



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN

Diplomarbeit

Entwicklung eines Modells für die Erstellung von Lebenszyklusanalysen zur Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien am Fallbeispiel der EPS-Wirtschaft in Österreich

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades eines

Diplom-Ingenieurs

unter der Leitung von

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Sebastian Schlund

(E330 Institut für Managementwissenschaften, Bereich: Mensch-Maschine-Interaktion)

Dipl.-Ing. Sebastian Lumetzberger

(Fraunhofer Austria Research GmbH)

eingereicht an der Technischen Universität Wien

Fakultät für Maschinenwesen und Betriebswissenschaften

von

Laura Kasinger

01551610 (066 482)

Wien, September 2023

Vorname Nachname



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN

Ich habe zur Kenntnis genommen, dass ich zur Drucklegung meiner Arbeit unter der Bezeichnung

Diplomarbeit

nur mit Bewilligung der Prüfungskommission berechtigt bin.

Ich erkläre weiters Eides statt, dass ich meine Diplomarbeit nach den anerkannten Grundsätzen für wissenschaftliche Abhandlungen selbstständig ausgeführt habe und alle verwendeten Hilfsmittel, insbesondere die zugrunde gelegte Literatur, genannt habe.

Weiters erkläre ich, dass ich dieses Diplomarbeitsthema bisher weder im In- noch Ausland (einer Beurteilerin/einem Beurteiler zur Begutachtung) in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe und dass diese Arbeit mit der vom Begutachter beurteilten Arbeit übereinstimmt.

Wien, September 2023

Vorname Nachname

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die mich bei der Erstellung dieser Diplomarbeit und während meines gesamten Studiums fachlich und persönlich begleitet und unterstützt haben.

Für die Ermöglichung dieser Arbeit möchte ich mich zunächst bei Herrn Univ.-Prof. Dr.-Ing. Sebastian Schlund und Fraunhofer Austria bedanken. Ein besonderer Dank gilt meinem operativen Betreuer Dipl.-Ing. Sebastian Lumetzberger, der durch sein konstruktives Feedback für einen kontinuierlichen Fortschritt meiner Diplomarbeit gesorgt hat. Vielen Dank für die kompetente Unterstützung und die Zeit, die in meine Diplomarbeit investiert wurde.

Ganz besonders möchte ich mich bei meinen Eltern bedanken, die mir nicht nur dieses Studium ermöglicht haben, sondern mir auch den emotionalen Rückhalt gegeben haben, meinen geplanten Weg zu gehen.

Ich möchte mich auch besonders bei meinem Freund Patrick für die ständige Motivation und Unterstützung bedanken und natürlich bei meinen FreundInnen für die lustigen Momente, aber auch für das Verständnis in stressigen Phasen während meines Studiums!

Kurzfassung

Die Etablierung der Kreislaufwirtschaft hat in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen, da sie als vielversprechender Ansatz zur Erreichung einer klimaneutralen Wirtschaft gilt. Es bedarf jedoch einer sorgfältigen Bewertung der Strategien, die für die Umsetzung einer effektiven Kreislaufwirtschaft erforderlich sind. Die Lebenszyklusanalyse (LCA) ist eine bewährte Methode zur Bewertung der Umweltauswirkungen von Produkten und Prozessen. Für die Kreislaufwirtschaft sind jedoch zusätzliche Bewertungskriterien und -methoden erforderlich, um die spezifischen Aspekte und Potenziale angemessen bewerten und optimieren zu können.

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines allgemeinen Modells zur Erstellung von LCA für die Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien. Durch eine systematische Literaturanalyse wurden die Entwicklungen von LCA in Bezug auf die Forschungsfragen analysiert. Basierend auf den gewonnenen Erkenntnissen wurden die Anforderungen an das Modell und die Berechnungsmethode abgeleitet und mit Hilfe von Normen und Richtlinien entwickelt. Anschließend wurden geeignete Softwareprogramme ausgewählt, um das entwickelte Modell zu implementieren. Zur Auswertung und Visualisierung des Modells wurde Tableau Desktop verwendet. Das Ergebnis ist ein modulares Modell zur Erstellung von LCA, das verschiedene Recyclingszenarien mit flexiblen Recycling- und Zyklusparametern simulieren und deren Auswirkungen auf das System abbilden kann. Die Validierung des Modells wurde anhand eines Use-Cases aus der EPS-Verpackungsindustrie in Österreich durchgeführt. Konkret wurden die Treibhausgasemissionen (CO₂-Bilanz) betrachtet und durch Recherchen eine praxisnahe Beschreibung erarbeitet. Bei einem Recyclinganteil von 56%, einer Recyclingeffizienz von 96% und zwei Zyklen kann laut Modell eine CO₂-Einsparung von 25,99% durch die Kreislaufwirtschaft gegenüber der linearen Wirtschaft erreicht werden. Die Einsparung wird vor allem durch die vermiedene Rohmaterialherstellung und thermische Verwertung erreicht.

Die Förderung der Kreislaufwirtschaft kann nur über den gesamten Markt und über Unternehmensgrenzen hinweg gelingen. Dies muss auch bei der Bewertung berücksichtigt werden. Die Wahl der Methode zur Einbeziehung des Recyclings in die LCA muss sorgfältig getroffen werden, da eine Überschätzung der Qualität der zurückgewonnenen Materialien die wahrgenommenen Vorteile des Recyclings deutlich erhöhen kann. Grundsätzlich kann gesagt werden, dass die Ergebnisse einer LCA stark von der Zieldefinition der LCA-Studie abhängen. Aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Ansätze kann es kein allgemein gültiges Modell geben und ein Vergleich von LCA-Studien ist aufgrund der unterschiedlichen Zielsetzungen oft nicht sinnvoll.

Abstract

The establishment of a circular economy has gained increasing importance in recent years, as it is considered a promising approach to achieving a carbon-neutral economy. However, a careful evaluation of the strategies required for effective implementation of the circular economy is needed. Life Cycle Assessment (LCA) is a proven method for evaluating the environmental impacts of products and processes. The circular economy, therefore, requires additional evaluation criteria and methods to adequately assess and optimize its specific aspects and potentials.

The aim of this thesis is to develop a general model for conducting LCA to evaluate recycling-based circular economy strategies. A systematic literature review was carried out to analyze the development of LCA in relation to the research questions. Based on the findings, the requirements for the model and the calculation method were derived and developed using standards and guidelines. Suitable software programs were then selected to implement the developed model. Tableau Desktop was used to evaluate and visualize the model. The result is a modular LCA model that can simulate different recycling scenarios with flexible recycling and cycle parameters to reflect their impact on the system. The model was validated using a case study from the EPS packaging industry. In particular, greenhouse gas emissions (CO₂ balance) were considered and a practical description was developed through research. According to the model, with a recycling rate of 56%, a recycling efficiency of 96% and two cycles, the circular economy can achieve a 25.99% reduction in CO₂ compared to a linear economy. The savings are mainly achieved through the avoided raw material production and thermal recovery.

The promotion of the circular economy can only be successful across the entire market and beyond company boundaries, and therefore needs to be taken into account in the evaluation. The choice of method for including recycling in the LCA must be made carefully, as overestimating the quality of recovered materials can significantly inflate the perceived benefits of recycling. In general, it can be said that the results of an LCA depend strongly on the goal definition of the LCA study. Due to the large number of different approaches, there is no universal model, and it is often not useful to compare LCA studies because of the different goal definitions.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Ausgangssituation und Problemstellung	1
1.2	Forschungsfragen und Ziel der Arbeit	3
1.3	Aufbau und Struktur der Arbeit	4
2	Theoretische Grundlagen.....	5
2.1	Grundlagen der Kreislaufwirtschaft.....	5
2.1.1	Lineare Wirtschaft vs. Kreislaufwirtschaft	7
2.1.2	Recycling als Kreislaufwirtschaftsstrategie	10
2.2	Grundlagen der Lebenszyklusanalyse (LCA)	12
2.2.1	Aufbau und Durchführung einer LCA	13
2.2.2	Betrachtung von Recycling in den Normen ISO 14040/14044	19
2.2.3	Datenbank und Software-Tools.....	20
3	Aktueller Stand der Forschung.....	23
3.1	Vorgehen bei der systematischen Literaturanalyse	23
3.1.1	Methode der systematischen Literaturanalyse.....	23
3.1.2	Durchführung der systematischen Literaturanalyse	24
3.2	Aktueller Stand von Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe	26
3.2.1	Zusammenfassung der betrachteten Fachartikel	28
3.3	Gegenüberstellung von Ansätzen und Methoden zur Berücksichtigung von Recyclingprozessen	37
4	Entwicklung eines Modells für die Erstellung von Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe.....	41
4.1	Anforderung an das Modell	41
4.2	Grundlegender Aufbau des Modells	43
4.2.1	Datenaufbereitung	43
4.2.2	Berechnungsgrundlage.....	47
4.2.3	Ergebnis der Modellogik	58
4.3	Beschreibung der verwendeten Software-Tools.....	58
4.3.1	Ecoinvent Datenbank.....	58
4.3.2	Tableau Desktop.....	62

4.4	Entwicklung des Modells	66
4.4.1	Datenaufbereitung in Excel	66
4.4.2	Berechnungslogik in Tableau Desktop.....	68
4.4.3	Visualisierung in Tableau Desktop.....	72
5	Evaluierung des Modells	78
5.1	Use-Case Beschreibung.....	78
5.2	Anwendung des Modells	79
5.2.1	Basisdaten und Systemgrenze	79
5.2.2	Anwendungscode für Tableau Desktop	83
5.3	Auswertung der Ergebnisse des Use-Case.....	85
6	Diskussion und Ausblick	90
6.1	Kritische Diskussion der Ergebnisse	90
6.2	Resultate in Bezug auf die Forschungsfragen.....	91
6.3	Einschränkungen des Ansatzes und der Ergebnisse	93
6.4	Nächste mögliche Schritte zur Weiterentwicklung	94
7	Anhang.....	95
7.1	Berechnungsgrundlage für den UseCase.....	95
8	Literaturverzeichnis	98
9	Abbildungsverzeichnis	105
10	Formelverzeichnis.....	107
11	Tabellenverzeichnis	108
12	Abkürzungsverzeichnis	109

1 Einleitung

„Österreich droht an Klimazielen krachend zu scheitern“

So lautete die Schlagzeile im Standard im April 2023. Laut dem Zeitungsartikel will Österreich bis 2040 klimaneutral werden, sprich weniger Treibhausgase ausstoßen, als die Umwelt aufnehmen kann. Dabei geht das Umweltbundesamt in seinen aktuellen Prognosen davon aus, dass das Ziel der Klimaneutralität mit den bisherigen Maßnahmen nicht erreicht werden kann (Pramer 2023).

In diesem Zusammenhang werden Fragen der Ressourcenknappheit, des Klimawandels und der Einhaltung von Gesetzen immer drängender und immer mehr Unternehmen erkennen den Wettbewerbsvorteil der Kreislaufwirtschaft (Low et al. 2016, S. 119). Die Kreislaufwirtschaft ist ein vorausschauendes, nachhaltiges Geschäftsmodell, das wirtschaftliches Wachstum ohne Erschöpfung der Ressourcen und Umweltzerstörung ermöglicht. In der Kreislaufwirtschaft wird der Ressourcenverbrauch durch Ressourcenreduzierung, Wartung, Wiederverwendung und Recycling verringert. Im Gegensatz zur derzeitigen linearen Wirtschaft („Nehmen, Herstellen, Entsorgen“) schließt die Kreislaufwirtschaft den Materialkreislauf und ermöglicht so eine lange Nutzungsdauer über mehrere Lebenszyklen, um einen maximalen Nutzen zu erzielen (Cong et al. 2019, S. 1).

Um zu verstehen, wie die Kreislaufwirtschaft für ein bestimmtes Produktsystem funktionieren kann bzw. unter welchen Bedingungen es sich lohnt, sie einzuführen, werden Entscheidungshilfen benötigt, die eine ganzheitliche Perspektive auf den Produktlebenszyklus bieten (Low et al. 2016, S. 119).

1.1 Ausgangssituation und Problemstellung

Der „Europäische Grüne Deal“ wurde mit dem Ziel ins Leben gerufen, die Wettbewerbsfähigkeit zu stärken und dabei eine klimaneutrale Wirtschaft zu etablieren, die eine Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch anstrebt (Europäische Kommission März 2020).

Die Kreislaufwirtschaft gilt als vielversprechender Weg zur Erreichung dieser Ziele, aber es wird ein zuverlässiger Maßstab benötigt, um Kreislaufstrategien zu bewerten. Die Lebenszyklusanalyse (LCA) leistet dabei einen wichtigen Beitrag, jedoch werden diese oft für Cradle-to-Grave-Analysen modelliert, während eine Kreislaufwirtschaftsbewertung eine Ausweitung der Systemgrenze auf mehr miteinander verbundene Lebenszyklen erfordern würde, die sich an einer Cradle-to-Cradle-Perspektive orientiert (Stillitano et al. 2022).

Ähnliche Aussagen lassen sich auch in anderen aktuellen Publikationen finden:

- Die Bewertung der Ressourceneffizienz und der Umweltauswirkungen von Kreislaufwirtschaftssystemen ist eine Herausforderung für die Lebenszyklusanalyse. Da die Zurechnung von Recyclingvorteilen und -belastungen uneinheitlich ist, führt dies zu Unklarheiten an der Systemgrenze (Tian et al. 2022).
- Unternehmen und staatliche Stellen verfolgen zunehmend Strategien, die auf dem Konzept der Kreislaufwirtschaft basieren. Die Entscheidungsfindung in der Kreislaufwirtschaft stützt sich jedoch in der Regel auf Analysen, die nicht genügend Einblicke in alle Nachhaltigkeitsdimensionen bieten, so dass die Gefahr einer verfälschten Darstellung besteht (Papo und Corona 2022).
- Gegenwärtig führen die meisten Methoden nicht zu wertvollen Entscheidungen, da sie die Leistung der Kreislaufwirtschaft nicht in ihrer Gesamtheit erfassen, was zu einer schlechteren Bewertung bei bestimmten Aspekten, wie z. B. der Umwelt, führt (Koinig et al. 2022).

Auf Basis dieser aktuellen Erkenntnisse lässt sich feststellen, dass keine einheitliche Methode existiert, die eine ganzheitliche Bewertung des Lebenszyklus für Recyclingkreisläufe ermöglicht. Dies hat zur Folge, dass der Vergleich verschiedener Kreislaufwirtschaftsstrategien sowie die Auswahl der ökologisch sinnvollsten Strategie nicht möglich ist (Tian et al. 2022).

1.2 Forschungsfragen und Ziel der Arbeit

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines Modells für die Erstellung von Lebenszyklusanalysen zur Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien. Dadurch soll eine standardisierte und ganzheitliche Bewertungsmethode für den Vergleich von Kreislaufwirtschaftsstrategien ermöglicht werden. So kann sichergestellt werden, dass die ökologisch sinnvollste Strategie verfolgt wird. Die ganzheitliche Bewertung wird durch die Kombination bestehender Methoden, sowie die Ergänzung eigener Prozessbausteine erreicht. Dabei liegt der Fokus auf Methoden und Ansätze zur Berücksichtigung von Recyclingprozessen.

Dazu wird folgende zentrale Forschungsfrage beantwortet:

1. Wie müssen Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe konzipiert sein, um eine Grundlage für die Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien zu schaffen?

In diesem Zusammenhang werden zunächst durch eine systematische Literaturanalyse der Stand der Forschung bei der Berechnung von Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe und deren jeweilige Vor- und Nachteile eruiert. Hier werden Methoden in Betracht gezogen, die mindestens zwei Lebenszyklen untersuchen oder sich mit der Einrechnung von Sekundärrohstoffen aufgrund von Recyclingprozessen befassen. Dabei werden bei der Recherche folgende Fragestellungen besonders berücksichtigt:

2. Durch welche Ansätze und Methoden werden in den aktuellen Publikationen Recyclingkreisläufe in Lebenszyklusanalysen berücksichtigt? Wie viele Lebenszyklen werden dabei betrachtet?

3. Welche Systemgrenze wird festgelegt? Welche Prozesse werden dabei in die Berechnung einbezogen und welche nicht?

Auf Grundlage der Bewertung der verschiedenen Berechnungsmethoden wird ein eigenes Modell entwickelt, dass die standardisierte und ganzheitliche Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien ermöglicht. Um das Modell zu validieren, wird es anhand eines Use-Case getestet.

1.3 Aufbau und Struktur der Arbeit

Zur Beantwortung der genannten Forschungsfragen wurde der Aufbau dieser Arbeit folgend festgelegt. Im theoretischen Teil werden alle notwendigen Grundlagen im Bereich der Kreislaufwirtschaft und der Lebenszyklusanalyse erarbeitet, die für das weitere Vorgehen benötigt werden.

Im dritten Kapitel wurde eine systematische Literaturanalyse durchgeführt, um die Entwicklung von Lebenszyklusanalysen der letzten Jahre in Bezug auf recyclingbasierte Kreislaufwirtschaftsstrategien zu analysieren. Für diese systematische Literaturanalyse wird die Methode von Tranfield verwendet, die einführend vorgestellt wird. Anschließend werden die verschiedenen Ansätze zur Berücksichtigung von recycelten Materialien in Lebenszyklusanalysen untersucht. Im Anschluss erfolgt eine Gegenüberstellung der Methoden, aus der ein Handlungsbedarf abgeleitet wird.

Basierend auf den Erkenntnissen der Literaturanalyse wird ein Modell für die Erstellung von Lebenszyklusanalysen zur Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien mit Hilfe von Normen und Richtlinien entwickelt. Hierfür wurde eine Berechnungslogik erarbeitet und in Tableau Desktop implementiert.

Nach einer genauen Beschreibung der Berechnungslogik und der Implementierung und Visualisierung in Tableau Desktop wird das entworfene Modell anhand eines Use-Case validiert.

Das letzte Kapitel fasst die im Laufe der Arbeit gewonnenen Erkenntnisse zusammen, geht auf die Beantwortung der Forschungsfragen ein und gibt einen Ausblick auf mögliche Weiterentwicklungen.

2 Theoretische Grundlagen

Dieses Kapitel befasst sich mit den theoretischen Grundlagen der Kreislaufwirtschaft und der Lebenszyklusanalyse. Im ersten Abschnitt werden unterschiedliche Definitionen sowie die Grundidee der Kreislaufwirtschaft und der Übergang von einer linearen Wirtschaft zu einer Kreislaufwirtschaft beschrieben. Darauf aufbauend wird die Kreislaufwirtschaftsstrategie Recycling vertiefend behandelt.

Im zweiten Abschnitt werden der grundlegende Aufbau und die Durchführung einer Lebenszyklusanalyse erläutert. Des Weiteren wird die Berücksichtigung des Recyclings in den relevanten Normen analysiert. Abschließend werden Datenbanken und Software-Tools zur Durchführung einer Lebenszyklusanalyse vorgestellt.

2.1 Grundlagen der Kreislaufwirtschaft

In den letzten zehn Jahren hat die Kreislaufwirtschaft (Circular Economy, CE) zunehmend die Aufmerksamkeit von politischen EntscheidungsträgerInnen, WissenschaftlerInnen und der Industrie auf sich gezogen. Die Grundidee der Kreislaufwirtschaft ist eindeutig: Die linearen Materialströme der globalen Produktions- und Verbrauchssysteme können nicht in ihrer bisherigen Form weitergeführt werden. Einerseits macht die Endlichkeit nicht erneuerbarer Ressourcen wie Land oder fossiler Brennstoffe deutlich, dass die derzeitigen Abbauraten nicht unbegrenzt aufrechterhalten werden können. Andererseits zeigt das Ausmaß der Abfallproduktion und der Emissionen, dass die Umwelt nur begrenzt in der Lage ist, die Abfallprodukte der derzeitigen nicht nachhaltigen Produktions- und Verbrauchssysteme zu bewältigen, die darauf ausgerichtet sind, die Bedürfnisse einer immer wohlhabenderen Gesellschaft zu befriedigen (Brandão et al. 2020, S. 1).

Obwohl das Modell der Kreislaufwirtschaft als Schlüsselinstrument zur Förderung nachhaltiger Produktions- und Verbrauchssysteme angesehen wird, ist die Debatte über dessen Definition und vollständige Umsetzung noch nicht abgeschlossen (Berlin et al. 2022, S. 1). Es existieren zahlreiche aktuelle Definitionen von internationalen Organisationen und aus der Wissenschaft. Das Europäische Parlament definiert die Kreislaufwirtschaft folgendermaßen:

„The circular economy is a model of production and consumption, which involves sharing, leasing, reusing, repairing, refurbishing and recycling existing materials and products as long as possible. In this way, the life cycle of products is extended. In practice, it implies reducing waste to a minimum. When a product reaches the end of its life, its materials are kept within the economy wherever possible thanks to recycling. These can be productively used again and again, thereby creating further value (Europäisches Parlament 2023).“

Laut Fornasari und Neri stammt die am häufigsten zitierte Definition von der Ellen MacArthur Foundation und lautet wie folgt:

„The circular economy is one that is restorative and regenerative by design and aims to keep products, components, and materials at their highest utility and value at all times, distinguishing between technical and biological cycles. This new economic model seeks to ultimately decouple global economic development from finite resource consumption. It enables key policy objectives such as generating economic growth, creating jobs, and reducing environmental impacts, including carbon emissions (Ellen MacArthur Foundation 2013).“

Dabei weisen die Definitionen eine Reihe von Kernelementen auf, die sie charakterisieren (Jesus et al. 2018, S. 3003):

- Reduzierung des Inputs und effiziente Nutzung regenerativer Ressourcen (Material- und Energieeffizienz sowie Beschaffung und vorrangige Verwendung erneuerbarer und ungefährlicher Materialien)
- Verlängerung des Lebenszyklus und Neukonzeption von Systemen (Reparatur-, Wiederaufbereitungs- und Wiederherstellungsoptionen; neue Geschäftsmodelle wie Sharing, Reuse oder Eco-design)
- Verringerung des Produktionsausstoßes und Abfallminimierung (Recycling, Aufbau von Verwertungsnetzwerke)

Diese Komponenten bilden ein bewusst restauratives bzw. regeneratives System über die gesamte Wertschöpfungskette, das das End-of-Life-Konzept der linearen Wirtschaft durch neue Zyklen der Wiederverwendung, Wiederherstellung und Erneuerbarkeit ersetzt (Morseletto 2020, S. 1). Dabei wird zwischen dem regenerativen (biologischen) und dem restaurativen (technischen) Kreislauf von Produkten unterschieden. Die regenerativen Materialien werden in den biologischen Kreislauf zurückgeführt, während die restaurativen Materialien für die Materialrückgewinnung durch Reparatur, Wartung, Wiederaufbereitung und Recycling ausgelegt sind (Farooque et al. 2019, S. 884). In wirtschaftlicher Hinsicht ermöglicht dieser Ansatz die Wettbewerbsfähigkeit durch neue Wege für eine effektivere Ressourcenallokation, -nutzung und -produktivität (Jesus et al. 2018, S. 3003) und kann das Wirtschaftswachstum von den negativen Folgen der Ressourcennutzung und der Umweltzerstörung entkoppeln (Morseletto 2020, S. 1).

2.1.1 Lineare Wirtschaft vs. Kreislaufwirtschaft

Jahrzehntelang haben Unternehmen ein lineares Wirtschaftsmodell verfolgt, das auf dem Prinzip „Nehmen, Herstellen und Entsorgen“ (engl. „take, make, and dispose“) basiert. Dabei werden Produkte unter Verbrauch von Rohstoffen hergestellt, gekauft, genutzt und am Ende ihres Lebenszyklus als Abfall entsorgt. Der stetige Wachstum der Weltbevölkerung und der daraus resultierende rasche Anstieg des Konsums haben gezeigt, dass dieses traditionelle Modell für die Erde nicht nachhaltig ist und zu einem Ungleichgewicht zwischen dem Angebot an Ressourcen und der Nachfrage nach Produkten führt (Fornasari und Neri, S. 79). Im Jahr 2020 hat die EU den Europäischen Green Deal ins Leben gerufen, um den Klimawandel und die Umweltzerstörung zu bekämpfen. Die gesetzten Ziele sind keine Nettoemissionen von Treibhausgasen bis 2050, ein vom Ressourcenverbrauch entkoppeltes Wirtschaftswachstum und weder Mensch noch Ort im Stich lassen. Für die Erreichung der Ziele ist nachhaltiges Wirtschaften die Grundvoraussetzung (Fornasari und Neri, S. 80).

Die Schließung der Materialkreisläufe erfordert den Übergang von der Logik des „Nehmens und Wegwerfens“, wie sie für die lineare Wirtschaft charakteristisch ist, zu einer Logik der „Wiederverwendung, Wiederverwertung und Rückgewinnung“, wie sie für die Kreislaufwirtschaft typisch ist. Das Bewusstsein, dass die verfügbaren Ressourcen nicht unendlich sind, und die Notwendigkeit, die Auswirkungen industrieller Prozesse auf die Erde zu reduzieren, veranlassen die Unternehmen, nachhaltige Produktionsmodelle einzuführen (Fornasari und Neri, S. 79). Das Streben nach Effizienz allein durch die Reduktion des Verbrauchs von Ressourcen und fossilen Energieträgern ändert nichts an der Endlichkeit der Ressourcen, sondern kann das Unvermeidliche nur hinauszögern. Eine Änderung des gesamtwirtschaftlichen Modells ist erforderlich (Ellen MacArthur Foundation 2013, S. 22). Die Ellen MacArthur Foundation sieht in der Kreislaufwirtschaft einen Rahmen für die Entwicklung von Systemlösungen und die Bewältigung globaler Herausforderungen (Ellen MacArthur Foundation 2021, S. 20) und definiert hierfür folgende Prinzipien (Ellen MacArthur Foundation 2013, S. 22):

„Abfälle vermeiden“ Abfälle existieren nicht, wenn die biologischen und technischen Materialien eines Produkts so konzipiert sind, dass sie in einen biologischen oder technischen Materialkreislauf passen, der auf Zerlegung und Wiederaufbereitung ausgelegt ist.

„Resilienz durch Vielfalt“ Modularität, Vielseitigkeit und Anpassungsfähigkeit sind wertvolle Eigenschaften, denen in einer unsicheren und sich schnell entwickelnden Welt Priorität gegeben werden muss.

„Energie aus erneuerbaren Quellen“ Die Systeme sollten auf erneuerbare Energien ausgelegt sein. Die Kreislaufwirtschaft beginnt mit der Betrachtung der Energie, die in den Produktionsprozess fließt.

„In Systemen denken“ Entscheidend ist die Fähigkeit zu erkennen, wie sich Systeme gegenseitig beeinflussen und welche Beziehungen innerhalb und zwischen Systemen bestehen. Dabei berücksichtigt man die Beziehung zu ihrer Infrastruktur, ihrer Umwelt und ihrem sozialen Umfeld.

„Abfall ist Nahrung“ Biologische Materialien können durch regenerative Kreisläufe in die Biosphäre zurückgeführt werden. Auch Abfälle technischer Materialien können durch Upcycling in den Kreislauf zurückgeführt werden (Ellen MacArthur Foundation 2021, S. 22–25).

Die Umsetzung dieser Prinzipien bei Produktions- und Verbrauchssystemen würde ein erhebliches Potenzial für die Verringerung der Treibhausgasemissionen bieten (Ellen MacArthur Foundation 2021, S. 23). Um dieses Potenzial voll auszuschöpfen, muss der Übergang zu zirkulären Modellen umfassend sein und darf sich nicht nur auf verantwortungsbewusste Unternehmen beschränken. Dies muss sowohl auf industrieller Ebene als auch auf individueller Ebene geschehen (Fornasari und Neri, S. 79).

Die in Abbildung 1 dargestellten R-Grundsätze sind zehn Strategien der Kreislaufwirtschaft, die den Übergang von einer linearen Wirtschaft zu einer Kreislaufwirtschaft unterstützen. Dies entspricht auch der hierarchischen Zielsetzung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes: Vermeidung, Wiederverwendung, stoffliche Verwertung, energetische Verwertung und Beseitigung. In diesem Zusammenhang dienen Refuse, Rethink und Reduce als Optionen für die intelligentere Nutzung und Herstellung von Produkten und haben besonders Einfluss auf die Produktentwicklung. Die Optionen Reuse, Repair, Refurbish, Remanufacture und Repurpose folgen unterschiedlichen Ansätzen zur Verlängerung der Lebensdauer von Produkten und Produktteilen. Bei Recycle and Recover werden Produkte, die nicht mehr wiederverwendet werden können, einer sinnvollen Verwertung zugeführt (Herrmann und Vetter 2021, S. 17–19).

Auch Österreich will den Wandel von einer linearen Wirtschaft zu einer Kreislaufwirtschaft bewältigen und orientiert sich dabei an den in Abbildung 1 dargestellten R-Grundsätzen. Eines der Ziele ist es, die kreislaforientierte Verwertung und Wiederverwendung von Materialien auf 18% zu erhöhen. Laut Eurostat lag diese Zirkularitätsrate im Jahr 2020 bei 12%. Um dies zu erreichen, soll der Materialeinsatz um rund 20% reduziert und das Recycling um 10% erhöht werden (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2022, S. 14–18).

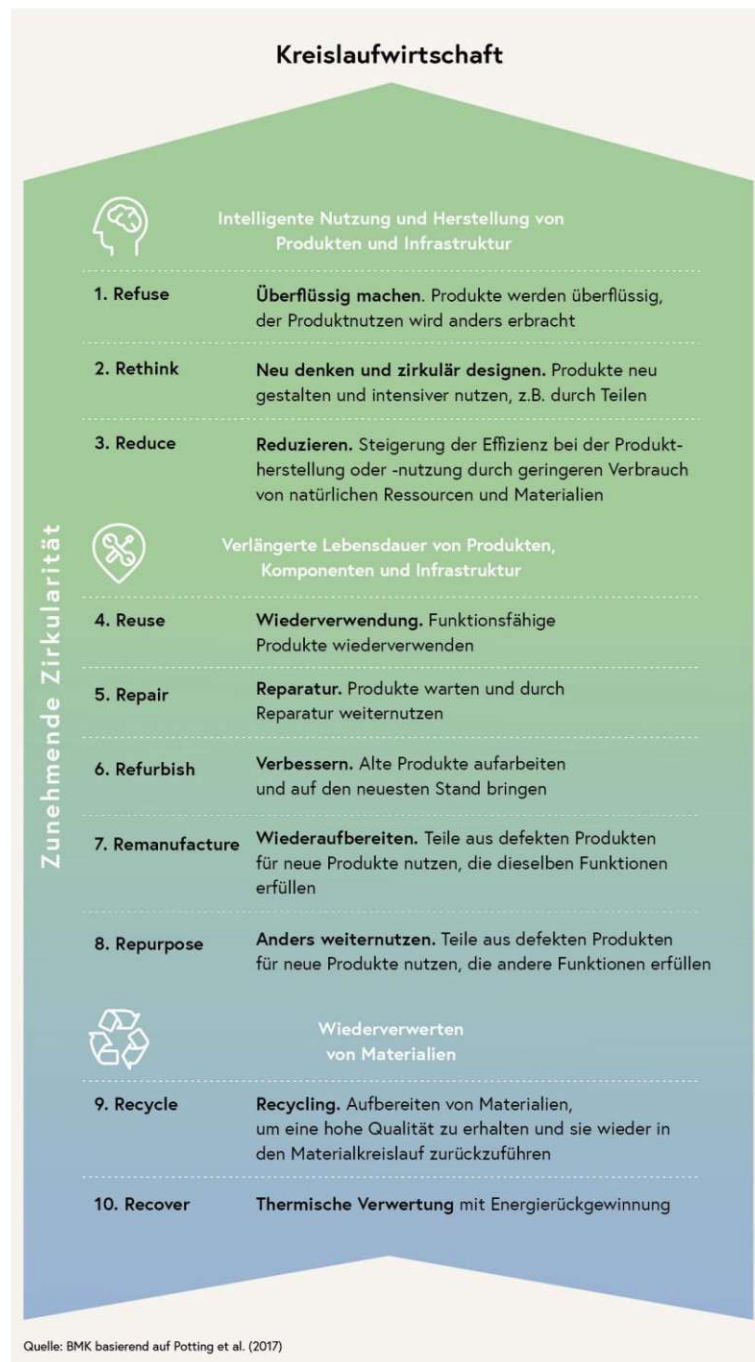


Abbildung 1: R-Grundsätze der Kreislaufwirtschaft (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2022, S. 15)

2.1.2 Recycling als Kreislaufwirtschaftsstrategie

In Europa wird die Kreislaufwirtschaft insbesondere durch politische Ziele umgesetzt, die sich unter anderem auf das Recycling konzentrieren, wobei Recycling „jedes Verwertungsverfahren bezeichnet, bei dem Abfallmaterialien zu Produkten, Materialien oder Stoffen wiederaufbereitet werden, sei es für den ursprünglichen oder einen anderen Zweck“ (Bassi et al. 2021, S. 360). Die EU-Abfallrahmenrichtlinie sieht eine Steigerung des Recyclings von Siedlungsabfällen und Verpackungen bis 2030 vor. Auch wenn Österreich in der EU beim Recycling eine führende Position einnimmt, wird es eine Herausforderung sein, alle Ziele zu erreichen. Tabelle 1 zeigt das Abfallaufkommen von Verpackungen in Österreich und die Recyclingquote für 2020 sowie die Ziele für 2025 und 2030. Auffällig ist, dass vor allem die Recyclingquote für Kunststoffverpackungen noch deutlich ausgebaut werden muss (Randl 2020, S. 3–4).

	Aufkommen 2017 [t]	Ist [%]	Soll 2025 [%]	Soll 2030 [%]
Papier, Pappe, Kartonagen	575.620	83,5	75	85
Glas	278.337	84,1	70	75
Eisenmetall	63.188	85,6	70	80
Aluminium			50	60
Kunststoff	302.306	25,0	50	55
Holz	112.960	19,9	25	30
Sonstige	44.594	25,9		

Tabelle 1: Gesamte Verpackungsmenge und Recyclingquote in Österreich (Randl 2020, S. 4)

Um diese Quoten planmäßig zu erreichen, sind eine Vielzahl von Maßnahmen erforderlich. Für die Effizienzsteigerung ist es wichtig, die Recyclingtechnologien und die Sortierleistung weiter zu verbessern. Allgemein muss die Recyclingfähigkeit von Verpackungen und das „Kreislaufdenken“ vorangetrieben werden. Mit Hilfe von Aufklärungsmaßnahmen, nationalen Bestimmungen und Leitlinien können entsprechende Anreizsysteme geschaffen werden (Randl 2020, S. 9–10). Entscheidend für die erfolgreiche Umsetzung dieser Ziele ist auch eine transparente und integrierte Abfallwirtschaft, die auf die Wiederverwendung von Abfällen abzielt, indem sie diese für das Recycling vorbereitet. Dabei sind Quantität und Qualität des Sekundärmaterials ebenso entscheidend wie eine stabile Nachfrage (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2022, S. 67). Sekundärmaterial ist Material, das aus einer früheren Verwendung oder aus Abfall zurückgewonnen wird und Primärmaterial ersetzt, welches aus der Natur gewonnen oder hergestellt wird (Bassi et al. 2021, S. 361).

Die zu Beginn erwähnte Begriffsbestimmung von Recycling bezieht sich auf die Wiederaufbereitung für den ursprünglichen oder einen anderen Zweck. Dabei wird der Begriff „anderer Zweck“ nicht näher erläutert. Generell ist festzuhalten, dass Recycling verschiedene Ansätze umfasst (Gharfalkar et al. 2015, S. 309–311):

„Upcycling“ Jedes Verwertungsverfahren, bei dem Abfallmaterialien ganz oder teilweise zu Produkten, Materialien oder Stoffen wiederaufbereitet werden, die einen höheren Zweck oder Wert haben als das ursprüngliche Produkt.

„Recycling“ Jedes Verwertungsverfahren, bei dem Abfallmaterialien ganz oder teilweise zu Produkten, Materialien oder Stoffen wiederaufbereitet werden, die den gleichen Zweck oder Wert haben als das ursprüngliche Produkt.

„Downcycling“ Jedes Verwertungsverfahren, bei dem Abfallmaterialien ganz oder teilweise zu Produkten, Materialien oder Stoffen wiederaufbereitet werden, die einen geringeren Zweck oder Wert haben als das ursprüngliche Produkt.

Die Begriffe Upcycling und Downcycling implizieren unmittelbar eine Bewertung des Mehrwerts des Recyclingprozesses (Ragaert et al. 2017, S. 29). Downcycling führt zu einer Verschlechterung der Materialqualität, die die Verwendbarkeit des Materials begrenzt, so dass es nicht beliebig oft recycelt werden kann. Dies ist häufig darauf zurückzuführen, dass die Materialien nicht recyclinggerecht gestaltet sind (Braungart et al. 2007, S. 1337–1338). Die Begriffe „offener Kreislauf“ und „geschlossener Kreislauf“ sind wesentlich neutraler, da sie eine objektive Einstufung anhand des neu hergestellten Produkts vornehmen und werden folgend definiert (Ragaert et al. 2017, S. 29):

„geschlossene Kreislaufwirtschaft“ Recycelte Materialien werden zur Herstellung des gleichen Produkts verwendet, aus dem sie ursprünglich gewonnen wurden. Das neue Produkt kann entweder vollständig aus Sekundärmaterial oder aus einer Mischung von Sekundär- und Primärmaterial hergestellt werden.

„offene Kreislaufwirtschaft“ Recycelte Materialien werden zur Herstellung eines anderen Produkts verwendet, aus dem sie ursprünglich gewonnen wurden. Dies hat nicht unbedingt zur Folge, dass die neue Anwendung von geringerem Nutzen oder Wert ist.

Nach Angaben der Ellen MacArthur Foundation können etwa 30 % der Kunststoffverpackungen ohne grundlegende Umgestaltung und Innovation nicht wiederverwendet oder recycelt werden. Für mindestens 20 % der Kunststoffverpackungen bieten neue Geschäftsmodelle mit Wiederverwendung (Reuse) eine wirtschaftlich attraktive Option (World Economic Forum and Ellen MacArthur Foundation, S. 17–19).

Da viele dieser Verpackungen wichtige funktionale Vorteile haben, sollten ihre Nachteile nicht als Grund gesehen werden, alle Verpackungen vom Markt zu nehmen. Materialinnovationen für recycelbare oder kompostierbare Alternativen sowie Pfandsysteme können nachhaltige Systeme schaffen (World Economic Forum and Ellen MacArthur Foundation, S. 17–19).

2.2 Grundlagen der Lebenszyklusanalyse (LCA)

Um eine „nachhaltige Entwicklung“ zu erreichen, sind Methoden und Instrumente erforderlich, mit denen sich die Umweltauswirkungen von Waren und Dienstleistungen („Produkten“) quantifizieren und vergleichen lassen (Rebitzer et al. 2004, S. 701). Nachhaltigkeit bedeutet in diesem Zusammenhang die Berücksichtigung der Komplexität sozio-ökologischer Systeme unter Einbeziehung ökonomischer, ökologischer, sozialer und politischer Faktoren sowie der Wechselwirkungen zwischen sozio-ökologischen Systemen und ihrer Umwelt (Ruggerio 2021, S. 9).

Ein typischer Lebenszyklus eines Produkts beginnt mit der Entwicklung, gefolgt von der Rohstoffgewinnung, der Produktion, der Nutzung bzw. dem Verbrauch und schließlich der Abfallbehandlung (EN ISO 14001:2015, S. 19). Alle Aktivitäten oder Prozesse im Produktlebenszyklus führen zu Umweltauswirkungen durch Ressourcenverbrauch, Abgabe von Emissionen an die Umwelt und anderen ökologische Wechselwirkungen. Die Lebenszyklusanalyse (engl. Life cycle Assessment (LCA)), die auch als Ökobilanz bezeichnet wird (Kaltschmitt und Schebek 2015, S. 203–204), ist ein methodischer Rahmen für die Abschätzung und Bewertung dieser Umweltauswirkungen, die dem Lebenszyklus eines Produkts und dessen Prozessen zuzuschreiben sind (Rebitzer et al. 2004, S. 701–702).

Die LCA hat sich in der Industrie als bewährte Methode zur Quantifizierung der Umweltaspekte und der potenziellen Auswirkungen des Lebenszyklus von Produkten und Prozessen durchgesetzt. Die ganzheitliche Systemperspektive ermöglicht es dem Unternehmen, die „Problemverschiebung“ aufzudecken und Umweltprobleme bei ihrer Entstehung zu erkennen. Der methodische Rahmen für die LCA ist in den Normen ISO 14040 und 14044 festgelegt, in denen die Mindestanforderungen für ihre korrekte Anwendung und Leistung beschrieben sind (Hauschild et al. 2018, S. 553).

Dabei wird in der DIN EN ISO 14040:2006 + A1:2020 die Lebenszyklusanalyse folgend definiert: „Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges.“

2.2.1 Aufbau und Durchführung einer LCA

Wie bereits erwähnt ist die LCA durch die internationalen Normen ISO 14040 und ISO 14044 definiert und kann im Gegensatz zu vielen anderen Umweltbewertungsmethoden anhand eines weitgehend standardisierten Verfahrens umgesetzt werden (Kaltschmitt und Schebek 2015, S. 204). ISO 14040 definiert die Grundsätze und die Rahmenbedingungen einer LCA und durch die ISO 14044 werden die Anforderungen und Leitlinien detaillierter beschrieben (Hauschild et al. 2018, S. 24).

Die Rahmenbedingungen einer LCA sind gemäß ISO 14040 wie folgt und bestehen aus vier separaten Phasen (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 16):

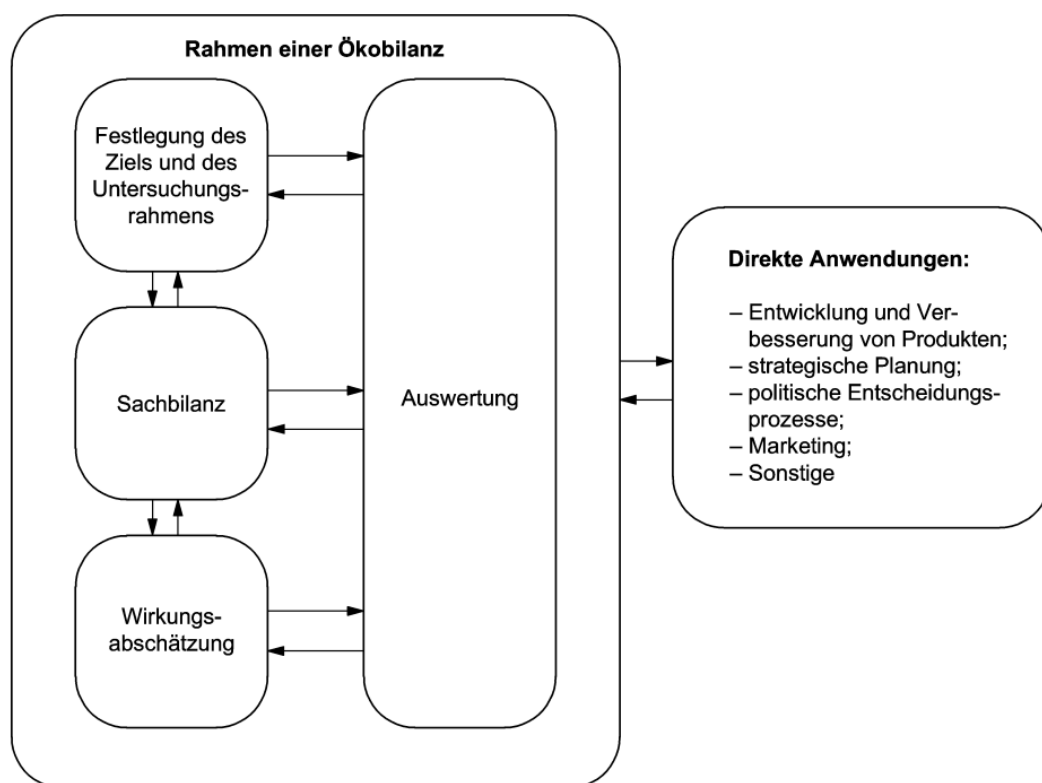


Abbildung 2: Rahmenbedingungen einer LCA (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 17)

1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens – engl. „Goal and Scope definition“ (Hauschild et al. 2018)

In der ersten Phase soll der Zweck der Analyse erläutert werden, indem die geplante Anwendung, die Motivation und die Zielgruppe der Analyse angegeben werden. Darüber hinaus soll das zu untersuchende System hinreichend genau definiert sein, um Konsistenz zu gewährleisten. Dabei ist es wichtig, eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mittels funktioneller Einheit und Referenzflüssen zu schaffen, um verschiedene Systeme vergleichen zu können (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 20–22). Die funktionelle Einheit ist eine quantitative Beschreibung der Serviceleistung des untersuchten Produktsystems und in der Regel nicht nur eine Materialmenge.

In der Praxis kann die von einem Produkt erbrachte Dienstleistung untersucht werden, z. B. der Vergleich alternativer Verpackungsarten auf der Basis von 1 m³ verpacktem und geliefertem Produkt. Die funktionelle Einheit wird in einen Referenzfluss übersetzt, der sich aus den spezifischen Produktflüssen eines Systems zusammensetzt, die zur Herstellung einer funktionellen Einheit erforderlich sind (Rebitzer et al. 2004, S. 704–705). Anhand der festgelegten Ziele wird die Systemgrenze definiert, wobei die Kriterien für die Abgrenzung des Systems klar zu formulieren sind (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 21). Die Entscheidungen und Annahmen, die bei der Festlegung der Systemgrenze und der einzubeziehenden Prozesse getroffen werden, sind oft entscheidend für das Ergebnis einer LCA (Rebitzer et al. 2004, S. 705). Dabei können unterschiedliche Phasen eines Produkts betrachtet werden, die von der Europäischen Kommission wie folgt definiert werden:

„gate-to-gate“ (dt. von „Tor zu Tor“) umfasst einen Abschnitt des Produktlebenszyklus, der nur die Prozesse umfasst, die an einem Produkt innerhalb einer bestimmten Organisation oder eines bestimmten Standorts durchgeführt werden (Europäische Kommission 2021b).

„cradle-to-gate“ (dt. „von der Wiege bis zum Tor“) umfasst Prozesse in den Phasen der Rohstoffgewinnung, der Produktion und Verarbeitung bis hin zum Verlassen des Werksgeländes (Europäische Kommission 2013, S. 27).

„cradle-to-grave“ (dt. „von der Wiege bis zur Bahre“) umfasst die Stufen Rohstoffgewinnung, Verarbeitung, Vertrieb, Lagerung, Verwendung und Entsorgung bzw. Recycling. Alle relevanten Inputs und Outputs werden für alle Phasen des Lebenszyklus berücksichtigt (Europäische Kommission 2013, S. 20).

„cradle-to-cradle“ (dt. „von der Wiege bis zur Wiege“) geht über den Grundsatz „von der Wiege bis zur Bahre“ hinaus und entspricht eher dem Modell der Kreislaufwirtschaft. Hier werden Produkte so konzipiert, dass sie am Ende ihrer ursprünglichen Lebensdauer problemlos wiederverwendet oder recycelt werden können und somit eine Deponierung gänzlich vermieden wird (Europäische Kommission 2021a).

Um eine sinnvolle Interpretation der Analyse zu gewährleisten, muss die Beschreibung der Datenqualität und darauf aufbauend die Zuverlässigkeit bewertet werden (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 20–22). Die genannte Zieldefinition ist für die Interpretation der Ergebnisse ebenso wichtig, da sie Entscheidungen über die Datenerhebung und die Vorgehensweise bei der Modellierung und Bewertung des Systems beinhaltet. Sie hat daher einen großen Einfluss auf die Gültigkeit der Schlussfolgerungen und Empfehlungen, die auf den Ergebnissen der LCA basieren (Hauschild et al. 2018, S. 62).

2. Sachbilanz – engl. „Inventory Analysis“ (LCI) (Hauschild et al. 2018)

Die Phase 1 liefert das anfängliche Konzept für die Durchführung der Sachbilanz, die in der Regel die zeitintensivste Phase darstellt. Ihre Kernaktivität ist die Sammlung und Zusammenstellung von Daten über Elementarströme aus allen Prozessen des untersuchten Systems unter Verwendung von verschiedenen Informationsquellen (Hauschild et al. 2018, S. 117). Hier werden zum einen die Datenerhebung, -berechnung und -validierung sowie das Allokationsverfahren der Ressourcen festgelegt (EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020, S. 22–26). Die Allokation wird von der EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020 als „Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen“ definiert.

Für die genannten Maßnahmen ist es unerlässlich, die Darstellung und genaue Beschreibung zu dokumentieren, um ein konsistentes und schlüssiges Verständnis des zu modellierenden Systems zu erreichen (EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020, S. 22–26). Das Ergebnis ist eine Bestandsaufnahme der wesentlichen Elementarströme des untersuchten Systems, die als Grundlage für die folgenden Phasen dienen (Hauschild et al. 2018, S. 117).

3. Wirkungsabschätzung – engl. „Impact Assessment“ (LCIA) (Hauschild et al. 2018)

Ausgehend von der Sachbilanz beschreibt die Wirkungsabschätzung die Elementarströme und Eingriffe des Systems mit Hilfe von Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodellen und übersetzt deren Auswirkungen auf die Umwelt. Durch die Umrechnung auf die Umweltauswirkungen der einzelnen Elementarströme sind sie direkt vergleichbar (Hauschild et al. 2018, S. 167).

Gemäß der Norm besteht diese Phase aus verbindlichen und optionalen Bestandteilen, wie in Abbildung 3 dargestellt. Die verbindlichen Bestandteile stützen sich vor allem auf wissenschaftliche Modelle zur Analyse und Quantifizierung der einzelnen Umweltauswirkungen. Im Gegensatz dazu umfassen die optionalen Komponenten Schritte zur Gewichtung verschiedener Umweltauswirkungen. Damit soll eine klare Trennung zwischen den Bereichen der wissenschaftlichen Analyse und der auf subjektiven Präferenzen basierten Bewertung erreicht werden (Kaltschmitt und Schebek 2015, S. 224).

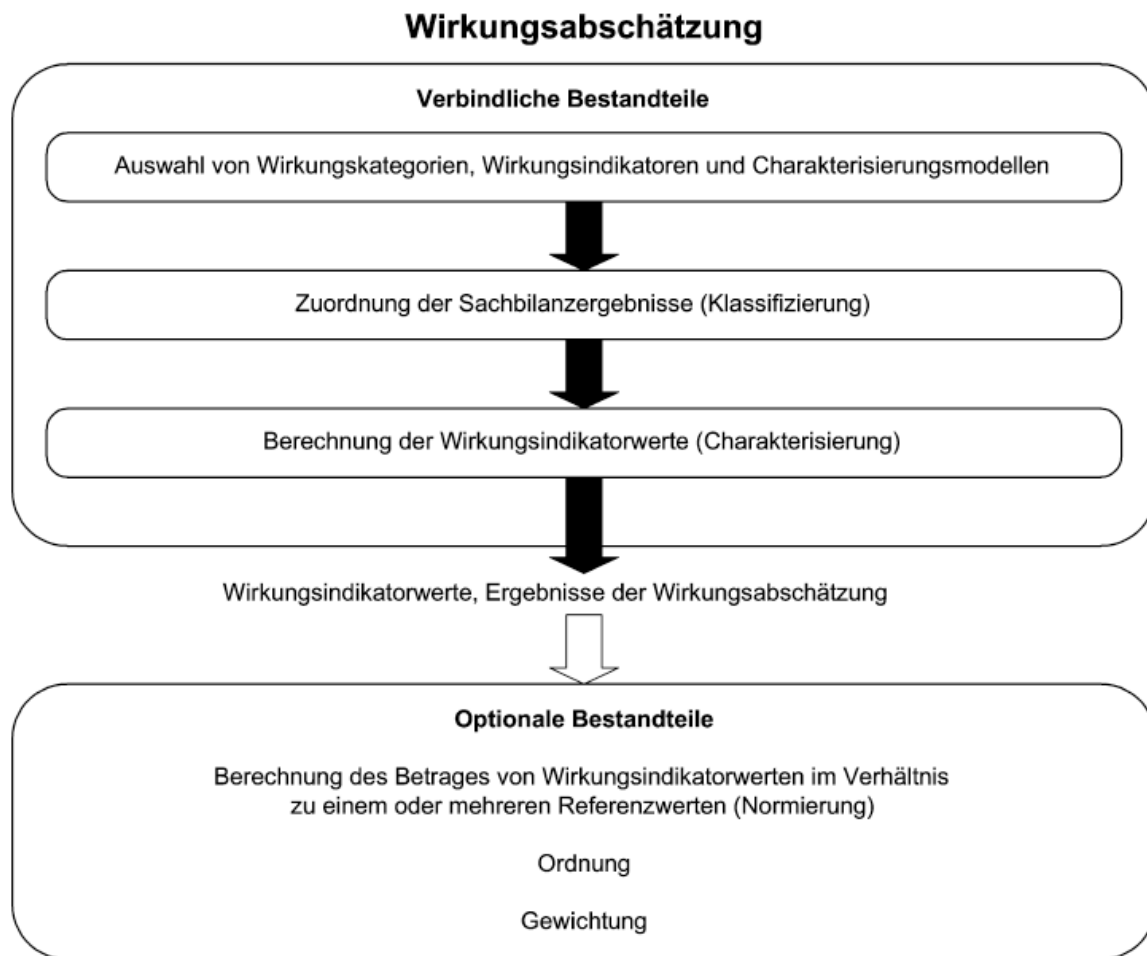


Abbildung 3: Bestandteile der Wirkungsabschätzung (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 25)

Zu Beginn wird eine Wirkungskategorie definiert, die ein bestimmtes Umweltproblem darstellt. Wirkungskategorien sind z. B. Klimawandel, Versauerung, Ressourcen- oder Wasserverbrauch. Dabei sind vor allem der Klimawandel und der Wasserverbrauch für die Umweltpolitik von großer Bedeutung. Die Auswahl der Wirkungskategorien sollte bei der Zieldefinition der LCA bereits festgelegt werden, damit sich die Erhebung der Sachbilanzdaten auf die relevanten Elementarflüsse hinsichtlich der gewählten Wirkungskategorien beschränkt (Frischknecht 2020, S. 104–105).

Darauf aufbauend beschreibt das Charakterisierungsmodell die gesamte Wirkungskette von der Ermittlung der Elementarströme in der Sachbilanz bis zu den Wirkungsendpunkten. Für ein bestimmtes Umweltproblem gibt es jedoch häufig verschiedene Modelle zur Beschreibung solcher Wirkungsketten. Daher gibt es keine verbindlichen Regeln für die Auswahl eines bestimmten Modells, jedoch sollte es wissenschaftlich fundiert oder international anerkannt sein. Durch den Wirkungsindikator kann die Wirkungskategorie quantifizierbar dargestellt werden, die durch Mid-Point- oder End-Point-Indikatoren beschrieben werden (Kaltschmitt und Schebek 2015, S. 225–227).

Mid-Point-Indikatoren beschreiben in diesem Zusammenhang ein Maß für eine wissenschaftlich beschreibbare Wirkung, die mit dem Wirkungsendpunkt verknüpft ist, diesen aber nicht selbst beschreibt. End-Point-Indikatoren sind ein direktes Maß und entsprechen dem Wirkungsendpunkt selbst. Im zweiten Schritt werden die ausgewählten Wirkungskategorien den Sachbilanzergebnissen zugeordnet. Im dritten Schritt, der Charakterisierung, werden die Sachbilanzergebnisse jedes Elementarstromes durch Multiplikation mit dem Charakterisierungsfaktor für die entsprechende Wirkungskategorie ermittelt. Dadurch werden alle Elementarströme, die einer Wirkungskategorie zugeordnet sind, in eine gemeinsame Einheit überführt. Aus der Summe aller Teilbeiträge der jeweiligen Elementarströme resultiert das Ergebnis der Wirkungskategorie (Kaltschmitt und Schebek 2015, S. 225–227).

Zum besseren Verständnis der oben beschriebenen Vorgehensweise ein Beispiel mit der Wirkungskategorie Klimawandel bzw. Klimaänderung. Charakterisiert wird diese durch die „Verstärkung der Infrarotstrahlung“. Diese steht in Zusammenhang mit der „globalen Erwärmung“, d.h. dem Anstieg der mittleren Temperatur nahe der Erdoberfläche. Vor allem Treibhausgase beeinflussen diesen Effekt. Die wichtigsten Gase sind dabei Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) sowie fluoridierte Gase. Für die Wirkungsabschätzung müssen diese entsprechend ihrer Wirksamkeit gewichtet und aufsummiert werden. Der Wirkungsindikator „Treibhauspotenzial“ (engl. „Global Warming Potential“ (GWP)) ermöglicht dies und gibt an, welche Menge CO_2 die gleiche Wirkung hat wie die Emission von 1 kg eines anderen Treibhausgases. Da die troposphärische Lebensdauer von Treibhausgasen variiert, muss ein Zeitraum für die Berechnung festgelegt werden. Für die LCA wird in der Regel ein Zeithorizont von 100 Jahren (GWP_{100}) betrachtet, dies hängt allerdings auch von der Zieldefinition ab. Das gesamte GWP je funktioneller Einheit ergibt sich aus der Addition der einzelnen GWP der Elementarströme (Klöpffer und Grahl 2009, S. 252–257). Die Einheit des Wirkungsindikators GWP ist „kg CO_2 -Äquivalente“ (kg CO_2 -eq.). CO_2 -eq. entspricht der Menge an CO_2 , die freigesetzt werden müsste, um den gleichen Treibhauseffekt zu erzielen wie die freigesetzte Menge eines anderen Treibhausgases, z.B. CH_4 oder N_2O . Beispielsweise ist CH_4 etwa 23-mal klimawirksamer als CO_2 , d. h. ein Molekül CH_4 entspricht 23 CO_2 -eq (Kaltschmitt und Schebek 2015, S. 25).

Diese Phase wird oft mit Hilfe verschiedener Softwareprogramme durchgeführt, die im Kapitel 2.2.3 genauer betrachtet wird (Hauschild et al. 2018, S. 167).

4. Auswertung – engl. „Interpretation“ (Hauschild et al. 2018)

Bei der Auswertung werden die Ergebnisse aller Phasen zusammen betrachtet und im Hinblick auf die Unsicherheiten in den herangezogenen Daten und die während der Studie getroffenen und dokumentierten Annahmen analysiert (Hauschild et al. 2018, S. 324). Zu Beginn der Auswertung müssen ausgehend von den erzielten Ergebnissen die signifikanten Parameter identifiziert werden. Der Zweck besteht darin, die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung entsprechend der Zieldefinition und des Untersuchungsrahmens zu strukturieren, umweltrelevante Parameter zu ermitteln und deren Signifikanz zu bestimmen. Um die Zuverlässigkeit der Studie, der Ergebnisse und der ermittelten Parameter zu gewährleisten, sind die Vollständigkeit, Sensitivität und Konsistenz zu prüfen. Zudem müssen die Fehlerabschätzung und Qualität der herangezogenen Daten betrachtet werden. Auf der Grundlage der validierten Ergebnisse können Schlussfolgerungen gezogen werden, aus denen sich sowohl Empfehlungen als auch Einschränkungen ableiten lassen (EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020, S. 36–40).

Wie die Anordnung der Pfeile in Abbildung 2 zeigt, ist eine LCA kein linearer Prozess, sondern umfasst zahlreiche Iterationen zwischen den verschiedenen Phasen. So werden beispielsweise die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zur Verfeinerung der Sachbilanz verwendet, oder die Ergebnisse dieser beiden Phasen können zu entscheidenden Anpassungen bei der Definition des Ziels und der Systemgrenze der Studie führen (Hauschild et al. 2018, S. 64).

Des Weiteren ist zu erwähnen, dass bei der Durchführung einer LCA die Design- bzw. Entwicklungsphase in der Regel nicht berücksichtigt wird, da davon ausgegangen wird, dass sie keinen wesentlichen Einfluss hat. Die in diesen Phasen getroffenen Entscheidungen haben jedoch einen starken Einfluss auf die Umweltauswirkungen, da die Auslegung der Produkte und Verfahren die nachfolgenden Phasen maßgeblich bestimmt. Daher sollte die LCA bereits parallel zur Designphase durchgeführt werden, um Wechselwirkungen frühzeitig zu erkennen und Entscheidungen auf Basis ökologischer Aspekte zu treffen (Rebitzer et al. 2004, S. 702).

2.2.2 Betrachtung von Recycling in den Normen ISO 14040/14044

Gemäß den Normen betrachtet eine LCA den Lebenszyklus eines Produktes „von der Wiege bis zur Bahre“. Das bedeutet, von der Rohstoffgewinnung bis zur endgültigen Entsorgung, wobei auch das Recycling genannt wird (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 7). Zudem wird erwähnt, dass die Grundsätze und der Rahmen der LCA nutzbringend für die Bewertung von Recyclingmodellen angewendet werden können (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 29).

Dabei wird Recycling beim Allokationsverfahren berücksichtigt. Insbesondere für die Recyclingprozesse vom ursprünglichen zum späteren Produktsystem muss die Systemgrenze dargestellt und erläutert werden. Als Grundlage für die Zuordnung werden physikalische Eigenschaften, ökonomische Werte oder die Häufigkeit der Wiederverwendung des recycelten Materials genannt. (EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020, S. 26–27).

In den Normen wird auch erwähnt, dass bei der Berechnung einer Recyclinggutschrift die Allokation vermieden werden kann. Dabei sollten die Veränderungen der spezifischen Eigenschaften und der Qualität des Sekundärmaterials im Vergleich zum ersetzten Primärmaterial berücksichtigt werden (EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020, S. 62). Herausfordernd ist jedoch die Auslegung, welche spezifischen Methoden zu bevorzugen sind und den Anforderungen entsprechen. Die Normen sind in dieser Hinsicht nicht umfassend, und Unklarheiten bei ihrer Anwendung haben zu einer Vielfalt von Ansätzen und Methoden geführt (Johnson et al. 2013, S. 701).

Bei der Berücksichtigung des Recyclings werden in der wissenschaftlichen Literatur vor allem diese beiden Ansätze diskutiert (Frischknecht 2020, S. 86):

„Cut-off-Ansatz“ Bei diesem Ansatz werden die Aufwendungen und Emissionen, die bei der Rohstoffgewinnung anfallen, dem Primärmaterial und damit den hergestellten Produkten zugerechnet. Aufwendungen und Emissionen, die beim Recycling entstehen, werden dem Sekundärmaterial und den hergestellten Produkten zugerechnet.

„Avoided-Burden-Ansatz“ Sekundärmaterial vermeidet die Herstellung von Primärmaterial. Bei diesem Ansatz vermeidet Sekundärmaterial Aufwendungen und Emissionen, die mit der Gewinnung und Verarbeitung von Primärmaterial verbunden sind. Diese vermiedenen Aufwendungen und Emissionen werden dem Produktsystem als Gutschrift gutgeschrieben.

2.2.3 Datenbank und Software-Tools

Die LCA ist eine sehr datenintensive Methode. Ein typischer Lebenszyklus eines Produktes oder einer Dienstleistung umfasst Tausende Aktivitäten, von denen jede im Hinblick auf umweltrelevante Material- und Energieflüsse verstanden und dokumentiert werden muss. Aufgrund des hohen Aufwandes der Datenerhebung werden diese Informationen meist nicht im Rahmen jedes einzelnen LCA-Projektes gesammelt. Daher konzentriert sich die Datenerhebung in der Regel auf ausgewählte Tätigkeiten, die den unmittelbaren Tätigkeitsbereich darstellen, diese werden auch als „Vordergrundsystem“ bezeichnet, während die übrigen Tätigkeiten als „Hintergrundsystem“ bezeichnet werden (Wernet et al. 2016, S. 1219).

Als Datenquelle werden LCI-Datenbanken für das Hintergrundsystem und für Bestandteile des Vordergrundsystems verwendet, für die keine spezifischeren Daten beschafft werden können oder müssen. Zu diesem Zweck gibt es eine Reihe von LCI-Datenbanken, von denen einige hochwertige Daten für bestimmte Technologien oder Sektoren enthalten. Die umfassendste und wahrscheinlich am häufigsten verwendete Datenbank ist ecoinvent (Hauschild et al. 2018, S. 145–147).

Ecoinvent ist ein gemeinnütziger Verband mit Sitz in der Schweiz, der die Verfügbarkeit von qualitativ hochwertigen Daten für Nachhaltigkeitsbewertungen weltweit fördert. Die ecoinvent-Datenbank enthält derzeit mehr als 18.000 Datensätze und wird jährlich um neue und aktualisierte Daten sowie technische Verbesserungen erweitert. Mit dem Fokus auf Transparenz, Rückverfolgbarkeit und Datenaufschlüsselung unterstützen die ecoinvent-Daten Umweltbewertungen und ermöglichen ein tieferes Verständnis für die Umweltauswirkungen von Produkten und Dienstleistungen (Ecoinvent). Die Basis der Online-Datenbank ist das Abrufen und Herunterladen von Datensätzen einzelner Prozesse. Eine Suchfunktion für bestimmte Wirtschaftsbranchen, Prozesse, Produkte oder Dienstleistungen unterstützt die Datenabfrage (Frischknecht 2020, S. 95). Dabei baut die Datenbank auf der Methode der LCA auf, wie sie von der Internationalen Organisation für Normung (ISO) standardisiert wurde. Die Umweltaspekte von Produkten werden dabei von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung systematisch und angemessen betrachtet. Der Zweck der Datenbank ist die Sammlung von Grundbausteinen (LCI-Datensätze), die die einzelnen Einheitsprozesse menschlicher Aktivitäten und deren Austausch mit der Umwelt repräsentieren, sowie die Verknüpfung dieser LCI-Datensätze durch die Anwendung von Systemmodellen in der Sachbilanzanalyse und damit die Erstellung von Sachbilanzen. Auch Daten zu Methoden der Wirkungsabschätzung und deren Ergebnisse in der Anwendung finden sich in der Datenbank. Die Durchführung der Wirkungsabschätzung beschränkt sich jedoch auf die Anwendung bereits entwickelter LCIA-Methoden. Eine neue LCIA-Methode wurde von ecoinvent bisher nicht entwickelt. (Weidema et al. 2013, S. 6).

Dabei stehen bekannte LCIA-Methoden wie „IPCC 2021“ und entsprechende Wirkungskategorien (z.B. „Klimawandel“, „Humantoxizität“, „Wasserverbrauch“ oder „Landnutzung“) zur Verfügung (Ecoinvent).

Der Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) ist der Zwischenstaatliche Ausschuss für Klimaänderungen. Das Gremium veröffentlicht regelmäßig Bewertungsberichte, die Emissionskennzahlen für das globale Treibhauspotenzial (GWP) und das globale Erwärmungspotenzial (GTP) enthalten (Ecoinvent).

Die Struktur der Datenbank ermöglicht es, die Auswirkungen von Produkten entlang der gesamten Wertschöpfungskette zu verfolgen und die Ergebnisse nachzuvollziehen. Sie ermöglicht eine flexible Nutzung der Daten in Abhängigkeit von den jeweiligen Anforderungen. Die Datensätze enthalten Informationen über den industriellen oder landwirtschaftlichen Prozess, den sie modellieren. Sie bewerten die natürlichen Ressourcen, die der Umwelt entzogen werden, die Emissionen in Wasser, Boden und Luft, die Produkte, die von anderen Prozessen nachgefragt werden, und die erzeugten Produkte, Nebenprodukte und Abfälle. Jedem Datensatz ist ein geografischer Ort zugeordnet. Da es sich um eine Hintergrunddatenbank handelt, sollen die Aktivitäten in den Regionen erfasst werden, die für das ausgewählte Produkt am relevantesten sind. Gleichzeitig hängt die geografische Erfassung von der Qualität und Verfügbarkeit der Daten ab. Daher enthält fast jede Aktivität in der Datenbank einen Datensatz, der den Prozess weltweit repräsentiert, d. h. die durchschnittliche weltweite Produktion (Ecoinvent).

Die ecoinvent-Daten werden in führende Software-Tools implementiert, die ein breites Spektrum von Anwendungen abdecken. Die bekanntesten Software-Tools sind dabei SimaPro, Gabi-Software und OpenLCA (Ecoinvent).

SimaPro ist eine anerkannte Nachhaltigkeitssoftware, die es den NutzerInnen ermöglicht, komplexe Lebenszyklen in systematischer und transparenter Weise gemäß den Empfehlungen der ISO 14040 zu modellieren und zu analysieren. Dazu muss ein Produktlebenszyklus erstellt und Details zu jeder Phase des Produktlebenszyklus eingegeben werden. Die Software stellt anschließend die Ergebnisse des Produktlebenszyklus und der Umweltauswirkungen dar. In der Phase der Datenerfassung können die NutzerInnen die Menge an Materialien, Prozessen und zugehörigen Daten eingeben, die in den riesigen Datenbanken der Software verfügbar sind und die aus einer großen Anzahl von Quellen in Verbindung mit einer Vielzahl von LCIA-Methoden gesammelt wurden. Darüber hinaus kann die Datenbank auf der Grundlage der Anforderungen der NutzerInnen geändert und erweitert werden. Spezifische Materialien oder Prozesse können in die Datenbank aufgenommen und verwendet werden (Daizhong et al. 2020, S. 60).

Gabi-Software ist ein anerkanntes Softwaretool zur Modellierung von Produkten und Systemen aus der Lebenszyklusperspektive. Vor dem LCIA-Prozess müssen die NutzerInnen einen Lebenszyklus des Produkts in einem grafischen Diagramm erstellen. Auf Grundlage des erstellten Produktlebenszyklus definieren die NutzerInnen die Inputs und Outputs von Material und Energie für jede Phase und anschließend wird ein Nachhaltigkeitsbericht einschließlich Ressourcen und Emissionen erstellt. Die grafische Darstellung des Produktlebenszyklus ist ein bemerkenswertes Merkmal verglichen mit anderen. Die Lebenszyklusmodellierung in der Gabi-Software stellt den gesamten Lebenszyklus eines Produktes sehr anschaulich dar (Daizhong et al. 2020, S. 61).

openLCA ist eine kostenlose Open Source LCA Software, die von GreenDelta entwickelt wurde. NutzerInnen können Datenbanken wie ecoinvent erwerben und LCIA-Methoden kostenlos beziehen. Nach dem Import der Methode und der Datenbank in die Software kann die LCA gestartet werden. Als erstes müssen die NutzerInnen den Produktlebenszyklus mit allen Inputs und Outputs darstellen. Ziel ist es, ein Produktsystem zu erstellen, das wie ein Netzwerk zwischen dem Produkt und diesen Inputs und Outputs aufgebaut ist. Die wesentliche Eigenschaft von openLCA ist jedoch seine offene Struktur. Dies ermöglicht die Kompatibilität mit den meisten gängigen LCI-Datenbanken und LCIA-Methoden auf dem Markt (Daizhong et al. 2020, S. 61–62).

Eine LCA kann sehr technisch sein und zeitaufwändige Berechnungen erfordern. Diese Komplexität wird durch den Einsatz von Software-Tools verringert (Liebsch 2023). Dabei werden die strukturellen Rahmenbedingungen durch das Tool auf Basis der gewählten Methode umgesetzt. Eine Datenbank wie ecoinvent erfordert jedoch Expertenwissen, um die Konsistenz der Berechnungen zu gewährleisten (Frischknecht und Rebitzer 2005, S. 1340).

3 Aktueller Stand der Forschung

In diesem Kapitel wird die systematische Literaturanalyse geplant, durchgeführt und abschließend werden die Ergebnisse präsentiert. Die Darstellung der thematischen Analyse erfolgt in drei Schritten. Zuerst wird ein kurzer Überblick gegeben, gefolgt von einer Beschreibung der Fachartikel hinsichtlich der Relevanz für die Beantwortung der Forschungsfragen, und schließlich werden die Forschungsergebnisse gegenübergestellt.

3.1 Vorgehen bei der systematischen Literaturanalyse

Die Durchführung einer systematischen Literaturanalyse gilt heute als „wissenschaftliche Grundlagenarbeit“, da sie die wichtigsten wissenschaftlichen Beiträge zu einem bestimmten Gebiet oder einer bestimmten Fragestellung identifiziert. Denn durch umfassende Recherchen, Prüfung von Entscheidungswegen und Verfahren für Schlussfolgerungen ermöglicht es einen nachvollziehbaren, wissenschaftlichen und transparenten Prozess (Tranfield et al. 2003, S. 209).

3.1.1 Methode der systematischen Literaturanalyse

Nach Tranfield lässt sich der Aufbau einer systematischen Analyse in 3 Stufen unterteilen (Tranfield et al. 2003, S. 214):

- Stufe 1: Planung der Analyse
- Stufe 2: Durchführung der Analyse
- Stufe 3: Dokumentation und Dissemination

Stufe 1: Planung der Analyse

Zu Beginn muss die Relevanz und der Umfang des Themas, mittels Rahmenstudie, geprüft werden, um das Fachgebiet darauf basierend abgrenzen zu können. Damit können im nächsten Schritt die Forschungsfragen formuliert werden. Die Forschungsfragen sind für die systematische Literaturanalyse von entscheidender Bedeutung, da sich andere Aspekte des Prozesses aus ihr ergeben. Um die Objektivität zu wahren, sollte ein Protokoll geführt werden, in dem alle wichtigen Schritte festgehalten werden. Ziel ist es, die Kreativität nicht zu beeinträchtigen und gleichzeitig sicherzustellen, dass die Recherche weniger anfällig für Subjektivität ist als die traditionelle narrative Forschung (Tranfield et al. 2003, S. 214–215).

Stufe 2: Durchführung der Analyse

Eine systematische Analyse beginnt mit der Identifizierung von Schlüsselwörtern, die sich aus der Rahmenstudie ergeben. In diesem Zusammenhang werden die geeignetsten Schlüsselwörter ausgewählt. Zudem muss die Forschungsmethode ausreichend detailliert beschrieben werden, um die Nachvollziehbarkeit des Vorgehens zu gewährleisten. Das Ergebnis der Analyse ist eine vollständige Auflistung der Literatur, auf die sich die Analyse stützen wird. Nur Literatur, die alle im Überprüfungsprotokoll genannten Einschlusskriterien erfüllen und bei denen keines der Ausschlusskriterien zutrifft, müssen in die Überprüfung einbezogen werden. Um eine subjektive Auswertung zu vermeiden, werden Formulare zur Datenauswertung verwendet. Diese enthalten oft allgemeine Informationen wie Titel, Autor, Publikationsdetails sowie spezifische Informationen zum Forschungsgebiet (Tranfield et al. 2003, S. 215–217).

Stufe 3: Dokumentation und Dissemination

Eine gute systematische Übersicht erleichtert das Verständnis von Forschungsergebnissen, indem sie die umfangreichen Forschungsarbeiten, aus denen sie abgeleitet wurden, zusammenfasst. Diese Ergebnisse werden auch zur Beantwortung der Forschungsfragen herangezogen. Zu diesem Zweck sollen konkrete Beispiele angeführt werden, um die Schlussfolgerung sachlich zu begründen (Tranfield et al. 2003, S. 218).

3.1.2 Durchführung der systematischen Literaturanalyse

Die systematische Literaturanalyse stützt sich auf die zentrale Forschungsfrage:

„Wie müssen Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe konzipiert sein, um eine Grundlage für die Bewertung von Kreislaufwirtschaftsstrategien zu schaffen?“

Auf dieser Grundlage wurden die folgenden Schlüsselwörter für die Analyse festgelegt:

„circular economy“ **OR** CE

AND

„Life cycle assesment“ **OR** „Life cycle analysis“ **OR** LCA

AND

Recycling **OR** Recycle **OR** „multi cycle“

Zudem wurden vor der Durchführung der Analyse noch die Datenbank sowie die Ein- und Ausschlusskriterien festgelegt, die in Tabelle 2 aufgelistet sind. Als Datenbank wurde Scopus gewählt, da es eine unabhängige, quellenneutrale Abstract- und Zitationsdatenbank mit über 7000 internationalen Verlegern ist (Scopus).

	Einschlusskriterium	Ausschlusskriterium
Fachgebiet	„Environmental Science“ „Energy“ „Engineering“ „Economics, Econometrics and Finance“ „Material Science“	Sonstige Fachgebiete
Dokumententyp	Article, Conference paper	Sonstige Dokumententyp
Jahr	Veröffentlichung ab 2016	Veröffentlichung vor 2016
Sprache	Englisch	Sonstige Sprache

Tabelle 2: Ein- und Ausschlusskriterien

Die Literaturanalyse wurde am 14.01.2023 durchgeführt und ergab 454 Dokumente. Von diesen Dokumenten wurden Titel und Abstract untersucht, um zu entscheiden, ob sie für die Analyse von Bedeutung sind. Dokumente, die sich mit der Recyclingfähigkeit von Produkten und in diesem Zusammenhang mit Lebenszyklusanalysen befassen, wurden als wesentlich angesehen. In diesem Verfahren wurden 94 Dokumente als relevant identifiziert, von denen im weiteren Verlauf die Berechnungsmethode betrachtet wurde. Hier wurden Methoden in Betracht gezogen, die mindestens zwei Lebenszyklen untersuchen oder sich mit der Einrechnung von Sekundärmaterialien aufgrund von Recyclingprozessen befassen. Diese genannten Kriterien konnten bei 14 Dokumenten identifiziert werden, wie in Abbildung 4 zu sehen ist.

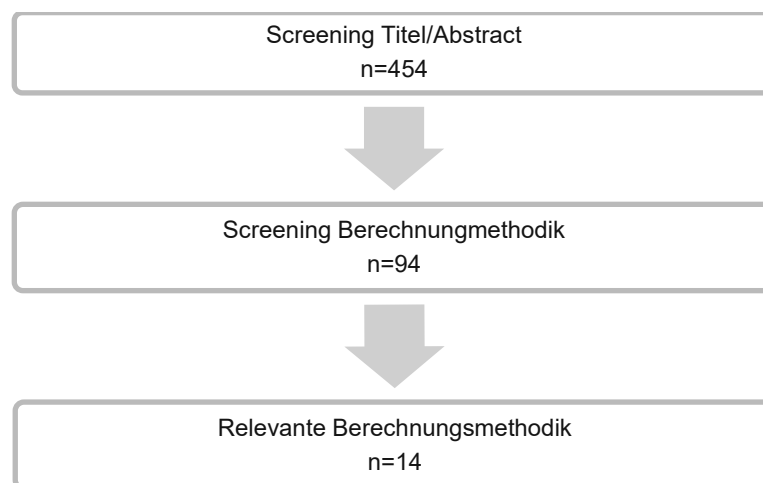


Abbildung 4: Verlauf Literaturanalyse

3.2 Aktueller Stand von Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe

Die vorliegenden Ergebnisse beruhen auf dem in Kapitel 3.1 erläuterten Vorgehen. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die 14 untersuchten Fachartikel, die von zwölf verschiedenen HauptautorInnen verfasst wurden. Daraus geht hervor, dass sich acht Fachartikel sowohl mit der Einbeziehung von Sekundärmaterial als auch mit mindestens zwei Produktlebenszyklen befassen, drei Fachartikel mit der Einbeziehung von Sekundärmaterial und drei Fachartikel mit relevanten theoretischen Aspekten, die bei der Einbeziehung von Sekundärmaterial beachtet werden müssen. Davon beschäftigen sich fünf mit der Kunststoffindustrie, drei mit der Aluminiumindustrie und zwei mit der Solarindustrie. Die vier weiteren befassen sich mit der Batterie-, Papier-, Elektronik- oder Verpackungsindustrie. In Tabelle 3 sind auch die LCA- und Recycling-Ansätze aufgeführt, sofern sie in den Fachartikeln erwähnt werden. Für den Ansatz der LCA wird insbesondere „cradle to grave“ genannt, insgesamt viermal. Auch „cradle to cradle“ wird dreimal erwähnt, wobei es sich in jedem Fall um dieselbe Hauptautorin handelt. Beim Ansatz des Recyclings wird elfmal „geschlossener Kreislauf“ und zweimal „offener und geschlossener Kreislauf“ genannt. Auch die Wahl der Datenbank und der Software wurde analysiert. „Ecoinvent“ wurde neunmal als Datenbank und „SimaPro“ fünfmal als Software verwendet. Zur besseren Übersicht und zum leichteren Verständnis sind die Fachartikeln mit Nummern versehen und werden im Weiteren entsprechend bezeichnet.

Nr.	Referenz	Betrachtungsgrund	Branche	Ansatz LCA	Ansatz Recycling	Datenbank & Software
1	(Salvi et al. 2023)	min. 2 Zyklen; Einrechnung Sekundärmaterial	Solarindustrie; PV-Module	cradle to grave	geschlossener Kreislauf	Ecoinvent v3.6; SimaPro
2	(Papo und Corona 2022)	min. 2 Zyklen; Einrechnung Sekundärmaterial	Kunststoffindustrie; HDPE-Flaschen	cradle to grave	geschlossener Kreislauf	Ecoinvent v3.0; SimaPro
3	(Vadoudi et al. 2022)	min. 2 Zyklen; Einrechnung Sekundärmaterial	Kunststoffindustrie; Verpackung	cradle to grave	geschlossener Kreislauf	Ecoinvent v3.8; SimaPro
4	(Sazdovski et al. 2022)	Theoretischer Ansatz	Verpackung	k.A.	geschlossener Kreislauf	n.z.
5	(Tian et al. 2022)	min. 2 Zyklen; Einrechnung Sekundärmaterial	Batterieindustrie; Blei-Säure-Batterie	cradle to environment	geschlossener Kreislauf	eFootprint
6	(Bassi et al. 2021)	Theoretischer Ansatz	Kunststoffindustrie	k.A.	k.A.	n.z.
7	(Abokersh et al. 2021)	Einrechnung Sekundärmaterial	Solarindustrie; Energiespeicher	cradle to grave	geschlossener Kreislauf	Ecoinvent v3.7
8	(Schaubroeck et al. 2021)	min. 2 Zyklen; Einrechnung Sekundärmaterial	Papierindustrie; Wellpappe	k.A.	offener und geschlossener Kreislauf	Ecoinvent v3.2
9	(Lonca et al. 2020)	Einrechnung Sekundärmaterial	Kunststoffindustrie; PET	k.A.	geschlossener Kreislauf	Ecoinvent v3.3; OpenLCA
10	(Gu et al. 2020)	min. 2 Zyklen; Einrechnung Sekundärmaterial	Kunststoffindustrie; PET	k.A.	offener und geschlossener Kreislauf	Gabi
11	(Niero et al. 2017)	Theoretischer Ansatz	Aluminiumindustrie; Dosen	cradle to cradle	geschlossener Kreislauf	n.z.
12	(Niero und Olsen 2016)	min. 2 Zyklen; Einrechnung Sekundärmaterial	Aluminiumindustrie; Dosen	cradle to cradle	geschlossener Kreislauf	Ecoinvent v3.1; SimaPro
13	(Niero et al. 2016)	Einrechnung Sekundärmaterial	Aluminiumindustrie; Dosen	cradle to cradle	geschlossener Kreislauf	Ecoinvent; Gabi; SimaPro
14	(Low et al. 2016)	min. 2 Zyklen; Einrechnung Sekundärmaterial	Elektronikindustrie, Flachbildschirme	k.A.	geschlossener Kreislauf	Ecoinvent v2.2

Tabelle 3: Betrachtete Fachartikel

Abbildung 5 zeigt die Beteiligung der Länder an den Fachartikeln zum Thema „Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe“. Insgesamt haben 13 verschiedene Länder weltweit an den untersuchten Fachartikeln mitgewirkt, wobei Dänemark und Spanien an erster Stelle stehen, gefolgt von China und den USA (Scopus).

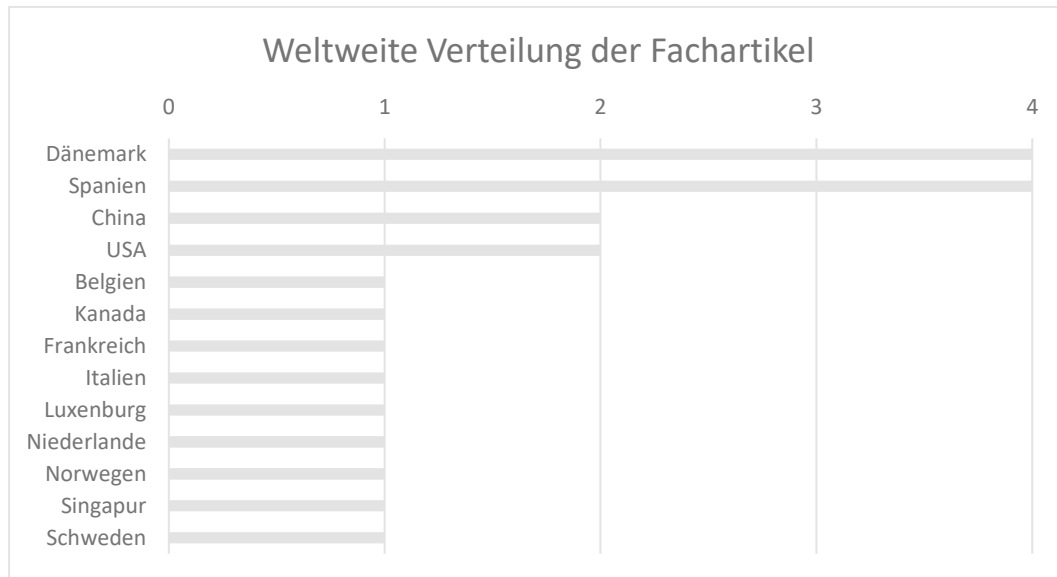


Abbildung 5: Weltweite Verteilung der Fachartikel (Scopus)

3.2.1 Zusammenfassung der betrachteten Fachartikel

Dieses Kapitel fasst die 14 Fachartikel zusammen, die hinsichtlich der Ansätze und Methoden für die Einbeziehung des Recyclings in eine LCA untersucht wurden. Es werden nur Aspekte zusammengefasst, die für die Beantwortung der Forschungsfragen und für das zu entwickelnde Modell relevant sind. Indikatoren, Ansätze und Methoden, die keinen Einfluss auf die Beantwortung der Forschungsfragen oder das zu entwickelnde Modell haben, bleiben unberücksichtigt.

Fachartikel 1:

Um die Kreislaufwirtschaft zu bewerten, werden zwei aufeinander folgende Produktlebenszyklen untersucht. Am Ende des ersten Lebenszyklus, bei dem ausschließlich Primärrohstoffe verwendet werden, werden die Bestandteile des Produktes teilweise für den Recyclingprozess gesammelt und teilweise entsorgt. Darüber hinaus geht ein Teil des Materials, das dem Recyclingprozess unterzogen wird, aufgrund der Effizienz der Verfahren verloren. Im zweiten Produktlebenszyklus werden die zuvor recycelten Materialien und zusätzliche Primärrohstoffe in den Herstellungsprozess einbezogen, um die gleichbleibende Produktmenge zu produzieren. Die Formel zur Berechnung der Masse des recycelten Materials i im Produktlebenszyklus $j+1$ lautet wie folgt:

$$m_{i,j+1} = m_{i,j} * p_{T-R_{i,j}} * e_{T-R_{i,j}}$$

Formel 1: Masse des recycelten Materials i im Produktlebenszyklus $j+1$

$m_{i,j}$	Masse recyceltes Material i im Produktzyklus j [kg]
$p_{T-R_{i,j}}$	Recyclinganteil Material i am Ende des Produktzyklus j [%]
$e_{T-R_{i,j}}$	Recyclingeffizienz Materials i im Produktzyklus j [%]

Für das Fallbeispiel wurden mittels Literaturrecherche produktspezifische und geografische Daten erhoben und in der Betrachtung als konstant angenommen. Ein weiterer Indikator, der im Hinblick auf das Recycling berücksichtigt wird, ist die Zeit, die durch die dynamische LCA einfließt. Die dynamische LCA betrachtet den zeitlichen Verlauf der Emissionen und stellt die Emissionsdaten in Abhängigkeit von der Zeit entlang des Produktlebenszyklus korrekt dar. Die Systemgrenze sollte laut der AutorInnen so weit wie möglich gezogen werden, um alle direkt und indirekt mit dem Produkt verbundenen Prozesse einzubeziehen. Hierfür wurde folgende Unterteilung der Lebensphasen eines Produktes vorgenommen (Salvi et al. 2023):

Supply phase	In-use phase	Hibernation phase	End-of-Life
• Rohstoffherzeugung • Produktherstellung • Transporte	• Nutzung des Produktes vom End-Verbraucher	• Produkt ist nicht in Gebrauch, sondern wartet auf End-of-Life	• Abfallsammlung • Entsorgungsverfahren • Recyclingverfahren

Abbildung 6: Lebensphasen eines Produktes (Salvi et al. 2023)

Fachartikel 2:

In diesem Fachartikel wird der Recyclinganteil durch eine Recyclingquote ausgedrückt, wobei dieser prozentuale Indikator die Materialverluste bei der Sammlung, Sortierung und Wiederaufbereitung enthalten soll. Diese Recyclingquote wurde für das Fallbeispiel durch produktespezifische und geographische Daten mittels Literaturrecherche erhoben. Die Produktlebenszyklen sollen durch die Qualitätsverluste, die durch den Recyclingprozess entstehen, begrenzt werden. In dem Fallbeispiel werden beispielsweise 10 Zyklen betrachtet, da der untersuchte Kunststoff nicht häufiger recycelt werden kann. Zudem folgt der Fachartikel einem Ansatz der Systemerweiterung, bei dem die primäre Produktion und die nachfolgenden Recyclingkreisläufe in das Recyclingszenario einbezogen und auf eine funktionelle Einheit bezogen werden. Dieser Ansatz vermeidet eine Aufteilung der Auswirkungen zwischen den Recyclingkreisläufen, wie dies in den ISO-Normen 14040/44 empfohlen wird, und ist im Zusammenhang mit Kreislaufstrategien von entscheidender Bedeutung, da die Auswirkungen und Vorteile des Recyclings und der Verwendung recycelter Materialien sinnvoll und konsequent integriert sind. Dafür wird keine allgemeine Gliederung der Prozesse dargelegt, jedoch wird das Fallbeispiel in die Lebensphasen Produktherstellung (Flaschen- und Verschluss Herstellung), Abfüllung, Distribution, Entsorgung und Recycling unterteilt (Papo und Corona 2022).

Fachartikel 3:

Für die Berechnung des Recyclinganteils in diesem Fachartikel wird zum einen die Effizienz der Abfallsammlung und zum anderen die Recyclingeffizienz berücksichtigt. Dabei wird zwischen dem Recyclinganteil des ersten Zyklus und den späteren Zyklen unterschieden. Die Berechnungsgrundlage für den ersten Zyklus entspricht der Gesamtmasse des Endproduktes, das aus 100 % Primärrohstoff hergestellt wurde, die nächsten Zyklen basieren auf der Menge des recycelten Anteils, das am Ende des vorherigen Zyklus eingegangen ist, wie in den folgenden Gleichungen dargestellt:

$$F_{R(\text{First round recycling})} = M * E_S * E_C$$

Formel 2: Masse des recycelten Materials des ersten Zyklus

$$F_{R(\text{Later rounds recycling})} = F_R * E_S * E_C$$

Formel 3: Masse des recycelten Materials der späteren Zyklen

F_R	Masse recyceltes Material [kg]
M	Masse erzeugtes Produkt [kg]
E_S	Effizienz der Sortierung [%]
E_C	Recyclingeffizienz [%]

Dieser Ansatz hilft bei der Ermittlung und Erfassung des zirkulierenden Anteils, der vom Ende des ersten Recyclingprozesses bis zu den späteren Produktlebenszyklen erhalten bleibt. Zudem sollen die Produktlebenszyklen durch die Qualitätsverluste, die durch den Recyclingprozess entstehen, begrenzt werden. Für die hier verwendeten Daten werden produktespezifische und geografische Daten verwendet. Die AutorInnen beschreiben, dass eine Analyse alle Lebenszyklusphasen berücksichtigen sollte, beginnend mit der Produktion von Primärrohstoffen, Herstellung des Produktes, Nutzung, Abfallsammlung, Abfallsortierung und endend mit der Behandlung von Abfällen. Da jeder zusätzliche Zyklus auch die Produktion des Produktes beeinflusst, wird eine Systemerweiterung vorgenommen, bei der alle Produktlebenszyklen auf die funktionelle Einheit bezogen werden. Sie weisen jedoch darauf hin, dass die durchgeführte LCA nicht alle Anforderungen der ISO 14044 diesbezüglich erfüllt, da das Ziel eher darin bestand, die Auswirkungen zwischen einem linearen System und einem Kreislautsystem zuverlässig abzuschätzen (Vadoudi et al. 2022).

Fachartikel 4:

In diesem Fachartikel wird ein Ansatz diskutiert, der beschreibt, welche Schlüsselvariablen in einer LCA für die Kreislaufwirtschaft zu berücksichtigen sind. Dazu wird ein Produktlebenszyklus in die Lebensphasen Produktion, Nutzung und End-of-Life gegliedert, wobei jeweils die wesentlichen Variablen Energie und Material betrachtet werden. Darüber hinaus wird die variable Zeit durch verschiedene Aspekte berücksichtigt. Zum einen die maximale Anzahl von Produktlebenszyklen aufgrund von Qualitätsverlusten beim Recycling. Andererseits die Zeit der einzelnen Lebensphasen und daraus abgeleitet die Zeit bis zum zweiten Produktlebenszyklus. Dabei können große Unterschiede in der End-of-Life-Phase bestehen. Diese ergeben sich durch Unterschiede in der Effizienz der Abfallentsorgungssysteme, der Sortiersysteme und des Recyclings, sowie dem Standort der Recyclinganlage. Der Fachartikel verweist darauf, dass die Zeit als wesentliche Variable berücksichtigt werden muss, wenn die Lebensdauer der Materialien in einem System als wichtig angesehen wird. Dies gilt vor allem für Produkte, die im Verhältnis zu der für das Recycling und die Abfallbewirtschaftung erforderlichen Zeit eine relativ kurze Nutzungsdauer haben, z.B. Verpackungsmaterial (Sazdovski et al. 2022).

Fachartikel 5:

In diesem Fachartikel wird ein Materialfluss betrachtet, der mehrere Lebenszyklen durchläuft und nach und nach in die „Umwelt“ übergeht. Die AutorInnen nennen ihren Ansatz „cradle to environment“, der unendliche Lebenszyklen umfasst, beginnend mit der „Wiege“ der Natur. Aufgrund des ständigen Verlusts von Ressourcen enden diese in der „Umwelt“. Dabei wird die Ressourceneffizienz pro Phase (r_0 - Fundament; r_i^1 - Herstellung; r_i^2 - Produktnutzung; r_i^3 - Materialrecycling) jedes Lebenszyklus betrachtet sowie der Faktor λ , der die Umweltvorteile/-auswirkungen des letzten Produktlebenszyklus zurechnet. Der Faktor λ basiert auf einem Indikator der „Product Environmental Footprint“-Methode von der europäischen Kommission. Die Systemgrenze umfasst die mit dem Materialfluss verbundenen Lebensphasen in der folgenden Abbildung (Tian et al. 2022):

Fundament	Herstellung	Produktnutzung	Materialrecycling
• Rohstoffherzeugung • Vorbereitung Rohstoff • Transporte	• Herstellung Zwischenprodukt • Herstellung Endprodukt • Transporte	• Nutzung • Wartung • Reparatur & Sanierung • Wiederverwendung	• Abfallsammlung • Abfallbehandlung • Erzeugung • Transporte

Abbildung 7: Lebensphasen für die Betrachtung des Materialflusses (Tian et al. 2022)

Fachartikel 6:

In diesem Fachartikel wird ein methodischer Rahmen für die Definition und Modellierung groß angelegter LCA beschrieben, die darauf abzielen, die potenziellen Umweltauswirkungen politischer Ziele zu quantifizieren, die sich auf die Erhöhung der Kreislauffähigkeit von Materialien konzentrieren. Es werden keine Lebenszyklen betrachtet, sondern übergeordnete Ziele und deren Einflussfaktoren. Zur Bewertung der Recyclingströme werden Effektivitätsfaktoren berücksichtigt, die eine umfassende Marktreaktion quantifizieren und die Folgen von Veränderungen auf dem Markt prognostizieren. Aufgrund der Komplexität und Ungewissheit, die mit diesen Faktoren verbunden sind, sollten mehrere Szenarien modelliert werden, um die Empfindlichkeit dieser Annahmen zu bewerten. Dieser Fachartikel liefert keine mathematische Gleichung zur Berechnung der Effektivitätsfaktoren, erläutert aber wichtige Einflussgrößen, die berücksichtigt werden sollten. Zu Einflussgrößen zählen beispielhaft die Menge und Zugänglichkeit von Abfallsammlungen, politische und wirtschaftliche Maßnahmen, konkurrierende Märkte, derzeitiger Recyclinganteil und Sättigungsgrad, technische Einschränkungen oder die Qualität des Sekundärmaterials (Bassi et al. 2021).

Fachartikel 7:

In diesem Fachartikel werden die Materialflüsse eines Produktlebenszyklus herangezogen, um dessen Kreislauffähigkeit zu bewerten. Dafür werden Ressourcen- und Energieinput sowie -output aus Produktion, Nutzung, Recycling und Entsorgung untersucht. Der Materialfluss für den Recyclingprozess errechnet sich aus der aktuellen Recyclingrate und der Recyclingeffizienz, wobei auch Worst- und Best-Case-Szenarien betrachtet werden. Die Betrachtung der Materialflüsse bezieht sich dabei auf einen Zyklus. (Abokersh et al. 2021). Die Berechnungsgrundlage für die Betrachtung des Recyclings ist identisch mit der des Fachartikels 3 (Vadoudi et al. 2022), so dass sie hier nicht im Detail diskutiert wird.

Fachartikel 8:

In diesem Fachartikel werden verschiedene Ansätze erörtert, zum einen unendliche und endliche Zyklen sowie offene und geschlossene Kreisläufe. Dabei weisen die AutorInnen darauf hin, dass sie Kreisläufe in einem allgemeinen Kontext verstehen und in ihren Ansätzen nicht zwischen offenen und geschlossenen Kreisläufen unterscheiden. Daher ist die von ihnen angewandte Methode für offene und geschlossene Kreisläufe sowie für Up- und Downcycling geeignet. Für die unendlichen und endlichen Zyklen wird jeweils ein stabiler Zustand abgeleitet, aus dem sich eine Recyclingrate ergibt. Ein stabiler Zustand bedeutet dabei, dass die Zusammensetzung der Prozesse und Materialflüsse konstant bleibt. Zur Ermittlung der Recyclingrate in beiden Anwendungsfällen werden Prozentwerte für die Sammel-, Sortier- und Recyclingeffizienz betrachtet und miteinander multipliziert. Bei einem unendlichen Zyklus bleibt die Recyclingrate im stabilen Zustand unverändert. Bei einem endlichen Zyklus wird durch die nachfolgende Formel die Recyclingrate für den stabilen Zustand berechnet.

$$\eta_n = \frac{r - r^n}{1 - r^n}$$

Formel 4: Recyclingrate für einen stabilen Zustand bei endlichen Zyklen

η_n	Recyclingrate bei stabilem Zustand [%]
r	recherchierte Recyclingrate [%]
n	Anzahl Produktlebenszyklen

Es sollte erwähnt werden, dass ein stabiler Zustand für ein System mit unendlichen Zyklen nicht erreicht werden kann. Die AutorInnen halten jedoch an ihrer These fest, dass der Zyklus n+1 in einem stabilen Zustand mit unendlichen Zyklen unbedeutend wird. Darüber hinaus ist zu beachten, dass es keine Garantie dafür gibt, dass ein stabiler Zustand auch nach einer unbestimmten Zeit erreicht werden kann.

Daher wird darauf hingewiesen, dass in der Praxis jeder Zyklus separat betrachtet werden sollte. Die AutorInnen selbst haben für ihr Fallbeispiel den Ansatz gewählt, im ersten Zyklus ($n=0$) 100% Primärmaterial zu verwenden und die Recyclingrate ab dem zweiten Zyklus ($n=1$) betrug r^n . Die Systemgrenze wurden im Allgemeinen nicht thematisiert, in ihrem Fallbeispiel wurden zur Vereinfachung die Prozesse „Sammlung, Sortierung und Recycling“, „Primärproduktion“ und „Verbrennung“ untersucht. Jedoch wurde darauf verwiesen, dass Transporte einen großen Einfluss auf die Ergebnisse einer LCA haben können (Schaubroeck et al. 2021).

Fachartikel 9:

Dieser Fachartikel bezog sich speziell auf die Kunststoffindustrie, insbesondere auf den PET-Markt in den USA. Die Materialflüsse wurden anhand einer umfangreichen Datenbank abgeleitet. Für den Recyclingprozess wurden die Sammlung und die Art des Recyclings berücksichtigt. Dabei wurde zwischen hochwertigem und minderwertigem Recycling unterschieden. Hochwertiges Recyclinggranulat wurde zur erneuten Herstellung von PET-Flaschen verwendet, während minderwertiges Recyclinggranulat zur Herstellung anderer, qualitativ geringerer Materialien verwendet wurde. Die AutorInnen weisen jedoch darauf hin, dass eine sorgfältige Unterscheidung zwischen offenem Recycling und „Downcycling“ getroffen werden muss, da die Verwendung eines Materials in einem anderen Prozess für einen anderen Zweck nicht unbedingt bedeutet, dass die Qualität und der Nutzen des Materials gemindert werden. Dabei übersieht die Definition des geschlossenen Kreislaufs, die stark an die Unternehmens- und Produktperspektive gebunden ist, die Möglichkeiten der Kreislaufwirtschaft auf breiterer Ebene. Bei der Betrachtung dieses Fallbeispiels und ihrer Materialflüsse wurden die Rohstoffproduktion, die Herstellung der verschiedenen Produkte aus PET, die Abfallbehandlung (Sammlung, Recycling, Verbrennung) sowie die Importe und Exporte berücksichtigt (Lonca et al. 2020).

Fachartikel 10:

In diesem Fachartikel wurden anhand der LCA verschiedene Szenarien in der Kunststoffindustrie, konkret PET, hinsichtlich der Erreichung von Emissionsreduktionszielen untersucht. Dabei wurden die definierten Szenarien Flasche-zu-Flasche mit einem Recyclingzyklus und unendlichen Zyklen, sowie Flasche-zu-Faser betrachtet. Zu diesem Zweck wurden die Prozesse der Primärproduktion, der Entsorgung, der Sammlung und des Recyclings berücksichtigt und ihre Materialflüsse auf der Basis von geografischen und produktespezifischen Daten berechnet. Um die Verschlechterung der Materialqualität, die durch das Recycling entsteht, explizit zu berücksichtigen, wurde ein wertkorrigierter Substitutionsansatz gewählt. Bei diesem Ansatz wird davon ausgegangen, dass der Primärrohstoff die höchste verfügbare Qualität darstellt, was sich in seinem Marktpreis sowie in den relativen Preisen gegenüber Kunststoffabfällen widerspiegelt.

Die Preisverhältnisse von Primärressourcen und deren Abfällen werden verwendet, um die Umweltauswirkungen des vorherigen Lebenszyklus von Abfällen zu charakterisieren (Gu et al. 2020).

Fachartikel 11:

In diesem Fachartikel werden die LCA und der Cradle-to-Cradle (C2C)-Ansatz kritisch untersucht und erörtert, wie C2C sinnvoll in eine LCA integriert werden kann und welche Herausforderungen dabei in den Phasen einer LCA zu bewältigen sind. Die Definition des Ziels und des Untersuchungsrahmens sind dafür von wesentlicher Bedeutung. In diesem Zusammenhang ist es wichtig, in der ersten Phase die Sekundärmaterialien und deren Zyklen in die Definition der funktionellen Einheit einzubeziehen. In der zweiten Phase besteht die größte Herausforderung darin, das Recycling über mehrere Lebenszyklen zu modellieren und zu ermitteln, wie viel Primärmaterial durch Sekundärmaterial ersetzt werden kann. Die Wahl der Methode zur Einbeziehung des Recyclings in die LCA wirkt sich auf die Ergebnisse aus, da eine überschätzte Qualität der zurückgewonnenen Materialien die wahrgenommenen Vorteile des Recyclings signifikant erhöhen kann. Der entscheidende Aspekt ist, dass die Vorteile der Wiederverwertung von Material nicht nur unter quantitativen, sondern auch unter qualitativen Kriterien berücksichtigt werden müssen (Niero et al. 2017).

Fachartikel 12:

In diesem Fachartikel wurden Szenarien von Recyclingkreisläufen für Aluminiumdosen durch eine LCA bewertet. Dazu wurden 30 Zyklen unter der Annahme betrachtet, dass im ersten Zyklus 100 % Primärmaterial und ab dem zweiten Zyklus eine konstante, recherchierte Recyclingrate angenommen wird. In der Systemgrenze wurde dabei die Herstellung, Produktion, Entsorgung und das Recycling, mit den einzelnen Prozessschritten, betrachtet. Ausgenommen wurde dabei die Distribution, Nutzung sowie die Transporte. Die Transporte wurden aufgrund von zuvor durchgeführten LCAs als vernachlässigbar eingestuft. Laut den AutorInnen muss aus Sicht der Kreislaufwirtschaft eine funktionelle Einheit um den Aspekt der mehrfachen Nutzung durch Recyclingkreisläufe erweitert werden. In diesem Fallbeispiel besteht die Funktion des Produktes nicht nur darin, ihren Inhalt zu transportieren und zu schützen, sondern auch den Aluminiumschrott als Sekundärmaterial für nachfolgende Produktlebenszyklen bereitzustellen. Dafür wurde die „Product Environmental Footprint“-Methode von der Europäischen Kommission einbezogen, da diese für die Berücksichtigung von Sekundärmaterial in Kreisläufen als am sinnvollsten erachtet wurde (Niero und Olsen 2016).

Fachartikel 13:

In diesem Fachartikel wurden die Auswirkungen verschiedener methodischer Ansätze zur Berechnung vermiedener Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit recycelten Materialien untersucht, d. h. die traditionelle Berechnungsmethode, bei der von einer Verdrängung des Primärmaterials ausgegangen wird, und eine Berechnungsmethode, die die auf dem Markt eingesetzte Kombination aus Primärmaterial und recyceltem Materialien als Rohstoffquelle berücksichtigt. Dies wurde durch unterschiedliche Substitutionsfaktoren sowie durch Recyclingraten für jeweils einen Zyklus umgesetzt. Dabei weisen die AutorInnen darauf hin, dass der traditionelle 1:1-Substitutionsfaktor zu einer Überschätzung der Umweltgutschriften führen kann. Recyclingmaterial wird nicht nur Primärmaterial ersetzen, sondern langfristig auch den durchschnittlichen Marktmix aus Primär- und Sekundärmaterial. Zudem sollte bei der Recyclingrate auch berücksichtigt werden, wie viel Prozent des Produktes grundsätzlich recycelt werden können (Niero et al. 2016).

Fachartikel 14:

In diesem Fachartikel wurde der gesamte Lebenszyklus eines Produktes und dessen Umweltauswirkungen mit Hilfe eines Marktmodells betrachtet. Ausgehend von einem Auftragsvolumen und einem Rückgewinnungsvolumen für einen typischen Marktzyklus für ein Produkt wird ein geeignetes Marktmodell erstellt. Dabei wird das Rückgewinnungsvolumen auf seine Recyclingfähigkeit untersucht und als Berechnungsgrundlage für die Menge des Sekundärmaterials herangezogen. Innerhalb der Systemgrenze liegen die Beschaffungs-, Herstellungs-, Vertriebs- und End-of-Life-Phasen. Die Nutzungsphase ist ausgeschlossen, da sie außerhalb des Anwendungsbereichs und der Kontrolle der Produktion und Verwertung liegt (Low et al. 2016).

3.3 Gegenüberstellung von Ansätzen und Methoden zur Berücksichtigung von Recyclingprozessen

Tabelle 4 vergleicht die Ansätze und Methoden der Fachartikel in Bezug auf das Recycling, die Berücksichtigung von Zyklen und die Systemgrenze. Zu diesem Zweck werden die elf Fachartikel analysiert, die eine Berechnungsmethodik enthalten und eine Grundlage für das zu entwickelnde Modell bilden. Die wesentlichen Erkenntnisse der drei theoretischen Fachartikel 4, 6 und 11 werden in der anschließenden Diskussion berücksichtigt.

Nr.	RECYCLING	ZYKLEN			SYSTEMGRENZE		
	Parameter	Min. 2	Begrenzung	Sonstiges	Allgemeine Darstellung	Phasen	Sonstiges
1	Recyclinganteil Recycling-effizienz Zeit	ja	Annahme	Recyclinganteil pro Zyklus gleich; gleichbleibende produzierte Menge	ja	Supply phase In-use phase Hibernation phase End-of-Life	
2	Recyclinganteil	ja	Qualität	Recyclinganteil pro Zyklus gleich; gleichbleibende produzierte Menge	nein	Manufacture (Bottle, Cap) Filling Distribution Disposal Recycling	System-erweiterung durch funktionelle Einheit
3	Effizienz der Sortierung Recycling-effizienz	ja	Qualität	Recyclinganteil bezogen auf das Sekundärmaterial des vorherigen Zyklus; gleichbleibende produzierte Menge	nein	Raw material production Manufacturing End-of-Life (Incineration) Recycling	System-erweiterung durch funktionelle Einheit
4	n.r.						
5	Ressourcen-effizienz Anteil der Umweltvorteile/-auswirkungen (EU-Wert)	ja	Materialverlust	Materialfluss wird betrachtet;	ja	Foundation Manufacture Product use Material recycling	
6	n.r.						
7	Recyclingrate Recycling-effizienz	nein	n.z.	n.z.	nein	production utilization recycling landfill process	
8	Sammeleffizienz Sortiereffizienz Recycling-effizienz	ja	Materialverlust Qualität	unterschiedliche Betrachtungen; Recyclinganteil pro Zyklus gleich, gleichbleibende produzierte Menge; Materialfluss wird betrachtet	nein	Virgin production use Collection & Incineration Collection, sorting & recycling	

Nr.	RECYCLING	ZYKLEN			SYSTEMGRENZE		
	Parameter	Min. 2	Begrenzung	Sonstiges	Allgemeine Darstellung	Phasen	Sonstiges
9	Recyclinganteil Recycling-effizienz (für hohe und minderwertige Qualität)	nein	n.z.	n.z.	nein	Virgin production Manufacturing Collection Recycling landfill & incineration	
10	Recyclinganteil Recycling-effizienz Substitutions-faktor	ja	Annahme	Recyclinganteil pro Zyklus gleich; gleichbleibende produzierte Menge	nein	primary production Collection Recycling Disposal	
11	n.r.						
12	Recyclinganteil Recycling-effizienz	ja	Annahme	Recyclinganteil pro Zyklus gleich; gleichbleibende produzierte Menge	nein	Production Manufacturing & Filling Recycling Material-reintegration Disposal	System-erweiterung durch funktionelle Einheit
13	Recyclinganteil Substitutions-faktor	nein	n.z.	n.z.	nein	Raw & auxiliary materials extraction & production Filling & packing Distribution Use End-of-Life	
14	S-Kurven Modell	ja	Markt-modell	Recyclinganteil und produzierte Menge bestimmt durch Modell	nein	Procurement Manufacturing Distribution Collection Processing Disposition	

Tabelle 4: Gegenüberstellung der Berechnungsmethoden

Die Tabelle 4 bestätigt die Aussage von Sazdovski et al. 2022, dass es eine Vielzahl von unterschiedlichen Ansätzen gibt, die neue Parameter verwenden oder einführen, die im bisherigen Konzept der Kreislaufwirtschaft nicht definiert sind.

Der Fachartikel 14 wird vorab für die weitere Betrachtung ausgeschlossen, da der Ansatz aufgrund des Marktmodells sehr produktspezifisch und damit nicht relevant ist, daher werden 13 Berechnungsmethoden gegenübergestellt.

Im Hinblick auf die Einbeziehung von Sekundärmaterial wurden die Parameter für die Mengenermittlung analysiert. Die Begrifflichkeiten Recyclinganteil, Recyclingrate, Sammel-, Sortier- sowie Ressourceneffizienz beschreiben im Wesentlichen den prozentualen Anteil des Materials, der nach einem Produktlebenszyklus dem Recyclingprozess zugeführt wird (Salvi et al. 2023, S. 4).

Dieser Parameter wird bei allen betrachteten Fachartikeln einbezogen. In sieben Fachartikel wird zudem die Effizienz des Recyclingprozesses bei der Herstellung von Sekundärmaterial bewertet. Der Zeitfaktor wurde in Fachartikel 1 in die Berechnung einbezogen und in anderen Fachartikeln wörtlich erwähnt, da die Dauer eines Produktlebenszyklus und die daraus abgeleitete Verfügbarkeit von Material für den Recyclingprozess bedeutend sein kann (Sazdovski et al. 2022). Wie bereits in Kapitel 3.2.1 beschrieben, bietet der theoretische Ansatz in Fachartikel 6 viele verschiedene Aspekte, die zusätzlich in die Bestimmung dieser Faktoren für das Recycling einfließen können. In den Fachartikeln 10 und 13 wurde für die Einbeziehung von Sekundärmaterial ein Substitutionsfaktor verwendet, der einer angemessenen Berücksichtigung der Vor- und Nachteile des Recyclings entsprechen soll (Niero et al. 2016, S. 360). Die Berechnungsmethode in Fachartikel 13 wurde in Fachartikel 12 weiterentwickelt, wobei der Substitutionsfaktor ausgeschlossen wurde, da die Auswirkungen des Sekundärmaterials im Vergleich zum Primärmaterial durch die „Product Environmental Footprint“-Methode der Europäischen Kommission angemessen berücksichtigt werden (Niero und Olsen 2016, S. 29). Der Fachartikel 5 berücksichtigt in diesem Zusammenhang auch die „Product Environmental Footprint“-Methode der Europäischen Kommission.

In sieben Fachartikeln wurden mindestens zwei Produktlebenszyklen berechnet. Die Anzahl der Zyklen wurde in drei Fällen durch eine Annahme, in zwei Fällen durch die Qualität, in einem Fall durch Qualität sowie Materialverlust und in einem Fall durch Materialverlust begrenzt. Es ist zu erwähnen, dass in Fachartikel 1 von zwei Zyklen ausgegangen wurde, da ein Produktlebenszyklus von Photovoltaikmodulen mit 32 Jahren ermittelt wurde, so dass der betrachtete Zeitraum 64 Jahre betrug (Salvi et al. 2023). Die beiden anderen Fachartikeln, in denen die Begrenzung auf einer Annahme basierte, zählen zu den ältesten im Rahmen dieser Untersuchung. Die Berechnung und die damit dargestellten Materialflüsse wurden unterschiedlich erfasst. In vier Fachartikeln blieben der Anteil des Sekundärmaterials pro Zyklus und die produzierte Gesamtmenge gleich. In Fachartikel 3 verringerte sich der Anteil des Sekundärmaterials, da die Referenzmenge das Sekundärmaterial des vorherigen Zyklus war. Die produzierte Gesamtmenge blieb gleich. In Fachartikel 5 wurde ein Materialfluss bis zum vollständigen Übergang in die Umwelt betrachtet, d.h. Begrenzung durch Materialverlust. In Fachartikel 8 wurden unterschiedliche Berechnungen durchgeführt, die bereits erwähnt wurden.

Die Systemgrenze wurde in zwei Fachartikeln für einen allgemeinen Anwendungsfall dargestellt, während die anderen Fachartikeln sie für ihren individuellen Anwendungsfall aufbereiteten. Dabei wurde mehrmals erwähnt, dass die Systemgrenze so weit wie möglich gezogen werden soll, um alle direkt und indirekt mit dem Produkt verbundenen Tätigkeiten einzubeziehen (Salvi et al. 2023, S. 4).

Die Phasen eines Produktlebenszyklus wurden in der Tabelle 4 nicht übersetzt, um die Vielfalt der Benennungen nicht zu verfälschen. Aufgrund der unterschiedlichen Ansätze der einzelnen Fachartikel werden die einzelnen Phasen nicht im Detail erörtert. Erwähnenswert ist, dass drei Fachartikel die Einbeziehung mehrerer Recyclingkreisläufe, in die funktionelle Einheit berücksichtigen. Niero und Olsen 2016 bezeichnen dies als „von der Kreislaufwirtschaft inspirierte funktionelle Einheit“ und verweisen auf die Notwendigkeit, die LCA-Methode von der Modellierung einzelner Lebenszyklen auf die Modellierung mehrerer Lebenszyklen umzustellen. Dieser Perspektivenwechsel betrifft die Einbeziehung des Recyclings in die LCA, sowohl in Bezug auf das substituierte Material als auch auf dessen Qualität im Vergleich zum Primärmaterial (Niero et al. 2016, S. 360).

Aus dieser Gegenüberstellung lassen sich die folgenden Forschungsdefizite im Hinblick auf das zu entwickelnde Modell ableiten:

Die Recyclingparameter werden in jedem Fachartikel anders bezeichnet bzw. definiert. Eine Zusammenfassung der wichtigsten Einflussfaktoren und eine übersichtliche Gliederung dieser Faktoren ist für die Vergleichbarkeit sinnvoll. Vor allem ist die Modellierung mehrerer Szenarien notwendig, da die Faktoren, wie im Fachartikel 6 beschrieben, ein hohes Maß an Komplexität und Ungewissheit aufweisen, so dass die Empfindlichkeit dieser Annahmen bewertet werden muss.

Die Anzahl der Zyklen wird in den aktuelleren Fachartikeln meist durch Qualitätsfaktoren oder aufgrund des Materialverlustes begrenzt. Der Fachartikel 11 weist auf die mögliche Überschätzung der Qualität des Sekundärmaterials hin. Daher muss bei der Begrenzung der Zyklen durch Qualität und Umlaufrate des Materials eine kritische Bewertung vorgenommen werden.

Obwohl zwei Fachartikel eine allgemeine Darstellung der Systemgrenze darstellen, ist die Einteilung speziell auf den jeweiligen Anwendungsfall ausgelegt. Die Einteilung der Produktlebensphasen im Fachartikel 1 in „Supply phase“, „In-use phase“, „Hibernation phase“ und „End-of-Life“ ist stark auf den Zeitfaktor ausgerichtet, insbesondere durch die dritte Phase. Der Fachartikel 5 berücksichtigt nur Recyclingverfahren am Ende des Produktlebenszyklus und keine weiteren Entsorgungsszenarien. Zudem ist nur in den Fachartikeln 2, 3 und 12 eine Erweiterung der Systemgrenze durch die funktionelle Einheit vorgesehen. Eine allgemeine und vollständige Darstellung der Produktlebensphasen innerhalb der Systemgrenze und eine Erweiterung der Systemgrenze durch die funktionelle Einheit ist in keinem Fachartikel vollständig erarbeitet worden.

4 Entwicklung eines Modells für die Erstellung von Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe

In diesem Kapitel werden die Anforderungen an das zu entwickelnde Modell, aufbauend auf den Ergebnissen der systematischen Literaturanalyse sowie die grundlegende Modelllogik erläutert. Anschließend werden die Softwareprogramme zur Umsetzung des Modells vorgestellt und die konkrete Umsetzung in den Softwareprogrammen dargestellt.

4.1 Anforderung an das Modell

Die Anforderungen an das Modell ergeben sich aus den in Kapitel 3.3 identifizierten Forschungsdefiziten. Grundsätzlich soll das Modell als Unterstützung für die Bewertung und den Vergleich recyclingbasierter Kreislaufwirtschaftsstrategien dienen. Es soll zeigen, wie sich eine recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft im Vergleich zu einer linearen Wirtschaft auf die Umwelt auswirkt, welche Lebenszyklusphasen oder -prozesse besonders umweltbelastend sind und wie lange das recycelte Material im Durchschnitt im Kreislauf verbleibt. Um die Anwendbarkeit und Vergleichbarkeit auf unterschiedliche Produkte zu gewährleisten, ist eine standardisierte Definition der Systemgrenze und der Produktlebensphasen erforderlich. Zudem soll eine sehr allgemeine und umfassende Formulierung gewählt werden, um keine wesentlichen Einflussfaktoren unberücksichtigt zu lassen. Die Datenstruktur des Modells soll so gestaltet werden, dass verschiedene Prozessszenarien simuliert werden können. Durch den modularen Aufbau und die flexiblen Parameter soll es möglich sein, verschiedene recyclingbasierte Kreislaufwirtschaftsstrategien miteinander zu vergleichen. Eine Anpassung des Systems durch Reduzierung oder Erweiterung der Lebensphasen soll ebenfalls möglich sein. Um die Qualität der Sekundärmaterialien nicht zu überschätzen, soll eine Betrachtung des durchschnittlichen Materialumlaufs die Begrenzung der Zyklen unterstützen. Für die Detailgenauigkeit und Datenqualität sind die AnwenderInnen selbst verantwortlich, daher kann das Modell nur als Hilfsmittel gesehen werden und die Aussagekraft muss von den AnwenderInnen anhand der verwendeten Daten selbst beurteilt werden.

Im Folgenden werden die wichtigsten Parameter für das Modell beschrieben, die auf der Grundlage der Erkenntnisse der systematischen Literaturanalyse in Tabelle 4 ermittelt wurden:

Recyclingparameter

Als Recyclingparameter werden zwei Faktoren betrachtet, die unterschiedliche Aspekte berücksichtigen. Zum einen der Recyclinganteil, d.h. der Anteil des Materials, der für den Recyclingprozess zur Verfügung steht. In diesem Zusammenhang sind die in Fachartikel 6 (Bassi et al. 2021) ausführlich beschriebenen Einflussgrößen zu berücksichtigen. Andererseits wird auch die Recyclingeffizienz des Recyclingprozesses berücksichtigt. Die Multiplikation der beiden Parameter ergibt die Recyclingrate, die für die Betrachtung des Materialumlaufs erforderlich ist. Letztlich müssen die Parameter von den AnwenderInnen eigenverantwortlich und realitätsnah gewählt werden und können im Modell flexibel eingestellt werden, um zukünftige Recyclingszenarien zu simulieren.

Zyklen

Die Zyklen müssen von den AnwenderInnen realistisch begrenzt werden bzw. stellen einen von den AnwenderInnen einzugebenden Parameter im Modell dar, um verschiedene Szenarien zu simulieren. Der wichtigste begrenzende Faktor sollte jedoch die Materialqualität sein. Die Recyclingrate und der daraus resultierende durchschnittliche Materialumlauf liefern ebenfalls eine Grundlage für die Begrenzung.

Systemgrenze

Wie in der theoretischen Grundlage erörtert, kann die Definition der Systemgrenze für die Ergebnisse der LCA entscheidend sein. Tabelle 4 zeigt deutlich die unterschiedlichen Abgrenzungen der Systemgrenze in den untersuchten Fachartikeln. Die Eingabefelder für das Modell sollten sich an den Vorgaben der Normen ISO 14040/14044 und an der Gliederung in Fachartikel 5 (Tian et al. 2022) orientieren. Wie in Abbildung 8 ersichtlich, können die Umweltauswirkungen anhand der Gliederung in Fachartikel 5 den Phasen bzw. Prozessen präzise zugeordnet werden. Die Struktur und Bezeichnungen der Lebenszyklusphasen werden von den oben genannten Normen sowie anerkannten Leitlinien für die LCA verwendet, um eine möglichst standardisierte Darstellung zu gewährleisten.

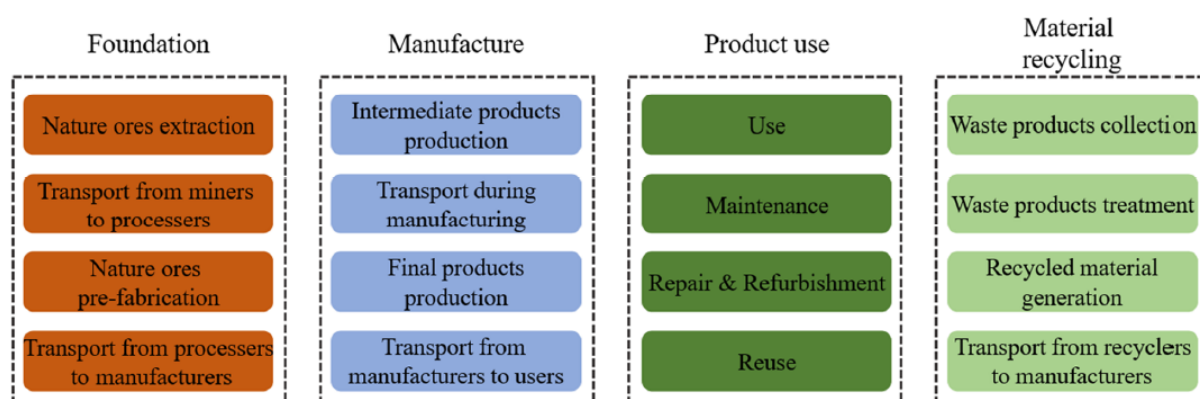


Abbildung 8: Betrachtete Lebenszyklusphasen und ihre Subphasen in Fachartikel 5 (Tian et al. 2022, S. 74)

In einigen Fachartikeln wird darauf hingewiesen, dass die Anzahl der Zyklen in der funktionellen Einheit berücksichtigt werden sollte, um eine realistische Bewertung zu erhalten. Daher wird bei der Bewertung des Kreislaufwirtschaftsszenarios eine Systemerweiterung durch die funktionelle Einheit berücksichtigt, die auf Basis der möglichen Zyklen konzipiert ist.

4.2 Grundlegender Aufbau des Modells

Um den Anforderungen in Kapitel 4.1 gerecht zu werden, wurde eine Modelllogik entwickelt, welche in diesem Kapitel beschrieben wird. Dabei wird besonders auf die Anforderungen an die Datenaufbereitung, die Berechnungsgrundlage und die Ergebnisse der Modelllogik eingegangen.

In der Datenaufbereitung werden die Systemgrenze, die Einteilung der Lebensphasen sowie die Definition der Parameter festgelegt. In der Berechnungsgrundlage wird die Vorgehensweise des Berechnungsmodells für die einzelnen Lebensphasen und für beide Wirtschaftsmodelle (linear und zirkulär) definiert und beschrieben. Abschließend werden die Ergebnisse der zuvor definierten Modelllogik dargestellt.

4.2.1 Datenaufbereitung

Ziel der Datenaufbereitung ist die Definition des Systems und aller verwendeten Parameter, so dass ein einheitliches Vorgehen im Modell möglich ist. Dazu müssen die Systemgrenze, die einzelnen Lebensphasen und die Parameter definiert und so gestaltet werden, dass die Anforderungen aus Kapitel 4.1 erfüllt werden.

Die Richtlinie VDI 4800 Blatt 1 verfolgt das Ziel, den effizienten und schonenden Umgang mit natürlichen Ressourcen als Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung durch Standards für Unternehmen greifbarer und messbarer zu machen (VDI 4800 Blatt 1, S. 2).

Wie in Abbildung 9 dargestellt, wird der Produktlebenszyklus aus der Systemperspektive betrachtet. Dabei wird der Lebensweg in die vier Abschnitte Rohmaterialherstellung, Produktherstellung, Nutzung (inkl. Wiederverwendung) und Verwertung bzw. Beseitigung unterteilt (VDI 4800 Blatt 1, S. 18–19).

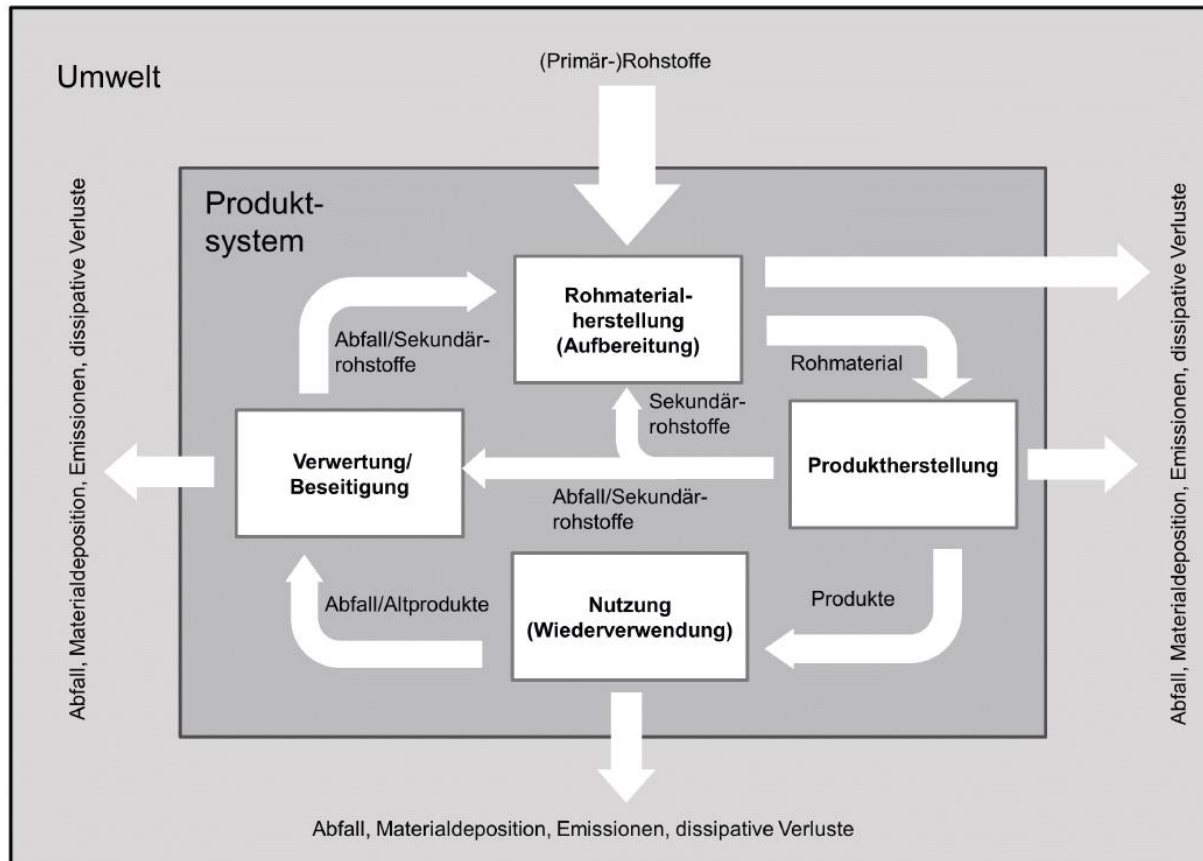


Abbildung 9: Lebensweg von Materialströme (VDI 4800 Blatt 1, S. 19)

Diese Einteilung der Lebensphasen wird in unserem System übernommen, jedoch entsprechend den Anforderungen in Kapitel 4.1 angepasst bzw. erweitert. Der letzte Abschnitt wird in zwei Phasen unterteilt, da es sich hier um die unterschiedlichen Abfallbehandlungen (stoffliche Verwertung und thermische Verwertung/Beseitigung) handelt. Die stoffliche Verwertung wird in diesem Modell als Recycling bezeichnet. Um verschiedene mögliche Recyclingverfahren abbilden zu können, wird die Phase „Sammlung/Vorbehandlung“ eingefügt. Diese Phase stellt die notwendigen Schritte dar, die vor dem Recycling durchgeführt werden müssen. Zusätzlich werden die Transportabschnitte zwischen den Phasen separat betrachtet, um eine falsche Zurechnung zu einer Lebensphase zu vermeiden, da diese, wie aus einigen Fachartikeln hervorgeht, oft einen großen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Um eine möglichst realistische Darstellung zu gewährleisten, können je nach Anwendungsfall Phasen und Transporte weggelassen oder hinzugefügt werden. Die Erweiterung bzw. Reduzierung des grundlegenden Systems wird in den Berechnungsgrundlagen näher behandelt.

Tabelle 5 definiert die Einteilung und Bezeichnung der Lebensphasen, die für das weitere Vorgehen verwendet werden.

Abkürzung	Bezeichnung	Lebensphase
P1	Phase 1	Rohmaterialherstellung
P2	Phase 2	Produktherstellung
P3	Phase 3	Nutzung
P3	Phase 4	Sammlung/Vorbehandlung
P5	Phase 5	Recycling
P6	Phase 6	Thermische Verwertung/Beseitigung
T12	Transport 1-2	Transport von Phase 1 zu Phase 2
T23	Transport 2-3	Transport von Phase 2 zu Phase 3
T36	Transport 3-6	Transport von Phase 3 zu Phase 6
T34	Transport 3-4	Transport von Phase 3 zu Phase 4
T45	Transport 4-5	Transport von Phase 4 zu Phase 5
T51/2	Transport 5-1/2	Transport von Phase 5 zu Phase 1/2

Tabelle 5: Einteilung und Bezeichnung der Lebensphasen

Die grundlegende Struktur der Lebensphasen des Modells kann in allgemeiner Form wie in Abbildung 10 dargestellt werden. Das recycelte Material kann entweder zur Verarbeitung in Phase P1 oder P2 geliefert werden. Für das weitere Vorgehen wird der Transport T52 herangezogen, für den Transport T51 ist in gleicher Weise vorzugehen. Die Festlegung, zu welcher Phase das recycelte Material geliefert wird, hängt vom betrachteten Produktsystem ab.

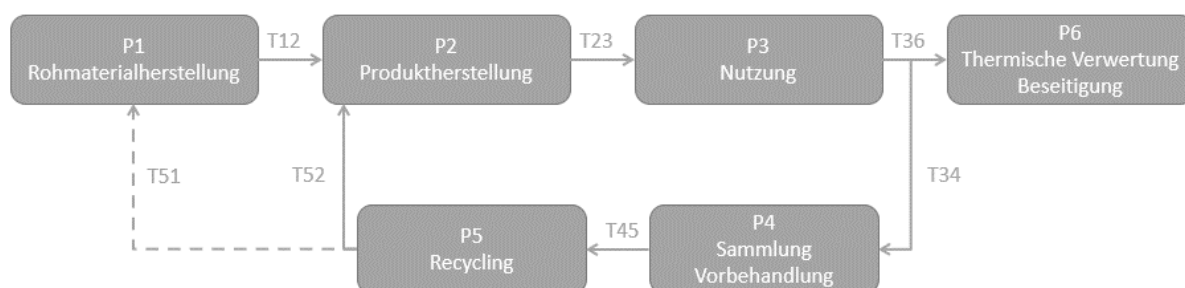


Abbildung 10: Lebensphasen des Modells

In der Richtlinie VDI 4800 Blatt 1 wird außerdem empfohlen, dass bei Abweichungen von einer vollständigen Lebenszyklusbetrachtung begründet werden muss, warum die Vereinfachung sinnvoll oder möglich ist. Gutschriften aus anderen Systemen werden im Rahmen dieser Richtlinie nicht angewendet (VDI 4800 Blatt 1, S. 27) und auch in diesem Modell nicht berücksichtigt.

Das Modell ist so aufgebaut, dass verschiedene Szenarien für die gleiche Phase betrachtet werden können. So kann z.B. untersucht werden, inwiefern unterschiedliche Transportwege und Beladungen das Produktsystem beeinflussen. Dies ist eine optionale Funktion, die zusätzliche Auswertungsmöglichkeiten bietet. Die genaue Vorgehensweise wird in den Berechnungsgrundlagen näher erläutert.

Die Parameter Recyclinganteil, Recyclingeffizienz, Recyclingrate und Anzahl der Zyklen sind im Modell grundsätzlich flexibel einstellbar und müssen nicht im Vorhinein festgelegt werden. Ziel ist es vielmehr, durch verschiedene Szenarien zu verstehen, welche Einflussfaktoren das Produktsystem wesentlich beeinflussen. Ihre Bedeutung wird dennoch definiert:

Recyclinganteil – R_A

Der Recyclinganteil ist die Menge, die nach einem Produktlebenszyklus dem Recyclingprozess zugeführt wird, siehe Formel 5. Als Anhaltspunkt sollte die Sammel- und Sortiereffizienz des betrachteten Landes oder, falls verfügbar, des Produktes herangezogen werden.

$$R_A = \frac{\text{Menge gesammelt}}{\text{Menge gesamt}}$$

Formel 5: Recyclinganteil

Recyclingeffizienz – R_E

Die Recyclingeffizienz stellt die Effizienz des Recyclingprozesses dar, die an die spezifischen Bedingungen angepasst werden muss, siehe Formel 6.

$$R_E = \frac{\text{Recycling Output}}{\text{Recycling Input}}$$

Formel 6: Recyclingeffizienz

Recyclingrate - R_R

Die Recyclingrate ist die Kombination der beiden zuvor genannten Parameter R_A und R_E , die durch Multiplikation ermittelt wird, siehe Formel 7. Sie dient zur Berechnung des durchschnittlichen Materialumlaufs eines Produktes.

$$R_R = R_A * R_E$$

Formel 7: Recyclingrate

Anzahl der Zyklen - n

Die Anzahl der Zyklen kann einerseits durch die Anzahl der möglichen Recyclingprozesse eines Materials, d.h. durch die Qualität, oder durch die Betrachtung des Materialumlaufs, d.h. des Materialverlustes, begrenzt werden. Die Qualität muss an die spezifischen Bedingungen angepasst werden, der Materialumlauf wird durch R_R dargestellt.

4.2.2 Berechnungsgrundlage

In der Berechnungsgrundlage werden die Berechnungsmodelle für die betrachteten Systeme definiert. Zuerst wird der Materialumlauf definiert, der als eine Grundlage für die Begrenzung der Zyklen dienen kann. Dann werden die Berechnungsschritte für die einzelnen Phasen erläutert. Darauf aufbauend wird ein Berechnungsmodell für die lineare Wirtschaft und für die Kreislaufwirtschaft erstellt. Für beide Berechnungsmodelle werden auch die Berechnungsgrundlagen für die Erweiterung der Systeme um zusätzliche Lebensphasen erläutert. Ziel ist es, die Umweltauswirkungen eines gesamten Produktlebenszyklus für beide Berechnungsmodelle zu erfassen und eine Vergleichbarkeit herzustellen.

Folgende Annahmen wurden für die Umsetzung des Modells getroffen:

- Betrachtung eines geschlossenen Kreislaufs
- Konstante Recyclingrate über alle Zyklen

Materialumlauf

Zur Berechnung des Materialumlaufs wird die Recyclingrate verwendet, siehe Formel 7. Ziel ist eine prozentuale Darstellung der im Kreislauf verbleibenden Materialien des ersten Zyklus über die betrachteten Lebenszyklen. Formel 8 zeigt die Berechnung des Materialumlaufs über die Zyklen, wobei „a“ für den jeweiligen Produktlebenszyklus steht.

$$M_a = R_R^{a-1}$$

Formel 8: Berechnung Materialumlauf

a betrachteter Produktlebenszyklus 2,...,n

Lebensphasen

Bei den Lebensphasen wird zwischen Phasen und Transporten unterschieden. P-Phasen, in denen das Material bzw. Produkt bearbeitet, genutzt oder entsorgt wird, und T-Phasen, in denen es transportiert wird. Für die Berechnungen sind Informationen und Daten aus einer LCA-Datenbank erforderlich. Wesentlich ist die funktionelle Einheit des untersuchten Systems und die darauf aufbauende Bestandsaufnahme der Elementarströme. Dabei werden die produktspezifischen Verbräuche der betrachteten Prozesse benötigt. Dies kann z.B. der Stromverbrauch für einen Prozess oder die zurückgelegten Kilometer für einen Transport sein. Außerdem wird das Charakterisierungsmodell mit den jeweiligen Charakterisierungsfaktoren benötigt, um die spezifischen Umweltauswirkungen der betrachteten Prozesse zu erhalten. Die dazu notwendigen Daten werden aus einer LCA-Datenbank bezogen. Diese Daten beziehen sich auf ein Referenzprodukt. Dies kann sich z.B. auf die Einheit 1 kg, 1 MJ, 1 kWh oder 1 tkm beziehen.

Die Einheit des produktspezifischen Verbrauchs des betrachteten Prozesses und des entsprechenden Referenzprodukts kann je nach Prozess unterschiedlich sein. Bei der Berechnung ist darauf zu achten, dass diese Einheiten für einen Prozess übereinstimmen. Die Einheit des Charakterisierungsfaktor und der Umweltauswirkungen der Phasen und Transporte hängt vom gewählten Charakterisierungsmodell ab.

In den P-Phasen werden die Umweltauswirkungen betrachtet, die während einer Lebensphase durch die Bearbeitung, Nutzung oder Entsorgung des Materials entstehen. Die einzelnen Umweltauswirkungen werden anschließend der jeweiligen Phase zugerechnet, wie in Formel 9 dargestellt.

$$P_m = \sum_{i=1}^y m_{Pm,i} * CF_i$$

Formel 9: Berechnung Umweltauswirkung Phase m

$m_{Pm,i}$	Masse betrachteter Prozess der Phase m
CF_i	Charakterisierungsfaktor betrachteter Prozess
m	betrachtete Phase
y	Anzahl der Prozesse der betrachteten Phase

In den T-Phasen werden die Umweltauswirkungen erfasst, die durch den Transport zwischen den Phasen, entstehen. Datenbanken oder Softwaretools verwenden oft Durchschnittswerte für die Umweltauswirkungen der Transporte, die mit einer durchschnittlichen Beladung berechnet werden. Dazu müssen für den betrachteten Transport die Transportart und die zurückgelegten Kilometer bekannt sein. Durch die Transportart kann der benötigte Charakterisierungsfaktor aus einer LCA-Datenbank ermittelt werden. Zur Berechnung der Umweltauswirkungen für durchschnittliche Transporte einer T-Phase wird Formel 10 verwendet.

$$T_k = \sum_{i=1}^x m_{Tk,i} * CF_i$$

Formel 10: Berechnung Umweltauswirkung durchschnittlicher Transport

$m_{Tk,i}$	Masse der betrachteten T-Phase k [km]
CF_i	Charakterisierungsfaktor betrachteter Prozess
k	betrachteter T-Phase
x	Anzahl der Prozesse der betrachteten T-Phase

Die Berechnung nach Formel 10 bezieht sich auf Durchschnittswerte und berücksichtigt ausschließlich die zurückgelegten Kilometer. Da die Transporte in den Fachartikeln breit diskutiert wurden und einen großen Einfluss haben können, wird eine weitere Berechnungsart betrachtet. Für die Berechnung mit den tatsächlichen Beladungen des betrachteten Systems gibt es eine Norm für die Umweltauswirkungen der Treibhausgasemissionen und des Energieverbrauchs. Dazu wird die DIN EN 16258:2012 herangezogen, die die Methodik und die Anforderungen an die Berechnung und Berichterstattung des Energieverbrauchs und der Treibhausgasemissionen von Transportdienstleistungen (Güter und Personen) beschreibt. Die Norm berücksichtigt dabei direkte und indirekte Emissionen und definiert diese wie folgt (Schmied und Knörr 2013, S. 17–18):

„Well-to-Tank“ (Energieprozesse): Erfassung des Energieverbrauchs bzw. aller indirekten Emissionen bei der Bereitstellung von Kraftstoff von der Quelle bis zum Fahrzeugtank.

„Tank-to-Wheel“ (Fahrzeugprozesse): Berücksichtigung aller direkten Emissionen des Fahrzeugbetriebs.

„Well-to-Wheel“ (Fahrzeug- und Energieprozesse): Summe der direkten und indirekten Emissionen, d.h. von Well-to-Tank und Tank-to-Wheel.

Die Norm empfiehlt, sowohl die direkten als auch die indirekten Emissionen zu betrachten, weshalb im Folgenden ausschließlich die Well-to-Wheel-Emissionen betrachtet werden. Das Vorgehen bei den Berechnungen ist analog. Für die Berechnung der Umweltwirkungen müssen zunächst das Fahrzeugeinsatzsystem (engl. „vehicle operation system“, Abk. VOS) und die Teilstrecken mit der jeweiligen Beladung festgelegt werden. Die Umrechnung des Gesamtkraftstoffverbrauchs für das VOS in Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen erfolgt in der Norm nach folgenden Gleichungen (EN 16258:2012, S. 11–16):

$$E_w(VOS) = F(VOS) * e_w$$

Formel 11: Well-to-Wheel-Energieverbrauch des VOS

$$G_w(VOS) = F(VOS) * g_w$$

Formel 12: Well-to-Wheel-Treibhausgasemissionen des VOS

$E_w(VOS)$	Well-to-Wheel-Energieverbrauch des VOS [MJ]
$F(VOS)$	gesamte Kraftstoffverbrauch des VOS [l kg, oder kWh]
e_w	Well-to-Wheel-Energiefaktor für verbrauchten Kraftstoff [MJ/l, MJ/kg oder MJ/kWh]
$G_w(VOS)$	Well-to-Wheel-Treibhausgasemissionen des VOS [kg CO ₂ eq.]

g_w Well-to-Wheel-Treibhausgas-Emissionsfaktor für verbrauchten Kraftstoff [kg CO₂ eq./l, kg CO₂ eq./kg oder kg CO₂ eq./kWh]

Die Energie- und Emissionsfaktoren sind dem Anhang A der Norm EN 16258:2012 zu entnehmen. Die Werte für F(VOS) sind in folgender Reihenfolge zu ermitteln: individuelle Messwerte, spezifische Werte des Transportdienstleisters, Flottenwerte des Transportdienstleisters und Vorgabewerte. Die Vorgabewerte sollten einer veröffentlichten Dokumentation entnommen werden (EN 16258:2012, S. 14). In dieser Arbeit beschränkt sich die Betrachtung auf den LKW-Transport. Hierzu hat der Deutsche Speditions- und Logistikverband einen Leitfaden zur „Berechnung von Treibhausgasemissionen in Spedition und Logistik nach DIN EN 16258“ erstellt, aus dem Vorgabewerte zu entnehmen sind. Speziell betrachtet wird der Fall, bei dem keine gemessenen Verbrauchsdaten für den Transport vorliegen, jedoch konkrete Informationen über die Transportart sowie den Auslastungsgrad und den Leerfahrtenanteil der LKW. Dieser Fall wird im Leitfaden mit Formel 13 und Formel 14 folgend berechnet (Schmied und Knörr 2013, S. 52–53):

$$F(VOS) = \frac{D * E}{100}$$

Formel 13: Berechneter Kraftstoffverbrauch des VOS [l]

D Zurückgelegte Entfernung des gesamten Fahrzeugumlaufs inkl. Leerfahrten [km]

E Spezifischer Kraftstoffverbrauch [l/100 km]

$$E = A + B * \frac{N_m}{C}$$

Formel 14: spezifischer Kraftstoffverbrauch des VOS [l/100km]

A Verbrauch des unbeladenen Fahrzeugs [l/100km]

B Differenz aus voll beladenem und unbeladenem Fahrzeug [l/100 km]

N_m mittlerer Nutzlast [t]

C maximale Beladung [t]

In Tabelle 6 sind die Werte für die Parameter A, B und C je nach LKW-Typ aus dem Leitfaden angegeben (Schmied und Knörr 2013, S. 53).

Parameter	Mittleres Neigungsprofil		Ebene		
	A [l/100km]	B [l/100km]	A [l/100km]	B [l/100km]	C [t]
LKW < 7,5t	13,0	1,4	12,9	1,2	3,5
LKW 7,5-12t	16,9	3,2	16,6	2,4	6,0
LKW 12-24t	19,3	4,2	18,7	2,9	12,0
Last-/Sattelzug 24-40t	22,7	14,4	21,5	8,2	26,0

Tabelle 6: Parameter A, B und C für in Deutschland und Europa typische Lkw

Wird ein größerer Teil der Strecke innerorts zurückgelegt, können die Korrekturfaktoren in Tabelle 7 verwendet werden (Schmied und Knörr 2013, S. 45).

LKW-Typ	Korrekturfaktor
LKW < 7,5t	0,9
LKW 7,5-12t	1,0
LKW 12-24t	1,3
Last-/Sattelzug 24-40t	1,4

Tabelle 7: Korrekturfaktoren für den Verbrauch auf Innerortsstraßen

Da bei der Berechnung des spezifischen Kraftstoffverbrauchs alle Teilstrecken mit der jeweiligen Beladung sowie die Leerfahrten zu berücksichtigen sind, wird in Formel 15 die mittlere Nutzlast berechnet. Bei der Berechnung darf die Nutzlast N die maximale Beladung C nach Tabelle 6 je LKW-Typ nicht überschreiten (Schmied und Knörr 2013, S. 54).

$$N_m = \frac{\sum N * S_t}{\sum S_t}$$

Formel 15: mittlere Nutzlast [t]

N Nutzlast der Teilstrecke [t]

S_t Teilstrecke [km]

Mit E_w(VOS) und G_w(VOS) erhält man den gesamten Energieverbrauch bzw. die Treibhausgasemissionen eines LKW mit der definierten mittleren Nutzlast. Um diese Umweltauswirkung auf 1 kg beziehen zu können, muss der Wert durch die mittlere Nutzlast dividiert werden, siehe Formel 16 bzw. Formel 17. Wenn für eine LCA der Energieverbrauch oder die Treibhausgasemissionen betrachtet werden, können diese für jeden einzelnen Transport T_k zwischen den P-Phasen wie beschrieben berechnet werden.

$$T_k = E_w = \frac{E_w(VOS)}{N_m * 1000}$$

Formel 16: Well-to-Wheel-Energieverbrauch pro 1 kg Transportgut

E_w Well-to-Wheel-Energieverbrauch pro 1 kg Transportgut [MJ/kg]

$$T_k = G_w = \frac{G_w(VOS)}{N_m * 1000}$$

Formel 17: Well-to-Wheel-Treibhausgasemissionen pro 1 kg Transportgut

G_w Well-to-Wheel-Treibhausgasemissionen pro 1 kg Transportgut [kg CO₂ eq./kg]

Lineare Wirtschaft

Wie bereits in den theoretischen Grundlagen erläutert, geht die lineare Wirtschaft vom Prinzip „Nehmen, Herstellen und Entsorgen“ aus. Für das Berechnungsmodell werden die in Abbildung 11 dargestellte Systemgrenze bzw. Produktlebensphasen betrachtet.

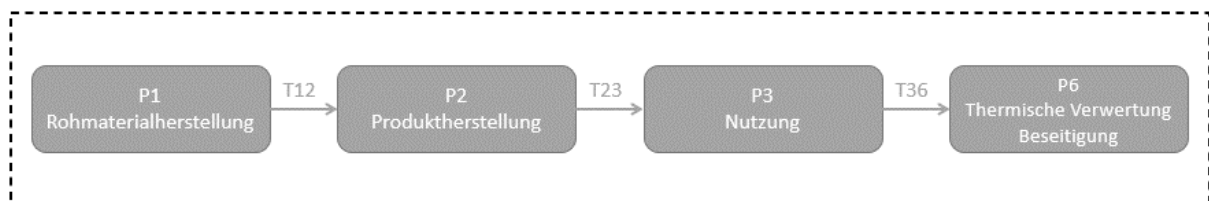


Abbildung 11: Systemgrenze der linearen Wirtschaft

Die Berechnungsgrundlage ist in Formel 18 definiert. Dabei werden die Umweltauswirkungen der einzelnen Phasen addiert. E_L steht für die Umweltauswirkungen der linearen Wirtschaft.

$$E_L = P_1 + P_2 + P_3 + P_6 + T_{12} + T_{23} + T_{36}$$

Formel 18: Berechnungsgrundlage der linearen Wirtschaft

Wenn Phasen oder Transporte für das betrachtete System nicht erforderlich sind, können sie auf Null gesetzt werden und bleiben damit unberücksichtigt. Wird das System um eine Lebensphase erweitert, ist wie in Abbildung 12 für die lineare Wirtschaft vorzugehen. Grundsätzlich kann eine zusätzliche Lebensphase überall im Lebenszyklus hinzugefügt werden. In Abbildung 13 wurde beispielsweise die Phase x zwischen der Phase Pi und Pj eingefügt. Dafür wird der Transport Tij in Tix und Txj aufgeteilt.

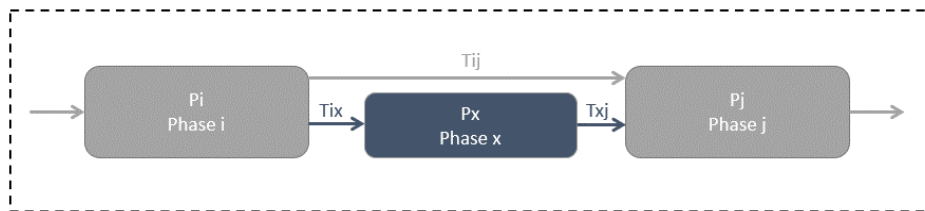


Abbildung 12: Erweiterung durch eine Lebensphase

Die Berechnungsgrundlage wird wie in Formel 19 angepasst.

$$E_L = P_1 + P_2 + P_3 + P_6 + T_{12} + T_{23} + T_{36} + P_x + T_{ix} + T_{xj} - T_{ij}$$

Formel 19: Berechnung Erweiterung um Lebensphase Px

Kreislaufwirtschaft

Das Berechnungsmodell der Kreislaufwirtschaft berücksichtigt eine Systemerweiterung durch die funktionelle Einheit, die auf Basis der möglichen Zyklen konzipiert ist. Die Systemgrenze und die betrachteten Produktlebensphasen sind in Abbildung 13 dargestellt. Innerhalb der Systemgrenze wird der 1. Zyklus getrennt von den weiteren betrachtet, da für diesen ein Primärmaterialanteil von 100% anzunehmen ist. Nach der ersten Nutzung P3 wird der Referenzfluss auf die Abfallbehandlungsszenarien Thermische Verwertung/Beseitigung P6 und Sammlung/Vorbehandlung P4 und deren Transporte aufgeteilt. Die Phase 4 und die Transporte T34 und T45 werden mit R_A multipliziert, alle weiteren hängen von der Recyclingrate R_R ab, siehe Formel 7. Der Materialverlust durch die Recyclingeffizienz ist in der Thermischen Verwertung/Beseitigung P6 enthalten, der Transport wird jedoch nicht explizit angegeben. Wenn die Transportwege bekannt sind, können sie in der Phase T36 berücksichtigt werden.

Ab dem zweiten Zyklus wird auch die Rohmaterialherstellung P1 mit dem Faktor $(1-R_R)$ multipliziert. In Abbildung 13 sind die mit R_A multiplizierten Phasen blau, die mit R_R multiplizierten Phasen grün und die mit $(1-R_R)$ multiplizierten Phasen orange dargestellt.

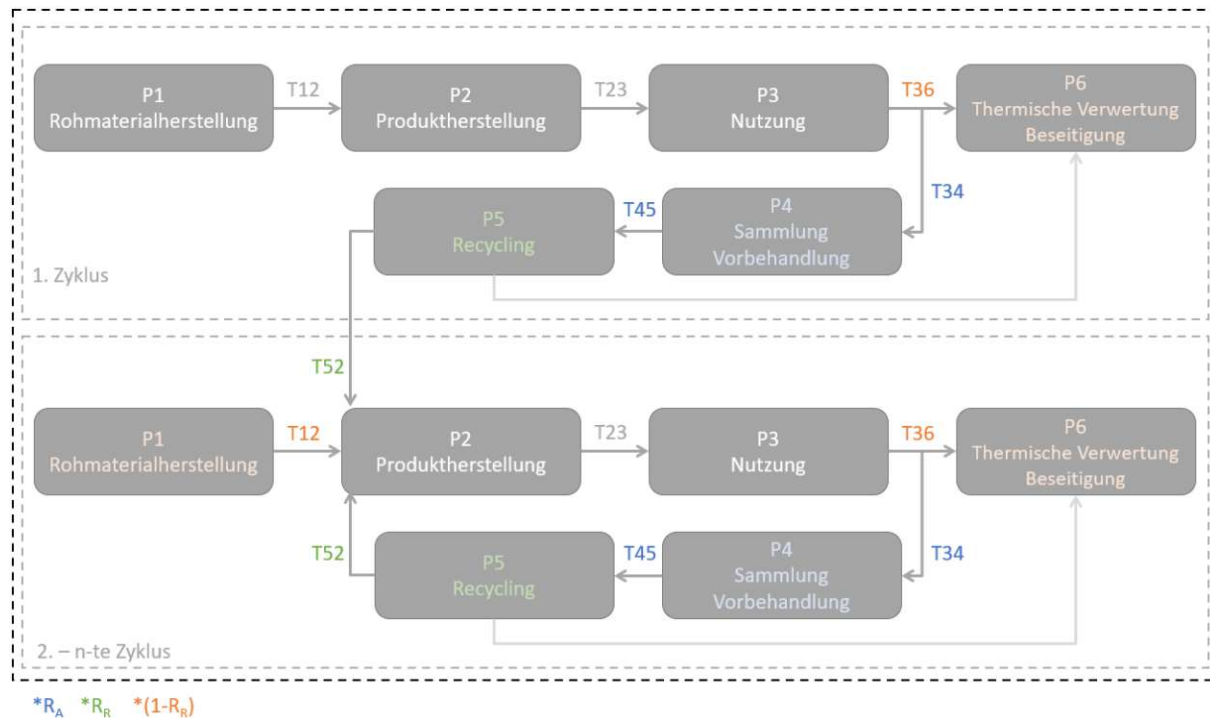


Abbildung 13: Systemgrenze der Kreislaufwirtschaft

Die Berechnungsgrundlage bildet die Formel 20. Diese ergibt sich einerseits aus der Berechnung des 1. Zyklus, wie in Formel 21 dargestellt, sowie der Berechnung des 2. bis n-ten Zyklus, wie in Formel 22 dargestellt. Der Transport T52 vom Recycling zur Produktherstellung wird erst ab dem zweiten Zyklus berücksichtigt, da dieser als Rohstofflieferung aufgefasst wird. Die aufsummierten Umweltauswirkungen aller betrachteten Zyklen werden durch die Anzahl der Zyklen dividiert, um eine adäquate Verteilung der Umweltauswirkungen pro Produktlebenszyklus zu erhalten.

$$E_K = \frac{1}{n} * (E_{K1} + (n - 1) * E_{K2n})$$

Formel 20: Berechnungsgrundlage der Kreislaufwirtschaft

$$E_{K1} = P_1 + P_2 + P_3 + R_A * P_4 + R_R * P_5 + (1 - R_R) * P_6 + T_{12} + T_{23} + R_A * T_{34} + R_A * T_{45} + (1 - R_R) * T_{36}$$

Formel 21: Berechnung des 1. Zyklus

$$E_{K2n} = (1 - R_R) * P_1 + P_2 + P_3 + R_A * P_4 + R_R * P_5 + (1 - R_R) * P_6 + (1 - R_R) * T_{12} + T_{23} + R_A * T_{34} + R_A * T_{45} + R_R * T_{52} + (1 - R_R) * T_{36}$$

Formel 22: Berechnung des 2. - n-ten Zyklus

Wenn Phasen oder Transporte für das betrachtete System nicht erforderlich sind, können sie auf Null gesetzt werden und bleiben damit unberücksichtigt. Wird das System um eine Lebensphase erweitert, sind in der Kreislaufwirtschaft generell zwei Fälle zu unterscheiden. Zum einen wird der vollständige Referenzfluss und zum anderen der durch Faktoren aufgeteilte Referenzfluss betrachtet. Dies hängt davon ab, welcher Transport eliminiert wird und auf welchen Referenzfluss er sich bezieht.

Fall 1: Berücksichtigt wird der vollständige Referenzfluss, der zu eliminierende Transport ist in der Abbildung grau dargestellt, siehe Abbildung 14.

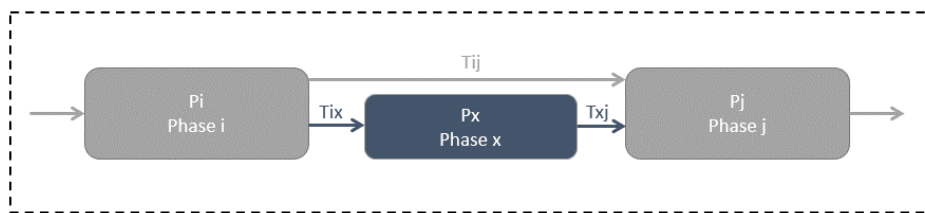


Abbildung 14: Erweiterung um Lebensphase bei vollständigem Referenzfluss

Die Berechnungsgrundlage wird in Formel 23 und Formel 24 angepasst. Für die Berechnung der Umweltauswirkungen der Kreislaufwirtschaft kann ebenfalls Formel 20 verwendet werden.

$$E_{K1} = P_1 + P_2 + P_3 + R_A * P_4 + R_R * P_5 + (1 - R_R) * P_6 + T_{12} + T_{23} + R_A * T_{34} + R_A * T_{45} + (1 - R_R) * T_{36} + P_x + T_{ix} + T_{xj} - T_{ij}$$

Formel 23: Berechnung Erweiterung um Lebensphase Px bei vollständigem Referenzfluss 1. Zyklus

$$E_{K2n} = (1 - R_R) * P_1 + P_2 + P_3 + R_A * P_4 + R_R * P_5 + (1 - R_R) * P_6 + (1 - R_R) * T_{12} + T_{23} + R_A * T_{34} + R_A * T_{45} + R_R * T_{52} + (1 - R_R) * T_{36} + P_x + T_{ix} + T_{xj} - T_{ij}$$

Formel 24: Berechnung Erweiterung um Lebensphase Px bei vollständigem Referenzfluss 2. - n-ten Zyklus

Fall 2: Der Referenzfluss ist mit R_A , R_R oder $(1 - R_R)$ multipliziert. Die Farbe des zu eliminierenden Transports bestimmt den Faktor. Transporte multipliziert mit R_A sind blau, siehe Abbildung 15. Transporte multipliziert mit R_R sind grün, siehe Abbildung 16. Transporte multipliziert mit $(1 - R_R)$ sind orange, siehe Abbildung 17. Wie aus den Abbildungen ersichtlich, ist der zu betrachtende Referenzfluss unabhängig von den vor- und nachgelagerten Phasen.

Die Berechnungsgrundlage ändert sich bei allen drei Varianten grundsätzlich in gleicher Weise. Deshalb wird für die Berechnungsgrundlage der Faktor F eingeführt. Dieser kann je nach Anwendungsfall durch R_A , R_R oder $(1-R_R)$ ersetzt werden. Die Berechnungsgrundlage für den Referenzfluss * F wird in Formel 25 und Formel 26 angepasst. Für die Berechnung der Umweltauswirkungen der Kreislaufwirtschaft kann bei allen drei Varianten ebenfalls Formel 20 verwendet werden.

$$E_{K1} = P_1 + P_2 + P_3 + R_A * P_4 + R_R * P_5 + (1 - R_R) * P_6 + T_{12} + T_{23} + R_A * T_{34} + R_A * T_{45} + (1 - R_R) * T_{36} + F * P_x + F * T_{ix} + F * T_{xj} - F * T_{ij}$$

Formel 25: Berechnung Erweiterung um Lebensphase Px bei Referenzfluss * F 1.Zyklus

$$E_{K2n} = (1 - R_R) * P_1 + P_2 + P_3 + R_A * P_4 + R_R * P_5 + (1 - R_R) * P_6 + (1 - R_R) * T_{12} + T_{23} + R_A * T_{34} + R_A * T_{45} + R_R * T_{52} + (1 - R_R) * T_{36} + F * P_x + F * T_{ix} + F * T_{xj} - F * T_{ij}$$

Formel 26: Berechnung Erweiterung um Lebensphase Px bei Referenzfluss * F 2. - n-ten Zyklus

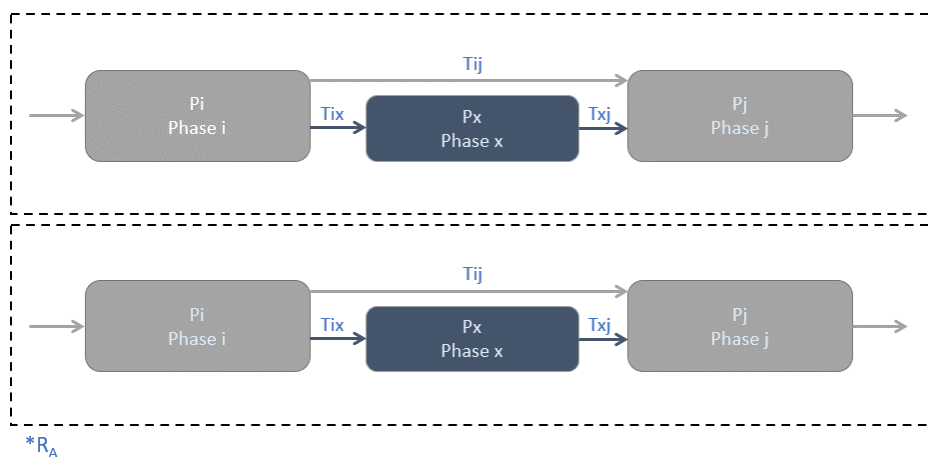


Abbildung 15: Erweiterung um Lebensphase bei Referenzfluss * R_A

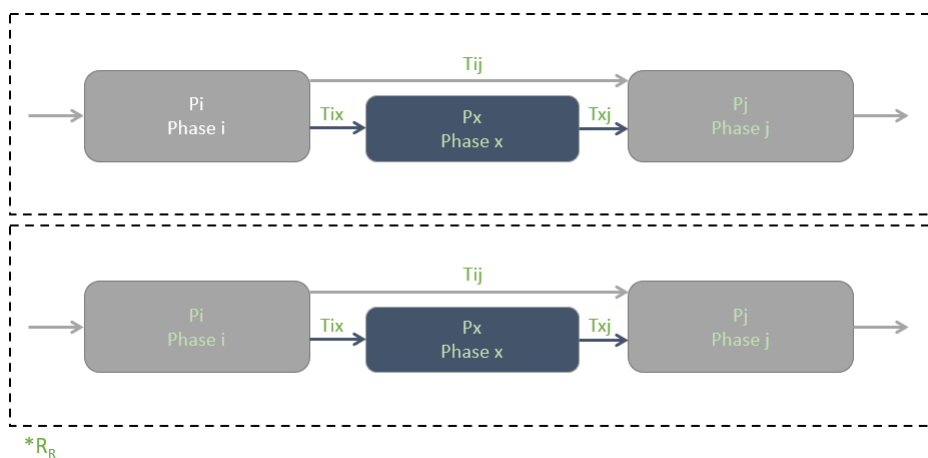


Abbildung 16: Erweiterung um Lebensphase bei Referenzfluss * R_R

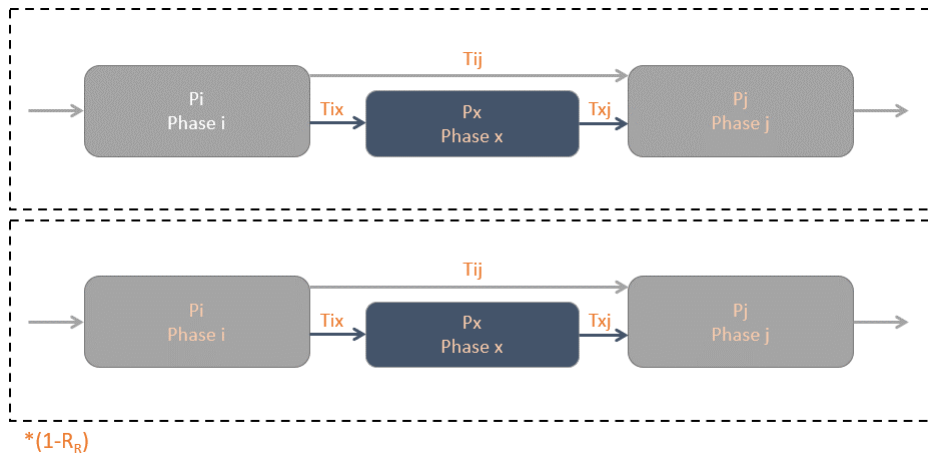


Abbildung 17: Erweiterung um Lebensphase bei Referenzfluss $\cdot (1-R_R)$

Beim Übergang vom 1. Zyklus zum 2.- n-ten Zyklus ist eine Abweichung zu beachten. Der Transport vom Recycling zur Produktherstellung wird erst ab dem zweiten Zyklus berücksichtigt, da er als Rohstofflieferung gilt, siehe Abbildung 18.

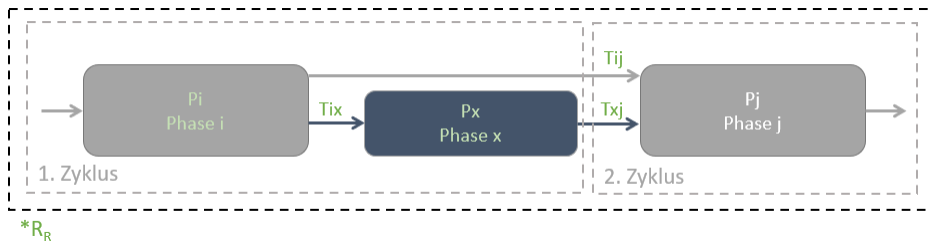


Abbildung 18: Erweiterung um Lebensphase zwischen 1. Zyklus zum 2. n-ten Zyklus

Die Berechnungsgrundlage für den Referenzfluss $\cdot R_R$ zwischen 1. Zyklus zum 2. n-ten Zyklus wird in Formel 27 und Formel 28 angepasst. Für die Berechnung der Umweltauswirkungen der Kreislaufwirtschaft kann ebenfalls Formel 20 verwendet werden.

$$E_{K1} = P_1 + P_2 + P_3 + R_A \cdot P_4 + R_R \cdot P_5 + (1 - R_R) \cdot P_6 + T_{12} + T_{23} + R_A \cdot T_{34} + R_A \cdot T_{45} + (1 - R_R) \cdot T_{36} + R_R \cdot P_x + R_R \cdot T_{ix}$$

Formel 27: Berechnung Erweiterung um Lebensphase Px bei Referenzfluss $\cdot R_R$ 1. Zyklus

$$E_{K2n} = (1 - R_R) \cdot P_1 + P_2 + P_3 + R_A \cdot P_4 + R_R \cdot P_5 + (1 - R_R) \cdot P_6 + (1 - R_R) \cdot T_{12} + T_{23} + R_A \cdot T_{34} + R_A \cdot T_{45} + R_R \cdot T_{52} + (1 - R_R) \cdot T_{36} + R_R \cdot P_x + R_R \cdot T_{ix} + R_R \cdot T_{xj} - R_R \cdot T_{ij}$$

Formel 28: Berechnung Erweiterung um Lebensphase Px bei Referenzfluss $\cdot R_R$ 2. - n-ten Zyklus

4.2.3 Ergebnis der Modellogik

Das Ergebnis der Modellogik ist ein allgemein definiertes Modell, das je nach Bedarf um Lebensphasen und Transporte erweitert oder reduziert werden kann. Durch die separate Betrachtung der Transportabschnitte kann eine falsche Zurechnung dieser vermieden werden. Die Parameter Recyclinganteil, Recyclingeffizienz und Recyclingrate sowie die Anzahl der Zyklen wurden basierend auf der systematischen Literaturanalyse definiert, sind aber im Modell flexibel anwendbar. Dies ermöglicht die Simulation verschiedener Szenarien und die Ermittlung des Einflusses der einzelnen Parameter. Für eine realistische Begrenzung der Lebenszyklen wird der Materialumlauf betrachtet. Er zeigt eine prozentuale Darstellung der im Kreislauf verbleibenden Materialien des ersten Zyklus über die betrachteten Lebenszyklen.

Die Berechnungsgrundlage ermöglicht den Vergleich und die Bewertung der linearen Wirtschaft und verschiedener Szenarien der Kreislaufwirtschaft. Dabei können die Umweltauswirkungen einzelner Prozesse sowie des gesamten Produktlebenszyklus betrachtet und verglichen werden. Konkret ergeben sich aus der Berechnung die Umweltwirkungen für jede Phase und jeden Transportabschnitt sowie die gesamte Umweltwirkung für beide Wirtschaftsmodelle.

4.3 Beschreibung der verwendeten Software-Tools

Die Entwicklung des Modells erfordert eine Datenbank für die LCA und ein Programm zur Auswertung und Visualisierung, die im Folgenden beschrieben werden.

4.3.1 Ecoinvent Datenbank

Die Grundlagen der Datenbank ecoinvent sind in Kapitel 2.2.3 ausführlich beschrieben.

Abbildung 19 zeigt die Startseite des Online-Browsers der Datenbank. Von hier aus können Informationen über die Datenbank abgerufen werden und es besteht die Möglichkeit, zwischen den verschiedenen Versionen der Datenbank zu wechseln (Ecoinvent).

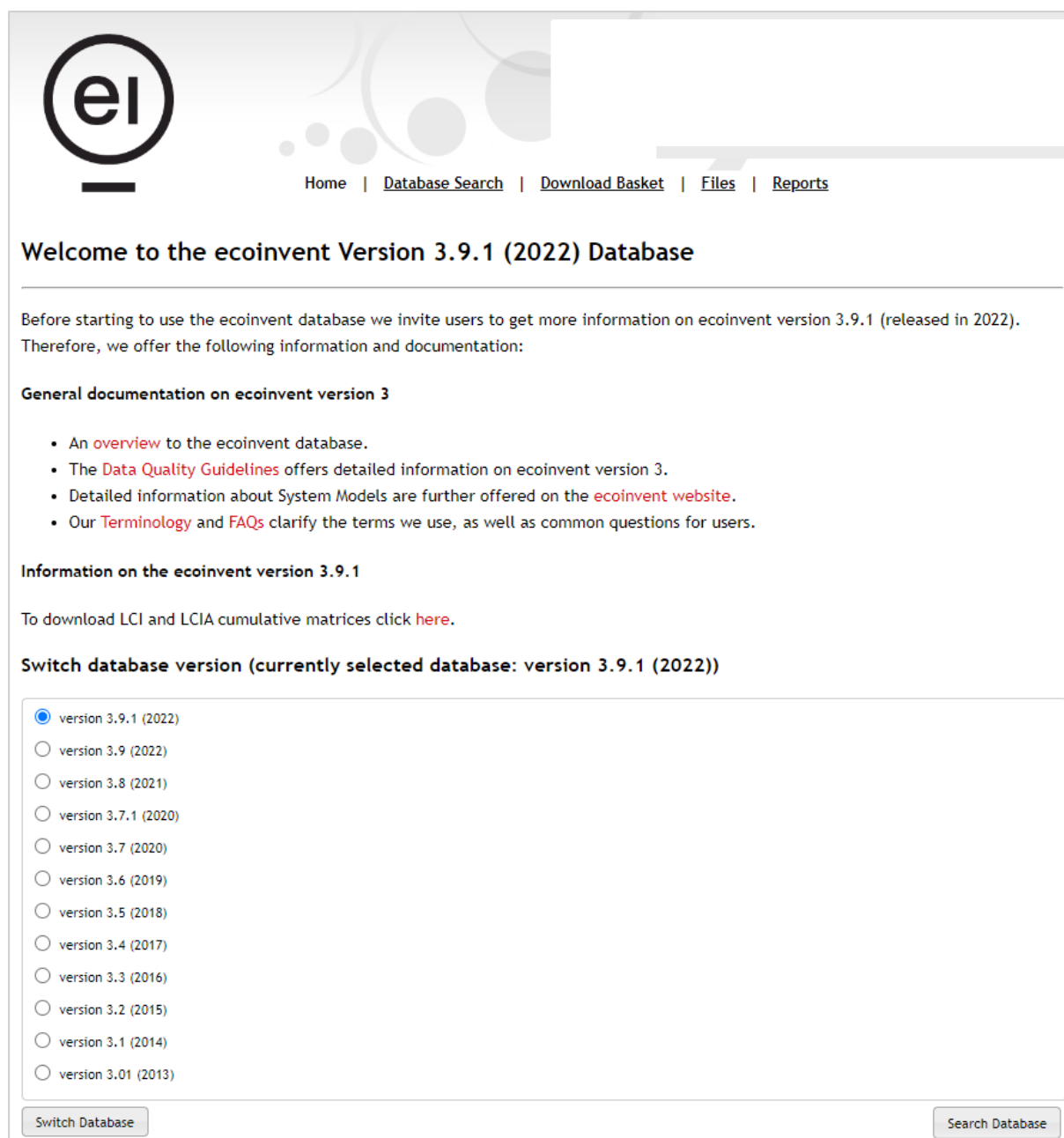


Abbildung 19: Startseite von ecoinvent (Ecoinvent)

Durch Anklicken von „Search Database“ (dt. Datenbank durchsuchen) gelangt man zur Suchfunktion der Datenbank, wie in Abbildung 20 dargestellt.

Das Eingabefeld „Search in Activity Name, Reference Product Names and Synonyms“ ermöglicht die Suche nach Datensätzen anhand von einzelnen Wörtern auf Englisch. Die Suche gibt alle LCI-Datensätze zurück, die alle eingegebenen Wörter in der Bezeichnung, im Referenzproduktnamen oder in den Synonymen enthalten, wobei die Reihenfolge der eingegebenen Wörter die angezeigten Datensätze beeinflusst (Ecoinvent). Außerdem muss ein Systemmodell ausgewählt werden. Die Systemmodelle legen die methodischen Regeln für die Berechnung der Datenbank fest.

Alle Systemmodelle gehen vom gleichen Pool von Einzelprozessen menschlicher Aktivitäten (engl. Undefined Unit Processes, UPR) aus und wenden unterschiedliche Annahmen an, um das Angebot (Verknüpfung) und die Verteilung der Auswirkungen zwischen Produzenten und Konsumenten von Produkten und Dienstleistungen (Allokation und Substitution) zu bestimmen (Ecoinvent).

System Model

☒ **Undefined**

These are the unlinked, multi-product activity datasets that form the basis for all the other system models. This is the way the datasets are obtained and entered by the data providers. These activity datasets are useful for investigating the environmental impacts of a specific activity (gate-to-gate), without regard to its upstream or downstream impacts.

☐ Allocation, cut-off by classification

☐ Allocation at the point of substitution

☐ Substitution, consequential, long-term

☐ Allocation, cut-off, EN15804

Switch to Advanced Search

Filter:

First Previous 1 Next Last

#	Name	Reference Product	Loc.	Time Period	Synonyms	View
---	------	-------------------	------	-------------	----------	------

Abbildung 20: Datenbanksuche von ecoinvent (Ecoinvent)

In der Datenbank können folgende Systemmodelle angewendet werden:

Undefined

Die Auswahl von „Undefiniert“ führt zu nicht verknüpften, produktübergreifenden Aktivitätsdatensätzen, die die Grundlage für alle anderen Systemmodelle bilden. Diese Aktivitätsdatensätze sind nützlich, um die Umweltauswirkungen einer bestimmten Aktivität zu untersuchen, ohne die vor- und nachgelagerten Auswirkungen zu berücksichtigen (Ecoinvent).

Allocation, cut-off by classification

Im Systemmodell „Allokation, Trennung durch Klassifikation“ ist der Hersteller für den Abfall verantwortlich („Verursacher“), und es besteht ein Anreiz, recycelte Produkte zu verwenden, die ohne Belastung verfügbar sind („cut-off“) (Ecoinvent).

Allocation at the point of substitution

Das Systemmodell „Allokation an der Stelle der Substitution“ folgt einem Zurechnungsansatz, bei dem die Verantwortung für die Abfälle zwischen den Erzeugern und den nachgeschalteten Nutzern geteilt wird. Letztere profitieren von den Aufbereitungsprozessen durch die Nutzung der dabei erzeugten Produkte (Ecoinvent).

Substitution, consequential, long term

Das Systemmodell „Substitution, Konsequenz, Langfristigkeit“ wird auch als Konsequenzsystemmodell bezeichnet. Dieses Modell geht von verschiedenen Grundannahmen aus, um die Folgen einer Veränderung in einem bestehenden System abzuschätzen. Das Modell kann für zukunftsorientierte Studien und Vorhersagen hinsichtlich zukünftiger Veränderungen verwendet werden. Die Schlüsselkonzepte des Systemmodells sind die Anwendung von Substitution zur Lösung der Multifunktionalität und die Verwendung von nur marginalem Angebot (Ecoinvent).

Allocation, cut-off, EN15804

Das Systemmodell „Allokation, Trennung, EN15804“ erfüllt die Anforderungen der Normen EN15804, ISO21930 und ISO14025. Es enthält alle geforderten Sachbilanzindikatoren (LCI) der genannten Normen und erfüllt die End-of-Waste-Kriterien der Europäischen Kommission. Die wesentlichen Unterschiede zum Systemmodell „Allocation, cut-off by classification“ sind die Emissionszuordnung, d.h. die Cut-off-Grenze und die Berechnung der Bestandsindikatoren (Ecoinvent).

Filter:						First	Previous	1	Next	Last
#		Name	Reference Product	Loc.	Time Period	Synonyms	View			
1	☐	styrene production	styrene [kg]	RER	1/1/2015 - 12/31/2022	Styrol // Benzene, ethenyl- // Ethenylbenzene // Vinylbenzene // STYRENE // Phenylethylene	PDF UPR LCI LCIA			
2	☐	styrene production	styrene [kg]	RoW	1/1/2015 - 12/31/2022	Ethenylbenzene // Vinylbenzene // Phenylethylene // Benzene, ethenyl- // STYRENE // Styrol	PDF UPR LCI LCIA			
Show 10		entries		Showing 1 to 2 of 2 entries		First	Previous	1	Next	Last

Abbildung 21: Datenausgabe von ecoinvent (Ecoinvent)

Abbildung 21 zeigt die Datenausgabe der einzelnen Datensätze in ecoinvent. Der Datensatz wird durch seinen Namen, Synonyme und das Referenzprodukt beschrieben. Das Referenzprodukt wird zur Beschreibung und Steuerung eines Prozesses verwendet. Es ist das Produkt, bei dem sich eine Änderung des Bedarfs auf die Produktionsmenge des Prozesses auswirkt. Das Referenzprodukt kann eine Ware oder eine Dienstleistung sein. Jeder Datensatz hat einen geografischen Standort (Location). Geografische Standorte werden mit international anerkannten Abkürzungen angegeben. Wenn kein geografischer Standort verfügbar ist, können globale Datensätze wie geografischer Standort global (GLO), Rest-of-the-World (RoW) oder Europa (RER) verwendet werden. Der Zeitraum, auf den sich die Daten beziehen, wird ebenfalls angegeben. Die verfügbaren Daten eines Datensatzes können auf der Seite als UPR, LCI oder ausgewählte LCIA abgerufen werden, oder sämtliche Informationen können als PDF-Dokument heruntergeladen werden (Ecoinvent).

4.3.2 Tableau Desktop

Es gibt zwar eine Vielzahl von Programmen zur Datenvisualisierung, doch Tableau ist führend in diesem Gebiet. Die Tableau Software ist ein Programm zum Erkunden, Analysieren und Präsentieren von Daten in einem visuellen, interaktiven Format. Einer der Gründe, warum Tableau so erfolgreich ist, ist die einfache Drag & Drop Benutzeroberfläche, die es auch AnwenderInnen ohne Programmierkenntnisse ermöglicht, Daten zu manipulieren und eine Vielzahl von interaktiven Visualisierungen zu erstellen (Ariel Deardorff 2016, S. 182).

Beim Öffnen von Tableau Desktop erscheint die Startseite in Abbildung 22. Über das Symbol in Bereich 1 kann zwischen der Startseite und dem Arbeitsbereich für die Datenauswertung gewechselt werden. Im Bereich 2 werden die gängigsten Datenformate, zu denen eine Verbindung hergestellt werden kann, angezeigt und unter „Mehr“ werden alle verfügbaren Optionen aufgelistet. Im Bereich 3 werden exemplarische Arbeitsmappen für verschiedene Kategorien bereitgestellt. Bereich 4 zeigt bereits angelegte Arbeitsmappen an. In Bereich 5 findet man Schulungen oder andere Ressourcen, wie z. B. Tableau-Community-Foren (Tableau Software).

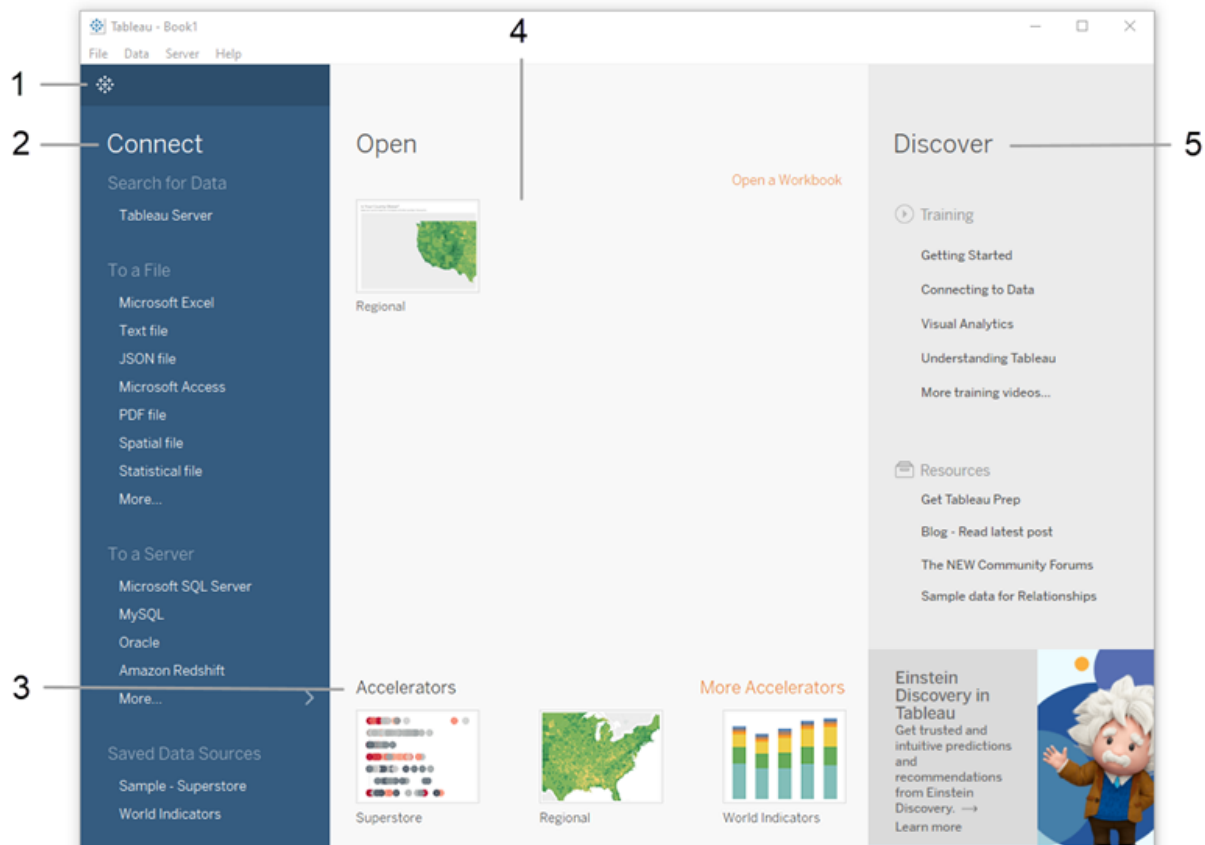


Abbildung 22: Startseite von Tableau Desktop (Tableau Software)

Verbindet man Daten mit Tableau Desktop, öffnet sich die Datenquellenseite wie in Abbildung 23 dargestellt. Dabei können das Aussehen und die verfügbaren Optionen variieren, grundsätzlich gibt es aber vier Hauptbereiche. Bereich A zeigt Informationen zu den verknüpften Daten an. Bereich B und C zeigen den Arbeitsbereich, wobei Bereich B die logische Ebene darstellt, in der die Beziehungen zwischen den Tabellen erstellt werden. Bereich C ist die physische Ebene, in der Verbindungen und Verknüpfungen zwischen Tabellen hinzugefügt werden. Bereich D ist das Datenraster, das die ersten 1000 Zeilen der Datenquelle anzeigt. Hier können auch allgemeine Änderungen wie das Sortieren, Umbenennen oder Ausblenden von Feldern vorgenommen werden. Der Bereich E ist der Metadatenraster und zeigt die Struktur der Datenquellen (Tableau Software).

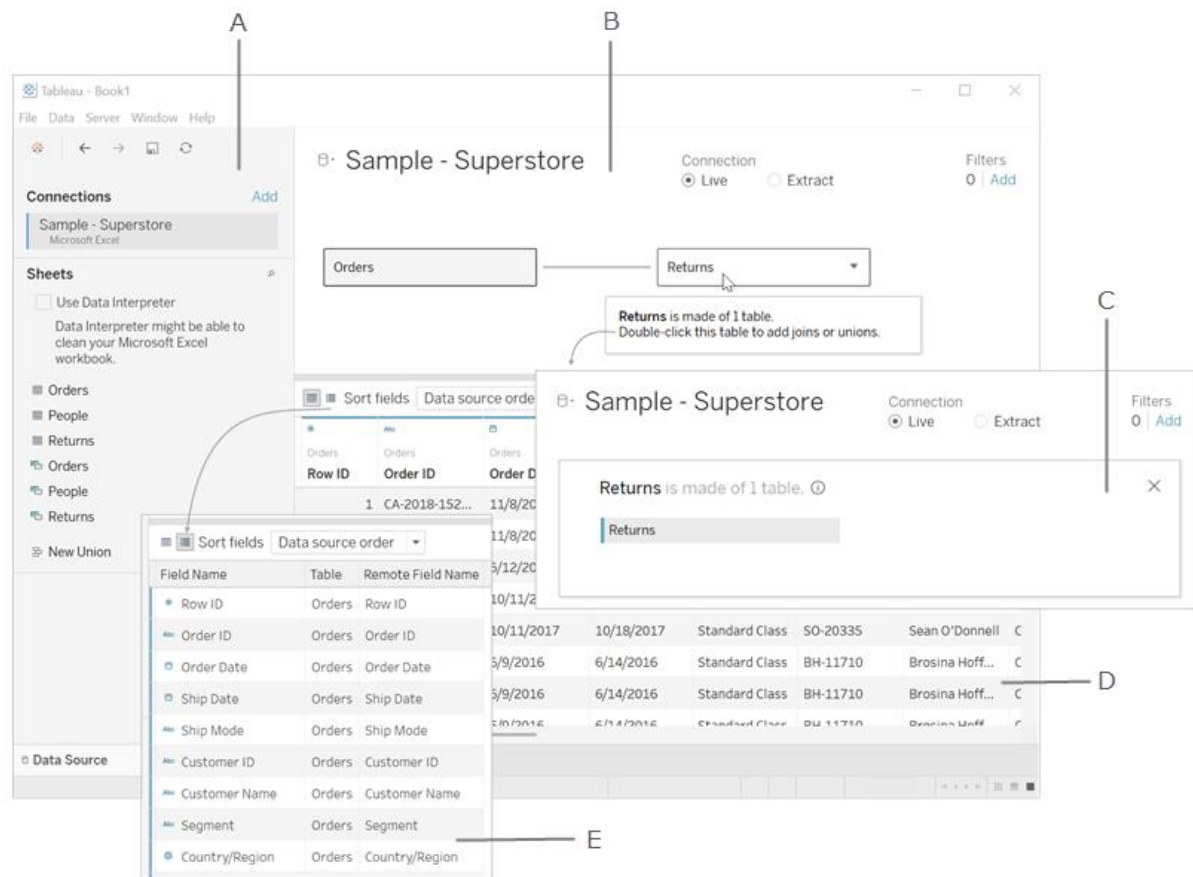


Abbildung 23: Datenquellenseite von Tableau Desktop (Tableau Software)

Der Arbeitsbereich ist in Abbildung 24 dargestellt. Bereich A zeigt den Namen der Arbeitsmappe an. Eine Arbeitsmappe in Tableau besteht aus mindestens einem Blatt, dies kann entweder ein Arbeitsblatt, Dashboard oder eine Story sein. Jedes Arbeitsblatt verfügt über Container und Karten im Bereich B, beispielsweise „Zeilen“, „Spalten“, „Filter“ oder „Seiten“. Durch Drag & Drop von Felder in Container oder Karten wird die Struktur der Visualisierung erzeugt. Die Symbolleiste im Bereich C enthält Analyse-, Befehls- und Navigationswerkzeuge. Bereich D ist der Canvas der Arbeitsumgebung, in dem die Visualisierung dargestellt wird. Durch das Symbol in Bereich E kann man auf die Startseite wechseln, um eine Verbindung mit Datenquellen herzustellen. Die Seitenleiste im Bereich F enthält den Analyse- und Datenbereich. Der Datenbereich enthält die verfügbaren Felder aus der Datenquelle, die durch Drag & Drop in den Bereich B in die Struktur integriert werden. Im Analysebereich können verschiedene Analyseoptionen wie Boxplots, Referenzlinien oder Trendlinienprognosen, durch Drag & Drop in den Canvas, verwendet werden. Durch Klicken des Bereichs G gelangt man zur Datenquellenseite der Arbeitsmappe. Bereich H zeigt die Statusleiste mit Informationen der aktuellen Ansicht und Bereich I ist die Blattregisterkarte und zeigt jedes Blatt der Arbeitsmappe an (Tableau Software).



Abbildung 24: Arbeitsbereich von Tableau Desktop (Tableau Software)

4.4 Entwicklung des Modells

In diesem Kapitel wird die Umsetzung des Modells in den ausgewählten Programmen dargestellt und beschrieben. Die Implementierung ist in Abbildung 25 visualisiert.

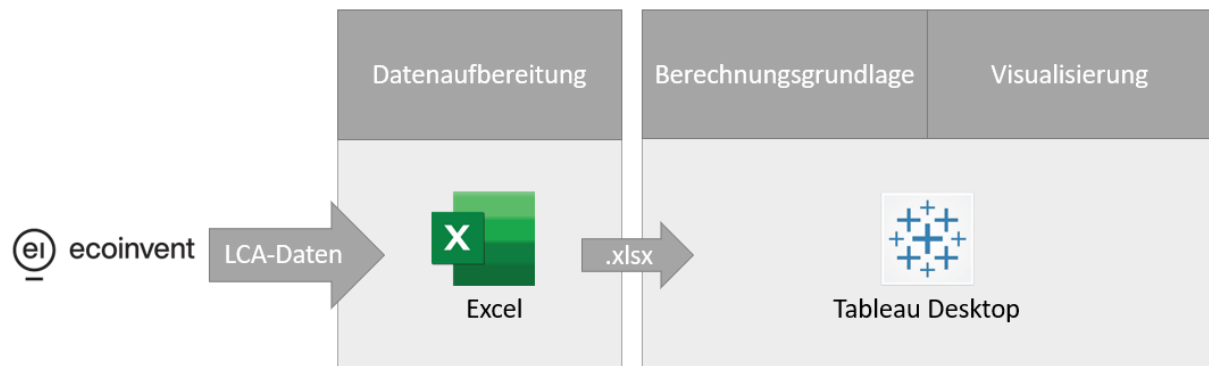


Abbildung 25: Modelllogik

Um das Modell anwenden zu können, müssen die LCA-Daten in der definierten Datenstruktur aufbereitet werden. Die Erhebung der LCA-Daten erfolgt zunächst aus einer LCA-Datenbank wie ecoinvent. Diese werden entsprechend den Anforderungen der Datenstruktur in Excel aufbereitet, wo die Systemgrenze festgelegt und die Einteilung der Lebensphasen vorgenommen werden. Die Implementierung der Berechnungslogik und der Parameter erfolgt in Tableau Desktop. Ebenso erfolgt die Visualisierung mit der Darstellung der verschiedenen Szenarien durch die ausgewählten Parameter in Tableau Desktop.

4.4.1 Datenaufbereitung in Excel

Ziel der Datenaufbereitung ist die Überführung der Daten in eine Struktur, in der sie ohne weitere Bearbeitung für das Modell verwendbar sind. Dazu müssen die LCA-Daten eines Produkts entsprechend den definierten Anforderungen des Modells für die Datenanalyse bereitgestellt werden. Die Systemgrenze und die einzelnen Lebensphasen müssen entsprechend dargestellt werden, um sie in die entwickelte Berechnungslogik integrieren zu können. Abbildung 26 zeigt das grundlegende Excel-Arbeitsblatt für die Datenaufbereitung.

Wirtschaftsmodell	Lebenszyklus	Lebensphase	Kategorie	Charakterisierungsfaktor	Einheit	Masse	Einheit	spezifische Umweltauswirkungen	Einheit
linear	LW	Rohmaterialherstellung							
linear	LW	Transport Rohmaterialherstellung zu Produktherstellung							
linear	LW	Produktherstellung							
linear	LW	Transport Produktherstellung zu Nutzung							
linear	LW	Nutzung							
linear	LW	Transport Nutzung zu Thermische Verwertung/Beseitigung							
linear	LW	Thermische Verwertung/Beseitigung							
zirkulär	K1	Rohmaterialherstellung							
zirkulär	K1	Transport Rohmaterialherstellung zu Produktherstellung							
zirkulär	K1	Produktherstellung							
zirkulär	K1	Transport Produktherstellung zu Nutzung							
zirkulär	K1	Nutzung							
zirkulär	K1	Transport Nutzung zu Thermische Verwertung/Beseitigung							
zirkulär	K1	Thermische Verwertung/Beseitigung							
zirkulär	K1	Transport Nutzung zu Sammlung/Vorbehandlung							
zirkulär	K1	Sammlung/Vorbehandlung							
zirkulär	K1	Transport Sammlung/Vorbehandlung zu Recycling							
zirkulär	K1	Recycling							
zirkulär	K1	Transport Recycling zu Produktherstellung							
zirkulär	K2n	Rohmaterialherstellung							
zirkulär	K2n	Transport Rohmaterialherstellung zu Produktherstellung							
zirkulär	K2n	Produktherstellung							
zirkulär	K2n	Transport Produktherstellung zu Nutzung							
zirkulär	K2n	Nutzung							
zirkulär	K2n	Transport Nutzung zu Thermische Verwertung/Beseitigung							
zirkulär	K2n	Thermische Verwertung/Beseitigung							
zirkulär	K2n	Transport Nutzung zu Sammlung/Vorbehandlung							
zirkulär	K2n	Sammlung/Vorbehandlung							
zirkulär	K2n	Transport Sammlung/Vorbehandlung zu Recycling							
zirkulär	K2n	Recycling							
zirkulär	K2n	Transport Recycling zu Produktherstellung							

Abbildung 26: Excel Datenaufbereitung

Um die Berechnung in Tableau Desktop zu standardisieren, wird zwischen den Wirtschaftsmodellen „linear“ und zirkulär“ unterschieden. Als Lebenszyklus wird der Zyklus der linearen Wirtschaft (LW) und der Kreislaufwirtschaft mit dem 1. Zyklus (K1) und dem 2. bis n-ten Zyklus (K2n) betrachtet. Die Lebensphasen bilden alle Prozessschritte innerhalb der Systemgrenze mit den definierten Phasen ab. Als Kategorie werden die einzelnen Schritte innerhalb einer Lebensphase bezeichnet. Je nach Produkt und Prozessschritt kann eine individuelle Bezeichnung gewählt werden. Bei mehreren Prozessschritten pro Lebensphase kann die Zeile mit der betrachteten Lebensphase beliebig oft dupliziert werden. Für die spätere Berechnung ist es wichtig, dass die Bezeichnungen in den ersten drei Spalten (Wirtschaftsmodell, Lebenszyklus und Lebensphase) beibehalten werden, damit die Prozessschritte den richtigen Lebensphasen zugeordnet werden.

Für jede Kategorie wird der entsprechende Charakterisierungsfaktor in Bezug auf ein Referenzprodukt angegeben. Als nächstes wird die für den betrachteten Prozess erforderliche Masse pro Kategorie angegeben. Durch Multiplikation des Charakterisierungsfaktors mit der Masse ergibt sich die spezifische Umweltauswirkung für die betrachtete Kategorie. Die Daten sind mit den entsprechenden Einheiten anzugeben.

Um eine Vergleichbarkeit herzustellen, müssen die Umweltauswirkungen in den gleichen Lebensphasen identisch sein. Beispielsweise sollte die Rohmaterialherstellung für alle drei Lebenszyklen gleich sein. Die korrekte Verteilung und Höhe der Umweltauswirkungen werden in Tableau Desktop ermittelt.

Werden der Energieverbrauch oder die Treibhausgasemissionen der Transporte nach DIN EN 16258:2012 betrachtet, bleiben die Spalten der Transporte ab der Kategorie ohne Eintrag. Diese Berechnung erfolgt in Tableau Desktop und wird im folgenden Kapitel erläutert.

Es ist zu beachten, dass diese Darstellung keine ausreichende Dokumentation der LCA-Daten darstellt. Für die Nachvollziehbarkeit und die Beurteilung der Datenqualität ist eine zusätzliche Dokumentation erforderlich, die für die Interpretation der Ergebnisse laut DIN EN ISO 14040:2006 + A1:2020 erforderlich ist.

4.4.2 Berechnungslogik in Tableau Desktop

In diesem Kapitel wird die Berechnungsgrundlage aus Kapitel 4.2.2 in Tableau Desktop implementiert. Für die Umsetzung des Modells werden flexibel einstellbare Parameter sowie Berechnungsschritte in Tableau Desktop benötigt. Diese beiden Funktionen können durch die Erstellung eines Parameters bzw. eines berechneten Feldes realisiert werden. Abbildung 27 zeigt, wie diese in Tableau Desktop erstellt werden.

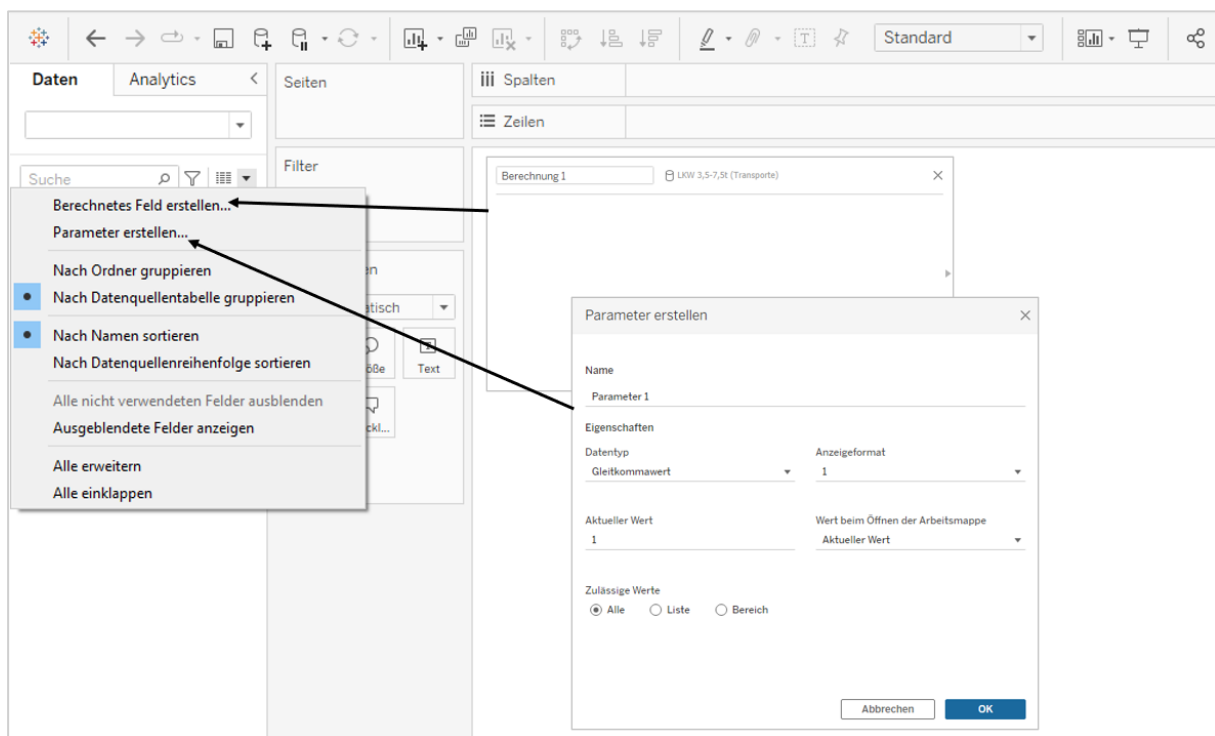


Abbildung 27: Erstellung berechnetes Feld und Parameter in Tableau Desktop

Um die Verknüpfung der nachfolgenden Codes für die Berechnungslogik zu verdeutlichen, wird für die berechneten Felder folgende Farbcodierung verwendet.

Orange Schrift	Daten aus Excel
Violette Schrift	Werte der Parameter
Grüne Schrift	spezifisch für den Anwendungsfall zu ergänzen
In "Anführungszeichen"	Bezeichnungen aus Excel oder den Parametern

Parameter

Für das grundlegende Modell sind die Parameter „Anzahl der Zyklen“, „Recyclinganteil“ und „Recyclingeffizienz“ erforderlich. Werden die Transporte nach DIN EN 16258:2012 berechnet, werden zusätzlich drei Parameter pro betrachtetem Transportabschnitt Txy benötigt. Abbildung 27 zeigt die Benutzeroberfläche zur Erstellung eines Parameters. Tabelle 8 beschreibt die Konfigurationen der einzelnen Parameter.

Name	Datentyp	Anzeigeformat	Zulässige Werte	Wertebereich
Anzahl der Zyklen	Ganzzahl	Zahl (Standard)	Alle	n.r.
Recyclinganteil	Gleitkommawert	Prozentsatz	Bereich	Minimum 0 Maximum 1 Schrittgröße 0,01
Recyclingeffizienz	Gleitkommawert	Prozentsatz	Bereich	Minimum 0 Maximum 1 Schrittgröße 0,01
LKW Typ Txy	Zeichenfolge	n.r.	Liste	LKW <7,5t LKW 7,5-12t LKW 12-24t LKW 24-40t
Fahrstrecke Txy in km	Gleitkommawert	Zahl (Standard)	Alle	n.r.
LKW Beladung Txy in t	Gleitkommawert	Zahl (Standard)	Bereich	Minimum 0 Maximum 40 Schrittgröße 0,01

Tabelle 8: Parametereinstellungen

Materialumlauf

Für den Materialumlauf ist eine Excel-Tabelle „Zyklen“ mit einer großen Anzahl von Zyklen (z.B. 2 bis 100) zu erstellen, da diese für die Visualisierung des Materialumlaufs in Tableau Desktop benötigt wird. Um die Berechnung zu implementieren, muss ein berechnetes Feld mit folgendem Code erstellt werden:

$([\text{Recyclinganteil}] * [\text{Recyclingeffizienz}])^{([\text{Zyklen}]-1)}$

Lineare Wirtschaft

Die Umweltauswirkungen des linearen Prozesses ändern sich bei der Betrachtung nicht. Das berechnete Feld für die lineare Wirtschaft muss folgenden Code enthalten:

```
IF [Lebenszyklus] = "LW"
THEN [spezifische Umweltauswirkung]
ELSE 0
END
```

Wenn die Transporte nach DIN EN 16258:2012 berechnet werden, ist nachfolgender Code erforderlich. Die grünen Parameter können der Tabelle 6 oder dem Leitfaden zur „Berechnung von Treibhausgasemissionen in Spedition und Logistik nach DIN EN 16258“ entnommen werden. Dabei ist zu beachten, dass sich die Parameter je nach LKW-Typ ändern. Je nach Anzahl der Transportabschnitte ist der Code zwischen „ELSEIF [Lebensphase] = "Transport x zu y" und „END“ zu wiederholen.

```
IF [Lebenszyklus] = "LW" THEN
IF [Lebensphase] = "Transport x zu y"
THEN
    IF [LKW Typ Txy] = "LKW <7,5t"
    THEN ([Fahrstrecke Txy in km]*(A+B*([LKW Beladung Txy in t]/C))*gw)/(100*[LKW Beladung Txy in t]*1000)
    ELSEIF [LKW Typ Txy] = "LKW 7,5-12t"
    THEN ([Fahrstrecke Txy in km]*(A+B*([LKW Beladung Txy in t]/C))*gw)/(100*[LKW Beladung Txy in t]*1000)
    ELSEIF [LKW Typ Txy] = "LKW 12-24t"
    THEN ([Fahrstrecke Txy in km]*(A+B*([LKW Beladung Txy in t]/C))*gw)/(100*[LKW Beladung Txy in t]*1000)
    ELSEIF [LKW Typ Txy] = "LKW 24-40t"
    THEN ([Fahrstrecke Txy in km]*(A+B*([LKW Beladung Txy in t]/C))*gw)/(100*[LKW Beladung Txy in t]*1000)
    ELSE 0
    END
ELSEIF [Lebensphase] = "Transport x zu y"
...
END
ELSEIF [Lebenszyklus] = "LW"
    THEN [spezifische Umweltauswirkung]
END
END
```

Kreislaufwirtschaft

Die Umweltauswirkungen der Kreislaufwirtschaft ändern sich mit den unterschiedlichen Recyclingraten und der Anzahl der Zyklen. Daher muss für jede Lebensphase folgender Code implementiert werden. Je nach Anzahl der Lebensphasen ist der Code zwischen „ELSEIF [Lebensphase] = "Phase"“ und „END“ zu wiederholen.

```
IF [Lebenszyklus] = "LW" THEN 0
ELSEIF [Lebensphase] = "Phase"
THEN
  IF [Lebenszyklus] = "K1"
  THEN ([spezifische Umweltauswirkung]*F)/[Anzahl der Zyklen]
  ELSEIF [Lebenszyklus] = "K2n"
  THEN ([spezifische Umweltauswirkung]*F*([Anzahl der Zyklen]-1))/[Anzahl der Zyklen]
  ELSE 0
END
ELSEIF [Lebensphase] = "Phase"
...
END
ELSE [spezifische Umweltauswirkung]
END
```

Als „Phase“ ist die jeweils betrachtete Lebensphase einzufügen. Und für den Faktor F ist entsprechend dem Recyclinganteil der betrachteten Lebensphase folgendes einzusetzen:

R_A	$[Recyclinganteil]$
R_R	$([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz])$
$(1-R_R)$	$(1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))$

In Abbildung 13 ist der entsprechende Recyclingfaktor für jede Phase und jeden Transport definiert. Der Faktor F kann weggelassen werden, wenn immer 100 % des Materials in der betrachteten Lebensphase berücksichtigt wird.

Bei der Berechnung der Transporte nach DIN EN 16258:2012 werden die Transportphasen mit folgendem Code berechnet. Die grünen Parameter können der Tabelle 6 oder dem Leitfaden zur „Berechnung von Treibhausgasemissionen in Spedition und Logistik nach DIN EN 16258“ entnommen werden. Dabei ist zu beachten, dass sich die Parameter je nach LKW-Typ ändern. Gemäß der Anzahl der Transportabschnitte ist der Code zwischen „IF [Lebensphase] = "Transport x zu y"“ und „END“ zu wiederholen. Der Unterschied zur Berechnung der linearen Wirtschaft ist der Faktor F, der je nach Transportabschnitt angepasst werden muss. Die Beschreibung des Faktors F ist auf der vorhergehenden Seite zu finden.

```
IF [Lebenszyklus] = "LW" THEN 0
ELSEIF [Lebensphase] = "Transport x zu y"
THEN
  IF [LKW Typ Txy] = "LKW <7,5t"
  THEN (([Fahrstrecke Txy in km]*(A+B*([LKW Beladung Txy in t]/C))*gw)/(100*[LKW Beladung Txy in t]*1000)*F
  ELSEIF [LKW Typ Txy] = "LKW 7,5-12t"
  THEN (([Fahrstrecke Txy in km]*(A+B*([LKW Beladung Txy in t]/C))*gw)/(100*[LKW Beladung Txy in t]*1000)*F
  ELSEIF [LKW Typ Txy] = "LKW 12-24t"
  THEN (([Fahrstrecke Txy in km]*(A+B*([LKW Beladung Txy in t]/C))*gw)/(100*[LKW Beladung Txy in t]*1000)*F
  ELSEIF [LKW Typ Txy] = "LKW 24-40t"
  THEN (([Fahrstrecke Txy in km]*(A+B*([LKW Beladung Txy in t]/C))*gw)/(100*[LKW Beladung Txy in t]*1000)*F
  ELSE 0
END
ELSEIF [Lebensphase] = "Transport x zu y"
...
END
ELSE [spezifische Umweltauswirkung]
END
```

4.4.3 Visualisierung in Tableau Desktop

Das Modell soll als Unterstützung für die Bewertung recyclingbasierter Kreislaufwirtschaftsstrategien dienen. Dazu werden zum einen die Ergebnisse der linearen Wirtschaft und der Kreislaufwirtschaft zum direkten Vergleich auf einem Dashboard visualisiert. Die Umweltauswirkungen der Produktlebensphasen werden zudem einzeln dargestellt, um den Einfluss der einzelnen Phasen analysieren zu können. Die Recyclingparameter sowie die Anzahl der Zyklen können auf dem Dashboard flexibel eingestellt werden, um direkt die Veränderungen der einzelnen Parameter auf das System zu veranschaulichen. Die Recyclingparameter werden prozentual zwischen 0 und 100 % angezeigt und die Anzahl der Zyklen wird manuell

eingetragen. Darüber hinaus wird der Materialumlauf über die Zyklen als Prozentsatz grafisch dargestellt, um bei der Entscheidung zur Begrenzung der Zyklen zu unterstützen. Zusätzlich werden die Umweltauswirkungen der beiden Wirtschaftsmodelle als Zahlenwerte und die prozentuale Abweichung der Kreislaufwirtschaft von der linearen Wirtschaft angegeben.

Um ein Dashboard gestalten zu können, müssen zunächst Arbeitsblätter erstellt werden. In den Arbeitsblättern werden die einzelnen Visualisierungen definiert, die in das Dashboard einfließen. Im Folgenden wird die Konfiguration der Arbeitsblätter dargestellt, welche die Basis für das Dashboard bilden.

Die Berechnungslogik ist in Kapitel 4.4.2 erläutert und wird hier nicht weiter behandelt. Die Logik befindet sich in den berechneten Feldern Materialumlauf, LW Umweltauswirkungen und KW Umweltauswirkungen.

Die Darstellungen berücksichtigen die Berechnung von Transporten nach DIN EN 16258:2012. Wird diese für den Anwendungsfall nicht verwendet, können die Parameter für die Transporte weggelassen werden. Die Konfiguration der Arbeitsblätter und des Dashboards bleibt unverändert.

Materialumlauf

Mit den Einstellungen in Abbildung 28 wird der Materialumlauf als Balkendiagramm dargestellt. Dazu werden die Felder „Zyklen“ und „Materialumlauf“ in Spalten und Zeilen gezogen. Die Filtereinstellung und das berechnete Feld sind für eine variable x-Achse erforderlich, die sich an die Anzahl der betrachteten Zyklen anpasst.

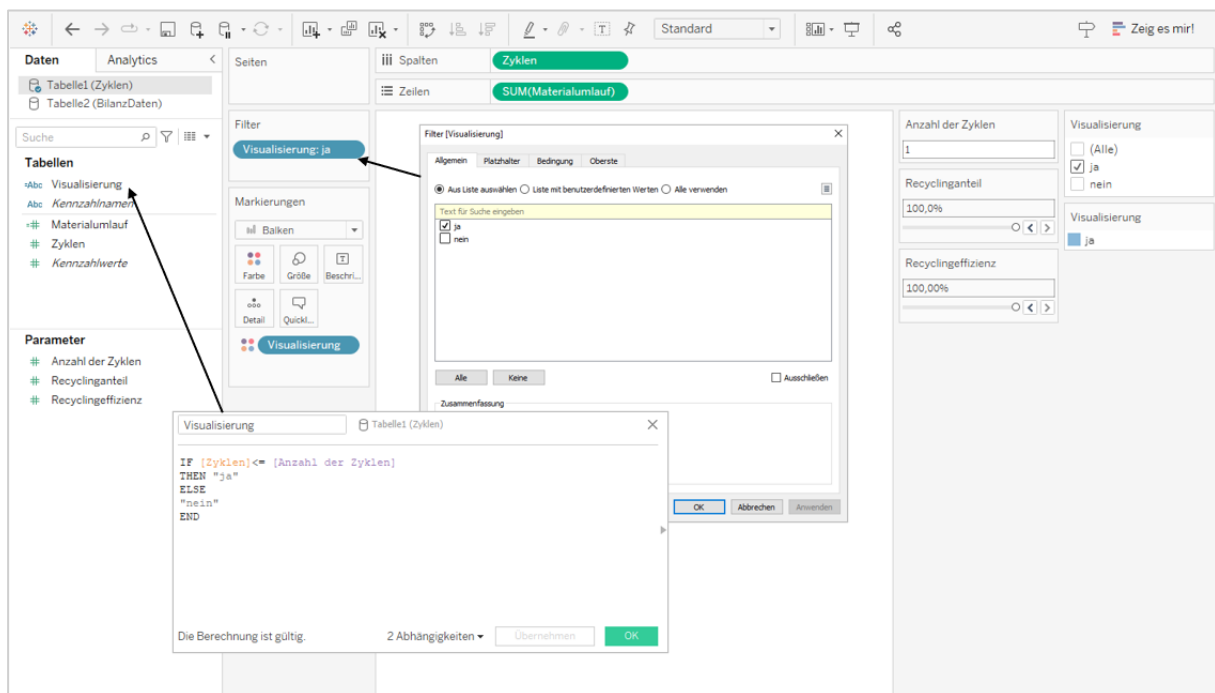


Abbildung 28: Konfiguration Materialumlauf in Tableau Desktop

Lineare Wirtschaft und Kreislaufwirtschaft

Die Konfiguration in Abbildung 29 stellt die einzelnen Lebensphasen der linearen Wirtschaft und der Kreislaufwirtschaft gegenüber und visualisiert die einzelnen Lebensphasen in Balkendiagrammen. Dazu werden das Feld „Lebensphase“ in die Spalten und die berechneten Felder „KW Umweltauswirkungen“ und „LW Umweltauswirkungen“ in die Zeilen gezogen. Auf der rechten Seite werden alle Parameter angezeigt, die im Modell verändert werden können. Die Transportparameter können im Modell nur in diesem Arbeitsblatt variiert werden. Die Recycling- und Zyklusparameter können für die Erstellung von Szenarien auch im Dashboard eingestellt werden.

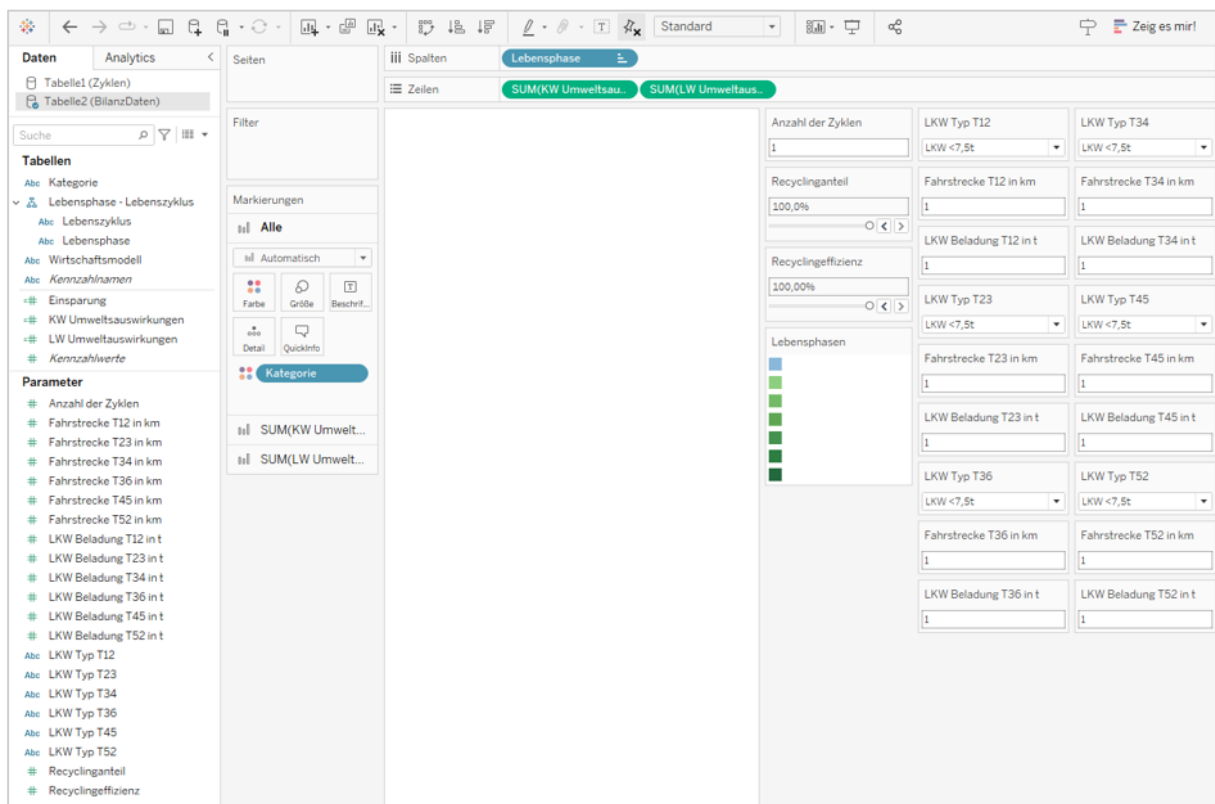


Abbildung 29: Konfiguration lineare Wirtschaft und Kreislaufwirtschaft in Tableau Desktop

Um die Umweltauswirkung des linearen oder zirkulären Wirtschaftsmodells zahlenmäßig darzustellen, kann wie in Abbildung 30 vorgegangen werden. Dazu werden das Feld „Wirtschaftsmodell“ und das berechnete Feld „LW Umweltauswirkungen“ oder „KW Umweltauswirkungen“ auf die Zeilen gezogen. Für die Darstellung im Zahlenformat muss der Wert des Feldes Umweltauswirkung (LW oder KW) auf diskret gesetzt werden.

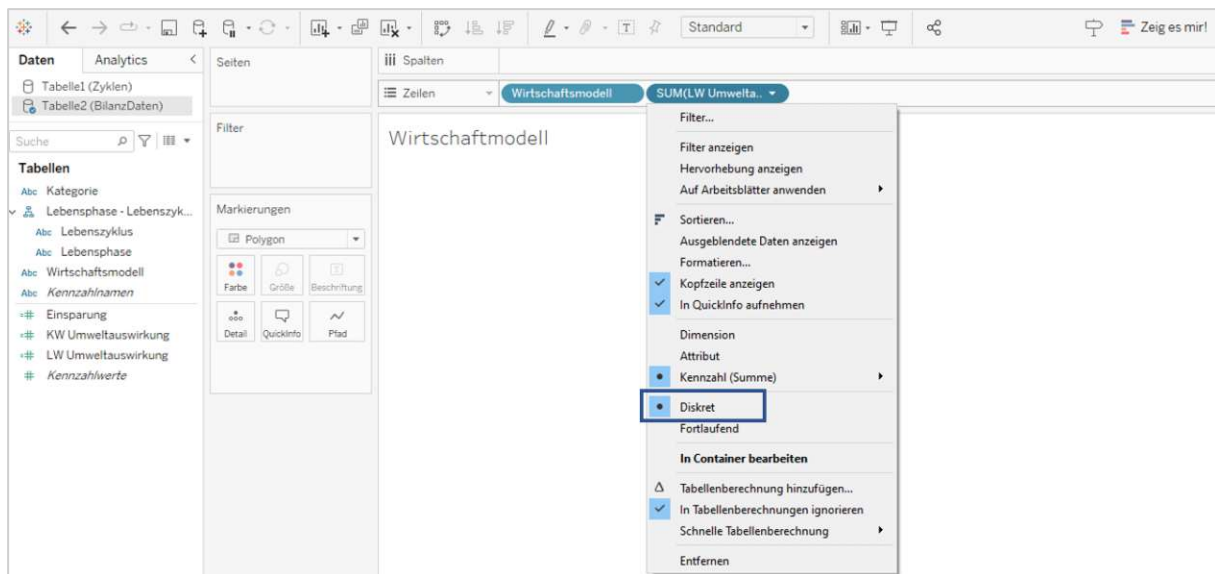


Abbildung 30: Konfiguration Umweltauswirkungen als Zahlenwert in Tableau Desktop

Um die Einsparung der Kreislaufwirtschaft gegenüber der linearen Wirtschaft in Prozent darzustellen, wird wie in Abbildung 31 vorgegangen. Dabei wird das berechnete Feld „Einsparung“ erzeugt und auf die Zeilen gezogen. Für die Darstellung im Zahlenformat muss der Wert des Feldes auf diskret gesetzt werden.

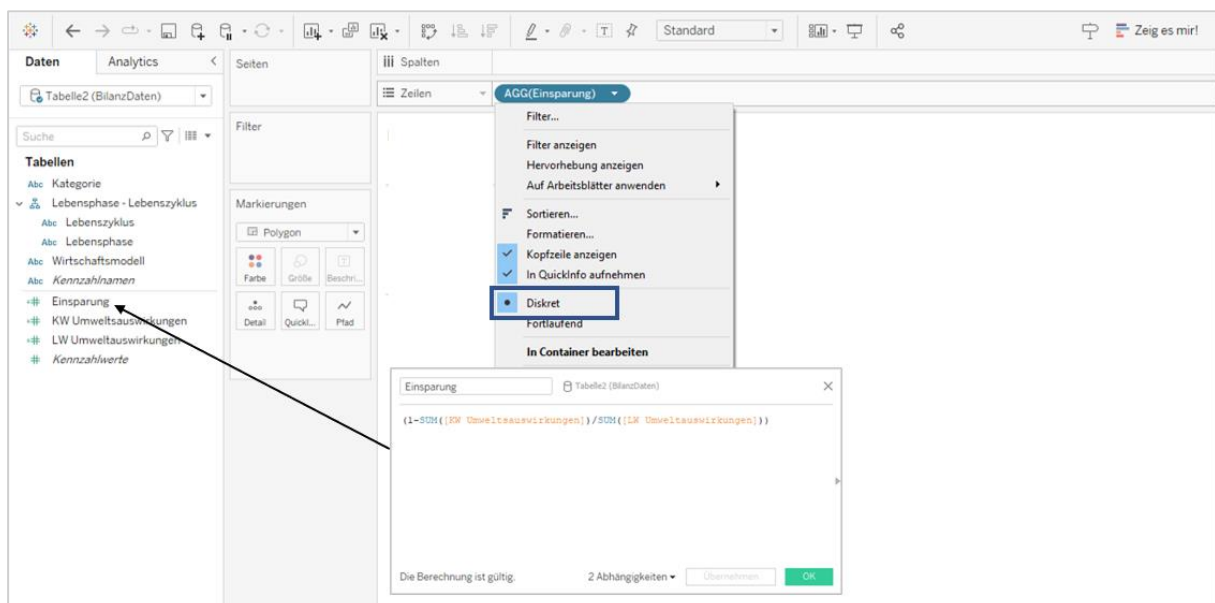


Abbildung 31: Konfiguration Einsparungen in Tableau Desktop

Um sich einzelne Kategorien oder nur ausgewählte Kategorien anzeigen zu lassen, kann wie in Abbildung 32 vorgegangen werden. Dazu werden die Felder „Kennzahlenamen“ und „Kennzahlwerte“ in Spalten und Zeilen gezogen. Durch Ziehen der Kategorie und Kennzahlwerte auf den Filter können die entsprechenden Kategorien ausgewählt werden. Dies ermöglicht die separate Betrachtung der Umweltauswirkungen der gesamten Transporte sowie aller Lebensphasen.

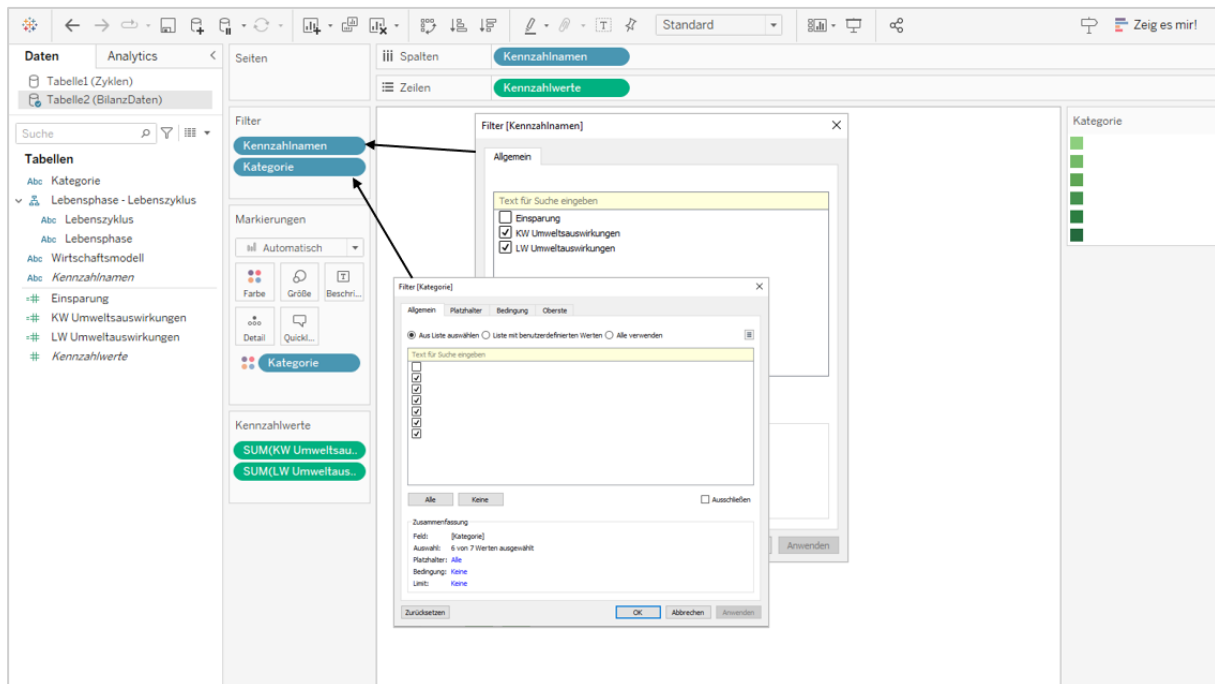


Abbildung 32: Konfiguration einzelne Kategorien in Tableau Desktop

Dashboard

Sobald die einzelnen Arbeitsblätter erstellt sind, können diese, wie in Abbildung 33 dargestellt, für die Erstellung des Dashboards verwendet werden. Das Dashboard fasst alle Ergebnisse der Datenanalyse aus den Arbeitsblättern zusammen, visualisiert die Auswertung und simuliert die Szenarien. Dazu können die „Blätter“ per Drag & Drop auf das Dashboard gezogen werden, um einen Überblick über alle Diagramme, Parameter und Ergebnisse zu erhalten. Für ein interaktives Dashboard müssen die Parameter „Anzahl der Zyklen“, „Recyclinganteil“ und „Recyclingeffizienz“ angezeigt werden. Durch Veränderung der Parameter können die direkten Einflüsse auf das Modell unmittelbar sichtbar gemacht werden. Auf der linken Seite des Dashboards befindet sich eine kurze Beschreibung des Produktsystems sowie ein Platzhalter für ein Bild. Die Parametereinstellungen, der Materialumlauf sowie die Legende befinden sich ebenfalls auf der linken Seite. Auf der rechten Seite sind die verschiedenen Ergebnisse visualisiert. Im unteren Bereich sind die Umweltauswirkungen der einzelnen Lebensphasen der linearen Wirtschaft und der Kreislaufwirtschaft dargestellt. Darüber befindet sich die prozentuale Abweichung der Umweltauswirkungen der beiden Wirtschaftsmodelle sowie die gesamte Umweltauswirkung pro Wirtschaftsmodell (linear und zirkulär). Die Umweltauswirkungen der gesamten Prozesse und Transporte werden ebenfalls für beide Wirtschaftsmodelle gegenübergestellt.

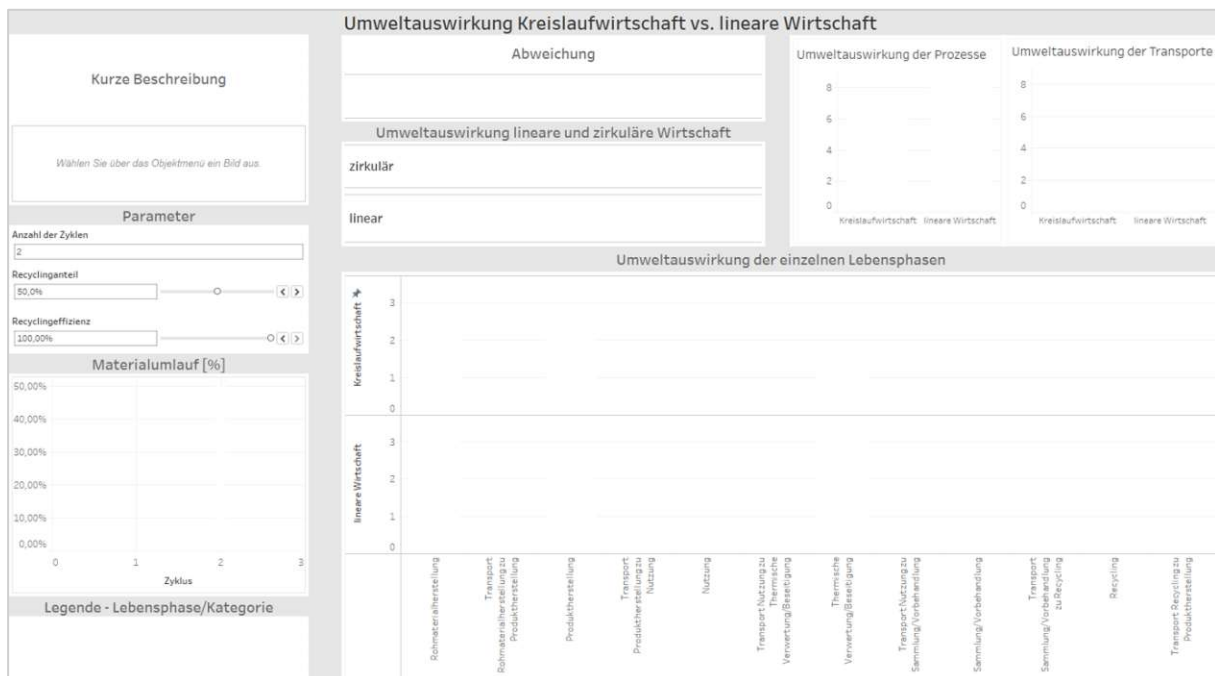


Abbildung 33: Dashboard in Tableau Desktop

5 Evaluierung des Modells

Für den Use-Case wird das entwickelte Modell auf das Produkt expandiertes Polystyrol (abgekürzt EPS), auch bekannt als Styropor (Felixberger 2017, S. 576), angewendet. Anhand eines Fallbeispiels werden die Treibhausgasemissionen (CO₂-Bilanz) der linearen und zirkulären Wirtschaft eines EPS-Verpackungsszenarios in Österreich untersucht. Für die Modellierung der Sammel- und Verwertungsprozesse wird konkret die Stadt Wien herangezogen. Dazu werden zunächst die wesentlichen Prozessschritte der linearen und zirkulären Wirtschaft dargestellt. Anschließend werden die notwendigen Daten aus ecoinvent und ergänzenden Recherchen gesammelt und auf das Modell angewendet.

5.1 Use-Case Beschreibung

Das betrachtete EPS-Verpackungsszenario der linearen Wirtschaft kann wie in Abbildung 34 beschrieben werden. Bei der Rohstoffproduktion wird expandierbares Polystyrol-Granulat (EPS-Granulat) durch Polymerisation von Styrol mit 6 % Pentan unter Druck hergestellt. Das daraus entstehende Granulat kann mit Hilfe von Wasserdampf auf das 50-fache seines Volumens aufgeschäumt werden (Felixberger 2017, S. 576). Je nach den Anforderungen der HerstellerInnen oder HändlerInnen kann das Verpackungsmaterial in den verschiedensten Formen verarbeitet werden. Das Material wird an die HerstellerInnen oder HändlerInnen versandt und dient z.B. als Schutz vor Beschädigung oder zur thermischen Isolation von Produkten. Das Verpackungsmaterial wird nach Gebrauch von den HändlerInnen oder den KonsumentInnen bei Mistplätzen entsorgt. Ein Teil des entsorgten Materials wird derzeit thermisch verwertet (Pitschke und Hanschmann 2022, S. 33).

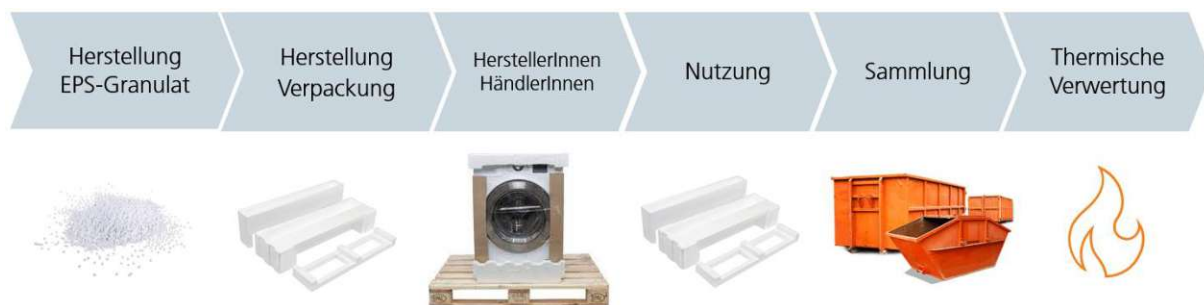


Abbildung 34: lineare Wirtschaft EPS-Verpackungsindustrie

Eine Möglichkeit zur Etablierung einer Kreislaufwirtschaft für EPS-Verpackungsmaterial ist in Abbildung 35 dargestellt. Dazu muss das gesammelte Material zunächst kompaktiert und anschließend mechanisch recycelt werden. Beim mechanischen Recycling wird das gesammelte Material in einer Zerkleinerungsanlage vorzerkleinert und entstaubt (Albrecht 2023, S. 235).

Dieses sortenreine zerkleinerte Material wird in einem Recycling-Extruder aufgeschmolzen und anschließend wieder granuliert. Das entstehende Regranulat ist chemisch unverändert und wird daher als mechanisches Recycling bezeichnet (Albrecht 2023, S. 235).

Das bei diesem Prozess entstehende rezyklierte EPS-Granulat (rEPS-Granulat) kann wieder für die Herstellung von Verpackungsmaterial verwendet werden.

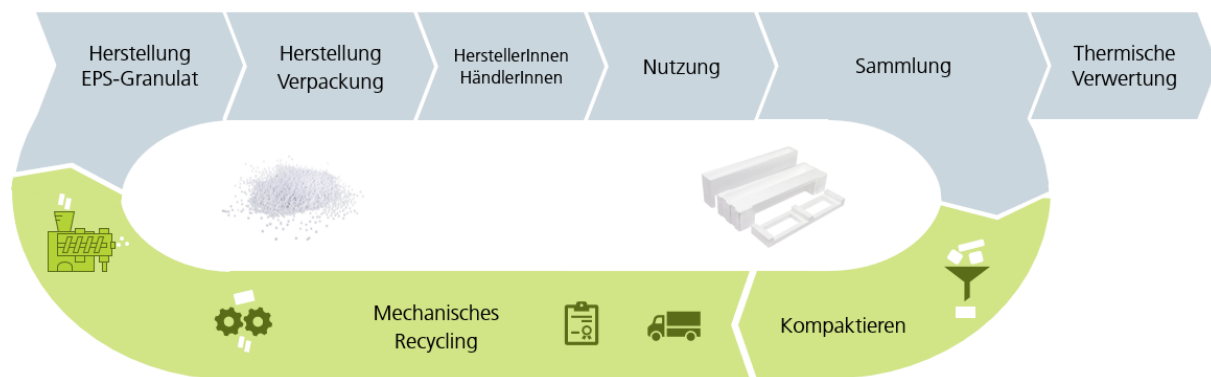


Abbildung 35: Kreislaufwirtschaft EPS-Verpackungsindustrie

rEPS-Granulat wird heute in der Regel zu 10 % mit neuem EPS-Rohmaterial gemischt. Dies ermöglicht die Zugabe von Additiven und gewährleistet die gleiche Qualität wie bei Neuware. Der Anteil an rezyklierten EPS kann jedoch noch deutlich erhöht werden (Albrecht 2023, S. 235). Das Unternehmen Storopack bietet rEPS-Verpackungsmaterial mit einem Anteil an rEPS-Granulat zwischen 95 und 100 % an (Storopack Hans Reichenecker GmbH). Dies zeigt, dass ein hoher Anteil an Recyclingmaterial technisch möglich ist. Der hohe Anteil an rEPS birgt jedoch die Gefahr einer Verschlechterung der Materialeigenschaften. Daher muss bei der Produktion auf das Verhältnis von rEPS zu Primärmaterial geachtet werden, um eine vielfache Recyclingfähigkeit zu gewährleisten (Kaiser 2021, S. 592).

5.2 Anwendung des Modells

In diesem Kapitel werden zunächst alle Annahmen, Basisdaten und die Systemgrenze definiert. Anschließend wird der Anwendungscode für die Implementierung dieses Use-Cases in Tableau Desktop präsentiert.

5.2.1 Basisdaten und Systemgrenze

Auf Basis des in Kapitel 5.1 beschriebenen Use-Case wurde zunächst die Systemgrenze definiert. Dabei wurden Prozesse und Transportabschnitte berücksichtigt, die von Unternehmen durchgeführt werden. Phasen, in denen die Prozesse oder Transportabschnitte für dieses Fallbeispiel stark variieren können, wurden nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund wurden die Prozesse und

Transportwege nach der Anlieferung des Verpackungsmaterials bei einem Hersteller/einer Herstellerin sowie die Transporte zu den Mistplätzen nicht einbezogen. Betrachtet werden wiederum die Transportwege von den Mistplätzen zu den Verwertungsprozessen sowie die darauffolgenden Prozesse, die ein Unternehmen durchführt. Es ist zu erwähnen, dass nur jene Transportabschnitte bzw. Prozesse vernachlässigt werden, die sowohl im linearen als auch im zirkulären Wirtschaftsmodell identisch sind und somit keinen Einfluss auf deren Differenz haben. Hierzu ist in Abbildung 36 die Systemgrenze für den Use-Case dargestellt.

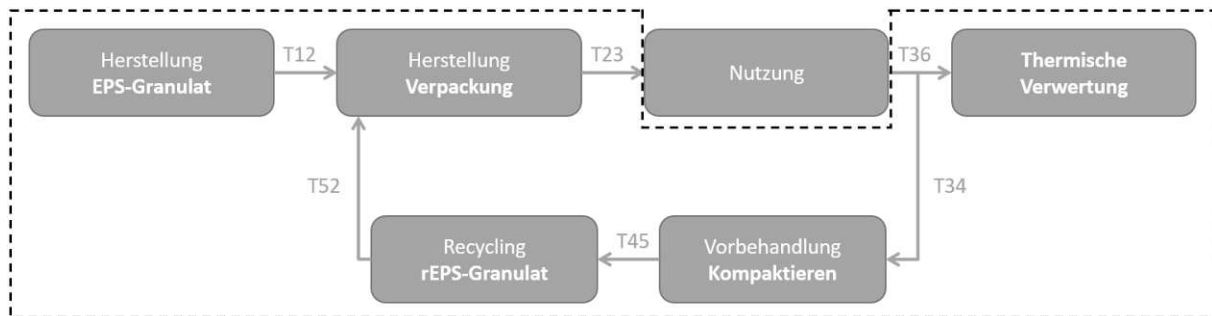


Abbildung 36: Systemgrenze Use-Case

Für die Treibhausgasemissionen der Prozesse wurden geeignete Werte aus ecoinvent übernommen, die Prozessschritte und der zugehörige Datensatz sind in Anhang 7.1 aufgeführt. Da das Fallbeispiel die EPS-Verpackungsindustrie in Österreich betrachtet, wurden österreichische Unternehmen recherchiert und verwendet. Für die Sammel- und Verwertungsprozesse wurde die Stadt Wien herangezogen. Eine Übersicht über die Standorte der einzelnen Phasen ist in Abbildung 37 dargestellt.

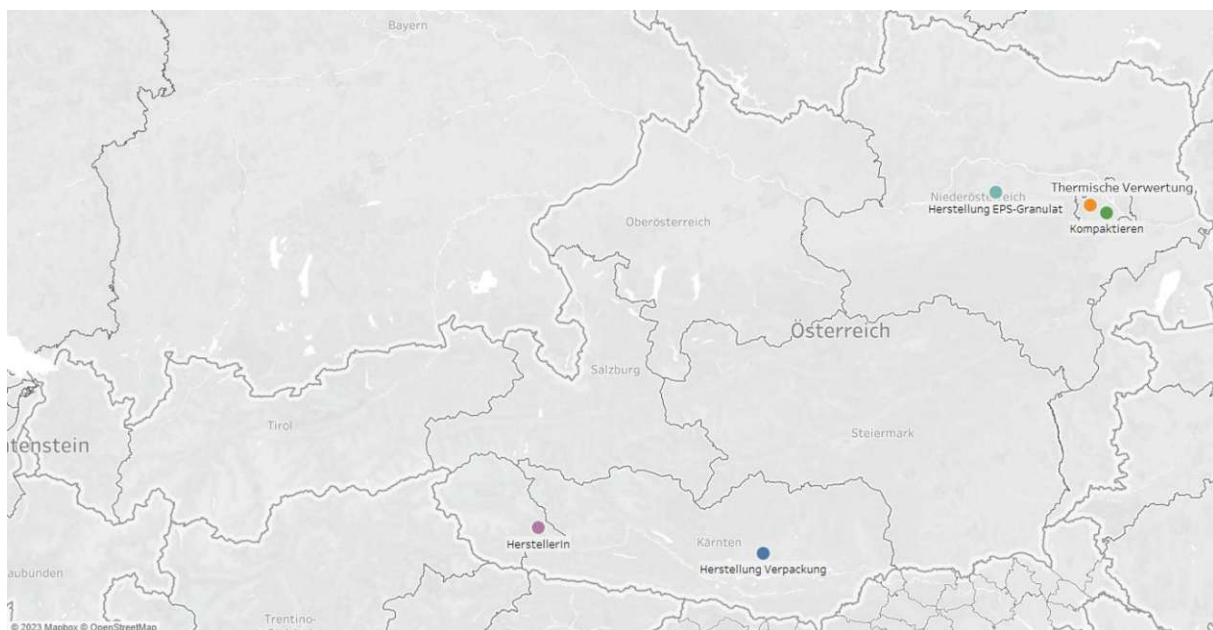


Abbildung 37: Standorte der recherchierten Unternehmen in Österreich für den Use-Case

Um die Entfernungen für die Sammel- und Verwertungsprozesse in Wien zu ermitteln, wurden zunächst die Mistplätze, an denen EPS abgegeben werden kann, sowie eine geeignete Müllverbrennungsanlage ermittelt, siehe Abbildung 38. Für die Transportentfernungen zu „Kompaktieren“ und „thermische Verwertung“ wurden gemittelte Werte der jeweiligen Entfernungen verwendet, die genauen Entfernungen können Anhang 7.1 entnommen werden. In der Phase „Kompaktieren“ wird angenommen, dass EPS von allen Mistplätzen zum Mistplatz Favoriten transportiert und dort kompaktiert wird. Hinsichtlich der thermischen Verwertung wird davon ausgegangen, dass EPS von allen Mistplätzen direkt zur Müllverbrennungsanlage transportiert wird.

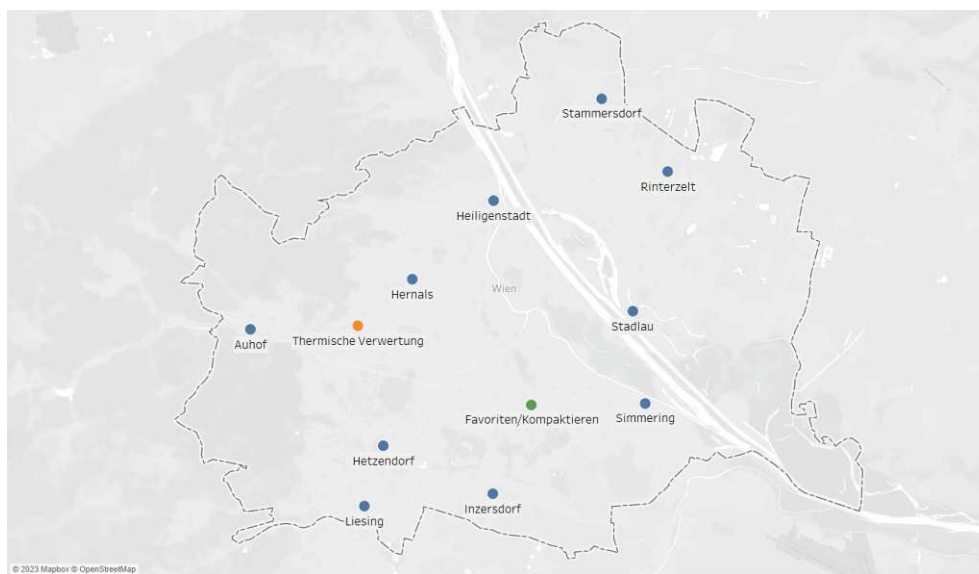


Abbildung 38: Mistplätze und Müllverbrennungsanlage in Wien

Tabelle 9 fasst die Transportentfernungen zwischen den Lebensphasen entsprechend den geografischen Annahmen zusammen. Die Transportwege wurden mit Google Maps ermittelt, wobei jeweils die kürzeste Strecke verwendet wurde. Bei der Entfernung ist auch die Rückfahrt (Annahme: Leerfahrt) zu berücksichtigen.

Transport	Start	Ende	Entfernung inkl. Rückfahrt [km]
T12	Rohmaterialherstellung (Herstellung EPS-Granulat)	Produktherstellung (Herstellung Verpackung)	672,0
T23	Produktherstellung (Herstellung Verpackung)	Nutzung (HerstellerIn)	274,0
T36	Nutzung (Mistplatz)	Thermische Verwertung	23,3 ¹
T34	Nutzung (Mistplatz)	Sammlung/Vorbehandlung (Kompaktieren)	21,84 ¹
T45	Sammlung/Vorbehandlung (Kompaktieren)	Recycling (rEPS-Granulat)	143,4
T52	Recycling (rEPS-Granulat)	Produktherstellung (Herstellung Verpackung)	672,0

Tabelle 9: Entfernungen der Transportabschnitte

¹ gemittelte Werte (siehe Anhang 7.1)

Da die Treibhausgasemissionen betrachtet werden, wurden die Transporte nach DIN EN 16258:2012 berechnet. Die Berechnung erfolgt wie in Kapitel 4.2.2 beschrieben. Für jeden Transportabschnitt sind Angaben zur Entfernung und zur mittleren Nutzlast erforderlich. Darüber hinaus sind Annahmen zur Neigung und zum Treibstoff zu treffen, die in Tabelle 10 zusammengefasst sind. Für die Transporte zu den Phasen „Thermische Verwertung“ und „Sammlung/Vorbehandlung“ ist der Korrekturfaktor aus Tabelle 7 für die einzelnen LKW-Typen zu verwenden, da diese in Wien stattfinden.

Parameter	Annahme	Referenz
A, B, C	Ebene (Tabelle 6)	Schmied und Knörr 2013
g_w	Dieselmotorkraftstoff mit 5 % Biodiesel (3,17 kg CO ₂ eq. /l)	DIN EN 16258:2012

Tabelle 10: Annahmen für die Berechnung

Zur Bestimmung der Nutzlast werden Abmessungen und Gewichtsangaben benötigt. Die Abmessungen und Gewichtsangaben der verschiedenen Materialzustände sind in Tabelle 11 zusammengefasst. Für die Annahmen wurde sich an den Werten von HerstellerInnen orientiert.

Material	Gewicht [t]	Abmessungen [m]		
		Länge	Breite	Höhe
Granulat ¹	1,16	1,14	1,14	1,92
EPS nicht kompaktiert ²	0,02	1,00	1,00	1,00
EPS kompaktiert ³	0,30	1,00	1,00	1,00

Tabelle 11: Abmessung und Gewichtsangaben Material

¹ (SUNPOR Kunststoff GmbH)

² (Novapor Hans Lau (GmbH & Co) KG)

³ (KBM ApS)

Auch für die Abmessungen der verschiedenen LKW-Typen wurde ein Transportunternehmen herangezogen (Euro-Express Logistik), siehe Tabelle 12.

LKW-Typ	Max. Beladung [t]	Abmessungen Laderaum [m]		
		Länge	Breite	Höhe
<7,5t	3,50	6,10	2,40	2,20
7,5-12t	6,00	7,20	2,40	2,40
12-24t	12,00	7,20	2,40	2,60
24-40t	26,00	13,60	2,40	2,60

Tabelle 12. Abmessungen LKW-Typen

Mit diesen Daten kann die maximale Beladung (Nutzlast) für jeden Materialzustand und LKW-Typ berechnet werden. Für die Berechnung des EPS-Granulats wird mit der Grundfläche [m²] gerechnet, da dieses auf Paletten angeliefert wird. Die beiden EPS-Fractionen werden mit dem Volumen [m³] berechnet. Der Volumennutzungsgrad wurde dabei nicht mit einbezogen. Für das weitere Vorgehen wird die mittlere Nutzlast benötigt. Dazu muss die leere Rückfahrt berücksichtigt werden. Im Anhang 7.1 sind die verschiedenen mittleren Nutzlasten aufgeführt.

Tabelle 13 zeigt die Annahmen für die Transportabschnitte, die für das weitere Vorgehen und die Auswertung verwendet werden.

Transport	LKW-Typ	Materialzustand	Mittlere Nutzlast [t]
T12	24-40t	Granulat	12,76
T23	24-40t	EPS nicht kompaktiert	0,85
T36	7,5-12t	EPS nicht kompaktiert	0,41
T34	7,5-12t	EPS nicht kompaktiert	0,41
T45	12-24t	EPS kompaktiert	6,00
T52	24-40t	Granulat	12,76

Tabelle 13: Transportannahmen für Use-Case

5.2.2 Anwendungscode für Tableau Desktop

Der grundlegende Programmcode sowie die Implementierung in Tableau Desktop sind in den Kapiteln 4.4.2 und 4.4.3 beschrieben. In diesem Kapitel wird der anwendungsspezifische Programmcode vorgestellt. Dazu muss die Umsetzung des linearen und des zirkulären Wirtschaftsmodells betrachtet werden. Abbildung 39 zeigt das berechnete Feld der linearen Wirtschaft und Abbildung 40 das der Kreislaufwirtschaft.

Anwendungscode lineare Wirtschaft

lineare Wirtschaft ☐ Tabelle2 (BilanzDaten) ×

```

IF [Lebenszyklus] = "LW" THEN
IF [Lebensphase] = "Transport Rohmaterialherstellung zu Produktherstellung"
THEN
IF [LKW Typ T12] = "LKW <7,5t"
THEN ([Fahrstrecke T12 in km] * (12.9 + 1.2 * ([LKW Beladung T12 in t] / 3.5)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T12 in t] * 1000)
ELSEIF [LKW Typ T12] = "LKW 7,5-12t"
THEN ([Fahrstrecke T12 in km] * (16.6 + 2.4 * ([LKW Beladung T12 in t] / 6)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T12 in t] * 1000)
ELSEIF [LKW Typ T12] = "LKW 12-24t"
THEN ([Fahrstrecke T12 in km] * (18.7 + 2.9 * ([LKW Beladung T12 in t] / 12)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T12 in t] * 1000)
ELSEIF [LKW Typ T12] = "LKW 24-40t"
THEN ([Fahrstrecke T12 in km] * (21.5 + 8.2 * ([LKW Beladung T12 in t] / 26)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T12 in t] * 1000)
ELSE 0
END
ELSEIF [Lebensphase] = "Transport Produktherstellung zu Nutzung"
THEN
IF [LKW Typ T23] = "LKW <7,5t"
THEN ([Fahrstrecke T23 in km] * (12.9 + 1.2 * ([LKW Beladung T23 in t] / 3.5)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T23 in t] * 1000)
ELSEIF [LKW Typ T23] = "LKW 7,5-12t"
THEN ([Fahrstrecke T23 in km] * (16.6 + 2.4 * ([LKW Beladung T23 in t] / 6)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T23 in t] * 1000)
ELSEIF [LKW Typ T23] = "LKW 12-24t"
THEN ([Fahrstrecke T23 in km] * (18.7 + 2.9 * ([LKW Beladung T23 in t] / 12)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T23 in t] * 1000)
ELSEIF [LKW Typ T23] = "LKW 24-40t"
THEN ([Fahrstrecke T23 in km] * (21.5 + 8.2 * ([LKW Beladung T23 in t] / 26)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T23 in t] * 1000)
ELSE 0
END
ELSEIF [Lebensphase] = "Transport Nutzung zu Thermische Verwertung/Beseitigung"
THEN
IF [LKW Typ T36] = "LKW <7,5t"
THEN ([Fahrstrecke T36 in km] * (12.9 + 1.2 * ([LKW Beladung T36 in t] / 3.5)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T36 in t] * 1000) * 0.9
ELSEIF [LKW Typ T36] = "LKW 7,5-12t"
THEN ([Fahrstrecke T36 in km] * (16.6 + 2.4 * ([LKW Beladung T36 in t] / 6)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T36 in t] * 1000) * 1.0
ELSEIF [LKW Typ T36] = "LKW 12-24t"
THEN ([Fahrstrecke T36 in km] * (18.7 + 2.9 * ([LKW Beladung T36 in t] / 12)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T36 in t] * 1000) * 1.3
ELSEIF [LKW Typ T36] = "LKW 24-40t"
THEN ([Fahrstrecke T36 in km] * (21.5 + 8.2 * ([LKW Beladung T36 in t] / 26)) * 3.17) / (100 * [LKW Beladung T36 in t] * 1000) * 1.4
ELSE 0
END
ELSEIF [Lebenszyklus] = "LW"
THEN [spezifischer GWPl00]
END
END

```

Die Berechnung ist gültig. 7 Abhängigkeiten

Abbildung 39: berechnetes Feld lineare Wirtschaft

Anwendungscode Kreislaufwirtschaft

Kreislaufwirtschaft ☐ Tabelle2 (Blaudaten)

```

IF [Lebenszyklus] = "LW" THEN 0
ELSEIF [Lebensphase] = "Transport Rohmaterialherstellung zu Produktherstellung"
THEN
  IF [LW Typ T12] = "LW <7,5t"
  THEN (([Anzahl der Zyklen])*(([Fahstrecke T12 in km]*(12.9+1.2*(([LW Beladung T12 in t]/(3.5))*3.17)/(100*[LW Beladung T12 in t]*1000^2)
    +([Anzahl der Zyklen]-1)*1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*(([Fahstrecke T12 in km]*(12.9+1.2*(([LW Beladung T12 in t]/(3.5))*3.17)/(100*[LW Beladung T12 in t]*1000^2)
  ELSEIF [LW Typ T12] = "LW 7,5-12t"
  THEN (([Anzahl der Zyklen])*(([Fahstrecke T12 in km]*(16.6+2.4*(([LW Beladung T12 in t]/(6))*3.17)/(100*[LW Beladung T12 in t]*1000^2)
    +([Anzahl der Zyklen]-1)*1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*(([Fahstrecke T12 in km]*(16.6+2.4*(([LW Beladung T12 in t]/(6))*3.17)/(100*[LW Beladung T12 in t]*1000^2)
  ELSEIF [LW Typ T12] = "LW 12-24t"
  THEN (([Anzahl der Zyklen])*(([Fahstrecke T12 in km]*(18.7+2.9*(([LW Beladung T12 in t]/(12))*3.17)/(100*[LW Beladung T12 in t]*1000^2)
    +([Anzahl der Zyklen]-1)*1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*(([Fahstrecke T12 in km]*(18.7+2.9*(([LW Beladung T12 in t]/(12))*3.17)/(100*[LW Beladung T12 in t]*1000^2)
  ELSEIF [LW Typ T12] = "LW 24-40t"
  THEN (([Anzahl der Zyklen])*(([Fahstrecke T12 in km]*(21.5+8.2*(([LW Beladung T12 in t]/(26))*3.17)/(100*[LW Beladung T12 in t]*1000^2)
    +([Anzahl der Zyklen]-1)*1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*(([Fahstrecke T12 in km]*(21.5+8.2*(([LW Beladung T12 in t]/(26))*3.17)/(100*[LW Beladung T12 in t]*1000^2)
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Transport Produktherstellung zu Nutzung"
THEN
  IF [LW Typ T23] = "LW <7,5t"
  THEN (([Fahstrecke T23 in km]*(12.9+1.2*(([LW Beladung T23 in t]/(3.5))*3.17)/(100*[LW Beladung T23 in t]*1000^2)
  ELSEIF [LW Typ T23] = "LW 7,5-12t"
  THEN (([Fahstrecke T23 in km]*(16.6+2.4*(([LW Beladung T23 in t]/(6))*3.17)/(100*[LW Beladung T23 in t]*1000^2)
  ELSEIF [LW Typ T23] = "LW 12-24t"
  THEN (([Fahstrecke T23 in km]*(18.7+2.9*(([LW Beladung T23 in t]/(12))*3.17)/(100*[LW Beladung T23 in t]*1000^2)
  ELSEIF [LW Typ T23] = "LW 24-40t"
  THEN (([Fahstrecke T23 in km]*(21.5+8.2*(([LW Beladung T23 in t]/(26))*3.17)/(100*[LW Beladung T23 in t]*1000^2)
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Transport Nutzung zu Sammlung/Vorbehandlung"
THEN
  IF [LW Typ T34] = "LW <7,5t"
  THEN (([Fahstrecke T34 in km]*(12.9+1.2*(([LW Beladung T34 in t]/(3.5))*3.17)/(100*[LW Beladung T34 in t]*1000^2)*[Recyclinganteil]*0.9
  ELSEIF [LW Typ T34] = "LW 7,5-12t"
  THEN (([Fahstrecke T34 in km]*(16.6+2.4*(([LW Beladung T34 in t]/(6))*3.17)/(100*[LW Beladung T34 in t]*1000^2)*[Recyclinganteil]*1.0
  ELSEIF [LW Typ T34] = "LW 12-24t"
  THEN (([Fahstrecke T34 in km]*(18.7+2.9*(([LW Beladung T34 in t]/(12))*3.17)/(100*[LW Beladung T34 in t]*1000^2)*[Recyclinganteil]*1.3
  ELSEIF [LW Typ T34] = "LW 24-40t"
  THEN (([Fahstrecke T34 in km]*(21.5+8.2*(([LW Beladung T34 in t]/(26))*3.17)/(100*[LW Beladung T34 in t]*1000^2)*[Recyclinganteil]*1.4
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Transport Sammlung/Vorbehandlung zu Recycling"
THEN
  IF [LW Typ T45] = "LW <7,5t"
  THEN (([Fahstrecke T45 in km]*(12.9+1.2*(([LW Beladung T45 in t]/(3.5))*3.17)/(100*[LW Beladung T45 in t]*1000^2)*[Recyclinganteil]
  ELSEIF [LW Typ T45] = "LW 7,5-12t"
  THEN (([Fahstrecke T45 in km]*(16.6+2.4*(([LW Beladung T45 in t]/(6))*3.17)/(100*[LW Beladung T45 in t]*1000^2)*[Recyclinganteil]
  ELSEIF [LW Typ T45] = "LW 12-24t"
  THEN (([Fahstrecke T45 in km]*(18.7+2.9*(([LW Beladung T45 in t]/(12))*3.17)/(100*[LW Beladung T45 in t]*1000^2)*[Recyclinganteil]
  ELSEIF [LW Typ T45] = "LW 24-40t"
  THEN (([Fahstrecke T45 in km]*(21.5+8.2*(([LW Beladung T45 in t]/(26))*3.17)/(100*[LW Beladung T45 in t]*1000^2)*[Recyclinganteil]
  ELSE 0
END

  IF [Anzahl der Zyklen] = 1
  THEN 0
  ELSEIF [LW Typ T52] = "LW <7,5t"
  THEN (([Fahstrecke T52 in km]*(12.9+1.2*(([LW Beladung T52 in t]/(3.5))*3.17)/(100*[LW Beladung T52 in t]*1000^2)*([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz])
  ELSEIF [LW Typ T52] = "LW 7,5-12t"
  THEN (([Fahstrecke T52 in km]*(16.6+2.4*(([LW Beladung T52 in t]/(6))*3.17)/(100*[LW Beladung T52 in t]*1000^2)*([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz])
  ELSEIF [LW Typ T52] = "LW 12-24t"
  THEN (([Fahstrecke T52 in km]*(18.7+2.9*(([LW Beladung T52 in t]/(12))*3.17)/(100*[LW Beladung T52 in t]*1000^2)*([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz])
  ELSEIF [LW Typ T52] = "LW 24-40t"
  THEN (([Fahstrecke T52 in km]*(21.5+8.2*(([LW Beladung T52 in t]/(26))*3.17)/(100*[LW Beladung T52 in t]*1000^2)*([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz])
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Transport Nutzung zu Thermische Verwertung/Beseitigung"
THEN
  IF [LW Typ T36] = "LW <7,5t"
  THEN (([Fahstrecke T36 in km]*(12.9+1.2*(([LW Beladung T36 in t]/(3.5))*3.17)/(100*[LW Beladung T36 in t]*1000^2)*(1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*0.9
  ELSEIF [LW Typ T36] = "LW 7,5-12t"
  THEN (([Fahstrecke T36 in km]*(16.6+2.4*(([LW Beladung T36 in t]/(6))*3.17)/(100*[LW Beladung T36 in t]*1000^2)*(1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*1.0
  ELSEIF [LW Typ T36] = "LW 12-24t"
  THEN (([Fahstrecke T36 in km]*(18.7+2.9*(([LW Beladung T36 in t]/(12))*3.17)/(100*[LW Beladung T36 in t]*1000^2)*(1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*1.3
  ELSEIF [LW Typ T36] = "LW 24-40t"
  THEN (([Fahstrecke T36 in km]*(21.5+8.2*(([LW Beladung T36 in t]/(26))*3.17)/(100*[LW Beladung T36 in t]*1000^2)*(1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*1.4
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Rohmaterialherstellung"
THEN
  IF [Lebenszyklus] = "K1"
  THEN ([spezifischer GWP100]/[Anzahl der Zyklen])
  ELSEIF [Lebenszyklus] = "K2n"
  THEN ([spezifischer GWP100]*(1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))*([Anzahl der Zyklen]-1))/[Anzahl der Zyklen]
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Produktherstellung"
THEN
  IF [Lebenszyklus] = "K1"
  THEN ([spezifischer GWP100]/[Anzahl der Zyklen])
  ELSEIF [Lebenszyklus] = "K2n"
  THEN ([spezifischer GWP100]*([Anzahl der Zyklen]-1))/[Anzahl der Zyklen]
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Nutzung"
THEN
  IF [Lebenszyklus] = "K1"
  THEN ([spezifischer GWP100]/[Anzahl der Zyklen])
  ELSEIF [Lebenszyklus] = "K2n"
  THEN ([spezifischer GWP100]*([Anzahl der Zyklen]-1))/[Anzahl der Zyklen]
  ELSE 0
END

END

ELSEIF [Lebensphase] = "Sammlung/Vorbehandlung"
THEN
  IF [Lebenszyklus] = "K1"
  THEN ([spezifischer GWP100]*[Recyclinganteil])/[Anzahl der Zyklen]
  ELSEIF [Lebenszyklus] = "K2n"
  THEN ([spezifischer GWP100]*[Recyclinganteil]*([Anzahl der Zyklen]-1))/[Anzahl der Zyklen]
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Recycling"
THEN
  IF [Lebenszyklus] = "K1"
  THEN ([spezifischer GWP100]*([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz])/[Anzahl der Zyklen])
  ELSEIF [Lebenszyklus] = "K2n"
  THEN ([spezifischer GWP100]*([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz])*([Anzahl der Zyklen]-1))/[Anzahl der Zyklen]
  ELSE 0
END

ELSEIF [Lebensphase] = "Thermische Verwertung/Beseitigung"
THEN
  IF [Lebenszyklus] = "K1"
  THEN ([spezifischer GWP100]*(1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz]))/[Anzahl der Zyklen])
  ELSEIF [Lebenszyklus] = "K2n"
  THEN ([spezifischer GWP100]*(1-([Recyclinganteil]*[Recyclingeffizienz])*([Anzahl der Zyklen]-1))/[Anzahl der Zyklen]
  ELSE 0
END

ELSE [spezifischer GWP100]
END

```

Abbildung 40: berechnetes Feld Kreislaufwirtschaft

5.3 Auswertung der Ergebnisse des Use-Case

Das oben beschriebene Vorgehen führt zu dem in Abbildung 41 dargestellten Dashboard. Eine vergrößerte Ansicht des Dashboards befindet sich in Anhang 7.1.

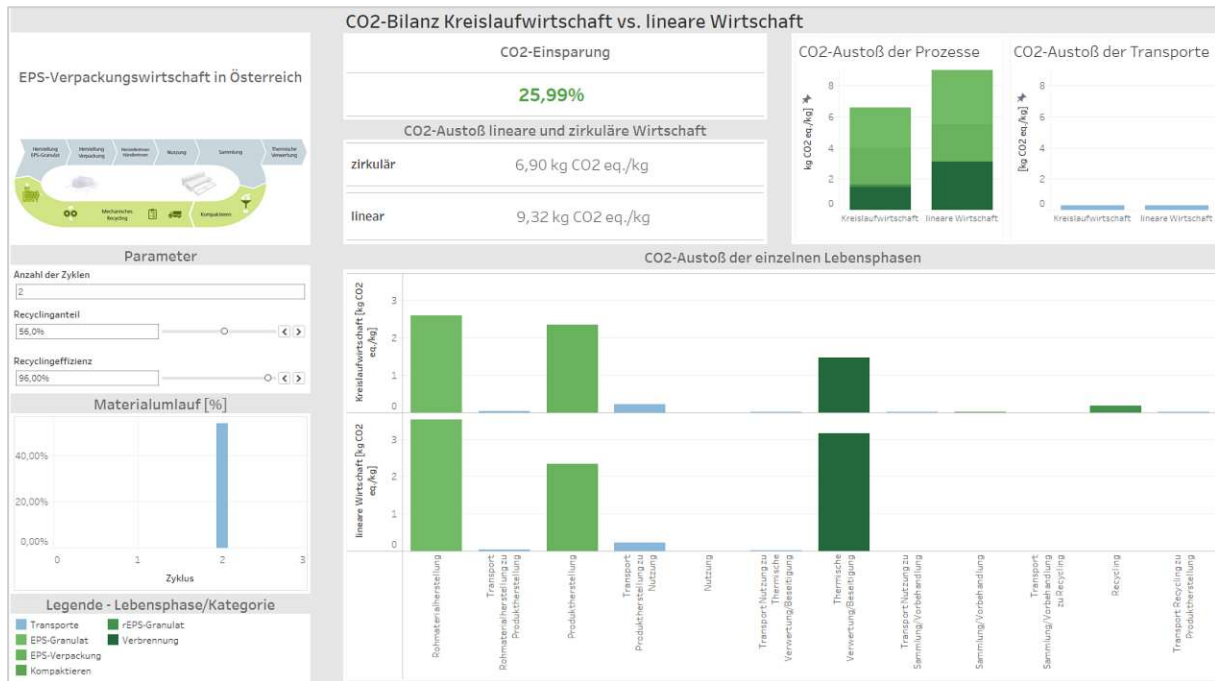


Abbildung 41: Dashboard des Use-Case

Laut einer Marktstudie werden in Österreich derzeit 56% der Verpackungsmaterialien recycelt. Wobei EPS-Verpackungsabfälle häufig als Wärmedämmungsschüttung eingesetzt wird (Conversio Market & Strategy 2021). Unter der Annahme, dass diese 56% in den Verpackungskreislauf zurückgeführt werden und die Recyclingeffizienz 96% beträgt, ergibt sich der in Abbildung 42 dargestellte Materialumlauf. Da der Materialumlauf im 3. Zyklus 28,9% beträgt, wird die Zyklusbegrenzung von 2 gewählt. Unter diesen Annahmen ergibt sich nach diesem Modell eine CO₂-Einsparung von 25,99%.

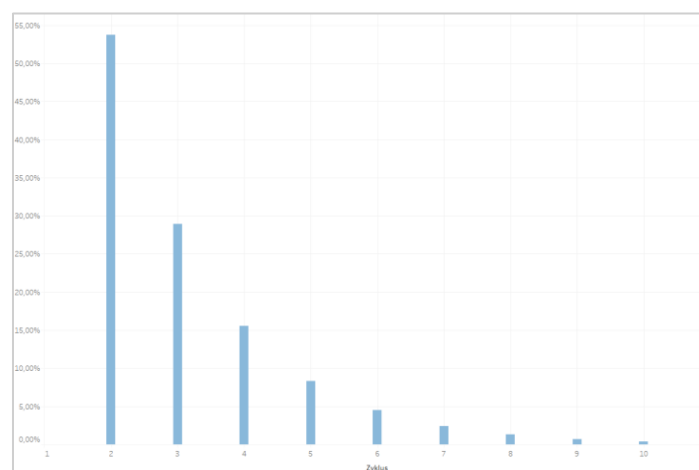


Abbildung 42: Materialumlauf beim Use-Case

Die Treibhausgasemissionen der linearen Wirtschaft betragen 9,32 kg CO₂ eq./kg und die der Kreislaufwirtschaft mit den gewählten Parametereinstellungen 6,90 kg CO₂ eq./kg. Bei der Betrachtung der einzelnen Lebensphasen wird deutlich, dass die Transporte in diesem Fallbeispiel kaum einen Einfluss auf die geringere CO₂-Bilanz der Kreislaufwirtschaft haben. Vor allem die Rohmaterialherstellung (Herstellung EPS-Granulat) und die thermische Verwertung weisen im Vergleich hohe Emissionen auf. Diese beiden Phasen wirken sich aufgrund Recyclingraten und Zyklenanzahl weniger stark auf die Kreislaufwirtschaft aus, was zu einer CO₂-Einsparung führt. Gutschriften, z.B. aufgrund vermiedener Rohmaterialherstellung, wurden in den Berechnungen nicht verwendet. Hingegen wurde ein angemessener Anteil der Rohmaterialherstellung bei der Kreislaufwirtschaft auch für Recyclingmaterial berücksichtigt.

Wie bereits erwähnt sind die Transporte im Vergleich zu den Prozessen weniger ausschlaggebend. Dies liegt mitunter an der Betrachtung eines Fallbeispiels in Österreich bzw. Wien und damit an den vergleichsweise kurzen Transportwegen. Würde man ländliche Regionen exemplarisch für die Verwertungsprozesse heranziehen, wäre der Einfluss der Transporte bereits wesentlich höher.

Die Transporte wurden nach DIN EN 16258:2012 bestimmt. Um die Abweichung der Daten zwischen der Norm und ecoinvent zu untersuchen, wurden die THG-Emissionen der Transportabschnitte mit beiden Berechnungsmethoden ermittelt. Tabelle 14 zeigt die Emissionen der Transportabschnitte bezogen auf 1 kg EPS-Material. Es fällt auf, dass die Transportabschnitte mit nicht kompaktiertem EPS sehr große Abweichungen aufweisen. Ecoinvent berechnet die Transporte mit durchschnittlichen Beladungen. Bei der Berechnung mit der Norm wird die tatsächliche durchschnittliche Beladung berücksichtigt, die bei nicht kompaktiertem EPS aufgrund des großen Volumens und der geringen Dichte zu einer viel geringeren durchschnittlichen Beladung als bei ecoinvent führt.

Transport	THG-Emissionen EN 16258:2012 [kg CO ₂ eq. /kg]	THG-Emissionen ecoinvent [kg CO ₂ eq. /kg]	Abweichung
T12	0,043	0,035	22%
T23	0,222	0,014	1443%
T36	0,030	0,003	991%
T34	0,028	0,003	986%
T45	0,015	0,014	11%
T52	0,043	0,035	22%

Tabelle 14: Emissionsberechnung durch DIN-Norm und ecoinvent

Um den Einfluss der Recyclingparameter und der Anzahl der Zyklen auf dieses Modell zu analysieren, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dabei wurde untersucht, wie sich die CO₂-Einsparung durch die Parameter verändert und welcher Parameter den größten Einfluss auf die CO₂-Einsparung hat. Zunächst wurde eine konstante Anzahl von Zyklen betrachtet und die Recyclingrate erhöht. Dies wurde mit 2, 5, 10 und 15 Zyklen durchgeführt. Abbildung 43 zeigt die Ergebnisse, wobei zu erkennen ist, dass vor allem zwischen der Betrachtung von 2 und 5 Zyklen die Erhöhung der Recyclingrate einen hohen Einfluss auf die CO₂-Einsparung von über 10 % haben kann. Bei konstanter Zyklenzahl steigt die CO₂-Einsparung linear mit der Recyclingrate. Die Verläufe nähern sich mit steigender Zyklenzahl an.

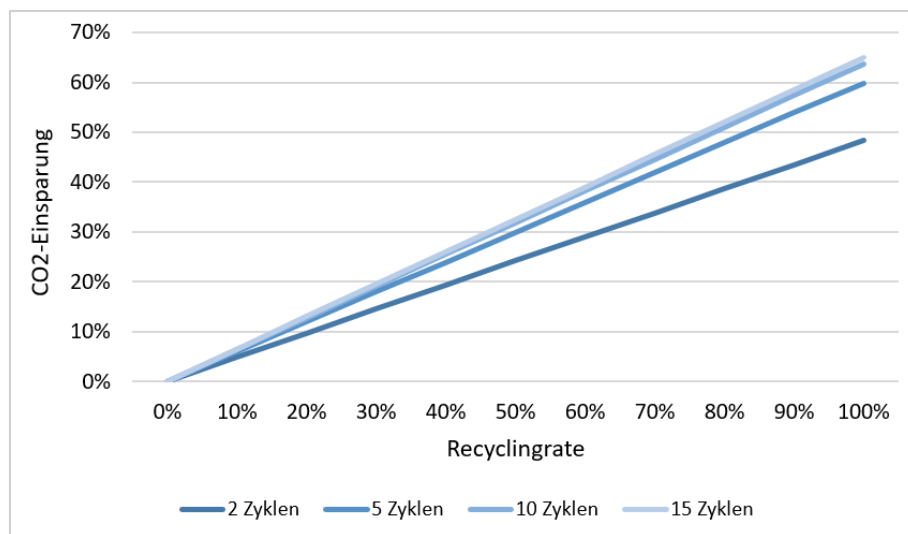


Abbildung 43: Einfluss der Recyclingparameter auf die CO₂-Einsparung bei konstanten Zyklen

Die Berechnungsgrundlage für die Betrachtung sind Formeln 20,21 und 22. Da in der Berechnungslogik durch die Anzahl der Zyklen dividiert wird, erklärt sich die Annäherung der Verläufe mit steigender Zyklenzahl. Der lineare Zusammenhang der Recyclingrate in der Berechnungslogik führt zu linearen Verläufen.

In einer weiteren Betrachtung wurde die Recyclingrate bei steigender Zyklenzahl konstant gehalten. Es wurden Recyclingraten von 10%, 30%, 50%, 70% und 90% betrachtet. Abbildung 44 zeigt den Einfluss der Anzahl der Zyklen auf die CO₂-Einsparung bei konstanten Recyclingparametern. Bei einer Recyclingrate von 10% ist der Verlauf nahezu horizontal und die Erhöhung der Zyklen beeinflusst die CO₂-Einsparung kaum. Je höher die Recyclingrate, desto stärker beeinflussen vor allem die ersten Zyklen die CO₂-Einsparung im Modell.

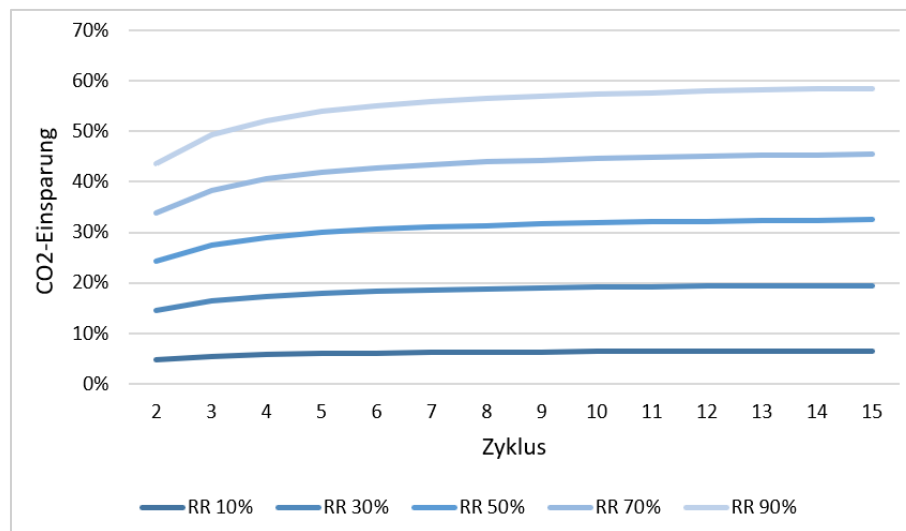


Abbildung 44: Einfluss der Anzahl der Zyklen auf die CO₂-Einsparung bei konstanten Recyclingparameter

Der Kurvenverlauf kann ebenfalls mit den Formeln 20, 21 und 22 begründet werden. Durch die variablen Zyklen ergibt sich eine nichtlineare Kurve. Durch die Division der Zyklenzahl steigt die Kurve zu Beginn stärker an.

Der Vergleich der beiden Varianten der Sensitivitätsanalyse zeigt, dass vor allem die Recyclingrate die CO₂-Einsparung in diesem Modell beeinflusst. Die Anzahl der Zyklen hat vor allem in den ersten 5 Produktzyklen einen größeren Einfluss. Da die Parameter in der Praxis stark voneinander abhängen, ist eine getrennte Betrachtung nicht zweckmäßig. Eine hohe Zyklenzahl erfordert eine hohe Recyclingrate und umgekehrt, sofern die Produktionsmenge konstant bleibt.

Neben der Recyclingrate und -fähigkeit des Materials sind weitere wichtige Aspekte zu berücksichtigen. Die Verfügbarkeit von Einrichtungen zur Sammlung, Sortierung und Aufbereitung des Materials ist zu prüfen (Niero et al. 2017, S. 747). EPS-Verpackungsmaterial muss in ausreichender Menge sowie zu wettbewerbsfähigen Preisen zur Verfügung stehen und die Nachfrage muss langfristig sichergestellt sein. Dies erfordert eine angemessene Berücksichtigung sowohl ökologischer als auch ökonomischer Aspekte (Kaiser 2021, S. 591).

Generell ist das Recycling von Kunststoffen wichtig für die Schonung der Primärressourcen und den Schutz der Umwelt, da dadurch die Menge an fossilen Brennstoffen, die für die Herstellung von Standardkunststoffen benötigt wird, reduziert werden kann (Ragaert et al. 2017, S. 27–29). Diese Aussage kann für den Use-Case durch das Modell bestätigt werden. Obwohl für die Kreislaufwirtschaft nur zwei Zyklen betrachtet wurden, konnte eine CO₂-Einsparung von 25,99% erreicht werden. Dabei emittiert die Rohmaterialherstellung der Kreislaufwirtschaft 26,8% weniger CO₂ als die lineare Wirtschaft. In weiterführenden Betrachtungen müssen noch die Sammel- und Verwertungsprozesse der restlichen Bundesländer betrachtet werden, um eine Aussage für ganz Österreich treffen zu können.

6 Diskussion und Ausblick

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse dieser Diplomarbeit in Hinblick auf die Problemstellung und die Forschungsfragen kritisch betrachtet und beantwortet. Abschließend wird ein Ausblick auf mögliche Weiterentwicklungen gegeben.

6.1 Kritische Diskussion der Ergebnisse

Das Ergebnis dieser Diplomarbeit ist ein Modell zur Unterstützung der Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien. Dazu muss das Excel-Template entsprechend mit den LCA-Daten eines Produktlebenszyklus befüllt werden. Diese werden durch die entwickelte Methodik über das in Tableau implementierte Dashboard ausgewertet und visualisiert. Durch Veränderung der Parameter können verschiedene Recyclingszenarien sowie der Vergleich zur linearen Wirtschaft simuliert werden.

Die Betrachtung des Materialumschlags zeigt, wie hoch die Recyclingrate sein muss, um das Material lange im Kreislauf zu halten. Niero et al. 2017 betonen bereits die Wichtigkeit der Abfallwirtschaft und die Zusammenarbeit mit den ProduktherstellerInnen, um den Materialkreislauf zu schließen. Die Erhöhung der Recyclingrate hängt auch von staatlichen Anreizen, der Effizienz der Aufbereitungs- und Verwertungsanlagen und einem verantwortungsbewussten Verhalten der VerbraucherInnen ab (Lonca et al. 2020, S. 8). Ebenso müssen politische Maßnahmen, wie z. B. europäische Sammelquotenziele für die Abfalltrennung, berücksichtigt werden, um unbeabsichtigte Systemreaktionen zu vermeiden, die die positiven Umweltauswirkungen verringern oder zunichte machen (Bassi et al. 2021, S. 369).

Die LCA verfolgt einen „tool-orientierten“ Ansatz zur Lösung von Umweltproblemen, d. h. sie ist eine Methode zur Bewertung der Umweltleistung eines Produkts, die auf Basis der Schlussfolgerungen der LCA-Studie zu Produktverbesserungen führt. Bei einem „zielorientierten“ Ansatz werden zunächst die zu erreichenden Ziele festgelegt und dann die Instrumente und Metriken entwickelt, die zur Messung des Fortschritts und zur Erreichung dieser Ziele erforderlich sind. Dies ist die Vision des „cradle-to-cradle“-Ansatzes, der einen zyklischen Metabolismus vorsieht, bei dem die Materialien die gleiche Funktion oder den gleichen Wert haben wie das ursprüngliche Produkt. Das bedeutet, dass Bestandteile oder Zusatzstoffe neu entwickelt werden, um die Qualität der Materialien zu verbessern und ihren Wert in kontinuierlichen Zyklen zu erhalten oder zu steigern (Niero et al. 2017, S. 744).

Durch die Verwendung von Hintergrunddaten wird die Konsistenz der Datenerhebung beeinträchtigt. Obwohl die Analyse zeitaufwändig ist, wird sie genauer, wenn für diese Phasen standortspezifische Daten erhoben werden (Papo und Corona 2022, S. 10). Aufgrund von Datenbeschränkungen werden in der LCA häufig Vereinfachungen vorgenommen. Eine genauere Untersuchung der tatsächlichen Materialzusammensetzung einschließlich der Zusatzstoffe, der Art des Recyclings und der Zusammensetzung des recycelten Materials ist sehr zeitintensiv. In der Praxis muss daher immer ein Kompromiss zwischen dem Wunsch nach Genauigkeit und nach Vereinfachung eingegangen werden (Niero et al. 2017, S. 751). Darüber hinaus zeigte der Vergleich der Transportemissionen der beiden Berechnungsmethoden große Unterschiede bei bestimmten Transportabschnitten, die das Ergebnis stark beeinflussen können. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist daher Vorsicht geboten, da man es häufig mit einer eher schlechten Datenqualität und erheblichen Unsicherheiten zu tun hat (Vadoudi et al. 2022, S. 827).

6.2 Resultate in Bezug auf die Forschungsfragen

Die zentrale Forschungsfrage dieser Arbeit lautet: „Wie müssen Lebenszyklusanalysen für Recyclingkreisläufe konzipiert sein, um eine Grundlage für die Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien zu schaffen?“

Grundsätzlich kann die Frage, wie eine LCA für Recyclingkreisläufe zu konzipieren ist, nicht pauschal beantwortet werden, da die Erstellung der LCA stark von der Zielsetzung der LCA-Studie abhängt (Schrijvers et al. 2016, S. 1006). Ziel dieser Arbeit war es, ein allgemeines Modell zur Bewertung von recyclingbasierten Kreislaufwirtschaftsstrategien zu entwickeln. Dabei ist es wichtig, ein System nicht nur auf Unternehmensebene, sondern auf der Ebene des gesamten Marktes zu betrachten, um die verschiedenen Einflussfaktoren zu erfassen (Lonca et al. 2020, S. 9). Nach Niero et al. 2017 ist es in der ersten Phase ebenfalls wichtig, Sekundärmaterialien und deren Zyklen in die Definition der funktionellen Einheit einzubeziehen. In der zweiten Phase besteht die größte Herausforderung darin, das Recycling über mehrere Lebenszyklen zu modellieren und zu bestimmen, wie viel Primärmaterial durch Sekundärmaterial ersetzt werden kann.

Allgemein konnte bei der Literaturanalyse ein Bedarf an einem standardisierten und flexiblen Modell festgestellt werden. Standardisiert hinsichtlich der Begrifflichkeiten der verwendeten Parameter sowie der Prozesse innerhalb der Systemgrenze. Flexibilität in Bezug auf einen modularen Aufbau, um eine breite Anwendung zu gewährleisten, sowie flexible Parameter, um deren Empfindlichkeit auf das System bewerten zu können. Im Modell wird die gesamte Wertschöpfungskette eines Produktes in die Methodik einbezogen. Für die Kreislaufwirtschaft wird die funktionelle Einheit auf mehrere Lebenszyklen erweitert.

Die Recyclingrate wird über die Lebenszyklen konstant gehalten, kann aber im Modell flexibel eingestellt werden, um die Auswirkungen zu bewerten. Die Anzahl der Zyklen kann ebenfalls flexibel eingestellt werden, sollte aber durch die Materialqualität oder den Materialumlauf auf Basis der Recyclingrate begrenzt werden.

Die zweite Forschungsfrage lautet: „Durch welche Ansätze und Methoden werden in den aktuellen Publikationen Recyclingkreisläufe in Lebenszyklusanalysen berücksichtigt? Wie viele Lebenszyklen werden dabei betrachtet?“

Bei 94 betrachteten Fachartikeln haben 14 mindestens zwei Lebenszyklen untersucht oder sich mit der Einrechnung von Sekundärmaterial aufgrund von Recyclingprozessen befasst. Sieben dieser Fachartikel befassen sich mit mindestens zwei Zyklen. Davon waren drei durch Annahmen, zwei durch Qualitätsverluste, einer durch Materialverluste und einer durch Material- und Qualitätsverluste bedingt. Die Beschränkung durch Annahmen war häufiger in den älteren untersuchten Publikationen zu finden.

Niero et al. 2017 weisen darauf hin, dass bei der Wahl der Methode zur Einbeziehung des Recyclings in die LCA sorgfältig vorgegangen werden muss, da eine Überschätzung der Qualität der zurückgewonnenen Materialien die wahrgenommenen Vorteile des Recyclings deutlich erhöhen kann.

Des Weiteren betonen Schaubroeck et al. 2021, dass die Bewertung einer Kreislaufwirtschaft das gesamte System und nicht nur einen einzelnen Zyklus umfassen muss, da ein Zyklus den nächsten beeinflusst. Ohne die Berücksichtigung der Auswirkungen auf Wertschöpfungsketten über mehrere Produktlebenszyklen hinweg können die Auswirkungen von Maßnahmen auf gesellschaftlicher Ebene, wie z. B. Recyclingziele, nicht vollständig in die LCA einbezogen werden. Die reine Anwendung von LCA auf einzelne Produkte zur Unterstützung gesetzgeberischer Entscheidungen über das Recycling und die Nichtberücksichtigung von Skaleneffekt und potenzieller Marktsättigung kann zu falschen Erwartungen hinsichtlich der mit neuen Recyclinginitiativen verbundenen Einsparungen und Belastungen führen (Bassi et al. 2021, S. 361).

Die Betrachtung über mehrere Produktlebenszyklen hinweg erfolgte in drei Studien durch die Systemerweiterung der funktionellen Einheit. Niero und Olsen 2016 bezeichnen die Einbeziehung mehrerer Recyclingkreisläufe in die funktionelle Einheit als „von der Kreislaufwirtschaft inspirierte funktionelle Einheit“ und sehen darin einen Perspektivenwechsel bei der Einbeziehung des Recyclings in die LCA, sowohl in Bezug auf das substituierte Material als auch auf dessen Qualität im Vergleich zum Primärmaterial.

Die dritte Forschungsfrage lautet: „Welche Systemgrenze wird festgelegt? Welche Prozesse werden dabei in die Berechnung einbezogen und welche nicht?“

Die Aussage von Salvi et al. 2023, dass die Systemgrenze so weit wie möglich gezogen werden soll, um alle direkt oder indirekt mit dem Produkt verbundenen Aktivitäten zu erfassen, findet sich auch in anderen Fachartikeln wieder, wobei die Definition der Systemgrenze und die Erfassung der einzelnen Phasen jeweils unterschiedlich ist. So wurden in Fachartikel 8 Transporte aus der Betrachtung ausgeschlossen, obwohl diese laut den AutorInnen einen großen Einfluss auf die Ergebnisse haben können. In Fachartikel 12 hingegen wurden Transporte als vernachlässigbar argumentiert und daher nicht berücksichtigt. In Fachartikel 14 wird die Phase Nutzung bewusst nicht berücksichtigt, da sie außerhalb des Anwendungsbereichs und der Kontrolle von Produktion und Verwertung liegt. Daraus lässt sich ableiten, dass eine generelle Festlegung der Systemgrenze nicht möglich ist und im Einzelfall angepasst werden muss. In der Richtlinie VDI 4800 Blatt 1 wird empfohlen, dass bei Abweichungen von einer vollständigen Lebenszyklusbetrachtung begründet werden muss, warum die Vereinfachung sinnvoll oder möglich ist.

Die Systemgrenze sollte nicht durch das Unternehmen definiert werden, wie es oft bei geschlossenen Kreisläufen der Fall ist. Das Recycling bzw. jedes verbundene System sollte durch die gemeinsame Modellierung aller beteiligten Lebenszyklen bewertet werden, um das gewünschte Ziel innerhalb des Systems zu erreichen. Die Förderung der Kreislaufwirtschaft kann nur über den gesamten Markt und über Unternehmensgrenzen hinweg gelingen. Dies muss auch bei der Bewertung berücksichtigt werden (Lonca et al. 2020; Low et al. 2016; Bassi et al. 2021).

6.3 Einschränkungen des Ansatzes und der Ergebnisse

Ziel dieser Arbeit war es, ein universell anwendbares Modell zu entwickeln, das durch Simulation verschiedener Recyclingszenarien mit unterschiedlichen Einflussfaktoren deren Auswirkungen im System abbildet. Damit soll ermöglicht werden, schnelle Handlungsempfehlungen zu formulieren, die das System positiv beeinflussen. Dabei ist das Modell so konzipiert, dass es je nach Anwendungsfall flexibel erweitert werden kann. Die Betrachtung beschränkt sich jedoch auf geschlossene Kreisläufe entlang einer Wertschöpfungskette.

Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Aussagekraft der Ergebnisse von den LCA-Daten abhängt und nur bei sorgfältiger Verwendung aussagekräftig ist.

Aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Methoden kann es kein allgemein gültiges Modell geben. Ein Vergleich von LCA-Studien ist wegen der unterschiedlichen Zielsetzungen nicht möglich. Viele Leitlinien erkennen die Existenz verschiedener LCA-Ziele nicht an und schlagen daher auch keine unterschiedlichen LCA-Ansätze

vor. Dies ist zum einen auf den Interpretationsspielraum in den ISO-Normen und zum anderen auf die unterschiedlichen Empfehlungen der einzelnen Organisationen zurückzuführen. Ein einheitlicher Ansatz profitiert jedoch von klar definierten und abgegrenzten Perspektiven (Schrijvers et al. 2016, S. 1005–1006).

Eine der wesentlichen Einschränkungen des Konzepts der Kreislaufwirtschaft ist das Fehlen einer klaren Definition und allgemein anerkannter Indikatoren zur Darstellung und Bewertung der Kreislaufwirtschaft. Darüber hinaus gibt es eine Fülle unterschiedlicher Ansätze, die neue Variablen verwenden oder einführen, die im zuvor entwickelten konzeptionellen Rahmen der Kreislaufwirtschaft nicht definiert sind (Sazdovski et al. 2022, S. 7). Auch Niero et al. 2017 weisen darauf hin, dass unter LCA-Experten noch kein Konsens darüber besteht, wie Recyclingprozesse zu modellieren sind.

Primär- und Sekundärmaterial sind lediglich unterschiedliche Zustände im Prozess des Materialflusses, die voneinander abhängig und untrennbar sind. Es ist nicht ratsam, Primärmaterial zu besteuern, um Recyclingmaterialien unüberlegt zu fördern. Statt die Nutzung von Primärmaterialien einzuschränken, sollte sich eine nachhaltige Produktionspolitik stärker auf Materialinnovationen und die Verbesserung der Recyclingrate von Abfallprodukten konzentrieren (Tian et al. 2022, S. 80).

6.4 Nächste mögliche Schritte zur Weiterentwicklung

Das Modell ist allgemein formuliert und kann an unterschiedliche Produktsysteme angepasst werden. Die Entwicklung des Modells erfolgte auf der Grundlage von Fachartikeln aus einer ausgewählten Datenbank und wurde durch einen Use-Case validiert. Für weiterführende Untersuchungen könnten weitere Use-Cases herangezogen werden, um die Allgemeingültigkeit des Modells zusätzlich zu prüfen bzw. entsprechend anzupassen. Des Weiteren basiert die Betrachtung im entwickelten Modell auf einem geschlossenen Kreislauf. Die Evaluierung für die Anwendung in offenen Kreisläufen wäre ein weiterer wichtiger Schritt. Dies erfordert einen Ansatz, wie die Erzeugung von Primärrohstoffen aus anderen Produktsystemen sinnvoll berücksichtigt werden kann.

Obwohl die Kreislaufwirtschaft und ihre Bewertung bereits breit diskutiert werden, bedarf es einheitlicher Definitionen und klarer Richtlinien. Vor allem die unterschiedlichen Herangehensweisen bzw. Zieldefinitionen einer LCA müssen stärker berücksichtigt werden, um eine konsistente Bewertung und Umsetzung der gesetzlichen Bestimmungen zu ermöglichen. Dazu wäre eine aussagekräftige Darstellung der einzelnen Ziele der verschiedenen Modelle notwendig, um einen Überblick über die unterschiedlichen Zieldefinitionen der Ansätze zu erhalten und eine bessere Bewertung bzw. Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen.

7 Anhang

7.1 Berechnungsgrundlage für den UseCase

Kategorie	Land	Datensatz
Polystyrol	RER	polystyrene production, expandable
Strom	AT	market for electricity, low voltage
Energie	RER	market group for heat, district or industrial, natural gas
thermische Verwertung	CH	treatment of waste expanded polystyrene, municipal incineration
Recyclingprozess	CH	polystyrene foam slab production, 100% recycled
Transport 3,5-7,5t	RER	market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3
Transport 7,5-16t	RER	market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO3
Transport 16-32t	RER	market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3
Transport >32t	RER	market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3

Abbildung 45: Datensätze aus ecoinvent Version 3.9.1 (2022)

Wirtschaftsmodell	Lebenszyklus	Lebensphase	Kategorie	IPCC21 GWP100	Einheit	Masse	Einheit	spezifischer GWP100	Einheit
linear	LW	Rohmaterialherstellung	EPS-Granulat		kg CO2-eq./kg	1 kg			kg CO2-eq.
linear	LW	Transport Rohmaterialherstellung zu Produktherstellung				0			
linear	LW	Produktherstellung	EPS-Verpackung		kg CO2-eq./kg	42,4 MJ			kg CO2-eq.
linear	LW	Transport Produktherstellung zu Nutzung				0			
linear	LW	Nutzung				0			
linear	LW	Transport Nutzung zu Thermische Verwertung/Beseitigung				0			
linear	LW	Thermische Verwertung/Beseitigung	Verbrennung		kg CO2-eq./kg	1 kg			kg CO2-eq.
zirkulär	K1	Rohmaterialherstellung	EPS-Granulat		kg CO2-eq./kg	1 kg			kg CO2-eq.
zirkulär	K1	Transport Rohmaterialherstellung zu Produktherstellung				0 km			
zirkulär	K1	Produktherstellung	EPS-Verpackung		kg CO2-eq./kg	42,4 MJ			kg CO2-eq.
zirkulär	K1	Transport Produktherstellung zu Nutzung				0			
zirkulär	K1	Nutzung				0			
zirkulär	K1	Transport Nutzung zu Thermische Verwertung/Beseitigung				0			
zirkulär	K1	Thermische Verwertung/Beseitigung	Verbrennung		kg CO2-eq./kg	1 kg			kg CO2-eq.
zirkulär	K1	Transport Nutzung zu Sammlung/Vorbehandlung				0			
zirkulär	K1	Sammlung/Vorbehandlung	Kompaktieren		kg CO2-eq./kg	0,09 kWh			kg CO2-eq.
zirkulär	K1	Transport Sammlung/Vorbehandlung zu Recycling				0			
zirkulär	K1	Recycling	rEPS-Granulat		kg CO2-eq./kg	1 kg			kg CO2-eq.
zirkulär	K1	Transport Recycling zu Produktherstellung				0			
zirkulär	K2n	Rohmaterialherstellung	EPS-Granulat		kg CO2-eq./kg	1 kg			kg CO2-eq.
zirkulär	K2n	Transport Rohmaterialherstellung zu Produktherstellung				0 km			
zirkulär	K2n	Produktherstellung	EPS-Verpackung		kg CO2-eq./kg	42,4 MJ			kg CO2-eq.
zirkulär	K2n	Transport Produktherstellung zu Nutzung				0			
zirkulär	K2n	Nutzung				0			
zirkulär	K2n	Transport Nutzung zu Thermische Verwertung/Beseitigung				0			
zirkulär	K2n	Thermische Verwertung/Beseitigung	Verbrennung		kg CO2-eq./kg	1 kg			kg CO2-eq.
zirkulär	K2n	Transport Nutzung zu Sammlung/Vorbehandlung				0			
zirkulär	K2n	Sammlung/Vorbehandlung	Kompaktieren		kg CO2-eq./kg	0,09 kWh			kg CO2-eq.
zirkulär	K2n	Transport Sammlung/Vorbehandlung zu Recycling				0			
zirkulär	K2n	Recycling	rEPS-Granulat		kg CO2-eq./kg	1 kg			kg CO2-eq.
zirkulär	K2n	Transport Recycling zu Produktherstellung				0			

Abbildung 46: Datenaufbereitung in Excel für Use-Case

Aufgrund der Datenschutzbestimmungen von ecoinvent werden die Werte zu den Umweltauswirkungen nicht veröffentlicht. Für die Berechnung wurden, die in Abbildung 45 dargestellten Datensätze von ecoinvent verwendet. Der produktspezifische Verbrauch für die Phasen Produktherstellung (Enarevba und Haapala 2023) und Sammlung/Vorbehandlung (KBM ApS) wurde online recherchiert.

Start	Entfernung [km]
Auhof	13,8
Hernals	8,9
Heiligenstadt	10,5
Stammersdorf	20,4
Rinterzelt	14,3
Stadlau	8,8
Simmering	5,6
Inzersdorf	5,5
Liesing	13,6
Hetzendorf	7,8
Durchschnitt	10,92

Tabelle 15: Entfernung von Mistplätzen zu Mistplatz Favoriten

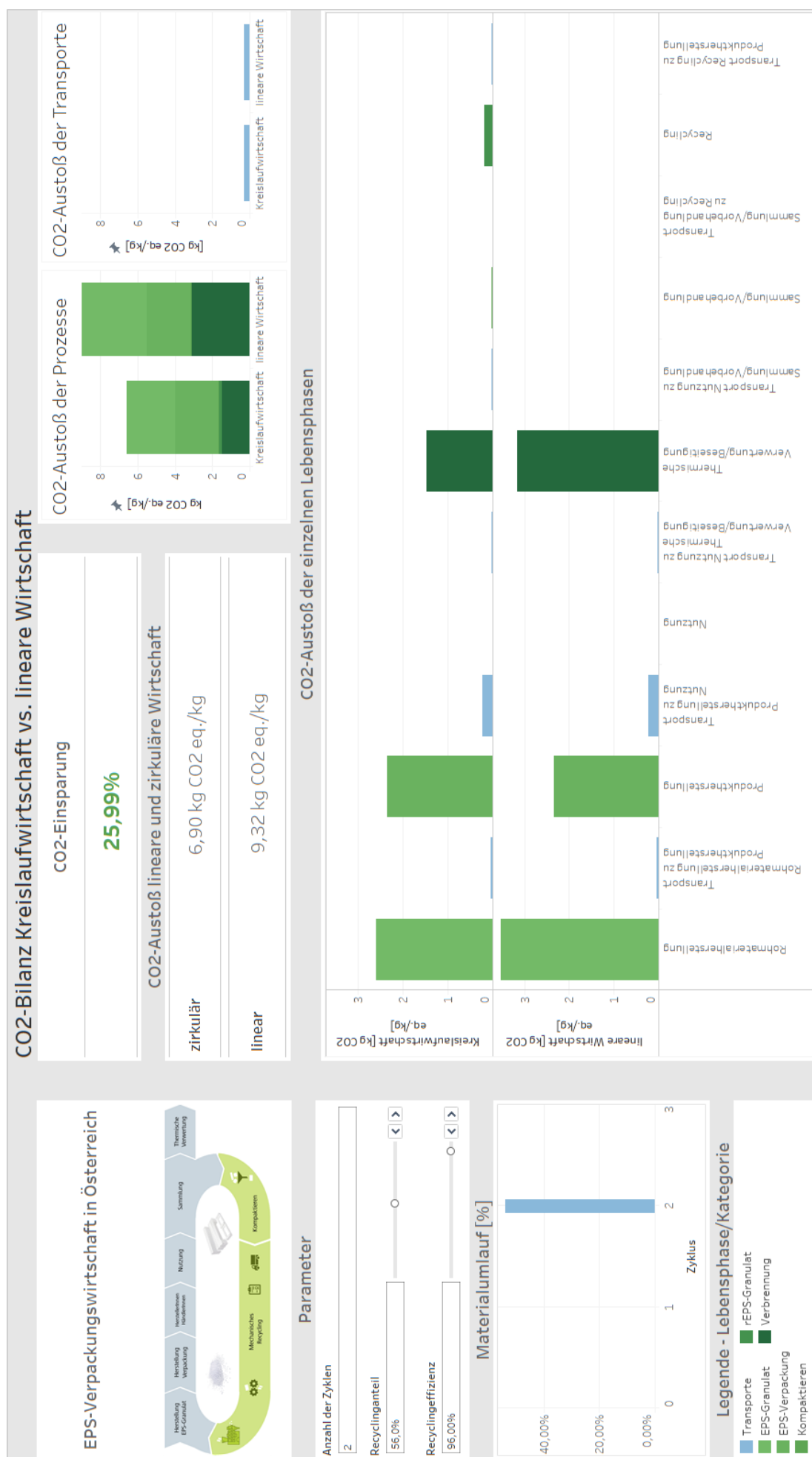
Start	Entfernung [km]
Auhof	6,3
Hernals	3,9
Heiligenstadt	10,0
Stammersdorf	17,7
Rinterzelt	18,7
Stadlau	18,1
Simmering	14,3
Inzersdorf	11,9
Liesing	9,7
Hetzendorf	7,6
Favoriten	10,0
Durchschnitt	11,65

Tabelle 16: Entfernung Mistplätze zur Müllverbrennungsanlage

Materialzustand	Mittlere Nutzlasten [t] der LKW-Typen ¹			
	<7,5t	7,5-12t	12-24t	24-40t
Granulat	1,74	2,90	5,80	12,76
EPS nicht kompaktiert	0,32	0,41	0,45	0,85
EPS kompaktiert	1,75	3,00	6,00	12,73

Tabelle 17: Mittlere Nutzlasten der LKW-Typen

¹ Nutzlasten, die die maximale Beladung überschreiten, wurden entsprechend angepasst



8 Literaturverzeichnis

Abokersh, Mohamed Hany; Norouzi, Masoud; Boer, Dieter; Cabeza, Luisa F.; Casa, Gemma; Prieto, Cristina et al. (2021): A framework for sustainable evaluation of thermal energy storage in circular economy. In: *Renewable Energy* 175, S. 686–701. DOI: 10.1016/j.renene.2021.04.136.

Albrecht, Wolfgang (2023): Recycling von Wärmedämmstoffen. In: 2023 Bauphysik Kalender: John Wiley & Sons, Ltd, S. 223–244.

Ariel Deardorff (2016): Tableau (version. 9.1). In: *Journal of the Medical Library Association : JMLA*, S. 182–183. DOI: 10.5195/jmla.2016.75.

Bassi, Susanna Andreasi; Tonini, Davide; Ekvall, Tomas; Astrup, Thomas (2021): A life cycle assessment framework for large-scale changes in material circularity. In: *Waste Management* 135, S. 360–371. DOI: 10.1016/j.wasman.2021.09.018.

Berlin, Daniel; Feldmann, Andreas; Nuur, Cali (2022): The relatedness of open- and closed-loop supply chains in the context of the circular economy; Framing a continuum. In: *Cleaner Logistics and Supply Chain* 4, S. 1–10. DOI: 10.1016/j.clscn.2022.100048.

Brandão, Miguel; Lazarevic, David; Finnveden, Göran (2020): Handbook of the Circular Economy, S. 1–544. DOI: 10.4337/9781788972727.

Braungart, Michael; McDonough, William; Bollinger, Andrew (2007): Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions – a strategy for eco-effective product and system design. In: *Journal of Cleaner Production* 15 (13), S. 1337–1348. DOI: 10.1016/j.jclepro.2006.08.003.

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (2022): Österreich auf dem Weg zu einer nachhaltigen und zirkulären Gesellschaft. Die österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie. Wien, S. 1–84.

Cong, Liang; Zhao, Fu; Sutherland, John W. (2019): A Design Method to Improve End-of-Use Product Value Recovery for Circular Economy. In: *Journal of Mechanical Design* 141 (4), S. 1–10. DOI: 10.1115/1.4041574.

Conversio Market & Strategy (2021): The EPS Industry's Journey Towards Circularity. Progress Report.

Daizhong, Su; Zhongming, Ren; You, Wu (2020): Guidelines for Selection of Life Cycle Impact Assessment Software Tools. In: Su Daizhong (Hg.): Sustainable Product Development: Tools, Methods and Examples. Cham: Springer International Publishing, S. 57–70.

Ecoinvent: About ecoinvent. Online verfügbar unter <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-association/>, zuletzt geprüft am 06.04.2023.

Ecoinvent: Activities & Products. Online verfügbar unter <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/activities-products/#!/product-types>, zuletzt geprüft am 17.04.2023.

Ecoinvent: ecoinvent Database. Online verfügbar unter <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/>, zuletzt geprüft am 06.04.2023.

Ecoinvent: Impact Assessment. Online verfügbar unter <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/impact-assessment/#!/method>, zuletzt geprüft am 28.03.2023.

Ecoinvent: Online-Browser für die ecoinvent-Datenbank. Online verfügbar unter <https://v391.ecoquery.ecoinvent.org/Home/Index>, zuletzt geprüft am 17.04.2023.

Ecoinvent: Software Tools. Online verfügbar unter <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-association/software-tools/>, zuletzt geprüft am 13.04.2023.

Ecoinvent: System Models. Online verfügbar unter <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/system-models/>, zuletzt geprüft am 17.04.2023.

Ellen MacArthur Foundation (2013): Towards the circular economy. In: *Journal of Industrial Ecology* 2 (1), S. 1–99.

Ellen MacArthur Foundation (2021): Completing the Picture. How the circular economy tackles climate change, S. 1–71.

Enarevba, Dolor R.; Haapala, Karl R. (2023): A Comparative Life Cycle Assessment of Expanded Polystyrene and Mycelium Packaging Box Inserts. In: *Procedia CIRP* 116, S. 654–659. DOI: 10.1016/j.procir.2023.02.110.

Euro-Express Logistik: DAS PASST! FÜR JEDEN AUFTRAG DAS RICHTIGE FAHRZEUG. Online verfügbar unter <https://www.euro-express.de/cms/fahrzeuge.html>, zuletzt geprüft am 20.06.2023.

Europäische Kommission (2013): Commission Recommendation. on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. (2013/179/EU).

Europäische Kommission (März 2020): MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN. Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft Für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa. Brüssel.

Europäische Kommission (2021a): Supporting policy with scientific evidence. Cradle to cradle. Online verfügbar unter https://knowledge4policy.ec.europa.eu/glossary-item/cradle-cradle_en, zuletzt aktualisiert am 2021, zuletzt geprüft am 28.03.2023.

Europäische Kommission (2021b): Supporting policy with scientific evidence. Gate to gate. Online verfügbar unter https://knowledge4policy.ec.europa.eu/glossary-item/gate-gate_en, zuletzt aktualisiert am 2021, zuletzt geprüft am 02.04.2023.

Europäisches Parlament (2023): Circular economy: definition, importance and benefits. Online verfügbar unter <https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/economy/20151201STO05603/circular-economy-definition-importance-and-benefits>, zuletzt aktualisiert am 22.02.2023, zuletzt geprüft am 05.05.2023.

Farooque, Muhammad; Zhang, Abraham; Thürer, Matthias; Qu, Ting; Huisingh, Donald (2019): Circular supply chain management: A definition and structured literature review. In: *Journal of Cleaner Production* 228, S. 882–900. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.04.303.

Felixberger, Josef K. (2017): Polymerisation - Mechanismen, Verfahren, Produkte. In: Chemie für Einsteiger. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 565–596.

Fornasari, Tommaso; Neri, Paolo: A Model for the Transition to the Circular Economy: The “R” Framework. In: *Symphonya* 2022, S. 78–91.

Frischknecht, Rolf (2020): Lehrbuch der Ökobilanzierung. 1. Aufl. Berlin: Springer Spektrum.

Frischknecht, Rolf; Rebitzer, Gerald (2005): The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. In: *Journal of Cleaner Production* 13 (13), S. 1337–1343. DOI: 10.1016/j.jclepro.2005.05.002.

Gharfalkar, Mangesh; Court, Richard; Campbell, Callum; Ali, Zulfikur; Hillier, Graham (2015): Analysis of waste hierarchy in the European waste directive 2008/98/EC. In: *Waste Management* 39, S. 305–313. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.02.007.

Gu, Yifan; Zhou, Guangli; Wu, Yufeng; Xu, Ming; Chang, Tao; Gong, Yu; Zuo, Tieyong (2020): Environmental performance analysis on resource multiple-life-cycle recycling system: Evidence from waste pet bottles in China. In: *Resources, Conservation and Recycling* 158, S. 1–12. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104821.

Hauschild, Michael Z.; Rosenbaum, Ralph K.; Olsen, Stig Irving (Hg.) (2018): Life Cycle Assessment: Theory and Practice. Cham: Springer International Publishing.

Herrmann, Constantin; Vetter, Olga (2021): Ökologische und ökonomische Bewertung des Ressourcenaufwands. Remanufacturing von Produkten.

Jesus, Ana de; Antunes, Paula; Santos, Rui; Mendonça, Sandro (2018): Eco-innovation in the transition to a circular economy: An analytical literature review. In: *Journal of Cleaner Production* 172, S. 2999–3018. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.11.111.

Johnson, Jeremiah X.; McMillan, Colin A.; Keoleian, Gregory A. (2013): Evaluation of Life Cycle Assessment Recycling Allocation Methods. In: *Journal of Industrial Ecology* 17 (5), S. 700–711. DOI: 10.1111/jiec.12050.

Kaiser, Wolfgang (2021): Kunststoffchemie für Ingenieure : von der Synthese bis zur Anwendung. 5., neu bearbeitete und erweiterte Auflage. München: Hanser. Online verfügbar unter 10.3139/9783446466029.

Kaltschmitt, Martin; Schebek, Liselotte (Hg.) (2015): Umweltbewertung für Ingenieure: Methoden und Verfahren. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

KBM ApS: Styropactor. Online verfügbar unter <https://www.kbm-recycling.com/de/produkte/kompaktor/styropactor-mini/>, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

Klöpffer, Walter; Grahl, Birgit (2009): Ökobilanz (LCA) : ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: Wiley-VCH-Verl.

Koinig, Gerald; Grath, Elias; Barretta, Chiara; Friedrich, Karl; Vollprecht, Daniel; Oreski, Gernot (2022): Lifecycle Assessment for Recycling Processes of Monolayer and Multilayer Films: A Comparison. In: *Polymers* 14 (17). DOI: 10.3390/polym14173620.

Liebsch, Toby (2023): Ökobilanz (LCA) – Vollständiger Leitfaden für Einsteiger. Online verfügbar unter <https://ecochain.com/de/knowledge-base/oekobilanz-lca-kompletter-leitfaden-fur-anfanger/>, zuletzt aktualisiert am 10.05.2023, zuletzt geprüft am 23.05.2023.

Lonca, Geoffrey; Lesage, Pascal; Majeau-Bettez, Guillaume; Bernard, Sophie; Margni, Manuele (2020): Assessing scaling effects of circular economy strategies: A case study on plastic bottle closed-loop recycling in the USA PET market. In: *Resources, Conservation and Recycling* 162, S. 1–10. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.105013.

Low, Jonathan Sze Choong; Tjandra, Tobias Bestari; Lu, Wen Feng; Lee, Hui Mien (2016): Adaptation of the Product Structure-based Integrated Life cycle Analysis (PSILA) technique for carbon footprint modelling and analysis of closed-loop production systems. In: *Journal of Cleaner Production* 120, S. 105–123. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.09.095.

EN 16258:2012: Methode zur Berechnung und Deklaration des Energieverbrauchs und der Treibhausgasemissionen bei Transportdienstleistungen (Güter- und Personenverkehr).

Morseletto, Piero (2020): Targets for a circular economy. In: *Resources, Conservation and Recycling* 153, S. 1–12. DOI: 10.1016/j.resconrec.2019.104553.

Niero, Monia; Hauschild, Michael Z.; Hoffmeyer, Simon B.; Olsen, Stig I. (2017): Combining Eco-Efficiency and Eco-Effectiveness for Continuous Loop Beverage Packaging Systems: Lessons from the Carlsberg Circular Community. In: *Journal of Industrial Ecology* 21 (3), S. 742–753. DOI: 10.1111/jiec.12554.

Niero, Monia; Negrelli, Anthony Johannes; Hoffmeyer, Simon Boas; Olsen, Stig Irving; Birkved, Morten (2016): Closing the loop for aluminum cans: Life Cycle Assessment of progression in Cradle-to-Cradle certification levels. In: *Journal of Cleaner Production* 126, S. 352–362. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.02.122.

Niero, Monia; Olsen, Stig Irving (2016): Circular economy: To be or not to be in a closed product loop? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements. In: *Resources, Conservation and Recycling* 114, S. 18–31. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.06.023.

Novapor Hans Lau (GmbH & Co) KG: EPS - Expandiertes Polystyrol. Online verfügbar unter <https://www.novapor-verpackung.com/materialien/eps-expandiertes-polystyrol>, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

Papo, Marjolein; Corona, Blanca (2022): Life cycle sustainability assessment of non-beverage bottles made of recycled High Density Polyethylene. In: *Journal of Cleaner Production* 378, S. 1–12. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.134442.

Pitschke, Thorsten; Hanschmann, Benedikt (2022): Recyclingfähigkeit von Verpackungen. Bewertungskatalog, S. 1–56. Online verfügbar unter https://www.interzero.de/fileadmin/Verpackungsoptimierung/530592_Recyclingfaehigkeit_Bewertungskatalog_v15.pdf.

Pramer, Philip (2023): Österreich droht an Klimazielen krachend zu scheitern. Hg. v. Der Standard. Online verfügbar unter <https://www.derstandard.at/story/2000145820076/oesterreich-droht-an-klimazielen-krachend-zu-scheitern>, zuletzt aktualisiert am 25.04.2023, zuletzt geprüft am 23.05.2023.

Ragaert, Kim; Delva, Laurens; van Geem, Kevin (2017): Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. In: *Waste Management* 69, S. 24–58. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.07.044.

Randl, Fritz (2020): Recyclingziele 2025/2030. Maßnahmen zur Erreichung der geplanten Recyclingziele. Wien.

Rebitzer; Ekvall; Frischknecht; Hunkeler; Norris; Rydberg et al. (2004): Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. In: *Environment International* 30 (5), S. 701–720. DOI: 10.1016/j.envint.2003.11.005.

VDI 4800 Blatt 1, 2016-11: Ressourceneffizienz: Methodische Grundlagen, Prinzipien und Strategien.

Ruggerio, Carlos Alberto (2021): Sustainability and sustainable development: A review of principles and definitions. In: *Science of the Total Environment* 786, S. 1–11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147481.

Salvi, Alessandro; Arosio, Valeria; Compagnoni, Luca Monzio; Cubiña, Ignasi; Scaccabarozzi, Guido; Dotelli, Giovanni (2023): Considering the environmental impact of circular strategies: A dynamic combination of material efficiency and LCA. In: *Journal of Cleaner Production* 387, S. 1–16. DOI: 10.1016/j.jclepro.2023.135850.

Sazdovski, Ilija; Bojovic, Dragana; Battle-Bayer, Laura; Aldaco, Ruben; Margallo, María; Fullana-i-Palmer, Pere (2022): Circular Economy of Packaging and Relativity of Time in Packaging Life Cycle. In: *Resources, Conservation and Recycling* 184, S. 1–9. DOI: 10.1016/j.resconrec.2022.106393.

Schaubroeck, Thomas; Gibon, Thomas; Igos, Elorri; Benetto, Enrico (2021): Sustainability assessment of circular economy over time: Modelling of finite and variable loops & impact distribution among related products. In: *Resources, Conservation and Recycling* 168, S. 1–24. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.105319.

Schmied, Martin; Knörr, Wolfram (2013): Berechnung von Treibhausgasemissionen in Spedition und Logistik gemäß DIN EN 16258, S. 1–67. Online verfügbar unter https://www.dslv.org/fileadmin/Redaktion/PDFs/07_Publikationen/Leitfaeden/DSLVL-Leitfaden_Berechnung_von_THG-Emissionen_Stand_03-2013.pdf.

Schrijvers, Dieuwertje L.; Loubet, Philippe; Sonnemann, Guido (2016): Critical review of guidelines against a systematic framework with regard to consistency on allocation procedures for recycling in LCA. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (7), S. 994–1008. DOI: 10.1007/s11367-016-1069-x.

Scopus: Datenbank, zuletzt geprüft am 24.02.2023.

Stillitano, Teodora; Falcone, Giacomo; Iofrida, Nathalie; Spada, Emanuele; Gulisano, Giovanni; Luca, Anna Irene de (2022): A customized multi-cycle model for measuring the sustainability of circular pathways in agri-food supply chains. In: *Science of the Total Environment* 844. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.157229.

Storopack Hans Reichenecker GmbH: rEPS MEANS CUSTOMIZED YET SUSTAINABLE PACKAGING. Online verfügbar unter <https://www.storopack.com/products/customized-protective-packaging/sustainable-raw-materials/eps/>, zuletzt geprüft am 16.06.2023.

SUNPOR Kunststoff GmbH: Sunpor STD und SE. Online verfügbar unter <https://www.sunpor.at/produkte/sunpor-std-und-se/technische-details>, zuletzt geprüft am 20.06.2023.

Tableau Software: Datenquellenseite. Online verfügbar unter https://help.tableau.com/current/pro/desktop/de-de/environment_datasource_page.htm, zuletzt geprüft am 05.04.2023.

Tableau Software: Schritt 1: Eine Verbindung zu Ihren Daten herstellen. Online verfügbar unter <https://help.tableau.com/current/guides/get-started-tutorial/de-de/get-started-tutorial-connect.htm>, zuletzt geprüft am 05.04.2023.

Tableau Software: Tableau-Arbeitsbereich. Online verfügbar unter https://help.tableau.com/current/pro/desktop/de-de/environment_workspace.htm, zuletzt geprüft am 05.04.2023.

Tian, Xi; Xie, Jinliang; Xu, Ming; Wang, Yutao; Liu, Yaobin (2022): An infinite life cycle assessment model to re-evaluate resource efficiency and environmental impacts of circular economy systems. In: *Waste Management* 145, S. 72–82. DOI: 10.1016/j.wasman.2022.04.035.

Tranfield, David; Denyer, David; Smart, Palminder (2003): Towards a Methodology for Developing Evidence-Informed Management Knowledge by Means of Systematic Review. In: *British Journal of Management* 14 (3), S. 207–222. DOI: 10.1111/1467-8551.00375.

EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen.

EN ISO 14040:2006 + A1:2020: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen.

EN ISO 14001:2015: Umweltmanagementsysteme – Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung.

Vadoudi, Kiyan; Deckers, Pieter; Demuytere, Célestin; Askanian, Haroutioun; Verney, Vincent (2022): Comparing a material circularity indicator to life cycle assessment: The case of a three-layer plastic packaging. In: *Sustainable Production and Consumption* 33, S. 820–830. DOI: 10.1016/j.spc.2022.08.004.

Weidema; Bauer; Hischier; Mutel (2013): Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre, S. 1–161.

Wernet, Gregor; Bauer, Christian; Steubing, Bernhard; Reinhard, Jürgen; Moreno-Ruiz, Emilia; Weidema, Bo (2016): The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (9), S. 1218–1230. DOI: 10.1007/s11367-016-1087-8.

World Economic Forum and Ellen MacArthur Foundation: The New Plastics Economy – Catalysing action 2017. Online verfügbar unter <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>.

9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: R-Grundsätze der Kreislaufwirtschaft (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2022, S. 15) ..	9
Abbildung 2: Rahmenbedingungen einer LCA (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 17)	13
Abbildung 3: Bestandteile der Wirkungsabschätzung (EN ISO 14040:2006 + A1:2020, S. 25).....	16
Abbildung 4: Verlauf Literaturanalyse	25
Abbildung 5: Weltweite Verteilung der Fachartikel (Scopus)	28
Abbildung 6: Lebensphasen eines Produktes (Salvi et al. 2023).....	29
Abbildung 7: Lebensphasen für die Betrachtung des Materialflusses (Tian et al. 2022)	32
Abbildung 8: Betrachtete Lebenszyklusphasen und ihre Subphasen in Fachartikel 5 (Tian et al. 2022, S. 74)	43
Abbildung 9: Lebensweg von Materialströme (VDI 4800 Blatt 1, S. 19)	44
Abbildung 10: Lebensphasen des Modells	45
Abbildung 11: Systemgrenze der linearen Wirtschaft	52
Abbildung 12: Erweiterung durch eine Lebensphase	53
Abbildung 13: Systemgrenze der Kreislaufwirtschaft.....	54
Abbildung 14: Erweiterung um Lebensphase bei vollständigem Referenzfluss	55
Abbildung 15: Erweiterung um Lebensphase bei Referenzfluss * R_A	56
Abbildung 16: Erweiterung um Lebensphase bei Referenzfluss * R_R	56
Abbildung 17: Erweiterung um Lebensphase bei Referenzfluss * $(1-R_R)$	57
Abbildung 18: Erweiterung um Lebensphase zwischen 1. Zyklus zum 2. n-ten Zyklus	57
Abbildung 19: Startseite von ecoinvent (Ecoinvent)	59
Abbildung 20: Datenbanksuche von ecoinvent (Ecoinvent).....	60
Abbildung 21: Datenausgabe von ecoinvent (Ecoinvent)	61
Abbildung 22: Startseite von Tableau Desktop (Tableau Software)	63
Abbildung 23: Datenquellenseite von Tableau Desktop (Tableau Software)	64
Abbildung 24: Arbeitsbereich von Tableau Desktop (Tableau Software).....	65
Abbildung 25: Modelllogik.....	66
Abbildung 26: Excel Datenaufbereitung	67
Abbildung 27: Erstellung berechnetes Feld und Parameter in Tableau Desktop	68
Abbildung 28: Konfiguration Materialumlauf in Tableau Desktop	73
Abbildung 29: Konfiguration lineare Wirtschaft und Kreislaufwirtschaft in Tableau Desktop	74
Abbildung 30: Konfiguration Umweltauswirkungen als Zahlenwert in Tableau Desktop	75
Abbildung 31: Konfiguration Einsparungen in Tableau Desktop	75

Abbildung 32: Konfiguration einzelne Kategorien in Tableau Desktop	76
Abbildung 33: Dashboard in Tableau Desktop	77
Abbildung 34: lineare Wirtschaft EPS-Verpackungsindustrie	78
Abbildung 35: Kreislaufwirtschaft EPS-Verpackungsindustrie	79
Abbildung 36: Systemgrenze Use-Case	80
Abbildung 37: Standorte der recherchierten Unternehmen in Österreich für den Use-Case	80
Abbildung 38: Mistplätze und Müllverbrennungsanlage in Wien	81
Abbildung 39: berechnetes Feld lineare Wirtschaft	83
Abbildung 40: berechnetes Feld Kreislaufwirtschaft	84
Abbildung 41: Dashboard des Use-Case	85
Abbildung 42: Materialumlauf beim Use-Case	85
Abbildung 43: Einfluss der Recyclingparameter auf die CO ₂ -Einsparung bei konstanten Zyklen	87
Abbildung 44: Einfluss der Anzahl der Zyklen auf die CO ₂ -Einsparung bei konstanten Recyclingparameter	88
Abbildung 45: Datensätze aus ecoinvent Version 3.9.1 (2022)	95
Abbildung 46: Datenaufbereitung in Excel für Use-Case	95

10 Formelverzeichnis

Formel 1: Masse des recycelten Materials i im Produktlebenszyklus $j+1$	29
Formel 2: Masse des recycelten Materials des ersten Zyklus	30
Formel 3: Masse des recycelten Materials der späteren Zyklen	30
Formel 4: Recyclingrate für einen stabilen Zustand bei endlichen Zyklen	33
Formel 5: Recyclinganteil	46
Formel 6: Recyclingeffizienz	46
Formel 7: Recyclingrate	46
Formel 8: Berechnung Materialumlauf	47
Formel 9: Berechnung Umweltauswirkung Phase m	48
Formel 10: Berechnung Umweltauswirkung durchschnittlicher Transport	48
Formel 11: Well-to-Wheel-Energieverbrauch des VOS	49
Formel 12: Well-to-Wheel-Treibhausgasemissionen des VOS	49
Formel 13: Berechneter Kraftstoffverbrauch des VOS $[l]$	50
Formel 14: spezifischer Kraftstoffverbrauch des VOS $[l/100km]$	50
Formel 15: mittlere Nutzlast $[t]$	51
Formel 16: Well-to-Wheel-Energieverbrauch pro 1 kg Transportgut	52
Formel 17: Well-to-Wheel-Treibhausgasemissionen pro 1 kg Transportgut	52
Formel 18: Berechnungsgrundlage der linearen Wirtschaft	52
Formel 19: Berechnung Erweiterung um Lebensphase P_x	53
Formel 20: Berechnungsgrundlage der Kreislaufwirtschaft	54
Formel 21: Berechnung des 1. Zyklus	54
Formel 22: Berechnung des 2. - n -ten Zyklus	54
Formel 23: Berechnung Erweiterung um Lebensphase P_x bei vollständigem Referenzfluss 1. Zyklus	55
Formel 24: Berechnung Erweiterung um Lebensphase P_x bei vollständigem Referenzfluss 2. - n -ten Zyklus	55
Formel 25: Berechnung Erweiterung um Lebensphase P_x bei Referenzfluss $\cdot F$ 1. Zyklus	56
Formel 26: Berechnung Erweiterung um Lebensphase P_x bei Referenzfluss $\cdot F$ 2. - n -ten Zyklus	56
Formel 27: Berechnung Erweiterung um Lebensphase P_x bei Referenzfluss $\cdot R_R$ 1. Zyklus	57
Formel 28: Berechnung Erweiterung um Lebensphase P_x bei Referenzfluss $\cdot R_R$ 2. - n -ten Zyklus	57

11 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Gesamte Verpackungsmenge und Recyclingquote in Österreich (Randl 2020, S. 4).....	10
Tabelle 2: Ein- und Ausschlusskriterien.....	25
Tabelle 3: Betrachtete Fachartikel	27
Tabelle 4: Gegenüberstellung der Berechnungsmethoden	38
Tabelle 5: Einteilung und Bezeichnung der Lebensphasen	45
Tabelle 6: Parameter A, B und C für in Deutschland und Europa typische Lkw	51
Tabelle 7: Korrekturfaktoren für den Verbrauch auf Innerortsstraßen	51
Tabelle 8: Parametereinstellungen	69
Tabelle 9: Entfernungen der Transportabschnitte.....	81
Tabelle 10: Annahmen für die Berechnung	82
Tabelle 11: Abmessung und Gewichtsangaben Material.....	82
Tabelle 12: Abmessungen LKW-Typen	82
Tabelle 13: Transportannahmen für Use-Case.....	83
Tabelle 14: Emissionsberechnung durch DIN-Norm und ecoinvent	86
Tabelle 15: Entfernung von Mistplätzen zu Mistplatz Favoriten.....	96
Tabelle 16: Entfernung Mistplätze zur Müllverbrennungsanlage	96
Tabelle 17: Mittlere Nutzlasten der LKW-Typen	96

12 Abkürzungsverzeichnis

bzw.	beziehungsweise
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
d.h.	das heißt
dt.	deutsch
€	Euro
EFQM	European Foundation for Quality Management
EPS	Expandiertes Polystyrol
etc.	et cetera
EU	Europäische Union
engl.	englisch
eq.	Äquivalente
GWP	Global warming potential
GWP ₁₀₀	Global warming potential mit Zeithorizont 100 Jahre
h	Stunde
inkl.	inklusive
ISO	International Organization for Standardization
k.A.	Keine Angaben
kg	Kilogramm
KW	Kreislaufwirtschaft
kWh	Kilowattstunde
LCA	Life cycle assesment
LCI	Life cycle Inventory
LCIA	Life cycle Impact Assesment
LW	Lineare Wirtschaft
m	Meter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
max.	maximal
MJ	Megajoule
n.r.	Nicht relevant
n.z.	nicht zutreffend
N ₂ O	Lachgas
%	Prozent
sh.	siehe
t	Tonnen

tkm	Tonnenkilometer
u.a.	unter anderem
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
z.B.	zum Beispiel