

Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3711 33 311
UBA-FB-00 [trägt die UBA-Bibliothek ein]

Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft – Darstellung der Potenziale zur Verringerung aus dem Abfallsektor in den OECD Staaten und ausgewählten Schwellenländern; Nutzung der Erkenntnisse im Abfalltechniktransfer

von

Regine Vogt
IFEU Heidelberg

Cassandra Derreza-Greeven
IFEU Heidelberg

Jürgen Giegrich
IFEU Heidelberg

Günter Dehoust
Öko-Institut e.V. Berlin

Alexandra Möck
Öko-Institut e.V. Berlin

Cornelia Merz
Öko-Institut e.V. Darmstadt

ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung,
Wilckensstr. 3, 69120 Heidelberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Februar 2015

Berichtskennblatt

Berichtsnummer	UBA-FB III 2.4
Titel des Berichts	Darstellung der Potenziale zur Verringerung aus dem Abfallsektor in OECD Staaten und ausgewählten Schwellenländern; Nutzung der Erkenntnisse im Abfalltechniktransfer
Autor(en) (Name, Vorname)	Vogt, Regine; Dehoust, Günter; Möck, Alexandra; Merz, Cornelia; Derreza-Greeven, Cassandra; Giegrich, Jürgen
Durchführende Institution (Name, Anschrift)	ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg Wilckensstr. 3 69120 Heidelberg
Fördernde Institution	Umweltbundesamt Postfach 14 06 06813 Dessau-Roßlau
Abschlussdatum	31.07.2014
Forschungskennzahl (FKZ)	3711 33 311
Seitenzahl des Berichts	
Zusätzliche Angaben	In Zusammenarbeit mit dem Öko-Institut e.V.
Schlagwörter	Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft, OECD-Länder, USA, Indien, Ägypten, CO ₂ -Vermeidungskosten, Ökobilanz der Abfallwirtschaft, Methodenworkshop

Report Cover Sheet

Report No.	UBA-FB III 2.4
Report Title	Illustration of the potential to mitigate from the waste sector in OECD countries and selected emerging countries; Utilization of the findings in waste technology transfer
Author(s) (Family Name, First Name)	Vogt, Regine; Dehoust, Günter; Möck, Alexandra; Merz, Cornelia; Derreza-Greeven, Cassandra; Giegrich, Jürgen
Performing Organisation (Name, Address)	ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg Wilckensstr. 3 69120 Heidelberg
Funding Agency	Umweltbundesamt Postfach 14 06 06813 Dessau-Roßlau
Report Date	31.07.2014
Project No. (FKZ)	3711 33 311
No. of Pages	
Supplementary Notes	In cooperation with Öko-Institut e.V.
Keywords	climate protection potential of waste management, OECD countries, USA, India, Egypt, CO ₂ -mitigation costs, LCA in waste management, methodology workshop

Kurzbeschreibung

Ziel der Studie ist die Darstellung der Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft in den OECD-Staaten sowie in Indien und Ägypten. Es werden drei detaillierte Treibhausgasbilanzen für die USA, Indien, Ägypten sowie eine Bilanzierung für die OECD-Staaten nach der Methode der „Ökobilanz der Abfallwirtschaft“ in Anlehnung an ISO 14040/14044 vorgenommen. Dem jeweils ermittelten Status-Quo werden je zwei Zukunftsszenarien für 2030 gegenübergestellt. In Workshops mit Ökobilanz-Experten und lokalen Akteuren sind das methodische Vorgehen sowie Rahmendaten und Annahmen intensiv diskutiert worden. Es konnte ein Ansatz zur Treibhausgas (THG)-Bilanzierung entwickelt werden, der einheitliche Emissionsfaktoren zur Anrechnung von vermiedenen Emissionen durch stoffliche Verwertung verwendet. Im Nettoergebnis der Bilanzen für die OECD-Länder, die USA, Indien und Ägypten zeigt der Status-Quo, dass die mit der Deponierung verbundenen Methanemissionen Hauptverursacher der THG-Belastungen sind. Nur OECD-Länder, die (organische) Abfälle nicht oder kaum deponieren, erreichen eine Entlastung im Nettoergebnis (z.B. Japan). Die Entlastung fällt umso deutlicher aus je höher die Recyclingrate und je effizienter die energetische Verwertung ist. Die Ergebnisse der Studie wurden im Mai 2014 auf der Umweltmesse IFAT in München vorgestellt. Die wichtigste Schlussfolgerung ist, dass ein signifikantes Potenzial zur THG-Minderung in der Abfallwirtschaft besteht. Es bedarf jedoch weitergehender Anreize, um Schwellenländer, aber auch einige OECD- bzw. EU-Länder, beim Aufbau einer integrierten Kreislaufwirtschaft zu unterstützen. Auf EU-Ebene sind die Vorgaben zur Reduzierung der Ablagerung biologisch abbaubarer Abfälle und zum Ausbau des Recyclings wichtige, richtungsweisende Schritte. Für Entwicklungs- und Schwellenländer ist die Integration des informellen Sektors in künftigen Konzepten zu beachten.

Abstract

This study presents the greenhouse gas (GHG) mitigation potential of municipal solid waste (MSW) management in OECD countries as well as India and Egypt. Three detailed GHG-balances for the USA, India, Egypt and one balance for the OECD-countries are elaborated applying the life cycle assessment (LCA) method according to ISO 14040/14044 for waste management. For each balance the respective status-quo is determined and compared with two scenarios regarding 2030. The methodology as well as the underlying data and assumptions were profoundly discussed at workshops with LCA experts and local stakeholders. A GHG calculation approach could be developed, which uses harmonized emission factors to credit avoided emissions from material recycling.

With regard to the status quo, the net results for the OECD-countries, the USA, India and Egypt show that methane emissions from landfilling are the main contributor to the GHG burdens. Only OECD-countries with few or no landfill of (organic) waste achieve a net credit (e.g. Japan). These credits are the more obvious the higher recycling rates are and the more efficient energy recovery is. The findings of this study were presented in May 2014 at the environmental fair IFAT in Munich.

The study's most important conclusion is that the potential for GHG mitigation in waste management is significant. However, further incentives are necessary to support developing countries as well as some OECD- and/or EU-countries to develop an integrated waste management system. With regard to the EU, targets to promote diversion of biodegradable waste from landfill and for further development of recycling are important steps in the right

direction. For emerging and developing countries the integration of the informal sector in future MSW concepts should be taken into account.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	6
Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungen	17
1 Zusammenfassung	19
2 Summary	35
3 Einleitung.....	49
4 Grundlagen der Bilanzierung	51
4.1 Methode.....	51
4.1.1 Ökobilanz der Abfallwirtschaft - Systemvergleiche.....	51
4.1.2 Weitere methodische Vereinbarungen.....	52
4.1.3 Wirkungsabschätzung Treibhauseffekt.....	55
4.2 Vorgehen Bilanzierung.....	56
4.2.1 Abweichungen zur Vorläuferstudie aufgrund der statistischen Berichtssystematik.....	56
4.2.2 Untersuchungsumfang und Datenbasis	57
4.2.3 Sammlung	59
4.2.4 Recycling trockene Wertstoffe.....	59
4.2.5 Deponierung	61
4.2.6 Kompostierung, Vergärung	63
4.2.7 Mechanisch-biologische Behandlung/Stabilisierung	65
4.2.8 Abfallverbrennung	68
4.2.9 Kenndaten Abfallfraktionen	68
5 Abfallwirtschaft OECD-Länder.....	70
5.1 Übersicht Mitgliedsländer und regionale Aufteilung.....	70
5.2 Abfallaufkommen und -zusammensetzung	70
5.3 Abfallsammlung und -verbleib	72
5.3.1 Recycling und Kompostierung	75
5.3.2 Deponie	76
5.3.3 Verbrennung.....	80
5.4 Ergebnisse Abfallwirtschaft OECD	82
5.4.1 Standardfall.....	82

5.4.2	Sensitivität	85
5.5	Zukunftsszenarien 2030	86
5.5.1	Beschreibung mittleres Szenario 2030	87
5.5.2	Beschreibung ideelles Szenario 2030	88
5.5.3	Ergebnisse Basisvergleich	89
5.5.4	Ergebnisse Sensitivitäten	94
5.6	Vergleich mit OECD-Studie aus 2012	96
5.6.1	Regionale Aufteilung der Mitgliedsstaaten	96
5.6.2	Emissionsfaktoren	96
5.6.3	Abfallmengen und Entsorgungswege	98
5.6.4	Zukunftsszenarien	99
5.6.5	Ergebnisse	100
5.7	Schlussfolgerungen OECD-Länder	101
5.8	EU28	102
5.8.1	Abfallaufkommen, -zusammensetzung und -verbleib	102
5.8.2	Ergebnisse EU28	103
5.8.3	Zukunftsszenarien 2030	105
5.8.4	Schlussfolgerungen EU28	108
5.9	Abfallwirtschaft USA	109
5.9.1	Abfallaufkommen und -zusammensetzung	109
5.9.2	Abfallsammlung und -verbleib	111
5.9.3	Ergebnisse Abfallwirtschaft USA	125
5.9.4	Zukunftsszenarien 2030	132
5.9.5	Schlussfolgerungen USA	142
6	Abfallwirtschaft Indien	144
6.1	Abfallaufkommen und -zusammensetzung	144
6.2	Abfallsammlung und -verbleib	146
6.2.1	Berechnung der Kenndaten für die Abfallströme	148
6.2.2	Deponierung	149
6.2.3	Kompostierung (mechanisch-biologische Behandlung)	151
6.2.4	Recycling	154
6.2.5	Andere Technologien	155
6.3	Ergebnisse Abfallwirtschaft Indien	157
6.3.1	Standardfall	157

6.3.2	Sensitivitäten.....	159
6.3.3	Gegenüberstellung Werte der Mitteilung an die UNFCCC.....	161
6.4	Zukunftsszenarien 2030.....	161
6.4.1	Basisvergleich.....	161
6.4.2	Sensitivitäten.....	166
6.5	Schlussfolgerungen Indien.....	168
7	Abfallwirtschaft Ägypten.....	170
7.1	Aktuelle Situation.....	170
7.1.1	Abfallaufkommen.....	170
7.1.2	Abfallerfassung.....	173
7.1.3	Abfallzusammensetzung.....	175
7.2	Modellierung zur Bilanzierung der Treibhausgasemissionen.....	176
7.2.1	Entsorgungswege & Abfallzusammensetzung.....	176
7.2.2	Berechnung der Kenndaten für die Abfallströme.....	180
7.2.3	Deponierung.....	181
7.2.4	Kompostierung.....	182
7.2.5	Recycling.....	183
7.2.6	Andere Technologien.....	185
7.3	Ergebnisse Abfallwirtschaft Ägypten.....	186
7.4	Zukunftsszenarien 2030.....	191
7.4.1	Beschreibung der Szenarien.....	191
7.4.2	Ergebnisse.....	195
7.5	Schlussfolgerungen Ägypten.....	197
8	Abschätzung von CO ₂ -Vermeidungskosten.....	199
8.1	Kosten und Erlöse abfallwirtschaftlicher Maßnahmen.....	199
8.2	CO ₂ -Vermeidungskosten Ägypten.....	200
8.3	CO ₂ -Vermeidungskosten Indien.....	201
9	Chancen für Emissionszertifikate oder Nutzung anderer Klimafonds.....	203
9.1	Einleitung.....	203
9.2	Kohlenstoffmarkt.....	204
9.3	CDM-Methoden.....	205
9.4	Schlussfolgerungen für Indien und Ägypten.....	206
10	Quellenverzeichnis.....	208
11	Anhang.....	217

11.1	Ableitung harmonisierter Emissionsfaktoren trockene Wertstoffe.....	217
11.2	Tabellen zur OECD-Bilanz.....	229
11.2.1	Recyclingraten der einzelnen OECD-Mitgliedsländer.....	229
11.2.2	Effektive Gasfassungsrate EU27.....	230
11.2.3	Massenströme und Emissionsfaktoren der Verbrennung in den Zukunftsszenarien.....	231
11.2.4	Regionale Aufteilung in (OECD 2012).....	233
11.3	Wesentliche Informationen und Erkenntnisse aus dem Workshop in Indien.....	234
11.4	Berechnung CO ₂ -Vermeidungskosten.....	235

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Prozentuale Abfallzusammensetzung der einzelnen Länder	72
Abbildung 2:	Prozentualer Verbleib der Abfallmengen in die Entsorgungswege nach Regionen.....	75
Abbildung 3:	Nettobeiträge der Entsorgungswege zum Treibhauseffekt (normiert auf eine t Abfall).....	84
Abbildung 4:	THG-Bilanz nach Regionen - Nettoergebnisse absolut, pro Einwohner und pro t Abfall.....	85
Abbildung 5:	Nettoergebnisse mit Berücksichtigung der C-Senke im Vergleich zum Standardfall	86
Abbildung 6:	Nettobeiträge der Entsorgungswege in den Zukunftsszenarien zum Treibhauseffekt der OECD (pro t Abfall).....	92
Abbildung 7:	Vergleich der Ergebnisse der Zukunftsszenarien - Nettoergebnisse absolut, pro Einwohner und pro t Abfall	93
Abbildung 8:	Nettoergebnisse Sensitivitäten und Basisfall mittleres Szenario	94
Abbildung 9:	Nettoergebnisse Sensitivität 50:50 und Basisfall ideelles Szenario	96
Abbildung 10:	Nettobeiträge der Entsorgungswege zum Treibhauseffekt (normiert auf eine t Abfall).....	104
Abbildung 11:	Nettoergebnis mit Berücksichtigung der C-Senke im Vergleich zum Standardfall	105
Abbildung 12:	Nettobeiträge der Entsorgungswege in den Zukunftsszenarien zum Treibhauseffekt der EU28 (normiert auf eine t Abfall).....	106
Abbildung 13:	Nettoergebnisse Sensitivitäten und Basisfall mittleres Szenario, EU28.....	107
Abbildung 14:	Nettoergebnisse Sensitivität 50:50 und Basisfall ideelles Szenario, EU28.....	107
Abbildung 15:	Zeitreihe Abfallaufkommen in den USA (USEPA 2013b).....	110
Abbildung 16:	Zusammensetzung des Siedlungsabfalls in den USA 2011 (USEPA 2013b).....	111
Abbildung 17:	Abfallaufkommen und -verbleib in den USA (USEPA 2013a)	112
Abbildung 18:	Stoffflussdiagramm der für die USA zugrunde gelegten Abfallströme.....	113
Abbildung 19:	Aufkommen und Recycling nach Abfallarten in den USA (USEPA 2013b).....	113
Abbildung 20:	Aufkommen und Recycling von Kunststoffabfällen nach Kunststoffarten (USEPA 2013a).....	115
Abbildung 21:	Messergebnisse für Gasfassungsraten an drei US Deponien.....	117

Abbildung 22:	Gasfassungs- und Oxidationsraten im MSW-DST (Kaplan et al. 2009a)	119
Abbildung 23:	Abfallverbleib in den USA nach USEPA-Angaben	125
Abbildung 24:	Ergebnisse THG-Bilanz Ist-Situation in den USA	126
Abbildung 25:	Gegenüberstellung THG-Bilanz Ist-Situation zu Sensitivitäten	127
Abbildung 26:	Ergebnisse Sensitivitäten Verbrennung	129
Abbildung 27:	Gegenüberstellung THG-Bilanz Ist-Situation zu SOG survey Erhebung	130
Abbildung 28:	Sensitivität „Gutschrift geschontes Holz“ für Recycling von Altpapier und Holz	131
Abbildung 29:	Ist-Situation Abfallverbleib in den USA als Ausgangspunkt für die Zukunftsszenarien 2030	133
Abbildung 30:	Abfallbehandlung Status Quo und Szenarien 2030	135
Abbildung 31:	Ergebnisse THG-Bilanz Ist-Situation im Vergleich zu den Zukunftsszenarien 2030	137
Abbildung 32:	Sensitivität Ergebnisse THG-Bilanz Szenarienvergleich mit C-Senke	138
Abbildung 33:	Ergebnisse THG-Bilanz Szenarienvergleich – Sensitivität Recycling	139
Abbildung 34:	Massenströme Split 80:20 und 50:50 Szenario 2030 mittel	140
Abbildung 35:	Massenströme Split 80:20 und 50:50 Szenario 2030 ideell	140
Abbildung 36:	Sensitivität Ergebnisse THG-Bilanz Szenarienvergleich Split Verbrennung – MBA/MBS	141
Abbildung 37:	Stoffflussdiagramm der für Indien zugrunde gelegten Abfallströme	147
Abbildung 38:	Stoffflussdiagramm „Kompostierung“ Mischmüll („einfache MBA“)	153
Abbildung 39:	Verbleib Abfallaufkommen in Indien	158
Abbildung 40:	Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo	158
Abbildung 41:	Sensitivitätsbetrachtung THG-Bilanz Status-Quo mit C-Senke	159
Abbildung 42:	Sensitivitätsbetrachtung THG-Bilanz geringere Erfassungsquote	160
Abbildung 43:	Überblick Zukunftsszenarien 2030	163
Abbildung 44:	Stoffflussdiagramm MBS	164
Abbildung 45:	Abfallbehandlung Status-Quo und Zukunftsszenarien 2030	164
Abbildung 46:	Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo versus Zukunftsszenarien	165
Abbildung 47:	Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo versus Zukunftsszenarien mit C-Senke	167
Abbildung 48:	Sensitivitätsbetrachtung THG-Bilanz höherer MCF im Status Quo	168
Abbildung 49:	Abfallaufkommen in Ägypten nach Regionen (Sweep-Net 2012)	170

Abbildung 50:	Überblick über die Lage der 27 ägyptischen Gouvernorate (links) und die entsprechenden Niederschlagsprofile (rechts, in mm ² pro Jahr).....	171
Abbildung 51:	Vergleich der generierten Abfallzusammensetzung nach (Sweep-Net 2012) und der erfassten Abfallzusammensetzung für das Gouvernorate Kafr El-Sheikh nach (I+U/GTZ 2006).....	177
Abbildung 52:	Stoffflussdiagramm der für Ägypten zugrunde gelegten Abfallströme.....	180
Abbildung 53:	Rechnerische übergeordnete Zusammensetzung für die Bilanzierung der ägyptischen Abfallwirtschaft.....	181
Abbildung 54:	Abfallströme in die verschiedenen Entsorgungswege.....	187
Abbildung 55:	Verbleib Abfallaufkommen in Ägypten (Gesamtabfallaufkommen 21 Mio. t/a).....	187
Abbildung 56:	Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo ohne C-Senke.....	188
Abbildung 57:	Sensitivität Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo mit C-Senke.....	189
Abbildung 58:	Ergebnis Treibhauseffekt mit und ohne C-Senke: absolute Jahresemissionen und spezifische Werte.....	189
Abbildung 59:	Verbleib des nicht erfassten Abfalls– Status quo und Sens 1.....	190
Abbildung 60:	Sensitivität Ergebnis Treibhauseffekt absolute Jahresemissionen und spezifische Werte – Sens 2.....	191
Abbildung 61:	Abfallströme in die verschiedenen Entsorgungswege im Szenario 1.....	193
Abbildung 62:	Abfallströme in die verschiedenen Entsorgungswege im Szenario 2 – Zusammensetzung nach GIZ/I+U 2006 –.....	194
Abbildung 63:	Abfallströme in die verschiedenen Entsorgungswege im Szenario 2 – Zusammensetzung nach Sweep-Net 2012 –.....	195
Abbildung 64:	Abfallbehandlung Status-Quo und Zukunftsszenarien 2030.....	195
Abbildung 65:	Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo versus Zukunftsszenarien 2030 inkl. Sensitivität SC 2.....	196
Abbildung 66:	Sensitivität Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo versus Zukunftsszenarien 2030 mit C-Senke.....	197
Abbildung 67:	Regionale Aufteilung in (OECD 2012).....	233
Abbildung 68:	Hintergrundinformationen zum Workshop in Indien.....	234
Abbildung 69:	Wesentliche Bedenken / Anregungen der Stakeholder.....	234

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Abfallaufkommen und -verbleib in den OECD-Ländern.....	21
Tabelle 2:	Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt in den OECD-Ländern.....	22
Tabelle 3:	Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt Ist-Situation und Zukunftsszenarien 2030 in den OECD-Ländern.....	23
Tabelle 4:	Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt Status Quo und Zukunftsszenarien 2030 in den USA.....	27
Tabelle 5:	Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt Status Quo und Zukunftsszenarien 2030 in Indien	29
Tabelle 6:	Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt Status Quo und Zukunftsszenarien 2030 in Ägypten.....	32
Tabelle 7:	Treibhauspotenzial der wichtigsten Treibhausgase	55
Tabelle 8:	In dieser Studie verwendete Emissionsfaktoren für trockene Wertstoffe.....	60
Tabelle 9:	Bandbreite Emissionswerte Kompostierung, Vergärung für Fertigkompost.....	64
Tabelle 10:	Durchschnittliche Emissionsfaktoren für Kompostanwendung nach (IFEU 2012)	65
Tabelle 11:	Massenbilanz und Energie anaerobe MBA und MBS für die USA- und die OECD-Bilanz.....	67
Tabelle 12:	Netto-Wirkungsgrade thermische Behandlungsanlagen im Ist- und den Zukunftsszenarien	68
Tabelle 13:	Kenndaten für Abfallfraktionen.....	69
Tabelle 14:	Regionale Aufteilung der OECD-Mitgliedsländer.....	70
Tabelle 15:	Abfall „total treated“ nach Ländern und Regionen, Gesamtabfall und pro Einwohner.....	71
Tabelle 16:	Abfallverbleib in den Ländern und Regionen nach statistischen Angaben (OECD 2013, Eurostat 2014a).....	74
Tabelle 17:	Spezifische Netto-Emissionsfaktoren für Kunststoffrecycling in den OECD-Mitgliedsländern	76
Tabelle 18:	Gasfassungsraten der OECD-Länder.....	77
Tabelle 19:	Emissionsfaktoren (EF) Strommix der OECD-Länder.....	79
Tabelle 20:	Emittierte und gefasste Menge Methan sowie die THG- Entlastungen für BHKW	80
Tabelle 21:	Abfalleigenschaften des Restmülls der drei Regionen.....	81
Tabelle 22:	Spezifische THG-Be- und Entlastungen bei der Verbrennung	82

Tabelle 23:	Absolute Ergebnisse Treibhauseffekt nach Entsorgungswegen sowie nach Ländern.....	83
Tabelle 24:	THG-Bilanz nach Ländern - Nettoergebnisse absolute, pro Einwohner und pro t Abfall.....	85
Tabelle 25:	Netto-Wirkungsgrade Müllverbrennungsanlagen im Ist- und den Zukunftsszenarien.....	87
Tabelle 26:	Abfalleigenschaften Restmüll im mittleren Zukunftsszenario (eigene Berechnungen).....	88
Tabelle 27:	Abfalleigenschaften „Abfall zur Verbrennung“ im ideellen Zukunftsszenario (eigene Berechnungen).....	89
Tabelle 28:	Vergleich der Ergebnisse der Zukunftsszenarien 2030 für die Regionen nach Entsorgungswegen.....	91
Tabelle 29:	Mengen, spezifische Ergebnisse und Gesamtemissionen bei der Verbrennung und MBA-Deponie im mittleren Szenario (Basis 80:20) und der „Sensitivität 50:50“ für die drei Regionen.....	95
Tabelle 30:	Vergleich der Strom-Emissionsfaktoren (OECD 2012) und vorliegende Studie.....	97
Tabelle 31:	Vergleich der Netto-Emissionsfaktoren für die stoffliche Verwertung (OECD 2012) und vorliegende Studie.....	97
Tabelle 32:	Netto-Wirkungsgrade MVA in (OECD 2012) und vorliegender Studie.....	98
Tabelle 33:	Vergleich der verwerteten Mengen der verschiedenen Fraktionen im Haushaltsabfall nach (OECD 2012) und in der vorliegenden Studie.....	99
Tabelle 34:	Abfallverbleib (OECD 2012) und vorliegende Studie.....	99
Tabelle 35:	Recyclingraten der Zukunftsszenarien in (OECD 2012) und in der vorliegenden Studie.....	100
Tabelle 36:	Abfallaufkommen und Verteilung auf Entsorgungswege der EU28 in 2012 (Eurostat 2014a).....	102
Tabelle 37:	Abfalleigenschaften EU28 (eigene Berechnung).....	103
Tabelle 38:	Spezifische Be- und Entlastungen der Verbrennung in MVA in der EU28.....	103
Tabelle 39:	Emittierte und gefasste Methanmengen und THG-Entlastungen für BHKW bei der Deponierung in der EU28.....	103
Tabelle 40:	Absolute Ergebnisse Treibhauseffekt nach Entsorgungswegen.....	103
Tabelle 41:	Gesamtes Nettoergebnis absolut, pro Tonne Abfall und pro Einwohner.....	103
Tabelle 42:	Nettobeiträge der Zukunftsszenarien 2030 nach Entsorgungswegen für die EU28.....	105

Tabelle 43:	Abfallzusammensetzung vor und nach Entnahme Wertstoffe	114
Tabelle 44:	Ermittelte Kenngrößen Abfallströme.....	115
Tabelle 45:	Kenndaten Wertstoff-und Mischmüllsortieranlagen	122
Tabelle 46:	Gegenüberstellung Abfallaufkommen und -verbleib nach USEPA (2013) und EEC (2014)	130
Tabelle 47:	Recyclingquoten der Abfallfraktionen und gesamt für Status Quo und Zukunftsszenarien 2030	134
Tabelle 48:	Abfallzusammensetzung Restmüll nach Rückgewinnung in den Zukunftsszenarien	136
Tabelle 49:	Berechnete Kenngrößen Restabfall Zukunftsszenarien.....	136
Tabelle 50:	Spezifische Ergebnisse Verbrennung und Behandlung über MBA bzw. MBS in den Zukunftsszenarien	141
Tabelle 51:	Abfallzusammensetzung in Indien nach verschiedenen Quellen.....	145
Tabelle 52:	Status Abfallentsorgung 1997 (MoUD/CPHEEO 2005, S.7).....	146
Tabelle 53:	Abfallzusammensetzung verschiedene Abfallströme	148
Tabelle 54:	Siedlungsabfallerzeugung in Ägypten nach Gouvernoraten	172
Tabelle 55:	Abfallzusammensetzung in Ägypten nach verschiedenen Quellen	175
Tabelle 56:	Spezifische Vollkosten abfallwirtschaftlicher Verfahren in Abhängigkeit des BIP (Pfaff-Simoneit 2012)	199
Tabelle 57:	Erlöse der Abfallbehandlungsverfahren (Pfaff-Simoneit 2012)	200
Tabelle 58:	Übersicht CO ₂ -Vermeidungskosten Ägypten.....	201
Tabelle 59:	Übersicht CO ₂ -Vermeidungskosten Indien.....	202
Tabelle 60:	CDM-Methoden im Abfallsektor	205
Tabelle 61:	Studienvergleich Emissionsfaktoren Metall-, PPK-, Glasverwertung in kg CO ₂ -Äq/t Abfall.....	218
Tabelle 62:	Emissionsfaktoren Verpackungs-/Kunststoffverwertung in kg CO ₂ - Äq/t Abfall	225
Tabelle 63:	Massenbilanz Kunststoffaufbereitung nach Kunststoffarten	228
Tabelle 64:	Emissionsfaktoren für Kunststoffgranulate nach Kunststoffarten bzw. pro t Holz-/Betonersatz.....	228
Tabelle 65:	Recyclingraten der OECD-Mitgliedsländer nach Abfallfraktionen.....	229
Tabelle 66:	Effektive Gasfassungsraten der EU-OECD-Länder und gewichteter Mittelwert mit und ohne 50%-Deckel.....	230
Tabelle 67:	Massenströme Zukunftsszenarien	231
Tabelle 68:	Spezifische Ergebnisse für die Verbrennung im mittleren Zukunftsszenario	232

Tabelle 69:	Spezifische Ergebnisse für die Verbrennung im ideellen Zukunftsszenario	232
Tabelle 70:	Spezifische Ergebnisse für die Vergärung im ideellen Szenario	233
Tabelle 71:	Kostenrechnung Ägypten Zukunftsszenario SC-1	235
Tabelle 72:	Kostenrechnung Ägypten Zukunftsszenario SC-2	235
Tabelle 73:	Kostenrechnung Indien Zukunftsszenario 2030 mittel.....	236
Tabelle 74:	Kostenrechnung Indien Zukunftsszenario 2030 ideell.....	236

Abkürzungen

BHKW	Blockheizkraftwerk
BIP	Bruttoinlandsprodukt
CDM	Clean development mechanism
DOC	Degradable organic carbon (abbaubarer organischer Kohlenstoffgehalt)
DOCf	DOC which decomposes (Abbaurrate des DOC)
EBS	Ersatzbrennstoff
EEAA	Egyptian Environmental Affairs Agency (Ägyptisches Umweltamt)
ERC	Energy Recovery Council (trade group WtE-plants)
EU-OECD-Länder	Die 21 Mitgliedstaaten der EU28, die gleichzeitig Mitglied der OECD sind
EU ETS	EU Emissions Trading System
Fe-Metalle	Eisenmetalle
GCA	Greater Cairo Area (Großraum Kairo: Gouvernorate Kairo, Giza, Qaliubiya)
GIZ	Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
JPN	Japan
KOR	Südkorea
MBA	Mechanisch-biologische Aufbereitung
MBS	Mechanisch-biologische Stabilisierung
MCF	Methane correction factor (Methankorrekturfaktor)
Mg	Megagramm, entspricht einer metrischen Tonne
MSW	Municipal Solid Waste (Siedlungsabfall)
MSW-DST	MSW – Decision Support Tool (der USEPA ORD)
MVA	Müllverbrennungsanlage
MWC	Municipal waste combustion
NAMA	Nationally Appropriate Mitigation Actions
NE-Metalle	Nichteisen-Metalle
NIR	National Inventory Report (Nationaler Inventarbericht)
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
OX	Oxidation factor (Oxidationsfaktor)
PoA	Programmes of Activities
RDF	Refuse-derived fuel (s. EBS)
RTO	Regenerative-thermische Oxidation

SOG survey	State of Garbage in America (EEC 2014)
THG	Treibhausgas
TMP	Thermochemical pulp (Holzstoff)
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USEPA ORD	US EPA, Office of Research and Development
USEPA OSWER	US EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response
WARM	Waste Reduction Model (der USEPA OSWER)
YWCF	Yard waste composting facilities

1 Zusammenfassung

Klimaschutzpotenziale in der Abfallwirtschaft sind von bedeutendem Umfang. Sie können einen nennenswerten Beitrag zur Erreichung nationaler Treibhausgas(THG)-Minderungsziele beisteuern. Dies wurde bereits in Vorläuferstudien für Deutschland, die EU27 und in einem ersten Ansatz auch für ausgewählte Schwellen- und Entwicklungsländer mittels der Methode der Ökobilanzierung untersucht und aufgezeigt (Öko-Institut/IFEU 2005, 2010). In der vorliegenden Studie werden mit Hilfe dieser Methodik die Klimaschutzpotenziale der OECD-Staaten dargestellt und für die USA vertiefend untersucht. Zudem beinhaltet die Studie eine umfangreiche Bilanzierung der THG-Minderungspotentiale für Indien und Ägypten als ausgewählte Schwellen- und Entwicklungsländer.

Im Rahmen der nationalen Berichtspflichten nach dem Kyoto-Protokoll werden im Sektor Abfall nur direkte THG-Emissionen berücksichtigt und zudem nur jene, die nicht aus einer Abfallbehandlung mit Energieerzeugung resultieren. Entlastungseffekte, die sich aus einer energetischen Nutzung oder aus Recyclingaktivitäten ergeben, spiegeln sich in Nationalen Inventarberichten (NIR) bei den Sektoren Energie und Industrie wider. Demgegenüber bietet der ökobilanzielle Ansatz die Möglichkeit, die Auswirkungen abfallwirtschaftlicher Aktivitäten in ihrer Gesamtheit zu beurteilen. Dabei werden sowohl die Belastungen (direkte Emissionen) durch die Abfallentsorgung betrachtet als auch die Entlastungen, die aus erzeugten Sekundärprodukten oder erzeugter Energie resultieren (vermiedene Emissionen). Der Bilanzraum beginnt mit dem generierten Abfall und umfasst damit auch den Verbleib nicht gesammelter Abfälle, insofern sie in relevantem Umfang gegeben sind, wie es z.B. in Indien und Ägypten der Fall ist. Für gesammelte Abfälle ist die Sammlung, die Aufbereitung bzw. Verwertung zur Erzeugung von Sekundärprodukten oder Energie beinhaltet. Der Nutzen aus den Sekundärerzeugnissen, die dadurch erzielten Substitutionswirkungen bei der Primärherstellung von Produkten oder Energie in anderen Sektoren, ist in der Bilanz durch entsprechende Gutschriften berücksichtigt (Entlastungen). Im Unterschied zu Nationalen Inventarberichten erlaubt der Ökobilanzansatz damit die Einschätzung von Optimierungspotenzialen für den Sektor Abfall und bietet eine Orientierungshilfe für Entscheidungsträger. Die Ergebnisse stellen Potenzialaussagen dar.

Das methodische Vorgehen erfolgt in Anlehnung an ISO 14040 und 14044. Für die Betrachtung der Abfallwirtschaft bestehen einige Besonderheiten, beispielsweise dass der Bilanzraum mit dem generierten Abfall beginnt und bis zum Sekundärerzeugnis reicht statt „von der Wiege bis zur Bahre“. Auch handelt es sich beim Sektor Abfall in der Regel um ein multifunktionales System, da zumeist neben dem Nutzen der eigentlichen Entsorgung einer bestimmten Menge Abfall durch die Erzeugung von Sekundärprodukten und Energie weitere Nutzen erfüllt werden. Für multifunktionale Systeme bietet die ISO-Norm Leitlinien ohne eine weitergehende Konkretisierung. Üblicherweise werden bei Systemvergleichen die potenziellen Nutzen aus erzeugten Sekundärprodukten bzw. Energie in Form von Substitutionsprozessen angerechnet, die als Gutschriften ausgewiesen werden. Überwiegen die durch Substitution vermiedenen Emissionen die Belastungen aus der Abfallentsorgung, ergeben sich Nettoergebnisse mit negativem Vorzeichen („Einspar- oder Minderungspotenziale“). Zu verstehen ist dies als Minderung von THG-Emissionen, die potenziell in anderen Sektoren, dem Sektor Energie oder Industrie, ausgelöst wird.

Die Anrechnung zusätzlicher Nutzen ist für Systemvergleiche wie dem zwischen Ist-Situation und Zukunftsszenarien erforderlich, um Nutzengleichheit zwischen Systemen herzustellen. Allerdings gibt es keine Vorgaben wie diese Substitutionsprozesse zu wählen sind. Diese und

weitere methodische Fragen wurden in einem Methodenworkshop in Berlin am 18. Juni 2012 mit internationalen Experten diskutiert. Ziel des Austauschs war die Vergleichbarkeit und Transparenz von Ökobilanzen zu verbessern und somit deren Eignung als Entscheidungshilfe für die Politik oder für Planungen zu stärken. Die Experten waren sich einig, dass die Wahl der Substitutionsprozesse eingegrenzt werden sollte, da diese einen hohen Einfluss auf das Ergebnis hat. Für Studien mit dem Ziel nationale Minderungspotenziale auszuweisen werden einheitliche Emissionsfaktoren für Substitutionsprozesse als zielführend angesehen. Für die stoffliche Verwertung sind technische Substitutionspotenziale maßgeblich. Eine Orientierung an Sekundäranteilen auf dem Markt ist kontra-indizierend, da mit zunehmendem Sekundärmarktanteil das Substitutionspotenzial sinken würde – sprich umso mehr recycelt würde umso geringer wäre die Gutschrift und umso schlechter das Nettoergebnis.

Die methodischen Ausführungen verdeutlichen, dass Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft nicht als quantitativ exakte Treibhausgasreduktionen zu verstehen sind, sondern als Potenziale, die bedeutende Wege und Möglichkeiten bzw. Maßnahmen aufzeigen, die zu einer signifikanten THG-Minderung beitragen können.

Für diese Studie wurden in der Konsequenz des Workshops einheitliche Emissionsfaktoren für die stoffliche Verwertung abgeleitet (s. Kap. 4.2.4 und Kap. 11.1) und verwendet. Für die energetische Verwertung wurden bei den detaillierten Länderbilanzen (USA, Indien, Ägypten) marginale Substitutionsprozesse angerechnet (Substitution fossiler Brennstoffe). Bei der OECD-Bilanz wurde für erzeugten Strom anstatt dessen die landesspezifische durchschnittliche Stromerzeugung gegenübergestellt, da für diese valide Daten verfügbar sind.

Datenlage OECD-Länder, EU28 und USA

Die Darstellung der Abfallwirtschaft der OECD-Länder und der EU28 basiert auf statistischen Daten von OECD und Eurostat. Diese Daten, die in ihrer Qualität unterschiedlich sind, konnten im Rahmen dieser Studie nicht für alle 34 OECD-Länder bzw. 28 EU-Staaten, plausibilisiert oder hinterfragt werden. Einige für die Bilanz notwendige Daten, die aus den Statistiken nicht verfügbar waren, wurden aus nationalen Veröffentlichungen ergänzt. Oftmals mussten jedoch diese Lücken mit plausiblen Annahmen geschlossen werden.

Für die gesonderte USA-Bilanz wurden Veröffentlichungen der USEPA umfassend ausgewertet, so dass hier ein höherer Grad der Genauigkeit erreicht werden konnte. Datenunsicherheiten bestehen allerdings auch bei den Angaben nach USEPA. Diese konnten aber identifiziert und in Sensitivitätsanalysen untersucht werden. Für die USA wurden zwar Daten aus der USA-Bilanz in die OECD-Bilanz übernommen, allerdings aus Gründen der Symmetrie nicht in dem Detaillierungsgrad der für die USA-Bilanz möglich war.

OECD-Bilanz

Die Siedlungsabfallströme in den 34 Mitgliedsländern der OECD werden anhand der statistischen Angaben von Eurostat und OECD für den Zeitraum 2008 bis 2010 abgebildet. Im OECD Raum wird davon ausgegangen, dass das Abfallaufkommen mit den behandelten Abfallmengen übereinstimmt; es in diesem Raum also keine nennenswerten Mengen an nicht gesammelten oder nicht behandelten Siedlungsabfällen gibt. Eurostat und OECD weisen keine fraktionsspezifischen Recyclingraten aus, diese mussten auf Basis von Länderinformationen und anderen Annahmen ermittelt werden. Auch die Abfallzusammensetzung oder der Technikstand der jeweiligen Abfallbehandlung wurden, soweit möglich, nationalen Angaben entnommen, die sich allerdings teils auf weiter zurückliegende Zeithorizonte beziehen.

Vielfältig mussten auch plausible Annahmen getroffen werden. So wurden die Abfallkennndaten (Heizwert, Kohlenstoffgehalt) und die Abfallzusammensetzung Deutschlands wie in der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) für die EU28 verwendet. Als Wirkungsgrade der thermischen Nutzung in Müllverbrennungsanlagen wurden die Werte für die EU nach (CEWEP 2012) auf alle Länder, mit Ausnahme der USA, übertragen. Für gefasstes Deponiegas wurde, analog zur USA-Bilanz, eine 50%ige Nutzung in Blockheizkraftwerken (BHKW) angenommen (Rest Fackel).

Für die Auswertung wurden in Anlehnung an (OECD 2012) die drei Regionen „Amerika“, „Europa, Türkei und Israel“ sowie „Japan, Südkorea und Pazifik“ unterschieden. Insgesamt wurden in den 34 OECD-Ländern rd. 649 Mio. Tonnen Siedlungsabfall behandelt (521 kg/E*a). Die Aufteilung dieser Menge auf die drei Regionen sowie den prozentualen Abfallverbleib zeigt Tabelle 1.

Tabelle 1: Abfallaufkommen und -verbleib in den OECD-Ländern

	„Amerika“	„Europa, Türkei und Israel“	„Japan, Südkorea und Pazifik“	OECD gesamt
behandelte Abfallmenge in 1.000 t	291.508	263.893	85.339	640.740
behandelte Abfallmenge in kg/(E*a)	607	469	421	514
Recycling in %	24%	25%	31%	25%
Kompostierung in %	8%	13%	0,3%	9%
Verbrennung (ohne Energie) in %	0,1%	3%	4%	2%
Verbrennung (mit Energie) in %	9%	20%	48%	18%
Deponierung in %	60%	38%	17%	45%

Abweichungen in der Summe der Abfallbehandlung zu 100% ergeben sich durch die hier nicht aufgeführte Restmüllkompostierung

In Summe wird in den OECD-Ländern der überwiegende Anteil der Siedlungsabfälle deponiert. In der Region „Amerika“ dominiert die Deponierung, während in „Europa, Türkei und Israel“ etwa gleich viele Abfälle deponiert wie stofflich verwertet (Recycling und Kompostierung) werden. In der Region „Japan, Südkorea und Pazifik“ überwiegt die Verbrennung mit Energieerzeugung („mit Energie“) bedingt durch die Gegebenheiten in Japan und in Südkorea. Eine Abfallverbrennung ohne Energieerzeugung („ohne Energie“) findet nur vereinzelt statt, zu etwas höheren Anteilen in einigen EU-Ländern sowie in Japan und in Südkorea.

Die Bilanzierung der Abfallwirtschaft der OECD-Länder führt im Nettoergebnis zu einer THG-Belastung von rd. 66 Mio. t CO₂-Äq (Tabelle 2). Ursache hierfür sind vor allem die Deponierung und die damit einhergehenden Methanemissionen aus dem biologischen Abbau der organischen Abfallanteile. Dabei ist bereits berücksichtigt, dass das Deponiegas anteilig gefasst und zu 50% zur Energieerzeugung in BHKW genutzt wird. Auf der Basis des nationalen Inventarberichts zur EU28 wurde eine mittlere effektive Gasfassungsrate für die EU-OECD-Länder in Höhe von 34,6% abgeleitet, wobei länderspezifisch eine maximale effektive Gasfassungsrate von 50% gesetzt wurde. Diese Deckelung der maximalen effektiven Gasfassungsrate wurde einheitlich angesetzt (auch für die USA), da diese als technisch maximal mögliche Gasfassung über die gesamte Ablagerungsdauer (100-Jahreshorizont) angesehen wird. Die effektive Gasfassungsrate für Nicht-EU-OECD-Länder wurde soweit verfügbar ebenfalls aus

nationalen Angaben übernommen, ansonsten wurde der für die EU-OECD-Länder ermittelte Durchschnittswert verwendet. Daraus ergeben sich folgende effektive Gasfassungsraten:

„Amerika“:	43,7%
„Europa, Türkei und Israel“:	31,0%
„Japan, Südkorea und Pazifik“:	16,0% ¹
OECD gesamt	37,9%

Da in der Region „Japan, Südkorea und Pazifik“ nur 17% der Abfälle deponiert werden, ergibt sich für diese Region als einzige eine Nettoentlastung im Ergebnis. Die Beiträge aus der Verbrennung mit Energieerzeugung variieren mit dem jeweiligen als Substitutionsprozess angerechneten nationalen Strommix. Bei Ländern mit höheren Anteilen an Erneuerbaren Energien oder Atomkraftwerken kann sich trotz Energieerzeugung im länderspezifischen Nettoergebnis der Verbrennung eine Belastung ergeben, da kaum fossile Brennstoffe ersetzt werden (z.B. Schweiz, Norwegen).

Tabelle 2: Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt in den OECD-Ländern

in 1.000 t CO ₂ -Äq	„Amerika“	„Europa, Türkei und Israel“	„Japan, Südkorea und Pazifik“	OECD gesamt
Sammlung, Sortierung, Transport*	6.041	5.094	2.271	13.407
Deponierung	122.336	81.904	13.122	217.362
Verbrennung (ohne Energie)	77	3.226	1.183	4.486
Verbrennung (mit Energie)	-574	-3.234	-2.241	-6.049
Recycling	-67.764	-74.107	-21.642	-163.514
Kompostierung	174	291	2	466
Nettoergebnis**	60.323	13.339	-7.305	66.358

*Sammlung, Sortierung und Transport wurden für alle OECD Länder pauschal gleich berechnet

**Das Nettoergebnis beinhaltet die Belastungen der Restmüllkompostierung, die aufgrund geringer Mengen nicht separat aufgeführt sind.

Aus Klimaschutzsicht besteht ein relevantes Optimierungspotenzial für die Abfallwirtschaft in den OECD-Ländern, das in zwei Zukunftsszenarien für das Jahr 2030 – einem mittleren und einem ideellen – untersucht wurde. Die Optimierungen betreffen v.a. Mengenstromlenkungen zum Teil aber auch technische Maßnahmen wie z.B. eine angenommene Steigerung der Effizienz der Energieerzeugung in der Abfallverbrennung.

Im mittleren Zukunftsszenario wurde angenommen, dass die deponierte Abfallmenge halbiert werden kann. Für Deponien wurde generell eine Gasfassung unterstellt, wodurch die mittlere gewichtete effektive Gasfassungsrate für die OECD-Länder von 37,9% auf 50% ansteigt (Maximalwert, s.o.). Für einen Teil der nicht mehr deponierten Menge wurde eine stoffliche Verwertung angesetzt. Für den verbleibenden Restmüll wurde zu 80% eine Verbrennung mit Energieerzeugung unterstellt und zu 20% eine Behandlung in anaeroben mechanisch-

¹ In Japan wird statt auf eine Gasfassung auf die Belüftung von Deponien zur Methanreduzierung gesetzt; in der Bilanz ist das durch den Methankorrekturfaktor berücksichtigt.

biologischen Behandlungsanlagen (MBA). Die Behandlung in der MBA führt zur Erzeugung einer Ersatzbrennstoff-(EBS)-Fraktion für die eine Nutzung je zur Hälfte in EBS-Heizkraftwerken (EBS-HKW) und in Kohlekraft- oder Zementwerken angesetzt wurde. Der verbleibende Anteil des Restmülls wird biologisch behandelt und als stabilisierter MBA-Rest mit deutlich reduzierten Methanrestgasemissionen abgelagert. Die Annahme der Behandlung in MBA erleichtert einen schrittweisen Ausstieg aus der Deponierung von Siedlungsabfällen, da dadurch anteilig vorhandene Deponiekapazitäten weiterhin genutzt werden können.

Im ideellen Zukunftsszenario wurde, wie in allen Bilanzen, die vollständige Aufgabe der Deponierung angenommen. Die nicht mehr deponierten Mengen wurden wiederum anteilig einer stofflichen Verwertung und einer Restmüllbehandlung, wie für das mittlere Szenario beschrieben, zugeordnet. Allerdings wird im ideellen Szenario angenommen, dass die 20% des Restmülls, die im mittleren Szenario in einer MBA behandelt wurden, jetzt in eine mechanisch-biologische Stabilisierung (MBS) gelangen. Bei der MBS ist das Hauptziel der Behandlung die Erzeugung einer EBS-Fraktion, für die weiterhin eine hälftige Nutzung in EBS-HKW und in Kohlekraft- oder Zementwerken angenommen wurde. Zur Ablagerung gelangt lediglich noch eine Inertfraktion, die nach der Behandlung aus dem stabilisierten Material abgetrennt wird.

Die Ergebnisse der Zukunftsszenarien im Vergleich zur Ist-Situation („business as usual“, BAU) zeigt Tabelle 3. Durch die Reduzierung bzw. Aufgabe der Deponierung und alternative stoffliche Verwertung sowie energetische Nutzung der Abfälle lassen sich signifikante THG-Minderungen erreichen. Bereits im mittleren Szenario wird für die OECD gesamt eine Nettoentlastung erreicht. Für „Japan, Südkorea und Pazifik“ wird die Nettoentlastung gesteigert, in den beiden anderen Regionen wird die Nettobelastung der Ist-Situation in eine Nettoentlastung gewandelt, wobei in der Region „Amerika“ anteilig die größten Beiträge erzielt werden können. Im ideellen Szenario können die Nettoentlastungen nochmals signifikant gesteigert werden. Insgesamt wird in der OECD, unter den angesetzten Rahmenbedingungen und Optimierungen, eine Nettoentlastung von rd. -155 Mio. t CO₂-Äq im mittleren Szenario und von ca. -287 Mio. t CO₂-Äq im ideellen Szenario erreicht.

Tabelle 3: Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt Ist-Situation und Zukunftsszenarien 2030 in den OECD-Ländern

in 1.000 t CO ₂ -Äq	„Amerika“	„Europa, Türkei und Israel“	„Japan, Südkorea und Pazifik“	OECD gesamt
Ist-Situation (BAU)	60.323	13.339	-7.305	66.358
Mittleres Szenario	-57.195	-69.696	-27.572	-154.646
Ideelles Szenario	-144.143	-108.475	-34.387	-286.906

EU28-Bilanz

Da nicht alle Länder der Europäischen Union auch Mitgliedsländer der OECD sind, wurde für die EU28 eine zusätzliche Bilanzierung durchgeführt. Hierzu wurden die statistischen Daten der sieben Nicht-OECD-EU-Länder zusätzlich ausgewertet. Das Siedlungsabfallaufkommen der EU28 betrug nach Eurostat rund 240 Mio. t (476 kg/E*a). Die Behandlung der Abfälle teilt sich auf in:

- 34% Deponierung
- 20% Verbrennung mit Energieerzeugung

- 27% Recycling
- 15% Kompostierung
- 4% Verbrennung ohne Energieerzeugung

Für die Ist-Situation zeigt sich in der THG-Bilanz eine Nettoentlastung von rd. -8 Mio. t CO₂-Äq. Das Ergebnis ist zwar aufgrund unterschiedlicher Gesamtabfallmengen nicht direkt mit dem der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) vergleichbar (Abfallaufkommen 2007 rd. 260 Mio. t), eine qualitative Verbesserung ist jedoch erkennbar, da anteilig weniger Abfall deponiert wird, eine höherer effektive Gasfassungsrate gegeben ist und höhere Entlastungseffekte durch Recycling erreicht wurden.

In den beiden Zukunftsszenarien kann eine relevante THG-Entlastung erreicht werden. Für das mittlere Szenario ergibt sich die Nettoentlastung zu rund -65 Mio. t CO₂-Äq., für das ideelle Szenario zu rund -100 Mio. t CO₂-Äq. Insgesamt wird im ideellen Szenario, unter den angesetzten Rahmenbedingungen und Optimierungen, eine Steigerung der Entlastung von 92 Mio. t CO₂-Äq erreicht.

USA-Bilanz

Die Daten zum Abfallaufkommen und -verbleib für die USA entstammen den Angaben der USEPA für das Jahr 2011, angegeben in U.S. short tons (USEPA 2013a, b). Von einer Umrechnung in metrische Tonnen wurde abgesehen, um eine möglichst umfassende Nachvollziehbarkeit der Daten zu ermöglichen. Alle Abfallmengen in diesem Abschnitt sind in short tons angegeben; metrische Tonnen sind zur klaren Differenzierung in Megagramm (Mg) ausgewiesen.

Des Weiteren gilt zu beachten, dass die Ergebnisse nicht direkt mit denen für die USA in der OECD-Bilanz vergleichbar sind, da die USA-Bilanz in einem höheren Genauigkeitsgrad vorgenommen werden konnte. Beispielsweise konnten Abfallmengen, die üblicherweise nicht dem Siedlungsabfall zuzuordnen sind, aus der Mengenzbilanz bzw. der Bewertung ausgenommen werden (Altreifen, Blei aus Starterbatterien). Die Oxidationsrate für gebildetes Deponiegas wurde den nationalen Gegebenheiten der USA entsprechend mit 10% angesetzt, während für die OECD-Bilanz diese symmetrisch und konservativ für alle OECD-Länder zu 0% gesetzt wurde, da die reale Situation nicht für alle 34 Länder ermittelt werden konnte. Ein weiterer wesentlicher Unterschied besteht darin, dass erzeugter Strom in der USA-Bilanz mit dem Marginalansatz bewertet wurde (hier 100% Kohlestrom), während in der OECD-Bilanz einheitlich für alle 34 Länder der jeweilige nationale Strommix als Substitutionsprozess angerechnet wurde.

Insgesamt wurden in den USA im Jahr 2011 rund 250 Mio. short tons Siedlungsabfall behandelt. Dies entspricht rund 225 Mio. Mg (721 kg/(E*a)). Die Abfallbehandlung erfolgte zu

- 54% Deponierung
- 11% Verbrennung mit Energieerzeugung
- 27% Recycling
- 8% Kompostierung

Damit wurde der überwiegende Anteil der Abfälle deponiert. Die US amerikanischen Deponien sind umfassend mit Gasfassungssystemen ausgestattet. Die effektive Gasfassungsrate über die gesamte Ablagerungsdauer (100-Jahreshorizont) wurde mit 50% angesetzt (generell gesetzter Maximalwert, s.o.), auch wenn Deponiebetreiber in den USA deutlich höhere Gasfassungsraten angegeben und auch in der Literatur sowie in Veröffentlichungen der USEPA höhere Werte

und Messdaten zu finden sind. Diese Gasfassungsraten beziehen sich auf die Gasfassungsphase und können somit nicht für die gesamte Ablagerungsdauer geltend gemacht werden. Nach dem Nationalen Inventarbericht der USA (USEPA 2012) wird etwa die Hälfte des gefassten Deponiegases energetisch genutzt, bilanziert wurde vereinfacht eine Nutzung in BHKW.

In den waste-to-energy(WtE)-Anlagen wird bei der Abfallverbrennung überwiegend nur Strom erzeugt, der mittlere Nettowirkungsgrad wurde mit 19% ermittelt. Die entscheidenden Kenndaten für die Abfallverbrennung (Heizwert und fossiler Kohlenstoffgehalt) wurden aus Messdaten abgeleitet, die von der Covanta Energy Cooperation zur Verfügung gestellt wurden, einem wesentlichen Anlagenbetreiber und Anbieter von WtE-Anlagen in den USA. Der biogene Kohlenstoffgehalt für die deponierten Mengen wurde für den Status Quo als Differenz der Werte für die Verbrennung und der Abfallzusammensetzung nach USEPA berechnet.

Bei der Kompostierung handelt es sich vornehmlich um eine einfache offene Kompostierung von Grünabfällen. Eine Mischmüllkompostierung erfolgt nur für einen Mengenanteil von 0,2% und wurde in der Bilanz vernachlässigt.

Für die recycelten Mengen wurden die Anteile ermittelt, die aus einer sortenreinen Sammlung resultieren sowie jene aus einer Sortierung von gesammelten Wertstoffgemischen und aus einer Sortierung von Mischmüll und entsprechend bilanziert (Stromaufwand). Mit Abstand den größten Anteil an der gesamten Recyclingmenge nimmt mit 70% Altpapier ein. Die Recyclingquote für diese Abfallfraktion liegt bei 66%. Die Recyclingquoten der weiteren Wertstofffraktionen liegen zwischen 8% (Kunststoffe) und 33% bzw. 38% (Fe- bzw. NE-Metalle)².

Die Bilanzierung der Abfallwirtschaft der USA für das Jahr 2011 führt im Nettoergebnis zu einer THG-Belastung von rd. 18 Mio. t CO₂-Äq. Diese setzt sich wie folgt zusammen:

Nettobelastung Sammlung:	+2,2 Mio. Mg CO ₂ -Äq
Nettobelastung Deponierung:	+64,7 Mio. Mg CO ₂ -Äq
Nettoentlastung Recycling:	-44,7 Mio. Mg CO ₂ -Äq
Nettoentlastung Verbrennung:	-3,5 Mio. Mg CO ₂ -Äq
Nettoentlastung Kompostierung:	-0,6 Mio. Mg CO ₂ -Äq

In Sensitivitäten wurde der Einfluss einer höheren effektiven Deponiegasfassungsrate untersucht sowie der Einfluss der Anrechnung einer C-Senke (Deponie, Kompostanwendung). In beiden Fällen würde sich eine Umkehr im Nettoergebnis ergeben, aber für beide Aspekte gilt, dass sie nicht gesichert belegt werden können. Die C-Senke wird auch nach den IPCC guidelines (IPCC 2006) nicht angerechnet. Für die Verbrennung wurde der Unterschied bei Anrechnung der Stromerzeugung anhand des länderspezifischen Strommixes, der Unterschied bei abweichenden Kenndaten (höherer fossiler Kohlenstoffgehalt) sowie bei anteiliger Verbrennung in Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) untersucht. In allen drei Fällen bleibt es bei einer Nettobelastung, die in den ersten beiden Fällen höher, im letzteren Fall niedriger ausfällt.

Eine Besonderheit für die USA besteht in der Erhebungsmethode der USEPA zur Bestimmung des Abfallaufkommens. Diese entspricht einem Top-Down-Ansatz: durch Auswertung von Produktions- und Handelsstatistiken werden das Abfallaufkommen und dessen Verbleib abgeschätzt. Dem gegenüber wird regelmäßig auch eine Bottom-Up-Erhebung durch das Earth

² Die Quote für NE-Metalle unterteilt sich in 21% für Aluminium und 68% für sonstige NE-Metalle, wobei letztere durch Blei aus Bleibatterien geprägt ist, das in der THG-Bilanz nicht berücksichtigt wurde.

Engineering Center (ECC) der Columbia University und dem BioCycle Journal durchgeführt („SOG-survey“). Dabei werden die Abfallbehörden der US-Staaten zu Abfallaufkommen und – verbleib befragt. Allerdings bestehen auch bei dieser Erhebungsmethode Unsicherheiten, da nur die an Deponien und WtE-Anlagen angedienten Mengen berichtspflichtig sind und teilweise keine Verwiegung der Siedlungsabfälle erfolgt, so dass diese abgeschätzt werden. Der „SOG survey“ weist im Vergleich zu den USEPA-Daten deutlich höheren Abfallmengen aus, insbesondere deutlich höhere deponierte Mengen. Im Jahr 2011 würde das Abfallaufkommen danach in den USA bei etwa 389 Mio. short tons liegen von denen 64% deponiert werden. Mit den Erhebungsdaten aus dem „SOG survey“ ergibt sich für die Ist-Situation eine 3,6-fach höhere Nettobelastung von 64,5 Mio. Mg CO₂-Äq. Die Belastung aus der Deponierung liegt fast doppelt so hoch.

Für die USA wurde ebenfalls ein mittleres und ein ideelles Zukunftsszenario untersucht mit den folgenden Randbedingungen:

2030 mittel:	45% Recycling, 25% Verbrennung, 30% Deponie
2030 ideell:	60% Recycling, 40% Verbrennung, 0% Deponie

Wie bei der OECD-Bilanz wurde für die „verbrannten“ Mengen angenommen, dass diese zu 80% direkt WtE-Anlagen zugeführt werden und zu 20% über eine anaerobe MBA im mittleren und eine MBS im ideellen Szenario behandelt würden. Für das gesteigerte Recycling wurden fraktionsspezifische Recyclingquoten abgeleitet. Für die im ideellen Szenario angenommenen zusätzlich erfassten Küchenabfälle wurde eine Vergärung gerechnet. Die Kenndaten des Restabfalls nach Abzug der recycelten und kompostierten Mengen wurden entsprechend der jeweils neuen Zusammensetzung neu bestimmt und abweichend zum Status Quo für die Verbrennung und die Deponierung gleich angesetzt. Denn mit zunehmenden Anteilen der Verbrennung in den Zukunftsszenarien lässt sich eine unterschiedliche Qualitätszuordnung nicht plausibel beibehalten. Neben der Mengenumlenkung wurden technische Optimierungen angenommen wie z.B. ein KWK-Betrieb bei der Müllverbrennung analog der Annahme in der OECD-Bilanz.

Die Nettoergebnisse der Zukunftsszenarien im Vergleich zum Status-Quo zeigt Tabelle 4. Wie bei der OECD-Bilanz zeigt sich auch hier, dass durch die Reduzierung bzw. Aufgabe der Deponierung und die alternative stoffliche Verwertung sowie energetische Nutzung des Restmülls signifikante THG-Minderungen erreicht werden können. Die gesteigerten Entlastungen aus der Verbrennung sind dabei vor allem durch die Umstellung von reiner Stromerzeugung auf KWK-Nutzung bedingt. Im mittleren Szenario wird gegenüber dem Status Quo eine THG-Minderung von rd. 72 Mio. Mg CO₂-Äq erreicht. Im ideellen Szenario führt die Aufgabe der Deponierung und der umgekehrt weiter gesteigerten Verwertung nochmals zu einer 2,6-fach höheren Nettoentlastung im Vergleich zum mittleren Szenario.

Tabelle 4: Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt Status Quo und Zukunftsszenarien 2030 in den USA

in 1.000 Mg CO ₂ -Äq	Status Quo	2030 mittel	2030 ideell
Sammlung	2.151	2.151	2.151
Deponierung	64.689	39.591	0
Verbrennung (mit Energie)	-3.454	-28.840	-50.840
Recycling	-44.688	-65.906	-89.850
Kompostierung/Vergärung	-595	-712	-2.863
Gesamtnettoergebnis	18.104	-53.717	-141.402

Bilanz Indien

Die Daten zum Abfallaufkommen und -verbleib in Indien wurden offiziellen Quellen sowie weiteren einschlägigen Veröffentlichungen entnommen. Die Datenqualität ist allerdings wie häufig in Entwicklungs- und Schwellenländern eingeschränkt. Vielfach besteht keine Kenntnis zu den tatsächlichen Abfallmengenströmen. In Indien gilt dies insbesondere für ländliche Gebiete, für Städte liegen Untersuchungen vor. Die beschriebene Situation führt für Indien mit seinen rund 1,2 Milliarden Einwohnern dazu, dass das Abfallaufkommen in Indien zwischen 42 Mio. t (147 kg/(E*a)) in den städtischen Regionen und 243 Mio. t (201 kg/(E*a)) in Gesamtindien liegen kann. Für die Bilanz wurden Zahlenwerte nach einer Weltbank-Studie verwendet (WBI 2008). Diese beziehen sich zwar nur auf die städtischen Regionen, bieten aber ein geschlossenes Gesamtbild.

Nach den Angaben in (WBI 2008) ergibt sich für die 42 Mio. t Gesamtabfallaufkommen in urbanen Stadtgebieten folgendes Bild:

- 9,5% nicht-erfasste Abfälle (98% ungeordnete Deponierung, 2% offene Verbrennung)
- 9,5% informelle Haustürsammlung Wertstoffe
- 81% erfasste Abfälle:
 - 94% ungeordnete Deponierung (davon 10% Deponief Feuer)
 - 5% Kompostierung (Mischmüll)
 - 1% durch informellen Sektor aussortierte Wertstoffe

Seitens der GIZ Indien wird angenommen, dass relevante Mengen an Organikabfall auf den Straßen und an den Umladestationen von Kühen und anderen Tieren gefressen werden (bis zu 60%). Dieser Aspekt wurde in der Bilanz nicht berücksichtigt, da zum einen die Menge nicht bestimmt werden kann und zum anderen diese Praxis hygienisch bedenklich ist und auch nach offiziellen Vorgaben zu unterbinden ist.

Der informelle Sektor ist in Indien auf zwei Ebenen aktiv. Zum einen gibt es die Haustürsammlung bei der den Bewohnern und Bewohnerinnen ihre Wertstoffabfälle abgekauft werden (Zeitungen, Dosen, Glas, Plastiktüten, Altkleider) und zum anderen die „waste picker“, die Wertstoffe von den Straßen und Deponien aussortieren. Bei der nach (WBI 2008) abgeleiteten Wertstoffmenge handelt es sich um eine Schätzung, die wahrscheinlich die Aktivitäten der waste picker deutlich unterschätzt. Allerdings berechnet sich auf Basis dieser Gesamtwerte und der Abfallzusammensetzung für Indien bereits eine Recyclingquote von 45% für die Wertstofffraktionen. Für die erfassten Wertstoffe wurden auch für Indien die einheitlichen Emissionsfaktoren angewendet. Für das Kunststoffrecycling wurde von einer „niedrigen“ Substitutionswirkung ausgegangen, da Sekundärgranulate für eher dickwandige

Produkte wie z.B. Blumenkübel eingesetzt werden. Dadurch werden nach europäischen Erfahrungswerten eher Holz und Beton ersetzt und nur anteilig Primärkunststoffe.

Deponien sind in Indien ungeordnet, ohne Basisabdichtung, Sickerwasserfassung oder Gasfassung. Bestenfalls werden die deponierten Abfälle mit Bulldozern eingeebnet. Damit unterscheiden sich die „offiziellen“ Deponien nicht von den illegalen Ablagerungen und wurden in der Bilanz gleich bewertet. In der zweiten Mitteilung Indiens an die UNFCCC (MoEF 2012) wird von einer flächigen Ablagerung ausgegangen (< 5 m). Nach den IPCC guidelines werden solche Ablagerungen mit einem Methankorrekturfaktor bewertet, da aufgrund eingeschränkter anaerober Verhältnisse von einer geringeren Methanbildung ausgegangen wird (40% des Methanbildungspotenzials). Der Wert wurde in der Bilanz für Indien übernommen.

Bei der Abfallbehandlung zur Kompostierung („einfache MBA“) werden Siedlungsabfälle zunächst mechanisch separiert, die Siebfraktion <100 mm wird kompostiert. Produkt ist Mischmüllkompost, dem in der Bilanz aufgrund hoher Schadstoffgehalte und geringer Nährstoffgehalte kein Nutzen zugeordnet ist. Abgetrennte Inertabfälle werden i.d.R. abgelagert. Der Siebüberlauf kann als EBS-Fraktion eingesetzt werden. Die Möglichkeiten sind in Indien aber begrenzt, es gibt vermutlich nur zwei EBS-Kraftwerke und Zementwerke können subventionierte Kohle beziehen. Für die Bilanz wurde angenommen dass 70% der EBS-Fraktion abgelagert werden.

Für die im Standardfall betrachteten 42 Mio. t ergibt sich für die Situation in Indien im Ergebnis der THG-Bilanz eine Nettobelastung in Höhe von 9,4 Mio. t CO₂-Äq. Bei einem hohen Abfallaufkommen von 243 Mio. t würde die Nettobelastung mit 54,5 Mio. t CO₂-Äq um knapp das 6-fache höher ausfallen. Das Nettoergebnis setzt sich wie folgt zusammen (Werte in Klammern bei hohem Abfallaufkommen von 243 Mio. t):

Nettobelastung Deponierung:	12,3 Mio.t CO ₂ -Äq	(71 Mio. t CO ₂ -Äq)
Nettobelastung offene Verbrennung:	0,6 Mio. t CO ₂ -Äq	(3 Mio. t CO ₂ -Äq)
Nettobelastung einfache MBA:	0,2 Mio. t CO ₂ -Äq	(1 Mio. t CO ₂ -Äq)
Nettoentlastung Recycling:	-3,6 Mio. t CO ₂ -Äq	(-21 Mio. t CO ₂ -Äq)

Die Anrechnung einer C-Senke bei der Deponierung bewirkt für Indien keine Umkehr im Nettoergebnis. Wird eine geringere landesweite Erfassungsquote von 60% angesetzt, ändert sich das Nettoergebnis kaum, da dies bei der gegebenen Situation in Indien im Wesentlichen eine Verlagerung von einer ungeordneten Deponierung hin zu einer illegalen Ablagerungen bedeutet, was in der THG-Bilanz gleich bewertet ist.

Auch für Indien wurden zwei Zukunftsszenarien – ein mittleres und ein ideelles – abgeleitet. Generell wurde für beide Szenarien keine Veränderung für die Wertstoffsammlung durch den informellen Sektor vorgenommen. Für die verbleibenden Abfälle wurde eine vollständige Erfassung angenommen. Für das mittlere Szenario wurden Maßnahmen und Techniken in Erwägung gezogen, die eine gewisse Umsetzungswahrscheinlichkeit haben. Eine Abkehr von der Deponierung ist in Indien gewünscht, allerdings weniger aus Klimaschutzgründen als vielmehr aus Platzgründen. Fläche ist rar und relativ teuer. Die Abfallverbrennung ist in Indien sehr umstritten. Zum einen aufgrund schlechter Erfahrungen mit Anlagen, die wegen Fehlplanungen fehlgeschlagen sind (zu geringer Heizwert, Organikanteil geringer als erwartet, zu teuer, Wartungsprobleme) und zum anderen aus Sorge vor Gesundheitsgefährdungen. Seit Mitte 2012 ist eine Anlage in New Delhi, Okhla in Betrieb, für die allerdings in Stichprobenmessungen hohe Dioxin- und Furanemissionen ermittelt wurden.

Vor diesem Hintergrund wurden für das mittlere Szenario folgende Annahmen für die Restmüllbehandlung getroffen:

- 50% geordnete Deponie, 20% effektive Gasfassung, Fackel
- 50% einfache MBA wie Status Quo, aber mit vollständiger Nutzung EBS im Zementwerk

Für das ideale Szenario wurde auch für Indien die Aufgabe der Deponierung angesetzt. Für die Restmüllbehandlung wurden folgende Verfahren angenommen:

- 50% MVA, Voraussortierung und Verwertung Kunststoffe
- 50% MBS mit RTO, EBS Nutzung im Zementwerk

Die Nettoergebnisse der Szenarien zeigt Tabelle 5. Für die Deponierung ergibt sich im mittleren Szenario gegenüber der Ist-Situation kein Unterschied bzw. eine leichte Erhöhung der Nettobelastung. Dies ist dem Umstand geschuldet, dass eine geordnete Deponierung anaerobe Bedingungen und damit ein 100%iges Methanbildungspotenzial aufweist, so dass hier trotz der geringeren abgelagerten Menge und trotz der anteiligen Gasfassung etwas mehr Methan freigesetzt wird als im Status-Quo mit einem 40%igen Methanbildungspotenzial (s.o.). Dies muss ggf. billiger in Kauf genommen werden auf dem Weg zu einer geordneten, integrierten Abfallwirtschaft. Aus gesundheitlichen Gründen ist dieser Weg unbedingt zu befürworten, so nicht andere Maßnahmen in Frage kommen, die einen schnellen Ausstieg aus der Deponierung erlauben. Im Gesamt Nettoergebnis bleibt es im mittleren Szenario aufgrund der weiterhin erfolgenden Deponierung bei einer Nettobelastung. Erst im ideellen Szenario mit Aufgabe der Deponierung ergibt sich eine Umkehr im Nettoergebnis.

Tabelle 5: Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt Status Quo und Zukunftsszenarien 2030 in Indien

in 1.000 t CO ₂ -Äq	Status Quo	2030 mittel	2030 ideell
Deponierung	12.293	12.792	-
Verbrennung (offen / MVA)	573	-	-1.363
einfache MBA / MBS	201	-1.269	-7.560
Recycling	-3.636	-3.636	-3.636
Gesamt Nettoergebnis	9.430	7.886	-12.559

Bilanz Ägypten

Wie in Indien zeigte sich auch in Ägypten die Datenlage zu Abfallaufkommen und -verbleib schwierig. Verfügbar sind Schätzwerte eines regionalen Netzwerks für Abfallwirtschaft (Sweep-Net) und ältere (Bezugsjahr 2006) offizielle Werte des Handelsministeriums, die beide für die Bilanzierung verwendet wurden. Das gesamte Abfallaufkommen mit Bezugsjahr 2010 wurde zu rund 21 Mio. Tonnen ermittelt (260 kg/(E*a)). Die landesweite Abfallerfassungsrate wurde auf Basis von Angaben für die insgesamt 27 Gouvernorate Ägyptens zu 54% berechnet. In dieser Rate enthalten ist mit 11% auch die im Großraum Kairo übliche Erfassung, die traditionell informell ist. Die sogenannten „Zabbaleen“ holen hierbei den Siedlungsabfall gegen Gebühr an den Haustüren ab, wofür sie seitens der lokalen Behörde gegen Entgelt eine Lizenz erhalten. Der gesammelte Abfall wird in den Wohngebieten der Zabbaleen, den „garbage cities“ manuell sortiert und teils bis hin zu einem Sekundärrohstoff bzw. -produkt aufbereitet. Nach Angaben in (CID/GTZ 2008) wurden 28% des gesammelten Abfalls recycelt. Organikabfall wurde als Tierfutter (vorwiegend für Schweine) verwendet (52%) und die ca. 20% Rest

ungeordnet deponiert. Weitere informelle Aktivitäten wie Kauf und Tausch von Haushaltsgegenständen oder Wertstoffabfällen sowie auch Aktivitäten von waste pickern sind bekannt, wurden aber in der Bilanzierung aufgrund des geringen bzw. nicht bestimmbareren Mengenanteils nicht berücksichtigt.

Für die nicht-erfassten Abfälle wurde angenommen, dass diese überwiegend ungeordnet abgelagert und auf dem Land auch offen verbrannt werden. Allerdings wird von ländlichen Gebieten auch berichtet, dass Abfälle als Brennstoff zum Kochen oder als Tierfutter verwendet werden (Sensitivität). Die formell gesammelten Mengen werden überwiegend ungeordnet deponiert, ein kleinerer Anteil auch kompostiert und recycelt. Insgesamt ergibt sich für Ägypten folgendes Bild:

- 46% nicht-erfasste Abfälle (88% ungeordnete Deponierung, 12% offene Verbrennung)
- 11% informelle Haustürsammlung (Zabbaleen, Großraum Kairo)
- 43% formell erfasste Abfälle:
 - 83,5% ungeordnete Deponierung
 - 5% geordnete Deponierung
 - 9% Kompostierung (Mischmüll)
 - 2,5% Recycling

Eine besondere Problematik besteht für die Bilanzierung für Ägypten in den verfügbaren Angaben zur Abfallzusammensetzung, da diese eklatant voneinander abweichen. Landesweite Schätzwerte für den generierten Abfall nach Sweep-Net stehen Messungen für formell erfasste Abfälle in zwei der 27 Gouvernorate gegenüber. Erstere bestehen zu 56% aus Organik und 29% aus trockenen Wertstoffen, letztere aus 88% Organik und 7% Wertstoffen (Rest jeweils „sonstige“). Die Diskrepanz ließ sich auch nicht mit der Annahme auflösen, dass in den formell erfassten Abfällen der Großteil der Wertstoffe zum Recycling entnommen sei. Die resultierenden Zahlen weichen stark von anderen Datenquellen ab (z.B. nationale Studie zum Plastikrecycling). Das Problem wurde im Rahmen der Bilanzierung durch Annahmen und Sensitivitätsanalysen berücksichtigt. So wurde z.B. für die 11% informelle Haustürsammlung die Abfallzusammensetzung nach Sweep-Net verwendet, da diese vor dem Hintergrund der Art der Abfallbehandlung plausibler ist (hohe Wertstoffanteile). Für die formell und die nicht-erfassten Abfälle wurde die analysierte Abfallzusammensetzung verwendet (hohe Organikanteile).

Für die recycelten Mengen wurden für Ägypten ebenfalls die in dieser Studie abgeleiteten einheitlichen Emissionsfaktoren verwendet. Das Kunststoffrecycling wurde wie für Indien als Recycling mit „niedrigem“ Substitutionspotenzial bewertet.

Deponien sind in Ägypten weitgehend ungeordnet. Für die Ablagerung wird wie für Indien von einer flächigen Ablagerung ausgegangen (< 5 m) mit vermindertem Methanbildungspotenzial. Allerdings werden in Ägypten Abfälle vielfach auch an Kanalufeln abgelagert. Entsprechend wurde für die Hälfte der ungeordnet abgelagerten Abfälle eine „nasse“ Deponierung unterstellt (hoher Wasserstand: nach IPCC 80%iges Methanbildungspotenzial). Insgesamt besteht allerdings die Möglichkeit, dass in Ägypten aufgrund des sehr trockenen Klimas die pauschal mit IPCC Default-Werten berechnete Methanbildung aus der Ablagerung überschätzt ist. Geordnete Deponien in Ägypten verfügen über keine Gasfassung.

Bei der Kompostierung handelt es sich wie in Indien um eine Mischmüllkompostierung. Allerdings werden kaum/keine Wertstoffe vorab abgetrennt und keine EBS-Fraktion erzeugt. Vor dem Hintergrund des voraussichtlich sehr hohen Organikgehalts im formell erfassten

Siedlungsabfall erscheint dies plausibel. Auch erklärt dies, dass anteilig, trotz Mischmüllkompostierung, akzeptable Kompostqualitäten erzeugt werden. Zur Würdigung dieser Anteile wurde in der Bilanzierung für 10% der Komposte ein Nutzen angerechnet. Die anteilige Verfütterung der aus Mischmüll abgetrennten Organikabfälle wurden in der THG-Bilanz mit Null bewertet, da diese Praxis als hygienisch bedenklich anzusehen ist.

Für die im Standardfall betrachteten 21 Mio. t ergibt sich für die Situation in Ägypten im Ergebnis der THG-Bilanz eine Nettobelastung in Höhe von 14,5 Mio. t CO₂-Äq. Das Nettoergebnis setzt sich wie folgt zusammen:

Nettobelastung Sammlung (100 km):	0,3 Mio. t CO ₂ -Äq
Nettobelastung Deponierung:	14,5 Mio.t CO ₂ -Äq
Nettobelastung offene Verbrennung:	0,1 Mio. t CO ₂ -Äq
Nettobelastung Kompostierung:	0,1 Mio. t CO ₂ -Äq
Nettoentlastung Recycling:	-0,4 Mio. t CO ₂ -Äq

Die Anrechnung einer C-Senke bei der Deponierung bewirkt keine Umkehr im Nettoergebnis. Wird für ländliche Abfälle eine anteilige Eigenkompostierung, Verfütterung und Nutzung als Brennstoff von Organikabfällen angenommen (Reduktion deponierter Anteil um knapp 20%) reduziert sich die Nettobelastung auf 12,7 Mio. t CO₂-Äq. Wird als Abfallzusammensetzung generell die Zusammensetzung nach Sweep-Net angenommen (hohe Wertstoffanteile) reduziert sich die Nettobelastung auf 12,1 Mio. t CO₂-Äq. Die geringe Reduktion trotz hoher Wertstoffanteile erklärt sich aus den relativ niedrigen Recyclingraten, die in der Sensitivität nicht gegenüber der Ist-Situation verändert wurden.

Für Ägypten wurden die Zukunftsszenarien wie für Indien vor dem Hintergrund der gegebenen Situation und Möglichkeiten abgeleitet. Eine Müllverbrennung ist nach den nationalen Zielen keine Option. Angestrebt wird eine Getrennterfassung nach Organik und trockenen Abfällen. Generell wurde für die Zukunftsszenarien eine vollständige Erfassung angenommen: im Szenario 1 (mittleres Szenario) mit Gleichverteilung der bislang nicht-erfassten Abfälle auf die formelle und informelle Sammlung, im Szenario 2 (ideelles Szenario) mit einer vollständig formalisierten Erfassung. Im ideellen Szenario 2 wurde auch für Ägypten die Aufgabe der direkten Deponierung angenommen. Davon ausgehend wurden folgende weitere Annahmen getroffen:

Szenario 1 („mittel“):

- informelle Erfassung: Abfallbehandlung wie im Standardfall (nur höhere Mengen)
- formelle Erfassung: 70% Getrennterfassung Organikabfall (Kompostierung), Rest geordnete Deponierung (effektive Gasfassungsrate 20%)

Szenario 2 („ideell“):

- 70% Getrennterfassung Organikabfall (Anteil Verfütterung wie Szenario 1, restliche Menge 50% Kompostierung, 50% Vergärung)
- Restmüll MBA mit Output: 12% Recycling, 11% EBS (Zementwerk), sonst MBA-Rest und Inertabfall

Für die Verfütterung wurde in den Zukunftsszenarien aufgrund der nunmehr angenommenen Getrennterfassung der Organik eine Substitution von Futtermitteln angerechnet. Allerdings wäre hier zu prüfen, ob aufgrund der möglichen Seuchenrisiken zumindest eine Hygienisierung der Organikabfälle vorgeschrieben werden sollte.

Die Nettoergebnisse der Szenarien zeigt Tabelle 6. Im mittleren Szenario 1 können die THG-Belastungen im Nettoergebnis bereits um die Hälfte reduziert werden. Dies ist v.a. auf die hohe angesetzte Getrennterfassungsrate für Organikabfälle zurückzuführen durch die Methanemissionen der Deponierung vermieden werden. Die alternative Kompostierung führt zu einer anteiligen Nettoentlastung, allerdings in geringem Umfang („Verwertung Organikabfall“).

Tabelle 6: Absolute Nettoergebnisse Treibhauseffekt Status Quo und Zukunftsszenarien 2030 in Ägypten

in 1.000 t CO ₂ -Äq	Status Quo	2030 mittel Szenario 1	2030 ideell Szenario 2
Sammlung	261	485	485
Deponierung	14.528	8.242	-
Offene Verbrennung	117	-	-
Verwertung Organikabfall	54	-65	-560
einfache MBA	-	-	1.225
Recycling	-408	-738	-429
Gesamt Nettoergebnis	14.552	7.924	722

Die vollständige Aufgabe der direkten Deponierung im ideellen Szenario 2 führt zu einer weiteren THG-Minderung, allerdings noch nicht zu einer Umkehr im Nettoergebnis. Grund sind der geringe Wertstoffanteil im Gesamtabfall und dass die einfache MBA mit Nettobelastungen verbunden ist, die höher liegen als die Entlastungen aus der Kompostierung und Vergärung. Deutlich wird dies in einer Sensitivitätsbetrachtung für Szenario 2 in der generell die Abfallzusammensetzung nach Sweep-Net angesetzt wurde. Hier wird eine Nettoentlastung in Höhe von -0,9 Mio. t CO₂-Äq erzielt. Ursache sind die höheren Wertstoffanteile, die höhere Nettoentlastungen beim Recycling bewirken und auch eine Nettoentlastung bei der einfachen MBA, da jetzt höhere Wertstoffmengen und EBS aussortiert werden, die entsprechende Gutschriften erhalten.

Fazit

Die durchgeführten Untersuchungen für die OECD-Länder, die EU28 und die detaillierten Untersuchungen für die USA sowie Indien und Ägypten bestätigen die Erkenntnisse aus den Vorläuferstudien:

- Den maßgeblichen Beitrag zu den THG-Minderungspotenzialen im Abfallwirtschaftssektor bietet die Abkehr von der Deponierung.
- Selbst wenn Abfälle auf geordneten Deponien mit Gasfassung und -nutzung abgelagert werden, ergeben sich signifikante Minderungspotenziale, wenn Abfälle stattdessen so weit wie möglich stofflich verwertet und ansonsten energetisch genutzt werden.
- Eine integrierte Abfallwirtschaft mit Priorisierung für eine Wiederverwendung, stoffliche Verwertung und sonst energetische Nutzung kann gegenüber der Praxis der Deponierung einen wesentlichen THG-Minderungsbeitrag zu nationalen Zielen leisten. Als Synergieeffekt ergibt sich eine effizientere Nutzung von Ressourcen und eine Minderung von Umweltbelastungen für die menschliche Gesundheit und für Ökosysteme.

Für die Entwicklung einer integrierten Abfallwirtschaft werden folgende teils landes- bzw. regionspezifische teils übergeordnete Empfehlungen gesehen:

- In Ländern, in denen Abfälle noch überwiegend deponiert werden, sind Maßnahmenpläne für eine sukzessive Verringerung der Deponierung und konsequente Umsetzung dieser Pläne zu empfehlen. Als Brückentechnologie können in Industrieländern die anaerobe MBA oder MBS dienen, in Schwellen- und Entwicklungsländern auch eine einfache MBA unter Beachtung einer guten fachlichen Kompostierungspraxis. Für die erzeugte EBS-Fraktion muss ein Markt vorhanden sein oder geschaffen werden (unter Einhaltung von Emissionsstandards).
- Übergeordnetes Ziel einer Kreislaufwirtschaft ist die möglichst umfassende hochwertige stoffliche Verwertung von Wertstoffen. Zu empfehlen ist deren getrennte Erfassung, da diese bei guter Aufklärung der Bevölkerung als Garant für eine gute Qualität gesehen wird. Alternativ kommen hochtechnisierte Sortieranlagen in Frage, die allerdings nicht ohne weiteres implementiert werden können, und die einen Recyclingmarkt erfordern, der den Aufwand wirtschaftlich rechtfertigt.
- Voraussetzung für die Entwicklung von Maßnahmenplänen, sind politische und rechtliche Vorgaben und ihre konsequente Umsetzung. Für die USA und Indien ist die Formulierung politischer Ziele für die Abfallwirtschaft zu empfehlen, in Ägypten sollte ein Abfallwirtschaftsgesetz erlassen werden. Für die EU28 ist z.B. die vollständige Umsetzung der Deponierichtlinie von besonderer Bedeutung, denn acht der Länder haben, trotz der bestehenden Ausnahmeregelungen, Probleme die Zielvorgaben zur reduzierten Deponierung zu erfüllen. Ein wichtiger, richtungsweisender Schritt sind hier die am 2. Juli 2014 von der damaligen EU Kommission vorgeschlagenen Recyclingziele und Vorgaben zur flächendeckenden getrennten Erfassung für die Abfallrahmenrichtlinie, die nicht, wie von der jetzigen Kommission beabsichtigt, zurückgenommen werden sollten.
- Unabdinglich für eine sinnvolle Stoffstromlenkung und Planungen sind die Kenntnis der tatsächlichen Abfallmengenströme und deren Abfalleigenschaften. So wird für die USA empfohlen, statt dem Top-Down-Ansatz die realen Abfallströme aufzunehmen. Hierzu bedarf es der Meldepflicht für angenommene Abfälle auch bei Kompostierungs-, Sortier- und Recyclinganlagen. Zudem sollten Siedlungsabfallmengen getrennt von anderen Abfällen verwogen werden. Mindestens stichprobenartig sollten Sortieranalysen durchgeführt werden. Die Empfehlungen gelten analog für die OECD-Länder, insofern dies in Mitgliedsstaaten (noch) nicht realisiert ist. Für Indien und Ägypten sind zunächst wenigstens Stichprobenerhebungen zu empfehlen, v.a. in ländlichen Regionen.

Generell bedarf eine Kreislaufwirtschaft des Aufbaus der erforderlichen Infrastruktur, die eine hochwertige Verwertung von Wertstoffen ermöglicht. Parallel dazu braucht es einen Markt für erzeugte Sekundärrohstoffe bzw. -produkte. Gelingt es den entsprechenden Bedarf zu schaffen, gelingt die wirtschaftliche Darstellung einer Kreislaufwirtschaft.

Staaten wie Deutschland können den Prozess zur Implementierung einer Kreislaufwirtschaft unterstützen - z.B. durch Know-how Transfer zum einen auf Technologieebene, zum anderen auf behördlicher Ebene - sind aber für sich selbst auch aufgefordert die erreichten Standards in der Abfallwirtschaft zu sichern und stetig weiterzuentwickeln.

Für Schwellen- und Entwicklungsländer ist zudem der Zugang zu Fördermitteln relevant. Derzeit kommen Fördermittel v.a. der Privatwirtschaft zugute, da sie sich i.d.R. auf Einzelprojekte wie z.B. CDM-Projekte beziehen. Jedoch werden z.B. in Indien u.a. dringend

finanzielle Mittel für weitere behördliche Kapazitäten benötigt. Ggf. besteht hier über NAMAs eine Möglichkeit einen integrierten Förderansatz zu verfolgen. Für Einzelprojekte gilt anzumerken, dass regionale Gegebenheiten zu berücksichtigen sind, um künftig „technologische“ Fehlschläge zu vermeiden. Auch sollte dringend geboten sein, dass hochtechnisierte Installationen auch die in Industrieländern üblichen Emissionsstandards einhalten (Negativbeispiel Dioxinmissionen MVA New Delhi). Schließlich sollten Fördermaßnahmen für Entwicklungs- und Schwellenländer im Einklang mit den Aktivitäten des informellen Sektors geplant und umgesetzt werden.

2 Summary

Climate protection potentials in the waste management sector are of significance. They can contribute appreciably to national greenhouse gas (GHG) mitigation goals. This was already examined and shown in previous studies for Germany, the EU27 and in a first approach for selected developing and emerging countries using the life cycle assessment (LCA) method (Öko-Institut/IFEU 2005, 2010). This study illustrates the climate protection potentials for the OECD countries, using the LCA method, with a deepening focus on the USA. In addition, the study comprises a more detailed analysis of the GHG mitigation potentials of India and Egypt as selected developing and emerging countries.

In the context of national reporting commitments due to the Kyoto protocol only direct GHG emissions are considered in the waste sector, and only emissions from treatment options without energy recovery. In the National Inventory effects from energy use or recycling activities are reported in the energy or industry sector. In contrast to this the LCA method offers the possibility to assess the holistic effects of waste management activities. The LCA method considers both the direct emissions (debits) from waste treatment and the avoided emissions (benefits, credits) resulting from secondary products or energy generation. The system boundary starts with the waste generated. It considers the fate of non-collected waste, if given to a relevant extent, as it is the case e.g. in India and Egypt. For collected waste the collection, treatment and recycling to produce secondary products or recover energy is included. The benefit from secondary products, the potential to substitute primary products and conventional energy in other sectors, is considered by credits in the GHG-balance (offsets). In contrast to the National Inventory the LCA method thus allows to analyze and assess optimization potentials in the waste sector, providing an aid to orientation for decision makers. The results represent statements of potentials.

The methodological approach follows ISO 14040/14044. For waste management there are some specifics. E.g. the system boundaries which start with the waste generated and end with final disposal or production of secondary products instead of “cradle-to-grave”. In addition, the waste sector typically is a multifunctional system. Apart from the main function to dispose of waste usually additional benefits are given from the production of secondary products and energy. The ISO standard offers principle guidelines for multifunctional systems without further concretion. Usually, in system comparison additional benefits from secondary products or recovered energy are considered by taking into account substitution processes, disclosed as credits. If avoided emissions through substitution are higher than the direct emissions from waste treatment the net results are negative values (“saving or mitigation potential”). This has to be understood as GHG mitigation potentially taking place in other sectors, the energy or industry sector.

The approach to offset additional system benefits is required for system comparison e.g. between status quo and future scenarios to establish equal benefits among the systems. Nevertheless, requirements how substitution processes should be identified do not exist. This and further methodological questions were discussed with international experts on a methodology workshop in Berlin on 18, June 2012. The desired goal was to improve the comparability and transparency of LCA studies to strengthen their suitability as decision support for politics and for planning. The experts agreed that the choice of substitution processes should be limited as it has a high influence on the final results. It was approved of using harmonized emission factors for studies with the purpose to show mitigation potentials. For material recycling the technical substitution potential is applicable. Taking into account the

market-related substitution potential would be contradictory because this would mean “the more you substitute the less credit you get”.

The methodological remarks show that climate protection potentials from waste management should not be misunderstood as exact GHG reductions but are to be understood as potentials showing important ways and possibilities and/or measurements which are capable to significantly contribute to GHG mitigation.

In consequence of the workshop consistent emission factors for material recycling were established (see chapter 4.2.4 and 11.1) and used in this study. For energy recovery the marginal substitution approach (substitution of fossil fuels) was used in the detailed country balances (USA, India, Egypt). In the OECD balance emission factors for the national electricity grid were used instead as valid data were available for these.

Data situation OECD countries, EU28 and USA

The illustration of waste management in the OECD countries and the EU28 is based on statistical data of the OECD and Eurostat. These data, which differ in quality, could not be verified and scrutinized for all of the 34 OECD countries and/or 28 EU countries. Some data important for the balance were complemented by national publications. Nevertheless, often these gaps had to be closed by plausible assumptions.

For the separate USA-balance publications of the USEPA could be analyzed comprehensively. Therefore a higher degree of accuracy could be achieved. Nevertheless, uncertainties also exist with the data given by the USEPA. But these could be identified and examined in sensitivity analysis. Data from the USA-balance were used in the OECD-balance, but due to symmetry reasons only to a lower degree of accuracy as in the USA-balance.

OECD-balance

The municipal solid waste (MSW) streams in the 34 OECD member states are reproduced by statistical data from Eurostat and the OECD for the time period 2008 to 2010. In the OECD region it is assumed that the waste generated is in accordance with the waste treated; that none noteworthy amounts of non-collected or non-treated MSW are given in this region. Eurostat and OECD do not provide recycling rates per waste fraction. These had to be determined based on national information and other assumptions. Also information on the waste composition or the state of technology of waste treatment options was extracted from national data as far as possible, although these partly refer to further dated back time horizons. Manifold, plausible assumptions had to be taken. Thus waste characteristics (calorific value, carbon content) and the waste composition of Germany were used for the EU28 as in the previous study (Öko-Institut/IFEU 2010). For waste incineration the efficiency values for the EU from (CEWEP 2012) were used for all OECD countries with the exception of the USA. For collected landfill gas a 50% use in combined heat and power plants (CHPs) and otherwise flaring was assumed following the findings for the USA.

The analysis distinguishes the three regions “America”, “Europe, Turkey and Israel“, and „Japan, South Korea und Pacific“, in the style of (OECD 2012). In total 649 million tons MSW (521 kg/(cap*a)) were treated in the 34 OECD countries. The amount in each of the three analyzed regions as well as the percentage of waste treatment is shown in Table 1. Altogether the predominant part of MSW is landfilled in the OECD countries. In the region “America” landfilling is dominating while in “Europe, Turkey and Israel” all about the same amount of MSW is landfilled as it is recycled and composted. In the region “Japan, South Korea and

Pacific” waste incineration with energy recovery (“with energy”) is the dominating waste treatment route due to the conditions in Japan and in South Korea. Waste incineration without energy recovery (“no energy”) only takes place sporadically, to some extent in some EU countries and in Japan and South Korea.

Table 1: Waste amount and treatment in OECD countries

	„America“	„Europe, Turkey and Israel“	„Japan, South Korea and Pacific“	OECD total
waste amount treated in 1000 tons	291,508	263,893	85,339	640,740
waste amount treated in kg/(cap*a)	607	469	421	514
Recycling in %	24%	25%	31%	25%
Composting in %	8%	13%	0.3%	9%
Incineration (no energy) in %	0.1%	3%	4%	2%
Incineration (with energy) in %	9%	20%	48%	18%
Landfill in %	60%	38%	17%	45%

Deviation to 100% total waste treatment result from mixed waste composting unlisted in the table

The GHG balance of waste treatment in the OECD countries leads to a GHG debit of about 66 million t CO₂-eq in the net result (Table 2). Reason above all is landfilling coming along with methane emissions from biological degradation of the organic fraction in the waste. This already considers the savings from landfill gas collection and 50% use in CHPs for energy recovery.

Based on the National Inventory Report of the EU28 the average gas collection efficiency for the EU countries was calculated to 34.6%, assuming that the maximum national collection efficiency is 50%. This cap of the maximum gas collection efficiency was set uniformly (also for the USA) as it is assumed as technically maximum possible gas collection for the overall landfill period (100 year time horizon). The gas collection efficiency for Non-EU-OECD countries was extracted from national data as far as possible. Otherwise the calculated average value for the EU-OECD countries was taken. The outcome of this is the following gas collection efficiency by region:

“America”:	43.7%
“Europe, Turkey and Israel”:	31.0%
“Japan, South Korea and Pacific”:	16.0% ³
OECD total:	37.9%

Due to the fact that in the region „Japan, South Korea and Pacific“ only 17% MSW is landfilled solely this region shows a net credit (negative value) in the GHG balance. The contribution of waste incineration with energy recovery varies by country depending on the national electricity grid used to calculate the avoided emissions. In countries with a high share of renewable

³ In place of gas collection Japan counts on ventilation to reduce methane emissions; this is considered by the methane correction factor in the GHG balance.

energy or nuclear power plants the net result can be a net debit even for incineration with energy recovery as less fossil fuel is substituted (e.g. Switzerland, Norway).

Table 2: Absolute net results global warming potential (GWP) in the OECD countries

in 1000 t CO ₂ -eq	„America“	„Europe, Turkey and Israel“	„Japan, South Korea and Pacific“	OECD total
Collection, sorting, transport*	6,041	5,094	2,271	13,407
Landfill	122,336	81,904	13,122	217,362
Incineration (no energy)	77	3,226	1,183	4,486
Incineration (with energy)	-574	-3,234	-2,241	-6,049
Recycling	-67,764	-74,107	-21,642	-163,514
Composting	174	291	50	466
Total**	60,323	13,339	-7,305	66,358

* Collection, sorting and transport were calculated identically for all OECD countries

**Results for mixed waste composting are included in the net result but unlisted due to minor amounts

From a climate protection point of view a relevant optimization potential exists for the waste management in OECD countries which was analyzed in two future scenarios for 2030 – a medium and an ideally one. The optimization mainly addresses the steering of waste streams, and some technical optimizations as for example the assumed increase of the energy recovery efficiency for waste incineration.

In the medium future scenario it was assumed that the waste amount landfilled can be cut in half. All landfills are equipped with a gas collection system whereby the weighted average gas collection efficiency in the OECD countries increases from 37.9% to 50% (maximum value, see above). The no more landfilled amount is partially treated via material recycling. 80% of the remaining residue is treated in waste incineration plants (MSWI) with energy recovery and 20% in anaerobic mechanical-biological treatment plants (MBT). The treatment via MBT partly results in a refuse derived fuel (RDF) fraction, one half each used in RDF plants and in coal power plants or cement kilns. The remaining share of the MBT input is biologically treated generating a stabilized MBT-residue which is landfilled causing explicitly reduced methane generation. The assumption of partial treatment of the remaining waste via MBT simplifies a stepwise phasing out from direct landfilling of MSW because existing landfill capacities can still be used.

In the ideally future scenario, as for all balances, complete diversion from direct landfilling was assumed. Again the no more landfilled amount is partly treated via material recycling and the remaining waste is treated as described for the medium scenario. Nevertheless, in the ideally scenario it is assumed that the 20% remaining waste is not used in a MBT as in the medium scenario but via a mechanical-biological stabilization (MBS). The MBS has the main objective to produce RDF which still is assumed to be used one half each in RDF plants and in coal power plants or cement kilns. Only an inert fraction separated from the stabilized material is still landfilled.

The result for the future scenarios compared to the status quo („business as usual“, BAU) is shown in Table 3. With reduction and furthermore complete diversion from direct landfilling, and material recycling and use with energy recovery as alternative waste treatment a significant GHG mitigation can be achieved. Already the medium future scenario obtains a net

credit in the OECD-balance. For “Japan, South Korea and Pacific” the net credit increases, in the other two regions the net debit of the BAU scenario is altered into a net credit, whereat the highest mitigation effect can be reached in the region “America”. The ideally scenario leads to a further significant increase of the net credit. Altogether under the assumed general conditions and optimizations a net credit of about -155 million t CO₂-eq in the medium scenario and of about -287 million t CO₂-eq in the ideally scenario is achieved in the OECD.

Table 3: Absolute net results GWP status quo and future scenarios 2030 in the OECD countries

in 1000 t CO ₂ -eq	„America“	„Europe, Turkey and Israel“	„Japan, South Korea and Pacific“	OECD total
Status quo (BAU)	60,323	13,339	-7,305	66,358
Medium scenario	-57,195	-69,696	-27,572	-154,646
Ideally scenario	-144,143	-108,475	-34,387	-286,906

EU28-balance

Not all European countries are OECD member states, and an additional calculation was done for the EU28. For this the statistical data for the seven Non-OECD-EU countries were collected additionally. According to Eurostat the total waste amount in the EU28 was about 240 million t (476 kg/(cap*a)). The total waste was treated as follows

- 34% landfilling
- 20% incineration with energy recovery
- 27% recycling
- 15% composting
- 4% incineration without energy recovery

For the status-quo of waste management in the EU28 the GHG-balance shows a net credit of about -8 million t CO₂-eq. Although the result is not directly comparable to the previous study (Öko-Institut/IFEU 2010) due to differing amounts of total MSW (260 million t in 2007) a qualitative improvement is recognizable, because less MSW is landfilled, a higher gas collection efficiency is given and higher savings are achieved through materials recycling.

Still a relevant GHG mitigation can be obtained in the two future scenarios. The medium scenario results in a net credit of about -65 million t CO₂-eq, the ideally scenario in a net credit of about -100 million t CO₂-eq. Altogether under the assumed general conditions and optimizations the ideally scenario leads to a GHG mitigation potential of 92 million t CO₂-eq.

USA-balance

Data for waste generation and treatment were taken from statistical information of the USEPA for the year 2011, given in U.S. short tons (USEPA 2013a, b). It was refrained from converting the values into metric tons to allow comprehensive traceability of the data. All waste amounts in this section are given in short tons; for precise differentiation metric tons are given in megagram (Mg).

In addition, it has to be observed that the results here are not directly comparable with those for the US in the OECD-balance as the USA-balance could be undertaken in a higher degree of accuracy. For example, waste amounts which are usually not considered as MSW could be exempted from the mass balance and/or the assessment (waste tires, lead from lead-acid

batteries). The oxidation rate for landfill gas generated was set to 10% due to the national conditions in the USA, while it was symmetrically and conservatively set to 0% (default value IPCC) in the OECD-balance for all OECD countries because the real situation could not be determined for all 34 member countries. Another important difference is that in the USA-balance the marginal approach is used to offset energy generated from waste treatment instead of the country specific electricity mix as in the OECD-balance. The marginal for the US is electricity from coal.

In total about 250 million short tons of waste was treated in the USA in 2011. This corresponds to about 225 million Mg (721 kg/(cap*a)). The total waste was treated as follows

- 54% landfilling
- 11% incineration with energy recovery
- 27% recycling
- 8% composting

The vast majority of the waste was landfilled. The US landfills are widely equipped with gas collection systems. The landfill gas collection efficiency for the overall landfilling period (100 year time horizon) was set to 50% in the calculations (general cap, see above), even though US landfill operators state considerably higher landfill gas capture efficiencies, and also in literature as well as publications from the USEPA higher values and measurement data are given. These gas collection efficiency data are related to the gas collection phase and cannot be claimed to be valid for the overall landfill period. According to the National Inventory on GHG emissions (USEPA 2012) approximately half of the landfill gas collected is used with energy recovery. In the balance use in a CHP was calculated.

Waste-to-energy (WtE) plants in the US predominantly produce electricity only. The average net efficiency for electricity generation was determined to be 19%. Decisive data for waste incineration (calorific value and fossil carbon content) were derived from measurement data provided by the Covanta Energy Cooperation, a relevant operator and contractor of WtE-plants in the US. The degradable organic carbon content for landfilling was calculated as difference of the values for incineration and the values determined from the USEPA data on waste composition.

Composting in the US is mainly yard waste composting in open, simple facilities. Mixed waste composting also takes place but only to about 0.2% of the total waste, and was disregarded in the balance.

For material recycling the shares were identified from source separated collection (presorted by residents), from single-stream recyclables collection (treated in materials recovery facilities, MRF) and mixed waste collection (treated in mixed waste processing facilities), and calculated respectively (electricity demand). With 70% waste paper has the far highest share in the separated recyclables. The recycling rate for waste paper is 66%. The recycling rate for the other recyclable fractions is between 8% for plastics and 33% and/or 38% (ferrous and/or non-ferrous metals)⁴.

⁴ The recycling rate for non-ferrous metals cuts into 21% for aluminum and 68% for other non-ferrous metals, whereat the latter is lead from lead-acid batteries which is not considered in the GHG balance.

The GHG balance of waste treatment in the USA in 2011 shows a net debit of about 18 million Mg CO₂-eq. This is made up of

net debit collection:	+2.2 million Mg CO ₂ -eq
net debit landfilling:	+64.7 million Mg CO ₂ -eq
net credit recycling:	-44.7 million Mg CO ₂ -eq
net credit incineration:	-3.5 million Mg CO ₂ -eq
net credit composting:	-0.6 million Mg CO ₂ -eq

The influence of a higher gas collection efficiency was analyzed in a sensitivity as well as the influence by taking the carbon sink into account (landfilling, compost use). In both cases the result would be converted from a net debit into a net credit, but both aspects cannot be proved securely. The carbon sink is also excluded from the national inventory according to the IPCC guidelines (IPCC 2006). For incineration the difference of using the marginal approach instead of the country specific electricity mix to offset energy generation was analyzed, and the difference for a higher fossil carbon content as well as the difference in case of cogeneration of heat and power from WtE. All cases still result in a net debit which is increased in the first two cases and decreased in the last.

The method of collecting data by the USEPA is a top-down-approach. The data for waste generation and treatment is assessed by analyzing production and trade statistics. In contrast to this a regular bottom-up-evaluation exists undertaken by the Earth Engineering Center (ECC) of the University of Columbia and the BioCycle Journal (“State of garbage in America”, SOG-survey). The SOG-survey is based on data provided by the waste management agencies of the fifty states. Nevertheless, here also uncertainties exist because only landfills and WtE-facilities are required to report their waste amounts treated. In addition, the reported MSW tonnages sometimes include non-MSW which was excluded as far as possible.

The SOG survey results in considerably higher waste amounts, especially higher waste amounts landfilled compared to the USEPA data. In 2011 the waste generated would be about 389 million short tons of MSW whereof 64% is landfilled. Taking into account the amounts of the SOG survey the net debit in the GHG balance for the US is 3.6 times higher with 64.5 million Mg CO₂-eq. The GHG emissions from landfilling are nearly twice as high.

For the USA also a medium and an ideally future scenario was analyzed with the following conditions:

2030 medium:	45% recycling, 25% incineration, 30% landfill
2030 ideally:	60% recycling, 40% incineration, 0% landfill

Similar to the OECD balance it was assumed that 80% of the waste amount “incinerated” is delivered directly to WtE-facilities and 20% to an anaerobic MBT plant in the medium and a MBS plant in the ideally scenario. The increase of recycling was derived from adopting the recycling rates per fraction. Additional source separated food waste in the ideally scenario is assumed to be treated via anaerobic digestion. The characteristics for incineration and landfilling were newly calculated considering the new composition of the remaining waste. In contrast to the status-quo the same calculated characteristics were taken equally for incineration and landfilling. A diversity of the quality cannot be kept with an increasing share of incineration in the future scenarios. Alike the OECD-balance not only waste streams are redirected in the future scenarios but also some technical optimizations were assumed like e.g. cogeneration of heat and power from waste incineration with energy recovery.

The net results of the future scenarios compared to the status quo are presented in Table 4. Alike the OECD balance the results show that with reduction and furthermore complete diversion from direct landfilling, and material recycling and use with energy recovery as alternative waste treatment a significant GHG mitigation can be achieved. The increased credits from incineration are mainly caused by the conversion from electricity generation only to cogeneration of heat and power. The medium scenario achieves a GHG mitigation of about 72 million Mg CO₂-eq. The diversion from landfill and vice versa further increased recycling in the ideally scenario leads to an again 2.6 times higher net credit compared to the medium scenario.

Table 4: Absolute net results global warming potential status quo and future scenarios 2030 in the USA

in 1000 short tons CO ₂ -eq	Status Quo	2030 medium	2030 ideally
Collection	2,151	2,151	2,151
Landfill	64,689	39,591	0
Incineration (with energy)	-3,454	-28,840	-50,840
Recycling	-44,688	-65,906	-89,850
Composting/Anaerobic digestion	-595	-712	-2,863
Total	18,104	-53,717	-141,402

Balance for India

Data for waste generation and treatment were extracted from official sources and further relevant publications. The data quality for India is limited which is often the case for developing and emerging countries. In many cases the real waste streams are not known. In India this is especially the case in rural areas, for urban areas some studies exist. The described situation leads for India with its 1.2 billion inhabitants to a possible waste generation between 42 million tons (147 kg/(cap*a)) in rural areas and 243 million tons (201 kg/(cap*a)) in overall India. For the GHG balance values from a World Bank study were used (WBI 2008). Although these refer to rural areas the study offers a cohesive overall picture.

According to (WBI 2008) the 42 million tons MSW generated in rural areas were treated as follows:

- 9.5% non-collected MSW (98% unmanaged landfill, 2% open burning)
- 9.5% informal door-to-door collection recyclables
- 81% collected MSW:
 - 94% unmanaged landfill (thereof 10% landfill fires)
 - 5% composting (mixed waste)
 - 1% recyclables sorted out by informal sector

On the part of the GIZ India it is assumed that relevant amounts of organic waste on the streets and transfer stations are fed off by cows and other animals (up to 60%). This aspect was not taken into account in the balance because the amounts cannot be quantified and this praxis is sanitarly questionable, and not in compliance with legal requirements.

The informal sector in India exists on two levels. On the one hand there is the door-to-door collection where recyclables are bought from residents (newspapers, cans, glass, plastic bags, textiles), on the other hand there are waste pickers sorting out recyclables from the mixed

waste on streets and landfills. The quantities of recyclables collected by the informal sector mentioned in literature are estimations which most probably underestimate the activities of the waste pickers. Nevertheless, in relation to the waste composition for India these estimated values already lead to a recycling rate of 45% for the recyclables fractions in the calculations. Recycling for India was also calculated with the consistent emission factors established in this study. Plastics recycling was assumed to have a low substitution effect because secondary granulates are rather used in thick-walled products like flower pots and planters. According to experiences from Europe with this rather wood and concrete is substituted, and primary granulates only to a certain extent.

Landfills in India are unmanaged, without any precautions, and without landfill gas or leachate collection system. At best disposed of MSW is levelled by machinery. Thus there is practically no difference between unmanaged official landfills and illegal wild dumps. Both are calculated the same way in the GHG balance. According to India's second national communication to the UNFCCC (MoEF 2012) landfills are supposed to be shallow (< 5 m waste), and are evaluated with the respective methane correction factor according to the IPCC guidelines due to limited anaerobic conditions (40% methane generation potential). The value has been adopted in the GHG balance.

With composting („simple MBT“) MSW is mechanically separated, the sieve fraction below 100 mm is composted. Product is a mixed waste compost with usually high heavy metal contents and low nutrient contents which therefore is not credited in the GHG balance. A separated inert fraction is disposed of. The sorting residue can be used or processed as RDF fraction. Nevertheless, the possibilities for RDF use in India are limited. Presumably there are only two RDF plants, and cement kilns can purchase subsidized coal. In the GHG balance it was assumed that 70% of the sorting residue (RDF) is disposed of.

The GHG balance of waste treatment in India of the 42 million tons MSW considered in the baseline shows a net debit of about 9.4 million t CO₂-eq. With a high waste generation of 243 million tons the net debit would be nearly six times higher (54.5 million CO₂-eq). The net results are made up of (values in brackets for high waste generation):

net debit landfilling:	12.3 million t CO ₂ -eq	(71 million t CO ₂ -eq)
net debit open burning:	0.6 million t CO ₂ -eq	(3 million t CO ₂ -eq)
net debit simple MBT:	0.2 million t CO ₂ -eq	(1 million t CO ₂ -eq)
net credit recycling:	-3.6 million t CO ₂ -eq	(-21 million t CO ₂ -eq)

Taking the carbon sink into account does not convert the net result. In case a lower collection rate of 60% is considered the result does barely change. This means more MSW is wild dumped instead of disposed of on unmanaged landfills, which is assessed in the same way in the GHG balance.

For India also two future scenarios – a medium and an ideally one – were analyzed. In general, no change was assumed for the informal collection of recyclables. The remaining waste was assumed to be collected completely. For the medium scenario measurements and technologies were considered which have a certain implementing probability. Diversion from landfill is desired in India, less due to climate protection but rather to space availability. Space is scarce and expensive. Waste incineration is controversial in India. On the one hand due to negative experiences with plants which failed because of bad planning (lower heating value too low, organic fraction lower than expected, too expensive, problems with maintenance), and on the

other hand due to health concerns. Since 2012 a MSWI plant is operated in New Delhi, Okhla, where high dioxin and furan emissions were detected in random sampling.

Against this background the following assumptions were taken in the medium scenario:

- 50% managed landfill, 20% gas collection efficiency, flaring
- 50% simple MBT as in status quo, but 100% RDF use in cement kilns

For the ideally scenario also in India diversion from direct landfilling was assumed. The following treatment options were assumed for the remaining waste:

- 50% MSWI, presorting and recycling of plastics
- 50% MBS, RDF use in cement kilns

The net results of the scenarios are shown in Table 5. Landfilling does not show any improvement in the medium scenario but a slight increase of the net debit. This is due to the fact that anaerobic conditions are given for a managed landfill, with 100% methane generation potential. Thus in the medium scenario with less MSW landfilled and partially landfill gas collection slightly higher methane emissions occur than in the status-quo with 40% methane generation potential (see above). This possibly has to be accepted on the way to an integrated waste management. For health reasons this way is to be approved as far as no other measurements are possible allowing a fast track for diversion from landfill. The total net result in the medium scenario remains a net debit because of the landfilling, although a little lower. Only in the ideally scenario a conversion from net debit to net credit is achieved due to diversion from landfilling.

Table 5: Absolute net results global warming potential status quo and future scenarios 2030 in India

in 1000 t CO ₂ -eq	Status Quo	2030 medium	2030 ideally
Landfill	12,293	12,792	-
Incineration (open burning / MSWI)	573	-	-1,363
Simple MBT / MBS	201	-1,269	-7,560
Recycling	-3,636	-3,636	-3,636
Total	9,430	7,886	-12,559

Balance for Egypt

Similar to India also in Egypt the data base for waste generation and treatment is difficult. Available are estimated values from a regional network for waste management (Sweep-Net) and older (2006), official values from the Ministry of Trade, which both were used for the calculations. The total waste amount for the year 2010 was determined to be about 21 million tons (260 kg/(cap*a)). The national collection rate was calculated to 54% based on information for the 27 governorates of Egypt. This rate includes to 11% the collection in Greater Cairo, which is traditionally informal. The so called “Zabbaleen” collect MSW from households for a fee, for what they can buy a license from the local authorities. The collected waste is manually sorted and partly processed up to a secondary raw material or product in the living areas of the Zabbaleen, the “garbage cities”. According to (CID/GTZ 2008) 28% of the collected waste was recycled. Organic waste was used as animal feed (52%, predominantly for pigs), and 20% remaining waste was dumped. Further informal activities like purchase and exchange of

household articles or recyclables are known as well as waste picking activities, but were not considered in the GHG balance due to the minor or not quantifiable amounts.

Non-collected waste was assumed to be dumped or in rural areas also open burned. Nevertheless, it is also stated that MSW in rural areas is also used as fuel for cooking or as animal feed (sensitivity). Predominantly, the formally collected MSW is landfilled, a smaller amount also is composted or recycled. At large the following picture is given for Egypt:

- 46% non-collected MSW (88% unmanaged landfill, 12% open burning)
- 11% informal door collection (Zabbaleen, Greater Cairo)
- 43% formally collected MSW:
 - 83.5% unmanaged landfill
 - 5% managed landfill
 - 9% composting (mixed waste)
 - 2.5% recycling

For Egypt a particular difficulty lies in the available information on waste composition as these differ blatantly. Estimation values for waste generated in overall Egypt from Sweep-Net are faced by measurements for formally collected MSW in two of the 27 governorates. The former consist of 56% organic waste and 29% recyclables, the latter of 88% organic waste and 7% recyclables (remaining share “others”). The discrepancy could not be resolved with the assumption that in the formally collected MSW recyclables are already separated. The resulting values differ considerably from other data sources (e.g. national study on plastic recycling). In the GHG balance the problem was handled by assumptions and sensitivity analysis. Thus e.g. the Sweep-Net composition (high share recyclables) was used for the 11% informal door collection because this composition fits better with the reported waste treatment. For the formally collected waste and non-collected waste the composition from the measurement were used (high share organic waste).

Also for Egypt, recycling was calculated with the consistent emission factors established in this study. As for India plastics recycling was assumed to have a low substitution effect.

The vast majority of landfills in Egypt are unmanaged. Like in India shallow landfilling is assumed (< 5 m), with reduced methane generation potential. Nevertheless, in many cases waste is landfilled on canal banks in Egypt. Therefore, it was presumed that half of the waste is landfilled with high water table (80% methane generation potential according to IPCC). Altogether, it may be possible that less methane is generated in Egypt than calculated with the default values from IPCC due to the very dry climate. Managed landfills in Egypt are not equipped with gas collection systems.

Composting in Egypt is mixed waste composting. In contrast to India recyclables are not or barely presorted and no RDF fraction is produced. This seems plausible in the background of the waste composition with a very high share of organic waste in the formally collected waste. And this would also explain that although mixed waste is composted the produced compost is partly of good quality. To appreciate this 10% compost was credited in the GHG balance. The partly feeding of organics separated from mixed waste was neither attributed with debits nor with credits in the GHG balance for the status quo because this practice is sanitarly questionable.

The GHG balance of waste treatment in Egypt of the 21 million tons MSW considered in the baseline shows a net debit of about 14.5 million t CO₂-eq. This is made up of

net debit collection (100 km):	0.3 million t CO ₂ -eq
net debit landfilling:	14.5 million t CO ₂ -eq
net debit open burning:	0.1 million t CO ₂ -eq
net debit composting (MSW):	0.1 million t CO ₂ -eq
net credit recycling:	-0.4 million t CO ₂ -eq

Taking the carbon sink into account does not convert the net result. In case partial home composting, feeding to animals and fuel use of organic waste is assumed in rural areas (nearly 20% reduction of waste landfilled) the net debit would be reduced to 12.7 million t CO₂-eq. In case the Sweep-Net waste composition (high share recyclables) is considered also for the formally and non-collected MSW the net debit would be reduced to 12.1 million t CO₂-eq. The minor reduction in spite of the higher recyclables share is due to the relatively low recycling rates in the baseline which were not changed in the sensitivity.

Similar to India, the two future scenarios for Egypt were determined by the background of the given situation and possibilities. Waste incineration is no option according to the national goals. It is strived for source separated collection of organic waste and dry waste. In general, complete collection was assumed in the future scenarios: in scenario 1 (medium) with the assumption that before non-collected waste is equally distributed to formal and informal collection, in scenario 2 (ideally) with assumed complete formalized collection. Also for Egypt diversion from landfilling was assumed in the ideally scenario. Based on this the following further assumptions were taken:

Scenario 1 („medium“):

- informal collection: MSW treatment as in status quo (only higher amounts)
- formal collection: 70% source separating of organic waste (composting), remaining MSW managed landfill (20% gas collection efficiency, flare)

Scenario 2 („ideally“):

- 70% source separating of organic waste (share of feeding as in scenario 1, remaining share 50% composting, 50% anaerobic digestion)
- remaining MSW MBT with output: 12% recycling, 11% RDF (cement kiln), otherwise MBT-residue and inert fraction

Due to the source separated collection of organic waste in the future scenarios the feeding of organic waste to animals was given a credit for the substitution of animal feed. Nevertheless, it should be investigated if a sanitization of the organic waste should be required due to epidemic hazards.

The net results of the scenarios are shown in Table 6. The net debits from the status quo are already cut to half in the medium scenario. This is mainly due to the high separate collection rate for organic waste and the corresponding prevention of methane emissions from landfills. The alternative composting shows a net credit although a small one (“recycling organic waste”).

Table 6: Absolute net results GWP status quo and future scenarios 2030 in Egypt

in 1000 t CO ₂ -eq	Status Quo	2030 medium scenario 1	2030 ideally scenario 2
Collection	261	485	485
Landfill	14,528	8,242	-
Open burning	117	-	-
Recycling organic waste	54	-65	-560
Simple MBT	-	-	1,225
Recycling	-408	-738	-429
Total	14,552	7,924	722

Diversion from direct landfilling in the ideally scenario leads to a further GHG mitigation but not yet to a conversion to a net credit. The reason are the low recyclables share in the waste composition and that simple MBT leads to net debits which are higher than the net credits from composting and anaerobic digestion. This becomes obvious in a sensitivity analysis for scenario 2 where the waste composition from Sweep-Net was considered. Then a net credit is achieved in the amount of -0.9 million t CO₂-eq. Reason are the higher recyclables share, which cause higher credits from recycling, and the simple MBT now resulting in a net debit, because more recyclables and more RDF are sorted out getting corresponding credits.

Conclusion

The undertaken analysis for the OECD countries, the EU28, the USA, India and Egypt approve the findings from the previous studies:

- Diversion from landfill is the main contributor to GHG mitigation in the waste management sector.
- Even in case of managed landfills with a high gas collection efficiency and landfill gas use a significant GHG mitigation potential still remains when waste is alternatively material recycled as far as possible and otherwise used for energy recovery.
- An integrated waste management with prioritizing reuse, material recycling and otherwise energy recovery instead of landfilling can significantly contribute to national GHG mitigation goals. Synergy effects are a more efficient resource use and the reduction of environmental impacts on human health and ecosystems.

For the development of an integrated waste management the following partly country specific, partly superordinate recommendations are seen:

- Measurement plans are recommended for countries where the vast majority of MSW is still landfilled to gradually minimize landfilling, and which should be consequently transformed. Anaerobic MBT and MBS can be bridging technologies in industrialized countries, and simple MBT in developing and emerging countries allowing for the code of good composting practice. There has to be or has to be established a market for the RDF fraction produced (in compliance with emission standards).
- Superordinate goal of a recycling economy is a comprehensive high-value material recycling. Source separated collection is recommended because it can be a guarantor for good recyclables quality provided that the population receives good educational

information. Alternatively, high technology sorting plants can be used, but cannot be implemented without further ado in any country and need a market for secondary products to pay for the effort.

- Political and legal guidelines are precondition for the development of measurement plans and their consequent transformation. Thus the formulation of political goals is recommended for the USA and India, and in Egypt a waste management act should be enacted. Of special importance for the EU28 is the thoroughly transformation of the landfill directive. Eight EU countries have problems to comply with the targets in spite of existing derogations. An important step in the right direction are the targets on recycling and area-wide source separated collection for the waste framework directive as proposed on 2, July 2014 by the former EU commission, and which should not been withdrawn as planned by the current commission.
- The knowledge of the waste streams and the waste characteristics is indispensable for sensible steering of waste streams and planning. For the USA it is recommended to evaluate the waste streams using the bottom-up instead of the top-down approach. On this reporting requirements are needed for composting, sorting and recycling facilities, and MSW should be measured and reported separate from non-MSW. At least random samples should be taken to analyze the waste composition. The recommendations account for all OECD countries in case they are not (yet) realized in member countries. For India and Egypt random samples are recommended for the beginning especially in rural areas.

In general, a recycling economy needs the installation of the necessary infrastructure which allows high quality recycling. In parallel a market for secondary raw materials or products is needed. If the demand can be created successfully, recycling is economically viable.

Countries like Germany can support the process of implementing an integrated waste management – for example with know-how transfer either on the technology level or on the municipal level – but are invited for themselves to ensure and further develop the achieved standards in waste management.

For developing and emerging countries the access to funding is important. Most of the current funding is directed to the private sector as it mainly supports single projects like CDM projects. However, for example in India funds are much-needed to build further municipal capacity. Maybe NAMAs can provide a possibility to promote integrated approaches. For single projects it has to be noted that regional conditions shall be considered to avoid technological failures. In addition, it should be out of question that for high technology installations the emission standards required in the industrial countries should be met (negative example high dioxin and furan emissions MSWI New Delhi). Finally, funding for developing and emerging countries should be planned and implemented in line with the activities of the informal sector.

3 Einleitung

Die vorliegende Studie dient der Ermittlung der Leistungen und Potenziale der Abfallwirtschaft hinsichtlich des Klimaschutzes in den OECD Staaten und den Ländern Indien und Ägypten. Als besonderen Fokus wurde zudem vereinbart, die USA nicht nur im Rahmen der OECD-Staaten, sondern als eigenständige Betrachtung in das Vorhaben aufzunehmen. Insgesamt wurden damit in dieser Studie vier Bilanzierungen durchgeführt.

Für die Bilanzen der Einzelländer ist dabei eine umfassendere Detaillierungstiefe möglich als für die Bilanz der OECD-Länder. Nichtsdestotrotz wurden teilweise für die OECD-Bilanz länderspezifische Daten ermittelt, teilweise aber auch Analogieschlüsse gezogen und Annahmen getroffen. Wesentliche Datenquelle für die Mengenströme in den OECD-Staaten waren statistische Daten von Eurostat und der OECD. Für die Bilanzen der Einzelländer wurden die jeweiligen offiziellen Quellen ausgewertet und mit Informationen aus der Literatur ergänzt. Für Indien konnten die zugrunde gelegten Daten und insbesondere die Annahmen für die Zukunftsszenarien im Rahmen eines von der Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit (GIZ) organisierten Workshops in New Delhi am 07.11.2012 kritisch diskutiert und anhand der gewonnenen Erkenntnisse abschließend ausgewählt werden. Für Ägypten war dies aufgrund der schwierigen politischen Situation nicht möglich, so dass sich der Informationsaustausch mit den lokalen Experten auf E-mailkorrespondenz und Telefonate beschränkte.

Für die jeweils ermittelte Ist-Situation wurden Treibhausgas(THG)-Bilanzen erstellt und ausgewertet. Basierend darauf erfolgte die Identifizierung möglicher Optimierungen. Generell wurden hierbei mögliche Hemmnisse berücksichtigt und – soweit vorhanden - auf Basis der politischen Zielsetzungen der jeweiligen Länder geeignete Strategien abgeleitet, die zur Minderung klimaschädlicher Gase durch den Abfallsektor beitragen. Dabei wurden bei den Bilanzen für die Einzelländer auch rechtliche und ökonomische Instrumente gewürdigt. Im Hinblick auf die Entwicklungs- und Schwellenländer wurde angestrebt, möglichst realitätsnahe Szenarien abzuleiten, die eine realistische Chance auf Umsetzbarkeit haben. In diesem Zusammenhang ist der Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) zu danken, die den Informationsaustausch in Indien ermöglichte. Durch einen gelungenen gemeinsamen Workshop konnten wichtige Erkenntnisse gewonnen werden und vor allem wurde aus der Diskussion der Podiumsteilnehmer und –teilnehmerinnen auch mit dem Publikum sehr deutlich, an welchen Stellen für die Abfallwirtschaft in Indien Handlungsbedarf besteht. Wesentliche Informationen und Erkenntnisse aus dem Workshop finden sich im Anhang (Kap. 11.3).

Als Zeithorizont für die Zukunftsszenarien wurde das Jahr 2030 festgelegt. Des Weiteren wurde vereinbart über das erwähnte realistische oder „mittlere“ Szenario hinaus auch ein ideelles Szenario zu betrachten. Die vier durchgeführten Länderbilanzen sind in diesem Bericht ausführlich dokumentiert. Die Bilanz für die USA ist als Sonderauswertung in der Bilanz für die OECD-Länder zu verstehen. Allen Bilanzen gemeinsam sind das methodische Vorgehen und einige Bilanzierungsaspekte. So wurde beispielsweise im Verlaufe des Projektes vereinbart für Substitutionsprozesse einheitliche harmonisierte Emissionsfaktoren zu verwenden, unabhängig davon, welches Land betrachtet wird. Dieser Aspekt entspricht auch der Experten-Empfehlung

aus dem im Rahmen dieses Projektes am 18.06.2012 durchgeführten Methodenworkshop in Berlin⁵.

Die wesentlichen Erkenntnisse aus dem Vorhaben

- die eindeutige Bestätigung, dass die Beendigung der Deponierung unvorbehandelter Abfälle einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leistet,
- dass selbst bei Deponien mit Gasfassung nach dem Stand der Technik weiterhin signifikante THG-Minderungspotenziale durch stoffliches Recycling und im weiteren die energetische Nutzung von Abfällen verbleiben und
- dass der Klimaschutzbeitrag der Abfallwirtschaft im nationalen Kontext relevant sein kann,

wurden auf dem Abschlussworkshop auf der IFAT in München am 08.05.2014 vorgestellt und diskutiert⁶. In Folge der Ergebnispräsentationen und der anschließenden Diskussionen wurde sehr deutlich, dass Hemmnisse bei der Umsetzung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen bestehen. Diese sind nicht notwendigerweise finanzieller Art. Teilweise ist es auch eine Frage der nationalen Prioritätensetzung, teilweise von fehlenden Informationen. In Bezug auf den letzteren Aspekt wurde auf der Abschlussveranstaltung dringend darum gebeten, die vorliegende Studie auch in englischer Sprache verfügbar zu machen.

Ein weiterer Aspekt des vorliegenden Projektes war eine Einschätzung, welche abfallwirtschaftlichen Maßnahmen als Projekte mit Generierung von Emissionszertifikaten oder im Fall von Indien und Ägypten im Rahmen von Nationally Appropriate Mitigation Actions (NAMAs) durchgeführt werden können, sofern diese definiert bzw. anerkannt sind. Des Weiteren wurden die strategischen Ziele der beiden Länder zur Nutzung der o.g. Mechanismen untersucht sowie inwiefern Mittel für abfallwirtschaftliche Maßnahmen mit Senkung von THG-Emissionen aus Fonds zur Technologiekoooperation zur Verfügung stehen und unter welchen Voraussetzungen diese eingesetzt werden können. Ebenfalls Bestandteil des Vorhabens war eine überschlägige Berechnung der CO₂-Vermeidungskosten für verschiedene abfallwirtschaftliche Maßnahmen.

⁵ Das Workshop-Protokoll sowie die Präsentationen stehen unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/abfallwirtschaft/klimaschutz-in-der-abfallwirtschaft> zum Download bereit.

⁶ Informationen und Präsentationen stehen unter <http://www.umweltbundesamt.de/service/termine/konferenz-abfall-klimaschutz-auf-der-ifat-2014> zum Download zur Verfügung.

4 Grundlagen der Bilanzierung

Die Bilanzierung folgt der Methode der „Ökobilanz der Abfallwirtschaft“ in Anlehnung an ISO 14040/14044. Für die Abfallwirtschaft bestehen Besonderheiten, die in Kapitel 4.1 beschrieben sind. Zudem sind dort weitere methodische Vereinbarungen für diese Studie erläutert. In Kapitel 4.2 wird der Untersuchungsumfang dargelegt sowie das Vorgehen der Bilanzierung für die verschiedenen Entsorgungswege.

4.1 Methode

4.1.1 Ökobilanz der Abfallwirtschaft - Systemvergleiche

Die Bilanzierung des Treibhauseffekts erfolgt analog dem Vorgehen bei den Vorläuferstudien in Anlehnung an die Ökobilanzmethode in der Abfallwirtschaft (IFEU 1998). Danach sind im gegebenen Projektzusammenhang, in dem ausschließlich die Potenziale für den Klimaschutz ermittelt werden, folgende Spezifika relevant:

1. Abweichend von der Lebenswegbetrachtung „von der Wiege bis zur Bahre“ wird der Lebensweg der Dienstleistung Abfallentsorgung betrachtet. Bilanzbeginn ist der Abfallanfall. Das Vorleben des Abfalls ist für die Frage der Entsorgung nicht relevant – d.h. es verhält sich bei allen Entsorgungsoptionen üblicherweise gleich und kürzt sich aus der Betrachtung heraus, insofern konstante Gesamtabfallmengen betrachtet werden. Bei Fragestellung der Abfallvermeidung oder zeitlich veränderlichem Abfallaufkommen ist unweigerlich die Erzeugung des Abfalls einzubeziehen, wenn, wie im vorliegenden Vorhaben, Systemvergleiche durchgeführt werden sollen (Ist-Situation, Szenarien 2030). In der Konsequenz werden auch in dieser Studie konstante Gesamtabfallaufkommen für Systemvergleiche betrachtet und die Abfallvermeidung wird nicht einbezogen⁷.
2. Alle derzeitigen und künftigen Be- und Entlastungen, die durch die Entsorgung einer Tonne Abfall ausgelöst werden, werden in der Bilanzierung der im jeweiligen Bezugsjahr betrachteten Abfallmenge zugeordnet. Dies ist insbesondere bei der Deponierung relevant bei der Methanemissionen aus der biologischen Umsetzung des abgelagerten organischen Abfallanteils erst über Jahrzehnte freigesetzt werden. Die Berechnungen erfolgen analog den Vorgaben nach (IPCC 2006) und umfassen in der Regel einen 100-Jahreshorizont.
3. Ebenfalls abweichend zur klassischen Produktökobilanz in der ein Produkt ggf. über mehrere Recyclingzyklen bis zur vollständigen Beseitigung durch Verbrennung oder Deponierung betrachtet wird, erfolgt typischerweise die Betrachtung in der Abfallwirtschaft – neben der direkten thermischen Entsorgung oder Deponierung – nur bis zur Erzeugung eines Sekundärproduktes. Die Nutzengleichheit verschiedener Entsorgungssysteme wird durch Anrechnung des jeweils erzeugten Nutzens erreicht

⁷ Damit wird die in (OECD 2012) betrachtete „source reduction“ nicht aufgegriffen, da mit diesem Ansatz die Abfallvermeidung bewertet wird, ohne Berücksichtigung der Erzeugung des Abfalls.

(Gutschrift). Damit wird für jedes System bzw. Szenario der gleiche Nutzen bilanziert: die „Entsorgung der gleichen Menge Abfall“.

4. Mit dem aufgrund der hohen Bedeutung für unsere Gesellschaft sehr bewusst auf die möglichen Beiträge und Potenziale der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz gelegten Hauptaugenmerk entspricht die Studie mit dieser Einschränkung auf eine Wirkungskategorie nicht den Vorgaben nach der Ökobilanzmethode ISO 14040 und 14044. Nach dieser wären auch alle weiteren relevanten Umweltwirkungen wie Versauerung, Eutrophierung, Humantoxizität etc. zu untersuchen.

Zur Herstellung der Nutzengleichheit der Vergleichssysteme werden den aus der Abfallverwertung resultierenden zusätzlichen Nutzen – wie erzeugte Sekundärprodukte oder Energie – dadurch ersetzte Primärprodukte bzw. konventionell erzeugte Energie in so genannten Äquivalenz- bzw. Substitutionsprozessen gegenübergestellt. Dies erfolgt in den vier Bilanzen – OECD, USA, Indien, Ägypten – bei allen darin betrachteten Szenarien gleichermaßen. Zudem wird in allen in den jeweiligen Bilanzen untersuchten Szenarien die gleiche Menge entsorgter Abfall betrachtet, die für die Ist-Situation ermittelt wurde. Die jeweilige Menge entspricht der funktionellen Einheit der vergleichenden Betrachtungen.

Um dennoch Mengenentwicklungen ggf. einzubeziehen wurde eine Einschätzung vorgenommen, inwiefern künftig deutliche Veränderungen zu erwarten wären. Analog der OECD-Studie (2012a) besteht hierfür die Möglichkeit gesteigerte Abfallmengen mit den Informationen zum Verbleib aus der Ist-Situation abzubilden und als „business as usual“-Szenario den Zukunftsszenarien mit ebenfalls gesteigerten Abfallmengen gegenüberzustellen. Dadurch wäre die Bedingung der gleichen Gesamtabfallmenge für den ökobilanziellen Vergleich gewährleistet. Abschließend wurde diese Möglichkeit jedoch nicht umgesetzt. Für die USA weist die gegebene Datenlage zur Entwicklung in der Zeitreihe nicht auf eine relevante Steigerung sondern auf eine Verstetigung des Abfallaufkommens hin. Für Indien ist bedingt durch das derzeitige vergleichsweise geringe Pro-Kopf-Aufkommen mit steigenden Abfallmengen zu rechnen. Allerdings sind hier insgesamt die Mengenangaben bereits zum aktuellen Abfallaufkommen mit derart hohen Unsicherheitsbandbreiten behaftet, dass auf weitere spekulative Mengensteigerungsprognosen, auch in Übereinstimmung mit den indischen Stakeholdern, verzichtet wurde. Stattdessen wurde für die Ist-Situation eine Sensitivitätsbetrachtung hinsichtlich des Abfallaufkommens durchgeführt. Ähnliches gilt für Ägypten. Für die OECD-Bilanz wäre eine Einschätzung auf Ebene der einzelnen Mitgliedsstaaten erforderlich, die im Rahmen des Projektes nicht vorgenommen werden konnte⁸.

4.1.2 Weitere methodische Vereinbarungen

Weitere methodische Aspekte und Festlegungen betreffen v.a. das Vorgehen für bestimmte Abfallarten und die Anrechnung der erzeugten Sekundärprodukte und Energie. Generell sind in Ökobilanzen der Abfallwirtschaft die über Gutschriften angerechneten substituierten

⁸ Das dennoch im Ergebnisvergleich für die OECD als „business as usual“ bezeichnete Szenario steht für eine vollständig unveränderte Abfallwirtschaft im Jahr 2030 – weder das Abfallaufkommen noch sonstige Randbedingungen sind darin verändert.

Primärprozesse von hohem Einfluss auf das Ergebnis. Um die Ergebnisse einordnen zu können, ist es wichtig, die getroffenen Festlegungen zu kennen:

Zur **Anrechnung von erzeugter Energie** wird vielfach der Marginalansatz verfolgt. Danach wird davon ausgegangen, dass durch „zusätzlich“ erzeugte Energie ausschließlich fossile Energieträger ersetzt werden. Dieses Vorgehen wurde auch in der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) angewendet. In der vorliegenden Studie wurde in den Bilanzen der Einzelländer Indien, Ägypten und USA ebenfalls der Marginalansatz gewählt. Für die Bilanz der OECD-Länder war es jedoch nicht mit verhältnismäßigem Aufwand möglich belastbar für alle Mitgliedstaaten den Marginalstrom zu ermitteln. Hier wurde vereinfachend die jeweils durchschnittliche Stromerzeugung als Substitutionsprozess gewählt. Entsprechende länderspezifische Emissionsfaktoren konnten der Ecoinvent-Datenbank entnommen werden. Das Vorgehen wurde konsistent auch für die USA innerhalb der OECD-Bilanz angewendet. In der Konsequenz können die Ergebnisse der USA-Bilanz nicht direkt mit den Ergebnissen der OECD-Bilanz verglichen werden, die USA-Bilanz ist nicht Teilmenge der OECD-Bilanz. Um den Einfluss der jeweiligen Stromgutschrift aufzuzeigen, wurde in der USA-Bilanz eine Sensitivitätsbetrachtung durchgeführt. Zur Anrechnung von erzeugter Wärme wurde vereinfacht generell eine durchschnittliche Wärmeerzeugung bestehend aus 50% Heizöl- und 50% Erdgaswärme unterstellt. Als Emissionsfaktor wurde der in der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) verwendete Wert von 334 g CO₂-Äq/kWh Wärme auch hier angewendet. Diese Vereinfachung wird als zulässig angesehen, da die Wärmeerzeugung im abfallwirtschaftlichen Gesamtsystem eine untergeordnete Rolle spielt und keine signifikanten Abweichungen durch andere Arten der Wärmebereitstellung erwartet werden. Für die in den Zukunftsszenarien relevante Mitverbrennung in Kraft- oder Zementwerken erfolgt die Anrechnung auf Ebene des üblicherweise eingesetzten fossilen Energieträgers. In dieser Studie wird für die Mitverbrennung von einer heizwertäquivalenten Substitution von Steinkohle ausgegangen.

In den Zukunftsszenarien 2030 wurde weder für den Energiebedarf noch für die Substitutionsprozesse eine Veränderung der Emissionsfaktoren für die Energiebereitstellung vorgenommen. Dies entspricht dem Vorgehen in den bisherigen Studien (Öko-Institut/IFEU 2010 und 2005), (IFEU 2006) und gewährleistet, dass Unterschiede zur Ist-Situation nicht durch energiewirtschaftliche Maßnahmen bedingt sind, sondern durch abfallwirtschaftliche Veränderungen. Allerdings gilt zu bedenken, dass für die energetische Abfallverwertung v.a. die substituierte Stromerzeugung von hoher Bedeutung ist. In Ländern mit hohen Anteilen an fossilen Energieträgern zur Stromerzeugung ist eine energetische Abfallverwertung bei der Durchschnittsbetrachtung notwendigerweise günstiger als in Ländern mit höheren Anteilen an erneuerbaren Energieträgern. Verändern sich die Anteile an fossilen bzw. erneuerbaren Energieträgern über die Zeit beeinflusst dies das Ergebnis. Beim Marginalansatz ist dies nicht unmittelbar gegeben, aber hier stellt sich die Frage wie klein der fossile Anteil im Energiemix sein darf, damit noch von einer marginalen Substitution dessen ausgegangen werden kann. Jedoch stehen dem möglichen „Fehler“ im Ergebnis durch konstant gehaltene Emissionsfaktoren die Unsicherheiten bei der Prognose der Energiebereitstellung im Jahr 2030 in den verschiedenen Ländern gegenüber. Für die Zukunft kann ein möglicher Lösungsansatz darin liegen globale Emissionsfaktoren zu verwenden - einen mit Strom aus hohen Anteilen fossiler Energieträger und einen aus niedrigen Anteilen - und entsprechend zwei Bilanzen parallel zu erstellen. Ähnliches wurde auch auf dem Methodenworkshop am 18.06.12 angeregt (s. Fußnote 5).

Hinsichtlich einer **möglichen Kohlenstoffsенке (C-Senke)** erfolgt wie in der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) die Ausweisung ausschließlich im Rahmen einer Sensitivität. Eine C-Senke kann gegeben sein, wenn biogene Abfälle langfristig (100-Jahreshorizont) dem Kohlenstoffkreislauf (der Atmosphäre) entzogen werden. Möglich ist dies bei der Deponierung organischer Abfälle, der Kompostanwendung oder der Nutzung organischer Materialien in langlebigen Produkten (z.B. Holztisch oder auch Bücher). Allerdings bestehen erhebliche Unsicherheiten in Bezug auf die tatsächliche langfristige Speicherung von biogenem Kohlenstoff. Bislang ist es z.B. nicht gelungen, diese Möglichkeit im Fall des stofflichen Recyclings von Holz oder Papier auch nur annähernd belastbar einzuschätzen. Im Fall der Kompostanwendung wurde in (IFEU 2012) dargelegt, dass eine C-Senke nur gegeben sein kann, wenn Kompost zum Zweck der Humusanreicherung (Humus-C-Speicherung) eingesetzt wird. In allen anderen Fällen tritt ein Gleichgewichtszustand zwischen Zufuhr und Zersetzungsprozessen ein. Zudem kann bislang keine belastbare Aussage über den langfristig speicherbaren Anteil des Humus-C gemacht werden, da bislang durchgeführte Langzeitstudien nicht über einen 20-Jahreshorizont hinausgehen. Eine weitgehende Belastbarkeit der langfristigen Speicherung ist bei der Deponierung gegeben. Nach der Berechnungsmethodik des IPCC wird insgesamt nur ein bestimmter Anteil des biogenen Kohlenstoffs im Abfall abgebaut, was im Umkehrschluss bedeutet, dass der Rest gespeichert wird. Allerdings kann nicht gänzlich ausgeschlossen werden, dass ein weitergehender aerober Abbau unter Bildung von biogenem Kohlendioxid stattfindet. Vor allem aber würde eine einseitige standardmäßige Anrechnung der C-Senke aus der Deponierung zu signifikanten Asymmetrien in der Gesamtbilanz führen und das Risiko von Fehlentscheidungen nach sich ziehen. Insofern wird die C-Senke in dieser Studie – soweit zahlenmäßig darstellbar – nur in Sensitivitätsanalysen ausgewiesen.

Für Altpapier und Holz wurde in der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) erstmals eine **„Gutschrift für geschontes Holz“** berücksichtigt. Zum einen wurde eingeschätzt wie sich das „Kohlenstoff-Reservoir Wald“ verändert (vermehrte C-Anreicherung in unberührtem Wald), zum anderen wurde aufgrund des hohen Nutzungsdrucks für Holz in Deutschland die Möglichkeit berücksichtigt, dass das durch Recycling „geschonte“ Primärholz nicht im Wald verbleibt, sondern alternativ energetisch genutzt wird. Die dadurch erzielte THG-Minderung (Substitution fossile Energieträger) wurde der stofflichen Nutzung, die dies ermöglicht, angerechnet. In dieser Studie wurde dieser Ansatz im Standardfall nicht weiter verfolgt. Die C-Anreicherung durch Holzschonung ist mit deutlichen Unsicherheiten behaftet und im Gesamtergebnis spielte sie eine untergeordnete Rolle (s. Öko-Institut/IFEU 2010). Die Anrechnung einer energetischen Nutzung von durch Recycling „geschontem“ Primärholz ist nur zulässig, wenn erwiesener Maßen ein entsprechender Nutzungsdruck besteht. Jedoch kann die Marktlage bzw. die Nachfrage oder der Druck auf die Bereitstellung von Holz, anders als in Deutschland, für die Gesamtheit der betrachteten Länder kaum belastbar eingeschätzt werden. Insofern wurde von der Berücksichtigung einer Gutschrift für geschontes Holz im Standardfall abgesehen. In der USA-Bilanz wurde beispielhaft eine Sensitivität zu „geschontem Primärholz“ untersucht.

Im Verlaufe des Projektes wurde – angeregt durch die Empfehlungen aus dem Methoden-Workshop am 18.06.12 (s. Fußnote 5) – vereinbart, für vermiedene Prozesse (hoher Ergebniseinfluss) möglichst **einheitliche harmonisierte Emissionsfaktoren** zu verwenden, um Ergebnisse transparenter und vergleichbarer zu machen. Auch Vorteil eines solchen Vorgehens ist, dass der Beitrag der nationalen Abfallwirtschaft zum Klimaschutz besser abgebildet werden kann. Unterschiedliche Einschätzungen von ersetzten Primärprozessen werden dadurch

vereinheitlicht und auch die häufig hohen Datenunsicherheiten zur Abbildung der substituierten Primärprozesse werden in ihrem Einfluss entschärft. In der vorliegenden Studie wurden einheitliche Emissionsfaktoren vor allem, so weit möglich, für das Recycling abgeleitet und verwendet. Dieses Vorgehen ist geeignet für Studien wie die vorliegende deren Ziel es ist, den Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz für verschiedene Länder herauszuarbeiten. Für andere Zielsetzungen sollten dagegen realitätsnahe Emissionsfaktoren ermittelt und verwendet werden. Dies z.B. dann, wenn für eine bestimmte Region die Auswirkungen der Abfallwirtschaft auf den Klimaschutz ermittelt werden sollen und die Erkenntnisse in regionale Planungsentscheidungen einfließen sollen. Hier wäre es nicht zielführend ausgehend von einer pauschalen Bewertung z.B. für die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen diese bereitzustellen, dann aber gar nicht sinnvoll einsetzen zu können oder die stoffliche Verwertung zu forcieren ohne über die tatsächlich passenden Verwertungsstrukturen zu verfügen. Ziel dieser Studie ist es jedoch nicht die Voraussetzung für konkrete Planungsentscheidungen zu schaffen, sondern Akteuren übergeordnete Handlungsmöglichkeiten aufzuzeigen, die auch in politische Zielsetzungen einfließen können. Zur Ableitung der einheitlichen Emissionsfaktoren wurden insbesondere für trockene Wertstoffe zunächst verfügbare Emissionsfaktoren aus der Literatur zusammengetragen und analysiert. Daraus konnte entweder direkt ein einheitlicher Faktor abgeleitet werden oder es wurden weitere Recherchen durchgeführt und anhand möglichst allgemeingültiger Randbedingungen einheitliche Faktoren neu berechnet. Das Vorgehen zur Ableitung und Auswahl harmonisierter Emissionsfaktoren für trockene Wertstoffe ist im Anhang beschrieben (Kap. 11.1).

Abschließend wurde für das Projekt vereinbart keine Abfallimporte und -exporte zu berücksichtigen, da Informationen über deren Herkunft und Verbleib nicht gegeben sind. Allerdings nimmt die Bedeutung von Im- und Exporten auch mit zunehmender Harmonisierung der Bewertung ab. Grundsätzlich könnte jedoch erwogen werden künftig im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung eine Einschätzung darüber vorzunehmen, ob im- bzw. exportierte Abfälle zur Verwertung tatsächlich verwertet werden. Wenn nein, wäre deren Beseitigung zu bilanzieren, wenn ja wäre zu prüfen, ob die Bewertung mit einheitlichen Emissionsfaktoren hinreichend ist oder ob eine länderspezifische Anpassung erforderlich wäre.

4.1.3 Wirkungsabschätzung Treibhauseffekt

Zur Auswertung des Treibhauseffektes werden die einzelnen Treibhausgase der Sachbilanz entsprechend ihrer dem CO₂ äquivalenten Wirkung zusammengefasst. Die wichtigsten Treibhausgase und ihre in dieser Studie verwendeten CO₂-Äquivalenzwerte nach IPCC (2007) für den 100-Jahreshorizont (GWP100) sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Tabelle 7: Treibhauspotenzial der wichtigsten Treibhausgase

Treibhausgase	CO ₂ -Äquivalente (GWP ₁₀₀)	
	[kg CO ₂ -Äq/kg]	
Kohlendioxid (CO ₂), fossil	1	1
Methan (CH ₄), fossil*	27,75	21
Methan (CH ₄), regenerativ	25	18,25
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	298	310
	(IPCC 2007, WG I, chapter 2, Table 2.14)	(IPCC 1995)

*Inkl. der stöchiometrisch berechneten Treibhausgaswirkung durch fossiles CO₂ nach Umwandlung des Methans in der Atmosphäre (Lebensdauer Methan etwa 10 Jahre)

Darin unterschieden sind Methanemissionen nach ihrer Entstehung. Biogenes Methan (aus der Umwandlung organischer Substanz) weist gegenüber fossilem Methan (aus der Umwandlung fossiler Energieträger) einen etwas geringeren Äquivalenzfaktor auf, da das im Laufe der Zeit aus dem Methan durch luftchemische Umsetzung (Oxidation) entstehende biogene bzw. regenerative Kohlendioxid als klimaneutral bewertet wird. Zum Vergleich sind in der Tabelle auch die CO₂-Äquivalenzwerte nach IPCC (1995) aufgeführt, die nach dem Kyoto-Protokoll für die nationale Berichterstattung verwendet werden.

4.2 Vorgehen Bilanzierung

Im Folgenden ist die grundsätzliche, für alle Länderbilanzen gleichermaßen gegebene Vorgehensweise der Bilanzierung beschrieben. Innerhalb der einzelnen Länderbilanzen werden die Aspekte ergänzt bzw. im Detail beschrieben, die über den grundsätzlichen Ansatz hinausgehen bzw. vom allgemeingültigen Ansatz länderspezifisch abweichen. Des Weiteren werden im Folgenden Abweichungen zur Vorläuferstudie erläutert.

4.2.1 Abweichungen zur Vorläuferstudie aufgrund der statistischen Berichtssystematik

Im Gegensatz zur Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) können in dieser Studie keine separaten Bilanzen nach den einzelnen Abfallfraktionen ausgewertet werden. Zudem ist Altholz aufgrund fehlender Datenangaben nur vereinzelt berücksichtigt. Grund für die abweichende Bilanzierungsmethode ist v.a. die Systematik der statistischen Daten, die die wesentliche Grundlage für die Abfallströme der OECD-Bilanz bilden. Die Statistiken weisen zur Vermeidung von Doppelzählungen ausschließlich den Endverbleib von entsorgten Abfällen aus. Das heißt, die als „recycelt“ gemeldeten Mengen sind die Mengen nach einer Vorbehandlung in Sortieranlagen oder mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen. In der Vorläuferstudie wurde die kausale Abfallstromkette je Abfallart für Deutschland durch Rückrechnungen aus den statistischen Zahlenwerten hergestellt. Anhand bekannter Massenstrombilanzen – v.a. für mechanisch-biologische Behandlungsanlagen (M(B)An) bzgl. Wasser- und Abbauverlusten – konnte die ursprüngliche Inputmenge rückgerechnet werden. Auch konnte anhand von Expertenwissen der Verbleib des Outputs zugeordnet werden. Aus der Statistik selbst erschließen sich diese Informationen nicht. Der Output aus Sortieranlagen oder M(B)An wird z.B. in der bundesdeutschen Abfallstatistik lediglich nach „verwertet“, „beseitigt“ und „an Sonstige“ unterschieden. Die Art der Beseitigung ist nicht ersichtlich und der Anteil zur energetischen Verwertung ist nur eingeschränkt nachvollziehbar⁹. Für die OECD-Länder konnten in dieser Studie keine belastbaren Rückrechnungen mit vertretbarem Aufwand durchgeführt werden. Dies ist auch der Grund weswegen in den Abfallmengenangaben für die OECD-Länder keine Behandlung über M(B)An ausgewiesen werden konnte. Die statistischen Daten wurden 1:1 für die Mengenangaben übernommen, das heißt die „verbrannten“ oder

⁹ Abfallschlüssel 191210 „brennbare Abfälle“, während z.B. 191212 „sonstige Abfälle“ häufig auch energetisch genutzt werden.

„deponierten“ Mengen enthalten nicht nur direkt angediente Abfälle, sondern auch Sortierreste aus Vorbehandlungsanlagen.

Für Aufbereitungsreste aus weiterführenden Aufbereitungs- bzw. Verwertungsanlagen dürfte dies allerdings nur der Fall sein, wenn diese Anlagen als Abfallbehandlungsanlagen genehmigt sind. Ansonsten wird davon ausgegangen, dass die Aufbereitungsreste aus der Behandlung nicht den Siedlungsabfällen, sondern den Produktionsabfällen zugeordnet sind und damit nicht unter „verbrannt“ oder „deponiert“ in der Abfallstatistik enthalten sind. Dies dürfte bei Glas, Papier und Metallen der Fall sein, die in Glas- und Papierfabriken oder Stahlwerken eingesetzt werden. Kunststoffe könnten hierbei eine Ausnahme bilden. In Deutschland werden sortenrein sortierte Kunststoffe auch in Anlagen aufbereitet, die als Abfallbehandlungsanlagen eingestuft sind. Demnach müssten die aus der Granulierung entstehenden Aufbereitungsreste, die energetisch verwertet werden, in der Siedlungsabfallstatistik unter „verbrannt“ enthalten sein. Für die vorliegende Studie wird angenommen, dass die aus den Statistiken abgeleitete Menge an recycelten Kunststoffen und auch die nach den Top-Down-Angaben der USEPA ausgewiesenen Mengen, dem Output der Aufbereitungsanlagen entsprechen, es sich also um aufbereitete Sekundärgranulate handelt.

Von Bedeutung sind die voranstehenden Überlegungen im Zusammenhang mit den Emissionsfaktoren für die stoffliche Verwertung von trockenen Wertstoffen. Je nach Schnittstelle müssen die Emissionsfaktoren ggf. an die in der Statistik ausgewiesenen Recyclingmengen angepasst werden (s. Kap. 4.2.4 bzw. Anhang, Kap. 11.1). Generell sei hier jedoch festgehalten, dass auch mit möglichst plausiblen Zuschnitt dennoch in den Ergebnissen Ungenauigkeiten verbleiben aufgrund der Unsicherheiten bzgl. der tatsächlichen Mengenströme. Die statistischen Daten sind hier nur bedingt nützlich und nur für übergeordnete Zielsetzungen, wie sie auch in dieser Studie verfolgt werden, verwendbar. Für konkretere Fragestellungen oder Planungsentscheidungshilfen sind belastbarere Informationen zu Abfallströmen unabdingbar, die durch Darstellungen und Dokumentation in Stoffstromansätzen verfügbar sein sollten.

4.2.2 Untersuchungsumfang und Datenbasis

Wie in den Vorläuferarbeiten für Deutschland und die EU27 (Öko-Institut/IFEU 2010 und 2005), (IFEU 2006) beschränkt sich die Untersuchung auf Siedlungsabfälle. Die weitere Differenzierung nach Abfallarten wie Papier-, Glas-, Kunststoff- oder Metallabfällen, erfolgte nach Datenverfügbarkeit. Datenbasis für die OECD-Länder bilden v.a. die statistischen Daten von OECD und Eurostat. Für die Bilanzen der Einzelländer USA, Indien und Ägypten wurden in erster Linie die Veröffentlichungen öffentlicher Einrichtungen, wie der USEPA oder Ministerien, verwendet.

Die statistischen Daten von Eurostat und OECD umfassen die im Rahmen der öffentlichen Abfallentsorgung gesammelten Abfallmengen, die weitgehend den generierten Abfallmengen entsprechen. Bei den OECD-Daten stimmen die berichteten generierten („generated“) und behandelten („total treatment“) Abfallmengen bei zwei Drittel der Länder überein. Ansonsten liegen die behandelten Abfallmengen sowohl höher (Japan) als auch niedriger (z.B. Chile) als

die generierten Abfallmengen¹⁰. Für die Bilanzierung wurden die behandelten Abfallmengen verwendet auf die sich bei Eurostat die Angaben zum Abfallverbleib beziehen.

Insgesamt unterscheiden sich die statistischen Daten der OECD-Länder nach Qualität. So bestehen z.B. teils unterschiedliche Auffassungen, was unter „Siedlungsabfällen“ zu subsumieren ist und teils weichen die Erhebungsmethoden der Länder voneinander ab¹¹. Für die OECD-Bilanz können die statistischen Daten und Angaben nicht mit vertretbarem Aufwand für alle 34 OECD-Länder bzw. 28 EU-Staaten plausibilisiert oder hinterfragt werden. Es kommt hinzu, dass weder Eurostat noch OECD über die Verwertungsmengen einzelner Abfallfraktionen berichten, auch finden sich keine Angaben zur Abfallzusammensetzung des Restmülls. Hier wurde versucht Informationen über nationale Veröffentlichungen zu gewinnen. Vielfältig mussten jedoch die Lücken mit plausiblen Annahmen geschlossen werden. Vor diesem Hintergrund steht die OECD-Bilanz (und die EU28-Bilanz) unter dem Vorbehalt der Datenqualität, und auch der mögliche Grad der Genauigkeit ist gegenüber den Einzelländerbilanzen deutlich eingeschränkt. Für die OECD- und Eurostat-Daten ist eine weitergehende Harmonisierung und Ausweitung der Berichterstattung wünschenswert.

Für die USA liegen umfassende Informationen vor, die vertieft analysiert werden konnten. So konnte die Bilanzierung deutlich detaillierter vorgenommen werden und Abfallmengen, die auf europäischer Ebene üblicherweise nicht als Siedlungsabfall zugeordnet sind, aus der Mengenbilanz oder wenigstens aus der Bewertung ausgenommen werden (Altreifen, Blei aus Starterbatterien¹²). Datenunsicherheiten bestehen allerdings auch bei den Angaben nach USEPA. Diese konnten aber identifiziert und in Sensitivitätsanalysen untersucht werden (s.u.). Für die OECD-Bilanz wurden zwar Daten aus der USA-Bilanz übernommen, allerdings aus Gründen der Symmetrie nicht in dem Detaillierungsgrad der für die USA-Bilanz möglich war.

Für Indien und Ägypten umfassen die offiziellen Zahlen zum Abfallaufkommen ebenfalls die im Rahmen der öffentlichen Abfallentsorgung gesammelten Abfälle. In diesen Ländern bestehen aber auch Sammelaktivitäten durch den informellen Sektor (z.B. Haustürsammlung) und zu einem relevanten Anteil werden Abfälle gar nicht erfasst, sondern offen verbrannt, flüchtig weggeworfen oder wild deponiert. Aufgrund der Relevanz des informellen Sektors und der Umweltwirkungen durch die nicht erfassten Abfallmengen, wurde versucht diese quantitativ in den Bilanzen mit abzubilden. Herangezogen wurden hierzu Schätzwerte aus der Literatur. Die daraus resultierenden Ergebnisse beruhen zwar auf erheblichen Datenunsicherheiten, vermitteln aber einen Eindruck dieser Bereiche gegenüber den formell gesammelten Siedlungsabfällen. Die stoffliche Verwertung einzelner Abfallarten wurde für Indien und Ägypten ausgehend von der über Literaturangaben verfügbaren Abfallzusammensetzung und Angaben zu gesamt recycelten Mengen abgeleitet.

Die für die Länderbilanzen verwendeten offiziellen Daten weichen teils deutlich von Angaben in anderen Veröffentlichungen ab. So z.B. in Indien, wo die zuletzt veröffentlichten offiziellen Daten sich auf das Jahr 2000 beziehen, während andere Quellen einen aktuelleren Zeithorizont

¹⁰ Erläuterungen für die Abweichungen stehen nicht zur Verfügung.

¹¹ In manchen Ländern wird z.B. Bauschutt mit dem Siedlungsabfall ausgewiesen, und z.B. in Mexiko wird das Abfallaufkommen auf Basis eines abgeschätzten Pro-Kopf-Aufkommens hochgerechnet.

¹² Altfahrzeuge und deren Bestandteile sind nach Abfallverzeichnisverordnung dem AVV 16 01 untergeordnet.

betrachten. In den USA gibt es eine Gegendarstellung zu den offiziellen Daten der USEPA bei der eine andere Erhebungsmethode für die Ermittlung des nationalen Siedlungsabfallaufkommens verwendet wird. Während die USEPA einen Top-Down-Ansatz ausgehend von in den Verkehr gebrachten Produkten verfolgt, wird nach der Gegenerhebung das Aufkommen durch Abfrage bei den Abfallbehörden der einzelnen US-Staaten ermittelt (Bottom-Up). Die Gegenerhebung führt zu einem deutlich höheren Abfallaufkommen für die USA. In diesen Fällen abweichender Mengenangaben wurden Sensitivitäten mit den jeweils aktuelleren oder systematisch anders erhobenen Daten durchgeführt (siehe Kapitel der Länderbilanzen).

4.2.3 Sammlung

Die Abfallsammlung umfasst sowohl die eigentliche Sammelstrecke als auch den Transport zur Abfallbehandlungsanlage. Informationen zu Sammelstrecken liegen für Deutschland vor, die für die OECD- und USA-Bilanz übernommen wurden. Dieses Vorgehen rechtfertigt sich daraus, dass die Abfallsammlung nur einen sehr geringen Anteil an den gesamten Belastungen aus der Abfallentsorgung einnimmt und entsprechende Daten für die Länder nur mit hohem Aufwand ermittelbar wären.

In Indien und Ägypten werden Abfälle teils gar nicht eingesammelt oder per Handkarren oder beispielsweise durch Tür-zu-Tür-Sammlung durch den informellen Sektor. Für die erfassten Abfälle liegen keine Informationen zu durchschnittlichen Transportdistanzen vor. Grundsätzlich ist auch hier davon auszugehen, dass der Einfluss aus Transportemissionen der Abfallsammlung auf das Gesamtergebnis untergeordnet ist. Mit einer künftig anzustrebenden vollständigen Abfallerfassung würden die Belastungen zwar ansteigen, aber nicht in relevantem Umfang. Auch können/sollten diese Belastungen in Kauf genommen werden, da sie die Voraussetzung für eine Optimierung bzw. eine geordnete Abfallwirtschaft bilden.

Um dennoch den Einfluss von Emissionen aus der Abfallsammlung nicht unberücksichtigt zu lassen wurden in den Bilanzen für Indien und Ägypten unterschiedliche Ansätze verfolgt: Für Indien wurden Sammelaufwendungen nicht berücksichtigt, für Ägypten wurde generell eine hohe Transportdistanz von 100 km angesetzt.

4.2.4 Recycling trockene Wertstoffe

Harmonisierte Emissionsfaktoren

Die Ableitung harmonisierter Emissionsfaktoren für trockene Wertstoffe, die in dieser Studie verwendet wurden, ist im Anhang dokumentiert (Kap. 11.1). Die danach ausgewählten Werte zeigt Tabelle 8. Die Werte beziehen sich auf die Wertstoffmengen, die direkt oder nach einer Vorbehandlung (Sortierung) der eigentlichen Verwertungsanlage zugeführt werden und können damit direkt auf die aus der Statistik abgeleiteten (Eurostat, OECD) bzw. die in den USEPA-Daten ausgewiesenen Wertstoffmengen angewendet werden. Sammlung-, Transport- und etwaige Sortieraufwendungen sind nicht in den Emissionsfaktoren enthalten, diese werden in den Bilanzen getrennt berechnet. Be- und Entlastungen aus der weiteren Entsorgung der Sortierreste sind in den deponierten oder verbrannten Mengen enthalten (s.o.). Für Kunststoffe wird dies auch für die aus der weiteren Aufbereitung (Granulierung) anfallenden Aufbereitungsreste angenommen (s. Kap. 4.2.1).

Entsprechend dieser Systematik beziehen sich die Werte für Fe- und NE-Metalle auf die Mengen, die dem Stahlwerk oder der Aluschmelze bzw. Pyrolyse zugeführt werden und beinhalten auch ausschließlich den Aufwand und die Entlastungseffekte (Substitution Primärstahl bzw. -aluminium) durch diesen Prozessschritt. Die Werte für PPK beziehen sich auf die Mengen, die – ggf. nach Sortierung – Papierfabriken zugeführt werden, die Werte für Glas analog auf Glashütten zugeführten Mengen. Für Textilien beziehen sich die Werte auf sortenrein erfasste Alttextilien, die nach händischer Sortierung weiterverwendet werden können. Nur diese Anwendung wird berücksichtigt, wenn entsprechende Informationen auf eine Weiterverwendung hinweisen (z.B. Haustürsammlung Indien). Ansonsten wurde diese Verwertung in der USA-Bilanz als Sensitivität betrachtet¹³.

Tabelle 8: In dieser Studie verwendete Emissionsfaktoren für trockene Wertstoffe

Abfall- bzw. Sortierfraktion	Aufwand	Gutschrift	Netto
	in kg CO ₂ -Äq/t Abfall nach Sortieranlage bzw. Input Verwertungsanlage		
Fe-Metalle	338	-1284	-945
NE-Metalle	406	-9713	-9307
PPK	167	-960	-793
Glas	0	-514	-514
Textilien	32	-2850	-2818
Kunststoffe	gesondertes Vorgehen s. Text		

Für Kunststoffe wurde ein gesondertes Vorgehen gewählt. Kunststoffabfälle umfassen verschiedene Kunststoffarten, die in der Regel als Gemische anfallen. Hinzu kommt, dass teilweise Kunststoffprodukte, die als Abfall anfallen, mehrere Kunststoffarten enthalten. Insofern ist die Qualität der Verwertung sehr stark davon abhängig, wie gut es gelingt die Abfälle in sortenreine Kunststoffarten zu trennen, so dass nur wenige Abfälle in einer Mischkunststoff(MKS)-Fraktion anfallen. Umso höher der Reinheitsgrad umso höherwertiger können die aus der Aufbereitung erzeugten Sekundärgranulate wieder in Herstellungsprozessen eingesetzt werden. Ausgedrückt wird diese Qualität der Sekundärgranulate in ihrem Substitutionspotenzial. In der Ökobilanz ist dies rechnerisch über den Substitutionsfaktor (SF) berücksichtigt bzw. über den Anteil, der nicht als Primärkunststoffersatz, sondern lediglich als Holz- oder Betonersatz verwendet werden kann. Letzteres ist in Deutschland nur noch für MKS relevant. Um die Qualitätsunterschiede abzubilden wurden für diese Studie drei Qualitätsstufen für das Kunststoffrecycling abgeleitet. Die Unterscheidung der Qualität erfolgt nach dem Substitutionspotenzial von Kunststoffarten und MKS. Es wurde folgende Festlegung getroffen:

„hoch“: SF = 1 für Kunststoffarten, SF = 0,9 für MKS mit 100% PE-Ersatz

„mittel“: SF = 0,7 für Kunststoffarten, SF = 0,8 für MKS mit 32% PE-Ersatz, sonst Holz- und Betonersatz

¹³ Eine Sensitivität für die OECD-Bilanz zeigte kaum einen Ergebnisunterschied, da für die OECD-Länder kaum Textilmengen getrennt ausgewiesen sind. Auf die Darstellung der Sensitivität wurde verzichtet.

„niedrig“: keine Kunststoffarten, nur MKS wie bei „mittel“

Der SF von 1 für Kunststoffarten bei „hoch“ wird in der Praxis in Deutschland z.B. für PET-Recycling erreicht. Für andere Kunststoffarten liegen die Substitutionspotenziale mindestens bei 0,8. Die Bewertung der MKS bei „mittel“ entspricht der gegenwärtigen Situation in Deutschland (Öko-Institut/HTP 2012). Die „niedrige“ Recyclingqualität wurde dadurch definiert, dass es nicht gelingt die Kunststoffabfälle nach Kunststoffarten zu trennen und entsprechend nur anteilig Primärkunststoff- und ansonsten v.a. Holz- und Betonprodukte ersetzt werden. Dieser Fall wurde für Indien und Ägypten unterstellt. Für die USA- und die OECD-Bilanz wurde die „mittlere“ Qualität für die Ist-Situation angesetzt, da keine genaueren Angaben über die Verwertung ermittelt werden konnten. Der Einfluss der hochwertigen Verwertung auf das Ergebnis wurde in der USA-Bilanz in einer Sensitivität untersucht.

Rechnerisch ergeben sich die Emissionsfaktoren für die Kunststoffverwertung grundsätzlich für die Belastung durch den Strombedarf (länderspezifischer Emissionsfaktor) und für die Entlastung durch den Emissionsfaktor der Primärherstellung (Tabelle 64). Die drei Qualitätsstufen werden durch Verrechnung mit den o.g. Substitutionsfaktoren erreicht. Ausführlicher ist die Herleitung der Emissionsfaktoren im Anhang, in Kap. 11.1 beschrieben.

Sortierung und Transporte

Die Sortierung und Transporte von trockenen Wertstoffen sind wie erwähnt in den o.g. Emissionsfaktoren nicht enthalten. Die Sortieraufwendungen sind getrennt berücksichtigt, in dem anhand der Sortiereffizienz auf die ursprüngliche Inputmenge rückgerechnet wurde und für diese der Strombedarf der Sortierung angelastet ist. Dieses Vorgehen ist z.B. für die USA in Kapitel 5.9.2 (Unterkapitel Recycling) beschrieben. Für Indien und Ägypten kommt dieses Vorgehen nicht zum Tragen, da hier im Wesentlichen trockene Wertstoffe durch den informellen Sektor gewonnen werden, entweder durch Tür-zu-Tür-Sammlung oder durch die so genannten „waste picker“, die den gesammelten Abfall auf den Müllsammelplätzen oder den Deponien nach verwertbaren Bestandteilen durchsuchen. In beiden Fällen erfolgt die Sichtung v.a. händisch.

Auch die Transportaufwendungen für den Output aus Sortieranlagen zu Verwertungsanlagen bzw. Deponien oder Verbrennungsanlagen zur Entsorgung der Sortierreste sind getrennt bilanziert. Hier gilt wie für die Abfallsammlung, dass die Transportbezüge in keinem der Länder belastbar ermittelt werden können. In den Entwicklungs- und Schwellenländern besteht in der Regel keine Kenntnis über die tatsächlichen Wertstoffmengen und deren Verbleib. Dies gilt ähnlich aber auch für die USA, da Recyclinganlagen nicht melden müssen wie viele Abfälle sie angenommen und behandelt haben. Für die OECD-Länder wurde von einer Recherche zu Transporten abgesehen, da auch hier gilt, dass Belastungen aus den Transporten von nachgelagerter Bedeutung im Gesamtergebnis sind und entsprechende Daten, wenn überhaupt, nur mit hohem Aufwand ermittelbar wären. In dieser Studie wurde pauschal von einer Transportentfernung von 200 km ausgegangen für die Distanz Sortieranlage – Verwertungsanlage bzw. Deponie oder Verbrennungsanlage.

4.2.5 Deponierung

Die Berechnung der Ablagerung von Abfällen folgt im Grundsatz den Vorgaben nach (IPCC 2006). Wesentliche Kenngrößen für die Berechnung sind:

- der abbaubare organische Kohlenstoffgehalt im abgelagerten Abfall (degradable organic carbon, DOC)
- der davon anteilig über die Zeit abgebaute Kohlenstoff (DOCf)
- der Methangehalt im gebildeten Deponiegas (bzw. der Anteil des abgebauten Kohlenstoffs, der zu Methan umgewandelt wird)
- der Methankorrekturfaktor (MCF) zur Berücksichtigung der Art des Deponiekörpers
- der Oxidationsfaktor (OX)
- die effektive Gasfassungsrate
- die Art der Gasnutzung

Grundsätzlich gilt für Ökobilanzen der Abfallwirtschaft, dass alle durch die Behandlung einer bestimmten Menge Abfall heute und in Zukunft ausgelösten Emissionen Bestandteil der Bilanz sind. Dies ist insbesondere für die Deponierung von Abfällen relevant, da Methanemissionen nicht spontan, sondern über einen Zeithorizont von mehreren Jahrzehnten durch biologischen Abbau entstehen und freigesetzt werden. Notwendig ist die Einbeziehung der Gesamtheit der pro Tonne Abfall verursachten Umweltauswirkungen, da nur so fundierte Entscheidungen darüber getroffen werden können, ob es besser ist Abfall zu deponieren, zu verbrennen oder zu recyceln. Für die o.g. wesentlichen Kenngrößen wird in den Bilanzen entweder auf länderspezifische Daten zurückgegriffen (in den jeweiligen Kapiteln genauer beschrieben) oder es werden die Default-Werte nach IPCC verwendet. Überwiegend ist letzteres der Fall.

Für den **abbaubaren organischen Kohlenstoffgehalt** (DOC) abgelagerter Abfälle gibt es in der Regel keine Angaben. Dieser wird auf Basis der landesspezifischen Abfallzusammensetzungen in Verbindung mit Kenndaten der Abfallfraktionen berechnet (Tabelle 13, die in (IPCC 2006) angegebenen Kohlenstoffgehalte sind in diese Berechnung mit eingeflossen).

Sonstige Default-Werte nach (IPCC 2006) sind:

DOCf = 50% (Durchschnittswert für alle Abfälle, die anteilig auch Lignin enthalten können)

Methangehalt = 50 Vol%

Methankorrekturfaktor (MCF):

geordnete Deponie - anaerob	= 1
ungeordnete Deponie – hoch (> 5 m) und/oder hoher Wasserstand	= 0,8
ungeordnete Deponie – flach (< 5 m)	= 0,4

Oxidationsfaktor (OX):

Default-Wert	= 0%
Abgedeckte (z.B. Boden, Kompost), gut-geordnete Deponie ¹⁴	= 10%

Die **effektive Gasfassungsrate** für ein Land ist das Produkt aus dem Anteil der auf Deponien installierten Gasfassungssysteme und der mittleren Gasfassungsrate bei diesen über die gesamte Ablagerungsdauer. In (IPCC 2006) wird deutlich gemacht, dass eine Gasfassung nur berichtet und berücksichtigt werden sollte, wenn entsprechende Nachweise dafür vorliegen. Für die gute Praxis sollte die Gasfassungsrate basierend auf Messungen der gesamt gefassten

¹⁴ Default für OX nach IPCC ist 0%; der Wert von 10% ist gerechtfertigt für abgedeckte „well-managed“ Deponien.

Gasmenge oder der gesamt aus dem gefassten Gas erzeugten Energie ermittelt werden. Default-Werte nach (IPCC 2006) sind:

- der Default-Wert der Gasfassung = 0%, wenn keine Daten vorliegen
- der Default-Wert der Gasfassung = 20%, wenn die Gasfassung auf Basis der installierten Gasfassungssysteme abgeschätzt wird

In der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) wurden die 20% effektive Gasfassungsrate in der Standardbetrachtung für die EU27 und die drei Länder Türkei, Tunesien, Mexiko angesetzt und 40% als Sensitivität. Für Ägypten und Indien wurde diese Bewertung bei gegebener oder künftig angenommener Gasfassung beibehalten. Für die OECD-Bilanz wurden die im Nationalen Inventarbericht der EU gemeldeten Gasfassungsrate neu ausgewertet. Verwendet wurden die Daten für 2010 in (EEA 2012). In Anlehnung an das Vorgehen in (EEA 2011) wurde nicht 1:1 die jeweils gemeldete Gasfassungsrate übernommen, sondern es wurde von einer maximalen technisch machbaren effektiven Gasfassungsrate ausgegangen. Der maximale „Deckel“ wurde zu 50% gesetzt (in (EEA 2011) waren es 45%). Die resultierende mittlere Gasfassung für die EU-OECD-Länder ist in Kap. 5.3.2 dokumentiert. Der 50%-Deckel wurde auch für die USA-Bilanz im Standardfall angesetzt, auch wenn Deponiebetreiber von höheren Gasfassungsrate ausgehen und auch in der Literatur höhere Angaben zu finden sind (Kap. 5.9.2). Der Einfluss einer höheren effektiven Gasfassungsrate von 75% wurde als Sensitivität betrachtet.

Die Art der Gasnutzung kann von Ventilierung, über Fackel bis zur energetischen Nutzung z.B. in einem BHKW reichen. Für Ägypten und Indien wurde analog zum Vorgehen in der Vorläuferstudie in den Zukunftsszenarien davon ausgegangen, dass künftig gefasstes Deponiegas wenigstens abgefackelt wird, wodurch Methan zu CO₂ oxidiert wird (klimaneutral, da biogen). Für die OECD-Bilanz wurde vereinfacht die für die USA abgeleitete Deponiegasnutzung übernommen (50% BHKW, 50% Fackel, s. Kap. 5.9.2). Die Bilanzierung der Deponiegasnutzung im BHKW entspricht der für Biogas im Folgekapitel beschriebenen. Einziger Unterschied ist der Methangehalt, der im Deponiegas niedriger liegt als im Biogas.

Als weiterer Aspekt für die Deponierung kommt die dauerhafte Speicherung von Kohlenstoff im Deponiekörper hinzu, die für den nicht abgebauten Anteil (1 - DOCf) anzunehmen ist. Diese C-Senke wird als Sensitivität dargestellt, da deren Anrechnung umstritten ist (Kap. 4.1.2) und diese Menge nach (IPCC 1996, 2006) auch nicht im THG-Inventar berücksichtigt ist.

4.2.6 Kompostierung, Vergärung

Für die Bewertung einer Kompostierung oder Vergärung werden Emissionswerte nach (gewitra 2009) herangezogen. Diese sind in Tabelle 9 für verschiedene Technologien für Fertigkompost bzw. kompostierten Gärrest (kGR) in ihrer Bandbreite angegeben. Die Bandbreiten ergeben sich vor allem bedingt durch eine unterschiedliche Betriebsführung. Vereinfacht kann gesagt werden, dass die Minimalwerte für eine optimale Betriebsführung stehen, während die Maximalwerte an Standorten mit „schlechter fachlicher Praxis“ gemessen wurden. In Orientierung daran werden die Emissionswerte in dieser Studie verwendet.

Tabelle 9: Bandbreite Emissionswerte Kompostierung, Vergärung für Fertigkompost

Behandlung	Min	Mittel	Max
	in kg/t Abfallinput		
Offene Kompostierung			
Methan	0,47	1	2
Lachgas	0,049	0,11	0,21
Geschlossene Kompostierung (Fertigkompost)			
Methan	0,3	0,71	1,5
Lachgas	0,049	0,068	0,12
Vergärung mit Nachrotte			
Methan	3,2	3,7	4,6
Lachgas	0,038	0,12	0,19

Werte nach (gewitra 2009)

Beispielsweise erfolgt in Indien eine Kompostierung nach Abtrennung von trockenen Wertstoffen für den Rest aus dem erfassten Mischmüll. Üblicherweise werden dazu hohe Tafelmieten aufgeschichtet für die weder eine Belüftung noch gezielte Bewässerung erfolgt. In der Regel sind die Mieten auch nicht überdacht. Unter diesen Randbedingungen ist vermehrt mit Anaerobzonen zu rechnen und entsprechend höheren Methan- und Lachgasemissionen. Aus diesem Grund wurden für diese Mischmüll-Kompostierung in Indien die maximalen Emissionswerte für eine offene Kompostierung aus Tabelle 9 verwendet. Für die USA und auch die OECD-Länder, für die keine konkreteren Angaben zu den Randbedingungen der Kompostierung ermittelt werden konnten, wurden die mittleren Emissionswerte zugrunde gelegt.

Der mögliche Nutzen aus der Mischmüll-Kompostierung wurde länderspezifisch eingeschätzt. So weisen die Mischmüll-Komposte in Indien hohe Schwermetallgehalte und niedrige Nährstoffgehalte auf. Dem Vorgehen im Vorläufervorhaben folgend wurde für diesen Kompost aus Mischmüll kein Nutzen und damit keine Gutschrift angerechnet. Auch die C-Senke in der Sensitivität wurde nicht berücksichtigt. Dies gilt analog für die OECD-Bilanz¹⁵. Für Ägypten dagegen kann zumindest für einige wenige Anlagen von einer durchschnittlichen Betriebsführung und akzeptablen Kompostqualitäten ausgegangen werden. Hier wird anteilig für aus Organikabfall (nach Sortierung aus Mischmüll) erzeugte Komposte eine Gutschrift angerechnet und die C-Senke in der Sensitivität ausgewiesen (s. Kap. 7.2.4).

Die Be- und Entlastungen aus der Anwendung von Kompost aus getrennt erfassten Organikabfällen sind einheitlich bilanziert. Zunächst wird vereinfachend davon ausgegangen, dass grundsätzlich Fertigkompost erzeugt wird (da vorwiegend Grünabfallkompostierung). Für dessen Anwendung werden dann vereinfacht Emissionsfaktoren für den Aufwand und die Gutschrift nach (IFEU 2012) angesetzt (Tabelle 10), dies ebenso für die C-Senke für die Sensitivitätsbetrachtung.

¹⁵ In den USA erfolgt eine Mischmüllkompostierung nur in geringem Umfang und wurde in der Bilanz vernachlässigt.

Tabelle 10: Durchschnittliche Emissionsfaktoren für Kompostanwendung nach (IFEU 2012)

	Emissionsfaktoren in kg CO ₂ -Äq/t Kompost
Grünabfall-Fertigkompost	
Aufwand	45
Gutschrift	291
(C-Senke für Sensitivität)	19
Bioabfall-Fertigkompost	
Aufwand	54
Gutschrift	328
(C-Senke für Sensitivität)	16

Eine **Vergärung** ist in der Ist-Situation in keiner der Länderbilanzen bilanziert (in Indien und Ägypten nicht gegeben, in den USA nur zu geringen Anteilen, für die OECD-Länder nicht in den statistischen Daten ausgewiesen). In den Zukunftsszenarien wurde eine Vergärung in den Bilanzen für die USA und für die OECD-Länder für gesteigert getrennt erfasste Organikabfälle angenommen. Optimiert wurde davon ausgegangen, dass Gärrest nachkompostiert wird. Für den kompostierten Gärrest wurden vereinfacht die Emissionsfaktoren in Tabelle 10 für Bioabfall-Fertigkompost angewendet. Die Emissionen der Vergärung mit Nachrotte wurden mittels der Emissionswerte in Tabelle 9 berechnet.

Ansonsten ist die Bioabfallvergärung wie in der Vorläuferstudie bestimmt:

- durchschnittliche Gasausbeute 100 m³/t Bioabfall, Methangehalt 60 Vol%
- Nutzung im BHKW mit
 - 37,5% elektrischem Wirkungsgrad (Eigenbedarf daran 20%)
 - 43% thermischem Wirkungsgrad (Eigenbedarf daran 25%), 20% der Überschusswärme als nutzbare Wärme
 - Methanschlupf 1%

Diese Kenndaten für Biogas und die Biogasnutzung werden analog auch für Biogas angewendet, das bei anaerober mechanisch-biologischer Behandlung entsteht. Die BHKW-Daten werden zudem auch für die Nutzung von Deponiegas angewendet.

4.2.7 Mechanisch-biologische Behandlung/Stabilisierung

Eine mechanisch-biologische Behandlung (MBA) bzw. mechanisch-biologische Stabilisierung (MBS) nach dem technischen Konzept wie es beispielsweise in Deutschland besteht, wurde ausschließlich in den Zukunftsszenarien bilanziert.

In den OECD-Ländern erfolgt zwar anteilig eine entsprechende Behandlung auch in anderen Ländern außer Deutschland, allerdings war es nicht möglich die entsprechenden Mengen aus den statistischen Daten für die gesamten OECD-Länder plausibel abzuleiten (s. Kap. 4.2.1). Entsprechend wurde für die OECD-Bilanz vereinfacht nur der in den Statistiken ausgewiesene Endverbleib bilanziert. In den USA gibt es bislang nur eine Mischmüll-Kompostierung bei der im Vorfeld auch Wertstoffe abgetrennt werden. Diese Kompostierung erfolgt jedoch nur zu geringen Anteilen und wurde für die Ist-Situation vernachlässigt. In Indien und Ägypten erfolgt

eine Mischmüll-Kompostierung mit vorheriger Aussortierung von Wertstoffen (teils zur energetischen Verwertung) in vergleichsweise größerem Umfang. Allerdings handelt es sich hierbei um sehr einfache Konzepte mit manueller Vorsortierung und offener Kompostierung der Restfraktion. Die jeweilige Bilanzierung ist in den Kapiteln der Länder genauer beschrieben.

In den Zukunftsszenarien wurden MBA und MBS-Konzepte in den verschiedenen Ländern aus unterschiedlichen Gründen berücksichtigt. Für die **USA und die OECD-Länder** zeigt die Ist-Situation noch relevante Anteile an Abfällen, die ohne Vorbehandlung deponiert werden. Nach dem Vorbild in Deutschland wurde davon ausgegangen, dass eine künftige Abkehr von der Deponierung in diesen Ländern eher umsetzbar ist, wenn vorhandene Deponiekapazitäten wenigstens anteilig weiter genutzt werden können. Entsprechend wurde für das mittlere Szenario für die USA und die OECD-Länder ein MBA-Konzept angenommen, bei dem ein MBA-Rest zur Deponierung erzeugt wird. Da entsprechende Anlagen neu errichtet werden müssten, wurde ausschließlich von anaeroben MBAn ausgegangen. Für OECD-Länder mit geringen Deponieanteilen wurde keine anaerobe MBA bilanziert (z.B. Japan). Für das ideale Szenario wird statt der anaeroben MBA eine MBS bilanziert. Der Anteil der Abfälle, die über MBA bzw. MBS behandelt werden wurde über das **Verhältnis Müllverbrennung zu MBA/MBS mit 80:20** gesetzt. Dies in Orientierung an die Situation in Deutschland, ein deutlich über die deutschen Verhältnisse hinausgehende Behandlung über MBA/MBS wurde nicht als realistisch angesehen. Grundsätzlich soll aber das Potenzial der EBS-Erzeugung und Mitverbrennung in Kraft- und Zementwerken zur THG-Minderung in den Bilanzen aufgezeigt werden¹⁶. Aus diesem Grund wurde auch eine Sensitivität mit einem Verhältnis Verbrennung zu MBA/MBS von 50:50 untersucht.

Die Massenbilanzen für die anaerobe MBA und die MBS wurden aus Angaben in (wasteconsult 2007) und (UBA 2011) abgeleitet. Daten zum Energieaufwand sowie zum Gasertrag für die anaerobe MBA wurden aus (Wallmann 2008) übernommen. Die Nutzung des Biogases aus der anaeroben MBA wurde wie im vorangegangenen Kapitel erläutert bilanziert. Sowohl die Massenbilanzdaten als auch die Energiedaten für die beiden Konzepte sind in Tabelle 11 aufgeführt. Strom und Wärme fallen aus der anaeroben MBA im Überschuss an. Für die Überschusswärme wird wie gehabt angenommen, dass diese im Landesdurchschnitt nur zu 20% tatsächlich genutzt werden kann. Der in der Tabelle ausgewiesene Erdgasbedarf wird für die regenerative-thermische Oxidation (RTO) der Abluft benötigt. Der Wert für die MBS stammt abweichend nicht aus (Wallmann 2008), sondern wurde aus einem Vortrag zu MPS-Anlagen abgeleitet¹⁷. Das Restgaspotenzial für den MBA-Rest wurde nach (IFEU 2012) bilanziert und ergibt sich zu rd. 56 kg CO₂-Äq/t MBA-Rest. Die zugehörige in der Sensitivität ausgewiesene C-Senke beträgt rd. 403 kg CO₂-Äq/t MBA-Rest.

¹⁶ Allgemein ist eine Mitverbrennung von Abfällen durch die heizwertäquivalente Kohlesubstitution aus Klimaschutzsicht gegenüber der MVA oder einem EBS-Kraftwerk im Vorteil.

¹⁷ ALBA AG: "Verwertung von Restabfällen nach dem MPS-Verfahren", Berlin 16.04.2009

Tabelle 11: Massenbilanz und Energie anaerobe MBA und MBS für die USA- und die OECD-Bilanz

	anaerobe MBA	MBS
Massenbilanz		
Metalle	2,4%	3,4%
Ersatzbrennstoffe	35,2%	48,6%
Störstoffe zur MVA	7,6%	18,8%
MBA-Rest zur Deponie	31,3%	-
Inertfraktion zur Deponie	-	7,8%
Verluste (Wasser, biol. Abbau)	23,5%	21,3%
Energiebedarf/-erzeugung		
Strombedarf kWh/t Input		81
Wärmebedarf		-
Stromüberschuss in kWh/t	55	
Wärmeüberschuss in kWh/t	96	
Erdgasbedarf (RTO) in kWh/t	52	27

Für die ausgebrachten EBS wurde sowohl für die anaerobe MBA als auch die MBS unterstellt, dass diese zu 50% in EBS-Kraftwerken eingesetzt werden und zu 50% in Kraft- und Zementwerken mitverbrannt werden können. Damit einhergehend wurde unterstellt, dass ein EBS-Markt vorhanden ist bzw. etabliert werden kann. Bei der Mitverbrennung wird heizwertäquivalent Steinkohle ersetzt (vgl. Kap. 4.1.2). Für das EBS-Kraftwerk wurden Wirkungsgrade für das Jahr 2030 abgeschätzt (s. Tabelle 12). Kenndaten für die ausgebrachten EBS wurden vereinfacht nach (UBA 2011) übernommen:

EBS aus MBA: Heizwert = 13,2 MJ/kg; C fossil = 16,7%

EBS aus MBS: Heizwert = 13,4 MJ/kg; C fossil = 12,4%

Für **Indien und Ägypten** wurde ebenfalls im mittleren Szenario von einem MBA-Konzept ausgegangen, allerdings von einem deutlich einfacheren Konzept mit aerober Behandlung in offener Ausführung ohne Abluftbehandlung über RTO. Optimierend gegenüber der Ist-Situation wurde angenommen, dass die Kompostierung geordnet verläuft (kleinere Mieten, häufigeres Umsetzen, Vermeidung Anaerobzonen) und dass die abgetrennten EBS auch wirklich genutzt werden. Angenommen wurde hierbei eine Mitverbrennung im Zementwerk als am ehesten wahrscheinliche bzw. sinnvolle Möglichkeit¹⁸. Auch die Massenbilanzen wurden an die jeweilige Abfallzusammensetzung der Länder angepasst, die im Vergleich zu den Industrieländern durch deutlich höhere Inert- und/oder Organikanteile geprägt sind und kaum Wertstoffe aufweisen (zumindest die gesammelten Abfälle; generierte Abfallmenge für Ägypten sensitiv betrachtet). Genauer ist die Bilanzierung zu MBA/MBS in den Kapiteln zu den beiden Ländern beschrieben.

¹⁸ In Indien erfolgt teilweise auch eine EBS-Mitverbrennung in kleinen Dachziegeleien, die keine Emissionsstandards einhalten.

4.2.8 Abfallverbrennung

Für die THG-Bilanz sind die energetischen Wirkungsgrade und die Kenndaten der verbrannten Abfälle relevante Kenngrößen der Abfallverbrennung in Müllverbrennungsanlagen oder in EBS-Kraftwerken. Eine Übersicht der in dieser Studie verwendeten Netto-Wirkungsgrade zeigt Tabelle 12. Ägypten ist darin nicht aufgeführt, da in Ägypten weder eine Müllverbrennung besteht noch diese für die Zukunftsszenarien angenommen wurde.

Tabelle 12: Netto-Wirkungsgrade thermische Behandlungsanlagen im Ist- und den Zukunftsszenarien

	Ist		2030	
	Strom	Wärme	Strom	Wärme
MVA USA nur Strom	19%	0%	18%	42%
MVA USA KWK	12%	30%		
MVA OECD	11,4%	31,6%		
MVA Indien	-	-	15%	0%
EBS-Kraftwerk USA/OECD	-	-	25%	20%

Die Kenndaten der Abfälle zur Verbrennung sind länder- bzw. fallspezifisch und werden in den einzelnen Kapiteln jeweils erläutert. Sie ändern sich beispielsweise in den Zukunftsszenarien, da sich durch die Annahme einer gesteigerten getrennten Erfassung von Wertstoffen die Restmüllzusammensetzung ändert, die den fossilen C-Gehalt und den Heizwert bestimmt. Das grundsätzliche Vorgehen zur Berechnung der Kenngrößen ist nachfolgend beschrieben.

4.2.9 Kenndaten Abfallfraktionen

Für die Bilanzierung insbesondere der Deponierung und der Verbrennung von Abfällen sind wichtige Kenndaten der Heizwert und der biogene und fossile Kohlenstoffgehalt. In der Regel finden sich in der Literatur bestenfalls vereinzelt Werte für den Heizwert, Kohlenstoffgehalte sind selten für die jeweiligen Abfallgemische angegeben. Hinzu kommt, dass Heizwerte häufig nur für den getrennt erfassten oder den an bestimmten Anlagen angedienten Abfall ermittelt (gemessen) und veröffentlicht werden. Um dennoch ein konsistentes Gesamtsystem ausgehend vom generierten Abfall abbilden zu können, werden zur Bestimmung der genannten Kenndaten entsprechende Kenndaten nach Abfallfraktionen herangezogen. Mittlere Werte dafür wurden bereits in der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) abgeleitet, diese sind in Tabelle 13 dargestellt.

Damit können bei bekannter Abfallzusammensetzung die Kenndaten für jedes Abfallgemisch ermittelt werden. In der Bilanzierung wird entsprechend für jeden Teilschritt der Stoffstrombetrachtung die Abfallzusammensetzung neu bestimmt. Das heißt beispielsweise, dass ausgehend von der Abfallzusammensetzung des generierten Abfalls nach Entnahme von Wertstoffen die verbleibende Abfallzusammensetzung des Restmülls neu berechnet wird und für diese Abfallzusammensetzung die entsprechenden Kenndaten neu bestimmt werden.

Tabelle 13: Kenndaten für Abfallfraktionen

Angaben in %	C gesamt kg/kg Abfall	C biogen % von C gesamt	Heizwert kJ/kg Abfall
Bio- und Grünabfälle	0,16	100	4620
Papier und Pappe	0,37	100	13020
Verbundstoffe	0,43	49	18017
Glas	0	0	0
Windeln	0,18	75	4447
Kunststoffe	0,68	0	30481
Metalle	0	0	0
Holz	0,38	100	13250
Textilien, Leder, Gummi	0,39	56	15020
Feinmüll < 8 mm	0,13	65	5133
sonstige Abfälle (inkl. mineralische Abfälle)	0,21	53	7800

Berechnete Werte (Öko-Institut/IFEU 2010)

5 Abfallwirtschaft OECD-Länder

5.1 Übersicht Mitgliedsländer und regionale Aufteilung

Die 34 Mitgliedsländer der OECD wurden in drei Regionen aufgeteilt. Die Türkei wurde nicht der regionalen Gruppe Asien sondern der Gruppe „Europa, Türkei und Israel“ zugeordnet, da die Daten häufig zusammen mit den EU-Daten berichtet werden. Israel wurde wegen der geografischen Lage ebenfalls zusammen hier zugeordnet. Tabelle 14 zeigt die regionale Aufteilung der Länder.

Tabelle 14: Regionale Aufteilung der OECD-Mitgliedsländer

Region	Regionale Gruppe	Länder
Amerika	Nord-Amerika	USA, Kanada, Mexiko
	Süd-Amerika	Chile
Europa, Türkei und Israel	EU-OECD-Länder*	EU-OECD-Länder*
	OECD Rest-Europa	Norwegen, Island, Schweiz,
	Israel und Türkei	Israel, Türkei
Japan, Südkorea und Pazifik	Asien	Japan, Südkorea
	Pazifik	Australien, Neuseeland

*EU28 abzüglich der Mitgliedsstaaten Bulgarien, Kroatien, Lettland, Litauen, Malta, Rumänien und Zypern, die nicht Mitglied in der OECD sind

5.2 Abfallaufkommen und -zusammensetzung

Datengrundlage für das Abfallaufkommen waren für die Länder der Region „Japan, Südkorea und Pazifik“ sowie für Kanada, Chile und Israel die zum Zeitpunkt der Bilanzierung aktuellsten verfügbaren Angaben der OECD (OECD 2013). Daten für die USA wurden aus (USEPA 2013a) (vgl. 5.9.1), Daten für Mexiko aus (INECC 2012) übernommen. Für die EU-OECD-Länder sowie Norwegen, Island, die Türkei und die Schweiz wurden die aktuellen Daten von Eurostat verwendet (Eurostat 2014a). (OECD 2013) und (Eurostat 2014a) stellen sowohl Daten zu dem im gesamten Land angefallenen Abfall („generated“), als auch zu dem im gesamten Land behandelten Abfall („total treatment“) zur Verfügung. Bei zwei Drittel der Länder stimmen diese Abfallmengen überein. Ausnahmen sind Chile mit einer Behandlung von 5% weniger Abfall als im Land anfällt und Japan mit 9% mehr behandeltem Abfall als generiert wurde¹⁹. Für die Bilanzierung wurden die behandelten Abfallmengen („total treatment“) verwendet auf die sich bei Eurostat die Angaben zum Abfallverbleib beziehen. Damit ergeben sich die tatsächlich in den einzelnen Ländern durch die Abfallwirtschaft verursachten THG-Belastungen bzw. -Entlastungen.

Tabelle 15 zeigt das Abfallaufkommen der einzelnen Länder sowie der Regionen im Überblick. Die Zahlen hinter den Ländernamen sind die Bezugsjahre. Mit rund 292 Mio. t (607 kg/(E*a)) hat die Region „Amerika“ das größte Abfallaufkommen gefolgt von „Europa, Türkei und Israel“ mit rd. 264 Mio. t. Die Region „Japan, Südkorea und Pazifik“ hat mit rund 85 Mio. t ein

¹⁹ Erläuterungen für die Abweichungen stehen nicht zur Verfügung.

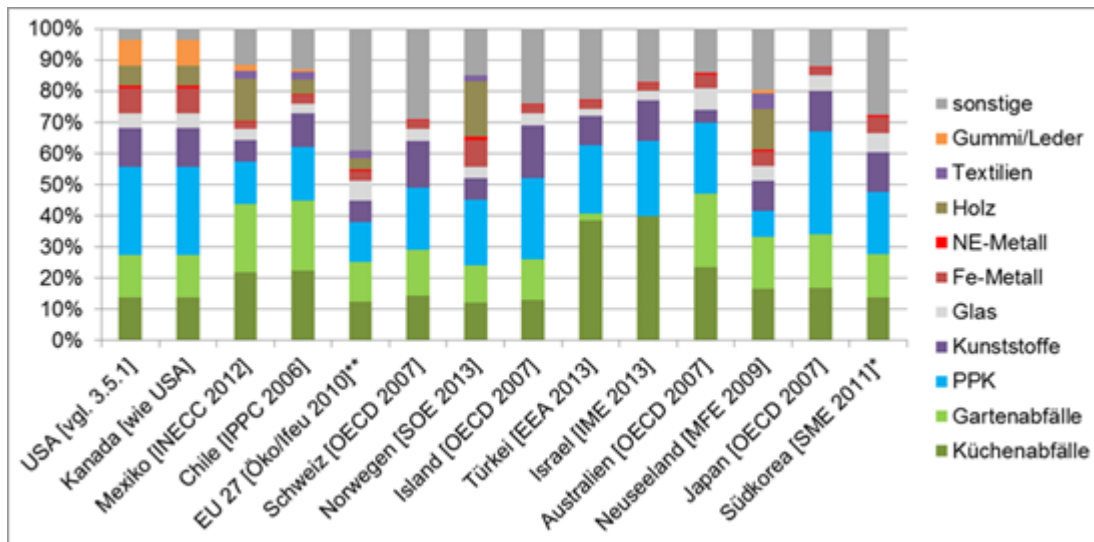
deutlich geringeres Aufkommen. Bezogen auf die Einwohnerzahl relativiert sich dieser Unterschied. Die Region „Europa, Türkei und Israel“ behandelt hier mit 469 kg/(E*a) nur noch geringfügig mehr Abfall als „Japan, Südkorea und Pazifik“ mit 421 kg/(E*a). Mit diesen Mengen ergibt sich für die gesamte OECD ein Abfallaufkommen von rd. 641 Mio. t (514 kg/(E*a)).

Tabelle 15: Abfall „total treated“ nach Ländern und Regionen, Gesamtabfall und pro Einwohner

Region	Land	Abfall „total treated“ [1.000 t]	Abfall „total treated“ pro Kopf [kg/E*a]
Amerika	USA	224.628	721
	Kanada (2008)	34.345	984
	Mexiko (2006)	26.350	227
	Chile (2009)	6.185	355
	Gesamt	291.508	607
Europa, Türkei und Israel	EU (OECD) (2012)	227.200	487
	Schweiz (2012)	5.576	697
	Norwegen (2012)	2.343	469
	Island (2012)	108	350
	Türkei (2012)	24.730	330
	Israel (2009)	3.936	576
	Gesamt	263.893	469
Japan, Südkorea und Pazifik	Australien (2009)	14.035	638
	Neuseeland (2010)	2.126 (2.531)*	483
	Japan (2008)	50.597	397
	Südkorea (2009)	18.581	380
	Gesamt	85.339	421
OECD	Gesamt	640.740	514

*Wert in Klammern wurde inkl. Bauschutt berichtet; hier nach Abfallzusammensetzung aus (MFE 2009) bereinigt

Abbildung 1: Prozentuale Abfallzusammensetzung der einzelnen Länder



*Südkorea berichtet 0% Kunststoff im Abfall. Da davon auszugehen ist, dass dies auf Grund der Erhebungsmethodik zustande kommt, wurde für Südkorea der Kunststoffanteil von Japan angesetzt. Entsprechend geringer wird „sonstiges“.

**Abfallzusammensetzung vereinfachend angenommen wie Deutschland (Öko-Institut/IFEU 2010)

Die Zusammensetzung des Abfalls wurde wenn möglich mit Hilfe nationaler Angaben der einzelnen Länder berechnet. Waren keine entsprechenden Angaben verfügbar, wurden Angaben aus anderen Quellen herangezogen. Zum Teil wurde in den verschiedenen Quellen nicht zwischen Eisen- und NE-Metallen (Aluminium), sowie nicht zwischen Küchen- und Gartenabfällen differenziert. In diesen Fällen wurden eigene Annahmen getroffen: Für Metalle wurde ein Verhältnis zwischen Eisen zu Aluminium von 9:1, für Küchen- zu Gartenabfällen von 1:1 angenommen. Im Fall fehlender Angaben über den Anteil von Holz, Textilien sowie Gummi und Leder am Gesamtabfall, wurden diese Fraktionen „sonstigem Abfall“ zugeordnet. Textilien gingen somit nicht in die THG-Bilanz ein. Holz sowie Gummi und Leder wurden generell nicht weiter betrachtet.

5.3 Abfallsammlung und -verbleib

Die Abfallsammlung wurde für alle OECD-Länder gleichermaßen berechnet, da eine Analyse der länderspezifischen Gegebenheiten nicht mit verhältnismäßigem Aufwand möglich war (vgl. Kap. 4.2.3). Der Aufwand für die Sammlung wurde pauschal mit 10 kg CO₂-Äq/t berechnet. Analog wurde bezüglich der Aufwendungen für Transporte verfahren, diese wurden einheitlich mit 24 kg CO₂-Äq/t Abfall in die Bilanz aufgenommen. Insofern eine Sortierung von Abfällen zu berücksichtigen war, wurde auch diese pauschal einbezogen, mit einem Stromaufwand von 40 kWh/t Abfall.

Die Verteilung des Abfalls auf die verschiedenen Entsorgungswege wurde zunächst aus den statistischen Angaben aus den aktuellsten OECD bzw. Eurostat-Daten (OECD 2013, Eurostat 2014a) herangezogen. Bei diesen Angaben handelt es sich um den Endverbleib. Die berichteten Wege sind: Verbrennung (mit und ohne Energiegewinnung), Deponierung, Recycling und Kompostierung/Vergärung. Findet eine Vorbehandlung des Abfalls in Form von beispielsweise Sortierung oder in einer MBA statt, wird deren Output auf einen oder mehrere der Entsorgungswege zugeordnet (Eurostat 2012). Die Mengen in die Vorbehandlungsverfahren werden nicht ausgewiesen.

Nach den methodischen Vorgaben zur Meldung der statistischen Abfalldaten an Eurostat, müssen Netto-recyclingmengen gemeldet werden (Eurostat 2012). In der vorliegenden Studie werden die von Eurostat als auch der OECD berichteten Abfallmengen als Nettomengen respektive Outputmengen behandelt, obwohl davon auszugehen ist, dass ein Teil der Mitgliedsstaaten ihre Daten nicht exakt entsprechend der methodischen Vorgaben meldet.

Der Endverbleib Verbrennung schließt sowohl die thermische Abfallbehandlung nach Artikel 3 (4) als auch die Mitverbrennung in Kraft- und Zementwerken nach Artikel 3 (5) der Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen ein (Eurostat 2014b). In der vorliegenden Studie wurde sowohl für die von Eurostat als auch der OECD berichteten Mengen in die Verbrennung ausschließlich die thermische Behandlung in einer MVA bilanziert, da weder Daten zu den Mengen für eine Mitverbrennung noch Angaben zu den konkreten Rahmenbedingungen dieser vorliegen.

Für die USA wurden Werte aus der USA-Bilanz (vgl. Kap. 5.9.2) für Mexiko aus (INECC 2012) herangezogen. Tabelle 16 zeigt die statistischen Angaben über den Verbleib des Abfalls im Überblick. Die Summe der Mengen weist für Mexiko und die EU27 eine Differenz zur Gesamtmenge in Tabelle 15 auf. Diese Differenz taucht für die EU27 bereits als Bilanzlücke in der Statistik auf. Die Differenz bei Mexiko ergibt sich aus der Nichtbeachtung der Abfallströme „disposal (scattered)“ und „MSW n.b.“.

Tabelle 16: Abfallverbleib in den Ländern und Regionen nach statistischen Angaben (OECD 2013, Eurostat 2014a)

Region	Land	Recycling [1.000 t]	Kompostierung inkl. RM-Komp. [1.000 t]	Deponie [1.000 t]	Verbrennung (ohne Energie) [1.000 t]	Verbrennung (mit Energie) [1.000 t]
Amerika	USA ¹⁾	60.056	18.779	121.799		23.995
	Kanada (2008)	6.034	2.439	24.578	1.294 ²⁾	
	Mexiko (2006)	2.831	784	22.735		
	Chile (2009)	24	595 ³⁾	5.556	9	1
	Gesamt	68.945	22.597	174.668	216	25.083
Europa, Türkei und Israel	EU (OECD) (2012)	64.332	35.492	70.521	9.022	47.833
	Schweiz (2012)	1.938	851			2.787
	Norwegen (2012)	620	333	44		1.346
	Island (2012)	39	6	54	2	7
	Türkei (2012)		190	24.540		
	Israel (2009)			3.936		
	Gesamt	66.929	36.872	99.095	9.024	51.973
Japan, Südkorea und Pazifik	Australien (2009)	5.750		8.132		152
	Neuseeland (2010)			2.126		
	Japan (2008)	9.776		821	2.878	37.122 ⁴⁾
	Südkorea (2009)	11.112	249	3.457	323	3.440
	Gesamt	26.638	249	14.536	3.201	40.714
OECD	Gesamt	162.512	59.718	288.299	12.441	117.770

1) Daten für die USA weichen von denen in Kapitel 5.9 ab, da dort als short tons hier aber in metrischen Tonnen angegeben.

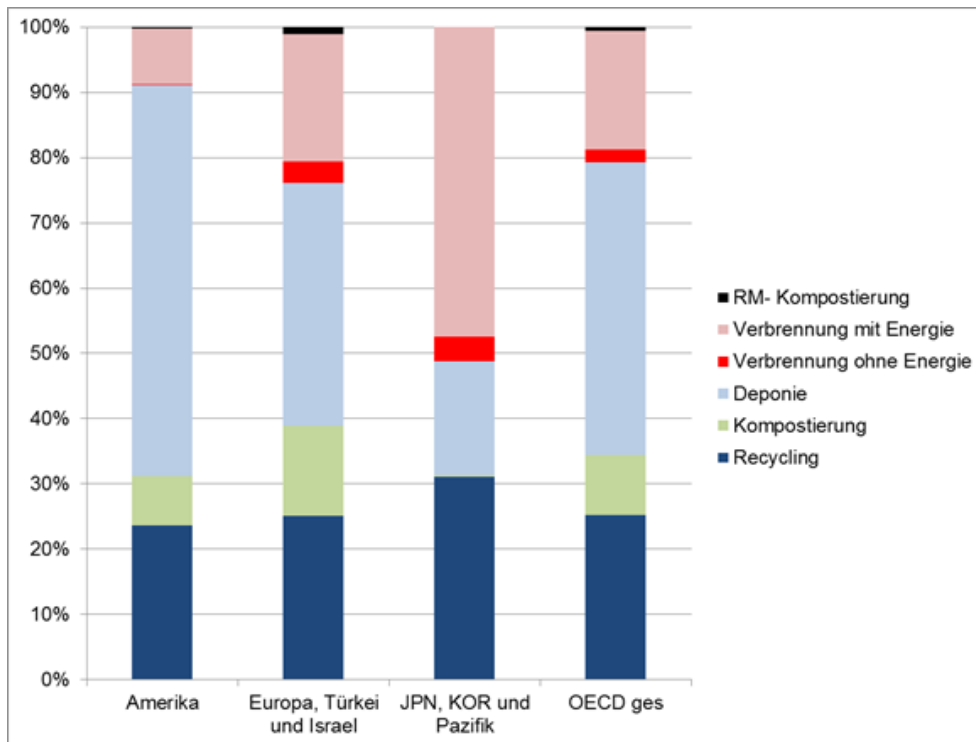
2) Verbrennung nur als Verbrennung gesamt berichtet; für Bilanzierung Aufteilung wie EU-OECD-Länder: 16% ohne, 84% mit Energie.

3) Für Chile in (OECD 2013) 564.000 t als „other disposal“ ausgewiesen. Die Menge wurde der Restmüll-Kompostierung (in dieser Tabelle der Kompostierung) zugewiesen. 2.000 t „other recovery (vermiculture)“ wurden der Kompostierung zugewiesen.

4) Für Japan wurden in (OECD 2013) 1.723.000 t als „other recovery“ ausgewiesen. Konkrete Daten hierzu liegen nicht vor. Menge wurde der Verbrennung mit Energie zugewiesen.

In Abbildung 2 ist der prozentuale Verbleib der Abfälle der drei Regionen sowie der gesamten OECD dargestellt. Es wird deutlich, dass in der Region „Japan, Südkorea und Pazifik“ die Verbrennung mit Energiegewinnung (48%) sowie das Recycling inkl. Kompostierung (31%) die wichtigsten Verwertungswege darstellen. Auch in „Europa, Türkei und Israel“ sowie „Amerika“ ist das Recycling und die Kompostierung mit 38% bzw. 32% ein bedeutender Verwertungsweg. Allerdings spielt in „Amerika“ die Deponierung eine größere Rolle als in „Japan, Südkorea und Pazifik“ und „Europa, Türkei und Israel“. In „Europa, Türkei und Israel“ werden 38% des Abfalls deponiert, in „Amerika“ sind es 60%. Die Restmüll (RM)-Kompostierung ist in keiner Region von großer Bedeutung. In der gesamten OECD ergibt sich schließlich ein ähnliches Bild. Wichtige Entsorgungswege sind an erster Stelle die Deponierung mit 45%, gefolgt von Recycling plus Kompostierung mit 34%.

Abbildung 2: Prozentualer Verbleib der Abfallmengen in die Entsorgungswege nach Regionen



5.3.1 Recycling und Kompostierung

OECD und Eurostat differenzieren beim Recycling bzw. bei der Kompostierung nicht nach einzelnen Fraktionen, sondern geben ausschließlich eine Gesamtrecyclingmenge an. Aus diesem Grund wurden fraktionspezifische Recyclingraten aus nationalen Quellen herangezogen (Anhang 11.2.1). Vor allem in Frankreich, Spanien und Portugal ist die Kompostierung von unsortiertem, unbehandeltem Abfall noch weit verbreitet (Öko-Institut/IFEU 2010). Für die vorliegende Bilanzierung wurde die Aufteilung der kompostierten Menge der EU-OECD-Länder sowie der Türkei nach (Öko-Institut/IFEU 2010) zu 1/13 auf Restmüll-Kompostierung und zu 12/13 auf Kompostierung getrennt erfasster Organik übernommen. Damit ergab sich für die EU-OECD-Länder und die Türkei ein Restmüllanteil an der kompostierten Menge von 8%. Für Chile verbleibt nach (OECD 2013) ein Teil des behandelten Abfalls als „other disposal“. Es wurde angenommen, dass diese Menge der Restmüll-Kompostierung zuzuordnen ist.

Die Emissionsfaktoren für das Recycling entsprechen den vereinbarten einheitlichen Werten in Kapitel 4.2.4. Für die OECD-Länder wurde von einer „mittleren“ Qualität ausgegangen. Die Aufwendungen für das Kunststoffrecycling werden mit dem jeweiligen Strommix der Länder ermittelt²⁰, wodurch sich unterschiedliche spezifische Netto-Emissionsfaktoren ergeben (Tabelle

²⁰ Die Berücksichtigung der nationalen Strommixe zur Ermittlung der einzelnen Emissionsfaktoren erfolgt nur beim Kunststoffrecycling und bei der Verbrennung mit Energie. Bei allen anderen Behandlungsverfahren werden vereinfachend pauschale Energiedaten angesetzt.

17). Die Nettoentlastungen liegen umso höher je geringer die fossilen Anteile im nationalen Strommix sind (vgl. Tabelle 19).

Tabelle 17: Spezifische Netto-Emissionsfaktoren für Kunststoffrecycling in den OECD-Mitgliedsländern

„Amerika“		„Europa, Türkei und Israel“		„Japan, Südkorea und Pazifik“	
Werte in kg CO ₂ -Äq/t Kunststoff					
USA	-770	EU-OECD-Länder	-1.025	Australien	-500
Kanada	-1.287	Schweiz	-1.497	Neuseeland	-889
Mexiko	-944	Norwegen	-1.494	Japan	-929
Chile	-977	Island	-1.494	Südkorea	-929
		Türkei	-926		
		Israel	-820		

Für die Kompostierung wurde von einer einfachen offenen Kompostierung ausgegangen (vgl. 4.2.6). Der Aufwand für die Restmüll-Kompostierung entspricht dem Aufwand der sortenreinen Kompostierung. Auf Grund von hohen Schadstoffgehalten im Restmüll wird den erzeugten Komposten kein Nutzen angerechnet. Somit entsteht durch die Restmüll-Kompostierung eine Belastung von 60 kg CO₂-Äq/t_{Input}.

5.3.2 Deponie

Sowohl OECD als auch Eurostat stellen ausschließlich Daten zur Gesamt-Deponierung zur Verfügung. Zur genaueren Differenzierung in Deponien mit und ohne Gasfassung wurden, wenn verfügbar, Angaben aus Nationalen Inventar Berichten (NIR) oder aus anderen Studien herangezogen. Waren keine Informationen verfügbar wurde die für die EU-OECD-Länder ermittelte mittlere effektive Gasfassungsrate angesetzt.

Die effektive Gasfassungsrate für die EU-OECD-Länder ergibt sich als gewichteter Mittelwert aus den in (NIR 2012f) berichteten Gasfassungsraten der Einzelländer unter Anwendung des 50%-Deckels (vgl. Kap. 4.2.5). Die in (NIR 2012f) berichteten Werte sowie die für die Berechnung des gewichteten Mittels angesetzten Rechenwerte sind im Anhang dokumentiert (Tabelle 66). Die relativ geringe Gasfassungsrate der EU-OECD-Länder von 34,6% ist weniger dem 50%-Deckel geschuldet als vielmehr darauf zurückzuführen, dass Länder mit hohen effektiven Gasfassungsraten nur noch geringe oder gar keine Mengen mehr unvorbehandelt deponieren. So deponieren z.B. Deutschland²¹ und Belgien mit effektiven Gasfassungsraten von 45% bzw. 50% kaum noch unvorbehandelte Abfälle, während beispielsweise Spanien und Polen mit effektiven Gasfassungsraten von 20% bzw. 17% noch größere Mengen deponieren.

In Japan wurden Vorbehandlungs- und Deponiemethoden entwickelt, um die Methanemissionen zu reduzieren. Eine Gasfassung ist in Japan nicht üblich (NIR 2012d). Zu den Deponiemethoden gehört vor allem die semi-aerobe Deponie, bei der durch eine Belüftung die Methanbildung reduziert wird. In 2010 wurden 63,5% der Deponien für Siedlungsabfall semi-aerob betrieben (NIR 2012d). Die Belüftung der Deponien führt zu einer um ca. 50%

²¹ Verbot der Deponierung unvorbehandelter Abfälle seit 2005.

geringeren Methanbildung als in anaeroben Deponien (MCF 0,5 statt 1). Aus diesem Grund wurde für Japan mit einem gewichteten MCF von 0,68 gerechnet, d.h. die verbleibenden 36,5% Deponien wurden weiterhin mit MCF=1 bewertet. Mit dieser Berechnungsweise, werden die Methanemissionen japanischer Deponien wahrscheinlich deutlich überschätzt.

Die insgesamt für die OECD-Länder ermittelten oder angenommenen effektiven Gasfassungsraten zeigt Tabelle 18. Für die drei Regionen und die OECD gesamt ergeben sich daraus folgende effektive Gasfassungsraten:

„Amerika“	43,7%
„Europa, Türkei und Israel“	31,0%
„Japan, Südkorea und Pazifik“	16,0%
OECD gesamt	37,9%

Tabelle 18: Gasfassungsraten der OECD-Länder

Land	Abfall auf Deponien mit Gasfassung*	effektive Gasfassungsrate**	Quelle, Kommentar
USA		50%	gesetzt „50%-Deckel“
Kanada		40%	(EC 2014)
Mexiko	40%	20%	(Öko-Institut/IFEU 2010)
Chile	40%	20%	Annahme: wie Mexiko
EU-OECD-Länder		34,6%	berechnet nach (NIR 2012f)
Schweiz	-	-	keine Deponierung
Norwegen		34,6%	Annahme wie EU-OECD-Länder
Island		34,6%	Annahme wie EU-OECD-Länder
Türkei	40%	20%	(Öko-Institut/IFEU 2010)
Israel		34,6%	Annahme wie EU-OECD-Länder
Australien	11%	6%	(NIR 2012b)
Neuseeland	63%	32%	(NIR 2012c)
Japan		0%	
Südkorea		34,6%	Annahme wie EU-OECD-Länder

*Bei Ländern ohne Eintrag wurden hierzu keine Angaben gemacht oder waren nicht erforderlich, da Angaben zur effektiven Gasfassungsrate vorlagen.

**Für Länder ohne Angaben zur effektiven Gasfassungsrate wurden Annahmen getroffen; die maximale effektive Gasfassungsrate wurde zu 50% gesetzt, auch wenn Länder höhere Werte angegeben haben.

Die Abfallzusammensetzung des deponierten Abfalls ist für die meisten Länder nicht bekannt. Aus diesem Grund wurde zunächst von den ursprünglichen Mengen der Fraktionen der recycelte bzw. kompostierte Anteil abgezogen. Die verbliebenen Mengen wurden nach dem Verhältnis zwischen Deponie, Verbrennung und Restmüll-Kompostierung nach folgender Formel berechnet:

$$m_{dep,i} = (m_{ges,i} - m_{rec,i}) * \frac{m_{dep,ges}}{(m_{dep,ges} + m_{ver,ges} + m_{rmk,ges})}$$

$m_{(dep,i)}$ = deponierte Menge der Fraktion i

$m_{(ges,i)}$ = Gesamtmenge der Fraktion i

$m_{(rec,i)}$ = recycelte/kompostierte Menge der Fraktion i

m_(dep,ges)= Gesamtmenge auf Deponie

m_(ver,ges)= Gesamtmenge in Verbrennung

m_(rmk,ges)= Gesamtmenge in RM-Kompostierung

Die statistischen Angaben zur deponierten Menge beziehen sich auf Deponien als Endbehandlung. Das bedeutet, die angegebenen deponierten Abfallmengen sind zum Teil (biologisch) vorbehandelt. Aus diesem Grund muss die in dieser Bilanz berechnete Zusammensetzung des deponierten Abfalls nicht der realen Zusammensetzung entsprechen. Das führt durch den u.U. zu hohen Organikanteil zu einer Überschätzung der Methanemissionen, die hier aufgrund fehlender Informationen über den vorbehandelten Anteil als konservativer Ansatz billigend in Kauf genommen wird. Die Berechnung für die Deponierung folgt dem in Kapitel 4.2.5 beschriebenen Vorgehen für eine geordnete Deponierung. Für die OECD-Mitgliedsländer werden die Default-Werte nach IPCC (2006) verwendet, länderspezifische Angaben wurden nur für die Gasfassungsraten ermittelt (s.o.). Für die Berechnung wurde ein MCF von 1 (Ausnahme Japan, s.o.), sowie ein Oxidationsfaktor von 0% verwendet²². Für das gefasste Gas wird in Anlehnung an die Ergebnisse der Auswertung für die USA (Kap. 5.9.2) angenommen, dass es zu 50% im BHKW genutzt und zu 50% abgefackelt wird. Die Berechnung der Nutzung im BHKW erfolgt wie in Kapitel 4.2.5 beschrieben. Die gewonnene Wärme ersetzt in allen Ländern zu 50% Heizöl und zu 50% Erdgas. Der Emissionsfaktor für Wärme wurde aus (Öko-Institut/IFEU 2010) übernommen und beträgt damit einheitlich 0,334 kg CO₂-Äq/kWh.

²² Für einen Teil der OECD-Länder könnte ein Oxidationsfaktors von 10% für entsprechend ausgerüstete Deponien („well-managed landfill“) angesetzt werden. Dies würde aber einer vertieften Recherche bedürfen. Vereinfachend wurden bei der Bilanz als konservativer Ansatz die 0% angesetzt.

Tabelle 19: Emissionsfaktoren (EF) Strommix der OECD-Länder

Land	Strommix EF [kg CO ₂ -Äq/kWh]	Quelle
USA	0,775	(IFEU-Datenbank)
Kanada	0,230	(ecoinvent V3)
Mexiko	0,592	(ecoinvent V3)
Chile	0,557	(ecoinvent V3)
EU (OECD)	0,507	(ecoinvent V3)
Schweiz	0,009	(ecoinvent V3)
Norwegen	0,011	(ecoinvent V3)
Island	0,011	Annahme wie Norwegen ¹⁾
Türkei	0,611	(ecoinvent V3)
Israel	0,723	abgeschätzt ²⁾
Australien	1,061	(ecoinvent V3)
Neuseeland	0,650	(Philpott und Downward 2010)
Japan	0,608	(ecoinvent V3)
Südkorea	0,608	Annahme wie Japan ³⁾

1) ähnlicher Strommix (ecoinvent im Vergleich zu (NEA 2014)), beide ca. 95% Strom aus Wasserkraft und Geothermie.

2) ähnlicher Strommix wie Australien (ecoinvent V3.1 2014): 75% Kohle, 15% Erdgas, 10% Sonstige. Israel (Niv 2011): 65% Kohle, 33% Erdgas, 2% Sonstige. Auf Grund des geringeren Kohle- und höheren Erdgasanteil, wurde der EF für Israel etwas reduziert.

3) ähnlicher Strommix wie Japan (ecoinvent V3.1 2014): 24% Steinkohle, 26% Erdgas, 24% Nuklear, 12% Öl, 10% Erneuerbare, Rest Sonstige. Südkorea (EIA 2014): 30% Kohle, 25% Erdgas, 25% Nuklear, 9% Öl, 11% Erneuerbare.

Die Emissionsfaktoren für den Strommix unterscheiden sich in den verschiedenen Ländern und stammen überwiegend aus (ecoinvent V3.1 2014). Für einige Länder waren in ecoinvent keine Werte verfügbar. Für diese Länder mussten andere Quellen oder Annahmen herangezogen werden. Tabelle 19 zeigt die verwendeten Emissionsfaktoren für den Strommix in den verschiedenen Ländern. Für die drei Regionen ergeben sich daraus als gleichgewichtete Mittelwerte die nachfolgenden spezifischen Emissionsfaktoren, die für die pauschale Berechnung von Sortieraufwendungen verwendet wurden:

„Amerika“	0,539 kg CO ₂ -Äq/kWh
„Europa, Türkei und Israel“	0,312 kg CO ₂ -Äq/kWh
„Japan, Südkorea und Pazifik“	0,732 kg CO ₂ -Äq/kWh

In Tabelle 20 sind die Ergebnisse für die Deponierung nach Ländern, Regionen und die OECD gesamt dargestellt. Aufgeführt sind die nicht gefassten, in die Atmosphäre emittierten Methanmengen, die gefassten Methanmengen, die THG-Entlastungen für die anteilige Nutzung (50%) des gefassten Methans im BHKW sowie das daraus jeweils resultierende Nettoergebnis. Die Menge emittiertes Methan umfasst neben den diffusen Emissionen aus der Deponierung auch die 1% Methanschluß bei Einsatz im BHKW (vgl. Kap. 4.2.6).

Tabelle 20: Emittierte und gefasste Menge Methan sowie die THG-Entlastungen für BHKW

Land/Region	Methan emittiert* [1.000 t CO ₂ -Äq/a]	Methan gefasst [1.000 t CO ₂ -Äq/a]	Entlastung BHKW [1.000 t CO ₂ -Äq/a]	Netto [1.000 t CO ₂ -Äq/a]
USA	80.075	79.677	-9.613	70.462
Kanada	20.749	13.787	-879	19.870
Mexiko	26.909	6.719	-682	26.227
Chile	5.921	1.478	-145	5.776
„Amerika“ gesamt	133.654	101.661	-11.319	122.335
EU (OECD)	59.712	31.535	-2.921	56.791
Schweiz	-	-	-	-
Norwegen	24	12	-0,51	23
Island	24	13	-0,52	23
Türkei	21.997	5.492	-569	21.428
Israel	3.878	2.083	-240	3.638
„Europa, Türkei und Israel“ gesamt	85.634	39.136	-3.731	81.903
Australien	8.973	472	-71	8.902
Neuseeland	1.411	937	-101	1.310
Japan	774	0	-	774
Südkorea	2.261	1.214	-125	2.136
„Japan, Südkorea und Pazifik“ gesamt	13.419	2.624	-297	13.122
OECD gesamt	232.707	143.420	-15.347	217.360

*diffuse Emissionen aus der Deponierung und Methanschlupf aus BHKW (Anteil < 0,5%)

5.3.3 Verbrennung

Die Mengenströme für die Verbrennung sind in OECD und Eurostat in Verbrennung mit und ohne Energiegewinnung differenziert. Eine Ausnahme bildet Kanada, für das keine Daten zur Unterscheidung der Energiegewinnung vorliegen. Hier wurde die Verteilung von Verbrennung „mit Energie“ zu „ohne Energie“ der EU-OECD-Länder angesetzt (84% mit, 16% ohne).

Der elektrische Nettowirkungsgrad der Anlagen mit Energiegewinnung wurde für „Europa, Türkei und Israel“ nach (CEWEP 2012) angesetzt. (CEWEP 2012) gibt als gewichtetes Mittel aus 314 untersuchten Anlagen eine Bruttoproduktion von 15% elektrischer Energie und 37,1% thermischer Energie an. Davon werden die angegeben Werte für Eigenbedarf und Hilfsenergie abgezogen (3,6% bei elektrischer und 5,5% bei thermischer Energie). Damit ergeben sich die Nettowirkungsgrade zu 11,4% elektrisch und 31,6% thermisch. Für die USA wurden die Angaben aus Kapitel 5.9.2 übernommen, für Kanada, Chile, Mexiko, Japan, Südkorea und Pazifik wurden aus Mangel an spezifischen Daten wie z.T. in (OECD 2012) die Wirkungsgrade für Europa eingesetzt.

Die Abfalleigenschaften des Restmülls wurden für die USA aus 5.9.2 übernommen. Für „Amerika“ (ohne USA) sowie „Japan, Südkorea und Pazifik“ wurden die regionsspezifischen Abfalleigenschaften (auf Grundlage der Abfallzusammensetzung nach Entnahme des recycelten und kompostierten Abfalls) berechnet. Für „Europa, Türkei und Israel“ wurden die

Abfalleigenschaften für die Türkei und Israel ebenfalls auf Basis der Zusammensetzung berechnet und mit den Abfalleigenschaften für die EU-OECD-Länder (vgl. Tabelle 37) aus (Öko-Institut/IFEU 2010) gewichtet zusammengefasst. Tabelle 21 zeigt die resultierenden Rechenwerte.

Tabelle 21: Abfalleigenschaften des Restmülls der drei Regionen

	„Amerika“ (ohne USA)	„Europa, Türkei und Israel“	„Japan, Südkorea und Pazifik“
Heizwert [MJ/kg]	8,8	9,2	8,4
C gesamt [% FS]	23,3%	24,4%	22,3%
C fossil [% FS]	8,9%	8,9%	9,3%
C biogen [% FS]	14,4%	15,5%	13,1%

Mit diesen Abfalleigenschaften, Wirkungsgraden sowie den Wärme- und Stromemissionsfaktoren ergeben sich die entsprechenden Be- und Entlastungen bei der Verbrennung. Tabelle 22 zeigt die spezifischen Be- und Entlastungen sowie die daraus resultierenden Nettoergebnisse für die Verbrennung ohne und mit Energiegewinnung für die OECD-Länder. Negative Nettowerte stehen für eine Nettoentlastung, positive für eine Nettobelastung. Bei den Ländern ohne Angaben wird kein Abfall dem jeweiligen Verbrennungsweg zugeführt. Die spezifischen Belastungswerte sind bei allen Ländern innerhalb einer Region identisch, da die identischen Randbedingungen angesetzt wurden (außer USA). Die spezifischen Entlastungen unterscheiden sich nach dem jeweiligen Anteil der Verbrennung mit Energiegewinnung und dem landesspezifischen Emissionsfaktor für den Strommix (Tabelle 19). Abweichend zu den Bilanzen für die Einzelländer Indien, Ägypten und USA wurde für die OECD-Bilanz zur Anrechnung des erzeugten Stroms der Strommix und nicht der Marginalstrom verwendet, da dessen Ermittlung je Land bzw. Region nicht belastbar vorgenommen werden konnte. Der Einfluss auf das Ergebnis ist am Beispiel der USA in Kapitel 5.9.3 dargestellt.

Tabelle 22: Spezifische THG-Be- und Entlastungen bei der Verbrennung

	Verbrennung ohne Energie			Verbrennung mit Energie		
	Belastung	Entlastung	Netto	Belastung	Entlastung	Netto
	[kg CO ₂ -Äq/t Abfall]					
USA	-	-	-	393	-417	-25
Kanada	356	0	356	356	-338	18
Mexiko	-	-	-	-	-	-
Chile	356	0	356	356	-430	-74
EU-OECD-Länder	357	0	357	357	-431	-74
Schweiz	-	-	-	357	-287	71
Norwegen	-	-	-	357	-288	70
Island	357	0	357	357	-288	70
Türkei	-	-	-	-	-	-
Israel	-	-	-	-	-	-
Australien	-	-	-	370	-545	-176
Neuseeland	-	-	-	-	-	-
Japan	370	0	370	370	-424	-55
Südkorea	370	0	370	370	-424	-55

5.4 Ergebnisse Abfallwirtschaft OECD

5.4.1 Standardfall

Tabelle 23 zeigt die Ergebnisse der THG-Bilanz aufgeschlüsselt nach Ländern bzw. Regionen und Entsorgungswegen. Die spezifischen Nettoergebnisse für das Recycling sind für jede Fraktion in jedem Land negativ, ergeben also eine Nettoentlastung. Damit trägt das Recycling in jedem Land zur THG-Entlastung bei. Die Kompostierung, Deponierung, die Verbrennung ohne Energiegewinnung und die RM-Kompostierung führen dagegen immer zu Nettobelastungen. Die Be- oder Entlastung durch die Verbrennung mit Energiegewinnung sind je nach Land verschieden, da mit dem jeweiligen länderspezifischen Emissionsfaktor für den Strommix bilanziert wurde; für die USA zudem mit länderspezifischen Wirkungsgraden. In der Schweiz, Norwegen und Island führen die geringen Stromemissionsfaktoren (und damit geringen Stromgutschriften) zu einer Belastung durch die Verbrennung mit Energie. In den drei Regionen ergibt die Verbrennung mit Energie im Standardfall allerdings in der Summe immer eine THG-Entlastung.

Abbildung 3 zeigt den Beitrag der einzelnen Entsorgungswege zum Gesamtergebnis (normiert auf ein t Abfall). Es wird besonders deutlich, dass die Deponierung die größte THG-Belastung darstellt, während das Recycling die größte Entlastung erbringt. Die Verbrennung mit Energiegewinnung macht auch bei hohen spezifischen Entlastungen für Strom (wie in „Japan, Südkorea/Pazifik“) nur etwa 9% der Gesamtentlastung aus.

Tabelle 23: Absolute Ergebnisse Treibhauseffekt nach Entsorgungswegen sowie nach Ländern

Region	Land	Recycling [1.000 t CO ₂ -Äq]	Kompostierung [1.000 t CO ₂ -Äq]	Deponie [1.000 t CO ₂ -Äq]	Verbrennung ohne Energie [1.000 t CO ₂ -Äq]	Verbrennung mit Energie [1.000 t CO ₂ -Äq]	Restmüll- Kompostierung [1.000 t CO ₂ -Äq]	Gesamt [1.000 t CO ₂ -Äq]
Amerika	USA	-58.418	148	70.462		-593		11.599
	Kanada	-5.994	19	19.870	74	19		13.988
	Mexiko	-3.331	6	26.227				22.902
	Chile	-20		5.776	3	-0,07	34	5.793
Europa, Türkei und Israel	EU (OECD)	-71.321	280	56.791	3.225	-3.526	165	-14.386
	Schweiz	-2.137	7			197		-1.933
	Norwegen	-614	3	23		94		-494
	Island	-36	0,05	23	0,71	0,49		-12
	Türkei		1	21.428			0,88	21.431
	Israel			3.638				3.638
Japan, Südkorea und Pazifik	Australien	-4.474		8.902		-27		4.402
	Neuseeland			1.310				1.310
	Japan	-8.698		774	1.064	-2.026		-8.887
	Südkorea	-8.470	2	2.136	119	-188		-6.401
OECD	gesamt	-163.514	466	217.362	4.486	-6.049	200	52.951

Die Belastungen für Sammlung, Sortierung und Transport sind hier nicht aufgeführt, da diese nur für die Regionen pauschal berechnet wurden und nicht nach Einzelländern; die Belastungen nach Regionen sind in Tabelle 28 mit aufgeführt

Abbildung 3: Nettobeiträge der Entsorgungswege zum Treibhauseffekt (normiert auf eine t Abfall)

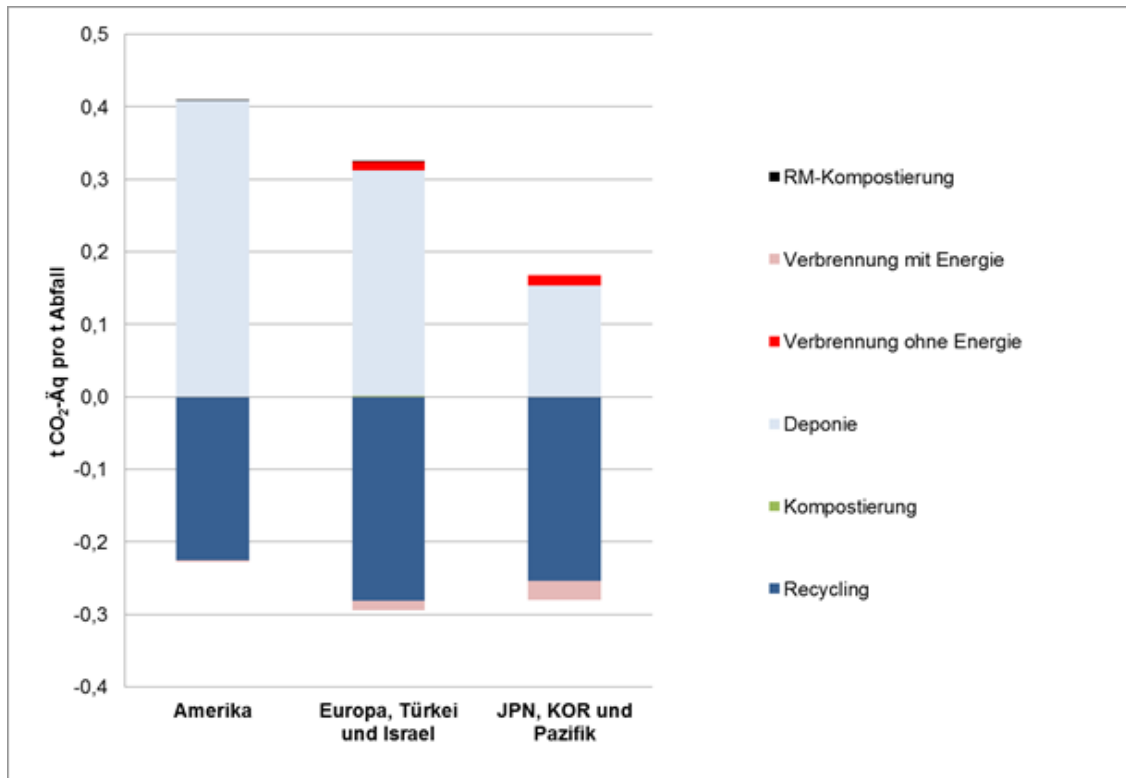


Tabelle 24 und Abbildung 4 zeigen die Gesamtergebnisse der Länder bzw. Regionen, sowie der gesamten OECD. Sie zeigen die Gesamtemissionen und die spezifischen Emissionen pro Einwohner sowie pro t Abfall.

In allen Ländern der Region „Amerika“ führt die Abfallwirtschaft netto zu einer THG-Belastung. Die gesamte Nettobelastung (inkl. Sammlung, Sortierung und Transporten) in der Region „Amerika“ beträgt rd. 60 Mio. t CO₂-Äq. Auch in der Region „Europa, Türkei und Israel“ ergibt sich, trotz der Netto-Entlastungen in den EU-OECD-Ländern, der Schweiz, Norwegen und Island, im gesamten Nettoergebnis eine Belastung von rd. 13 Mio. t CO₂-Äq. Die Nettoentlastungen in Japan und Südkorea führen in der Region „Japan Südkorea und Pazifik“ netto zu einer gesamten THG-Entlastung von rd. -7 Mio. t CO₂-Äq. In der gesamten OECD führt die aktuelle Abfallwirtschaft netto zu einer THG-Belastung von rd. 66 Mio. t CO₂-Äq.

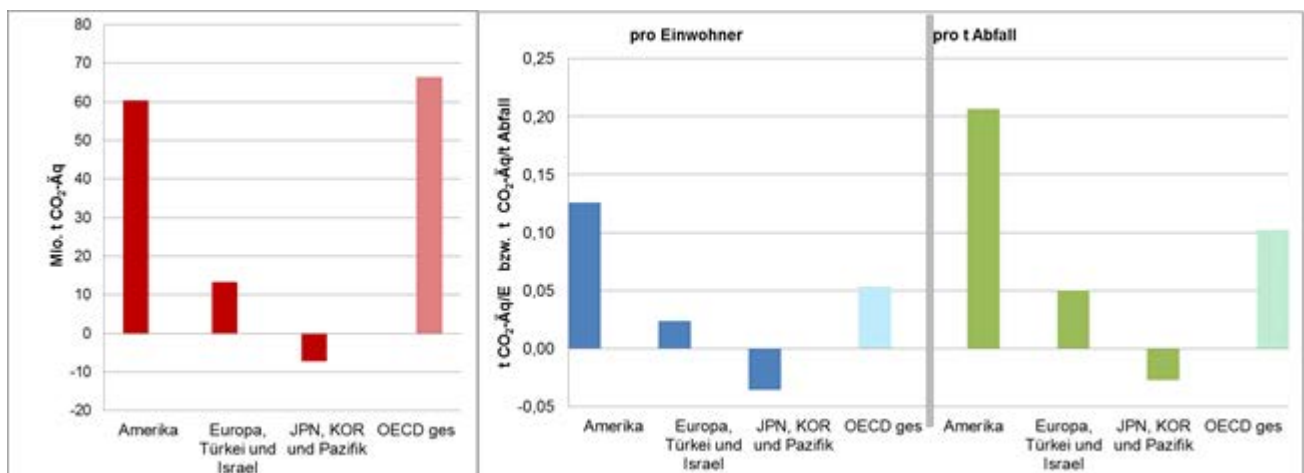
Pro Einwohner und pro Tonne Abfall weisen in der Region „Amerika“ Mexiko und Chile die höchsten spezifischen Nettobelastungen auf. In der Region „Europa, Türkei und Israel“ weisen nur die Türkei und Israel spezifische Nettobelastungen auf, für alle anderen Länder dieser Region ergeben sich spezifische Nettoentlastungen. In „Japan, Südkorea und Pazifik“ führt die Abfallwirtschaft in Australien und Neuseeland zu spezifischen Nettobelastungen, während Südkorea und Japan spezifische Nettoentlastung aufweisen.

Tabelle 24: THG-Bilanz nach Ländern - Nettoergebnisse absolute, pro Einwohner und pro t Abfall

Region	Land	1.000 t CO ₂ -Äq	t CO ₂ -Äq/Einwohner	t CO ₂ -Äq/t Abfall
Amerika	USA	11.599	0,037	0,052
	Kanada	13.988	0,401	0,407
	Mexiko	22.902	0,197	0,655
	Chile	5.793	0,333	0,937
Europa, Türkei und Israel	EU-OECD-Länder	-14.386	-0,031	-0,063
	Schweiz	-1.933	-0,242	-0,347
	Norwegen	-494	-0,099	-0,211
	Island	-12	-0,037	-0,107
	Türkei	21.431	0,286	0,968
	Israel	3.638	0,461	0,800
Japan, Südkorea und Pazifik	Australien	4.402	0,200	0,314
	Neuseeland	1.310	0,298	0,616
	Japan	-8.887	-0,070	-0,176
	Südkorea	-6.401	-0,050	-0,344
OECD	gesamt (ohne Sammlung, Sortierung und Transport)	52.951	0,043	0,082
OECD	gesamt (mit Sammlung Sortierung und Transport)*	66.358	0,053	0,102

* Aufwendungen für Sammlung, Sortierung und Transport sind hier nur in Summe der OECD aufgeführt; sie wurden pauschal für die Regionen bilanziert; die entsprechenden Belastungen sind in Tabelle 28 mit aufgeführt.

Abbildung 4: THG-Bilanz nach Regionen - Nettoergebnisse absolut, pro Einwohner und pro t Abfall



Die Aufwendungen für Sammlung, Sortierung und Transport sind enthalten.

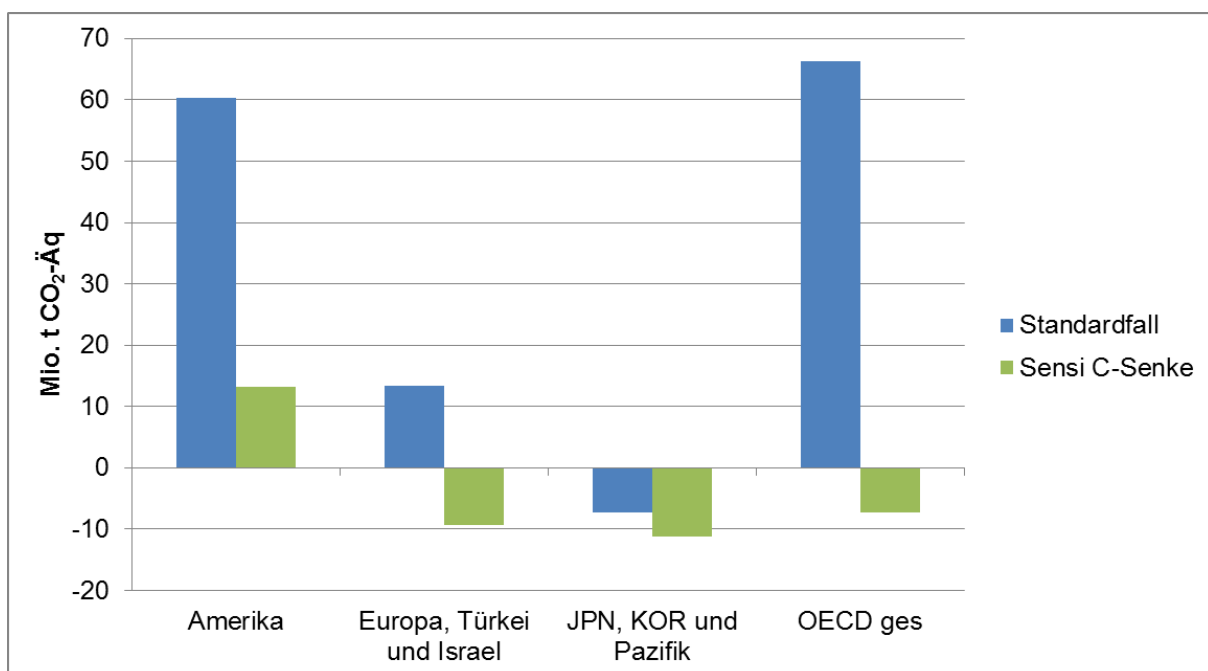
5.4.2 Sensitivität

Als Sensitivität wird für den Standardfall das Ergebnis mit Berücksichtigung der C-Senke ausgewiesen. Aus den in Kapitel 4.1.2 aufgeführten Gründen wird die C-Senke ausschließlich

nachrichtlich aufgeführt. In der Bilanzierung enthalten ist die C-Senke bei der Deponierung und bei Qualitätskomposten. Das Ergebnis zeigt Abbildung 5.

Die Berücksichtigung der C-Senke führt bei den Regionen „Amerika“ und „Europa, Türkei und Israel“ zu deutlichen Reduktionen im Nettoergebnis. In der Region „Amerika“ ergibt sich eine deutlich geringere Nettobelastung (etwa ein Fünftel des Wertes im Standardfall), während es für die Region „Europa, Türkei und Israel“ zu einer Umkehr im Ergebnis hin zu einer Nettoentlastung kommt. Die im Standardfall gegebene Nettoentlastung für „Japan, Südkorea und Pazifik“ verbessert sich nur wenig durch die Berücksichtigung der C-Senke. Hintergrund ist die in der jeweiligen Region deponierte Abfallmenge. In „Amerika“ bzw. „Europa, Türkei und Israel“ werden 60% bzw. 38% des gesamten Abfalls deponiert, während es in „Japan, Südkorea und Pazifik“ nur 18% sind.

Abbildung 5: Nettoergebnisse mit Berücksichtigung der C-Senke im Vergleich zum Standardfall



Im Gesamtergebnis für die OECD ergibt sich bei Berücksichtigung der C-Senke ebenfalls eine Ergebnisumkehr von einer deutlichen Nettobelastung hin zu einer leichten Nettoentlastung. Die Belastungen durch die Deponie reduzieren sich durch die C-Senke um etwa 33%.

5.5 Zukunftsszenarien 2030

In zwei Zukunftsszenarien für das Jahr 2030 – einem mittleren und einem ideellen – werden die Klimaschutzpotenziale einer Entwicklung der Abfallwirtschaft in allen OECD Ländern hin zu einer Kreislaufwirtschaft bilanziert. Diese werden einem **„business as usual“ (BAU) Szenario** gegenübergestellt, das einer unveränderten Abfallwirtschaft in 2030 entspricht.

Im „ideellen Szenario“ wird unterstellt, dass in allen Ländern die Deponierung von Siedlungsabfällen beendet und der Stand der Technik zur Verwertung von Abfällen umgesetzt wird. Das „mittlere Szenario“ soll die Klimaschutzpotenziale bei nicht ganz konsequenter Umsetzung von vorhandenen Verwertungsmöglichkeiten aufzeigen. Dieses Szenario steht auch für die Übergangsphase zwischen „BAU“ und „ideellem Szenario“.

5.5.1 Beschreibung mittleres Szenario 2030

Für das „mittlere Szenario“ wurden die Recycling- und kompostierten Mengen der einzelnen Fraktionen erhöht. Sie ergeben sich etwa als Mittelwert aus den Mengen des BAU-Szenarios und des ideellen Szenarios (letzteres s. Kap. 5.5.2). Umgekehrt wurde für die Deponierung ein Rückgang der deponierten Restabfallmenge um 50% angenommen. Gleichzeitig wird nur noch auf Deponien mit Gasfassung deponiert, was zu einer Erhöhung der mittleren gewichteten effektiven Gasfassungsrate in der gesamten OECD von 37,9% auf 50% führt (50%-Deckel). Außerdem wird kein Restmüll mehr kompostiert. Der verbleibende Restmüll geht zu 80% in die Verbrennung mit Energiegewinnung und zu 20% in eine anaerobe MBA mit Ausschleusung einer EBS-Fraktion²³. Die Annahme, dass 20% der nach dem Recycling verbleibenden Abfälle in einer MBA behandelt werden, erleichtert einen kontrollierten schrittweisen Ausstieg aus der Deponierung von Siedlungsabfällen, weil etwa 30% dieser Abfallmenge nach der biologischen Behandlung als MBA-Rest weiterhin deponiert wird, aber eben mit deutlich verminderten Methanrestgasemissionen. Die MBA wird analog der Systematik der amtlichen Statistiken nicht als Endverbleib ausgewiesen. Das bedeutet, die Outputströme der MBA wurden ihren entsprechenden finalen Entsorgungswegen (Recycling, Deponie oder Verbrennung) zugerechnet. Die EBS-Fraktion wird zu 50% im EBS-HKW und zu 50% als Steinkohleersatz in Kraft- und Zementwerken energetisch genutzt. Sowohl die Emissionen des MBA-Betriebs als auch die Entlastungen durch die Nutzung des Biogases und die energetische EBS-Nutzung sind in den Ergebnisabbildungen und -tabellen der „Verbrennung mit Energie“ zugeordnet. Die Modellierung der MBA (Massenströme, Energiegewinnung, EBS-Kenndaten) ist in Kapitel 4.2.7 beschrieben.

Für die Verbrennung mit Energiegewinnung in der MVA werden die thermischen Wirkungsgrade erhöht (Tabelle 25). Obwohl moderne MVAn bei maximaler Stromerzeugung elektrische Nettowirkungsgrade bis zu 31% und bei maximaler Wärmeerzeugung thermische Gesamtwirkungsgrade bis zu 87% erreichen, hängt die realistische Steigerungsrate der durchschnittlichen Wirkungsgrade zukünftiger Anlagen im Wesentlichen von den Rahmenbedingungen der Wärmeabgabe ab. Bei Fernwärmenetzen mit hohen Einspeisetemperaturen sinken die elektrischen Wirkungsgrade deutlich ab. Prof. Reimann, der Autor von (CEWEP 2012), gibt als realistische mittlere Nettowirkungsgrade für MVAn in der EU für das Jahr 2030 18% für Strom und 42% für Wärme an (Reimann 2014). Diese Werte sind auf die gesamte OECD übertragbar und werden für die Zukunftsszenarien angesetzt (Tabelle 25).

Tabelle 25: Netto-Wirkungsgrade Müllverbrennungsanlagen im Ist- und den Zukunftsszenarien

	Strom (BAU)	Wärme (BAU)	Strom (mittel, ideell)	Wärme (mittel, ideell)
USA	19%	0%	18%	42%
alle außer USA	11,4%	31,6%	18%	42%

²³ Ausnahme Japan. In Japan liegt der Anteil der Verbrennung am Gesamtverbleib bereits im Standardfall bei 79% (bei einem Recyclinganteil von 19%). Es ist nicht zu erwarten, dass Japan seine Verbrennungskapazitäten zu Gunsten von MBAn reduziert. Deshalb wird im mittleren Szenario für Japan der restliche Abfall zu 100% in die Verbrennung mit Energie gegeben.

Durch die Steigerung der recycelten und kompostierten Mengen verändern sich die Abfallzusammensetzungen und somit die Abfalleigenschaften des Abfalls nach Recycling und Kompostierung. Diese wurden für die Regionen auf Grundlage der ursprünglichen Abfallzusammensetzung abzüglich des im mittleren Szenario recycelten und kompostierten Abfalls neu berechnet. Eine Ausnahme bildet die USA für die die Werte aus der USA-Bilanz übernommen wurden. Ein weitere Ausnahme sind die EU-OECD-Länder für die die Kenndaten vereinfacht beibehalten wurden. Die berechneten Abfalleigenschaften des Restmülls im mittleren Zukunftsszenario zeigt Tabelle 26.

Tabelle 26: Abfalleigenschaften Restmüll im mittleren Zukunftsszenario (eigene Berechnungen)

	Amerika (ohne USA)	Europa, Türkei und Israel	Japan, Südkorea und Pazifik
Heizwert (MJ/kg)	9,0	9,4	8,6
C gesamt [% FS]	23,8%	24,5%	22,8%
C fossil [% FS]	8,9%	9,0%	10,1%
C biogen [% FS]	14,9%	15,5%	12,7%

5.5.2 Beschreibung ideelles Szenario 2030

Im „ideellen Szenario“ wird kein Abfall mehr deponiert. Eine Restmüll-Kompostierung findet wie bereits im mittleren Szenario nicht mehr statt. Die Recycling- und Kompostierungsraten²⁴ der einzelnen Fraktionen werden weiter erhöht. Nach Expertenschätzung spiegeln folgende Recycling- und Kompostierungsraten den Stand der Technik in einigen Ländern der EU wider:

- Küchenabfälle: 70%
- Gartenabfälle: 80%
- Kunststoff: 60%
- Glas: 70%
- Fe-Metall: 90%
- Aluminium: 70%
- Textilien: 50%

Für die Küchenabfälle wird eine getrennte Erfassung und 100%ige Vergärung mit Nachrotte angenommen. Der nach Abzug der Recyclingmengen verbleibende restliche Abfall geht wie im mittleren Szenario zu 80% in die Verbrennung mit Energiegewinnung und zu 20% in eine mechanisch-biologische Behandlung. Letzteres mit dem Unterschied, dass jetzt statt einer anaeroben MBA eine mechanisch-biologische Stabilisierung (MBS) angesetzt wird, die auf eine höhere EBS-Ausbeute abzielt (s. Kap. 4.2.7). Die erzeugte EBS-Fraktion wird wie im mittleren Szenario zu 50% im EBS-HKW und zu 50% in Kraft- und Zementwerken als Steinkohleersatz energetisch genutzt. Die Betriebsaufwendungen und Entlastungen durch die Behandlung über MBS werden wie beim mittleren Szenario für die MBA der „Verbrennung mit Energie“ als

²⁴ Die biologische Behandlung in den Zukunftsszenarien wird z.T. als reine Kompostierung, z.T. als Vergärung mit Nachkompostierung der Gärreste bilanziert. Wenn hier von Kompostierungsraten gesprochen wird, sind immer beide Wege gemeint. Alle Recyclingraten beziehen sich auf den Output der Aufbereitungsanlagen im Verhältnis zur Gesamtmenge einer Abfallfraktion im generierten Abfall.

Endverbleib zugeschrieben. Auch im ideellen Szenario werden für die Verbrennung in der MVA die thermischen Wirkungsgrade wie in Tabelle 25 erhöht.

Durch das gestiegene Recycling, die gestiegene Kompostierung und Vergärung verändern sich die Abfallzusammensetzungen und somit die Abfalleigenschaften des Abfalls, die für das ideale Szenario wie oben für das mittlere Szenario beschrieben neu berechnet wurden (Tabelle 27).

Tabelle 27: Abfalleigenschaften „Abfall zur Verbrennung“ im ideellen Zukunftsszenario (eigene Berechnungen)

	Amerika (ohne USA)	Europa, Türkei und Israel	Japan, Südkorea und Pazifik
Heizwert (MJ/kg)	9,4	8,5	9,3
C gesamt [% FS]	25,1%	24,2%	24,2%
C fossil [% FS]	9,2%	9,0%	11,4%
C biogen [% FS]	16,0%	15,2%	12,9%

Die Massenströme in den Zukunftsszenarien im Vergleich zum BAU-Szenario in den drei Regionen und für die OECD gesamt sind in Tabelle 67 im Anhang aufgeführt.

5.5.3 Ergebnisse Basisvergleich

Tabelle 28 stellt die Ergebnisse der drei Zukunftsszenarien „business as usual“ (BAU), „mittleres Szenario“ (mittel) und ideelles Szenario (ideell) nach Entsorgungswegen für die verschiedenen Regionen dar. Das BAU-Szenario entspricht dem Standardfall und bildet ab, wenn sich nichts ändern würde. Im mittleren Szenario kann die Gesamtbelastung aller OECD-Staaten von etwa 66 Mio. t CO₂-Äq je Jahr in eine THG-Entlastung von etwa -154 Mio. t CO₂-Äq je Jahr gewandelt werden. Die THG-Minderung beträgt also insgesamt ca. 220 Mio. t CO₂-Äq je Jahr. Im mittleren Szenario werden die 217 Mio. t CO₂-Äq je Jahr durch Methanemissionen aus der Deponierung im BAU-Szenario bereits um ca. 143 Mio. t CO₂-Äq je Jahr reduziert. Deshalb ist die noch verbleibende, insgesamt beachtliche THG-Minderung des ideellen Szenarios gegenüber dem mittleren mit gut 132 Mio. t CO₂-Äq je Jahr deutlich geringer als die Verbesserung des mittleren gegenüber dem BAU-Szenario. Insgesamt kann im ideellen Szenario durch eine optimierte Abfallwirtschaft in allen OECD-Staaten eine THG-Entlastung von -287 Mio. t CO₂-Äq je Jahr realisiert werden, was einer Verbesserung von 353 Mio. t CO₂-Äq je Jahr gegenüber dem BAU-Szenario entspricht.

Die Reduktion der THG-Emissionen aus Deponien wird im mittleren Szenario zum einen durch den Rückgang der deponierten Abfallmenge von ca. 288 auf 155 Mio. t je Jahr (vgl. Tabelle 67 im Anhang), zum anderen durch die Verbesserung der mittleren effektiven Gasfassungsrate von 37,9% auf 50% erreicht. Außerdem trägt die Vorbehandlung eines Teils der zu deponierenden Abfallmenge zur Reduktion der Deponiegasemissionen bei. Neben der Vermeidung der Methanemissionen aus der Deponierung trägt insbesondere die Steigerung der Recyclingmengen von rd. 163 Mio. t je Jahr im BAU Szenario auf rd. 192 bzw. 238 Mio. t je Jahr im mittleren bzw. ideellen Szenario zu der Umkehr von einer erheblichen THG-Belastung in eine relevante THG-Entlastung bei. Der schon im BAU realisierte Beitrag zur THG-Entlastung durch Recycling von rd. -164 Mio. t CO₂-Äq je Jahr kann im mittleren Szenario um 31 Mio. t CO₂-Äq je Jahr und im ideellen Szenario nochmals um 32 Mio. t CO₂-Äq je Jahr gesteigert werden. Es ist zu beachten, dass die Verbrennung mit Energie neben den Entlastungen für die

Strom- und Wärmenutzung bzw. den Steinkohleersatz zusätzlich durch die Mengenverlagerung (Verbrennung statt Deponierung) einen wesentlichen Anteil zu der Vermeidung der Methanemissionen aus Deponien beiträgt.

Tabelle 28: Vergleich der Ergebnisse der Zukunftsszenarien 2030 für die Regionen nach Entsorgungswegen

Region	Zukunfts-szenario	Recycling	Kompos-tierung	Vergärung	Deponie	Verbrennung ohne Energie	Verbrennung mit Energie	RM Kompos-tierung	SML, TSP, SOR	Gesamt
		[1.000 t CO ₂ -Äq]								
Amerika	BAU	-67.764	174		122.336	77	-574	34	6.041	60.323
	mittel	-88.950	357		47.541		-23.050		6.907	-57.195
	ideell	-110.523	279	-3.144			-38.758		8.002	-144.143
Europa, Türkei und Israel	BAU	-74.107	291		81.904	3.226	-3.234	166	5.094	13.339
	mittel	-81.038	445		24.699		-19.115		5.313	-69.696
	ideell	-88.030	290	-2.734			-23.941		5.940	-108.475
Japan, Südkorea und Pazifik	BAU	-21.642	2		13.122	1.183	-2.241		2.271	-7.305
	mittel	-24.629	89		2.441		-7.868		2.396	-27.572
	ideell	-27.917	93	-1.093			-7.896		2.525	-34.287
OECD gesamt	BAU	-163.514	466	0	217.362	4.486	-6.049	200	13.407	66.358
	mittel	-194.617	890	0	74.681	0	-50.034	0	14.616	-154.464
	ideell	-226.471	663	-6.970	0	0	-70.595	0	16.467	-286.906

Sammlung (SML), Transporte (TSP) und Sortierung (SOR) wurden pauschal für die Regionen berechnet (s. Kap. 5.3)

In Abbildung 6 sind die spezifischen Nettobeiträge der Entsorgungswege für die drei Zukunftsszenarien für die OECD gesamt aufgeführt. Es zeigen sich sehr deutlich der Rückgang der Nettobelastungen aus der Deponierung und der Anstieg der Nettoentlastungen aus dem Recycling.

Abbildung 6: Nettobeiträge der Entsorgungswege in den Zukunftsszenarien zum Treibhauseffekt der OECD (pro t Abfall)

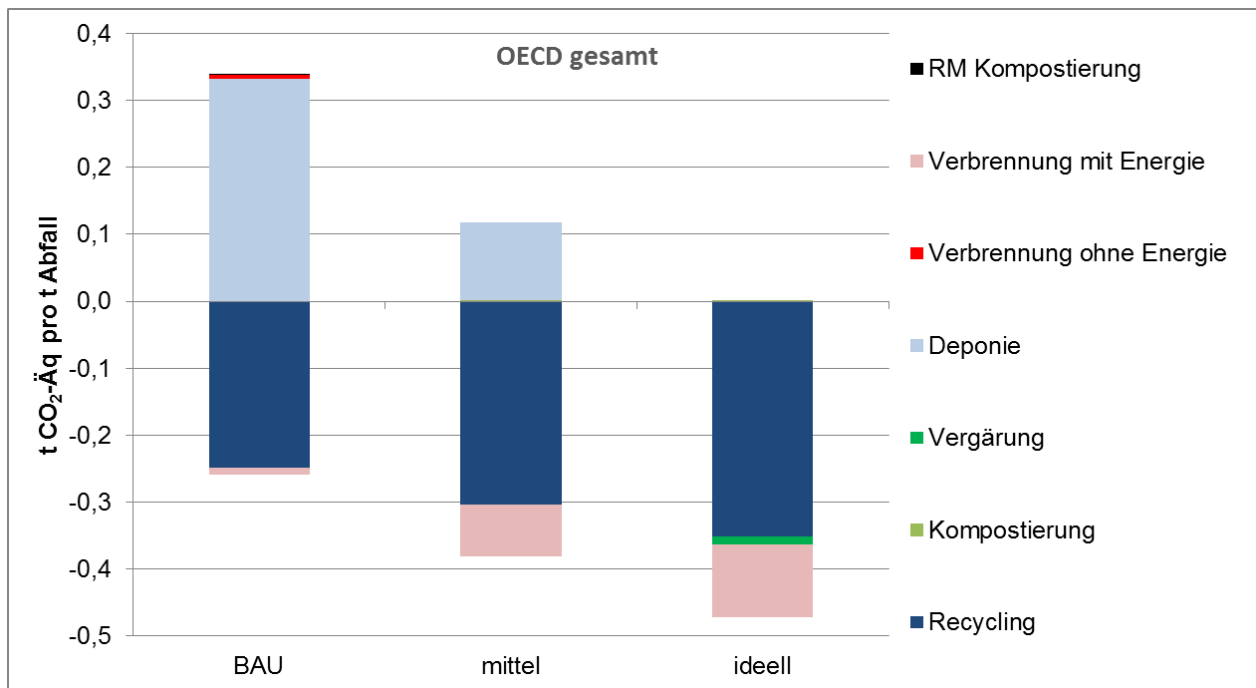
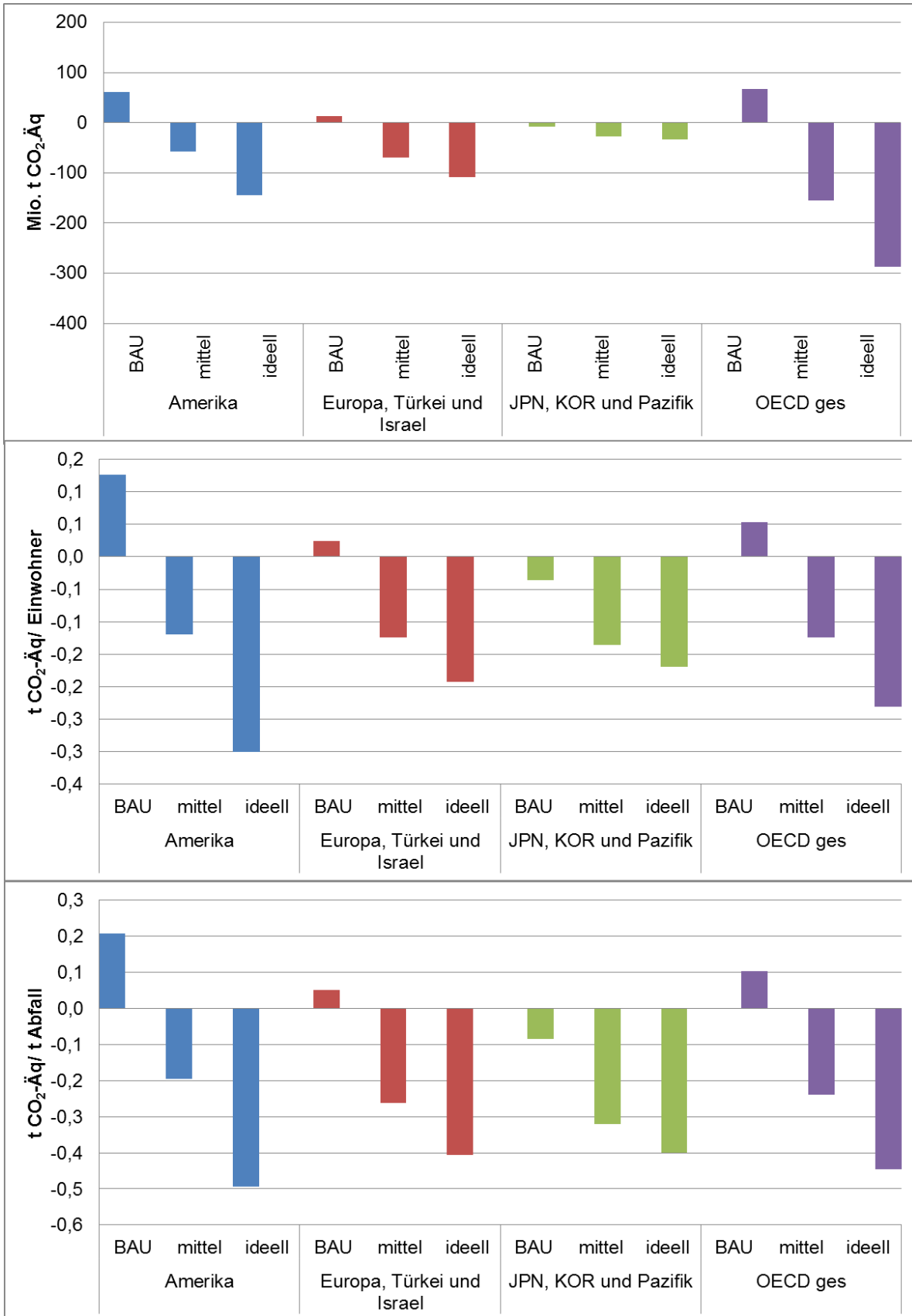


Abbildung 7 zeigt die Nettoergebnisse der drei Zukunftsszenarien nach Regionen. Neben den absoluten Nettoergebnissen sind zudem die spezifischen Nettoergebnisse pro Einwohner und pro Tonne Abfall dargestellt. Diese Darstellung erlaubt eine Einordnung der Ergebnisse unabhängig vom absoluten Mengenaufkommen (Ergebnisse pro Tonne), und bezogen auf die Einwohnerzahl (Ergebnisse pro Einwohner) wird die einwohnerspezifische abfallwirtschaftliche Leistung vergleichbar.

Hier zeigt sich selbst noch im ideellen Szenario, dass, den nahezu gleichen Umgang mit den Abfällen in allen OECD-Staaten unterstellt, Unterschiede zwischen den Regionen bleiben.

Die spezifischen Ergebnisse für die Verbrennung im mittleren und ideellen Zukunftsszenario sowie die spezifischen Ergebnisse für die Vergärung im ideellen Szenario sind aufgeschlüsselt für die Länder im Anhang aufgeführt (Tabelle 68 bis Tabelle 70).

Abbildung 7: Vergleich der Ergebnisse der Zukunftsszenarien - Nettoergebnisse absolut, pro Einwohner und pro t Abfall



Sammlung, Sortierung und Transporte sind berücksichtigt

5.5.4 Ergebnisse Sensitivitäten

Für die Zukunftsszenarien wurden die folgenden beiden Aspekte als Sensitivitäten betrachtet bzw. untersucht:

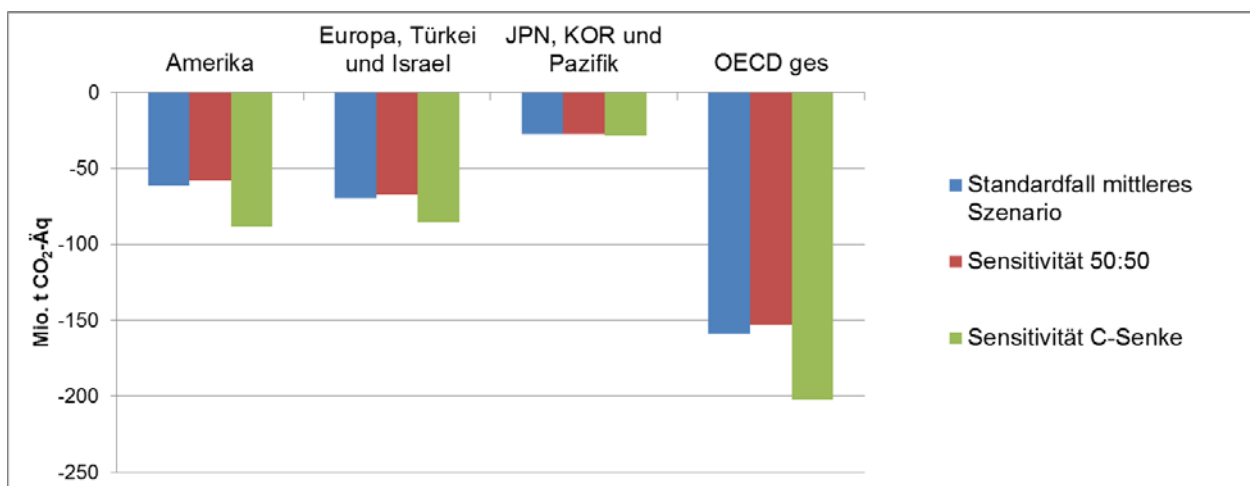
1. Ergebnis unter Berücksichtigung der C-Senke
2. Ergebnis mit verändertem Verhältnis zwischen „Verbrennung mit Energie“ und Behandlung über MBA bzw. MBS (50:50 statt 80:20)

Auf eine Sensitivität, in der das Textilrecycling betrachtet wird, wurde für die OECD-Staaten verzichtet, da kaum ein Mitgliedsstaat Textilien gesondert berichtet und sich demnach kaum ein Unterschied im Ergebnis ergeben würde.

Abbildung 8 zeigt das Nettoergebnis für die beiden Sensitivitäten und den Basisfall des mittleren Zukunftsszenarios. Die Berücksichtigung der C-Senke führt in den Regionen „Europa, Türkei und Israel“ sowie „Amerika“ zu einer leichten Verbesserung des Nettoergebnisses im mittleren Zukunftsszenario. Für die Region „Japan, Südkorea und Pazifik“ ergibt sich kaum ein Unterschied. Zum einen werden weniger Abfälle deponiert als in den anderen Regionen, zum anderen wurde für Japan keine MBA bilanziert (Fußnote 23), so dass auch kein MBA-Rest anfällt für den eine C-Senke anrechenbar wäre. Gegenüber dem Standardfall (Kap. 5.4.2) wirkt sich die C-Senke aufgrund der Reduzierung der Deponierung deutlich geringer auf das Ergebnis aus.

Die Verschiebung des MVA-MBA-Verhältnisses hin zu mehr Vorbehandlung in der MBA („Sensitivität 50:50“) führt für die Region „Amerika“ sowie „Europa, Türkei und Israel“ zu einer geringen Verschlechterung im Nettoergebnis des mittleren Szenarios. In der Region „Japan, Südkorea und Pazifik“ ist die Änderung minimal, da für Japan keine MBA bilanziert wurde, sondern eine 100%ige Verbrennung mit Energie angesetzt ist (Fußnote 23).

Abbildung 8: Nettoergebnisse Sensitivitäten und Basisfall mittleres Szenario



Das Ergebnis der „Sensitivität 50:50“ resultiert aus den Mengenverschiebungen des Abfalls, der insgesamt in die Verbrennung bzw. auf die Deponie geht. Die spezifischen Ergebnisse für die Verbrennung und Deponierung verbessern sich in der Sensitivität. Allerdings erhöht sich die deponierte und verringert sich die energetisch genutzte Menge Abfall. Tabelle 29 stellt diese Verschiebung und ihre Auswirkungen für die drei Regionen dar. Die absoluten Entlastungen

für die Verbrennung gehen in der Sensitivität zurück, während die absoluten Emissionen der Deponie zunehmen. In der Summe ergibt sich für die Sensitivität eine höhere Belastung als im Basisfall.

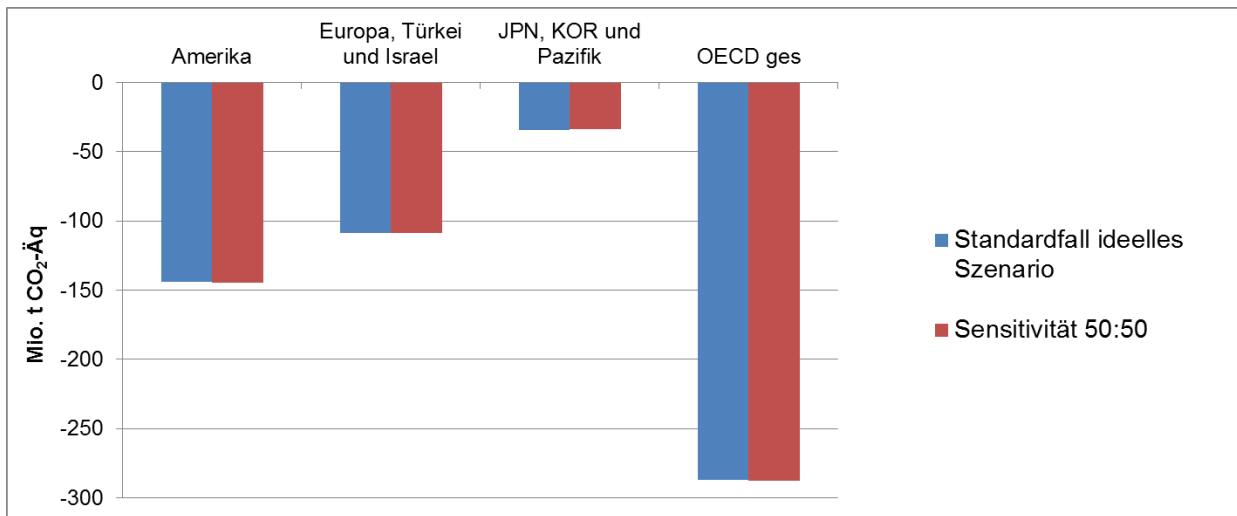
Tabelle 29: Mengen, spezifische Ergebnisse und Gesamtemissionen bei der Verbrennung und MBA-Deponie im mittleren Szenario (Basis 80:20) und der „Sensitivität 50:50“ für die drei Regionen

	Amerika		Europa, Türkei und Israel		Japan, Südkorea und Pazifik	
	Basis 80:20	Sensi 50:50	Basis 80:20	Sensi 50:50	Basis 80:20	Sensi 50:50
Verbrennung ges. [1.000 t]	62.410	50.317	76.020	61.290	36.438	34.828
Verbrennung spez. [kg CO ₂ -Äq/t]	-369	-394	-251	-274	-216	-222
Verbrennung absolut [t CO ₂ -Äq]	-23.050.314	-19.815.025	-19.115.008	-16.781.922	-7.868.491	-7.723.923
Deponie ges. [1.000 t]	91.745	98.363	54.921	62.982	8.058	8.939
Deponie spez. [kg CO ₂ -Äq/t]	518	487	450	399	303	279
Deponie absolut [t CO ₂ -Äq]	47.541.350	47.909.938	24.708.528	25.157.491	2.441.146	2.490.226
Summe (Deponie plus Verbrennung) [t CO ₂ -Äq]	24.491.036	28.094.913	5.593.520	8.375.569	-5.427.345	-5.233.697

Abbildung 9 zeigt das Nettoergebnis für die Sensitivität 50:50 und den Basisfall des ideellen Zukunftsszenarios. Auf die Ausweisung der Sensitivität mit Berücksichtigung der C-Senke wurde verzichtet, da kaum ein Unterschied zu verzeichnen ist, da die Deponierung ganz eingestellt wurde und ansonsten nur Qualitätskomposte zur C-Senke beitragen (s. Kap. 4.2.5).

Durch die „Sensitivität 50:50“ verbessert sich das Ergebnis für das ideelle Zukunftsszenario in den Regionen ein wenig. Insgesamt ist die Änderung nicht relevant.

Abbildung 9: Nettoergebnisse Sensitivität 50:50 und Basisfall ideales Szenario



5.6 Vergleich mit OECD-Studie aus 2012

In diesem Kapitel werden die Annahmen und Grundaussagen dieser Studie, mit denen der Studie (OECD 2012) verglichen. Der Vergleich bezieht sich für die vorliegende Studie ausschließlich auf die Bilanz der OECD-Staaten (Kap. 5.1 bis 5.7).

5.6.1 Regionale Aufteilung der Mitgliedsstaaten

Sowohl die regionale Aufteilung, als auch die betrachteten Länder unterscheiden sich in den beiden Studien. Die regionale Aufteilung in (OECD 2012) ist im Anhang in Abbildung 67 aufgeführt. In (OECD 2012) wurde die Region Europa in „high recycling“ und „low recycling OECD Europe“ unterteilt. Zudem werden die Länder Slowenien, Italien, Türkei und Israel nicht aufgeführt und auch Chile ist nicht mit in die Betrachtung einbezogen. „OECD Asien“ und „OECD Pazifik“ werden in (OECD 2012) teilweise als zwei Regionen behandelt. In diesem Kapitel werden OECD Asien und Pazifik für den Vergleich der beiden Studien zu einer Region zusammengefasst.

5.6.2 Emissionsfaktoren

Für Strom unterscheiden sich die verwendeten Emissionsfaktoren in den beiden Studien bereits durch die Vorgehensweise. In der vorliegenden Studie wurde die Bilanzierung weitgehend nach Ländern vorgenommen (Ausnahme Sammlung, Transporte, Sortierung), die Berechnungen erfolgten anhand der in Tabelle 19 aufgeführten länderspezifischen Emissionsfaktoren für Strom. Bei den in Tabelle 30 aufgeführten regionsspezifischen Werten für die vorliegende Studie handelt es sich um gleichgewichtete Mittelwerte der nationalen Werte, die hier näherungsweise zum Vergleich dienen. Bei den regionsspezifischen Emissionsfaktoren in (OECD 2012) handelt es sich dagegen um (Strom)produktionsgewichtete Mittelwerte der einer Region zugeordneten Länder, die als Rechenwerte verwendet wurden.

Der wesentlich relevantere Unterschied zwischen den beiden Studien liegt in der Art der Anrechnung der vermiedenen Emissionen durch erzeugten Strom. Während in dieser Studie hierfür ebenfalls die nationalen spezifischen Emissionsfaktoren herangezogen wurden (vgl. Kap. 4.1.2), wurde in (OECD 2012) ein für die Regionen festgelegter Marginalstrom

angerechnet. Allein dadurch ergeben sich in (OECD 2012) notwendigerweise höhere Entlastungseffekte durch die Verbrennung.

Tabelle 30: Vergleich der Strom-Emissionsfaktoren (OECD 2012) und vorliegende Studie

	(OECD 2012) [kg CO ₂ -Äq/kWh]			vorliegende Studie [kg CO ₂ -Äq/kWh]		
	Amerika	Europa	Asien/ Pazifik*	Amerika	Europa	JPN, KOR und Pazifik
Strommix	0,62	0,38	0,50	0,54	0,31	0,73
Marginalstrom	0,95	0,77	0,81	n.b.	n.b.	n.b.

*Strom-Emissionsfaktor wird in (OECD 2012) nicht zwischen Asien und Pazifik unterschieden
n.b. nicht betrachtet

Der Emissionsfaktor für die Anrechnung von erzeugter Wärme stammt in beiden Studien aus (Öko-Institut/IFEU 2010) und beträgt 0,334 kg CO₂-Äq/kWh.

Die Gegenüberstellung der Emissionsfaktoren für die stoffliche Verwertung (Recycling, Kompostierung bzw. Vergärung) zeigt Tabelle 31. In (OECD 2012) wird teils zwischen den einzelnen Regionen unterschieden, sodass „Amerika“ andere Werte aufweist als „Europa“ und „Asien/Pazifik“. Die Netto-Emissionsfaktoren für Metalle und Kunststoffe sind in (OECD 2012) höher, insbesondere in der Region „Amerika“ wurden deutlich höhere spezifische Nettoentlastungswerte verwendet. Für PPK liegt dagegen der Netto-Emissionsfaktor für „Amerika“ niedriger als in den anderen beiden Regionen in (OECD 2012) und auch niedriger als in der vorliegenden Studie. Für Küchen- und Gartenabfälle liegen die Netto-Belastungswerte nach (OECD 2012) durchweg etwas höher und die Netto-Entlastungswerte für Glas durchweg niedriger. Insgesamt ist durch den Vergleich der Netto-Emissionsfaktoren in (OECD 2012) mit etwas höheren Entlastungserfolgen als in der vorliegenden Studie zu rechnen.

Tabelle 31: Vergleich der Netto-Emissionsfaktoren für die stoffliche Verwertung (OECD 2012) und vorliegende Studie

Fraktion	(OECD 2012) [kg CO ₂ -Äq/t _{input}]			vorliegende Studie [kg CO ₂ -Äq/t _{output}]
	Amerika	Europa	Asien/Pazifik	alle Regionen
Küchenabfälle	50	30	30	8 (-36)*
Gartenabfälle	50	60	60	8
PPK	-550	-820	-820	-793
Kunststoffe	-1.680	-1.060	-1.060	-937
Fe-Metalle	-1.980	-1.000	-1.000	-945
NE-Metalle	-15.020	-11.100	-11.100	-9.307
Glas	-310	-180	-180	-514

*Kompostierung bzw. Wert in Klammern Netto-Emissionsfaktor für Vergärung im ideellen Szenario

Bei der Bilanzierung der Deponie werden in (OECD 2012) neben den Methanemissionen auch die Emissionen des Deponiebetriebes bilanziert. Der sich daraus ergebende Unterschied ist aber gering. Wesentlich entscheidender ist, dass in (OECD 2012) generell bei Deponien mit Gasfassung eine effektive Gasfassungsrate von 75% angesetzt wurde. In der vorliegenden Studie

wurden länderspezifische effektive Gasfassungsraten ermittelt, wobei als maximal möglicher Wert eine effektive Gasfassungsrate von 50% angesetzt wurde (50%-Deckel).

In Bezug auf die insgesamt in der OECD deponierten Mengen ergibt sich in (OECD 2012) eine effektive Gasfassungsrate von 42% (inkl. Deponien ohne Gasfassung) und rd. 38% in der vorliegenden Studie. Das gefasste Gas wird in (OECD 2012) zu 60% abgefackelt und zu 40% zur Stromerzeugung genutzt, bei einem Nettowirkungsgrad von 25%. In der vorliegenden Studie wird das gefasste Gas zu 50% abgefackelt und zu 50% zur Energiegewinnung (Strom und Wärme) genutzt. Der elektrische Nettowirkungsgrad beträgt dabei 37,5%, der thermische 43%. In (OECD 2012) ist der Oxidationsfaktor mit 10% angesetzt, in dieser Studie mit 0%. Eine C-Senke wurde auch in (OECD 2012) nicht angerechnet. Aus den genannten Randbedingungen der beiden Studien sind tendenziell ähnliche Ergebnisse für die Deponierung zu vermuten. Letztendlich hängt das Ergebnis jedoch auch vom organisch abbaubaren Kohlenstoffgehalt ab (DOC). In (OECD 2012) wurden die fraktionsspezifischen DOC-Gehalte nach (IPCC 2006) verwendet, der daraus resultierende DOC des deponierten Abfalls konnte nicht ermittelt werden.

Für die Verbrennung wurde in beiden Studien im Standardfall die thermische Behandlung in der MVA bilanziert. Die jeweils angesetzten Netto-Wirkungsgrade zeigt Tabelle 32. Hier weist die vorliegende Studie etwas höhere Wirkungsgrade auf, da diese sich auf einen aktuelleren Zeithorizont beziehen. Dies führt zu leicht höheren erzeugten Energiemengen. Allerdings ist durch die Anrechnung von Marginalstrom in (OECD 2012) nicht davon auszugehen, dass dies im Nettoergebnis der vorliegenden Studie zu einem günstigeren Ergebnis für die Verbrennung führt.

Tabelle 32: Netto-Wirkungsgrade MVA in (OECD 2012) und vorliegender Studie

	(OECD 2012)	vorliegende Studie
elektrischer Netto-Wirkungsgrad	10%	11,4%
thermischer Netto-Wirkungsgrad	30%	31,6%

5.6.3 Abfallmengen und Entsorgungswege

Abfallmengen und Entsorgungswege beziehen sich in den beiden Studien auf unterschiedliche Bezugsjahre und unterscheiden sich entsprechend zwangsläufig. Im Folgenden werden die Unterschiede dargelegt, um Unterschiede in den Ergebnissen qualitativ einordnen zu können.

Die Mengen der verschiedenen Fraktionen, die recycelt bzw. kompostiert werden sowie die Gesamt mengen in den beiden Studien sind in Tabelle 33 dargestellt. Die Mengen in der Region „Amerika“ sind für beide Studien für jede Fraktion vergleichbar und steigen für jede Fraktion (mit Ausnahme von Küchen-, Gartenabfälle, Glas) für die vorliegende Studie leicht an. In der Summe werden in „Amerika“ in der vorliegenden Studie 39 Mio. t Abfall mehr recycelt bzw. kompostiert. Die zusätzliche Betrachtung von Chile in der vorliegenden Studie macht in der Gesamtmenge lediglich 6,5 Mio. t mehr Abfall aus. Die Gesamtmenge in der Region „Europa“ ist in (OECD 2012) höher, obwohl in der vorliegenden Studie zusätzlich die Türkei, Israel, Italien und Slowenien betrachtet wurde (vgl. Kap. 5.6.1). Die recycelte bzw. kompostierte oder vergorene Menge liegt für „Europa, Türkei und Israel“ allerdings um 24 Mio. t höher. Vor allem Gartenabfälle werden in der vorliegenden Studie deutlich mehr kompostiert. Dieser größere Unterschied erklärt sich vermutlich durch die Datenbasis. In (OECD 2012) wurden auch für Europa Daten aus der OECD ausgewertet, während in der vorliegenden Studie Eurostat-Daten

herangezogen und teilweise durch Informationen aus den einzelnen Ländern ergänzt wurden. Auch für Asien/Pazifik erhöht sich die Summe um 25 Mio. t. In der vorliegenden Studie wird insbesondere mehr PPK recycelt als in (OECD 2012).

Tabelle 33: Vergleich der verwerteten Mengen der verschiedenen Fraktionen im Haushaltsabfall nach (OECD 2012) und in der vorliegenden Studie

	(OECD 2012)			vorliegende Studie		
	Nord-Amerika [Mio. t]	Europa [Mio. t]	Asien/ Pazifik [Mio. t]	Amerika [Mio. t]	Europa, Türkei und Israel [Mio. t]	Japan, Südkorea und Pazifik [Mio. t]
Küchenabfälle	48	57	26	46	56	15
Gartenabfälle	50	19	3	46	46	15
PPK	67	64	2	78	61	24
Kunststoffe	25	25	10	36	28	10
Fe-Metalle	11	12	3	19	12	3
NE-Metalle	3	2	0	6	3	0,3
Glas	19	24	3	14	21	5
Gesamtmenge	284	279	91	292	267	86

Tabelle 34 stellt den prozentualen Verbleib der Abfälle in den beiden Studien gegenüber. In der vorliegenden Studie geht im Schnitt mehr ins Recycling und in die Verbrennung mit Energie und weniger auf Deponien.

Tabelle 34: Abfallverbleib (OECD 2012) und vorliegende Studie

	(OECD 2012)*				vorliegende Studie			
	Amerika	Europa	Asien/ Pazifik	OECD	Amerika	Europa, TUR, ISR	JPN, KOR, Pazifik	OECD
Recycling	20%	15%	24%	20%	24%	25%	31%	25%
Kompostierung	10%	10%	6%	7%	8%	13%	0,3%	9%
Restmüll- kompostierung	-	-	-	-	0,2%	1%	-	0,5%
Verbrennung ohne Energie	0%	1%	0%	0,3%	0,1%	3%	4%	2%
Verbrennung mit Energie	11%	16%	28%	18%	9%	20%	48%	18%
Deponie	58%	51%	40%	50%	60%	38%	17%	45%

*Die Bilanzlücke entspricht anderen Verwertungswegen wie bspw. Vorbehandlungen

5.6.4 Zukunftsszenarien

In (OECD 2012) wurden für die Zukunftsszenarien zunächst die Abfallmengen mit einer konstanten jährlichen Steigerungsrate hochgerechnet. In der vorliegenden Studie wurden die ursprünglichen Abfallmengen beibehalten. Weiter wurden in (OECD 2012) für die hochgerechnete Abfallmenge acht einzelne Zukunftsszenarien bilanziert. Jedes stellt dabei eine bestimmte technische Verbesserung dar. Im ersten bzw. zweiten Szenario wurden die

Recycling- bzw. Kompostierungsraten erhöht. Tabelle 35 stellt die Raten der beiden Studien gegenüber.

Tabelle 35: Recyclingraten der Zukunftsszenarien in (OECD 2012) und in der vorliegenden Studie

Fraktion	(OECD 2012)	vorliegende Studie ideelles Szenario OECD
PPK	85%	70%
Kunststoffe	40%	60%
Fe-Metalle	95%	90%
NE-Metalle	87%	70%
Glas	85%	70%
Küchenabfälle	80%	70%
Gartenabfälle	80%	80%

In einem dritten Szenario in (OECD 2012) werden 80% der Küchen- und Gartenabfälle einer Vergärung zugeführt. In der vorliegenden Studie werden im ideellen Zukunftsszenario die Küchenabfälle einer Vergärung zugeführt. Ein weiteres Szenario in (OECD 2012) betrachtet die Recyclingraten aus dem ersten Szenario in Kombination mit einer MBA²⁵. Nach der Wertstoffentnahme durch das Recycling gehen 75% des restlichen Abfalls in eine MBA und 25% verteilen sich wie im Basisszenario prozentual auf Deponie und Verbrennung. Die ausgeschleusten EBS werden im Zementwerk genutzt. Auch in der vorliegenden Studie werden in den beiden Zukunftsszenarien 20% des Restabfalls mechanisch-biologisch vorbehandelt, im mittleren Zukunftsszenario in einer anaeroben MBA und im ideellen Szenario in einer MBS. Die ausgeschleusten EBS werden zur Hälfte im Zementwerk und zur Hälfte im EBS-HKW genutzt. Die übrigen 80% gehen in die Verbrennung mit Energiegewinnung. Das fünfte Szenario in (OECD 2012) geht zum einen davon aus, dass alle Deponien mit einer Gasfassung ausgestattet sind. Zum anderen wird eine höhere effektive Gasfassungsrate von 87% angenommen. Damit erhöht sich die effektive Gasfassungsrate auf 87%, während diese in der vorliegenden Studie zu 50% gesetzt wurde (50%-Deckel). Im sechsten Szenario in (OECD 2012) wird zusätzlich zu den Annahmen aus dem fünften das gesamte gefasste Gas zur Stromerzeugung genutzt. In einem siebten Szenario wird der restliche Abfall (nach Recycling und Kompostierung) in die Verbrennung mit Energie gegeben. Zusätzlich werden die Netto-Wirkungsgrade optimiert zu 16% elektrisch und 50% thermisch. In der vorliegenden Studie liegen die optimierten Netto-Wirkungsgrade bei 18% elektrisch und 42% thermisch. Im letzten Szenario in (OECD 2012) wird die Abfallvermeidung („source reduction“) betrachtet. Dafür wurden die Mengen für jede Fraktion um 30% reduziert. Eine Abfallvermeidung wurde in der vorliegenden Studie aus den in Kapitel 4.1.1 genannten Gründen nicht betrachtet.

5.6.5 Ergebnisse

Die Ergebnisse werden in (OECD 2012) als Differenz aus dem Basis-Szenario und den jeweiligen Zukunftsszenarien dargestellt. Damit ist es möglich die effektivste Optimierung zu

²⁵ In (OECD 2012) wird im Zusammenhang mit diesem Szenario nicht von Biogas gesprochen, insofern ist davon auszugehen, dass es sich hier um eine aerobe MBA handelt.

identifizieren. Es werden sowohl die spezifischen Ergebnisse pro t Abfall, als auch die Gesamtreduktion dargestellt. Die effektivsten Maßnahmen pro t Abfall sind die Abfallvermeidung und das Recycling (letzteres mit 1,3 bis 2,7 t CO₂-Äq pro t recyceltem Abfall). Die größte Reduktion innerhalb der Regionen lässt sich in „Nord-Amerika“ und „OECD-Pazifik“ erreichen, da in diesen Regionen im Basis-Szenario sehr viel mehr Abfall auf Deponien ohne Gasfassung geht als in den anderen Regionen. Auch in der vorliegenden Studie werden durch die Reduktion der deponierten Menge und einem verbesserten Recycling die größten Einsparungen erreicht. Die geringste spezifische Reduktion lässt sich durch Kompostierung und Vergärung erreichen.

Die größte Gesamtreduktion lässt sich nach (OECD 2012) in den Szenarien Verbrennung mit optimierten Wirkungsgraden, verbesserter Energiegewinnung durch Nutzung des gefassten Deponiegases und dem Recycling in Kombination mit MBA erzielen. Obwohl die spezifische Reduktion in diesen Szenarien geringer ist, führen die mit den Szenarien einhergehenden großen Mengenveränderungen zu einer großen THG-Minderung. Die größten Reduktionen werden mit Abstand in „Amerika“ erzielt. Dies gilt auch für die vorliegende Studie.

Um sowohl die Effektivität als auch Mengenveränderungen zu berücksichtigen, wurde in (OECD 2012) ein integriertes Szenario bilanziert. In diesem wurden die effektivsten Szenarien (optimiertes Recycling und Kompostierung sowie Abfallvermeidung) mit einer optimierten Verbrennung kombiniert. Durch die einbezogene Abfallvermeidung sind die Ergebnisse nicht mit den in dieser Studie ermittelten Werten vergleichbar.

Zusammenfassend bedingen sich die ergebnisrelevanten Unterschiede durch folgende Aspekte: Zum einen wird in (OECD 2012) im Basisszenario mehr deponiert als in der vorliegenden Studie. Eine Verschiebung der Abfallmengen weg von der Deponie hin zu Recycling und Verbrennung ergibt für (OECD 2012) somit eine größere Reduktion. Des Weiteren sind die Recyclingraten und Netto-Emissionsfaktoren für das Recycling in (OECD 2012) für Metalle und Kunststoffe z.T. erheblich höher als in der vorliegenden Studie, sodass sich auch hier in den Zukunftsszenarien eine größere Reduktion ergibt (vgl. Tabelle 31). Bei der Verbrennung ist der thermische Nettowirkungsgrad für die Zukunftsszenarien in (OECD 2012) etwas besser als in der vorliegenden Studie, dafür aber der elektrische Wirkungsgrad etwas niedriger. Ein wesentlicher Aspekt ist, dass in (OECD 2012) für die Energiegewinnung Marginalstrom als Substitutionsprozess angesetzt wurde, in der vorliegenden Studie aber der länderspezifische Strommix.

5.7 Schlussfolgerungen OECD-Länder

Das Ergebnis der THG-Bilanz für die OECD-Länder zeigt, dass die Deponierung (trotz einer mittleren effektiven Gasfassungsrate von 38%) die meisten THG-Emissionen verursacht. Das Recycling führt zu den größten THG-Entlastungen, kann die THG-Belastungen durch die Deponierung allerdings nicht ausreichend kompensieren. Andere Entsorgungs- und Behandlungswege wirken sich kaum auf das Ergebnis aus. Die aktuelle Praxis der Abfallwirtschaft in den OECD-Ländern führt somit unter dem Strich zu einer deutlichen THG-Belastung. Eine Sensitivitätsbetrachtung mit Anrechnung einer C-Senke zeigt eine Ergebnisumkehr hin zu einer leichten Nettoentlastung. Allerdings ist die C-Senke nicht sicher zu belegen und wird auch nach IPCC nicht in Treibhausgasinventaren angerechnet.

In den beiden untersuchten Zukunftsszenarien führt die Abfallwirtschaft unter den geänderten Bedingungen zu relevanten THG-Entlastungen. Vor allem die Verminderung bzw. Vermeidung

der Deponierung von unvorbehandelten Abfällen trägt erheblich zur Verringerung der THG-Belastung bei. Zusätzlich führen verbesserte Recyclingraten und die energetische Verwertung von EBS aus der MBA bzw. MBS im EBS-HKW oder als Steinkohleersatz in Kraft- oder Zementwerken in Summe zu höheren THG-Entlastungen. Besonders gilt dies für das ideale Szenario.

Für die Entwicklung der Abfallwirtschaft in den OECD-Ländern werden (wenn nicht in einzelnen Ländern bereits geschehen) folgende Empfehlungen gesehen:

- Einführung bzw. Ausweitung der getrennten Erfassung der Wertstoffe insbesondere der Kunststoffe und der Organik. Somit kann ein hochwertigeres Kunststoffrecycling erreicht werden. Die getrennte Erfassung der Organik ermöglicht zum einen die Vergärungskapazitäten zur Produktion von Biogas auszuweiten und zum anderen parallel Qualitätskompost herzustellen und damit den Einsatz von Torf zu ersetzen.
- In Ländern, in denen aktuell große Mengen Abfall deponiert werden, sollten Maßnahmenpläne für eine sukzessive Verringerung der Deponierung erstellt und konsequent umgesetzt werden. Als Brückentechnologien können, wenn erforderlich, die anaerobe MBA oder die MBS dienen. Für einen effizienten Einsatz der MBA bzw. MBS muss ein Markt für EBS vorhanden sein oder geschaffen werden.
- Die Recyclingraten sollten erhöht werden. Dabei ist nicht nur auf die Quantität, sondern auch auf die Qualität des Recyclings zu achten. Das gilt insbesondere für Kunststoffe, deren Recycling häufig noch auf niedrigem Niveau erfolgt. Nicht zu vermeidende Sortier- und Aufbereitungsreste sollten in der Mitverbrennung energetisch verwertet oder in MVAn mit effizienter Energierückgewinnung thermisch behandelt werden.

5.8 EU28

Für die Bilanzierung der Abfallwirtschaft der OECD-Mitgliedsländer wurden für die EU die 21 EU-OECD-Länder betrachtet. An dieser Stelle wird noch einmal gesondert die gesamte EU28²⁶ bilanziert.

5.8.1 Abfallaufkommen, -zusammensetzung und -verbleib

Das Abfallaufkommen und die Verteilung auf die Entsorgungswege der EU28 zeigt Tabelle 36. Die Recycling- und Kompostierungsraten entsprechen denen der EU-OECD-Länder (vgl. Kap. 5.2 und Anhang 11.2.1). Die Abfalleigenschaften der EU28 wurden wie bereits für die OECD-Bilanz aus (Öko-Institut/IFEU 2010) übernommen (Tabelle 37).

Tabelle 36: Abfallaufkommen und Verteilung auf Entsorgungswege der EU28 in 2012 (Eurostat 2014a)

	Recycling	Kompostierung	Deponie	Verbrennung ohne Energie	Verbrennung mit Energie	Gesamt	Gesamt pro Einwohner
	1.000 t						kg/E
EU28	65.596	35.724	80.733	9.209	48.818	240.181	476

²⁶ EU-OECD-Länder plus Bulgarien, Kroatien, Lettland, Litauen, Malta, Rumänien und Zypern

Tabelle 37: Abfalleigenschaften EU28 (eigene Berechnung)

Heizwert [MJ/kg]	C gesamt	C fossil	C regenerativ
9,2	24,5% FS	9,0% FS	15,5% FS

Mit diesen Eigenschaften ergeben sich die spezifischen Emissionen für die Abfallverbrennung in einer MVA (Tabelle 38). Die Nettowirkungsgrade der MVA entsprechen denen in der OECD-Bilanz verwendeten (11,4% elektrisch, 31,6% thermisch, s. Kap. 0). Die spezifischen Emissionen beim Recycling und der Kompostierung sowie der Emissionsfaktor für Strom und Wärme entsprechen denen der EU-OECD-Länder bzw. EU27.

Tabelle 38: Spezifische Be- und Entlastungen der Verbrennung in MVA in der EU28

Verbrennung ohne Energie			Verbrennung mit Energie		
kg CO ₂ -Äq/t			kg CO ₂ -Äq/t		
Aufwand	Gutschrift	Netto	Aufwand	Gutschrift	Netto
360	-	360	360	433	-73

Die durchschnittliche effektive Gasfassungsrate für die Deponierung in der EU28 liegt bei 33% (unter Berücksichtigung des 50%-Deckels). Die Be- und Entlastungen aus der Deponierung zeigt Tabelle 39.

Tabelle 39: Emittierte und gefasste Methanmengen und THG-Entlastungen für BHKW bei der Deponierung in der EU28

Methan emittiert* [1.000 t CO ₂ -Äq/a]	Methan gefasst [1.000 t CO ₂ -Äq/a]	Entlastung BHKW [1.000 t CO ₂ -Äq/a]	Netto [1.000 t CO ₂ -Äq/a]
61.572	29.666	-2.748	58.824

*diffuse Emissionen aus der Deponierung und Methanschlupf aus BHKW (Anteil 0,2%)

5.8.2 Ergebnisse EU28

Standardfall

Tabelle 40 und Tabelle 41 stellen die absoluten Ergebnisse des Treibhauseffekts sowie die Ergebnisse pro Tonne Abfall und pro Einwohner dar.

Tabelle 40: Absolute Ergebnisse Treibhauseffekt nach Entsorgungswegen

	Recycling	Kompostierung	Deponie	Verbrennung ohne Energie	Verbrennung mit Energie	Restmüll-Kompostier.	SML, SOR, TSP
[1.000 t CO ₂ -Äq]	-72.722	260	58.824	3.317	-3.557	166	5.291

Tabelle 41: Gesamtes Nettoergebnis absolut, pro Tonne Abfall und pro Einwohner

Netto absolut [1.000 t CO ₂ -Äq]	Pro Tonne Abfall [t CO ₂ -Äq/t Abfall]	Pro Einwohner [t CO ₂ -Äq/E]
-8.421	-0,017	-0,035

Abbildung 10: Nettobeiträge der Entsorgungswege zum Treibhauseffekt (normiert auf eine t Abfall)

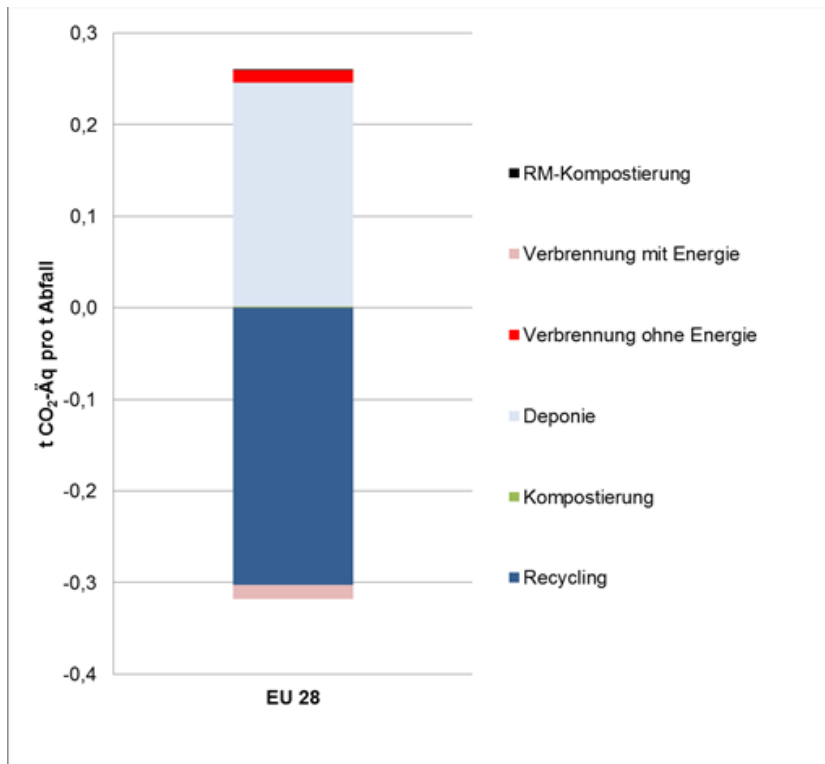
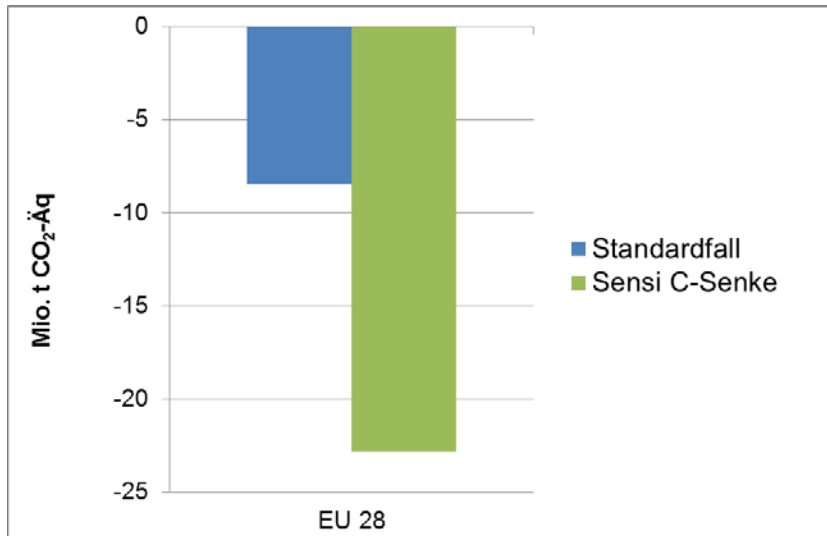


Abbildung 10 zeigt die Nettobeiträge der verschiedenen Entsorgungswege zum Treibhauseffekt normiert auf eine Tonne Abfall. Es wird besonders deutlich, dass die Deponierung die größte THG-Belastung darstellt, während das Recycling die größte Entlastung erbringt. Die Verbrennung mit und ohne Energiegewinnung macht nur einen sehr kleinen Teil der Ent- bzw. Belastungen aus. Die direkten Beiträge der Restmüll-Kompostierung und Kompostierung getrennt erfasster Organik spielen kaum eine Rolle. Die getrennte Erfassung von Organikabfällen trägt aber wesentlich zu der Verringerung von Methanemissionen aus der Deponie bei.

Sensitivität

Als Sensitivität wird für den Standardfall das Ergebnis mit Berücksichtigung der C-Senke ausgewiesen. Aus den in Kapitel 4.1.2 aufgeführten Gründen wird die C-Senke ausschließlich nachrichtlich aufgeführt. In der Bilanzierung enthalten ist die C-Senke bei der Deponierung und bei Qualitätskomposten. Das Ergebnis zeigt Abbildung 11. Die Berücksichtigung der C-Senke führt zu einer Verbesserung des Gesamtergebnisses um rund 14 Mio. t CO₂-Äq.

Abbildung 11: Nettoergebnis mit Berücksichtigung der C-Senke im Vergleich zum Standardfall



5.8.3 Zukunftsszenarien 2030

Die Zukunftsszenarien wurden entsprechend den Festlegungen in Kapitel 5.5 bilanziert. Die Abfalleigenschaften des Abfalls, der in die MVA bzw. auf die Deponie geht, wurden vereinfacht konstant gehalten. Die Abfalleigenschaften der erzeugten EBS entsprechen denen in Kapitel 4.2.7 aufgeführten.

Basisvergleich

Tabelle 42 zeigt die Nettobeiträge der drei Zukunftsszenarien 2030 „business as usual“ (BAU), „mittleres Szenario“ (mittel) und „ideelles Szenario“ (ideell) nach Entsorgungswegen. Im mittleren Szenario kann die gesamte Nettoentlastung von etwa -8 Mio. t CO₂-Äq je Jahr auf rd. -65 Mio. t CO₂-Äq je Jahr gesteigert werden. Die THG-Minderung beträgt insgesamt ca. 57 Mio. t CO₂-Äq je Jahr. Vom mittleren zum ideellen Zukunftsszenario verbessert sich das Gesamtergebnis nochmals um 34 Mio. t CO₂-Äq. Insgesamt kann im ideellen Szenario im Vergleich zum BAU eine THG-Minderung von rund 91 Mio. t CO₂-Äq erreicht werden.

Tabelle 42: Nettobeiträge der Zukunftsszenarien 2030 nach Entsorgungswegen für die EU28

	1.000 t CO ₂ -Äq								
	Recycling	Kompostierung	Ver-gärung	Deponie	Verbr. ohne Energie	Verbr. mit Energie	RM Kompostier	SML, TSP, SOR	Gesamt
BAU	-72.722	260		58.824	3.317	-3.357	166	5.291	-8.421
mittel	-78.002	406		24.262		-16.874		5.497	-64.711
ideell	-83.274	295	-2.385			-20.353		6.183	-99.533

Abbildung 12: Nettobeiträge der Entsorgungswege in den Zukunftsszenarien zum Treibhauseffekt der EU28 (normiert auf eine t Abfall)

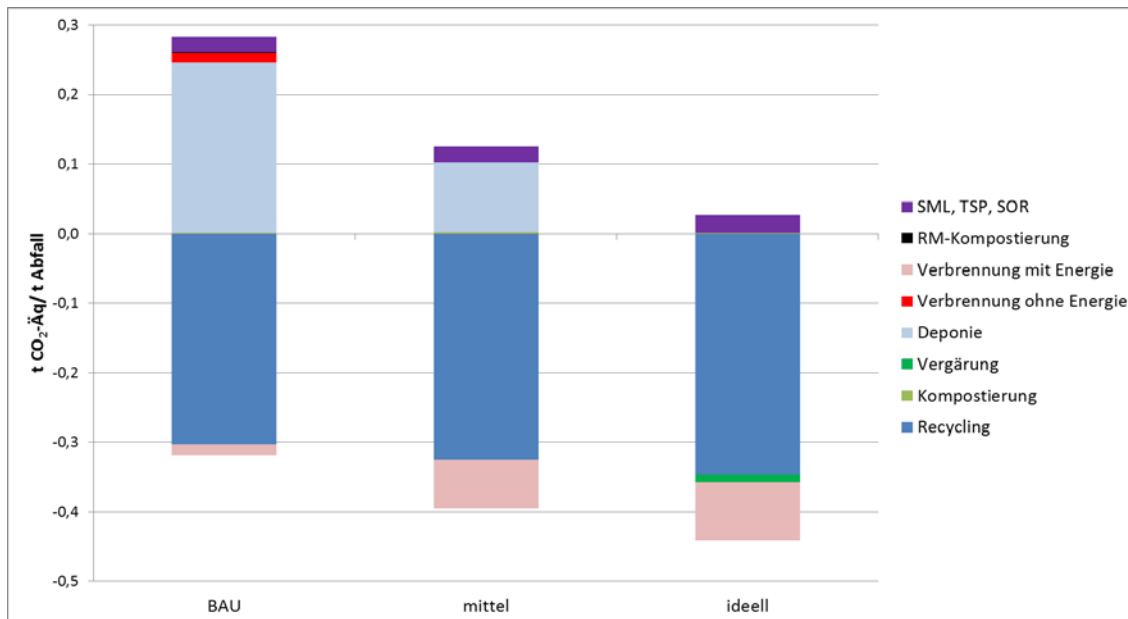


Abbildung 12 zeigt die Nettobeiträge der verschiedenen Entsorgungswege für die drei Zukunftsszenarien pro Tonne Abfall. Während im BAU-Szenario die Deponie spezifisch noch eine erhebliche THG-Belastung darstellt nimmt diese im mittleren Szenario auf Grund des geringeren Anteils an deponiertem Abfall und der höheren effektiven Gasfassungsrate deutlich ab. Die THG-Entlastungen durch die Verbrennung mit Energiegewinnung sowie durch Recycling verbessern sich sowohl im mittleren Szenario als auch nochmals im ideellen Szenario. Im ideellen Szenario trägt auch die Vergärung zu einem kleinen Teil zu den THG-Entlastungen bei. Die Kompostierung spielt hingegen in allen Szenarien kaum eine Rolle.

Sensitivitäten

Für die Zukunftsszenarien wurden die folgenden beiden Aspekte als Sensitivitäten betrachtet:

1. Ergebnis unter Berücksichtigung der C-Senke
2. Ergebnis mit verändertem Verhältnis zwischen „Verbrennung mit Energie“ und Behandlung über MBA bzw. MBS (50:50 statt 80:20)

Abbildung 13 zeigt die Nettoergebnisse der Sensitivitäten gegenüber dem Basisfall für das mittlere Szenario. Die Einbeziehung der C-Senke führt zu einer geringen Verbesserung des Ergebnisses um etwa 10 Mio. t CO₂-Äq, während die Verschiebung des MVA-MBA-Verhältnisses kaum zu einer Verbesserung führt.

Abbildung 13: Nettoergebnisse Sensitivitäten und Basisfall mittleres Szenario, EU28

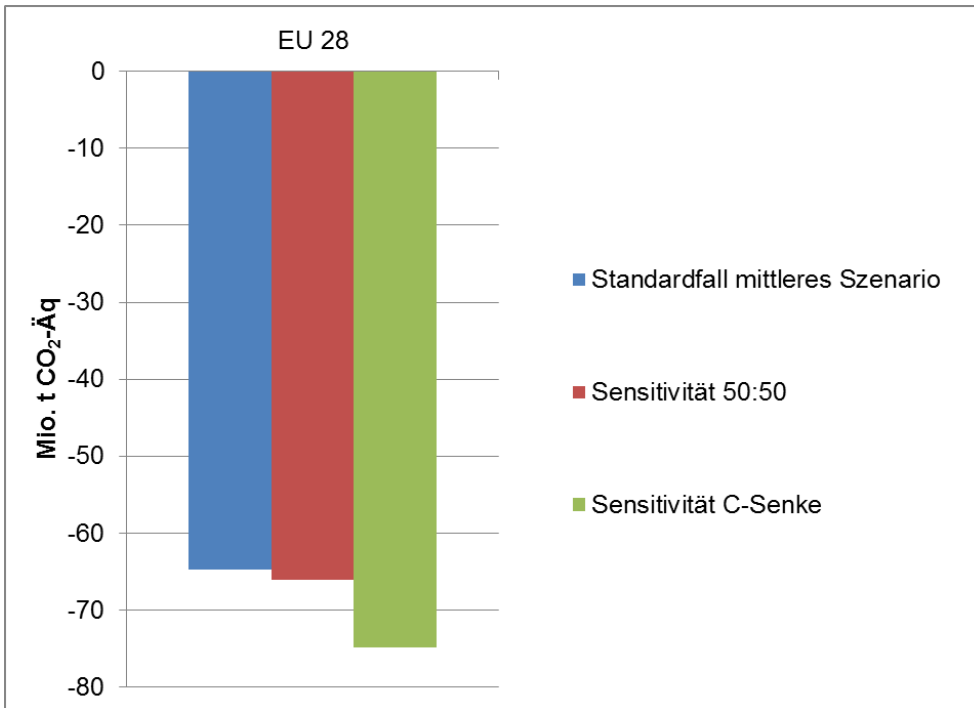


Abbildung 14: Nettoergebnisse Sensitivität 50:50 und Basisfall ideales Szenario, EU28

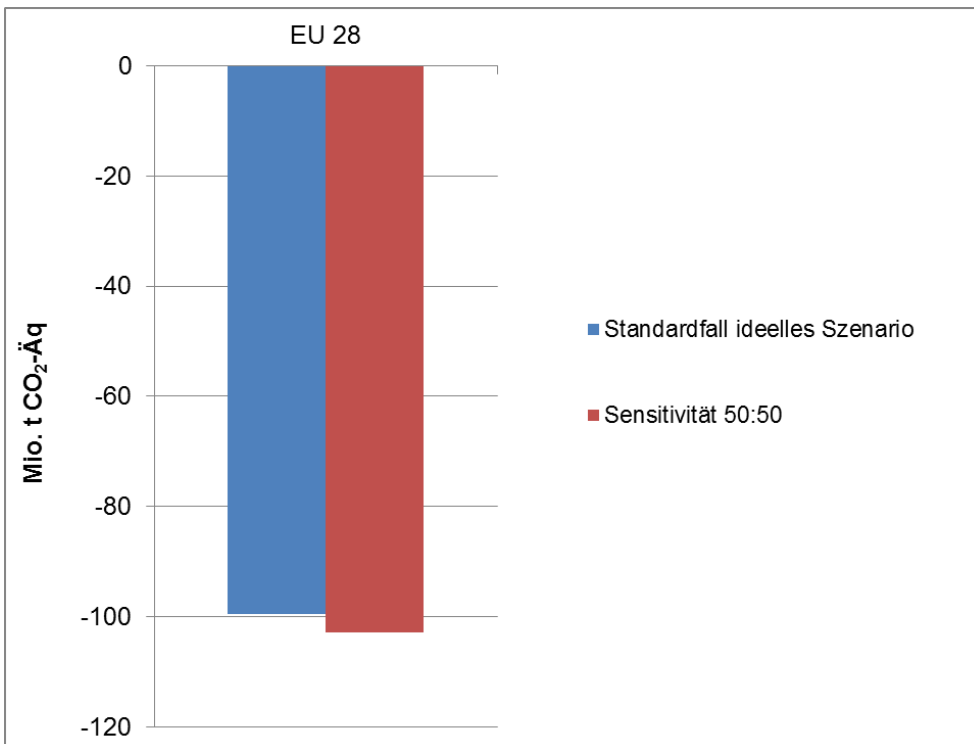


Abbildung 14 zeigt das Nettoergebnis für die Sensitivität 50:50 und den Basisfall des ideellen Zukunftsszenarios. Auf die Ausweisung der Sensitivität mit Berücksichtigung der C-Senke wurde verzichtet, da kaum ein Unterschied zu verzeichnen ist. Durch die „Sensitivität 50:50“ verbessert sich das Ergebnis für das ideale Zukunftsszenario ein wenig. Insgesamt ist die Änderung nicht relevant.

5.8.4 Schlussfolgerungen EU28

Für die Abfallwirtschaft der EU28 zeichnet sich ein ähnliches Bild wie für die EU-OECD-Länder und die gesamte OECD. Die Deponierung des Abfalls verursacht die meisten THG-Belastungen, während das Recycling zu den größten THG-Entlastungen führt. Andere Entsorgungswege wirken sich kaum auf das Ergebnis aus. In der Summe führt die aktuelle Praxis der Abfallwirtschaft in der EU28 zu einer knappen Nettoentlastung in der THG-Bilanz.

Auch für die EU28 führt die Abfallwirtschaft in den beiden untersuchten Zukunftsszenarien unter den geänderten Bedingungen zu relevanten THG-Minderungen. Vor allem die Verminderung bzw. Vermeidung der Deponierung von unvorbehandelten Abfällen trägt erheblich zur Verringerung der THG-Belastung bei. Zusätzlich führen verbesserte Recyclingraten und die energetische Verwertung von EBS aus der MBA bzw. MBS im EBS-HKW oder als Steinkohleersatz in Kraft- oder Zementwerken in Summe zu höheren THG-Entlastungen im Nettoergebnis.

Für die Entwicklung der Abfallwirtschaft in der EU28 werden wie für die gesamte OECD die Einführung bzw. Ausweitung der getrennten Erfassung der Wertstoffe, insbesondere eine Steigerung bei Kunststoffen und Organikabfällen, die Erstellung und konsequente Umsetzung von Maßnahmenplänen für eine sukzessive Verringerung der Deponierung, sowie eine Erhöhung der Recyclingraten empfohlen.

5.9 Abfallwirtschaft USA

Als Datenbasis für das Abfallaufkommen und den Verbleib werden grundsätzlich die von den zuständigen öffentlichen Einrichtungen publizierten Daten herangezogen (vgl. Kap. 4.2.2). Für die USA sind dies die statistischen Angaben zu Abfallaufkommen, Abfallzusammensetzung und Verbleib der United States Environmental Protection Agency (USEPA). Für die Bilanzierung wurden die aktuellen Werte nach (USEPA 2013a und 2013b) für 2011 ausgewertet. Bei (USEPA 2013b) handelt es sich um statistische Daten („Fact Sheet“), die jährlich veröffentlicht werden. Dazu ergänzend wird von der USEPA im 2-Jahresrhythmus ein ausführlicher Bericht veröffentlicht („Full report“), zuletzt mit (USEPA 2013a). Ergänzende Informationen zur Situation in den USA resultieren aus einem Fachgespräch (Thorneloe 2012) sowie weiteren Literaturquellen. Des Weiteren wurden Daten aus den von verschiedenen Abteilungen der USEPA entwickelten Berechnungstools soweit möglich analysiert. Hierbei handelt es sich zum einen um das Waste Reduction Model (WARM 2013), ein einfaches Tool mit vorgegebenen Emissionsfaktoren und Daten, die in verschiedenen Dokumenten beschrieben sind. Zum anderen handelt es sich um das Municipal Solid Waste – Decision Support Tool (MSW-DST 2013), ein sehr komplexes Tool für das umfassende weitergehende Informationen in verschiedenen Dokumenten veröffentlicht sind²⁷.

5.9.1 Abfallaufkommen und -zusammensetzung

Nach den Angaben in (USEPA 2013a) belief sich das Abfallaufkommen an Siedlungsabfällen in den USA im Jahr 2011 auf rd. 250 Mio. U.S. short tons und liegt damit in den vergangenen Jahren in etwa ähnlicher Höhe (Abbildung 15).

Die **Mengen nach USEPA sind in U.S. short tons angegeben**. Umgerechnet in metrische Tonnen entspricht $1 \text{ short ton} = 0,907185 \text{ metric tons}$

Für die USA-Bilanz wurden die Mengenangaben nicht in metrische Tonnen umgerechnet, damit die Werte direkt nachvollzogen werden können.

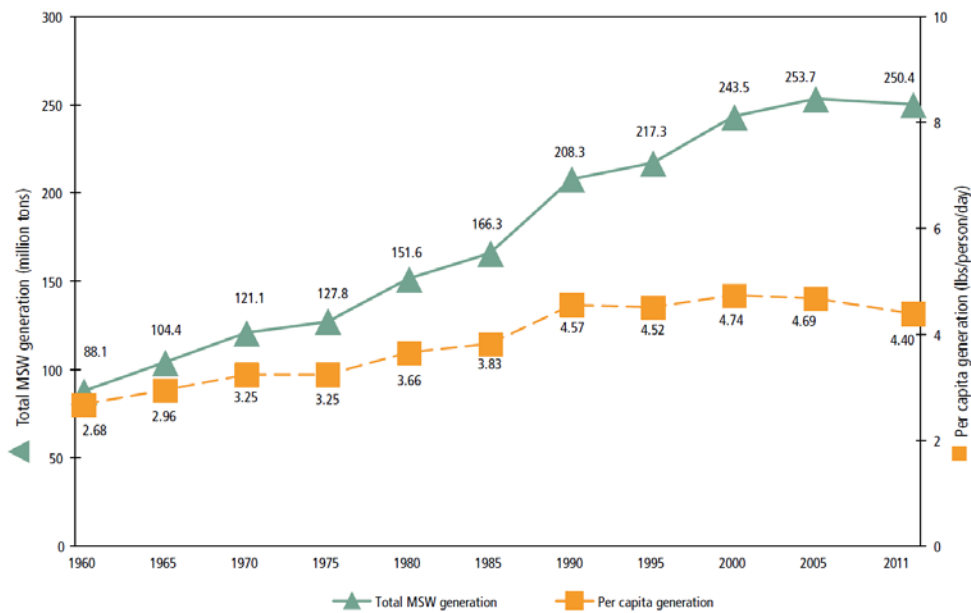
Im Folgenden beziehen sich alle Mengenangaben auf U.S. short tons soweit nicht anders angegeben; metrische Tonnen sind in Megagramm (Mg) ausgewiesen.

Dagegen sind die Werte in der OECD-Bilanz für die USA in den Kapiteln 5.1 bis 5.7 in metrischen Tonnen angegeben, wodurch eine Vergleichbarkeit mit den anderen OECD-Staaten gewährleistet ist.

Die USEPA ermittelt das Abfallaufkommen und den Verbleib nach einem Top-Down-Ansatz (s.a. Kap. 4.2.2). Verwendet wird die Methode der Materialflussanalyse, die auf Produktionsdaten (nach Masse) für Materialien und Produkte basiert. Zur Ableitung des Abfallaufkommens werden die Werte um Im- und Exporte bereinigt sowie um Materialien, die in den Bausektor gehen. Weitere Anpassungen betreffen die Lebensdauer von Produkten. Die Mengen an Küchen- und Grünabfällen werden auf Basis von Studien zur Abfallsammlung abgeleitet.

²⁷ <https://mswdst.rti.org/resources.htm>

Abbildung 15: Zeitreihe Abfallaufkommen in den USA (USEPA 2013b)



Demgegenüber gibt es in den USA eine Gegendarstellung zur Erhebung des Abfallaufkommens und -verbleibs, die bei den tatsächlich anfallenden Abfallmengen ansetzt durch Abfrage bei den Abfallbehörden der einzelnen US-Staaten (Bottom-Up-Ansatz). Durchgeführt wurde diese Erhebung "State of Garbage in America" (SOG survey) regelmäßig durch das Earth Engineering Center (EEC) der Columbia Universität und dem BioCycle journal²⁸. Allerdings liegen nicht in allen US-Staaten entsprechende Daten vor bzw. werden nur an Deponien und Verbrennungsanlagen Abfälle verpflichtend verwogen, wobei häufig die anteilige Masse der Siedlungsabfälle (MSW) nicht separat gewogen, sondern abgeschätzt wird. Insofern bleiben auch hier Unsicherheiten über das tatsächliche Abfallaufkommen und den -verbleib.

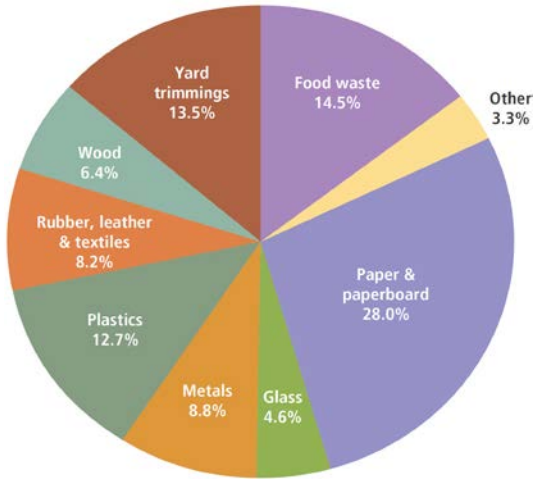
Für die Bilanzierung wurden die offiziellen Angaben der USEPA nach dem Materialflussansatz verwendet. Die Zahlen nach der alternativen SOG survey Erhebung werden im Rahmen einer Sensitivität gegenübergestellt.

Nach (USEPA 2013b) setzt sich die im Jahr 2011 erfasste Abfallmenge wie in Abbildung 16 gezeigt zusammen. Danach bilden Papier- und Kartonagen mit 28% den Hauptanteil. Es folgen Küchenabfälle mit 14,5% und Gartenabfälle mit 13,5%. Des Weiteren sind Kunststoffabfälle mit 12,7% eine der umfassenderen Abfallfraktionen. Die weiteren Abfallfraktionen Textilien, Holz, Metalle und Glas haben Anteile unter 10%.

²⁸ <http://www.biocycle.net/2010/10/26/the-state-of-garbage-in-america-4/>

Abbildung 16: Zusammensetzung des Siedlungsabfalls in den USA 2011 (USEPA 2013b)

Figure 5. Total MSW Generation (by material), 2011
250 Million Tons (before recycling)



5.9.2 Abfallsammlung und -verbleib

Eine getrennte Abfallsammlung erfolgt in den USA für Grünabfälle („yard trimmings“) und trockene Wertstoffe. Mengenmäßig überwiegt jedoch die Sammlung von Mischmüll („mixed waste“). Mischmüll wird ganz überwiegend direkt deponiert, des Weiteren verbrannt und ansonsten zu geringeren Anteilen auch Sortieranlagen oder Mischmüllkompostierungsanlagen zugeführt. Nach (USEPA 2013a) gab es zum Stand 2011 in den USA folgende Anlagenstruktur (Mengenangaben in short tons):

- 1908 Deponien
- 86 Müllverbrennungsanlagen („municipal waste-to-energy projects“), gesamte Kapazität 96.164 t/d (rd. 35 Mio. t/a)
- 633 Sortieranlagen („materials recovery facilities, MRF“), geschätzter Durchsatz gesamt 98.449 t/d (rd. 36 Mio. t/a)
- 43 Mischmüllsortieranlagen („mixed waste processing facilities“), gesamter Durchsatz ca. 46.700 t/d (rd. 17 Mio. t/a)
- 12 Mischmüllkompostierungsanlagen („mixed waste composting facilities“), gesamter Durchsatz ca. 1.400 t/d (511.000 t/a)
- 3090 Grünabfallkompostierungsanlagen („yard waste composting facilities, YWCF“), geschätzter Durchsatz gesamt ca. 52.900 t/d (rd. 19 Mio. t/a)

Der Verbleib der Siedlungsabfälle ist in (USEPA 2013a) ausführlich dokumentiert. Abbildung 17 zeigt eine Tabelle, in der das Abfallaufkommen und die jeweils deponierten, verbrannten, recycelten und kompostierten Mengen in der Zeitreihe aufgeführt sind. Daraus geht hervor, dass die Rückgewinnung von Wertstoffen („materials recovery“) in den 80er und 90er Jahren deutlich zugenommen hat. Aktuell liegt die gesamte Recyclingrate (Summe aus Recycling und Kompostierung) bei 34,7%.

Abbildung 17: Abfallaufkommen und -verbleib in den USA (USEPA 2013a)

Table ES-1. Generation, Materials Recovery, Composting, Combustion with Energy Recovery, and Discards of Municipal Solid Waste, 1960 – 2011

(In thousands of tons and percent of total generation)

	Thousands of Tons									
	1960	1970	1980	1990	2000	2005	2007	2009	2010	2011
Generation	88,120	121,060	151,640	208,270	243,450	253,730	256,500	244,270	250,500	250,420
Recovery for recycling	5,610	8,020	14,520	29,040	53,010	59,240	63,100	61,640	64,960	66,200
Recovery for composting*	Neg.	Neg.	Neg.	4,200	16,450	20,550	21,710	20,750	20,170	20,700
Total Materials Recovery	5,610	8,020	14,520	33,240	69,460	79,790	84,810	82,390	85,130	86,900
Discards after recovery	82,510	113,040	137,120	175,030	173,990	173,940	171,690	161,880	165,370	163,520
Combustion with energy recovery**	0	400	2,700	29,700	33,730	31,620	31,970	29,010	29,260	29,260
Discards to landfill, other disposal†	82,510	112,640	134,420	145,330	140,260	142,320	139,720	132,870	136,110	134,260

	Pounds per Person per Day									
	1960	1970	1980	1990	2000	2005	2007	2009	2010	2011
Generation	2.68	3.25	3.66	4.57	4.74	4.69	4.66	4.36	4.44	4.40
Recovery for recycling	0.17	0.22	0.35	0.64	1.03	1.10	1.15	1.10	1.15	1.16
Recovery for composting*	Neg.	Neg.	Neg.	0.09	0.32	0.38	0.39	0.37	0.36	0.37
Total Materials Recovery	0.17	0.22	0.35	0.73	1.35	1.48	1.54	1.47	1.51	1.53
Discards after recovery	2.51	3.03	3.31	3.84	3.39	3.21	3.12	2.89	2.93	2.87
Combustion with energy recovery**	0.00	0.01	0.07	0.65	0.66	0.58	0.58	0.52	0.52	0.51
Discards to landfill, other disposal†	2.51	3.02	3.24	3.19	2.73	2.63	2.54	2.37	2.41	2.36
Population (thousands)	179,979	203,984	227,255	249,907	281,422	296,410	301,621	307,007	309,051	311,592

	Percent of Total Generation									
	1960	1970	1980	1990	2000	2005	2007	2009	2010	2011
Generation	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
Recovery for recycling	6.4%	6.6%	9.6%	14.0%	21.8%	23.3%	24.6%	25.2%	25.9%	26.4%
Recovery for composting*	Neg.	Neg.	Neg.	2.0%	6.7%	8.1%	8.5%	8.5%	8.1%	8.3%
Total Materials Recovery	6.4%	6.6%	9.6%	16.0%	28.5%	31.4%	33.1%	33.7%	34.0%	34.7%
Discards after recovery	93.6%	93.4%	90.4%	84.0%	71.5%	68.6%	66.9%	66.3%	66.0%	65.3%
Combustion with energy recovery**	0.0%	0.3%	1.8%	14.2%	13.9%	12.5%	12.5%	11.9%	11.7%	11.7%
Discards to landfill, other disposal†	93.6%	93.1%	88.6%	69.8%	57.6%	56.1%	54.4%	54.4%	54.3%	53.6%

* Composting of yard trimmings, food waste and other MSW organic material. Does not include backyard composting.

** Includes combustion of MSW in mass burn or refuse-derived fuel form, and combustion with energy recovery of source separated materials in MSW (e.g., wood pallets and tire-derived fuel). 2011 includes 25,930 MSW, 520 wood, and 2,810 tires (1,000 tons)

† Discards after recovery minus combustion with energy recovery. Discards include combustion without energy recovery. Details may not add to totals due to rounding.

Im Jahr 2011 wurden die insgesamt angefallenen rd. 250 Mio. t zu 53,6% deponiert, zu 26,4% recycelt, zu 8,3% kompostiert und zu 11,7% verbrannt. Die verbrannte Menge umfasst auch 2,81 Mio. t Altreifen (9,6% der verbrannten Abfallmenge). In den bisherigen Studien zu Klimaschutzpotenzialen der Abfallwirtschaft wurden Altreifen nicht betrachtet und wurden aus der Bilanzierung für die USA ausgenommen.

Die verbleibende insgesamt betrachtete Abfallmenge ergibt sich zu 247.610.000 t. Ausgehend von dieser angepassten Menge wurden in Summe rd. 35% der Abfälle recycelt und 65% als Restmüll entsorgt. Der entsorgte Restabfall wurde zu rd. 84% deponiert. Diese Stoffströme wurden der THG-Bilanz für die USA zugrunde gelegt (Abbildung 18).

Abbildung 18: Stoffflussdiagramm der für die USA zugrunde gelegten Abfallströme

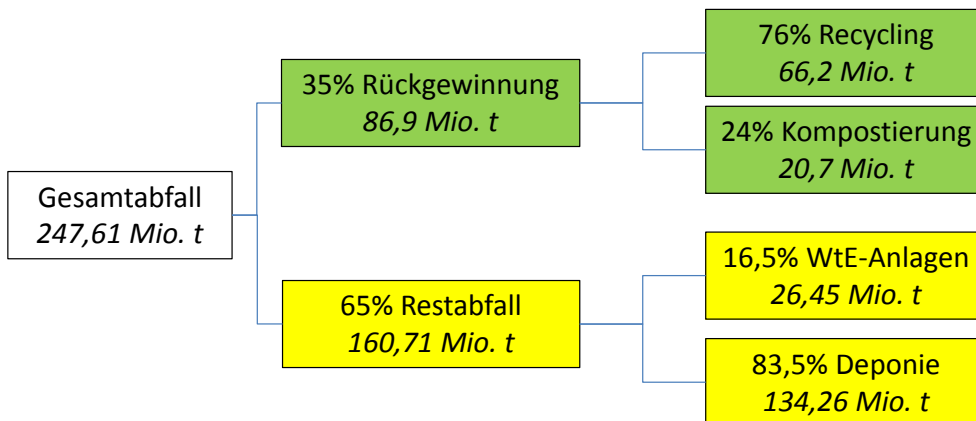


Abbildung 19: Aufkommen und Recycling nach Abfallarten in den USA (USEPA 2013b)

Table 1. Generation, Recovery, and Discards of Materials in MSW, 2011*
(in millions of tons and percent of generation of each material)

Material	Weight Generated	Weight Recovered	Recovery as Percent of Generation	Weight Discarded
Paper and paperboard	70.02	45.90	65.6%	24.12
Glass	11.47	3.17	27.6%	8.30
Metals				
Steel	16.52	5.45	33.0%	11.07
Aluminum	3.47	0.72	20.7%	2.75
Other nonferrous metals†	1.96	1.34	68.4%	0.62
Total metals	21.95	7.51	34.2%	14.44
Plastics	31.84	2.65	8.3%	29.19
Rubber and leather	7.49	1.31	17.5%	6.18
Textiles	13.09	2.00	15.3%	11.09
Wood	16.08	2.38	14.8%	13.70
Other materials	4.59	1.28	27.9%	3.31
Total materials in products	176.53	66.20	37.5%	110.33
Other wastes				
Food, other‡	36.31	1.40	3.9%	34.91
Yard trimmings	33.71	19.30	57.3%	14.41
Miscellaneous inorganic wastes	3.87	Negligible	Negligible	3.87
Total other wastes	73.89	20.70	28.0%	53.19
Total municipal solid waste	250.42	86.90	34.7%	163.52

* Includes waste from residential, commercial, and institutional sources.

† Includes lead from lead-acid batteries.

‡ Includes recovery of other MSW organics for composting.

Details might not add to totals due to rounding.

Negligible = Less than 5,000 tons or 0.05 percent.

Eine weitere Differenzierung der Recyclingmengen zeigt eine Tabelle aus (USEPA 2013b) (Abbildung 19). Darin ist das Abfallaufkommen unterteilt nach Abfallfraktionen, den davon anteilig recycelten Mengen („weight recovered“) und den verbleibenden Mengen im Restmüll

(„waste discarded“). Danach werden hohe Recyclingraten v.a. für sonstige NE-Metalle (68,4%)²⁹, Altpapier (65.6%) und Gartenabfälle (57,3%) erreicht.

In Tabelle 43 ist die für diese Studie verwendete Zusammensetzung des Abfallaufkommens aufgeführt (die verbrannte Altreifenmenge wurde vereinfacht von den „sonstigen“ Abfällen abgezogen) sowie die Abfallzusammensetzung des Restmülls nach Abzug der recycelten Wertstoffe. Besonders auffällig ist die deutliche Abreicherung der Papieranteile im Restmüll und umgekehrt die Anreicherung der Kunststoffabfälle bedingt durch die entsprechenden Recyclingquoten (Abbildung 19). Der Anteil an Papierabfällen reduziert sich von rd. 28% auf 15%, der Anteil von Kunststoffabfällen steigt von rd. 13% auf etwa 18% und liegt damit deutlich höher als in anderen Länderstudien. So lag der Kunststoffabfallanteil im deutschen Restmüll in (Öko-Institut/IFEU 2010) nur bei knapp 6% und für Indien wurde in dieser Studie ein Kunststoffanteil im Restmüll von etwa 5-6% ermittelt (Tabelle 53). Der hohe Kunststoffanteil hat einen signifikanten Einfluss auf den fossilen Kohlenstoffgehalt im Restmüll.

Tabelle 43: Abfallzusammensetzung vor und nach Entnahme Wertstoffe

	Abfallaufkommen „waste generated“		Restmüll nach Rückgewinnung „waste discarded“	
	in Mio. t	in %	in Mio. t	in %
Organikabfälle	70,02	28,3	49,32	30,7
Holz	16,08	6,5	13,70	8,5
Papier	70,02	28,3	24,12	15,0
Kunststoffe	31,84	12,9	29,19	18,2
Gummi und Leder	7,49	3,0	6,18	3,8
Fe-Metalle	16,52	6,7	11,07	6,9
NE-Metalle	5,43	2,2	3,37	2,1
Glas	11,47	4,6	8,30	5,2
Textilien	13,09	5,3	11,09	6,9
Sonstige	5,65	2,3	4,37	2,7
Summe	247,61	100,0	160,71	100,0

Kenndaten der Abfallströme

Die Abfallzusammensetzung des gesamten Abfallaufkommens sowie des Restmülls nach Rückgewinnung dient als Grundlage zur Ermittlung der wesentlichen Kenndaten, die für die THG-Bilanz benötigt werden. Für die Berechnung werden die Kenngrößen nach Abfallfraktionen aus Tabelle 13 herangezogen. Einzige Ausnahme bildet die Kunststoffabfallfraktion. Da diese einen hohen Anteil im Restmüll aufweist und einen hohen Einfluss auf das Ergebnis hat, wurde deren Heizwert und fossiler Kohlenstoffgehalt (C-Gehalt) für die USA auf Basis landesspezifischer Informationen berechnet.

²⁹ Bei der recycelten Menge sonstiger NE-Metalle handelt es sich nach weiteren Angaben in (USEPA 2013a) ausschließlich um Blei aus Bleibatterien. Für diese wurde in der THG-Bilanz gesondert verfahren (s. Kap. zu Recycling).

Hierzu wurde zunächst eine Detailanalyse der Zusammensetzung dieser Fraktion nach Kunststoffarten vorgenommen. Abbildung 20 zeigt eine Übersicht aus (USEPA 2013a) zu Aufkommen und -verbleib nach Kunststoffarten. Die Kunststoffabfallfraktion im Restmüll („discards“) besteht danach aus 42% PE, 24% PP, 12% PET, 7% PS, 3% PVC und 11% sonstige. Der durchschnittliche Heizwert wurde basierend darauf und anhand von Heizwertangaben für Kunststoffarten in (Ecoinvent 2007) berechnet. Analog wurde der durchschnittliche fossile C-Gehalt bestimmt. Abweichend zu den Werten in Tabelle 13 ergibt sich dieser zu rd. 73% (statt 68%) und der Heizwert zu 35,5 MJ/kg (statt 30,5).

Abbildung 20: Aufkommen und Recycling von Kunststoffabfällen nach Kunststoffarten (USEPA 2013a)

Table 7 (continued)
PLASTICS IN PRODUCTS IN MSW, 2011
 (In thousands of tons, and percent of generation by resin)

Product Category	Generation (Thousand tons)	Recovery		Discards (Thousand tons)
		(Thousand tons)	(Percent of Gen.)	
Total Plastics in MSW, by resin				
PET	4,280	830	19.4%	3,450
HDPE	5,590	550	9.8%	5,040
PVC	900			900
LDPE/LLDPE	7,520	370	4.9%	7,150
PLA	50			50
PP	7,180	30	0.4%	7,150
PS	2,170	20	0.9%	2,150
Other resins	4,150	850	20.5%	3,300
Total Plastics in MSW	31,840	2,650	8.3%	29,190

HDPE = High density polyethylene PET = Polyethylene terephthalate PS = Polystyrene
 LDPE = Low density polyethylene PLA = Polylactide PVC = Polyvinyl chloride
 LLDPE = Linear low density polyethylene PP = Polypropylene

‡ Other plastic packaging includes coatings, closures, lids, PET cups, caps, clamshells, egg cartons, produce baskets, trays, shapes, loose fill, etc.
 PP caps and lids recovered with PET bottles and jars are included in the recovery estimate for PET bottles and jars.
 Other resins include commingled/undefined plastic packaging recovery.
 Some detail of recovery by resin omitted due to lack of data.

Anhand der jeweiligen Abfallzusammensetzung und den Kenndaten für die einzelnen Abfallfraktionen wurden schließlich die in Tabelle 44 gezeigten Werte für den biogenen und fossilen Kohlenstoffgehalt sowie den Heizwert für das gesamte Abfallaufkommen und den Restmüll („discards“) berechnet.

Tabelle 44: Ermittelte Kenngrößen Abfallströme

	Abfallaufkommen gesamt, berechnet	Restmüll gesamt, berechnet	Input Verbrennung nach Covanta	Input Deponie berechnet
Kohlenstoff, biogen in %	19,3	16,2	17,6	15,9
Kohlenstoff, fossil in %	11,0	15,3	9,9	16,4
Heizwert in kJ/kg Abfall	11.836	12.770	10.200	13.276

Grundsätzlich gibt es auch für die USA Angaben zu Heizwerten nach Abfallfraktionen (Kaplan et al. 2009b), allerdings ohne korrespondierende Gehalte für Kohlenstoff. Im Vergleich zu den Werten aus Tabelle 13 liegen diese Heizwertangaben für die USA durchweg höher. Würde der Heizwert des Restmülls mit diesen Angaben ermittelt, würde er sich zu rd. 13,3 MJ/kg Restmüll

berechnen (statt 11,8 MJ/kg, s. Tabelle 44). Dabei wurde für die Kunststoffabfallfraktion der zuvor beschriebene für die USA ermittelte Wert verwendet, da in (Kaplan et al. 2009b) nur Heizwerte für PE, PET und Gemische ausgewiesen sind³⁰.

Der für den Restmüll berechnete fossile C-Gehalt liegt vergleichsweise hoch. Ursache ist wie erwähnt vor allem der hohe Kunststoffabfallanteil im Restmüll. Bei den oben erwähnten Länderstudien ergaben sich deutlich niedrigere fossile C-Gehalte – 9% in (Öko-Institut/IFEU 2010) für Deutschland und 5% für den Restmüll in Indien (Tabelle 53). Weitere Informationen zu Kenndaten des Restmülls wurden auch von der Covanta Energy Cooperation zur Verfügung gestellt³¹, einem der wesentlichen Anlagenanbieter und Betreiber von Waste-to-Energy (WtE)-Anlagen in den USA. Covanta verfügt über eine langjährige Aufzeichnung der durchschnittlichen Heizwerte im Abfallinput und seit 2007 auch über Daten zum fossilen Kohlenstoffgehalt. Letztere entstammen CO₂-Messungen im Abgas deren fossiler bzw. biogener Anteil über die Radiocarbonmethode bestimmt wird entsprechend den Vorschriften des „U.S. EPA Greenhouse Gas Reporting Program (GHGRP)“³². Die Werte unterliegen über die Zeitreihe keinen größeren Schwankungen. Die ebenfalls in Tabelle 44 ausgewiesenen Kenndaten nach Covanta wurden aus den Messwerten für das Jahr 2011 abgeleitet³³.

Ausgehend von der Abfallzusammensetzung nach USEPA für den generierten Abfall sowie für den sich unter Abzug der Recyclingmengen berechnenden Restmüll, bedeuten die obigen Messwerte nach Covanta, dass der anteilig deponierte Restmüll höhere Kunststoffabfallanteile enthalten müsste als der Restmüll zur Verbrennung. Dies wiederum müsste bedeuten, dass die Restmüllmengen gezielt eingesammelt und zur Deponierung oder Verbrennung verbracht werden, was eher unwahrscheinlich erscheint. Dagegen erscheint es plausibler, dass die nach dem Top-Down-Ansatz ermittelten Daten der USEPA Schwächen, mindestens bezüglich der Kunststoffabfallfraktion, beinhalten.

Dennoch wird für die Bilanzierung im Standardfall an den Erhebungszahlen der USEPA festgehalten. Da allerdings die Kenndaten der Covanta auf Messungen beruhen, werden diese als belastbare Zahlenwerte ebenfalls für die THG-Bilanz verwendet. In der Konsequenz wird der, wenn auch unwahrscheinliche, geschilderte Fall angenommen, dass die verbleibenden hohen Kunststoffabfallanteile vorwiegend zur Deponierung verbracht werden. Damit ergeben sich unterschiedliche Kenngrößen für Restmüll zur Verbrennung und Restmüll zur Deponierung (Tabelle 44). In einer Sensitivität wird untersucht wie sich der hohe für den Restmüll berechnete fossile C-Gehalt für die Verbrennung auswirkt (Sensitivität Verbrennung).

³⁰ Der Heizwert für PE und PET ist darin identisch mit 19000 BTU/lb angegeben (rd. 44 MJ/kg). Nach (Ecoinvent 2007) liegt der Heizwert von PET dagegen bei etwa 23 MJ/kg und der für PE bei rd. 42 MJ/kg. Dies korrespondiert mit den ebenfalls angegebenen fossilen C-Gehalten der beiden Kunststoffarten (PET rd. 55%, PE rd. 82%).

³¹ Email vom 23.05.2014

³² <http://www.epa.gov/ghgreporting/>

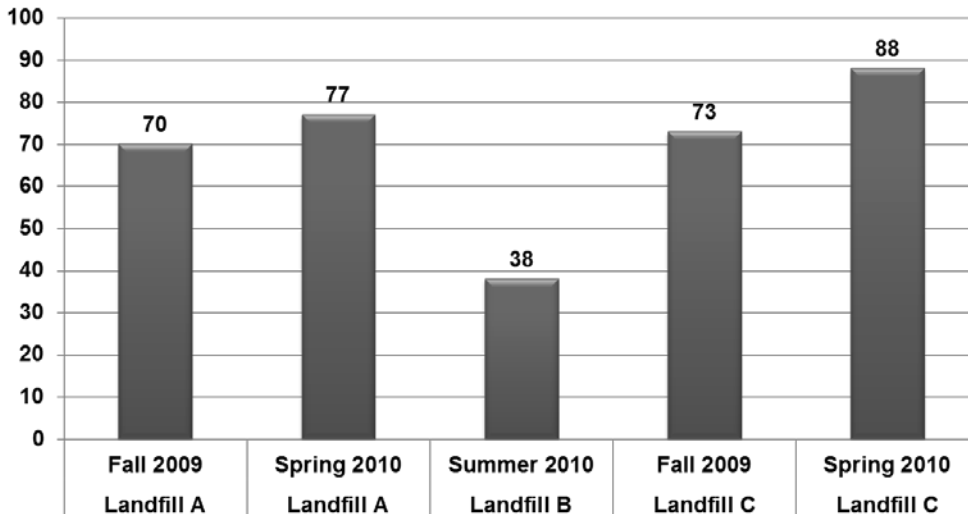
³³ Der gesamte C-Gehalt im Abfallinput belief sich im Jahr 2011 auf 27,5% FS, der biogene Anteil daran auf 64%.

Deponierung

Die Deponierung in den USA nimmt aus verschiedenen Gründen eine Sonderstellung ein. Zunächst hat sich hier in den letzten Jahren als neuer Trend ergeben, Abfälle in so genannten „wet landfills“ zu deponieren (Thorneloe 2012). Bei diesen „nassen“ Deponien, die keine Sickerwasserreinigung benötigen, soll durch Zugabe von Flüssigkeit und Rückführung des Sickerwassers der biologische Abbauprozess im Deponiekörper beschleunigt werden. Messungen zeigten auch einen deutlichen Anstieg der Methanemissionen. Allerdings gibt es keine belastbaren Daten. Nach Experten-Empfehlung (Thorneloe 2012) sollten diese Deponien nicht gesondert berücksichtigt werden. Dieser Empfehlung wird gefolgt, die Deponierung wird grundsätzlich wie in Kapitel 4.2.5 beschrieben bilanziert.

Eine weitere Besonderheit der Deponierung in den USA liegt in den für die Deponierung angegebenen Gasfassungsraten, die vergleichsweise hoch liegen. Im Wesentlichen werden Deponien in den USA von zwei großen Firmen betrieben, eine davon die Waste Management Inc. Nach Experten-Aussage (Thorneloe 2012) variiert die technische Ausstattung der Deponien in Bezug auf die Effizienz der Gasfassung. Von Betreibern postuliert wird die „CO₂-neutrale Deponie“ mit 95% Gasfassungsrate. Nach eigenen Messungen der USEPA (ORD) sind diese Gasfassungsraten unrealistisch. Bei Messkampagnen an drei Deponien ergaben sich die in Abbildung 21 gezeigten Gasfassungsraten³⁴. Diese gelten allerdings nur für den betrachteten bzw. untersuchten Zeitabschnitt der Deponierung. Daten für eine effektive Gasfassungsrate über die gesamte Ablagerungsdauer, die über einen Zeitraum von 100 Jahren betrachtet werden sollte, gibt es nicht.

Abbildung 21: Messergebnisse für Gasfassungsraten an drei US Deponien



Quelle: Vortrag Susan Thorneloe, Methodenworkshop 18. Juni 2012, Berlin

*calculated as $\text{CH}_4 \text{ collected} / (\text{CH}_4 \text{ collected} + \text{CH}_4 \text{ emissions})$; conventional collection efficiencies can include soil oxidation in the denominator which would lower the efficiencies.

³⁴ Die Deponie mit 38% Gasfassungsrate wurde mittlerweile um Brunnen und eine Ausweitung des Gasfassungssystems nachgerüstet (Thorneloe 2012).

In WARM (2013) werden für die gesamte Ablagerungsdauer ebenfalls vergleichsweise hohe Gasfassungsraten angenommen. Im Tool gibt es für den Anwender die Möglichkeit zwischen drei Fällen zu unterscheiden, einem typischen (Standardfall), einem „schlechten“ und einem „aggressiven“ Fall:

- typical = Jahre 0-2 0% 3. Jahr 50% Jahre 4-7 75% Jahre 8-100 95%
- worst-case = Jahre 0-5 0% Jahre 6+7 75% Jahre 8-100 95%
- aggressive = 1. Jahr 25% Jahre 2+3 50% Jahre 4-7 75% Jahre 8-100 95%

Die effektive Gasfassungsrate über den 100-Jahreshorizont ist nicht angegeben. Diese ist abhängig von der angesetzten jährlichen Methanbildungsrate. Es ist jedoch anzunehmen, dass die sich berechnende effektive Gasfassungsrate über 80% liegt und damit deutlich höher als allgemein nach wissenschaftlichem Kenntnisstand anzunehmen. In (EEA 2011) wurden beispielsweise aus diesem Grund die von manchen EU-Ländern gemeldeten hohen Gasfassungsraten nicht 1:1 übernommen, sondern es wurde von einer maximalen technisch machbaren effektiven nationalen Gasfassungsrate von 45% ausgegangen, selbst wenn alle Deponien über eine Gasfassung verfügen.

Grundsätzlich gilt für die USA, dass große Deponien entsprechend den Vorschriften des Clean Air Act (CAA)³⁵ innerhalb von 5 Jahren nach der Ablagerung von Abfällen Gasfassungssysteme installieren müssen. Diese werden sukzessiv auf neuere Bereiche der Deponie erweitert sobald mehr Abfall deponiert wird. Das gefasste Deponiegas wird anschließend entweder abgefackelt oder zur Energiegewinnung genutzt. Im Jahr 2005 betrieben nach Angaben in (Kaplan et al. 2009a) 427 Deponien von 1.654 kommunalen Deponien in den USA eine Deponiegasfassung mit anschließender Energiegewinnung mit einer Gesamtkapazität von 1.260 MW.

Detaillierte, aktuelle Daten zu Deponien in den USA wurden dem UBA durch die USEPA in Form einer Exceldatei übermittelt³⁶. Deren Auswertung ergab 1.504 als „offen“ ausgewiesene Deponien. 1.034 oder 69% davon verfügen über eine Gasfassung. Nach Annahmekapazitäten („annual waste acceptance rate“) sind 93% Deponiekapazitäten mit Gasfassung und 97% davon zudem mit Gasfackel ausgerüstet. Vor diesem Hintergrund wird für diese Studie von einer vollständigen Installation von Gasfassungssystemen auf Deponien ausgegangen.

³⁵ <http://www2.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-air-act>

³⁶ Landfill Methane Outreach Program/Global Methane Initiative Climate Change Division US Environmental Protection Agency (Speicherdatum 27.01.14); Email 12.02.2014

Abbildung 22: Gasfassungs- und Oxidationsraten im MSW-DST (Kaplan et al. 2009a)

TABLE 1. Inputs to the Landfill Process Model

	LFG collection system efficiency ^a (%)	oxidation rate (%)
during venting	0	15
during first year of gas collection	50	15
during second year of gas collection	70	15
during third year and on of gas collection	80	15

^a We assumed efficiency of the collection system based on the year of the operation and the ranges stated in U.S. EPA's AP-42 (8).

Die seitens Deponiebetreibern und im WARM Tool hinterlegten Gasfassungsdaten werden auch innerhalb der USEPA kritisch gesehen (Thorneloe 2012). Im MSW-DST werden zwar ebenfalls tendenziell hohe Gasfassungsdaten angenommen (s. Abbildung 22, 80% ab dem 3. Jahr der Gasfassung), allerdings wird in (Kaplan et al. 2009a) auch geschildert, dass es umgekehrt bei der Deponierung auch zu signifikanten Methanleckagen in der Größenordnung von 60% bis 85% kommt.

Nach dem Inventarbericht der USEPA (2012) berechnet sich die gefasste Methanmenge im Jahr 2010 nur zu 57%. Allerdings kann dieser Wert nicht direkt für die Ist-Situation verglichen werden, da die Methanemissionen der nationalen Berichterstattung auch alle Emissionen aus alten Ablagerungen umfassen (i.d.R. ab 1950), die durch alte Deponieabschnitte ohne Gasfassungssystem bedingt sein können. Generell erscheint jedoch nach wissenschaftlichen Erkenntnissen eine nationale durchschnittliche effektive Gasfassungsrate von bis zu 80% über die gesamte Ablagerungsdauer nicht realistisch. In dieser Studie wurde die als technisch maximal möglich angesehene effektive Gasfassungsrate zu 50% gesetzt (Kap. 4.2.5), die auch hier für die USA-Bilanz im Standardfall verwendet wird. Um den Einfluss einer hohen Gasfassungsrate aufzuzeigen, wird eine effektive Gasfassungsrate von 75% als Sensitivität untersucht. Dieser Wert entspricht in etwa den Messergebnissen aus Abbildung 21.

Grundsätzlich folgt die Berechnung für die Deponierung dem in Kapitel 4.2.5 beschriebenen Vorgehen für eine geordnete Deponierung. Auch für die USA-Bilanz werden die Default-Werte nach (IPCC 2006) zugrunde gelegt. Abweichend davon ist die Gasfassungsrate gesetzt (s.o.) und der DOC auf Basis der landesspezifischen Abfallzusammensetzung berechnet. Es werden folgende Rechenwerte verwendet:

- DOC = 15,9% (vgl. Tabelle 44)
- DOCf = 50% (Default-Wert IPCC)
- Methangehalt = 50 Vol% (Default-Wert IPCC)
- MCF = 1 (Default-Wert IPCC für geordnete Deponien)
- Effektive Gasfassungsrate = gesetzt zu 50% (Sensitivität 75%)
- OX = 10% (Default-Wert IPCC für gut-geordnete Deponien)

Der Oxidationsfaktor (OX) von 10% nach IPCC ist für gut-geordnete („well-managed“) Deponien gerechtfertigt (vgl. Kap. 4.2.5). Nach Abbildung 22 wird im MSW-DST Tool für die USA von einer Oxidationsrate von 15% ausgegangen. Nach (IPCC 2006) sollten höhere OX-Werte als die

10% sehr gut dokumentiert und referenziert werden und durch nationale Daten gestützt werden. Ein entsprechender Nachweis für die höhere Oxidationsrate geht aus den verfügbaren Veröffentlichungen nicht hervor. Aus diesem Grund wird in der Bilanzierung der nach (IPCC 2006) empfohlene Wert von 10% für gut-geordnete Deponien verwendet. In der OECD-Bilanz wurde abweichend hierzu für alle Länder symmetrisch und konservativ der Oxidationsfaktor mit 0% angenommen, da die Situation in den einzelnen 34 OECD-Ländern nicht ermittelt werden konnte.

Angaben zur Deponiegasnutzung sind in der von der USEPA übermittelten Exceldatei enthalten. Danach nutzen 44% der offenen Deponien mit Gasfassung das Deponiegas in einem BHKW, 23% machen keine Angaben, 13% nutzen das Deponiegas direkt oder zur Wärmeerzeugung, 6% setzen es in Gasturbinen ein, bei 5% erfolgt eine Mitverbrennung, 4% erzeugen Biomethan, 3% nutzen das Deponiegas für die Sickerwasserverdampfung, die restlichen 3% weisen eine „sonstige“ Nutzung aus. Diese Angaben sind nicht mit Deponiegasmengen verbunden und lassen sich entsprechend nicht für die gefasste Deponiegasmenge auswerten. Nach dem Inventarbericht der USEPA (2012) wurde im Jahr 2010 das gefasste Deponiegas etwa je hälftig abgefackelt bzw. für „Gas-to-Energy“ genutzt. Für letzteres wird eine Nutzung im BHKW angenommen. Wie bei der Biogasnutzung wird auch hierbei von einem Methanschlupf von 1% bezogen auf den Methaninput ausgegangen und die Wirkungsgrade werden mit 37,5% für Strom und 43% für Wärme angesetzt (vgl. Kap. 4.2.6). Für die Wärme wird generell angenommen, dass im Landesdurchschnitt 20% der Überschusswärme extern genutzt werden können. Insofern Strom im Überschuss erzeugt wird, wird für diesen Marginalstrom als Substitutionsprozess angesetzt (vgl. Kap. 4.1.2).

Die Annahmen zur Deponiegasnutzung wurden für die Bilanz der OECD-Länder übernommen, jedoch wurde dort Überschussstrom nicht durch Marginalstrom sondern durch die durchschnittliche Stromerzeugung (Strommix) als Substitutionsprozess angerechnet. Dies gilt generell für erzeugten Strom bei der OECD-Bilanz. Der Einfluss von Marginalstrom versus Durchschnittstrom wird im Rahmen einer Sensitivität zur Abfallverbrennung für die USA-Bilanz untersucht.

Kompostierung (inkl. Restmüllkompostierung)

Angaben zur Kompostierung in den USA wurden aus (USEPA 2013a) und Dokumenten zum MSW-DST (USEPA 2000a) entnommen. Eine Kompostierung erfolgt in den USA vornehmlich für getrennt erfasste Grünabfälle (überwiegend Straßenrandsammlung), die in „yard waste composting facilities“ (YWCF) kompostiert werden. Eine Vergärung von Bioabfällen findet nur vereinzelt statt und wird für die Ist-Situation vernachlässigt. Die in Abbildung 19 ausgewiesene geringe Menge an rückgewonnenen Küchenabfällen („Food, other“ 1,4 Mio. t) wird vereinfacht der Grünabfallkompostierung zugerechnet.

Genauere Informationen zur technischen Ausstattung der Kompostierungsanlagen liegen nicht vor. Im MSW-DST (USEPA 2000a) ist eine einfache, offene Mietenkompostierung modelliert, da davon ausgegangen wird, dass diese in den USA überwiegt. Dem folgend wird auch für diese Studie von einer einfachen, offenen Kompostierung ausgegangen. Der Strombedarf wird mit 10 kWh/Mg Input angenommen, der Dieselbedarf mit 3 l/Mg. Zur Bilanzierung der Emissionen aus der Kompostierung werden die Mittelwerte für die offene Kompostierung nach (gewitra 2009) verwendet (Tabelle 9). Über den erzeugten Kompost sowie dessen Verwendung liegen ebenfalls keine Informationen vor. Für die Bilanzierung wird die Erzeugung von Fertigkompost

angenommen, der je zur Hälfte in der Landwirtschaft und im Gartenbau eingesetzt wird. Die Emissionsfaktoren für die Gutschriften des Komposteinsatzes sind in Kap. 4.2.6 ausgewiesen.

Neben der Grünabfallkompostierung erfolgt in den USA auch eine Mischmüllkompostierung. Nach (USEPA 2000a) werden zwei Konzepte unterschieden: low-quality compost facility (LQCF) und high-quality compost facility (HQCF). Im ersten Fall ist Ziel der biologischen Behandlung die Reduzierung des Abfallvolumens. Vor der Kompostierung werden grob Störstoffe abgetrennt und später mit dem erzeugten Mischmüllkompost deponiert. Bei der high-quality compost facility werden neben Störstoffen auch Wertstoffe abgetrennt, Störstoffe werden deponiert, Wertstoffe zur Verwertung abgegeben. Der Siebdurchgang geht zur Mischmüllkompostierung und wird nach der Kompostierung nochmals abgesiebt und als Kompost zur Bodenverbesserung, Landschaftsgestaltung, in der Landwirtschaft und im Tagebau verwendet. Insgesamt ist die Mischmüllkompostierung in den USA allerdings von untergeordneter Bedeutung. Nach (USEPA 2013a) wurden 2011 in 12 Mischmüllkompostierungsanlagen rd. 511.000 t Mischmüll behandelt. Dies entspricht einem Anteil von 0,2% des gesamten Abfallaufkommens. Aufgrund des sehr geringen Anteils wird die Mischmüllkompostierung in der Bilanzierung vernachlässigt.

Recycling

In den USA werden trockene Wertstoffe im Wesentlichen auf drei Arten gewonnen: aus einer sortenreinen Sammlung, aus einer Sortierung gesammelter Wertstoffgemische und aus einer Sortierung von Mischmüll. Die Sortieranlagen unterscheiden sich nach ihrer Ausstattung. Nach (USEPA 2013b) haben viele eine geringe technische Ausstattung, d.h. die Materialien werden überwiegend von Hand sortiert. Auch kann es sich bei „Sortieranlagen“ („materials recovery facilities“) um Wertstoffhöfe handeln, an denen von Haushalten und Gewerbe angenommene Wertstoffe händisch sortiert werden (teils bei Anlieferung durch den Abfallbesitzer). Moderne automatisierte Sortieranlagen verfügen über Wirbelstromabscheider, Überbandmagneten, optische Sensoren und Windsichter. Genaue Angaben über die Anzahl automatisierter oder einfacher Sortieranlagen liegen nicht vor. Auch zu den Massenströmen der Sortieranlagen konnten keine Angaben ermittelt werden. Jedoch finden sich in (USEPA 2000c) Angaben zur Sortiereffizienz. Diese wird unterschieden nach angeliefertem Abfalltyp wie Mischabfall, vorsortierte Wertstoffe, gemischte Wertstoffe, etc. Die Effizienz des Sortierprozesses variiert nach Abfalltyp und -fraktion zwischen 70% und 100%, wobei der untere Wert von 70% für Mischmüllsortieranlagen steht. Bei Wertstoffsortieranlagen liegt die Sortiereffizienz je nach Art der Sammlung und Anlagentechnik zwischen 90% und 100%. Für die Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass 100% Sortiereffizienz ausschließlich bei den sortenrein erfassten Wertstoffen gegeben ist (Direktverwertung). Für Wertstoffsortieranlagen wird konservativ einheitlich eine Sortiereffizienz von 90% angenommen.

Zur Ableitung der jeweiligen Anteile, die sortenrein erfasst werden oder über Wertstoff- oder Mischmüllsortieranlage behandelt werden, wird auf Angaben zu den Kapazitäten der Sortieranlagen zurückgegriffen, wobei vereinfacht von einer Vollauslastung ausgegangen wird. Nach (USEPA 2013a, S.137) lag die Tageskapazität der 633 Sortieranlagen (MRFs) insgesamt bei 98.449 t/d. Die Kapazität der 43 Mischmüllsortieranlagen ist mit rd. 46.700 t/d angegeben (USEPA 2013a, S.139). Mit den o.g. Sortiereffizienzen wird daraus die jeweilige Outputmenge berechnet und zur gesamt recycelten Menge 66.200.000 t (Abbildung 17) ins Verhältnis

gesetzt³⁷. Eine Übersicht und das Ergebnis dieses Vorgehens zeigt Tabelle 45. Die ermittelte prozentuale Verteilung der Wertstoffbehandlung wird für die Bilanzierung verwendet.

Tabelle 45: Kenndaten Wertstoff-und Mischmüllsortieranlagen

	Wertstoffsortieranlagen	Mischmüllsortieranlagen	Sortenreine Erfassung
Anzahl	633	43	
Tagesdurchsatz in t/d	98.449	46.700	
Sortiereffizienz in %	90%	70%	100%
Outputmenge Wertstoffe in t/a	32.340.497	11.931.850	21.927.654*
Anteil an recycelter Menge (2011: 66,2 Mio. t)	49%	18%	33%

*Berechnet als Differenz der gesamt recycelten Menge und den Outputmengen der Sortieranlagen

Für den Strombedarf der Anlagen liegen keine Informationen vor. Aufgrund der hohen Unterschiedlichkeit in der Ausstattung von einfach bis vollautomatisiert wird vereinfacht von einem durchschnittlichen Strombedarf von 40 kWh/Mg Abfallinput ausgegangen³⁸. Dieser Wert entspricht auch etwa durchschnittlichen Werten für mechanisch-biologische Behandlungsanlagen in Deutschland und wird gleichermaßen für die Mischmüllsortieranlagen angesetzt. Der Strombedarf bezieht sich jeweils auf die Inputmenge, die entsprechend der Sortiereffizienzen rückgerechnet und berücksichtigt ist. Die aus der Sortierung anfallenden Sortierreste sind in den ausgewiesenen Mengen zur Deponierung und zur Verbrennung enthalten (Berichtssystematik nach Endverbleib).

Die entweder sortenrein erfassten oder aussortierten trockenen Wertstoffmengen entsprechen den in Abbildung 19 ausgewiesenen Mengen („weight recovered“). Daraus nicht bilanziert (in der THG-Bilanz mit Null bewertet) sind die ausgewiesenen Fraktionen „Gummi und Leder“, „Sonstige Materialien“ und im Standardfall auch nicht „Textilien“. Die Weiterverwendung von Textilien wird in dieser Studie nur angerechnet, wenn eine Haustürsammlung gegeben ist oder sonstige Informationen verfügbar sind, die eine Einschätzung über die Qualität und Eignung für die Weiterverwendung erlauben. Dies ist hier nicht der Fall. Der Einfluss einer Weiterverwendung wird jedoch im Rahmen einer Sensitivität für die Zukunftsszenarien 2030 betrachtet. „Gummi und Leder“ sowie „sonstige Materialien“ wurden auch in der Vorläuferstudie mit Null bewertet. Für die USA kommt hinzu, dass es sich bei den recycelten Gummimengen um Gummi aus Altreifen handelt. Ein Herausrechnen der verwerteten gesamten Altreifenmenge konnte nicht vorgenommen werden. Ähnliches gilt für die angegebene recycelte Menge an sonstigen NE-Metallen (1,34 Mio. t). Dabei handelt es sich nach weiteren Angaben in (USEPA 2013a) ausschließlich um Blei aus Bleibatterien. Ein Herausrechnen dieser war anhand der verfügbaren Daten nicht möglich, da keine Angaben zu

³⁷ Die ausgewiesene Recyclingmenge entspricht nach der Erhebungssystematik der verwerteten Menge nach Sortierung (vermarktete Sekundärprodukte zzgl. Nettoexport); z.B. entspricht die ausgewiesene Papiermenge der von Papiermühlen gekauften Menge (zzgl. Nettoexport).

³⁸ Für Sortieranlagen nach dem Stand der Technik ist etwa von einem Strombedarf von 80 kWh/Mg auszugehen.

Anteilen an Kunststoffen und sonstigen Materialien (z.B. Elektrolyten) ermittelt werden konnten. Die angegebene Kunststoffrecyclingmenge wurde in der Bilanz unverändert beibehalten. Allerdings wurde die Bleimenge abweichend zu dem sonstigen Vorgehen für die Bilanzierung von NE-Metallen hier nicht dem Aluminiumrecycling gleichgesetzt, sondern in der THG-Bilanz mit Null bewertet.

Allgemeine Informationen über den Verbleib der Wertstoffe finden sich in (USEPA 2013a, S.39ff). Danach gehen Papierabfälle überwiegend in die Papierindustrie, daneben werden kleine Anteile für Isolierungen oder als Haustiereinstreu verwendet. Glasabfälle gehen in Glasfabriken, anteilig aber auch in Isolierungen und in den Straßenbau. Eisenmetalle gehen in die Stahlindustrie, Aluminium und NE-Metalle in die Metallindustrie. Dessen ungeachtet wird hier die weitergehende Aufbereitung und Verwertung der trockenen Wertstoffe über die in Kapitel 4.2.4 ausgewiesenen und im Anhang (Kap. 11.1) genauer erläuterten einheitlichen Emissionsfaktoren bilanziert.

Für Kunststoffe wird von einer mittleren Qualität des Recyclings ausgegangen. Zwar gibt es Angaben über die Zusammensetzung der Kunststoffabfälle nach Kunststoffarten (Abbildung 20), die für die Bilanzierung verwendet wurden³⁹, allerdings resultieren diese aus dem Top-Down-Erhebungsansatz der USEPA. Konkrete Angaben über Art und Weise der tatsächlichen Verwertung der Kunststoffe liegen nicht vor. Aufgrund der fehlenden Angaben wird konservativ von einer mittleren Qualität des Recyclings ausgegangen. Die Auswirkungen durch ein hochwertiges Kunststoffrecycling werden in einer Sensitivität für die Zukunftsszenarien 2030 untersucht. Die Bewertung für das Recycling von Kunststoffabfällen in drei Qualitätsstufen ist in Kapitel 4.2.4 beschrieben. Für die USA berechnen sich folgende Emissionsfaktoren:

(Angaben in kg CO₂-Äq/Mg Kunststoff, hier entsprechend Ausweisungssystematik Granulat)

„mittleres Kunststoffrecycling“:	Aufwand 538	Gutschrift -1513	Netto -974
„hochwertiges Kunststoffrecycling“:	Aufwand 538	Gutschrift -2392	Netto -1854

Abfallverbrennung

Aktuelle Informationen zu Müllverbrennungsanlagen bzw. Waste-to-Energy (WtE) Anlagen in den USA können dem Bericht des Energy Recovery Council⁴⁰ (ERC 2010) entnommen werden. Danach waren 2010 insgesamt 86 WtE-Anlagen in 24 Bundesstaaten in Betrieb, die insgesamt täglich mehr als 97.000 t Siedlungsabfälle verarbeitet haben. Dies entspricht in etwa den Angaben in (USEPA 2013a) für das Jahr 2011.

Müllverbrennungsanlagen ohne Energieerzeugung gibt es in den USA nicht. Die Bezeichnung „Abfall-zu-Energie“-Anlagen steht gleichermaßen für Müllverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoff-Kraftwerke. In den USA werden die Verbrennungsanlagen auch als municipal

³⁹ Die entsprechende Zusammensetzung („recovery“) ergibt sich zu 35% PE, 31% PET, 1% PP, 1% PS und 32% sonstige.

⁴⁰ ERC ist eine nationale Handelsgruppe („national trade group“) bzw. nationale Handelsvereinigung („trade association“), vermutlich vergleichbar mit der deutschen Interessensgemeinschaft für Thermische Abfallbehandlungsanlagen (ITAD).

waste combustion (MWC) units bezeichnet. Unabhängig vom Einsatzstoff müssen die Anlagen, wie auch in Deutschland, die gleichen Emissionsstandards erfüllen. Nach (ERC 2010) halten alle WtE-Anlagen die „Maximum Achievable Control Technology“ (MACT) standards der USEPA ein und erreichen dadurch eine geringere Umweltbelastung pro produzierte Stromeinheit als andere Stromerzeugungsanlagen.

Überwiegend wird in den WtE-Anlagen nur Strom produziert. In dem Artikel „burn or bury“ (Kaplan et al. 2009a) wird von einer reinen Stromerzeugung ausgegangen mit einem Wirkungsgrad von 19%. Als Sensitivitätsbetrachtung wird in dem Artikel eine mögliche Bandbreite zwischen 15% und 30% gesehen, da angenommen wird, dass WtE-Anlagen Wirkungsgrade erreichen könnten, die näher an Wirkungsgrade von konventionellen Kraftwerken heranreichen. Steigerungsmöglichkeiten der Wirkungsgrade werden in dieser Studie in den Zukunftsszenarien untersucht, allerdings wird dabei eine KWK-Nutzung unterstellt, da diese aus Klimaschutzsicht einer reinen Verstromung vorzuziehen ist.

Der o.g. Stromwirkungsgrad einer reinen Verstromung konnte durch Auswertung einer dem UBA von Covanta zur Verfügung gestellten Exceldatei des ERC⁴¹ verifiziert werden. Im nach Kapazität gewichteten Mittel ergibt sich der Bruttostromwirkungsgrad für die ausschließlich stromerzeugenden Anlagen zu 21,4%. Die Differenz von 2,4% zu den 19% nach (Kaplan et al. 2009a) liegt in einer plausiblen Größenordnung für den Eigenstrombedarf. Aus der ERC-Exceldatei geht des Weiteren hervor, dass neben der reinen Stromerzeugung auch Anlagen in Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) betrieben werden sowie Anlagen, die Prozessdampf erzeugen. Nach Kapazitätsanteilen überwiegen die reinen Stromerzeugungsanlagen mit 84%. Eine KWK-Nutzung erfolgt zu 12%, die Prozessdampferzeugung zu 4%. Allerdings liegen keine Informationen zu den Temperaturniveaus vor, die jeweils erzeugte Dampfmenge ist lediglich in „Pfund/h“ angegeben.

In Anbetracht der Datenunsicherheiten wird für die USA-Bilanz im Standardfall von einer reinen Verstromung ausgegangen mit einem Nettowirkungsgrad von 19%. Der Einfluss einer anteiligen KWK-Nutzung wird im Rahmen einer Sensitivität untersucht. Hierzu wird vereinfachend die anteilig geringere Prozessdampferzeugung als KWK-Betrieb bilanziert (Summe 16%). Für die anteilige KWK-Nutzung ergab sich aus den verfügbaren Daten der Bruttostromwirkungsgrad kapazitätsgewichtet zu 15,4%. Dieser Wert liegt in ähnlicher Höhe wie der Durchschnittswert für Deutschland⁴². Für die Sensitivität wurden in Anlehnung daran der Nettostromwirkungsgrad zu 12% und der Wärmewirkungsgrad zu 30% angesetzt.

Zur Anrechnung der Stromerzeugung wird entsprechend den methodischen Vereinbarungen (Kap. 4.1.2) der Marginalansatz gewählt. In den USA erfolgt die Stromerzeugung zu rd. 50% aus Steinkohle, damit bietet sich als substituierter Marginalstrom Steinkohlestrom an. Dies entspricht auch der Empfehlung aus dem Methodenworkshop am 18.06.2012 und dem Vorgehen der USEPA im Rahmen eigener Bilanzierungen (Thorneloe 2012).

Für die OECD-Bilanz war es nicht möglich den Marginalansatz zu verfolgen, dort wurde die Stromerzeugung einheitlich mit der jeweiligen durchschnittlichen nationalen Stromerzeugung

⁴¹ Email vom 14.02.2014

⁴² Bruttostromwirkungsgrad 15%, Wärmenutzung 30% nach Angaben der ITAD für (IFEU 2012); Stromeigenbedarf Annahme 3%

(Strommix) der 34 OECD-Länder angerechnet. Dies ist ein weiterer Grund dafür, dass das Ergebnis der USA-Bilanz nicht direkt mit dem in der OECD-Bilanz vergleichbar ist. Der Einfluss der Stromgutschrift nach dem Marginalansatz versus Durchschnittsbetrachtung wird im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung für die Verbrennung gezeigt.

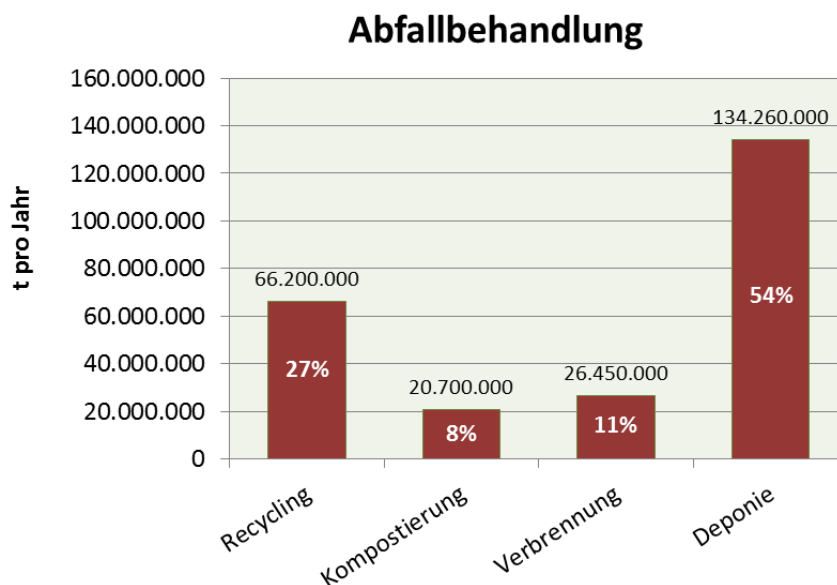
Die insgesamt im Jahr 2011 verbrannte Menge in Höhe von 26,45 Mio. t beinhaltet auch 0,51 Mio. t Holzabfälle⁴³. Aufgrund des geringen Anteils (1,9%) wird keine gesonderte Betrachtung dafür vorgenommen. Als Kenndaten für die Abfallverbrennung werden die in Tabelle 44 aufgeführten Werte für die Verbrennung verwendet („Input Verbrennung nach Covanta“). Der Fall einer Gleichverteilung des Restmülls zur Verbrennung und Deponierung und damit gleichen Kenndaten wird in einer Sensitivität untersucht.

5.9.3 Ergebnisse Abfallwirtschaft USA

Standardfall

Für den Standardfall wurden das Abfallaufkommen und der -verbleib nach Angaben der USEPA (2013a, 2013b) zugrunde gelegt. Abbildung 23 zeigt den Abfallverbleib in den USA im Balkendiagramm.

Abbildung 23: Abfallverbleib in den USA nach USEPA-Angaben

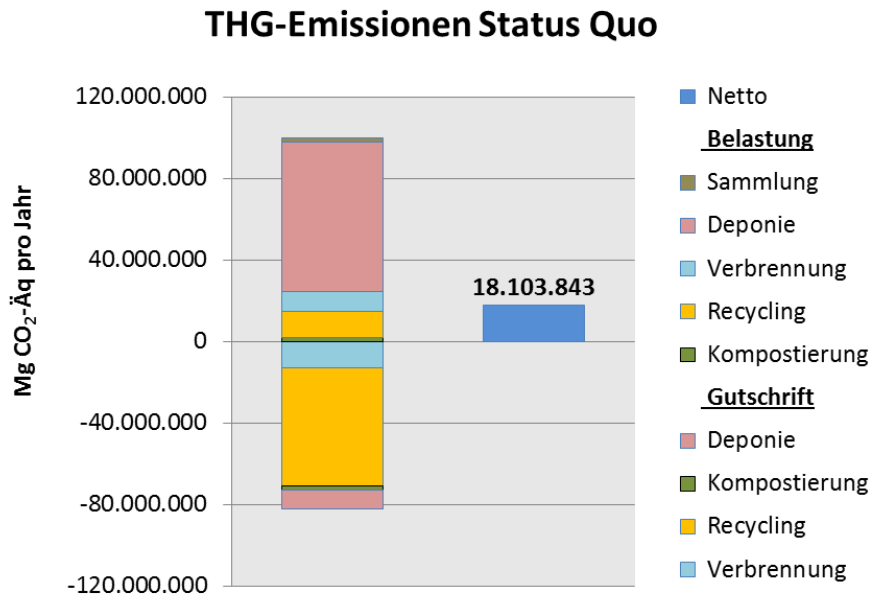


Das Ergebnis der THG-Bilanz für die Ist-Situation der Abfallwirtschaft in den USA zeigt Abbildung 24. In Summe werden danach durch die Abfallwirtschaft in den USA **jährliche THG-Belastungen in Höhe von rd. 18 Mio. Mg CO₂-Äq** verursacht. Hauptgrund für die Nettobelastung sind Methanemissionen aus der Deponierung der Abfälle. Die THG-Emissionen daraus liegen bei rd. 74 Mio. Mg CO₂-Äq. Eine anteilige Kompensation dieser Belastung erfolgt

⁴³ Die ebenfalls im Originalaufkommen enthaltene Altreifenmenge wurde aus der Bilanzierung ausgenommen (s. eingangs des Kapitels).

durch die Deponiegasnutzung in BHKW (s. Kap. 5.9.2), allerdings liegt diese lediglich bei etwa einem Achtel der verursachten Belastung.

Abbildung 24: Ergebnisse THG-Bilanz Ist-Situation in den USA



Das dennoch verhältnismäßig gute Abschneiden im Gesamtergebnis ist dem hohen Entlastungsbeitrag aus dem Recycling zu verdanken. Die Abfallverbrennung führt im Netto zu einer Entlastung ist aber im Umfang von untergeordneter Bedeutung. Auch die Kompostierung führt im Nettoergebnis zu einer Entlastung ist aber im Gesamtergebnis kaum sichtbar.

Sensitivitäten

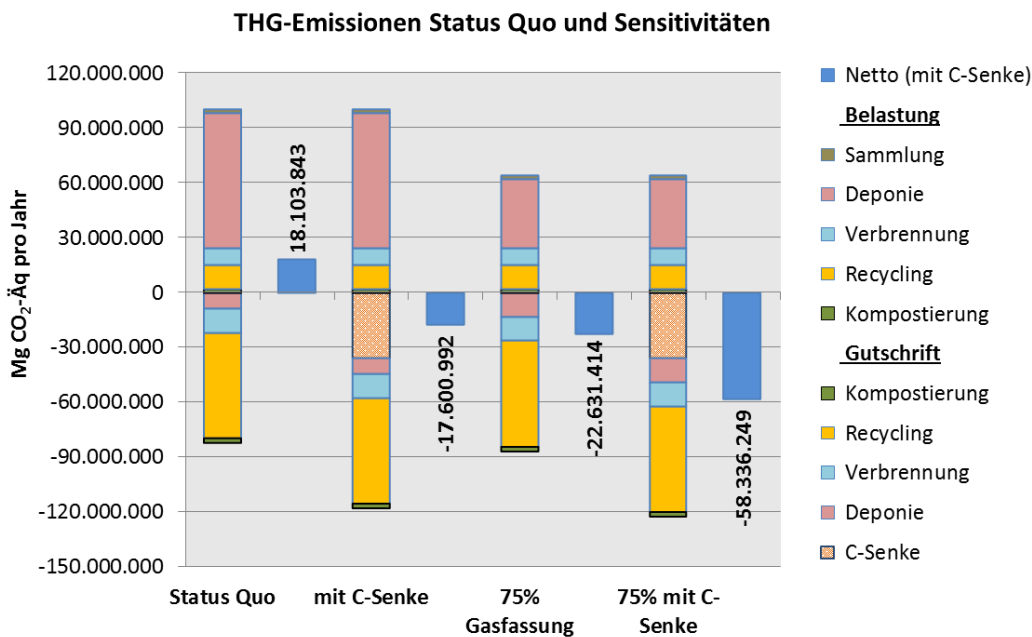
Als Sensitivitäten wurden folgende Aspekte untersucht:

3. Ergebnis unter Berücksichtigung der C-Senke sowie bei einer hohen effektiven Gasfassungsrate von 75%
3. Ergebnis für gleichverteilte Kenndaten Restmüll („Cfoss hoch“) und für Strommix statt Marginalstrom als Äquivalenzprozess („Strommix“) am Beispiel der Verbrennung
4. Ergebnis mit Abfallaufkommen nach „SOG survey“ (EEC 2014)
5. „Holzgutschriften“: Holzschonung und Annahme energetische Nutzung geschontes Holz

1. C-Senke und hohe effektive Gasfassungsrate von 75%

Die C-Senke wird aus den in Kapitel 4.1.2 aufgeführten Gründen ausschließlich nachrichtlich in einer Sensitivität ausgewiesen. Abbildung 25 zeigt das Ergebnis „mit C-Senke“ und des Weiteren das Ergebnis für eine hohe effektive Gasfassungsrate von 75% (statt 50% im Standardfall) sowie für die Kombination C-Senke und hohe Gasfassungsrate („75% mit C-Senke“). Die C-Senke umfasst dabei auch die Humus-C-Speicherung durch Kompost, deren Anteil jedoch gering ist. Dominiert wird die C-Senke durch die deponierten und rechnerisch nicht abgebauten Organikabfälle im Restmüll.

Abbildung 25: Gegenüberstellung THG-Bilanz Ist-Situation zu Sensitivitäten



Der Einfluss der C-Senke ist etwas geringer als der Einfluss der hohen effektiven Gasfassungsrate. Beides führt gegenüber dem Standardfall zu einer Ergebnisumkehr mit einer Netto-Entlastung von rd. -18 bzw. -23 Mio. Mg CO₂-Äq. Kombiniert würde sich eine Netto-Entlastung von rd.

-58 Mio. Mg CO₂-Äq ergeben. Es sei jedoch nochmals darauf hingewiesen, dass die C-Senke mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist und eine nationale effektive Gasfassungsrate von 75% über die gesamte Ablagerungsdauer als nicht realistisch erachtet wird. Eine sichere Vermeidung von Methanemissionen liegt dagegen in der Abkehr von der Deponierung von Organikabfällen.

2. Sensitivitäten Verbrennung

Am Beispiel der Verbrennung wurde der Einfluss der folgenden Aspekte untersucht:

- Ergebnis mit Berücksichtigung einer anteiligen KWK-Nutzung („mit 16% KWK“)
- Ergebnis mit gleichverteilten Kenndaten für Restmüll („Cfoss hoch“)
- Ergebnis mit Strommix statt Marginalstrom als Substitutionsprozess („Strommix“)
- Kombiniertes Ergebnis gleichverteilte Kenndaten Restmüll und Strommix statt Marginalstrom („Strom + Cfoss“)

Die Sensitivität „mit 16% KWK“ bezieht sich auf die nach der ERC Exceldatei ausgewertete anteilige KWK-Nutzung (12%) und Prozessdampferzeugung (4%), die für die Sensitivität zusammengefasst wurden, da keine Angaben zum Wärmewirkungsgrad oder Temperaturniveau des Prozessdampfs vorliegen. Der Nettostromwirkungsgrad ist mit 12% angesetzt, der Wärmewirkungsgrad mit 30% (vgl. Kap. 5.9.2, „Abfallverbrennung“).

In der Sensitivität für gleichverteilte Kenndaten für Restmüll werden anstatt der Messwerte nach Covanta die sich rechnerisch aus der Abfallzusammensetzung des Restmülls ergebenden

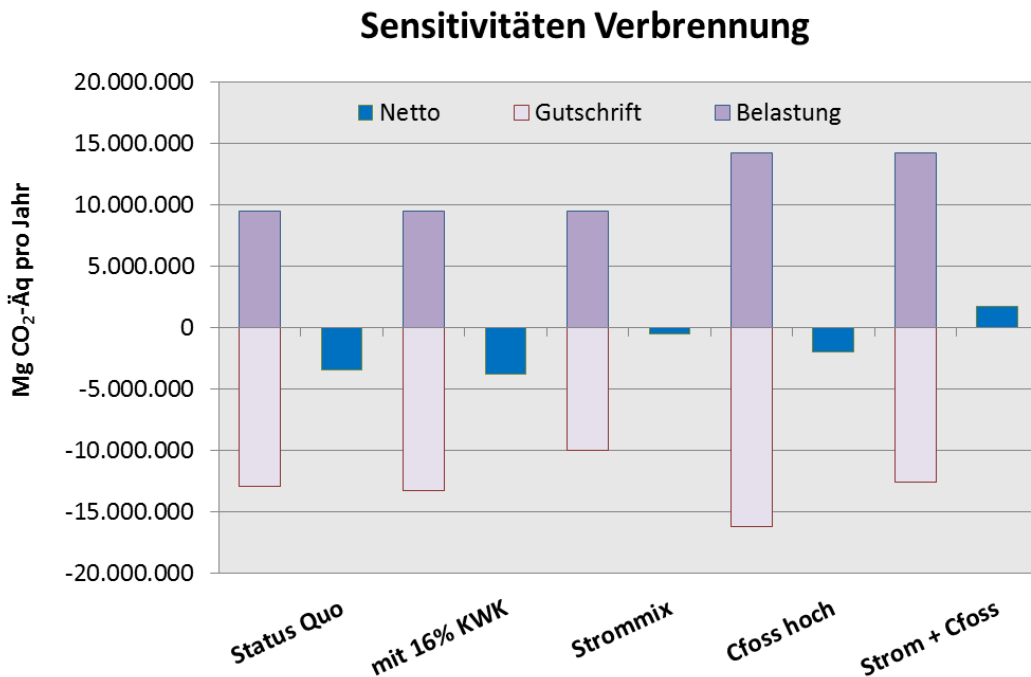
Kenndaten herangezogen (Tabelle 44). Der danach höhere fossile C-Gehalt (15,3% statt 9,9%) und respektive höhere Heizwert (12,77 MJ/kg statt 10,2) wirkt sich ausschließlich bei der Abfallverbrennung aus und ist entsprechend hier für die Verbrennung untersucht.

Auch die Annahme zum Substitutionsprozess „Durchschnittsstrom versus Marginalstrom“ für erzeugten Strom ist v.a. bei der Abfallverbrennung relevant. Strom wird im Status-Quo ansonsten nur aus der Deponiegasnutzung erzeugt, allerdings in deutlich geringerem Umfang.

Abbildung 26 zeigt das Ergebnis der Sensitivitätsbetrachtungen. Im Standardfall ergibt sich wie bereits geschildert eine Nettoentlastung durch die Abfallverbrennung („Status Quo“). Diese wird durch die betrachtete anteilige KWK-Nutzung gesteigert („mit 16% KWK“). Der Unterschied ist jedoch bedingt durch den mit 16% niedrigen Anteil relativ gering. Die Variante „Strommix“ entspricht dem „Status Quo“ nun aber bewertet mit dem Emissionsfaktor für den USA-Strommix (775 g CO₂-Äq/kWh) statt dem Marginalstrom mit 100% Steinkohle als substituiertem Energieträger (1002 g CO₂-Äq/kWh). Entsprechend geringer fällt die Entlastung für den aus der Abfallverbrennung erzeugten Strom aus. Es ergibt sich eine knappe Nettoentlastung. Auch ein hoher fossiler C-Gehalt vermindert die Nettoentlastung gegenüber dem Status Quo trotz höherem Heizwert („C_{foss} hoch“). Würde beides kombiniert – der hohe fossile C-Gehalt und die Anrechnung mit dem Emissionsfaktor für den Strommix statt Marginalstrom – würde die Abfallverbrennung in den USA zu einer Nettobelastung führen („Strom + C_{foss}“).

Die Sensitivitätsbetrachtungen zeigen den bedeutenden Einfluss sowohl der Kenndaten als auch des gewählten Äquivalenzprozesses. Der Marginalansatz ist für Ökobilanzen der Abfallwirtschaft gerechtfertigt insofern die Übereinkunft besteht, dass es sich bei dem aus der Abfallverbrennung erzeugten Strom um „zusätzlich“ erzeugten Strom handelt, was üblicherweise der Fall ist. Ganz entscheidend für die Abfallverbrennung sind jedoch der fossile C-Gehalt und Heizwert des Abfalls. Sollte die nach den USEPA-Angaben berechneten Kenndaten zutreffen, ist für die Zukunft für die USA unbedingt zu empfehlen, die derzeit geringen Recyclinganteile von Kunststoffen zu steigern. Nur so kann sicher ausgeschlossen werden, dass die Abfallverbrennung zu einer THG-Belastung führt. Mit den Auflagen aus dem U.S. EPA Greenhouse Gas Reporting Program (GHGRP)“ (s. Fußnote 32) besteht allerdings ein sehr gutes Instrument zur Überwachung der fossilen CO₂-Emissionen aus der Abfallverbrennung, das genutzt werden sollte, um rechtzeitig ggf. weitergehende Maßnahmen zur Abfalltrennung einzuführen.

Abbildung 26: Ergebnisse Sensitivitäten Verbrennung



3. Abfallaufkommen nach (EEC 2014)

In Kapitel 5.9.1 wurde erläutert, dass es gegenüber dem Top-Down-Erhebungsansatz der USEPA auch eine Bottom-Up-Erhebung gibt. Durchgeführt wurde diese bislang vom Earth Engineering Center (EEC) der Columbia Universität und dem BioCycle journal. Im zweijährigen Rhythmus wurde das Abfallaufkommen und der –verbleib in den USA bei den Abfallbehörden der US-Staaten abgefragt und den Top-Down-Zahlen der USEPA in einem BioCycle journal „State of Garbage in America“ (SOG) gegenübergestellt. Für die Sensitivitätsbetrachtung werden die Zahlen aus dem jüngst vom EEC veröffentlichten Report (EEC 2014) verwendet, die sich auf das Jahr 2011 beziehen. Bei (EEC 2014) handelt es sich um eine, im Einvernehmen mit BioCycle, Fortführung des „SOG survey“. Für das Jahr 2011 konnte von neun der 50 befragten US-Staaten keine Antwort erhalten werden, drei davon gaben an, dass ihnen keine entsprechenden Informationen vorliegen. Zehn der 41 beteiligten Staaten konnten keine Angaben zu Recyclingzahlen oder zur Kompostierung machen. Insgesamt liegen für diese Bereiche nur wenige Informationen vor, da weder Kompostierungsanlagen noch Sortier- oder Recyclinganlagen Angaben zu den behandelten Abfallmengen machen müssen. Anders ist dies bei Verbrennungsanlagen und bei Deponien, die die eingehenden Abfallmengen berichten müssen. Um Datenlücken zu füllen wurden Werte aus dem SOG survey 2008 verwendet, angepasst mittels einer jährlichen Steigerungsrate entsprechend des Bevölkerungswachstums. Insgesamt wurde für das Jahr 2011 durch das SOG survey das gesamte Abfallaufkommen in den USA zu rd. 389 Mio. t ermittelt (auch hier short tons). Im Vergleich zu den USEPA Zahlen ergibt sich das in Tabelle 46 gezeigte Bild.

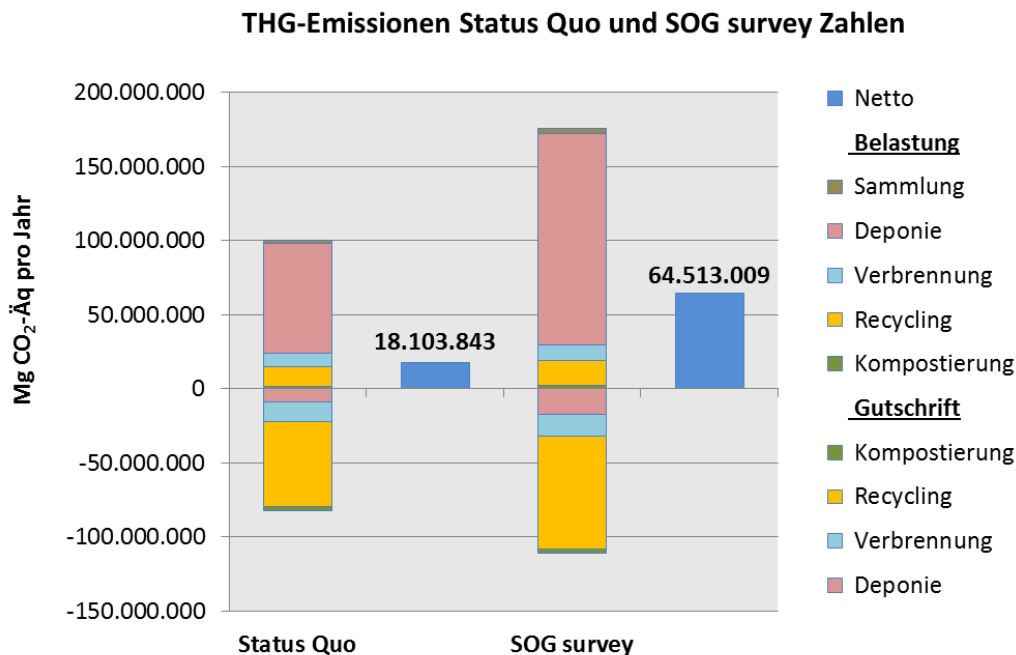
Tabelle 46: Gegenüberstellung Abfallaufkommen und -verbleib nach USEPA (2013) und EEC (2014)

	USEPA (2013a,b)		EEC (2014)	
Abfallaufkommen gesamt	247.610.000 t*		388.959.390 t	
Recycling	66.200.000 t	27%	87.808.128 t	23%
Kompostierung	20.700.000 t	8%	24.646.893 t	6%
Verbrennung	26.450.000 t	11%	29.507.191 t	8%
Deponierung	134.260.000 t	54%	246.997.177 t	64%

*ohne verbrannte Altreifen

Danach zeigt sich sehr deutlich, dass die nach dem SOG survey erhobenen Mehrmengen vor allem deponiert werden (64%). In absoluten Zahlen liegen die Werte nach dem SOG survey für alle Bereiche – Recycling, Kompostierung, Verbrennung und Deponierung – gegenüber den USEPA-Zahlen höher, jedoch prozentual, außer bei der Deponierung, niedriger.

Abbildung 27: Gegenüberstellung THG-Bilanz Ist-Situation zu SOG survey Erhebung



Mit den Erhebungsdaten aus dem SOG survey ergibt sich ein deutlich ungünstigeres Ergebnis für die Abfallwirtschaft der USA. Nach Abbildung 27 sind die Effekte durch Kompostierung und Verbrennung nahezu unverändert. Für das Recycling ergibt sich aufgrund der höheren Mengen eine höhere Entlastung. Diese wird aber deutlich überkompensiert durch die 1,8-fach höhere Menge an deponierten Siedlungsabfällen. Die Belastung aus der Deponierung liegt entsprechend fast doppelt so hoch und im Nettoergebnis liegt die THG-Belastung um das 3,6-fache höher als mit den USEPA-Zahlen.

4. „Holzgutschriften“ für Holzschonung und Annahme energetische Nutzung geschontes Holz

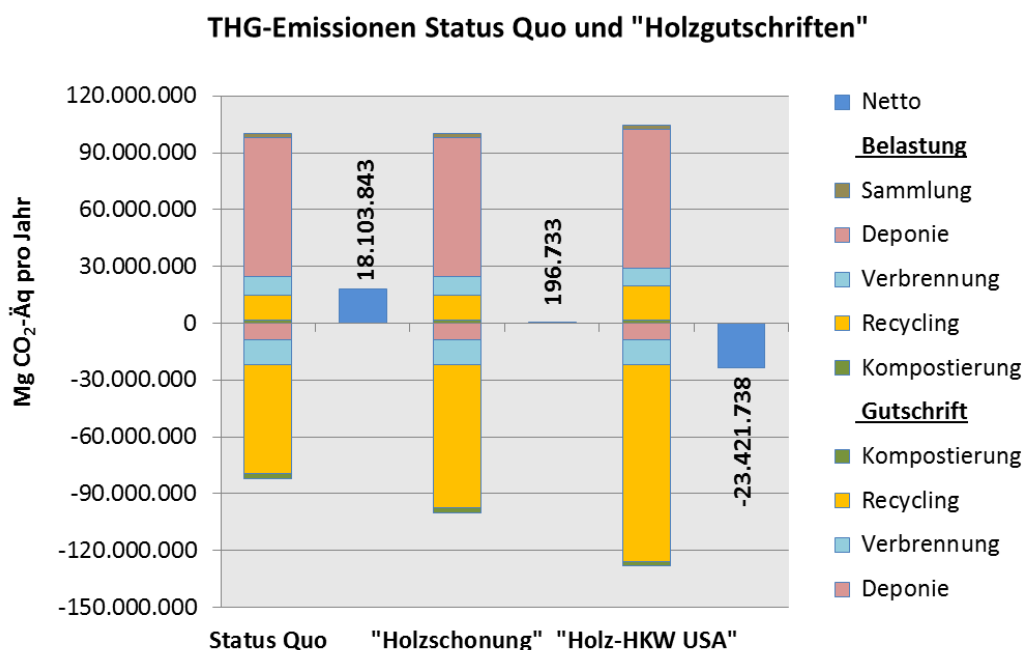
In der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) wurde erstmals eine „Gutschrift für geschontes Holz“ durch das stoffliche Recycling von Altpapier berücksichtigt. Da diese auf einer unsicheren Datenlage basiert (Quantifizierung C-Anreicherung in unberührtem Wald) bzw. stark von nationalen Gegebenheiten abhängt (Nutzungsdruck für geschontes Holz), wurde für diese Studie vereinbart, die „Holzgutschrift“ nur als Sensitivität zu betrachten (vgl. Kap. 4.1.2). Es werden die folgenden beiden Fälle betrachtet:

- „Holzschonung“: vermehrte C-Anreicherung in unberührtem Wald
- „Holz-HKW USA“: Annahme, geschontes Holz wird in einem Holz-HKW energetisch genutzt

Für die Holzschonung wurde die in der Vorläuferstudie ermittelte C-Anreicherung verwendet. Dort wurde für den Verbleib im Wald konservativ nach IFC Consulting (2006) eine Speicherung von 0,8 Mg C/Mg Industrieholz angesetzt und über einen üblichen Zeitraum von 20 Jahren abgeschrieben. Umgerechnet in CO₂ entspricht dies einer Gutschrift von -147 kg CO₂/Mg Frischholz. Sortiertes Altpapier entspricht etwa der 2,8-fachen Einsatzmenge an Frischholz.

Für den Fall der energetischen Nutzung des geschonten Primärholzes konnten keine Informationen zu bestehenden Holz-HKW in den USA ermittelt werden. Die KWK-Nutzung von Holz scheint in den USA kaum eine Rolle zu spielen. In Anbetracht des hohen Anteils an reiner Verstromung bei den Abfallverbrennungsanlagen wird davon ausgegangen, dass auch im Fall einer energetischen Holznutzung eine reine Stromerzeugung gegeben wäre. Abweichend zur Vorläuferstudie werden der Nettostromwirkungsgrad mit 15% und keine Wärmenutzung angenommen. Wie Abbildung 28 zeigt ist der Einfluss, bedingt durch die Substitution von Steinkohlestrom (Marginalansatz), trotzdem hoch.

Abbildung 28: Sensitivität „Gutschrift geschontes Holz“ für Recycling von Altpapier und Holz



Die Berücksichtigung einer „Holzschonung“ reduziert die Nettobelastung gegen Null. Ursache ist die sehr hohe recycelte Altpapiermenge, die fast 70% der gesamten Recyclingmenge ausmacht. Die hier gerechnete „Holzschonung“ entspricht im Prinzip der in (USEPA 2006) vorgenommenen Anrechnung der C-Sequestrierung. Allerdings ist der hier ermittelte Emissionsfaktor für die Gutschrift deutlich niedriger als die Gutschriften in USEPA (2006) (vgl. Tabelle 61). Aufgrund der hohen Unsicherheiten bezüglich der tatsächlichen C-Speicherung sollte diese unbedingt immer separat ausgewiesen werden und nicht als Bestandteil der Standardbilanz.

Mit der Annahme einer energetischen Nutzung des geschonten Holzes in den USA („Holz-HKW USA“) würde sich eine deutliche Nettoentlastung ergeben. Hier ist jedoch kritisch anzumerken, dass die USA weltweit nach China den zweithöchsten Papierverbrauch hat bei einem vergleichsweise ebenfalls hohen Pro-Kopf-Verbrauch von rd. 230 kg (Stand 2011; China 72 kg, Deutschland 247 kg)⁴⁴. Damit wird offensichtlich, dass mit dieser Gutschrift für eine Holzschonung zwar das stoffliche Recycling belohnt wird, aber auch gleichermaßen das voranstehende wenig achtsame Verbrauchsverhalten. In Anbetracht der weltweit schwindenden Waldflächen wird durch diese Sensitivität für die USA das falsche Signal gesetzt. Für künftige Bilanzierungen ist vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse von der Holzgutschrift für eine energetische Nutzung von Holz, das durch stoffliches Recycling geschont wurde, abzuraten.

5.9.4 Zukunftsszenarien 2030

Basisvergleich

Für die Zukunftsszenarien wurden wie für alle untersuchten Länder ein mittleres und ein ideelles Szenario abgeleitet. Von einem Vergleich auf Basis eines höheren Gesamtabfallaufkommens wurde abgesehen, da nach Experteneinschätzung (Thorneloe 2012) künftig mit keiner nennenswerten Änderung der Abfallwirtschaft in den USA zu rechnen ist. Zu vermuten ist ein moderater Anstieg des Abfallaufkommens mit Deponierung der zusätzlich anfallenden Mengen. Die Auswirkungen einer solchen Entwicklung sind aus der Sensitivitätsbetrachtung mit den Zahlen des „SOG survey“ ersichtlich (Abbildung 27).

Zur Ableitung der Zukunftsszenarien konnte nicht auf nationale Pläne oder Programme zurückgegriffen werden, da in den USA keine entsprechenden Empfehlungen für eine künftige Abfallwirtschaft bestehen. Lediglich zur Herausforderung der Ressourcenschonung gibt es Zielformulierungen der USEPA, deren Umsetzung jedoch den einzelnen Bundesstaaten obliegt. Die in den USA für eine mögliche Entwicklung durchgeführten Berechnungen sind „what if’s“ ohne programmatischen Hintergrund. Auch der im März 2014 veröffentlichte Climate Action Plan der US-Regierung (The White House 2014) beschreibt zwar, dass Methanemissionen 9% der Gesamt-THG-Emissionen in den USA ausmachen und dass Deponien die weltweit drittgrößte Quelle für Methanemissionen darstellen, setzt aber eher auf freiwillige Maßnahmen und Stakeholder-Prozesse (page 5):

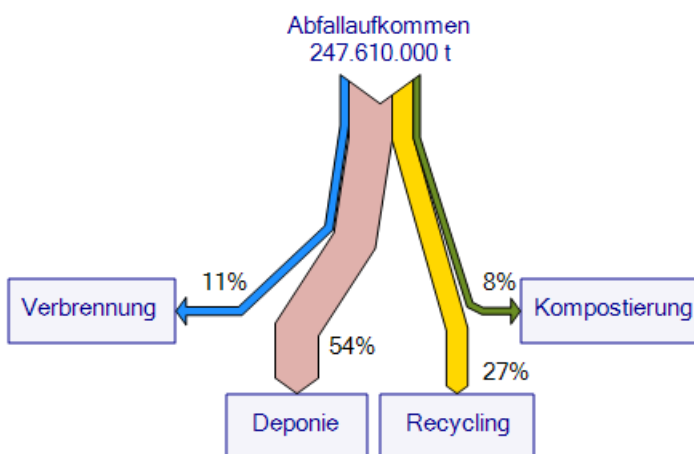
⁴⁴ <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/5959/umfrage/verbrauchsmenge-von-papier-in-ausgewaehlten-laendern/>

“EPA will release a proposed update to its current standards for new municipal solid waste landfills in the summer of 2014, including assessing opportunities for further minimizing emissions when landfills are built or modified. Since there may be an even bigger opportunity for reducing methane emissions at existing landfills, EPA will also issue an Advanced Notice of Proposed Rulemaking (ANPRM) by June 2014 to engage industry and stakeholders on a range of approaches for cutting methane-rich landfill gases currently being emitted by existing facilities.”

Weitere genannte Maßnahmen sind der weitere Einsatz der USEPA für freiwillige Projekte zur Deponiegasnutzung durch das „Landfill Methane Outreach Program“ und die Aufforderung der USEPA und des US Department of Agriculture (USDA) zur Vermeidung bzw. Verwertung von Lebensmittelabfällen („food waste“) durch die U.S. Food Waste Challenge.

Vor diesem Hintergrund wurde für die USA vereinbart die Zukunftsszenarien argumentativ über ansteigende Recyclingraten abzuleiten. Die Ergebnisse werden der Ist-Situation (Status Quo, Abbildung 29) gegenübergestellt, die als „business as usual“ Szenario verstanden werden kann, entsprechend der Einschätzung einer unveränderten Abfallwirtschaft in 2030.

Abbildung 29: Ist-Situation Abfallverbleib in den USA als Ausgangspunkt für die Zukunftsszenarien 2030



Ausgehend von der Gesamtrecyclingrate (Summe Recycling und Kompostierung) im Status Quo von 35% wird für das mittlere Zukunftsszenario eine moderate Steigerung der Recyclingrate auf 45% angesetzt und für das ideelle Zukunftsszenario eine Recyclingrate von 60%, die den Vorgaben der EU-Abfallrahmenrichtlinie 2008⁴⁵ entspricht. Des Weiteren wird im ideellen Szenario, wie für alle untersuchten Länder gleichermaßen, von einer Aufgabe der Deponierung ausgegangen. Insgesamt wurde folgender Abfallverbleib für die Zukunftsszenarien 2030 angenommen:

2030 mittel:	45% Recycling, 25% Verbrennung, 30% Deponie
2030 ideell:	60% Recycling, 40% Verbrennung, 0% Deponie

⁴⁵ Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien vom 19. November 2008 (ABl. EU vom 22.11.2008 Nr. L 312 S. 3); zuletzt geändert am 26. Mai 2009 (ABl. EU vom 26.05.2009 Nr. L 127 S. 24).

Im Einzelnen wurde die jeweils gesteigerte Recyclingrate über plausibel gesteigerte fraktionsspezifische Recyclingraten abgeleitet (Tabelle 47). Dabei wurden die nicht weiter betrachteten Abfallfraktionen „Gummi, Leder“, „sonstige NE-Metalle“ und „Sonstige“ als konstant angenommen. Ebenfalls als konstant angenommen wurde die Abfallfraktion „Textilien“, die nur im Rahmen einer Sensitivität berücksichtigt wird (vgl. Kap. 4.2.4).

Die fraktionsspezifischen Recyclingraten im ideellen Szenario entsprechen weitgehend denen für die Bilanz der OECD-Länder angenommenen. Ausnahmen bilden die Küchenabfälle, Holz und Papier. Da Küchenabfälle bislang in den USA kaum getrennt erfasst werden, wurde die Quote lediglich auf 30% gesetzt (statt 70%). Holz ist für die OECD-Länder nicht ausgewiesen, für die USA wurde die Quote von 15% auf 30% im ideellen Szenario gesteigert. Im mittleren Szenario wurde sowohl die Quote für Holz als auch für Küchenabfälle konstant belassen. Die Recyclingquote für Papier ist in den USA bereits in der Ist-Situation mit 66% hoch. Für das mittlere Szenario wurde eine geringe Steigerung auf 70% angesetzt, für das ideelle eine weitere Steigerung auf 80% und damit höher als für die OECD-Bilanz (dort 70%).

Tabelle 47: Recyclingquoten der Abfallfraktionen und gesamt für Status Quo und Zukunftsszenarien 2030

	Status Quo		2030 mittel		2030 ideell	
	recycelt in t	Quote	recycelt in t	Quote	recycelt in t	Quote
Küchenabfall	1.400.000	4%	wie Ist		10.771.035	30%
Grünabfall	19.300.000	58%	23.399.145	70%	26.741.880	80%
Holz	2.380.000	15%	wie Ist		4.824.000	30%
Papier	45.900.000	66%	49.014.000	70%	55.016.000	80%
Kunststoff	2.650.000	8%	12.736.000	40%	19.104.000	60%
Fe-Metalle	5.450.000	33%	9.912.000	60%	14.868.000	90%
Aluminium	720.000	21%	1.388.000	40%	2.429.000	70%
Glas	3.170.000	28%	5.735.000	50%	8.029.000	70%
Textilien	2.000.000	15%	konstant, als Sensitivität betrachtet			
NE-Metalle sonstige*	1.340.000	68%	konstant, nicht weiter betrachtet			
Gummi, Leder	1.310.000	18%	konstant, nicht weiter betrachtet			
Sonstige	1.280.000	16%	konstant, nicht weiter betrachtet			
Summe recycelt und Gesamtrecyclingquote bezogen auf Gesamtabfallaufkommen						
	86.900.000	35%	111.894.145	45%	148.712.915	60%

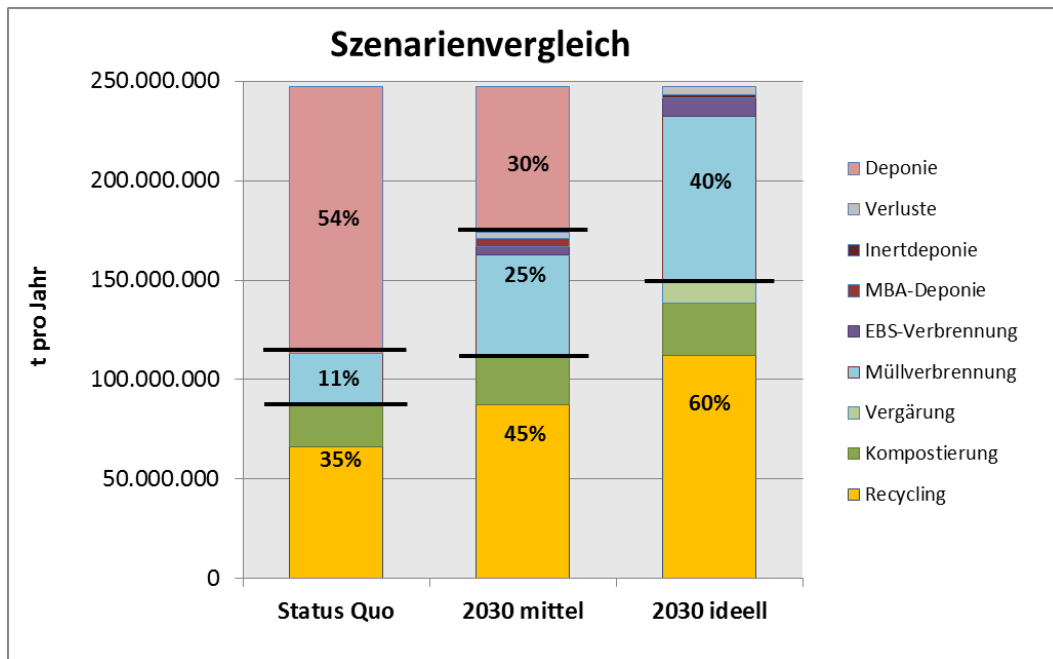
*Blei aus Bleibatterien, in THG-Bilanz nicht berücksichtigt

Als weiterer Aspekt für die Zukunftsszenarien wurde auch für die USA-Bilanz von einer anteiligen Behandlung des Restmülls über anaerobe MBA (2030 mittel) bzw. MBS-Anlagen (2030 ideell) ausgegangen (vgl. Kap. 4.2.7). Der Verteilungssplit wurde ausgehend vom jeweiligen Anteil der „Verbrennung“ (25% im mittleren, 40% im ideellen Szenario) im Basisfall zu 80% direkte Verbrennung und 20% Behandlung über MBA/MBS gesetzt. Ein Split von 50:50 wurde im Rahmen einer Sensitivität untersucht.

Der sich insgesamt ergebende Abfallverbleib in den Zukunftsszenarien im Vergleich zum Status Quo zeigt Abbildung 30. Darin ist der Endverbleib differenziert nach den Outputströmen der MBA bzw. MBS dargestellt. „EBS-Verbrennung“ steht für die erzeugte EBS-Fraktion, die zu 50%

in EBS-Kraftwerken und zu 50% zur Mitverbrennung (Kraft-/Zementwerk) eingesetzt wird. „MBA-Deponie“ steht für den anaerob behandelten MBA-Rest aus der MBA, der deponiert wird, wobei nur noch geringe Restmethanemissionen entstehen. „Inertdeponie“ steht für die Inertfraktion, die nach der biologischen Stabilisierung in der MBS abgetrennt und abgelagert wird. Dies ist mit keinen weiteren THG-Emissionen verbunden. „Verluste“ steht für die Wasserverluste und die Verluste aus dem biologischen Abbau in der MBA bzw. MBS. „Müllverbrennung“ beinhaltet sowohl die „übliche“ Müllverbrennung als aber auch den Anteil „Störstoffe aus MBA bzw. MBS zur MVA“ (vgl. Tabelle 11).

Abbildung 30: Abfallbehandlung Status Quo und Szenarien 2030



Durch die gesteigerten Recyclingraten in den Zukunftsszenarien verändert sich jeweils auch die Zusammensetzung des Restabfalls und damit auch dessen Kenndaten. Abweichend zum Status Quo wurde in den Zukunftsszenarien die Restmüllzusammensetzung für die verbrannten und die deponierten Abfallmengen gleich angesetzt. Mit zunehmenden Anteilen zur Verbrennung in den Zukunftsszenarien lässt sich eine Annahme „Kunststoffe werden überwiegend deponiert“ nicht mehr plausibel beibehalten. Die jeweilige Restmüllzusammensetzung in den Zukunftsszenarien zeigt Tabelle 48, die daraus für die THG-Bilanz berechneten Kenndaten Tabelle 49.

Tabelle 48: Abfallzusammensetzung Restmüll nach Rückgewinnung in den Zukunftsszenarien

	mittleres Szenario 2030		ideelles Szenario 2030	
	in Mio. t	in %	in Mio. t	in %
Organikabfälle	45,22	33,3	32,51	32,9
Holz	13,70	10,1	11,25	11,4
Papier	21,01	15,5	14,00	14,2
Kunststoffe	19,10	14,1	12,74	12,9
Gummi und Leder	6,18	4,6	6,18	6,2
Fe-Metalle	6,61	4,9	1,65	1,7
NE-Metalle	2,08	2,0	1,66	1,7
Glas	5,73	4,2	3,44	3,5
Textilien	11,09	8,2	11,09	11,2
Sonstige	4,37	3,2	4,37	4,4
Summe	135,71	100,0	98,9	100,0

Tabelle 49: Berechnete Kenngrößen Restabfall Zukunftsszenarien

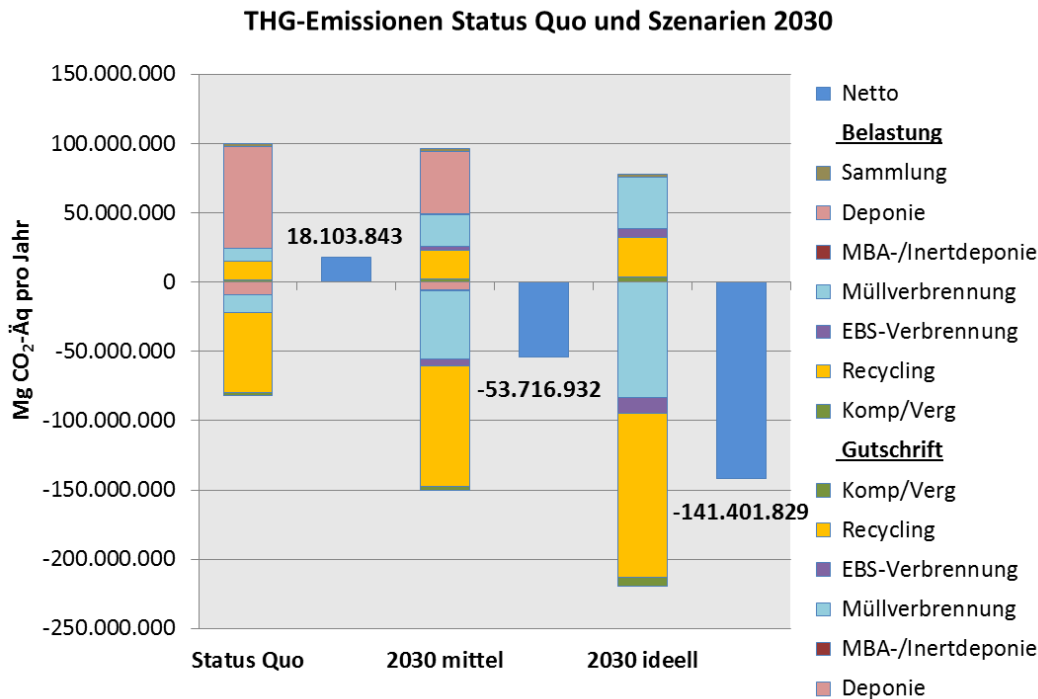
	Mittleres Szenario 2030	Ideelles Szenario 2030
Kohlenstoff, biogen in %	17,9	19,0
Kohlenstoff, fossil in %	12,7	12,8
Heizwert in kJ/kg Abfall	12.048	12.406

Die weiteren Randbedingungen für die Zukunftsszenarien 2030 sind ausführlicher in Kapitel 4.2 beschrieben, die wichtigsten sind hier nochmals aufgelistet:

- KWK-Betrieb bei Müllverbrennung, Nettowirkungsgrade: 18% elektrisch, 42% thermisch
- Nettowirkungsgrade für EBS-Kraftwerke: 25% elektrisch, 20% thermisch
- heizwertäquivalente Substitution von Steinkohle für die EBS-Mitverbrennung
- Vergärung wie in Kapitel 4.2.6 beschrieben, Kompostierung unverändert
- Massenströme anaerobe MBA und MBS sowie EBS-Kenndaten s. Kap. 4.2.7
- Emissionsfaktoren Recycling trockene Wertstoffe konstant; hochwertiges Kunststoffrecycling nur in Sensitivität (s. Kap. 4.2.4)
- Deponierung unverändert (OX = 10%, effektive Gasfassungsrate 50%)

Insgesamt handelt es sich damit nur um wenige technische Optimierungen, die v.a. bei der Verbrennung ansetzen. Entsprechend sind die in Abbildung 31 gezeigten Ergebnisunterschiede im Basisvergleich im Wesentlichen auf die Abfallstromumlenkung (Reduzierung Deponierung zugunsten Recycling und Verbrennung) und die KWK-Nutzung bei der Abfallverbrennung zurückzuführen.

Abbildung 31: Ergebnisse THG-Bilanz Ist-Situation im Vergleich zu den Zukunftsszenarien 2030



Das Ergebnis zeigt, dass die Reduzierung der anteiligen Deponierung von 54% auf 30% im mittleren Szenario mit einer analogen Reduzierung der Methanemissionen einhergeht. Zwar steigen umgekehrt die Belastungen aus dem gesteigerten Recycling und der Verbrennung, diese werden aber deutlich von den zugehörigen Gutschriften übertroffen. Obwohl für die Zukunftsszenarien für die Verbrennung andere Kenndaten verwendet wurden, weisen diese doch ein ähnliches Verhältnis von Heizwert zu fossilem C-Gehalt auf, so dass die Veränderungen in den Szenarien 2030 (deutlich höhere Entlastungen als Belastungen) v.a. durch die KWK-Nutzung bedingt sind. Das spezifische Nettoergebnis für die Müllverbrennung steigt im mittleren Szenario von -131 kg CO₂-Äq/t⁴⁶ Abfall auf -520 kg CO₂-Äq/t Abfall. Im ideellen Szenario liegt das spezifische Ergebnis mit -547 kg CO₂-Äq/t Abfall aufgrund der veränderten Kenndaten des Restmülls noch etwas höher (s. Tabelle 49).

Das ideelle Szenario führt durch die Aufgabe der Deponierung vor allem bedingt durch das umgekehrt entsprechend weiter gesteigerte Recycling nochmals zu einer 2,6-fach höheren Nettoentlastung gegenüber dem mittleren Szenario. Daneben zeigt sich auch hier die Müllverbrennung weiterhin vorteilhaft aufgrund der KWK-Nutzung statt reiner Stromerzeugung. Der Anteil der über die anaerobe MBA im mittleren Szenario bzw. über eine MBS im ideellen Szenario behandelten Mengen ist vergleichsweise gering und weist entsprechend auch nur einen weniger sichtbaren Beitrag zur Nettoentlastung auf.

Sensitivitäten

Als Sensitivitäten für den Szenarienvergleich wurden folgende Aspekte untersucht:

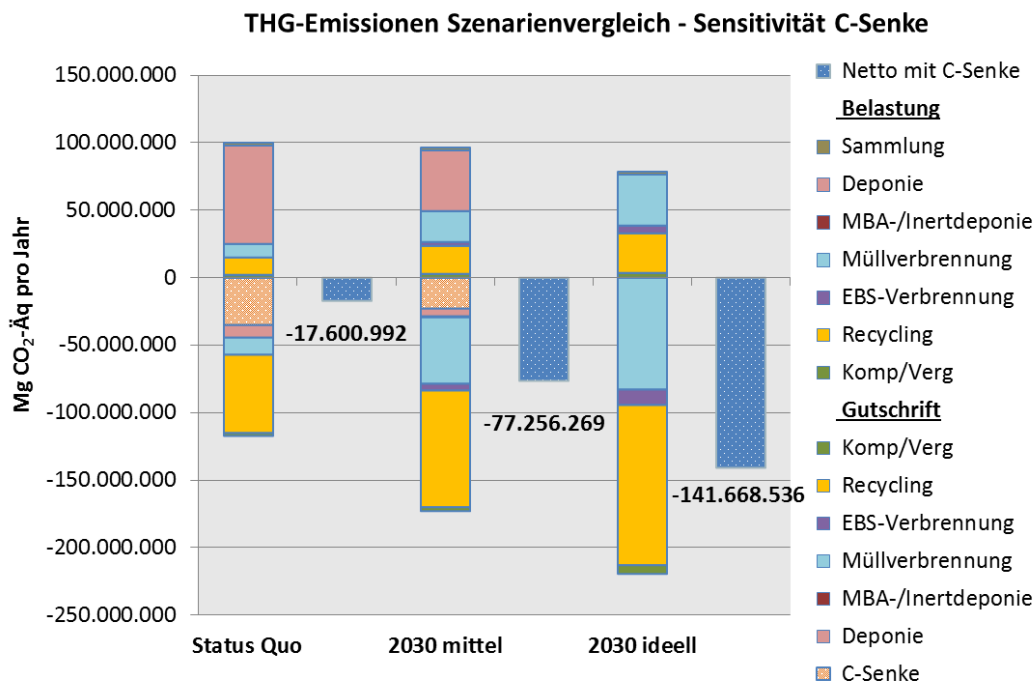
⁴⁶ Nettowert mit Marginalstrom als Substitutionsprozess, bei Strommix läge der Wert bei rd. -20 kg CO₂-Äq/t Abfall

- Ergebnis unter Berücksichtigung der C-Senke
- Ergebnis mit Annahme hochwertiges statt mittleres Kunststoffrecycling und Berücksichtigung Textilrecycling
- Ergebnis mit Split Müllverbrennung – MBA/MBS 50:50 statt 80:20

Ausweisung der C-Senke

Die C-Senke wird aus den in Kapitel 4.1.2 aufgeführten Gründen ausschließlich nachrichtlich in einer Sensitivität ausgewiesen. Abbildung 32 zeigt das Ergebnis des Szenarienvergleichs „mit C-Senke“. Für den Status Quo entspricht das Ergebnis dem aus Abbildung 25. In den Zukunftsszenarien sinkt der Einfluss der C-Senke jeweils aufgrund der verminderten anteiligen Deponierung bzw. Aufgabe der Deponierung. Im ideellen Szenario ist die C-Senke nur noch durch die Anwendung von Komposten und kompostierten Gärresten bedingt und bewirkt nur eine geringe Steigerung der Nettoentlastung.

Abbildung 32: Sensitivität Ergebnisse THG-Bilanz Szenarienvergleich mit C-Senke



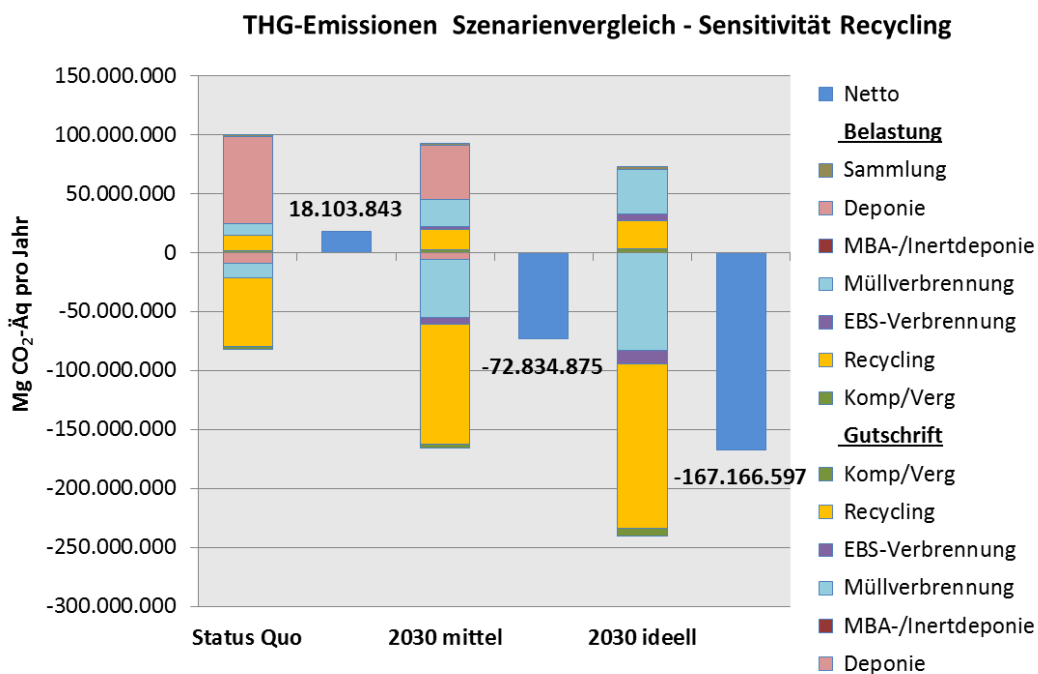
Berücksichtigung Textilrecycling und hochwertiges Kunststoffrecycling

Textilrecycling ist zwar in den Zahlen der USEPA ausgewiesen allerdings ohne weitere Angaben über die Art der Sammlung und Verwertung. Da die USEPA-Zahlen aus der Produktionsstatistik abgeleitet sind, kann nicht gesichert davon ausgegangen werden, dass und in welchem Umfang die ausgewiesenen Textilien tatsächlich für eine Weiterverwendung eingesetzt werden. Aus diesem Grund wird der Einfluss einer Weiterverwendung im Rahmen dieser Sensitivität betrachtet. Auch für das Kunststoffrecycling sind keine weiterführenden Angaben über Art und Qualität bekannt. Die in den USEPA-Zahlen differenzierten Kunststoffarten (Abbildung 20) resultieren ebenfalls aus dem Top-Down-Erhebungsansatz der USEPA. Für den Standardfall wurde konservativ von einer mittleren Qualität des Recyclings ausgegangen. Der

Einfluss eines hochwertigen Kunststoffrecyclings wird im Rahmen dieser Sensitivität untersucht. Die Emissionsfaktoren für das mittlere und hochwertige Recycling von Kunststoffabfällen für die USA sind in Kapitel 5.9.2 aufgeführt.

Das Ergebnis in Abbildung 33 zeigt, dass durch die Sensitivitätsbetrachtung eine deutlich höhere Nettoentlastung in den Zukunftsszenarien erreicht würde. Im mittleren Szenario fällt die Nettoentlastung um rd. 19 Mio. Mg CO₂-Äq höher aus, im ideellen Szenario mit weiter gesteigerten Recyclingraten liegt die Nettoentlastung sogar um rd. 26 Mio. Mg CO₂-Äq höher. Die Steigerung ist dabei zu 80% durch das angenommene hochwertige Kunststoffrecycling bedingt. Zwar ist das ebenfalls betrachtete Textilrecycling mit einem höheren spezifischen Nettoentlastungswert verbunden (netto -2818 gegenüber -1854 kg CO₂-Äq/Mg Wertstoff für hochwertiges Kunststoffrecycling), allerdings ist das betrachtete Aufkommen an recycelten Kunststoffabfällen deutlich höher (rd. 12 Mio. t gegenüber 2 Mio. t Textilien) und weist einen entsprechend höheren Beitrag im absoluten Ergebnis auf.

Abbildung 33: Ergebnisse THG-Bilanz Szenarienvergleich - Sensitivität Recycling



Split Müllverbrennung – MBA/MBS 50:50

Für die Zukunftsszenarien wurde im Basisfall gleichermaßen für die USA und die OECD-Länder von einem moderaten Restmüllanteil ausgegangen, der über eine anaerobe MBA bzw. eine MBS behandelt wird. Es wurde ein Verteilungsverhältnis von 80:20 zwischen Verbrennung und Behandlung über MBA/MBS angesetzt. Hintergrund ist, dass die Technologie bisher nur in wenigen Ländern verbreitet ist und nicht erwartet wird, dass sich ein deutlich höherer Anteil als in Deutschland einstellen würde. Im Rahmen der Sensitivität wird ein Verteilungsverhältnis von 50:50 untersucht.

Abbildung 34: Massenströme Split 80:20 und 50:50 Szenario 2030 mittel

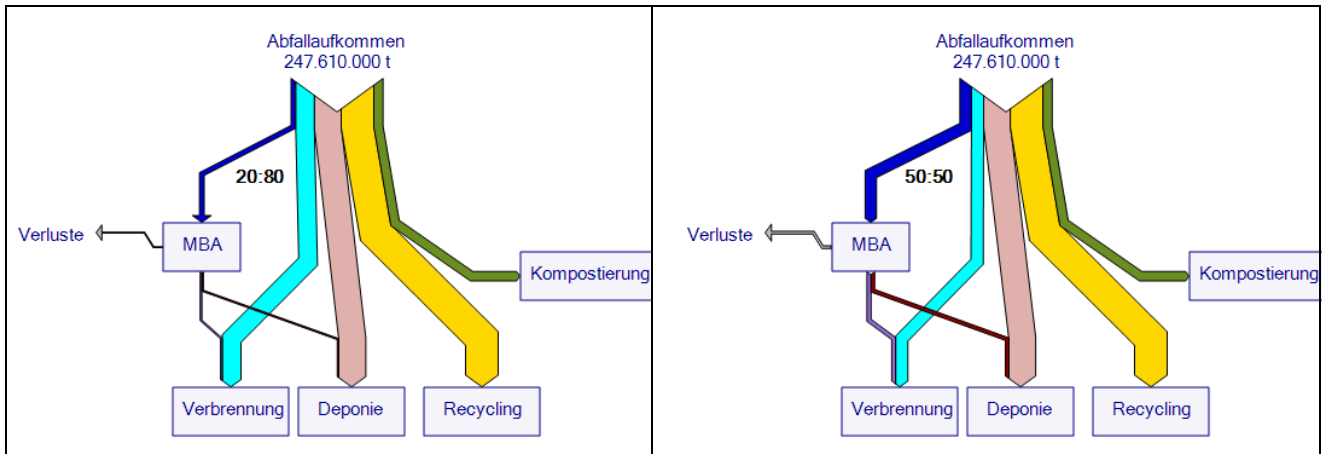


Abbildung 35: Massenströme Split 80:20 und 50:50 Szenario 2030 ideell

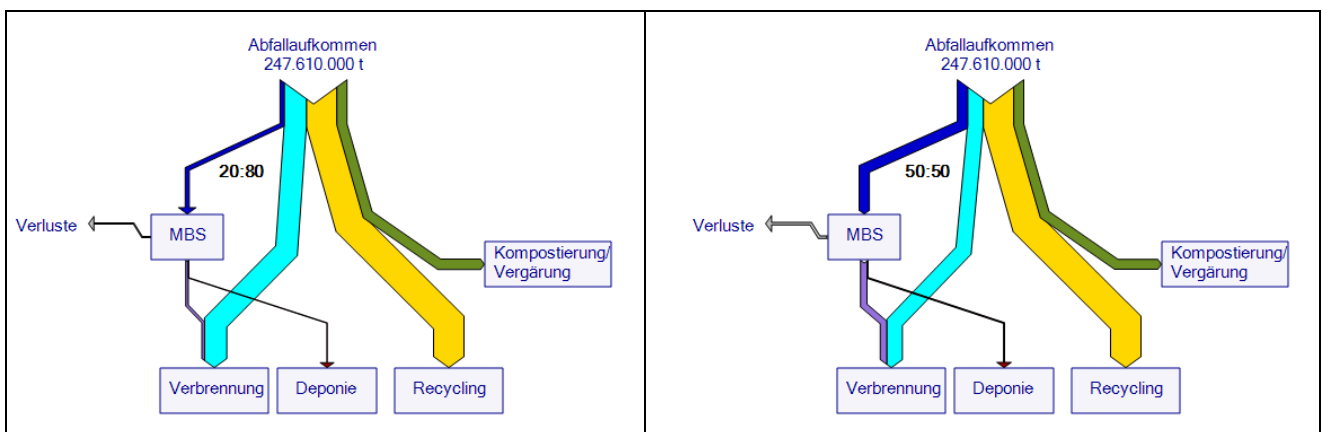


Abbildung 34 und Abbildung 35 zeigen jeweils die Massenströme für den Verteilungssplit im Basisfall (80:20) und in der Sensitivität (50:50) für das mittlere und das ideelle Szenario. Für den Basisfall wird jeweils deutlich, dass der über MBA/MBS behandelte Anteil relativ gering ist und nochmals geringer der Anteil an erzeugten EBS für die energetische Nutzung. Bei der MBS bewirkt allein dieser Anteil den erzielbaren Entlastungseffekt, bei der anaeroben MBA kommt die Biogasnutzung hinzu. Bei der MBS liegt der EBS-Anteil bei rd. 49% bezogen auf den Input, bei der anaeroben MBA bei rd. 35% (vgl. Tabelle 11). Der Rest sind Störstoffe, die der Müllverbrennung zugeführt werden (im Ergebnis auch dort zugerechnet), Metalle (geringer Anteil, der Zuordnungssystematik nach Endverbleib „Recycling“ zugeordnet), Verluste, Inertmaterial ohne weitere THG-Wirkung und bei der MBA auch MBA-Rest mit geringen Restmethanemissionen aus dessen Deponierung.

Bei der 50:50 Sensitivätsbetrachtung steigen die über MBA/MBS behandelten Anteile zu Lasten des Anteils der Verbrennung. Die Mengen zum Recycling, zur Kompostierung (Vergärung) und die Restmüllmengen zur Deponie (relevant nur für mittleres Szenario) bleiben von der Sensitivität unberührt. Für die erzeugte EBS-Fraktion wurde generell von einer 50%igen Nutzung in einem EBS-Kraftwerk und einer 50%igen Mitverbrennung in Kraft- oder Zementwerken ausgegangen. Die Kenndaten der EBS aus MBA und MBS sind in Kapitel 4.2.7 aufgeführt. Dabei handelt es sich um Literaturangaben für Durchschnittswerte in Deutschland.

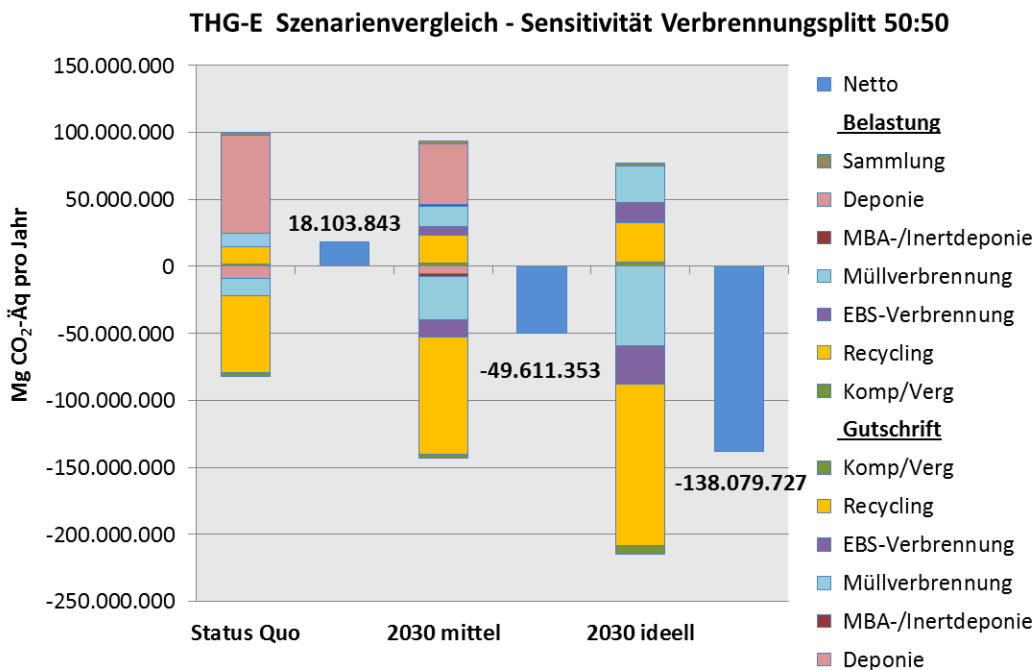
Das Ergebnis in Abbildung 36 zeigt, dass sich die Nettoentlastung gegenüber dem Basisfall (Abbildung 30) durch die vermehrte Behandlung über MBA bzw. MBS anstelle einer Verbrennung vermindert, im mittleren Szenario um rd. 4,1 Mio. Mg CO₂-Äq, im ideellen um rd. 3,3 Mio. Mg CO₂-Äq. Hintergrund ist, dass die Verbrennung zu einem besseren spezifischen Nettoergebnis führt als die Behandlung über MBA bzw. MBS wie die Werte in Tabelle 50 verdeutlichen.

Tabelle 50: Spezifische Ergebnisse Verbrennung und Behandlung über MBA bzw. MBS in den Zukunftsszenarien

Werte in kg CO ₂ -Äq/t Input	Aufwand	Gutschrift	Netto
Verbrennung 2030 mittel	453	-973	-520
Anaerobe MBA 2030 mittel	241	-474	-233
Verbrennung 2030 ideell	455	-1002	-547
MBS 2030 ideell	308	-587	-279

Die unterschiedlichen Werte für die Verbrennung im mittleren und ideellen Szenario sind einzig durch die etwas unterschiedlichen Kenndaten bedingt (v.a. Heizwert, s. Tabelle 49). Die Behandlung über MBA/MBS ist zwar mit geringeren Belastungen verbunden, führt aber auch zu geringeren Entlastungen gegenüber der Verbrennung.

Abbildung 36: Sensitivität Ergebnisse THG-Bilanz Szenarienvergleich Split Verbrennung – MBA/MBS



Es ist jedoch festzuhalten, dass die Belastbarkeit dieser Ergebnisse eingeschränkt ist, da für die EBS-Kenndaten auf Literaturwerte zurückgegriffen werden musste. Es ist durchaus möglich, dass sich für die Abfallzusammensetzung der USA für EBS aus MBA oder MBS andere/günstigere Werte ergeben könnten. Entscheidend hierbei ist die Relation zwischen Heizwert und fossilem C-Gehalt, die bei EBS aus MBS günstiger ausfällt als bei EBS aus MBA, da EBS aus MBS organische Abfallfraktionen enthalten. Dafür hat die anaerobe MBA den Vorteil

der Biogaserzeugung und

-nutzung. Im spezifischen Nettoergebnis liegen die beiden Konzepte relativ nahe beieinander.

Um ein der Verbrennung gleichwertiges spezifisches Nettoergebnis zu erreichen müsste der Heizwert der EBS aus MBA, bei gleichem fossilem C-Gehalt, bei mindestens 22 MJ/kg liegen (statt 13,2), bei den EBS aus MBS müssten es 19 MJ/kg (statt 13,4) sein. Inwiefern entsprechend höhere Heizwerte in den EBS bei gleichem fossilem C-Gehalt für die USA plausibel sind, kann nicht beurteilt werden. Bei gegebenen Kenndaten würde die Behandlung über MBA bzw. MBS ein etwas besseres Ergebnis erzielen, wenn 100% der EBS zur Mitverbrennung in Kraft- oder Zementwerken eingesetzt würden, anstatt zur Hälfte in EBS-Kraftwerken.

5.9.5 Schlussfolgerungen USA

Das Ergebnis der THG-Bilanz für die USA zeigt, dass die gegenwärtig noch überwiegende Praxis der Deponierung in Summe zu einer THG-Belastung führt. Eine Sensitivitätsbetrachtung mit einer höheren effektiven Gasfassungsrate und/oder mit Anrechnung einer C-Senke zeigt zwar eine Umkehr im Nettoergebnis, allerdings sind beide Aspekte nicht gesichert zu belegen. Durch eine Verminderung bzw. Vermeidung der Deponierung organischer Abfälle werden Methanemissionen sicher vermieden. Die beiden untersuchten Zukunftsszenarien zeigen eine sehr deutliche Verbesserung gegenüber der Ist-Situation.

Die Ergebnisaussage ist eindeutig, es bleiben allerdings Unsicherheiten bezüglich des tatsächlichen Abfallaufkommens und dessen Zusammensetzung sowie der daraus resultierenden Kenndaten für die verbrannten und deponierten Abfälle. Ursache ist die Erhebungsmethode der USEPA, die die tatsächlichen Abfallströme aller Voraussicht nach unzureichend abbildet. Eine alternative Erhebung von Primärdaten bei den Abfallbehörden der US-Staaten (SOG survey) ist insofern ebenfalls mit Unsicherheiten hinsichtlich der deponierten und verbrannten Siedlungsabfallmengen verbunden, als dass zum Teil bei deren Anlieferung keine separate Verwiegung erfolgt. Darüber hinaus bestehen Unsicherheiten in Bezug auf die recycelten und kompostierten Mengen, da weder Recyclinganlagen noch biologische Behandlungsanlagen ihre Aktivitäten dokumentieren und berichten müssen.

Die Unsicherheiten sind insbesondere für das Aufkommen und den Verbleib der Kunststoffabfälle relevant, die nach der USEPA-Erhebung mit rd. 13% einen relativ hohen Anteil am Siedlungsabfall einnehmen und nur zu 8% recycelt werden. Kunststoffabfälle sollten aus Klimaschutzsicht vorrangig möglichst hochwertig stofflich verwertet werden. Die thermische Behandlung führt nur dann zu einer THG-Entlastung, wenn hohe Wirkungsgrade gegeben sind und v.a. Steinkohlestrom ersetzt werden kann. Dagegen zeigt das hochwertige stoffliche Kunststoffrecycling hohe Entlastungspotenziale.

Zur Verbesserung der Datenlage, die letztlich zu einer präziseren Einschätzung der THG-Minderungspotenziale für die USA führt, wäre folgendes wünschenswert:

- Einführung einer generellen Dokumentationspflicht für die Behandlung von Siedlungsabfällen; Mengenerfassung durch Wiegen auch an Recycling- und biologischen Behandlungsanlagen.
- Durchführung von Abfallanalysen des an Deponien angedienten Restmülls, Bestimmung des Heizwerts sowie fossilen und biogenen C-Gehaltes.

Für die weitere Entwicklung der Kreislaufwirtschaft, die letztendlich zur Ausschöpfung des THG-Minderungspotenzials führt, können generell folgende Empfehlungen abgeleitet werden:

- Stärkung der Recyclingstrukturen; insbesondere Förderung einer Infrastruktur für stoffliches Recycling von Kunststoffabfällen durch Sortiertechniken, die Kunststoffarten bereitstellen und anschließende hochwertige Aufbereitung zu Sekundärgranulat.
- Erarbeitung eines Maßnahmenplans zur schrittweisen Abkehr von der Deponierung ggf. mit anaerober MBA oder MBS als Brückentechnologie.
- Langfristiges Ziel: hohe Recyclingraten mit hochwertigem Recycling und hochwertiger energetischer Verwertung der unvermeidlichen Sortier- und Aufbereitungsreste in WtE-Anlagen oder falls möglich durch Mitverbrennung.

„Hochwertig“ ist in diesem Zusammenhang als „hohes Potenzial zur Substitution von Primärrohstoffen“ zu verstehen. Darüber hinaus aber auch weitergehend als „unter Gewährleistung von guten hygienischen und sanitären Bedingungen“ für Personal (in Schwellen- und Entwicklungsländern auch des informellen Sektors).

Die voranstehenden Empfehlungen stellen die Voraussetzung zum Erreichen des Ziels dar. Die reale Kenntnis der Abfallströme und der Abfalleigenschaften ist unabdinglich für Planungen und eine sinnvolle Stoffstromlenkung. Dies gilt gleichermaßen für den Aufbau der erforderlichen Infrastruktur, die erst eine hochwertige Aufbereitung und Verwertung ermöglicht. Ohne Kenntnis des tatsächlichen Abfallaufkommens und der tatsächlichen Eigenschaften können weder Anzahl noch Art von zur Deponierung alternativen Behandlungsanlagen sinnvoll geplant werden. Ebenfalls bedeutend sind Anstrengungen einen Markt für erzeugte Sekundärprodukte zu etablieren (v.a. Komposte, Sekundärgranulate, ggf. EBS). Hier muss die Hochwertigkeit des Einsatzes vermittelt werden, um den entsprechenden Bedarf zu schaffen. Gelingt dies, gelingt die wirtschaftliche Darstellung einer Kreislaufwirtschaft.

6 Abfallwirtschaft Indien

Datenbasis für die Bilanzierung für Indien bilden offizielle Angaben sowie weitere einschlägige Veröffentlichungen. Wie in vielen Entwicklungs- und Schwellenländern liegen allerdings auch für Indien nur bedingt belastbare Angaben zu Abfallaufkommen und -verbleib vor. Für Indien konnten jedoch die ermittelten Daten und getroffene Annahmen auch für die Zukunftsszenarien im Rahmen eines von der GIZ organisierten Workshops am 07.11.2012 in New Delhi mit Behördenvertretern und weiteren Experten diskutiert werden. Der Workshop lieferte nicht nur wichtige Erkenntnisse für die Bilanzierung, sondern verdeutlichte auch wesentliche Bedenken und Anregungen zur Optimierung seitens der beteiligten Akteure. Eine Zusammenfassung sowie Hintergrundinformationen zum Workshop finden sich im Anhang (Kap. 11.3).

6.1 Abfallaufkommen und -zusammensetzung

Indien ist mit 1,2 Mrd. Einwohnern nach China das bevölkerungsreichste Land der Erde. Nach dem indischen Zensus 2011 lebt etwa ein Drittel der Bevölkerung, rund 377 Mio. Einwohner, in städtischen Gebieten. Die städtische Bevölkerung ist größer als die gesamte Bevölkerung in den USA (308,7 Mio. Einwohner).

Das tatsächliche Abfallaufkommen in Indien ist nicht bekannt. In (WBI 2008, S.17) wird das Abfallaufkommen in urbanen Stadtgebieten mit 42 Mio. t angegeben. Nach (Annepu 2012, S.36) wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass im städtischen Indien jährlich etwa 50 Mio. t Abfälle generiert werden, wobei der Autor selbst nach eigenen Auswertungen von 366 Städten (repräsentieren 70% der städtischen Bevölkerung) für den Stand 2011 ein jährliches Abfallaufkommen von knapp 70 Mio. t für die städtischen Gebiete hochrechnet. Für die ländlichen Gebiete liegen insgesamt nur vereinzelt Informationen vor. Nach (MoEF 2010, S.4) generieren städtische Gebiete wesentlich höhere Abfallmengen als ländliche aufgrund der ökonomischen Entwicklung und dem steigenden Konsum. In (Annepu 2012, S.31) werden einige Werte zum Abfallaufkommen in ländlichen Gebieten genannt, jedoch wird von einer Verwendung der Werte aufgrund der geringen Repräsentativität abgeraten. Abschätzungen zum Abfallaufkommen für Gesamtindien finden sich in (MoEF 2010). Darin wurde das Abfallaufkommen für Gesamtindien für das Jahr 2008 basierend auf einer Studie des Central Pollution Control Board (CPCB) und den Zensusdaten für 2008 zu 0,573 Mio. t/d ermittelt. Dies entspricht rund 209 Mio. t/a.

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit das gesamte Abfallaufkommen in Indien über durchschnittliche Angaben zum Pro-Kopf-Aufkommen hochzurechnen. Auch hier liegen unterschiedliche Angaben vor. Nach der Central Public Health and Environmental Engineering Organization (CPHEEO) liegt das Pro-Kopf-Aufkommen in Städten zwischen 0,2-0,6 kg/(E*d) (WBI 2008, Kumar et al. 2009). In (CPCB 2000) ist das durchschnittliche Pro-Kopf-Aufkommen für Städte mit 0,376 kg/(E*d) angegeben. In der zweiten Mitteilung Indiens an die UNFCCC (MoEF 2012, S.76) wird als Basis für die Treibhausgas-Berechnungen von einem mittleren Pro-Kopf-Aufkommen für Gesamtindien von 0,55 kg/(E*d) ausgegangen. Aus den beiden letztgenannten mittleren Werten würden sich – ausgehend von den Einwohnerzahlen nach dem indischen Zensus 2011 – für Gesamtindien Jahresabfallmengen von rd. 166 Mio. t bzw. rd. 243 Mio. t berechnen.

Die Problematik des Abfallaufkommens wurde auch auf dem Workshop in Delhi angesprochen. Die Teilnehmer und Teilnehmerinnen bestätigten die Schwierigkeit zu belastbaren Zahlen zu

gelangen. Für das Abfallaufkommen wurde eine neue, kürzlich veröffentlichte Studie der Weltbank empfohlen (WBI 2012). Dabei handelt es sich um eine Broschüre zur weltweiten Lage der Abfallwirtschaft mit Datenanhang für alle betrachteten Länder. Die angegebenen Daten für Indien sind für das Abfallaufkommen nach einer Weltbank-Studie von 2006 zitiert und resultierten in einem städtischen Aufkommen von 40 Mio. t/a. Für die Abfallzusammensetzung wurden Daten für 2004 zitiert. In beiden Fällen wurden aufgrund der Aktualität und der umfassender gegebenen Informationen für die Berechnungen in dieser Studie die Angaben in (WBI 2008) verwendet.

Letztendlich ist das absolute Abfallaufkommen auch nur für vergleichende Fragestellungen relevant wie z.B. die Einordnung der Ergebnisse gegenüber den THG-Berechnungen für die UNFCCC oder die Einordnung im globalen Kontext. Insbesondere für letzteres wurde die Darstellung einer Bandbreite vereinbart mit den nach (WBI 2008) berichteten 42 Mio. t als unteren Wert und den 243 Mio. t, die sich rechnerisch aus der Mitteilung an die UNFCCC ergeben (MoEF 2012), als oberen Wert. Der untere Wert wird für den Standardfall angesetzt, der obere im Rahmen einer Sensitivität betrachtet.

Auch für die Abfallzusammensetzung finden sich unterschiedliche Angaben wie Tabelle 51 zeigt. Grundsätzlich wird auch hier angestrebt in erster Linie die offiziellen Angaben zu verwenden. Allerdings sind die letztverfügbaren Veröffentlichungen in (CPCB 2000) gegeben. Im Vergleich der älteren zu aktuelleren Daten in Tabelle 51 zeigt sich als ein deutlicher Unterschied der Rückgang des Inertanteils im Abfall. Dieser Trend wird auch nach (MoEF 2010) bestätigt, wonach der indische Abfall typischerweise aus 51% Organikabfall, 17% Wertstoffe, 11% Sonderabfall und 21% Inertmaterial besteht. Für die Bilanzierung werden die Angaben für 2005 nach (WBI 2008) verwendet. Der Vorzug gegenüber (Annepu 2012) begründet sich darauf, dass die Weltbank-Studie zum einen weitgehend offiziell akzeptiert ist und zum anderen ermöglicht sie die Differenzierung der trockenen Wertstoffe. Auch gelten die Angaben nach (Annepu 2012) nur für die erfassten Abfälle (Anlieferung Deponie) und nicht für das gesamte Abfallaufkommen.

Tabelle 51: Abfallzusammensetzung in Indien nach verschiedenen Quellen

Angaben in %	(WBI 2008) für 2005 <i>Rechenwerte diese Studie</i>	(WBI 2008) für 1995	(Annepu 2012) für 2011 (erfasster Abfall)	(Sharholly et al. 2008) CPCB 2000 für Metrocities
Kompostierbare Abfälle	47,43	42,21	51,3	41,8
Papier	8,13	3,63	17,48	3,5
Plastik, Gummi	9,22	0,6		3,9+0,8
Metall	0,5	0,49		1,9
Glas	1,01	0,6		2,1
Textilien	4,49	-		5,7
Inertmaterial	25,16	45,13	31,21	40,3
Sonstige	4,016	-		
Wassergehalt			47	30
Heizwert (MJ/kg)			7,3	7,433

6.2 Abfallsammlung und -verbleib

Die Abfallsammlung ist in Indien nicht flächendeckend umgesetzt. Eine getrennte öffentliche Abfallerfassung von Wertstoffen oder Bioabfällen findet nicht statt bzw. beschränkt sich auf einige Pilotversuche. Im Durchschnitt wird von einer Erfassungsrate von 50-90% ausgegangen, in einigen indischen Städten werden allerdings nur Erfassungsraten von 25% erreicht (MoUD/CPHEEO 2005). In (MoEF 2010, S.3) wird die durchschnittliche Erfassungsrate für Gesamtindien mit 60% angegeben. Die restlichen 40% würden nicht erfasst und stattdessen flächig weggeworfen oder wild abgelagert. Aktivitäten des informellen Sektors sind in den Angaben nicht berücksichtigt.

Allerdings hat sich in Indien eine Struktur der informellen Wertstofferrfassung etabliert. Zeitungen, Glas, Dosen, Plastiktüten und Altkleider werden in den Haushalten und Geschäften separat gesammelt und an „Abfallkäufer“, die von Haustür zu Haustür gehen, verkauft (WBI 2008, S.133). Diese Abfälle sind nicht mengenmäßig erfasst. (Annepu 2012, S.70) schätzt, dass diese Menge bis zu vier Mal höher sein kann als die nach Abfallerfassung aussortierte und recycelte Menge. Für letzteres wird in (Annepu 2012, S.70) angenommen, dass 20,7% der erfassten Wertstoffe aussortiert und recycelt werden. Mit dem nach (Annepu 2012) angegebenen Wertstoffanteil von 17,48% entspräche der Recyclinganteil durch die Haustürsammlung rund 15% bezogen auf die generierte Abfallmenge ($20,7\% \cdot 17,48\% \cdot 4 = 14,5\%$).

In (WBI 2008) wird angegeben, dass von der generierten Abfallmenge von 42 Mio. t in urbanen Stadtgebieten rund 4 Mio. t zum Recycling abgeholt werden (9,5%) und weitere 4 Mio. t auf unkontrollierten Deponien abgelagert werden. Daraus ergibt sich eine mittlere Erfassungsrate für Städte von 81%. Auch wenn landesweit vermutlich die Erfassungsrate niedriger liegt, wie auch in (MoEF 2010) angegeben, werden dennoch die Angaben nach (WBI 2008) für die Bilanzierung verwendet, da diese als einzige ein geschlossenes Bild zulassen. Die Auswirkungen durch einen höheren Anteil an wild weggeworfenen Abfällen von 40% werden in einer Sensitivität untersucht.

In (WBI 2008, S.11) findet sich des Weiteren die Angabe, dass 94% der erfassten Abfälle auf Deponien abgelagert werden, die nicht dem Stand der Technik entsprechen. Die Prozentangabe entspricht den offiziellen Angaben zum Status der Abfallentsorgung für 1997 nach (MoUD/CPHEEO 2005, S.7) für Großstädte (Tabelle 52). Die verbleibenden Mengen werden danach über Kompostierung oder „Sonstige“ entsorgt.

Tabelle 52: Status Abfallentsorgung 1997 (MoUD/CPHEEO 2005, S.7)

Städte	Class I	Class II
Städte	300	345
Sammelart		
- händisch	50%	78%
- Trucks	49%	21%
- Sonstige	1%	1%
Entsorgung		
- Deponierung	94%	93%
- Kompostierung	5%	6%
- Sonstige	1%	1%

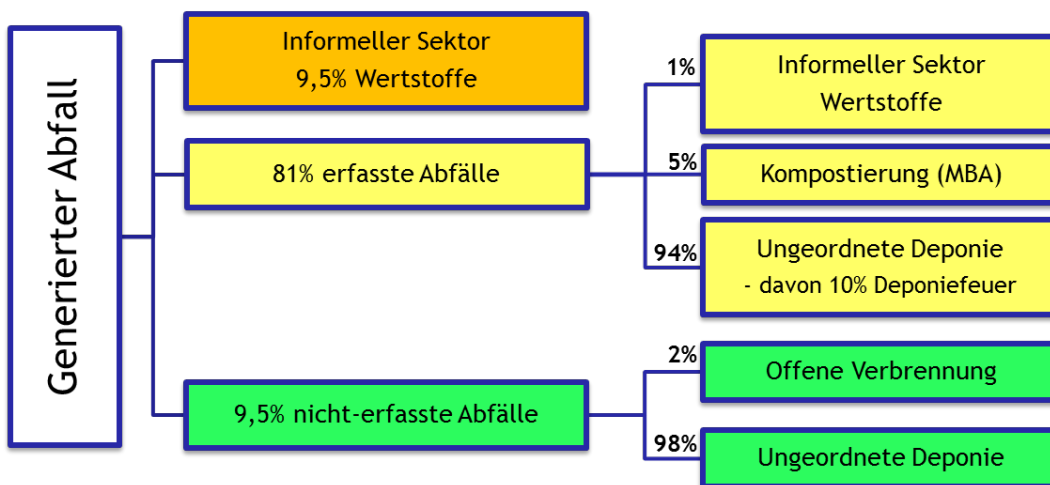
Auch in (Annepu 2012, S.24) wird weiterhin angegeben, dass die erfassten Abfälle zu 91% auf ungeordneten Deponien abgelagert werden und bis zu 6% zu einer „Kompostierung“ gelangen. Die verbleibenden rd. 3% entsprechen dem Anteil an erfassten und zum Recycling aussortierten Wertstoffen (s.o.). Für die Bilanzierung wird auf Basis der Literaturangaben für die erfasste Menge von folgendem Verbleib ausgegangen:

- 94% Ablagerung auf ungeordneten Deponien
- 5% Kompostierung
- 1% Sonstiges

Für die 1% „Sonstiges“ wird angenommen, dass es sich dabei um durch „waste picker“ an den Sammel- und Abfallumschlagplätzen sowie auf den Deponien aussortierte und recycelte Wertstoffe handelt.

Die nicht-erfassten Abfälle werden überwiegend wild weggeworfen („scattered“) bzw. deponiert („dumping“) und zu einem kleinen Anteil offen verbrannt („open burning“). In (Annepu 2012, S.24) wird der Anteil der offenen Verbrennung auf 2% geschätzt. Andere Literaturangaben hierzu finden sich nicht, so dass die 2% als Rechenwert verwendet werden. Die insgesamt für die Bilanzierung verwendeten Werte zur Abbildung der Abfallströme in Indien zeigt Abbildung 37.

Abbildung 37: Stoffflussdiagramm der für Indien zugrunde gelegten Abfallströme



Bedingt durch die Gegebenheiten der Abfallerfassung – Sammlung an Straßenrändern, überlaufende Container falls vorhanden und teilweise der Umstand, dass Bewohner und Bewohnerinnen ihre Abfälle einfach auf die Straße werfen – finden sich in Indien vielfach an diesen Abfallanhäufungen Tiere, die die organischen Abfälle fressen. Neben Hunden und Katzen sind dies in Indien vor allem auch Kühe. In der GIZ Indien wird vermutet, dass der Anteil der durch Kühe und andere Tiere gefressenen Organikabfälle bis zu 60% betragen könnte. Allerdings lässt sich dieser Anteil nicht plausibilisieren. Hinzu kommt die Schwierigkeit wie dieser Aspekt zu bewerten wäre. Grundsätzlich besteht eine hohe hygienische Bedenklichkeit und offiziell (MSW Rules 2000) sind streunende Tiere deswegen auch von

Abfällen fernzuhalten. Was mit den Tieren passieren würde, wenn sie diese Organikabfälle nicht fressen können, ist unklar. In der Regel sind die heiligen Kühe in Indien in Privatbesitz und müssten alternativ gefüttert werden, so dass ein Substitutionspotenzial nicht gänzlich von der Hand zu weisen ist. Allerdings wird dieser Aspekt vor dem Hintergrund, dass es sich um eine hygienisch bedenkliche, unzulässige Praxis handelt und dass keine belastbaren Einschätzungen zum Umfang möglich sind, in der Bilanzierung nicht berücksichtigt.

6.2.1 Berechnung der Kenndaten für die Abfallströme

Durch die Entnahme von Wertstoffen durch den informellen Sektor verändern sich die Abfallzusammensetzung und damit auch die für die Bilanzierung wichtigen Kenndaten Heizwert und Kohlenstoffgehalt. Dies ist in den Berechnungen berücksichtigt.

Für Indien ist die generierte Abfallmenge über die Abfallzusammensetzung nach (WBI 2008) in Tabelle 51 beschrieben. Von dieser wurden zunächst die durch den informellen Sektor bei der Haustürsammlung erfassten Abfallmengen abgezogen. Dabei wurde in Ermangelung von Informationen von einer Gleichverteilung der Sammlung für die trockenen Wertstofffraktionen Papier, Kunststoff, Metall, Glas und Textilien ausgegangen. Rechnerisch ergibt sich damit für jede dieser Fraktionen eine Erfassungsquote von 41%. Textilien sind hier für die Haustürsammlung mit einbezogen, da diese auch in (WBI 2008, S.16 und S.133) als Fraktion der Haustürsammlung genannt sind. Das Aufkaufen von Zeitungen, Flaschen, Plastiktüten, Altkleidern und Glas ist danach eine altbekannte Tradition in Indien. Altkleider werden üblicherweise direkt weiterverkauft.

Der nach der Haustürsammlung verbleibende Abfallstrom weist entsprechend geringere Wertstoffgehalte auf (Tabelle 53). Für diese resultierende Abfallzusammensetzung wurden der Heizwert sowie der biogene und fossile Kohlenstoffgehalt mit Hilfe der entsprechenden Kenndaten für die einzelnen Abfallfraktionen in Tabelle 13 berechnet.

Tabelle 53: Abfallzusammensetzung verschiedene Abfallströme

Angaben in %	Generierter Abfall	Abfall nach Haustürsammlung	Abfall nach „waste picking“
Kompostierbare Abfälle	47,43	52,4	53,0
Papier	8,13	5,3	4,9
Plastik, Gummi	9,22	6,0	5,6
Metall	0,5	0,3	0,3
Glas	1,01	0,7	0,6
Textilien	4,49	2,9	3,0
Inertmaterial	25,16	27,8	28,1
Sonstige	4,016	4,4	4,5
Kohlenstoff, biogen		11,3	11,2
Kohlenstoff, fossil		5,0	4,8
Heizwert (kJ/kg Abfall)		5744	5595

Analog wurde für die Abfälle verfahren, die nach dem „waste picking“ verbleiben. Auch hier wurde die entsprechende Menge an des Weiteren entnommenen Wertstoffen abgezogen.

Einzigster Unterschied ist, dass nicht davon auszugehen ist, dass in diesen Abfallmengen noch brauchbare Textilien enthalten sind. Entsprechend wurden die 1% waste picking für Indien nur für die Fraktionen Papier, Kunststoff, Metall und Glas angesetzt. Auch hier wird in Ermangelung von Informationen von einer Gleichverteilung für diese Abfallfraktionen ausgegangen. Bezogen auf die nach der Haustürsammlung verbliebenen Wertstoffmengen ergibt sich rechnerisch damit für jede dieser Fraktionen eine Erfassungsquote von 8%.

In Summe – Haustürsammlung und waste picking – werden aus dem generierten Abfall damit jeweils 45% der Wertstofffraktionen Papier, Kunststoff, Metall und Glas durch den informellen Sektor erfasst und einer Verwertung zugeführt und 41% der Textilien. Bezogen auf die generierte Abfallmenge werden damit 10,3% trockene Wertstoffe entnommen (9,5% Haustürsammlung, Rest waste picking). Die Zahl ist verhältnismäßig niedrig aufgrund der hohen Anteile an Organik und an Inertabfällen im indischen Siedlungsabfall, die zusammengenommen bereits über 75% der Abfallmenge ausmachen.

Die nach dem waste picking resultierende Abfallzusammensetzung und die dafür berechneten Kenndaten (Tabelle 53) wurden in der Bilanzierung gleichermaßen für die 94% deponierten und die 5% kompostierten Abfälle angenommen. Dies entspricht zwar wahrscheinlich nicht der Realität, allerdings stellt die Annahme vor dem Hintergrund der generellen Unsicherheiten eine angemessene Vereinfachung dar. Umgekehrt findet waste picking bereits an den Sammel- und Umschlagplätzen statt und nicht erst auf den Deponien. Insofern könnten die Abfälle zur Kompostierung (nach Umschlag) durchaus in ihrer Zusammensetzung mit denen zur Deponierung etwa übereinstimmen.

6.2.2 Deponierung

Standorte für Deponien sind in Indien i.d.R. willkürlich entstanden ohne auf Basisabdichtungen oder einen ausreichenden Abstand zum Grundwasserspiegel zu achten. Es gibt keine Sickerwasser- oder Gasfassung, keine Kontrollsysteme und die aufgebrachten Abfälle werden nicht kompaktiert, sondern bestenfalls mit Bulldozern eingeebnet. Nach offiziellen Angaben (CPCB 2010, cited in Annepu 2012, S.24) werden 10% der abgelagerten Abfälle offen verbrannt oder durch Deponiefener erfasst.

Rechtliche Vorgaben

Der beschriebene Umgang mit Abfällen – sowohl die wilde Deponierung und offene Verbrennung als auch die ungeordnete Ablagerung gesammelter Abfälle – sind in Indien seit 2000 illegal. Der desolate Zustand der Abfallwirtschaft, aber insbesondere der zunehmende gravierende Platzmangel durch wilde und ungeordnete Deponien – war bereits damals Anlass für drastische rechtliche Regularien mit einem sehr ambitionierten Zeitplan für die Umsetzung der Vorgaben. „The Municipal Solid Waste (Management and Handling) Rules“ traten im September 2000 in Kraft (MoEF 2000). Die Regeln definieren die Verantwortlichkeiten der Behörden, durch die die Vorgaben umgesetzt werden sollten.

Die Vorgaben beziehen sich v. a. auf die folgenden Aspekte:

- Abfallsammlung:
soll stattfinden, Verbot der Verbrennung, Gebot streunende Tiere von Abfällen fernzuhalten, etc.

- Deponierung:
soll – im Wesentlichen aus Platzgründen – generell auf nicht-biogene Abfälle beschränkt sein, Vorgaben zum Standort, zum Einbau, zur Kontrolle, etc.
- Vorschriften für Sickerwasser, Kompost und Abfallverbrennung:
Vorgaben Behandlungsanlagen (versiegelte Fläche, Sickerwasserfassung, Abdeckung der Abfälle, Minimierung und Kontrolle Geruchsemissionen), Richtwerte Schwermetallkonzentrationen in Komposten, Grenzwerte Sickerwasser, Vorgaben Abfallverbrennung (vollständige Verbrennung, Schornsteinhöhe, Emissionsgrenzwerte, Verbot PVC zu verbrennen)

Vor allem in Ermangelung finanzieller Möglichkeiten, aber auch durch fehlende Abstimmung auf ministerieller Ebene und unzureichende Angaben wie die Vorgaben zu implementieren wären, gelang es bis heute nur im Ansatz, die Abfallwirtschaft in Indien entsprechend neu zu gestalten. Die MSW Rules werden seit 2011 novelliert.

Berechnung THG-Emissionen

Die Berechnung der THG-Emissionen aus der ungeordneten Ablagerung folgt dem in Kapitel 4.2.5 beschriebenen Vorgehen. Unabhängig davon, ob Abfälle erfasst werden oder nicht, werden sie auf ungeordneten Deponien abgelagert ohne jegliche Kontroll- oder Schutzmaßnahmen, so dass die wilde Ablagerung nicht-erfasster Abfälle und die Ablagerung erfasster Abfälle sich in der Bewertung nicht unterscheiden.

Für die Berechnung der THG-Belastungen werden für Indien folgende Werte verwendet:

- DOC = rd. 11% (vgl. Tabelle 53)
- DOCf = 50% (Default-Wert IPCC)
- Methangehalt = 50 Vol% (Default-Wert IPCC)
- MCF = 0,4 (MoEF 2012, s.u.)
- keine Gasfassung
- OX = 0% (Default-Wert IPCC)

Dieses Vorgehen stimmt gut mit dem in der zweiten Mitteilung Indiens an die UNFCCC (MoEF 2012, S.76) beschriebenen Vorgehen überein. Auch darin werden für den DOCf und den Methangehalt die Default-Werte verwendet und es wird keine Gasfassung und keine Methanoxidation angenommen. Selbst der DOC, der in (MoEF 2012) auf Basis der Abfallzusammensetzung zu 11% abgeschätzt wurde entspricht den in dieser Studie berechneten Werten (Tabelle 53). Die einzige kleinere Abweichung liegt darin, dass in (MoEF 2012) davon ausgegangen wurde, dass 70% der generierten Abfallmenge letztendlich abgelagert wird, während sich aus den für diese Studie zugrunde gelegten Abfallströmen der abgelagerte Anteil der generierten Abfallmenge zu rund 86% ergibt.

Zur Bewertung der Art der Ablagerung wurde in dieser Studie das Vorgehen aus (MoEF 2012) übernommen. In (MoEF 2012) wird von einer ungeordneten, flächigen Ablagerung ausgegangen und entsprechend der Methankorrekturfaktor (MCF) mit 0,4 angesetzt. Diese Annahme hat einen hohen Einfluss auf das Ergebnis, da das Methanbildungspotenzial der abgelagerten Abfälle aufgrund der angenommenen vermehrt aeroben Verhältnisse auf 40% reduziert wird.

Im Vergleich des Status-Quo mit den Zukunftsszenarien wird aus diesem Grund in einer Sensitivität geprüft wie sich die THG-Belastung darstellt, wenn angenommen wird, dass die Abfälle nur zu 50% flächig abgelagert werden und ansonsten aber höher aufgeschichtet sind, mit entsprechend verstärkt anaeroben Verhältnissen. Hierfür wird der IPCC Default-Wert für ungeordnete Ablagerungen > 5 m verwendet (MCF = 0,8).

In den Zukunftsszenarien wird von einer geordneten Deponierung ausgegangen. Dadurch erhöhen sich zwangsläufig die Methanemissionen, da für geordnete Deponien der IPCC Default-Wert, MCF = 1, verwendet wird. Als weiteres Element in den Zukunftsszenarien wird eine Gasfassung unterstellt, für den Standardfall wird der IPCC Default-Wert mit 20% effektiver Gasfassungsrate angesetzt. Als Sensitivität wird zudem das Ergebnis bei einer höheren effektiven Gasfassungsrate von 40% dargestellt.

6.2.3 Kompostierung (mechanisch-biologische Behandlung)

Die „Kompostierung“ erfolgt in Indien nahezu ausschließlich als Müllkompostierung mit gemischten Siedlungsabfällen. Nur zwei der insgesamt über 80 Behandlungsanlagen behandeln getrennt erfasste organische Abfälle (Annepu 2012). Vereinzelt bestehen auch Wurmkompostierungsanlagen („vermicomposting“) für getrennt erfasste organische Abfälle wie v.a. Marktabfälle und Küchenabfälle aus Restaurants. Vergärungsanlagen („biomethanation“) gibt es nur als Kleinanlagen, die mit Grün- und Marktabfällen z.B. auch in Haushalten betrieben werden. Das erzeugte Biogas wird ausschließlich zur Wärmeerzeugung genutzt. Nach (Annepu 2012) schlug der einzige Versuch für eine zentrale Vergärungsanlage 2003 fehl und würde auch weiterhin fehlschlagen, da in Indien keine getrennte Erfassung organischer Abfälle erfolgt. Im Rahmen dieser Studie wurden die Vergärung und die Wurmkompostierung aufgrund der Geringfügigkeit nicht betrachtet.

Die Müllkompostierung erfolgt in Anlagen, die als einfache mechanisch-biologische Behandlungsanlagen (MBA) bezeichnet werden können. Üblicherweise werden die dort angelieferten Abfälle zunächst mechanisch separiert und die Siebfraktion, die mindestens < 100 mm sein soll, wird kompostiert. Ebenfalls vor der Kompostierung abgetrennt wird eine Inertfraktion, die nach Auskünften für (IFEU 2011) theoretisch zur Ziegelsteinherstellung eingesetzt werden kann. Inwiefern dies tatsächlich in der Praxis der Fall ist, kann nicht eingeschätzt werden. Konservativ wird für die Bilanzierung von einer Deponierung dieser Inertabfälle ausgegangen. Die abschließend der Kompostierung zugeführte Menge beläuft sich etwa auf 50-60% (IFEU 2011). Der Siebüberlauf – v.a. bestehend aus Kunststoffen, Textilien, Papierresten, anhaftender Organik und Inertmaterial – kann entweder weiter separiert (Kunststoffe und Papier) und an Recycler verkauft werden oder es findet eine Aufbereitung zu Ersatzbrennstoff statt oder sämtliche „Sortierreste“ werden deponiert. Genauere Angaben gibt es hierzu nicht. Für die Bilanzierung wurde angenommen, dass eine EBS-Fraktion erzeugt wird.

In Indien gibt es nach (Annepu 2012) fünf oder sechs Anlagen, die Ersatzbrennstoffe (refuse derived fuel, RDF) erzeugen. Nach Einschätzung der GIZ sind es eher 20 Anlagen, allerdings ist dies bislang unbestätigt. Die Kapazität der Anlagen reicht von 100-800 t Abfall pro Tag, die EBS-Erzeugung von 30-250 t/d. Die erzeugten EBS werden entweder an EBS-Kraftwerke oder an Zementwerke vermarktet. In (Annepu 2012) werden EBS als gute Möglichkeit gesehen Abfälle in Indien energetisch zu nutzen. Eine Direktverbrennung ist aufgrund der hohen Inert- und

Organikanteile i.d.R. nicht sinnvoll. Allerdings gibt es kaum EBS-Kraftwerke⁴⁷ und Zementwerke sind i.d.R. wenig an EBS interessiert, da die Werke historisch in der Nähe von Kohleabbaugebieten errichtet sind und Kohle durch Subventionen kostengünstig ist. Der Einsatz von EBS in kleineren Anlagen wie Ziegeleien o.ä. ist bedenklich, da diese Anlagen i.d.R. die Mindeststandards für Emissionsbegrenzungen nicht einhalten.

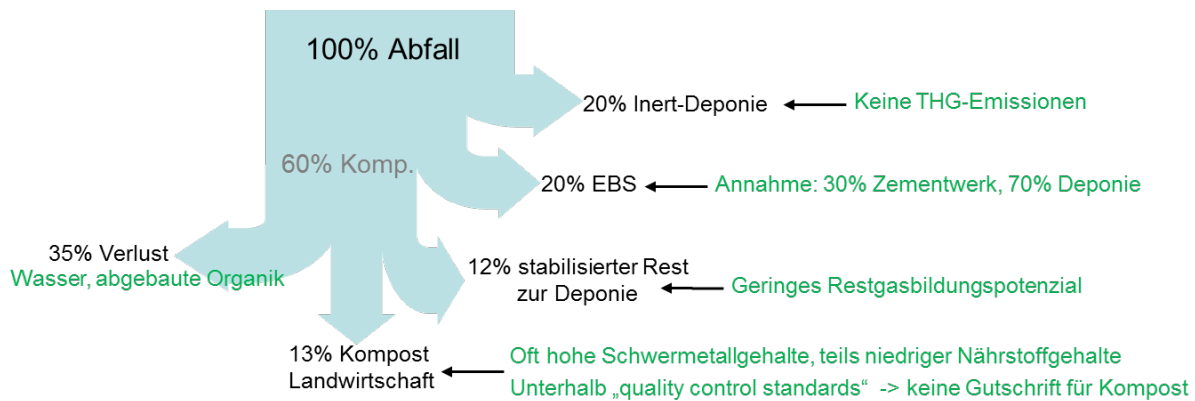
Für die abgetrennte EBS-Fraktion wurde angenommen, dass diese nicht vollständig energetisch genutzt werden kann. In Anbetracht dessen, dass es vermutlich nur zwei EBS-Kraftwerke gibt und Zementwerke EBS nur zögerlich einsetzen, ist von deutlichen Absatzmarktschwierigkeiten auszugehen. Im Rahmen des GIZ-Projektes (IFEU 2011) wurde berichtet, dass EBS nicht vermarktet werden können und einfach auf dem Gelände zwischengelagert werden, was über die Zeit einer ungeordneten Deponierung gleich kommt. Für die Bilanzierung wurde angenommen, dass EBS zu 30% in Zementwerken mitverbrannt und zu 70% ungeordnet abgelagert werden.

Die Kompostierung der aus dem gemischten Siedlungsabfall abgetrennten Siebfraktion findet üblicherweise in Mieten statt. Im besten Fall in Dreiecksmieten (ca. 1,5 x 3 m), die ein optimales Oberflächen-Volumen-Verhältnis aufweisen wie in (Annepu 2012) beschrieben. In Verbindung mit der Zugabe von Strukturmaterial sowie durch regelmäßige Belüftung der Mieten durch Umsetzen entspricht dies einer guten Betriebsführung und es wird eine Minimierung der klimarelevanten Emissionen Methan und Distickstoffmonoxid erreicht. Häufig werden aber große Tafelmieten auf unbefestigte Flächen aufgesetzt, die nicht oder nur selten umgesetzt werden und teils nach Regenfällen im Wasser stehen. Zur Einschätzung der klimawirksamen Emissionen wird insgesamt für Indien eher von diesen ungünstigen Bedingungen ausgegangen. Als Näherungsrechnung für die Ist-Situation wird der obere Bandbreitenwert nach (gewitra 2009) für eine offene Kompostierung verwendet (Tabelle 9).

Nach der Kompostierung erfolgt eine weitere Siebung, da der an Landwirte vermarktete Kompost eine Korngröße unter 4 mm aufweisen muss. Damit ergibt sich aus der Müllkompostierung nur ein kleiner Massenstrom, der als Kompost vermarktet werden kann. Der Anteil liegt bei 10-15% bezogen auf den Gesamtinput (IFEU 2011). In (Annepu 2012, S.50) wird der Anteil an erzeugtem Kompost mit 6-7% noch niedriger eingeschätzt. Der Autor nimmt zudem an, dass der restliche Abfall vollständig abgelagert wird. Abzüglich Wasserverluste und Verluste durch biologischen Abbau beläuft sich der insgesamt abgelagerte Anteil auf 60% bezogen auf den Gesamtinput.

⁴⁷ Nach (Annepu 2012, S.51) gibt es zwei solcher Anlagen in Hyderabad und Vijayawada. In diesen Anlagen werden auch landwirtschaftliche Reststoffe wie Reishülsen mitverbrannt.

Abbildung 38: Stoffflussdiagramm „Kompostierung“ Mischmüll („einfache MBA“)



Basierend auf den gegebenen Informationen wurde für die Bilanzierung ein durchschnittliches Stoffflussmodell der mechanisch-biologischen Behandlung in Indien abgeleitet (Abbildung 38), das auch auf dem Workshop in Indien vorgestellt wurde. Die o.g. Angaben nach (Annepu 2012) wurden als zu extrem für den Standardfall angesehen und nicht in der Form berücksichtigt. Angenommen wird nach den allgemeinen Informationen, dass nach einer mechanischen Abtrennung von Interabfällen und Wertstoffen 60% der Abfallmenge einer Kompostierung zugeführt werden. Für die 40% abgetrennten Abfälle wurde vereinfacht von einer Gleichverteilung ausgegangen: 20% Inertabfälle die deponiert werden und 20% Kunststoffe etc. für die angenommen wurde, dass sie als EBS bereitgestellt werden. Eine sortenreine Abtrennung einzelner trockener Wertstofffraktionen wird im Standardfall als unwahrscheinlich angesehen.

Für den kompostierten Anteil, der überwiegend aus Organik besteht, wird ein für die Kompostierung typischer Abbaugrad von knapp 60% angenommen. Für den kompostierten Rest wird durch die weitere Siebung eine etwa hälftige Aufteilung in Kompost und in stabilisierten grobkörnigeren Rest angesetzt. Mit diesen Annahmen ergeben sich die in Abbildung 38 dargestellten Massenströme. In Summe werden danach 13% des Input als Kompost in der Landwirtschaft eingesetzt, 6% als EBS zur Mitverbrennung im Zementwerk (20% x 30%) und 46% werden deponiert (20% Inertabfälle, 14% EBS, 12% stabilisierter Rest).

Die Bilanzierung der deponierten Fraktionen entspricht im Grundsatz der Bilanzierung wie sie unter „Deponierung“ beschrieben wurde. Allerdings unterliegen Inertabfälle keinem biologischen Abbau und für den stabilisierten Kompostrest ist von einem deutlich verminderten biologischen Abbau auszugehen. Dieser wurde wie MBA-Rest bewertet mit einem DOCf von 10% und einem Methangehalt von 40 Vol% (IFEU 2012). Eine Methanoxidation wurde weiterhin für die ungeordnete Ablagerung nicht angenommen.

Für die Kenndaten der EBS-Fraktion mussten Annahmen getroffen werden. Hierzu wurde eine mögliche Zusammensetzung der EBS abgeleitet für die angenommen wurde, dass alle noch im Mischabfall enthaltenen Wertstoffe in die EBS-Fraktion überführt werden sowie die sonstigen Abfälle und Anteile der Inertfraktion. Ausgehend von dieser Modellzusammensetzung wurde der fossile Kohlenstoffgehalt zu 20% bestimmt und der biogene zu 15%. Für den Heizwert wurde der in Indien empfohlene Mindestheizwert für EBS angesetzt (3200 kcal/kg EBS, entspricht rund 13,4 MJ/kg). Durch die Mitverbrennung der EBS im Zementwerk wird Steinkohle ersetzt, für die für Indien von einem durchschnittlichen Heizwert von 17 MJ/kg ausgegangen wird (Annepu 2012, S.93). Zur Berechnung der THG-Emissionen aus vermiedener Extraktion und Verbrennung der Steinkohle wurden einheitliche Emissionsfaktoren verwendet.

Für den durch Müllkompostierung erzeugten Kompost ist grundsätzlich von einer Belastung mit Schadstoffen auszugehen. Dies wird für Indien auch bestätigt. In (Annepu 2012) wird auf eine Studie des Indian Institute of Soil Science (IISS), Bhopal verwiesen, wonach Müllkomposte hohe Schwermetallgehalte und niedrige Nährstoffgehalte aufweisen. In 29 untersuchten Städten wurden die Grenzwerte der MSW Rules 2000 für Schwermetalle mehrheitlich nicht eingehalten und ebenso wenig die indischen Qualitätsvorgaben für die Gehalte an Kalium, Phosphor, TOC und Feuchtegehalt. Für die Bewertung wird hier analog dem Vorgehen im Vorläuferprojekt kein Nutzen für Müllkompost angerechnet.

6.2.4 Recycling

Das Recycling der durch den informellen Sektor entnommenen trockenen Wertstoffe wird über die in Kapitel 4.2.4 abgeleiteten einheitlichen Emissionsfaktoren bewertet. In Kapitel 4.2.4 wurde bereits ausgeführt, dass es in Indien zwar eine integrierte Papierproduktion gibt, aber dort auch Altpapierfasern eingesetzt werden, und es kann auch nicht gesagt werden, in welchem Umfang Kohle zur Energieerzeugung verwendet wird. Aktuell gibt es in Indien über 500 Papiermühlen mit einer installierten Kapazität von 12,75 Mio. t. Dabei handelt es sich vorwiegend um kleine und mittlere Firmen. Die Anzahl der Papiermühlen mit einer Kapazität von 50.000 t/a liegt unter 25 Stück, und in etwa 6 Papiermühlen werden nahezu 90% der Zeitungspapiere produziert. Die aktuelle Papier- und Pappeproduktion wird auf 10,11 Mio. t geschätzt, der Inlandsverbrauch auf 11,15 Mio. t (9,3 kg/E). Nach zwei Jahren der stagnierenden Nachfrage erwartet der Verband der indischen Papierindustrie IPMA⁴⁸ bis 2015 eine Steigerung des Papierbedarfs auf 14 Mio. t und bis 2020 auf 20 Mio. t.

Generell besteht in Indien ein akuter Holzangel. Deswegen dürfen indische Papierhersteller aufgrund gesetzlicher Bestimmungen keine großen Anbauflächen für Primärfaserstoffe unterhalten. Aus Mangel an Papierholz greifen die Mühlen verstärkt auf Agrarabfälle wie Bagasse zurück sowie auf Altpapier. Insgesamt werden in der indischen Papierproduktion nach Angaben der IPMA zu 44% Altpapierfasern, zu 35% chemical pulp und zu 21% Agro-Residues als Einsatzstoffe verwendet. Dabei stammen die eingesetzten Altpapierfasern auch aus Importen, der Anteil an im Inland rückgewonnenen Altpapieren liegt nur bei 47%. In Indien werden jährlich 850.000 – 1.000.000 t Altpapier zurückgewonnen, was einer Recyclingrate von 20% entspricht. Gründe für diese sehr niedriger Recyclingrate liegen in der alternativen Nutzung von Altpapier als Einpack- oder Verpackungsmaterial etc. Die indische Papierindustrie fordert wegen dieser Mangelsituation die Beschränkungen für Anbauflächen aufzuheben und ein wohlgeordnetes offensives Erfassungssystem für die Sammlung, Sortierung, Klassierung und Nutzung von Altpapier zu etablieren, um Importe in Grenzen zu halten.

Kunststoffabfälle sind nach Organik- und Inertabfällen die dritthöchste Abfallfraktion im indischen Müll, allerdings mit deutlichem Abstand (Tabelle 53). In der vorliegenden Studie wurde davon ausgegangen, dass Kunststoffabfälle zu gleichen Anteilen wie andere Wertstoffe im Abfall zu 41% durch die Haustürsammlung erfasst werden, so dass vergleichsweise geringe Anteile im Restmüll verbleiben. Auf Müllplätzen und Deponien haben v.a. dünne Plastiktüten ein Problem dargestellt, dem versucht wurde im Rahmen der Recycled Plastics Manufacture and Usage Rules, 1999 zu begegnen. Darin wird eine Mindestdicke für Plastiktüten von 20 µm

⁴⁸ Indian Paper Manufacturers Association; <http://www.ipma.co.in/>

vorgeschrieben in der Hoffnung, dass die Tüten dann eher von den waste pickern aussortiert werden, da dünne Tüten einen geringen Wert haben und schwerer auszulesen sind. Allerdings ist es für Hersteller schwierig die geforderte Dicke zu messen, so dass dem Standard i.d.R. nicht gefolgt werden konnte. Hierauf haben Bundesstaaten in Indien reagiert und eine höhere Dicke für Plastiktüten vorgeschrieben, die je nach Staat zwischen 30 und 70 µm liegt.

Grundsätzlich ist bei den durch Haustürsammlung gekauften Kunststoffabfällen davon auszugehen, dass diese einem höherwertigen Recycling zugeführt werden könnten. Nach (MoEF 2010) bestehen Plastikabfälle in Indien zu 80% aus recycelbaren thermoplastischen Kunststoffen wie PET, PE, PVC, PP und PS und zu 20% aus duroplastischen Kunststoffen wie PUR, Alkylen, Epoxiden, Estern, Formaldehyden und Silikonen, die nicht leicht recycelbar sind. Allerdings liegen keine Angaben zur prozentualen Aufteilung der recycelbaren Kunststoffarten vor und auch die Verwertungswege nach Haustürsammlung sind nicht bekannt. Nach Experteneinschätzung (IFEU 2011) werden in der Regel aus den Kunststoffabfällen durch „plastics to pelletisation“ Sekundärgranulate erzeugt. Eingesetzt werden diese überwiegend für eher dickwandige Kunststoffprodukte wie z.B. Blumenkübel. Durch solche Anwendungen werden nach europäischen Erfahrungswerten tendenziell eher Holz und Beton ersetzt und nur anteilig auch Primärkunststoff. Dies entspricht nach der in dieser Studie abgeleiteten 3-stufigen Systematik für Kunststoffrecycling einer niedrigen Wertigkeit (s. Kap. 4.2.4). Die Ableitung der drei Qualitätsstufen für das Kunststoffrecycling ist im Anhang dokumentiert (Kap. 11.1).

Für Indien bezieht sich die Bilanzierung anders als bei der OECD- und USA-Bilanz auf die, auf Basis der verfügbaren Angaben abgeschätzte, gesammelte Menge. Für die bei der Aufbereitung anfallenden Aufbereitungsreste ist in Indien von einer Deponierung auszugehen. In der Bilanz ist dies mit keinen weiteren THG-Emissionen verbunden, Transportaufwendungen sind auch hier pauschal berücksichtigt (s. Kap. 4.2.4). Die für Indien berechneten Emissionsfaktoren – in CO₂-Äq pro t gesammeltem Kunststoffabfall – sind:

„niedrig“:	Aufwand 418	Gutschrift -511	Netto -94
------------	-------------	-----------------	-----------

6.2.5 Andere Technologien

Andere Technologien als die Müllkompostierung bzw. mechanisch-biologische Behandlung (MBA) spielen in Indien derzeit keine bzw. nur eine untergeordnete Rolle.

Müllverbrennungsanlagen (MVA)

MVAn bzw. WtE-Anlagen wurden bislang nur vereinzelt in Indien gebaut, und bislang mit schlechten Erfahrungen. Eine der ersten Anlagen wurde bereits Mitte der 80er in New Delhi im Stadtteil Timarpur errichtet und schlug fehl. Auf dem Workshop in Indien wurde durch einen Vertreter des Ministry of New and Renewable Energies (MNRE) dargelegt, dass Grund der Stilllegung ein zu geringer Energiegehalt im Müll war. Das nächste Projekt wurde erst viel später wieder versucht, wobei auch dieser Versuch fehlschlug, da der Anteil Organik im Müll viel geringer war als erwartet (11-19%). Zum Stand 2012 waren 4-5 Projekte in der Umsetzung. Eine Anlage davon in Bangalore für die seitens der GIZ mitgeteilt wurde, dass diese voraussichtlich aufgrund einer Fehlkalkulation nicht fertiggestellt wird. Eine weitere Anlage wurde wiederum in New Delhi im Stadtteil Okhla errichtet und Mitte 2012 in Betrieb genommen. Sie ist abschließend für eine Kapazität von rd. 2.000 t/d ausgelegt. Augenscheinlich

lief die Anlage planmäßig an⁴⁹. Nach Nachrichtenmeldungen⁵⁰ wird die Anlage stabil betrieben, weist aber eine um mehr als das 30-fache Überschreitung der Dioxin- und Furangrenzwerte auf, obwohl zur Vermeidung dieser nach rechtlichen Vorgaben Gummi und PVC-Abfälle vorab aussortiert werden. Der Grenzwert wurde zu 0,1 mg/m² gesetzt (z. Vgl. 17. BImSchV 0,1 ng/Nm²). Grundsätzlich ist die Müllverbrennung in der indischen Bevölkerung aufgrund der schlechten Erfahrungen und aus Sorge vor Gesundheitsgefährdungen sehr umstritten. So ging z.B. auch der Bau der Anlage in Oklha mit öffentlicher Gegenwehr durch Bürgerinitiativen einher aus Sorge vor gesundheitlichen Gefahren durch die Abluftemissionen. Seitens der Regierung wird die Müllverbrennung dagegen aufgrund des hohen Organikgehalts (inkl. Papier bis zu 70%) im gemischten Siedlungsabfall als eine „Erneuerbare Energien Technologie“ gesehen (Annepu 2012, S.45).

Eine Müllverbrennung ist in dieser Studie im Rahmen der Zukunftsszenarien vorgesehen. Für die THG-Bilanz relevant ist dabei der fossile Kohlenstoffgehalt im Abfall, der Heizwert und zu welchen Anteilen bei der Verbrennung Energie erzeugt wird. Für Indien kommt die Besonderheit hinzu, dass die Verbrennung von PVC-Abfällen verboten ist. Für das Zukunftsszenario wurde vereinfacht davon ausgegangen, dass durch einen mechanischen Abtrennungsschritt der gesamte Kunststoffabfall aus dem Mischmüll aussortiert und recycelt wird. Das Recycling wurde dabei gleichermaßen bewertet wie oben beschrieben. Für den verbleibenden Abfall wurde vereinfacht angenommen, dass die Entnahme der Kunststoffabfälle den fossilen Kohlenstoffgehalt halbiert und den Heizwert auf 80% des Ausgangswertes reduziert. Da mit den Zukunftsszenarien vor allem Potenziale aufgezeigt werden sollen, werden diese Vereinfachungen als zielführend angesehen. Für die Energieerzeugung wurde analog vereinfachend ein Nettostromwirkungsgrad von 15% angenommen. Eine Wärmeauskopplung wird nicht angenommen, da nicht davon auszugehen ist, dass die Wärme extern genutzt werden kann.

Bisherige Probleme bei „neuen“ Technologien

Neben den oben geschilderten Problemen mit MVAn und der Gegenwehr durch Bürgerinitiativen gab es in Indien auch vielfältig, ähnlich gelagerte Probleme mit anderen Anlagen. Erste MBAn wurden in Indien bereits 1975-1976 gebaut (10 Anlagen). Diese sowie zwei EBS-Anlagen, die 2003 in Hyderabad und Vijayawada gebaut wurden, sind heute nicht mehr in Betrieb. Hauptursachen für die Fehlschläge waren:

- die Anlagen waren für höhere Abfallmengen ausgelegt als tatsächlich akquiriert werden konnten,
- Betriebskosten waren nicht in der Kalkulation berücksichtigt,
- lokale Bedingungen waren für die importierten Technologien nicht berücksichtigt worden.

Insbesondere bei den MBAn waren folgende Probleme gegeben:

⁴⁹ Besichtigung Jürgen Giegrich im Dezember 2012.

⁵⁰ http://e360.yale.edu/feature/out_of_indias_trash_heaps_a_controversy_on_incineration/2716/ und <http://timesofindia.indiatimes.com/city/delhi/Waste-to-energy-plant-poisoning-air-Study/articleshow/20358451.cms?referral=PM>

- für die importierten halbautomatischen Maschinen waren keine Ersatzteile verfügbar,
- die Zerkleinerungsaggregate waren nicht für den indischen Mischabfall angepasst und verstopften häufig mit Lumpen und Plastikstücken; Messer zerbrachen an den im Müll enthaltenen Glas- und Metallstücken,
- die kontinuierliche Stromverfügbarkeit vor Ort war unzureichend,
- in der Regenzeit konnte die Anlage nicht betrieben werden,
- es gab keinen Markt für die erzeugten Produkte.

Aus diesen Problemen wurde gelernt, aber auch heute finden sich Anlagen, die mit den genannten oder sonstigen Problemen konfrontiert sind. So das Beispiel der Erzeugung einer EBS-Fraktion für die es keinen Absatzmarkt gibt und die deswegen letztlich deponiert wird. Oder die neu gebaute MVA in Oklha für die befürchtet wurde, dass sie überdimensioniert ist. Auch war die Eignung der angelieferten Abfälle zur Verbrennung nach Einschätzung der GIZ nicht klar. Hohe Organik- und Inertgehalte sowie ein hoher Wassergehalt könnten dazu führen, dass die Verbrennung eine hohe Zufeuerung von Heizöl benötigt. Diese Aspekte konnten bei der Anlagenbesichtigung weder bestätigt noch ausgeräumt werden.

6.3 Ergebnisse Abfallwirtschaft Indien

6.3.1 Standardfall

Im Standardfall wurde mit dem unteren Bandbreitenwert von 42 Mio. t für das Abfallaufkommen nach (WBI 2008) gerechnet. Der im Fließdiagramm in Abbildung 37 gezeigte Verbleib der Abfälle ist in Abbildung 39 nochmals als Mengendiagramm dargestellt. Überwiegend wird danach Siedlungsabfall in Indien formell erfasst und ungeordnet deponiert.

Das Ergebnis der Bilanzierung der Abfallwirtschaft in Indien zum Status-Quo zeigt Abbildung 40. In Summe werden durch die Abfallwirtschaft in Indien **jährliche THG-Belastungen in Höhe von rd. 9,4 Mio. t CO₂-Äq verursacht**. In der Abbildung ist dieses Ergebnis aufgeteilt in die THG-Emissionen, die sich aus dem nicht erfassten und wild abgelagerten sowie offen verbrannten Abfall ergeben, die der Haustürsammlung mit Verwertung und die der formell erfassten Abfälle mit deren Behandlung.

Abbildung 39: Verbleib Abfallaufkommen in Indien

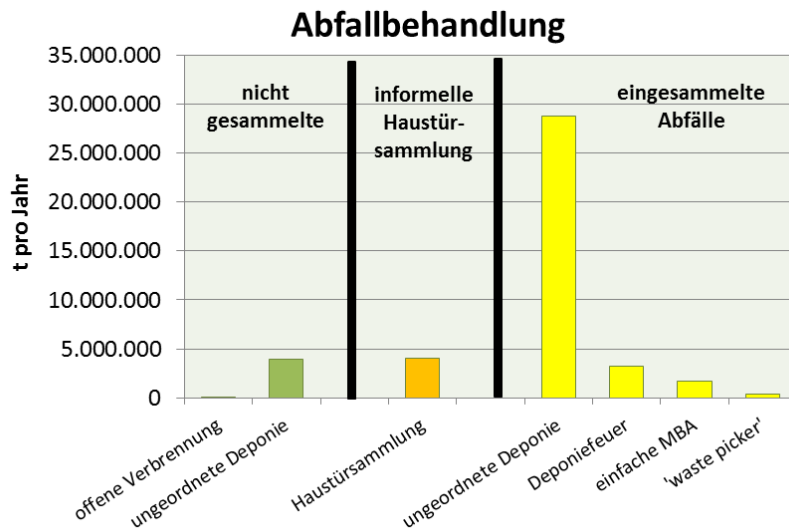
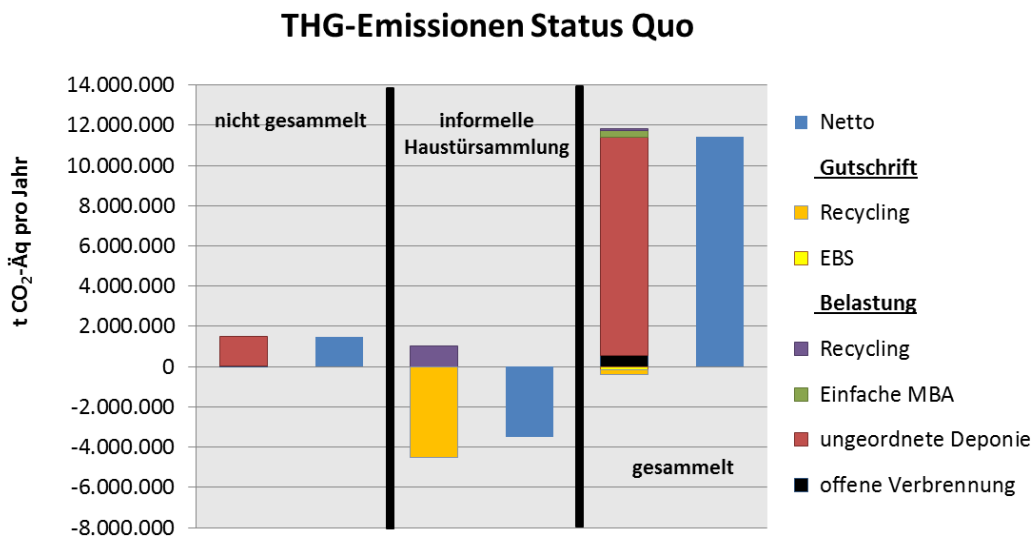


Abbildung 40: Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo



Die Berechnung der ungeordneten Deponierung unterscheidet sich dabei nicht zwischen erfassten und nicht-erfassten Abfällen (Kap. 6.2.2). Insgesamt resultieren Belastungen in Höhe von rd. 12,3 Mio. t CO₂-Äq durch die abgelagerte Abfallmenge. Die Belastungen aus der offenen Verbrennung sind demgegenüber aufgrund der geringen davon betroffenen Abfallmenge von untergeordneter Bedeutung. Die Aktivitäten des informellen Sektors (Haustürsammlung, waste picking und Verwertung der trockenen Wertstoffe) erzielen als einzige netto eine THG-Entlastung in Höhe von -3,6 Mio. t CO₂-Äq. Bei der Haustürsammlung ist dies deutlich in der Ergebnisabbildung sichtbar, beim waste picking ist der zusätzlich darüber erfasste Mengenanteil vergleichsweise gering, so dass die Gutschrift weniger deutlich zum Tragen kommt.

6.3.2 Sensitivitäten

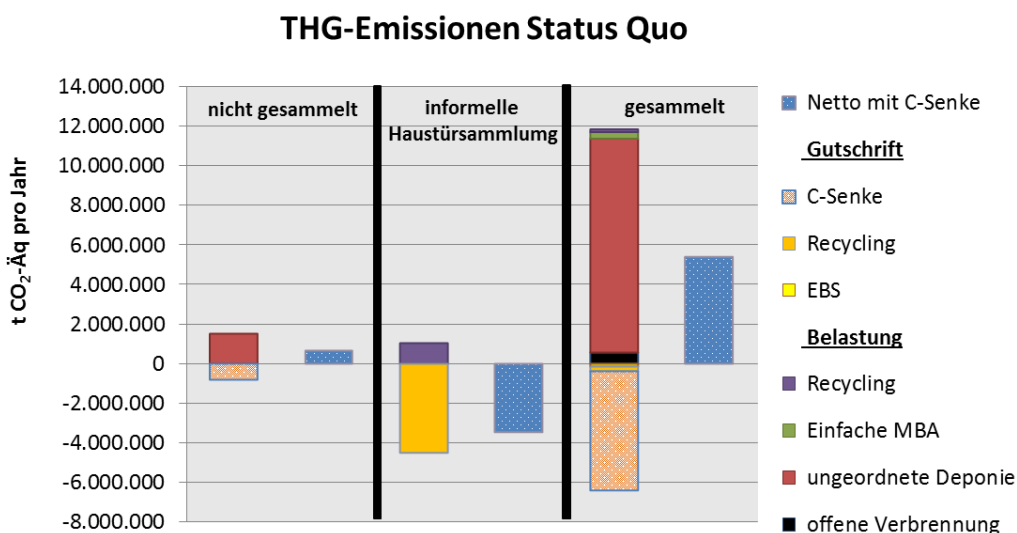
Als Sensitivitäten wurden folgende Aspekte untersucht:

- Ergebnis unter Berücksichtigung der C-Senke
- Ergebnis bei nur 60% Erfassungsrate statt 81%
- Ergebnis bei oberer Bandbreite Abfallmenge von 243 Mio. t

C-Senke

In Abbildung 41 ist das Ergebnis aus dem Standardfall ergänzt um die Sensitivitätsbetrachtung der C-Senke. Wird diese berücksichtigt werden im Nettoergebnis die Belastungen um mehr als die Hälfte vermindert. In der Gesamtsumme bleibt es bei Nettobelastungen, die allerdings nur noch bei rd. 2,6 Mio. t CO₂-Äq gegenüber den rd. 9,4 Mio. t des Standardfalls liegen. Die C-Senke ist allerdings mit Unsicherheiten verbunden (Kap. 4.2.5) und wird deswegen nur als Sensitivitätsbetrachtung dargestellt.

Abbildung 41: Sensitivitätsbetrachtung THG-Bilanz Status-Quo mit C-Senke



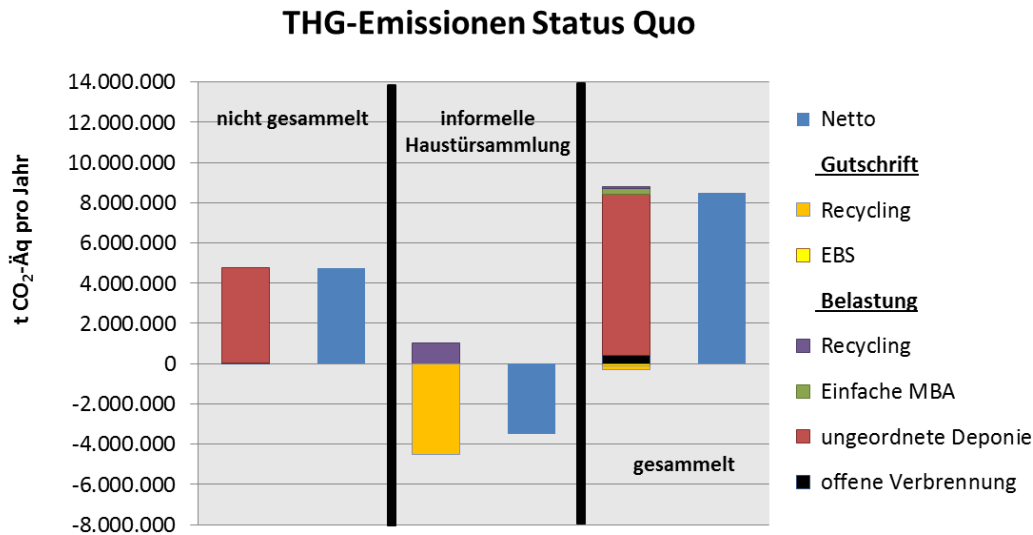
Variation Erfassungsrate 60% statt 81%

Aus den verfügbaren Literaturangaben ist eine der deutlicheren Datenunsicherheiten die der Erfassungsrate. Die in verschiedenen Quellen angegebenen tendenziell höheren Werte beziehen sich auf städtische Gebiete. Einzig in einer Quelle wird eine landesweite Erfassungsrate von 60% benannt, allerdings sind aus dieser Quelle keine weiteren Angaben über Abfallverbleib und Art der Behandlung zu entnehmen (Kap. 6.1). Aus diesem Grund wird die Angabe der abweichenden landesweiten Erfassungsrate hier als Sensitivität betrachtet. Die sonstige Verteilung der Abfallmengenströme bleibt gegenüber dem Standardfall unverändert.

Abbildung 42 zeigt das Ergebnis für die Sensitivitätsbetrachtung wiederum unterteilt in die drei Bereiche nicht gesammelt, Haustürsammlung und gesammelt. Mit der geringeren Erfassungsrate zeigt sich eine deutliche Verschiebung der THG-Belastungen zu den nicht gesammelten Abfällen. Im Gesamtergebnis ist der Unterschied jedoch gering, da die ungeordnete Deponierung sowohl der nicht gesammelten als auch der gesammelten Abfälle zu den gleichen THG-Belastungen führt. Ein kleiner Unterschied ergibt sich, da für die nicht gesammelten Abfälle kein waste picking angenommen wird und entsprechend bei den

gesammelten Abfällen weniger Wertstoffe durch den informellen Sektor entnommen werden können. Entsprechend liegt die gesamte Nettobelastung für die Erfassungsquote von 60% bei rd. 9,7 Mio. t CO₂-Äq (ohne C-Senke) gegenüber den 9,4 Mio. t CO₂-Äq im Standardfall.

Abbildung 42: Sensitivitätsbetrachtung THG-Bilanz geringere Erfassungsquote



Obere Bandbreite Abfallmenge

Die obere Bandbreite für das Abfallaufkommen wurde aus Angaben in (MoEF 2012) und dem indischen Zensus berechnet. Danach würde sich das Abfallaufkommen in Indien im Jahr 2011 auf 243 Mio. t Abfall belaufen (Kap. 6.1). Mit diesem Abfallaufkommen ergibt sich die gesamte Nettobelastung zu rd. 54,5 Mio. t CO₂-Äq gegenüber den rd. 9,4 Mio. t CO₂-Äq im Standardfall mit 42 Mio. t Abfall und liegt damit linear zum Abfallaufkommen um beinahe das 6-fache höher.

In der Betrachtung für den oberen Bandbreitenwert des Abfallaufkommens wurde unterstellt, dass sich die Abfallzusammensetzung und der Abfallverbleib gegenüber den Angaben im Standardfall mit dem unteren Bandbreitenwert von 42 Mio. t Abfall nicht ändern. Damit können jedoch die anteiligen Mengen der Wertstofffraktionen überschätzt sein. So wird in (MoEF 2010) berichtet, dass der indische Verbrauch an Kunststoffen im Jahr 2008 auf 8 Mio. t geschätzt wurde und das daraus generierte jährliche Abfallaufkommen an Kunststoffen auf 5,7 Mio. t. Basierend auf den Angaben in (WBI 2008) und dem oberen Bandbreitenwert des Abfallaufkommens würde sich jedoch eine jährliche Menge an Kunststoffabfällen von 22,4 Mio. t berechnen. Im Standardfall und somit auch in der Betrachtung mit hohem Abfallaufkommen werden davon insgesamt 45% durch den informellen Sektor erfasst und verwertet. Nach (MoEF 2010) wäre dieser Anteil umgekehrt wiederum unterschätzt. Danach wird berichtet, dass 60% der generierten Kunststoffabfälle recycelt werden, während die restlichen 40% gar nicht erfasst, sondern ungeordnet weggeworfen werden.

Ein ähnliches Beispiel besteht auch für Altpapier. Nach Angaben des indischen Verbands der Papierindustrie werden jährlich bis zu 1 Mio. t Altpapier zurückgewonnen, was einer Recyclingrate von 20% entspricht (Kap. 6.2.4). Dies würde einer generierten jährlichen Abfallmenge von 5 Mio. t Altpapier entsprechen. Für den oberen Bandbreitenwert des

Abfallaufkommens und mit gegebenem Abfallanteil des Altpapiers nach (WBI 2008) würde sich jedoch eine jährliche Menge an Altpapier von 19,7 Mio. t berechnen.

Die beiden Beispiele verdeutlichen die Problematik der Datenunsicherheit und die entsprechend gegebene Dringlichkeit in Indien sowie generell in Ländern in ähnlicher Situation, nicht nur eine geordnete Abfallwirtschaft aufzubauen, sondern auch ein Monitoringsystem, um die Abfallströme nachvollziehen zu können. Wird in Indien ein Deponieverbot angestrebt, können Lenkungsmaßnahmen nur greifen und optimal sein, wenn die tatsächlichen Potenziale der Wertstofffraktionen und die gesamten Abfallmengen bekannt sind.

6.3.3 Gegenüberstellung Werte der Mitteilung an die UNFCCC

In der zweiten Mitteilung Indiens an die UNFCCC (MoEF 2012, S.43 und 78) sind die berechneten THG-Emissionen in Indien für das Jahr 2000 ausgewiesen:

Gesamt:	1.523.777.440 t CO ₂ -Äq
Sektor Waste:	52.552.290 t CO ₂ -Äq
Solid waste disposal:	10.251.990 t CO ₂ -Äq

Die Deponierung von Abfällen („Solid waste disposal“) nimmt danach nur 0,7% der gesamten THG-Emissionen in Indien ein. Nach Angaben in der Mitteilung erfolgte die Berechnung für das Gesamtabfallaufkommen in Indien (Basis: 0,55 kg/(E*d)) für das angenommen wurde, dass 70% letztlich abgelagert werden.

Im Rahmen der Berichterstattung an die UNFCCC werden jährliche Emissionen mitgeteilt. Die Berechnung (first order decay, FOD, method) entspricht einer zeitinkrementellen Betrachtung der insgesamt über die Jahrzehnte freigesetzten Methanemissionen aus der Deponierung von Abfällen. Die berichteten Emissionen für ein Jahr reflektieren die realen Emissionen aller bisherigen (nach Empfehlung IPCC zurück bis zum Jahr 1950) und im Berichtsjahr abgelagerten Abfälle. Diese Berechnungsweise dient dem Monitoring der nationalen jährlichen THG-Emissionen. Ein Vergleich mit den insgesamt aus der Deponierung einer bestimmten Abfallmenge entstehenden Emissionen – den unmittelbaren und zukünftigen – wie sie der Ökobilanzansatz verfolgt ist nicht sinnvoll.

Mit der in der Mitteilung gegebenen Annahme (70% von 243 Mio. t Abfall deponiert) berechnen sich die absoluten gesamten THG-Emissionen zu rund 52 Mio. t CO₂-Äq (Kennwerte wie in Kap. 6.2.2 beschrieben).

6.4 Zukunftsszenarien 2030

6.4.1 Basisvergleich

Für die Zukunftsszenarien wurden vereinbarungsgemäß ein mittleres und ein ideelles Szenario abgeleitet. Dabei wurde die Situation in Indien berücksichtigt. Bereits in den MSW Rules (2000) angelegte Ziele des Landes sind:

- eine geordnete Abfallwirtschaft mit geordneter Abfallerfassung und -behandlung,
- möglichst nur Deponierung von nicht-biogenen, nicht-recyclebaren Abfällen.

Entsprechend wird für beide Zukunftsszenarien für das Jahr 2030 eine 100%ige formelle Erfassung der Siedlungsabfälle angenommen.

Davon unberührt bleibt jedoch die Haustürsammlung, die bereits aktuell einen wichtigen Beitrag zur Abfallwirtschaft in Indien leistet. Auch die anteilige Entnahme von trockenen Wertstoffen aus den formell erfassten Abfällen durch waste picker wird in den Zukunftsszenarien nicht verändert. Diese informelle Wertstoffsammlung leistet ebenfalls einen Beitrag zur Abfallwirtschaft, findet umgekehrt aber in der Regel unter gesundheitlich und hygienisch höchst bedenklichen Umständen statt. Für eine Ausweitung dieser Aktivitäten wären unbedingt die Randbedingungen zu verbessern. Dies findet im Ansatz in Indien statt, beispielsweise in Mumbai. Dort gibt es drei Organisationen für waste picker, die für ihre Mitglieder (Jahresgebühr) ID cards ausstellen und bemüht sind in Verhandlungen mit den offiziellen Stellen die Arbeitsbedingungen zu verbessern und den informellen Sektor zu integrieren (GTZ 2008). Für die Zukunftsszenarien wurde davon abgesehen künftig mögliche Veränderung für den informellen Sektor abzubilden.

Für Indien sind des Weiteren die vielfältig gemachten ungunen Erfahrungen mit neuen Technologien relevant (Kap. 6.2.5). Seitens der offiziellen Stellen und weiterer Stakeholder besteht hier mittlerweile eine zurückhaltende Position. Nach Vorgaben der offiziellen Stellen müssen Abfallbehandlungsverfahren – so es sich um neue Technologien handelt – auch zunächst von zentraler Stelle (Central Pollution Control Board, auch auf bundesstaatlicher Ebene) begutachtet und befürwortet werden bevor sie in Städten genehmigt werden dürfen. In der Praxis ist dies nicht immer der Fall. So wurde beispielsweise auf dem Workshop in New Delhi aus einer Stadt berichtet, dass dort neuerdings mobile Müllverbrennungsanlagen eingesetzt werden von denen die Behördenvertreter noch keine Kenntnis hatten. Gegenüber neuen und nicht etablierten Technologien wird es auch seitens der GIZ Indien für zielführender angesehen zunächst die bereits praktizierte „Kompostierung“ (einfache MBA) auszuweiten anstelle Abfälle zu deponieren.

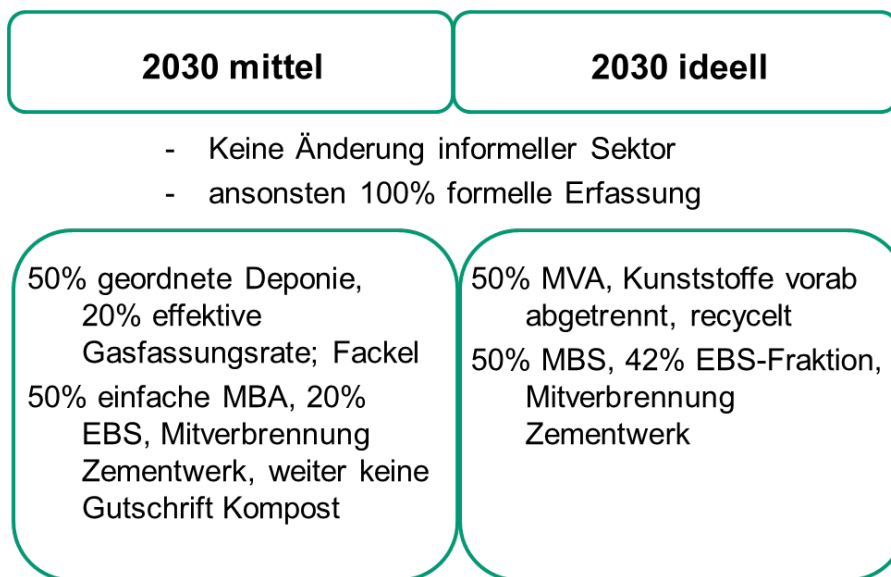
Entsprechend wird als mittleres Szenario davon ausgegangen, dass die gesammelten Abfälle abzüglich der über den informellen Sektor erfassten Wertstoffe zu 50% einer geordneten Deponierung zugeführt werden und zu 50% einer mechanisch-biologischen Behandlung entsprechend dem Status-Quo (einfache MBA). Im Unterschied zu dem in Abbildung 38 gezeigten MBA-Stoffflussschema wird allerdings für das Zukunftsszenario davon ausgegangen, dass es gelingt erzeugte EBS tatsächlich zu vermarkten, es wurde eine 100%ige Mitverbrennung in Zementwerken angenommen. Hinsichtlich der produzierten Kompostqualitäten und deren Bewertung wurden allerdings keine Veränderungen gegenüber der Ist-Situation angesetzt, da es sich weiterhin um eine Mischmüllkompostierung handelt.

Für das ideelle Szenario wurden im Gegensatz zum mittleren Szenario neue Technologien berücksichtigt. Bestandteil des ideellen Szenarios ist grundsätzlich wie bei allen betrachteten Ländern die vollständige Aufgabe der Deponierung von Abfällen. Als mögliche alternative Restmüllbehandlungsverfahren kommen im Wesentlichen eine Abfallverbrennung und eine technisch aufwendigere mechanisch-biologische Behandlung in Frage. Eine Vergasung oder Pyrolyse von Abfällen wird nicht betrachtet, auch wenn diese Verfahren in Indien derzeit „en vogue“ sind, d.h. entsprechende Verfahren werden den Behördenvertretern von Städten durch

Privatinvestoren, -firmen angeboten. Allerdings sind diese Verfahren in der Praxis nicht erprobt und beispielsweise in Deutschland gescheitert⁵¹.

Einen Überblick über die gewählten Zukunftsszenarien zeigt Abbildung 43. Für das ideale Szenario 2030 wurde wiederum von einer je hälftigen Behandlung des Restmülls ausgegangen. Zu 50% wurde eine Verbrennung der Abfälle in einer MVA angenommen und zu 50% die Behandlung in einer mechanisch-biologischen Stabilisierungsanlage (MBS). Die Müllverbrennung und das Vorgehen zur Bilanzierung dieser ist bereits in Kapitel 6.2.5 beschrieben.

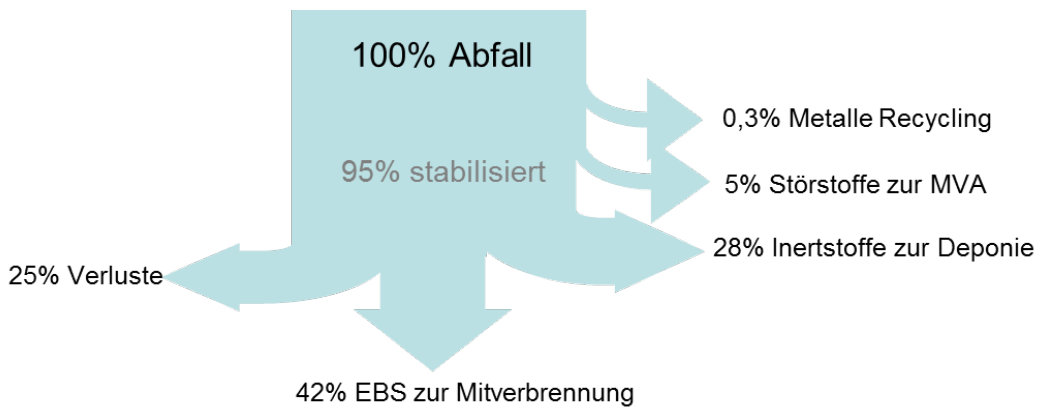
Abbildung 43: Überblick Zukunftsszenarien 2030



Die mechanisch-biologische Stabilisierung (MBS) ist nach dem Muster der deutschen MBS-Anlagen modelliert. Allerdings wurden gegenüber der Beschreibung in Kapitel 4.2.7 Anpassungen vorgenommen durch die die Abfallzusammensetzung für Indien mit ihren hohen Organik- und Inertanteilen besser berücksichtigt ist. So wird analog zunächst von einer mechanischen Abtrennung von Störstoffen, Metallen und Inertstoffen ausgegangen. Jedoch wird im Vergleich zu den Angaben in Tabelle 11 eine geringere prozentuale Abtrennung von Metallen und Störstoffen angesetzt, aber eine höhere für die Interfraktion zur Deponie (Inert- und Metallanteil modellhaft als 100% des Gehalts im Abfall gesetzt). Die Verluste wurden zu 25% gesetzt. Damit berechnet sich die erzeugte EBS-Fraktion zu 42% des Inputs. Die für Indien angepassten Massenströme der MBS zeigt Abbildung 44.

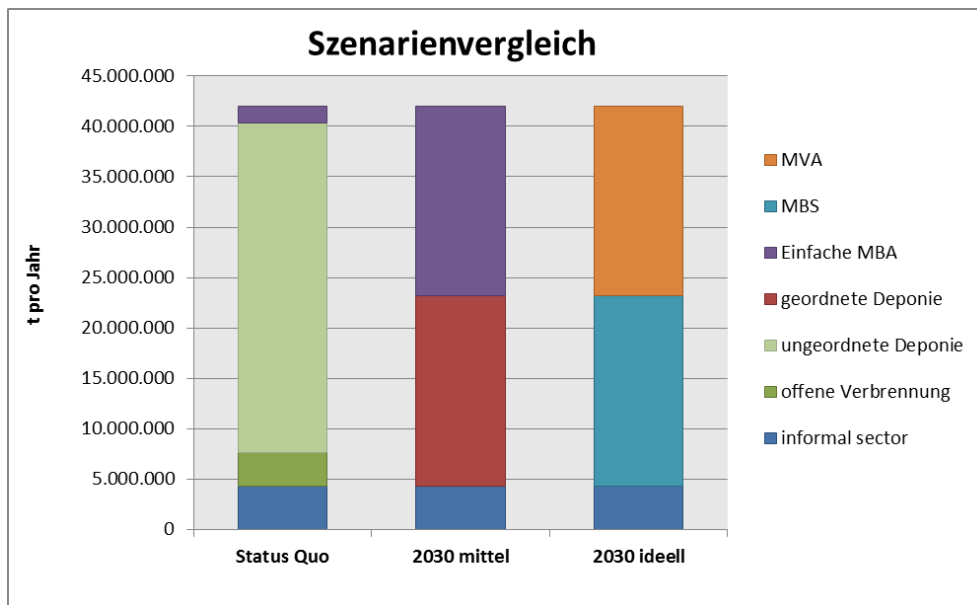
⁵¹ So die beiden Vergasungsanlagen nach dem Thermoselect-Verfahren in Karlsruhe und in Ansbach, die zwar einige Jahre betrieben wurden, aber abschließend geschlossen werden mussten aufgrund fortwährender Probleme mit den inhomogenen Restabfällen. Und ebenso die Anlage von Siemens (Schwel-Brenn-Verfahren) in Fürth, die nie im Regelbetrieb lief aufgrund von Dichtigkeitsproblemen (Gasleck) im Probebetrieb.

Abbildung 44: Stoffflussdiagramm MBS



Der letztendliche Verbleib der Abfälle in den definierten Szenarien 2030 ist in Abbildung 45 dem Abfallverbleib im Status-Quo gegenübergestellt. Sehr deutlich wird daraus, dass es die ungeordnete Deponierung der Ist-Situation in den Zukunftsszenarien nicht mehr gibt.

Abbildung 45: Abfallbehandlung Status-Quo und Zukunftsszenarien 2030

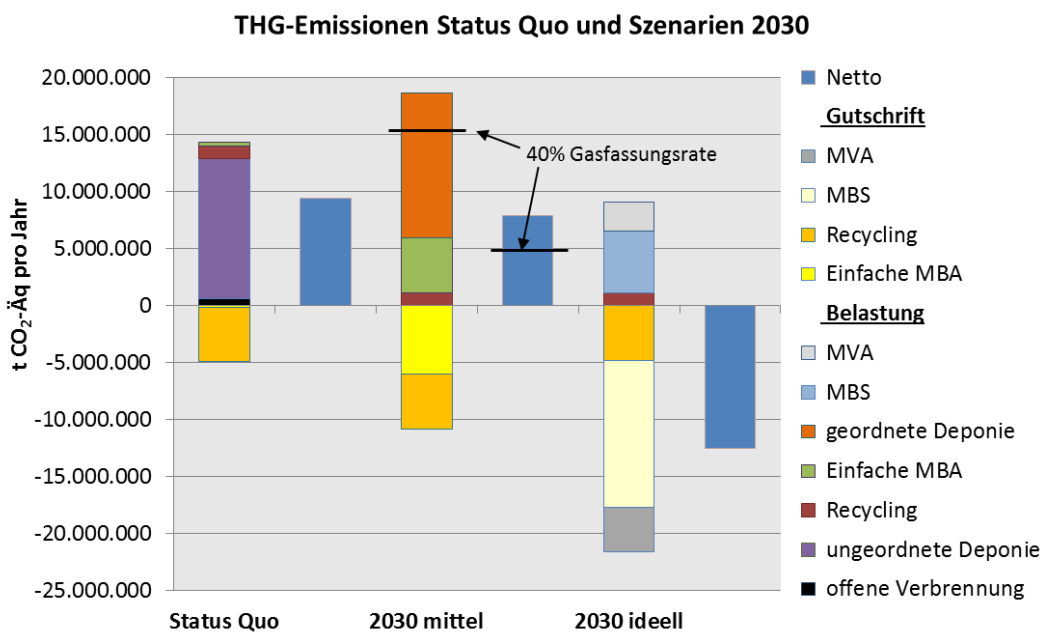


Die Ergebnisse der Bilanzierung der Zukunftsszenarien zeigt Abbildung 46. Grundsätzlich wird gegenüber dem Status-Quo deutlich, dass es durch eine geordnete Abfallwirtschaft durch beide Zukunftsszenarien im Nettoergebnis zu einer Verminderung der THG-Belastungen kommt. Im Szenario 2030 mittel ist dies vor allem der hälftigen Behandlung der erfassten Abfälle über die einfache MBA zu verdanken. Für die Deponierung zeigt sich die Besonderheit der Bewertung nach IPCC Methode für die Verhältnisse unter denen Abfälle abgelagert werden. Danach kommt es bei der zukünftig angenommenen geordneten Deponierung grundsätzlich zunächst zu einer höheren Methanbildung bzw. ist die geordnete Deponierung unter anaeroben Verhältnissen nach IPCC mit einem Methankorrekturfaktor von 1 zu bewerten, während für die flächige ungeordnete Deponierung (Status-Quo) anzusetzen ist, dass aufgrund vermehrter aerober Verhältnisse nur 40% des Methanbildungspotenzials tatsächlich als Methan gebildet werden (Kap. 4.2.5).

Mit diesem 100%igen Methanbildungspotenzial ergibt sich eigentlich eine Verschlechterung der THG-Bilanz und dies obwohl im mittleren Szenario von installierten Gasfassungssystemen ausgegangen wird mit einer effektiven Gasfassungsrate von 20% für das gebildete Methan, das anschließend abgefackelt wird. Allerdings wird auch davon ausgegangen, dass nur noch 50% der erfassten Abfälle deponiert werden anstatt der 78% im Status-Quo. Nur aus diesem Grund ergeben sich etwa gleich hohe THG-Belastungen aus der Deponierung im Vergleich zum Status-Quo. Würde im Szenario 2030 mittel die gleiche Menge geordnet deponiert werden wie im Status-Quo (entsprechend weniger Abfall über MBA behandelt), so würde die Nettobelastung bei rd. 16 Mio. t CO₂-Äq liegen statt der 9,4 Mio. t CO₂-Äq im Status-Quo Standardfall und selbst bei einer angenommenen höheren effektiven Gasfassungsrate von 40% noch bei rd. 11 Mio. t CO₂-Äq.

Dieser Umstand macht sehr deutlich, dass es zwar aus gesundheitlichen und hygienischen Gründen einen großen Fortschritt darstellt zu einer geordneten Deponierung zu gelangen, aber aus Klimaschutzsicht reicht dies nicht. Im Gegenteil kann dies sogar zu höheren Belastungen führen, so dass aus Klimaschutzgründen Alternativen zur Deponierung anzustreben sind. Im betrachteten mittleren Szenario gelingt es wie erwähnt aufgrund der hälftigen Behandlung der Abfälle über MBA im Nettoergebnis zu einer THG-Minderung in Höhe von 16% zu gelangen. Wird von einer 40%igen effektiven Gasfassungsrate ausgegangen kann eine THG-Minderung von 50% erreicht werden.

Abbildung 46: Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo versus Zukunftsszenarien



Ganz anders liegt der Fall im ideellen Szenario. Hier ergibt sich im Nettoergebnis eine Entlastung. Der negative Wert zeigt dabei an, dass die Abfallwirtschaft dazu beiträgt, dass an anderer Stelle im Wirtschaftssystem THG-Emissionen vermieden werden. Im Szenario 2030 ideell betrifft dies v.a. den Sektor Energie. Dadurch dass durch die Abfallverbrennung Strom erzeugt wird und durch die Mitverbrennung von EBS in Zementwerken Kohle ersetzt wird, kann die entsprechende Primärherstellung von Strom und die heizwertäquivalente

Verbrennung von Kohle vermieden werden und entsprechend die jeweils daraus ansonsten resultierenden THG-Emissionen. Da diese vermiedenen Emissionen höher liegen als die aus der Abfallverbrennung und der Erzeugung von EBS anfallenden THG-Emissionen ergibt sich im netto ein negativer Wert.

Abweichend zu dem Vorgehen für die OECD- und die USA-Bilanz ist die Bilanzierung hier wie in der Vorläuferstudie nach Abfallfraktionen vorgenommen, da die Zahlen zu Aufkommen und Verbleib sich auf den generierten Abfall beziehen und nicht auf den Endverbleib wie in den amtlichen Statistiken. Relevant ist dies nur im ideellen Zukunftsszenario, wo sowohl bei der Behandlung über MVA als auch über MBS Wertstoffe abgetrennt werden. Der Nutzen aus dem Recycling dieser Wertstoffe (Kunststoffe bei der MVA und Metalle bei der MBS) ist in dieser Bilanz dem Behandlungsweg zugeordnet („MVA“ bzw. „MBS“). In beiden Fällen ist der Anteil durch das Recycling allerdings von untergeordneter Bedeutung (Bei Kunststoffabtrennung vor MVA 7%, bei Metallen aus MBS 1%).

Das ideale Szenario erreicht zwar für die THG-Bilanz eine deutliche Verbesserung, ist aber aufgrund der Akzeptanzproblematik für diese Technologien als schwer umsetzbar anzusehen. Die Abfallverbrennung steht generell unter dem Vorbehalt, dass sich diese Technologie in Indien bisher nicht bewährt hat. Hier muss der Betrieb der Anlage in Okhla, New Delhi weiter beobachtet werden, um künftige Chancen für die Abfallverbrennung auszuloten. Allerdings bestehen auch generell und nicht nur in der Bevölkerung Vorbehalte gegen die thermische Behandlung aufgrund der mit dieser in Verbindung gesehenen Schadstoffemissionen. So wird beispielsweise in den Empfehlungen zum Umgang mit Verpackungsabfällen in (MoEF 2010, S.30) als letzter Punkt aufgeführt, dass „von Strategien zur Energiegewinnung durch Verbrennung von Verpackungsabfällen abzuraten ist oder diese verboten werden sollten“. Auch hinsichtlich automatisierter mechanisch-biologischer Behandlungsanlagen wurden in Indien nachteilige Erfahrungen gemacht. Abgesehen davon besteht hier zudem der Vorbehalt aus Organikabfall einen Brennstoff zu erzeugen. Dieser Aspekt wurde auf dem Workshop in New Delhi deutlich, nach einer Rückmeldung sollte Organikabfall immer erst zur Erzeugung von Kompost eingesetzt werden und nur wenn dazu keine Möglichkeit besteht, wäre eine Aufbereitung zu EBS denkbar.

6.4.2 Sensitivitäten

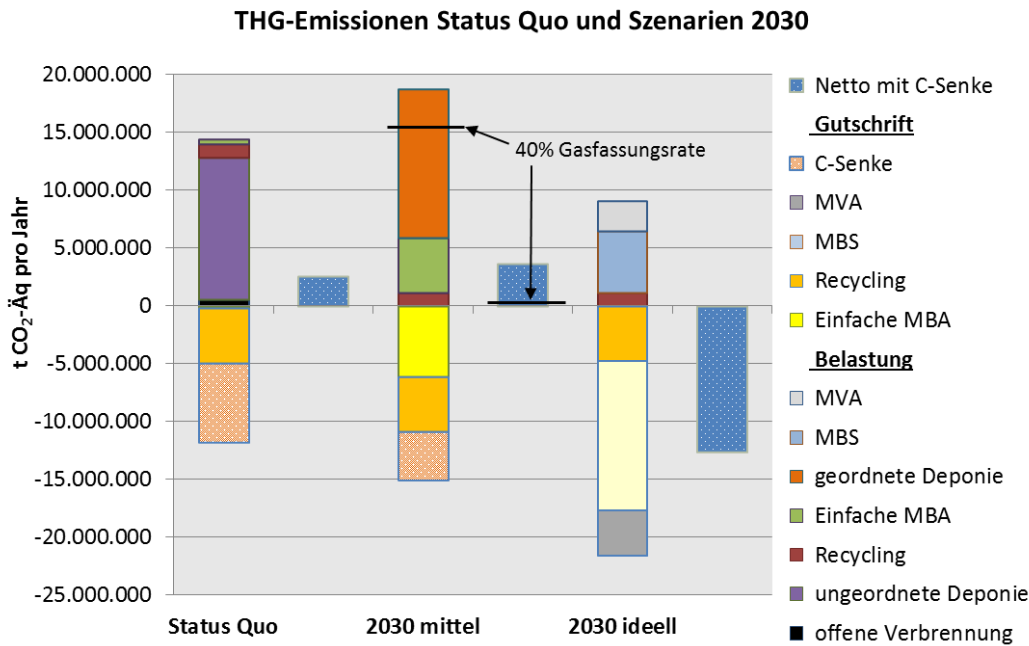
Als Sensitivitäten für den Szenarienvergleich wurden folgende Aspekte untersucht:

- Ergebnis unter Berücksichtigung der C-Senke
- Ergebnis bei Annahme eines höheren Methankorrekturfaktors im Status-Quo

C-Senke

In Abbildung 47 ist das Ergebnis aus dem Standardfall des Szenarienvergleichs ergänzt um die Sensitivitätsbetrachtung der C-Senke. Wird diese als Gutschrift berücksichtigt ergibt sich im Nettoergebnis für das Szenario 2030 mittel gegenüber dem Status-Quo eine Verschlechterung. Hintergrund ist der höhere Anteil an deponierten Abfällen im Status-Quo (78%), der auch eine höhere Gutschrift für die C-Senke bedingt. Eine Verbesserung im Szenario 2030 mittel gegenüber dem Status-Quo ergibt sich erst, wenn eine effektive Gasfassungsrate von 40% erreicht wird.

Abbildung 47: Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo versus Zukunftsszenarien mit C-Senke



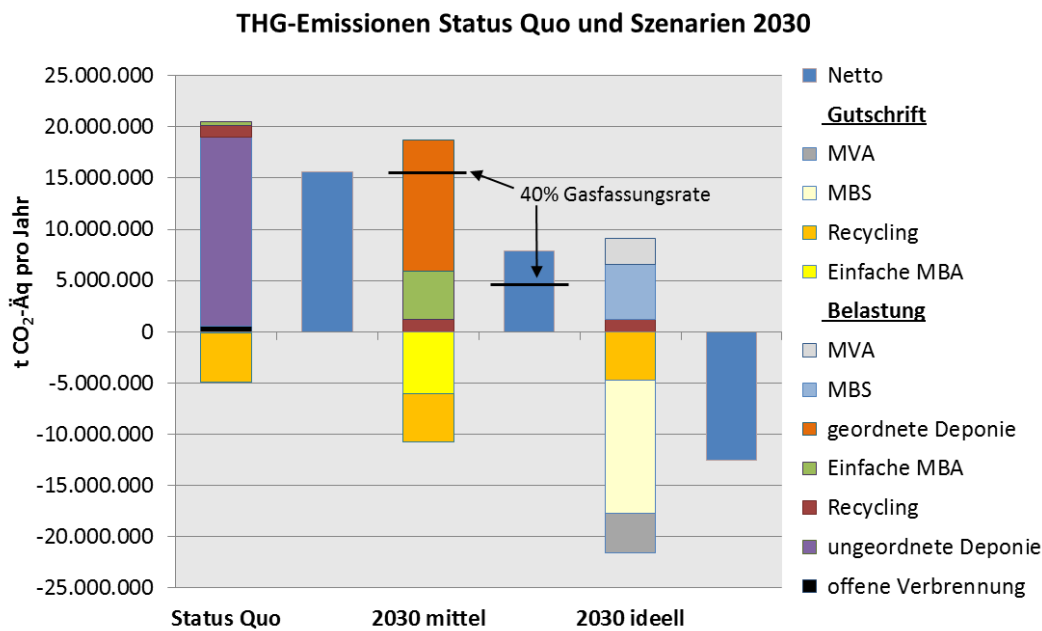
Höherer Methankorrekturfaktor

In der Ergebnisdiskussion für den Basisvergleich wurde erläutert, dass sich durch eine zukünftige geordnete Deponierung gegenüber einer flächigen, ungeordneten Deponierung faktisch eine Verschlechterung der THG-Bilanz ergibt, da bei der flächigen ungeordneten Deponierung nach IPCC aufgrund aerober Verhältnisse nur 40% des Methanbildungspotenzials tatsächlich als Methan gebildet werden. Die Mehremissionen einer geordneten Deponierung unter anaeroben Verhältnissen könnten rechnerisch nur durch eine 60%ige effektive Gasfassungsrate wenigstens ausgeglichen werden.

Die Zuordnung, dass Ablagerungen in Indien nicht höher als fünf Meter sind wurde aus der Festlegung in der zweiten Mitteilung an die UNFCCC (MoEF 2012) übernommen. Allerdings ist davon auszugehen, dass es sich hierbei um eine qualitative Einschätzung handelt. Denkbar ist, dass durchaus auch Ablagerungen > 5 m gegeben sind oder sie im Wasser stehen. Im Rahmen dieser Sensitivitätsbetrachtung wurde angenommen, dass letzteres für 50% der ungeordnet abgelagerten Abfälle der Fall ist. Nach IPCC ist diese Art der Ablagerung mit einem Methankorrekturfaktor von 0,8 zu bewerten (Kap. 4.2.5).

Das Ergebnis dieser Annahmen zeigt Abbildung 48. Mit dieser Annahme würden sich die THG-Belastungen aus der ungeordneten Ablagerung im Status-Quo von rd. 12,3 Mio. t CO₂-Äq auf etwa 18,4 Mio. t CO₂-Äq erhöhen. Unter diesen Umständen würde eine geordnete Deponierung mit 20% effektiver Gasfassungsrate bereits eine kleine Verbesserung darstellen selbst wenn im Zukunftsszenario genauso viel Abfall deponiert würde wie im Status-Quo (Kap. 6.4.1). Unter Annahme einer 40%igen effektiven Gasfassungsrate würde sich wiederum eine weitergehende Verbesserung einstellen.

Abbildung 48: Sensitivitätsbetrachtung THG-Bilanz höherer MCF im Status Quo



6.5 Schlussfolgerungen Indien

Das Ergebnis der THG-Bilanzierung für Indiens gegenwärtige Abfallwirtschaft führt in Summe zu einer THG-Belastung. Absolut kann diese aufgrund der Datenunsicherheiten zu Abfallaufkommen und -verbleib nicht belastbar beziffert werden. Eine Sensitivitätsbetrachtung mit Anrechnung einer C-Senke reduziert zwar die Nettobelastung führt aber nicht zu einer Ergebnisumkehr.

Entlastungsbeiträge zur THG-Bilanz liefert die Erfassung und Verwertung von Wertstoffen, die in Indien vom informellen Sektor geleistet wird. Diese Leistungen für den Klimaschutz werden jedoch unter hohen Gesundheitsgefährdungsrisiken für die im informellen Sektor arbeitenden „waste picker“ erbracht.

Die untersuchten Zukunftsszenarien zeigen, dass eine Verbesserung der Situation vor allem durch eine vollständige geordnete Erfassung der Siedlungsabfälle (bei Erhalt der informellen Wertstoffsammlung) und eine Reduktion von organischen Abfällen zur Deponierung erreicht werden kann. Die Einführung einer geordneten Deponierung allein reicht nicht für eine THG-Minderung, sondern kann im Gegenteil zu erhöhten THG-Belastungen führen, da das Methanbildungspotenzial der geordneten Deponierung höher als das der ungeordneten Deponierung ist. Die als Alternative betrachtete Behandlung des Restmülls mit Technologien wie MVA und MBS führt zwar zu einer Nettoentlastung, ist aber in Indien unter Vorbehalt zu sehen, da vor Ort Erfahrungen mit gescheiterten Projekte bestehen. Der Abfallverbrennung stehen die Bevölkerung und teilweise auch behördliche Stellen bisher skeptisch gegenüber.

Zur Verbesserung der Datenlage, die letztlich zu einer gesicherten Einschätzung der THG-Minderungspotenziale, einer verbesserten Entscheidungsgrundlage für abfallwirtschaftliche Planungen und Lenkungsinstrumente führt, wär folgendes wünschenswert:

- Ermittlung der tatsächlichen Abfallströme

- Ermittlung der Abfallzusammensetzung und wichtiger Kenngrößen
- Ermittlung der tatsächlichen Potenziale der Wertstofffraktionen

Zur Verbesserung und Aufbau einer integrierten Abfallwirtschaft, die letztendlich zur Ausschöpfung des THG-Minderungspotenzials Indiens führen, wäre folgendes relevant:

- Stärkung der behördlichen Kapazitäten auf nationaler und regionaler Ebene für die Umsetzung und Überwachung rechtlicher Regelsetzungen sowie für die fundierte Beurteilung von Planungsvorhaben unter Berücksichtigung der regionalen Gegebenheiten,
- Aufbau von Behandlungskapazitäten als Alternative zur Deponierung; aus Akzeptanzgründen zunächst für kostengünstige und einfache Behandlungsverfahren wie die einfache mechanisch-biologische Behandlung von Siedlungsabfällen unter Einbindung des informellen Sektors,
- Festlegung gemeinsamer Zielvereinbarungen mit schrittweisem Maßnahmenplan zu deren Umsetzung der Ministerien für Umwelt (Ministry of Environment & Forests, MoEF), Energie (Ministry of New & Renewable Energy, MNRE) und ländliche Entwicklung (Ministry of Urban Development, MoUD).

Zur Förderung der Umsetzung von Maßnahmen wären folgende Aspekte zu benennen und zu beachten:

Staaten wie Deutschland können diesen Prozess unterstützen zum einen durch Know-how Transfer auf Technologieebene vor allem aber durch Unterstützung der behördlichen Ebenen, die dringend weitere Kapazitäten benötigen.

Fördermittel stehen derzeit vor allem für die Privatwirtschaft zur Verfügung, die sich i.d.R. auf Einzelanlagen bzw. Einzelprojekte beziehen. NAMAs (National Appropriate Mitigation Action) stellen demgegenüber eine Chance dar zur Finanzierung des Aufbaus einer integrierten Abfallwirtschaft. Bisher gibt es aber nur ansatzweise konkretere Vorstellungen wie NAMAs für die Abfallwirtschaft geplant, überwacht und verifiziert werden können/sollen.

Maßnahmen sind dringend angeraten nicht zuletzt da „keine Maßnahmen“ aufgrund der jährlich steigenden Abfallmengen eine ständige Zunahme der THG-Belastung bedeuten.

Maßnahmen müssen in Einklang mit den Aktivitäten des informellen Sektors geplant und umgesetzt werden. Wichtige Stichworte sind: Erhalt der lebenswichtigen Einkommensquelle sowie Verbesserung der gesundheitlichen und hygienischen Arbeitsbedingungen.

Maßnahmen würden abschließend nicht nur zu einer THG-Minderung führen, die Einführung einer integrierten Abfallwirtschaft mit möglichst umfassender stofflicher Verwertung würde auch einen signifikanten Beitrag zur Ressourcenschonung leisten sowie zur Minderung weiterer Umweltbelastungen.

7 Abfallwirtschaft Ägypten

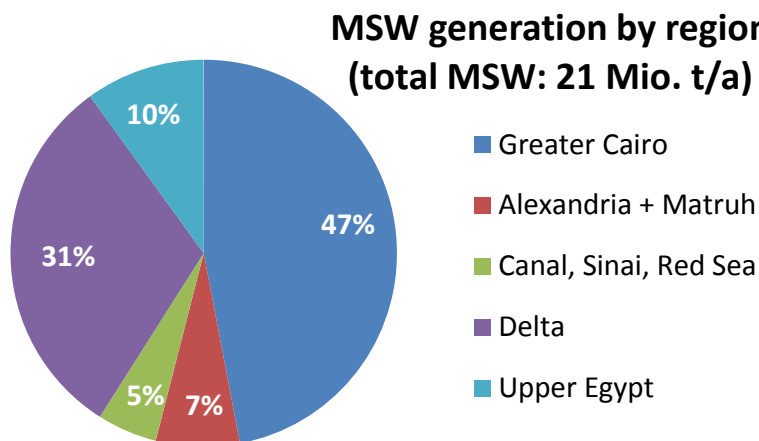
7.1 Aktuelle Situation

7.1.1 Abfallaufkommen

In Ägypten leben nach Angaben des ägyptischen Statistikamtes ca. 84 Mio. Menschen (CAPMAS 2013). 43% der Bevölkerung leben im städtischen Umfeld.

Zum Abfallaufkommen werden im Rahmen von Sweep-Net, einem regionalen Netzwerk für integrierte Abfallwirtschaft im MENA-Raum⁵², Werte publiziert (Sweep-Net 2012). Für 2010 liegt das erzeugte Siedlungsabfallaufkommen bei 21 Mio. t. Die Pro-Kopf-Abfallerzeugung wird mit 0,7-1,0 kg/(E*d) für den städtischen und 0,4-0,5 kg/(E*d) für den ländlichen Raum angegeben. Legt man hier jeweils die Obergrenzen zugrunde sowie eine Bevölkerung von ca. 80 Mio. Menschen im Jahr 2010, ergibt sich das Gesamtjahresaufkommen von 21 Mio. t Siedlungsabfall. Das Aufkommen an Siedlungsabfällen (Municipal Solid Waste, MSW) nach Regionen ist in Abbildung 49 dargestellt.

Abbildung 49: Abfallaufkommen in Ägypten nach Regionen (Sweep-Net 2012)



Es wird deutlich, dass ungefähr die Hälfte des ägyptischen Siedlungsabfalls im Großraum Kairo (Gouvernorate Kairo, Giza, Qaliubiya) erzeugt wird. Ein weiteres knappes Drittel fällt im Nildelta an. Das Abfallaufkommen in den ariden Regionen (Oberägypten, Südsinai, Rotes Meer) ist vergleichsweise gering. Abbildung 50 gibt einen Überblick über die Lage der ägyptischen Gouvernorate und das entsprechende Niederschlagsprofil im Land.

Weiter regional nach Gouvernoraten differenzierte Werte sind in (EEAA/METAP 2005, Ministry of Trade & Industry 2008) veröffentlicht, die als Quelle auf das ägyptische Umweltamt (Egyptian Environmental Affairs Agency, EEAA) verweisen. Die Daten des (Ministry of Trade & Industry

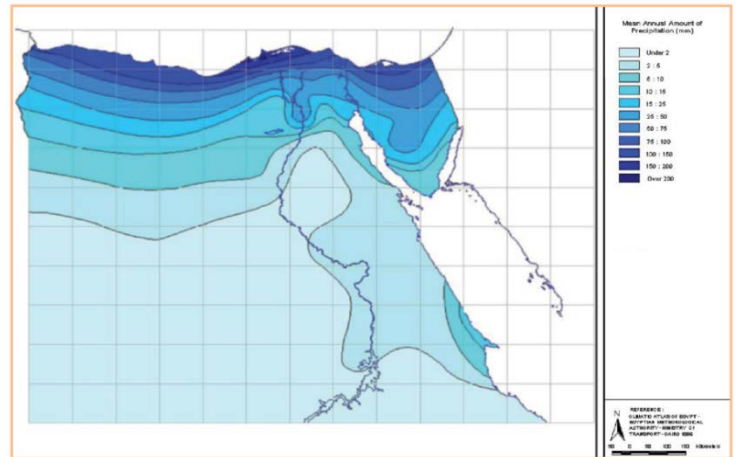
⁵² Sweep-Net ist ein vom Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) gefördertes Vorhaben; publiziert werden Informationen zur Abfallentsorgung und Daten zur Abfallwirtschaft für die Region Nahost und Nordafrika (MENA-Raum).

2008) für das Bezugsjahr 2006 werden für die vorliegende Bilanz zugrunde gelegt (Tabelle 54, links). Das gesamte Abfallaufkommen wird jedoch nach o.g. Angaben in (Sweep-Net 2012) zu 21 Mio. t für das Jahr 2010 übernommen. Um das höhere Abfallaufkommen zu berücksichtigen, werden die Werte von 16 Mio. t/a (2006) auf 21 Mio. t/a (2010) hochgerechnet, wobei die prozentuale Aufteilung nach Gouvernoraten als konstant angenommen wird (Tabelle 54, rechts).

Abbildung 50: Überblick über die Lage der 27 ägyptischen Gouvernorate (links) und die entsprechenden Niederschlagsprofile (rechts, in mm pro Jahr)



[Quelle: <http://english.ahram.org.eg/NewsContent/3/12/56122/Business/Economy/Egypt-to-create-new-governorates-to-push-decentra.aspx>]



[Quelle: 2. UNFCCC-Mitteilung 2010]

Aus der Übersicht in Tabelle 54 (links) wird deutlich, dass ca. drei Viertel des Siedlungsabfalls in Ägypten im städtischen und ein Viertel im ländlichen Bereich anfallen.

Tabelle 54: Siedlungsabfallerzeugung in Ägypten nach Gouvernoraten

Gouvernorat	Abfallerzeugung (Min. I+T 2008)			Erfassungsrate			Erfassung Rechenwerte für (Ref.jahr 2010)	
	Städtisch (Mio. t/a)	Ländlich (Mio. t/a)	Gesamt (Mio. t/a)	Städtisch (Sweep-Net 2010/12)	Ländlich (Messery et al. 2009)	Gesamt (Min. I+T 2008)	Erfasst (Mt/a)	Nicht-erfasst (Mt/a)
Cairo	3.94	0.00	3.9			62%	3.22	1.97
Giza	1.33	0.35	1.7			64%	1.42	0.80
Qaliubia	0.96	0.30	1.3			50%	0.83	0.83
Alexandria	0.95	0.00	1.0			77%	0.97	0.29
Beheira	0.37	0.42	0.8	60%	27%		0.44	0.60
El Wadi El Jadid	0.02	0.01	0.0	60%	27%		0.02	0.01
Qena	0.17	0.20	0.4	60%	27%		0.21	0.28
Red Sea	0.08	0.00	0.1			52%	0.05	0.05
Marsa								
Monufia	0.18	0.28	0.5	60%	27%		0.24	0.37
Al Gharbeia	0.37	0.30	0.7			50%	0.44	0.44
Kafr El	0.40	0.23	0.6	60%	27%		0.40	0.43
Damietta	0.27	0.11	0.4	60%	27%		0.26	0.26
Sohag	0.10	0.22	0.3	60%	27%		0.15	0.26
Assouan	0.16	0.05	0.2			41%	0.12	0.17
Assiout	0.14	0.20	0.3	60%	27%		0.18	0.26
Dakahlia	0.95	0.45	1.4	60%	27%		0.91	0.93
North Sinai	0.08	0.01	0.1			33%	0.04	0.07
South Sinai	0.10	0.02	0.1	60%	27%		0.08	0.07
Port Said	0.25	0.00	0.3	60%	27%		0.20	0.13
Ismaelia	0.17	0.08	0.3	60%	27%		0.16	0.17
Luxor	0.06	0.00	0.1			45%	0.03	0.04
Suez	0.15	0.00	0.2	60%	27%		0.12	0.08
Al Sharqia	0.20	0.43	0.6	60%	27%		0.31	0.52
Beni Souef	0.20	0.09	0.3	60%	27%		0.19	0.19
El Minva	0.19	0.26	0.4	60%	27%		0.24	0.35
El Favoum	0.11	0.11	0.2	60%	27%		0.12	0.16
Total	12	4	16				11,4	9,7

7.1.2 Abfallerfassung

Die Abfallerfassung ist in Ägypten nicht flächendeckend umgesetzt. Die generelle Tendenz ist, dass sie in städtischen Gebieten höher liegt als in ländlichen und in reichen Wohnvierteln höher als in armen. (Sweep-Net 2012) gibt für städtische Gebiete Erfassungsraten von 40-85% an, für ländliche von 0-35%. Spezifische Werte für einige Gouvernorate finden sich bei (Ministry of Trade & Industry 2008). (El-Messery et al. 2009) geben 27% Erfassungsrate als Mittelwert für den ländlichen Raum an.

Für die vorliegende Studie werden die spezifischen Werte nach (Ministry of Trade & Industry 2008) zugrunde gelegt, für die restlichen Gouvernorate wird pauschal mit 60% (städtisch) und 27% (ländlich) gerechnet (Tabelle 54, Mitte).

Die für Kairo und Alexandria berechneten Werte zum Abfallanfall von ca. 14.000 t/d bzw. 3.500 t/d im Jahr 2010 (Tabelle 54, rechts) decken sich gut mit den Angaben von (Zaki 2013), der für 2012 anfallende Abfallmengen von 15.000 t/d bzw. 4.000 t/d angibt. Der gesamte nicht-erfasste Anteil berechnet sich zu 46%. Dieser Wert stimmt gut mit den Angaben des National Solid Waste Management Programme (NSWMP 2013), die von ca. 40% nicht-erfassten Abfällen ausgehen.

Für die Erfassung der Siedlungsabfälle in Ägypten gibt es unterschiedliche Akteure. Ein Überblick über die Strukturen sowohl des formellen als auch des informellen Sektors findet sich beispielsweise in (CID/GTZ 2008).

Akteure im informellen Sektor (nach (CID/GTZ 2008))

- Mischmüllsammlung

Insbesondere im Großraum Kairo trägt die traditionelle informelle Abfallsammlung, die sich lange vor den Bestrebungen, ein formelles Abfallerfassungssystem zu errichten, etablierte, wesentlich zur Erfassung der Siedlungsabfälle bei. Die sogenannten „Zabbaleen“ holen den gemischten Siedlungsabfall an den Haustüren ab, wofür sie heute von der zuständigen lokalen Behörde (Cairo Cleansing and Beautification Authority (CCBA), Giza Cleansing and Beautification Authority (GCBA)) gegen ein vorab zu entrichtendes Entgelt eine Lizenz für ein bestimmtes Gebiet erhalten. In diesen Gebieten dürfen sie den Abfall einsammeln und dafür von den Hausbewohnern und -bewohnerinnen eine Gebühr erheben. Der Abfall wird dann in die Wohngebiete der Zabaleen, auch „garbage cities“ genannt, transportiert und dort manuell sortiert und teils bis hin zu einem Sekundärrohstoff aufbereitet. Die Aufbereitungsaktivitäten reichen von einfacher Zerlegung, Shreddern, Waschen bis hin zu Granulieren und Extrudieren. Zum Kenntnisstand 2008 wurde die organische Fraktion als Tierfutter verwendet und ca. 20% des erfassten Abfalls als nicht mehr verwertbar auf Deponien gebracht.

- Wertstoffsammlung gegen Tausch/Bezahlung

In ganz Ägypten existiert eine Struktur der Wertstoffsammlung, wo Straßenhändler, die sogenannten „Sarriha“, recycelbare Wertstoffe (v.a. Metallschrott und Kunststoff) von den Einwohnern kaufen oder mit ihnen gegen Haushaltsgegenstände austauschen. Teilweise kaufen sie auch getrennt erfasste Abfälle von gewerblichen Abfallproduzenten. Weitere Akteure, die „Robabekia“ und die „Saxonia peddlers“, sind im Großraum Kairo und den meisten anderen Gouvernoraten aktiv, und handeln alte und gebrauchte Haushaltsgegenstände. Während die Robabekia mit alten Apparaten, Haushaltswaren,

Kleidung, Papier, Büchern, Glasflaschen und Metallschrott handeln, sind die Saxonias peddlers, deren Name auf das von ihnen gehandelte Hartporzellan aus Sachsen zurückgeht, v.a. auf alte Kleidung spezialisiert, die sie zusammen mit Geschirr, Tellern, Schüsseln und Wannen handeln. Laut (Zaki 2013) ist der Anteil der Wertstoffe, die von den wandernden Wertstoffsammlern und -sammlerinnen gehandelt werden, im Vergleich zum gesamten Abfallaufkommen vernachlässigbar gering.

- Selektive Wertstofferrfassung aus Mischmüll („waste picking“)

Aus Mülltonnen, die von formellen Entsorgungsunternehmen in den Straßen aufgestellt werden, von Abfallsammelstellen und von Deponien werden Wertstoffe selektiv aus Mischmüll erfasst. Dieses „waste picking“ findet in den meisten städtischen Gebieten Ägyptens statt (Zaki 2013). Die Recyclingaktivitäten im ländlichen Raum sind aufgrund des dortigen niedrigeren Wertstoffgehalts sehr gering (El Messery et al. 2009). Im Hinblick auf die Bilanzierung der Abfallwirtschaft muss davon ausgegangen werden, dass die durch „waste picking“ erfassten Wertstoffe dem Recycling zugeführt werden, da sonst kein wirtschaftlicher Anreiz dazu bestünde. Zudem werden durch diese Aktivitäten relevante Mengen erfasst, da in den formellen Abfallentsorgungswegen nur geringe Wertstoffgehalte ankommen (Sherif 2012, I+U/GTZ 2006).

Akteure im formellen Sektor

Ein Abfallwirtschaftsgesetz existiert in Ägypten bisher nicht (Sweep-Net 2012). Allgemeinere Gesetzgebungen mit Bezug zur Abfallwirtschaft sind die Gesetze zur „Allgemeinen öffentlichen Sauberkeit“ und zum „Schutz der Umwelt“ von 1967 bzw. 1994 mit ihren jeweiligen Änderungen. Das Gesetz von 1994 regelt das Umweltministerium mit dem ägyptischen Umweltamt (Egyptian Environmental Affairs Agency, EEAA) als ausführendem Arm (CID/GTZ 2008).

Die Aufgabe, Verträge mit privatwirtschaftlichen Unternehmen der Abfallwirtschaft zu verhandeln, liegt bei den Gouvernoraten. Die Kommunen sind verantwortlich für die Sauberkeit der Städte und die Lizenzierung kleiner, lokaler Unternehmen (CID/GTZ 2008).

In den großen Städten sind privatwirtschaftliche nationale und internationale Firmen mit der Abfallentsorgung beauftragt (Zaki 2013). In Kairo sind neben ägyptischen Firmen multinationale italienische und spanische Firmen engagiert, deren Verträge noch bis 2017 laufen (Viney 2013). Allerdings gibt es insbesondere mit den multinationalen Firmen bezüglich der Umsetzung der Verträge erhebliche Probleme. Diese sind z.B. in (Iskander 2009) beschrieben, der einen Überblick über die Entwicklung des formellen Abfallentsorgungssystems in Kairo seit den 1980er Jahren sowie die damit verbundenen Probleme gibt.

In den verbleibenden Gouvernoraten wird in den städtischen Gebieten die formelle Abfallerrfassung von der öffentlichen Hand erledigt (Zaki 2013). In einigen ländlichen Gebieten, besonders in Dörfern, unterstützen Nichtregierungsorganisationen die dürftige Erfassung. Zudem gibt es Dörfer in Ägypten, in denen bisher überhaupt keine Abfallerrfassung etabliert ist (Zaki 2013). (El-Messery et al 2009) berichten, dass teilweise auch private Auftragnehmer engagiert sind, ihr Anteil wegen der Armut der Gemeinden und dem Mangel an Wertstoffen in ihren Siedlungsabfällen jedoch noch sehr gering ist. Diese Autoren beschreiben ebenfalls die Probleme der Abfallerrfassung und -entsorgung in den ländlichen Gebieten und geben an, dass theoretisch zwar ein Entsorgungsservice für 75% der Gebiete existiert (aufgeteilt auf 71% kommunal, 24% privatwirtschaftlich und 5% zivilgesellschaftlich), die Funktionsfähigkeit aber

nur für 27% gewährleistet ist (mit Anteilen der funktionierenden Dienste von 25% auf kommunaler, 71% auf privatwirtschaftlicher und 100% auf zivilgesellschaftlicher Ebene).

Eine getrennte Abfallerfassung von Wertstoffen oder Bioabfällen findet bisher nicht in relevantem Umfang statt. Das Ziel, die Abfälle in „nasse“ Bioabfälle und „trockene“ Abfälle (Rest) zu trennen, ist jedoch bereits in der „National Strategy for the Integrated Municipal Solid Waste Management“ aus dem Jahr 2000 enthalten (EEAA 2005). Nach (CID/GTZ 2008) sieht sie ein Ziel von 40% Getrennterfassung bis zum Jahr 2005 vor, was bisher jedoch nicht umgesetzt ist. Vor allem im Rahmen der Arbeit von Nichtregierungsorganisationen gibt es Bestrebungen, z.B. mit Aufklärungskampagnen in Haushalten und Schulen, die Bevölkerung zur Trennung von „nassen“ und „trockenen“ Abfällen zu bewegen, um insbesondere die Arbeitsbedingungen bei der manuellen Sortierung im informellen Sektor (Zabbaleen) zu verbessern (CID/GTZ 2008).

7.1.3 Abfallzusammensetzung

Für die Abfallzusammensetzung finden sich unterschiedliche Angaben wie Tabelle 55 zeigt. Für die Zusammensetzung des anfallenden Siedlungsabfalls gibt (Sweep-Net 2012) einen Organikanteil von ca. 50% an. Die Wertstoffgehalte sind hier relativ hoch. Diese Zusammensetzung beruht auf Daten des Waste Management Central Department der EEAA und stellt eine reine Schätzung dar (Zaki 2013).

Demgegenüber hat Infrastruktur und Umwelt im Auftrag der GTZ zwei Studien zur Zusammensetzung des ägyptischen Siedlungsabfalls durchgeführt (I+U/GTZ 2006). Diese beziehen sich auf die formal erfasste Menge in dem im etwas wasserreicheren Delta gelegenen Gouvernorat Kafr El-Sheikh und dem im trockenen Oberägypten gelegenen Gouvernorat Qena (s.a. Abbildung 50). Die Zusammensetzungen fallen durch einen sehr geringen Wertstoffanteil auf, der umgekehrt einem sehr hohen Organikanteil entspricht. Bezüglich des Organikanteils muss berücksichtigt werden, dass auch etwas Staub und Sand von Straßenkehrarbeiten miterfasst wurde, der vor der Messung nicht abgetrennt werden konnte (I+U/GTZ 2006).

Tabelle 55: Abfallzusammensetzung in Ägypten nach verschiedenen Quellen

Angaben in%	Sweep-Net 2012	I+U/GTZ 2006 (Kafr El-Sheikh)	I+U/GTZ 2006 (Qena)
Kompostierbare Abfälle	56	88	70
Papier	10	2	10
Plastik	13	4	9
Metall	2	0,5	1
Glas	4	0,5	2
Textilien		0,5	2
Sonstige	15	4,5	6
Wassergehalt	30-40	50 (in Organik)	30 (in Organik)

Der Unterschied zwischen Kafr El-Sheikh und Qena ist zum Teil durch den geringeren Wasseranteil in der Organik von Qena zu erklären. Andererseits sind vermutlich die (informellen) Recyclingaktivitäten im eher ländlichen Oberägypten geringer, sodass der Wertstoffgehalt etwas höher liegt. Zwar besteht ein genereller Trend, dass in ländlichen Gebieten im anfallenden Abfall weniger Wertstoffe enthalten sind, dies bedingt jedoch

wiederum geringe Recyclingaktivitäten (El-Messery et al. 2009). Außerdem ist die weitergehende Recyclinginfrastruktur insbesondere im Delta etabliert (EEAA/METAP 2005). Auch die Studie von (I+U/GTZ 2006) kommt zu dem Schluss, dass in den Städten im Delta die Recyclingaktivitäten sehr effizient sind.

Im Rahmen einer Studie für die Bill & Melinda Gates Foundation wurde die Abfallzusammensetzung in Kairo detailliert untersucht (BMGF 2012). Da die Kategorisierung dort jedoch von der „klassischen“ Aufteilung in Organik – Wertstoffe - Sonstige abweicht, wurden diese Ergebnisse für die vorliegende Untersuchung nicht berücksichtigt.

Im Auftrag der GIZ laufen zurzeit neue Studien zu Abfallmengen und -zusammensetzung in Ägypten; die Ergebnisse sind allerdings noch nicht abschließend veröffentlicht (Stretz 2013).

7.2 Modellierung zur Bilanzierung der Treibhausgasemissionen

7.2.1 Entsorgungswege & Abfallzusammensetzung

Basierend auf der Beschreibung der Struktur der ägyptischen Abfallwirtschaft werden für die vorliegende Bilanzierung der damit verbundenen THG-Emissionen die folgenden Festlegungen getroffen:

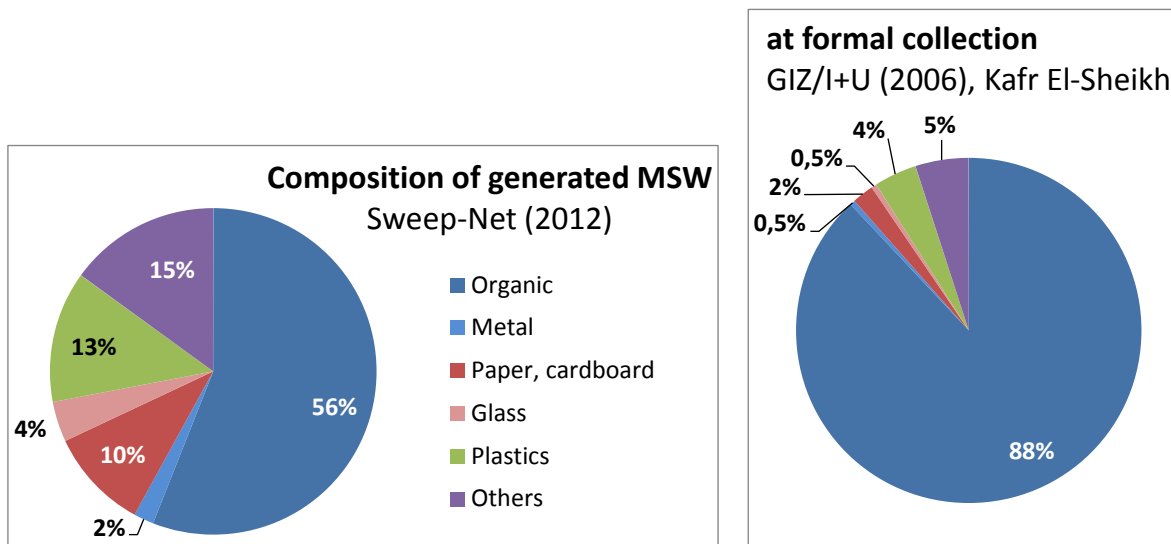
Berücksichtigung des informellen Sektors

In Hinblick auf den informellen Sektor berücksichtigt die vorliegende Studie ausschließlich die Erfassung gemischten Siedlungsabfalls durch die Zabbaleen im Großraum Kairo (GCA). Da die Erfassung direkt an den Haustüren stattfindet, wird davon ausgegangen, dass der erfasste Mischmüll die Zusammensetzung nach (Sweep-Net 2012) aufweist. Die informell erfassten Mengen sind für die GCA im Rahmen der allgemeinen Unsicherheiten quantifizierbar: laut (Zaki 2013) werden in Kairo ca. 4.500 t/d erfasst, was 30% des dort anfallenden Siedlungsabfalls entspricht. Für die beiden anderen Gouvernorate im Großraum Kairo (Giza und Qaliubiya) werden Erfassungsquoten von je 20% angesetzt. Im Rest Ägyptens wird keine informelle Abfallerfassung berücksichtigt. Für die Aktivitäten der Zabbaleen sind zudem quantitative Informationen zu den Entsorgungswegen vorhanden. Laut (CID/GTZ 2008) werden nach der manuellen Sortierung ca. 80%-85% des erfassten Abfalls verwertet. Für die vorliegende Studie wird entsprechend angesetzt, dass insgesamt 80% entweder verfüttert (Organik) oder recycelt (trockene Wertstoffe) werden. Dabei wird eine massengewichtete Gleichverteilung angenommen, was zu einer Recyclingquote von 92,5% für jede Fraktion (Organik, Metall, PPK, Glas, Kunststoff, Textilien) führt (Abbildung 51). Die restlichen 20%, bestehend aus der Kategorie „Sonstige“ und den Sortierverlusten der anderen Kategorien, werden deponiert. Für die Ablagerung wird von einer ungeordneten Deponie ausgegangen, da momentan der bei weitem überwiegende Teil der ägyptischen Siedlungsabfälle auf ungeordnete Deponien geht (Sweep-Net 2012).

Abbildung 52 gibt einen Überblick über die informell durch die Zabbaleen erfassten Mengen und die Aufteilung auf die entsprechenden Entsorgungswege. Die Erfassung von Wertstoffen durch Kauf oder Tausch an Haustüren ist nach (Zaki 2013) vernachlässigbar gering. Die über „waste picking“ erfassten und recycelten Wertstoffmengen werden im Rahmen der Bilanzierung des Status Quo ebenfalls nicht berücksichtigt, da eine Quantifizierung dieser Mengen mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet ist.

Für eine orientierende Abschätzung des Potenzials wurde der Vergleich der generierten Abfallzusammensetzung (Sweep-Net 2012) mit der von (I+U/GTZ 2006) ermittelten Zusammensetzung, beispielsweise für das Gouvernorat Kafr El-Sheikh (Abbildung 51, s.a. Kap. 7.1.3) herangezogen.

Abbildung 51: Vergleich der generierten Abfallzusammensetzung nach (Sweep-Net 2012) und der erfassten Abfallzusammensetzung für das Gouvernorate Kafr El-Sheikh nach (I+U/GTZ 2006)



Davon ausgehend wurde versucht, die vermutlich durch „waste picking“ erfassten Wertstoffströme aus der Differenz zwischen der Zusammensetzung des anfallenden Abfalls und des formal erfassten Abfalls abzuschätzen. Dabei ist zu bedenken, dass es sich bei den Daten zur Zusammensetzung des erzeugten Abfalls ausschließlich um Schätzwerte handelt, die Ungenauigkeiten aufweisen können (Zaki 2013). Ebenso sind die Mittelwerte für die formal erfasste Zusammensetzung aus dem Gouvernorat Kafr El-Sheikh nicht für alle Landesteile repräsentativ. Die zweite Untersuchung nach (I+U/GTZ 2006) für das Gouvernorat Qena kam beispielsweise zu abweichenden Werten (s. Kap. 7.1.3).

Als Ergebnis der Abschätzung wurde ein Gesamtrecyclingvolumen (Metall, PPK, Glas, Kunststoffe) von ca. 5 Mio. t/a ermittelt, was ca. 25% des ägyptischen Abfallaufkommens entspräche. Dieser Wert liegt zehnmal höher der von (Sweep-Net 2012) angegebene Recyclinganteil von 2,5%. Für Kunststoffe führte diese Abschätzung zu einem potenziellen Kunststoffrecyclingvolumen von gut 2 Mio. t/a. Demgegenüber steht ein Recyclingvolumen von ca. 0,3 Mio. t/a, das im Rahmen der vom Ministerium für Handel und Industrie in Auftrag gegebenen nationalen Studie zum Plastikrecyclingsektor (Ministry of Trade & Industry 2008) ermittelt wurde.

Da kein plausibler Zusammenhang zwischen den Abfallzusammensetzungen der beiden Datenquellen hergestellt werden kann und die oben beschriebene Quantifizierung als zu unsicher eingestuft wird, wird von einer Berücksichtigung der durch „waste picking“ erfassten und recycelten Wertstoffe im Rahmen dieser Studie Abstand genommen. Gleichzeitig ist aber darauf hinzuweisen, dass diese Aktivitäten wesentlich zur Recyclingleistung der ägyptischen Abfallwirtschaft beitragen (s. auch EEAA/METAP 2005, CID/GTZ 2008).

Eine indirekte Berücksichtigung des „waste pickings“ ist bei der Bilanzierung der formellen Abfallwirtschaft dadurch gegeben, dass für die formell erfassten Abfallmengen die Abfallzusammensetzung nach (I+U/GTZ 2006) zugrunde gelegt wird, die nur noch sehr geringe Wertstoffanteile enthält. Die tatsächliche (informelle) Recyclingleistung wird so allerdings unterschätzt. Um den Effekt der Einbeziehung aller Recyclingaktivitäten auf das Klimaschutzpotenzial der Abfallwirtschaft exemplarisch aufzuzeigen, wird im ideellen Zukunftsszenario (Szenario 2) neben der Bilanzierung der gesamten Abfallwirtschaft basierend auf der Abfallzusammensetzung nach (I+U/GTZ 2006) in einer Sensitivitätsanalyse die Bilanzierung basierend auf der Zusammensetzung des anfallenden Abfalls nach (Sweep-Net 2012) berücksichtigt.⁵³

Berücksichtigung des formellen Sektors

Für den Rest Ägyptens außerhalb des Großraum Kairo wird angenommen, dass der gesamt erfasste Abfall vom formellen Sektor gesammelt wird. Für den Großraum Kairo ergeben sich abzüglich der informellen Erfassung formelle Erfassungsquoten von 32% (Kairo), 44% (Giza) und 30% (Qaliubiya). Insgesamt folgt, dass 43% des in Ägypten anfallenden Siedlungsabfalls von der formellen Abfallwirtschaft behandelt werden (Abbildung 52).

Für die Aufteilung auf die Entsorgungswege werden die Daten nach (Sweep-Net 2012) zugrunde gelegt:

- 9% Kompostierung
- 2,5% Recycling
- 5% geordnete Deponierung („sanitary landfill“)
- 83,5% ungeordnete Deponierung („open dump“)

Es wird angenommen, dass die formell erfassten Abfallströme die mittlere Zusammensetzung nach (I+U/GTZ 2006) für das Gouvernorat Kafr El-Sheikh aufweisen, da vor der formellen Erfassung Wertstoffe abgegriffen werden. Diese Annahme wird vereinfachend für alle Gouvernorate getroffen, da der bei weitem größte Teil des Abfalls in Regionen anfällt, die klimatisch eher der Situation im Delta entsprechen (GCA, Alexandria, Delta; vgl. Abbildung 50). Ca. 15% des Abfalls fallen in sehr ariden, ländlichen Gebieten an (Oberägypten, Südsinai, Rotes Meer), wo die Abfallzusammensetzung vermutlich eher derjenigen von Qena entspräche. Allerdings ist der Abfallanfall am Roten Meer vermutlich stark durch Tourismus geprägt, was wiederum eine andere Zusammensetzung zur Folge hätte. Aufgrund des relativ geringen Anteils und den generellen mit der Bilanzierung verbundenen Datenunsicherheiten wird eine solche Detaillierung nicht durchgeführt.

⁵³ Eine erste Sensitivitätsanalyse, bei der für alle Abfälle die Zusammensetzung nach (Sweep-Net 2012) berücksichtigt wird, wird bereits bei der Bilanzierung des Status Quo durchgeführt. Allerdings spiegelt diese noch nicht die Einbeziehung der Recyclingaktivitäten wider, da hier die Aufteilung auf die einzelnen Erfassungsformen sowie die Recyclingleistung des formellen Sektors zunächst gegenüber dem Basisfall konstant gehalten werden. Dies entspricht, unabhängig von der Zusammensetzung, einem sehr geringen Recyclingvolumen.

Berücksichtigung des nicht-erfassten Abfalls

Ungefähr 46% des anfallenden Siedlungsabfalls werden in Ägypten nicht erfasst. Für den Anteil, der im städtischen Raum anfällt (ca. 28%), wird zu 100% eine wilde Ablagerung angenommen. Nach (Zaki 2013) werden andere Praktiken, insbesondere das offene Verbrennen, nur sehr begrenzt angewandt. Zum Umgang mit nicht-erfassten Abfällen in ländlichen Gebieten wurden von (El Messery et al. 2009) Interviews mit Schlüsselpersonen und Gemeindevorständen durchgeführt. Diese ergaben, dass

- ca. 50% der Bevölkerung die brennbaren Bestandteile als Brennstoff zum Kochen verwenden,
- ca. 80% der Bauern die organischen Bestandteile verfüttern oder kompostieren,
- ca. 50% der Bevölkerung den Abfall wild ablagern (auf offenem Land oder an Kanalufern),
- ca. 30% den Siedlungsabfall offen verbrennen.

Für die Bilanzierung des Status Quo wird die Direktnutzung der brennbaren Bestandteile bzw. der Organik zunächst nicht berücksichtigt, da Abfälle, die direkt verwertet werden i.A. nicht als Teil des Abfallmanagements betrachtet und im Rahmen der Abfallstatistik nicht erfasst werden. Dementsprechend wird für das Basisszenario für 70% der nicht erfassten Abfälle eine wilde Ablagerung und für die restlichen 30% eine offene Verbrennung angesetzt.

Außerdem wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um den Effekt der Direktnutzung als Beitrag zum Klimaschutz zu beleuchten. Dabei wird angenommen, dass die Organik, statt nur deponiert bzw. verbrannt zu werden, zu 40% je hälftig entweder verfüttert oder kompostiert wird. Außerdem werden 25% der Organik als Brennstoff zum Kochen benutzt. Die Beschränkung auf die Organikfraktion stellt hier eine Vereinfachung dar, da nach (El Messery et al. 2009) auch andere brennbare Komponenten (aufgrund mangelnden Wissens um die negativen gesundheitlichen Auswirkungen auch Kunststoffe) eingesetzt werden. Da die Organik unter den brennbaren Komponenten des Abfalls den bei Weitem größten Anteil ausmacht, scheint die Vereinfachung jedoch gerechtfertigt.

Abbildung 52: Stoffflussdiagramm der für Ägypten zugrunde gelegten Abfallströme

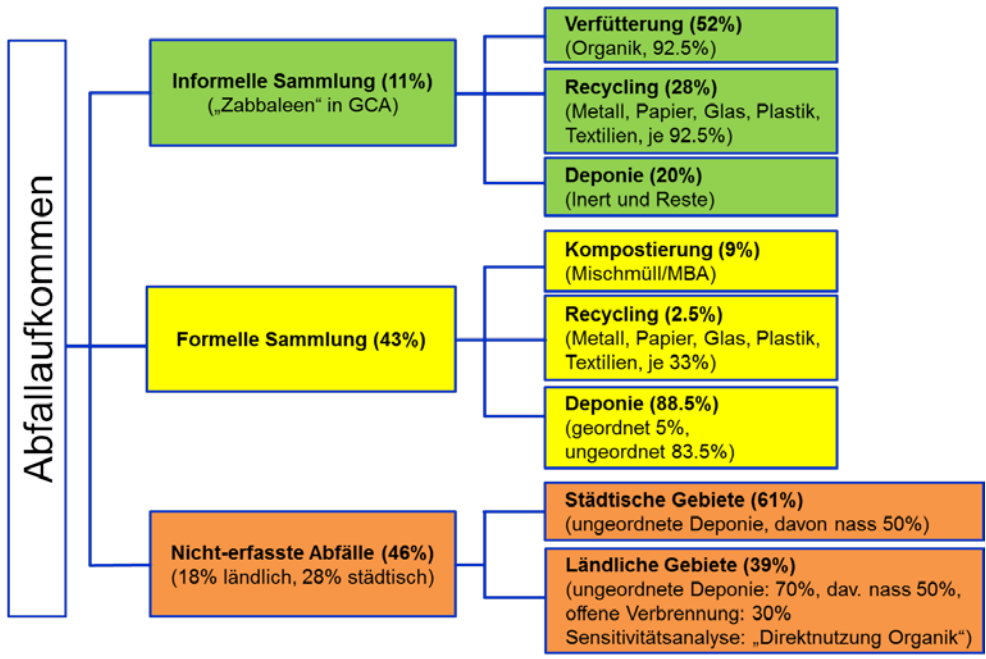
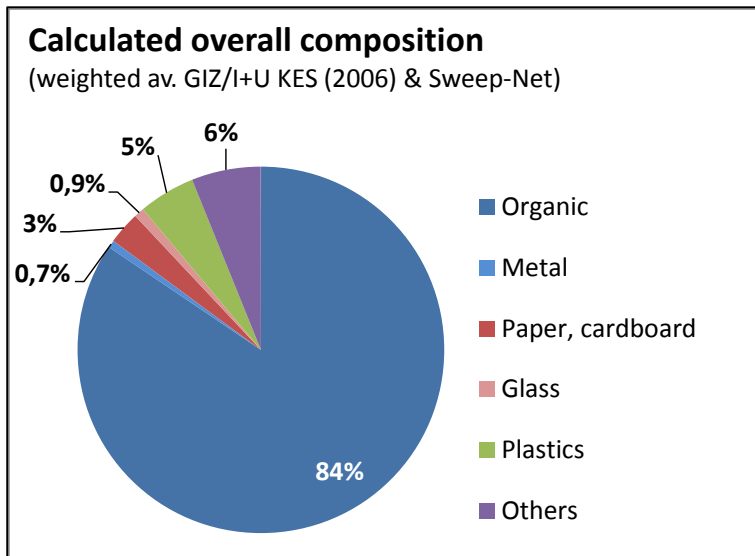


Abbildung 52 zeigt die Festlegungen im Überblick. Der Bilanzierung wird für die nicht-erfassten Abfälle die Zusammensetzung nach (I+U/GTZ 2006) zugrunde gelegt, da davon ausgegangen wird, dass Wertstoffe aus offen abgelagerten Abfälle herausgesammelt werden bzw. dass in ländlichen Gebieten die entsorgten Abfälle geringe Wertstoffgehalte aufweisen. In einer Sensitivitätsanalyse wird für alle Erfassungsformen (auch formell und nicht-erfasst) die Zusammensetzung nach (Sweep-Net 2012) angesetzt.

7.2.2 Berechnung der Kenndaten für die Abfallströme

Der Bilanzierung der ägyptischen Abfallwirtschaft liegt für die informell erfassten Siedlungsabfälle die Zusammensetzung nach (Sweep-Net 2012) sowie für die formell erfassten und nicht-erfassten Abfälle die Zusammensetzung nach (I+U/GTZ 2006) zugrunde. Für das Basisszenario ergibt sich damit rechnerisch die in Abbildung 53 dargestellte übergeordnete Zusammensetzung.

Abbildung 53: Rechnerische übergeordnete Zusammensetzung für die Bilanzierung der ägyptischen Abfallwirtschaft



Zur Quantifizierung der Menge an Textilien wird der Anteil von 10% an der Kategorie „Sonstige“ nach (I+U/GTZ 2006) auch für die Zusammensetzung nach (Sweep-Net 2012) übernommen. Der mittlere abbaubare organischen Kohlenstoffgehalt (DOC) liegt damit bei 16% (Sweep-Net 2012) bzw. 20% (I+U/GTZ 2006). Die Zusammensetzungen werden entsprechend angepasst, wenn durch vorgelagerte Behandlungsschritte Veränderungen auftreten.

Für den informellen Sektor berechnet sich die Zusammensetzung der Sortierabfälle, wie sie letztendlich deponiert werden, durch Herausrechnen der zur Verfütterung entnommenen Organik und der zum Recycling entnommenen Wertstoffe. Durch die Entnahme eines großen Anteils der Organik weist der zu Deponien gelangende Anteil darum einen relativ geringen abbaubaren organischen Kohlenstoffgehalt auf (DOC 6%).

Bei der formellen Erfassung ergibt sich durch Kompostierung und Recyclingaktivitäten ebenfalls eine veränderte Zusammensetzung der zur Deponierung gelangenden Abfälle. Allerdings ist dieser Effekt aufgrund der geringen Anteile von Kompostierung und Recycling so gering, dass der abbaubare organische Kohlenstoffgehalt in den deponierten Abfällen weiterhin bei rund 20% liegt.

Für den nicht-erfassten Anteil bleibt die Zusammensetzung im Basisszenario unverändert: der DOC im zur Deponierung gelangenden Abfall liegt dementsprechend bei 20%, der fossile C-Gehalt (aus Kunststoffen und Textilien) im offen verbrannten Abfall bei 3%. In der Sensitivitätsanalyse ergibt sich durch die Berücksichtigung der Nutzung eines Teils der Organik direkt am Anfallort (Brennstoff, Verfütterung, Kompostierung im ländlichen Raum, s. Kap. 7.2.1) ein reduzierter Organikgehalt und damit leicht veränderte Kenndaten (DOC_{Sens1} 19%, C_{fossil,Sens1} 4%).

7.2.3 Deponierung

Bezüglich der Deponierung wird in ungeordnete Deponierung (unmanaged landfill) und geordnete Deponierung (managed landfill) unterschieden. Die wilde Ablagerung nicht erfassten Abfalls entspricht in der Modellierung der ungeordneten Deponierung.

Für die Modellierung der mit der Deponierung verbundenen Emissionen werden die Default-Werte nach (IPCC 2006) zugrunde gelegt (s. Kap. 4.2.5). Dabei wird für die wilde Ablagerung nicht-erfasster Abfälle, die ungeordnete Deponie zu 50% als flach modelliert ($MCF=0,4$). Die anderen 50% werden als ungeordnete Deponie mit hohem Wasserstand angenommen ($MCF=0,8$), da eine gängige Praxis in Ägypten die Ablagerung an Kanalufern ist. Die Methanemissionen sind entsprechend erhöht. Für die ungeordnete Deponierung erfasster Siedlungsabfälle werden 100% flache Deponierung angesetzt. Wegen des sehr trockenen Klimas ist anzunehmen, dass die Methangasemissionen aus der Deponierung unter den mit den IPCC-Default-Werten berechneten Werten liegen. Diese Einschätzung wurde auch von ägyptischen Stakeholdern geteilt, konnte jedoch nicht belastbar plausibilisiert werden, so dass konservativ die IPCC-Default-Werte beibehalten wurden.

Der Einfluss von Deponiefeuern wird nicht betrachtet, da hierzu keine quantitativen Angaben gefunden wurden.

7.2.4 Kompostierung

Seit Ende der 1990er Jahre wurde in Ägypten die Errichtung von Kompostierungsanlagen forciert, da darin eine Lösung gesehen wurde, den vorwiegend aus Organik bestehenden Siedlungsabfall zu verwerten (Sherif o.J., Iskandar 2009). Nach (EEAA/METAP 2005) gibt es 56 Kompostierungsanlagen, zu denen Mischmüll angeliefert wird. Allerdings existieren nach (Sherif o. J., Iskandar 2009) massive Probleme beim Betrieb, so dass viele der Anlagen stillstehen oder nur unregelmäßig betrieben werden.

Die Kompostierung erfolgt nach Abtrennung der Organik, wobei einige wenige Anlagen trotz der Erzeugung aus Mischmüll Kompost mit akzeptabler Qualität produzieren (Zaki 2013). Allerdings wird aller Kompost, ggf. zu entsprechend niedrigen Preisen, als solcher vermarktet, da das Bewusstsein über die negativen Auswirkungen schlechter Qualitäten gering ist (Zaki 2013).

Die Emissionen aus diesen Anlagen berechnen sich aus den mittleren Methan- und Lachgasemissionen für die offene Kompostierung nach (gewitra 2009) (Tabelle 9), sowie den Aufwendungen für den Transport des Komposts (über 20 km) und seine Ausbringung (wie in (Öko-Institut/IFEU 2010)). Da laut (Zaki 2013) einige wenige Firmen akzeptable Kompostqualitäten produzieren, wird für 10% des produzierten Komposts eine Gutschrift vergeben (wie in (Öko-Institut/IFEU 2010)). Die Ergebnisse werden im Standardfall ohne und als Sensitivität mit C-Senke dargestellt. In dem Fall, wo die C-Senke berücksichtigt wird, wird sie für die gesamte kompostierte Menge angerechnet.

Da zumindest einige der Kompostierungsanlagen als mechanisch-biologische Aufbereitung (MBA) betrieben werden, wird außerdem orientierend der Aufwand für den Betrieb der MBA abgeschätzt. Hierzu wird der in (Öko-Institut/IFEU 2010) ermittelte mittlere Wert für Deutschland ($27,7 \text{ kg CO}_2\text{-Äq}/t_{\text{input}}$) zugrunde gelegt. Eine differenzierte Bilanzierung der Kompostierungsanlagen als MBA ist aufgrund der in der Statistik ausgewiesenen Datenlage (s. Kap. 7.2.1, Sweep-Net 2012) nicht möglich.

Neben der oben beschriebenen Kompostierung eines Teils der formell erfassten Siedlungsabfälle wird in der Sensitivitätsanalyse zur Direktverwertung von Organik im ländlichen Raum außerdem anteilig die Heimkompostierung berücksichtigt. Hierfür berechnet sich die Last ebenfalls aus den mittleren Methan- und Lachgasemissionen für die offene Kompostierung nach (gewitra 2009). Es wird davon ausgegangen, dass auch bei der

Heimkompostierung aufgrund des trockenen Klimas tendenziell keine sehr hohen Methanemissionen entstehen. Aufwendungen für Transport und Ausbringung werden nicht angesetzt. Erzeugter Kompost wird zu 100% angerechnet.

7.2.5 Recycling

Der ägyptische Recyclingsektor ist insbesondere in (EEAA/METAP 2005) beschrieben. Demnach gibt es in Ägypten Anwendungen für recycelte Materialien aus den Bereichen PPK, Kunststoffe, Metall, Glas, Textilien und Knochen. Im Allgemeinen durchlaufen die Abfälle eine zweistufige Sortierung und werden dann in einem (informellen) Netzwerk von Händlern über das ganze Land gehandelt. Teilweise werden die Wertstoffe wiederverwendet, der Großteil wird in Werkstätten und Fabriken weiterverarbeitet, um zu vermarktende Produkte für die lokalen Bedürfnisse zu erzeugen. Für die Recyclingaktivitäten gibt es je nach Material jeweils spezialisierte Zentren, in denen die Wertstoffströme zusammenlaufen und verarbeitet werden. Die meisten dieser Zentren befinden sich in Kairo und im Delta. Für die Bewertung des Recyclings in Hinblick auf seinen Beitrag zum Klimaschutz werden die in Kapitel 4.2.4 beschriebenen einheitlichen Emissionsfaktoren verwendet. Teilweise werden dabei nationale Besonderheiten berücksichtigt.

- Kunststoffe

Vor allem PE und PP, aber auch PS, werden in vielen Städten recycelt. Auch PVC spielt eine Rolle, ist jedoch für die vorliegende Studie nicht relevant, da es keine relevante Komponente des Siedlungsabfalls darstellt. Die spezialisiertesten Zentren finden sich in Kairo, Dakahlia und El Minya. In Moqattam, einer der „garbage cities“, befindet sich das größte Zentrum für Kunststoffhandel und -recycling des Landes. Nach Angaben des (Ministry of Trade & Industry 2008) arbeitet aufgrund der Schwierigkeiten bei der Beantragung der bei weitem größte Teil der Kunststoffrecycler ohne Lizenz; dies führt dazu, dass laut (Ministry of Trade & Industry 2008) nur 2% der tatsächlich existierenden Anlagen bei der Industrial Development Authority registriert sind. Die verwendete Ausstattung sind vor allem Brecher, Granulieraggregate und Agglomeratoren. Vorher wird das zu recycelnde Plastik nach Art und Farbe sortiert, und vor dem Granulieren gewaschen und getrocknet. Die Weiterverarbeitung zu Produkten erfolgt durch Spritzguss, Blasformen und Extrusion. Aufgrund der Unsicherheit bezüglich der Herkunft und möglicher Kontaminationen sollte das recycelte Material nicht in medizinische Anwendungen, Spielzeug oder in Produkte gelangen, die mit Nahrungsmitteln in Kontakt kommen. PET ist ebenfalls ein sehr nachgefragter Wertstoff, der nach (I+U/GTZ 2006) nicht in der formellen Erfassung ankommt. Laut (Zaki 2013) wird PET, das v.a. als Flaschen in das Land importiert wird (Ministry of Trade & Industry 2008), zum Recycling vorwiegend exportiert. Das Kunststoffrecycling wird wie für Indien mit dem Emissionsfaktor für „niedrige“ Substitutionswirkung bewertet. Allerdings ist anzumerken, dass aufgrund der in Ägypten vorgelagerten Sortierung vermutlich auch ein höherwertiger Einsatz von Sekundärgranulaten möglich ist.

- Papier, Pappe, Kartonagen (PPK)

Altpapier wird in Ägypten in Zeitungspapier, Magazinpapier, weißes Papier, Pappe oder einen Mix klassifiziert. Wesentliche Produkte sind graue Hartpappe und Kraftpapier, aus denen z.B. Küchen- und Klopapier und Papierhandtücher hergestellt werden. Große Handelszentren befinden sich im Großraum Kairo (Moqattam, Qaliubiya). Die meisten Recyclingfabriken befinden sich in Kairo (Industriegebiet 6th October) und in dem nördlich angrenzenden

Gouvernorat Sharqia (Industriegebiet 10th Ramadan). Die größte Papierfabrik Ägyptens (Rakta), die sowohl Frischfaser (aus Reisstroh) als auch Altpapier verarbeitet, liegt in Alexandria. Die Bewertung des Papierrecyclings erfolgt anhand der einheitlichen Emissionsfaktoren auf Faserebene (s. Kap. 4.2.4).

- Glas

Glas wird nach Farbe sortiert, wobei weiß den höchsten und braun den geringsten Wert hat. Es wird entweder zu Schmuck und Kunsthandwerk für touristische Produkte verarbeitet oder dient als Eingangsmaterial zu verschiedenen Glasfabriken. Recyclingbetriebe existieren in Alexandria und Qaliubiya. Die Emissionsfaktoren entsprechen den einheitlichen Faktoren in Kap. 4.2.4.

- Metall

Weißblech wird in Stahlhütten, Aluminium in Aluminiumschmelzwerken recycelt, wobei als Endprodukte Drähte oder Bänder produziert werden. Die Fabriken befinden sich im Wesentlichen im Delta (Mit Ghamr, Gouvernorat Dakahlia) und im Großraum Kairo. In Mit Ghamr werden 70% des ägyptischen Aluminiumschrotts (sowohl Alt- als auch Neuschrott) umgeschmolzen. Exportmärkte sind Libyen und der Sudan. Außerdem befinden sich dort Kupfer- und Stahlrecyclingbetriebe. Auch Blei wird in Ägypten recycelt, wobei im Rahmen dieser Studie zur Verwertung von Siedlungsabfällen (ohne Elektroschrott) weder Kupfer- noch Bleirecycling betrachtet wurden. Zur Bewertung des Beitrags des Metallrecyclings zum Klimaschutz wird ein Metallmix im Siedlungsabfall von 87% Eisenmetallen und 13% Aluminium mit den einheitlichen Emissionsfaktoren nach Kapitel 4.2.4 angesetzt.

- Textilien

Textilien werden nach Baumwolle und Synthetikfaser und/oder nach Farbe getrennt. Endprodukte sind vorwiegend Flickenteppiche und Stopfmaterial für Matratzen und Kissen. Diese Verwertungspraxis findet sich v.a. in den armen Gebieten in Kairo und Alexandria sowie in Oberägypten. Textilaufbereitungsbetriebe befinden sich z.B. im Großraum Kairo (Moqattam und Qaliubiya) sowie in zwei südlich von Giza gelegenen Gouvernoraten (Fayoum, Bany Sweif). Das beschriebene Recycling von Textilien wird in der THG-Bilanz mit Null bewertet (s. Kap. 4.2.4).

- Knochen (nicht berücksichtigt)

Knochen werden zu Klebstoff für die Holzindustrie, zu Aktivkohle für Wasserfilter, Ölfabriken und Zuckerraffinerien, bei der Produktion von Kalziumpulver als Futtermitteladditiv und als Ersatz für Elfenbein in Kunsthandwerk verwendet. Fette werden in Kosmetikprodukten eingesetzt. Betriebe befinden sich in Qaliubiya und anderen Gegenden. Tierabfälle werden nicht als Bestandteil der Siedlungsabfälle geführt und sind in dieser Studie nicht berücksichtigt.

Wie bei der formellen Kompostierung wird auch für den Anteil, der formell nach (Sweep-Net 2012) dem Recycling zugeführt wird, der Aufwand für die Wertstoffsortierung, die teilweise mit Kompostierungsanlagen verknüpft ist, mit dem in (Öko-Institut/IFEU 2010) ermittelten mittleren Wert für MBA in Deutschland ($27,7 \text{ kg CO}_2\text{-Äq/t}_{\text{input}}$) orientierend abgeschätzt. Für den informell erfassten Abfall wird kein Aufwand berücksichtigt, da hier eine rein manuelle Sortierung erfolgt.

7.2.6 Andere Technologien

Neben den oben beschriebenen Entsorgungs- bzw. Verwertungswegen wird in der vorliegenden Studie die Verfütterung berücksichtigt. Zum einen wird die aus den informell erfassten Siedlungsabfällen aussortierte Organik verfüttert (vorwiegend an Schweine). Da die Verfütterung von aus Mischmüll aussortierter Organik hygienisch problematisch ist, wird diese Praxis jedoch in der THG-Bilanz mit Null bewertet. In der Sensitivitätsanalyse zur Direktnutzung der Organik im ländlichen Raum wird die Verfütterung angerechnet, da angenommen wird, dass hier getrennt erfasste Organik eingesetzt wird. Als Emissionsfaktor wird zur orientierenden Bewertung die Substitution von Futterrüben bzw. Soja angesetzt, wie sie ursprünglich für die Verfütterung der Organik an Schweine entwickelt wurde. Die Substitution erfolgt 1:1 auf Heizwertbasis. Als Näherungswert werden 0,02 kg CO₂-Äq/MJ angesetzt, was aus verschiedenen Ecoinvent-Datensätzen (v2.2) zu Futterrüben in der Schweiz und Sojaanbau in den USA bzw. Brasilien (inkl. Rodung) abgeleitet wurde. Ebenfalls in dieser Sensitivitätsanalyse wird Organik (aber auch andere brennbare Bestandteile des Abfalls) als Brennstoff zum Kochen verwendet. Da hier auch Kunststoffe mitverbrannt werden, was aus gesundheitlicher Sicht sehr bedenklich ist, wird diese Praxis in der THG-Bilanz mit Null bewertet (weder Be- noch Entlastungen).

Ein Teil des Abfalls wird auf dem Land offen verbrannt. Hierfür werden als treibhausrelevante Emissionen die fossilen CO₂-Emissionen aus der Verbrennung von Kunststoffen und Textilien berücksichtigt.

Für das ideale Zukunftsszenario (Szenario 2) wird die anteilige Erzeugung von Biogas aus einer (zukünftig) getrennt erfassten Organikfraktion betrachtet. Diese Option wird auch im Rahmen der Szenarien zur THG-Minderung aus dem Abfallsektor in der Zweiten Ägyptischen Mitteilung an das UNFCCC (2. UNFCCC-Mitteilung 2010) betrachtet sowie in (TOC 2010) als vielversprechende Technologie angesehen. Das erzeugte Biogas substituiert in der vorliegenden Bilanz Erdgas. Da für Ägypten kein Datensatz für die Erdgasbereitstellung gefunden wurde, wird hierzu auf einen Datensatz für die algerische Produktion für das Jahr 2030 zurückgegriffen (GEMIS v4.8). Der Emissionsfaktor inklusive Verbrennung liegt bei 2,6 kg CO₂-Äq/kg Erdgas. Für die Verluste bei der Aufbereitung des Biogases auf Erdgasqualität werden 10% angesetzt. Dieser Wert entspricht nach (Holmgren 2012) ungefähr den Verlusten in schwedischen Anlagen im Jahr 2008. Außerdem werden 5% Verluste für die Bereitstellung der zur Aufbereitung nötigen Energie berücksichtigt. Insgesamt ergibt sich somit ein Substitutionsfaktor von 0,85 auf Heizwertbasis. Die mit der Biogasherstellung verbundenen Emissionen werden vereinfacht nach (Öko-Institut/IFEU 2010) berechnet. Damit beinhaltet die Belastung 1% Methanschlupf sowie eine Last von 53 kg CO₂-Äq/t Input für den Gärrest. Die Gutschrift für die Nutzung des Gärrests liegt nach (Öko-Institut/IFEU 2010) bei 40,6 kg CO₂-Äq/t Input, die C-Senke liegt bei 20,1 kg CO₂-Äq/t Input.

Außerdem wird in dem ideellen Zukunftsszenario 2 die Entsorgung des gesamten Restmülls (nach Getrennterfassung eines Großteils der Organik) in MBA bilanziert. Die Massenbilanz der MBA wurde für die Gegebenheiten in Ägypten angepasst. Es wurde angenommen, dass 60% der trockenen Wertstoffe abgetrennt und recycelt werden können (insgesamt 12% des Input). Für die restlichen Wertstoffanteile wurde angenommen, dass sie zu 90% in eine EBS-Fraktion überführt werden, die insgesamt 11% des Input einnimmt (Wertstoffanteile zzgl. 44% Anteil Organik). Zu 13% wird eine Inertfraktion abgetrennt. Die restliche Menge wird biologisch stabilisiert (MBA-Rest 26% des Gesamtinput, Verluste 38% des Gesamtinput). Für die Berechnung des Heizwertes der EBS-Fraktion wurde angenommen, dass alle Bestandteile

trocken vorliegen, was bei den klimatischen Bedingungen in Ägypten leicht durch solare Energie erreicht werden kann.

Die Erzeugung von EBS wird in Ägypten bereits umgesetzt, scheint aber für den Siedlungsabfall noch im Bereich der Pilotprojekte zu sein. Umfangreichere Projekte bestehen eher bei der Nutzung von Agrarreststoffen (ENTAG/ECARU; Sweep-Net RDF). Zur Bewertung des Klimaschutzbeitrags der EBS-Nutzung werden zunächst lastseitig die bei der Verbrennung von Kunststoffen und Textilien entstehenden fossilen CO₂-Emissionen sowie der Transport des EBS zum Zementwerk über 200 km bilanziert. Entlastungsseitig wird die Substitution von Erdgas auf Heizwertbasis angerechnet, das momentan die Hauptenergiequelle für Zementwerke in Ägypten darstellt. Dabei wird zur Berücksichtigung von Aufbereitungsverlusten ein Substitutionsfaktor von 0,9 angesetzt.

Der Aufwand für die MBA wird mit Strom- und Dieseleinsatz bilanziert (10 kWh/t_{input} bzw. 9,6 kg CO₂-Äq/t_{input}). Die THG-Emissionen bei der Stabilisierung werden mit den mittleren Methan- und Lachgasemissionen für offene Kompostierung nach (gewitra 2009), (s. Tabelle 9) berechnet. Für das Stabilat inkl. dem inerten Anteil werden zudem Emissionen für den Transport zur Deponie (über 30 km) und die Deponierung (Strombedarf 2 kWh/t, mechanische Energie 9 kg CO₂-Äq/t) berücksichtigt. Zur Berechnung der Deponiegasemissionen aus dem Stabilat wird nach (IFEU 2012) angesetzt, dass nach der Stabilisierung noch 40% des ursprünglichen DOC im Stabilat enthalten sind, bei einem DOCf von 10% und einem reduzierten Methangehalt im Deponiegas von 40%. Die Werte für die Bewertung der MBA inkl. der Entsorgung von Stabilat und Inertanteil sind mit der Bewertung für Indien harmonisiert.

Müllverbrennungsanlagen werden für Ägypten nicht betrachtet, da sie momentan (außer für die Verbrennung von klinischen Abfällen) nicht existieren und auch in der Planung für die Zukunft nach bisherigen Erkenntnis keine Rolle spielen. So zitiert z.B. (CID/GTZ 2008, p. 12) die Ziele der „National Strategy for the Integrated Municipal Solid Waste Management“, wobei MVAn keine Erwähnung finden. Auch in den Szenarien zur THG-Minderung aus dem Abfallsektor in der Zweiten Ägyptischen Mitteilung an das UNFCCC (2. UNFCCC-Mitteilung 2010) werden MVAn nicht als Option betrachtet.

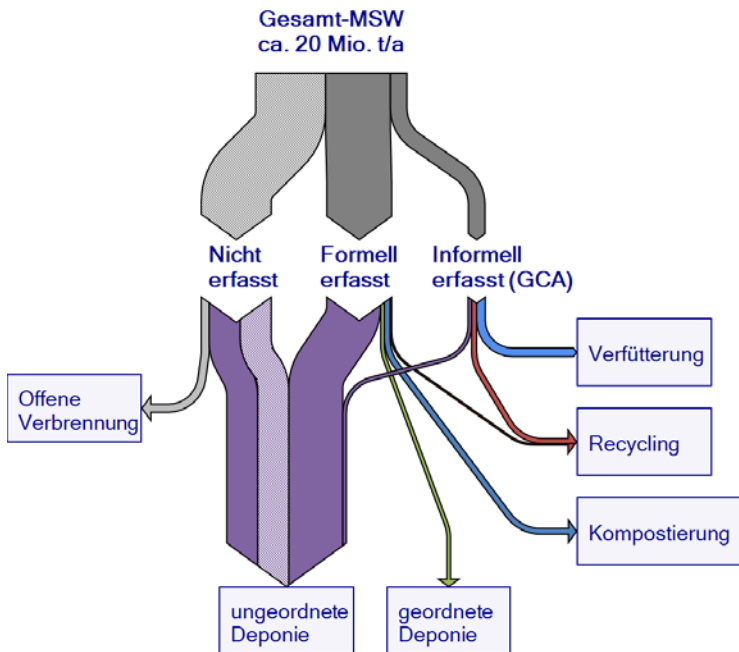
Die mit dem Transport der erfassten Siedlungsabfälle verbundenen THG-Emissionen werden pauschal abgeschätzt. Als Transportdistanz werden 100 km angesetzt. Generell wird für den Transport für Ägypten (wie für Indien) pauschal mit einem Emissionsfaktor von 230 g CO₂-Äq/tkm gerechnet, was den Emissionen von Nutzfahrzeugen in Deutschland in den 1980er Jahren entspricht.

Für die durchschnittliche Stromproduktion (Strommix) wird für Ägypten ein Emissionsfaktor von 500 g CO₂-Äq/kWh zugrunde gelegt. In der Literatur wurden hier unterschiedliche Werte gefunden: 501 g CO₂-Äq/kWh (Brander 2011), 450 g CO₂-Äq/kWh (Climate Registry 2013), 490-510 g CO₂-Äq/kWh (Blodgett o. J.).

7.3 Ergebnisse Abfallwirtschaft Ägypten

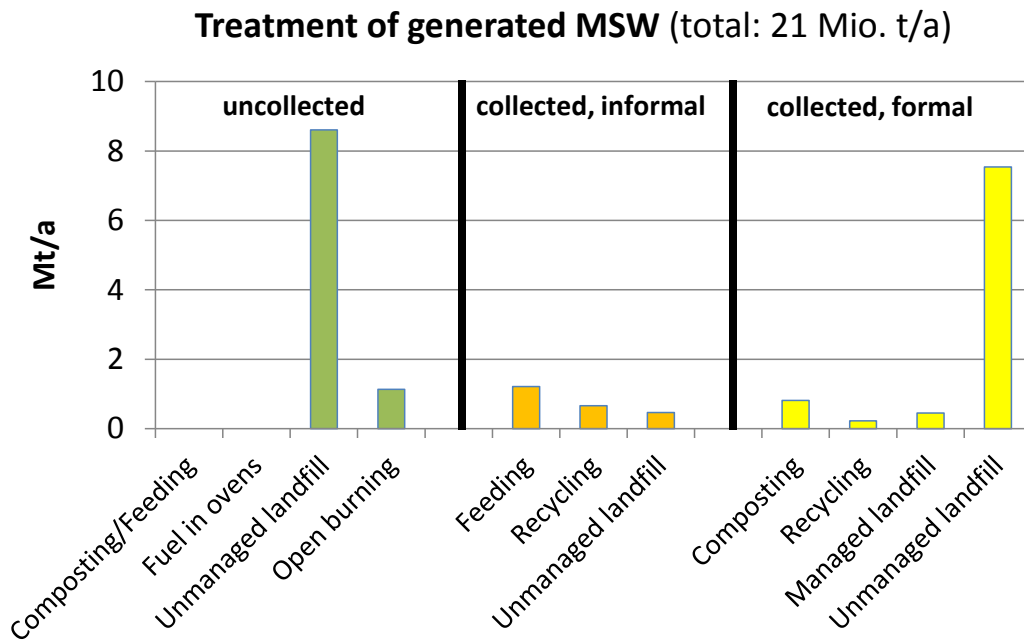
Die in Kapitel 7.2.1 beschriebenen Voraussetzungen und Annahmen führen zu der in Abbildung 54 gezeigten Aufteilung der Abfallströme auf die unterschiedlichen Erfassungs- und Entsorgungswege. Es wird deutlich, dass die ungeordnete Deponierung bei Weitem den größten Anteil ausmacht, wobei ca. 25% in die nasse ungeordnete Deponierung gehen, wie sie für die Entsorgung nicht-erfassten Siedlungsabfalls (MSW) an Kanalufern angenommen wird.

Abbildung 54: Abfallströme in die verschiedenen Entsorgungswege



Obwohl informelle Erfassung nur für den Großraum Kairo berücksichtigt wird, liefert sie mit ca. 10% einen relevanten Beitrag. Aus diesem Sektor fließt der Hauptstrom in Verfütterung bzw. Recycling. Nur ein kleiner Reststrom wird deponiert. Demgegenüber spielt die Kompostierung und insbesondere das Recycling im formellen Sektor eine untergeordnete Rolle. Abbildung 55 stellt die Abfallmengen in Millionen Tonnen pro Jahr dar.

Abbildung 55: Verbleib Abfallaufkommen in Ägypten (Gesamtabfallaufkommen 21 Mio. t/a)

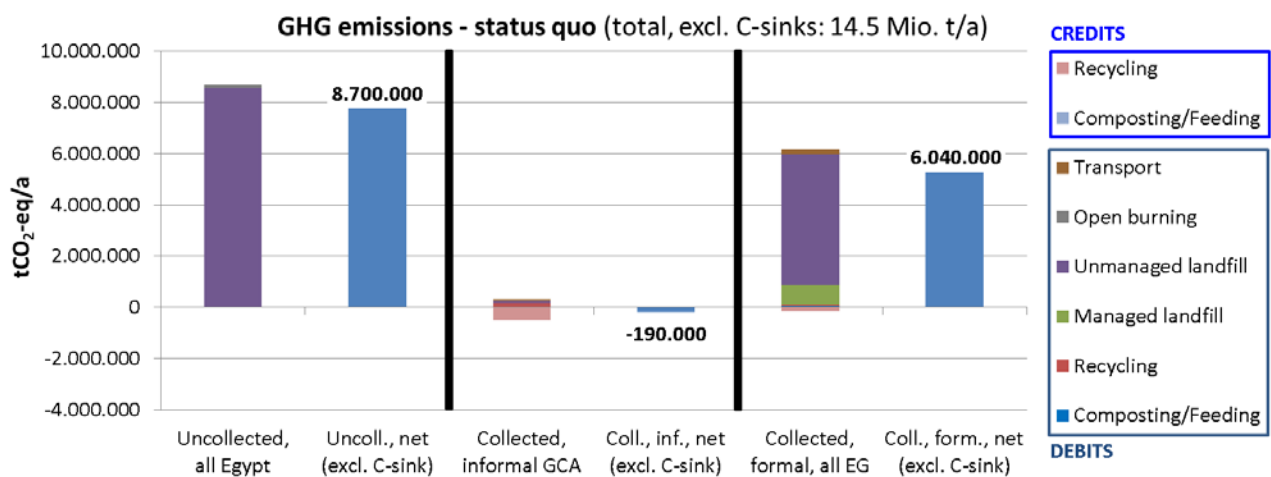


Die Direktverwertung der Organik (Kompostierung/ Verfütterung/ Brennstoff) nicht-erfasster Siedlungsabfälle wird erst im Rahmen der weiter unten beschriebenen Sensitivitätsanalyse betrachtet.

In Abbildung 56 ist der Treibhauseffekt für den Status Quo der ägyptischen Abfallwirtschaft nach Erfassungskategorien aufgeschlüsselt dargestellt. Der Hauptbeitrag kommt aus den Emissionen der ungeordneten Deponie, obwohl diese aufgrund des Methankorrekturfaktors spezifisch deutlich geringer sind als die Emissionen aus der geordneten Deponierung. Andere Praktiken spielen für den formell erfassten und nicht-erfassten Siedlungsabfall keine wesentliche Rolle.

Die orientierende Abschätzung für den Aufwand mechanisch-biologischer Aufbereitung für Kompostierung und Recycling im formellen Sektor ergibt aufgrund der niedrigen Massenströme einen vernachlässigbar geringen Beitrag von ca. 0,03 Mio. t CO₂-Äq/a.

Abbildung 56: Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo ohne C-Senke

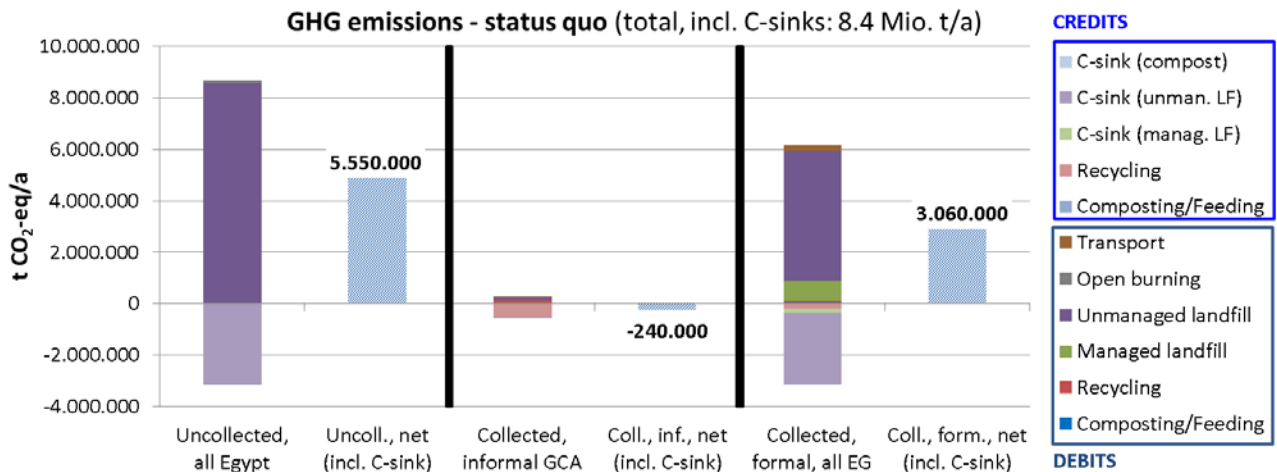


Beim informellen Sektor überwiegt die Entlastung für das Recycling die mit der Entsorgung verbundenen Belastungen. Würde hier mit dem oben beschriebenen Emissionsfaktor für die Substitution von Rüben/Soja auch die Fütterung angerechnet, wäre die Entlastung noch um ca. 50% höher.

Die gesamten THG-Emissionen belaufen sich für den Status Quo auf ca. 14,5 Mio. t CO₂-Äq/a. Damit liegen sie in der Größenordnung der Werte in der Zweiten Ägyptischen Mitteilung an das UNFCCC (2. UNFCCC-Mitteilung 2010), in der für die Deponierung an Land 12 Mio. t CO₂-Äq/a für das Jahr 2000 angegeben werden. Die Werte sind allerdings nur orientierend vergleichbar, da für die nationale Berichterstattung (2. UNFCCC-Mitteilung 2010) jährliche Emissionen aus der Abfallablagerung ermittelt und berichtet werden, wohingegen die ökobilanzielle Betrachtung alle Emissionen über die gesamte Ablagerungsdauer auf das Jahr der Deponierung des Abfalls bezieht. Unterschiede im Berechnungsansatz liegen allerdings in der zugrunde gelegten Zusammensetzung: während in (2. UNFCCC-Mitteilung 2010) mit der Zusammensetzung des generierten Abfalls nach Angaben der EEAA (ca. 50-60% Organik, 10-25% Papier) gerechnet wird, verwendet diese Studie die Zusammensetzung nach (I+U/GTZ 2006) mit 88% Organik und 2% Papier.

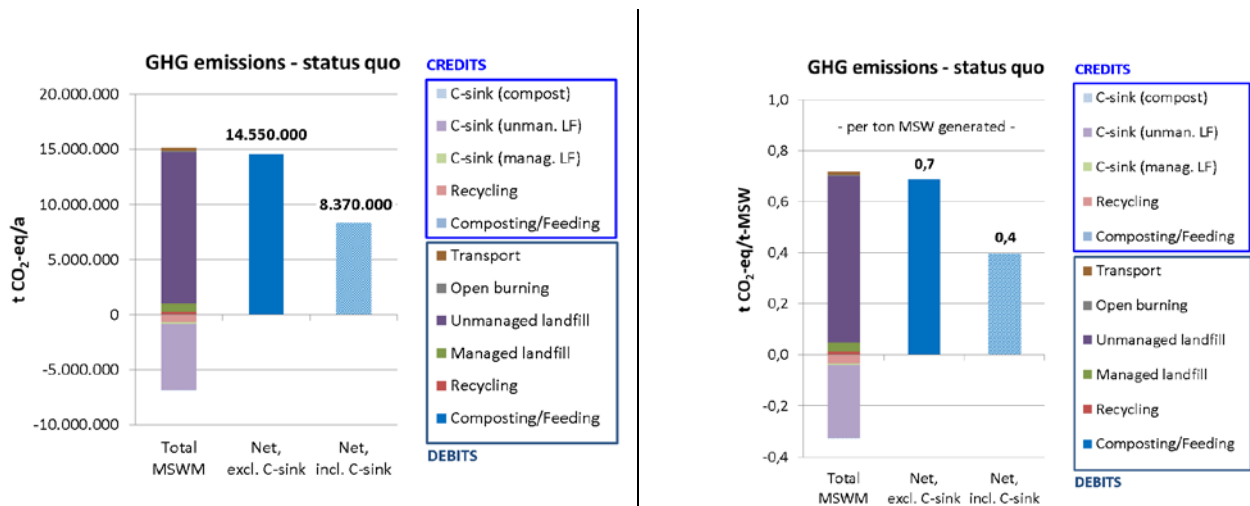
Abbildung 57 zeigt als Sensitivitätsbetrachtung den Treibhauseffekt unter Berücksichtigung der C-Senke in Deponien und durch Kompostanwendung. Die Netto-Gesamtemissionen sind dadurch um ca. 40% auf gut 8 Mio. t CO₂-Äq/a reduziert.

Abbildung 57: Sensitivität Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo mit C-Senke



Einen Überblick über die Gesamtabfallwirtschaft gibt Abbildung 58. Pro Tonne generiertem Siedlungsabfall fallen in Ägypten demnach 0,7 t CO₂-Äq (ohne C-Senke) bzw. 0,4 t CO₂-Äq (mit C-Senke) an.

Abbildung 58: Ergebnis Treibhauseffekt mit und ohne C-Senke: absolute Jahresemissionen und spezifische Werte



Sensitivitätsanalysen

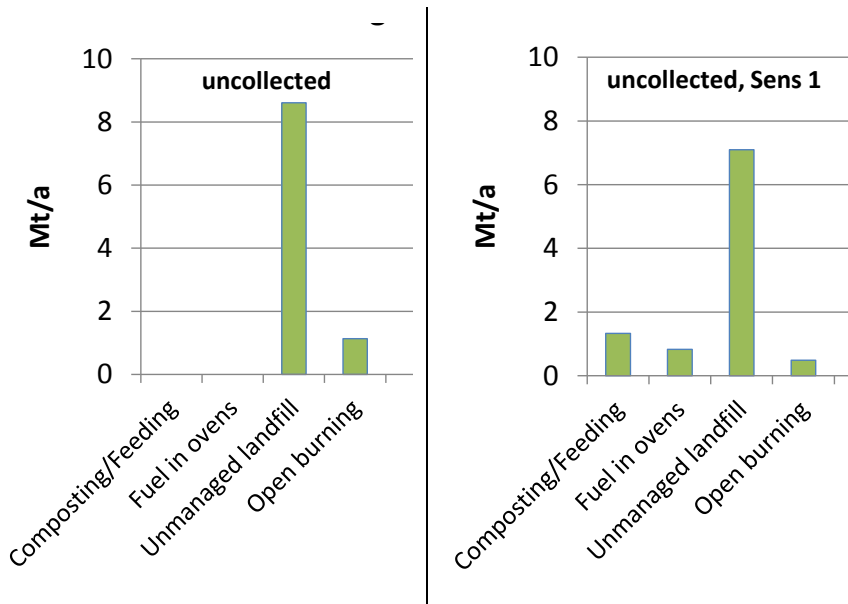
Für die Bilanzierung des Status Quo werden zwei weitere Sensitivitätsanalysen betrachtet:

- „Sens 1“: Direktverwertung der Organik bei nicht-erfassten Siedlungsabfällen

Das Basisszenario berücksichtigt für den ländlichen Raum nur wilde Ablagerung (ungeordnete Deponierung) und Verbrennung des Anteils nicht-erfasster Abfälle. Weitere Praktiken sind nach (El-Messery et al. 2009) die Heimkompostierung, die Verfütterung sowie die Nutzung als Brennstoff in Öfen. Die Modellierung dieser Praktiken ist in Kapitel 7.2.1 und 7.2.6 beschrieben.

Abbildung 59 zeigt die resultierende Aufteilung der Abfallmengenströme auf die Entsorgungswege nach Sensitivitätsanalyse 1 (Sens 1, Abb. rechts) im Vergleich zum Basisszenario (Abb. links).

Abbildung 59: Verbleib des nicht erfassten Abfalls- Status quo und Sens 1

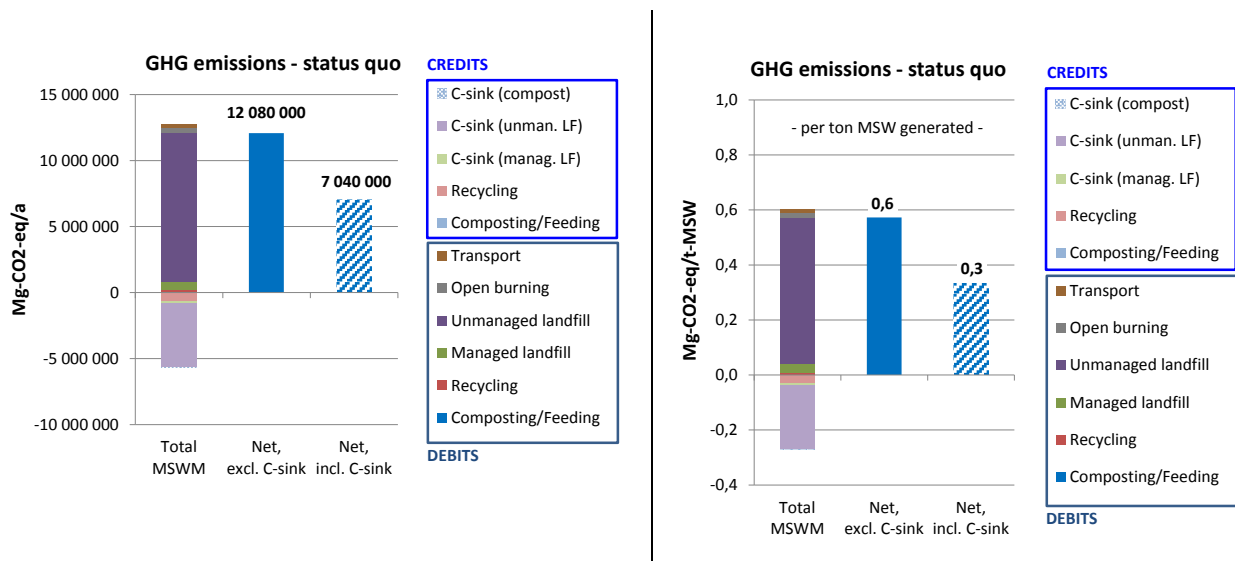


Der deponierte Anteil wird dadurch um fast 20% reduziert. Außerdem werden Entlastungen für die Kompostierung und die Verfütterung angerechnet. Die THG-Emissionen der gesamten Abfallwirtschaft sind dadurch um ca. 12% bzw. 14% auf 12,7 Mio. t CO₂-Äq/a (exkl. C-Senke) bzw. 7,1 Mio. t CO₂-Äq/a (inkl. C-Senke) verringert.

- „Sens 2“: Variation der Zusammensetzung

In dieser Sensitivitätsanalyse wird auch für den formal erfassten und den nicht-erfassten Anteil der Siedlungsabfälle mit der Abfallzusammensetzung nach (Sweep-Net 2012) gerechnet (vgl. Kap. 7.1.3, 7.2.1, 0), um die Unsicherheit bezüglich der Annahme des erhöhten Organikgehalts nach (I+U/GTZ 2006) aufzuzeigen. Die veränderte Zusammensetzung (v.a. 56% Organik statt 88%, 10% Papier statt 2%) führt zu verringerten THG-Emissionen (Abbildung 60, Reduktion um ca. 17%).

Abbildung 60: Sensitivität Ergebnis Treibhauseffekt absolute Jahresemissionen und spezifische Werte - Sens 2



Die Entlastungen für das Recycling bleiben in dieser Sensitivitätsanalyse unverändert, da der Recyclinganteil der formellen Abfallentsorgung (2,5% nach (Sweep-Net 2012)) nicht variiert wird. Die Entlastung für die formelle Kompostierung geht zurück, da weiterhin 9% Mischmüll zur Kompostierung angeliefert werden, der Organikanteil darin jedoch geringer ist. Der Beitrag ist jedoch vernachlässigbar gering. Der Effekt der veränderten Zusammensetzung, insbesondere des erhöhten Wertstoffgehalts, wird erst dann relevant, wenn die Recyclingquoten erhöht, d.h. die höheren Wertstoffgehalte also auch genutzt werden. Dies wird durch die Sensitivitätsanalyse zum ideellen Zukunftsszenario 2 verdeutlicht (s. Kap. 7.4.2).

7.4 Zukunftsszenarien 2030

7.4.1 Beschreibung der Szenarien

Die Wachstumsrate des ägyptischen Siedlungsabfallaufkommens wird mit 2% p.a. in (Sweep-Net 2012) bzw. 3,4% p.a. in (Sweep-Net 2010) und anderen älteren Veröffentlichungen angegeben. Damit liegt die Abfallmenge im Jahr 2030 bei mindestens 30 Mio. t/a. Als weiterer Zukunftstrend wird der durch erhöhten Konsum von Verpackungsmaterialien steigende Wertstoffanteil beschrieben. Für die hier betrachteten Zukunftsszenarien werden jedoch sowohl die Gesamtmenge als auch die verwendeten Abfallzusammensetzungen konstant gehalten, da sie einem Vergleich verschiedener Entsorgungsoptionen dienen sollen (vgl. Kap. 4.1.1)⁵⁴.

Hierzu werden auch für Ägypten ein „mittleres“ Szenario 1 (SC 1) und ein „ideelles“ Szenario 2 (SC 2) betrachtet. Die Szenarien orientieren sich an in ägyptischen Quellen diskutierten Entsorgungsoptionen. So berücksichtigt die „National Strategy for the Integrated Municipal

⁵⁴ Ebenso wird der Emissionsfaktor für Strom konstant gehalten (s. Kap. 4.1.2). Allerdings spielt dieser bei der Bilanzierung für Ägypten keine große Rolle, da z.B. für den Recycling- oder Kompostierungsaufwand einheitliche Emissionswerte angesetzt wurden. Der Marginalstrom wird nur im Zukunftsszenario 2 relevant bei der Verstromung von Biogas.

Solid Waste Management“ laut (EEAA/METAP 2005) außer Erfassung, Transfer und Zwischenlagerung die Technologien Recycling, Kompostierung und geordnete Deponie. (CID/GTZ 2008) zitiert als Ziele dieser Strategie erhöhte Erfassungsquoten, Ablagerung in geordneten statt ungeordneten Deponien (80%), Kompostierung der Organik (50%), Recycling (20%), Getrennterfassung (40%) in „nass“ (Organik) und „trocken“ (Rest), sowie Abfallvermeidung. Letztere wird im Rahmen dieser Untersuchung nicht betrachtet (s. Kap. 4.1.1). Die Prozentangaben in Klammern beziehen sich auf die für 2005 angestrebten Ziele, die nach (CID/GTZ 2008) allerdings nicht erreicht wurden.

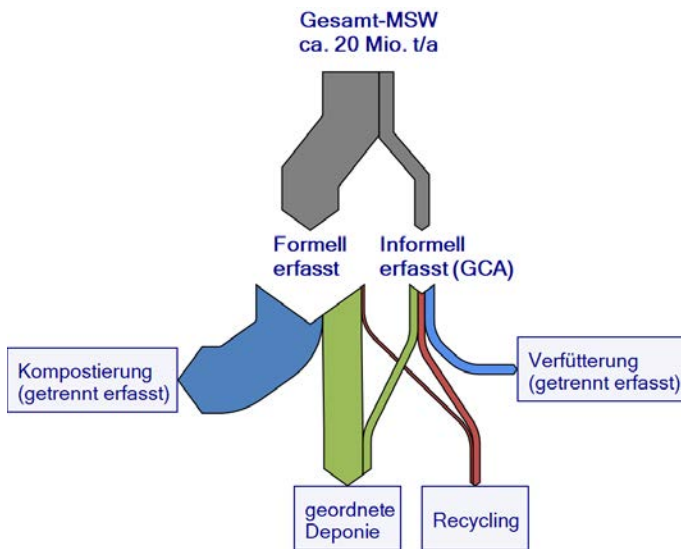
Im Hinblick auf die Getrennterfassung von Organik und Restabfall gibt es laut (CID/GTZ 2008) Pilotkampagnen der Nichtregierungsorganisation A.P.E., die dazu geführt haben, dass in zwei Wohngegenden in Kairo 65% der Bevölkerung die Trennung über zwei Jahre hinweg einhielten. Andere Studien im Delta und in Oberägypten zeigten, dass in Ägypten „traditionell“ in organisch und nicht-organisch getrennt wird, wobei diese Tendenz unter der länger im städtischen Umfeld und höheren Wohlstand lebenden Bevölkerung verschwindet. Die (2. UNFCCC-Mitteilung 2010) betrachtet neben den beschriebenen Technologien zudem die Erzeugung von EBS und Biogas als Optionen zur Vermeidung von THG-Emissionen aus der Abfallwirtschaft.

Szenario 1: Getrennterfassung

Basierend auf den oben beschriebenen Zielen sieht Szenario 1 eine Erfassungsquote von 100%⁵⁵ sowie die Umsetzung des Ziels der Getrennterfassung vor. Dabei wird für 2030 ein Ziel von 70% angenommen. Außerdem wird die volle Umsetzung der geordneten Deponierung angesetzt. Für diese wird im Basisfall eine effektive Gasfassungsrate von 20% angenommen und im Rahmen einer Sensitivität von 40%. Die getrennt erfasste Organik wird vollständig kompostiert bzw. vom informellen Sektor verfüttert. Aufgrund der Getrennterfassung wird für die Verfütterung die in Kapitel 7.2.6 beschriebene Entlastung angerechnet. Allerdings ist hier zu prüfen, ob eine Hygienisierung der Organikabfälle vorgeschrieben werden sollte. Kompost aus der Kompostierung getrennt erfasster Organik wird vollständig angerechnet. Die Recyclingraten im formellen Sektor sind in diesem Szenario weiterhin gering (2,5% des formell erfassten Abfalls). Für den informellen Sektor bleiben sie unverändert bei über 90% für jeden Wertstoff. Die zusätzlich erfasste Abfallmenge (46%) verteilt sich proportional gleich auf den formellen und den informellen Sektor. Die resultierenden Abfallströme und die entsprechenden Entsorgungs- bzw. Verwertungswege sind in Abbildung 61 dargestellt.

⁵⁵ Die Direktnutzung der Organik auf dem Land stellt natürlich weiterhin eine sinnvolle Alternative dar. Die entsprechend genutzten Mengen werden in diesem Fall nicht Teil der Abfallwirtschaft zugeordnet, was im Endeffekt einer Reduktion des Abfallaufkommens entspricht.

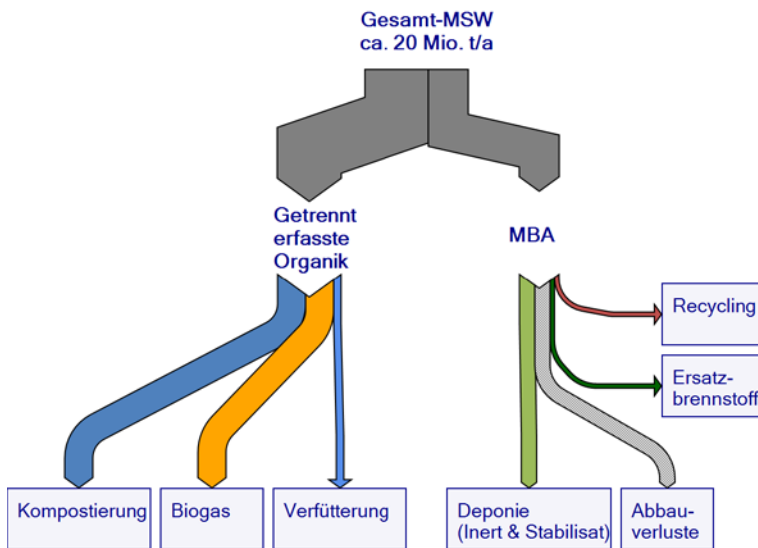
Abbildung 61: Abfallströme in die verschiedenen Entsorgungswege im Szenario 1



Szenario 2: Getrennterfassung & Technologie

Für das Szenario 2 wird nicht mehr zwischen informeller und formeller Erfassung unterschieden. Im Basisfall wird für den gesamten Abfall die Zusammensetzung nach (I+U/GTZ 2006) zugrunde gelegt. Die Organik wird wie in Szenario 1 zu 70% getrennt erfasst. Der Verfütterung wird die gleiche Menge wie im Szenario 1 zugeführt. Die restliche getrennt erfasste Organik wird zu 50% kompostiert und zu 50% in Vergärungsanlagen eingesetzt. Der Restmüll wird zu 100% über MBA behandelt. Für diese wird angesetzt, dass sie 60% jeder Wertstofffraktion aussortiert und dem Recycling zuführt. 90% der in den Sortierresten verbleibenden brennbaren Wertstoff (PPK, Kunststoffe, Textilien) werden in eine EBS-Fraktion abgetrennt. Diese EBS-Fraktion wird bis zu einem Anteil von 44% mit Organik angereichert. Der restliche Abfall wird biologisch stabilisiert und, ebenso wie die Inertfraktion, abgelagert (in Ergebnisdarstellung unter „geordnete Deponie“). Die entsprechenden Emissionsfaktoren sind in Kapitel 7.2.6 beschrieben. Die resultierende Aufteilung auf die Entsorgungs- bzw. Verwertungswege zeigt Abbildung 62.

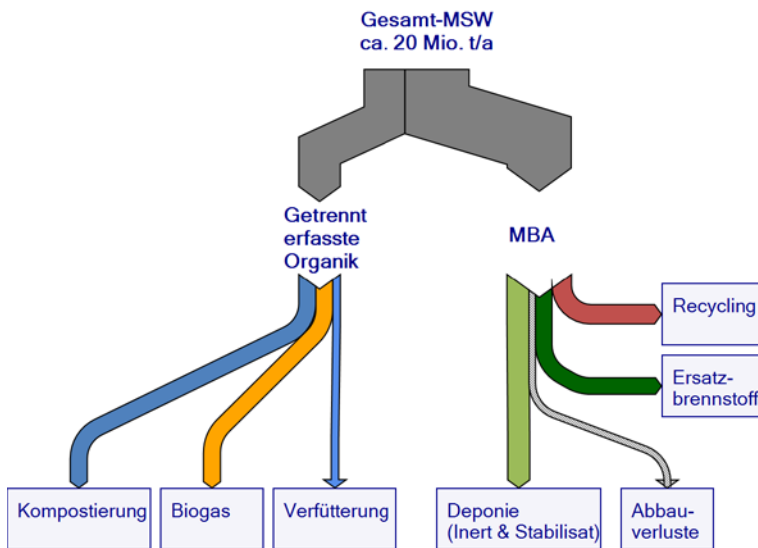
Abbildung 62: Abfallströme in die verschiedenen Entsorgungswege im Szenario 2
- Zusammensetzung nach GIZ/I+U 2006 -



Sensitivitätsanalyse zu Szenario 2

Statt der Abfallzusammensetzung nach (I+U/GTZ 2006) wird für die Sensitivitätsanalyse zu Szenario 2 die Zusammensetzung des anfallenden Siedlungsabfalls nach (Sweep-Net 2012) zugrunde gelegt. Dadurch werden auch die momentan durch „waste picking“ erfassten Wertstoffmengen bilanziell berücksichtigt (zur weiteren Erklärung s. Kap. 7.1.2 und 7.2.1). Abbildung 63 zeigt, wie sich durch den geringeren Organikanteil (der weiterhin zu 70% getrennt erfasst wird), der Schwerpunkt von der Verwertung der Organik hin zur MBA verschiebt. Aufgrund der höheren Wertstoffanteile im Abfall wird nun ein deutlich größerer Strom (von Wertstoffen) recycelt. Außerdem erhöht sich die erzeugbare EBS-Menge, da durch den erhöhten Restwertstoffgehalt (bei konstanten Recyclingquoten) auch mehr Organik der EBS-Fraktion zugesetzt werden kann (bis zu dem Anteil von 44%). Es wird mehr deponiert, die Abbauverluste sind aufgrund der Vorbehandlung des Organikanteils (Stabilisierung) geringer.

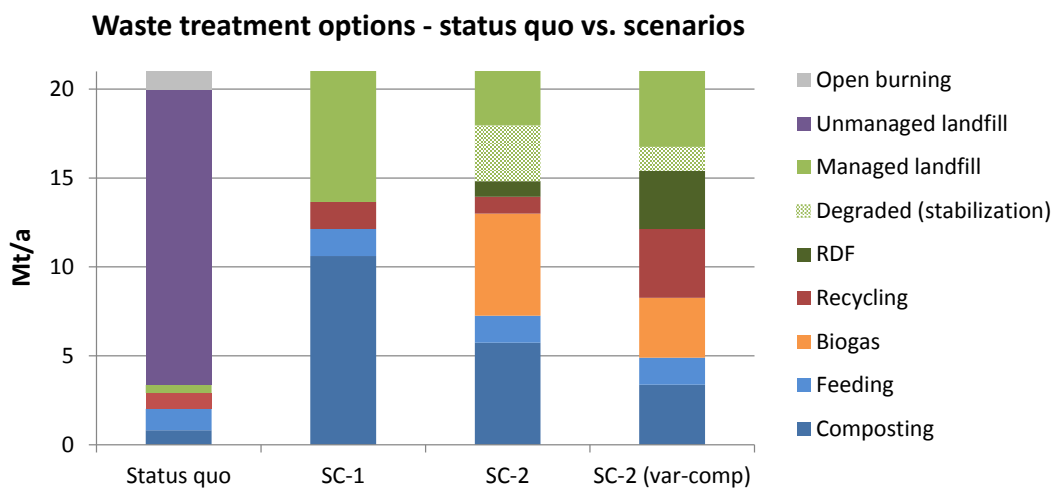
Abbildung 63: Abfallströme in die verschiedenen Entsorgungswege im Szenario 2
- Zusammensetzung nach Sweep-Net 2012 -



7.4.2 Ergebnisse

Abbildung 64 zeigt die Entsorgungswege im Status Quo im Vergleich zu den Zukunftsszenarien. Der Hauptanteil zur ungeordneten Deponie im Status Quo verschwindet in den Zukunftsszenarien zugunsten der Verwertung der getrennt erfassten Organik sowie der geordneten Deponierung bzw. im Szenario 2 der Deponierung des MBA-Rests („degraded (stabilization)“) sowie des Inertanteils („managed landfill“). Außerdem spielt das Recycling und in Szenario 2 die Erzeugung von EBS (refuse derived fuel, RDF) eine Rolle.

Abbildung 64: Abfallbehandlung Status-Quo und Zukunftsszenarien 2030

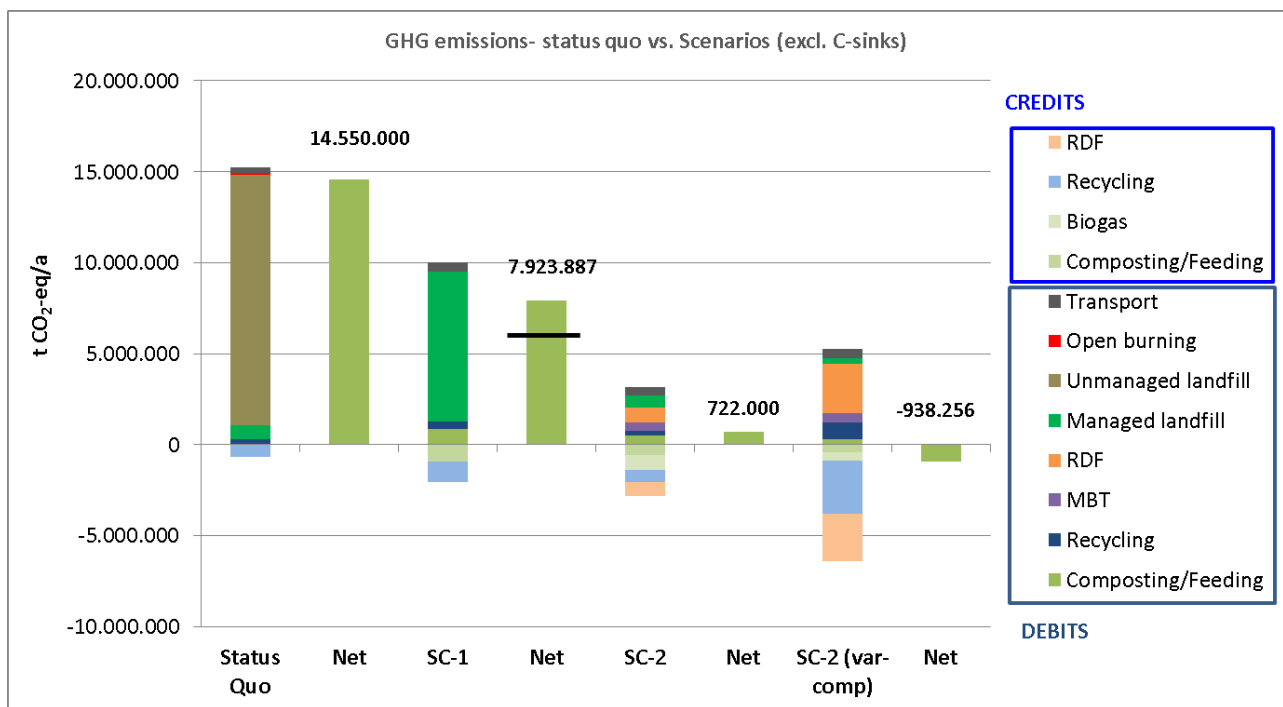


Im Vergleich des Basisfalls und der Sensitivitätsanalyse („var-comp“) in Szenario 2 wird der oben beschriebene Effekt des deutlich geringeren Organikanteils deutlich. Dieser deutet sich auch bei dem Vergleich der getrennt erfassten Organikmengen in Szenario 1 und Szenario 2 an: da in Szenario 1 für den informell erfassten Anteil mit der Zusammensetzung nach ((Sweep-Net 2012), Organikanteil 56%) gerechnet wird, in Szenario 2 aber für 100% des erfassten Abfalls

die Zusammensetzung nach ((I+U/GTZ 2006), Organikanteil 88%) angesetzt wird, ergibt sich (bei jeweils 70% Getrennterfassungsrates) für Szenario 1 eine leicht geringere getrennt erfasste Organikmenge. Das Recycling ist aus demselben Grund in Szenario 1 erhöht (höherer Wertstoffanteil (und Recyclingeffizienz) im informellen Sektor).

Das Ergebnis für die THG-Bilanz ist vergleichend in Abbildung 65 gegenübergestellt. Die THG-Emissionen sind bereits im Szenario 1 durch die getrennte Erfassung und Verwertung von 70% der Organik deutlich reduziert. Außerdem kommen Entlastungen für Kompostierung/Verfütterung sowie leicht erhöhtes Recycling aufgrund der vollständigen Erfassung hinzu. Die spezifischen Emissionen aus der geordneten Deponierung sind jedoch trotz der Gasfassung von 20% höher als bei der ungeordneten Deponierung, aufgrund des vollständigen Methanbildungspotenzials (MCF = 1). Der Effekt einer Gasfassung von 40% ist in Abbildung 65 mit dem schwarzen Strich im Nettobalken von Szenario 1 gekennzeichnet: die Gesamt-Nettoemissionen verringern sich dadurch um ca. 25%.

Abbildung 65: Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo versus Zukunftsszenarien 2030 inkl. Sensitivität SC 2

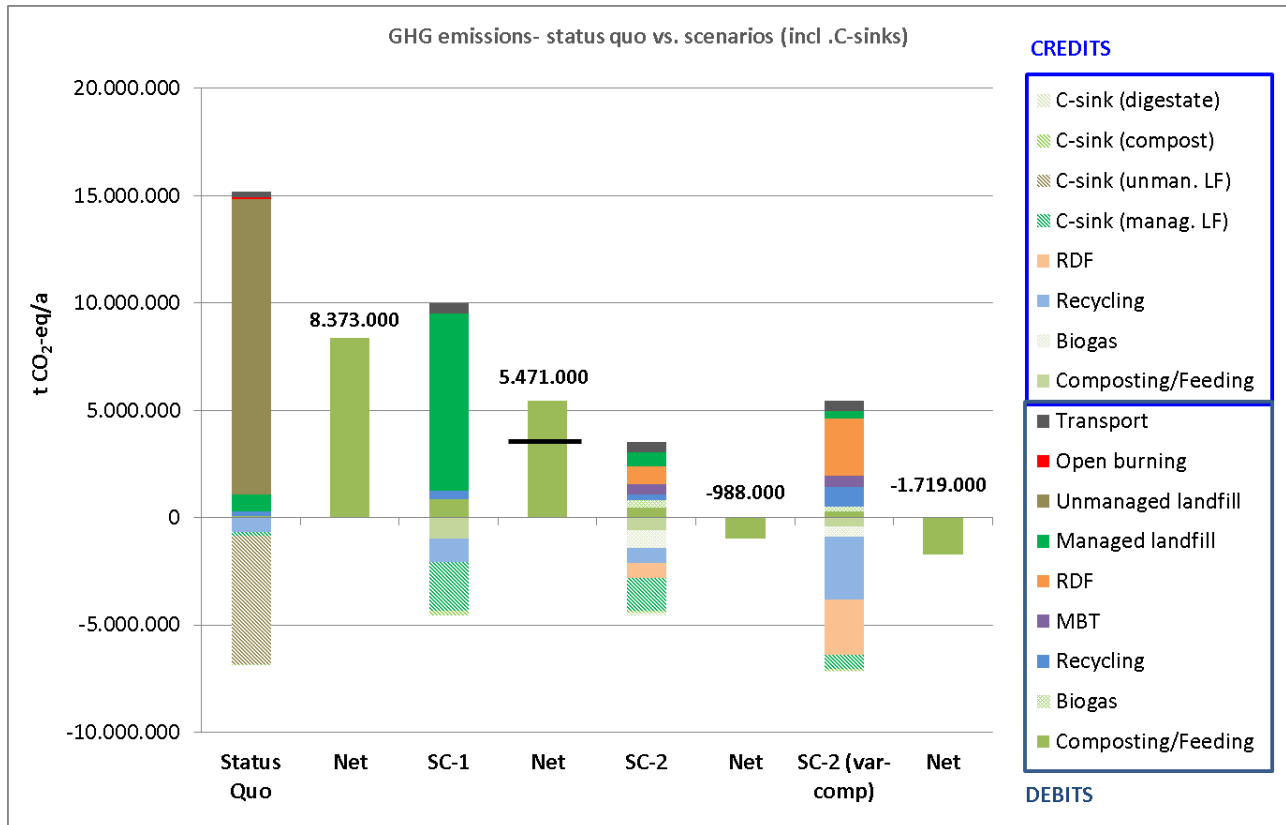


Wie in Kapitel 7.2.5 für die Status Quo-Bilanz beschrieben, wird auch für Szenario 1 der Aufwand für das formelle Wertstoffrecycling aus Restmüll orientierend mit einem pauschalen Emissionsfaktor für MBA nach (Öko-Institut/IFEU 2010) abgeschätzt. Der Beitrag ist mit ca. 0,01 Mio. t CO₂-Äq/a vernachlässigbar gering.

Im Szenario 2 liegt das Nettoergebnis unter 1 Mio. t CO₂-Äq/a. In der dazugehörigen Sensitivitätsanalyse mit alternativer Abfallzusammensetzung (geringerer Organik-, aber höherer Wertstoffanteil) wird eine Nettoentlastung erzielt. Hauptsächlich ist dies auf die Entlastungen durch die Biogasnutzung und das Recycling zurückzuführen. Die Bereitstellung von EBS erzielt im Netto keine Entlastung wegen der direkten fossilen CO₂-Emissionen aus der Verbrennung von Kunststoffen und Textilien. Die Emissionen aus der geordneten Deponierung (MBA-Rest und Inertabfall) sind durch die biologische Stabilisierung des Organikanteils deutlich reduziert.

Abbildung 66 zeigt die Gegenüberstellung der Ergebnisse für die THG-Bilanz der verschiedenen Szenarien unter Berücksichtigung der C-Senke.

Abbildung 66: Sensitivität Ergebnis Treibhauseffekt Status-Quo versus Zukunftsszenarien 2030 mit C-Senke



Mit Einrechnung der C-Senke reduzieren sich die Nettoergebnisse deutlich, so dass schon im Basisfall von Szenario 2 eine Nettoentlastung erzielt wird (höherer Beitrag der C-Senke aus Deponierung im Vergleich zur Sensitivitätsanalyse wegen höherem Organikanteil).

7.5 Schlussfolgerungen Ägypten

Als Ergebnis der THG-Bilanzierung der aktuellen Abfallwirtschaft in Ägypten wird eine Nettobelastung ausgewiesen. Die Bilanz zeigt deutlich, dass die ungeordnete Ablagerung des nicht-erfassten sowie die Deponierung des formell erfassten Abfalls den größten Anteil an den THG-Belastungen haben. Auch die Ausweisung einer C-Senke führt im Status Quo nicht zu einer Entlastung im Nettoergebnis. Als THG-Entlastung trägt lediglich das Recycling des informell erfassten Abfalls bei. Hier ist zu beachten, dass die Beiträge zum Klimaschutz durch die THG-Minderung durch den informellen Sektor überwiegend unter gesundheitsgefährdenden Bedingungen erfolgt.

Die Zukunftsszenarien zeigen zum einen, dass eine flächendeckende Abfallerfassung mit Getrennterfassung inklusive geordneter Deponierung zu einer Verbesserung des Ergebnisses der THG-Bilanz führen. Eine geordnete Deponierung allein führt allerdings zunächst zu erhöhten THG-Belastungen, da die spezifischen THG-Emissionen aus der geordneten Deponierung höher sind als bei der für Ägypten angenommenen flächigen, ungeordneten Deponierung (nach IPCC geringeres Methanbildungspotenzial). Aus diesem Grund ist eine

getrennte Erfassung des Abfalls für die Verbesserung des Ergebnisses der THG-Bilanz eine notwendige Voraussetzung, da die getrennt erfasste Organik kompostiert werden kann und nicht direkt deponiert wird. Auch die Mischmüllkompostierung stellt keine akzeptable Lösung dar, da der daraus gewonnene Kompost i.d.R. schadstoffbelastet ist.

Zum anderen zeigen die Zukunftsszenarien, dass zusätzlich zu einer optimierten Abfallerfassung eine Verbesserung der Behandlungstechnologien (insbesondere die Gewinnung von Biogas) zu einer geringeren THG-Belastung führt. Je nach angenommener Abfallzusammensetzung kann es hier auch zu einer Nettoentlastung kommen.

Zur Verbesserung der Datenlage, die letztlich zu einer gesicherteren Einschätzung der THG-Minderungspotentiale, einer verbesserten Entscheidungsgrundlage für abfallwirtschaftliche Planung und Lenkungsmaßnahmen führen würde, wären genauere Kenntnisse über die landesweite Abfallzusammensetzung wünschenswert.

Die Ergebnisse zeigen, dass in Zukunft ein Abfallwirtschaftsgesetz nötig sein wird, welches die nationalen Ziele und Strategien für Siedlungsabfall verbindlich festlegt und deren Umsetzung steuert. Insbesondere die Verantwortlichkeiten für die Sammlung und Behandlung des Abfalls, Ziele und Maßnahmen für eine flächendeckende, getrennte Abfallerfassung sollten durchgesetzt werden. Dabei sollte bei der Umsetzung der Maßnahmen der informelle Sektor berücksichtigt und nach Möglichkeit eingebunden werden.

8 Abschätzung von CO₂-Vermeidungskosten

CO₂-Vermeidungskosten geben die spezifischen Kosten zur Verringerung von THG-Emissionen an. Sie errechnen sich aus den Gesamtkosten der Maßnahmen (abzüglich der Erlöse durch die Bereitstellung von Sekundärrohstoffen oder Energie⁵⁶), dividiert durch die dadurch vermiedene Treibhausgasmenge. In diesem Kapitel werden die CO₂-Vermeidungskosten für die verschiedenen als aussichtsreich ausgewählten abfallwirtschaftlichen Maßnahmen in Ägypten und Indien überschlägig berechnet.

8.1 Kosten und Erlöse abfallwirtschaftlicher Maßnahmen

Die Kosten abfallwirtschaftlicher Maßnahmen werden vereinfacht aus (Pfaff-Simoneit 2012) für Schwellen- und Entwicklungsländer in Abhängigkeit des Bruttoinlandsproduktes (BIP) entnommen (Tabelle 56). Danach wurden die spezifischen Kosten als sogenannte ‚Vollkosten‘ herangezogen. Diese beinhalten sämtliche Kosten inkl. Kapitalkosten zu einem gegebenen Zeitraum bezogen auf die in dieser Zeit behandelte Menge. Sie sind somit entscheidend abhängig von der Auslastung der Anlagen und steigen mit sinkender Auslastung umso stärker, je höher der Anteil der Fixkosten ist.

Tabelle 56: Spezifische Vollkosten abfallwirtschaftlicher Verfahren in Abhängigkeit des BIP (Pfaff-Simoneit 2012)

BIP (EUR / Einwohner / Jahr)	< 2.000	2.000 - 4.000	4.000 - 6.000	25.000 - 30.000
Verfahren	(EUR/t)	(EUR/t)	(EUR/t)	(EUR/t)
Sammlung und Transport	30-40	35-45	35-45	
Aussortierung trockener Wertstoffe	20-30	25-35	35-45	60-70
Aussortierung heizwertreicher Fraktionen	15-25	20-30	25-35	50-60
Kompostierung von Bioabfällen	20-30	20-30	20-30	35-50
Intensivrotte/Vergärung von Bioabfällen	50-60	50-60	50-60	70-90
Einfache MBA*	15-25	20-30	20-30	35-50
MBA Intensivrotte und Vergärung*	40-50	40-50	45-55	75-90
MBS / MPS*	40-50	40-50	45-55	65-80
EBS-HKW*	60-80	60-80	65-85	90-120
Thermische Abfallbehandlung*	70-90	70-90	75-95	110-140
Geordnete Deponie	10-20	12-22	15-25	40-60

*ohne Kosten der Reststoffentsorgung

Ausgehend von den Kosten der verschiedenen Verwertungsverfahren in Industrieländern wurden von (Pfaff-Simoneit 2012) die Kosten unter den ökonomischen Rahmenbedingungen in Entwicklungs- und Schwellenländern abgeschätzt. Für die vorliegende Studie wurden die jeweiligen Mittelwerte als Rechenwerte herangezogen.

⁵⁶ Erlöse für Treibhausgas-Zertifikate gehen hier nicht ein!

Die für eine Verwertung erzielbaren Erlöse wurden ebenfalls aus (Pfaff-Simoneit 2012) entnommen. Als Rechenwerte wurden die für ein Basisszenario angenommenen Erlöse verwendet (Tabelle 57).

Tabelle 57: Erlöse der Abfallbehandlungsverfahren (Pfaff-Simoneit 2012)

Verfahren	Erlös
Wertstoffe getrennt gesammelt	70 €/t
Wertstoffe aussortiert	50 €/t
Kompost, Gärreste aus Bioabfall	10 €/t
EBS (nach Heizwert)	0 €/MWh
Strom/Wärme	25 €/MWh

8.2 CO₂-Vermeidungskosten Ägypten

Für das erste Zukunftsszenario (SC-1) in Ägypten wurden gegenüber dem Status Quo folgende Optimierungsmaßnahmen angenommen (s. Kap. 0):

- Der gesamte Abfall wird erfasst und behandelt, es wird jedoch zwischen formeller und informeller Erfassung unterschieden. Zur Berechnung der Vermeidungskosten wird lediglich die formell gesammelte Abfallmenge bilanziert, für die informelle Sammlung wurden keine Kosten berechnet. Die formell gesammelte Menge erhöht sich um 8,2 Mio. t.
- Es werden 8,9 Mio. t mehr biogene Abfälle kompostiert.
- Es werden 0,3 Mio. t Abfälle mehr verfüttert.
- Die Recyclingmenge steigt um 0,6 Mio. t an.
- Es wird kein Abfall mehr auf ungeordnete Deponien abgelagert. Die Menge des Abfalls auf geordnete Deponie erhöht sich um 7 Mio. t.
- Abfall wird nicht mehr offen verbrannt.

Im zweiten Zukunftsszenario (SC-2) werden in Ägypten gegenüber dem Status Quo zusätzlich folgende Optimierungsmaßnahmen betrachtet:

- Der gesamte Abfall wird ausschließlich formell gesammelt. Damit erhöht sich die formell gesammelte Menge um 12,1 Mio. t.
- Es werden 4,9 Mio. t mehr biogene Abfälle kompostiert.
- Es werden 0,3 Mio. t Abfälle mehr verfüttert.
- Der restliche Abfall (13,8 Mio. t) wird in einer einfachen MBA behandelt.

Die Verfütterung, die ungeordnete Deponie sowie die offene Verbrennung sind weder mit Kosten noch mit Erlösen verbunden. Für diese Verwertungswege gehen nur die Emissionen in die Berechnung mit ein. Für die aus der MBA ausgeschleusten EBS wurde angenommen, dass bereits Anlagen zur Verbrennung bestehen und keine zusätzlichen Kapazitäten zugebaut werden müssen. Ägypten hat ein BIP von etwa 3.314 US \$/Einwohner (ca. 2.469 €) (Worldbank 2013) und fällt somit bei den Kosten der abfallwirtschaftlichen Verfahren in die Kategorie „BIP 2.000-4.000 €/E/a“. Tabelle 58 stellt die CO₂-Vermeidungskosten für das gesamte Abfallwirtschaftssystem Ägyptens dar (s.a. Kap. 11.4).

Tabelle 58: Übersicht CO₂-Vermeidungskosten Ägypten

	Basis	SC-1	Diff. zu Basis	SC-2	Diff. zu Basis
Gesamtmenge Abfall, in Mio. t	21,1	21,1	0	21,1	0
Gesamtkosten, in Mio. €	363	944	+581	1.491	+1.128
Gesamtemissionen, in 1000 t CO ₂ -Äq	14.498	7.835	-6.667	-988	-15.486
Kosten je t Abfall, in €/t	17	44		71	
Vermeidungskosten, in €/t CO ₂ -Äq			87		73

Für Ägypten ergibt die Abschätzung Vermeidungskosten, die bei einer konsequenten Umsetzung in SC-2 geringer sind als in SC-1. Dies liegt an den erheblichen CO₂-Einsparungen, die in SC-1 gegenüber SC-2 nur etwa halb so hoch ausfallen. Die Gesamtkosten steigen je t Abfall von 17 €/t in der Basisvariante auf 71 €/t in SC-2 um etwa Faktor vier an.

8.3 CO₂-Vermeidungskosten Indien

Für das Zukunftsszenario 2030 mittel in Indien wurden folgende Optimierungsmaßnahmen gegenüber dem Status Quo angenommen (s. Kap. 6.4):

1. Der gesamte Abfall wird gesammelt (informell und formell). Die formelle Sammelmenge erhöht sich um 4 Mio. t.
2. Es wird kein Abfall mehr ungeordnet abgelagert. Stattdessen werden geordnete Deponien errichtet auf denen 19 Mio. t Abfall deponiert werden.
3. Die in einer einfachen MBA behandelte Abfallmenge steigt um 17 Mio. t.
4. Keine offenen Deponief Feuer.

Im Zukunftsszenario 2030 ideell werden in Indien die folgenden Maßnahmen betrachtet

5. Der gesamte Abfall wird gesammelt (informell und formell). Die formelle Sammelmenge erhöht sich um 4 Mio. t
6. Es wird kein Abfall mehr deponiert.
7. Der formell gesammelte Abfall geht zu 50% in eine MBS und zu 50% in eine MVA (je 19 Mio. t).
8. Keine offenen Deponief Feuer mehr.

Die informelle Sammlung, die ungeordnete Ablagerung sowie offene Deponief Feuer sind weder mit Kosten noch mit Erlösen verbunden. Für diese Verwertungswege gehen nur die Emissionen in die Berechnung mit ein. Für die aus der MBS ausgeschleusten EBS wurde angenommen, dass bereits Anlagen zur Verbrennung bestehen und keine zusätzlichen Kapazitäten zugebaut werden müssen. Indien hat ein BIP von etwa 1.499 US \$/Einwohner (ca. 1.117 €/E) (Worldbank 2013) und fällt somit bei den Kosten der abfallwirtschaftlichen Verfahren in die Kategorie „BIP <2.000 €/E/a“. Tabelle 59 stellt die CO₂-Vermeidungskosten für das gesamte Abfallwirtschaftssystem Indiens dar (s.a. Kap. 11.4).

Tabelle 59: Übersicht CO₂-Vermeidungskosten Indien

	Basis	„mittel“	Diff. zu Basis	„ideell“	Diff. zu Basis
Gesamtmenge Abfall, in Mio. t	42	42	0	42	0
Gesamtkosten, in Mio. €	1.212	1.976	+764	3.200	+1.988
Gesamtemissionen, in 1.000 t CO ₂ -Äq	9.242	6.361	-2.881	-6.021	-15.263
Kosten je t Abfall, in €/t	29	47		76	
Vermeidungskosten, in €/t CO₂-Äq			265		130

Die Steigerung der Kosten je t Abfall entspricht in etwa den Werten, die auch für Ägypten ermittelt wurden. Die in Relation dazu erreichten CO₂-Einsparungen liegen aber deutlich geringer, was zu deutlich höheren CO₂-Vermeidungskosten führt. Das ist auf die jeweiligen Randbedingungen der ungeordneten Ablagerung zurückzuführen. In Indien erfolgt diese durchgängig flach, in Ägypten nur zur Hälfte. Deswegen verursacht der Übergang zur geordneten Deponierung in Indien höhere zusätzliche Emissionen als in Ägypten.

9 Chancen für Emissionszertifikate oder Nutzung anderer Klimafonds

9.1 Einleitung

Projekte im Abfallsektor können eine Finanzierung aus dem internationalen Kohlenstoffmarkt erhalten, sofern sie zur THG-Minderung beitragen. Die Größe des Zahlungsstroms hängt dabei von der Menge der durch das Projekt eingesparten THG-Emissionen ab. Andere Umwelteffekte (wie beispielsweise Schutz des Grundwassers) sind zwar grundsätzlich wünschenswert, erhalten jedoch keine Finanzierung aus dem Kohlenstoffmarkt.

Der einzige bislang funktionierende Markt für Klimaschutzprojekte in Schwellen- und Entwicklungsländer ist der sogenannten Mechanismus für saubere Entwicklung (Clean Development Mechanism, CDM). Dieser bietet zahlreiche Möglichkeiten für die Entwicklung von Klimaschutzprojekten im Abfallsektor.

Fokus der CDM-Methoden war dabei bislang vor allem die Methanminderung, beispielsweise auf Deponien oder bei der Abwasserbehandlung. Darüber hinaus kann die Nutzung von Abfallbiomasse zur Energiegewinnung als CDM-Projekt registriert werden. Methoden, die sich auf Recycling beziehen, spielen bislang eine untergeordnete Rolle (siehe entsprechende Berechnungsmethoden in Kapitel 9.3). Mit der Einführung so genannter Programmes of Activities (PoAs) unter dem CDM ist es darüber hinaus möglich, mehrere Klimaschutzaktivitäten in einem gemeinsamen Programm zu vereinigen. Damit können größere Bereiche eines Sektors vom CDM adressiert werden, da insbesondere die Anforderungen in Bezug auf die Genehmigung und Registrierung von Maßnahmen deutlich einfacher ist als im Bereich des CDM, der sich auf Einzelprojekte bezieht. Es gibt bereits zahlreiche PoAs in Registrierung oder Validierung⁵⁷, die sich auf die Bereiche Deponiegas, Biogas und Abfallbiomasse beziehen. Darüber hinaus gibt es ein Kompostierungs-PoA⁵⁸.

Eine weitere Möglichkeit ist die Entwicklung solcher Projekte als national angepasste Maßnahmen (Nationally Appropriate Mitigation Actions, NAMAs) oder im Rahmen anderer marktbasierter Mechanismen (market-based mechanisms), die sich jedoch zurzeit in Verhandlung im Rahmen des internationalen Klimaschutzprozesses befinden.

NAMAs beziehen sich auf Minderungsmaßnahmen in Entwicklungsländern, die im Rahmen einer nationalen Regierungsinitiative entwickelt werden. NAMAs können sich auf einzelnen Sektoren beziehen oder sektorübergreifend entwickelt werden. NAMAs können durch Technologie, Finanzierung und Kapazitätsentwicklung unterstützt werden und sollen Emissionsminderungen gegenüber der Referenzentwicklung bis 2020 erzielen⁵⁹. Im Gegensatz zum CDM gibt es jedoch für NAMAs keinen fest etablierten Marktmechanismus mit festen Regeln, über die eine Finanzierung sichergestellt ist. Jedoch können Entwicklungsländer im NAMA-Register⁶⁰ Informationen zu NAMAs eintragen, für deren Umsetzung eine Unterstützung

⁵⁷ <https://cdm.unfccc.int/ProgrammeOfActivities/index.html>

⁵⁸ AeroPod Composting and Co-composting Programme in Malaysia:
https://cdm.unfccc.int/ProgrammeOfActivities/poa_db/HUYOG75D29NF8AT43BXX1LJQ6MPV0W/view

⁵⁹ <http://unfccc.int/focus/mitigation/items/7172.php>

⁶⁰ NAMA Registry: http://unfccc.int/cooperation_support/nama/items/7476.php

benötigt wird. Dabei können die Kosten sowie Art und Umfang der benötigten Unterstützung angegeben werden. Ein Anspruch auf Unterstützung besteht jedoch nicht. Im NAMA-Register sind bereits NAMAs im Abfallsektor zu finden⁶¹. Es gibt zahlreiche Initiativen im Bereich der Unterstützung von NAMAs, so z.B. das Low Emission Capacity Building Programme der EU⁶². Deutschland und Großbritannien haben gemeinsam bislang insgesamt 120 Mio. € für die Umsetzung von NAMAs in der so genannten NAMA Facility bereitgestellt⁶³. Dabei beziehen sich 8% der bislang rund 50 Projektskizzen NAMAs auf den Bereich Abfall/Abwasser.

Eine weitere Finanzierungsmöglichkeit ist der Green Climate Fund, dessen Förderbedingungen jedoch noch nicht etabliert sind⁶⁴. Des Weiteren finanziert die Internationale Klimaschutzinitiative⁶⁵ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) Klimaprojekte in Entwicklungs- und Schwellenländern. Hier wurden bereits Projekte im Abfallsektor (z.B. Chile und China) gefördert.

9.2 Kohlenstoffmarkt

Der Kohlenstoffmarkt wird bislang im Wesentlichen durch den Europäischen Emissionshandel (EU ETS) als größten Nachfrager bestimmt. Aufgrund eines Überangebots von Zertifikaten im EU ETS ist der Preis für CO₂-Zertifikate aus CDM-Projekten jedoch stark gefallen und liegt derzeit deutlich unter 0,50 €/CER⁶⁶. Darüber hinaus dürfen seit 2013 im EU ETS CDM-Zertifikate aus neu registrierten Projekten nur dann eingesetzt werden, sofern diese aus least developed countries (LDC) stammen. Ägypten und Indien sind nicht als ein LDC klassifiziert⁶⁷, weshalb generierte Zertifikate neuer Projekte nicht im EU ETS angeboten werden können.

⁶¹ Beispielsweise ein Deponiegas-NAMA in Jordanien:

http://www4.unfccc.int/sites/nama/_layouts/un/fccc/nama/NamaSeekingSupportForPreparation.aspx?ID=14&viewOnly=1

⁶² <http://www.lowemissiondevelopment.org/>. Unter anderem wird hierbei Ägypten bei der Formulierung von NAMAs im Energie- und Verkehrsbereich unterstützt.

⁶³ <http://www.nama-facility.org>

⁶⁴ <http://news.gcfund.org/>

⁶⁵ <http://www.international-climate-initiative.com/de/>

⁶⁶ Certified Emission Reduction, Emissionsminderungseinheit des CDM (1 Tonne CO₂e). Am 23. August 2014 lag der CER-Preis bei 0,17 €/CER (<http://www.pointcarbon.com/>) und liegt damit deutlich unter dem Preis für Emissionsberechtigungen im EU-Emissionshandel (6,38 €/EUA am 23. August 2014). Sofern eine volle Austauschbarkeit der Zertifikate zwischen CDM und Emissionshandel vorliegt, ist von einer Angleichung der Preise auszugehen. Tatsächlich gibt es jedoch eine Reihe von Faktoren, die dazu führen, dass der Preis für CERs unter dem Preis für EUAs liegt. So ist beispielsweise die Nutzung von CERs im EU-Emissionshandel in absoluten Mengen beschränkt. Des Weiteren sind seit Anfang 2013 Zertifikate aus Industriegasprojekten im EU-Emissionshandel verboten. Des Weiteren gibt es eine Beschränkungen im EU-Emissionshandel in Bezug auf Zertifikate aus nicht LDC-Staaten (http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/linking/faq_en.htm).

⁶⁷ http://www.un.org/esa/policy/devplan/profile/ldc_list.pdf.

Generell kann daraus geschlossen werden, dass die Attraktivität und Wirtschaftlichkeit von CDM-Projekten auf Basis des Kohlenstoffmarkts zurzeit stark eingeschränkt ist. Es ist im Moment noch nicht abzusehen, wann sich diese Situation signifikant verbessert. Zwar wurde im EU-Emissionshandel beschlossen, dass eine bestimmte Zertifikatsmenge temporär aus dem System genommen wird. Da diese jedoch zu einem späteren Zeitpunkt wieder ins System kommt, ist bislang nicht von einer signifikanten Erhöhung der CO₂-Preise auszugehen. Sofern bei der Klimakonferenz in Paris im Jahr 2015 sowie im Rahmen der EU weitere ambitionierte Klimaziele verabschiedet werden, kann dies zu steigenden Preisen führen. Dies ist jedoch zurzeit nicht absehbar. Dennoch werden zurzeit weitere CDM-Projekte validiert und registriert. Unter anderem werden diese über den freiwilligen Markt finanziert.

Für NAMAs gibt es keinen etablierten Markt jenseits des NAMA-Registers (s.o.).

9.3 CDM-Methoden

Im Bereich des CDM gibt es zahlreiche Methoden im Abfallsektor, die direkt für die Entwicklung eines Klimaschutzprojektes verwendet werden können. Grundsätzlich ist auch die Entwicklung einer neuen Methodik möglich. Dies ist jedoch in der Regel sehr (zeit- und kosten-)aufwändig.

Die in Tabelle 60 aufgeführten Methoden beziehen sich auf kleine (small-scale) Projekte (AMS) sowie Großprojekte (AM, ACM). Die Grenze zwischen Groß- und Kleinprojekten orientiert sich an der gesamten CO₂-Einsparung bzw. an der installierten Leistung (z.B. bei Energiekomponenten).

Tabelle 60: CDM-Methoden im Abfallsektor

Sectoral scope	Renewable energy	Energy Efficiency	GHG destruction	GHG emission avoidance
13 Waste handling and disposal	ACM0022	AMS-III.AJ.	AM0073	AM0057
		AMS-III.BA.	ACM0001	AM0080
			ACM0010	AM0083
			ACM0014	AM0093
			AMS-III.G.	ACM0022
			AMS-III.H.	AMS-III.E.
			AMS-III.AX.	AMS-III.F.
				AMS-III.I.
				AMS-III.Y.
				AMS-III.AF.
			AMS-III.AO.	

Quelle: CDM Methodology Booklet, Version November 2012, <https://cdm.unfccc.int/methodologies/documentation/index.html>

Bei den Kleinprojekten handelt es sich um folgende Projekttypen:

- AMS-III.E: Avoidance of methane production from decay of biomass through controlled combustion, gasification or mechanical/thermal treatment
- AMS-III.F: Avoidance of methane emissions through composting
- AMS-III.G: Landfill methane recovery

- AMS-III.H: Methane recovery in wastewater treatment
- AMS-III.I: Avoidance of methane production in wastewater treatment through replacement of anaerobic systems by aerobic systems
- AMS-III.Y: Methane avoidance through separation of solids from wastewater or manure treatment systems
- AMS-III.AF: Avoidance of methane emissions through excavating and composting of partially decayed municipal solid waste (MSW)
- AMS-III.AJ: Recovery and recycling of materials from solid wastes
- AMS-III.AO: Methane recovery through controlled anaerobic digestion
- AMS-III.AX: Methane oxidation layer (MOL) for solid waste disposal sites
- AMS-III.BA: Recovery and recycling of materials from E-waste

Die Großprojekte umfassen folgende Kategorien:

- ACM0001: Flaring or use of landfill gas
- ACM0010: Consolidated baseline methodology for GHG emission reductions from manure management systems
- ACM0014: Treatment of wastewater
- ACM0022: Alternative waste treatment processes
- AM0057: Avoided emissions from biomass wastes through use as feed stock in pulp and paper, cardboard, fibreboard or bio-oil production
- AM0073: GHG emission reductions through multi-site manure collection and treatment in a central plant
- AM0080: Mitigation of greenhouse gases emissions with treatment of wastewater in aerobic wastewater treatment plants
- AM0083: Avoidance of landfill gas emissions by in-situ aeration of landfills
- AM0093: Avoidance of landfill gas emissions by passive aeration of landfills

Detaillierte Methodenbeschreibungen sowie die Dokumentation bereits registrierter Projekte können auf der Homepage des CDM heruntergeladen werden:

- Methoden: <https://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html>
- Projekte: <https://cdm.unfccc.int/Projects/projsearch.html>

9.4 Schlussfolgerungen für Indien und Ägypten

Die Ausführungen oben zeigen, dass Indien und Ägypten derzeit keine Chancen auf eine Beteiligung am regulären CDM-Markt haben (nicht als LCD klassifiziert). Unabhängig davon könnten die aktuellen niedrigen Marktpreise auch keinen relevanten Beitrag an den Kosten für die Abfallwirtschaft in Indien und Ägypten beitragen.

Bezüglich der unterschiedlichen freiwilligen, (noch) nicht formellen Mechanismen, wie insbesondere NAMAs, existieren keine Ausschlusskriterien. Die Erfolgchancen einer Finanzierung über diese Maßnahmen sind im Vorfeld schwer einzuschätzen und liegen an der

Überzeugungskraft der Darstellung der Konzepte und der damit erreichbaren Beiträge zum Klimaschutz.

10 Quellenverzeichnis

Allgemein

- ADEME (2007): Bilan des filières de recyclage. ADEME/Eco-Emballages
- AEA Technology (2001): Waste management and climate change
- BIR (2008): Report on the Environmental Benefits of Recycling. Bureau of International Recycling (BIR)
- CE Delft (2007): JHB Benner et al.: CO2 kenttallen afvalscheiding(excluding WtE effect)
- epe (2010): Protocol for the quantification of greenhouse gas emissions from waste management activities. Version 4.0. Entreprises pour l'Environnement
- epe (2008): Protocol for the quantification of greenhouse gas emissions from waste management activities. Version 3.0. Entreprises pour l'Environnement
- FAO (2010): pulp and paper capacities. Survey 2009-2014. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom
- Fraunhofer (2009): Ergebnisse der Studie von Fraunhofer UMSICHT und Interseroh zu CO₂-Einsparungen durch Verpackungs-Rücknahme im Dualen System Interseroh, Kurzfassung. Im Auftrag der Interseroh Dienstleistungs GmbH
- Fraunhofer (2008): Recycling für den Klimaschutz. Ergebnisse der Studie von Fraunhofer UMSICHT und Interseroh zur CO₂-Einsparung durch den Einsatz von Sekundärrohstoffen für 2007
- gewitra (2009): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. UFO-Plan FKZ 206 33 326 (in Überarbeitung)
- IFEU (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. UBA-Texte 31/2012. Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes FKZ 3709 33 340. In Zusammenarbeit mit ahu AG
- IFEU (2011): Organic Waste in India. Decision tree for sustainable management of organic waste. Aid to Decision Making (ADM) Tool (<http://www.igep.in/e48745/e49512/e55480/>). In Zusammenarbeit mit Paradigm Environmental Strategies, Bangalore, Indien. Im Auftrag der Deutschen Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)
- IFEU (2010): Tool for calculating Greenhouse Gases (GHG) in Solid Waste Management (SWM) „SWM-GHG Calculator“ (Klimarechner Abfallwirtschaft). Im Auftrag der KfW Entwicklungsbank in Kooperation mit der GTZ
- IFEU (1998): Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft; Fallbeispiele: Verwertung von Altreifen und Haushaltskühlgeräten. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA-Texte 10/99)
- IPCC (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5, Chapter 2: Waste Generation, Composition and Management data, and Chapter 3: Solid Waste Disposal
- ISWA (2009): White Paper. Waste and Climate Change
- Öko-Institut/HTP (2012): Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe. Sammel- und Verwertungsquoten für Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen als

Lenkungsinstrument zur Ressourcenschonung. UFOPLAN-Vorhaben 3711 33 316. Öko-Institut Berlin und HTP Aachen, Berlin, 02.05.2012

Öko-Institut/IFEU (2010): Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft. Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. Öko-Institut e.V. und IFEU Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UFO-Plan-Vorhaben FZK 3708 31 302. Darmstadt, Heidelberg 2010

Öko-Institut/IFEU (2005): Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz – Statusbericht zum Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und mögliche Potenziale. Öko-Institut e.V. und IFEU Heidelberg, UFO-Plan-Vorhaben FZK 205 33 314. Darmstadt, Heidelberg 2005

Pfaff-Simoneit (2012): Entwicklung eines sektoralen Ansatzes zum Aufbau von nachhaltigen Abfallwirtschaftssystemen in EL vor dem Hintergrund von Klimawandel und Ressourcenverknappung. Dissertation an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock. Darmstadt/Rostock 2012

Prognos et al. (2008): Resource savings and CO2-reduction potential in waste management in Europe and the possible contribution to the CO2 reduction target in 2020. Prognos AG Berlin, IFEU Heidelberg, INFU TU Dortmund. Multi client study

Senter Novem website: Kentallen CO2 besparing 2008

UBA (2011): Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung. UBA-Texte 33/2011. UFO-Plan FKZ 3707 33 303. Umweltbundesamt Mai 2011

USEPA (2006): Solid Waste Management and Greenhouse Gases. A Life-Cycle Assessment of Emissions and Sinks". 3rd edition

Wallmann (2008), Wallmann, R.: Energieeffizienz bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Energie aus Abfall, Band 5, 2008 (Auswertung einer Fragebogenaktion)

Wasteconsult (2007): Anlagen zur mechanisch biologischen Restabfallbehandlung. UFO-Plan FKZ 206 33 301. Wasteconsult International, im Auftrag des Umweltbundesamt, Juni 2007

Worldbank (2013): <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD> [30.07.2014]

OECD, USA

BAFU (2012): Bundesamt für Umwelt:

<http://www.bafu.admin.ch/abfall/01472/01483/index.html?lang=de>

<http://www.petrecycling.ch/de/news/rekord-egalisiert-die-pet-verwertungsquote-steigt-wieder-auf-81-prozent> [17.12.2012]

BAFU (2010): Bundesamt für Umwelt: Statistiken 2010- Abfallmengen und Recycling 2010 im Überblick. Bern, August 2010. Verfügbar unter:

<http://www.bafu.admin.ch/abfall/01517/01519/11645/index.html?lang=de> [14.05.2014]

Barlaz und Ranjithan (1995): Morton A. Barlaz und Ranji Ranjithan: System Description for a Life-Cycle Inventory of Municipal Solid Waste Management Alternatives, Executive Summary (7/22/95)

CEWEP (2012): Energy Report III (Status 2007-2010) - Results of Specific Data for Energy, R1 Plant Efficiency Factor and NVV of 314 European Waste-to-Energy (WtE) Plants. Bamberg, Dezember 2012

- (CCNUCC 2012): Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto. Partie 1: le rapport relatif à l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre pour la France, préparé par le CITEPA, Mars 2012
- DWA (2012): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfälle e.V. (Hrsg.)- Merkblatt DWA-M 388 Mechanisch-Biologische (Rest-)Abfallbehandlung (MBA). April 2014
- EC (2014): Environment Canada <http://www.ec.gc.ca/gdd-mw/default.asp?lang=En&n=6F92E701-1> [28.05.2014]
- ecoinvent (2014): ecoinvent V 3.01 2014: <http://www.ecoinvent.org/home/>
- ecoinvent (2007): Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Data v2.0, ecoinvent report No. 13, Part I (General Introduction Waste Material Compositions Municipal Solid Waste Collection)
- EEA (2013): European Environmental Agency: The European environment- state and outlook 2010- Country assessments, Turkey. http://www.eea.europa.eu/soer/countries/tr/soertopic_view?topic=waste [14.05.2014]
- EEA (2012): Annual European Union greenhouse gas inventory 1990-2010 and inventory report 2012, Submission to the UNFCCC Secretariat, Technical report No 3/2012. European Environment Agency (EEA), 27 May 2012
- EEA (2011), Bakas, I. (CRI), Sieck, M., Hermann, T. (UBA Deutschland), Andersen, F.M., Larsen, H. (DTU): Projections of Municipal Waste Management and Greenhouse Gases, ETC/SCP working paper 4/2011
- EEC (2014), Shin, D.: Generation and Disposition of Municipal Solid Waste (MSW) in the United States – A National Survey. Earth Engineering Center Columbia University, January 3, 2014
- EIA (2014): U.S. Energy Information Administration: Countries- Korea, South. <http://www.eia.gov/countries/cab.cfm?fips=KS> [27.05.2014]
- ERC (2010): The 2010 ERC Directory of Waste-to-Energy Plants, by Ted Michaels, ERC, December 2010
- Eurostat (2014a): Environmental Data Centre on Waste - Aufkommen und Behandlung von Siedlungsabfällen, nach Land, Jahr und Behandlungsart, in Tausend Tonnen, kg pro Einwohner und in Prozentsätzen. (last update 21.03.2014) http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/-page/portal/waste/key_waste_streams/municipal_waste (letzter Zugriff: 18.06.2014)
- Eurostat (2014b): Environmental Data Centre on Waste- Municipal waste generation and treatment, by type of treatment method- Metadata. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_SDDS/de/tsdpc240_esmsip.htm (letzter Zugriff: 04.07.2014)
- Eurostat (2013): Environmental Data Centre on Waste http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/key_waste_streams/municipal_waste [13.03.2013]
- Eurostat (2012): Environmental Data Centre on Waste- Guidance on municipal waste data collection. November 2012.

- IFC Consulting (2006): Revised Memorandum for EPA/OSW and USDA-FS, Estimates of Effect of paper Recycling on Forest Carbon, Feb 2006
- IFEU (2009): Institut für Energie- und Umweltforschung: SWM-GHG Calculator- Tool for Calculating Greenhouse Gases (GHG) in Solid Waste Management (SWM). User Manual. 2009.
- IFEU (2006): Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung - Fortschreibung 2006. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UFO-Plan Vorhaben FKZ 206 92 300
- IME (2013): Israel Ministry of Environmental Protection: Solid Waste- Facts and Figures. Stand 2005 http://www.sviva.gov.il/English/env_topics/Solid_Waste/FactsAndFigures/Pages/default.aspx [14.05.2014]
- IME (2008): Israel Ministry of Environmental Protection: Solid waste management in Israel- Compendium of articles from Israel environmental bulletin. March 2008.
- INECC (2012): Instituto nacional de ecologia y cambio climatico, Centro nacional de investigación y capacitación ambiental: Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. Mexico 2012
- Kaplan et al. (2009a): P. Ozge Kaplan, Joseph DeCarolis, Susan Thorneloe (USEPA): Is It Better To Burn or Bury Waste for Clean Electricity Generation? Environ. Sci. Technol. 2009, 43, 1711–1717
- Kaplan et al. (2009b): P. Ozge Kaplan, Joseph DeCarolis, Susan Thorneloe (USEPA): Is It Better To Burn or Bury Waste for Clean Electricity Generation? Supporting Information, available free of charge via the Internet at <http://pubs.acs.org>
- MFE (2009): Ministry for the Environment: Environmental Report Card- Solid Waste Composition. July 2009. Verfügbar unter: <http://www.mfe.govt.nz/environmental-reporting/waste/waste-composition-2009/waste-composition.pdf> [14.05.2014]
- MOE (2012): Ministry of the Environment, Government of Japan: Environmental Statistics 2012. http://www.env.go.jp/en/statistics/contents/index_e.html#youkihousourisaikuru [07.02.2013]
- MSW-DST (2013): Municipal Solid Waste – Decision Support Tool der USEPA, Office of Research and Development (ORD), entwickelt gemeinsam mit RTI International, 1993, letzte revidierte Fassung 2013, <https://mswdst.rti.org/>, <https://mswdst.rti.org/resources.htm>
- NEA (2014): National Energy Authority. <http://www.nea.is/hydro/> [27.05.2014]
- NIR (2012a): The Canadian Government's Submission to the UN Framework Convention on Climate Change: National Inventory Report 1990-2010- Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada. 2012.
- NIR (2012b): The Australian Government Submission to the United Nations Framework Convention on Climate Change: National Inventory Report 2010- Australian National Greenhouse Accounts. 2012.
- NIR (2012c): The New Zealand Government's Submission to the UN Framework Convention on Climate Change: National Inventory Report- New Zealand's Greenhouse Gas Inventory 1990-2010. 2012.
- NIR (2012d): The Japanese Government's Submission to the UN Framework Convention on Climate Change: National Inventory Report- National Greenhouse Gas Inventory Report of Japan. 2012.

- NIR (2012e): The Norwegian Government's Submission to the UN Framework Convention on Climate Change: National Inventory Report- Greenhouse Gas Emissions 1990-2010. 2012.
- NIR (2012f): Annual European Union greenhouse gas inventory 1990-2010 and inventory 2012. Submission to the UNFCCC Secretariat. Technical report No 3/2012. European Environment Agency, 27 May 2012
- Nishtala und Solano-Mora (1997): Description of the Material Recovery Facilities Process Model Design, Cost, and Life-Cycle Inventory
- Niv (2011): Niv, Yehuda: Renewable Energies, Natural Gas and Israel's Energy Mix of the Future. Auf dem Workshop der Deutsch- Israelischen Handelskammer (AHK) zum Thema "Solar Energy - A Sustainable Business - Case for German-Israeli Cooperation", 12.04.2011
http://israel.ahk.de/fileadmin/ahk_israel/Dokumente/Praesentationen/EE/Yehuda_Niv.pdf
[27.05.2014]
- OECD (2013): Organisation for Economic Co-operation and Development: Municipal Waste-Generation and Treatment. <http://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=WASTE>
- OECD (2012): Greenhouse Gas Emissions and the Potential for Mitigation from Materials Management within OECD countries. OECD working group on waste prevention and recycling, ENV/EPOC/WGWPR(2010)1/FINAL
- OECD (2007): Organisation for Economic Co-operation and Development: OECD Environmental Data- COMPENDIUM 2006-2008.
- Öko-Institut/IFEU (2005): Statusbericht zum Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und mögliche Potenziale. Öko-Institut e.V., IFEU Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UFO-Plan-Vorhaben FZK 205 33 314
- (old siva 2008) http://old.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/p0461_1.pdf
[8.1.2014]
- Philpott und Downward (2010): Philpott A, Downward, T: Estimating a New Zealand Electricity Emissions Factor. February 11, 2010
http://www.sol.co.nz/pages/projects/MEUG/SOL_MEUGReport.pdf [27.05.2014]
- Prognos/IFEU/INTAS (2008): Resource savings and CO2-reduction potential in waste management in Europe and the possible contribution to the CO2 reduction target in 2020. Prognos AG Berlin, IFEU Heidelberg, INFU TU Dortmund. Multi client study
- Reimann (2014): Prof. Dieter O. Reimann, persönliche Mitteilung; 07/2014
- rpk (2011): Recycling Papier+Karton: <http://www.altpapier.ch/de/zahlen/kennziffern>
[14.05.2013]
- SME (2011): South Korean Ministry of Environment: Environmental Statistics Yearbook 2011 Vol. 1. 2011
- SME (2008): South Korean Ministry of Environment:
http://eng.me.go.kr/content.do?method=moveContent&menuCode=pol_rec [07.02.2013]
- SOE (2013): State of the environment Norway: http://www.environment.no/Maps-and-data/Data/?spraak=EN&dsID=AVREG_KF&rID=PRIVATE_HUSHOLDNING&areaID=. Stand 2011
[15.05.2014]

- Tchobanoglous et al. (1993): Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil S. 1993. Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues, McGraw-Hill, Inc., New York
- The White House (2014): Climate Action Plan. Strategy to reduce methane emissions. Washington, March 2014
- Thorneloe (2012): Fachgespräch mit Susan Thorneloe, USEPA, Office of Research and Development (ORD), 19.6.12, Berlin
- USEPA (2013a): Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2011 – Full report, Mai 2013, www.epa.gov/wastes
- USEPA (2013b): Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Fact and Figures – Fact Sheet 2011, Mai 2013, www.epa.gov/wastes
- USEPA (2012a): Quantifying Methane Abatement Efficiency at Three Municipal Solid Waste Landfills. EPA report EPA/600/R-12/003, January 2012; <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100DGTB.pdf>
- USEPA (2012b): Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks 1990-2010. EPA 430-R-21-001, April 15, 2012
- USEPA (2011a): Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2010. www.epa.gov/wastes
- USEPA (2011b): Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Tables and Figures for 2010. www.epa.gov
- USEPA (2010a): Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2009. www.epa.gov/wastes
- USEPA (2010b): Municipal Solid Waste in the United States. 2009 facts and figures, full report. USEPA Office of Solid Waste 2010, www.epa.gov
- USEPA (2006): Solid Waste Management and Greenhouse Gases. A Life-Cycle Assessment of Emissions and Sinks”. 3rd edition
- USEPA (2000a): Life Cycle Inventory and Cost Model for Mixed Municipal and Yard Waste Composting, USEPA, Juli 2000
- USEPA (2000b): A Decision Support Tool for Assessing the Cost and Environmental Burdens of Integrated Municipal Solid Waste Management Strategies: USERS MANUAL, USEPA, Dezember 2000
- USEPA (2000c): Default data and data input requirements for the municipal solid waste management decision support tool, Dezember 2000
- UNEP (2010): Waste and Climate Change. Global Trends and Strategy Framework.
- WARM (2013) – Waste Reduction Model der US EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER), 1993, update Juni 2013, <http://epa.gov/epawaste/conservation/tools/warm/index.html>

Indien

- Arvind et al. (2007) Arvind K. Jha, Sharma, C., Singh, N., Ramesh, R., Purvaja, R., Gupta, P.K. (National Physical Laboratory, New Delhi, India and Institute for Ocean Management, Anna

- University, Chennai, India): Greenhouse gas emissions from municipal solid waste management in Indian mega-cities: A case study of Chennai landfill sites. In: ScienceDirect, Chemosphere.
- CPCB (2000): Central Pollution Control Board (CPCB): Status of Solid Waste Generation, Collection, Treatment and Disposal in Metrocities, Series: CUPS/46/1999–2000; Zahlen auch in ELSEVIER journal: Municipal Solid Waste Management in Indian cities - A review.
- GTZ (2008): Recycling Livelihoods. Integration of the Informal Recycling Sector in Solid Waste Management in India. SNTD Women's University & Chintan Environmental Research and Action Group. Commissioned by GTZ.
- Kumar et al. (2009) Kumar, S., Bhattacharyya, J.K., Vaidya, A.N., Chakrabarti, T., Devotta, S. (National Environmental Engineering Research Institute (NEERI), India), and Akolkar, A.B. (Central Pollution Control Board (CPCB), India): Assessment of the status of municipal solid waste management in metro cities, state capitals, class I cities, and class II towns in India: An insight. In: Waste Management 29 (2009) 883–895
- MoEF (2012): India Second National Communication to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Ministry of Environment & Forests, Government of India, 2012.
- MoEF (2010): Report of the Committee to Evolve Road Map on Management of Wastes in India. Ministry of Environment & Forests, New Delhi.
- MoEF (2000): The Municipal Solid Wastes (Management and Handling) Rules, 2000. Ministry of Environment & Forests, Notification. New Delhi.
- MoUD/CPHEEO (2000): Manual on Municipal Solid Waste Management. Constituted by the Government of India Ministry of Urban Development (MoUD) and the Central Public Health and Environmental Engineering Organisation (CPHEEO).
- MoUD/CPHEEO (2005): Report of the Technology Advisory Group (TAG) on Solid Waste Management. Constituted by the Government of India Ministry of Urban Development (MoUD) and the Central Public Health and Environmental Engineering Organisation (CPHEEO).
- Sharholly et al. (2008): Sharholly, M., Ahmad, K., Mahmood, G. (Department of Civil Engineering, Jamia Millia Islamia (Central University), India), Trivedi, R.C. (Central Pollution Control Board, CPCB): Municipal solid waste management in Indian cities – A review. In: ScienceDirect, Waste Management 28 (2008) 459–467
- WBI (2012): What a Waste – a Global Review of Solid Waste Management. Urban Development Series 68135, World Bank.
- WBI (2008): Improving Municipal Solid Waste Management in India. A Sourcebook for Policy Makers and Practitioners. The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank, Washington DC.
- Zurbrügg et al. (2004): Zurbrügg, C., Drescher, S. (Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG)), Patel, A., Sharatchandra, H.C. (Centre for Research on Environment, Development Innovations, Technology and Trade (CREDITte), Bangalore, India): Decentralised composting of urban waste – an overview of community and private initiatives in Indian cities. In: ScienceDirect, Waste Management 24 (2004) 655–662

Ägypten

2. UNFCCC-Mitteilung (2010): Egypt Second National Communication und the United Nations Framework Convention on Climate Change; Ministry of State for Environmental Affairs/ Egyptian Environmental Affairs Agency, United Nations Development Programme, Global Environmental Facility; May, 2010.
- Blodgett (o. J.): Blodgett, C.: Grid emission factors and off-grid power generation; Rwanda Environment Management Authority, United Nations Development Programme; o.J..
- BMGF (2012): Solid waste management – Waste Characterization on the African Continent – Characterizing Waste in Five Cities (Final Report); Pasco Waste & Environmental Consulting; Bill & Melinda Gates Foundation; Dezember, 2012.
- Brander (2011): Brander, M.; Sood, A.; Wylie, C.; Haughton, A.; Lovell, J.: Technical Paper – Electricity-specific emission factors for grid electricity; ecometrica; August, 2011.
- CAPMAS (2013): Central Agency for Public Mobilization and Statistics: Egypt in Figures 2013 “Population”;
<http://capmas.gov.eg/pdf/EgyptInFigure/EgyptinFigures/Tables/English/pop/population/index.html>, letzter Zugriff:18.07.2013.
- CID/GTZ (2008): The informal sector in waste recycling in Egypt; CID Consulting/ Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit; Mai, 2008.
- Climate Registry (2013): Climate Registry Default Emission Factors; Januar, 2013;
<http://www.theclimateregistry.org/downloads/2013/01/2013-Climate-Registry-Default-Emissions-Factors.pdf>, letzter Zugriff: 23.07.2013.
- ecoinvent v2.2: Ökobilanz-Datenbank ecoinvent Version 2.2; <http://www.ecoinvent.org>, letzter Zugriff: 23.07.2013.
- EEAA (2005): Egyptian Environmental Affairs Agency: State of the Environment Report 2005; Chapter 10 „ Solid Waste Management (SWM) “;
<http://www.eeaa.gov.eg/english/reports/SOE2005en/10-solid%20waste%20management/solid%20waste%20management.pdf>, letzter Zugriff: 22.07.2013
- EEAA/METAP (2005): El Hagar, S.; Kafafi, A.; Zaki, T.; Gomma, A.; Akrouk, M.; Daoud, M.: Strategic Framework for Enhancing Solid Waste Recycling in Egypt, Final Report; New centre for Integrated studies of Land and Environment (NILE), Centre for Environment & Development for the Arab Region and Europe (CEDARE), Fichtner Consulting & IT; Egyptian Environmental Affairs Agency, METAP Environmental Technical Assistance Programme; December, 2005.
- ENTAG/ECARU (o. J.): company presentation
- GEMIS v4.8: Global Emission Model for integrated Systems (GEMIS) Version 4.8; IINAS – Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und –strategien;
<http://www.iinas.org/gemis-download-de.html>, letzter Zugriff: 23.07.2013.
- Holmgren (2012): Holmgren, M. A.: Methane emissions from biogas plants; SP Technical Research Institute of Sweden; Nordic Biogas Conference 2012.
- I+U/GTZ (2006): Consultancy Service for the Execution of a Feasibility Study for a Solid Waste Management Project in Kafr El-Sheikh & Qena Governorates - Concept Reports: Waste

composition; Infrastruktur & Umwelt, Professor Böhm und Partner/ Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit; März 2006.

Iskandar (2009): Iskandar, L.: Cairo – a story of waste mis-management; Special - Al Ahram Weekly, 22 - 28 October 2009; Issue No. 969; <http://weekly.ahram.org.eg/2009/969/sc1.htm>, letzter Zugriff: 20.07.2013.

Ministry of Trade & Industry (2008): Farag, M.G.; Menawy, N.; Massoud, I.; Elgazzar, M.; Ibrahim, A.: National Study – Plastic Recycling Sector, Final Report; Plastic Technology Center, Industrial Modernization Center; Ministry of Trade and Industry; Januar, 2008.

NSWMP (2013):

Sherif (o. J.): Sherif, H.: Operation economics of separation, recycling and composting plants; ENTAG - Engineering Tasks Group; o.J..

Sherif (2012): Sherif, H.; CEO, ENTAG – Engineering Tasks Group & ECARU – Egyptian Company for Solid Waste Recycling, Cairo, Egypt; persönliche Mitteilung, 21.11.2012.

Stretz (2013): Stretz, J.; National Solid Waste Management Programme Egypt (NSWMP), Programme Coordinator, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH; persönliche Mitteilungen (E-Mail-Kommunikation vom 01.06.2013)

Sweep-Net (2012): Zaki, T.; Khayal, A.: Country report on the solid waste management situation in Egypt (Update); Sweep-Net – The solid waste exchange of information and expertise network in Mashreq and Maghreb countries; supported by: Federal Ministry for Economic Cooperation and Development, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH; ANGED; März, 2012.

Sweep-Net (2010): Zaki, T.; Khayal, A.: Country report on the solid waste management situation in Egypt; Sweep-Net – The solid waste exchange of information and expertise network in Mashreq and Maghreb countries; supported by: Federal Ministry for Economic Cooperation and Development, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Ministère de l'environnement et du développement durable, ANGED; Juli, 2010.

Sweep-Net RDF (o. J.): Case Study Egypt: Alternative Fuels for Cement Kilns; Sweep-Net – The solid waste exchange of information and expertise network in Mashreq and Maghreb countries; supported by: Federal Ministry for Economic Cooperation and Development, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH; ANGED; o.J..

TOC (2010): El-Dorghamy, A.; Zahran, A.: Biogas potential In Egypt; Tri-Ocean Carbon & Renewables; März, 2010.

Viney (2013): Viney, S.: Despite a new regime, Cairo´s garbage collectors face the same hardships; Al-Masry Al-Youm English Edition; 19.02.2013; <http://www.egyptindependent.com/news/despite-new-regime-cairo-s-garbage-collectors-face-same-hardships>; letzter Zugriff: 23.07.2013

Zaki (2013): Zaki, T.; New center for Integrated studies of Land and Environment (NILE), Cairo, Egypt; persönliche Mitteilungen (E-Mail-Kommunikation vom 23.03.2013, 26.03.2013, 04.06.2013)

11 Anhang

11.1 Ableitung harmonisierter Emissionsfaktoren trockene Wertstoffe

Für die vorliegende Studie wurde – angeregt durch die Empfehlungen aus dem Methoden-Workshop am 18.06.12 (s. Fußnote 5) – vereinbart, für vermiedene Prozesse (Substitutionsprozesse bzw. Gutschriften) möglichst **einheitliche harmonisierte Emissionsfaktoren** (Default-Werte) zu verwenden. Die mit Substitutionsprozessen verbundenen Umweltauswirkungen haben i.d.R. einen hohen Einfluss auf das Ergebnis und zudem bestehen gerade in diesem Bereich auch Datenunsicherheiten. So wurde z.B. für die USA berichtet, dass es sehr schwierig ist belastbare Daten für die Papierherstellung zu erhalten⁶⁸. Allgemein liegen teils nur eingeschränkt Informationen vor, die Festlegung, welcher Primärprozess durch Sekundärprodukte substituiert wird, basiert dann auf Annahmen. Beispielsweise liegen i.d.R. keine statistischen Daten zum tatsächlichen Einsatz von Sekundärgranulat aus Kunststoffabfällen vor. Für Deutschland ist aufgrund vielfältiger Studien und Gespräche mit Verwertern eine belastbare Einschätzung zum Substitutionspotenzial verschiedener Kunststofffraktionen möglich. Bereits für die EU-Länder ist dies nur eingeschränkt gegeben und zu den meisten anderen OECD-Ländern sind keine entsprechenden Informationen bekannt. Auch in der OECD-Studie (OECD 2012) wurden zur Bewertung der Verwertung trockener Wertstoffe die Emissionsfaktoren aus (Prognos et al. 2008) für die EU herangezogen. Die schwierige Datenlage gilt umso mehr für Entwicklungs- und Schwellenländer in denen häufig auch Angaben zum Abfallaufkommen und –verbleib auf Einschätzungen beruhen. Für das Kunststoffrecycling konnten für die beiden Länder, Ägypten und Indien, nur qualitative Aussagen zu Einsatzbereichen von Sekundärgranulaten gewonnen werden. Für die Bilanzierung wurden anhand dieser Aussagen Annahmen getroffen.

Vor dem Hintergrund dieser Datenunsicherheiten und dem hohen Einfluss auf das Ergebnis durch Substitutionsprozesse, liegt der Vorteil harmonisierter Emissionsfaktoren in der Vergleichbarkeit der Bewertung für die verschiedenen betrachteten Länder. Auch ist die Verwendung einheitlicher Daten insbesondere für die Bilanzierung der OECD-Staaten von Bedeutung, da für diese im Projektumfang keine umfassenderen länderspezifischen Recherchen möglich waren.

Um zu harmonisierten Emissionsfaktoren zu gelangen wurden entsprechende Daten gesichtet und einander gegenübergestellt. Studien zu Ökobilanzen der Abfallwirtschaft wurden international vielfältig durchgeführt, auch gibt es verschiedene Rechentools zur Bilanzierung abfallwirtschaftlicher Aktivitäten in denen Emissionsfaktoren bzw. Rechenwerte hinterlegt sind. Allerdings sind nicht alle diese Rechentools öffentlich verfügbar und Studienberichte – so sie veröffentlicht wurden – enthalten nicht immer eine umfassende Dokumentation der für die Bilanzierung verwendeten Basisdaten.

Eine erste Sichtung und Gegenüberstellung von Daten aus Studien erfolgte für den Methodenworkshop am 18.06.12. Hierfür wurden vier für dieses Projekt besonders relevante

⁶⁸ Hier kommt hinzu, dass teils die Transparenz eingeschränkt ist, da z.B. im WARM-Tool beim Papierrecycling eine C-Sequestrierung mit eingerechnet wird.

Studien ausgewertet, mit besonderem Augenmerk auf die Festlegung von Substitutionsprozessen. Neben der OECD-Studie (OECD 2012) und der EEA-Studie (EEA 2011) waren dies die Vorläuferstudie zu diesem Projekt (Öko-Institut/IFEU 2010) und eine Studie von Prognos et al. (2008) bei der das IFEU Heidelberg für die Bereitstellung spezifischer Emissionsdaten zuständig war. Diese Gegenüberstellung wurde um Daten aus weiteren verfügbaren Quellen ergänzt. In Tabelle 61 und Tabelle 62 sind die entsprechenden Werte im Überblick aufgeführt. Das negative Vorzeichen bei den Netto-Emissionsfaktoren steht für Nettoentlastungen (Belastungen < Entlastungen).

In der Tabelle sind die in (OECD 2012) verwendeten Zahlen nicht aufgeführt, da diese wie erwähnt den IFEU-Emissionsfaktoren aus (Prognos et al. 2008) entsprechen. Weitere aufgeführte Datenquellen sind Emissionsfaktoren aus Rechentools, die am IFEU entwickelt wurden (IFEU 2011, 2010), Emissionsfaktoren der USEPA-Studie (2006) und von verschiedenen europäischen Institutionen, die im Überblick im Rechentool für das epe-Protokoll (epe 2008, 2010) zusammengestellt sind. Ebenfalls in den Tabellen aufgenommen wurden die im ISWA (2009) White Paper gezeigten Bandbreiten an Netto-Emissionsfaktoren.

Tabelle 61: Studienvergleich Emissionsfaktoren Metall-, PPK-, Glasverwertung in kg CO₂-Äq/t Abfall

Wertstoff	(Fraunhofer 2008) für 2007	(Öko-Institut/IFEU 2010) für 2006	(Prognos et al. 2008) für 2004	(IFEU 2011, 2010) Tools	ETC/SCP für (EEA 2011)	(BIR 2008) international	(AEA Technology 2001) für EU25	(US EPA 2006)	(ADEME 2007) für FR	(Senter Novem 2008) für NL	(CE Delft 2007) für NL	(ISWA 2009) White Paper	
Eisen	-856	-945	-1000	-2025	Metalle -3220 Aufwand 890 Gutschrift 4110	-970	-1487	-1970	-1600			-2000	
Belastung	682	338		22		700							
Entlastung	1538	1284		2047		1670							
Aluminium	-9872	-9307		-11100		-3540	-9047	-14960	-7100				-10000
Belastung	730	406		700		290							
Entlastung	10602	9713		11800		3830							
Kupfer	-3522		-1180			-810		-5420	-1130				
Belastung	1978		1690			440							
Entlastung	5500		2870			1250							
PPK	-94	-674 (-732)		-820	-564	-0,3	-600	-3900	-370	-2	-1296	-600 bis -2500	
Belastung	76	209		180	116	1,4							
Entlastung	171	883		1000	680	1,7							
Glas	-170	-465	-180	-480	-159		-253	-310	-460	-324	-321	-500	
Belastung	30	33	20	20	21								
Entlastung	200	498	200	500	180								
Textilien				-2818	-1728	-3169				-3432	-2919		
Belastung				32	232								
Entlastung				2850	1960								

Vielfach werden in den Studien die den Netto-Emissionsfaktoren zugrunde liegenden Emissionsfaktoren für Be- (direkte Emissionen) und Entlastungen (vermiedene Emissionen) nicht berichtet, wodurch deren Interpretation erschwert wird. Die Diskussion und Ableitung von

einheitlichen Emissionsfaktoren ist nachfolgend für die betrachteten Abfallfraktionen beschrieben.

Metalle

Metalle werden in der vorliegenden Studie nur nach Eisen- und Nichteisen(NE)-Metallen differenziert, da i.d.R. nur für diese Fraktionen, wenn überhaupt, Informationen verfügbar sind. Nach Erfahrungswerten für Deutschland handelt es sich im abfallwirtschaftlichen Kontext bei den NE-Metallen nach Masse überwiegend um Aluminium. Entsprechend werden wie auch in der Vorläuferstudie NE-Metalle mit den Werten für Aluminium bewertet.

Im Überblick zeigt sich für Eisen eine Bandbreite der Nettowerte von etwa -850 bis -2000 kg CO₂-Äq/t Eisenschrott, für Aluminium reicht die Bandbreite von etwa -3500 bis -15000 kg CO₂-Äq/t Aluminiumschrott. Die Unterschiede dürften im Wesentlichen durch den jeweils angenommenen Reinheitsgrad der Schrottfraktion bedingt sein. Im Einzelnen kann dies nicht geprüft werden. Allerdings wird z.B. für die USEPA-Werte angegeben, dass diese für Dosen gelten. Da Aluminiumdosen einen hohen Reinheitsgrad aufweisen, können diese in der Aluminiumschmelze verwertet werden. Aluminiumschrott mit geringerem Aluminiumgehalt wird üblicherweise über Pyrolyse aufbereitet und ist aufgrund des geringeren Aluminiumgehaltes mit einer geringeren Gutschrift für die Substitution von Primäraluminium verbunden. Ähnliches gilt für die Eisenschrottverwertung. So werden z.B. Weißblechdosen ausschließlich im Oxygenstahlverfahren eingesetzt, während Eisenschrott normalerweise im Elektrostahlverfahren verwertet wird. Je nach Annahmen (Roheisen-, Stahlsubstitution) kann es hier zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen.

Für dieses Projekt werden die Emissionsfaktoren aus der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) als einheitliche Emissionsfaktoren für die Metallverwertung übernommen. Diese basieren auf Datensätzen der Ecoinvent-Datenbank. Die Werte liegen grob im mittleren Bereich der o.g. Bandbreiten bzw. liegt der Nettowert für Eisen nahe an dem von der Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen (BDSV) für (Prognos et al. 2008) angegebenen Wert.

Damit sind die einheitlichen Netto-Emissionsfaktoren für die Metallverwertung:

Eisen:	-945 kg CO ₂ -Äq/t Eisenschrott _{Input-Stahlwerk}
NE-Metalle:	-9307 kg CO ₂ -Äq/t NE-Schrott _{Input-Metallschmelze/Pyrolyse}

Die Werte beinhalten ausschließlich die Be- und Entlastungen aus dem Verwertungsprozess und beziehen sich auf die Metallmengen, die dem Stahlwerk oder der Aluschmelze bzw. Pyrolyse zugeführt werden.

Papier, Pappe, Kartonagen (PPK)

Für die PPK-Verwertung wurde vereinbart die im Vorläufervorhaben (Öko-Institut/IFEU 2010) erstmals berücksichtigte Holzschonung⁶⁹ nur im Rahmen einer Sensitivität zu untersuchen, da die Marktlage bzw. die Nachfrage oder der Druck auf die Bereitstellung von Holz nicht

⁶⁹ In Tabelle 61 steht der Werte in Klammern für das Ergebnis inkl. Holzschonung im Standardfall „Einsatz von geschontem Holz zur Energieerzeugung in Schweden“.

belastbar eingeschätzt werden kann. Des Weiteren besteht für das PPK-Recycling zunächst keine Eindeutigkeit hinsichtlich des Substitutionspotenzials bzw. des zu wählenden Substitutionsprozesses. Grundsätzlich werden Papier, Pappe, Kartonagen aus Holz- oder Zellstoff hergestellt und dies entweder in so genannter integrierter Papierproduktion oder der Holz- bzw. Zellstoff wird importiert und dann weiter verarbeitet.

Nach (FAO 2010) wird weltweit überwiegend Zellstoff (>90%) und darunter v.a. gebleichter Sulfat-Zellstoff (rd. 95%) hergestellt. Zu geringen Anteilen (< 1%) wird Zellstoff auch aus Stroh, Bagasse oder Bambus gewonnen. Beim Holzstoff überwiegt mit rund 80% die thermomechanische Herstellung (TMP: thermochemical pulp, bei Temperaturen bis 140°C).

Holzstoff wird aus Holz mit einer Ausbeute von 90% gewonnen und enthält hohe Anteile an Lignin. Das Lignin bewirkt eine bessere Eignung für die Kartonherstellung, da es zusätzliche Steifigkeit gibt. Es führt aber auch zum Vergilben des Papiers, so dass Holzstoff nur für kurzzeitig verwendetes Papier wie Zeitungs- und Magazinpapier eingesetzt wird. Die Herstellung von Holzstoff ist einfacher und i.d.R. kostengünstiger als die Herstellung von Zellstoff, erfordert aber viel elektrische Energie für das Schleifen (1500-3500 kWh/t Holz). Letzteres hat dazu geführt, dass statt Holzstoff vielfach preiswerte Altpapierfasern für die Herstellung von Zeitungspapier oder Kartonagen eingesetzt werden. Innerhalb Europas wird TMP nur noch in Skandinavien zu Zeitungspapier verarbeitet.

Auch Zellstoff wird überwiegend aus Holz hergestellt, die Verwendung von Einjahrespflanzen wie Stroh, Bagasse, Bambus ist weltweit gering (s.o.). Das Holz wird zunächst zu Hackschnitzeln verarbeitet und dann chemisch – i.d.R. mit Natriumsulfat (Sulfat-Zellstoff, s.o.) – aufgeschlossen. Bei Temperaturen bis 170°C werden Hemicellulosen und Lignine alkalisch gelöst und abgetrennt. In ungebleichtem Zellstoff sind noch 2-3% Lignin enthalten, die Cellulose-Ausbeute liegt bei etwa 50%. Der verbleibende Rest, die Ablauge des Aufschlusses, fällt grundsätzlich als Abwasser an. In modernen Zellstoffanlagen werden die Chemikalien aus der Ablauge zurückgewonnen. Dazu wird das Abwasser eingedampft und die entstehende Schwarzlauge unter Luftmangel verbrannt. Aus der Schmelze werden in weiteren Schritten die Chemikalien zurückgewonnen und dem Prozess wieder zugeführt. Die bei der Verbrennung entstehende Energie deckt den Prozessenergiebedarf der Zellstoffherstellung. Moderne Anlagen erzeugen einen Überschuss an elektrischer Energie. Der Dampfüberschuss kann bei der integrierten Papierproduktion zur Papiertrocknung verwendet werden.

Für die Bewertung des Altpapierrecyclings stellen sich grundsätzlich die folgenden Fragen:

1. Zu welchen Anteilen werden Holz- und Zellstoff ersetzt?
2. Wird Papier aus integrierter Papierproduktion ersetzt?
3. Und wenn ja, handelt es sich um moderne Anlagen, die Ablauge energetisch nutzen?

Je nach Antwort auf diese Fragen werden in Ökobilanzen unterschiedliche Substitutionsprozesse angesetzt. In Tabelle 61 reicht die Bandbreite der Nettowerte für PPK-Recycling von -0 bis -3900 kg CO₂-Äq/t PPK-Abfall. Die unteren Bandbreitenwerte könnten für die Annahme moderner integrierter Papierproduktion stehen, bei der Altpapier und Primärfaser gleichermaßen eingesetzt werden und entsprechend sowohl beim Recycling als auch beim Primärprozess nahezu keine THG-Emissionen anstehen (z.B. (BIR 2008)). Der hohe Wert nach (USEPA 2006) ist der obere Bandbreitenwert für Netto-Emissionsfaktoren nach Papierart bzw. -herkunft, die von -2930 für Telefonbücher bis -3900 kg CO₂-Äq/t PPK für gemischte Kartonagen und gemischtes Altpapier aus Haushalten reichen. Die Werte sind (epe

2010) entnommen⁷⁰. Darin ist angegeben, dass die Nettowerte eine C-Sequestrierung beinhalten („forest carbon sequestration“) jedoch nicht welchem Umfang. Für die weiteren in der Tabelle aufgeführten Emissionsfaktoren ist anzunehmen bzw. bekannt, dass sich die Emissionsfaktoren auf die Substitution auf Faserebene beziehen. Hier ergeben sich Unterschiede in Abhängigkeit der substituierten Anteile an Holz- und Zellstoff. So wurde z.B. der Wert aus (Fraunhofer 2008) in (Fraunhofer 2009) auf einen Netto-Emissionsfaktor von -440 kg CO₂-Äq/t PPK geändert in dem ausschließlich die Substitution von Sulfat- und Sulfit-Zellstoff berücksichtigt ist. Die Werte in (Öko-Institut/IFEU 2010) und (Prognos et al. 2008) unterscheiden sich in der Gutschrift v.a. darin, dass für (Prognos et al. 2008) von einer gleichverteilten 50:50 Substitution für Holz- und Zellstoff ausgegangen wurde, in der Vorläuferstudie dagegen wurde der Marktmix in Deutschland zugrunde gelegt (43:57, s.u.). Im Aufwand erklärt sich der geringe Unterschied v.a. durch Transportemissionen, die in (Öko-Institut/IFEU 2010) berücksichtigt wurden in (Prognos et al. 2008) vereinfacht nicht.

Für die vorliegende Studie wurde geprüft, ob bzw. wie gut sich obige Fragen für die betrachteten Länder beantworten lassen. Sowohl für Indien als auch Ägypten konnte ermittelt werden, dass eine integrierte Papierproduktion erfolgt. Allerdings werden in beiden Fällen sowohl Frischfasern als auch Altpapierfasern eingesetzt. Damit kann nicht eindeutig bestimmt werden, welche Umweltauswirkungen den Altpapierfasern und welche den Neufasern zuzuordnen wären. Des Weiteren kann weder für Indien noch für Ägypten ermittelt werden in welchem Umfang moderne Anlagen gegeben sind, für Indien ist aber bekannt, dass Kohle zur Energieerzeugung bei der Papierproduktion eingesetzt wird. Informationen für Indien stehen über die Indian Paper Manufacturers Association (IPMA) zur Verfügung, deren Mitglieder über 1/3 der landesweiten Papierproduktion bedingen. Auf der Webseite der IPMA findet sich der Hinweis, dass Papiermühlen schon seit langer Zeit in Indien bestehen, so dass der technische Standard von sehr alt bis sehr modern reicht⁷¹.

In Anbetracht der Datenunsicherheiten (fossiler Energieeinsatz) und der nicht eindeutigen Allokationsmöglichkeit wurde vereinbart generell für das Altpapierrecycling von einer einheitlichen Papierherstellung bzw. einer einheitlichen Herstellung von Holz- und Zellstoff auszugehen. Damit erfolgt die Substitution wie im Vorläufervorhaben generell auf Faserebene, was eine höhere Transparenz und ein besseres Verständnis der Ergebnisse erlaubt. Auch wird durch dieses Vorgehen die Zufälligkeit bei einer integrierten Papierproduktion erneuerbare Energien nutzen zu können (regenerative und deswegen als klimaneutral bewertete CO₂-Emissionen) in ihrem Einfluss auf das Ergebnis bei reinem Fokus auf den Treibhauseffekt entschärft und der Vorteilhaftigkeit des Altpapierrecyclings z.B. durch Flächenschonung besser Rechnung getragen.

Die Frage zu welchen Anteilen Holz- und Zellstoff ersetzt wird wurde bereits in der Vorläuferstudie diskutiert. Grundsätzlich gilt, dass die Substitutionsfrage nicht auf das konkrete Einsatzfeld der Altpapiere reduziert werden kann. Auch wenn Altpapierfasern zu höheren Anteilen zur Herstellung von Kartonagen und Zeitungsdruckpapieren eingesetzt werden, bedeutet dies nicht, dass bei einer Altpapierknappheit dafür dann Primärmaterial genutzt wird. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass dann Altpapierfasern aus der Herstellung von

⁷⁰ Darin Werte umgerechnet auf Bezug metrische Tonnen

⁷¹ http://www.ipma.co.in/paper_industry_overview.asp

Kopierpapieren etc. abgezogen werden, wodurch für diese vermehrt Primärmaterial eingesetzt werden muss. Insofern ist der Papiermarkt als Ganzes zu betrachten. Für die wichtigsten Segmente wurde der jeweilige Anteil an Holz- und/oder Zellstoff abgeschätzt⁷². Anhand der Vermarktungszahlen wurde so der Neufasereinsatzmix für Deutschland zu 57% Zellstoff und 43% Holzstoff ermittelt. Diese Vermarktungsanteile waren über einen Zeithorizont von vier Jahren etwa stabil.

Grundsätzlich könnte dieses Vorgehen für jedes Land durchgeführt werden, bedingt aber einen erheblichen Rechercheaufwand. Auch liegen die Daten nicht für jedes Land vor. Für einen globalen Vermarktungssplitt stehen ebenfalls keine ausreichenden Daten zur Verfügung. In (FAO 2010) werden nur die Kapazitäten aufgelistet, die zudem nicht in Magazin- und Kopierpapiere unterschieden sind. Entsprechend können daraus keine Weltmarktanteile ermittelt werden. Deshalb wird in dieser Studie ein vereinfachter Ansatz zur einheitlichen Bewertung des PPK-Recyclings angenommen und generell ein Substitutionssplitt von 50% Holzstoff und 50% Zellstoff zugrunde gelegt.

Für diese Studie wurden die zugehörigen Emissionsfaktoren bezogen auf die Menge ermittelt, die der Papierindustrie üblicherweise nach einer Sortierung zugeführt wird. Damit ergibt sich der Aufwand für das Papierrecycling abweichend zur Vorläuferstudie zu 167 kg CO₂-Äq/t PPK_{Input-Papierfabrik}. Dieser beinhaltet den Aufwand des Deinkings (Pulper) sowie den Aufwand zur Entsorgung der Aufbereitungsreste. Die Entlastung ergibt sich umgekehrt für die erzeugte Fasermenge, die Neufasern ersetzt⁷³ sowie die Entlastung durch die energetische Nutzung der Aufbereitungsreste (geringer Anteil). Die Gesamtentlastung beträgt -960 kg CO₂-Äq/t PPK_{Input-Papierfabrik}.

Papierfabrik.

Damit ergibt sich der einheitliche Netto-Emissionsfaktor für die PPK-Verwertung zu:

PPK: -793 kg CO₂-Äq/t PPK_{Input-Papierfabrik}

Der Wert beinhaltet ausschließlich die Be- und Entlastungen aus dem Verwertungsprozess und bezieht sich auf die PPK-Menge, die der Papierfabrik zugeführt wird.

Glas

Altglas wird üblicherweise direkt in Glashütten in die Glasschmelze eingesetzt. Die in Tabelle 61 im Überblick eingetragenen Werte zeigen eine Bandbreite der Nettowerte von etwa -160 bis -500 kg CO₂-Äq/t Altglas. Die Abweichung zwischen den Entlastungswerten aus (IFEU 2011, 2010) und (Prognos et al. 2008) erklärt sich durch einen korrigierten methodischen Ansatz. In älteren Studien wurde das Substitutionspotenzial noch anhand des Marktmix für Glasscherben bemessen. Es wurde nur für den Anteil an im Markt tatsächlich eingesetztem Primärmaterial eine Gutschrift erteilt (rd. 30%). Die Anrechnung nach dem marktbezogenen Substitutionspotenzial ist jedoch für Ökobilanzen der Abfallwirtschaft kontraindizierend, da

⁷² Zeitungsdruckpapier 100% Holzstoff, Kopierpapier 100% Zellstoff, PPK-Verpackungen 30% Holzstoff und 70% Zellstoff, Magazinpapiere 50% Holz- und 50% Zellstoff

⁷³ Ausbeute 94%, im Weiteren mit einem technischen Substitutionsfaktor von 0,95 bewertet zur Berücksichtigung, dass Sekundärfasern eine etwas geringere Qualität gegenüber Primärfasern aufweisen.

sich daraus die Konsequenz ableitet „je mehr recycelt wird desto geringer wird die angerechnete Gutschrift“. Dies wurde auch auf dem Methodenworkshop hervorgehoben.

Für dieses Projekt werden die Emissionsfaktoren aus der Vorläuferstudie (Öko-Institut/IFEU 2010) als einheitliche Emissionsfaktoren für die Glasverwertung verwendet, die auf Basis des technischen Substitutionspotenzials ermittelt sind. Abweichend zur Vorläuferstudie werden für die einheitlichen Emissionsfaktoren nur die Be- und Entlastungen betrachtet, die durch den eigentlichen Glasschmelzprozess entstehen. Damit ergibt sich der Aufwand hier zu Null. Der in der Vorläuferstudie verwendete Wert steht für die Belastungen aus der Sortierung und dem Transport, die in dieser Studie getrennt bilanziert sind. Der Glasschmelzprozess selbst führt durch den Altglasscherbeneinsatz zu einer Reduzierung des Energieaufwands für die Schmelze sowie zu einer Substitution mineralischer Rohstoffe (Sand, Soda, Kalkstein, Feldspat, Dolomit) und ist damit ausschließlich mit Entlastungseffekten verbunden. Die Rohmaterialgutschrift bedingt dabei die gesamte Entlastung zu 85%, darunter zu rund 50% durch vermiedene mineralische CO₂-Emissionen. Die Gutschrift für den Glasschmelzprozess beträgt -514 kg CO₂-Äq/t Glas_{Input-Glashütte} und entspricht gleichzeitig dem Netto-Emissionsfaktor.

Der resultierende einheitliche Netto-Emissionsfaktor für die Glas-Verwertung ist:

Glas: -514 kg CO₂-Äq/t Glas_{Input-Glashütte}

Der Wert beinhaltet ausschließlich die (Be- und) Entlastungen aus dem Verwertungsprozess und bezieht sich auf die Glasmenge, die der Glashütte zugeführt wird.

Textilien

Die in der Übersichtstabelle gezeigte Bandbreite der Netto-Emissionsfaktoren für Textilrecycling reicht von etwa -1700 bis -3400 kg CO₂-Äq/t Alttextil. Bei dem in (Prognos et al. 2008) verwendeten Wert handelt es sich um eine vom IFEU vorgenommene überschlägige Abschätzung, die sich vereinfacht nur auf die Rohmaterialbereitstellung bezieht. Angenommen wurde darin, dass durch Alttextilien zu 1/3 Baumwolle und zu 2/3 Polyester mit einer auf 50% verkürzten Lebensdauer ersetzt werden.

In der Literatur finden sich Werte für die Textilherstellung z.B. in einem JRC-Dokument⁷⁴, das im Rahmen eines Projektes zur Überarbeitung der Ecolabel-Kriterien für Textilien erstellt wurde⁷⁵. In Figure 30 des JRC-Dokuments werden für die Stoffherstellung je nach Faserart THG-Emissionen von etwa 15 bis 35 kg CO₂-Äq/kg Stoff gezeigt (unterer Wert für Seide, oberer Wert für Acryl). Die Faserbereitstellung nimmt daran je nach Faserart nur einen geringen Anteil ein (z.B. Polyester) bis zu etwa 50% bei Baumwolle. Gegenüber dem Wert in (Prognos et al. 2008) in dem nur die Rohmaterialbereitstellung berücksichtigt ist (2,85 kg CO₂-Äq/kg Faser) wäre nach diesen Zahlen bei einer 50%igen Lebensdauer mit deutlich höheren Entlastungen von 7,5 bis 15 kg CO₂-Äq/kg Stoff zu rechnen. Ähnlich hohe Werte für die Textilherstellung finden sich auch in der Ecoinvent-Datenbank. Aus beiden Datenquellen liegen jedoch keine Angaben zu den hinterlegten Energiebedarfswerten vor, so dass keine Plausibilisierung vorgenommen werden kann.

⁷⁴ http://susproc.jrc.ec.europa.eu/textiles/docs/120423%20IMPRO%20Textiles_Publication%20draft%20v1.pdf

⁷⁵ <http://susproc.jrc.ec.europa.eu/textiles/stakeholders.html>

Grundsätzlich wurde für diese Studie vereinbart, kein Textilrecycling anzunehmen, wenn keine Hinweise auf eine getrennte Erfassung der Textilien vorliegen. Aus erfasstem Restmüll können keine weiterverwendbaren Textilien aussortiert werden. Für die USA oder die OECD-Länder sind keine Informationen zu einer getrennten Erfassung verfügbar. Das für die USA in den statistischen Daten der USEPA ausgewiesene Textilrecycling ist im Rahmen einer Sensitivität berücksichtigt. Einen Sonderfall nimmt die Haustürsammlung in Indien ein. Bei dieser traditionellen Wertstofffassung durch den informellen Sektor werden auch Altkleider aufgekauft und üblicherweise direkt weiterverkauft. Diese Form des Textilrecyclings ist in der Bilanz für Indien berücksichtigt. In Ermangelung belastbarer Daten wird zur Bewertung vereinfacht der in (Prognos et al. 2008) verwendete Wert angesetzt, der auch in den vom IFEU entwickelten Rechentools für Schwellen- und Entwicklungsländer (IFEU 2011, 2010) hinterlegt ist. In Ägypten werden aus im Siedlungsabfall enthaltenen Textilien hauptsächlich Flickenteppiche oder Stopfmateriale für Matratzen und Kissen hergestellt (EEAA/METAP 2005). Inwiefern für diese Art des Recyclings Substitutionsprozesse anrechenbar sind konnte nicht ermittelt werden.

Der einheitliche Netto-Emissionsfaktor für die Weiterverwendung von Textilien ist:

Textilien: -2818 kg CO₂-Äq/t Textilien

Der Wert beinhaltet ausschließlich die Be- und Entlastungen für eine Weiterverwendung von Altkleidern, die haushaltsnah gesammelt werden.

Kunststoffe

In Tabelle 62 sind die Emissionsfaktoren für die Verwertung von Kunststoff- und Leichtverpackungsabfällen (LVP) aufgeführt. Bei den Kunststoffabfällen finden sich Daten differenziert nach den Kunststoffarten Polyethylen (PE) bzw. Polypropylen (PP), Polyethylenterephthalat (PET), Polystyrol (PS) und Polyvinylchlorid (PVC), wobei vor allem Werte für PE-PP und PET aus mehreren Studien vorliegen.

Die im Überblick eingetragenen Werte für **PE (PP)-Recycling** zeigen eine Bandbreite der Nettowerte von -160 bis -2600 kg CO₂-Äq/t PE(PP)-Abfall. Die beiden unter (USEPA 2006) aufgeführten Werte stehen für HDPE und LDPE, die Werte bei (Senter Novem 2008) und (CE Delft 2007) für HDPE. Die hohen Netto-Entlastungswerte müssten für die Verwertung von hochreinem PE stehen, da die Herstellung von HDPE und LDPE nach Auswertungen der Daten von PlasticsEurope in der Größenordnung von -2000 kg CO₂-Äq/t PE liegen (Tabelle 64). Die demgegenüber deutlich niedrigeren Netto-Emissionsfaktoren müssten sich entsprechend durch Verunreinigungen erklären. Dies gilt für den vom IFEU für (Prognos et al. 2008) abgeleiteten Wert, der zum einen den Aufwand aus der Sammlung, Sortierung und Aufbereitung der PE-PP-Abfälle (v.a. Folien, Flaschen) beinhaltet und zum anderen Massenverluste durch Verunreinigungen (Sortier-, Aufbereitungsreste) und durch Feuchte (v.a. Flaschen) berücksichtigt. Die resultierende Ausbeute an Sekundärgranulat liegt bei knapp 65%. Für diese 65% ist des Weiteren angenommen, dass sie zu je 50% PE und PP ersetzen mit einem Substitutionsfaktor von 0,7, d.h. das PE-PP-Sekundärgranulat kann aufgrund seiner technischen Eigenschaften nur zu 70% Primärmaterial ersetzen, wodurch sich eine entsprechend verminderte Gutschrift ergibt. Die durch die jeweils gesetzten bzw. gegebenen Randbedingungen bestehende Varianz zeigt sich z.B. auch darin, dass in (Fraunhofer 2009) gegenüber (Fraunhofer 2008) geringere Netto-Emissionsfaktoren für PE (-643) und PET (-1189) angegeben sind. Und in einer Sensitivität für das United Kingdom wurde vom IFEU für

(Prognos et al. 2008) für PE ein noch geringerer Netto-Emissionsfaktor ermittelt (-90), einzig bedingt durch einen für UK gegenüber der EU27 höheren Emissionsfaktor für Strom.

Tabelle 62: Emissionsfaktoren Verpackungs-/Kunststoffverwertung in kg CO₂-Äq/t Abfall

Wertstoff	(Fraunhofer für 2007)	(Öko-Institut/IFEU für 2006)	(Prognos et al. für 2004)	(IFEU 2011) ADM Tool	(IFEU 2010) SWM-GHG-Calc.	(ETC/SCP für (EEA 2011))	(AEA Technology 2001) für EU25	(US EPA 2006)	(ADEME 2007) für FR	(Senter Novem 2008) für NL	(CE Delft 2007) für NL	(ISWA 2009) White Paper
PE (PP)	-1194		-160				-491	-1530/ -1860	-2300	-2617	-1098	
Belastung	493		1040									
Entlastung	1687		1200									
PET	-2538		-1640				-1761	-1700	-2700	-2573	-1271	
Belastung	470		960									
Entlastung	3008		2600									
PS			-1700									
Belastung			1100									
Entlastung			2800									
PVC			-740									
Belastung			790									
Entlastung			1530									
Kunststoffe		(-416)	-523	-160	-414	-405		-1640				0 bis -1000
Belastung			1280	348	1023	1315						
Entlastung			1803	508	1437	1720						
LVP	-778	-443										
Belastung	442	971										
Entlastung	1220	1410										

Die in Tabelle 62 aufgezeigte Bandbreite der Nettowerte für **PET-Recycling** liegt grob zwischen -1200 bis -2700 kg CO₂-Äq/t PET-Abfall und damit nicht ganz so weit auseinander wie bei PE(PP). Auch hier dürften die oberen Bandbreitenwerte für die Verwertung von tendenziell sortenreinem PET stehen. Die aus PlasticsEurope Angaben ausgewerteten Belastungen der Primärherstellung von PET liegen etwa bei -3300 kg CO₂-Äq/t PET (Tabelle 64). Auch hier erklärt sich der geringere Netto-Emissionsfaktor in (Prognos et al. 2008) durch den Aufwand für die Sammlung, Sortierung und Aufbereitung. Die Ausbeute an sortenreinem PET nach Sortier- und Aufbereitungsverlusten liegt unter 70%. Allerdings wird für das aufbereitete PET von einer hohen Qualität ausgegangen, das technische Substitutionspotenzial ist mit 1 angesetzt, d.h. aufbereitetes PET kann zu 100% Primär-PET ersetzen⁷⁶.

⁷⁶ Ausnahme PET-Getränkeflaschen, hier wird in Deutschland der Reinheitsgrad i.d.R. nur durch PET-Cycle erreicht (Kreislaufführung der PET-Flaschen).

Für **PS- und PVC-Abfälle** liegen nur Werte aus (Prognos et al. 2008) vor, die ähnlich zustande kommen wie die zuvor beschriebenen Werte für PE und PET. Für die beiden i.d.R. mehrheitlich nicht im Verpackungsgemisch anfallenden Kunststoffabfälle ist die Ausbeute an Sekundärgranulat mit 80% angenommen, der technische Substitutionsfaktor mit 0,9.

Generell gilt für die vom IFEU für (Prognos et al. 2008) abgeleiteten Werte, dass für die Sortier- und Aufbereitungsreste eine Verbrennung in einer durchschnittlichen MVA (inkl. Energieerzeugung) berücksichtigt wurde.

In Tabelle 62 sind neben den nach Kunststoffarten differenzierten Werten auch Summenwerte für Kunststoff- und LVP-Abfälle angegeben. Dabei ist für **LVP-Abfälle** die höchste Varianz zu erwarten, da diese neben verschiedenen Kunststoffabfällen auch die Verwertung von Metall Dosen und PPK-Verpackungsabfällen beinhalten. Eine Unterschiedlichkeit ergibt sich allein schon aus einer abweichenden LVP-Zusammensetzung. Dennoch zeigen sich im Netto-Emissionsfaktor nur vergleichsweise geringe Abweichungen. So wurde z.B. auch in (Fraunhofer 2009) gegenüber (Fraunhofer 2008) ein Netto-Entlastungswert von -464 kg CO₂-Äq/t LVP-Abfall berichtet, der sogar noch näher an den in (Öko-Institut/IFEU 2010) abgeleiteten Wert heranreicht.

Die im Überblick eingetragenen Werte für **Kunststoff-Recycling** zeigen eine Bandbreite der Nettowerte von etwa -160 bis -1600 kg CO₂-Äq/t Kunststoffabfall. Der unter (USEPA 2006) eingetragene Wert steht für Mischkunststoffe (mixed plastics). Die vom IFEU für verschiedene Projekte abgeleiteten Emissionsfaktoren basieren auf Annahmen zur Zusammensetzung von Kunststoffabfällen nach Kunststoffarten. Für (Prognos et al. 2008) entspricht die Aufteilung internen Angaben der Prognos AG. Überwiegend bestehen Kunststoffabfälle in der EU danach aus PE-PP und zu jeweils kleineren Anteilen aus PET, PS und PVC sowie einem Anteil sonstige Kunststoffe. Für Schwellen- und Entwicklungsländer wurde für den SWM-GHG Calculator für die KfW (IFEU 2010) abgeschätzt, dass anfallende Kunststoffabfälle zu 80% aus PE und PP bestehen, zu 10% aus PET (Flaschen) und jeweils 5% aus PS und PVC. Da vereinfacht keine anteiligen Mischkunststoffe (MKS) berücksichtigt wurden, ergibt sich ein vergleichsweise hoher Netto-Entlastungswert als gewichtetes Mittel aus o.g. Zusammensetzung und den Emissionsfaktoren nach Kunststoffarten aus (Prognos et al. 2008). In (IFEU 2011) wurde für Indien aufgrund der verfügbaren Informationen ein anderer Ansatz gewählt. Hier wurde davon ausgegangen, dass ausschließlich Mischkunststoffe nach der formellen Erfassung durch mechanische Aufbereitung abgetrennt und durch „plastics to pelletisation“ zu Sekundärgranulat aufbereitet werden, das in Blumenkübeln oder ähnlich dickwandigen Produkten eingesetzt wird. Zur Abbildung dessen wurde das Kunststoffrecycling wie die stoffliche Verwertung von Mischkunststoffen in (Öko-Institut/IFEU 2010) bewertet. Damit wird anteilig durch Sekundärgranulat auch Holz und Beton ersetzt (65%, restliche 35% Substitution PO-Granulat). Aus der Übersicht in Tabelle 62 und den zugehörigen Erläuterungen wird deutlich, dass je nach Annahmen bzw. Randbedingungen sehr unterschiedliche Emissionsfaktoren für das Recycling von Kunststoffabfällen gegeben sein können. Haupteinflussfaktoren sind Annahmen zur Zusammensetzung der Kunststoffabfälle nach Kunststoffarten und des Weiteren v.a. Annahmen zu anhaftenden Verunreinigungen (Menge und Art der Entsorgung), der erzielbaren Ausbeute an Sekundärkunststoffen und deren technischem Substitutionspotenzial.

Emissionsfaktoren für diese Studie

Aufgrund der voranstehenden Erläuterungen wurde für diese Studie vereinbart statt einem einzelnen globalen Emissionsfaktor das Kunststoffrecycling über drei Emissionsfaktoren zu

differenzieren, die für eine unterschiedliche Hochwertigkeit stehen. Im Grundsatz wurden hierzu zwei verschiedene Ansätze diskutiert:

1. Festlegung eines einheitlichen Mixes für Kunststoffarten und Variation der drei Qualitätsstufen durch den Anteil Mischkunststoffe bzw. nicht spezifizierte Kunststoffabfälle (z.B. hochwertig 0% MKS, mittel 60%, niedrig 100%)
2. Recherche oder plausible Annahme eines Gemischs an Kunststoffarten und Differenzierung der Qualität in Abhängigkeit des Substitutionspotenzials (Substitutionsfaktor und Anteile Holz-, Beton-Ersatz)

Aufgrund der gegebenen Datenlage wurde der zweitgenannte Ansatz gewählt. Zum einen finden sich in der Literatur eher Angaben zur Zusammensetzung der Kunststoffabfallfraktion nach Kunststoffarten⁷⁷ als zu dem Anteil, der als Kunststoffgemisch anfällt. Zum anderen wird die Kunststoffabfallverwertung in Deutschland im Vergleich zu anderen Ländern als hochwertig angesehen. Nach (Öko-Institut/HTP 2012) liegt der MKS-Anteil an den gesamt aussortierten Kunststoffabfällen in Deutschland jedoch bei 75% und ist damit wenig für weitere Abstufungen in „mittel“ und „gering“ geeignet.

Die Qualität der Verwertung von Kunststoffarten hängt sehr stark davon ab, wie gut es gelingt die Kunststoffabfälle (Flaschen, Becher, Folien, etc.) in sortenreine Kunststoffarten zu trennen. Umso höher der Reinheitsgrad umso höherwertiger können die aus der Aufbereitung erzeugten Sekundärgranulate wieder in Herstellungsprozessen eingesetzt werden. In der Ökobilanz ist dies rechnerisch über den Substitutionsfaktor (SF) berücksichtigt bzw. über den Anteil Sekundärgranulat, der nur als Holz- oder Betonersatz verwendet werden kann. In Deutschland werden mittlerweile SF von mindestens 0,8 erreicht, teilweise auch SF von 1 (z.B. PET-Recycling). Nur bei Mischkunststoffen (MKS) reicht die Qualität der Sekundärgranulate überwiegend nicht aus, um Primärkunststoff zu ersetzen. Nach (Öko-Institut/HTP 2012) werden 68% der aus MKS erzeugten Granulate nur als Holz- oder Betonersatz verwendet. Für die verbleibenden 32%, durch die Primärkunststoff (Polyethylen) ersetzt wird, wurde ein SF von 0,8 ermittelt. Vor diesem Hintergrund wurde die folgende Differenzierung in drei Qualitätsstufen festgelegt:

„hoch“: SF = 1 für Kunststoffarten, 0,9 für MKS mit 100% PE-Ersatz

„mittel“: SF = 0,7 für Kunststoffarten, 0,8 für MKS mit 32% PE-Ersatz, Rest Holz-/Betonersatz

„niedrig“: keine Kunststoffarten, nur MKS wie bei „mittel“

Die Bewertung der Mischkunststoffe bei „mittel“ entspricht der oben beschriebenen, in (Öko-Institut/HTP 2012) ermittelten Situation für Deutschland. Die „niedrige“ Recyclingqualität ist dadurch definiert, dass es nicht gelingt die Kunststoffabfälle nach Kunststoffarten zu trennen und entsprechend nur anteilig Primärkunststoff- und ansonsten v.a. Holz- und Betonprodukte ersetzt werden.

Zur Berechnung der Emissionsfaktoren wurden Ergebnisse aus (Öko-Institut/HTP 2012) verwendet. Tabelle 63 zeigt die Massenbilanzen für die Aufbereitung von Kunststoffarten und von MKS. Die Belastungen der Aufbereitung werden im Wesentlichen durch den Strombedarf bestimmt und wurden hier ausnahmsweise mit einer höheren Genauigkeit über die jeweiligen

⁷⁷ Z.B. in (USEPA 2013a) s. Abbildung 20 sowie Angaben der Prognos AG für die Vorläuferstudie.

landesspezifischen Emissionsfaktoren für die Stromerzeugung berechnet. Nach (Öko-Institut/HTP 2012) liegt der Strombedarf für die Aufbereitung der Kunststoffarten bei 510 kWh/t Input und für MKS bei 450 kWh/t Input. Für die OECD- und die USA-Bilanz wurden die Werte anhand der in Tabelle 63 gezeigten Ausbeuten auf den Granulat-Output umgerechnet. Die Aufbereitungsreste sind nach der Berichtssystematik der Statistik unter den „verbrannten“ Abfällen enthalten (vgl. Kap. 4.2). Für Indien und Ägypten wurde angenommen, dass die Aufbereitungsreste deponiert werden⁷⁸.

Tabelle 63: Massenbilanz Kunststoffaufbereitung nach Kunststoffarten

	PE/PP/PS	MKS	PET/PVC
Aufbereitungsrest	20%	20%	15%
Wasser	8%	15%	10%
Ausbeute Granulat	72%	21%	75%
Holz-/Betonersatz		44%	
Quelle:	(Öko-Institut/HTP 2012)		Annahme

Die in Tabelle 63 gezeigten Ausbeuten für MKS entsprechen der o.g. Verwendung der Sekundärgranulate zu 32% als PE-Ersatz und je 34% als Holz- und Betonersatz. Für letzteres ist die unterschiedliche Lebensdauer und Dichte der Materialien zu berücksichtigen. Die Dichte für Holz wurde in den Bilanzen mit 0,75 kg/m³, die für Beton mit 2,6 kg/m³ angesetzt. Für Beton wurde vereinfacht von der gleichen Lebensdauer in Produkten ausgegangen. Für Holz ist angesetzt, dass die Sekundärkunststoffe eine 2,5-fach höhere Lebensdauer haben. Entsprechend wird Betonersatz mit dem Faktor 2,6 bewertet und Holz mit dem Faktor 1,875.

Die Emissionsfaktoren für die Entlastungseffekte nach Kunststoffarten bzw. für Holz- und Betonersatz zeigt Tabelle 64. Dabei handelt es sich bei den Kunststoffen um, vom IFEU ausgewertete, Werte für Primärkunststoffe nach PlasticsEurope. Die Anrechnung erfolgt grundsätzlich für die Ausbeute an Sekundärgranulat aus der Kunststoffaufbereitung, die im Weiteren mit dem, der zugeordneten Qualitätsstufe entsprechenden, SF bewertet wird.

Tabelle 64: Emissionsfaktoren für Kunststoffgranulate nach Kunststoffarten bzw. pro t Holz-/Betonersatz

	EF in kg CO ₂ -Äq/t Granulat
Polypropylen	-1998
Polyethylen	-2050
Polystyrol	-3416
PET	-3321
PVC	-1897
Holzersatz	-41
Betonersatz	-265

⁷⁸ Ohne Treibhausgaswirkung, da keine organischen Abfälle enthalten sind.

11.2 Tabellen zur OECD-Bilanz

11.2.1 Recyclingraten der einzelnen OECD-Mitgliedsländer

Tabelle 65: Recyclingraten der OECD-Mitgliedsländer nach Abfallfraktionen

Region	Land	Küchen- abfälle	Garten- abfälle	PPK	Kunst- stoffe	Glas	Fe- Metall	NE- Metall	Textil- ien
Amerika	USA (USEPA 2013a)	4%	57%	66%	8%	28%	33%	21% ¹⁾	15%
	Kanada (Annahme wie USA)								
	Mexiko (INECC 2012)		23%	13%	7%	7%	4%	0,4%	
	<i>Chile²⁾ wie Mexiko in (Öko-Institut/Ifeu 2010)</i>		2%	2%	3%	1%			
	Chile (eigene Berechnung)		7%	13%	25%	24%			
Japan, Südkorea und Pazifik	Australien (OECD 2012)	10%	41%	56%	11%	40%	21%	12%	20%
	Japan (EnvGo 2010)	26%		86%	53%		89%	93%	
	Südkorea (ENG 2007)	92%		79%		73%	61%		
Europa, Türkei und Israel	<i>EU27³⁾ (Öko- Institut/IFEU 2010)</i>	6%	7%	8%	2%	3%	3%	1%	
	EU 27 (eigene Berechnung)	31%	36%	33%	21%	29%	63%	85%	38%
	Schweiz (Bafu 2010)	17% ²⁾		69%	81%	94%	84%	91%	50%
	Norwegen (OECD 2012)	37%	37%	54%	29%	61%	64%	55%	27%
	Island (OECD 2012)	37%	37%	54%	29%	61%	64%	55%	27%
	Türkei (aus OECD 2013 rückgerechnet)	1% ⁴⁾	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Israel⁵⁾ (old siva 2008)</i>	6%	4%	4%	0%	1%	2%		
	Israel (eigene Berechnung)	15%	0% ⁵⁾	17%	4%	17%	74%	7%	0% ⁵⁾

1) nur Aluminium

2) bezogen auf die gesamte behandelte Abfallmenge

3) hier wurden die Daten der EU 27 herangezogen

4) inkl. Gartenabfälle

5) Israel berichtet keine Gartenabfälle und keine Textilien

11.2.2 Effektive Gasfassungsrate EU27

Tabelle 66: Effektive Gasfassungsrate der EU-OECD-Länder und gewichteter Mittelwert mit und ohne 50%-Deckel

	deponierte Menge in 2012 (Eurostat 2014a)	effektive Gasfassung in 2010 (NIR 2012f)	effektive Gasfassung in 2010 mit 50%-Deckel
Österreich	150	14%	14%
Belgien	59	53%	50%
Tschechien	1.828	16%	16%
Deutschland	205	45%	45%
Dänemark	94	17%	17%
Estland	129	12%	12%
Griechenland	4.507	42%	42%
Spanien	13.725	20%	20%
Finnland	901	35%	35%
Frankreich	9.937	k.A.*	50%
Ungarn	2.608	2%	2%
Irland	1.027	76%	50%
Italien	12.808	47%	47%
Luxemburg	62	14%	14%
Niederlande	140	15%	15%
Polen	7.158	17%	17%
Portugal	2.593	21%	21%
Schweden	33	26%	26%
Slowenien	315	37%	37%
Slowakei	1.297	4%	4%
UK	10.944	72%	50%
gewichtete effektive Gasfassungsrate			34,6%

*Weder im (NIR 2012f) noch im europäischen NIR 2011 oder 2013 finden sich Angaben für Frankreich; im französischen NIR (CCNUCC 2012, Partie 1) wird keine Gasfassungsrate genannt; aus (EEA 2011) ist bekannt, dass Frankreich seit 2000 bis 2007 Gasfassungsrate oberhalb 50% angab -> als Rechenwert wurde der 50%-Deckel angesetzt.

11.2.3 Massenströme und Emissionsfaktoren der Verbrennung in den Zukunftsszenarien

Tabelle 67: Massenströme Zukunftsszenarien

		Recycling (1.000 t)	Kompostierung (1.000 t)	Vergärung (1.000 t)	Deponie (1.000 t)	Verbrennung ohne Energie (1.000 t)	Verbrennung mit Energie (1.000 t)	RM Kompos- tierung (1.000 t)	Gesamt* (1.000 t)
Amerika	BAU	68.945	22.033		174.668	216	25.083	564	291.508
	mittel	88.756	45.284		91.745		62.410		288.195
	ideell	113.602	35.469	33.065			102.941		285.077
Europa, Türkei und Israel	BAU	66.929	34.106		99.095	9.024	51.973	2.766	263.893
	mittel	74.343	56.390		54.921		76.020		261.674
	ideell	92.089	36.822	39.102			91.952		259.964
Japan, Südkorea und Pazifik	BAU	26.638	249		14.536	3.201	40.714	0	85.338
	mittel	29.154	11.247		8.058		36.438		84.898
	Ideell	31.840	11.865	10.381			29.458		83.544
OECD gesamt	BAU	162.512	56.388		288.299	12.441	117.770	3.330	640.740
	mittel	192.253	112.921		154.725		174.869		634.768
	ideell	237.531	84.155	82.549			224.351		628.585

*Die Differenzen in den Gesamtmengen ergeben sich durch die Verluste in der MBA bzw. MBS (Feuchteverluste, biologischer Abbau) und den Inertstoffen zur Deponie

Tabelle 68: Spezifische Ergebnisse für die Verbrennung im mittleren Zukunftsszenario

	MVA (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)	EBS-HKW (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)	Mitverbrennung (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)	MBA-Betrieb (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)	Verbrennung gesamt gewichtet (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)
Kanada	-97	168	-763	8	-111
USA	-400	-333	-763	3	-411
Mexiko	-259	-164	-763	5	-274
Chile	-244	-133	-763	5	-259
EU (OECD)	-244	-86	-763	6	-257
Schweiz	-11	370	-763	11	-23
Norwegen	-12	368	-763	11	-24
Island	-12	368	-763	11	-24
Türkei	-294	-182	-763	5	-307
Israel	-346	-285	-763	4	-359
Australien	-394	-595	-763	1	-412
Neuseeland	-217	-218	-763	5	-238
Japan	-198	-179	-763	5	-199
Südkorea	-198	-179	-763	5	-220

Tabelle 69: Spezifische Ergebnisse für die Verbrennung im ideellen Zukunftsszenario

	MVA (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)	EBS-HKW (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)	Mitverbrennung (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)	MBS-Betrieb (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)	Verbrennung gesamt gewichtet (kg CO ₂ -Äq/t Abfall)
Kanada	-107	-8	-953	24	-141
USA	-400	-516	-953	69	-420
Mexiko	-278	-345	-953	54	-305
Chile	-262	-313	-953	51	-289
EU (OECD)	-232	-265	-953	47	-261
Schweiz	-3	198	-953	7	-41
Norwegen	-4	196	-953	7	-42
Island	-4	196	-953	7	-42
Türkei	-280	-363	-953	55	-308
Israel	-332	-467	-953	64	-357
Australien	-409	-782	-953	92	-437
Neuseeland	-218	-399	-953	59	-253
Japan	-198	-360	-953	55	-234
Südkorea	-198	-360	-953	55	-234

Tabelle 70: Spezifische Ergebnisse für die Vergärung im ideellen Szenario

	Küchen- abfälle (1.000 t)	Entlastung Strom (t CO ₂ -Äq)	Entlastung Wärme (t CO ₂ -Äq)	Entlastung gesamt (t CO ₂ -Äq)	Belastung gesamt (t CO ₂ -Äq)	spezifisches Nettoergebnis (kg CO ₂ -Äq/t _{Abfall})
Kanada	3.500	-136.081	-212.630	-348.711	448.961	29
USA	22.894	-3.005.575	-1.390.690	-4.396.265	2.936.396	-64
Mexiko	5.699	-570.996	-346.176	-917.173	730.940	-33
Chile	972	-91.724	-59.042	-150.766	124.665	-27
EU (OECD)	31.099	-2.666.617	-1.889.108	-4.555.725	3.988.789	-18
Schweiz	566	-820	-34.379	-35.199	72.591	66
Norwegen	198	-364	-12.008	-12.372	25.355	66
Island	10	-18	-597	-615	1.261	66
Türkei	5.955	-616.092	-361.732	-977.824	763.786	-36
Israel	765	-93.577	-46.441	-140.018	98.060	-55
Australien	2.309	-414.848	-140.244	-555.092	296.121	-112
Neuseeland	248	-27.294	-15.067	-42.361	31.813	-43
Japan	6.021	-619.471	-365.745	-985.216	772.259	-35
Südkorea	1.804	-185.563	-109.559	-295.122	231.330	-35

11.2.4 Regionale Aufteilung in (OECD 2012)

Abbildung 67: Regionale Aufteilung in (OECD 2012)

Table 10. Regional Breakdown of OECD Member Countries for Analysis







Region	Regional Group	Countries
North America	North America	Canada, Mexico, United States
OECD Europe	High-Recycling OECD Europe	Austria, Belgium, Denmark, Finland, France, Germany, Iceland, Ireland, Luxembourg, Netherlands, Norway, Sweden, Switzerland, United Kingdom
	Low-Recycling OECD Europe	Czech Republic, Greece, Hungary, Poland, Portugal, Slovak Republic, Spain
OECD Pacific/Asia	OECD Pacific	Australia, New Zealand
	OECD Asia	Japan, South Korea

11.3 Wesentliche Informationen und Erkenntnisse aus dem Workshop in Indien

(Auszüge aus der IFEU-Präsentation zum Abschlussworkshop, IFAT München, 08.05.2015)

Abbildung 68: Hintergrundinformationen zum Workshop in Indien

„Waste and Climate Change“ Workshop in India



- Organised by the GIZ, supported and cooperation with UBA and IFEU
- Objective:
 - facilitate a discussion between key players in SWM, to discuss challenges and opportunities for India
 - gather feedback on data, regional differences, informal sector, political issues on municipal level, experiences
- Participants:

Representatives from Ministry of Environment & Forests (MoEF), Ministry of Urban Development (MoUD), Ministry of New & Renewable Energy (MNRE), Municipal Officials, Waste Management Companies, NGOs
- Concerns and situation in India were subject to a panel discussion, also engaging the audience

Abbildung 69: Wesentliche Bedenken / Anregungen der Stakeholder

Concerns of different stakeholders

- Data situation is difficult; not enough quality data to enable planning; measurement/monitoring system is needed and overview of existing data
- Alternative waste treatment options often failed due to missing or not fitting data (waste quantity, heating value too low, organic waste content lower than expected), and due to technical problems, missing infrastructure or miscalculations
- Good practise low-tech and low-cost options seem to be more accepted
- Regional differences require different technologies - a „one size fits all“ approach will not work for all of India
- More capacity is needed at the municipal level, which could be financed by PPP. Most of current funding is directed to the private sector
- There is a need for targets that are set and strived for, also accepted on the federal states level, and in synergy between regulators and implementers of waste management rules (different ministeries), otherwise the situation will not progress
- But it has to be recognized that alternatives to the status quo are in direct competition with waste picker employment; need to be formerly integrated

11.4 Berechnung CO₂-Vermeidungskosten

Tabelle 71: Kostenrechnung Ägypten Zukunftsszenario SC-1

	Basis			SC-1		
	Total (Mio. t)	Kosten (Mio. Euro)	Erlöse (Mio. Euro)	Total (Mio. t)	Kosten (Mio. Euro)	Erlöse (Mio. Euro)
SML, formell	9,0	361		17,2	689	-
einfache MBA/ Kompostierung (in SC-1)	0,8	20	8	10,6	265	106
Verfütterung	1,2			1,5		
Recycling	0,9	27	44	1,5	46	76
Geordnete Deponie	0,5	8		7,4	127	
Ungeordnete Deponie	16,6			0		
Offene Verbrennung	1,1			0		
Total	21,1	416	52	21,1	1.127	182

Tabelle 72: Kostenrechnung Ägypten Zukunftsszenario SC-2

	Basis			SC-2		
	Total (Mio. t)	Kosten (Mio. Euro)	Erlöse (Mio. Euro)	Total (Mio. t)	Kosten (Mio. Euro)	Erlöse (Mio. Euro)
SML, formell	9,0	361		21,1	844	-
einfache MBA/ Kompostierung (in SC-2)	0,8	20	8	5,7	144	57
Verfütterung	1,2			1,5		
Recycling	0,9	27	44			
einfache MBA				13,1	346	
<i>EBS-HKW</i>		8		0,9		
<i>aus MBA in Rec</i>	0			0,9		47
Vergärung (Biogas)	0,5			5,3	316	144
Geordnete Deponie				5,7	90	
Ungeordnete Deponie	16,6			0		
Offene Verbrennung	1,1			0		
Total	21,1	416	52	21,1	1.740	248

Tabelle 73: Kostenrechnung Indien Zukunftsszenario 2030 mittel

	Basis			2030 mittel		
	Total (Mio. t)	Kosten (Mio. Euro)	Erlöse (Mio. Euro)	Total (Mio. t)	Kosten (Mio. Euro)	Erlöse (Mio. Euro)
SML, formell	34	1.178		38	1.320	
Offene VER						
Ungeordnete Deponie	4					
informal door collection	4			4		
Ungeordnete Deponie	29					
open fires landfill	3					
Geordnete Deponie				19	282	
einfache MBA	2	34		19	377	
<i>Metalle aus MBA</i>	0,01		0,26	0,06		3
MBS						
MVA						
informal sector	0,340			0,340		
Total	42	1.212	0,26	42	1.979	3

Tabelle 74: Kostenrechnung Indien Zukunftsszenario 2030 ideell

	Basis			2030 ideell		
	Total (Mio. t)	Kosten (Mio. Euro)	Erlöse (Mio. Euro)	Total (Mio. t)	Kosten (Mio. Euro)	Erlöse (Mio. Euro)
SML	34	1.178		38	1.320	
Offene VER						
Ungeordnete Deponie	4					
informal door collection	4			4		
Ungeordnete Deponie	29					
open fires landfill	3					
Geordnete Deponie						
Einfache MBA	2	34	0,26			
MBS				19	847	
<i>Metalle aus MBS</i>						3
MVA				19	1.506	471
informal sector						
Total	42	1.212	0,255	42	3.674	474