

Umweltpotenziale der getrennten Erfassung und des Recyclings von Wertstoffen im Dualen System

Bilanz der Umweltwirkungen

Berlin, 21.09.2016

Autorinnen und Autoren

Günter Dehoust
Alexandra Möck
Cornelia Merz
Peter Gebhardt
Öko-Institut e.V.

Geschäftsstelle Freiburg

Postfach 17 71
79017 Freiburg

Hausadresse

Merzhauser Straße 173
79100 Freiburg
Telefon +49 761 45295-0

Büro Berlin

Schicklerstraße 5-7
10179 Berlin
Telefon +49 30 405085-0

Büro Darmstadt

Rheinstraße 95
64295 Darmstadt
Telefon +49 6151 8191-0

info@oeko.de
www.oeko.de

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	7
Abkürzungsverzeichnis	9
1. Einleitung	10
2. Methodik	11
2.1. Ziele und Anwendung der Studie	11
2.2. Festlegung des Untersuchungsrahmens	12
2.2.1. Festlegung der Systemgrenzen	12
2.2.2. Funktion und funktionelle Einheit	13
2.2.3. Datenerhebung, Anforderung an die Daten und die Datenqualität	14
2.2.4. Allokation	14
2.2.5. Berücksichtigte Wirkungskategorien	15
2.2.6. Konformität und kritische Prüfung	16
2.2.7. Einschränkungen, Verwendung und Zielgruppen	16
3. Sachbilanz	17
3.1. Beschreibung der Szenarien Duales System	17
3.1.1. Status Quo (SQ)	17
3.1.2. Szenario 1: Sortiertechnik optimiert	18
3.1.3. Szenario 2: StNVP	18
3.1.4. Szenario 3: StNVP optimiert	18
3.1.5. Systemerweiterung	18
3.1.6. Mengenströme Übersicht	19
3.1.7. Die Szenarien im Jahr 2030	21
3.2. Beschreibung der Szenarien gesamte Kreislaufwirtschaft	21
3.2.1. PPK und Glas	22
3.2.2. Restmüll	22
3.2.3. Bio- und Grünabfälle	25
3.3. Datengrundlage	26
3.3.1. Generische Datensätze	26
3.3.1.1. Angepasste generische Datensätze	26
3.3.2. Spezifische Daten	27
3.3.2.1. LVP-Sortierung	27
3.3.2.2. Kunststoffrecycling	28

3.3.2.3.	Aufbereitung Getränkekartons (FKN)	30
3.3.2.4.	Weißblech-Recycling	30
3.3.2.5.	Aluminium-Recycling	31
3.3.2.6.	Aufbereitung PPK aus LVP	32
3.3.2.7.	EBS aus LVP, Sortierreste und Aufbereitungsreste	32
3.3.2.8.	Modellierung Zementwerk	32
3.3.2.9.	Modellierung MVA	34
3.3.2.10.	Modellierung Sammlung und Transporte	37
3.3.2.11.	Modellierung Strommix	40
4.	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	43
4.1.	Status Quo im Vergleich zu der Abfallwirtschaft in 1990	43
4.1.1.	Mengen	43
4.1.2.	Ergebnisse	44
4.2.	Status Quo im Vergleich zu den Entwicklungsszenarien	46
4.2.1.1.	GWP nach Fraktionen	48
4.2.1.2.	GWP nach Verwertungswegen	51
4.2.2.	Versauerungspotenzial (AP)	52
4.2.3.	Eutrophierungspotenzial (EP)	54
4.2.4.	Primärenergiebedarf (KEA)	56
5.	Sensitivitätsprüfung	59
5.1.	Sensitivität 1: Alternativer Brennstoff im Zementwerk	59
5.2.	Sensitivität 2: Gesamter Mischkunststoff ins Zementwerk	61
5.3.	Sensitivität 3: Veränderte Anteile bei Sortierresten	62
5.4.	Sensitivität 4: LVP zu 100 % in MVA	63
5.5.	Sensitivität 5: Strommix 2050	65
5.6.	Sensitivität 6: Dekarbonisierung bei der Primärherstellung von Kunststoffen	68
5.7.	Zusammenfassende Bewertung der Sensitivitätsanalysen	70
6.	Schlussfolgerung, Einschränkungen und Empfehlung	71
7.	Critical Review Statement von Prof. Dr. Mario Schmidt	73
7.1.	Einleitung	73
7.2.	Inhalte des CR	74
7.2.1.	Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen	74
7.2.2.	Sachbilanz	74
7.2.3.	Wirkungsabschätzung	75

7.2.4.	Auswertung	75
7.2.5.	Bericht zur Ökobilanz	75
7.3.	Abschließende Bewertung	76
7.4.	Selbsterklärung der Unabhängigkeit des Reviewers:	76
8.	Literaturverzeichnis	77
9.	Anhänge	81

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematische Darstellung der LVP-Sortierung nach Stand der Technik (Öko-Institut/htp 2012)	28
Abbildung 2:	Vergleich der Gesamtergebnisse von GWP für 1990 und 2014	44
Abbildung 3:	Gesamtergebnis GWP nach Fraktionen 2014	49
Abbildung 4:	Gesamtergebnis GWP nach Fraktionen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030	50
Abbildung 5:	Gesamtergebnis GWP von getrennt gesammelten, im Dualen System erfassten PPK und Glas für 2014 und 2030	51
Abbildung 6:	Gesamtergebnisse GWP nach Verwertungswegen in 2014	51
Abbildung 7:	Gesamtergebnis GWP nach Verwertungswegen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030	52
Abbildung 8:	Gesamtergebnis AP nach Fraktionen 2014	53
Abbildung 9:	Gesamtergebnis AP nach Fraktionen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030	53
Abbildung 10:	Gesamtergebnis GWP von getrennt gesammelten, im Dualen System erfassten PPK und Glas für 2014 und 2030	54
Abbildung 11:	Gesamtergebnis EP nach Fraktionen 2014	55
Abbildung 12:	Gesamtergebnis AP nach Fraktionen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030	55
Abbildung 13:	Gesamtergebnis EP von getrennt gesammelten, im Dualen System erfassten PPK und Glas für 2014 und 2030	56
Abbildung 14:	Gesamtergebnis KEA nach Fraktionen 2014	57
Abbildung 15:	Gesamtergebnis KEA nach Fraktionen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030	57
Abbildung 16:	Gesamtergebnis KEA von getrennt gesammelten, im Dualen System erfassten PPK und Glas für 2014 und 2030	58
Abbildung 17:	Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität Brennstoffmix im Zementwerk	61
Abbildung 18:	Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität gesamter Mischkunststoff im Zementwerk	62
Abbildung 19:	Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität Sortierreste Split im SQ	63
Abbildung 20:	Gesamtergebnis GWP für die Sensitivität 4 „LVP zu 100 % in MVA“ für die Sz SQ der Jahre 2014 und 2030	64
Abbildung 21:	Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität LVP in MVA	64
Abbildung 22:	Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität 5 „Strommix 2050“	66
Abbildung 23:	Gegenüberstellung der Be- und Entlastungen für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität 5 „Strommix 2050“	67
Abbildung 24:	Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität Gutschrift für Kunststoffe 10 % geringer	69

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Treibhausgaspotenzial der wichtigsten Treibhausgase (CML 2015)	15
Tabelle 2:	Wirkfaktoren für die Versauerung (CML 2015)	15
Tabelle 3:	Wirkfaktoren für die Eutrophierung (CML 2015)	16
Tabelle 4:	Fossile Energieressourcen und deren Energieinhalt (Gemis 1994, GEMIS 2005)	16
Tabelle 5:	Mengen und Abfalleigenschaften bei Systemerweiterung	19
Tabelle 6:	Mengenaufteilung auf die wichtigsten Entsorgungswege	20
Tabelle 7:	Erzeugte Menge Sekundärrohstoffe bzw. –brennstoff (EBS)	21
Tabelle 8:	Output-Parameter für die anaerobe MBA (Öko-Institut/lfeu 2010)	23
Tabelle 9:	Parameter Vergärung anaerobe MBA und Verbrennung des Methan im BHKW (Öko-Institut/lfeu 2010)	23
Tabelle 10:	Parameter MBS/MPS (Öko-Institut/lfeu 2010)	24
Tabelle 11:	Parameter MA (Öko-Institut/lfeu 2010)	24
Tabelle 12:	Emissionen bei Betrieb der Vergärungsanlage	25
Tabelle 13:	Primärbrennstoffmix in deutschen Zementwerken in 2014 (VDZ 2015)	33
Tabelle 14:	Sekundärbrennstoffmix in deutschen Zementwerken 2014 (VDZ 2015)	34
Tabelle 15:	Berücksichtigte Hilfsstoffe und eingesetzte Mengen	35
Tabelle 16:	Parametrisiert vorgegebene Emissionen	35
Tabelle 17:	Datensätze zur Modellierung von Sammlung und Transporten (ecoinvent V3.1)	37
Tabelle 18:	Spezifischer Kraftstoffverbrauch (Knoke und Böcker 2007)	38
Tabelle 19:	Maximale Zuladung für Sammlung und Transporte	39
Tabelle 20:	Anteil der auf den Kraftstoffverbrauch zurückzuführenden Umweltwirkungen an den Gesamtumweltwirkungen des Transports	40
Tabelle 21:	Einfluss der Veränderungen der Strommixe inklusive Vorketten in Abhängigkeit des Fortschritts bei der Umsetzung der Energiewende	40
Tabelle 22:	Nettostromerzeugung 2015 (BMUB 2015)	41
Tabelle 23:	Nettostromerzeugung 2030 KS 80 (Öko-Institut/Fraunhofer ISI 2015)	42
Tabelle 24:	Nettostromerzeugung 1990 (Öko-Institut/lfeu 2005)	42
Tabelle 25:	Abfallströme der gesamten Kreislaufwirtschaft in den Jahren 1990 und 2014	43
Tabelle 26:	Spezifische Emissionsfaktoren der verschiedenen Abfallarten in 1990 und 2014	46
Tabelle 27:	Übersicht Mengen, GWP und spez. EF für das Gesamtsystem „erfasste Verpackungsabfälle und StNVP“ sowie das Teilsystem „durch das Duale System erfasste Verpackungsabfälle und StNVP“	48
Tabelle 28:	Spezifische Emissionsfaktoren der direkten energetischen Verwertung im Zementwerk, ab Eingang in das Zementwerk	60
Tabelle 29:	Spezifische Emissionsfaktoren der direkten energetischen Verwertung im Zementwerk, ab Eingang in die EBS-Aufbereitung inklusive der Entsorgung der Reste aus der Aufbereitung	60

Tabelle 30:	Abfalleigenschaften des gesamten LVP in der MVA	63
Tabelle 31:	Nettostromerzeugung 2050 KS 80 (Öko-Institut/Fraunhofer ISI 2015)	65
Tabelle 32:	Spezifische Emissionsfaktoren für das GWP für 2014, 2030 und 2050	68
Tabelle 33:	Anteil des Stroms bzw. Monomerproduktion am GWP der Polymere und Anteil des Stroms am GWP der Monomere (PlasticsEurope 2014a/b, PlasticsEurope 2012)	69

Abkürzungsverzeichnis

AP	Versauerungspotenzial	MPS	Mechanisch Physikalische Stabilisierung
BHKW	Blockheizkraftwerk	MVA	Müllverbrennungsanlage
C _{fos}	Fossiler Kohlenstoff	nerf StNVP	Nicht erfasste stoffgleiche Nichtverpackungen
C _{ges}	Gesamter Kohlenstoff	NO _x	Stickoxide
CH	Schweiz	PE-HD	Polyethylen, hohe Dichte
CO ₂ -eq	Kohlendioxid-Äquivalente	PE-LD	Polyethylen, geringe Dichte
DE	Deutschland	PET	Polyethylenterephthalat
DSD	Duales System Deutschland	PO	Polyolefine
EBS	Ersatzbrennstoff	PPK	Papier, Pappe, Karton
EF	Emissionsfaktor	PS	Polystyrol
EP	Eutrophierungspotenzial	RER	Europa (in ecoinvent)
EPS	Expandiertes Polystyrol	RM	Restmüll
FKN	Flüssigkeitskarton	RoW	Restliche Welt (in ecoinvent)
GLO	global	SBS	Sekundärbrennstoff
GWP	Treibhausgaspotenzial	SML	Sammlung
HK	Hochkalorik	SO ₂	Schwefeldioxid
HKW	Heizkraftwerk	SOR	Sortierung
Hu	Heizwert	StNVP	Stoffgleiche Nichtverpackungen
KEA	Kumulierter Energieaufwand	StöSto	Störstoffe
KS 80	Klimaschutzszenario 80	TS	Trockenstabilat
KS 95	Klimaschutzszenario 95	TSP	Transport
LVP	Leichtverpackungen	UBA	Umweltbundesamt
MA	Mechanische Aufbereitung	ZW	Zementwerk
MBA	Mechanisch-Biologische Aufbereitung		
MBS	Mechanisch Biologische Stabilisierung		
MK	Mischkunststoff		

1. Einleitung

Vor gut 25 Jahren wurde das Duale System Deutschland (DSD)¹ zur Erfassung von Verpackungsabfällen auf der Basis der Verpackungsverordnung gegründet. Inzwischen sind es 9 Duale Systeme, die für die Erfassung, Sortierung und Verwertung von Leichtverpackungen (LVP) sowie Verpackungen aus Papier und Glas verantwortlich sind.

Während die Sammelsysteme für Papier und Glas wenig kritisiert werden, sind die Meinungen zu den Leistungen der getrennten Sammlung und Verwertung von LVP gespalten. In zahlreichen Öko- und Klimabilanzen wurden deren ökologische Vorteile aufgezeigt (vgl. z. B. Öko-Institut/Ifeu 2005, Öko-Institut/Ifeu 2010). Dennoch hält sich bei einigen Bürgern die Kritik, dass beispielsweise

- die getrennt bereitgestellten Wertstoffe nicht recycelt, sondern verbrannt würden (vgl. z. B. SWR 2013),
- das Recycling im Rahmen der dualen Erfassung und Verwertung von LVP ineffizient sei (vgl. z. B. WiWo 2013),
- das Kunststoffrecycling „unnötig“ und die Verbrennung der Kunststoffabfälle letztendlich umweltfreundlicher sei (vgl. z. B. SZ 2014).

Die Umweltentlastungsbeiträge durch das Verpackungsrecycling durch die Dualen Systeme seit deren Einführung aufzuzeigen und wissenschaftlich basierte Antworten auf Kritiken zur dualen Erfassung und Verwertung von LVP zu erhalten, ist Ziel dieser Studie. Außerdem sollen Entwicklungswege zur Steigerung von Beiträgen zur Umweltentlastung aufgezeigt werden.

Dazu werden in einer dreistufigen Bilanz die Umweltwirkungen des Recyclings von getrennt erfassten Wertstoffen aus den Haushaltsabfällen ermittelt:

1. Die Klimaauswirkungen der aktuellen Werte für LVP und Restmüll aus dem Jahr 2014 werden den Daten zur Hausmüllentsorgung aus 1990 **grob** gegenübergestellt.
2. In einer Bilanz werden für die konkrete Ist-Situation der LVP-Verwertung aus 2014 drei Entwicklungsszenarien gegenübergestellt.
3. Die Bilanzergebnisse aus 2014 werden für alle vier Szenarien mit den energetischen Rahmenbedingungen für das Jahr 2030 bilanziert, unter der Annahme, dass die Klimaschutzziele der Energiewende gerade so erreicht werden.

In Sensitivitätsanalysen wird geprüft, wie sich Veränderungen bei wichtigen Einflussgrößen auf die Bilanzergebnisse auswirken.

Das Critical Review wurde von Prof. Mario Schmidt, Hochschule Pforzheim durchgeführt (Kapitel 7 und Anhang 16)

¹ Die Gründung der Firma Duales System Deutschland (DSD) und der Start des Dualen Systems zur Erfassung von Verpackungsabfällen in Deutschland sind identisch, da DSD in den ersten Jahren als einziges Duales System die Erfassung und Verwertung von Verpackungsabfällen organisierte.

2. Methodik

Die Bilanzierung folgt der Methode der Ökobilanz nach ISO 14040/14044. Sollen mehrere Produkte oder Dienstleistungen gleichzeitig betrachtet werden, kann die Ökobilanz zur sogenannten Stoffstromanalyse erweitert werden. Diese löst sich von der detailgetreuen Abbildung einzelner Produkte zugunsten einer übergreifenden Betrachtung ganzer Sektoren oder Handlungsfelder wie beispielsweise der Kreislaufwirtschaft. Die grundsätzliche Eignung des Ökobilanzansatzes zur Bewertung von Fragestellungen der Kreislaufwirtschaft wurde durch ein UBA-Forschungsvorhaben methodisch untermauert (Ifeu 1998) und durch eine Reihe von weiteren wissenschaftlichen Arbeiten bestätigt (vgl. beispielhaft Öko-Institut/ITU 1993, Öko-Institut/Ifeu 2005, Öko-Institut/Ifeu 2010, uec/Öko-Institut 2015).

Die Stoffstromanalysen in dieser Arbeit werden mit Hilfe von Excel-Modellen sowie dem Software-Tool Umberto® (www.umberto.de) durchgeführt. Umberto® erlaubt die Modellierung der Stoff- und Energieumwandlungen aller in der Kreislaufwirtschaft und der Stoffstromwirtschaft vorkommenden Prozesse in der jeweils notwendigen Detaillierungstiefe.

2.1. Ziele und Anwendung der Studie

In der vorliegenden Studie wird untersucht, welche Umweltbelastungen und -entlastungen von der Erfassung und Verwertung bzw. Beseitigung der Verpackungsabfälle in Deutschland ausgehen.

Dazu wird der Status Quo für das derzeit bestehende System zur getrennten Erfassung und Verwertung von LVP für das Basisjahr 2014 detailliert bilanziert.

Darauf aufbauend werden zunächst die in den letzten 25 Jahren vom Dualen System erbrachten Leistungen zum Klima- und Ressourcenschutz betrachtet. Der Status Quo (2014) wird dazu auf die gesamte Entsorgung der Haushaltsabfälle ausgeweitet und in Bezug zur Abfallwirtschaft im Jahr 1990, also vor Beendigung der Deponierung und vor Einführung des Dualen Systems, gestellt. Die Daten für 1990 und bezüglich der Ausweitung auf Haushaltsabfälle werden dabei aus vorliegenden Bilanzen (Öko-Institut/Ifeu 2005, Öko-Institut/Ifeu 2010) hochgerechnet.

Dann werden auf Basis der Detailanalysen für die getrennte Erfassung und Verwertung von LVP für 2014 (Status Quo) drei Entwicklungsszenarien bilanziert. In einem ersten Szenario wird untersucht, welche Auswirkungen eine verbesserte Sortierung der aktuell gesammelten Verpackungsmenge auf den Klima- und Ressourcenschutz hat. Ein weiteres Szenario berücksichtigt zusätzlich zu den Verpackungsabfällen die stoffgleichen Nichtverpackungen (StNVP), die durch die Einführung einer Wertstofftonne zusätzlich im Dualen System erfasst werden könnten. Zuletzt wird eine weitere Verbesserung der Erfassung von Wertstoffen durch bspw. verursachergerechte Abfallgebühren bilanziert.

Zudem werden die Umweltleistungen des Dualen Systems in Bezug auf das LVP Recycling unter geänderten Rahmenbedingungen aufgezeigt. Die geplante Dekarbonisierung der Energiebereitstellung führt in Prozessen mit einem Strombedarf bzw. -bereitstellung zu veränderten Belastungen bzw. Gutschriften. Aus diesem Grund werden die Szenarien zusätzlich mit einem Strommix bilanziert, wie er voraussichtlich im Jahr 2030 bestehen wird, wenn die Klimaschutzziele Deutschlands erreicht werden.

Ergänzend werden verschiedene Sensitivitätsanalysen durchgeführt, mit denen u. a. die Umweltwirkungen des Dualen Systems mit den Umweltwirkungen einer hypothetischen Entsorgung derselben Menge Verpackungsabfall in einer konventionellen Müllverbrennung

verglichen werden und der Effekt einer anderen Bewertung der Substitutionsgutschriften für die Verwertung von Ersatzbrennstoffen (EBS) in Zementwerken oder ähnlichen Industrieprozessen aufgezeigt wird.

2.2. Festlegung des Untersuchungsrahmen

2.2.1. Festlegung der Systemgrenzen

Gegenstand der Studie ist die Behandlung von Haushaltsabfällen. Der Fokus liegt dabei auf den vom Dualen System erfassten Post-Consumer-Leichtverpackungen (LVP) aus der haushaltsnahen Sammlung.

Der Abfallanfall wird als gegeben hingenommen, Maßnahmen und Effekte der Abfallvermeidung werden in dieser Studie nicht abgebildet. Für die Bewertung unterschiedlicher Verpackungssysteme, insbesondere von Einweg- gegenüber Mehrwegsystemen, ist eine Betrachtung des gesamten Lebenszyklus, inkl. Produktion, Nutzungsphase (Umlaufzahlen, Distributionslogistik) und Abfallanfall (Erfassung, Verwertung/Beseitigung) erforderlich, die nicht Gegenstand dieser Studie ist.

Abweichend von der Lebenswegbetrachtung in Produktökobilanzen wird im Rahmen von Ökobilanzen für die Kreislaufwirtschaft der Lebensweg der Dienstleistung Abfallentsorgung betrachtet. Die Bilanzierung erfolgt erst ab der Bereitstellung des Abfalls und schließt somit das Vorleben des Abfalls, wie beispielsweise die Herstellung oder Verwendung des zu Abfall gewordenen Gutes, aus. Für die bei der Aufbereitung und Verwertung des Abfalls eingesetzten Betriebsmittel und Energieverbräuche muss allerdings der gesamte Lebensweg berücksichtigt werden.

Auch am Ende der Systemgrenze ergibt sich u. U. eine Abweichung von der klassischen Lebenswegbetrachtung. Führt das zu bilanzierende Entsorgungssystem zur Erzeugung eines quantifizierbaren Nutzens (Bereitstellung von Energie, Sekundärrohstoffen bzw. -produkten), so wird dem System eine Gutschrift zugeschrieben. Diese Gutschrift wird zu 100 % dem Kreislaufwirtschaftssystem gutgeschrieben und nicht teilweise auf die aufnehmenden Produktionssysteme allokiert, wie dies bei Produktökobilanzen üblich ist.

Alle aktuellen und zukünftigen Be- und Entlastungen, die aus der Entsorgung einer Tonne Abfall resultieren, werden der im jeweiligen Bezugsjahr betrachteten Abfallmenge zugeordnet. Dieses Vorgehen ist vor allem beim Auftreten von zeitlich verzögerten Emissionen, wie beispielsweise bei den Emissionen aus Deponien, von Bedeutung.

Die Systemgrenzen umfassen den Weg des Abfalls von der Sammlung bei der Anfallstelle, die Sortierung und Aufbereitung sowie die Erzeugung eines Sekundärproduktes. Berücksichtigt werden Transporte, extern bezogene Energie und Hilfsstoffe sowie die Entsorgung anfallender Abfälle (z. B. Sortier- und Aufbereitungsreste). Umweltbelastungen durch die Bereitstellung der Investitionsgüter werden nicht berücksichtigt. In der Regel liegt deren Anteil bei Bilanzen der Abfallwirtschaft für die hier untersuchten Wirkungskategorien und für KEA im Prozentbereich (vgl. hierzu bspw. Bulach 2015). Deshalb bleiben die Investitionsgüter in den meisten Öko- und Klimabilanzen der Abfallwirtschaft unberücksichtigt (Öko-Institut/lfeu 2005, lfeu 2008, Öko-Institut/lfeu 2010, uec/Öko-Institut 2015). Die Prozesse, für die Datensätze aus ecoinvent genutzt werden, enthalten die Aufwendungen für die Errichtung der baulichen Anlagen und Maschinen. Dabei handelt es sich um Substitutionsprozesse für bereitgestellte Recyclingprodukte, wie der

Elektroöfen, die Aluminium-Umschmelzanlage, die Papierfabrik. Des Weiteren werden bei den Prozessen der Energiebereitstellung die Investitionsgüter berücksichtigt.

Die Schlacken der Müllverbrennungsanlagen (MVA), in denen Aufbereitungsreste aus der Aufbereitung der LVP-Fractionen bzw. die nicht erfassten Wertstoffe entsorgt werden, verlassen das System. Vereinfachend wird unterstellt, dass der hier nicht bilanzierte Aufwand der Schlackenaufbereitung bezüglich der untersuchten Wirkungskategorien teilweise durch den Ersatz von Kies und Sand ausgeglichen wird. Nach IFEU (2008) übersteigt die Aufwendung für die Schlackenaufbereitung in der Klimabilanz einer mittleren MVA die Gutschriften für den Ersatz von Sand und Kies sogar². Das gleiche gilt für die Entsorgung der Rauchgasreinigungsrückstände im Bergversatz oder auf Deponien, deren Aufwendungen ebenfalls vernachlässigt wurden.

2.2.2. Funktion und funktionelle Einheit

Sollen mehrere Produkte oder Dienstleistungen gleichzeitig betrachtet werden, kann die Ökobilanz zur sogenannten Stoffstromanalyse erweitert werden. Diese löst sich von der detailgetreuen Abbildung einzelner Produkte zugunsten einer übergreifenden Betrachtung ganzer Sektoren oder Handlungsfelder wie etwa der Abfallwirtschaft. Die vorliegende Studie ist in diesem Sinne keine klassische Ökobilanz, sondern eher eine Stoffstromanalyse eines Gesamt- oder Teilsystems, das sich an die Methoden der Ökobilanz anlehnt. Aus diesem Grund lassen sich die Ergebnisse der vorliegenden Studie nicht auf Basis einer einheitlichen funktionellen Einheit interpretieren. Je nach Fragestellung respektive Systemgrenze muss die funktionelle Einheit angepasst werden.

Die Berechnungen und Ergebnisse der Bilanz beziehen sich jeweils auf die Gesamtmenge der im Abfallsystem erfassten Menge. In der vorliegenden Studie werden zwei verschiedene Abfallsysteme betrachtet. Zum einen wird beim orientierenden historischen Vergleich der Abfallwirtschaft 1990 und heute das System der gesamten Behandlung und Entsorgung von Haushaltsabfällen betrachtet. Das bedeutet, als funktionelle Einheit wird auf die Gesamtmenge zu entsorgender Haushaltsabfälle (Restmüll, Bio- und Grünabfälle, Papier, Glas und Leichtverpackungen) abgestellt.

Zum anderen werden die Umweltbelastungen und -entlastungen durch die Erfassung und Verwertung bzw. Beseitigung der Verpackungsabfälle in Deutschland untersucht. Als funktionelle Einheit wird für das System „post-consumer Verpackungsabfälle“ die Menge der in Wertstofftonnen getrennt erfassbaren Verpackungsabfälle (LVP, Papier und Glas) und stoffgleiche Nichtverpackungen (StNVP) in Haushalten definiert. Je nach Szenario werden neben den durch das Duale System erfassten Mengen, auch die über den Restmüll erfassten Verpackungsmengen berücksichtigt. Damit wird für jedes Szenario unabhängig von der zugrunde gelegten Sammelmenge der gleiche Nutzen bilanziert: die „Entsorgung der gleichen Menge Verpackungsabfall und StNVP“. Die über den Restmüll entsorgten Mengen Verpackungsabfall werden in der Müllverbrennung entsorgt³.

² Der Anteil der Schlackenaufbereitung an den gesamten Aufwendungen liegt ebenso unter 1 % wie der Anteil der Gutschrift für den Ersatz von Sand und Kies an den gesamten Gutschriften.

³ Die MVA wird stellvertretend für die Restmüllentsorgung insgesamt herangezogen. Die Berücksichtigung der Tatsache, dass ein Teil des Restmülls in Mechanisch-biologischen Anlagen (MBA) und ähnlichen Anlagen entsorgt wird, hätte bei der vorliegenden Fragestellung keinen relevanten Einfluss auf die Ergebnisse.

2.2.3. Datenerhebung, Anforderung an die Daten und die Datenqualität

Entsprechend der in Ökobilanzen üblichen Praxis werden in dieser Bilanz für die untersuchten Prozesse möglichst spezifische Daten (z. B. Mengenströme, Strombedarf) und für die jeweiligen Vorketten generische Daten (z. B. Strom und Betriebsmittel, Transporte) verwendet.

Generische Datensätze stammen im Allgemeinen aus der Literatur, Datenbanken und Informationen von Experten. Darüber hinaus werden die generischen Datensätze grundsätzlich so ausgewählt, dass sie sowohl vom zeitlichen und räumlichen Bezug als auch vom bilanzierten Objekt dem untersuchenden System möglichst nahe kommen.

Mit den Anforderungen an Daten und Datenqualität werden in allgemeiner Form die Merkmale der Daten festgelegt, die für die Durchführung der Ökobilanz benötigt werden. Nachstehend werden die in dieser Studie zugrunde gelegten Anforderungen zusammenfassend dargestellt.

Zeitbezogener Erfassungsbereich: Die herangezogenen Daten zu den untersuchten Prozessen bilden soweit wie möglich den aktuellen Stand der Technik ab sowie die derzeitigen energie- und abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen. Bezugsjahr der spezifischen Daten sind die Jahre 2013, 2014 und 2015. Damit wird der technische Stand der letzten drei Jahre (2013-2015) abgebildet. Das Bezugsjahr für die Szenarien mit Strommix ist das Jahr 2030. Bezugsjahre allgemeiner Datensätze differieren je nach Prozess und sind den entsprechenden Quellen zu entnehmen.

Geographischer Erfassungsbereich: Die Bilanz bezieht sich auf das Duale System in Deutschland. Für die Energiebereitstellung sowie die Verwertungs- und Beseitigungsprozesse werden daher soweit wie möglich deutsche Daten zugrunde gelegt. Der geografische Erfassungsbereich der generischen Datensätze für die Produktion der Primärprozesse differiert je nach Prozess und ist den entsprechenden Quellen zu entnehmen.

Technologischer Erfassungsbereich: Es werden repräsentative Daten aktuellen Datums verwendet, die den vorhandenen technologischen Stand darstellen.

Datenkategorien: Grundsätzlich werden in dieser Studie ausschließlich stoffliche Flussgrößen sowie energetische Inputgrößen quantitativ erfasst und bilanziert. Berücksichtigt werden der Verbrauch an energetischen Ressourcen und der Verbrauch an nicht-energetischen Ressourcen, sowie atmosphärische Emissionen.

Damit liegen der Untersuchung Daten in einer der Zielsetzung angemessenen Qualität zugrunde. Müssen auf Grund von Datenlücken Annahmen getroffen werden, werden diese transparent dargestellt. Sofern es sich um potenziell ergebnissensitive Annahmen handelt, werden diese zudem mit Sensitivitätsanalysen validiert.

2.2.4. Allokation

Die Aufwendungen und Gutschriften, die durch die Verwertung und Beseitigung des Abfalls bilanziert werden, werden immer zu 100 % dem jeweiligen Abfallstrom zugeschrieben.

Bei den aus ecoinvent V3.1 übernommenen Datensätzen werden in einigen Fällen bereits Allokationen vorgenommen. Diese werden, soweit sie keinen maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis haben, hier nicht explizit aufgeführt und können der entsprechenden Quelle entnommen werden (ecoinvent V3.1).

2.2.5. Berücksichtigte Wirkungskategorien

Von den in den einzelnen Prozessschritten freigesetzten Schadstoffen können unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt ausgehen. Diese möglichen Auswirkungen sind bei der Schadstoffbewertung in der Wirkungsbilanz zu berücksichtigen. Um zu verhindern, dass die im späteren Projektverlauf zu analysierenden stoffstrombezogenen Optimierungsmaßnahmen (z. B. Stärkung der stofflichen Verwertung) nicht zu zusätzlichen Umweltbelastungen in anderen Umweltmedien führen, werden in dieser Studie die Umweltkriterien

- Treibhauseffekt (Global Warming Potential - GWP),
- Versauerung (Acidification Potential - AP),
- Eutrophierung (Eutrophierungspotential – EP) und
- Schonung/Verbrauch fossiler energetischer Ressourcen (Kumulierter fossiler Energieaufwand – KEA fossil)

berücksichtigt.

Aus bisherigen Ökobilanzen in der Kreislaufwirtschaft ist bekannt, dass durch diese Kategorien die wichtigsten Umweltauswirkungen der Kreislaufwirtschaft beschreibbar sind.

Die Berechnung des **Treibhauspotenzials (GWP)** in Form von CO₂-Äquivalenten (CO₂-eq) wird allgemein anerkannt. Zur Auswertung des GWP werden die einzelnen Treibhausgase aus dem Sachbilanzergebnis entsprechend ihrer Klimawirksamkeit in CO₂-Äquivalente zusammengefasst. Die Berechnung erfolgt mit den Charakterisierungsfaktoren nach CML (2015). Die wichtigsten Stoffe und ihre aktuellen Charakterisierungsfaktoren nach CLM (2015) sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Treibhausgaspotenzial der wichtigsten Treibhausgase (CML 2015)

Treibhausgas	Charakterisierungsfaktor
Kohlendioxid (CO ₂) fossil	1
Methan (CH ₄) fossil	27,75
Methan (CH ₄) regenerativ	25
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	298

Verantwortlich für die **Versauerung** sind die Emissionen säurebildender Abgase. Die Berechnung erfolgt in Form von Säurebildungspotenzialen (AP, (CML 2001)) mit den Charakterisierungsfaktoren nach CML (2015). Es wird durch die Aggregation von Schwefeldioxidäquivalenten nach CML (2015) ermittelt. Die wichtigsten Stoffe und ihre aktuellen Charakterisierungsfaktoren sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Wirkfaktoren für die Versauerung (CML 2015)

Stoff	Charakterisierungsfaktor
Schwefeldioxid (SO ₂)	1,2
Stickoxide (NO _x)	0,5
Ammoniak (NH ₃)	1,6

Die **Eutrophierung** steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. In diesem Projekt wird auf Grund der Datenlage in ecoinvent V3.1 allein die terrestrische

Eutrophierung betrachtet⁴. Das Eutrophierungspotential von Nährstoffemissionen wird hierbei durch die Aggregation von Phosphatäquivalenten nach CML (2015) ermittelt (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Wirkfaktoren für die Eutrophierung (CML 2015)

Stoff	Charakterisierungsfaktor
Phosphat (PO ₄ ³⁻)	1
Stickoxide (NO _x)	0,13
Ammoniak (NH ₃)	0,35

Die **Schonung bzw. der Verbrauch fossiler energetischer Ressourcen** wird über den Indikator „kumulierter fossiler Energieaufwand“ (KEA fossil) ausgewiesen. KEA ist ein Maß für den gesamten Verbrauch an energetischen Ressourcen, die für die Bereitstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung benötigt werden. Aufsummiert wird dabei der gesamte mit dem Energieverbrauch verbundene Ressourcenverbrauch. Für den fossilen KEA wird der Energieinhalt der verbrauchten oder „bereitgestellten“ fossilen Ressourcen Erdöl, Braunkohle, Steinkohle und Erdgas aufsummiert (Tabelle 4). Genau genommen handelt es sich beim Ressourcenverbrauch nicht um eine Umweltwirkung, sondern um einen Wert auf Sachbilanzebene. Durch die Auswertung des fossilen kumulierten Energieaufwandes verschiedener Szenarien kann aber erkannt werden, welches System fossile energetische Ressourcen besser schont.

Tabelle 4: Fossile Energieressourcen und deren Energieinhalt (Gemis 1994, GEMIS 2005)

Rohstoff in der Lagerstätte/ Energieträger	Fossile Energie Hu in kJ/kg
Braunkohle	8.303
Steinkohle	29.809
Erdöl	42.622
Erdgas (roh)	37.781

2.2.6. Konformität und kritische Prüfung

Im Rahmen der Studie wird für die Ökobilanz eine begleitende externe kritische Prüfung nach ISO 14040 durchgeführt. Die Arbeiten wurden durch den unabhängigen, externen Critical Reviewer, Herrn Prof. Dr. Mario Schmidt begleitet und mit Empfehlungen unterstützt.

2.2.7. Einschränkungen, Verwendung und Zielgruppen

Für die vorliegende Studie werden spezifische Annahmen getroffen und Rahmenbedingungen zugrunde gelegt, die der dargestellten Zielfestlegung entsprechen. Eine Übertragung der Ergebnisse auf andere Anwendungsbereiche ist daher nicht ohne eingehende Prüfungen möglich. Beispiele für solche anderen Anwendungsbereiche sind:

- Die Übertragung der Ergebnisse auf andere geographische Bezugsräume als diejenigen, die dieser Studie zugrunde liegen. Insbesondere im Hinblick auf die Bereitstellung von Strom gelten die Studienergebnisse in erster Linie nur für Verhältnisse in Deutschland.

Zielgruppen sind zum einen ein Fachpublikum aus verschiedenen Bereichen:

⁴ Ecoinvent V3.1 stellt lediglich Daten für die terrestrische Eutrophierung zur Verfügung.

- Hersteller und Anwender von Primär- und Sekundärmaterial,
- Unternehmen aus dem Verwertungsbereich,
- Fachleute aus der Abfallwirtschaft,
- Fachleute aus dem Umweltbereich allgemein,
- Vertreter von Ministerien und Fachbehörden,

zum anderen die interessierte Öffentlichkeit, die sich über den Verbleib der Verpackungsabfälle und die mit deren Beseitigung verbundenen Umweltauswirkungen informieren möchte.

3. Sachbilanz

3.1. Beschreibung der Szenarien Duales System

In den Szenarien (Sz) werden zunächst diejenigen Mengen betrachtet, die über das Duale System erfasst und behandelt werden. Diese Mengen sind die getrennt gesammelten LVP sowie getrennt erfasste Verpackungen aus Glas und Papier, Pappe, Karton (PPK). Da der Focus auf die haushaltsnahe LVP-Sammlung gelegt wird, einschließlich der Bringsysteme, die z. B. in Form von Recyclinghöfen in Süddeutschland verbreitet sind, werden Branchenlösungen nicht berücksichtigt⁵.

In den Szenarien 2 und 3 werden zusätzlich zu den LVP-Mengen die stoffgleichen Nichtverpackungen (StNVP) mitbilanziert. Die gesamte Sammelmenge der LVP- bzw. in Sz 2 und Sz 3 des Gemisches aus LVP und StNVP ergibt sich aus

- der erfassten Kunststoffmenge: Folien, Mischkunststoffe (MK), Polyethylenterephthalat (PET), Polyolefine (PO), Polystyrol (PS) und expandiertes Polystyrol (EPS),
- den sonstigen Wertstofffraktionen: den Metallen Weißblech (WB) und Aluminium, LVP aus PPK, Getränkeverbunde (FKN) und weitere Verbunde und
- den Sortierresten.

3.1.1. Status Quo (SQ)

Im Status Quo werden die Mengen an LVP sowie an Glas und PPK, die aktuell (2014) vom Dualen System erfasst und behandelt werden, betrachtet. Mit welchen Anteilen die verschiedenen Fraktionen aus der LVP-Sortieranlage ausgeschleust werden, wird über die aktuellen Mengen der verschiedenen Fraktionen berechnet. Die Mengen der Kunststofffraktionen wurden über die aktuellen Verwertungskapazitäten der Anlagen im Dualen System von Experten abgeschätzt (DSD 2015a). Die Mengen der sonstigen Fraktionen wurden aus Angaben der DSD GmbH über deren Marktanteil auf das gesamte Duale System hochgerechnet. Die genauen Mengenanteile der einzelnen Fraktionen sind in Anhang 1 dargestellt.

Bei der Aufbereitung der verschiedenen Fraktionen geht immer ein Teil verloren. Diese sogenannten Aufbereitungsreste werden in der vorliegenden Bilanz zusammengeführt und zu 98 % im Zementwerk thermisch verwertet, die restlichen 2 % in einer MVA beseitigt. Dieses Vorgehen sowie die prozentuale Aufteilung auf diese beiden Wege wurde aus DSD (2015a) übernommen.

⁵ Zudem ist die Datenlage bezüglich der realen Stoffströme bei Branchenlösungen nicht eindeutig.

3.1.2. Szenario 1: Sortiertechnik optimiert

In Szenario 1 wird die gleiche Menge LVP gesammelt wie im SQ. Es wird allerdings unterstellt, dass der heutige Stand der Technik bezüglich Sortierung in allen Sortieranlagen in Deutschland umgesetzt wird. Damit wird das gesamte Potenzial zur stofflichen Verwertung optimal genutzt. Die Menge der Mischkunststoffe verringert sich damit (-27 %) zugunsten einer verbesserten Ausbeute bei Folien (+33 %), PET (+200 %) und Polyolefinen (+40 %). Bei den sonstigen Fraktionen wird im Sz 1 keine bzw. nur eine geringfügig höhere Ausbeute erzielt. Diese optimierten Werte wurden ebenfalls aus Expertenschätzungen (DSD 2015a) generiert. Im Szenario 1 werden die Fraktionen „EBS direkt aus LVP“ und „Mischkunststoff als EBS in den Hochofen“ nicht mehr erzeugt. Für die getrennt gesammelten Fraktionen PPK und Glas ergibt sich keine Veränderung (DSD 2015a).

Die Mengenanteile der einzelnen Fraktionen sind in 9 dargestellt.

3.1.3. Szenario 2: StNVP

In Szenario 2 wird, bei gleicher Technik wie in Szenario 1, die Einführung der Wertstofftonne mit entsprechender Steigerung der Sammelmenge (+ 23 %) unterstellt. Somit wird hier die zusätzlich erfasste Menge von 7 kg StNVP je Einwohner und Jahr⁶ berücksichtigt. Dabei handelt es sich vor allem um einen Zuwachs der Fraktionen Mischkunststoffe (+ 21 %), Polyolefine (+ 118 %) sowie Metalle (+ 36 %). Wie bereits in Szenario 1 werden die Fraktionen „EBS direkt aus LVP“ und „Mischkunststoff als EBS in den Hochofen“ nicht mehr erzeugt. Für die getrennt gesammelten Fraktionen PPK und Glas ergibt sich keine Veränderung (DSD 2015a).

Die genauen Mengenanteile der einzelnen Fraktionen sind in 9 dargestellt.

3.1.4. Szenario 3: StNVP optimiert

In Szenario 3 wird davon ausgegangen, dass die trotz eingeführter Wertstofftonne noch nicht genutzten Erfassungspotenziale nun ausgeschöpft werden. Zur Erfassung dieser zusätzlichen Mengen wird unterstellt, dass deutschlandweit das Holsystem für LVP und StNVP eingeführt wird, teilweise als Ergänzung zu Recyclinghöfen. Zusätzlich werden im Geschosswohnungsbau haushaltsscharf verursachergerechte Abfallgebühren in Verbindung mit intensiver Beratung eingeführt. Mit der Einführung der Abfallgebühren wird angenommen, dass 37,5 kg LVP je Einwohner und Jahr erfasst werden können. Diese Menge an LVP wird heute schon in etwa 75 % der Kreise erreicht und ist somit als konservativer Wert anzusehen. Zusätzlich werden an vergleichbaren Anfallstellen etwa 14 % dieser Menge erfasst (GVM 2016). Zusammen mit der Sammelmenge StNVP nach Sz 2 ergibt sich daraus eine Steigerung der erfassten Menge gegenüber Szenario 2 von 32 %. Es wird unterstellt, dass die Zusammensetzung des Abfalls der Zusammensetzung in Szenario 2 entspricht. Somit erhöhen sich die Mengen der einzelnen Fraktionen linear (vgl. 9).

3.1.5. Systemerweiterung

Auf Grund der unterschiedlichen Sammelmengen in den drei Szenarien muss eine Systemerweiterung durchgeführt werden, um eine symmetrische Bilanz zu ermöglichen. Das bedeutet, es darf nicht nur die im jeweiligen Szenario vom Dualen System erfasste Menge Verpackungsabfall oder stoffgleiche Nichtverpackungen (StNVP) betrachtet werden. Im SQ und in

⁶ Bezogen auf eine Einwohnerzahl von 81,2 Millionen Ende 2014 nach DeStatis.

Sz 1 würden 2,3 Mio. Tonnen, in Sz 2 rund 3 Mio. Tonnen und in Sz 3 4 Mio. Tonnen Verpackungsabfälle bilanziert.

Das System muss so erweitert werden, dass in allen Szenarien die gleiche Menge Verpackungsabfall berücksichtigt wird. In der vorliegenden Bilanz müssen die Systeme des SQ und der Sz 1 und 2 so erweitert werden, dass die gleiche Menge wie in Sz 3 bilanziert wird. In Sz 3 ist die maximal mögliche Menge, die vom Dualen System erfasst werden kann, festgelegt.

Vereinfachend wird angenommen, dass die im SQ und Sz 1 und 2 nicht vom Dualen System erfasste Menge Verpackungsabfall über den Restmüll erfasst und in einer MVA entsorgt wird. Im SQ und Sz 1 werden noch keine StNVP erfasst. Diese werden in einer MVA (im Weiteren „MVA nerf StNVP“ genannt) entsorgt. Zudem wird nicht das maximal mögliche Sammelpotenzial ausgeschöpft. Dieses nicht erfasste Wertstoffgemisch wird ebenfalls in einer MVA (im Weiteren „MVA Wertstoffgemisch“ genannt) verbrannt. Die beiden MVAn unterscheiden sich lediglich durch die Menge und Zusammensetzung des Abfallinputs:

- In die MVA „nerf StNVP“ gehen im SQ und Sz 1 je 567.000 Tonnen. Die Zusammensetzung dieses Abfalls ergibt sich aus der Differenz der einzelnen Fraktionen aus Sz 2 und Sz 1. Die ausführliche Berechnung der Zusammensetzung der nicht erfassten StNVP ist in Anhang 2 dargestellt. Da es sich bei den 567.000 Tonnen um die feuchte Menge handelt, ergibt sich mit einem angenommen Wassergehalt von 20 % eine Trockenmasse von 453.600 Tonnen. Dadurch verändert sich die endgültige Zusammensetzung des Abfalls nochmals (siehe Anhang 2).
- In die MVA „Wertstoffgemisch“ gehen die 943.778 Tonnen Wertstoffe, die weder im SQ noch den Szenarien 1 und 2 erfasst werden. Die Zusammensetzung dieses Abfalls ergibt sich aus der Differenz der einzelnen Fraktionen aus Sz 3 und Sz 2. Auch für diesen Abfall wurde ein Wassergehalt von 20 % angesetzt. Die Berechnung der Zusammensetzung ist in Anhang 3 dargestellt.

In Tabelle 5 werden die jeweiligen Sammelmengen, sowie die Abfalleigenschaften des Abfalls in die MVAn gezeigt. Die Abfalleigenschaften ergeben sich aus der Zusammensetzung in Anhang 2 bzw. Anhang 3 und den Eigenschaften der entsprechenden Fraktionen in Anhang 4

Tabelle 5: Mengen und Abfalleigenschaften bei Systemerweiterung

	SQ	Sz 1	Sz 2	Sz 3	Hu	C ges	C fossil
	Tonnen				MJ/kg	kg C/kg Abfall	kg C _{fos} /C _{ges}
LVP	2.489.222	2.489.222	3.056.222	4.000.000			
nicht erfasste StNVP	567.000	567.000	-	-*	23,2	0,468	0,965
Restliches Wertstoffgemisch in MVA	943.778	943.778	943.778	-*	19,8	0,427	0,897

* Dass im Szenario 3 keine StNVP und Wertstoffgemisch mehr in der MVA bilanziert wird, soll nicht implizieren, dass die Wertstoffe zu 100 % erfasst wurden, sondern dass die verbleibenden Wertstoffe im Restmüll in der Bilanz nicht berücksichtigt wurden.

3.1.6. Mengenströme Übersicht

In Tabelle 6 sind die Inputmengen in die jeweiligen Behandlungswege angegeben. Es ist zu beachten, dass der Input in die stoffliche Verwertung noch die späteren Aufbereitungsverluste

enthält, die im Zementwerk oder der MVA behandelt werden. Das bedeutet, bei den EBS Mengen kommen etwa noch 323.000 bis 621.000 Tonnen aus den Aufbereitungsresten aus der stofflichen Verwertung hinzu, bei der MVA kommen 6.600 bis 12.600 Tonnen hinzu.

Die Steigerung des Inputs in die stoffliche Verwertung gegenüber dem Status Quo liegt zwischen 32 % und 125 %. Bei den Szenarien Sz 2 und Sz 3 ist zu berücksichtigen, dass dies mit einer Steigerung der Gesamtmengen gegenüber SQ und Sz 1 um 23 % bzw. 61 % einhergeht.

Tabelle 6: Mengenaufteilung auf die wichtigsten Entsorgungswege

	SQ Status Quo	Sz 1 Sortiertechnik optimiert	Sz 2 Zusätzlich StNVP	Sz 3 Erfassung optimiert
Behandlungswege	Tonnen			
LVP gesamt	2.489.222	2.489.222	3.056.222	4.000.000
Input stoffliche Verwertung	995.969	1.319.741	1.717.000	2.247.219
Input Hochofen	70.000	0	0	0
Input EBS ins Zementwerk	1.272.099	1.010.584	1.157.977	1.515.567
Input MVA	151.154	158.896	181.244	237.214
LVP und StNVP mit Restmüll entsorgt	1.510.778	1.510.778	943.778	0*

* Dass im Szenario 3 keine LVP und StNVP mehr mit dem Restmüll entsorgt werden, soll nicht implizieren, dass die Wertstoffe zu 100 % erfasst wurden, sondern dass die verbleibenden Wertstoffe im Restmüll in der Bilanz nicht berücksichtigt wurden.

Bei jedem Aufbereitungsschritt kommt es zu Aufbereitungsverlusten, die die Ausbeute an sekundärem Rohstoff verringern. Die jeweiligen Ausbeuten entsprechen den durchschnittlichen Anlagenergebnissen (DSD 2015a) und sind in Anhang 5 dargestellt. Die letztendlich durch das Recycling gewonnenen Sekundärrohstoffe bzw. durch die Aufbereitung zu EBS hergestellten Mengen Ersatzbrennstoff sind in Tabelle 7 aufgeführt. Im Status Quo werden die 2,5 Mio. Tonnen LVP zu 28 % zu sekundären Rohstoffen und zu 51 % zu EBS aufbereitet. Bei den sekundären Rohstoffen dominieren vor allem hochwertiger Sekundärkunststoff und Sekundärstahl. In den Entwicklungsszenarien erhöht sich der Anteil von sekundären Rohstoffen auf bis 38 %, während der Anteil von EBS auf 42 % zurückgeht. Der Anteil an hochwertigem Sekundärkunststoff steigt bis zum Sz 3 auf 52 % an.

Tabelle 7: Erzeugte Menge Sekundärrohstoffe bzw. –brennstoff (EBS)

	SQ		Sz 1		Sz 2		Sz 3	
	in Tonnen	%	in Tonnen	%	in Tonnen	%	in Tonnen	%
Gesamt LVP	2.489.222	100	2.489.222	100	3.056.222	100	4.000.000	100
Gesamtmenge Sekundärrohstoff*	706.169	28	912.358	37	1.160.513	38	1.518.886	38
davon Sekundärkunststoff als Ersatz von Primärkunststoff	269.385	38	444.166	49	612.189	53	801.236	53
davon Sekundärkunststoff als Ersatz von Holz und Beton	19.970	3	45.902	5	52.564	5	68.796	5
davon Sekundärstahl	244.806	35	244.806	27	313.092	27	409.776	27
davon Sekundäralu	14.912	2	14.912	2	20.097	2	26.303	2
davon Altpapierstoff	129.500	18	134.721	15	134.721	12	176.323	12
davon Alu als Bauxit	27.596	4	27.852	3	27.852	2	36.452	2
Gesamtmenge EBS^{#,*}	1.281.735	51	1.099.369	44	1.298.465	42	1.699.439	42
mittlere Hu (MJ/kg)	24		21		21		21	

* Anteil an gesamter Menge LVP

EBS aus MK, aus Aufbereitung- und Sortierresten sowie direkt aus LVP (im SQ)

3.1.7. Die Szenarien im Jahr 2030

In der Bilanz werden die „äußeren“ Rahmenbedingungen zunächst konstant auf dem Zustand von 2014 gehalten, um ausschließlich den Einfluss technischer Verbesserungen bei der Sortierung sowie durch die Ausweitung auf StNVP und durch „Optimierungen“ bei der Erfassung aufzuzeigen. Die Veränderungen der Stromgewinnung im Rahmen der Energiewende führen zu relevanten Einflüssen auf die Bewertung der Verwertung von Verpackungen und StNVP. Aus diesem Grund werden die oben beschriebenen Szenarien anschließend noch einmal unter den geänderten Rahmenbedingungen im Jahr 2030 gerechnet. Das bedeutet, der Strommix wird an die Rahmenbedingungen der Energiewende (vgl. Kapitel 3.3.2.11) angepasst. Der Emissionsfaktor für die Bereitstellung von Netzstrom sinkt damit von 0,647 kg CO₂-eq pro kWh im Jahr 2014 auf 0,431 kg CO₂-eq pro kWh im Jahr 2030.

3.2. Beschreibung der Szenarien gesamte Kreislaufwirtschaft

Um die in den letzten 25 Jahren vom Dualen System erbrachten Leistungen zum Klima- und Ressourcenschutz darzustellen, wird zum einen die gesamte Kreislaufwirtschaft betrachtet. Zusätzlich zu den vom Dualen System erfassten Verpackungsabfällen werden PPK und Glas sowie Restmüll und Grün- und Bioabfälle bilanziert. Zum anderen wird die Abfallwirtschaft im Jahr 1990 grob bilanziert und mit dem Status Quo der gesamten Kreislaufwirtschaft verglichen.

3.2.1. PPK und Glas

Die gesammelte Menge PPK (inkl. der Verpackungen) liegt für das Jahr 2013 bei 5.793.000 Tonnen (Destatis 2015), das gesammelte Glas bei ca. 2 Mio. Tonnen (Destatis 2015). Für 1990 wurde mit einer PPK-Menge von 1.604.758 Tonnen (Destatis 1994) und mit einer Glasmenge von 1.314.393 Tonnen (Destatis 1994) gerechnet.

3.2.2. Restmüll

SQ 2013

Das Restmüllaufkommen lag im Jahr 2013 bei 13.118.200 Tonnen (Destatis 2015). Der Restmüll (RM) wird gesammelt und zu den verschiedenen Beseitigungs- und Verwertungsanlagen transportiert. Dabei wird eine mittlere Entfernung von 50 km zu jeder Anlage angenommen. Die Verteilung auf die verschiedenen Anlagen erfolgt nach Öko-Institut (2014) wie folgt:

- 69,3 % gehen direkt in eine MVA
- 13,5 % gehen in eine Mechanisch Biologische Aufbereitungsanlage (MBA)
- 7,6 % in eine Mechanisch Biologische Stabilisierung (MBS) oder eine Mechanisch Physikalische Stabilisierung (MPS) und
- 9,6 % in eine Mechanische Aufbereitungsanlage (MA).

Die Abfalleigenschaften für den Restmüll, der direkt in die MVA geht, werden aus Öko-Institut (2002) übernommen. Damit ergeben sich ein Heizwert von 9 MJ/kg und ein C-Gehalt von 0,24 kg C/kg RM mit einem fossilen Anteil von 0,37 kg C_{foss}/kg C. Die Schlacke aus dieser MVA wird aufbereitet und das darin enthaltene Eisen und Aluminium zurückgewonnen. Die Rückgewinnungsrate für Eisen wird mit 70 %, die Rückgewinnungsrate für Alu mit 30 % angesetzt (jeweils bezogen auf die gesamte Eisen- bzw. Alumenge im Restmüll). Der Restmüll enthält 3,1 % Eisen und 0,5 % Aluminium (Öko-Institut/lfeu 2010). Aufwendungen für den Elektroofen, das Umschmelzen des Aluminiums sowie die Deponierung der Schlacke werden ebenso berücksichtigt wie Gutschriften für das gewonnene Eisen und Aluminium. Aufwendungen für die Schlackenaufbereitung werden hingegen nicht berücksichtigt, da sie annähernd den Gutschriften aus der Verwertung entsprechen (vgl. Kapitel 2.2.1). Die Bilanzierung des Elektroofens und des Umschmelzen des Aluminiums erfolgt analog zur Bilanzierung für LVP. Die Deponierung der Schlacke wird über den ecoinvent-Datensatz „treatment of inert waste, sanitary landfill [CH]“ bilanziert.

Derzeit werden 69 % des Inputs in aerober MBA und 31 % in anaerober MBA behandelt (Öko-Institut/lfeu 2010). In der anaeroben MBA werden zunächst Eisen und Aluminium aussortiert. Weiter werden vorwiegend Kunststoffe als hochkalorische Fraktion aussortiert, die als Ersatzbrennstoff (EBS) ins Zementwerk, in ein EBS-Heizkraftwerk oder die MVA gehen. In Tabelle 8 sind die Mengen der aussortierten Fraktionen und ihre Verwertungs- und Beseitigungswege dargestellt.

Tabelle 8: Output-Parameter für die anaerobe MBA (Öko-Institut/Ifeu 2010)

Parameter	Menge
Eisen, aussortiert in Elektroöfen	26 kg/ t RM
Aluminium, aussortiert in Umschmelzen	2 kg/ t RM
Hochkalorik (HK), aussortiert	377 kg/ t RM
davon ins Zementwerk	21,5 %
davon ins EBS-HKW	61,2 %
davon in die MVA	17,3 %
Inertstoffe zur Deponie	320 kg/ t RM
Störstoffe zur MVA	34 kg/ t RM
Verlust durch Trocknung und biologischen Abbau	241 kg/ t RM

Der restliche, vorwiegend organische Teil des Restmülls, wird anschließend vergärt, wobei Methan entsteht, welches in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) verbrannt wird. Dabei wird Energie in Form von Strom und Wärme zurückgewonnen. In Tabelle 9 sind die verschiedenen Parameter für die Vergärung in der MBA und die Verbrennung des Methans im BHKW dargestellt.

Tabelle 9: Parameter Vergärung anaerobe MBA und Verbrennung des Methan im BHKW (Öko-Institut/Ifeu 2010)

Parameter	Menge
Methanausbeute	22,8 m ³ / t RM
Methanverlust	1 %
Heizwert Methan	10 kWh/ m ³
Strombedarf der MBA	41,6 kWh/ t RM
Wärmebedarf der MBA	11,2 kWh/ t RM
Elektrischer Nettowirkungsgrad BHKW	37,5%
Thermischer Nettowirkungsgrad BHKW	43%
Anteil tatsächlich genutzter Wärme	20%

Eine MBS ist eine Abfallbehandlung, die den gesamten Abfallinput zunächst in eine biologische Stufe führt, in der durch die Erwärmung im ablaufenden biologischen Rotteprozess der Abfall getrocknet wird. Die mechanische Trennung der Fraktionen erfolgt im Anschluss. Damit erhält man einen biologisch stabilisierten Ersatzbrennstoff und verschiedene inerte Stoffströme (Tabelle 10). Eine MPS unterscheidet sich von der MBS dadurch, dass der Abfall nicht durch einen biologischen Rotteprozess, sondern in einer beheizten Trocknungstrommel getrocknet wird. Ein Unterschied zwischen MBS und MPS wurde in der vorliegenden Studie allerdings nicht bilanziert.

Tabelle 10: Parameter MBS/MPS (Öko-Institut/lfeu 2010)

Fraktion	Menge
Eisen, aussortiert in Elektroöfen	26 kg/ t RM
Aluminium, aussortiert in Umschmelzen	2 kg/ t RM
Trockenstabilat (TS)	518 kg/ t RM
davon ins Zementwerk	52,4 %
davon ins EBS-HKW	38,9 %
davon in die MVA	8,8 %
Inertstoffe zur Deponie	116 kg/ t RM
Störstoffe (StöSto) zur MVA	69 kg/ t RM
Verlust durch Trocknung und biologischen Abbau	270 kg/ t RM
Strombedarf	38,9 kWh/ t RM
Wärmebedarf	6 kWh/ t RM
Erdgasbedarf	41,6 m ³ / t RM

Die MA ist eine rein mechanische Anlage. Hier werden nach einer mechanischen Vorsortierung die Reste durch weitere Trennschritte in die verschiedenen Fraktionen getrennt (Tabelle 11).

Tabelle 11: Parameter MA (Öko-Institut/lfeu 2010)

Fraktion	Menge
Eisen, aussortiert in Elektroöfen	26 kg/ t RM
Aluminium, aussortiert in Umschmelzen	2 kg/ t RM
Hochkalorik, aussortiert	459 kg/ t RM
davon ins Zementwerk	51,5 %
davon ins EBS-HKW	21,7 %
davon in die MVA	26,7 %
Inertstoffe zur Deponie	203 kg/ t RM
Störstoffe zur MVA	119 kg/ t RM
Verlust durch Trocknung und biologischen Abbau	190 kg/ t RM
Strombedarf	18,3 kWh/ t RM
Wärmebedarf	10 kWh/ t RM

1990

Im Jahr 1990 wurden 30.460.853 Tonnen Restmüll gesammelt (Destatis 1994). Dieser wurde zu 82 % direkt deponiert und zu 18 % in einer MVA beseitigt (Öko-Institut/Ifeu 2005). Für die Bilanzierung der Deponie wird direkt mit einem Emissionsfaktor aus Öko-Institut/Ifeu (2005) von 928 kg CO₂-eq/t Abfall gerechnet.

Die Abfalleigenschaften für den Restmüll, der direkt in die MVA geht, werden so angesetzt wie in 2013. Da der Focus der Untersuchungen auf die Verbesserungen durch die Verschiebung der Stoffströme infolge der Einführung des Dualen Systems gelegt wird, wurde die Technologie der MVA in 1990 gegenüber 2013 nicht verändert. Die Rückgewinnungsraten für Metalle sowie die Wirkungsgrade für die Strom- und Wärmeauskopplung entsprechen somit denen in 2013. Lediglich der Strommix wurde entsprechend dem im Jahr 1990 angepasst.

3.2.3. Bio- und Grünabfälle

SQ 2013

Im Jahr 2013 wurden 9.056.400 Tonnen Bio- und Grünabfälle gesammelt, davon waren 48 % Bio- und 52 % Grünabfall (Destatis 2015). Die Bioabfälle werden zu 79,5 % kompostiert und zu 20,5 % einer Vergärung zugeführt. Die Grünabfälle gehen zu 95 % in eine Kompostierung und zu 5 % in die Verbrennung (Öko-Institut 2014).

Die Kompostierung wurde in Umberto modelliert. Es wurde der ecoinvent-Datensatz „treatment of biowaste, composting [CH]“ verwendet und durch die Outputströme ‚Kompost‘ und ‚Störstoffe‘ ergänzt. Der Anteil der Störstoffe am Input beträgt nach Öko-Institut (2014) 5 %. Diese werden in einer MVA beseitigt. Die Menge des aus der Kompostierung gewonnen Komposts ergibt sich als die Hälfte der Inputmenge nach Abzug der Störstoffe⁷. Für die Ausbringung des Komposts wird eine Aufwendung von 23 kg CO₂-eq/t Bioabfall (Öko-Institut/Ifeu 2010) berücksichtigt, die Gutschrift für die Substitution von Mineraldünger beträgt 75 kg CO₂-eq/t Bioabfall (Öko-Institut/Ifeu 2010).

Bei der Vergärung entstehen direkte Emissionen aus der Anlage (Tabelle 12).

Tabelle 12: Emissionen bei Betrieb der Vergärungsanlage

	Methan (g/t Input)	Lachgas (g/t Input)	Quelle
Anlagen mit Vergärung und geschlossener Nachrotte	3.700	120	Öko-Institut/Ifeu 2010 nach gewitra 2009

Der mittlere Gasertrag bei der Vergärung wurde mit 100 Nm³/t Bioabfall angesetzt bei einem mittleren Methangehalt von 60 Vol%. Das entspricht 60 m³ Methan je t Bioabfall. Für die Nutzung des erzeugten Biogases im BHKW wird von einem elektrischen Nettowirkungsgrad von 37,5 % ausgegangen und einem thermischen Nettowirkungsgrad von 43 %. Der Energieeigenbedarf wird mit 20 % bezogen auf den produzierten Strom und 25 % bezogen auf die produzierte Wärme berechnet. Die im Überschuss produzierte Energie wird für Strom vollständig mit einer Gutschrift angerechnet, bei Wärme wird davon ausgegangen, dass nur 20 % der Überschusswärme tatsächlich genutzt werden kann. Zudem gehen 5 % des Inputs als Störstoffe in die MVA.

⁷ Input Kompostierung: 3,5 Mio. t, abzüglich 5 % Störstoffe: 3,3 Mio. t, damit ergibt sich eine Menge Kompost von: 1,65 Mio. t.

Für die Verbrennung des Grünabfalls in einem Holzheizkraftwerk (Holz-HKW) wurde mit einem Heizwert von 9,4 MJ/kg und einem fossilen C-Gehalt von 0 gerechnet (Öko-Institut 2014). Der elektrische und thermische Netto-Wirkungsgrad des Holz-HKW liegt bei je 20 % (Öko-Institut 2014).

Die Störstoffe aus der Kompostieranlage und der Vergärung werden 30 km in eine MVA transportiert und dort beseitigt. Für die Störstoffe wurde ein Heizwert von 9 MJ/kg und ein C-Gehalt von 0,24 kg C/kg RM mit einem fossilen Anteil von 0,37 kg Cfos/kg C veranschlagt.

1990

Im Jahr 1990 wurden 1.982.306 Tonnen Bio- und Grünabfälle gesammelt (Destatis 1994). Für die Verteilung wird die Annahme getroffen, dass 25 % Bioabfälle und 75 % Grünabfälle sind. 48 % des gesamten Bio- und Grünabfalls gehen auf die Deponie. Vom restlichen Bio- sowie Grünabfall gehen 3 % in eine MVA und 97 % in eine Kompostierung. Der Heizwert in der MVA beträgt 4,6 MJ/kg für Bio- und 14,6 MJ/kg für Grünabfall (Öko-Institut/Ifeu 2005). Beide Fraktionen enthalten kein fossiles C. Die Kompostierung entspricht der Anlage im Jahr 2013.

Die Störstoffe aus der Kompostieranlage werden 30 km in eine MVA transportiert und dort beseitigt. Für die Störstoffe wurde ein Heizwert von 9 MJ/kg und ein C-Gehalt von 0,24 kg C/kg RM mit einem fossilen Anteil von 0,37 kg Cfos/kg C veranschlagt.

3.3. Datengrundlage

Grundsätzlich kann bei den herangezogenen Daten in einer Ökobilanz zwischen generischen und spezifischen Daten unterschieden werden. Unter generischen Daten werden Mittelwerte zum Energie- und Rohstoffverbrauch sowie zu Emissionen, überwiegend aus Datenbanken wie ecoinvent oder aus Datensätzen von einzelnen Industrieverbänden verstanden. Das heißt, diese Zahlenwerte repräsentieren den mittleren Stand der Technik eines bestimmten Prozesses. Spezifisch ermittelte Daten beschreiben hingegen die konkreten Verhältnisse für einen Prozess an einem bestimmten Standort. Je nach realisiertem Stand der Technik können spezifisch ermittelte Daten erheblich von allgemeinen Daten abweichen.

3.3.1. Generische Datensätze

Für die Bereitstellung der Primärrohstoffe, die als Gutschrift bei der stofflichen Verwertung gutgeschrieben werden, werden generische Datensätze aus der Datenbank ecoinvent V3.1 verwendet.

Auch für die Bereitstellung des Wassers sowie die Behandlung des Abwassers aus der nassen Kunststoffaufbereitung, sowie für die Sammlung des Abfalls und die Transportprozesse werden Datensätze aus ecoinvent V3.1 herangezogen. Bei den Transporten werden jedoch zusätzlich die spezifischen Auslastungsgrade der Lkws berücksichtigt (vgl. Kapitel 3.3.2.10).

3.3.1.1. Angepasste generische Datensätze

Für die Modellierung des Elektroofens beim Stahlrecycling sowie für das Umschmelzen des Aluminiums und die Anlage für das Papierrecycling werden ebenfalls ecoinvent-Prozesse verwendet. Diese werden allerdings in Hinblick auf den konkreten geografischen Bezugsraum (Deutschland) abgeändert.

Zur Abbildung des Elektroofens wird der ecoinvent-Prozess „steel production, electric, low alloyed, RER“, zur Bilanzierung des Umschmelzprozesses von Aluminium der ecoinvent-Prozess „treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at remelter, RER“ herangezogen. RER indiziert einen geografischen Bezugsraum auf europäischer Ebene. Nach GVM (2015) wurden im Jahr 2013 allerdings über 99 % der stofflich verwerteten Verpackungen aus Aluminium und ebenfalls über 99 % der stofflich verwerteten Verpackungen aus Weißblech in Deutschland verwertet. Aus diesem Grund werden die beiden ecoinvent-Prozesse für Deutschland angepasst: In beiden Fällen werden für die bereitgestellte elektrische Energie nicht mehr die verschiedenen länderspezifischen Strommixe, sondern nur der deutsche Strommix verwendet. Daneben wird der gesamte Erdgasbedarf für den Elektroofen nur noch durch den deutschen Erdgas-Importmix⁸ bereitgestellt. Die Prozesse für die Wärmeerzeugung beim Umschmelzen⁹ bleiben auf Grund fehlender landesspezifischer Datensätze für Deutschland unverändert. Die Vorketten der Betriebs- und Hilfsstoffe, sowie die weitere Behandlung und Beseitigung der Prozessabfälle bleiben ebenfalls unverändert.

Die Anlage für das Recycling von PPK aus LVP sowie getrennt gesammeltem PPK wird durch den ecoinvent-Prozess „treatment of waste paper to pulp, wet lap, totally chlorine free bleached, RoW“ abgebildet. Nach GVM (2015) wurden im Jahr 2013 etwa 77 % der werkstofflich verwerteten Verpackungen aus Papier in Deutschland verwertet. Aus diesem Grund werden auch für diesen Prozess alle Strommixe durch den deutschen Strommix ersetzt. Die Wärmebereitstellung erfolgt zudem nur noch auf europäischer Ebene¹⁰. Außerdem wird der Schlammoutput verändert: Im ecoinvent-Prozess wird der anfallende Schlamm deponiert¹¹. Der in deutschen Papierfabriken anfallende Schlamm wird allerdings einer Verbrennung zugeführt. Für diese Verbrennung wird in der vorliegenden Bilanz vereinfachend angenommen, dass die Aufwendungen der Verbrennung den Gutschriften entsprechen.

3.3.2. Spezifische Daten

Neben den generischen Daten werden auch spezifische Daten herangezogen. Daten zum Energieverbrauch wurden zum Teil direkt von der DSD GmbH zur Verfügung gestellt. Da sich diese Bilanz auf das gesamte Duale System bezieht und nicht nur die Abfallverwertung der DSD GmbH betrachtet, wurden die Daten des DSD mit Expertenschätzungen abgeglichen. So kann sichergestellt werden, dass die resultierenden Daten repräsentativ für das gesamte Duale System sind.

Daneben wurden für einige Prozesse eigene Modellierungen (z. B. MVA, Zementwerk, Aluminium-Pyrolyse, Transporte und der Strommix) genutzt. Im Folgenden werden die spezifischen Daten im Einzelnen beschrieben.

3.3.2.1. LVP-Sortierung

Die Sortierung des gesammelten LVP erfolgt in einer LVP-Sortieranlage. Die in der vorliegenden Bilanz bilanzierte Anlage entspricht dem Durchschnitt der heute in Deutschland betriebenen LVP-Sortieranlagen (Öko-Institut/htp 2012).

⁸ market for natural gas, high pressure [DE]

⁹ market for heat, district or industrial, natural gas ([CH] und [Europe without Switzerland]); market for heat, district or industrial, other than natural gas [CH]; heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW [Europe without Switzerland]

¹⁰ market for heat, district or industrial, natural gas (Europe, without Switzerland). Ein Datensatz für die Wärmebereitstellung für Deutschland existiert in ecoinvent nicht.

¹¹ treatment of sludge from pulp and paper production, sanitary landfill (RoW)

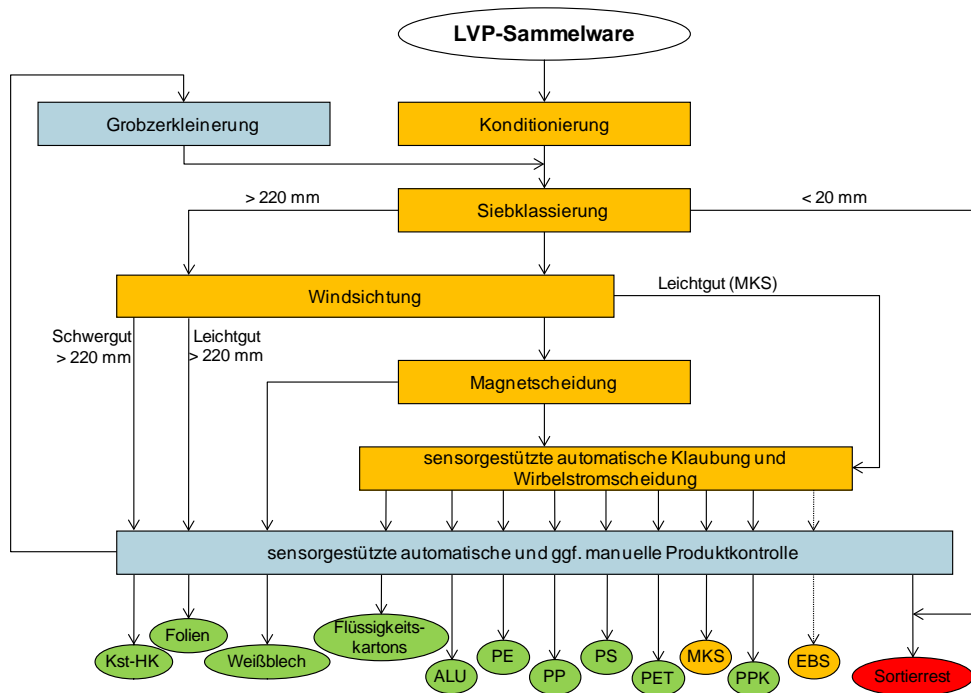


Abbildung 1: Schematische Darstellung der LVP-Sortierung nach Stand der Technik (Öko-Institut/htp 2012)

Entsprechend wurde ein durchschnittlicher Strombedarf von 50 kWh pro Tonne Input (Christiani 2015) angesetzt. Die aus der Sortierung resultierenden Auftrennung der Stoffströme sind Anhang 1 zu entnehmen.

3.3.2.2. Kunststoffrecycling

Je nach Kunststoff werden verschiedene Aufbereitungsschritte mit einem unterschiedlichen Strom- oder Wasserbedarf bilanziert. So werden Folien und Mischkunststoffe (MK) zum einen in einer Trockenaufbereitung zu Agglomerat und zum anderen in einer Nassaufbereitung zu Regranulat verarbeitet. Auch Polyolefine (PO) und Polystyrol (PS) werden in einer nassen Aufbereitung zu Regranulat, PET zu Flakes und expandiertes Polystyrol (EPS) in einer Trockenaufbereitung zu Regranulat verarbeitet.

Die Strombedarfswerte für die Agglomeration von Folien und Mischkunststoffen sowie für die Aufbereitung von EPS stammen aus DSD (2015a). Für die Folien- und MK-Regranulierung, die Aufbereitung von PET, Polyolefinen sowie Polystyrol werden in Absprache mit DSD Strombedarfswerte nach Angaben von (Christiani 2015) übernommen. Die Werte sind in Anhang 7 dargestellt.

Für die nassen Aufbereitungsprozesse werden die Werte für den Wasserbedarf ebenfalls von DSD übernommen (Anhang 7).

Die Steigerungen des Anteils an stofflicher Verwertung bei Kunststoffen bedingen neben der Umsetzung des Standes der Technik bei der Sortierung und Aufbereitung auch Weiterentwicklungen bezüglich einiger PET-Fraktionen sowie in Bezug auf Mischkunststoffe. Im Folgenden wird die Situation bei PET und MK kurz beschrieben. Aufgrund der Umsetzung des Standes der Technik bei der Kunststoffartensortierung wird in der Bilanz eine Steigerung bei den

Folien und PO zur Regranulierung von jeweils 6 % im Status Quo auf jeweils 8 % in Sz 1 eingestellt (vgl. 9).

Steigerung des Recyclinganteils bei PET

Insbesondere im Food Contact Bereich verdrängte PET in den vergangenen Jahren andere Kunststoffe, wie z. B. PP, vom Markt. Diese Verdrängung findet zunehmend auch außerhalb des Bereichs der Getränkeflaschen statt, die heute fast ausschließlich über Einwegpfand außerhalb des Dualen Systems gesammelt werden. So übersteigt mittlerweile der Anteil von Schalen aus PET denjenigen der PET-Flaschenfraktion¹² in den über System- und Branchenlösungen eingesammelten LVP. Der gesamte PET-Anteil in der LVP-Fraktion liegt derzeit bei etwas über 6 %.

Insbesondere aufgrund des unterschiedlichen Schmelzpunktes ist eine hochwertige stoffliche Verwertung von PET als Granulat zusammen mit anderen Kunststoffen nicht möglich. Im Vergleich zu anderen Recyclingkunststoffen, wie z. B. PP oder PE, sind die Anforderungen an PET-Granulate sehr hoch. Entsprechend werden an die Reinheit der aussortierten PET-Fraktionen sehr hohe Anforderungen gestellt. Diese Qualitäten lassen sich bei der LVP-Sortierung derzeit nicht oder nur sehr schwer realisieren. Probleme bereiten u. a. Kleberreste (Braunfärbungen), Anteile an gefärbtem PET (Beeinträchtigung von Klarheit und Transparenz) oder Fremdstoffe (Verstopfung der Spritzdüsen beim Einsatz der Recyclinggranulate in der Faserindustrie). Diese Schwierigkeiten bei der Kunststoffsortierung führen dazu, dass derzeit nahezu ausschließlich PET-Flaschen einer werkstofflichen Verwertung zugeführt werden, während die übrigen PET-Fraktionen (wie bspw. die Schalen aus PET) weitestgehend in den Sortierresten landen und thermisch verwertet werden.

Einen Weg, den Anteil an Recycling-PET in Non-Food PET-Flaschen zu erhöhen, ermöglicht ein neues Verfahren, bei dem aus einer nachsortierten Misch-PET-Fraktion aus einem konventionellen PET-Recycling-Prozess anschließend hochreine PET-Flakes abgetrennt werden. Die Sortiertechnik macht sich dabei die Spektralanalyse zu Nutze. Das daraus hergestellte Granulat dient der Herstellung von Flaschen für Wasch- und Reinigungsmittel. Es besteht zu 90-95 % aus Flaschen- und zu 5-10 % aus Schalen-PET. Mittelfristiges Ziel der Initiative ist ein Anteil von 40 % an Recycling-PET sowie eine Erhöhung des Schalen-PET-Anteils aus der LVP-Sammlung. Für die Bilanz wird angenommen, dass der Anteil von PET, die zu Flakes aufbereitet werden können, von 2 % im Status Quo auf 6 % im Sz 1 gesteigert werden kann. In den Szenarien 2 und 3 geht der Anteil aufgrund des geringeren Anteils von PET in den StNVP wieder auf 5 %.

Alternativ könnte der Anteil des Kunststoffrecyclings auch dadurch gesteigert werden, dass Tiefziehschalen wieder vermehrt aus PP hergestellt werden.

Steigerung des Recyclinganteils bei Mischkunststoffen (MK)

Die in modernen Sortieranlagen praktizierte Kunststoffartentrennung führt dazu, dass der Anteil an Polyolefinen in den sortierten Mischkunststofffraktionen zunehmend sinkt, während derjenige von Stör- und Fremdstoffen steigt. Die Anforderungen an die MK-Produktspezifikationen können hierdurch immer weniger erfüllt werden. Dies erschwert zunehmend die weitere hochwertige stoffliche Verwertung von MK-Fraktionen. Hinzu kommen Änderungen in den Logistikabläufen, die dazu führen, dass sich z. B. der Wasseranteil in der sortierten Ballenware erhöht.

Hierdurch werden Forderungen laut, die z. T. veralteten Spezifikationen zu überarbeiten sowie ein recyclinggerechtes Produktdesign stärker voranzutreiben.

¹² Die Flaschen wiederum sind fast ausschließlich aus dem Non Food-Bereich, z. B. Putz- und Waschmittel.

Eine Reihe von Kunststoffsortierern geht mittlerweile in Zusammenarbeit mit verschiedenen Dualen Systemen den Weg, in den Sortieranlagen einen möglichst hohen Anteil einer PO-Fraktion zu sortieren, die sich zur Erzeugung von PO-Granulaten eignet, mit denen hochwertige Kunststoffprodukte im Verhältnis 1:1 ersetzt werden können. Kunststofffolien werden bei diesem Konzept ähnlich wie bei der Kunststoffartensortierung getrennt erfasst. Insgesamt können damit höhere Quoten für das stoffliche Kunststoffrecycling erreicht werden. Das Konzept geht allerdings auf Kosten der Qualität der Regranulate.

Alternativ kann versucht werden, bei einer weitgehenden Erhaltung der hohen Ausbringungsqualitäten für die einzelnen Kunststoffarten die Ausbringungsraten soweit als möglich zu steigern. Die absoluten Ausbringungsraten für die stoffliche Verwertung sind dann etwas moderater anzusetzen. Diesen Weg verfolgen ebenfalls ein Teil der Dualen Systeme, zu denen auch DSD gehört. Die Auswirkung auf die Endergebnisse der Bilanzen bleibt etwa gleich. Für die Bilanzen in dieser Studie wurde ein moderater Anstieg der Mischkunststoffe zu Agglomeraten und PO-Agglomeraten von jeweils 1 % auf 2 % bzw. 3 % angesetzt.

Mischkunststoff im Hochofen

Ein geringer Teil des Mischkunststoffs wird im Status Quo als Heizölersatz im Hochofen verwertet. Die Modellierung des Verwertungsweges erfolgte nach DSD (2015a). Zunächst werden die MK aufbereitet und anschließend im Hochofen eingesetzt. Der Aufwand und die Ausbeute bei der Aufbereitung sind in Anhang 5 und Anhang 7 aufgeführt, die Modellierung des Hochofens in Anhang 6.

3.3.2.3. Aufbereitung Getränkekartons (FKN)

Die Aufbereitung von FKN erfolgt nach Öko-Institut (2008). Danach werden für die Aufbereitung 170 kWh pro Tonne Input und 0,19 L Diesel pro Tonne Input benötigt. Der Faseranteil an FKN beträgt im Schnitt 67 %. Der Restwasseranteil am Faser-, Nicht-Faseranteil sowie dem nicht weiter berücksichtigten Rest (ergibt sich aus der Bilanzlücke) wird mit 8 % angenommen (Christiani 2015).

Für den Faseranteil wird auf Basis der Trockenmasse¹³ zu 100 % Primärzellstoff gutgeschrieben. Der Nicht-Faseranteil besteht zu 18 % aus Aluminium und zu 82 % aus Polyethylen (PE) (Öko-Institut/iöw 2009). Es wird zudem ein Wassergehalt von 40 % angenommen (Christiani 2015). Der feuchte Nicht-Faseranteil wird im Zementwerk thermisch verwertet. Der Heizwert ergibt sich aus dem Verhältnis von Alu zu PE mit deren entsprechenden Heizwerten sowie dem Wasseranteil und beträgt 39,3 MJ/kg. Der gesamte C-Gehalt, sowie der fossile C-Anteil errechnen sich analog mit den entsprechenden spezifischen Werten¹⁴: C gesamt ist 0,703 kg C_{ges}/kg Input mit einem fossilen C-Anteil von 1 kg C_{fos}/kg C_{ges}. Das Aluminium trägt im Zementwerk nicht nur zum Heizwert bei, sondern wird zudem stofflich verwertet. Das zu Aluminiumoxid (Al₂O₃) oxidierte Aluminium wird im Zement als Ersatz für Bauxit eingesetzt. Entsprechend seiner molaren Masse von 102 g/mol und dem Anteil von durchschnittlich 57,5 % Al₂O₃ im Bauxit (Bertau et al. 2013) wird Bauxit substituiert.

3.3.2.4. Weißblech-Recycling

Die Aufbereitung des Weißblechs wird nach DSD (2015a) bilanziert. Danach gehen 75 % des Weißblechs in eine Weißblech-Aufbereitung, 25 % gehen direkt in den Elektroofen. Der

¹³ Nach ecoinvent ist die Trockenmasse von Zellstoff 0,9 kg tr/kg feucht (ecoinvent V3.1).

¹⁴ Hu PE = 43 MJ/kg; Hu Alu = 31 MJ/kg
 C ges PE = 0,85714 kg C/kg PE; C fos = 1 kg C_{fos}/kg C_{ges} (ecoinvent V3.2)
 C ges Alu = 0

Strombedarf sowie die Ausbeute bei der Aufbereitung stehen in Anhang 5 und Anhang 7. Das aufbereitete Weißblech geht ebenfalls in den Elektroofen, die Aufbereitungsreste werden dem Verwertungsweg für Aufbereitungsreste zugeführt. Für den Elektroofen wird der abgewandelte ecoinvent-Prozess herangezogen (vgl. 3.3.1.1). Als Gutschrift wird die Aufwendung für die Produktion von niedrig legiertem Primärstahl mit einem Substitutionsfaktor von 1 vergeben.

3.3.2.5. Aluminium-Recycling

Die Aufbereitung der Fraktion Aluminiumverpackungen wird nach DSD (2015a) bilanziert. Danach gehen 43,6 % der Aluminiumfraktion in die Pyrolyse und 56,4 % in eine mechanische Aluaufbereitung. Aus der Aufbereitung geht wiederum ein Teil in die Pyrolyse, der Rest wird in einem EBS-Heizkraftwerk verwertet. Zum Teil gelangt auch das aus der Aluminiumfraktion abgetrennte Weißblech in die Weißblechrute. Der Strombedarf sowie die Outputwerte der Aluaufbereitung sind Anhang 5 und Anhang 7 zu entnehmen. Die Modellierung des EBS-HKW entspricht der einer konventionellen MVA (vgl. Kapitel 3.3.2.9) mit dem Unterschied, dass für das EBS-HKW ein elektrischer Nettowirkungsgrad von 0,2 und ein thermischer Nettowirkungsgrad von 0,16 angesetzt werden.

Die Pyrolyse eines Teils der Aluminiumfraktion ist notwendig, da es sich bei Aluminium aus Verpackungen oftmals um Verbunde handelt, die organische Begleitstoffe (vor allem Kunststoffe) enthalten. Nach Dölling et al. (2000) enthält eine typische Tonne DSD-Aluminiumverpackungsfraction 44 % Aluminium. Weiter sind 43 % dieser Fraktion organische Begleitstoffe (insbesondere Kunststoffe, aber auch Lebensmittelreste und ähnliches), 6 % Feuchte und 7 % sonstige, nicht-organische Begleitstoffe (z. B. Oxide, Fremdmetalle). Durch die Pyrolyse werden die organischen Begleitstoffe in Pyrolysegase umgesetzt. Das Pyrolysegas wird anschließend verbrannt und die daraus zurückgewonnene Energie wird wieder als Prozessenergie genutzt. Obwohl ein energieautarker Prozess angestrebt wird, muss oft zusätzlich Energie aufgebracht werden. Nach Dölling et al. (2000) müssen zusätzlich 296 kWh pro Tonne Input bereitgestellt werden. Davon sind 176 kWh/t thermische Energie (bereitgestellt durch Erdgas) und 120 kWh/t elektrische Energie (Dölling et al. 2000). Hauptprodukt ist Aluminium. Nach Dölling et al. (2000) können 93,7 % des Aluminiuminputs zurückgewonnen werden. Der Rest geht durch Oxidation (1 %) oder durch die angewandten Trenntechniken, z. B. Absieben des Kokes und Abtrennen von Fremdmetall (4-6 %) verloren. Ein weiteres Produkt ist Kohlenstoff (inkl. nicht-organischer Begleitstoffe aus dem Input), der stofflich in der Weiterverarbeitung zu Kunstkohleprodukten verwertet wird. Als Reststoffe fallen Waschlauge als Rückstand aus der Rauchgasreinigung, Auslaugrückstand aus der Krätzeaufbereitung und Filterstaub an. Die Rückstände aus der Rauchgasreinigung und Krätzeaufbereitung machen zusammen 98 kg/t Alu aus Dölling et al. (2000). Für die Menge an Filterstaub konnten keine Angaben gefunden werden. Diese Reststoffe werden deponiert. Auf Grund der geringen Menge und da die Belastungen durch die Deponierung des inerten Materials bei den betrachteten Wirkungskategorien als sehr gering anzusehen ist, wurde die Deponie der Reststoffe nicht bilanziert.

Emissionen entstehen bei der Pyrolyse zum einen durch den zusätzlichen Einsatz von Strom und Erdgas. Zum anderen durch die Verbrennung des Pyrolysegas. Der Anteil der organischen Begleitstoffe wird durch die Pyrolyse in ein Schwelgas umgesetzt, das sich aus einem komplexen Gemisch aus Kohlenwasserstoffen und anorganischen Verbindungen zusammensetzt. Der Anteil der organischen Begleitstoffe, die umgesetzt werden, beträgt 31,1 % (Martens 2011). Das heißt, von einer Tonne Kunststoff gehen 310 kg in Pyrolysegas über. Die CO₂-Emissionen, die bei der Verbrennung dieses Gases entstehen, werden über den im Pyrolysegas enthaltenen fossilen Kohlenstoff berechnet. Dafür wurde in der vorliegenden Bilanz davon ausgegangen, dass sich der Kohlenstoff aus dem Kunststoff gleichmäßig auf das Pyrolysegas und den Rest, der nicht vergast,

aufteilt. Mit einem angenommenem C-Gehalt von 857 kg/t Kunststoff (wovon 100 % fossiles C sind) gehen somit 267 kg C_{fossil}/t Kunststoff ins Pyrolysegas.

Das aus der Pyrolyse gewonnene Aluminium wird umgeschmolzen und substituiert Primäraluminium. Für den Umschmelzprozess wird der abgewandelte ecoinvent-Prozess herangezogen (vgl. 3.3.1.1). Als Gutschrift wird die Aufwendung für die Produktion von Primäraluminium mit einem Substitutionsfaktor von 1 vergeben.

3.3.2.6. Aufbereitung PPK aus LVP

Die Aufbereitung des PPK aus LVP wird über die in Kapitel 3.3.1.1 beschriebene Papierfabrik modelliert. Der Output der Papierfabrik substituiert zu 25 % Holzschliff und zu 75 % Zellstoff (nach DSD 2015a). Der Substitutionsfaktor wurde auf Grund der schlechteren Faserqualität der Altpapierfasern aus LVP-PPK für beide Substitute mit 0,7 angesetzt. Wie auch bei FKN erfolgt die Gutschrift auf Basis der Trockenmasse. Diese liegt nach ecoinvent V3.1 für Altpapierstoff bei 0,6 kg trocken/kg feucht und für Holz- bzw. Zellstoff bei je 0,9 kg trocken/kg feucht.

3.3.2.7. EBS aus LVP, Sortierreste und Aufbereitungsreste

Die Fraktion EBS aus LVP wird direkt aus der LVP-Sortieranlage gewonnen, zu EBS aufbereitet und dann im Zementwerk thermisch verwertet (DSD 2015a).

Sortierreste und Aufbereitungsreste gehen je zum Teil in die MVA und zum Teil ins Zementwerk. Bei den Sortierresten gehen 22 % in die MVA, bei den Aufbereitungsresten lediglich 2 % (DSD 2015a). Der Teil der Sortierreste, der ins Zementwerk geht, wird zunächst in einer EBS-Aufbereitungsanlage aufbereitet. Der Teil der Aufbereitungsreste im Zementwerk stammt aus den Aufbereitungswegen der verschiedenen Fraktionen und benötigt keine weitere Aufbereitung. Der Feuchteverlust der Aufbereitungsreste vor der MVA bzw. dem Zementwerk wird mit durchschnittlich 32,5 % im SQ, 30,9 % in Sz 1 und 30,5 % in Sz 2 und Sz 3 angesetzt. Der Strombedarf für die EBS-Aufbereitung sowie die Ausbeuten ist in Anhang 5 und Anhang 7 zu finden. Die Modellierung des Zementwerk sowie der MVA werden in den folgenden beiden Kapiteln erläutert.

3.3.2.8. Modellierung Zementwerk

Aus Mischkunststoff, aus LVP direkt sowie aus Sortier- und Aufbereitungsresten werden Ersatzbrennstoffe (EBS) gewonnen, die u. a. im Zementwerk energetisch verwertet werden. Die Verbrennung dieses EBS im Zementwerk führt zur Einsparung von Primärbrennstoffen. Zur Bilanzierung der Aufwendungen und Gutschriften wurde für diese Bilanz ein Zementwerk in Umberto modelliert. Die direkten CO₂-Emissionen aus der Verbrennung des EBS ergeben sich aus dem Anteil des fossilen Kohlenstoffs (C_{fossil}). Dieser ist abfallspezifisch und variiert je nach EBS. Weitere für die in der vorliegenden Studie betrachteten Wirkungskategorien relevante Emissionen aus dem Zementwerk sind NO_x und SO₂. NO_x entstehen bei den im Zementwerk vorherrschenden Temperaturen vor allem thermisch bedingt aus dem Luftsauerstoff und Luftstickstoff. Der Eintrag von Stickstoff durch die eingesetzten Brennstoffe ist für das Emissionsniveau nicht relevant (SUSTAIN|CONSULT 2013). Somit entspricht die Höhe der NO_x-Emissionen beim Einsatz fossiler Primärbrennstoffe der Höhe bei der Verbrennung von Abfall. Durch den Einsatz von Abfall ergibt sich folglich keine zusätzliche Belastung oder Verminderung der NO_x-Emissionen. Aus diesem Grund werden diese im Hinblick auf die Fragestellung der vorliegenden Studie nicht weiter berücksichtigt. Der brennstoffbedingte Eintrag von Schwefel, der zu SO₂-Emissionen führen kann, wird nahezu vollständig im Zement gebunden und ist somit ebenfalls aus emissionstechnischer

Sicht im Vergleich zu den Gesamtemissionen beispielsweise aus dem Kalkstein nicht relevant (SUSTAIN|CONSULT 2013).

Als CO₂-Gutschrift werden die vermiedenen Emissionen durch die Substitution der sonst im Zementwerk eingesetzten fossilen Primärbrennstoffe bilanziert. Die Substitution erfolgt auf Basis eines heizwertäquivalenten Substitutionsfaktors von 1. In Tabelle 14 werden die spezifischen Eigenschaften EBS im Zementwerk aus den verschiedenen Fraktionen dargestellt. Vermieden werden nicht nur CO₂-Emissionen bei der direkten Verbrennung, sondern auch diejenigen Emissionen, die durch die Vorkette der Primärbrennstoffe entstehen würden (beim Abbau, Transport und Aufbereitung der Kohle bzw. des Koks).

Im Jahr 2014 wurden in der Zementindustrie 34 Mio. GJ Energie aus primären fossilen Brennstoffen und 67 Mio. GJ aus sekundären Brennstoffen gewonnen. Als Primärbrennstoffe werden hauptsächlich Stein- und Braunkohle sowie etwas Petkoks eingesetzt. Heizöl und Erdgas werden lediglich in geringen Mengen zum Anfahren und zur Steuerung der Flammentemperatur verwendet und sind für eine Substitution durch festen Abfall nicht geeignet (Ifeu 2007). Die Zusammensetzung des in deutschen Zementwerken eingesetzten fossilen Primärbrennstoffmix, der durch Abfall substituiert werden kann, ergibt sich nach VDZ (2015) (Tabelle 13).

Tabelle 13: Primärbrennstoffmix in deutschen Zementwerken in 2014 (VDZ 2015)

Brennstoff	Anteil*	Heizwert
Steinkohle (SK)	27,4 %	29,5 MJ/kg SK
Braunkohle (BK)	60,0 %	21,5 MJ/kg BK
Petkoks (PK)	12,6 %	31 MJ/kg PK

* Die Zusammensetzung bezieht sich dabei auf den Energieinhalt.

Die Zusammensetzung der sekundären Brennstoffe sowie deren Heizwerte wurden (VDZ 2015) entnommen. Die Werte für den C-Gehalt und den fossilen Anteil am C stammen aus verschiedenen Quellen (vgl. Tabelle 14). In einer Sensitivität wird die Substitution des gesamten heute eingesetzten Brennstoffmixes (Primär- und Sekundärbrennstoffe) betrachtet (vgl. 5.1).

Tabelle 14: Sekundärbrennstoffmix in deutschen Zementwerken 2014 (VDZ 2015)

Abfallfraktion	Anteil in %	C gesamt	C fossil	Heizwert (MJ/kg)	Quelle ⁺⁺
Altreifen	9%	0,645	0,73	28	C: ÖWAV 2004
Altöl	2%	0,828	1	26	C: ÖWAV 2004
Zellstoff/PPK	2%	0,347	0,010	13	C: eigene Rechnung [#]
Kunststoff	34%	0,704	0,950	34	C: eigene Rechnung [#]
SBS	36%	0,5	0,628	21	C: eigene Rechnung
Tiermehl/-fett	4%		0	18	Nur biogenes C
EBS*	7%	0,375	0,51	16	C: uec/Öko-Institut 2015
Altholz	0%	0,402	0,05	13	C: uec/Öko-Institut 2015
Lösungsmittel	3%	0,5	1	23	Eigene Abschätzung
Klärschlamm	2%		0	3	Nur biogenes C
Sonstiges (Ölschlamm...)	<1%	Da genaue Zusammensetzung unbekannt und nur geringer Anteil an gesamten sekundären Brennstoffen, vernachlässigt			

⁺⁺ Anteil der Fraktion an gesamtem SBS sowie der Heizwert nach VDZ 2015, ausgenommen Zellstoff/PPK und Kunststoff (Hu eigene Rechnung)

[#] Für Zellstoff/PPK und Kunststoffe wurde der Heizwert den aus der Literatur entnommenen Werten für den C-Gehalt angepasst¹⁵.

* aufbereiteter Siedlungsabfall

3.3.2.9. Modellierung MVA

In einer Müllverbrennungsanlage (MVA) erfolgt die Umwandlung von häufig feuchten organischen und anorganischen Abfällen zu Rauchgasen und einem Schlacke- und Ascherückstand. Aus den Aschen werden Metalle abgeschieden und verwertet. Die verbleibenden Aschen werden nach einer Zwischenlagerung zum Ausreagieren (normalerweise drei Monate) im Tiefbau, überwiegend im Straßen- und Deponiebau, eingesetzt. Neben dem Abfall werden dabei weitere Inputstoffe als Hilfsmittel benötigt. Die Rauchgase werden in mehreren Nachbehandlungsschritten gereinigt, wobei ein fester Strom (Filterrückstand) und das gereinigte Abgas anfallen, das in die Umgebung abgegeben wird. Der Filterrückstand wird als Sondermüll deponiert oder meistens im Bergversatz eingesetzt.

In der vorliegenden Studie erfolgt die Modellierung der Abfallverbrennung in einer MVA mit der Ökobilanz-Software Umberto. Die dabei berücksichtigten Input- und Outputströme, sowie die Gutschriften, die sich aus der energetischen Nutzung der bei der Abfallverbrennung freiwerdenden Wärme ergeben, werden im Folgenden dargestellt.

Inputströme

Den Hauptinputstrom in die MVA stellt der zu verbrennende Abfall dar. Neben dem Abfallstrom kommen Hilfsstoffe zum Einsatz. In einer Studie des Öko-Instituts von 2002 wurden Daten von 46

¹⁵ Der C-Gehalt, der in der Literatur genannt wird, ist für Angaben zum Heizwert zu hoch. Aus diesem Grund wurde der Heizwert nach VDZ 2015 angepasst (Hu nach VDZ 2015 für Zellstoff/PPK 4 MJ/kg, für Kunststoff 23 MJ/kg).

deutschen Müllverbrennungsanlagen zu Emissionen, Betriebsmitteleinsatz und Energiebilanzen erhoben und ausgewertet (Öko-Institut 2002). Darauf basierend werden im vorliegenden Modell die drei wesentlichen Hilfsstoffe Aktivkohle, Ammoniak und Natronlauge berücksichtigt, die durchschnittlich in Müllverbrennungsanlagen zum Einsatz kommen (siehe Tabelle 15).

Tabelle 15: Berücksichtigte Hilfsstoffe und eingesetzte Mengen

Hilfsstoff	Menge (kg/t-Abfall)	Quelle
Aktivkohle	5	Öko-Institut 2002
Ammoniak	4,6	Öko-Institut 2002
Natriumhydroxid (NaOH)	zur Neutralisierung des Chlorinputs im Abfall, benötigte Menge wird stöchiometrisch berechnet	

Es wird kein Strombedarf für die MVA angesetzt, da dieser implizit über den verwendeten Nettowirkungsgrad bei der Stromauskopplung berücksichtigt wird.

Outputströme

Der Hauptoutput einer MVA sind ihre Emissionen in die Luft. Im vorliegenden Modell werden die Kohlendioxidemissionen in Abhängigkeit vom Kohlenstoffgehalt des Abfalls berechnet, wobei von einer vollständigen und vollkommenen Verbrennung ausgegangen wird. Für andere relevante Emissionen werden die Konzentrationen im Rauchgas parametrisiert vorgegeben, da hier aufgrund unterschiedlicher bei der Nachbehandlung des Rauchgases eingesetzter Technologien keine einfache Korrelation zur Abfallzusammensetzung besteht. Die berücksichtigten Emissionen und die verwendeten Werte sind in Tabelle 16 dargestellt. Sie stellen Mittelwerte dar, die auf der Studie des Öko-Instituts von 2002 basieren, in der Daten zahlreicher deutscher Müllverbrennungsanlagen zu Emissionen erhoben und ausgewertet wurden (Öko-Institut 2002). Für die Stoffe N_2O und NH_3 , bei denen die Datenlage sehr schlecht ist, werden Werte verwendet, die in einer weiteren Studie des Öko-Instituts nach Literaturwerten abgeschätzt wurden (Öko-Institut 2007).

Tabelle 16: Parametrisiert vorgegebene Emissionen

Parameter	Mittelwert [mg/m ³ -Rauchgas, tr]	Quelle
Distickstoffmonoxid/Lachgas (N_2O)	2,0	Öko-Institut 2007
particulate matter/ Feinstaub < 10 μm (PM10)	1,05	Öko-Institut 2002; Annahme: Anteil von PM10 am Gesamtstaub ist 95%
Chlorwasserstoff (HCl)	1,97	Öko-Institut 2002
Fluorwasserstoff (HF)	0,11	Öko-Institut 2002
Schwefeldioxid (SO_2)	6,19	Öko-Institut 2002
Stickoxide (NO_x)	94,09	Öko-Institut 2002
Ammoniak (NH_3)	0,5	Öko-Institut 2007

Gutschriften

Aus dem Heizwert des Abfalls ergeben sich als Produkte der MVA Strom und Wärme. Hierbei wird mit einem energetischen Nettowirkungsgrad für die Stromauskopplung von 0,1 gerechnet, der energetische Wirkungsgrad für die Wärmeauskopplung wird mit 0,3 angesetzt (Öko-Institut/Ifeu 2010). Für den Strom wird der deutsche Strommix gutgeschrieben, für die Wärme wird zu 50 % Heizöl und zu 50 % Erdgas gutgeschrieben.

Weitere Produkte (wie z. B. Salzsäure oder Gips) werden im vorliegenden Modell nicht betrachtet. Die Nutzung dieser möglichen Produkte könnte bei speziellen MVAs von Interesse sein, nicht aber, wenn mit dem Durchschnitt der deutschen Anlagen gerechnet wird.

Gutschriften für die Verwertung fester Rückstände oder Lasten für die Entsorgung der Rauchgasreinigungsrückstände sind in diesem Modell nicht berücksichtigt, da diese sich nahezu gegenseitig aufwiegen. Eine Ausnahme stellen die Metalle in den MVA Schlacken/Aschen dar. Wenn die bilanzierten Abfälle relevante Anteile an Metallen enthalten, werden diese gesondert bilanziert.

Bezüglich der Abscheidung von Metallen aus den MVA-Aschen gibt es differierende Angaben in der Literatur. Da konkrete Input-Output Bilanzen an einzelnen Anlagen nicht vorliegen und aufgrund der hohen Durchsatzmengen in Verbindung mit der inhomogenen Zusammensetzung insbesondere der Inputströme nur mit sehr hohem Aufwand möglich sind, beziehen sich die Angaben meist auf ermittelte Frachten im Output, die geschätzten Frachten im Input gegenübergestellt wurden.

In Öko-Institut/Ifeu (2010) wurde für das Bilanzjahr 2006 eine Ausbringungsrate von 50 % für Eisenmetalle und 10 % für Nichteisenmetalle (bilanziert als Aluminium) angesetzt. In den Szenarien zur technischen Optimierung wurden für Eisenmetalle 70 % und für Nichteisenmetalle 50 % mit Verweis auf Öko-Institut (2002b) angenommen.

Neben den Verlusten bei der Abtrennung der Metalle aus den Aschen und Schlacken, führt jedoch auch thermische Prozess zu einer Oxidation metallischer Bestandteile, die dann nicht mehr als Metall zurückgewinnbar sind. Dies ist vor allem für Aluminium zu erwarten, das vielfach als Folienmaterial eingesetzt wird. Pruvost hat in Verbrennungsversuchen gezeigt, dass je nach eingesetztem Material metallisches wie auch oxidiertes Aluminium in Kessel- und Flugstäube gelangen kann (Pruvost 2011). Die Ergebnisse sind von Biganzoli verifiziert und für verschiedene Materialarten quantifiziert worden (Biganzoli et al. 2012). Hier werden für die Verluste metallischen Aluminiums in der Restabfallverbrennung folgende Daten angegeben:

- Dosen 9,2%
- Schalen 17,4%
- Folien 58,8%.

Da die Bezugsgröße für die Ausbringungsraten der Input in die Verbrennung ist, schlagen, insbesondere bei den Nichteisenmetallen, auch die Verluste in der Verbrennung zu Buche schlagen. Die in Öko-Institut/Ifeu (2010) angesetzte Ausbringungsrate in den technikooptimierten Szenarien war deshalb zu optimistisch.

Folgende Ausbringungsraten bei der Metallabscheidung aus den MVA-Aschen und –Schlacken werden für die Bilanz angesetzt:

- Eisenmetall 70 %
- Nichteisenmetalle bilanziert als Aluminium 30 %

3.3.2.10. Modellierung Sammlung und Transporte

Im Rahmen dieser Bilanz werden zwei verschiedene Arten von Transporten bilanziert: Für die Sammlung sowie die Anlieferung des Abfalls zum Umschlagsplatz bzw. zur ersten Behandlungsanlage werden Müllfahrzeuge eingesetzt. Für den Weitertransport nach erfolgtem Umschlag bzw. nach erster Behandlung werden Lkws mit einem Gesamtgewicht „größer 32 Tonnen“ bilanziert.

Für die Modellierung dieser Transporte wurden die in Tabelle 17 dargestellten generischen Datensätzen von ecoinvent V3.1 herangezogen.

Tabelle 17: Datensätze zur Modellierung von Sammlung und Transporten (ecoinvent V3.1)

Datensatz	Kraftstoffverbrauch (kg-Diesel/tkm)	mittlere Zuladung (t)	Kommentar
municipal waste collection service by 21 metric ton lorry [CH]	0,336	4,1	max. Zuladung 8,2 t; lineare Befüllung im Sammelbetrieb; verwendet für Sammlung und Antransport zur Umladestation bzw. ersten Behandlungsanlage
market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 [GLO]	0,017	19,2	verwendet für Transport ab Umschlagplatz bzw. nach erster Behandlungsanlage

Die Fraktionen LVP und PPK werden nach der Sammlung zunächst immer umgeschlagen und anschließend zur LVP-Sortierung bzw. Papierfabrik weitertransportiert. Auch bei Glas werden ca. 80 % der Sammelmenge umgeschlagen, so dass auch für Glas vereinfachend ein Umschlag der gesamten Sammelmenge angesetzt wurde (DSD 2015).

Um die spezifische Situation im Dualen System besser abzubilden, wurden die in ecoinvent V3.1 zugrunde gelegten Kraftstoffverbräuche und mittleren Zuladungen zudem über einen Skalierungsfaktor angepasst. Dieser stellt das Verhältnis des für die gegebene Situation abgeschätzten Kraftstoffverbrauchs zu dem in ecoinvent zugrunde gelegten Kraftstoffverbrauch dar (Gleichung 1).

$$Skalierungsfaktor = \frac{\left[\frac{kg_{Diesel}}{tkm} \right]_{OEKO}}{\left[\frac{kg_{Diesel}}{tkm} \right]_{ecoinvent}} \quad (1)$$

Gleichung 1 passt dabei sowohl den spezifischen Kraftstoffverbrauch je Fahrzeugkilometer als auch die zugrunde gelegte mittlere Auslastung an. In Anhang 8 sind die Skalierungsfaktoren dargestellt. Die Daten zur Berechnung des Skalierungsfaktors sind in Anhang 9 dargestellt.

Spezifischer Kraftstoffverbrauch

Zur Berechnung des spezifischen Kraftstoffverbrauchs der Müllsammelfahrzeuge werden die Daten aus Knoke und Böcker (2007) für den konventionellen Betrieb zugrunde gelegt. Dabei wird

zwischen Sammelbetrieb (Tour) und Streckenbetrieb (Anfahrt Umschlagsplatz bzw. erste Behandlungsanlage) unterschieden. Die Berechnung des Kraftstoffverbrauchs für Lkw > 32 t erfolgt gemäß DIN EN 16258 (Schmied und Knörr 2013) für Fahrten in Deutschland in der Ebene. Die Werte sind in Tabelle 18 dargestellt.

Für die Sammlung von LVP, PPK und Restmüll sowie Bio- und Grünabfällen wird generell von einem Holsystem, d. h. von einem dezidierten Tourbetrieb des Müllsammelfahrzeugs, ausgegangen, der einen deutlich erhöhten Kraftstoffverbrauch zur Folge hat. Demgegenüber wird für die Glassammlung vereinfachend zu 100 % eine Sammlung im Bringsystem unterstellt. Daher wird hier auch für die Sammlung der Kraftstoffverbrauch des Sammelfahrzeugs im Streckenbetrieb angesetzt, allerdings pauschal um 20 % erhöht, um den Mehrverbrauch durch die Sammelaktivität zu berücksichtigen.

Tabelle 18: Spezifischer Kraftstoffverbrauch (Knoke und Böcker 2007)

Fahrzeug	Wert	Einheit
Müllsammelfahrzeug (nach Knoke & Böcker 2007)		
Tourbetrieb	57,8	L/100km
Streckenbetrieb, leer (0%)	27,7	L/100km
Streckenbetrieb, voll (100%)	38,6	L/100km
Lkw > 32 t, Ebene (Schmied & Knörr 2013)		
spezifischer Verbrauch	A + B * Auslastungsgrad (%)	
mit A (Last-/Sattelzug 24-40 t zGG)	21,5	L/100km
und B (Last-/Sattelzug 24-40 t zGG)	8,2	L/100km/Auslastungsgrad

Auslastung

Für die Sammeltouren wird wie bei ecoinvent von einer linearen Befüllung über die Sammelstrecke ausgegangen, damit ergibt sich ein mittlerer Auslastungsgrad von 50 %. Für die nachgelagerten Transporte bei der Verwertung der trockenen Wertstofffraktionen werden für die Hinfahrt Werte zu den Auslastungsgraden nach Daten des DSD verwendet (vgl. Anhang 4). Da der Auslastungsgrad für die Rückfahrt nicht bekannt ist, wird für eine konservative Abschätzung generell von leeren Rückfahrten ausgegangen. Die maximalen Zuladungen für die Hinfahrten sind in Tabelle 19 für die einzelnen Abfallfraktionen dargestellt.

Tabelle 19: Maximale Zuladung für Sammlung und Transporte

Abfallfraktion	Tonnen	Quelle
Restmüllsammlung	8,2	ecoinvent 3.1
LVP-Sammlung	6	eigene Abschätzung
Glassammlung	5	DSD 2015
PPK-Sammlung	4	DSD 2015
PPK-Transport nach Umschlag	22	DSD 2015
Lkw >32 t (restliche Transporte)	26	Schmied & Knörr 2013

Fahrtstrecken

Neben dem Dieserverbrauch und der Auslastung sind die von den Fahrzeugen zurückgelegten Fahrtstrecken ausschlaggebend. Für den Sammelbetrieb sowie die Anlieferung zum Umschlagplatz bzw. zur ersten weiterverarbeitenden Anlage beruhen die zugrunde gelegten Distanzen auf eigenen Abschätzungen. Für die Anlieferung der trockenen Wertstofffraktionen zu den nachgelagerten Verwertungsbetrieben sind die Werte an die reale Situation beim DSD angelehnt (DSD 2015).

Die Tatsache, dass neben dem Kraftstoffverbrauch auch andere Aspekte (Lkw-Produktion und -wartung, Straßennutzung) in die Umweltwirkungen der Transporte eingehen, führt bei der Skalierung nach der oben beschriebenen Vorgehensweise zu einer geringen Ungenauigkeit, da auch letztere über den Kraftstoffverbrauch skaliert werden.

Bei dem für die Sammlung verwendeten Datensatz fällt diese Vereinfachung allerdings nicht ins Gewicht, da in den berücksichtigten Wirkungskategorien ca. 97-98 % der Umweltwirkungen auf den Kraftstoffverbrauch zurückzuführen sind (s. Tabelle 20). Bei dem ecoinvent-Datensatz für Lkw > 32 Tonnen sind dies hingegen nur ca. 60-75 % (der größte Teil des Rests, ca. 20-30 % der Gesamtwirkungen, geht nach ecoinvent auf die Straßennutzung zurück). Die Skalierung mit einem Faktor > 1 entspricht dabei einem konservativen Ansatz; da zudem der Faktor nicht sehr deutlich von 1 abweicht und der Fokus der Studie nicht auf der Modellierung der Transporte liegt, wird das Bilanzergebnis durch dieses Vorgehen nicht relevant beeinflusst.

Tabelle 20: Anteil der auf den Kraftstoffverbrauch zurückzuführenden Umweltwirkungen an den Gesamtumweltwirkungen des Transports

Datensatz	GWP	AP	EP	KEA fossil
	[kg-CO ₂ -eq/tkm]	[kg-SO ₂ -eq/tkm]	[kg-PO ₄ -eq/tkm]	[MJ/tkm]
municipal waste collection service by 21 metric ton lorry [CH], gesamt	1,25	5,59e-3	1,18e-3	17,50
municipal waste collection service by 21 metric ton lorry [CH], Diesel	1,22	5,40e-3	1,16e-3	17,00
Anteil Kraftstoff	98 %	97 %	98 %	97 %
market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 [GLO], gesamt	0,08	3,01e-4	4,52e-5	1,39
market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 [GLO], Diesel	0,06	1,76e-4	2,86e-5	0,98
Anteil Kraftstoff	75 %	58 %	63 %	71 %

3.3.2.11. Modellierung Strommix

Um die von der Bundesregierung beschlossenen Klimaschutzziele für 2050 zu erreichen und dann nur noch 5 bis 20 % der Klimagase aus 1990 zu emittieren, muss heute schon massiv mit dem Umbau der Energiewirtschaft und der gesamten industriellen Produktion begonnen werden. Es liegen inzwischen Szenarien vor, die beschreiben, welche Maßnahmen nötig sind, um diese Ziele zu erreichen. In den Szenarien für 2030 wird mit den Rahmenbedingungen für die Energiebereitstellung des Jahres 2030 gerechnet, unter der Annahme, dass die Klimaschutzziele gerade so erreicht werden. Das heißt, der betrachtete Strommix ist ein Zwischenstand auf dem Weg zu einer 80 %igen Klimagasreduktion bis 2050. Noch stärker würden sich diese Effekte auswirken, wenn von einem Erreichen des ehrgeizigeren Klimaschutzzieles, einer 95 %igen Klimagasreduktion, ausgegangen oder der Endpunkt im Jahr 2050 abgebildet würde (vgl. Tabelle 21).

Tabelle 21: Einfluss der Veränderungen der Strommixe inklusive Vorketten in Abhängigkeit des Fortschritts bei der Umsetzung der Energiewende

	1990	2012/14	2030		2050	
			KS 80	KS 95	KS 80	KS 95
spez. EF GWP (g CO ₂ -eq/kWh)	731	647	431	264	123	75
Anteile	in %					
- Regenerative Quellen		24	61	93	69	96
- Strom aus Abfall		1,2	0,9	0,7	0,9	0,5
- CO ₂ -eq aus Abfall ohne intensive Anpassung an Energiewende	1	4	7	33	14	69

Die in der Bilanz genutzten spezifischen Emissionsfaktoren (spez. EF) für GWP sind fett gedruckt.

Die Gegenüberstellung der Anteile an der gesamten Stromproduktion und an den daraus resultierenden Treibhausgasemissionen aus der Verbrennung von fossilem Müll zeigt einen überdimensionalen, stark steigenden Beitrag an den Emissionen, bei einem sehr geringen Anteil

an der Produktion. Werden die fossilen Anteile im Input der Müllverbrennung nur moderat reduziert, würde 2050 im Klimaschutzszenario „KS 95“¹⁶ die Verbrennung von Müll mit einem halben Prozent zur Stromproduktion beitragen, aber zu 69 % zu den Emissionen daraus (vgl. Tabelle 21).

Der aktuelle Strommix (Bezugsjahr 2014) wurde auf Grundlage des Strommix nach BMUB (2015) mit ecoinvent-Datenätzen in Umberto modelliert. Dazu wurde der Datensatz „market for electricity, low voltage [DE]“ herangezogen und entsprechend der Zusammensetzung in Tabelle 22 angepasst. In ecoinvent wird für einige Energiequellen weiter differenziert¹⁷. Für die weitere Unterscheidung wurden die jeweiligen Anteile aus ecoinvent übernommen.

Tabelle 22: Nettostromerzeugung 2015 (BMUB 2015)

	TWh	Anteil in %		TWh	Anteil in %
Kernenergie	94	16	Erneuerbare	183	31
Braunkohle	154	26	Wasser	21	4
Steinkohle	111	19	Wind	82	14
Erdgas	32	5	onshore	73	12
Andere	20	3,3	offshore	9	2
Öl	2	0,3	Photovoltaik	34	6
Gichtgas	7	1,2	Biogas	28	5
Kokereigas	2	0,3	Biomasse	17	3
Müll	7	1,3	Geothermie	0	0
Sonstiges*	1	0,2	Pumpspeicher**	5	1

* Da unklar ist, was „Sonstiges“ bedeutet, wurde diese Energiequelle nicht weiter berücksichtigt.

** In ecoinvent wird kein Datensatz für Pumpspeicher bereitgestellt. Aus diesem Grund wurde diese Quelle nicht berücksichtigt.

Für das Jahr 2030 wird der Strommix aus dem Klimaschutzszenario 80 (KS 80) aus Öko-Institut/Fraunhofer ISI (2015) herangezogen und ebenfalls in Umberto modelliert. Etwa dieser Strommix muss 2030 existieren, wenn das Ziel des Energiekonzeptes der Bundesregierung erreicht werden soll. Das Ziel dieses Konzeptes sieht vor, die Treibhausgase in 2050 gegenüber 1990 um 80 % zu reduzieren. Die Zusammensetzung des Strommix in 2030 wird in Tabelle 23 dargestellt. Bei der Bilanzierung des Strommix für 2030 wurde ebenfalls der Datensatz „market for electricity, low voltage [DE]“ herangezogen und entsprechend der Zusammensetzung für 2030 angepasst. Für die weitere Differenzierung der Energiequellen wurden wieder die jeweiligen Anteile aus ecoinvent übernommen. Möglicherweise werden sich diese Anteile in 2030 verschieben. Die aus dieser Abweichung resultierenden Unterschiede zum angesetzten Mix werden allerdings als nicht relevant eingestuft.

¹⁶ KS 95 unterstellt die Umsetzung des 95 %-Reduktionsziels.

¹⁷ So muss beispielsweise bei Strom aus Photovoltaikanlagen (PV) weiter in „photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, multi-Si, panel, mounted“, „photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, single-Si, panel, mounted“ und „photovoltaic, 570kWp open ground installation, multi-Si“ unterschieden werden.

Tabelle 23: Nettostromerzeugung 2030 KS 80 (Öko-Institut/Fraunhofer ISI 2015)

	TWh	Anteil in %		TWh	Anteil in %
Kernenergie	0	0	Erneuerbare	311,9	61
Braunkohle	72	14	Wasser	23,1	4
Steinkohle	43,7	9	Wind	199,0	39
Erdgas	69,9	14	onshore	140,1	27
Sonstige	13,4	3	offshore	58,9	11
Öl	0,4	0,1	Photovoltaik	64,6	13
Gichtgas	5,0	1	Biogas	7,9	2
Kokereigas	1,6	0,3	Biomasse	13,1	3
Müll	5,4	1	Geothermie	nicht angegeben	
Sonstiges*	0,6	0,1	Pumpspeicher**	3	1

* Da unklar ist, was „Sonstiges“ bedeutet, wurde diese Energiequelle nicht weiter berücksichtigt.

** In ecoinvent wird kein Datensatz für Pumpspeicher bereitgestellt. Aus diesem Grund wurde diese Quelle nicht berücksichtigt.

Der Strommix für das Jahr 1990 wurde aus Öko-Institut/lfeu (2005) übernommen und setzt sich wie in Tabelle 24 dargestellt zusammen. Das Vorgehen für die Bilanzierung des Strommix 1990 ist analog zu dem oben beschriebenen für die Jahre 2015 und 2030.

Tabelle 24: Nettostromerzeugung 1990 (Öko-Institut/lfeu 2005)

	Anteil in %
Kernenergie	29,7
Braunkohle	26,2
Steinkohle	23,5
Erdgas	12
Öl	0,7
Sonstiges	1,7
Erneuerbare	6,3
Wasser	4,4
Wind	1,9

4. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Die Ergebnisse der Bilanz des Status Quo werden zunächst auf die gesamte Haushaltsabfälle erweitert und mit der Abfallwirtschaft im Jahre 1990, also vor Einführung des Dualen Systems verglichen (vgl. Kapitel 4.1). Danach wird die Detailanalyse für LVP aus dem Status Quo mit möglichen Entwicklungsszenarien verglichen, die unterschiedliche Weiterentwicklungen des heutigen Systems abbilden (vgl. Kapitel 4.2).

4.1. Status Quo im Vergleich zu der Abfallwirtschaft in 1990

Auf der Basis des Status Quo Szenarios für LVP wird der Ist-Zustand der Entsorgung der Haushaltsabfälle insgesamt ermittelt. Die detaillierte Bilanz für LVP wird unter Nutzung der Abfallbilanzen aus 2013 (Destatis 2015) und mit Hilfe vorliegender Bilanzergebnisse (vgl. insbesondere Öko-Institut/lfeu 2010, Öko-Institut 2014) auf die gesamte Entsorgung der Haushaltsabfälle ausgedehnt. Die Bilanz für das Jahr 1990 basiert insbesondere auf Daten und Ergebnissen von Destatis 1994, Öko-Institut/lfeu 2005 und lfeu 2005, die der vorliegenden Fragestellung angepasst wurden.

4.1.1. Mengen

Zunächst werden die Abfallströme in den Jahren 1990 und 2014 verglichen (Tabelle 25).

Tabelle 25: Abfallströme der gesamten Kreislaufwirtschaft in den Jahren 1990 und 2014

Fraktionen	1.000 Tonnen	
	1990	2014
Gesamt-Abfall	35.362	32.457
Restmüll	30.461	13.118
in MVA	5.574	9.097
Rest auf Inertdeponie	1.254	2.109
Weißblech	121	197
Alu	8	14
auf Deponie	24.887	0
in MBA	0	1.772
in MBS	0	994
in MA	0	1.255
PPK	1.605	5.793*
Glas	1.314	2.000
Bio- und Grünabfälle	1.982	9.056
LVP	0	2.489

* davon sind 16 % Verpackungspapier und 84 % andere Papiere

Es zeigt sich, dass die der Bilanz zugrunde gelegte Gesamtabfallmenge nur um 8 %, die Restmüllmenge aber um 57 % zurückgegangen ist. Restmüll wird heute zu 70 % in Müllverbrennungsanlagen und zu 30 % in Anlagen zur mechanischen und mechanisch-

biologischen Behandlung entsorgt. 1990 wurden noch 70 % der gesamten Abfallmenge ohne Vorbehandlung deponiert. Heute ist dieser Entsorgungsweg gänzlich unterbunden. Deponiert werden nur noch Rückstände aus der MVA oder MBA.

Die Wertstoffmengen, die getrennt erfasst und einer Verwertung zugeführt werden, nahmen dagegen deutlich zu. An trockenen Wertstoffen (PPK, Glas und LVP) wurde eine Steigerung um das 3,5fache, bei Bio- und Grünabfällen um das 4,5fache erreicht. Obwohl die insgesamt in Verkehr gebrachte Menge an Behälterglas zwischen 1990 und 2014 um 35 % sank, konnte die getrennt erfasste Menge im gleichen Zeitraum um 52 % gesteigert werden.

Insgesamt sind die Verpackungsmengen zwischen 1990 und 2014 um 6,2 % angestiegen, bezogen auf die lizenzierten Verpackungsarten um 4,7 %. Neben Glas ist auch bei Verpackungen aus Weißblech ein erheblicher Rückgang um knapp 45 % zu verzeichnen. Zulegen konnten insbesondere Verpackungen aus Kunststoff (100 %), Papier (56 %) und in geringerem Umfang Aluminium (17 %) (GVM 2015). Außerdem ist zu berücksichtigen, dass das Recycling von Pfandeinwegflaschen nicht in den Verpackungsmengen der Dualen Systeme enthalten ist.

4.1.2. Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der gesamten Kreislaufwirtschaft in 1990 und 2014 dargestellt (Abbildung 2). Für das Jahr 2014 wurde das getrennt gesammelte Papier noch einmal in Verpackungspapier und in grafisches Papier unterteilt.

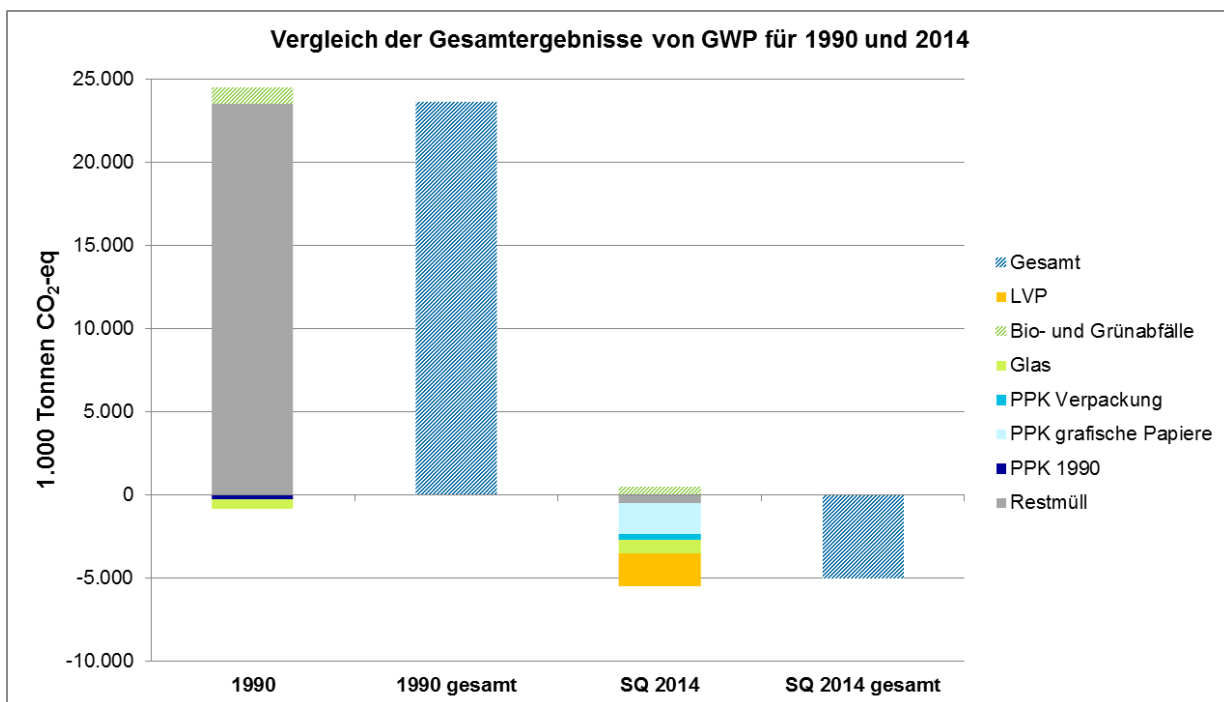


Abbildung 2: Vergleich der Gesamtergebnisse von GWP für 1990 und 2014

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse für GWP aus 1990 und 2014 zeigt die Dominanz der Deponie als Emittent von Deponiegasen, deren Methangehalt für ein hohes spezifisches Treibhausgaspotenzial sorgt.

Während die Behandlung von Restmüll im Jahr 1990 noch zu spezifischen Belastungen von 772 kg CO₂-eq pro Tonne Restmüll führt, ergibt sich im Jahr 2014 eine spezifische Gutschrift

von -41 kg CO₂-eq pro Tonne. Dieser Rückgang ist in erster Linie dem Ende der Deponierung von unbehandeltem Restmüll zuzuschreiben. Die Deponie führt im Jahr 1990 zu rund 23 Mio. Tonnen CO₂-eq, diese Emissionen reduzieren sich durch das Deponieverbot für das Jahr 2014 auf 0. Die Behandlungswege MBA, MBS und MA leisten zwar nur einen kleinen direkten Beitrag zu der Gutschrift, indirekt tragen sie aber durch die vermiedene Deponierung erheblich zu einer Einsparung von CO₂-eq bei. Die Beseitigung des Restmülls in der MVA führt zu einer geringen spezifischen Belastung. Durch die Entsorgung von Restmüll in der MVA wird allerdings ebenfalls die Deponierung von unbehandeltem Restmüll vermieden und damit die Emission von Methan. Da Methan 25-mal mehr zum GWP beiträgt als CO₂, trägt die Beseitigung in der MVA indirekt zu einer Verringerung des GWP bei.

Die spezifischen Belastungen durch die Behandlung von Bio- und Grünabfällen gehen von 482 kg CO₂-eq pro Tonne Bio- und Grünabfall im Jahr 1990 auf 49 kg CO₂-eq pro Tonne in 2014 zurück. Der Grund für diesen Rückgang ist, dass 1990 noch knapp die Hälfte der getrennt gesammelten Bioabfälle deponiert werden. In Summe kann die Behandlung von Bio- und Grünabfällen zwar nicht direkt zu einer Klimaentlastung beitragen¹⁸, durch die Kompostierung und Vergärung wird allerdings die Deponierung und damit die hohen Emissionen von Methan auf der Deponie verhindert. Die Behandlung von Bio- und Grünabfall trägt somit indirekt erheblich zu einer Einsparung von CO₂-eq bei¹⁹.

Insgesamt macht die Deponierung im Jahr 1990 noch 93 % der gesamten Belastungen aus und entfällt im Jahr 2014 komplett.

Relevante direkte Beiträge liefern das Recycling von PPK und LVP. Von 1990 bis 2014 verbessert sich die spezifische Gutschrift von -177 auf -374 kg CO₂-eq pro Tonne PPK. Damit steigert sich der Klimaschutzbeitrag durch das Recycling von PPK um Faktor 7,5. Im Jahr 1990 wurde LVP noch nicht getrennt erfasst und entsprechend nicht recycelt. Somit liefert LVP in 1990 auch keinen Beitrag zum Gesamtergebnis. Im Jahr 2014 führt das Recycling von LVP zu einer spezifischen Gutschrift von -782 kg CO₂-eq pro Tonne LVP.

Das LVP-Recycling führt bei einer Sammelmenge von 2,5 Mio. Tonnen zu einer Entlastung von rund 1,95 Mio. Tonnen CO₂-eq, während die Behandlung des Restmülls mit einer Sammelmenge von 13,1 Mio. Tonnen lediglich zu einer Entlastung von rund 0,54 Mio. Tonnen CO₂-eq führt. Das LVP-Recycling trägt damit bei einem Fünftel der Sammelmenge 3,6-mal mehr zur direkten Entlastung bei als die Entsorgung des Restmülls. Der spezifische Entlastungsbeitrag (spezifische Gutschrift) ist 19-mal so hoch wie bei der Restmüllentsorgung.

Das Recycling der gesamten Verpackungen (LVP, Glas und Verpackungsanteil des PPK) trägt bei einer Sammelmenge von 7,9 Mio. Tonnen zu einer Entlastung von rund 5 Mio. Tonnen CO₂-eq bei. Damit ist der Beitrag an der Entlastung durch Verpackungsrecycling 6-mal höher als der der Restmüllentsorgung, obwohl die Sammelmenge bei Verpackungen nur 43 % der Sammelmenge von Restmüll beträgt.

¹⁸ Lediglich die Vergärung führt zu Gutschriften. Die Kompostierung führt zu geringen spezifischen Belastungen.

¹⁹ Insbesondere, weil die leicht abbaubaren Bio- und Grünabfälle im Restmüll für den größten Teil der Methanemissionen verantwortlich war.

Tabelle 26: Spezifische Emissionsfaktoren der verschiedenen Abfallarten in 1990 und 2014

Abfallarten	kg CO ₂ -eq/t Input in Route	
	1990	SQ 2014
Restmüll	772	-41
PPK	-177	-374
Glas	-425	-425
Bio- und Grünabfälle	482	49
LVP	0	-782
Gesamt	668	-156

Will man den Beitrag des Recyclings der Verpackungen in Relation zu dem CO₂ Verbrauch bei der Herstellung der Verpackungen setzen, muss man sich mit Abschätzungen behelfen, da Bilanzen zur Herstellung von Verpackungen insgesamt bisher nicht verfügbar sind. Insgesamt wurden nach GVM (2015) in 2014 etwa 8 Mio. Tonnen Verpackungen hergestellt, die im Dualen System zu erfassen sind. Nimmt man an, dass der durchschnittliche Emissionsfaktor für die Herstellung aller Verpackungen in etwa dem für Getränkeverpackungen²⁰ entspricht, lässt sich daraus ein Beitrag zur Klimabelastung von 13,6 Mio. Tonnen CO₂-eq für die Herstellung der in Deutschland verbrauchten Verpackungen in 2014 ableiten. Durch das Recycling und die (energetische) Verwertung von 5,6 Mio. Tonnen getrennt erfasster Verpackungsabfälle im Dualen System²¹ (ohne bepfandete Einwegverpackungen) kann somit etwa ein Viertel der Belastung aus der Herstellung ausgeglichen werden.

4.2. Status Quo im Vergleich zu den Entwicklungsszenarien

Die Darstellung der Ergebnisse der vier Wirkungskategorien erfolgt zunächst gegliedert nach den Beiträgen der einzelnen Fraktionen. Für die Wirkungskategorie GWP werden zudem die Ergebnisse für die wichtigsten Verwertungs- und Beseitigungswege dargestellt. Es werden jeweils immer erst die Ergebnisse für das Jahr 2014 und direkt im Anschluss für das Jahr 2030 gezeigt. Die Ergebnisse für die getrennt im Dualen System erfassten Mengen PPK und Glas werden separat dargestellt.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse in diesem Kapitel muss beachtet werden, dass die hier bilanzierten MVAn („MVA Wertstoffgemisch“ und „MVA nerf StNVP“²²) keine Restmüll-MVAn sind, wie im historischen Vergleich in Kapitel 4.1. Im historischen Vergleich wurde das gesamte System „Haushaltsabfälle“ betrachtet. Für die Bilanzierung der in den folgenden Kapiteln dargestellten Ergebnisse, wurden die Systemgrenzen und entsprechend die funktionelle Einheit jedoch verändert (vgl. Kapitel 2.2.2). Das nun betrachtete System umfasst nicht mehr die gesamten Haushaltsabfälle, sondern nur noch post-consumer Verpackungsabfälle und stoffgleiche Nichtverpackungen (StNVP). In den in den folgenden Szenarien dargestellten MVAn wird nun kein Restmüll mehr verbrannt, sondern die nicht vom Dualen System erfassten Verpackungsabfälle

²⁰ In (Öko-Institut/iöw 2009) wurden für die Materialbereitstellung zur Herstellung von 2,1 Mio. Tonnen Getränkeverpackungen im Jahr 2007 Treibhausgasemissionen in der Höhe von 3 Mio. Tonnen CO₂-eq bilanziert. Setzt man für die Herstellung der Verpackung selbst einen Aufschlag von 20 % an, ist der durchschnittliche spezifische Emissionsfaktor 1,7 Tonnen CO₂-eq je Tonne Getränkeverpackung.

²¹ inklusive der Sortierreste

²² Es handelt sich dabei immer um die gleiche durchschnittliche MVA in Deutschland, in der unterschiedliche Teilfraktionen bilanziert werden. Die Bezeichnungen stellen lediglich eine Vereinfachung in der Beschreibung dar.

bzw. StNVP. Die maximal mögliche Menge, die vom Dualen System erfasst werden kann, ist durch die Sammelmenge in Szenario 3 festgelegt²³. In den anderen Szenarien werden weniger Wertstoffe vom Dualen System erfasst. Aus Symmetriegründen muss die nicht vom Dualen System erfasste Menge an Verpackungsabfällen mitbetrachtet werden. Die Menge der nichterfassten Verpackungsabfälle und StNVP wird über den Restmüll erfasst. Vereinfachend wird angenommen, dass diese Fraktion in einer MVA entsorgt wird. Im SQ und Sz 1 werden StNVP noch nicht gezielt erfasst. Diese werden in der „MVA nerf StNVP“ entsorgt. Zudem wird nicht das maximal mögliche Sammelpotenzial ausgeschöpft. Dieses nicht erfasste Wertstoffgemisch wird in der „MVA Wertstoffgemisch“ verbrannt. Im Sz 2 werden StNVP erfasst, jedoch noch nicht das ganze Sammelpotenzial erreicht. Somit müssen die nicht erfassten Wertstoffe auch im Sz 2 in der „MVA Wertstoffgemisch“ entsorgt werden. Eine ausführlichere Beschreibung sowie die verschiedenen Abfallströme finden sich in Kapitel 3.1.5.

Treibhausgaspotenzial (GWP)

Für die Wirkungskategorie GWP weisen alle bilanzierten Szenarien insgesamt deutliche Treibhausgasentlastungen auf. Die Ergebnisse von Sz 1 bleiben gegenüber dem SQ nahezu unverändert, obwohl in Sz 1 der Anteil der stofflichen Verwertung erhöht und der Anteil der energetischen Verwertung im Zementwerk reduziert wurde. Dies liegt daran, dass für die energetische Verwertung von EBS im Zementwerk derzeit üblicherweise der Ersatz der primären Brennstoffe, insbesondere Stein- und Braunkohle, gutgeschrieben wird. Zukünftig muss berücksichtigt werden, dass in Zementwerken und anderen Anlagen zur Abfallmitverbrennung mehr und mehr auch sekundäre Brennstoffe ersetzt werden. Dieser Aspekt wird in Kapitel 5.1 näher beleuchtet.

Im SQ und in Sz 1 liegen die Entlastungen bereits bei rund 1,2 Mio. Tonnen CO₂-eq pro Jahr. Im Sz 2 verbessert sich das Gesamtergebnis gegenüber dem SQ bzw. dem Sz 1 um 75 % auf rund 2 Mio. Tonnen. Die optimierte Wertstoffeffassung in Sz 3 führt insgesamt zu einer Entlastung von rund 3,3 Mio. Tonnen CO₂-eq. Das ist gegenüber Sz 2 eine Steigerung von 59 % (etwa 1,2 Mio. Tonnen CO₂-eq pro Jahr). Gegenüber dem SQ bzw. Sz 1 führt Sz 3 sogar zu einer Steigerung von 178 % (2,1 Mio. Tonnen CO₂-eq).

Weiter ist zu beachten, dass durch die Systemerweiterung die nicht-erfassten Verpackungsabfälle im SQ und den Sz 1 und 2 in der MVA verbrannt werden. Auf Grund des hohen Kunststoffanteils in der Zusammensetzung dieser Abfälle, führt die Beseitigung in der MVA zu deutlichen Belastungen (vgl. auch Abbildung 3). Diese Belastung durch die MVA verschlechtert das Nettoergebnis des Gesamtsystems. In Tabelle 27 sind zum einen die Ergebnisse für das Gesamtsystem „alle erfassten Verpackungsabfälle und StNVP“ sowie für die Teilsysteme „über das Duale System erfasste Verpackungsabfälle und StNVP“ und „über den Restmüll erfasste Verpackungsabfälle und StNVP“ dargestellt. Es wird deutlich, dass ohne die Belastung durch die MVA die Recyclingleistung des Dualen Systems noch deutlich höher liegt.

²³ Die Abschätzung dieser „maximal möglichen Menge“ wird in Kapitel 3.1.4 näher beschrieben.

Tabelle 27: Übersicht Mengen, GWP und spez. EF für das Gesamtsystem „erfasste Verpackungsabfälle und StNVP“ sowie das Teilsystem „durch das Duale System erfasste Verpackungsabfälle und StNVP“

	Gesamtsystem			ohne MVA (nur Duales System)			nur MVA		
	Menge (t)	1000 t CO ₂ -eq	kg CO ₂ -eq/t	Menge (t)	1000 t CO ₂ -eq	kg CO ₂ -eq/t	Menge (t)	1000 t CO ₂ -eq	CO ₂ -eq/t
SQ	4.000.000	-1.187	-297	2.489.222	-1.948	-783	1.510.778	761	504
Sz 1	4.000.000	-1.248	-312	2.489.222	-2.008	-807	1.510.778	761	504
Sz 2	4.000.000	-2.071	-518	3.056.222	-2.524	-826	943.778	453	480
SZ 3	4.000.000	-3.304	-826	4.000.000	-3.304	-826	0	0	-

4.2.1.1. GWP nach Fraktionen

In Abbildung 3 werden die Gesamtergebnisse aufgeschlüsselt nach den Beiträgen der verschiedenen Fraktionen für das Jahr 2014 dargestellt. Bei den Ergebnissen der einzelnen Wertstofffraktionen handelt es sich dabei um die Nettoergebnisse, das heißt die Aufwendungen für Transporte und Aufbereitung wie auch die Gutschriften sind bereits verrechnet. Zudem wurden die Aufwendungen und Gutschriften der Verwertung und Beseitigung der Aufbereitungsreste auf die entsprechenden Fraktionen allokiert. In Anhang 11 sind die Netto-Gesamtergebnisse der einzelnen Fraktionen sowie die spezifischen Emissionsfaktoren nochmals tabellarisch aufgeführt.

Alle Einzelfraktionen, die im System erfasst und verwertet werden, weisen Nettoentlastungen auf. Im SQ und den Szenarien 1 und 2 führen die gegenüber Sz 3 nicht erfassten Wertstoffgemische sowie im SQ und Sz 1 zusätzlich die dort gegenüber Sz 2 ebenfalls nicht erfassten StNVP zu Belastungen. Mit insgesamt 0,76 Mio. Tonnen CO₂-eq führt die Beseitigung der nicht-erfassten StNVP und des Wertstoffgemisches im SQ und Szenario 1 zu den mit Abstand größten Belastungen. Im Szenario 2 macht die Beseitigung des Wertstoffgemisches in der MVA mit 0,45 Mio. Tonnen weiterhin die größte Belastung aus.

Zudem führt in allen Szenarien die Sammlung inklusive des Transports zur Sortieranlage, sowie die Sortierung selbst zu Belastungen, da diese Aufwendungen nicht auf die Wertstofffraktionen aufgeteilt wurden. Gegenüber dem SQ und Sz 1 mit einer Belastung von 0,14 Mio. Tonnen CO₂-eq für Sammlung und Sortierung steigt dieser Aufwand auf 0,17 Mio. Tonnen CO₂-eq in Sz 2 bzw. 0,22 Mio. Tonnen CO₂-eq in Sz 3 an. Die spezifischen Emissionsfaktoren sind mit 23 kg CO₂-eq je Tonne für die Sammlung und 32 kg CO₂-eq je Tonne für die Sortierung für alle Szenarien gleich angesetzt.

Die größten Nettoentlastungen im SQ bringt mit 0,55 Mio. Tonnen CO₂-eq die energetische Verwertung des EBS aus Mischkunststoff im Zementwerk, gefolgt vom Recycling von Metallen (Weißblech 0,35 Mio. Tonnen CO₂-eq und Aluminium 0,20 Mio. Tonnen CO₂-eq) sowie von Polyolefinen (0,15 Mio. Tonnen CO₂-eq) und die Verwertung der Sortierreste (0,30 Mio. Tonnen CO₂-eq). Ab Szenario 1 führt die bessere Sortiertechnik zu einer erhöhten PET-Ausbeute. Dadurch erhöht sich der Beitrag der Nettoentlastung der PET-Fraktion mit 0,27 Mio. Tonnen CO₂-eq gegenüber dem SQ deutlich. Im SQ lag der Beitrag des PET bei nur 0,09 Mio. Tonnen CO₂-eq.

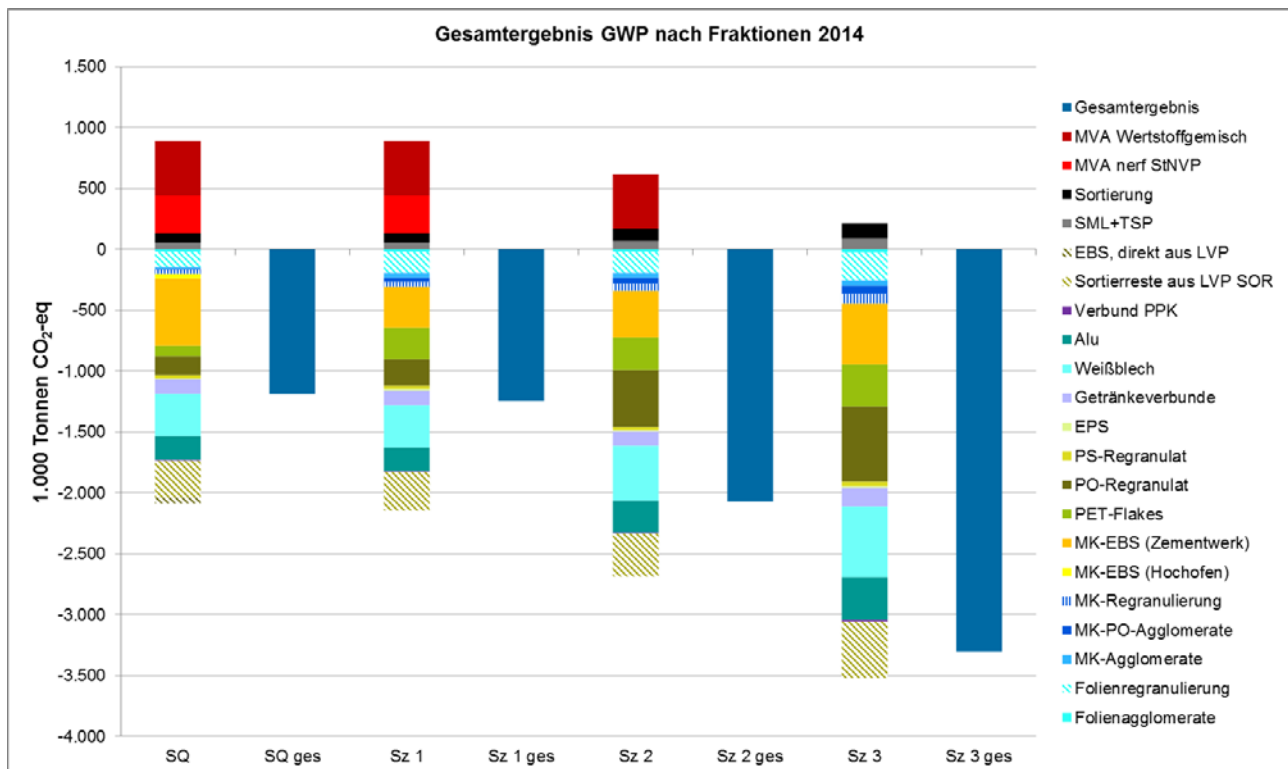


Abbildung 3: Gesamtergebnis GWP nach Fraktionen 2014

Die höchsten spezifischen Gutschriften für das System bringt mit 9.321 kg CO₂-eq je Tonne das Recycling von EPS. Wegen der sehr geringen Verwertungsmengen von 1.000 Tonnen im Status Quo und in den Szenarien 1 und 2, die in Szenario 3 auf 1.309 Tonnen ansteigen, bleibt der Beitrag zur Treibhausgasreduktion insgesamt mit 0,009 Mio. Tonnen CO₂-eq im SQ bzw. 0,012 Mio. Tonnen CO₂-eq in Sz 3 trotzdem gering. Nur unwesentlich höher ist mit 0,026 Mio. Tonnen CO₂-eq der Beitrag der PS Fraktion, von der 9.000 Tonnen bzw. in Sz 3 11.779 Tonnen zu Regranulaten aufbereitet werden. Der spezifische Beitrag von PS liegt mit 2.859 kg CO₂-eq je Tonne an dritter Stelle. Der spezifische Beitrag der Aluminiumfraktion ist mit 3.137 kg CO₂-eq je Tonne nur geringfügig höher, obwohl die Gutschrift für ersetztes Primäraluminium mit 15.488 kg CO₂-eq je Tonne Sekundäralu um Faktor 4,3 höher ist als für den Ersatz von Polystyrol mit 3.562 kg CO₂-eq je Tonne PS-Regranulat (vgl. Anhang 13). Dies liegt daran, dass der Aluminiumgehalt in der Fraktion „Aluminiumverpackungen“ mit 44 % sehr gering ist und demzufolge die Ausbeute an Sekundäralu aus dieser Fraktion gering ist (vgl. Anhang 5 und Anhang 12).

In Abbildung 4 werden die Gesamtergebnisse aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Fraktionen für das Jahr 2030 dargestellt. Durch die fortgeschrittene Dekarbonisierung des Strommix bis 2030 erhöhen sich die Netto-Entlastungen der Fraktionen, für deren Aufbereitung Strom bereitgestellt werden muss. Die Gutschriften für den bereitgestellten Strom aus der energetischen Nutzung von Abfällen und EBS gehen dagegen zurück. Da sich diese Effekte nahezu gegenseitig aufwiegen, bleiben die Endergebnisse des SQ und dem Sz 1 fast gleich, während in den Szenarien Sz 2 und Sz 3 geringe Steigerungen der Entlastungsbeiträge zwischen 7 und 11 % erreicht werden. Die Belastung durch die MVA nimmt etwa um 17 % zu. Der Beitrag der Strombereitstellung nimmt zwar um 33 % ab, aber Wärme wurde aufgrund der unsicheren Datenlage für 2030 nicht angepasst. Zudem nimmt die Gutschrift für das Metallrecycling, auch für die Metalle aus den MVA-Aschen um 7 bis 8 % zu. Der Entlastungsbeitrag des Kunststoffrecyclings nimmt im Mittel um 15 %

zu. Für Kunststofffolien, die spezifisch einen höheren Aufbereitungsaufwand erfordern, liegt die Steigerung der CO₂-Gutschrift bei 31 % (vgl. hierzu auch Anhang 11).

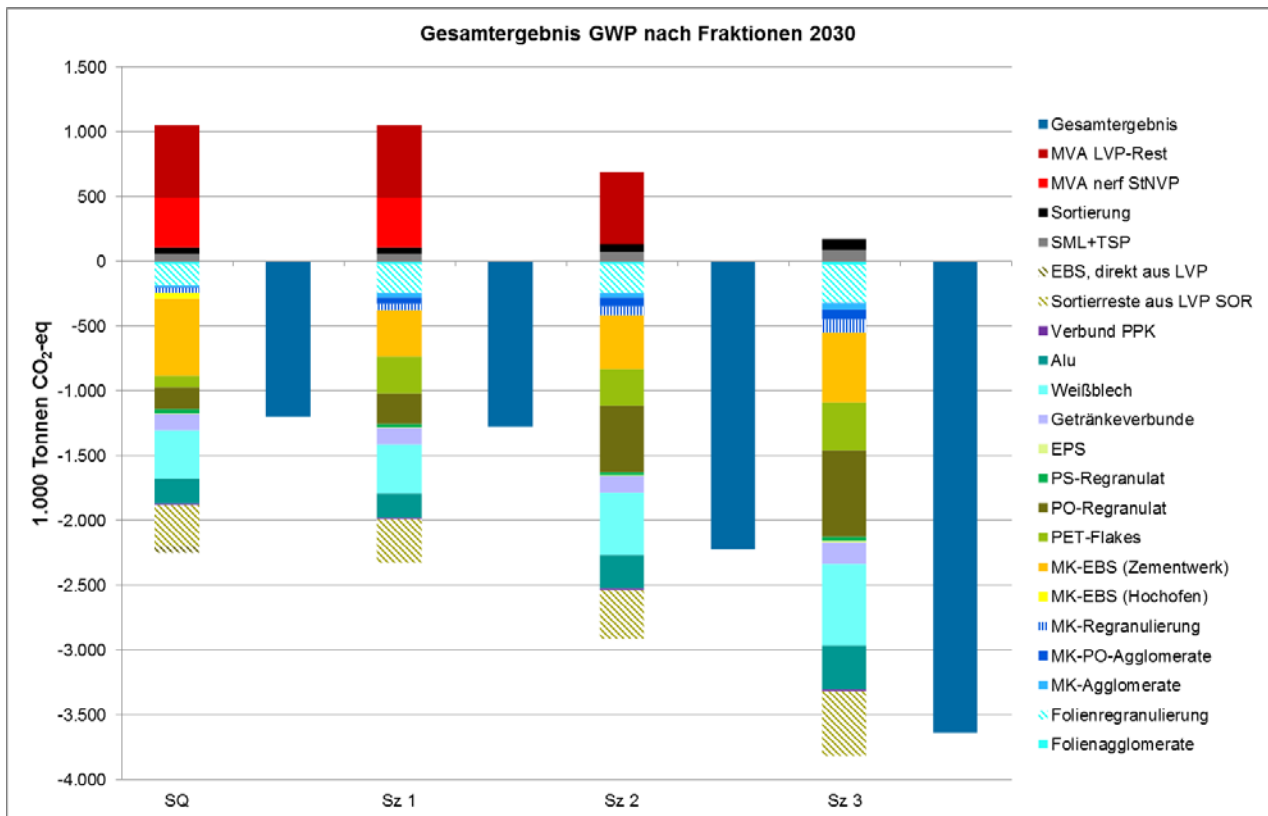


Abbildung 4: Gesamtergebnis GWP nach Fraktionen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030

In Abbildung 5 werden die GWP-Ergebnisse für die im Dualen System getrennt erfassten Mengen PPK und Glas gezeigt. Beide Fraktionen führen im Gesamtergebnis zu einer Nettoentlastung, wobei die Entlastungen durch die stoffliche Verwertung von Glas etwa doppelt so hoch sind als von PPK. Während die geänderten Rahmenbedingungen in 2030 einen kleinen Einfluss auf das Gesamtergebnis von PPK haben, bleibt das von Glas davon unberührt.

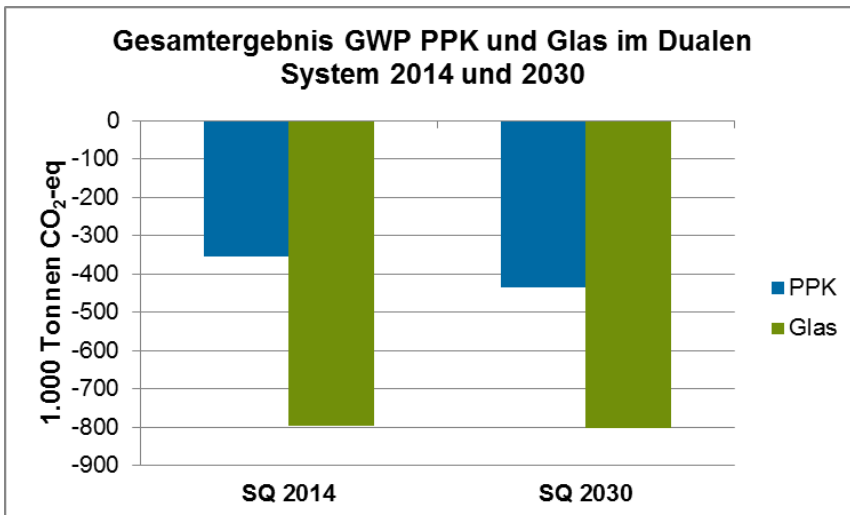


Abbildung 5: Gesamtergebnis GWP von getrennt gesammelten, im Dualen System erfassten PPK und Glas für 2014 und 2030

4.2.1.2. GWP nach Verwertungswegen

Abbildung 6 zeigt die Gesamtergebnisse aufgeschlüsselt nach Verwertungswegen für das Jahr 2014, in Abbildung 7 sind sie für das Jahr 2030 dargestellt. Die Nettoergebnisse der verschiedenen Verwertungswege setzten sich immer aus den Prozessen Transport, Aufbereitung, Zementwerk (indirekt) und MVA (indirekt) sowie den entsprechenden Gutschriften zusammen. Zementwerk (indirekt) und MVA (indirekt) sind die Ströme, die aus den Aufbereitungswegen der Kunststoffe sowie dem Weißblech und PPK aus LVP als Aufbereitungsreste ausgeschleust werden und im Zementwerk bzw. zu geringen Teilen in der MVA weiterverwertet werden.

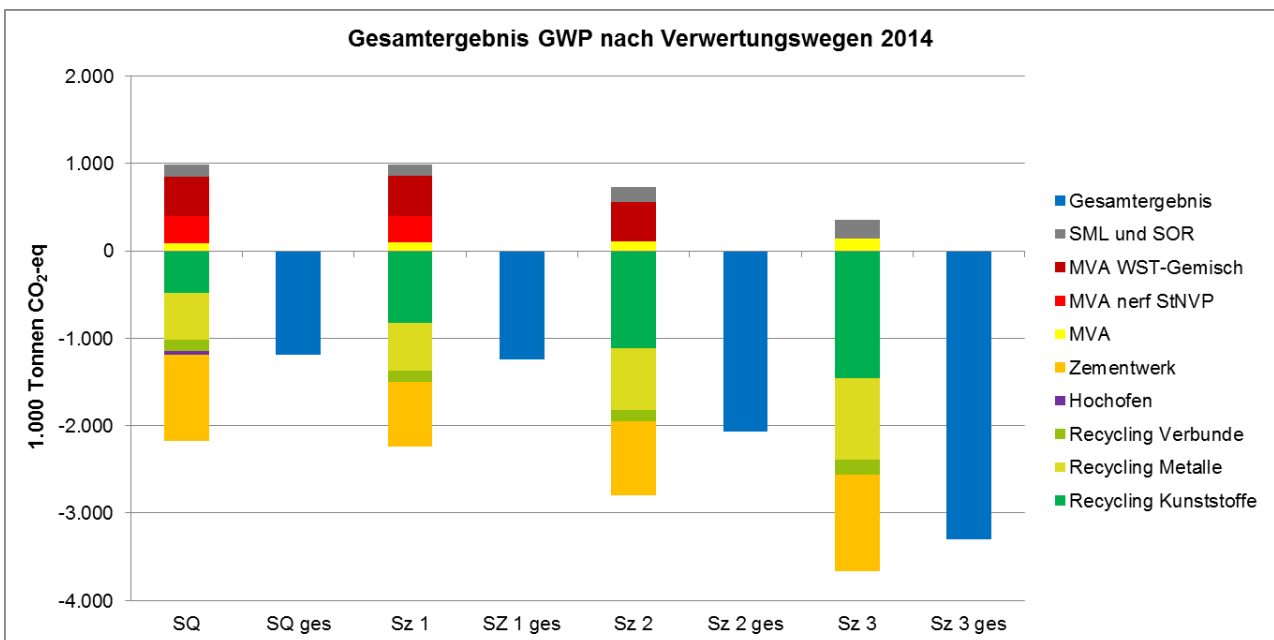


Abbildung 6: Gesamtergebnisse GWP nach Verwertungswegen in 2014

Sowohl in 2014 als auch in 2030 dominiert im Sz SQ sowie den Szenarien 1 bis 3 der Beitrag des Recyclings an den Nettogutschriften: Im Sz SQ mit 53 %, im Sz 1 mit 67 % und in den Szenarien 2 und 3 mit je 70 %. Der Beitrag der stofflichen Verwertung wird im SQ dabei noch zu 47 % durch

das Metallrecycling dominiert, während in den Szenarien 1 bis 3 dagegen mit 55 % bis 57 % das Kunststoffrecycling den größten Entlastungs-Beitrag zur stofflichen Verwertung liefert. Der Beitrag der Verbunde an den Gesamtgutschriften liegt im SQ noch bei 11 % und nimmt bis zu Sz 3 kontinuierlich auf 7 % ab.

Der Beitrag des Zementwerks zur Gesamtgutschrift nimmt vom SQ von 45 % auf 30 % im Szenario 3 ab, während der Beitrag des Kunststoffrecyclings von 22 % im SQ auf 40 % im Szenario 3 zunimmt. Der Anteil der Metalle bleibt mit 25 % nahezu identisch.

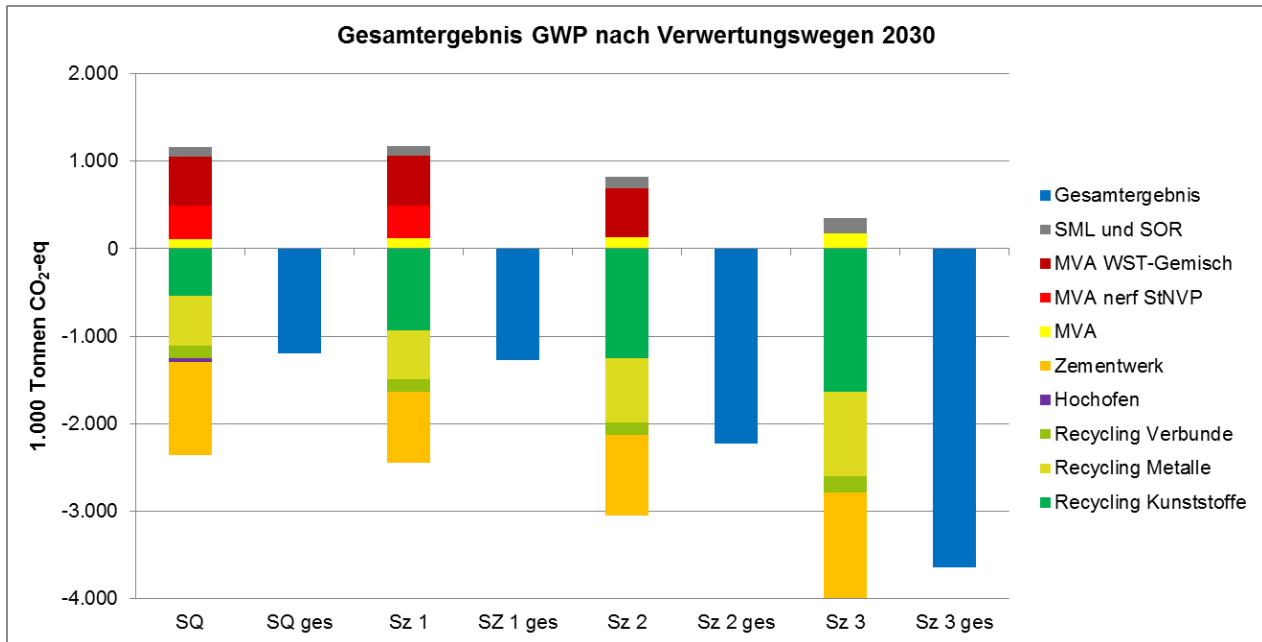


Abbildung 7: Gesamtergebnis GWP nach Verwertungswegen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030

4.2.2. Versauerungspotenzial (AP)

Für die Wirkungskategorie AP weisen alle bilanzierten Szenarien insgesamt deutliche Entlastungen auf. Im SQ und im Sz 1 liegen die Entlastungen bereits bei rund 12.000 Tonnen SO₂-eq pro Jahr. Im Sz 2 verbessert sich das Gesamtergebnis gegenüber dem SQ um 5 % auf rund 12.300 Tonnen. Die optimierte Wertstoffeffassung in Sz 3 führt nochmals zu einer Steigerung von 6 % oder etwa 740 Tonnen SO₂-eq pro Jahr gegenüber Sz 2 bzw. insgesamt von 11 % oder 1.300 Tonnen SO₂-eq je Jahr gegenüber Sz 1 bzw. SQ.

Beim stofflichen Recycling dominieren bei der Betrachtung der Einzelbeiträge die Metalle Weißblech und Alu. Die Aufnahme der StNVP in das Duale System und der Ersatz des rohstofflichen Recyclings in Sz 2 führen zu einer geringen Steigerung der Entlastungsbeiträge bei der Versauerung. Anders als bei den Klimagasen, tragen bei der Versauerung auch die Verbrennung der nichterfassten StNVP in der MVA zu Nettoentlastungen bei. Dies liegt daran, dass die MVA gegenüber dem Strommix geringere Emissionen an Versauerungsgasen aufweist. Die im Vergleich zur durchschnittlichen Strombereitstellung geringeren Energiewirkungsgrade werden dadurch überkompensiert. Auch die Verwertung von Kunststoffen im Hochofen trägt bei SQ wesentlich zur Entlastung bei. Dagegen werden für die Verwertung im Zementwerk keine Vorteile in der Bilanz eingestellt. Die NO_x-Emissionen werden durch den Stickstoff in der Verbrennungsluft, die SO₂-Emissionen durch den Schwefelgehalt der Zementrohstoffe dominiert, so dass hier keine relevanten Gutschriften vergeben werden können.

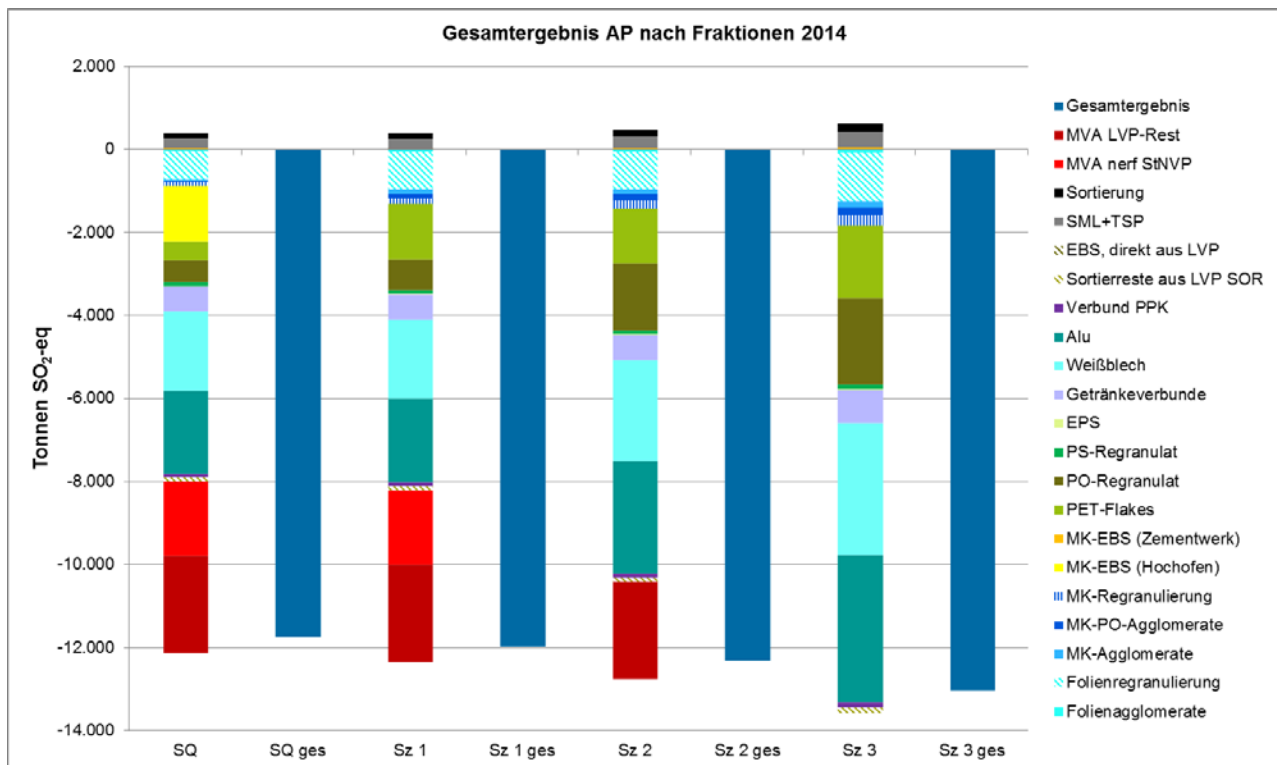


Abbildung 8: Gesamtergebnis AP nach Fraktionen 2014

Die Veränderung des Strommix in 2030 gegenüber 2014 führt für die Wirkungskategorie AP nur zu geringfügigen Verbesserungen der Netto-Ergebnisse in allen Szenarien.

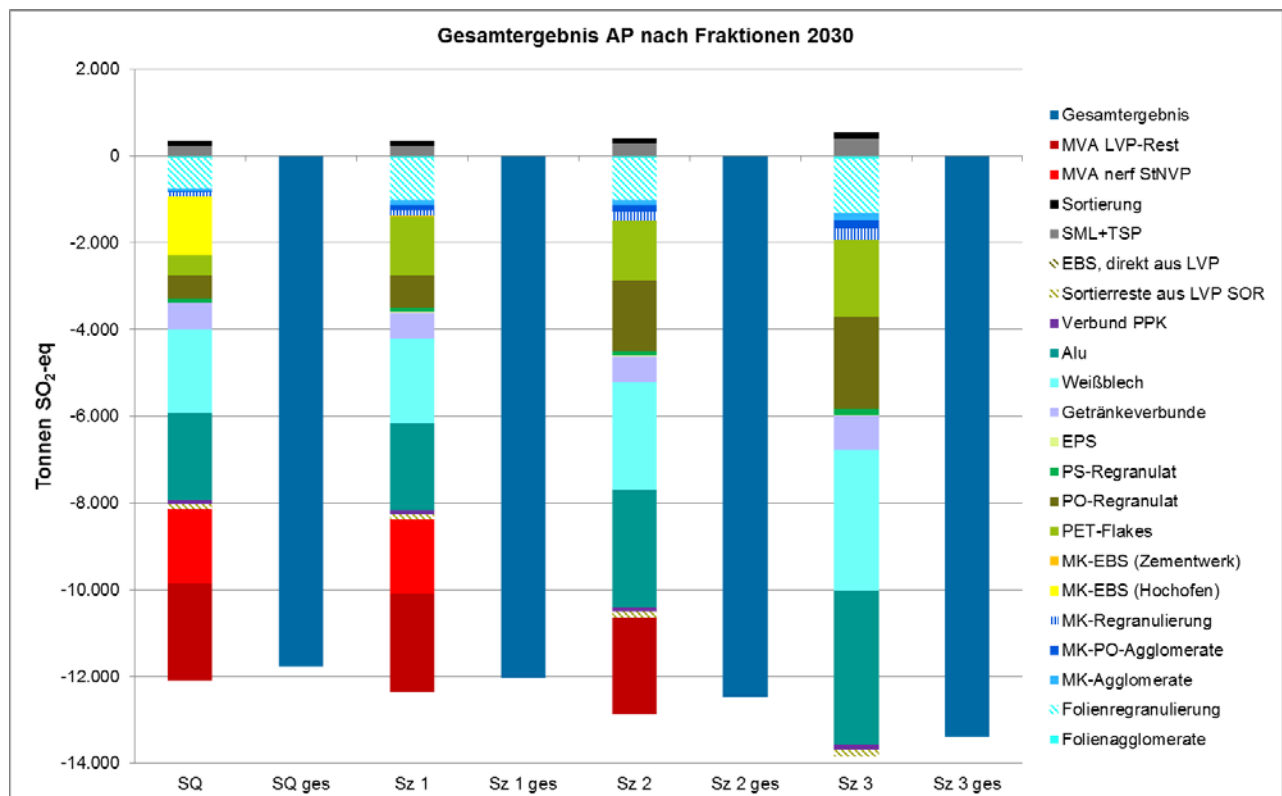


Abbildung 9: Gesamtergebnis AP nach Fraktionen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030

In Abbildung 10 werden die AP-Ergebnisse für die im Dualen System getrennt erfassten Mengen PPK und Glas gezeigt. Beide Fraktionen führen im Gesamtergebnis zu einer Nettoentlastung, wobei die Entlastungen durch die stoffliche Verwertung von PPK etwa ein Viertel größer ist, als von Glas. Während die geänderten Rahmenbedingungen in 2030 einen geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis von PPK haben, bleibt das von Glas davon unberührt.

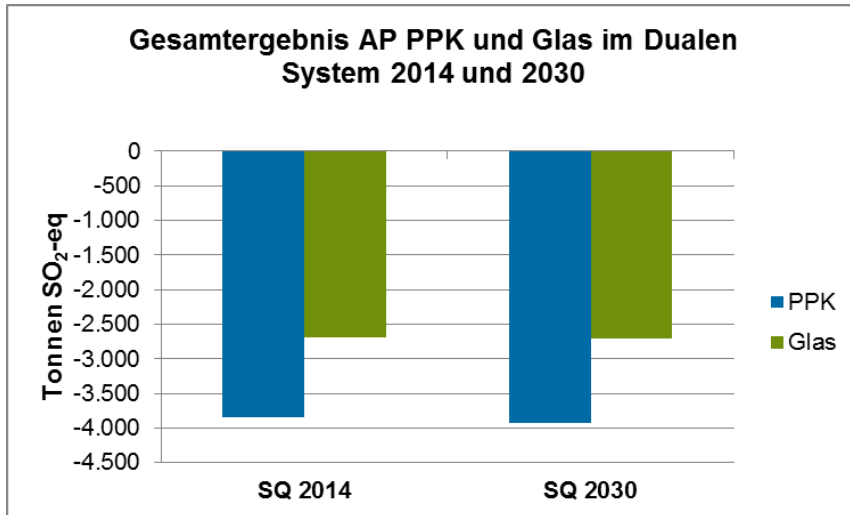


Abbildung 10: Gesamtergebnis GWP von getrennt gesammelten, im Dualen System erfassten PPK und Glas für 2014 und 2030

4.2.3. Eutrophierungspotenzial (EP)

Bei der terrestrischen Eutrophierung liegt aufgrund der Gutschriften aus der Verbrennung der Mischkunststoffe im Zementwerk der SQ die Gesamtentlastung vor Sz 1. Sz 2 weist in etwa den gleichen Beitrag auf wie der SQ. Durch die gesteigerten Mengen erfasster Wertstoffe im Dualen System kann der Entlastungsbeitrag im Sz 3 um 17 % gesteigert werden. Die größten Nettoentlastungen bringen die energetische Verwertung des EBS aus Mischkunststoff im Zementwerk, das Recycling von Weißblech und die Beseitigung der im SQ und den Szenarien 1 und 2 nicht erfassten Wertstoffe in der MVA. Die Gutschrift für die Nutzung im Zementwerk stammt ausschließlich aus der Vorkette der ersetzten Primärbrennstoffe, also den Emissionen bei der Gewinnung, Aufbereitung und beim Transport, da bezüglich der hier relevanten Parameter keine relevanten Unterschiede im Emissionsverhalten bei der Verbrennung in die Bilanz eingehen. Der direkte Vergleich zwischen den Szenarien Sz 1, Sz 2 und Sz 3 zeigt, dass die Sortierung und Verwertung der StNVP gegenüber deren Verbrennung in der MVA Vorteile aufweist.

Auch bezüglich der Ergebnisse zur terrestrischen Eutrophierung ist ein Blick auf die Bewertung der energetischen Verwertung im Zementwerk von Bedeutung (vgl. Kapitel 5.1).

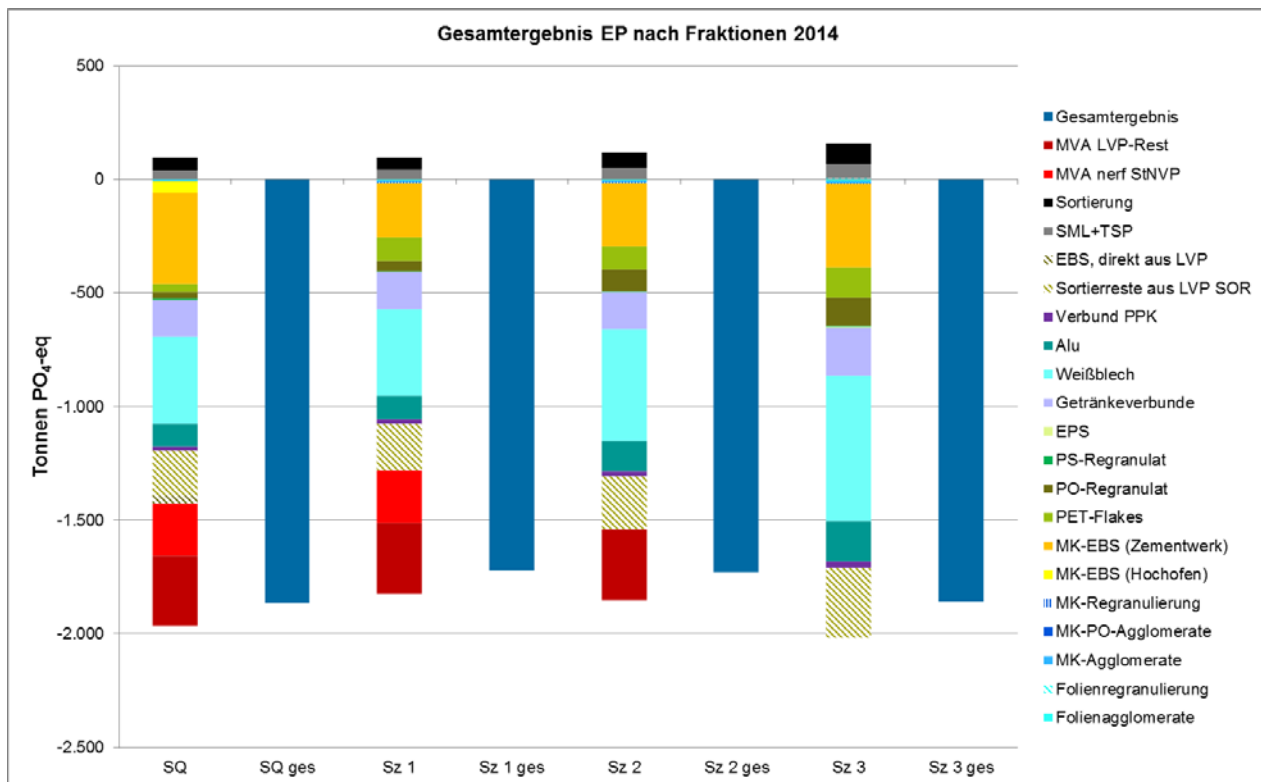


Abbildung 11: Gesamtergebnis EP nach Fraktionen 2014

Die Gesamtergebnisse des SQ und der Szenarien verbessern sich durch die veränderten Rahmenbedingungen in 2030 etwas. Die Verhältnisse bleiben jedoch in etwa gleich.

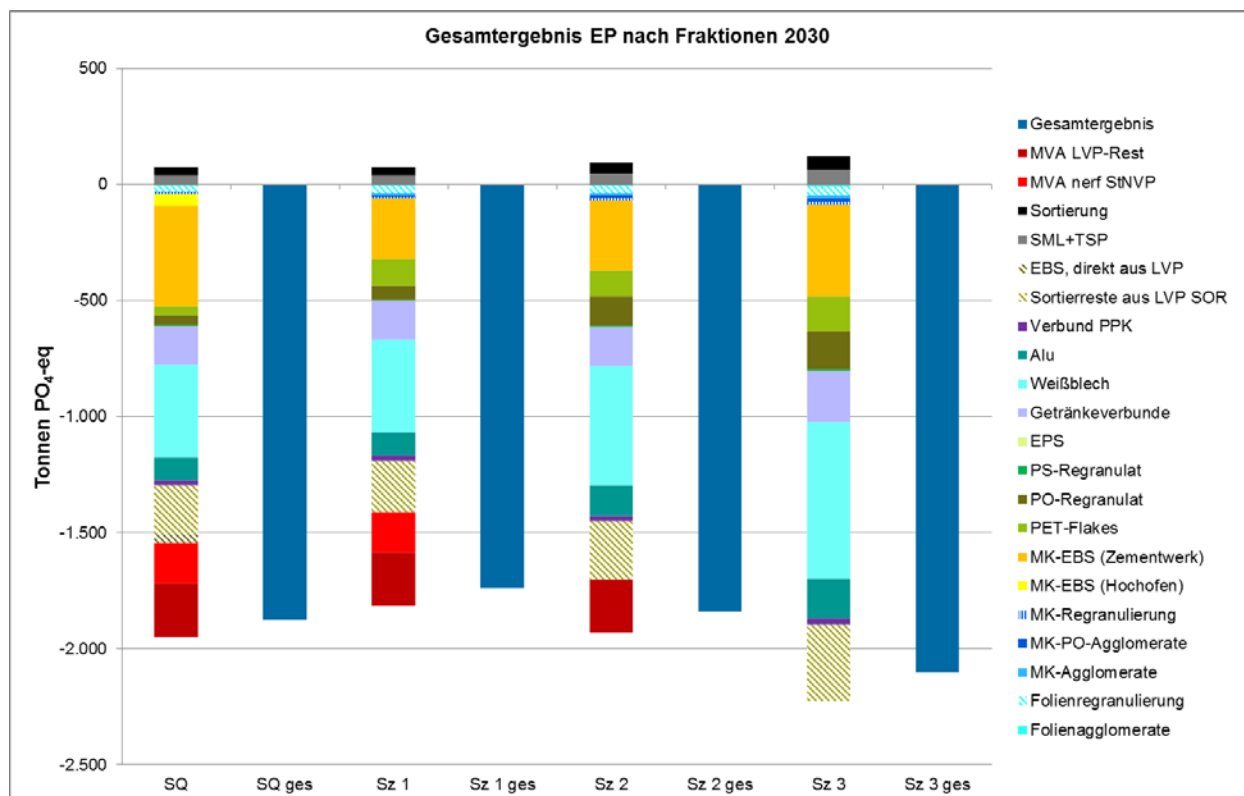


Abbildung 12: Gesamtergebnis AP nach Fraktionen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030

In Abbildung 13 werden die EP-Ergebnisse für die im Dualen System getrennt erfassten Mengen PPK und Glas gezeigt. Beide Fraktionen führen im Gesamtergebnis zu einer Nettoentlastung, wobei die Entlastungen durch die stoffliche Verwertung von PPK etwa doppelt so hoch sind als von Glas. Für beide Fraktionen haben die geänderten Rahmenbedingungen in 2030 einen geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis.

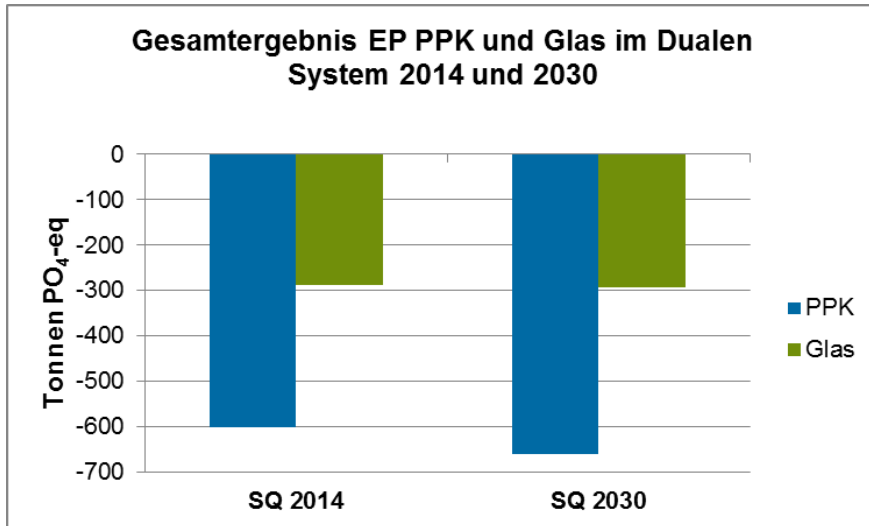


Abbildung 13: Gesamtergebnis EP von getrennt gesammelten, im Dualen System erfassten PPK und Glas für 2014 und 2030

4.2.4. Primärenergiebedarf (KEA)

Es zeigen sich grob ähnliche Ergebnisse wie bei der Umweltwirkungskategorie GWP, mit der Ausnahme, dass die Verbrennung der nicht erfassten StNVP in der MVA in den Szenarien Sz SQ bis Sz 2 jetzt auch zu Gutschriften führen. Die größten Nettoentlastungen bringen die energetische Verwertung des EBS aus Mischkunststoff im Zementwerk, das Recycling von Polyolefinen und Beseitigung der nicht-erfassten Wertstoffe im SQ und Sz 1 und 2. Auch die Steigerung des Kunststoffrecyclings auf Kosten der Nutzung im Zementwerk führt hier schon in Sz 1 zu einer Steigerung des Entlastungsbeitrags von 9 % gegenüber Sz SQ, weil beim Recycling nicht nur der Brennwert der Kunststoffe, sondern auch ein Großteil des Produktionsaufwands eingespart wird.

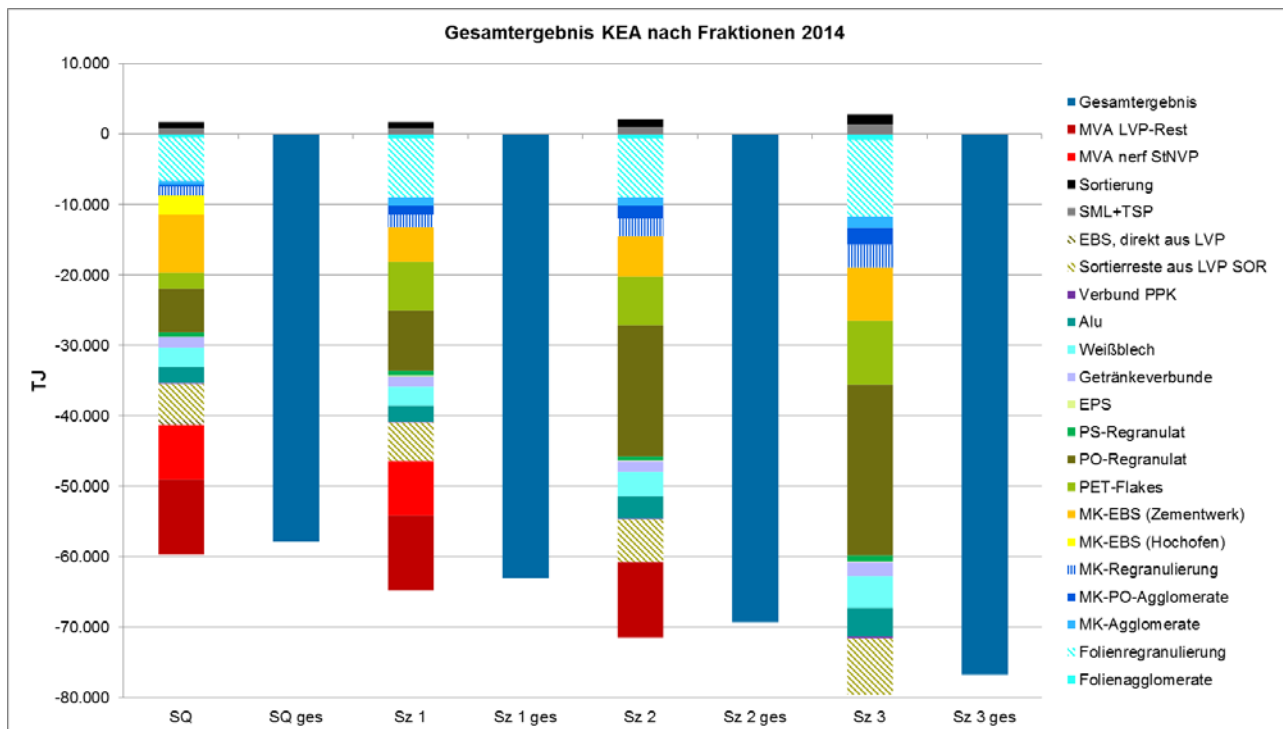


Abbildung 14: Gesamtergebnis KEA nach Fraktionen 2014

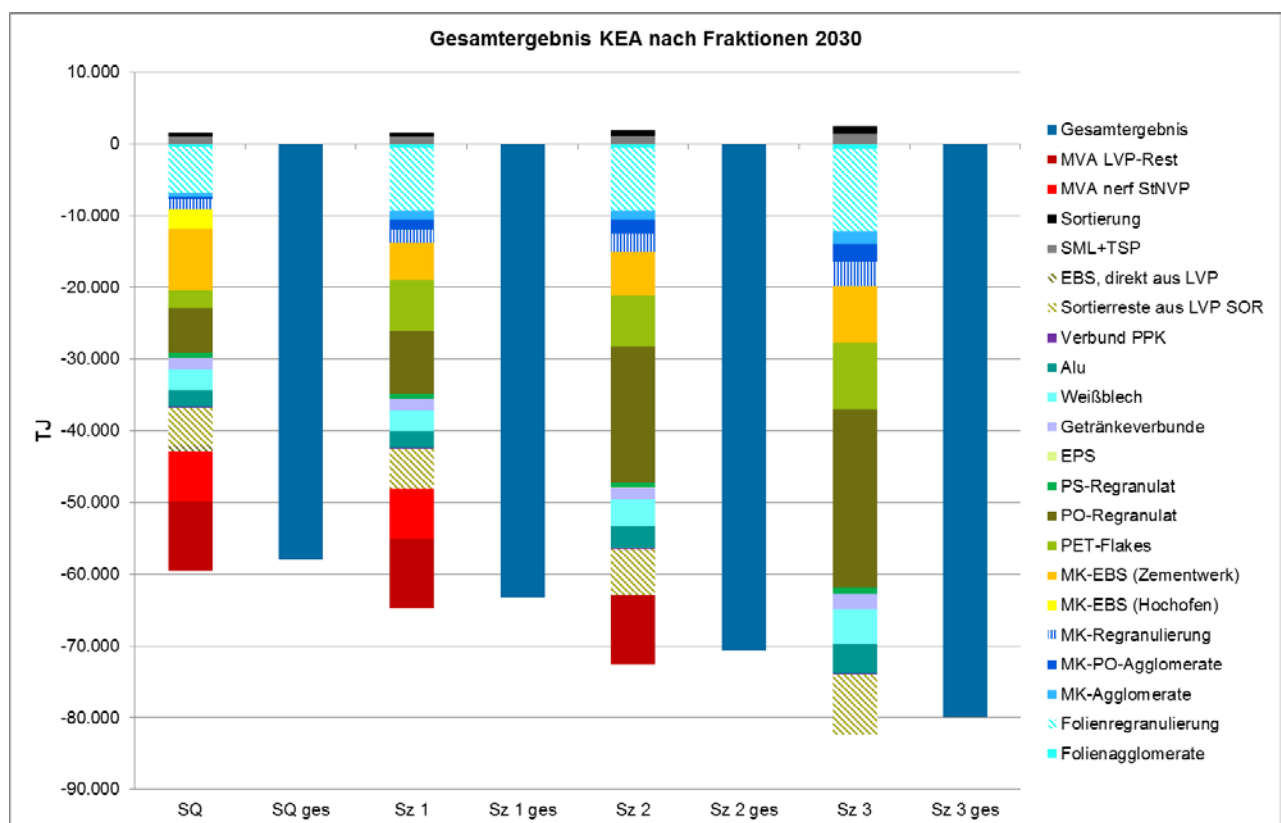


Abbildung 15: Gesamtergebnis KEA nach Fraktionen unter geänderten Rahmenbedingungen in 2030

In Abbildung 16 werden die EP-Ergebnisse für die im Dualen System getrennt erfassten Mengen PPK und Glas gezeigt. Beide Fraktionen führen im Gesamtergebnis zu einer Nettoentlastung,

wobei die Entlastungen durch die stoffliche Verwertung von Glas deutlich höher ist als von PPK. Für beide Fraktionen haben die geänderten Rahmenbedingungen in 2030 einen geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis.

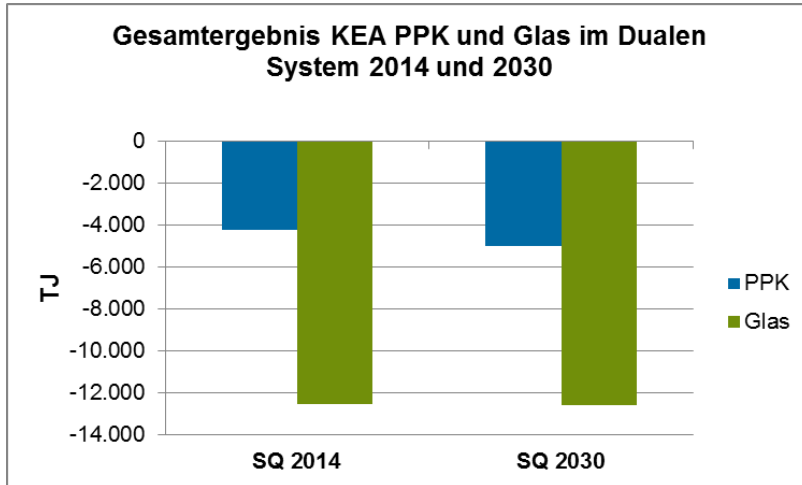


Abbildung 16: Gesamtergebnis KEA von getrennt gesammelten, im Dualen System erfassten PPK und Glas für 2014 und 2030

5. Sensitivitätsprüfung

Um die Robustheit der Bilanzergebnisse zu prüfen, werden die wichtigsten Einflussparameter in einer Sensitivitätsanalyse am Beispiel der Wirkungskategorie GWP für den SQ und bei Bedarf auch in den Entwicklungsszenarien variiert. Bereits die doppelte Bilanz aller Szenarien für die energetischen Rahmenbedingungen in den Jahren 2014 und 2030 stellt letztendlich eine Sensitivitätsanalyse dar, in der der Einfluss geringerer Gut- und Lastschriften für Strom und Wärme im Rahmen der Energiewende geprüft wurde.

Besonders die Verwertung von EBS im Zementwerk wirkt sich, aufgrund der hohen Input-Mengen und der hohen spezifischen Gutschrift durch den effizienten Ersatz der Primärbrennstoffe, die ausschließlich fossil sind, erheblich auf die Ergebnisse aus. Deshalb wird in der Sensitivität 1 „Brennstoffmix im Zementwerk“ geprüft, welchen Einfluss die Art der verdrängten Brennstoffe hat (vgl. Kapitel 5.1). Diese Sensitivität bildet außerdem zumindest teilweise den Trend der zu erwartenden Änderungen bezüglich der Zementwerke im Rahmen der Energiewende ab.

5.1. Sensitivität 1: Alternativer Brennstoff im Zementwerk

Durch den verlustfreien Ersatz von fossilen Brennstoffen, im Wesentlichen Braun- und Steinkohle, werden bei der energetischen Verwertung in Zementwerken hohe Gutschriften generiert, insbesondere bei GWP und beim Ersatz fossiler energetischer Ressourcen. Das rührt zum einen daher, dass sowohl die Aufwendungen für die Gewinnung von Kohle (Vorkette), als auch die Verbrennung selbst deutlich höhere Treibhausgasemissionen verursacht, als dies beim Ersatz durch heizwertreichen EBS aus Mischkunststoffen und Sortierresten der Fall ist.

Im Jahr 2014 wurden in der Zementindustrie neben den 34 Mio. GJ Energie aus primären fossilen Brennstoffen auch 67 Mio. GJ aus sekundären Brennstoffen gewonnen. Die Methodik der Ökobilanz in der Abfallwirtschaft gibt für diesen Fall vor, zu prüfen, welche Brennstoffe konkret durch zusätzlichen EBS ersetzt werden. Heute kann davon ausgegangen werden, dass dies ausschließlich oder überwiegend die fossilen Primärbrennstoffe sind. Es ist aber davon auszugehen, dass die Substitution der fossilen Brennstoffe in absehbarer Zeit abgeschlossen sein wird. Ab diesem Zeitpunkt können keine fossilen Brennstoffe mehr ersetzt werden. Wegen der in Kapitel 3.1.7 beschriebenen Situation im Bereich der Stromproduktion werden zunehmend heizwertreiche EBS aus anderen Segmenten der Abfallwirtschaft in die Mitverbrennung drängen und diesen Prozess noch beschleunigen.

Um diesen Einfluss zu bewerten, wird in dieser Sensitivität zur Berechnung der Gutschrift der Gesamtbrennstoffmix von 34 % Primär- und 66 % Sekundärbrennstoffen zugrunde gelegt. Während die Gutschrift für den Ersatz des Primär-Mixes in der Standardbilanz noch 112 g CO₂-eq/MJ betrug, resultiert aus dem Ersatz des Gesamt-Mixes nur noch eine Gutschrift von 76 g CO₂-eq/MJ.

In Tabelle 28 wird der Einfluss des neuen Brennstoffmixes auf die spezifischen Emissionsfaktoren für die energetische Verwertung der verschiedenen Fraktionen im Zementwerk aufgezeigt. Dabei werden als Aufwand nur die Emissionen aus der Verbrennung berücksichtigt, die sich in der Sensitivität nicht ändern. Die Gutschrift für die Mischkunststoffe bei der Mitverbrennung geht am stärksten zurück, da auf Grund des sehr hohen Anteils an fossilem C die Emissionen aus der Verbrennung mit Abstand am höchsten sind. Diese werden durch die Gutschriften in der Standardbilanz wegen des sehr hohen Heizwerts deutlich überkompensiert, in der Sensitivität jedoch nur noch etwas mehr als ausgeglichen.

Tabelle 28: Spezifische Emissionsfaktoren der direkten energetischen Verwertung im Zementwerk, ab Eingang in das Zementwerk

	Aufwand	Standard		Sensitivität 1	
		Gutschrift	Netto	Gutschrift	Netto
kg CO ₂ -eq/t					
MK-EBS	2.527	-3.819	-1.292	-2.569	-41
Reste aus SOR	953	-1.799	-845	-1.210	-257
EBS aus SOR	940	-1.905	-964	-1.281	-341

Neben den direkten Emissionen in der Mitverbrennung, werden in Tabelle 29 auch die Aufwendungen durch die Aufbereitung und die Beiträge aus der Entsorgung der Aufbereitungsreste berücksichtigt. Hierzu werden als Bezug die Mengen herangezogen, die in die EBS-Aufbereitung gehen. Dadurch beziehen sich sowohl die Aufwendungen, als auch die Gutschriften auf eine größere Bezugsmenge und gehen spezifisch etwas zurück²⁴. Im Endergebnis führt dies hier auch zu einem Rückgang der Netto-Gutschriften, so dass die Aufwendungen insgesamt nur noch für die Sortierreste ausgeglichen werden können. Für Mischkunststoffe und EBS aus LVP bleiben unter diesen Rahmenbedingungen Netto-Belastungen zu verzeichnen, die aber deutlich geringer ausfallen als die spezifischen Belastungen aus der Müllverbrennung.

Tabelle 29: Spezifische Emissionsfaktoren der direkten energetischen Verwertung im Zementwerk, ab Eingang in die EBS-Aufbereitung inklusive der Entsorgung der Reste aus der Aufbereitung

	Standard			Sensitivität 1		
	Aufwand	Gutschrift	Netto	Aufwand	Gutschrift	Netto
kg CO ₂ -eq/t						
MK EBS	2.172	-3.055	-883	2.248	-2.055	194
Reste aus SOR	649	-1.190	-541	649	-800	-151
EBS aus SOR	944	-1.337	-393	944	-899	44

Abbildung 17 zeigt den Einfluss dieser Sensitivität auf die Bilanzergebnisse. Aufgrund der insgesamt hohen Mengen, die mitverbrannt werden, wirkt sich die Reduktion der Gutschrift erheblich auf das Endergebnis aus. Im Status Quo können die Aufwendungen aus der Wertstoff- und Abfallbehandlung unter den Bedingungen der Sensitivität 1 gerade so ausgeglichen werden. Die Steigerung der stofflichen Verwertung im Sz 1 führt zu einem deutlichen Beitrag zum Klimaschutz, der durch die zusätzlich erfassten Wertstoffe in den Szenarien Sz 2 und Sz 3 weiter ansteigt.

²⁴ Bei den Mischkunststoffen verändern sich durch den geänderten Brennstoffmix jetzt auch die Aufwendungen, da ein Teil der Aufbereitungsreste nach erneuter Aufbereitung wieder in der Mitverbrennung landet.

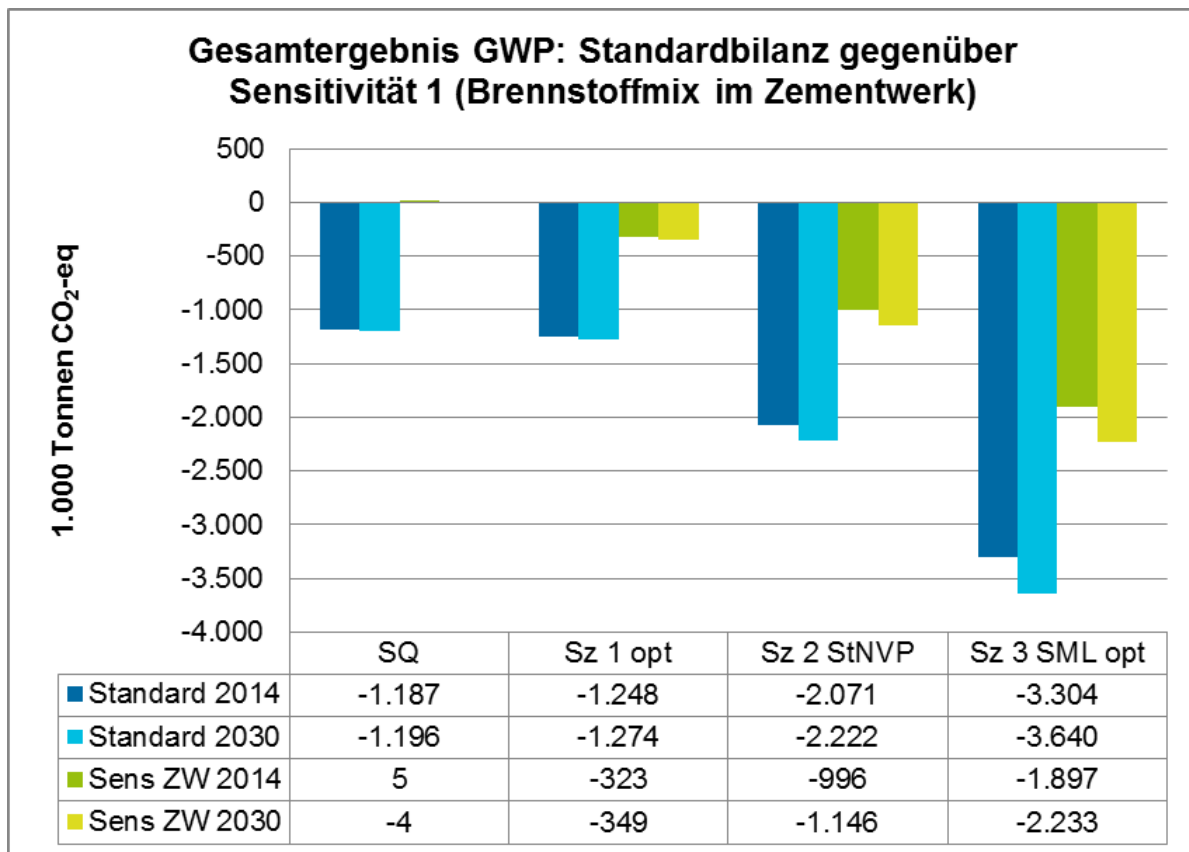


Abbildung 17: Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität Brennstoffmix im Zementwerk

Somit zeigt diese Sensitivität, dass die Gleichrangigkeit der EBS-Verwertung in Zementwerken mit der stofflichen Verwertung einiger Kunststofffraktionen unter den oben beschriebenen Randbedingungen nicht robust ist. Die prinzipielle Aussage, dass die Umstellung auf die Wertstofftonne und die Optimierung der Erfassungsmengen zu deutlichen Steigerungen der Entlastungsbeiträge führen, wird dagegen bestätigt.

5.2. Sensitivität 2: Gesamter Mischkunststoff ins Zementwerk

In einer weiteren Sensitivität wird geprüft, welchen Einfluss die Menge an recyceltem, respektive im Zementwerk verwertetem Mischkunststoff auf das Endergebnis hat. Zu diesem Zweck wurde eine Sensitivität gerechnet, in der der gesamte aus der Sortierung ausgeschleuste Mischkunststoff als EBS aufbereitet und im Zementwerk verwertet wird. Damit erhöht sich die Menge im SQ um 156.000 Tonnen, im Sz 1 um 190.000 Tonnen, im Sz 2 um 250.000 Tonnen und im Sz 3 um 327.200 Tonnen Mischkunststoffe, die zu EBS aufbereitet werden, um im Zementwerk verwertet zu werden. Damit soll gezeigt werden, welchen Einfluss der Vorrang der stofflichen Verwertung nach dem Kreislaufwirtschaftsgesetz und die daraus abgeleiteten Quoten in dem Entwurf zum Wertstoffgesetz, bezüglich der Mischkunststoffe auf den Gesamtbeitrag zum Klimaschutz aufweisen.

In Abbildung 18 sind die Ergebnisse der Sensitivität und des Standardszenarios dargestellt. Auf Grund der geringen Mengen, die in der Sensitivität zusätzlich ins Zementwerk gehen, hat eine Verschiebung des gesamten Mischkunststoffes weg vom Recycling hin zur thermischen Verwertung nur einen sehr geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis.

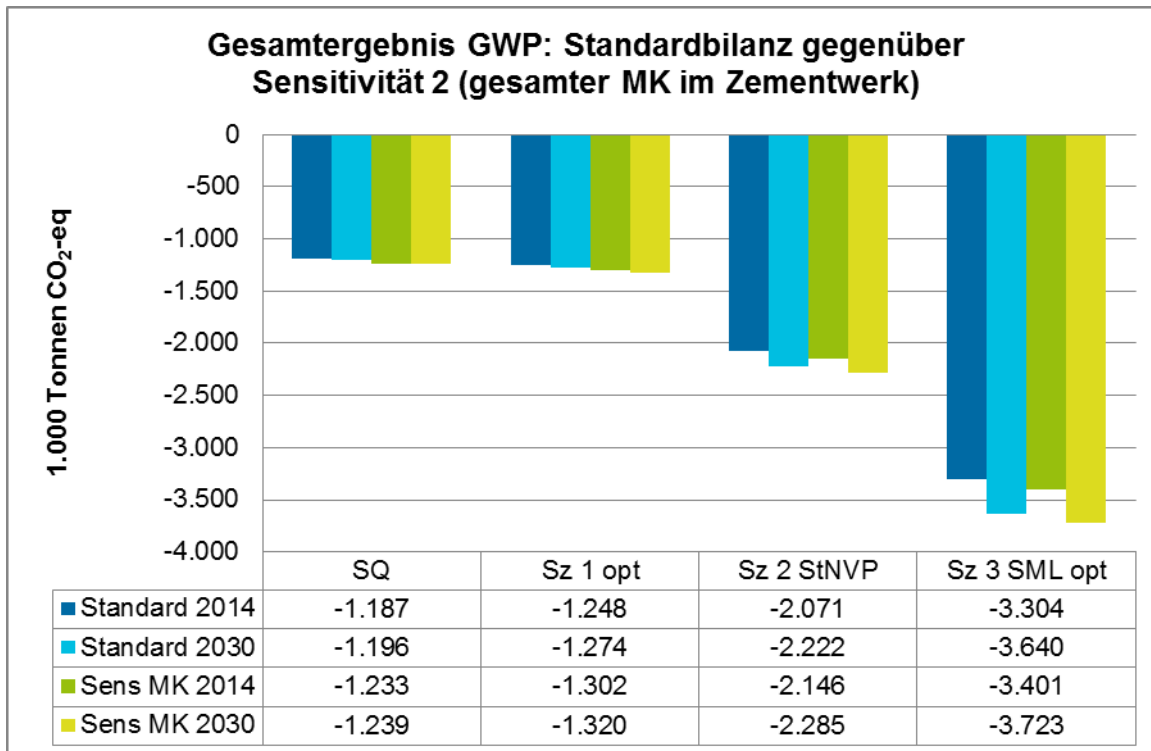


Abbildung 18: Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität gesamter Mischkunststoff im Zementwerk

Damit gibt es aus Sicht des Klimaschutzes kein Argument, den Vorrang der stofflichen Verwertung der Mischkunststoffe in Frage zu stellen. Dies wird umso deutlicher, wenn man auch die Ergebnisse der Sensitivität 1 berücksichtigt.

5.3. Sensitivität 3: Veränderte Anteile bei Sortierresten

Im Standardszenario werden 78 % der Sortierreste im Zementwerk thermisch verwertet, die restlichen 22 % in einer MVA beseitigt. In einer dritten Sensitivität wird der Einfluss dieses Splits auf das Gesamtergebnis untersucht. Dazu wird mit 50 % in der MVA und 50 % im Zementwerk modelliert.

Die Ergebnisse in Abbildung 19 zeigen, dass der Gesamtbeitrag erwartungsgemäß zurückgeht. Mit etwa 20 % ist der Einfluss durchaus relevant. Es zeigt sich daraus, dass die Bemühungen um eine hochwertigen energetischen Verwertung der Sortierreste und die damit verbundenen Aufwendungen aus Sicht des Klimaschutzes lohnenswert sind. Eine neue Einschätzung dieser Frage wird ggf. dann erforderlich, wenn die Rahmenbedingungen der Sensitivität 1 gelten.

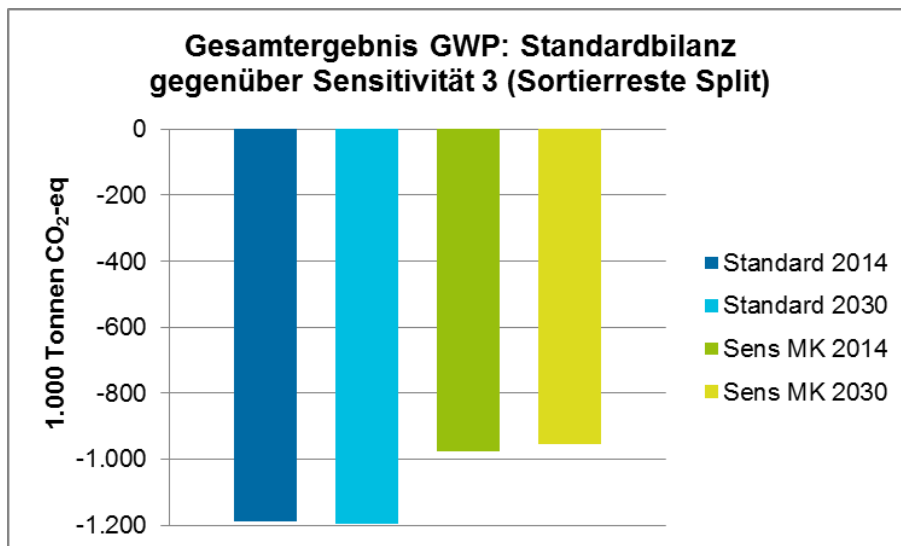


Abbildung 19: Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität Sortierreste Split im SQ

5.4. Sensitivität 4: LVP zu 100 % in MVA

Die Verbrennung von Kunststoffen und anderen fossilen Brennstoffen führt in der Müllverbrennung spezifisch zu erheblichen Belastungen für das Klima. Die Treibhausgasemissionen, die dadurch verursacht werden, liegen bei ca. 2.800 kg CO₂ je Tonne Kunststoffe. Dem steht nur eine Entlastung von knapp 1.353 kg CO₂ je Tonne gegenüber, was zu einer Nettobelastung von gut 1.400 kg CO₂-eq je Tonne Kunststoff führt. Wie das Ergebnis der gesamten Treibhausgasbilanz aussähe, wenn alle gesammelten LVP im Status Quo in der MVA entsorgt würden, zeigt diese Sensitivität.

In der vierten Sensitivität wird betrachtet, welche Umweltwirkungen eine hypothetische Beseitigung der gesamten LVP-Menge in einer MVA hätte. Der Abfall wird zunächst zusammen mit dem Restmüll gesammelt, zum Umschlagsplatz gebracht und von dort mit einem Lkw zur MVA transportiert. Die Zusammensetzung des Abfalls entspricht der LVP-Zusammensetzung des SQ (s. 9). Um die Abfalleigenschaften des gesamten LVP zu berechnen, wurde ein Wassergehalt von 20 % angenommen und mit diesem die trockene Zusammensetzung der Fraktionen ermittelt. Die Eigenschaften des Abfallgemisches ergeben sich aus den Eigenschaften der verschiedenen Fraktionen (s. Anhang 4) und sind in Tabelle 30 dargestellt. Die Modellierung der MVA entspricht dem in Kapitel 3.3.2.9 beschriebenen Vorgehen.

Tabelle 30: Abfalleigenschaften des gesamten LVP in der MVA

Abfalleigenschaft

Heizwert (Hu)	19,4 MJ/kg
Gesamter C-Gehalt	0,415 kg C _{ges} /kg Input
Fossiler C-Anteil an gesamtem C	0,884 kg C _{fos} /kg C _{ges}

In Abbildung 20 sind die Ergebnisse der Sensitivität 4 für die Jahre 2014 und 2030 dargestellt. In beiden Jahren führt die Verbrennung der gesamten LVP-Menge zu einer deutlichen Belastung. Im Vergleich zu den Entlastungen, die die Gewinnung der Metalle bringt, überwiegt die Belastung durch die MVA.

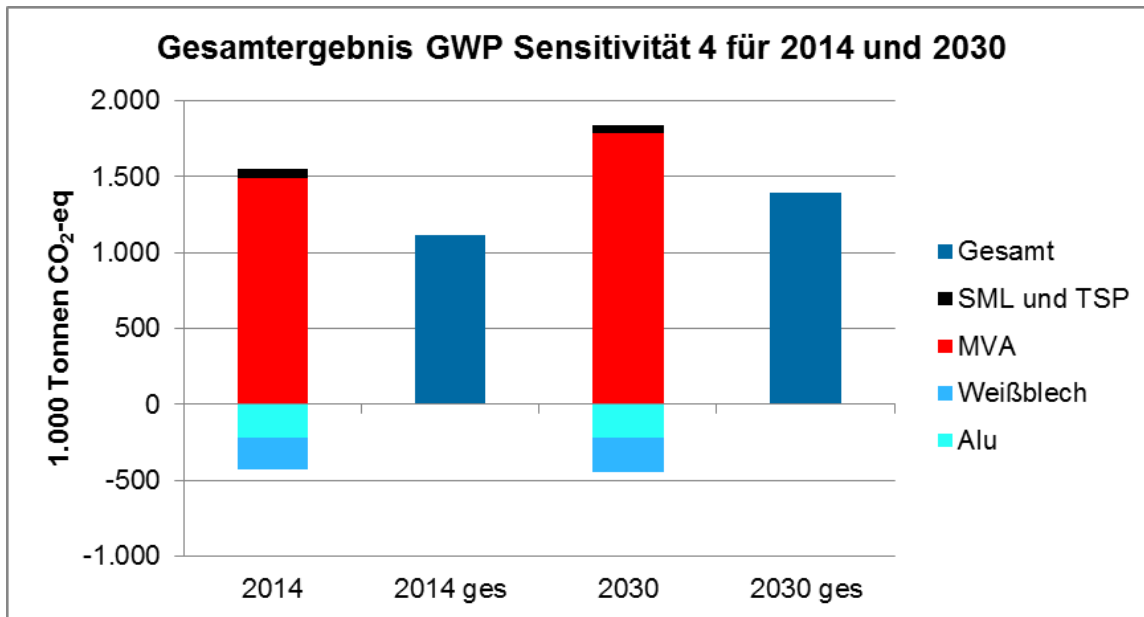


Abbildung 20: Gesamtergebnis GWP für die Sensitivität 4 „LVP zu 100 % in MVA“ für die Sz SQ der Jahre 2014 und 2030

In Abbildung 21 werden die Ergebnisse der Sensitivität denen der Standardbilanz (SQ) für die Jahre 2014 und 2030 gegenübergestellt.

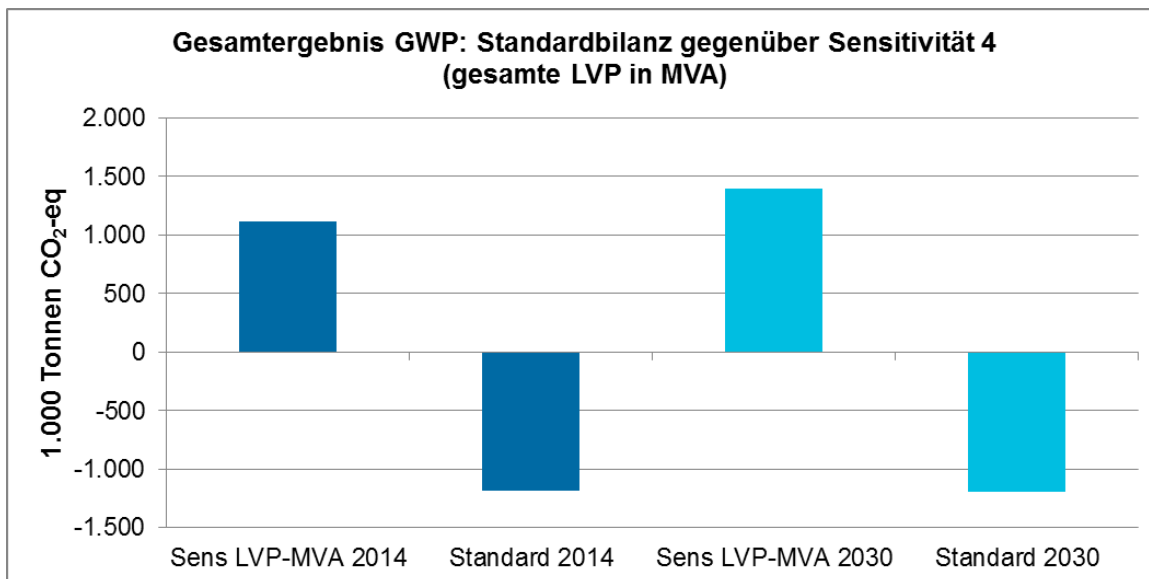


Abbildung 21: Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität LVP in MVA

Die Differenz zwischen den Belastungen durch die Verbrennung der gesamten LVP-Menge in der MVA und der Behandlung im Dualen System liegt für 2014 bei rund 2,3 Mio. Tonnen CO₂-eq, für 2030 bei 2,6 Mio. Tonnen CO₂-eq. Des Weiteren ist zu sehen, dass der Einfluss der fortgeschrittenen Dekarbonisierung des Strommix auf das Gesamtergebnis bei der Sensitivität größer ist als im Standardszenario. Durch die geringere Gutschrift für produzierten Strom verschlechtert sich das Gesamtergebnis der MVA in 2030 um 25 %. Zu beachten ist, dass in 2030 die Dekarbonisierung der Wärmebereitstellung noch nicht berücksichtigt wurde. Würde diese noch

zusätzlich beachtet, würde auch die Gutschrift für die Bereitstellung von Wärme durch die MVA in 2030 geringer und die Belastungen der MVA noch mehr ansteigen.

5.5. Sensitivität 5: Strommix 2050

In Sensitivität 5 wird der Einfluss auf die Gesamtergebnisse der Szenarien geprüft, wenn die Veränderungen in der Energiewirtschaft bis in das Jahr 2050 betrachtet würden. Die Dekarbonisierung der Energiebereitstellung und der damit einhergehende Ausbau erneuerbarer Energiequellen im Zuge der Energiewende führt im Jahr 2050 zu dem in Tabelle 31 dargestellten Strommix. Dadurch reduziert sich der spezifische Emissionsfaktor auf 123 kg CO₂-eq/kWh²⁵. Die Modellierung des Strommix erfolgt wie in Kapitel 3.3.2.11 beschrieben.

Tabelle 31: Nettostromerzeugung 2050 KS 80 (Öko-Institut/Fraunhofer ISI 2015)

	TWh	Anteil in %		TWh	Anteil in %
Kernenergie	0,0	0	Erneuerbare	499,8	93
Braunkohle	1,5	0	Wasser	24,7	5
Steinkohle	12,6	2	Wind	343,0	69
Erdgas	8,0	1	onshore	221,0	64
Andere	11,1	2	offshore	122,0	36
Öl	0,0	0	Photovoltaik	115,2	23
Gichtgas	5,3	48	Biogas	1,0	0
Kokereigas	1,3	12	Biomasse	3,6	1
Müll	3,9	35	Geothermie	12,3	2
Sonstiges*	0,6	5	Pumpspeicher**	4,6	1

* Da konkrete Bilanzdaten für „Sonstiges“ nicht vorliegen, wurde diese Energiequelle nicht weiter berücksichtigt

** In ecoinvent V3.1 wird kein Datensatz für Pumpspeicher bereitgestellt. Aus diesem Grund und weil es sich nicht um eine originäre Energiequelle handelt, wurde der Beitrag dieses Speichers nicht berücksichtigt.

Die Auswirkungen der Fortschreibung der Systembilanzen auf 2050 macht sich im Gesamtergebnis bei den Szenarien SQ und Sz 1 nicht bemerkbar. Erst in den Szenarien Sz 2 und Sz 3 zeigen sich zunehmende Steigerungen der Klimaentlastungsbeiträge, weil in diesen Szenarien der Anteil der MVA immer mehr zurückgeht (Abbildung 22).

²⁵ Noch geringer wäre der Emissionsfaktor für Strom und damit die Gutschrift für die Strombereitstellung bzw. die Lastschrift für den Verbrauch von Strom, wenn für 2050 eine 95 %ige Reduktion der Treibhausgasemissionen angesetzt würde (vgl. hierzu Tabelle 21).

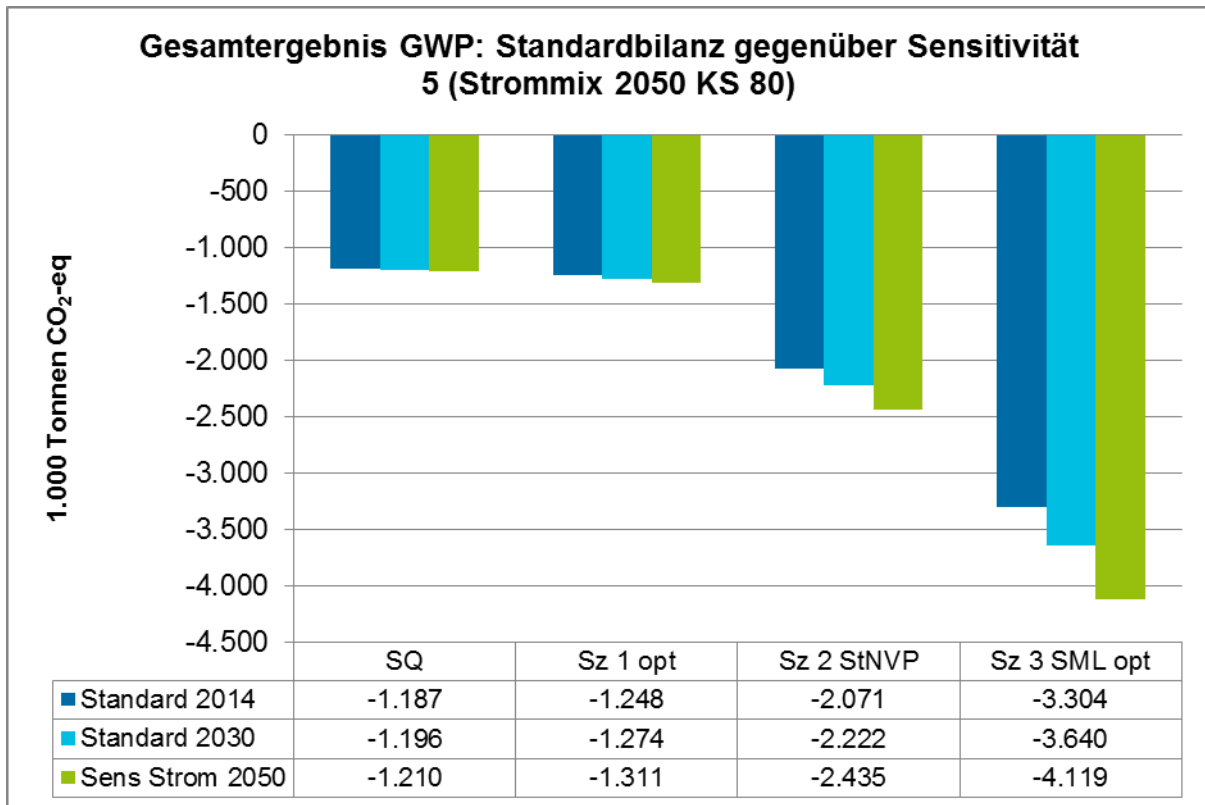


Abbildung 22: Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität 5 „Strommix 2050“

Betrachtet man dagegen die Aufwendungen (Belastungen, dargestellt mit positivem Vorzeichen²⁶) und die Entlastungen (Gutschriften, dargestellt mit negativem Vorzeichen) getrennt, zeigen sich die Unterschiede zwischen den Jahren bereits im Status Quo deutlich (vgl. Abbildung 23). Die Belastungen aus der Verbrennung der nicht erfassten Wertstoffe nehmen etwa im gleichen Umfang zu, wie auch die Entlastungen durch das Recycling ansteigen. Je vollständiger die in der Bilanz berücksichtigten Wertstoffe getrennt erfasst und der stofflichen bzw. energetischen Verwertung zugeführt werden, umso deutlicher schlagen mit zunehmender Dekarbonisierung der Stromgewinnung die reduzierten Belastungen aus der Aufbereitung der Materialien auf das Endergebnis durch.

²⁶ Die gelben Balken enthalten neben der Verbrennung der nicht erfassten Wertstoffe auch die Aufwendungen für Sammlung und Transporte, die sich im Verlauf der Jahre nicht verändern und der Sortierung, die von 2014 bis 2050 abnehmen.

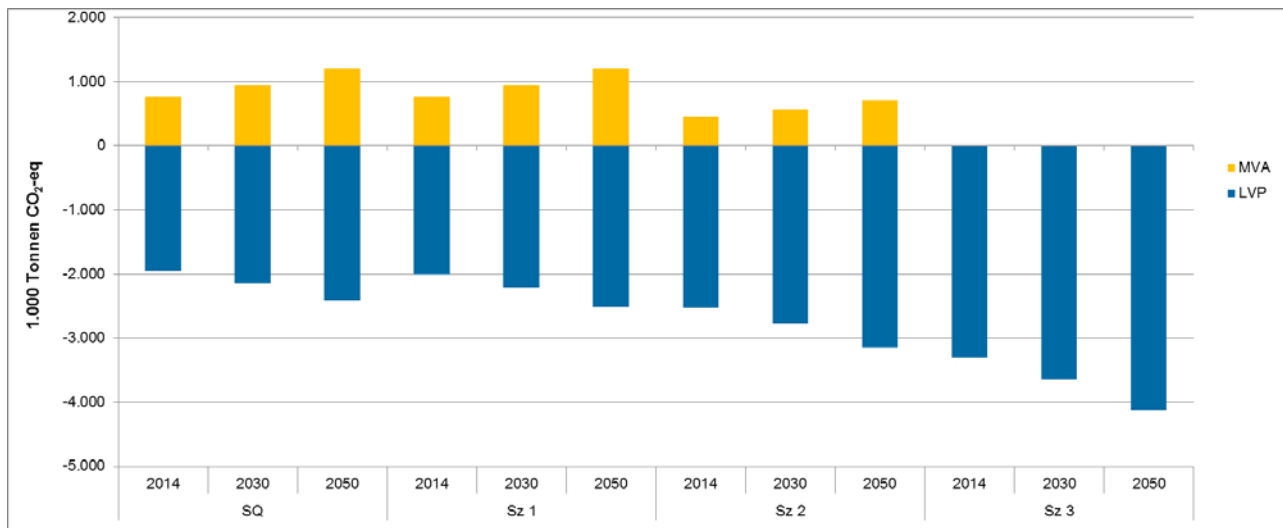


Abbildung 23: Gegenüberstellung der Be- und Entlastungen für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität 5 „Strommix 2050“

Tabelle 32 zeigt die spezifischen Emissionsfaktoren der einzelnen Abfall- und Wertstofffraktionen. Dabei ist jeweils die gesamte Route ab der Sortierung berücksichtigt, inklusive der Transporte, der Aufwendungen für die Aufbereitung und die Entsorgung der Aufbereitungsreste. Dabei beziehen sich die angegebenen Werte auf „Bruttomengen“, die in die Aufbereitungsanlagen gehen.

Außerdem werden der Behandlungsschritt Sortierung und die Sammlung und Transporte zur Sortieranlage getrennt aufgeführt, weil diese nicht auf die einzelnen Materialfraktionen aufgeteilt wurden. Nur die Sammlung und Transporte sind von den Änderungen des Strommixes nicht betroffen.

Zunehmende Belastungen zeigt nur die Verbrennung des nicht erfassten Wertstoffgemisches und der nicht erfassten StNVP. Die Belastungen nehmen von 2014 bis 2050 um knapp 60 % zu. Im Jahr 2050 stünde der Belastung der nichterfassten Wertstoffe in der MVA von durchschnittlich 800 kg CO₂-eq/t eine durchschnittliche Entlastung durch die Verwertung der getrennterfassten LVP und StNVP²⁷, wie in den Szenarien Sz 2 und Sz 3 bilanziert, von etwa 1.000 kg CO₂-eq/t gegenüber. Der Vorsprung der getrennten Erfassung und Verwertung der LVP im Dualen System gegenüber der Entsorgung mit dem Restmüll, der heute schon bei über 1.000 kg CO₂-eq/t liegt wird unter den aufgezeigten Optimierungen in der Technik und bei der Erfassung auf 1.800 kg CO₂-eq/t im Jahr 2050 ansteigen.

Die Entlastungen der Route Alurecycling nehmen um 7 % ab, weil hier die Einsparungen durch geringeren Aufbereitungsaufwand geringer sind, als die geringeren Gutschriften bei der energetischen Verwertung im EBS-HKW.

Alle anderen Fraktionen weisen mehr oder weniger deutliche Zugewinne bei den Entlastungen auf. Am höchsten fallen diese dort auf, wo für die Aufbereitung viel Strom benötigt wird. Beispielsweise steigen die Entlastungsbeiträge für die Route Folien zur Regranulierung von -878 kg CO₂-eq/t um 66 % auf -1.453 kg CO₂-eq/t. Auch die stoffliche Verwertung von Mischkunststoffen trägt unter den Randbedingungen der Energiewende 2050 deutlich effektiver zur Klimaentlastung bei.

²⁷ wie in den Szenarien Sz 2 und Sz 3 bilanziert

Da auch für eine hochwertige energetische Verwertung von EBS durch die Mitverbrennung in Produktionsprozessen hohe Aufbereitungsaufwendungen erforderlich sind, wird auch deren Beitrag etwa um etwa 15 % steigen.

Tabelle 32: Spezifische Emissionsfaktoren für das GWP für 2014, 2030 und 2050

	kg CO ₂ -eq/t (in Route)		
	2014	2030	2050
SML+TSP	23	23	23
Sortierung	32	22	6
Folien zur Agglomeration	-867	-945	-1.056
Folien zur Regranulierung	-878	-1.115	-1.453
MK zu Agglomerate	-728	-803	-910
MK zu PO-Agglomerate	-472	-596	-771
MK zur Regranulierung	-620	-744	-922
MK-EBS in Hochofen	-549	-618	-716
MK-EBS ins Zementwerk	-883	-952	-1.050
PET zu Flakes	-1.781	-1.889	-2.042
PO zur Regranulierung	-1.074	-1.171	-1.308
PS zur Regranulierung	-2.859	-2.946	-3.069
EPS in Regranulierung	-9.321	-9.502	-9.758
Getränkeverbunde	-865	-901	-954
Weißblech	-1.210	-1.300	-1.428
Alu*	-3.137	-3.048	-2.921
Verbund PPK	-166	-231	-322
EBS aus LVP (ins ZW)	-1.066	-1.135	-1.234
Sortierreste aus LVP SOR**	-393	-417	-452
MVA nerf StNVP	543	676	865
MVA Wertstoffgemisch	480	593	754

* 38% des gesamten Alus (das aus der LVP-Sortierung ausgeschleust wird) geht ins EBS HKW, 24% des gesamten Alu-Inputs wird als Alu gutgeschrieben. Der Rest geht in der Pyrolyse mit dem Gas oder sonstigen (nicht weiter berücksichtigten) Produkten/Abfällen verloren.

** 22% der Sortierreste gehen in MVA

5.6. Sensitivität 6: Dekarbonisierung bei der Primärherstellung von Kunststoffen

Unter der Annahme, dass sich die Dekarbonisierung der Energiegewinnung nicht nur in Deutschland, sondern auch in Europa und langfristig auch global durchsetzt, wird die Dekarbonisierung bei der Primärherstellung von Kunststoffen berücksichtigt. Das bedeutet, die Aufwendungen für den Stromaufwand bei der Primärproduktion sinken entsprechend der Dekarbonisierung des Stroms und somit auch die Gutschrift, die für die Substitution von primären Kunststoffen anzusetzen ist. Für eine vereinfachende und grobe Abschätzung des Prozentsatzes, um den die Gutschrift verringert wird, wurden Ecoprofiles von Plastics Europe ausgewertet. In

Tabelle 33 ist der Anteil des Stroms, der zum GWP der Polymere beiträgt sowie der Anteil der Monomerproduktion dargestellt. Zudem ist der Anteil des Stroms am GWP der Monomerproduktion gezeigt.

Tabelle 33: Anteil des Stroms bzw. Monomerproduktion am GWP der Polymere und Anteil des Stroms am GWP der Monomere (PlasticsEurope 2014a/b, PlasticsEurope 2012)

Polymer	Anteil Strom an GWP in %	Anteil Monomer an GWP in %	Monomer	Anteil Strom an GWP in %
PE-HD	9	81	Ethylen	6
PE-LD	17	78	Ethylen	6
PP	9	84	Propylen	6

Anhand der Angaben zu den Polymeren PE und PP wurde eine Reduktion der Gutschrift für Primärpolymere von 10 % abgeschätzt.

In Abbildung 24 sind die Ergebnisse für das Standardszenario im Jahr 2014 und 2030, sowie für die Sensitivität dargestellt. Die einzelnen Ergebnisse der Sensitivität entsprechen denen im Jahr 2030 mit entsprechend verringerten Gutschriften für das Kunststoffrecycling (die Gutschriften für Holz- und Betonersatz bleiben wie im Standard).

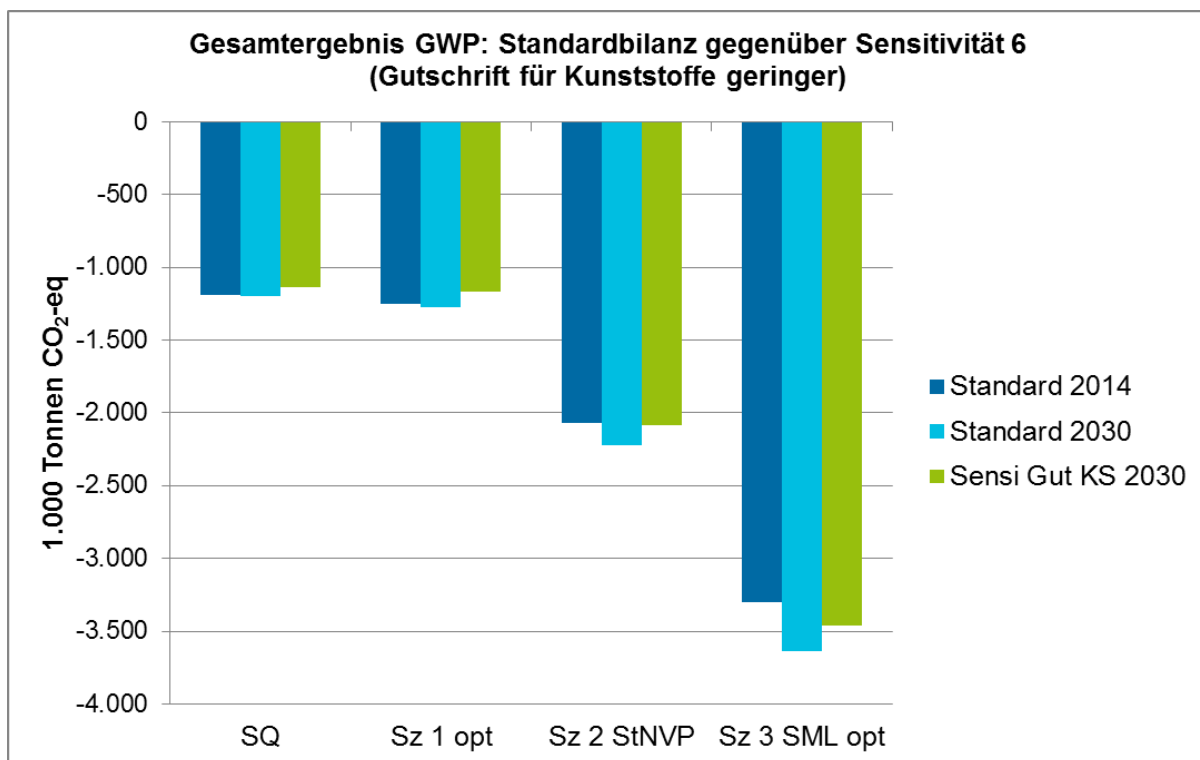


Abbildung 24: Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse für GWP der Standardbilanz zur Sensitivität Gutschrift für Kunststoffe 10 % geringer

Es wird deutlich, dass eine geringere Gutschrift für das Kunststoffrecycling nur einen geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis hat. Der Abstand zwischen den einzelnen Szenarien bleibt dabei gleich. Eine Dekarbonisierung des Strommarktes würde demnach die Leistung des Dualen Systems lediglich in geringem Maße beeinflussen.

5.7. Zusammenfassende Bewertung der Sensitivitätsanalysen

Die Sensitivitätsanalysen zeigen, dass die Ergebnisse im Trend sehr robust sind. In keiner Sensitivität zeigt sich eine Umkehr der Ergebnisse. Sensitivität 1 bestätigt die hohe Bedeutung der Verwertung von EBS in der Mitverbrennung und deren hohen Einfluss auf das Gesamtergebnis. Die Entlastungsbeiträge gehen insgesamt stark zurück, wenn im Zementwerk nur noch in begrenztem Umfang Primärrohstoffe, insbesondere Kohle, ersetzt werden können. Der Abstand zu der Entsorgung fossiler Abfälle in durchschnittlichen deutschen Müllverbrennungsanlagen bleibt aber so hoch, dass auch unter solchen Bedingungen die Interpretation der Ergebnisse nicht beeinflusst wird. Allerdings wird unter diesen Rahmenbedingungen der Vorrang des stofflichen Recyclings von Kunststoffen gegenüber der Mitverbrennung gestärkt.

Sensitivität 4, mit der quasi ein Alternativszenario als Sensitivität gerechnet wurde, in dem LVP und StNVP mit dem Restmüll entsorgt werden, bestätigt den Vorsprung des Recyclings in Verbindung mit der energetischen Verwertung der Reste.

Alle anderen Sensitivitäten weichen im Endergebnis nur geringfügig von der Standardbilanz ab. Ein Blick in die weitere Zukunft in Sensitivität 5 „Strommix 2050“ zeigt erwartungsgemäß, dass mit Erreichen der Klimaschutzziele die Vorteile von stofflichen Recyclingverfahren gegenüber der Restmüllentsorgung steigen.

6. Schlussfolgerung, Einschränkungen und Empfehlung

Insgesamt erbringt das duale System 2014 durch die Verwertung der Leichtverpackungen pro Jahr eine Entlastung der Umwelt um 1,9 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente. Von 1990 bis 2014 wurde außerdem der Klimaschutzbeitrag durch das Recycling von Papier, Pappe und Karton gesteigert und der Beitrag von Verpackungen aus PPK liegt heute bei gut 350.000 Tonnen CO₂-Äquivalenten. Das Recycling von Glas entlastet die Umwelt zusätzlich um beinahe 800.000 Tonnen CO₂-Äquivalente. Der Gesamtbeitrag des Verpackungsrecyclings von Leichtverpackungen, Glas und PPK liegt damit bei 3,1 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten.

Das Recycling und die Verwertung von Leichtverpackungen hat die mit Abstand beste Klimabilanz aller Fraktionen und trägt damit überproportional zum Klimaschutz bei, beispielsweise viermal mehr als die Entsorgung des Restmülls, und das mit einem Fünftel der Restmüllmenge.

Das Recycling von LVP in Verbindung mit der effizienten energetischen Verwertung der Aufbereitungsreste kann bei Optimierung der Sortier- und Aufbereitungstechnik und in Verbindung mit höheren Erfassungsmengen mit einer Entlastung von mehr als 3,5 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr zum Klimaschutz beitragen. Auch wenn zukünftig mit der energetischen Verwertung von EBS nicht mehr die heutigen hohen Gutschriften verbunden sein werden, bleibt ein robuster Vorteil des Systems mit einem Entlastungsbeitrag von über 2,2 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr. Dies hat eine Sensitivitätsbetrachtung gezeigt, die anstatt des fossilen Brennstoffmixes den heute schon im Zementwerk eingesetzten Sekundärbrennstoff als Grundlage für die Gutschrift annahm.

Berücksichtigt man zusätzlich das Recycling von PPK- und Glasverpackungen und geht von stabilen Entlastungsbeiträgen dieser Fraktionen aus, steigen die Klimaschutzbeiträge auf insgesamt über 4,7 bzw. etwa 3,2 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr an.

Einsparungen werden zudem durch die vermiedenen Emissionen aus der Restmüllentsorgung generiert, so dass der Gesamtbeitrag durch das Recycling von Verpackungen im Jahr 2030 etwa bei 6 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr liegen kann.

Die wichtigsten Leistungen des dualen Systems lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Durch den Beitrag des Dualen Systems zum Verpackungsrecycling konnten seit 1990 erhebliche Klimaschutzpotenziale realisiert werden. Neben den direkten Einsparungen von 1,9 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr durch das Recycling und die energetische Verwertung von fast 2,5 Mio. Tonnen LVP, war die getrennte Erfassung von abbaubaren Anteilen mit den Verpackungen auch an der Vermeidung der erheblichen Treibhausgasemissionen von Deponien beteiligt, wenn auch mit einem deutlich geringeren Anteil als beispielsweise die getrennte Erfassung von Bioabfällen. Insgesamt konnte die Entsorgung der Haushaltabfälle von einer Belastung von etwa 24 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr in eine Entlastung von gut 5 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr gewandelt werden, was einer Verbesserung von fast 29 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr entspricht.

Die aktuelle Klimaschutzentlastung kann in der Zukunft erheblich auf bis zu 3,5 Mio. Tonnen CO₂-eq je Jahr im Jahr 2030 gesteigert werden. Hierzu müssen die Recyclingquoten dem Stand der Technik angepasst werden, um damit eine Verbesserung der Sortier- und Aufbereitungstechnik sowie deren konsequenten Einsatz und Weiterentwicklung zu initiieren. Außerdem sollen die Erfassungsmengen durch Hinzunahme von StNVP und optimierte Getrennthaltungskonzepte auf mindestens 4 Mio. Tonnen je Jahr gesteigert werden.

Derzeit führt die Verbrennung von Kunststoffen und anderen fossilen Brennstoffen in der Müllverbrennung spezifisch zu erheblichen Belastungen für das Klima. Die Treibhausgasemissionen, die dadurch verursacht werden, liegen bei ca. 2.800 kg CO₂ je Tonne Kunststoffe. Dem steht nur eine Entlastung von knapp 1.353 kg CO₂ je Tonne gegenüber, was zu einer Nettobelastung von gut 1.400 kg CO₂-eq je Tonne Kunststoff führt. Der ökologisch sinnvollste und effizienteste Weg, diese Reduzierung umzusetzen, ist eine Steigerung des stofflichen Recyclings, bei dem die Gutschriften für den Ersatz von Primärkunststoffen - unter Berücksichtigung aller Verluste und Aufwendungen sowie der energetischen Verwertung der Aufbereitungsreste – zwischen 472 kg CO₂ je Tonne für Agglomerate aus Mischkunststoffen und 1.781 kg CO₂ je Tonne für PET. Höhere spezifische Gutschriften sind für PS-Regranulate (2.859 kg CO₂ je Tonne) und EPS (9.321 kg CO₂ je Tonne) auszuweisen, die aber nicht mengenrelevant sind.

Die Fraktionen, die einer stofflichen Verwertung nicht zugänglich sind, z. B. fossile Bestandteile des Restmülls und Aufbereitungsreste aus der stofflichen Verwertung, sollten dann zu einem hochwertigen und schadstoffarmen EBS aufbereitet werden, der mit hohem Wirkungsgrad genutzt werden kann. Diese Mengen werden die Kapazitäten der geeigneten Mitverbrennungsanlagen voraussichtlich vollständig auslasten. Mit zunehmender Umsetzung der Energiewende werden voraussichtlich aufbereitete Fraktionen aus dem Restmüll vermehrt in die Mitverbrennung „drängen“, weil Grundlaststrom aus Müllverbrennungsanlagen kaum noch abgesetzt werden kann.

Die Frage, ob Recycling einer effizienten energetischen Verwertung überlegen ist oder umgekehrt, hängt von zahlreichen Bedingungen ab. Schreibt man beispielsweise bei der Mitverbrennung im Zementwerk den Ersatz des fossilen Primärbrennstoffmixes gut (überwiegend Braun- und Steinkohle), liegen die Nettogutschriften²⁸ zwischen 883 kg CO₂ und 1.066 kg CO₂ je Tonne²⁹. Schreibt man dagegen den Gesamtmix gut, der heute schon zu 66 % aus Sekundärbrennstoffen besteht, liegen die Nettogutschriften nur noch zwischen 40 kg CO₂ und 240 kg CO₂ je Tonne. Alle heute absehbaren Trends lassen die Überlegenheit des Recyclings gegenüber der energetischen Verwertung zukünftig jedoch ansteigen.

Im Vergleich zu weniger effizienten Verfahren wie MVA und durchschnittliche EBS-Heizkraftwerke zur energetischen Verwertung, die im Normalfall wie oben gezeigt immer Nettolasten aufweisen, ist das Recycling von Kunststoffen immer überlegen. Infolge geringerer Gutschriften für die Energiebereitstellung aus der energetischen Verwertung und weniger Lastschriften für die Energieaufwendungen zum Sortieren und Aufbereiten von Wertstoffen aus LVP wird der Abstand mit zunehmender Umsetzung von Klimaschutzprogrammen noch weiter steigen.

Die Abfallhierarchie, die stoffliche Verwertung höherwertig einstuft als energetische, wird durch die Bilanzergebnisse bestätigt, ganz besonders unter Berücksichtigung zukünftiger Randbedingungen, die sich aus der Umsetzung der Energiewende ergeben werden.

Soll das gesamte Umwelt-, Ressourcen- und Klimaschutzpotenzial von Kunststoffabfällen genutzt werden, dürfen das Recycling von Kunststoffen und deren energetische Verwertung nicht länger in Konkurrenz zueinander stehen. Vielmehr müssen die gegenseitigen Ergänzungen in den Vordergrund gestellt werden. Die Aufbereitungsreste aus dem stofflichen Recycling eignen sich oft ohne weitere aufwendige Behandlungsschritte für eine hochwertige energetische Verwertung. Das heißt, aus der Sortierung und Aufbereitung kann ein doppelter Nutzen generiert werden.

²⁸ also nach Abzug von Aufbereitungsaufwand und -verlusten sowie direkten Emissionen bei der Verbrennung im Zementwerk

²⁹ Die Schwankung wird durch die unterschiedliche Zusammensetzung des Inputs verursacht. Je geringer der Anteil fossiles C und je höher der Heizwert, umso höher die Gutschrift.

7. Critical Review Statement von Prof. Dr. Mario Schmidt

7.1. Einleitung

Das Öko-Institut hat im Auftrag des DSD eine Studie zu den Wertstoffströmen in Deutschland, die durch das DSD-System erfasst und recycelt werden, erstellt. Im Sommer 2015 erfolgte die Anfrage für einen begleitenden Review-Prozess, der schließlich im Oktober 2015 durch den Auftraggeber der Studie, der DSD, beauftragt wurde.

Der Prozess des Critical Reviews (CR, auf Deutsch: Kritische Prüfung) ist fester und notwendiger Bestandteil einer Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 und 14044 und neuerdings in der DIN EN ISO/TS 14071 (nicht verbindlich) weiter beschrieben.

Ein CR kann eine Ökobilanz-Studie nicht ersetzen oder in ihren Berechnungen gar wiederholen. Der Gutachter (reviewer) ist aber ein kritischer Begleiter der Studie, der darauf achtet, dass ergebnisrelevante Annahmen normenkonform sind, die verwendeten Daten belastbar und plausibel sind, die Methodenwahl angemessen ist und keine inhaltlichen Inkonsistenzen auftreten. Insbesondere die Daten können nicht alle einzeln überprüft werden. Dies ist aber auch nicht notwendig, da häufig auf andere, bereits geprüfte Daten (z.B. aus Datenbanken) zurückgegriffen wird. So ist oft nur die Angemessenheit der Wahl von Datensätzen oder die Validität völlig neuer Datensätze zu überprüfen. Eine Stichprobenauswahl erfolgt nach Relevanz, die aufgrund der Erfahrung des Gutachters eingeschätzt wird.

Im vorliegenden Fall sollte die Kritische Prüfung durch einen unabhängigen externen Sachverständigen **begleitend** zur Erstellung der Studie durchgeführt werden (nach 6.2 von DIN EN ISO 14044) und eine Bewertung des Sachbilanzmodells einschließen. Weitere Sachverständige wurden nicht hinzugezogen, da kein Produktvergleich vorliegt und auch keine klassische Ökobilanz, sondern eher eine Stoffstromanalyse in Anlehnung an die Ökobilanzmethodik, geplant war.

Das CR erfolgte in enger Absprache mit den Erstellern der Studie, dem Öko-Institut in Darmstadt bzw. Berlin. Dem Gutachter wurde vollumfänglich Einsicht in die Annahmen, in die verwendeten Daten und insbesondere in die Rechenmodelle und Ergebnisse gegeben. Dies erfolgte teilweise mündlich bei Vor-Ort-Terminen in Darmstadt bzw. Berlin sowie auf elektronischem Wege. Es wurden mehrere Telefongespräche bzw. –konferenzen durchgeführt, bei denen Details der Studie besprochen wurden. Die Ersteller sind dabei auf Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge des Gutachters stets eingegangen und haben alle offenen Punkte geklärt. Im April wurde schließlich ein vorläufiger Endbericht der Studie vorgelegt, zu dem am 13. Mai 2016 ein Critical Review Report erstellt wurde. Die Anregungen des CR Reports wurden in die Endfassung der Studie eingearbeitet, die dem Gutachter am 16. Juni 2016 zur Verfügung gestellt wurde. Die abschließende Stellungnahme (CR Statement) bezieht sich auf diesen Erstellungsprozess und auf die Endfassung der Studie³⁰.

³⁰ Prof. Dr. Schmidt verfasste sein Critical Review Statement auf der Basis einer „Endfassung“ der Studie vom 14. Juni 2016, die in der Zwischenzeit ausschließlich redaktionell überarbeitet wurde.

7.2. Inhalte des CR

7.2.1. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Die Studie ist keine Ökobilanz im eigentlichen Sinn. Dies zeigt sich insbesondere bei der Festlegung einer funktionellen Einheit. Es erfolgt kein direkter Bezug auf ein Produkt oder eine Dienstleistung, sondern es werden vielmehr reale Stoffstromsysteme in ihren ökologischen Auswirkungen bilanziert, nämlich das Sammel- und Recyclingsystem des DSD in Deutschland zu einem Bezugsjahr. Insofern findet auch keine vergleichende Ökobilanz statt, bei der mehrere Produkte miteinander verglichen werden. Es werden vielmehr Systemzustände zu verschiedenen Bezugsjahren bzw. Szenarien für zukünftige Jahre verglichen. Die Art und Weise der Modellierung des Systems, die Wirkungsabschätzung und die Interpretation der Ergebnisse finden aber in enger Anlehnung an ökobilanzielle Methoden entsprechend DIN EN ISO 14040 und 14044 statt.

Das Ziel der Studie ist es einerseits, die Umweltbelastungen und –entlastungen durch die Erfassung und Verwertung bzw. Beseitigung der Verpackungsabfälle in Deutschland zu ermitteln. Andererseits soll die von DSD erbrachte Leistung zum Klima- und Ressourcenschutz in einem Zeitvergleich dargestellt werden. Beides erfordert umfangreiche Systemmodellierungen, die sowohl eine Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Bezugsjahren und/oder Szenarien als auch die Bewertung der ökologischen Entlastung ermöglichen. Da sich die Rahmenbedingungen für die Entsorgung bzw. das Recycling zeitlich tw. erheblich unterscheiden, müssen die Systeme geeignet angepasst bzw. zugeschnitten werden, um Effekte bestimmter Handlungsoptionen zu erkennen. Dieser Zuschnitt der Szenarien wurde zwischen Ersteller und Reviewer im Detail durchgesprochen. Sie waren in allen Fällen wohl überlegt und plausibel. Ein daraus folgendes Bias in den Ergebnissen ist nicht erkennbar.

7.2.2. Sachbilanz

Der wichtigste und auch aufwendigste Schritt einer Ökobilanz ist die so genannte Sachbilanz, in der das quantitative Mengengerüst erstellt wird. Dieser Schritt bestand in diesem Fall aus mehreren Komponenten. Die Arbeitsplattform ist ein Stoffstrommodell, das mit Software-Unterstützung (Umberto NXT LCA) erstellt wurde. Hier sind der Aufbau und die Struktur des Modells entscheidend, die z.B. über die Systemgrenzen und Allokationen, aber auch über Verrechnungsansätze mit Gutschriften u. ä. entscheiden. Die Modelle wurden vom Ersteller der Studie neu aufgebaut und orientierten sich an bereits intern bei DSD vorhandenen Modellen, die detaillierter waren und auf früheren Studien basierten. Es wurden mehrere Modelle („Szenarien“) für die verschiedenen Bezugsjahre und Teilsysteme erstellt. Die Software-Modelle wurden dem Gutachter zur Verfügung gestellt, der sie auch eingehend geprüft hat. Rückfragen wurden bei Treffen bzw. bei Telefongesprächen alle geklärt. Es wurden geringfügige Korrekturen vorgenommen, die u.a. Gutschriften betrafen.

In die Stoffstrommodelle fließen einerseits Prozessdaten und andererseits Mengenströme (z.B. der zu entsorgenden Fraktionen) ein. Die Prozessdaten wurden aus unterschiedlichen Quellen verwendet, wobei versucht wurde, die jeweils realistischsten Daten zu nutzen. Sie kamen entweder direkt von DSD und entsprechenden Studien und bilden somit spezifische Situationen ab, oder es wurde auf eigene Datensätze des Öko-Instituts zurückgegriffen oder sie stammten von generischen Datenbanken, insbesondere Ecolnvent 3. Der Gutachter hat hier in einzelnen Stichproben die Plausibilität der Prozessdaten geprüft. Dabei ließ er sich von der Relevanz der Prozesse für das Ergebnis leiten. Zu den Transportprozessen wurden auf Veranlassung des Gutachters weitere Quellen zu Rate gezogen.

Ergebnisrelevant sind die Annahmen bei den Mengenströmen im System. Hier wurde im Wesentlichen auf interne Daten des Auftraggebers, der DSD, und bereits vorhandene Ökobilanzstudien der vergangenen Jahre zurückgegriffen. Für historische Daten wurden auch offizielle Statistiken verwendet. Die Validität dieser Daten konnte vom Gutachter nicht im Einzelnen überprüft werden, es wurde nur auf Plausibilität und die richtige Dateneingabe in das Modell geachtet.

Ebenfalls wichtig sind die Annahmen bei den so genannten Gutschriften. Bei der Substitution von Primärmaterial durch Sekundärmaterial (z.B. Stahl oder Aluminium) wurden deutsche Verhältnisse unterstellt und der deutsche Strommix angenommen, was gut begründet wurde. Für Ersatzbrennstoffe, die in Zementwerken verwendet werden, wurde die Substitution von fossilen Primärrohstoffen unterstellt. Auch diese Annahme ist nach Auffassung des Gutachters berechtigt.

7.2.3. Wirkungsabschätzung

Bei den ökologischen Wirkungskategorien wurden der Treibhauseffekt, die Versauerung, die Eutrophierung und der Kumulierter fossiler Energieaufwand (KEA fossil) ausgewählt. Die Auswahl orientiert sich einerseits an der Relevanz für den Untersuchungsbereich, andererseits an der Belastbarkeit der verwendeten Prozessdaten. Es ist den Beteiligten klar, dass damit nicht alle Umweltwirkungen abgedeckt sind. Die verwendeten Kategorien können jedoch insgesamt als aussagekräftige Indikatoren angesehen werden. Insbesondere steht der Beitrag (bzw. die Entlastung) zu den Treibhausgasemissionen im Mittelpunkt des öffentlichen Interesses, was mit der vorliegenden Studie gut abgebildet ist.

7.2.4. Auswertung

Auswertungen und Ergebnisdarstellungen müssen im Einklang mit den errechneten Werten stehen, die Belastbarkeit der Zahlen berücksichtigen und wichtige Einflussfaktoren auf die Ergebnisse aufzeigen. Trotz der Komplexität der Materie wurde dies in der vorliegenden Studie erfüllt. Dazu dienten u.a. mehrere Szenarien, mit denen unterschiedliche Annahmen bei der zukünftigen Sortiertechnik oder Rahmenbedingungen in der deutschen Kreislaufwirtschaft dargestellt wurden. Die Ergebnisse wurden sowohl tabellarisch als auch in Grafiken anschaulich und nachvollziehbar präsentiert.

Der Gutachter hat auf der Basis des vorläufigen Endberichtes angeregt, den Szenarienvergleich ausführlicher zu beschreiben (siehe Anlage B) und auch etwas ausführlicher auf die Schlussfolgerungen einzugehen, was im abschließenden Endbericht dann auch erfolgte.

7.2.5. Bericht zur Ökobilanz

Wie bereits erwähnt wurde der vorläufige Endbericht vom Gutachter gewissenhaft gegengelesen, auf Verständlichkeit, Schlüssigkeit und Übereinstimmung mit den Berechnungsergebnissen geprüft. Im Critical Review Report wurden Anregungen gegeben, die inhaltlich geringfügig waren und eher dem besseren Verständnis dienten. Diese Änderungen wurden in dem Schlussdokument weitgehend berücksichtigt.

Der Endbericht zeichnet sich dadurch aus, dass er in großem Umfang die Modellannahmen und die verwendeten Daten dokumentiert, und die Ökobilanzstudie damit für Experten sehr gut nachvollziehbar ist. Diese Ausführlichkeit erschwert dem Laien ggf. den Zugang zu der Materie, aber dafür war – so die Auskunft der Ersteller – eine Kurzfassung der Studie mit den wichtigsten

Annahmen und den Ergebnissen geplant, was auch seitens des Gutachters in Hinblick auf die Zielgruppenorientierung begrüßt wird.

7.3. Abschließende Bewertung

Die Ersteller (und auch der Auftraggeber) der Studie haben den Gutachter bei seiner Arbeit sehr gut unterstützt und ihm alle erforderlichen Informationen zur Verfügung gestellt. Der fachliche Austausch erfolgte auf einem hohen Niveau und war vorbildlich.

Der Abschlussbericht der Studie enthält eine sehr gute Dokumentation der Annahmen, der Berechnungen und der Ergebnisse der Ökobilanz. Die Studie ist deshalb außergewöhnlich gut nachvollziehbar. Dies ist für Ökobilanz-Studien i.allg. keine Selbstverständlichkeit. Die Annahmen sowie die Wahl von Daten und Methoden sind plausibel und führen zu belastbaren Ergebnisse. Anregungen des Gutachters wurden im Rahmen des Critical Review-Verfahrens vollumfänglich Rechnung getragen.

Somit kann abschließend festgestellt werden:

Die bei der Durchführung der Ökobilanzstudie angewendeten Verfahren stimmen mit den internationalen Normen DIN EN ISO 14040 und 14044 überein, und sie sind wissenschaftlich begründet und technisch gültig. Die verwendeten Daten sind in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig. Die Auswertungen haben das Ziel der Studie sowie die erkannten Einschränkungen der Studie angemessen berücksichtigt und treffen belastbare Aussagen. Der Abschlussbericht ist insgesamt transparent, nachvollziehbar und in sich stimmig.

7.4. Selbsterklärung der Unabhängigkeit des Reviewers:

Ich erkläre hiermit, dass ich kein Angestellter des Auftraggebers oder des Erstellers der Ökobilanzstudie bin und in keinem Abhängigkeitsverhältnis zu beiden stehe. Ich war nicht an der Festlegung des Untersuchungsrahmens beteiligt oder habe irgendeine Arbeit zur Durchführung der vorliegenden Ökobilanzstudie geleistet. Ich habe weiterhin keine persönlichen finanziellen, politischen oder andere Interessen am Ergebnis der Studie.

Meine relevanten Kompetenzen für die vorliegende Kritische Prüfung umfassen Kenntnisse und Sachverstand von:

- ISO 14040 und ISO 14044
- Methodik und gegenwärtige Praxis der Ökobilanz, insbesondere im Kontext einer Sachbilanz,
- der Praxis der Kritischen Prüfung,
- den wissenschaftlichen Disziplinen, die für die wichtigen Wirkungskategorien der Studie maßgeblich sind,
- Umwelt-, technischen und anderen maßgebenden Leistungsaspekten des bewerteten Systems sowie
- der bei der Studie verwendeten Sprache.

Ich erkläre, dass die vorstehend genannten Angaben der Wahrheit entsprechen und vollständig sind.

Heidelberg, den 23. Juni 2016

Prof. Dr. Mario Schmidt

8. Literaturverzeichnis

- Bertau et al. 2013 Bertau M., Müller A., Fröhlich P., Katzberg M.: Industrielle Anorganische Chemie, 4. Auflage. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 2013. ISBN 9783527330195.
- Biganzoli et al. 2012 Mass Balance and Oxidation of Aluminium Scraps fed into Incineration Furnaces. In: 3rd International Conference on Industrial and Hazardous Waste Management. Chania, Greece: September 12th to September 14th, 2012
- BMUB 2015 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit: Projektionsbericht der Bundesregierung 2015.
- Bulach 2015 Dr. Winfried Bulach: Stoffstrommanagement biogener Haushaltsabfälle – Ein Vergleich der Verwertungswege mittels Ökobilanz und Ökoeffizienzbewertung, Dissertation, Darmstadt; 2015
- Christiani 2015 Persönliche Aussagen von Herrn Christiani von HTP (www.htp.eu/)
- CML 2001 Centre of Environmental Science (CML), Leiden University: Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standard. Leiden, 2001.
- CML 2015 Centre of Environmental Sciences (CML), Leiden University: Database-IA, Version 4.5. Leiden, April 2015. <http://www.cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>
- Destatis 1994 Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Fachserie 19 Reihe 1.1- Öffentliche Abfallbeseitigung 1990. Wiesbaden, 1994.
- Destatis 2015 Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Fachserie 19 Reihe 1- Umwelt-Abfallentsorgung. Wiesbaden, 2015.
- Dölling et al. 2000 Dölling, Klein, Mackenstedt: Ökologische Effizienz der stofflichen Verwertung der DSD-Aluminium-Verpackungs-Fraktion durch Pyrolyse. Im Auftrag der VAW aluminium AG. 2000.
- DSD 2015a Duales System Holding GmbH & Co. kg: Verschiedene Angaben zu Bilanzdaten der DSD internen Umweltbilanz und zum aktuellen Verbleib von Wertstofffraktionen, 2015
- DSD 2015b Duales System Holding GmbH & Co. kg: Recycling ist Zukunft – Nachhaltigkeitsbericht 2013/2014. Köln, September 2015.
- ecoinvent V3.1 ecoinvent Version 3.1: <http://www.ecoinvent.org/home/>
- GEMIS 1994 Umweltanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen – Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) – Version 2.1, aktualisierter und erweiterter Endbericht, i.A. des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, und Bundesangelegenheiten, Darmstadt/Kassel 1994.
- GEMIS 2005 Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 4.3, Darmstadt 2005

- GVM 2015 GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH: Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2013. Von: Kurt Schüler im Auftrag des Umweltbundesamtes. Mainz, 2015.
- Ifeu 1998 ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft; Fallbeispiele: Verwertung von Altreifen und Haushaltskühlgeräten, UBA-Texte 10/99.
- Ifeu 2005 ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Siedlungsabfälle. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Heidelberg/Berlin 2005
- Ifeu 2007 ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen. Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Heidelberg, 2007.
- Ifeu 2008 ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. Auftraggeber: Umweltbundesamt, UBA Texte 16/08, Heidelberg/Berlin 2008
- Knoke und Böcker 2007 Knoke, T.; Böcker, J.: Potenziale eines hybriden Fahrzeugantriebs in einem Abfallsammelfahrzeug. Paderborn, 2007.
- Martens 2011 Martens H.: Recyclingtechnik- Fachbuch für Lehre und Praxis. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 2011. ISBN 978-3-8274-2640-6
- Öko-Institut 2002 Öko-Institut e.V.: „Zukünftige Restmüllentsorgung im Landkreis Ebersberg“ im Auftrag der IGW Fricke & Turk GmbH, Witzenhausen, Darmstadt 2002
- Öko-Institut 2002b Dehoust, G.; Gebhard, P.; Gärtner, S.: „Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung“, Studie des Öko-Instituts im Auftrag der Interessengemeinschaft der Betreiber thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD), 2002
- Öko-Institut 2007 Öko-Institut e.V.: Ökobilanzielle Untersuchung zur Verwertung von FCKW- und KW-haltigen Kühlgeräten. Im Auftrag der RAL Gütegemeinschaft Rückproduktion von FCKW-haltigen Kühlgeräten e.V. Darmstadt, 2007.
- Öko-Institut 2014 Öko-Institut e.V.: Beitrag der Kreislaufwirtschaft zur Energiewende-Klimaschutzpotenziale auch unter geänderten Rahmenbedingungen optimal nutzen. Berlin, 2014.

- Öko-Institut et al. 2008 Öko-Institut e.V., IGW, FH Mainz: Optimierung der Abfallwirtschaft in Hamburg unter dem besonderen Aspekt des Klimaschutzes. Darmstadt, 2008.
- Öko-Institut et al. 2015 Öko-Institut e.V., Fraunhofer ISI, Ziesig: Klimaschutzszenario 2050 - 2. Endbericht. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin, 2015.
- Öko-Institut/htp 2012 Öko-Institut e.V. und HTP GmbH & Co kg, : Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe - Sammel- und Verwertungsquoten für Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen als Lenkungsinstrument zur Ressourcenschonung; Im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA Texte 40/2012, Berlin/ Aachen, Mai 2012
- Öko-Institut/lfeu 2005 Öko-Institut e.V. und Ifeu: Statusbericht zum Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und mögliche Potentiale. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. August 2005.
- Öko-Institut/lfeu 2010 Öko-Institut e.V. und Ifeu: Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft- Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. UBA-Texte 06/2010. Dessau-Roßlau, 2010.
- Öko-Institut/iöw 2009 Öko-Institut e.V. und iöw: Steuern oder Sonderabgaben für Getränkeverpackungen und ihre Lenkungswirkung. Im Auftrag des Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU). Darmstadt/Berlin, 2009.
- Öko-Institut/ITU 1993 Öko-Institut e.V. und ITU GmbH: Systemvergleich Restabfallbehandlung: Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung, Darmstadt/Dieburg 1993
- PlasticsEurope 2012 Plastics Europe: Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers- Ethylene, Propylene, Butadiene, Pyrolysis Gasoline, Ethylene Oxide (EO), Ethylene Glycols (MEG, DEG, TEG). Brüssel, 2012.
- PlasticsEurope 2014a PlasticsEurope: Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers- High-density Polyethylene (HDPE), Low-density Polyethylene (LDPE), Linear Low-density Polyethylene (LLDPE). Brüssel, 2014.
- PlasticsEurope 2014b PlasticsEurope: Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers- Polypropylene (PP). Brüssel, 2014.
- Pruvost 2011 Potential for increased aluminium recovery from bottom ashes in Europe. Francois Pruvost, Consultant to EAA, CEWEP-EAA Seminar Copenhagen, September 5-6, 2011
- Schmied und Knörr 2013 Schmied, M.; Knörr, W.: Berechnung von Treibhausgasemissionen in Spedition und Logistik gemäß DIN EN 16258 - Begriffe, Methoden,

Beispiele; 2. aktualisierte Auflage (Stand: März 2013); DSLV Deutscher Speditions- und Logistikverband e.V. (Hrsg.), Bonn

- SWR 2013 SWR 4: Umweltschutz im Alltag – Ist Mülltrennung überhaupt sinnvoll?, <http://www.swr.de/swr4/bw/tipps/muelltrennung-muellberbrennung/-/id=258208/did=11851888/nid=258208/lu5mb6/index.html>, 05. August 2013, zuletzt abgerufen am 04.05.2016 <http://www.swr.de/swr4/bw/tipps/muelltrennungmuellberbrennung//id=258208/did=11851888/nid=258208/lu5mb6/index.html>
- SZ 2014 Süddeutsche Zeitung 360 °: Probleme beim Recycling - Wettkampf um den Müll, <http://www.sueddeutsche.de/wirtschaft/probleme-beim-recycling-wettkampf-um-den-muell-1.1975245>, 10. September 2014, zuletzt abgerufen am 04.05.2016
- SUSTAIN|CONSULT 2013 SUSTAIN|CONSULT Beratungsgesellschaft für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung mbH: Nachhaltigkeit und Zementindustrie-Dokumentation von Beiträgen und Handlungsoptionen. Dortmund, 2013.
- uec/Öko-Institut 2015 Oetjen-Dehne & Partner Umwelt- und Energie-Consult GmbH (uec), Öko-Institut e.V.: Stoffstromorientierte Lösungsansätze für eine hochwertige Verwertung von gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen. UBA-Texte 18/2015. Berlin, 2015.
- VDZ 2015 Verein Deutscher Zementwerke (VDZ): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 2014. Düsseldorf, 2015.
- WiWo 2013 WirtschaftsWoche: Grüner Punkt in der Kritik – Alles Müll, <http://www.wiwo.de/unternehmen/dienstleister/gruener-punkt-in-der-kritik-alles-muell/8664468.html> , 21. August 2013, zuletzt abgerufen am 04.05.2016

9. Anhänge

Verzeichnis aller Anhänge

Anhang 1:	Mengenströme LVP, PPK und Glas im Dualen System in den vier Szenarien	82
Anhang 2:	Zusammensetzung der nicht-erfassten StNVP in SQ und Sz 1	83
Anhang 3:	Zusammensetzung der nicht-erfassten Wertstoffe in SQ und Sz 1 und Sz 2	84
Anhang 4:	Eigenschaften der LVP-Fraktionen	85
Anhang 5:	Ausbeuten bei der Aufbereitung der verschiedenen Fraktionen (DSD 2015a)	86
Anhang 6:	Modellierung des Hochofens (nach DSD 2015a)	86
Anhang 7:	Strom- und Wasserbedarf bei der Aufbereitung der verschiedenen Fraktionen	87
Anhang 8:	Skalierungsfaktoren (eigene Rechnung auf Grundlage Daten DSD 2015a)	88
Anhang 9:	Auslastung, Anlieferdistanzen, mittlere Zuladung, mittlerer Kraftstoffverbrauch und resultierender Skalierungsfaktor (DSD 2015a und eigene Rechnung)	90
Anhang 10:	Spezifische Eigenschaften des EBS aus verschiedenen Fraktionen (DSD 2015a und eigene Rechnung)	93
Anhang 11:	Gesamtergebnisse und spezifische Emissionsfaktoren für den SQ und die Szenarien 1-3	93
Anhang 12:	Darstellung der spezifischen Aufwendungen und Gutschriften sowie dem verbleibenden Netto-Emissionsfaktor, bezogen auf die Menge Wertstoffgemisch, die dem Recycling zugeführt wird	94
Anhang 13:	Darstellung der spezifischen Netto-Gutschriften für die mit der Bereitstellung einer Tonne aufbereiteter Sekundärrohstoffe verbundenen Primärrohstoffeinsparung	95
Anhang 14:	Anhang zum Critical Review Statement	96

Anhang 1 Mengenströme LVP, PPK und Glas im Dualen System in den vier Szenarien

Fraktion	SQ		Sz 1		Sz 2		Sz 3	
	t	%	t	%	t	%	t	%
LVP gesamt	2.489.222		2.489.222		3.056.222		4.000.000	
Folien zur Agglomeration	17.298	1	20.000	1	20.000	1	26.176	1
Folien zu Regranulierung	148.702	6	202.000	8	202.000	7	264.379	7
MK zu Agglomerate	20.000	1	50.000	2	50.000	2	65.440	2
MK zu PO-Agglomerate	15.000	1	70.000	3	100.000	3	130.881	3
MK zur Regranulierung	51.000	2	70.000	3	100.000	3	130.881	3
MK-EBS in Hochofen	70.000	3	0	0	0	0	0	0
MK-EBS ins Zementwerk	622.000	25	375.000	15	433.000	14	566.713	14
PET zu Flakes	50.000	2	150.000	6	150.000	5	196.321	5
PO zur Regranulierung	143.000	6	200.000	8	436.000	14	570.639	14
PS zur Regranulierung	9.000	0	9.000	0	9.000	0	11.779	0
EPS in Regranulierung	1.000	0	1.000	0	1.000	0	1.309	0
Getränkeverbunde	138.717	6	140.000	6	140.000	5	183.233	5
Weißblech	285.412	11	270.000	11	365.000	12	477.714	12
Alu	62.329	3	60.000	2	84.000	3	109.940	3
Verbund PPK	54.511	2	60.000	2	60.000	2	78.528	2
EBS aus LVP ins Zementwerk	45.485	2		0		0	0	0
Sortierreste aus LVP SOR	755.768	30	812.222	33	906.222	30	1.186.068	30
Glas	1.875.557							
PPK	945.528							

Anhang 2 Zusammensetzung der nicht-erfassten StNVP in SQ und Sz 1

Fraktion	Menge in Sz 1	Menge in Sz 2	Differenz feucht	Anteil feucht in%	Differenz trocken	Anteil trocken in %
LVP gesamt	2.489.222	3.056.222	567.000	100	453.600	100
Folien zur Agglomeration	20.000	20.000	0	0	0	0
Folien zu Regranulierung	202.000	202.000	0	0	0	0
MK zu Agglomerate	50.000	50.000	0	0	0	0
MK zu PO-Agglomerate	70.000	100.000	30.000	5	24.000	4
MK zur Regranulierung	70.000	100.000	30.000	5	24.000	4
MK-EBS in Hochofen	0	0	0	0	0	0
MK-EBS ins Zementwerk	375.000	433.000	58.000	10	46.400	8
PET zu Flakes	150.000	150.000	0	0	0	0
PO zur Regranulierung	200.000	436.000	236.000	42	188.800	33
PS zur Regranulierung	9.000	9.000	0	0	0	0
EPS in Regranulierung	1.000	1.000	0	0	0	0
Getränkeverbunde	140.000	140.000	0	0	0	0
Weißblech	285.412	365.000	79.588	14	63.670	11
Alu	62.329	84.000	21.671	4	17.337	3
Verbund PPK	60.000	60.000	0	0	0	0
EBS aus LVP ins Zementwerk	0	0	0	0	0	0
Sortierreste aus LVP SOR	794.481	906.222	111.741	20	89.393	16
Wasser	-	-	-	-	113.400	20

Anhang 3 Zusammensetzung der nicht-erfassten Wertstoffe in SQ und Sz 1 und Sz 2

Fraktion	Menge in Sz 2	Menge in Sz 3	Differenz feucht	Anteil feucht in%	Differenz trocken	Anteil trocken in %
LVP gesamt	3.056.222	4.000.000	943.778	100	755.023	100
Folien zur Agglomeration	20.000	26.176	6.176	1	4.941	1
Folien zu Regranulierung	202.000	264.379	62.379	7	49.903	5
MK zu Agglomerate	50.000	65.440	15.440	2	12.352	1
MK zu PO-Agglomerate	100.000	130.881	30.881	3	24.704	3
MK zur Regranulierung	100.000	130.881	30.881	3	24.704	3
MK-EBS in Hochofen		0	0	0	0	0
MK-EBS ins Zementwerk	433.000	566.713	133.713	14	106.970	11
PET zu Flakes	150.000	196.321	46.321	5	37.057	4
PO zur Regranulierung	436.000	570.639	134.639	14	107.711	11
PS zur Regranulierung	9.000	11.779	2.779	0	2.223	0
EPS in Regranulierung	1.000	1.309	309	0	247	0
Getränkeverbunde	140.000	183.233	43.233	5	34.586	4
Weißblech	365.000	477.714	112.714	12	90.171	10
Alu	84.000	109.940	25.940	3	20.752	2
Verbund PPK	60.000	78.528	18.528	2	14.823	2
EBS aus LVP ins Zementwerk		0	0	0	0	0
Sortierreste aus LVP SOR	906.222	1.186.068	279.846	30	223.877	24
Wasser	-	-	-	-	188.756	20

Anhang 4 Eigenschaften der LVP-Fractionen

Fraktion	Hu (MJ/kg)	Cges/kg Input	Cfos/kg C ges	Quelle C-Gehalte	Quelle Heizwerte
Folien	43	0,857	1	wie PE (ecoinvent V3.1)	wie PE (DSD 2015a)
MK	34,4	0,634	1	wie Kunststoff im ZW nach VDZ 2014	wie Kunststoff im Zementwerk nach VDZ 2015
PET	23	0,625	1	ecoinvent V3.1	ecoinvent V3.1
PO	43	0,850	1	wie PE (ecoinvent V3.1)	wie PE (DSD 2015a)
PS	36	0,920	1	ecoinvent V3.1	(1)
EPS	38	0,920	1	ecoinvent V3.1	(1)
Weißblech	0	0	0		
Alu	31	0	0		s. DSD Modell
FKN	21	0,474	0,240	24 % PE (0,857), 67% PKK (0,4), 6 % Alu (0)*	67 % PPK (13 MJ/kg), 24 % PE (43 MJ/kg), 6 % Alu (31 MJ/kg)
PPK aus LVP	13	0,400	0	Abschätzung nach (3)	Abschätzung nach (3)
EBS	38	0,770	1	DSD 2015a	DSD 2015a
Sortierreste	17	0,489	0,789	DSD 2015a	DSD 2015a
Wasser	-2,3	0	0		

(1) <https://www.bauforumstahl.de/upload/documents/brandschutz/kennwerte/Heizwertkunststoff.pdf>

(2) <http://www.bauforumstahl.de/upload/documents/brandschutz/kennwerte/Heizwertstoffe.pdf>

(3) www.ti.bund.de/media/publikationen/thuenen-workigpaper/ThuenenWorkingPaper_38.pdf

* Zusammensetzung nach Öko-Institut 2008 und Öko-Institut/iöw 2009; PE (ecoinvent V3.1), PPK (Abschätzung nach (2)),

** Zusammensetzung nach Öko-Institut 2008 und Öko-Institut/iöw 2009; PE ((1)), PPK (Abschätzung nach (2)), Alu ((2))

Anhang 5 Ausbeuten bei der Aufbereitung der verschiedenen Fraktionen (DSD 2015a)

Kunststoff	Ausbeute
Folien zu Agglomeration	0,686
Folien zu Regranulierung	0,7
MK zu Agglomerat	0,665
MK zu PO-Agglomerat	0,45
MK zu Regranulierung	0,46
MK-EBS in Hochofen	0,75
MK-EBS ins Zementwerk	0,8
PET zu Flakes	0,7
PO zu Regranulat	0,73
PS zu Regranulierung	0,872
EPS zu Regranulierung	0,98
Weißblech in WB-Aufbereitung	0,929
Alu in Pyrolyse	0,31
Alu Rest ins EBS HKW	0,68
Weißblech aus Alu-Aufbereitung	0,01
Aufbereitung EBS aus LVP	0,85
Aufbereitung Sortierreste zu EBS	0,9

Anhang 6 Modellierung des Hochofens (nach DSD 2015a)

Input / Output		Generic Materials	Parameters							
Material	Place	Material Ty	Coefficie /	Unit	Material	Place	Material T	Coefficient	Unit	F
▶ MK-Brennstoff-HO	P23(11)	▲ Bad	1,0000000	t	▶ Arsenic [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,00000650	kg	
					▶ Cadmium [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,00067900	kg	
					▶ Carbon dioxide, fossil [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	2,807,93000	kg	
					▶ Chromium [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,00002538	kg	
					▶ Energieäquivalent (LHV)	P31(8)	▲ Bad	38,000,0000	MJ	
					▶ Hydrogen chloride [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,76628600	kg	
					▶ Lead [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,00321400	kg	
					▶ Mercury [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,00114000	kg	
					▶ Nickel [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,00000528	kg	
					▶ Sulfur dioxide [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,02760000	kg	
					▶ Zinc [air/unspecified]	P100: Em	▲ Bad	0,01408050	kg	

Anhang 7 Strom- und Wasserbedarf bei der Aufbereitung der verschiedenen Fraktionen

Fraktion	Strombedarf (kWh/kg_input)	Quelle
Folien zu Agglomeration	0,362 [*]	DSD 2015b (527 kWh/t_Output mit Ausbeuten nach DSD umgerechnet)
Folien zu Regranulierung	1,1	Christiani 2015
MK zu Agglomeration	0,351	DSD 2015b (527 kWh/t_Output mit Ausbeuten nach DSD umgerechnet)
MK zu PO-Agglomeration	0,573	DSD 2015a
MK zu Regranulierung	0,580	Christiani 2015
PET zu Flakes	0,500	Christiani 2015
PO zu Regranulierung	0,450	Christiani 2015
PS zu Regranulierung	0,450	Christiani 2015
EPS zu Regranulierung	0,833	DSD 2015a
MK-EBS in Hochofen	0,320	DSD 2015a
MK-EBS ins Zementwerk	0,320	DSD 2015a
Weißblech Aufbereitung	0,0778	DSD 2015a
Aluminium Aufbereitung	0,0745	DSD 2015a
Aufbereitung EBS aus LVP	0,32	DSD 2015a
Aufbereitung Sortierreste EBS	0,3	DSD 2015a

Fraktion	Wasserbedarf (kg/kg_input)	Quelle
Folien zu Regranulierung	0,5	DSD 2015a
MK zu PO-Agglomeration	4,5	DSD 2015a
MK zu Regranulierung	4,5	DSD 2015a
PET zu Flakes	0,5	DSD 2015a
PO zu Regranulierung	0,5	DSD 2015a
PS zu Regranulierung	0,5	DSD 2015a

Anhang 8 Skalierungsfaktoren (eigene Rechnung auf Grundlage Daten DSD 2015a)

Fraktion	Strecke	LKW	Skalierungs- faktor	Fraktion	Strecke	LKW	Skalierungs- faktor
			(-)				
LVP	SML-Tour	SML-Fahrzeug 21t (TOUR)	0,5	Alu	in Pyrolyse (direkt)	LKW > 32 t	1,1
	zur Umlade- station	SML-Fahrzeug 21t (Strecke)	0,3		in Aufbereitung (AUF)	LKW > 32 t	1,1
	Anlieferung SOR-Anlage	LKW > 32 t	1,2		in Pyrolyse (nach AUF)	LKW > 32 t	1,1
FzA	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	1,1		in Schmelzen (nach AUF)	LKW > 32 t	1,1
	AUF 1 z AUF 2	LKW > 32 t	1,4	LVP-PPK	zur Papierfabrik	LKW > 32 t	1,1
FzR	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	1,1	LVP-EBS	zur Aufbereitung	LKW > 32 t	1,3
MKzMKA	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	1,3		ins Zementwerk	LKW > 32 t	1,3
	AUF 1 z AUF 2	LKW > 32 t	1,3				
MKzPOA	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	1,3	PPK	SML Tour	SML- Fahrzeug 21t (TOUR)	0,7
	AUF 1 z AUF 2	LKW > 32 t	1,4		zur Umlade- station	SML- Fahrzeug 21t (Strecke)	0,4
MKzR	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	1,3		in Papierfabrik	LKW > 32 t	1,2
MKzHO	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	1,3				
	SOR-Anlage z HO	LKW > 32 t	1,3	Glas	SML Tour	SML- Fahrzeug 21t (Strecke)	0,4
MKzEBS	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	1,3		zur Umlade- station	SML- Fahrzeug 21t (Strecke)	0,3
	SOR-Anlage z ZW	LKW > 32 t	1,3		zur Aufbereitung	LKW > 32 t	1,0

Fraktion	Strecke	LKW	Skalierungs- faktor	Fraktion	Strecke	LKW	Skalierungs- faktor
PETzFI	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	2,0		TSP Scherben	LKW > 32 t	1,1
POzR	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	1,8				
PSzR	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	1,6	Rest- müll	SML Tour	SML- Fahrzeug 21t (TOUR)	0,4
EPS	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	41,2		SML Strecke (zur MVA, Dep etc.)	SML- Fahrzeug 21t (Strecke)	0,2
KS-AUF- Reste	zur MVA oder ZW gleich	LKW > 32 t	1,2				
LVP- SOR- Reste	zur MVA	LKW > 32 t	1,1	Bio& Grün	SML Tour	SML- Fahrzeug 21t (TOUR)	0,4
	zur AUF für ZW	LKW > 32 t	1,1		SML Strecke (zur BEH, MVA, Dep)	SML- Fahrzeug 21t (Strecke)	0,2
	von AUF zu ZW	LKW > 32 t	1,1				
FKN	zur Papierfabrik	LKW > 32 t	1,1				
WB	zu WB-SOR (Zukunft)	LKW > 32 t	1,1				
	zu Elektroofen (direkt)	LKW > 32 t	1,1				
	zu Aufbereitung (AUF)	LKW > 32 t	1,1				
	zu Elektroofen (nach AUF)	LKW > 32 t	1,1				

Anhang 9 Auslastung, Anlieferdistanzen, mittlere Zuladung, mittlerer Kraftstoffverbrauch und resultierender Skalierungsfaktor (DSD 2015a und eigene Rechnung)

Fraktion	Strecke	LKW	Aus-	Distanz,	mittlere	mittlerer		Ska-
			lastung	einfach	Zula-	Kraftstoffverbrauch	lierungs-	
			(%)	(km)	(t)	(L/100km)	(kg/tkm)	(-)
LVP	SML-Tour	SML-Fahrzeug 21t (TOUR)	50	10	3	57,8	0,16	0,5
	zur Umladestation	SML-Fahrzeug 21t (Strecke)	0	15	3	33,1	0,09	0,3
	Anlieferung SOR-Anlage	LKW > 32 t	75	100	9,75	24,6	0,02	1,2
FzA	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	83	210	10,79	24,9	0,02	1,1
	AUF 1 z AUF 2	LKW > 32 t	66	450	8,58	24,2	0,02	1,4
FzR	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	83	255	10,79	24,9	0,02	1,1
MKzMK A	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	70	165	9,1	24,4	0,02	1,3
	AUF 1 z AUF 2	LKW > 32 t	74	360	9,62	24,5	0,02	1,3
MKzPOA	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	70	165	9,1	24,4	0,02	1,3
	AUF 1 z AUF 2	LKW > 32 t	65	650	8,45	24,2	0,02	1,4
MKzR	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	73	160	9,49	24,5	0,02	1,3
MKzHO	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	70	165	9,1	24,4	0,02	1,3
	SOR-Anlage z HO	LKW > 32 t	74	360	9,62	24,5	0,02	1,3
MKzEBS	SOR-Anlage z AUF 1	LKW > 32 t	70	165	9,1	24,4	0,02	1,3
	SOR-Anlage z ZW	LKW > 32 t	74	360	9,62	24,5	0,02	1,3
PETzFI	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	45	650	5,85	23,3	0,03	2,0
POzR	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	50	500	6,5	23,6	0,03	1,8
PSzR	SOR-Anlage zu AUF	LKW > 32 t	55	400	7,15	23,8	0,03	1,6
EPS	SOR-Anlage	LKW > 32 t	2	85	0,26	21,6	0,70	41,2

Fraktion	Strecke	LKW	Aus-	Distanz,	mittlere	mittlerer		Ska-
			lastung	einfach	Zula-	Kraftstoffverbrauch		lierungs-
			(%)	(km)	(t)	(L/100km)	(kg/tkm)	(-)
	zu AUF							
KS-AUF-Reste	zur MVA oder ZW gleich	LKW > 32 t	75	200	9,75	24,6	0,02	1,2
LVP-SOR-Reste	zur MVA	LKW > 32 t	90	50	11,7	25,2	0,02	1,1
	zur AUF für ZW	LKW > 32 t	90	200	11,7	25,2	0,02	1,1
	von AUF zu ZW	LKW > 32 t	90	50	11,7	25,2	0,02	1,1
FKN	zur Papierfabrik	LKW > 32 t	90	300	11,7	25,2	0,02	1,1
WB	zu WB-SOR (Zukunft)	LKW > 32 t	90	200	11,7	25,2	0,02	1,1
	zu Elektroofen (direkt)	LKW > 32 t	90	260	11,7	25,2	0,02	1,1
	zu Aufbereitung (AUF)	LKW > 32 t	90	150	11,7	25,2	0,02	1,1
	zu Elektroofen (nach AUF)	LKW > 32 t	90	240	11,7	25,2	0,02	1,1
Alu	in Pyrolyse (direkt)	LKW > 32 t	90	600	11,7	25,2	0,02	1,1
	in Aufbereitung (AUF)	LKW > 32 t	90	280	11,7	25,2	0,02	1,1
	in Pyrolyse (nach AUF)	LKW > 32 t	90	370	11,7	25,2	0,02	1,1
	in Schmelzen (nach AUF)	LKW > 32 t	90	370	11,7	25,2	0,02	1,1
LVP-PPK	zur Papierfabrik	LKW > 32 t	90	300	11,7	25,2	0,02	1,1
LVP-EBS	zur Aufbereitung	LKW > 32 t	70	160	9,1	24,4	0,02	1,3
	ins Zementwerk	LKW > 32 t	74	360	9,62	24,5	0,02	1,3
PPK	SML Tour	SML-Fahrzeug 21t (TOUR)	50	15	2	57,8	0,24	0,7
	zur Umladestation	SML-Fahrzeug 21t (Strecke)	0	15	2	33,1	0,14	0,4

Fraktion	Strecke	LKW	Auslastung (%)	Distanz, einfach (km)	mittlere Zuladung (t)	mittlerer Kraftstoffverbrauch (L/100km)	mittlerer Kraftstoffverbrauch (kg/tkm)	Skalierungsfaktor (-)
	in Papierfabrik	LKW > 32 t	100	130	11	25,6	0,02	1,2
Glas	SML Tour	SML-Fahrzeug 21t (Strecke)	50	15	2,5	39,8	0,13	0,4
	zur Umladestation	SML-Fahrzeug 21t (Strecke)	0	15	2,5	33,1	0,11	0,3
	zur Aufbereitung	LKW > 32 t	100	75	13	25,6	0,02	1,0
	TSP Scherben	LKW > 32 t	90	200	11,7	25,2	0,02	1,1
Restmüll	SML Tour	SML-Fahrzeug 21t (TOUR)	50	10	4,1	57,8	0,12	0,4
	SML Strecke (zur MVA, Dep etc.)	SML-Fahrzeug 21t (Strecke)	100	50	4,1	33,1	0,07	0,2
Bio&Grün	SML Tour	SML-Fahrzeug 21t (TOUR)	50	10	4,1	57,8	0,12	0,4
	SML Strecke (zur BEH, MVA, Dep)	SML-Fahrzeug 21t (Strecke)	100	50	4,1	33,1	0,07	0,2

Anhang 10 Spezifische Eigenschaften des EBS aus verschiedenen Fraktionen (DSD 2015a und eigene Rechnung)

Fraktion zu im Zementwerk	C _{ges}	C _{fossil}	Heizwert (MJ/kg)
Mischkunststoff als EBS	0,689*	1	33,97*
Kunststoff-Aufbereitungsreste als EBS	0,420	0,619	16
FKN-Aufbereitungsreste im Zementwerk	0,861	1	38,540
Sortierreste aus der LVP-Sortierung als EBS	0,325	0,789	16,942
EBS direkt aus LVP	0,766	1	38

* mit eigener Annahme: die Menge MK enthält 10 % Wasser

Anhang 11 Gesamtergebnisse und spezifische Emissionsfaktoren für den SQ und die Szenarien 1-3

	SQ		Sz 1		Sz 2		Sz 3	
	1000 t CO ₂ -eq	kg CO ₂ /t	1000 t CO ₂ -eq	kg CO ₂ /t	1000 t CO ₂ -eq	kg CO ₂ /t	1000 t CO ₂ -eq	kg CO ₂ /t
LVP gesamt	-1.948	-782	-2.008	-807	-2.524	-826	-3.304	-826
Folienagglomerate	-15	-868	-17	-868	-17	-868	-23	-868
Folienregranulierung	-131	-878	-177	-878	-177	-878	-232	-878
MK-Agglomerate	-15	-728	-36	-728	-36	-728	-48	-728
MK-PO- Agglomerate	-7	-473	-33	-473	-47	-473	-62	-473
MK-Regranulierung	-32	-620	-43	-620	-62	-620	-81	-620
MK-EBS (Hochofen)	-38	-549	-	-	-	-	-	-
MK-EBS (Zementwerk)	-549	-884	-331	-884	-383	-884	-501	-884
PET-Flakes	-89	-1.782	-267	-1.782	-267	-1.782	-350	-1.782
PO-Regranulat	-154	-1.074	-215	-1.074	-468	-1.074	-613	-1.074
PS-Regranulat	-26	-2.859	-26	-2.859	-26	-2.859	-34	-2.859
EPS	-9	-9.321	-9	-9.321	-9	-9.321	-12	-9.321
Getränkeverbunde	-120	-865	-121	-865	-121	-865	-158	-865
Weißblech	-350	-1.210	-350	-1.210	-447	-1.210	-585	-1.210
Alu	-196	-3.137	-196	-3.137	-264	-3.137	-345	-3.137
Verbund PPK	-9	-167	-10	-167	-10	-167	-13	-167
Sortierreste	-297	-393	-313	-393	-356	-393	-467	-393
EBS, direkt aus LVP	-49	-1.066	-	-	-	-	-	-
Sammlung	56	23	56	23	69	23	90	23
Sortierung	81	32	81	32	99	32	129	32
MVA nerf StNVP	308	543	308	543	-	-	-	-
MVA Wertstoffgemisch	453	480	453	480	453	480	-	-
Gesamtergebnis*	-1.187	-297	-1.248	-312	-2.071	-518	-3.304	-826

* LVP gesamte plus MVA nicht-erfasste StNVP und MVA Wertstoffgemisch

Anhang 12 Darstellung der spezifischen Aufwendungen und Gutschriften sowie dem verbleibenden Netto-Emissionsfaktor, bezogen auf die Menge Wertstoffgemisch, die dem Recycling zugeführt wird

kg CO ₂ -eq/t	AUF spez.	GUT spez.	Netto spez.
SML+TSP	23	0	23
Sortierung	32	0	32
Folienagglomerate	254	-1.122	-867
Folienregranulierung	737	-1.615	-878
MK-Agglomerate	245	-973	-728
MK-PO-Agglomerate	394	-866	-472
MK-Regranulierung	397	-1.017	-620
MK-EBS (Hochofen)	2.361	-2.909	-549
MK-EBS (Zementwerk)	2.278	-3.162	-883
PET-Flakes	433	-2.215	-1.781
PO-Regranulat	368	-1.442	-1.074
PS-Regranulat	316	-3.175	-2.859
EPS	836	-10.157	-9.321
Getränkeverbunde	897	-1.762	-865
Weißblech	412	-1.622	-1.210
Alu	568	-3.705	-3.137
Verbund PPK	294	-460	-166
Sortierreste aus LVP SOR	944	-1.337	-393
EBS, direkt aus LVP	2.645	-3.711	-1.066
LVP gesamt SQ	1.233	-2.016	-782
LVP gesamt Sz 1	1.060	-1.867	-807
LVP gesamt Sz 2	1.026	-1.852	-826
LVP gesamt Sz 3	1.026	-1.852	-826

Anmerkung: Aufwendungen sind positiv dargestellt, Gutschriften negativ. Ein negativer Netto-Emissionsfaktor stellt deshalb eine Nettogutschrift dar, ein positiver eine Belastung. Die hier angegebene Gutschrift hängt von der Ausbeute dieses Wertstoffes ab, die in der Aufbereitung zum Recycling realisiert werden kann (vgl. hierzu Anhang 5). Die Ausbeute wiederum hängt insbesondere vom dem Wertgehalt der Fraktion ab, die dem Recycling zugeführt wird sowie von der Effektivität der eingesetzten Technik. Der Aluminiumgehalt in der Alufraktion die dem Recycling zugeführt wird, liegt beispielsweise bei 44 %.

Auch die Entsorgung der Reste aus der Aufbereitung ist berücksichtigt. Im Normalfall handelt es sich dabei um eine energetische Verwertung, die einen Beitrag zur Gutschrift leistet.

Anhang 13 Darstellung der spezifischen Netto-Gutschriften für die mit der Bereitstellung einer Tonne aufbereiteter Sekundärrohstoffe verbundenen Primärrohstoffeinsparung

kg CO ₂ -eq/t	kg CO ₂ -eq/t
Folienagglomerate	-1.391
Folienregranulierung	-2.078
MK-Agglomerate	-1.195
MK-PO-Agglomerate	-1.273
MK-Regranulierung	-1.585
MK-EBS (Hochofen)	-3.702
MK-EBS (Zementwerk)	-3.819
PET-Flakes	-2.935
PO-Regranulat	-1.778
PS-Regranulat	-3.562
EPS	-10.354
Getränkeverbunde*	-685
Weißblech	-1.870
Alu	-15.488
Verbund PPK	-405
Sortierreste aus LVP SOR	-1.905
EBS, direkt aus LVP	-4.272

* mit zusätzlicher Berücksichtigung der Verwertung von Aluminium und PE im Zementwerk liegt die Gutschrift bei - 1.938 kg CO₂-eq/t

Anmerkung: Die angegebenen Nettogutschriften sind häufig schon ein Mix aus unterschiedlichen Primärrohstoffen die durch die Sekundärrohstoffe ersetzt werden (z. B. ersetzt PO-Regranulat sowohl HDPE als auch PP; MK-Agglomerate ersetzen Holz, Beton und HDPE). Die Menge Primärrohstoff, die durch eine Tonne Sekundärrohstoff ersetzt werden kann, schwankt etwa zwischen 600 kg bei MK-PO-Regranulat, das HDRE Primärgranulat ersetzt (Substitutionsfaktor 0,6) und 2.500 kg bei MK- Agglomeraten, die Holz ersetzen (Substitutionsfaktor 2,5). Bei den anderen Sekundärrohstofffraktionen schwanken die Substitutionsfaktoren überwiegend zwischen 0,8 und 1. Die einzelnen Substitutionsfaktoren sind im Text, bei der Beschreibung der Recyclingwege jeweils benannt.

Die Entsorgung der Aufbereitungsreste ist bei den hier aufgeführten Nettogutschriften nicht berücksichtigt.

Anhang 14 Anhang zum Critical Review Statement

Anlage A

Zur Person des Reviewers:

Dr. Mario Schmidt, Jg. 1960, studierte Physik an den Universitäten Freiburg und Heidelberg, bevor er 1985 als Mitarbeiter zum IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg e.V. ging. Von 1989 bis 1990 war er Referatsleiter beim Umweltsenator der Freien und Hansestadt Hamburg. Von 1991 bis 1999 war er Fachbereichsleiter und Prokurist in der IFEU Heidelberg GmbH. Seit 1999 ist er Professor für ökologische Unternehmensführung an der Hochschule Pforzheim.

Inhaltlich hat er sich im Verlauf seines Berufslebens mit verschiedenen Fragen des Umweltschutzes befasst: Abfallentsorgung und Kreislaufwirtschaft, Emissionsschutz insbesondere im Verkehrsbereich, Strahlenschutz, Ökobilanzierung und betriebliche Energie- und Stoffstromanalysen. Er war maßgeblich an der Entwicklung der Ökobilanz-Software Umberto beteiligt.

Aktuell ist er Leiter des Instituts für Industrial Ecology an der Hochschule Pforzheim; er hat einen Bachelor-Studiengang „Ressourceneffizienz-Management“ und einen Master-Studiengang „Life Cycle & Sustainability“ aufgebaut und leitet derzeit ein kooperatives Promotionskolleg zusammen mit dem KIT Karlsruhe. Er ist seit 2012 Mitglied im Beirat für nachhaltige Entwicklung der Landesregierung Baden-Württemberg und seit 2015 Honorarprofessor an Fakultät für Nachhaltigkeit der Universität Lüneburg. Er ist Mitherausgeber der Zeitschrift UmweltWirtschaftsForum beim Springer-Verlag und Gutachter bei zahlreichen internationalen Fachzeitschriften.

Auswahl von Fachliteratur des Reviewers:

- Cichorowski, G., Joa, B., Hottenroth, H., Schmidt, M. (2015): Scenario analysis of life cycle greenhouse gas emissions of Darjeeling tea. *International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 20, No. 4, April 2015, S. 426-439
- Joa, B., Hottenroth, H., Jungmichel, N., Schmidt, M. (2014): Introduction of a feasible performance indicator for corporate water accounting - A case study on the Cotton Textile Chain. In: *Journal of Cleaner Production*, Volume 82, 1 November 2014, Pages 143-153
- Hottenroth, H., Joa, B., Schmidt, M. (2014): Carbon Footprints für Produkte. Handbuch für die betriebliche Praxis kleiner und mittlerer Unternehmen, 159 Seiten. MV-Wissenschaft: Münster
- Schmidt, M., Hottenroth, H., Schottler, M., Fetzer, G., Schlüter, B. (2012): Life Cycle Assessment of Silicon Wafer Processing for Microelectronic Chips and Solar Cells. *International Journal of Life Cycle Assessment* Vol.17, S. 126–144.
- Schmidt, M. (2012): Optimisation and game theory approaches for allocation in LCAs. 10th Ecobalance 2012 in Yokohama "Challenges and Solutions for Sustainable Society", No. 100130, 4 pages, published electronically.
- Schmidt, M., Hottenroth, H., Schottler, M., Fetzer, G., Schlüter, B. (2011): Life Cycle Assessment of Silicon Wafer Processing for Microelectronic Chips and Solar Cells. *International Journal of Life Cycle Assessment* Vol. 17, Nr. 1, S. 126–144, DOI 10.1007/s11367-011-0351-1
- Hottenroth, H., Schottler, M., Schmidt, M. (2011): Minderung von Kohlenwasserstoffemissionen in der Solarzellenfertigung – Eine Lebenszyklusbetrachtung. *Chemie Ingenieur Technik* Vol. 83, Nr. 10, S. 1642 ff.

- Schmidt, M. (2010): Carbon Accounting zwischen Modeerscheinung und ökologischem Verbesserungsprozess. Zeitschrift für Controlling und Management, 54. Jg. 2010, H.1, 32-37
- Schmidt, M. (2009): Die Allokation in der Ökobilanzierung vor dem Hintergrund der Nutzenmaximierung. In: Feifel, S., Walk, S., Wursthorn, S., Schebeck, L. (Hrsg.): Ökobilanzierung 2009: Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. Universitätsverlag Karlsruhe. S. 21-38
- L. Schebek, M. Schmidt, C. Bauer (2007): Lebenszyklusanalysen und Entscheidungswissen - Initiativen, Chancen und Perspektiven. Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis. Heft 3, 16. Jg. 2007, S. 10-16.
- Schmidt, M. (2005): A production-theory-based framework for analysing recycling systems in the e-waste sector. Environmental Impact Assessment Review Vol. 25, Issue 5. S. 505-524
- Schmidt, M., Schwegler, R. (2005): Beyond LCA: Measuring the Ecological Efficiency of Sites or Companies. In: Euro-pean Society for Ecological Economics (Ed.): ESEE 2005 – 6th International Conference of the European Society for Eco-logical Economics. Lisbon – Portugal. 101 und E-Paper 239 (11 Seiten)
- Schmidt, M., Ostermayer, A., Bevers, D. (2000): Life Cycle Assessment of PET (Polyethylene Terephthalate) bottles; Discussion papers of the Institute of Applied Sciences Pforzheim 12/2000
- Möller, A., Schmidt, M., Rolf, A. (1998): Ökobilanzen und Kostenrechnung von Produkten. In: H. D. Haasis , K.C. Ranze (Hrsg.): Umweltinformatik 98. Vernetzte Strukturen in Informatik, Umwelt und Wirtschaft. Bremen, S. 165-178
- Schmidt, M., Häuslein, A. (Hrsg.): Ökobilanzierung mit Computerunterstützung. Springer-Verlag. Berlin/ Heidelberg/ New York. 1997
- Schmidt, M., Freese, H., Seidel, J. (1996): Wirkungsanalyse und Bewertung der Ergebnisse aus der Ökobilanzierung. In: Ranze et al. (Hrsg.): Intelligente Methoden zur Verarbeitung von Umweltinformationen. 2. Bremer KI-Workshop. S. 137-152
- Schmidt, M., Schorb, A. (Hrsg.): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits. Springer-Verlag. Berlin/ Heidelberg/ New York. 1995
- Schmidt, M., Giegrich, J., Hilty, L. (1994): Experiences with ecobalances and the development of an interactive software tool. In: L.M.Hilty et al. (Hrsg.): Informatik für den Umweltschutz. 8. Symposium Hamburg. S. 101-108
- Franke, B., Giegrich, J., Heinsteins, F., Schmidt, M. (1990): Bewertung des Krebsrisikos durch Emissionen mit der Abluft von Müllverbrennungsanlagen. In: Müll und Abfall Nr. 2. S. 3-8
- Schmidt, M. (1988): Der Vermeidungsgedanke im Abfallwirtschaftsbereich. In: Felix von Cube, Volker Storch: Umweltpädagogik - Ansätze, Analysen, Ausblicke. Edition Schindele. Heidelberg. S. 67-78