



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Masterarbeit

Vergleichende Ökobilanzierung (LCA) der Holzurückung mittels Forwarder

verfasst von

Julian GRÜNBERG, BSc

im Rahmen des Masterstudiums

Forstwissenschaften

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Wien, März 2022

Betreut von:

Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Martin Kühmaier
Institut für Forsttechnik
Department für Wald- und Bodenwissenschaften

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der Wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der Guten Wissenschaftlichen Praxis.

Wien, 20.03.2022



Julian GRÜNBERG

*Wenn der Wind der Veränderung weht, bauen die einen Mauern und
die anderen Windmühlen.*

Chinesisches Sprichwort

Danksagung

Bedanken möchte ich mich an dieser Stelle bei all denjenigen, die mir beim Anfertigen dieser Arbeit mit Rat und Unterstützung zur Seite gestanden haben. Besonderer Dank gebührt meinem Betreuer Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Martin Kühmaier, der mich stets mit gezielter Hilfestellung auf den richtigen Weg führte und mich auch mit seinem umfassenden fachlichen Wissen in den Bereichen Nachhaltigkeitsbewertung und forstliches Ingenieurwesen entscheidend unterstützte. Ebenso bedanken möchte ich mich bei meinem Kommilitonen Jakob Zeh, mit dem während des Schreibens ein reger Austausch über die Thematik stattgefunden hat und der immer ein treuer Begleiter auf meinem Weg durch die Studienzeit war. Einen wichtigen Beitrag leistete auch Zaïda Iasha Rivai, MSc., die mit ihrem Fachwissen bei statistischen Fragen immer ein offenes Ohr für mich hatte. Meiner Schwägerin, Sophie Aurélie Elpel, M.A., möchte ich für das aufmerksame Lektorat danken.

Bei meiner Ehefrau, Dr. Tessa Amandine Elpel-Grünberg, möchte ich mich herzlichst bedanken. Ihr verdanke ich die Entscheidung und Unterstützung dieses Studium zu beginnen. Neben ihren sehr wertvollen Ratschlägen zur Masterarbeit, ermöglichte sie es mir mich auf diese Arbeit zu fokussieren, indem sie sich stets liebevoll um unseren Sohn Miko kümmerte. Abschließend möchte ich mich bei meinen Eltern, Nanni und Michael Grünberg, meinen Schwiegereltern, Françoise und Dr. Klaus-Peter Elpel, und bei meiner Schwester, Jasmin Enterlein, und ihrer Familie bedanken. Sie haben mich immerwährend motiviert und finanziell unterstützt.

Inhaltsverzeichnis

Eidesstattliche Erklärung	i
Danksagung	iii
Inhaltsverzeichnis	iv
Kurzfassung	vi
Abstract	vii
1. Einleitung	1
1.1. Problemstellung	2
1.2. Zielsetzung und Forschungsfragen	4
2. Stand des Wissens	5
2.1. Grundlegendes zur Holzernte	5
2.2. Nachhaltigkeit	8
2.3. Die Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 und 14044	10
2.3.1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens	11
2.3.2. Die Sachbilanz	14
2.3.3. Die Wirkungsabschätzung	15
2.3.4. Auswertung, Berichterstattung, kritische Prüfung	17
3. Material und Methoden	18
3.1. Untersuchungsrahmen und die funktionelle Einheit	19
3.2. Erstellung der Sachbilanz	20
3.2.1. Benötigte Einflussgrößen für die Ökobilanzierung	20
3.2.2. Verwendete Literatur	23
3.2.3. Erstellung der Datentabelle	41
3.2.4. ecoinvent-Datenbank	41
3.3. Wirkungsabschätzung – LCIA	42
3.3.1. openLCA – Prozesserstellung	42
3.3.2. openLCA – Produktsystemerstellung und Berechnung der Wirkungskategorien	44
3.3.3. openLCA – Output	45
3.4. Inferenzstatistische Auswertungen	46
4. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	48
4.1. Treibhauspotenzial GWP ₁₀₀	49
4.2. Fossiler Abbau	57
4.3. Humantoxizität	60

5. Diskussion und Schlussfolgerung	63
5.1. Interpretation der Ergebnisse	63
5.1.1. Einfluss der Eingangsparameter	63
5.1.1.1. Produktivität	63
5.1.1.2. Treibstoffverbrauch	65
5.1.1.3. Maschinengewicht	66
5.1.2. EU versus RoW	67
5.2. Bewertung der eingesetzten Methode und Daten	68
5.2.1. Datenqualität.....	68
5.2.1. Bewertung der Methode	69
6. Zusammenfassung.....	72
Literaturliste.....	74
Abbildungsverzeichnis	83
Tabellenverzeichnis	84
Anhang A: Rohdatenbank für die Berechnung der Wirkungsabschätzung	86
Anhang B: R-Skript zur Berechnung der Signifikanz zweier Mediane	87
Anhang C: R-Skript zur Berechnung der Signifikanz von linearen Regressionen	88

Allein aus Gründen der leichteren Lesbarkeit von Personenbezeichnungen und personenbezogenen Wörtern wird auf eine geschlechtsspezifische Differenzierung verzichtet und vereinfachend die männliche Sprachform verwendet. Entsprechende Begriffe gelten im Sinne der Gleichbehandlung für alle Geschlechter.

Kurzfassung

Ein dominierendes Thema dieser Zeit ist die Diskussion über Ressourcenverknappung und Klimaerwärmung, mit der ein verstärkter Fokus auf einen nachhaltigen Umgang mit unserem Planeten einhergeht. Das betrifft auch den Forstsektor. Die Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment – LCA) ist eine präzise Methode, um die mit einem Produkt verbundenen, potenziellen Umweltwirkungen im Verlauf seines Lebenswegs abschätzen zu können. Das Ziel dieser Arbeit ist die Erstellung von Ökobilanzen auf Basis von globalen Studien, die sich mit der Holzurückung mittels Forwarder befassen. Als Systemgrenze wurde die Rückung vom Waldort bis zur Forststraße festgelegt und beinhaltet die Prozesse Leerfahrt, Laden, Lastfahrt und Entladen. Die aus der Literatur gewonnenen Eingangsparameter umfassen unter anderem Maschinenproduktivität, -gewicht und Treibstoffverbrauch. Für die Rückung von 1 m³ Holz wurden die Umweltwirkungen für Klimaänderung, fossilen Abbau und Humantoxizität analysiert. Das Treibhauspotenzial (GWP₁₀₀) der Forwarderrückung beträgt 0,88 bis 9,30 kg CO₂-eq m⁻³, der fossile Abbau 0,35 bis 3,64 kg oil-eq m⁻³ und die Humantoxizität 0,11 bis 1,46 kg 1,4-DCB-eq m⁻³. Den höchsten Anteil (60 %) an den Umweltwirkungen nimmt die Verbrennung fossiler Energieträger während der Forwarderrückung ein. Den größten Einfluss auf die Umweltwirkungen hat die Maschinenproduktivität. Vergleicht man die Studien in einer Durchforstung mit denen in einer Endnutzung, stellt man signifikant höhere Umweltwirkungen in der Durchforstung fest. Zusammenfassend gilt, für jede Nutzung den Bestandesbedingungen entsprechende Forwardermodelle zu wählen oder eventuell eine alternative Rückemethode zu prüfen, um den Umwelteinfluss zu minimieren. Aufgrund der hohen Varietät der Studien (Holznutzung in Plantagen vs. im Gebirge, Holznutzung in jungen Beständen vs. alte Bestände) ist, mit Ausnahme der Produktivität, häufig ein sehr geringer Zusammenhang zwischen Eingangsparametern und Umweltwirkungen gegeben.

Schlüsselwörter:

Holzernte • Umweltverträglichkeit • Forwarder Rückung • Life Cycle Assessment
• Produktivität • Treibstoffverbrauch • Emissionen

Abstract

One of the dominant topics of this time is the discussion about resource depletion and global warming, which goes hand in hand with an increased focus on sustainable management of our planet. This also affects the forestry sector. Life Cycle Assessment (LCA) can be considered as a precise method to estimate the potential environmental impacts associated with a product over its lifetime. The objective of this work is to generate LCAs based on global studies dealing with timber extraction by forwarders. The system boundary was defined as the extraction of wood from the forest site to the forest road and includes the processes of driving unloaded, loading, driving loaded and unloading. The LCA input parameters obtained from the studies include machine productivity, fuel consumption and machine weight. For extracting of 1 m³ of wood by the forwarder, the environmental impacts for climate change, fossil degradation and human toxicity have been analyzed. The global warming potential (GWP₁₀₀) of the extraction of wood by the forwarder ranges from 0.88 to 9.30 kg CO₂-eq m⁻³, fossil degradation from 0.35 to 3.64 kg oil-eq m⁻³, and human toxicity from 0.11 to 1.46 kg 1,4-DCB-eq m⁻³. At 60 %, burning of fossil fuels during the extraction process has the highest share of environmental impacts. Machine productivity has a major influence on the potential environmental effects. Comparing the studies in a thinning operation with those in a final cut, the mean environmental impact is significantly higher in thinnings. It is recommended to select an adequate forwarder class adapted to the stand conditions or even consider an alternative extraction method to minimize the environmental impacts. Due to the high variability of the studies (haulage in plantations vs. the mountains, extraction in young stands vs. old stands), there is often a very low correlation, apart from machine productivity, between input parameters and environmental impacts.

Keywords:

Timber harvesting • Environmental impact • Forwarder extraction
• Life Cycle Assessment • Productivity • Fuel consumption • Emissions

1. Einleitung

Eines der weltweit größten Probleme der 2020er Jahre ist der Klimawandel. Schätzungsweise sind menschliche Aktivitäten bisweilen für eine globale Erwärmung im Vergleich zum vorindustriellen Niveau von circa einem Grad Celsius verantwortlich. Das Wahrscheinlichkeitsintervall hat dabei eine Spanne von 0,8 bis 1,2 °C. An erster Stelle dafür verantwortlich sind Treibhausgase wie Kohlenstoffdioxid, Methan und Distickstoffoxide. Der Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) prognostiziert, bei einer Zunahme mit gleicher Geschwindigkeit, das Erreichen der globalen Erwärmung von 1,5 °C zwischen 2030 und 2052 (Masson-Delmotte et al., 2018). Während bis zum Jahr 2014 das Bruttoinlandsprodukt um 61 % gestiegen war, lagen hingegen die Treibhausgasemissionen bereits um 23 % unter dem Niveau von 1990. Aus diesem Grund hat die Europäische Union einige ehrgeizige Ziele für 2030 festgesetzt, unter anderem die Senkung der Treibhausgasemissionen um mindestens 40 %, die Verbesserung der Energieeffizienz um wenigstens 27 % und die Erhöhung der Anteile erneuerbarer Energiequellen um mindestens 27 % im Vergleich zum Stand von 1990. Das Ziel für 2050 ist die Emissionen um 80 % unter das Niveau von 1990 zu senken (Europäische Union, 2014).

Die Auswirkungen einer globalen Erwärmung – ließe sie sich im 21. Jhd. auf 1,5 °C begrenzen – wären nach dem IPCC (2018) dennoch vielseitig. Beispielsweise würde nach modellgestützten Projektionen mit statistisch hoher Sicherheitswahrscheinlichkeit der Meeresspiegel über das Jahr 2100 hinaus ansteigen. Bis 2100 deuten die Modelle mit einer mittleren Sicherheitswahrscheinlichkeit auf eine indikative Spanne von 0,26 bis 0,77 m mittleren Pegelanstieg hin. Mit einer statistisch hohen Sicherheitswahrscheinlichkeit werden demzufolge niedrig gelegene Küstengebiete, kleine Inseln und Deltas verstärkt Risiken ausgesetzt sein. Ökologische und menschliche Systeme wären davon durch Überschwemmungen, eindringendes Salzwasser und Schäden an der Infrastruktur stark betroffen. An Land wird der Effekt einer globalen Erwärmung um 1,5 °C zum 1990er Niveau Auswirkungen auf Ökosysteme im Hinblick auf das Aussterben von Arten und somit auf die Biodiversität haben. Von 105.000 untersuchten Arten werden 8 % der Pflanzen, 4 % der Wirbeltiere und 6 % der Insekten über die Hälfte ihres klimatisch bedingten Verbreitungsgebietes verlieren. Schon bei 1 °C globaler Erwärmung erfahren etwa 4 % (Interquartilsabstand 2 bis 7 %) der globalen terrestrischen Landflächen eine

Ökosystemumwandlung von einem Typ in einen anderen. Vor allem von Artenverlust und klimawandelbedingter Degradation bedroht sind die Tundra und die borealen Wälder. Holzige Sträucher dringen bereits in die Tundra ein (Masson-Delmotte et al., 2018). Alle diese beispielhaft angeführten Effekte würde sich nach dem IPCC (2018) bei einer globalen Erwärmung von 2 °C enorm verstärken. Mitunter daran beteiligt wären verstärkende Rückkopplungseffekte wie die erhöhte Aufnahme von Wasserdampf als Hauptabsorber und -emittent von Treibhausgasen durch die erwärmte Luft (Kapitel 3.3.3) und das Auftauen der Permafrostböden, die ein hohes Aufkommen an Methan speichern (Grosse et al., 2011).

Aufgrund der Brisanz der Klimathematik haben sich im Zuge der Klimakonferenz 2015 197 Staaten in Paris, Frankreich auf ein globales Klimaschutzabkommen geeinigt. Es wurde eine Begrenzung der Erderwärmung auf deutlich unter 2 °C festgesetzt mit Anstrengungen für eine Begrenzung auf 1,5 °C. Somit ist jeder Sektor aufgefordert sich der Problemstellung der Emissionen Reduktion anzunehmen – auch der Forstsektor. Gerade die hoch- und vollmechanisierte Holzernte, zu der die Forwarderrückung gehört, hat maschinenbedingt hohe Emissionen zu verzeichnen. Aus diesem Grund beschäftigt sich diese Arbeit mit der ökologischen Nachhaltigkeit der Holzernte mit Fokus auf die Forwarderrückung in Form global vergleichender Ökobilanzierungen.

1.1. Problemstellung

Durch die sich zuspitzenden Diskussionen, und einer zunehmend kritischen Einstellung der Konsumenten den Klimawandel betreffend, bekommt die Vermeidung negativer Umweltwirkungen durch Produktion und Dienstleistungen einen immer größeren Stellenwert. Fast alle Sektoren sind davon betroffen. Allerdings basiert gerade in der Forstwirtschaft das Wissen über negative Umweltwirkungen noch eher auf Schätzungen (Kühmaier et al., 2019). Kühmaier et al. (2019) haben bereits in einer umfangreichen Studie im Auftrag vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, den Österreichischen Bundesforsten (ÖBf) und dem Forstbetrieb Franz Mayr-Melnhof-Saurau eine Ökobilanzierung der Holzbereitstellung vom Waldort bis zum Werk durchgeführt und dabei wichtige Primärdaten für Holzernte und -transport, sowie Sekundärdaten für Treibstoff- und Schmiermittelbereitstellung gesammelt. Im Rahmen des Projekts konnten somit Produktivitäts- und Treibstoffdaten für unterschiedli-

che Holzernte- und Transportsysteme, sowie der Ressourcenverbrauch beim Bau und der Instandhaltung von Forststraßen bestimmt werden, die – neben anderen Studien – auch in diese Arbeit mit einfließen.

Bei der Betrachtung der österreichweiten Gesamtpotenziale der Holznutzung wird deutlich, dass ein Großteil der Landesfläche mit vollmechanisierten Holzerntemaschinen befahrbar ist (Abbildung 1).

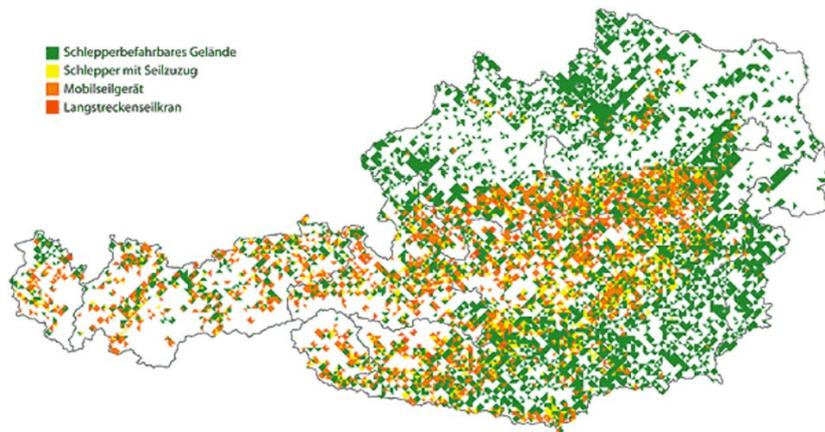


Abbildung 1: Geografische Verteilung der Nutzungen und verwendeter Technologien in Österreich

Quelle: T. Gschwantner, 2009

Werden die Gesamtpotenziale nach den Arbeitssystemen gegliedert, so zeigt sich, dass rund 60 % der Nutzungen hoch- bzw. vollmechanisiert erfolgen könnten, wovon 15 % auf das Holzerntesystem aus Harvester und Forwarder fallen (Abbildung 2). Laut österreichischer Holzeinschlagsmeldung für die Jahre 2019 und 2020 lag die österreichweite Holzurückung mit dem Forwarder in beiden Jahren bereits bei rund 40 % (BMLRT, 2022a; BMLRT, 2022b).

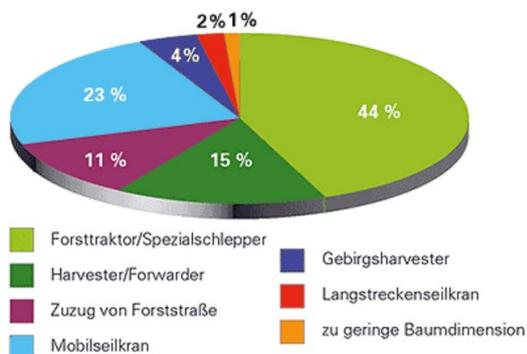


Abbildung 2: Gesamtnutzungsmenge gegliedert nach Rücketechnologie in Österreich

Quelle: T. Gschwantner, 2009

In flacheren Lagen ist der Forwarder eine wirtschaftliche und effiziente Möglichkeit der hoch- und vollmechanisierten Holzernte. Im Hinblick auf eine klima- und umweltfreundlichere Holzgewinnung werden in dieser Arbeit die negativen Umweltwirkungen der Forwarderrückung untersucht, um daraus Verbesserungsmöglichkeiten ableiten zu können.

1.2. Zielsetzung und Forschungsfragen

Ziel ist die Erstellung von Ökobilanzen auf Basis internationaler Studien, die sich mit der Holzrückung mittels Forwarder befassen. Der Fokus liegt auf der Rückung vom Waldort zur Forststraße und soll die Forwarderprozesse Leerfahrt, Laden, Lastfahrt und Entladen beinhalten. Es gilt eine Datenbank von Holzernteeinsätzen zu erstellen, die Informationen zu den eingesetzten Forwardermodellen mit Maschinengewicht, Treibstoffverbräuchen und erzielten Produktivitäten und den potenziellen Umweltwirkungen der Forwarderrückung enthält. Analysiert werden die Umweltwirkungen Klimawandel, fossiler Ressourcenverbrauch und Humantoxizität für die Bereitstellung von 1 m³ Holz frei Forststraße. Folgende Forschungsfragen sollen dabei beantwortet werden:

- Welchen Einfluss haben die Eingangsparameter Maschinengewicht, Produktivität und Treibstoffverbrauch auf die untersuchten potenziellen Umweltwirkungen?
- Welche klimaändernde Wirkung haben die Rückedistanz und das Stückvolumen der zu rückenden Stämme?
- Gibt es Unterschiede in den potenziellen Umweltwirkungen zwischen Studien der Europäischen Union und Studien, die nicht in der EU durchgeführt wurden?
- Welche Ansätze gibt es, um potenzielle Umweltwirkungen der Forwarderrückung zu verringern?

2. Stand des Wissens

Die Auswirkungen der aktuellen Klimakrise lassen sich u.a. durch die Nutzung von Holzbiomasse verringern (Kühmaier & Erber, 2018). Um Holz nutzen zu können, muss es zuerst gefällt, gerückt, aufgearbeitet und aus dem Wald abtransportiert werden. Mechanisierte Erntesysteme verbessern dabei die Bedingungen für Waldarbeiter, steigern die Produktivität und verringern den Bedarf an Arbeitskräften (Holtzschler & Lanford, 1997). Allerdings haben sie nicht nur positive Auswirkungen: Neben anderen (negativen) Aspekten – wie Bodenverdichtung und Schäden am verbleibenden Bestand – haben sie auch einen erhöhten Bedarf an fossilen Energieträgern, die wiederum für höhere Treibhausgasemissionen verantwortlich sind (Athanassiadis, 2000).

2.1. Grundlegendes zur Holzernte

Die Holzernte ist ein Teil der forstwirtschaftlichen Wertschöpfungskette, bei der Waldressourcen in Dienstleistungen und Produkte umgewandelt werden. Der Prozess der Holzernte ist das Basiselement dieser Kette: Das Holz wird vom Ort der Fällung zu einem anderen Ort gebracht und/oder verändert sein Aussehen (Päivinen et al., 2012). Allgemein fallen laut ÖNORM L 1020 von der Fällung des Baumes bis hin zu dessen Abtransport alle Tätigkeiten unter den Begriff Holzernte. Das umfasst die technischen Prozesse Fällung, Entastung, Ausformung, Sortierung, Entrindung sowie Rückung und Abtransport. Die Fällung dient dem kontrollierten Umstürzen des Baums. Dabei verbleiben Wurzeln und Wurzelstock im Boden. Beim Ausformungsprozess werden Bloche (Kurzholz), Langholz oder andere Sortimente erzeugt. Die Überführung der Holzernteprodukte vom Hiebsort zu Fein- oder Groberschließungsanlagen wird Rückung genannt, wobei – neben anderen Hilfsmitteln – der Forwarder zum Einsatz kommt (ÖNORM L 1020, 1997).

Da in dieser Studie Auswertungen auf der Basis von Durchforstungen und Endnutzungen durchgeführt werden, sollen diese kurz definiert und deren Unterschiede erläutert werden. *Durchforstungen* sind Eingriffe in Waldbestände, die primär der Pflege dienen. Anders als bei

einer Läuterung, die als Pflegeeingriff in einer Dichtung stattfindet und eine reine Negativauslese¹ darstellt, ist die Durchforstung eine Maßnahme, die ab dem Stangenholz stattfindet und auch eine positive Auslese² darstellen kann, bei der Derbholz anfällt. Durchforstungen fördern die Standfestigkeit der Bestände und den individuellen Baumzuwachs (Weinfurter, 2021), da die vorhandenen Ressourcen auf weniger Individuen verteilt werden (Pretzsch, 2010). *Endnutzungen* hingegen dienen der Einleitung oder Förderung der natürlichen Verjüngung. Sie können aber auch Verjüngungsmaßnahmen (Aufforstungen) nach sich ziehen und sind mit Abstand jene Form der Holzernte im Wirtschaftswald, mit der die höchste Wertschöpfung erzielt wird. Im Schutzwald dient die Endnutzung zudem der Sicherung der Schutzfunktion (Weinfurter, 2021). Die Durchmesser der Bäume sind demnach in einer Durchforstung geringer als im Falle einer Endnutzung, was einen wesentlichen Einfluss auf die Produktivität der Ernte- und Transportsysteme (Kapitel 3.2.1) und somit auf deren ökologische Belastung hat (Kapitel 4.1).

Bei der Durchführung von Holzernteverfahren werden je nach Grad der Mechanisierung der Teilarbeiten vier unterschiedliche Arbeitssysteme unterschieden (ÖNORM L 1020, 1997):

- Nichtmechanisierte Systeme
- Teilmechanisierte Systeme
- Hochmechanisierte Systeme
- Vollmechanisierte Systeme

Bei einem nichtmechanisierten System werden sowohl Fällung und Entastung als auch Ausformung motormanuell mit der Kettensäge durchgeführt. Die Rückung erfolgt auf nichtmaschinell Weg. Im Gegensatz dazu wird im teilmechanischen System die Rückung, bspw. mit einem Seilkrane oder Schlepper, maschinell durchgeführt, wobei hier noch manuelle Prozesse (z. B. Anhängen der Sortimente bei der Rückung) notwendig sind. Im hochmechanisierten System wird motormanuell gefällt. Rückung, Entastung und Ausformung erfolgen zur Gänze auf maschinell Weg. Die in dieser Arbeit untersuchte Maschine – der Forwarder – wird vorrangig im vollmechanisierten System in Kombination mit einem Harvester (Vollernter) eingesetzt.

¹ Negativauslese: Entnahme konkurrenzstarker, starkastiger Bäume sowie Bäume mit schlechter Schaftform und Baumarten, die nicht dem Bestandesziel entsprechen.

² Positivauslese: Begünstigung von qualitativ hochwertigen Stämmen durch die Entnahme von Bedrängerbäumen, die einem „Zukunftsbaum“ starke Konkurrenz bieten (Schattenwurf etc.) (www.waldverband.at).

Hierbei werden alle Teilarbeiten maschinell ausgeführt (ÖNORM L 1020, 1997). Dabei fährt zuerst der Harvester durch die für die Holzernte angelegten Rückegassen, fällt die Bäume, entastet und vermisst sie gleichzeitig und schneidet sie auf die entsprechende Länge zu (Ausformung). Die Stämme werden seitlich der Rückegasse abgelegt, sodass der Forwarder sie dort im Nachgang laden und rücken kann. Verladen werden die zugeschnittenen Bloche mittels des am hinteren Teil des Vorderwagens montierten Kranarms mit Greifer auf den Hinterwagen in den Rungenkorb (Abbildung 3) (LWF Bayern, 2022). Vorder- und Hinterwagen sind über ein Kniegelenk verbunden, was eine hohe Wendigkeit gewährleistet. Das Forwarder Modell, das in den nachfolgend analysierten Ökobilanzen am meisten verwendet wurde, ist der John Deere 1210E mit einem Maschinengewicht von 16.200 kg.



Abbildung 3: John Deere 1210E bei der Holzrückung
Quelle: <http://www.rauhof-forsttechnik.at>

Betrachtet man allgemein den Energieverbrauch der Holzernte, so liegt dieser nach Karjalainen et al. (2001) im Verhältnis zur Energie, die das Holz speichert, zwischen 0,25 % und 0,75 %. Das ist ein sehr geringer Wert, vergleicht man ihn mit anderen industriellen Prozessen. Die Treibhausgasemissionen der Holzernte liegen im Vergleich mit dem durch das Wachstum des Waldes gespeicherten Kohlenstoffs bei 0,3 – 0,5 % und verhältnismäßig niedrig (Karjalainen et al., 2001).

2.2. Nachhaltigkeit

Kaum ein Begriff hat in den letzten Jahrzehnten so an Bedeutung gewonnen wie der Begriff *Nachhaltigkeit*. Zur allgemeinen Definition finden in der Wissenschaft intensive Diskussionen statt – bislang ohne Einigung (Baldin, 2015). Die erste Nennung der Bezeichnung *nachhaltig* wird Johann „Hannß“ Carl von Carlowitz (1645-1714) zugesprochen und hat somit seinen Ursprung in der Forstwirtschaft (Schulze, 2006), wobei es nach dem heutigen Verständnis darum ging, dass dem Wald nicht mehr Holz entnommen werden solle als er Zuwächse verzeichnet. Das Werk „Silent Spring“ (1962 erschienen) von Rachel Carson gilt als Startpunkt für die moderne Umweltbewegung (Culver et al., 2012). Darin wurde das erste Mal ausgedrückt – und somit versucht der Gesellschaft näherzubringen –, dass der Planet durch ein anthropogenes Ausbeuten von natürlichen Ressourcen bald an seine Belastbarkeitsgrenzen geriete. Mitte der 1990er Jahre setzte sich die Unterscheidung von den drei Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie, Ökonomie, Soziales durch – das sogenannte *Drei-Säulen-Modell*. Spätestens mit dem Konzept der *Nachhaltigen Entwicklung*, das seit dem ‚Erdgipfel‘ von Rio de Janeiro im Jahre 1992 das Leitbild der internationalen Umwelt- und Entwicklungspolitik darstellt, wurde das Drei-Säulen-Modell weltweit bekannt (Kleine, 2009). Neben der „Rio Deklaration über Umwelt und Entwicklung“ ist die „Agenda 21“ das zentrale internationale Dokument, das dem Erdgipfel in Rio entsprang. Darin verpflichteten sich die Regierungen der Welt auf allgemeinverbindliche Prinzipien der Nachhaltigen Entwicklung, die konkrete Maßnahmen darlegt. Im Unterschied zur „Rio Deklaration über Umwelt und Entwicklung“ beinhaltet die „Agenda 21“ detaillierte Handlungsweisen, die umzusetzen sind (Bauer, 2008).

Bei der Verfolgung des Politikziels zur Nachhaltigen Entwicklung gilt es die drei unterschiedlichen Problemdimensionen des Drei-Säulen-Modells zu berücksichtigen. Wissenschaftliche und politische Diskussionen rund um die inhaltliche Ausgestaltung und praktische Umsetzung befassen sich im Wesentlichen mit der Gewichtung eben jener drei Dimensionen (Abbildung 4).

Die *ökonomische* Nachhaltigkeitsdimension konzentriert sich auf die langfristige Kapitalerhaltung auf Basis vorhandener Ressourcen. Sie grenzt sich damit klar von einem stetigen Wirtschaftswachstum auf der Grundlage kurzfristiger Gewinne ab. Indes bleibt die Notwendigkeit eines quantitativen Wachstums, die der chronischen Unterversorgung ärmerer Länder im Sinne einer aufholenden Entwicklung entgegenwirkt (Bauer, 2008).

Mit materiellen Maßstäben schwer zu bemessen ist demgegenüber der Wert der Natur, wohl aber die nachweisliche Endlichkeit natürlicher Ressourcen, was durch die *ökologische* Dimension betont wird. Dabei geht es nicht allein um die wirtschaftliche Notwendigkeit existierendes Naturkapital zu schützen, sondern auch darum die ökologischen Bedingungen des menschlichen Überdauerns zu sichern (Bauer, 2008).

Die Frage nach einer Verteilungsgerechtigkeit innerhalb einzelner Länder, aber auch im globalen Verteilungskonflikt zwischen den armen, hochverschuldeten Entwicklung- und Schwellenländern im Süden und den reichen Industrieländern im Norden, stellt die *soziale* Dimension in den Mittelpunkt. Auch die Schaffung gerechter Lebenswelten für Frauen und Männer sowie das Ziel der Grundbedürfnisbefriedigung heutiger, aber vor allem zukünftiger Generationen, berühren die soziale Dimension. Ein Zusammenhang der drei Dimensionen und ein wechselseitiges Verstärken ist weltweit zu beobachten (Bauer, 2008).



Abbildung 4: Die drei Dimensionen und Strategien der Nachhaltigkeit
Quelle: Bernd Siebenhüner, Homo sustinens, Marburg (2001)

Diese Arbeit beschäftigt sich ausschließlich mit der Dimension der ökologischen Nachhaltigkeit anhand einer bewährten Methode zur Bemessung von potenziellen Umweltwirkungen durch ein Produkt oder eine Dienstleistung – der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment).

2.3. Die Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 und 14044

Die Ökobilanzierung kann als die präziseste und dadurch auch als die aufwändigste Möglichkeit betrachtet werden (Ökopol, 2015), um die mit einem Material oder einem Produkt verbundenen potenziellen Umweltwirkungen³ im Verlauf ihres Lebensweges („von der Wiege bis zur Bahre“ oder auch: cradle-to-grave) – von der Rohstoffförderung, der Produktion hin zur Anwendung, Recycling und Beseitigung – abzuschätzen (DIN EN ISO 14044, 2006). Etwas treffender bezeichnet wird die Methode der Lebenszyklusanalyse im Englischen mit Life Cycle Assessment (LCA). Umweltwirkungen ergeben sich aus relevanten Stoffentnahmen aus der Umwelt (bspw. Rohöl) und den Emissionen an die Umgebung. Die Methode ist über die DIN EN ISO 14040 und 14044 definiert. Die Rahmennorm ist in der ISO 14040, verbindliche Handlungsweisen in der ISO 14044 statuiert (Klöpffer & Grahl, 2007). Eine Ökobilanz bildet allerdings nicht unbedingt die „ökologische Wahrheit“ ab (Eberle et al., 2015). Eine große Stärke der cradle-to-grave Betrachtung liegt jedoch in der Identifikation besonders kritischer Bereiche (Hot-Spots) auf dem gesamten Produktlebensweg. So kann einer Verlagerung von Umweltschäden von einem Land in ein anderes oder von einem Lebenswegabschnitt in einen anderen vorgebeugt werden (Schebek & Bräutigam, 2007). Weitere Abgrenzungen des untersuchten Produktlebensweges können „von der Wiege bis zum Werkstor“ (cradle-to-gate) oder „von der Wiege bis zur Wiege“ (cradle-to-cradle) sein, wenn Sekundärstoffe, die bei der Produktion anfallen, wiederverwendet werden (Klöpffer & Grahl, 2007).

³ Da sich die „potenzielle Umweltwirkung“ auf eine – in weiten Grenzen – frei wählbare funktionelle Einheit eines Produktsystems bezieht, handelt es sich hierbei um einen relativen Begriff (DIN EN ISO 14044, 2006) und ist nicht mit dem tatsächlichen Effekt einer Umweltwirkung zu verwechseln (Klöpffer & Grahl, 2007).

Die Struktur eines LCA ist in ISO 14040 genormt (Abbildung 5) und beginnt mit der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens (Kapitel 2.3.1). Darauf folgen die Sachbilanz (Kapitel 2.3.2) und die Wirkungsabschätzung (Kapitel 2.3.3). Abschließend erfolgt die Auswertung (Kapitel 2.3.4). Ein iteratives Vorgehen ist dabei ausdrücklich vorgesehen.

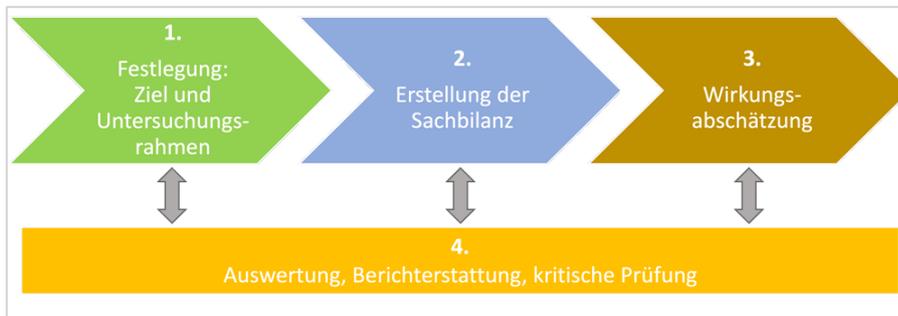


Abbildung 5: Aspekte der Ökobilanzstruktur abgeändert nach DIN EN ISO 14040

2.3.1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

In der Ziel- und Untersuchungsrahmenfestlegung wird die Gestaltung einer Studie festgelegt. Es wird festgehalten, was untersucht werden soll (Anwendungsbereich), wofür und für wen die Ökobilanz erstellt wird (Erkenntnisinteresse und Zielgruppe) und wer Zugang zu den Ergebnissen haben soll (Publikation). Dabei wird das zu untersuchende Produktsystem eindeutig beschrieben (Klöpffer & Grahl, 2007). In Abbildung 6 ist eine Systemabgrenzung schematisch dargestellt. Die Wahl der Systemgrenze entscheidet darüber, welche Prozessmodule⁴ in der Ökobilanz betrachtet werden sollen (Andes et al., 2019). Es erhält Inputs aus der Systemumgebung und gibt wiederum Outputs an seine Umgebung ab.

⁴ Ein Prozessmodul dient der Quantifizierung von Input- und Outputdaten eines Systems und ist dessen kleinster zu berücksichtigender Bestandteil (Andes et al., 2019).

Auch in Hinblick auf die Systemgrenzen und den Detaillierungsgrad hängt der Untersuchungsrahmen von der vorgesehenen Fragestellung und dem Untersuchungsgegenstand der Studie ab (Kühmaier et al., 2019). „Sonstige“ Inputs beinhalten Hilfsstoffe oder Vorprodukte, die auch mitberücksichtigt werden müssen. „Nutzbare Produkte“ stellen Sekundärrohstoffe oder Koppelprodukte dar (Klöpffer & Grahl, 2007).

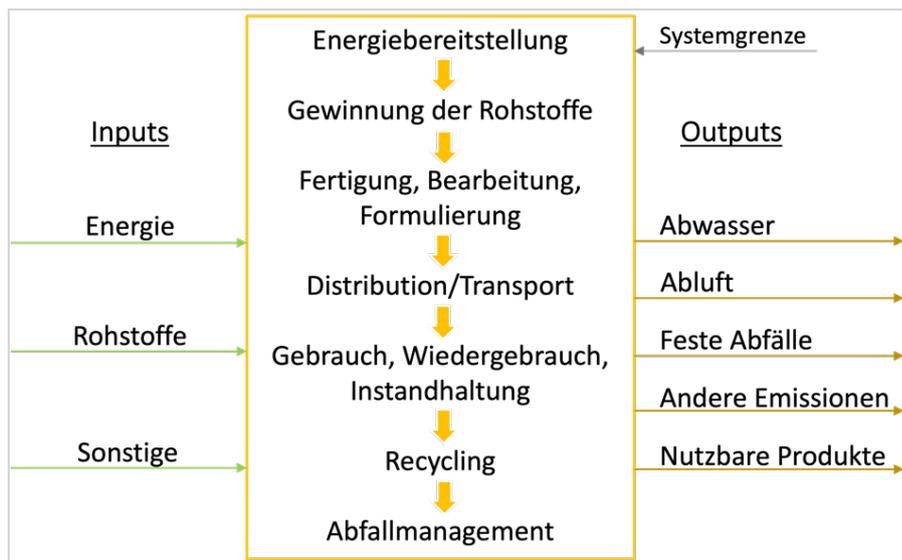


Abbildung 6: Schematische Systemgrenzen modifiziert nach (Klöpffer & Grahl, 2007)

Für die Systemabgrenzung gibt es unterschiedliche Möglichkeiten. Erstens kann man technische Systemgrenzen ziehen. Dabei helfen Abschneideregeln geringfügige Inputs zu identifizieren und aus dem Untersuchungsrahmen zu eliminieren, um sich aus hochvernetzten Systemen einer eindimensionalen Ebene zu nähern. Solche Kriterien werden in der Norm ISO 14044 mit Masse, Energie und Umweltrelevanz benannt. Ein gängiges Abschneidekriterium ist ein Anteil von $\leq 1\%$ (Energie, Masse etc.). Auch darf der Anteil nicht höher als 5 % pro Prozessmodul betragen. Zweitens kann ein System durch die geografische Systemgrenze abgegrenzt werden. Hier kann das untersuchte System z. B. nur auf ein Land oder auf die europäische Ebene bezogen werden. Jedenfalls hat eine geografische Grenze immer Seitenarme, die die Grenzen überschreiten, da z. B. gewisse Produkte nur in gewissen Ländern produziert werden können. Drittens kann die Abgrenzung über einen Zeithorizont erfolgen (zeitliche Systemgrenze). Die zeitliche Abgrenzung wird durch den Bezugszeitraum der Datenerhebung definiert (Klöpffer & Grahl, 2007).

Bevor man mit einer Ökobilanz starten kann wird eine funktionelle Einheit gewählt, die für das gewünschte System praktikabel ist (Klöpper & Grahl, 2007). Die funktionelle Einheit ist in einer Lebenszyklusanalyse die wichtigste Bezugsgröße, auf die sich alle späteren Quantifizierungen beziehen. Die auf Basis der funktionellen Einheit berechneten Ergebnisse können allerdings keine absoluten Werte darstellen und somit können keine realen Wirkungen abgeleitet werden, da die funktionelle Einheit frei wählbar ist (Feifel, 2010). Sie dient einem System eher als Vergleichsmaßstab für Produktvergleiche (Fleischer & Schmidt, 1996). Als Beispiel zur Veranschaulichung wird nachfolgend die Ökobilanzierung der Umweltwirkungen eines Personentransports von Wien nach London betrachtet. Die funktionelle Einheit für eine Ökobilanz soll dabei die Anzahl der zu befördernden Personen über eine bestimmte Distanz darstellen, bspw. 300 Personen von Wien nach London. Das Ziel kann nun mit dem Zug, dem Flugzeug, dem Reisebus oder dem PKW erreicht werden. Es muss also der Lebensweg diverser Beförderungsarten bezogen auf den Transport von 300 Personen analysiert und verglichen werden: im hiesigen Beispiel von zwei Flugzeugen, einem Zug, sechs Reisebussen und 200 PKW (bei im Mittel 1,5 Personen pro PKW). Dabei wird der vergleichbare Nutzen eines Systems untersucht, nicht die Produkte bzw. Dienstleistungen selbst. Das ermöglicht auch den Vergleich von Dienstleistungen mit materiellen Produkten, vorausgesetzt der Nutzen ist der Gleiche.

Ein weiterer wichtiger Schritt bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens ist die Identifikation von geeigneten Wirkungskategorien⁵, Indikatoren⁶ und Charakterisierungsfaktoren⁷, die in einer Studie angewendet werden sollen. Da diese Einfluss auf die Ergebnisse haben können, sollte die Auswahl begründet werden (Klöpper & Grahl, 2007). Die Auswahl der Wirkungskategorien spiegelt subjektive Präferenzen und Einschätzungen des Bearbeiters wider und hat einen bedeutenden Einfluss auf die Ergebnisse der Untersuchung. Für die jeweilige Wirkungskategorie muss in Folge das Charakterisierungsmodell und der Wirkungsindikator

⁵ Wirkungskategorie: „Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können“ (DIN EN ISO 14044, 2006). Z. B. Klimaänderung.

⁶ Indikatoren: „Quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie“ (DIN EN ISO 14044, 2006). Z. B. Verstärkung der Infrarotstrahlung [W/m^2].

⁷ Charakterisierungsfaktor: Aus einem Charakterisierungsmodell abgeleiteter Faktor, der unterschiedliche Emissionen in Bezug auf eine Referenzsubstanz in die jeweiligen Äquivalente umrechnet (Eberle et al., 2015). Z. B. Treibhauspotenzial GWP₁₀₀ [$kg CO_2\text{-eq}$].

bestimmt werden. Die vollständige Ursache-Wirkungs-Kette wird durch das Charakterisierungsmodell beschrieben und reicht von den in der Sachbilanz ermittelten Elementarflüssen bis hin zu den Wirkungsendpunkten⁸ (Ausberg et al., 2015). In Bezug auf die gewählten Charakterisierungsmodelle wird der Wirkungsindikator gewählt, der „umweltrelevant“ ist und möglichst „die aggregierten Wirkungen von Inputs und Outputs des Produktsystems auf den oder die Wirkungsendpunkt(e) darstellt“ (DIN EN ISO 14044, 2006). Sowohl bei der Wahl des Charakterisierungsmodells, als auch bei der Wahl der Wirkungsindikatoren hat der Bearbeiter der Ökobilanz einen gewissen Ermessensspielraum. Für die Wirkungsabschätzungen können entweder Modelle mit Mid-Point- oder End-Point-Indikatoren verwendet werden. Mid-Point-Indikatoren haben einen Bezug zum Wirkungsendpunkt, beschreiben diesen aber nicht selbst. Dieser Ansatz untersucht die Umweltwirkungen zu einem früheren Zeitpunkt in der Ursache-Wirkungs-Kette. Der Endpointansatz ist ein direktes Maß für den Wirkungsendpunkt und untersucht somit die Umweltauswirkungen am Ende der Ursache-Wirkungs-Kette (z. B. menschliche Gesundheit, die Qualität eines Ökosystems oder eine Ressourcenerschöpfung) (Ausberg et al., 2015).

2.3.2. Die Sachbilanz

Die Sachbilanzerstellung (Life Cycle Inventory – LCI) dient dem Sammeln von Input- und Output-Daten, die mit dem zu untersuchenden System in Verbindung stehen. Für jedes Prozessmodul innerhalb der Systemgrenzen müssen mittels Berechnung, Messung, aber auch Schätzung qualitative und quantitative Daten gesammelt werden (DIN EN ISO 14044, 2006). Das Erstellen der Sachbilanz ist ein wichtiger und aufwändiger Schritt der Ökobilanzierung (Kühmaier et al., 2019). Dabei werden umfassende Energie- und Massebilanzen für Rohstoffgewinnung und Herstellungs-, Transport- und Verarbeitungsprozesse sowie für verwendete Hilfs-, Betriebs-, und Rohstoffe erstellt. In der Realität wird eine größtmögliche Annäherung angestrebt, da einige dieser Daten nicht bekannt sind (Eberle et al., 2015). Die Sachbilanz beruht weitgehend auf Grundgesetzen, die den analysierten Prozessen einen festen Rahmen geben (Hau et al., 2007). Dazu gehören das Gesetz der Massen- und Energieerhaltung, das Prinzip der Vermehrung der Entropie (2. Hauptsatz der Thermodynamik), das Masse/Energie-

⁸ Wirkungsendpunkt: Aspekt oder Eigenschaft der natürlichen Umwelt, der Ressourcen oder der menschlichen Gesundheit, der oder die ein Umweltthema identifiziert, das Grund zur Besorgnis gibt (Ausberg et al., 2015). Z. B. Wald, Korallenriff.

Äquivalenz nach Einstein ($E = mc^2$) sowie das Gesetz der Stöchiometrie, das allen chemischen Reaktionsgleichungen als Grundlage dient (Klöpffer & Grahl, 2007).

Bei der Datenerhebung sollten bestimmte Maßnahmen getroffen werden, um ein schlüssiges und einheitliches Verständnis des zu modellierenden Produktsystems zu erzielen. Dazu gehören laut EN ISO 14044 u. a. eine genaue Prozessbeschreibung, die hinsichtlich der Faktoren alle Inputs und Outputs beeinflussen, sowie die verwendeten Einheiten in einer Liste festzulegen. Die gesammelten Daten werden wie folgt in Hauptgruppen eingeteilt (DIN EN ISO 14044, 2006):

- Emissionen in Boden, Wasser und Luft
- Energieinputs, Betriebsstoffinputs, Rohstoffinputs und andere physikalische Inputs
- Abfall, Produkte und Koppelprodukte
- Weitere Umweltaspekte

2.3.3. Die Wirkungsabschätzung

Die Sachbilanzergebnisse dienen in weiterer Folge der Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment – LCIA) als Grundlage zur Ermittlung der durch ein Produktsystem verursachten potenziellen Umweltwirkungen. Sie werden im Zuge des LCIA auf wissenschaftlichen, qualitativen Kriterien basierend in unterschiedliche Wirkungskategorien zusammengefasst (z. B. Versauerung, Klimaänderung) (Eberle et al., 2015). Das dient auch dem Zweck zahlreiche und unübersichtlich erscheinende Daten einer Sachbilanz über Ressourcenverbrauch, Emissionen, Energieaufwand und Massenflüsse zu aggregieren. Auch wird bei einem LCIA angestrebt, dass bspw. ein Produktsystem, das in einem Kriterium (z. B. weniger Energieverbrauch) besser ist als ein anderes, dafür aber in einem anderen Kriterium (z. B. umwelttoxische Stoffe mit erheblicher emittierender Wirkung) schlechter ist, im Ergebnis nicht automatisch besser abschneidet (Klöpffer & Grahl, 2007). Die Wirkungsabschätzung hilft also die Informationen der Sachbilanz auf wenige Parameter zu konzentrieren, unterschiedliche Umweltwirkungen vergleichbar zu machen und somit die Kommunikation und Entscheidungsfindung zu erleichtern. Aus diesem Grund sind die Phasen der Wirkungsabschätzung verbindlich und gliedern sich in die Bestandteile: 1. Auswahl von Wirkungskategorien, 2. Klassifizierung und 3. Charakterisierung (Abbildung 7). Wie in Kapitel 2.3.1 geschildert, ist die *Auswahl der Wirkungskategorien*,

Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsfaktoren bereits Bestandteil der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens. Aus den Erkenntnissen der Sachbilanz ableitend, müssen diese hier jedoch überprüft und gegebenenfalls angepasst werden. Der zweite Schritt der Wirkungsabschätzung dient der *Klassifizierung*. Es werden die in der Sachbilanz ermittelten Elementarflüsse einer Wirkungskategorie zugeordnet. In der Regel werden somit viele Flüsse in einer Wirkungskategorie zusammengetragen. Jedoch ist es möglich, dass ein Elementarfluss zu mehreren Wirkungskategorien beiträgt. Die *Charakterisierung* bildet den dritten Schritt der Wirkungsabschätzung und dient der Berechnung der Wirkungsindikatorwerte. Dies geschieht für die einer Kategorie zugeordneten Elementarflüsse. Für jeden Fluss wird dabei das Ergebnis der Sachbilanz mit dem jeweiligen Charakterisierungsfaktor der Wirkungskategorie multipliziert. Alle einer Wirkungskategorie zugeordneten Elementarflüsse werden im Ergebnis in eine gemeinsame Einheit umgewandelt. Das Ergebnis für die Wirkungskategorie ergibt sich so aus der Summe aller Teilbeiträge der einzelnen Elementarflüsse (Ausberg et al., 2015).

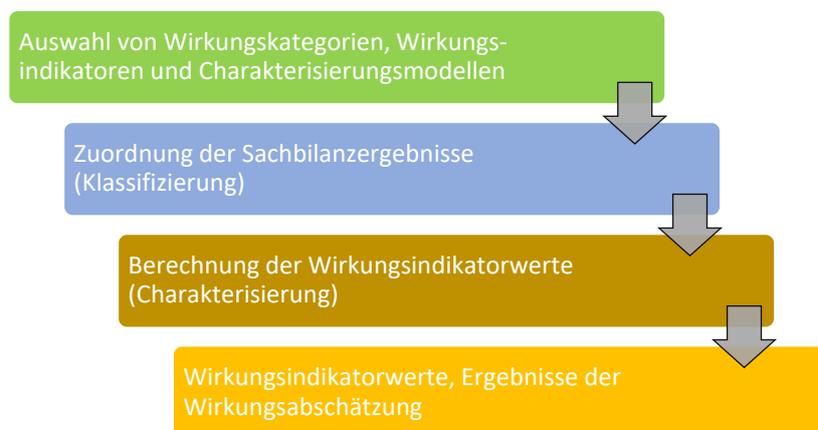


Abbildung 7: Bestandteile der Wirkungsabschätzung nach ISO 14040
Abgeändert nach Ausberg et al. (2015)

Bei der Wirkungsabschätzung werden zwei Sichtweisen bzw. Methoden unterschieden: schadensorientiert (z. B. ReCiPe 2016) oder wirkungsorientiert (z.B. CML 2001). Der schadensorientierte Ansatz nimmt Bezug darauf, wie schwerwiegend der aus einer LCI resultierende potenzielle Schaden auf die Umwelt ist. Der wirkungsorientierte Ansatz befasst sich hingegen mit dem Wirkungsbeitrag der Ergebnisse auf die Gesamtsituation (z.B. ökologische Knapp-

heit). Die Einteilung der Wirkungskategorien erfolgt in inputbezogene Kategorien (z. B. Ressourcenverbrauch), outputbezogene Kategorien (z. B. Treibhauspotenzial) und toxizitätsbezogene Wirkungskategorien (z. B. Humantoxizität) (Eberle et al., 2015).

2.3.4. Auswertung, Berichterstattung, kritische Prüfung

Als letzte Komponente der Ökobilanzierung erfolgt die Auswertung. Hier werden zum einen anhand der aus der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung erlangten Ergebnisse signifikante Parameter identifiziert und Beurteilungen durchgeführt (Vollständigkeits-, Sensitivitäts-, Konsistenzprüfung etc.). Zum anderen werden Schlussfolgerungen abgeleitet und Empfehlungen auf Basis der Studienzielsetzung ausgesprochen. Streng betrachtet gehören die Bereiche der kritischen Prüfung und Berichterstattung nicht in die Auswertungsphase, da in allen vier Phasen beurteilt und berichtet wird. Die gemeinsame Besprechung erscheint jedoch gerechtfertigt, da beide unmittelbar an die Auswertungsphase anschließen (Klöpffer & Grahl, 2007).

3. Material und Methoden

Aufbauend auf die Festlegung der Zielsetzung (Kapitel 1.2), der Abgrenzung des Untersuchungsrahmens und der Definition der funktionellen Einheit (Kapitel 3.1), erfolgte die Auseinandersetzung mit der Suche nach geeigneter Literatur für das Aufstellen einer geeigneten Sachbilanz (Kapitel 3.2). Dafür wurden Literaturrecherchen in den Datenbanken *scopus* (www.scopus.com) und *Google Scholar* durchgeführt. Die Strategie bestand darin mit Schlüsselwörtern, die mit den Forschungsfragen zusammenhängen, nach nützlichen Studien zu recherchieren. Hilfreich waren boolesche Operatoren wie AND und OR, die geeignete Suchwörter wie timber harvesting, productivity, fuel consumption und LCA kombinieren können. Ergänzend dazu war die Microsoft Access CO2FORMEC-Datenbank von Cavalli et al. (2014) hilfreich – ein Tool, mit dem nach wissenschaftlichen Veröffentlichungen gesucht wurde, die zwischen 1994 und 2014 publiziert worden und dort verzeichnet sind. Die Datenbank enthält die Maschinenkategorien Motorsägen, Harvester, Harwarder, Forwarder, Bagger, Seilgerät, Hacker, Lader, Schlepper, Energieholzbündler, Traktor und LKW. In Ergänzung zur Arbeit von Cavalli et al. (2014) wurden Publikationen, die nach 2014 erschienen, der Masterarbeit von Argnani (2019) entnommen. Viele Studien enthielten nur den Treibstoffverbrauch und/oder die Produktivität. Einige wenige Studien konzentrierten sich ausschließlich auf Emissionen (Kühmaier et al., 2019). Diese konnten – wie in Kapitel 3.2.1 erläutert – nicht in die Sachbilanz mit einfließen. Alle weiteren Einflüsse auf und von dem definierten System wurden der internationalen Datenbank *ecoinvent* entnommen (Kapitel 3.2.4). Die Wirkungsabschätzung wurde mit der Open Source Software *openLCA* durchgeführt (Kapitel 3.3), die statistischen Auswertungen erfolgten in der Open Source Software *RStudio* mit der Programmiersprache „R“ und teilweise mit Hilfe von *MS Excel* (Kapitel 3.4).

Die in dieser Arbeit untersuchten Wirkungskategorien waren die Klimaänderung, der fossile Abbau und die Humantoxizität. Die Klimaänderung ist die gängigste Wirkungskategorie bei forstlichen LCAs (Klein et al., 2016) und wurde in Kapitel 4 etwas umfangreicher analysiert als die anderen beiden Kategorien. Der fossile Abbau wurde untersucht, da die derzeitigen Forstmaschinen durch ihren Betrieb einen relevanten Verbrauch an fossilen Energieträgern haben. Die Untersuchung der Humantoxizität unterlag der Prüfung, welchen potenziellen Einfluss die Forwarderrückung auf die menschliche Gesundheit hat.

3.2. Erstellung der Sachbilanz

Wie in Kapitel 2.3.2 erläutert dient die Sachbilanzerstellung dem Sammeln von Input- und Output-Daten, die mit dem zu untersuchenden System in Verbindung stehen. Dafür wurden zum einen Primär-⁹ und Sekundärdaten¹⁰ aus wissenschaftlichen Artikeln gesammelt (Kapitel 3.2.1-3.2.3), zum anderen Sekundärdaten aus der internationalen LCA Datenbank *ecoinvent* verwendet (Kapitel 3.2.4).

3.2.1. Benötigte Einflussgrößen für die Ökobilanzierung

Für diese Arbeit wurde jene Literatur ausgewählt, die folgende – für die Berechnung der Ökobilanz obligatorische – Parameter enthielt:

- Produktivität
- Gewicht oder Name des verwendeten Forwardermodells
- Treibstoffverbrauch

War der Schmiermittelverbrauch in einer Studie angegeben, wurde er in der Bilanzierung verwendet. Der Modellname war wichtig, um das Gewicht der Maschine ermitteln zu können, falls dieses nicht angegeben war. Die Masse einer Maschine zeigte an, ob bei der Herstellung ein hoher oder niedriger Input an Energie und Ressourcen vorlag (Produktionsphase). Die Produktivität beim Rückeprozess war ausschlaggebend, da eine Maschine bei einer hohen Pro-

⁹ Primärdaten (z.B. Maschinenproduktivität, Treibstoffverbrauch) werden im direkten Bezug auf einen Untersuchungsgegenstand erhoben (www.statista.com).

¹⁰ Bei Sekundärdaten handelt es sich um bereits aggregiert Untersuchungsdaten (www.statista.com), wenn z.B. eine Studie Primärdaten aus einer anderen Forschung einfließen lässt.

duktivität weniger Zeiteinheiten (z. B. Stunden) pro Output Größe (z. B. Erntefestmeter) benötigt und somit weniger Emissionen und Verschleiß verzeichnet. Ein hoher Treibstoffverbrauch würde einen hohen Input an fossilen Substanzen und Energie pro Einsatzstunde bedeuten und somit entsprechend hohe Emissionen an die Umwelt erzeugen (Nutzungsphase).

Die Produktivität

Die Produktivität ist im Allgemeinen als der Quotient von Output-Menge (Ertrag oder Leistung) und Input-Menge (Faktoreinsatz) angegeben (Frhr. von Weizsäcker, 2022). Neben der Effizienz drückt sie die Arbeitsleistung aus (Formel 1).

Formel 1: Arbeitsproduktivität

$$\text{Produktivität} = \frac{\text{Output}}{\text{Input}} = \frac{1}{\text{Effizienz}}$$

In Bezug auf die Holzernte wird der aufgewendeten Zeit (Input) das manipulierte Volumen (Output) gegenübergestellt (Erni et al., 2000). Wie zahlreiche Studien berichten, wird die Produktivität des Forwarders von mehreren Faktoren beeinflusst. Darunter zählen das Ladevolumen, die Rücke- bzw. Ladedistanz, die Geländebeschaffenheit, der Bestandestyp, die Bestandesdichte am Rand der Rückegasse (Sirén & Aaltio, 2003; Väätäinen et al., 2006; Nurminen et al., 2006; Sakai et al., 2008; Apăfăian et al., 2017; Strandgard et al., 2017), sowie Neigung und Tragfähigkeit des Bodens, die die Fortbewegungsfähigkeit und somit die Produktivität des Forwarders beeinflussen (Stampfer & Steinmüller, 2001). Ein weiterer Faktor ist die Vorkonzentration der Sortimente an der Rückegasse, die bspw. bei der Ernte durch einen Harvester sehr gut ist, bei einer eventuellen motormanuellen Fällung nicht vorkonzentriert ist. Nach Karjalainen et al. (2001) ist das Stückvolumen der Haupteinflussfaktor auf die Produktivität der Ernte- und Transportsysteme bei Endnutzung und Durchforstung.

Berechnet werden kann die Produktivität des Forwarders am Beispiel der Formel von Holzfeind (2017) – Formel 2. Die Einflussgrößen auf die Ladeeffizienz sind das Stückvolumen (StV) und die Ladedistanz (LD). Die Fahreffizienz wird durch die Rückedistanz (RD), die Hangneigung (NRD) und das Fuhrvolumen (FV) bestimmt. Einfluss auf die Effizienz des Entladens hat allein das Stückvolumen (StV).

Formel 2: Produktivitätsmodell Forwarder

$$\text{Prod}_{\text{Forwarder}} [\text{m}^3/\text{h}] = \frac{60}{k * (\text{effiz}_{\text{laden}} + \text{effiz}_{\text{fahren}} + \text{effiz}_{\text{entladen}})}$$

$$\text{effiz}_{\text{Laden}} [\text{min}/\text{m}] = 0,706 * \text{StV}^{0,3} [\text{m}^3] + 0,012 * \text{LD} [\text{m}]$$

$$\text{effiz}_{\text{Fahren}} [\text{min}/\text{m}^3] = \frac{0,050 * \text{RD} [\text{m}] + 0,037 * \text{NRD} [\%]}{\text{FV} [\text{m}^3]}$$

$$\text{effiz}_{\text{Entladen}} [\text{min}/\text{m}] = 0,411 * \text{StV}^{0,3} [\text{m}^3]$$

Die Rückedistanz, als wichtige Einflussgröße auf die Fahreffizienz und somit auf die Maschinenproduktivität, war in einigen Studien angegeben und wurde bei den Ergebnissen in Kapitel 4 mit untersucht.

Einflussfaktoren auf den Treibstoffverbrauch

Aus wirtschaftlicher und ökologischer Sicht sollte der Kraftstoffverbrauch von Erntemaschinen möglichst geringgehalten werden. Trotz steigender Treibstoffkosten und Emissionen, gibt es zu diesem Thema nur wenig Literatur. Immer noch unzulänglich bekannt ist der Treibstoffverbrauch von Holzerntemaschinen. Zudem ist die bestehende Messtechnik unerprobt (M. Ghaffariyan et al., 2018). Holzleitner et al. (2011) fanden heraus, dass der Treibstoffverbrauch stark abhängig von Größe und Kraft der Maschine ist. Ghaffariyan et al. (2018) berichten, dass der Treibstoffverbrauch überwiegend (60 %) vom Maschinendesign abhängt. 20 % beeinflussen jeweils Motortechnologie und die Arbeitsmethodik des Arbeiters den Verbrauch.

3.2.2. Verwendete Literatur

Für diese Arbeit wurden wissenschaftliche, in internationalen Journals erschienene Publikationen herangezogen, die zumindest die unter Kapitel 3.2.1 erwähnten und erläuterten Größen Maschinengewicht, Produktivität und Treibstoffverbrauch enthalten und somit in die für die Ökobilanzierung benötigte Sachbilanz (siehe Kapitel 2.3.2) einfließen. Eine Übersicht der verwendeten Studien und den dazugehörigen Titeln soll einen kurzen ersten Überblick geben (Tabelle 1).

Der Großteil der Studien – 19 von 26 – stammen aus Europa (Tabelle 2). Sechs Studien sind außerhalb Europas (RoW) entstanden. Die Unterteilung in EU und RoW entstammt der durch *ecoinvent* hinterlegten Forwarder Datensätze (Kapitel 3.2.4). Eine Studie kann mehrere Ernteinsätze analysiert haben, die im Folgenden als Case Studies bezeichnet werden. Die meisten untersuchten Studien fanden in Österreich statt, wohingegen die meisten Case Studies pro Studie aus einer französischen Studie stammen. In Bezug auf die Holznutzung fanden die meisten Studien in einer Endnutzung, jedoch die meisten Case Studies in Durchforstungen statt. Nicht alle Studien enthielten eine Forwarder Modellbezeichnung, da einige das Maschinengewicht stattdessen angegeben hatten. Da die Parameter Produktivität, Gewicht der Maschine und Treibstoffverbrauch für die Berechnung der Ökobilanzen erforderlich sind und somit Auswahlkriterien der einbezogenen Studien waren, sind diese folglich in allen 26 Studien gegeben bzw. konnten diese aus den dort bereitgestellten Informationen errechnet werden (vergleiche Studie 9). Fünf Forwardertypen wurden in den Studien mit je unterschiedlichem Zweck eingesetzt: für die Holzurückung in steileren Lagen wurde in Studie 7 und 26 ein Seilforwarder eingesetzt. In den Studien 10 und 21 kam aufgrund einer geringen Bodentragfähigkeit in den untersuchten Beständen ein Raupenforwarder zum Einsatz. Ein speziell für Durchforstungen konzipierter Mini-Forwarder kam in Studie 23 zum Einsatz. In Studie 24 wurde mit High-speed-Forwardern zusätzlich zur Holzurückung die Tauglichkeit für den Zwischentransports auf Bergpfaden untersucht, den dort normalerweise ein Traktor mit Anhänger übernimmt. In allen weiteren 20 der insgesamt 26 Studien wurde ein herkömmlicher Forwarder eingesetzt (Tabelle 2).

Tabelle 1: Übersicht der verwendeten Studien

Studie Nr.	Autoren	Titel
1	S. A. Ackerman et al., 2016	Mechanized pine thinning harvesting simulation: productivity and cost improvements as a result of changes in planting geometry
2	P. Ackerman et al., 2017	Diesel consumption and carbon balance in South African pine clear-felling CTL operations: A preliminary case study
3	Apăfăian et al., 2017	Performance of a mid-sized harvester-forwarder system in integrated harvesting of sawmill, pulpwood and firewood
4	Cremer & Velazquez-Marti, 2007	Evaluation of two harvesting systems for the supply of woodchips in Norway spruce forests affected by bark beetles
5	M. R. Ghaffariyan et al., 2015	Integrated harvesting for conventional log and energy wood assortments: a case study in a pine plantation in Western Australia
6	González-García et al., 2013	The influence of forest management systems on the environmental impacts for Douglas-fir production in France
7	Gruber, 2018	Produktivität und Treibstoffverbrauch des Seilforwarders John Deere 1210E
8	Haavikko et al., 2022	Fuel Consumption, Greenhouse Gas Emissions, and Energy Efficiency of Wood-Harvesting Operations: A Case Study of Stora Enso in Finland
9	Holzleitner et al., 2010	Economic benefits of long-term forestry machine data capture: Austrian Federal Forest case study
10	Kalēja et al., 2018	Productivity and cost of Logbear F4000 forwarder in thinning depending on driving conditions
11	Kalēja et al., 2017	Comparison of productivity of Kranman Bison 10000 forwarder in stands
12	Kalēja et al., 2018	Model for cost calculation and sensitivity analysis of forest operations
13	Kärhä et al., 2018	Evaluation of salvage logging productivity and costs in windthrown Norway spruce-dominated forests
14	Klvac & Skoupy, 2009	Characteristic fuel consumption and exhaust emissions in fully mechanized logging operations
15	Klvac et al., 2003	Energy audit of wood harvesting systems
16	Mederski, 2006	A comparison of harvesting productivity and costs in thinning operations with and without midfield
17	Meißl, 2019	Treibstoffverbrauch und Produktivität bei der Rückung von Laubholz mittels Forwarder
18	Messner, 2019	Entrindung mit dem Harvesteraggregat in Fichten Durchforstungsbeständen
19	Nordfjell et al., 2003	Fuel consumption in forwarders
20	Puttock et al., 2005	Operational trials of cut-to-length harvesting of poplar in a mixed wood stand
21	Rozītis et al., 2017	Evaluation of productivity and impact on soil of tracked ProSilva F2/2 forwarder in forest thinning
22	Spinelli & Hartsough, 2006	Harvesting SRF poplar for pulpwood: Experience in the Pacific Northwest
23	Spinelli & Magagnotti, 2010	Performance and cost of a new mini forwarder for use in thinning operations
24	Spinelli et al., 2015	A comparison of tractor-trailer units and high-speed forwarders used in Alpine forestry
25	Walsh & Strandgard, 2014	Productivity and cost of harvesting a stemwood biomass product from integrated cut-to-length harvest operations in Australian Pinus radiata plantations
26	Wanzenböck, 2019	Vergleichende Ökobilanz (LCA) von Holzerntesystemen in Steillagen

Tabelle 2: Deskriptive Übersichtstabelle der untersuchten Studien

Deskriptives Attribut	Anzahl Studien	Anzahl Case Studies		
Land der Studie				
Europäische Union	Finnland	3	5	
	Frankreich	1	14	
	Italien	2	4	
	Irland	2	4	
	Lettland	3	5	
	Österreich	5	5	
	Polen	1	4	
	Rumänien	1	1	
	Schweden	2	13	
	Rest of the World	Australien	2	2
		Kanada	1	1
		Südafrika	2	3
		USA	1	1
		Nicht definiert	1	1
Art der Holznutzung				
	Durchforstung	12	32	
	Endnutzung	15	23	
	Nicht definiert	3	8	
Forwarderrückung				
	Modellbezeichnung	22	38	
	Gewicht	26	63	
	Produktivität	26	63	
	Treibstoffverbrauch	26	63	
	Schmiermittel	8	27	
Forwardertyp				
	Forwarder konventionell	20	57	
	Raupenforwarder	2	2	
	Seilforwarder	2	2	
	High-speed-Forwarder	1	1	
	Mini-Forwarder	1	1	

Folgend wird die in dieser Arbeit verwendete Literatur vorgestellt sowie beschrieben. Dabei soll erläutert werden, wie die für die weiteren Berechnungen benötigten Werte erhoben wurden. Die Zeiteinheit [PMH₁₅] – die produktive Maschinenstunde inklusive 15 Minuten Unterbrechung – wurde in den Berechnungen mit [h] berücksichtigt → h = PMH₁₅. War in einer Studie die Einsatzstunde als PMH₀ angegeben, so wurde mit dem Faktor 0,85 auf die PMH₁₅ umgerechnet. Oftmals war der Dieserverbrauch in l/h angegeben. Mit Faktor 0,83 wurde auf kg/h umgerechnet (Haavikko et al., 2022). War das Gewicht der eingesetzten Maschine in der

Literatur nicht angegeben, wurde mittels Internetrecherche über das Maschinenmodell (z. B. John Deere 1210E) das Eigengewicht ermittelt.

Studie Nr. 1: S. Ackerman et al., 2016

Die Studie wurde in Südafrika in einer *Pinus patula* Plantage im Rahmen einer Durchforstung durchgeführt. Mit dieser Studie sollte herausgefunden werden, ob eine Veränderung der Pflanzgeometrie im Vergleich zu einem 2,7*2,7 m Pflanzabstand Auswirkungen auf Kosten und Produktivität der maschinellen Holzernte hat. Der in der Durchforstung eingesetzte Forwarder war ein Tigercat 1075B mit einem ermittelten Eigengewicht von 23.540 kg (Tabelle 3).

Tabelle 3: LCA Eingangsdaten Studie 1

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	23.540	7,37	9,96	0,996
2	23.540	11,40	9,96	0,996

Studie Nr. 2: P. Ackerman et al., 2017

Die Studie wurde in Südafrika in einer *Pinus patula* Plantage als Endnutzung durchgeführt. Mit dieser Studie sollte die Kohlenstoffbilanz südafrikanischer Plantagen und grundlegende Schätzungen für den Diesel- und Schmiermittelverbrauch mechanisierter Erntesysteme im Sortimentsverfahren ermittelt werden. Die Studie untersuchte auch Gelände- und Bestandesfaktoren, die sich auf die in Tabelle 4 genannten Parameter auswirken können. Es wurde mit zwei Forwardern gerückt (John Deere 1710D: 19.500 kg; John Deere 1710D Eco III: 18.100 kg). Die Gewichte der Forwarder wurden gemittelt.

Tabelle 4: LCA Eingangsdaten Studie 2

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
3	18.800	45,92	11,164	0,905

Studie Nr. 3: Apăfăian et al., 2017

Die Studie wurde in einem 45 Jahre alten *Picea abies* Bestand im Osten Rumäniens durchgeführt. Der Bestand leidete unter starkem Trockenstress, was einen Kahlschlag (Endnutzung) zur Folge hatte. Somit konnte hier eine Produktivitätsstudie durchgeführt werden, um zum einen die Leistung des mittelgroßen Forwarder Komatsu 840.4, zum anderen die Auswirkungen der Ausformung von Brennholz aus Baumkronen auf die Leistung des Forwarders zu untersuchen. Das Baumvolumen ist um das Rindenprozent bereinigt (BfW, 2022). Neben der Produktivität waren das Gewicht des Forwarders, Treibstoffverbrauch und die Rückedistanz in der Studie angegeben (Tabelle 5).

Tabelle 5: LCA Eingangsdaten Studie 3

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
4	15.600	18,30	9,25	100

Studie Nr. 4: Cremer & Velazquez-Marti, 2007

Die Studie untersuchte die Produktivität zweier Ernteeinsätze in einem durch *Ips typographus* L. (Buchdrucker) befallenen Bestand (*Picea abies*). Dabei wurden Hackschnitzel als Nebenprodukt des Rundholzes produziert, um die hohen Lohnkosten und den Ertragsausfall durch das käferbefallene Holz zu minimieren. Die aufgezeigten Werte stammen aus dem in der Studie angegebenen „System B“, da hier der Forwarder Gremo 950R zum Einsatz kam (Tabelle 6). Das Maschinengewicht war dort nicht gegeben und wurde wie einleitend geschildert recherchiert.

Tabelle 6: LCA Eingangsdaten Studie 4

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
5	11.185	23,70	8,30	430

Studie Nr. 5: Ghaffariyan et al., 2015

Die herkömmliche Rundholzernte (Zellstoffholz- oder Sägeholzproduktion) kann mit der Energieholzernte integriert werden. Die Studie wurde in einer 32 Jahre alten *Pinus radiata* Plantage in Australien durchgeführt (Endnutzung), um die Effizienz eines integrierten Energieholzerntesystems zu bewerten und diese mit der konventionellen Rundholzernte mit Forwarder zu vergleichen. Als Forwarder kam hier der achträdige Valmet 890.3 mit einem Gewicht von 19.100 kg zum Einsatz (Tabelle 7). Die Produktivität variierte zwischen 71 bis 86 m³/PMH₀. Die beiden Werte wurden gemittelt und auf die PMH₁₅ umgerechnet. Der Treibstoffverbrauch variierte von 16,4 bis 16,9 l/h, was hier auch gemittelt und in kg/h umgerechnet wurde (Tabelle 7).

Tabelle 7: LCA Eingangsdaten Studie 5

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
6	19.100	66,73	13,82	107

Studie Nr. 6: González-García et al., 2013

Diese Studie wurde im Zentralmassiv Frankreichs in einer *Pseudotsuga menziesii* Plantage durchgeführt und die Umweltwirkungen der Douglasienbewirtschaftung mit verschiedenen Bewirtschaftungsmethoden quantifiziert. Die Untersuchung präsentierte detaillierte Lebenszyklusinventare sowohl für die extensive als auch für die intensive Bewirtschaftung inklusive vorbereitende Tätigkeiten bis hin zu Ernteaktivitäten. Extensive Bewirtschaftung war gekennzeichnet durch weniger Durchforstungseingriffe (LCA Nr. 7-11, Tabelle 8). Vice versa bestand die intensive Bewirtschaftung (LCA Nr. 13-19, Tabelle 9) aus mehreren Eingriffen (vergleiche Tabelle 39). Am Ende wurden in beiden Untersuchungen Endnutzungen durchgeführt (LCA Nr. 12, Tabelle 8 und LCA Nr. 20, Tabelle 9).

Das Maschinengewicht war in der Studie gegeben. Zur Berechnung der weiteren Eingangsparameter wurde für die Produktivität der Quotient aus Biomasseertrag [m³/ha] und der Arbeitsgeschwindigkeit [h/(ha*Jahr)] gebildet. Der Treibstoff- und Schmiermittelverbrauch ergab sich aus dem Quotienten des jeweiligen Verbrauchs [kg/(ha*Jahr)] und der Arbeitsgeschwindigkeit.

Tabelle 8: LCA Eingangsdaten Studie 6 extensives Management

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
7	16.000	5,93	12,78	0,39
8	16.000	8,70	13,91	0,42
9	16.000	10,42	16,34	0,49
10	16.000	9,73	16,30	0,49
11	14.000	10,59	16,03	0,16
12	14.000	10,29	15,68	0,16

Tabelle 9: LCA Eingangsdaten Studie 6 intensives Management

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
13	16.000	11,11	12,96	0,37
14	16.000	11,43	12,86	0,38
15	16.000	11,00	12,80	0,38
16	16.000	10,85	12,77	0,38
17	16.000	11,94	14,03	0,42
18	16.000	10,85	12,77	0,38
19	17.000	16,80	11,60	0,39
20	17.000	16,99	11,76	0,40

Studie Nr. 7: Gruber, 2018

Die Studie von Gruber ist nicht veröffentlicht worden, war aber Teil der TILCA Studie von Kühmaier et al. (2019). Das betrachtete Arbeitssystem untersuchte die Rückung mit einem Seilforwarder in Österreich (Endnutzung). Die eingesetzte Maschine war ein John Deere 1210E. Die Eingangsparameter zur LCA Berechnung konnten alle aus der Studie übernommen werden (Tabelle 10).

Tabelle 10: LCA Eingangsdaten Studie 7

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
21	16.200	12,44	9,93	271

Studie Nr. 8: Haavikko et al., 2022

Die Studie wurde von der finnischen Firma Stora Enso beauftragt und untersuchte die Energieeffizienz der Forstmaschinenflotte in Bezug auf die Motorleistung. Des Weiteren wurden die Treibhausgasemissionen, der Kraftstoffverbrauch und die Energieeffizienz der Holzerntearbeiten untersucht. Der dabei eingesetzte Forwarder war der achträdige Ponsse Elk. Das Maschinengewicht war nicht in der Studie gegeben und ist nachträglich ermittelt worden. Untersucht wurden zwei Durchforstungseingriffe und eine Endnutzung. Die Eingangswerte der beiden Durchforstungen wurden in LCA Nr. 22 (Tabelle 11) gemittelt. Die Produktivität wurde der Studie entnommen. Der Treibstoffverbrauch war in l/m³ angegeben und wurde, wie zu Beginn des Kapitels beschrieben, mit 0,83 und der Produktivität multipliziert, um auf kg/h zu kommen.

Tabelle 11: LCA Eingangsdaten Studie 8

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
22	18.800	14,65	10,65	321
23	18.800	22,30	10,55	286

Studie Nr. 9: Holzleitner et al., 2010

Zu den aus dieser Studie ermittelten LCA Eingangswerten ist zu erwähnen, dass in die errechneten Werte teilweise – wie folgt erläutert – Annahmen einfließen. In dieser Studie wurde nicht nach Durchforstung und Endnutzung unterschieden.

Ziel der Studie war die Analyse der ökonomischen Variablen von Forstmaschinen auf der Grundlage von Langzeitdaten aus einer österreichischen Landesforstmaschinenwerkstätte. Argnani (2019) erwähnte acht Forwardermodelle (Tabelle 12), die in der Studie eingesetzt wurden. Das in LCA Nr. 24 (Tabelle 13) angegebene Maschinengewicht war nicht in der Studie gegeben. Es setzt sich aus dem Mittelwert der Modelle aus Tabelle 12 zusammen. Der Wert der Produktivität war ebenfalls nicht in der Studie gegeben und wurde aufgrund anderer dort erwähnter Daten wie folgt angenommen:

Nach Holzleitner et al. (2010) ernteten die Österreichischen Bundesforste ca. 1,8 Mio. m³/Jahr. 26 % davon wurden mit Forwarder gerückt (Holzleitner et al., 2010), was 468.000 m³/Jahr entspricht. Bei 2.068 produktiven Maschineneinsatzstunden [PMH₁₅] pro Jahr (Holzleitner et al., 2010) ergab das eine Gesamtproduktivität von 468.000 / 2.068 = 226,31 m³/h. Bei 18 eingesetzten Forwardern ergab sich eine durchschnittliche Produktivität von 12,57 m³/h pro Forwarder. Mit diesem Wert wurde daraufhin weitergearbeitet (Tabelle 13).

Tabelle 12: Die in Studie 9 verwendeten Forwarder nach Argnani (2019)

Maschinen Bezeichnung	Gewicht [kg]
Timberjack 1110	13.900
Timberjack 810	11.200
Timberjack 1410D	15.800
Valmet 840.2	13.900
Ecolog 574	16.830
Valmet 890.3	19.100
Valmet 860.3	15.860
Valmet 840.3	15.400

Tabelle 13: LCA Eingangsdaten Studie 9

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
24	15.248,75	12,57	9,21	0,80

Studie Nr. 10: Kalēja et al., 2018

In der Studie wurde die Leistung eines Raupenforwarders (Logbear F4000) im Gelände mit mäßig oder schwierigen Geländebedingungen (entwässerte und nasse, organische und mineralische Böden) getestet und dabei Ladekapazität, Transportkosten, Produktivität und Kraftstoffverbrauch untersucht. Durchgeführt wurden die Untersuchungen in Lettland jeweils bei einer Durchforstung in zwei unterschiedlichen Gebieten. Die Holznutzung unter schwierigen Geländebedingungen fand in einem 46-jährigen *Betula pendula* Bestand statt (LCA Nr. 26, Tabelle 14), die Durchforstung in moderatem Gelände in einem 44-jährigen *Picea abies* Bestand (LCA Nr. 25).

Die Eingangsdaten für die LCA Berechnung wurden ohne Änderung der Literatur entnommen. Das Maschinengewicht ist ermittelt worden.

Tabelle 14: LCA Eingangsdaten Studie 10

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
25	5.100	4,70	4,09	395
26	5.100	6,70	4,09	270

Studie Nr. 11: Kalēja et al., 2017

Das Ziel dieser Studie war die Untersuchung der Einsatzmöglichkeiten des Kranman Bison 10000 6WD Forwarders in Beständen, in denen das Rundholz mit einem Harvester und der Kettensäge gefällt und aufgearbeitet und unter normalen und schwierigen Geländebedingungen gerückt wurde (Tabelle 15, LCA Nr. 27). Verglichen wurde die Produktivität des Kranman unter normalen Bedingungen mit einem ebenfalls unter normalen Bedingungen eingesetzten John Deere 810 Forwarder (Tabelle 15, LCA Nr. 28). Die Untersuchungen wurden bei zwei Durchforstungen in Lettland durchgeführt. Das Maschinengewicht des Kranman wurde der Studie entnommen, das Gewicht des John Deere wurde ermittelt. Die Produktivität und die Rückedistanz waren gegeben. Der Treibstoffverbrauch wurde wie in Studie 8 beschrieben ermittelt.

Tabelle 15: LCA Eingangsdaten Studie 11

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
27	1.520	4,30	3,44	417
28	10.970	7,00	11,20	417

Studie Nr. 12: Kalēja et al., 2018

Die Studie befasste sich mit der Erstellung von Sensitivitätsanalysen und Kostenkalkulationen für Forstbetriebe und stammt aus Lettland. Es wurde nicht nach Durchforstung und Endnutzung spezifiziert. Der hier betrachtete Forwarder war der John Deere 810E, dessen Gewicht mit 12.900 kg gegeben war (Tabelle 16). Die weiteren Eingangsparameter konnten ebenso der Studie entnommen werden.

Tabelle 16: LCA Eingangsdaten Studie 12

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
29	12.900	10,00	9,98	0,06

Studie Nr. 13: Kärhä et al., 2018

Die Studie diente der Evaluierung der Kosten der Aufarbeitung von Schadholz auf *Picea abies* dominierten Windwurfflächen in Finnland und verglich die Betriebskosten der Schadholzaufarbeitung mit den Betriebskosten der Nutzung von unbeschädigten Stämmen. Der eingesetzte Forwarder, John Deere 1210G, wurde sowohl auf Schadholzflächen als auch in nicht geschädigten Beständen eingesetzt und hatte ein ermitteltes Gewicht von 18.000 kg (Tabelle 17). Die LCAs unterschieden sich jedoch in Durchforstung (LCA 30) und Endnutzung (LCA 31). Die weiteren Parameter wurden der Studie entnommen.

Tabelle 17: LCA Eingangsdaten Studie 13

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
30	18.000	13,50	12,00	300
31	18.000	23,50	12,00	300

Studie Nr. 14: Klvac & Skoupy, 2009

Die Studie stammt aus Irland und untersuchte den Kraftstoffverbrauch unterschiedlicher Rückemaschinen (Tabelle 18) im Kahlschlagbetrieb, um die inhärente Beziehung zwischen Motorausgangsleistung und Kraftstoffverbrauch zu definieren.

Das für die weitere LCA Berechnung notwendige Maschinengewicht (Tabelle 19) entsprach dem Mittel der Werte aus Tabelle 18. Die Produktivität konnte der Studie entnommen werden, der Treibstoffverbrauch wurde wie in Studie 8 beschrieben berechnet.

Tabelle 18: die in Studie 14 eingesetzten Forwarder

Maschinen Bezeichnung	Gewicht [kg]
Timberjack 1210	14.900
Timberjack 810B	10.400
Valmet 860	15.860

Tabelle 19: LCA Eingangsdaten Studie 14

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]
32	13.720	9,33	8,94

Studie Nr. 15: Klvac et al., 2003

Mit Hilfe von Methoden aus der Lebenszyklusanalyse wurde in dieser Studie ein computergestütztes Modell zur Bewertung des Energieverbrauchs in mechanisierten Holzerntesystemen (EnergyCalc) entwickelt. Literatur aus Schweden und die Ergebnisse einer vorläufigen Studie aus Irland dienten als Datengrundlage. Es wurde dabei nicht nach Durchforstung und Endnutzung unterschieden. Die Verteilung der unterschiedlichen Forwarderklassen in Schweden wurde von Athanassiadis et al. (1999)¹¹ übernommen und in Irland dementsprechend adaptiert.

¹¹ Klasse I: Forwarder Ladekapazität < 10 Tonnen; Klasse II: Ladekapazität 10-12 Tonnen; Klasse III: Ladekapazität > 12 Tonnen

Da in der Studie keine Forwardermodelle erwähnt wurden, wurde die dort genannten Massen in der LCA Berechnung gleich dem Maschinengewicht gesetzt (Tabelle 20 & Tabelle 21). Die Produktivität wurde der Studie entnommen, der Treibstoffverbrauch wie in Studie 8 beschrieben berechnet.

Tabelle 20: LCA Eingangsdaten Studie 15 in Irland

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
33	8.500	9,47	10,72	0,38
34	10.400	9,88	9,47	0,21
35	14.900	8,02	4,99	0,16

Tabelle 21: LCA Eingangsdaten Studie 15 in Schweden

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
36	10.000	15,80	16,00	0,50
37	14.000	15,80	11,83	0,31
38	15.500	15,80	11,51	0,28

Studie Nr. 16: Mederski, 2006

Die Studie untersuchte die Produktivität und die wirtschaftlichen Aspekte von Durchforstungsarbeiten mit unterschiedlichen Abständen zwischen den Rückegassen (mit „Mittelfeld“ und ohne). Das Mittelfeld (MF) stellte den Bereich zwischen den Rückegassen dar, der nicht vom Harvesterausleger erreicht werden konnte und in dem die Bäume motormanuell in Richtung der Rückegassen gefällt wurden, sodass die Baumkronen in Reichweite des Harvesters lagen. Bei der Durchforstung ohne MF (genannt „Skid Road“ – SR) mit einem Rückegassenabstand von 18-20 m wurden circa doppelt so viele Rückegassen benötigt wie mit MF (Rückegassenabstand 35-38 m).

Untersucht wurden nicht erntereife Kiefernbestände in einem flachen Gebiet in Polen. Beide Systeme wurden jeweils in einem 44-jährigen Bestand (LCA Nr. 39 und 41, Tabelle 22) und in einem 72-jährigen Bestand (LCA Nr. 40 und 42) durchgeführt.

In dem jüngeren Bestand wurde ein kleinerer Forwarder, Vimek 606 6WD, mit einem recherchierten Gewicht von 2.500 kg eingesetzt. In dem älteren Bestand wurde ein Timberjack 1010B mit einem ermittelten Eigengewicht von 12.500 kg eingesetzt. Die Produktivität konnte der Studie entnommen werden (gemittelte Werte), der Treibstoffverbrauch war ebenso gegeben.

Tabelle 22: LCA Eingangsdaten Studie 16

LCA Nr.	System	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]
39	MF	2.500	4,56	0,91
40	MF	12.500	10,17	6,37
41	SR	2.500	4,10	1,00
42	SR	12.500	8,01	6,78

Studie Nr. 17: Meißl, 2019

Das Ziel dieser Arbeit war die Untersuchung von Treibstoffverbrauch und Produktivität bei der Rückung von Laubholz mittels Forwarder bei einer Endnutzung. Der Untersuchungsort war der Forstbetrieb Wienerwald, der von den Österreichischen Bundesforsten bewirtschaftet wird. Es handelte sich hierbei um einen 125-jährigen *Fagus sylvatica* Bestand. Das Maschinengewicht des verwendeten John Deere 1210E war mit 17.780 kg gegeben (Tabelle 23). Die Produktivität sowie der Treibstoffverbrauch wurden der Studie entnommen. Die jeweiligen Werte (mit und ohne Sortierauftrag) wurden gemittelt.

Tabelle 23: LCA Eingangsdaten Studie 17

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
43	17.780	17,55	13,28	391

Studie Nr. 18: Messner, 2019

In dieser Studie wurde die Produktivität eines vollmechanisierten Erntesystems in Fichtenbeständen in Österreich analysiert, deren Alter zwischen 44 und 55 Jahren lag.

Der dort eingesetzte Forwarder hatte ein in der Studie gegebenes Eigengewicht von 18.100 kg (John Deere 1210E). Die weiteren Eingangsparameter (Tabelle 24) konnten ebenfalls der Studie entnommen werden.

Tabelle 24: LCA Eingangsdaten Studie 18

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
44	18.100	16,15	11,87	309

Studie Nr. 19: Nordfjell et al., 2003

Der Treibstoffverbrauch von 27 Forwardern wurde in dieser Studie in Schweden untersucht. LCA Nr. 45 und 46 stammten aus einer Feldstudie, die Daten von Nr. 47-54 wurden mittels Fragebogen von Unternehmen gesammelt. Die LCAs 45-49 und 53 waren Daten aus Endnutzungen (Tabelle 25). Die anderen vier LCAs enthielten Daten aus Durchforstungen. Treibstoffverbrauch und Produktivität konnten der Studie entnommen werden, die Rückedistanzen wurden als Durchschnittswerte dargestellt.

Tabelle 25: LCA Eingangsdaten Studie 19

LCA Nr.	Maschinen Bez.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
45	Valmet 890	20.110	28,65	7,80	305
46	Timberjack 1710	20.910	21,50	8,18	305
47	Timberjack 1840	18.000	25,50	10,54	305
48	Timberjack 1710	20.910	23,50	11,79	305
49	Ponsse Buffalo S16	16.000	21,20	10,71	305
50	Timberjack 1210	14.000	12,50	8,55	660
51	Timberjack 1110	13.900	10,00	7,97	660
52	FMG 250	14.000	11,80	10,38	660
53	Vimek 606	2.500	5,50	1,41	150
54	Vimek 606	2.500	3,80	1,08	150

Studie Nr. 20: Puttock et al., 2005

Die Studie untersuchte die Leistung eines vollmechanisierten Holzerntesystems in einem von Pappeln dominierten (*Populus tremuloides*, *P. grandidentata*, *P. balsamifera*) Mischbestand in Ontario, Kanada. Ermittelt wurden die Auswirkungen von Baumvolumen und Baumform auf die Produktivität. Dafür wurde den einzelnen Bäumen ein Formindex zugewiesen, der auf der visuellen Einschätzung der Größe der Äste und der Stammform beruhte. Zudem wurden die durch die Ernte (Durchforstung) verursachten Schäden an der Verjüngung und dem bleibenden Bestand bewertet. Der dafür eingesetzte Forwarder war ein Robotec F2000B mit einem der Studie entnommenen Eigengewicht von 8.865 kg (Tabelle 26). Die weiteren Parameter waren ebenfalls in der Studie gegeben.

Tabelle 26: LCA Eingangsdaten Studie 20

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
55	8.865	17,20	5,81	121

Studie Nr. 21: Rozītis et al., 2017

Die Studie untersuchte die Produktivität, die Bodenbelastung und die Kosten der Rundholzbeförderung mit einem für die Holzurückung ungewöhnlichen Raupenforwarder, dem ProSilva F2/2. Ein Raupenforwarder gilt als eine gute Lösung für Waldböden mit geringer Tragfähigkeit und ist derzeit nicht sehr verbreitet. Die Studie wurde in Finnland in Durchforstungen von *Picea abies* und *Betula pendula* dominierten Beständen durchgeführt. Die Eingangswerte zur LCA Berechnung (Tabelle 27) sind aus der Studie übernommen worden.

Tabelle 27: LCA Eingangsdaten Studie 21

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
56	20.000	16,00	11,62	200

Studie Nr. 22: Spinelli & Hartsough, 2006

Die Studie untersuchte die Ernte von Industrieholz zur Zellstoffherzeugung aus Kurzumtriebsplantagen von *Populus x canadensis* im pazifisch geprägten Nordwesten der USA (Oregon, Washington). Der hier eingesetzte Forwarder war ein Timbco TF820 mit einem ermittelten Gewicht von 23.506 kg (Tabelle 28). Die Produktivität war in green tons [gt] angegeben und wurde mit Hilfe der Webseite (DREVARI.SK, 2022) in m³ umgerechnet (Eingabe: Kanadische Pappel, 100 % Feuchtigkeit, 55,70 gt). Der Treibstoffverbrauch und die Rückedistanz wurden der Studie entnommen.

Tabelle 28: LCA Eingangsdaten Studie 22

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
57	23.506	79,57	21,33	180

Studie Nr. 23: Spinelli & Magagnotti, 2010

Mit einem neu entwickelten Mini-Forwarder, der speziell für Durchforstungen konzipiert wurde, wurden in dieser Studie Produktivitätsanalysen in italienischen Forstplantagen durchgeführt (Cremona und Verona). Die dafür verwendete Maschine war der Entracon Loglander LL85 mit einem Gewicht von 5.400 kg (Tabelle 29). Die weiteren LCA Parameter wurden aus der Studie übernommen.

Tabelle 29: LCA Eingangsdaten Studie 23

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
58	5.400	4,55	3,74	1,12	380

Studie Nr. 24: Spinelli et al., 2015

Die Studie verglich einen Traktor und Anhänger mit High-speed-Forwardern, die sich im Gelände auf Bergpfaden, die für schwere Transportfahrzeuge unzugänglich sind, zügig (> 20 km/h) bewegen können. High-speed-Forwarder könnten für den Zwischentransport auf Pfaden in Frage kommen. Das Untersuchungsgebiet lag im Nordosten Italiens in den Bergen. Die Datenaufnahmen fanden bei einer Endnutzungen statt.

Die Rückedistanz in allen drei LCAs (Tabelle 30) lag bei 2.400 m. Die Maschinengewichte aller Modelle sowie Produktivitäten und Treibstoffverbräuche waren in der Studie gegeben.

Tabelle 30: LCA Eingangsdaten Studie 24

LCA Nr.	Maschinen Bezeichnung	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]
59	Welte 130	9.300	9,40	6,81
60	HSM 208F	14.000	8,10	9,55
61	Pflanzelt Felix 206	12.000	3,20	5,89

Studie Nr. 25: Walsh & Strandgard, 2014

In dieser Studie wurde die Rückung der holzigen Biomasse australischer *Pinus radiata* Plantagen untersucht (Endnutzung). Der Fokus lag hierbei auf der Produktivität und der Kostenauswirkung. Der eingesetzte Forwarder war ein Timbco 820D mit einem ermittelten Gewicht von 23.506 kg (Tabelle 31). Die Produktivität war in green metric tons (GMt) gegeben und wurde mit dem Faktor 0,893 umgerechnet (Moreno Chan et al., 2012).

Tabelle 31: LCA Eingangsdaten Studie 25

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]
62	23.506	65,63	16,60

Studie Nr. 26: Wanzenböck, 2019

Diese Studie befasste sich mit der Berechnung der Umweltwirkungen für die Bereitstellung eines Kubikmeters Holz im österreichischen Gebirgswald vom Bestand zur Forststraße. Bei einer Neigung von 40 % wurde bei der Endnutzung eines *Picea abies* Bestandes ein Seilforwarder (John Deere 1110E) mit einem in der Studie angegebenen Eigengewicht von 17.300 kg eingesetzt (Tabelle 32). Die weiteren Parameter konnten der Studie entnommen werden.

Tabelle 32: LCA Eingangsdaten Studie 26

LCA Nr.	Gewicht [kg]	Produktivität [m ³ /h]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]	Rückedistanz [m]
63	17.300	14,75	12,14	0,35	120

3.2.3. Erstellung der Datentabelle

Aus 26 Studien wurden 63 Ernteeinsätze mit Forwarder (Case Studies) identifiziert, für die jeweils eine Ökobilanz erstellt werden sollte. Die aus den Studien gewonnenen Informationen wie das Land, in dem die Studie durchgeführt wurde, der Ernteeingriff (Durchforstung oder Endnutzung), Baumart, Distanz, Forwardermodell, Maschinengewicht, Produktivität, Treibstoff- und Schmiermittelverbrauch, wurden in einer Excel basierten Datenbank gesammelt (Anhang A, Seite 86). Die Tabelle diente als Berechnungsgrundlage für die Wirkungsabschätzung (Kapitel 3.3.1). Die Outputs der Wirkungsabschätzung (Kapitel 3.3.3) wurden in weiterer Folge dieser Tabelle hinzugefügt und als Grundlage für die Ergebnisdarstellungen (Kapitel 4) verwendet.

3.2.4. ecoinvent-Datenbank

Ecoinvent ist ein gemeinnütziger Verein aus der Schweiz, der sich auf die Verfügbarkeit hochwertiger Daten für eine Nachhaltigkeitsbewertung weltweit spezialisiert hat und konzentriert sich auf die Erstellung, Verknüpfung und Verarbeitung von Sachbilanzdaten (LCI) sowie Daten- und Datenbankmanagement (ecoinvent, 2022). Rund 18.000 zuverlässige LCI-Datensätze sind in der Hintergrunddatenbank enthalten, die unterschiedliche Sektoren abdecken – unter anderem auch die Holz- und Forstwirtschaft. Das Ziel besteht darin, für die Ökobilanz relevante Prozesse (Aktivitäten) sowie deren In- und Outputs zu quantifizieren und den dafür verantwortlichen geografischen Gebieten zuzuordnen. Ist die geforderte Datenqualität in der Region, in der eine Aktivität anfällt, nicht gegeben, so wird ein Prozess erstellt, der dem weltweiten Durchschnitt entspricht (ecoinvent, 2022). Ecoinvent ist weltweit anerkannt als die größte und beständigste LCI Datenbank auf dem Markt und eine Datenquelle für nach ISO 14040 und 14044 durchgeführte LCAs (PSI, 2013).

In weiterer Folge wurden die *ecoinvent*-Datensätze

- „forwarding, forwarder | forwarding, forwarder | Cutoff, U – RER“ (Europa)
- „forwarding, forwarder | forwarding, forwarder | Cutoff, U – RoW“ (Rest of the World)

der Version 3.6 verwendet, mit den in Kapitel 3.2.2 dargestellten Werten adaptiert und in die Berechnungssoftware *openLCA* implementiert (Kapitel 3.3.1), um die potenziellen Umweltwirkungen für jede einzelne Case Study berechnen zu können (Kapitel 3.3.2).

3.3. Wirkungsabschätzung – LCIA

Wie bereits in Kapitel 2.3.3 beschrieben dient die Wirkungsabschätzung der Ermittlung der durch ein Produktsystem verursachten potenziellen Umweltwirkungen. Durchgeführt wurden die Ökobilanzierungen mit der Open Source Software *openLCA* (Version 1.10.3) von der Firma *GreenDelta GmbH*.

3.3.1. openLCA – Prozesserstellung

Für die Berechnung in *openLCA* wurde für jede Case Study ein eigener Prozess erstellt. Dafür wurde der *ecoinvent*-Datensatz eingelesen und mit den Daten aus den Studien adaptiert: Die vom System hinterlegte Maschine hatte ein Gewicht von 11.049 kg, die hinterlegte Maschinenlebensdauer betrug 17.600 produktive Maschinenstunden [PMH₁₅] (Spielmann et al., 2007), was, modelliert auf eine Betriebsstunde des Forwarders, $1/17.600 = 0,0000568$ Items ergibt. Ein Item entspricht dem Anteil an Forwarder(produktion), der in eine Stunde Forwarderrückung einfließt. Dieser Wert wurde, wie in Tabelle 33 am Beispiel von Studie Nr. 1 dargestellt, auf den Wert des Maschinengewichts der zu bilanzierenden Studie skaliert (Formel 3). Die Anpassung des Maschinengewichts über den Anteil an Forwarder(produktion) wurde deshalb gewählt, weil dies einfacher ist als alle Rohstoffe des Forwarders im Produktionsprozess anzupassen.

Formel 3: Berechnung des Inputs der Forwarderproduktion

$$\text{Forwardergewicht}_{\text{Studie}} \text{ bezogen auf eine PMH}_{15} = \text{Gewicht}_{\text{Studie}} [\text{kg}] \left[\frac{0,0000568 [\text{Items}]}{11.049 [\text{kg}]} \right] = 1,21\text{E-}4 [\text{Items}]$$

Der Treibstoffverbrauch (Diesel) wurde aus den Studien entnommen und eingegeben (Tabelle 33). Der Schmiermittelverbrauch war entweder in den Primärdaten gegeben oder es wurde der in *ecoinvent* hinterlegte Schmiermittelverbrauch nach gleichem Schema wie bei den Produktionsitems (Formel 3) anhand des Treibstoffverbrauchs skaliert. Man kann davon ausgehen, dass eine Maschine mit einem höheren Treibstoffverbrauch von den Dimensionen her größer ist und somit auch ein höherer Schmiermittelverbrauch notwendig ist. Der Input der Überstellung ist durch *ecoinvent* mit 34,53 t*km gegeben und bezieht sich auf den Transport

über 25 km und 8 PMH₁₅ pro Tag. Der dem Programm hinterlegte Forwarder wies einen Dieselverbrauch von 11 l/PMH₁₅ auf. Da die Emissionen vor allem durch die Verbrennung von Treibstoff gebildet werden, wurden die stofflichen Outputs (Ammoniak etc. – Tabelle 33) je nach Treibstoffverbrauch mit dem Faktor „f“ vermehrt oder verringert (Formel 4).

Formel 4: Faktorberechnung zur stofflichen Output-Anpassung

$$f = \frac{\text{Treibstoffverbrauch}_{\text{Studie}}}{11 \text{ [l/PMH}_{15}\text{]}} = 0,905454545$$

Der Fluss *Timber* stellt die Produktivität [m³/PMH₁₅] als Output des Forwarder-Prozesses der jeweiligen Studie dar und wurde manuell hinzugefügt. Er ist auch gleichzeitig der Referenzfluss des Forwarder-Prozesses.

Tabelle 33: Prozess-Inputs und -Outputs in openLCA am Beispiel von LCA Nr.1 (Ackerman et al., 2016)

INPUTS		
Fluss	Menge	Einheit
Forwarder	1,21E-4	Item(s)
Diesel	9,96	kg
Schmiermittel	0,996	kg
Überstellung	34,52813	t*kg

OUTPUTS		
Fluss	Menge	Einheit
Ammoniak	1,84E-4 * f	kg
Benzo(a)pyren	2,76E-7 * f	kg
Cadmium	9,23E-8 * f	kg
Kohlenstoffdioxid	28,74 * f	kg
Kohlenstoffmonoxid	0,1025 * f	kg
Kupfer	1,57E-5 * f	kg
Distickstoffmonoxide	0,0011 * f	kg
Dioxin	5,52E-13 * f	kg
Methan	6,10E-4 * f	kg
Nickel	6,47E-7 * f	kg
Stickoxide	0,3156 * f	kg
Flüchtige org. Verbindungen ohne Methan	0,0248 * f	kg
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	3,095E-5 * f	kg
Partikel < 2,5 µm	0,0097 * f	kg
Partikel > 10 µm	7,12E-4 * f	kg
Partikel > 2,5 µm und < 10 µm	6,14E-4 * f	kg
Selen	9,23E-8 * f	kg
Zink	9,23E-6 * f	kg
Altmineralöl	0,3937 * f	kg
Timber	7,37	m ³
Forwarding	1,00	h

3.3.2. openLCA – Produktsystemerstellung und Berechnung der Wirkungskategorien

Zuerst wurde für die Erstellung eines Produktsystems die von der Firma *GreenDelta GmbH* zur Verfügung gestellten Wirkungsabschätzungsmethoden heruntergeladen und in *openLCA* unter Indikatoren und Parameter eingefügt. In dieser Arbeit wurde mit der Wirkungsabschätzungsmethode *ReCiPe Midpoint (H) – Version 2016* – gearbeitet.

ReCiPe 2016 ist die Weiterentwicklung der Version aus 2008, die auf den Methoden *CML 2001* und *Eco-Indicator 99* basiert und den Midpoint¹²- und Endpointansatz¹³ in einem einheitlichen Rahmen integriert und harmonisiert (European Commission, 2010). Dabei wurden die existierenden Wirkungskategorien um Weitere ergänzt. Somit sind nun 18 Wirkungskategorien mit drei Schadenskategorien verknüpft: 1. Ressourcen (surplus energy cost), 2. Schaden an Humangesundheit und 3. Ökosystemdiversität (Ausberg et al., 2015).

Um die potenziellen Umweltwirkungen anhand der Wirkungsabschätzungsmethode berechnen zu können, wurde in *openLCA* für jede Case Study ein neues Produktsystem erstellt, das mit dem jeweiligen Prozess (siehe Kapitel 3.3.1) verknüpft wurde. Es galt dabei darauf zu achten, dass die richtigen Referenzwerte und -einheiten hinterlegt waren (Tabelle 34). Der Bezug sollte hier zu einem Kubikmeter Holz hergestellt werden und nicht etwa zu einer Zeitstunde.

Tabelle 34: Referenzeingabe für Berechnung der Wirkungskategorien

Referenz	
Prozess	LCA Nr. 1 (Ackerman et al., 2016)
Produkt	Fluss: Timber
Flusseigenschaft	Volumen
Einheit	m ³
Angestrebte Menge	1,0

Im nächsten Schritt wurde die Wirkungsabschätzungsmethode *ReCiPe Midpoint (H)* ausgewählt und die potenziellen Umweltwirkungen durch das Programm analysiert. Die Ergebnisse sind in Kapitel 4 (Ergebnisse der Wirkungsabschätzung) dargestellt.

¹² Midpoint-Ansatz: als Ergebnisindikator dienen die mittels Charakterisierungsfaktoren zusammengefassten Stoffflüsse. Sie stellen noch keinen Schaden dar (z.B. GWP₁₀₀ [kg CO₂-eq] (www.enargus.de)). Sie stehen in der Wirkungskette vor dem Endpoint-Ansatz und können in weiterer Folge zum Schaden führen.

¹³ Endpoint-Ansatz: dieser stellt die Tertiärwirkung, den eigentlichen Schaden, dar, was häufig mit großen Unsicherheiten in den Charakterisierungsfaktoren verbunden ist (www.ifeu.de).

3.3.3. openLCA – Output

Die 18 durch *ReCiPe* Midpoint (H) aggregierten Wirkungskategorien sind in Tabelle 35 dargestellt. Für die Forwarderrückung wurde sich, wie in Kapitel 3.1 begründet, auf das Treibhauspotenzial (Climate change), den fossilen Abbau (Fossil depletion) und die Humantoxizität (Human toxicity) fokussiert. In Folge sollen deshalb die drei Wirkungskategorien kurz erläutert werden.

Tabelle 35: Wirkungskategorien nach *ReCiPe* 2016

Wirkungskategorie	Einheit
Natural land transformation	m ²
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB-eq
Freshwater eutrophication	kg P-eq
Fossil depletion	Kg oil-eq
Particulate matter formation	kg PM10-eq
Urban land occupation	m ² a
Human toxicity	kg 1,4-DCB-eq
Metal depletion	kg Fe-eq
Terrestrial acidification	kg SO ₂ -eq
Ionising radiation	kg U235-eq
Climate change (GWP ₁₀₀)	kg CO ₂ -eq
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC
Marine eutrophication	kg N-eq
Water depletion	m ³
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB-eq
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB-eq
Ozone depletion	kg CFC-11-eq
Agricultural land occupation	m ² a

Treibhauspotenzial – GWP₁₀₀

Nach dem kirchhoffschen Strahlungsgesetz ist das Absorptionsvermögen einer Oberfläche für eine bestimmte Wellenlänge gleich dem Emissionsvermögen. Dabei wird die kurzwellige Strahlung der Sonne absorbiert und innerhalb des terrestrischen Temperaturbereiches von ca. 300 °K als langwellige, terrestrische Strahlung (3-100 µm) in die Atmosphäre emittiert (atmosphärische Gegenstrahlung). Die Erde erwärmt sich, da Treibhausgase diese Energie absorbieren und die Geschwindigkeit verlangsamen, mit der sie in den Weltraum entweicht (EPA, 2022). Die beiden Hauptemittenten bzw. -absorber unter den Gasen in der Atmosphäre sind Wasserdampf und Kohlendioxid (IPCC, 2007). Entwickelt wurde das GWP₁₀₀, um einen Vergleich der Auswirkungen verschiedener Gase auf die Erderwärmung zu schaffen. Es dient

als Maß dafür, wieviel Energie die Emissionen einer Tonne eines bestimmten Gases im Zeitraum von 100 Jahren im Vergleich zu den Emissionen einer Tonne CO₂ absorbieren (EPA, 2022). Die verwendete Maßeinheit ist kg CO₂-Äquivalent (eq abgekürzt).

Fossiler Abbau

Diese Wirkungskategorie drückt die Nutzung fossiler Brennstoffe durch die Referenzsubstanz Rohöl in Öl-Äquivalenten aus [kg oil-eq]. Fossile Brennstoffe dienen als wertvolle Energiequelle und sind Ausgangsmaterial für viele Kunststoffe. Sie sind eine endliche Ressource, was bei weiterem Verbrauch dazu führen würde, dass sie künftigen Generationen nicht mehr zur Verfügung stünden. Das besagte Maß ist ein absoluter Wert, der auf dem Energiegehalt des fossilen Brennstoffs basiert und berücksichtigt nicht die relative Knappheit der verschiedenen fossilen Brennstoffe (BREglobal, 2022).

Humantoxizität

Das Toxizitätspotenzial ist der Charakterisierungsfaktor auf Midpoint-Ebene für die Wirkungskategorie Humantoxizität und wird durch die Referenzsubstanz kg 1,4-Dichlorbenzol-Äquivalent [kg 1,4-DCB-eq] ausgedrückt. Die human-toxikologischen Wirkfaktoren sind für karzinogene und nicht-karzinogene Wirkungen separat abgeleitet und zeigen, ob sich durch die Aufnahme einer Substanz die Indizien auf eine chronische Krankheit verändern (Huijbregts et al., 2017).

3.4. Inferenzstatistische Auswertungen

Für die statistische Auswertung wurde mit *RStudio* und *MS Excel* gearbeitet. Zuerst wurden für die Berechnungen Grenzwerte für die Identifizierung von Ausreißer-Studien definiert (Tabelle 37).

Zur besseren Nachvollziehbarkeit, wie das geschah, soll das an einem kleinen Beispiel erläutert werden (Tabelle 36). Die Daten sind aus dieser Arbeit – allerdings nicht vollständig.

Tabelle 36: Berechnung der Grenzen für die Identifikation von Ausreißern

LCA Nr.	6	50	40	59	21	52	42	2	25	28	10
GWP ₁₀₀ [kg CO ₂ -eq]	0,88	2,76	3,10	3,38	3,59	3,84	4,11	4,28	4,51	6,70	6,75

In Excel wurde der Interquartilsabstand (IQA) für jeden Parameter und für jede Wirkungskategorie errechnet. Die beiden Quartile wurden in Excel mit der „=QUARTILE.INKL“-Funktion (Quartil inklusive Median) berechnet. Für dieses Beispiel liegt das 1. Quartil der Spalte GWP₁₀₀ bei 3,238 kg CO₂-eq und das 3. Quartil bei 4,393 kg CO₂-eq. Der IQA ergibt sich aus der Differenz von 1. und 3. Quartil und beträgt 1,154. Die Obergrenze (das Maximum) ist somit nach Formel 5 bei 6,12 kg CO₂-eq und die Untergrenze (das Minimum) bei 1,5 kg CO₂-eq festgesetzt. Da die LCA Nr. 6 unter dem Minimum und die LCA Nr. 28 und 10 über dem Maximum liegen, sind diese somit als Ausreißer identifiziert.

Formel 5: Berechnung der Grenzen

$$\text{Untergrenze (Minimum)} = 1. \text{ Quartil} - 1,5 * \text{IQA}$$

$$\text{Obergrenze (Maximum)} = 3. \text{ Quartil} + 1,5 * \text{IQA}$$

Ging es darum zu ermitteln, ob zwei Mediane sich signifikant voneinander unterscheiden, wurde in *RStudio* ein Mann-Whitney-U-Test durchgeführt (Anhang B, Seite 87), da die Variablen 1. unverbunden waren und 2. mindestens eine der beiden Variablen nicht normalverteilt war. Das wurde vor allem eingesetzt, um zu untersuchen, ob sich der Median der Umweltwirkungen der Case Studies in Durchforstungen signifikant vom Median der Case Studies in Endnutzungen unterscheidet (auch dargestellt als Boxplots). Wurde untersucht, ob die Steigung der linearen Regression einer Wirkungskategorie in Abhängigkeit der Parameter Produktivität, Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht oder Distanz signifikant war, wurde dies in *RStudio* mit der Funktion *lmHeight* durchgeführt (Anhang C, Seite 88). Zur visuellen Darstellung des Trends, der Boxplots und zur Berechnung des Bestimmtheitsmaßes R^2 wurde mit Excel gearbeitet.

4. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Als Datengrundlage für die Berechnung der Ergebnisse dient die in Kapitel 3.2.3 erwähnte Datenbank. In Tabelle 37 sind die errechneten Grenzen (Formel 5) für die Identifikation von Ausreißerwerten der einzelnen Parameter dargestellt. Ebenso sind dort die Studien, die sich jenseits der errechneten Grenzen befinden, aufgelistet. Letztere sind aus den meisten Ergebnisdarstellungen entfernt. Lediglich in der vergleichenden Darstellung der Wirkungskategorien (Abbildung 9) und der Darstellung der Veränderung des GWP_{100} mit den Baumdimensionen (Abbildung 15) sind sämtliche Studien einbezogen. In Summe sind – verteilt über alle Kategorien – zwölf Studien als Ausreißer errechnet. LCA Nr. 7 und 61 liegen bei allen Wirkungskategorien außerhalb der Grenzen; die Eingangsparameter von LCA 39, 41 und 57 liegen vermehrt außerhalb der Grenzen und sind in den jeweiligen Auswertungen nicht mitberücksichtigt. Da negative Werte vermieden werden sollen, liegt die Untergrenze mindestens beim Wert 0.

Tabelle 37: Errechnete Grenzwerte für das Identifizieren von Ausreißerwerten

Parameter/Wirkungskategorie	Untergrenze	Obergrenze	Ausreißer Studienr.
Produktivität [m^3/h]	0,00	28,71	3, 6, 57, 62
Treibstoffverbrauch [kg/h]	1,03	19,81	39, 41, 57
Gewicht [t]	4,90	24,50	27, 39, 41, 53, 54
Distanz [km]	0,00	0,66	59, 60, 61
GWP_{100} [$kg\ CO_2\text{-eq}$]	0,00	8,25	7, 61
Fossiler Abbau [$kg\ oil\text{-eq}$]	0,00	3,43	7, 61
Humantoxizität [$kg\ 1,4\text{-DCB-Eq}$]	0,03	0,92	1, 7, 61

Für diese Arbeit primär interessant sind die Ergebnisse des GWP_{100} . Hierfür wurde das GWP_{100} gesamt berücksichtigt. Darunter versteht sich die Summe der Prozessmodule Maschinenproduktion, Überstellung, Rückung und Produktion und Bereitstellung von Treibstoff, Öle und Schmiermittel. Allein in Abbildung 12 wird das $GWP_{100Rückung}$ verwendet. Ergänzend dazu wurde der fossile Abbau und die Humantoxizität untersucht. Hierfür wurde in allen Auswertungen mit Gesamtwerten gerechnet.

4.1. Treibhauspotenzial GWP₁₀₀

Die Verteilung des GWP₁₀₀ auf die einzelnen Prozessmodule

Rund 60 % des Treibhauspotenzials werden durch den eigentlichen Rückeprozess im Wald verursacht. Überstellung (15 %), Maschinenproduktion (11 %) und die Produktion und Bereitstellung von Treibstoff, Öle, Schmiermittel (15 %) fallen vergleichsweise gering aus (Abbildung 9).

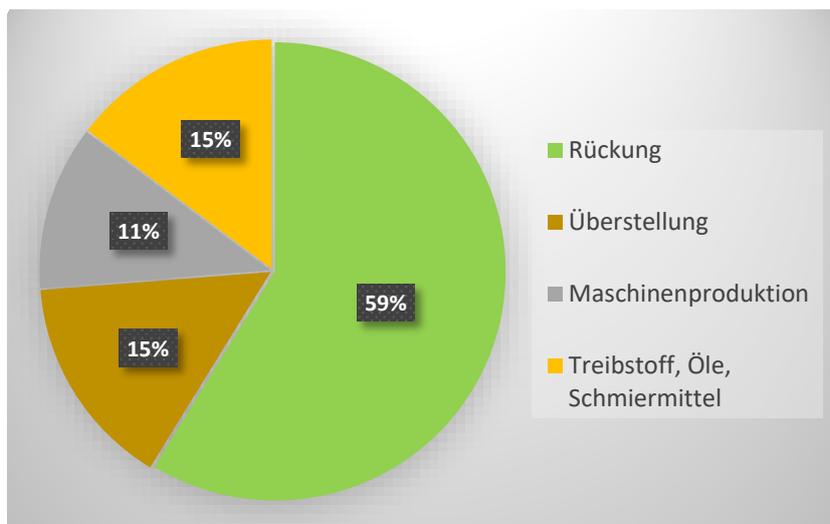


Abbildung 9: Anteile der Forwarderprozesse am Treibhauspotenzial (GWP₁₀₀)

Die Übersicht des GWP_{100ges} aller durchgeführten LCAs (Abbildung 10) zeigt die Bandbreite der Outputs sortiert nach Holznutzungsart (Durchforstung, Endnutzung, nicht definiert). Die Bandbreite der in jungen Beständen durchgeführten Holznutzungen reicht von rund 2-9 kg CO₂-eq m⁻³. Der Mittelwert liegt hier bei 4,45 kg CO₂-eq m⁻³.

LCAs, die in Durchforstung und Endnutzung durchgeführt wurde, liegen im Mittel bei $3,85 \text{ kg CO}_2\text{-eq m}^{-3}$. Der Mittelwert der Endnutzungen ist mit $2,92 \text{ kg CO}_2\text{-eq m}^{-3}$ am niedrigsten. Die gesamte Bandbreite reicht von rund $1\text{-}9 \text{ kg CO}_2\text{-eq m}^{-3}$.

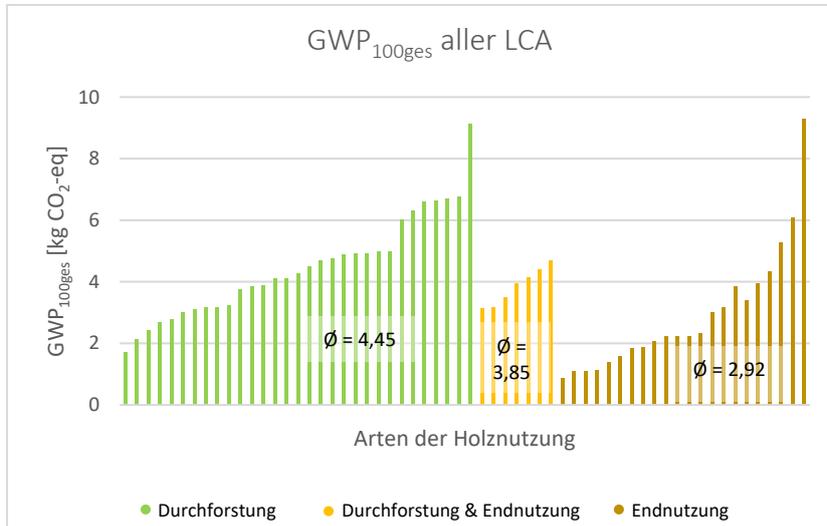


Abbildung 10: GWP_{100ges} Übersicht der Studien

Das GWP₁₀₀ mit zunehmendem Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität

Es wurde der Zusammenhang der drei Eingangsparameter Produktivität, Treibstoffverbrauch und Maschinengewicht in Relation zum gesamthaften GWP₁₀₀ untersucht. Anhand einer linearen Regression wird aufgezeigt, wie sich das GWP₁₀₀ der einzelnen Bilanzen mit dem zunehmenden Eingangswert verhält. Mit steigendem Treibstoffverbrauch nimmt auch das GWP₁₀₀ signifikant zu (Abbildung 11a). Die Steigung der Trendfunktion unterscheidet sich signifikant von der H₀ Hypothese, da der p-Wert mit 0,02383 unter 0,05 liegt. Das Bestimmtheitsmaß R² entspricht 0,0879.

Die GWP₁₀₀-Werte nehmen im linearen Trend tendenziell mit steigenden Maschinengewichten ab (Abbildung 11b). Der p-Wert ist mit 0,06937 allerdings größer als 0,05 und somit nicht signifikant. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0,0598.

Ersichtlich ist ein abnehmender Trend zwischen dem GWP_{100} und den zunehmenden Produktivitätswerten der Studien (Abbildung 11c). Der p-Wert ist mit $9,159e-06$ signifikant. Das Bestimmtheitsmaß entspricht $0,0928$.

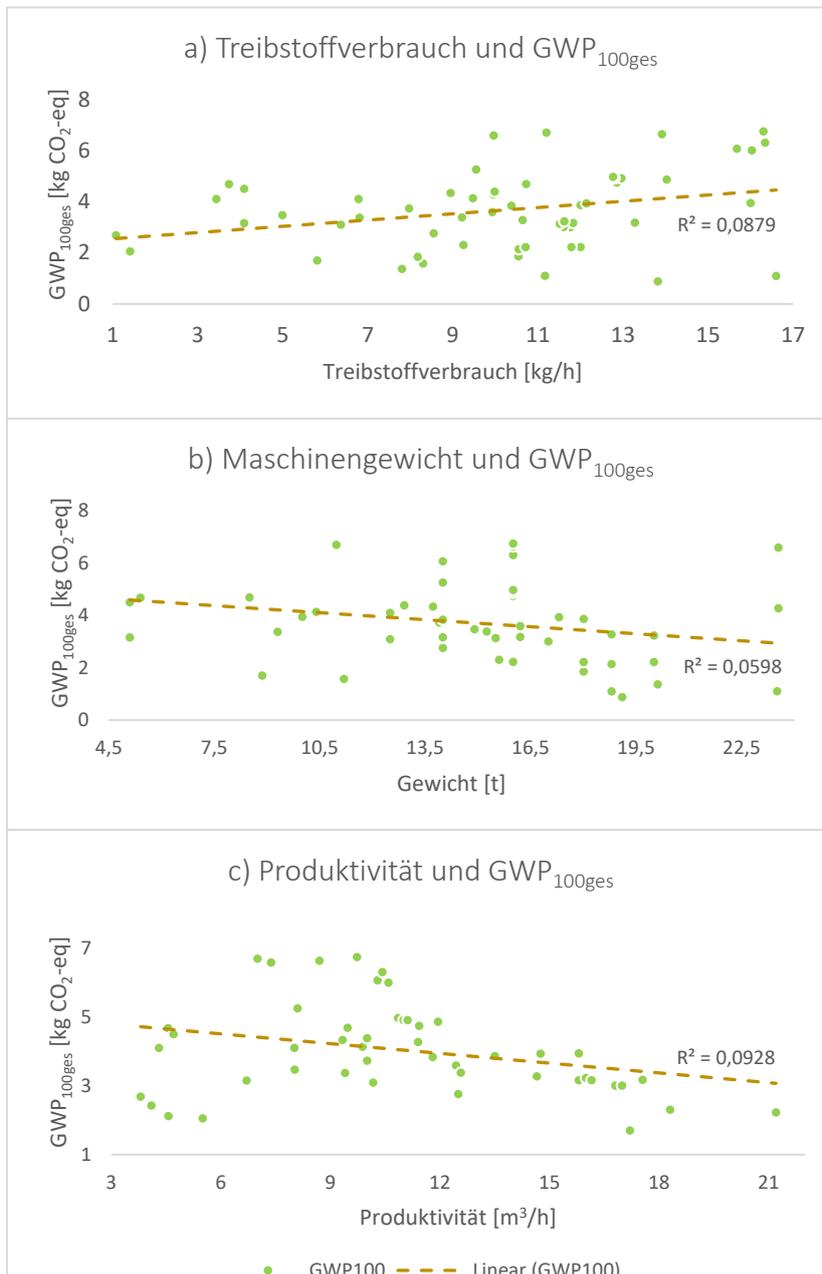


Abbildung 11: Das Verhältnis des GWP_{100} zu den untersuchten Eingangsparametern Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität

Das GWP₁₀₀ mit zunehmender Rückedistanz

Betrachtet man den Interquartilsabstand (IQR) der gefahrenen Rückedistanzen, wird deutlich, dass die mittleren 50 % der gefahrenen Distanzen in den Studien zwischen 226 m und 400 m liegen. Bei der Gegenüberstellung von Rückedistanz und GWP_{100Rückung} ist eine Steigung des Treibhauspotenzials mit zunehmender Distanz zu beobachten (Abbildung 12), die allerdings nicht signifikant ist. Der p-Wert beträgt 0,1514. Das R² ist bei 0,0747.

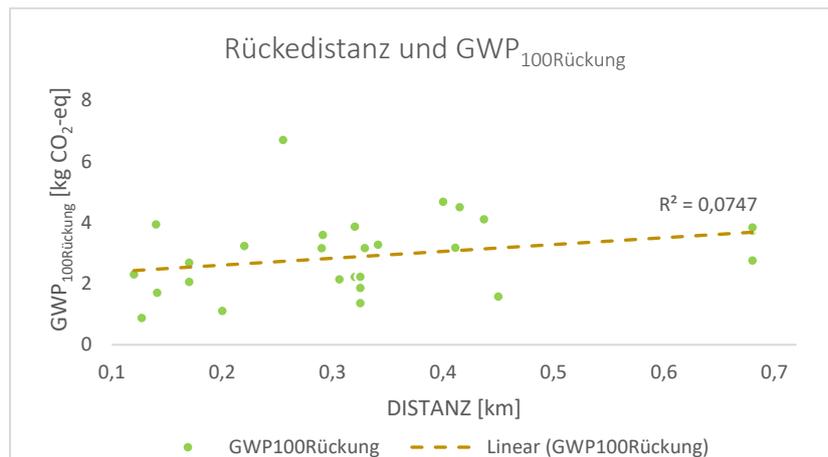


Abbildung 12: Das Verhältnis des GWP_{100Rückung} zur steigenden Rückedistanz

Der Unterschied des GWP₁₀₀ in der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung

Trennt man die Studien nach Durchforstung und Endnutzung, wird deutlich, dass die Durchforstungsstudien einen höheren GWP₁₀₀ Median als die der Endnutzung erreichen (Abbildung 13). Studien, die nicht eindeutig nach Durchforstung und Endnutzung unterscheiden, sind in dieser Darstellung nicht berücksichtigt.

Der Median der Studien, die in einer Durchforstung stattfinden, liegt bei 4,11 kg CO₂-eq m⁻³, der Median der Studien, die eine Endnutzung untersuchen, liegt hingegen bei 2,22 kg CO₂-eq m⁻³. Der Interquartilsabstand der Durchforstung-LCAs überschneidet sich leicht mit dem der Endnutzungen: das 1. Quartil der Durchforstung-LCAs liegt nur knapp unter dem 3. Quartil der Endnutzungen. Der p-Wert beträgt 0,0001502. Damit unterscheidet sich das GWP₁₀₀ in der Durchforstung signifikant von jenem in den Studien der Endnutzung.

Abbildung 13 zeigt sämtliche Case Studies, damit 1. die Ausreißer grafisch dargestellt werden und 2. da die Darstellung des IQA, Minimum und Maximum ansonsten nicht mehr der Wahrheit entsprechen. Dieser Sachverhalt gilt auch für die Boxplots in Abbildung 18 (fossiler Abbau) und Abbildung 21 (Humantoxizität).

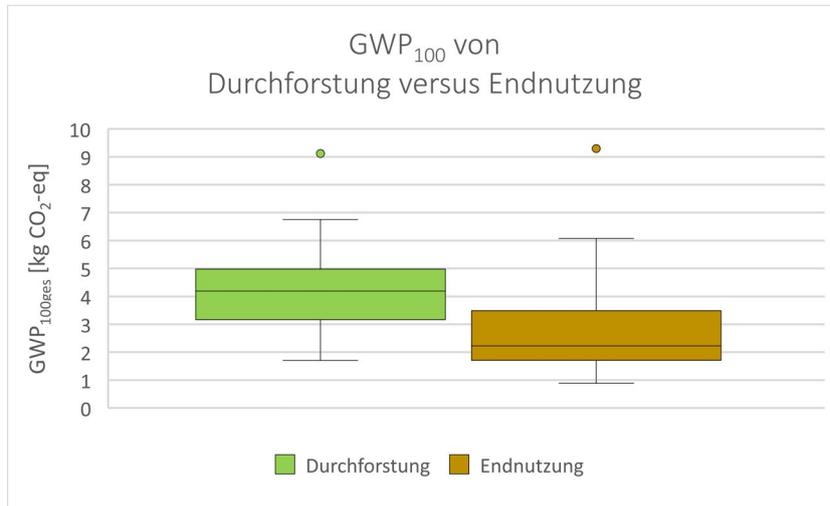


Abbildung 13: Das GWP₁₀₀ der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung

Der Unterschied des GWP₁₀₀ in den Studien der EU im Vergleich zum RoW

In Tabelle 38 findet sich die Anzahl der hier verwerteten Studien pro Land. Die Studie von Cremer & Velazquez-Martí (2007) ist keinem Land zuzuordnen und nicht in der Aufzählung enthalten. Die 14 Ökobilanzen aus Frankreich entstammen alle der Studie von González-García et al. (2009). Die schwedischen Ökobilanzen sind überwiegend aus der Studie von Nordfjell et al. (2003), drei davon sind aus der Studie von Klvac et al. (2003).

Tabelle 38: Die Länder, aus denen die Studien stammen

Land	Region	Anzahl LCA Bilanzen
Australien	RoW	2
Finnland	EU	5
Frankreich	EU	14
Irland	EU	4
Italien	EU	4
Lettland	EU	5
Kanada	RoW	1
Österreich	EU	5
Polen	EU	4
Rumänien	EU	1
Schweden	EU	13
Südafrika	RoW	3
USA	RoW	1
SUMME		62

Bei der Gegenüberstellung des GWP₁₀₀-Medians der LCAs in der EU und den übrigen Ländern (RoW) wird zwischen einem Regionen-Vergleich in der Durchforstung und in der Endnutzung unterschieden (Abbildung 14). Auch hier ist, wie bereits in Abbildung 13 erwähnt, ersichtlich, dass der Median des GWP₁₀₀ Durchforstung-LCAs höher ist als des Endnutzung-LCAs. Vor allem gibt es einen deutlichen Unterschied des GWP₁₀₀ zwischen den LCAs der EU und RoW in der Endnutzung. Die EU liegt hierbei im Median bei einem GWP₁₀₀ von 2,31 kg CO₂-eq und RoW bei 1,10 kg CO₂-eq. Einen merklich geringeren Unterschied gibt es bei den Durchforstung-LCAs. Hier hat RoW ein GWP₁₀₀ von 4,28 kg CO₂-eq, die EU 4,11 kg CO₂-eq. Die statistischen Auswertungen zeigen, dass der Unterschied der Endnutzungsstudien zwischen EU und Nicht-EU mit einem p-Wert von 0,002326 signifikant ist, wohingegen der Unterschied der Durchforstungsstudien mit einem p-Wert von 0,8937 keine Signifikanz aufweist. Der Median wurde aufgrund der geringen Case-Study-Anzahl aus den nicht EU-Ländern gewählt. Verglichen mit einer Boxplot Darstellung ist die Aussage durch ein Säulendiagramm ausgedrückt eindeutiger.

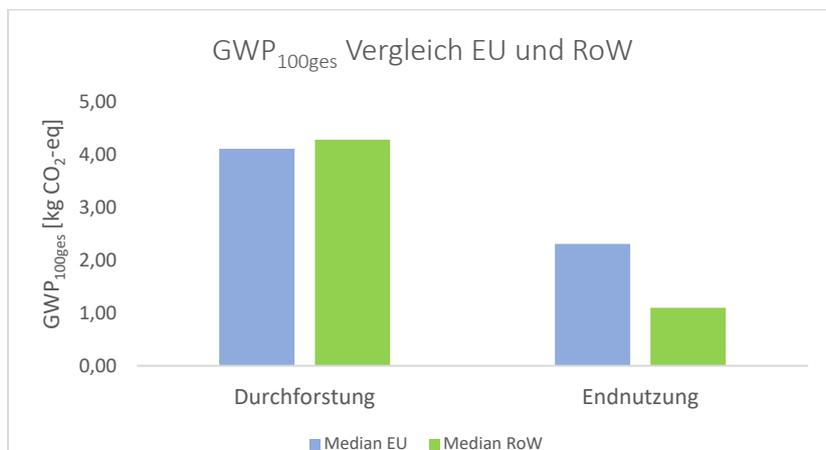


Abbildung 14: Der Vergleich des GWP₁₀₀ der europäischen mit den restlichen Studien

Die Veränderung des GWP₁₀₀ und der Eingangsparameter mit zunehmendem Baumvolumen

Die Studie von González-García et al. (2013) ermöglicht es – anhand einer linearen Regression – die Beziehung zwischen dem GWP₁₀₀, den Eingangsparametern (Maschinengewicht, Treibstoffverbrauch, Produktivität) und dem Baumdurchmesser (BHD) herzustellen. Wie bereits in Kapitel 3.2.2, Studie Nr. 6 vorgestellt, wurden sechs Eingriffe (Durchforstung und Endnutzung) im extensiven und acht Eingriffe im intensiven Bestandesmanagement durchgeführt (Tabelle 39). In beiden Systemen ist gut erkennbar, wie die BHDs mit dem Alter größer werden und auch, dass die BHD-Zunahme im extensiven System tendenziell größer ist.

Tabelle 39: Intensives und extensives Management des Waldbestandes aus LCA Studie 6

a) Extensives Management				b) Intensives Management			
LCA Nr.	Holznutzung	Alter [J]	BHD [cm]	LCA Nr.	Holznutzung	Alter [J]	BHD [cm]
7	Durchforstung	15	17	13	Durchforstung	13	11
8	Durchforstung	22	25	14	Durchforstung	17	14
9	Durchforstung	30	34	15	Durchforstung	21	18
10	Durchforstung	39	43	16	Durchforstung	25	22
11	Durchforstung	49	48	17	Durchforstung	30	26
12	Endnutzung	60	58	18	Durchforstung	36	31
				19	Durchforstung	43	35
				20	Endnutzung	47	42

Aufgrund der wenigen Stichproben sind in dieser Auswertung die Ausreißer miteinbezogen. In Abbildung 15 ist sowohl bei a) als auch bei b) ein abnehmendes GWP₁₀₀ mit zunehmender Baumdimension ersichtlich. Würden die GWP₁₀₀-Werte in Grafik b) bei 3,5 kg CO₂-eq m⁻³ als Ausreißer eliminiert werden, hätte es den Effekt, dass das GWP₁₀₀ mit zunehmender Baumdimension circa gleichbliebe und somit die Gesamtaussage veränderte. Der Treibstoffverbrauch verzeichnet im extensiven Management einen zunehmenden, mit Blick auf das intensive Management einen abnehmenden Trend.

Umgekehrt verhält es sich mit den dort eingesetzten Maschinen. Im extensiven Management werden bei dickeren Baumdimensionen leichtere Forwarder eingesetzt. Im intensiven Management werden bei den letzten beiden Eingriffen schwerere Forwarder eingesetzt. Die Produktivität erfährt in beiden Szenarien eine deutliche Zunahme mit wachsenden Baumdurchmessern.

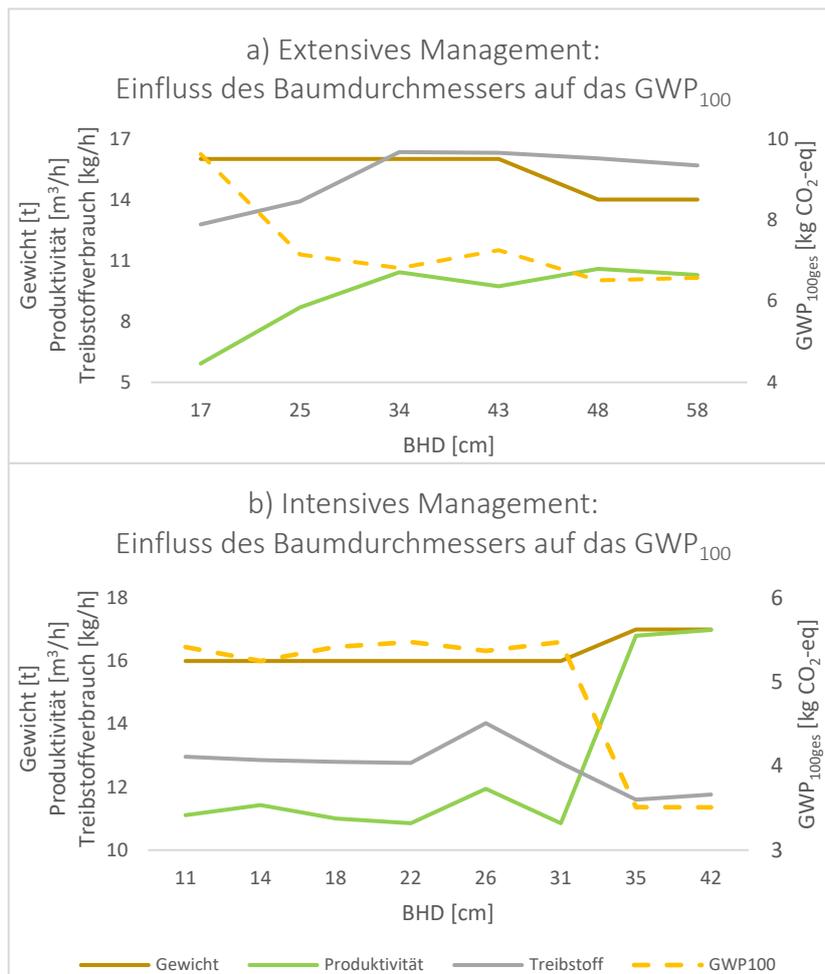


Abbildung 15: Das Verhältnis der Eingangsparameter und des GWP₁₀₀ zum zunehmenden Baumvolumen

4.2. Fossiler Abbau

Die Veränderung des fossilen Abbaus mit zunehmender Rückedistanz

Berechnet man den Zusammenhang des fossilen Abbaus mit zunehmender Rückedistanz anhand einer linearen Regression, so ergibt sich eine Zunahme, die allerdings nicht signifikant ist (Abbildung 16). Der p-Wert beträgt 0,1819. Das Bestimmtheitsmaß ist 0,0243.

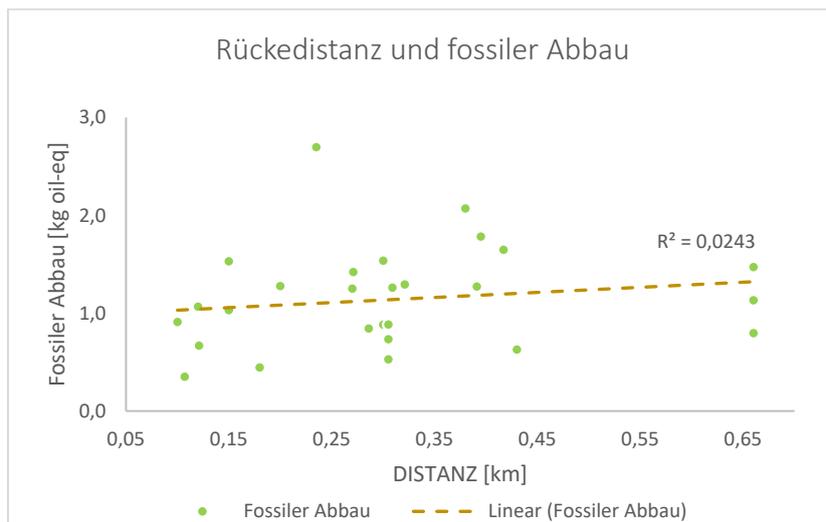


Abbildung 16: Der fossile Abbau im Verhältnis zur Rückedistanz

Der fossile Abbau mit zunehmendem Treibstoffverbrauch, Gewicht und Produktivität

Anhand einer linearen Regression wird aufgezeigt, wie sich der fossile Abbau der einzelnen Bilanzen mit den zunehmenden Eingangsparametern Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität verhält (Abbildung 17). Im linearen Trend zeigt sich, dass mit steigendem Treibstoffverbrauch tendenziell auch der fossile Abbau zunimmt (Abbildung 17a). Der p-Wert liegt bei 0,06215. Die Steigung ist somit nicht signifikant. Das R^2 beträgt 0,0608.

Mit steigenden Maschinengewichten wird im linearen Trend eine tendenzielle Abnahme des fossilen Abbaus ersichtlich (Abbildung 17b). Der p-Wert ist mit 0,06162 allerdings größer als 0,05 und das Ergebnis nicht signifikant. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei 0,0632.

Ein signifikant abnehmender Trend des fossilen Abbaus zeigt sich bei zunehmenden Produktivitätswerten (Abbildung 17c). Hier liegt der p-Wert bei $3,67e-06$. Das Bestimmtheitsmaß entspricht 0,325.

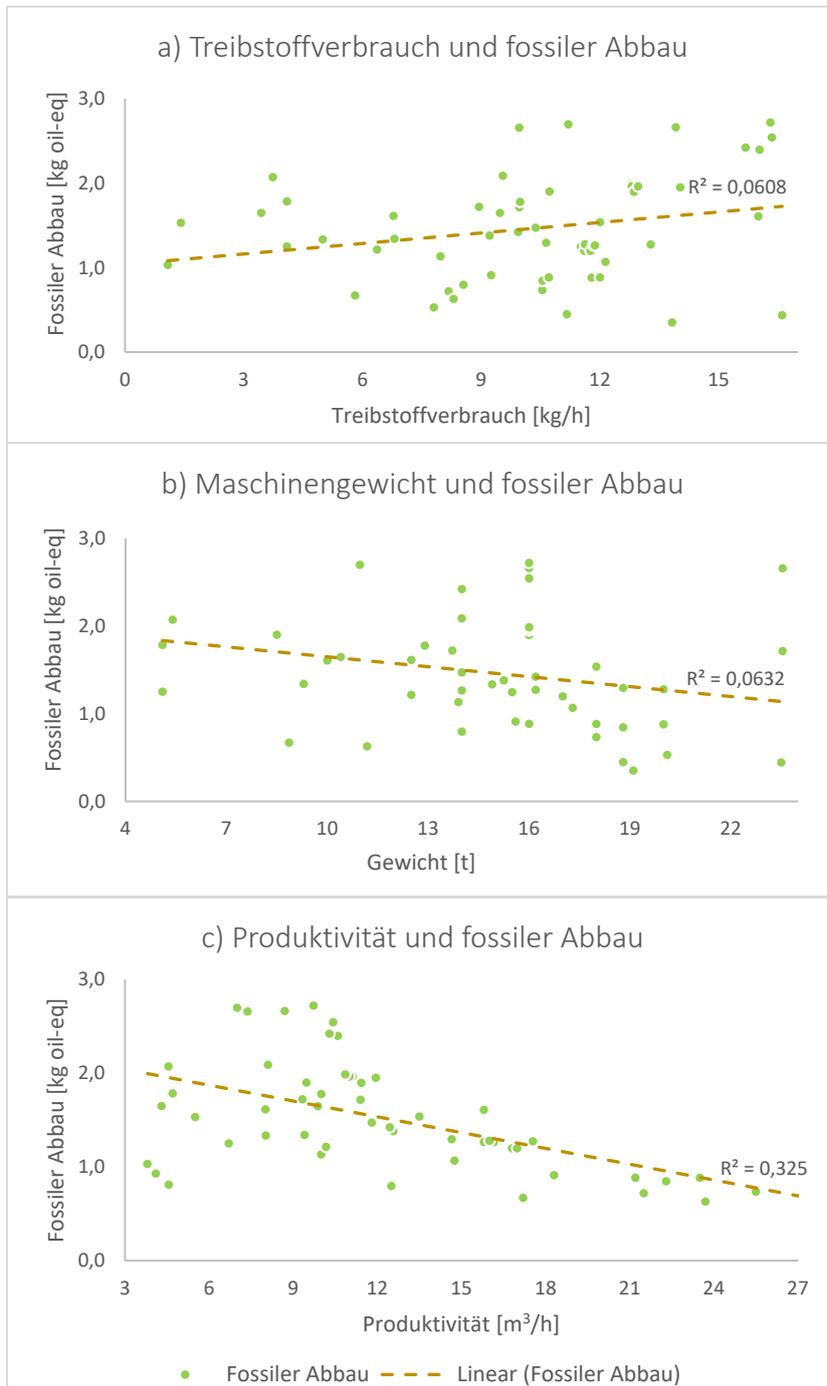


Abbildung 17: Das Verhältnis des fossilen Abbaus zu den untersuchten Eingangsparametern Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität

Der Unterschied des fossilen Abbaus in der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung

Werden die Studien nach Durchforstung und Endnutzung getrennt betrachtet, zeigt sich, dass die Durchforstungsstudien einen höheren Median des fossilen Abbaus als die der Endnutzung erreichen (Abbildung 18). Studien, die nicht eindeutig nach Durchforstung und Endnutzung unterscheiden, sind in dieser Darstellung nicht berücksichtigt. Der Median des fossilen Abbaus der Studie, die eine Durchforstung untersuchen, liegt bei 1,65 kg oil-eq m⁻³. Der Median der Studien, die in einer Endnutzung stattfinden, liegt hingegen bei 0,88 kg oil-eq m⁻³. Der Interquartilsabstand der Durchforstung-LCAs überschneidet sich leicht mit dem der Endnutzungen: das 1. Quartil der Durchforstung-LCAs liegt nur knapp unter dem 3. Quartil der Endnutzung-LCAs. Der p-Wert liegt bei 0,0001956. Damit unterscheidet sich der fossile Abbau der Durchforstungsstudien signifikant von denen der Endnutzung.

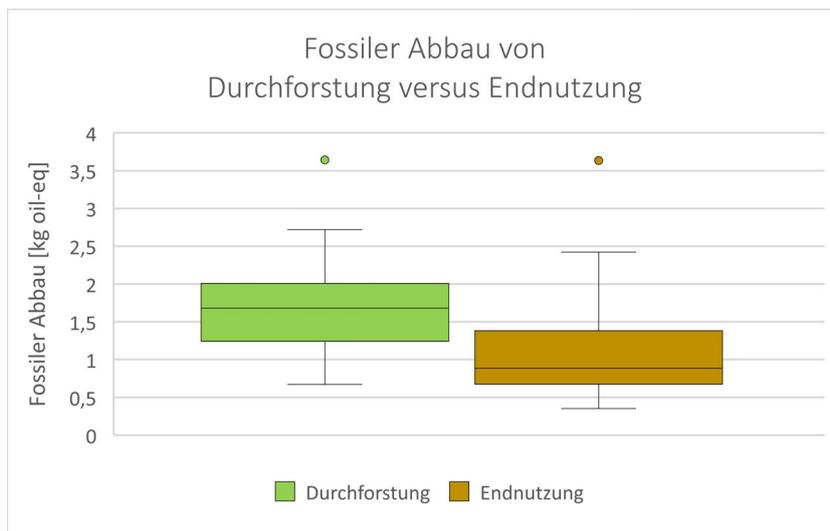


Abbildung 18: Der fossile Abbau der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung

4.3. Humantoxizität

Die Veränderung der Humantoxizität mit zunehmender Rückedistanz

Berechnet man die lineare Regression der Humantoxizität im Verhältnis zur Rückedistanz, so ergibt sich eine tendenzielle Zunahme, die allerdings nicht signifikant ist (Abbildung 19). Der p-Wert beträgt 0,1819, das Bestimmtheitsmaß R^2 liegt bei 0,0233.

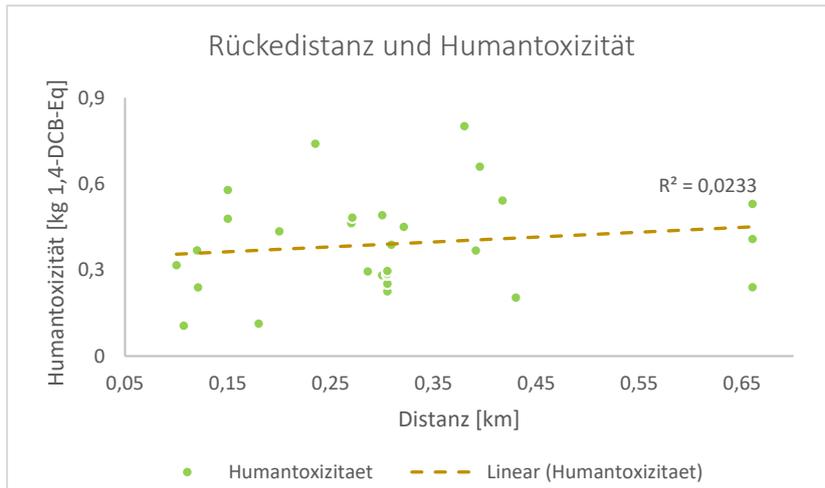


Abbildung 19: Die Humantoxizität im Verhältnis zur Rückedistanz

Die Humantoxizität mit zunehmendem Treibstoffverbrauch, Gewicht und Produktivität

Die drei Eingangsparameter Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität sind anhand einer linearen Regression in Relation zur Humantoxizität dargestellt (Abbildung 20). Im linearen Trend ist mit steigendem Treibstoffverbrauch kaum eine Änderung der Humantoxizität zu beobachten (Abbildung 20a). Der p-Wert liegt bei 0,5441 und ist somit nicht signifikant. Das Bestimmtheitsmaß R^2 beträgt 0,0067.

Mit steigenden Maschinengewichten zeigt sich eine Abnahme der Humantoxizität (Abbildung 20b). Der p-Wert beträgt 0,003014 und ist somit signifikant. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei 0,1543.

Ein signifikant abnehmender Trend der Humantoxizität ist bei zunehmenden Produktivitätswerten ersichtlich (Abbildung 20c). Hier liegt der p-Wert bei $5,116e-12$. Das Bestimmtheitsmaß entspricht 0,5962.

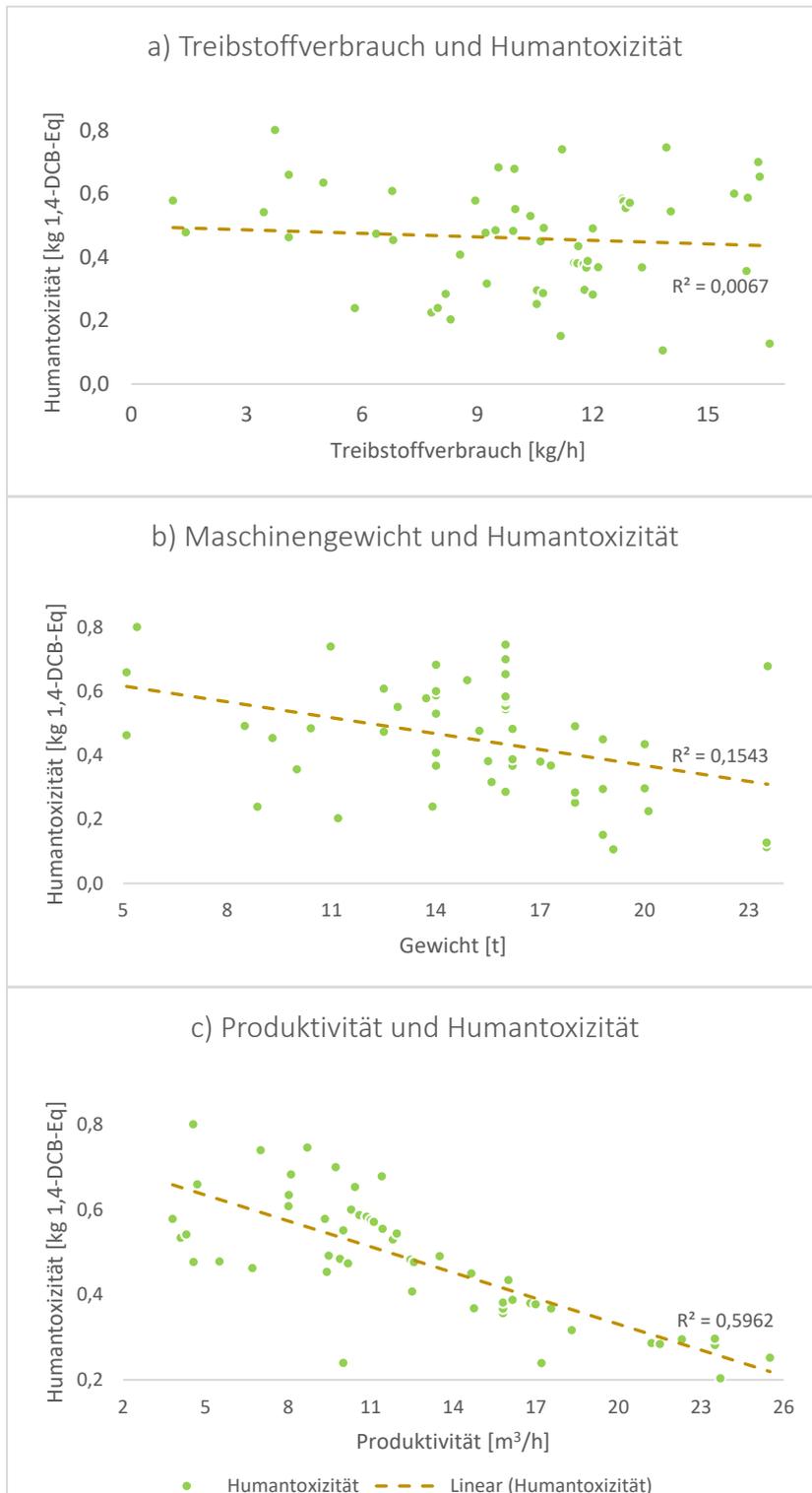


Abbildung 20: Die Humantoxizität im Verhältnis zu den untersuchten Eingangsparametern Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität

Der Unterschied der Humantoxizität in der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung

Trennt man die Studien nach Durchforstung und Endnutzung, wird deutlich, dass Die Durchforstungsstudien einen höheren Median der Humantoxizität als jene der Endnutzung erreichen (Abbildung 21). Studien, die nicht eindeutig nach Durchforstung und Endnutzung unterscheiden, sind in dieser Darstellung nicht berücksichtigt. Der Median der Studien, die in einer Durchforstung stattfinden, liegt bei 0,55 kg 1,4-DCB-eq m⁻³. Der Median der Studien, die eine Endnutzung untersuchen, liegt hingegen bei 0,30 kg 1,4-DCB-eq m⁻³. Der Interquartilsabstand der Durchforstung-LCAs überschneidet sich kaum mit dem der Endnutzungen: Das 1. Quartil der Durchforstung-LCAs liegt circa auf Höhe des 3. Quartils der Endnutzungen. Der p-Wert beträgt 6,314e-05. Damit unterscheidet sich die Humantoxizität der Durchforstungsstudien signifikant von denen der Endnutzung.

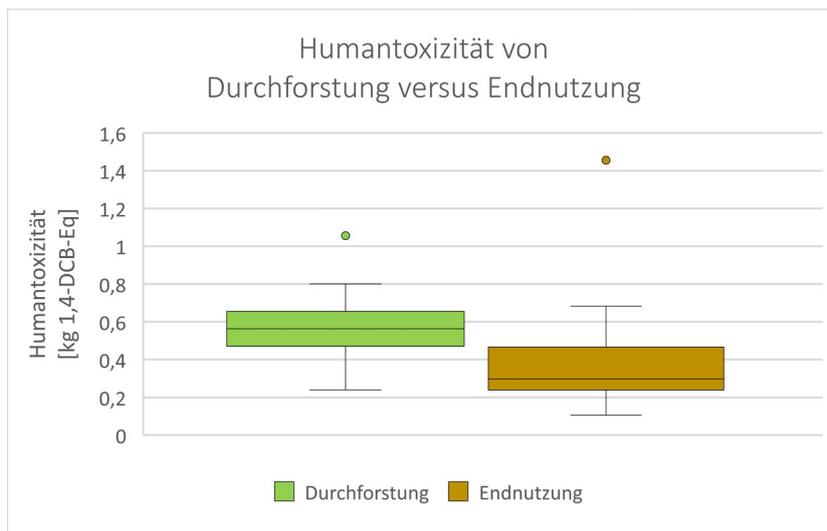


Abbildung 21: Die Humantoxizität der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung

5. Diskussion und Schlussfolgerung

Ziel dieser Arbeit war die Erstellung von Ökobilanzen für die Holzurückung mittels Forwarder. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse sowie eingesetzte Methoden und Daten diskutiert.

5.1. Interpretation der Ergebnisse

Vergleicht man die Anteile des GWP_{100} der Prozessmodule Maschinenproduktion, Überstellung, Forwarderrückung und Produktion und Bereitstellung von Treibstoff, Öle und Schmiermittel (Abbildung 9), so zeigt sich, dass z. B. Kühmaier et al. (2019) in ihrer Studie zu ähnlichen Ergebnissen gekommen sind. Als Hot-Spot wurde jeweils der eigentliche Rückeprozess identifiziert, bei dem eine nicht unerhebliche Menge an fossilen Energieträgern eingesetzt wird. Dadurch, dass der dort untersuchte Seilforwarder im steilen Gelände eingesetzt wurde, liegt der Anteil der Rückung bei 66 %, während der Wert in dieser Arbeit bei 59 % liegt. Das hängt damit zusammen, dass das GWP_{100} in dieser Arbeit aus unterschiedlichen Studien berechnet wurde. Darunter fallen auch Holznutzungen bspw. in Plantagen im ebenen Gelände, deren Produktivitäten höher bzw. deren Emissionen geringer als jene im Gebirge sind. Die Einbeziehung der unterschiedlichen Studien erklärt auch, warum das GWP_{100} eine solch hohe Varianz aufweist (Abbildung 10 & Abbildung 11). Das GWP_{100} von Durchforstungen reicht von 1,7 kg $CO_2\text{-eq m}^{-3}$ in einer Pappel-Plantage bis zu 9,3 kg $CO_2\text{-eq m}^{-3}$ in einer Studie, die die Rückung bzw. den Zwischentransport mittels Forwarder in den italienischen Alpen bei einer Rückedistanz von 2,4 km untersuchte (Abbildung 10).

5.1.1. Einfluss der Eingangsparameter

Folgend werden die in Kapitel 4 dargestellten Einflüsse je Parameter (Produktivität, Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht, Distanz und Baumvolumen) auf die drei untersuchten Wirkungskategorien Klimaänderung, fossiler Abbau und Humantoxizität erörtert.

5.1.1.1. Produktivität

Dass das GWP_{100} mit zunehmender Produktivität sinkt (Abbildung 11c), kann durch den Bezug der Umweltwirkung auf einen Kubikmeter Holz erklärt werden: somit sinkt das GWP_{100} bei

einer Erhöhung des gerückten Volumens pro produktiver Stunde, wenn dabei der Maschineneinsatz gleichbleibt. Auch Meißl (2019) und Messner (2019) fanden in ihren Studien heraus, dass mit der Zunahme des Stückvolumens die Produktivität steigt. Karjalainen et al. (2001) stellten zudem fest, dass vor allem die Produktivität der Ernte- und Transportsysteme die ökologische Belastung beeinflussen. Das Sinken des fossilen Abbaus (Abbildung 17c) und der Humantoxizität (Abbildung 20c) mit zunehmender Produktivität sind, wie auch beim GWP_{100} , durch den Bezug auf die funktionelle Einheit zu erklären.

Unter dem Gesichtspunkt der hohen negativen potenziellen Umweltwirkungen ist ein Forwardereinsatz bei geringen Produktivitäten zu hinterfragen. Eventuell sollten dann auch alternative Rückemethoden in Betracht gezogen werden. Es ist durchaus möglich die Umweltwirkungen zu reduzieren, wenn man z. B. in Durchforstungen im Gebirge nicht einen 20 Tonnen Forwarder einsetzt, sondern – wie in Studie 23 (Spinelli & Magagnotti, 2010) dargestellt – einen Mini-Forwarder mit 5,4 Tonnen und $4,5 \text{ kg CO}_2\text{-eq m}^{-3}$ verwendet, was circa dem GWP Median der Durchforstung Case Studies entspricht.

Distanz

Die Rückedistanz verzeichnet einen entscheidenden Einfluss auf die Produktivität des Forwarders (vergleiche Kapitel 3.2.1). Anhand der Gleichung der linearen Regression, die den Zusammenhang zwischen Produktivität und Distanz beschreibt (Formel 6), zeigt sich bei einer Erhöhung der Rückedistanz von 100 m auf 600 m eine Produktivitätsabnahme von 13,30 %. Je länger die Rückedistanz ist, desto geringer ist die Produktivität.

Formel 6: Lineare Regression Produktivität zur Distanz

$$\text{Produktivität [m}^3\text{/h]} = -0,0042(\text{Distanz [m]}) + 16,206$$

Folglich bewirkt eine höhere Rückedistanz einen Anstieg des GWP_{100} (Abbildung 12): Vergleicht man das GWP_{100} bei einer Rückedistanz von 100 m mit dem bei einer Rückedistanz von 600 m, ergibt sich ein Anstieg der potenziellen Umweltwirkung von 46,16 % (Formel 7).

Formel 7: Lineare Regression GWP_{100} zur Distanz

$$GWP_{100} [\text{kg CO}_2\text{-eq m}^{-3}] = 2,2419(\text{Distanz [km]}) + 2,2048$$

Der gleiche Trend zeigt sich auch für den fossilen Abbau (Abbildung 16) und die Humantoxizität (Abbildung 19). Zu diesem Ergebnis kamen auch Laitila et al. (2007), Messner (2019), Väättäinen et al. (2021) und de Oliveira Pitz et al. (2021).

Schlussfolgernd ist hier anzumerken, dass durch ein Minimieren der Rückedistanzen auch die negativen Umweltwirkungen niedrig gehalten werden können, was für eine höhere Erschließungsdichte spräche.

Baumvolumen

Der anhand von Studie 6 (González-García et al., 2013) aufgezeigte Einfluss des Baumvolumens auf die untersuchten Parameter (Abbildung 15) verdeutlicht einmal mehr den Einfluss des Baumvolumens auf die Produktivität und somit auf das GWP₁₀₀. Je größer das Baumvolumen, desto höher ist die Produktivität und desto geringer sind die Auswirkungen auf die Umwelt (kleines GWP₁₀₀). Zu einer ähnlichen Erkenntnis kamen – neben den bereits in Kapitel 3.2.1 genannten Autoren – auch Dvořák et al. (2021) in ihrer Studie.

Die Durchforstung entspricht den Baumvolumina in jüngeren Beständen, die Endnutzung entspricht den Baumvolumina in erntereifen, alten Beständen. Im Hinblick auf die beiden unterschiedlichen Ernteeingriffe lässt sich somit die Frage schlussfolgern, ob unter den Gesichtspunkten der potenziellen Umweltwirkungen z. B. eine Durchforstung im jungen Stangenholz mit einem Forwarder Klasse II oder sogar Klasse III sinnvoll wäre. Eine weitere Möglichkeit wäre, mit Blick auf ein Minimieren der Emissionen, die Anzahl von Durchforstungen in einem Bestand zu reduzieren bzw. es sollte eruiert werden, ob es alternative Rückemethoden gäbe, die in jüngeren Beständen höhere Produktivitäten erzielen könnten.

5.1.1.2. Treibstoffverbrauch

Dass das GWP₁₀₀ mit zunehmendem Treibstoffverbrauch ansteigt (Abbildung 11a), ist naheliegend: Je mehr Treibstoff verbraucht wird, desto mehr Emissionen werden freigesetzt. Auch werden durch die Zunahme des Treibstoffverbrauchs mehr Ressourcen verbraucht, was den steigenden fossilen Abbau mit zunehmendem Treibstoffverbrauch erklärt (Abbildung 17a). Athanassiadis (2000) fanden heraus, dass während des Lebenszyklus von Forstmaschinen 80-95 % des gesamten Energieinputs und der Emissionen an die Umwelt (CO₂, CO, NO_x, HC und

Feinstaub) mit dem Kraftstoffverbrauch während des Maschinenbetriebs in Verbindung gebracht werden. Im Hinblick auf die Humantoxizität zeigt der Trend kaum eine Änderung mit der Zunahme des Treibstoffverbrauchs (Abbildung 20a). Die Humantoxizität hat grundsätzlich einen Zeitfaktor, d. h. je länger ein Mensch einem Giftstoff ausgesetzt ist, desto toxischer ist die Wirkung. Der Treibstoffverbrauch hat darauf keinen mittelbaren Einfluss, da dieser auf eine Stunde bezogen ist.

Man sollte sich hierzu überlegen, ob es nicht auch in der Holzernte mittlerweile angebracht wäre den Einsatz von alternativen Antrieben zu forcieren. Zumindest der Hybridmotor wäre ein guter Anfang. Inwiefern elektrische oder sogar wasserstoffbetriebene Maschinen Sinn ergäben, muss an anderer Stelle geklärt werden. Wobei an dieser Stelle zu erwähnen sei, dass der Transport des Rundholzes zur holzverarbeitenden Industrie der größte Treibstoffverbraucher der Holzernte ist (Karjalainen et al., 2001).

5.1.1.3. Maschinengewicht

Meist werden die schwereren Rückemaschinen in Endnutzungen eingesetzt, um stärkere Bäume effizient rücken zu können. Das wirkt sich auch auf die Produktivität aus, was eine Erklärung dafür ist, dass das GWP_{100} mit der Zunahme des Maschinengewichts abnimmt (Abbildung 11b). Anhand der Gleichung der linearen Regression, die den Zusammenhang zwischen Produktivität und Maschinengewicht beschreibt (Formel 8), zeigt sich bei einem eingesetzten Forwarder mit einem Maschinengewicht von 20 Tonnen eine Produktivitätszunahme von 153,08 % im Vergleich zu einem Forwarder mit 5 Tonnen.

Formel 8: Lineare Regression Produktivität zum Maschinengewicht

$$\text{Produktivität [m}^3/\text{h]} = 0,6643(\text{Maschinengewicht [t]}) + 3,1879$$

Folglich bewirkt ein höheres Maschinengewicht eine Abnahme des GWP_{100} (Abbildung 11b): Vergleicht man das GWP_{100} eines eingesetzten Forwarders mit 5 Tonnen mit einem Forwarder mit 20 Tonnen, ergibt sich eine Abnahme der potenziellen Umweltwirkung von 29,21 % (Formel 9). Der Effekt ist schwächer als bei der Distanz, aber dennoch bemerkenswert.

Formel 9: Lineare Regression GWP_{100} zum Maschinengewicht

$$GWP_{100} [\text{kg CO}_2\text{-eq m}^{-3}] = -0,0896(\text{Maschinengewicht [t]}) + 5,0492$$

Dass der fossile Abbau (Abbildung 17b) und die Humantoxizität (Abbildung 20b) sinken, ist ebenfalls mit der Produktivität zu begründen.

Wie bereits in puncto Produktivität angesprochen (Kapitel 5.1.1.1) ist der Forwarder dem Zweck angemessen und für den bestimmten Einsatzort tauglich zu wählen. Nur dadurch kann eine optimale Produktivität erzielt und damit die negativen Umweltwirkungen minimiert werden.

5.1.2. EU versus RoW

Der markante Unterscheid des Endnutzungsergebnisses (Abbildung 14) ergibt sich durch eine deutlich geringere Case-Study-Anzahl der RoW Studien, die ausschließlich die Gegebenheiten in *Pinus radiata*, *P. patula* und *Populus x canadensis* Plantagen widerspiegeln. Daraus resultiert eine vergleichsweise hohe Produktivität und ein deutlich niedrigeres GWP₁₀₀ als in den Endnutzungen der EU, die zum Teil auch im Gebirge stattfinden und nur geringere Produktivitäten erzielen können.

Da die Durchforstungen von RoW aufgrund von Plantagenbewirtschaftung ausschließlich in jüngeren Beständen durchgeführt wurden, weisen diese im Vergleich zur EU niedrige Produktivitäten auf. Da die Durchforstungen der Case Studies in der EU, in Beständen mit längeren Umtriebszeiten durchgeführt wurden, wurden Durchforstungen auch in vergleichsweise älteren Beständen durchgeführt und im Vergleich zu RoW höhere Produktivitäten erzielt. Somit nähert sich das GWP₁₀₀ der beiden Regionen an. Ein offensichtlicher Unterschied des Treibstoffverbrauchs zwischen den beiden Regionen, der die Ergebnisse signifikant beeinflussen könnte, ist nicht zu erkennen.

5.2. Bewertung der eingesetzten Methode und Daten

5.2.1. Datenqualität

Betrachtet man die Ergebnisse genauer, lässt sich vor allem eines feststellen: Das Bestimmtheitsmaß der linearen Regressionen von Eingangsparametern und Wirkungskategorien ist sehr niedrig und liegt z. B. beim Treibstoffverbrauch bei $R^2 = 0,041$ (Tabelle 40). Das höchste Bestimmtheitsmaß haben die Produktivitätswerte mit einem Mittelwert der drei Wirkungskategorien von $R^2 = 0,338$.

Tabelle 40: Das Bestimmtheitsmaß der Parameter aus den Ergebnissen

Parameter	R^2
Produktivität	0,338
Maschinengewicht	0,092
Treibstoffverbrauch	0,041
Distanz	0,075
GWP ₁₀₀	0,076
Fossiler Abbau	0,164
Humantoxizität	0,199

Betrachtet man die P-Werte der linearen Regressionen, so zeigt sich, dass die Ergebnisse meist nicht signifikant sind (Tabelle 41). Das Mittel aller P-Werte liegt bei $P = 0,085$. Jedoch sind die Trends gut erkennbar und durch andere Studien gestützt. Der einzige Parameter mit eindeutiger Signifikanz in allen drei Wirkungskategorien ist die Produktivität mit einem mittleren P-Wert von $6,415E-06$.

Tabelle 41: Die Signifikanz der linearen Regressionen

Parameter	P-Wert
Produktivität	4,276E-06
Maschinengewicht	0,0447
Treibstoffverbrauch	0,062
Distanz	0,172
GWP ₁₀₀	0,061
Fossiler Abbau	0,076
Humantoxizität	0,182

Diese Erkenntnis lässt sich dadurch erklären, dass die für diese Arbeit gesammelten Daten nicht aus einem Feldversuch stammen. Die Studien sind sehr heterogen und die Daten unter unterschiedlichsten Bedingungen entstanden (vergleiche Kapitel 3.2.2). Die Datenerhebung

und -analyse wurde in den Studien individuell durchgeführt und entspricht keiner Norm oder Vorgabe. Die Signifikanz könnte sich etwa durch die Ausweitung des Umfanges an Case Studies oder durch die Einführung eines standardisierten Datenerhebungskonzept erhöhen.

An dieser Stelle sei erwähnt, dass es für die verwendeten Studien eine gute Datengrundlage in Bezug auf die Produktivität und den Treibstoffverbrauch bei der Holzernte gab. Einige Studien konnten allerdings in dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden, da entweder nur das Eine oder nur das Andere untersucht wurde. Zukünftig könnte man sich überlegen, ob in solchen Fällen Durchschnittswerte für die fehlenden Parameter verwendet werden, um einen größeren Umfang an Case Studies zu erhalten. Das könnte, gerade bei der Heterogenität der Studien, zu einem besseren Bestimmtheitsmaß der einzelnen Parameter und zu einer höheren Signifikanz der Ergebnisse führen, da die Trends in dieser Untersuchung durch andere Studien gestützt werden konnten. Wünschenswert wäre ein höherer Anteil an Studien, die, gerade bei der Untersuchung der Forwarderrückung, auch die Rückedistanzen angeben. Nicht möglich war die Auswertung der Einflüsse von Hangneigung und Geländebedingungen (Tragfähigkeit des Bodens, Nässe etc.). Lediglich eine Hand voll Studien haben diese Informationen geteilt.

5.2.1. Bewertung der Methode

Als Analysewerkzeug erfasst die Ökobilanz die gesamten Umweltwirkungen eines Produkts „von der Wiege bis zur Bahre“ und bietet so eine umfassende Sichtweise, was die Methode zu einem einzigartigen Ansatz der Nachhaltigkeitsbewertung macht und nicht zuletzt durch das Erstellen und Auswerten der Sachbilanz eine erweiterte Wissensbasis schafft. Durch die ISO Normen 14040 und 14044 wird zudem eine Struktur vorgegeben, die Entscheidungsträgern auch zu erkennen gibt, ob sie einigen Umweltaspekten einen hohen oder niedrigen Wert beimessen. Zudem ermöglicht die Ökobilanz die Auswirkungen zweier Produkte auf die Umwelt zu vergleichen und erleichtert somit Entscheidungsträgern die Produktwahl (Curran, 2014). Eine große Stärke der cradle-to-grave Betrachtung liegt jedoch in der Identifikation besonders kritischer Bereiche (Hot-Spots) auf dem gesamten Produktlebensweg. So kann einer Verlagerung von Umweltschäden von einem Land in ein anderes oder von einem Lebenswegabschnitt in einen anderen vorgebeugt werden (Schebek & Bräutigam, 2007)

Aber auch die Ökobilanz hat Ihre Einschränkungen. Die Methode fokussiert sich auf die Quantifizierung des ökologischen Aspekts der Nachhaltigkeit, um eine Überfrachtung der Methode zu vermeiden. Der Ausschluss sozialer und wirtschaftlicher Faktoren (vergleiche Kapitel 2.2) ist somit eine bewusste Entscheidung, wird aber manchmal als Einschränkung der Ökobilanz empfunden. LCA Studien stehen in der Kritik für das gleiche Produkt unterschiedliche Ergebnisse zu produzieren, da die ISO Norm viel Interpretationsraum für die durchführende Person lässt (Curran, 2014). Da die Ökobilanz die reale Welt in einem vereinfachten Modell bewertet, sind die Studien von Annahmen und Szenarien abhängig, die variieren können. Auch hat nicht jede Studie den gleichen Umfang bzw. die gleichen Auswirkungen und Prozesse, was zu unterschiedlichen Ergebnissen führt (van der Meer, 2018). Ein weiterer Punkt ist die Weiterentwicklung der Wirkungsindikatoren. Die Datenbanken weisen z. B. in Bezug auf die Klimaänderung und den Ozonabbau eine hohe Qualität auf. Andere Kategorien, wie Wasserverbrauch oder Landnutzung, sind noch in der Entwicklung (Curran, 2014). Auch ist das Umwandeln der LCI Ergebnisse in einen einzigen Wert ein subjektiver Prozess, der sich nicht ausschließlich auf die Naturwissenschaften stützen kann. Hierzu sind Werturteile wie Gewichtungen (Zuweisung und Berechnung der Wirkungskategorien, die deren relative Bedeutung widerspiegeln) oder Normalisierungen (Berechnung des Ausmaßes der Ergebnisse der Indikatoren) notwendig. Aufgrund der Unsicherheiten der Ergebnisse ist es oftmals schwer einen ‚Gewinner‘ der Alternativen zu ermitteln. Dennoch ist die Ökobilanz ein brauchbares Instrument, das zur Verbesserung des Verständnisses der Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen beiträgt, die durch jede Alternative beeinflusst werden – an den Ordnern, an denen die Auswirkungen auftreten (lokal, regional oder global) sowie im relativen Ausmaß jeder Art von Auswirkung zu jeder untersuchten Alternative. Dadurch lassen sich Vor- und Nachteile besser eruieren. Die Ökobilanz eignet sich am besten als relatives Instrument, was Entscheidungsträgern einen Vergleich aufzeigt und somit die Wahl zwischen Handlungsalternativen erleichtert (Curran, 2014). Es sollte angedacht werden allgemein anerkannte, dennoch strengere Richtlinien zu schaffen, die es erschweren in unterschiedlichen Studien unterschiedliche Ergebnisse des gleichen Produktes erzielen zu können.

Alternativen zur LCA

Die Ökobilanz beschäftigt sich ausschließlich mit der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeit und umfasst grundsätzlich alle potenziellen Umweltwirkungen. Eine weitere ökologische, eindimensionale Methode umfasst die Wirkungskategorie *Anthropogener Klimawandel*: die *Carbon Footprint Methode* stellt eine Kennzahl dar, die die Wirkung aller emittierten Treibhausgase auf das globale Klima zusammenfasst. Die *Water Footprint Methode* quantifiziert hingegen den durch die Globalisierung der industriellen Produktion und den durch die weltweite Steigerung der Biomasseproduktion hervorgerufenen hohen Wasserverbrauch in Gegenden mit tendenziellem Wassermangel. Neben dem Water und Carbon Footprint hat sich der kumulierte Energieaufwand (KEA) etabliert. Eine Kenngröße, die ausschließlich den Verbrauch fossiler Primärenergie zur Erzeugung von Produkten erfasst (Ausberg et al., 2015).

Um mehr als eine Nachhaltigkeitsdimension bewerten zu können, wurden methodische Ansätze auf Basis der Ökobilanzmethodik erarbeitet, die zum einen ökonomische und ökologische Aspekte berücksichtigen – die Ökoeffizienz-Analyse –, zum anderen zusätzlich noch soziale Kriterien untersuchen – die SEEBALANCE-Analyse. Die Ökoeffizienz-Analyse betrachtet im Vergleich zu einer Alternativlösung die ökologischen Einflüsse eines Produktsystems bezogen auf einen definierten Kundennutzen. Die Sozio-Ökoeffizienz-Analyse SEEBALANCE (Socio Eco Efficiency) ist um gesellschaftsrelevante Kriterien wie Beschäftigung, Gleichbehandlung und Ausbildungsniveau erweitert. Detaillierte Darstellungen von Einzelergebnissen der jeweiligen Bewertungskategorien und eine aggregierte Zusammenfassung von allen drei Dimensionen bilden das Gesamtergebnis von SEEBALANCE (Ausberg et al., 2015).

6. Zusammenfassung

Diese Arbeit hat sich mit der Thematik der ökologischen Nachhaltigkeit in der Holzernte befasst und unter diesem Gesichtspunkt die Holzurückung mit dem Forwarder genauer untersucht. Obgleich die Auseinandersetzung mit der Nachhaltigkeit in der Holzernte nichts Neues ist – schon im 17ten Jahrhundert hatte Carl von Carlowitz erste Gedanken dazu –, hat die Brisanz spätestens in den 2020er Jahren, getrieben durch das sich ungebremste Zuspitzen der Auswirkungen des Klimawandels, an Fahrt aufgenommen. Allein das 2015 im Pariser Klimaabkommen festgesetzte Klimaziel, die globale Erwärmung deutlich unter zwei Grad Celsius zu begrenzen, erfordert Maßnahmen für eine Reduktion anthropogen verschuldeter Emissionen. Gelingt dies nicht, hätte das ungeahnte Folgen – nicht nur für den Menschen, sondern auch für die Tier- und Pflanzenwelt, da ganze Ökosysteme in Mitleidenschaft gezogen würden.

Das führt dazu, dass die Gesellschaft eine immer kritischere Einstellung gegenüber einem konsumbehafteten Lebensstil bekommt und immer sensibler gegenüber emissionsbehafteten Prozessen, Produkten und Dienstleistungen wird. Bislang ist die Datengrundlage zur Bewertung der Folgen in der Forstwirtschaft noch verhalten. Die Rückung mittels Forwarder hat in Österreich, aber vor allem auch global gesehen, eine hohe Bedeutung bei der Holzernte. Gerade in flacheren Lagen ist der Forwarder ein wirtschaftlicher und effizienter Teil der hoch- und vollmechanisierten Holzgewinnung.

Daraus ergab sich die Notwendigkeit die Auswirkungen der Forwarderrückung auf die Umwelt genauer zu untersuchen und zu bewerten. Daraus entwickelte sich das Ziel Ökobilanzen auf Basis von globalen Studien zu erstellen, die die Forwarderrückung untersuchen. Fokussiert wurde die Rückung vom Waldort bis zur Forststraße. Dabei wurde den Forschungsfragen nachgegangen, welchen Einfluss die Eingangsparameter Maschinengewicht, Produktivität, Treibstoffverbrauch, Rückedistanz und das Baumvolumen auf die potenziellen Umweltwirkungen der Forwarderrückung haben, und ob sich Unterschiede zwischen den Studien aus der EU und den Nicht-EU Studien ergeben. Es galt auch zu erörtern, ob man Erkenntnisse und Ansätze findet die potenziellen Umweltwirkungen der Forwarderrückung zu verringern.

Als Methode wurde die Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 und 14044 eingesetzt. Eine sehr präzise, aber aufwendige Methode, um (negative) potenzielle Umweltwirkungen zu quantifizieren. Dafür wurden Produktivitätsdaten, Daten über den Treibstoffverbrauch und die Gewichte eingesetzter Maschinen in globalen wissenschaftlichen Studien gesammelt und in einer Excel basierten Datenbank zusammengetragen (Sachbilanz). Mit ergänzenden Inputs, bereitgestellt durch die internationale Datenbank *ecoinvent*, wurde dann in der Open Source Software *openLCA* die durch die ISO 14040 vorgeschriebene Wirkungsabschätzung – bezogen auf einen Kubikmeter Holz frei Forststraße (funktionelle Einheit) – durchgeführt. Mit Hilfe des Statistikprogramms *RStudio* und *MS Excel* wurden dann die Ergebnisse auf Signifikanz geprüft. Eine sehr interessante Erkenntnis der Ergebnisse war der mit einer sehr starken Signifikanz unterstrichene hohe Einfluss der Produktivität auf die Sensitivität der Wirkungskategorien. Auch die Höhe des Treibstoffverbrauchs ist ausschlaggebend für das Ausmaß der Umweltwirkungen. Hierbei wurde auch die offene Frage nach der Sinnhaftigkeit von alternativen Antriebsformen in der Holzernte angesprochen. Das Abnehmen der Umweltwirkungen bei steigendem Maschinengewicht wurde wieder mit einem daran gekoppelten Anstieg der Produktivität erklärt. Daraus wurde geschlossen, dass die Auswahl des für den Einsatz und das Gelände geeigneten Forwarders entscheidend ist. Aus diesem Grund sollte eine Prüfung nicht außer Acht gelassen werden, ob es in einem bestimmten Gelände nicht alternative Rückemethoden gibt, die bezogen auf einen Festmeter gerücktes Holz noch weniger Emissionen ausstoßen.

Die Bedeutung und der Beitrag dieser Forschung basiert auf der Weite des Umfangs an globaler Literatur mit dem speziellen Fokus auf die Umweltwirkungen der Forwarderrückung, die hier zusammengetragen, berechnet und analysiert wurden. Zu verzeichnen sind aus dieser Forschung die neu generierten Erkenntnisse, dass das Forwardermodell (Gewichtsklasse) passend zum Ernteeinsatz (z. B. Durchforstung in schwachem Stangenholz, oder Endnutzung) zu wählen ist und gegebenenfalls auch zu prüfen ist, ob eine alternative Rückemethode unter den Gesichtspunkten der Umweltwirkungen sinnvoller wäre. Einige Aspekte, die diese Studie hervorbrachte, konnten auch durch bereits andere durchgeführte Studien unterstrichen werden. Es gab keine Erkenntnisse, die entgegen den Aussagen der bereits bestehenden Literatur aufgekommen sind.

Literaturliste

- Ackerman, P., Williams, C., Ackerman, S., & Nati, C. (2017). Diesel consumption and carbon balance in South African pine clear-felling CTL operations: A preliminary case study. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 38(1), 65-72.
- Ackerman, S. A., Seifert, S., Ackerman, P. A., & Seifert, T. (2016). Mechanised pine thinning harvesting simulation: productivity and cost improvements as a result of changes in planting geometry. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 37(1), 1-12.
- Andes, L., Lützkendorf, T., Ströbele, B., Kopfmüller, J., & Rösch, C. (2019). *Methodensammlung zur Nachhaltigkeitsbewertung – Grundlagen, Indikatoren, Hilfsmittel*.
- Andrea Argnani. (2019). *Life Cycle Inventory of Timber Harvesting by Forest Machinery*.
- Apăfăian, A. I., Proto, A. R., & Borz, S. A. (2017). Performance of a mid-sized harvester-forwarder system in integrated harvesting of sawmill, pulpwood and firewood. *Annals of Forest Research*, 60(2), 227-241.
- Athanassiadis, D. (2000). Energy consumption and exhaust emissions in mechanized timber harvesting operations in Sweden. *Science of the Total Environment*, 255(1–3), 135-143.
- Athanassiadis, D., Lidestav, G., & Wästerlund, I. (1999). Fuel, hydraulic oil and lubricant consumption in Swedish mechanized harvesting operations, 1996. *Journal of Forest Engineering*, 10(1), 59-66.
- Ausberg, L., Ciroth, A., Feifel, S., Franze, J., Kaltschmitt, M., Klemmayer, I., Meyer, K., Saling, P., Schebek, L., & Weinberg, J. (2015). Lebenszyklusanalysen. In: *Umweltbewertung für Ingenieure* (pp. 203–314). Springer.
- Baldin, S. (2015). Lexikon der Nachhaltigkeit - Nachhaltigkeit Definition. Aachener Stiftung Kathy Beys. https://www.nachhaltigkeit.info/artikel/definitionen_1382.htm?sid=jdujo83sk74n288d3a3b3j3vu5
- Bauer, S. (2008). Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung. *Bpb: Bildungszentrale Für Politische Bildung*. <https://www.bpb.de/shop/zeitschriften/izpb/8983/leitbild-der-nachhaltigen-ent->

- DIN EN ISO 14044:2006 Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth publishing DIN (2006). <https://doi.org/https://dx.doi.org/10.31030/2761237>
- DREVARI.SK. (2022, February 11). *Timberpolis*. <https://www.timberpolis.at/calc-timber-weight.php#goToPage>
- Dvořák, J., Jankovský, M., Chytrý, M., Nuhlíček, O., Natov, P., Kormanek, M., & Löwe, R. (2021). Operational Costs of Mid-Performance Forwarders in Czech Forest Bioeconomy. *Forests*, 12(4), 435.
- Eberle, U., Jepsen, D., Volz, S., Ausberg, L., & Reintjes, N. (2015). ECO DESIGN KIT, Modul B2.1 Die Ökobilanz. In: *Ökopool – Institut für Ökologie und Politik GmbH, Hamburg*.
- ecoinvent. (2022). *About ecoinvent*. <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-association/>
- EPA. (2022). *Understanding Global Warming Potentials*. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>
- Erni, V., Frutig, F., Lemm, R., Oswald, K., & Thees, O. (2000). *Produktivitätsmodelle für Verjüngung, Jungwaldpflege und Holzernte mit Hilfe komponentenbasierter Softwaretechnologie. Schlussbericht zum Projekt Nr.98.03 des Wald- und Holzforschungsförderungs fonds*.
- Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: A policy framework for climate and energy in the period from 2020 to 2030, Europäische Union (2014).
- European Commission. (2010). *Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment*.
- Feifel, S. (2010). *Ökobilanzierung 2009: Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit; Tagungsband Ökobilanz-Werkstatt 2009; Campus Weihenstephan, Freising, 5. bis 7. Oktober 2009*. KIT Scientific Publishing.
- Fleischer, G., & Schmidt, W.-P. (1996). Functional unit for systems using natural raw materials. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1(1), 23-27.
- Frhr. von Weizsäcker, R. K. (2022). Produktivität. In: *Gabler Wirtschaftslexikon*. Springer Gabler.

- Ghaffariyan, M., Apolit, R., & Kühmaier, M. (2018). A Short Review of Fuel Consumption Rates of Whole Tree and Cut-To-Length Timber Harvesting Methods. *Current Investigations in Agriculture and Current Research*, 52, 603–606.
<https://doi.org/10.32474/CIACR.2018.05.000209>
- Ghaffariyan, M. R., Spinelli, R., Magagnotti, N., & Brown, M. (2015). Integrated harvesting for conventional log and energy wood assortments: a case study in a pine plantation in Western Australia. *Southern Forests: A Journal of Forest Science*, 77(4), 249-254.
- González-García, S., Bonnesoeur, V., Pizzi, A., Feijoo, G., & Moreira, M. T. (2013). The influence of forest management systems on the environmental impacts for Douglas-fir production in France. *Science of the Total Environment*, 461, 681-692.
- Grosse, G., Romanovsky, V., Jorgenson, T., Anthony, K. W., Brown, J., & Overduin, P. P. (2011). Vulnerability and feedbacks of permafrost to climate change. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 92(9), 73-74.
- Gruber, P. (2018). *Produktivität und Treibstoffverbrauch des Seilforwarders John Deere 1210E*. Manuskript, Universität für Bodenkultur, Institut für Forsttechnik, Wien, Österreich.
- Gschwantner, T. (2009). Technische und ökonomische Rahmenbedingungen der modellierten Holzernte. *BFW-Praxisinformation* 18, 10-12. <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/betriebsfuehrung/organisation-und-planung/hobi-wirtschaftlichkeit>
- Haavikko, H., Kärhä, K., Poikela, A., Korvenranta, M., & Palander, T. (2022). Fuel Consumption, Greenhouse Gas Emissions, and Energy Efficiency of Wood-Harvesting Operations: A Case Study of Stora Enso in Finland. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 43(1), 79-97.
- Hau, J. L., Yi, H., & Bakshi, B. R. (2007). Enhancing life-cycle inventories via reconciliation with the laws of thermodynamics. *Journal of Industrial Ecology*, 11(4), 5-25.
- Holtzschner, M. A., & Lanford, B. L. (1997). Tree Diameter Effects on Cost and Productivity of Cut-to-Length Systems. *Forest Products Journal Vol. 47, No. 3 March 1997*.
- Holzfeind, T. (2017). *Produktivitätsevaluierung des seilgestützten Forwarders John Deere 1110E*. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Institut für Forsttechnik, Wien, Österreich, 44 S.
- Holzleitner, F., Stampfer, K., Ghaffariyan, M. R., & Visser, R. (2010). Economic benefits of long term forestry machine data capture: Austrian Federal Forest case study. *Proceedings of the*

43th International Symposium on Forestry Mechanisation: "Forest Engineering: Meeting the Needs of the Society and the Environment", Padova, Italy.

- Holzleitner, F., Stampfer, K., & Visser, R. (2011). Utilization rates and cost factors in timber harvesting based on long-term machine data. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 32(2), 501-508.
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138-147.
- Kalēja, S., Lazdiņš, A., Zimelis, A., & Spalva, G. (2018). *Model for cost calculation and sensitivity analysis of forest operations.*
- Kaleja, S., Spalva, G., & Stola, J. (2018). Productivity and cost of logbear F4000 forwarder in thinning depending on driving conditions. *Eng. Rural Dev*, 17, 1458-1463.
- Kaleja, S., Zimelis, A., Lazdins, A., & Johansson, P. O. (2017). Comparison of productivity of Kranman Bison 10000 forwarder in stands harvested with harvester and chainsaw. *International Scientific Conference RURAL DEVELOPMENT 2017*, 318-323.
- Kärhä, K., Anttonen, T., Poikela, A., Palander, T., Laurén, A., Peltola, H., & Nuutinen, Y. (2018). Evaluation of salvage logging productivity and costs in windthrown Norway spruce-dominated forests. *Forests*, 9(5), 280.
- Karjalainen, T., Zimmer, B., Berg, S., Welling, J., Schwaiger, H., Finér, L., & Cortijo, P. (2001). Energy, carbon and other material flows in the Life Cycle Assessment of forestry and forest products. *Joensuu: European Forest Institute Discussion Paper*, 10, 1-67.
- Klein, D., Wolf, C., Schulz, C., & Weber-Blaschke, G. (2016). Environmental impacts of various biomass supply chains for the provision of raw wood in Bavaria, Germany, with focus on climate change. *Science of the Total Environment*, 539, 45-60.
- Kleine, A. (2009). Operationalisierung einer Nachhaltigkeitsstrategie – Ökologie. *Ökonomie Und Soziales Integrieren, Wiesbaden.*
- Klöpffer, W., & Grahl, B. (2007). *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf.* WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

- Klvac, R., & Skoupy, A. (2009). Characteristic fuel consumption and exhaust emissions in fully mechanized logging operations. *Journal of Forest Research*, 14(6), 328-334.
- Klvac, R., Ward, S., Owende, P. M. O., & Lyons, J. (2003). Energy audit of wood harvesting systems. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18(2), 176-183.
- Kühmaier, M., & Erber, G. (2018). Research trends in European forest fuel supply chains: a review of the last ten years (2007-2016) – part two: comminution, transport & logistics. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 39(1), 139-152.
- Kühmaier, M., Kanzian, C., Kral, I., Gruber, P., & Christoph Huber. (2019). *Ökobilanzierung der Holzbereitstellung bis zum Werk unter Einbeziehung neuer Technologien. Endbericht zur Projektstudie im Auftrag von Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, ÖBf AG und Forstbetrieb Franz Mayr-Melnhof-Saurau.*
- Laitila, J., Asikainen, A., & Nuutinen, Y. (2007). Forwarding of whole trees after manual and mechanized felling bunching in pre-commercial thinnings. *International Journal of Forest Engineering*, 18(2), 29-39.
- LWF Bayern. (2022, February 7). *Harvester und Forwarder – was ist das?* Bayrische Landesanstalt Für Wald Und Forstwirtschaft, Freising, Deutschland. <https://www.lwf.bayern.de/wissens-transfer/forstcastnet/234850/index.php>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.-O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P. R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connor, S., Matthews, J. B. R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M. I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M., & Waterfield, T. (eds.). (2018). *Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty.*
- Maximilian Wanzenböck. (2019). *VERGLEICHENDE ÖKOBILANZ (LCA) VON HOLZERNTESYSTEMEN IN STEILLAGEN.* Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Institut für Forsttechnik, Wien, Österreich, 78 S.
- Mederski, P. S. (2006). A comparison of harvesting productivity and costs in thinning operations with and without midfield. *Forest Ecology and Management*, 224(3), 286-296.

- Meißl, A. (2019). *Treibstoffverbrauch und Produktivität bei der Rückung von Laubholz mittels Forwarder*. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Institut für Forsttechnik, Wien, Österreich, 44 S.
- Messner, S. (2019). *Entrindung mit dem Harvesteraggregat in Fichten Durchforstungsbeständen*. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Institut für Forsttechnik, Wien, Österreich, 70 S.
- Moreno Chan, J., Walker, J., & Raymond, C. (2012). Green density and moisture content of radiata pine in the Hume region of New South Wales. *Australian Forestry*, 75. <https://doi.org/10.1080/00049158.2012.10676383>
- Nordfjell, T., Athanassiadis, D., & Talbot, B. (2003). Fuel consumption in forwarders. *International Journal of Forest Engineering*, 14(2), 11-20.
- Nurminen, T., Korpunen, H., & Uusitalo, J. (2006). Time Consumption Analysis of the Mechanized Cut-to-length Harvesting System. *Silva Fennica*, 40. <https://doi.org/10.14214/sf.346>
- Ökopool. (2015). *ECO DESIGN KIT, Modul B2.0 Einleitung Analyse- und Bewertungsmethoden*. Ökopool – Institut Für Ökologie Und Politik GmbH, Hamburg. <https://www.ecodesignkit.de/methoden/b2-analyse-und-bewertungsmethoden/b20-einleitung/>
- ÖNORM L 1020, Österreichisches Normungsinstitut (1997).
- Päivinen, R., Lindner, M., Rosén, K., & Lexer, M. J. (2012). A concept for assessing sustainability impacts of forestry-wood chains. *European Journal of Forest Research*, 131(1), 7-19. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0446-4>
- Pretzsch, H. (2010). Zur Verteilung des Zuwachses zwischen den Bäumen eines Bestandes und Abhängigkeit des Verteilungsschlüssels von den Standortbedingungen. *Allg Forst J Ztg*, 181(1/2), 4-13.
- PSI. (2013, June 4). *ecoinvent - weltweit führende Datenbank für Ökobilanzen lanciert Version 3.0*. Paul Scherrer Institut (PSI), Schweiz. <https://www.psi.ch/de>
- Puttock, D., Spinelli, R., & Hartsough, B. R. (2005). Operational trials of cut-to-length harvesting of poplar in a mixed wood stand. *International Journal of Forest Engineering*, 16(1), 39-49.
- Rozītis, G., Zimelis, A., & Lazdiņš, A. (2017). Evaluation of productivity and impact on soil of tracked ProSilva F2/2 forwarder in forest thinning. *Research for Rural Development*, 1, 94-100.
- Sakai, H., Nordfjell, T., Suadicani, K., Talbot, B., & Bøllehuus, E. (2008). Soil compaction on forest soils from different kinds of tires and tracks and possibility of accurate estimate. *Croatian*

- Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 29(1), 15-27.
- Schebek, L., & Bräutigam, K.-R. (2007). Von der Wiege bis zur Bahre: Eine Einführung in den Schwerpunkt "Lebenszyklusanalysen in der Nachhaltigkeitsbewertung". *TATuP-Zeitschrift Für Technikfolgenabschätzung in Theorie Und Praxis*, 16(3), 4-9.
- Schulze, K. (2006). *Wald mit Zukunft: nachhaltige Forstwirtschaft in Deutschland* (R. Schretzmann, Ed.). Bonn AID 2006.
- Siebenhüner, B. (2001). *Homo sustinens: Auf dem Weg zu einem Menschenbild der Nachhaltigkeit*. Metropolis-Verlag Marburg, Germany.
- Sirén, M., & Aaltio, H. (2003). Productivity and costs of thinning harvesters and harvester-forwarders. *International Journal of Forest Engineering*, 14(1), 39-48.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., & Miller, H. L. (2007). Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In *Klimaänderung 2007: Wissenschaftliche Grundlagen. Beitrag der Arbeitsgruppe I zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC)*.
- Spielmann, M., Barreto, L., Erni, V., Frutig, F., & Thees O. (2007). *Life Cycle Assessment of Energy Wood Chip Supply Chains A case study of near future supply of forest wood chips in Switzerland (unpublished)*.
- Spinelli, R., & Hartsough, B. R. (2006). Harvesting SRF poplar for pulpwood: Experience in the Pacific Northwest. *Biomass and Bioenergy*, 30(5), 439-445.
- Spinelli, R., & Magagnotti, N. (2010). Performance and cost of a new mini-forwarder for use in thinning operations. *Journal of Forest Research*, 15(6), 358-364.
- Spinelli, R., Magagnotti, N., Pari, L., & de Francesco, F. (2015). A comparison of tractor-trailer units and high-speed forwarders used in Alpine forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 30(5), 470-477.
- Stampfer, K., & Steinmüller, T. (2001). A new approach to derive a productivity model for the harvester Valmet 911 Snake. *Proc., International Mountain Logging and 11th Pacific Northwest Skyline Symposium—a Forest Engineering Odyssey*, 254-262.

- Strandgard, M., Mitchell, R., & Acuna, M. (2017). Time consumption and productivity of a forwarder operating on a slope in a cut-to-length harvest system in a *Pinus radiata* D. Don pine plantation. *Journal of Forest Science*, *63*(7), 324–330.
- Van der Meer (2018, 14. Dezember). Life Cycle Assessment: Benefits and limitations. FibreNet. <http://fibrenet.eu/index.php?id=blog-post-eleven>
- Väätäinen, K., Ala-Fossi, A., Nuutinen, Y., & Röser, D. (2006). The effect of single grip harvester's log bunching on forwarder efficiency. *Baltic Forestry*, *12*(1), 64–69.
- Väätäinen, K., Hyvönen, P., Kankaanhuhta, V., Laitila, J., & Hirvelä, H. (2021). The Impact of Fleet Size, Harvesting Site Reserve, and Timing of Machine Relocations on the Performance Indicators of Mechanized CTL Harvesting in Finland. *Forests*, *12*(10), 1328.
- Walsh, D., & Strandgard, M. (2014). Productivity and cost of harvesting a stemwood biomass product from integrated cut-to-length harvest operations in Australian *Pinus radiata* plantations. *Biomass and Bioenergy*, *66*, 93-102.
- Weinfurter, P. (2021). *Waldbau in Österreich auf ökologischer Grundlage – Eine Orientierungshilfe für die Praxis* (2nd ed.). Landwirtschaftskammer Österreich.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Geografische Verteilung der Nutzungen und verwendeter Technologien in Österreich	3
Abbildung 2: Gesamtnutzungsmenge gegliedert nach Rücketechnologie in Österreich.....	3
Abbildung 3: John Deere 1210E bei der Holzurückung	7
Abbildung 4: Die drei Dimensionen und Strategien der Nachhaltigkeit	9
Abbildung 5: Aspekte der Ökobilanzstruktur abgeändert nach DIN EN ISO 14040	11
Abbildung 6: Schematische Systemgrenzen modifiziert nach (Klöpffer & Grahl, 2007)	12
Abbildung 7: Bestandteile der Wirkungsabschätzung nach ISO 14040.....	16
Abbildung 8: Systemabgrenzung der Ökobilanzierung der Forwarderrückung	19
Abbildung 9: Anteile der Forwarderprozesse am Treibhauspotenzial (GWP_{100})	49
Abbildung 10: GWP_{100ges} Übersicht der Studien	50
Abbildung 11: Das Verhältnis des GWP_{100} zu den untersuchten Eingangsparametern Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität	51
Abbildung 12: Das Verhältnis des $GWP_{100Rückung}$ zur steigenden Rückedistanz.....	52
Abbildung 13: Das GWP_{100} der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung.....	53
Abbildung 14: Der Vergleich des GWP_{100} der europäischen mit den restlichen Studien.....	54
Abbildung 15: Das Verhältnis der Eingangsparameter und des GWP_{100} zum zunehmenden Baumvolumen.....	56
Abbildung 16: Der fossile Abbau im Verhältnis zur Rückedistanz.....	57
Abbildung 17: Das Verhältnis des fossilen Abbaus zu den untersuchten Eingangsparametern Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität	58
Abbildung 18: Der fossile Abbau der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung	59
Abbildung 19: Die Humantoxizität im Verhältnis zur Rückedistanz	60
Abbildung 20: Die Humantoxizität im Verhältnis zu den untersuchten Eingangsparametern Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität	61
Abbildung 21: Die Humantoxizität der Durchforstung im Vergleich zur Endnutzung.....	62

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der verwendeten Studien	24
Tabelle 2: Deskriptive Übersichtstabelle der untersuchten Studien	25
Tabelle 3: LCA Eingangsdaten Studie 1	26
Tabelle 4: LCA Eingangsdaten Studie 2	26
Tabelle 5: LCA Eingangsdaten Studie 3	27
Tabelle 6: LCA Eingangsdaten Studie 4	27
Tabelle 7: LCA Eingangsdaten Studie 5	28
Tabelle 8: LCA Eingangsdaten Studie 6 extensives Management	29
Tabelle 9: LCA Eingangsdaten Studie 6 intensives Management	29
Tabelle 10: LCA Eingangsdaten Studie 7	29
Tabelle 11: LCA Eingangsdaten Studie 8	30
Tabelle 12: Die in Studie 9 verwendeten Forwarder nach Argnani (2019)	31
Tabelle 13: LCA Eingangsdaten Studie 9	31
Tabelle 14: LCA Eingangsdaten Studie 10	32
Tabelle 15: LCA Eingangsdaten Studie 11	32
Tabelle 16: LCA Eingangsdaten Studie 12	33
Tabelle 17: LCA Eingangsdaten Studie 13	33
Tabelle 18: die in Studie 14 eingesetzten Forwarder	34
Tabelle 19: LCA Eingangsdaten Studie 14	34
Tabelle 20: LCA Eingangsdaten Studie 15 in Irland	35
Tabelle 21: LCA Eingangsdaten Studie 15 in Schweden	35
Tabelle 22: LCA Eingangsdaten Studie 16	36
Tabelle 23: LCA Eingangsdaten Studie 17	36
Tabelle 24: LCA Eingangsdaten Studie 18	37
Tabelle 25: LCA Eingangsdaten Studie 19	37
Tabelle 26: LCA Eingangsdaten Studie 20	38
Tabelle 27: LCA Eingangsdaten Studie 21	38
Tabelle 28: LCA Eingangsdaten Studie 22	39
Tabelle 29: LCA Eingangsdaten Studie 23	39
Tabelle 30: LCA Eingangsdaten Studie 24	40

Tabelle 31: LCA Eingangsdaten Studie 25	40
Tabelle 32: LCA Eingangsdaten Studie 26	40
Tabelle 33: Prozess-Inputs und -Outputs in openLCA am Beispiel von LCA Nr.1 (Ackerman et al., 2016)	43
Tabelle 34: Referenzeingabe für Berechnung der Wirkungskategorien	44
Tabelle 35: Wirkungskategorien nach <i>ReCiPe 2016</i>	45
Tabelle 36: Berechnung der Grenzen für die Identifikation von Ausreißern	47
Tabelle 37: Errechnete Grenzwerte für das Identifizieren von Ausreißerwerten	48
Tabelle 38: Die Länder, aus denen die Studien stammen	53
Tabelle 39: Intensives und extensives Management des Waldbestandes aus LCA Studie 6 ..	55
Tabelle 40: Das Bestimmtheitsmaß der Parameter aus den Ergebnissen.....	68
Tabelle 41: Die Signifikanz der linearen Regressionen	68

Anhang B: R-Skript zur Berechnung der Signifikanz zweier Mediane

```
library('tidyr')
library('readxl')
library(ggplot2)

## Pfadzuweisung
## Funktion für den Excelfile-Import
multiplesheets <- function(fname)

  {sheets <- readxl::excel_sheets(fname)
  tibble <- lapply(sheets, function(x) readxl::read_excel(fname, sheet =
x))
  df <- lapply(tibble, as.data.frame)
  names(df) <- sheets
  return(df)}

df <- multiplesheets(path)

#####
# zu ändernde Parameter
#####
sheet_name <- "Df vs EN R"

colname_1 <- 'Durchforstung'
colname_2 <- 'Endnutzung'
#####
# END
#####

df_1 <- df[[sheet_name]]
colnames(df_1)
first_col <- df_1[[colname_1]]
second_col <- df_1[[colname_2]]
data_long <- gather(df_1, group, measurement,
as.name(colname_1):as.name(colname_2), factor_key=TRUE)

## Test auf Normalverteilung
shapiro.test(df_1$Durchforstung)
shapiro.test(df_1$Endnutzung)

## Normalverteilung visuell dargestellt
hist1 <- ggplot(data=df_1, aes(x=first_col)) +
  geom_histogram(binwidth = 1, fill=color1) +
  scale_x_continuous("Durchforstung")
hist2 <- ggplot(data=df_1, aes(x=second_col)) +
  geom_histogram(binwidth = 1, fill=color2) +
  scale_x_continuous("Endnutzung")

## Anzeige Median
median(df_1$Durchforstung)
median(df_1$Endnutzung, na.rm = TRUE)

## t-Test
wilcox.test(measurement~group, data = data_long, exact = FALSE, correct =
FALSE, conf.int = FALSE)
```

Anhang C: R-Skript zur Berechnung der Signifikanz von linearen Regressionen

```
library('tidyr')
library('readxl')
library(ggplot2)

## Pfadzuweisung

##Funktion für den Excelfile-Import
multiplesheets <- function(fname)
{ sheets <- readxl::excel_sheets(fname)
  tibble <- lapply(sheets, function(x) readxl::read_excel(fname, sheet =
x))
  df <- lapply(tibble, as.data.frame)
  names(df) <- sheets
  return(df) }
df <- multiplesheets(path)

#####
# zu ändernde Parameter
#####
sheet_name <- "Distanz vs GWP100"

colname_1 <- 'Distanz [km]'
colname_2 <- 'GWP100_Rueckung'
#####
# END
#####

df_1 <- df[[sheet_name]]
colnames(df_1)
first_col <- df_1[[colname_1]]
second_col <- df_1[[colname_2]]

## Kreieren der linearen Regression
lmHeight = lm(first_col~second_col, data = df_1)
summary(lmHeight)

## Einfügen der Parameter in Reihenfolge wie im Excelsheet
sheetnames <- list('Distanz vs GWP100','Produktivitaet vs GWP')
colnames_1 <- list('Distanz [km]','Produktivitaet')
colnames_2 <- list('GWP100_Rueckung','GWP100')

## forloop
for(i in 1:length(sheetnames))
{
  sheet <- sheetnames[[i]]
  colname_1 <- colnames_1[[i]]
  colname_2 <- colnames_2[[i]]

  df_1 <- df[[sheet]]

  first_col <- df_1[[colname_1]]
  second_col <- df_1[[colname_2]]

## Berechnung der linearen Regression
  lmHeight = lm(first_col~second_col, data = df_1)

  print(summary(lmHeight))
}
```