TEXTE
18/2016

Umweltschutzgerechte Verwertung nicht etablierter Stoffströme in Abfallverbrennungs-anlagen

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 18/2015

Projektnummer 43834
UBA-FB 002257

Umweltschutzgerechte Verwertung nicht etablierter Stoffströme in Abfallverbrennungsanlagen

von

Prof.-Dr.-Ing. Martin Faulstich, Dr.-Ing. Stefan Vodegel, Dipl.-Ing. Elena Fedianina
Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH, Clausthal-Zellerfeld

Dr.-Ing. Matthias Franke, Dr.-Ing. Peter Degener, M.Eng. Jonathan Aigner, Dipl.-Ing. Katharina Reh
Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg, Sulzbach-Rosenberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

/umweltbundesamt.de
/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:
Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH
Leibnizstr. 21 + 23
38678 Clausthal-Zellerfeld

Abschlussdatum:
November 2015

Redaktion:
Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik/Abfalltransfer
Dr. Julia Vogel

Publikationen als pdf:
http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umweltschutzgerechte-verwertung-nicht-etablierter

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Februar 2016

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Projektnummer 43834 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

In Deutschland führten die gesetzlichen Maßnahmen zur Kreislaufwirtschaft in den beiden letzten Jahrzehnten zu einem Anstieg des stofflichen Recyclings. Mit der fünfstufigen Abfallhierarchie erhält die energetische Verwertung einen nachrangigen Charakter. Daraus kann auf eine entstehende mangelhafte Auslastung und Schließung von Abfallverbrennungsanlagen spekuliert werden. Viele Anlagen sind allerdings mittlerweile als Strom- und Wärmelieferanten regional unverzichtbar geworden.

Die o.g. Betrachtung läßt außer Acht, dass durch gesetzliche Maßnahmen außerhalb der Abfallwirtschaft neue Stoffströme zur energetischen Verwertung ausgelöst werden können. Zu nennen ist das beabsichtigte Verbot der landwirtschaftlichen Verbringung von Klärschlamm oder die Gesetze zum Vollzug der Energiewende. Letztere setzen künftig bisher in Kohlekraftwerke verbrannte Ersatzbrennstoffstoffe frei, Dämmstoffe aus Baumaßnahmen zur Energieeinsparung können an Menge zunehmen oder Abfallstoffe aus dem Repowering von Windkraftanlagen auf den Markt kommen.

Ferner zu berücksichtigen sind die Bemühungen der europäischen Nachbarländer zur Verminderung der Deponierung, was aufbereitete Abfallmengen zumindest über einige Zeit nach Deutschland führen kann.

Ein weiterer abfallverursachender Punkt ist die Bevölkerungsentwicklung. Seit dem Jahr 2011 steigt die Einwohnerzahl Deutschlands entgegen früherer Prognosen an und damit auch die Zahl an Abfallverursachern. Den gesetzlichen Bemühungen des Ausbaus des stofflichen Recyclings zuwider läuft der Umstand der zunehmenden Verstädterung.

Das vorliegende Sachverständigengutachten gibt Auskunft zu Mengen und Auswirkungen auf den Umweltschutz verschiedener der genannten Punkte.

Abstract

New life-cycle management legislation in Germany in the last two decades has led to a rise in material recycling. Recovery for energy use is ranked lower within the five-level waste management hierarchy. This invites speculation that waste incineration plants may have to shut down due to overcapacity. However, many plants have become essential suppliers of electric power and heat to their regions.

The above analysis ignores the fact that other legislation beyond the waste management sector might well trigger new material flows for energy use. Noteworthy in this context is the planned ban on the use of sewage sludge as agricultural fertiliser, as well as laws implementing the reversal of energy policy towards use of renewables. The latter measures will in future release fuels previously burned in coal-fired power stations for other energy uses; there will be an increasing demand for energy-saving insulating materials in the construction sector; and waste materials from the repowering of wind turbines will appear on the market.

Other factors to consider are the efforts of neighbouring European countries to reduce landfill dumping, which – for a time at least – will see treated waste being imported into Germany.

An additional factor in terms of waste generation is population trend. Contrary to earlier forecasts, Germany's population has been growing since 2011, and so the number of people creating waste has also increased. Increasing urbanisation is a trend which is impeding legal measures aimed at developing material recycling.

This expert report sets out the quantities concerned and the respective environmental impacts of the various factors cited.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis 7
Tabellenverzeichnis 10
Abkürzungsverzeichnis 12
Zusammenfassung 17
Summary 19
1 Zielsetzung und Arbeitsplan 21
2 Status quo der thermischen Abfallbehandlung 22
3 Ergebnisse der Interviews 27
4 Abfallstatistik alternativer Stoffströme 29
4.1 Klärschlamm 29
4.2 Heizwertreiches Material aus dem Deponierückbau 32
4.3 Abfälle, die persistente organische Schadstoffe enthalten 43
4.4 Faserverstärkte Kunststoffe 45
4.5 Stoffströme aus der MBA/MBS/MPS und MA 49
4.6 Feinfraktion aus gemischten Bau- und Abbruchabfällen 52
4.7 Import aus dem europäischen Ausland 53
4.7.1 Vereinigtes Königreich Großbritannien und Nordirland (UK) 55
4.7.2 Italien 59
4.7.3 Polen 60
4.7.4 Zusammenfassung 61
4.8 Zusammenfassung zu Potenzialen alternativer Stoffströme 62
5 Erwartete technische Schwierigkeiten 65
6 Umweltschutzbewertung 69
6.1 Gutschriften und Belastungen durch die energetische Verwertung in MVA 70
6.2 Stromverbrauch von Aufbereitungsprozessen 71
6.3 Gutschriften durch Substitution von Primärrohstoffen 71
6.4 Methodik bei der Bewertung inländischer Stoffströme 72
6.4.1 Betrachtete Stoffströme 72
6.4.1.1 Klärschlamm 74
6.4.1.2 Heizwertreiches Material aus dem Deponierückbau 74
6.4.1.3 POP-haltige Abfälle: Schredderleichtfraktion (SLF) 75
6.4.1.4 POP-haltige Abfälle: Kunststoffe aus EAG und aus dem Baubereich 76
6.4.1.5 POP-haltige Abfälle: Gummiförderbänder 76

6.4.1.6 POP-haltige Abfälle: Altholz 76
6.4.1.7 Feinfraktion aus der Aufbereitung von gemischten Bau- und Abbruchabfällen 76
6.4.2 Berücksichtigung der Transportemissionen ... 77
6.5 Methodik bei der Bewertung von Abfallimporten ... 77
6.5.1 Transporte ... 78
6.6 Wirkungsabschätzung ... 80
6.6.1 THG-Emissionen ... 80
6.6.2 Versauerung ... 82
6.6.3 Eutrophierung ... 83
6.6.4 Abiotischer Ressourcenverbrauch ... 85
6.6.5 Kumulierter Energieaufwand (KEA) ... 86
6.6.6 Sensitivitätsanalyse ... 87
6.7 Schlussfolgerungen ... 89
7 Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen ... 92
8 Prognose des Abfallaufkommens ... 96
9 Abschätzung der künftig notwendigen AVA-Kapazität ... 110
10 Unterschriften ... 112
11 Quellenverzeichnis ... 113
12 Anlagenverzeichnis ... 131

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Standorte von MVA, EBS-HKW, Zementwerken und Kohlekraftwerken in Deutschland nach [Alwast 2014, Proplanta 2014, VDZ 2014] 22

Abbildung 2: Menge behandelter Abfälle in MVA, EBS-HKW, Zementwerken und Kohlekraftwerken im Jahr 2012 in Deutschland nach [BDEW 2015, Destatis 2014, VDZ 2014] 23

Abbildung 3: Durchschnittliche Zusammensetzung der abfallbasierten Inputmengen in MVA, EBS-HKW, Zementwerken und Kohlekraftwerken nach Abfallarten" 24

Abbildung 4: Verwertungswege für Klärschlamm in den Jahren 2012 (kommunaler Bereich) und 2010 (nichtöffentlicher Bereich) [Destatis 2013, Destatis 2015] 30

Abbildung 5: Potenzial an heizwertreichen Fraktionen in Deponien [Mocker et al. 2009] 33

Abbildung 6: Verwertungswege ausgewählter, mit POP-Stoffen belasteter Abfälle nach [Potrykus et al. 2015] 44

Abbildung 7: Prognose der Abfallmengen aus Rotorblattmaterial [Woidasky und Seiler 2013] 46

Abbildung 8: CFK-Bedarf der Branchen Luft- und Raumfahrt, Windenergie und Fahrzeugbau [Witten und Jahn 2011, Witten et al. 2012, Witten und Jahn 2013, Witten et al. 2014] 47

Abbildung 9: Outputverteilung für Abfallbehandlungsanlagen mit mechanischer und biologischer Technologie in Deutschland im Mittel über alle Anlagentypen (MBA, MBS, MPS, ohne MA) mit Bezug auf das Jahr 2012 nach [Ketelsen und Nelles 2015] 50

Abbildung 10: Abschätzung der jährlich anfallenden Mengen an Feinfraktion aus der Aufbereitung von Baumischabfällen in Deutschland [Montero et al. 2010, BBS 2015] 52

Abbildung 11: Kategorisierung von EU-Ländern nach Deponierungsquote und Darstellung des Siedlungsabfallaufkommens sowie der deponierten Anteile für das Jahr 2012 [EUROSTAT 2014]; Farbliche Markierung der Länder nach Deponierungsquote: grüne Kategorie: ‹10 %; gelbe Kategorie: 10 - 60 %; rote Kategorie: ›60 % 53

Abbildung 12: Import notifizierungspflichtiger Abfälle zur Verbrennung aus UK, Italien und Polen im Jahr 2014 [UBA 2015] 62

Abbildung 13: Identifizierte Potenziale alternativer Stoffströme 63

Abbildung 14: Mögliches Apparategrundfließbild einer umgerüsteten AVA-Feuerung [ENVIRO 2015] 66

Abbildung 15: Bilanzgrenze für das Berechnungsmodell bezogen auf den Produktlebenszyklus 69

Abbildung 16: Systemgrenzen für das Berechnungsmodell bezogen auf die inländischen, alternativen Stoffströme sowie Darstellung der THG-Emissionen und Gutschriften 72

Abbildung 17: Systemgrenzen für das Berechnungsmodell für Abfallimporte sowie Darstellung der THG-Emissionen und Gutschriften 78

Abbildung 18: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für die Wirkungskategorie THG-Emissionen (vgl. Tabelle 18) 81

Abbildung 19: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für die Wirkungskategorie Versauerung 83

Abbildung 20: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für die Wirkungskategorie Eutrophierung 84

Abbildung 21: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für die Wirkungskategorie abiotischer Ressourcenverbrauch 85

Abbildung 22: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien von 1 Mg TS Klärschlamm für die Wirkungskategorie fossiler Ressourcenverbrauch 86

Abbildung 23: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausge wählten Stoffströme für den KEA 87

Abbildung 24: Aufteilung der Investkosten für die Modellanlage 92

Abbildung 25: Ergebnisrechnung für das zwanzigste Betriebsjahr der Modellanlage 93

Abbildung 26: Ergebnisrechnung im 2-Linien-Betrieb 94

Abbildung 27: Entwicklung der Menge verschiedener Abfallstoffe in Deutschland [Zeitreihe 2014] 96

Abbildung 28: Vergleich der Entwicklung des Restmülls in Deutschland aus verschiedenen Studien [Zeitreihe 2014], [NABU 2009], [HWWI 2012], [Alwast 2014], [ITAD 2015] 97

Abbildung 29: Prognose des Aufkommens an Restabfall gemäß Abfallbilanzen der Bundesländer 99

Abbildung 30: Bevölkerungsentwicklung in Deutschland [Bevölkerung 2010], [Destatis 2015a] 99

Abbildung 31: Entwicklung der Restabfallmenge in Bayern [Abfallbilanz BY] 100

Abbildung 32: Restabfallaufkommen in Städten und Landkreisen mit der Bevölkerungsdichte größer 1000 E/km² 102

Abbildung 33: Restmüllaufkommen in Städten und Landkreisen mit einer Bevölkerungsdichte von 500 -1000 E/km² 102

Abbildung 34: Restmüllaufkommen in Städten und Landkreisen mit einer Bevölkerungsdichte von 150 -500 E/km² 103

Abbildung 35: Restmüllaufkommen in Städten und Landkreisen mit einer Bevölkerungsdichte weniger als 150 E/km² 103

Abbildung 36: Restmüllaufkommen in Städten und Landkreisen mit verschiedener Bevölkerungsdichte als Mittelwerte der Abbildungen 32-35 104

Abbildung 37: Bevölkerungsentwicklung im Flächenland Brandenburg und der Stadt Potsdam ([1]) - [Bevölkerungsstand 2013], ([2]) - [Bevölkerung 2010], ([3]) - [Bevölkerungsprognose] 104

Abbildung 38: Anteil der in Städten lebenden Bevölkerung in Deutschland [Statista 2015] 105

Abbildung 39: Anzahl der städtischen Bevölkerung und Bevölkerung von Landkreisen und kleinen Städten (Bevölkerung = 81.197.537 Einwohner (im Jahr 2014) = const) [Bevölkerung 2015], [Statista 2015] 105

Abbildung 40: Restmüllaufkommen als Funktion der Verstädterung (Bevölkerung = 81.197.537 Einwohner (im Jahr 2014) = const) 106

Abbildung 41: Vergleich der Szenarien von verschiedenen Studien der Entwicklung der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt, in Deutschland [Zeitreihe 2014], [HWWI 2012], [ITAD 2015] 107

Abbildung 42: Maximal mögliche Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften bei THG-Emissionen gegenüber dem ökologisch nachteiligen Entsorgungsweg 135

Abbildung 43: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf das Versauerungspotenzial 136

Abbildung 44: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf das Eutrophierungspotenzial 137

Abbildung 45: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf den abiotischen Ressourcenverbrauch 138

Abbildung 46: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf KEA 139

Abbildung 47: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Energieaufwands bei der stofflichen Verwertung der SLF in Gegenüberstellung mit der energetischen Verwertung in MVA 140

Abbildung 48: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Mineralikanteils bei mechanischer Verwertung und energetischen Behandlung 140

Abbildung 49: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Heizwertes bei mechanischer Verwertung und energetischer Verwertung 141

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Durchschnittliche Zusammensetzung der abfallbasierten Inputmengen in MVA, EBS-HKW, Zementwerken und Kohlekraftwerken nach Abfallarten[3,4,5,6] 25

Tabelle 2: Gegenüberstellung von Angaben zu Durchsatz und Nennkapazität von MVA, EBS-HKW und der industriellen Mitverbrennung (Kohlekraftwerke und Zementwerke) in Deutschland für Siedlungsabfälle nach [Alwast 2014, Destatis 2014] 26

Tabelle 3: Verwertungswege für Klärschlamm aus dem kommunalen und dem nichtöffentlichen Bereich im Jahr 2012 [Destatis 2013, Destatis 2015, Lehrmann 2013] 31

Tabelle 4: Anreize bzw. Hemmnisse für einen Deponierückbau nach [Fricke et al. 2014] mit eigenen Ergänzungen 35

Tabelle 5: Entscheidungshilfen zur Prüfung von Deponierückbauvorhaben 37

Tabelle 6: Abschätzung der Wirtschaftlichkeit (Variante 1) für den Rückbau einer Siedlungsabfalldeponie in Anlehnung zur Deponie Coesfeld-Höven nach [Bölte und Geiping 2011] mit eigenen Ergänzungen 38

Tabelle 7: Abschätzung der Wirtschaftlichkeit (Variante 2) für den Rückbau einer Siedlungsabfalldeponie in Anlehnung zur Deponie Coesfeld-Höven nach [Bölte und Geiping 2011] mit eigenen Ergänzungen 40

Tabelle 8: Abschätzung der Wirtschaftlichkeit (Variante 3) für den Rückbau einer Siedlungsabfalldeponie in Anlehnung zur Deponie Coesfeld-Höven nach [Bölte und Geiping 2011] mit eigenen Ergänzungen 41

Tabelle 9: Verwertungswege ausgewählter, mit POP-Stoffen belasteter Abfälle nach [Potrykus et al. 2015] 44

Tabelle 10: Globale Bedarfsprognose in den Bereichen Luft- und Raumfahrt, Windenergie und Automobil [Airfinance 2012, Witten und Jahn 2011, Witten et al. 2012, Witten und Jahn 2013, Witten et al. 2014 Entsorgung Punkt DE 2014, Eigene Berech- nungen] 48

Tabelle 11: Notifizierungspflichtige Abfälle zur Verbrennung (R1/ D10) aus UK , Italien und Polen [UBA 2015] 54

Tabelle 12: Gesamtmenge von aus UK exportiertem EBS und anteilige Importmenge an EBS nach Deutschland in den Jahren 2010 bis 2014 in Mg [Defra 2015, Euwid 18/2015] 56

Tabelle 13: Status quo und Trend beim Ausbau von EBS-HKW in UK [AMEC 2013] 57

Tabelle 14: Standorte, Kapazitäten und Inbetriebnahmezeitpunkte geplanter AVA in Polen 60

Tabelle 15: Zu prüfende Baugruppen vor einer Umrüstung auf die Klärschlamm-Monoverbrennung [Born 2015] 66

Tabelle 16: Typische Konzentrationen wichtiger Elemente in kommunalem Klärschlamm und Hausmüll 67

Tabelle 17: Substituierte Primärrohstoffe durch die stoffliche Verwertung der betrachteten Stoffströme 71

Tabelle 18: Gegenüberstellung der ökobilanziell betrachteten Verwertungs-/ Entsorgungswege je Stoffstrom 73

Tabelle 19: Düngemittelsubstitution durch Klärschlamm nach [Fehrenbach und Knappe 2002] 74

Tabelle 20: Düngemittelsubstitution durch Klärschlamm nach [Fehrenbach und Knappe 2002] 75

Tabelle 21: Zusammensetzung der SLF aus der Aufbereitung von Restkarossen [Martens 2011] 75

Tabelle 22: Entfernung zwischen abfallwirtschaftlichen Anlagen im Ausland und AVA in Deutschland (Luftlinie), eigene Berechnung nach [Abt. Landesagentur für Umwelt 2015; DOENI 2014; Franzensfeste 2015; ITAD 2003; NIEA 2015; Ordnance Survey 2012; Wollny 2010] 78

Tabelle 23: Daten zur Infrastruktur in Deutschland, UK, Italien und Polen 79

Tabelle 24: Darstellung der Vorteilhaften Verwertungswege der Sensitivitätsanalyse im Szenario „MVA-Wirkungsgrade“ 88

Tabelle 25: Eintrag ausgewählter Metalle in den Boden für die stofflichen Verwertungsoptionen von Klärschlamm in g pro Mg TS Klärschlamm im Vergleich zu Mineraldünger [Fehrenbach und Knappe 2002] 90

Tabelle 26: Grunddaten der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung 92

Tabelle 27: Ausgewählte Städte und Landkreise für die Auswertung 100

Tabelle 28: Kapazitäten für AVA aufgrund verschiedener Szenarien im Jahr 2025 111

Tabelle 29: Notifizierte Abfallimporte zur Verbrennung (R1/ D10) aus dem europäischen Ausland im Jahr 2014 [UBA 2015] 132

Tabelle 30: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus UK 132

Tabelle 31: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus Italien 133

Tabelle 32: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus Polen 134

Tabelle 33: Umweltbelastungen ausgewählter Transportmittel pro Mg und 100 km (100 tkm) [ecoinvent 2015] 142

Tabelle 34: Einzelwerte der Wirkungsabschätzung zur Umweltschutzbewertung 142

Abkürzungsverzeichnis

°C	Grad Celsius
A IV	Altholzkategorie IV
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
ANP	Ammoniumnitratphosphat
AP	Arbeitspaket
ASA	Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung e.V.
ASN	Abfallschlüsselnummer
AVA	Abfallverbrennungsanlage/n
BB	Brandenburg
BE	Berlin
BDEW	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
CaO	Calciumoxid
CFK	karbonfaserverstärkte Kunststoffe
CO_2	Kohlendioxid
CML	Centrum für Milieukunde
Destatis	Statistisches Bundesamt
DGAW	Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft
diesbzgl.	diesbezüglich
DIN	Deutsches Institut für Normung
E	Einwohner
EA	Environmental Agency (englischen Umweltbehörde)
EBS	Ersatzbrennstoffe
ECO	Economizer
EN	Europäische Norm
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk
EPS	expandiertes Polystyrol

et al.	et alia
EU	Europäische Union
evtl.	Eventuell
g	Gramm
GewAbfV	Gewerbeabfallverordnung
GFK	Glasfaserverstärkte Kunststoffe
ggf.	gegebenenfalls
GU	Generalunternehmer
h	Anzahl der Jahre für die Prognose
H_b	Aufkommen der Abfälle im Basisjahr
H_{iA}	prognostizierter Wert des Abfallaufkommens durch arithmetische Progression
H_{iG}	prognostizierter Wert des Abfallaufkommens durch geometrische Progression
H_i	Aufkommen der Abfälle im Jahr i
H_j	Aufkommen der Abfälle im Jahr j
ha	Hektar
HB	Bremen
HBCD	Hexabromcyclododecan
HCBD	Hexachlorbutadien
HE	Hessen
HH	Hamburg
HKW	Heizkraftwerk
i	letztes Jahr der Basisperiode
i.A.	im Auftrag
IBS	Inbetriebsetzung
i.d.R.	in der Regel
inkl.	inklusive
ISO	International Organization for Standardization
ITAD	Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V.
j	erstes Jahr der Basisperiode
k. A.	keine Angabe
K_2O	Kaliumoxid
KEA	Kumulierter Energieaufwand
kg	Kilogramm
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz

km	Kilometer
kWh	Kilowattstunde
Lkw	Lastkraftwagen
LUBW	Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
m³	Kubikmeter
MA	Mechanische Aufbereitungsanlage
Ma.-%	Massenprozent = Gewichtsprozent
MBA	Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage
MBS	Mechanisch-Biologische Stabilisierungsanlage
Mg	Megagramm
MgO	Magnesiumoxid
Mio.	Millionen
MJ	Megajoule
mm	Milimeter
MPS	Mechanisch-Physikalische Stabilisierungsanlage
MV	Mecklenburg-Vorpommern
MVA	Müllverbrennungsanlage/n
NE	Nichteisen
NI	Niedersachsen
NO_x	Stickoxide
NW	Nordrhein-Westfalen
o.ä.	oder ähnlich
PE	Polyethylen
PCN	Polychlorierte Naphthaline
PCP	Pentachlorphenol
PFI	Private Finance Initiative
PO_4^{3-}	Phosphat
POP	Persistente organische Schadstoffe (Englisch: persistent organic pollutants)
PP	Polypropylen
PPK	Papier, Pappe, Kartonagen
PS	Polystyrol
PVC	Polyvinylchlorid
RC	Recycling
RDF	Refuse derived fuel
RGR	Rauchgasreinigung

RP	Rheinland-Pfalz
RWU	Reparatur, Wartung, Unterhaltung
Sb	Antimon
SBS	Sekundärbrennstoffe
SCCP	Kurzkettige chlorierte Paraffine
SH	Schleswig-Holstein
SL	Saarland
SLF	Schredderleichtfraktion
SN	Sachsen
spezif.	spezifisch
SRF	Solid Recovered Fuels
SSP	Single-Superphosphat
ST	Sachsen-Anhalt
stoffl.	stofflich
t	Tonne
TA	Technische Anleitung
TH	Thüringen
THG	Treibhausgasemissionen
TOC	Total Organic Carbon
TS	Trockensubstanz
TSP	Triple-Superphosphat
u.a.	und andere
UBA	Umweltbundesamt
UE	Überhitzer
UK	Vereinigtes Königreich Großbritannien und Nordirland
u.w.	und weitere
US	United States
v.a.	vor allem
VDZ	Verein Deutscher Zementwerke e.V.
VERD	Verdampfer
vgl.	vergleiche
vs.	versus
WDVS	Wärmedämmverbundsysteme
WS	Wirbelschicht
XPS	Extrudiertes Polystyrol

z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil
Z_A	Zunahme gemäß der arithmetischen Progression
Z_G	Zunahme gemäß der geometrischen Progression
Äq.	Äquivalent
örE	öffentlich-rechtlichen Entsorger

Zusammenfassung

In Prognosen der letzten Jahre wurden stark unterschiedliche Aussagen der künftig notwendigen Abfallverbrennungskapazität in Deutschland gegeben. Sie basieren i.d.R. auf den Bestrebungen der Bundesregierungen zum verstärkten stofflichen Recycling und einem erwarteten Bevölkerungsrückgang. Demgegenüber stehen EU-weite Bemühungen zur Verminderung der Deponierung, Auswirkungen der Gesetze zur Energiewende in Deutschland, das geplante Verbot der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm und die zunehmende Verstädterung mit entsprechenden Folgen einer potentiellen Erhöhung der Abfallmenge zur thermischen Entsorgung. Daher initiierte das Umweltbundesamt (UBA) ein Sachverständigengutachten, in dem die teilweise gegenläufigen Entwicklungen gegeneinander abgewogen werden sollten. Das Vorhaben war anwendungsbezogen und ergebnisoffen durchzuführen.

Das Vorgehen teilte sich in Arbeitspakete: Im ersten Schritt wurden Experten aus der Abfallbranche befragt. Anschließend wurden die Anregungen aufgegriffen und mit Studien, Prognosen sowie Statistiken verglichen und ausgewertet, um die genannten Stoffströme auf ihre technische Machbarkeit zu analysieren und quantitative Größen zu bekommen.

Entgegen der teilweise in der Öffentlichkeit vertretenen Ansicht zur Minderauslastung von Müllverbrennungsanlagen (MVA) und EBS-Kraftwerken berichteten alle Betreiber von einer guten Auslastung. Die Geschäftsaussichten bis in die Jahre 2018 bis 2020 wurden als gut eingestuft. Gegenüber neuen Stoffströmen besteht grundsätzlich ein hohes Interesse. Einige werden kommerziell schon in geringen Mengen eingesetzt; mit anderen wurden/werden Versuche gemacht.

Bei Stoffen auf der Basis kommunalen Hausmülls (Ersatzbrennstoffe: EBS, RDF (refuse derived fuel), SBS (Sekundärbrennstoffe) oder ähnlich genannt) werden für den Einsatz in Abfallverbrennungsanlagen keine technischen Schwierigkeiten gesehen. Sofern die Annahme bei den Betreibern kommerziell interessant ist, finden die Stoffe auch aus dem Ausland Einzug in die Anlagen. Eine aus dem Ausland importierte Menge von ca 0,8 bis 1,0 Mio. t/a könnte in den nächsten Jahren stabil bleiben. Ökobilanzielle Betrachtungen zeigen, abhängig von Transportmittel und Entfernung, einen Vorteil gegenüber der Deponierung. Untersucht in diesem Gutachten wurden Treibhausgasemissionen, Versauerungspotential, Eutrophierungspotential, abiotischer Ressourcenverbrauch und der kumulierte Energieaufwand.

Brennstoff aus dem Rückbau von Deponien wird auf absehbare Zeit aus Wirtschaftlichkeitsgründen kein Mengenpotential für die Abfallverbrennung eingeräumt.

Die Umstellung der Aufbereitung in „klassischen“ mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen auf eine verstärkte (biologische) Trocknung und nachgeschaltete Brennstoffgewinnung könnte zu einer Mengensteigerung von ca 0,3 bis 0,6 Mio. t/a an EBS führen und einen Beitrag zur Verminderung abzulagernder Reststoffe leisten.

Mit dem geplanten Verbot der landwirtschaftlichen Verbringung von Klärschlamm wird mittelfristig eine zusätzliche Menge von 0,8 bis 1,3 Mio. t/a Trockensubstand (TS) zur energetischen Verwertung erwartet. Potentiell interessant und technisch möglich ist die Umrüstung einzelner Linien von MVA auf die Monoverbrennung von Klärschlamm. Betriebswirtschaftliche Betrachtungen zeigen, dass dies wirtschaftlich interessant sein kann. Wegen der guten Auslastung der MVA ruhen entsprechende Planungen. Sie könnten im Zeitraum 2018 bis 2025 attraktiv werden. Z.Z. ist der Annahmepreis für Klärschlamm viel zu niedrig, um in konkrete Planungen einzusteigen. Ferner zu berücksichtigen ist, dass auch neue, eigenständige Monoverbrennungsanlagen für Klärschlamm auf dem Gelände der MVA denkbar sind, sofern die Platzverhältnisse dies zulassen. Auch Biomassekraftwerke mit zirkulierender Wirbelschicht sind nach Auslaufen der jeweiligen EEG-Förderung potentielle Möglichkeiten zur Klärschlammverbrennung.

Abfallstoffe, die mit persistenten organischen Schadstoffen (englisch POP: persistent organic pollutants) belastet sind (z.B. Shredderleichtfraktion, belastete Kunststoffe aus dem Baubereich, belastete Kunststoffe aus dem Elektroaltgeräterecycling), führen in der stofflichen Verwertung zur Anreicherung von Schadstoffen. Sie bilden daher einen weiteren alternativen Stoffstrom für eine thermische Behandlung, der auch ökonomisch attraktiv ist. Aufgrund technischer Schwierigkeiten und möglicher Einschränkungen der Ascheeigenschaften für die Verwertung u.a. aufgrund chemischer Belastung erfolgt die Annahme oft zögerlich. Insgesamt besteht ein Potential von ca 0,6 Mio. t/a.

Interessant werden könnte eine thermische Behandlung der Feinfraktion aus der Bauabfallaufbereitung, z.B. um Deponieraum zu sparen. Das Material besitzt zwar wegen geringer kohlenstoffhaltiger Bestandteile keinen hohen Heizwert. In der Mischung mit heizwertreichen Abfall kann der Gesamtdurchsatz der Abfallverbrennungsanlagen (AVA) erhöht werden. Aufgrund der Heterogenität des Stoffstromes sowie bestehender Datenunsicherheiten sind bundesweite Abschätzungen zu Mengen und Qualitäten jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet. Anhand verschiedener Annahmen wurde ein Potential von ca 1,0 Mio. t/a ermittelt.

Nicht zu vergessen ist die erwartete Schließung von Kohlekraftwerken in den nächsten Jahrzehnten im Rahmen der Politik zur Energiewende. Damit wird mittelfristig die derzeitige Menge von 0,7 Mio. t/a an EBS in andere Anlagentypen drängen.

Auswertungen zur Bevölkerungsentwicklung in dieser Arbeit zeigten gegenüber anderen Studien aus der Vergangenheit, dass in Deutschland seit 2011 die Bevölkerungszahl jährlich leicht ansteigt. Zusammen mit der zunehmenden Verstädterung und damit höherem spezifischen Abfallaufkommen zeichnet sich ein Trend ab, der die im Zuge eines verstärkten stofflichen Recyclings erwarteten Mengenreduzierungen für die thermische Behandlung teilweise kompensieren könnte.

Aktuell vielfach diskutierte Forderungen zur Stilllegung von MVA und EBS-Kraftwerken können mit den Ergebnissen dieser Studie nicht bestätigt werden. Auch dirigistische Maßnahmen sind skeptisch zu sehen, da der Bedarf an Abfallverbrennungskapazität in den nächsten Jahren hoch bleiben wird. Ein wichtiges Regelungsinstrument zum Bestehen der Anlagen wird ihre Wirtschaftlichkeit sein. Denn seit dem Sinken der Energieerlöse und einer auch damit verbundenen Marktunsicherheit werden Re-Investitionen der Betreiber nur noch zurückhaltend durchgeführt. Sollten die Energieerlöse niedrig bleiben und/oder die Abfall-Annahmepreise nicht signifikant steigen, werden Anlagen mit hohen Betriebskosten aus dem Markt gedrängt. Die betriebswirtschaftlichen Entscheidungen sollten zur Aufrechterhaltung eines funktionierenden Entsorgungsmarktes die Betreiber treffen.

Die folgenden Kapitel beinhalten viele Auswertungen statistischer Daten. Besonderheit des Vorhabens ist, dass umfangreiche Expertenbefragungen durchgeführt wurden, deren Ergebnisse im Bericht berücksichtigt wurden.

Summary

Forecasts in recent years have differed widely in their predictions of future waste incineration capacity requirements in Germany. They were based mostly on federal government efforts to strengthen material recycling, in conjunction with an expected decline in population. Those considerations are contradicted by EU-wide efforts to reduce landfill dumping, the impact of legislation implementing the reversal of energy policy towards renewables in Germany, the planned ban on the agricultural use of sewage sludge, and increasing urbanisation, with the corresponding consequences of a potential increase in waste volumes for thermal treatment. As a result, the German Federal Environmental Agency (UBA) commissioned an expert report to appraise and balance the in part contradictory trends. The project was to be application-based, with open disclosure of its results.

The methodology involved a division into various work packages: In the first step, experts in the waste management sector were surveyed. Their suggestions were collated and compared against studies, forecasts and statistical data. A technical feasibility study and quantitative analysis of the material flows cited was then produced.

Contrary to the widely-held public perception of overcapacity at waste incineration plants and waste-to-energy (WtE) power plants, all operators reported that their capacities were being well utilised. Business prospects through to the years 2018 to 2020 were rated good. There is generally a high level of interest in new material flows. Some are already being used commercially in small quantities; testing has been/is being conducted with others.

Respondents see no technical difficulties using materials from domestic waste (termed WtE [waste-to-energy], RDF [refuse derived fuel], EfW [energy from waste] or the like) in incineration plants. Where commercially attractive to operators, some materials from outside Germany are also being imported for use in plants. Import volumes of around 0.8 to 1.0 million tonnes p.a. might well remain stable over the coming years. Life-cycle assessments indicate advantages over landfill dumping depending on the means of transportation and distances involved. This study investigated greenhouse gas emissions, potential for acidification and eutrophication, abiotic resource consumption, and cumulated energy demand.

Fuel from the clearance of landfill sites is not seen as offering potential volumes for waste incineration in the foreseeable future, for reasons of cost-effectiveness.

Switching treatment in conventional mechanical/biological waste treatment plants to more intensive (biological) drying and downstream fuel recovery might increase WtE volumes from around 0.3 to 0.6 million tonnes p.a., and help to reduce dumping of residual materials.

The planned ban on the agricultural use of sewage sludge is expected to create additional volumes of 0.8 to 1.3 million tonnes p.a. of total solids (TS) for energy use in the medium term. Upgrading individual lines from general waste incineration to mono-incineration of sewage sludge is of potential interest, and technically feasible. Economic studies indicate that this might be commercially attractive. Such plans are dormant at present owing to the healthy capacity utilisation of the waste incinerators. They might become attractive in the period 2018 to 2025. The input price of sewage sludge is currently much too low to engage in any concrete planning. Another factor to consider is that new, stand-alone sewage sludge mono-incinerators might also be conceivable at incineration plant locations, provided there is enough space to install them. Biomass power plants with circulating fluidised beds will also offer potential for sewage sludge incineration after the expiry of grant funding under Germany's Renewable Energies Act (EEG).

Waste materials contaminated with persistent organic pollutants (POPs), such as shredder light fraction, polluted plastics from the construction industry, and polluted plastics from end-of-life electrical

equipment recycling, will lead to enrichment of pollutants in material recycling. They therefore provide an additional alternative material flow for thermal treatment, which is also economically attractive. Operators are often reluctant to accept such materials because of technical difficulties and potential restrictions on ash properties for recycling due to factors such as chemical pollution. Total potential is around 0.6 million tonnes p.a.

Thermal treatment of the fine fraction from construction waste treatment might become interesting, as a means to save on landfill space for example. The material does not have a high calorific value owing to its low carbon content, but when mixed with waste of high calorific value it can help to increase the total throughput of waste incinerators. However, any Germany-wide estimates as to quantities and qualities are subject to major uncertainty owing to the heterogeneous nature of the material flow and uncertainty regarding available data. Based on various assumptions, potential of around 1.0 million tonnes p.a. was calculated.

A factor that should not be forgotten is the expected closure of coal-fired power stations as part of the reversal of energy policy over the coming decades. In the medium term, this will force the current volume of 0.7 million tonnes of WtE p.a. into other plant types.

Contradicting past studies, population analyses forming part of this study indicate that the population in Germany has been increasing slightly year-on-year since 2011. Together with increasing urbanisation and the resultant higher specific waste volumes, a trend is being seen which might partially compensate for the expected reduction in volumes for thermal treatment as material recycling spreads.

Current widely discussed demands to shut down waste incineration plants and WtE power plants cannot be affirmed by the results of this study. Dirigiste measures should also be viewed with scepticism, as demand for waste incineration capacity will remain high in the years ahead. A key instrument for retaining the plants will be their economic viability. Following the falls in energy revenues, and resultant market uncertainty, operators are showing a reluctance to re-invest. If energy revenues remain low, and/or waste input prices do not rise significantly, plants with high operating costs will be forced out of the market. In order to maintain a functional waste management market, the commercial decision-making should be left to the operators.

The following sections set out wide-ranging analyses of statistical data. A special feature of the project is that extensive surveys of industry experts have been conducted, and the results incorporated into the report.

1 Zielsetzung und Arbeitsplan

Die Ziele des Forschungsprojektes gemäß [Angebot 2014] waren:

- Ermittlung von Stoffdaten und deren Mengen, welche als Input für deutsche thermische Abfallbehandlungsanlagen in den nächsten Jahren infrage kommen könnten durch gesetzliche, technische oder wirtschaftliche Entwicklungen
- Darstellung der möglichen Import-Abfallmengen aus dem Ausland
- Ermittlung möglicher technischer Schwierigkeiten und Lösungsmöglichkeiten
- Beurteilung des Einsatzes neuer Abfallströme aus Umweltschutzsicht
- Beachtung rechtlicher Restriktionen, aber auch Darstellung von erforderlichen Änderungen der gesetzlichen Rahmenbedingungen
- Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen mit Sensitivitätsanalysen

Der Begriff „Abfallverbrennungsanlagen“ (AVA) umfasst im Rahmen der Untersuchung die traditionellen Müllverbrennungsanlagen und die EBS-Kraftwerke.

Der Bericht orientiert sich an den definierten und im Projektverlauf modifizierten Arbeitspaketen (AP). Zum Verständnis seien diese kurz aufgeführt:

AP 1: Ermittlung alternativer Inputströme für AVA

- Kategorisierung von Stoffströmen
- Ermittlung von Mengenpotentialen
- Expertenbefragungen von Vertretern der Abfallbranche

AP 2: Abfallaufkommen und Import aus dem europäischen Ausland

AP 3: Ermittlung potentieller technischer Schwierigkeiten und Lösungen

AP 4: Bewertung aus Umweltschutzsicht

AP 5: Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen

AP 6: Rechtliche Rahmenbedingungen

AP 7: Kapazitätsentwicklung deutscher AVA

- Trendkurven von Abfallanfall und Recycling
- Prognosen
- Berücksichtigung verstärkten Recyclings
- Verbindung mit der Bevölkerungsentwicklung und Verstädterung
- Prognose des Bedarfs an Müllverbrennungskapazität in 2025

Die folgenden Kapitel beinhalten viele Auswertungen statistischer Daten. Besonderheit des Vorhabens ist, dass die Expertenbefragungen wesentliche Berücksichtigung fanden.

Zur Abstimmung des Projektverlaufs mit dem UBA gab es neben dem schriftlichen Zwischenberichten nach dem Auftakttreffen in Dessau-Roßlau insgesamt zwei Projektfortschrittstreffen in Clausthal und Sulzbach-Rosenberg.

2 Status quo der thermischen Abfallbehandlung

Im Rahmen der Mengenermittlung und Kategorisierung der aktuell in AVA eingesetzten Stoffströme und Mengen wurden die folgenden Anlagenarten berücksichtigt:

Abfallverbrennungsanlagen:

- Müllverbrennungsanlagen (MVA)
- Ersatzbrennstoff-Heizkraftwerke (EBS-HKW)

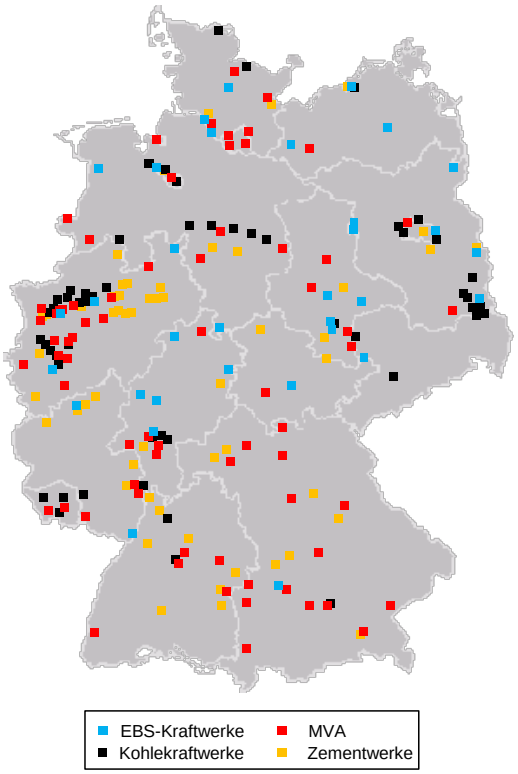
Industrieanlagen, in denen Abfälle mitverbrannt werden können:

- Zementwerke
- Kohlekraftwerke

In diesem Kapitel werden Anlagen zur Monoverbrennung von Sonderabfällen und Biomasse sowie die industriellen Heizwerke mit energetischer Verwertung von Abfällen nicht betrachtet. Es gilt jedoch zu beachten, dass lt. Destatis in industriellen Heizwerken auch erhebliche Mengen an Abfällen eingesetzt werden. Zudem erfolgt nur die Berücksichtigung von Verbrennungsanlagen, so dass sonstige Verfahren der thermischen Behandlung, wie beispielsweise Pyrolyse, nicht einbezogen werden.

Die folgende Abbildung 1 zeigt die Standorte der MVA, EBS-HKW sowie der Zementwerke und Kohlekraftwerke in Deutschland.

Abbildung 1: Standorte von MVA, EBS-HKW, Zementwerken und Kohlekraftwerken[1] in Deutschland nach [Alwast 2014, Proplanta 2014, VDZ 2014]



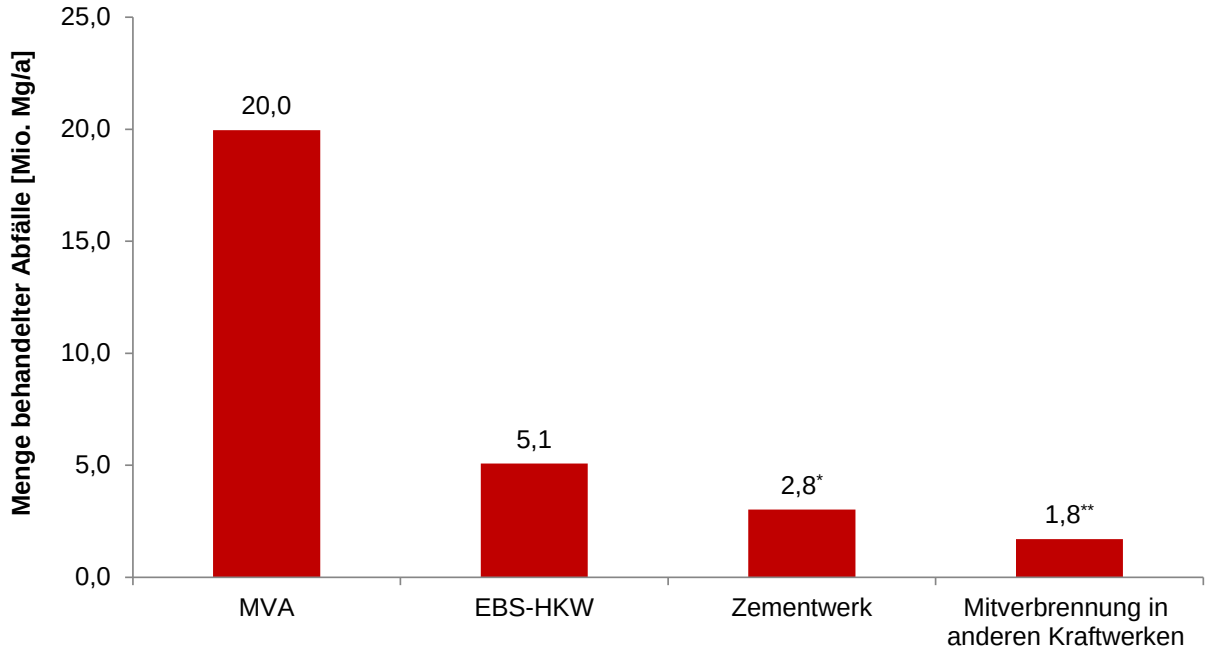
[1] Die Kennzeichnungen von Kohlekraftwerken stellen zum Teil mehrere Anlagenstandorte dar. Von den 130 dargestellten Kohlekraftwerken geben derzeit 36 an, Abfälle einzusetzen [BDEW 2015].

Die gezeigten Standorte der MVA (68 Anlagen) und EBS-HKW (35 Anlagen) entsprechen dem Stand des Jahres 2013, wobei sich zu diesem Zeitpunkt ein weiteres EBS-HKW im Bau befand. Die dargestellten Standorte der Zementwerke und Kohlekraftwerke spiegeln den gesamten Bestand (Zement: 54 Anlagen, Kohle: 130 Anlagen) im Jahr 2014 wider, unabhängig davon, ob in den jeweiligen Anlagen Abfälle als Brennstoff eingesetzt werden.

Insgesamt wurden im Jahr 2012 in MVA, EBS-HKW, Zementwerken sowie Kohlekraftwerken, nach Angaben von Destatis, des Bundesverbandes der Energie- und Wasserwirtschaft e.V. (BDEW) und des Vereins Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ), etwa 29,7 Mio. Mg Abfälle thermisch behandelt (vgl. Abbildung 2).

Von dieser Gesamtmenge wurden mindestens rund 0,9 Mio. Mg aus dem Ausland importiert[2]. In dieser Gesamtmenge nicht enthalten sind weitere 0,5 Mio. Mg an Abfällen, die jeweils im eigenen Betrieb erzeugt und thermisch behandelt wurden.

Abbildung 2: Menge behandelter Abfälle in MVA, EBS-HKW, Zementwerken und Kohlekraftwerken im Jahr 2012 in Deutschland nach [BDEW 2015, Destatis 2014, VDZ 2014]



* Inkl. 115.000 Mg Klärschlamm TS
** Inkl. Kraftwerke des Kohlenbergbaus und der Braunkohleveredelung, inkl. 384.000 Mg Klärschlamm TS

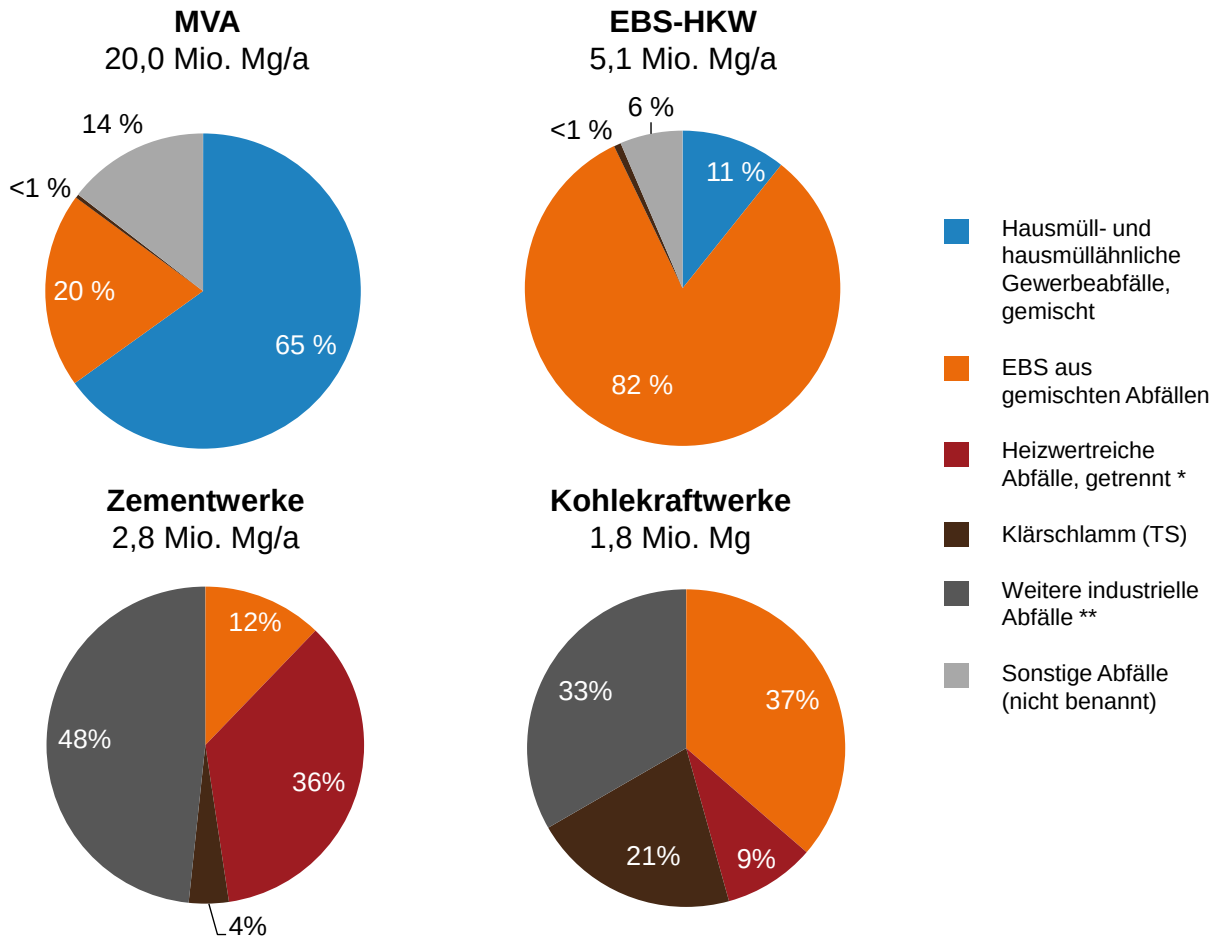
Neben den insgesamt in AVA eingesetzten Mengen sind für die weiteren Betrachtungen zudem Informationen zu der Aufteilung in einzelne Abfallarten relevant. In Abbildung 3 und Tabelle 1sind die in den jeweiligen Anlagenarten behandelten Abfälle nach Abfallarten aufgeschlüsselt dargestellt. Für die Aufteilung der eingesetzten Abfälle nach Abfallarten wurden Daten von Destatis und Verbandsinformationen genutzt.

[2] Ohne Berücksichtigung der Zementwerke und Kohlekraftwerke.

Für die Aufteilung der Inputmengen nach Abfallarten für MVA und EBS-HKW wurden die Anlagendaten mittels Anfrage bei Einzelbetreibern sowie anhand der von der ITAD bereitgestellten Informationen erhoben. Die Daten zu den eingesetzten Abfallarten stammen fast ausschließlich aus dem Jahr 2013 [ITAD 2014, ITAD 2015a]. Die ermittelte durchschnittliche Zusammensetzung des Inputs wurde anschließend auf den von [Destatis 2014] angegebenen Durchsatz von 20,0 Mio. Mg bezogen. Für EBS-HKW wurde das gleiche Vorgehen gewählt. Allerdings war die Zusammensetzung hier nur für 12 Anlagen mit einem Gesamtdurchsatz von 2,4 Mio. Mg bekannt.

Für den Bereich der industriellen Mitverbrennung (Zementwerke und Kohlekraftwerke) sind Angaben von Destatis nur aggregiert verfügbar und können nicht den einzelnen Anlagentypen zugeordnet werden. Eine Aufteilung der industriell mitverbrannten Mengen nach Abfallarten konnte über Verbandsinformationen des VDZ und BDEW ermittelt werden [VDZ 2014, BDEW 2015]. Die Verbandsangaben zu den durchgesetzten Klärschlammmengen wurden dabei in Anlehnung an [LU 2013, Wiechmann et al. 2012] auf Mg TS umgerechnet.

Abbildung 3: Durchschnittliche Zusammensetzung der abfallbasierten Inputmengen in MVA, EBS-HKW, Zementwerken und Kohlekraftwerken nach Abfallarten[3,4,5,6]



[3] MVA nach [AGR RZR Herten 2014, AVBKG 2014, Destatis 2014, EEW Heringen 2014, Enertec Hameln 2014, HKW Mannheim 2014, ITAD 2014, ITAD 2015 a, MVV TREA Leuna 2014]

[4] EBS-HKW nach [Destatis 2014, EEW Knapsack 2015, ITAD 2014, ITAD 2015 a, PD energy 2014, TVS 2014]

[5] Zementwerke nach [VDZ 2014]

[6] Kohlekraftwerke nach [BDEW 2015]

* z.B. Altreifen, Holz, Textilien

** Zusammensetzung in Zementwerken: 3 % Lösungsmittel, 2% Ölschlamm und organische Destillationsrückstände, 43 % sonstige Fraktionen aus Industrie- und Gewerbeabfällen
Zusammensetzung in Kohlekraftwerken: 60 % sonstige Schlämme, 40 % sonstige industrielle und gewerbliche Abfälle

Tabelle 1: Durchschnittliche Zusammensetzung der abfallbasierten Inputmengen in MVA, EBS-HKW, Zementwerken und Kohlekraftwerken nach Abfallarten[3,4,5,6]

Anlagenart/ Abfallbasierte Inputmengen	MVA [1.000 Mg]	EBS-HKW [1.000 Mg]	Zementwerke [1.000 Mg]	Kohlekraftwerke [1.000 Mg]
Hausmüll- und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, gemischt	12.972	545	0	
EBS aus gemischten Abfällen	3.991	4.172	345	665
Heizwertreiche Abfälle, getrennt	0	0	1.003	170
Klärschlamm** (TS)	19*	9*	115	384
Weitere industrielle Abfälle	0	0	1.368	610
Sonstige Abfälle (nicht benannt)	2.896	326	0	
Gesamt	**19.978**	**5.052**	**2.831**	**1.829**

* Bei den in MVA und EBS-HKW eingesetzten Klärschlämmen ist davon auszugehen, dass es sich überwiegend um entwässerten Klärschlamm handelt (ca. 25 % TS).

** Bei Klärschlamm ist die Aufteilung nach der Herkunft (kommunaler oder nicht öffentlicher Bereich) nicht bekannt.

In MVA werden demnach größtenteils gemischter Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle eingesetzt (65 %), zu rund 20 % aufbereiteter EBS, ca. 14 % sonstige Abfälle sowie weniger als 1 % Klärschlämme. Bei den EBS-HKW ist der Anteil an eingesetztem EBS erwartungsgemäß dominierend (82 %), gefolgt von gemischtem Hausmüll (11 %).

In Zementwerken werden 48 % weitere industrielle Abfälle eingesetzt. Des Weiteren werden zu rund einem Drittel getrennt erfasste heizwertreiche Abfälle wie beispielsweise Altreifen, Kunststoffe oder Tiermehle und -fette verwertet. Der Einsatz von EBS aus Siedlungsabfällen macht etwa 12 % aus, die eingesetzte Menge an Klärschlamm (TS) rund 4 %.

Die in Kohlekraftwerken der allgemeinen Strom- und Wärmeversorgung eingesetzten Abfälle bestehen ca. zu je einem Drittel aus EBS aus Siedlungsabfällen und sonstigen industriellen Abfällen. Rund ein Fünftel des abfallbezogenen Inputs besteht aus Klärschlämmen (TS). Getrennt erfasste heizwertreiche Abfälle machen in etwa 9 % des Abfallinputs aus.

Um die von Destatis bereitgestellten, in Abbildung 2 dargestellten Durchsatzmengen einordnen zu können, werden diese aktuellen Angaben den bestehenden Nennkapazitäten gegenübergestellt (vgl. Tabelle 2).

Tabelle 2: Gegenüberstellung von Angaben zu Durchsatz und Nennkapazität von MVA, EBS-HKW und der industriellen Mitverbrennung (Kohlekraftwerke und Zementwerke) in Deutschland für Siedlungsabfälle nach [Alwast 2014, Destatis 2014]

Anlage	Durchsatz [Mio. Mg] nach [BDEW 2015, Destatis 2014, VDZ 2014] (2012)	Nennkapazität [Mio. Mg] nach [Alwast 2014] (2013)	Differenz aus Durchsatz und Nennkapazität [Mio. Mg]
MVA	20,0[7]	19,6	+ 0,4
EBS-HKW	5,1[8]	5,4	- 0,3
Industrielle Mitverbrennung (Kohlekraftwerke und Zementwerke)	4,6	k.A.	-

Um eine Aussage dazu treffen zu können, ob die MVA und EBS-HKW derzeit durchschnittlich entsprechend ihrer Auslegung betrieben werden, ist jedoch eine Berücksichtigung des Heizwertes der eingesetzten Abfallmengen und Vergleich mit den Anlagenauslegungen erforderlich. Entscheidend für den Durchsatz und die Kapazität der Anlagen ist die Feuerungswärmeleistung. Der durchschnittliche Heizwert der eingesetzten Abfälle ist in den letzten Jahren konstant geblieben [Treder 2015].

Demnach kann angenommen werden, dass sowohl MVA als auch EBS-HKW größtenteils unter Ausnutzung der vollen Kapazität betrieben wurden. Für die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken sowie in Zementwerken wurde nach [BDEW 2015, VDZ 2014] eine Inputmenge an Siedlungsabfällen im Jahr 2012 von etwa 4,6 Mio. Mg ermittelt. Hier liegen keine Angaben zur maximalen Kapazität für eine Mitverbrennung von Abfällen vor.

Hier ist auch zu berücksichtigen, dass die Zuordnung der Abfallfraktionen zum Siedlungsabfall bei den Angaben des BDEW und VDZ nicht für alle Fraktionen eindeutig ist. Gegenüber der Kapazitätsangabe kann aber geschlossen werden, dass es sich bei den in Tabelle 2 angegebenen Durchsätzen für die Verbrennung von Siedlungsabfällen um belastbare Daten handelt.

[7] Exkl. der im eigenen Betrieb erzeugten Abfälle von etwa 267.100 Mg (2012)

[8] Exkl. der im eigenen Betrieb erzeugten Abfälle von etwa 270.500 Mg (2012)

3 Ergebnisse der Interviews

Im Rahmen des AP 1 fanden Befragungen von Experten der Abfallbranche statt. Hauptzielgruppe waren Stoffstrommanager der Betreiber von AVA. Hinzu kamen Vertreter aus der Forschung, Anlagenbauer und Interessenverbände. Die Gespräche unterliegen der Vertraulichkeit. Genannt werden dürfen die Verbände *ITAD-Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V.* und die *ASA-Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung e.V.* Akteure des stofflichen Recyclings als auch der energetischen Verwertung wurden gleichermaßen berücksichtigt.

Trotz völlig unterschiedlicher Quellen lassen sich einige Kernaussagen aus den Befragungen extrahieren:

1. Die Auslastung deutscher MVA und EBS-HKW ist seit mindestens 2013 als sehr gut zu bezeichnen. Das Wort „Vollauslastung“ ist gerechtfertigt. Teilweise haben die Stoffstrommanager und Betriebsleiter einiges an logistischer und technischer Arbeit zu leisten, um die Mengen bewältigen zu können. Technisch besteht dies z.B. in verkürzten Revisionszeiten und verschobenen Revisionen. Als Ursache für die hohe Auslastung werden folgende Faktoren genannt:
   - die gute Konjunktur
   - Sinkende MBA- und MVA-Kapazitäten durch Umbau oder Schließungen
   - Auslandsmengen besonders aus UK und die Verdrängung von Aufbereitungsanlagen mit hohen Kosten durch den niedrigen Marktpreis. Die Angaben zu den Auslandsmengen liegen in der Summe deutlich unter teilweise in Veröffentlichungen genannten Mengen. Aus den eingesehenen Unterlagen war bei einigen Betreibern ein deutlicher Anstieg in den Jahren 2012 bis 2014 zu erkennen.

   Des Weiteren wird künftig die Stilllegungen von Kohlekraftwerken ein Rolle spielen (Entscheidung der Bund-
   desregierung zum Ausstieg zur Erreichung der Umweltziele bis 2020 – Reduktion der CO_2-Emissionen um
   40% vs. 1990)
2. Es wird ein Anheben des Annahmepreises in 2015 gegenüber 2014 erwartet. Betreiber werden bestrebt sein, Spotmengen in länger laufende Verträge umzuwandeln
3. Die befragten AVA-Betreiber erwarten eine stabile und gute Geschäftslage bis mindestens in die Jahre 2018 bis 2020
4. Erhöhte Nachfrage zur Behandlung in MVAs bedingt durch aktuelle Änderungen bei Holzabsteuerungen und sonstigen Wertstoffen
5. Generell wird langfristig ein Absinken der traditionellen Stoffströme aus kommunalem Siedlungsabfall und Gewerbemüll erwartet. Die Prognosen der Befragten über das Ausmaß sind unterschiedlich
6. Über die Jahre erwarten auch die AVA-Betreiber ein Abschalten von MVA und EBS-Kraftwerken. Interessanterweise aber niemand im eigenen Unternehmen. Alle Gesprächspartner hofften auf Anlagenschließungen bei den Marktbegleitern
7. Bedingt durch das niedrige Niveau des Annahmepreises zwischen 2010 und 2013, die geringen Stromerlöse und eine damit verbundene Marktunsicherheit ist die Neigung zu großen Reinvestitionen bei den Betreibern gering. Die Anlagen werden oft nur betriebsbereit gehalten. Es wird erwartet, dass langfristig Anlagen aufgrund Überalterung mit entsprechend hohen Betriebskosten vom Markt gehen werden, sollten die Erlöse nicht dauerhaft steigen

8. Die Auswirkung gesetzlicher Maßnahmen zur Steigerung des stofflichen Recycling wird von den Experten langfristig gesehen. Kurzfristig entscheide der Entsorgungspreis im Rahmen der rechtlichen Möglichkeiten für den Abfallerzeuger über den Weg des Abfalls. Außerdem fehle oft für aufbereitete Abfälle die Unterbringungsmöglichkeit zur stofflichen Verwertung
9. Es wird erwartet, dass sich die Geschäftsmodelle von MBA und MVA (z.B. um die Erweiterung der Klärschlamm-Monoverbrennung) zumindest regional ändern könnten. Die Ansichten sind allerdings je nach Zuordnung der Befragten (stoffliche oder energetische Verwertung) sehr unterschiedlich
10. Das Interesse für bisher nicht etablierte Stoffströme in die AVA ist hoch. Auswirkungen z.B. aus den Gesetzen zur Energiewende oder des Verbots der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm werden firmenintern bei allen Befragten geprüft. Teilweise wurden schon Versuche mit Probenmengen durchgeführt. Die Neigung zu Investitionen ging allerdings mit Verbesserung der Auslastung zurück. Die Betreiber warten die Entwicklung der Preise ab.

Neben diesen generellen Aussagen wurden etliche Hinweise und Meinungen zu interessanten, nicht etablierten Stoffströmen genannt. Teilweise bestanden schon Erfahrungen damit durch Annahme von Mengen im kommerziellen Betrieb oder durch Versuche. Die folgenden Kapitel greifen die Anregungen auf und unterfüttern sie mit Zahlen.

Ein weiteres Expertengespräch wurde mit einem führenden Vertreter der Deutschen Gesellschaft für Abfallwirtschaft DGAW e.V., Berlin zu Abfallimporten aus dem europäischen Ausland geführt (vgl. Kapitel 4.7).

4 Abfallstatistik alternativer Stoffströme

Neben der Betrachtung der bereits aktuell in AVA eingesetzten Abfälle werden die noch nicht oder noch nicht vollständig in AVA eingesetzten Abfallarten und Mengen recherchiert, die in Zukunft potenziell für den Einsatz in AVA in Betracht kommen könnten. Gemeinsam mit dem Auftraggeber wurden dabei zunächst folgende Abfallarten als relevant eingestuft:

- Klärschlamm
- Heizwertreiches Material aus dem Deponierückbau
- Abfälle, die persistente organische Schadstoffe enthalten
- Faserverstärkte Kunststoffe

Im Rahmen des Projekts wurden zudem Audits mit maßgeblichen Stakeholdern der Abfallwirtschaft in Deutschland und Europa durchgeführt. Dabei wurden folgende Stoffströme als relevant eingestuft:

- Stoffströme aus Anlagen mit MBA-/ MBS-/ MPS- und MA-Technologien[9]
- Feinfraktion aus der Bauschutt-/ Baustellenabfallaufbereitung

Nachfolgend werden die ermittelten Informationen über die derzeitigen Verwertungswege der identifizierten alternativen Stoffströme dargestellt.

4.1 Klärschlamm

In den kommunalen Kläranlagen Deutschlands fallen jährlich etwa 1,8 Mio. Mg TS Klärschlamm an. Wurden bis zum Beginn der 1990er Jahre noch große Mengen dieses Stoffstromes deponiert, schränkte sich dieser Entsorgungsweg mit Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung ab dem Jahr 2005 vollständig ein. Der mit dem Rückgang der Klärschlammdeponierung zunehmende Anteil thermisch behandelter Mengen hat mit etwa 1 Mio. Mg TS einen Anteil von ca 55 % erreicht. Die derzeit noch nicht thermisch verwerteten Mengen entfallen zu jährlich 542.000 Mg TS auf die landwirtschaftliche (ca. 30 %) sowie zu 293.000 Mg TS auf die landschaftsbauliche und sonstige stoffliche Verwertung (ca. 16 %) (vgl. Abbildung 4 und Tabelle 3) [Destatis 2015, Wiechmann et al. 2012, Lehrmann 2013].

Zusätzlich zu Klärschlamm aus der kommunalen Abwasserreinigung ist gemäß der aktuellsten statistischen Erhebung für das Jahr 2010 mit einem jährlichen Anfall von ca. 1,8 Mio. Mg TS Klärschlamm aus der nichtöffentlichen Abwasserbehandlung zu rechnen. Die statistische Erhebung erfolgt im Gegensatz zum Klärschlamm aus dem kommunalen Bereich nur alle drei Jahre.

Klärschlamm aus dem nichtöffentlichen Bereich wird zu etwa einem Drittel stofflich verwertet.[10] Ein Großteil, ca. 800.000 Mg, durchläuft jedoch eine thermische Behandlung. Von den industriellen Schlämmen wurden außerdem ca. 135.000 Mg als gefährlicher Abfall entsorgt. Im Gegensatz zu kommunalem Klärschlamm wurden im Jahr 2010 außerdem ca. 200.000 Mg industrielle Klärschlämme deponiert[11] [Destatis 2013].

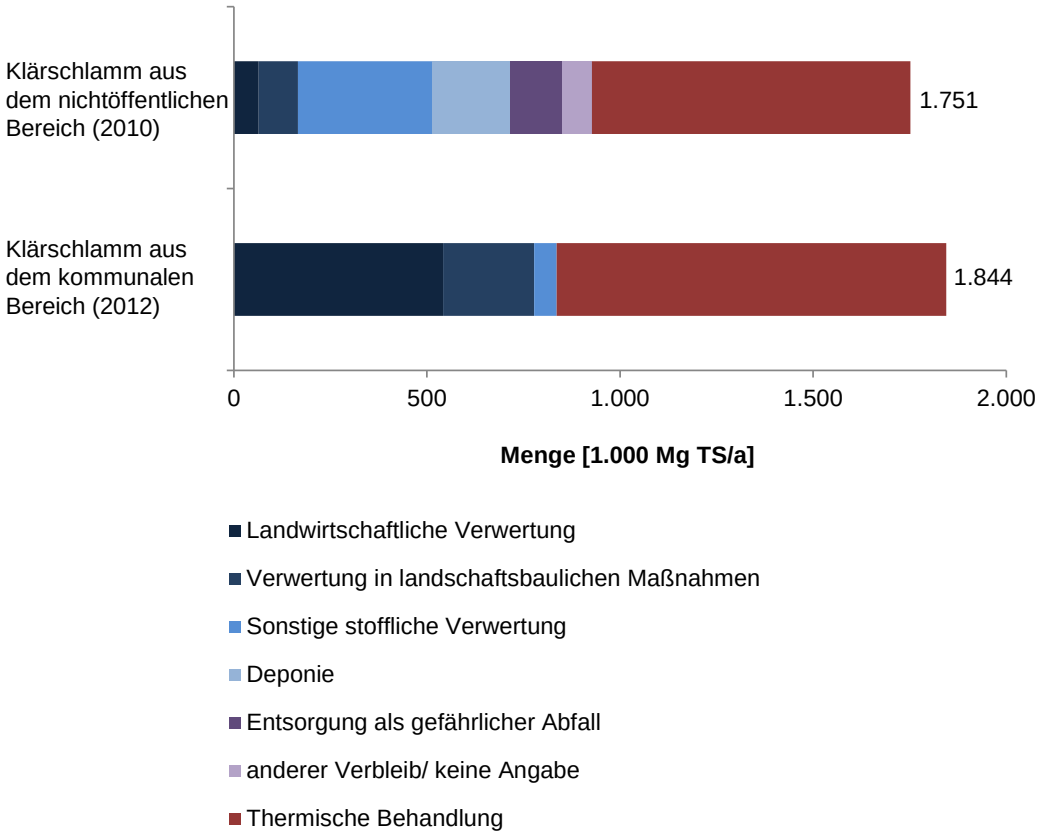
---

[9] Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA), Mechanisch-biologische Stabilisierung (MBS), Mechanisch-physikalische Stabilisierung (MPS) und Mechanische Abfallbehandlung (MA)

[10] Bei der Position „Sonstige Stoffliche Verwertung“ handelt es sich um Klärschlammvererdung oder eine Verwertung als Baustoff [Destatis 2013].

[11] Bei Klärschlämmen aus dem nichtöffentlichen Bereich war im Jahr 2010 eine Deponierung nach der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts zulässig [Destatis 2013].

Abbildung 4: Verwertungswege für Klärschlamm in den Jahren 2012 (kommunaler Bereich) und 2010 (nichtöffentlicher Bereich) [Destatis 2013, Destatis 2015]



Genauere Informationen zu thermisch behandeltem kommunalen Klärschlamm finden sich in [Lehrmann 2013] und [Jasper und Kappa 2012]. Unter der Annahme, dass die Verteilung der thermisch behandelten Klärschlammmengen nach Anlagenart gemäß [Lehrmann 2013] seit 2010 unverändert geblieben ist, wurden im Jahr 2012 jeweils ca. 438.000 Mg TS in die Monoverbrennung bzw. in Kraftwerke zur Mitverbrennung verbracht. Die in Zementwerken eingesetzten kommunalen Klärschlämme haben in den letzten Jahren deutlich zugenommen [Wiechmann et al. 2012], allerdings betrug der Anteil an der thermischen Behandlung mit 95.000 Mg im Jahr 2012 lediglich ca. 9 %. Noch geringer waren die in MVA eingesetzten kommunalen Klärschlammmengen, mit ca. 38.000 Mg bzw. einem Anteil an der thermischen Behandlung von ca. 4 %. Gemäß [Jasper und Kapper 2012] werden Schlämme aus der nichtöffentlichen Abwasserbehandlung unter anderem auch in Kraftwerken zur Mitverbrennung eingesetzt. Für eine Aufteilung der thermisch behandelten industriellen und gewerblichen Klärschlämme nach Anlagenart gibt es derzeit jedoch keine Datengrundlage.

Tabelle 3: Verwertungswege für Klärschlamm aus dem kommunalen und dem nichtöffentlichen Bereich im Jahr 2012 [Destatis 2013, Destatis 2015, Lehrmann 2013]

Verwertungswege	Klärschlamm aus kommunalem Bereich (2012) [1.000 Mg TS]	Klärschlamm aus nichtöffentlichem Bereich[12] (2010) [1.000 Mg TS]
Landwirtschaftliche Verwertung	542	64
Verwertung in landschaftsbaulichen Maßnahmen	235	102
Sonstige stoffliche Verwertung	58	348
Thermische Behandlung, gesamt	1.009	824
davon in Monoverbrennungsanlagen[13]	438	k. A.
davon in Kraftwerken (Mitverbrennung)[13]	438	k. A.
davon in Zementwerken (Mitverbrennung)[13]	95	k. A.
davon in MVA (Mitverbrennung)[13]	38	k. A.
Deponierung	-	203
Entsorgung als gefährlicher Abfall	-	135
anderer Verbleib/ keine Angabe	-	75
Gesamt	**1.844**	**1.751**

Während die Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen schon seit vielen Jahren den vollständigen Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammanwendung zugunsten einer energetischen Verwertung fordern, ist dem Koalitionsvertrag der amtierenden Bundesregierung zufolge dieses Ausstiegsszenario nun auch Bestandteil der bundespolitischen Agenda [Koalitionsvertrag 2013]. Hintergrund dafür ist die Tatsache, dass der Düngewirkung landwirtschaftlich genutzter Klärschlämme ein hohes und in seiner Langzeitwirkung kaum absehbares Schadpotenzial gegenübersteht [Franke et al. 2012]. So enthält Klärschlamm neben den Nährstoffen auch vergleichsweise hohe Schwermetallgehalte wie Blei, Kupfer oder Zink. Ebenso ist der erzeugte Klärschlamm eine Senke für organische Substanzen, Arzneimittelrückstände und Krankheitserreger, deren großflächige Verteilung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen nach dem Willen der Bundesregierung künftig unterbunden werden soll.

Um die Düngewirkung insbesondere des in hohen Konzentrationen enthaltenen und nicht durch andere Elemente substituierbaren Phosphors dennoch zu nutzen, wurden in den letzten Jahren vermehrt Anstrengungen zur Entwicklung von Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm unternommen [Wiechmann et al. 2012]. Neben der Verknappung und Verteuerung der Primärphosphate gibt auch die zunehmende Uran- und Cadmiumbelastung insbesondere sedimentärer Primär-

[12] Die letzte statistische Erfassung erfolgte für das Jahr 2010.

[13] Nach [Lehrmann 2013] wurden die kommunalen Klärschlämme im Jahr 2010 zu jeweils rund 23 % in Mono- und Mitverbrennungen in Kraftwerken verwertet. Weitere 5 % wurden in Zementwerken und 2 % in AVA mitverbrannt. Diese Angaben wurden auf die 2012 thermisch behandelten Mengen bezogen.

phosphate Anlass zur Substitution durch Reyclingphosphor. Als besonders vorteilhaft hat sich dabei die Rückgewinnung von Phosphor aus der Klärschlammasche erwiesen. Gegenüber nasschemischen Ansätzen weisen diese Prozesse den Vorteil auf, neben einer umfassenden Eliminierung organischer Schadstoffe eine nahezu vollständige Phosphorrückgewinnung zu gewährleisten, die bei nasschemischen Ansätzen auf 40 bis maximal 70 % begrenzt ist [Franke et al. 2012]. Voraussetzung ist allerdings eine Monoverbrennung der betreffenden Mengen, da eine Mitverbrennung z.B. mit Kohle oder Abfällen bzw. Ersatzbrennstoffen zu einer Verdünnung der Phosphorkonzentration führt, die die P-Rückgewinnung technisch und wirtschaftlich erheblich erschwert. Im Zuge der Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) wird in diesem Zusammenhang diskutiert, bei Klärschlämmen mit einem Phosphorgehalt ab 20 g/kg TS eine Phosphorfällung vor dem Einsatz in Mitverbrennungsanlagen vorzuschreiben [Bergs 2015, Euwid 26/2015].

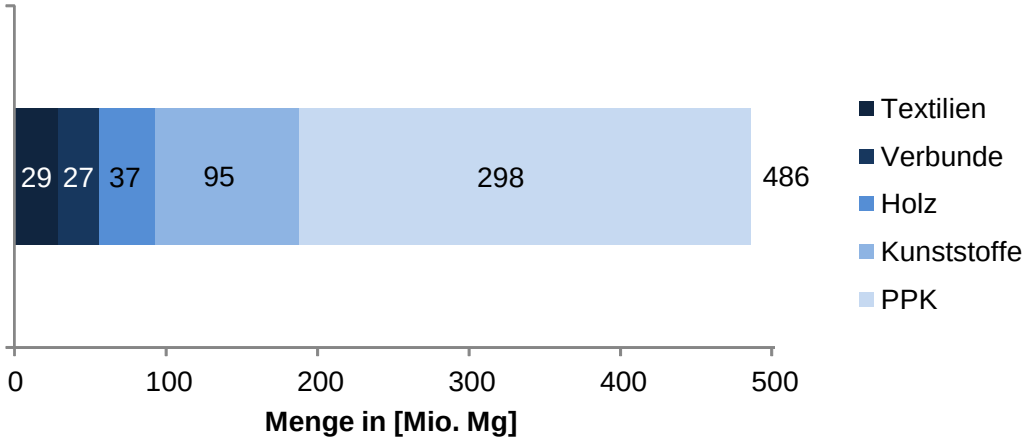
Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, unter welchen Randbedingungen eine Klärschlammmonoverbrennung, beispielsweise in separaten, technisch modifizierten Ofenlinien von MVA, möglich wäre. Die rückgewinnbare Menge an Phosphor bei vollständiger Zuführung des kommunalen Klärschlamms zur Monoverbrennung würde nach [Destatis 2015, Wiechmann et al. 2012] für das Jahr 2012 etwa 64.500 Mg[14] betragen. Damit könnten durch Zuführung der bisher landwirtschaftlich, landschaftsbaulich und auf sonstigen Wegen stofflich verwerteten kommunalen Klärschlammmenge von ca. 0,8 Mio. Mg TS sowie der bisher mitverbrannten Menge von rund 0,6 Mio. Mg TS zu einer Monoverbrennung theoretisch rund 49.000 Mg Phosphor separiert werden. Es gilt jedoch zu beachten, dass auch im Rahmen der novellierten Klärschlammverordnung eine Bagatellklausel für kleine Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 vorgesehen ist, die eine bodenbezogene Verwertung der Klärschlämme aus diesen Anlagen weiterhin ermöglichen wird [Euwid 26/2015]. Die Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 hatten 2010 einen Anteil an der behandelten kommunalen Jahresabwassermenge von 11,5 % [Destatis 2013b, Durth und Kolvenbach 2014]. Dieser Anteil der Klärschlammmenge aus dem kommunalen Bereich wird daher als Potenzial für den Einsatz in Verbrennungsanlagen hinsichtlich der Phosphorrückgewinnung nachfolgend nicht berücksichtigt.

4.2 Heizwertreiches Material aus dem Deponierückbau

Im Zuge der Diskussion um die Versorgungssicherheit des importabhängigen Wirtschaftsstandorts Deutschland mit Rohstoffen spielen die Wertstoffpotenziale, die in Deponien abgelagert sind, eine bedeutende Rolle. Dabei können auch enthaltene heizwertreiche Materialien im Zuge von Rückbaumaßnahmen für den Einsatz in AVA relevant werden. Die seit 1950 insgesamt in deutschen Deponien abgelagerten Abfallmengen werden von [Mocker et al. 2009] mit etwa 4,7 Mrd. Mg angegeben. Davon stammen etwa 1,6 Mrd. Mg aus dem Siedlungsabfallbereich. Das in den abgelagerten Siedlungsabfällen enthaltene Potenzial an heizwertreichem Material wird nach [Mocker et al. 2009] mit 486 Mio. Mg angegeben (vgl. Abbildung 5).

[14] Die theoretisch rückgewinnbare Menge aus Klärschlammaschen wird bei einer anfallenden Klärschlammmenge von 1,89 Mio. Mg TS (2011) mit rund 66.000 Mg Phosphor angegeben [Wiechmann et al. 2012]. Bezogen auf die im Jahr 2012 angefallene Klärschlammenge von 1,85 Mio. Mg TS ergibt sich ein theoretisches Potenzial von etwa 64.500 Mg Phosphor.

Abbildung 5: Potenzial an heizwertreichen Fraktionen in Deponien [Mocker et al. 2009]



Diese Menge ergibt sich durch Summierung der mit amtlichen Statistiken seit dem Jahr 1975 bekannten Ablagerungsmengen sowie einer Abschätzung der im Zeitraum 1950 bis 1975 abgelagerten Mengen. Dazu wurden einwohnerspezifische Durchschnittswerte gebildet und anhand der Bevölkerungsentwicklung hochgerechnet. Nach [Rettenberger 2009] belaufen sich die abgelagerten Abfallmengen seit 1975 auf etwa 750 Mio. Mg. Da hierin jedoch keine Gewerbe- und Bauabfälle berücksichtigt wurden und darüber hinaus der Betrachtungszeitraum geringer ist, werden für die nachfolgenden Berechnungen die durch [Mocker et al. 2009] angegebenen Potenziale herangezogen.

Der zweite wesentliche Aspekt zur Bestimmung des Potenzials für eine thermische Behandlung ist neben der absoluten Menge der Anteil an heizwertreichem Material. Nach [Mocker et al. 2009] sind, wie bereits erwähnt, in Deponiekörpern etwa 486 Mio. Mg an Textilien, Verbunden, Holz, Kunststoffen und PPK abgelagert. Dabei handelt es sich um eine Abschätzung des theoretischen Potenzials ausgehend von der abgelagerten Menge sowie Ergebnissen aus Probenahmen an ausgewählten Deponiekörpern aus unterschiedlichen Ablagerungszeiträumen. Die Informationen aus den Probenahmen wurden einbezogen, um den teilweisen Abbau der organischen Substanz sowie die Spanne des Anteils an heizwertreichen Materialien in verschiedenen Deponietypen zu berücksichtigen. Eine starke Heterogenität der Zusammensetzung wurde auch in [Bockreis et al. 2011] festgestellt. Die Spannbreite heizwertreicher Anteile wird darin mit 0,4 bis 36,1 % angegeben.

Darüber hinaus wurden die Ergebnisse des in der Fördermaßnahme r³ des BMBF laufenden Projektes TÖNSLM[15] mit einem umfangreichen Rückbau von 8.700 Mg Abfall und 2.300 Mg Bodenmaterial ((Zwischen-) Abdeckungen) an der Hausmülldeponie Pohlsche Heide berücksichtigt. Die Untersuchungsergebnisse zeigen exemplarisch ein erhebliches Potenzial an heizwertreichen Materialien von ca. 27 % im rückgebauten Deponat [Münnich et al. 2014]. Ausgehend von diesen Untersuchungen kann in Bezug auf die oben genannte Gesamtmenge von in deutschen Deponien gelagerten Abfällen von 1,6 Mrd. Mg von einem theoretischen Potenzial an heizwertreichen Stoffen zwischen 432 Mio. Mg bis 486 Mio. Mg nach [Mocker et al. 2009] ausgegangen werden.

Zur Beurteilung der energetischen Verwertbarkeit des rückgebauten Deponates wurden im Rahmen des Projektes TÖNSLM Verbrennungsversuche durchgeführt. Diese zeigten, dass das Deponat grundsätzlich für eine thermische Behandlung in MVA eingesetzt werden kann. In unbehandelter Form ist

[15] „Entwicklung innovativer Verfahren zur Rückgewinnung ausgewählter Ressourcen aus Siedlungsabfall- und Schlackedeponien“ (FKZ 033R090), Fördermaßnahme des BMBF „r³ Innovative Technologien für Ressourceneffizienz – Strategische Metalle und Mineralien“

jedoch eine starke Verdünnung mit „frischen“ Abfällen (Mischungsverhältnis: 1:10) notwendig [Quicker und Rotheut 2014]. Daraus folgt, dass das technisch mobilisierbare Potenzial an heizwertreichen Materialien aus dem Deponierückbau dem theoretischen Potenzial annähernd entspricht. Da für das Rohdeponat in der Regel eine starke Vermischung und Verschmutzung mit Inertmaterialien aus mineralischen (Zwischen-) Abdeckschichten erwartet wird [Fricke 2015, Hupe 2015, Münnich et al. 2014], sollte es für eine energetische Verwertung zu Ersatzbrennstoff aufbereitet werden [Quicker und Rotheut 2014]. Dabei sind Behandlungsschritte wie Zerkleinerung und Klassierung notwendig. Wird das dabei separierte Feinmaterial im Anschluss ohne weitergehende Behandlung deponiert, können Verluste an heizwertreichen Materialien entstehen. Exemplarische Untersuchungen im Projekt TÖNSLM ergaben in Feinfraktionen erhebliche Anteile an heizwertreichen Materialien (Fraktion: 40 - 60 mm mit 54 % heizwertreiche Materialien, Fraktion: 20 - 40 mm mit 36 % heizwertreiche Materialien). Die Verluste an heizwertreichen Stoffen können durch eine Brennstoffaufbereitung (Trocknung und Abtrennung inerter Materialien) in MBA-Anlagen auch für Fraktionen < 60 mm vermieden werden (Potreck 2014, Schütt 2013). Daraus folgt, dass das technisch mobilisierbare Potenzial an heizwertreichen Materialien aus dem Deponierückbau dem theoretischen Potenzial auch im Falle einer weitergehenden Aufbereitung zu verschiedenen Ersatzbrennstoffen entspricht.

Zur Abschätzung des wirtschaftlich nutzbaren Potenzials sind die Notwendigkeiten und Anreize (siehe auch Tabelle 4) für einen Deponierückbau und damit die Freisetzung der Abfälle bzw. heizwertreichen Materialien zu betrachten. Die Veranlassung zum Rückbau von Deponien lag in den vergangenen Jahrzehnten vordergründig in der Beseitigung von Umweltbeeinträchtigungen, der Gewinnung von Deponievolumen und dem Flächenrecycling für eine höherwertige Standortnutzung [Bölte und Geiping 2011, Franke et al. 2014, Fricke et al. 2014, Hupe 2015, Münnich et al. 2014, Schulte 2012, Werthmann 2014]. In den letzten Jahren wurden verstärkt Aspekte des Landfill Mining untersucht, mit dem Ziel Abfallstoffe in Form von heizwertreichen Stoffen zur energetischen Verwertung zu gewinnen oder andere Wertstoffe in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen [Diener et al. 2015, Fricke et al. 2014, Gäth und Nispel 2011, Münnich et al. 2014, Schulte 2012]. Die aktuelle Diskussion schließt zunehmend finanzielle Betrachtungen hinsichtlich der Verringerung von Deponiestilllegungskosten, der Verminderung der Nachsorgedauer und -kosten [Bender et al. 2015, Bölte und Geiping 2011, Diener et al. 2015, Münnich et al. 2014] bzw. eine komplette Auszahlung der Rückstellungen für die Deponiestilllegung und -nachsorge ein [Bölte und Geiping 2011, Diener et al. 2015, Fricke 2015]. An anderen Standorten werden Maßnahmen zur Umgestaltung bzw. Umnutzung des Deponiekörpers [Schulte 2012] wie z.B. die Trennung von Deponieabschnitten [Krüger et al. 2014] oder „Deponie auf Deponie“-Konzepte [Biener et al. 2011, ZAK 2015] umgesetzt. Dabei sind ggf. deponieinterne Umlagerungen von Abfällen erforderlich, die durch eine zusätzliche Abtrennung von heizwertreichen Materialien und Wertstoffen vor dem Wiedereinbau ergänzt werden können. Im worst-case-Szenario des Versagens von Deponieelementen kann ein Deponierückbau die wirtschaftlichere Alternative zu Investitionen für Reparaturen und Sanierungen sein [Diener et al. 2015].

Recherchen und Expertenbefragungen zur aktuellen Einschätzung des Themas Deponierückbau ergaben jedoch, dass in Deutschland derzeit keine Deponierückbaumaßnahmen mit Ausnahme des Forschungsprojektes TÖNSLM bekannt sind [Budde 2015, Engelmann 2015, Fricke 2015, Göschl 2015, Haubrich 2015, Hupe 2015, Morscheck 2015].

Maßnahmen zur Gefahrenabwehr – z.B. bei Grundwasserkontaminierung durch nicht basisgedichtete Altdeponien – können in Zukunft noch vereinzelt notwendig und daher behördlich angeordnet werden. Der Deponierückbau ist jedoch im Vergleich zu anderen Verfahren zur Gefahrenabwehr aufwendiger. Deshalb kann die Anzahl daraus resultierender Deponierückbaumaßnahmen zurzeit nicht bestimmt werden [Engelmann 2015].

Die Finanzierung des Deponierückbaus allein durch Einnahmen aus der Verwertung von Sekundärrohstoffen ist aktuell nicht kostendeckend [Bölte und Geiping 2011, Münnich et al. 2014, Quicker

und Rotheut 2014]. Eine Schlüsselfunktion besitzt dabei das Erreichen einer zuzahlungsfreien bzw. erlöserbringenden energetischen Verwertung des Deponats bzw. des daraus hergestellten Ersatzbrennstoffes [Engelmann 2015, Fricke 2015, Hupe 2015, Rettenberger und Haubrich 2014].

Weitere Faktoren wie ein hoher Flächenbedarf (z.B. zur Aufstellung der Aufbereitungstechnik [Hupe 2015]) oder eine lange Räumungsdauer [Schulte 2012] (Beispiel: Räumung einer Deponie mit einem Volumen von 2,5 Mio. m³ bei einem Jahresdurchsatz der Aufbereitungsanlage von 120.000 m³/a ergibt eine Dauer von ca. 21 Jahren [Diener et al. 2015]) können die Entscheidung zum Rückbau einer Deponie beeinflussen (weitere Faktoren siehe auch Tabelle 4).

Tabelle 4: Anreize bzw. Hemmnisse für einen Deponierückbau nach [Fricke et al. 2014] mit eigenen Ergänzungen

Anreize für einen Deponierückbau	Hemmnisse für einen Deponierückbau
Erlöse/ Einsparungen durch - Gewinnung von Sekundärrohstoffen - Flächenrecycling - Einsparungen bei Stilllegung und Nachsorge - Auszahlung von Rückstellungen für Stilllegung und Nachsorge - Deponieertüchtigung und Altlastensanierung - Laufzeitverlängerung durch Volumengewinnung	Kosten für - Rückbau - ggf. Aufbereitung und Konfektionierung - Behandlung und Umlagerung - Transport
Erhöhung der Akzeptanz bei den Anliegern durch Aufwertung des Standortes nach Abschluss der Maßnahme	Verringerung der Akzeptanz bei den Anliegern während der Rückbaumaßnahme, hauptsächlich verursacht durch Abluft-/ Geruchs- und Lärmemissionen; insbesondere bei langandauernden Maßnahmen
Umwelt- und Ressourcenschutz: - Bereitstellung von Sekundärrohstoffen - Schutz von Luft (Klima), Wasser, Boden - Landschaft	Umweltbelastungen: - Emissionen beim Rückbau
Reparatur- und Sanierungsbedarf	Rechtliche Rahmenbedingungen
	Deponien mit endgültigen Oberflächenabdichtungssystemen
	Fehlen ausreichend belastbarer Daten zum Rückbau (Inventar an Wert- und Problemstoffen)

Die Wirtschaftlichkeit von Rückbauprojekten wird nach Untersuchungen von [Diener et al. 2015] bereits bei kleineren Veränderungen des Deponievolumenpreises, der Nachsorgedauer und der Höhe des Energiepreises erwartet. Von entscheidender Bedeutung sind dabei die Energiepreise und die Dauer der Nachsorgephase. Beispielhafte Berechnungen für die Deponie Coesfeld-Höven ergaben, dass bei einem Rohölpreis von 115 US $ je Barrel und der Notwendigkeit zur Verlängerung der Deponienachsorgedauer auf 50 Jahre (statt 30 Jahre) ein Rückbau wirtschaftlich sein kann [Bölte und Geiping 2011].

Zudem können Vorhaben durch eine Kombination von Anreizen [Bernhard et al. 2012] wie z.B. die Verringerung der Stilllegungs- und Nachsorgekosten und die Möglichkeit für eine höherwertige nachfolgende Flächennutzung wirtschaftlich werden [Bölte und Geiping 2011, Münnich et al. 2014, Rettenberger und Haubrich 2014].

Deponierückbauprojekte hängen in bestimmtem Maße auch von politischen Entscheidungsträgern ab, die auf verschiedenen Ebenen z.B. zur Erreichung europäischer Rohstoffziele bis hin zur Weiterentwicklung lokaler Abfallwirtschaftskonzepte oder dem Willen zur fiskalischen Nutzung der Rückstellungsreserven für Stilllegung und Nachsorge steuernd eingreifen können [Diener et al. 2015].

Der Deponierückbau ist jedoch derzeit nur in Ausnahmefällen wirtschaftlich [Rettenberger und Haubrich 2014] und wird in Abhängigkeit von den Energiepreisen sowie den Erlösen für Wert- und Ersatzbrennstoffe wahrscheinlich erst in Jahren bis Jahrzehnten nutzeneffizient und wirtschaftlich durchführbar sein [Bölte und Geiping 2011, Fricke 2015, Gäth und Nispel 2011].

Trotzdem besteht im Einzelfall die Möglichkeit, dass bei sich ändernden Randbedingungen und einer Kombination aus den Rückbau begünstigenden Faktoren auch kurzfristig Deponien zurückgebaut werden. Anhand von Fachpublikationen und eigenen Recherchen wurden in Tabelle 5 Kriterien zusammengestellt, die eine nicht abschließende Auswahl zur Untersuchung der Wirtschaftlichkeit von Rückbauprojekten darstellt. Daraus wird deutlich, dass die Wirtschaftlichkeit von sehr vielen projektspezifischen Faktoren abhängt [Schulte 2012]. Deshalb ist aktuell keine belastbare Abschätzung der Wahrscheinlichkeit von Deponierückbauprojekten und der daraus generierbaren Brennstoffmenge zur Verwertung in AVA möglich [Engelmann 2015]. Aktuell werden aus deutschen Siedlungsabfalldeponien aufgrund wirtschaftlicher Aspekte, mit Ausnahme von Forschungsprojekten, keine heizwertreichen Stoffe zurückgewonnen, weshalb das technische Potenzial nicht verfügbar gemacht wird.

Zur Hebung eines Teilpotenzials sind aus heutiger Sicht standortspezifische Prüfungen für einzelne Deponien erforderlich. Unter Berücksichtigung der gegebenen Notwendigkeiten, vorhandener Wertschöpfungspotenziale und weiterer, z.B. politischer Zielstellungen kann im Einzelfall durch den Deponiebetreiber die Entscheidung für den Rückbau getroffen werden.

Tabelle 5: Entscheidungshilfen zur Prüfung von Deponierückbauvorhaben

Prüfaspekte	Kriterien
Welche Veranlassungen bestehen für den Deponierückbau?	Notwendigkeit zur Gefahrenabwehr oder Sanierung (Vorteil durch Rückbau: Vermeidung von Investitionen zur Gefahrenabwehr und / oder Sanierung, Beseitigung der Schadquelle)
	Voll- oder Teilräumung z.B. mit dem Ziel einer Umnutzung der Deponie oder von Deponieabschnitten (Vorteile durch Rückbau: Erlöse durch Wiederbefüllung (z.B. als DK I), Betriebsverlängerung, ggf. geringere Stilllegungs- und Nachsorgekosten)
	Vollräumung z.B. mit dem Ziel der Flächenrückgewinnung (Vorteile durch Rückbau: ggf. Einsparungen für Stilllegung und Nachsorge, Erlöse aus Grundstücksverwertung)
Welche Kosten für die Stilllegung / Nachsorge der Deponie werden erwartet?	Kosten für Stilllegung (Oberflächenabdichtung)
	Abschätzung der tatsächlich notwendigen Nachsorgedauer (30, 50 … 200 Jahre)
	Ausreichende Rückstellungen für die tatsächlich notwendige Nachsorgedauer
Erfolgt eine Deponiegasverwertung?	Aktuelle und zukünftige Erträge durch die Deponiegasverwertung (Deponiegasprognose für Methangehalte in Abhängigkeit vom Alter der Deponie, Anteil und Abbaugrad organischer Bestandteile)
	Vorhandensein von Deponiegasverwertungstechnik
	Vorhandensein von Abnehmern für Energie und Wärme
Wie ist das Deponieinventar zusammengesetzt?	Erlöse und Kosten für Deponat in Abhängigkeit der Gehalte an Wertstoffen (Metalle), energetisch verwertbaren heizwertreichen Stoffen, aber auch Art und Menge gefährlicher Inhaltsstoffe)
	Vorhandensein und Entfernungen zu Verwertungs- und Beseitigungsanlagen
In welchem Verhältnis stehen Deponievolumen, Rückbaudauer und Verwertungskapazitäten?	Bewertung der Deponiegröße hinsichtlich Fixkosten für Rückbau, Dauer der Rückbaumaßnahme, Erzeugung einer planbaren Rückbaumenge über längere Zeiträume für Verwerter (AVA und MBA))
Ist geeignete Anlagentechnik für die Behandlung des rückgebauten Deponats vorhanden?	Vorhandensein mobiler Aufbereitungsanlagen zur Erst-/ Vorbehandlung auf/neben Deponie
	Vorhandensein und Entfernungen zu Aufbereitungsanlagen MBA zur Behandlung und / oder EBS-Herstellung
	Vorhandensein und Entfernungen zu AVA zur thermischen Behandlung des Deponats oder von EBS
Wie sollen Reststoffe verwertet oder beseitigt werden?	Vollständige Verwertung des Deponats außerhalb der Deponie (Nachteil: höhere Kosten Rückbau, Vorteil: Vollräumung möglich)
	Wiederverfüllung Reststoffe, z.B. Feinfraktion (Vorteil: geringere

Prüfaspekte	Kriterien
	Kosten Rückbau)
Wie ist die aktuelle und zukünftige Wettbewerbs-/ Preissituation?	Wettbewerbssituation/ Auslastung / Lieferverpflichtungen (z.B. Energie / EBS) von AVA bzw. MBA Preise für Metalle, andere Sekundärrohstoffe Energiepreise Ablagerungskapazitäten für Reststoffe in anderen Deponien

In der vorliegenden Studie wurden weitere beispielhafte Wirtschaftlichkeitsberechnungen in Anlehnung an die Randbedingungen der Siedlungsabfalldeponie Coesfeld-Höven nach [Bölte und Geiping 2011] mit eigenen Ergänzungen - wie nachfolgend dargestellt - durchgeführt.

Mit Variante 1 (Tabelle 6) wird deutlich, dass trotz Gesamterlösen in Höhe von ca. 65 Mio. € aus der Verwertung von Wertstoffen (Metalle), der vollständigen Auszahlung der Rückstellungen (für Stilllegung und eine 30-jährige Nachsorgephase) und der Verwertung des Grundstückes (16 ha) eine Finanzierungslücke in Höhe von ca. 213 Mio. € aufgrund von abgeschätzten Projektgesamtkosten in Höhe von ca. 278 Mio. € bestehen bliebe.

Tabelle 6: Abschätzung der Wirtschaftlichkeit (Variante 1) für den Rückbau einer Siedlungsabfalldeponie in Anlehnung zur Deponie Coesfeld-Höven nach [Bölte und Geiping 2011] mit eigenen Ergänzungen

Variante 1	Anteil	Menge	spezif. Kosten bzw. Erlöse	Kosten bzw. Erlöse
Deponie				
Deponat (2,2 Mio. m³, Dichte: ca. 1,1 Mg/m³)		2.420.000 Mg		
Grundstück (Ablagerungsfläche der Deponie und sonstige Flächen)		160.000 m²		
Kosten für Rückbau, Aufbereitung, Transporte				
Rückbau (Aufnahme) Deponat			5,00 € / Mg	12.100.000,00 €
Aufbereitung Deponat auf Deponie			10,00 € / Mg	24.200.000,00 €
Transporte erzeugte Stoffströme			10,00 € / Mg	24.200.000,00 €
Betriebskosten während Rückbau				14.700.000,00 €
Anteile und Mengen an rückgebautem Deponat (Verteilung nach Behandlungs- bzw. Verwertungs-				

Variante 1	Anteil	Menge	spezif. Kosten bzw. Erlöse	Kosten bzw. Erlöse
wegen) sowie Behandlungskosten				
MVA (Kosten: 50-70 €/Mg)	6,2%	150.040 Mg	60,00 € / Mg	9.002.400,00 €
heizwertreiche Materialien	24,0%	580.800 Mg	50,00 € / Mg	29.040.000,00 €
EBS (Kosten: 30-50 €/Mg)	5,0%	121.000 Mg	40,00 € / Mg	4.840.000,00 €
Feinfraktion (‹ 40 mm) zur MBA	63,1%	1.527.020 Mg	105,00 € / Mg	160.337.100,00 €
Fe-Metall	1,2%	29.040 Mg	-100,00 € / Mg	-2.904.000,00 €
NE-Metalle	0,5%	12.100 Mg	-400,00 € / Mg	-4.840.000,00 €
Summe Kosten bzw. Erlöse für Rückbau, Aufbereitung, Transporte, Behandlung bzw. Verwertung			111,85 € / Mg	270.675.500,00 €
Erlöse durch Rückbau der Deponie				
Auszahlung Rückstellungen für Stilllegung und Nachsorge (bei Nachsorgedauer von ca. 30 Jahre)			-23,00 € / Mg	-55.660.000,00 €
Verwertung Grundstück		160.000 m²	-10,00 € /m²	-1.600.000,00 €
Summe Erlöse durch Rückbau und Verwertung des Grundstückes			-23,66 € / Mg	-57.260.000,00 €
verbleibende Kosten			88,19 € / Mg	213.415.500,00 €

Zur Verringerung des Kostenüberhangs aus Variante 1 können verschiedene, z.T. standortspezifische Faktoren beitragen:

- Erhöhung der EBS-Ausbeute und Qualität für eine erlöserbringende Abgabe – z.B. für 10 €/Mg anstelle einer Zuzahlung von 40 €/Mg –, allerdings bei einer geschätzten Verdopplung der Aufbereitungskosten von 10 €/Mg auf 20 €/Mg und einer Steigerung des zuzahlungspflichtig in MVA zu verwertenden Anteils von 6,2 % auf 10 %,
- Verringerung des MBA-Behandlungspreises für die Feinfraktion von 105 €/Mg auf 80 €/Mg,
- höhere Grundstückspreise zur Verwertung des geräumten Deponiegrundstücks (von 10 €/m² auf 200 €/m²).

Die Wirtschaftlichkeitsberechnung (Variante 2) in Tabelle 6 zeigt jedoch auf, dass trotz auf ca. 236 Mio. € verringerter Gesamtkosten und auf ca. 101 Mio. € gesteigerte Gesamterlöse eine Kostendeckung für ca. 135 Mio. € fehlt.

Tabelle 7: Abschätzung der Wirtschaftlichkeit (Variante 2) für den Rückbau einer Siedlungsabfalldeponie in Anlehnung zur Deponie Coesfeld-Höven nach [Bölte und Geiping 2011] mit eigenen Ergänzungen

Variante 2	Anteil	Menge	spezif. Kosten bzw. Erlöse	Kosten bzw. Erlöse
Deponie				
Deponat (2,2 Mio. m³, Dichte: ca. 1,1 Mg/m³)		2.420.000 Mg		
Grundstück (Ablagerungsfläche der Deponie und sonstige Flächen)		160.000 m²		
Kosten für Rückbau, Aufbereitung, Transporte				
Rückbau (Aufnahme) Deponat			5,00 € / Mg	12.100.000,00 €
Aufbereitung Deponat auf Deponie (Verdopplung der Kosten zur Steigerung der EBS-Ausbeute)			20,00 € / Mg	48.400.000,00 €
Transporte erzeugte Stoffströme			10,00 € / Mg	24.200.000,00 €
Betriebskosten während Rückbau				14.700.000,00 €
Anteile und Mengen an rückgebautem Deponat (Verteilung nach Behandlungs- bzw. Verwertungswegen) sowie Behandlungskosten				
MVA (Kosten: 50-70 €/Mg)	10,0%	242.000 Mg	60,00 € / Mg	14.520.000,00 €
EBS	25,0%	605.000 Mg	-10,00 € / Mg	-6.050.000,00 €
Feinfraktion (< 40 mm) zur MBA	63,3%	1.531.860 Mg	80,00 € / Mg	122.548.800,00 €
Fe-Metall	1,2%	29.040 Mg	-100,00 € / Mg	-2.904.000,00 €
NE-Metalle	0,5%	12.100 Mg	-400,00 € / Mg	-4.840.000,00 €
Summe Kosten bzw. Erlöse für Rückbau, Aufbereitung, Transporte, Behandlung bzw. Verwertung			92,01 € / Mg	222.674.800,00 €
Erlöse durch Rückbau der Deponie				

Variante 2	Anteil	Menge	spezif. Kosten bzw. Erlöse	Kosten bzw. Erlöse
Auszahlung Rückstellungen für Stilllegung und Nachsorge (bei Nachsorgedauer von ca. 30 Jahre)			-23,00 € / Mg	-55.660.000,00 €
Verwertung Grundstück		160.000 m²	-200,00 € / m²	-32.000.000,00 €
Summe Erlöse durch Rückbau und Verwertung des Grundstückes			-36,22 € / Mg	-87.660.000,00 €
verbleibende Kosten			55,79 € / Mg	135.014.800,00 €

Als Alternative zu einer vollständigen Räumung des Deponiestandortes und Verwertung des Grundstückes wird die Umnutzung des Deponievolumens nach Räumung in Tabelle 8 betrachtet. Dabei wurde ausgehend von Variante 2 vereinfachend von folgenden sich ändernden Randbedingungen ausgegangen:

- Wiederbefüllung des ursprünglichen Deponievolumens von 2,2 Mio. m³ mit einer Vergütung von z.B. 30 €/m³,
- Auszahlung von 50 % statt 100 % der Rückstellungen für Stilllegung und Nachsorge aufgrund des erwartet verminderten diesbzgl. Aufwandes,
- ohne Berücksichtigung von Kosten für ggf. notwendige Maßnahmen zur Anpassung bzw. Ertüchtigung der Deponieausstattung (z.B. Basisabdichtung), den Wiedereinbau von Abfällen sowie Betriebskosten für die Fortführung des Deponiebetriebs.

Im Vergleich zu Variante 2 verringern sich die ungedeckten Kosten geringfügig auf ca. 129 Mio. €. Die Berechnung in Variante 3 (Tabelle 8) verdeutlicht zugleich auch, dass die Kostendeckung eines Rückbauprojektes nach Aufbringung der endgültigen Oberflächenabdeckung (Kosten nach [Schulte 2012]: 80 €/m²) aufgrund der dazu teilweise genutzten Rückstellungen verringert (vereinfachende Annahme: 160.000 m² · 80 €/m² = 12,8 Mio. €).

Tabelle 8: Abschätzung der Wirtschaftlichkeit (Variante 3) für den Rückbau einer Siedlungsabfalldeponie in Anlehnung zur Deponie Coesfeld-Höven nach [Bölte und Geiping 2011] mit eigenen Ergänzungen

Variante 3	Anteil	Menge	spezif. Kosten bzw. Erlöse	Kosten bzw. Erlöse
Deponie				
Deponat (2,2 Mio. m³, Dichte: ca. 1,1 Mg/m³)		2.420.000 Mg		
Kosten für Rückbau, Aufbereitung, Transporte				
Rückbau (Aufnahme) Deponat			5,00 € / Mg	12.100.000,00 €
Aufbereitung Deponat auf			20,00 € / Mg	48.400.000,00 €

Variante 3	Anteil	Menge	spezif. Kosten bzw. Erlöse	Kosten bzw. Erlöse
Deponie (Verdopplung der Kosten zur Steigerung der EBS-Ausbeute)				
Transporte erzeugte Stoffströme			10,00 € / Mg	24.200.000,00 €
Betriebskosten während Rückbau				14.700.000,00 €
Anteile und Mengen an rückgebautem Deponat (Verteilung nach Behandlungs- bzw. Verwertungswegen) sowie Behandlungskosten				
MVA (Kosten: 50-70 €/Mg)	10,0%	242.000 Mg	60,00 € / Mg	14.520.000,00 €
EBS	25,0%	605.000 Mg	-10,00 € / Mg	-6.050.000,00 €
Feinfraktion (‹ 40 mm) zur MBA	63,3%	1.531.860 Mg	80,00 € / Mg	122.548.800,00 €
Fe-Metall	1,2%	29.040 Mg	-100,00 € / Mg	-2.904.000,00 €
NE-Metalle	0,5%	12.100 Mg	-400,00 € / Mg	-4.840.000,00 €
Summe Kosten bzw. Erlöse für Rückbau, Aufbereitung, Transporte, Behandlung bzw. Verwertung			92,01 € / Mg	222.674.800,00 €
Erlöse durch Rückbau der Deponie				
50 % Auszahlung Rückstellungen für Stilllegung und Nachsorge (bei Nachsorgedauer von ca. 30 Jahre) aufgrund vereinfachten Nachsorgeaufwandes			-23,00 € / Mg	-27.830.000,00 €
Wiederbefüllung des geräumten Deponievolumens (15-30 €/m³ für 2,2 Mio. m³) ohne Berücksichtigung der Kosten für ggf. notwendige Ertüchtigung der Deponieausstattung (z.B. Basisabdichtung), Wiedereinbau Abfälle und Weiterbetrieb der Deponie		2.200.000 m³	-30,00 € / m³	-66.000.000,00 €
Summe Erlöse durch Rückbau und Umnutzung der			-38,77 € / Mg	-93.830.000,00 €

Variante 3	Anteil	Menge	spezif. Kosten bzw. Erlöse	Kosten bzw. Erlöse
Deponie				
verbleibende Kosten			53,24 € / Mg	128.844.800,00 €

Die beispielhaften Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen (Varianten 1 bis 3) unterstreichen, dass der Deponierückbau und damit die Freisetzung von Brennstoffen unter derzeitigen Randbedingungen nicht wirtschaftlich sind. Wie bereits oben erläutert, ist eine Verknüpfung mehrerer begünstigender Faktoren notwendig, die über die in der vorliegenden Studie betrachtete Aspekte hinausgehen. Exemplarisch sind dazu höhere Verwertungserlöse für die freiwerdenden Grundstücke oder zur Nutzung des freigewordenen Deponievolumens, höhere Erlöse für die Abgabe von EBS, aber auch öffentliche Förderungen zur Deckung der Kosten, zu sehen.

4.3 Abfälle, die persistente organische Schadstoffe enthalten

Ein weiterer, möglicherweise interessanter Stoffstrom für eine verstärkte Einbringung in AVA sind mit persistenten organischen Schadstoffen (engl.: Persistent organic pollutants, kurz POP) belastete Abfälle. Diese können aufgrund ihrer Schadstoffgehalte zu Kontaminationen erzeugter Rezyklate führen. Für kontaminierte Abfallströme kommt deshalb eine thermische Behandlung in Frage, da enthaltene persistente Schadstoffe vollständig zerstört werden [Potrykus et al. 2015]. Im Rahmen eines UFOPLAN-Vorhabens „Ermittlung von POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen – Ableitung von Grenzwerten“ wurden Mengen an Abfällen erhoben, welche mit den POP-Stoffen bzw. Stoffgruppen HBCD, HCBD, PCN, PCP und SCCP[16] belastet sind [Potrykus et al. 2015]. Zudem wurden die derzeitigen Verwertungs- und Entsorgungswege dieser Abfälle ermittelt. Die jährlich anfallende Abfallmenge an heizwertreichen, belasteten Abfallfraktionen beträgt etwa 2,7 Mio. Mg (vgl. Abbildung 6 und Tabelle 9).

[16] HBCD Hexabromcyclododecan
HCBD Hexachlorbutadien
PCN Polychlorierte Naphthaline
PCP Pentachlorphenol
SCCP Kurzkettige chlorierte Paraffine

Abbildung 6: Verwertungswege ausgewählter, mit POP-Stoffen belasteter Abfälle nach [Potrykus et al. 2015]

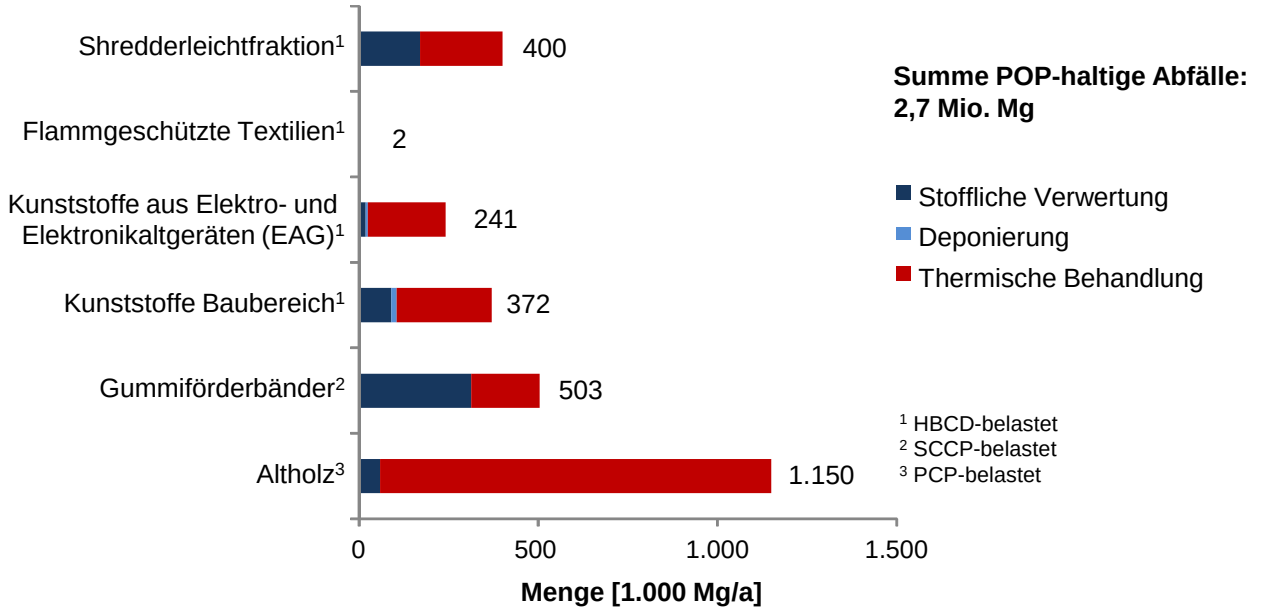


Tabelle 9: Verwertungswege ausgewählter, mit POP-Stoffen belasteter Abfälle nach [Potrykus et al. 2015]

	Abfallaufkommen gesamt [1.000 Mg/a]	Verwertungs- und Entsorgungswege		
		Stoffliche Verwertung [1.000 Mg/a]	Deponierung [1.000 Mg/a]	Thermische Behandlung [1.000 Mg/a]
Shredderleichtfraktion (2011)[1]	400	169	0	231
Flammgeschützte Textilien (k.A.)[1]	2	‹1	0	2
Kunststoffe aus EAG (2012)[1]	241	18	6	217
Kunststoffe Baubereich (2012)[1]	372	96	15	261
Gummiförderbänder (2013)[2]	503	312	0	191
Altholz (2013)[3]	1.150	58[4]	0	1.092
POP-haltige Abfälle gesamt [1,2,3]	**2.668**	**653**	**21**	**1.994**

[1] HBCD-belastet
[2] SCCP-belastet
[3] PCP-belastet
[4] Material wird zur Produktion von Synthesegas und zur Herstellung von Aktivkohle eingesetzt

Vom gesamten Abfallaufkommen der POP-haltigen Abfälle werden etwa 2 Mio. Mg/a thermisch behandelt (Bezugsjahre in Abhängigkeit der Abfallart: 2011 bis 2013). Mit 653.000 Mg/a werden rund

25 % der gesamten Abfallmenge einer stofflichen Verwertung zugeführt. Der Anteil an stofflich verwerteten Abfällen ist für den Stoffstrom der Gummiförderbänder mit jährlich 312.000 Mg, der Schredderleichtfraktion mit 169.000 Mg und der Kunststoffe aus dem Baubereich mit 96.000 Mg besonders hoch (vgl. Abbildung 6 und Tabelle 9). Der stofflich verwertete Anteil POP-haltiger Abfallströme stellt grundsätzlich ein Potenzial für eine gesteigerte Verbringung des Stoffstroms in AVA dar, um einen Schadstoffeintrag in Sekundärrohstoffe zu vermeiden [Potrykus et al. 2015]. Es gilt zu beachten, dass es sich bei den Mengenangaben zur stofflichen und energetischen Verwertung bzw. Deponierung um Abschätzungen handelt. Generell ist eine stoffliche Verwertung von schadstoffbelasteten Abfällen nur dann möglich, wenn die POP-Konzentration unterhalb der im Rahmen der POP-Verordnung festgelegten Grenzwerte für diesen Verwertungsweg liegt.

Im Rahmen der durchgeführten Audits (vgl. Kapitel 3) wurden Fassaden-Dämmplatten, die im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen anfallen, als ein zukünftig wachsender Abfallstrom benannt. Dabei handelt es sich größtenteils um Platten aus extrudiertem Polystyrol (XPS) bzw. um Wärmedämmverbundsysteme (WDVS), welche XPS und expandiertes Polystyrol (EPS) enthalten. Aktuell fallen Abschätzungen zufolge jährlich etwa 23.000 Mg EPS und 3.000 Mg XPS aus dem Abriss von Fassaden-Dämmplatten an. Neben dem Schadstoffgehalt wird eine stoffliche Verwertung dadurch erschwert, dass die Platten bei Abbrucharbeiten in engem Verbund mit Armierungsgeweben und mineralischen Baustoffen wie Mörtel oder Klinker anfallen [Von Becker et al. 2014, Mäurer und Schlummer 2014]. Deshalb ist hierfür eine thermische Behandlung in AVA geeignet [Albrecht und Schwitalla 2014]. Es ist davon auszugehen, dass die Abfallmengen aus dem Rückbau von Wärmedämmverbundsystemen in den nächsten Jahren steigen werden [Mäurer und Schlummer 2014]. In einer Studie von [Albrecht und Schwitalla 2014] wurden auf Grundlage des Absatzes in den letzten 35 Jahren und der durchschnittlichen Lebensdauer von WDVS die zukünftig anfallenden Abfallmengen von EPS aus Dämmmaterial prognostiziert. Demzufolge ist ab dem Jahr 2050 mit Rückbaumengen von rund 50.000 Mg EPS aus WDVS zu rechnen.

Die POP-belasteten Althölzer können zum Teil erhebliche Mengen Fremdstoffe enthalten. wobei es sich überwiegend um inerte Materialien wie beispielsweise Steine, Erdmaterial, Glas und Metalle (Nägel, Drähte, u. ä.) handelt [Simon et al. 2008].

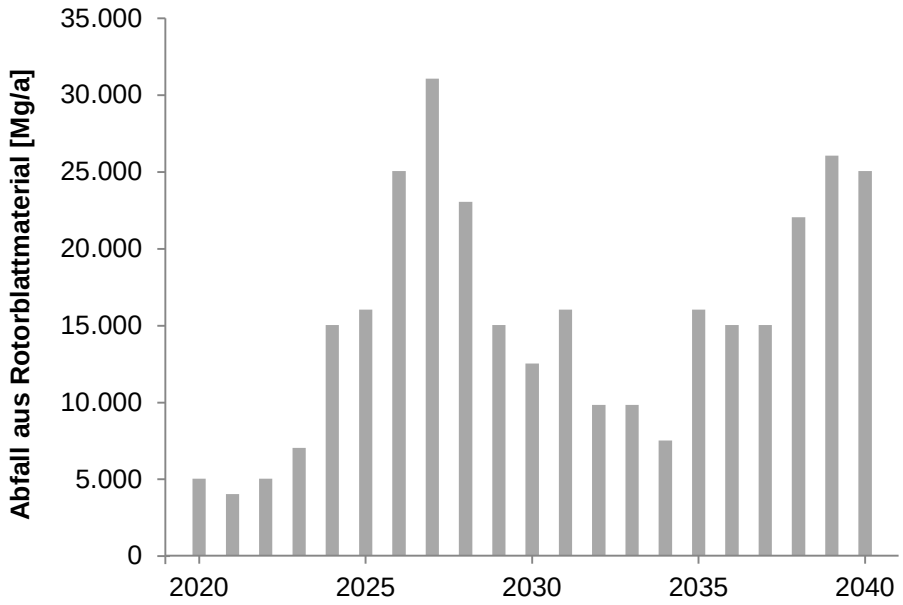
In [Potrykus et al. 2015] wurde neben den bereits dargestellten Stoffströmen die Belastung mineralischer Bauabfälle (bestehend aus Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik) mit SCCP-haltiger Dichtungsmasse und Kleber untersucht. Die gesamte belastete Abfallmenge beträgt rund 54,4 Mio. Mg/a. Der Anteil der im gesamten Abfallstrom enthaltenen Menge an diesen nicht mineralischen und schadstoffbelasteten Stoffen wird mit 220 Mg/a angegeben. Damit hat die Dichtungs- und Klebermasse einen vernachlässigbar geringen Anteil am gesamten Abfallstrom. Er wird daher nicht als Potenzial für eine thermische Behandlung in die Betrachtung einbezogen. Belastete Mengen an Dichtungsmassen und Klebern, welche nicht mit mineralischem Abfall vermischt werden (110 Mg/a), werden aktuell bereits vollständig der Sonderabfallverbrennung zugeführt.

4.4 Faserverstärkte Kunststoffe

Glasfaser- und karbonfaserverstärkte Kunststoffe werden aufgrund ihrer hohen Stabilität und Festigkeit bei vergleichsweise geringer Dichte zunehmend in der Produktion von beispielsweise Rotorblättern für Windkraftanlagen, Flugzeugen und Automobilkarosserien eingesetzt. Mit Blick auf einen zunehmenden Einsatz der Materialien in den genannten Bereichen werden die Abfallmengen aus faserverstärkten Kunststoffen in Zukunft an Bedeutung gewinnen [Yildirir et al. 2014]. In Europa fallen jährlich rund 30.000 Mg an Post-Consumer-Abfällen an. Zusätzlich entstehen ca. 40.000 bis 50.000 Mg Produktionsabfälle bei der Herstellung von Verbundwerkstoffen, ca. 8.000 Mg davon in Deutschland [Woidasky und Seiler 2013].

Glasfaserverstärkte Kunststoffe (GFK) haben sich in den letzten Jahren neben dem Einsatz im Schiffsbau vor allem als Baustoff für Rotorblätter von Windkraftanlagen etabliert. Im Zuge des Re-Powering beziehungsweise des Rückbaus alter Windkraftanlagen rechnet man in Deutschland in den nächsten Jahren mit steigenden Mengen an Rotorblattmaterial, das sowohl glasfaser- als auch karbonfaserverstärkte Kunststoffe (CFK) sowie Stahl im Flanschbereich und Kupfer, Stahl und Aluminiumprofile als Blitzschutz enthält. Gemäß Abbildung 7 könnten zwischen 2020 und 2030 jährlich bis zu 30.000 Mg an Rotorblattmaterial aus dem Windsektor anfallen [Woidasky und Seiler 2013]. Für die Berechnung dieses Stoffstroms wurde der Verbau von durchschnittlich 10 kg Rotorblattmaterial pro kW installierte Leistung gemäß [Albers et al. 2012] zugrunde gelegt.

Abbildung 7: Prognose der Abfallmengen aus Rotorblattmaterial [Woidasky und Seiler 2013]



Einen Verwertungsweg stellt derzeit die Zementindustrie dar. Dazu werden die Rotorblätter zerkleinert und als Sekundärbrennstoff eingesetzt. Dabei dienen die Polymere und Harze als Energieträger und die Glasfasern als Zuschlagsstoff im Zement [Hinrichs 2012]. Das Material weist einen Heizwert zwischen 12 und 20 MJ/kg auf [Lempke 2011].

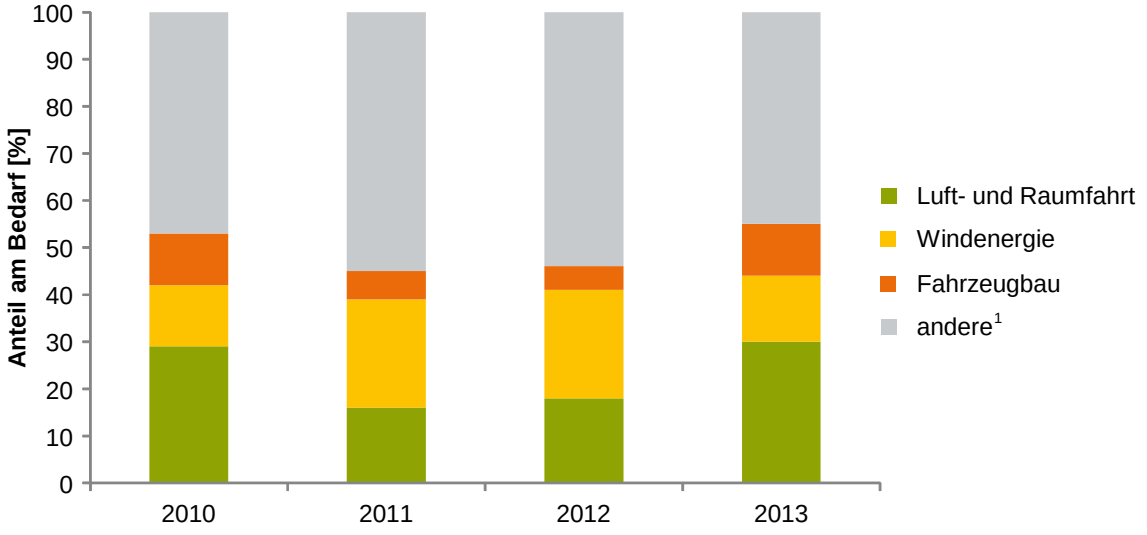
Neben den GFK-Werkstoffen gewinnen die CFK zunehmend an Bedeutung. Die globale Nachfrage nach CFK betrug im Jahr 2013 rund 72.000 Mg. Bis 2020 wird ein Anstieg der Nachfrage auf rund 146.000 Mg pro Jahr prognostiziert [Witten et al. 2014]. CFK-Materialien bestehen im Wesentlichen aus Kohlefasern und Harzen [Achternbosch et al. 2002], welche etwa einen unteren Heizwert von 29,2 MJ/kg aufweisen [Beilicke 2010]. Zum einen weisen CFK eine höhere Steifigkeit als GFK auf und werden aufgrund steigender Rotorblattlängen zunehmend bei der Herstellung von Windanlagen benötigt. Zum anderen wird angenommen, dass CFK-Werkstoffe zukünftig verstärkt in der Automobilbranche eingesetzt werden. Die Gewichtseinsparung gegenüber Metallbauteilen ist vor allem für Elektrofahrzeuge entscheidend, um die schweren Komponenten Elektromotor und Batteriesystem zu kompensieren [Witten und Jahn 2011]. Das geringe Gewicht und die hohe Festigkeit von CFK sind auch der Grund für den zunehmenden Einsatz im Flugzeugbau. Heute stillgelegte Passagiermaschinen sind durchschnittlich 25 Jahre alt und können bereits 20 Ma.-% an Karbonwerkstoffen enthalten. Neu gefertigte Flugzeuge wie die Boeing 787 oder der Airbus A350 bestehen bereits zu 50 Ma.-% aus CFK [Perry 2012, Airfinance 2012]. Nach Ende der Nutzungsphase ist deshalb in den

nächsten Jahrzehnten grundsätzlich mit steigenden CFK-Abfallmengen zu rechnen. Für Europa und die USA wird derzeit eine jährliche Abfallmenge von etwa 3.000 Mg prognostiziert [Yildirir et al. 2014].

In Deutschland werden CFK-Werkstoffe jedoch nicht nur verbaut, sondern auch produziert. Die Produktionskapazität wird dabei auf 5.800 Mg Karbonfasern pro Jahr geschätzt [Witten et al. 2014], was bei einem Füllstoffanteil von 60 Ma.-% in etwa 9.700 Mg CFK pro Jahr entspricht. Schätzungen gehen davon aus, dass bei der Produktion zwischen 10 Ma.-% und 30 Ma.-% Abfälle entstehen, die sich nicht mehr direkt im Produktionsprozess einsetzen lassen [Hartbrich 2012]. Werden die Kapazitäten voll ausgeschöpft, entspricht das einem potentiellen Abfallstrom zwischen 960 und 2.900 Mg pro Jahr, der in Deutschland als Produktionsabfall anfallen könnte Die CFK-Reste werden nach [Kümmeth et al. 2012] zur stofflichen Verwertung nach einer Konditionierung als Füllstoff im Straßenbau verwendet sowie teilweise derzeit auch deponiert. Zudem stehen für eine stoffliche Verwertung Verfahren zur Verfügung, die jedoch noch nicht auf größere Abfallmengen ausgerichtet sind. So betreibt die CFK Valley Stade Recycling GmbH & Co. KG in Wischhafen seit 2011 die erste kommerzielle Recyclinganlage für CFK-Materialien in Deutschland. Basierend auf einem Pyrolyseprozess bei Temperaturen zwischen 400 und 1.000 °C können jährlich bis zu 1.000 Mg CFK-Materialien aufbereitet werden. Weitere Möglichkeiten des Recyclings, beispielsweise mittels Solvolyse oder überkritischen Fluiden, werden derzeit im Labormaßstab erprobt [Eickenbusch und Krauss 2013]. Bisher weisen jedoch beide Verfahren eine zu geringe Wirtschaftlichkeit auf.

Aufgrund der steigenden Bedarfsmengen ist künftig mit wachsenden CFK-Abfallmengen zu rechnen. In Abbildung 8 ist die Entwicklung der Nachfrage der drei Hauptbranchen in den 2010 bis 2013 dargestellt. Der Bau von Flugzeugen, Windkraftanlagen und Kraftfahrzeugen beansprucht derzeit etwa die Hälfte der weltweiten CFK-Produktion.

Abbildung 8: CFK-Bedarf der Branchen Luft- und Raumfahrt, Windenergie und Fahrzeugbau [Witten und Jahn 2011, Witten et al. 2012, Witten und Jahn 2013, Witten et al. 2014]



[1] andere Anwendungsgebiete: Industrie, Medizin, Sport & Freizeit, Kurzschnitt (in verstärkten Kunststoff-Compounds, Sheet-Molding-Compounds, als Zuschlagstoff im Papier sowie in der Bauindustrie und zur Erzeugung von Leitfähigkeit in Produkten), Bauindustrie, Druckbehälter, Formpressen

Tabelle 10 enthält die prognostizierte Mengenentwicklung sowie den Anteil der Luft- und Raumfahrt, der Windenergie und der Automobilindustrie am weltweiten Gesamtbedarf der produzierten CFK-

Werkstoffe. Man geht davon aus, dass der jährliche Bedarf kontinuierlich auf bis zu 181.000 Mg im Jahr 2022 ansteigen wird. Die Entwicklung ist dabei an den zunehmenden CFK-Einsatz in den drei Hauptbranchen gekoppelt. Fahrzeuge und Flugzeuge weisen eine relativ lange Nutzungsphase von 18 bis 25 Jahren und mehr auf [Airfinance 2012, Entsorgung Punkt DE 2014]. Auch bei Windrädern ist von langen Laufzeiten auszugehen, in Anlehnung an die Förderung durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz kann eine Mindestlaufzeit von 20 Jahren angesetzt werden. Wenn die heute in Betrieb genommenen Windanlagen, Flug- und Fahrzeuge stillgelegt werden, ist davon auszugehen, dass die derzeit noch relativ geringen Abfallmengen aus dem Post-Consumer Bereich in den nächsten Jahrzehnten deutlich steigen werden.

Tabelle 10: Globale Bedarfsprognose in den Bereichen Luft- und Raumfahrt, Windenergie und Automobil [Airfinance 2012, Witten und Jahn 2011, Witten et al. 2012, Witten und Jahn 2013, Witten et al. 2014 Entsorgung Punkt DE 2014, Eigene Berechnungen]

Bedarf/ Betrachtungsjahr	Weltweiter Gesamtbedarf CFK [1.000 Mg]	Luft- und Raumfahrt[1] [1.000 Mg]	Windenergie[2] [1.000 Mg]	Automobil[3] [1.000 Mg]
2008	47	14	6	5
2009	41	12	5	5
2010	51	15	7	6
2011	59	9	14	4
2012	66	12	15	3
2013	72	22	10	8
2014[4]	79	24	11	9
2015[4]	94	28	13	10
2016[4]	99	29	14	10
2017[4]	109	32	15	10
2018[4]	109	33	15	12
2019[4]	134	37	19	13
2020[4]	146	44	20	16
2021[4]	163	43	22	16
2022[4]	181	45	25	18

[1] Lebensdauer 25 Jahre [Airfinance 2012]
[2] Förderzeitraum nach EEG: 20 Jahre
[3] Lebensdauer 18 Jahre [Entsorgung Punkt DE 2014]
[4] Prognose [Witten und Jahn 2011, Witten et al. 2012, Witten und Jahn 2013, Witten et al. 2014, eigene Berechnungen]

Betrachtet man die Absatzentwicklung in den nächsten zehn Jahren in Verbindung mit den langen Produktlebenszyklen, so ist bis zum Jahr 2030 nicht mit einem für AVA auslastungsrelevanten Aufkommen an End-of-Life-Abfällen aus faserverstärkten Kunststoffen zu rechnen. Über die aktuellen Verwertungswege können zurzeit lediglich qualitative Aussagen getroffen werden. Die ITAD empfahl in einer Mitgliedsinfo vom 10.12.2014, CFK von der Annahme vorsorglich auszuschließen [ITAD 2014b].

4.5 Stoffströme aus der MBA/MBS/MPS und MA

In Deutschland wurden im Jahr 2012 ca. 4,3 Mio. Mg Siedlungsabfälle in insgesamt 44 Anlagen mit mechanisch-biologischen Verfahren aufbereitet [ASA 2015a, Destatis 2014]. Die Abfallbehandlung in diesen Anlagen verfolgt unter Nutzung unterschiedlicher kaskadenartiger Kombinationen aus mechanischen und biologischen Verfahren das gemeinsame Ziel, möglichst viele Wertstoffe wie z.B. Eisen-/Nichteisenmetalle, Holz und heizwertreiche Materialien (EBS) zu separieren und den zu minimierenden Reststoffstrom für eine ablagerungskonforme Deponierung zu stabilisieren. Dazu werden die nachfolgenden verfahrenstechnischen Konzepte eingesetzt [Ketelsen und Nelles 2015]:

- Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung (MBA),
- Mechanisch-Biologische Stabilisierung (MBS),
- Mechanisch-Physikalische Stabilisierung (MPS).

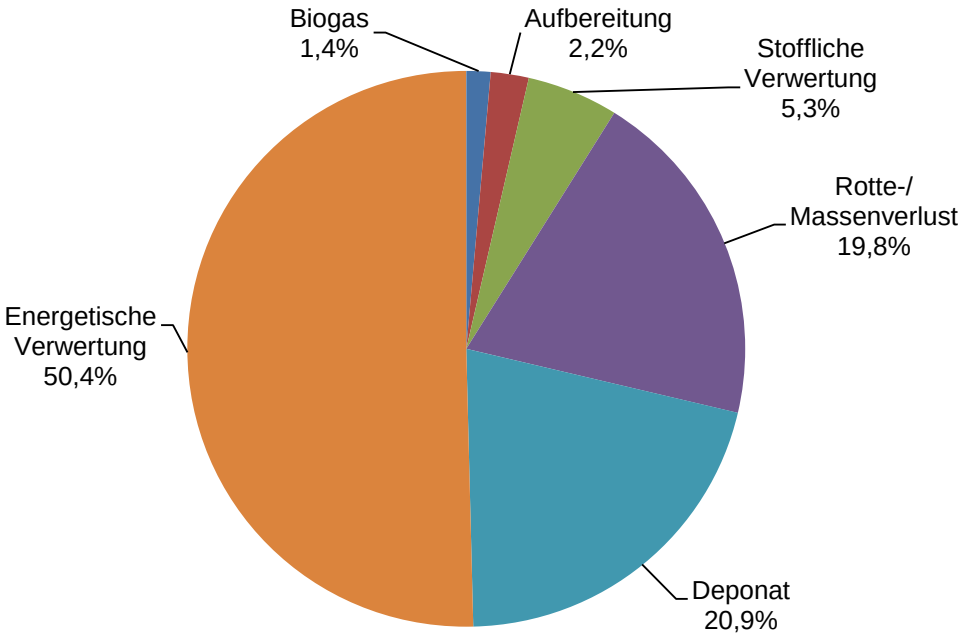
In 29 „klassischen“ MBA-Anlagen wird nach der mechanischen Behandlung aus den verbleibenden Fraktionen durch eine z.T. mehrwöchige biologische Behandlung mit Vergärungs- und/oder Rotteverfahren ein ablagerungsfähiges Deponat erzeugt („Endrotteverfahren“). Im Gegensatz dazu sind die 12 MBS-Anlagen („Trockenstabilisierung“) bzw. 3 MPS-Anlagen darauf ausgerichtet, durch biologische bzw. physikalische Trocknung von Abfallfraktionen die Brennstoff- bzw. EBS-Erzeugung zu maximieren [ASA 2015a, Grundmann et al. 2013, Ketelsen und Balhar 2015, Ketelsen und Nelles 2015].

Zusätzlich zur MBA, MBS und MPS werden etwa 20 bis 25 Anlagen zur mechanischen Aufbereitung (MA) zur Gewinnung und/oder Konfektionierung von Brennstoffen - z.T. als Vorstufe von MBA-Anlagen - in Deutschland betrieben [ASA 2015a, Ketelsen und Nelles 2015]. Die jährlich in MA-Anlagen behandelte Menge wird auf 2,6 Mio. Mg geschätzt, wobei hierzu erhebliche Datenunsicherheiten bestehen [ASA 2015b].

Die Gesamtmenge an Siedlungsabfällen, die in deutschen Anlagen mit mechanischer und biologischer Technologie behandelt werden, beträgt damit rechnerisch ca. 6,9 Mio. Mg. Dieser Wert liegt im Bereich der nach [Ketelsen und Nelles 2015] und [Ketelsen und Balhar 2015] angegebenen Menge von 6-7 bzw. 6-8 Mio. Mg Siedlungsabfall.

Die Brennstoffgewinnung in MBA-, MBS-, MPS- und MA-Anlagen ist abhängig von den zu behandelnden Abfällen und der jeweiligen verfahrenstechnischen Auslegung. [Ketelsen und Nelles 2015] geben für den Outputanteil an Brennstoffen (ausgewiesen als EBS) eine Spanne von 41 % für die MBA mit Rotteverfahren, 61 bis ca. 64 % für die MPS bzw. MBS und ca. 80 % für die MA an. Im Mittel über alle Anlagen mit MBA-/MBS-/MPS-Technologie in Deutschland beträgt der Outputanteil zur energetischen Verwertung ca. 50 %. Unter Einbezug der Anlagen zur MA erhöht sich dieser Anteil auf ca. 60 %. Die gesamte Outputverteilung für AVA mit mechanischer und biologischer Technologie (ohne Anlagen zur MA) gibt Abbildung 9 in Bezug auf das Jahr 2012 wieder. Einen wesentlichen Anteil stellen dabei auch die stabilisierten Reststoffe zur Ablagerung in Deponien (Deponat) dar [Ketelsen und Nelles 2015].

Abbildung 9: Outputverteilung für Abfallbehandlungsanlagen mit mechanischer und biologischer Technologie in Deutschland im Mittel über alle Anlagentypen (MBA, MBS, MPS, ohne MA) mit Bezug auf das Jahr 2012 nach [Ketelsen und Nelles 2015]



Durch die Behandlung der 6,9 Mio. Mg Siedlungsabfälle in den MBA-, MBS-, MPS- und MA-Anlagen ergeben sich bei einem Anteil von ca. 60 % zur energetischen Verwertung rechnerisch ca. 4,1 Mio. Mg an Brennstoffen bzw. EBS. Diese Menge wird für die nachfolgenden Betrachtungen als Status quo zu Grunde gelegt.

Die weitere Entwicklung hinsichtlich der Brennstofferzeugung in Anlagen mit mechanischen und biologischen Verfahren hängt von der zukünftigen Zusammensetzung und den Mengen an zu behandelnden Siedlungsabfällen ab. Rückläufige Mengen und geringere Wertstoffgehalte sind aufgrund verschiedener sich ändernder Randbedingungen wie z.B. Verpflichtung zur verstärkten getrennten Erfassung und Behandlung von Bioabfällen (KrWG, BioAbfV), Getrennthaltung und Sortierung von Gewerbeabfällen (GewAbfV), Maßnahmen zur Abfallvermeidung (5 stufige Abfallhierarchie) und Bevölkerungsrückgang/ demographischen Wandel zu erwarten. Abschätzungen zu deren Auswirkungen werden nachfolgend im Kapitel 8 detailliert dargestellt.

[Ketelsen und Nelles 2015, Deubig et al. 2013, Schaub 2015] sehen Anlagen mit mechanischen und biologischen Verfahren aufgrund der zu erwartenden rückläufigen Abfallmengen einer weiteren Verschärfung des Wettbewerbs ausgesetzt, der zu einer Umnutzung der vorhandenen Anlagenkapazitäten und Umstellung der Verfahren führen wird.

Im Rahmen des Projektes wurden daher Strategien für die zukünftige Aufstellung dieser Anlagen in einem Expertengespräch mit [Ketelsen und Balhar 2015] als Vertreter der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V. und damit der Anlagen mit mechanischen und biologischen Technologien im Umweltbundesamt erörtert. Der Verband geht demnach davon aus, dass die Betreiber dieser Anlagen auf die zukünftigen Herausforderungen reagieren werden und ihnen dazu aufgrund der technologischen Flexibilität verschiedene Entwicklungs- und Optimierungsoptionen zur Verfügung stehen. Deren Umsetzung wird jedoch von den jeweiligen standortspezifischen Randbedingungen abhängen.

Eine mögliche Entwicklungsrichtung besteht in der Umstellung von „klassischen“ MBA auf den alleinigen Betrieb der mechanischen Stufe zur Aufbereitung von Rest-Siedlungsabfällen jedoch unter

Verzicht auf den Weiterbetrieb der biologischen Stufe (vergleichbar zum Geschäftsmodell bestehender MA) [Ketelsen und Balhar 2015, Schaub 2015]. Dies geschieht nach [Ketelsen und Nelles 2015, OVVD 2012] z.T. dann im Verbund mit anderen MBA zur Weiterbehandlung verbleibender Fraktionen. Als Alternative zur Stilllegung der biologischen Behandlungsstufe kann diese zur Behandlung anderer Abfälle wie z.B. getrennt erfasster Bioabfälle weiterbetrieben werden. Zudem ist auch eine komplette Umstellung von MBA-Anlagen auf die Behandlung von biogenen Abfällen möglich [Schaub 2015] und bereits beispielhaft in der MBA Kaiserslautern [Deubig et al. 2013] oder MBA Gescher [ASA 2015a] umgesetzt worden.

Eine weitere Möglichkeit zur Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit besteht nach [Ketelsen und Nelles 2015] in der Nutzung der Optimierungspotenziale zur Erhöhung der Qualität und Menge an energetisch verwertbaren Materialien (Zielwert für die Gewinnung von EBS im Mittel über alle Anlagentypen (ohne MA) ist eine Steigerung von derzeit ca. 50 % auf 60 %) und zur maximalen Überführung des Energiegehalts der Abfälle in den Brennstoff (Zielwert im Mittel über alle Anlagentypen (ohne MA) ist ein Steigerung von derzeit ca. 84 % auf 100 % der Heizwertfracht). Damit wird zugleich das Ziel verfolgt, die Menge an Deponat zur Ablagerung zu minimieren (derzeit im Mittel über alle Anlagentypen ca. 21 %). Zur Realisierung dieser Zielstellungen bietet sich insbesondere die Umstellung „klassischer“ MBA auf biologische Trocknung mit vorhandenen Rotteverfahren für die in der mechanischen Vorbehandlung erzeugte organische Feinfraktion an, um diese auf die nachgeschaltete Brennstoffabscheidung vorzubereiten (vergleichbar zur MBS). Damit soll gleichzeitig die zur Deponierung verbleibende Fraktion aus diesen Anlagen auf inerte Materialien wie Sand, Steine, Scherben begrenzt werden.

Nach [Ketelsen und Balhar 2015, Ketelsen und Nelles 2015] werden MBS- bzw. MPS- und MA-Anlagen ihr bestehendes Geschäftsmodell beibehalten, weil es bereits auf eine maximale Brennstofferzeugung verbunden mit einem geringen Anteil an zu deponierenden Reststoffen ausgerichtet ist.

Ein Potenzial an zusätzlich erzeugbaren Brennstoffen in einem Mengenkorridor von 300.000 bis 600.000 Mg pro Jahr ergibt sich somit in Abhängigkeit der Anzahl auf biologische Trocknung (MBS) umstellender „klassischer“ MBA-Anlagen [Ketelsen und Balhar 2015]. Der Heizwert (Hu) dieser Brennstoffe wird in Abhängigkeit vom erzeugten Korngrößenbereich (Siebschnitt) im Bereich von 9 bis 13 MJ/kg [Ketelsen und Nelles 2015] mit Restwassergehalten in der Spanne von 15 % bis 22 % [Ketelsen und Balhar 2015] liegen.

Die energetische Verwertung der zusätzlichen Brennstoffe wird nach [Ketelsen und Balhar 2015] insbesondere in EBS-Kraftwerken erfolgen.

4.6 Feinfraktion aus gemischten Bau- und Abbruchabfällen

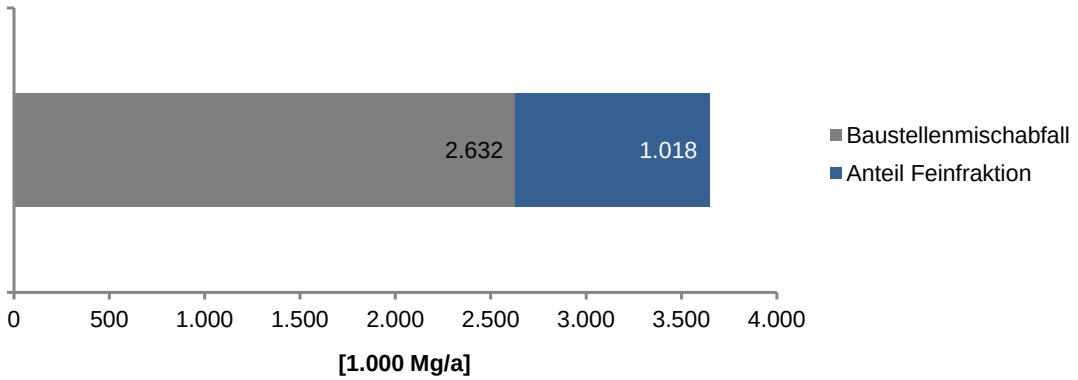
Die durchgeführten Audits (vgl. Kapitel 3) ergaben den Hinweis, dass relevante Mengen an Feinfraktion aus der Bauabfallaufbereitung für eine thermische Behandlung zur Verfügung stehen könnten, da der darin enthaltene Organikanteil teilweise eine Deponierung ausschließt. Einem Steckbrief des Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) über Feinmaterial aus der Sortierung von Gewerbe- und Baustellenmischabfällen zufolge weist die unter die Abfallschlüsselnummern (ASN) 191209 und 191212 fallende Feinfraktion aus der mechanischen Aufbereitung von Baumischabfällen durchschnittlich einen Glühverlust zwischen 8 und 20 Ma.-% TS und einen TOC-Gehalt (Total Organic Carbon) von 4 bis 10 Ma.-% TS auf. Bei der Feinfraktion aus der Aufbereitung von Gewerbeabfall wurden Glühverluste von 15 bis 30 Ma.-% TS und TOC-Gehalte von bis zu 10 Ma.-% TS festgestellt. In [Montero et al. 2010] wurde ebenfalls Feinmaterial aus der Aufbereitung von Bauschutt- und Baustellenabfallaufbereitung untersucht. Hierbei wurden Glühverluste von bis zu 14 % festgestellt.

Demnach werden die Ablagerungskriterien für die Deponieklassen I und II nach [DepV 2009] überschritten. Der Sortierrest aus der Gewerbeabfallaufbereitung enthält Kunststoffpartikel sowie flockige und faserförmige Anteile. Der Organikanteil der Feinfraktion aus der Bauschutt- und Baustellenabfallaufbereitung hängt vom Aufbereitungsverfahren und dem Siebschnitt ab [LUBW 2007].

Insgesamt fallen in Deutschland ca. 14,6 Mio. Mg an Baustellenabfällen an, die zu 25 % aus gemischten Bau- und Abbruchabfällen bestehen [BBS 2015]. Somit beläuft sich der bundesweite Anfall an gemischten Bau- und Abbruchabfällen auf 3,65 Mio. Mg. Untersuchungen von [Montero et al. 2010] zufolge beläuft sich der Anteil der Feinfraktion auf ca. 28 %. Wie Abbildung 10 zeigt, ergibt sich daraus ein Gesamtaufkommen der Feinfraktion von ca. 1,0 Mio. Mg. Die derzeitige Behandlung der Feinfraktion kann gemäß [LUBW 2007] in MBA erfolgen. Detailangaben zu den derzeitigen Entsorgungswegen des Materials sind derzeit jedoch nicht verfügbar.

In [LUBW 2007] wird darauf hingewiesen, dass das Material aus der Baustellenabfallsortierung für den Einsatz in Verbrennungsanlagen aufgrund des hohen Mineralikgehalts vermutlich wenig geeignet ist. Ebenso ist der Anteil heizwertreicher Bestandteile abhängig vom Aufbereitungsverfahren und vom Siebschnitt.

Abbildung 10: Abschätzung der jährlich anfallenden Mengen an Feinfraktion aus der Aufbereitung von Baumischabfällen in Deutschland [Montero et al. 2010, BBS 2015]



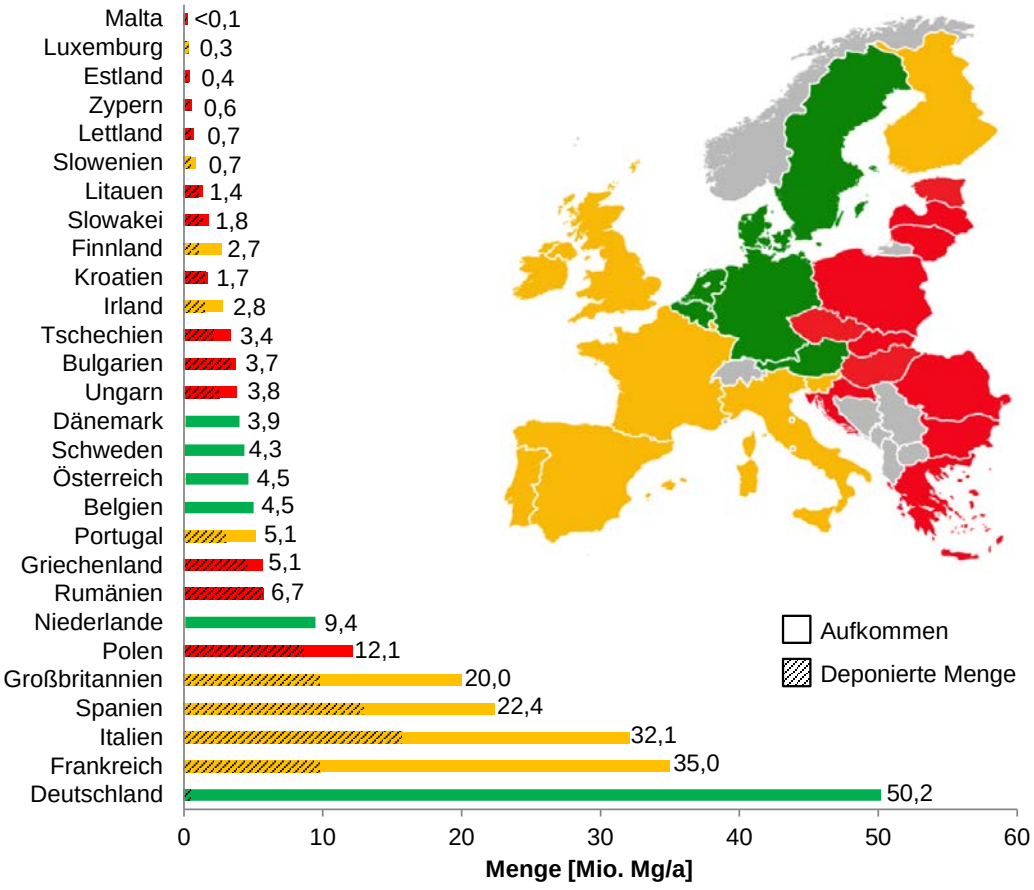
4.7 Import aus dem europäischen Ausland

In vielen europäischen Ländern werden nach wie vor erhebliche Mengen Siedlungsabfälle teilweise unbehandelt deponiert, da die verfügbaren Behandlungskapazitäten in den Ländern nicht ausreichen. Abschätzungen gehen dabei von ca. 80 Mio. Mg pro Jahr aus [ITAD 2014a]. Deshalb stellt sich die Frage, ob die Behandlung von ausländischen Abfallströmen in deutschen AVA für die Übergangszeit bis zum Aufbau adäquater Behandlungsmöglichkeiten in den jeweiligen Ländern ökologisch und ökonomisch sinnvoll ist. Für eine systematische Betrachtung des europäischen Auslands in Bezug auf bestehende und mögliche Abfallexporte nach Deutschland wurden die EU-Mitgliedsländer zunächst in Bezug auf ihre Deponierungsquote in die folgenden drei Kategorien unterteilt:

- <10 % (grün)
- 10 - 60 % (gelb)
- >60 % (rot).

Dabei wird die Annahme zugrunde gelegt, dass eine hohe Deponierungsquote auch mit einer Deponierung von heizwertreichen Fraktionen wie beispielsweise gemischten Siedlungsabfällen einhergeht. Die Einteilung der Mitgliedsstaaten kann in Abbildung 11 nachvollzogen werden.

Abbildung 11: Kategorisierung von EU-Ländern nach Deponierungsquote und Darstellung des Siedlungsabfallaufkommens sowie der deponierten Anteile für das Jahr 2012 [EUROSTAT 2014]; Farbliche Markierung der Länder nach Deponierungsquote: grüne Kategorie: ‹10 %; gelbe Kategorie: 10 - 60 %; rote Kategorie: ›60 %



Stellvertretend für die Länder der gelben und roten Kategorie wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber UK , Polen und Italien ausgewählt, da aus diesen Ländern entweder bereits relevante Abfallmengen nach Deutschland exportiert werden oder grundsätzlich ein hohes Potenzial an zu exportierenden Mengen aufgrund hoher Deponierungsquoten besteht.

Mit der Betrachtung von UK und Italien sind Länder vertreten, die ein im Vergleich mit anderen EU-Mitgliedern hohes Abfallaufkommen aufweisen und nicht an Deutschland grenzen. Bei Polen handelt es sich, gemeinsam mit Tschechien, um die einzigen Anrainerstaaten Deutschlands, die eine Deponierungsquote von über 60 % aufweisen. Da jedoch sowohl die statistisch ausgewiesenen, notifizierten Mengen zur Verbrennung (R1/D10)[17] aus Polen als auch das absolute Abfallaufkommen im Jahr 2012 deutlich über den Mengen aus Tschechien lagen, wurde für die weiteren Betrachtungen Polen als Beispielland ausgewählt.

Tabelle 11: Notifizierungspflichtige Abfälle zur Verbrennung (R1/ D10) aus UK , Italien und Polen [UBA 2015]

Importmengen [1.000 Mg]	2012	2013	2014
UK	71	212	614
Italien	160	104	124
Polen	12	40	78

In Tabelle 11 sind die statistisch ausgewiesenen, notifizierungspflichtigen Importmengen zur Verbrennung aus UK , Italien und Polen in den Jahren 2012 bis 2014 ausgewiesen. Bei der Auswertung der statistischen Angaben zu den notifizierten Mengen ist zu beachten, dass sich diese in der Regel von den tatsächlich importierten Mengen unterscheiden, da es sich bei der Notifizierung nur um die behördliche Anmeldung möglicher Importe handelt. Es kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass die tatsächlich importierten notifizierungspflichtigen Mengen geringer sind als die behördlich notifizierten Mengen. So wird geschätzt, dass bei notifizierten Posten ab 10.000 Mg lediglich etwa 80 % der Menge tatsächlich importiert wird. Bei Notifizierungen unter 10.000 Mg kann dagegen näherungsweise eine Übereinstimmung angenommen werden. Die eingesetzten, aus dem Ausland stammenden Mengen werden durch die Verwertungsanlagen in sogenannten Verwertungs-/ Entsorgungszertifikaten (engl.: „Certificate of Waste Recovery or Disposal“) erfasst. Die Angaben, die spezifisch für die einzelnen Transporte gemacht werden, werden anschließend an die zuständige Behörde des jeweiligen Bundeslandes weitergegeben. Diese senden die Zertifikate wiederum an die Behörden des Landes zurück, aus dem die verwerteten Abfälle stammen. Die statistisch ausgewiesenen notifizierungspflichtigen Importmengen können sich beispielsweise von Angaben der Betreiber von Verbrennungsanlagen geringfügig unterscheiden. Diese Unterschiede sind laut [Wuttke 2015] in erster Linie auf unterschiedliche Erhebungszeiträume zurückzuführen.

[17] Die Statistik über den Import notifizierungspflichtiger Abfälle [UBA 2014] wurde nach den Behandlungsverfahren R1 (Hauptverwendung als Brennstoff oder andere Mittel der Energieerzeugung) und D10 (Verbrennung an Land) für die EU-Mitgliedsländer ausgewertet.

Da die in den Zertifikaten festgehaltenen Mengen und Verwertungswege im Inland nicht zentral ausgewertet werden, ist eine Aufschlüsselung der Importmengen und Zuordnung zu den jeweiligen Verwertungsanlagen (MVA, EBS-HKW, Mitverbrennung in Zementwerken und Kohlekraftwerken) im Inland jedoch nur mit hohem Aufwand möglich. Die öffentlich verfügbaren Angaben zu den notifizierungspflichtigen Mengen lassen nicht in allen Fällen einen Rückschluss auf den tatsächlichen Verwertungsweg zu. Je nach behördlicher Einzelentscheidung ist beispielsweise eine Umladung von Abfällen am Hafen mit einer Öffnung von Ballen bereits einer Behandlung nach R12 oder R13 zuzuordnen, obwohl die Mengen anschließend nach R1 verwertet werden. Die finalen Verwertungswege wären demnach nur über eine Auswertung der Einzelzertifikate nachvollziehbar.

Das Exportverhalten einzelner Länder wird von einer Vielzahl von Einflussfaktoren bestimmt. Eine zentrale Rolle kommt zunächst der Verfügbarkeit entsprechender Behandlungskapazitäten zu. Maßgeblicher Treiber für die Schaffung dieser Kapazitäten ist die EU Deponierichtlinie 1999/31/EC, die die Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, die Deponierung unbehandelter Abfälle bis 2016 stufenweise auf 35 % der erzeugten Mengen zu reduzieren. Bezugsjahr ist dabei das Jahr 1995. Mitgliedsstaaten, die im Bezugsjahr noch mehr als 80 % der Siedlungsabfälle deponiert haben sowie neuen Mitgliedsländern wird gemäß Artikel 5 der Richtlinie jedoch eine Übergangsfrist von vier Jahren eingeräumt. UK und Polen machen aufgrund der im Bezugsjahr 1995 noch bei über 80 % liegenden Deponiequote Gebrauch von dieser Übergangsregelung. In dieser Übergangszeit können Abfälle zur Beseitigung auch in Länder mit entsprechenden Behandlungskapazitäten exportiert werden. In Fällen grenznaher Anlagen ist dies darüber hinaus auch dauerhaft möglich. Abfälle zur Verwertung wie beispielsweise aufbereitete Ersatzbrennstoffe gelten dagegen als Wirtschaftsgut und können grundsätzlich auch im Ausland behandelt werden [BUMB 2015]. Im Rahmen des Notifizierungsverfahrens kann der Abfallempfänger bei diesen Abfällen auch Einfluss auf deren Beschaffenheit nehmen. So können beispielsweise Vorgaben an den Heizwert oder Chlorgehalt der Abfälle zur Verwertung gemacht werden. Import und Behandlung notifizierungspflichtiger Abfälle ist daher für deutsche Anlagenbetreiber bei entsprechenden Annahmekonditionen unter Umständen attraktiver als die Annahme und Verwertung inländischer gemischter Gewerbeabfälle.

Neben den Behandlungskapazitäten sind die ökonomischen Randbedingungen von entscheidender Bedeutung. So sind die Höhe der Deponiesteuer sowie mögliche Verbrennungs- oder Exportsteuern relevant. Auch die Behandlungskosten im Ausland stellen einen wesentlichen Einflussfaktor dar. Wurden oder werden Behandlungskapazitäten durch EU-Zuschüsse geschaffen, so liegen die Behandlungskosten in der Regel deutlich unter denen deutscher Anlagen. Exporte werden damit für die Abfallerzeuger unattraktiv. Ebenso haben die Transportkosten Einfluss auf die wirtschaftliche Attraktivität von Abfallexporten. Liegt in dem Mitgliedstaat eine ausgewogene Balance zwischen Warenim- und -exporten vor, sind die Frachtkosten in der Regel höher, da kein Preisdruck durch mögliche Leerfahrten entsteht. Handelt es sich dagegen um einen stark importorientierten Mitgliedsstaat, kann der Abfallexport durch den Mangel an Rückfrachten zu sehr günstigen Konditionen möglich werden. Unter diesen Gesichtspunkten wird nachfolgend die abfallwirtschaftliche Situation sowie, soweit absehbar, die weitere Entwicklung der nach Deutschland exportierten Mengen in den drei ausgewählten Ländern genauer betrachtet.

4.7.1 Vereinigtes Königreich Großbritannien und Nordirland (UK)

Um das für das Jahr 2020 vorgegebene Ziel einer Reduzierung der Deponiequote auf 35 % zu erreichen, wurde die Deponiesteuer in den letzten Jahren in UK kontinuierlich von 48 Pfund (~67 Euro) im Jahr 2010 auf 80 Pfund (~112 Euro) pro Mg im Jahr 2014 erhöht. Die Deponiegebühren liegen damit der englischen Umweltbehörde (EA) zufolge auf einem Niveau von etwa 94 bis 135 Pfund [Georges 2015]. Abzüglich der Deponiesteuer liegen die reinen Annahmegebühren bei den günstigs-

ten Deponien inklusive Transport im Bereich von etwa 14 Pfund. Dies trifft insbesondere auf Deponien in Hafennähe zu, die besonders stark von der Konkurrenz durch EBS-Exporte betroffen sind. Seit Juni 2010 ist jedoch parallel auch der Export von aufbereitetem EBS durch die EA explizit erlaubt [Georges 2015]. Da die thermischen Behandlungskapazitäten auf der Insel nach wie vor knapp und entsprechend ausgelastet und damit teuer sind, hat sich seither der Export von EBS zu kontinentaleuropäischen Behandlungsanlagen als attraktive Alternative zur thermischen Behandlung im Inland bzw. der Deponierung herausgestellt. Die Ursache für die hohen Exportanteile der in UK erzeugten EBS-Fraktionen ist zudem auf ein Missverhältnis zwischen EBS-Erzeugungs- und Abnehmerkapazitäten in UK zurückzuführen. Eine Ursache dafür ist eine deutliche Reduzierung der staatlichen Finanzierungsunterstützung für Abfallbehandlungskapazitäten im Rahmen der sog. Private Finance Initiative (PFI) [Rhodes und Thair 2015]. Dies wurde regierungsseitig damit begründet, dass der erreichte Ausbaustatus in den Kommunen bereits ausreichen würde, um den Zielvorgaben der Deponierichtlinie zu entsprechen. Diese Situation bedingt hohe Annahmegebühren in den wenigen Verbrennungsanlagen des Landes, während Exporte nach Deutschland von der EA mit Kosten von 84 bis 130 Pfund pro Mg EBS inklusive Fracht, Versand und Hafengebühren angegeben werden [Georges 2015]. Aufgrund der großen Überlappung der Exportkostenspanne mit den Deponiekosten geht die EA davon aus, das in der Mehrzahl der Fälle die Exportkosten am unteren Ende der Spanne liegen. Aufgrund der in der Vergangenheit starken Deindustrialiserung überwiegen die Warenimporte gegenüber den Exporten. Dem hohen Warenverkehrsaufkommen in Richtung britischer Inseln steht daher kein adäquates Warenausfuhrvolumen gegenüber. Zur Vermeidung von Leerfahrten liegen die Frachtkosten in Richtung Kontinentaleuropa daher sehr günstig. Weiterhin begünstigt auch der Wechselkurs des Britischen Pfund gegenüber dem Euro Abfallexporte in Euroländer wie Deutschland. Lag der Wechselkurs im Jahr 2010 noch bei etwa 1 zu 1,2, liegt dieser heute bereits bei 1 zu 1,38.

Die Entwicklung der Exporte aus UK und der davon nach Deutschland verbrachten Abfallmengen ist in Tabelle 12 dargestellt. Im Jahr 2013 wurden demnach ca. 1,8 Mio. Mg EBS aus UK exportiert, wobei ca. 0,2 Mio. Mg davon in deutschen AVA eingesetzt wurden. In 2014 belief sich die erzeugte EBS-Menge bereits auf 2,0 bis 2,5 Mio. Mg [Rhodes und Thair 2015, Georges 2015], wovon etwa 0,5 Mio. Mg nach Deutschland importiert wurden.

Tabelle 12: Gesamtmenge von aus UK exportiertem EBS und anteilige Importmenge an EBS nach Deutschland in den Jahren 2010 bis 2014 in Mg [Defra 2015, Euwid 18/2015]

	2010	2011	2012	2013	2014
Export aus UK	8.529	250.234	960.861	1.799.425	≤ 2.500.000
Import nach DE	0	k.A.	50.962	198.832	500.996

Diese Angaben wurden auch im Rahmen der durchgeführten Audits genannt[18]. In der Regel wurden Abfälle zur Verwertung in AVA demnach unter der ASN 191210, im Falle von geschreddertem oder

[18] In den Audits wurde die Menge an exportiertem Abfall aus UK im Jahr 2013 mit ca. 1,6 bis 2,0 Mio. Mg angegeben. Der Großteil von ca. 1,2 Mio. Mg wurde von den Niederlanden importiert. Nach Deutschland gingen 0,2 bis 0,5 Mio. Mg/a (3 Audits), mit einem starken Anstieg im Jahr 2014.

balliertem Material unter der ASN 191212 exportiert. Generell steigt die Exportmenge seit 2010 kontinuierlich an. Auch der statistischen Auflistung der Verbringung von notifizierungspflichtigen Abfallimporte zur Verbrennung (R1/ D10) des UBA ist zu entnehmen, dass im Jahr 2014 ca. 0,6 Mio. Mg an notifizierungspflichtigen Abfällen zur thermischen Behandlung nach Deutschland importiert wurden [UBA 2015]. Bei der Prognose der zukünftig exportierten Mengen sind verschiedene Einflussfaktoren zu berücksichtigen. Aktuell wird ein Großteil der Abfälle aus UK in die Niederlande exportiert [Eunomia 2015]. Nach [Wallgren und Dvali 2014] wird für die Niederlande angenommen, dass die inländische Abfallmenge zukünftig leicht steigen wird und dies zu einem verstärkten Export von Abfall aus UK in andere europäische Länder führt. Nach [Obermeier 2015] ist dagegen nicht mit steigenden Abfallmengen in den Niederlanden zu rechnen, jedoch gibt es Überlegungen zur Verringerung der dortigen Kapazitäten. Festzuhalten ist, dass von 2013 auf 2014 die aus UK in die Niederlande exportierte Menge konstant blieb, während die nach Deutschland und Schweden exportierten Mengen deutlich angestiegen sind [Eunomia 2015].

Bezüglich des Aufbaus eigener Verbrennungskapazitäten für EBS befinden sich verschiedene EBS-HKW im Bau bzw. in der Genehmigungs- und Planungsphase (siehe Übersicht Tabelle 13), deren Realisierung aufgrund bestehender Unsicherheiten bei der Finanzierung nicht gesichert ist.

Tabelle 13: Status quo und Trend beim Ausbau von EBS-HKW in UK [AMEC 2013]

Landesteil UK	Vorhanden	Im Bau	Bau genehmigt	Geplant, noch nicht genehmigt	Vorgeschlagen
England	22	14	46	14	9
Wales	1	1	4	0	0
Schottland	3	0	7	0	0
Nordirland	0	0	1	1	0

Im Jahr 2013 befanden sich 15 Anlagen mit einer Gesamtkapazität von 3,6 Mio. Mg noch im Bau. Im Jahr 2013 war zudem der Bau von 58 AVA mit einer Gesamtkapazität von 21,3 Mio. Mg genehmigt, wobei nur mit dem Bau weniger Anlagen mit einer Kapazität von 1 Mio. Mg begonnen wurde [AMEC 2013]. Die Errichtung sämtlicher genehmigter Anlagen würde damit die inländische Kapazitätsverfügbarkeit erheblich verbessern.

Durch den geplanten Ausbau der Behandlungskapazität soll die derzeitige Kapazitätslücke von ca. 13 Mio. Mg pro Jahr geschlossen werden. Legt man den aktuell geplanten Zubau von Anlagen zugrunde, so könnte es ab 2020 unter Umständen sogar zu Behandlungsüberkapazitäten kommen. Allerdings ist davon auszugehen, dass der Zubau von Behandlungsanlagen die Behandlungspreise beeinflusst und die früher in Betrieb gehenden Anlagen so die noch in Planung befindlichen zumindest teilweise vom Markt verdrängen werden. Ebenso ist es möglich, dass die neu zugebauten Anlagen nicht unter voller Auslastung ihrer Kapazität betrieben werden [Eunomia 2015b]. Außerdem hängt die Realisierung der genehmigten Anlagen in starkem Maße von der Finanzierung ab, die wie

beschrieben im Rahmen eines Sparprogramms erheblich eingeschränkt wurde, sodass sieben Behandlungsanlagen nicht mehr wie geplant durch PFI-Modelle finanziert werden [Ehninger 2011, Ehninger 2013].

Für das Jahr 2015 wird ein Anstieg der nach Deutschland importierten Mengen an EBS aus UK auf etwa 660.000 Mg prognostiziert. Allerdings wird davon ausgegangen, dass aufgrund des Ausbaus der landeseigenen Verbrennungskapazitäten ab 2017 kein weiterer Anstieg der Exportmengen zu erwarten ist [Eunomia 2015, Eunomia 2015b]. Die Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft (DGAW) geht davon aus, dass mindestens bis zum Jahr 2020, möglicherweise auch bis 2030, mit einem gleichbleibend hohen Export von etwa 500.000 bis 600.000 Mg aus UK zu rechnen ist [Obermeier 2015, Obermeier und Lechtenberg 2015].

Der Anteil der Exporte, der nach Deutschland verbracht wird, wird nach [Obermeier 2015] primär von den Annahmepreisen der deutschen AVA im Vergleich zu ausländischen AVA (z.B. in den Niederlanden) sowie von den in Deutschland verfügbaren Kapazitäten bestimmt werden. Auch der Wechselkurs zwischen Euro und englischen Pfund sowie Schwedischen Kronen und Englischem Pfund wird einen Einfluss darauf haben, in welches europäische Land die Exportmengen aus UK verlagert werden [Obermeier 2015].

4.7.2 Italien

In Italien waren im Jahr 2008 ca. 120 MBA, mehr als 170 Kompostieranlagen und 270 Deponien für Siedlungsabfälle in Betrieb [ECOPROG 2009]. Im Jahr 2007 wurden etwa 25 % des Siedlungsabfalls in MBA behandelt [Steiner 2007], was einer Menge von ca. 8 Mio. Mg entspricht [Eurostat 2015]. Außerdem verfügt das Land über 56 AVA, die im Jahr 2013 insgesamt 5,4 Mio. Mg Abfälle durchsetzten [CEWEP 2014]. Die vorhandenen Anlagen haben für die Behandlung der gemischten italienischen Siedlungsabfälle in Italien jedoch keine ausreichenden Kapazitäten. Deshalb wurden im Jahr 2013 etwa 392.000 Mg kommunale Abfälle exportiert. Hauptabnehmer waren dabei Österreich und die Niederlande [Scheid 2014]. Außerdem exportierte Italien in den letzten Jahren erhebliche Mengen gefährlicher Abfälle. Die zuletzt von Eurostat erhobenen Daten weisen für das Jahr 2012 eine Gesamtmenge von ca. 1,1 Mio. Mg aus [Eurostat 2015]. Die notifizierten Exporte nach Deutschland betrugen 2014 insgesamt 665.000 Mg, wobei es sich bei einem Großteil von 627.000 Mg um gefährliche Abfälle handelte. Von den gefährlichen Abfällen wurden laut Statistik ca. 267.000 Mg abgelagert (D1) und 101.000 Mg thermisch verwertet oder behandelt (R1/ D10). Die insgesamt statistisch ausgewiesenen Abfallmengen zur Verbrennung betrugen 124.000 Mg [UBA 2015].

Als besonders problematisch stellt sich die Entsorgungssituation aktuell in Rom, Neapel, Kampanien und Sizilien dar [Obermeier 2015]. So kommt es in der Stadt Rom aufgrund von Korruption und Vetternwirtschaft seit Jahren zu Problemen mit der Sammlung und Verwertung der anfallenden Abfälle [Euwid 33/2015]. Aufgrund der anhaltenden Entsorgungskrise in Kampanien hat der Gerichtshof der Europäischen Union Italien bereits zum zweiten Mal verurteilt. Das Behandlungsdefizit in der süditalienischen Region wird auf 1,8 Mio. Mg für Deponierung, 1,2 Mio. Mg für thermische Behandlung und knapp 0,4 Mio. Mg für die Behandlung biologisch abbaubarer Abfälle eingeschätzt [Euwid 30/2015]. Insbesondere ein in der Region über Jahre errichtetes Ballenlager mit verpressten Abfällen beläuft sich auf eine Menge von mittlerweile 6 Mio. Mg, deren Rückbau und Behandlung nach Einschätzung der Kommission einen Zeitraum von 15 Jahren umfassen wird. Der Gerichtshof geht davon aus, dass die Defizite in der Region und die aufgelaufenen Abfallmengen derart umfassend sind, dass sie Auswirkungen auf die Anlagenstruktur des gesamten Landes haben. Für die Beräumung der entstandenen Ballenlager sind neben der Errichtung einer thermischen Behandlungsanlage bei Neapel auch die Umlagerung auf eine regelkonforme Deponie oder aber der Export in EU-Mitgliedstaaten mit entsprechenden Behandlungskapazitäten denkbar [Euwid 30/2015]. Im Norden Italiens besteht dagegen praktisch kein Entsorgungsproblem. Hier werden hauptsächlich vorgemischte, gefährliche Abfälle (z.B. chromathaltige Abfälle aus der Lederherstellung) zur Behandlung in Schweizer Anlagen exportiert [Obermeier 2015].

Da in Italien die Deponiesteuer mit Werten zwischen 5 und 26 Euro pro Mg vergleichsweise gering ist, wurden im Jahr 2012 49 % der Siedlungsabfälle deponiert [EUROSTAT 2014, Fischer et al. 2012]. Es wird jedoch angenommen, dass die Deponiesteuer zukünftig erhöht wird, was einen Anstieg der Abfallexporte zur Folge haben könnte [Wallgren und Dvali 2014].

In den kommenden Jahren sollen die Anzahl an AVA erheblich gesteigert werden. Die Inbetriebnahme von mehr als 60 AVA ist geplant [Scheid 2013]. In [Jofra Sora 2013] werden sogar 67 AVA bis 2020 genannt. Bis 2016 ist zunächst der Bau einer AVA mit einer Kapazität von 421.000 Mg geplant [CEWEP 2014]. Zur Realisierung der Projekte sind jedoch laut den Audits Bürgschaften durch die verantwortlichen öffentlich-rechtlichen Entsorger (örE) zu stellen, die dazu aus organisatorischer und finanzieller Sicht häufig nicht in der Lage sind.

Generell erscheinen Importe von aufbereiteten, gemischten Siedlungsabfällen aus Italien für deutsche AVA nicht interessant zu sein, da Italien als schwieriger Markt eingeschätzt wird und die für eine Anlagenauslastung erforderlichen Mengen auch aus dem übrigen europäischen Ausland verfügbar sind [Obermeier 2015]. Italienische Siedlungsabfallmengen werden jedoch verstärkt nach

Bulgarien und Rumänien exportiert, wo die Abfälle zu Solid Recovered Fuels (SRF) aufbereitet werden sollen [Obermeier 2015]. Nach [Obermeier 2015] ist ein verstärkter Import nach Deutschland nur nach Abschluss eines offiziellen staatlichen Exportabkommens wahrscheinlich. Zudem wird erwartet, dass die Menge an auf dem Seeweg in die Niederlande exportiertem EBS steigt, was einen Anstieg der EBS-Exporte nach Deutschland ebenfalls unwahrscheinlich werden lässt [Obermeier 2015].

In den Audits wurde das Exportpotenzial für Abfälle aus Italien mit 6 bis 7 Mio. Mg/a abgeschätzt. Man geht jedoch davon aus, dass sich der Import aus Italien weiterhin auf gefährliche Abfälle beschränken wird.

4.7.3 Polen

Polen gehört zu den Anrainerstaaten Deutschlands, die eine Deponierungsquote von mehr als 60 % aufweisen [EUROSTAT 2014]. Noch im Jahr 2009 wurden sogar 78 % der Siedlungsabfälle deponiert [Repetzki 2013, Westholm und Biering 2011]. Die Zahl der Deponien wurde allerdings von über 1.000 im Jahr 2004 auf 527 offizielle Deponien im Jahr 2012 gesenkt. Jedoch wurde für 2011 geschätzt, dass es zusätzlich noch 2.500 inoffizielle Abfalllagerstätten gab [Lohe 2014]. Die dort statistisch nicht erfasste abgelagerte Menge könnte nach Schätzungen jährlich einige Mio. Mg ausmachen [Repetzki 2013].

Die einzige MVA mit einer Kapazität von 100.000 Mg pro Jahr (Stand 2011) wird in Warschau (Warzawa) betrieben [Bujanowski 2013]. Nach [Repetzki 2013b] soll diese ausgebaut werden. Eine Anlage in Posen (Poznan) befindet sich aktuell im Bau [Obermeier 2015]. Zudem werden in einigen polnischen Städten weitere MVA geplant (Tabelle 14):

Tabelle 14: Standorte, Kapazitäten und Inbetriebnahmezeitpunkte geplanter AVA in Polen

Standort	Kapazität [Mg/a]	Inbetriebnahme
Stettin (Szczecin)	150.000	2017
Bromberg (Bydgoszcz)	180.000	2017
Krakau (Krakow)	220.000	2016
Bialystok	120.000	unbekannt
Konin	94.000	2015
Posen	210.000	2016

Die Städte Lodz, Köslin (Koszalin) und Ruda O.S. (Ruda Śląska) und Danzig (Gdansk) planen Public-Private-Partnerships zum Anlagenbau [Lohe 2014, Repetzki 2013b]. Bei den Baukosten wird Polen von der EU unterstützt, welche im Durchschnitt 60 % der Investitionen finanziert [Lohe 2014]. Für den Zeitraum von 2017 bis 2020 ist zudem der Bau von drei EBS-HKW mit einer Gesamtkapazität von 300.000 Mg geplant [CEWEP 2014].

Werden alle geplanten Projekte von AVA, MBA und MA durchgeführt, so ergäbe sich nach Informationen aus den Audits eine Jahreskapazität von 11,7 Mio. Mg. Bei einem jährlichen Gesamtaufkommen an Siedlungsabfall von rund 12 Mio. Mg könnten die anfallenden Mengen damit fast vollständig einer Verwertung im Inland zugeführt werden. Dabei ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass das tatsächliche Abfallaufkommen aufgrund nicht statistisch erfasster entsorgter Mengen auf bis zu 15 Mio. Mg geschätzt wird [Repetzki 2013]. Aktuell zeigt sich außerdem, dass die Umsetzung der geplanten Bauvorhaben langsamer erfolgt als erwartet. So war im nationalen Abfallwirtschaftsplan 2008 für den Zeitraum 2010 bzw. 2013 ein Neubau von sieben bzw. zehn Anlagen angestrebt wor-

den, erreicht wurde lediglich eine Vergabe von sechs Bauaufträgen im Jahr 2012. Dennoch ist in Zukunft damit zu rechnen, dass der Ausbau der thermischen Behandlungskapazitäten in Polen weiter vorangetrieben wird, da für unsortierte Kommunalabfälle in Wirtschaftsregionen mit mindestens 300.000 Einwohnern eine thermische Behandlung geplant ist. Optimistische Schätzungen rechnen bis 2020 mit bis zu 30 neuen AVA, konservativere Annahmen gehen von 8 bis 10 neuen Anlagen aus [Lohe 2014]. Daneben wird in Polen auch EBS aus Siedlungsabfällen hergestellt, der in inländischen Zementwerken eingesetzt werden soll. Damit wird perspektivisch der aktuell noch bestehende Import von EBS aus Deutschland für die Mitverbrennung in polnischen Zementwerken verringert [Obermeier 2015].

Im Jahr 2014 wurden 97.000 Mg für einen Export nach Deutschland notifiziert, ca. 78.000 Mg davon zur Verbrennung [UBA 2015]. Die weitere Entwicklung der Ausfuhr von Abfällen hängt wesentlich von der Entwicklung eigener Verwertungsinfrastrukturen sowie von der Höhe der Deponiegebühren ab. Durch die Anhebung der Marschallgebühr, der durch Entsorgungsunternehmen bei einer Deponierung zu entrichtenden Abgabe, ist ein Anstieg der Deponiegebühr von 15 PLN im Jahr 2006 auf 200 PLN (ca. 50 Euro) im Jahr 2015 vorgesehen. Es wird jedoch vermutet, dass dies zu einer erhöhten Entsorgung von Abfall auf inoffiziellen Ablagerungsstätten führen wird [Lohe 2014]. Zudem werden die Marschallgebühren auch bei einer Erhöhung als vergleichsweise gering eingeschätzt [Obermeier 2015].

Zukünftig kann mit einem weiteren Rückgang der in Deutschland importierten Abfälle aus Polen gerechnet werden. Dies ist unter anderem mit den bereits bestehenden Anlagenkapazitäten sowie dem geplanten weiteren Ausbau zu begründen. Da der Bau der Anlagen, wie bereits erwähnt, mit europäischen Fördermitteln unterstützt wurde, können im Vergleich zu Deutschland geringere Annahmepreise realisiert werden, die einen Export unwirtschaftlich machen. Auch der Bau von weiteren Anlagen wird etwa bis 2020 finanziell durch die EU unterstützt werden. Perspektivisch ist in Anlehnung an Experteninformationen zu erwarten, dass ein Überschuss an Abfällen in Relation zu den Behandlungskapazitäten eher im Osten Polens auftritt. Da die Transportkosten nach Deutschland vergleichsweise hoch sind[19], werden diese Mengen ebenfalls nicht nach Deutschland exportiert. So findet eine Verwertung polnischer Siedlungsabfälle in deutschen AVA aktuell praktisch nur in grenznahen Anlagen statt, wie es beispielsweise in Schwedt, Lauta oder Eisenhüttenstadt der Fall ist. Zudem wird geschätzt, dass die Recyclinganstrengungen zu einem Rückgang der Gesamtmenge an thermisch verwertbaren gemischten Siedlungsabfällen in Polen führen werden [Obermeier 2015].

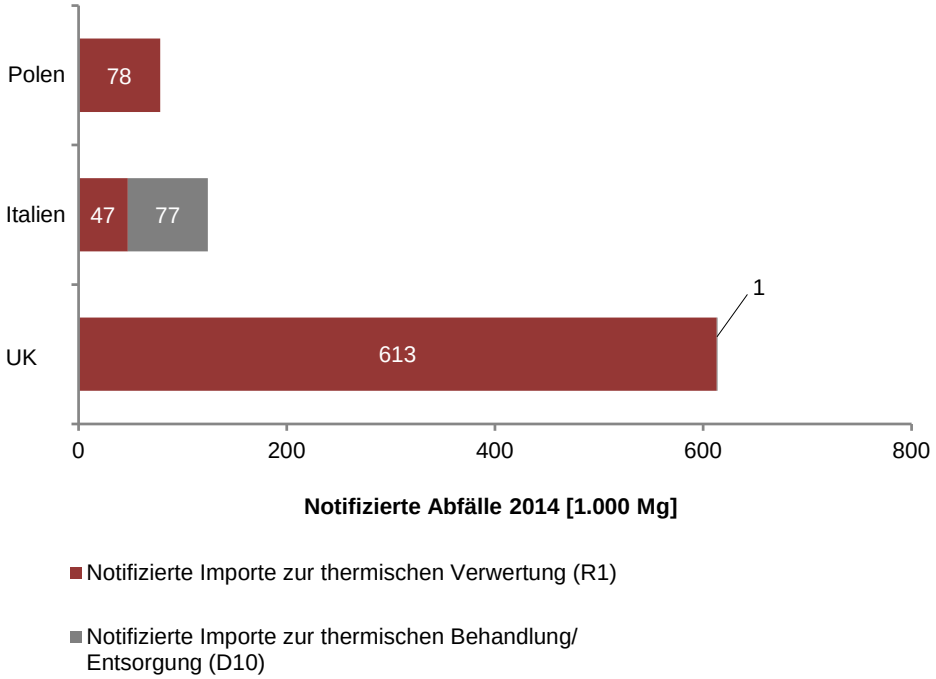
4.7.4 Zusammenfassung

Insgesamt wurden aus der EU in 2014 ca. 2,9 Mio. Mg Abfälle nach Deutschland importiert, wovon alleine 1,3 Mio. Mg aus den Niederlanden stammen. Die Abfallimporte aus den betrachteten Ländern UK, Polen und Italien, die im Jahr 2014 für eine energetische Verwertung bzw. thermische Behandlung in Deutschland notifiziert wurden, beliefen sich auf insgesamt ca. 0,8 Mio. Mg. Aus UK wurden dabei die höchsten Mengen von aufbereitetem Siedlungsabfall zur thermischen Behandlung ausgewiesen, im Jahr 2014 wurden davon rund 0,5 Mio. Mg in AVA eingesetzt [Euwid 18/2015]. Aus Italien wurden vor allem erhebliche Mengen an gefährlichen Abfällen zur thermischen Behandlung in Deutschland notifiziert. Die Mengen aus Polen waren im Vergleich eher gering. Insgesamt wurden

[19] Leere Rücktransporte von Polen nach Deutschland, die für günstige Abfalltransporte genutzt werden könnten, stehen kaum zur Verfügung. Im Gegensatz zu UK, wo dieser Umstand zu günstigen Transportkosten führt, werden aktuell mehr Güter von Polen nach Deutschland als umgekehrt transportiert, so dass leere Rückfahrten eher von Deutschland nach Polen auftreten.

2014 ca. 78.000 Mg Holzabfälle und Abfälle aus der mechanischen Behandlung zur energetischen Verwertung importiert (vgl. Abbildung 12). Die in den deutschen AVA behandelten Importmengen lagen im Jahr 2014 im einstelligen Prozentbereich der Kapazitätsauslastung.

Abbildung 12: Import notifizierungspflichtiger Abfälle zur Verbrennung aus UK, Italien und Polen im Jahr 2014 [UBA 2015]



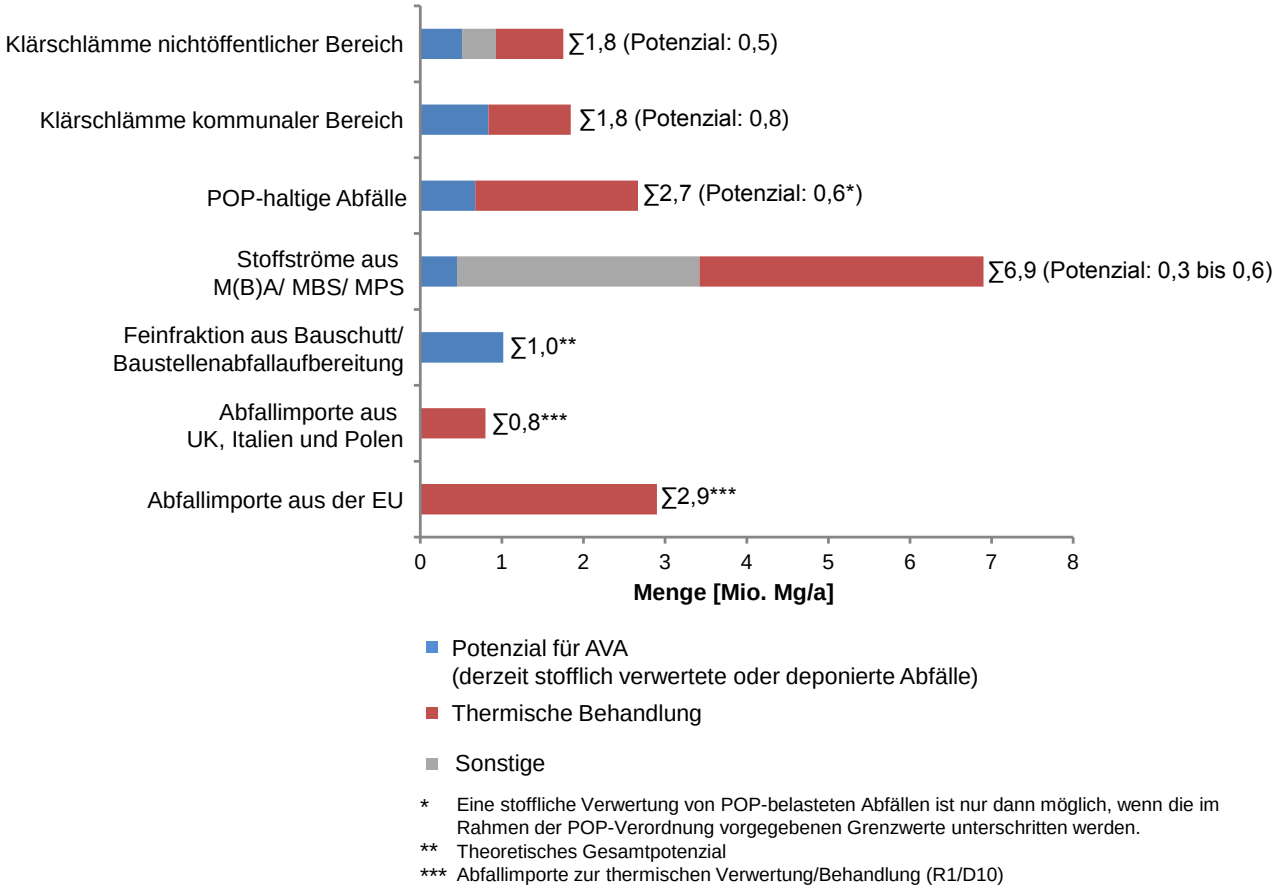
Für die weitere Entwicklung der Abfallimporte aus den genannten drei Ländern sowie dem gesamten europäischen Ausland ist, wie bereits erwähnt, eine Vielzahl an Einflussfaktoren zu berücksichtigen. Daher können ausgehend von der vorliegenden Datenlage keine belastbaren Aussagen zur Mengenentwicklung bis zum Jahr 2030 getroffen werden.

Die in den kommenden Jahren nach Deutschland zur Verbrennung importierte Menge hängt dagegen nach [Obermeier 2015, Treder 2015] neben den rechtlichen Rahmenbedingungen auf EU-Ebene im Wesentlichen von ökonomischen Randbedingungen wie beispielsweise den Annahmepreisen der deutschen AVA ab. Aufgrund des im europäischen Ausland vielfach noch bestehenden Mangels an Behandlungskapazitäten sind Auslastungsschwierigkeiten für AVA EU-weit in absehbarer Zeit nicht zu erwarten [Obermeier 2015]. Importe notifizierter Abfallmengen werden deshalb auch künftig zur Auslastung deutscher AVA beitragen.

4.8 Zusammenfassung zu Potenzialen alternativer Stoffströme

In Abbildung 13 sind die identifizierten alternativen Stoffströme dargestellt, die für den Einsatz in AVA grundsätzlich geeignet sind. Die Potenziale an zusätzlichen Brennstoffen für eine thermische Behandlung sind blau markiert. Der rot gekennzeichnete Anteil umfasst jenen Anteil, der bereits in thermischen Verfahren eingesetzt wird. Grau hinterlegt sind die Anteile von Stoffströmen, die einer sonstigen Verwertung oder Entsorgung zugeführt werden, die aber nicht für die Verbringung in AVA verfügbar sind.

Abbildung 13: Identifizierte Potenziale alternativer Stoffströme



* Eine stoffliche Verwertung von POP-belasteten Abfällen ist nur dann möglich, wenn die im Rahmen der POP-Verordnung vorgegebenen Grenzwerte unterschritten werden.
** Theoretisches Gesamtpotenzial
*** Abfallimporte zur thermischen Verwertung/Behandlung (R1/D10)

Bezüglich der alternativen Stoffströme stehen potenziell folgende Mengen für einen künftigen Einsatz in AVA zur Verfügung. Im Bereich des kommunalen Klärschlamms handelt es sich dabei um 0,8 Mio. Mg, die derzeit stofflich verwertet werden (Landwirtschaft, Landschaftsbau, sonstige stoffliche Verwertung). Bei den Klärschlämmen aus dem nichtöffentlichen Bereich werden etwa 0,5 Mio. Mg stofflich verwertet.

Bei der ausgewiesenen Menge von 486 Mio. Mg aus Deponien handelt es sich um ein theoretisches Potenzial an heizwertreichen Fraktionen, die im Fall eines Rückbaus für eine thermische Behandlung einmalig (keine Jahresmenge) zur Verfügung stehen könnten.

Die Menge stofflich verwerteter POP-haltiger Abfälle wird nach [Potrykus et al. 2015] mit etwa 650.000 Mg angegeben und könnte alternativ der energetischen Verwertung zugeführt werden, um den Schadstoffeintrag in Rezyklate zu vermeiden. . Es gilt jedoch zu beachten, dass dieses Potenzial aus theoretischen Hochrechnungen abgeleitet wurde und in der Praxis möglicherweise nur teilweise für eine energetische Verwertung zur Verfügung steht. Die stoffliche Verwertung von POP-belasteten Abfällen ist grundsätzlich nur dann möglich, wenn die im Rahmen der POP-Verordnung vorgegebenen Grenzwerte unterschritten werden.

Durch die Umstellung „klassischer“ MBA-Anlagen auf Trockenstabilisierung und gesteigerte EBS-Produktion könnten 300.000 bis 600.000 Mg zusätzliches Inputmaterial für AVA zur Verfügung gestellt werden.

Aus den durchgeführten Audits ist bekannt, dass möglicherweise erhebliche Mengen Feinfraktion aus der Aufbereitung von gemischten Bau- und Abbruchabfällen anfallen, die heizwertreiche Bestandteile enthalten. Die Menge an Feinfraktion beläuft sich einer groben Abschätzung zufolge auf ca. 1,0 Mio. Mg. Da dieses Material jedoch vermutlich einen hohen Anteil mineralischer Bestandteile

enthält, sind weitere Aufbereitungsstufen zur bestmöglichen Trennung heizwertreicher Materialien von inerten, mineralischen Stoffen notwendig.

Die Analyse zur Situation der Abfallimporte zur Verbrennung aus den drei betrachteten Ländern zeigt, dass das Importaufkommen in den nächsten Jahren voraussichtlich auf dem derzeitigen Niveau verbleiben wird.

5 Erwartete technische Schwierigkeiten

Die in dieser Studie betrachteten Stoffströme können wirtschaftlich attraktiv sein, aber auch technische Schwierigkeiten verursachen. Bei den zur Diskussion stehenden Stoffströmen ergaben sich sehr unterschiedliche Einschätzungen:

1. **Ersatzbrennstoffe aus dem Ausland:** Sowohl für MVA als auch EBS-HKW werden für mechanisch aufbereiteten Hausmüll und Gewerbeabfall keine technischen Restriktionen gesehen. Zu beachten ist bei MVA der gegenüber kommunalem Hausmüll höhere Heizwert von ca. 9 bis 15 MJ/kg. Er beschränkt evtl. den Durchsatz.

2. **Änderung des Geschäftsmodells von MBA:** Durch Änderungen bei der Aufbereitung von Hausmüll werden keine technischen Schwierigkeiten erwartet. Zu beachten sein könnte evtl. wieder v.a. der Heizwert.

3. **Klärschlamm:** Für die Mitverbrennung sind die bekannten Punkte Lagerung, Aufgabe, Feuerung, Staub- und NO_x-Emissionen zu beachten.

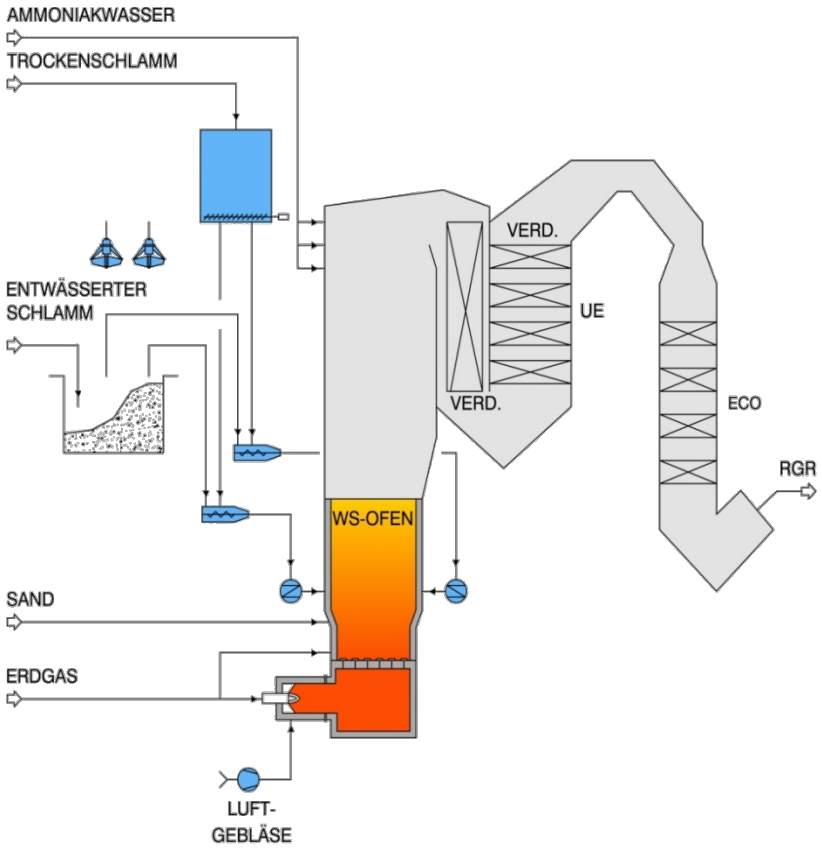
Angesichts des geplanten Verbots der landwirtschaftlichen Verbringung von Klärschlamm ist die Umrüstung einzelner Linien von MVA auf die Monoverbrennung ein Thema. Gedanken dazu ließen schon Klärschlammerzeuger in Nordrhein-Westfalen anstellen, um sich auf das Jahr 2025 vorzubereiten [StEB 2015].

Technisch beginnt der Weg einfach mit der Lagerung. Um eine Vermischung mit dem phosphorarmen Abfall zu vermeiden, ist ein separater Behälter (Bunker, Silo) zwingend notwendig. Angesichts der knappen Platzverhältnisse ist eine räumliche Trennung im gemeinsamen Bunker kaum vorstellbar.

Wesentlich komplexer wird es, wenn der Bereich der Verbrennung zu diskutieren ist. Für Klärschlamm ist angesichts der Feinkörnigkeit des Materials ein Rost nicht üblich. Etabliert sind Wirbelschichten, Etagen- oder Etagenwirbleröfen. Damit wäre eine Umrüstung bestehender Linien notwendig. Feuerung und Kessel bilden aber eine funktionelle Einheit. Die Trennung ist aufwändig. Lösungsvorschläge machte die Fa. ENVIROTHERM GmbH (Essen) [ENVIRO 2015] (vgl. Abbildung 14).

Das Unternehmen hält den Ersatz des Rostes durch eine stationäre Wirbelschicht für machbar. Die Abgastemperatur am Kopf könnte 850 bis 950°C betragen, wenn Klärschlamm mit ausreichendem Heizwert für eine selbstgängige Verbrennung zur Verfügung steht. Für unterschiedlich entwässerte Klärschlämme seien separate Zuführungen notwendig. Zu beachten sei ferner, dass der Klärschlamm möglichst weit entwässert angeliefert werde.

Abbildung 14: Mögliches Apparategrundfließbild einer umgerüsteten AVA-Feuerung [ENVIRO 2015]



WS: Wirbelschicht, VERD.: Verdampfer, UE: Überhitzer, ECO: Economizer, RGR: Rauchgasreinigung

Gemäß den Expertenbefragungen des AP 1 ließen einige Betreiber intern bereits die Möglichkeit der Umrüstung einzelner Linien auf die Monoverbrennung prüfen. Im Ergebnis wurden hohe technische Schwierigkeiten mit entsprechenden Kosten erwartet. Daher stehen keine Pläne zur Realisierung an. Beobachtet wird von den Firmen aber die Entwicklung des Klärschlammannahmepreises.

Auch das Ingenieurbüro Dr. Born-Dr. Ermel GmbH (Achim) stellte bereits Überlegungen an, was bei einer Umrüstung zu beachten sei (Tabelle 15). Das Büro hält eine Betrachtung der Anlagencharakteristik für ratsam, angefangen bei der Lagerung bis zur Abgasbehandlung. Die Möglichkeiten der bisherigen Verwertungswege der Aschen seien zu bedenken.

Die Komplexität der Aufgabenstellung wird somit ebenfalls gesehen. Bestätigt wird aber die technische Machbarkeit mit überschaubarem Risiko.

Tabelle 15: Zu prüfende Baugruppen vor einer Umrüstung auf die Klärschlamm-Monoverbrennung [Born 2015]

	Kommunaler Abfall	Entwässerter Klär-schlamm	Untersuchungs-bedarf

	Kommunaler Abfall	Entwässerter Klär-schlamm	Untersuchungs-bedarf
Anlieferung/Lagerung	Bunker mit Krananlage	Silo, Bunker mit Kran-anlage, Dickstoffpum-pe u./o. Förderschne-cken	Ja
Brennstoff-Aufbereitung	keine Aufbereitung erforderlich außer bei hohen Stückgrößen (z.B. Sperrmüll)	Trocknung zur Anhe-bung des Heizwertes für die autotherme Verbrennung	Ja
Feuerungsanlage	i.d.R. Rostfeuerung mit Grobentaschung	Stationäre Wirbel-schicht für niederkalo-rische Brennstoffe	Ja
Kesselanlage	Abgasvolumen und –temperatur, HD-Kessel mit Dampftur-bine	Abgasvolumen und –temperatur, HD-Kessel mit Dampftur-bine, Thermoölkessel	Ja
Abgasbehandlung	Hohe Schadstoff-fracht, Grenzwerte der 17. BImSchV	Hohe Feinstaubfracht, geringe Schadstoff-fracht, Grenzwerte der 17. BImSchV	Ja

HD = Hochdruck

Neben der Umrüstung sind auch Fragen des Betriebes zu beachten, die aus den unterschiedlichen chemischen Zusammensetzungen von Klärschlamm und Hausmüll resultieren. Die Inhaltsstoffe schwanken bei beiden je nach Region, Jahreszeit, Verursachern usw. Trotzdem sind charakteristische, signifikante Unterschiede festzustellen (Tabelle 16).

Tabelle 16: Typische Konzentrationen wichtiger Elemente in kommunalem Klärschlamm und Hausmüll

		Klärschlamm [DWA 2009]*	Hausmüll [Heil 1995]	Hausmüll [IGES 2009]
Stickstoff	[Ma.-%]	2 – 6	0,3 – 0,5	0,8
Schwefel	[Ma.-%]	0,5 – 1,5	0,2 – 0,5	0,2
Chlor	[Ma.-%]	0,05 – 0,5	0,7 – 0,8	0,6
Quecksilber	[mg/kg]	0,3 – 2,5	3 – 5	0,26

*: bezogen auf Trockensubstanz

Zu beachten sind anhand der Daten:

1. Generell höherer Stickstoffgehalt beim Klärschlamm → mit den bestehenden Entstickungsanlagen ist ein Optimum zwischen NO_x-Konzentration und NH_3-Schlupf zu finden. Eventuell ist eine Neuanlage notwendig
2. Das möglicherweise kleinere Verhältnis von Chlor zu Quecksilber kann dazu führen, dass dem Chlor der Reaktionspartner zur Bildung von $HgCl_2$ fehlt und die Konzentration von elementarem Quecksilber steigt. Dieses ist reaktionsträger. Eventuell wird der Einsatz von imprägnierter Aktivkohle in der Abgasreinigung notwendig.

Ferner zu beachten ist der generell hohe Aschegehalt von Klärschlamm, der zu einer höheren Staubfracht führt.

4. Sshredderleichtfraktion: Gemäß der Expertenbefragungen des AP 1 ist das Material den Betreibern bereits bekannt. Die technisch Verantwortlichen sehen es ungern wegen der Schwermetallgehalte, welche bei größeren Anlieferungen die Verwertung der Rostasche erschweren.

5. Faserhaltige Materialien: Quellen können GFK, CFK und Mineralfasern sein. Bei der Verbrennung freigesetzte Fasern, welche in den Abgasweg gelangen, verursachen eventuell bei Anlagen mit Elektrofiltern Stromüberschläge. Daher sollte die Menge des Materials auf höchstens 2 % der Feuerungswärmeleistung begrenzt werden. [Albrecht und Schwitalla 2014]. Die ITAD empfiehlt, CFK aus dem Annahmekatalog zu streichen [ITAD 2014b].

Bei GFK und CFK ist die schwierige Aufbereitung zu beachten. In der Feuerung ist oft der Ausbrand ungenügend, so dass das Material aus der Rostasche auf der Anlage oder im Rahmen der Aufbereitung abzutrennen ist, um es erneut in die Feuerung zu geben.

Bei allen faserhaltigen Materialien ist das Misstrauen groß, dass Fasern in der Rostasche zu finden sind und eine Mitarbeitergefährdung besteht. Sind die Materialien dann noch staubend, wie dies bei Dämmstoffen der Fall ist, besteht die Sorge auch für den Annahmebereich.

Aus den genannten Gründen haben einige Betreiber faserhaltige Materialien gänzlich, zeitweise oder bestimmte Sorten aus dem Annahmekatalog gestrichen.

6. Heizwertreiches Material aus dem Deponierückbau: Die technischen Schwierigkeiten auf unterschiedlichen Rosten und MVA und EBS-HKW sind in [Quicker 2015] sehr gut beschrieben.

7. Feinfraktion aus der Baustellenaufbereitung: Die Feinfraktion besitzt einen hohen mineralischen Anteil und damit geringen Heizwert. Das Material wird interessant, wenn

a) der Annahmepreis über den Kosten (besonders der Entsorgung der Verbrennungsrückstände) liegt und
b) in der Mischung mit heizwertreichem Material der Durchsatz insgesamt gesteigert werden kann.

Technisch zu beachten ist die möglicherweise verstärkte Staubfracht im Rohgas.

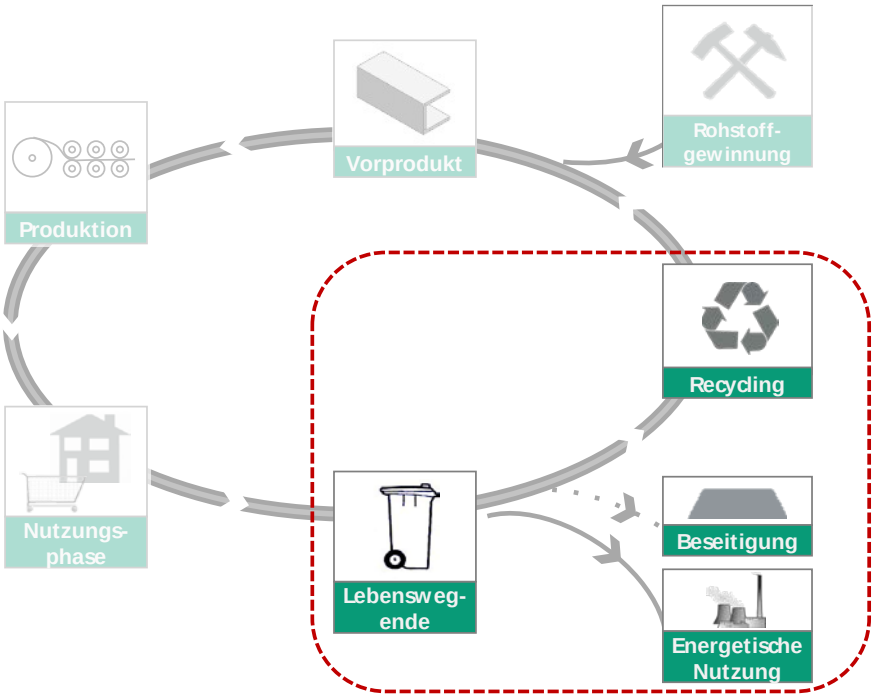
6 Umweltschutzbewertung

Um die Umweltverträglichkeit des Einsatzes von alternativen Stoffströmen in AVA beurteilen zu können, wird eine ökobilanzielle Gegenüberstellung der Verwertung in AVA mit den aktuell genutzten Verwertungs- und Entsorgungswegen in Anlehnung an die DIN EN ISO 14040 vorgenommen. Im Rahmen der Bilanzierung werden folgende Kategorien genauer untersucht:

- Treibhausgasemissionen (THG) in kg CO_2-Äquivalent
- Versauerungspotenzial in kg SO_2-Äquivalent
- Eutrophierungspotenzial in kg PO_4^{3-}-Äquivalent
- Abiotischer Ressourcenverbrauch in kg Sb-Äquivalent
- Kumulierter Energieaufwand in kWh

Bei ökobilanziellen Betrachtungen der Auswirkungen von Abfällen werden die Herstellungs- und Nutzungsphase eines zu Abfall gewordenen Produkts in der Regel nicht berücksichtigt. Die Bilanzierung der Umweltauswirkungen beginnt dementsprechend am Lebenswegende der Produkte, wie Abbildung 15 verdeutlicht. Aus einem Recycling zurückgewonnene Produkte und Rohstoffe bzw. aus einer energetischen Verwertung erzeugte Energie substituieren dabei Rohstoffen und Energie aus primären Quellen. Entsprechende Entlastungen werden als Gutschriften ausgewiesen.

Abbildung 15: Bilanzgrenze für das Berechnungsmodell bezogen auf den Produktlebenszyklus



Bei der weiteren Behandlung der Abfälle werden die Umweltauswirkungen der stofflichen und energetischen Verwertung bzw. der Beseitigung von Stoffströmen und Abfällen berücksichtigt. Die Umweltschutzbewertung findet sowohl für die als relevant identifizierten, inländischen Stoffströme (vgl. Kap. 4.1 bis 4.6; Umweltschutzbewertung in Kap. 6.4) als auch für die Abfallimporte zur energetischen Verwertung (vgl. Kap. 4.7; Umweltschutzbewertung in Kap. 6.5) nach CML 2001 (Version April 2013) statt. Dazu werden die betrachteten Verwertungs- bzw. Entsorgungswege pro Stoffstrom in einzelne Prozesse zerlegt. Jeder Prozess ist mit Umweltbelastungen verbunden, die sowohl stoff- als auch prozessspezifischer Natur sein können. Ebenso können durch die stoffliche und energetische

Verwertung von Abfallstoffen auch positive Umweltwirkungen erzielt werden, die eine Gutschrift generieren. Nachfolgend werden wesentliche allgemeine Randbedingungen bei der Gegenüberstellung der Verwertungsoptionen von in dieser Studie untersuchten Stoffströmen näher erläutert.

6.1 Gutschriften und Belastungen durch die energetische Verwertung in MVA

Bei der energetischen Verwertung von Abfällen wird Wärme frei, die in einer MVA nach dem Stand der Technik zum Teil in elektrischen Strom umgewandelt wird. Durch die Einspeisung ins Strom- bzw. Wärmenetz wird dadurch der konventionell erzeugte Strom bzw. die konventionell erzeugte Wärme substituiert, was der energetischen Verwertung von Stoffströmen gutgeschrieben werden kann. Diese Gutschrift bezieht sich dabei auf die Umweltbelastungen der konventionellen Strom- bzw. Wärmeerzeugung in Deutschland (deutscher Strom- und Wärmemix). Für die Anteile der Energieträger an der Stromerzeugung wurde dabei auf Angaben aus [UBA 2014] zurückgegriffen. Die Anteile der Energieträger an der Wärmeerzeugung beziehen sich auf Angaben nach [Destatis 2015b]. Für die spezifischen Emissionen des deutschen Strom- und Wärmemix wurde auf die Datenbank Gabi Professional (Version 6) zurückgegriffen. Im Fall der Treibhausgasemissionen ergeben sich dabei Emissionsfaktoren von ca. 600 g CO_2 pro kWh Strom und ca. 268 g CO_2 pro kWh Wärme. Die erzeugte Strom- und Wärmemenge in kWh pro Mg eines Stoffstroms hängt dabei vom Heizwert des eingesetzten Materials und vom Wirkungsgrad der MVA ab.

$$Q_{Strom} = H_{u,x} \cdot \eta_{elektrisch}$$

$$Q_{Wärme} = H_{u,x} \cdot \eta_{thermisch}$$

(mit: x = eingesetzter Stoffstrom)

Die Bruttowirkungsgrade deutscher MVA betragen durchschnittlich [UBA 2008]:

$$\eta_{elektrisch} = 13\ \%$$

$$\eta_{thermisch} = 34\ \%$$

Neben der Gutschrift für Strom und Wärme wird bei metallhaltigen Abfallstoffen eine Metallrückgewinnung aus den Schlacken und Aschen nach der Verbrennung angesetzt. Bei den Metallen handelt es sich üblicherweise um Eisen sowie die Nichteisen- (NE-) Metalle Aluminium und Kupfer. In der Literatur finden sich unterschiedliche Angaben über die Effizienz der Metallrückgewinnung aus Verbrennungsaschen. In Bezug auf die besten verfügbaren Techniken ist von Rückgewinnungsquoten von 55 bis 60 % bei Eisen und 50 % bei NE-Metallen auszugehen [Europäische Kommission 2006]. Gemäß [Pretz, Meier-Kortwig 1998] werden Eisen zu 92,5 % und NE-Metalle zu 34,0 % aus den Schlacken zurückgewonnen. [Deike et al. 2012] nennen eine Metallrecyclingquote (Fe- und NE-Metalle) von über 92 %. Neueste Untersuchungen von [Kuchta und Enzner 2015] geben für Deutschland eine Rückgewinnungsquote von 82 % Eisen und 56 % NE-Metallen an. Im Rahmen der vorliegenden ökobilanziellen Betrachtung werden die Rückgewinnungsraten nach [Kuchta und Enzner] angesetzt. Da durch das Recycling der Sekundärmetalle Primärrohstoffe substituiert werden, führt auch die Metallrückgewinnung zu einer Gutschrift für die thermische Behandlung. Umweltbelastungen entstehen in der MVA unter anderem durch die Emission von CO_2 aus der Verbrennung fossilen kohlenstoffhaltigen Materials sowie durch weitere Rauchgasbestandteile. Ebenso führt die Deponierung der aus der Verbrennung zurückgebliebenen Aschen und Schlacken zu indirekten Emissionen aus dem Energieverbrauch für den Einbau und der Bereitstellung der dafür erforderlichen Infrastruktur.

Für die nachfolgenden Betrachtungen wurde angenommen, dass alternative Stoffströme im Fall einer energetischen Verwertung ausschließlich in MVA verbracht werden. Daher wurden im Rahmen der ökobilanziellen Betrachtung die durchschnittlichen Wirkungsgrade von MVA angesetzt.

6.2 Stromverbrauch von Aufbereitungsprozessen

Die mechanische Aufbereitung bestimmter Abfallfraktionen wird aufgrund fehlender Daten vereinfachend auf ihren Energieverbrauch in Form von Erdgas, Diesel und elektrischer Energie reduziert. Die durch den Stromverbrauch entstehenden Belastungen wurden dabei auf den deutschen Strommix zurückgeführt.

6.3 Gutschriften durch Substitution von Primärrohstoffen

Sowohl aus der stofflichen als auch der energetischen Verwertung von Abfällen können Gutschriften durch die Substitution von Primärrohstoffen resultieren. Bei der ökobilanziellen Bewertung von alternativen Stoffströmen für den Einsatz in AVA aus dem In- und Ausland werden in Abhängigkeit des Verwertungs-/ Behandlungswegs Materialien gemäß Tabelle 17 substituiert. Die Herstellung eines neuwertigen Produkts bzw. Halbzeugs aus recycelten Materialien ist dabei mit spezifischen Emissionen verbunden. Diese sind in der Regel niedriger als die mit der Herstellung des Primärprodukts verbundenen Emissionen.

Tabelle 17: Substituierte Primärrohstoffe durch die stoffliche Verwertung der betrachteten Stoffströme

Stoffstrom	Substituiertes Material	Prozess
Altmetalle	Eisen, Aluminium, Kupfer	Herstellung von Sekundäreisen, Sekundäraluminium und Blisterkupfer
Kunststoffabfälle	Kunststoffe	Regranulierung von Altkunststoffen
Altgummi	Elastomer (EPDM)1	Zerkleinerung von Altgummi, z.B. für die Herstellung von Sportplatzbelägen
Klärschlamm	Mineraldünger Mineralbaustoff	Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft Einsatz von Klärschlamm im Landschaftsbau
Altholz	Frischholz	Herstellung von Aktivkohle aus Altholz

[1] EPDM: Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk

Bei der Berechnung der Gutschriften wurden folgende Annahmen getroffen:

- Aufgrund der zum Teil sehr komplexen Emissionsbildung von Klärschlamm in der stofflichen Verwertung (Ausbringung in der Landwirtschaft und Einsatz im Landschaftsbau) wurde auf Daten einer Ökobilanz zu Entsorgungsoptionen für Klärschlamm [Fehrenbach und Knappe 2002] zurückgegriffen.
- Für alle weiteren Stoffströme wurden, soweit vorhanden und repräsentativ, Daten aus der Datenbank ecoinvent, Version 3.1 [ecoinvent 2015], verwendet.

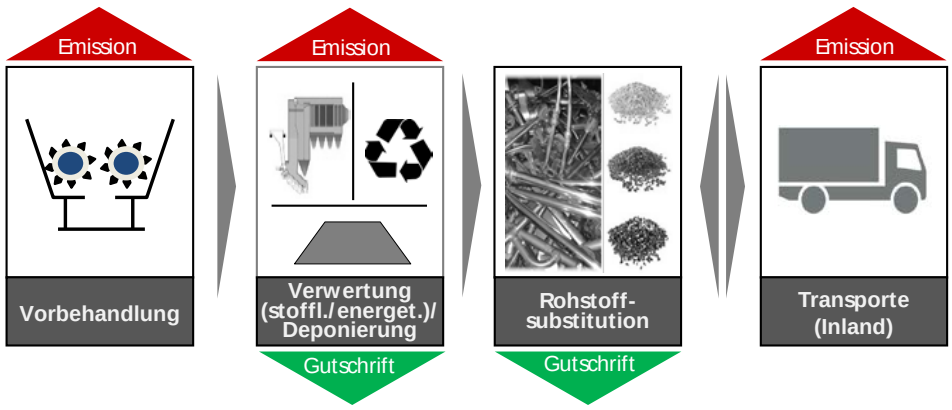
- Bei der Regranulierung von Kunststoffabfällen und der stofflichen Verwertung von Gummiförderbändern wird in Anlehnung an [HTP 2001] ein Verlust des Werkstoffs von 10 % angesetzt. Das heißt, 1 Mg aufbereiteter Altkunststoff/ Altgummi ersetzen 0,9 Mg Primärmaterial.
- Für die Regranulierung von Altkunststoffen (Kunststoffe aus Schredderleichtfraktion und aus EAG) wurde vereinfachend der Energieverbrauch des Extrusionsprozesses für verschiedene Kunststoffe aus [Noël 2011] angesetzt.
- Bei der werkstofflichen Verwertung von Gummiförderbändern (z.B. für die Herstellung von Sportplatzbelägen) wurde vereinfachend der Energiebedarf der Zerkleinerung von Altreifen aus [Reschner 2012] angenommen. Die Herstellung eines Bindemittels wurde nicht berücksichtigt, da dieses sowohl bei der Verwendung von primärem EPDM als auch RC-Gummi in gleichem Umfang benötigt wird.

Die Datengrundlagen und Quellen sind für die einzelnen Stoffströme im Anhang Abbildungen 43 bis 50, Tabellen 34 und 35) ausgewiesen.

6.4 Methodik bei der Bewertung inländischer Stoffströme

Im Rahmen der Umweltschutzbewertung der identifizierten alternativen Stoffströme werden stoffliche Verwertung, mechanische Behandlung oder Deponierung einer energetischen Verwertung in AVA gegenübergestellt. Dabei wird die Vorbehandlung, Verwertung und Entsorgung der relevanten Stoffströme berücksichtigt.

Abbildung 16: Systemgrenzen für das Berechnungsmodell bezogen auf die inländischen, alternativen Stoffströme sowie Darstellung der THG-Emissionen und Gutschriften



6.4.1 Betrachtete Stoffströme

In Tabelle 18 sind die inländischen Stoffströme wiedergegeben, die im Rahmen der Umweltschutzbewertung betrachtet werden. Nicht betrachtet wurden die faserverstärkten Kunststoffe, die aufgrund möglicher technischer Probleme für den Einsatz in MVA nur bedingt geeignet sind. Außerdem wurden die zusätzlichen Stoffstrompotenziale aus MBA nicht in der ökobilanziellen Bewertung betrachtet, da die thermische Behandlung und die mechanisch-biologische Behandlung starke Verflechtungen aufweist. Bei den POP-haltigen Abfällen ist dabei zu beachten, dass die stoffliche Verwertung nur zulässig ist, wenn die im Rahmen der POP-Verordnung vorgegebenen Grenzwerte für diesen Verwertungsweg eingehalten werden. Eine Schadstoffentfrachtung hochbelasteter Abfälle wie beispielsweise bestimmte SLF aus dem Automobilbereich können jedoch nach dem derzeitigen Stand der Technik nicht vollständig recycelt werden. Der Vergleich gilt demnach nur für jene Anteile der POP-belasteten Abfallströme, deren Schadstoffkonzentrationen die vorgegebenen Grenzwerte unterschreiten.

Tabelle 18: Gegenüberstellung der ökobilanziell betrachteten Verwertungs-/ Entsorgungswege je Stoffstrom

Stoffstrom	Stoffliche Verwertung/ Entsorgung	Energetische Verwertung
Klärschlamm	Ausbringung in der Landwirtschaft/ Einsatz im Landschaftsbau	Einsatz von Klärschlamm in Verbrennungsanlagen ohne P-Rückgewinnung aus der Klärschlammasche; Deponierung der Aschen
Heizwertreiches Material Deponierückbau	Verbleib auf der Deponie	Ausbau und Abtrennung des heizwertreichen Materials; Einsatz in MVA; Deponierung der Aschen/ Schlacken
POP-haltige Abfälle		
Schredderleichtfraktion	Mechanische Aufbereitung stoffl. Verwertung von Kunststoffen, Gummi und Metallen Einsatz von Holz, Lackresten und Textilien in MVA Deponierung inerter Reststoffe	Einsatz in MVA, Metallrückgewinnung aus den Aschen/ Schlacken; Deponierung der Aschen/ Schlacken
Kunststoffe aus EAG	Stoffliche Verwertung *	Einsatz in MVA; Deponierung der Aschen/ Schlacken
Kunststoffe aus dem Baubereich	Stoffliche Verwertung*	Einsatz in MVA; Deponierung der Aschen/ Schlacken
Gummiförderbänder	Stoffliche Verwertung*	Einsatz in MVA; Deponierung der Aschen/ Schlacken
Altholz	Herstellung von Aktivkohle**	Einsatz in MVA; Deponierung der Aschen/ Schlacken
Feinfraktion aus der Bauabfallaufbereitung	Mechanische Behandlung und anschließende Deponierung des Stabilats	Einsatz in MVA; Deponierung der Aschen/ Schlacken

***** Für POP-haltige Abfallströme gibt es derzeit keine etablierten technischen Verfahren für die Gewinnung schadstofffreier und sortenreiner Rezyklatkunststoffe.

** Nach den vorliegenden Daten werden nur geringe Mengen belasteten Altholzes in Vergasungsprozessen zur Herstellung von Aktivkohle eingesetzt werden, die nach Angaben von [Potrykus et al. 2015] PCP-belastet sind und der Altholzkategorie AIV zugeordnet werden.

Bei der Gegenüberstellung der Umweltwirkungen der Verwertungswege wurde methodisch jeweils 1 Mg des betrachteten Stoffstroms ohne gegebenenfalls enthaltene Fremd- oder Störstoffe angesetzt.

6.4.1.1 Klärschlamm

Als funktionelle Einheit wurde 1 Mg Klärschlamm mit einem TS-Gehalt von 3 Ma.-% festgelegt. Bei der landwirtschaftlichen Nutzung erfüllt Klärschlamm die Funktion eines Pflanzendüngers und ersetzt eine bestimmte Menge an Mineraldünger. Deshalb werden die dadurch vermiedenen Umweltbelastungen durch den Abbau von Phosphaterz und der Herstellung des substituierten Mineraldüngers der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm in Form einer Gutschrift angerechnet. Tabelle 19 zeigt die entsprechenden Düngemittelmengen.

Tabelle 19: Düngemittelsubstitution durch Klärschlamm nach [Fehrenbach und Knappe 2002]

Düngemittel	Düngemittelsubstitution	
	kg je Mg TS Klärschlamm	kg je Mg Klärschlamm (3 Ma.-% TS)
Ammoniumnitratphosphat (ANP)	25,1	0,75
Ammoniumphosphate (MAP/DAP)	6,5	0,20
Single-Superphosphat (SSP)	32,8	0,98
Triple-Superphosphat (TSP)	40,3	1,21
Thomasphosphat	26,5	0,80
Rohphosphat	3,24	0,10
K-Dünger (als K_2O)	2,72	0,08
Ca-Dünger (als CaO)	598	17,94
Mg-Dünger (als MgO)	10	0,30

Bei der Anwendung im Landschaftsbau wird davon ausgegangen, dass Klärschlamm kompostiert und nach Vermischung mit Sand, Ton oder Bodenmaterial in der Haldenrekultivierung (z.B. in Braunkohletagebaustätten oder Kalihalden) eingesetzt wird. Dabei ist anzunehmen, dass dieser Entsorgungsweg im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Verwertung keine Düngefunktion hat [LfU 2015, Fehrenbach und Knappe 2002].

Für die Modellierung der Klärschlammverbrennung wurden die Umweltbelastungen durch die Emission von Rauchgasen und die Deponierung der Aschen und Schlacken berücksichtigt. Es wird angenommen, dass der mit der Entwässerung und Trocknung des Klärschlamms vor bzw. während der Verbrennung verbundene Energieaufwand nur eine geringe Gewinnung von Wärme aus der energetischen Verwertung des organischen Anteils zulässt [Fehrenbach und Knappe 2002].

6.4.1.2 Heizwertreiches Material aus dem Deponierückbau

Als funktionelle Einheit wird 1 Mg heizwertreiches Material festgelegt, das im Wesentlichen aus Kunststoffen, Holz, PPK, Textilien und Verbunden besteht (vgl. Kapitel 4.2). Da für die Deponierung von Textilien und Verbunden sowie die Verbrennung von Verbunden in einer MVA Datenbankwerte zur Verfügung standen, wurde vereinfachend der Anteil an Textilien dem Anteil an Holz und der Anteil an Verbunden dem Anteil an Kunststoffen zugeschlagen. Daraus ergibt sich die für die ökobilanzielle Betrachtung angesetzte Zusammensetzung des heizwertreichen Materials gemäß Tabelle 20. Die funktionelle Einheit umfasst folglich 140 kg Holz, 250 kg Kunststoffe und 610 kg PPK. Die während der Deponierung unter Umständen bereits eingesetzten Abbauvorgänge organischer Substanzen wurden im Rahmen der Bilanzierung nicht berücksichtigt, da die Halbwertzeiten des Abbaus zum Teil sehr lang sind.

Tabelle 20: Düngemittelsubstitution durch Klärschlamm nach [Fehrenbach und Knappe 2002]

Fraktion	Zusammensetzung nach [Mocker et al. 2009]	Vereinfachte Zusammensetzung im Rahmen der ökobilanziellen Betrachtung
Textilien	6 %	Vereinfachung: entspricht Holz
Verbunde	6 %	Vereinfachung: entspricht Kunststoff
Holz	8 %	14 %
Kunststoffe	20 %	25 %
PPK	60 %	61 %

Für die Berechnung der Umweltbelastungen bei einem Verbleib des Materials auf einer Hausmülldeponie wurde auf Datenbankwerte aus ecoinvent zurückgegriffen [ecoinvent 2015]. Diese umfassen die stoffspezifischen Umweltbelastungen bei einer Deponierung nach dem Stand der Technik mit vorhandener Deponiegas- und Sickerwassererfassung über einen Zeitraum von 100 Jahren. Die Deponiegaserfassung beträgt laut Datenbank 53 %. Das erfasste Deponiegas wird zum Teil zur Gewinnung von Strom und Wärme genutzt [Doka 2009].

Bei einem Rückbau der Deponie wird angenommen, dass das heizwertreiche Material durch eine mechanische Aufbereitung von heizwertarmem Material getrennt wird. Die Bilanzierung erfolgt dabei nur für das heizwertreiche Material. Diese Aufbereitung ist mit einem Energieverbrauch verbunden, dessen Umweltbelastungen der energetischen Verwertung des Materials angerechnet werden.

6.4.1.3 POP-haltige Abfälle: Schredderleichtfraktion (SLF)

Die SLF stellt ein Gemisch verschiedener Materialen dar. Die für die vorliegende Betrachtung verwendete Zusammensetzung ist in Tab. 7-5 wiedergegeben. Grundsätzlich sind technische Lösungen für die Separation bestimmter Teilfraktionen der SLF verfügbar [Martens 2011]. Als Energiebedarf für die Abtrennung und Aufbereitung einzelner Fraktionen aus der SLF wird ein aus der Ecoinvent-Datenbank entnommener Wert von 40 kWh/Mg SLF angenommen, der sich auf das Zerkleinern von EAG bezieht.

Tabelle 21: Zusammensetzung der SLF aus der Aufbereitung von Restkarossen [Martens 2011]

Komponenten	Zusammensetzung SLF [%]	Für Bilanzierung genutzte Mittelwerte [%]
Kunststoffe	25 - 40	31,4
Elastomere, Reifen	10 - 30	19,3
Holz, Zellulosestoffe	3 - 8	5,3
Fasern, Bezugsstoffe	5 - 16	10,1
Lack, Unterbodenschutz	3 - 5	3,9
Glas, Keramik	10 - 16	12,6
Eisen	5 - 15	9,7
Kupfer	1 - 3	1,9
Aluminium	2 - 3	2,4
Reststoffe (Rost, Sand, Staub)	2 - 5	3,4
Schadstoffe	2	0

Als stofflich verwertbare Anteile der SLF werden die Fraktionen Kunststoffe, Gummi und Metalle angenommen. Die bei der Abtrennung dieser Fraktionen auftretenden Verluste wurden im Rahmen der Bilanzierung nicht berücksichtigt. Für die inerten Bestandteile der SLF und die bei der Verbrennung entstehenden Aschen wird eine Verbringung auf die Deponie angenommen. Ein möglicherweise erhöhter Aufwand für die Reinigung von Rauchgasen aufgrund des hohen Chlorgehalts von in SLF enthaltenen Kunststoffen wurde bei der energetischen Verwertung in MVA aufgrund fehlender Daten vernachlässigt. Ebenso wurden möglicherweise erhöhte Emissionen durch den Schadstoffgehalt bei der stofflichen Verwertung von der Bewertung ausgeschlossen.

6.4.1.4 POP-haltige Abfälle: Kunststoffe aus EAG und aus dem Baubereich

Für die Zusammensetzung der Kunststoffe aus EAG wurde eine Zusammensetzung in Anlehnung an [Hense et al. 2015] herangezogen[20]. Gemäß [Potrykus et al. 2015] handelt es sich bei POP-haltigen Kunststoffen aus Baubereich überwiegend um EPS und XPS. Für Kunststoffe aus dem Baubereich wurde deshalb eine Aufteilung in 88 Ma.-% EPS und 12 Ma.-% XPS angenommen.

Bei der stofflichen Verwertung der Kunststoffe aus EAG erwachsen Gutschriften durch die Substitution von Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), Polystyrol (PS), Polyethylen (PE), Polyvinylchlorid (PVC) und Polypropylen (PP) aus primären Quellen. Für rezyklierte Kunststoffe aus dem Baubereich hingegen wird EPS ersetzt.

6.4.1.5 POP-haltige Abfälle: Gummiförderbänder

Gummiförderbänder lassen sich im Rahmen einer werkstofflichen Verwertung zum Beispiel für die Herstellung von Sportplatzbelägen nutzen und können so Primärmaterial ersetzen [Potrykus et al. 2015]. Allerdings ist das Schreddern der Bänder mit einem hohen Energieverbrauch verbunden. [Reschner 2012] gibt hierbei einen Strombedarf von 1.200 kWh/Mg für die Zerkleinerung von Altreifen auf eine Korngröße von 0,5 bis 1,5 mm an.

6.4.1.6 POP-haltige Abfälle: Altholz

POP-belastetes Altholz ist aufgrund der Schadstoffbelastung nicht für eine werkstoffliche Verwertung geeignet. Nach POP-Verordnung ist es jedoch zulässig, durch Vergasung des Materials Aktivkohle zu gewinnen, sofern es sich nicht um PCB-Altholz[21] handelt. In der Praxis werden jedoch nur geringe Mengen dieser schadstoffhaltigen Hölzer in Vergasungsprozessen eingesetzt (vgl. Kapitel 4.3). Das durch diesen stofflichen Verwertungsweg eingesparte Holz aus primären Quellen wird der stofflichen Verwertung gutgeschrieben. Als funktionelle Einheit wurde 1 Mg Altholz gewählt, Fremdstoffe wurden in der Bilanz nicht berücksichtigt.

6.4.1.7 Feinfraktion aus der Aufbereitung von gemischten Bau- und Abbruchabfällen

Die Feinfraktion besteht überwiegend aus Mineralik, in der organische Komponenten wie Holz- und Kunststoffpartikel oder Papierreste enthalten sind. In Anlehnung an [LUBW 2007] wird ein maximaler Gehalt von 20 % organischer Bestandteile angesetzt, die als Annahme zu 5 % in Holz, zu 5 % in Papier und zu 10 % in Kunststoffe aufgeteilt werden. Als Behandlungsweg steht zum einen die Abtrennung der organischen Partikel durch mechanische Verfahren zur Verfügung. Für den Energiebe-

[20] ABS: 60,9 Ma.-%, PS: 18,3 Ma.-%, PE: 8,6 Ma.-%, PVC: 7,6 Ma.-%, PP: 4,6 Ma.-%

[21] Nach [Potrykus et al. 2015] werden PCP-belastete Althölzer der Kategorie AIV zugeordnet und sind damit für eine Vergasung zur Herstellung von Aktivkohle zugelassen.

darf der mechanischen Behandlung werden Aufwendungen einer MBA für die Behandlung von Siedlungsabfall nach [Fehrenbach 2007] angesetzt. Es wird angenommen, dass die organischen Anteile in Form eines EBS ausgeschleust und in EBS-HKW mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 18 % und einem energetischen Wirkungsgrad von 32 % eingesetzt werden. Verluste bei der Abtrennung organischen Materials wurden aufgrund des relativ geringen Anteils in der Feinfraktion vernachlässigt. Die aus der energetischen Verwertung entstehenden Belastungen und Gutschriften werden der mechanischen Behandlung angerechnet. Das an Organik abgereicherte Inertmaterial wird deponiert. Demgegenüber besteht die Möglichkeit, die organikhaltige Feinfraktion[22] direkt in die thermische Behandlung zu geben.

6.4.2 Berücksichtigung der Transportemissionen

Beim Vergleich verschiedener Verwertungswege ohne Kenntnis eines konkreten Anfallorts kann keine Aussage zur jeweiligen Länge der Transportwege getroffen werden. Zudem hat im Gegensatz zu den Umweltauswirkungen durch Vorbehandlung und Verwertung bzw. Entsorgung der Transport der Stoffströme im Inland voraussichtlich nur einen untergeordneten Einfluss auf das Gesamtergebnis der Bilanz. Deshalb wird der inländische Transport nicht direkt in die Berechnung einbezogen, sondern in einem nachfolgenden Schritt berücksichtigt. Weist ein Verwertungsverfahren eines bestimmten Abfalls einen klaren ökologischen Vorteil gegenüber dem alternativen Behandlungsweg aus, so lässt sich anhand der spezifischen Transportemissionen (pro Mg und 100 km) berechnen, über welche Distanzen diese Abfälle transportiert werden können, bis dieser ökologische Vorteil „aufgebraucht“ ist. Ist diese maximale Transportentfernung größer als 1.000 km, so kann davon ausgegangen werden, dass der Verwertungsweg auch unter Berücksichtigung des Transportes gegenüber der schlechter bewerteten Option zur Verwertung/ Entsorgung ökologisch vorteilhaft ist. Die Ermittlung der maximalen Transportdistanz erfolgt in Abhängigkeit der spezifischen Emissionen bei einer Verbringung mit Lkw, per Zug oder per Binnenschiff. Der Fokus liegt dabei auf dem Transportmittel mit den jeweils höchsten Emissionen auf Ebene der betrachteten Wirkungskategorie. Abbildung 16 verdeutlicht die berücksichtigten Prozessschritte bei der Umweltschutzbewertung der inländischen, alternativen Stoffströme. Die Betrachtungen erfolgen jeweils mengenspezifisch je Mg Stoffstrom.

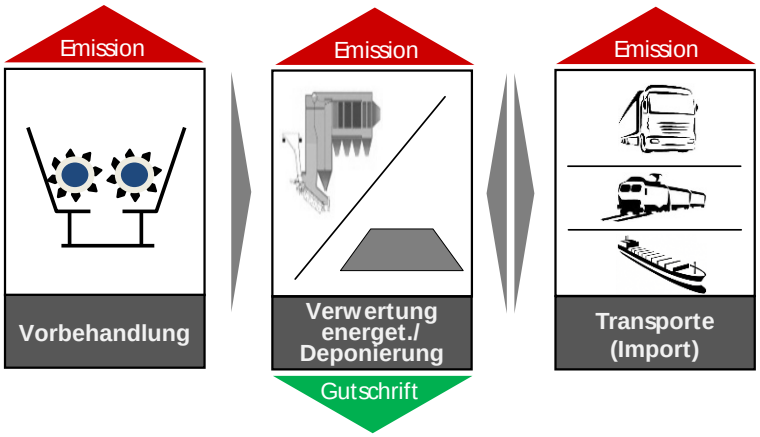
6.5 Methodik bei der Bewertung von Abfallimporten

Durch die Bewertung der Umweltverträglichkeit von Abfallimporten zur thermischen Behandlung in deutschen AVA sollen Aussagen dazu ermöglicht werden, ob bzw. unter welchen Umständen die Verbringung der Stoffströme in inländische AVA ökologisch sinnvoll ist. Dabei wird die Verbringung ins Ausland einer unbehandelten Deponierung am Anfallort aufgrund mangelnder Behandlungskapazitäten gegenübergestellt. Da in Deutschland keine unbehandelten gemischten Siedlungsabfälle importiert werden, wird die Betrachtung mit Bezug auf 1 Mg EBS als funktionelle Einheit angestellt. Der Stromverbrauch für die Herstellung des EBS nach [Fehrenbach 2007] wurde der energetischen Verwertung in Deutschland angelastet. Ebenso werden die Transportemissionen berücksichtigt. Falls der Abfall im Ausland verbleibt, wird eine unbehandelte Deponierung, ohne Energieaufwand für die Aufbereitung zu EBS, bilanziert. Die mit der Deponierung verbundenen Emissionen beziehen sich auf die Ablagerung von heizwertreichem Material (funktionelle Einheit: 1 Mg EBS). Für die energetische Verwertung von EBS in MVA wurden Gutschriften für die Produktion von Strom und Wärme ermittelt. Dabei wurden die Emissionen des deutschen Strom- und Wärmemix angesetzt (THG-Emissionsfaktoren: ca. 600 g CO2 pro kWh Strom und ca. 268 g CO2 pro kWh Wärme). Für die Be-

[22] Im folgenden Text wird diese Fraktion lediglich als „Feinfraktion“ bezeichnet.

rechnung der Gutschriften für Strom und Wärme wurde zunächst die produzierte Strom- und Wärmemenge pro Mg EBS in MVA berechnet. Diese ergibt sich aus dem Produkt von Heizwert und elektrischem bzw. energetischen Wirkungsgrad von MVA (ηel: 13 %, ηth: 34 %). Der untere Heizwert von EBS wurde in Anlehnung an die Zusammensetzung nach [Denner und Kügler 2006] und Heizwertangaben aus ecoinvent 3.1 mit 20 MJ/kg angesetzt. Demnach werden pro Mg EBS rund 720 kWh elektrischer Strom und rund 1.890 kWh Wärme produziert. Auf Ebene der Treibhausgasemissionen erhält man dadurch Gutschriften für Strom von ca. 430 kg CO2 pro Mg EBS und für Wärme ca. 506 kg CO2 pro Mg EBS. Eine Gutschrift für aus Aschen zurückgewonnene Metalle wurde bei importierten Abfällen in diesem Modell nicht berücksichtigt, da von einer effizienten Metallabscheidung bei der Aufbereitung des Siedlungsabfalls zu EBS ausgegangen wird. In Abbildung 17 werden die betrachteten Prozessschritte bei der ökobilanziellen Betrachtung von Abfallimporten dargestellt.

Abbildung 17: Systemgrenzen für das Berechnungsmodell für Abfallimporte sowie Darstellung der THG-Emissionen und Gutschriften



6.5.1 Transporte

Mittels der Bilanzierung von Vorbehandlung und Verwertung wird untersucht, ob eine thermische Behandlung gegenüber der Deponierung auf Ebene der ausgewählten Wirkungskategorien ökologisch vorteilhaft ist. Wenn dies der Fall ist, wird nachfolgend geprüft, welchen Einfluss die Transportemissionen auf die Bewertung des Exportes haben. Daraus lässt sich eine maximale Entfernung ausweisen, innerhalb derer ein Export in deutsche AVA noch ökologisch vorteilhaft ist. Die Auswertung beinhaltet neben dem Transport per Lkw, Zug und Binnenschiff auch die Transportemissionen per Seeschiff, sofern dies beim Exportland möglich ist.

Nach Bestimmung dieser Maximaldistanz werden die Transportdistanzen zwischen Deutschland und den betrachteten Ländern geprüft. Dafür wurden die Entfernungen zwischen den geographischen Mittelpunkten und die minimalen und maximalen Entfernungen zwischen den abfallwirtschaftlichen Anlagen in Deutschland (MVA) und dem Exportland (Deponien) ausgewertet. Die jeweiligen Entfernungen sind in Tabelle 22 zusammengefasst.

Tabelle 22: Entfernung zwischen abfallwirtschaftlichen Anlagen im Ausland und AVA in Deutschland (Luftlinie), eigene Berechnung nach [Abt. Landesagentur für Umwelt 2015; DOENI 2014; Franzensfeste 2015; ITAD 2003; NIEA 2015; Ordnance Survey 2012; Wollny 2010]

Distanzen	Polen - Deutschland [km]	Italien - Deutschland [km]	UK - Deutschland [km]

Distanzen	Polen - Deutschland [km]	Italien - Deutschland [km]	UK - Deutschland [km]
zwischen geograph. Mittelpunkten	ca. 700	ca. 1.280	ca. 1.000
zwischen Abfallwirtschaftlichen Anlagen[1]			
minimal	27	188	450
maximal	845	min. 1.700	1.400

[1] Deponie im Exportland, MVA in Deutschland

Bei der Wahl des Transportmittels kann der Ausbauzustand der Verkehrsinfrastruktur eine Rolle spielen. Dazu sind in Tabelle 23 grundlegende Daten für die betrachteten Exportländer und Deutschland aufgeführt. Es lässt sich feststellen, dass die Binnenschifffahrt lediglich in Deutschland einen nennenswerten Anteil am nationalen Güterverkehr einnimmt. Die ausländischen Abfälle würden deshalb hauptsächlich per Straßen- und Schienentransport nach Deutschland importiert werden. Für UK ist darüber hinaus der Warenverkehr per Seeschifffahrt möglich.

Tabelle 23: Daten zur Infrastruktur in Deutschland, UK, Italien und Polen

Vergleichsparameter	Land	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Binnenschifffahrt
Verteilung des Güterverkehrs nach Transportmittel[1] [%]	Deutschland	64,6	23,1	12,3
	UK	87,8	12,1	0,1
	Italien	85,9	14,0	0,1
	Polen	81,9	18,0	0,0
Verkehrswegdichte[2] [km/100 km²]	Deutschland	180	117	2,1
	UK	172	68	1,3
	Italien	162	65	0,8
	Polen	132	71	1,3

[1] Zahlen aus: Energy, transport and environment indicators (EUROSTAT 2014)

[2] Zahlen aus: www.factfish.com (Straßenverkehr), www.statista.com (Schienenverkehr), www.laenderdaten.de (Binnenschifffahrt)

6.6 Wirkungsabschätzung

Im Folgenden wird die Bilanzierung der Umweltwirkungen der betrachteten Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien auf Ebene der gewählten Wirkungskategorien pro Stoffstrom ausgewiesen. Für jeden Stoffstrom ist pro Verwertungsweg ein Balken dargestellt, der sich aus Gutschriften und Belastungen zusammensetzt. Dabei stellt der obere Balken jeweils die alternative Verwertung/ Behandlung in MVA dar, während der untere Balken die Wirkungsabschätzung der stofflichen Verwertung, mechanischen Behandlung oder Deponierung wiedergibt. Die Summe aus Emissionen und Belastungen ist jeweils in einem weißen Saldobalken abgebildet. Die folgenden Abbildungen stellen dabei das Referenzszenario für die ökobilanzielle Betrachtung dar.

Die ermittelten, maximal möglichen Transportkilometer in Abhängigkeit des Transportmittels je Wirkungskategorie sind in den Anlagen (Abbildungen 43 bis 49) graphisch ausgewiesen.

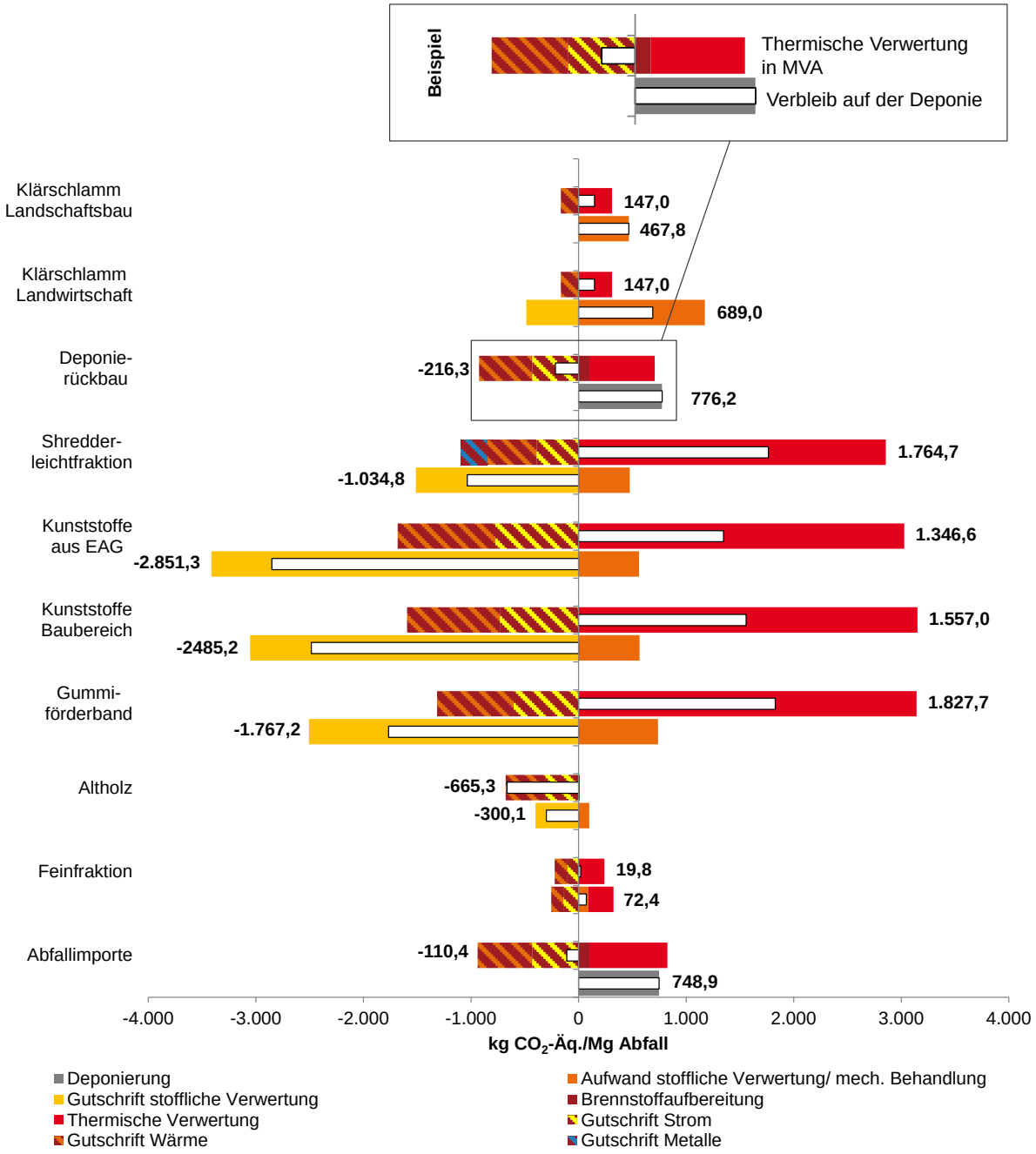
Im Rahmen der Wirkungsabschätzung werden zudem in einer Sensitivitätsanalyse ausgewählte Parameter verändert um die Auswirkungen auf das Referenzszenario zu testen.

6.6.1 THG-Emissionen

In Abbildung 18 ist die Wirkungsabschätzung bezogen auf THG-Emissionen in kg CO_2-Äquivalenten pro Mg Stoffstrom ausgewiesen. Die stoffliche Verwertung von Klärschlamm zeigt gegenüber der thermischen Behandlung deutliche Nachteile. Diese begründen sich vor allem durch die Emissionen von Ammoniak und Lachgas in der landwirtschaftlichen sowie zusätzlich Methan in der landschaftsbaulichen Verwertung[23].

[23] CO_2-Äq. von Ammoniak, Lachgas und Methan: NH_3: 2,98 kg CO_2-Äq., N_2O: 298 kg CO_2-Äq., CH_4: 25 kg CO_2-Äq.

Abbildung 18: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für die Wirkungskategorie THG-Emissionen (vgl. Tabelle 18)



Bei heizwertreichem Material aus dem Deponierückbau entstehen durch die thermische Behandlung in MVA im Saldo THG-Einsparungen durch die Erzeugung von Strom und Wärme. Demgegenüber ist die Deponierung mit THG-Emissionen verbunden, die in erster Linie auf die Bildung von Deponiegas zurückzuführen sind. Der Einsatz der betrachteten POP-haltigen Abfälle in MVA ist, mit Ausnahme von Altholz, im Saldo mit vergleichsweise hohen THG-Emissionen verbunden. Demgegenüber ist die stoffliche Verwertung dieser Abfälle mit Gutschriften verbunden, die auf die Substitution von Primärrohstoffen zurückzuführen sind. Einzige Ausnahme bildet Altholz. Da bei der Verbrennung zum überwiegenden Teil CO_2-Emissionen biogenen Ursprungs entstehen, liefert die Strom- und Wärmegutschrift im Saldo eine deutliche Einsparung von THG-Emissionen. Auch die Erzeugung von Aktiv-

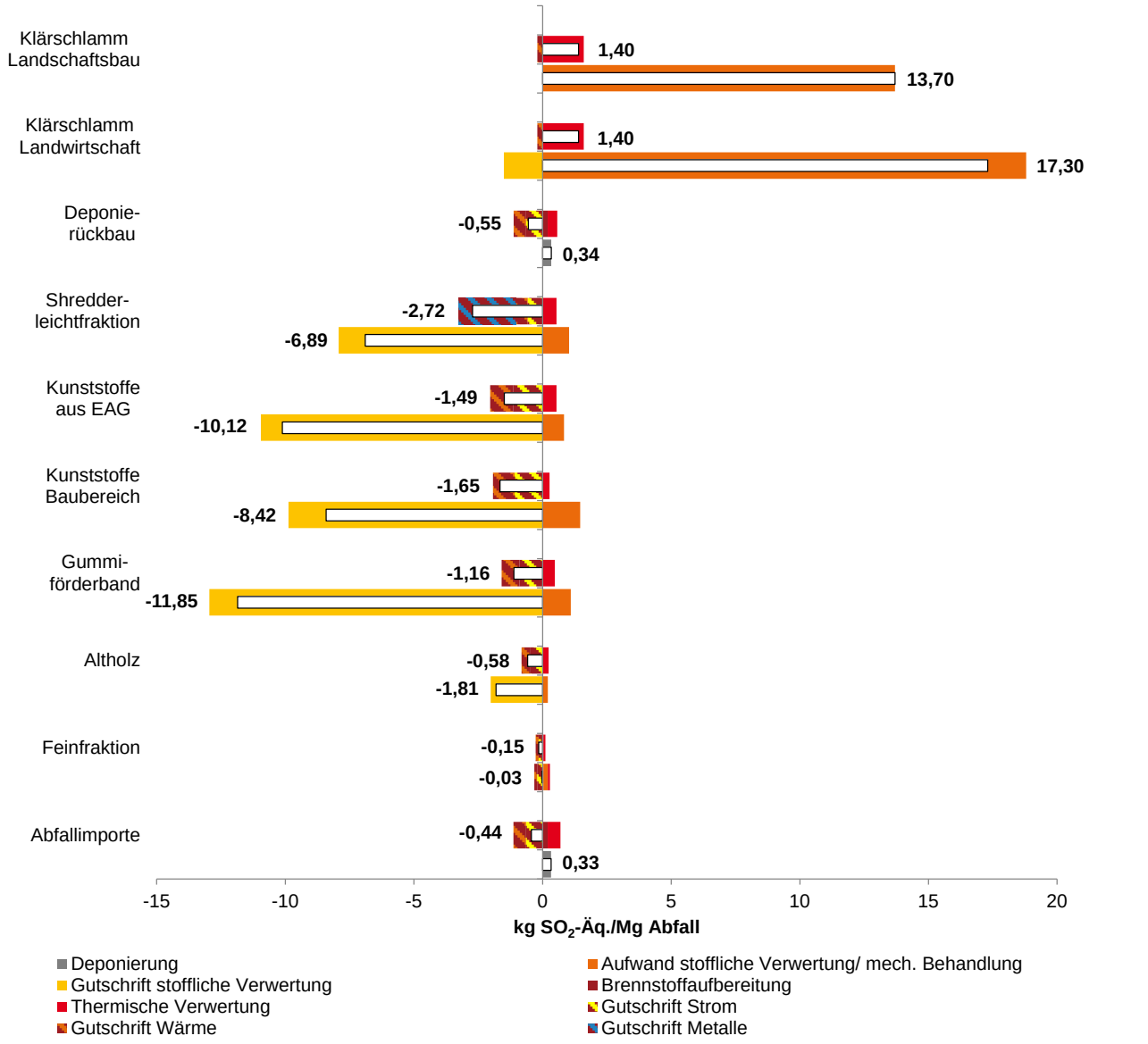
kohle aus Altholz liefert in der THG-Bilanz eine Einsparung von Emissionen, die jedoch geringer ausfällt als bei der energetischen Verwertung in MVA. Die thermische Behandlung der Feinfraktion ist aufgrund des relativ hohen mineralischen Anteils nur mit geringen THG-Emissionen verbunden. Allerdings schneidet eine thermische Behandlung in MVA im Vergleich besser ab. Bei den Importen von EBS weist die thermische Behandlung in Deutschland deutliche ökologische Vorteile gegenüber der Deponierung von Abfällen im Ausland auf.

Bildet man pro Stoffstrom die Saldo-Differenz zwischen ökologisch vorteilhafter und nachteiliger Verwertungs- bzw. Entsorgungsoption und verrechnet diese mit den Transportemissionen, so erhält man die aus THG-Sicht maximal mögliche Transportdistanz, die zu einer Gleichbewertung der beiden verglichenen Verwertungs- bzw. Entsorgungswege führen würde (vgl. Anlage: Abbildung 42). Die für eine Gleichstellung der THG-Bilanz der jeweils gegenübergestellten Wege erforderlichen Transportdistanzen für die inländischen alternativen Stoffströme liegen für alle betrachteten Transportmittel und Stoffströme außer der Feinfraktion über 1.000 km, so dass für diese Stoffströme davon ausgegangen werden kann, dass der Transportweg aus THG-Sicht keinen Einfluss auf die in Abbildung 18 gezeigte Bewertung der Verwertungs- und Entsorgungswege hat. Die Feinfraktion kann per Lkw nur bis zu 650 km weiter transportiert werden, bis der ökologische Vorteil gegenüber der mechanischen Aufbereitung aufgebraucht wird. Deshalb sind bei einer thermischen Behandlung der Feinfraktion die damit verbundenen Transportwege von entscheidender Bedeutung in Bezug auf die Nachhaltigkeit. Bei den Abfallimporten wurde eine minimale Transportstrecke von 10.686 km per Lkw ausgewiesen, womit auch die Emissionen durch die internationale Verbringung keine Auswirkung auf die ökologischen Vorteile der energetischen Verwertung gegenüber der Deponierung haben.

6.6.2 Versauerung

Die mit der Versauerung (siehe Abbildung 19) verbundenen Umweltbelastungen sind bei Klärschlamm in der stofflichen Verwertung signifikant, weshalb die Verwertung im Landschaftsbau und in der Landwirtschaft deutlich schlechter abschneidet als die thermische Behandlung. Beim Deponierückbau bleibt die Verwertung heizwertreichen Materials in MVA gegenüber dem Verbleib auf der Deponie im Vorteil. Die POP-haltigen Abfälle weisen hingegen sowohl bei der stofflichen als auch bei der energetischen Verwertung eine Einsparung von SO_2-Emissionen auf: Im Saldo schneidet ausnahmslos die stoffliche Verwertung von POP-haltigen Abfallströmen besser ab. Bei der Betrachtung der Feinfraktion ist die thermische Behandlung in MVA gegenüber der mechanischen Aufbereitung marginal im Vorteil. Bei Abfällen aus dem Ausland hingegen wird eine leichte Besserstellung der energetischen Verwertung gegenüber der Deponierung ausgewiesen.

Abbildung 19: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für die Wirkungskategorie Versauerung



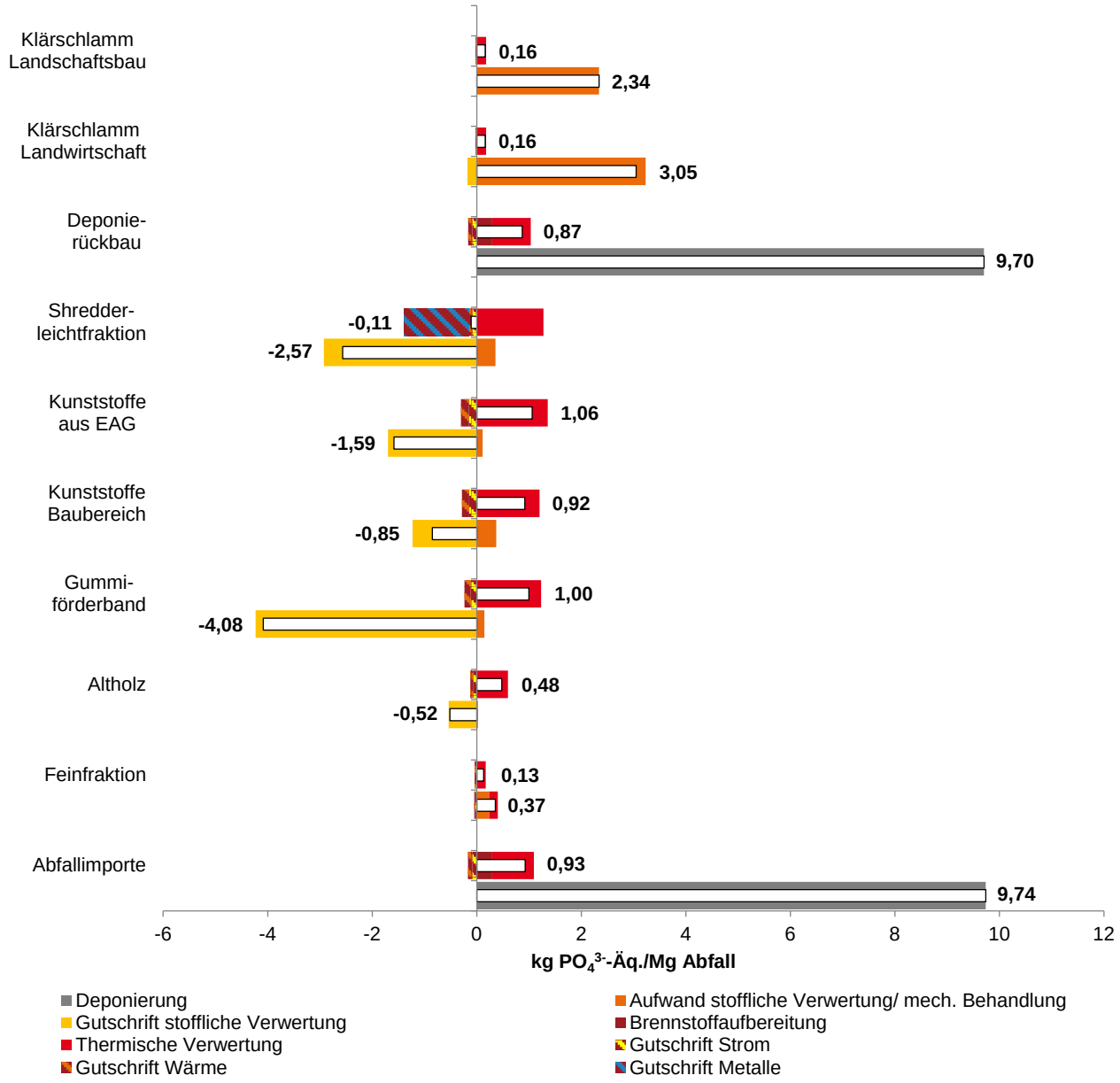
In Bezug auf das Versauerungspotenzial haben die Transporte keinen Einfluss auf den ökologischen Vorteil der stofflichen Verwertung von POP-haltigen Abfällen im Inland (vgl. Anlage: Abbildung 43). Der Deponierückbau mit thermischer Verwertung in MVA erlaubt ebenfalls Transporte von mindestens 2.400 km, für Klärschlamm sogar über 33.300 km. Für die Feinfraktion wäre jedoch nur ein Lkw-Transport von 338 km möglich, bis die Vorteile der thermischen Behandlung hinsichtlich des Versauerungspotenziales aufgewogen sind. Im Vergleich dazu kann für den Abfallimport bei einer maximal möglichen Transportdistanz von ca. 2.100 km per Binnenschiff bzw. 3.200 km per Lkw eine Verbringung innerhalb Europas in Hinblick auf die Versauerung bereits limitiert sein.

6.6.3 Eutrophierung

Das Eutrophierungspotenzial gemäß Abbildung 20 weist, ähnlich den vorangegangenen Wirkungskategorien, deutliche Vorteile für die thermische Behandlung von Klärschlamm gegenüber der stofflichen Verwertung aus. Ebenso bringt der Deponierückbau deutliche Vorteile gegenüber den Emissionen durch den Verbleib des Materials auf der Deponie. Bei den POP-haltigen Abfällen erweist sich

durchgehend die stoffliche Verwertung als vorteilhafter. Bei Betrachtung der Abfallimporte ist zu erkennen, dass sich eine Deponierung im Ausland gegenüber der Verbrennung im Inland deutlich schlechter bewertet wird.

Abbildung 20: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für die Wirkungskategorie Eutrophierung

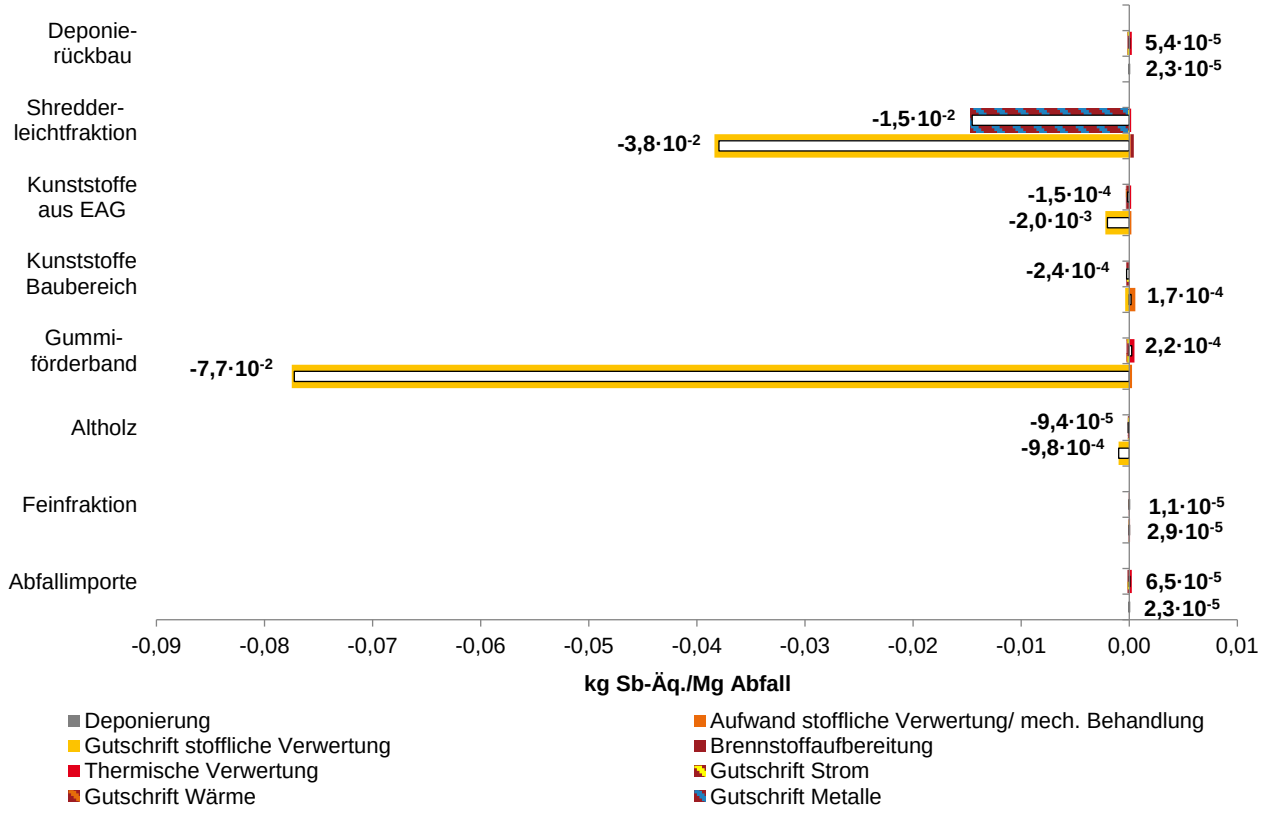


Erneut haben auch in Bezug auf das Eutrophierungspotenzial die Transporte keine bedeutende Auswirkung auf die nachhaltigere stoffliche Verwertung der POP-haltigen Abfällen sowie des Klärschlamms (vgl. Anlage: Abbildung 44). Für die thermische Behandlung von EBS aus dem Ausland wäre rechnerisch ein Transport per Lkw von 73.500 km möglich, per Hochseefrachter ermöglichen die Gutschriften gegenüber der Deponierung sogar einen Transport von über 333.000 km.

6.6.4 Abiotischer Ressourcenverbrauch

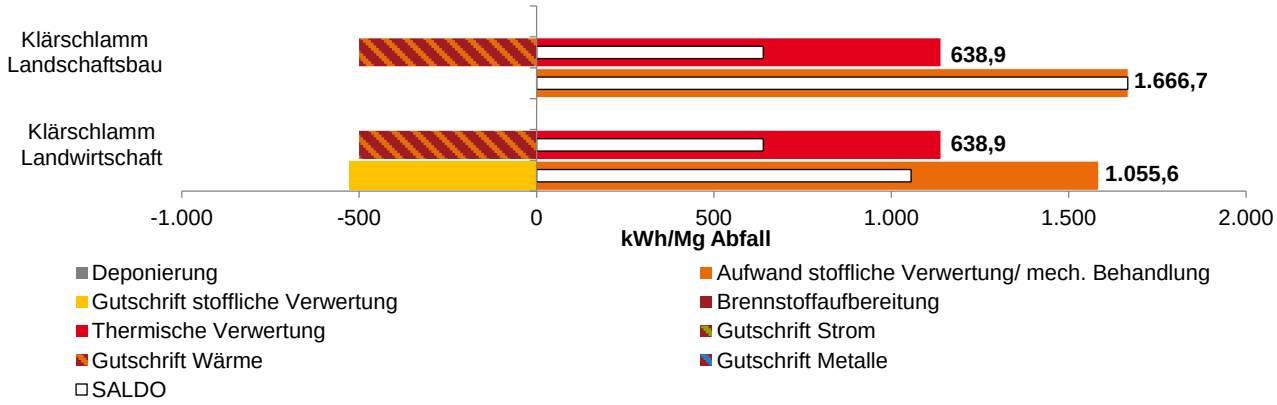
Merkliche Unterschiede im abiotischen Ressourcenverbrauch (Abbildung 21) gibt es vor allem bei der Verwertung von SLF und Gummiförderbändern sowie bei den Kunststoffen aus EAG, da durch die Substitution von Kunststoffen primäre Bezugsquellen gegenüber der energetischen Verwertung stärker geschont werden.

Abbildung 21: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für die Wirkungskategorie abiotischer Ressourcenverbrauch



Aufgrund einer unzureichenden Datenlage wurden die Bilanzierungen des Ressourcenverbrauchs für die Verwertungsoptionen von Klärschlamm anhand fossiler energetischer Ressourcen (in kWh je Mg TS Klärschlamm) durchgeführt (Abbildung 22). Der relative Vergleich der Verwertungswege ist aber weiterhin möglich. Nach [Fehrenbach und Knappe 2002] ergeben sich zwar für alle Verwertungsoptionen von Klärschlamm Aufwendungen, jedoch zeigt sich im Fall einer landwirtschaftlichen Verwendung eine Verminderung der Aufwendungen von etwa 39 %, bei einer Verwendung im Landschaftsbau sogar von etwa 62 %. Folglich zeigt die thermische Behandlung gegenüber der stofflichen Verwertung eindeutige Vorteile.

Abbildung 22: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien von 1 Mg TS Klärschlamm für die Wirkungskategorie fossiler Ressourcenverbrauch

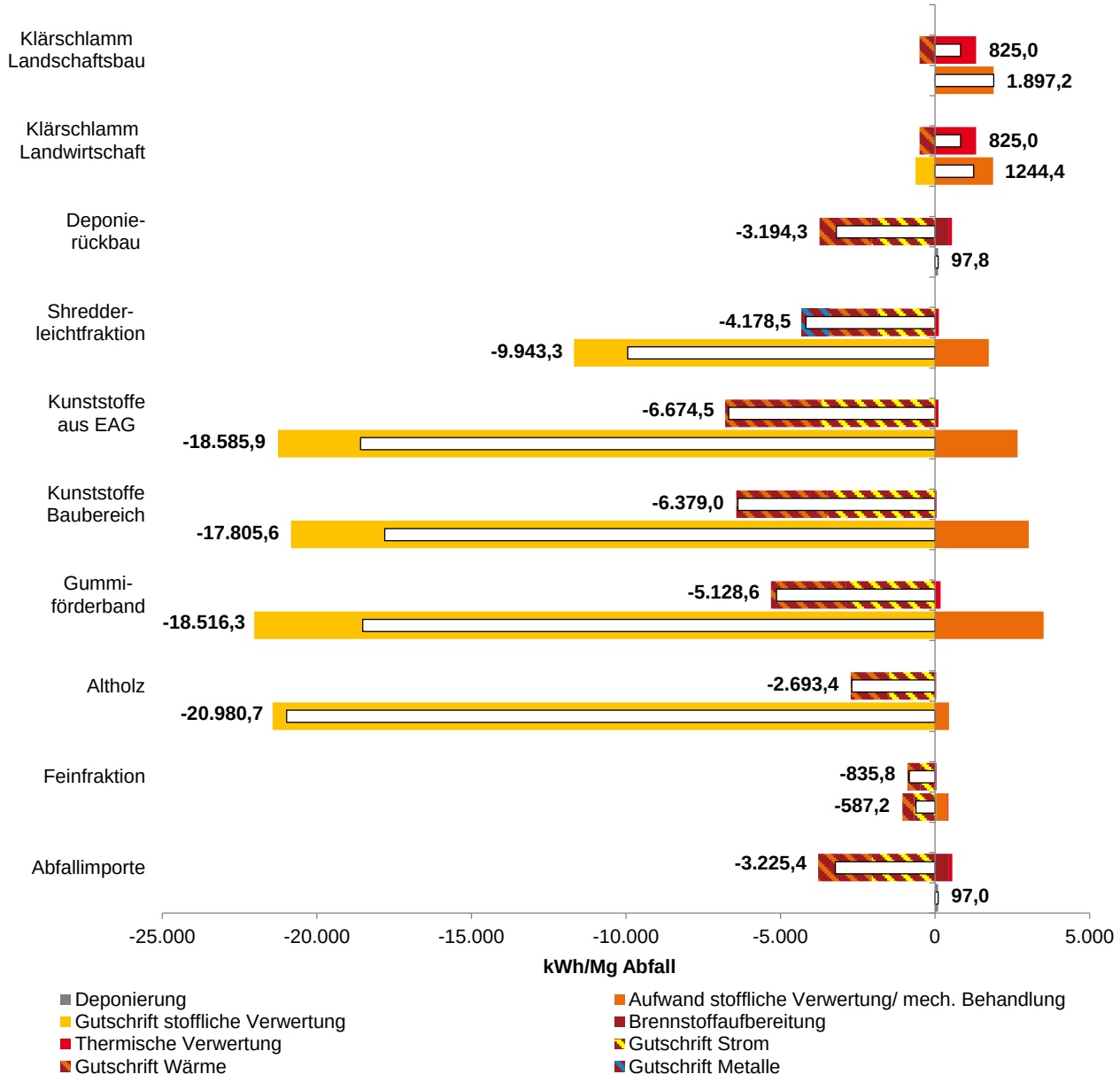


Die inländischen Transporte (vgl. Anlage: Abbildung 45) haben bei einem Großteil der alternativen Stoffströme keinen Einfluss auf die beschriebene Bewertung der Verwertungswege. Lediglich für das Rückbaumaterial aus Deponien sowie die Feinfraktion liegen die maximalen Transportentfernungen per Lkw bei 160 km (Deponierückbau) bis 60 km (Feinfraktion). Bei Abfallimporten per Lkw reichen ebenfalls bereits geringe Transportentfernungen aus, um den ökologischen Vorteil gegenüber der Deponierung aufzubrauchen: bereits ab einer Entfernung größer 218 km (Lkw) werden mehr Ressourcen verbraucht als bei der Deponierung der Abfälle. Erfolgt der Transport per Hochseefrachter, ist die thermische Behandlung jedoch vorteilhaft, solange ca. 12.912 km nicht überschritten werden.

6.6.5 Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Beim KEA sind für die stoffliche Verwertung von POP-haltigen Abfällen deutliche ökologische Vorteile gegenüber der Verbrennung zu erkennen (Abbildung 23). Als deutlich vorteilhaft erweist sich die thermische Behandlung von Deponierückbaumaterial und importiertem EBS. Die thermische Behandlung der Feinfraktion in MVA hingegen ist nur geringfügig vorteilhafter gegenüber der mechanischen Aufbereitung.

Abbildung 23: Gegenüberstellung von Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien der ausgewählten Stoffströme für den KEA



Die Transporte sind in Bezug auf den KEA im Inland nur für die thermische Behandlung der Feinfraktion relevant, sollten die Transportentfernungen über 564 km liegen (Lkw). Der Import von EBS per Lkw wird innerhalb Europas von den Transportemissionen hingegen kaum beeinflusst (vgl. Anlage: Abbildung 46).

6.6.6 Sensitivitätsanalyse

Um zu überprüfen, wie sich die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung bei variierenden Modellannahmen ändern, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Diese beantwortet folgende Fragen:

1) Wie verändern sich die Ergebnisse bei einem höheren Gesamtwirkungsgrad der MVA? Dafür wurden Wirkungsgrade von EBS-HKW angesetzt (η_{el}: 18,0 % und η_{th}: 32,0 %) (Szenario MVA-Wirkungsgrade).
2) Wie verändern sich die Ergebnisse bei einem höheren Energieaufwand zur mechanischen Aufbereitung der SLF? Für die Frage wurde gegenüber dem Datenbankwert ein um den Faktor 10 erhöhter Energieverbrauch angenommen (Szenario Energieaufwand SLF).
3) Wie verändern sich die Ergebnisse für die Feinfraktion bei höheren inerten Anteilen? Dafür wurde ein in der Literatur [proplanta.de 2015] genannter Wert von 92 % Mineralik anstelle von 80 % genutzt (Szenario Feinfraktion Mineralik).
4) Wie verändern sich die Ergebnisse für die Feinfraktion aus der Bauschuttaufbereitung bei höherem Heizwert? Diese Frage wurde durch eine Zusammensetzung der Feinfraktion von 80 % Mineralik und 20 % Kunststoffen untersucht (Szenario Feinfraktion heizwertreich).

Die durchgeführte Sensitivitätsanalyse ergab in den Punkten 2) bis 4) keine erheblichen Änderungen, die zu einer Umkehrung der im Referenzszenario ausgewiesenen Ergebnisse führen würden. Die relativen Auswirkungen der veränderten Parameter in diesen Szenarien sind in den Anlagen (Abbildungen 48 bis 50) abgebildet.

Einzig im Szenario „MVA-Wirkungsgrade“ wurden Auswirkungen auf die Gegenüberstellung der verschiedenen Verwertungs- bzw. Behandlungswege festgestellt. Die Aussagen der Wirkungsabschätzung kehren sich dabei bei den Stoffströmen Deponierückbaumaterial und Abfallimporte in der Wirkungskategorie abiotischer Ressourcenverbrauch zugunsten der energetischen Verwertung um (vgl. Tabelle 24). Dies bedeutet, dass im Falle einer Verbringung dieser Stoffströme in eine MVA mit erhöhtem Gesamtwirkungsgrad eine höhere Entlastung bzw. geringe Belastung nicht mehr für die stoffliche Verwertung, mechanische Behandlung oder Deponierung zutrifft, sondern für eine Verwertung in einer MVA.

Tabelle 24: Darstellung der Vorteilhaften Verwertungswege der Sensitivitätsanalyse im Szenario „MVA-Wirkungsgrade“

	THG-Emissionen	Versauerung	Eutrophierung	Abiotischer Ressourcenverbrauch	KEA
Klärschlamm Landschaftsbau	MVA	MVA	MVA	MVA	MVA
Klärschlamm Landwirtschaft	MVA	MVA	MVA	MVA	MVA
Deponierückbau	MVA	MVA	MVA	SV/E →MVA	MVA
Schredder-leichtfraktion	SV/E	SV/E	SV/E	SV/E	SV/E
Kunststoffe aus EAG	SV/E	SV/E	SV/E	SV/E	SV/E
Kunststoffe Baubereich	SV/E	SV/E	SV/E	MVA	SV/E
Gummiförder-bänder	SV/E	SV/E	SV/E	SV/E	SV/E
Altholz	MVA	SV/E	SV/E	SV/E	SV/E

	THG-Emissionen	Versauerung	Eutrophierung	Abiotischer Ressourcen-verbrauch	KEA
Feinfraktion	MVA	MVA	MVA	MVA	MVA
Abfallimporte	MVA	MVA	MVA	SV/E →MVA	MVA

MVA: Aussage der Wirkungsabschätzung bleibt bestehen: Die Verwertung in MVA ist sowohl im Referenzszenario als auch im Szenario „MVA-Wirkungsgrade“ ökologisch vorteilhafter als die stoffliche Verwertung, mechanische Behandlung bzw. Deponierung.

SV/E: Aussage der Wirkungsabschätzung bleibt bestehen: Die stoffliche Verwertung/ Entsorgung (je nach Stoffstrom stoffliche Verwertung, mechanische Behandlung bzw. Deponierung) ist sowohl im Referenzszenario als auch im Szenario „MVA-Wirkungsgrade“ ökologisch vorteilhafter.

SV/E → MVA: Aussage der Wirkungsabschätzung kehrt sich um: Die Verwertung in MVA ist im Szenario „MVA-Wirkungsgrade“ ökologisch besser als eine stoffliche Verwertung, mechanische Behandlung bzw. Deponierung, jedoch nur in einer MVA mit erhöhtem Gesamtwirkungsgrad.

6.7 Schlussfolgerungen

Die Wirkungsabschätzung zeigt auf Ebene der gewählten Wirkungskategorien bei zwei Stoffströmen eindeutige ökologische Vorteile einer energetischen Verwertung gegenüber der betrachteten Referenz bzw. der hier gegenübergestellten stofflichen Verwertung, mechanischen Behandlung oder Deponierung (vgl. Tabelle 24). Diese Stoffströme sind:

- Klärschlamm
- Feinfraktion aus der Bauabfallaufbereitung

Außerdem sind der Import von EBS sowie der Rückbau von Deponiebaumaterial zur energetischen Verwertung bei der Mehrzahl der untersuchten Wirkungskategorien mit deutlich geringeren Umweltbelastungen verbunden als eine Verbringung auf die bzw. der Verbleib auf der Deponie. Lediglich der abiotische Ressourcenverbrauch ist bei einer Deponierung geringer als bei der energetischen Verwertung MVA. Dieser Vorteil wird allerdings bei einem Einsatz in EBS-HKW durch die höheren Wirkungsgrade dieser Anlagen ausgeglichen. Deshalb ist eine Verbringung von aufbereiteten Siedlungsabfällen und heizwertreichem Deponierückbaumaterial ökologisch am sinnvollsten, wenn diese in effizienten AVA eingesetzt werden. Die Transportemissionen sind im Fall der Abfallimporte als geringer einzustufen, wenn dafür Leerfahrten des Güterverkehrs genutzt werden (vgl. Kapitel 4.7). Außerdem wurde bei der energetischen Verwertung von EBS eine Rückgewinnung von Metallen aus Verbrennungsaschen in diesem Modell nicht berücksichtigt, da von einer vollständigen Abtrennung der Metalle bei der Aufbereitung der Siedlungsabfälle ausgegangen wird. Möglicherweise noch enthaltene Restmetallgehalte in EBS würden deshalb bei einer Rückgewinnung aus den Aschen einen zusätzlichen ökologischen Vorteil gegenüber der Deponierung erzeugen.

Die Vorteile der energetischen Verwertung gehen vor allem auf die Gutschriften durch die Erzeugung von Strom und Wärme zurück, sowie bei Klärschlamm auf eine verminderte Eutrophierung, Versauerung und Emission von Treibhausgasen gegenüber der stofflichen Verwertung. Auch die Deponierung von Siedlungsabfällen nach dem Stand der Technik (abgedichtete Deponie mit Sickerwasser- und Deponiegasfassung) ist im Saldo mit höheren Umwelteinwirkungen verbunden als die thermische Behandlung. Die Ermittlung der maximal möglichen Transportemissionen auf Ebene der verschiedenen Wirkungskategorien ergibt, dass der Transport von Deponierückbaumaterial innerhalb deutscher Grenzen hinsichtlich der THG-Emissionen, des Versauerungspotenzials, des Eutrophie-

rungspotenzials und des kumulierten Energieaufwands möglich ist, ohne die durch die thermische Behandlung generierten Gutschriften aufzubrauchen. Dieselbe Aussage kann im Allgemeinen auch für Abfallimporte getroffen werden. Eine differenziertere Betrachtung ist hingegen beim Verbrauch abiotischer Ressourcen notwendig. Auf Ebene dieser Wirkungskategorie ist ein Transport von Abfall auf Wasserwegen die unter ökologischen Aspekten beste Option.

Aus der ökobilanziellen Betrachtung von Klärschlamm kann zudem geschlossen werden, dass die landwirtschaftliche oder landschaftsbauliche Nutzung gegenüber der energetischen Verwertung nachteilig ist. Es gilt zu beachten, dass in dieser Bilanzierung keine Rückgewinnung von Phosphor aus erzeugten Aschen betrachtet wird, welche die ökologische Vorteilhaftigkeit einer energetischen Verwertung von Klärschlamm weiter verbessern würde. Im Fall einer stofflichen Verwertung von Klärschlamm gilt es außerdem zu beachten, dass negative Umwelteinwirkungen aufgrund möglicher Schadstoffeinträge in den Boden berücksichtigt werden sollten. Eine Emission von Schadstoffen in die Umwelt ist im Fall einer energetischen Verwertung mit moderner Rauchgasreinigung deutlich geringer. Eine ökobilanzielle Betrachtung von Human- sowie Ökotoxizitätswirkungen wäre zwar grundsätzlich ebenfalls möglich, ist jedoch aufgrund umstrittener Modellgrundlagen bei Spurenelementen wie Zink und Kupfer nur unter Vorbehalt durchzuführen (Vgl. [Chapman 2004]). Eine Auflistung ohne Bildung eines Toxizitäts-Äquivalenzwertes ist hingegen möglich. Tabelle 25 zeigt den Eintrag von acht Metallen in den Boden für die stoffliche Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau nach [Fehrenbach und Knappe 2002]. Zusätzlich sind als Vergleichswerte die Immissionen durch die Nutzung von Mineraldüngern aufgelistet. Nach [Fehrenbach und Knappe 2002] ist ein direkter Eintrag dieser Metalle in den Boden aus der Verbrennung des Klärschlamms in der MVA nicht nachweisbar.

Tabelle 25: Eintrag ausgewählter Metalle in den Boden für die stofflichen Verwertungsoptionen von Klärschlamm in g pro Mg TS Klärschlamm im Vergleich zu Mineraldünger [Fehrenbach und Knappe 2002]

Metall	Landschaftsbau / Landwirtschaft	Mineraldünger
	g/Mg TS Klärschlamm	
Arsen	9,75	0,482
Blei	44,8	6,35
Cadmium	0,88	1,98
Chrom	34,1	80,5
Kupfer	480	11,3
Nickel	19,4	7,07
Quecksilber	0,985	0,0182
Zink	582	72,7
Summe	**1.171,92**	**180,40**

Die Betrachtung der POP-haltigen Abfälle hat gezeigt, dass die stoffliche Verwertung durch die Substitution von Primärrohstoffen ökologische Vorteile gegenüber der energetischen Verwertung aufweist. Dies setzt jedoch voraus, dass durch technische Maßnahmen der Eintrag der vorhandenen Schadstofffrachten in die Rezyklate verhindert wird, was in der Praxis möglicherweise nicht immer der Fall ist. Zudem ist bei Überschreiten bestimmter POP-Gehalte ein Recycling nach POP-Verordnung generell untersagt [EG 850/2004]. Die Umweltauswirkung einer möglichen Schadstoffverfrachtung in Recyclingprozessen wurde in der vorliegenden Betrachtung nicht berücksichtigt.

Jedoch wird nach [Potrykus et al. 2015] empfohlen, die betrachteten Stoffströme aus Umweltschutzsicht energetisch zu verwerten, um eine Schadstoffsenke zu ermöglichen. Die stoffliche Verwertung zeigt unter den hier gewählten Randbedingungen auch bei der SLF deutliche Vorteile gegenüber der Verbrennung. Mit Bezug auf die Rechtslage ist jedoch zu beachten, dass der Weg der stofflichen Verwertung nur dann offensteht, wenn die im Rahmen der POP-Verordnung vorgegebenen Grenzwerte eingehalten werden. Bei Überschreitung der Grenzwerte, beispielsweise bei mit Flammschutzmitteln belasteten SLF aus dem Automobilbereich, ist prinzipiell nur die energetische Verwertung, thermische Behandlung bzw. Deponierung möglich. Außerdem sind derzeit keine etablierten Verfahren verfügbar, die eine Gewinnung schadstofffreier Wertstoffe aus einer POP-belasteten Mischfraktion wie der SLF ermöglichen.

Im Fall der Feinfraktion gilt zu beachten, dass die Zusammensetzung derzeit nicht im Detail bekannt ist. Prinzipiell können möglicherweise starke Schwankungen in der Zusammensetzung in Abhängigkeit der Konfiguration der Aufbereitungsanlagen (Siebschnitte, etc.) und der dort behandelten Abfälle (Bauabfälle/ gewerbliche Abfälle) unterworfen sein. Die durchgeführten Sensitivitätsanalysen zu den beiden Szenarien „Feinfraktion Mineralik“ und „Feinfraktion heizwertreich“ zeigen jedoch, dass eine thermische Behandlung in MVA auch bei variabler Zusammensetzung ökologische Vorteile gegenüber der mechanischen Behandlung zeigt.

7 Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen

Bei den bisher betrachteten Stoffströmen richtet sich die Wirtschaftlichkeit nach dem Annahmepreis. Entstehen technische Schwierigkeiten oder Aufwand zur Sicherstellung der Rostascheverwertbarkeit, kann eine Erhöhung gegenüber dem Durchschnittsannahmepreis begründet werden. Eine Ausnahme bildet die Variante, dass eine Linie einer MVA auf die Klärschlamm-Monoverbrennung umgestellt wird.

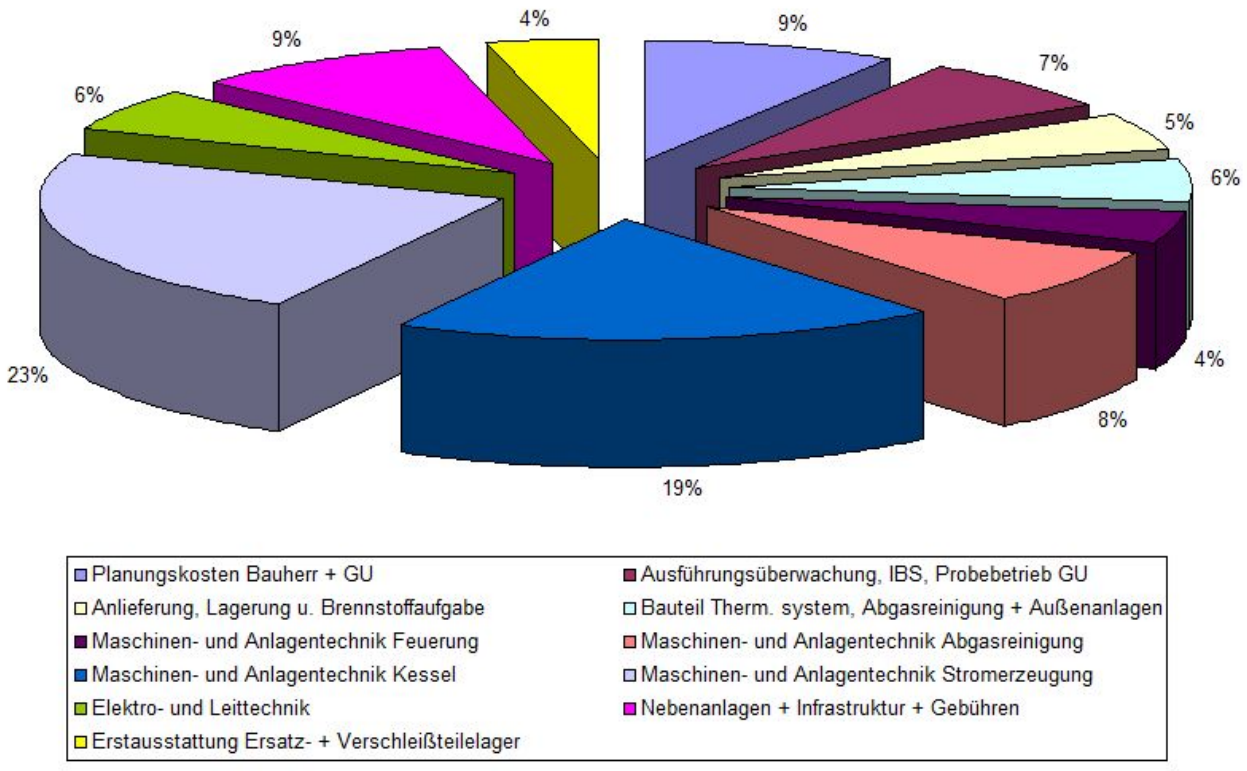
Neben der technischen Machbarkeit spielt die Wirtschaftlichkeit einer Umrüstung eine entscheidende Rolle. Sie ist anlagenbezogen zu betrachten. Um im Rahmen der Studie eine Aussage zu treffen, ob überhaupt eine ökonomische Attraktivität besteht und falls ja, unter welchen Randbedingungen, wurde eine theoretische Modellanlage konzipiert. Für die Aufgabenstellung wurden die in Tabelle 26 definierten Bedingungen festgesetzt:

Tabelle 26: Grunddaten der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Durchsatz = 250.000 t/a	Inbetriebnahme: 1.06.2005
Gesamtinvest = 110,5 Mio €	Zahl der Linien = 3
elektrischer Wirkungsgrad = 14 $\%_{netto}$	Stromerlös = 35 €/MWh, const.
Wärme-Wirkungsgrad = 17 $\%_{netto}$	Wärmeerlös = 20 €/MWh, indiziert mit 2 %/a
Ø Müllannahmepreis = 100,- $€_{netto}$/t, const.	

Der Invest schlüsselt sich nach Erfahrungswerten des CUTEC Institutes gemäß Abbildung 24 auf.

Abbildung 24: Aufteilung der Investkosten für die Modellanlage

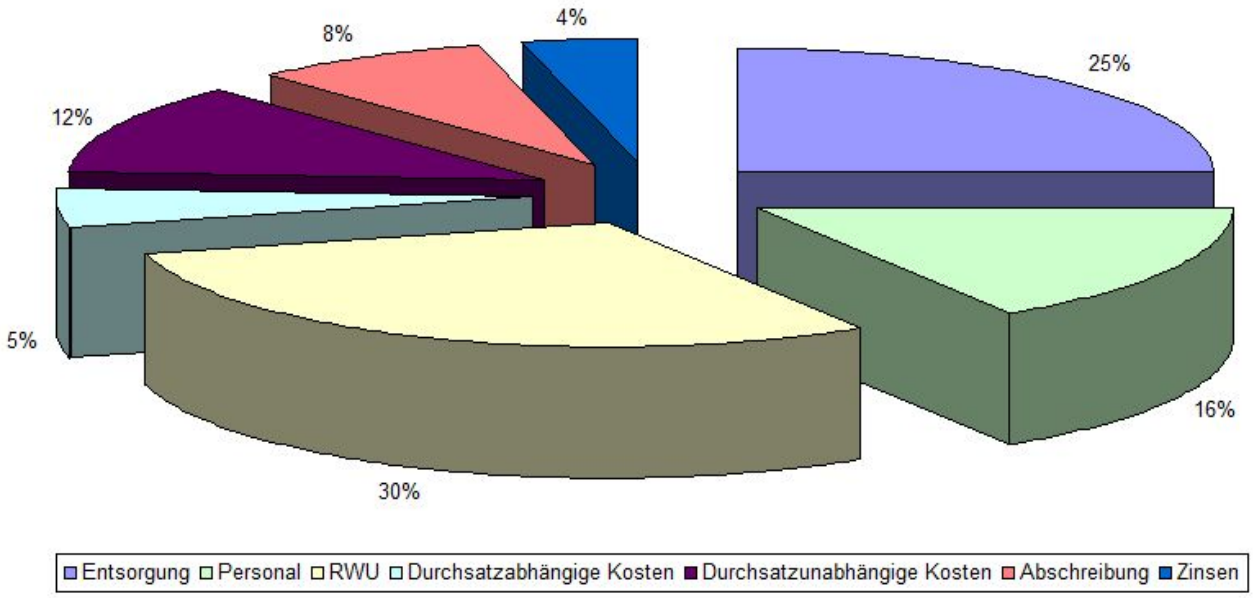


Interessant für die Aufgabenstellung sind besonders die Baugruppen *Anlieferung, Lagerung und Brennstoffaufgabe* sowie *Maschinen- und Anlagentechnik Feuerung*. Sie machen zusammen 9 % des Investes aus, d.h. in diesem Falle 9,95 Mio. € bei Preisstand 2005.

Mit den Grunddaten wurde eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach der dynamischen Methode des Internen Zinssatzes durchgeführt. Während der Betriebslaufzeit der Modellanlage ändert sich die Kostenzusammensetzung. Die Ergebnisrechnung für das zwanzigste Betriebsjahr zeigt Abbildung 25. Zu erkennen ist der nun niedrige Anteil an Abschreibung und Zinsen. Vor Steuern ergibt sich ein hoher Einnahmeüberschuss, der auch zur Rücklagenbildung für Ersatzinvestitionen notwendig ist.

Würde die Anlage eine Linie herausnehmen, so ändert sich die Situation leicht, wie Abbildung 26 zeigt. Zu berücksichtigen aber ist, dass im Jahr 2015 der Marktpreis für die Müllannahmepreis gegenüber 2005 stark gesunken ist. Setzt man einen Wert von 65,- €/t als durchschnittlichen Preis für kommunale und gewerbliche Abfälle an, so sind Einnahmen und Ausgaben bei der Modellanlage ungefähr gleich groß. Die Anlage wird auf Verschleiß gefahren und hat keine langfristigen Überlebenschancen.

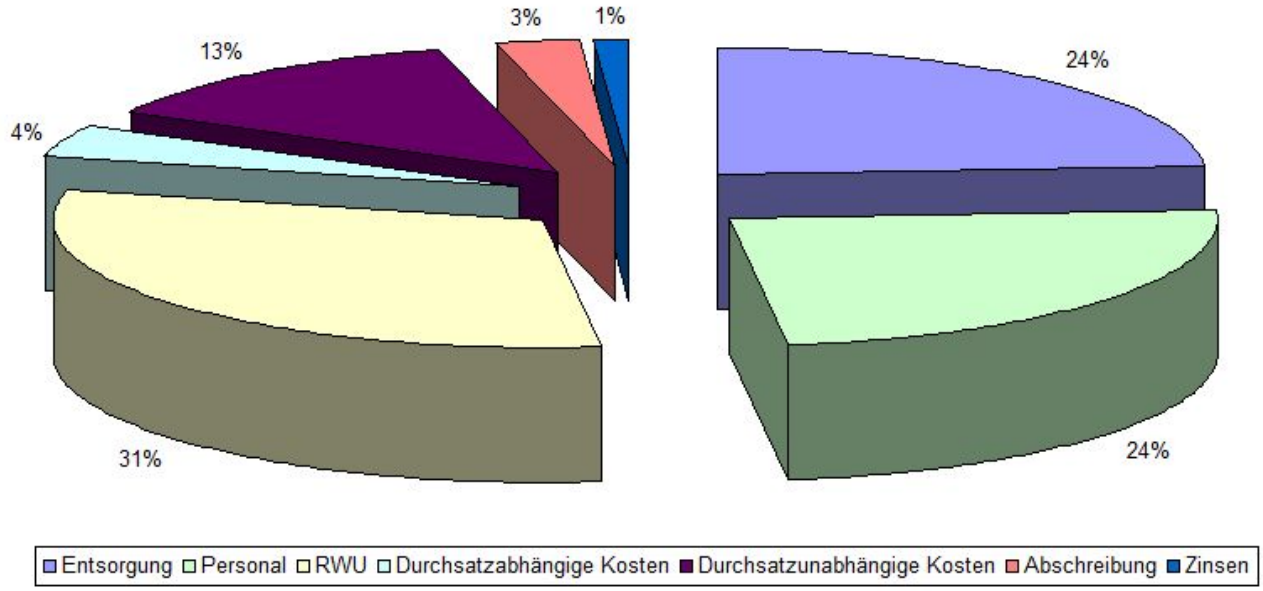
Abbildung 25: Ergebnisrechnung für das zwanzigste Betriebsjahr der Modellanlage



Gesamtkosten (ohne Gewerbesteuer o.ä.) = 22,9 Mio. €

Einnahmen = 31,9 Mio. €

Abbildung 26: Ergebnisrechnung im 2-Linien-Betrieb



Gesamtkosten (ohne Gewerbesteuer o.ä.) = 15,6 Mio. €

Einnahmen = 21,3 Mio. € (Müllannahmepreis = 100,- €/t)

Einnahmen = 15,4 Mio. € (Müllannahmepreis = 65,- €/t)

Zu prüfen ist, ob die Umrüstung einer Linie auf die Klärschlamm-Monoverbrennung wirtschaftlich interessant sein könnte. Dabei werden folgende Daten zugrunde gelegt:

1. Annahmepreis Klärschlamm = 80 bis 100,- €/t_{FS} (mechanisch entwässert, 20 bis 45 % TS) [UBA 2013]*
2. Annahmemenge passend zur MVA-Linie ~ 70.000 t/a_{TS}

→ Mit exemplarisch eingesetzten 200 €/t_{TS} ergäbe sich dann eine **Einnahme** von **14,0 Mio. €/a.**

3. Bei einer Aufzinsung des Investes für Maschinen- und Anlagentechnik Feuerung plus Lagerung und Brennstoffaufgabe von 2 %/a über 20 Jahre ergäbe sich ein Invest von 14,8 Mio. €. Abgeschrieben über 10 Jahre resultieren Kapitalkosten von 1,5 Mio. €/a.

→ Der verbleibende **Einnahmeüberschuss** errechnet sich zu **12,5 Mio. €/a**.

Setzt man nun den Kosten des 3-Linien-Betriebes von 22,9 Mio €/a die Einnahmen des Müll-2-Linien-Betriebes in Höhe von 15,4 Mio. €/a und der Klärschlammlinie von 12,5 Mio. €/a entgegen, so verbleibt **ein Ergebnis vor Steuern in Höhe von 5,0 Mio. €/a**. Dieses Resultat macht für die Modellanlage die Umrüstung einer Linie wirtschaftlich.

Als **Fazit** der exemplarischen Rechnung ist festzuhalten:

Die Umrüstung einer Linie einer Müllverbrennungsanlage kann lohnend sein, wenn:

1. Klärschlamm in einer Menge zur Verfügung steht, die der Kapazität der Linie entspricht (gerechnet als Massenstrom Trockensubstanz oder Feuerungswärmeleistung)

2. Nur Maschinen- und Anlagentechnik der Feuerung sowie Lagerung und Eintragssystem ausgetauscht werden müssen
3. Die Altanlage nahezu abgeschrieben ist
4. Die Altanlage mindestens drei Linien besitzt

Risiken gemäß der Modellrechnung liegen in den Punkten:

I. Der Kessel ist zu erneuern
II. Es fällt Invest für eine Trocknungsanlage an
III. Es entstehen nennenswerte Kosten im Bauteil
IV. Der Platzbedarf ist nicht erfüllbar
V. Die Trocknung des angelieferten Klärschlamms ist durch Überschusswärme der MVA nicht durchzuführen

Wirtschaftliche **Chancen** gemäß der Modellrechnung liegen in den Punkten:

a. Energieerlöse für den MVA-Teil sind höher als angesetzt
b. Entsorgungserlöse für den Klärschlamm und/oder den Abfall sind höher als angesetzt

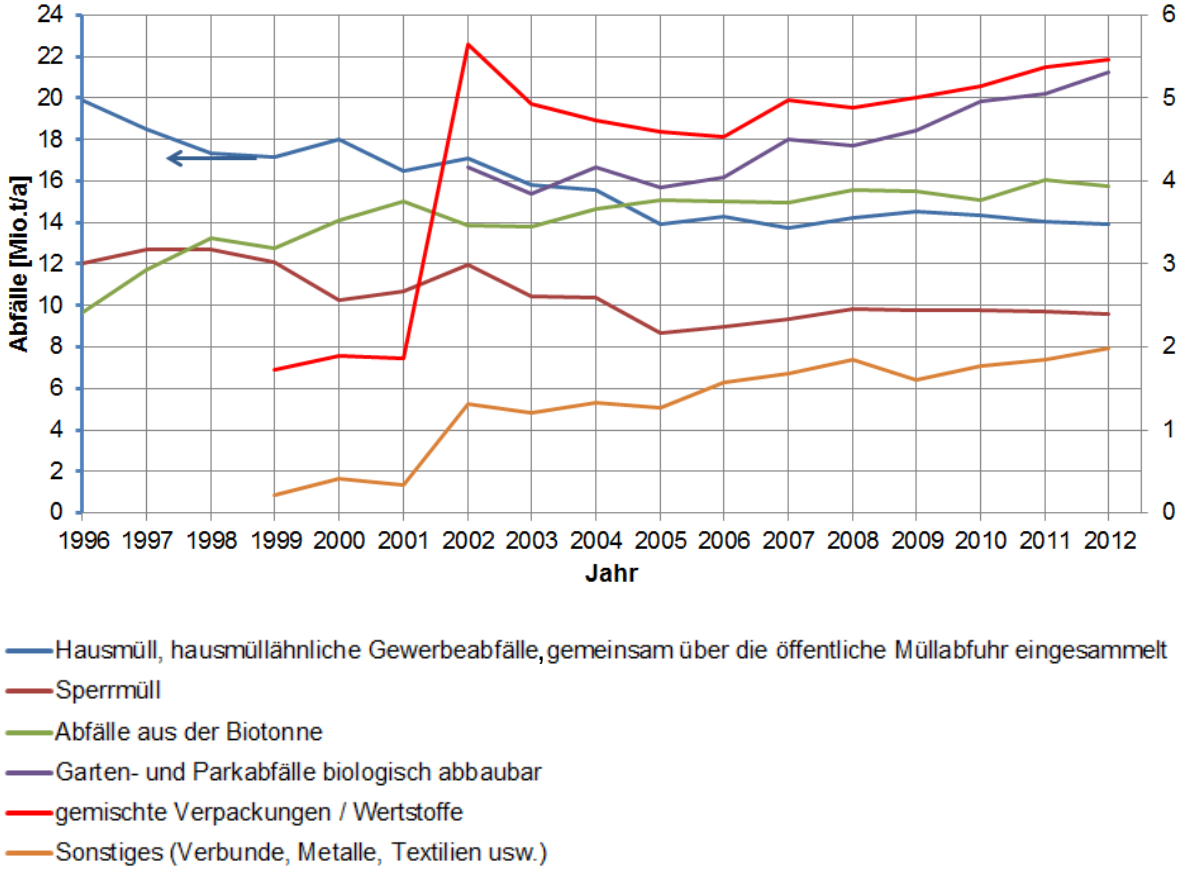
*: Der Annahmepreis entstammt der zitierten öffentlich zugänglichen Quelle. Gemäß [Workshop 2015] ist der Wert viel zu hoch; genannt wird ein z.Z. marktüblicher Bereich von 28,- bis 50,- €/t_{FS} frei Anlage bei den aufgeführten TS-Gehalten. Demnach würde sich der Einnahmewert von 14,0 Mio €/a ungefähr halbieren und die Wirtschaftlichkeit einer Linien-Umrüstung zum derzeitigen Zeitpunkt nicht gegeben sein.

8 Prognose des Abfallaufkommens

In den vorhergehenden Kapiteln wurden nicht etablierte potentielle Stoffströme für AVA diskutiert. Für die Gesamtauslastung spielen aber selbstverständlich die traditionellen Abfälle die wesentliche Rolle. Deren Mengenentwicklung wird wesentlich beeinflusst durch das stoffliche Recycling.

Trotz der bis zum Jahr 2010 stetig zunehmenden Kapazität an AVA in Deutschland sind die Bemühungen zur verstärktem Wertstoffgewinnung aus Abfall als Erfolg zu bezeichnen. Die Maßnahmen des Gesetzgebers (Kreislaufwirtschaftsgesetz, TA Siedlungsabfall u.w.) reduzierten die Menge an Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfall (sofern über die öffentliche Müllabfuhr eingesammelt) und steigerten die Menge an wiedergewonnenen Wertstoffen (Abbildung 27)

Abbildung 27: Entwicklung der Menge verschiedener Abfallstoffe in Deutschland [Zeitreihe 2014]



Das Restabfallaufkommen ab 2015 wird weiter reduziert durch gesetzliche Pläne wie:

1. Flächendeckende Einführung der Biotonne ab 2015
2. Novellierung der Gewerbeabfallverordnung
3. Einführung der Wertstofftonne

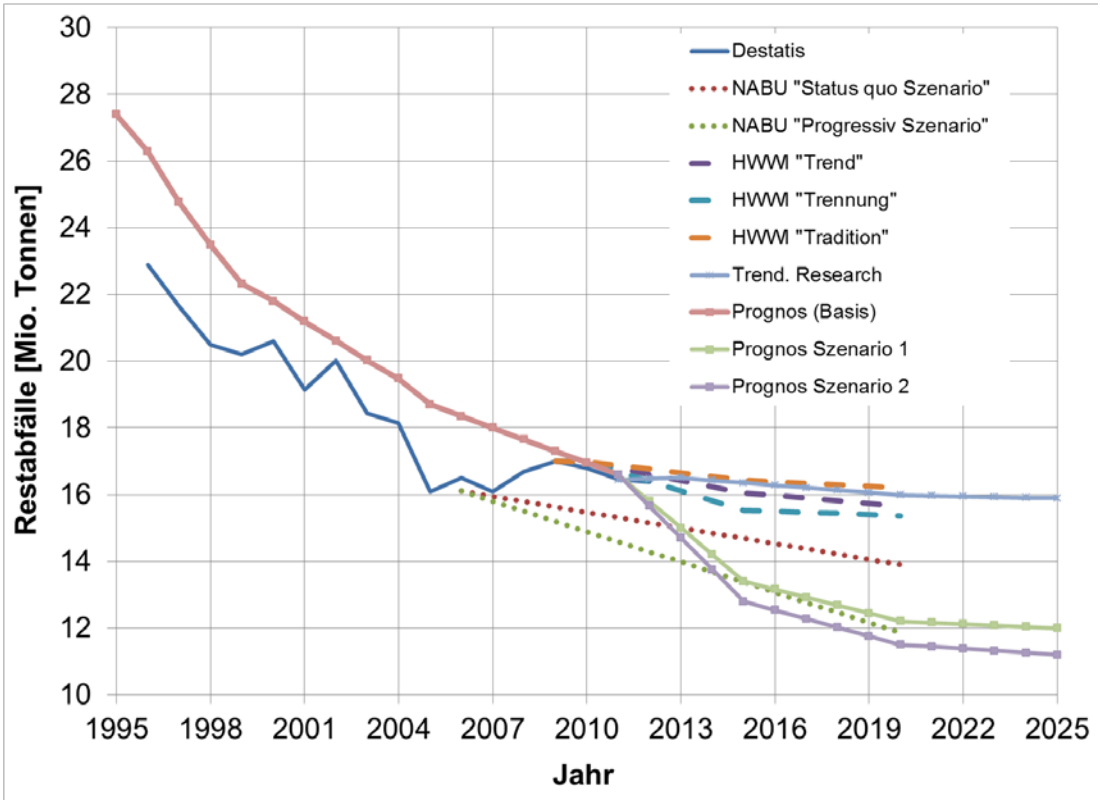
Das Aufkommen der Zukunft wurde in den letzten Jahren schon von verschiedenen Institutionen prognostiziert. Im vorliegenden Vorhaben wurden miteinander verglichen die Studien:

- NABU [NABU 2009]
- HWWI [HWWI 2012]
- Prognos [Alwast 2014]

- trend.research [ITAD 2015]

Die Randbedingungen sind recht unterschiedlich. Wesentliche Differenzen bestehen bei den Ansätzen der Recyclingquoten, der Bevölkerungsentwicklung und dem Sammelverhalten. Mit den Ausgangsbedingungen ändern sich auch die Ergebnisse.

Abbildung 28: Vergleich der Entwicklung des Restmülls in Deutschland aus verschiedenen Studien [Zeitreihe 2014], [NABU 2009], [HWWI 2012], [Alwast 2014], [ITAD 2015]



Für das Jahr 2025 variieren die Aussagen zwischen 11,5 und 16,0 Mio t/a an Restabfällen sehr stark. Gemäß dem rechnerischen Mittelwert der ausgewerteten Studien sinkt das Restabfallaufkommen von 14,9 in 2015 auf 13,2 Mio t/a in 2025.

Die gesetzlichen Regelungen finden auch in den Abfallwirtschaftsplänen Berücksichtigung, sofern sie bei der Erstellung der Pläne bekannt sind. Für die Erstellung einer Prognose im Rahmen dieses Vorhabens wurden 127 Abfallbilanzen und 9 Abfallwirtschaftspläne von 16 Bundesländern analysiert.

Nicht für jedes Bundesland stehen die Abfallwirtschaftspläne mit Abschätzungen der Zukunftsmengen zur Verfügung. Außerdem schauen die Bundesländer unterschiedlich weit in die Zukunft. Mal ging es z.B. nur bis 2020, ein anderes Mal bis 2023 etc. Daher wurden eigene Prognosen des Restmüllaufkommens mit einer mathematischen Methode [Anleitung 2003] durchgeführt. Einheitlich vorausgeschaut wurde immer bis in das Jahr 2025.

Rechenmittel sind die arithmetische und die geometrische Progression. Beide besitzen zwei Klassengrenzen. Zwischen den Klassengrenzen wird der Mittelwert errechnet und das Aufkommen des Restmülls im Jahr 2025 extrapoliert.

Die Basis-Periode für die Bundesländer, welche keine Prognosen veröffentlicht haben, ist der Zeitraum 2006 bis 2013.

Erläuterung des Rechenweges:

Prognose des Abfallaufkommens durch arithmetische Progression:

$$H_{iA} = H_b + h \cdot Z_A$$

$$Z_A = (H_i - H_j) / (i - j)$$

Prognose des Abfallaufkommens durch geometrische Progression:

$$H_{iG} = H_b \cdot Z_G^i$$

$$Z_G = (H_i / H_j)^{1/(i-j)}$$

In diesen Formeln bedeuten:

H_{iA} – prognostizierter Wert des Abfallaufkommens durch arithmetische Progression,

Z_A – Zunahme gemäß der arithmetischen Progression,

H_{iG} – prognostizierter Wert des Abfallaufkommens durch geometrische Progression,

Z_G – Zunahme gemäß der geometrischen Progression,

H_b – Aufkommen der Abfälle im Basisjahr,

h – Anzahl der Jahre für die Prognose,

i – letztes Jahr der Basisperiode,

j – erstes Jahr der Basisperiode,

H_i – Aufkommen der Abfälle im Jahr i,

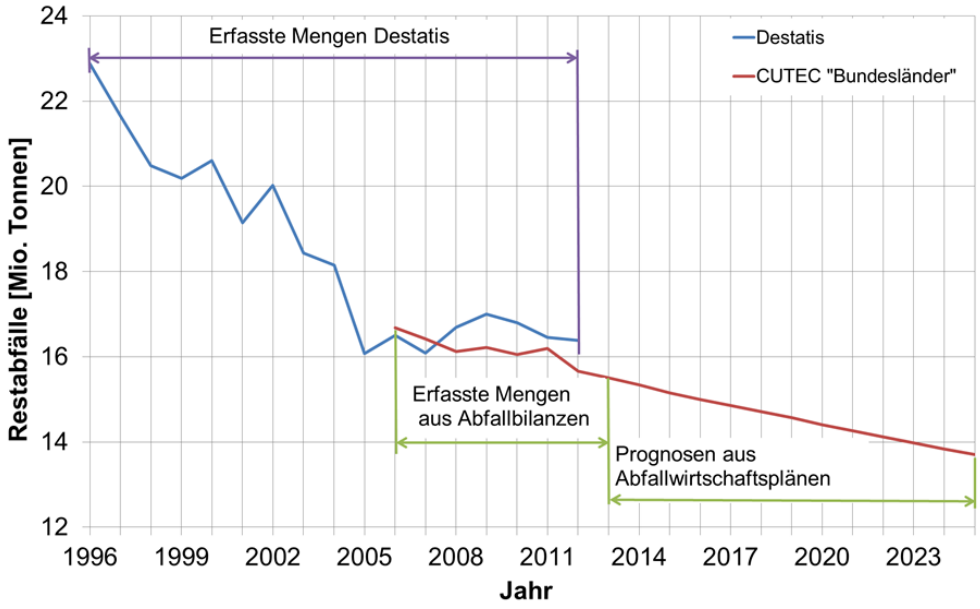
H_j – Aufkommen der Abfälle im Jahr j

Im nächsten Schritt wurden die prognostizierten Werte der Menge des Restmüllaufkommens in [kg/E] im Jahr 2025 mit den prognostizierten Werten der Bevölkerung im Jahr 2025 multipliziert, um das Ergebnis in [Mio. t] zu bekommen.

Für jedes Bundesland wurden 2 Varianten der Bevölkerungsprognose aus [Bevölkerung 2010] benutzt. Und dann aus dem Produkt von spezifischen Restmüllaufkommen in [kg/E] mit den Varianten der Bevölkerungsprognose der Mittelwert errechnet. Damit wird das Ergebnisse in [Mio. t] über alle Bundesländern erhalten.

Das Ergebnis ist in Abbildung 29 dargestellt.

Abbildung 29: Prognose des Aufkommens an Restabfall gemäß Abfallbilanzen der Bundesländer

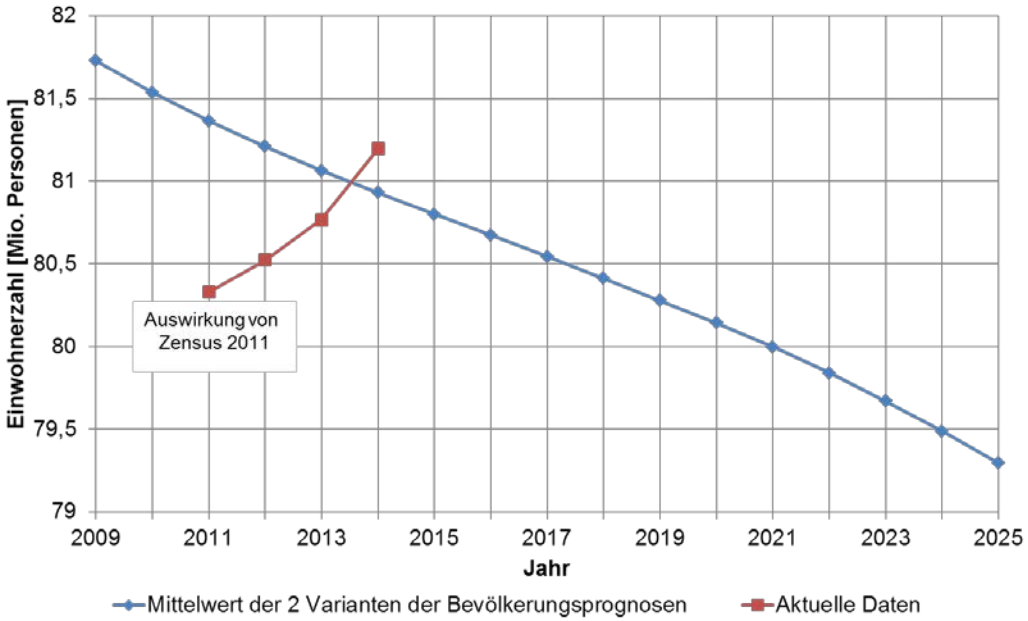


[Zeitreihe 2014], [Abfallbilanz BW], [Abwp BW], [Abfallbilanz BY] [Abwp BY], [Abfallbilanz BE], [Abfallbilanz BB], [Abfallbilanz HB], [Abfallbilanz HH], [Abfallbilanz HE], [Abwp HE], [Abfallbilanz MV], [Abwp MV], [Abfallbilanz NI], [Abfallbilanz NW], [Abwp NW], [Abfallbilanz RP], [Abwp RP], [Abfallbilanz SL], [Abfallbilanz SN], [Abwp SN], [Abfallbilanz ST], [Abwp ST], [Abfallbilanz SH], [Abwp SH], [Abfallbilanz TH], [Abwp TH], [Bevölkerungsstand 2013], [Bevölkerung 2010]

Viele Prognosen gehen von einem Bevölkerungsrückgang aus. Die Entwicklung der neueren statistischen Daten allerdings zeigt einen anderen Trend: Unter Berücksichtigung der Korrektur der Daten in 2011 durch eine Bevölkerungszählung (Zensus) steigt die Bevölkerung in Deutschland jedes Jahr leicht an (Abbildung 30).

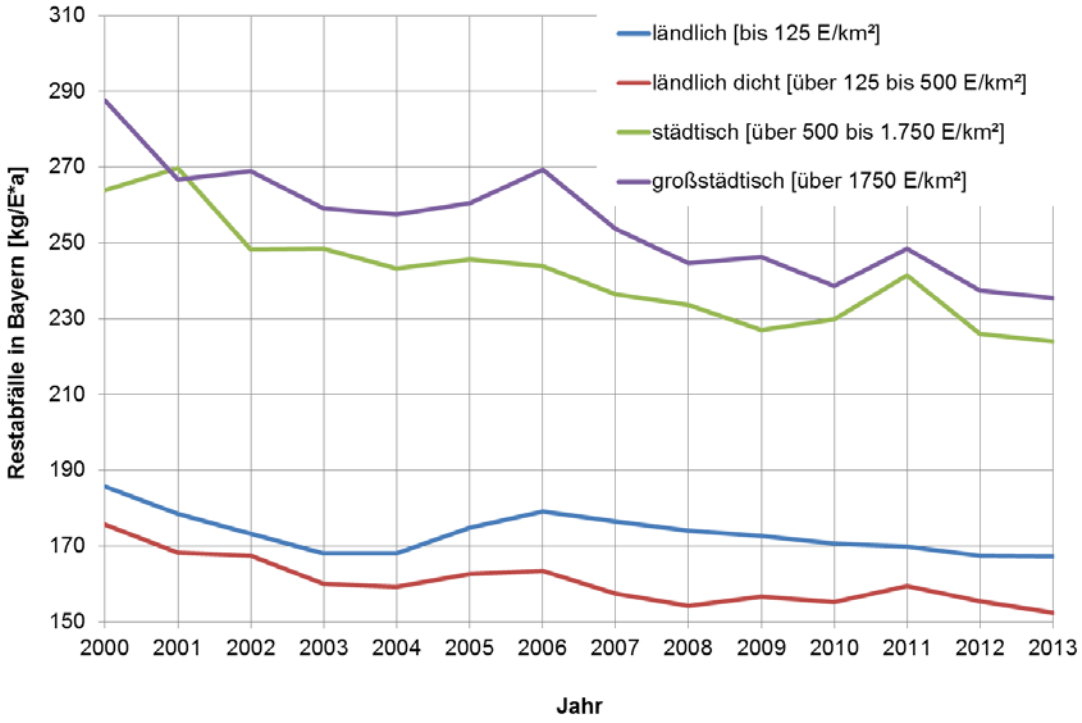
Die Bevölkerungsentwicklung führt also tendenziell nicht zu einer Reduzierung der Abfallmenge, sondern im Gegenteil zu einer Zunahme.

Abbildung 30: Bevölkerungsentwicklung in Deutschland [Bevölkerung 2010], [Destatis 2015a]



Ein weiterer praktischer Aspekt ist die zunehmende Verstädterung. Abbildung 31 zeigt den Effekt der Bevölkerungsdichte am Beispiel Bayerns.

Abbildung 31: Entwicklung der Restabfallmenge in Bayern [Abfallbilanz BY]



Im vorliegenden Vorhaben wurde eine Auswertung des spezifischen Restmüllaufkommens in [kg/E*a] für ausgewählte Städte und Landkreise durchgeführt. Es erfolgte eine Aufteilung in die Gruppen:

- Städte und Landkreise mit der Bevölkerungsdichte mehr als 1000 E/km²
- Städte und Landkreise mit der Bevölkerungsdichte 500 - 1000 E/km²
- Städte und Landkreise mit der Bevölkerungsdichte 150 - 500 E/km²
- Städte und Landkreise mit der Bevölkerungsdichte weniger als 150 E/km²

Die Tabelle 27 führt die verwendeten Städte und Landkreise auf. In ihnen lagen Abfallbilanzen für den Zeitraum 2004 bis 2013 in jährlicher Auflösung vor.

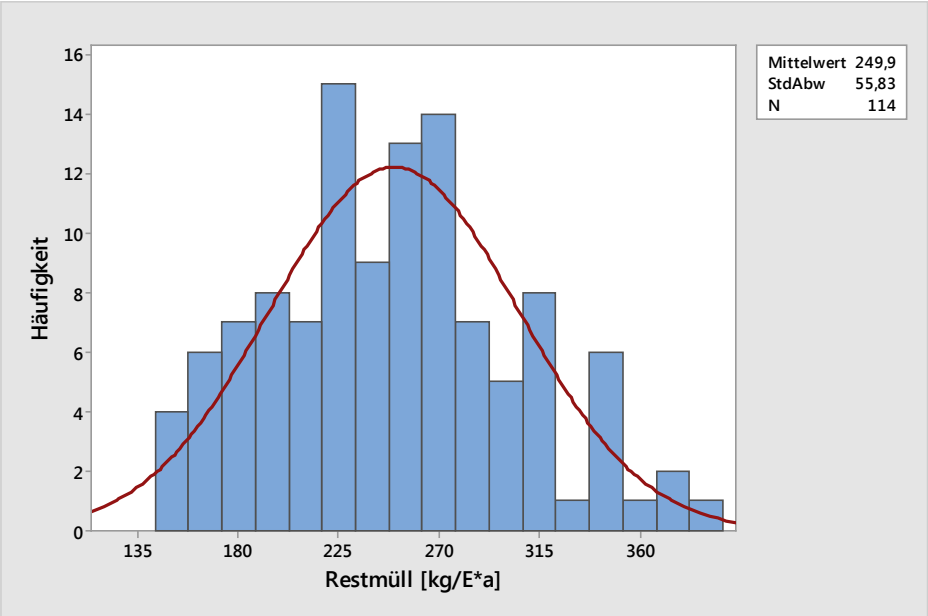
Tabelle 27: Ausgewählte Städte und Landkreise für die Auswertung

Städte und Landkreise mit der Bevölkerungs-dichte mehr als 1000 E/km²	Städte und Landkreise mit der Bevölkerungs-dichte 500 - 1000 E/km²	Städte und Landkreise mit der Bevölkerungs-dichte 150 - 500 E/km²	Städte und Landkreise mit der Bevölkerungs-dichte weniger als 150 E/km²
Stuttgart [2.932 E/km²]	Potsdam [858 E/km²]	Tübingen [418 E/km²]	Freudenstadt [132 E/km²]
Berlin [3.887 E/km²]	Kelsterbach [930 E/km²]	LK Bergstraße [365 E/km²]	LK Prignitz [36 E/km²]

Städte und Landkreise mit der Bevölkerungsdichte mehr als 1000 E/km²	Städte und Landkreise mit der Bevölkerungsdichte 500 - 1000 E/km²	Städte und Landkreise mit der Bevölkerungsdichte 150 - 500 E/km²	Städte und Landkreise mit der Bevölkerungsdichte weniger als 150 E/km²
Bremen [1.689 E/km²]	Regierungsbezirk Düsseldorf [975 E/km²]	LK Kassel [180 E/km²]	LK Vogelsberg [73 E/km²]
Hamburg [1.576 E/km²]	Regierungsbezirk Köln [598 E/km²]	Regierungsbezirk Arnsberg [455 E/km²]	LK Müritz [38 E/km²]
Frankfurt am Main [2.824 E/km²]	Worms [734 E/km²]	Regierungsbezirk Detmold [312 E/km²]	LK Goslar [143 E/km²]
Wiesbaden [1.343 E/km²]	Lübeck [994 E/km²]	Regierungsbezirk Münster [376 E/km²]	Mittelsachsen [149 E/km²]
Stralsund [1.470 E/km²]	Stadt Jena [931 E/km²]	LK Ahrweiler [160 E/km²]	LK Stendal [48 E/km²]
Oldenburg [1.550 E/km²]	Bayern, „städtisch“ [über 500 bis 1.750 E/km²]	Bayern, „ländlich dicht“ [über 125 bis 500 E/km²]	Kreis Plön [117 E/km²]
Mainz [2.078 E/km²]			Kyffhäuserkreis [76 E/km²]
Leipzig [1.761 E/km²]			Bayern, „ländlich“ [bis 125 E/km²]
Halle (Saale) [1.707 E/km²]			
Bayern, „großstädtisch“ [über 1750 E/km²]			

Die Abbildungen 32 - 35 zeigen, dass das spezifische Abfallaufkommen regional schwanken kann und nicht jede Region der Regel „je dichter besiedelt desto mehr Abfall“ folgt. Aber eine eindeutige Tendenz ist in der Abbildung 36 dargestellt.

Abbildung 32: Restabfallaufkommen in Städten und Landkreisen mit der Bevölkerungsdichte größer 1000 E/km²



StdAbw: Standardabweichung, N: Zahl der verwendeten Werte

Abbildung 33: Restmüllaufkommen in Städten und Landkreisen mit einer Bevölkerungsdichte von 500 - 1000 E/km²

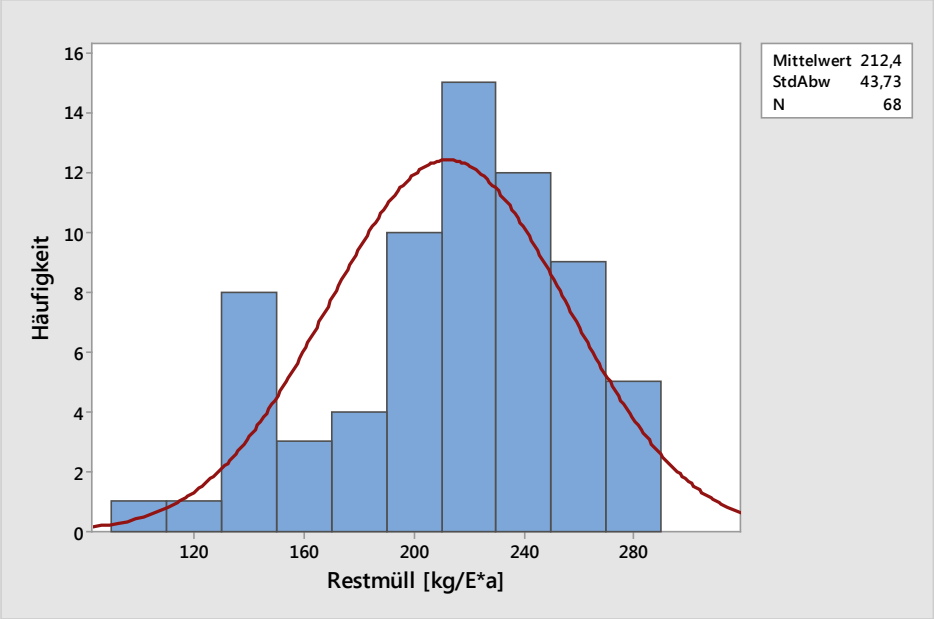


Abbildung 34: Restmüllaufkommen in Städten und Landkreisen mit einer Bevölkerungsdichte von 150 - 500 E/km²

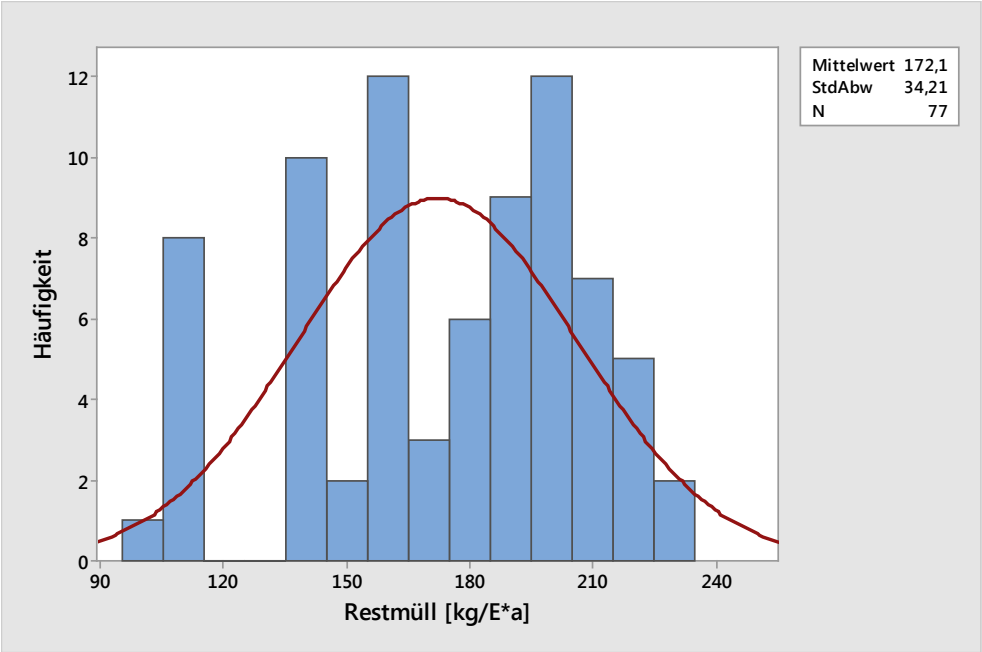


Abbildung 35: Restmüllaufkommen in Städten und Landkreisen mit einer Bevölkerungsdichte weniger als 150 E/km²

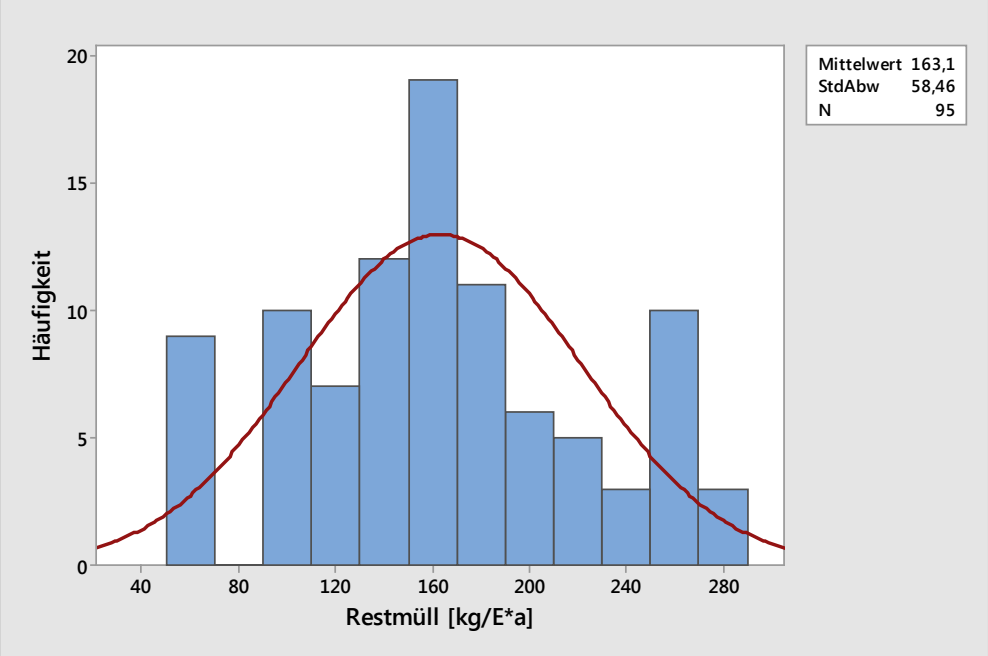
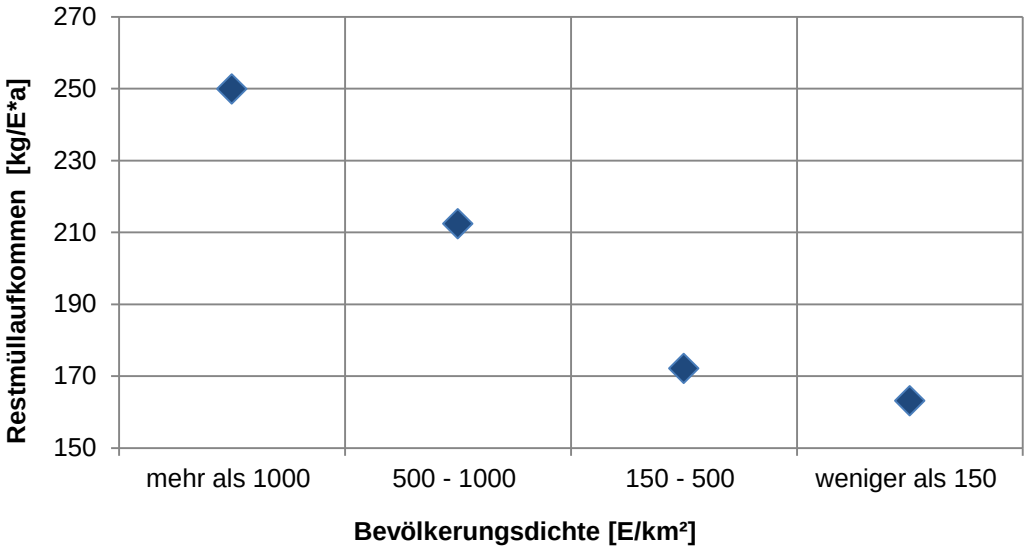
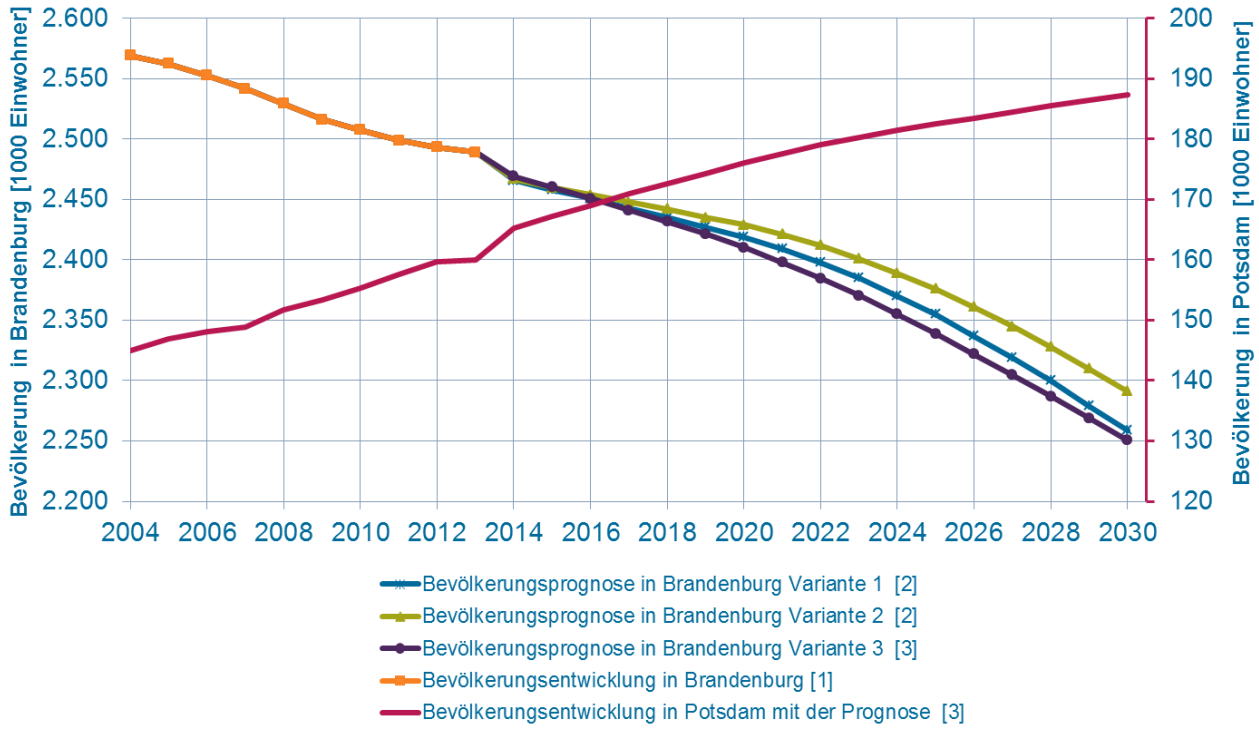


Abbildung 36: Restmüllaufkommen in Städten und Landkreisen mit verschiedener Bevölkerungsdichte als Mittelwerte der Abbildungen 32-35



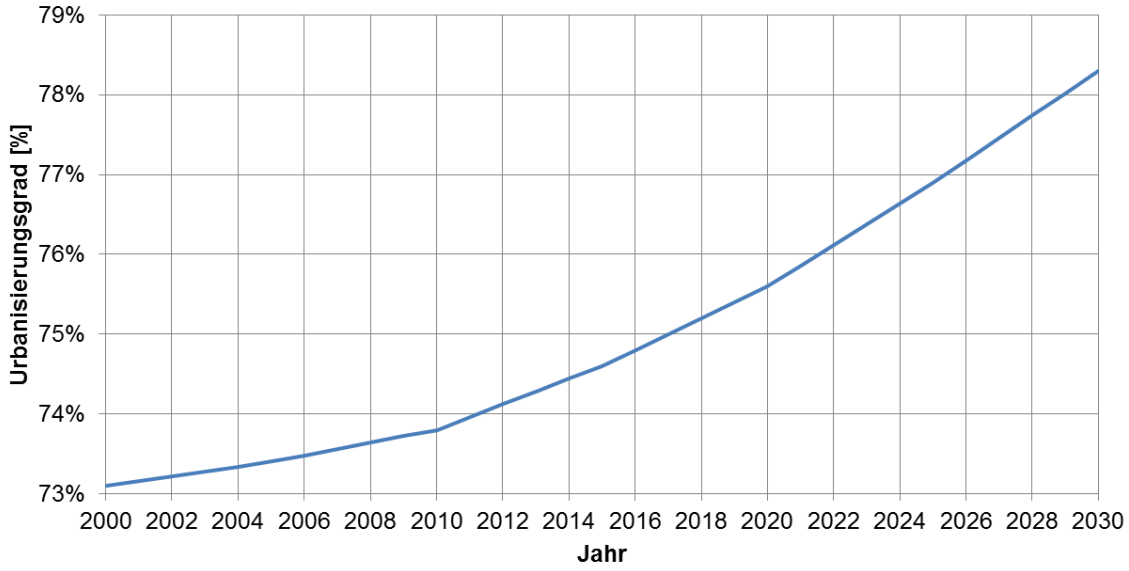
Dass eine Verstädterung in etlichen Gebieten der Bundesrepublik stattfindet, zeigen die Bevölkerungszahlen vieler Städte und der ländlichen Umgebung. Exemplarisch stellt dies Abbildung 37 für die Stadt Potsdam und das Bundesland Brandenburg dar: Während die Tendenz für Brandenburg abnehmend ist, geht es für Potsdam eindeutig nach oben.

Abbildung 37: Bevölkerungsentwicklung im Flächenland Brandenburg und der Stadt Potsdam ([1]) - [Bevölkerungsstand 2013], ([2]) - [Bevölkerung 2010], ([3]) - [Bevölkerungsprognose]



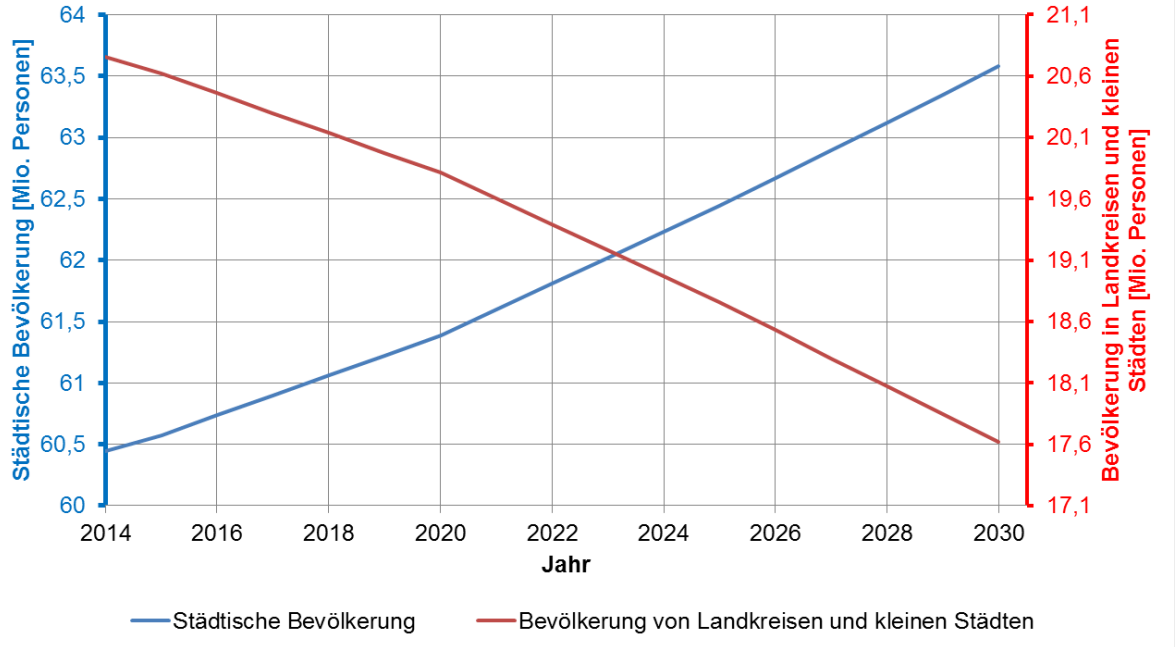
Gemäß statistischer Prognosen [Statista 2015] steigt der Urbanisierungsgrad in Deutschland von Jahr zu Jahr an (s. Abbildung 38).

Abbildung 38: Anteil der in Städten lebenden Bevölkerung in Deutschland [Statista 2015]



Steigender Urbanisierungsgrad führt, wie vorgehend dargestellt, zu einem steigenden Restmüllaufkommen. Aus diesem Grund wurde die Entwicklung der Personenanzahl in dichten und weniger dicht besiedelten Regionen bis zum Jahr 2030 kalkuliert (Abbildung 39).

Abbildung 39: Anzahl der städtischen Bevölkerung und Bevölkerung von Landkreisen und kleinen Städten (Bevölkerung = 81.197.537 Einwohner (im Jahr 2014) = const) [Bevölkerung 2015], [Statista 2015]



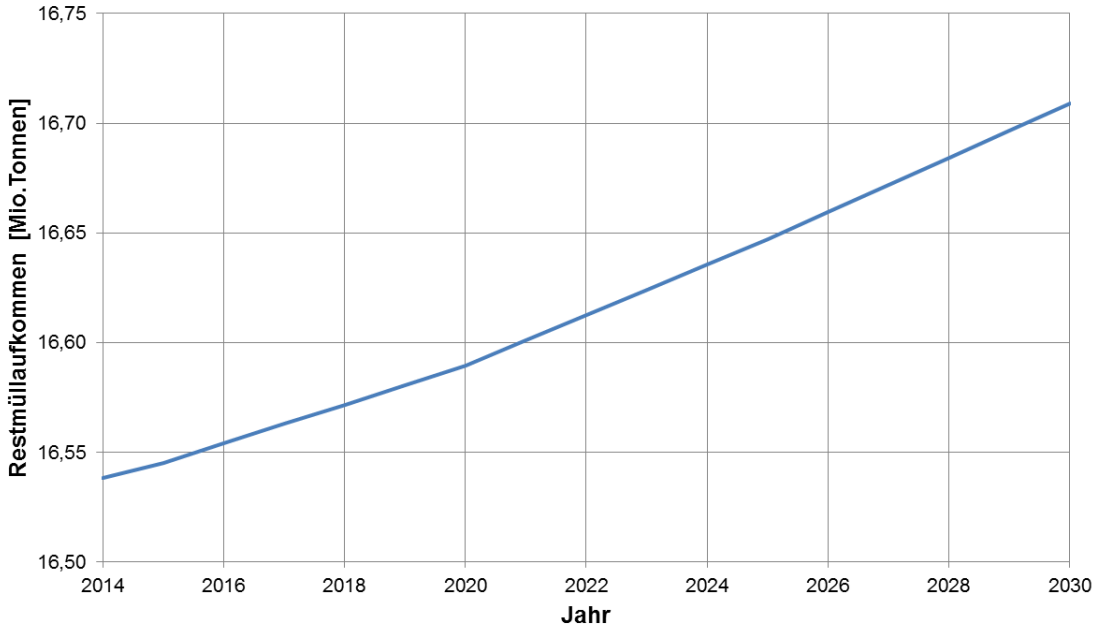
Zunächst wurde das spezifische Restmüllaufkommen für die städtische und nicht-städtische Bevölkerung auf Basis der schon durchgerührten Auswertung (Abbildungen 33 - 36) und von [Bevölkerungsdichte 2012], [Bevölkerungsdichte 2013] errechnet.

Die Ergebnisse sind:

- 217,6 kg/E – für die städtische Bevölkerung
- 163,1 kg/E – für die nicht-städtische Bevölkerung.

Am Ende wurde die errechnete Bevölkerungsanzahl mit dem spezifischen Restmüllaufkommen multipliziert. Das Ergebnis ist in der Abbildung 40 dargestellt.

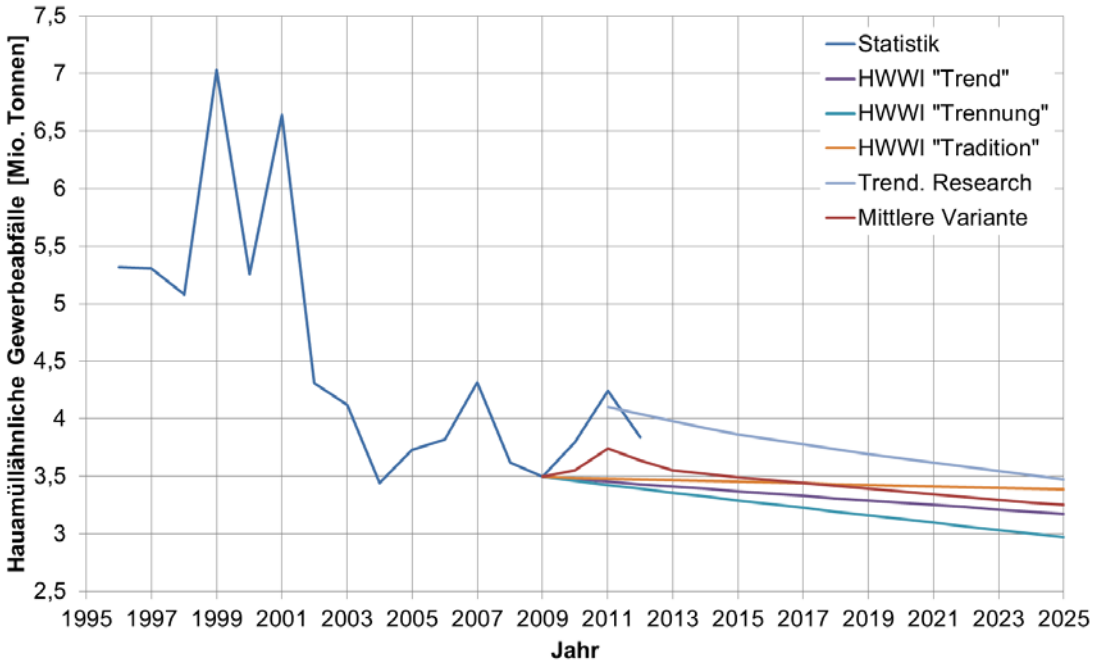
Abbildung 40: Restmüllaufkommen als Funktion der Verstädterung (Bevölkerung = 81.197.537 Einwohner (im Jahr 2014) = const)



Fazit *also ist, dass mit zunehmender Verstädterung eine Zunahme der Restabfallmenge verbunden ist. Trotz verbesserter Recyclingquoten könnte die Abfallmenge zur energetischen Verwertung steigen.*

Neben den Restabfällen, welche über die öffentlich-rechtlichen Abfallentsorger registriert werden, spielt der Gewerbeabfall eine Rolle, welcher nicht erfasst wird. Er ist eine wesentliche Inputquelle für die AVA. Abbildung 41 zeigt exemplarisch die stark schwankenden Mengen für erfassten, aber getrennt von Hausmüll eingesammelt, Mengen an Gewerbeabfall. Die Schwankungen werden wesentlich dadurch verursacht, dass aufgrund bestimmter Faktoren Mengen bei privaten Entsorgern angeliefert werden und aus den öffentlichen Statistiken verschwinden.

Abbildung 41: Vergleich der Szenarien von verschiedenen Studien der Entwicklung der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt, in Deutschland [Zeitreihe 2014], [HWWI 2012], [ITAD 2015]



In der Studie [UBA 18/2015] wurden drei Varianten der Entwicklung der gemischten Siedlungsabfälle analysiert:

- **Basisvariante–derzeitige Behandlungswege:** aus 100% an gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen entstehen 7,4 % an Sekundärrohstoffen (Fe-Metalle, NE-Metalle, PPK, Kunststoffe, Holz und Mineralik) und 92,6 % brennbare Abfälle (hier: Ersatzbrennstoffe und nichtaufbereiteter Restmüll)
- **Variante 1–Vorbehandlungspflicht**–Stärkung der stofflichen Verwertung gemischter gewerblicher Siedlungsabfälle: aus 100% der gemischten Siedlungsabfällen entstehen etwa 13,8 % Wertstoffmenge und etwa 86,2 % - brennbare Abfälle (hier: Ersatzbrennstoffe)
- **Variante II–Vorbehandlung und Steigerung der recycelten Mengen gemischter gewerblicher Siedlungsabfälle:** aus 100% der gemischten Siedlungsabfällen entstehen etwa 41,4 % Wertstoffmenge und etwa 58,6 % brennbare Abfälle (hier:Ersatzbrennstoffe)

In unserem Fall der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle aus Abbildung 41 bedeutet das, gerechnet mit einem Mittelwert der Prognosen im Jahr 2025 von 3,25 Mio t/a:

- **Basisvariante**: aus 3,250 Mio. t/a hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt, entstehen 0,24 Mio. t/a stoffliche Sekundärrohstoffe und 3,01 Mio. Tonnen brennbare Abfälle
- **Variante 1**: aus 3,250 Mio. t/a an hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt, entstehen 0,45 Mio. t/a stoffliche Sekundärrohstoffe und 2,8 Mio. t/a brennbare Abfälle
- **Variante 2**: aus 3,250 t/a an hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt, entstehen 1,35 Mio. Tonnen stoffliche Sekundärrohstoffe und 1,9 Mio. Tonnen brennbare Abfälle

Zusammenfassung:

Die Prognosen der analysierten Studien zeigen eine Abnahme des Restmülls und der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, die getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt werden. Ursachen dafür sind die Förderung der Kreislaufwirtschaft und der prognostizierte Bevölkerungsrückgang. Das Ausmaß der vorausgesagten Reduzierung im Vergleich der Jahre 2014 und 2025 ist sehr unterschiedlich: Es reicht von einer geringen Reduzierung von ca 0,7 Mio t/a bis zu 5 Mio t/a.

Die aktuellen Daten der Bevölkerungsentwicklung zeigen, dass entgegen alter Annahmen seit 2011 die Bevölkerungszahl leicht ansteigt anstatt zu sinken. Geht man davon aus, dass in 2025 genauso viele Menschen leben wie in 2014 mit verminderten Restmüllaufkommen, so ergibt sich eine Steigerung der Abfallmenge um ca 0,34 Mio t/a gegenüber dem Mittelwert der ausgewerteten Studien.

Der Trend zur Verstädterung in Deutschland weist ebenfalls auf eine deutliche Zunahme des Restmüllaufkommens hin. Gemäß den Zahlen dieses Gutachtens liegt der Effekt bei etwas unter 0,2 Mio t/a. Es muss deutlich darauf hingewiesen werden, dass die Regel „höhere Bevölkerungsdichte = höheres Abfallaufkommen“ nicht immer gilt, wie die Verteilungskurven zeigen.

In den dargestellten Werten sind die seit Mitte 2015 verstärkt nach Deutschland geflüchteten Menschen nicht berücksichtigt. Es ist denkbar, dass die Bevölkerungszahl um etwa 1,0 – 1,2 Mio. Personen gegenüber dem jetzigen Stand ansteigt. Gemäß Schätzungen führt dies zu einem zusätzlichen Aufkommen an Restabfall in Höhe von etwa 0,6-0,8 Mio. t/a [Workshop 2015].

9 Abschätzung der künftig notwendigen AVA-Kapazität

Die Betrachtung künftig möglicher Abfallströme für MVA und EBS-Kraftwerke aus mehreren Blickwinkeln zeigt gegenläufige Tendenzen auf. So ist zu erwarten, dass der politische Wille zum Ausbau der stofflichen Verwertung von Abfall zu sinkenden Mengen des traditionellen Siedlungsabfalls für die energetische Verwertung führen wird. Dass die Einführung der flächendeckenden Bioabfallsammlung, der Novellierung der Gewerbeabfallverordnung und die Einführung der Wertstofftonne kurzfristig zu einem Einbruch führen, ist gemäß der Interviews im AP 1 zu bezweifeln. Von einem mittelfristigen Effekt ist aber auszugehen.

Gegenläufig zur geschilderten Abnahme des Restmüllaufkommens sind besonders drei Effekte:

1. Gesetzliche Vorgaben, die nicht unbedingt in der Abfallwirtschaft angesiedelt sind, führen zu neuen oder einem Ausbau bestehender Stoffströme. Zu nennen sind z.B. die Gesetze und Verordnungen zur Energiewende oder das geplante Verbot der landwirtschaftlichen Verbringung von Klärschlamm.
2. Kompensation der gesetzlichen Vorgaben durch eine verstärkte Verstädterung in Deutschland
3. Zunahme der Bevölkerung durch Zuwanderung

Die Studie zeigt auf, dass die betrachteten Stoffströme (Importe, Änderung Geschäftsmodell MBA, Klärschlamm-Monoverbrennung, POP, Feinfraktion Baustellenaufbereitung) ein Potential in der Größenordnung von 3,2 bis 5,2 Mio t/a besitzen. Dies entspricht 12,8 bis 20,8 % der derzeitigen AVA-Kapazität. Ein Teil wird allerdings schon thermisch verwertet.

Aufgrund des bedeutenden Potentials an den in diesem Gutachten betrachteten Stoffströmen ist es schwierig, eine Prognose der künftig notwendigen AVA-Kapazität zu geben. Es ist zu erwarten, dass neben verfügbaren Abfallmengen die Wirtschaftlichkeit des AVA-Betriebes die wesentliche Rolle für Entscheidungen zur Anlagenstilllegung spielen wird. Die Ökonomie hängt von der Entwicklung des Annahmepreises, der Energieerlöse, Betriebskosten (und damit auch von der Bereitschaft zu Reinvestitionen) sowie von der Gesellschafterstruktur ab. Bei fehlender betriebswirtschaftlicher Grundlage werden Betreiber die Entscheidung zur Stilllegung treffen.

Eine Gegenüberstellung der Prognosen für das Jahr 2025 ist in Tabelle 28 zu finden. Die Spannbreite an geschätzter Kapazität für AVA (ohne die durch private Entsorger eingesammelten Gewerbeabfälle) beläuft sich von 15,1 Mio t/a (ohne die alternativen Stoffströme) bis zu 21,9 Mio t/a (incl. alternativer Stoffströme, Verstädterung, und einer Bevölkerungszahl, welche in 2014 gleich der in 2025 gesetzt wurde). Vergleicht man dies mit der vorhandenen AVA-Kapazität von ca 25,0 Mio t/a (s. Tabelle 1), so kann durch die in diesem Gutachten aufgezeigten Stoffströme zur energetischen Verwertung der Rückgang durch das unbestreitbar verstärkte Recycling ausgeglichen werden. Kreislaufwirtschaft und thermische Abfallbehandlung sind also auch in Zukunft kein Widerspruch.

Tabelle 28: Kapazitäten für AVA aufgrund verschiedener Szenarien im Jahr 2025

Varianten auf Basis [UBA 18/2015] für die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt [Mio.t]	**Alternative Stoffströme [Mio.t]***	**Restmüll (Mittelwert zwischen den Prognosen der Studien**) [Mio.t]**	**Summe [Mio.t]**
Basisvariante: 3,0	4,7	13,2	20,9
Variante 1: 2,8	4,7	13,2	20,7
Variante 2: 1,9	4,7	13,2	19,8
Varianten auf Basis [UBA 18/2015] für die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt [Mio.t]	**Alternative Stoffströme [Mio.t]***	**Restmüll (CUTEC-Bundesländer) [Mio.t]*****	**Summe [Mio.t]**
Basisvariante: 3,0	4,7	13,7	21,4
Variante 1: 2,8	4,7	13,7	21,2
Variante 2: 1,9	4,7	13,7	20,3
Varianten auf Basis [UBA 18/2015] für die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt [Mio.t]	**Alternative Stoffströme [Mio.t]***	**Restmüll als Funktion der Verstädterung [Mio.t]********	**Summe [Mio.t]**
Basisvariante: 3,0	4,7	14,2	21,9
Variante 1: 2,8	4,7	14,2	21,7
Variante 2: 1,9	4,7	14,2	20,8

*: Summe der Mittelwerte der geschätzten Spannbreiten [Mio t/a]: Importe 0,9; MBA-Umstellung 0,45; Klärschlamm 1,05; POP 0,6, Baustellenabfallaufbereitung 1,0; EBS aus Kohlekraftwerken 0,7 = 4,7,

**: [NABU 2009], [HWWI 2012], [Alwast 2014], [ITAD 2015]

***: Auswertung der Abfallwirtschaftspläne, mit Bevölkerungsrückgang

****: Bevölkerungszahl von 2014 gilt auch in 2025 (konservative Annahme)

10 Unterschriften

Clausthal-Zellerfeld, 20. November 2015

Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich
Geschäftsführer CUTEC Institut

Dr.-Ing. Stefan Vodegel
Technischer Leiter

11 Quellenverzeichnis

Abfallbilanz BW	Abfallbilanzen Baden-Württemberg 2004 – 2014
Abwp BW	Abfallwirtschaftsplan Baden-Württemberg, Teilplan Siedlungsabfälle
Abfallbilanz BY	Abfallwirtschaft Hausmüll in Bayern, Bilanzen 2004, 2005; Hausmüll in Bayern Bilanzen 2006 - 2013
Abwp BY	Begründung zur Verordnung über den Abfallwirtschaftsplan in Bayern (AbfPV) vom 17.12.2014
Abfallbilanz BE	Abfallbilanzen des Landes Berlin 2004 - 2013
Abfallbilanz BB	Abfallbilanzen Brandenburg 2004 - 2013
Abfallbilanz HB	Land Bremen Bilanz der Siedlungs-, Bau- und Industrieabfälle 2004 - 2013, Dezember 2014
Abfallbilanz HH	Hamburger Abfallstatistik, Siedlungsabfälle 2004 - 2013
Abfallbilanz HE	Abfallmengenbilanzen des Landes Hessen für die Jahre 2004 - 2013
Abwp HE	Abfallwirtschaftsplan Hessen Siedlungsabfälle und industrielle Abfälle 24.04.2015
Abfallbilanz MV	Daten zur Abfallwirtschaft Materialien zur Umwelt, Mecklenburg-Vorpommern, 2004 - 2013
Abwp MV	EUWID Recycling und Entsorgung, Mecklenburg-Vorpommern strebt Steigerung von getrennt erfassten Bioabfällen an, 37.2015
Abfallbilanz NI	Statistische Berichte Niedersachsen, Abfallbilanzen Niedersachsen 2004 - 2012
Abfallbilanz NW	Abfallbilanzen Nordrhein-Westfalen für Siedlungsabfälle 2008/2009, 2010/2011
Abwp NW	Abfallwirtschaftsplan Nordrhein-Westfalen, Teilplan Siedlungsabfälle, Entwurf
Abfallbilanz RP	Landesabfallbilanzen Rheinland-Pfalz 2006 - 2013
Abwp RP	Abfallwirtschaftsplan Rheinland-Pfalz 2013, Teilplan Siedlungsabfälle
Abfallbilanz SL	Abfallbilanzen Saarland, Siedlungsabfälle 2004 - 2013
Abfallbilanz SN	Siedlungsabfalbilanzen Sachsen 2004 - 2013
Abwp SN	Abfallwirtschaftsplan für den Freistaat Sachsen, Fortschreibung 2009 – Anhang 1 - 7
Abfallbilanz ST	Abfallbilanzen für das Land Sachsen-Anhalt 2004 - 2013
Abwp ST	Abfallwirtschaftsplan für das Land Sachsen-Anhalt 2011, Teilplan Siedlungsabfälle
Abfallbilanz SH	Abfallbilanzen Schleswig-Holstein 2004 - 2013
Abwp SH	Abfallwirtschaftsplan Schleswig-Holstein, Teilplan Siedlungsabfälle (2014 - 2023), Entwurf (Stand: 04.02.2014)

Abfallbilanz TH	Daten und Information zur Abfallwirtschaft, Abfallbilanzen Thüringen 2004 - 2013
Abwp TH	Landesabfallwirtschaftsplan Thüringen (LAWP 2011)
Anleitung 2003	Anleitung bei der Auswertung und der Prognose des Abfallaufkommens der Siedlungsabfälle und ihr Recycling für alle Arten Abfälle und die Hauptarten der Abfälle (Methodische Empfehlungen N.: 18/27), Weißrussland, 27.05.2003
Abt. Landesagentur	Abteilung Landesagentur für Umwelt: Abfalldeponien.
für Umwelt 2015	Autonome Provinz Bozen, Südtirol, 2015. Abgerufen unter http://www.provinz.bz.it/umweltagentur/abfall/4772.asp (Abgerufen am 22. Mai 2015).
Achternbosch et al. 2002	Achternbosch, M.; Bräutigam, K.-R.; Kupsch, Chr.; Reßler, B.; Sardemann, G.: Material Flow Analysis – A Comparison of Manufacturing, Use and Fate of CFRP-Fuselage Components versus Aluminium-Components for Commercial Airliners. Karlsruhe, 2002.
AGR RZR Herten 2014	AGR RZR Herten (AGR Abfallentsorgungs-Gesellschaft Ruhrgebiet mbH): Im Profil. Herten, 2014. http://www.agr.de/agr-rzr-herten/ (Abgerufen am 24. November 2014).
Albers et al. 2012	Albers, H.; Böhm, A.; Greiner, S.: Recycling of rotor blades from wind turbines. Vortrag im Rahmer der Conference „Sustainable Material Life Cycles – Is wind energy really sustainable?“. Hochschule Bremen, 2012.
Albrecht und Schwitalla 2014	Albrecht, W.; Schwitalla, C.: Rückbau, Recycling und Verwertung von WDVS. Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP, Valley, 2014.
AMEC 2013	AMEC Environment and Infrastructure UK Limited: Research into SRF and RDF Exports to Other EU Countries. Final Technical Report. The Chartered Institution of Wastes Management (CIWM). 2013. http://www.ciwm.co.uk/web/FILES/Technical/Research_into_SRF_and_RDF_Exports_to_Other_EU_JULY_2013.pdf (Abgerufen am 26. Mai 2015).
Angebot 2014	Angebot der CUTEC-Institut GmbH auf die UBA-Projektnr. 43834, 26.08.2014
Airfinance 2012	Aircraft Retirement Trends & Outlook. http://www.airfinancejournal.com/Article/3341243/Aircraft Retirement-Trends-and-Outlook.html (Abgerufen am 19. Januar 2015).
Alwast 2014	Alwast, H.: Abfallwirtschaft im Gleichgewicht? Entwicklung von Restabfallmengen und die künftig notwendigen Behandlungskapazitäten in Deutschland. Vortrag am 8. Mai 2014 im Rahmen der IFAT, München 2014. http://www.prognos.com/uploads/tx_atwpubdb/140508_HAL_IFAT-Vortrag.pdf (Abgerufen am 24. November 2014).

ASA 2015a	Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V.: Persönliche Mitteilung vom 11. Februar 2015.
ASA 2015b	Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V.: Stille Reserven. Abfall – Ressourcen für die Zukunft. ASA, 2011. http://asa-ev.eu/fileadmin/ asa. medien/ image broschuere/-Imagebroschuere_ASA_Stille_Reserven__D_.pdf (abgerufen am 19. Januar 2015).
ASA 2015c	Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA):
	Mechanisch-physikalische Abfallbehandlungsanlage zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen. Standort Berlin-Pankow. Anlagen-Steckbrief. http://asa-ev.eu/fileadmin/asa.medien/pdf/PDF-Steckbriefe/-PLZ_1/58-59_MPS%20Betriebsf%FChrungsgesellschaft%20mbH.pdf (Abgerufen am 10. Februar 2015)
	Mechanisch-physikalische Abfallbehandlungsanlage zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen. Standort Berlin-Reinickendorf. Anlagen-Steckbrief. http://asa-ev.eu/fileadmin/asa.medien/pdf/PDF-Steckbriefe/PLZ_1/60-61_MPS%20Betriebsf%FChrungsgesellschaft%20mbH.pdf (Abgerufen am 10. Februar 2015)
	Restabfallbehandlungsanlage Chemnitz. Standort Chemnitz. Anlagen-Steckbrief. http://asa-ev.eu/fileadmin/asa.medien/pdf/PDF-Steckbriefe/PLZ_0/86-87_AWVC_Abfallverwertungsgesellschaft.pdf (Abgerufen am 10. Februar 2015)
AVBKG 2014	Abfallverbrennung und Biokompost GmbH (AVBKG) Tornesch-Ahrenlohe: Eine heiße Sache: Wärme & Strom aus glücklichem Müll. Kummerfeld, 2014. http://www.gab-tornesch.de/gab/~verbunds_partner/~avbkg/~verbrennungsanlage (Abgerufen am 24. November 2014)
Von Becker et al. 2014	Von Becker, S.; Neubacher, A.; Nezik, A.; Purtul, G.; Sauga, M.: Verdämmt in alle Ewigkeit. Spiegel Online, 2015. http://www.spiegel.de/spiegel/print/d-130630577.html (Abgerufen am 29. Januar 2015)
BDEW 2015	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V. (BDEW): Persönliche Mitteilung, Januar und Februar 2015
Bevölkerung 2010	Bevölkerung und Erwerbstätigkeit. Bevölkerung in den Bundesländern, dem früheren Bundesgebiet und den neuen Ländern bis 2060; Ergebnisse der 12. koordinierten Bevölkerungsvorausberechnung, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 2010
Bevölkerung 2015	Bevölkerung und Erwerbstätigkeit. Vorläufige Ergebnisse der Bevölkerungsfortschreibung auf Grundlage des Zensus 2011, 2014, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 2015
Bevölkerungsdichte 2012	Daten aus dem Gemeindeverzeichnis Stadt-Land-Gliederung nach Fläche und Bevölkerung auf Grundlage des ZENSUS 2011 und Bevölkerungsdichte,Gebietsstand: 31.12.2012

Bevölkerungsdichte 2013	Daten aus dem Gemeindeverzeichnis Stadt-Land-Gliederung nach Fläche und Bevölkerung auf Grundlage des ZENSUS 2011 und Bevölkerungsdichte, Gebietsstand: 31.12.2013
Bevölkerungsstand 2013	Statistisches Bundesamt, Fortschreibung des Bevölkerungsstandes, 2013
Bevölkerungsprognose	Bevölkerungsprognose für das Land Brandenburg 2011 bis 2030, Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2012
Beilicke 2010	Beilicke, G.: Bautechnischer Brandschutz, Brandlastberechnung. ISBN: 394257800X. Leipzig, 2010.
Bender et al. 2015	Bender, J.; Fricke, K.; Krüger, M.: Finanzierungsplanung von Stilllegungs- und Nachsorgemaßnahmen auf Deponien unter Berücksichtigung abgabenrechtlicher Grundsätze. In: Müll und Abfall (1), 2015. S. 13-21
Bernhard et al. 2012	Bernhard, A., Domenig, M., Reisinger, H., Walter, B., Weißenbach, T.: Deponierückbau. Wirtschaftlichkeit, Ressourcenpotenzial und Klimarelevanz. Umweltbundesamt GmbH, Wien (Medieninhaber und Hrsg.) Report REP-0378. Im Auftrag des Lebensministeriums, Wien, 2012.
Biener et al. 2011	Biener, E.; Sasse, T.; Wemhoff, T.: Deponie auf Deponie – neue Wege bei der Stilllegung von Altdeponien genehmigungstechnische, technische und wirtschaftliche Aspekte. 27. Fachtagung „Die sichere Deponie 2011 – Abdichtung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffen“. SKZ – ConSem GmbH, Würzburg und AK GWS Grundwasserschutz e.V., Berlin, 2011.
BiPRO 2014	BiPRO: Diskussionspapier zur „Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten“. Nicht veröffentlicht. 2014.
Bockreis et al. 2011	Bockreis, A. ; Knapp, J. : Landfill Mining – Deponien als Rohstoffquelle. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft; 63, 3. Springer-Verlag. Wien, 2011. S. 70-75.
Bölte und Geiping 2011	Bölte, S.; Geiping, J.: Siedlungsabfalldeponie – Nachsorge oder Rückbau? Flamme, Gallenkemper, Gellenbeck, Rotter, Kranert, Nelles (Hrsg.): Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft (Band 14), Münster, 2011.
Born 2015	Zur Verfügung gestellte Unterlagen der Fa. Dr. Born-Dr. Ermel GmbH (Achim), 2015
Budde 2015	Budde, F.-W., Porr Umwelttechnik: Persönliche Mitteilung, 23. Januar 2015, Wien.
Bujanowski 2013	Bujanowski, S.: Abfallbehandlung und Recycling in Polen starten Aufholjagd. Germany Trade & Invest, 2013. Abegrufen unter http://www.gtai.de/GTAI/Navigation/DE/Trade/maerkte,did=753986.html (Abgerufen am 26. Mai 2015).

Bünemann et al 2011	Bünemann, A.; Rachut, G.; Christiani, J.; Langen, M.; Wolters, J.: Planspiel zur Fortentwicklung der Verpackungsverordnung. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau, 2011
BBS 2015	Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e.V. (Hrsg.): Mineralische Bauabfälle. Monitoring 2012. Berlin, 2015. Abgerufen unter http://www.bvbaustoffe.de/root/img/pool/downloads_2015/240215/mineralischebauabfaelle_2012.pdf (Abgerufen am 19. September 2015)
BMUB 2015	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB): Sachstand und Gesetzgebung zur grenzüberschreitenden Abfallverbringung. Stand: 12.08.2015. Abgerufen unter: http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/internationales/abfallverbringung/sachstand-und-gesetzgebung/ (Abgerufen am 23. September 2015)
CEWEP 2014	Confederation of European Waste-to-Energy Plants (CEWEP): Country Report on Waste Management, Italy. 2014. Abgerufen unter http://www.cewep.eu/media/www.cewep.eu/org/med_709/1401italy.pdf (Abgerufen am 18. Mai 2015).
Chapman 2004	Chapman, P. (2004): Declaration of Apeldoorn on LCIA of Non-Ferro Metals. In: International Council on Mining and Metals (ICMM) Workshop at TNO Apeldoorn. Abgerufen unter: http://media.leidenuniv.nl/legacy/declaration_of_apeldoorn.pdf (Abgerufen am 22. September 2015).
Christ 2011	Christ, M.; Fell, A.; Friedrich, S.; Rettenberger, G: Untersuchungen zum Wertstoffpotenzial in Abfällen von rückgebauten Hausmülldeponien. In: Müll und Abfall (10) 2011. S. 466-469
Defra 2015	Department for environment, food and rural affairs (Defra): Digest of Waste and Resource Statistics – 2015 Edition. Abgerufen unter: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/422618/Digest_of_waste_England_-_finalv2.pdf (Abgerufen am 16. Juni 2015)
Deike et al. 2012	Deike, R.; Ebert, D.; Warnecke, R.: Abschlussbericht zum Projekt „Recyclingpotenziale bei Rückständen aus der Müllverbrennung“. Universität Duisburg-Essen, 2012. https://www.itad.de/information/studien/20130110DEIKEHMVARecyclingpotentialAbschlussbericht.pdf (Abgerufen am 03. November 2015)
Denner und Kügler 2006	Denner, M.; Kügler, I.: Erarbeitung eines Beprobungskonzeptes für Ersatzbrennstoffe - Projekt ERSA (Endbericht). Umweltbundesamt GmbH Österreich, Wien, 2006. Abgerufen unter http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0059.pdf (Abgerufen am 15. September 2015)

DepV 2009	Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV). 2009. http://www.gesetze-im-internet.de/ bundesrecht/depv_2009/-gesamt.pdf (Abgerufen am 29. Januar 2015)
Destatis 2013	Statistisches Bundesamt: Abwasserbehandlung – Klärschlamm – Ergebnisbericht. Wiesbaden, 2013. Abgerufen unter: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebugen/Wasserwirtschaft/Klaerschlamm5322101109004.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am 15. Mai 2015)
Destatis 2014	Statistisches Bundesamt: Umwelt – Abfallentsorgung 2012. Fachserie 19, Reihe 1. Wiesbaden, Juli 2014.
Destatis 2015	Statistisches Bundesamt: Wasserwirtschaft: Klärschlammentsorgung aus der biologischen Abwasserbehandlung. Wiesbaden, 2015. https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/ TabellenKlaerschlammverwertungsart.html (Abgerufen am 09. September 2015)
Destatis 2015a	Statistisches Bundesamt: Bevölkerung und Erwerbstätigkeit, Vorläufige Ergebnisse der Bevölkerungsfortschreibung auf Grundlage des Zensus 2011, Wiesbaden, 2015.
Destatis 2015b	Statistisches Bundesamt: Nettowärmeerzeugung, Brennstoffeinsatz, -bezug, -bestand: Deutschland, Jahre, Energieträger. https://wwwgenesis.destatis.de/genesis/online;jsessionid=ADB3D044CBED2CDC13217E1D67C321D1.tomcat_GO_2_1?operation=previous&levelindex=2&levelid=1447922348808&step=2 (Abgerufen am 02. November 2015)
Deubig et al. 2013	Deubig, B., Stadtmüller, G., Greuel, M., Deubig, I.: Umnutzung einer MBA zur Bioabfallbehandlung. In: Energie aus Abfall, S. 805 - 821. TK-Verlag, Neuruppin, 2013.
Diener et al. 2015	Diener, A.; Kieckhäfer, K.; Schmidt, K.; Spengler, T. S.: Abschätzung der Wirtschaftlichkeit von Landfill-Mining-Projekten. In: Müll und Abfall (1), 2015. S. 4-12
DOENI 2014	Department of the Environment (DOENI): Coleraine Council Applications for Planning Permission and Applications deferred from previous meetings. Government of the United Kingdom. 28.10.2014. Abgerufen unter http://www.colerainebc.gov.uk/content/file/2014/Publications/Planning/Oct%20-%20New.pdf (Abgerufen am 22. Mai 2015)
Doka 2009	Doka, G. (2009): Life cycle inventories of waste treatment services. ecoinvent report no. 13, Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2009.
Durth und Kolvenbach 2014	Durth, A.; Kolvenbach, F.-J.: Abwasser und Klärschlamm in Deutschland - statistische Betrachtungen. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 12, 2014 und Nr. 1, 2015.
DWA 2009	DWA-Regelwerk, Merkblatt DWA-M 387, Mai 2009

Ecoinvent 2015	Swiss centre for Life Cycle Inventories (2015). ecoinvent version 3.1. The Swiss centre for Life Cycle Inventories (Eds.), Zürich, Switzerland.
ECOPROG 2009	ecoprog GmbH: Marktstudie Siedlungsabfall Italien. 2014. http://www.ecoprog.com/publikationen/abfallwirtschaft/siedlungsabfall-italien.htm (Aufgerufen am 18. Mai 2015)
EEA 2012	European Environment Agency (EEA): Movements of Waste across the EU's internal and external borders. EEA Report Nr. 7. ISBN 978-92-9213-337-5. Kopenhagen, 2012
EEW Heringen 2014	EEW Energy from Waste Heringen GmbH: Unsere Anlage. Heringen, 2014. http://www.eew-energyfromwaste.com/de/unsere-standorte/heringen.html (Abgerufen am 24. November 2014)
EEW Knapsack 2015	EEW Energy from Waste Saarbrücken GmbH: EBKW Knapsack. Anlageninformationen. http://www.eew-energyfromwaste.com/fileadmin/content/ Materialbestellung/Knapsack_Standortflyer.pdf (Abgerufen am 10. Februar 2015)
EG 850/2004	Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des europäischen Parlamentes und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/ LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:158:0007:0049:DE:PDF (Abgerufen am 20. Oktober 2015)
Ehninger 2011	Ehninger, S.: Großbritanien: 1.700 Abfallbehandlungs- und Recylinganlagen in den nächsten 10 Jahren. http://www.bvse.de/2/4457/1_700_Abfallbehandlungs__und_Recylinganlagen_in_den_naechsten_10_Jahren (Abgerufen am 14. September 2015)
Ehninger 2013	Ehninger, S.: UK: Kann der Zeitplan eingehalten werden? In: EU-Recycling 11/2013. 30. Jahrgang.
Eickenbusch und Krauss 2013	Eickenbusch, H.; Krauss, O.: Kohlenstofffaserverstärkte Kunststoffe im Fahrzeugbau – Ressourceneffizienz und Technologien. Im Auftrag der VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH. Berlin, Mai 2013.
Enertec Hameln 2014	Enertec Hameln GmbH: Enertec Hameln – Technische Anlagendaten. Hameln, 2014. http://www.enertec-hameln.de/Umwelt_und_Technik/Anlagen daten_Hameln.php (Abgerufen am 24. November 2014)
Engelmann 2015	Engelmann, B., Umweltbundesamt, FG III 2.4, Dessau-Rosslau: Persönliche Mitteilung, 22. Mai 2015
Entsorgung Punkt DE 2014	Blechlawinen in der Schrottpresse - Autoverschrottungen in Deutschland in der ersten Jahreshälfte 2014. 2014. www.entsorgung.de/pdf/autoverschrottung-infografik.pdf (Aufgerufen am 20. Januar 2015)
ENVIRO 2015	Zur Verfügung gestellte Unterlagen der Fa. Envirotherm GmbH (Essen), 2015

Eunomia 2015	Eunomia Research & Consulting Ltd: RDF Export, Analysis of the Legal, Economic and Environmental Rationales. Bristol, 2015. Abgerufen unter http://www.newearthsolutions.co.uk/wp-content/uploads/2015/09/RDF-Export-Analysis-of-the-Legal-Economic-and-Environmental-Rationales.pdf (Abgerufen am 15. September 2015)
Eunomia 2015b	Eunomia Research & Consulting Ltd: Residual Waste Infrastructure Review (Issue 8). Bristol, 2015. Abgerufen unter http://www.eunomia.co.uk/reports-tools/residual-waste-infrastructure-review-7th-issue/ (Abgerufen am 14. September 2015)
EUROSTAT 2014	EUROSTAT: Aufkommen und Behandlung von Siedlungsabfällen. 2014. http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&plugin=1&language=de&pcode=tsdpc240 (Abgerufen am 15. Januar 2015)
EUROSTAT 2015	EUROSTAT: Grenzüberschreitende Abfallverbringung. Daten abgerufen unter: http://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/transboundary-waste-shipments (Abgerufen am 15.07.2015)
Euwid 18/2015	ITAD-Verbrennungsanlagen zu 93 Prozent ausgelastet. EUWID Recycling und Entsorgung, Ausgabe 18/2015.
Euwid 26/2015	Klärschlamm-Novelle: BMUB halt an Ausstieg aus der bodenbezogenen Verwertung fest. EUWID Recycling und Entsorgung, Ausgabe 26/2015.
Euwid 30/2015	Italien wegen Müllkrise in Kampanien zu 20 Mio. € Strafe und Zwangsgeld verurteilt. EUWID Recycling und Entsorgung, Ausgabe 30/2015.
Euwid 33/2015	Vetternwirtschaft: Die Straßen Roms versinken im Müll. EUWID Recycling und Entsorgung, Ausgabe 33/2015.
Fehrenbach et al. 2007	Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Möhler, S.: Behandlungsalternativen für klimarelevante Stoffströme. ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg, im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau, 2007. Abgerufen unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3315.pdf (Abgerufen am 09. September 2015)
Fehrenbach und Knappe	Fehrenbach, H.; Knappe, F.: Ökobilanzielle Betrachtung von Entsorgungsoptionen für Klärschlamm im Land Schleswig-Holstein. Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) 2002. https://www.yumpu.com/de/document/view/7189314/okobilanzielle-betrachtung-von-entsorgungsoptionen-fur- (Abgerufen am 10. September 2015)
Fischer et al. 2012	Fischer, C.; Lehner, M.; Lindsay McKinnon, D.: Overview of the use of landfill taxes in Europe. ETC/SCP working paper 1/2012. Copenhagen Resource Institute. Copenhagen, 2012. Abgerufen unter

http://scp.eionet.europa.eu/publications/WP2012_1/wp/WP2012_1 (Abgerufen am 22. Mai 2015)

Franke et al. 2012 — Franke, M.; Mocker, M.; Kozlik, M.; Wiesgickl, S.; Daschner, R.; Löh, I.; Jung, R.: Phosphorstrategie für Bayern – Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen und Empfehlungen. Im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit. Sulzbach-Rosenberg, 2012.

Franke et al. 2014 — Franke, M.; Mocker, M., Stenzel, F.: Wie groß sind die Potenziale von Landfill Mining? In: Workshop Landfill Mining. Heinrich Böll Stiftung, Berlin, 20. Februar 2014. 37 S.

Franzensfeste 2015 — Gemeinde Franzenfeste: Deponie Eisacktal-Wipptal. Abgerufen unter http://www.gemeindefranzensfeste.eu/system/web/gemeindebetrieb.aspx?bezirkonr=0&detailonr=221488630&menuonr=218511935 (Abgerufen am 22. Mai 2015).

Fricke et al. 2014 — Fricke, K.; Krüger, M. Zeiner, A.: Rückgewinnung von Wertstoffen aus Siedlungsabfall- und Schlackedeponien. In: Workshop Landfill Mining. Heinrich Böll Stiftung, Berlin, 20. Februar 2014. 33 S. 823 - 833.

Fricke 2015 — Fricke, K., TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung für Abfall- und Ressourcenwirtschaft: Persönliche Mitteilung, 10. Februar 2015.

Gäth und Nispel 2011 — Gäth, S.; Nispel, J.: Ressourcenpotenzial von ausgewählten Hausmülldeponien in Deutschland. In: Müll und Abfall (2), 2011. S. 61-67.

Georges 2015 — Georges, M.: Evidence - Reasons for trends in English refuse derived fuel exports since 2010. Environment Agency, Bristol, Juli 2015. Abgerufen unter: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/438906/Reasons_for_trends_in_English_refuse_derived_fuel_exports_since_2010_report.pdf (Abgerufen am 15. September 2015)

Göschl 2015 — Göschl, R., IUT GmbH, Seebenstein: Persönliche Mitteilung, 28. Januar 2015.

Grundmann et al. 2013 — Grundmann, T.; Balhar, M.: Entwicklungspotenzial der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung. In: Energie aus Abfall, Band 10. TK-Verlag, Neuruppin, 2013. S. 823 - 833.

Hartbrich 2012 — Hartbrich, I.: Recycling-Carbon stützt neue Technologien. 2012. http://www.ingenieur.de/Themen/Werkstoffe/Recycling-Carbon-stuetzt-neue-Technologien (Abgerufen am 22. Januar 2015).

Haubrich 2015 — Haubrich, E., Ingenieurgruppe RUK GmbH: Persönliche Mitteilung, 09. Februar 2015.

Heil 1995 — Heil, J.; Emundts, J.: *Thermische Restabfallbehandlung – eine Verfahrensübersicht*,; RWTH Aachen, 1995

Hense et al. 2015 — Hense, P.; Reh, K.; Franke, M.; Hornung, A.; Contin, A.: Pyrolysis of waste electrical and electronic equipment (WEEE) for recovering metals and energy: Previous achievements and current approaches. In: Envi-

	ronmental Engineering and Management Journal (EEMJ), 2015 (Vol. 14 No. 7), S. 1637-1647.
Hinrichs 2012	Hinrichs, S.: Sustainable Material Usage of Rotor Blades in Cement Plants. In: "Sustainable Material Life Cycles – Is Wind Energy Really Sustainable?" Hanse-Wissenschaftskolleg, Delmenhorst, 19-20. Juni 2012.
HKW Mannheim 2014	MVV Energie AG: Heizkraftwerk Mannheim – thermische Abfallverwertung auf höchstem Niveau. Mannheim, 2014. http://www.mvv-umwelt.de/de/anlagen_und_emissionswerte/hkw_mannheim/hkw_mannheim_1.jsp (Abgerufen am 24. November 2014).
HMRC 2014	HM Revenue & Customs (HMRC): Landfill Tax Briefing. Government of the United Kingdom. 2014. http://www.entrust.org.uk/assets/uploads/documents/Budget_2014_Landfill_Tax_Briefing.pdf (Abgerufen am 26. Mai 2015)
HTP 2001	HTP Ingenieurgesellschaft für Aufbereitungstechnik und Umweltverfahrenstechnik, ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen. 2001. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau.
Hupe 2015	Hupe, K.; IFAS - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Hamburg: Persönliche Mitteilung, 28. Januar 2015.
IFAD 2015	Institut für Aufbereitung, Deponietechnik und Geomechanik der TU Clausthal (IFAD), Clausthal-Zellerfeld: Persönliche Mitteilung.
IGES 2009	IGES Institut GmbH, ISWA, TU-Berlin: Ökologische und ökonomische Bewertung der getrennten Sammlung von verwertbaren Abfällen aus privaten Haushalten sowie vergleichbaren Anfallstellen, 2009
ITAD 2003	Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. (ITAD): Standorte von MVA. 2003. Abgerufen unter https://www.itad.de/ITAD/mitglieder/ITAD/mitglieder (Aufgerufen am 22. Mai 2015)
ITAD 2014	Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. (ITAD): Anlagendaten der Mitglieder. https://www.itad.de/ITAD/mitglieder (Abgerufen am 21. November 2014)
ITAD 2014a	Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. (ITAD): ITAD Jahresbericht 2013. https://www.itad.de/jahresbericht/ITADJahresbericht2013_web.pdf (Abgerufen am 07. November 2015)
ITAD 2014b	ITAD-Mitgliederinfo „CFK-Abfälle, Untersuchungsbericht BG RCI Schlacke [Handlungsempfehlung Geschäftsführung]" vom 10.12.2014
ITAD 2015	Stand und Herausforderungen der Energetischen Abfallverwertung in Deutschland und Europa, F. Kleppmann, ITAD, 2015

ITAD 2015a	Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. (ITAD): Persönliche Mitteilung, Februar 2015
ITAD 2015b	Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. (ITAD): Im Rahmen der in Kap. 4 beschriebenen Audits übermittelte Informationen
HWWI 2012	Auswirkungen der Abfallgesetzgebung auf das Abfallaufkommen und die Behandlungskapazitäten bis 2020, S. Schulze, F. Schlitte, HWWI, 2012
[Jasper und Kappa 2012]	Jasper, M.; Kappa, S.: Sind Kapazitätsengpässe bei der Mitverbrennung durch gesetzliche Änderungen zu erwarten? In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 10, S. 923-933; Oktober 2012.
Jofra Sora 2013	Jofra Sora, M.: Incineration overcapacity and waste shipping in Europe: the end of the proximity principle?. Global Alliance for Incinerator Alternatives (GAIA). 2013. Abgerufen unter http://www.no-burn.org/downloads/Incineration%20overcapacity%20and%20waste%20shipping%20in%20Europe%20the%20end%20of%20the%20proximity%20principle%20-January%202013-1.pdf (Abgerufen am 26. Mai 2015)
Ketelsen und Balhar 2015	Ketelsen, K., Balhar, M.: Expertengespräch zu Strategien und Entwicklungsmöglichkeiten für Abfallbehandlungsanlagen mit mechanisch und biologischer Technologie, Teilnehmer: K. Ketelsen, iba GmbH, Hannover zugleich Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V., Ennigerloh, M. Balhar, Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V., Ennigerloh, W. Butz, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau, S. Vodegel, E. Fedianina, beide CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld, M. Franke, P. Degener, beide Fraunhofer UMSICHT, Sulzbach-Rosenberg, 15. Juli 2015, Dessau-Rosslau.
Ketelsen und Nelles 2015	Ketelsen, K., Nelles, M.: Stand und neue Entwicklungstendenzen / Perspektiven von MBA in Deutschland. In: Kühle-Weidemeier, Balhar (Hrsg.): Tagungsband zur Waste-to-Resources 2015. 6. Internationale Tagung MBA, Sortierung und Recycling. Hannover, 5. - 7. Mai 2015.
Koalitionsvertrag 2013	CDU Deutschland, CSU-Landesleitung und SPD (Hrsg.): Deutschlands Zukunft gestalten, Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD. https://www.cdu.de/sites/default/files/media/dokumente/koalitionsvertrag.pdf (Abgerufen am 11. November 2014)
Krüger et al. 2014	Krüger, B.; Kobel, C.; Jacobsen, N.; Wemhoff, T.; Sänegr F.: Die Multifunktionale Abdichtung (MFA) der Deponie Ihlenberg. Aufgabenstellung, Genehmigung, Ausführung. Stegmann, Rettenberger, Kuchta, Siechau, Fricke, Heyer (Hrsg.): Deponietechnik 2014. Dokumentation der 9. Hamburger Abfallwirtschaftstage vom 21./22. Januar 2014, Abfall aktuell. Hamburg, 2014. S. 71-90
Kuchta und Enzner 2015	Kuchta, K.; Enzner, V.: Metallrückgewinnung aus Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen – Bewertung der Ressourceneffizienz. Dokumentation des Forschungsberichts. Entsorgergemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. - EdDE, 2015.

Kümmeth et al. 2012	Kümmeth, M.; Gottlieb, A.; Ramerth, J.; Seitz, M.; Hartleitner, B.; Rommel, W.; Danko, A.; Wölling, J.: Entwicklungsstudie zur Errichtung eine CFK-Recyclinganlagen in Bayern. 2012. http://www.bifa.de/fileadmin/std_project/content_data/Publikationen/Weitere_Publikationen/Abschlussbericht_CFK-Recycling_120229.pdf (Abgerufen am 10. Februar 2015)
Lehmann 2006	Lehmann, A.: "Ich war eine Flasche" - China produziert Pullis aus Plastikabfall. 2006. http://www.dw.de/ich-war-eine-flasche-china-produziert-pullis-aus-plastikabfall/a-2270578 (Abgerufen am 05. Februar 2015)
Lehrmann 2013	Lehrmann, F.: Überblick über die thermische Klärschlammbehandlung - Trocknung, Monoverbrennung und Mitverbrennung. Beitrag in: Energie aus Abfall, Band 10; 903, 904. TK-Verlag. Neuruppin, 2013.
Lempke 2011	Lempke, J.: Durchbruch beim GFK-Recycling – Aufbau eines Systems zur Rücknahme und Recycling von FVK-Abfällen. Vortrag am 20.06.2011 im Rahmen des 14. Dialogs Abfallwirtschaft MV, Rostock 2011.
LfU 2015	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU): Einsatz bei Rekultivierungsmaßnahmen und im Landschaftsbau. 2015. Abgerufen unter: http://www.lfu.bayern.de/abfall/klaerschlamm/rekultivierung_landschaftsbau/index.htm (Abgerufen am 10. September 2015).
Lohe 2014	Lohe G.: MHKW Krakow – Zum Status zur Realisierung der thermischen Abfallbehandlung in Polen –. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Beckmann, M.: Energie aus Abfall. Band 11. Neuruppin, 2014. S. 65 - 78.
LU 2013	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz MV, Ministerium für Wirtschaft, Bau und Tourismus MV (Hrsg.): Zukunftsfähige Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin, Dezember 2013. http://service.mvnet.de/_php/download.php?datei_id=112398 (Abgerufen am 29.05.2015).
LUBW 2007	Steckbrief „Feinmaterial aus der Sortierung von Gewerbe- und Baustellenmischabfällen“. 2007 https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/31686/ feinmaterial_aufbereitungsanl.pdf?command=downloadContent&filename=feinmaterial_aufbereitungsanl.pdf (Abgerufen am 26. Januar 2015).
Martens 2011	Martens, H. (2011): Recyclingtechnik, Fachbuch für Lehre und Praxis. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
Mocker et al. 2009	Mocker, M.; Franke, M.; Stenzel, F.; Faulstich, M. 2009: Von der Abfallwirtschaft zur Ressourcenwirtschaft. Flamme, Gallenkemper, Gellenbeck, Bidlingsmaier, Kranert, Nelles, Stegmann (Hrsg.): Tagungsband der 11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münster, 2009. S. 27-33.

Montero et al. 2010	Montero, A.; Tojo, Y.; Matsuo, T.; Matsuto, T.; Yamada, M.; Asakura, H.; Ono, Y.: Gypsum and organic matter distribution in a mixed construction and demolition waste sorting process and their possible removal from outputs. In: Journal of Hazardous Materials, m 175 (2010) S. 747-753.
Morscheck 2015	Morscheck, G., Universität Rostock, LS Abfall- und Stoffstromwirtschaft: Persönliche Mitteilung, 28. Januar 2015.
Münnich et al. 2014	Münnich, K.; Fricke, K.; Wanka, S.; Zeiner, A.: BMBF-Vorhaben „Deponierückbau“: Ziele, erste Ergebnisse und geplantes Vorgehen. Stegmann, Rettenberger, Kuchta, Siechau, Fricke, Heyer (Hrsg.): Deponietechnik 2014. Dokumentation der 9. Hamburger Abfallwirtschaftstage vom 21./22. Januar 2014, Abfall aktuell. Hamburg, 2014. S. 289-299
MVV TREA Leuna 2014	MVV Energie AG: Wirtschaftliche Abfallbehandlung im Kraftwerk TREA Leuna. Mannheim, 2014. https://www.mvv-energie.de/de/uiu/uiu_mvv_umwelt/anlagen_und_emissionswerte/trea_leuna/trea_leuna_1.jsp (Abgerufen am 24. November 2014)
NABU 2009	Der Abfallmarkt in Deutschland und Perspektiven bis 2020, NABU, Berlin, 2009
NIEA 2015	Northern Ireland Environment Agency (NIEA): PPC Programme for Landfill Sites. Government of the United Kingdom. Abgerufen unter http://www.doeni.gov.uk/niea/websiteppcaug08.pdf (Abgerufen am 22. Mai 2015)
Noël 2011	Noël, Y. (2011): Stoffliche Abfallverwertung als handelbares Zertifikat? CO_2-Wirksamkeit der Ressourcenschonung. 1. Wissenschaftskongress „Abfall- und Ressourcenwirtschaft“ der DGAW e.V., Straubing.
Obermeier 2015	Obermeier, T.: Persönliche Auskunft am 27. August 2015. Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. (DGAW). 2015.
Obermeier und Lechtenberg 2015	Obermeier, T.; Lechtenberg, D.: Wie beeinflussen die zunehmenden Importmengen an Ersatzbrennstoffen den Abfallverbrennungsmarkt in Deutschland?. Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. (DGAW). 2015.
Ordnance Survey 2012	Gemma: Where is the centre of Great Britain?. 12.01.2012. Abgerufen unter http://www.ordnancesurvey.co.uk/blog/2012/01/where-is-the-centre-of-great-britain/ (Abgerufen am 19. Mai 2015)
OVVD 2012	Ostmecklenburgisch Vorpommersche Verwertungs- und Deponie GmbH (OVVD), Rosenow: Kommunaler Entsorger OVVD übernimmt zum Januar die MBA in Stralsund - Landkreis Vorpommern-Rügen beteiligt sich mit 2,5 Prozent an der OVVD. Pressemitteilung vom 01.12.2012, http://www.ovvd.de/pressearchiv_detail-211-53-52-54-55.html (abgerufen am 19.09.2015).
Perry 2012	Perry, J.: Sky-high potential for aircraft recycling. aircraft maintenance magazine 03/2012.

	http://www.afraassociation.org/NewsDocs/12_Mar_RecyclingIntl.pdf (Abgerufen am 13. Januar 2015)
PD energy 2014	Bitterfeld-Wolfen PD energy GmbH: Unternehmensinformationen. Bitterfeld-Wolfen, 2014. http://www.danpower-gruppe.de/pd_energy/unternehmen.html (Abgerufen am 24. November 2014)
Potreck 2014	Potreck, E.: Gewinnung von Ersatzbrennstoff aus Klärschlamm. 16. Dialog Abfallwirtschaft M-V, Universität Rostock, Rostock, 03. April 2014. 26 S.
Potrykus et al. 2015	Potrykos, A., Milunov, M., Weißenbacher, J.: Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten. BiPRO GmbH, i. A. des Umweltbundesamts (UBA), Dessau-Roßlau 2015. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_34_2015_ermittlung_von_potenziell_pop_haltigen_abfaellen.pdf (Abgerufen am 16. August 2015).
Pretz, Meier-Kortwig 1998	Pretz, T.; Meier-Kortwig J. (1998): Aufbereitung von Müllschlacken unter besonderer Berücksichtigung der Metallrückgewinnung. RWTH Aachen Lehrstuhl für Aufbereitung und Recycling fester Abfällen (Hrsg.). Abgerufen unter http://www.iar.rwth-aachen.de/www/upload/Publikationen/download/bis1999/v06_sfb525.pdf (Abgerufen am 20. Juni 2013)
Proplanta 2014	Proplanta GmbH & Co. KG 2014: Kohlekraftwerke Deutschland Standorte 2014. Stuttgart-Hohenheim, 2014. http://www.proplanta.de/Maps/Kohlekraftwerke+Deutschland+Standorte-karten.html (Abgerufen am 10. November 2014).
proplanta.de 2015	proplanta®: Lexikon Landwirtschaft: Humusgehalt http://www.proplanta.de/Agrar-Lexikon/Humusgehalt_ll1140844223.html (Abgerufen am 17. September 2015).
Quicker und Rotheut 2014	Quicker, P.; Rotheut, M.: Erzeugung und thermische Verwertung von Ersatzbrennstoffen aus Altdeponat. 26. VDI-Konferenz. Thermische Abfallbehandlung. Würzburg, 13.-14. November 2014. 58 S.
Quicker 2015	Rotheut, M.; Quicker, P.: *Thermisches Recycling beim Landfill Mining*; in *Energie aus Abfall Bd. 12*; Hrsg: Thomé-Kozmiensky, K.J.; Beckmann, M.; TK Verlag; ISBN 978-3-944310-18-3, 2015, S. 567-585
Repetzki 2013	Repetzki, B.: Den Anforderungen begegnen. Polens Abfallwirtschaft hat noch immer großen Nachholbedarf. In: EU-Recycling. Ausgabe 6/2013.
Repetzki 2013b	Repetzki, B.: Abfallbehandlung und Recycling in Polen starten Aufholjagd. Germany Trade & Invest (GTAI). 2013. Aberufen unter http://www.gtai.de/GTAI/Navigation/DE/Trade/maerkte,did=753986.html (Abgerufen am 15. Mai 2015)
Reschner 2012	Reschner, K. (2012): Recycling von Altreifen und anderen Elastomeren, Eine Zusammenfassung der wichtigsten Verfahren und Anwendungen.

Abgerufen unter http://www.entire-engineering.de/Altreifenrecycling.pdf (Abgerufen am 17. September 2015).

Rettenberger 2009 — Rettenberger, G.: Zukünftige Nutzung der Deponie als Ressourcenquelle. In: Flamme, Gallenkemper, Gellenbeck, Bidlingmair, Kranert, Nelles, Stegmann (Hrsg.): Tagungsband der 11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münster, 10.-11. Februar 2009. S. 101-09

Rettenberger und Haubrich 2014 — Rettenberger, G.; Haubrich, E.: Rückbau von Deponien zur Gewinnung von Ressourcen: Verfahren und Anforderungen. Workshop Landfill Mining. Heinrich Böll Stiftung, Berlin, 20. Februar 2014. 36 S.

Rhodes und Thair 2015 — Rhodes, J.; Thair, M.: The Reality Gap - UK residual waste treatment capacity - making sense of the arguments. Biffa Report, 2015.

Schaub 2015 — Schaub, M.: Wende oder Ende? Recycling Magazin, 11/2015, S. 42 - 45.

Schütt 2013 — Schütt, S.: Verfahrenstechnische Innovationen und Energieautarkie in Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen. 28. BWK-Bundeskongress, Stralsund, 20. September 2013. 16 S.

Schulte 2012 — Schulte, B.: Deponierückbau – Vorstellung des Themenbandes von DWA und VKU. 8. Leipziger Deponiefachtagung: Stilllegung, Sicherung, Nachsorge und Nachnutzung von Deponien. Hochschule für Technik, Wirtschaft und Kultur (HTWK), Fachgebiet Geotechnik / Deponiebau, Leipzig in Zusammenarbeit mit Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt und Landesumweltamt Brandenburg, Leipzig, S. 93-103, 2012.

Scheid 2013 — Scheid, R.: Branche kompakt - Recycling- und Entsorgungswirtschaft. Germany Trade & Invest, 2014.

Abgerufen unter http://www.gtai.de/GTAI/Navigation/DE/Trade/maerkte,did=1151120.html (Abgerufen am 26. Mai 2015)

Scheid 2014 — Scheid, R.: Branche kompakt - Recycling- und Entsorgungswirtschaft Italien. Germany Trade & Invest, 2014.
Abgerufen unter http://www.gtai.de/GTAI/Navigation/DE/Trade/maerkte,did=1151120.html (Abgerufen am 26. Mai 2015)

Statista 2015 — Statista: Anteil der in Städten lebenden Bevölkerung von 1950 bis 2030 in Deutschland und weltweit, 2015
Abgerufen unter http://de.statista.com/statistik/daten/studie/152879/umfrage/in-staedten-lebende-bevoelkerung-in-deutschland-und-weltweit/

Steiner 2007 — Steiner, M.: MTB in Europe. In: Waste management world, 2007.
Abgerufen unter http://www.waste-management-world.com/_search?q=MBT+in+ Europe&x=0&y=0 (Abgerufen am 18. Mai 2015)

StEB 2015	Künftige Klärschlammentsorgung in der Region Rhein/Ruhr; Gutachterliche Studie des CUTEC Institutes für Stadtentwässerungsbetriebe Köln, AöR, 2015
Treder 2015	Treder, M.: Persönliche Mitteilung vom 05. November 2015
TVS 2014	Thermische Verwertungsanlage Schwarza (TVS): Informationen zur Brennstoffaufbereitung. Pößneck, 2014. http://www.zaso-tvs.de/techfaq_01.php (Abgerufen am 24. November 2014)
Shredder-Sand 2012	„Shredder-Sand"- Rückgewinnung feinkörniger NE-Metallphasen aus Schredder-Sanden, Förderkennzeichen: 033R001, Gemeinsamer Abschlussbericht nach Nr. 6.5 BNBest-BMBF98, Bundesministerium für Bildung und Forschung, Institut für Aufbereitung, Deponietechnik und Geomechanik der TU Clausthal (IFAD), Clausthal-Zellerfeld, 01.05.2009 - 31.12.2012
UBA 2007	Umweltbundesamt (UBA): Behandlungsalternativen für klimarelevante Stoffströme. 2007. Abgerufen unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3315.pdf (Abgerufen am 16. September 2015).
UBA 2008	Umweltbundesamt (UBA): Stellenwert der Abfallverbrennung in Deutschland. 2008. Abgerufen unter http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3649.pdf (Abgerufen am 15. September 2015).
UBA 2013	Wiechmann, B.; Dienemann, C.; Kabbe, C.; Brandt, S.; Vogel, J.; Roskosch, A.: *Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*; Hrsg: Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 09/2013
UBA 2014	Icha, P.: Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013. http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/entwicklung-der-spezifischen-kohlendioxid-0 (Abgerufen am 10. November 2015)
UBA 2015	Umweltbundesamt (UBA): Grenzüberschreitende Verbringung von zustimmungspflichtigen Abfällen 2014 – Import. Grenzüberschreitende Abfallstatistik 2015. Abgerufen unter http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/import_2014.pdf (Abgerufen am 18. September 2015)
UBA 18/2015	Umweltbundesamt (UBA): Stoffstromorientierte Lösungsansätze für eine hochwertige Verwertung von gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen, 18/2015
VDZ 2014	Verein Deutscher Zementwerke e. V. (VDZ) (Hrsg.): Zementindustrie im Überblick 2014. Berlin, Dezember 2014.
Wallgren und Dvali 2014	Wallgren, E. und Dvali, K.: Scenario Development of Waste Import to Sweden – On behalf of the port of Gothenburg. University of Gothenburg – School of Business, Economics and Law. 2014. Abgerufen unter http://www.goteborgshamn.se/Global/Milj%C3%B6/Scenario%20dev

	elop-ment%20of%20waste%20import%20to%20Sweden.pdf?epslanguage=sv (Abgerufen am 26. Mai 2015)
Werthmann 2014	Werthmann, R.: Untertagedeponien in Deutschland – Einlagerung und Rückholung zur Verwertung. Stegmann, Rettenberger, Kuchta, Siechau, Fricke, Heyer (Hrsg.): Deponietechnik 2014. Dokumentation der 9. Hamburger Abfallwirtschaftstage vom 21./22. Januar 2014, Abfall aktuell. Hamburg, 2014. S. 319-326
Westholm und Biering 2011	Westholm, H. und Biering, S.: Siedlungsabfallwirtschaft in Polen bis 2020. Trend Research – Institut für Trend- und Marktforschung, Bremen, 2011. Abgerufen unter http://www.trendresearch.de/studie.php?s=414 (Abgerufen am 26. Mai 2015)
Wiechmann et al. 2012	Wiechmann, B.; Dienemann, C.; Kabbe, C.; Brandt, S.; Vogel, I.; Roskosch, A.: Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Broschüre des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau, 2012.
Witten et al. 2012	Witten, E.; Jahn, B.; Karl, D.: Composites-Marktbericht 2012. Marktentwicklungen, Trends, Herausforderungen und Chancen. http://www.avk-tv.de/files/20121009_gesamt_marktbericht_-2012_2.pdf (Abgerufen am 19. Januar 2015).
Witten et al. 2014	Witten, E.; Kraus, T.; Kühnel, M.: Composites-Marktbericht 2014 - Marktentwicklungen, Trends, Ausblicke und Herausforderungen. http://www.avk-tv.de/files/20141023_20141008_marktbericht_-gfkcfk.pdf (Abgerufen am 28. Januar 2015).
Witten und Jahn 2011	Witten, E.; Jahn, B.: Composites-Marktbericht 2011: Marktentwicklungen, Trends, Herausforderungen und Chancen. http://www.avk-tv.de/files/20110929_marktbericht_2011__deutsch.pdf (Abgerufen am 19. Januar 2015).
Witten und Jahn 2013	Witten, E.; Jahn, B.: Composites-Marktbericht 2013 Marktentwicklungen, Trends, Ausblicke und Herausforderungen. http://www.r-g.de/w/images/a/ac/20130917_marktbericht_2013.pdf (Abgerufen am 19. Januar 2015).
Woidasky und Seiler 2013	Woidasky, J; Seiler, E.: Recycling von Windkraftanlagen. Vortrag am 06.02.2013 im Rahmen von Hamburg T.R.E.N.D., Hamburg, 2013. http://hamburgtrend.info/fileadmin/user_upload/pdf/Vortraege_2013/Woidasky_Recycling_von_Windkraftanlagen.pdf. (Abgerufen am 26. Januar 2015).
Wollny 2010	Wollny, T.: Deponien in Polen. REtech Germany. 2010. Abgerufen unter http://www.retech-germany.net/files/themen/laender_und_maerkte/laenderprofile/application/msexcel/deponien_polen_wollny_20101025.xls (Abgerufen am 22. Mai 2015)

Workshop 2015	Mündliche Mitteilung von Teilnehmern des Abschluß-Workshops zum UBA-Vorhaben 43534, 26.10.2015
Yildirir et al. 2014	Yildirir, E.; Jude A. O.; Paul T. W.: Recovery of carbon fibres and production of high quality fuel gas from the chemical recycling of carbon fibre reinforced plastic wastes. J. of Supercritical Fluids 92; 107–114. 2014; DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.supflu.2014.05.015
ZAK 2015	Zentrale Abfallwirtschaft Kaiserslautern „Epochaler Schritt in der Geschichte des ZAK“. Deponie für mineralische Abfälle entsteht ab 2015 im Kapiteltal. Internetartikel: http://www.zak-kl.de/anlagenleistungenprodukte/deponiekoerper, (Download: 29. Januar 2015)
Zeitreihe 2014	Zeitreihe zum Abfallaufkommen 1996 - 2012, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 2014

12 Anlagenverzeichnis

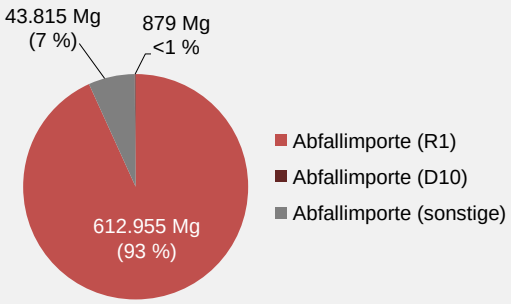
- Tabelle 30: Notifizierte Abfallimporte zur Verbrennung (R1/ D10) aus dem europäischen Ausland im Jahr 2014 [UBA 2015]
- Tabelle 31: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus UK
- Tabelle 32: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus Italien
- Tabelle 33: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus Polen
- Abbildung 43: Maximal mögliche Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften bei THG-Emissionen gegenüber dem ökologisch nachteiligen Entsorgungsweg
- Abbildung 44: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf das Versauerungspotenzial
- Abbildung 45: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf das Eutrophierungspotenzial
- Abbildung 46: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf den abiotischen Ressourcenverbrauch
- Abbildung 47: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf KEA
- Abbildung 48: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Energieaufwands bei der stofflichen Verwertung der SLF in Gegenüberstellung mit der energetischen Verwertung in MVA
- Abbildung 49: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Mineralikanteils bei mechanischer Verwertung und energetischen Behandlung
- Abbildung 50: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Heizwertes bei mechanischer Verwertung und energetischer Verwertung
- Tabelle 34: Umweltbelastungen ausgewählter Transportmittel pro Mg und 100 km (100 tkm) [ecoinvent 2015]
- Tabelle 35: Einzelwerte der Wirkungsabschätzung zur Umweltschutzbewertung

Tabelle 29: Notifizierte Abfallimporte zur Verbrennung (R1/ D10) aus dem europäischen Ausland im Jahr 2014 [UBA 2015]

Land	R1-Importe [Mg]	D10-Importe [Mg]	Land	R1-Importe [Mg]	D10-Importe [Mg]
Niederlande	1.027.456	305.303	Finnland	7.893	2.042
Belgien	195.790	22.478	Tschechien	6.939	-
Vereinigtes Königreich	612.955	879	Schweden	-	1.423
Frankreich	68.340	44.673	Slowenien	-	4.569
Italien	47.402	76.970	Griechenland	38	1.839
Dänemark	101.864	3.155	Kroatien	-	5.671
Irland	144.730	9.068	Bulgarien	-	887
Österreich	68.034	26.221	Malta	-	382
Polen	78.488	-	Spanien	135	155
Luxemburg	26.796	2.464	Litauen	7.893	17

Tabelle 30: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus UK

Situation der Abfallwirtschaft		
Siedlungsabfälle	53 Mio. Mg (2013)	Defra 2015
Deponiequote	35% (2013)	Eurostat 2015
Deponiesteuer	Die Deponiesteuer wurde von 48 Pfund im Jahr 2010 auf 80 Pfund im Jahr 2014 erhöht.	HMRC 2014; Obermeier 2015

Abfallexporte nach Deutschland 2014 [UBA 2015]		
Notifizierte Abfälle, gesamt	657.649 Mg	
Davon zur energetischen Verwertung (R1)	612.955 Mg	
Davon zur thermischen Behandlung/ Entsorgung (D10)	879 Mg	
Davon in sonstige Behandlungswege	43.815 Mg	
Zukünftige Entwicklung		
Es wird mit gleichbleibenden EBS-Importmengen von ca. 500.000 bis 600.000 Mg/a mindestens bis 2020, möglicherweise auch bis 2030 gerechnet. Die Entwicklung hängt im Wesentlichen vom Ausbau der Verbrennungskapazitäten in UK und von wirtschaftlichen Faktoren wie		Obermeier 2015, Obermeier und Lechtenberg 2015

Abfallexporte nach Deutschland 2014 [UBA 2015]	
z.B. den Annahmepreisen deutscher AVA ab.	

Tabelle 31: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus Italien

Situation der Abfallwirtschaft		
Siedlungsabfälle	30 Mio. Mg (2013)	Eurostat 2015
Deponiequote	38% (2013)	Eurostat 2015
Deponiesteuer	Die Deponiesteuer liegt je nach Entsorgungsbezirk zwischen 5 und 26 €. Eine Erhöhung ist nicht geplant.	Fischer et al. 2012

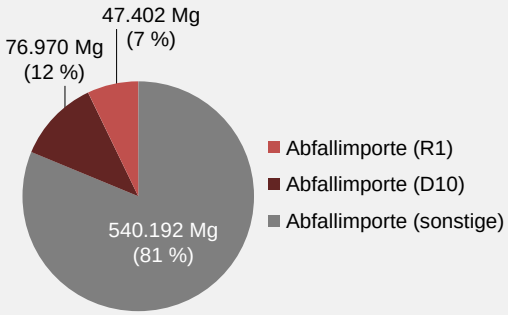
Abfallexporte nach Deutschland 2014 [UBA 2015]		
Notifizierte Abfälle, gesamt	664.564 Mg	
Davon zur energetischen Verwertung (R1)	47.402 Mg	
Davon zur thermischen Behandlung/ Entsorgung (D10)	76.970 Mg	
Davon in sonstige Behandlungswege	540.192 Mg	
Zukünftige Entwicklung		
Aufgrund fehlender Behandlungskapazitäten wird das theoretische Exportpotenzial als hoch eingeschätzt. Ohne ein staatliches Exportabkommen zwischen Italien und Deutschland ist jedoch nicht mit steigenden Importen aufbereiteter Siedlungsabfälle zu rechnen.		Obermeier 2015

Tabelle 32: Ländersteckbrief: Statusanalyse der Abfallimporte aus Polen

Situation der Abfallwirtschaft		
Siedlungsabfälle	11 Mio. Mg (2013)	Eurostat
Deponiequote	63% (2013)	Eurostat
Deponiesteuer	Die Deponiesteuer soll 2015 von 15 PLN auf 200 PLN (50 €) erhöht werden.	Lohe 2014

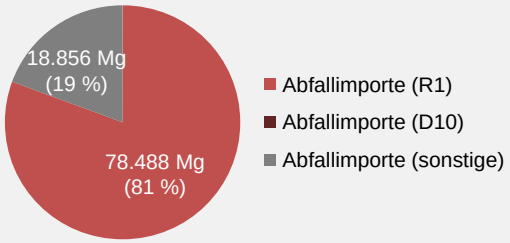
Abfallexporte nach Deutschland 2014 [UBA 2015]		
Notifizierte Abfälle, gesamt	97.344 Mg	
Davon zur energetischen Verwertung (R1)	78.488 Mg	
Davon zur thermischen Behandlung/ Entsorgung (D10)	0 Mg	
Davon in sonstige Behandlungswege	18.856 Mg	
Zukünftige Entwicklung		
Es ist mit einem Rückgang der bereits geringen Abfallimporte aus Polen zu rechnen. Wesentliche Gründe sind der zukünftige Ausbau eigener Verbrennungskapazitäten, hohe Kosten für Transporte von Polen nach Deutschland und ein prognostizierter Rückgang von Siedlungsabfällen durch verstärktes Recycling.		Obermeier 2015, Lohe 2014, Repetzki 2013b

Abbildung 42: Maximal mögliche Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften bei THG-Emissionen gegenüber dem ökologisch nachteiligen Entsorgungsweg

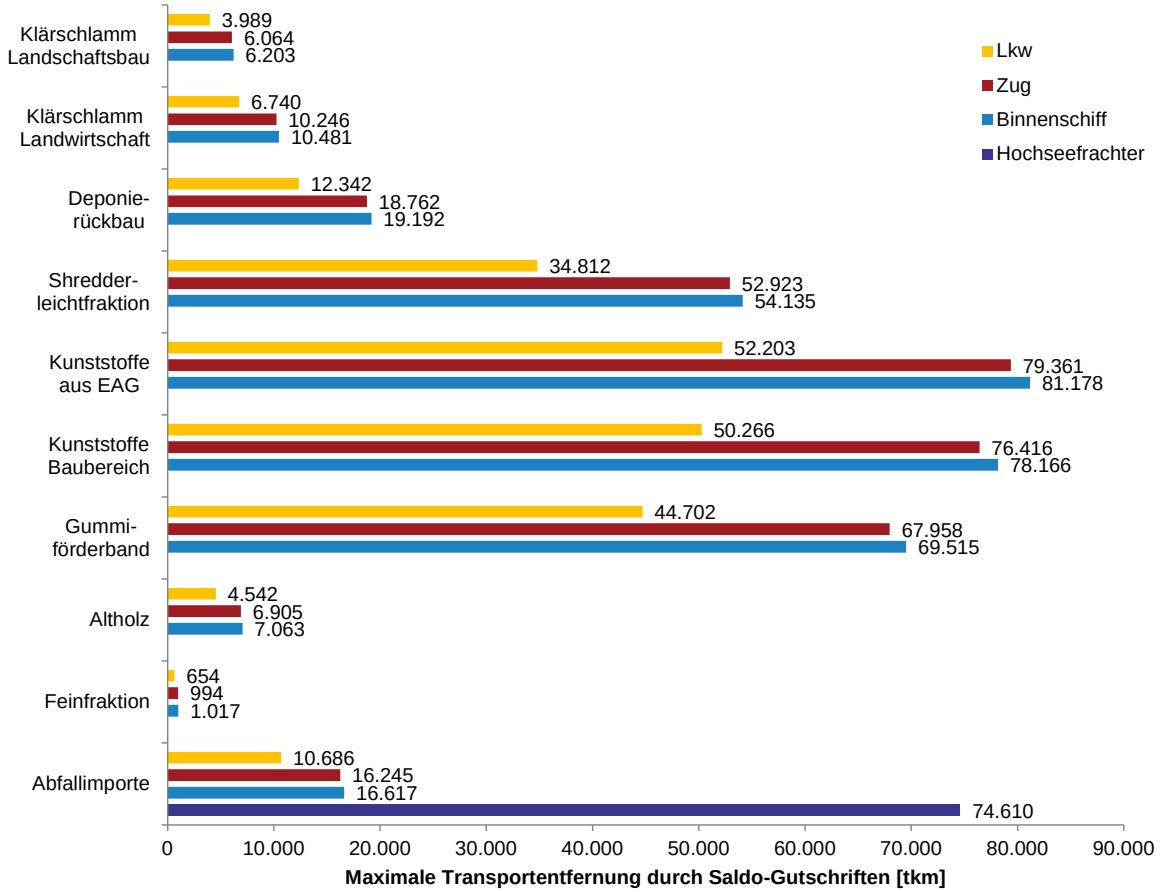


Abbildung 43: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf das Versauerungspotenzial

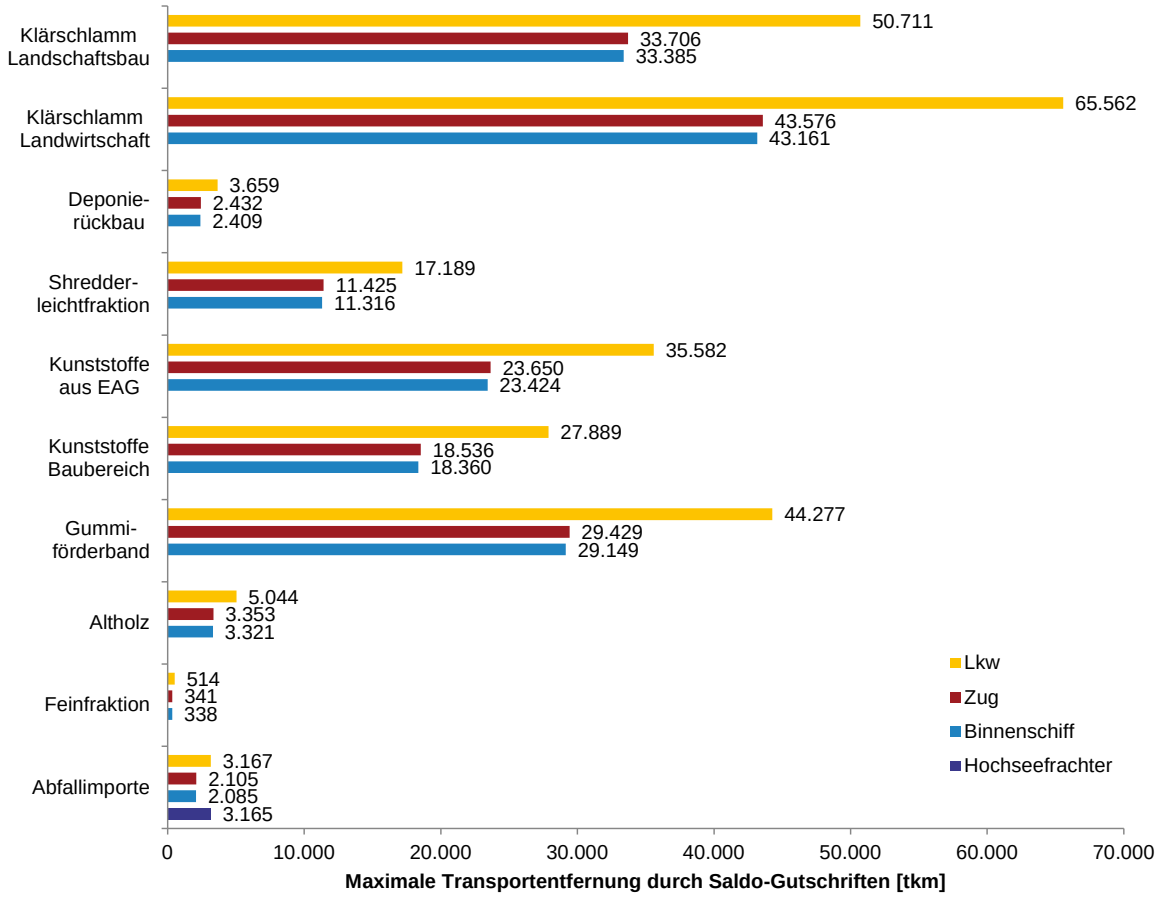


Abbildung 44: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf das Eutrophierungspotenzial

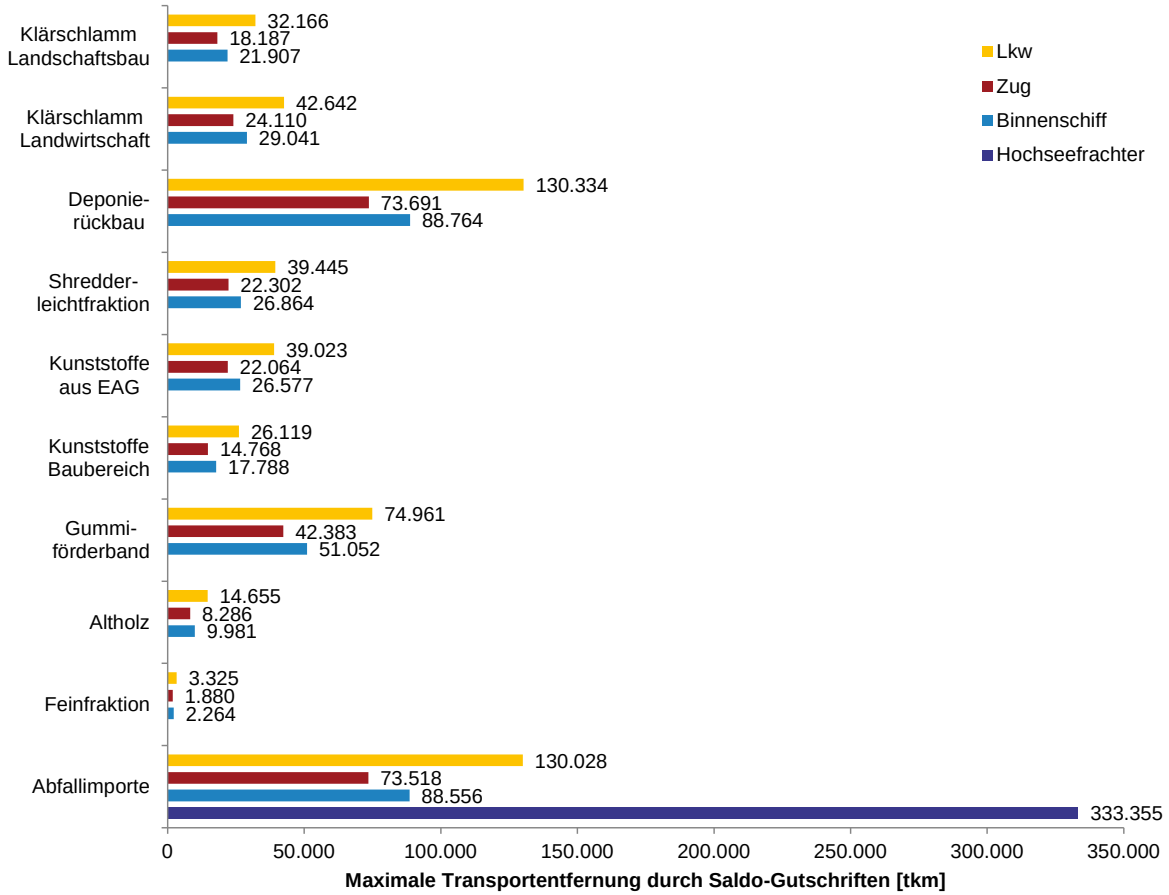


Abbildung 45: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf den abiotischen Ressourcenverbrauch

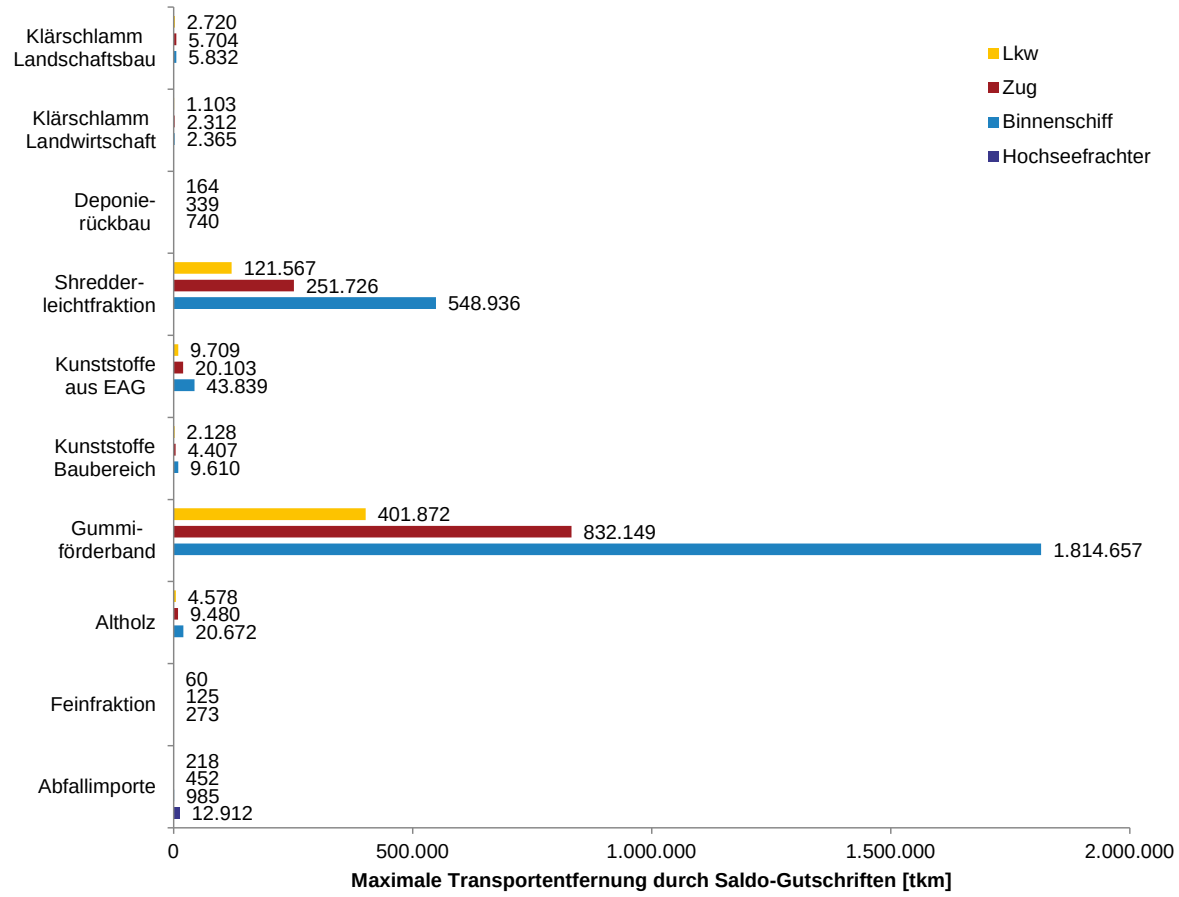


Abbildung 46: Maximale Transportentfernung durch Saldo-Gutschriften gegenüber dem alternativen Verwertungs-/ Behandlungsweg in Bezug auf KEA

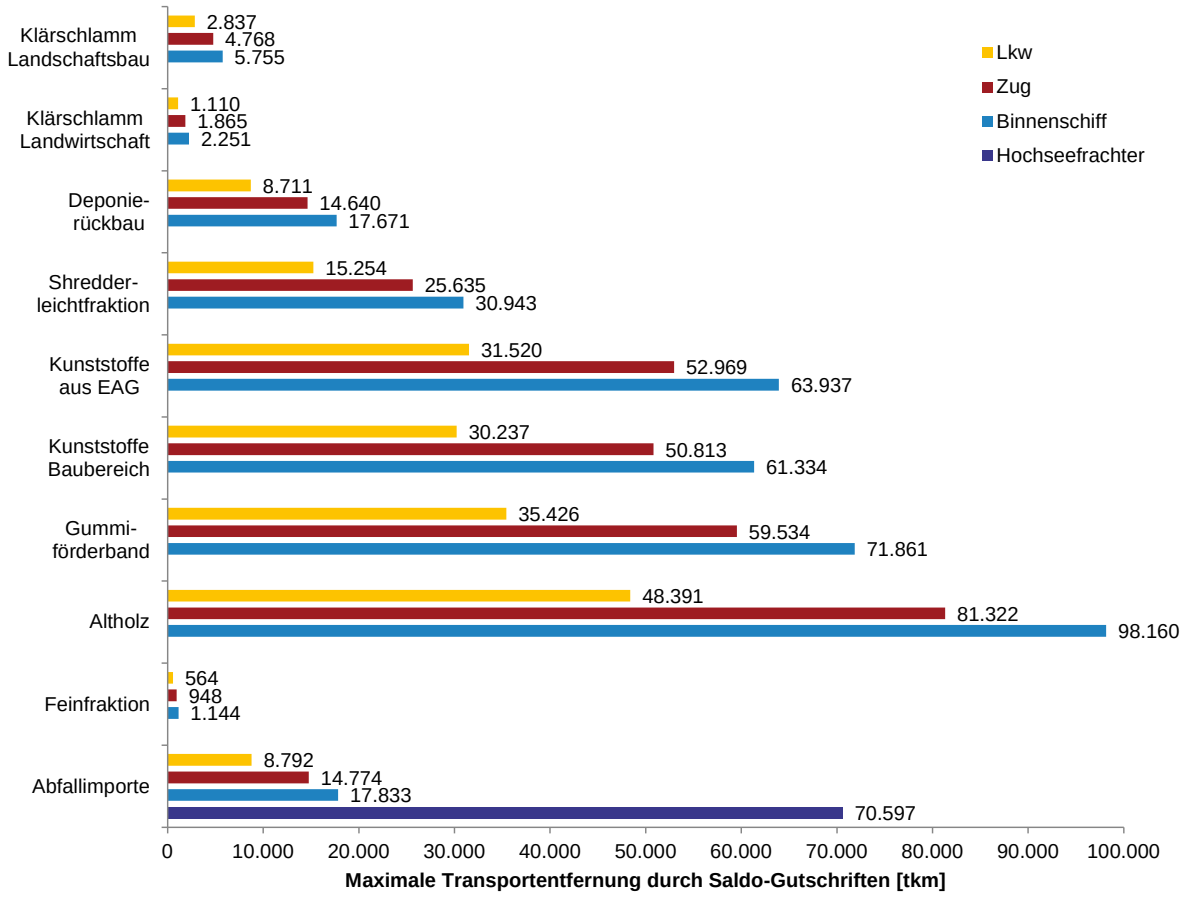


Abbildung 47: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Energieaufwands bei der stofflichen Verwertung der SLF in Gegenüberstellung mit der energetischen Verwertung in MVA

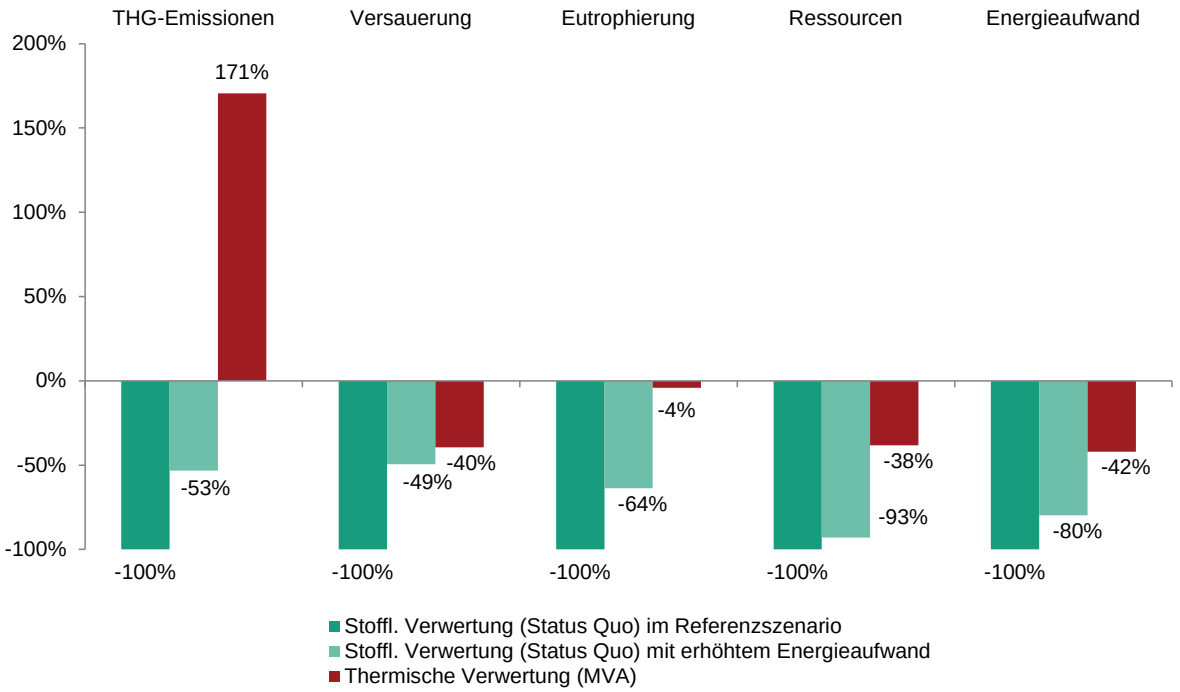


Abbildung 48: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Mineralikanteils bei mechanischer Verwertung und energetischen Behandlung

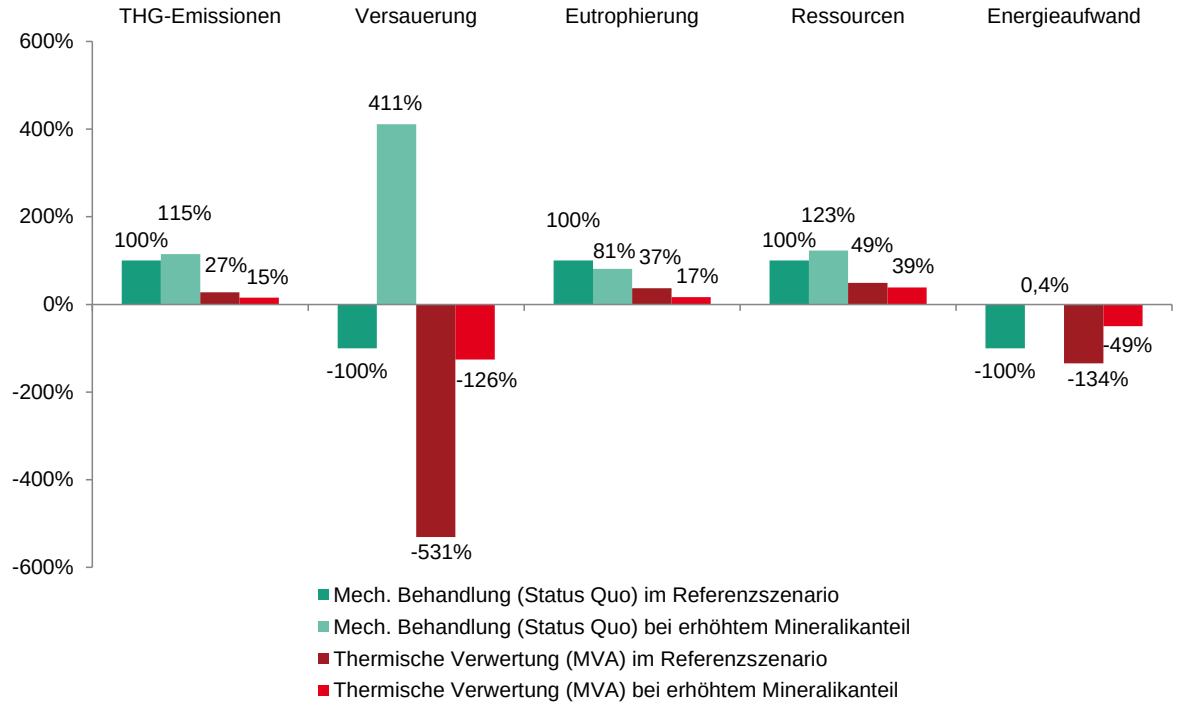


Abbildung 49: Sensitivitätsanalyse: Relative Auswirkungen eines erhöhten Heizwertes bei mechanischer Verwertung und energetischer Verwertung

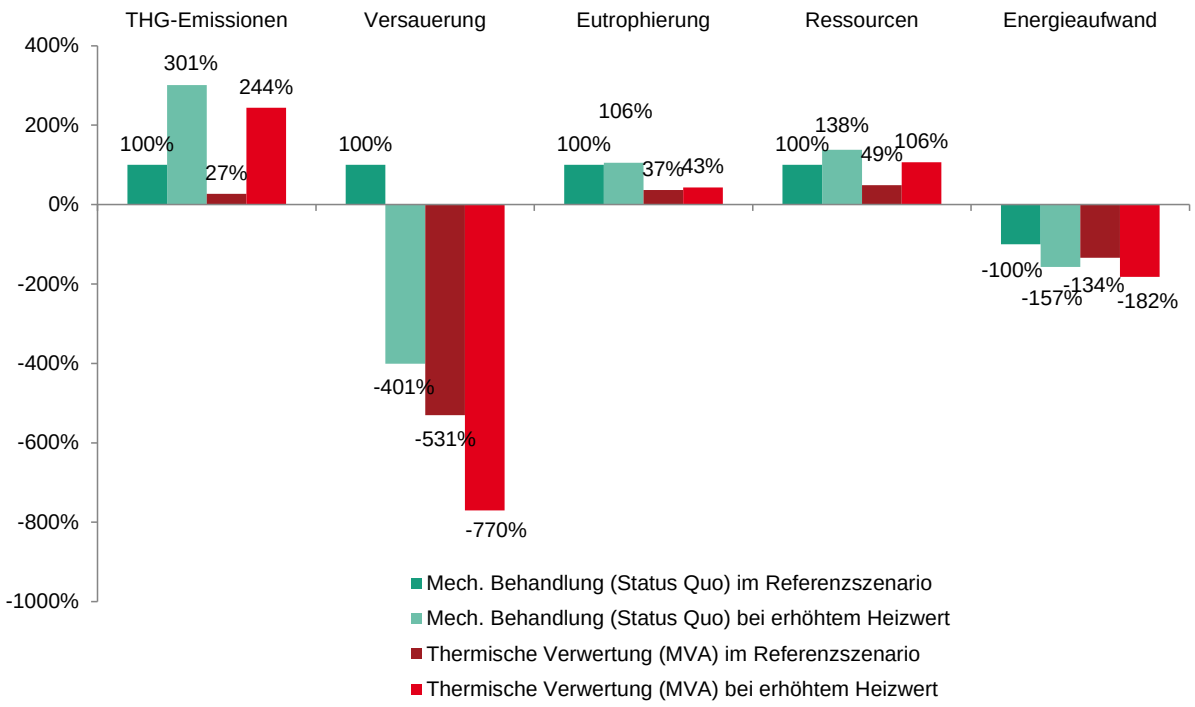


Tabelle 33: Umweltbelastungen ausgewählter Transportmittel pro Mg und 100 km (100 tkm) [ecoinvent 2015]

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Ressour-cen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Energie-aufwand (kWh/100 tkm)
Lkw[1]	8,04	0,024	$6{,}78 \cdot 10^{-3}$	$1{,}93 \cdot 10^{-5}$	37,79
Zug[2]	5,29	0,036	$1{,}20 \cdot 10^{-2}$	$9{,}31 \cdot 10^{-6}$	22,49
Binnenschiff	5,17	0,037	$9{,}95 \cdot 10^{-3}$	$4{,}27 \cdot 10^{-6}$	18,63
Hochseeschiff	1,15	0,024	$2{,}64 \cdot 10^{-3}$	$3{,}26 \cdot 10^{-7}$	4,71

[1] Diesel-Lkw, Emissionsstandard Euro 6 mit 40 Mg zulässigem Gesamtgewicht

[2] Annahme: zu 50 % mit Diesel betriebene und zu 50 % elektrisch betriebene Güterzüge

Tabelle 34: Einzelwerte der Wirkungsabschätzung zur Umweltschutzbewertung

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Res-sourcen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Ener-gieaufwand (kWh/100 tkm)	Quelle(n)[24]
Klärschlamm						
Substitution von Mineraldünger i. d. Landwirtschaft	-486,0	-1,50	-0,18	-527,8	-633,3	Fehrenbach und Knappe 2002
Emissionen Land-wirtschaft	1.175,0	18,80	3,23	1.583,3	1.877,8	Fehrenbach und Knappe

[24] In dieser Spalte sind nur Quellen aufgeführt, welche zusätzlich zur Datenbank ecoinvent (Version 3.1) genutzt wurden.

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Ressourcen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Energieaufwand (kWh/100 tkm)	Quelle(n)[24]
						2002
Emissionen Landschafts-bau	468,0	13,70	2,34	1.666,7	1.897,2	Fehrenbach und Knappe 2002
Verbrennung von Klärschlamm in MVA	311,0	1,60	1,18	1.138,9	1.327,8	Fehrenbach und Knappe 2002
Gutschrift Wärme	-164,0	-0,20	-0,02	-500,0	-502,8	Fehrenbach und Knappe 2002
Deponierückbaumaterial						
Deponierung	776,2	0,3368	9,7025	$2{,}3 \cdot 10^{-5}$	97,8	Mocker et al. 2009
Abtrennung heizwertreiches Material	101,3	0,1981	0,2966	$3{,}02 \cdot 10^{-5}$	449,9	Fehrenbach 2007
Verbrennung heizwertreiches Material in MVA	606,9	0,3720	0,7378	$2{,}01 \cdot 10^{-4}$	94,1	Mocker et al. 2009
Gutschrift Strom für Verbrennung in MVA	-431,5	-0,6408	-0,0855	$-1{,}46 \cdot 10^{-4}$	-2.051,1	Mocker et al. 2009; UBA 2008; UBA 2014
Gutschrift Wärme für Verbrennung in	-493,9	-0,4810	-0,0798	$-3{,}18 \cdot 10^{-5}$	-1.691,0	Mocker et al. 2009; UBA

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Ressourcen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Energieaufwand (kWh/100 tkm)	Quelle(n)[24]
MVA						2008, Gabi Professional SP27b
Shredderleichtfraktion (SLF)						
Aufbereitung für Recycling	53,7	0,3875	0,1034	$2{,}98 \cdot 10^{-4}$	222,6	Martens 2011
Verbrennung Nicht-Recyclingfähiges + Deponierung	103,8	0,1691	0,1909	$2{,}11 \cdot 10^{-5}$	-1,9	Martens 2011
Gutschrift Strom für Verbrennung Nicht-Recyclingfähiges	-57,8	-0,0858	-0,0115	$-1{,}95 \cdot 10^{-5}$	-274,8	Martens 2011; UBA 2008
Gutschrift Wärme für Verbrennung Nicht-Recyclingfähiges	-68,0	-0,0663	-0,0110	$-4{,}38 \cdot 10^{-6}$	-232,9	Martens 2011; UBA 2008
Herstellung RC-Gummi und -kunststoff	319,0	0,4737	0,0632	$1{,}08 \cdot 10^{-4}$	-1.516,2	Noël 2001; Reschner 2012
Gutschrift RC-Gummi, -kunststoff und -Metalle	-1.385,4	-7,7704	-2,9013	$-3{,}84 \cdot 10^{-2}$	-11.172,5	HTP 2001; Noël 2001; Pretz, Meier-Kortwig 1998; Reschner

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Ressourcen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Energieaufwand (kWh/100 tkm)	Quelle(n)[24]
						2012
Verbrennung der SLF in MVA	2.855,3	0,5341	1,2737	$1{,}75 \cdot 10^{-4}$	114,4	Martens 2011
Gutschrift Strom für Verbrennung in MVA	-389,4	-0,5783	-0,0772	$-1{,}31 \cdot 10^{-4}$	-1.851,0	Martens 2011; UBA 2008, UBA 2014
Gutschrift Wärme für Verbrennung in MVA	-458,3	-0,4463	-0,0740	$-2{,}95 \cdot 10^{-5}$	-1.569,1	Martens 2011; UBA 2008, Gabi Professional
Gutschrift für Metalle aus Schlacke	-244,0	-2,2413	-1,2317	$-1{,}45 \cdot 10^{-2}$	-881,5	Martens 2011; Kuchta und Enzner 2015
Kunststoffe aus EAG						
Herstellung RC-Kunststoff (PS)	561,4	0,8336	0,1112	$1{,}89 \cdot 10^{-4}$	2.668,3	Noël 2001
Gutschrift RC-Kunststoff (PS)	-3.160,9	-11,1023	-1,0489	$-4{,}15 \cdot 10^{-4}$	-20.523,8	
Verbrennung der Kunststoffe in MVA	3.029,1	0,5464	1,3589	$1{,}75 \cdot 10^{-4}$	113,5	
Gutschrift Strom für Verbrennung in	-772,9	-1,1477	-0,1532	$-2{,}61 \cdot 10^{-4}$	-3.673,7	UBA 2008, UBA 2014

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Ressourcen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Energieaufwand (kWh/100 tkm)	Quelle(n)[24]
MVA						
Gutschrift Wärme für Verbrennung in MVA	-909,6	-0,8859	-0,1469	$-5{,}86 \cdot 10^{-5}$	-3.114,3	UBA 2008, Gabi Professional
Kunststoffe aus dem Baubereich						
Herstellung RC-Kunststoffe	555,2	0,8245	0,1100	$1{,}87 \cdot 10^{-4}$	2.639,1	Noël 2001
Gutschrift RC-Kunststoffe	-2.149,5	-6,1930	-1,1225	$-6{,}26 \cdot 10^{-3}$	-17.727,8	
Verbrennung der Kunststoffe in MVA	2.432,1	2,5497	1,4262	$4{,}41 \cdot 10^{-3}$	1.409,9	
Gutschrift Strom für Verbrennung in MVA	-603,2	-0,8958	-0,1195	$-2{,}04 \cdot 10^{-4}$	-2.867,3	UBA 2008, UBA 2014
Gutschrift Wärme für Verbrennung in MVA	-709,9	-0,6914	-0,1146	$-4{,}57 \cdot 10^{-5}$	-2.430,6	UBA 2008, Gabi Professional
Gummiförderbänder						
Herstellung RC-Gummi	738,5	1,0966	0,1463	$2{,}49 \cdot 10^{-4}$	3.510,1	Reschner 2012
Gutschrift RC-Gummi	-2.505,6	-12,9500	-4,2288	$-7{,}75 \cdot 10^{-2}$	-22.026,4	
Verbrennung des	3.143,0	0,4743	1,2324	$4{,}74 \cdot 10^{-4}$	178,1	

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Ressourcen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Energieaufwand (kWh/100 tkm)	Quelle(n)[24]
Gummis in MVA						
Gutschrift Strom für Verbrennung in MVA	-604,2	-0,8972	-0,1197	$-2{,}04 \cdot 10^{-4}$	-2.872,0	UBA 2008, UBA 2014
Gutschrift Wärme für Verbrennung in MVA	-711,1	-0,6925	-0,1148	$-4{,}58 \cdot 10^{-5}$	-2.434,6	UBA 2008, Gabi Professional
Altholz						
Herstellung Aktivkohle	99,4	0,2100	0,0227	$2{,}42 \cdot 10^{-5}$	450,4	
Gutschrift RC-Kohle	-399,5	-2,0160	-0,5379	$-1{,}00 \cdot 10^{-3}$	-21.431,1	
Verbrennung des Altholzes in MVA	11,5	0,2353	0,5987	$3{,}45 \cdot 10^{-5}$	37,0	
Gutschrift Strom für Verbrennung in MVA	-310,9	-0,4617	-0,0616	$-1{,}05 \cdot 10^{-4}$	-1.477,7	UBA 2008, UBA 2014
Gutschrift Wärme für Verbrennung in MVA	-365,9	-0,3563	-0,0591	$-2{,}36 \cdot 10^{-5}$	-1.252,7	UBA 2008, Gabi Professional
Feinfraktion						
Mechanische Aufbereitung	84,6	0,1758	0,2319	$2{,}44 \cdot 10^{-5}$	374,9	Fehrenbach 2007
Gutschrift Strom	-140,8	-0,2090	-0,0279	$-4{,}75 \cdot 10^{-5}$	-669,0	UBA 2014

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Ressourcen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Energieaufwand (kWh/100 tkm)	Quelle(n)[24]
für Verbrennung in EBS-HKW						
Gutschrift Wärme für Verbrennung in EBS-HKW	-112,6	-0,1097	-0,0182	$-7{,}25 \cdot 10^{-6}$	-385,5	Gabi Professional
Verbrennung der Feinfraktion in MVA	236,8	0,0806	0,1624	$4{,}74 \cdot 10^{-5}$	21,6	
Gutschrift Strom für Verbrennung in MVA	-101,7	-0,1510	-0,0201	$-3{,}43 \cdot 10^{-5}$	-483,2	UBA 2008, UBA 2014
Gutschrift Wärme für Verbrennung in MVA	-119,6	-0,1165	-0,0193	$-7{,}71 \cdot 10^{-6}$	-409,6	UBA 2008, Gabi Professional
Deponierung Inertmaterial	4,30	0,0333	0,0087	$5{,}77 \cdot 10^{-6}$	35,4	
Abfallimporte						
Deponierung	748,9	0,3289	9,7375	$2{,}26 \cdot 10^{-5}$	97,0	Denner, Kügler 2006
Abtrennung heizwertreiches Material	101,3	0,1981	0,2966	$3{,}02 \cdot 10^{-5}$	449,9	Fehrenbach 2007
Verbrennung heizwertreiches Material in MVA	725,8	0,4960	0,7856	$2{,}12 \cdot 10^{-4}$	107,5	Denner, Kügler 2006

	THG-Emissionen (kg CO_2-Äq./100 tkm)	Versauerungs-potenzial (kg SO_2-Äq./100 tkm)	Eutrophierungs-potenzital (kg PO_4^{3-}-Äq./100 tkm)	Abiotischer Ressourcen-verbrauch (kg Sb-Äq./100 tkm)	Kumulierter Energieaufwand (kWh/100 tkm)	Quelle(n)[24]
Gutschrift Strom für Verbrennung in MVA	-430,7	-0,6396	-0,2966	$-1{,}45 \cdot 10^{-4}$	-2.047,3	Denner, Kügler 2006; UBA 2008, UBA 2014
Gutschrift Wärme für Verbrennung in MVA	-506,9	-0,4937	-0,0819	$-3{,}27 \cdot 10^{-5}$	-1.735,5	Denner, Kügler 2006; UBA 2008, Gabi Professional