai, 2018; Krajnc, 2015)

Annahmen zur Verbrennungstechnologie wurden aus Rüter et al. (2016) übernommen. Diese bestimmen über den Wirkungsgrad der Energiegewinnung wie viel der maximal verfügbaren Energie pro kg Brennstoff in welcher Form, Strom und/oder Wärme, gewonnen wird. Es wurde zusätzlich angenommen, dass Rinde mit ähnlicher Technologie und Effizienz verbrannt wird wie Hackschnitzel, während für Kohle und Schwarzlauge eine ähnliche Effizienz der Verbrennung zu einem Scheitholzofen angenommen wird.

*Tabelle 11: Angenommene Wirkungsgrade und Anteile von Strom und Wärme bei der Verbrennung holzbasierter Brennstoffe.*

Brennstoff	Gesamter Wirkungsgrad	Anteil Wärme	Anteil Strom
Pellets	85 %	100 %	0 %
Scheitholz	68 %	100 %	0 %
Waldhackschnitzel	82 %	88 %	12 %
Rinde	82 %	88 %	12 %
Kohle	68 %	100 %	0 %
Schwarzlauge	68 %	100 %	0 %

Durch die Substitution mit Bioenergie aus Holz wird die durchschnittliche Klimawirkung pro kWh Strom und Wärme in Europa und Deutschland ersetzt. Es wird damit eine Konkurrenz mit allen Energieträgern des gesamten Strom- und Wärmemarkts angenommen.

Die energetische Substitution wurde im Rahmen des KlimaHolz-Projekts dynamisch modelliert. So nahm die CO<sub>2</sub>-Intensität der Energieversorgung über die vergangenen Jahrzehnte stetig ab. Die Ziele auf nationaler wie europäischer Ebene sind es, bis 2050 weitgehend klimaneutral in der Energieversorgung zu sein. Dies bedeutet, dass die durchschnittliche Substitutionswirkung pro kWh Bioenergie aus Holz über die kommenden Jahre stetig abnimmt.

Basierend auf der Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Intensität des Strom- und des Wärmemix in Europa und Deutschland seit 1990, aus EEA (2022) und über eigene Berechnungen aus Eurostat (2023g) abgeleitet, wurde über eine lineare Extrapolation abgeschätzt wie sich die Klimawirkung der Energiemixe bis 2050 und bis 2100 entwickeln wird. Die CO<sub>2</sub>-Intensität der Stromversorgung von 1990 bis 2020 wurde aus EEA (2022) direkt übernommen. Für den Wärmemix wurde sie berechnet, in dem die Anteile der jeweiligen Energieträger am Wärmemix aus Eurostat (2023g) mit dem Emissionsfaktor jedes Energieträgers verrechnet wurden. Darüber ergibt sich die Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Intensität pro kWh Wärme, die dann extrapoliert werden kann. Die darüber erhaltenen Emissionen pro kWh Strom, wie in Abbildung 5 dargestellt, nehmen über die Jahre stetig ab und erreichen für Europa im Jahr 2058 und für Deutschland im Jahr 2064 jeweils Klimaneutralität. Für kWh Wärme wird Klimaneutralität in den Jahren 2070 für Europa und 2078 für Deutschland erreicht. Damit erreicht auch die Substitutionswirkung für Bioenergie, die Strom und Wärme ersetzt, in diesen Jahren jeweils 0, da der Energiemix keine Klimawirkung mehr aufweist, die ersetzt werden könnte, da keine fossilen Energieträger mehr im Einsatz sind.

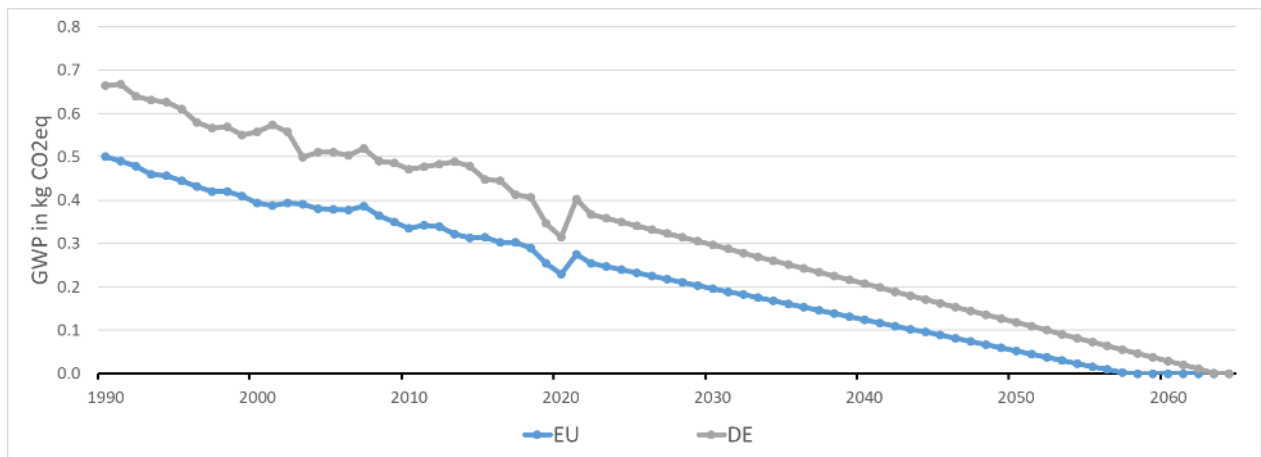


Abbildung 5: Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Intensität der Stromerzeugung in Europa und Deutschland

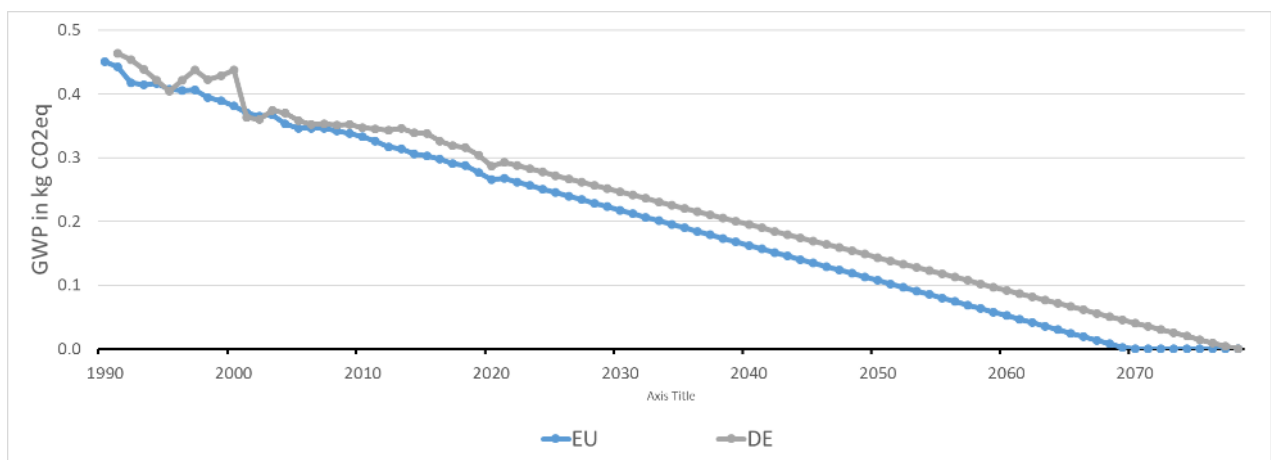


Abbildung 6: Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Intensität der Wärmeerzeugung in Europa und Deutschland

Diese Werte stellen die jährliche Substitutionswirkung pro kWh Bioenergie da.

Als lineare Extrapolation der Entwicklung seit 1990 ist diese Annahme zur dynamischen Entwicklung der Klimawirkung des Strom- und Wärmemix, und damit des Substitutionspotentials von holzbasierter Energie, eine vereinfachende Annahme. Die tatsächliche Entwicklung ist stark von politischen, gesellschaftlichen und technischen Entwicklungen abhängig. Besonders ist auch zu erwarten, dass die Herausforderung der Klimaneutralität der Energieversorgung ansteigt, je weniger GWP pro kWh noch vorhanden sind.

#### Effekte von Importen und Exporten

Um die globalen Klimaeffekte der Szenarien abzubilden, wurden auch die Effekte von Importen und Exporten berechnet. Für Importe wurden globale Waldeffekte durch Ernte sowie die Klimawirkung der Vorkette inklusive Transport nach Europa berechnet. Speicherwirkungen und Lebensende finden im Inland statt und sind bereits durch die oben genannten Methoden abgedeckt, die den Konsum an HPWs als Ausgangspunkt haben. Für Exporte finden Waldeffekte und Vorkette im Inland statt, während Speicherwirkung, Substitution und Lebensende global bilanziert wurden.

Für die Bestimmung der Waldeffekte des importierten Holzes wurden zunächst die Herkunftsländer des europäischen Holzimports für Holzhandel und für Zellstoff und Papier aus Eurostat (2023e) ermittelt. Aus den Handelsstrukturen von 2012 bis 2021 wurde der Mittelwert der Anteile der jeweiligen Herkunftsländer am gesamten Import berechnet. Unter der Annahme, dass sich die allgemeine Handelsstruktur der vergangenen 10 Jahre nicht grundlegend verändern wird, wurde dieser in Tabelle 12 aufgeführte Wert für Europa und Deutschland verwendet.

Tabelle 12: Herkunftsländer und deren Anteile am Holzimport basierend auf Eurostat (2023e).

Holzhandel		Zellstoff und Papier	
Herkunftsland	Anteil [%]	Herkunftsland	Anteil [%]
Russland	24,7 %	Brasilien	37,6 %
USA	9,2 %	USA	23,0 %
Ukraine	9,3 %	Uruguay	10,9 %
Belarus	8,2 %	Chile	9,0 %
Norwegen	7,2 %	Norwegen	4,0 %
Brasilien	4,6 %	UK	3,9 %
Kamerun	4,2 %	Kanada	3,5 %
Kanada	3,2 %	Russland	2,8 %
Malaysia	3,1 %	Schweiz	1,5 %
Indonesien	3,0 %	Südafrika	1,2 %
Restliche Welt	23 %	Restliche Welt	2,7 %

Die jeweiligen Herkunftsländer wurden anschließend einer von drei klimatischen Waldzonen zugeteilt: boreal (Russland, Kanada, Norwegen), temperiert (USA, Chile, UK, Schweiz, Ukraine, Belarus), und subtropisch bis tropisch (Brasilien, Uruguay, Südafrika, Kamerun, Malaysia, Indonesien). Für diese drei Zonen wurden Umtriebszeiten und zu erwartende Halbwertszeiten des lebenden und toten Waldholzes definiert. Hierbei konnte auf Grund der Datenlage nicht zwischen Nadel- und Laubholz unterschieden werden und es wurde die Annahme getroffen, dass Holz, das nicht importiert werden muss, nicht geschlagen wird und als lebendes und anschließend totes Holz im Wald verbleibt.

Für Holz aus borealen Herkunftswäldern wurde eine Umtriebszeit von 100 Jahren (Felton et al., 2017; Hari and Kulmala, 2008; Roberge et al., 2016; Stokland, 2021) und eine Halbwertszeit von 85 Jahren, ergebend aus der erwarteten Verweildauer des lebenden Holzes (Xue et al., 2017) und der über YASSO bestimmten Halbwertszeit von Totholz, verwendet. Für temperierte Herkunftswälder wurde eine Umtriebszeit von 80 Jahren (Gibbons et al., 2010; Roberge et al., 2016) und eine gesamte Halbwertszeit von 60 Jahren angenommen, und für subtropische bis tropische Herkunftswälder eine Umtriebszeit von 50 Jahren (Rutishauser et al., 2015; Sasaki et al., 2012) mit einer Halbwertszeit von 50 Jahren. Aus diesen Zeiten ergeben sich für das Importholz ein Faktor für Waldeffekt von 1,42  $GWP_{bio}$  pro kg Holz für boreale Länder, 0,935 für temperierte Länder und 0,752 für subtropische bis tropische Länder. Diese Faktoren beschreiben die verlorene Speicherwirkung pro kg Holz, wenn es zusätzlich für den Import gefällt wird.

Zum verlorenen Speichereffekt im Wald kommen Emissionen aus der Verarbeitung und dem Transport hinzu. Diese wurden je HWP-Produktklasse ermittelt und sind in Tabelle 13 aufgeführt. Für die Klimawirkung des Transports wurden durchschnittliche globale Distanzen und deren Wirkung aus der Ecoinvent Datenbank entnommen, wobei zwischen Nadel- und Laubholz unterschieden wurde (Wernet et al., 2016). Die Klimawirkung der Vorkette, vom Holzeinschlag bis zum fertigen Produkt, wurde aus der Literatur entnommen, wie in Tabelle 13 angegeben. Für boreale und temperierte Wälder ergaben sich dabei gleiche Emissionen, während diese für subtropische Länder abweichend sind.

Tabelle 13: Klimawirkung von Transport und Vorkette für Importholz in  $GWP$  pro kg Holz.

HWP	Transport; Nadelholz	Transport; Laubholz	Vorkette biogen	Vorkette fossil	Quellen
Schnittholz	0.047	0.048	0.41	0.52	Puettmann and Wilson (2005) Puettmann et al. (2010a)

					Puettmann et al. (2010b) Laurent et al. (2013)
			10.10*	0.18*	Campos et al. (2021)
				0.65	Hussain et al. (2017) Nakano et al. (2018) Wang et al. (2022) Puettmann and Wilson (2005) Kouchaki-Penchah et al. (2016)
<b>Holzwerkstoffe</b>	0.08	0.08	0.26	0.45*	Silva et al. (2013) Gonzalez- Garcia et al. (2019) Mohd Azman, Muhammad Aiman Hakim et al. (2021) Piekarski et al. (2017) Piekarski et al. (2014) Ferro et al. (2018)
<b>Papier und Pappe</b>	0.065	0.065	2.31	0.83	Wang and Mao (2013) Echeverria et al. (2022) Tomberlin et al. (2020) Buitrago-Tello et al. (2022) Ghose and Chinga-Carrasco (2013)
				1.09*	Xu and Becker (2012) Silva et al. (2015)

\*Werte für (sub)tropische Herkunftsländer

Die Klimaeffekte pro kg Importholz wurden abschließend mit den oben genannten Faktoren und den Anteilen der jeweiligen Herkunftsländer nach Region (boreal, temperiert, (sub)tropisch) berechnet. Es ist anzumerken, dass die globalen Waldeffekte starken Annahmen unterliegen und nur als grobe Abschätzung globaler Effekte des Imports von Holz zu sehen sind. Vermutlich decken sie nicht alle Klimaeffekte ab, die durch Holzimport entstehen und unterschätzen dessen Wirkung. Bereits mit den angenommenen Faktoren liegt der Klimaeffekt von Importholz allerdings über dem von heimischen Wäldern und während HWP aus heimischem Holz eine positive Klimawirkung aufweisen, sind HWPs aus Importen negativ für das Klima.

Für Exportholz wurden ebenfalls die Transportemissionen aus der Ecoinvent Datenbank übernommen. Für die Speicherwirkung exportierter HWPs wurden die Standard Halbwertszeiten aus IPCC (2019) übernommen, während für die Substitutionswirkung die oben beschriebenen Substitutionsfaktoren für Europa verwendet wurden. Für das Lebensende von exportierter HWPs wurden durchschnittliche globale Anteile von Verbrennung und Deponierung berechnet. Die gesetzlichen Vorgaben und Entsorgungsraten können sich zwischen Ländern stark unterscheiden. In einigen Ländern findet überwiegend Verbrennung für Energierückgewinnung statt oder ist gesetzlich vorgeschrieben (Statistics Norway, 2022), während in anderen Ländern Deponierung von Altholz vorherrscht (EPA, 2022). Im Rahmen dieser Studie wurde ein Verhältnis von 60 % Verbrennung für Energierückgewinnung und 40 % Deponierung von Altholz angenommen. Für Papier und Pappe wurde ein Verhältnis von 14 % Verbrennung und 86 % Deponierung angenommen (Kaza et al., 2018).

#### *Wirkung von Bioenergie aus Reststoffen*

Neben der Bilanzierung der Klimawirkung des Gesamtsystems Wald und Holzprodukte und Bioenergie in den jeweiligen Szenarien, war es ebenfalls Ziel dieser Studie, die Rolle von Bioenergie innerhalb dieses Systems genauer zu beleuchten. Insbesondere wurde auf die Wirkung von Bioenergie aus Reststoffen und die Energieträger Waldhackschnitzel und Pellets eingegangen und deren Klimawirkung im Rahmen des Gesamtsystems und des KlimaHolz-Modells berechnet. Dieser

Fokus steht im Sinne der Annahme der bevorzugten stofflichen Verwendung von Holz. Für die Berechnung ist der Status als Resthölzer und damit als Nebenprodukte von Bedeutung. Als Nebenprodukte aus der Forstwirtschaft oder der Holzverarbeitung tragen Resthölzer vor allem nicht die Bürde, dass lebende Bäume für deren Erzeugung gefällt wurden und somit Speicherwirkung und zukünftiges Wachstum verloren geht. Anders als beispielsweise von Fehrenbach et al. (2022) vorgeschlagen, sollten Verluste an Speicher und Wachstum im Wald nicht Reststoffen und Nebenprodukten zur Last gelegt werden. Der Holzeinschlag, und damit der Eingriff in den Wald, durch den Speicher und Zuwachs im lebenden Bestand verloren geht, wird für das Hauptprodukt durchgeführt, ebenso wie die weitere Verarbeitung von Holz. Der Holzeinschlag ist eine Konsequenz aus der Produktion der Hauptprodukte und somit sind die Hauptprodukte auch mit den Effekten im Wald zu belasten.

Waldhackschnitzel werden, wie im Abschnitt Modellannahmen und Berechnung der Produktmengen, dargestellt, aus im Wald anfallenden Resthölzern hergestellt, die sowohl zur Fraktion des groben Restholzes (>7cm) wie auch der Fraktion des feinen Restholzes (<7cm) gehören können. Die Klimawirkung dieses Energieträgers  $GWP_{WHS}$  setzt sich aus einer Reihe von Faktoren zusammen.

$$GWP_{WHS} = GWP_V + GWP_N - GWP_S - GWP_{TV} + GWP_{TS} \quad (5)$$

Durch die Herstellung mit Sammlung, Hacken, Transport, etc., entstehen Emissionen ( $GWP_V$ ), ebenso wird biogenes  $CO_2$  durch die Nutzung als Brennstoff emittiert ( $GWP_N$ ). Die gewonnene Energie hat wiederum eine Substitutionswirkung  $GWP_S$ , da andere Energieträger eingespart werden. Darüber hinaus hat die Nutzung von Waldrestholz aber auch eine Auswirkung auf Emissionen im Wald. Das alternative Schicksal von Hackschnitzeln aus Waldrestholz ist, dass es als Totholz im Wald verrottet. Dies führt zu Emissionen durch Verrottung  $GWP_{TV}$ , aber auch zu einer Speicherwirkung  $GWP_{TS}$  entsprechend der Halbwertszeit des Totholzes und des Anteils, der in stabilen Humus übergeht. Durch die Nutzung als Hackschnitzel werden diese Effekte als Totholz vermieden bzw. gehen verloren. Die Berechnung dieser Effekte ist oben und im Kapitel Analyse der Effekte des Waldes bereits erklärt worden.

Die Wirkung von Waldhackschnitzeln wird über Gleichung ( 5 ) berechnet, wobei auf Grund der unterschiedlichen Totholz-Halbwertszeiten und Humusanteile jeweils für Waldhackschnitzel aus feinem und aus grobem Waldrestholz eine separate Berechnung durchgeführt wird. Diese findet Anhand der Verhältnisse von feinem zu grobem Waldrestholz im Waldhackschnitzel-Mix statt.

Für Pellets wurde ein ähnliches Vorgehen angewandt. Diese werden aus Nebenprodukten der Holzverarbeitung hergestellt. Diese Nebenprodukte können entweder für die Produktion von Holzwerkstoffen oder als Energieträger verwendet werden. Da im Rahmen des KlimaHolz-Modells die stoffliche Nutzung bevorzugt wird, wurde - wie im Abschnitt Modellannahmen und Berechnung der Produktmengen dargestellt - die Holzwerkstoff- und Papierproduktion bereits vollständig versorgt und nur darüber hinaus verfügbare Reststoffe werden für Pellets verwendet. Da diese nicht anderweitig nachgefragt werden, wurde auch für diesen Brennstoff das verbleibende alternative Szenario der Verrottung angenommen. Für diese wurde zusätzlich angenommen, dass diese Resthölzer ähnlich zu feinem Totholz verrotten und ähnliche Halbwertszeiten aufweisen.

Für Pellets bestimmt sich die Klimawirkung  $GWP_P$  damit identisch zu Waldrestholz über die Wirkung der Vorkette  $GWP_V$  und der Verbrennung  $GWP_N$ , über die Substitutionswirkung der gewonnenen Energie  $GWP_S$  und die vermiedenen Emissionen aus der Verrottung  $GWP_{TV}$  und die verlorenen Speicherwirkung  $GWP_{TS}$ .

$$GWP_P = GWP_V + GWP_N - GWP_S - GWP_{TV} + GWP_{TS} \quad (6)$$

## Berechnung sozioökonomische Effekte

Um neben der Klimawirkung als Umweltkriterium auch die soziale und ökonomische Dimension des Konzepts der Nachhaltigkeit abzudecken, wurden im KlimaHolz-Projekt alle Szenarien auch nach sozioökonomischen Kriterien bewertet. Es wurden die Indikatoren Arbeitsplätze, Haushaltseinkommen, staatliches Einkommen und Effekte auf die gesamtwirtschaftliche Leistung berechnet. Diese decken die ökonomischen Wertschöpfungseffekte vollständig ab sowie einen Teil der sozialen Effekte.

### Input-Output Multiplikatoren

Für die Berechnung der sozioökonomischen Indikatoren wurden Input-Output-Multiplikatoren verwendet, die aus den nationalen Input-Output-Tabellen abgeleitet werden. Diese Methodik folgt der sozioökonomischen Analyse von Forststrategien von Smyth et al. (2020) und Xu et al. (2018).

Input-Output-Multiplikatoren stellen die Veränderung eines Indikators über die gesamte Volkswirtschaft bei der Erhöhung oder Senkung des Umsatzes einer Industrie um 1 €, bzw. 1 Mio. € für Arbeitsplätze, dar. Sie werden aus den jeweiligen nationalen Input-Output-Tabellen abgeleitet, die für Deutschland, als auch für die gesamte EU erstellt werden (Eurostat, 2023h).

Um diese Multiplikatoren zu berechnen, wurde zunächst eine Einheitsmatrix  $I$  entsprechend der Vorleistungsmatrix  $A_v$  gebildet und von der Differenz dieser beiden die Inverse Matrix  $a$ , auch Leontief Invers genannt:

$$\mathbf{a} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \quad (7)$$

Der Multiplikator der wirtschaftlichen Gesamtleistung, oder Output-Multiplikator, einer Industrie  $j$  entspricht dann der Summe der Elemente  $a_{ij}$  des Leontief Invers:

$$O_j = \sum_{i=1}^n a_{ij} \quad (8)$$

Dieser Indikator gibt an, wie viel wirtschaftliche Gesamtleistung entsteht, wenn 1 € zusätzlicher Umsatz in einer Industrie durch mehr Nachfrage oder Produktion (Investment) erzeugt wird.

Die weiteren Multiplikatoren werden dann über Gleichung ( 9 ) berechnet:

$$\mathbf{Z} = \mathbf{B} * \mathbf{a} \quad (9)$$

$Z$  ist der Vektor der Multiplikatoren und  $B$  der Vektor der Input-Koeffizienten. Diese werden ebenfalls aus der Input-Output-Tabelle abgeleitet, indem die Inputs einer Industrie  $j$  durch den gesamten Output der Industrie  $j$  geteilt werden (Eurostat, 2008; Milletler, 2018). Zu den Primärinputs gehören Löhne und Gehälter, Steuern und Subventionen, Abschreibungen und Betriebsüberschüsse. Arbeitsplätze gehören traditionell nicht zur Input-Output-Tabelle und wurden je Industrie aus Eurostat (2023d) entnommen.

Durch das Berechnen von  $Z$  mit den Vektoren  $B$  für die Primärinputs Arbeitnehmer, Löhne und Gehälter und Steuern und Subventionen wurden die Multiplikatoren für Arbeitsplätze, Haushaltseinkommen und staatliches Einkommen berechnet. Mit diesen kann dann weiter ermittelt werden, wie sich eine Veränderung im Umsatz der jeweiligen Industrien in den Szenarien auf diese sozioökonomischen Indikatoren auswirkt. Da somit die sozioökonomischen Effekte relativ sind und auf der Basis eines Umsatzdeltas je Industrie berechnet werden, ist der Vergleich zu einer Ausgangssituation notwendig. Diese wird durch das BAU-Szenario dargestellt, womit sich auch nur für die drei davon abweichenden Szenarien sozioökonomische Effekte ergeben.

Umsatzveränderungen müssen des Weiteren jeweils bestimmten Sektoren zugeordnet werden, in denen der endgültige Umsatz stattfindet. Für HWPs ist dies beispielsweise der Sektor Holz und Holzwaren, während der Sektor der Forstwirtschaftlichen Erzeugnisse lediglich ein Zulieferer dieses Endsektors ist. Die zusätzlichen Effekte von Zulieferern und Verflechtungen der Wirtschaft werden durch die Verwendung des Leontief Invers vollständig mit einbezogen. Tabelle 14 zeigt die verwendeten Sektoren und deren jeweilige Multiplikatoren.

Über die drei Endsektoren für Holzprodukte und Bioenergie hinaus, wurden auch substituierte Industrien mit einbezogen. Ebenso wie für die Klimawirkung eine zusätzliche oder verminderte Produktion von Holzprodukten und Bioenergie eine verminderte oder zusätzliche Produktion von Substituten und damit eine Substitutionswirkung bedeutet, gilt dies auch für sozioökonomische Effekte. Eine zusätzliche oder verminderte Produktion führt auch in den Sektoren, die durch Holz substituiert werden, zu sinkenden oder steigenden Umsätzen mit entsprechenden sozioökonomischen Auswirkungen. Die Berechnung der Mengen, die pro kg Holz ersetzt werden, wurde bereits in Material- und Energiesubstitution dargestellt und wurde hier ebenso verwendet.

Tabelle 14: Sozioökonomische Multiplikatoren pro 1 € Umsatzveränderung. \*Arbeitsplätze pro 1 Mio. €

Sektor	Output		Haushaltseinkommen		Steuereinkommen		Arbeitsplätze*	
	EU	DE	EU	DE	EU	DE	EU	DE
Holz und Holzwaren	2,61	2,57	0,50	0,60	0,026	0,018	20,0	15,39
Papier, Pappe und Waren	2,74	2,69	0,50	0,58	0,027	0,019	14,38	12,94
daraus								
Energie und Dienstleistungen der Energieversorgung	2,57	2,30	0,40	0,48	0,020	-0,011	10,64	9,07
Substituierte Sektoren								
Metalle und Metallerzeugnisse	2,99	3,23	0,53	0,64	0,028	-0,005	14,32	13,45
Glas, Keramik, verarbeitete Steine und Erden	2,51	2,41	0,52	0,60	0,029	0,008	16,06	13,68
Gummi und Kunststoffwaren	2,60	2,57	0,52	0,62	0,025	0,016	15,85	14,32
Energie und Dienstleistungen der Energieversorgung	2,57	2,30	0,40	0,48	0,020	-0,011	10,64	9,07

Die verwendeten Input-Output-Tabellen für Europa und Deutschland sind jeweils für das Jahr 2019 (Eurostat, 2023h).

Für die finalen sozioökonomischen Indikatoren wurden der zusätzliche oder verminderte Umsatz mit den Multiplikatoren verrechnet. Für die Zeiträume von 2020 bis 2050 und bis 2100 wurden jeweils durchschnittliche Werte über alle Jahre berechnet sowie der Nettobarwert. Der Nettobarwert, auch Kapitalwert genannt, stellt den gesamten heutigen Wert einer zukünftigen Zahlungsreihe dar. Zukünftige monetäre Flüsse werden dabei auf den heutigen Wert abgezinst und summiert. Für den Nettobarwert im Rahmen dieser Studie wurde für die Abzinsung ein Zinssatz von 2 % angenommen. Für die Zahl der Arbeitsplätze, für die kein Nettobarwert gebildet werden kann, wurde der Durchschnitt pro Jahr und die kumulative Zahl bis 2050 und 2100 berechnet.

#### Datengrundlage für Umsätze

Die Mengen an Produkten und Substituten gehen aus den Szenarien in kg und kWh hervor. Die zusätzlichen Umsätze wurden über die Differenz dieser Mengen in den Szenarien proaktiver Waldumbau, extensiver Schutz und intensiver Schutz zum BAU-Szenario berechnet. Die entsprechenden Preise wurden für den europäischen Markt aus Literatur, Marktanalysen und von Industrieverbänden übernommen. Die Preise wurden, wenn möglich, für den Zeitraum 2010 bis 2020 recherchiert und inflationsbereinigt und es wurde ein mittlerer Preis aus diesen gebildet.



Tabelle 15: Produkte und Marktpreise mit Sektoren. In € pro Tonne und kWh. \*in € pro m<sup>3</sup>.

Produkt	Sektor	Quelle		
		EU	DE	
Schnittholz Holzwerkstoffe	Holz und Holzwaren	220*	221*	Holzkurier (2023)
		433*	434*	European Panel Federation (2022) Eurostat (2023a)
Papier und Pappe	Papier, Pappe und Waren daraus	636	636	CEPI (2021)
Pellets	Energie und	0,05	0,05	
Hackschnitzel	Dienstleistungen der	0,03	0,03	Propellets Austria
Scheitholz	Energieversorgung	0,04	0,04	(2023)
Holzkohle		0,04	0,04	
<b>Substitute</b>				
Stahl	Metalle und Metallerzeugnisse	834	836	(Küster-Simic et al.)
Beton Ziegel	Glas, Keramik, verarbeitete Steine und Erden	85	80	VDZ (2023)
		72	72	Ziegelindustrie International (2022)
Mörtel		85	80	VDZ (2023)
Andere		85	80	VDZ (2023)
Plastik und Gummi	Gummi und Kunststoffwaren	1592	1595	Eurostat (2023a)
Strom	Energie und	0,14	0,25	Eurostat (2023b)
Wärme	Dienstleistungen der Energieversorgung	0,04	0,03	Eurostat (2023b)

Zusätzlich wurde der Anteil an Importen an den in Europa und Deutschland konsumierten Substituten ermittelt. So ersetzen zusätzliche Holzprodukte und –energie nicht nur inländisch produzierte, sondern auch importierte Substitute. Deren Rückgang wirkt sich nicht auf den Umsatz innerhalb der nationalen Wirtschaft aus, die in den Input-Output-Tabellen abgebildet und damit für die sozioökonomischen Indikatoren relevant ist. Diese erfassen damit keine globalen Auswirkungen, sondern nur solche innerhalb der Volkswirtschaften von Europa und Deutschland.

Tabelle 16: Importanteile der jeweiligen Substitute in Europa und Deutschland in %

Produkt	EU	DE	Quelle
Stahl	17 %	52,9 %	Eurofer (2022)
Beton	0,8 %	3,3 %	
Ziegel	0,7 %	5,2 %	
Mörtel	0,6 %	1,5 %	Eurostat (2023a)
Andere	0,7 %	3,3 %	Eurostat (2023f)
Plastik	11,8 %	33,9 %	
Strom	20,1 %	27,0 %	
Wärme	43,8 %	58,0 %	Eurostat (2023b)

Für Strom und Wärme wurde der Importanteil anhand des Imports von Energieträgern bestimmt, nicht über den Import von Endenergie. Dazu wurden die Anteile der jeweiligen Energieträger am Energiemix bestimmt und mit ihrer jeweiligen Importabhängigkeit (Eurostat, 2023c) anteilmäßig verrechnet.

## Biodiversität und Totholz

Im Rahmen dieser Studie werden Umweltauswirkungen von Waldszenarien und Holznutzung in Bezug auf den Klimawandel und sozioökonomische Indikatoren für Wirtschaft und Gesellschaft analysiert. Nachhaltigkeit besteht allerdings aus deutlich mehr Aspekten als den hier abgedeckten Indikatoren. Besonders Wälder sind stark multifunktional (Felipe-Lucia et al., 2018; Gregor et al., 2022) und unter anderem ist ihre Rolle als Lebensraum für viele Tiere und Pflanzen und für die Biodiversität Europas von zentraler Bedeutung (Europäische Kommission, 2020b). Obwohl die Biodiversität nicht im Rahmen dieses Projekts bewertet wird, wurde dieser wichtige Aspekt dennoch mit einbezogen und soll als Faktor für Szenarien und Interpretation der Ergebnisse mit bedacht werden.

Wie bereits im Abschnitt Modellannahmen und Berechnung der Waldszenarien beschrieben, wurden in jedem Szenario mindestens 10 % des lebenden Vorrats als Totholz im Wald belassen. Dies soll eine Grundlage und Mindestsicherung der Biodiversität gewährleisten (Blanco and Lo, 2012; Bütler and Schlaepfer, 2004). Zugleich ist Totholz aber auch nicht der einzige Faktor für Biodiversität (Lassauce et al., 2011) und die Ökosystemdienstleistungen des Waldes sind deutlich komplexer.

Zur Beantwortung dieser Frage wurde die wissenschaftliche Literatur analysiert. Gregor et al. (2022) zeigen, dass Trade-offs zwischen den verschiedenen Funktionen des Waldes zu erwarten sind, aber optimiert werden können. Vor allem die Art des Waldmanagements auf regionaler Ebene zeigt sich als bedeutend. Auch die Metastudie von Chaudhary et al. (2016) zeigt auf, dass die Art des Managements großen Einfluss hat. Starke Eingriffe, wie beispielsweise Kahlschläge, oder der Umbau von Wäldern zu Plantagen führen zu einer starken Reduktion der Biodiversität. Managementformen wie Dauerwaldnutzung oder selektive einzelstammweise Ernte dagegen haben keine negativen Effekte auf die Biodiversität.

Im Rahmen des KlimaHolz-Modells wurden keine bestimmten Ernte- und detaillierten Managementmaßnahmen auf diesem Niveau simuliert. Quantitative Aussagen über den Verlauf der Biodiversität lassen sich also nicht treffen, sondern lediglich qualitative. So ist eine Sicherung der Biodiversität auch bei einer intensiveren Waldnutzung im proaktiven Waldumbau-Szenario grundsätzlich gegeben, da Ernteformen wie Kahlschläge vermieden und schonende Erntemaßnahmen verwendet werden. Zugleich steigert ein proaktiver Waldumbau mit dem Ziel Mischwälder zu fördern auch die Biodiversität im Wald (Gregor et al., 2022). Abschließend wird über das Belassen von ausreichend Totholz (10 % des lebenden Bestandes in Totholz) eine Sicherung der Biodiversität gewährleistet.

## Sensitivitätsanalysen

Als zukunftsorientierte Analyse und szenariobasierte Vorhersage von möglichen Auswirkungen von Managemententscheidungen für Wald und Holzprodukte, unterliegt das KlimaHolz-Modell grundlegend Unsicherheiten und wird durch Annahmen beeinflusst. Als besonders kontrovers diskutiert erweisen sich aktuell die Annahmen zum Umgang mit biogenem Kohlenstoff. Dieser kann als neutral betrachtet oder mit einer Klimawirkung bedacht werden. Zusätzlich basieren aktuell verfügbare Methoden zur Berechnung der eigenen Klimawirkung von biogenen Emissionen stark darauf, dass Wachstum vor oder nach der Ernte stattfindet (Hoxha et al., 2020). Für das vorliegende Modell werden als konservative Annahme die Umtriebszeiten als Nachwachsdauer nach der Ernte für die langsame Wiederaufnahme von biogenem CO<sub>2</sub> gewählt. Um die Reaktion des Modells auf diese zentrale Annahme zu testen, wurden als Sensitivitätsanalysen die Annahmen berechnet, dass biogener Kohlenstoff ein biogenes GWP<sub>bio</sub> von 0 oder von 1 hat. Ein GWP<sub>bio</sub> von 0 für Emissionen spiegelt eine sofortige Wiederaufnahme wieder, während ein GWP<sub>bio</sub> von 1 eine Gleichbehandlung mit fossilen Emissionen bedeutet.

Darüber hinaus ist für zukunftsorientierte Analysen auch die technische Entwicklung stets eine Herausforderung, da sich nicht nur die Technologien des im Vordergrund untersuchten System verändern, sondern auch alle Technologien im Hintergrund sich mit der Zeit wandeln, an Effizienz gewinnen oder durch neue Entwicklungen ersetzt werden. Das Vorder- und Hintergrundsystem vieler Produkte und Technologien für bis zu 80 Jahre bis 2100 zu simulieren war im Rahmen dieses Projekts nicht möglich. Bereits im Hauptteil wurde die Klimawirkung der Energieversorgung dynamisch modelliert und als zusätzliches Szenario wurde eine technologische Entwicklung für Bioenergie analysiert: die technologische Entwicklung der Verbrennung biogener Energieträger mit Kohlenstoffabscheidung und -speicherung, sogenanntem Bio Carbon Capture and Storage (BioCCS) bzw. Bio-Energie Carbon Capture and Storage (BECCS).

#### Alternative Annahmen zum Biogenen Kohlenstoff

Um die Reaktion des Modells und die Bedeutung der Annahmen zur Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff zu testen wurden die jeweiligen biogenen Emissionsfaktoren auf 0 gesenkt oder auf 1 gesetzt.

Ein biogener Emissionsfaktor von 0 impliziert eine sehr kurze Wiederaufnahmezeit von einem Jahr oder weniger. Dies entspricht der Annahme, dass Wälder deutlich schneller nachwachsen und bei einer Ernte entnommener Kohlenstoff noch im gleichen Jahr der Ernte, effektiv sofort, wiederaufgenommen wird. Durch eine so rasche Wiederaufnahme wird die, im Abschnitt Biogener Kohlenstoff und dessen Wirkung beschriebene, effektive Verweildauer des zusätzlichen biogenen Kohlenstoffs in der Atmosphäre sehr kurz und die Klimawirkung entspricht 0.

Dies bedeutet nicht, dass biogener Kohlenstoff dann im Modell völlig ignoriert wird. Die biogene Speicherwirkung von Holz in allen Formen, ob lebendes oder totes Waldholz oder in Produkten, besteht weiterhin. Diese Speicherwirkung wird zentral durch die Speicherdauer bestimmt und nicht durch die Höhe des Emissionsfaktors und bleibt damit unter dieser Annahme unverändert. Effektiv fallen lediglich biogene Emissionen aus der Verrottung und Verbrennung von Holz weg, sowie biogene Substitutionseffekte. Alle fossilen Effekte bleiben unverändert.

Die Umsetzung der Sensitivitätsannahme eines biogenen Emissionsfaktors von 1 für alle Szenarien und Umtriebszeiten war im Rahmen des KlimaHolz-Modells komplexer umzusetzen. Aus argumentativer Sicht bedeutet diese Annahme eigentlich, dass biogener und fossiler Kohlenstoff in Bezug auf ihre Klimawirkung gleich behandelt werden sollen.

Alle Emissionsfaktoren auf 1 zu setzen, ist im KlimaHolz-Modell allerdings problematisch, da dies eine unendlich lange Umtriebszeit impliziert. Das Wachstum der Bäume und Wälder, das unter normalen Annahmen durch den Emissionsfaktor abgedeckt wird, ist damit nicht mehr Teil der Bilanzierung und würde nicht länger berücksichtigt werden. Realerwise findet Wachstum aber auch unter dieser Annahme grundsätzlich statt. Kein Wachstum nach der Ernte anzunehmen, würde nur bei Landnutzungsänderung der Realität entsprechen. Da das KlimaHolz-Projekt aber nur Flächen betrachtet, die Waldflächen sind und solche bleiben, also Aufforstungen oder Entwaldungen nicht betrachtet, findet auf allen bilanzierten Flächen keine Landnutzungsänderung statt. Unter dieser Sensitivität muss das Wachstum also noch einmal zusätzlich separat hinzugerechnet werden, während alle biogenen Emissionen aus Verrottung oder Verbrennung von Holz einen Emissionsfaktor von 1 erhalten und mit fossilen Emissionen gleichwertig sind.

Es ist anzumerken, dass diese Annahmen lediglich als Sensitivitätsanalyse des Modells gedacht sind und nicht als realistische oder zwingend sinnvolle Annahmen dargestellt werden sollen. Das Testen dieser Annahmen erlaubt es jedoch, die Reaktion des Modells auf starke Veränderungen einer zentralen Variable zu betrachten. Es hebt die Bedeutung der Annahmen zum Umgang mit biogenem

Kohlenstoff hervor und soll zudem zeigen, zu welchen Ergebnissen solche extremen, aber dennoch oft getroffenen Annahmen führen.

### Technologische Entwicklung für Verbrennung

Mit der zusätzlichen Annahme einer technologischen Entwicklung in der Verbrennungstechnologie für die Abscheidung und Speicherung von biogenem Kohlenstoff, wird die Auswirkung und Bedeutung der Förderung von technologischen Ausbaupfaden aufgezeigt. Es ist eine klare Limitation des KlimaHolz-Modells, dass trotz des Zeitrahmens bis 2050 und 2100 mit der Ausnahme der Klimawirkung des Energiemixes nur aktuell verfügbare Technologien bilanziert wurden. Über die kommenden Jahrzehnte ist eine technologische Entwicklung in allen Bereichen unseres Wirtschaftssystems zu erwarten. Der Test der zusätzlichen Annahmen der Implementierung von BioCCS bzw. BECCS soll aufzeigen, wie stark Ergebnisse auf technologische Entwicklung reagieren können, um Entscheidungsträgern die inhärenten Unsicherheiten von Vorhersagen in einer sich rasch wandelnden Technosphäre und deren Auswirkungen für die Nutzung von Holz zu verdeutlichen.

BECCS kann durch verschiedene Technologien umgesetzt werden. Neuartige Holzvergaser erlauben es, Holzgas oder Wasserstoff als Energieträger zu produzieren, während Holzkohle als fest gebundener Kohlenstoff zurückbleibt und damit permanent gespeichert oder für Produkte verwendet werden kann (Hrbek, 2020). Deutlich häufiger ist das Abscheiden von CO<sub>2</sub> nach der Verbrennung, das anschließend gespeichert oder ebenfalls als Produkt genutzt werden kann. Die Speicherung im Rahmen von BECCS bietet den großen Vorteil, dass der Atmosphäre CO<sub>2</sub> entzogen werden kann. Der durch Pflanzen aus der Atmosphäre aufgenommene Kohlenstoff kann bei der Energiegewinnung aufgefangen und dauerhaft gespeichert werden, womit der Atmosphäre aktiv CO<sub>2</sub> entzogen wird. Dies hat einen deutlich positiveren Effekt auf das Klima als die reine Vermeidung von fossilen CO<sub>2</sub>-Emissionen, vor allem nach 2050. Obwohl es zahlreiche Diskussionen um technische Machbarkeiten und Effizienz von der Beschaffung der Biomasse bis hin zur Einspeicherung gibt, hat BECCS das Potential, als negative Emissionstechnologie (NET) Energie bereitzustellen und zugleich CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre zu entziehen (Olsson et al., 2020).

Für die Abscheidungseffizienz von BECCS Technologien wurde im Rahmen dieser Studie als Startwert 90 % als allgemein üblicher Wert verwendet. Diese Effizienz von Anlagen ist allerdings nicht technisch, sondern zentral ökonomisch begrenzt (Brandl et al., 2021) und es wird angenommen, dass mit weiterer technischer Entwicklung die Kosten für höhere Effizienz sinken. Diese steigt im Modell damit von 90 % in 2020 auf 99 % in 2100. Für die Verbreitung des Einsatzes von BECCS wurden die von Noothout et al. (2019) untersuchten Szenarien als Ausgangspunkt verwendet. Von diesen zeigen die Mehrheit, dass bei einem Ausbau der Technologie ein Anteil von 25 % bis 75 % BECCS-Anlagen an der gesamten Produktion von Energie aus Biomasse möglich ist und ein Anteil von 75 % bis 100 % bis 2100. Für den Anteil in 2050 wurden für die Berechnungen dieser Studie ein Anteil von 50 % angenommen, während für 2100 das untere Ende der Spanne mit 75 % verwendet wurde.

Für die Verwendung des abgeschiedenen oder aufgefangenen Kohlenstoffs wird eine langfristige Speicherung angenommen. Zwar können und werden Kohlenstoff und CO<sub>2</sub> aus BECCS für viele kurzfristige Produkte und Prozesse verwendet, die keine lange Speicherung erlauben, aber auch nahezu dauerhafte Festsetzung ist möglich (Hrbek, 2020; Olsson et al., 2020). Für die vorliegende Berechnung wurde ein Handeln im Sinne des Klimas mit einer möglichst langfristigen Speicherung des gewonnenen biogenen Kohlenstoffs angenommen.

## Ergebnisse und Diskussion

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse des KlimaHolz-Projekts dargestellt und diskutiert. Zunächst wird die Entwicklung der Wälder in den jeweiligen Szenarien aufgezeigt, gefolgt von den

Kernergebnissen zur Klimawirkung der Szenarien. Anschließend folgen die Ergebnisse für die Detailanalyse der Bioenergie, sowie die sozioökonomischen Effekte und abschließend die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse.

## Entwicklung des Waldes

Die Entwicklung der Wälder bildete die Grundlage für alle Berechnungen und Ergebnisse. Im Folgenden werden die berechneten Vorräte und weitere Kennzahlen der Wälder dargestellt. Erneut ist darauf hinzuweisen, dass diese Berechnungen lediglich das Ergebnis von Szenarien unter bestimmten Annahmen sind und als die Ergebnisse von explorativen Szenarien zu sehen sind, nicht als Vorhersagen von definitivem Waldwachstum.

## Europa

Der gesamte Wald in Europa entwickelt sich in den vier Waldszenarien deutlich unterschiedlich. Wie in Abbildung 7 zu sehen, führt die für den proaktiven Waldbau notwendige verstärkte Ernte zu einer leichten Senkung des Vorrats, während eine starke Senkung der Erntemenge im intensiven Schutzszenario zu einer Erhöhung des Vorrats führt.

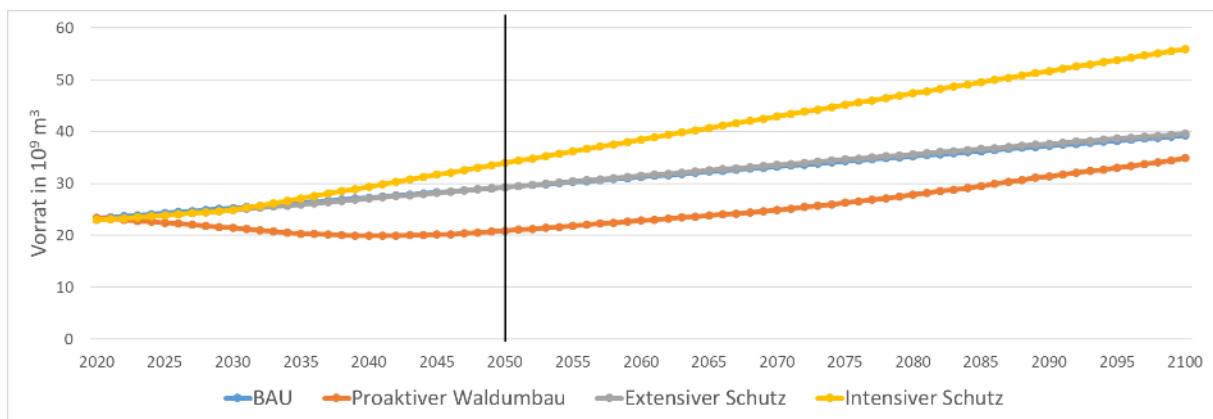


Abbildung 7: Entwicklung des Vorrats im gesamten Wald in Europa. In Mrd. m<sup>3</sup>

Ein leichter Schutz und eine geringere Reduktion der Erntemenge hat dagegen kaum Effekte auf die Entwicklung des Vorrates. Dieser ist bei BAU- und extensivem Szenario weitgehend identisch. Dieses Bild setzt sich bei einer differenzierten Betrachtung von Nadel- und Laubholz fort.

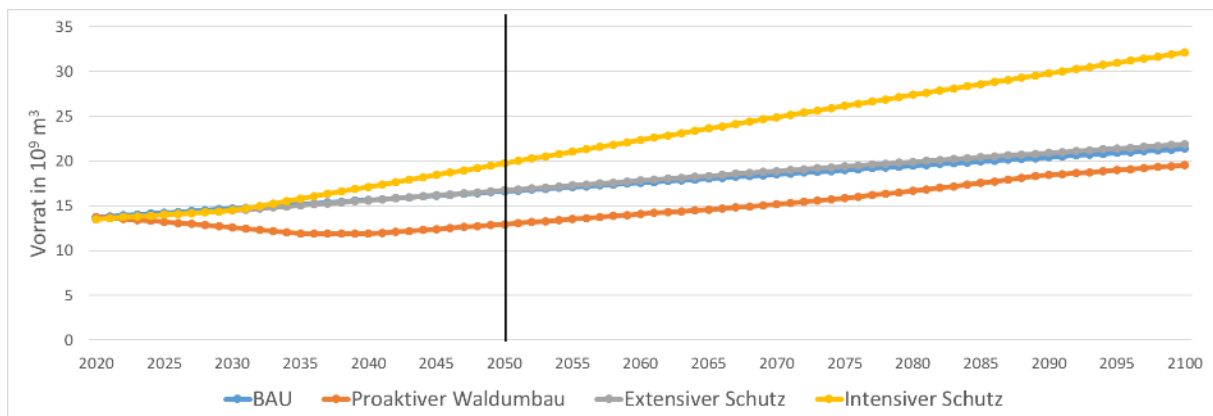


Abbildung 8: Entwicklung des Nadelholzvorrats in Europa. In Mrd. m<sup>3</sup>

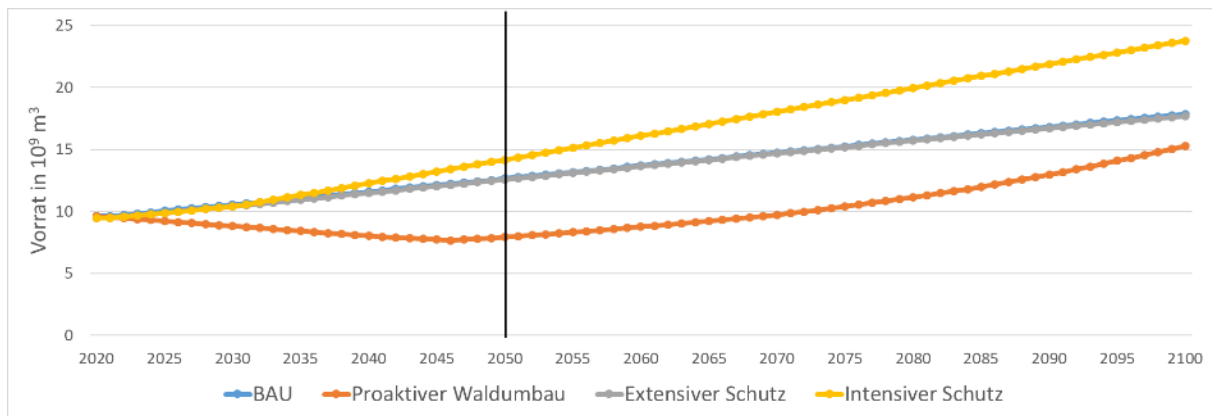


Abbildung 9: Entwicklung des Laubholzvorrats in Europa. In Mrd. m<sup>3</sup>

Ein Rückgang des Vorrats bei Intensivierung der Erntemaßnahmen und ein stärkerer Anstieg bei Extensivierung entspricht der intuitiven Erwartung. Für den Nadelholzvorrat ist allerdings bereits bis 2050 erkennbar, dass das Wachstum wieder zunimmt. Durch den Waldumbau wird die Wachstumsleistung, mit dem Einbringen von klimaangepassten und wachstumsstarken Bäumen in Mischung, gesteigert. Diese Steigerung des Zuwachses erfordert Zeit, bis neue Pflanzen in ein zuwachsstarkes Alter kommen und findet daher mit einer merklichen, aber in der Forstwirtschaft üblichen, zeitlichen Verzögerung statt.

Bei der erweiterten Betrachtung bis 2100 können die Effekte des gesteigerten Zuwachses deutlicher erkannt werden. Sowohl bei Nadel- als auch Laubholz steigt der Vorrat nach 2050 deutlich schneller an als in den anderen Szenarien. Durch die Senkungen des Vorrats in den ersten Jahren des Waldumbau-Szenarios erreicht aber auch bis 2100 der Vorrat nicht die Werte des BA- Szenarios und würde dieses vermutlich einige Jahre nach 2100 überschreiten. Bereits nach 40 Jahren ist der ursprüngliche Vorrat allerdings wieder erreicht und wird anschließend sogar überschritten. Anzumerken ist hier allerdings auch, dass die Simulation bis 2100 für die Ergebnisse der Wälder auf Europaebene sowie in Deutschland mit mehr Unsicherheit und Risiko behaftet sind. Effekte eines gesteigerten Wachstums, schnellerer Mortalität und mehr Schadereignissen durch den Klimawandel, konnten nur begrenzt in das KlimaHolz-Modell mit einbezogen werden, können aber in Zukunft zu merklichen Veränderungen in der Entwicklung europäischer Wälder beitragen. Die vorliegenden Ergebnisse sind daher als eine tendenziell positive Einschätzung für den Aufbau von Vorräten zu sehen, die in diesem Modell vermutlich weniger Gefahren ausgesetzt sind als es in den kommenden Jahren im Klimawandel der Fall sein wird. Besonders die Vorräte im Waldstilllegung-Szenario bis 2100 könnten sich als deutlich instabiler erweisen.

Eine zusätzliche Erkenntnis aus der Darstellung des Waldes ist, dass europäische Wälder als Ganzes zu analysieren, nur eine grobe Ebene der Betrachtung darstellt. Artenzusammensetzungen und Altersstrukturen sowie klimatische und andere Umweltbedingungen, die sich stark auf das Wachstum und die Entwicklung des Vorrats auswirken, sind auf dieser Ebene entweder unzureichend bekannt oder müssen als Mittelwerte und Mischungen aus stark unterschiedlichen Waldstrukturen konstruiert werden. Diese Mischung von Kennzahlen aus den vielfältigen Wäldern Europas führt zu weiteren Unsicherheiten, kann lokale Effekte verschleiern und damit zu einem ungenaueren Bild führen.

### Deutschland

Für die Wälder in Deutschland war auf Grund der besseren Datenlage zu Altersklassen, Artzusammensetzung und Struktur eine bessere Simulation möglich. Für Deutschland zeigt sich bei

der Betrachtung des gesamten Waldes zunächst ebenfalls ein Rückgang im Vorrat durch die Umsetzung des proaktiven Waldumbaus. Darüber hinaus erreicht das BAU-Szenario einen leicht höheren Vorrat bis 2050 im Vergleich zum extensiven Schutz-Szenario. Damit erscheint für Deutschland ein mäßiger Schutz ebenfalls kaum einen positiven Effekt zu haben. Deutlich zu erkennen ist auch der gesteigerte Zuwachs, der durch einen proaktiven Waldumbau erreicht wird und die Vorratssenkung in diesem Szenario rasch ausgleichen kann. Im intensiven Schutz-Szenario erreicht der Vorrat ein Sättigungsstadium und nimmt bis 2100 wieder ab. Dies ist überwiegend auf den bereits sehr hohen Vorrat der Wälder in Deutschland zurückzuführen, der auf der Gesamtfläche seine Sättigung erreicht und zugleich durch zunehmende Risiken im Klimawandel bedroht wird.

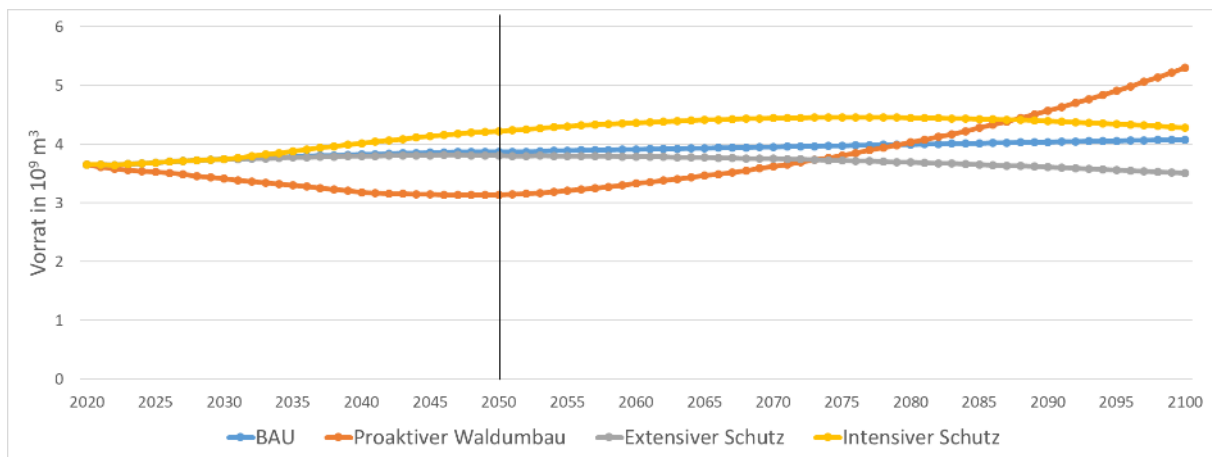


Abbildung 10: Entwicklung des Vorrats im gesamten Wald in Deutschland. In Mrd. m<sup>3</sup>

Bei der getrennten Betrachtung von Laub- und Nadelholz zeigt sich sehr ähnlich wie der gesamteuropäische Verlauf. Für Nadelholz ist allerdings in Deutschland im intensiven Schutz-Szenario bereits ein klarer Rückgang im Zuwachs bis 2050 zu erkennen und der Vorrat wächst verglichen mit den anderen Szenarien weniger stark an. Zugleich weist das Waldumbau-Szenario für Nadelholz zunächst einen merklichen Rückgang im Vorrat auf, der sich bis 2050 allerdings ebenfalls abflacht. Das verstärkte Wachstum setzt, wie in der Erhebung für den gesamten Kontinent, nach 2050 deutlich ein, wie in Abbildung 11 für 2100 zu sehen ist. Der Vorrat im Nadelholz übersteigt dann ab 2080 deutlich den Vorrat des Stilllegungs-Szenarios und flacht voraussichtlich erst nach wieder 2100 ab.

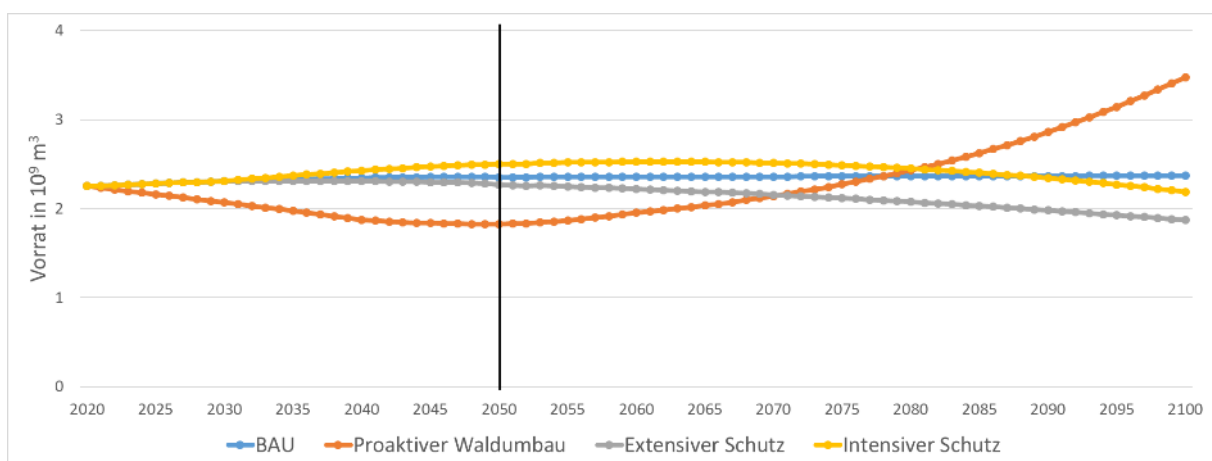


Abbildung 11: Entwicklung des Nadelholzvorrats in Deutschland. In Mrd. m<sup>3</sup>

Für Laubholz sind die Effekte des Waldumbaus weniger stark ausgeprägt und führen zu einem geringeren Rückgang im Vorrat. Dafür nimmt der Zuwachs im Waldumbau Szenario deutlich zu und zeigt einen wesentlich positiveren Trend bis 2100 als im intensiven Schutz-Szenario. Im Gegenzug

zeigt sich ein Abflachen im Vorratsaufbau im intensiven Schutz-Szenario und der Laubholz Vorrat erreicht ein Maximum im Zeitraum um 2100.

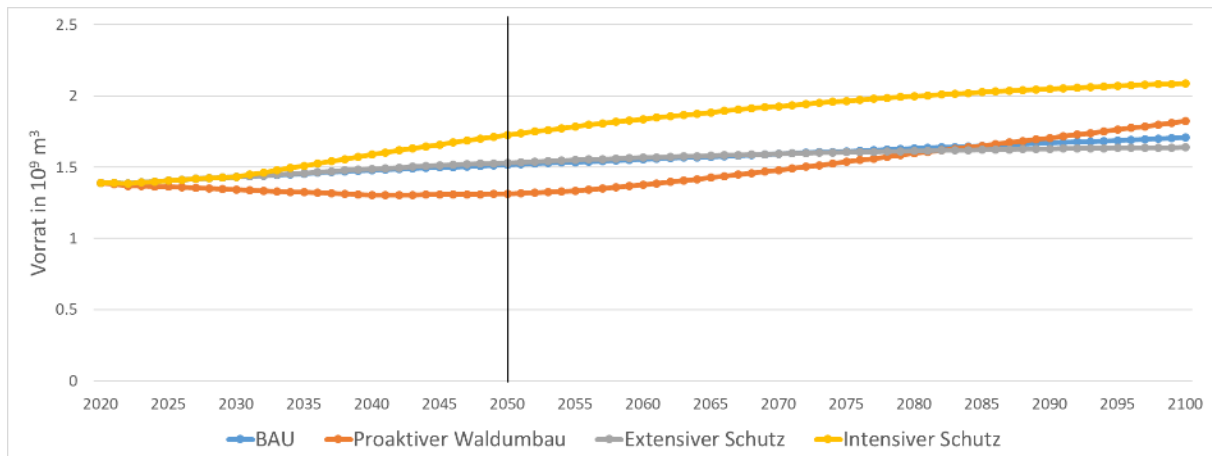


Abbildung 12: Entwicklung des Laubholzvorrats in Deutschland. In Mrd. m<sup>3</sup>

Bei einer Betrachtung bis 2100 verdeutlichen sich die Effekte des gesteigerten Zuwachses bei einem proaktiven Waldumbau. Für Nadelholz übersteigt der Vorrat bis 2100 alle anderen Szenarien, während der Vorrat im intensiven Schutz-Szenario sogar abzusinken beginnt und unter das BAU-Szenario fällt. Dieses weist eine Stagnation auf, während auch die gemäßigte Außernutzungstellung im extensiven Schutz-Szenario zu einem Rückgang führt und den geringsten Vorrat erreicht. Der sehr starke Zuwachs beim Nadelholz in Deutschland ergibt sich aus den hier sehr hohen zusätzlichen Zuwächsen die mit Pflanzungen von Bäumen aus klimaangepassten Provenienzen erreicht werden können, kombiniert mit der großen Fläche, die in Deutschland im proaktiven Waldumbau-Szenario umgebaut wird. Dank des schnellen Wachstums, einer Verjüngung der Bestände und einer verbesserten Klimaresilienz ist auch das Erreichen des sehr hohen Vorrats gegen 2100 möglich. Für diese sollte allerdings bedacht werden, dass die umfassenden Effekte des Klimawandels nur bedingt durch das KlimaHolz-Modell mit einbezogen werden konnten. Das Auftreten gravierender Effekte des Klimawandels – vor allem im Falle von höheren RCP Szenarien – könnte auch den Vorrat im proaktiven Waldumbau-Szenario stärker begrenzen. Dennoch erreicht der proaktive Waldumbau im Gegensatz zu den anderen Szenarien ein nachhaltiges Wachstum und keinen Rückgang der Vorräte nach 2050.

Für Laubholz sind die Effekte bis 2100 weniger deutlich. Auch hier zeigt der Waldumbau nach 2050 den Einfluss des gesteigerten Wachstums klimaangepasster Baumarten, allerdings ist dieser Anstieg weniger stark verglichen mit dem Wachstum der anderen Szenarien. Das intensive Schutz-Szenario hat für Laubholz weiterhin ein positives Wachstum bis 2100 und erreicht die höchsten Vorräte mit über 2 Mrd. m<sup>3</sup> oder 411 m<sup>3</sup>/ha über die gesamte Laubholzfläche.

Grund für den vor allem sehr unterschiedlichen Verlauf der intensiven Schutz-Szenarien und den deutlich stärkeren positiven Effekt des Waldumbaus zwischen Deutschland und Europa ist die Waldstruktur, vor allem in Bezug auf die Altersstruktur und die bestehenden Vorräte. Während nach FAO (2020b) in Europa im Durchschnitt in 2020 über den gesamten Wald 176 m<sup>3</sup>/ha Vorrat bestanden, sind es in Deutschland 319 m<sup>3</sup>/ha. Diese deutlich geringeren Vorräte sprechen in Europa im Durchschnitt für ein deutlich höheres bestehendes Wachstumspotential und es können noch deutlich mehr Vorräte aufgebaut werden, bevor eine Sättigung eintritt als in Deutschland. Die Wälder Deutschlands sind im Vergleich mit dem europäischen Durchschnitt bereits deutlich älter und vorratsreicher, womit weit weniger Potential für weiteres Wachstum und den Aufbau weiterer Vorräte durch Flächenstilllegung besteht. Durch den Abbau dieser Vorräte und das Verjüngen der



Wälder kann der Zuwachs in Deutschland damit mehr gesteigert werden, während er bei Außernutzungstellung weiter zurückgeht. Die Wälder im europäischen Durchschnitt sind dagegen noch vergleichsweise jung und zuwachsstark, womit ein Umbau weniger starke Effekte hat und eine Stilllegung bis 2100 eine positive Entwicklung erzeugen kann. Sowohl in Europa wie Deutschland erzeugt der proaktive Waldumbau jedoch eine Veränderung in der Waldstruktur in Bezug auf die Durchmischung von Nadel- und Laubholz. Wie im Abschnitt Modellannahmen und Berechnung der Waldszenarien beschrieben wird durch den Waldumbau der Aufbau von Mischwäldern mit einem Flächenanteil von 50% Laub- und 50% Nadelholz angestrebt. Innerhalb des KlimaHolz-Modells wurde die Artenzusammensetzung innerhalb von Laub- und Nadelholz nicht verändert, womit Buchen für Laubholz und Fichten für Nadelholz weiterhin das Bild des Waldes bestimmen, allerdings in einer besseren allgemeinen Durchmischung. Dies fördert die Klimaresilienz und Biodiversität im Wald.

Für Nadelholz sind diese Effekte verstärkt, da dieses in Deutschland mit 356 m<sup>3</sup>/ha die größten Vorräte pro Fläche für Deutschland ausmacht, während diese bei Laubholz mit 274 m<sup>3</sup>/ha noch vergleichsweise niedriger sind. Darüber hinaus leisten Laubbäume wie Buchen oder Eichen mit langsameren Umtriebszeiten auch noch im höheren Alter merkliche Zuwächse. Deren Abflachen des Zuwachses findet somit erst gegen 2100 statt. Zusätzlich zur Steigerung des Zuwachses durch eine Verjüngung des Waldes, wird dieser durch das Einbringen von Bäumen aus klimaanalogen Provenienzen gestärkt, womit stabileres Wachstum im Klimawandel erreicht werden kann.

Zusammenfassend zeigt sich, dass sich unterschiedliche Entwicklungen zentral durch die Alters- und Vorratsstruktur der Wälder ergeben sowie durch Ernteregime. Während in Europa im Durchschnitt noch vergleichsweise niedrigere Vorräte mit 176 m<sup>3</sup>/ha bestehen, sind diese in Deutschland bedeutend höher und die Wälder deutlich älter. Durch den unterschiedlichen Verlauf je nach Region aber auch je nach Art des Waldes, ob Nadel- oder Laubholz, wird bereits hier deutlich, dass zwischen Nadel- und Laubwäldern jeweils unterschieden werden muss. Maßnahmen des Waldumbaus führen in Nadelwäldern und in alten vorratsreichen Wäldern zu einer Steigerung des Zuwachses und zu langfristig stabilen und wachsenden Vorräten. Bei Laubholz hingegen, das im Alter noch mehr Zuwachs leisten kann und höhere Vorräte erreicht sowie bei Wäldern mit jüngeren Strukturen wie dem europäischen Durchschnitt ist der Effekt des Waldumbaus weit weniger ausgeprägt.

Ohne Verjüngung und Umbau findet für Nadelholz vor allem in Deutschland nach 2050 eine Sättigung des Vorrats statt, bei der das Wachstum zurückgeht und Vorräte sogar sinken können. Zudem werden alte und vorratsreiche Wälder verstärkt durch den Klimawandel bedroht, wodurch die Gefahr eines Zusammenbruchs erhöht wird. Dieses Risiko konnte im Rahmen dieser Studie nicht quantitativ bewertet werden, sollte aber für Entscheidungen in der Forstwirtschaft im Klimawandel bedacht werden (Zimová et al., 2020). Jüngere und weniger vorratsreiche Wälder sowie Laubwälder profitieren hingegen länger im Vorratsaufbau durch Außernutzungstellung von Flächen. Für Laubwälder, tritt eine Sättigung der Vorräte erst gegen 2100 ein und damit deutlich später als bei Nadelwäldern.

Von Bedeutung für die Interpretation dieser Ergebnisse ist natürlich auch, dass im Rahmen dieser Studie nur Waldflächen betrachtet wurden, mit der Annahme, dass diese gleichbleibend sind. Steigerungen und Senkungen des Vorrats durch die Erweiterung der Waldfläche durch Aufforstungen oder durch den Verlust von Waldflächen durch Entwaldung wurde nicht berücksichtigt. Diese sollten als zusätzliche Entwicklungen betrachtet werden, die mit der Bewirtschaftung oder dem Schutz von Waldflächen einhergehen.

### Gesamte Klimaeffekte

Die Betrachtung des Vorrats allein ist für eine Abschätzung der Klimaeffekte des Waldes nicht ausreichend. Auch Produkte und deren Herstellung, Verwendung, Substitutionsleistung und

Lebensende spielen eine Rolle. Im Folgenden werden die gesamten Klimaeffekte unter Einbezug aller Aspekte des Systems Wald und Holz dargestellt und diskutiert.

Auf die Effekte einzelner Aspekte, wie Produktspeicherwirkung oder Substitutionseffekte, wird in Bezug auf deren Anteile an den gesamten Klimaeffekten der jeweiligen Szenarien eingegangen. Isolierte Effekte für einzelne Produkte oder Aspekte des Systems werden nur im darauffolgenden Kapitel für Bioenergie aus Resthölzern thematisiert.

## Europa

Die gesamten Klimaeffekte der Szenarien ergeben für alle Szenarien eine positive Klimawirkung. Das Gesamtsystem aus Wald, Holzprodukten und Bioenergie erzielt in allen Waldnutzungsszenarien eine Reduktion in kumulativem GWP<sub>100</sub>. In der Benennung der Ergebnisse wird das dargestellte Waldnutzungsszenario im ersten Teil des Namens beschrieben und nach einem Bindestrich das dargestellte Produktszenario, entweder als „Trend“ oder „Ambitionierte Nutzung“. Die Klimawirkung wird als kumulatives GWP dargestellt. Darüber hinaus ist besonders für die Klimawirkung der Zeitraum bis 2050 von Bedeutung, da dieser für die Erreichung der Klimaziele essentiell ist. Das Jahr 2050 ist in den folgenden Abbildungen durch eine schwarze Linie markiert.

Der proaktive Waldumbau erreicht für Nadelholz bis 2050 mit einer Reduktion um -10.7 Gigatonnen (Gt) CO<sub>2</sub>äq die beste klimapositive Wirkung. Das intensive Schutzszenario erreicht das zwei beste Ergebnis, während BAU- und extensives Schutz-Szenario erneut praktisch gleichwertig sind. Während intensiver Schutz demnach zu einer signifikanten Verbesserung der Klimawirkung gegenüber einem dem BAU-Szenario führt, erreicht ein proaktiver Waldumbau und eine damit einhergehende intensivere Nutzung die beste Klimaschutzwirkung für Nadelholz.

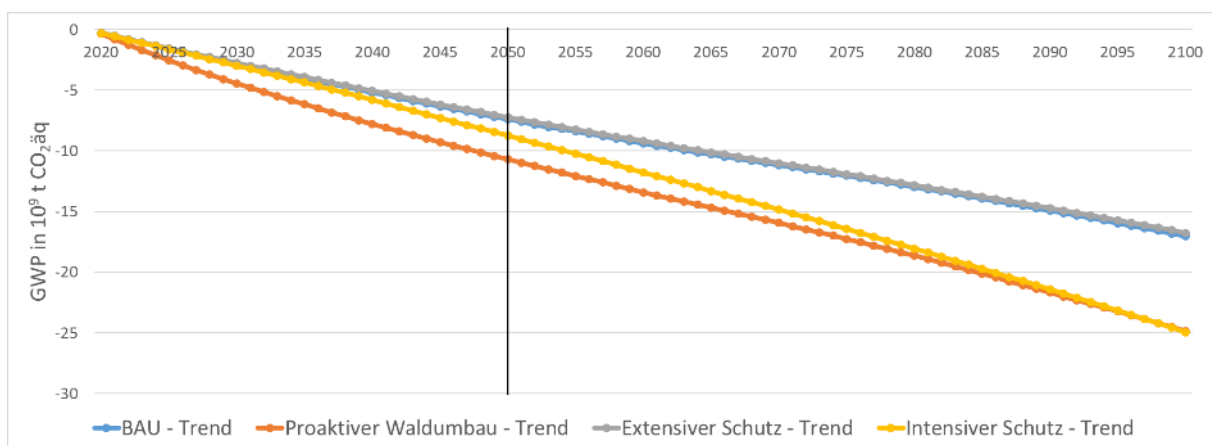


Abbildung 13: Kumulatives GWP für Nadelholz in Europa. In Gt CO<sub>2</sub>äq

Für Laubholz dreht sich das Verhältnis klar: intensiver Schutz erreicht mit -6.9 Gt CO<sub>2</sub>äq die höchste Reduktion der Klimawirkung bis 2050. Der proaktive Waldumbau erreicht dagegen die geringste Reduktion mit -4.6 Gt CO<sub>2</sub>äq.

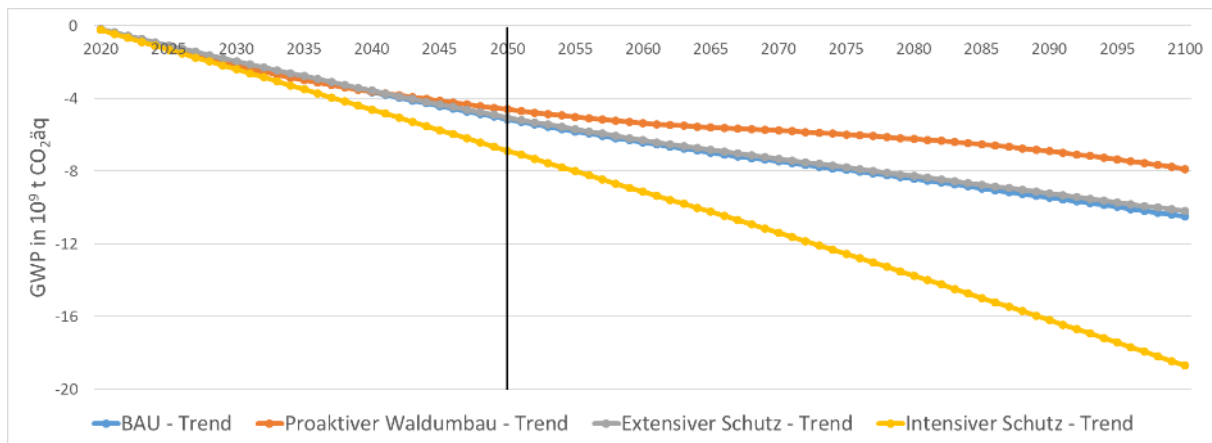


Abbildung 14: Kumulatives GWP für Laubholz in Europa. In Gt CO<sub>2</sub> äq

Diese Ergebnisse unterstreichen, dass Wälder differenziert betrachtet werden müssen. Lediglich die Unterscheidung in Laub- und Nadelholz führt bereits zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen. Während für Nadelholz proaktiver Waldumbau am besten abschneidet, ist dieses Szenario für Laubholz am schwächsten. Wird der gesamte Wald ohne diese grundlegende erste Differenzierung nach Laub- und Nadelholz betrachtet, so sind diese Unterschiede nicht mehr erkennbar und wichtige Informationen über die klimaoptimale Behandlungsstrategie gehen verloren.

Die Unterschiede zwischen Nadel- und Laubholz entstehen sowohl auf der Waldseite als auch der Verwendungsseite. Auf der Waldseite erzielt Laubholz bessere Klimawirkung als Nadelholz, da die dominanten Laubbaumarten längeres Wachstum auch im Alter aufweisen und eine längere Speicherdauer im lebenden Holz erzielen. Auch als Totholz erreicht Laubholz pro m<sup>3</sup> konsistent höhere Speicherwirkungen als Nadelholz. Auf der Produktseite dagegen erzielt Nadelholz pro m<sup>3</sup> produzierte Holzprodukte eine höhere GWP-Reduktionswirkung. Unter aktuellen technologischen Bedingungen und Märkten wird Nadelholz zu einem deutlich höheren Anteil als Laubholz zu langlebigen Produkten verarbeitet und zu hohen Anteilen im Bausektor eingesetzt. Die Produktion dieser HWPs ist weniger CO<sub>2</sub>-intensiv und erreicht durch die deutlich längeren Lebensspannen eine höhere Speicherwirkung sowie eine in etwa gleiche Substitutionswirkung zu den kurzlebigeren HWPs.

Für Nadelholz ergibt sich dadurch eine bessere Klimaschutzwirkung in der Nutzung mit einem geringeren Verlust an positiven Effekten im Wald, während für Laubholz die Effekte im Wald besser sind, aber zugleich HWPs eine weniger gute Wirkung aufweisen. Dies könnte durch die verstärkte Nutzung von Laubholz im Bausektor geändert werden, aber entsprechende Produktsysteme werden aktuell nur in Nischenmärkten eingesetzt oder befinden sich noch in der Entwicklung. Der Zielkonflikt zwischen Nutzung und Belassen im Wald ist damit für Laubholz auf der Waldseite und für Nadelholz auf der Nutzungsseite vorteilhaft. Die entsprechenden Szenarien einer verstärkten Nutzung erreichen für Nadelholz die besten Effekte, während das Szenario der geringsten Nutzung für Laubholz für durchschnittliche Verhältnisse in Europa besser abschneidet.

Einen weiteren wichtigen Faktor stellt der Im- und Export dar. Die berechneten Ergebnisse sind die globale Klimawirkung der entsprechenden Szenarien und der jeweilige Import oder Export erwies sich als Faktor in gleicher Größenordnung zur gesamten Wirkung der Holzprodukte oder der Bioenergie. Für Nadelholz spielen Import und Export eine größere Rolle als für Laubholz, erneut aufgrund der unterschiedlichen Verwendung der Holzarten. Zwischen den Szenarien ergab sich für Europa, dass mit dem Rückgang der Produktion im intensiven Schutz-Szenario der notwendige Import von Holzprodukten zu hohen Emissionen führt und somit auch zu einer Auslagerung von Umweltwirkungen ins Ausland. Zwar ist die gesamte globale Wirkung bei Laubholz positiv und auch

für Nadelholz nach dem proaktiven Waldumbau am besten, aber im Sinne der Klimafairness sollte bedacht werden, dass eine Außernutzungstellung europäischer Flächen mit einem erhöhten Import von Holz auch einen Export von Umweltschäden bedeutet, unter anderem auch in ärmere Regionen und biodiversitätsreiche Wälder.

Beim Ausblick bis 2100 zeigt sich für Nadelholz, dass langfristig das intensive Schutzszenario zum proaktiven Waldumbau aufholt. Beide erreichen in 2100 nahezu identische Einsparungswirkungen, proaktiver Waldumbau bietet diese positive Klimawirkung allerdings schneller und mehr im besonders relevanten Zeitraum bis 2050. Die Verringerung des Abstands ist zentral durch die stetige Verringerung von energiebezogenen Substitutionswirkungen auf der einen Seite sowie dem verstärkten Aufbau von Vorräten und Totholzspeicher auf der anderen Seite im Waldstilllegungsszenario bedingt. Für Laubholz fallen die Klimaschutzeffekte des proaktiven Waldumbaus bis 2100 weiter zurück, während der starke Vorratsaufbau an langlebigem Laubholz im Wald zu einer dominanten Speicherwirkung führt.

Dieser Ausblick unterstreicht für Laubholz die Vorteile einer Außernutzungstellung von Flächen. Eine optimierte Kombination von Szenarien wurde im Rahmen dieser Studie nicht erkundet. Nicht stark mit einbezogen für diese Ergebnisse ist das wachsende Risiko im Klimawandel, dessen Folge noch nicht für Wälder in Europa absehbar sind. Die vor allem durch die Speicherwirkung bei Außernutzungstellung von Flächen getragene positive Wirkung des intensiven Schutz unterliegt durch hohe Vorräte und einem hohen Alter tendenziell höheren Risiken. Große Schadereignisse könnten die Klimawirkung rasch verschlechtern und dieses Risiko sollte bei Entscheidungen zur Managementstrategie mit einer lokalen Risikoabschätzung ebenfalls bedacht werden.

Abbildung 15 zeigt die Ergebnisse für Europa bis 2050, wenn nicht zwischen Laub- und Nadelholz unterschieden wird. Bei dieser Betrachtung erreichen die Szenarien proaktiver Waldumbau und intensiver Schutz in 2050 weitgehend identische Ergebnisse, während der Verlauf in den vorherigen Jahren proaktiver Waldumbau besser abschneidet. Die Unterschiede, die sich zwischen den Szenarien bei getrennter Betrachtung ergeben sind nicht mehr sichtbar, insbesondere der klare Unterschied für Laubholz. Dies hebt deutlich hervor, warum eine Trennung zwischen Nadel- und Laubholz für eine Analyse verschiedener Waldmanagement- und Produktszenarien von zentraler Bedeutung ist, um Entscheidungsträgern eine fundierte Entscheidung zu ermöglichen.

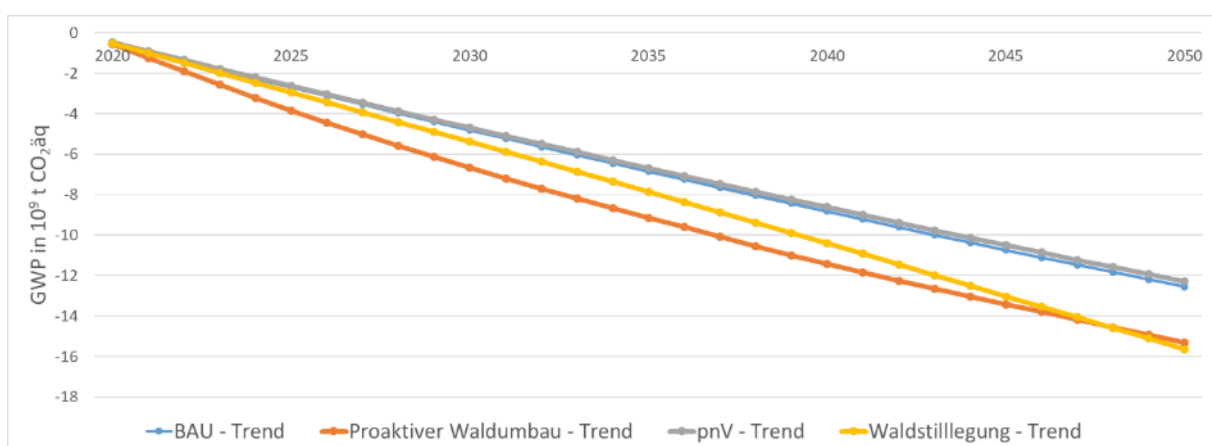


Abbildung 15: Kumulatives GWP für den gesamten Wald in Europa bis 2050. In Gt CO<sub>2</sub>äq

In Bezug auf die im Folgenden dargestellten Produktszenarien zeigt sich, dass eine verstärkte Nutzung von HWPs für langlebige Produkte im Bausektor einen positiven Effekt auf alle Szenarien

hat. Für Nadelholz ist diese Verbesserung deutlicher ausgeprägt. Dies ist auch hier auf die Nutzung von Nadelholz für mehr langlebige Produkte an sich zurückzuführen.

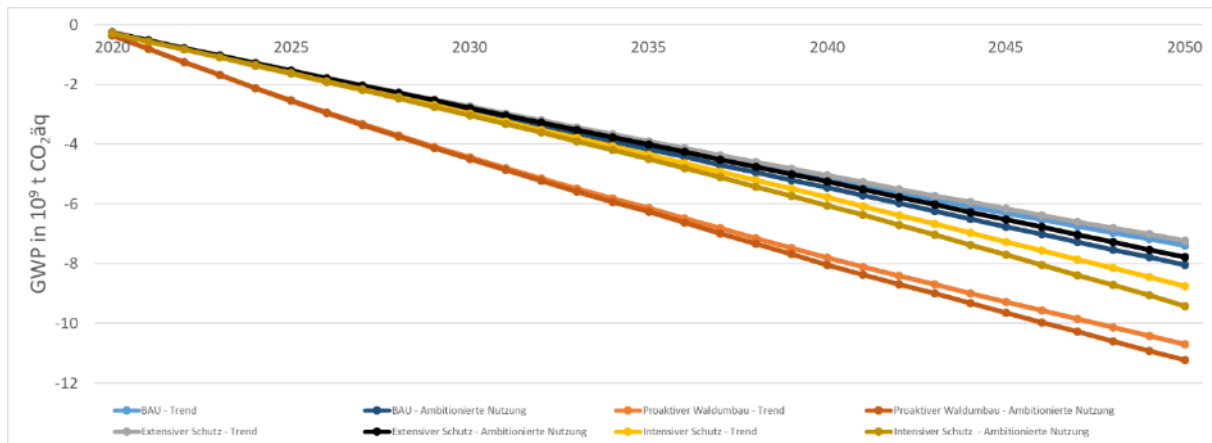


Abbildung 16: Vergleich des kumulativen GWP für Trend und ambitionierte Produktnutzung für Nadelholz in Europa bis 2050. In Gt CO<sub>2</sub>äq

Grundsätzlich erweist sich damit eine Förderung langlebiger Holzprodukte als positiv für das Klima und sollte angestrebt werden. Besonders die Nutzung von Schnittholz im Bausektor durch großes Potential für Substitution und lange Speicherdauern stellt eine klimapositive Holznutzung da und sollte angestrebt werden.

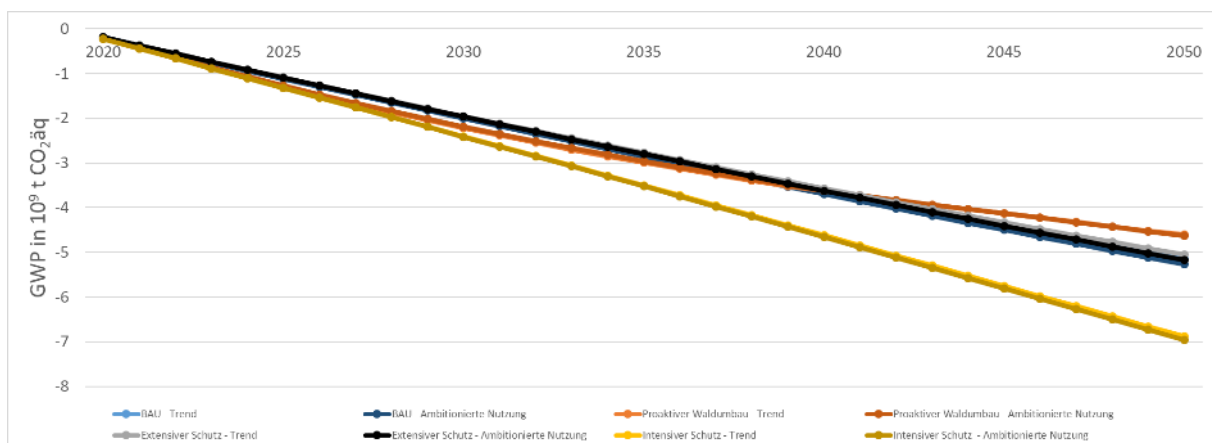


Abbildung 17: Vergleich des kumulativen GWP für Trend und ambitionierte Produktnutzung für Laubholz in Europa bis 2050. In Gt CO<sub>2</sub>äq

## Deutschland

Für die Klimawirkung bei Nadelholz zeigt sich in Deutschland bis 2050 ein ähnliches Bild wie für Europa. Das Szenario des proaktiven Waldumbaus schneidet mit -1.9 Gt CO<sub>2</sub>äq am besten ab, während hier das Szenario intensiver Schutz die schwächste positive Klimawirkung aufweist.

Für Laubholz in Abbildung 19 ist in Deutschland ebenfalls zunächst der proaktive Waldumbau führend, bevor ab 2042 das intensive Schutz-Szenario die Führung übernimmt.

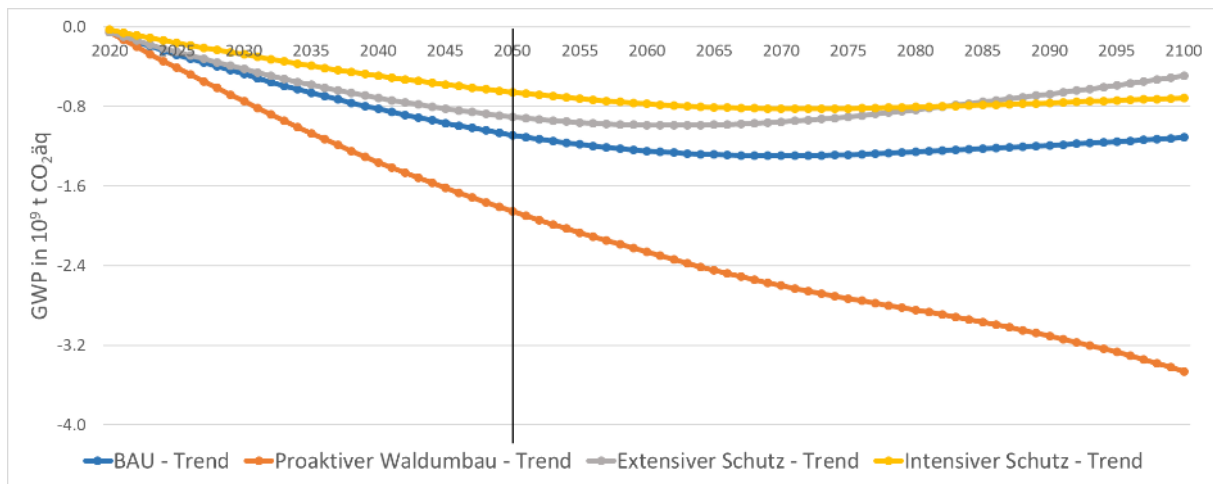


Abbildung 18: Kumulatives GWP für Nadelholz in Deutschland. In Gt CO<sub>2</sub>äq

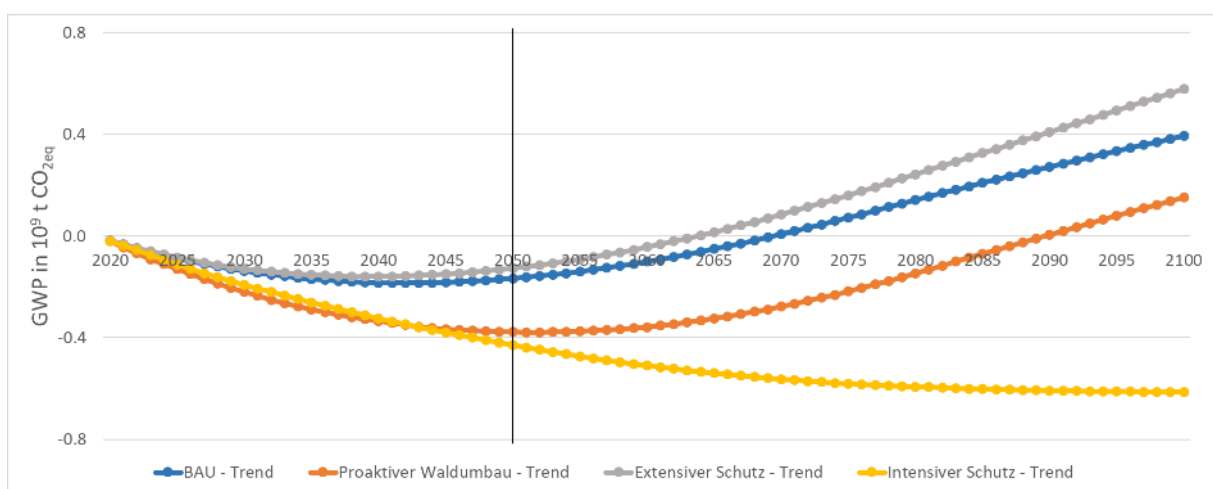


Abbildung 19: Kumulatives GWP für Laubholz in Deutschland. In Gt CO<sub>2</sub>äq

Der Verlauf entsteht in Deutschland, neben den bereits oben dargestellten und auch hier gültigen Effekten und Unterschieden zwischen Nadel- und Laubholz, verstärkt durch Bioenergie. Die Strom- und Wärmeerzeugung in Deutschland ist aktuell deutlich CO<sub>2</sub>-intensiver als der EU Durchschnitt. Daher erzielt Bioenergie zunächst in Deutschland einen sehr großen Substitutionseffekt und eine starke Einsparung an Emissionen, die über die Zeit abflacht, da mehr und mehr fossile Energieträger aus der Nutzung genommen und Strom und Wärme weniger CO<sub>2</sub>-intensiv werden, bis für Deutschland der Strommix ab 2065 und der Wärmemix um 2078 neutral werden und damit auch später als im europäischen Durchschnitt. Dieser Einfluss von zunächst sehr hohen Substitutionswirkungen bei der Energie, die aber mit der Zeit abfallen, ist besonders für Laubholz erkennbar, was erneut auf Unterschiede in der Nutzung zurückzuführen ist. Laubholz wird so anteilmäßig deutlich mehr für Bioenergie verwendet als Nadelholz, womit sich dieser Effekt der zunächst starken Substitution mit Abflachung über die Zeit hier am deutlichsten zeigt. Sobald die Möglichkeit zur Substitution abnimmt, fällt für Laubholz der proaktive Waldumbau, der auch größere Mengen an Bioenergie erzeugt, hinter dem Waldstilllegungsszenario zurück.

Ebenfalls auffällig ist, dass sowohl das BAU-, als auch das extensive Schutz-Szenario an Einsparungswirkung verlieren und damit zu CO<sub>2</sub>-Quellen werden. Als kumulative Graphen zeigt der Wendepunkt an, ab wann die Szenarien zu jährlichen CO<sub>2</sub>-Quellen werden. Diese Dynamik entwickelt sich vor allem aus der Waldstruktur in Kombination mit der Nutzung für Laubholz. Während die Laubwälder in Deutschland verglichen mit dem europäischen Durchschnitt deutlich älter und damit

weniger zuwachsstark sind, weist das Laubholz keine durchschnittlich längere Verweildauer auf. Zusätzlich produzieren Laubwälder im Alter mehr und mehr Totholz (Nagel et al., 2023), das neben einer Speicherwirkung vor allem auch durch Verrottung zur CO<sub>2</sub>-Quelle wird. Dies verringert die positive Klimawirkung der Waldsenke. Zusammen mit der über die Zeit schrumpfenden Substitutionswirkung für Energie und der geringen Nutzung von Laubholz für langlebige HWPs lässt dies das System der Laubwälder mit Nutzung unter aktuellen Bedingungen langfristig zu CO<sub>2</sub>-Quellen werden. Die verstärkte Nutzung im proaktiven Waldumbau ist dazu in der Lage die zunächst noch großen Substitutionswirkungen besser auszunutzen und erzeugt mehr neues Wachstum mit verringerten Umtriebszeiten, was ebenfalls negative Effekte dämpft. Der intensive Schutz nutzt die Substitution wenig aus, erlaubt aber mit deutlich verlängerten Verweildauern die Senken-Wirkung des Laubwaldes zu verbessern und erreicht so dauerhafte positive Klimawirkungen.

Der Ausblick auf 2100 zeigt, wie sich diese Dynamiken fortsetzen. Für Nadelholz verlieren alle Szenarien außer dem proaktiven Waldumbau an positiver Klimawirkung, womit das Gesamtsystem unter diesen Waldmanagementszenarien ab dem Wendepunkt der kumulativen Graphen zur jährlichen CO<sub>2</sub>-Quelle wird. Die verstärkte Nutzung ist dagegen durch verstärkten Zuwachs und die Nutzung langlebiger Produkte dazu in der Lage, eine positive Klimawirkung aufrecht zu erhalten.

Für Laubholz liefert der proaktive Waldumbau anfangs etwas bessere Klimaschutzeffekte, aber nach 2050 wird auch der proaktive Waldumbau zur jährlichen CO<sub>2</sub>-Quelle. Lediglich das intensive Schutz-Szenario kann eine dauerhafte klimapositive Wirkung aufrechterhalten. Auch hier flacht die Kurve allerdings ab und die Senken-Wirkung stagniert nach etwa 50 bis 60 Jahren. Nach dieser Zeit haben stillgelegte Flächen, für die bereits relativ alten und vorratsreichen Wälder in Deutschland, den Höhepunkt ihrer Speicherwirkung erreicht. Nagel et al. (2023) kamen für unbewirtschaftete Laubwälder zu ähnlichen Ergebnissen, mit einem Peak der Vorräte und Speicherwirkung nach etwa 50 Jahren mit darauffolgender Stabilisation oder leichtem Rückgang an Kohlenstoffvorräten. Diese Trends wurden im KlimaHolz-Modell vor allem für Deutschland sichtbar, da hier die Wälder bereits den Wendepunkt des Zuwachses überschritten haben, während europäische Wälder im Durchschnitt noch vor diesem liegen.

Eine Kombination der Szenarien wurde auch in Deutschland nicht untersucht, aber auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse ist davon auszugehen, dass ein proaktiver Waldumbau älterer Laubholzbestände in den nächsten zehn bis 20 Jahren und anschließend eine Reduktion der Nutzung zu insgesamt positiveren Ergebnissen für den Klimaschutz führen würde als die beiden einzelnen Szenarien getrennt.

Der Effekt der ambitionierten Produktnutzung mit mehr Schnittholz für den Bausektor, zeigt für Deutschland identische Trends zu Europa. Für Nadelholz, in Abbildung 20 dargestellt, verbessert diese Nutzung von Schnittholz für langlebige Produkte die Klimawirkung aller Szenarien. Im Vergleich zu Europa ist der Einfluss stärker ausgeprägt. Besonders das Szenario des proaktiven Waldumbaus erreicht eine signifikant bessere Klimawirkung, wenn Schnittholz verstärkt für den Bausektor verwendet wird.

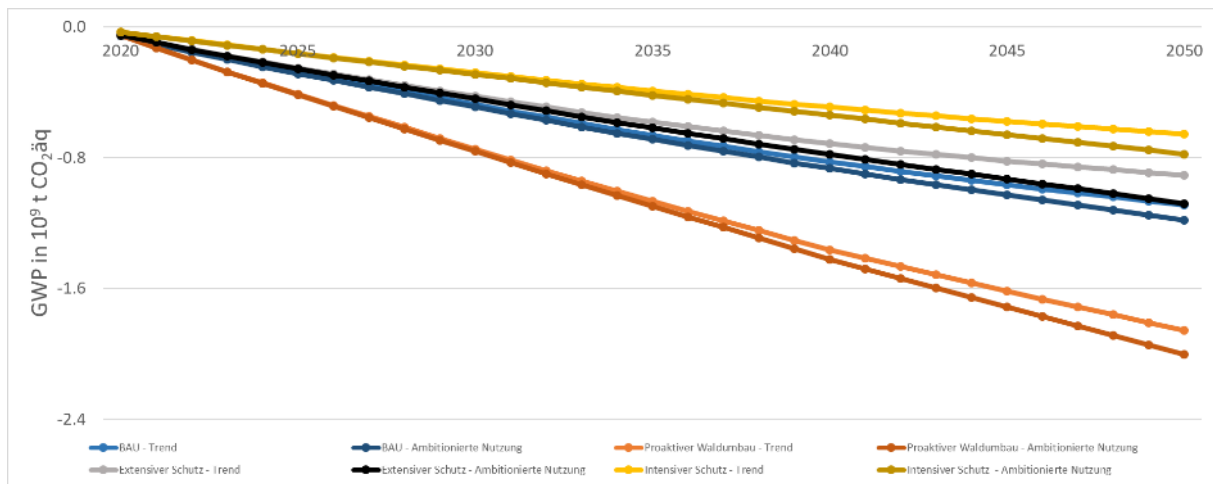


Abbildung 20: Vergleich des kumulativen GWP für Trend und ambitionierte Produktnutzung für Nadelholz in Deutschland bis 2050. In Gt CO<sub>2</sub> äq

Für Laubholz sind die Effekte kleiner und weniger ausgeprägt. Auch in Deutschland ist dies vor allem auf die Unterschiede in der Nutzung zwischen Nadel- und Laubholz zurückzuführen.

Zusammenfassend zeigen sich allgemeinen Trends in der Klimawirkung zwischen den Szenarien. Während bei Nadelholz der proaktive Waldumbau und bei Laubholz langfristig das intensive Schutz-Szenario die beste Klimawirkung erreichen, schneiden das BAU- und das extensive Schutz-Szenario weniger gut ab. Für Nadelholz ergibt sich dies aus der Wirkung langlebiger Holzprodukte, während für Laubholz die längeren Speicherdauern und der bessere Zuwachs im Alter langfristig die Außernutzungstellung fördern. Zu beachten ist bei allen Szenarien auch die Rolle von Import und Export. Diese erwies sich vor allem für Nadelholz als bedeutend und erzeugt bei einem Rückgang der Bewirtschaftung der Wälder in Europa oder Deutschland eine Auslagerung der Klimaeffekte in andere Teile der Welt. Bei Laubholz waren diese Effekte weniger dominant aber ebenfalls noch von Bedeutung. Dies zeigt klar auf, dass neben Ressourcenabhängigkeit vor allem auch das Verschieben von Bürden und negativen Klimaeffekten ins Ausland mitbedacht werden müssen, um auch eine nachhaltige Klimafairness zu erreichen. Von Bedeutung sind auch die Unterschiede in der Größe der Effekte zwischen Nadel- und Laubholz. So erreicht in Deutschland das beste Szenario für Nadelholz eine Einsparung von -1,9 Gt CO<sub>2</sub> äq bis 2050, während für Laubholz nur 0,4 Gt CO<sub>2</sub> äq erreicht werden. Der proaktive Waldumbau und die Nutzung von Nadelwäldern haben damit einen allgemein deutlich größeren Effekt als der intensive Schutz von Laubwäldern.

Die starken Unterschiede zwischen Nadel- und Laubholz haben klare Implikationen für die weitere Interpretation dieser Ergebnisse sowie für den weiteren öffentlichen Diskurs zum Thema Nachhaltigkeit von Holz- und Waldnutzung. Während die Ergebnisse dieser Studie, vor allem für Europa, große Flächen mit sehr unterschiedlichen Waldtypen zusammenfassen, werden Managemententscheidungen lokal getroffen und müssen daher auch lokal bewertet werden. Ein nadelholzdominierter Wald benötigt für eine klimaoptimale Nutzung andere Entscheidungen als ein laubholzdominierter Bestand. Da bereits eine Aufteilung zwischen Nadel- und Laubholz deutliche Unterschiede erkennbar macht, sollte differenziert über verschiedene Typen von Wald gesprochen werden. Mindestens eine Unterscheidung in der Diskussion und Bewertung zwischen Nadel- und Laubholz erscheint angesichts der Ergebnisse dieser Studie als notwendig, um nicht die verschiedenen Effekte beider Holzarten durch Überlagerung zu verschleiern.

Die häufig scheinbar widersprüchlichen Interpretationen der Ergebnisse verschiedener Studien und Beiträge zur Wirkung des Waldes, könnten auf eben solche Überlagerungen zurückzuführen sein. Für die Interpretation der Ergebnisse von KlimaHolz sollte zusätzlich die Natur der Szenarien als



Explorativ bedacht werden. Dies bedeutet, dass hier die potentiellen Konsequenzen möglicher Szenarien berechnet wurden. Die Ergebnisse sollten daher dazu verwendet werden, reale Pläne für Umwelt und Klima zu optimieren und Schutz und Nutzung so zu kombinieren, dass hier aufgezeigte Schwächen vermieden und Stärken genutzt werden.

In Bezug auf die bestehenden Pläne zum Schutz und der Stilllegung von Waldflächen kann die gesamte Nutzung von Wäldern durch eine passende und lokal angepasste Kombination optimiert werden. Für eine Außernutzungstellung sollten vor allem solche Flächen ausgewählt werden, die laubholzdominierte Mischbestände darstellen, die jung bis mittelalt und klimastabil sind, um das Risiko von Schäden zu minimieren, und die über die kommenden Jahre noch stabile und gute Zuwächse leisten können. Zugleich sollten Flächen, die von alten und wenig klimastabilen Reinbeständen dominiert werden, intensiver genutzt und aktiv umgebaut werden. Dies betrifft insbesondere Nadelholz-Reinbestände, potenziell jedoch auch Laubholz-Reinbestände. Durch diesen differenzierten Umgang mit Wäldern kann das klimaoptimale Potential von Wald und Holz genutzt werden, mit einer verstärkten Nutzung bei Nadelholz und langfristig intensiverem Schutz bei Laubholz. Für die Nutzung von stofflich nutzbaren Holz-Sortimenten sollten langlebige Holzprodukte und Kaskaden besonders angestrebt werden, während für den Schutz von Wäldern besonders lange Verweildauern in Mischwäldern und hohes Wachstum im Alter, wie es bei Laubbaumarten häufig ist, betont werden sollten.

Darüber hinaus geht aus den Ergebnissen klar hervor, dass die intensiveren Szenarien, sowohl für Schutz als auch für mehr Nutzung das BAU-Szenario und eine extensive Umsetzung von Flächenschutz und -stilllegung übertreffen. Dies weist klar darauf hin, dass in Zeiten der wachsenden Klimaschäden und Umweltrisiken, in Bezug auf unsere Wälder andere Maßnahmen notwendig sind als bisher. Für Nadelholz sollte, wo immer es mit anderen Ökosystemdienstleistungen vereinbar ist, ein intensiver Waldumbau hin zu einem klimastabilen Mischwald angestrebt werden, durch den mehr Holzprodukte und Bioenergie erzeugt werden. Für Laubholz dagegen sollte, nach der Option einer Umbauphase besonders alter Reinbestände, ein verstärkter Schutz angestrebt werden, um diesen Waldspeicher, auf Flächen auf denen klimastabile Bestände vorhanden sind, voll auszunutzen. Ein BAU-Szenario oder schwache Maßnahmen erreichen nicht das volle klimapositive Potential von Wald und Holz.

Im Kontext der Ergebnisse der vorliegenden KlimaHolz Ergebnisse ist es zusätzlich von Bedeutung, dass hier das gesamte System mit allen Bestandteilen untersucht wurde, aber nicht zwingend Aussagen über individuelle Fälle ableitbar sind. Obwohl für Laubholz das intensive Schutz-Szenario langfristig die beste Klimawirkung erzeugt, bedeutet dies nicht, dass Laubholz im Einzelfall nicht mit klimapositiver Wirkung geerntet und beispielsweise für langlebige Produkte im Baubereich genutzt werden kann. Ebenso sollte nicht jede intensive Nutzung von Nadelwäldern als positiv betrachtet werden. Das KlimaHolz-Modell nimmt eine nachhaltige Waldnutzung und Erntemethoden an, die solche Gesamtergebnisse für das Klima erreichen. Bei anderem Management, wie etwa beim Einsatz von Kahlschlag, sind andere Auswirkungen auch bei Nadelholz zu erwarten, die es zu vermeiden gilt. Ein proaktiver Waldumbau besonders gefährdeter alter Nadelholzbestände leistet auch hier einen positiven Beitrag.

Besonders wichtig ist auch eine Balance für Totholz. Auf der einen Seite ist ein Mindestmaß an Totholz für Biodiversität und einen gesunden Wald notwendig, zugleich ist es durch Verrottung auch eine Quelle von CO<sub>2</sub>. Besonders improaktiven Waldumbauszenario zeigt sich, dass auch mit einem Mindestmaß an Totholz im Wald von 10 % des wachsenden Bestands, große Mengen für Energie und Produkte genutzt werden können, um Substitutionseffekte und Speicherwirkung auszunutzen. Diese Rolle von Waldrestholz wird im folgenden Abschnitt zur Bioenergie noch genauer dargestellt.

## Wirkung der Bioenergie aus Restholz

Die Klimawirkung der Bioenergie aus Holz wird derzeit sowohl auf politischer als auch auf wissenschaftlicher Ebene kontrovers diskutiert. Bioenergie wurde daher als Fokusthema zusätzlich in dieser Studie untersucht. Für diese Diskussion und die Einordnung der Ergebnisse aus KlimaHolz ist eine klare Differenzierung von Energieträgern notwendig. In der vorliegenden Studie werden explizit die Klimaeffekte von Bioenergie aus Resthölzern in Form von Hackschnitzeln und Pellets beleuchtet. Die folgenden Ergebnisse geben damit nur Aufschluss über den Einfluss von diesen Produkten aus Reststoffen im Gesamtsystem und nicht zwingend über Bioenergie im Allgemeinen. Ebenfalls von Bedeutung ist, dass die berechneten Klimaeffekte sowohl die direkten Effekte wie auch die indirekten oder vermiedenen Effekte umfassen. Direkte Effekte sind Emissionen aus der Vorkette, der Nutzung der Energieträger und Substitutionswirkung, während indirekte Effekte die Vermeidung von Speicher und von Emissionen durch Verrottung beschreiben.

## Europa

Die in den jeweiligen Szenarien in Europa jährlich produzierten Mengen an Pellets und Hackschnitzeln aus Waldrestholz sind jeweils in Abbildung 21, Abbildung 22 und Abbildung 23 und Abbildung 24 für Nadel- und Laubholz dargestellt. Die Mengen umfassen dabei nur solche, die aus heimischer Produktion erzeugt wurden. Pellets und Hackschnitzel aus Importen waren nicht Teil der Analyse. In der Darstellung wurde ebenfalls nicht zwischen den Produktszenarien unterschieden, da diese weitgehend identischen Mengen in diesem Bereich liefern. Die Mengenangaben sind in Millionen trockenen (absolut trocken) Tonnen.

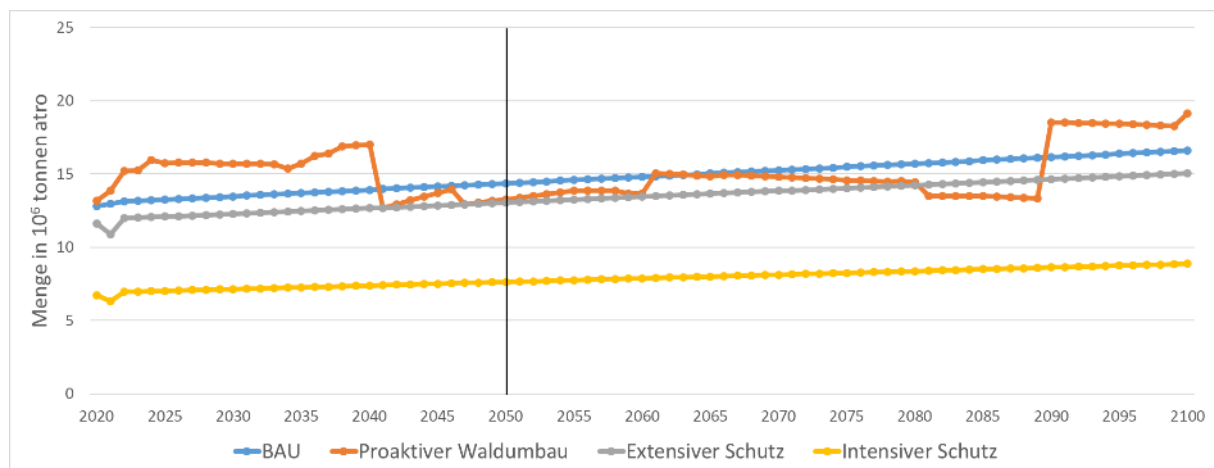


Abbildung 21: Jährliche Menge Pellets aus Nadelholz in Europa. In Mio. Tonnen atro

Für Pellets ergeben sich durch die verstärkte Nutzung im proaktiven Waldumbau-Szenario die größten Mengen an Sägere Restholz, die von der Holzindustrie nicht nachgefragt und zur Herstellung von Pellets genutzt werden können. Sowohl bei Laub- als auch bei Nadelholz schwanken diese stark abhängig von der jeweiligen jährlichen Eingriffsstärke und dem Einschlag, der im KlimaHolz-Modell wiederum die Mengen an Holz bestimmt, die in die Weiterverarbeitung geführt werden. Damit liegt das Aufkommen in den Jahrzehnten des proaktiven Waldumbaus deutlich über dem Niveau im BAU-Szenario. Anschließend bewegt es sich im Bereich des BAU-Szenario, bis es ab ca. 2090, durch das dann zu erwartende steigende Aufkommen an Nadelstammholz aus dem Waldumbau, wieder deutlich zunimmt.

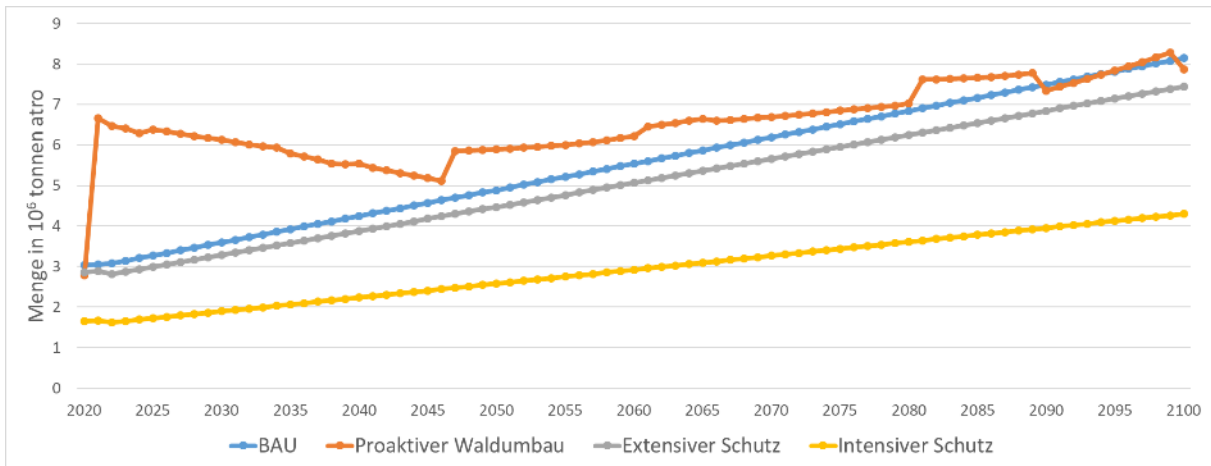


Abbildung 22: Jährliche Menge Pellets aus Laubholz in Europa. In Mio. Tonnen atro

Der starke Sprung im Laubholz im Jahr 2021 ist zum Teil der Modellrechnung geschuldet und tendenziell eine Überschätzung des ersten Anstiegs. Dieser würde sich mehr über die ersten Jahre verteilen. Im Durchschnitt werden im proaktive Waldumbau-Szenario bis 2050 pro Jahr für Nadelholz 14,9 Mio. Tonnen atro und für Laubholz 5,8 Mio. Tonnen atro erzeugt. Dies entspricht jährlich einer Energie von jeweils 77 TWh und 30 TWh. Im intensiven Schutz-Szenario sind es dagegen nur jeweils 7,2 und 2 Mio. Tonnen atro.

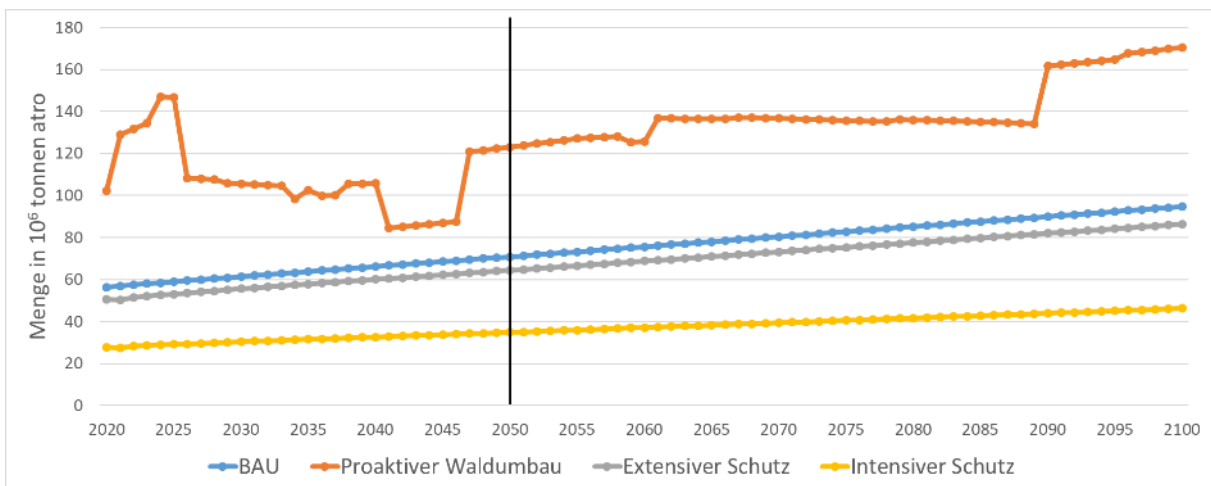


Abbildung 23: Jährliche Menge Waldhackschnitzel aus Nadelholz in Europa. In Mio. Tonnen atro

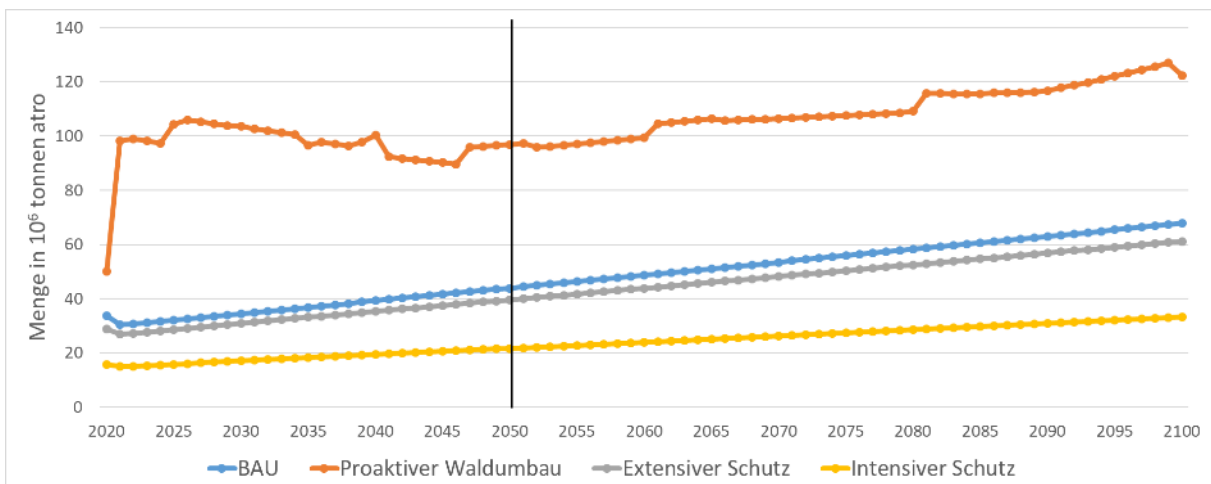


Abbildung 24: Jährliche Menge Waldhackschnitzel aus Laubholz in Europa. In Mio. Tonnen atro

Bei Waldhackschnitzeln werden größere Mengen erzeugt. So steigt die Produktion von diesen im proaktiven Waldumbau-Szenario für Nadelholz auf 10,8 Mio. Tonnen atro pro Jahr bis 2050 und für Laubholz in diesem Szenario auf 9,7 Mio. Tonnen atro pro Jahr. Dies entspricht jeweils einer jährlichen Energie von 557 TWh und 496 TWh. Im intensiven Schutz-Szenario werden dagegen nur jeweils 3,1 und 1,8 Mio. Tonnen atro durchschnittlich pro Jahr produziert. Im proaktiven Waldumbau-Szenario entstehen insgesamt ca. die zwei- bis dreifache Menge Waldrestholz als im aktuellen BAU-Szenario, was einen entsprechend deutlichen Ausbau der holzbasierten Energieerzeugung in Europa erlauben würde.

Ein zusätzlicher Unterschied zwischen den Szenarien ergibt sich darüber hinaus aus dem Umgang mit Totholz. So wird in allen Szenarien mindestens eine Menge, die 10 % des lebenden Bestandes entspricht belassen. Im extensiven und intensiven Schutz-Szenario wird allerdings auf allen geschützten Flächen das gesamte potentielle Totholz belassen. Dadurch werden in diesen Szenarien verglichen mit BAU- und proaktivem Waldumbau-Szenario deutlich weniger Waldhackschnitzel produziert.

Die produzierten Mengen an Pellets und Waldhackschnitzeln zeigen auf, dass auch bei einem Einhalten von Schutzmaßnahmen für Biodiversität und bei ausschließlicher Nutzung von Reststoffen, bereits eine große Menge an Energie aus Restholz bereitgestellt werden kann.

In der Klimawirkung zeigt sich bei Pellets nur wenig Unterschied zwischen Laub- und Nadelholz. Da es sich um ein spezifisches Produkt handelt, fallen alle Faktoren der unterschiedlichen Nutzung von Laub- und Nadelholz weg. Ebenso haben die verschiedenen biogenen Emissionsfaktoren wenig Einfluss, da sich erzeugte Emissionen durch Verbrennung und vermiedenen Emissionen durch Verrottung weitgehend ausgleichen. Die Substitutionswirkung ist zwischen beiden pro erzeugter kWh identisch. Lediglich die Emissionen aus der Vorkette, die verlorene Speicherwirkung und die Holzeigenschaften auf die erzeugte Menge an Energie haben einen Einfluss und unterscheiden sich zwischen Nadel- und Laubholz.

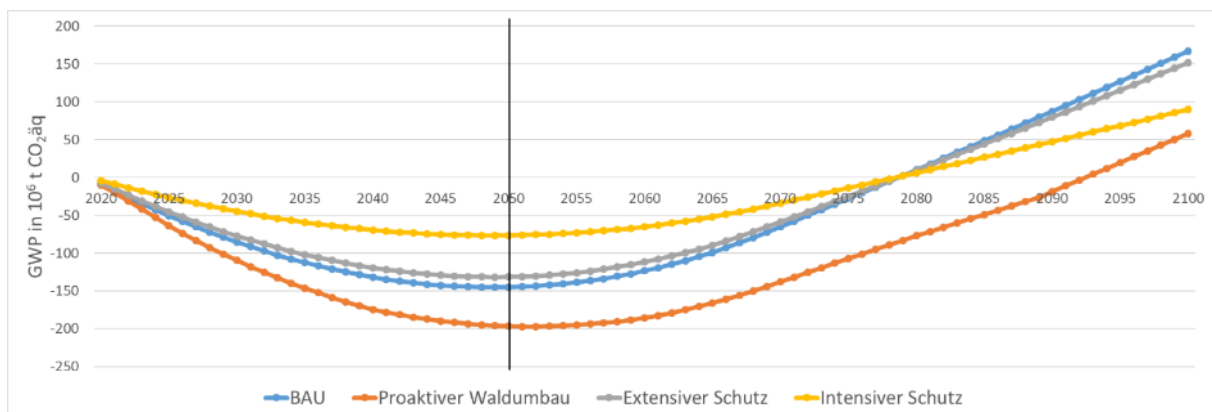


Abbildung 25: Kumulatives GWP für Pellets Nadelholz in Europa bis 2100. In Mio. t CO<sub>2</sub>äq

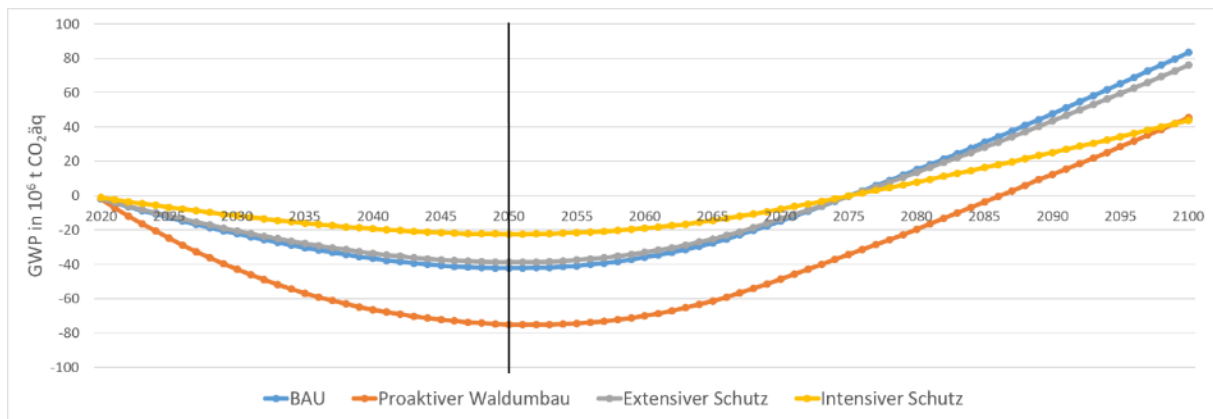


Abbildung 26: Kumulatives GWP für Pellets aus Laubholz in Europa bis 2100. In Mio. t CO<sub>2</sub>äq

Zwischen den Szenarien ergeben sich zunächst andere Größenordnungen im Klimaeffekt durch die unterschiedlichen Mengen, die produziert werden. Der Verlauf der Kurven ist weitgehend gleich: Während alle Szenarien zunächst durch die Substitutionswirkung einen positiven Klimaeffekt haben, stagniert dieser gegen 2050. Der Verlauf der Klimawirkung wird durch die Entwicklung der Substitution bestimmt. Je weniger fossile und damit CO<sub>2</sub>-intensivere, Energieträger ersetzt werden können, desto weniger positiv wird die Klimawirkung bei Pellets. Im Ausblick auf 2100 werden Pellets in allen Szenarien so schließlich auch zu CO<sub>2</sub>-Quellen. Ohne ausreichende Möglichkeit zur Substitution oder zur Verwendung von BECCS führen der Verlust an Speicherwirkung und die Emissionen aus der Produktion dazu, dass Energie aus Pellets nach 2050 in Europa zu einer Netto-CO<sub>2</sub>-Quelle wird. Der Zeitpunkt, ab dem Pellets zur jährlichen CO<sub>2</sub>-Quelle werden, wird durch den Wendepunkt der Kurven angezeigt.

Für Hackschnitzel aus Waldrestholz bietet sich ein ähnliches Bild. Auch hier ist die Klimawirkung zentral von der Möglichkeit zur Substitution von fossilen Energieträgern abhängig. Auch hier gibt es zwischen Nadel- und Laubholz weniger deutliche Unterschiede, da beide durch den Effekt der Substitutionswirkung dominiert werden. Für Waldhackschnitzel ist im Vergleich zu Pellets die Produktion allerdings deutlich weniger CO<sub>2</sub>-intensiv, wodurch diese auch mit weniger Potential zur Substitution noch positive Effekte liefern. Besonders entstehen bei der Produktion von Pellets viele biogene Emissionen verglichen mit der Produktion von Hackschnitzeln, wie in Tabelle 6 zu sehen.

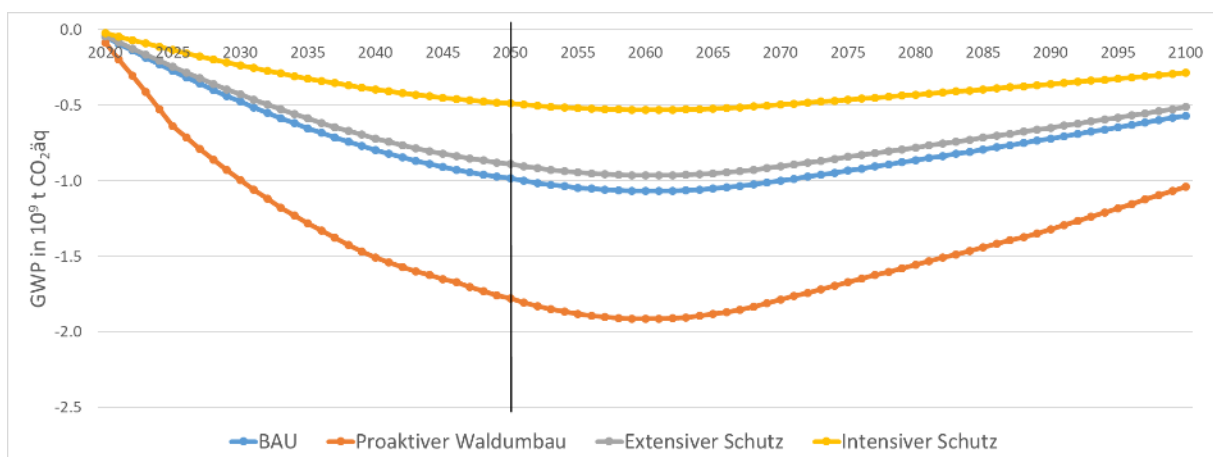


Abbildung 27: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Nadelholz in Europa bis 2100. In Gt CO<sub>2</sub>äq

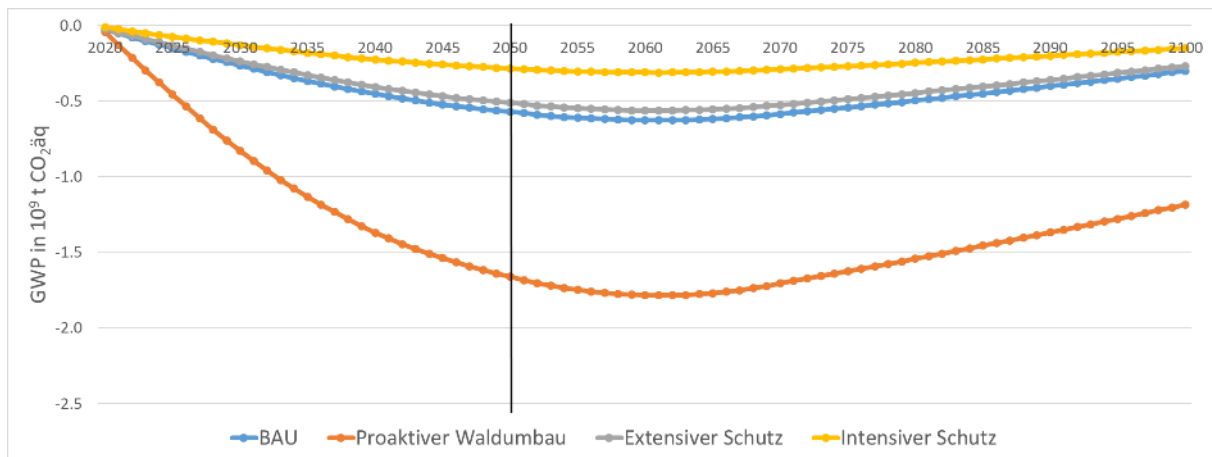


Abbildung 28: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Laubholz in Europa bis 2100. In Gt CO<sub>2</sub>äq

Der Verlauf der Kurven ist erneut weitgehend identisch und die Werte unterscheiden sich zentral basierend auf der Menge an Hackschnitzeln, die je nach Szenario produziert wird. Dies macht deutlich, dass die Management-Szenarien wenig Einfluss auf die Klimawirkung von Bioenergie aus Reststoffen haben. Diese wird letztlich durch Substitutionspotential, Emissionen aus der Vorkette und verlorener Speicherwirkung bestimmt. Auch hier zeigt der Wendepunkt der Kurven an, wann Hackschnitzel zur jährlichen CO<sub>2</sub>-Quelle werden. Dies geschieht etwa 10 Jahre später als bei Pellets, was auf die vergleichsweise niedrigeren Emissionen in der Vorkette zurückzuführen ist. Mit diesen können Hackschnitzel auch noch bei geringem Substitutionspotential eine klimapositive Gesamtbilanz erreichen.

Bis 2050 zeigen sich bei der Nutzung von Waldhackschnitzeln ein positiver Klimaeffekt und Einsparungen an GWP von bis zu -1.8 Gt CO<sub>2</sub>äq im proaktiven Waldumbau-Szenario. Auf Grund der geringeren Emissionen bei der Produktion bleiben auch bei geringerer Substitution netto positive Klimaeffekte auch nach 2050 erhalten, bevor sie ab 2060 den Wendepunkt erreichen. Verglichen mit Pellets lässt der positive Klimaeffekt durch die Nutzung von Hackschnitzeln aus Reststoffen durch die weniger CO<sub>2</sub>-intensive Herstellung langsamer nach.

Bis 2050 stellt Bioenergie aus Reststoffen somit dank der Substitution von fossilen CO<sub>2</sub>-intensiveren Energieträgern eine klimafreundliche Energiequelle dar. Bioenergie erlaubt das Ersetzen von fossilen Brennstoffen, die damit in der Erde belassen und dauerhaft gespeichert bleiben können, und verringert alles in allem die Klimawirkung der Energieerzeugung. Mit dem stetigen Rückgang der Nutzung CO<sub>2</sub>-intensiverer fossiler Energiequellen, nimmt diese positive Wirkung von Bioenergie aus Restholz allerdings ab, bis sie nicht mehr die negativen Effekte durch verlorene Speicherwirkungen und Emissionen der Vorkette aufwiegen kann. Bis 2060 ist die energetische Nutzung von Restholz aus dem Wald und Sägewerken klimapositiv und unterstützt damit die Erreichung der Klimaschutzziele der EU bis 2050.

### Deutschland

Die produzierten Mengen Pellets und Waldhackschnitzel aus Reststoffen bieten in Deutschland ein ähnliches Bild. Bei den Pellets ist für Nadel- und Laubholz, zu sehen in Abbildung 29 und Abbildung 30, der Verlauf weniger stark schwankend als in Europa. Das proaktive Waldumbau-Szenario produziert auch hier durch die intensivere Nutzung der Wälder und die damit einhergehende erhöhte Holzverarbeitung größere Mengen an Reststoffen, die nach der bevorzugten Versorgung der Holzwerkstoff- und Zellstoffindustrien, für Energie genutzt werden können.

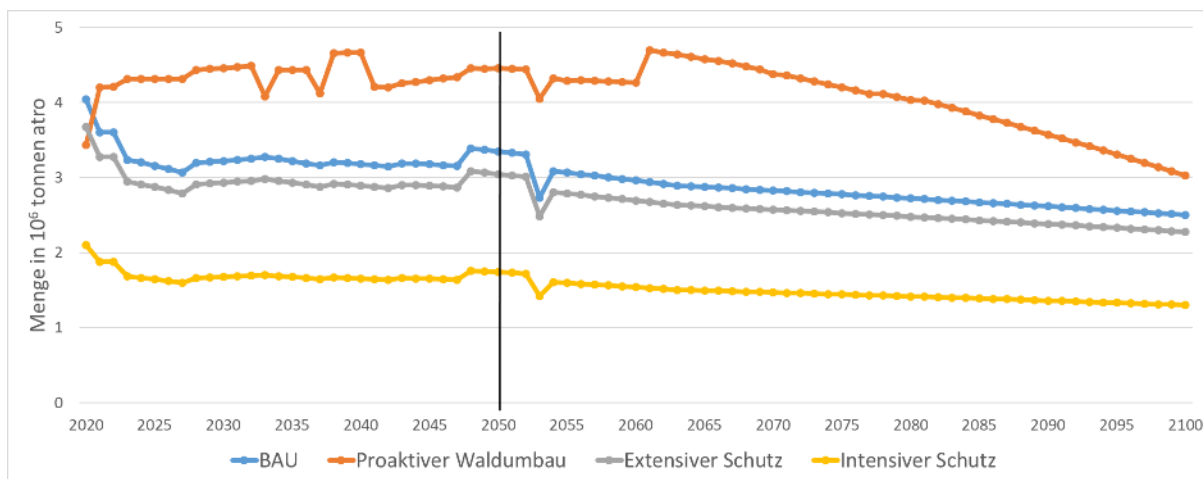


Abbildung 29: Jährliche Mengen Pellets aus Nadelholz in Deutschland. In Mio. tonnen atro

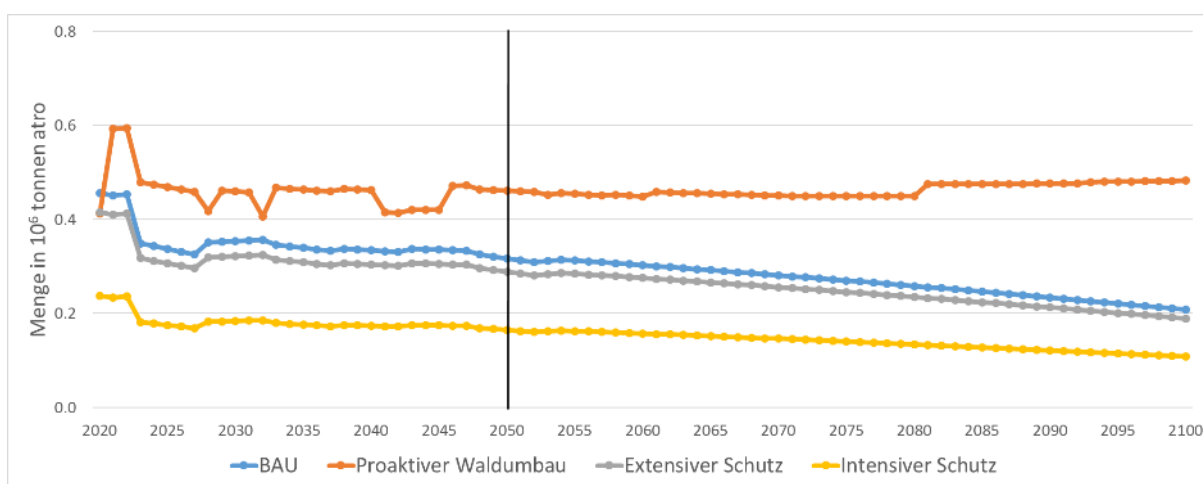


Abbildung 30: Jährliche Mengen Pellets aus Laubholz in Deutschland. In Mio. tonnen atro

Die jeweils aus Laub- und Nadelholz produzierten durchschnittlichen Mengen pro Jahr entsprechen im proaktiven Waldumbau-Szenario 0,46 Mio. und 4,3 Mio. t atro. Dies entspricht einer Energie von 2 und 22 TWh durchschnittlich pro Jahr. Bei einer Einschränkung des Holzeinschlags im intensiven Schutz-Szenario werden durchschnittlich pro Jahr noch 0,18 und 1,7 Mio. t atro an Pellets erzeugt. Der starke Unterschied zwischen Nadelholz und Laubholz ist in Deutschland wie in Europa auf die unterschiedliche Nutzung des geernteten Holzes zwischen Laub- und Nadelholz zurückzuführen.

Bei Waldhackschnitzeln werden auch hier deutlich größere Mengen produziert. Grund dafür ist auch, dass ein Anteil des feinen Waldrestholzes gesammelt und gehackt werden kann, während Industrieresthölzer für Pellets nur aus dem Derbholz hervorgehen können, das in der Holzindustrie verarbeitet wird. Aus Nadelholz entstehen im proaktiven Waldumbau-Szenario im Durchschnitt pro Jahr 20 Mio. t atro. Bei Laubholz in diesem Szenario sind es 25 Mio. t atro. Diese Mengen entsprechen jeweils 104 und 129 TWh pro Jahr.

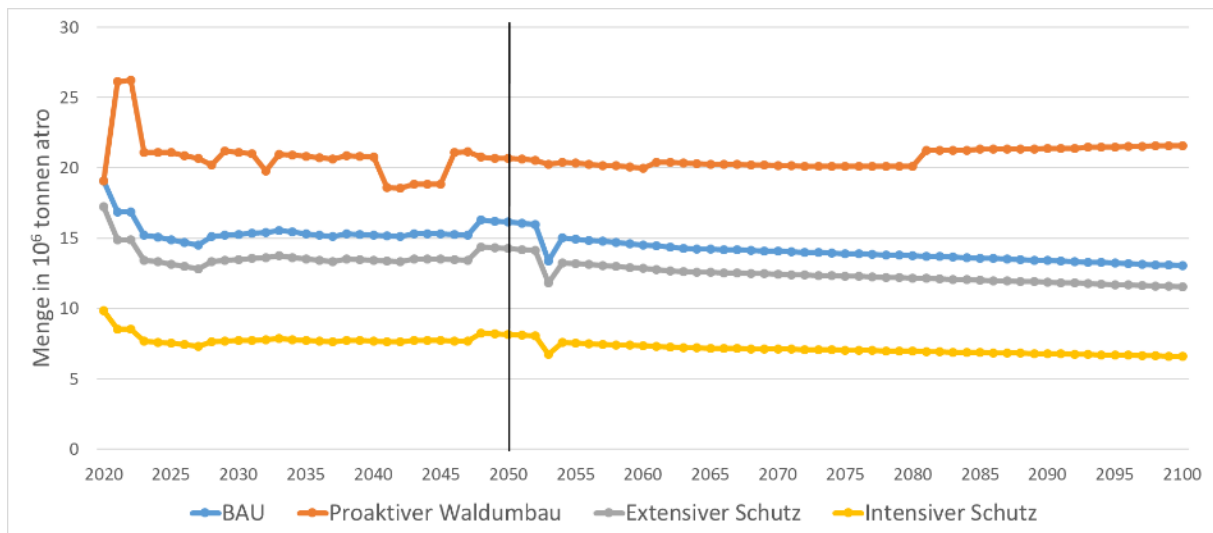


Abbildung 31: Jährliche Mengen Waldhackschnitzel aus Nadelholz in Deutschland. In Mio. tonnen atro

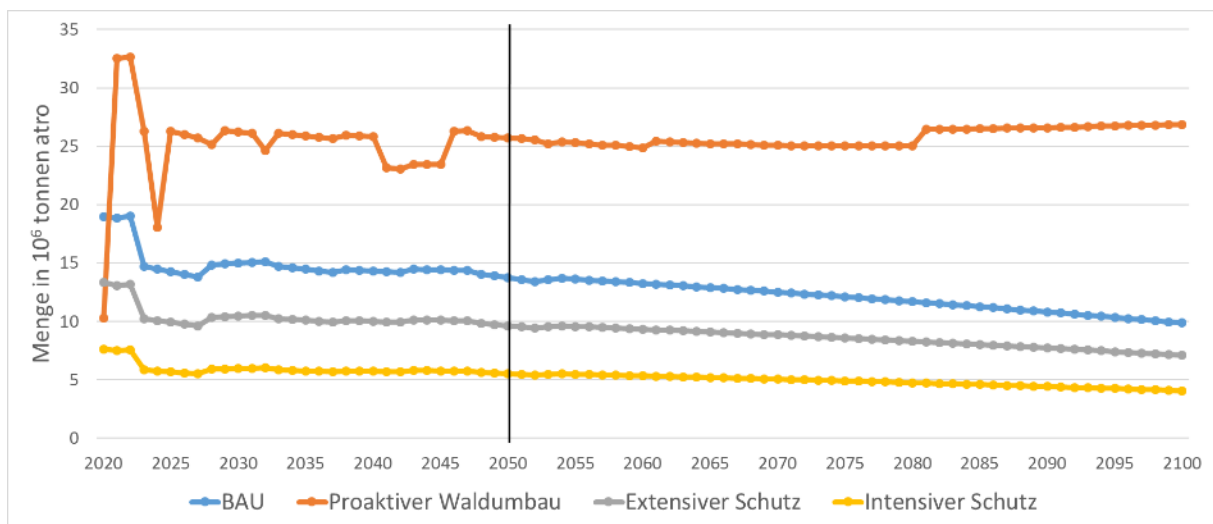


Abbildung 32: Jährliche Mengen Waldhackschnitzel in Deutschland. In Mio. tonnen atro

Die Klimawirkung von Pellets und Hackschnitzeln ist auch in Deutschland zwischen Nadel- und Laubholz ähnlich. Die Umtriebszeit hat einen gewissen Einfluss auf die Ergebnisse, unter anderem über die biogenen Emissionen der Vorkette. Da in Deutschland die Umtriebszeiten von Laub- und Nadelholz größere Unterschiede aufweisen als im europäischen Durchschnitt, gibt es hier auch größere Unterschiede bei den biogenen Emissionsfaktoren. Diese Differenz ist ausreichend, um sich deutlich erkennbar in den Ergebnissen zu zeigen. Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind dann erneut maßgeblich durch die in den Szenarien erzeugten Mengen bedingt.



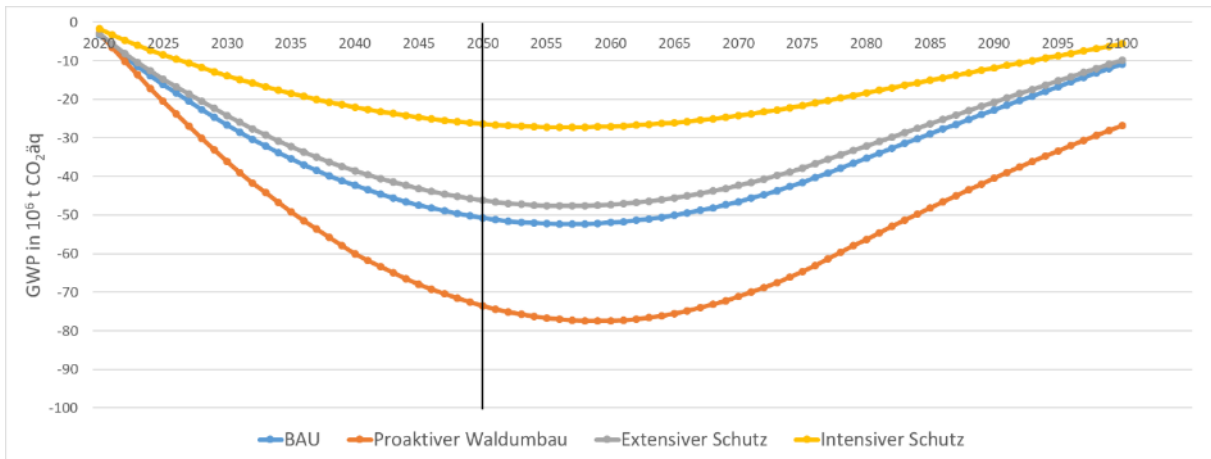


Abbildung 33: Kumulatives GWP für Pellets aus Nadelholz in Deutschland. In Mio. t CO<sub>2</sub>äq

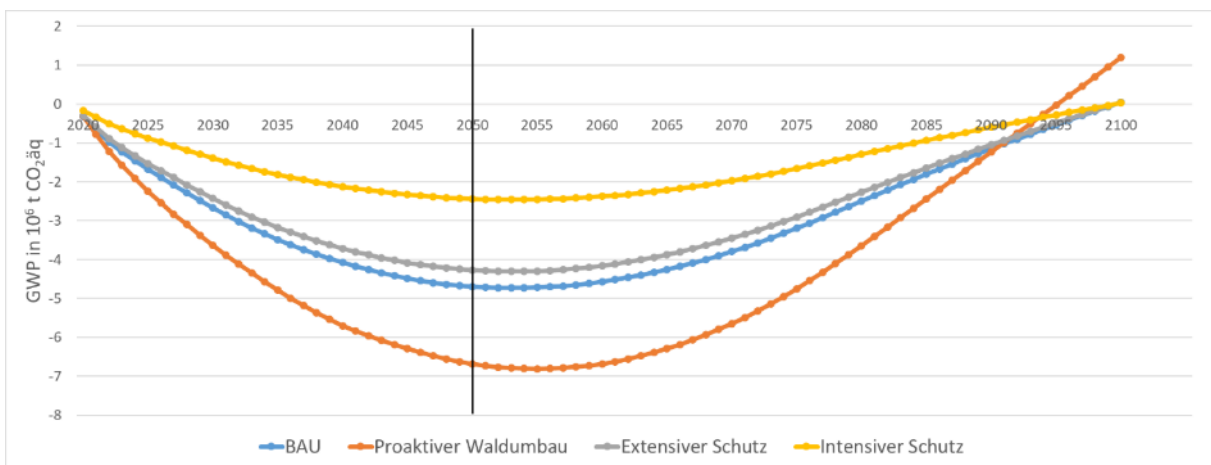


Abbildung 34: Kumulatives GWP für Pellets aus Laubholz in Deutschland. In Mio. t CO<sub>2</sub>äq

Der klimapositive Effekt erhält sich in Deutschland folglich länger und ist stärker als im europäischen Durchschnitt. Dieser Unterschied ist auf das weit höhere und länger anhaltende Substitutionspotential in Deutschland zurückzuführen. Dieses dominiert den Effekt von Bioenergie aus Resthölzern und ist durch die deutlich höhere CO<sub>2</sub>-intensität von Strom und Wärme in Deutschland signifikant größer. Erneut schneiden Hackschnitzel besser ab als Pellets. Dies ist auch in Deutschland durch die geringeren Emissionen in der Produktion bedingt, die auch bei geringerer Substitution einen positiven Effekt für das Klima erlauben.

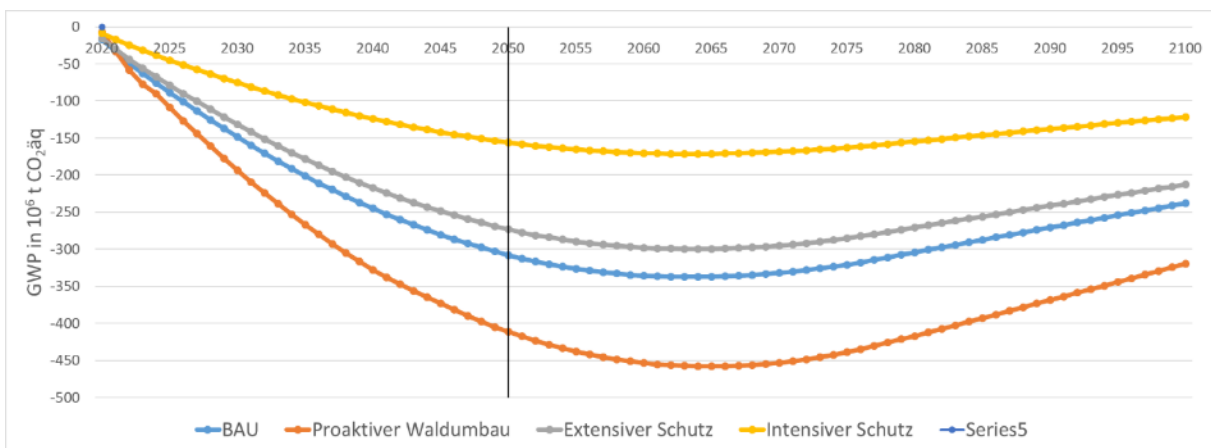


Abbildung 35: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Nadelholz in Deutschland. In Mio. t CO<sub>2</sub>äq

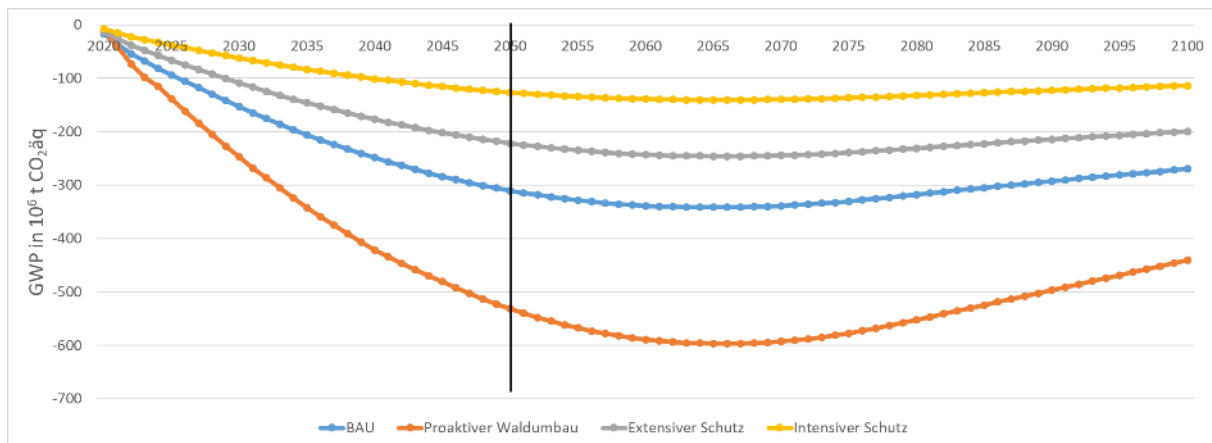


Abbildung 36: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Laubholz in Deutschland. In Mio. t CO<sub>2</sub>-äq

Trotz der länger anhaltenden und größeren GWP-Einsparwirkung, zeigt der Blick auf 2100 auch in Deutschland, dass mit sinkendem Substitutionspotential zuerst Pellets durch die höheren Emissionen in der Produktion und auch Waldhackschnitzel zu Netto-CO<sub>2</sub>-Quellen werden. Unter aktuellen technologischen Bedingungen sind diese Bioenergieträger nur mittelfristig als Maßnahmen gegen den Klimawandel wirksam – vorausgesetzt, dass fossile Energieträger mit ihnen ersetzt werden.

Zusammenfassend zeigt sich für die Bioenergie in Europa und Deutschland der gleiche Trend: Nur solange Substitution noch möglich ist, sind positive Klimaeffekte vorhanden. Sobald, je nach Region zu unterschiedlichen Zeiten, die Energieversorgung nicht mehr CO<sub>2</sub>-intensiv genug ist, um eine starke Substitutionswirkung zu erhalten, verschlechtert sich die allgemeine Klimabilanz und Bioenergie aus Resthölzern wird zur Netto-CO<sub>2</sub>-Quelle. Für die in der Herstellung CO<sub>2</sub>-intensiveren Pellets geschieht dies etwas schneller und stärker ausgeprägt. Dies zeigt die Schwächen von holzbasierten Brennstoffen in Bezug auf die Klimawirkung auf. Ohne die Substitution fossiler Energieträger ist es für Resthölzer aus Sicht der Klimabilanz besser, die Emissionen der Produktion zu vermeiden und die Speicherwirkung als Totholz zu nutzen. Eine Möglichkeit, diese Wirkung zu erhalten, liegt in der Koproduktion von Biokohle, Plattformchemikalien (Grundchemikalien, die sich als Bausteine zur Herstellung von vielen weiterer Chemikalien eignen) und dem Abscheiden und Speichern von CO<sub>2</sub>. Bei den Sensitivitätsanalysen wird auf diese Möglichkeiten näher eingegangen.

Andere Studien wie Ter-Mikaelian et al. (2015) oder Sterman et al. (2018) weisen darauf hin, dass Resthölzer, also Reststoffe aus der Holzverarbeitung, Ernterückstände und ähnliches, noch die beste Klimabilanz aufweisen, während beispielsweise Brennstoffe, die aus frisch geernteter Biomasse produziert werden, weitere negative Klimaeffekte aufzeigen. Dies kann durch die Methodik und Ergebnisse dieser Studie unterstützt werden. Bioenergie aus Reststoffen zeigt in den nächsten Jahrzehnten eine positive Klimabilanz. Bei Resthölzern im KlimaHolz-Modell wurden dabei keine Effekte der Ernte im Wald oder verlorenes Wachstum und Speicherwirkung lebender Biomasse mit einbezogen, da es sich um ohnehin bei der Bewirtschaftung anfallende Reststoffe handelt. Für Bioenergie aus im Wald frisch geernteter Biomasse muss verlorenes Wachstum, Speicher in lebender Biomasse und weitere Emissionen des Holzeinschlags mitberücksichtigt werden, während Verrottung und damit Emissionen daraus nicht als das direkte alternative Schicksal definiert werden kann, da diese zunächst weiterwachsen oder für andere Zwecke geerntet werden könnten.. Die Nutzung von Reststoffen stellt damit die bereits klimafreundlichste Art der Energie aus Holz dar, ist aber dennoch von der Möglichkeit der Substitution abhängig. Solange eine Möglichkeit der Substitution besteht und sich Energieträger wie Kohle, Erdgas oder Öl im Energiemix befinden, erzielt Bioenergie aus Reststoffen wie Waldhackschnitzel und Pellets einen positiven Effekt für das Klima. Damit kann Bioenergie in den kommenden Jahrzehnten, vor allem in Deutschland und ähnlich stark von fossilen

Brennstoffen geprägten Ländern, eine wichtige Technologie sein, um die Energiewende zu meistern und den Klimawandel zu bekämpfen.

Die Ergebnisse sollten auch hier erneut nicht auf individuelle Fälle übertragen werden. Sie stellen eine durchschnittliche Performance von Bioenergie in Europa und Deutschland dar. In individuellen Fällen muss auf die jeweils spezifische Substitution, Technologie und Rohstoffquelle geachtet werden.

Auch eine technische Entwicklung sollte bedacht werden. Unter aktuellen Bedingungen, mit denen dieses Modell berechnet wurde, kann mit Bioenergie durch das Vermeiden klimaschädlicherer Energieträger wie Kohle, kurzfristig eine Klimaschutzwirkung erreicht werden, während langfristig Netto-Emissionen entstehen. Dadurch wird die Abhängigkeit einer netto klimapositiven Wirkung von Substitution eindeutig gezeigt. Allerdings kann diese Erkenntnis genutzt werden, um technologische Entwicklungen in der Holznutzung und Verbrennung weiter voranzubringen. Durch die Etablierung von BioCCS oder BECCS sowie Pyrolyse oder Holzvergasung, kann besonders bei Reststoffen eine bessere CO<sub>2</sub>-Bilanz erreicht werden. Diese Technologien und deren Wirkung wurden als Sensitivität untersucht und die entsprechenden Ergebnisse werden im Abschnitt *Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse* dargestellt. Diese zeigen auf, welches Potential Holz als nachhaltiger Rohstoff hat, sofern passende Technologiekonzepte und Ausbaupfade eingeschlagen werden.

### Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Für die Sensitivitätsanalyse wurde zum einen die Annahme zur Wirkung des biogenen Kohlenstoffs sowie eine zusätzliche Annahme zur technologischen Entwicklung in der Holzverbrennung getestet. Die Veränderung der Annahme zum biogenen Emissionsfaktor, mit einer Verschiebung des Faktors zu 0 und 1, zeigte in allen Szenarien und Regionen starke Effekte auf die Größenordnung der Klimawirkung. Das Einführen eines Technologieentwicklungspfades für BECCS beeinflusste die Szenarien weniger stark, da diese Annahme nur Einfluss auf den Faktor Bioenergie nimmt.

#### Europa

Für Nadelholz führt die Variation des biogenen Emissionsfaktors auf 1 sowie auf 0 zu einer Verbesserung aller Szenarien. Für den biogenen Emissionsfaktor 1 ist dies auf die Verbesserung der Wirkung im Wald zurückzuführen, die die Verschlechterung der Nutzung in allen Szenarien übersteigt. Dies ist zentral aufgrund der Altersstrukturen in Europa möglich, da für diese Sensitivität der Zuwachs separat eingerechnet werden muss und dieser in Europa verglichen mit Deutschland hoch ist. Damit ist in Europa unter dieser Annahme auch für Nadelholz das intensive Schutz-Szenario das Beste, da es am meisten durch diese Annahme profitiert. Den biogenen Emissionsfaktor auf 0 zu setzen, verbessert dann die GWP-Bilanz von Wäldern, durch das Wegfallen von Emissionen aus Totholz, und verbessert die Wirkung von Produkten. Damit nähern sich alle Szenarien deutlich an und führen zu ähnlicheren Ergebnissen. Bis nach 2050 ist auch hier das proaktiver Waldumbau-Szenario vorteilhaft, bevor es durch das intensive Schutz-Szenario eingeholt wird.

Bei Laubholz zeigen sich weitgehend ähnliche Trends, allerdings durch die unterschiedliche Nutzung von Laubholz für weniger langlebigere Produkte noch verstärkt. Auch hier erreichen alle Szenarien zunächst unter beiden Annahmen bessere Klimawirkungen. Am Verhältnis der Szenarien verändert sich jedoch wenig mit dem intensiven Schutz-Szenario stets führend und dem proaktiven Waldumbau-Szenario als schwächstes Szenario in Bezug auf die Klimaschutzeffekte.

Die Annahmen zur Wirkung biogener Emissionen sind in Europa damit vor allem für Nadelholz von Bedeutung, wobei sich die Annahme eines biogenen Emissionsfaktors von 1 deutlich stärker auswirkt. Dessen positive Wirkung ist dabei durch die Waldstruktur und die Notwendigkeit einer separaten Berechnung der Wirkung des Zuwachses bedingt. Für ältere Waldstrukturen mit mehr

Vorrat pro ha, deren Zuwachs geringer ist, zeigen sich deutlich andere Auswirkungen, wie im Folgenden an den Ergebnissen der Sensitivitäten in Deutschland deutlich wird.

Das Hinzufügen einer technologischen Entwicklung bei der Verbreitung von BECCS und ähnlichen Technologien führt in allen Szenarien zu einer Verbesserung der Ergebnisse, da Emissionen vermieden werden und mehr Speicherwirkung erzeugt wird. Der Effekt ist deutlich kleiner als die Variation der Annahme zum biogenen Kohlenstoff. Besonders interessant ist die Wirkung einer technologischen Veränderung für die Bioenergie. Abbildung 37 zeigt den Verlauf der Bioenergie für die Szenarien proaktiver Waldumbau und intensiver Schutz, jeweils mit und ohne BECCS für Pellets aus Nadelholz. Der Ausbau und Einsatz von BECCS führt zunächst zu größeren GWP-Einsparungen. Bei den alternativen BECCS-Pfaden zeigt sich auch, wie der positive Klimaeffekt mit abnehmendem Substitutionspotential ebenfalls abnimmt. Durch BECCS führt das Wegfallen von Substitution allerdings nicht zu einer Trendumkehr wie in den Szenarien ohne BECCS, sondern zu einer Stagnation. Die Abscheidung von biogenem Kohlenstoff und dessen Speicherung bei der Energiegewinnung erlaubt langfristig eine weitgehend klimaneutrale Nutzung von Bioenergie aus Pellets.

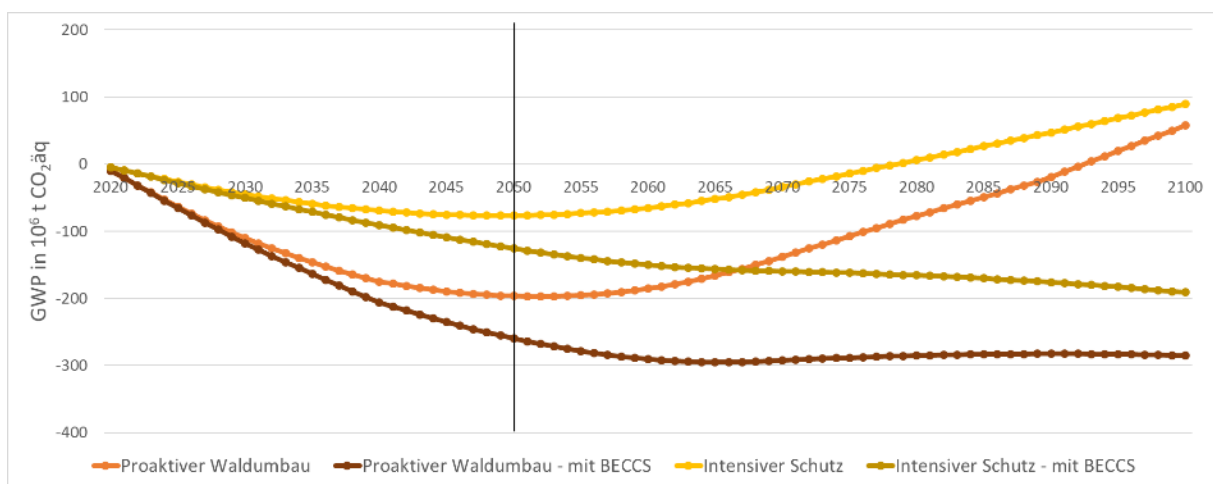


Abbildung 37: Kumulatives GWP für Pellets aus Nadelholz mit und ohne BECCS in Europa. In Mio. t CO<sub>2</sub>äq

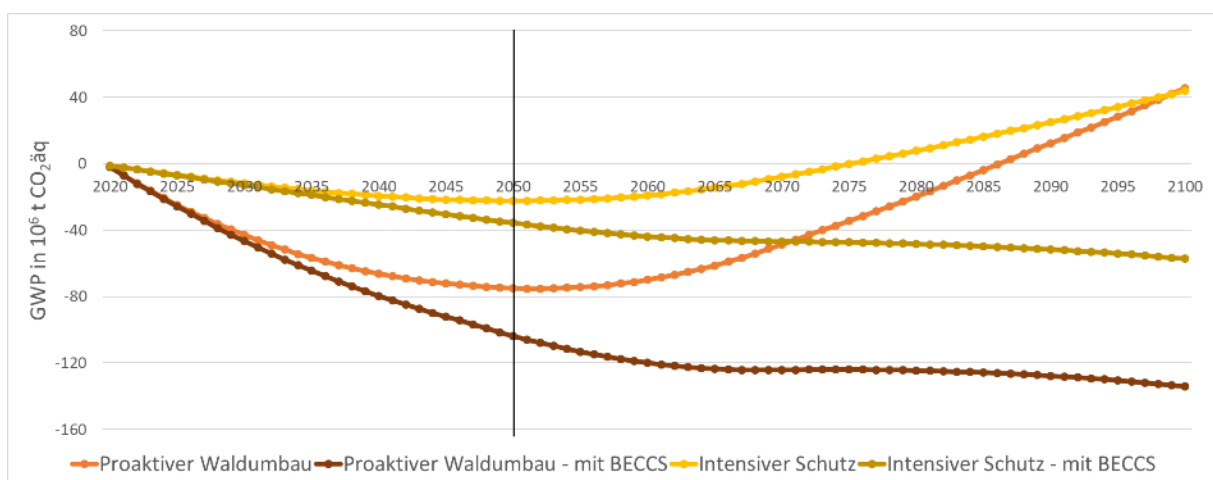


Abbildung 38: Kumulatives GWP für Pellets aus Laubholz mit und ohne BECCS in Europa. In Mio. t CO<sub>2</sub>äq

Für Pellets aus Laubholz in Europa ist dieser Effekt noch stärker ausgeprägt. Auch hier führt die zusätzliche Einsparung und Speicherung durch BECCS zu einer besseren Klimawirkung bis 2050 und nach einer weitgehenden klimaneutralen Phase wird die Nutzung von Pellets erneut klimapositiv.

Diese Entwicklung zeigt, wie der Aufbau von BECCS zunächst den Verlust der Substitution aufwiegt, aber mit einem weiteren Ausbau auch ohne Substitution eine positive Klimawirkung erreicht.

Für Hackschnitzel ergibt sich ein ähnliches Bild. Die CO<sub>2</sub>-intensivere Herstellung von Pellets, die zuvor zu einem signifikanten Unterschied zwischen Waldhackschnitzeln und Pellets geführt hat, ist dann weniger ausgeprägt, da ein Großteil dieser Emissionen selbst biogene Emissionen aus der Energieerzeugung sind und damit durch BECCS reduziert werden. Damit wird der Faktor der Vorkette merklich gesenkt und die Hauptquelle für Unterschiede zwischen Pellets und Hackschnitzeln entsteht durch die Unterschiede im Rohstoff. Waldhackschnitzel werden so zum Teil aus derbem Waldrestholz hergestellt, das eine bessere Speicherwirkung durch längere Halbwertszeiten hat, die mit der Nutzung für Energie verloren geht.

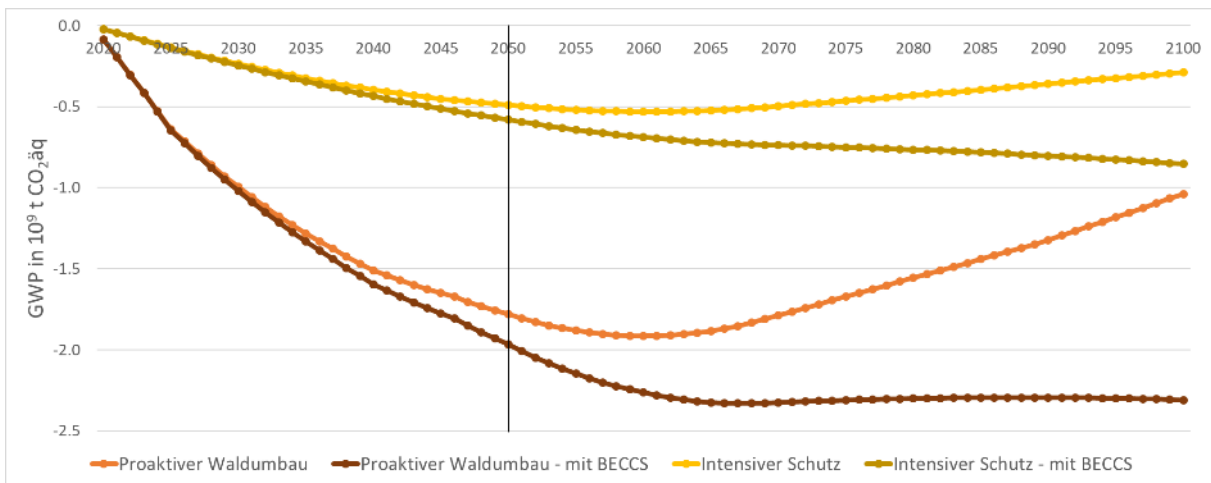


Abbildung 39: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Nadelholz mit und ohne BECCS in Europa. In Gt CO<sub>2</sub>äq

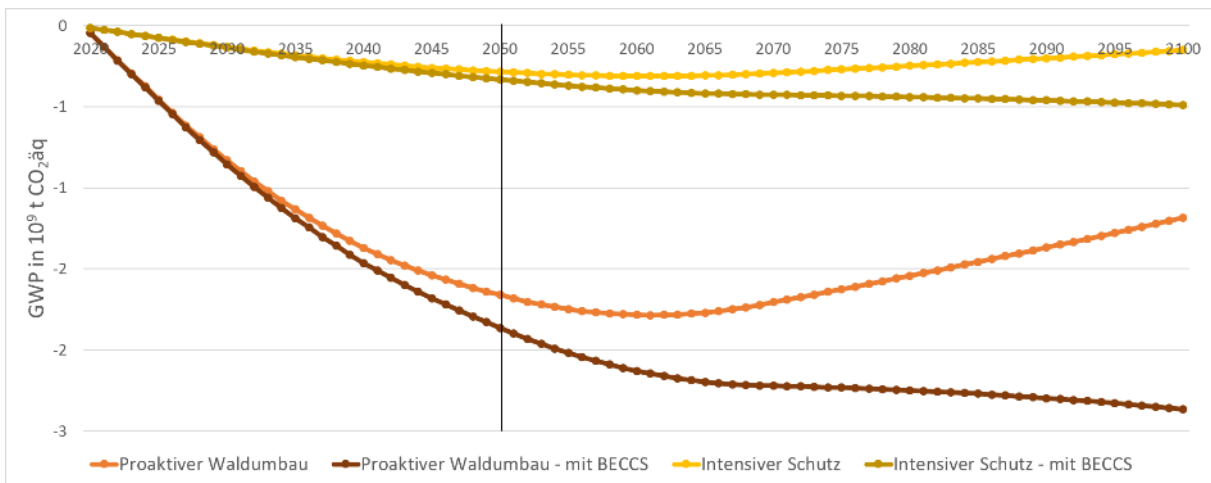


Abbildung 40: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Laubholz mit und ohne BECCS in Europa. In Gt CO<sub>2</sub>äq

Erneut ist der Verlauf für Nadelholz und Laubholz vergleichbar. Während also bei ausreichender Substitution Bioenergie aus Reststoffen unter aktuellen technischen Bedingungen eine positive Klimawirkung haben kann, bleibt diese auch langfristig mit geeigneten technologischen Entwicklungen bestehen.

### Deutschland

In Deutschland ergaben sich durch den Test mit  $GWP_{bio} = 1$  und  $GWP_{bio} = 0$  deutlich unterschiedliche Resultate.  $GWP_{bio} = 1$  verschlechterte alle Szenarien deutlich und führte im Laub- und Nadelholz dazu, dass alle Szenarien, bis auf den proaktiven Waldumbau für Nadelholz nach 2050 zu

langfristigen CO<sub>2</sub>-Quellen werden. Dies ergibt sich durch die älteren Waldstrukturen und vorratsreicheren Flächen in Deutschland. Der Zuwachs ist hier deutlich geringer im Vergleich zum europäischen Durchschnitt, während die Mengen an anfallendem Totholz deutlich höher sind. Dadurch kann der Wald unter dieser Annahme mit Zuwachs die deutlich höheren negativen Wirkungen von Produktion und Nutzung von Holz nicht aufwiegen und alle Szenarien werden zu CO<sub>2</sub>-Quellen.

Bei der Annahme  $GWP_{bio} = 0$  verbessert sich das Ergebnis aller Szenarien deutlich. Sowohl für Laub- als auch für Nadelholz erreichen alle Szenarien einen langfristig positiven Effekt und sind in ihrer Ausprägung deutlich ähnlicher. Besonders für Laubholz führt diese Annahme zu einer Veränderung der Verhältnisse der Szenarien mit dem proaktiven Waldumbau, der nun an erster Stelle steht. Der Vergleich zu Europa zeigt, wie wichtig die Waldstruktur und das Alter für die biogene Wirkung ist. Besonders die Annahme von  $GWP_{bio} = 1$  hat für Deutschland einen anderen Effekt als im europäischen Durchschnitt auf Grund der älteren und zuwachsschwächeren Wälder. Damit wird hier die Interaktion dieser Faktoren voneinander aufgezeigt und die Tatsache, dass der Zuwachs im Wald langfristig zu einer wesentlich wichtigeren Entscheidungsgröße wird als der Vorrat. Das Wachstum der Wälder bestimmt maßgeblich, wie sich Annahmen auswirken können und welche Trends sich ergeben. Es erweist sich als wichtiger Faktor für die Darstellung des biogenen Kohlenstoffkreislaufs und wie sich dieser durch Ernte und Schutz verschieben kann. Diese Verschiebung realitätsnah zu bestimmen, erweist sich damit als notwendig für eine fundierte Abschätzung potentieller Klimaeffekte von Holz und anderer biogener Produkte.

Für den Ausbau von BECCS als technologische Entwicklung in der Bioenergie zeigt sich für Deutschland ein weitgehend ähnliches Bild wie in Europa. Insgesamt hat der Einsatz von BECCS einen positiven Effekt auf alle Szenarien. Besonders stark fällt dieser für das proaktive Waldumbau-Szenario im Laubholz aus. Dieses erreicht mit BECCS gleiche kumulative GWP-Werte wie das intensive Schutz-Szenario.

Bezogen auf den Effekt von BECCS für die Bioenergie aus Reststoffen, zeigt sich, dass durch BECCS zunächst in Kombination mit Substitution deutlich bessere klimapositive Effekte erreicht werden. Die Nutzung von Pellets und Hackschnitzeln bleiben aber auch nach dem Wegfallen der Substitutionswirkung weiterhin mit einem Anteil von 75 % BECCS an der Bioenergieerzeugung weitgehend klimaneutral.

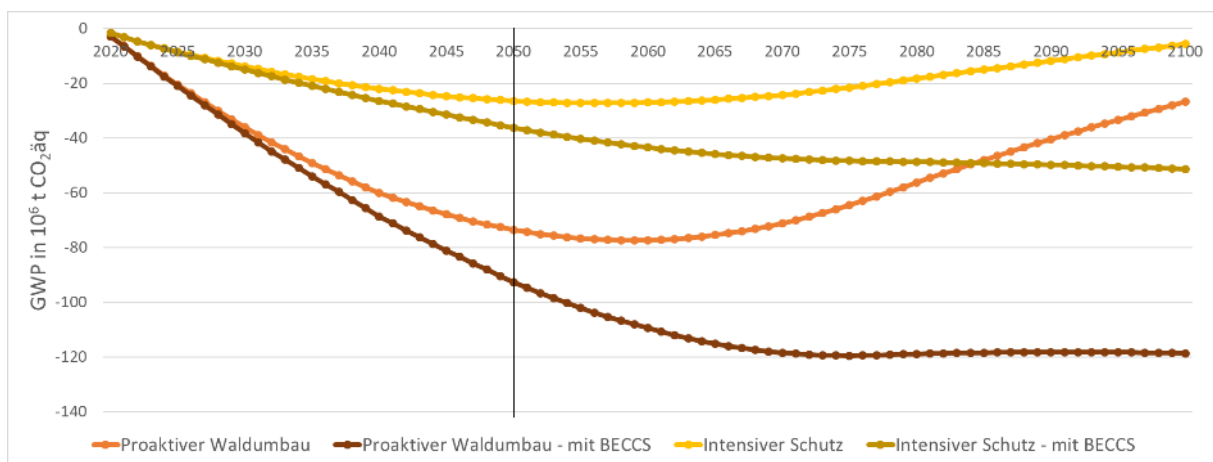


Abbildung 41: Kumulatives GWP für Pellets aus Nadelholz mit und ohne BECCS in Deutschland. In Mio. t CO<sub>2</sub>äq

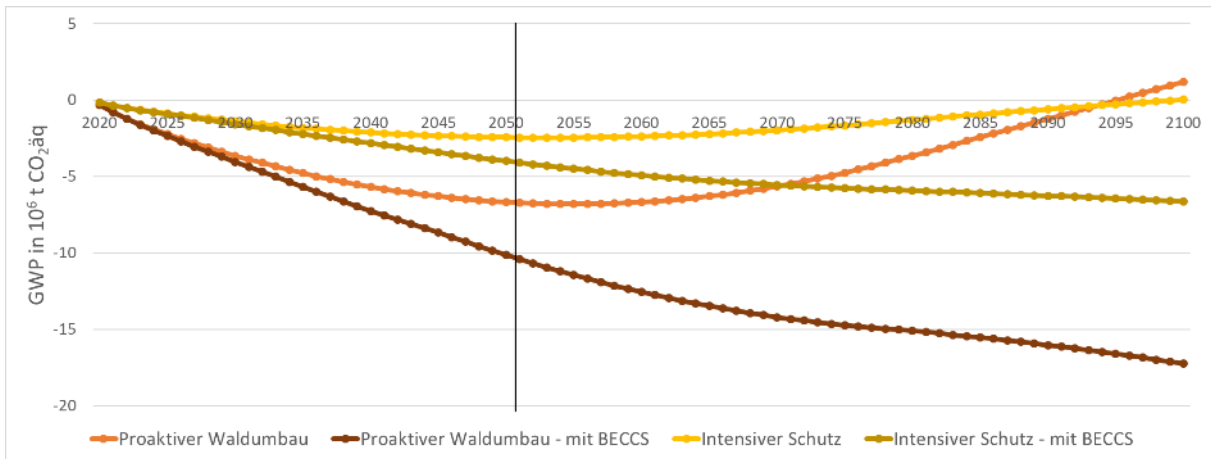


Abbildung 42: Kumulatives GWP für Pellets aus Laubholz mit und ohne BECCS in Deutschland. In Mio. t  $\text{CO}_2$ -äq

Die technische Entwicklung in der Verbrennung von Holz hat damit einen signifikanten Einfluss auf den Effekt der Bioenergie und darüber auf das gesamte System Wald und Holz. Der Einsatz von BECCS zeigt großes Potential besonders für die langfristige Entwicklung der Bioenergie, wobei mit 75 % BECCS-Anteil an der gesamten Bioenergieerzeugung diese bereits weitgehende Klimaneutralität erreicht. Die anteilige Etablierung von Bioraffinerien und Bioproduktwerken mit Energieerzeugung zur Sektorkopplung könnte diese Effekte langfristig noch weiter verbessern und sollte als weitere Möglichkeit untersucht werden.

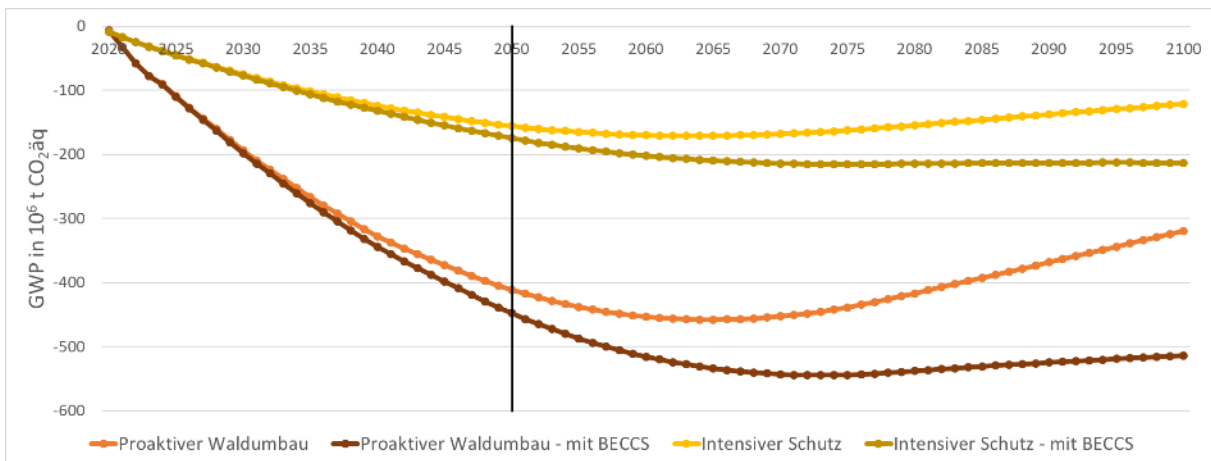


Abbildung 43: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Nadelholz mit und ohne BECCS in Deutschland. In Mio. t  $\text{CO}_2$ -äq

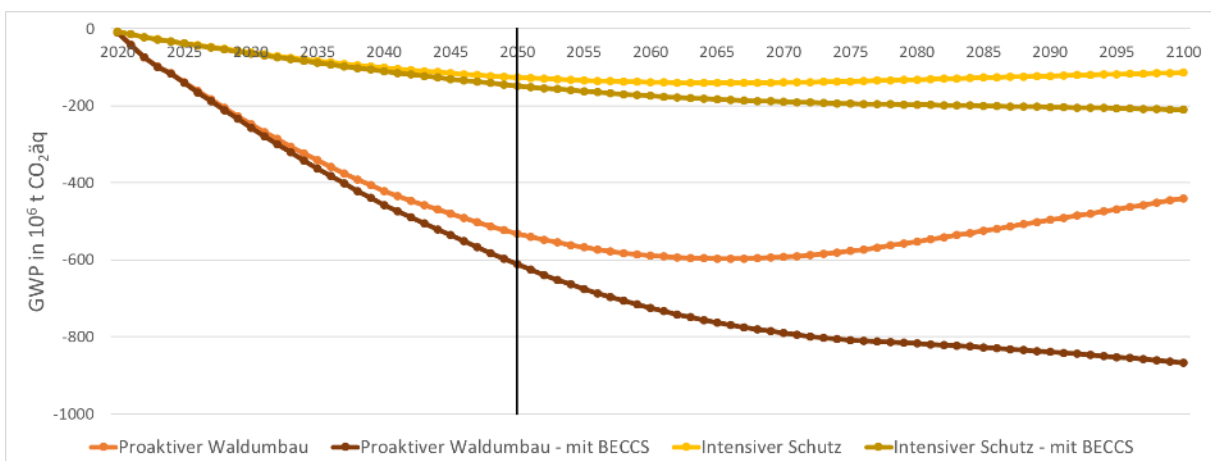


Abbildung 44: Kumulatives GWP für Waldhackschnitzel aus Laubholz mit und ohne BECCS in Deutschland. In Mio. t  $\text{CO}_2$ -äq

Zusammenfassend für die Sensitivitätsanalyse zeigt sich, dass die Annahmen zum Effekt des biogenen Kohlenstoffs großen Einfluss auf die Dimension der Ergebnisse haben, aber auch die grundsätzlichen Schlussfolgerungen signifikant beeinflussen. Für die Abschätzung potentieller Klimafolgen der Waldnutzung zeigt sich dieser Faktor damit als eine der entscheidenden Größen. Annahmen zum GWP von biogenem und fossilem Kohlenstoff in der Atmosphäre können das Ergebnis einer Studie stark mitbestimmen und sollten zwingend alle Aspekte des biogenen Kohlenstoffkreislaufs so gut wie möglich abbilden und fundiert gewählt sein. Ein Ignorieren biogener Emissionen (-1/+1 oder Neutralitätsannahme) oder die Annahme eines sofortigen Nachwachsens (biogener Faktor = 0) oder der Gleichstellung mit fossilem Kohlenstoff (biogener Faktor = 1) sind als Extremvarianten anzusehen und sollten fundiert analysiert werden. Auch die in dieser Studie verwendete Annahme der Umtriebszeit als Nachwachsdauer mit einem entsprechenden biogenen Emissionsfaktor ist nur eine Annäherung. Weitere Forschung in diesem Bereich zur korrekten Abbildung biogener Emissionen und Verschiebungen im biogenen Kohlenstoffkreislauf in der Ökobilanzierung und Lebenszyklusanalyse sollten sowohl auf Bestandesebene als auch auf Landschaftsebene durchgeführt werden.

Die Ergebnisse für die zusätzliche Annahme des Ausbaus von BECCS zeigen sehr deutlich auf, dass eine technologische Entwicklung auch eine langfristige positive Klimawirkung für Bioenergie aus Restholz sichern kann. Unter aktuellen technischen Bedingungen stellt Bioenergie aus Holz kurzfristig die bessere Möglichkeit zur Erreichung positiver Klimaschutzeffekte im Vergleich zum Belassen von Restholz im Wald dar, da zu nennenswerten Anteilen durch die Substitution von fossilen, noch CO<sub>2</sub>-intensiveren Energieträgern positive Klimaeffekte erreicht werden. Mit BECCS kann diese positive Klimawirkung auch ohne diese Substitution erreicht und langfristig gesichert werden. Das Abscheiden, Auffangen oder anderweitige Festhalten von biogenem Kohlenstoff bei der Energiegewinnung und eine anschließende langfristige Speicherung ermöglicht es zugleich, Energie aus Holz zu gewinnen und der Atmosphäre CO<sub>2</sub> zu entziehen. Dies unterstreicht das große positive Potential von BECCS als wichtige potentielle negative Emissions-Technologie (NET), die kosteneffizient bei der Energieerzeugung negative Emissionen erreicht (Bioenergy, 2020).

Im Rahmen dieser Studie wurde für den Ausbaupfad ein Einsatz von 75 % BECCS in 2100 angenommen. Entsprechend Noothout et al. (2019) ist aber auch ein schnellerer Ausbau und bis zu 100 % bis 2100 möglich. Bereits 75 % reichen aus, um die Energieerzeugung aus Reststoffen über den gesamten Markt, also mit 25% Bioenergie ohne BECCS, weitgehend klimaneutral bis leicht klimapositiv zu gestalten. Bei einem Ausbau von BECCS zu 100 % kann die positive Klimawirkung maximiert werden und Bioenergie aus Restholz stellt dann eine zentrale NET dar. Um eine langfristige Nutzung von Bioenergie aus Resthölzern zu einer wichtigen klimapositiven NET umzugestalten, ist ein rascher Ausbau von BECCS mit langfristiger Speicherung notwendig. Ein klarer Technologieausbaupfad sollte so rasch wie möglich in der Gesellschaft und der Industrie angestrebt und politisch gefördert werden. Besonders in Ländern mit CO<sub>2</sub>-intensiver Energieerzeugung, wie Deutschland, sollte die Zeit der Substitution für einen Ausbau der BECCS-Technologien genutzt werden, die bereits technisch verfügbar und marktreif sind.

### Sozioökonomische Effekte

Neben den Auswirkungen auf die Umwelt, werden auch sozioökonomische Effekte berechnet. Diese werden im Folgenden vorgestellt und diskutiert. Der Fokus für die sozioökonomische Analyse liegt auf wirtschaftlichen und sich daraus ergebenden sozialen Faktoren. Es werden das Haushaltseinkommen, Steuereinkommen, die gesamte wirtschaftliche Leistung und Arbeitsplätze als Indikatoren verwendet. Die vorliegenden Ergebnisse zur Sozioökonomie geben damit eine wichtige Indikation für die soziale und wirtschaftliche Seite der Nachhaltigkeit bei der Waldbewirtschaftung und der Nutzung von Holz.



Diese Ergebnisse ergänzen die zur Klimawirkung der Waldbewirtschaftung und Nutzung von Holz weiter, indem auch andere Aspekte der Nachhaltigkeit einbezogen werden. Sie zeigen auf, welche sozioökonomischen Zielkonflikten oder Zielharmonien durch das Umsetzen von Forstmanagementstrategien in den jeweiligen Szenarien entstehen. Damit erlauben die sozioökonomischen Faktoren einen fundierten Blick auf die umfassenden Folgen von mehr Nutzung oder Schutz von Wäldern.

Wie im Abschnitt Berechnung sozioökonomische Effekte beschrieben, ergeben sich diese Effekte aus dem Abweichen von einer Basissituation. Aus diesem Grund werden in den folgenden Ergebnissen nur die drei Szenarien proaktiver Waldumbau, extensiver und intensiver Schutz dargestellt, während das BAU-Szenario als Ausgangssituation diente und daher keine sozioökonomischen Ergebnisse für dieses Szenario dargestellt werden.

## Europa

Die Steigerung der forstwirtschaftlichen Tätigkeit führt zu einer Erhöhung aller sozioökonomischen Indikatoren, trotz der Substitution anderer Produkte und der damit einhergehenden Senkung der wirtschaftlichen Tätigkeit in den entsprechenden Industrien. Der genaue Effekt ist allerdings von der jeweiligen Kombination aus produzierten Holzprodukten und Substitutionseffekten abhängig. So zeigt sich, dass die holzverarbeitende Industrie und die Produktion von HWP's in Europa allgemein mehr Wertschöpfung über die gesamte Wertschöpfungskette pro erbrachter Leistung erreicht als die Produkte, die durch Holzprodukte ersetzt werden. Dies entsteht vorwiegend, da ein Teil der Substitute importiert wird, womit durch heimische Produktion von Alternativen aus Holz der Import von Substituten vermieden und Wertschöpfung lokal erzeugt werden kann. Dieser Effekt ist für Bioenergie besonders groß, da Europa im Energiesektor stark vom Import von Energieträgern abhängig ist, und führt zum starken positiven sozioökonomischen Effekt.

Für Nadelholz ergeben sich in allen Indikatoren auf Grund der größeren Produktionsmengen größere Effekte. Darüber hinaus ist hier die Produktion von HWP's dominant, während die Bioenergie einen kleineren Teil ausmacht. Für Laubholz ist dieses Verhältnis ausgeglichener und im Szenario proaktiver Waldumbau ist Bioenergie dominant.

Für die gesamte wirtschaftliche Leistung erreichte das Szenario proaktiver Waldumbau bis 2050 einen Nettobarwert von 465 Mrd. Euro für Nadelholz und 188 Mrd. Euro für Laubholz, während das Szenario intensiver Schutz bis 2050 einen Verlust von -565 Mrd. Euro für Nadelholz und -266 Mrd. Euro für Laubholz verzeichnet. Bis 2100 steigern sich diese Werte sowohl im positiven für den proaktiven Waldumbau, auch im Negativen für die Szenarien extensiver und intensiver Schutz.

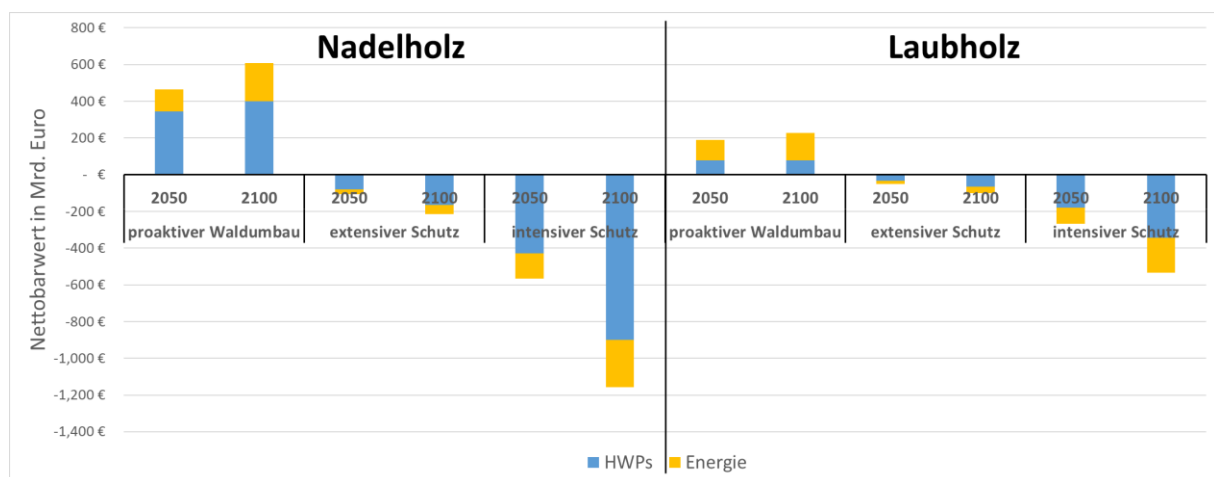


Abbildung 45: Gesamte wirtschaftliche Leistung der Szenarien in Europa. In Mrd. Euro (kumulativ)

Damit entsteht für Nadelholz eine deutlich größere Differenz zwischen mehr oder weniger forstwirtschaftlicher Aktivität verglichen mit Laubholz.

Ein ähnliches Bild zeigt sich für die Indikatoren des Haushaltseinkommens und der Steuereinnahmen. Auch hier führten die untersuchten Szenarien im Nadelholz zu deutlich größeren Unterschieden. Darüber hinaus fällt auf, dass die Steigerung zwischen 2050 und 2100 für den proaktiven Waldbau deutlich geringer ausfällt. In den anderen Szenarien verdoppeln sich die jeweiligen Nettobarwerte, während bei diesem Szenario nur eine leichte Steigerung stattfindet. Dies deutet darauf hin, dass der wirtschaftliche Effekt des proaktiven Waldbaus sich vor allem auf die Zeit bis 2050 konzentriert und nach 2050 weniger stark ausfällt.

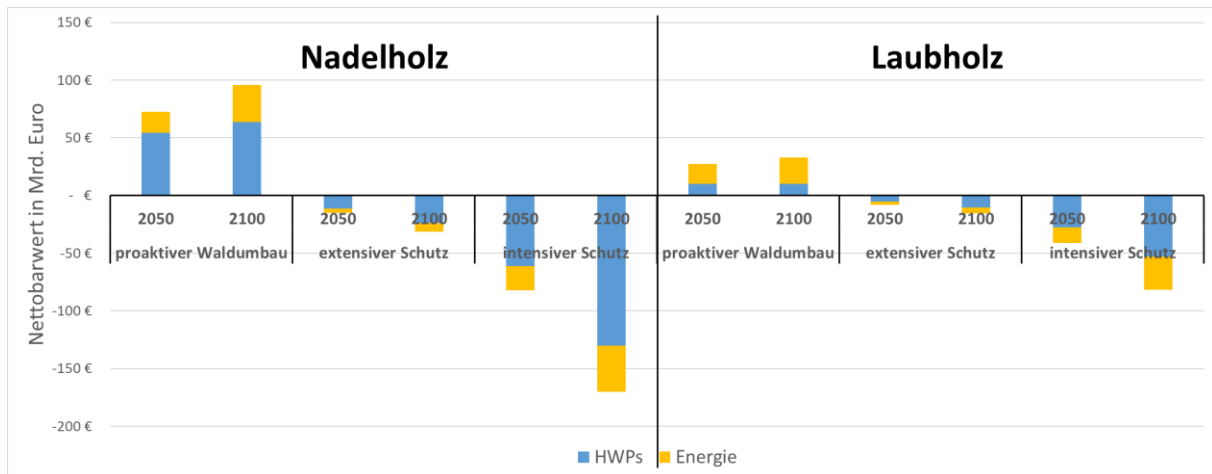


Abbildung 46: Haushaltseinkommen in den Szenarien in Europa. In Mrd. Euro (kumulativ)

Mit der deutlichen Steigerung des Einkommens privater Haushalte erweist sich der proaktive Waldbau als klar positiv für die Bevölkerung Europas, während zusätzliche Steuereinnahmen Staaten zugutekommen. Nicht durch die vorliegenden Kennwerte erfasst wird dabei, welche Folgen dieses zusätzliche Einkommen für private Haushalte oder Staaten hat. Konsumsteigerungen oder die Investition in staatliche Projekte, die durch dieses ermöglicht werden, bleiben als weitere potentielle Effekte offen und sind nicht Teil dieser Ergebnisse.

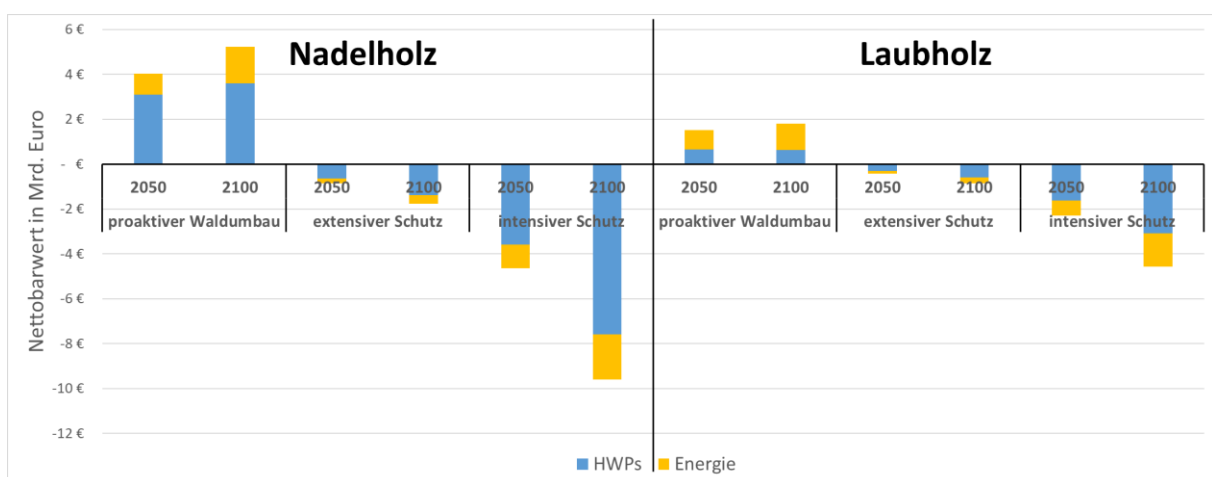


Abbildung 47: Steuereinnahmen in den Szenarien in Europa. In Mrd. Euro (kumulativ)

Die in den jeweiligen Szenarien entstehenden Arbeitsplätze sind in durchschnittlichen Werten pro Jahr angegeben. Auch hier ist zunächst eine stärkere Auswirkung im Nadelholz zu erkennen mit einem Schaffen von Arbeitsplätzen pro Jahr im proaktiven Waldbau-Szenario und einer Reduktion in den anderen Szenarien.

Bis 2050 werden so im Szenario proaktiver Waldumbau etwa 148.000 Arbeitsplätze pro Jahr für Nadelholz und 49.000 Arbeitsplätze pro Jahr für Laubholz zusätzlich geschaffen. Im intensiven Schutz-Szenario gehen dagegen bis 2050 für Nadelholz 228.000 Arbeitsplätze pro Jahr verloren und für Laubholz 79.000 Arbeitsplätze. Für diesen Indikator überwiegt sowohl bei Nadel- als auch bei Laubholz die Produktion von HWP's und Bioenergie macht den kleineren Teil aus.

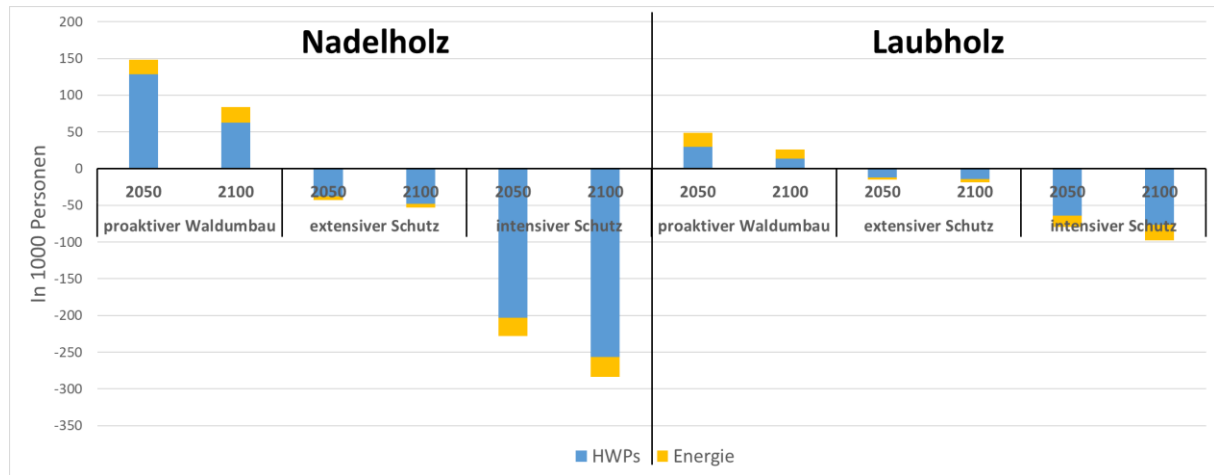


Abbildung 48: Durchschnittliche jährliche Arbeitsplätze in den Szenarien in Europa. In 1000 Personen

Da für Arbeitsplätze jährliche Kennzahlen verwendet werden, zeigen diese deutlicher den Trend auf, dass sich die sozioökonomische Leistung des proaktiven Waldumbau-Szenarios nach 2050 abschwächt. So gehen die durchschnittlichen zusätzlichen Arbeitsplätze pro Jahr nach 2050 zurück und der Durchschnitt bis 2100 liegt mit 83.000 für Nadelholz und 26.000 für Laubholz deutlich unter dem Durchschnitt bis 2050.

Für das proaktive Waldumbau-Szenario ist damit bis 2050 eine starke Steigerung der sozioökonomischen Leistung mit einer langfristigen Stagnation bis 2100 erkennbar. Ebenso ist über alle Indikatoren der Effekt für Nadelholz größer als für Laubholz. Dies unterstützt die Unterschiede zwischen Nadel- und Laubholz weiter und weist darauf hin, dass proaktiver Waldumbau für Nadelholz ein doppelt vorteilhaftes Szenario sowohl für den Klimaschutz als auch für die wirtschaftliche Entwicklung und die Schaffung von Arbeitsplätzen ist. Für Laubholz ist dagegen die langfristige Reduktion der forstwirtschaftlichen Aktivität in Europa klimaoptimal. Während das Szenario intensiver Schutz sozioökonomische Kosten erzeugt, entstehen positive Umwelteffekte. Für das Umsetzen von solchen Managementstrategien sollte darauf geachtet werden, dass sozioökonomische Kosten minimiert werden und die Umsetzung entsprechender Maßnahmen differenziert betrachtet wird. In die vorliegende Betrachtung der sozioökonomischen Effekte werden nur marktfähige monetäre Effekte einbezogen. Die Monetarisierung von Umwelteffekten, die aktuell nicht marktfähig sind, würde die vorliegenden Ergebnisse sinnvoll erweitern, was aber im Umfang der vorliegenden Studie nicht enthalten ist.

## Deutschland

Für die sozioökonomischen Indikatoren in Deutschland zeigt sich, dass die Ergebnisse aller Indikatoren durch den Anteil der Bioenergie dominiert werden. Zudem führt die zusätzliche Produktion von HWP's zu einem Verlust der Wertschöpfung. Dieser Verlust ergibt sich zentral aus dem höheren Anteil an Holz, der in Deutschland in den Bausektor fließt, wo Holz große Mengen an anderen Produkten ersetzen oder vermeiden kann. Diese Produkte erreichen pro kg häufig für ihre jeweilige Industrie jedoch einen höheren Umsatz als die eingesetzte Menge Holz. Dies bedeutet, dass für Deutschland die durch Holz ersetzten Produkte im Bausektor (z.B. Beton) vor allem durch ihre Menge und Preise mehr Wertschöpfung erreichen, womit eine Substitution zu geringeren

wirtschaftlichen Leistungen, Haushaltseinkommen und Arbeitsplätzen führt. Ein anderes Bild ergibt sich für das Steuereinkommen. Wie in Tabelle 14 angegeben, sind hier die Multiplikatoren für die Substitute von Holz negativ. Dies weist darauf hin, dass diese mehr steuerliche Subventionen kosten, als Steuern einbringen, womit hier HWP's stets einen positiven Effekt haben. Für die Interpretation ist von Bedeutung, dass diese Indikatoren das Delta zwischen Holzprodukten und Substituten darstellen. Für Deutschland ist dieses Delta nur gering, da die Differenz zwischen dem sozioökonomischen Effekt von HWP's und deren Substituten nur klein ist. Verglichen mit Bioenergie haben HWP's daher nur einen kleinen Effekt, wodurch Bioenergie die Ergebnisse dominiert.

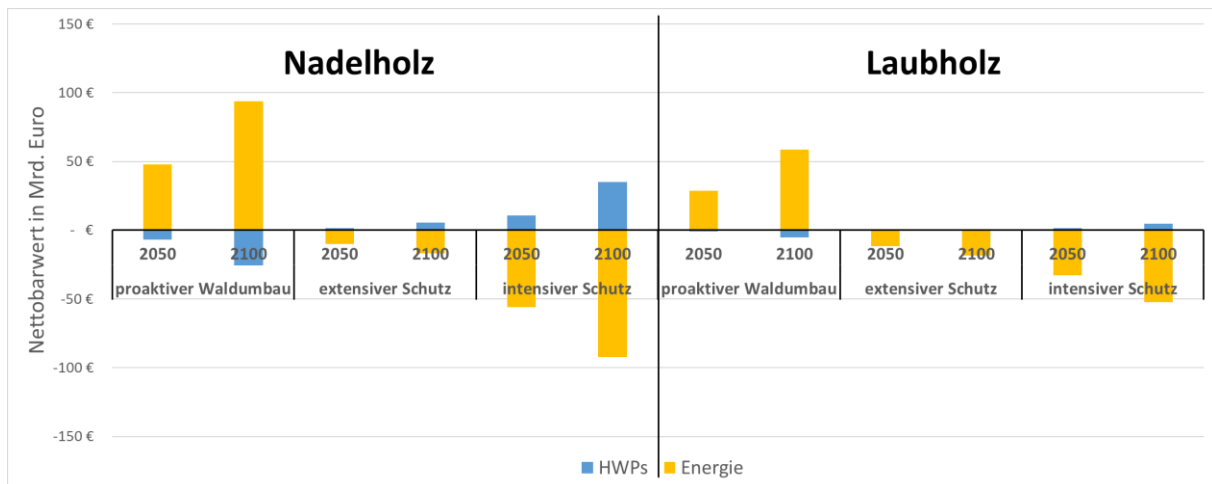


Abbildung 49: Gesamte wirtschaftliche Leistung in den Szenarien in Deutschland. In Mrd. Euro (kumulativ)

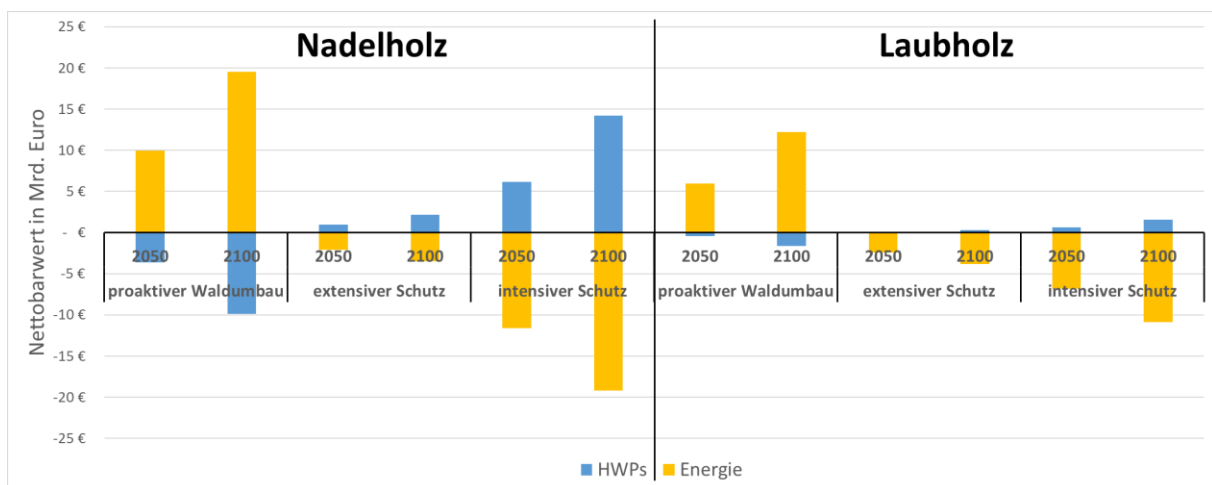


Abbildung 50: Haushaltseinkommen in den Szenarien in Deutschland. In Mrd. Euro (kumulativ)

Für den Gesamteffekt der Szenarien ergibt sich als Summe aus HWP und Bioenergie ein positiver Effekt für den Waldumbau und ein negativer Effekt für die anderen Szenarien in der wirtschaftlichen Gesamtleistung. Für das Haushaltseinkommen führt die positive Wirkung der Senkung von HWP-Produktion nach 2050 auch für das intensive Schutz-Szenario zu einem jährlichen positiven Gesamteffekt durch die höhere Wertschöpfung konventioneller (subventionierter) Materialien. Dieser ist allerdings nur klein und der Nettobarwert bis 2100 dennoch insgesamt negativ.

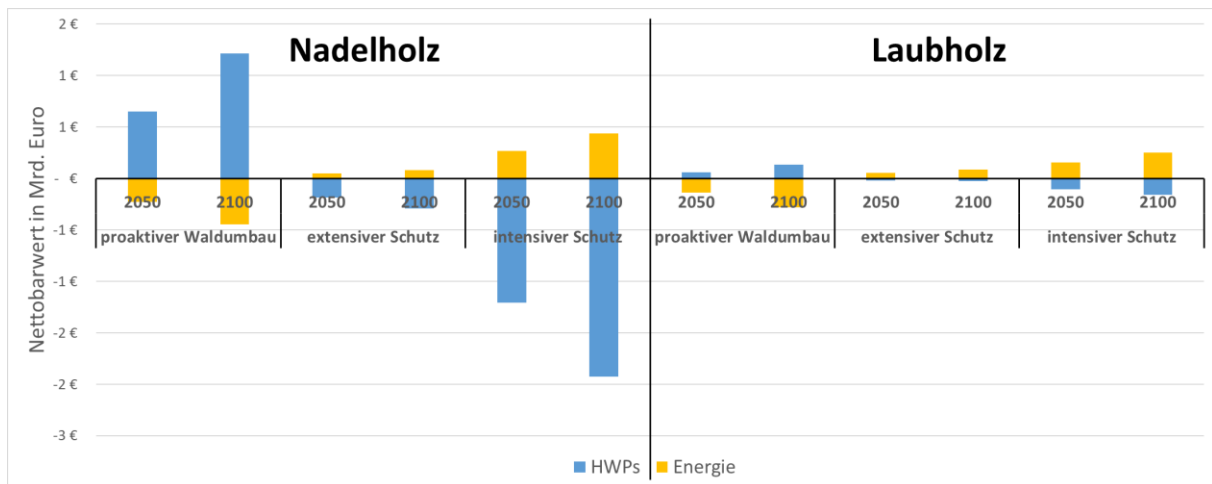


Abbildung 51: Steuereinnahmen in den Szenarien in Deutschland. In Mrd. Euro (kumulativ)

Für Steuereinnahmen ergibt sich, wie oben dargestellt, aufgrund der negativen Multiplikatoren für die Substitute von HWPs, eine positive Wirkung für die zusätzliche Produktion von diesen, während der negative Multiplikator für Energie auf beiden Seiten besteht. Damit wirkt sich die zusätzliche holzbasierte Energie negativ auf Steuereinnahmen aus. Der Gesamteffekt der Szenarien zeigt aber auch hier klar, dass proaktiver Waldumbau in der Summe positive Effekte hat, während das extensive und das intensive Schutz-Szenario insgesamt negative Auswirkungen für diesen Indikator haben.

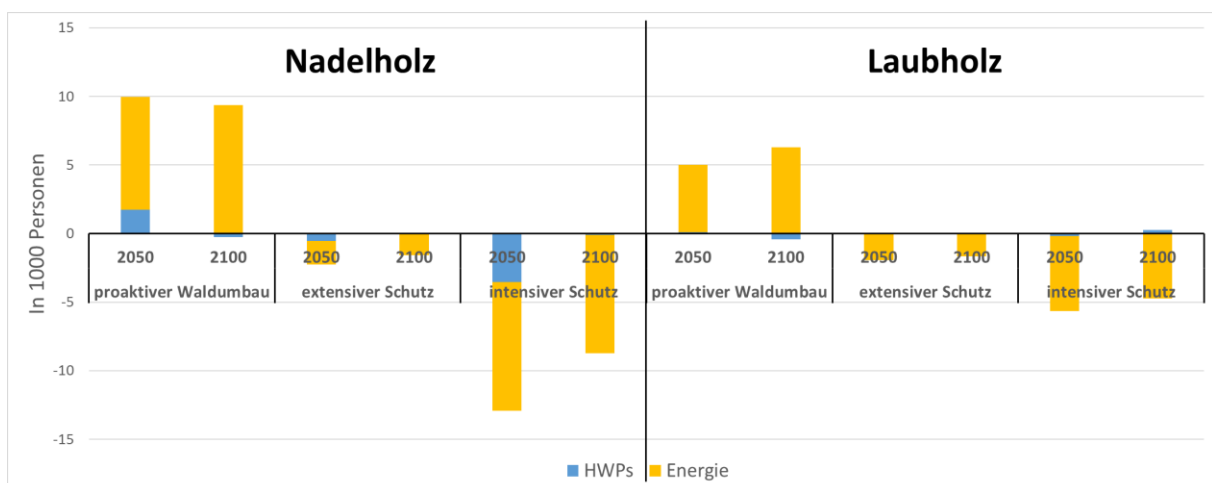


Abbildung 52: Durchschnittliche jährliche Arbeitsplätze in den Szenarien in Deutschland. In 1000 Personen

In Bezug auf Arbeitsplätze, die als durchschnittliche Arbeitsplätze pro Jahr angegeben sind, zeigen sich für HWPs allgemein nur geringe Effekte, wenn Substitution mit einbezogen wird. So werden die meisten Arbeitsplätze, die in den jeweiligen Szenarien gewonnen werden oder verloren gehen, durch den gegenteiligen Effekt bei Substituten weitgehend aufgewogen. Durch Bioenergie werden dagegen deutlich mehr inländische Arbeitsplätze erzeugt. Dies geht zentral darauf zurück, dass mit Bioenergie viel Import vermieden werden kann, wodurch sich Arbeitsplätze nach Deutschland verlagern. Für Arbeitsplätze hat Bioenergie damit den stärksten Effekt in Deutschland.

Für die Waldmanagementszenarien insgesamt entsteht in Deutschland eine Situation von Zielkonflikten. Während Holzprodukte für Nadelholz positive Umwelteffekte erzeugen, führen sie auch zu sozioökonomischen Verlusten aufgrund der höheren Wertschöpfung konventioneller Materialien. Bioenergie dagegen weist häufig positive sozioökonomische Effekte auf, die auch langfristig bestehen bleiben, während die positive Umweltwirkung über die Zeit abnimmt. Besonders mit Blick auf Steuereinnahmen bietet sich mit diesen Ergebnissen aber auch die Möglichkeit der

Investition in neue technologische Entwicklung. Die zusätzlichen Steuern aus einer gesteigerten Verwendung von HWP's könnten investiert werden um BECCS und holzbasierte Bioraffinerien auszubauen und damit auch langfristige positive Umweltwirkungen für Bioenergie zu erreichen.

Grundsätzlich ergibt sich in Europa und Deutschland ein ähnliches Bild für die sozioökonomischen Faktoren. Eine Steigerung der forstwirtschaftlichen Aktivität führt zu mehr wirtschaftlicher Gesamtleistung, mehr Haushaltseinkommen, mehr Steuern und mehr Arbeitsplätzen. Unterschiede ergeben sich dabei je nach Region zwischen HWP's und Bioenergie. Während in Europa beides einen positiven Effekt hat, zeigt sich in Deutschland, dass eine Mehrproduktion von HWP's nur für Steuereinnahmen positiv ist.

Ein proaktiver Waldumbau hat nicht nur optimale positive Effekte für das Klima, sondern auch in Summe für sozioökonomische Indikatoren im Nadelholz. Bei Laubholz dagegen liegen die besten Klimaeffekte langfristig in der Reduktion der Nutzung, wo die Kosten signifikant geringer ausfallen als für Nadelholz. Ein Schützen von Laubholz hat damit langfristig geringere Kosten und ist effizienter als eine Steigerung durch proaktiven Waldumbau. Dabei sollte beachtet werden, dass in der vorliegenden Studie keine Kombination der Szenarien vorgenommen wurde. In Deutschland würden sich daraus kurzfristig Vorteile sowohl für den Klimaschutz als auch die sozioökonomischen Effekte durch proaktiven Waldumbau vor allem von sehr alten Laubholz-Reinbeständen bis ca. 2050 ergeben. Anschließend könnten die Eingriffe in Laubwäldern reduziert werden. Für die Umsetzung eines solchen Schutzes sollte zudem darauf geachtet werden, dass Verluste an Haushaltseinkommen und Arbeitsplätze entsprechend kompensiert werden. Eine Kombination aus verstärkter Nutzung von Nadelholz und langfristig intensiverem Schutz von Laubwäldern zeichnet sich so als klima- und sozioökonomisch optimal ab. Auf diese Weise können positive Klimaeffekte optimal genutzt werden, während negative sozioökonomische Effekte minimiert oder ganz aufgewogen werden.

Darüber hinaus zeigte sich, dass die Substitutionseffekte auch für sozioökonomische Indikatoren einen großen Einfluss haben. Ebenso wie für eine Analyse von Umwelteffekten sollten Substitute und die Effekte der Vermeidung von diesen bei sozioökonomischen Analysen beachtet werden.

## Fazit und Ausblick

Ziel dieses Projekts war es, über explorative Szenarien zu erkunden, welche Folgen bestimmte umfangreiche Entscheidungen im Forstmanagement und bei der Verwendung von Holz für die Klimawirkung von Wäldern haben. Dadurch sollte zur Beantwortung der Frage nach der klimaoptimalen Nutzung von Wäldern in Europa beigetragen werden. Dazu wurden vier verschiedene Szenarien definiert: Ein BAU-Szenario als Basis, ein extensives Schutzszenario, ein intensives Schutzszenario sowie ein proaktives Waldumbau-Szenario. Die drei letztgenannten Szenarien beschreiben zentral eine Verringerung oder Erhöhung der forstwirtschaftlichen Aktivität, jeweils für den Schutz von Biodiversität durch mehr Totholz und den Aufbau des Waldes als Kohlenstoffsenke (in den Szenarien extensiver und intensiver Schutz) oder für die verstärkte Nutzung des Waldes für Produkte, Substitution und intensiven Umbau hin zu mehr Mischwäldern (im Szenario proaktiver Waldumbau). Diese Szenarien werden mit Hilfe eines umfassenden Ökobilanzierungsmodells analysiert, das sämtliche Aspekte von Wäldern, stofflichen Produkten und Bioenergie einbezieht sowie durch die Aufnahme von Import und Export globale Effekte erfasst. Das Modell unterscheidet zudem zwischen Nadel- und Laubholz und bezieht neben dem statistisch erfassten Derbholz auch Feinreisig und andere holzige Biomasse ein. Zudem berücksichtigt es Speichereffekte des Waldbodens. Geographisch werden Gesamteuropa und Deutschland untersucht.

Allgemein zeigen die Ergebnisse auf, dass ein starker Unterschied zwischen Nadel- und Laubholz besteht. Sowohl durch längeres Wachstum im Alter und längere Speicherdauern für Laubholz als

auch in der Nutzung mit mehr langlebigen Holzprodukten aus Nadelholz, ergeben sich häufig gegensätzliche Ergebnisse für diese Holzarten. Dies zeigt auf, dass bei der Diskussion um die Klimawirkung und optimale Nutzung von Wäldern klar zwischen Laubwäldern und Nadelwäldern differenziert werden sollte. Die Szenarien, die für Laubwälder die besten Ergebnisse erzielten, waren in den meisten Fällen für Nadelwälder weniger vorteilhaft für den Klimaschutz. Solche Unterschiede können lokal noch einmal anders ausgeprägt sein und sind auch durch die bestehende Waldstruktur, Alter, Baumarten und lokale Risiken bedingt. Orientiert an den allgemeinen Trends sollten daher gezielte Maßnahmen lokal angepasst und optimiert werden.

Biogener Kohlenstoff spielt bei der Umweltwirkung von Wäldern und Holz eine wichtige Rolle und hat großen Einfluss auf die Ergebnisse. Die häufige Annahme der Klimaneutralität von biogenem Kohlenstoff wird durch die aktuelle wissenschaftliche Literatur nicht gestützt und das Miteinbeziehen der Klimawirkung von biogenem Kohlenstoff ist von großer Bedeutung für die Bewertung biomassebasierter Systeme wie Wald und Holz. Diese Klimawirkung ergibt sich aus der Verschiebung des biogenen Kohlenstoffzyklus durch Ernte im Wald. Wird Holz geerntet und genutzt, so wird Kohlenstoff aus der Senke Wald in andere Bereiche verlagert und schließlich in die Atmosphäre emittiert. Zugleich entsteht bei nachhaltiger Bewirtschaftung neues Wachstum, das zusätzlichen Kohlenstoff aus der Atmosphäre aufnimmt. Dieses Wachstum ist allerdings im Wald langsamer als in anderen Biomassesystemen und es dauert Jahre bis Jahrzehnte, bis das zusätzliche Wachstum die Verschiebung des biogenen Kohlenstoffzyklus ausgleicht. Diese Dauer stellt eine effektive Verweildauer für biogenen Kohlenstoff in der Atmosphäre dar, welche zusammen mit der Speicherdauer in Holzprodukten die Klimawirkung bestimmt. Diese ist damit nicht automatisch neutral oder null und kann je nach Umtriebszeit und Speicherdauer klimapositiv oder klimaneutral ausfallen.

Auf der Produktseite zeigte sich, dass die Effekte von Import und Export ebenfalls nicht zu vernachlässigen sind. Bei der Bewertung von Maßnahmen sollten die globalen Klimawirkungen beachtet werden. Diese Effekte wurden im Rahmen des KlimaHolz-Modells nur in Grundzügen abgedeckt, zeigten aber bereits hier einen signifikanten Einfluss. Die Reduktion der Holzernte in Europa kann so zu einer schlichten Verlagerung von Umweltschäden in andere Teile der Welt führen. Hierbei besteht weniger Kontrolle über Erntemethoden und Nachhaltigkeit bei der Bewirtschaftung, während unklar ist, ob in anderen Wäldern die Folgen für Biodiversität gravierender ausfallen könnten. Ein bloßes Verschieben von Belastungen und Schäden kann nur vermieden werden, wenn Maßnahmen nicht nur national oder auf europäischer Ebene, sondern unter Einbezug von Importen und Exporten global bewertet werden.

### Indikation zur klimaoptimalen Waldwirtschaft

Aus den Szenarien geht ein klarer Unterschied zwischen Laubholz und Nadelholz hervor. In Europa und Deutschland zeigt sich, dass für Nadelholz ein proaktiver Waldumbau, also eine verstärkte Nutzung mit Pflanzung von klimaangepassten Provenienzen und mehr Mischwald, die besten Ergebnisse in Bezug auf die Klimawirkung erreicht. Alle untersuchten Szenarien sind für Europa langfristig klimapositiv, während in Deutschland für Nadelholz nur proaktiver Waldumbau zu einer langfristig positiven Klimawirkung führt. Diese Wirkung geht bei Nadelholz auf die stark positive Wirkung von Produkten durch Substitution und Speicherung in langlebigen Produkten zurück sowie dem Vermeiden von Importen, durch die Klimaschäden lediglich verlagert werden.

Für Laubholz ergibt sich ein differenzierteres Bild. Für Europa ist hier ein intensiver Schutz über den gesamten Zeitraum bis 2100 die klimaoptimale Strategie. Für Deutschland zeigt sich allerdings für Laubholz, dass ein proaktiver Waldumbau kurzfristig (bis ca. 2050) bessere Klimawirkungen erzielt und erst anschließend die Klimaschutzwirkungen der intensiveren Stilllegung überwiegen.

Für Europa kann damit kurz- und langfristig das gleiche Fazit gezogen werden: Nadelholz sollte intensiver genutzt und Nadelwälder proaktiv in Mischwälder umgebaut werden, während Laubholz geschützt und verstärkt aus der Nutzung gestellt werden sollte. In Deutschland würde sich im Laubholz eine Phase des Waldumbaus älterer Reinbestände empfehlen mit einer anschließenden Phase der reduzierten Nutzung von Laubwäldern. So können mit dem gesamten System Wald, Holzprodukten und Bioenergie klimaoptimale Effekte erreicht werden. Darüber hinaus zeigt sich, dass stets die extremeren Szenarien die besten Ergebnisse erreichten. Das extensive Schutz-Szenario führt häufig zu geringfügig schlechteren Effekten verglichen mit dem BAU-Szenario. Dies unterstreicht, dass Maßnahmen entschieden umgesetzt werden sollten.

### Chancen und Risiken durch Waldumbau und Schutz

Jede Strategie für die klimaoptimale Nutzung von Wäldern führt zu Zielkonflikten und ist mit Risiken, aber auch mit Chancen behaftet. Die hier analysierten Szenarien sind dabei als explorativ zu betrachten. Sie stellen dar, welche Effekte bei der Umsetzung bestimmter Strategien mit hoher Wahrscheinlichkeit auftreten werden. Sie informieren damit darüber, auf welche Folgen je nach Entscheidung geachtet werden muss, wo Risiken und Probleme auftreten können, die aber auch vorsorglich vermieden werden können.

Eine Situation der Zielharmonie erzeugt der proaktive Waldumbau für Nadelholz sowohl hinsichtlich der Klimaschutzeffekte als auch der sozioökonomischen Effekte. Unter den Bedingungen der Szenarien wird die Biodiversität durch eine Mindestmenge an Totholz im Wald und die Annahme von schonender einzelstammweiser Ernte ohne Kahlschläge gesichert. Zusätzlich werden Reinbestände zu Mischwäldern umgewandelt, was einen weiteren positiven Beitrag zur Biodiversität darstellt. Zugleich senkt der Waldumbau, vor allem bei alten Wäldern, auch das Risiko von Kalamitäten, die aufgrund des Klimawandels immer häufiger auftreten und damit verbundenen durch Kahlschläge geprägte Waldstrukturen. Somit ist diese Strategie auch weniger risikoreich, erfordert aber auch klare und lokal angepasste Planung in Bezug auf den Waldumbau und betont die notwendige positive Wirkung von Holzprodukten durch Speicher- und Substitutionswirkungen. Ein proaktiver Waldumbau allein ist damit nicht zwingend positiv, sondern benötigt eine enge Zusammenarbeit mit der Holzverarbeitenden Industrie und Politik zur Förderung langlebiger Produkte und der energetischen Nutzung der Reststoffe zur Substitution fossiler Energieträger. Wird außerplanmäßig Kahlschlag betrieben und die langlebige Nutzung bzw. Substitution fossiler Emissionen nicht gefördert, besteht für den proaktiven Waldumbau auch bei Nadelholz das Risiko von Einbußen an positiver Klimawirkung.

Der Schutz von Wäldern und die Außernutzungsstellung von Flächen zeigte sich für Laubholz in Europa durchgehend als klimaoptimal, wogegen in Deutschland eine vorgeschaltete Phase des proaktiven Waldumbaus vorteilhaft wäre. Die intensivere Außernutzungsstellung von Laubwäldern führt aber auch zu negativen sozioökonomischen Effekten und verlagert Teile der negativen Umweltfolgen durch Importe ins Ausland. Es sollte daher bei Maßnahmen zur Waldflächenstilllegung darauf geachtet werden, dass solche negativen Effekte vermieden werden, um durch Waldflächenstilllegung eine optimale Klimawirkung ohne negative Nebenwirkungen zu erhalten. Auch sollte das Risiko dieser Strategie bedacht werden. Durch den Klimawandel sind besonders alte und vorratsreiche Laubholzbestände gefährdet und dieses Risiko des Verlusts des Kohlenstoffspeichers im Wald sollte vermieden werden.

Sowohl die Nutzung als auch der Schutz von Wäldern hat je nach Waldstruktur und Holzverwendung damit Vor- und Nachteile sowie Risiken. Die in dieser Studie vorgestellten Szenarien zeigen einige dieser Vor-, Nachteile und Risiken auf. Besonders eine Kombination von Strategien zur Vermeidung von Risiken und Nachteilen und einem Ausbau von positiven Effekten bietet dabei die Chance für



einen klimaoptimalen und nachhaltigen Umgang mit Wäldern in Europa. Für Deutschland zeigt sich auch im Laubholz eine zeitweise bessere Leistung durch Waldumbau und auch die Möglichkeit der zeitlichen Kombination von Strategien ist von Bedeutung: Zunächst ein Umbau sehr alter und risikoreicher Waldstrukturen mit einer Nutzung von langlebigen Produkten gefolgt von einem verstärkten Schutz von stabilen und zuwachsstarken Laub(misch)wäldern.

Abschließend ist anzumerken, dass die Ergebnisse dieser Studie auch nur einen Teil des großen Begriffs Nachhaltigkeit behandeln. Die analysierten Klimaeffekte und sozioökonomischen Kennzahlen sollten weiter mit den Ergebnissen der Forschung an sozialen, ökonomischen und ökologischen Aspekten der Waldnutzung kontextualisiert werden. So können die Ergebnisse dieser Studie einen Beitrag zur kurz- und langfristigen Strategiefindung für klimaoptimale Waldnutzung beitragen.

### Technologische Entwicklung und Klimaschutz mit Bioenergie

Für Bioenergie aus Restholz, welche einen weiteren Fokus dieser Arbeit bildete, zeigt sich, dass die Nutzung von Holz als Energieträger unter aktuellen Bedingungen klimapositiv ist, aber weitgehend von der Substitutionswirkung durch den Ersatz fossiler Energieträger abhängt. Aktuell ergibt sich eine positive Klimaschutzwirkung daraus, dass der Strom- und Wärmemix in Europa das Klima stärker belastet als Energie aus Pellets oder Hackschnitzeln. Dadurch wird bei deren Verwendung durch die Substitution von fossilen Energieträgern ein positiver Klimaeffekt erreicht. Diese Möglichkeit zur Substitution nimmt in den kommen Jahren (voraussichtlich) stetig ab, da die Energieversorgung stetig weiter defossilisiert wird. Ohne Substitutionswirkung durch den Ersatz fossiler Energieträger würden die negativen Effekte der CO<sub>2</sub>-Emissionen bei der Produktion und die verlorene Speicherwirkung bei der energetischen Nutzung von Sägenebenprodukten und Waldrestholz überwiegen und sich negativ auf das Klima auswirken.

Mit einer Weiterentwicklung aktuell bereits verfügbarer Technologien kann die Klimawirkung von Bioenergie aus Restholz auch langfristig positiv ausfallen. Durch den Einsatz von BECCS, oder vergleichbaren Technologien, besteht die Chance von klimapositiver Bioenergie auch ohne die Substitution fossiler Energieträger. Holz und andere Biomasse leistet aktuell einen wichtigen Beitrag zu Energieversorgung und mit einem entsprechenden Ausbau von BECCS, beispielsweise in entsprechenden Bioraffinerien, kann Bioenergie dauerhaft einen wichtigen Beitrag zur Energieversorgung in Europa leisten und zugleich als negative Emissions-Technologie einen Beitrag zur dringend notwendigen Dekarbonisierung der Atmosphäre leisten.

Zugleich zeigt die energetische Nutzung von Holz auch positive sozioökonomische Effekte. Durch die Vermeidung des Imports von fossilen Energieträgern wird nicht nur Europas energetische Unabhängigkeit gefördert, sondern es werden auch Wertschöpfungsketten mit Einkommen und Arbeitsplätzen in Europa geschaffen. Ein zugleich positiver Klimaeffekt besteht zwar zunächst vorwiegend durch Substitution von fossilen Energieträgern, aber dieser kann mit Hilfe von BECCS unabhängig von Substitution auch langfristig bestehen bleiben.

Daher sollte für Bioenergie ein technologischer Ausbaupfad in der Energiewende angestrebt werden. BECCS und Technologien wie Pyrolyse und Holzvergasung bilden für die Bioenergie und weiterentwickelte Bioraffinerien oder Bioproduktwerken zur Co-Produktion langlebiger Plattformchemikalien negative Emissions-Technologien, die lokale Wertschöpfung liefern, wichtige Energie flexibel und speicherfähig bereitstellen und langfristig zum Klimaschutz beitragen. Damit stellt Holzenergie keine „Brückentechnologie“ dar, sondern den Einstieg in einen Ausbaupfad holzbasierter negative Emissions-Technologien. Für diesen notwendigen technologischen Ausbau sind Investitionen sowohl von Seiten der Industrie als auch der Politik notwendig. In Deutschland ergeben sich daraus große Herausforderungen, aber auch große Chancen. Durch den historisch bedingten Technologievorsprung im Bereich der thermischen Nutzung biogener Festbrennstoffe

besteht die große Chance, in neue Technologien der Bioenergie und holzbasierter Bioraffinerien und Bioproduktwerke rasch zu investieren, um positive Klimaschutzeffekte zu erhalten und als Vorreiter für negative Emissions-Technologien voranzugehen.

## Anhang A

Tabelle 17: Lebensdauer und Emissionsdaten für Holzprodukte

Produkt	Lebensdauer	GWP biogen	GWP fossil	Quelle
<b>Schnittholz</b>				
Cross-laminated Timber	Gebäude	0,26	0,22	(Holzleimbau eV, 2016; Rubner Holding AG, 2018)
Massivholzplatte	Gebäude	0,36	0,30	(Binderholz GmbH, 2019b)
Konstruktionsvollholz	Gebäude	0,35	0,24	(Rubner Holding AG - S.p.A., 2018; Überwachungsgemeinschaft Konstruktionsvollholz e.V., 2018)
Brettschichtholz	Gebäude	0,26	0,24	(Bau, E. P.D. GmbH, 2015) (Binderholz GmbH - Brettschichtholzwerk, 2019)
Schnittholz (Bau)	Gebäude	0,39	0,11	(Bau, E. P.D. GmbH, 2015; Rätý and Jallinoja, 2021)
Andere	49	0,39	0,11	(Bau, E. P.D. GmbH, 2015; BMWSB, 2017)
Möbel	35	0,61	1,83	(Bau, E. P.D. GmbH, 2015; BMWSB, 2017; Linkosalmi et al., 2016; Rocha, 2019; Wenker et al., 2018)
Paletten & Verpackungen	6	0,23	0,48	(Alvarez and Rubio, 2015; Del Borghi et al., 2021; Deviatkin and Horttanainen; Kellenberger, 2019; Khan et al., 2021; United Nations, 2016; Vásquez et al., 2022)
<b>Holzwerkstoffe</b>				
Wandsysteme	Gebäude	0,06	0,31	(LEKO Labs, 2022; STEICO SE, 2019b)
Laminatholzboden	23	0,02	0,86	(Fritz EGGER GmbH & Co. OG, 2019; Parador GmbH, 2022, ; Vamza et al., 2021)
Furnierschichtholz	69	0,61	0,65	(Bau, E. P.D. GmbH, 2015; Metsä Wood, 2022a; STEICO SE, 2019a)
<b>Parquet</b>	43	1,22	1,22	(MeisterWerke Schulte GmbH, 2022; Parador GmbH, 2017; Profft et al., 2009; Scheucher Holzindustrie GmbH, 2020; STIA Holzindustrie GmbH, 2016; Tarkett, 2022a, 2022b, 2022c)
OSB-Platten	52	0,59	0,40	(Bau, E. P.D. GmbH, 2015; Fritz EGGER GmbH & Co. OG, 2018; SWISS KRONO Group, 2021a, 2021b; Werner, 2019d)

MDF-Platten	60	0,70	0,79	(Bau, E. P.D. GmbH, 2015; Werner, 2019c)
HDF-Platten	60	0,66	0,51	(Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie e.V., 2013)
Holzfaserdämmplatten	50	0,13	0,89	(H. Henselmann GmbH + Co KG, 2020, 2019, 2018; STEICO SE, 2020a, 2020b, 2020c, 2020d, 2016)
Sperrholz	65	0,23	0,40	(Bau, E. P.D. GmbH, 2015; Binderholz GmbH, 2019a; Byggelit Sverige AB, 2020; Metsä Wood, 2022b)
Spanplatten	60	0,11	0,35	(Byggelit Sverige AB, 2020)
Holzeinblasdämmung	62	0,10	0,34	(Baufritz GmbH & Co. KG, 2018; H. Henselmann GmbH + Co KG, 2019)
Möbel	22	0,61	2,01	(BMWBSB, 2017; Linkosalmi et al., 2016; Medeiros et al., 2017; Moons, 2013; Rocha, 2019; Wenker et al., 2018)
Verpackungen	5	0,40	0,70	(Del Borghi et al., 2021; United Nations, 2016)
<b>Papier &amp; Pappe</b>				
Verpackungspapier	1	2,35	1,27	(Bourgault, 2019a, 2019b)
Verpackungskarton	1.5	0,01	1,36	(CARTESAR SPA, 2020; Del Borghi et al., 2021; ICO S.r.L., 2016; Profft et al., 2009)
Hygienepapier	0.5	0,04	2,09	(Lucard Group, 2019; Profft et al., 2009; Rossmann GmbH, 2019)
Newsprint	0.5	0,37	1,03	(Hischier, 2019)
Graphische Papiere	2.8	1,69	0,91	(Wernet et al., 2016)
<b>Bioenergie</b>				
Hackschnitzel	/	0,0022	0,0579	(Ruiz, 2019b)
Holzkohle	/	3,94	0,21455	(Bauer, 2019)
Scheitholz	/	0,0031	0,0335	(Ruiz, 2019a)
Rinde (Nadelholz)	/	0,005	0,011	(Werner, 2019b)
Ringe (Laubholz)	/	0,004	0,01	(Werner, 2019a)
Pellets	/	0,573	0,162	(Ecoinvent, 2019)
Schwarzlauge	/	0,0	0,0	(Lauf et al., 2020)

Tabelle 18: GWP und Quellen für Substitute

Produkt	GWP biogen	GWP fossil	Quelle
Beton	0,0016	0,236	(BMWBSB, 2023) (Roadstone, 2022) (AF prefab i mälardalen AB) (Centrum Pile) (FL-Prefab) (Perdanga, 2021)

			(INHUS Prefab, 2022) (Elematus, 2021) (K-Prefab AB, 2022) (PREFABRICADOS ETXEBERRIA S.A., 2021)
<b>Stahl</b>	0,0155	2,250	(BMWSB, 2023) (EUROPERFIL S.A., 2023) (Ameko Konstruccijos, 2021) (JSC Litana ir Ko, 2021) (Scandia Steel AB, 2020) (LLENTAB AB, 2020) (THU PERFIL SL, 2019) (Duferco Group, 2019) (Hellenic Halypvourgia S.A., 2022) (Knauf di Knauf S.r.l. S.a.s., 2022) (Duferco Group, 2022) (Metalfer Steel Mill doo, 2021) (BE GROUP SVERIGE AB, 2021a) (Cipriani Profilati SRL, 2021) (BE GROUP SVERIGE AB, 2021b) (SIDENOR SOVEL plant, 2021) (SERFAS, 2021)
<b>Ziegel</b>	0,0018	0,210	(BMWSB, 2023) (HELUZ cihlářský průmysl v. o. s., 2021) (Marshalls Bricks & Masonry, 2021)
<b>Mörtel</b>	0,0063	0,224	(BMWSB, 2023) (LIP Bygningsartikler A/S, 2022)
<b>Dämmstoffe</b>		3,08	(Füchsl et al., 2022)

## References

- AF prefab i mälardalen AB. Prefabricated tunnel wall S-P-08666. EPD International AB.
- Aguilar, F.X., 2018. Wood energy in the ECE Region: data, trends and outlook in Europe, the commonwealth of Independent States and North America. UN.
- Ahamed, A., Vallam, P., Iyer, N.S., Veksha, A., Bobacka, J., Lisak, G., 2021. Life cycle assessment of plastic grocery bags and their alternatives in cities with confined waste management structure: A Singapore case study. *Journal of Cleaner Production* 278, 123956.
- Alvarez, S., Rubio, A., 2015. Compound method based on financial accounts versus process-based analysis in product carbon footprint: A comparison using wood pallets. *Ecological indicators* 49, 88–94.
- Ameko Konstrukcijos, 2021. Steel structures S-P-03869. EPD International AB.
- Andersen, J.H., Rasmussen, N.L., Ryberg, M.W., 2022. Comparative life cycle assessment of cross laminated timber building and concrete building with special focus on biogenic carbon. *Energy and Buildings* 254, 111604.
- AustroPapier, 2022. Branchenbericht der Österreichischen Papierindustrie 2021/22. AustroPapier. <https://austropapier.at/service-presse-branchenbericht-2022/> (accessed 1 September 2023).
- Bajpai, P., 2018. Biermann's Handbook of Pulp and Paper: Volume 1: Raw Material and Pulp Making. Elsevier.
- Bau, E. P.D. GmbH, 2015. Nutzungsdauerkatalog der Bau-EPD GmbH für die Erstellung von EPDs. Bau EPD GmbH, Wien, <http://www.bau-epd.at>.
- Bauer, C., 2019. charcoal production GLO: Cut-off, Unit, Ecoinvent 3.
- Baufritz GmbH & Co. KG, 2018. HOIZ - Hobelspandämmung BAU-EPD-Baufritz-2018-01-GaBi. Bau EPD GmbH.
- BE GROUP SVERIGE AB, 2021a. HOT ROLLED STEEL PLATES AND SHEETS S-P-04888. EPD International AB.
- BE GROUP SVERIGE AB, 2021b. STEEL BEAMS S-P-02936. EPD International AB.
- Bentsen, N.S., 2017. Carbon debt and payback time—lost in the forest? *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 73, 1211–1217.
- Binderholz GmbH, 2019a. binderholz Brettsperrholz BBS - binderholz X-LAM BBS -binderholz Cross Laminated Timber CLT BBS EPD-BBS-20190021-IBB1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Binderholz GmbH, 2019b. Binderholz Massivholzplatte EPD-BBS-20190170-IBA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Binderholz GmbH - Brettschichtholzwerk, 2019. binderholz Brettschichtholz BSH - binderholz Bois lamelle-colle BSH - Legno lamellare BSH binderholz - binderholz BSH glulam EPD-BBS-20190164-IBA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Bioenergy, I.E.A., 2020. Deployment of BECCS/U value chains—Technological pathways, policy options and business models.
- Blanco, J.A., Lo, Y.-H., 2012. *Forest Ecosystems: More Than Just Trees*. BoD—Books on Demand.
- BMEL, 2021. Holzmarktbericht 2020: Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2020. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. <https://www.bundesregierung.de/breg-de/suche/holzmarktbericht-2020-1958592> (accessed 1 September 2023).
- BMEL, 2022. Ergebnisse der Waldzustandserhebung. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. <https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/waldzustandserhebung.html> (accessed 28 August 2023).
- BMK, 2023. Holzströme in Österreich. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

- [https://www.klimaaktiv.at/erneuerbare/energieholz/holzstr\\_oesterr.html](https://www.klimaaktiv.at/erneuerbare/energieholz/holzstr_oesterr.html) (accessed 1 September 2023).
- BML, 2023. Holzeinschlag in Österreich – vergangene Jahre. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft. <https://info.bml.gv.at/themen/wald/wald-in-oesterreich/wald-und-zahlen/Holzeinschlag.html> (accessed 29 August 2023).
- BMWSB, 2017. BNB Nutzungsdauern von Bauteilen. <https://www.nachhaltigesbauen.de/austausch/nutzungsdauern-von-bauteilen/> (accessed 20 September 2023).
- BMWSB, 2023. Ökobaudat. Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauwesen. <https://www.oekobaudat.de/info/impressum.html>.
- Bourgault, G., 2019a. market for kraft paper, bleached GLO: Cut-off, Unit, Ecoinvent 3.
- Bourgault, G., 2019b. market for kraft paper, unbleached GLO: Cut-off, Unit, Ecoinvent 3.
- Brandl, P., Bui, M., Hallett, J.P., Mac Dowell, N., 2021. Beyond 90% capture: Possible, but at what cost? *International Journal of Greenhouse Gas Control* 105, 103239.
- Braun, M., Winner, G., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2016. Apparent half-life-dynamics of harvested wood products (HWPs) in Austria: Development and analysis of weighted time-series for 2002 to 2011. *Forest policy and economics* 63, 28–34.
- Brienen, R.J.W., Caldwell, L., Duchesne, L., Voelker, S., Barichivich, J., Baliva, M., Ceccantini, G., Di Filippo, A., Helama, S., Locosselli, G.M., 2020. Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. *Nature communications* 11, 4241.
- Buitrago-Tello, R., Venditti, R.A., Jameel, H., Yao, Y., Echeverria, D., 2022. Carbon footprint of bleached softwood fluff pulp: Detailed process simulation and environmental life cycle assessment to understand carbon emissions. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 10, 9029–9040.
- Bütler, R., Schlaepfer, R., 2004. Wie viel Totholz braucht der Wald? | Dead wood in managed forests: how much is enough? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 155, 31–37.
- Byggelitet Sverige AB, 2020. Particle board P2 and P6 S-P-02123. EPD International AB.
- Camia, A., Giuntoli, J., JONSSON, K., Robert, N., Cazzaniga, N., Jasinevičius, G., AVITABILE, V., Grassi, G., BARREDO, C., MUBAREKA, S., 2021. The use of woody biomass for energy production in the EU.
- Campos, E.F. de, PUNHAGUI, K.R.G., John, V.M., 2021. CO2 footprint of Amazon lumber: A meta-analysis. *Resources, Conservation and Recycling* 167, 105380.
- CARTESAR SPA, 2020. recycled paper for corrugators - greenpaper S-P- 01621. EPD International AB.
- Cazzaniga, N., Jasinevičius, G., MUBAREKA, S., 2022. Sankey diagrams of woody biomass flows in the EU-2021 release.
- Centrum Pile. 270 Concrete middle Pile Type 8 from Centrum Pile AB S-P-04518. EPD International AB.
- CEPI, 2021. Industry Statistics. CEPI. <https://www.cepi.org/statistics/> (accessed 25 August 2023).
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of forest management on species richness: global meta-analysis and economic trade-offs. *Scientific reports* 6, 23954.
- Cherubini, F., Guest, G., Strømman, A.H., 2013. Bioenergy from forestry and changes in atmospheric CO2: reconciling single stand and landscape level approaches. *Journal of Environmental Management* 129, 292–301.
- Cherubini, F., Peters, G.P., Berntsen, T., Strømman, A.H., Hertwich, E., 2011. CO2 emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. *GCB Bioenergy* 3, 413–426. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01102.x>.
- Cipriani Profilati SRL, 2021. HOT-DIP GALVANISED STEEL ELEMENTS S-P-03588. EPD International AB.

- Cowie, A.L., Berndes, G., Bentsen, N.S., Brandão, M., Cherubini, F., Egnell, G., George, B., Gustavsson, L., Hanewinkel, M., Harris, Z.M., 2021. Applying a science-based systems perspective to dispel misconceptions about climate effects of forest bioenergy. *GCB Bioenergy* 13, 1210–1231.
- Debojyoti Chakraborty, Dalibor Ballian, Andreas Bolte, Gregor Bozic, Rafael Buchacher, Jaroslav Cepl, Julian Gaviria, Mladen Ivankovicz, Marta Benito Garzon, André Hardtke, Marcin Klizsm, Jan Kowalczyk, Antoine Kremer, Roman Longauer, Georgeta Mihai, Laszlo Nagi, Krasimira Petkova, Emil Popovt, Jan Stejkal, Randolph Schirmer, Thomas Solvin, Arne Steffenrem, Srdjan Stojnic, Katharina Volmer, Silvio Schueler, 2023. Assisted translocation of tree populations preserves the European forest carbon sink in climate change.
- Del Borghi, A., Parodi, S., Moreschi, L., Gallo, M., 2021. Sustainable packaging: an evaluation of crates for food through a life cycle approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 26, 753–766.
- Deviatkin, I., Horttanainen, M. Carbon footprint of an EUR-sized wooden and a plastic pallet, in: *E3S Web of Conferences*. EDP Sciences, p. 3001.
- Deviatkin, I., Horttanainen, M. Carbon footprint of an EUR-sized wooden and a plastic pallet, in: *E3S Web of Conferences*. EDP Sciences, p. 3001.
- Die Papierindustrie e.V., 2023. Ein Leistungsbericht + ausführliche Statistiken. Die Papierindustrie e.V. <https://www.papierindustrie.de/papierindustrie/statistik> (accessed 1 September 2023).
- Döring, P., 2017. Rohstoffmonitoring Holz: Holzwerkstoffindustrie 2015; Entwicklung der Produktionskapazität und Holzrohstoffnutzung; Abschlussbericht.
- Duferco Group, 2019. STEEL BEAMS AND ANGLES S-P-01342. EPD International AB.
- Duferco Group, 2022. ROLLED STEEL PRODUCTS S-P-05669. EPD International AB.
- Dyderski, M.K., Paż, S., Frelich, L.E., Jagodziński, A.M., 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global change biology* 24, 1150–1163.
- Echeverria, D., Venditti, R., Jameel, H., Yao, Y., 2022. Process Simulation-Based Life Cycle Assessment of Dissolving Pulps. *Environmental science & technology* 56, 4578–4586.
- Ecoinvent, 2019. market for wood pellet RER: Cut-off, Unit, Ecoinvent 3.
- EEA, 2022. Greenhouse gas emission intensity of electricity generation in Europe. European Environmental Agency. <https://www.eea.europa.eu/ims/greenhouse-gas-emission-intensity-of-1> (accessed 31 August 2023).
- Elematus, 2021. Precast concrete elements - stairs and landings S-P-03868. EPD International AB.
- EPA, 2022. National Overview: Facts and Figures on Materials, Wastes and Recycling. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/national-overview-facts-and-figures-materials> (accessed 24 August 2023).
- Eurofer, 2022. European Steel in Figures 2022. European Steel association. <https://www.eurofer.eu/publications/brochures-booklets-and-factsheets/european-steel-in-figures-2022/> (accessed 25 August 2023).
- Europäische Kommission, 2020a. Der europäische Grüne Deal.
- Europäische Kommission, 2020b. EU-Biodiversitätsstrategie für 2030: Mehr Raum für die Natur in unserem Leben.
- Europäische Kommission, 2021. Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council Amending Regulations (EU) 2018/841 as Regards the Scope, Simplifying the Compliance Rules, Setting out the Targets of the Member States for 2030 and Committing to the Collective Achievement of Climate Neutrality by 2035 in the Land Use, Forestry and Agriculture Sector, and (EU) 2018/1999 as Regards Improvement in Monitoring, Reporting, Tracking of Progress and Review. Brussels, 14.7.2021. COM(2021) 554 Final ANNEX.
- Europäische Kommission, 2023. Land use sector: Find out about the crucial role the land use sector plays in fighting climate change, and what the EU is doing in this field. [https://climate.ec.europa.eu/eu-action/land-use-sector\\_en](https://climate.ec.europa.eu/eu-action/land-use-sector_en) (accessed 7 July 2023).



- European Panel Federation, 2022. Types of Wood-Based Panels and their Economic Impact. European Panel Federation. <https://europanel.org/the-wood-based-panel-industry/types-of-wood-based-panels-economic-impact/> (accessed 25 August 2023).
- EUOPERFIL S.A., 2023. BUILDING SHEET PROFILES S-P-06895. EPD International AB.
- Eurostat, 2023a. Annual detailed enterprise statistics for industry: NACE Rev. 2, B-E. Statistisches Amt der Europäischen Union. [https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/SBS\\_NA\\_IND\\_R2\\_\\_custom\\_7245739/default/table?lang=en](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/SBS_NA_IND_R2__custom_7245739/default/table?lang=en) (accessed 25 August 2023).
- Eurostat, 2023b. Energy Database. Statistisches Amt der Europäischen Union. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/database> (accessed 25 August 2023).
- Eurostat, 2023c. Energy imports dependency: NRG\_IND\_ID\_\_custom\_6317908. Statistisches Amt der Europäischen Union. [https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/NRG\\_IND\\_ID\\_\\_custom\\_6317908/default/table?lang=en](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/NRG_IND_ID__custom_6317908/default/table?lang=en) (accessed 25 August 2023).
- Eurostat, 2023d. Erwerbstätigkeit nach Industrie (bis zu NACE A\*64). Statistisches Amt der Europäischen Union. [https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/NAMA\\_10\\_A64\\_E\\_\\_custom\\_7244121/default/table](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/NAMA_10_A64_E__custom_7244121/default/table) (accessed 25 August 2023).
- Eurostat, 2023e. EU trade since 1999 by SITC. DS-018995. Statistisches Amt der Europäischen Union. <http://data.europa.eu/88u/dataset/PNtLrEMxMmcWouzaCbJSg> (accessed 24 August 2023).
- Eurostat, 2023f. EU trade since 2002 by CPA 2.1. Statistisches Amt der Europäischen Union. [https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/DS-059268\\_\\_custom\\_6318062/default/table?lang=en](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/DS-059268__custom_6318062/default/table?lang=en) (accessed 25 August 2023).
- Eurostat, 2023g. Komplette Energiebilanzen. NRG\_BAL\_C. Statistisches Amt der Europäischen Union. [https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/NRG\\_BAL\\_C/default/table?lang=de](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/NRG_BAL_C/default/table?lang=de) (accessed 7 July 2023).
- Eurostat, 2023h. Symmetric input-output table at basic prices (product by product): NAI0\_10\_CP1700. Statistisches Amt der Europäischen Union. <http://data.europa.eu/88u/dataset/kpguaiww56qidmovilxhg> (accessed 24 August 2023).
- Eurostat, B., 2008. Eurostat manual of supply, use and input-output tables. Eurostat methodologies and working papers.
- FAO, 2020a. Forest product conversion factors, Rome.
- FAO, 2020b. Global Forest Resources Assessment. FAO. <https://fra-data.fao.org/FE/panEuropean/home/> (accessed 1 May 2023).
- FAO, 2022. Global forest sector outlook 2050: Assessing future demand and sources of timber for a sustainable economy – Background paper for The State of the World’s Forests 2022. FAO, Rom.
- Fehrenbach, H., Bischoff, M., Böttcher, H., Reise, J., 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, 365.
- Felipe-Lucia, M.R., Soliveres, S., Penone, C., Manning, P., van der Plas, F., Boch, S., Prati, D., Ammer, C., Schall, P., Gossner, M.M., 2018. Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. *Nature communications* 9, 4839.
- Felton, A., Sonesson, J., Nilsson, U., Lämås, T., Lundmark, T., Nordin, A., Ranius, T., Roberge, J.-M., 2017. Varying rotation lengths in northern production forests: Implications for habitats provided by retention and production trees. *Ambio* 46, 324–334.
- Ferro, F.S., Silva, D.A.L., Lahr, F.A.R., Argenton, M., González-García, S., 2018. Environmental aspects of oriented strand boards production. A Brazilian case study. *Journal of Cleaner Production* 183, 710–719.
- FL-Prefab. Precast solid concrete walls and floors S-P-01655. EPD International AB.

- Fritz EGGER GmbH & Co. OG, 2018. EGGER OSB-Platten EPDEGG20180107IBD1DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Fritz EGGER GmbH & Co. OG, 2019. Egger Laminatfußboden EPD-EGG-20180194-IBC1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Füchsl, S., Rheude, F., Röder, H., 2022. Life Cycle Assessment (LCA) of Thermal Insulation Materials: A Critical Review. *Cleaner Materials*, 100119.
- Gejdoš, M., Michajlová, K., 2022. Analysis of current and future forest disturbances dynamics in central Europe. *Forests* 13, 554.
- Ghose, A., Chinga-Carrasco, G., 2013. Environmental aspects of Norwegian production of pulp fibres and printing paper. *Journal of Cleaner Production* 57, 293–301.
- Gibbons, P., McElhinny, C., Lindenmayer, D.B., 2010. What strategies are effective for perpetuating structures provided by old trees in harvested forests? A case study on trees with hollows in south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 260, 975–982.
- Gonzalez-Garcia, S., Ferro, F.S., Silva, D.A.L., Feijoo, G., Lahr, F.A.R., Moreira, M.T., 2019. Cross-country comparison on environmental impacts of particleboard production in Brazil and Spain. *Resources, Conservation and Recycling* 150, 104434.
- Gossner, M.M., Wende, B., Levick, S., Schall, P., Floren, A., Linsenmair, K.E., Steffan-Dewenter, I., Schulze, E.-D., Weisser, W.W., 2016. Deadwood enrichment in European forests—Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? *Biological Conservation* 201, 92–102.
- Gregor, K., Knoke, T., Krause, A., Reyer, C.P.O., Lindeskog, M., Papastefanou, P., Smith, B., Lansø, A.-S., Rammig, A., 2022. Trade-Offs for Climate-Smart Forestry in Europe Under Uncertain Future Climate. *Earth's Future* 10, e2022EF002796.
- Guest, G., Cherubini, F., Strømman, A.H., 2013. Global warming potential of carbon dioxide emissions from biomass stored in the anthroposphere and used for bioenergy at end of life. *Journal of Industrial Ecology* 17, 20–30.
- H. Henselmann GmbH + Co KG, 2018. flexible Holzfaser-Gefachdämmung EPD-GTX-20180071-IBA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- H. Henselmann GmbH + Co KG, 2019. Holzfaser-Einblasdämmung EPD-GTX-20190018-IBA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- H. Henselmann GmbH + Co KG, 2020. Holzfaserdämmplatten GUTEX Holzfaserplattenwerk EPD-GTX-20200178-IBC1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Hari, P., Kulmala, L., 2008. *Boreal forest and climate change*. Springer.
- Harmon, M.E., Fasth, B.G., Yatskov, M., Kastendick, D., Rock, J., Woodall, C.W., 2020. Release of coarse woody detritus-related carbon: a synthesis across forest biomes. *Carbon balance and management* 15, 1–21.
- Harris, N.L., Gibbs, D.A., Baccini, A., Birdsey, R.A., Bruin, S. de, Farina, M., Fatoyinbo, L., Hansen, M.C., Herold, M., Houghton, R.A., 2021. Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature climate change* 11, 234–240.
- Hart, J., D'Amico, B., Pomponi, F., 2021. Whole-life embodied carbon in multistory buildings: Steel, concrete and timber structures. *Journal of Industrial Ecology* 25, 403–418.
- Head, M., Magnan, M., Kurz, W.A., Levasseur, A., Beauregard, R., Margni, M., 2021. Temporally-differentiated biogenic carbon accounting of wood building product life cycles. *SN Applied Sciences* 3, 1–17.
- Hellenic Halyvourgia S.A., 2022. Concrete Reinforcing Steel and Mesh Products S-P-06079. EPD International AB.
- HELUZ cihlářský průmysl v. o. s., 2021. Heluz Hollow bricks and brick products S-P-00750. EPD International AB. <https://www.environdec.com/library/epd750>.
- Hischier, R., 2019. market for paper, newsprint RER: cutt-off, unit, Ecoinvent 3.

- Holzkurier, 2023. Schnittholz. Holzkurier. <https://www.holzkurier.com/schnittholz.html> (accessed 25 August 2023).
- Holzleimbau eV, S., 2016. Cross-laminated timber (X-Lam). EPD-SHL-2012211-EN). Tilgjengelig fra: <http://www.mmholz.com/mmholz...>
- Hoxha, E., Passer, A., Mendes Saade, Trigaux, D., Shuttleworth, A., Pittau, F., Allacker, K., Habert, G., 2020. Biogenic carbon in buildings: a critical overview of LCA methods. *Buildings & Cities* 1, 504–524.
- Hrbek, J., 2020. Past, present and future of thermal gasification of biomass and waste. *Acta Innovations*, 5–20.
- Hussain, M., Malik, R.N., Taylor, A., 2017. Carbon footprint as an environmental sustainability indicator for the particleboard produced in Pakistan. *Environmental research* 155, 385–393.
- ICO S.r.L., 2016. Corrugated Paperboard Boxes S-P-00981. EPD International AB.
- INHUS Prefab, U.A.B., 2022. Precast concrete beams S-P-03860. EPD International AB.
- IPCC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Schweiz.
- IPCC (Ed.), 2023. *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jonsson, R., Rinaldi, F., Pilli, R., Fiorese, G., Hurmekoski, E., Cazzaniga, N., Robert, N., Camia, A., 2021. Boosting the EU forest-based bioeconomy: Market, climate, and employment impacts. *Technological Forecasting and Social Change* 163, 120478.
- JSC Litana ir Ko, 2021. Primed and painted steel structures S-P-03153. EPD International AB.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., van Woerden, F., 2018. *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications.
- Kellenberger, D., 2019. EUR-flat pallet production RER: Cut-off, unit, Ecoinvent 3.
- Khan, M., Hussain, M., Deviatkin, I., Havukainen, J., Horttanainen, M., 2021. Environmental impacts of wooden, plastic, and wood-polymer composite pallet: A life cycle assessment approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 26, 1607–1622.
- Klein, T., Hoch, G., 2015. Tree carbon allocation dynamics determined using a carbon mass balance approach. *New Phytologist* 205, 147–159.
- Knauf di Knauf S.r.l. S.a.s., 2022. Steel profiles S-P-05737. EPD International AB.
- Kouchaki-Penchah, H., Sharifi, M., Mousazadeh, H., Zarea-Hosseinabadi, H., 2016. Life cycle assessment of medium-density fiberboard manufacturing process in Islamic Republic of Iran. *Journal of Cleaner Production* 112, 351–358.
- K-Prefab AB, 2022. Insulated Precast Concrete Wall S-P-01452. EPD International AB.
- Krajnc, N., 2015. *Wood fuels handbook*. FAO.
- Küster-Simic, A., Knigge, M., Schönfeldt, J. *Struktur, Entwicklung und Zukunft der deutschen Stahlindustrie: Eine Branchenanalyse*. Working Paper Forschungsförderung.
- Lamers, P., Junginger, M., 2013. The ‘debt’ is in the detail: A synthesis of recent temporal forest carbon analyses on woody biomass for energy. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 7, 373–385.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., Bouget, C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological indicators* 11, 1027–1039.
- Lauf, T., Memmler, M., Schneider, S., 2020. *Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger 2020*. Umweltbundesamt.
- Laurent, A.-B., Gaboury, S., Wells, J.-R., Bonfils, S., Boucher, J.-F., Sylvie, B., D'Amours, S., Villeneuve, C., 2013. Cradle-to-gate life-cycle assessment of a glued-laminated wood product from Quebec's Boreal forest. *Forest Products Journal* 63, 190–198.
- LEKO Labs, 2022. LEKO LABS Wall System S-P-07307. EPD International AB.

- Leskinen, P., Cardellini, G., González-García, S., Hurmekoski, E., Sathre, R., Seppälä, J., Smyth, C., Stern, T., Verkerk, P.J., 2018. Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation.
- Liang, S., Gu, H., Bergman, R., Kelley, S.S., 2020. Comparative life-cycle assessment of a mass timber building and concrete alternative. *Wood Fiber Sci* 52, 217–229.
- Linkosalmi, L., Husgafvel, R., Fomkin, A., Junnikkala, H., Witikkala, T., Kairi, M., Dahl, O., 2016. Main factors influencing greenhouse gas emissions of wood-based furniture industry in Finland. *Journal of Cleaner Production* 113, 596–605.
- LIP Byggningsartikler A/S, 2022. LIP Tile Mortars S-P-02311. EPD International AB.
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Sievänen, R., 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological modelling* 189, 168–182.
- Liu, W., Zhu, Q., Zhou, X., Peng, C., 2019. Comparative analyses of different biogenic CO<sub>2</sub> emission accounting systems in life cycle assessment. *Science of the total environment* 652, 1456–1462.
- LLENTAB AB, 2020. LLENTAB Core Steel S-P-01747. EPD International AB.
- Lucard Group, 2019. TOILET PAPER STRONG LUCART 10 ROLLS S-P-01491. EPD International AB.
- Marshalls Bricks & Masonry, 2021. Perforated Dense Facing Bricks S-P-03536. EPD International AB.
- Matuščík, J., Kočí, V., 2022. Does renewable mean good for climate? Biogenic carbon in climate impact assessments of biomass utilization. *GCB Bioenergy* 14, 438–446.
- McDowell, N.G., Allen, C.D., 2015. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. *Nature climate change* 5, 669–672.
- McMahon, S.M., Parker, G.G., Miller, D.R., 2010. Evidence for a recent increase in forest growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 3611–3615.
- Medeiros, D.L., Tavares, Arilma Oliveira do Carmo, Rapôso, Áurea Luiza Quixabeira Rosa e Silva, Kiperstok, A., 2017. Life cycle assessment in the furniture industry: the case study of an office cabinet. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22, 1823–1836.
- MeisterWerke Schulte GmbH, 2022. Longlife-Parkett EPD-MWS-20220201-ICA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Metalfer Steel Mill doo, 2021. Hot rolled concrete steel rebar S-P-05173. EPD International AB.
- Metsä Wood, 2022a. Kerto LVL Laminated Veneer Lumber S-P-02802. EPD International AB.
- Metsä Wood, 2022b. Spruce plywood S-P-02860. EPD International AB.
- Millar, C.I., Stephenson, N.L., 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science* 349, 823–826.
- Milletler, B., 2018. Handbook on Supply and Use Tables and Input Output-Tables with Extensions and Applications. New York: United Nations Publications.
- Mohd Azman, Muhammad Aiman Hakim, Ahmad Sobri, S., Norizan, M.N., Ahmad, M.N., Wan Ismail, Wan Omar Ali Saifuddin, Hambali, K.A., Hairi, M.H., Hermawan, A., Mohamed, M., Teo, P.T., 2021. Life cycle assessment (Lca) of particleboard: Investigation of the environmental parameters. *Polymers* 13, 2043.
- Moons, H., 2013. Background Report: Wooden furniture.
- Muthu, S.S., Li, Y., Hu, J.Y., Mok, P.Y., Ding, X., 2012. Eco-impact of plastic and paper shopping bags. *Journal of engineered fibers and fabrics* 7, 155892501200700103.
- Nabuurs, G.-J., Arets, E.J., Schelhaas, M.-J., 2017. European forests show no carbon debt, only a long parity effect. *Forest policy and economics* 75, 120–125.
- Nagel, R., Meyer, P., Blaschke, M., Feldmann, E., 2023. Strict forest protection: A meaningful contribution to Climate-Smart Forestry? An evaluation of temporal trends in the carbon balance of unmanaged forests in Germany. *Frontiers in Forests and Global Change* 6, 1099558.
- Nakano, K., Ando, K., Takigawa, M., Hattori, N., 2018. Life cycle assessment of wood-based boards produced in Japan and impact of formaldehyde emissions during the use stage. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 23, 957–969.

- Noothout, P., Schäfer, M., Spöttle, M., Bons, M., Whiriskey, K., 2019. Assessment of Bio-CCS in 2° C Compatible Scenarios. Umweltbundesamt.
- Norton, M., Baldi, A., Buda, V., Carli, B., Cudlin, P., Jones, M.B., Korhola, A., Michalski, R., Novo, F., Oszlányi, J., 2019. Serious mismatches continue between science and policy in forest bioenergy. *GCB Bioenergy* 11, 1256–1263.
- Olsson, O., Bang, C., Borchers, M., Hahn, A., Karjunen, H., Thrän, D., Tynjälä, T., 2020. Deployment of BECCS/U Value Chains Technological Pathways, Policy Options and Business Models; IEA Bioenergy 2020.
- Ouellet-Plamondon, C.M., Ramseier, L., Balouktsi, M., Delem, L., Foliente, G., Francart, N., Garcia-Martinez, A., Hoxha, E., Lützkendorf, T., Rasmussen, F.N., 2023. Carbon footprint assessment of a wood multi-residential building considering biogenic carbon. *Journal of Cleaner Production* 404, 136834.
- Pajchrowski, G., Noskowiak, A., Lewandowska, A., Strykowski, W., 2014. Wood as a building material in the light of environmental assessment of full life cycle of four buildings. *Construction and Building Materials* 52, 428–436.
- Parador GmbH. Laminat-Fußbodenbeläge EPD-PAR-20180193-IBC1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Parador GmbH, 2017. Mehrschichtparkett EPD-PAR-20170076-IBC1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Parador GmbH, 2022. Designboden Modular ONE EPD-PAR-20210151-IBC1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Perdanga, U.A.B., 2021. Precast concrete products - Balconies S-P-04754. EPD International AB.
- Piekarski, C.M., Francisco, A.C. de, da Luz, L.M., Kowaleski, J.L., Silva, D.A.L., 2017. Life cycle assessment of medium-density fiberboard (MDF) manufacturing process in Brazil. *Science of the total environment* 575, 103–111.
- Piekarski, C.M., Francisco, A.C. de, Luz, L.M.d., Alvarenga, Tiago Henrique de Paula, Bittencourt, J.V.M., 2014. Environmental profile analysis of MDF panels production: study in a brazilian technological condition. *Cerne* 20, 409–418.
- Popkin, G., 2019. How much can forests fight climate change? *Nature* 565, 280–283.
- Pragati, P., Yasunobu, M., 2022. Life cycle environmental impacts of consumer packaging products in Japan. *Risk Analysis*.
- PREFABRICADOS ETXEBERRIA S.A., 2021. 1000 kg of precast concrete products S-P-02473. EPD International AB.
- Pretzsch, H., 2019. Grundlagen der waldwachstumsforschung. Springer-Verlag.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E., Rötzer, T., 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature communications* 5, 1–10.
- Profft, I., Mund, M., Weber, G.-E., Weller, E., Schulze, E.-D., 2009. Forest management and carbon sequestration in wood products. *European Journal of Forest Research* 128, 399–413.
- Propellets Austria, 2023. Aktuelle Preise. Propellets Austria. <https://www.propellets.at/aktuelle-pelletpreise> (accessed 25 August 2022).
- Puettmann, M.E., Bergman, R., Hubbard, S., Johnson, L., Lippke, B., Oneil, E., Wagner, F.G., 2010a. Cradle-to-gate life-cycle inventory of US wood products production: CORRIM Phase I and Phase II products. *Wood and fiber science*. Vol. 42, suppl. 1 (2010): p. 15–28. 42, 15–28.
- Puettmann, M.E., Wagner, F.G., Johnson, L., 2010b. Life cycle inventory of softwood lumber from the inland northwest US. *Wood and Fiber Science*, 52–66.
- Puettmann, M.E., Wilson, J.B., 2005. Life-cycle analysis of wood products: Cradle-to-gate LCI of residential wood building materials. *Wood and Fiber Science*, 18–29.
- Räty, T., Jallinoja, M., 2021. EPD of Finnish sawn and planed timber.
- Roadstone, 2022. Belgard Concrete Block Products S-P-04244. EPD International AB.

- Roberge, J.-M., Laudon, H., Björkman, C., Ranius, T., Sandström, C., Felton, A., Sténs, A., Nordin, A., Granström, A., Widemo, F., 2016. Socio-ecological implications of modifying rotation lengths in forestry. *Ambio* 45, 109–123.
- Rocha, M.S.R., 2019. furniture production, wooden GLO: Cut-off, unit, Ecoinvent 3.
- Rondeux, J., Sanchez, C., 2010. Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. *Environmental monitoring and assessment* 164, 617–630.
- Rossmann GmbH, 2019. ALOUETTE TOILET PAPER SP-01617. EPD International AB.
- Rötheli, E., Heiri, C., Bigler, C., 2012. Effects of growth rates, tree morphology and site conditions on longevity of Norway spruce in the northern Swiss Alps. *European Journal of Forest Research* 131, 1117–1125.
- Rubner Holding AG, 2018. Rubner XLAM – Cross laminated timber – Brettsperrholz EPD-RUB-20180060-IBB1-EN. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Rubner Holding AG - S.p.A., 2018. Structural finger jointed solid timber – Konstruktionsvollholz Rubner Holding AG - S.p.A. EPD-RUB-20180059-IBB1-EN. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Ruiz, M.E., 2019a. market for cleft timber, measured as dry mass Europe without Switzerland: Cut-off, Unit, Ecoinvent 3.
- Ruiz, M.E., 2019b. market for wood chips, wet, measured as dry mass Europe without Switzerland: Cut-off, unit, Ecoinvent 3.
- Rüter, S., Werner, F., Forsell, N., Prins, C., Vial, E., Levet, A.-L., 2016. ClimWood2030-Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030. Final report. Thünen Report.
- Rutishauser, E., Hérault, B., Baraloto, C., Blanc, L., Descroix, L., Sotta, E.D., Ferreira, J., Kanashiro, M., Mazzei, L., d'Oliveira, M.V.N., 2015. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. *Current Biology* 25, R787-R788.
- Sandberg, N.H., Sartori, I., Heidrich, O., Dawson, R., Dascalaki, E., Dimitriou, S., Vimm-r, T., Filippidou, F., Stegnar, G., Zavrl, M.Š., 2016. Dynamic building stock modelling: Application to 11 European countries to support the energy efficiency and retrofit ambitions of the EU. *Energy and Buildings* 132, 26–38.
- Sasaki, N., Chheng, K., Ty, S., 2012. Managing production forests for timber production and carbon emission reductions under the REDD+ scheme. *Environmental Science & Policy* 23, 35–44.
- Scandia Steel AB, 2020. S-Wall S-P-02266. EPD International AB.
- Scheucher Holzindustrie GmbH, 2020. Scheucher Mehrschichtparkett EPDSCP20200238IBC1DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Schier, F., Iost, S., Seintsch, B., Weimar, H., Dieter, M., 2022. Assessment of Possible Production Leakage from Implementing the EU Biodiversity Strategy on Forest Product Markets. *Forests* 13, 1225. <https://doi.org/10.3390/f13081225>.
- Searle, E.B., Chen, H.Y.H., 2018. Temporal declines in tree longevity associated with faster lifetime growth rates in boreal forests. *Environmental Research Letters* 13, 125003.
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., Verkerk, P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature climate change* 4, 806–810.
- SERFAS, L., 2021. Steel rebars S-P-04160. EPD International AB.
- SIDENOR SOVEL plant, 2021. Steel products S-P-03583. EPD International AB.
- Silva, D.A.L., Lahr, F.A.R., Garcia, R.P., Freire, Fausto Miguel Cereja Seixas, Ometto, A.R., 2013. Life cycle assessment of medium density particleboard (MDP) produced in Brazil. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1404–1411.
- Silva, D.A.L., Pavan, A.L.R., Oliveira, J.A. de, Ometto, A.R., 2015. Life cycle assessment of offset paper production in Brazil: hotspots and cleaner production alternatives. *Journal of Cleaner Production* 93, 222–233.

- Sinha, R., Lennartsson, M., Frostell, B., 2016. Environmental footprint assessment of building structures: A comparative study. *Building and environment* 104, 162–171.
- Skullestad, J.L., Bohne, R.A., Lohne, J., 2016. High-rise timber buildings as a climate change mitigation measure—A comparative LCA of structural system alternatives. *Energy Procedia* 96, 112–123.
- Smyth, C.E., Xu, Z., Lemprière, T.C., Kurz, W.A., 2020. Climate change mitigation in British Columbia's forest sector: GHG reductions, costs, and environmental impacts. *Carbon balance and management* 15, 1–22.
- Stafford, W., Russo, V., Nahman, A., 2022. A comparative cradle-to-grave life cycle assessment of single-use plastic shopping bags and various alternatives available in South Africa. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 27, 1213–1227.
- Statistics Norway, 2022. Waste account for Norway, by treatment and material (1 000 tonnes) 2012 - 2021. Statistics Norway. <https://www.ssb.no/en/statbank/table/10513> (accessed 24 August 2023).
- Statistisches Bundesamt, 2022. Gebäude und Wohnungen: Bestand an Wohnungen und Wohngebäuden Bauabgang von Wohnungen und Wohngebäuden Lange Reihen ab 1969 - 2021 5312301217004. Statistisches Bundesamt.
- STEICO SE, 2016. Holzfaserdämmstoffe EPD-STE-20150327-IBD1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- STEICO SE, 2019a. STEICO LVL Furnierschichtholz EPD-STE-20190005-IBC1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- STEICO SE, 2019b. STEICOWall und STEICOjoist Stegträger EPD-STE-20190106-IBC1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- STEICO SE, 2020a. Holzfaserdämmplatten aus dem Trockenverfahren EPD-STE-20200173-IBA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- STEICO SE, 2020b. STEICO flex F flexible Holzfaser-Gefachdämmung EPD-STE-20200001-IBA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- STEICO SE, 2020c. STEICO Holzfaserdämmplatten aus dem Nassverfahren EPD-STE-20200174-IBA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- STEICO SE, 2020d. STEICOflex flexible Holzfaser-Gefachdämmung EPD-STE-20200175-IBA1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Sterman, J.D., Siegel, L., Rooney-Varga, J.N., 2018. Does replacing coal with wood lower CO<sub>2</sub> emissions? Dynamic lifecycle analysis of wood bioenergy. *Environmental Research Letters* 13, 15007.
- STIA Holzindustrie GmbH, 2016. Admonter Massivholzmehrschichtprodukte EPD-STI-20160090-IBC1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Stokland, J.N., 2021. Volume increment and carbon dynamics in boreal forest when extending the rotation length towards biologically old stands. *Forest Ecology and Management* 488, 119017.
- SWISS KRONO Group, 2021a. SWISS KRONO OSBPlatten EPDKRO20200203IBD1DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- SWISS KRONO Group, 2021b. SWISS KRONO Spanplatten EPD-KRO-20210236-IBB1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Tarkett, 2022a. Wood flooring - Polish Production S-P-06627. EPD International AB.
- Tarkett, 2022b. Wood flooring - Serbian production S-P-06154. EPD International AB.
- Tarkett, 2022c. Wood flooring - swedish production S-P-01509. EPD International AB.
- Ter-Mikaelian, M.T., Colombo, S.J., Chen, J., 2015. The burning question: Does forest bioenergy reduce carbon emissions? A review of common misconceptions about forest carbon accounting. *Journal of Forestry* 113, 57–68.
- Thiffault, E., Béchar, A., Paré, D., Allen, D., 2016. Recovery rate of harvest residues for bioenergy in boreal and temperate forests: A review. *Advances in Bioenergy: The Sustainability Challenge*, 293–316.

- THU PERFIL SL, 2019. METAL CEILING SYSTEMS STEEL/ALUMINIUM, SMOOTH/PERFORATED S-P-01724. EPD International AB.
- Thünen-Institut, 2014. Dritte Bundeswaldinventur: Ergebnisdatenbank. Thünen-Institut. <https://bwi.info/> (accessed 28 August 2023).
- Thünen-Institut, 2017a. Treibhausgasinventar: Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 77Z1JI\_L200of\_2017\_ab, Archivierungsdatum: 019-2-14 12:31:1.057 , Überschrift: Totholzvorrat [1000 m<sup>3</sup>] nach Totholztyp und Totholzdurchmesserklasse (10cm Abstufung) , Filter: Jahr=2017. Thünen-Institut. <https://bwi.info/Tabellenauswahl.aspx> (accessed 21 August 2023).
- Thünen-Institut, 2017b. Treibhausgasinventar: Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 77Z1JI\_L668of\_2017\_bi, Archivierungsdatum: 2019-2-14 8:9:56.480 , Überschrift: Waldfläche (gemäß Standflächenanteil) [ha] nach Land und Baumartengruppe , Filter: Jahr=2017. Thünen-Institut. <https://bwi.info/start.aspx> (accessed 13 July 2023).
- Thünen-Institut, 2017c. Treubhausgasinventar: Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 77Z1JI\_L200of\_2017\_ab10cm, Archivierungsdatum: 2019-2-14 12:31:1.057, Überschrift: Totholzvorrat [m<sup>3</sup>/ha] nach Land und Totholzdurchmesserklasse (10cm Abstufung), Filter: Jahr=2017. Thünen-Institut. <https://bwi.info/start.aspx> (accessed 21 July 2023).
- Tomberlin, K.E., Venditti, R., Yao, Y., 2020. Life cycle carbon footprint analysis of pulp and paper grades in the united states using production-line-based data and integration. *BioResources* 15, 3899–3914.
- Überwachungsgemeinschaft Konstruktionsvollholz e.V., 2018. Konstruktionsvollholz KVH®Überwachungsgemeinschaft Konstruktionsvollholz e.V. EPD-SHL-20180036-IBG1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- United Nations, 2015a. Paris Agreement. United Nations Framework Convention on Climate Change.
- United Nations, 2015b. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. <https://sdgs.un.org/2030agenda> (accessed 5 July 2023).
- United Nations, 2016. Trends and perspectives for pallets and wooden packaging ECE/TIM/2016/6. Committee on Forests and the Forest Industry.
- Vamza, I., Díaz, F., Resnais, P., Radziņa, A., Blumberga, D., 2021. Life Cycle Assessment of Reprocessed Cross Laminated Timber in Latvia. *Environmental and Climate Technologies* 25, 58–70. <https://doi.org/10.2478/rtuct-2021-0005>.
- Vásquez, M., Vásquez-Ibarra, L., Musule, R., Iriarte, A., 2022. Carbon footprint of wooden and plastic pallets: A quantification with different software tools. *Maderas. Ciencia y tecnología* 24.
- VDZ, 2023. Zementmarkt und Baukonjunktur. Verein Deutscher Zementwerke e.V. <https://www.vdz-online.de/zementindustrie/zahlen-und-daten/zementmarkt-und-baukonjunktur> (accessed 25 August 2023).
- Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie e.V., 2013. Hochdichte Faserplatte (HDF) EPD-VHI-20130021-IBE1-DE. Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Viskari, T., Pusa, J., Fer, I., Repo, A., Vira, J., Liski, J., 2022. Calibrating the soil organic carbon model Yasso20 with multiple datasets. *Geoscientific Model Development* 15, 1735–1752.
- Wang, S., Chen, J., Ter-Mikaelian, M.T., Levasseur, A., Yang, H., 2022. From carbon neutral to climate neutral: Dynamic life cycle assessment for wood-based panels produced in China. *Journal of Industrial Ecology*.
- Wang, Y., Mao, X., 2013. Risk analysis and carbon footprint assessments of the paper industry in China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 19, 410–422.
- Wenker, J.L., Richter, K., Rüter, S., 2018. A methodical approach for systematic life cycle assessment of wood-based furniture. *Journal of Industrial Ecology* 22, 671–685.
- Werner, F., 2019a. bark chips production, hardwood, at sawmill CH: Cut-off, Unit, Ecoinvent 3.
- Werner, F., 2019b. bark chips production, softwood, at sawmill CH: Cut-off, Unit, Ecoinvent 3.



- Werner, F., 2019c. medium density fibre board production, uncoated RER: Cut-off, Unit, Ecoinvent 3.0.3.0.
- Werner, F., 2019d. oriented strand board production RER: Cut-off, unit, Ecoinvent 3.
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Richter, K., 2006. Greenhouse gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. *Climatic change* 74, 319–347.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21, 1218–1230.
- Wolf, T., Andrea Untergutsch, Christoph Wensing, Heidi Mittelbach, Feng Lu-Pagenkopf, Daniel Kellenberger, 2020. Potenziale von Bauen mit Holz: Erweiterung der Datengrundlage zur Verfügbarkeit von Holz als Baustoff zum Einsatz im Holzbau sowie vergleichende Ökobilanzierung von Häusern in Massiv- und Holzbauweise. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/potenziale-von-bauen-holz> (accessed 1 September 2023).
- Xu, W., Becker, G., 2012. Environmental impact assessment of wood pulp from a eucalyptus plantation in South China by using life-cycle analysis. *Forest Products Journal* 62, 365–372.
- Xu, Z., Smyth, C.E., Lemprière, T.C., Rampley, G.J., Kurz, W.A., 2018. Climate change mitigation strategies in the forest sector: biophysical impacts and economic implications in British Columbia, Canada. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 23, 257–290.
- Xue, B.-L., Guo, Q., Hu, T., Xiao, J., Yang, Y., Wang, G., Tao, S., Su, Y., Liu, J., Zhao, X., 2017. Global patterns of woody residence time and its influence on model simulation of aboveground biomass. *Global Biogeochemical Cycles* 31, 821–835.
- Ziegelindustrie International, 2022. Market trends in the European Brick and Tile Industry. Ziegelindustrie International. [https://www.zi-online.info/en/artikel/zi\\_Market\\_trends\\_in\\_the\\_European\\_Brick\\_and\\_Tile\\_Industry-3368190.html](https://www.zi-online.info/en/artikel/zi_Market_trends_in_the_European_Brick_and_Tile_Industry-3368190.html) (accessed 25 August 2023).
- Zimová, S., Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Seidl, R., 2020. Reducing rotation age to address increasing disturbances in Central Europe: Potential and limitations. *Forest Ecology and Management* 475, 118408.