



Abschlussbericht

**Ökologische Bewertung verschiedener
Optionen zur energetischen Verwertung
heizwertreicher Abfälle**

vom

Institut für Kreislaufwirtschaft GmbH
Neustadtswall 30
28199 Bremen, Germany
Tel.: +49 (0)421 5905 2311
Fax: +49 (0)421 5905 2349
Mail: IKrW@hs-bremen.de
Homepage: www.IKrW.de

In Kooperation mit:

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt,
Energie GmbH
Döppersberg 19 - 42103 Wuppertal
Postfach 10 04 80 - 42004 Wuppertal
Tel.: 0202 2492-0
Fax: 0202 2492-108
e-mail: info@wupperinst.org
web: www.wupperinst.org/

März 2006

Diese Studie wurde unterstützt vom



Klima schützen – Zukunft sichern

Die Bremer Energie-Konsens GmbH ist die Bremer Klimaschutzagentur. Im Zentrum ihrer Arbeit steht das Ziel, den Energieverbrauch und die Kohlendioxid-Emissionen im Land Bremen und Umgebung zu senken. Die Bremer Energie-Konsens zeigt Wege zu einer effizienteren Energienutzung auf, initiiert und fördert Forschungs- und Modellprojekte zur Nutzung regenerativer Energien und zur rationellen Energieverwendung, organisiert Informations-Kampagnen, knüpft Netzwerke und vermittelt Wissen an Fachleute und Verbraucher. So werden Win-Win-Situationen geschaffen, bei denen die Umwelt von einem geringeren Ausstoß an schädlichen Emissionen und der Mensch von sinkenden Energiekosten profitiert.

Die Projekte sollen Menschen und Unternehmen zum Nachahmen anregen, Hemmnisse abbauen, über energiebewusstes Verhalten informieren und zum eigenen Handeln motivieren. Gefördert werden Projekte, die der rationellen Energienutzung oder dem Einsatz erneuerbarer Energien dienen, „vor der Marktlinie“ liegen, Modellcharakter haben, einen Bezug zu Bremen aufweisen und voraussichtlich ein hohes öffentliches Interesse und damit eine Breitenwirkung haben. Projektanträge sind jederzeit willkommen.

Die gemeinnützige Bremer Energie-Konsens wurde im Zuge der Privatisierung der Stadtwerke Bremen im Mai 1997 als Public-Private-Partnership gegründet. Als gemeinnützige GmbH versteht sie sich als neutraler und unabhängiger Mittler, Moderator und Impulsgeber. Feste Spendenmittel machen sie zu einem starken und auch finanziell unabhängigen Partner mit Umsetzungskraft. Gesellschafter sind die Stadt Bremen, die swb AG, die Deutsche Essent GmbH sowie die EWE AG.

Weitere Informationen im Internet:

www.energiekonsens.de

Inhalt

1	VERANLASSUNG UND ZIELSETZUNG	7
	1.1 Entwicklung von Szenarien.....	9
2	METHODIK	10
	2.1 Allgemeine Vorgehensweise	10
	2.2 Aufstellung von Sachbilanzen und Systemgrenzen	11
	2.2.1 Gutschrift-Methode.....	12
	2.3 Definition der Sachbilanzgrößen und Wirkungskategorien	13
3	FESTLEGUNG DES UNTERSUCHUNGSRAHMENS	19
	3.1 Definition der funktionellen Einheit.....	19
	3.1.1 Charakterisierung des Inputs „Abfall-Mix“	19
	3.1.2 Charakterisierung der Inputstoffe „SBS“ „und Sortierrest“.....	20
	3.2 Definition der Vergleichsvarianten	24
	3.2.1 Variante 1: Standard TASI-Deponie Klasse II	24
	3.2.2 Variante 2: MHW Bremen (2006)	28
	3.2.3 Variante 3: SBS-Aufbereitung / Pyrolyse.....	31
4	AUFSTELLUNG DER SACHBILANZEN	36
	4.1 Variante 1: Standard-TASI-Deponie	36
	4.1.1 Ressourcenverbrauch: Massen- und Energiebilanz.....	36
	4.1.2 Treibhauseffekt: CO ₂ -Äquivalente	38
	4.1.3 Versauerungspotential.....	39
	4.2 Variante 2: MHW Bremen (2006).....	41
	4.2.1 Ressourcenverbrauch: Massen- und Energiebilanz.....	41
	4.2.2 Treibhauseffekt: CO ₂ -Bilanz	43
	4.2.3 Versauerungspotential.....	44
	4.3 Variante 3: SBS-Aufbereitung / Pyrolyse	45
	4.3.1 Ressourcenverbrauch: Energie- und Massenbilanz.....	45
	4.3.2 Treibhauseffekt: CO ₂ -Äquivalente	47
	4.3.3 Versauerungspotential.....	49

5	VERGLEICH DER SZENARIEN	51
5.1	Wirkungsabschätzungen	51
5.1.1	Absolute klimarelevante CO ₂ -Emissionen bzw. CO ₂ - Einsparungen	51
5.1.2	Relative CO ₂ -Einsparungen.....	52
5.1.3	Versauerungspotential.....	53
6	BEWERTUNG DER ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	54
7	LITERATUR.....	62

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Rahmenmethodik zur Erstellung von Ökobilanzen nach EN ISO	10
Abbildung 2: Definition der Systemgrenze des Vorhabens.....	12
Abbildung 3: Definition von regenerativem und klimarelevantem (d.h. „fossilem“) Kohlenstoff.....	15
Abbildung 4: Zusammensetzung des Abfalls in Bremen.....	20
Abbildung 5: Vereinfachte schematische Darstellung der SBS-Aufbereitung (Variante 3).....	20
Abbildung 6: Mengenverteilung „Ersatzbrennstoff“ und „Sortierrest“	21
Abbildung 7: Bilanzierungsgrenze der Variante 1 „Standard TASI-Deponie“.....	25
Abbildung 8: Bilanzierungsgrenze der Variante 2 „MHW Bremen (2006)“.....	29
Abbildung 9: Bilanzierungsgrenze der Variante 3 „SBS-Aufbereitung / Pyrolyse“.....	32
Abbildung 10: Energiebilanz der TASI-Deponie, inklusive der Darstellung der Schwankungsbreite der Stromproduktion, die auf der unsicheren Datenlage zur Deponiegasproduktion basiert (bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix Bremen).....	36
Abbildung 11: Energienutzungsgrad der Standard-TASI- Deponie, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix.....	37
Abbildung 12: CO ₂ -Bilanz der Variante Standard TASI-Deponie, dargestellt anhand der Emissionsparameter als CO ₂ -Äquivalente bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix und eine mittlere Deponiegasproduktion.....	38
Abbildung 13: Versauerungspotential der Variante TASI - Deponie, anhand der SO ₂ -Äquivalente, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix	39
Abbildung 14: Energiebilanz des MHW Bremen (2006) , bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix.....	41
Abbildung 15: Energienutzungsgrad des MHW Bremen (2006) , bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix.....	42
Abbildung 16: CO ₂ -Bilanz der Variante 2 MHW (2006), bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix.....	43
Abbildung 17: Versauerungspotential der Variante 2 MHW (2006), bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix dargestellt anhand von SO ₂ -Äquivalenten.....	44
Abbildung 18: CO ₂ -Bilanz der Variante 3 SBS-Aufbereitung / Pyrolyse , bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix.....	46

Abbildung 19: Energienutzungsgrad des Verfahrens SBS-Aufbereitung / Pyrolyse, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix	47
Abbildung 20: CO ₂ -Bilanz der Variante 3 SBS Aufbereitung/Pyrolyse, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix	48
Abbildung 21: Versauerungspotential der Variante 3 SBS-Aufbereitung / Pyrolyse, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix dargestellt anhand von SO ₂ -Äquivalenten	50
Abbildung 22: Absolute klimarelevante CO ₂ -Emissionen der Vergleichsvarianten bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix	51
Abbildung 23: Relative CO ₂ -Einsparungen des MHW und des Pyrolyseverfahrens in bezug zur TASI-Deponie mit einer mittleren Deponiegasproduktion, bezogen auf 198.000 Mg Abfall- Mix	52
Abbildung 24: Vergleich der SO ₂ – Emissionen / SO ₂ -Äquivalente für alle betrachten Varianten, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix.....	53
Abbildung 25: Vergleich der absoluten klimarelevanten CO ₂ - Emissionen der Varianten bei doppelter Stromproduktion im MHW, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix.....	55
Abbildung 26: CO ₂ -Bilanz für die Variante MHW bei verdoppelter Stromproduktion (Ansatz Bremer Strom-Mix), bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix.....	56
Abbildung 27: Vergleich der absoluten klimarelevanten CO ₂ - Emissionen der Varianten bei doppelter Stromproduktion im MHW und angesetztem Bremer Strom-Mix, bezogen auf 198.000 Mg Abfall- Mix.....	56
Abbildung 28: Vergleich des spezifisches Treibhauspotentials anhand der relativen klimarelevanten CO ₂ -Emissionen bezogen auf die produzierte Gesamtenergiemenge	57
Abbildung 29: Vergleich des spezifisches Treibhauspotentials anhand der relativen klimarelevanten CO ₂ -Emissionen bezogen auf die produzierte Strommenge	58
Abbildung 30: Vergleichende Bilanzierung der CO ₂ -Emissionen bei angesetzter Bruttostrom- und Nettostromproduktion für die Varianten MHW 2006, MHW (2) und Pyrolyse-Verfahren, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Input auf Basis „MHW ohne Energieproduktion“ bzw. TASI-Deponie	59

1 Veranlassung und Zielsetzung

Ressourcenschutz und Klimavorsorge gewinnen sowohl in der Abfallwirtschaft als auch in der Energiewirtschaft immer mehr an Bedeutung. Man setzt verstärkt auf die Förderung erneuerbarer Energien zur Entwicklung eines sinnvollen Energie-Mixes. Dies spiegelt sich in der Entwicklung neuer Behandlungskonzepte und Verfahren wieder, in denen heizwertreiche Abfälle energetisch verwertet werden und somit fossile Energieträger substituieren.

Der Hintergrund für diese neue Ausrichtung ist der aktuelle politische und gesetzliche Rahmen, insbesondere die „*Vereinbarung zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge*“, nach der die im Kyoto-Protokoll genannten Treibhausgase¹ bis 2012 im Vergleich zu 1990 um 35 % zu reduzieren sind, sowie die Einführung des „*Emissionshandels auf der Basis des Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz*“ (TEHG, 15.07.04), welches der nationalen Umsetzung der EU-Richtlinie über das europäische Handelssystem mit Treibhausgas-Emissionsberechtigungen dient. Weiterhin werden über nationale Gesetze Investitionsanreize für erneuerbare Energien und den sparsamen Umgang mit fossilen Energieträgern gegeben. Zu diesen Rechtsinstrumenten zählen

- das Gesetz zum Eintritt in die ökologische Steuerreform von 1999,
- das Erneuerbare-Energien-Gesetz von 2000 und deren Novelle von 2004 und
- das Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz von 2002

Seit Inkrafttreten der Festlegungen der Abfallablagerungsverordnung am 01.06.2005 dürfen unbehandelte Abfälle aus Haushalten und Gewerbe nicht mehr deponiert werden, so dass von fehlenden Abfallbehandlungskapazitäten für Siedlungsabfälle zwischen 2 und 8 Mio. Mg/a ausgegangen wird [Flamme, 2002; Zeschmar-Lahl, 2002]. Damit erhöht sich der Bedarf an einer stoffstromspezifischen Verwertung und Entsorgung von Abfällen.

Vor diesem Hintergrund werden derzeit neue stoffstromspezifische Verfahren zur Behandlung von Abfällen und zur energetischen Verwertung von heizwertreichen Fraktionen entwickelt. In der Regel steht dabei eine abschließende Bewertung dieser neuen Konzepte noch aus, die Problemfelder wie Klimarelevanz, Versauerungspotential und Ressourcenverbrauch berücksichtigt. Je nach Verfahrenskombination und lokalen Bedingungen werden die Umweltbelastungen und die Entlastungspotentiale dabei stark unterschiedlich ausfallen. Aus diesem Grund erfolgt im Rahmen der Studie eine Analyse und Bewertung der Klima- und Umweltrelevanz neuer Verfahrensvarianten zur

¹ sog. Kyoto-Gase: CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFKW und FCKW

energetischen Verwertung heizwertreicher Abfälle, die für die abfall- und energiepolitische Entwicklung von Bremen und dem niedersächsischen Umland relevant ist.

Die energiepolitischen Ziele des Landes Bremen wurden bereits 1991 mit dem „*Gesetz zur Förderung der sparsamen und umweltverträglichen Energieversorgung und Energienutzung des Landes Bremen*“ vom 17. September 1991 formuliert. Einzelne Ziele und Grundsätze wurden in der Ersten Fortschreibung des Landesenergieprogramms vom 3. Dezember 1996 festgelegt. Danach soll bis 2005 eine Verminderung der CO₂-Emissionen von 700.000 Tonnen erreicht werden. Die 3. Fortschreibung des Landesenergieprogramms ist mit Stand 2005 aktuell erfolgt. Der Beitrag der Energieproduktion durch die thermische Abfallbehandlung beim Müllheizwerk Bremen zur CO₂-Minderung wird darin mit rd. 87.000Mg/a durch Stromerzeugung (Zunahme von 73.000Mg/a gegenüber 1993) und mit rd. 42.120 Mg/a durch die Fernwärmeauskopplung (Zunahmen von 14.717 Mg/a gegenüber 1993) angegeben.

Die Zielsetzungen der Studie können wie folgt definiert werden:

- Entwicklung von Szenarien zur energetischen Verwertung von Abfällen unter Berücksichtigung bestehender Strukturen und Planungen sowie unter Beteiligung der relevanten Akteure,
- Vergleich der Szenarien zur energetischen Verwertung von Abfällen anhand der drei Problemfelder Klimarelevanz, Versauerungspotential und Ressourcenschutz,
- Vergleich von Szenarien mit neuen Ansätzen zur energetischen Verwertung von Abfällen mit konventionellen Entsorgungsverfahren (Deponie und Müllheizkraftwerk)

Die Bilanzierungs- und Bewertungsmethodik wurde unter Berücksichtigung der geplanten bzw. sich in der Umsetzung befindlichen abfall- und energiepolitischen Rahmenbedingungen in Bremen gewählt und angepasst. Im Ergebnis werden die angedachten Entsorgungsszenarien für Abfälle aus ökologischer Sicht bewertet. Auf dieser Grundlage soll die Studie als übergeordnetes Ziel einen Beitrag zur Versachlichung der Diskussion um die energetische Verwertung von Abfällen leisten und damit zum Klima- und Ressourcenschutz beitragen. Dies soll erreicht werden, über die Darstellung von Methodik und Ergebnissen unabhängiger wissenschaftlicher Untersuchungen bei gleichzeitiger Einbindung von Entscheidungsträgern und Akteuren.

1.1 Entwicklung von Szenarien

Siedlungsabfälle wurden in den letzten Jahrzehnten deponiert oder in Müllheizkraftwerken entsorgt. Obwohl Abfälle in Müllheizkraftwerken auch energetisch verwertet werden, sind die Möglichkeiten der Produktion und des Absatzes von Energie, hier insbesondere von thermischer Energie (Fernwärme), begrenzt. Dies ist durch das Korrosionspotential der bei der Verbrennung der Siedlungsabfälle entstehenden Rauchgase (insbesondere HCl) begründet, weswegen die Dampf- und Temperaturparameter und damit die Wirkungsgrade solcher Anlagen zwingend niedriger liegen, als die von Kraftwerken.

Daher wurde von der Abfallbehandlung Nord GmbH (ANO), als Betreiberin des örtlichen Müllheizwerkes in Bremen, der Bau einer Sekundärbrennstoffaufbereitungsanlage (SBA-Anlage) beschlossen. Hier werden geeignete Abfälle für den externen Einsatz in Kraft- und Zementwerken aufbereitet (Schadstoffentfrachtung und Konfektionierung).

Will man den Wirkungsgrad bei der Energiegewinnung aus Abfällen erheblich steigern, so müsste man die Dampf- / Temperaturbedingungen eines Kraftwerkes erreichen. Es bedarf dann eines Abfalls, der so aufbereitet wurde, dass sein Korrosionspotential begrenzt wurde und seine Korngröße so klein ist, dass der Abfall als Co-Brennstoff direkt in den Kraftwerkskessel eingebracht werden kann. Dieser Ansatz ist aber bis auf wenige Spezialfälle (spezielle Abfallfraktionen sowie besondere Feuerungstechnologien, wie Schmelzkammerkessel) gescheitert. Die Gründe waren in der Regel: sinkende Verfügbarkeit und steigende Instandhaltungskosten bei den Kraftwerken sowie erschwerte Entsorgung der Kraftwerksreststoffe.

Ein neuer Ansatz wäre die Abfallaufbereitung in einer Sekundärbrennstoff-Aufbereitung (SBA) und nachfolgend die Kombination einer Pyrolyse (Vergasung) von Abfällen mit einem Kraftwerkskessel. Hierbei würden die (aufbereiteten) Abfälle pyrolysiert, Chlor durch Kalkzugabe gebunden und das gereinigte Pyrolysegas als Co-Brennstoff dem Kraftwerkskessel zugeführt. Ein ähnliches Verfahren wird im Steinkohlekraftwerk Hamm (Contherm) angewandt und war auch für ein Steinkohlekraftwerk in Bremen vorgesehen, ist aber im Rahmen der Bau-Ausschreibung an unwirtschaftlichen Konditionen gescheitert.

Könnte eine solche neue Technologie erfolgreich und ökonomisch tragbar realisiert werden, so würde sie eine erheblich höhere Energieeffizienz ermöglichen und den Anschluss der Energieproduktion aus Abfällen an die konventionelle Energieerzeugung ermöglichen. Die Pyrolyse stellt somit im Rahmen dieser Studie im Gegensatz zum historischen Basisfall „TASi-Deponie“ das energetisch maximal Mögliche bezüglich der Energieproduktion aus Abfällen dar und wurde somit als theoretisches Grenzszenario gewählt.

Für die vergleichenden Untersuchungen zur Verwertung von heizwertreichen Abfällen wurden folgende Szenarien definiert:

- Standard TASI-Deponie (Klasse II)
- Müllheizwerk MHW Bremen (Anlagenstand 2006)
- Pyrolyse-Verfahren einschließlich der SBS-Aufbereitung und dem Einsatz des Pyrolysegases im Steinkohlekraftwerk

Als Grundlage der Gesamtbetrachtungen wurde dabei ein typisches Siedlungsabfallaufkommen, wie es auch in der Stadtgemeinde Bremen anfällt, herangezogen.

2 Methodik

2.1 Allgemeine Vorgehensweise

Die Methodik der Untersuchung wurde in Anlehnung an die EN ISO Normen 14040 – 14043 (Erstellung von Ökobilanzen) durchgeführt. Die allgemeine Vorgehensweise zeigt Abbildung 1.

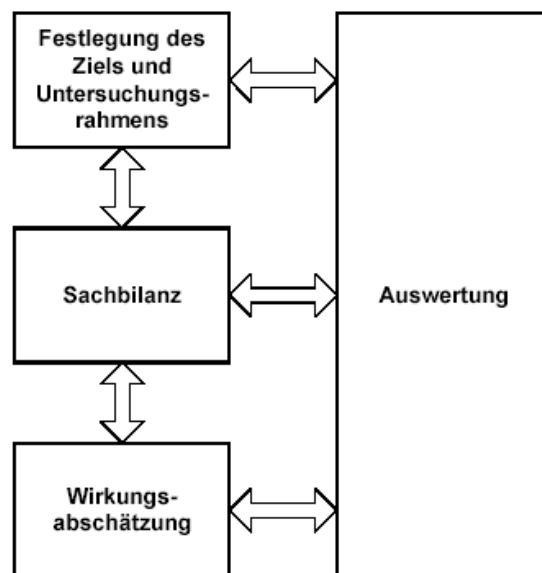


Abbildung 1: Rahmenmethodik zur Erstellung von Ökobilanzen nach EN ISO

Daraus wurden folgende Schritte abgeleitet:

- Festlegung des Untersuchungsrahmens (**siehe Kapitel 3**)
 - Definition der funktionellen Einheit
 - Definition des Systeminputs
 - Definition der Systemgrenzen und Vergleichsvarianten
 - Definition von Sachbilanzgrößen und Wirkungskategorien
- Aufstellung der Sachbilanzen für alle Verfahrensvarianten (**siehe Kapitel 4**)
 - Datenermittlung
 - Stoffströme
 - Energiebilanzen
 - Absolutes Einsparungspotential der Verfahrensvarianten anhand der gewählten Wirkungskategorien
 - Absolutes CO₂-Einsparungspotential, ausgedrückt als Substitution von Kohle und als Stromverbrauch-Personenäquivalent
 - Relatives Einsparungspotential der Varianten SBS-Aufbereitung / Pyrolyse und MHW im Vergleich zur Standard TASI-Deponie
- Vergleich der Szenarien (**siehe Kapitel 5**)
- Bewertung der Ergebnisse und Diskussion (**siehe Kapitel 6**)

2.2 Aufstellung von Sachbilanzen und Systemgrenzen

Die Aufstellung der Sachbilanz für den Vergleich der Umweltauswirkungen verschiedener abfallwirtschaftlicher Systeme erfolgt auf Grundlage einer Stoffstromanalyse, vergleichbar mit dem „Produktlebensweg“ des Abfalls. Dabei werden die Lebenszyklen verschiedener (Zwischen-)produkte und Stoffe mit Bezug zum System-Input Abfall anteilig betrachtet. Grundlage der Bilanzierung ist die Abbildung der komplexen Wechselbeziehungen und Wirkungsgefüge des abgebildeten Systems in einem Modell. Die Modellierung der einzelnen Szenarien wurde durch das Wuppertalinstitut für Klima Umwelt und Energie GmbH mit der Ökobilanzierungssoftware GaBi 4 vorgenommen. Jedem Szenario wurde ein Modell zugeordnet; durch Definition der Randbedingungen ist die Vergleichbarkeit der Szenarien gegeben. Die Bilanzierung der Sachparameter erfolgte über die modellierten Stoff- und Energieströme, wobei die entsprechenden Mengen der Input- bzw. Outputseite zugeordnet wurden. Als Bezug wurde die Funktionelle Einheit Abfall-Mix (siehe Abschnitt 3.1) definiert. Die Bilanzierung der Umweltauswirkungen der betrachteten Methoden zur Abfallverwertung umfasst die in Abbildung 2 dargestellten Prozesse/Systeme.

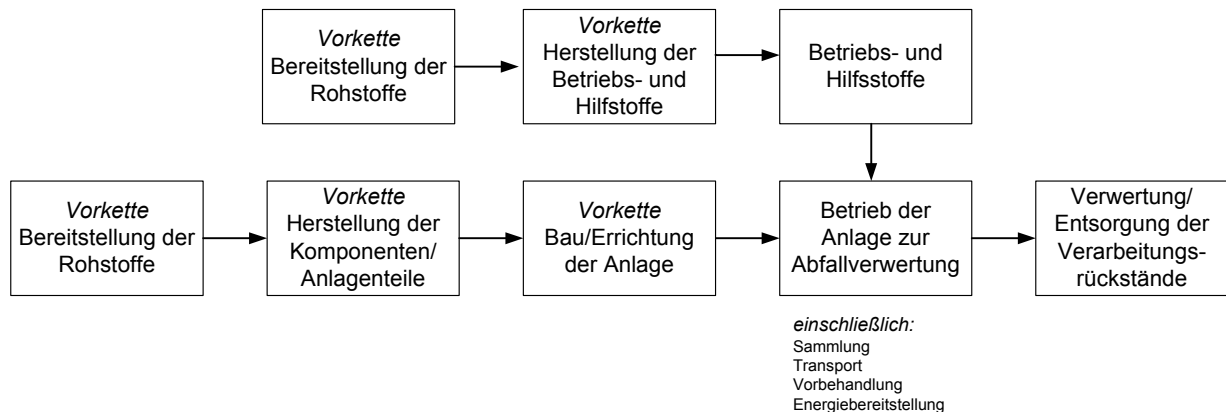


Abbildung 2: Definition der Systemgrenze des Vorhabens

Um eine Vergleichbarkeit der Szenarien zu erreichen wurden folgende Festlegungen in bezug auf die Systemgrenzen getroffen:

Neben dem eigentlichen Lebenszyklus der Anlage wurden auch die Bereitstellung der Betriebs- und Hilfsstoffe einschließlich Vorketten sowie die Verwertung/Entsorgung der Abfälle aus dem Verfahren bilanziert. Als Output-Produkte wurden sowohl Stoffe als auch produzierte Energie berücksichtigt. Die Bilanzierung beginnt an der Anfallstelle des Abfalls; es werden also Transportaufwendungen, ebenfalls mit entsprechenden Vorketten zur Kraftstoffherstellung, berücksichtigt.

2.2.1 Gutschrift-Methode

Neben den von ihnen verursachten CO₂-Emissionen weisen die verschiedenen Verfahrensvarianten einen Nutzen auf, der in der Bereitstellung von Energie besteht. Im Rahmen der Studie werden bei der Bilanzierung sowohl die Umweltbelastungen als auch der zusätzliche Nutzen betrachtet. Dabei wird die Bereitstellung von Energie mit alternativen fossilen Energiebereitstellungssystemen verglichen. Eine Methode, um den Nutzen eines Systems in die Bilanzierung zu integrieren, ist die Gutschrift-Methode, die für die Studie angewandt wurde [GEMIS, 1996 und ETH, 1998, zitiert in Öko-Institut 2002]. Bei dieser Methode werden die Umweltbelastungen, die zur Erzeugung eines Nutzens (im Komplementärsystem) anfallen würden, gutgeschrieben. Wird z.B. durch ein Verfahren Strom erzeugt, so können diejenigen Umweltbelastungen von der Gesamtbelastung des Verfahrens abgezogen werden, die bei einer alternativen Stromerzeugung entstehen würden, wie sie in Europa sonst zur Anwendung käme. Ist die Gutschrift höher als die Umweltbelastung des Verfahrens, so ergibt sich insgesamt ein CO₂-Einsparungspotential. Die Vergabe von Gutschriften beschränkt sich in vorliegender Studie auf die Energieproduktion. Die Studie verzichtet aufgrund der fehlenden Datengrundlage für die Definition eines Komplementärprozesses auf Gutschriften für Sekundärmaterialien.

2.3 Definition der Sachbilanzgrößen und Wirkungskategorien

Ziel der Untersuchung ist der Vergleich der Klimarelevanz der verschiedenen Verfahrensvarianten anhand der Wirkungskategorien

- Treibhauseffekt
- Versauerung von Ökosystemen
- Ressourcenverbrauch

Den einzelnen Wirkungskategorien sind Schadstoffe in Form von Emissionsparametern zugeordnet, die die Bilanzierungsgrößen darstellen. Um die Emissionsdaten vergleich- und bewertbar zu machen, wurden für die Problemfelder „Treibhauseffekt“ und „Versauerung von Ökosystemen“ die Emissionsparameter, die in ihrer Wirkung auf gleiche Problemfelder zielen, zu Wirkungskategorien aggregiert. Dazu wurden anerkannte Umrechnungsfaktoren genutzt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Wirkungskategorien und bilanzierte Schadstoffe mit ihren Umrechnungsfaktoren

Wirkungskategorie Einheit und Schadstoff	Umrechnungsfaktor
Treibhauseffekt kg CO ₂ -Äquivalente (Bezug 100 Jahre) [kg/kg]	
Methan CH ₄	21 (*)
Kohlendioxid CO ₂	1 (*)
Versauerung von Ökosystemen kg SO ₂ -Äquivalente [kg/kg]	
Chlorwasserstoff HCl	0,88
Fluorwasserstoff HF	1,6
Ammoniak NH ₃	1,88
Stickoxide NO _x	0,7
Schwefeldioxid SO ₂	1

(*) = Quelle: IPCC 1996

(**) = Quelle: CML 1992 a; CML 1992 b

Weiterhin wurden zur Bilanzierung des Ressourcenverbrauchs folgende Parameter betrachtet:

Energieressourcen [GJ]

- Braunkohle [GJ (H_u)]
- Erdgas [GJ (H_u)] Erdöl [GJ (H_u)]
- Steinkohle [GJ (H_u)] Biomasse [GJ (H_u)]
- Sekundärprodukte [GJ (H_u)]

Stoffressourcen

- Erdöl [Mg]
- Erdgas [Mg]

Die Emissionsparameter wurden über die Bilanzierung der Stoffströme als Emissionsfrachten von Schadstoffen ermittelt. Die Auswahl der zu bilanzierenden Schadstoffe hängt stark von der Verfügbarkeit und Belastbarkeit der Emissionsdaten ab.

Einen wesentlichen Bestandteil der Klimarelevanz stellt die CO_2 -Bilanzierung der Verfahrensvarianten dar. Dabei wurde entsprechen der gängigen Vorgehensweise lediglich das klimarelevante CO_2 erfasst, welches aus nicht regenerativen Quellen stammt. Als „regenerativ“ werden kohlenstoffhaltige Substanzen (Biomasse²) bezeichnet, die sich bei einer Verbrennung und energetischen Nutzung klimaneutral verhalten, da das frei werdende Kohlendioxid zuvor aus der Atmosphäre gebunden wurde. Regenerative Fraktionen im Abfall sind im Wesentlichen Stoffgruppen wie Pappe, Papier, Karton, Holz, bestimmte Textilien und die Organikfraktion. Abbildung 3 fasst die Abgrenzung der regenerativen und nicht-regenerativen organischen Substanzen zusammen.

² Biomasse = nicht fossil, aber biologisch abbaubar [EC, 2004, EG-Monitoring Guidelines, S. 5]

Organische Substanzen	CO₂-neutrale Biomasse (regenerativ)	<ul style="list-style-type: none"> - Pflanzen und Pflanzenteile (z.B. Stroh, Blätter, Kulturpflanzen) - Biomasseabfälle, -erzeugnisse, -nebenerzeugnisse (z.B. Holzabfälle aus der Papierindustrie, Textilien aus Naturfasern, Dung, Klärschlamm, Deponiegas, Biogas) - Biomasseanteile von Mischstoffen (z.B. Biomasseanteil von Verbundwerkstoffen mit Holzanteil) <p>[EU-Monitoring Guidelines, 2004]</p>
	fossil, (nicht regenerativ)	<ul style="list-style-type: none"> - fossile Brennstoffe (Kohle, Erdgas) - petrochemische Produkte und Nebenprodukte (z.B. Kunststoffe, Textilien aus Kunstfasern) - nicht biol. abbaubare Anteile von Abfällen und Mischfraktionen
Anorganische, mineralische und sonstige Substanzen	<ul style="list-style-type: none"> - Glas - Steine - Keramik - Metalle - etc. 	

Abbildung 3: Definition von regenerativem und klimarelevantem (d.h. „fossilem“) Kohlenstoff

Berücksichtigung von Methan-Emissionen

Neben dem klimarelevanten CO₂ wird, in Anlehnung an das „*GEMIS- Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme*“ des Instituts für angewandte Ökologie e.V. [Öko-Institut, <http://www.oeko.de/service/gemis/de/index.htm>], zusätzlich Methan (CH₄), auch aus regenerativen Quellen, mit in die Betrachtung aufgenommen. Methan ist nicht klimaneutral und weist eine deutlich höhere Klimarelevanz als CO₂ auf. Der hier verwendete Äquivalenzfaktor zur Umrechnung von CH₄ in CO₂-Äquivalente beträgt 21 [IPCC, 1996]. CH₄ wurde hiermit in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Andere Treibhausgase als CO₂ und CH₄ wurden im Rahmen dieser Studie nicht berücksichtigt.

Berechnung von CO₂-Emissionen

Die Berechnung der CO₂-Emissionen erfolgte entsprechend der *EU-Entscheidung vom 29.01.2004 zur Festlegung von Leitlinien für Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen gemäß Richtlinie 2003/87/EG* („Monitoring Guidelines“) anhand folgender Formel:

$$\rightarrow \text{CO}_2\text{-Emissionen} = \text{Tätigkeitsdaten} * \text{Emissionsfaktor} * \text{Oxidationsfaktor}$$

bei Emissionen aus Verbrennung:

Tätigkeitsdaten = Brennstoffverbrauch als Energiegehalt [TJ]

Emissionsfaktor = [t CO₂ / TJ]

Im Rahmen dieser Studie wurde für die Verbrennung im MHW Bremen und im Steinkohle-Kraftwerk bzw. dem vorgeschalteten Pyrolyse-Verfahren vereinfachend von einem Oxidationsfaktor „1“ ausgegangen, d.h. von einer vollständigen Oxidation des im Brennstoff enthaltenen Kohlenstoffs. Bei der Verbrennung des Deponiegases in einem Blockheizkraftwerk wurde allerdings ein Methan-Schlupf berücksichtigt. Nach Herstellerangaben beträgt der typische Methan-Schlupf ca. 3000 mg/m³ Abgas. Diese Menge Methan wird nicht oxidiert, sondern kann in die Atmosphäre entweichen.

Auswahl von CO₂-Emissionsfaktoren für Regelbrennstoffe, Strom und Fernwärme

Emissionsfaktoren sind ein Maß für die durchschnittlichen Schadstoffemissionen bezogen auf eine definierte Energiemenge oder eine definierte Masse Brennstoff. Die klimawirksamen CO₂-Emissionen sind u.a. abhängig vom eingesetzten Brennstoff. Für Regelbrennstoffe (Diesel und Steinkohle) wird im Rahmen dieser Studie auf brennstoffspezifische Emissionsfaktoren der *Bundeseinheitlichen Liste der CO₂-Emissionsfaktoren (Bezogen auf den unteren Heizwert)* zurückgegriffen (Tabelle 2). Diese Emissionsfaktoren berücksichtigen eine 100%ige Oxidation des Brennstoffes. Weiterhin wird ausschließlich der klimarelevante Anteil des Kohlenstoffs in den Emissionsfaktoren berücksichtigt.

Zur Berechnung der CO₂ – Einsparungen, die sich aus der Substitution von fossilen Energieträgern durch den produzierten Strom ergeben, wurde der Strom-Mix UCTPE als invertierter Prozess in die Modellierungssoftware eingegeben. Alternativ wurde für die Betrachtung der Bremer Energiesituation der „Strom-Mix Bremen“ (swb AG), verwendet. Dieser Wert berücksichtigt hauptsächlich Drehstromgewinnung aus Kohle. Erneuerbare Energieträger und Gichtgas zur Stromproduktion sind nicht enthalten. Insgesamt liegt dieser Wert damit höher als der vom „GEMIS- Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme“ des Öko-Instituts vorgeschlagene Wert für Gesamtdeutschland (0,6389 Mg CO₂/MWh). Im Gegensatz zu den Emissionsfaktoren für Brennstoffe berücksichtigt der Emissionsfaktor von Strom einen Prozesswirkungsgrad, so dass der Faktor entsprechend höher ist.

Tabelle 2: Emissionsfaktoren für Regelbrennstoffe, Fernwärme und Strom, die im Rahmen der Studie verwendet wurden

<i>Emissionsfaktor</i>	Einheit	Wert	Quelle
Diesekraftstoff	[Mg CO ₂ / TJ]	74	Bundeseinheitliche Liste der CO ₂ -Emissionsfaktoren (Bezogen auf den unteren Heizwert)
Steinkohle (Vollwertkohle Deutschland)	[Mg CO ₂ / TJ]	93	Bundeseinheitliche Liste der CO ₂ -Emissionsfaktoren (Bezogen auf den unteren Heizwert)
Fernwärme- Kohle (spezifischer Emissionsfaktor für die Bereitstellung je KWh Nutzwärme inklusive Prozesskette)			GaBi 4 Datenbank; Erfassung und Berechnung durch Wuppertal Institut
UCTPE: Strom-Mix			GaBi 4 Datenbank; Erfassung und Berechnung durch Wuppertal Institut

Berechnung von CO₂-Emissionsfaktoren für den Abfall-Input, den Ersatzbrennstoff aus dem Bremer Abfall-Mix sowie den Sortierrest aus der Aufbereitung von Ersatzbrennstoff

Im Rahmen der Studie wurden die Emissionsfaktoren für die Inputstoffe „Bremer Abfall-Mix“ „SBS“ und „Sortierrest“ berechnet.

Schritt 1:

Für die Berechnung von CO₂-Emissionsfaktoren ist zunächst der fossile Kohlenstoffanteil im Brennstoff zu bestimmen:

$$\rightarrow m_{c, \text{fossil}} = \sum_{i=1}^n m_i * C_{\text{fossil}, i}$$

$m_{c, \text{fossil}}$ = Masse fossilen Kohlenstoffes im Brennstoff

m_i = Masseanteil der Fraktion i im EBS

$C_{\text{fossil}, i}$ = fossiler C-Gehalt der Fraktion i

Zur Ermittlung des fossilen Kohlenstoffanteils der einzelnen Fraktionen (z.B. PPK, Textilien oder Kunststoffe) wurden im Rahmen dieser Studie Werte für deren fossile Anteile (in %) und deren Gesamtkohlenstoffgehalt (in kg C/Mg) aus der Literatur entnommen [Kost, 2001].

Schritt 2:

Der massebezogene Emissionsfaktor berechnet sich nach folgender Formel:

$$\rightarrow m_{\text{CO}_2, \text{fossil}} = m_{c, \text{fossil}} * 44/12 \quad [\text{kg CO}_2 \text{ fossil} / \text{Mg}]$$

Der heizwertbezogene Emissionsfaktor berechnet sich nach folgender Formel:

$$\rightarrow \text{Emissionsfaktor} = \frac{m_{\text{CO}_2, \text{fossil}}}{\text{Heizwert}} \quad [\text{kg CO}_2 \text{ fossil} / \text{MJ}]$$

Für die Bilanzierung der Emissionen aus den betrachteten Verbrennungsprozessen wurde auf Messdaten, die durch die Anlagenbetreiber zur Verfügung gestellt wurden, zurück gegriffen. Da für das Pyrolyse-Verfahren keine Emissionsdaten zur Verfügung stehen, wurde hier auf die gesetzlich vorgeschriebenen Emissions-Grenzwerte (17. BImSchV) zurück gegriffen.

Da insbesondere für die in den Verbrennungsprozessen als Hilfsstoffe eingesetzten Chemikalien keine ausreichend belastbare Datengrundlage für die Vorketten vorlag, konnte hier lediglich eine eingeschränkte Bilanzierung vorgenommen werden. Dabei wurde das Hauptaugenmerk auf die für die betrachteten Wirkungskategorien relevanten Schadstoffe gerichtet.

3 Festlegung des Untersuchungsrahmens

3.1 Definition der funktionellen Einheit

Die funktionelle Einheit³ ist die Bezugsbasis, auf die Input- und Outputströme bezogen werden. Damit wird die Vergleichbarkeit der Ergebnisse bei der Beurteilung verschiedener Verfahrensvarianten sichergestellt.

Im Rahmen der Studie wurde **die Behandlung und Verwertung von 198.000 Mg Abfall - Mix aus Bremen** als funktionelle Einheit festgelegt. Diese Zahl entspricht dem jährlichen Abfall-Anfall in Bremen abzüglich der zum Biomassekraftwerk geführten Holzfraktion des Sperrmülls (12.500 Mg) sowie des DSD-Rest-Anteils zur rohstofflichen Verwertung (11.000).

3.1.1 Charakterisierung des Inputs „Abfall-Mix“

Die Zusammensetzung von Abfällen unterschiedlicher Herkunft schwankt naturgemäß stark. Für die vorliegende Studie wurde die typische Abfallzusammensetzung aus Siedlungsabfall und Gewerbeabfall für Bremen recherchiert und mit Hilfe von Daten aus eigenen Untersuchungen verifiziert. Die Heizwerte wurden aus eigenen Analysen sowie in Zusammenarbeit mit der HBE GmbH & CO.KG ermittelt. In Tabelle 3 sind die einzelnen Abfallfraktionen einschließlich ihrer Menge und des Heizwertes dargestellt.

Tabelle 3: Zusammensetzung und Menge des Bremer Abfalls

Abfallfraktion	Menge [Mg/a]	Masseanteil [%]	Heizwert [MJ/kg]
Hausmüll	105.000	53	9
Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall	17.500	9	15
Sperrmüll	20.000	10	11
Verpackungsabfälle des Dualen Systems Deutschland (DSD-Rest)	9.000	5	20
Baustellenabfall/Sortierreste	15.000	8	15
Heizwertreicher Gewerbeabfall	31.500	16	16
Summe	198.000	100	11,8

³ Funktionelle Einheit = Quantifizierbarer Nutzen eines Produktsystems (hier: eines Prozesses) für die Verwendung als Vergleichseinheit in einer Ökobilanzstudie [DIN EN ISO 14040- Ökobilanz-Prinzipien und allgemeine Anforderungen.]

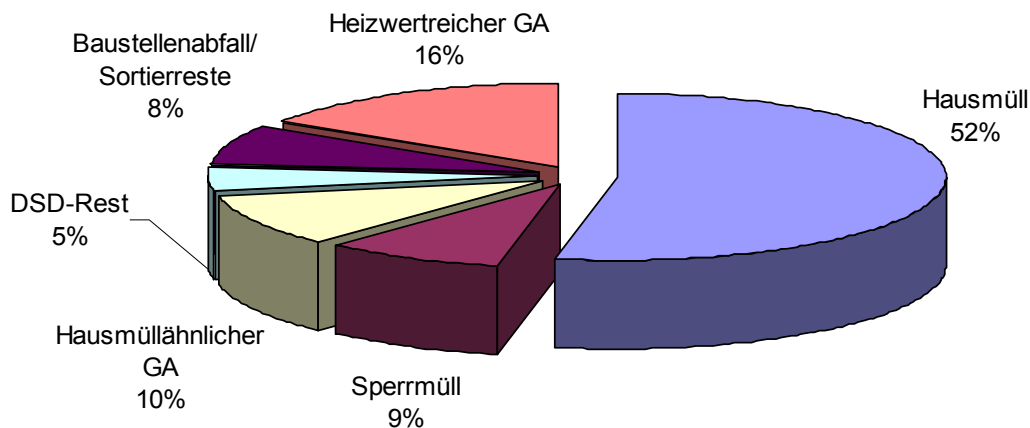


Abbildung 4: Zusammensetzung des Abfalls in Bremen

Für den Bremer Abfall – Mix wurde aus einer geschätzten Stoffgruppenszusammensetzung des Abfalls (Abbildung 4) ein **Heizwert von 11,8 MJ/kg** berechnet. Für die Bilanzierung der CO₂-Emissionen wurde der spezifische Emissionsfaktor für den Abfall-Mix aus den in Kapitel 2.3 dargestellten Berechnungen abgeleitet und anschließend mit dem Emissionsfaktor für den fossilen Anteil des Siedlungsabfalls nach der *Bundeseinheitlichen Liste der CO₂-Emissionsfaktoren* abgeglichen. Im Ergebnis wurde ein **spezifischer Emissionsfaktor von 45 Mg CO₂/TJ** für den Abfall-Mix Bremen angesetzt.

3.1.2 Charakterisierung der Inputstoffe „SBS“ „und Sortierrest“

In der Verfahrensvariante 3 „SBS-Aufbereitung / Pyrolyse“ wird der aus dem Abfall-Mix hergestellte Ersatzbrennstoff und der bei der Herstellung anfallende Sortierrest bilanziert (vgl. Kapitel 3.2). Abbildung 5 zeigt als vereinfachtes Schema die für die Bilanzierung angesetzte Aufbereitung der Sekundärbrennstoffe.

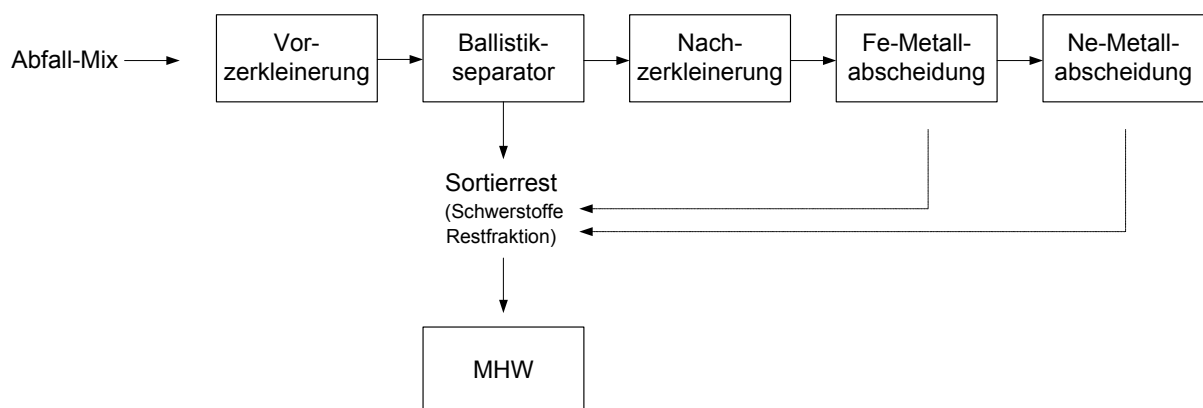


Abbildung 5: Vereinfachte schematische Darstellung der SBS-Aufbereitung (Variante 3)

Der Abfall-Input wird zunächst aus dem Annahmehunker in den Vorzerkleinerer gefördert und zerkleinert. Anschließend erfolgt im Ballistikseparator die Abtrennung der Schwerstoff- und der Leichtstofffraktion, sowie einer Restfraktion < 40. Schwerstoffe und Restfraktion werden zur thermischen Verwertung ans MHW gegeben, während die Leichtstofffraktion weiter aufbereitet wird. Die Leichtstofffraktion wird wiederum zerkleinert und anschließend der Metallabscheidung (Fe/Ne) zugeführt. Die abgetrennten sekundären Fe/Ne Metalle wurden als Nebenprodukt in der Bilanz der Störstofffraktion zur Beseitigung zugerechnet, da im Rahmen der Allokation eine Gutschrift über die Gegenrechnung Primärmetallproduktion nicht schlüssig anwendbar ist.

Die mengenmäßige Aufteilung verdeutlicht Abbildung 6. Grundlage dieser Anschätzung ist die aus Sortieranalysen von Bremer Abfall abgeleitete Größenverteilung der Einzelfraktionen des Abfall-Mixes unter Einbeziehung des Heizwertes der betrachteten Fraktionen. Es wurden folgende Annahmen getroffen: die Gesamtmenge Ersatzbrennstoff wird aus jeweils 85 % der Inputmenge hausmüllähnlicher Gewerbeabfall und heizwertreicher Gewerbeabfall sowie 40 % DSD-Rest und 42 % Hausmüll hergestellt. Analog fallen jeweils 15 % hausmüllähnlicher Gewerbeabfall und heizwertreicher Gewerbeabfall sowie 60 % DSD-Rest und 58 % Hausmüll als Sortierrest an. In absoluten Zahlen ausgedrückt ergibt die Ersatzbrennstoffaufbereitung 91.685 Mg Ersatzbrennstoff und 73.815 Mg Sortierrest.

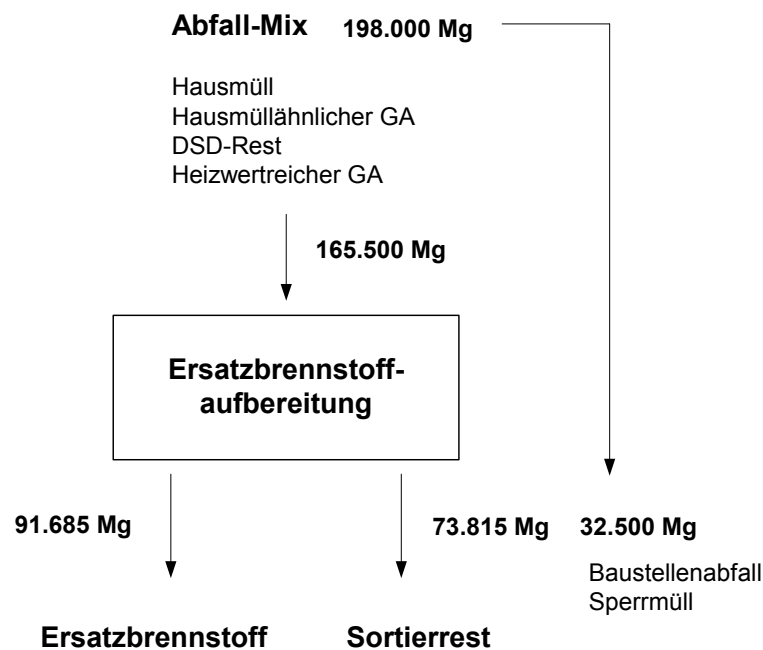


Abbildung 6: Mengenverteilung „Ersatzbrennstoff“ und „Sortierrest“

Die Differenz von 32.500 Mg aus Gesamtabfallmenge (198.000 Mg) und Input SBS-Aufbereitung (165.500 Mg) wird aus den Fraktionen Baustellenabfall und Sperrmüll

gebildet, die direkt ins MHW Bremen geführt und somit in der Bilanz dem Sortierrest zugeschlagen werden. Die Gesamtmenge Sortierrest beträgt somit 106.315 Mg.

Unter Berücksichtigung dieser Mengenaufteilung, der abgeschätzten, unterschiedlichen Reduzierung einzelner Stoffgruppen in der Ersatzbrennstoffaufbereitung sowie der berechneten Heizwerte für den Ersatzbrennstoff von $H_u = 16,69 \text{ MJ/Mg}$ und für den Sortierrest von $H_u=8,55 \text{ MJ/Mg}$ wurde die Zusammensetzung der beiden Fraktionen festgelegt (siehe Tabellen 4 und 5). Der auf dieser Basis berechnete Emissionsfaktor liegt für den Ersatzbrennstoff bei $42,5 \text{ Mg CO}_2/\text{TJ}$ und für den Sortierrest aus der Ersatzbrennstoffaufbereitung bei $45,5 \text{ Mg CO}_2/\text{TJ}$. Damit entsprechen die errechneten Emissionsfaktoren der beiden Fraktionen ungefähr dem CO_2 -Emissionsfaktor für Hausmüll, der in der *Bundeseinheitlichen Liste* festgelegt wurde.

Tabelle 4: Angenommene Zusammensetzung der Ersatzbrennstoffe (SBS) aus Abfall-Mix

Stoff- fraktion	Masse- anteil [%]	Fossiler Anteil der Fraktion (*)	Gesamt C- Gehalt (roh) [kg C/Mg] (**)	Fossiler C- Gehalt (roh) [kg C _{fossil} /Mg]	Gesamter fossiler C- Gehalt für die Fraktion [kg C _{fossil} /Mg]	Emissions- faktor (masse- bezogen) [kg CO _{2 fossil} /Mg]	Emissions- faktor (heizwert- bezogen; bei $H_u = 16,95$ MJ/kg) [g CO _{2 fossil} /MJ]
Organik	1	0	150	0	0		
Papier, Pappe, Karton (PPK)	9	0	290	0	0		
Holz	23,5	0	380	0	0		
Textilien	11,5	35	380	133	15,29		
Verbunde	17	80	310	248	42,16		
Kunststoff e	31	100	480	480	148,8		
Sonstiges (Mittelmüll)	4	30	190	57	2,28		
Anorganik, Metalle, etc	3						
Summe	100				208,535	764,63	42,48

* Quelle: Öko-Institut e.V. [2002]; ** Quelle: Kost, T. [2001]

Tabelle 5: Angenommene Zusammensetzung der Sortierreste aus der Ersatzbrennstoffaufbereitung

Stofffraktion	Masse-anteil [%]	Fossiler Anteil der Fraktion (*)	Gesamt C-Gehalt (roh) [kg C/Mg] (**)	Fossiler C-Gehalt (roh) [kg C fossil /Mg]	Gesamter fossiler C-Gehalt für die Fraktion [kg C fossil /Mg]	Emissionsfaktor (massebezogen) [kg CO ₂ fossil /Mg]	Emissionsfaktor (heizwertbezogen; bei H _u = 16,95 MJ/kg) [g CO ₂ fossil /MJ]
Organik	8	0	150	0	0		
Papier, Pappe, Karton (PPK)	2	0	290	0	0		
Holz	0	0	380	0	0		
Textilien	2	35	380	133	1,995		
Verbunde	4	80	310	248	9,093		
Kunststoffe	24	100	480	480	116,8		
Sonstiges (Mittelmüll)	11	30	190	57	6,08		
Anorganik, Metalle, etc	50						
Summe	100				133,97	491,22	45,48

* Quelle: Öko-Institut e.V. [2002]; ** Quelle: Kost, T. [2001]

3.2 Definition der Vergleichsvarianten

3.2.1 Variante 1: Standard TASI-Deponie Klasse II

Die Standard-TASI Deponie (Klasse II) stellt die Basisreferenz zu den anderen Verfahrensvarianten dar. Eine Ablagerung von unbehandelten Siedlungsabfällen ist heute zwar nicht mehr zulässig, der Vergleich der Ablagerung von Abfällen mit dem thermischen Verfahren MVA und der Aufbereitung und Verwertung von Sekundärbrennstoffen aus Abfällen verdeutlicht den Weg und Aspekt einer stoffstromspezifischen Abfallwirtschaft.

Die Variante 1 bezieht sich auf eine Deponie mit einer Kapazität von 200.000 Mg/a. Im Rahmen der Bilanz wird der Transport des Abfalls zur Deponie, der Einbau des Abfall-Mixes in den Deponiekörper, die Sickerwasserbehandlung durch biologische Behandlung, Umkehrosmose und Verdampfung sowie die Deponiegaserfassung und die Stromerzeugung im BHKW erfasst (Abbildung 7). Es wird davon ausgegangen, dass ein gewisser Anteil des Methans im BHKW nicht oxidiert wird, was die Klimarelevanz der Variante beeinflusst. Die durch das BHKW produzierte Wärme wird an Deponiestandorten i.d.R. lediglich für das Beheizen der Betriebsgebäude verwendet, sodass weitere Effekte der Abwärmeproduktion in der Bilanz nicht berücksichtigt wurden.

Ein wesentlicher Bilanzierungsfaktor sind die unkontrollierten Methanemissionen aus dem Deponiekörper. Diese werden, im Gegensatz zu den unkontrollierten CO₂-Emissionen, trotz ihrer Herkunft aus regenerativen Quellen berücksichtigt, da sie erst durch Verfahrensführungen, d.h. durch den anaeroben Abbau im Deponiekörper entstehen und eine hohe Klimarelevanz besitzen. Im Rahmen der Bilanzierung wurde angenommen, dass Methan (aus Deponiegas) im oberen Randbereich des Deponiekörpers unter aeroben Bedingungen zu Kohlendioxid oxidiert wird. Diese Anteile wurden nicht bilanziert.

Für die Bilanzierung der Emissionen aus der Reinigung der Deponiesickerwässer wurde auf die Grenzwerte der Anforderungen an die Behandlung von Sickerwässern aus Abfallablagerungen bezogen auf die Einleitungsstelle in ein Gewässer aus der Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Anhang 51: oberirdische Ablagerung von Abfällen (2001) zurückgegriffen.

Bei der Variante Deponie muss, im Gegensatz zu den anderen Varianten, ein größerer Zeitrahmen gesetzt werden, um die relevanten Effekte der Behandlung von rund 198.000 Mg Abfall zu bilanzieren. Die Entstehung von Deponiegas und Sickerwasser dauert Jahrzehnte, so dass im Rahmen dieser Studie diese Wirkungen für ca. 30 Jahre erfasst werden.

Tabelle 6 fasst alle Werte, basierend auf Literatur und eigenen Schätzungen zusammen, auf deren Grundlage die Energie- und CO₂-Bilanzierung der Verfahrensvariante erstellt wurde.

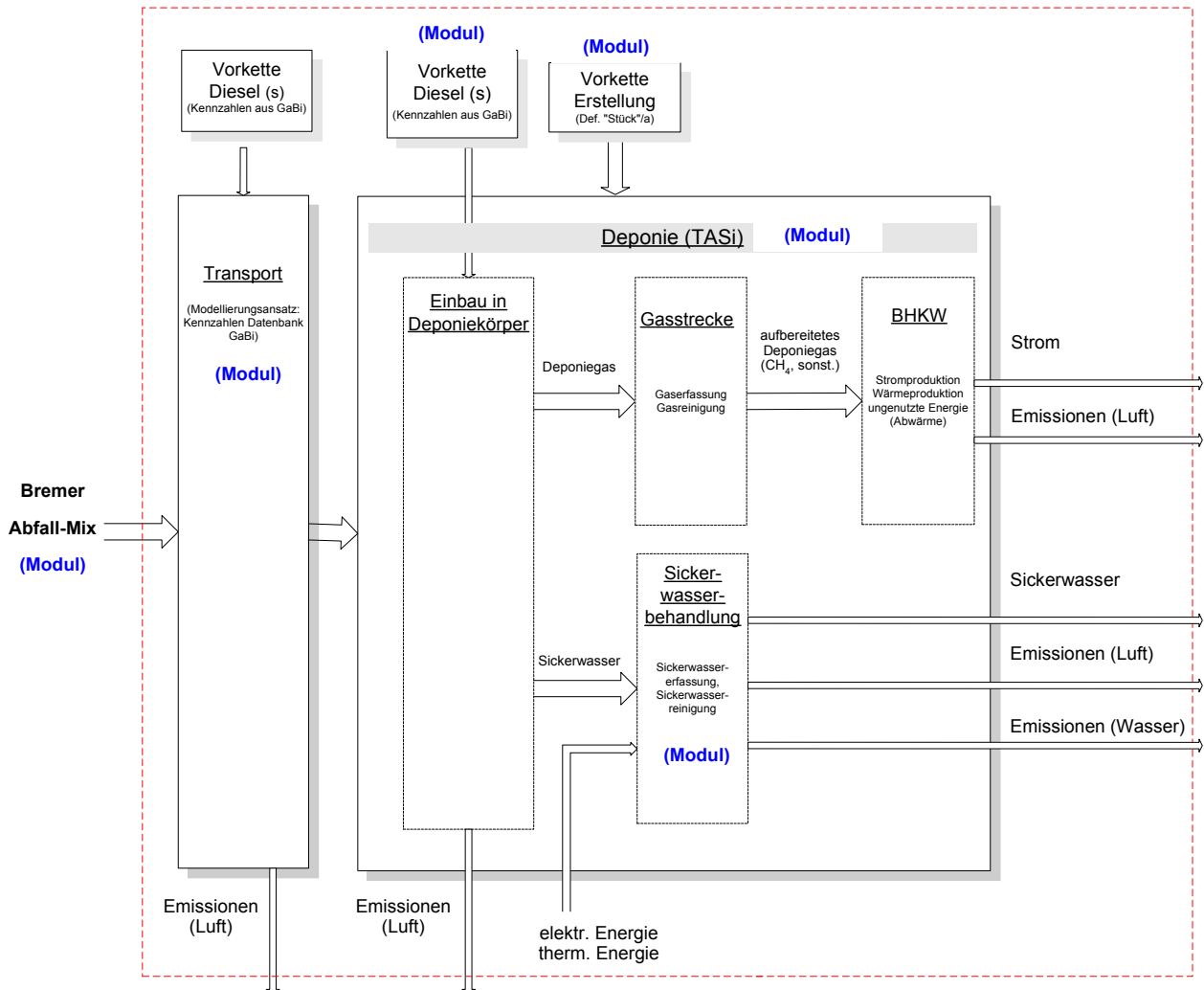


Abbildung 7: Bilanzierungsgrenze der Variante 1 „Standard TASi-Deponie“

Tabelle 6: Werte, basierend auf Literatur und Schätzungen, die im Rahmen der Studie für die Bilanzierung der Variante 1 (Deponie) verwendet wurden

Rechenwerte	Einheit	Werte	Quelle/Anmerkung
Spezifische Deponiegasproduktion (niedrig)	[Nm ³ /Mg Abfall]	60,00	In Anlehnung an (4); unter Berücksichtigung der niedrigeren spez. Deponiegasproduktion für Gewerbeabfall
Spezifische Deponiegasproduktion (hoch)	[Nm ³ /Mg Abfall]	240,00	Annahme: 400%
Deponiegas Erfassungsquote	[%]	45,00	In Anlehnung an (5)
Aerober Abbau von Methan im Randbereich Deponiekörper	[%]	15,00	In Anlehnung an (5)
spezifischer Kraftstoffverbrauch	[l/Mg Abfall]	0,35	abgeleitet aus Schätzung Kompaktoreinsatz für Einbau Abfall
Dichte Diesel	[kg/l]	0,83	(22)
Energieinhalt Diesel	[MJ/l]	35,70	(20)
Emissionsfaktor Dieselkraftstoff	[Mg CO ₂ /TJ]	74,00	(15)
CH ₄ -Gehalt im Deponiegas	[Vol. %]	45,00	In Anlehnung an (5), (23)
CO ₂ -Gehalt im Deponiegas	[Vol. %]	30,00	In Anlehnung an (5), (23)
CH ₄ -Gehalt im Abgas BHKW	[mg/m ³ Abgas]	3.000,00	(14)
Abgasproduktion BHKW	[m ³ Abgas/ m ³ Deponiegas]	11,00	(14)
Heizwert Methan	[MJ/m ³]	35,80	(18)
Elektrischer Wirkungsgrad BHKW	[%]	35,00	In Anlehnung an (18)
Dichte Methan	[g/m ³]	720,00	(18)
CO ₂ -Äquivalenzfaktor für Methan	[-]	21	(16)
spezifische Sickerwasserproduktion (bezogen auf den	[m ³ /Mg Abfall]	0,3	In Anlehnung an (19)

Rechenwerte	Einheit	Werte	Quelle/Anmerkung
Betrachtungszeitraum Deponie)			
spezifischer elektrischer Energiebedarf Sickerwasserreinigung (Biologie/Umkehrosmose/ Verdampfung/Trocknung)	[kWh/m ³]	34,5	In Anlehnung an (25)
spezifischer thermischer Energiebedarf Sickerwasserreinigung (Biologie/Umkehrosmose/ Verdampfung/Trocknung)	[kWh/m ³]	147,5	In Anlehnung an (25)
Betrachtungszeitraum Deponie	[a]	30	(19)

Schätzwerte / Annahmen

3.2.2 Variante 2: MHW Bremen (2006)

Das Müllheizwerk Bremen mit dem Verfahrenskonzept ab 2006 stellt die zweite Vergleichsvariante dar. Die Maßnahmen zur Modernisierung umfassen die Verbrennungslinien, die Erneuerung der Brauch- und Kesselspeisewasseraufbereitung, die Optimierung der Rauchgasreinigung sowie Umbau- und Erneuerungsarbeiten an Krananlagen und Leittechnik. Durch die Inbetriebnahme einer zweiten Turbine wird ein größerer Energienutzungsgrad aus der Müllverbrennung erreicht. Der Bilanzierungsrahmen umfasst den Transport des Abfalls von der Anfallstelle zum MHW, den Betrieb des MHW, den Transport der Verbrennungsrückstände zur Deponie sowie deren Deponierung (Abbildung 8).

Das MHW wird aufgrund der vorliegenden Datenbasis, die lediglich Angaben für das Gesamtsystem umfasste [ANO 2004 a, ANO 2004 b, ANO 2004 c; ANO, 2005] als „black box“ bilanziert. Entsprechend werden alle relevanten In- und Outputströme bilanziert, während interne Prozesse keine bzw. nur begrenzt Beachtung finden. Zum Beispiel wurde bei der Bilanzierung berücksichtigt, dass ein Teil des erzeugten Stroms und Dampfes selber genutzt wird und damit nicht zur Substitution von extern erzeugtem Strom bzw. Dampf (d.h. zur CO₂-Gutschrift) zur Verfügung steht. Der Energieinput zur Stützfeuerung für die energetische Verwertung wurde als zusätzlich notwendige Fremdenergie in die Bilanzierung einbezogen, der nur sporadisch anfallende Heizölbedarf für das Hochfahren der Anlage wurde nicht berücksichtigt.

Für die Deponierung der Verbrennungsrückstände in Form von Aschen und Schlacken wurde eine „anorganische“ Deponie (Schlackedeponie) angesetzt, d.h. es wurden keine Methanemissionen aus dem Deponiebetrieb bilanziert.

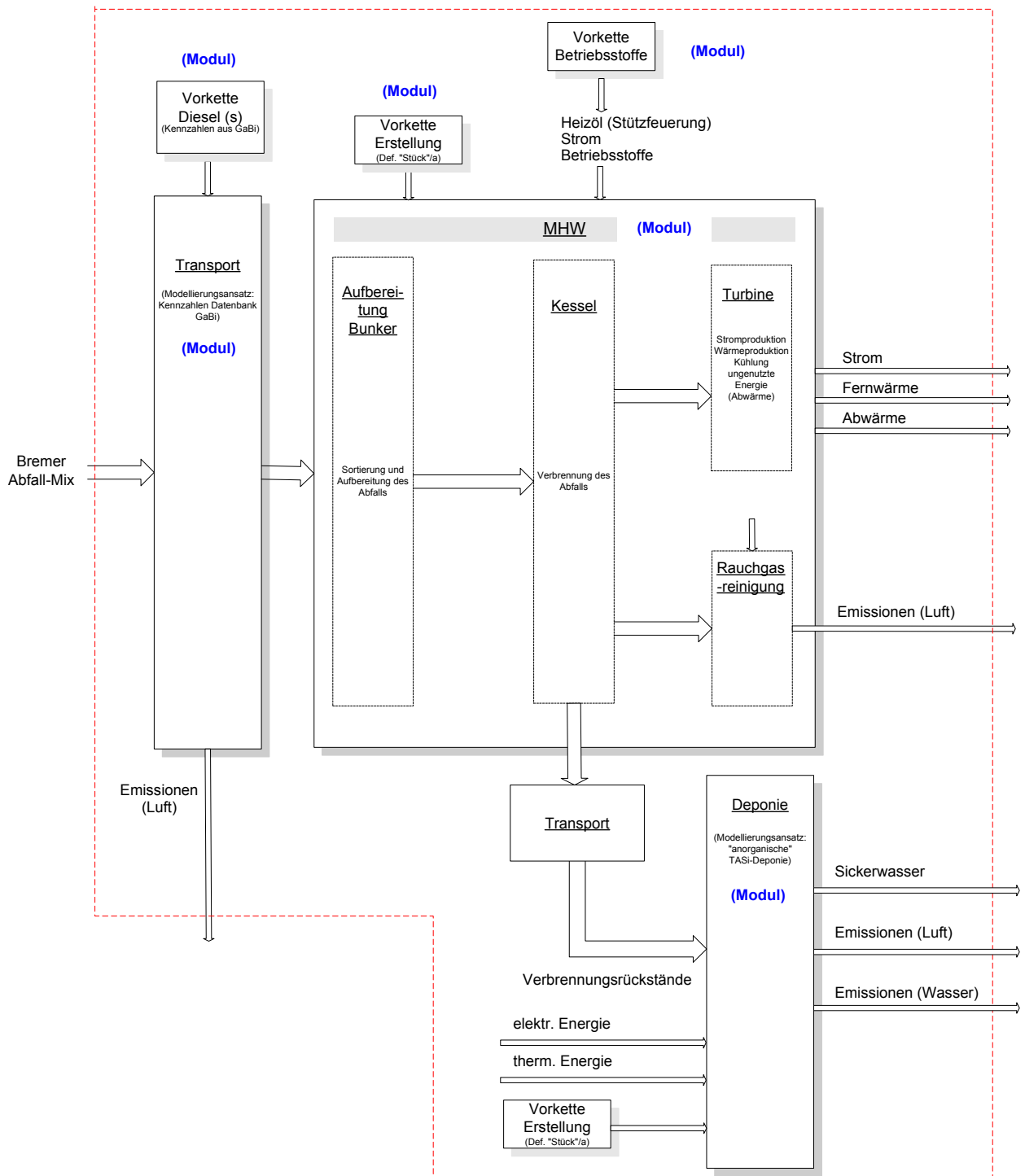


Abbildung 8: Bilanzierungsgrenze der Variante 2 „MHW Bremen (2006)“

Tabelle 7 fasst alle Werte, basierend auf Literatur und eigenen Schätzungen zusammen, auf deren Grundlage die Energie- und CO₂-Bilanzierung der Verfahrensvariante erstellt wurde.

Tabelle 7: Werte, basierend auf Literatur und Schätzungen, die im Rahmen der Studie für die Berechnung der CO₂-Bilanz der Variante 2 (MHW Bremen (2006)) verwendet wurden

Rechenwerte	Einheit	Werte	Quelle/Anmerkung
Energieinhalt Abfall+Stützfeuerung (2002)	[MWh]	860.000,00	(2)
Menge Abfall (2002)	[Mg]	315.865,00	(1)
Menge Abfall (2006)	[Mg]	470.000,00	(2)
Energieeintrag Abfall+Stützfeuerung (2006)	[MWh]	1.275.000,00	(2)
Energieeintrag Abfall (2006)	[MWh]	1.263.250,00	(2)
Energieeintrag Stützfeuerung (2006)	[MWh]	11.750,00	(2)
Strom Eigenbedarf (2006)	[MWh]	27.847,00	(2)
Dampf Eigenbedarf (2006)	[MWh]	134.000,00	(2)
Kessel- und Rauchgasverluste (2006)	[MWh]	274.000,00	(2)
Stromproduktion (2006)	[MWh]	105.000,00	(2)
Turbinenverluste (2006)	[MWh]	8.000,00	(2)
Luftkondensator Abwärme (2006)	[MWh]	504.000,00	(2)
Fernwärmeauskopplung (2006)	[MWh]	250.000,00	(2)
Emissionsfaktor Heizöl schwer	[Mg CO ₂ /TJ]	78,00	(15)
CO ₂ -Emissionen (2002)	[Mg CO ₂]	315.000,00	(1)
Spezifischer Heizölverbrauch (2002)	[kWh/Mg Abfall]	35,60	(2)
Spezifischer Heizölverbrauch (2006)	[kWh/Mg Abfall]	25,00	(2)
Emissionsfaktor Fernwärme (Produktion durch Kohle)	[Mg CO ₂ /MWh]	0,19	(24)
Emissionsfaktor für den fossilen Anteil des Siedlungsabfalls	[Mg CO ₂ /TJ]	45,00	(15)

3.2.3 Variante 3: SBS-Aufbereitung / Pyrolyse

Als theoretische, maximale Effizienzvariante wurde die in Kapitel 2 beschriebene SBS-Aufbereitung mit Pyrolyse in Kombination mit einem Steinkohlekraftwerk gewählt. Bei diesem Ansatz wird aus Ersatzbrennstoffen (EBS) durch Pyrolyse ein Brenngas erzeugt, das in einem Kohlekraftwerk als Energieträger zur Substitution von Steinkohle verwendet werden soll. Anlagenspezifische Daten, die das Steinkohle-Kraftwerk betreffen wurden dabei aus Angaben des Anlagenbetreibers abgeleitet. Die Konzeption des Verfahrens sieht weiterhin vor, den entstehenden Pyrolysekoks, zusammen mit mechanisch entwässertem Klärschlamm, in einer Wirbelschichtanlage zu verbrennen. Für die Modellierung der SBA, in der die Ersatzbrennstoffe für das Pyrolyse-Verfahren aufbereitet werden, wurden Anlagendaten der SBA der ANO, Bremen verwendet.

Die Aufbereitung des Abfall-Inputs zu Ersatzbrennstoffen erfolgt nach dem in Abbildung 5 dargestellten Schema. Die Ersatzbrennstoffaufbereitung wurde in die Bilanzierung einbezogen, da der Abfall-Mix nicht direkt im Pyrolyse-Verfahren eingesetzt wird, sondern der daraus produzierte Ersatzbrennstoff (Abbildung 9), sodass die Aufbereitung als Teil des Gesamtverfahrens betrachtet wird. Darüber hinaus wird der Einsatz des Sortierrestes aus der SBS-Aufbereitung, der 45% des SBS-Inputs entspricht, im MHW Bremen bilanziert. Analog zur Variante MHW wird auch hier eine Stützfeuerung berücksichtigt. Auf diese Weise kann die Vergleichbarkeit der Varianten sichergestellt werden. Innerhalb des eigentlichen Pyrolyse-Prozesses werden die Verfahrensschritte Pyrolyse und zirkulierende Wirbelschicht (ZWS) bilanziert. Das in diesem Prozess produzierte Gas wird anschließend im Steinkohle-Kraftwerk zur Steinkohlesubstitution eingesetzt. Für die Modellierung wird der Substitutionsanteil mit 17% angesetzt. Der Kraftwerksbetrieb einschließlich der eingesetzten Steinkohle ist nicht mehr Gegenstand der Betrachtung. Entsprechend werden Stromproduktion und Fernwärmeauskopplung auf die eingesetzte Menge an Ersatzbrennstoff bezogen und dem Pyrolyse-Prozess als Energie-Output zugeschrieben. Der Stromeigenbedarf des Kraftwerks wird dabei berücksichtigt und auf den eingesetzten Ersatzbrennstoff bezogen. Weiterhin wird die substituierte Steinkohle als Energieeinsparung gutgeschrieben. Analog zur Variante MHW wird die Deponierung der Verbrennungsrückstände auf einer Schlackedeponie in die Bilanzierung einbezogen.

Daneben wurden folgende Aussagen getroffen:

- Der elektrische Eigenenergiebedarf des Pyrolyse-Verfahrens wird durch die Stromproduktion gedeckt. Entsprechend wird dieser Anteil *nicht* zur Substitution von Strom (d.h. zur CO₂-Gutschrift) zur Verfügung stehen.
- Der Energiegehalt des Klärschlammes wird *nicht* in die Bilanzrechnung integriert, damit die Verfahrensvarianten in Bezug auf die Inputstoffe und den Gesamtenergiegehalt vergleichbar sind.
- Analog zur Variante 2 „MHW“ wird bei der Bilanzierung eine Stützfeuerung bei der energetischen Verwertung des Sortierrestes im MHW berücksichtigt.

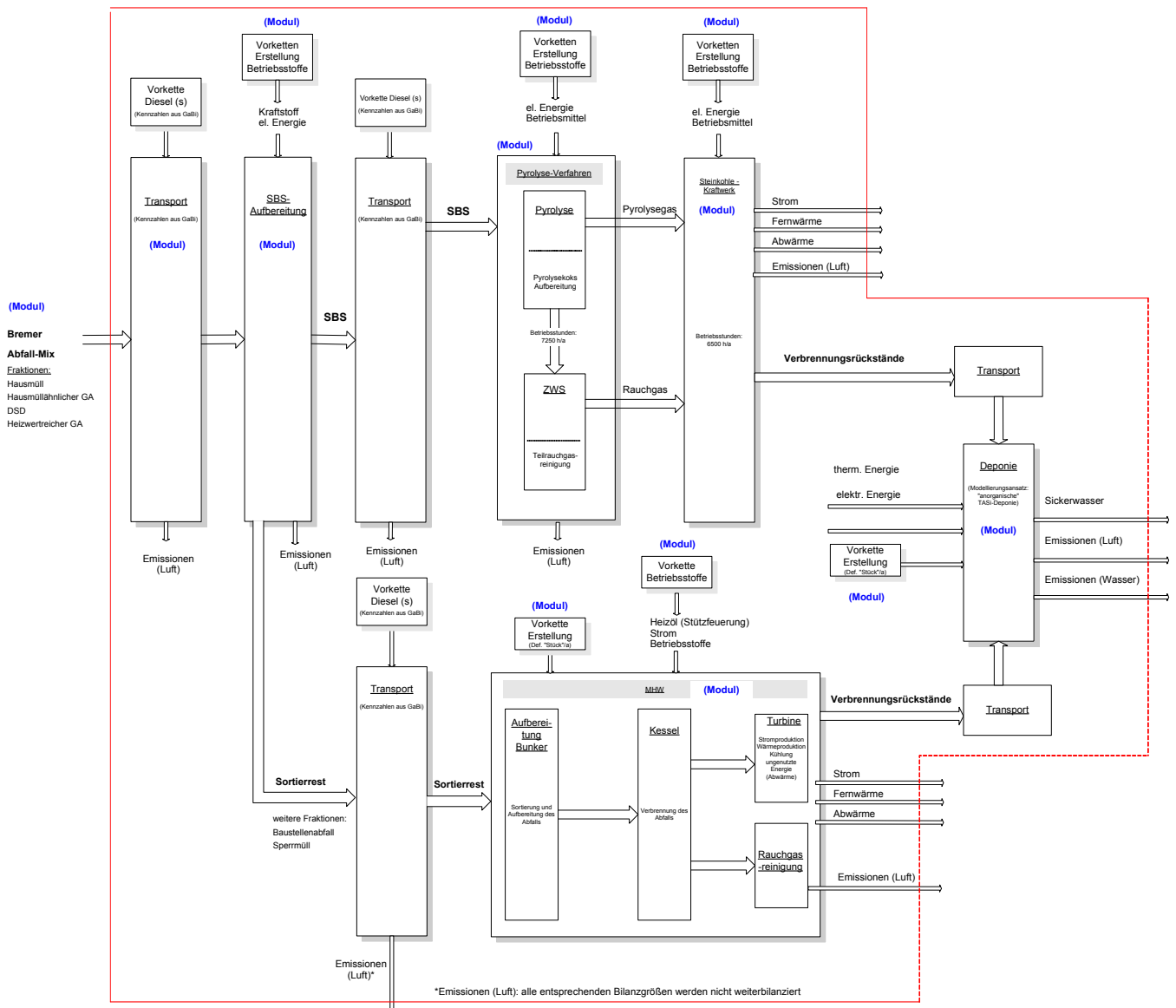


Abbildung 9: Bilanzierungsgrenze der Variante 3 „SBS-Aufbereitung / Pyrolyse“

Tabelle 8 fasst alle Werte, basierend auf Literatur und eigenen Schätzungen zusammen, auf deren Grundlage die Energie- und CO₂-Bilanzierung der Verfahrensvariante erstellt wurden.

Tabelle 8: verwendete Werte, basierend auf Literatur und Schätzungen, die im Rahmen der Studie für die Berechnung der CO₂-Bilanz der Variante 3 (SBS-Aufbereitung / Pyrolyse)

Rechenwerte	Einheit	Werte	Quelle/Anmerkung
Fraktion SBS (nach Aufbereitung Abfall-Mix)	[%]	55,0	Berechnung Massen- und Energieflüsse
Heizwert für die Fraktion Sortierrest	[MJ/kg]	8,55	Berechnung Massen- und Energieflüsse
Emissionsfaktor Sortierrest	[Mg CO ₂ /TJ]	45,48	Errechneter Wert, siehe Kapitel 3.1
Heizwert für die Fraktion SBS	[MJ/kg]	16,69	Berechnung Massen- und Energieflüsse
Emissionsfaktor SBS	[Mg CO ₂ /TJ]	42,48	Errechneter Wert, siehe Kapitel 3.1
Fernwärmeauskopplung SK-Kraftwerk	[MWh]	12.812,00	Angabe Kraftwerksbetreiber
FWL Steinkohle (SK-Kraftwerk)	[MW]	362,00	Angabe Kraftwerksbetreiber
Betriebsstunden Steinkohlekraftwerk	[h]	7.700,00	Angabe Kraftwerksbetreiber
Betriebsstunden Pyrolyse-Prozess	[h]	7.250,00	Angabe Kraftwerksbetreiber
Energieinhalt Klärschlamm	[MW]	0,90	Angabe Kraftwerksbetreiber
Energieinhalt Stäube	[MW]	0,80	Angabe Kraftwerksbetreiber
Energieinhalt Pyrolysekoks	[MW]	9,20	Angabe Kraftwerksbetreiber
Energieeigenbedarf Pyrolyse und ZWS	[MWh/a]	6.000,00	Angabe Kraftwerksbetreiber
Elektrischer Energiebedarf SBS Herstellung	[kWh/Mg Abfall]	29,00	(3)
Energiebedarf SBS Herstellung (Diesel)	[l/Mg Abfall]	1,00	(3)
Elektrische Energieproduktion aus Heißgas	[MW]	2,50	Angabe Kraftwerksbetreiber
Elektrische Energieproduktion aus Dampf	[MW]	1,70	Angabe Kraftwerksbetreiber

Rechenwerte	Einheit	Werte	Quelle/Anmerkung
Elektrische Energieproduktion aus Pyrolysegas	[MW]	21,70	Angabe Kraftwerksbetreiber
Energieeigenbedarf Steinkohle-Kraftwerk	[%]	5,00	Schätzung
Verluste Verfahrensschritt Pyrolyse	[MW]	0,40	Angabe Kraftwerksbetreiber
Verluste Verfahrensschritt Pyrolysekoksaufbereitung	[MW]	0,80	Angabe Kraftwerksbetreiber
Verluste ZWS	[MW]	1,00	Angabe Kraftwerksbetreiber
Verluste Teilrauchgasreinigung	[MW]	1,50	Angabe Kraftwerksbetreiber
Frischlufthvorwärmung ZWS	[MW]	0,70	Angabe Kraftwerksbetreiber
Verluste Brennkammer	[MW]	0,20	Angabe Kraftwerksbetreiber
Energieinhalt Frischlufthvorwärmung (LUVO)	[MW]	3,60	Angabe Kraftwerksbetreiber
Emissionsfaktor Dieselmotorkraftstoff	[Mg CO ₂ /TJ]	74,00	(15)
Spezifische Emissionen Transport	[g CO ₂ /km Mg]	186,00	(16)
Transport Entfernung einfach SBS (SBA - Kraftwerk)	[km]	10,00	Schätzung
Elektrischer Wirkungsgrad Steinkohle-Kraftwerk	[%]	37,92	Angabe Kraftwerksbetreiber
Emissionsfaktor von Steinkohle (Allgemeiner Orientierungswert für Vollwertkohle Deutschland)	[Mg CO ₂ /TJ]	93,00	(15)
TS-Gehalt Klärschlamm Input	[Ma-%]	20,00	Schätzung
Menge Klärschlamm Input	[Mg]	30.000,00	Angabe Kraftwerksbetreiber
Angenommener TS-Gehalt nach Klärschlamm Trocknung	[Ma-%]	90,00	Schätzung
Energiebedarf Klärschlamm Trocknung (elektrisch)	[kWh/Mg Wasser]	115,00	(17), (von 90 bis 140 [kWh/Mg Wasser])

Rechenwerte	Einheit	Werte	Quelle/Anmerkung
Energiebedarf Klärschlammrocknung (Heizöl)	[l/Mg Wasser]	105,00	(17); (von 80 bis 130 [l/Mg Wasser])
Energieinhalt Heizöl (schwer)	[MJ/l]	40,00	(20)

Schätzwerte / Annahmen

4 Aufstellung der Sachbilanzen

4.1 Variante 1: Standard-TASi-Deponie

4.1.1 Ressourcenverbrauch: Massen- und Energiebilanz

Auf der Basis der in Kapitel 3 dargestellten Werte und Annahmen und der im Anhang aufgezeigten Berechnungen ergibt sich folgende Energiebilanz der TASi-Deponie (Abbildung 10).

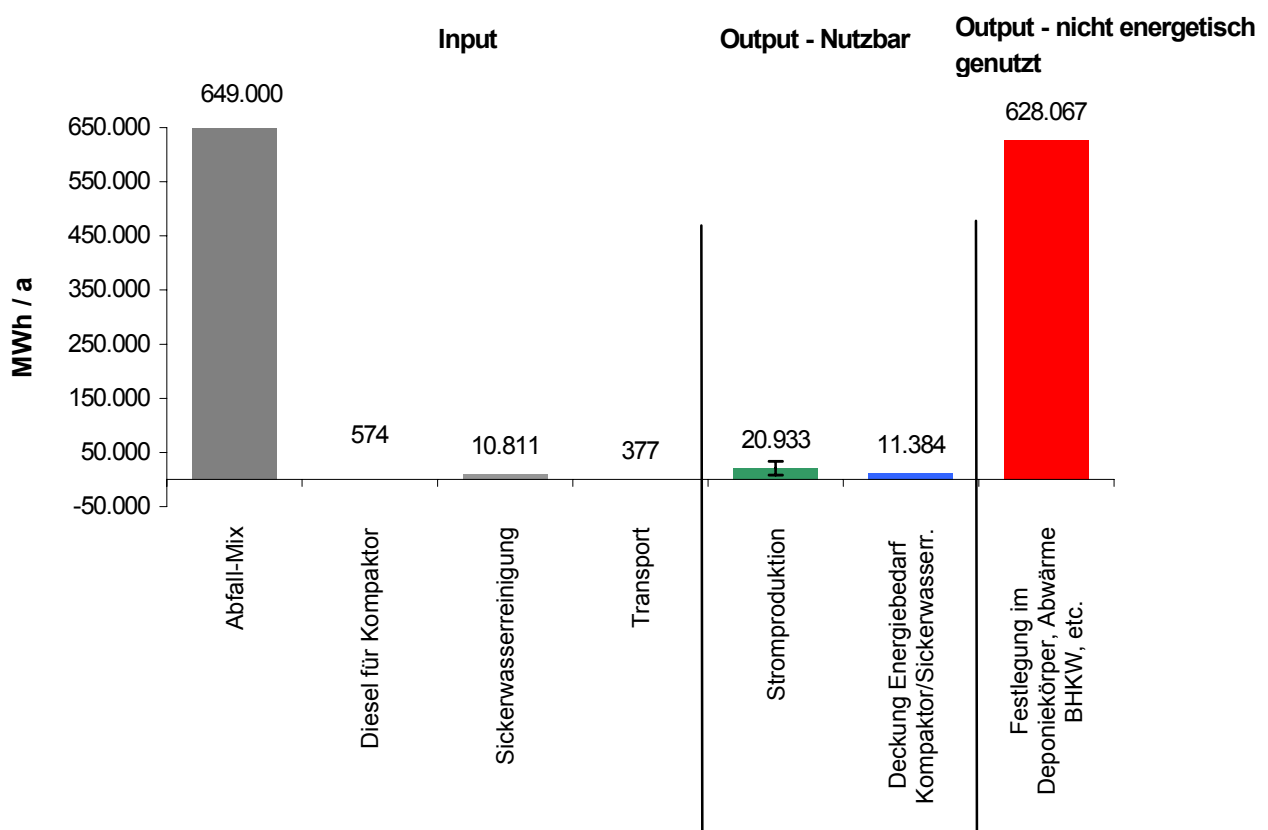


Abbildung 10: Energiebilanz der TASi-Deponie, inklusive der Darstellung der Schwankungsbreite der Stromproduktion, die auf der unsicheren Datenlage zur Deponiegasproduktion basiert (bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix Bremen)

In der Standard TASi-Deponie wird der Energieinhalt des Abfall-Inputs nur zu einem sehr geringen Maße genutzt, um extern verwertbare Energie (Strom) zu produzieren. Ein Grossteil der Energie wird im Abfall im Deponiekörper festgelegt. Grundsätzlich herrscht eine relativ große Unsicherheit über die entstehende Deponiegasmenge sowie den

erfassten Deponiegasanteil und damit die resultierende minimal und maximal zu erwartende Methanmenge, die im BHKW verstromt werden kann. Im Rahmen einer ersten Schätzung wurden Deponiegasmengen zwischen 60 und 240 Nm³/Mg Abfall-Input angenommen, die zu einer großen Variation der Stromproduktion im Rahmen von ca. 8.400 MWh bis ca. 33.500 MWh führt. Geht man von einer mittleren Deponiegasproduktion aus, beträgt die Stromproduktion rund 21.000 MWh. Damit liegt der Energienutzungsgrad, der extern zu verwerten ist, bei lediglich 3 % (Abbildung 11).

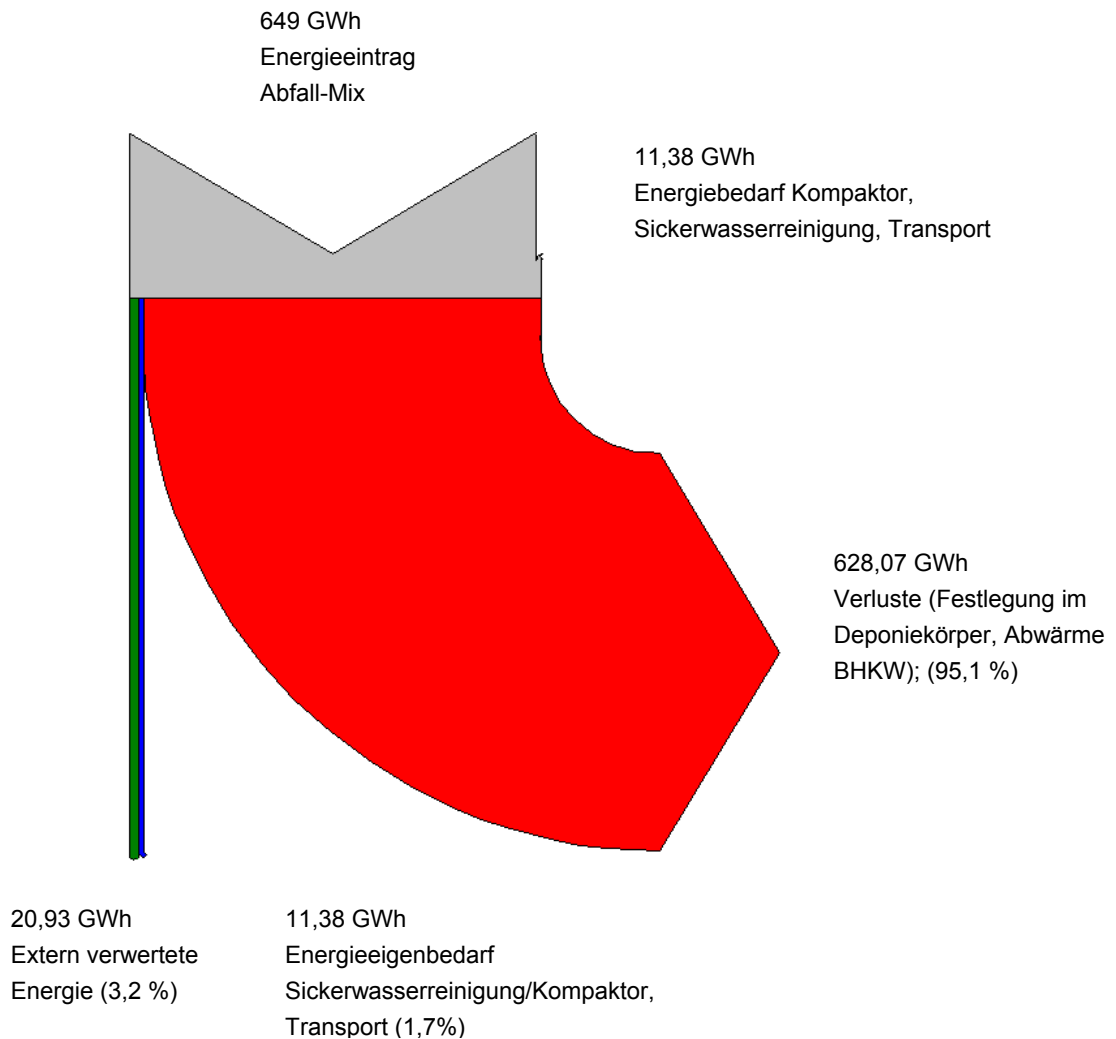


Abbildung 11: Energienutzungsgrad der Standard-TASi- Deponie, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

4.1.2 Treibhauseffekt: CO₂-Äquivalente

Abbildung 12 stellt die CO₂-Bilanz der Variante 1 (TASi-Deponie) dar, die klimawirksames, d.h. aus fossilen Quellen stammendes, CO₂ über CO₂-Äquivalente erfasst. Die Bilanzierung erfolgt dabei getrennt für die Vorkette und den Betrieb der Prozessvariante. Die zu CO₂-Äquivalenten aggregierten Stoffe werden dabei einzeln ausgewiesen. Bei der Interpretation der Abbildung ist zu beachten, dass die Emissionen bereits das **Netto-Ergebnis**, d.h. nach erfolgten Gutschriften ausgeben.

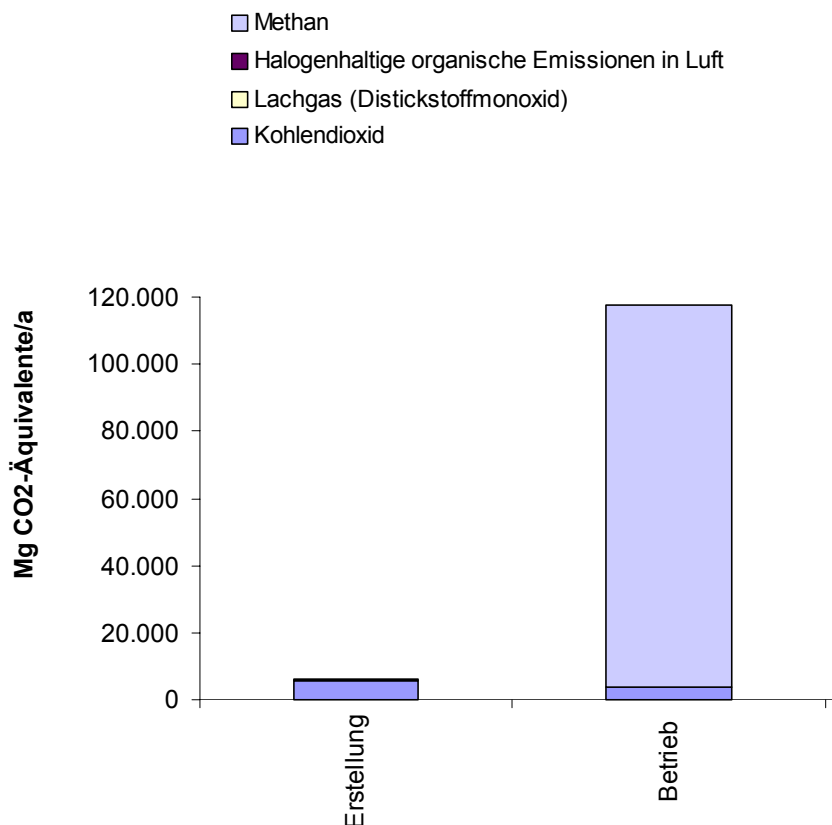


Abbildung 12: CO₂-Bilanz der Variante Standard TASi-Deponie, dargestellt anhand der Emissionsparameter als CO₂-Äquivalente bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix und eine mittlere Deponiegasproduktion

Es zeigt sich, dass sich das Methan des nicht erfassten Deponiegases besonders negativ auf die Bilanz auswirkt, insbesondere, da der CO₂-Äquivalenzfaktor 21 beträgt, d.h. die Methanmenge um den Faktor 21 mehr ins Gewicht fällt als die entsprechende Menge CO₂. Durch die Unsicherheiten über die Höhe der Deponiegasproduktion schwankt dieser Faktor im Bereich von 37.8000 bis 151.000 Mg CO₂/Jahr. Zusätzlich wurde hier berücksichtigt, dass die Oxidation des Methans in einem BHKW nicht zu 100% erfolgt. Nach Herstellerangaben liegt der typische Methan-Schlupf bei ca. 3000 mg/m³ Abgas. Dem

gegenüber sind die weiterhin aufgeführten Emissionsparameter wie Lachgas oder Halon vergleichsweise von untergeordneter Bedeutung.

Durch die Stromproduktion im BHKW und dessen Substitutionspotential kann eine Gutschrift verrechnet werden, die den Strom-Mix Europa und dessen spezifischen CO₂-Emissionen berücksichtigt. Insgesamt überwiegen die CO₂-Belastungen bei der Deponie-Variante allerdings deutlich.

4.1.3 Versauerungspotential

Abbildung 13 ist das Versauerungspotential für die in der Vorkette und im Betrieb anfallenden anorganischen Emissionen in Luft dargestellt. Anlog zur Darstellung der CO₂-Bilanz stellen die Emissionen auch hier Netto-Werte (nach Abzug der Gutschriften) dar.

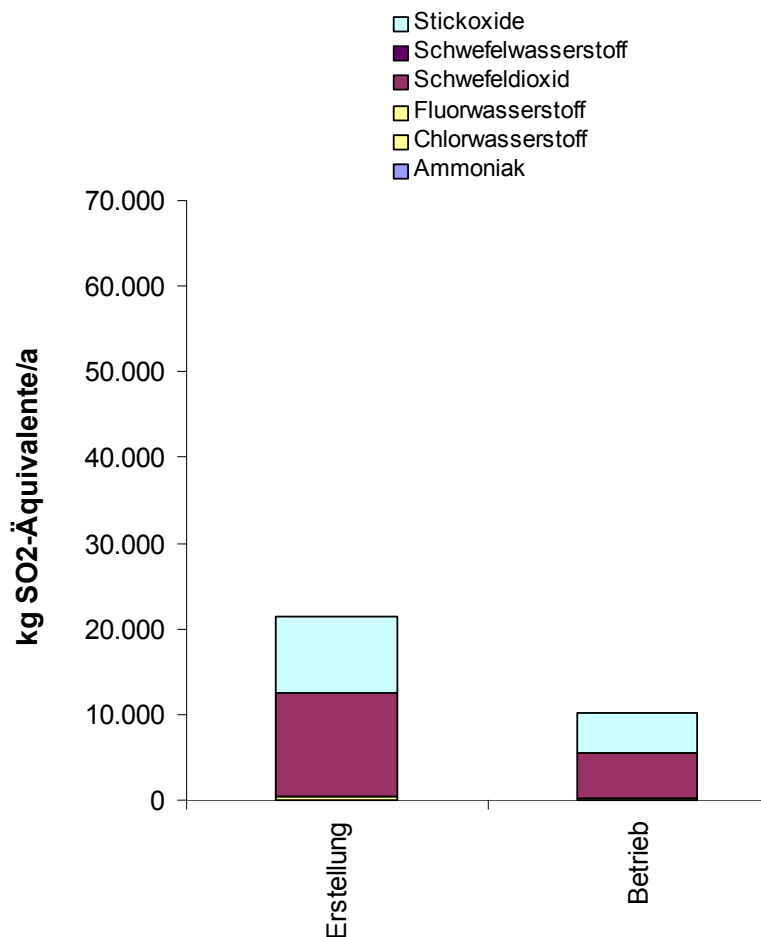


Abbildung 13: Versauerungspotential der Variante TASi - Deponie, anhand der SO₂-Äquivalente, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

Auf der Outputseite fallen Emissionen aus dem Einsatz verschiedener Energieträger, wie Diesel, Heizöl und Strom bei der Deponieerstellung, dem Transport, und dem Einbau des Abfalls sowie aus der Vorkette von zum Bau verwendeter Materialien (PVE Bulk, PE-HD Folie etc.) an. Die Gutschriften für die Deponie werden sie im wesentlichen von der Gutschrift für die Stromproduktion aus dem Deponiegas bestimmt.

4.2 Variante 2: MHW Bremen (2006)

4.2.1 Ressourcenverbrauch: Massen- und Energiebilanz

Im Müllheizwerk wird ein Teil der Energie aus dem Abfall-Input zur Erzeugung von Strom und Fernwärme genutzt. Der Energieeigenbedarf kann dadurch gedeckt werden; der Rest wird ins Strom- bzw. Fernwärmenetz eingespeist (42,6 GWh für Strom bzw. 129,4 GWh für Fernwärme) (Abbildung 14).

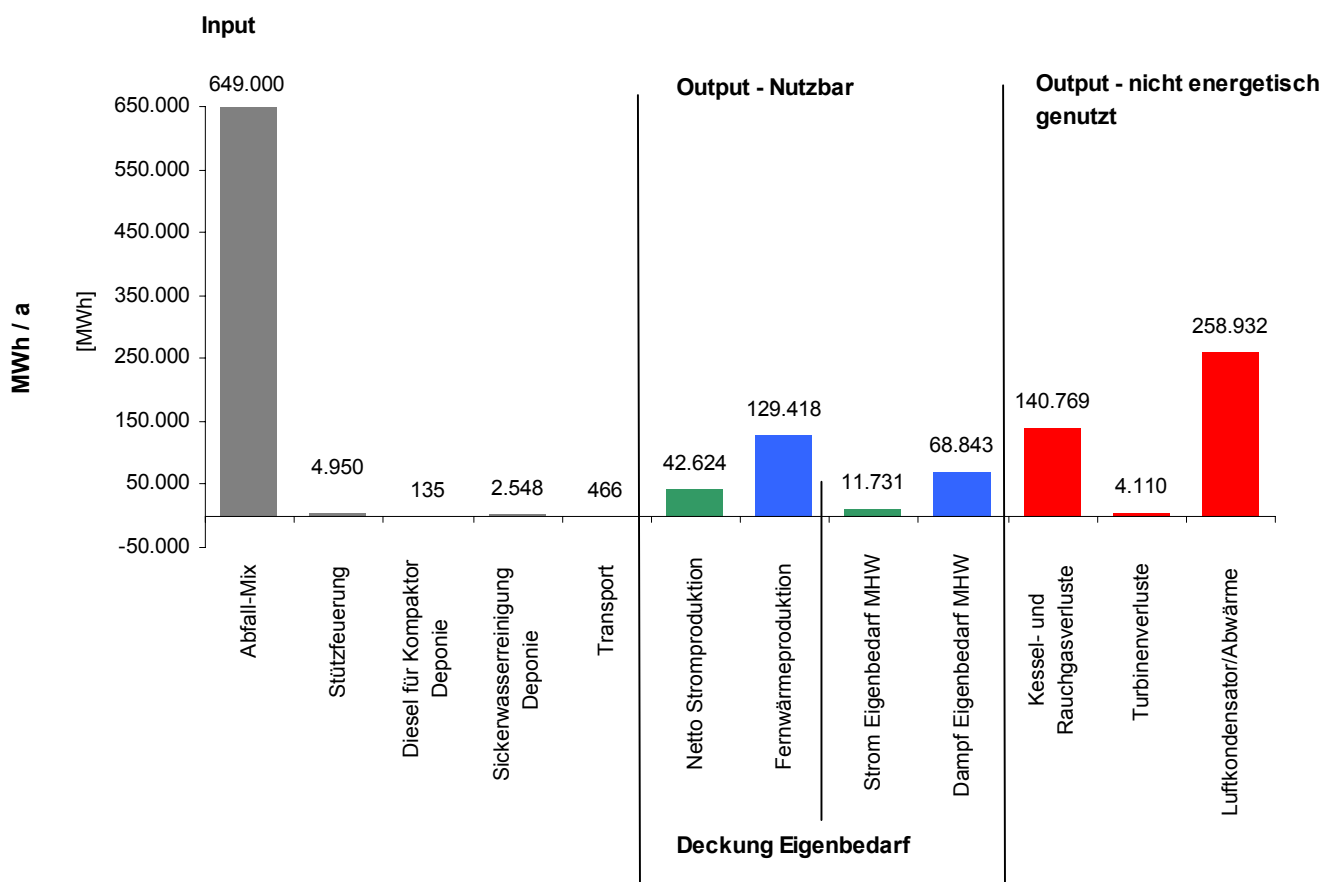


Abbildung 14: Energiebilanz des MHW Bremen (2006) , bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

Insgesamt liegt der Energienutzungsgrad des MHWs bei knapp 40%. Ein Hauptgrund sind die seinerzeit im Zuge der Gesamtplanungen gewählten Dampfparameter von 22bar und 217grd. Celsius hinsichtlich der festgelegten Nutzung als Heizwerk für die parallel geplante Universität und der jahreszeitlich schwankenden Bedarf an Fernwärme. Der Energienutzungsgrad in Bezug auf extern verwertbare Energie liegt bei ca. 26 % (Abbildung 15).

Zusätzlich zu dem Energieeinsatz im MHW wird Energie für die Deponierung der Verbrennungsrückstände benötigt. Aus dem Deponiebetrieb ergibt sich jedoch kein nutzbarer Energie-Output, da in der angesetzten Schlackedeponie ausschließlich Inertstoffe abgelagert werden, woraus keine Stromerzeugung aus Deponiegas bilanziert werden kann. Der Gesamtanteil des Eigenenergiebedarf beträgt entsprechend rund 13 %. In der Gesamtbilanz spielt die Deponie jedoch im Verhältnis zum Anlagenbetrieb MHW eine untergeordnete Rolle: lediglich 3 % des gesamten Energieeigenbedarfs fallen durch den Deponiebetrieb an.

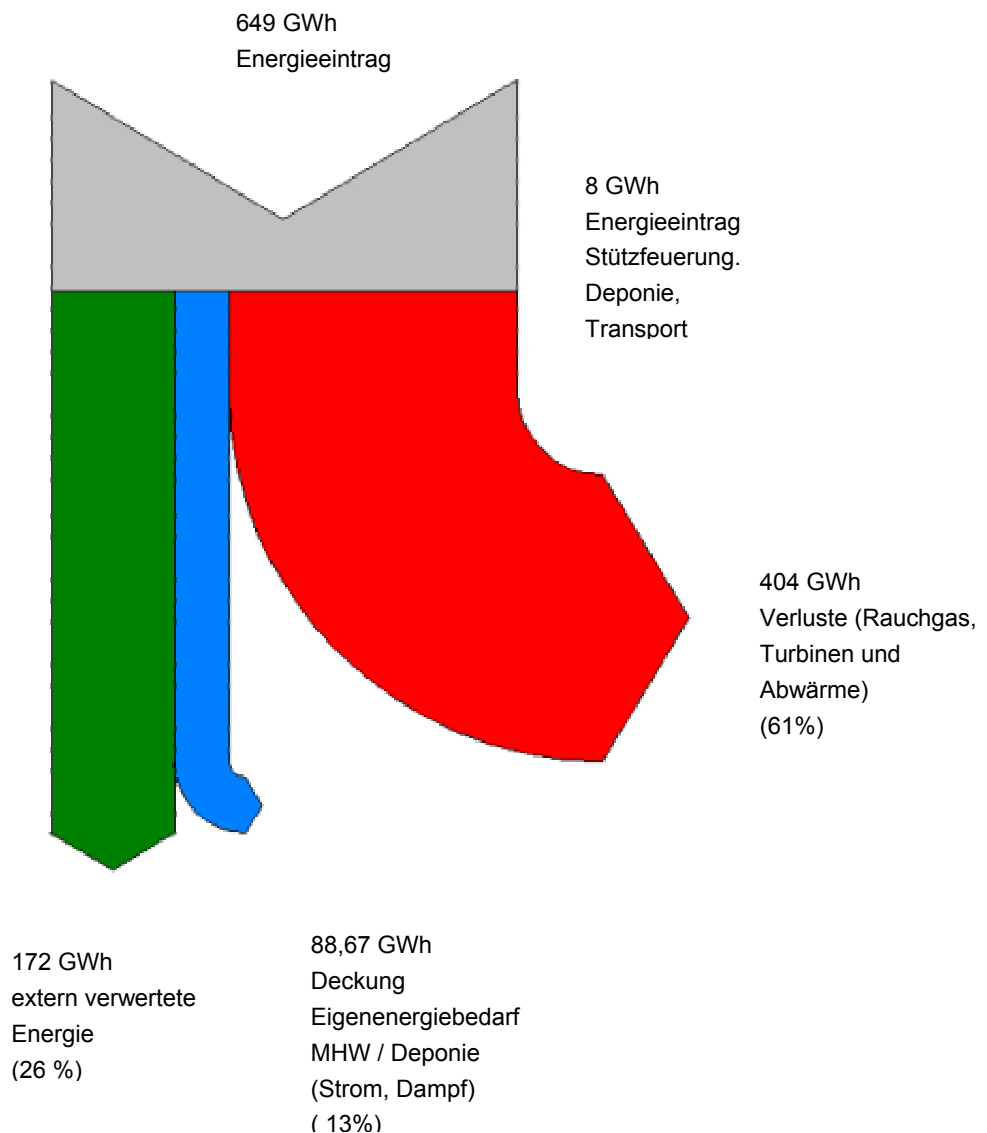


Abbildung 15: Energienutzungsgrad des MHW Bremen (2006) , bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

4.2.2 Treibhauseffekt: CO₂-Bilanz

In Abbildung 16 ist die CO₂-Bilanz für die Variante MHW (2006) dargestellt; auch hier sind in der Darstellung bereits die Netto-Emissionen enthalten. Das CO₂, welches aus der Verbrennung der fossilen Anteile des Abfall-Inputs entsteht, wirkt sich mit gut 60.000 Mg CO₂ (für 198.000 Mg Abfall-Mix) deutlich negativ in der Bilanz aus. Die Substitutionseffekte aus der Strom- und Fernwärmeproduktion können die Bilanz als Gutschrift nicht in den neutralen oder sogar positiven Bereich führen.

Zur Kontrolle der Ergebnisse wurde die Berechnung der CO₂-Emissionen mit den in der Umweltbilanz ausgewiesenen Werten des MHW verglichen. Diese umfassen CO₂ sowohl aus regenerativen als auch aus fossilen Quellen, so dass sie entsprechend um den regenerativen Anteil reduziert werden müssen. Die auf dieser Basis berechnete Menge CO₂-Emissionen liegt bei ca. 147.800 Mg (für 325.5000 Mg Abfall-Input) und damit in einer ähnlichen Größenordnung. Die Abweichung lässt sich mit dem niedrigeren Heizwert (ca. 10,09 MJ/kg) für den im MHW eingesetzten Abfall sowie den unterschiedlichen fossilen C-Anteilen des Abfalls, die lediglich auf Schätzungen basieren, begründen.

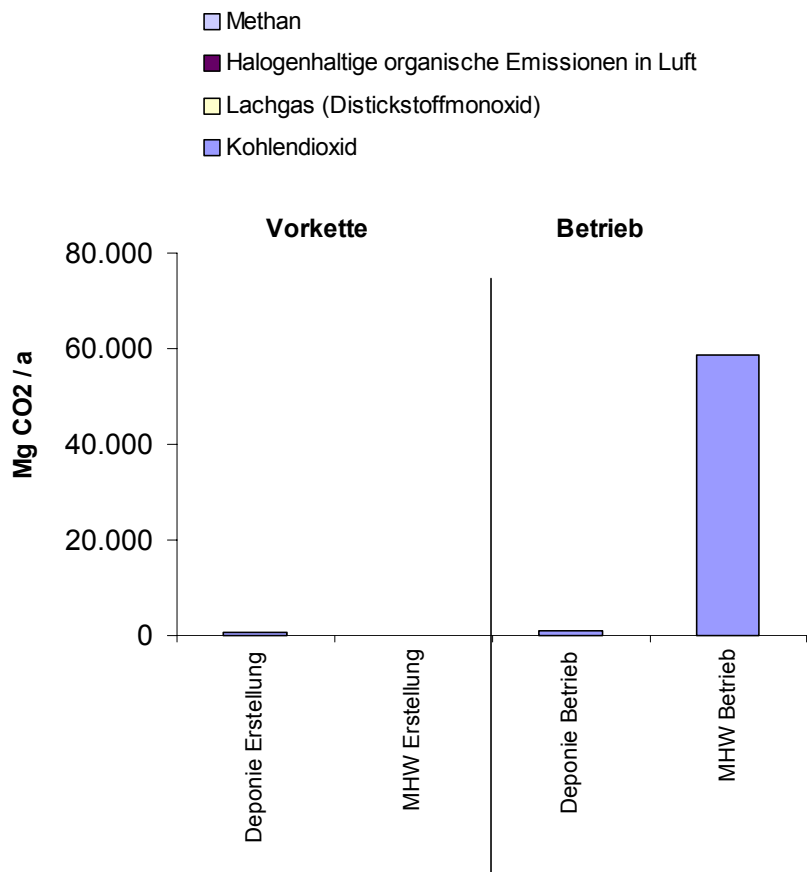


Abbildung 16: CO₂-Bilanz der Variante 2 MHW (2006), bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

4.2.3 Versauerungspotential

Für die Variante 2 - MHW (nach Ertüchtigung 2006) ergibt sich eine Gesamtbelastung von 145.520 kg SO₂-Äquivalenten pro Jahr. Wie Abbildung 17 zeigt, werden die Emissionen durch Stickoxide sowie Ammoniak und Chlorwasserstoff im Wesentlichen aus der Bilanzierung des Betriebs einschließlich Transport bestimmt. Die Gutschriften, insbesondere für die Parameter Fluorwasserstoff und Schwefeldioxid, aus der Stromeinspeisung und der Fernwärmeauskopplung liegen bei rund 88 Mg SO₂-Äquivalenten pro Jahr. Auch hier ist zu beachten, dass die Emissionen bereits das Netto-Ergebnis, d.h. nach erfolgten Gutschriften ausgeben.

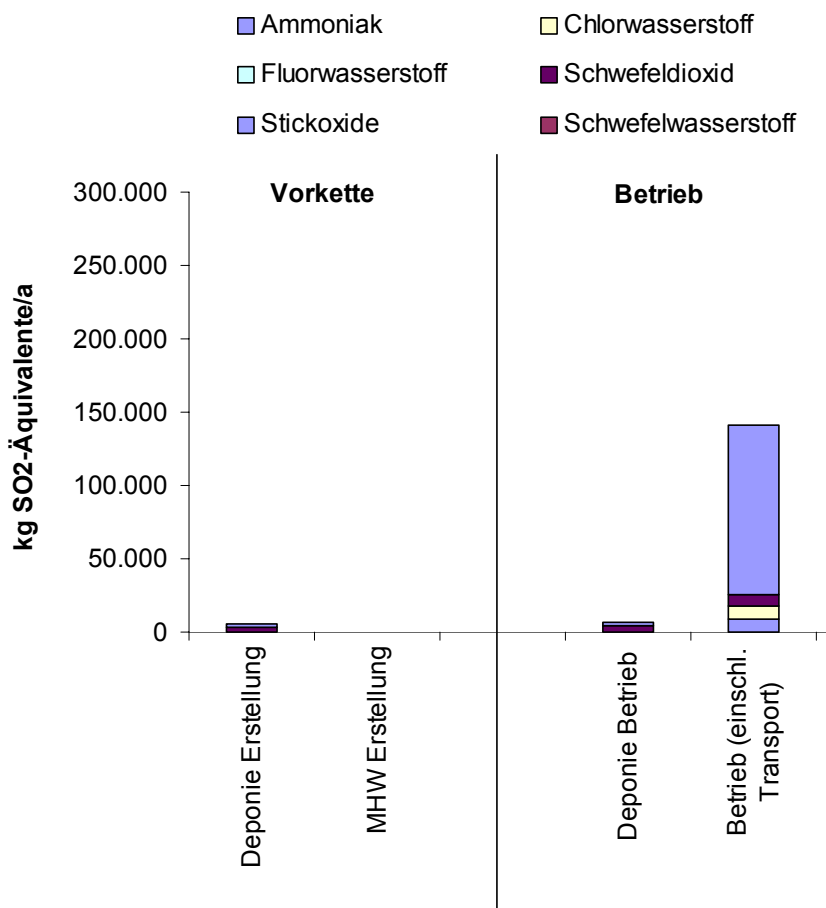


Abbildung 17: Versauerungspotential der Variante 2 MHW (2006), bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix dargestellt anhand von SO₂-Äquivalenten

4.3 Variante 3: SBS-Aufbereitung / Pyrolyse

4.3.1 Ressourcenverbrauch: Energie- und Massenbilanz

Die Energiebilanz des Pyrolyse-Verfahrens, inklusive SBS-Aufbereitung sowie anteiliger MHW- und Deponie-Nutzung ist in Abbildung 18 dargestellt. Nutzbare Energie wird als

- Stromproduktion des Pyrolyse-Prozesses
- Fernwärmeauskopplung Pyrolyse-Prozess
- Stromproduktion MHW
- Fernwärmeauskopplung MHW
- Deckung des Eigenbedarfs an Strom und Dampf für das Steinkohle-Kraftwerk, den Pyrolyse-Prozess, das MHW und die SBS-Aufbereitung

gewonnen. Insgesamt hat diese Grenzvariante einen relativ hohen Energienutzungsgrad von knapp 50%. Der Anteil der extern nutzbaren Energie beträgt 36%; das entspricht knapp 240 GWh (Abbildung 19). Auch mit einem solchen innovativen Ansatz, der die relativ hohen Wirkungsgrade von Steinkohle-Kraftwerken nutzt, sind aber der Energiegewinnung aus Abfällen Grenzen gesetzt.

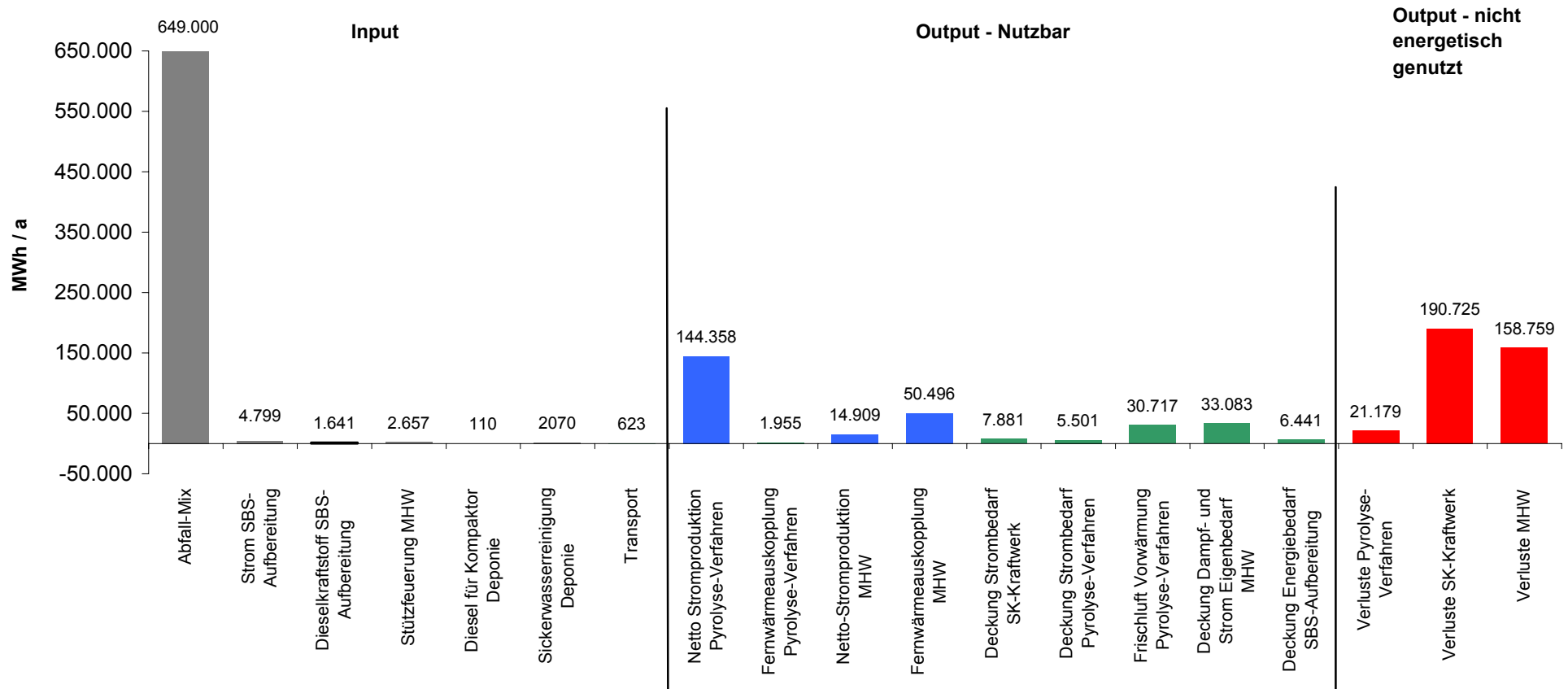


Abbildung 18: CO₂-Bilanz der Variante 3 SBS-Aufbereitung / Pyrolyse , bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

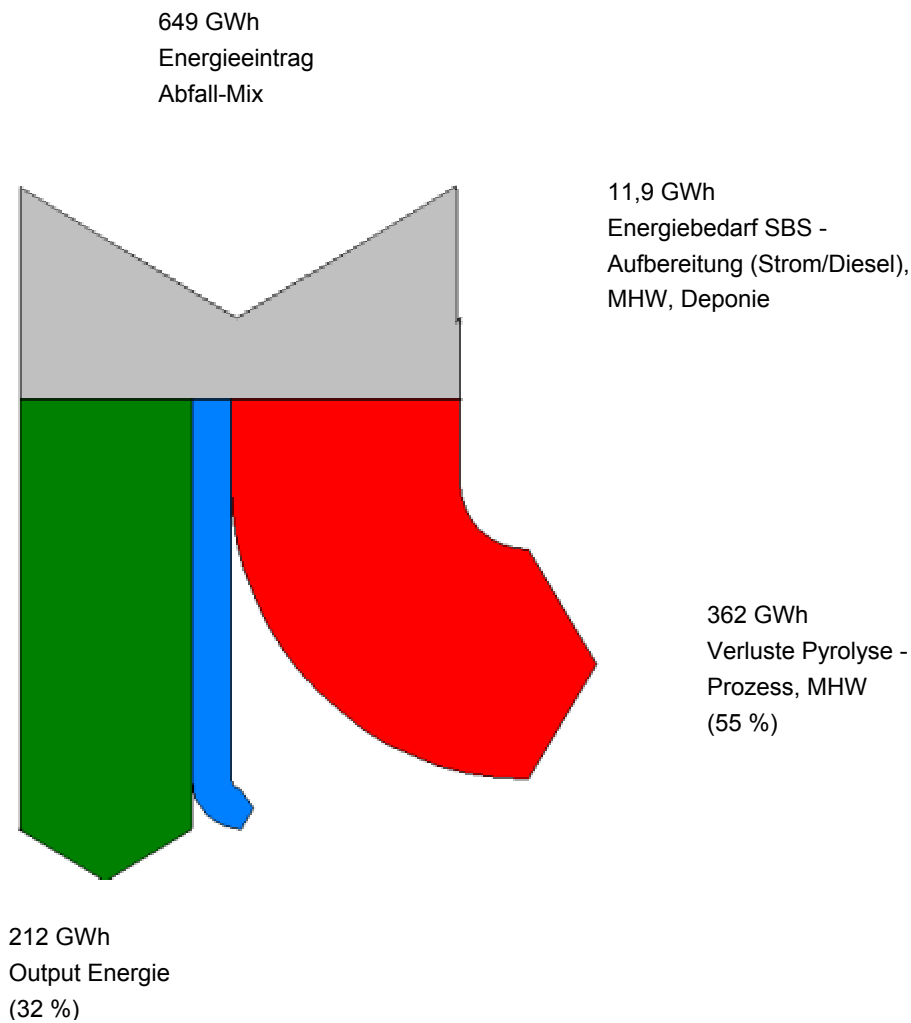


Abbildung 19: Energienutzungsgrad des Verfahrens SBS-Aufbereitung / Pyrolyse, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

4.3.2 Treibhauseffekt: CO₂-Äquivalente

Die CO₂-Emissionen für die Variante SBS-Aufbereitung/Pyrolyse ergeben sich hauptsächlich aus dem Einsatz des Ersatzbrennstoffes (SBS) in der Pyrolyse und des Sortierrestes im MHW sowie dem Strombedarf für die SBS-Aufbereitung, jeweils ermittelt über CO₂-Emissionsfaktoren (Abbildung 20). Gutschriften ergeben sich aus der erzeugten Energie, die extern verwertet werden kann: Strom und Fernwärme. Analog zu den vorhergehenden Abbildungen sind auch hier die Netto-Emissionen nach Abzug der Gutschriften dargestellt.

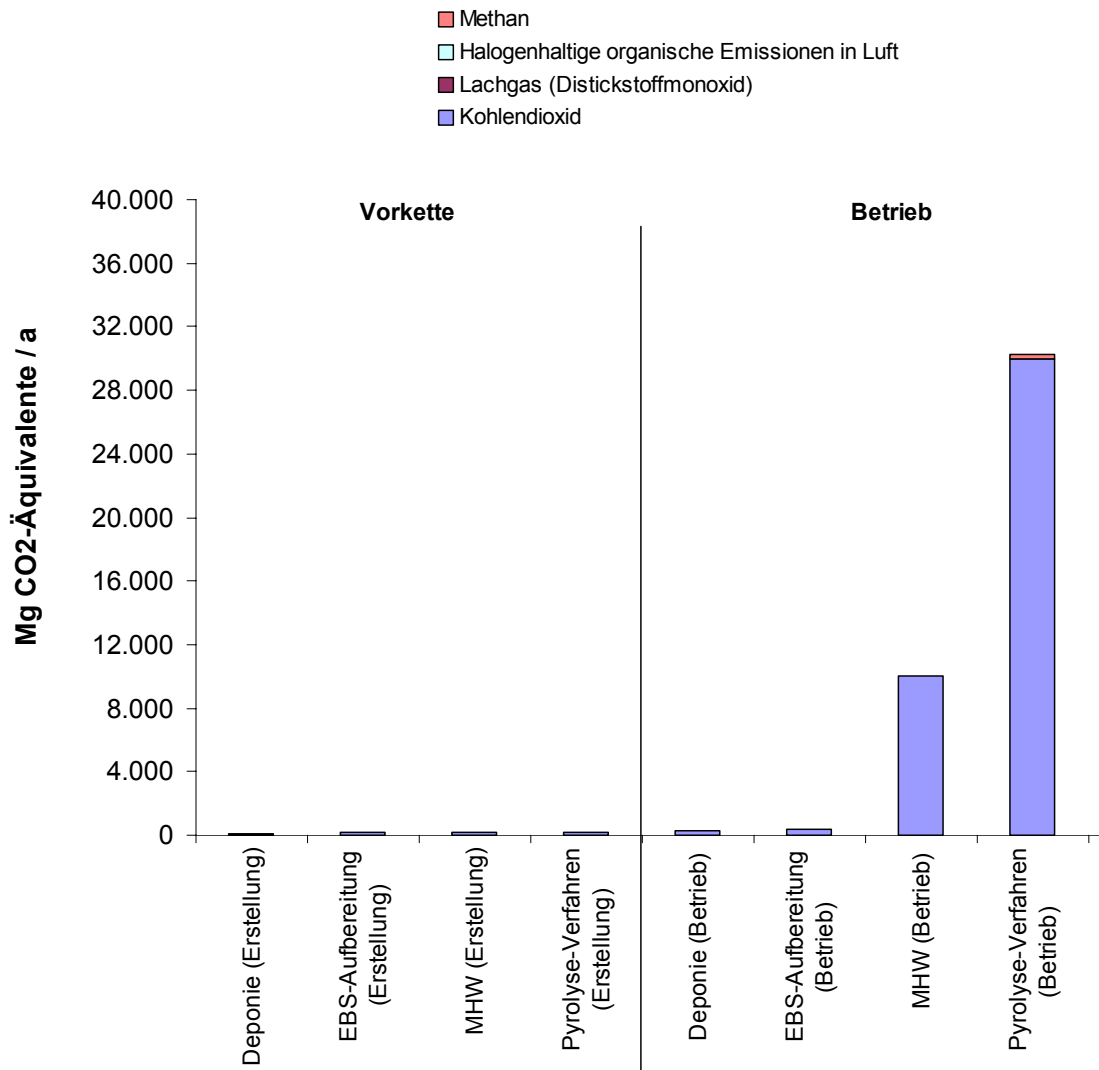


Abbildung 20: CO₂-Bilanz der Variante 3 SBS Aufbereitung/Pyrolyse, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

Kennwerte zum Einsparungspotential

Beim **Pyrolyse-Prozess** wird unter der Annahme eines Netto-Wirkungsgrades von 37,9 % des Steinkohle-Kraftwerkes eine Kohlenmenge in Höhe von 19.380 Mg SKE⁴ eingespart. Dies entspricht einer jährlichen Stromerzeugung von 157.746 MWh bzw. 139.598 Personenäquivalenten (durchschnittlicher Jahresstromverbrauch von 1,13 MWh pro Person).

Das Kohlekraftwerk in Kombination mit dem Pyrolyse-Prozess weist die gleiche Verfügbarkeit auf, wie sie üblicherweise in Kraftwerken erreicht wird. Diese

⁴ 1 t SKE entspricht 29,3 MJ bzw. 8,14 MWh

Verfahrenskombination ist für eine verlässliche und planbare Energiebereitstellung einsetzbar und kann die Sicherung der Grundlast gewährleisten. Darüber hinaus stellt das Verfahren Energie bereit, welche zum Teil aus erneuerbaren Quellen (Biomasse im Abfall) stammt, wenn auch nicht im Sinne des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG), welches eine entsprechende Vergütung ermöglichen würde. Andere erneuerbare Energien, insbesondere Windkraft, sind dagegen nicht grundlastfähig und damit nur in Verbindung mit anderen Energieoptionen im Rahmen eines sinnvollen Energie-Mixes einsetzbar.

Eine Berücksichtigung des regenerativen Anteils im SBS beim Emissionshandel erscheint sinnvoll. Die Diskussionen hierzu sind jedoch noch nicht abgeschlossen. Derzeit wird der regenerative Anteil beim geplanten Emissionshandel noch nicht berücksichtigt.

4.3.3 Versauerungspotential

Abbildung 21 stellt die anorganischen Emissionen in Luft aller Module des Pyrolyse-Verfahrens inklusive ihrer Vorketten dar.

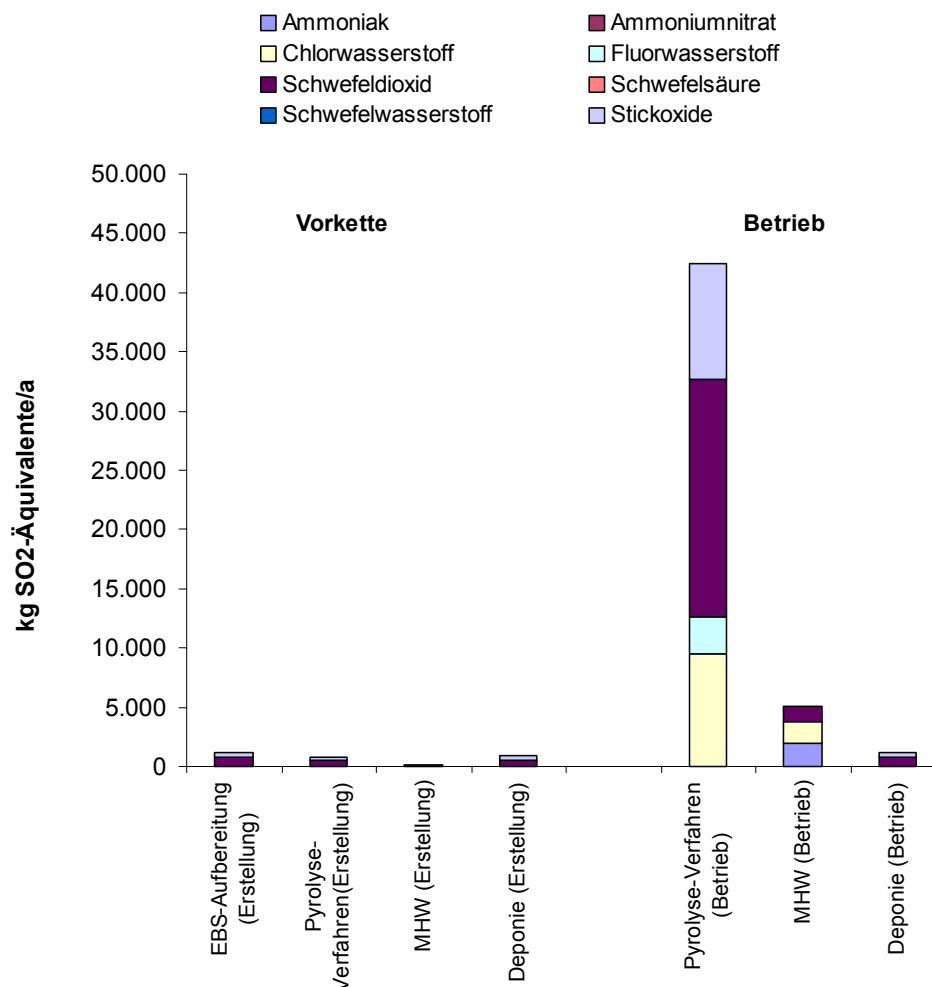


Abbildung 21: Versauerungspotential der Variante 3 SBS-Aufbereitung / Pyrolyse, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix dargestellt anhand von SO₂-Äquivalenten

Aus Betrieb und Vorketten fallen die Emissionen beim Einsatz verschiedener Energieträger für den Transport, die Verwertung des Abfalls sowie aus den Vorketten zum Anlagenbau und weiterhin aus den Vorketten zur Herstellung der verwendeten Materialien (Stahlträger, Kaltfeinblech, Draht, PE-HD-Folie) und der im Prozess eingesetzten Hilfsstoffe an. Die hohen Chlorwasserstoffwerte ergeben sich aus dem Betrieb des Steinkohle-Kraftwerkes. Gutschriften ergeben sich für die Parameter Schwefeldioxyde und Stickoxide aus Stromeinspeisung und Fernwärmeauskopplung.

5 Vergleich der Szenarien

5.1 Wirkungsabschätzungen

5.1.1 Absolute klimarelevante CO₂-Emissionen bzw. CO₂ - Einsparungen

Addiert man die CO₂-Belastungen bzw. Gutschriften der einzelnen Vergleichsvarianten so ergibt sich für den hier angenommenen Abfall-Input folgendes Bild:

- Die Variante SBS-Aufbereitung / Pyrolyse erzielt mit rund 41.800 Mg CO₂/a die geringsten CO₂-Emissionen.
- Aus der Zusammensetzung des Abfall-Mixes und dem verfahrensbedingt niedrigeren Energienutzungsgrad der Variante MHW resultiert eine CO₂-Belastung von über 60.300 Mg/a.
- Mit einer CO₂-Belastung von rund 114.000 Mg/a stellt die Variante TASI - Deponie, im Hinblick auf die Klimarelevanz, die ungünstigste Variante dar. Zu berücksichtigen ist hierbei die große Schwankungsbreite der möglichen minimalen und maximalen CO₂-Belastungen, hervorgerufen durch die unsichere Datenlage bei der spezifischen Deponiegasproduktion.

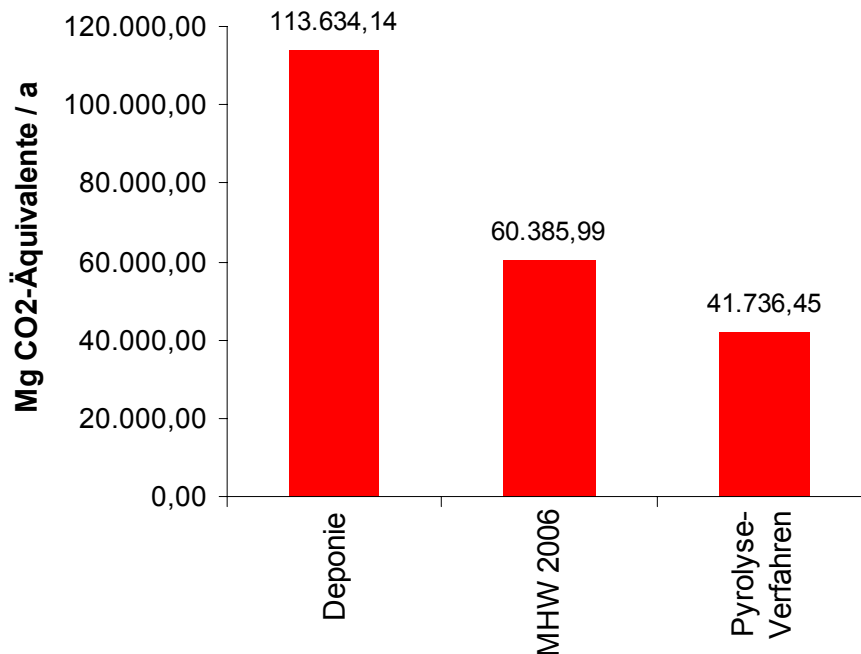


Abbildung 22: Absolute klimarelevante CO₂-Emissionen der Vergleichsvarianten bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

5.1.2 Relative CO₂-Einsparungen

Geht man von der TASI-Deponie mit einer mittleren Deponiegasproduktion als Basisreferenz aus und vergleicht die CO₂-Einsparungen der anderen beiden Varianten, so ergibt sich für die Verwertung von 198.000 Mg Abfall-Mix eine Einsparung von über 53.000 Mg CO₂ für das MHW und knapp 71.900 Mg CO₂ für das Pyrolyse-Verfahren (Abbildung 23).

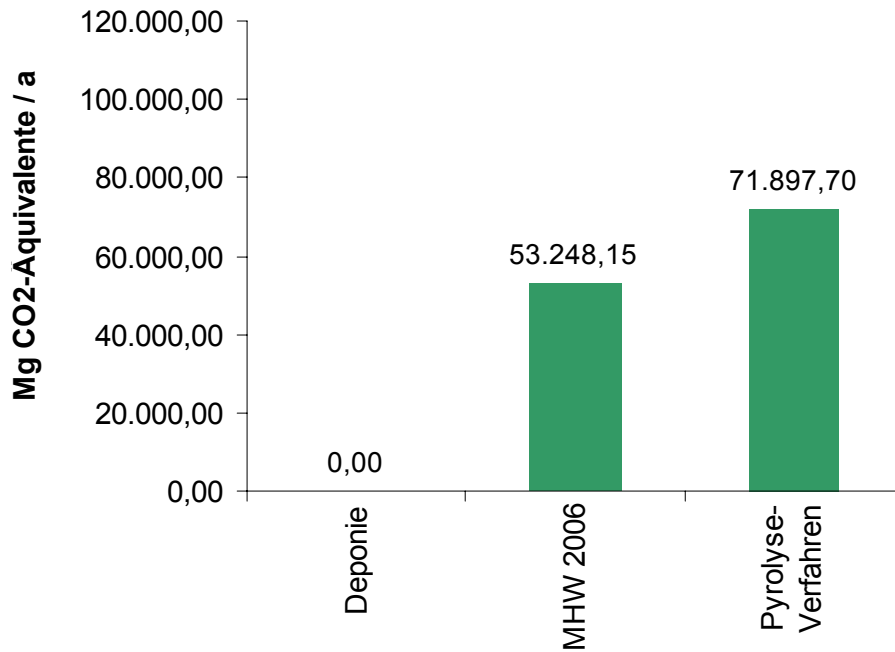


Abbildung 23: Relative CO₂-Einsparungen des MHW und des Pyrolyseverfahrens in bezug zur TASI-Deponie mit einer mittleren Deponiegasproduktion, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

5.1.3 Versauerungspotential

Abbildung 24 vergleicht die betrachteten Varianten in Hinblick auf ihr Versauerungspotential anhand der nach Gutschriften verbleibenden absoluten SO₂-Emissionen / SO₂-Äquivalente (siehe Kapitel 4) bezogen auf die eingesetzte Inputmenge Abfall-Mix. Auch hier ergeben sich für das Pyrolyse-Verfahren im Vergleich zum MHW verringerte Emissionen von rund 103 Mg SO₂-Äquivalenten.

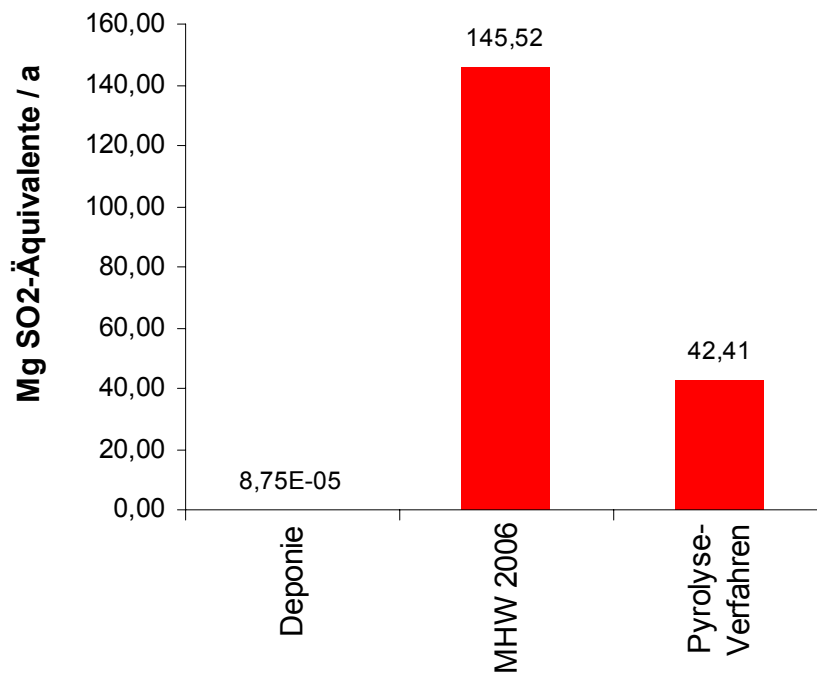


Abbildung 24: Vergleich der SO₂ – Emissionen / SO₂-Äquivalente für alle betrachteten Varianten, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

Im Gegensatz zur Treibhausrelevanz weist die Deponie hier das günstigste Ergebnis auf, wobei im Verhältnis zu den CO₂-Emissionen die absoluten Zahlen hier um zwei Zehnerpotenzen geringer ausfallen.

Bei dem absoluten Wert der SO₂-Äquivalente ist ferner zu berücksichtigen, dass bei der Bilanzierung des Versauerungspotentials der Deponierung die Emissionen nur als Abgabe über den Wasserpfad (nach Reinigung der Sickerwässer) und aus dem Eigenenergiebedarf für die Sickerwasserreinigung betrachtet wurden, nicht jedoch die bei der Denitrifikation/Osmose anfallenden luftseitigen Emissionen und Abfälle (u.a. Ammoniakwasser, Salze) mit den nachfolgenden Prozessketten berücksichtigt wurden.

6 Bewertung der Ergebnisse und Diskussion

Im Vergleich zur Basisreferenz, der TASI-Deponie, werden die relativen Einsparungspotentiale des MHW und des Pyrolyse-Verfahrens besonders deutlich. Bei einem Einsatz von 198.000 Mg Abfall-Mix im MHW können rund 54.000 Mg CO₂ eingespart werden. Mit dem Pyrolyse-Verfahren ergeben sich Einsparungen von rund 72.000 Mg CO₂ gegenüber der früher erfolgten Deponierung (vgl. Abbildung 23 in Kap. 5).

Dieses Ergebnis zeigt den direkten Einfluss der energetischen Nutzung von Abfällen auf das CO₂-Einsparungspotential: Der Einsatz von Abfällen und Ersatzbrennstoffen aus Abfallfraktionen in energetisch optimierten Anlagen trägt zur Substitution von fossilen Brennstoffen und damit deutlich zur Verminderung von Kohlendioxidemissionen bei. Dabei sind jedoch die ökologischen Vorteile einer Technologie auch der ökonomischen Tragbarkeit und Realisierbarkeit gegenüber zu stellen.

In diesem Zusammenhang muss berücksichtigt werden, dass das MHW ein integraler Bestandteil des Pyrolyse-Verfahrens ist. Abfälle, die sich nicht zur Verwertung im Pyrolyse-Verfahren eignen, werden durch das MHW einer Behandlung zugeführt. Dies macht deutlich, dass das Pyrolyse-Verfahren kein Ersatz, sondern eine Ergänzung zum MHW darstellt. Von den eingesetzten 198.000Mg/a an Siedlungsabfällen verbleiben rd. 106.000Mg/a für das MHW.

Eine CO₂-Bilanz in der gleichen Größenordnung wie für das Pyrolyse-Verfahren, wird durch das MHW auch erreicht, wenn der regenerative Anteil im Abfall höher ist, als in dieser Studie für den Abfall-Mix angenommen wurde bzw. die Energieausbeute z.B. durch zusätzliche Stromproduktion erhöht wird (siehe Abbildung 25). Dies zeigt, dass dieselben Klimaschutzziele bereits durch die Energieoptimierung bestehender, konventioneller Rostfeuertechnik erreicht werden kann und es letzten Endes eine unternehmerische Entscheidung ist, welche Technologie eingesetzt wird.

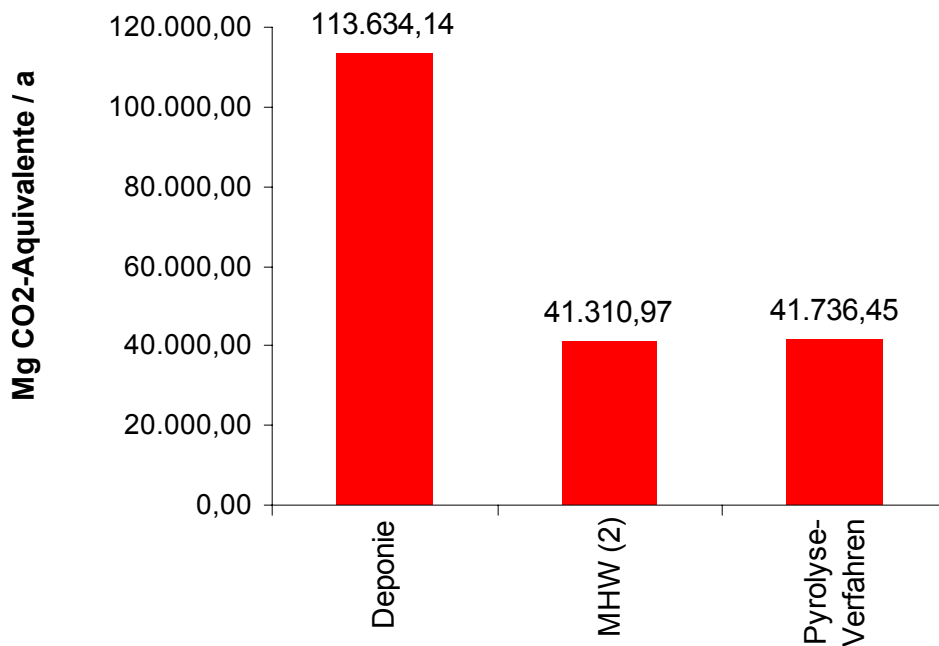


Abbildung 25: Vergleich der absoluten klimarelevanten CO₂- Emissionen der Varianten bei doppelter Stromproduktion im MHW, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

Die in Abbildung 25 dargestellten Ergebnisse basieren auf der Annahme einer gegenüber den Ausgangsberechnungen verdoppelten Stromproduktion, die durch den Einsatz einer dritten Turbine erreicht werden könnte. Diese Option wird derzeit bei der ANO hinsichtlich ihrer Wirtschaftlichkeit für das MHW betrachtet und verdeutlicht den Trend zur energetischen Anlagenoptimierung, der sich vor dem Hintergrund der veränderten Abfallentsorgungs- und Energieversorgungssituation abzeichnet. Energieoptimierte konventionelle thermische Abfallbehandlungsanlagen können demnach unter gegebenen Randbedingungen zu den selben Klimaschutzziele führen, wie innovative neue Techniken, wie die Pyrolyse von Teilströmen heizwertreicher Fraktionen.

Daneben sind die Emissionsgutschriften bei den bisherigen Betrachtungen auf der Basis des europäischen UCTPE Energiemixes berechnet worden. Wird hier dagegen der Bremer Strom-Mix mit einem weit größeren Anteil der Erzeugung über Steinkohle als Grundlage herangezogen so ergeben sich hier weit positivere Ergebnisse hinsichtlich der klimarelevanten CO₂-Emissionen beim MHW Bremen bzw. Pyrolyse-Verfahren. Für das bereits diskutierte, energetisch optimierte MHW ergibt sich so eine neutrale CO₂-Bilanz, wie sie in einer Studie vom Öko-Institut für die Summe aller Hausmüllverbrennungsanlagen in Deutschland [Öko-Institut, 2002] berechnet wurde. Im Fall des Pyrolyse-Verfahrens übersteigen die Gutschriften hier sogar die Emissionen, sodass sich ein konkretes CO₂-Einsparungspotential für eine Energieproduktion im Pyrolyse-Verfahren ergibt (vgl. Abbildung 26 und Abbildung 27). Für das Versauerungspotential gelten analoge Verhältnisse.

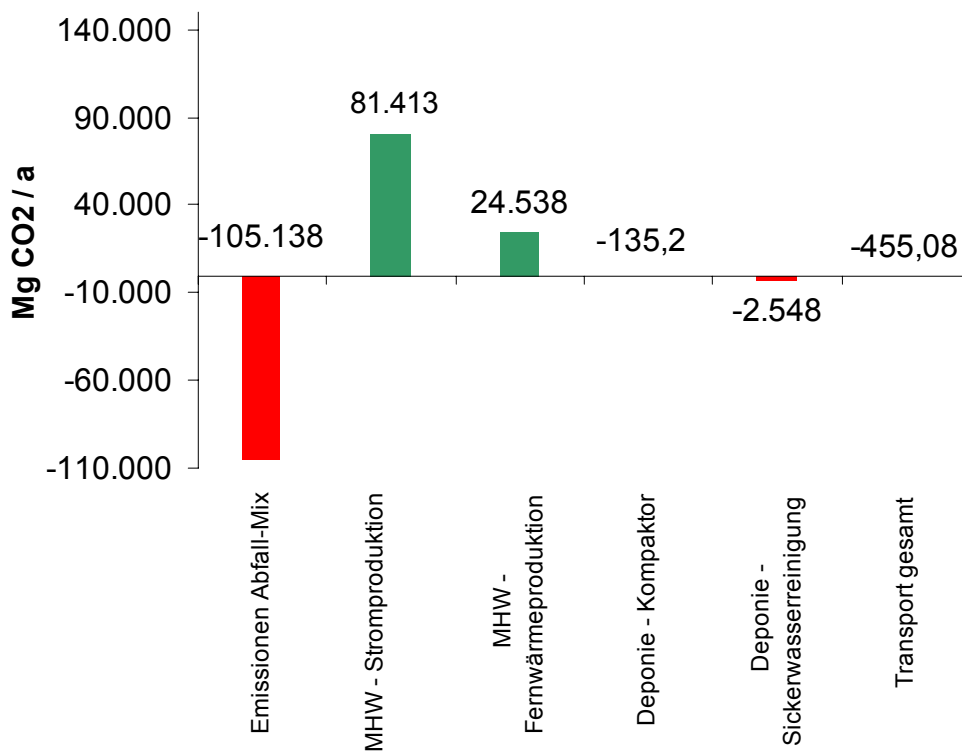


Abbildung 26: CO₂-Bilanz für die Variante MHW bei verdoppelter Stromproduktion (Ansatz Bremer Strom-Mix), bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

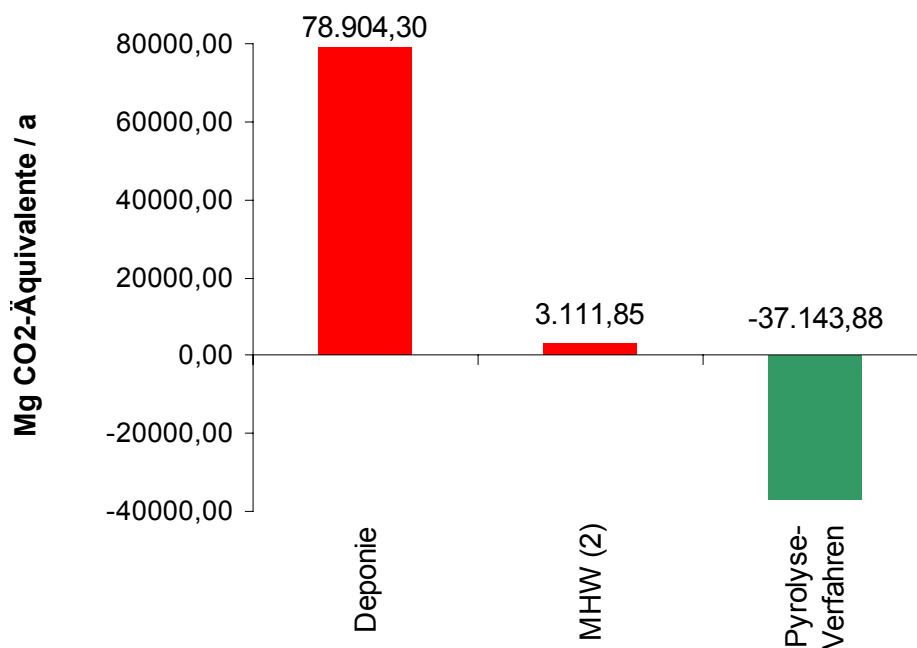


Abbildung 27: Vergleich der absoluten klimarelevanten CO₂- Emissionen der Varianten bei doppelter Stromproduktion im MHW und angesetztm Bremer Strom-Mix, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Mix

In Abbildung 28 und Abbildung 29 sind die diskutierten unterschiedlichen Ansätze zum Strom-Mix zu Grunde gelegt und anhand der relativen klimarelevanten CO₂-Emissionen, jeweils bezogen auf die produzierte Jahresmenge MWh, wird der Einfluss auf die Bilanzergebnisse vergleichend dargestellt. Die angegebenen Werte *EU* beziehen sich auf den europäischen UCTPE Strom-Mix; die Werte *HB* auf den Bremer Strom-Mix. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist bezüglich der Datengrundlage zu beachten, dass die Daten *EU* aus GaBi entnommen wurden und entsprechend das Endergebnis der vollständigen Bilanzierung einschließlich aller Vorketten, Transport etc. sowie der verrechneten Gutschriften darstellen. Die Daten *HB* basieren hingegen auf einer vereinfachten Bilanzierung, bei der lediglich der Anlagenbetrieb einschließlich der Gutschriften aus der Energieproduktion betrachtet wird. Die Vorketten, deren Einfluss auf den Gesamtprozess allerdings als gering eingeschätzt werden kann, (vgl. Darstellungen zu CO₂ und Versauerung aus GaBi in Kapitel 3) sind auf Grund des fehlenden, für die Generierung in GaBi notwendigen Datensatzes des Bremer Strom-Mixes nicht mit betrachtet worden.

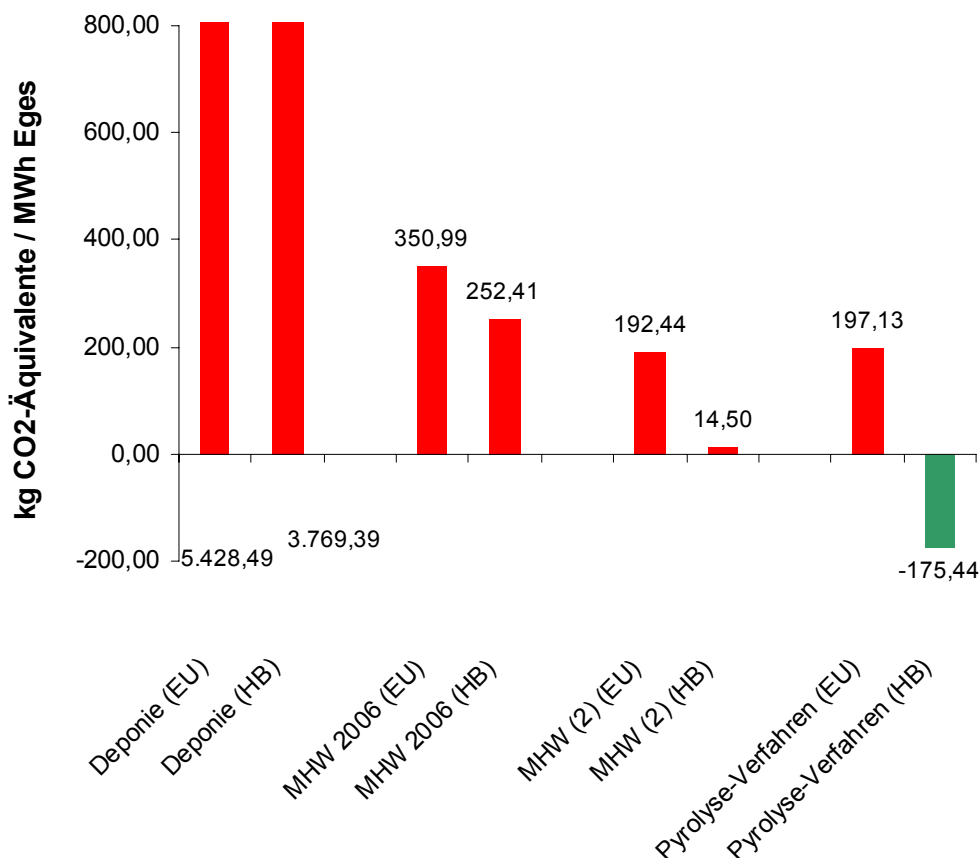


Abbildung 28: Vergleich des spezifisches Treibhauspotentials anhand der relativen klimarelevanten CO₂-Emissionen bezogen auf die produzierte Gesamtenergiemenge

Bei der Allokation des Treibhauspotentials über die Energie, werden produzierter Strom und Wärme als Gesamtenergie gleich bewertet, wodurch im vorliegenden Fall das MHW

durch die hohe Wärmeproduktion in der Bilanz ähnlich gut bewertet wird wie das Pyrolyse-Verfahren, bei dem im Verhältnis mehr Strom produziert wird. Bei optimierter Stromproduktion (Variante MHW (2)) fällt die Bilanz für das MHW auf Basis UCTPE-Strom-Mix sogar positiver aus, als für das Pyrolyse-Verfahren.

Um den unterschiedlichen Verhältnissen Strom/Wärme beim Pyrolyse-Verfahren gegenüber den MHW-Varianten Rechnung zu tragen, wurden die spezifischen Emissionsfaktoren des Gesamtprozesses (eine getrennte Darstellung der Emissionen nach Art der produzierten Energie ist aufgrund des zusammenhängenden Prozessgeschehens nicht möglich) zum Vergleich auch auf die reine Stromproduktion bezogen. Wie Abbildung 29 zeigt, verändert sich die Bilanz auf Basis UCTPE-Strom-Mix dabei zu Gunsten des Pyrolyse-Verfahrens.

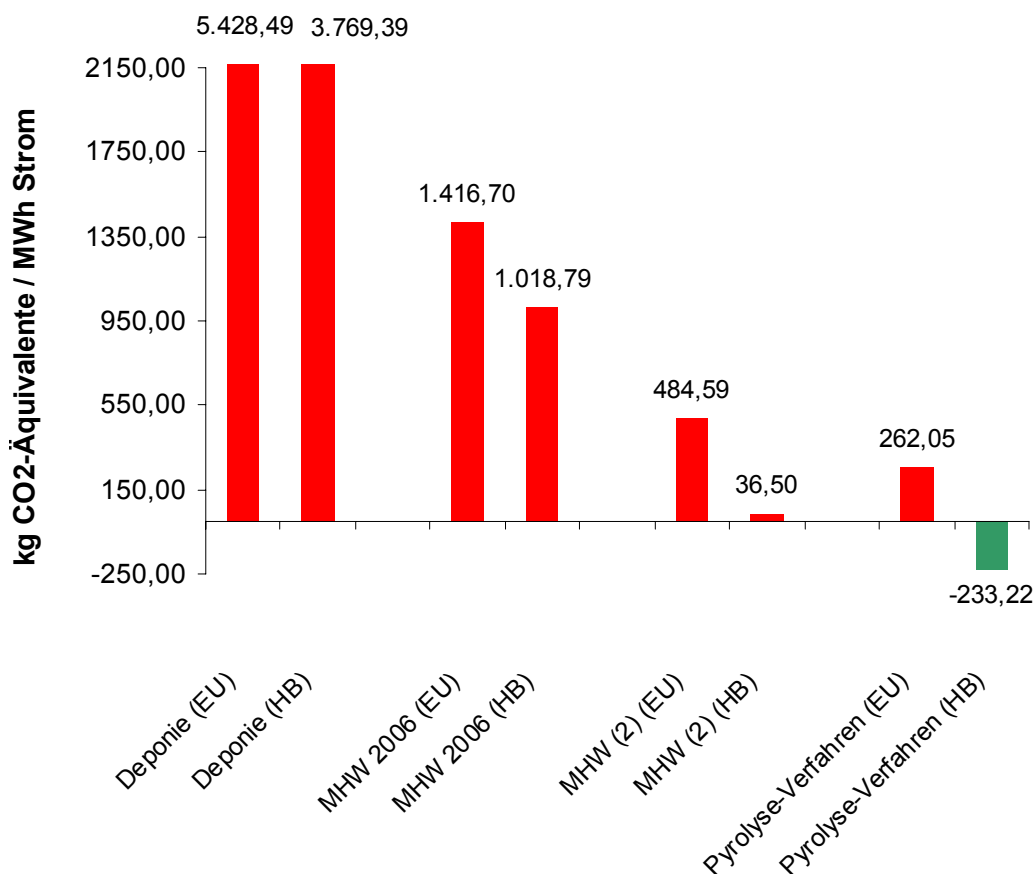


Abbildung 29: Vergleich des spezifisches Treibhauspotentials anhand der relativen klimarelevanten CO₂-Emissionen bezogen auf die produzierte Strommenge

Aufgrund des zwischenzeitlichen Inkrafttretens der AblagerungsVO zum 1.6.2005 steht die hier gewählte Basisvariante Deponie nicht mehr zur Verfügung. Die Ergebnisse dieser Betrachtungen würden sich bei der nun mehr anzusetzenden Basisvariante „MVA ohne Energieauskopplung“ weiter für das MHW gegenüber dem Pyrolyse-Verfahren verändern,

da dabei dann auch der selbst erzeugte Energieeigenbedarf hinsichtlich der Emissionsgutschriften mit zu berücksichtigen ist. Aufgrund der Erzeugung des Energiebedarfes aus Abfall mit entsprechendem biogenen Anteil würde sich das Ergebnis insbesondere hinsichtlich der Klimarelevanz entsprechend verbessern (vgl. dazu Abbildung 30).

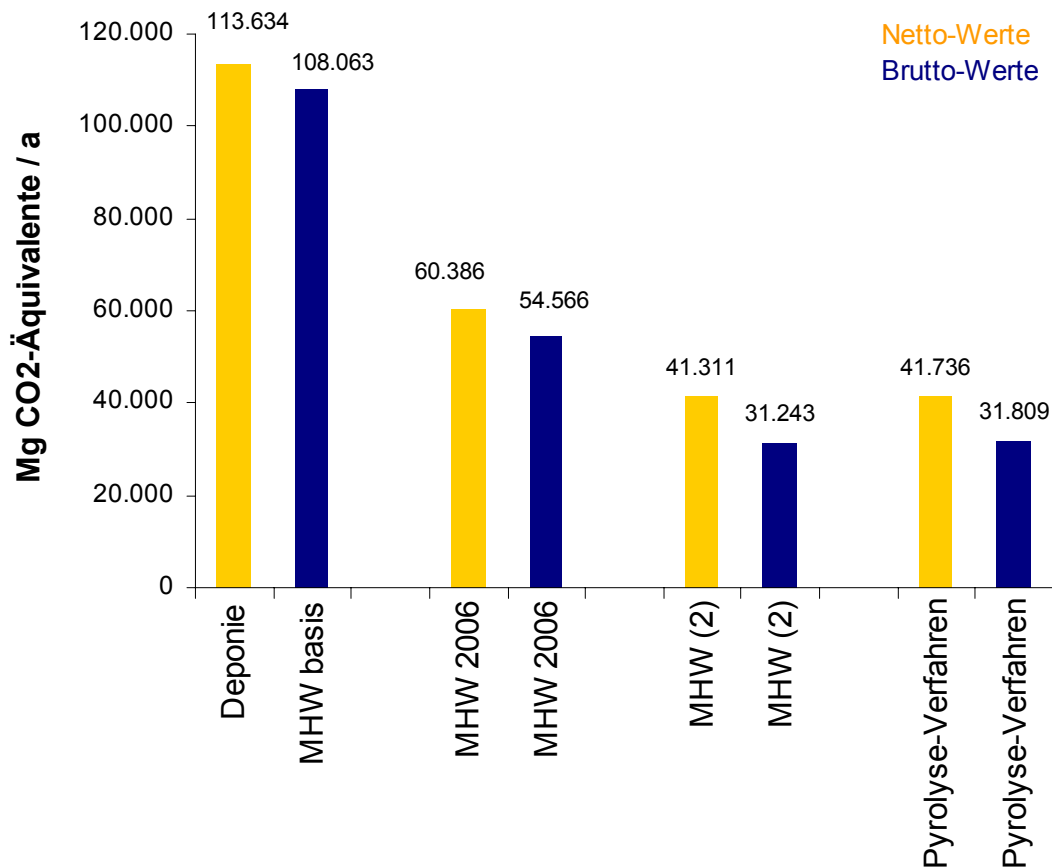


Abbildung 30: Vergleichende Bilanzierung der CO₂-Emissionen bei angesetzter Bruttostrom- und Nettostromproduktion für die Varianten MHW 2006, MHW (2) und Pyrolyse-Verfahren, bezogen auf 198.000 Mg Abfall-Input auf Basis „MHW ohne Energieproduktion“ bzw. TASI-Deponie

In der 3. Fortschreibung des Landesenergieprogramms des Landes Bremen sind diese vorgenannten Brutto-Bilanzierungsansätze eingeflossen. Hinsichtlich der Energieproduktion durch die thermische Abfallbehandlung beim Müllheizwerk Bremen ergibt sich zum Stand 2005/6 eine CO₂-Minderung mit rd. 87.000Mg/a durch Stromerzeugung (Zunahme von 73.000Mg/a gegenüber 1993) und mit rd. 42.120 Mg/a durch die Fernwärmeauskopplung (Zunahmen von 14.717 Mg/a gegenüber 1993). Diese zusätzlichen Einsparungen per anno entsprechen rund 10% der bis 2005 für Bremen (auf der Basis 1993) geplanten jährlichen Minderung an CO₂-Emissionen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie stellen eine Indikation der Umwelt- und Klimarelevanz neuer Ansätze/Verfahren zur Verwertung von heizwertreichen Abfällen dar. Die Studie geht von einem ganzheitlichen Ansatz aus, der neben dem Anlagenbetrieb auch die wesentlichen Einflussfaktoren aus den Vorketten umfasst. Obwohl einige Annahmen auf Schätzungen und Richtwerten beruhen, ist davon auszugehen, dass die wesentlichen Faktoren, die Einfluss auf die im Rahmen der Wirkungskategorien zu beurteilenden Umweltauswirkungen haben, integriert sind.

Bei den Ergebnissen ist zu beachten, dass die betrachteten Szenarien aus spezifisch für Bremen geltenden Bedingungen entwickelt wurden, sodass eine Übertragung auf andere Standorte nur eingeschränkt möglich ist.

Als Quintessenz kann aber grundsätzlich festgehalten werden, dass

- eine klimabezogene Bewertung stoffstromspezifischer Ansätze zur Verwertung heizwertreicher Gewerbeabfälle/Sortierreste in energie-optimierten Mitverbrennungsanlagen im Vergleich zur Verbrennung in einer MVA immer von den realen Standortbedingungen vor-Ort abhängig ist

und

- MVA-Konzepte bei energieoptimierter Fahrweise Mitverbrennungskonzepten mit Sortierung und Aufbereitung von Teilfraktionen an Siedlungsabfällen diesbezüglich ebenbürtig sind, je nach Standortbedingungen sogar besser abschneiden können

Damit ergänzt und bestätigt diese Studie die grundsätzlichen Schlussfolgerungen des parallel bearbeiteten „Statusberichtes zum Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und möglichen Potenzialen“ des Ökoinstitutes Darmstadt im Auftrag des BMU und UBA (mit Förderung des BDE und NABU) und der EdDE –Studie „Ökologische Effekte der Müllverbrennung durch Energienutzung“, dass im Rahmen der zukünftigen Abfallwirtschaft die optimierte Energieauskopplung die Grundlage einer Abfallbehandlung darstellen muss. Die Voraussetzungen müssen hierzu bereits bei der Planung neuer Anlagen geschaffen bzw. bei bestehenden Altanlagen durch gezielte politische Instrumente die energetische Nutzung gesteuert werden. Dabei ist jeweils standort- und anlagenbezogen eine effiziente Strategie zur optimierten Energienutzung zu entwickeln. Hierbei sind bei Altanlagen je nach den früher gewählten Nutzungskonzepten, als Heizwerke oder Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen bzw. reine Stromerzeugung über Eigenproduktion oder über die Dampfabgabe an benachbarte Kraftwerke, und den damit gewählten Dampfparametern jeweils unterschiedliche technische Grenzen hinsichtlich einer Zielvorgabe für Effizienzkriterien zu berücksichtigen.

Ebenso macht diese Studie deutlich, dass neben der Anlagenkennzahl einer Energieeffizienz auch immer die realen Standortbedingungen bei einem Vergleich des

klimarelevanten Nutzens mit zu berücksichtigen sind. So kann eine unter Umständen technisch bedingte geringere Anlageneffizienz trotzdem zu einem größeren Klimanutzen im Vergleich zu einer anderen Anlage führen.

Die Auswertungen geben die hohe energie- und klimapolitische Bedeutung der energetischen Verwertung von Abfällen für Bremen und die Region wieder und zeigen die vorhandenen Handlungsoptionen für eine effiziente Energieproduktion aus der thermischen Behandlung von Abfällen bzw. geeigneten Abfallfraktionen im Zusammenspiel eines Müllheizkraftwerkes mit angepassten Kraft- und Zementwerkskonzepten.

Die in diesem Szenario betrachteten Verfahren hinsichtlich der Umweltbilanzierung sind für einen Transfer und die Einbindung in bestehende Strukturen anderer Regionen auf die jeweils regional spezifischen Begebenheiten vor Ort anzupassen, aber aufgrund der weitgehend auch überregional geltenden Rahmenbedingungen

- gemischter Siedlungsabfallmix
- Emissionsbetrachtungen auf der Basis des europäischen UCTPE-Energiemixes

grundsätzlich übertragbar.

7 Literatur

1. ANO (2004 a): Umwelterklärung 2003. Müllheizwerk Bremen, auf der Grundlage der Umweltdaten des Jahres 2002.
2. ANO (2004 b): Energiebilanzen zum Müllheizwerk Bremen, Anlagenbetrieb 2002 und 2006; interne Dokumente
3. ANO (2004 c): Persönliche Auskunft durch Herrn Dr. Spuziak-Salzenberg
4. ANO (2005): Umwelterklärung 2005. Müllheizwerk Bremen, auf der Grundlage der Umweltdaten des Jahres 2004.
5. Bilitewski et. al (1994): Waste Management, Springer Verlag, Berlin Heidelberg
6. Butz, Wolfgang: Klimarelevanz von Deponiegasemissionen; Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 11 „Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung“; G. Rettenberger, R. Stegmann (Hrsg.) 1997
7. DIN EN ISO 14040- Ökobilanz- Prinzipien und allgemeine Anforderungen.
8. Eckardt, Silke; Schirmer, Matthias; Bilitewski, Bernd; Albers, Henning (2004). Emissionshandelssystem - Ein wirtschaftlicher Anreiz für die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Restabfall? Müllhandbuch, Band 2, Kennzahl 1553. Erich-Schmidt-Verlag GmbH & Co.
9. EU-Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten
10. EC (2004) Entscheidung der Kommission vom 29/01/2004 zur Festlegung von Leitlinien für Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (EG-Monitoring Guidelines)
11. Kost, Thomas (2001) Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen. Dissertation. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, Band 16
12. GE Jenbacher GmbH & Co OHG (2004): Persönliche Auskunft. 25.06.2004
13. Bundeseinheitliche Liste der Emissionsfaktoren,
[http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/energie/datenerfassung_nap/liste_emissions_faktoren/]
14. Öko-Institut e.V.(2002): Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung, im Auftrag der Interessengemeinschaft der Betreiber Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD), Darmstadt
15. Universität Hohenheim, Institut für Agrartechnik in den Tropen und Subtropen; Info: Solare Klärschlamm-trocknung
16. Schulz, H.; Eder, B. (2001): Biogas Praxis; Ökobuchverlag, Staufen bei Freiburg
17. Williams, P.T.(1999): Waste Treatment and Disposal, Department of Fuel and Energy, The University of Leeds, UK

18. Europäisches Schadstoffemissionsregister EPER;
[http://www.eper.de/faq_co2_emissionen.htm]
19. Metcalf & Eddy (2003): Wastewater Engineering, Treatment and Reuse; Mc Graw Hill, New York
20. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz; <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/oekonomie/klima/daten/33.pdf>
21. Rettenberger, Stegmann (Hrsg.)(1994): Erfassung und Nutzung von Deponiegas; Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 6, Economica Verlag GmbH, Bonn
22. Öko-Institut e.V: GEMIS Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme. Version 4.14. <http://www.oeko.de/service/gemis/de/index.htm>]
23. Dahm, W. et. al. (1994): Sickerwasserreinigung, Stand der Technik (1993/94),
24. Zukünftige Entwicklungen, Enviro Consult; EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik