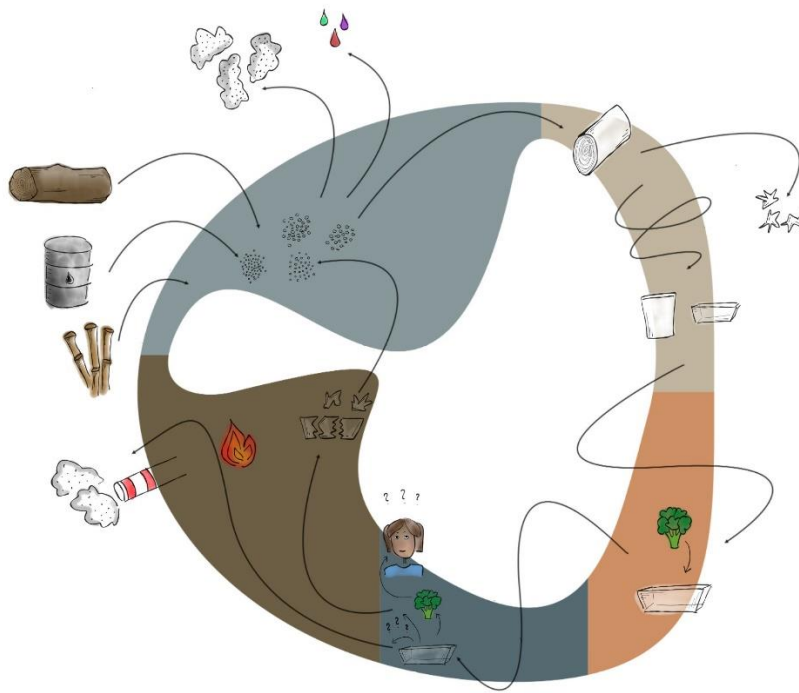


Umwelt-Fussabdruck und Recyclingfähigkeit von Lebensmittelverpackungen

Berechnung der Ökobilanz und Bewertung der Recyclingfähigkeit unter Berücksichtigung der Food Waste Rate von faserbasierten und Kunststoffverpackungen in der Schweiz



Bachelorarbeit

Lea Regula Schneider
B.Sc. Umweltingenieurswesen
Umweltsysteme und nachhaltige Entwicklung

Abgabe: 4. Juli 2024

Fachkorrektor:innen:

Matthias Stucki, Leitung Forschungsgruppe Ökobilanzierung
ZHAW, IUNR, Grüentalstrasse 14, 8820 Wädenswil

Dr. Melanie Haupt, Umweltingenieurin ETH Zürich und Geschäftsführerin
realcycle GmbH, Hagenholzstrasse 85A, 8050 Zürich

Impressum

Institut

Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen
Grüentalstrasse 14
8820 Wädenswil

Autorin

Lea Schneider
schnele2@students.zhaw.ch

Zitiervorschlag

Schneider, L. (2024). *Umwelt-Fussabdruck und Recyclingfähigkeit von Lebensmittelverpackungen*
[Bachelorarbeit]. Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften, ZHAW.

Schlagworte

Lebensmittelverpackung, Materialwahl, Recyclingfähigkeit, Ökobilanzierung, Food Waste

Zusammenfassung

Fossile Kunststoffe in Lebensmittelverpackungen werden vermehrt durch Materialien aus nachwachsenden Rohstoffen substituiert. Ziel der vorliegenden Arbeit ist zu klären, welche Lebensmittelverpackung die höchste Recyclingfähigkeit aufweist, und welche Verpackung die geringste Umweltbelastung verursacht. Des weiteren wird eruiert, wie sich das Gesamtergebnis verändert, wenn die Gewährleistung der Schutzfunktion berücksichtigt wird. Die Beantwortung der Forschungsfragen erfolgt mittels zweier Verpackungsvergleiche, welche getrennt voneinander zu betrachten sind. Die Recyclingfähigkeit wird für die Schweiz zum heutigen Zeitpunkt sowie für die Zukunft gemäss dem CHI-Standard und der Circular Packaging Guideline der FH Campus Wien bewertet. Die Umweltauswirkungen der Lebensmittelverpackungen werden mit der Methode der Ökobilanzierung (SimaPro v9.5.0.2) ermittelt. Die verwendeten Hintergrunddaten stammen aus der Datenbank ecoinvent (v3.9.1).

«Rohstoffe und Halbfabrikate» und somit die Materialwahl stellt die einflussreichste Phase im Lebenszyklus einer Verpackung dar. Um eine möglichst hohe Recyclingfähigkeit zu erreichen, ist es empfehlenswert, Verpackungen aus Monomaterial und mit möglichst wenig Zusatzstoffen und Beschichtungen herzustellen. Vor der Einführung der Verpackung in den Markt ist zu überprüfen, ob diese mit den vorhandenen Kreislaufsystemen kompatibel ist. Lacke, Tinten und Farben sollten sparsam verwendet werden, da sie nicht nur die Recyclingfähigkeit vermindern, sondern mit verhältnismässig hohen Umweltauswirkungen einhergehen. Des weiteren kann das Substituieren von fossilem Kunststoff durch Karton aufgrund des höheren Gewichts zu einer Verschlechterung der Umweltauswirkungen führen. Dagegen kann die Substitution von fossilen Kunststoffen durch biobasierte Kunststoffe aus ökologischer Sicht als sinnvoll erachtet werden. Um die ökologische Nachhaltigkeit von Biokunststoffen in Lebensmittelverpackungen umfassend evaluieren zu können, ist weitere Forschung erforderlich. Zur ökologischen Bewertung einer Verpackung und zur Unterstützung bei der Materialwahl empfiehlt es sich, neben einer Ökobilanz und der Bewertung der Recyclingfähigkeit, die Schutzfunktionen der Verpackung zu überprüfen. Unter Berücksichtigung der genannten Aspekte kann festgehalten werden, dass die Vermeidung von Food Waste oberste Priorität beim Verpackungsdesign haben muss.

Abstract

The replacement of fossil-based plastics in food packaging with materials derived from renewable raw materials is becoming increasingly prevalent. This study aims to clarify which food packaging has the highest recyclability and which packaging has the lowest environmental impact. Furthermore, it is determined how the overall result changes when the guarantee of the protective function is considered. The research questions are answered by two packaging comparisons, which are to be considered separately. The current and future recyclability of packaging in Switzerland is evaluated in accordance with the CHI standard and the Circular Packaging Guideline of FH Campus Wien. The environmental impact of food packaging is quantified using the life cycle assessment method (SimaPro v9.5.0.2). The background data employed in this study originates from the ecoinvent database (v3.9.1).

"Raw materials and semi-finished products" and thus the choice of material is the most influential phase in the life cycle of packaging. In order to optimise the recyclability of packaging, it is recommended that it be produced from a single material and with a minimal number of additives and coatings. Prior to the introduction of packaging to the market, it is essential to ascertain its compatibility with existing circularity systems. The use of varnishes, inks and colours should be minimised, as they not only reduce recyclability but also have a relatively high environmental impact. Furthermore, substituting fossil-based plastics with cardboard can lead to an increase in the environmental impact due to the higher weight. In contrast the substitution of fossil-based plastics with bio-based plastics can be considered a sensible approach from an ecological point of view. However, further research is required to comprehensively evaluate the environmental sustainability of bioplastics in food packaging. In addition to a life cycle assessment and an evaluation of recyclability, it is recommended that the protective functions of the packaging be analysed to evaluate the environmental impact of packaging and to assist in the selection of materials. Based on these considerations, it can be stated that the avoidance of food waste must have top priority in packaging design.

Inhaltsverzeichnis

Liste der Abkürzungen	5
1 Einleitung.....	6
2 Methoden.....	8
2.1 Recyclingfähigkeit	10
2.2 Ökobilanz	15
3 Resultate	21
3.1 Bewertung der Recyclingfähigkeit.....	21
3.2 Ökobilanzielle Bewertung.....	24
4 Diskussion	41
4.1 Erkenntnisse.....	41
4.2 Datenqualität	42
4.3 Literaturvergleich.....	43
4.4 Forschungsempfehlung.....	45
4.5 Empfehlung Datensammlung.....	45
4.6 Empfehlungen zur Verringerung der Umweltauswirkungen	46
5 Schlussfolgerung	47
6 Literaturverzeichnis	48
Anhang I.....	59

Liste der Abkürzungen

ARE	Bundesamt für Raumentwicklung
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BFS	Bundesamt für Statistik
BZ	Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale
EF	Environmental Footprint
EoL	End-of-Life, Lebensende
FV	Faserverbund-Standbodenbeutel
GWP	Treibhausgaspotential
KM	Kunststoffmono-Standbodenbeutel
KV	Kunststoffverbund-Standbodenbeutel
KVA	Kehrrichtverbrennungsanlagen
MHD	Mindesthaltbarkeitsdatum
MöK	Methode der ökologischen Knappheit
PACO	Packaging Cockpit
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat, hier: PET-Siegelschale
PET/K	PET mit Kartonsleeve Siegelschale
PP	Polypropylen
RV	Ressourcenverbrauch
SI	Szenario I = Status quo Sammel- und Recyclinginfrastruktur
SII	Szenario II = in Zukunft ausgebaute Sammel- und Recyclinginfrastruktur
TS	Trockensubstanz
UBP	Umweltbelastungspunkte
VS	Verpackungssystem

1 Einleitung

Kunststoffverpackungen werden vermehrt durch Papier-, Karton- oder anderweitige Faser-Verpackungen substituiert (Podieh, 2020). Die Diskussion um die Verfügbarkeit fossiler Rohstoffe und die damit einhergehende Umweltverschmutzung, Mikroplastik in Flüssen und Meeren sowie die vermuteten gesundheitlichen Risiken von Kunststoffverpackungen für den menschlichen Körper sind aktuelle Themen in der Gesellschaft (Geueke et al., 2018; Wiesinger et al., 2021). Verbraucher:innen fordern recyclingfähige und plastikfreie Verpackungen. Ebenfalls fokussiert das 2018 eingeführte EU-Kreislaufwirtschaftspaket (Europäisches Parlament, 2021) auf die Förderung der europaweiten Kreislaufführung von Rohstoffen. Verpackungen sollten bei gleichzeitigem Schutz des Füllgutes recyclingfähig, möglichst ressourceneffizient und umweltschonend sein. Um diese EU-Recyclingziele erreichen zu können, substituiert die Industrie gemäss Podieh (2020) immer mehr Kunststoffverpackungen mit faserbasierten Verpackungen. Diese sollen in den bereits grossflächig vorhandenen Recyclingstrukturen für Papier und Karton stofflich verwertet werden können.

Die möglichen Verwertungsmethoden hängen jedoch vom Materialeinsatz und vor allem vom Verpackungsdesign ab (GVM, 2021). Verpackungen können so konstruiert werden, dass sie als Mono-, Kombinations- oder Verbundverpackungen gelten. Monoverpackungen stellen mit der Verwendung eines einzelnen Materials die elementarste Form dar. Sie werden entsprechend des Materials stofflich oder thermisch verwertet. Kombinationsverpackungen bestehen aus mehreren Materialien. Diese werden beim Öffnen der Verpackung durch die Verbraucher:innen oder durch die mechanische Einwirkung von Transport- und Sortierprozessen typischerweise getrennt (z. B. Papier und Alufolie bei Schokoladenverpackungen) (ZSVR, 2023). In der Theorie können sie somit analog der Monoverpackungen stofflich oder thermisch verwertet werden (GVM, 2021). Verbundverpackungen sind gemäss Verpackungsgesetz (VerpackG, 2017) *«Verpackungen, die aus zwei oder mehr unterschiedlichen Materialarten bestehen, die nicht von Hand getrennt werden können»*. Durch die Verbindung verschiedener Materialien können gewünschte Verpackungsfunktionen gewährleistet werden. Da eine Trennung nicht oder schwer möglich ist, müssen die Materialien meist im Verbund thermisch verwertet werden. Folglich wird dessen End-of-Life (EoL) bereits mit dem Design der Verpackung festgelegt.

Es ist nicht definiert, wann eine Verpackung als tatsächlich recyclingfähig gilt. Die von der Industrie kommunizierte Recyclingfähigkeit ihrer Verpackungen bezieht sich laut Pomberger (2021) oft ausschliesslich auf das Material, das in Theorie stofflich verwertet werden kann. Ursache dafür ist unter anderem die fehlende Harmonisierung des Begriffes «Recyclingfähigkeit». Gemäss Deutschem Mindeststandard (ZSVR, 2023) müssen Verpackungen als Verbunde ausgewiesen werden, bei denen *«keine Materialart einen Masseanteil von 95 Prozent überschreitet»*. Womit beispielsweise Kartonverpackungen mit einer Kunststoffbeschichtung < 5 Masse-% als Monoverpackungen vermarktet werden dürfen. Zur Beurteilung der tatsächlichen Recyclingfähigkeit sind jedoch zusätzlich das Verhalten der Abfallerzeuger:innen, das Vorhandensein eines Sammel-, Sortier- und Recyclingsystems und die reale Verschmutzung zu beachten (Pomberger, 2021).

Laut Rachut (2021) sind vor allem faserbasierte Verbundverpackungen problematisch. Denn technologisch kann das Recycling von Faserverbundfraktionen nicht standardmässig durchgeführt werden. Das Recycling erfordert separate Verarbeitungslinien. Ein national einheitliches Sammel- und Recyclingsystem fehlt dazu in der Schweiz. Die Verpackungen müssen somit thermisch verwertet werden und sind in der Praxis nicht recyclingfähig. Trotzdem werden faserbasierte Verbundverpackungen von der Industrie als recyclingfähig verkauft oder von Verbraucher:innen als recyclingfähig identifiziert (ZSVR & UBA, 2023). Durch die Zuführung in die Papier- oder Kartonsammlung kommt es zur Verschmutzung der Sammelströme. Schlussendlich führt dies zur Abnahme der Rezyklatqualität der restlichen Fraktionen. Zudem fällt bei der Substitution von Kunststoff durch faserbasierte Verpackungen gewichtsbezogen mehr Verpackungsmaterial an. Grund dafür ist, dass Papierverpackungen im Vergleich zu Kunststoffverpackungen bei gleicher Reissfestigkeit bis zu doppelt so schwer sind. Diese Faktoren führen zu einem Anstieg des totalen Abfallaufkommens, welches thermisch verwertet wird (GVM, 2021).

Die endgültige Bewertung der ökologischen Auswirkungen von Verpackungen bedarf laut GVM (2021) nebst der Beurteilung der Recyclingfähigkeit einer ökobilanziellen Untersuchung. Im Rahmen dieser Arbeit werden Lebensmittelverpackungen ökobilanziell bewertet und auf ihre Recyclingfähigkeit untersucht. Dies wird für die Schweiz zum heutigen Zeitpunkt (Szenario I) und anhand eines Zukunftsszenario (Szenario II) nach Ausbau der bundesweiten Sammel- und Recyclinginfrastrukturen (Swiss Recycle, 2022) gemacht. Darüber hinaus wird mittels Food Waste Rate und Tipping-Point-Analyse Bezug auf die Schutzfunktion der Verpackung genommen. Der Grund dafür ist, dass verschiedene Studien (Kan & Miller, 2022; Silvenius et al., 2011; Williams & Wikström, 2011; Zhang et al., 2015) aussagen, dass die Verpackung im Vergleich zum darin enthaltenen Lebensmittel für einen Bruchteil der ökologischen Auswirkungen verantwortlich ist. In dieser Arbeit wird ein regionaler Vergleich für zwei ausgewählte Verpackungsgruppen durchgeführt. Es werden folgende Fragen für die Verpackungsgruppen beantwortet:

- Welche Lebensmittelverpackung weist die höchste Recyclingfähigkeit auf?
- Welche Lebensmittelverpackung verursacht ökobilanziell die geringste Umweltbelastung?
- Inwieweit verändert sich das Gesamtergebnis, wenn die Gewährleistung der Schutzfunktion der Verpackung und die Mindesthaltbarkeit des verpackten Lebensmittels (Food Waste Rate) berücksichtigt werden?

2 Methoden

Die Beantwortung der Forschungsfragen erfolgt mittels zweier Vergleiche. Da es sich um unterschiedliche Verpackungsgruppen (Standbodenbeutel und Siegelschalen) handelt, sind die Vergleiche getrennt zu betrachten. Um die Vergleichbarkeit der Standbodenbeutel und Siegelschalen untereinander zu gewährleisten, wurden ein identisches Füllvolumen und eine ähnliche Form gewählt. Des Weiteren kann in den Verpackungen dasselbe Lebensmittel verpackt werden, wodurch sicherstellt ist, dass die Verpackungen vergleichbare Verpackungsfunktionen aufweisen.

Tabelle 1: Übersichtstabelle Vergleich I: Standbodenbeutel ¹



Art	Kunststoffmono- Standbodenbeutel (KM)	Kunststoffverbund- Standbodenbeutel (KV)	Faserverbund- Standbodenbeutel (FV)
Material	PP metallisiert	PET und PE	Papier, PET und PE
Rohstoff	fossil	fossil	fossil und nachwachsend
Gewicht	11.43 g	11.72 g	15.12 g

Tabelle 2: Übersichtstabelle Vergleich II: Siegelschalen ¹



Art	Kunststoffmono- Siegelschale (PET)	Kombinations- Siegelschale (PET/K)	Faserverbund- Siegelschale (BZ)
Material	PET	PET und Karton	Bambus und Zuckerrohr
Rohstoff	fossil	fossil und nachwach- send	fossil und nachwachsend (bioabbaubar)
Gewicht	38.34 g	73 g	26.47 g

¹ Aus Vertraulichkeitsgründen handelt es sich hier um KI-generierte Referenzbilder. Die Lebensmittel in den beiden Siegelschalen konnten mittels Negativ-Prompts nicht entfernt werden. Die abgebildeten Lebensmittel werden nicht berücksichtigt. Quelle: <https://leonardo.ai/> - abgerufen im Juni 2024.

Zudem wird im Rahmen dieser Arbeit eine Tipping-Point-Analyse zur Food Waste Rate als Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Denn gemäss Williams und Wikström (2011) und Zhang et al. (2015) können Verpackungen, die verändert werden, um Lebensmittelverluste zu minimieren, die Gesamtumweltbelastung der Produktes verringern. Dies gleichermassen, wenn die Umweltbelastung der Verpackung selbst, durch eine veränderte Materialkomposition, erhöht werden muss.

Die im Kapitel «Verzeichnis der eingesetzten KI-Tools» erfassten KI-Tools wurden zur Literaturrecherche, zum Strukturieren der Arbeit, zum besseren Verständnis von Inhalten, zur Verbesserung der Sprache und zur Bildgenerierung verwendet.

2.1 Recyclingfähigkeit

Die Recyclingfähigkeit der untersuchten Lebensmittelverpackungen wird für die Schweiz zum heutigen Zeitpunkt (Szenario I: Status quo) und für die Zukunft (Szenario II: Zukunftsszenario) bewertet. Heute sind in der Schweiz keine nationalen Sammel- und Verwertungsstrukturen für materialübergreifende Lebensmittelverpackungen vorhanden. Einzelne Initiativen wie der Sammelsack (Innorecycling, 2024), der Migros-Plastik-Sammelsack (Migros, 2023) oder der Kunststoffsammlsack (Coop, 2023) ermöglichen es Endkonsumierenden bereits heute, Lebensmittelverpackungen aus Kunststoffen separat zu sammeln. Mit der «Sammlung 2025» und dem 2023 neu gegründeten Verein RecyPac ist der Ausbau der nationalen Sammel- und Verwertungsstrukturen in Planung (Swiss Recycle, 2022). Die geplanten Veränderungen beeinflussen die Bewertung der Recyclingfähigkeit grundlegend. Um diese bereits heute in Design-Entscheidungen einfließen lassen zu können, erfolgt die Bewertung für folgende Szenarien:

Szenario I: Status quo 2023

- Einzelne, regionale und privatwirtschaftlich organisierte Sammelstrukturen für Kunststoffverpackungen (z. B. Joghurtbecher, Beutel, Getränkekarton etc. (Innorecycling, 2024)) sind vorhanden
- Sammelmengen sind klein, der Betrieb von Verwertungsstrukturen ist begrenzt, gewinnbringend (ökonomisch und ökologisch)
- Es existieren keine nationalen Sammel- und Verwertungsstrukturen.
- Endkonsumierende sind kaum sensibilisiert z. B. Wertstoffe von Kombinationsverpackungen werden nicht in die entsprechenden Sammelstrukturen zugeführt
- Die untersuchten Lebensmittelverpackungen werden thermisch verwertet.

Szenario II: Zukunftsszenario nach der Einführung einer nationalen Sammelstruktur

- nationale Sammel- und Verwertungsstrukturen für Kunststoff-Flaschen, -Hohlkörper, -Folien und Getränkekarton sind vorhanden z. B. RecyPac (2022)
- Sammelmengen sind gross und der Betrieb der Verwertungsstrukturen ist gewinnbringend (ökonomisch und ökologisch)
- Endkonsumierende sind sensibilisiert z. B. Wertstoffe von Kombinationsverpackungen werden den entsprechenden Sammelstrukturen zugeführt
- Untersuchte Lebensmittelverpackungen werden thermisch oder stofflich verwertet.

2.1.1 Regulatorische Rahmenbedingungen CH und EU

In der Schweiz gibt es keine gesetzlichen Grundlagen, welche die Bewertung der Recyclingfähigkeit betrifft. Einzig die «Verordnung über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen» (VVEA, 2015) legt eine nachhaltige Nutzung der natürlichen Rohstoffe fest. Es gilt eine allgemeine Verwertungspflicht nach dem Stand der Technik. Wobei stets die Verwertungsform gewählt werden soll, welche die Umwelt am wenigsten belastet.

Die EU verfügt über die «Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember über Verpackungen und Verpackungsabfälle (1994)» und die «Verordnung Verpackungen und Verpackungsabfälle, zur Änderung der Verordnung (EU) 2019/1020 und der Richtlinie (EU) 2019/904 sowie zur Aufhebung der Richtlinie 94/62/EG (2022)», welche zurzeit überarbeitet wird.

Die EU-Verpackungsrichtlinie schreibt vor, dass EU-Länder Massnahmen ergreifen müssen, die die Menge an Verpackungsabfall und deren Umweltauswirkungen verringern. Im Entwurf der EU-Verpackungsverordnung wird ein Regelungsvorschlag vorgelegt, um die Umweltauswirkungen von Verpackungen mit Fokus auf Abfallvermeidung, Mehrweg, sowie Recyclingfähigkeit und Kunststoff-rezyklateinsatz zu vermindern.

Aufgrund der fehlenden Schweizer Gesetzesgrundlage zu Recyclingfähigkeit von Verpackungen und der geringen Schweizer Marktgrösse, stützt sich diese Arbeit auf Bewertungsstandards aus EU-Ländern. Aufgrund divergierender Definitionen von Recyclingfähigkeit scheint eine Bewertung der Recyclingfähigkeit mit zwei Bewertungsstandards, CHI-Standard und Packaging Cockpit, als erforderlich.

2.1.2 *Methodische Vorgehensweise CHI-Standard*

Der CHI-Standard ist ein Anforderungs- und Bewertungskatalog zur Beurteilung der Recyclingfähigkeit und wurde durch das Institut Cylcos-HTP (2022) entwickelt. Der Standard deckt die Anforderungen des Verpackungsgesetzes (VerpackG, 2017), des Mindeststandards (ZSVR, 2022) und der DIN EN ISO 14021 «Umweltkennzeichnungen und -deklarationen – umweltbezogene Anbietererklärungen (Umweltkennzeichnung Typ II)» (2021) und DIN EN ISO 13430 «Verpackung - Anforderungen an Verpackungen für die stoffliche Verwertung» (2004) ab.

2.1.2.1 Definition «tatsächliche» Recyclingfähigkeit

Recycling bedeutet laut Institut Cylcos-HTP (2022) die Schliessung von Kreisläufen. Die tatsächlich vorhandene Verwertungsstruktur ist Voraussetzung für die Bewertung der Recyclingfähigkeit. Berücksichtigt werden Verfahren, in denen Sekundärmaterial typisches Neumaterial in identischer Anwendung oder mit qualitativen Einbussen wie z. B. in der Farbgebung oder in Bezug auf Lebensmittelkontakt ersetzen vermag. Nicht berücksichtigt werden Verfahren der stofflichen Verwertung, in denen Sekundärmaterial typisches Neumaterial nicht ersetzen kann oder thermisch genutzt wird.

2.1.2.2 Einzelkriterien und Bewertungsablauf

Bei der Bewertung der Recyclingfähigkeit nach CHI-Standard (Cyclos-HTP, 2022) werden einzelne Prüfschritte in Reihenschaltung durchlaufen. Die Verneinung einer der Prüffragen führt zur Klassifizierung «nicht recyclingfähig». Die Fragen decken eine oder mehrere der Einzelkriterien (vgl. Tabelle 3) ab.

Tabelle 3: Einzelkriterien zur Beurteilung der Recyclingfähigkeit nach Institut Cylcos-HTP (2022)

Kriterium	Erläuterung
K0	Erfassungs- und Verwertungsstrukturen
K1	Wertstoffanteil
K2	Detektion im NIR
K2'	Austragsverhalten nach positiver Detektion
K3	Elektrische Leitfähigkeit
K4	Ferromagnetismus
K5	Materialdichte nach Aufschluss
K6	Auflösegeschwindigkeit in Wasser
K7	Schmelzverhalten
K8	Nicht trennbare Kontaminanten
K9	Sonstige Kriterien

2.1.2.3 Gesamtbewertung

Pro Einzelkriterium (vgl. Tabelle 3) wird je nach Erfüllung der Voraussetzungen eine Prozentzahl vergeben. Die Gesamtbewertung erfolgt durch die Multiplikation dieser Prozentzahlen. Falls das Ergebnis von 0 abweicht, wird das Erzeugnis als recyclingfähig eingestuft. Der recyclebare Anteil in Prozent repräsentiert den Wertstoffanteil, der nach Gebrauch durch Recycling verfügbar ist (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Klassifikation der Recyclingfähigkeit nach CHI-Standard (Cyclos-HTP, 2022)

Klassifikation	Recyclingfähigkeit	Recyclebarer Anteil
C	gegeben	> 0 % – < 50 %
B	gegeben	50 – 70 %
A	gegeben	70 – 90 %
AA	gegeben	90 – 95 %
AAA	gegeben	> 95 %
AAA+	gegeben	100 %

Die meisten Anwender:innen des CHI-Standards streben eine Klassifikation von mindestens AA an. Von einer Auslobung der Recyclingfähigkeit unterhalb des Schwellenwertes von 50 % rät das Institut Cylcos-HTP (2022) ab.

2.1.3 Methodische Vorgehensweise Packaging Cockpit

Das Packaging Cockpit (PACO) (Packaging Cockpit GmbH, 2024) ist ein Tool, welches die technische Recyclingfähigkeit sowie die Ökobilanz von Verpackungssystemen berechnet. Die Berechnungen können länderspezifisch durchgeführt werden (Schrammel, 2021). Die Bewertung der Recyclingfähigkeit stützt sich hierbei auf die Methode nach FH Campus Wien, welche die regulatorischen Rahmenbedingungen der Verpackungsverordnung erfüllt (FH Campus Wien, 2022; Gesamte Rechtsvorschrift für Verpackungsverordnung, 2014).

In dieser Arbeit werden alle ausgewählten Verpackungen im PACO auf ihre momentane länderspezifische technische Recyclingfähigkeit in der Schweiz überprüft. Für das Zukunftsszenario wird die Bewertung für Deutschland durchgeführt, da dort die Sammel-, Sortier- und Recyclinginfrastruktur bereits national ausgebaut ist. Für das Online-Tool wird ein Login benötigt. Eine begrenzte Anzahl an Recyclingfähigkeitsbewertungen kann kostenlos mit der Freemium-Version durchgeführt werden (realcycle GmbH, 2024).

2.1.3.1 Definition «tatsächliche» Recyclingfähigkeit

Damit Produkte als technisch recyclingfähig gelten, müssen gemäss FH Campus Wien (2022) folgende Kriterien erfüllt sein:

- Für das eingesetzte Material existiert ein Sammelsystem (länder-/regionsspezifisch).
- Für das eingesetzte Material kann nach Stand der Technik in definierte Materialströme sortiert werden (länderspezifisch).
- Für das eingesetzte Material ist ein Recyclingprozess vorhanden.
- Das Sekundärmaterial kann Primärmaterial substituieren.

2.1.3.2 Einzelkriterien und Bewertungsablauf

FH Campus Wien unterscheidet in der Circular Packaging Design Guideline (2022) zwischen der quantitativen und qualitativen Methode, um die Recyclingfähigkeit zu bewerten. Die qualitative Bewertungsmethode ist fragebogenbasiert (vgl. Tabelle 5). Je mehr Fragen mit «Ja» beantwortet werden können, desto höher fällt die Einstufung der Recyclingfähigkeit aus.

Tabelle 5: qualitative Methode zur Bewertung der Recyclingfähigkeit (allgemein) gemäss FH Campus Wien (2022)

Kriterium	Erläuterung
1	Verwertungsstruktur vorhanden
2	materialspezifische Sortierung möglich
3	Verwertung recyclingtechnisch möglich
4	Sekundärrohstoffmarkt vorhanden

Im zweiten Schritt wird die quantitative Bewertung vorgenommen. Dabei wird der Massenanteil einer Verpackung berechnet, der nach dem Verwertungsprozess materialidentische Neuware ersetzen kann (vgl. Tabelle 6). Es wird eine Einteilung von A-X für alle Verpackungsbestandteile einzeln vorgenommen (Hauptmaterial, Verschluss, Dekoration und Packhilfsmittel).

Tabelle 6: Einstufung der Recyclingfähigkeit gemäss FH Campus Wien (2022)

Einstufung	Erläuterung
A	- kann in den Input-Materialstrom zurückgeführt werden - das Rezyklat kann für hochwertigen Anwendungen eingesetzt werden
B	- kann in den Input-Materialstrom zurückgeführt werden - die Qualität des Rezyklats wird beeinträchtigt - die Rezyklatqualität anderer Materialien wird in der Entsorgungseinheit negativ beeinflusst
C	- kann nicht im Inputmaterialstrom recycelt werden - die Recyclingfähigkeit und Rezyklatqualität anderer Materialien des Verpackungssystems wird nicht beeinträchtigt
D	- kann im Inputmaterialstrom nicht rezykliert werden - beeinflusst die Recyclingfähigkeit und die Rezyklatqualität anderer Materialien in der Entsorgungseinheit negativ
X	- kann nicht im Inputmaterialstrom recycelt werden - führt zu einer Kontamination der Entsorgungseinheit
Alle Materialien der Entsorgungseinheit, die während des Recyclingprozesses mit diesem Material verwertet werden, gelten als nicht recyclingfähig.	

Die Bewertung kann einerseits mit der Guideline manuell und andererseits mit PACO automatisiert für den Status quo pro Land durchgeführt werden.

2.1.3.3 Gesamtbewertung

Zur Berechnung der technischen Recyclingfähigkeit werden die Massenanteile der mit A und B bewerteten Materialien (vgl. Tabelle 6) des Verpackungssystems (VS) durch die Gesamtmasse des VS dividiert und mit 100 multipliziert (Gewichts-%). Dies führt anschliessend zu einer Gesamtbewertung der Recyclingfähigkeit (vgl. Tabelle 7).

Tabelle 7: Gesamtbewertung Recyclingfähigkeit in Gewichts-% (FH Campus Wien, 2021)

< 50	nicht / gering recyclingfähig
50-70	bedingt recyclingfähig
70-90	recyclingfähig
90-100	recyclingfähig +

2.2 Ökobilanz

Die Umweltauswirkungen der Lebensmittelverpackungen werden mit der Methode der Ökobilanzierung ermittelt. Berücksichtigt wird der gesamte Lebenszyklus von der Wiege bis zur Bahre. Die Analyse wurde mit der Software SimaPro v9.5.0.2 durchgeführt (PRé Sustainability B.V., 2024).

2.2.1 Funktionelle Einheit und Systemgrenzen

Die funktionellen Einheiten finden sich in Tabelle 8. Pro Vergleich wird eine unterschiedliche funktionelle Einheit verwendet. Aus diesem Grund können die im Vergleich I analysierten Standbodenbeutel nicht mit den im Vergleich II analysierten Siegelschalen verglichen werden.

Tabelle 8: Funktionelle Einheit und Referenzfluss für Vergleich I und Vergleich II

	Funktionelle Einheit
Vergleich I	Die Bereitstellung eines Standbodenbeutels mit 600 g Füllmenge zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für Fondue (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende.
Vergleich II	Die Bereitstellung einer Siegelschale mit 1000 ml Füllvolumen zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für einen Menusalat (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende.

Der zeitliche Geltungsbereich ist das Jahr 2023. Der geographische Geltungsbereich bezieht sich auf die Schweiz. Denn die untersuchten Lebensmittelverpackungen wurden für den Schweizer Markt produziert und verbleiben danach bis zum «End-of-Life» (EoL) im Land. Die geographische Systemgrenze umfasst aufgrund der internationalen Ressourcenströme alle Weltregionen.

Abbildung 1 und Abbildung 2 zeigen die Systembilder für Vergleich I und II. Das System setzt sich aus bereits vorhandenen Hintergrund- und neu modellierten Vordergrunddatensätzen zusammen. Mit * gekennzeichnete Prozesse müssen je nach Materialzusammensetzung der Verpackung berücksichtigt respektive weggelassen werden. Die Lebenszyklusphasen sind farbig hinterlegt. Diese wurden angelehnt an die Studie «Ökobilanzielle Expertisen zu verschiedenen Lebensmittelverpackungen im Auftrag des Naturschutzbundes Deutschland e.V.» von Kauertz (2021, S. 2) gewählt. Abweichend von der Lebenszyklusphase «*Verarbeitung des Packmaterials zur Verpackung*» wurde der Prozess des Abfüllens separat modelliert. Dies aufgrund der Tatsache, dass dieser bei den untersuchten Verpackungen nicht bei den Verpackungsproduzenten und Verpackungsproduzentinnen stattfindet. Alle Materialien, welche vor der Produktion der Verpackungen bei den befragten Unternehmen verwendet oder produziert werden, werden der Lebenszyklusphase «*Rohstoffe und Halbfabrikate*» zugeordnet. Zu der «*Beutelherstellung*» / «*Schalenherstellung*» zählen alle Prozesse, welche in den befragten Unternehmen stattfinden. Die restlichen drei Lebenszyklusphasen werden wie folgt aufgeteilt: «*Abfüllen*» (Verpackung angeliefert – Auslieferung befüllter Verpackung an den Detailhandel), «*Nutzung*» (befüllte Verpackung im Detailhandel – befüllte/entleerte Verpackung im Haushalt) und «*End-of-Life*» (Verwertung der Verpackung).

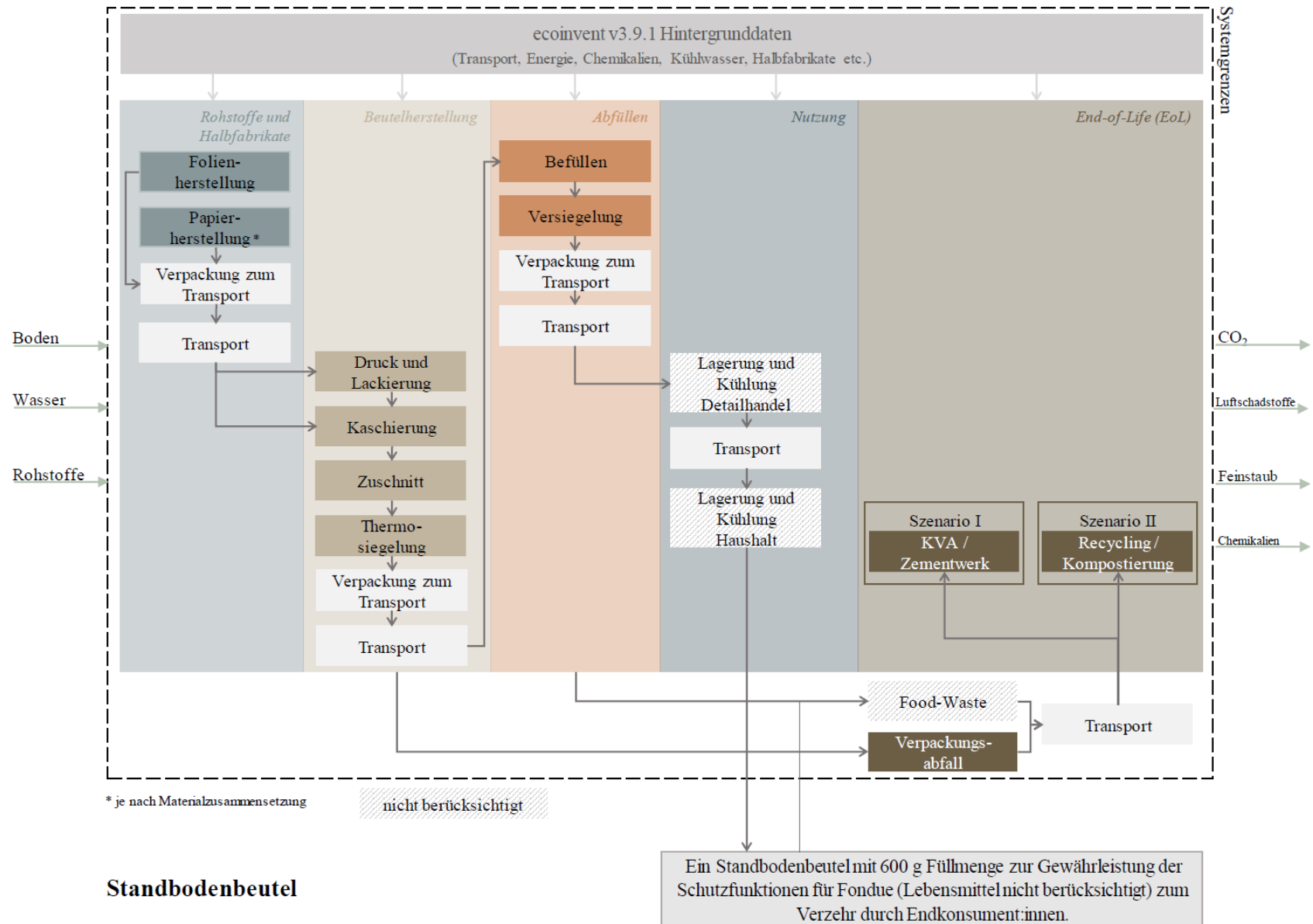


Abbildung 1: In «Vergleich I: Standbodenbeutel» untersuchtes Produktsystem mit Lebenszyklusphasen (farbig hinterlegt) und darin betrachtete Prozesse

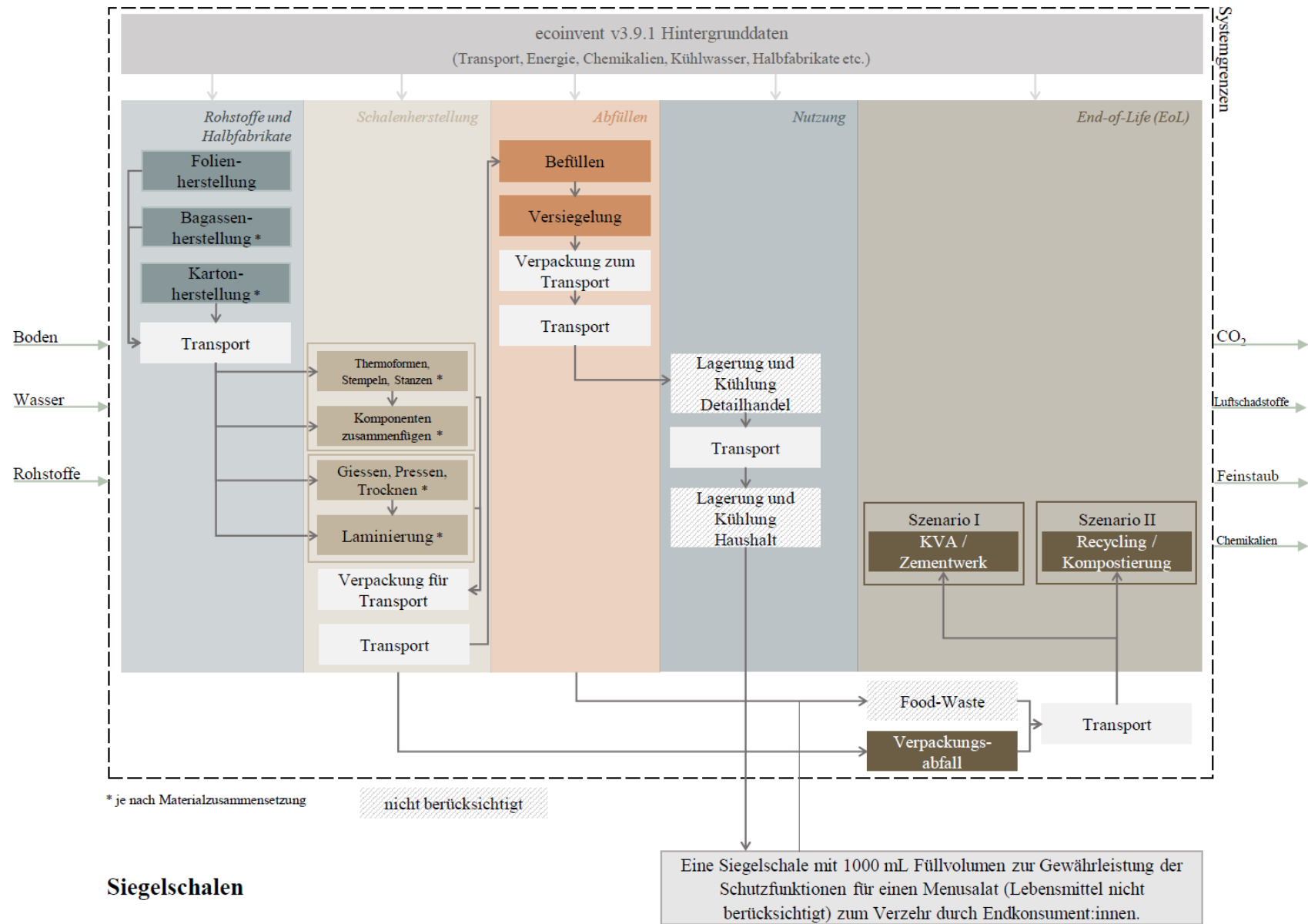


Abbildung 2: In «Vergleich II: Siegelschalen» untersuchtes Produktsystem mit Lebenszyklusphasen (farbig hinterlegt) und darin betrachtete Prozesse

2.2.2 Datenerhebung und Sachbilanz

Alle Hintergrunddaten stammen von der ecoinvent v3.9.1 Datenbank. Es wird die Bibliothek «Ecoinvent 3 – allocation, cut-off by classification – unit» genutzt. Die verwendeten ecoinvent-Prozesse sind den Sachbilanz-Tabellen in Anhang I und Anhänge II – IV (vertraulich) zu entnehmen.

2.2.2.1 Datenerhebung: «Rohstoffe und Halbfabrikate» und «Verpackungsherstellung»

Die Vordergrunddaten stammen grösstenteils von den Verpackungsunternehmen. Die Daten der Unternehmen wurden mittels eines vorher erstellten Fragebogens erhoben. Die darin erfragten Daten umfassten Informationen zu Gebäuden/Maschinen, Materialien/Verluste, Energieverbrauch/-quellen, Sekundärverpackungen und Transportarten/-distanzen. Diese wurden zu den Lebenszyklusphasen «Rohstoffe und Halbfabrikate» und «Verpackungsherstellung» abgefragt.

Bei fehlenden Informationen durch die Unternehmen wurden vorzugsweise allgemeine ecoinvent-Datensätze und die in der Dokumentation vermerkten Faktoren verwendet (Gebäude, Maschinen und Verluste). Falls keine ecoinvent-Datensätze verfügbar waren, wurden Daten publizierter Studien (Al-FiPa, 2024; Seemuth, P., 2023; Villegas et al., 2023; Ziwei et al., 2023) für die Modellierung verwendet. Fehlende technische Informationen zu den Materialien wurden dem Lehrbuch «Werkstoffkunde» von Bargel und Schulze (2018) entnommen. Bei den Sekundärverpackungen wurde für EUR-Paletten eine Lebensdauer von 7 Jahren (EPAL, 2023) und 30 Verwendungen pro Jahr (Deviatkin et al., 2019) angenommen. Von den LDPE-Folien, welche als Fixierung und Schutz der Sekundärverpackung (z. B. Kartonboxen) auf den EUR-Paletten dienen, werden laut Klotz und Haupt (2022) 38 % gesammelt und rezykliert. Die Transportdistanzen wurden bei bekanntem Ausgangs- und Zielort mit Google Maps² ermittelt. Für die Transportdistanzen der Abfallwagen (vgl. Tabelle 9), welche Produktionsverluste von den Produktionsstätten zu den Kehrrichtverbrennungsanlagen (KVA) bringen, wurde die Landesfläche durch die Anzahl KVA geteilt. Aus Landesfläche / KVA wurde der Radius berechnet und somit die maximale Transportdistanz angenommen.

Tabelle 9: Herleitung der Transportdistanzen von Abfallwagen in den für die Bewertung relevanten Ländern

Land	Berechnung			
	¹ Landesfläche A [km ²]	Anzahl KVA	Berechnung	Transportdistanz max. [km]
AT	83'883	12 ²		47
CH	41'285	29 ³		21
DE	357'595	68 ⁴	$\sqrt{A / KVA} / 3.14$	41
FR	632'834	126 ⁵		40
IT	301'336	36 ⁶		52

1 (BFS, 2021), 2 (Umweltbundesamt AT, 2024), 3 (BAFU, 2023), 4 (Umweltbundesamt DE, 2016), 5 (Zerwaste France, 2015), 6 (ISPRA, 2022)

Die detaillierte Auflistung des Inventars inkl. Quellenangaben und verwendeten ecoinvent-Datensätzen finden sich in den vertraulichen Anhängen II-IV.

2.2.2.2 Datenerhebung: Abfüllung, Nutzung und EoL

Für alle Verpackungen wird angenommen, dass das Abfüllen der Lebensmittel in der Schweiz stattfindet. Gebäude und Maschinen für die Versiegelung werden mit dem Datensatz «Chemical factory,

² <https://www.google.ch/maps>, zugegriffen November 2023 – April 2024

organics {RER}| chemical factory construction, organics» modelliert. Die Verpackungen werden bei den Abfüller:innen versiegelt, weshalb die entsprechende Siegelfolie bei der Lebenszyklusphase «Abfüllen» inkludiert wird. Der Energieaufwand zur Versiegelung stammt aus dem Datensatz «*Laminating service, foil, with acrylic binder {RER}| laminating service, foil, with acrylic binder*» (0.0183 kWh/m²). Für den anschliessenden Transport zum Detailhandel wird angenommen, dass die Lebensmittel in Kunststoff-Mehrwegkisten transportiert werden. Die Kisten bestehen aus HDPE, wiegen 1 kg, haben eine Lebensdauer von 10 Jahren und werden 10-mal pro Jahr benutzt (Accorsi et al., 2022). Für den Transport der Verpackung von den Unternehmen zu den abfüllenden Unternehmen und zum Detailhandel ist der exakte Zielort (Land: Schweiz) unbekannt. Deshalb wird die Distanz ausgehend von einer ideal runden Schweiz angenommen. Mit einer Landesfläche von 41'285 km² (ARE, 2024) ergibt dies den Radius und somit eine Transportdistanz von 115 km.

Die Transportdistanz vom Detailhandel zu den Endkonsumierenden wird anhand der Daten vom Bundesamt für Statistik (BFS) (2023) modelliert. Endkonsumierende legen durchschnittlich 4.6 km / Tag für den Einkauf zurück. 75 % der Endkonsumierende verwenden dazu das Privatauto, 17.3 % den Linienbus, 7.3 % den Langsamverkehr und 0.4 % übrige Verkehrsmittel. Es wird von einem Einkaufsgewicht von 10-20 Kilogramm ausgegangen. Die Verpackung des Fondues oder des Salates macht davon 10-20 Gramm aus (0.001 %). Deshalb werden in der Modellierung die Transportprozesse durch 1000 dividiert.

Für den Vergleich Lebensmittel vs. Verpackung stammen die Daten zu Fondue von der ZHAW Agri-Food-Database (ZHAW, 2024). Für den Salat wird der ecoinvent-Datensatz «*Lettuce {GLO}| market for lettuce*» genutzt.

Die detaillierte Auflistung des Inventars inkl. Quellenangaben und verwendeten ecoinvent-Datensätzen findet sich in Anhang I und den vertraulichen Anhängen II-IV.

2.2.3 Allokationsverfahren und Recycling

Für die Hintergrunddaten wurde der Allokationsansatz «*cut-off by classification*» (ecoinvent, 2024) verwendet. Bei den Vordergrunddaten musste in zwei Fällen alloziert werden.

Für die Produktion der unterschiedlichen Materialien wurden Gebäude- und Maschinen-Datensätze von ecoinvent benutzt. Die Jahresproduktion in Tonnen und die Lebensdauer wurden der Dokumentation entnommen. Da unbekannt ist, was in den Fabriken alles produziert wird, wurde die Allokation nach Masse vorgenommen z. B. für 1 g Klebstoff.

Die Umweltauswirkungen der Sekundärverpackungen wurden nach Stückzahl alloziert. Von den Unternehmen war teilweise bekannt, wie viele Primärverpackungen in einer Sekundärverpackung verpackt werden. Daraus wurde berechnet, wie viele Umweltauswirkungen pro verpackter Primärverpackung verursacht werden.

2.2.4 Wirkungsabschätzung

Für die Wirkungsabschätzung werden in Tabelle 10 aufgelistete Wirkungsabschätzungsmethoden verwendet:

Tabelle 10: Übersichtstabelle über die verwendeten Wirkungsabschätzungsmethoden.

Name	GWP100	Environmental Footprint (EF)	Methode der ökologischen Knappheit (MöK)
Grundlage	(IPCC, 2021)	(Fazio et al., 2018)	(BAFU, 2021)
Ebene	Midpoint	Midpoint	Single-Score
Berücksichtigte Kategorien	Klimawandel	Klimawandel, fossiler Ressourcenverbrauch, Ressourcenverbrauch Mineralien und Metalle, Feinstaub, Versauerung und Bodennutzung	19 Kategorien aggregiert als einzelner Indikator in Umweltbelastungspunkte (UBP)

3 Resultate

In den folgenden Kapiteln werden die Resultate zu Recyclingfähigkeit, Ökobilanz und Food Waste Rate gezeigt. Die Recyclingfähigkeits-Resultate fliessen in die Ökobilanzmodellierungen ein.

3.1 Bewertung der Recyclingfähigkeit

Die Bewertung der Recyclingfähigkeit wird für Szenario I und II mit dem CHI-Standard und dem Tool PACO durchgeführt. Die Resultate finden sich in Tabelle 12 und Tabelle 13.

3.1.1 CHI-Standard

Im Rahmen dieser Arbeit werden alle ausgewählten Verpackungen mit den Kriterien K0-K9 des CHI-Standards bewertet. Dabei werden die in Tabelle 11 dokumentierten Herleitungen und Annahmen zur Bewertung der Kriterien (vgl. Tabelle 12) getroffen.

Tabelle 11: Herleitung und getroffene Annahmen zur Bewertung der Kriterien nach CHI-Standard (Cyclos-HTP, 2022)

Kriterium	Erläuterung
K0	Erfassungs- und Verwertungsstrukturen Erfassungs- und Verwertungsstrukturen sind gemäss Kapitel 2.1 ausgebaut.
K1	Wertstoffanteil Zusatzstoffe wurden vom Hauptwertstoff mengenmässig subtrahiert. Bei Verbundwertstoffe wurde der Fokus auf den Wertstoff, welcher den höchsten Anteil ausmacht, ausgegangen. Es wurde Zusatzstoffe und materialfremde Wertstoffe mengenmässig subtrahiert.
K2	Detektion im NIR Bei 2D-Verbundwertstoffen muss davon ausgegangen werden, dass nicht der Hauptstoff detektiert wird, falls die Verpackung mit der «falschen» Seite zum NIR-Sensor liegt.
K2'	Austragsverhalten nach positiver Detektion Dieses Kriterium müsste in einem dynamischen Versuch untersucht/bewertet werden. Es wird für alle Wertstoffe ein optimales Austragsverhalten angenommen.
K3	Elektrische Leitfähigkeit Für die untersuchten Wertstoffe keine relevante Beeinflussung feststellbar.
K4	Ferromagnetismus Für die untersuchten Wertstoffe keine relevante Beeinflussung feststellbar.
K5	Materialdichte nach Aufschluss Dieses Kriterium müsste in einem Zerkleinerungs-Versuch untersucht/bewertet werden. Es werden für alle Wertstoffe die üblichen Trenndichten angenommen.
K6	Auflösegeschwindigkeit in Wasser Für die untersuchten Wertstoffe keine relevante Beeinflussung feststellbar.
K7	Schmelzverhalten Dieses Kriterium müsste in einem Schmelz-Versuch untersucht/bewertet werden. Es werden für alle Wertstoffe das übliche Schmelzverhalten angenommen. Bei Verbundwertstoffen wird ausschliesslich der Hauptwertstoff berücksichtigt.
K8	Nicht trennbare Kontaminanten Zusatzstoffe wurden mengenmässig gemäss Tabelle 3 (Cyclos-HTP, 2022, S. 19–20) berücksichtigt.
K9	Sonstige Kriterien

Tabelle 12: Resultate der Bewertung der Recyclingfähigkeit der Lebensmittelverpackungen nach CHI-Standard (Cyclos-HTP, 2022)

Kriterium	Vergleich I: Standbodenbeutel						Vergleich II: Siegelschalen					
	Kunststoffmono		Kunststoffverbund		Faserverbund		Kunststoffmono		Kombination		Faserverbund	
	PP met Szenario I	Szenario II	PE und PET o.Ä. Szenario I	Szenario II	PE und Papier o.Ä. Szenario I	Szenario II	PET Szenario I	Szenario II	Karton, PET Szenario I	Szenario II	bio. abbaubar Szenario I	Szenario II
K0: Erfassungs- und Verwertungsstrukturen	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0
K1: Wertstoffanteil	↓	0.80	↓	0.80	↓	↓	↓	0.98	↓	0.98	↓	↓
K2: Detektion im NIR	↓	1	↓	0.50	↓	↓	↓	1	↓	1	↓	↓
K2': Austragsverhalten nach positiver Detektion	↓	(1)	↓	(1)	↓	↓	↓	(1)	↓	(1)	↓	↓
K3: elektrische Leitfähigkeit	↓	-	↓	-	↓	↓	↓	-	↓	-	↓	↓
K4: Ferromagnetismus	↓	-	↓	-	↓	↓	↓	-	↓	-	↓	↓
K5: Materialdichte nach Aufschluss	↓	(1)	↓	(0.80)	↓	↓	↓	(1)	↓	(1)	↓	↓
K6: Auflösegeschwindigkeit in Wasser	↓	-	↓	-	↓	↓	↓	-	↓	-	↓	↓
K7: Schmelzverhalten	↓	(1)	↓	(0.80)	↓	↓	↓	(1)	↓	(1)	↓	↓
K8: nicht trennbare Kontaminanten	↓	0.70	↓	0.80	↓	↓	↓	0.98	↓	0.98	↓	↓
K9: sonstige Kriterien	↓	1	↓	1	↓	↓	↓	1	↓	1	↓	↓
Resultate in % *	0	56	0	32	0	0	0	96	0	96	0	0

* vgl. Tabelle 4: Klassifikation der Recyclingfähigkeit nach CHI-Standard (Cyclos-HTP, 2022)

Die Recyclingfähigkeit vom KM-Standbodenbeutel (56 %), der PET- und PET/K-Siegelschale (96 %) wird für die Modellierung des Zukunftsszenarios verwendet. Das Resultat des KV-Standbodenbeutels ist < 50 %. Die Verpackung wird deshalb als nicht recyclingfähig eingestuft.

3.1.2 Packaging Cockpit

Alle Verpackungen werden im Packaging Cockpit erfasst und analysiert. Für Szenario I (Status quo) wird die Recyclingfähigkeit in der Schweiz betrachtet. Um Szenario II (Zukunftsszenario) bewerten zu können, wird eine Analyse für Deutschland durchgeführt, wo die nationale Sammel- und Recyclinginfrastruktur bereits ausgebaut ist.

Tabelle 13: Resultate der Bewertung der Recyclingfähigkeit der Lebensmittelverpackungen mit dem Tool PACO (Packaging Cockpit GmbH, 2024)

Kriterium	Vergleich I: Standbodenbeutel						Vergleich II: Siegelschalen					
%	Kunststoffmono		Kunststoffverbund		Faserverbund		Kunststoffmono		Kombination		Faserverbund	
	PP met		PE und PET o.Ä.		PE und Papier o.Ä.		PET		Karton, PET		bio. abbaubar	
	Szenario I	Szenario II	Szenario I	Szenario II	Szenario I	Szenario II	Szenario I	Szenario II	Szenario I	Szenario II	Szenario I	Szenario II
A (recyclingfähig)	-	-	-	-	-	-	-	100	68	100	-	-
B (recyclingfähig (reduzierte Qualität))	-	81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C (nicht recyclingfähig)	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D (nicht recyclingfähig (qualitätsmindernd))	100	14	100	100	57	57	100	-	32	-	100	100
X (kontaminierend)	-	-	-	-	43	43	-	-	-	-	-	-
? (Expert:innenbeurteilung erforderlich)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Resultate in %	0	81	0	0	0	0	0	100	68	100	0	0

Für Szenario I ergibt sich für alle Verpackungen bis auf die PET/K-Siegelschale eine Recyclingfähigkeit von 0 %. Da in der Szenario-Definition (vgl. Kapitel 2.1) davon ausgegangen wird, dass die Endkonsumierenden, den Kartonsleeve nicht von der PET-Siegelschale trennen und in die Separatsammlung geben, wird eine Recyclingfähigkeit von 0 % für die PET/K-Siegelschale bei Szenario I angenommen. Für Szenario II ergibt sich eine Recyclingfähigkeit von 81 % für den KM-Standbodenbeutel, 100 % für die PET-Siegelschale und 100 % für die PET/K-Siegelschale. Zu beachten ist, dass der FV-Standbodenbeutel zu 43 % als kontaminierend eingestuft wird.

Für die weiteren Berechnungen werden die konservativeren Recyclingfähigkeitsresultate nach CHI-Standard verwendet.

3.2 Ökobilanzielle Bewertung

In diesem Kapitel werden die Wirkungsabschätzungsergebnisse der Ökobilanz aufgezeigt. Die Umweltauswirkungen werden einerseits für den gesamten Lebenszyklus und andererseits anhand der Lebenszyklusphasen «Rohstoffe und Halbfabrikate» und «End-of-Life» aufgezeigt. Die in Kapitel 3.1.1 ermittelte Recyclingfähigkeit fließt in die Modellierung des «End-of-Life» Szenario II ein. Aufgrund geringer Relevanz («Beutel-/Schalenherstellung») und identischer Modellierung über alle Verpackungen pro Variante hinweg («Abfüllen», «Nutzung»), wird darauf verzichtet, die restlichen Lebenszyklusphasen vertieft zu analysieren. Aufgrund divergierender funktioneller Einheiten ist ein Direktvergleich (Standbodenbeutel und Siegelschalen) nicht möglich. Zur besseren Lesbarkeit werden die Verpackungsbezeichnungen wie folgt abgekürzt:

- Faserverbund-Standbodenbeutel (FV)
- Kunststoffmono-Standbodenbeutel (KM)
- Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV)
- PET-Siegelschale (PET)
- PET mit Kartonsleeve Siegelschale (PET/K)
- Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale (BZ)

3.2.1 Umweltauswirkungen Lebenszyklus

Im Folgenden werden die Umweltauswirkungen des Lebenszyklus für Vergleich I und II getrennt dargelegt. Wenn nicht angegeben, handelt es sich um das Szenario I (Status quo), wobei alle untersuchten Verpackungen thermisch verwertet (KVA) werden. Erläuterungen zu Szenario I (SI) Status quo und Szenario II (SII) Zukunftsszenario finden sich in Kapitel 2.1.

Standbodenbeutel

In Tabelle 14 sind die Wirkungsabschätzungsergebnisse nach IPCC (2021) GWP100 und MöK 2021 (BAFU, 2021) für die drei Standbodenbeutel aufgelistet. Der KM- und KV-Standbodenbeutel (100 %) verursachen vergleichbar viel Treibhausgasemissionen. Der FV-Standbodenbeutel verursacht 13 % und der KM (SII) – Standbodenbeutel 20 % weniger Treibhausgasemissionen. Ebenfalls weisen diese beiden Standbodenbeutelvarianten mit 10 % respektive 11 % weniger als der KM-Standbodenbeutel (100 %) die geringste Gesamtumweltbelastung auf. Während der FV-Standbodenbeutel bei der Methode der ökologischen Knappheit 2 % weniger Umweltauswirkungen als der KM (SII) – Standbodenbeutel verursacht, werden durch den KM (SII) – Standbodenbeutel 7 % weniger Treibhausgasemissionen ausgestossen. Das höher ausfallende Resultat bei der Gesamtumweltbelastung liegt an der stark divergierenden Menge an «Lack/Tinte/Farbe» (vgl. Kapitel 3.2.2 & 3.2.4.1). Durch die Recyclingfähigkeit von 56 % des KM-Standbodenbeutels wird in der Lebenszyklusphase «End-of-Life» mengenmässig weniger PP verbrannt und somit weniger fossiles CO₂ freigesetzt.

Tabelle 14: Wirkungsabschätzungsergebnisse GWP 100 (IPCC, 2021) und Methode der ökologischen Knappheit (BAFU, 2021) des Faserverbund- (FV), Kunststoffmono- (KM) Status quo, Kunststoffmono- (KM) Zukunftsszenario (SII) und des Kunststoffverbund- (KV) Standbodenbeutels.

	FV	KM	KM SII	KV
GWP100, kg CO ₂ -eq	0.074	0.083	0.068	0.085
MöK, UBP	132	146	134	138

Grundsätzlich schliessen die in dieser Arbeit gesetzten Systemgrenzen das Lebensmittel von den Vergleichen aus. Zur Verdeutlichung der Relevanz der Schutzfunktionen der Verpackung, zeigt Abbildung 3 die Umweltauswirkungen der drei Standbodenbeutel im Vergleich zu den darin verpackten 600 Gramm Käsefondue.



Abbildung 3: Vergleich der Gesamtumweltbelastung in UBP des verpackten Lebensmittels (600 g Käsefondue) und der drei Standbodenbeutel.

In Abbildung 4 werden die prozentualen Anteile der Lebenszyklusphasen vom FV-, KV- und KM-Standbodenbeutel an den untersuchten Wirkungskategorien von Environmental Footprint 3.1 (2018) dargestellt. Es zeigt sich, dass die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» auf alle Wirkungskategorien den grössten Einfluss hat. Bei fünf von sechs Wirkungskategorien macht der Anteil > 60 % an den gesamten Auswirkungen pro Standbodenbeutel aus. Bei der Wirkungskategorie «Klimawandel» ist der Anteil der End-of-Life-Phase im Verhältnis zu den restlichen Wirkungskategorien grösser. Die Lebenszyklusphasen «Abfüllen» und «Nutzung» haben kaum Einfluss auf das Gesamtergebnis. Sie werden nicht näher betrachtet. Auf die beiden Lebenszyklusphasen «Rohstoffe und Halbfabrikate» und «End-of-Life» wird in den Kapiteln 3.2.2 und 3.2.3 detaillierter eingegangen.

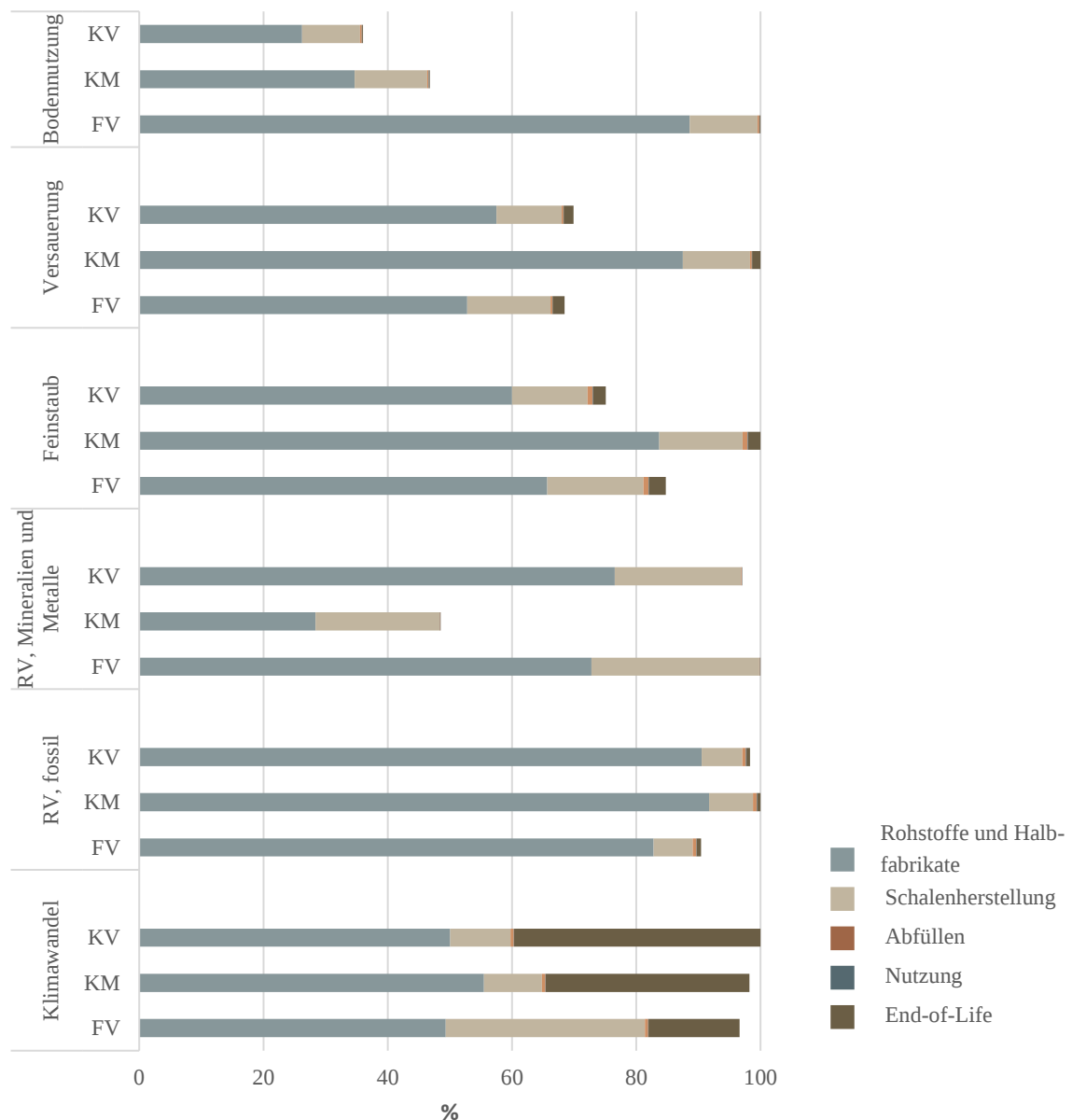


Abbildung 4: Prozentuale Anteile der Lebenszyklusphasen vom Kunststoffmono- (KM), Kunststoffverbund- (KV) und Faserverbund- (FV) Standbodenbeutel an den untersuchten Wirkungskategorien: Bodennutzung, Versauerung, Feinstaub, Ressourcenverbrauch (RV) Mineralien und Metalle, RV fossil und Klimawandel von EF 3.1 (Fazio et al., 2018).

Abbildung 5, Abbildung 6 und Abbildung 7 zeigen die Anteile der Lebenszyklusphasen und deren Hauptprozesse an der Gesamtumweltbelastung (UBP) pro Materialvariante. Bei allen drei Standbodenbeuteln macht die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» mehr als 60 % der Gesamtumweltbelastung aus. 40 % bis 56 % der Gesamtumweltbelastung können auf die Hauptmaterialien Papier, PE, PET und PP zurückgeführt werden. Der Anteil von «Lack/Tinte/Farbe» variiert zwischen 1 % und 20 % an der Gesamtumweltbelastung.

Die Beutelherstellung hat mit < 16 % bei allen Standbodenbeuteln den kleinsten Einfluss (ohne «Abfüllen» und «Nutzung») auf die Gesamtumweltbelastung. Vor allem die Bodennutzung, die Nutzung von Energieressourcen und die Verschnitte tragen zu den Umweltauswirkungen bei.

Die fossilen Hauptmaterialien PE, PET und PP tragen zu den grössten Umweltauswirkungen beim «End-of-Life» (hier KVA) bei. Die abschliessende Lebenszyklusphase trägt zwischen 19 % bis 25 % zu der Gesamtumweltbelastung bei. Die Umweltauswirkungen in der Nutzungs- und Abfüllphase fallen gering aus. Sie werden als Lebenszyklusphase «Rest» (graue Fläche) zusammengefasst dargestellt.

Da Papier (vgl. Abbildung 5) aus biogenem Kohlenstoff aufgebaut ist, werden bei der thermischen Verwertung des FV-Standbodenbeutels kaum Emissionen freigesetzt (0.4 %). Die fossilen Bestandteile PET und PE tragen mit 3 % respektive 14 % stärker zur Gesamtumweltbelastung bei.

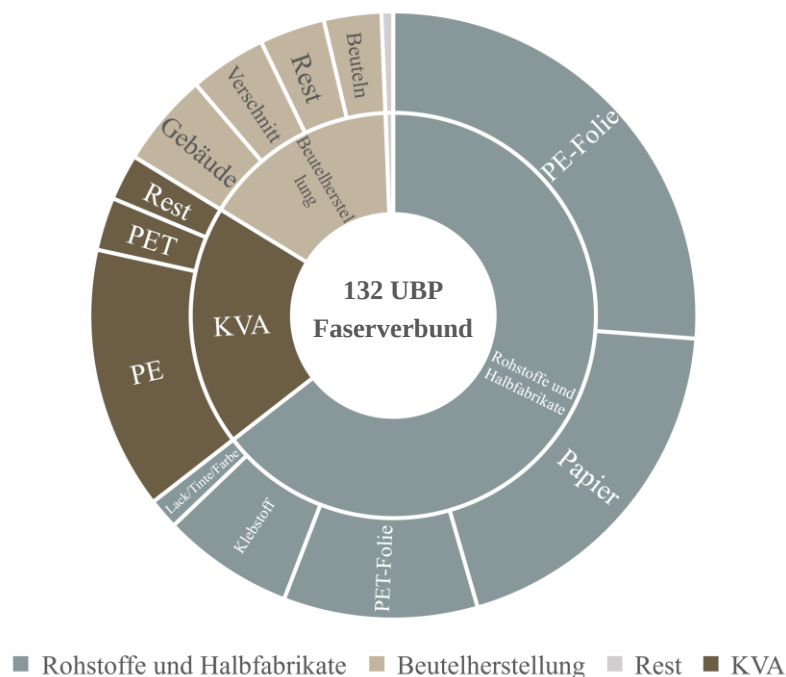


Abbildung 5: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung des Faserverbund-Standbodenbeutels mit 600 g Füllmenge zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für Fondue (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende. Aufgeteilt in die Lebenszyklusphasen (innen) und Hauptprozesse (aussen).

In Abbildung 6 ist ersichtlich, dass der Hauptprozess «Lack/Tinte/Farbe» beim KM-Standbodenbeutel 20 % der Gesamtumweltbelastung ausmacht. Die detaillierte Aufschlüsselung der verursachenden Prozesse findet sich in Kapitel 3.2.2 *Standbodenbeutel*.

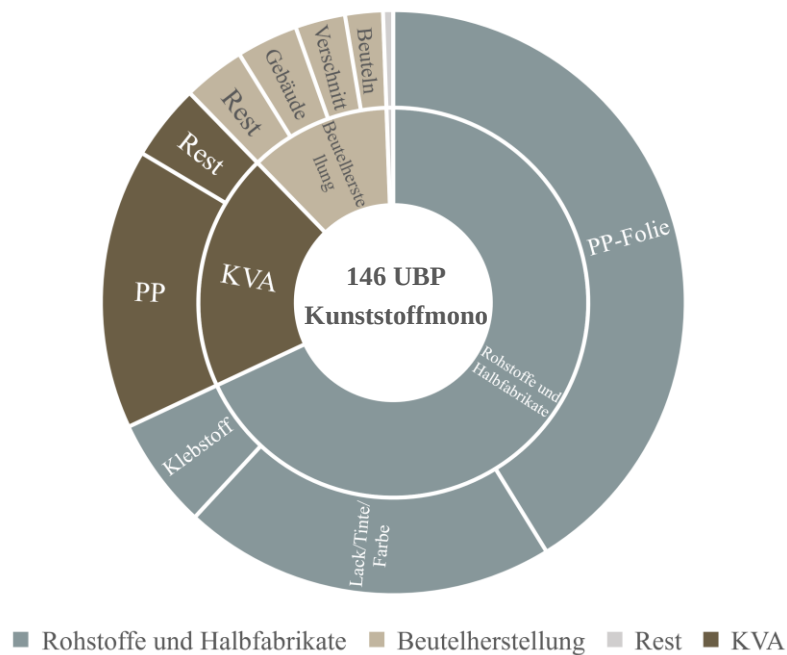


Abbildung 6: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung des Kunststoffmono-Standbodenbeutels mit 600 g Füllmenge zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für Fondue (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende. Aufgeteilt in die Lebenszyklusphasen (innen) und Hauptprozesse (aussen).

Der höhere Anteil von PE als PET an den Umweltauswirkungen in der Lebenszyklusphase «End-of-Life» (hier KVA) ist einerseits auf den mengenmässig grösseren Anteil des Materials im KV-Standbodenbeutel zurückzuführen (vgl. Abbildung 7). Andererseits verursacht die thermische Verwertung von 1 kg PE, aufgrund der chemischen Struktur und der Molaren Masse, 30 % mehr CO₂-Emissionen als die thermische Verwertung von 1 kg PET.

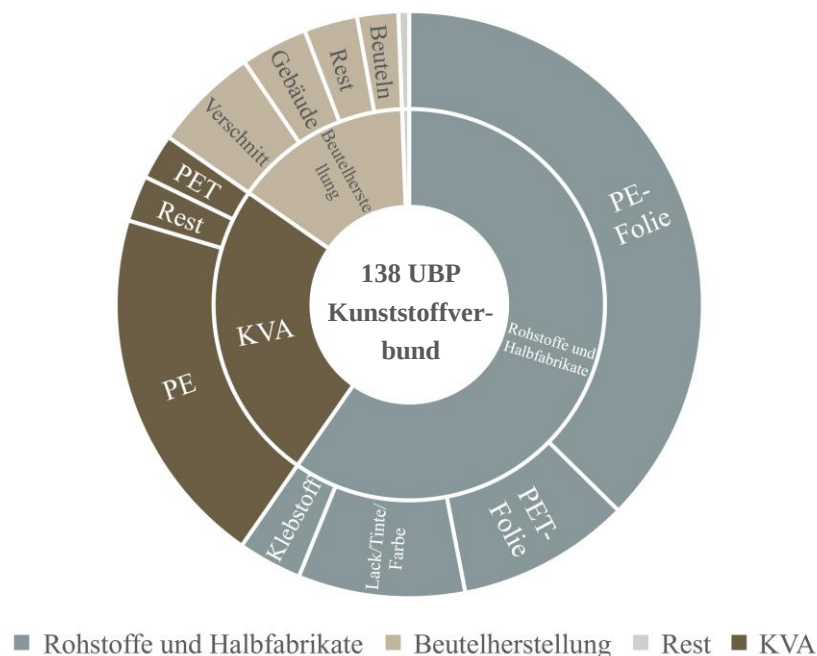


Abbildung 7: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung des Kunststoffmono-Standbodenbeutels mit 600 g Füllmenge zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für Fondue (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende. Aufgeteilt in die Lebenszyklusphasen (innen) und Hauptprozesse (aussen).

Siegelschalen

In Tabelle 15 sind die Wirkungsabschätzungsergebnisse nach IPCC (2021) GWP100 und MöK 2021 (BAFU, 2021) für die drei Siegelschalen aufgelistet. Die BZ-Siegelschale verursacht am wenigsten Treibhausgasemissionen. Die PET-Siegelschale SII kommt dem Ergebnis mit 6 % höheren Emissionen am nächsten. Die restlichen Materialvarianten verursachen mindestens 1,5-mal mehr Emissionen. Die PET/K-Siegelschale weist die höchste Gesamtumweltbelastung (UBP) auf. Sie fällt 50 % höher als bei der BZ- und 40 % höher als bei der PET-Siegelschale SII aus. Grund für die deutlich höheren Umweltauswirkungen ist nicht das Material an sich, sondern die verwendete Menge an Karton zur Substitution des PETs (vgl. Tabelle 2).

Tabelle 15: Wirkungsabschätzungsergebnisse GWP 100 und Methode der ökologischen Knappheit der PET-, PET mit Kartonsleeve (PET/K) und Bambus-Zuckerrohr- (BZ) Siegelschale für Szenario I (SI) Status quo und Szenario II (SII) Zukunftsszenario.

	PET SI	PET SII	PET/K SI	PET/K SII	BZ
GWP100, kg CO ₂ -eq	0.219	0.138	0.255	0.198	0.129
MöK, UBP	357	276	485	428	230

Grundsätzlich schliessen die in dieser Arbeit gesetzten Systemgrenzen das Lebensmittel von den Vergleichen aus. Zur Verdeutlichung der Relevanz der Schutzfunktionen der Verpackung, zeigt Abbildung 8 die Umweltauswirkungen der drei Siegelschalen im Vergleich zu den darin verpackten 200 Gramm Blattsalat grün.



Abbildung 8: Vergleich der Umweltauswirkungen in UBP des verpackten Lebensmittels (200 g Blattsalat grün) und der drei Siegelschalen.

In Abbildung 9 werden die prozentualen Anteile der Lebenszyklusphasen von der PET-, PET/K- und BZ-Siegelschale an den untersuchten Wirkungskategorien von Environmental Footprint 3.1 (2018) dargestellt. Es zeigt sich, dass die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» auf alle Wirkungskategorien den grössten Einfluss hat. Demgegenüber ist der Anteil der Lebenszyklusphase «End-of-Life» für fünf von sechs Wirkungskategorien vernachlässigbar. Ausschliesslich bei der Wirkungskategorie «Klimawandel» ist der Einfluss des «End-of-Life» von Relevanz. Die Lebenszyklusphasen «Abfüllen» und «Nutzung» haben kaum Einfluss auf das Gesamtergebnis. Sie werden nicht näher untersucht. Auf die beiden Lebenszyklusphasen «Rohstoffe und Halbfabrikate» und «End-of-Life» wird in den Kapiteln 3.2.2 und 3.2.3 detaillierter eingegangen.

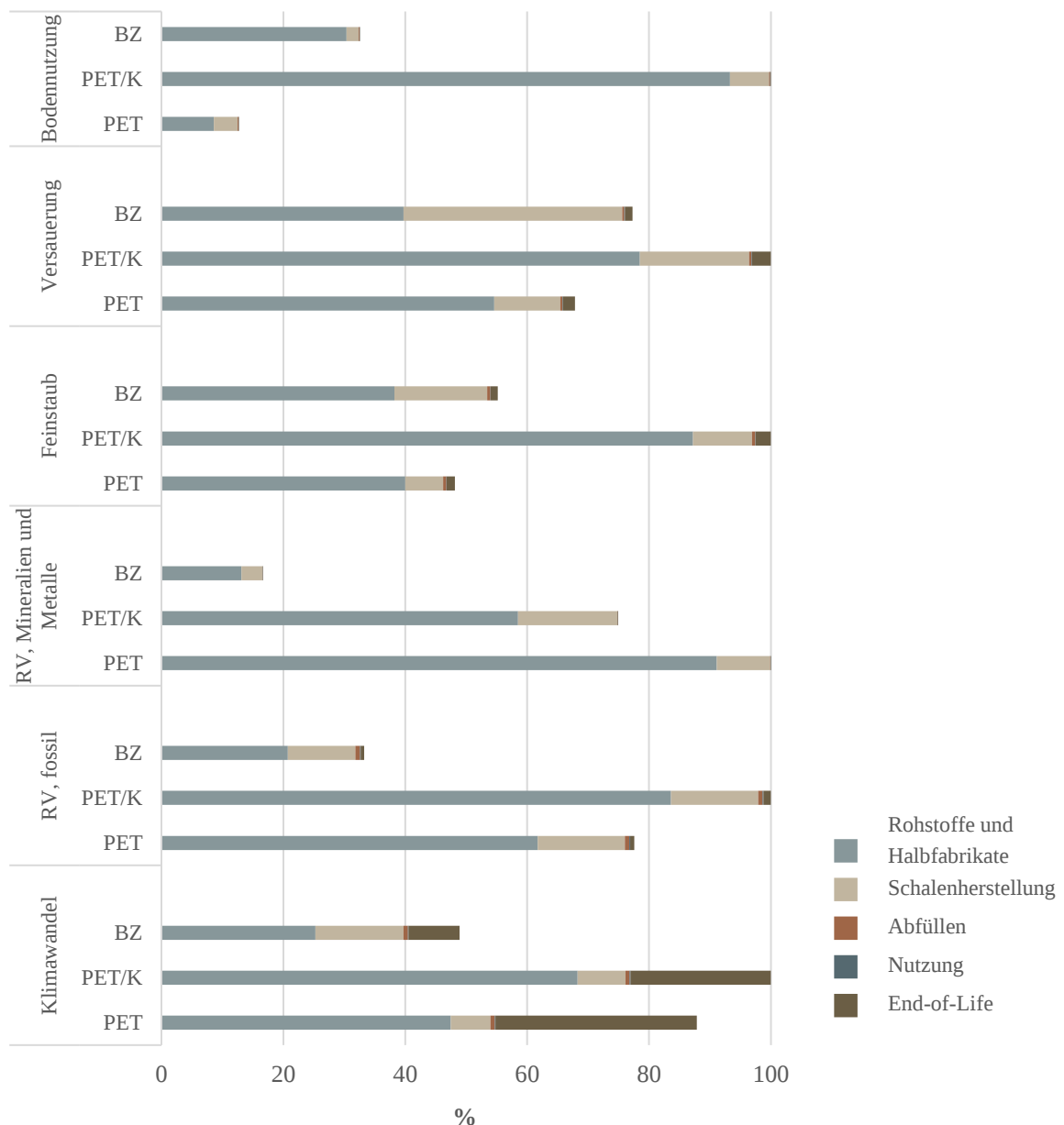


Abbildung 9: Prozentuale Anteile der Lebenszyklusphasen von der PET-, PET mit Kartonsleeve (PET/K) und Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale (BZ) an den untersuchten Wirkungskategorien: Bodennutzung, Versauerung, Feinstaub, Ressourcenverbrauch (RV) Mineralien und Metalle, RV fossil und Klimawandel von EF 3.1 (Fazio et al., 2018).

Die Abbildung 10, Abbildung 11 und Abbildung 12 zeigen die Anteile der Lebenszyklusphasen und deren Hauptprozesse an der Gesamtumweltbelastung (UBP). Bei allen drei Siegelschalen machen die Lebenszyklusphasen «Rohstoffe und Halbfabrikate» mehr als 60 % der Gesamtumweltbelastung aus. Grund dafür sind die verwendeten Hauptmaterialien PET (vor allem Xylol zur Synthese von Terephthalsäure (Hald, 2023)), Karton (Stromverbrauch bei Zellstoff- und Kartonherstellung) und Bambus (Stromverbrauch bei Zellstoffherstellung). Zusatzstoffe sind bei der Berechnung in die PET- und Laminationsfolie integriert. Sie machen bei allen Folien < 5 % aus und werden deshalb nicht weiter betrachtet. Die Umweltauswirkungen in der Nutzungs- und Abfüllphase fallen gering aus. Sie werden als Lebenszyklusphase «Rest» (graue Fläche) zusammengefasst dargestellt.

Die Lebenszyklusphase «Schalenherstellung» verursacht bei der BZ-Siegelschale (Abbildung 10) ca. ein Viertel der Gesamtumweltbelastung. Dies ist vor allem auf den Elektrizitätsbedarf beim «Giessen / Pressen / Trocknen» zurückzuführen.

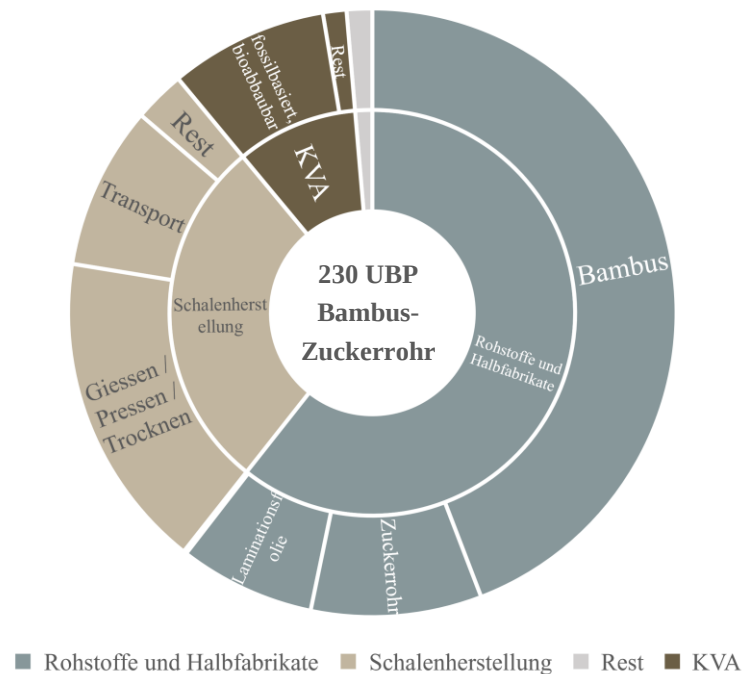


Abbildung 10: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung der Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale mit 1000 ml Füllvolumen zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für einen Menusalat (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende. Aufgeteilt in die Lebenszyklusphasen (innen) und Hauptprozesse (aussen).

Abbildung 11 zeigt, dass die Lebenszyklusphasen «End-of-Life» (hier KVA) und «Schalenherstellung» bei der PET/K-Siegelschale ca. ein Viertel der Gesamtumweltbelastung ausmachen. Bei der PET-Siegelschale machen die beiden Lebenszyklusphasen ca. ein Drittel der Gesamtumweltbelastung aus (vgl. Abbildung 12). Die Verhältnisse unterscheiden sich, da bei der PET-Siegelschale mengenmässig mehr fossile Rohstoffe eingesetzt werden, welche wiederum höhere Emissionen bei der thermischen Verwertung verursachen. Bei der «Schalenherstellung» sind die Umweltauswirkungen bei beiden PET-Siegelschalen auf das Gebäude und den Tiefzieh-Prozess zurückzuführen. Trotz identischer Produktionsstätte und -vorgang unterscheidet sich die Relevanz der beiden Hauptprozesse. Grund dafür ist das höhere Verpackungsgewicht der PET/K-Siegelschale und der Allokation nach Masse (vgl. Kapitel 2.2.3).

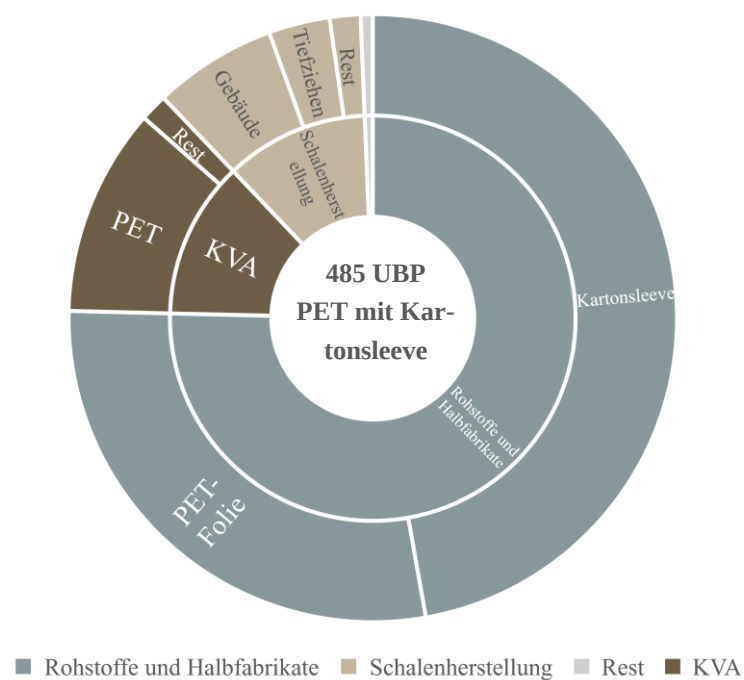


Abbildung 11: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung einer PET mit Kartonsleeve Siegel-schale mit 1000 ml Füllvolumen zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für einen Menusalat (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende.

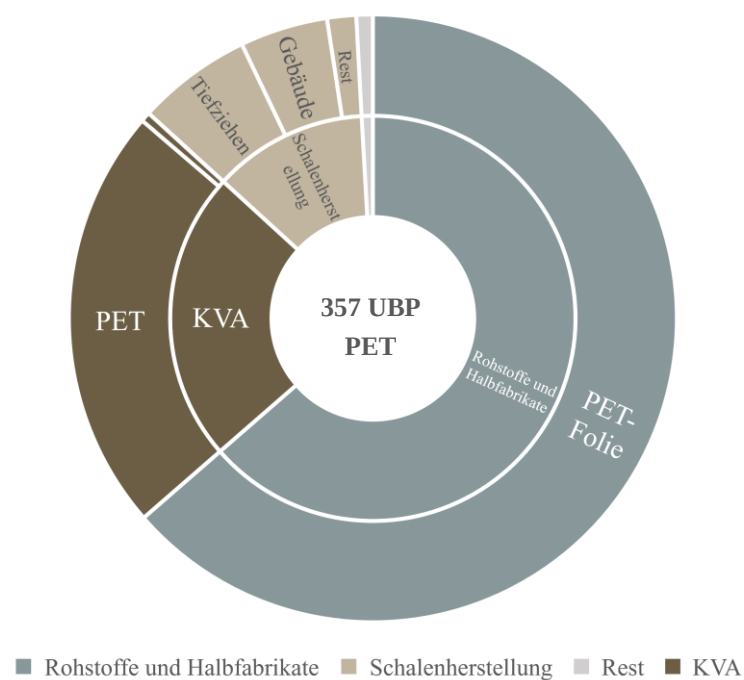


Abbildung 12: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung einer PET-Siegelschale mit 1000 ml Füllvolumen zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für einen Menusalat (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende.

3.2.2 Umweltauswirkungen «Rohstoffe und Halbfabrikate»

Die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» macht bei allen untersuchten Lebensmittelverpackungen den höchsten Anteil an den Umweltauswirkungen (EF) aus. In diesem Kapitel wird auf die Ursachen dafür eingegangen.

Standbodenbeutel

Die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» macht bei allen Wirkungskategorien > 50 % aus (vgl. Abbildung 4). Den grössten Einfluss haben die Hauptmaterialien Papier, PE, PET und PP und «Lack/Tinte/Farbe».

Bei der «Bodennutzung» sind die Umweltauswirkungen des FV-Standbodenbeutels mehr als doppelt so hoch wie beim KM- und KV-Standbodenbeutel. Dies ist auf das als Hauptmaterial verwendete holzbasierte Papier und die damit verbundene Landnutzung und -änderung zurückzuführen.

«Lack/Tinte/Farbe» hat nach den Hauptmaterialien den grössten Einfluss auf die Wirkungskategorien «Versauerung», «Feinstaub» und «Ressourcenverbrauch, fossil». Aufgrund vergleichbarer Resultate wird die Materialkategorie beispielhaft anhand der Wirkungskategorie «Versauerung» analysiert. Abbildung 13 zeigt, dass die «Rohstoffe und Halbfabrikate» aufgrund «Lack/Tinte/Farbe» des KM-Standbodenbeutels 40 % mehr als der FV- und 35 % mehr als der KV-Standbodenbeutel an die «Versauerung» beitragen. Bei allen drei Wirkungskategorien verursachen hauptsächlich Alkydharze (Phthalsäureanhydrid und Sojabohnenrohöl), Titaniumdioxid (Schwefelsäure und Wärmeenergieaufwand) und Acrylbindemittel im Lack (Vinylacetat) die Umweltauswirkungen. Vor allem Schwefeldioxid trägt zur Versauerung und Feinstaubbelastung der Luft bei während als Rohstoffe Rohöl, Erdgas und Kohle verbraucht werden. Wird die Materialkategorie ausgeschlossen, macht der Unterschied 10 % respektive 20 % der «Versauerung» aus. Weitere Ausführungen dazu finden sich in Kapitel 3.2.4.1.

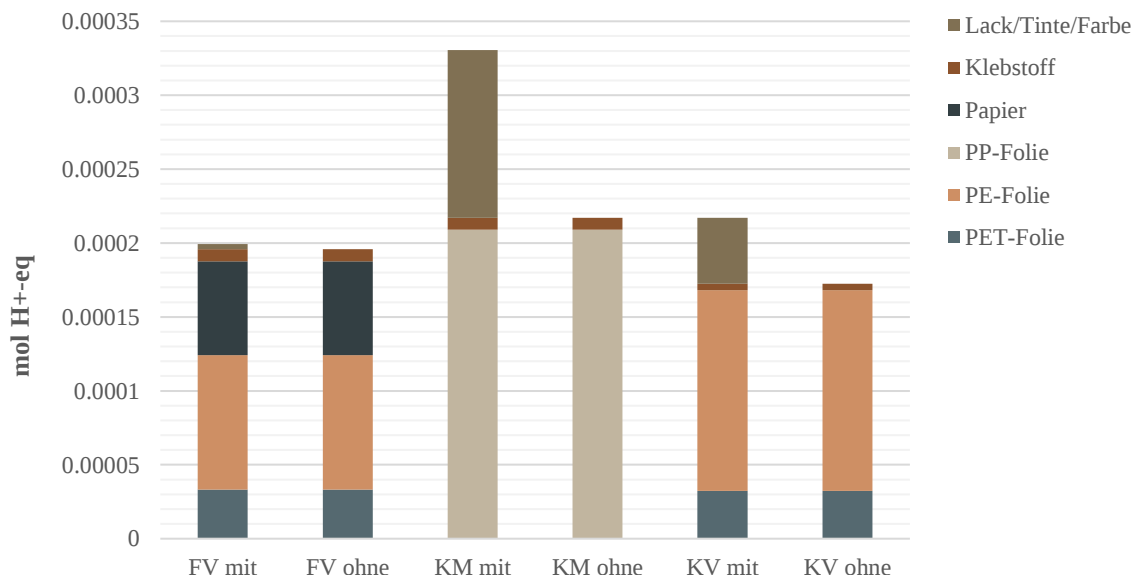


Abbildung 13: Auswirkungen des Faserverbund- (FV), Kunststoffmono- (KM) und Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV) auf die Wirkungskategorie «Versauerung» in mol H⁺-eq (Fazio et al., 2018). Säulendarstellung «mit» und «ohne» Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe» zur Verdeutlichung der Relevanz.

Im Gegensatz zum FV- und KV-Standbodenbeutel fällt der «Ressourcenverbrauch, Mineralien und Metalle» beim KM-Standbodenbeutel 60 % tiefer aus. Grund dafür ist Antimon (Sb). Antimon wird

als Katalysator bei der PET-Polymerisierung eingesetzt (BAFU, 2007). Der FV- wie auch KV-Standbodenbeutel enthalten PET während der KM-Standbodenbeutel aus PP besteht.

Die Rohstoffgewinnung und -verarbeitung der fossilen Hauptmaterialien PE, PET und PP sorgt für die meisten Umweltauswirkungen in der Wirkungskategorie «Klimawandel». Wiederum führt der «Lack/Tinte/Farbe»-Anteil des KM-Standbodenbeutels dazu, dass dieser 6 % Treibhausgasemissionen mehr als die beiden anderen Standbodenbeutel verursacht. Es werden hauptsächlich fossiles CO₂, fossiles Methan und CO₂ zur Landnutzungsänderung emittiert.

Siegelschalen

Die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» macht bei allen berücksichtigten Wirkungskategorien des EF bei allen Materialvarianten > 50 % aus (vgl. Abbildung 9). Den grössten Einfluss machen die Hauptmaterialien PET, Karton und Bambusholz aus.

Bei der «Bodennutzung» stammen bei der PET/K-Siegelschale 92 % und bei der BZ-Siegelschale 89 % von Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate». Dies ist auf die verwendeten faserbasierten Materialien Karton und Bambus respektive Zuckerrohr zurückzuführen. Die Umweltauswirkungen sind auf die Landnutzung und -änderung zurückzuführen. Wie Abbildung 14 zeigt, unterscheiden sich die Umweltauswirkungen zwischen den unterschiedlichen Rohstoffen deutlich.

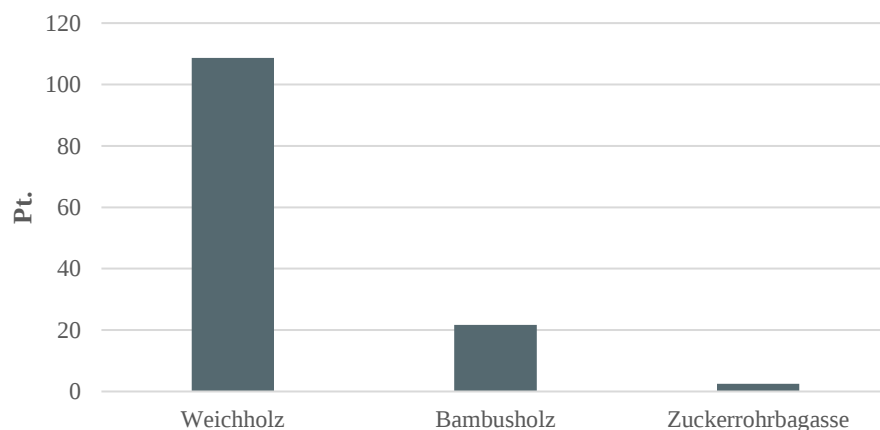


Abbildung 14: Vergleich Bodennutzung von je 1 kg Weichholz (TS), Bambusholz (TS) und Zuckerrohrbagasse (TS) zur Herstellung von Karton, Bambusfaser und Zuckerrohrfaser in Pt. (Fazio et al., 2018).

Kartonfaser wird aus Weichholz und Bambusfaser aus Bambusholz hergestellt. Bei Zuckerrohrbagasse handelt es sich um ein Nebenprodukt. Durch die Allokation fällt die Bodennutzung im Vergleich zu Bambus- und Weichholz deutlich geringer aus. Der Unterschied der beiden Holzarten (vgl. Abbildung 14) ist auf die Flächeneffizienz zurückzuführen. Zur Produktion von 1 kg Trockensubstanz (TS) Bambusholz werden 0.48 m² Boden und für die Produktion von 1 kg (TS) Weichholz werden 2.66 m² Boden pro Jahr genutzt (siehe Anhang). Daraus lässt sich ein Verhältnis von 5:1 Flächenverbrauch Weichholz zu Flächenverbrauch Bambusholz berechnen. Dieses Verhältnis spiegelt sich im Total der Bodennutzungspunkte wider.

Bei der BZ-Siegelschale tragen die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» und «Schalenherstellung» vergleichbar zur «Versauerung» bei. Einerseits stammen die Emissionen von den verwendeten nachwachsenden Rohstoffen und andererseits von Transport- und Energieprozessen in

der «Schalenherstellung» und der damit verbundenen Freisetzung von Schwefeldioxid, Stickstoffoxid und Ammoniak in die Luft. Bei den PET-Siegelschalen trägt vor allem die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» zur Versauerung bei. Dies ist auf Xylol, welches zur Synthese von Terephthalsäure und somit PET (Hald, 2023) und Wärmeprozesse zurückzuführen ist.

Die durch die PET/K-Siegelschale verursachte Feinstaubbelastung fällt in der Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» doppelt so hoch aus als bei der PET- und der BZ-Siegelschale. Dies ist auf den Strom- und Wärmeverbrauch aus der Verbrennung von Kohle und die damit verbundene Emission von Feinstaubpartikeln, Stickstoffoxid und Ammoniak zurückzuführen. Die Energie wird für die Herstellung von chemisch-thermomechanischem Zellstoff, welcher für die Kartonproduktion verwendet wird, benötigt.

Die PET/K-Siegelschale verursacht ebenfalls doppelt so viele Treibhausgasemissionen als die BZ-Siegelschale. In der Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» tragen dazu einerseits die PET-Granulatherstellung und andererseits der Stromverbrauch bei der Kartonherstellung bei. Bei den Prozessen werden fossiles CO₂, fossiles Methan und biogenes Methan freigesetzt.

Bei «Ressourcenverbrauch, fossil» und «Ressourcenverbrauch, Mineralien und Metalle» macht die Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» bei den PET-Siegelschalen einen Anteil von über 70 % an den totalen Umweltauswirkungen pro Wirkungskategorie aus. Dies ist auf Antimon (Sb), welches als Katalysator bei der PET-Polymerisierung eingesetzt wird zurückzuführen (BAFU, 2007). Der Anteil der Lebenszyklusphase «Rohstoffe und Halbfabrikate» fällt bei der BZ-Siegelschale bei «Ressourcenverbrauch, fossil» ausserdem aufgrund der nachwachsenden Hauptmaterialien geringer aus.

3.2.3 Umweltauswirkungen «End-of-Life»

Die Lebenszyklusphase «End-of-Life» verursacht bei allen Verpackungen (Standbodenbeutel und Siegelschalen) bei den untersuchten Wirkungskategorien ausschliesslich bei «Klimawandel» einen relevanten Beitrag (vgl. Abbildung 4 & Abbildung 9). Die Treibhausgasemissionen werden dabei vor allem durch die thermische Verwertung der fossilen Rohstoffe verursacht. Dabei werden fossiles CO₂, N₂O (Lachgas) und fossiles CH₄ in die Luft emittiert.

Beim Szenario II (SII) der Standbodenbeutel wird von einer Recyclingfähigkeit des Kunststoffmono-Standbodenbeutels von 56 % ausgegangen (vgl. Kapitel 3.1.1). Abbildung 15 zeigt, dass damit die emittierten Treibhausgase um mehr als die Hälfte verringert, werden können.

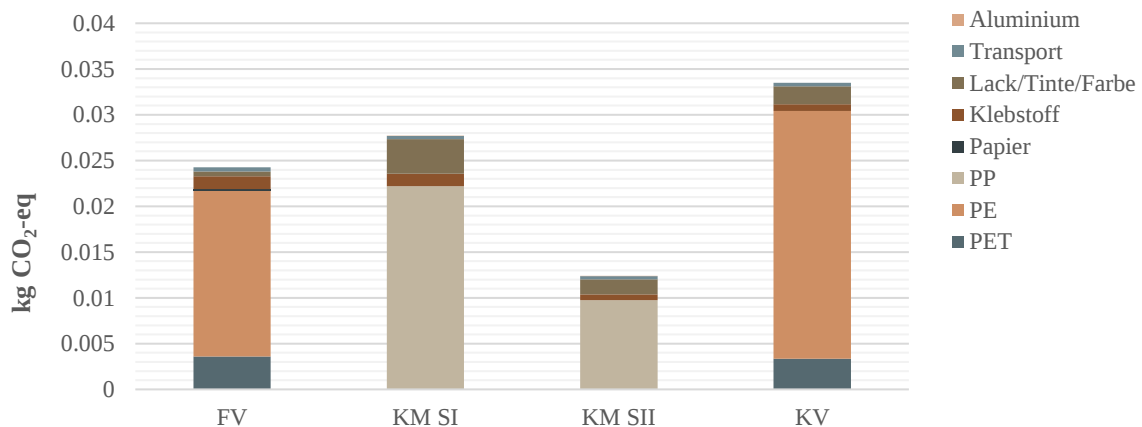


Abbildung 15: Klimawandelauswirkungen der Lebenszyklusphase «End-of-Life» des Faserverbund- (FV), Kunststoffmono- (KM) und Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV) auf die Wirkungskategorie in kg CO₂-eq (Fazio et al., 2018). Szenario I (SI) zeigt den Status quo auf, wobei der Kunststoffmono-Standbodenbeutel thermisch verwertet wird. Szenario II (SII) zeigt das Zukunftsszenario, wobei 56 % des Kunststoffmono-Standbodenbeutel recyclingfähig sind.

Beim Szenario II (SII) der Siegelschalen wird von einer Recyclingfähigkeit der PET- und PET/K-Siegelschale von 96 % ausgegangen (vgl. Kapitel 3.1.1). Es wird angenommen, dass die Endkonsumentierenden die Siegelschale aus PET mit dem Kartonsleeve händisch trennen und in die entsprechende Separatsammlung geben. Die Emissionen der Lebenszyklusphase «End-of-Life» können so bei den PET-Varianten fast vollständig vermieden werden.

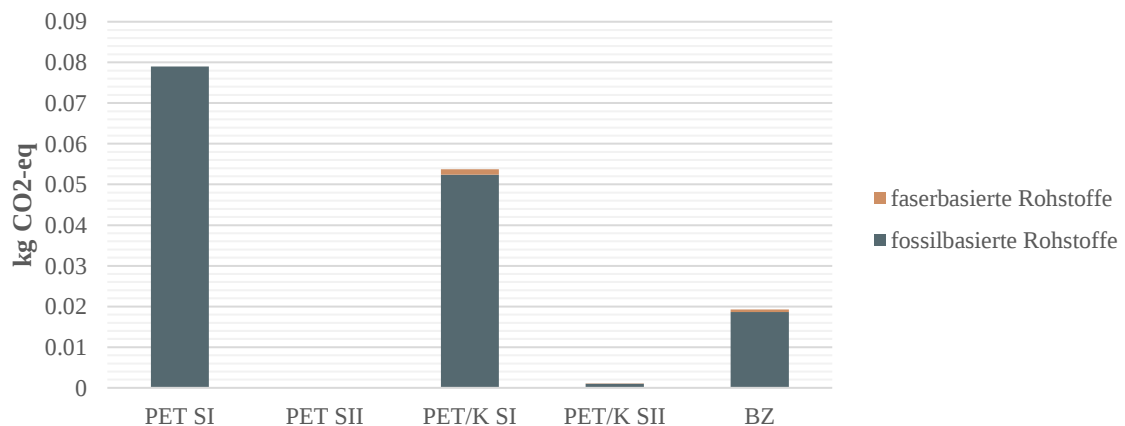


Abbildung 16: Klimawandelauswirkungen der Lebenszyklusphase «End-of-Life» der PET-, PET mit Kartonsleeve (PET/K) und Bambus-Zuckerrohr-Siegelschalen (BZ) auf die Wirkungskategorie in kg CO₂-eq (Fazio et al., 2018). Szenario I (SI) zeigt den Status quo auf, wobei die PET und PET mit Kartonsleeve thermisch verwertet werden. Szenario II (SII) zeigt das Zukunftsszenario, wobei 96 % der PET- und PET mit Kartonsleeve Siegelschalen recyclingfähig sind.

3.2.4 Sensitivitäten

Die Robustheit der Daten dieser Arbeit kann schwanken, da fehlende Daten durch Abschätzungen und Literaturrecherche angenommen werden müssen. Aus diesen Unsicherheiten wird der signifikanteste Parameter eruiert und durch eine realistische Alternative ersetzt. Dadurch kann die Sensitivität der Daten berechnet werden. Zudem werden die Sensitivitäten in Bezug auf den konkreten Lebensmitteltyp mittels einer Tipping-Point-Analyse zur Food Waste Rate geprüft.

3.2.4.1 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivität der Daten wird bei den Standbodenbeuteln mit dem Fokus auf die Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe» durchgeführt. Es hat sich bei der Auswertung mehrerer Wirkungskategorien gezeigt, dass die Materialkategorie einen relevanten Einfluss auf die gesamten Umweltauswirkungen hat. Bei den Siegelschalen wird die Allokation von Zuckerrohr und die dadurch gering ausfallenden Bodennutzungsauswirkungen der Bagasse untersucht.

Standbodenbeutel

Wie sich in den Ergebnissen (vgl. Kapitel 3.2.1) zeigt, macht die Materialfraktion «Lack/Tinte/Farbe» einen relevanten Anteil der gesamten Umweltauswirkungen aus. Die Mengenangaben pro Standbodenbeutel stammen aus realen Produktionsaufträgen. Wobei die Menge je nach Kundenwunsch variiert. Es werden alle Lacke, Tinten und Farben in den Lebenszyklusphasen «Rohstoffe und Halbfabrikate» und «End-of-Life» entfernt. Abbildung 17 zeigt die Gesamtumweltbelastung in UBP «mit» und «ohne» die Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe». Unter diesen Voraussetzungen verursacht der KM-Standbodenbeutel bei Szenario I (ohne, KM) mit 123 und Szenario II (ohne, KM SII) mit 98 UBP am wenigsten Gesamtumweltbelastung.

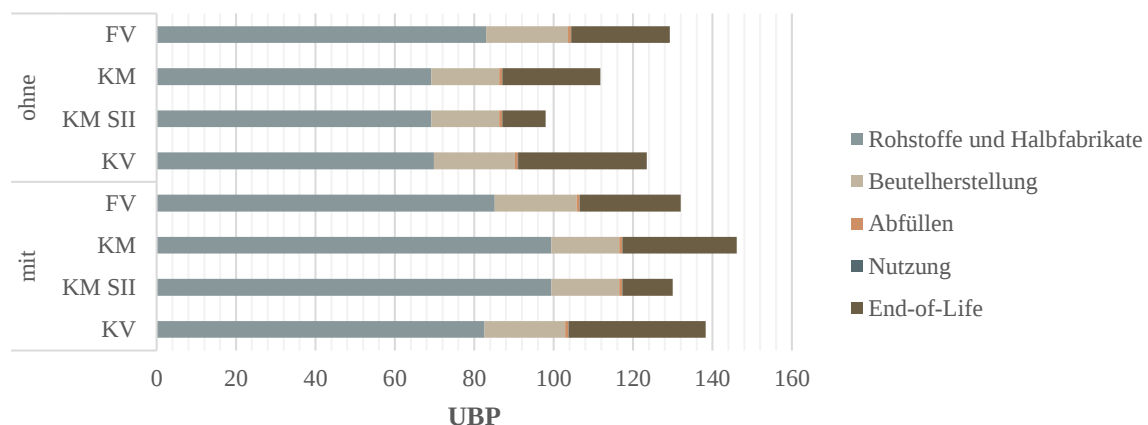


Abbildung 17: Sensitivitätsanalyse Standbodenbeutel: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) «mit» und «ohne» die Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe». Aufgezeigt am Faserverbund- (FV), Kunststoffmono- SI (KM SI), Kunststoffmono- SII (KM SII) und Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV).

Wird «Lack/Tinte/Farbe» inkludiert, weist der KM-Standbodenbeutel mit 146 UBP die höchste Gesamtumweltbelastung auf. Die Tabelle 16 zeigt, dass der FV-Standbodenbeutel 10 % und der KM-Standbodenbeutel SII 11 % weniger Umweltauswirkungen verursachen. Ohne die Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe» verursacht der FV-Standbodenbeutel 16 % mehr als der KM-Standbodenbeutel bei SI und 28 % mehr als bei SII.

Tabelle 16: Prozentuale Veränderung mit und ohne die Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe». Als 100% wird der Kunststoffmono-Standbodenbeutel gewählt.

in UBP	mit «Lack/Tinte/Farbe»	ohne «Lack/Tinte/Farbe»
Kunststoffverbund	138 (95 %)	123 (110 %)
Kunststoffmono	146 (100 %)	112 (100 %)
Kunststoffmono SII	134 (91 %)	98 (88 %)
Faserverbund	132 (90 %)	129 (116 %)

Durch die veränderte Annahme des Einsatzes von Lacken, Tinten und Farben, welche je nach Kundenwunsch variiert, verändert sich die Gesamtumweltbelastung signifikant. Die Robustheit der Daten ist klein.

Siegelschalen

Zuckerrohrbagasse fällt als Nebenprodukt bei der Produktion von Ethanol und Zucker aus Zuckerrohr an. Standardmässig werden Rohstoffe in ecoinvent ökonomisch alloziert, was Preisschwankungen unterliegt. Die Sensitivität soll mit den beschriebenen Anpassungen überprüft werden.

Für 1 kg Bagasse werden in ecoinvent (2024) 0.25 kg Zuckerrohr als Input verrechnet. Der Rohstoff ist für 99.7 % der Umweltauswirkungen in der Wirkungskategorie «Bodennutzung» verantwortlich. Bei der Verarbeitung von 1'000 kg Zuckerrohr fallen ca. 250 – 280 kg Bagasse an (Faktor 4) (Faruk & Sain, 2016). Der Datensatz «*Bagasse, from sugarcane {RoW}| sugarcane processing, traditional annexed plant*» wurde für die Sensitivitätsanalyse so angepasst, dass für 1 kg Bagasse, anstatt der 0.25 kg Zuckerrohr, 1 kg Zuckerrohr als Input verrechnet werden (Faktor 4). So soll simuliert werden, dass alle Umweltauswirkungen der Bodennutzung und Landnutzungsänderungen, welche durch den Zuckerrohranbau entstehen, der Bagasse angerechnet werden.

In Abbildung 18 ist ersichtlich, dass sich die Umweltauswirkungen in der Wirkungskategorie «Bodennutzung» durch die Faktor 4 Anpassung des Zuckerrohr-Inputs um 6.8 % vergrössern. Die Veränderung von 400 % in den Input-Daten führt zu einer Veränderung von 6.8 % in den Outputdaten. Die Sensitivität der Daten kann als tief eingestuft werden.

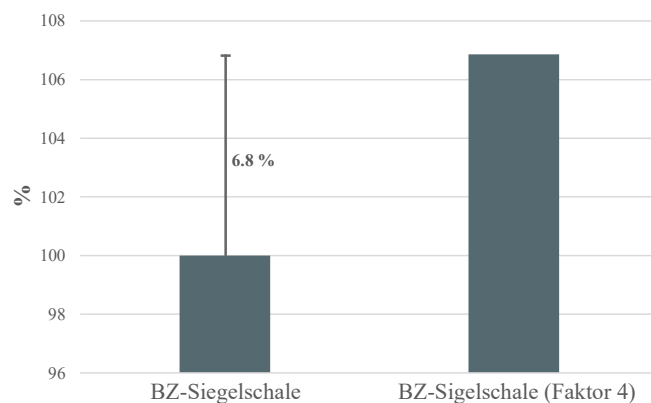


Abbildung 18: Sensitivitätsanalyse zur Abschätzung des Einflusses der ökonomischen Allokation von Zuckerrohr auf die Wirkungskategorie «Bodennutzung» bei der Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale (BZ).

3.2.4.2 Schutzfunktion, Food Waste und Gesamtumweltbelastung

Im vorliegenden Kapitel erfolgt eine Tipping-Point-Analyse zur Ermittlung der Food Waste Rate. Bei der Tipping-Point-Analyse wird der Punkt berechnet, an dem eine Verpackung trotz höherer Umweltbelastung aufgrund von Food Waste umweltfreundlicher wird. Dazu wird konkret untersucht, wie viel Lebensmittelverlust erfolgen muss, um diesen Punkt zu erreichen. Um die Umweltbelastung durch Lebensmittelverluste abschätzen zu können, ist es erforderlich, neben den Verpackungen auch die Lebensmittel einer ökologischen Bewertung zu unterziehen. Für die beiden genannten Vergleiche wird die Verpackungsvariante mit der höchsten Gesamtumweltbelastung als Basis definiert (vgl. Abbildung 19 und Abbildung 20). Bei den übrigen Verpackungen wird der jeweilige prozentuale Anteil an Lebensmittelverlusten addiert.

Die Gesamtumweltbelastung für die Standbodenbeutel wird unter Berücksichtigung des prozentualen Food Waste-Anteils von 600 g Fondue (12'000 UBP) berechnet. Abbildung 19 zeigt, dass wenn beim KV-Standbodenbeutel 0.067 % (0.4 g Fondue) und beim FV-Standbodenbeutel 0.117 % (0.7 g Fondue) Lebensmittel verloren geht, die Gesamtumweltbelastung höher ist als beim KM-Standbodenbeutel ohne Food Waste.

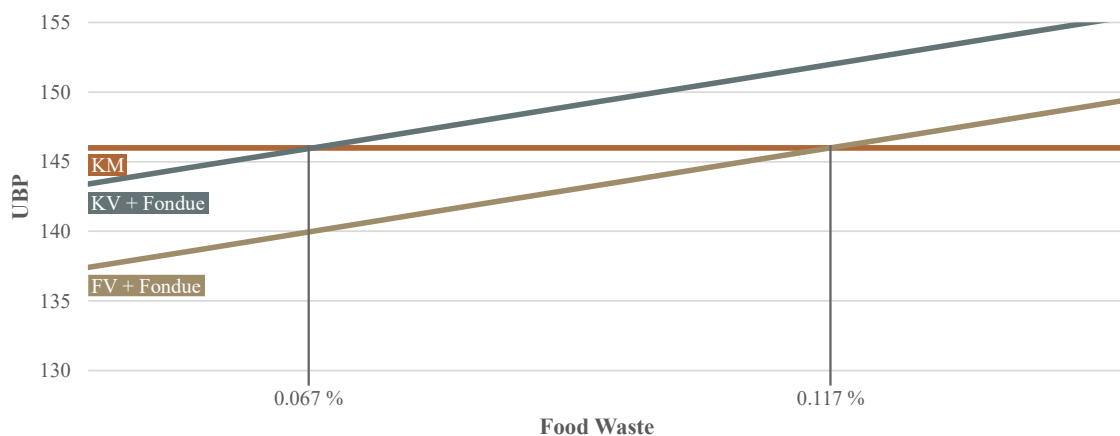


Abbildung 19: Tipping-Point-Analyse der Standbodenbeutel zur Erfüllung der FU und 600 g Fondue. Als Vergleichsbasis dient der Kunststoffmono-Standbodenbeutel (KM). Passieren beim Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV) 0.067 % Food Waste oder beim Faserverbund-Standbodenbeutel (FV) 0.117 % Food Waste ist die Gesamtumweltbelastung (UBP) höher als beim KM-Standbodenbeutel ohne Food Waste.

Die Gesamtumweltbelastung für die Siegelschalen wird unter Berücksichtigung des prozentualen Food Waste-Anteils von 200 g Salat (1'140 UBP) berechnet. Abbildung 20 zeigt, dass wenn bei der PET-Siegelschale 11.2 % (22.4 g Salat) und bei der BZ-Siegelschale 22.3 % (44.6 g Salat) Lebensmittelverluste auftreten, die Gesamtumweltbelastung höher ist als bei der PET/K-Siegelschale ohne Food Waste.

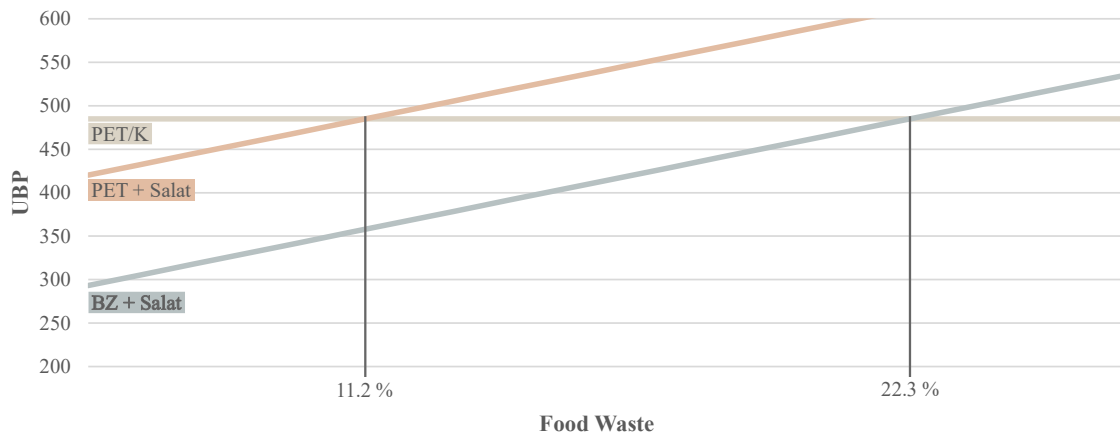


Abbildung 20: Tipping-Point-Analyse der Siegelschalen zur Erfüllung der FU und 200 g Blattsalat. Als Vergleichsbasis dient die PET mit Kartonsleeve-Siegelschale (PET/K). Passieren bei der PET-Siegelschale (PET) 11.2 % Food Waste oder der Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale (BZ) 22.3 % Food Waste ist die Gesamtumweltbelastung (UBP) höher als bei der PET/K-Siegelschale ohne Food Waste.

Eine Tipping-Point-Analyse ist insbesondere dann erforderlich, wenn im Rahmen eines Verpackungsvergleichs die Verpackung mit der höchsten Umweltbelastung die Schutzfunktionen am zuverlässigsten gewährleisten kann. Bei dem durchgeführten Verpackungsvergleich sind alle Schutzfunktionen für die verpackten Lebensmittel (Salat und Fondue) überdimensioniert. Dies bedeutet, dass die Garantie der Schutzfunktionen durch die Verpackungshersteller:innen über dem Mindesthaltbarkeitsdatum (MHD) der Lebensmittel liegt. Im Rahmen dieser Arbeit wurde nicht untersucht, ob die garantierte Dauer der Schutzfunktionen zwischen den Verpackungen variiert. Alle untersuchten Verpackungen sind gleich anfällig für Lebensmittelverluste. Die vorliegende Analyse dient deshalb lediglich der Verdeutlichung der Relevanz der Schutzfunktion einer Verpackung.

4 Diskussion

In den folgenden Kapiteln werden die Erkenntnisse der Arbeit zusammengefasst, die Datenqualität diskutiert, die vorliegende Arbeit in einen Literaturkontext gesetzt und Empfehlungen zum weiteren Vorgehen abgegeben.

4.1 Erkenntnisse

Folgende Erkenntnisse konnten im Rahmen dieser Arbeit gewonnen werden:

1. Die Gewährleistung der Schutzfunktionen sowie die Vermeidung von Lebensmittelabfällen stellen die wesentlichen Aspekte bei der Gestaltung von Lebensmittelverpackungen dar (vgl. Kapitel 3.2.1 und 3.2.4.2).
2. Unter Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus einer Verpackung stellt die Materialwahl den Faktor mit der grössten Relevanz hinsichtlich der Umweltauswirkungen dar (vgl. Kapitel 3.2.1).
3. Das Ersetzen von fossilem Kunststoff durch Karton (PET/K-Siegelschale) kann zu einer Verschlechterung der Umweltauswirkungen führen, wenn zur Gewährleistung der Verpackungsfunktionen, beispielsweise der Formstabilität, eine deutlich höhere Menge an Karton eingesetzt werden muss (vgl. Kapitel 3.2.1).
4. Faserverbundstoffe (FV-Standbodenbeutel) können bei der Zuführung in die Separatsammlung zur Kontamination und einer Qualitätsminderung der restlichen Fraktionen (Papier/Karton) führen (vgl. Kapitel 3.1.2).
5. Monomaterial weist häufig eine hohe Recyclingfähigkeit auf, wodurch z. B. bei der PET-Siegelschale die Gesamtumweltbelastung um 23 % verringert werden kann. Zusatzstoffe und Beschichtungen wie z. B. eine Metallbedampfung können die Recyclingfähigkeit deutlich verringern (vgl. Kapitel 3.1).
6. Die Flächeneffizienz von Bambus ist im Vergleich zu Weichholz um den Faktor 5 höher (vgl. Kapitel 3.2.2). Zur abschliessenden Beurteilung von Biokunststoffen muss das gesamte System in Betracht gezogen werden (vgl. Kapitel 4.4).
7. Der Einsatz von Lacken, Tinten und Farben hat einen bedeutenden Einfluss auf die Umweltauswirkungen und Recyclingfähigkeit der untersuchten Standbodenbeutel. Es wird empfohlen, den Einsatz dieser Materialien möglichst sparsam zu gestalten (vgl. Kapitel 3.2.4.1).

4.2 Datenqualität

Der grösste Anteil der Vordergrunddaten stammt von den befragten Unternehmen. Die Qualität dieser Daten wird als hoch eingeschätzt. Die Daten waren zum Teil lückenhaft, weshalb gewisse Annahmen getroffen werden mussten. Diese Annahmen werden in den folgenden Kapiteln diskutiert.

4.2.1 Material

Die Zusammensetzung der nachwachsenden Rohstoffe wurde anhand von publizierten Studien (Seemuth, P., 2023; Villegas et al., 2023) modelliert. Für die Laminations- und Siegelfolie der BZ-Siegelschale ist der NawaRo-Anteil bekannt. Da die gesamte Verpackung bioabbaubar ist, wurde PBAT als fossilbasierter, bioabbaubarer Kunststoff für den restlichen Anteil angenommen. Aufgrund fehlender ecoinvent-Datensätze mussten weitere fossilbasierte, bioabbaubare Kunststoffe modelliert und in einer Sensitivitätsanalyse überprüft werden. Dies wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht gemacht. Der Einfluss auf die Erkenntnisse dieser Arbeit wird als gering eingestuft, kann jedoch nicht abschliessend bewertet werden.

Eine grundlegende Unsicherheit stellt das totale Verpackungsgewicht dar. Zur Überprüfung der angegebenen und berechneten Gewichte wurden alle Verpackungen mit einer Präzisionswaage, Modell ML4002T/00 mit einer Ablesbarkeit von 0.01 Gramm, einer Wiederholbarkeit von 0.01 Gramm und einer Linearität von ± 0.02 Gramm gewogen (vgl. Tabelle 17). Für alle Standbodenbeutel und die BZ-Siegelschale fällt das berechnete Gewicht höher als das gemessene Gewicht aus. Hier muss davon ausgegangen werden, dass entweder die Angaben zu den Inputmaterialien ungenau sind oder dass während der Verarbeitung mehr Materialien verloren gehen. Für die PET-Siegelschalen fällt das angegebene Gewicht tiefer als das gewogene Gewicht aus. Die einzige Erklärung dafür ist, dass mehr Material eingesetzt wurde als im Fragebogen angegeben. Da grundsätzlich vom konservativen Szenario ausgegangen wird, wurden zur Modellierung bei allen Verpackungen die höheren Werte verwendet.

Tabelle 17: Berechnetes oder angegebenes Gesamtgewicht pro Verpackung im Vergleich zum gemessenen Gewicht. Wobei der Kunststoffmono-Standbodenbeutel (KM) mit dem Faktor 1.5 multipliziert werden muss, damit die funktionelle Einheit erfüllt wird. Die Angaben für die PET mit Kartonsleeve Siegelschale (PET/K) wurden auf Basis der PET-Siegelschale berechnet.

	berechnet in (g)	angegeben in (g)	gemessen in (g)
FV-Standbodenbeutel	15.12	-	14.85
KM-Standbodenbeutel	$7.62 * 1.5 = 11.43$	-	$6.77 * 1.5 = 10.16$
KV-Standbodenbeutel	11.72	-	11.08
BZ-Siegelschale	26.47	-	24.66
PET/K-Siegelschale	25.56*	23.34*	-
PET-Siegelschale	-	35.00	38.34

* Gewicht nur für PET-Schale exkl. Kartonsleeve (~ 47 g)

4.2.2 Elektrizität

Bei fünf von sechs untersuchten Verpackungen wurde Mittelspannungselektrizität für die Modellierung der Verpackungsproduktion verwendet, da es sich um Produktionsanlagen mit grossen Maschinen handelt. Für die sechste Verpackung wurde Niederspannungselektrizität genutzt, was vom Unternehmen so angegeben wurde. Eine weiterführende Überprüfung ist nicht möglich. Da Niederspannung höhere Umweltauswirkungen hat, wurde diese konservativere Annahme übernommen.

Aufgrund der klaren Resultate im Siegelschalen-Vergleich beeinflusst diese Annahme die Erkenntnisse dieser Arbeit nicht.

4.2.3 *Sekundärmaterialien*

Für den Transport aller «Rohstoffe und Halbfabrikate» wurden keine Sekundärverpackungen modelliert, da keine Angaben zur Lieferart vorliegen. Es gibt eine Vielzahl an Sekundärverpackungen wie Rollen, Fässer und Kanister, die teils wiederverwendet, teils einmalig genutzt werden. Eine valide Annahme, die die Realität adäquat abbildet, ist kaum möglich. Es wird davon ausgegangen, dass diese Annahme die Erkenntnisse dieser Arbeit nicht beeinflusst.

4.2.4 *Transport*

Zur Berechnung der Transportdistanzen zu den KVAs wurde die Landesfläche durch die Anzahl der KVA geteilt und angenommen, dass diese Fläche rund ist. Daraus wurde der Radius als maximale Transportdistanz berechnet. Alle Daten stammen von den Bundeswebseiten der jeweiligen Länder (vgl. Tabelle 9). Die Annahme ist unsicher, da die Grösse und Technologie der KVAs länderspezifisch variieren und keine vertiefte Studie dazu durchgeführt wurde. Es wird davon ausgegangen, dass diese Annahme die Erkenntnisse dieser Arbeit nicht beeinflusst.

4.3 *Literaturvergleich*

Im folgenden Kapitel wird die vorliegende Arbeit in den Kontext gemachter Ökobilanzen von Lebensmittelverpackungen und Untersuchungen zur Recyclingfähigkeit gesetzt.

Im Rahmen dieser Arbeit konnte ermittelt werden, dass die Gewährleistung der Schutzfunktionen sowie die Vermeidung von Lebensmittelabfällen die wesentlichen Aspekte bei der Gestaltung von Lebensmittelverpackungen darstellen. Bereits zu Beginn der vorliegenden Arbeit zeigte sich in der Literaturrecherche, dass die Verpackung im Vergleich zum darin enthaltenen Lebensmittel für einen Bruchteil der ökologischen Auswirkungen verantwortlich ist (Kan & Miller, 2022; Silvenius et al., 2011; Williams & Wikström, 2011; Zhang et al., 2015). Weitere Studien stützen die Erkenntnis. Die Verpackungsfunktionen sowie der Einfluss der Lebensmittel bei ökobilanziellen Untersuchungen von Lebensmittelverpackungen sollten gemäss Kakadellis & Harris (2020), aufgrund der hohen Umweltauswirkungen des Lebensmittels, integriert werden. Zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Verpackungen sollten die Umweltauswirkungen der Verpackung, die verpackungsbedingten Lebensmittelverluste, sowie die Kreislauffähigkeit der Verpackung, beachtet werden (Pauer et al., 2019). Ebenfalls nimmt Kauertz (2021) im Rahmen einer Studie zu Lebensmittelverpackungen Bezug auf die Gewährleistung von Verpackungsfunktionen. Gemäss Kauertz (2021) sollte der Kunststoffverbrauch nicht unter allen Umständen reduziert werden. Oftmals ermöglichen die Eigenschaften von Kunststoffen erst die Verpackungsfunktionen wie Sauerstoff- und Wasserdampfbarrieren, Nassfestigkeit oder Fettbeständigkeit. Faserbasierte Materialien können solche Eigenschaften nur durch entsprechende Beschichtungen und Verbunde erreichen. Problematisch an diesen Beschichtungen und Verbunden ist gemäss Bauer et al. (2021), dass insbesondere Barrierebeschichtungen wie Metallisierungen kaum recyclingfähig sind. Ein grundsätzlicher Wechsel auf andere Materialien, wie beispielsweise Materialverbunde mit Papieroptik, kann zu einer Zunahme der Umweltauswirkungen führen (Kauertz, 2021).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Verpackungsoptimierungen durch den Ersatz von fossilen Kunststoffen durch nachwachsende Rohstoffe untersucht. Die Studie von Shen et al. (2012) unterstützt die Erkenntnis, dass Cellulose-Fasern weniger Treibhausgasemissionen als konventioneller Kunststoff verursachen. Die Metastudie von Kakadellis und Harris (2020), welche Ökobilanzen zu biobasierten Lebensmittelverpackungen vergleicht, kommt zu keinem eindeutigen Ergebnis bezüglich der Umweltauswirkungen von fossilen vs. biobasierten Kunststoffen. Empfohlen wird vor allem, dass zuerst die entsprechende Sammel-, Sortier- und Verwertungsstruktur entwickelt werden muss, um die Vorteile der biologischen Abbaubarkeit von Biokunststoffen nutzen zu können. Eindeutiger ist, dass bei der Substitution von fossilbasierten Kunststoffen durch Zellstoffmaterial darauf geachtet werden muss, dass sich das Gewicht der Verpackung verhältnismässig nicht zu stark erhöht. Wie in der vorliegenden Arbeit ermittelt, kommen Silva & Molina-Besch (2023) in ihrer Studie zu der Erkenntnis, dass die kunststofffreie Option (faserbasiert), aufgrund des hohen Gewichts, die höchsten Treibhausgasemissionen verursacht.

Es zeigt sich, dass bei der Konzeption einer ökologisch nachhaltigen Verpackung die Materialwahl und somit die Lebenszyklusphase «Rohstoffe & Halbfabrikate» im Mittelpunkt stehen sollte. Gemäss Siracusa et al. (2014) stellen die Kategorien «Klimaänderung» und «Ressourcenverbrauch» die relevantesten Wirkungskategorien dar. Aufgrund der Erkenntnisse der vorliegenden Arbeit sollte die Wirkungskategorie «Bodennutzung» ebenfalls in die Untersuchung eingeschlossen werden. Dies begründet sich in der vermehrten Substitution fossiler durch nachwachsende Rohstoffe.

4.4 Forschungsempfehlung

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass aus ökobilanzieller Sicht eine Umstellung von konventionellen Kunststoffen auf Biokunststoffe im Einzelfall sinnvoll sein kann (vgl. Kapitel 3.2.1). Obgleich das Design der untersuchten PET-Siegelschale aus einem Monomaterial besteht und somit als vorbildlich in Bezug auf die Recyclingfähigkeit gilt, sind die Umweltauswirkungen dieser Schale auch im Zukunftsszenario (96 % Recyclingfähigkeit) höher.

Forschungsempfehlung 1: Systemdesign

Um die ökologische Nachhaltigkeit von Biokunststoffen im Verpackungsdesign umfassend evaluieren zu können, sind weitere Forschung sowie ein systemisches Denken erforderlich. Im Rahmen einer Untersuchung ist insbesondere zu eruieren, welche ökologischen Auswirkungen eine Skalierung, insbesondere im Hinblick auf die Rohstoffgewinnung und die Verwertung (Biomassesuisse, 2023), nach sich zieht. Es wird empfohlen, einen möglichst geordneten und wissenschaftlich fundierten Wechsel von fossilen zu nachwachsenden Rohstoffen vorzunehmen. Dafür muss bereits vor Einführung einer Verpackung auf dem Markt ein ökologisch, ökonomisch und sozial nachhaltiges Systemdesign entwickelt werden.

Forschungsempfehlung 2: Schutzfunktion

Die Garantie der Schutzfunktion der untersuchten BZ-Siegelschale ist auf einen Zeitraum von maximal zehn Tagen festgelegt. Für den verpackten Menusalat ist dies ausreichend. Sollte in Zukunft das Verpacken weiterer Produkte in Biokunststoffen angestrebt werden, muss die Garantie der Schutzfunktion entsprechend erhöht werden. Im Rahmen der Evaluierung sollte deshalb eruiert werden, welche Auswirkungen unterschiedliche Materialzusammensetzungen auf die Umwelt sowie in Bezug auf die Kompostierbarkeit und die Qualität des Komposts haben.

4.5 Empfehlung Datensammlung

Die Arbeit verdeutlicht, dass die Zusammensetzung und die Verhältnisse von Materialien zum Teil bewusst (Betriebsgeheimnis) und zum Teil aufgrund fehlender Dokumentation nicht bekannt sind. Bei der Modellierung von Verpackungen und insbesondere bei der Bewertung der Recyclingfähigkeit sind die Zusammensetzung und das Verhältnis dieser Materialien von entscheidender Bedeutung. Es wird empfohlen, die Dokumentation solcher Daten zu standardisieren. Des Weiteren ist es für produzierende Unternehmen von Bedeutung, Kenntnisse über die Inhaltsstoffe der von ihnen eingesetzten Materialien zu erlangen. Diesbezüglich verweist das für die Bewertung der Recyclingfähigkeit verwendete Packaging Cockpit (Packaging Cockpit GmbH, 2024) auf die Notwendigkeit einer gemeinsamen Erfassung aller Daten im PACO durch alle Unternehmen der Wertschöpfungskette. Somit kann gewährleistet werden, dass die Recyclingfähigkeit und die Ökobilanz von Verpackungen über die gesamte Wertschöpfungskette berechnet werden können. Kritisch anzumerken ist, dass, damit die Bewertungen automatisiert ablaufen können, ausschliesslich Materialien abgefragt werden. Für die Bewertung der Recyclingfähigkeit ist dies ausreichend. Ökobilanziell kann so lediglich eine Screening-LCA durchgeführt werden.

Des Weiteren sollte ein öffentliches Register geschaffen werden, in dem die potenzielle Zusammensetzung pro Produkt, beispielsweise Beschichtungen, durch Verpackungsdesigner:innen aufgelistet wird. Verwerter:innen erweitern das Register mit Informationen dazu, welchen Einfluss ein Material

auf die Recyclingfähigkeit einer Verpackung hat. Für jedes Material soll eine ökobilanzielle Bewertung durchgeführt und die Ergebnisse dokumentiert werden. In Bezug auf die Hauptmaterialien (Kunststoffe, Papier und Karton) existieren bereits Design-Guidelines (4evergreen, 2023; FH Campus Wien, 2022), welche den Einfluss der Materialien auf das «End-of-Life» dokumentieren. Es wäre von grossem Interesse, diese in das Register zu integrieren und wie erwähnt zu erweitern. Ein solches Register könnte die Zusammenarbeit von Verpackungsdesigner:innen und Verwerter:innen fördern. Insbesondere vor dem Hintergrund der aktuellen Entwicklungen, welche eine verstärkte Verwendung von Faserverbundstoffen und Biokunststoffen mit sich bringen, ist eine verbesserte Übersicht über die aus umwelttechnischer Sicht positiven und negativen Eigenschaften der Materialien erforderlich.

4.6 Empfehlungen zur Verringerung der Umweltauswirkungen

Grundsätzlich erfüllen Lebensmittelverpackungen unterschiedliche Funktionen. Zur ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung von Verpackungen sollten immer der Produktschutz, die Zirkularität und die Umwelt betrachtet werden (FH Campus Wien, 2022).

Es können folgende fünf Empfehlungen zum Verpackungsdesign und somit zur Verringerungen der Umweltauswirkungen in den Lebenszyklusphasen «Rohstoffe und Halbfabrikate» und «End-of-Life» gemacht werden:

1. Zur ökologischen Bewertung einer Verpackung und zur Unterstützung bei der Materialwahl empfiehlt es sich, eine Ökobilanz zu erstellen, die Recyclingfähigkeit zu bewerten und die Schutzfunktionen der Verpackung zu überprüfen (vgl. Kapitel 3.2.1 und 3.2.4.2).
2. Für eine höhere Recyclingfähigkeit und zur Gewährleistung der Qualität des Sammelgutes, sollte auf Verbundmaterial verzichtet und Monomaterial bevorzugt werden (vgl. 3.1).
3. Für eine höhere Recyclingfähigkeit und weniger Umweltauswirkungen sollten möglichst wenig Zusatzstoffe, Beschichtungen, Lacke, Tinten und Farben verwendet werden (vgl. Kapitel 3.2.2).
4. Die Verpackungen sollten unter Berücksichtigung der Gewährleistung der Schutzfunktionen möglichst materialsparend konzipiert werden (Siracusa et al., 2014). Vor allem bei der PET- und PET/K-Siegelschale könnten durch einen sparsameren Rohstoffeinsatz die Umweltauswirkungen verringert werden (vgl. Kapitel 3.2.2).
5. Vor Einführung einer Verpackung auf dem Markt sollte ein ökologisch, ökonomisch und sozial nachhaltiges Systemdesign entwickelt werden. Bereits beim Verpackungsdesign und der Materialwahl müssen Konsumgewohnheiten und vorhandene Verwertungsstrukturen einbezogen werden.

5 Schlussfolgerung

Die Gewährleistung der Schutzfunktionen sowie die Vermeidung von Lebensmittelabfällen stellen die wesentlichen Aspekte bei der Gestaltung von Lebensmittelverpackungen dar. Die Verschwendung von 0.7 g Käsefondue einer 600 g Verpackung führt bereits dazu, dass die Gesamtumweltbelastung des FV-Standbodenbeutels (132 UBP) höher als die des KM-Standbodenbeutels (146 UBP) wird. Unter Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus können durch Materialoptimierung Umweltauswirkungen verringert werden. Um die Recyclingfähigkeit zu erhöhen und die Qualität des Sammelguts zu sichern, ist es empfehlenswert, auf Verbundmaterialien zu verzichten und Monomaterialien zu bevorzugen. Des Weiteren ist der Einsatz von Zusatzstoffen, Beschichtungen, Lacken, Tinten und Farben auf ein Minimum zu beschränken. Von den untersuchten Verpackungen weist die PET-Siegelschale aus Monomaterial und weniger als 5 % Zusatzstoffen die höchste Recyclingfähigkeit auf (96 %). Unter Berücksichtigung der Gewährleistung der Schutzfunktionen sollten Verpackungen möglichst materialsparend konzipiert werden. Das Ersetzen von fossilem Kunststoff durch faserbasierte Materialien kann zu einer Verschlechterung der Umweltauswirkungen führen, wenn zur Gewährleistung der Verpackungsfunktionen, eine deutlich höhere Menge an Fasermaterial eingesetzt werden muss. Die Substitution von fossilen Kunststoffen durch biobasierte Kunststoffe kann aus ökologischer Sicht als sinnvoll erachtet werden. Bezüglich den Umweltauswirkungen weist die Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale von den untersuchten Siegelschalen die tiefste Gesamtumweltbelastung auf. Um die ökologische Nachhaltigkeit von Biokunststoffen im Verpackungsdesign umfassend evaluieren zu können, sind weitere Forschung sowie ein systemisches Denken erforderlich. Im Rahmen einer Untersuchung ist insbesondere zu eruieren, welche ökologischen Auswirkungen eine Skalierung, insbesondere im Hinblick auf die Rohstoffgewinnung und die Verwertung, mit sich bringt. Aufgrund der Komplexität und Unterscheidung von Fall zu Fall ist es bei der Materialwahl empfehlenswert, eine Ökobilanz zu erstellen, die Recyclingfähigkeit zu bewerten und die Schutzfunktionen der Verpackung zu prüfen. Zudem ist vor der Einführung der Verpackung in den Markt zu prüfen, ob diese mit den vorhandenen Kreislaufsystemen kompatibel ist. Sofern dies nicht der Fall ist, sind Anpassungen am Verpackungsdesign vorzunehmen.

6 Literaturverzeichnis

- 4evergreen. (2023). *Circularity by Design Guideline for Fibre-Based Packaging* (Version 2).
<https://4evergreenforum.eu/wp-content/uploads/4evergreen-Circularity-by-Design-Guideline-version-2.pdf>
- Accorsi, R., Battarra, I., Guidani, B., Manzini, R., Ronzoni, M., & Volpe, L. (2022). Augmented spatial LCA for comparing reusable and recyclable food packaging containers networks. *Journal of Cleaner Production*, 375, 134027. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134027>
- AlFiPa. (2024). *Metallisierte PET-Folie: Was kann PET met?* <https://alfipa.de/anwendungen/metallisierte-pet-met-folie/>
- ARE. (2024). *Flächennutzung*. <https://www.are.admin.ch/are/de/home/raumentwicklung-und-raumplanung/grundlagen-und-daten/raumbeobachtung/siedlung/flaechennutzung.html#:~:text=Die%20Fl%C3%A4che%20der%20Schweiz%20betr%C3%A4gt%2041%20285%20km%C2%B2.>
- BAFU. (2007). *Antimon in der Schweiz* (UW-0724-D; Umwelt-Wissen). <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/chemikalien/publikationen-studien/publikationen/antimon-zusammenfassung.html>
- BAFU. (2021). *Ökofaktoren Schweiz 2021 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz* (Umwelt-Wissen Nr. 2121: 260 S). www.bafu.admin.ch/uw-2121-d
- BAFU. (2023). *Vereinbarung mit Kehrrechtverbrennungsanlagen*. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/klima/fachinformationen/verminderungsmassnahmen/branchenvereinbarungen/vereinbarung-kehrrechtverwertungsanlagen.html>
- Bargel, H.-J., & Schulze, G. (Hrsg.). (2018). *Werkstoffkunde*. Springer Berlin Heidelberg.
<https://doi.org/10.1007/978-3-662-48629-0>
- Bauer, A.-S., Tacker, M., Uysal-Unalan, I., Cruz, R. M. S., Varzakas, T., & Krauter, V. (2021). Recyclability and Redesign Challenges in Multilayer Flexible Food Packaging—A Review. *Foods*, 10(11), 2702. <https://doi.org/10.3390/foods10112702>

- BFS. (2021). *Länderporträts*. <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/regionalstatistik/regionale-portraets-kennzahlen/laenderportraets.html>
- BFS. (2023). *Tägliche Distanz und Unterwegszeit*. <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/mobilitaet-verkehr/personenverkehr/verkehrsverhalten/tageszeit-unterwegszeit.html#-1294127243>
- Biomassesuisse. (2023). *Biokunststoffe (Biplastics, Biobasierte Kunststoffe & Biologisch Abbaubare Werkstoffe (BAW))* [Positionspapier Biomassesuisse].
- Coop. (2023). *Plastik recyceln mit Coop*. <https://www.taten-statt-worte.ch/de/nachhaltigkeitsthemen/umweltschutz/kreislaufwirtschaft/kunststoffsammlung.html>
- Cyclos-HTP, I. (2022). *Prüfung und Testierung der Recyclingfähigkeit* (Fassung 5.1). <https://www.cyclos-htp.de/publikationen/a-b-katalog/>
- Deviatkin, I., Khan, M., Ernst, E., & Horttanainen, M. (2019). Wooden and Plastic Pallets: A Review of Life Cycle Assessment (LCA) Studies. *Sustainability*, 11(20), 5750. <https://doi.org/10.3390/su11205750>
- DIN EN 13430:2004. *Verpackung—Anforderungen an Verpackungen für die stoffliche Verwertung*. (2004).
- DIN EN ISO 14021:2021. *Umweltkennzeichnungen und -deklarationen—Umweltbezogene Anbietererklärungen (Umweltkennzeichnung Typ II)*. (2021).
- ecoinvent. (2024). *System Models*. https://support.ecoinvent.org/system-models#Allocation_classification
- EPAL. (2023). *Kooperationsvertrag zwischen ÖBB und Baumann Paletten Antworten der EPAL auf häufig gestellte Fragen (FAQ)*. <https://www.epal-pallets.org/eu-de/qualitaet-und-tausch/keine-tauschfaehigkeit-von-uic/eur-paletten#:~:text=EPAL%20sch%C3%A4tzt%20die%20Zahl%20der,in%20den%20vergangenen%207%20Jahren.>
- Europäisches Parlament. (2021). *Kreislaufwirtschaft: Neue Vorschriften – EU übernimmt globale Vorreiterrolle in Abfallbewirtschaftung und Recycling*.

- <https://www.europarl.europa.eu/news/de/headlines/society/20210128STO96607/wie-will-die-eu-bis-2050-eine-kreislaufwirtschaft-erreichen>
- Faruk, O., & Sain, M. (2016). *Lignin in polymer composites*. William Andrew.
- Fazio, S., Biganzoli, F., De, L. V., Zampori, L., Sala, S., & Diaconu, E. (2018). *Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods* (EUR 29600 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg).
<https://doi.org/10.2760/090552>
- FH Campus Wien. (2021). *Bewertung der Rezyklingfähigkeit von Verpackungen* (Version 3).
https://cockpit.packaging-cockpit.com/downloads/documents/Bewertung_RF.pdf
- FH Campus Wien. (2022). *Circular Packaging Design Guideline—FH Campus Wien* (S. 108 S.).
FH Campus Wien. <https://www.fh-campuswien.ac.at/forschung/kompetenzzentren-fuer-forschung-und-entwicklung/kompetenzzentrum-fuer-sustainable-and-future-oriented-packaging-solutions/circular-packaging-design-guideline.html>
- Gesamte Rechtsvorschrift für Verpackungsverordnung, BGBl. II Nr. 184/2014, Fassung vom 20.04.2024 (2014).
- Geueke, B., Groh, K., & Muncke, J. (2018). Food packaging in the circular economy: Overview of chemical safety aspects for commonly used materials. *Journal of Cleaner Production*, 193, 491–505. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.005>
- GVM (Hrsg.). (2021). *Substitution von Kunststoffverpackungen durch papierbasierte Verbunde*. im Auftrag von IK Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. https://newsroom.kunststoffverpackungen.de/wp-content/uploads/2021/03/2021_03_23_Bericht_Substitution-durch-Papierverbunde.pdf
- Hald, L. (2023). *Kunststoffe: PET*. Universität Bayreuth. <https://daten.didaktikchemie.uni-bayreuth.de/umat/kunststoffe3/PET.pdf>
- Innorecycling. (2024). *Kreisläufe schliessen mit Schweizer Materialien*. <https://www.sammelsack.ch/>

- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- ISPRA. (2022). *Localizzazione degli impianti di trattamento dei rifiuti urbani—Tutti gli impianti, anno 2022*. <https://www.catasto-rifiuti.isprambiente.it/index.php?pg=gestnazi-one&width=1536&height=864&advice=si>
- Kakadellis, S., & Harris, Z. M. (2020). Don't scrap the waste: The need for broader system boundaries in bioplastic food packaging life-cycle assessment – A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 274, 122831. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122831>
- Kan, M., & Miller, S. A. (2022). Environmental impacts of plastic packaging of food products. *Resources, Conservation and Recycling*, 180, 106156. <https://doi.org/10.1016/j.rescon-rec.2022.106156>
- Kauertz, B. (2021). *Ökobilanzielle Expertise zu verschiedenen Lebensmittelverpackungen im Auftrag des Naturschutzbundes Deutschland e.V.* (S. 38 S.). ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/konsumressourcenmuell/211025-ifeu_bericht_nabu-verpackungsvergleiche.pdf
- Klotz, M., & Haupt, M. (2022). A high-resolution dataset on the plastic material flows in Switzerland. *Data in Brief*, 41. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108001>
- Migros. (2023). *Recycling mit Migros-Plastik Sammelsack*. <https://corporate.migros.ch/de/story/plastik-sammeln-statt-wegwerfen>
- Packaging Cockpit GmbH. (2024). *Unsere Lösung*. <https://packaging-cockpit.com/loesung/>
- Pauer, E., Wohner, B., Heinrich, V., & Tacker, M. (2019). Assessing the Environmental Sustainability of Food Packaging: An Extended Life Cycle Assessment including Packaging-Related Food Losses and Waste and Circularity Assessment. *Sustainability*, 11(3), 925. <https://doi.org/10.3390/su11030925>

- Podieh, S. (2020, Dezember 1). Faserbasierte Verpackungen als Kunststoff-Alternative. *neue verpackung*. <https://www.neue-verpackung.de/nachhaltige-verpackungen/faserbasierte-verpackungen-als-kunststoff-alternative-209.html>
- Pomberger, R. (2021). Über theoretische und reale Recyclingfähigkeit. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 73(1), 24–35. <https://doi.org/10.1007/s00506-020-00721-5>
- PRé Sustainability B.V. (2024). *Sustainability software for fact-based decisions*. <https://pre-sustainability.com/solutions/tools/simapro/>
- Rachut, G. (2021). Tendenz Papier schränkt das Recycling ein. *Lebensmittel Zeitung*, 1 S.
- realcycle GmbH. (2024, März 28). *Packaging Cockpit – Recycling-fähigkeit von Verpackungen in der Schweiz vergleichbar machen*. <https://realcycle.ch/2024/03/28/packaging-cockpit/>
- RecyPac. (2022). *Sammelfraktion [unveröffentlichtes Excel]* [dataset].
- Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember über Verpackungen und Verpackungsabfälle, ABI. L 365 vom 31.12.1994, p. 10-23 (1994). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=celex%3A31994L0062>
- Schrammel, D. (2021, September 15). *Zusammenarbeit Packaging Cockpit und GS1* [Packaging Cockpit]. <https://packaging-cockpit.com/zusammenarbeit-packaging-cockpit-gs1/>
- Seemuth, P. (2023). *Antiblocking Agents: Types & Selection Process*. <https://polymer-additives.specialchem.com/selection-guide/antiblock-agents-selection>
- Shen, L., Worrell, E., & Patel, M. K. (2012). Comparing life cycle energy and GHG emissions of bio-based PET, recycled PET, PLA, and man-made cellulose. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 6(6), 625–639. <https://doi.org/10.1002/bbb.1368>
- Silva, N., & Molina-Besch, K. (2023). Replacing plastic with corrugated cardboard: A carbon footprint analysis of disposable packaging in a B2B global supply chain—A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 191, 106871. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106871>
- Silvenius, F., Katajajuuri, J.-M., Grönman, K., Soukka, R., Koivupuro, H.-K., & Virtanen, Y. (2011). Role of Packaging in LCA of Food Products. In M. Finkbeiner (Hrsg.), *Towards*

- Life Cycle Sustainability Management* (S. 359–370). Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-007-1899-9_35
- Siracusa, V., Ingrao, C., Lo Giudice, A., Mbohwa, C., & Dalla Rosa, M. (2014). Environmental assessment of a multilayer polymer bag for food packaging and preservation: An LCA approach. *Food Research International*, 62, 151–161.
<https://doi.org/10.1016/j.foodres.2014.02.010>
- Swiss Recycle. (2022). Nationales Sammelsystem für Kunststoff-Verpackungen und Getränkekartons [Swiss Recycling]. *Fachbeiträge*. <https://swissrecycling.ch/de/aktuell/detail/nationales-sammelsystem-fuer-kunststoff-verpackungen-und-getraenkekartons>
- Umweltbundesamt AT. (2024). *Abfallbehandlung und Abfallverbrennung*. <https://www.umweltbundesamt.at/industrie/abfallbehandlung>
- Umweltbundesamt DE. (2016). *Thermische Behandlung*. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/entsorgung/thermische-behandlung#thermische-abfallbehandlung>
- Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen, SR 814.600 (2015).
<https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2015/891/de>
- Verordnung Verpackungen und Verpackungsabfälle, zur Änderung der Verordnung (EU) 2019/1020 und der Richtlinie (EU) 2019/904 sowie zur Aufhebung der Richtlinie 94/62/EG, COM/2022/677 final (2022). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0677>
- Verpackungsgesetz, 40 S. (2017). <https://www.gesetze-im-internet.de/verpackg/BJNR223410017.html>
- Villegas, C., Martínez, S., Torres, A., Rojas, A., Araya, R., Guarda, A., & Galotto, M. J. (2023). Processing, Characterization and Disintegration Properties of Biopolymers Based on Mater-Bi® and Ellagic Acid/Chitosan Coating. *Polymers*, 15(6), 1548.
<https://doi.org/10.3390/polym15061548>
- Wiesinger, H., Wang, Z., & Hellweg, S. (2021). Deep Dive into Plastic Monomers, Additives, and Processing Aids. *Environmental Science & Technology*, 55(13), 9339–9351.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00976>

- Williams, H., & Wikström, F. (2011). Environmental impact of packaging and food losses in a life cycle perspective: A comparative analysis of five food items. *Journal of Cleaner Production*, 19(1), 43–48. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.08.008>
- Zerwaste France. (2015). *L'Incineration des déchets*. <https://www.zerowaste-france.org/lincineration-des-dechets/#:~:text=Le%20parc%20d'incin%C3%A9ration%20fran%C3%A7ais,collectivit%C3%A9s%20locales%20et%20des%20m%C3%A9nages>.
- Zhang, H., Hortal, M., Dobon, A., Bermudez, J. M., & Lara-Lledo, M. (2015). The Effect of Active Packaging on Minimizing Food Losses: Life Cycle Assessment (LCA) of Essential Oil Component-enabled Packaging for Fresh Beef. *Packaging Technology and Science*, 28(9), 761–774. <https://doi.org/10.1002/pts.2135>
- ZHAW. (2024). *Agri-food Database*. ZHAW Institute for Natural Resource Sciences. <https://www.zhaw.ch/de/forschung/forschungsdatenbank/projekt-detail/projektid/2131/>.
- Ziwei, Z., Shangyou, N., & Erica, D. (2023, September 11). *Inside China's 2023 Natural Gas Development Report*. <https://www.energypolicy.columbia.edu/inside-chinas-2023-natural-gas-development-report/>
- ZSVR, S. Z. S. V. (2022). *Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von systembeteiligungspflichtigen Verpackungen gemäß § 21 Abs. 3 VerpackG*. https://www.verpackungsregister.org/fileadmin/files/Mindeststandard/Mindeststandard_VerpackG_Ausgabe_2022.pdf
- ZSVR, S. Z. S. V. (2023). *Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von systembeteiligungspflichtigen Verpackungen gemäß § 21 Abs. 3 VerpackG*. https://www.verpackungsregister.org/fileadmin/files/Mindeststandard/Mindeststandard_VerpackG_Ausgabe_2023.pdf
- ZSVR, S. Z. S. V., & UBA, U. (Hrsg.). (2023). *Recycling im Wandel: Gemeinsam für Qualität und Quoten! In Jahrespressekonferenz*.

Verzeichnis der eingesetzten KI-Tools

DeepL (2024). *DeepL Translator* (Version DeepL Free).

<https://www.deepl.com/de/translator>

- Übersetzen von Textpassagen

DeepL (2024). *DeepL Write* (Version DeepL Free).

<https://www.deepl.com/de/write>

- Schreibprüfung von Textpassagen
- Formulierungsinputs zu Textpassagen

OpenAI. (2024). *ChatGPT* (Version 4).

<https://chatgpt.com/>

- Verstehen von Inhalten
- Schreibprüfung von Textpassagen
- Formulierungsinputs zu Textpassagen
- Inputs zur Erstellung von Grafiken mit Excel

Leonardo.ai. (2024). *Bildgeneration* (Version 2.1)

<https://app.leonardo.ai/>

- Generierung von Beispielbildern

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: In «Vergleich I: Standbodenbeutel» untersuchtes Produktsystem mit Lebenszyklusphasen (farbig hinterlegt) und darin betrachtete Prozesse.....	16
Abbildung 2: In «Vergleich II: Siegelschalen» untersuchtes Produktsystem mit Lebenszyklusphasen (farbig hinterlegt) und darin betrachtete Prozesse.....	17
Abbildung 3: Vergleich der Gesamtumweltbelastung in UBP des verpackten Lebensmittels (600 g Käsefondue) und der drei Standbodenbeutel.....	25
Abbildung 4: Prozentuale Anteile der Lebenszyklusphasen vom Kunststoffmono- (KM), Kunststoffverbund- (KV) und Faserverbund- (FV) Standbodenbeutel an den untersuchten Wirkungskategorien: Bodennutzung, Versauerung, Feinstaub, Ressourcenverbrauch (RV) Mineralien und Metalle, RV fossil und Klimawandel von EF 3.1 (Fazio et al., 2018).....	26
Abbildung 5: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung des Faserverbund-Standbodenbeutels mit 600 g Füllmenge zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für Fondue (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende. Aufgeteilt in die Lebenszyklusphasen (innen) und Hauptprozesse (aussen).....	27
Abbildung 6: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung des Kunststoffmono-Standbodenbeutels mit 600 g Füllmenge zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für Fondue (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende. Aufgeteilt in die Lebenszyklusphasen (innen) und Hauptprozesse (aussen).	28
Abbildung 7: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung des Kunststoffmono-Standbodenbeutels mit 600 g Füllmenge zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für Fondue (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende. Aufgeteilt in die Lebenszyklusphasen (innen) und Hauptprozesse (aussen).	28
Abbildung 8: Vergleich der Umweltauswirkungen in UBP des verpackten Lebensmittels (200 g Blattsalat grün) und der drei Siegelschalen.	29
Abbildung 9: Prozentuale Anteile der Lebenszyklusphasen von der PET-, PET mit Kartonsleeve (PET/K) und Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale (BZ) an den untersuchten Wirkungskategorien: Bodennutzung, Versauerung, Feinstaub, Ressourcenverbrauch (RV) Mineralien und Metalle, RV fossil und Klimawandel von EF 3.1 (Fazio et al., 2018).....	30
Abbildung 10: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung der Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale mit 1000 ml Füllvolumen zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für einen Menusalat (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende. Aufgeteilt in die Lebenszyklusphasen (innen) und Hauptprozesse (aussen).	31
Abbildung 11: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung einer PET mit Kartonsleeve Siegelschale mit 1000 ml Füllvolumen zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für einen Menusalat (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende.	32
Abbildung 12: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) zur Bereitstellung einer PET-Siegelschale mit 1000 ml Füllvolumen zur Gewährleistung der Schutzfunktionen für einen Menusalat (Lebensmittel nicht berücksichtigt) zum Verzehr durch Endkonsumierende.....	32

Abbildung 13: Auswirkungen des Faserverbund- (FV), Kunststoffmono- (KM) und Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV) auf die Wirkungskategorie «Versauerung» in mol H ⁺ -eq (Fazio et al., 2018). Säulendarstellung «mit» und «ohne» Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe» zur Verdeutlichung der Relevanz.	33
Abbildung 14: Vergleich Bodennutzung von je 1 kg Weichholz (TS), Bambusholz (TS) und Zuckerrohrbagasse (TS) zur Herstellung von Karton, Bambusfaser und Zuckerrohrfaser in Pt. (Fazio et al., 2018).....	34
Abbildung 15: Klimawandelauswirkungen der Lebenszyklusphase «End-of-Life» des Faserverbund- (FV), Kunststoffmono- (KM) und Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV) auf die Wirkungskategorie in kg CO ₂ -eq (Fazio et al., 2018). Szenario I (SI) zeigt den Status quo auf, wobei der Kunststoffmono-Standbodenbeutel thermisch verwertet wird. Szenario II (SII) zeigt das Zukunftsszenario, wobei 56 % des Kunststoffmono-Standbodenbeutel recyclingfähig sind.	36
Abbildung 16: Klimawandelauswirkungen der Lebenszyklusphase «End-of-Life» der PET-, PET mit Kartonsleeve (PET/K) und Bambus-Zuckerrohr-Siegelschalen (BZ) auf die Wirkungskategorie in kg CO ₂ -eq (Fazio et al., 2018). Szenario I (SI) zeigt den Status quo auf, wobei die PET und PET mit Kartonsleeve thermisch verwertet werden. Szenario II (SII) zeigt das Zukunftsszenario, wobei 96 % der PET- und PET mit Kartonsleeve Siegelschalen recyclingfähig sind.	36
Abbildung 17: Sensitivitätsanalyse Standbodenbeutel: Gesamtumweltbelastung in UBP (BAFU, 2021) «mit» und «ohne» die Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe». Aufgezeigt am Faserverbund- (FV), Kunststoffmono- SI (KM SI), Kunststoffmono- SII (KM SII) und Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV).....	37
Abbildung 18: Sensitivitätsanalyse zur Abschätzung des Einflusses der ökonomischen Allokation von Zuckerrohr auf die Wirkungskategorie «Bodennutzung» bei der Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale (BZ).	38
Abbildung 19: Tipping-Point-Analyse der Standbodenbeutel zur Erfüllung der FU und 600 g Fondue. Als Vergleichsbasis dient der Kunststoffmono-Standbodenbeutel (KM). Passieren beim Kunststoffverbund-Standbodenbeutel (KV) 0.067 % Food Waste oder beim Faserverbund-Standbodenbeutel (FV) 0.117 % Food Waste ist die Gesamtumweltbelastung (UBP) höher als beim KM-Standbodenbeutel ohne Food Waste.....	39
Abbildung 20: Tipping-Point-Analyse der Siegelschalen zur Erfüllung der FU und 200 g Blattsalat. Als Vergleichsbasis dient die PET mit Kartonsleeve-Siegelschale (PET/K). Passieren bei der PET-Siegelschale (PET) 11.2 % Food Waste oder der Bambus-Zuckerrohr-Siegelschale (BZ) 22.3 % Food Waste ist die Gesamtumweltbelastung (UBP) höher als bei der PET/K-Siegelschale ohne Food Waste.	40

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersichtstabelle Vergleich I: Standbodenbeutel	8
Tabelle 2: Übersichtstabelle Vergleich II: Siegelschalen ¹	8
Tabelle 3: Einzelkriterien zur Beurteilung der Recyclingfähigkeit nach Institut Cylcos-HTP (2022)	12
Tabelle 4: Klassifikation der Recyclingfähigkeit nach CHI-Standard (Cyclos-HTP, 2022)	12
Tabelle 5: qualitative Methode zur Bewertung der Recyclingfähigkeit (allgemein) gemäss FH Campus Wien (2022)	13
Tabelle 6: Einstufung der Recyclingfähigkeit gemäss FH Campus Wien (2022).....	14
Tabelle 7: Gesamtbewertung Recyclingfähigkeit in Gewichts-% (FH Campus Wien, 2021)	14
Tabelle 8: Funktionelle Einheit und Referenzfluss für Vergleich I und Vergleich II	15
Tabelle 9: Herleitung der Transportdistanzen von Abfallwagen in den für die Bewertung relevanten Ländern	18
Tabelle 10: Übersichtstabelle über die verwendeten Wirkungsabschätzungsmethoden.	20
Tabelle 11: Herleitung und getroffene Annahmen zur Bewertung der Kriterien nach CHI-Standard (Cyclos-HTP, 2022)	21
Tabelle 12: Resultate der Bewertung der Recyclingfähigkeit der Lebensmittelverpackungen nach CHI-Standard (Cyclos-HTP, 2022).....	22
Tabelle 13: Resultate der Bewertung der Recyclingfähigkeit der Lebensmittelverpackungen mit dem Tool PACO (Packaging Cockpit GmbH, 2024)	23
Tabelle 14: Wirkungsabschätzungsergebnisse GWP 100 (IPCC, 2021) und Methode der ökologischen Knappheit (BAFU, 2021) des Faserverbund- (FV), Kunststoffmono- (KM) Status quo, Kunststoffmono- (KM) Zukunftsszenario (SII) und des Kunststoffverbund- (KV) Standbodenbeutels.....	25
Tabelle 15: Wirkungsabschätzungsergebnisse GWP 100 und Methode der ökologischen Knappheit der PET-, PET mit Kartonsleeve (PET/K) und Bambus-Zuckerrohr- (BZ) Siegelschale für Szenario I (SI) Status quo und Szenario II (SII) Zukunftsszenario.....	29
Tabelle 16: Prozentuale Veränderung mit und ohne die Materialkategorie «Lack/Tinte/Farbe». Als 100% wird der Kunststoffmono-Standbodenbeutel gewählt.....	38
Tabelle 17: Berechnetes oder angegebenes Gesamtgewicht pro Verpackung im Vergleich zum gemessenen Gewicht. Wobei der Kunststoffmono-Standbodenbeutel (KM) mit dem Faktor 1.5 multipliziert werden muss, damit die funktionelle Einheit erfüllt wird. Die Angaben für die PET mit Kartonsleeve Siegelschale (PET/K) wurden auf Basis der PET-Siegelschale berechnet.	42

Anhang I

Im Anhang I finden sich alle nicht vertraulichen Sachbilanzen und Berechnungen, welche für das Verständnis der Modellierung relevant sind.

Sachbilanz Lebenszyklusphasen «Abfüllen» und «Nutzung»

Zur Wirkungsabschätzung werden die Lebenszyklusphasen «Abfüllen» und «Nutzung» ohne Lebensmittel und Verpackung modelliert. Die exkludierten Prozesse sind farbig hinterlegt. Das Lebensmittel wird weggelassen, da der Fokus der Arbeit auf der Lebensmittelverpackung liegt. Das Lebensmittel wird bei der Berechnung des Verhältnisses (Lebensmittel : Verpackung) und bei der Tipping-Point-Analyse inkludiert. Die Verpackung wird bei «Abfüllen» weggelassen, um eine Doppelzählung bei der Erfassung der Gesamtumweltbelastung zu vermeiden. Zur Distribution wird die Terminologie Verpackungssystem (VS) genutzt. Detailliertere Ausführungen zur Sachbilanz finden sich auf Seite 18.

Tabelle V1.0: Standbodenbeutel | Fondue-Abfüllung

Name, ecoinvent v3.9.1 Datenbank	Menge	Einheit	Kommentar
Fondue-Abfüllung Standbodenbeutel	600	g	Käsefondue und Standbodenbeutel
<i>Input, Material</i>			
Fondue	600	g	Exkludiert. Ausschliesslich für Vergleich Lebensmittel vs. Verpackung inkludiert.
Fondue-Beutel Standbodenbeutel	div.	g	Bei Bedarf entsprechender Standbodenbeutel inkludieren.
Chemical factory, organics {RER} chemical factory construction, organics	8.67E-12	p	Inkl. Maschinen, Jahresproduktion: 30'000 t/a, Lebensdauer: 50 a, 13 g / Verpackung
Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for polyethylene, high density, granulate	0.01	g	1 kg, Lebensdauer: 10 a, Nutzungshäufigkeit: 10-mal / a, 10 kg / Kiste, 613 g pro verpacktes Fondue = 16 Fondue / Kiste
EUR-flat pallet {RER} market for EUR-flat pallet	7.89E-8	p	Lebensdauer 7 a, Nutzungshäufigkeit: 30-mal / a, 80 Kisten/VS, 1'280 Fondue (613 g) pro VS
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6	1.5	kgkm	Abfüller CH - Detailhändler CH (115 km), Annahme 13 g / Standbodenbeutel
<i>Input, Energie</i>			
Electricity, medium voltage {CH} market for electricity, medium voltage	2.56E-5	kWh	Versiegelung: 0.18 m * 0.008 m = 0.0014 m ² , 0.0183 kWh/m ²

Tabelle V2.0: Siegelschale | Salat-Abfüllung

Name, ecoinvent v3.9.1 Datenbank	Menge	Einheit	Kommentar
Salat-Abfüllung Siegelschale	200	g	
<i>Input, Material</i>			
Lettuce {GLO} market for lettuce	200	g	Exkludiert. Ausschliesslich für Tipping-Point-Analyse inkludiert.
Menuschale Siegelschale	div.	g	Bei Bedarf entsprechende Menuschale inkludieren.
Siegelfolie Siegelschale	div.	g	Entsprechende Siegelfolie inkludieren.
Chemical factory, organics {RER} chemical factory construction, organics	2.87E-11	p	Inkl. Maschinen, Jahresproduktion: 30'000 t/a, Lebensdauer: 50 a, 43 g / Verpackung
Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for polyethylene, high density, granulate	0.04	g	1 kg, Lebensdauer: 10 a, Nutzungshäufigkeit: 10-mal / a, 10 kg / Kiste, 243 g pro verpacktem Salat = 41 Salate / Kiste
EUR-flat pallet {RER} market for EUR-flat pallet	2.57E-7	p	Lebensdauer 7 a, Nutzungshäufigkeit: 30-mal / a, 80 Kisten/VS, 3'280 Salate (243 g) pro VS
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6			
	5.3	kgkm	Abfüller CH - Detailhändler CH (115 km), Annahme: 46 g / Siegelschale
<i>Input, Energie</i>			
Electricity, medium voltage {CH} market for electricity, medium voltage	9.88E-5	kWh	Versiegelung: $2 * 0.008 \text{ m} * (0.2 \text{ m} + 0.14 \text{ m}) = 0.0054 \text{ m}^2$, 0.0183 kWh/m ²

Tabelle V1.1: Nutzung | Lebensmittelverpackungen

Name, ecoinvent v3.9.1 Datenbank	Menge	Einheit	Kommentar
Nutzung Lebensmittelverpackungen	1	p	
<i>Input, Material</i>			
Transport, trolleybus {CH} transport, trolleybus	7.96E-4	personkm	
Transport, passenger car, EURO 5 {RER} market for transport, passenger car, EURO 5	7.48E-5	km	