

Hotspot Ökobilanzierung von Güterbündeln

Verpackungskunststoffe im Dualen System von Nordrhein-Westfalen

Kurzbericht

Ein Ergebnis des Themenfeldes 2 - Produkte und Wertschöpfungsketten - des Forschungsprojektes SCI4climate.NRW

SCI4climate.NRW ist ein vom Land Nordrhein-Westfalen unterstütztes Forschungsprojekt zur Entwicklung einer klimaneutralen und zukunftsfähigen Industrie im Jahr 2050. Das Projekt ist innerhalb der Initiative IN4climate.NRW verankert und repräsentiert die Seite der Wissenschaft. Das Projekt erforscht die technologischen, ökologischen, ökonomischen, institutionellen und (infra)-strukturellen Systemherausforderungen für produzierende Unternehmen in Nordrhein-Westfalen. Ein transdisziplinärer Prozess mit den Partnerinnen und Partnern aus der Industrie und Wissenschaft erarbeitet gemeinsam mögliche Pfade und deren Auswirkungen hin zu einer klimaneutralen Industrie.

Bibliographische Angaben

Herausgeber: SCI4climate.NRW
Veröffentlicht: 31.05.2020
AutorIn/nen: Balint Simon, Lehrstuhl für Operations Management, RWTH Aachen
Julia Schleier, Lehrstuhl für Operations Management, RWTH Aachen
Grit Walther, Lehrstuhl für Operations Management, RWTH Aachen
Kontakt: balint.simon@om.rwth-aachen.de
Bitte zitieren als: SCI4climate.NRW 2020: *Hotspot Ökobilanzierung von Güterbündeln, Verpackungskunststoffe im Dualen System Nordrhein-Westfalen, Aachen*

Inhaltsverzeichnis

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis.....	3
1 Zielsetzung.....	4
2 Methodologie der Ökobilanz.....	5
3 Modellansätze, Systemgrenzen und Szenarien.....	7
4 Ergebnisse und Diskussion	8
Literaturverzeichnis.....	11

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildung 1: Vier Phasen der Ökobilanzierung nach ISO 14040.....	5
Abbildung 2: Unterschied zwischen attributional (a) und consequential (b) Ökobilanz nach Weidema (2003)	6
Abbildung 3: Vereinfachte Abbildung des THG Potenzials des Recyclings von Sortierung bis Produktion sekundärer Kunststoffe bzw. bis zur Pyrolyse in den modellierten Szenarien	9
Tabelle 1: Szenarien der Sortierselektivität bzw. Effizienz, Anteil den Sortierfraktionen in Massenprozent (wt.%): Status quo (SQ), bestes erreichbares technologiebedingtes Ergebnis (BAT) theoretisches Maximum nach Abfallzusammensetzung (max)	8

1 Zielsetzung

Kunststoffe sind äußerst vielseitig, leicht, preiswert und langlebig und sind in fast allen Facetten des Lebens zu finden (Andrady and Neal 2009). Diese vorteilhaften Eigenschaften haben zu ihrer weitverbreiteten Anwendung geführt. Mit derzeitigen jährlichen Wachstumsraten zwischen 3,5% und 3,8% wächst der Markt für Kunststoffe beträchtlich (PlasticsEurope 2018). Es wird geschätzt, dass bis 2050 weltweit insgesamt 26.000 Millionen Tonnen synthetische Harze, 6.000 Millionen Tonnen Polyester-, Polyamid- und Acrylfasern sowie 2.000 Millionen Tonnen Additive produziert werden (Geyer et al. 2017). Insbesondere der Markt für Verpackungen ist in den letzten Jahren stark gewachsen (Schüler 2018), so wurden in Deutschland im Jahr 2017 etwa 30% aller produzierten Kunststoffe für Verpackungen verwendet (Lindner and Schmitt 2018).

Die Herstellung und Entsorgung von Kunststoffen haben erhebliche Folgen für die Umwelt, zum Beispiel durch die Emission von Treibhausgasen (THG). So werden pro Tonne Kunststoff allein durch die Produktion zwischen 1,7 und 3,5 Tonnen CO₂-Äquivalente (CO₂-Äq.) Treibhausgas (THG) emittiert (PlasticsEurope 2019). Außerdem werden Kunststoffe aus Erdöl hergestellt, weshalb im Fall einer thermischen Abfallverwertung der im Material gebundene Kohlenstoff am Ende des Lebenszyklus mit 1,4 bis 3,5 Tonnen CO₂-Äq. freigesetzt wird. Diese Zahlen verdeutlichen, dass Kunststoffe in der Entwicklung einer klimaneutralen Wirtschaft eine Schlüsselrolle spielen.

Zur Reduktion, der mit der Herstellung und Entsorgung von Kunststoffen verbundenen Umweltauswirkungen wurde eine Reihe von Lösungen sowohl im politischen als auch im technologischen Bereich entwickelt. Entsprechend des 3R-Prinzips „Reduce, Reuse, Recycling“ kommt neben der Vermeidung von Kunststoffabfällen auch dem Recycling eine hohe Bedeutung zu (Dehoust et al. 2016; Wagner et al. 2018). Entsprechend zeigt sich bezüglich der Kunststoffströme in Deutschland ein geringer Rückgang der Granulatherstellung um 6,6 % verbunden mit einer Zunahme des Rezyklatverbrauchs um 10,2 % im Jahr 2019 gegenüber dem Jahr 2017 (Lindner et al. 2020).

Aus technologischer Sicht gibt es mehrere Möglichkeiten zur Stärkung des Kunststoffrecyclings von Kunststoffabfällen. Zu den drei wichtigsten technologischen Faktoren gehören die Anwendung der besten verfügbaren Technologie bei der Sortierung von Kunststoffabfällen, die umfassende Einführung einer allgemeinen Recyclingtonne (Wertstofftonne) und die Steigerung der Qualität des Rezyklates (Heidrun et al. 2016). Für letztere kann die Einführung des chemischen Recyclings in Frage kommen.

In Europa wird der rechtliche Rahmen des Kunststoffrecyclings durch aktuelle Gesetzesinitiativen bestimmt. Nach Änderungen durch das Europäische Parlament und den Rat (EP&EURO 2015) haben die meisten europäischen Länder neue Vorschriften erlassen. In Deutschland hat dies zur Überarbeitung des Abfallwirtschaftsgesetzes (KrWG) und zum Erlass des neuen Verpackungsgesetzes (VerpackG) im Jahr 2017 geführt, welche die überholte Verpackungsverordnung (VerpackV) im Jahr 2019 ersetzt haben. Unter Betonung der Bedeutung der stofflichen Verwertung sehen die Gesetze ab 2019 eine Erhöhung der stofflichen Verwertungsquote für Kunststoffe von bisher 36% auf 58,5% und ab 2022 eine weitere Erhöhung auf 63% vor (BT&BR 2012; BMJV 2017).

Angesichts der zunehmenden Dringlichkeit der Reduktion der durch Kunststoffabfälle verursachten Umweltbelastungen und zur Gewährleistung der potenziellen technologischen Führungsrolle Deutschlands ist die Analyse der Auswirkungen neuer politischer Maßnahmen und innovativer Technologien im Kunststoffrecycling erforderlich. So können optimale politische Entscheidungen getroffen und Schritte in Richtung einer Kreislaufwirtschaft gefördert werden. Vor diesem Hintergrund besteht die

Zielsetzung dieser Studie in der Identifikation ökologischer Schwachstellen im Lebenszyklus von Verpackungskunststoffen in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der THG-Emissionen mit Fokus auf das Land Nordrhein-Westfalen. Daraus leitet sich die Forschungsfrage ab, mit welchen Veränderungen der THG-Emissionen eine Erhöhung der Recyclingrate des Kunststoffanteils von Verpackungsabfällen aus dem gelben Sack einhergeht und wie dies zur Klimaneutralisierung beitragen kann.

Zur Beantwortung der Forschungsfrage wird in dieser Arbeit ein Modell des Lebenszyklus von Kunststoffen entwickelt und unter ökologischen Gesichtspunkten bewertet. Das Modell konzentriert sich insbesondere auf den Recyclingprozess. Diese Bewertung ist von hoher Relevanz für die Zielgruppe der politischen Entscheidungsträger, um das Umweltpotenzial der Einführung einschlägiger Rechtsvorschriften und Technologien im Kunststoffrecycling und die mögliche Erreichung des Ziels der Klimaneutralität des Recyclingsystems aufzuzeigen.

2 Methodologie der Ökobilanz

Die Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment, LCA) zielt darauf ab, die Umweltauswirkungen eines Produkts oder eines ganzen Produktsystems zu bewerten, indem Daten über Inputs und Outputs während des gesamten Lebenszyklus zusammengestellt und die Zusammenhänge zwischen diesen analysiert werden. Die Ergebnisse der Ökobilanz können die politische Entscheidungsfindung, die strategische Planung und das strategische Marketing sowie die Produktentwicklung und -verbesserung unterstützen (ISO 2006a). Daher sind sie für ein breites Spektrum von Interessengruppen relevant (Ekvall 2019).

Die allgemeine Idee hinter Ökobilanzen und die Richtlinien für deren Anwendung sind in den Normen ISO 14040 und 14044 definiert, die von der Internationalen Organisation für Normung (ISO) bereitgestellt werden. Darin sind auch die Arbeitsschritte bei der Ökobilanzierung aufgelistet: die Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen, die Definition von Produktsystemen und Funktionseinheiten, die Sachbilanzierung und Wirkungsabschätzung, sowie die Auswertung, Berichterstattung und kritische Überprüfung (siehe Abbildung 1) (ISO 2006a, 2006b). Hierbei stellt die Durchführung einer Ökobilanz-Studie gemäß ISO 14040 und ISO 14044 einen iterativen Prozess dar. Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung erfordern Konsistenz in Bezug auf das Ziel und den Untersuchungsrahmen der Studie. Wenn Unstimmigkeiten auftreten, stellt die Überarbeitung jener die Korrektheit und Präzision sicher.

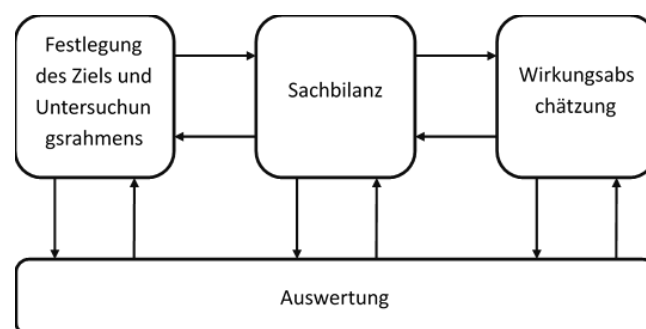


Abbildung 1: Vier Phasen der Ökobilanzierung nach ISO 14040

Grundsätzlich lassen sich zwei unterschiedliche Modellierungsaspekte der Ökobilanzierung unterscheiden: attributional und consequential Modellierungsansätze (siehe Abbildung 2). Attributional Ökobilanzen (aLCA) basieren typischerweise auf historischen Durchschnittsdaten und können daher verwendet werden, um die aktuelle Umweltbelastung eines Produktsystems zu beschreiben. Dieser Ansatz

ordnet Umweltauswirkungen einem Basisjahr zu und ermöglicht die Beschreibung eines Status Quo. Dabei werden keine Marktmechanismen und Nachfrageveränderungen berücksichtigt, sondern vielmehr eine Momentaufnahme der Gegenwart dargestellt. Die Zuordnung der Auswirkungen zum Systemteil erfolgt durch eine normative Regel (bspw. Allokationsregel nach physischen oder wirtschaftlichen Eigenschaften) (Weidema 2003). Dagegen berücksichtigt die consequential Ökobilanz (cLCA) Marginaldaten, um eine Analyse der zukünftigen Auswirkungen der Nachfrageänderung eines Produkts zu ermöglichen. Dieser Ansatz beschreibt die Art der Veränderung relevanter Flüsse auf der Grundlage möglicher Entscheidungen (Finnveden et al. 2009). Abbildung 2b stellt diese Veränderung dar, wobei eine Reduktion der Umweltwirkung eines Systemteils eine Zunahme der Umweltwirkung in anderem Systemteil induziert.

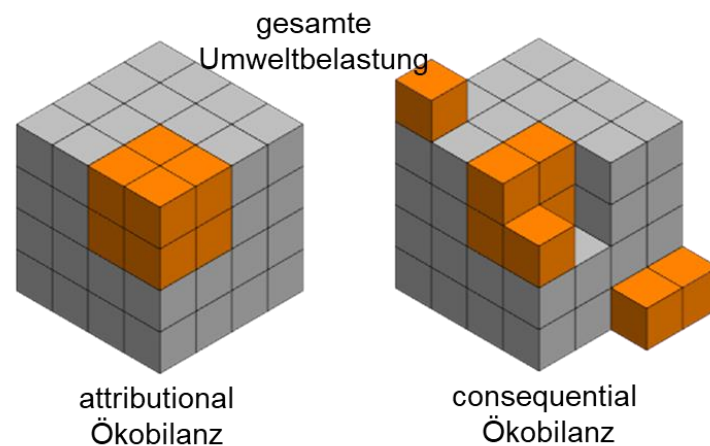


Abbildung 2: Unterschied zwischen attributional (a) und consequential (b) Ökobilanz nach Weidema (2003)

Ein vereinfachtes Beispiel, um den Unterschied zwischen den Ansätzen darzustellen, ist der Einsatz von elektrischem Strom in Deutschland. Bei der attributional Ökobilanz wird dazu die Stromgenerierung durch den durchschnittlichen Kraftwerkspark modelliert, d.h. alle Kraftwerkstypen sind entsprechend der relativen Beteiligung an der Stromproduktion berücksichtigt. Dagegen berücksichtigt die consequential Ökobilanz den sog. marginalen Kraftwerkspark (keine Allokation). Bei der Änderung der Stromnachfrage, z.B. durch den verstärkten Einsatz von Batterieelektrischen Fahrzeugen, reagiert das Stromsystem aufgrund bestimmter politischer oder technischer Voraussetzungen ggf. lediglich durch Änderung der Anteile ausgewählter Kraftwerkstypen (marginale Technologien). So ist vor dem Hintergrund der Energiewende zu erwarten, dass der Kraftwerkspark auf eine erhöhte Stromnachfrage mit einem zunehmenden Anteil an Gas-, Wind- und PV-Anlagen reagiert. Entsprechend dieser Erwartung rechnet der Ansatz der consequential Ökobilanz für diesen erhöhtem Strombedarf ausschließlich mit dem aus diesen marginalen Technologien resultierenden marginalen Strommix (im Gegensatz dem Kraftwerkpark-Durchschnitt in attributional Ökobilanz).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Ökobilanz ein weit verbreitetes und etabliertes Verfahren mit klaren Richtlinien für die Durchführung von Umweltgutachten und damit ein geeigneter Ansatz zur ökologischen Bewertung der Auswirkungen des Kunststoffrecyclings in NRW ist. Für die Entwicklung langfristiger Zukunftsszenarien können beide Varianten der Ökobilanz in Kombination eingesetzt werden. Die attributional LCA kann dabei für die Bewertung des Status quo und die consequential LCA für die Modellierung von Veränderungen in den Folgejahren genutzt werden.

3 Modellansätze, Systemgrenzen und Szenarien

Um die technologische Entwicklung der Sortierung und des Recyclings von Kunststoffen hinsichtlich ihrer umweltbezogenen Auswirkungen zu bewerten, wurde der methodische Ansatz der consequential Ökobilanz gewählt. Dieser Ansatz zur Ökobilanzierung ermöglicht die Analyse von potenziellen Veränderungen relevanter Stoffströme aufgrund technologischer bzw. systematischer Änderungen. Hierfür werden Datensätze marginaler Technologien berücksichtigt.

Zunächst wird mittels einer attributional Ökobilanzierung der Status Quo des Systems bewertet (SQ). Dies entspricht somit einer „Momentaufnahme“ des Systems, erlaubt aber zunächst keine Zukunftsprojektionen. Anschließend wird diese „Momentaufnahme“ des aktuellen Recyclingsystems mit Ergebnissen der consequential Methode kombiniert.

Im Rahmen der Analyse für Leichtverpackungen (LVP) in NRW werden folgende Szenarien zu Grunde gelegt: Die Erfassung der LVP erfolgt in jedem der Szenarien gleichermaßen durch die Sammlung im sog. gelben Sack. Die gelben Säcke werden mittels LKW (<21t EURO 5) eingesammelt und der Transport zur Sortieranlage erfolgt über eine Umladestation (32 t LKW, EURO 5). Die Sortierung der gesamten Menge der erfassten LVP findet in NRW statt. Die sortierte Abfallfraktionen werden zu Ersatzbrennstoffen (EBS) verarbeitet bzw. zu sekundären Rohstoffen rezykliert, wobei eine Substitution primärer Rohstoffe erfolgt. Hierbei wird angenommen, dass im Rahmen der Substitution eine Einheit Rezyklat die gleiche Menge Primärmaterial ersetzt. Dementsprechend können die THG-Emissionen der Herstellung des Primärstoffes durch den Einsatz des Rezyklats eingespart werden. Der Datensatz des LCA-Modells beruht auf Messdaten, Kalkulationen, Experten-Interviews, weiteren Studien und Daten der ecoinvent Datenbank Version 3.4.

Das Status-Quo Basisszenario „SQ“ entspricht den aktuell durchschnittlich in NRW aus Sortieranlagen gewonnenen Kunststoffen in Effizienz (relativer Anteil der einzelnen Sortierfraktionen) und Selektivität (Anzahl der unterschiedlichen Sortierfraktionen) (Dehoust and Christiani 2012). Das Szenario „BAT“ entspricht dem mit dem fortschrittlichen Verfahren der Firma Meilo erzielbaren höheren Sortiergrad und Selektivität (Günther and Vogt 2018). Im Vergleich dazu wird im Szenario „Pyrolyse“ ein reduzierter Sortieraufwand berücksichtigt, da nur der für einen Einsatz von Fraktionen in der Pyrolyse notwendige Mindestaufwand umgesetzt wird (Fekhar et al. 2019). Das Szenario „Pyrolyse“ weist somit im Vergleich zum Szenario „BAT“ eine (etwas) geringere Effizienz und Selektivität auf. Da gemischte Polyolefine (MPO) und Mischkunststoffe nicht getrennt werden, resultiert ein geringerer Stromverbrauch der Sortierung (vgl. Tabelle 1). Das Szenario „max“ stellt als Extremszenario das theoretische, technisch nicht erreichbare Maximum dar. Die Zusammensetzung des gelben Sacks wurde hierbei von den Marktmengen des Verpackungstoffes abgeleitet (Dehoust and Christiani 2012) und bildet somit eine (theoretische) vollständige Selektivität und Effizienz ab. Als funktionelle Einheit wurde das jährliche Aufkommen der Leichtverpackungen (LVP) in NRW gewählt (590 kt¹ in Recyclingsystemen verarbeitete LVP).

Tabelle 1 zeigt die Massenanteile unterschiedlicher Abfallfraktionen (Produkte) einer Sortieranlage entsprechend der Sortiereffizienzen und -selektivitäten der verschiedenen Szenarien. Wie oben erwähnt, werden die gewonnenen Sortierfraktionen im Anschluss zu Rezyklaten verarbeitet, welche aus fossilen Quellen hergestellte Primärmaterialien substituieren. Die potenziell substituierbaren Primärmaterialien sind nach dem Namen der Sortierfraktion in eckigen Klammern aufgeführt (z.B.: „Folie [PE-

¹ kt = Kilotonne = 1000 Tonne

LD]“, d.h. aus dem gelben Sack aussortierte Folienfraktion kann nach der stofflichen Verwertung PE-LD substituieren).

Tabelle 1: Szenarien der Sortierselektivität bzw. Effizienz, Anteil den Sortierfraktionen in Massenprozent (wt.%): Status quo (SQ), bestes erreichbares technologiebedingtes Ergebnis (BAT) theoretisches Maximum nach Abfallzusammensetzung (max)

Sortierfraktion [<i>pot. Substitution</i>]	SQ wt.%	BAT	max	Pyrolyse
Folie [PE-LD]	6,7%	8,5%	13,0%	8,5%
Mix Polyolefin (MPO, flex) [PE-HD&PP]	-	10,2%	12,0%	10,2%*
Polypropylen (fest) [PP]	4,0%	6,0%	9,0%	6,0%
PET [PET]	2,0%	2,0%	6,0%	2,0%
Polyethylen (fest) [PE-HD]	2,0%	2,5%	5,0%	2,5%
MKS (Mischkunststoffe) [PE-HD&PP]	4,0%	-	-	
PS [PS]	0,4%	1,0%	1,5%	1,0%
Weißblech	11,0%	10,2%	12,0%	10,2%
Aluminium	2,8%	3,0%	3,0%	3,0%
Getränkekarton	5,6%	6,0%	8,5%	6,0%
PPK	2,2%	5,0%	7,0%	5,0%
MKS für EBS (LHV hoch) [Lignit]	3,8%	15,7%	-	15,7%*
Sortierreste (EBS – LHV niedrig) [Lignit]	55,5%	29,9%	23,0%	29,9%

* Fraktion zur Pyrolyse

Substitution – Pyrolyse Produkte: Erdgas, Naphtha, Diesel, Heizöl, Koks

4 Ergebnisse und Diskussion

Die THG-Emissionen der Szenarien wurden in CO₂-Äquivalente umgerechnet und in Abbildung 3 gegenübergestellt. Die Menge der CO₂-Äquivalente der LVP-Erfassung („Erfassung total“), einschließlich der Bordsteinsammlung und des direkten Transports von der Umladestation zur Sortieranlage, bleiben aufgrund der konstanten transportierten Mengen von 590 kt unverändert. Der Stromverbrauch einer Sortieranlage („Strom (Sort.)“) beläuft sich nach Expertenabschätzungen im Szenario SQ auf 50 kWh/Tonne LVP. Die Selektivität und Sortiereffizienz im Kunststoffbereich ist abhängig von der eingesetzten Sortiertechnologie u.a. von der Nahinfrarottechnik (NIR) und damit von der Anzahl der eingesetzten NIR-Geräte. Gemäß der Annahme, dass in den Szenarien die NIR-bedingte Änderung des Strombedarfs vernachlässigbar ist, bleibt der Stromverbrauch der Sortierung in den Szenarien für die Ökobilanz konstant. Dementsprechend sind die THG-Emissionen aus Abfallerfassung und Stromversorgung von Sortierung in jedem der Szenarien gleich und in der Abbildung 3 mit orangenen Balken dargestellt.

Aufgrund der geringfügigen Unterschiede wurden die BAT- und Pyrolyseszenarien bei mengengleichen Abfallfraktionen in der Darstellung zusammengeführt (siehe Abbildung 3 „BAT&P.“). Blaue Balken ordnen die potenziellen THG-Emissionen der Recyclingverfahren bezüglich der funktionellen Einheit (590 kt LVP) der jeweiligen Fraktion zu (vgl. Tabelle 1). Grüne Balken informieren über die möglichen THG-Gutschriften für den Fall, dass die rückgewonnenen Rezyklate zur Substitution der gleichen Menge Primärstoff eingesetzt werden.

Die gesamte Menge der emittierten THG in SQ wurde mit ca. 94 kt CO₂-Äquivalenten berechnet (Erfassung, Sortierung und Recycling). Durch die Umsetzung der Szenarien "BAT", "Pyrolyse" und "max"

inkl. Gutschriften können Minderungen von 160 kt, 73 kt bzw. 306 kt CO₂-Äq. erzielt werden. Diese Werte ergeben sich durch den Unterschied zwischen dem SQ Gesamtwert (94 kt CO₂-Äq.) und der Summe der Nettowerte (Summe der Werte der grünen und blauen Balken) für die einzelnen Szenarien (ausgehend von einer 100%-igen Gutschrift der Rezyklate). Die Szenarien BAT und Pyrolyse bieten eine Gutschrift annähernd gleicher Größe (163 und 156 kt CO₂-Äq), für das Verfahren der Pyrolyse wird jedoch eine deutlich höhere THG-Last errechnet (176 kt CO₂-Äq für Pyrolyse gegen 95 kt CO₂-Äq) Dementsprechend ergibt sich für das Szenario Pyrolyse bei Berücksichtigung der Gutschriften ein Nettowert von 20 kt CO₂-Äq. THG-Emissionen, während die Szenarien BAT und max. absolute THG-Einsparungen von 67 kt CO₂-Äq. bzw. 213 kt CO₂-Äq ermöglichen.

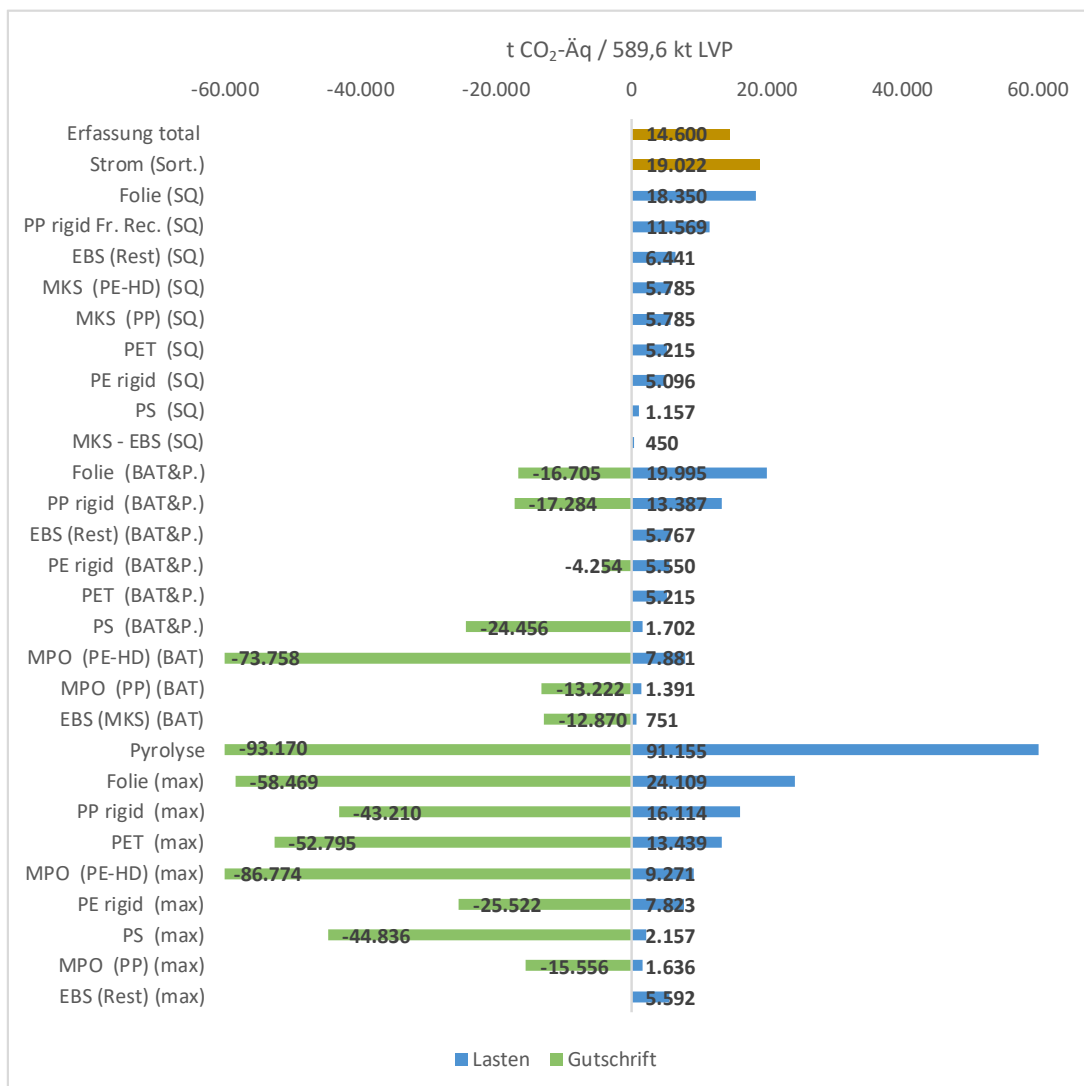


Abbildung 3: Vereinfachte Abbildung des THG Potenzials des Recyclings von Sortierung bis Produktion sekundärer Kunststoffe bzw. bis zur Pyrolyse in den modellierten Szenarien (Sort. – Sortierung, SQ – Status quo, BAT&P. – Werte der Szenarien BAT und Pyrolyse, BAT – Werte nur zur Szenario BAT, max – Werte zur Szenario max)

Insgesamt zeigen die Analysen, dass sich eine verstärkte Rückgewinnung von Altkunststoffen (Szenario BAT und max) nur dann lohnt, wenn die Sekundärmaterialien zu einem beträchtlichen Anteil eingesetzt werden können und dadurch der Verbrauch einer entsprechenden Menge Primärkunststoff vermieden werden kann. In diesem Fall ist das verbesserte mechanische Recycling (vgl. BAT bzw. max mit Pyrolyse) vorteilhafter als das thermo-chemische Verfahren, da mit ersterem insgesamt eine Reduktion von

67 kt CO₂-Äq. erzielt werden kann (Gutschrift übersteigt Lasten im Szenario „BAT“), während aufgrund des hohen Energiebedarfs die Gesamtemissionen der Pyrolyse auf 20 kt CO₂-Äq. sinken. Allerdings hängt das THG-Potenzial des thermo-chemischen Recyclings stark von der Wärmebereitstellung (Brennstoffverbrennung und Bereitstellung des Brennstoffes) ab. Daneben sind die höheren Qualitäten der resultierenden Sekundärmaterialien sowie das noch geringe Technology Readiness Level (TRL) der Technologie zu berücksichtigen. Weitere Entwicklungen des thermo-chemischen Recyclings können diesen Verwertungspfad für die Kreislaufführung von Kunststoffen daher noch attraktiver machen.

Literaturverzeichnis

- Andrady, A.L. and M.A. Neal. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364(1526): 1977–1984.
- BMJV. 2017. VerpackG - Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die hochwertige Verwertung von Verpackungen. July 5. <https://www.gesetze-im-internet.de/verpackg/BJNR223410017.html>. Accessed July 26, 2019.
- BT&BR. 2012. Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG). January 6. <https://www.gesetze-im-internet.de/krwg/KrWG.pdf>. Accessed March 8, 2020.
- Dehoust, G. and J. Christiani. 2012. Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe (Analysis and Development of Recycling Rate of Valuable Materials). Research report. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4342.html>.
- Dehoust, G., A. Möck, C. Merz, and P. Gebhardt. 2016. Umweltpotenziale der getrennten Erfassung und des Recyclings von Wertstoffen im Dualen System. <https://www.gruener-punkt.de/de/nachhaltigkeit/studie-oeko-institut.html>.
- Ekvall, T. 2019. Attributional and Consequential Life Cycle Assessment. Sustainability Assessment at the 21st Century. <https://www.intechopen.com/books/sustainability-assessment-at-the-21st-century/attributional-and-consequential-life-cycle-assessment>. Accessed March 22, 2020.
- EP&EURO. 2015. Richtlinie (EU) 2015/720 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG betreffend die Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen. April 29. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32015L0720>.
- Fekhar, B., L. Gombor, and N. Miskolczi. 2019. Pyrolysis of chlorine contaminated municipal plastic waste: In-situ upgrading of pyrolysis oils by Ni/ZSM-5, Ni/SAPO-11, red mud and Ca(OH)₂ containing catalysts. *Journal of the Energy Institute* 92(5): 1270–1283.
- Finnveden, G., M.Z. Hauschild, T. Ekvall, J. Guinée, R. Heijungs, S. Hellweg, A. Koehler, D. Pennington, and S. Suh. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91(1): 1–21.
- Geyer, R., J.R. Jambeck, and K.L. Law. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3(7): e1700782.
- Günther, S. and M. Vogt. 2018. Europas modernste LVP-Sortieranlage (Europe's most modern sorting facility of light packagings). *Umwelt Magazin* 2018(7–8): 20–23.
- Heidrun, M., Matthias Fabian, Matthias Jung, Susanne Heutling, Grit Körber, Ines Oehme, Johanna Wurbs, et al. 2016. Steigerung des Kunststoffrecyclings und des Rezyklateinsatzes. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- ISO. 2006a. ISO 14040:2006. ISO. July. <https://www.iso.org/cms/render/live/en/sites/isoorg/contents/data/standard/03/74/37456.html>. Accessed March 24, 2020.
- ISO. 2006b. ISO 14044:2006. ISO. July. <https://www.iso.org/cms/render/live/en/sites/isoorg/contents/data/standard/03/84/38498.html>. Accessed March 24, 2020.

- Lindner, C. and J. Schmitt. 2018. Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2017 (The State of Material Flows in the Plastic Branch Germany 2017). Mainaschaff, Germany: Conversio Market & Strategy GmbH.
- Lindner, C., J. Schmitt, and J. Hein. 2020. Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2019 (The State of Material Flows in the Plastic Branch Germany 2019). Mainaschaff, Germany: Conversio Market & Strategy GmbH.
- PlasticsEurope. 2018. Plastics – the Facts 2018: An analysis of European plastics production, demand and waste data. https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf.
- PlasticsEurope. 2019. Eco-profiles: PlasticsEurope. Database. Eco-Profiles. <https://www.plasticseurope.org/en/resources/eco-profiles>. Accessed August 7, 2019.
- Schüler, K. 2018. Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2016. Ed. by Umweltbundesamt. Texte 58/2018. Mainz. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2546/publikationen/aufkommen_und_verwertung_von_verpackungsabfaellen_in_deutschland_im_jahr_2016_final.pdf.
- Wagner, J., M. Günther, H.-B. Rhein, and P. Meyer. 2018. Analyse der Effizienz und Vorschläge zur Optimierung von Sammelsystemen der haushaltsnahen Erfassung von Leichtverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen auf der Grundlage vorhandener Daten (Efficiency Analysis and Proposal for Optimization of Source Sorted Collection of Valuable Post-Consumer Materials). Research report. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Weidema, B.P. 2003. Market information in life cycle assessment. Vol. 863. Miljøstyrelsen.