

Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen

Dipl.-Biol. Barbara Zeschmar-Lahl, BZL GmbH, Oyten

Dr. Steffen Wagner, Dipl.-Ing. Heiko Ibold, BIWA Consult GbR, Freiberg

1 Hintergrund

Mit der Ratifizierung des EG-Rechtsaktes über die gemeinsame Erfüllung des Kyoto-Protokolls hat sich die Bundesrepublik Deutschland verpflichtet, ihre Treibhausgas-(THG)-Emissionen im Zeitraum von 2008 bis 2012 um 21 % gegenüber 1990 zu reduzieren. Die Ziele des nationalen Klimaschutzprogramms vom 18. Oktober 2000 (1) sind sogar weitergehend:

- Minderung der CO₂-Emission bis 2005 gegenüber 1990 um 25 %
- Minderung der Emissionen der sechs Treibhausgase des Kyoto-Protokolls im Zeitraum 2008 bis 2012 im Rahmen der EU-Lastenverteilung um 21 %. Die Basisjahre sind 1990 für CO₂, CH₄ (Methan), N₂O (Lachgas) und 1995 für H-FKW, FKW und SF₆.

Darüber hinaus hat sich die Bundesregierung folgende weitere Ziele gesetzt:

- Verdoppelung des Anteils der erneuerbaren Energien bis 2010 gegenüber heute und weitere deutliche Steigerung des Anteils der erneuerbaren Energien nach 2010.
- Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung durch eine Quotenregelung mit dem Ziel, die CO₂-Emissionen zusätzlich um 10 Mio. Mg bis 2005 und um 23 Mio. Mg bis 2010 zu senken.
- Deutliche Steigerung der Energieproduktivität in den kommenden Jahren.

Handlungsbedarf besteht auch im Sektor Abfallwirtschaft. Hier heißt es im nationalen Klimaschutzprogramm (1):

„Schließlich hat die Bundesregierung auch zusätzliche Maßnahmen zur Minderung der anderen Treibhausgase verabschiedet. So werden etwa die Maßnahmen im Bereich Siedlungsabfälle zwischen 1990 und 2005 zu einer Minderung der CH₄-Emissionen um 15 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente führen.“ Bezug genommen wird insbesondere auf die Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) (2): *„Spätestens ab 2005 dürfen somit nur noch Abfälle abgelagert werden, die die Erreichung der Emissionsminderungspotentiale bei Treibhausgasen nicht gefährden.“*

Nach AEA (3) betrug die Emission von Treibhausgasen (THG) in den Mitgliedsstaaten der EU aus der Abfallwirtschaft im Jahr 1990 rund 155 Mio. Mg CO₂-Äq., entsprechend ca. 5 % aller THG-Emissionen, wobei der Hauptverursacher Methan (größtenteils aus Deponien) darstellte. Ohne weitere Maßnahmen würde nach AEA die Methanemission von Deponien von 1990 bis 2010 EU-weit um rund 2 % zunehmen (auf ~140 Mio. Mg CO₂-Äq./a). Knapp die Hälfte an Methan (~67 Mio. Mg CO₂-Äq./a) soll durch Maßnahmen in den unten genannten Sektoren vermieden werden können. Die größten Methan-Reduktionspotenziale für Deutschland sind nach AEA

- abfallpolitischen Maßnahmen (waste diversion) 789.000 Mg CH₄
- sowie Umsetzung der EU-Deponierichtlinie 228.000 Mg CH₄
- vermehrte Oberflächenabdichtung von Deponien und Oxidation
der flüchtigen Bestandteile: 67.000 Mg CH₄
- vermehrte Nutzung von Deponiegas: 2.000 Mg CH₄
- **Summe in 2010** eingespart gegenüber dem Basisszenario
(„keine Maßnahmen“): 1.086.000 Mg CH₄

Wesentliche Stellschraube sollen die abfallpolitischen Maßnahmen (sowie die Umsetzung der EU-Deponierichtlinie) sein (Summe = 1.017.000 Mg CH₄). Deren Einsparpotenziale schätzt AEA gegenüber dem Basisszenario („keine Maßnahmen“) in Deutschland wie folgt ab:

- Verbrennung: 762.800 Mg CH₄
- mechanisch-biologische Restabfallbehandlung: 152.600 Mg CH₄
- Kompostierung / anaerobe Vergärung: jeweils 50.900 Mg CH₄

Die Einsparungen bei der Verbrennung beziehen sich nur auf die nicht freigesetzten Methanmengen aus der Deponierung. Weitere Einsparungen, z.B. durch Ersatz fossiler Kohlenstoffträger durch regenerative (im verbrannten Restabfall, bei Energienutzung), sind im Abfallsektor nicht berücksichtigt.

2 Der Auftrag

Das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) hat im Jahr 2001 das Forschungsvorhaben „Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen“ ausgeschrieben (4). Die Aufgabenstellung untergliedert sich in vier Teile:

Teil 1: Vergleich der Verfahren und Verfahrenskonzepte (Verfahrensvergleich)

Teil 2: Vergleich von Anlagenstandorten im Freistaat Sachsen (Anlagenvergleich)

Teil 3: Untersuchungen zu Holzabfällen im Freistaat Sachsen (Holzabfallkonzept)

Teil 4: Klimarelevanz sächsischer Abfallwirtschaftsmaßnahmen.

Der vorliegende Publikation stellt schwerpunktmäßig die Ergebnisse (hier: nur Restabfall) des **Teil 1** dar. Dieser dient als Basis für die Bearbeitung der Teile 2 und 4. Teil 3 wurde parallel zu Teil 1 von der BIWA Consult GbR, Freiberg, bearbeitet und ist im Internet verfügbar (5).

3 Teil 1 – Verfahrensvergleich (hier: Restabfall)

3.1 Festlegung des Untersuchungsziels (Gesamtstudie)

Ziel der gesamten Studie „Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen“ ist,

- die klimarelevanten Emissionen der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen im Jahr 2000 zu ermitteln,
- die durch verschiedene abfallwirtschaftliche Maßnahmen auf der Basis der geplanten oder zu erwartenden Entwicklungen im Freistaat Sachsen erreichbaren Einsparungen an klimarelevanten Emissionen im Jahr 2005 zu ermitteln und
- weitere Optimierungspotenziale für den Zeitraum 2005+ abzuleiten.

Zu diesem Zweck waren laut Ausschreibung (4) die folgenden Verfahren und Verfahrenskombinationen zur Verwertung, Behandlung und Beseitigung von Abfällen in Sachsen zu untersuchen und zu bewerten:

1. Restabfallverbrennung in der MVA,
2. MBA und Deponierung des Rotterückstandes,
3. Restabfallstabilisierung (MBS) und Vergasung im SVZ,
4. Holzabfallverbrennung/-vergasung,
5. Klärschlammmitverbrennung in Braunkohlekraftwerken,
6. Bioabfallvergärung und energetische Biogasverwertung,
7. Bioabfallkompostierung,
8. Deponierung, Deponieentgasung und energetische Gasverwertung,
9. Sonderabfallbehandlung/-verwertung,
10. Innovative Verfahren.

3.2 Festlegung des Untersuchungsziels (Studie Teil 1)

Ziel von Teil 1 der Studie ist es, die in der Ausschreibung (4) genannten Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen bzgl. ihrer technischen Randbedingungen im Hinblick auf die Freisetzung und/oder Einsparung von Stoffen, die einen Beitrag zur Veränderung des globalen Weltklimas in Form des sog. Treibhauseffekts (GWP = global warming potential) hervorrufen (= klimarelevanten Emissionen), näher zu beschreiben. Dazu werden sog. „Verfahrens-Steckbriefe“ entwickelt, anhand derer eine Berechnung der klimarelevanten Emissionen für die jeweiligen Verfahren in Teil 1 und darauf aufbauend konkreter Anlagen in Teil 2 der Studie ermöglicht wird. **Die Modellierung dieser „Verfahrens-Steckbriefe“ war das zentrale Ziel des Verfahrensvergleichs.**

3.3 Festlegung des Untersuchungsrahmens

Die wichtigsten Kenngrößen zum Untersuchungsrahmen mit den entsprechenden Beschreibungen bzw. Kommentaren zu den Kenngrößen sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Wichtige Kenngrößen zum Untersuchungsrahmen (Teil 1)

Kenngröße	Beschreibung / Kommentar
Funktionen	Entsorgung von Restabfall aus Haushaltungen und anderen Herkunftsbereichen, biogenen Abfällen, Gebrauchtholz, „Sonderabfällen“, hier nur kontaminierte Böden (da mengenmäßig relevant).
funktionelle Einheit	jeweils 1 Mg Abfall (FS)
zu untersuchende Systeme	alle Behandlungsschritte einschließlich der erforderlichen Behandlung der Reststoffe und inkl. Transporte, aber ohne Sammlung
Wirkungskategorien	nur Treibhauspotenzial (als CO ₂ -Äquivalente; CO ₂ -Äquivalenzfaktoren für den Bilanzzeitraum von 100 Jahren); Parameter siehe Tab. 2
Einschränkung für CO ₂	Der Anteil des aus biogenem Material stammenden CO ₂ wird gemäß IPCC herausgerechnet. Beim Fehlen von Daten wird anhand der IPCC-Richtlinie ein für Sachsen realistischer Wert abgeleitet.

Als Parameter werden die in Tab. 2 genannten Substanzen erfasst und bewertet. Gerechnet wird mit den CO₂-Äquivalenzfaktoren des IPCC für den Bilanzzeitraum von 100 Jahren. Es werden dabei die jeweils aktuellsten Faktoren herangezogen. So ist z.B. mit dem „IPCC Third Assessment Report - Climate Change 2001“ (6) der CO₂-Äquivalenzfaktor für Lachgas (N₂O) von 310 auf 296 gesenkt und für Methan von 21 auf 23 erhöht worden.

Tab. 2: Betrachtete Treibhausgase und in dieser Studie verwendete CO₂-Äquivalenzfaktoren über 100 Jahre

Treibhausgas	GWP 2001 über 100 Jahre (Quelle)	
Kohlendioxid (CO ₂)	1	(6)
Methan (CH ₄)	23	(6)
Kohlenmonoxid (CO)	3	(7)
Lachgas (N ₂ O)	296	(6)
Stickoxide (NO _x (als NO ₂))	8	(7)
Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)	11	(7)
Tetrachlorkohlenstoff (CCl ₄)	1.300	(8)
R 11 (CCl ₃ F)	4.600	(9)
R 113 (C ₂ Cl ₃ F ₃)	6.000	(9)
R 22 (CHF ₂ Cl)	1.900	(9)
R 123 (C ₂ HCl ₂ F ₃)	120	(9)
R 12 (CCl ₂ F ₂)	10.600	(9)
1,1,1-Trichlorethan = Methylchloroform (CH ₃ CCl ₃)	140	(9)
Perfluormethan (CF ₄)	5.700	(6)
Perfluorethan (C ₂ F ₆)	11.900	(6)

3.4 Systemgrenzen

Für die Betrachtung der Verfahren in Teil 1 wurden die in Tab. 3 beschriebenen Systemgrenzen gewählt. Die erforderlichen Transporte liegen ebenfalls innerhalb der Systemgrenze:

- Anlieferung/Transport des Inputs zur Erstbehandlungsanlage
- Transporte innerhalb von Anlagenkombinationen und der Outputgüter Ersatzbrennstoff (z.B. MBA → Zementwerk) und der Abfälle zur Beseitigung.

Tab. 3: Festlegung der Systemgrenzen für Verfahrensvergleich

Innerhalb der Systemgrenze	Außerhalb der Systemgrenze:
Abfallbehandlung in der Anlage	Erstellung der Anlage
Einsatz von Zusatzenergie inkl. Vorketten	Erstellung der Erzeugungsanlagen / Leitungen
Einsatz von Betriebsstoffen (z.B. für Abgasreinigung) inkl. Vorketten	Erstellung der Erzeugungsanlagen inkl. deren Emissionen
Bereitstellung von Energie in Form von Strom, Wärme, Prozessdampf	Erstellung der Erzeugungsanlagen
Bereitstellung von Stoffen und Produkten	Erstellung der Erzeugungsanlagen

3.5 Methode: Basis und Modifikationen

Als **Basismethode** wurde die IPCC-Richtlinie „Good Practice and Uncertainty Management in National Greenhouse Inventories“ (10) gewählt. Mit dieser Methode werden die wichtigsten energetischen bzw. klimarelevanten Effekte abgebildet. Einschränkend muss jedoch bemerkt werden, dass diese Methode nicht für einen Verfahrensvergleich, sondern für die Input- und Output-Bilanzierung von Emittentengruppen und –sektoren entwickelt wurde, um Veränderungen im Output hinsichtlich des Erreichens der klimapolitischen Reduktionsziele für einzelne Länder zu erfassen.

3.5.1 Modifikation

Aus den genannten Gründen wurde die Basismethode um **ökobilanzielle Elemente** erweitert:

- Ökobilanz-Element 1: Es gilt das Prinzip der Nutzengleichheit, d.h. es sind jeweils auch die Systeme zu modellieren, die denselben Nutzen auf anderem Weg (andere Rohstoffe, andere Verfahren) erzeugen (Äquivalenzsystem). Die Erzeugung der äquivalenten Nutzen wird dem jeweiligen Verfahren gutgeschrieben (z.B. Verdrängung von Strom aus fossilem C durch Strom aus regenerativem C).
- Ökobilanz-Element 2: Berücksichtigung der erforderlichen Aufwendungen und Vorketten der verbrauchten/ersetzten Stoffe, z.B. Bedarf an Zusatzbrennstoff oder erforderlicher Aufwand für Abgasreinigung (Erteilung von Last-/Gutschriften).

- Ökobilanz-Element 3: Berücksichtigung der Effekte durch abfallwirtschaftliche Maßnahmen in der Strom- und Wärmeversorgung: Verdrängung von fossilen Energieträgern. Nach IPCC wäre der Ersatz von fossilem durch regeneratives CO₂ in der Strom- und Wärmeversorgung nicht im Abfall-, sondern im Energiesektor zu bilanzieren. Die Ausschreibung hat hier aber eine andere Schnittstelle gewählt.
- Zusätzlich: Aufnahme weiterer klimarelevanter Parameter in Teil 1: Kohlenmonoxid (CO), Stickoxide (NO_x (als NO₂)) und Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC); die Einzelfallanwendung in Teil 2 soll zeigen, ob Daten zur Verfügung stehen, um zu belastbaren Aussagen für die sächsische Abfallwirtschaft zu gelangen; die CO₂-Äq.-Faktoren wurden einer UBA-Publikation (7) entnommen.

Bei der Ermittlung und Berechnung der Emissionen bzw. erzielten Einsparungen wurden reale bzw. modellierte Anlagendaten verwendet, wobei die Energieeffizienz und der technische Standard berücksichtigt wurde. Wo dies nicht möglich war, wurde ersatzweise anhand der Stoffflussanalyse die Emissionskonzentration errechnet: Aus der im Abfall enthaltenen Kohlenstoffmenge wird, nach Bereinigung um den regenerativen Anteil und ggf. Korrektur um das Ausbrandverhalten, die zu erwartende Freisetzung von Treibhausgasen in Form von CO₂ berechnet. Für andere klimarelevante Gase (N₂O, CO) gibt es vergleichbare Ansätze.

3.5.2 Gutschriften für erzeugte Outputgüter

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurde, wo immer möglich, auf Sachsen-spezifische Daten zurückgegriffen, so insbesondere beim Input Restabfall (s.u.) sowie bei den erzeugten Outputgütern.

So wurden für die Substitution von Energieträgern eigene Gutschriften modelliert.

- Für elektrischen Strom wurde ein sächsischer Strommix 2000 modelliert (anhand von GEMIS 4.0). Standard mäßig wurde von einem Verbrauch bzw. einer von Grundlast-Strom ausgegangen. In Teil 2 kann es sich ggf. als notwendig erweisen, die Substitution von Mittel- und Spitzenlast-Strom zu modellieren.
- Für substituierte Wärmeenergie wurden modelliert: ein Sachsen-Mix [26 % Öl- + 74 % GUS-Erdgasfeuerung], Braunkohlebriketts aus dem Revier Lausitz, Braunkohlebriketts aus dem Mitteldeutschen Revier.

Besonderheiten ergaben sich bei der Modellierung der erzeugten Produkte Klinker und Methanol. Beim Klinker wurde die Gutschrift nur erteilt für die Vermeidung der Emissionen, die bei Erzeugung des Klinkers nach dem BAT-Standard aufgetreten wären. Bei der Gutschrift für Kraftwerksstäube, die als Zuschlag in der Spezialzementerzeugung Klinker ersetzen, wird dagegen die Verdrängung von „konventionell“ erzeugtem Klinker unterstellt, also angenommen, dass der Kraftwerksstaub Klinker aus einem mittleren europäischen Zementwerk (nicht BAT) verdrängt. Im Falle der Methanolerzeugung werden die Emissionen dem Prozess wieder gutgeschrieben, da keine Daten für eine anderweitige Modellierung wie z.B. bei den Zementwerken verfügbar sind. Die in GEMIS 4.0 verfügbaren Daten zur Methanolherstellung sind auf der Basis von Erdgas bilanziert. Die Autoren schränken allerdings selbst ein: *„Die Bilanzierung der Methanolherstellung ist vom verwendeten Rohstoff abhängig, somit ist eine Übertragung der Kennziffern auf andere Einsatzstoffe nicht möglich.“*

3.5.3 IPCC-Standardwerte und Modifizierung

Das IPCC gibt Standardwerte für die Abschätzung der klimarelevanten Emissionen vor. Die Standard-Daten zur Berechnung der klimarelevanten CO₂-Emission aus Abfällen nach IPCC sind:

- C-Gehalt des Abfalls: 40 %,
- fossiler C als % des C-Gehaltes: 40 %,
- Effektivität der Verbrennung: 95 %.

Daraus errechnet sich eine Standard-Emission von 1.393 kg CO₂/Mg Restabfall bzw. 557 kg CO₂ fossil/Mg Restabfall. Der Standard-Emissionsfaktoren für N₂O wird mit 5,5 – 66 g/Mg angegeben. Emissionsfaktoren anderer klimarelevanter Gase sind nach IPCC anlagen-spezifisch zu ermitteln.

3.5.3.1 Modifizierung C-Gehalt im deutschen Restabfall

Der C-Gehalt im Restabfall von 40 % (Standard IPCC) würde grob zu einem Hu von 15.000 – 20.000 MJ/Mg führen. Deutscher Restabfall weist aber einen Hu im Bereich von 7.000 – 10.000 MJ/Mg auf, was einem C-Gehalt von nur 20 – 30 % entspräche.

JOHNKE (7) vom Umweltbundesamt macht folgende Abschätzung: Aus Messungen des CO₂-Anteils im Abgas von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen sei bekannt, dass überschlägig ca. 10 Vol.-% CO₂ im Abgas zu Grunde gelegt werden könnten. Multipliziert mit der Dichte von 1,9768 kg CO₂/m³ und einem mittleren Abgasvolumen von 5.500 m³ (trocken) pro Mg Abfall ergäbe das 1.087 kg CO₂/Mg verbrannten Restabfalls (FS). Die von der IPCC-Richtlinie vorgegebenen Standardwerte würden also zu einem rund 28 % zu hohen CO₂-Ergebnis für die Restabfallverbrennung führen. Rechnet man die von JOHNKE berechnete CO₂-Emission auf Kohlenstoff (= 1.087/3,57) zurück, ergibt dies einen Gesamt-Kohlenstoffgehalt von 296,5 kg/Mg (FS). Weiter ist aber noch der Grad des Ausbrandes zu berücksichtigen. IPCC setzt hier einen Ausbrand von standardmäßig 95 % an. Dieser scheint für deutsche MVAs eher zu niedrig zu sein, wie die Abschätzung in Tab. 4 zeigt.

Tab. 4: Berechnung des mittleren Ausbrandgrades von deutschen MVAs

Reststoff	Aufkommen (11)	C-Gehalt, mittel (12)	C vom Restabfall	Anteil
Schlacke	218 kg/Mg (TS)	28.000 mg/kg	6,10 kg/Mg	
Flugstaub	16,8 kg/Mg	15.100 mg/kg	0,25 kg/Mg	
RGR-Salze	18,2 kg/Mg	44.000 mg/kg	0,80 kg/Mg	
Summe Reststoffe			7,15 kg/Mg	2,4 %
C im Abgas (s.o.)			296,5 kg/Mg	97,6 %
C im Abfall			303,7 kg/Mg	100,0 %

Danach gelangen nur etwa die Hälfte des von IPCC angesetzten Kohlenstoffes (2,4 % anstelle von 5 %) als Unverbranntes in die Reststoffe. Für Deutschland könnte daher auch mit einem theoretischen mittleren Ausbrandgrad von 97,6 % gerechnet werden. Für die weitere Berechnung wird ein Ausbrandgrad von 97,5 % angesetzt.

Der in Tab. 4 errechnete C-Gehalt im Restabfall (304 kg C/Mg FS) liegt immer noch im oberen Bereich der Bandbreite der von Reimann (13) für Siedlungsabfall angegebenen Kohlenstoffanteile von 280 bis 400 kg C pro Mg Abfall (TS; Mittelwerte) entsprechend 182 bis 340 kg C pro Mg FS. Der C-Anteil im deutschen Restabfall könnte daher somit deutlich niedriger angesetzt werden als der Standardwert der IPCC-Richtlinie.

3.5.3.2 Modifizierung C-Gehalt im sächsischen Restabfall

Ein Ansatz zur Ermittlung des Gehaltes an Kohlenstoff in sächsischem Restabfall und insbesondere des Anteils an regenerativem Kohlenstoff besteht darin, die verfügbaren Daten zur Zusammensetzung von Restabfall mit den bekannten Daten zur Herkunft des Kohlenstoffs in den verschiedenen Abfallfraktionen zu verknüpfen. Hierzu wurde eine Umfrage unter den sächsischen Gebietskörperschaften bzgl. Sortieranaysen des Restabfalls durchgeführt sowie auf Daten zu einem nach vier Sortierkampagnen modellierten sächsischen Restabfall (Kost, TU Dresden (14)) zurückgegriffen. Tab. 5 zeigt die Ergebnisse; deutliche Abweichungen, insbesondere bei den Anteilen an Mittelmüll, Papier/Pappe/Karton (PPK) und Textilien, sind grau unterlegt.

Tab. 5: Vergleich der Sortieranaysen verschiedener sächsischer Kommunen ohne ZAZ (Zweckverband Abfallwirtschaft Zwickau) mit dem von Kost nach 4 Sortierkampagnen modellierten Restabfall; alle Daten bez. auf wasserfreien Zustand

	Stadt			Land		
	örE	örE	Kost	örE	örE	Kost
	MW	Median	modell.	MW	Median	modell.
Fe-Metalle	2,7%	2,7%	4,7%	2,2%	1,7%	2,3%
NE-Metalle	0,7%	0,7%	0,8%	0,5%	0,5%	0,7%
PPK	7,1%	7,0%	13,8%	4,4%	4,4%	5,6%
Glas	7,1%	7,1%	8,8%	4,9%	4,8%	4,7%
KS gesamt	4,8%	4,9%	8,3%	3,1%	3,1%	5,3%
Organik	14,9%	15,1%	12,3%	12,6%	12,7%	13,8%
Holz	1,1%	0,9%	1,8%	0,9%	0,8%	2,2%
Textilien	3,3%	3,6%	8,3%	3,5%	3,6%	5,7%
Mineralstoffe	5,5%	4,8%	4,0%	7,4%	6,2%	11,3%
Verbunde	3,7%	4,1%	6,4%	1,8%	1,5%	3,0%
Schadstoffbel. Prod.	0,9%	0,8%	0,5%	1,0%	1,0%	0,9%
Stoffe a.n.g./Windeln	2,0%	1,9%	5,0%	3,0%	2,7%	4,8%
Fraktion < 10 mm	11,0%	11,4%	10,4%	18,4%	18,4%	20,9%
Mittelmüll	2,5%	2,5%	15,0%	3,6%	4,1%	18,8%
Summe (wasserfrei)	67,3%	67,6%	72,5%	67,1%	65,5%	68,3%

Es zeigt sich, dass große Schwierigkeiten bestehen, auf Grundlage der verfügbaren Daten einen repräsentativen „sächsischen Restabfall“ zu modellieren. Im Folgenden wurde die Modellierung von Kost übernommen, da für seine Sortierfraktionen Daten zur Elementarzusammensetzung (C, H, O, N, S) und zum Wassergehalt vorlagen.

3.5.3.3 Modifizierung Gehalt an regenerativem Kohlenstoff im sächsischen Restabfall

Aufgrund der unzureichenden Datenlage zum sächsischen Restabfall (zwar vergleichsweise viele Sortieranalysen, sind leider miteinander wenig kompatibel und nicht mit den hier benötigten chemischen Analysen hinterlegt) wurde aus den vorhandenen Daten (örE und Kost, s.o.) sowie Literaturdaten ein Wert für den Gehalt an $C_{\text{regenerativ}}$ abgeleitet. Für die einzelnen Sortierfraktionen kann ein mittlerer Kohlenstoffgehalt angesetzt und der darin enthaltene Anteil an nachwachsendem Kohlenstoff abgeschätzt werden. Dieser Abschätzung liegen keine konkreten Messungen, sondern Plausibilitätsüberlegungen, wie z.B. auch vom BIfA vorgenommen (15), zugrunde. Diese Daten können mit den Ergebnissen für die Sortierfraktionen aus sächsischen Kommunen verknüpft werden, um eine Abschätzung über den Gehalt an regenerativem bzw. gesamten Kohlenstoff im sächsischen Restabfall zu erhalten.

Nach der verfügbaren Datenlage (s.o.!) liegt der Gesamt-Kohlenstoffgehalt im sächsischen Restabfall in **städtischen Regionen** im Bereich von 28 % - 30 %, wovon rund **66 - 75 % regenerativen Ursprungs** sind. Die Daten der örE und von Kost ergeben hier, trotz unterschiedlicher Modellierung, relativ gute Übereinstimmungen.

Dies trifft auch auf die Ergebnisse den **ländlichen Bereich** betreffend zu. Danach bewegt sich der Gesamt-Kohlenstoffgehalt im sächsischen Restabfall in ländlichen Regionen im Bereich von 27 % - 28 %, wovon **74 - 82 % regenerativen Ursprungs** sind.

Die Daten zum Gesamt-Kohlenstoffgehalt liegen in der gleichen Größenordnung wie der von JOHNKE abgeleitete Wert. Der errechnete Anteil an regenerativem Kohlenstoff liegt deutlich über dem IPCC-Standardwert von 60%.

Für die weitere Berechnung wird daher – wie in der Studie abgeleitet – ein Restabfall mit einem Kohlenstoffgehalt von 280 kg C/Mg FS (= 28 % C) und 75 % regenerativer Kohlenstoff, bezogen auf den Gesamtkohlenstoff, angesetzt.

3.5.3.4 Heizwert-Modellierung des Restabfalls

Für die weitere Berechnung wird von einem **unteren Heizwert** des sächsischen Restabfalls von rund **8.500 MJ/Mg FS** ausgegangen. Der Heizwert wurde nach folgender Formel modelliert (Berechnung siehe Tab. 6):

$$Hu \text{ [MJ/Mg FS]} = 34,4 \cdot C + 93,9 \cdot H + 10,5 \cdot S + 6,3 \cdot N - 10,3 \cdot O - 2,44 \cdot \text{Wasser}$$

Tab. 6: Heizwertberechnung des modellierten sächsischen Restabfalls (eigene Abschätzung)

Element	C	H	S	N	O	Wasser	Summe
Faktor	34,4	93,9	10,5	6,3	-10,3	-2,44	
Modell-Restabfall	280	18	2	7	197	350	
Hu in MJ/Mg FS	9.632	1.690	21	44	-2.033	-854	8.500

3.5.3.5 Modellierung der MBA-Fraktion

Der Anteil an $C_{\text{regenerativ}}$ in der heizwertreichen MBA-Fraktion (Abtrennung der hochkalorischen Fraktion vor Biologie) wurde über Daten von Kost, BRAM 3 (Land) und BRAM 11 (Stadt) modelliert: Hu jeweils 14.500 MJ/Mg, C-Gehalt 44 – 48 % (z.Vgl.: unbehandelter Restabfall: 28 %), davon 52 – 58 % (Mittelwert: 55 %) regenerativen Ursprungs. Die Erhöhung des Anteils an fossilem C im Vergleich zum unbehandelten Restabfall (75:25) erfolgt wegen der Anreicherung der Kunststoffe in der hochkalorischen Fraktion.

3.5.3.6 Modellierung der MBS-Fraktion (Stabilat)

Der Anteil an $C_{\text{regenerativ}}$ im Stabilat aus MBS wurde über Daten von Kost, BRAM 1, modelliert: Hu 12.800 MJ/Mg, 15% Restfeuchte, C-Gehalt 31 %, davon 58 % regenerativen Ursprungs. Die Heizwertsteigerung und Erhöhung des Anteils an fossilem C im Vergleich zum unbehandelten Restabfall ist insbesondere auf die Entfrachtung des Stabilats von Mineralstoffen und anderen Nicht-Heizwertträgern zurückzuführen. Der Heizwert ist niedriger als bei der MBA-Fraktion, da ein anteiliger Abbau der (regenerativen) Organik (Garten- und Küchenabfälle) während der Stabilisierung angesetzt wurde.

3.5.4 Methodisches Vorgehen beim Verfahrensvergleich Restabfallbehandlung

Verglichen werden die klimarelevanten Auswirkungen der Behandlung von 1 Mg Restabfall (FS) über

- Behandlung in einer MVA
- Behandlung in einer Splitting-MBA mit unterschiedlichen Zielpfaden (Zementwerk, Kraftwerk, SVZ) für die energetische Verwertung der heizwertreichen Fraktion
- Behandlung in einer Stabilisierungs-MBA (MBS) mit Verwertung der hochkalorischen Fraktion im SVZ und Verbringung des Staubes ins SVZ oder in eine MVA.

Bei der Modellierung der thermischen Verfahren in Teil 1 wird jeweils von der vollständigen Substitution der Regelbrennstoffe durch den zu betrachtenden Abfall ausgegangen. Es wird keine Mischfeuerung aus Regelbrennstoff und Abfall modelliert, sondern nur der jeweilige Teilstrom, der aus dem Abfall resultiert, betrachtet (quasi als Mono-Verbrennung).

Tab. 7: Übersicht über die untersuchten Varianten zur Restabfallbehandlung

Variante	MBA	MBS	MVA	Zem.- werk	Kraft- werk	SVZ	Deponie
MVA1			100 %				
MVA2			100 %				
MVA3			100 %				
MBA_ZEM1	100 %		8,5 % (MVA1)	32,2 %			29,0 %
MBA_ZEM2	100 %		8,5 % (MVA3)	32,2 %			29,0 %
MBA_KRA1	100 %		8,5 % (MVA1)		32,2 %		29,0 %
MBA_KRA2	100 %		8,5 % (MVA1)		32,2 %		29,0 %
MBA_SVZ	100 %		8,5 % (MVA1)			22,4 %	29,0 %
MBS_SVZ_		100 %	5,0 % (MVA1)			45,0 %	
MBS _SVZ		100 %				50,0 %	

3.5.4.1 Modellierung der Anlagen zur Restabfallverbrennung

Es wurden drei MVAs modelliert.

- MVA1 ist eine „gute“ MVA, modelliert in Anlehnung an die MVA Bielefeld. Sie liegt emissionsseitig im oberen Viertel deutscher Anlagen, hat Kraft-Wärme-Auskopplung mit einem Netto-Gesamtwirkungsgrad von 21,5 %. Die substituierte Fernwärme stammt zu 80 % aus Steinkohle und zu 20 % aus Erdgas.
- MVA2 ist eine „sehr gute“ MVA, modelliert in Anlehnung an die MVB Borsigstraße in Hamburg. Sie liegt emissionsseitig im oberen Viertel deutscher Anlagen, hat eine Heißdampfauskopplung zur Nutzung bei industriellen und kommunalen Verbrauchern mit einem Netto-Gesamtwirkungsgrad von 62,4 %. Das abgeschiedene HCl wird gereinigt, aufkonzentriert und verkauft.
- MVA3 ist eine „schlechte“ MVA, hält nur die halben Grenzwerte der 17. BImSchV ein. Sie koppelt lediglich Strom aus, mit einem Netto-Wirkungsgrad von 10,7 %. Außerdem erfolgt keine Abtrennung und Verwertung von Dosenschrott.

3.5.4.2 Modellierung Splitting-MBA und Verwertung der hochkalorischen Fraktion

Die Verfahrenskombination MBA und Deponierung des Rotterückstandes (Splitting-MBA) beinhaltet folgende Verfahrensmodule; die Verwertungsmodule sind alternativ. Die Splitting-MBA inkl. Ersatzbrennstoffaufbereitung (obligatorisch) wird auf der Basis von Vorplanungsergebnissen eines anderen Projektes (16) modelliert. Da es aufgrund der neuen gesetzlichen Vorgaben (AbfAbIV, 30. BImSchV) nur wenig Spielraum für die Ausgestaltung gibt, wird lediglich der Energiebedarf für die Ersatzbrennstoff-Aufbereitung variiert. Die Verwertung der hochkalorischen Fraktion wird modelliert

- für ein Zementwerk mit BAT-Standard (ZEM_1),
- für ein mittleres europäisches Zementwerk (ZEM_2),
- für ein Braunkohle-Kraftwerk nur mit Stromauskopplung (KRA_1) bzw.
- für eines mit Strom- und Fernwärmeauskopplung (KRA_2) sowie
- für das SVZ.

Die thermische Behandlung der Schwergutfraktion erfolgt beim BAT-Zementwerk sowie bei den Kraftwerksszenarien in einer „guten“ MVA (MVA1), beim „schlechteren“ Zementwerk (ZEM_2) in einer „schlechten“ MVA (MVA3). Die Ablagerung der Deponiefraktion erfolgt auf einer Reststoff-Deponie, wobei klimarelevante Emissionen und Dieserverbrauch für den Einbau angesetzt werden. Die Daten zum SVZ müssen in Teil 2 in Bezug auf die zu bearbeitende Fragestellung verifiziert werden.

3.5.4.3 Modellierung Restabfallstabilisierung (MBS) und Vergasung im SVZ

Untersucht werden sollte die Kombination von MBS und SVZ. Die MBS wurde ebenfalls auf der Basis von Vorplanungsergebnissen modelliert. Die Maschinenteknik wurde in Anlehnung an die Herhof-Verfahrenstechnik zusammengestellt. Variationsmöglichkeiten bestehen bei der Massenbilanz der MBS (weitere Ausschleusung von Fe- und NE-Metallen), was aber derzeit nicht kalkulierbar ist. Daher wird das MBS-Modul nicht verändert. Die Ausschleusung von verschiedenen Glasfraktionen zur Verwertung ist in der MBS technisch möglich (Nah-Infrarot) und ist auch in einer Anlage realisiert (Rennerod). Da dies jedoch nicht an jedem Standort realisiert ist (z.B. nicht in der MBS Dresden), wird auf eine Modellierung für den Verfahrensteil verzichtet. Für das SVZ-Modul gilt die oben bereits angesprochene Notwendigkeit der Verifizierung der Daten in Bezug auf die zu bearbeitende Fragestellung.

4 Ergebnisse zum Verfahrensvergleich Restabfall

4.1 Überblick

Abb. 1 gibt die Ergebnisse des Verfahrensvergleichs Restabfallbehandlung wieder. Die nachfolgenden drei Abbildungen zeigen die Struktur des Ergebnisses für die MVA-Varianten.

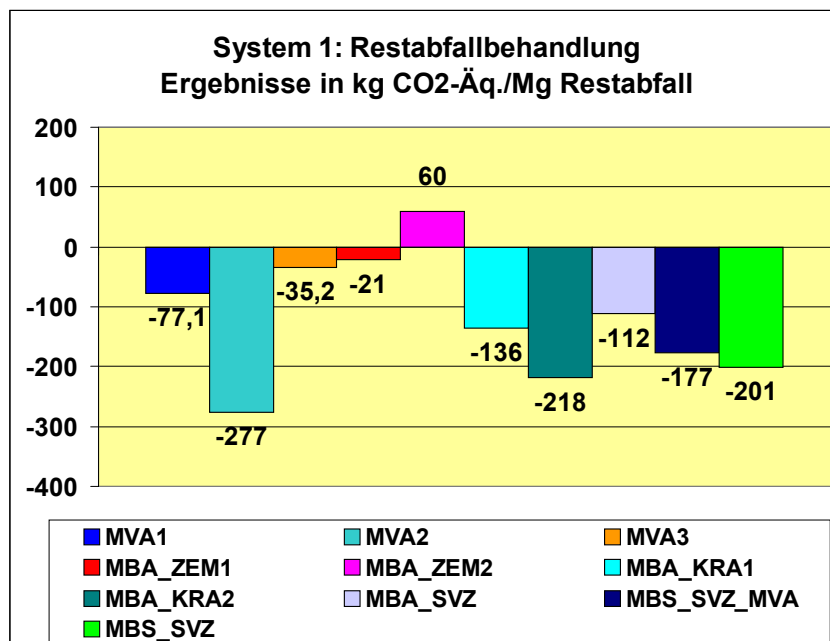


Abb. 1: Zusammenfassung der Ergebnisse für die untersuchten Varianten im System 1: Restabfallbehandlung, in kg CO₂-Äq./Mg Restabfall, inkl. Transporte; negative Werte = Umweltentlastung

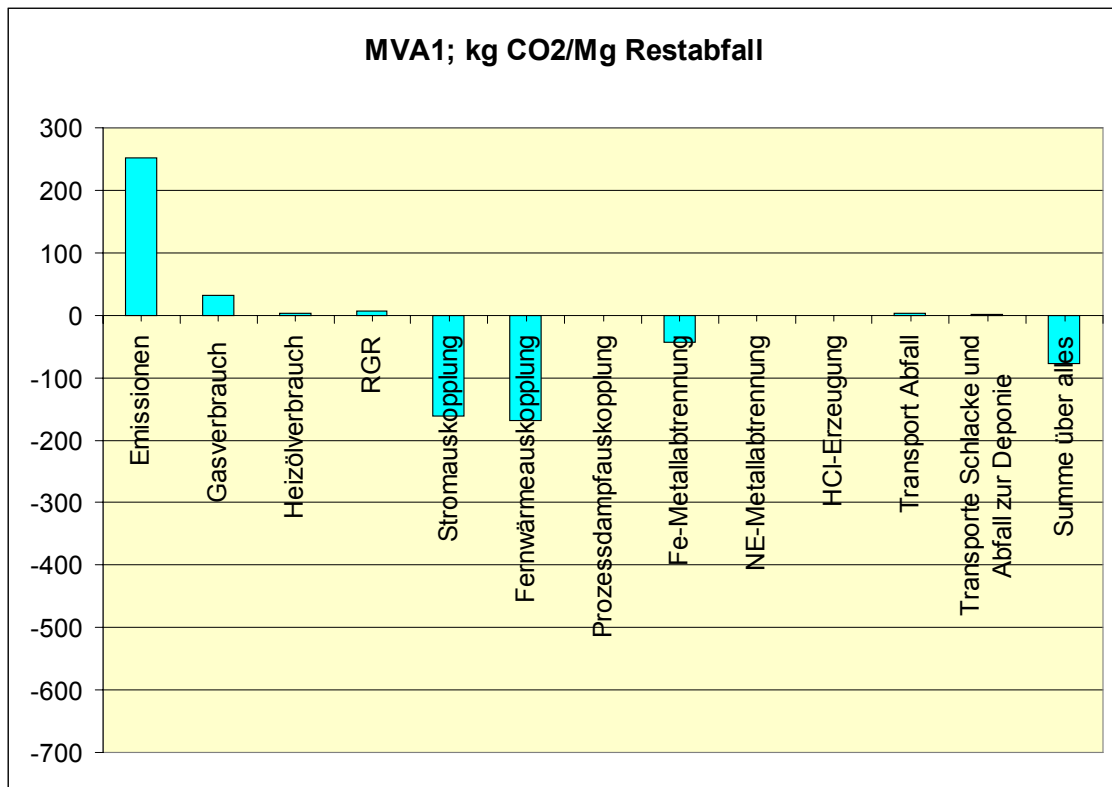


Abb. 2: Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 1

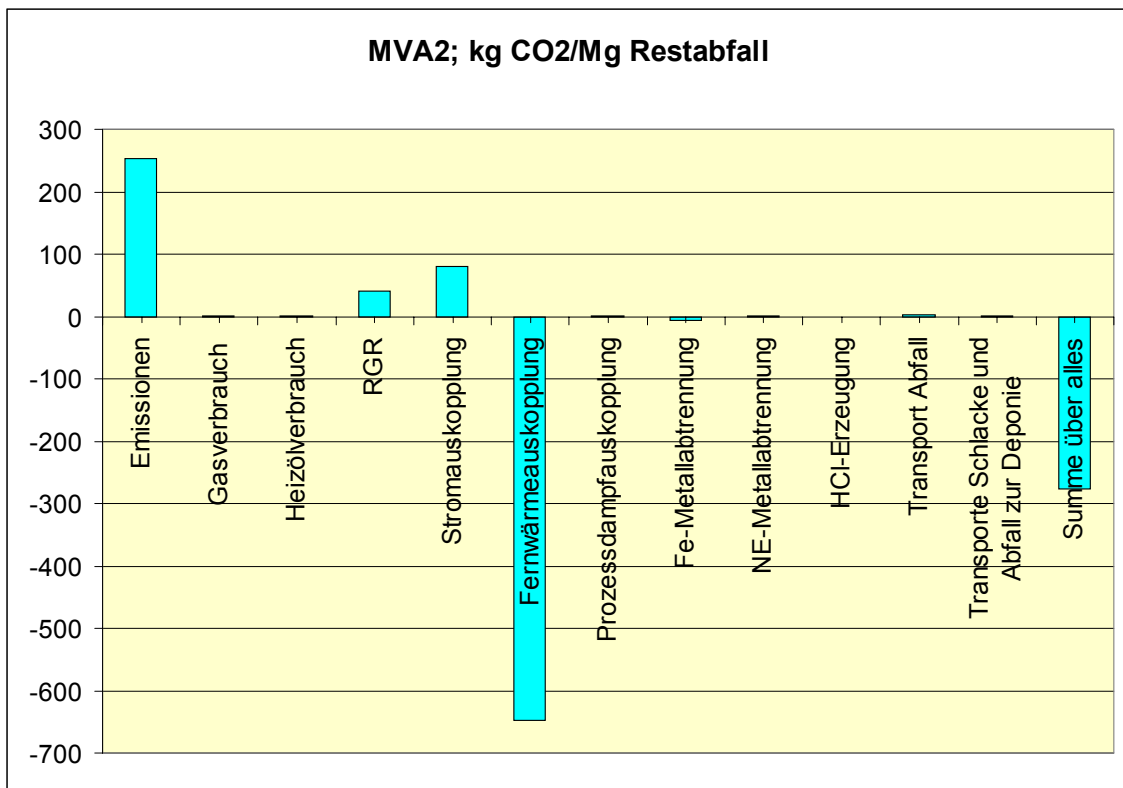


Abb. 3: Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 2

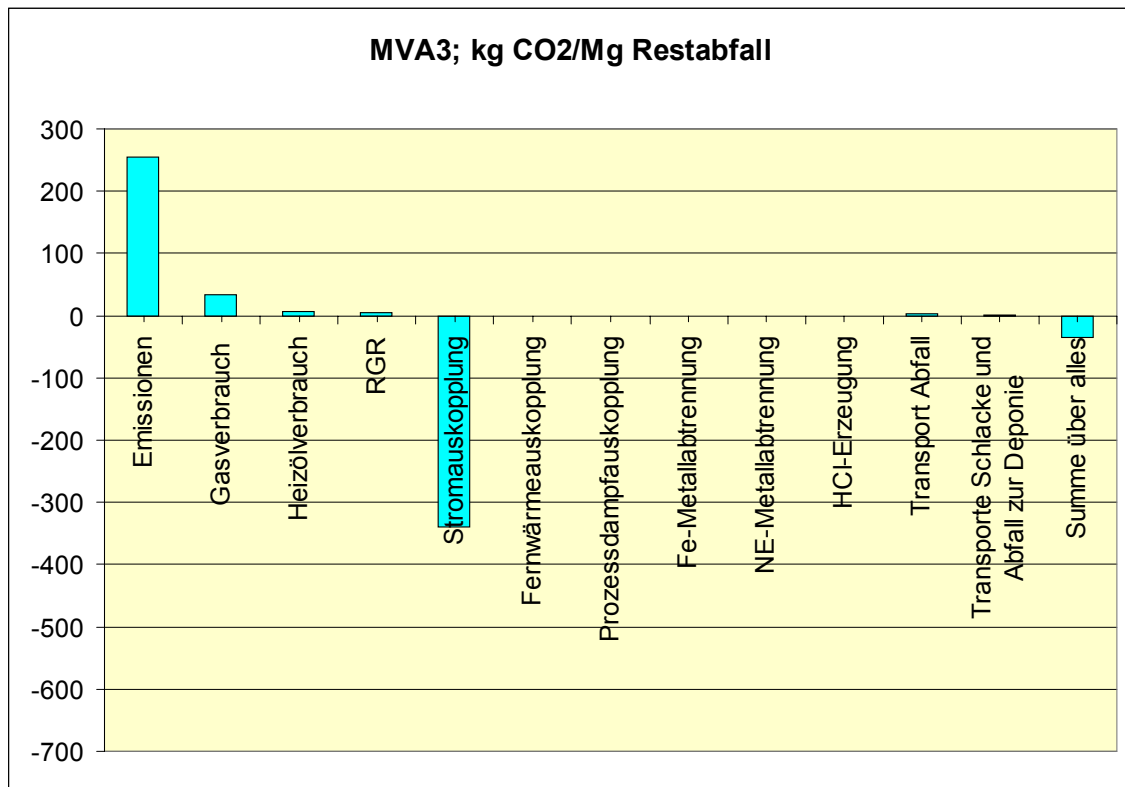


Abb. 4: Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 3

4.2 Bewertung der Ergebnisse

Teil 1 dieser Studie diente der Methodenentwicklung; die gewonnenen Ergebnisse sind Resultat einer Modellierung. Je nach gewählten Randbedingungen und Annahmen kann das Ergebnis anders ausfallen. Die Modellierung orientierte sich an in Betrieb befindlichen Anlagen. Die Ergebnisse sind stimmig mit den getroffenen Annahmen und Randbedingungen und zeigen, dass die Methode für die Anwendung in Teil 2 der Studie geeignet ist. Mehr Bedeutung und Aussagekraft darf diesem Vergleich der verschiedenen Verfahren der Restabfallbehandlung nicht beigemessen werden. Insbesondere bei den Varianten, die mit besonders hohen Umweltentlastungen an klimarelevanten Gasen aufwarten, ist die Modellierung der nachher real zum Einsatz gelangenden Anlagen wichtig. So wurde bereits auf die Notwendigkeit der Datenverifizierung das SVZ betreffend verwiesen. Die Ergebnisse für die modellierten Anlagen sind nicht direkt miteinander vergleichbar, da für alle Anlagen nur der aus dem Abfall resultierende Teilstrom modelliert wurde. Für die Müllverbrennungsanlagen kann der Teilstrom als Gesamtstrom angesehen werden, da der Regelbrennstoff Abfall ist.

Bei den **MVAs** zeigt sich deutlich der **Einfluß des Energienutzungskonzeptes**: MVA2 mit optimierter Abnahme der Fernwärme schneidet besser ab als MVA1 und deutlich besser als MVA3. MVA3 mit dem ungünstigsten Energiekonzept (nur Stromauskopplung) schneidet hier erwartungsgemäß am schlechtesten unter den MVAs ab. D.h., dass hier unter dem Aspekt der Freisetzung bzw. Substitution von klimarelevanten Gasen die größten Optimierungspotenziale bestehen. (Für andere Umweltwirkungen, z.B. Krebserzeuger oder toxische Schwermetalle, stellt sich die Situation anders dar; andere Umweltwirkungen waren aber nicht Gegenstand der Studie).

Die **MBA- und MBS**-Varianten sind untereinander vergleichbar, da sie alle Teilstrombetrachtungen für die energetische Verwertungsanlage darstellen, wobei die Teilströme weitestgehend identisch sind.

Die **MBA-Varianten** schneiden mit einer Ausnahme (KRA2) schlechter ab als die MBS-Varianten. Dies liegt zum einen am hohen Stromverbrauch der Anlagen, zum anderen am geringeren Anteil an Heizwertträgern, der verwertet werden kann. Dies zeigt sich auch deutlich beim Vergleich MBA_SVZ und MBS_SVZ. Demhingegen fällt die Emission aus dem Rottegut unter den hier getroffenen Annahmen nicht weiter ins Gewicht.

Am Beispiel der Variante MBA_ZEM1 ist der Einfluss des Anlagenstandards auf das Gesamtergebnis sehr gut zu erkennen. Bei dem **Zementwerk** nach BAT-Standard (ZEM1) dominieren die Gutschriften für den verdrängten Zement, der mit höheren Emissionen an klimarelevanten Gasen konventionell erzeugt worden wäre, das Gesamtergebnis.

Unter den MBA-Varianten schneiden am besten die ab, die eine hochwertige energetische Verwertungsanlage nutzen. Das „mitteleuropäische Zementwerk“ mit seinen hohen Energieverbräuchen bildet in dieser Gruppe das Schlußlicht.

Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der einzelnen Varianten dürfen insgesamt nicht überbewertet werden, da sich die Stellgröße „Energetischer Wirkungsgrad“ für die Klimarelevanz als ergebnisentscheidend erwiesen hat. Hier wurde mit Modellanlagen gearbeitet (s.o.). Die Modellberechnungen zeigen aber, welche Daten in Teil 2 der Studie (Anlagenvergleich) für eine Bewertung für das Land Sachsen von Bedeutung sind.

4.3 Einordnung der Ergebnisse Restabfallentsorgung

Für die **Restabfallverbrennung** bewegt sich das Klimaentlastungspotenzial nach anderen Studien (z.B. (17)) im Bereich von **-210 bis -220 kg CO₂-Äq./Mg** Restabfall. Hierbei handelte es sich um Rostfeuerungsanlagen mit einem energetischen Wirkungsgrad von 20 % bei reiner Verstromung bzw. 8 % Verstromung plus 27 % Fernwärmebereitstellung ($\Sigma = 35 \%$).

Die Klimaentlastungseffekte von **MBA-Splitting-Anlagen** mit anschließender energetischer Verwertung bewegen sich nach (17) im Bereich von **-44 bis über -160 kg CO₂-Äq./Mg** MBA-Input (K-Werte sind Bezeichnungen aus der zitierten Studie):

- Zementwerk (K2.3 und K2.4): -130 bis -140 kg CO₂-Äq./Mg
- Kraftwerk/Wirbelschicht (K2.2): -44 bis -160 kg CO₂-Äq./Mg.

Eine andere Studie (18), die sich mit spezifischen Emissionsfaktoren und der Energiebilanz verschiedener Verfahren der Restabfallbehandlung befasst hat, kommt zu folgenden spezifischen Emissionen in kg CO₂/Mg Restabfall (die Spannweite ergibt sich aus unterschiedlich modellierten Restabfallqualitäten):

- MBA (Splitting) plus Deponie: +95 kg CO₂/Mg
- MBS (Stabilat) plus Rostfeuerung mit Kraft-Wärme-Kopplung: -7 bis -197 kg CO₂/Mg
- Rostfeuerung mit Kraft-Wärme-Kopplung: -83 bis -294 kg CO₂/Mg.

5 Sensitivitätsanalyse - Energieeffizienz

Es wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, um den Einfluß u.a.

- der Energieeffizienz,
 - der Zusammensetzung des Restabfalls,
 - der substituierten Energie,
 - der Transporte und der
 - Berücksichtigung von Ammoniak (bislang kein GWP-Faktor)
- auf das Gesamtergebnis zu untersuchen.

Bzgl. des Einflusses der Energieeffizienz auf das Gesamtergebnis bleibt festzustellen: Das jeweilige Ergebnis eines Verfahrens wird maßgeblich von den auskoppelbaren Energien und den dafür anzurechnenden Gutschriften bestimmt. Für die MVA und das Zementwerk wurde die unterschiedliche Effektivität bereits modelliert. Für die Mitverbrennung in Kraftwerken dürften sich ähnliche Spannbreiten ergeben. Dieses sollte aber im Teil 2 bei der Modellierung der unterschiedlichen Anlagen mit anlagenspezifischen Daten und unter Modellierung der Mitverbrennung durchgeführt werden.

Die Zusammensetzung des Restabfalls (Hu, C-Gehalt, Gehalt $C_{\text{regenerativ}}$) hat gravierenden Einfluss auf das Ergebnis: je niedriger der Heizwert, desto geringer die Umweltentlastung durch die Verbrennung von Restabfall mit anteiligen Gehalt an regenerativem Kohlenstoff. Für Teil 2 ist aber keine wesentliche Verbreiterung der Datenbasis gegenüber Teil 1 zu erwarten, da die verfügbaren Quellen bereits ausgewertet wurden. Daher sind die Ergebnisse in Teil 2 ebenfalls einer entsprechenden Sensitivitätsanalyse zu unterziehen.

Bzgl. des Einflusses der substituierten Energie gilt, dass je nach Ansatz die Gutschrift in dem einen Fall bis knapp zehn Mal so hoch ausfallen kann wie in dem anderen. Die höchsten Gutschriften ergeben sich naturgemäß bei der Substitution der Wärmeenergie, bei deren Herstellung die höchsten klimarelevanten Emissionen auftreten (Strom, feste Brennstoffe in Einzelfeuerungen). Daher ist es in Teil 2 unbedingt erforderlich, die substituierte Wärmeenergie genau zu modellieren. Die hier getroffene Annahme (Kleinfeuerungsanlagen-Mix) führt eher zu einer konservativen Abschätzung.

Für die MVA-Varianten zeigt sich, dass insbesondere bei der „schlechten“ MVA3 der Transport ergebnisrelevant werden kann, während bei der „guten“ MVA2 Ferntransporte über 100 km und mehr das Ergebnis nur wenig beeinflussen. Bei den MBA-Varianten kann der Beitrag der Transporte in Einzelfällen 10 % des Ergebnisses überschreiten.

Für Ammoniak zeigte sich, dass erst ab einem CO_2 -Äquivalenzfaktor oberhalb von 1.000 die Berücksichtigung von NH_3 zu deutlichen und oberhalb von 10.000 zu gravierenden Ergebnisveränderungen führt. Da ein derart hoher GWP-Faktor für Ammoniak nicht zu erwarten ist, wird Ammoniak in Teil 2 der Studie nicht mehr berücksichtigt.

6 Ausblick - Teil 2

In Teil 2 der Studie (läuft derzeit) werden die Anlagensteckbriefe an öRE/Entsorger/Träger mit der Abfrage standortspezifischer Daten (inkl. Verkehr, Energienutzungsmöglichkeiten etc.) versandt. Anhand der Datenrückläufe werden die Informationen zu „Standort-Steckbriefen“ verdichtet. Auf der Basis der finalen Standort-Steckbriefe erfolgt die Berechnung der klimarelevanten Emissionen bzw. erzielbaren Einsparungen entsprechend der oben skizzierten Methode.

7 Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Studie (Teil 1) wurde untersucht, in welchem Maße abfallwirtschaftliche Verfahren zur Freisetzung oder Reduktion von Treibhausgasemissionen beitragen können. Dazu wurden die verschiedenen Verfahren zur Entsorgung von Restabfall modelliert und vergleichende Berechnungen der Klimarelevanz durchgeführt. Es handelt sich dabei nicht um endgültige und allgemeingültige Ergebnisse, sondern um die Entwicklung eines Berechnungs- und Bewertungsmodells für eine anlagenspezifische Bewertung (in Teil 2). Die Entwicklung der Methode hat gezeigt, dass ergebnisrelevante Stellgrößen bestehen in den Annahmen für

- den technischen Standard der Anlagen (Lastschriften),
- Energieeffizienz (Last- und Gutschriften) und
- substituierte Nutzen (Gutschriften).

Die klimabezogenen Auswirkungen der mit den Verfahren verbundenen Transporte dürfen nicht unterschätzt werden, sind aber nur standortspezifisch zu modellieren.

8 Literatur

- 1 Nationales Klimaschutzprogramm. Umwelt Nr. 11/2000, Sonderteil.
<http://www.bmu.de/download/dateien/klimaschutzprogramm2000.pdf>

- 2 Nationales Klimaschutzprogramm. Beschluss der Bundesregierung vom 18. Oktober 2000. (Fünfter Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe „CO₂-Reduktion“), Berlin, 18. Oktober 2000. http://www.bmu.de/download/dateien/ima_teil01.pdf
- 3 Bates J., Haworth A. (AEA Technology Environment), Abingdon: Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change: Economic Evaluation of Emission Reductions of Methane in the Waste Sector in the EU. Bottom-up Analysis, updated, Final Report (Updated version), March 2001. http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/waste.pdf
- 4 Ausschreibung Nr. 29, 382 des Sächsischen Ausschreibungsblattes, Jahrgang 2001
- 5 BIWA Consult GbR, Freiberg: Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen. Gebrauchtholzbilanz 2000 und Prognose für Sachsen. F+E-Vorhaben 02-1, Januar 2002, http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SabfaWeb/sabfaweb-nt/print/FuE_gebrauchtholz.pdf
- 6 IPCC Third Assessment Report - Climate Change 2001: Synthesis Report. Text der am 29.09.2001 verabschiedeten Fassung: Climate Change 2001: Synthesis Report <http://www.ipcc.ch/pub/SYR-text.pdf>, Abb. dazu: <http://www.ipcc.ch/pub/SYR-figs.pdf>
Zusammenfassung für Entscheidungsträger: <http://www.ipcc.ch/pub/spm22-01.pdf>
Technische Zusammenfassung: <http://www.ipcc.ch/pub/wg1TARtechsum.pdf>
- 7 Johnke B. (UBA): Klimarelevanter CO₂-Bonus aus biogenem Anteil im Abfall, 2001
- 8 zit. nach EPA: <http://www.epa.gov/ozone/ods.html>
- 9 Table 10-8 of the Scientific Assessment of Ozone Depletion, 1998, a report of the World Meteorological Organization's Global Ozone Research and Monitoring Project; zit. in <http://www.epa.gov/ozone/ods.html>
- 10 IPCC_NGGIP: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Workbook, Volume 1 – 3, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs5.htm>
- 11 Müllverbrennungsanlage Bielefeld-Herford: Umweltbericht 2000, hier: 4. Betriebsdaten
- 12 Faulstich M.: Behandlungsverfahren für feste Rückstände aus der Abfallverbrennung. Müllhandbuch, Kz. 7125, 3. Lfg. 1996
- 13 Reimann D. O., 1992, zitiert in: Reimann D. O., Hämmerli H.: Verbrennungstechnik für Abfälle in Theorie und Praxis. Schriftenreihe Umweltschutz, Bamberg 1995, hier Tabelle 4.1
- 14 Kost T.: Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen. TU Dresden, Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten, Bd. 16, 2001
- 15 Würdinger E., Wagner J., Tränkler J., Rommel W.: Studie über die energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen. BfA-Texte Nr. 5, April 1998
- 16 Deutsche Projekt Union (DPU), Köln: Obergutachten zur Sicherstellung der Entsorgungssicherheit des Landes Berlin ab 2005 im Rahmen des AWP-Prüfauftrags. Hauptbericht, erstellt für die Berliner Stadtreinigungsbetriebe (BSR), August 2001; Teilkutachten Ökologische Bewertung: BZL GmbH, Oyten
- 17 IBA GmbH, Hannover, BZL GmbH, Oyten, CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld: Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. F + E- Vorhaben Nr. 1471 114 im Auftrag des BMBF/UBA, 1998
- 18 Fischer B., Fuchs A., Obid G.: Klimarelevanz verschiedener Restabfallbehandlungsverfahren. Müll und Abfall 10, 596 – 603, 1999