

Nutzung der flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls zur Umsetzung von Reduktionsmaßnahmen klimarelevanter Treibhausgasemissionen in Müllverbrennungsanlagen

Von der Fakultät für Georessourcen und Materialtechnik
der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen

zur Erlangung des akademischen Grades
eines Doktors der Ingenieurwissenschaften

genehmigte Dissertation
vorgelegt von **Dipl.-Ing.**

Christian Pacher

aus Kaufbeuren

Berichter: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Peter Georg Quicker
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich

Tag der mündlichen Prüfung: 14. März 2016

Diese Dissertation ist auf den Internetseiten der Hochschulbibliothek online verfügbar.

Danksagung

Ich bedanke mich recht herzlich bei allen Personen, die mich im Rahmen meiner Recherchearbeiten und bei Erstellung, Konzipierung und Ausarbeitung meiner Arbeit tatkräftig unterstützt haben. Im Speziellen geht dieser Dank an alle Anlagenbetreiber und Funktionäre entsprechender Verbände, die durch Daten und Ideen an dieser Arbeit mitgewirkt haben. Ein besonderer Dank geht an dieser Stelle an die Interessengemeinschaft Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD e.V.) für die freundliche und kooperative Unterstützung bei den unterschiedlichen Fragestellungen während der gesamten Bearbeitungszeit.

Mein besonderer Dank gilt den beiden Betreuern dieser Arbeit, Herrn Prof. Dr.-Ing. Peter Quicker vom Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule (RWTH) Aachen und Herrn Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich, ehemals Ordinarius des Lehrstuhls für Rohstoff- und Energietechnologie der Technischen Universität München und seit Oktober 2013 Ordinarius des Lehrstuhls Umwelt- und Energietechnik am Institut für Elektrische Energietechnik und Energiesysteme der Technischen Universität Clausthal. Durch ihr fachliches Knowhow und ihre kompetente Beratung und Unterstützung haben sie mir viele Anregungen gegeben und dieser Arbeit zum Erfolg verholfen.

Bei Frau Prof. Dr. rer. silv. Gabriele Weber-Blaschke (ehemals Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie der Technischen Universität München) möchte ich mich ebenfalls herzlich bedanken. In den zahlreich anfallenden administrativen und strukturellen Fragen stand sie mir stets zur Seite und hat somit entscheidend zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen. Herrn Dr. Wolfgang Mayer (ehemals Wissenschaftszentrum Straubing) danke ich für die Betreuung und Kommunikation während der gesamten Phase des Entstehens dieser Arbeit.

Für die fachliche Unterstützung und die anregenden und informativen Diskussionen in den Themenfeldern des Emissionshandels danke ich allen Mitarbeitern der FutureCamp Climate GmbH.

Zudem danke ich meinen Eltern Hans und Ursula Pacher, die mich nicht nur im Laufe meines Studiums, sondern auch während meiner Doktorandenzeit immer wieder auf die wichtigen Dinge hingewiesen und erheblichen Anteil am erfolgreichen Abschluss dieser Arbeit haben. Dies gilt auch in gleichem Maße für meine Lebensgefährtin Tanja Adelwarth, die mich seit meinem Studium begleitet, wichtigster Anlaufpunkt bei Problemen und wichtigen Fragestellungen war und zudem die Erstkorrektur dieser Arbeit übernahm.

Zu guter Letzt möchte ich nicht meine Kollegen Sebastian Fiedler, Kathrin Greiff, Thomas Herfellner, Thomas Schleicher, Eva Hamatschek und Uwe Athmann vergessen, die in zahlreichen Kaffeepausen und Feierabenden kompetente Ansprechpartner und durch Diskussionen und Ratschläge eine große Unterstützung bei der Erstellung dieser Arbeit waren.

Danksagung

Kurzfassung

Der Fokus der vorliegenden Arbeit liegt auf der Beurteilung der Auswirkungen des Emissionshandels auf die Emissionsposition von thermischen Abfallbehandlungsanlagen und der möglichen Nutzung der flexiblen Mechanismen aus dem Kyoto-Protokoll, um unter Berücksichtigung von Vermeidungskosten entsprechende CO₂-Minderungsmaßnahmen kosteneffizient umzusetzen. Die Kenntnis von klimawirksamen Treibhausgasemissionen, Optimierungspotenzialen und der Relevanz einzelner Vermeidungsmaßnahmen ist hierbei von entscheidender Bedeutung.

Hierzu wurde in dieser Arbeit ein methodischer Ansatz zur Bestimmung der Relevanz von Optimierungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen in Verbindung mit der Erhebung des aktuellen Stands der Technik erarbeitet, der auf einer Matrixbilanzierung beruht. Daraus ließen sich in Verbindung mit den durch Wünsch (2011) erarbeiteten Optimierungsmaßnahmen und Vermeidungskosten die effektivsten Maßnahmen, die Relevanz für die Einbeziehung in den Emissionshandel oder die Nutzung von projektbasierten Klimaschutzmechanismen und eine Empfehlung zu deren Förderung durch nationale Maßnahmenpakete ableiten.

Durch die verbrannten Abfälle entstanden unter Anwendung von unterschiedlichen Standard-emissionsfaktoren klimarelevante CO₂-Emissionen in Höhe von 6,9 Mio. Mg CO₂ bis rund 10,4 Mio. Mg CO₂. Dies entspricht weniger als 1% der deutschen Gesamtemissionen. Viele deutsche Anlagen werden inzwischen mit einem stark reduzierten Einsatz fossiler Energieträger betrieben, da die meisten Anlagenprozesse auf Eigendampfnutzung umgestellt wurden. Dies bedeutet zwar eine geringere Energieauskopplung und somit auch eine geringere Substitution fossiler Energieträger außerhalb der Anlage, führt allerdings bei Anlagen ohne vollständige Energienutzung zu einem höheren Nutzungsgrad der Anlage. Die CO₂-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen resultieren vorrangig aus der Umsetzung des im Abfall enthaltenen Kohlenstoffs zu Kohlenstoffdioxid während des Verbrennungsprozesses und sind nur durch eine veränderte, kohlenstoffärmere Abfallzusammensetzung zu reduzieren. Daher sind die Potenziale zur Reduktion direkter Emissionen begrenzt.

Die weitaus größeren Potenziale liegen in der Energieabgabe und der damit verbundenen Substitution fossiler Energieträger. Konzepte wie die Abwärmenutzung zur Trocknung von Klärschlämmen oder Hölzern für die weitere energetische Nutzung stellen ebenso Möglichkeiten dar, wie die erhöhte Anbindung an Fernwärmennetze. Obwohl schon viele der derzeit technisch möglichen Optimierungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen umgesetzt wurden, sind bei den untersuchten Maßnahmen nach wie vor Treibhausgasminderungspotenziale in der Höhe von 2,1 bis 4,1 Mio. Mg CO_{2,eq}/Jahr vorhanden. Die Untersuchungen von Wünsch (2011) zeigten weiteres Reduktionspotenzial bei den dort bilanzierten Optimierungsmaßnahmen auf.

Die betrachteten Optimierungsmaßnahmen wurden neben deren Einsparpotenzial auch hinsichtlich deren Umsetzungsnotwendigkeit kategorisiert. Der größte Handlungsbedarf ergibt sich demnach unter Berücksichtigung der vorhandenen Datenbasis für die Nutzung von Restenergie der am Kaminaustritt in die Atmosphäre freigesetzten Abgase, die Erhöhung der energetischen Auslastung und die Erhöhung der Kesselwirkungsgrade.

Der Rückgriff auf verlässliche Daten von CO₂-Emissionen durch Installation entsprechender Messsysteme ist möglich, allerdings werden nur die Gesamt-CO₂-Emissionen gemessen. Die

Bestimmung der tatsächlichen klimawirksamen Emissionen zeigt sich nicht mit verhältnismäßigem Aufwand als praktisch umsetzbar. Zwischen gemessenen, pauschal zur Hälfte klimawirksam angesetzten und den über Standardemissionsfaktoren ermittelten CO₂-Emissionen entstehen erhebliche Diskrepanzen. Deshalb wäre für jede Anlage eine separate Bestimmung der biogenen Anteile über Sortier- oder Heizwertanalysen und damit verbunden ein sehr anspruchsvolles Monitoring notwendig.

Aufgrund des Entsorgungsauftrags und der damit verbundenen Abhängigkeit von den zu behandelnden Abfallmengen können durch die Zuteilung der Zertifikate für die Anlagenbetreiber sowohl positive, als auch negative finanzielle Effekte entstehen. Es müsste eine Lösung gefunden werden, die den Entsorgungsauftrag berücksichtigt. Eine Lösung könnte hierbei die Zertifikatezuweisung bezogen auf eine Tonne Abfall unter Berücksichtigung der Abfallzusammensetzung sein. Dies würde explizite Verfahren für die Abfallverbrennung in der Europäischen Monitoringverordnung bedingen.

Hinsichtlich der direkten CO₂-Minderung an den Anlagen sind Grenzen gesetzt (siehe Kap. 4.3.2). Emissionsminderungen können lediglich durch Substitution fossiler Energieträger innerhalb der Anlagenprozesse erfolgen. Diese Möglichkeiten sind in den deutschen Anlagen nahezu ausgeschöpft, so dass gerade im Hinblick auf einen eventuellen Eintritt in den Emissionshandel erhebliche Probleme entstehen würden, die jährlichen festgelegten Emissionsminderungen herbeizuführen. Selbst bei einer Ausnahme von Reduktionspflichten können je nach Abfallmengenentwicklung in der Zuteilungsperiode Defizite an zugeteilten Zertifikaten entstehen. Da die substituierte Energie im Rahmen des EU-Emissionshandels nicht in Form von Zertifikaten gutgeschrieben wird, sondern lediglich eingesparte CO₂-Emissionen innerhalb der Anlage als Gutschriften verbucht werden, bietet der Emissionshandel in seiner jetzigen Form für Müllverbrennungsanlagen keine Anreize.

Die thermische Abfallbehandlung ist selbst ohne Betrachtung laufender Betriebs- und Wartungskosten im Vergleich zu den bisher etablierten Deponiegasprojekten zu teuer und konnte in dem bisher etablierten Markt der Kyoto-Mechanismen nicht bestehen. Gutschriften für substituierte Energie im Rahmen des EU-Emissionshandels könnten allerdings durch die Mechanismen JI, CDM o.ä. generiert werden. Sie stellen eine Möglichkeit dar, um die zusätzlich durch Effizienzsteigerungen zur Verfügung gestellte Energie zu vergüten und daraus Emissionszertifikate zu generieren. Für die Abfallverbrennung müssten neue Methodologien entwickelt werden, mit denen nachgewiesen werden kann, inwieweit CO₂-Emissionen verringert werden und die Zusätzlichkeit der geplanten Maßnahme gegeben ist. Die Anwendung von projektbasierten Mechanismen und die Durchführung von CO₂-Minderungsmaßnahmen in Form von Effizienzsteigerungen an emissionshandelspflichtigen Anlagen ist zudem eng an die erzielbaren Preise für Zertifikate gebunden. Eine Optimierungs- oder Minderungsmaßnahme wird erst dann realisiert, wenn über die Zertifikatepreise ein wesentlicher Mehrwert entsteht und sich die Maßnahme unter Berücksichtigung der jeweiligen Brennstoffpreise und dem erhöhtem Energieertrag finanziell darstellen lässt. Die rückläufige Entwicklung der Zertifikatepreise in den letzten Monaten und Jahren führt dazu, dass die projektbasierten Mechanismen keinen finanziellen Anreiz für die Durchführung von Energieeffizienzmaßnahmen an Anlagen, in diesem Fall an Müllverbrennungsanlagen, bilden. Die Unsicherheit hinsichtlich der Fortführung dieser Projekttypen führt dazu, dass diese aktuell keine Alternative darstellen.

Die Erhebung der klimawirksamen Treibhausgase stellt sich bei Müllverbrennungsanlagen nach wie vor schwierig dar, da die biogenen Anteile nur mit großem Aufwand bestimmt werden können. Um den tatsächlichen Beitrag zum Klimaschutz und mögliche Potenziale durch vollständige Energieabgabe und Effizienzsteigerungen darstellen zu können, muss eine solide Datenbasis geschaffen werden. Hierzu besteht weiterer Forschungsbedarf. Ein Vorschlag wäre, unterschiedliche Bestimmungsverfahren zu kombinieren. Beispielsweise könnte die Bilanzenmethode der TU Wien als vorrangiges Bestimmungsverfahren im Rahmen eines CO₂-Monitors eingesetzt und durch intervallsabhängige chemische Bestimmungsverfahren regelmäßig validiert werden. Dies würde den permanenten Monitoringaufwand reduzieren und dennoch einen gewissen Beitrag zur Einhaltung von Genauigkeitsanforderungen leisten. Für Müllverbrennungsanlagen müssten hierbei anlagenspezifische Anforderungen formuliert werden, wenn diese in den Emissionshandel integriert werden sollen.

Die bestehenden thermischen Abfallbehandlungsverfahren werden auch in Zukunft ihren Stellenwert in der Abfallwirtschaft haben, das gilt insbesondere für die Müllverbrennungsanlagen. Aufgrund der hohen Anforderungen an den Ersatzbrennstoff bei der Mitverbrennung in Kohlekraft- und Zementwerken gelangen nach wie vor Abfallströme in die klassische Müllverbrennung. Aufgrund der Notwendigkeit dieses Abfallbehandlungsverfahrens muss auch daran gelegen sein, die dort erzeugte Energie effizienter zu nutzen. Dies kann nur über geeignete Fördermechanismen geschehen, da sich die Kosten sonst auf mehrere Jahre hinweg nicht amortisieren lassen. Als Ergänzung zu den vorrangig anzustrebenden Abfallvermeidungsmaßnahmen kann die thermische Abfallbehandlung die notwendige Entsorgungssicherheit für die nicht vermeidbaren und gleichzeitig nicht verwertbaren Abfälle sicherstellen. Um dies weiterhin auf dem besten verfügbaren technischen Level zu ermöglichen, sollten auch Optimierungsmaßnahmen in der Abfallwirtschaft, im Speziellen die maßnahmenfokussierte Förderung von Energieeffizienzmaßnahmen bei der thermischen Abfallbehandlung, unterstützt werden.

Abstract

This study focuses on the evaluation of impacts of the European Emissions Trading Scheme (EU ETS) on the emissions position of waste incineration plants and the evaluation of useful flexible mechanisms according to the Kyoto Protocol with the aim of pushing the cost efficient reduction of greenhouse gases in those installations. The knowledge of climate affecting greenhouse gases, of energy efficiency potentials and of the relevance of different energy efficiency measures is essential for an in-depth evaluation.

Therefore, a methodology for the determination of the relevance of different energy efficiency measures has been developed in connection with an evaluation of the current state of art. The methodology is based on a matrix determination. The results of Wünsch (2011), regarding specific energy efficiency measures, and their related implementation costs have been considered in order to deduce the cost efficiency of different measures, which is essential for the determination of EU ETS impacts on waste incineration plants and the realisation of project based mechanisms.

According to this evaluation, climate affecting CO₂ emissions in the range of 6.9 million Mg to 10.4 million Mg are caused by the incineration processes in German waste incineration plants. This means a share of 1% of total CO₂ emissions in Germany. Most of the German waste incineration plants are operated by strongly reduced amounts of fossil fuels as most technical configurations are based on the use of steam that is generated by the incineration process. The use of steam inside the installation boundaries results in lower energy deliveries to public district heating systems and a reduced substitution of fossil fuels outside the installation boundaries. However, it leads to higher utilization ratios for those installations that are not connected to public district heating systems. CO₂ emissions caused by waste incineration plants mainly result from the transformation of the carbon content of wastes to carbon dioxide during the incineration process. Climate affecting CO₂ emissions from the incineration process could only be reduced by waste containing less carbon. Hence, the reduction potential of direct CO₂ emissions in waste incineration plants is limited.

However, there are more essential potentials regarding the energy delivery to public district heating systems or other steam/heat consuming plants and installations and, related to this, the substitution of fossil fuels. Beside the increasing connection to public district heating systems, heat recovery for drying sludge or wood could be a sensible technical concept in order to ensure efficient energy generation with those fuels with higher water content.

Although a lot of technical energy efficiency measures have been conducted in waste incineration plants in the past, GHG emissions could be reduced by 2.1 to 4.1 million Mg CO₂e/yr according to the results of this study. Wünsch (2011) has shown a further GHG reduction potential by energy efficiency measures which were explored in his study.

The energy efficiency measures considered have been categorised by their reduction potential and their need for realisation. Based on available data, the following measures show the highest potential: heat recovery from waste gases emitted to the atmosphere, increase of the energetic utilization and boiler efficiency.

Continuous emissions metering systems are available on the market and can provide reliable data for CO₂ emissions. But only the total amount of CO₂ emissions can be measured. The share of climate affecting and climate neutral CO₂ emissions cannot be determined by those measurements. Hence, the evaluation of climate affecting CO₂ emissions which are relevant for an emissions trading scheme can not be conducted with reasonable costs and effort. The results of this study show significant gaps between measured, flat-rate values (50% of total CO₂ emissions) and CO₂ emissions that are calculated by standard emission factors derived by sampling analyses. Hence, an installation specific evaluation of the biogen share of waste by regular samplings and analyses of the heating value would be necessary. Since waste is a very inhomogenous fuel, ensuring representative data through monitoring and sampling would be a very ambitious procedure.

Because of the waste disposal law in Germany and the dependency on treated waste amounts and waste compositions, positive and negative financial effects of a free allocation of certificates can occur which cannot be influenced by the operator. If free allocation shall be continued in further trading periods, a specific solution for waste incineration plants must be implemented that considers the waste disposal law. This could be managed by, for example, the allocation of certificates based on one tonne of treated waste with due regard to the waste's composition. This would lead to specific allocation procedures for waste incineration plants implemented in the European Monitoring and Reporting Regulation.

The reduction potentials of direct CO₂ emissions in waste incineration plants are limited. CO₂ emission reductions can only be realised by substituting the fossil energy used for the technical processes. Those reduction potentials are nearly exhausted in German waste incineration plants. Hence, in case of including waste incineration plants in the European Emissions Trading Scheme, operators may not be able to fulfil emission reductions as defined by the European Monitoring and Reporting Regulation. Even if the legislator created exceptions of the yearly reduction obligations for waste incineration plants deficits of certificates could occur because of the development of waste amounts. Since no credits, that is additional certificates free of charge, can be received for the substituted energy, the current European Emissions Trading Scheme does not deal with the relevant processes in waste incineration plants effectively and does not stimulate emissions reduction measures.

However, credits could be generated by the project based mechanisms Joint Implementation (JI), Clean Development Mechanism (CDM) or similar mechanisms which are directly linked to the European Emissions Trading Scheme. If the energy efficiency of waste incineration plants increases, less energy is needed for the installation itself. Hence, additional steam or electricity can be delivered to public district heating systems or the electricity grid and substitutes regular fossil generated energy. The project based mechanisms consider emission reductions caused by the substitution of fossil fuels. But new methodologies would be necessary to regulate the calculation of CO₂ emission reductions and the proof of additionality in the case of waste incineration. That means, some efforts and costs before the implementation of the project itself but does not lead to a negative assessment of those mechanisms. But even if you do not consider regular operation and maintenance costs the waste incineration process is too expensive compared to landfill gas projects. That is why those projects are widely established in the market of Kyoto mechanism while waste incineration does not play any role.

Over the last three years another problem has arisen: the certificate prices. The implementation of project based mechanisms and the realisation of CO₂ emission reductions measures is closely linked to the actual certificate prices. Reduction measures are going to be realised if additional credits emerge by the generated certificates considering the current fuel prices on the market and an increased energy revenue. Because of the declining certificate prices in the last three years, project based mechanisms have not stimulated efficiency measures in any kind of installation. Additionally, the continuation of those kinds of project based mechanisms is very uncertain. Hence, there are no alternative mechanisms to stimulate efficiency measures at the moment.

The evaluation of climate affecting greenhouse gases caused by waste incineration plants is still difficult since the biogenic ratio of waste can only be determined with higher effort. A reliable data base is necessary for an evaluation of the actual contribution to climate protection and efficiency potentials of waste incineration plants. There is further need for research.

If waste incineration plants should be included in the Emissions Trading Scheme, different determination procedures could be combined. For example, the balancing method of the Technical University Vienna could be used as the main determination procedure for the biogenic carbon content of waste. Additionally, the results of the balancing method could be cross-checked by regular chemical determination procedures. With this approach the ongoing monitoring process could be reduced without impacting accuracy requirements, which should be specifically geared to each plant.

The currently established thermal waste treating procedures, in particular waste incineration plants, will also rate highly in German waste management in the future. Due to the high requirements on the substitute fuels used for co-incineration in coal-fired power plants or cement works, considerable amounts of waste flow to the classic waste incineration plants. Hence, the classic waste incineration plants will also be a necessary way of disposal in the future, and energy generated by the incineration process, should be used as efficiently as possible. Efficiency measures must be promoted by appropriate assistance measures because of their usually long payback period. In addition to the primarily targeting aim of waste reduction, thermal waste treatment can ensure the necessary waste disposal guarantee for amounts of waste which can not be avoided or recycled. In order to ensure a treatment of waste with the best available technique, the promotion of energy efficiency measures in the thermal waste treatment sector should be supported.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung

Kurzfassung/Abstract

1 Einführung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung der Arbeit	2
1.3 Kenntnisstand	3
1.3.1 Treibhausgasemissionen aus Müllverbrennungsanlagen	3
1.3.2 Kategorisierung von Müllverbrennungsanlagen	6
1.3.3 Optimierungsmaßnahmen an Müllverbrennungsanlagen	6
1.3.4 Beitrag der Abfallverbrennung zum Klimaschutz	9
1.3.5 Berechnung von CO ₂ -Minderungskosten im Bereich der thermischen Abfallbehandlung	12
2 Methodisches Vorgehen	15
2.1 Untersuchungsrahmen	16
2.2 Bewertung der Optimierungsmaßnahmen und Potenziale in den Anlagen	18
2.2.1 Thermodynamische Bilanzkreise	18
2.2.2 Bestimmung des Nutzungsgrads der Anlagen	19
2.2.3 Darstellung der Anlagenwirkungsgrade	22
2.2.4 Relevanz von Optimierungsmaßnahmen in den einzelnen Müllverbrennungsanlagen	23
2.3 Berechnung der klimarelevanten Treibhausgasemissionen	25
2.3.1 Berechnung der Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen	25
2.3.2 Beurteilung der klimarelevanten Einflüsse aus der thermischen Abfallbehandlung	27
2.3.3 Definition der Äquivalenzprozesse	28
2.3.3.1 Äquivalenzprozess zur Substitution von konventionell erzeugtem Strom	28
2.3.3.2 Äquivalenzprozess zur Substitution von konventionell erzeugter Wärme	30
2.4 Kategorisierung der deutschen Müllverbrennungsanlagen	32
2.5 Übertragung der Minderungspotenziale auf die Anlagenkonfigurationen	33
2.6 Bestimmung sinnvoller Fördermechanismen zur Umsetzung von effektiven Optimierungsmaßnahmen	35
3 Optimierungsmaßnahmen bei Müllverbrennungsanlagen	36
3.1 Bilanzierte Maßnahmen bei der Verbrennung	37
3.1.1 Reduktion des Luftüberschusses	37
3.1.2 CO ₂ -arme oder CO ₂ -neutrale Zusatzbrennstoffe	44
3.2 Bilanzierte Maßnahmen bei der Dampferzeugung und Dampfnutzung:	46
Erhöhung der Kesselwirkungsgrade	46
3.3 Bilanzierte Maßnahmen in der Abgasreinigung	52
3.3.1 Katalysatortechnik	54
3.3.2 Einsatz anlagenspezifischer, optimierter Additive	58
3.4 Bilanzierte Maßnahmen bei der Energienutzung	62
3.4.1 Erhöhung der energetischen Auslastung von Müllverbrennungsanlagen	62
3.4.2 Erhöhung der Verfügbarkeiten	63
3.4.3 Nutzung der Restenergie aus Abwärme und am Kaminaustritt	66
3.5 Weitere Optimierungsmaßnahmen ohne CO ₂ -Bilanzierung	68

3.5.1 Maßnahmen bei der Dampferzeugung und Dampfnutzung	68
3.5.2 Maßnahmen in der Abgasreinigung	72
4 Treibhausgasminderungspotenziale	75
4.1 Umsetzungspotenziale in den untersuchten Anlagen	75
4.2 Kategorisierung der deutschen Müllverbrennungsanlagen	79
4.3 Ableitung des Gesamt-Treibhausgasminderungspotenziales	80
4.3.1 Treibhausgasemissionen aus der Verbrennung des Abfalls und dem Betrieb der Anlagen	80
4.3.2 Direkte Einsparpotenziale innerhalb der Anlagenprozesse	85
4.3.2.1 Umstellung auf CO ₂ -arme oder CO ₂ -neutrale Zusatzbrennstoffe	85
4.3.2.2 Senkung der Katalysatortemperatur bei der katalytischen Entstickung (SCR)	86
4.3.3 Indirekte Einsparpotenziale durch Substitution fossiler Energieträger	90
4.3.3.1 Reduktion des Luftüberschusses	90
4.3.3.2 Erhöhung der Kesselwirkungsgrade	92
4.3.3.3 Einsatz anlagenspezifischer, optimierter Additive	95
4.3.3.4 Erhöhung der energetischen Auslastung von Müllverbrennungsanlagen	98
4.3.3.5 Erhöhung der Verfügbarkeiten	101
4.3.3.6 Nutzung der Restenergie aus Abwärme oder am Kaminaustritt	105
4.3.3.7 Zusammenfassung der direkten und indirekten Einsparpotenziale	108
5 Nutzung der flexiblen Mechanismen zur effektiven Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen	111
5.1 CO ₂ -Minderungskosten unter Berücksichtigung von erzielbaren Zertifikatepreisen	111
5.1.1 CO ₂ -Minderungskosten anhand spezieller Beispiele im Bereich der thermischen Abfallbehandlung	111
5.1.2 Vergleich der CO ₂ -Minderungskosten im Bereich der thermischen Abfallbehandlung mit anderen Technologien	117
5.1.3 Vergleich der CO ₂ -Minderungskosten mit den erzielbaren Zertifikatepreisen	119
5.2 Emissionshandel als Instrument für die Durchführung von Optimierungsmaßnahmen	125
5.2.1 Optionen und Auswirkungen eines Emissionshandels für Müllverbrennungsanlagen in Deutschland	125
5.2.1.1 Rechtliche Voraussetzungen für Müllverbrennungsanlagen	125
5.2.1.2 Zuteilungsprinzipien für die Handelsperiode 2008-2012	126
5.2.1.3 Zuteilungsprinzipien für die Handelsperiode 2013-2020	129
5.2.1.4 Auswirkungen des Emissionshandels auf Müllverbrennungsanlagen in der Handelsperiode 2008 bis 2012	132
5.2.1.5 Auswirkungen des Emissionshandels auf Müllverbrennungsanlagen in der Handelsperiode 2013 bis 2020	138
5.2.1.6 Zukünftige Entwicklung des Emissionshandels und alternativer rechtlicher Rahmenbedingungen zur Reduktion des CO ₂ -Ausstoßes	146
5.2.2 Anwendung der projektbasierten Mechanismen des Kyoto Protokolls im Bereich der Abfallverbrennung	148
5.2.2.1 Grundlagen der projektbasierten Mechanismen	148
5.2.2.2 Vorhandene Methodologien im Bereich der Abfallverbrennung	150
5.2.2.3 Nutzung des Joint Implementation	152
5.2.2.4 Nutzung des Clean Development Mechanism	154
5.2.2.5 Zukünftige Entwicklung der projektbasierten Mechanismen	157

6 Fazit und weiterer Forschungsbedarf	159
6.1 Treibhausgasemissionen aus Müllverbrennungsanlagen	159
6.2 Treibhausgasminderungspotenziale durch die Abfallverbrennung	160
6.3 CO ₂ -Vermeidungskosten bei der Abfallverbrennung	161
6.4 Notwendigkeit der Förderung der Energie aus Abfällen	162
6.5 Geeignete Fördermechanismen für eine effiziente Nutzung der Energie aus Abfällen	163
7 Zusammenfassung	169
8 Verzeichnisse	175
8.1 Literaturverzeichnis	175
8.2 Abkürzungsverzeichnis	188
8.3 Abbildungsverzeichnis	190
8.4 Tabellenverzeichnis	192
8.5 Glossar	195
9 Anhang	
9.1 Für Bilanzierung angesetzte Auslegungswerte deutscher Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung	
9.2 Abgasreinigungsverfahren deutscher Müllverbrennungsanlagen	
9.3 Emissionsfaktoren und Kohlenstoffgehalte unterschiedlicher Brennstoffe	
9.4 Spezifische Bewertungsparameter für die Energiebereitstellung von Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung	
9.5 Spezifische Bewertungsparameter für den Energieeigenbedarf von Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung	
9.6 Spezifische Bewertungsparameter für die Energieabgabe von Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung	
9.7 Verfahrenskonfigurationen zur Berechnung des Additiveinsatzes	
9.8 Bilanzgrenzen zur Berechnung des Additiveinsatzes	
9.9 Standardauslastungsfaktoren (Vollbenutzungsstunden) nach Zuteilungsgesetz (ZuG) 2012	
9.10 Produkt-Benchmarks für die Zuteilung ab 2013	
9.11 Dampfparameter der untersuchten Müllverbrennungsanlagen	
9.12 Fragebögen zur Erhebung spezifischer Anlagenparameter	
9.13 Bilanzierungstool zur Berechnung der Energiebilanzen der untersuchten Müllverbrennungsanlagen	
9.14 Gesamt-Impact-Matrix A _i	
9.15 Wirkungsmatrix e _i	
9.16 Potenzialmatrix B _i	
9.17 Beispielberechnung CO ₂ -Einsparung durch Umstellung von Erdgas auf Eigendampfnutzung im MKW Schwandorf	
9.18 Beispielberechnung CO ₂ -Einsparung durch erhöhte Fernwärmeauskopplung bei Eigendampfnutzung im MHW Würzburg	

1 Einführung

1.1 Problemstellung

In der Bundesrepublik Deutschland fielen im Jahr 2012 rund 44,19 Mio. Tonnen Haushaltsabfälle an, davon etwa 16,4 Mio. Tonnen Rest- und Sperrmüll (Destatis 2014). Seit Inkrafttreten des Ablagerungsverbotes unvorbehandelter Abfälle zum 1. Juni 2005 gelangt ein Großteil dieses Abfalls und - aufgrund des Heizwertes von Abfall - auch ein gewaltiges Potenzial an Energie in thermische Abfallbehandlungsanlagen.

Vorrangiges Ziel des Verbrennungsvorganges ist eine vollständige Oxidation des gebundenen Kohlenstoffs, eine weitgehende Reduzierung des Abfallvolumens und gleichzeitig auch eine Konzentration der enthaltenen Schadstoffe. Seit den 1990er Jahren rückt die effiziente Nutzung der chemisch gebundenen Energie als Wärme in den Vordergrund (Spliethoff 2008). Feste Brennstoffe wie Abfall bestehen aus unterschiedlichen Anteilen von organischen Stoffen und Mineralien. Der in deutschen Müllverbrennungsanlagen entsorgte Hausmüll setzt sich im Wesentlichen aus Papier und Kartonagen, Kunststoffen, Eisen- und Nichteisenmetallen, Glas, Holz und Keramik zusammen. Bio- und Gartenabfälle werden stofflich verwertet, gelangen aber nach wie vor auch in die Verbrennung. Die im Hausmüll enthaltene Biomasse (auch biogener Anteil genannt) wird als CO₂-neutral betrachtet, da bei der Verbrennung genau die Menge an CO₂ freigesetzt wird, die während des Wachstumsprozesses der Pflanze aus der Atmosphäre entzogen und in den Zellen der Pflanze gebunden wurde. Im Gegensatz zu fossilen Energieträgern werden durch die Energiegewinnung aus dem biogenen Anteil im Abfall keine CO₂-Emissionen abgegeben, die die Atmosphäre zusätzlich belasten, sondern bereits im natürlichen CO₂-Kreislauf enthalten waren (Abbildung 1).

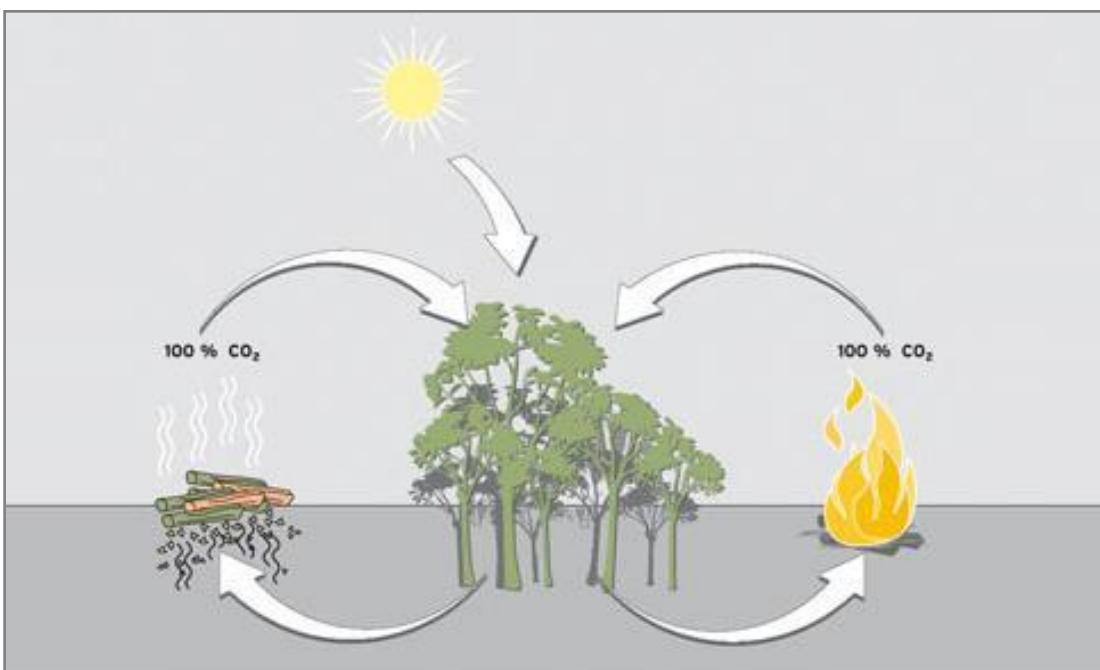


Abbildung 1 CO₂-Bilanz bei der Verbrennung von Biomasse

Im Jahr 2007 emittierten die in Deutschland etablierten Müllverbrennungsanlagen allein durch die Verbrennung des fossilen Anteils im Hausmüll rund 5,9 Mio. Tonnen klimarelevantes CO₂. Die Verbrennung sonstiger fossiler Hilfsstoffe ist hierbei noch nicht berücksichtigt (Treder 2008). Neben der Rückgewinnung von sekundären Rohstoffen wie Metallen, Gips oder ähnlichen lassen sich aufgrund dieses klimaneutralen, biogenen Anteils im Abfall durch eine optimierte Energiebereitstellung fossile Energieträger einsparen und Treibhausgasemissionen reduzieren.

Aufgrund der zahlreichen, unterschiedlichen Verfahrenstechniken lassen sich die Einsparpotenziale durch mögliche Optimierungsmaßnahmen nur durch eine Datenerhebung in allen Anlagen exakt bestimmen. Da nicht von allen Anlagen Daten in ähnlicher Qualität erhoben werden können, müssen einzelne Anlagentypen kategorisiert und Annahmen getroffen werden, um die Treibhausgasminderungspotenziale durch eine optimierte Verfahrenstechnik abschätzen zu können.

1.2 Zielsetzung der Arbeit

Während die meisten vorliegenden Studien in der Regel vor dem 1. Juni 2005 angefertigt wurden oder auf Datenbestände aus Zeiten vor der Umsetzung des Ablagerungsverbotes unvorbehandelter Abfälle zurückgreifen, finden in diese Arbeit die neuen Rahmenbedingungen Anwendung. Die 2007 durch das IPCC neudefinierten Werte für das Treibhauspotenzial einzelner Treibhausgase (bspw. N₂O bis 2007: 296, seit 2007: 310) führen gegenüber bisherigen Erhebungen zu veränderten CO₂-Äquivalenten bei der Betrachtung von Gesamtemissionen und werden im Rahmen dieser Studie entsprechend berücksichtigt.

Wesentliches Ziel dieser Arbeit ist die Ableitung eines methodischen Ansatzes zur Bestimmung der Relevanz von Optimierungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen in Verbindung mit der Erhebung des aktuellen Standes der Technik. Hierzu wurden durch gezielte Abfragen bei den Anlagenbetreibern und Konsolidierung durch unterschiedliche Datenquellen die Potenziale von Effizienzsteigerungsmaßnahmen eruiert. Somit lassen sich eindeutige Aussagen zu den Potenzialen vorher definierter Optimierungsmaßnahmen im gesamten Anlagenpark treffen.

Um die Relevanz einzelner Optimierungsmaßnahmen zu definieren, wurde eine Methodik entwickelt, die auf einer Matrixbilanzierung beruht. Die Abfrage der notwendigen Daten bei den Anlagenbetreibern erfolgte bereits in Matrizenform, so dass unterschiedliche Datensätze miteinander verknüpft und über mathematische Ansätze beurteilt werden können. Daraus lassen sich in Verbindung mit den durch Wünsch (2011) erarbeiteten Vermeidungskosten die effektivsten Maßnahmen, die Relevanz für die Einbeziehung in den Emissionshandel oder die Nutzung von projektbasierten Klimaschutzmechanismen und eine Empfehlung zu deren Förderung durch nationale Maßnahmenpakete ableiten.

Im Wesentlichen werden somit in dieser Arbeit folgende Kernfragen diskutiert:

- Wie groß sind die technischen Optimierungspotenziale in deutschen Müllverbrennungsanlagen?
- Welche Treibhausgasminderungspotenziale lassen sich in Verbindung mit den Ergebnissen von Wünsch (2011) ableiten?

- Kann der Emissionshandel Anreize für Effizienzsteigerungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen schaffen?
- Welche Möglichkeiten bieten die bis 2012 etablierten Klimaschutzinstrumente Clean Development Mechanism (CDM) und Joint Implementation (JI) oder Nachfolgeinstrumente?
- Welche weiteren Fördermaßnahmen sind zur Umsetzung der identifizierten Optimierungsmaßnahmen denkbar und führen zu einer bestmöglichen Nutzung der Energie aus Abfall?
- Welche Optimierungsmaßnahmen sollten dann vorrangig gefördert werden, da sie die größte Relevanz besitzen?

1.3 Kenntnisstand

1.3.1 Treibhausgasemissionen aus Müllverbrennungsanlagen

Ein wesentliches Kriterium zur Beurteilung der Treibhausgasemissionen und deren Reduktionsmöglichkeiten ist die Bestimmung des biogenen Anteils im Abfall. Die Bewertung der Klimarelevanz von Müllverbrennungsanlagen reicht bereits bis in die 1990er Jahre zurück. Bereits damals wurde eine mögliche Klimaveränderung durch die Verbrennung von Abfällen nicht ausgeschlossen (Kaimer & Schade 1999), so dass begonnen wurde, die Zusammensetzung und den klimarelevanten Kohlenstoffanteil des Abfalls sowie die Gesamt-CO₂-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen zu bestimmen.

Im Rahmen einer CO₂-Bilanz der im Jahre 1989 betriebenen 47 deutschen Müllverbrennungsanlagen wurde ein klimarevanter CO₂-Anteil des verbrannten Siedlungsabfalls von 33,5% ermittelt, wobei die klimarelevanten Anteile für Hausmüll (30,0%), Sperrmüll (43,3%), Gewerbemüll (16,7%) und sonstige Abfälle (50,0%) getrennt ermittelt wurden (Tabasaran et al. 1993).

Im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens für das Restmüllheizkraftwerk Böblingen 1992 wurden in einer der ersten Studien klimarelevante Kohlendioxidemissionen bei Müllverbrennungsanlagen prognostiziert (Faulstich et al. 1992). Die Berechnung der klimarelevanten Kohlendioxidemissionen sowie der Substitutionspotenziale erfolgte im Vergleich zu verschiedenen fossil befeuerten Kraft-Wärme-Anlagen. 50% der entstehenden Emissionen (ohne Substitutionseffekte) aus der Verbrennung des damals entsorgten Restmülls (vorrangig Hausmüll, Sperrmüll und Gewerbemüll) wurden als nicht klimarelevant deklariert, ohne nähere Untersuchungen zur Zusammensetzung des Abfalls vorgenommen zu haben.

Abhängig von der Abfallzusammensetzung zeigten wenige Jahre später Untersuchungen von Wiemer et al. (1995) regenerative Anteile von 65% und Untersuchungen von Faulstich und Söhndel (1995) Anteile von bis zu 80%. Die CO₂-Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen in Deutschland wurden im Jahr 1995 auf etwa 10,5 Mio. Mg CO₂ ermittelt, was rund 1% der deutschen Gesamt-CO₂-Emissionen entsprach (Barniske 1995).

Das Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC) leitete im Jahr 1999 ein Verfahren ab, über das die klimarelevanten CO₂-Emissionen aus der Abfallverbrennung bestimmt werden sollten und an dessen Methodik sich andere Studien wie Bilitewski et al. (2005) orientieren. Das IPCC gab im Rahmen dieses Berechnungsverfahrens einen internationalen Emissionsfaktor von 0,557 Mg CO_{2,eq} je Tonne Frischsubstanz an, der aufgrund eines hohen Ansatzes von Gesamt-

und fossilem Kohlenstoff laut Johnke (2002) und Bilitewski et al. (2005) zu einem zu hohen Emissionsfaktor für deutschen Restabfall führte.

Kern et al. (2001) bestimmten im Rahmen der Untersuchung ökologischer Auswirkungen einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung regenerative Mengenanteile im Restabfall aus Haushalten zu 61,8%, im Sperrmüll zu 44,5% und in hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen zu 40,6%. Bezogen auf den Energieinhalt enthalten Restabfall aus Haushalten 55,4%, Sperrmüll 52,3% und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle 40,0% regenerative Anteile.

Diverse Studien von Johnke (2002), Zeschmar-Lahl (2002), dem Öko-Institut (2002) und Bilitewski et al. (2005) ermittelten hierzu Emissionsfaktoren, welche die Belastung des Klimas je Tonne verbrannten Abfalls wiedergeben (Tabelle 1).

In Bayern tragen laut einer Untersuchung des Bayerischen Landesamts für Umwelt (LfU Bayern) Abfallfraktionen mit regenerativem Anteil (Organik, Papier und Pappe, Kartonagen, Holz, Hygieneprodukte, Textilien etc.) zu 68,3% zum Hausmüllaufkommen bei (LfU 2003). Aus den regenerativen Anteilen der Einzelfraktionen nach Öko-Institut (2002) errechnete sich für den bayerischen Hausmüll insgesamt ein massenbezogener regenerativer Anteil von 57,6%.

Die Auswertung umfangreicher Sortieranalysen von Bilitewski et al. (2005) zeigte, dass etwa zwei Drittel des im Haus-/Restmüll enthaltenen Kohlenstoffs biogenen Ursprungs sind. Unter Berücksichtigung der biogenen Kohlenstoffanteile im Gewerbeabfall und im Sperrmüll leiteten Bilitewski et al. (2005) einen Emissionsfaktor des Abfalls von 0,321 Mg CO_{2,eq} je Tonne Frischsubstanz im Jahr 2005 ab.

Die genannten Studien wurden vor Umsetzung des Ablagerungsverbotes für nicht vorbehandelte Abfälle im Juni 2005 angefertigt, so dass diese Studien nicht die aktuelle Abfallzusammensetzung wiedergeben. In einer neueren Untersuchung der Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungsgemeinschaft e.V. (2010) wurde der von Bilitewski et al. (2005) ermittelte Emissionsfaktor aktualisiert (0,358 Mg CO_{2,eq} je Tonne Frischsubstanz) und als Grundlage der Emissionsberechnung dieser Arbeit herangezogen.

Tabelle 1 Vergleich der ermittelten klimarelevanten CO₂-Emissionsfaktoren für Siedlungsabfälle unterschiedlicher Studien

Studie	CO ₂ -Emissionsfaktor (Mg CO _{2,eq} /Mg Abfall)
IPCC (1999)	0,557
Johnke (2002)	0,473
Zeschmar-Lahl (2002)	0,250 ²⁾
Öko-Institut (2002)	0,389
Bilitewski et al. (2005)	0,321
EdDE (2010)	0,358 ¹⁾

¹⁾ Hausmüll 0,315, Sperrmüll 0,433, Gewerbeabfall 0,446 Mg CO_{2,eq}/Mg Abfall

²⁾ ohne Anteil an hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen

Der Schwankungsbereich der bisher ermittelten Gesamtkohlenstoffgehalte und regenerativen Anteile im Siedlungsabfall (Tabelle 2) und in den unterschiedlichen Abfallarten (Tabelle 3) begründet die unterschiedlich hohen Emissionsfaktoren.

Tabelle 2 Vergleich der ermittelten Gesamtkohlenstoffgehalte in Siedlungsabfällen bezogen auf die Frischsubstanz und regenerativen C-Gehalte bezogen auf den Gesamt C-Gehalt

Studie	Gesamt-C-Gehalt bezogen auf Frischsubstanz	Regenerativer C-Gehalt bezogen auf Gesamt-C-Gehalt
Faulstich et al. (1992)	-	50,0%
Tabasaran et al. (1993)	-	33,5%
Wiemer et al. (1995)	-	65,0%
Faulstich & Söhndel (1995)	-	80,0%
IPCC (1999)	40%	60,0%
Johnke (2002) ¹⁾	34%	60,0%
Zeschmar-Lahl (2002)	28% ²⁾	75,0% ²⁾
Öko-Institut (2002)	25%	62,0%
Bilitewski et al. (2005)	25%	64,0%
ITAD	29%	--

¹⁾ Keine Analysen. Berechnung orientiert sich an IPCC (1999) mit einem etwas geringeren Gesamt-C-Gehalt

²⁾ ohne Anteil an hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen

Tabelle 3 Vergleich der ermittelten regenerativen C-Gehalte bezogen auf die Gesamt C-Gehalte in einzelnen Abfallarten (Frischsubstanz)

Studie	Regenerativer C-Gehalt bezogen auf Gesamt-C-Gehalt (Massenanteile)		
	Hausmüll	Sperrmüll	Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall
Tabasaran et al. (1993)	30,0%	43,3%	16,7%
Kern et al. (2001)	61,8%	44,5%	40,6%
Öko-Institut (2002)	65,0%	--	--
LfU Bayern (2003)	57,6%	--	--
Bilitewski et al. (2005)	66,6%	72,9%	57,8%
EdDE (2010)	61,9%	66,3%	56,3%

Die Abfallwirtschaft nimmt bezüglich der Gesamt-CO₂-Emissionen eine untergeordnete Rolle ein, dennoch wurden in diesem Sektor bisher die größten, prozentualen Minderungen erzielt. Die Emissionen haben sich im Bereich der Abfallwirtschaft seit dem Referenzjahr 1990 um rund 72% auf etwa 11,5 Mio. Mg CO_{2,eq} vermindert (UBA 2009) und tragen somit mit etwa 1,2% (Abbildung 2) zum Treibhauseffekt bei. Zu beachten ist, dass die Abfallverbrennung im Nationalen Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar nicht im Sektor Abfall, sondern im Sektor Energie geführt wird und somit nicht den Emissionen der Abfallwirtschaft zugerechnet wird.

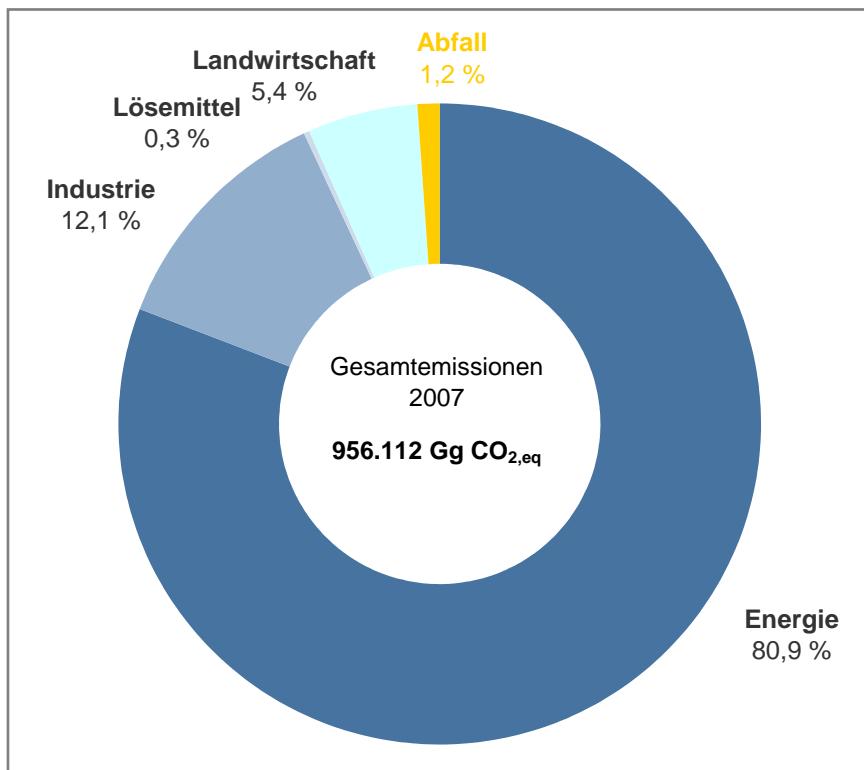


Abbildung 2 CO₂-Emissionen in Deutschland nach Sektoren (Quelle: UBA 2009)

1.3.2 Kategorisierung von Müllverbrennungsanlagen

Eine Kategorisierung aller deutschen Müllverbrennungsanlagen ist in bisherigen Untersuchungen nicht erfolgt. Das Landesamt für Naturschutz und Verbraucherschutz in Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) kategorisierte im Jahr 2001 die deutschen Müllverbrennungsanlagen nach ihren Abgasreinigungsverfahren (LANUV NRW 2001), betrachtete jedoch nicht alle Anlagenprozesse.

Im Rahmen einer ökobilanziellen Untersuchung unterschiedlicher Abfallentsorgungsverfahren wurden im Jahr 2005 16 Müllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen nach Typen kategorisiert (MUNLV 2007). Die Anlagentypen wurden nach der Feuerung, dem Kessel als Dampferzeuger, der Entstaubung, der Absorption der sauren Gase, der Entstickung und der Adsorption unterteilt (MUNLV 2007), allerdings unter stark verallgemeinernden Annahmen.

1.3.3 Optimierungsmaßnahmen an Müllverbrennungsanlagen

Thermische Prozesse werden stets von Verlusten begleitet (2. Hauptsatz der Thermodynamik). Bei der thermischen Abfallbehandlung treten Verluste vor allem bei der Energiebereitstellung, aber auch durch unvollständige Verbrennungsvorgänge und Abstrahlverluste der Schlacke auf (Abbildung 3).

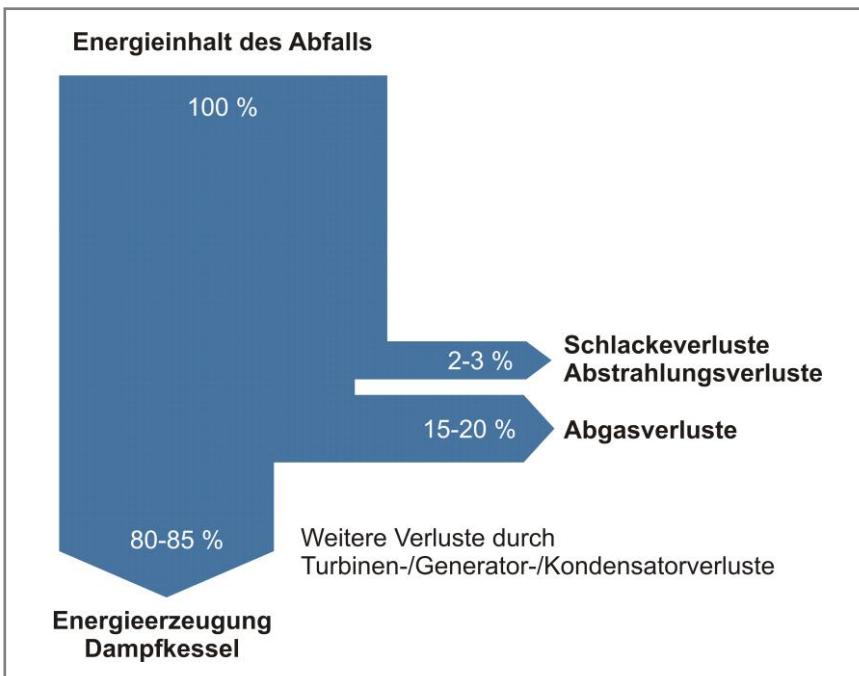


Abbildung 3 Verluste bei der thermischen Abfallbehandlung

Ein zentraler Ansatzpunkt technischer Verbesserungsmaßnahmen ist die Feuerung als erster Verfahrensschritt bei der Müllverbrennung. Durch geeignete Variation der Betriebsparameter kann in großem Umfang der Verbrennungsprozess und damit die Energieeffizienz beeinflusst werden.

Der zweite Hauptansatzpunkt zur Effizienzsteigerung ist der Bereich der Dampferzeugung und Dampfnutzung. Hierbei soll durch gezielte Beeinflussung der Prozessgrößen der energetische Gesamtwirkungsgrad verbessert werden.

Die Reinigung der Abgase stellt bei Müllverbrennungsanlagen den energetisch aufwändigsten Verfahrensschritt dar. Es existieren verschiedene Ansätze, um eine Energieeinsparung ohne negative Beeinflussung der Reinigungsleistung zu ermöglichen.

Rund 54% des Energiebedarfs in Deutschland (AGEB 2015) entfallen auf die Bereitstellung von Wärme (Raumwärme, Warmwasser, sonstige Prozesswärme), so dass das Einsparpotenzial in diesem Bereich besonders groß ist. Für die Verbesserung der Energieausbeute durch verstärkte Wärmenutzung bestehen Ansätze wie die Erzeugung von Kälte aus Prozessdampf im Sommer oder die verstärkte Anbindung an Fernwärmennetze.

Durch die langjährige Erfahrung mit der thermischen Abfallbehandlung wurden inzwischen zahlreiche Optimierungsmaßnahmen umgesetzt und fanden Einfluss bei der Planung von neuen Anlagen. Durch die zahlreichen Veröffentlichungen kann auf einen profunden Katalog an Maßnahmen zurückgegriffen werden.

Die Reduktionspotenziale aus einer optimierten Verfahrenstechnik wurden für den gesamten Anlagenpark bisher nur über Annahmen pauschaler Wirkungsgradsteigerungen abgeschätzt und differenzierte Reduktionspotenziale einzelner Optimierungsmaßnahmen nicht betrachtet. Wünsch et al. (2008) haben anhand einer Beispiel-Modellanlage die Treibhausgasminderungs-

potenzielle einzelner Optimierungsmaßnahmen berechnet, allerdings nicht auf den deutschen Anlagenpark übertragen. Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse und der Ausführungen von Bilitewski et al. (2005) hat Wünsch (2011) anhand von 9 Beispielanlagen die Treibhausgasminderungspotenziale für den deutschen Anlagenpark erstmals detaillierter abgeschätzt. Die Zielstellung war hinsichtlich der Treibhausgasminderungspotenziale demnach eine ähnliche wie in der vorliegenden Dissertation. Die Unterschiede in beiden Dissertationen liegen zum einen im Methodischen und zum anderen in der wesentlichen Fragestellung.

Hinsichtlich der Zielstellung fokussiert Wünsch (2011) in seiner Arbeit neben der Herleitung von Treibhausgasminderungspotenzialen in deutschen Müllverbrennungsanlagen auf die damit verbundenen CO₂-Vermeidungskosten. Der Fokus der hier vorliegenden Arbeit liegt hingegen auf der Beurteilung der Auswirkungen des Emissionshandels und der möglichen Nutzung der flexiblen Mechanismen aus dem Kyoto-Protokoll, um unter Berücksichtigung von Vermeidungskosten entsprechende Maßnahmen kosteneffizient umzusetzen.

Für beide Ansätze ist allerdings die Kenntnis von Optimierungspotenzialen und der Relevanz einzelner Vermeidungsmaßnahmen von entscheidender Bedeutung. Als wesentliche Basis für die Beurteilung von spezifischen Optimierungsmaßnahmen wird deshalb die Dissertation von Wünsch (2011) herangezogen. Somit entstanden parallel die von Wünsch (2011) angefertigte und die hier vorliegende Arbeit, die letztlich mit ähnlicher Ausgangssituation nicht nur unterschiedliche Zielsetzungen, sondern auch unterschiedlichen methodischen Ansätze verfolgen. Während Wünsch (2011) an den genannten neun Anlagen, die den deutschen Anlagendurchschnitt repräsentieren, zu erschließende Potenziale zu Anlagenoptimierungen untersucht und diese Ergebnisse auf den deutschen Anlagenbestand hochrechnet, wurden in der vorliegenden Arbeit Informationen aus allen deutschen Müllverbrennungsanlagen zusammengetragen und bewertet. Da auch mit diesem Vorgehen bei Weitem nicht für alle Anlagen die notwendigen Daten und Informationen zur Verfügung gestellt wurden, basieren auch die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse auf Hochrechnungen. Ein wesentlicher methodischer Unterschied zu Wünsch (2011) liegt allerdings darin, dass in der vorliegenden Arbeit nicht nur auf Basis von neun Beispielanlagen Hochrechnungen erfolgten, sondern für alle deutschen Anlagen der Stand der Technik und die Relevanz von Einzelmaßnahmen abgefragt wurden, aus dem letztlich die in den Ergebnissen dargestellten Einflussmatrizen entstanden. Die Hochrechnung erfolgte bei Wünsch (2011) schließlich auf Basis der neun Beispielanlagen über die eingebrachte Brennstoffwärmeleistung der Abfälle in allen deutschen Anlagen, ohne die tatsächlichen Optimierungspotenziale im restlichen deutschen Anlagenpark im Detail zu hinterfragen. Dadurch wird ergänzend zu Wünsch (2011) die Relevanz von Optimierungsmaßnahmen in einzelnen Anlagen hervorgehoben. Beide Arbeiten ergänzen sich somit in gewisser Weise und können teilweise als Verifizierung der jeweils ermittelten Daten gelten.

1.3.4 Beitrag der Abfallverbrennung zum Klimaschutz

Ein Großteil der bisherigen Studien zum CO₂-Einsparpotenzial durch die Energiegewinnung in oder die Optimierung von Müllverbrennungsanlagen haben gemein, dass sie vor dem 1. Juni 2005, also dem endgültigen Verbot der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle, durchgeführt wurden. Die Behandlung der behandelten Abfälle konnte damals nur anhand von Marktentwicklungen abgeschätzt werden, wobei gerade der Bau von Ersatzbrennstoffwerken keine zuverlässige Datenbasis zuließ. Inzwischen hat sich der Abfallmarkt durch Kapazität und Nachfrage geregelt und die zu behandelnden Abfallmengen können aufgrund von Daten aus den Jahren nach 2005 praxisnah abgeschätzt werden.

Aufgrund der getroffenen Annahmen entsprechen die in folgenden Studien erhobenen Potenziale den damals gegebenen Rahmenbedingungen und nicht mehr der inzwischen vorherrschenden Entsorgungsstruktur:

Im Jahr 2000 erhab das Umweltbundesamt (UBA) das CO₂-Einsparpotenzial durch die thermische Abfallbehandlung in 56 deutschen Anlagen (Johnke 2002). Durch die Behandlung von rund 13 Mio. Tonnen Siedlungsabfällen wurden etwa 3,0 TWh Strom und 11,7 TWh Wärme bereitgestellt und rund 4 Mio. Tonnen klimawirksame CO₂-Emissionen durch Substitution fossiler Energieträger eingespart. Durch Optimierung der Energienutzung durch Umstellung aller Anlagen auf Kraft-Wärme-Kopplung könnten weitere 3,4 Mio. Tonnen klimawirksames CO₂ eingespart werden (Johnke 2002). Im Jahr 2000 wurden allerdings noch etwa 16 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle ohne Vorbehandlung deponiert. Seit Juni 2005 ist die Deponierung unbehandelter Abfälle verboten. Die wurde in der UBA-Studie nicht berücksichtigt, so dass sich der aktuelle Datenbestand verändert hat.

Johnke & Treder (2004) berechneten für das Jahr 2001 eine überschlägige Gesamt-CO₂-Emissionsmenge von etwa 6,45 Mio. Mg CO_{2,eq} aus der Abfallverbrennung. Durch die Nutzung der während der Verbrennungsvorganges freiwerdenden Energie berechneten Johnke & Treder (2004) ein mögliches CO₂-Reduktionspotenzial von rund 8,7 Mio. Mg CO_{2,eq}, wodurch sich letztlich eine Nettoentlastung von etwa 1,1 Mio. Mg CO_{2,eq} ergäbe. Bei ihren Berechnungen haben Johnke & Treder (2004) jedoch eine Optimierung der Anlagen und eine pauschale Steigerung der elektrischen und thermischen Wirkungsgrade angesetzt. Durch die Optimierung der Anlagen auf Wirkungsgrade von 18% bzw. 20% elektrisch und 42% bzw. 50% thermisch ließen sich rund 1,5-2,1 Mio. Mg CO_{2,eq} einsparen.

Das Öko-Institut (2002) legte seinen Berechnungen zur Darstellung der Klimarelevanz der thermischen Abfallbehandlung Durchschnittswerte der deutschen Müllverbrennungsanlagen für abgegebene Energie, Strom- und Dampfeigenbedarf zu Grunde. Selbst bei einem im Jahr 2002 unrealistischen, durchschnittlichen Gesamtenergiennutzungsgrad von 70% kann laut der Studie des Öko-Instituts (2002) die Abfallverbrennung in Müllverbrennungsanlagen nur eine geringe Entlastung beim Treibhauseffekt erzielen. Die Abfallverbrennung führt zu einer unwesentlichen Erhöhung des Treibhauseffektes von 0,014% der deutschen Gesamtemissionen. Durch optimierte Energienutzung ließen sich laut Öko-Institut (2002) die deutschen Gesamt-Treibhausgasemissionen um 0,044% reduzieren.

Das Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (2005) untersuchte in einem UFO-Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes den Beitrag der gesamten Abfallwirtschaft in Deutschland zum Klimaschutz. Neben der Reduktion der Methanemissionen aus Deponien führt eine Steigerung der Verbrennungskapazitäten zwar zu einem Anstieg der Kohlendioxidemissionen, allerdings stehen denen auch höhere Gutschriften durch den Ersatz fossiler Energieträger gegenüber, durch welche die Umweltbelastungen aus der Verbrennung nicht nur ausgeglichen werden, sondern sogar Entlastungen herbeigeführt werden können. Bei Berücksichtigung einer Behandlung von Haushaltsabfällen und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen ermittelte das IFEU in einem Szenario 2005 eine Entlastung von 4,5 Mio. Mg CO_{2,eq} durch die deutsche Abfallwirtschaft. Die Nettoentlastung durch die Abfallverbrennung betrug hierbei bei Berücksichtigung der Substitution fossiler Energieträger rund 1,4 Mio. Mg CO_{2,eq}. Da mit der Umsetzung der TASi ab dem 1. Juni 2005 die Deponierung nicht vorbehandelter Abfälle verboten wurde und die IFEU-Studie vor diesem Datum erstellt wurde, wurde die gesamte zur Beseitigung anfallende Abfallmenge der Müllverbrennung zugewiesen und zudem angenommen, dass die im Jahr 2005 verfügbaren MBA-Kapazitäten vollständig durch zur Entsorgung anstehende Haus- und Sperrmüllmengen in Anspruch genommen werden (IFEU 2005). Zur Beurteilung der thermischen Abfallverwertung setzte das IFEU eine moderne Abgasreinigungstechnik voraus, die vorrangig mit Elektrofilter ausgestattet ist und zusätzlich eine durchschnittliche Nettostromerzeugung von 10% und eine Nettowärmeerzeugung von 30% des abfallspezifischen Energieinhalts. Die Bilanzierung erfolgte anhand eines Gesamtkohlenstoffgehaltes von 39,7% (bezogen auf Trockenmasse) und eines biogenen Anteils von rund 70%.

Nach Bilitewski et al. (2005) wurden durch Müllverbrennungsanlagen im Jahr 2003 insgesamt 13,2 Mio. Mg Abfall behandelt und dabei durch Energienutzung in Form von Strom, Fernwärme oder Prozessdampf insgesamt 3,5 Mio. MWh Strom und 9,7 Mio. MWh Wärme abgegeben werden. Durch die Stromabgabe ließen sich jährlich etwa 3,7 Mio. Mg an Braunkohle, durch die Wärmeabgabe mehr als 1 Mrd. Liter Heizöl oder rund 1,2 Mio. m³ Erdgas einsparen. Dies führt zu einer jährlichen Nettoentlastung in Höhe von 1,2 Mio. Mg CO_{2,eq} (Bilitewski et al. 2005). Zusätzlich berechnete Bilitewski (2006) für eine durchschnittliche Steigerung des Stromexports um 5% und des Wärmeexports um 8% ein zusätzliches Einsparpotenzial von insgesamt etwa 2,4 Mio. Mg CO_{2,eq} (Abbildung 4). Bei einer Wirkungsgradsteigerung um 1% lassen sich die exportierte Strommenge um etwa 0,531 Mio. MWh und die exportierte Wärmemenge um etwa 0,527 Mio. MWh erhöhen.

Auf regionaler Ebene wurde das Klimaschutspotenzial der bayerischen Abfallwirtschaft – mitunter auch die Potenziale der Abfallverbrennung – vom bifा Umweltinstitut untersucht. Dort wurde in einem Szenario die zu Grunde gelegte Abfallsituation aus dem Jahre 2003 unter dem Aspekt eines bereits im Jahre 2003 umgesetzten Deponierungsverbotes unbehandelter Abfälle untersucht, um die Situation nach Umsetzung der TASi abzubilden.

Alle beschriebenen Studien stützen sich demnach auf eine Datenbasis, welche die Abfallstruktur vor der Umsetzung des gesetzlichen Ablagerungsverbotes wiedergeben. Die bei der Abfallverbrennung entstehenden Luftemissionen hängen allerdings neben der Feuerungstechnik im wesentlichen von der Abfallzusammensetzung ab, weshalb diese Studie auf Daten aus dem Jahr 2007 oder 2008 basiert, die geänderte Abfallströme und damit einhergehende veränderte Abfallzusammensetzungen berücksichtigt.

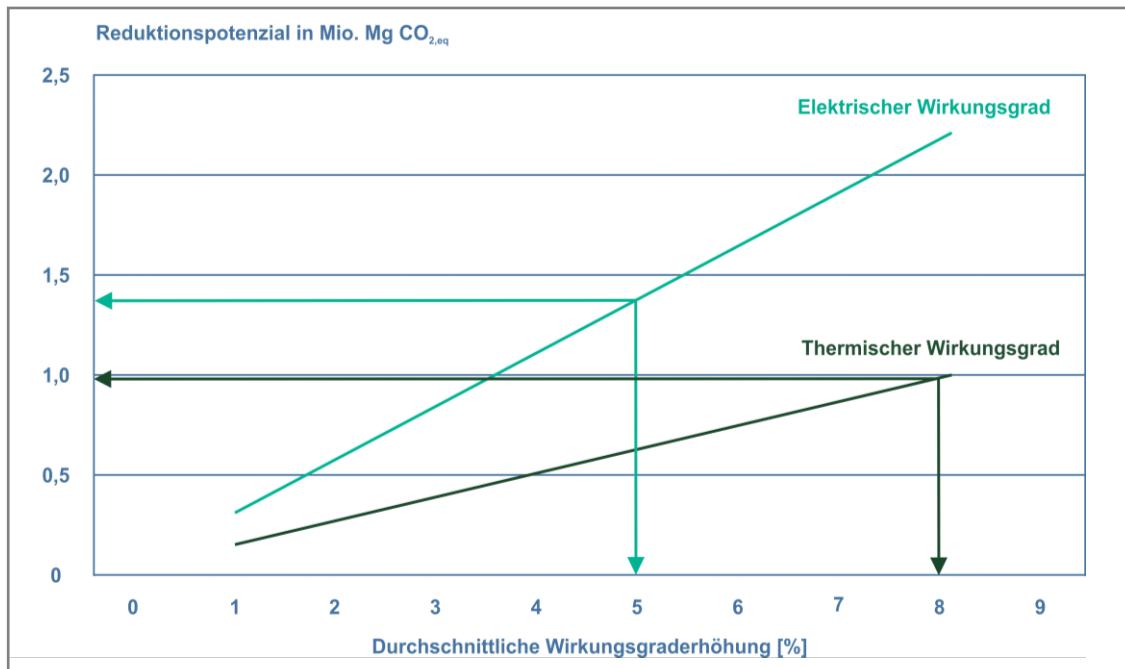


Abbildung 4 Einsparpotenziale durch eine Wirkungsgradsteigerung aller deutschen Müllverbrennungsanlagen (Quelle: Bilitewski 2006)

Kurz vor Vollendung dieser Arbeit publizierte das Umweltbundesamt (UBA) eine aktualisierte und überarbeitete Studie zum Einsparpotenzial der Abfallwirtschaft auf Basis der Öko-Institut-Studie aus dem Jahr 2005 und der Nachhaltigkeitsstudie des IFEU aus dem Jahr 2006 (Öko-Institut/IFEU 2005). Der Schwerpunkt der aktualisierten Studie UBA (2010) lag allerdings nicht mehr auf einer Potenzialuntersuchung zur Optimierung der thermischen Abfallbehandlung, sondern auf der Optimierung der stofflichen Verwertung. In unterschiedlichen Szenarien werden unter anderem optimierte und effizientere Behandlungsverfahren berücksichtigt und somit dargestellt, in welchen Bereichen Anstrengungen zur Optimierung der Abfallwirtschaft hinsichtlich des Klimaschutzes lohnenswert erscheinen. Die Berechnungen basieren auf den Daten zur Zusammensetzung des Restmülls und hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls wie bereits im Statusbericht 2005 angenommen, da keine aktuellen belastbaren Daten zur Verfügung standen. Zum Vergleich wurden Daten von Bilitewski et al. (2008) für das Jahr 2006 und aus Bilitewski et al. (2005) für das Jahr 2004 sowie Daten aus der Sortieranalyse in Bayern aus dem Jahr 2003 herangezogen.

Aufbauend auf den Ergebnissen von Bilitewski et al. (2005) berechnet Wünsch (2011) in seiner Dissertation auf Basis von 9 untersuchten Anlagen, dass durch energetische Optimierung der deutschen MVA jährlich zwischen 1,9 und 3,2 Mio. Mg an klimarelevanten Treibhausgasemissionen zusätzlich vermieden werden können.

Tabelle 4 Zusammenfassung der Ergebnisse diverser bisher durchgeföhrter Studien zu Emissionsfaktoren, klimawirksamen Treibhausgasemissionen und Minderungspotenzialen in Müllverbrennungsanlagen

Studie	Johnke (2002)	Johnke & Treder (2004)	Öko-Institut (2002)	IFEU (2005)	Bilitewski (2005)	Bilitewski (2006)	Wünsch (2011)
CO ₂ -Emissionen Abfallverbrennung (Mio. Mg)	6,2	6,45	--	--	--	--	--
CO ₂ -EF Abfall (Mg CO ₂ /Mg)	0,473	--	0,389	--	0,321	--	--
CO ₂ -Minderung durch Substitution (Mio. Mg CO ₂) ¹⁾	4,0	1,1	-0,014% ²⁾	1,4	1,2	--	--
CO ₂ -Minderungspotenzial (Mio. Mg CO ₂)	3,4	1,5 - 2,2	0,044%	--	--	2,4	1,9 – 3,2
Datenbasis Anlagen	56	--	--	--	--	--	9

¹⁾ Nettoentlastung

²⁾ Öko-Institut bilanziert Mehrbelastung durch Abfallverbrennung

1.3.5 Berechnung von CO₂-Minderungskosten im Bereich der thermischen Abfallbehandlung

Zur Darstellung des Nutzens von Optimierungsmaßnahmen unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten und der effizientesten Alternative zur CO₂-Vermeidung ist die Berechnung von CO₂-Vermeidungskosten in €/Mg CO_{2,eq} sinnvoll. Auch für Maßnahmen zur Effizienzsteigerung von Müllverbrennungsanlagen lassen sich CO₂-Vermeidungskosten berechnen.

Bilitewski et al. (2005) haben die CO₂-Vemeidungskosten näherungsweise für die Effizienzsteigerungsmaßnahmen einer verbesserten Fernwärmemenutzung und einer Steigerung des elektrischen Wirkungsgrades berechnet.

Für die Anbindung an ein Fernwärmennetz mit einer Fernwärmeleistung von 5 MW, einer Länge der Haupttrasse von 1.800 m und 65 Wärmeabnehmern werden bei Substitution eines Mixes aus 80% Heizöl und 20% Erdgas bei durchschnittlich 2.000 Volllaststunden pro Jahr etwa 3.140 Mg CO_{2,eq} und bei 6.000 Volllaststunden rund 9.420 Mg CO_{2,eq} eingespart. Bei einer Wärmelieferung über einen Zeitraum von 20 Jahren und Investitionskosten in Höhe von 1,25 Mio. Euro betragen die durchschnittlichen CO₂-Vermeidungskosten zwischen 7 und 20 €/Mg CO_{2,eq} (Abbildung 5).

Die Investitionskosten für eine elektrische Wirkungsgraderhöhung von 5% belaufen sich laut Bilitewski (2006) auf rund 12 Mio. €. Die dadurch bedingte Erhöhung der Stromerzeugung um 27.000 MWh/a und die damit verbundene Substitution von Strom führen zu einer jährlichen Reduktion von etwa 18.600 Mg CO_{2,eq}. Bei einem Abschreibungszeitraum von 15 Jahren ergeben sich für diese Maßnahme CO₂-Vermeidungskosten in Höhe von etwa 43 €/Mg CO_{2,eq}.

Wünsch et al. (2009) schätzten die Investitionskosten

- der Verringerung des Luftüberschusses,
- der Verringerung der Abgasaustrittstemperatur,
- der Senkung des Asche-Glühverlustes,
- der Erhöhung der Frischdampftemperatur,
- der Absenkung des Kondensationsdruckes,
- der Kondensat- und Speisewasservorwärmung,
- der Erhöhung des Turbinenwirkungsgrades und
- der Erhöhung der Wärmeabgabe

jeweils in Bezug auf die Gesamtinvestitionskosten von Bau und Anlagentechnik einer stromgeführten Neubau-MVA ab, die mit durchschnittlichen elektrischen Nettowirkungsgraden von rund 18% betrieben wird. Die Erhöhung der Dampfproduktion durch Steigerung des Kesselwirkungsgrades lässt sich mit moderaten Investitionskosten erzielen. Die erhöhte Dampfproduktion zur Stromerzeugung zu nutzen, ist meistens nicht möglich, da die in bestehenden Müllverbrennungsanlagen eingesetzten Turbinen im Normalfall an der Grenze ihres Dampfaufnahmevermögens gefahren werden. Damit setzen alle Maßnahmen, die zur Steigerung des elektrischen Wirkungsgrades beitragen, hohe Investitionen in neue Turbinen voraus (Wünsch et al. 2009).

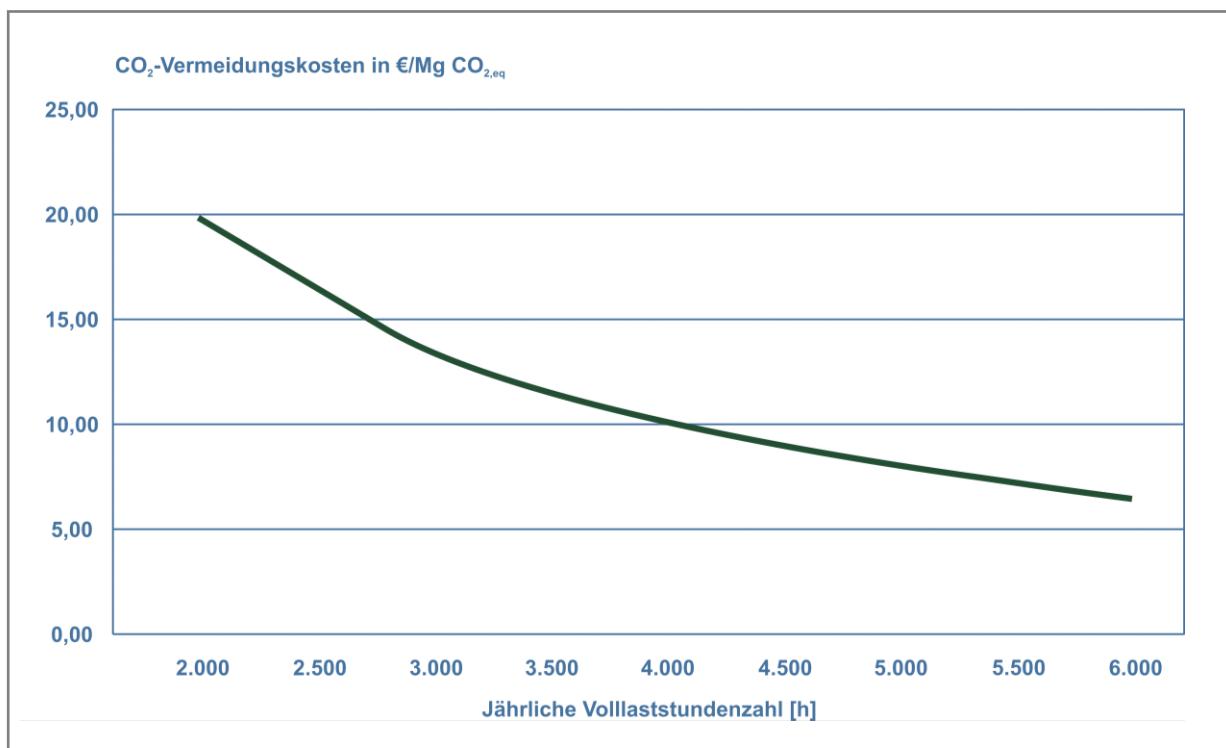


Abbildung 5 CO₂-Vermeidungskosten in Abhängigkeit der Vollaststundenanzahl bei Fernwärmelieferung (Quelle: Bilitewski 2006)

Die optimierte Nutzung der entstehenden Wärme über die Abgabe von Prozessdampf und Fernwärme ist laut Wünsch et al. (2009) am einfachsten umzusetzen, da sich zusätzliche Investitionen in hohe Kesselwirkungsgrade über die thermische Nutzung der höheren Dampfmengen unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten lohnen. In Altanlagen müssen die Maßnahmen auf die vorhandene Anlagentechnik abgestimmt werden, weshalb der Umbau der Anlagen meist teurer ist als der Neubau.

Zur Realisierung der in Kapitel 1.3.4 genannten Treibhausgasminderungen sind nach Wünsch (2011) Gesamtinvestitionen von rund 1,3 Mrd. Euro zu tätigen. Unter Berücksichtigung von zusätzlichen Betriebs- und Instandhaltungskosten ergeben sich für die Gesamtwirtschaft gewichtete CO₂-Vermeidungskosten von 38 bis 64 Euro/Mg CO_{2,äq}. Die gesamtwirtschaftlichen CO₂-Vermeidungskosten, bezogen auf die Einzelmaßnahmen, reichen von 14 Euro/Mg CO_{2,äq}, für die Verringerung des elektrischen Eigenbedarfs im Substitutionsszenario „Braunkohlestrom“, bis zu 198 Euro/Mg CO_{2,äq} für den Einsatz von Wärmeverschiebesystemen zur Kondensatvorwärmung bei dem Substitutionsszenario „realer deutscher Endenergieverbrauch“.

Für die Abschätzung der CO₂-Vermeidungskosten werden anhand der in der EdDE (2010) Dokumentation und von Wünsch (2011) definierten Werte und anhand von Anfragen bei Herstellern und Investoren die unter ökologischen Gesichtspunkten effizientesten Optimierungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer finanziellen Umsetzung diskutiert. Zusätzlich werden die anlagenspezifischen Investitionskosten durch eine Abfrage bei den Anlagenbetreibern abgeschätzt.

2 Methodisches Vorgehen

Diese Untersuchung bedient sich der Methodik einer vereinfachten, modifizierten Ökobilanz (Grassinger & Salhofer 1999), da nicht alle Umweltauswirkungen untersucht werden sollen, sondern lediglich die Auswirkungen hinsichtlich des Treibhauseffektes. Entsprechend wurden nur treibhausrelevante Emissionen ermittelt, die unmittelbar durch den Bilanzierungsrahmen vorgegeben sind. Im Gegensatz zu einer vollständigen Ökobilanz werden nicht alle Abschnitte des Produktzyklus nachvollzogen, da diese bereits bei der Herstellung von Produkten ansetzen müsste, aus denen letztlich die zu verwertenden Abfälle entstehen. Die gezielte Untersuchung von Reduktionspotenzialen durch Optimierungsmaßnahmen an Müllverbrennungsanlagen erlaubt allerdings einen engeren Bilanzierungsrahmen.

Die Beantwortung der unter Kapitel 1.2 formulierten Fragen erfolgt zusammenfassend wie in den folgenden Kapiteln näher beschrieben:

- **Schritt 1:** Hierzu wurde zunächst der Untersuchungsrahmen mit den berücksichtigten Anlagen und Treibhausgasen festgelegt.
- **Schritt 2:** Anschließend wurden mögliche technische Optimierungspotenziale anhand wissenschaftlicher Beiträge und Publikationen zusammengestellt und Maßnahmenvorschläge an die Betreiber der definierten Anlagen versendet, die auch Raum für eigene Maßnahmenvorschläge bieten sollten. Hiermit sollten anlagenspezifische Optimierungspotenziale berücksichtigt werden, die ggf. nicht über bisher veröffentlichte Beiträge bekannt waren.
- **Schritt 3:** Zur ganzheitlichen Beurteilung möglicher CO₂-Reduktionspotenziale werden 65 Betreiber deutscher Müllverbrennungsanlagen mit einheitlichen, individuell für diese Untersuchung entwickelten Abfrageformularen kontaktiert und um Angabe relevanter Anlagenparameter und der Umsetzungspotenziale von Optimierungsmaßnahmen gebeten. Hierdurch sollen wesentliche Kenndaten zur Erhebung des aktuellen Stands der Technik und zur Beurteilung von möglichen Optimierungspotenzialen generiert werden.
- **Schritt 4:** Anhand von spezifischen Bilanzierungstools wurden die Anlagen hinsichtlich Energienutzungspotenziale und Anlagenwirkungsgrade untersucht.
- **Schritt 5:** Über im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Potenzial- und Impact-Matrizen wurden die effektivsten Maßnahmen auf Basis der Ergebnisse der vorangegangenen Schritte identifiziert.
- **Schritt 6:** Die Potenziale der identifizierten, effektivsten Einzelmaßnahmen wurden anschließend auf den gesamten Anlagenpark übertragen und der Beitrag der Abfallverbrennung zur Treibhausgasminderung abgeleitet.
- **Schritt 7:** Auf Basis der ermittelten Gesamtemissionen und Minderungspotenziale wurde die Realisierung der identifizierten Minderungspotenziale über die flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (Emissionshandel, Joint Implementation, Clean Development Mechanism) diskutiert und mögliche Förderansätze abgeleitet.

2.1 Untersuchungsrahmen

Untersuchte Anlagen

Die thermische Abfallbehandlung von Siedlungsabfällen erfolgt in Deutschland ausschließlich über Rostfeuerungsanlagen. Zur Beurteilung möglicher CO₂-Reduktionspotenziale in Müllverbrennungsanlagen durch Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen wurden 65 Betreiber deutscher Müllverbrennungsanlagen mit Rostfeuerungstechnik mit einheitlichen, individuell für diese Untersuchung entwickelten Abfrageformularen kontaktiert und um Angabe relevanter Anlagenparameter und der Umsetzungspotenziale von Optimierungsmaßnahmen gebeten. Im Rahmen der Abfrage erhaltene Daten der Anlagen wurden in die Auswertung integriert, fehlende Daten wurden nach Möglichkeit durch Literatur- und Internetrecherche ergänzt. Konnten keine Werte recherchiert werden, erfolgte die Ableitung von Ersatzwerten mit Hilfe der in Kapitel 2.4 beschriebenen Kategorisierung der Anlagen.

Untersuchte Treibhausgase

Für die Abfallverbrennung sind in der IPCC-Richtlinie (2000) die CO₂- und N₂O-Emissionen als klimarelevant eingeordnet. Als weitere klimarelevante Gase entstehen zudem auch Kohlenmonoxid (CO), weitere Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxide (SO₂), Chlor- und Fluorwasserstoff (HCl, HF) und flüchtige, organische Kohlenwasserstoffe (VOC) (Kaimer & Schade 1999). Es wurden für die meisten genannten Emissionen nationale Grenzwerte festgelegt, lediglich für CO₂ und N₂O existieren keine Grenzwerte. Im Gegensatz zu den oben genannten Parametern lagen bisher für CO₂ und N₂O kaum Werte aus Online-Messungen und entsprechend keine deutschlandweiten Mengen vor. Diese beiden Treibhausgase können nur anhand bereits entwickelter Methoden abgeschätzt werden.

NO_x, SO₂ und VOC gelten als Vorläufersubstanzen für bodennahes Ozon (O₃) (Kaimer & Schade 1999), wobei die flüchtigen organischen Verbindungen in der Regel nicht gemessen werden, sich aber in den Abgasreinigungsprodukten niederschlagen und hinsichtlich der Treibhausgasproblematik keine Rolle spielen. Ozon ist nach Kohlenstoffdioxid und Methan zum wichtigsten anthropogenen Treibhausgas geworden, hat jedoch eine kurze Lebensdauer von wenigen Wochen und somit nicht die klimatechnische Bedeutung der beiden anderen Gase. Ozon wird deshalb nicht näher betrachtet.

Untersuchungen zeigen, dass die Distickstoffmonoxidbildung in Abhängigkeit vom Brennstoffstickstoffgehalt mit wachsender Temperatur zurückgeht. Bei den in Müllverbrennungsanlagen üblichen Verbrennungstemperaturen von 850 bis 1.000°C reduziert sich die N₂O-Konzentration erheblich (Abbildung 5). Die Bildung von Distickstoffmonoxid spielt daher bei der Abfallverbrennung eine untergeordnete Rolle. Lediglich in Anlagen, in denen Harnstoff als Reduktionsmittel eingesetzt wird, können N₂O-Konzentrationen $c_{n,N2O} > 100 \text{ mg/m}^3$ entstehen. In den deutschen Anlagen werden keine direkten Distickstoffmonoxidmessungen durchgeführt, so dass auf keine Messwerte zurückgegriffen werden kann. Im Rahmen dieser Arbeit wurden die klimarelevanten N₂O-Emissionen deshalb über einen Standardemissionsfaktor (Kapitel 2.3.1) ermittelt und bilanziell berücksichtigt.

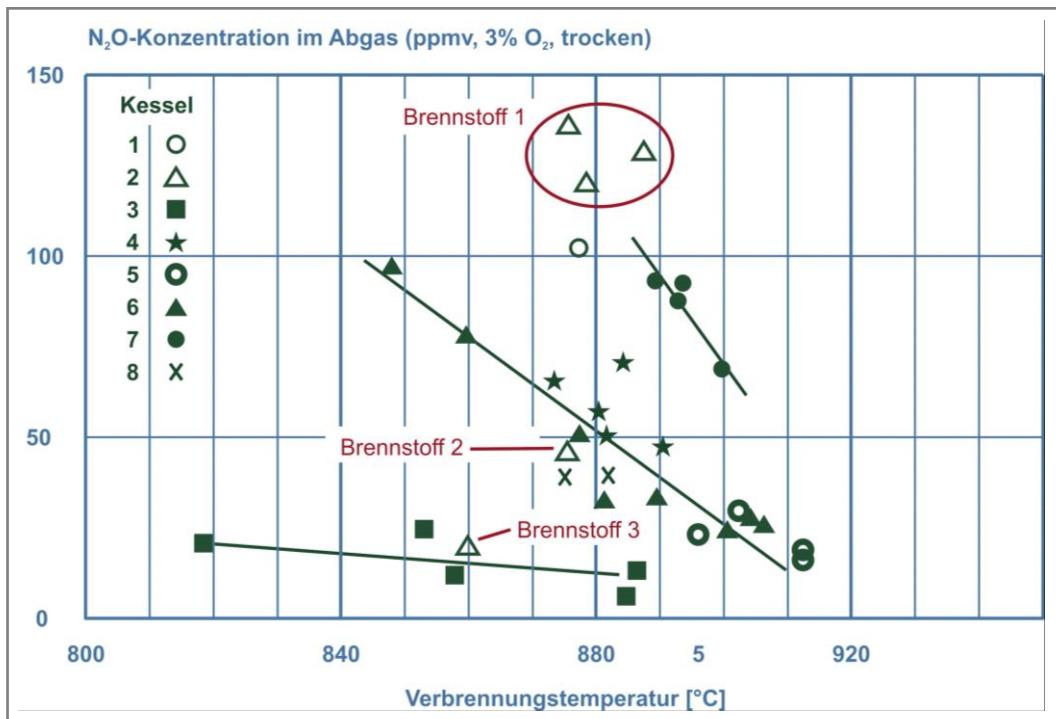


Abbildung 6 Lachgasbildung in Abhängigkeit von der Brenntemperatur und vom Brennstoffstickstoffgehalt (Quelle: Bayer AG, unveröffentlicht)

Untersuchte Optimierungsmaßnahmen

Aufgrund der langjährigen Erfahrungen im Bereich der thermischen Abfallbehandlung wurden in der Vergangenheit etliche Maßnahmen zur Optimierung und zur Steigerung der Energieeffizienz entwickelt und in den Anlagen umgesetzt. In der Literatur dokumentierte Optimierungsmaßnahmen werden in dieser Untersuchung hinsichtlich ihrer Relevanz für die einzelnen Anlagen abgefragt und durch individuelle Maßnahmen aus Angaben der Anlagenbetreiber ergänzt. Hinsichtlich der möglichen CO₂-Reduktionspotenziale werden die effektivsten Optimierungsmaßnahmen bilanziert.

Die Verbesserungsvorschläge umfassen Maßnahmen

- zur Verbrennung,
- zur Dampferzeugung und -nutzung,
- zur Abgasreinigung und
- zur Wärmenutzung.

Bilanzierungsrahmen

Da sich die Untersuchung auf die Optimierung von Müllverbrennungsanlagen bezieht wird die Vorkette beginnend mit der Herstellung und endend mit dem Gebrauch der zu Abfall gewordenen Produkte nicht berücksichtigt. Dieses Vorgehen ist konform mit anderen ökobilanziellen Untersuchungen in der Abfallwirtschaft (vgl. IFEU 2005). Die Bilanzierung selbst erfolgt anhand thermodynamischer Bilanzkreise und wird im Folgenden beschrieben.

2.2 Bewertung der Optimierungsmaßnahmen und Potenziale in den Anlagen

2.2.1 Thermodynamische Bilanzkreise

Zur Bewertung der Optimierungspotenziale in den Müllverbrennungsanlagen müssen zunächst die thermodynamischen Bilanzkreise und -grenzen definiert werden. Die systematische Darstellung und Bilanzierung von Müllverbrennungsanlagen anhand von Massen- und Energiestromen wurden bereits in zahlreichen Studien erarbeitet (Beckmann & Horeni 2002, Scholz et al. 1993, Scholz et al. 1994, Faulstich et al. 2002, StMUG Bayern 2005) und werden für die Festlegung der Bilanzgrenzen und der Bilanzkreise herangezogen.

Die übergeordnete Bilanzgrenze bildet die jeweilige Anlage selbst. Die wesentlichen Einflussgrößen sind auf der Inputseite der Abfall, die zugeführte Luft für die Verbrennungsvorgänge, die benötigte Zusatzenergie für die Abgasreinigung und weitere Betriebsmittel wie Wasser und Abgasadditive. Auf der Outputseite sind neben den Klima beeinflussenden Abgasen die Reststoffe, die abgegebene elektrische und thermische Energie sowie die Verluste aus den Anlagenprozessen zu berücksichtigen (Abbildung 7).

Gegenstand dieser Untersuchung ist die Ermittlung möglicher Treibhausgasminderungspotenziale durch eine optimierte Verfahrenstechnik in Müllverbrennungsanlagen. Daher bleiben bei dieser Bilanzierung die möglichen Gutschriften durch Aufbereitung der Reststoffe unberücksichtigt. Diese wurden allerdings in zahlreichen anderen Studien beispielsweise des IFEU-Instituts (2005) bereits untersucht.

Für diese Untersuchung werden für die Substitution fossiler Energieträger Äquivalenzprozesse formuliert, die aufgrund der erzielbaren Wirkungsgraderhöhungen aus Effizienzsteigerungsmaßnahmen entscheidend zu einer Entlastung des Klimas führen. Strom, Fernwärme oder direkt ausgekoppelter Dampf befinden sich deshalb innerhalb der Bilanzierungsgrenze, die jeweiligen Prozessrückstände außerhalb (Abbildung 7).

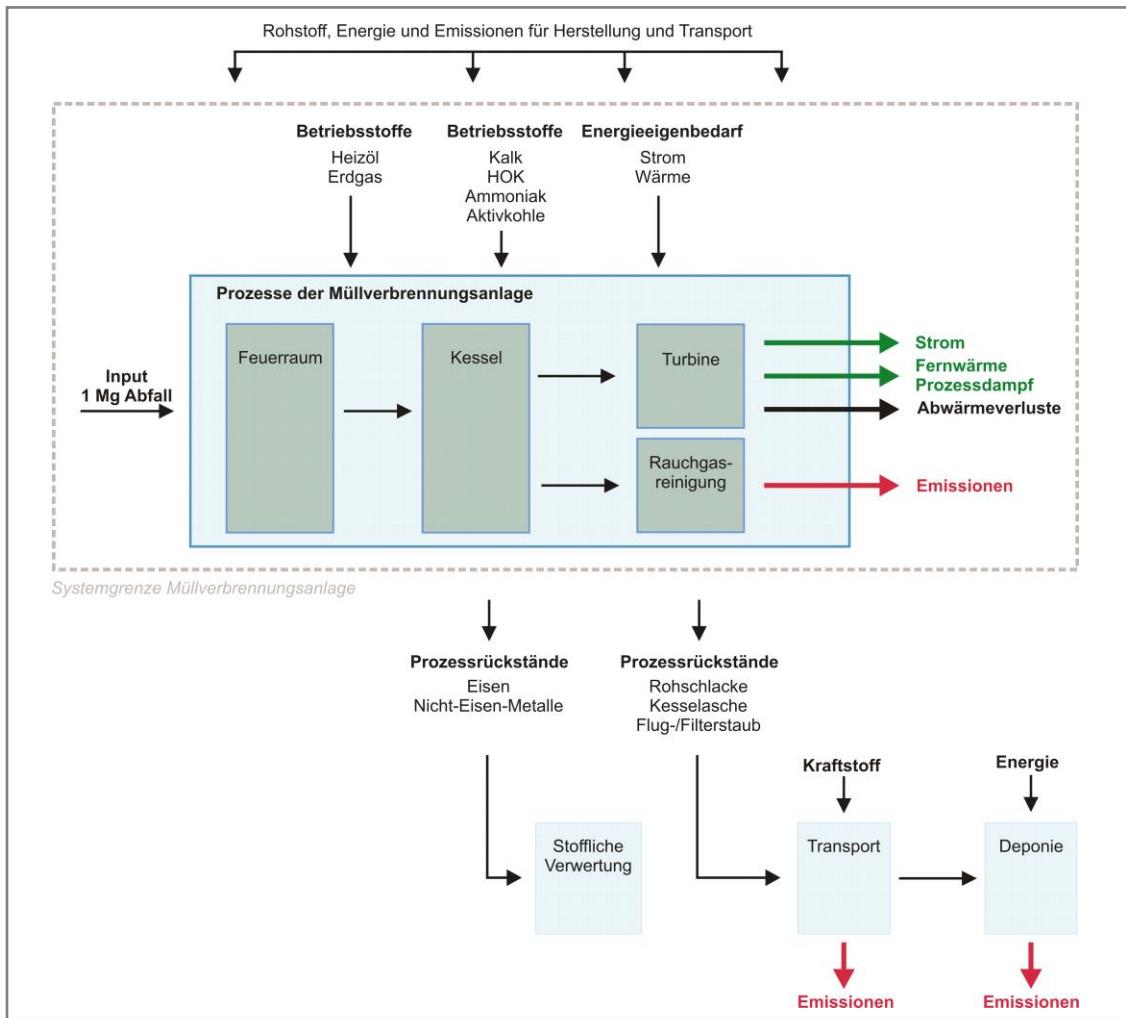


Abbildung 7 Gesamtbilanzierungsrahmen der vorliegenden Untersuchung

2.2.2 Bestimmung des Nutzungsgrads der Anlagen

Zur Bestimmung des Energienutzungspotenzials der 65 untersuchten Müllverbrennungsanlagen wurden die Nutzungsgrade der untersuchten Anlagen bestimmt. Als Grundlage diente ein Excel-Tool, das zur Darstellung der Energieströme nach Vorlage des IPPC (2006) BREF/BAT-Dokuments entwickelt wurde. In das Berechnungstool können die erhobenen Primärdaten eingepflegt und der tatsächliche Nutzungsgrad der für die gesamten Anlagenprozesse eingesetzten Energieträger bilanziert werden (Abbildung 8). Der Aufbau des Bilanzierungstools und die integrierten Rechenmodelle sind in Anhang 9.13 beschrieben. Die Primärdaten wurden bei den Anlagenbetreibern erfragt, über Veröffentlichungen zusammengetragen oder durch die Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD) zur Verfügung gestellt. Fehlende Daten wurden gegebenenfalls anhand älterer Daten abgeschätzt.

Für 31 Anlagen konnte der Nutzungsgrad der Anlagen mit Hilfe des Berechnungstools und der vorhandenen Daten bestimmt werden. Die Nutzungsgrade der restlichen Anlagen mussten auf Basis der vorhandenen Daten und von Ersatzwerten abgeschätzt werden.

2 Methodisches Vorgehen

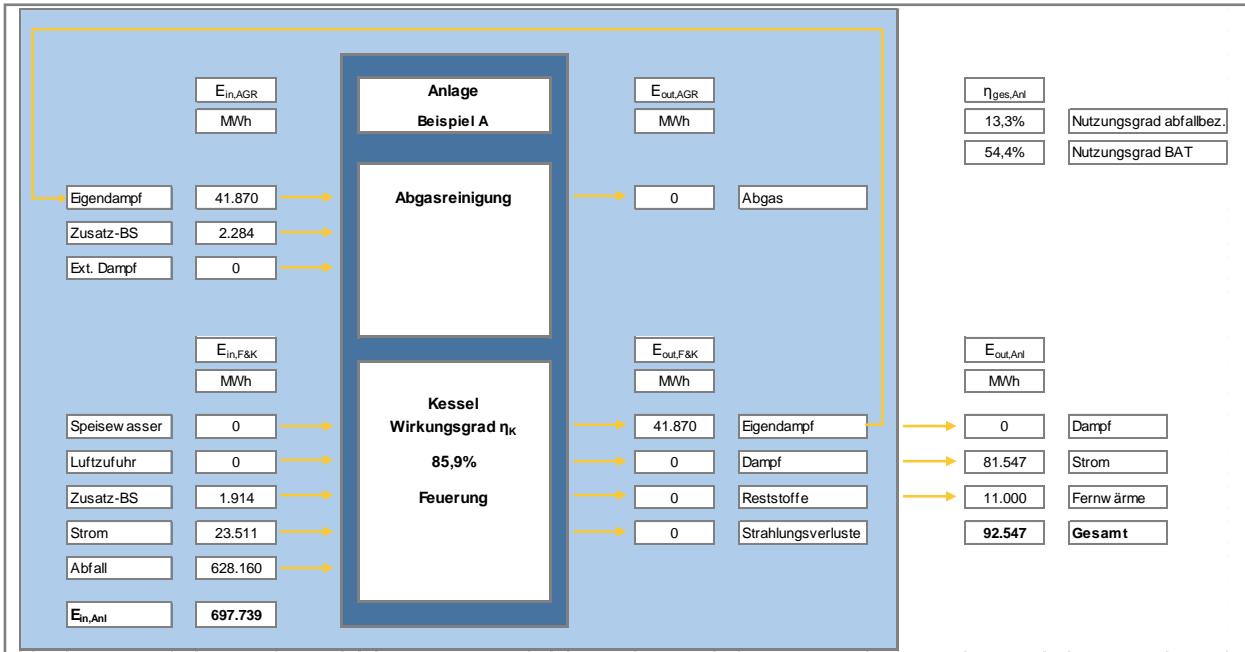


Abbildung 8 Excel-Tool zur Bilanzierung der Nutzungspotenziale der untersuchten Müllverbrennungsanlagen (nach Vorlage IPPC (2006) BREF/BAT)

Der Brutto-Energieinput über den Abfall wird anlagenspezifisch über die Restabfallmenge und die von den Anlagenbetreibern angegebenen mittleren Heizwerte berechnet:

$$E_{W,i} = m_{W,i} \cdot H_{u,W,i} \quad \text{Formel 1}$$

Mit

- $E_{W,i}$: Bruttoenergieinhalt des Abfalls in Anlage i [MWh]
- $m_{W,i}$: Menge an verbranntem Abfall in Anlage i [Mg]
- $H_{u,W,i}$: Heizwert des verbrannten Abfalls in Anlage i [MJ/Mg]

Die von den Anlagenbetreibern angegebenen Heizwerte werden in der Regel über gemessene Verfahrensparameter abgeschätzt. Eine Möglichkeit zur Berechnung der Heizwerte stellt das IPPC (2006, S. 83) zur Verfügung (Formel 2). Die IPCC-Formel basiert auf Reimann & Hämerli (1995) und wurde für Stichproben herangezogen, um die von Anlagenbetreibern angegebenen Heizwerte zu verifizieren und auf Plausibilität hin zu prüfen.

$$NCV = \frac{1,133 \cdot \frac{m_{stx} - m_f \cdot \frac{c_f}{c_{stx}} \cdot \eta_b}{m} + 0,008 \cdot T_b}{1,085} \quad [GJ / Mg] \quad \text{Formel 2}$$

Mit

- NCV : Unterer Heizwert H_u (engl. "Net Calorific Value")
- m_{stx} : Produzierte Menge an Dampf pro Jahr [Mg/a]
- m_f : Menge an Zusatzbrennstoff pro Jahr [Mg/a]
- m : Verbrannte Menge an Abfall pro Jahr [Mg/a]

c_{stx} :	Nettodampfenthalpie [GJ/Mg]
c_f :	Nettoenergieinhalt der Zusatzbrennstoffe zur Dampfproduktion [GJ/Mg]
T_b :	Abgastemperatur nach dem Kessel [°C]
η_b :	Kesselwirkungsgrad [%]
0,008:	spezifischer Energieinhalt des Abgases [GJ/Mg°C]
1,133:	Konstante abgeleitet von der Regressionsgleichung
1,085:	Konstante abgeleitet von der Regressionsgleichung

Die Netto-Energieabgabe wird über die veröffentlichten Daten und Erhebungen bei den Anlagenbetreibern berechnet. In die Netto-Energieabgabe fließen die Stromabgabe, die Fernwärmeabgabe und die Prozessdampfabgabe ein (Formel 3). Der Energieeintrag über den behandelten Abfall und die zusätzlich eingesetzten Brennstoffe wie Heizöl oder Erdgas wird über die nachfolgend bestimmten energetischen Nutzungsgrade berücksichtigt.

$$E_{\text{exp},i} = E_{\text{exp,el},i} + E_{\text{exp,h},i} + E_{\text{exp,st},i} \quad \text{Formel 3}$$

Mit

$E_{\text{exp},i}$:	Netto-Energieabgabe der jeweiligen Müllverbrennungsanlage i [MWh]
$E_{\text{exp,el},i}$:	Netto-Stromabgabe der jeweiligen Müllverbrennungsanlage i [MWh]
$E_{\text{exp,h},i}$:	Netto-Fernwärmeabgabe der jeweiligen Müllverbrennungsanlage [MWh]
$E_{\text{exp,st},i}$:	Netto-Prozessdampfabgabe der jeweiligen Müllverbrennungsanlage [MWh]

Aus dem Brutto-Energieinhalt der eingesetzten Brennstoffe und der Netto-Energieabgabe der Anlagen ergibt sich der tatsächliche Nutzungsgrad η_{ges} der jeweiligen Anlagen (Formel 4). Dieser wird wie der nachfolgend beschriebene Wirkungsgrad über das Bilanzierungstool berechnet und anlagenspezifisch dargestellt.

$$\eta_{\text{ges}} = \frac{E_{\text{exp},i}}{E_{i,\text{brutto}}} \quad \text{Formel 4}$$

Mit

$E_{\text{exp},i}$:	Netto-Energieabgabe der jeweiligen Müllverbrennungsanlage [MWh]
$E_{i,\text{brutto}}$:	Bruttoenergieinhalt der eingesetzten Brennstoffe [MWh]

Um das Energienutzungspotenzial und die Kennwerte unterschiedlicher Anlagen vergleichen zu können werden die Energie-Äquivalentwerte nach dem Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration der IPPC (2006) herangezogen (Tabelle 5). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass das IPPC für die Umrechnung von 1 MWh Energieeinsatz auf Strom oder Wärme einen Wirkungsgrad von 38% bei Strom und 91% bei Wärme ansetzt.

Tabelle 5 Energie-Äquivalentwerte für den Vergleich unterschiedlicher Energienutzungen
(IPPC 2006, Table 3.39)

Einheit	GJ	MWh	MWh _{el}	MWh _{th}
GJ	1,0	0,2778	0,1056	0,2528
MWh	3,6	1,0	0,3800	0,9100
MWh_{el}	9,4737	2,6316	1,0	--
MWh_{th}	3,9560	1,0989	--	1,0

2.2.3 Darstellung der Anlagenwirkungsgrade

Der Einfluss der jeweiligen Optimierungsmaßnahmen wird über die Änderung der Anlagenwirkungsgrade dargestellt. Hierzu werden durch Optimierungsmaßnahmen entweder Energieträger eingespart oder zusätzlich mehr Energie ausgekoppelt.

Über das o.g. Bilanzierungstool (Abbildung 8) lassen sich bestimmen und bilanzieren:

- Der energetische Wirkungsgrad der Anlage und
- die Energieeinsparungen durch Optimierungsmaßnahmen und Wirkungsgradsteigerungen.

Die Optimierungsmaßnahmen liefern wiederum Beiträge zur CO₂-Minderung in den Anlagen oder durch eine höhere Energieabgabe.

Die Abfallrahmenrichtlinie und das BREF/BAT-Dokument der IPPC (2006) geben bei der Berechnung von Anlagenwirkungsgraden eine Berechnungsmethode mit Äquivalenzwerten vor. Diese beschreiben die unterschiedlichen Energieausbeuten und Brennstoffausnutzungsgrade bei Strom-, Wärme- und Prozessdampferzeugung. In dieser Arbeit wird auf diese Berechnungsmethode zurückgegriffen.

Energetischer Wirkungsgrad η_{en} der Anlage

Der energetische Wirkungsgrad η_{en} der Anlagen wird bestimmt, um die Optimierungspotenziale in den einzelnen Anlagen unabhängig von einzelnen Optimierungsmaßnahmen beurteilen zu können. Zur Berechnung des energetischen Wirkungsgrads sind der Energieinhalt des verbrannten Abfalls, die zugeführte Fremdenergie mit Anteil an der Dampferzeugung und die produzierte Energiemenge der Anlage einzubeziehen (Formel 5).

$$\eta_{en,i} = \frac{E_{p,i}}{(E_{W,i} + E_{f,i})} = \frac{E_{p,el,i} + E_{p,h,i} + E_{p,st,i}}{(E_{W,i} + E_{f,i})} \quad \text{Formel 5}$$

Mit

- $E_{p,i}$: Produzierte Energiemenge in Anlage i [MWh]
- $E_{W,i}$: Energieinhalt des verbrannten Abfalls in Anlage i, berechnet nach Formel 1 [MWh]
- $E_{f,i}$: Fremdenergie mit Anteil an der Dampferzeugung (z.B. Zünd- und Stützfeuerung) [MWh]
- $E_{p,el,i}$: Produzierte Strommenge in Anlage i [MWh]
- $E_{p,h,i}$: Produzierte Fernwärmemenge in Anlage i [MWh]
- $E_{p,st,i}$: Direkt genutzte Dampfmenge aus Anlage i [MWh]

2.2.4 Relevanz von Optimierungsmaßnahmen in den einzelnen Müllverbrennungsanlagen

Hierzu wurden zunächst bei den Anlagenbetreibern die Potenziale für eine mögliche Umsetzung der definierten Optimierungsmaßnahmen in den jeweiligen Müllverbrennungsanlagen mit Hilfe von spezifischen Fragebögen erfragt. Zudem wurden die Angaben der Anlagenbetreiber durch Daten und Hintergrundinformationen aus Publikationen, Umweltberichten und Presseerklärungen ergänzt.

Die Ergebnisse dieser Auswertung spiegeln die Relevanz der im Maßnahmenkatalog formulierten Optimierungsmaßnahmen für die untersuchten Müllverbrennungsanlagen wider und werden zunächst in eine anlagenspezifische Impact-Matrix übertragen (Abbildung 9). Diese Matrix ist die Basis für die Ableitung der Potenziale einzelner Optimierungsmaßnahmen für den gesamten deutschen Anlagenpark. Eine Maßnahme wird mit den Potenzialen 0, 1, 4 oder 9 bewertet. Die Kategorisierung wurde in dieser Art vorgenommen, um die Maßnahmen mit großen Einsparpotenzialen stärker hervorzuheben.

$$A_i = \begin{pmatrix} m_1 \\ \vdots \\ \vdots \\ m_m \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 \\ 1 \\ 9 \\ 0 \end{pmatrix} \quad \begin{array}{l} \text{Mit} \\ m_m: \text{Potenzial einer spezifischen Optimierungsmaßnahme } m \text{ in Anlage } i \\ \text{Bewertung:} \\ 0 \text{ kein Potenzial, 1 geringes Potenzial, 4 mittleres Potenzial, 9 großes Potenzial} \end{array}$$

Abbildung 9 Anlagenspezifische Impact-Matrix zur Bestimmung des Umsetzungspotenzials von Optimierungsmaßnahmen in der untersuchten Müllverbrennungsanlage (Angabe der Potenziale beispielhaft)

Die anlagenspezifischen Impact-Matrizen A_i werden anschließend zu einer Gesamt-Impact-Matrix für den gesamten deutschen Anlagenpark zusammengeführt. Resultat ist eine (m,n) -Matrix A_{ges} , die das Gesamtpotenzial der untersuchten Optimierungsmaßnahmen in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen widerspiegelt (Abbildung 10).

Die Zeilen spiegeln hierbei das Umsetzungspotenzial der jeweils untersuchten Optimierungsmaßnahme in allen Anlagen wider. Die Spalten zeigen das Umsetzungspotenzial aller Optimierungsmaßnahmen in einer der untersuchten Anlagen.

$$A_i = \begin{pmatrix} a_{11} & \cdots & \cdots & a_{1n} \\ \vdots & & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & & \vdots \\ a_{m1} & \cdots & \cdots & a_{mn} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 & 0 & \cdots & 4 \\ 1 & & \ddots & 9 \\ 9 & \ddots & & 0 \\ 4 & \cdots & \cdots & 0 \end{pmatrix} \quad \begin{array}{l} \text{Bewertung:} \\ 0 \text{ kein Potenzial} \\ 1 \text{ geringes Potenzial} \\ 4 \text{ mittleres Potenzial} \\ 9 \text{ großes Potenzial} \end{array}$$

$a_{m,n}$: Potenzial einer spezifischen Optimierungsmaßnahme m in Müllverbrennungsanlage n

Abbildung 10 Gesamt-Impact-Matrix A_i zur Bestimmung des Umsetzungspotenzials von Optimierungsmaßnahmen in den jeweiligen Müllverbrennungsanlagen

Die Potenziale in den einzelnen Anlagen geben zunächst keinen Aufschluss darüber, welche Maßnahme in Bezug auf den gesamten deutschen Anlagenpark die größte Wirkung entfalten kann. Deshalb müssen die in der Gesamt-Impact-Matrix A_i enthaltenen Potenziale mit einem entsprechenden Wirkungsfaktor gekoppelt werden. Ziel einer nachhaltig und energetisch optimierten Abfallwirtschaft ist es, aus dem Bruttoenergieinhalt des Abfalls einen möglichst hohen Anteil an Energie zu exportieren und zu nutzen. Deshalb wird als Wirkungsfaktor die jeweils enthaltene Energie im Abfall jeder einzelnen Anlage herangezogen.

Hierzu wird zunächst die Matrix \vec{e}_i für den Energieinhalt abgeleitet, die lediglich dem Produkt der jeweiligen anlagenspezifischen Behandlungsmenge (Median der Basisjahre 2005 bis 2010) und dem anlagenspezifischen Heizwert (Median der Basisjahre 2005 bis 2010) entspricht. Für die weitere Matrizenberechnung wird das Produkt dieser beiden Größen in Matrizenform dargestellt (Abbildung 11).

$$\vec{e}_i = \begin{pmatrix} e_1 \\ \vdots \\ e_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} m_{Abf,1} \times H_{u,1} \\ \vdots \\ m_{Abf,n} \times H_{u,n} \end{pmatrix}$$

$m_{Abf,i}$: Verbrannte Abfallmenge der Anlage i (Median 2005-2010)
 $H_{u,i}$: Heizwert des verbrannten Abfalls der Anlage i
 (Median 2005-2010)

Abbildung 11 Matrix \vec{e}_i zur Berücksichtigung des anlagenspezifischen Energie- und Minderungspotenzials

Das Gesamtpotenzial einer Optimierungsmaßnahme ergibt sich anschließend durch Multiplikation der beiden Matrizen, die sich über folgendes lineares Gleichungssystem darstellen lässt (Formel 6).

$$A_i \times \vec{e}_i = B_i \quad \text{Formel 6}$$

Die Matrix A_i gibt in dieser Gleichung die Koeffizienten a_{nm} wieder, die als feste Größen aus der Potenzialanalyse hervorgehen und durch die Auswertung der Angaben von Anlagenbetreibern, Veröffentlichungen oder Studien zusammengetragen wurden.

Um die maßnahmenspezifischen Umsetzungspotenziale untereinander zu relativieren, wird die Matrix B_i im letzten Schritt normiert. Hierzu wird die Optimierungsmaßnahme mit dem größten Umsetzungspotenzial nach Matrix B_i , also das Maximum aller Variablen der Matrix B_i , als Referenzwert herangezogen. Die Normierung auf diesen Referenzwert erfolgt durch die Division der einzelnen Variablen der Matrix B_i mit dem Referenzwert und ergibt die $(n,1)$ -Normierungsmatrix n_i (Abbildung 12).

$$\rightarrow \vec{n}_i = \begin{pmatrix} n_1 \\ \vdots \\ n_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \frac{B_1}{\max(B_1; B_n)} \\ \vdots \\ \frac{B_n}{\max(B_1; B_n)} \end{pmatrix}$$

B_i : Umsetzungspotenzial von Optimierungsmaßnahme 1
 nach Matrix B_i
 $\max(B_1; B_n)$: Maximalwert aller berechneten Umsetzungspotenziale
 nach Matrix B_i

Abbildung 12 Ableitung des Normierungsfaktors zur Beurteilung der Umsetzungspotenziale der untersuchten Optimierungsmaßnahmen

Mit Hilfe dieser Matrizendarstellung lassen sich nicht nur die Umsetzungspotenziale einzelner Maßnahmen untereinander vergleichen, sondern auch die Umsetzungspotenziale in Anlagen auf einen Blick darstellen. Die Aussagekraft der Gesamt-Impact-Matrix hängt in großem Maße von der Datenqualität und den gewählten Potenzialeinstufungen (0, 1, 4 oder 9) ab. Um eine deutliche Abstufung der Potenziale herauszuarbeiten, wird auf weitere Zwischenwerte verzichtet. Je detaillierter die Informationen zu den Anlagen verfügbar sind, desto genauer kann auch die Abschätzung der Potenziale vorgenommen werden.

2.3 Berechnung der klimarelevanten Treibhausgasemissionen

In der Literatur existieren unterschiedliche Berechnungsmethoden (bspw. inkl./exkl. Vorkettenemissionen, unterschiedliche Treibhausgapotenziale, Wahl und Definition der Substitutionsprozesse) für die Bilanzierung von klimarelevanten Treibhausgasen und der Substitutionseffekte durch die Bereitstellung regenerativer Energien. In Kapitel 2.3 werden deshalb die Grundlagen zur gewählten Bilanzierungsmethodik in dieser Arbeit beschrieben. Dies umfasst

- die gewählten Emissionsfaktoren für die relevanten Stoffströme bei der Abfallverbrennung (Abfall, Erdgas, Heizöl),
- die Definition der gewählten Substitutionsprozesse (Strom/Wärme aus fossilen Energiequellen),
- die gewählten Emissionsfaktoren für die relevanten Referenzsysteme zur Berechnung der Substitutionseffekte durch die Nutzung der Energie aus Abfall (Strom, Wärme),
- die verwendeten Treibhausgaspotenziale der betrachteten Treibhausgase und
- die jeweils zu Grunde gelegten Berechnungsformeln.

2.3.1 Berechnung der Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen

Da in den Anlagen keine direkten Distickstoffmonoxidmessungen durchgeführt werden und die Bildung von Distickstoffmonoxid bei der Abfallverbrennung eine untergeordnete Rolle spielt (vgl. Kap. 2.1), wird für die Berechnung der klimarelevanten N₂O-Emissionen mit dem Wert der IPCC (2000) von 0,011 kg N₂O je Mg Abfall gerechnet.

Die klimawirksamen Gesamt-CO₂-Emissionen werden über Standardemissionsfaktoren berechnet. Diese lassen zwar aufgrund des heterogenen Charakters und der über das Jahr schwankende Zusammensetzung von Hausmüll keine ganzjährig exakte Bestimmung der Emissionen zu, genügen aber den Ansprüchen einer Beurteilung von Minderungspotenzialen durch Optimierungsmaßnahmen. Für die Berechnung der klimarelevanten CO₂-Emissionen aus dem Abfallinput (also aus den fossilen Bestandteilen des Abfalls) wird der mengenbezogene Emissionsfaktor nach EdDE (2010) von 0,358 Mg CO₂/Mg Abfall herangezogen, da dieser der Berechnung der IPCC-Richtlinie folgt, aber auf mehrjährigen Abfallsortieranalysen und auf der Anpassung an deutschen Hausmüll beruht. Dieser Wert wurde in einer Studie für das Jahr 2009 erhoben. Die Auswirkungen des Einsatzes ähnlicher Emissionsfaktoren werden im Kapitel 4.3 diskutiert. Die Emissionsfaktoren der sonstigen in Müllverbrennungsanlagen eingesetzten Brennstoffe Klärschlamm, Erdgas und Heizöl werden von der Zuteilungsverordnung 2012 (ZuV 2012) der Deutschen Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (DEHSt) übernommen (Tabelle 6).

Tabelle 6 Energiebezogene und mengenbezogenen Emissionsfaktoren der in Müllverbrennungsanlagen eingesetzten Brennstoffe (klimarelevanter, also fossiler Anteil berücksichtigt)

	Abfall¹⁾	Klärschlamm²⁾	Erdgas²⁾	Heizöl²⁾
CO₂-Emissionsfaktor	35,9 MgCO₂/TJ	3,0 MgCO₂/TJ	56,0 MgCO₂/TJ	74,0 MgCO₂/TJ
CO₂-Emissionsfaktor	358,0 gCO₂/kg	6,3 gCO₂/kg	201,6 gCO₂/kWh	266,4 gCO₂/kWh
N₂O-Emissionsfaktor	0,011 gN₂O/kg	0,011 gN₂O/kg	--	--
CO_{2,eq}-Emissionsfaktor	362,0 gCO_{2,eq}/kg	9,7 gCO_{2,eq}/kg	201,6 gCO_{2,eq}/kWh	266,4 gCO_{2,eq}/kWh

¹⁾ Angabe für Gesamtabfall (Hausmüll, Sperrmüll und sonstige Abfälle), Quelle: EdDE 2010, IPCC 2000

²⁾ Quelle: ZuV 2012, GEMIS 4.6

Die Gesamtmenge an klimarelevanten Treibhausgasemissionen berechnet sich aus der Formel

$$m_{CO_{2,eq}} = \sum_1^n m_i \cdot (EF_{CO_{2,i}} + GWP_{N_2O} \cdot EF_{N_2O,i}) \quad \text{Formel 7}$$

Mit

- $m_{CO_{2,eq}}$: Gesamtmasse an Treibhausgasemissionen CO₂ und N₂O [Mg]
- m_i : Masse an eingesetzten Brennstoffen Abfall, Klärschlamm, Erdgas und Heizöl [Mg]
- EF_i : Emissionsfaktoren der eingesetzten Brennstoffe Abfall, Klärschlamm, Erdgas und Heizöl [Mg CO₂/Mg bzw. MWh und Mg N₂O/Mg bzw. MWh]
- GWP_{N_2O} : Global Warming Potential von N₂O (310, vgl. Tabelle 8)

Die Bestimmung der Energieinhalte erfolgt beim Abfall mittels der jeweils individuell, bestimmten Heizwerte. Für verbrannten Klärschlamm wird ein Standardheizwert von 2,1 MJ/kg und für die fossilen Brennstoffe Erdgas ($H_u = 36 \text{ MJ/m}^3$) und Heizöl ($H_u = 42,6 \text{ MJ/kg}$) nach der ZuV (2012) festgelegt (Tabelle 7).

Tabelle 7 Heizwerte H_u zur Bestimmung der Energieinhalte der in Müllverbrennungsanlagen eingesetzten Brennstoffe (Quelle: ZuV 2012)

	Abfall	Klärschlamm	Erdgas	Heizöl
Heizwert H_u [MJ/kg]	individuell	2,1	36,0	42,6

Die über die Standardemissionsfaktoren berechneten Gesamt-CO₂-Emissionen werden bei vorhandenem CO₂-Messsystem in den jeweiligen Müllverbrennungsanlagen über die Messungen des Abgasvolumenstroms anteilig unter Berücksichtigung des Sauerstoffanteils im Abgas gegengerechnet. Da diese Messsysteme lediglich den Gesamt-CO₂-Gehalt im Abgasvolumenstrom messen, muss der biogene Anteil wie auch der CO₂-Anteil aus der Verbrennung von Hilfsstoffen (bspw. Heizöl, Erdgas) von diesen Messwerten abgezogen werden. Hierfür wird ein fester Standardwert von 50% für den biogenen Anteil des Abfalls angesetzt. Dies soll vor allem zur späteren Diskussion der berechneten Werte, der zeitlichen Schwankungen des Kohlenstoffgehalts und der Definition von Standardemissionsfaktoren dienen.

Die Bildung von Deponiegasen aus der Ablagerung von Rückständen aus dem thermischen Verfahrensprozess ist aufgrund der Inertisierung und des geringen Kohlenstoffgehalts der Rückstände auszuschließen (Kaimer & Schade 1999), so dass der Bilanzierungsrahmen in diesem Fall auf die Anlagenprozesse selbst beschränkt bleiben kann.

2.3.2 Beurteilung der klimarelevanten Einflüsse aus der thermischen Abfallbehandlung

Die Wirkung der Treibhausgasemissionen selbst und die reduzierte Menge an Treibhausgasemissionen durch technische Optimierungsmaßnahmen werden über das Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP) dargestellt (Tabelle 8). Als Parameter gehen dort das Absorptionsvermögen der Gase für Wärmestrahlung und die atmosphärische Verweildauer ein. Als Zeithorizont wird das Erwärmungspotenzial über einen Zeitraum von 100 Jahren betrachtet, da dieses auch vom Umweltbundesamt für die nationale Berichterstattung herangezogen und aufgrund der Berücksichtigung langfristiger Auswirkungen des Treibhauseffektes empfohlen wird (IFEU 2005). In die Betrachtung gehen als klimarelevante Gase CO₂ und N₂O ein. Für diese Untersuchung werden die Werte nach dem Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) herangezogen (Tabelle 8), weil diese auch Basis für die Treibhausgas-Berichterstattung gemäß der UNFCCC-Richtlinien sind und ständig fortgeschrieben werden. Methan spielt bei der Abfallverbrennung keine Rolle, da der im Abfall enthaltene Kohlenstoff vollständig in Kohlenstoffdioxid umgewandelt wird.

Tabelle 8 Treibhauspotenzial (GWP) der relevanten Gase

Treibhausgas	GWP [kg CO _{2,eq}] ¹⁾
Kohlenstoffdioxid CO ₂	1
Distickstoffoxid N ₂ O	310

¹⁾ Quelle: IPCC 2007, WG I, Chapter 2, Table 2.14

Schadstoffe wie Fluorkohlenwasserstoffe (FCKW) tragen im Gegensatz zu den indirekten Treibhausgasen nicht zur bodennahen Ozonbildung, sondern zu einem Ozonabbau in der Stratosphäre bei. Diese Schadstoffe sind bisher mengenmäßig nicht erfasst. Die Beiträge aus der Abfallverbrennung hinsichtlich des Ozonabbaus werden allerdings sehr gering (> 0,1% der deutschen Gesamtemissionen) eingeschätzt (Dehoust et. al. 1998), so dass auf diese Betrachtung verzichtet wird.

2.3.3 Definition der Äquivalenzprozesse

Bei der Abfallverbrennung entstehen durch die Erzeugung von Sekundärrohstoffen und Energie Produkte, die konventionell über Primärrohstoffe hergestellte Produkte ersetzen können. In dieser Untersuchung wird nur die Erzeugung von Energie berücksichtigt, die entweder Strom oder Wärme oder in Kraft-Wärme-Kopplung beide Energiearten substituiert. Die in der Regel energie- und rohstoffintensivere Primärenergiebereitstellung wird über die nachfolgend beschriebenen Äquivalenzprozesse zur Strom- und Wärmeerzeugung aus konventionellen Energieträgern modelliert. Die Emissionen aus der konventionellen Energiebereitstellung der definierten Äquivalenzprozesse werden den durch Abfallverbrennung verursachten CO₂-Emissionen gegenübergestellt und dadurch die Substitutionseffekte bilanziert.

2.3.3.1 Äquivalenzprozess zur Substitution von konventionell erzeugtem Strom

Die Berechnung der Treibhausgasminderung durch die Strombereitstellung aus Müllverbrennungsanlagen erfolgt anhand von Substitutionsfaktoren. Der Substitutionsfaktor gibt an, welche fossilen Energieträger im Strommix durch den biogenen Anteil des Abfalls ersetzt werden und welche Menge an Treibhausgasemissionen je verbrauchter Kilowattstunde Strom durch den konventionellen Mix an fossilen Energieträgern freigesetzt wird. Die Emissionen beziehen sich hierbei auf die direkten Emissionen bei der Verbrennung der fossilen Energieträger und den Emissionen aus der Vorkette, welche die Emissionen bei der Herstellung der Erzeugungsanlagen, bei der Gewinnung und Aufbereitung der Rohstoffe und bei den Transporten berücksichtigen.

Für die Ableitung von CO₂-Minderungspotenzialen durch die Strombereitstellung aus der Abfallverbrennung werden zwei Szenarien betrachtet. Im ersten Szenario wird zur Berechnung der Emissionseinsparungen der Substitutionsfaktor für das Erhebungsjahr 2007 herangezogen, der über ein deutsches Strommarktmodell ermittelt wurde (Klobasa et al. 2009). Alternativ wird in einem zweiten Szenario auch der spezifische Emissionsfaktor für den vom Umweltbundesamt berechneten deutschen Strommix betrachtet. Dies ist die allgemein, geforderte Vorgehensweise bei der Berechnung von CO₂-Fußabdrücken gemäß Greenhouse Gas (GHG)-Protokoll oder ISO-Standard 14067. Allerdings soll die Energie aus Abfällen nicht die regenerativen Anteile des bereits etablierten Strommixes ersetzen, sondern die fossilen Anteile.

Die Emissionsfaktoren für die fossilen Brennstoffe entsprechen den von der Deutschen Emissionshandelsstelle veröffentlichten Emissionsfaktoren (siehe Anhang Kap. 9.3). Zur Berechnung der Emissionen aus der Verbrennung des Abfalls werden die Standardemissionsfaktoren nach EdDE (2010) herangezogen (vgl. Kapitel 2.3.1).

Szenario 1: Substitution nach Strommarktmodell

Müllverbrennungsanlagen werden bis auf Revisionszeiten durchgängig betrieben. Die Substitution bezieht sich daher sowohl auf Mittel- und Spitzenlastkraftwerke als auch auf Grundlastkraftwerke (Klobasa et al. 2009). Da der Abfall fossile Anteile des Strommixes ersetzen kann, wird hier die Substitution eines Strommixes aus fossilen Energieträgern durch den biogenen Anteil des Abfalls angesetzt. Da der Anteil an erneuerbaren Energieträgern (ohne biogener Anteil des Abfalls) am Stromverbrauch im Jahr 2011 etwa 20,5% betrug (BMU 2013), kann die Energiebereitstellung aus Abfall als zusätzliche Substitution fossiler Energieträger betrachtet werden. Die dafür anzurechnende Stromgutschrift wird in Anlehnung an IFEU (2010) und an die BMU-Methode zur Ermittlung der Treibhausgaseinsparung durch Strom aus Erneuerbaren Energien verrechnet.

Die Simulationsergebnisse nach Klobasa et al. (2009) zeigen bei der Betrachtung aller erneuerbarer Technologien zusammen ohne die Berücksichtigung von Großwasserkraftwerken, dass der biogene Anteil des Abfalls im Jahr 2007 rund 2% an Braunkohle, 73% an Steinkohle und 25% an Erdgas substituierte (Tabelle 9). Hintergrund hierfür ist der verstärkte Einsatz von Braunkohle zur Grundlasterzeugung aufgrund des Wegfalls von Kernkraftkapazitäten im Jahr 2007. Dadurch wird Braunkohle trotz der Ausweitung der erneuerbaren Erzeugung seltener substituiert. Die Ausweitung der Steinkohle im Mittellastbereich bedingt, dass Steinkohle wesentlich stärker durch die erneuerbaren Energien substituiert wird. Auf Grund der steigenden Erzeugung aus erneuerbaren Energien, wird auch die absolute Verdrängung von Stromerzeugung aus Erdgaskraftwerken leicht steigen.

Tabelle 9 Substitutionsfaktor für den deutschen Strommix im Jahr 2007 ohne Berücksichtigung biogener Anteile (Quelle: Klobasa et al. 2009)

	Kernkraft	Braunkohle	Steinkohle	Erdgas	Mineralöle
Aufteilung des Strommixes nach Klobasa et al. (2009)	0%	2%	73%	25%	0%

Aus dem in Tabelle 9 definierten Strommix leitet sich ein Substitutionsfaktor von 820 g CO₂/kWh_{el} ab, der jedoch ausschließlich direkte CO₂-Emissionen berücksichtigt. Weitere Treibhausgase wie Methan oder Lachgas oder die Emissionen während der Brennstoffbereitstellung sind nicht enthalten. Diese werden anhand vorhandener GEMIS-Daten ermittelt. Daraus berechnet sich ein Substitutionsfaktor von 855 g CO_{2,eq}/kWh_{el} (Tabelle 10).

Dieser wird für Szenario 1 herangezogen, um die Emissionen aus der Erzeugung einer MWh Strom durch den in Tabelle 9 genannten Strommix nach Klobasa et al. (2009) zu berechnen. Diese Emissionen werden dann den Emissionen gegenübergestellt, die zur Produktion einer MWh Strom durch Verbrennung von Abfall notwendig werden. Der Differenzbetrag bildet die Treibhausgasminderung durch Stromerzeugung aus Abfall gegenüber der Stromerzeugung über den genannten Strommix.

Tabelle 10 Substitutionsfaktor für einen simulierten, deutschen Strommix im Jahr 2007 ohne Berücksichtigung biogener Anteile nach Klobasa et al. (2009)

	Direkte Emission	Gesamtemission ¹⁾
Substitutionsfaktor	820 g CO ₂ /kWh _{el}	855 g CO _{2,eq} /kWh _{el}

¹⁾ inklusive Vorketten, mit GEMIS 4.6 berechnet

Szenario 2: Substitution bezogen auf den deutschen Strommix

Alternativ wird für Szenario 2 der spezifische Emissionsfaktor für den vom Umweltbundesamt berechneten deutschen Strommix betrachtet und als Substitutionsfaktor für Szenario 2 definiert. Der Emissionsfaktor des deutschen Strommixes inklusive der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen belief sich im Jahr 2007 auf 605 g CO₂/kWh_{el} (UBA 2010). Die direkten Kohlendioxidemissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger zur Stromerzeugung werden durch das Umweltbundesamt, die Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen und das Statistische Bundesamt erhoben. Die indirekten Kohlendioxidemissionen aus den vorgelagerten Erzeugungsstufen (zum Beispiel Brennstoffgewinnung und -transport) sind nicht enthalten. Diese werden daher wieder mit den Vorkettenemissionen aus GEMIS 4.6 ergänzt, so dass sich der Emissionsfaktor auf 651 g CO₂/kWh_{el} erhöht (Tabelle 11).

Tabelle 11 Emissionsfaktor für den deutschen Strommix im Jahr 2007 nach UBA mit Berücksichtigung biogener Anteile (Quellen: UBA 2010, GEMIS 4.6)

	Direkte Emission	Gesamtemission ¹⁾
Emissionsfaktor deutscher Strommix 2007 = Substitutionsfaktor Szenario 2	605 g CO ₂ /kWh _{el}	651,17 g CO _{2,eq} /kWh _{el}

¹⁾ inklusive Vorketten, mit GEMIS 4.6 berechnet

Zu beachten ist die Tatsache, dass hier die Kernenergie einen entscheidenden Einfluss auf den Emissionsfaktor hat, da sie als CO₂-frei gilt. Die Nachteile der Kernkraft durch Emission oder Produktion radioaktiver Stoffe und Abfälle wird über die dargestellten Wirkungskategorien nicht berücksichtigt.

2.3.3.2 Äquivalenzprozess zur Substitution von konventionell erzeugter Wärme

Die Berechnung der Treibhausgasminderung durch die Wärmebereitstellung aus Müllverbrennungsanlagen erfolgt ähnlich der Berechnung des Strommixes anhand von Substitutionsfaktoren. Zunächst wird der Substitutionsfaktor über den Einsatz von fossilen Primär- und Sekundärenergieträgern wie Fernwärme oder Strom definiert, der durch den biogenen Anteil des Abfalls ersetzt wird. Um die vollen Reduktionspotenziale durch die Energiegewinnung aus Abfall zu generieren, wird ähnlich zur Stromerzeugung in Kapitel 2.3.3.1 in einem ersten Szenario angesetzt, dass der biogene Anteil des Abfalls ausschließlich einen Fernwärmemix aus fossilen Energieträgern substituiert, der Endverbraucher adressiert. Alternativ wird in einem zweiten Szenario der spezifische Emissionsfaktor des tatsächlichen deutschen Wärmemixes betrachtet, der nicht nur auf Fernwärme basiert, und als Substitutionsfaktor für Szenario 2 herangezogen.

Szenario 1: Substitution eines Fernwärmemixes aus fossilen Energieträgern

In Szenario 1 wird angesetzt, dass der biogene Anteil des Abfalls ausschließlich einen Fernwärmemix aus fossilen Energieträgern substituiert. Da der Anteil an erneuerbaren Energieträgern (ohne biogener Anteil des Abfalls) am Wärmeverbrauch im Jahr 2011 etwa 10,4% betrug (Quelle: www.erneuerbare-energien.de), kann die Energiebereitstellung aus Abfall als zusätzliche Substitution fossiler Energieträger betrachtet werden.

Aus dem definierten Fernwärmemix leitet sich ein Substitutionsfaktor von 238 g CO₂/kWh_{th} ab (Tabelle 12), der bereits die Vorkettenemissionen berücksichtigt.

Szenario 2: Substitution des deutschen Wärmemixes

Alternativ wird in Szenario 2 der spezifische Substitutionsfaktor für einen Wärmemix betrachtet, der nicht nur auf Fernwärme basiert, sondern auch die Wärmeerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen berücksichtigt. Dieser beläuft sich laut GEMIS 4.6 auf 336 g CO₂/kWh_{th} (Tabelle 12). Nach Öko-Institut (2002) wird die in Müllverbrennungsanlagen erzeugte Wärme sowohl als Fernwärme (82,6%), als auch als Prozesswärme (17,4%) genutzt, die vorrangig mit Braunkohle, Steinkohle, Leichtöl, Schweröl und Gas erzeugt wird. Für die abgegebene Prozesswärme wird ein Emissionsfaktor von 326 g CO₂/kWh_{th} angesetzt (Tabelle 12).

Tabelle 12 Substitutionsfaktoren für den deutschen Wärmemix und den deutschen Fernwärmemix im Jahr 2007 ohne Berücksichtigung biogener Energieträger für beide Szenarien
(Quelle: GEMIS 4.6)

	Fernwärmemix ¹⁾	Wärmemix ¹⁾	Prozesswärmemix ¹⁾
Substitutionsfaktor	237,84 g CO ₂ /kWh _{th}	335,74 g CO _{2,eq} /kWh _{th}	326,03 g CO _{2,eq} /kWh _{th}

¹⁾ inklusive Vorketten, mit GEMIS 4.6 berechnet

Somit lassen sich die Substitutionsfaktoren für den Strom-, Wärme- und Prozessdampfmix zusammenfassen (Tabelle 13).

Tabelle 13 Zusammenfassung der Substitutionsfaktoren für den deutschen Strom-, Wärme- und Prozessdampfmix (Quellen: Klobasa 2009, GEMIS 4.6, UBA 2010, BMU 2013)

Energieart	Substitutionsfaktor [kg CO _{2,eq} /MWh]
Strommix (ohne erneuerbare Energieträger) – Szenario 1	855,0
Strommix (mit erneuerbaren Energieträgern) – Szenario 2	651,2
Fernwärmemix – Szenario 1	237,8
Wärmemix – Szenario 2	335,7
Prozessdampf-/wärme – Szenario 2	326,0

Die Gesamtmenge an reduzierten, klimarelevanten Treibhausgasemissionen durch Substitution fossiler Energieträger berechnet sich nach der Formel

$$\Delta m_{CO_{2,eq}} = \sum_1^n Q_i \cdot EF_{CO_{2,eq},i} \quad \text{Formel 8}$$

Mit

Q_i : Substituierte Menge an Strom, Wärme oder Prozessdampf [MWh]

$EF_{CO_{2,eq},i}$: Emissionsfaktor des substituierten Stroms, Wärme oder Prozessdampfs [Mg CO_{2,eq}/MWh]

$m_{CO_{2,eq}}$: Gesamtmasse an eingesparten Treibhausgasemissionen CO_{2,eq} [Mg]

2.4 Kategorisierung der deutschen Müllverbrennungsanlagen

Müllverbrennungsanlagen sind technisch sehr unterschiedlich umgesetzt. Abhängig vom Inbetriebnahmedatum der Anlagen sind Optimierungsmaßnahmen bereits bei der Konzeption installiert oder im Laufe der Jahre nachträglich in die Verfahrensprozesse integriert worden. Entsprechend schwer ist eine Kategorisierung der Anlagen. Das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen wählte in einer Studie drei Kategorien, um die unterschiedlichen Systeme zur Abgasreinigung zu gruppieren (LUA 2001). Als Hauptunterscheidungsmerkmal zwischen den Rauchgasreinigungsvarianten wurde der Einsatz von Naßwäschern definiert und als weiteres Abgrenzungsmerkmal einer dritten Kategorie die Vermeidung oder weitestgehende Minderung von Abfällen aus der Rauchgasreinigung, also die Aufarbeitung der Reststoffe zu verwertbaren Produkten.

Tabelle 14 Gruppierung von Müllverbrennungsanlagen nach LUA (2001)

Kategorie	Charakterisierung
Typ a	Einfache Verfahren zur Erfüllung der 17. BlmSchV a1) Bereits etablierte Verfahren (Trockensorption, Quasitrockenverfahren, konditionierte Trockensorption, Sprühabsorption unter Verwendung eines filternden Abscheiders zur Entstaubung des Rauchgases und zur Abscheidung der Reaktionsprodukte) a2) neu entwickelte, noch nicht großtechnisch eingesetzte Verfahren (ein Aggregat mit filterndem Abscheider durch Kombination mit dem Flugstromverfahren und Einbau eines Katalysators in das Filtermedium)
Typ b	Aufwendige Verfahren zur Erzielung sehr hoher Abscheidegrade (Nasswäscche mit Gewebefilter, zwei Wäscher bzw. Sprühturm und SNCR)
Typ c	Aufwendige Verfahren mit weitgehender Rückstandsverwertung (prinzipiell ähnlich wie Kategorie B, nur zusätzlich Anlage zur Rückgewinnung von handelsfähiger Salzsäure)

Das IFEU (2007) gruppierte die untersuchten Anlagen in Nordrhein-Westfalen nach der Abgasreinigung und der Energienutzung (Tabelle 15).

Tabelle 15 Gruppierung von Müllverbrennungsanlagen nach IFEU (2007)

Kategorie	Charakterisierung
Typ A	Neuere Anlage mit hohem Abgasreinigungsstandard (2 Entstaubungsfilter + Koks-Festbett), Abwassereindampfung und hohem Gesamtoutput an Energie
Typ B	Neuere Anlage mit mittlerem Abgasreinigungsstandard (1 Entstaubungsfilter + Flugstromadsorber), Abwassereindampfung und vollständiger Verwertung des Dampfs
Typ C	Ältere Anlage mit mittlerem Abgasreinigungsstandard (1 Entstaubungsfilter + Flugstromadsorber), Abwassereindampfung und mittelhohem Energieoutput
Typ D	Ältere Anlage mit mittlerem Abgasreinigungsstandard (quasitrocken) und reiner Stromerzeugung

Zur Kategorisierung des deutschen Anlagenparks werden in dieser Arbeit die untersuchten 65 Müllverbrennungsanlagen in ähnliche Kategorien eingeteilt (Tabelle 29), allerdings dient als Grundlage der Kategorisierung die Erhebung anlagenspezifischer Daten und die anschließende Bildung von anlagenspezifischen Bewertungsparametern (9.4, 9.5 und 9.6). Diese wurden über die eigenen Erhebungen, die Angaben von Anlagenbetreibern oder der ITAD oder Veröffentlichungen zusammengetragen und dokumentiert. Da nicht für alle Anlagen die gleichen Daten zur Verfügung stehen, basieren auch die spezifischen Bewertungsparameter auf unterschiedlichen Grundgesamtheiten. Die Bewertungsparameter wurden jeweils auf die Behandlung einer Tonne Abfall normiert und können somit auf die unterschiedlichen Anlagentypen übertragen werden. Die spezifischen Bewertungsparameter wurden gebildet für

- die spezifische Energiebereitstellung (Prozessdampf, Strom, Fernwärme; MWh/Mg),
- den spezifischen Energieeigenverbrauch (Prozessdampf, Strom, Fernwärme; MWh/Mg) und
- die spezifische Energieabgabe (Prozessdampf, Strom, Fernwärme; MWh/Mg).

2.5 Übertragung der Minderungspotenziale auf die Anlagenkonfigurationen

Bewertung der Potenziale der untersuchten Optimierungsmaßnahmen

Die untersuchten Optimierungsmaßnahmen werden anhand der anlagenspezifischen Potenzialmatrizen (Kapitel 2.2.4) ausgewertet und auf den gesamten deutschen Anlagenpark übertragen. Das maßnahmenspezifische Minderungspotenzial wird hierfür mit Hilfe der Grundgesamtheit der von den Anlagenbetreibern angegebenen anlagenspezifischen Umsetzungspotenziale und der anlagenspezifischen Energiebereitstellungskapazitäten abgeleitet. Für jede untersuchte Optimierungsmaßnahme werden im Rahmen eines Boxplot-Diagramms die durchschnittlichen Umsetzungspotenziale bilanziert (Abbildung 13).

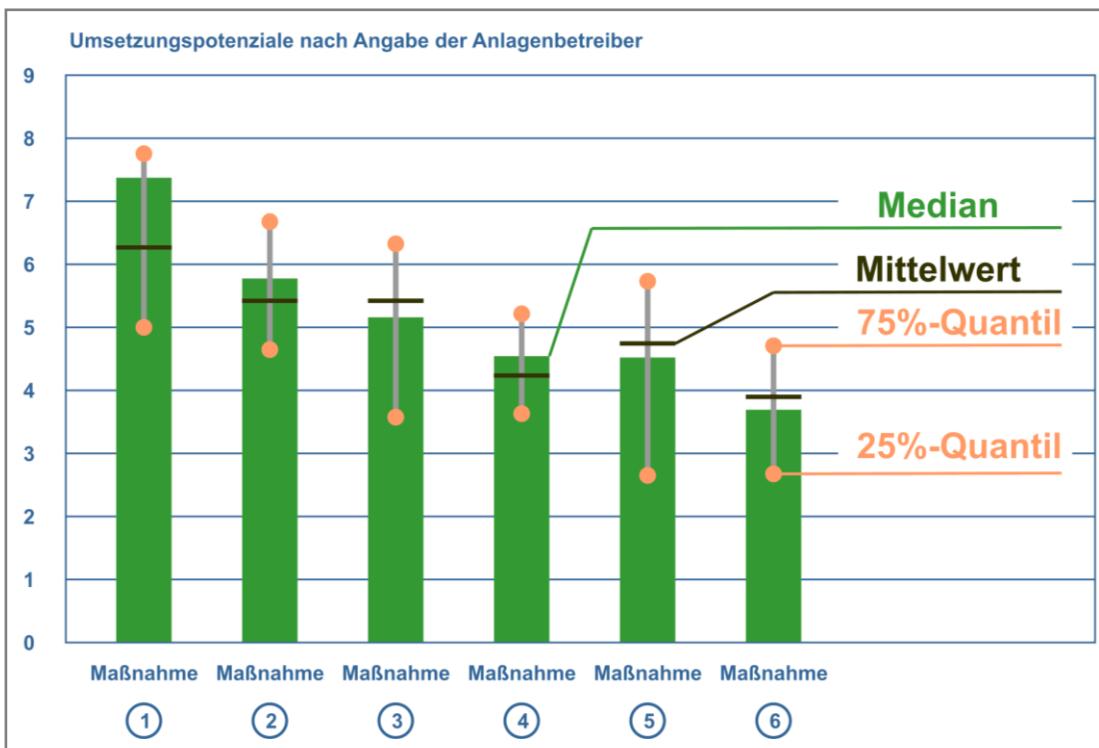


Abbildung 13 Auswertung der Umsetzungspotenziale von Optimierungsmaßnahmen mit Hilfe des Boxplot-Diagramms

Der Boxplot ist ein Diagramm, das zur grafischen Darstellung der Verteilung kardinalskalierter Daten verwendet wird. Es fasst dabei verschiedene robuste Streuungs- und Lagemaße in einer Darstellung zusammen und soll schnell einen Eindruck darüber vermitteln, in welchem Bereich die Daten liegen und wie sie sich über diesen Bereich verteilen. Deshalb werden alle Werte der sogenannten Fünf-Punkte-Zusammenfassung, also der Median, die zwei Quartile und die beiden Extremwerte, dargestellt. Die kleinsten 25 % der Datenwerte sind kleiner oder gleich dem unteren (25%-Quantil), die kleinsten 75 % der Datenwerte sind kleiner oder gleich dem oberen Quartil (75%-Quantil). Sie dienen zur Abschätzung der möglichen Schwankungsbreiten und den Unsicherheiten aufgrund der unterschiedlichen Grundgesamtheiten, die maßnahmenspezifisch zur Verfügung stehen (unterschiedlich viele Rückmeldungen zu den Maßnahmen im Rahmen der spezifisch entwickelten Fragebögen). Über das Boxplot-Diagramm werden die effektivsten Maßnahmen für den gesamten deutschen Anlagenpark abgeleitet.

Hochrechnung der Anlagenkenndaten auf den gesamten Anlagenpark

Als Basis für die weiteren Hochrechnungen werden die vorhandenen Anlagendaten in Excel-Dateien zusammengefasst, statistisch ausgewertet und repräsentative Mediane aus den vorhandenen Datensätzen gebildet. Diese werden anschließend für die weiteren Berechnungen der Anlagenparameter herangezogen. Zur Verifizierung der Schwankungsbereiche und zur Abschätzung der Unsicherheiten werden auch für die Hochrechnung die 25%- und 75%-Quartile statistisch erhoben und grafisch wie in Abbildung 13 dargestellt. Diese Auswertung erfolgt für alle weiteren spezifischen Parameter und Kennwerte in ähnlicher Form.

2.6 Bestimmung sinnvoller Fördermechanismen zur Umsetzung von effektiven Optimierungsmaßnahmen

Für die Ableitung strategischer Ansätze zu einem effizienteren Klimaschutz auf dem Gebiet der Abfallverbrennung werden zunächst die nationalen Rahmenbedingungen erläutert. Hierzu werden die Anforderungen an die Emissionsgrenzwerte aus den nationalen Bundesimmissionschutzverordnungen ebenso diskutiert, wie die Möglichkeiten einer Förderung von Biomasse im Abfall über den Emissionshandel und die Klimaschutzinstrumente Joint Implementation (JI) und Clean Development Mechanism (CDM) oder nationale Förderinstrumente wie das Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz (KWK-Gesetz), das Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) oder die Biomasseverordnung (BiomasseV). In Anlehnung an die nationalen Fördersysteme europäischer Nachbarländer und deren Erfahrungsberichte werden strategische Ansätze für eine optimierte energetische Verwertung von Abfällen abgeleitet.

Hierzu wird wie folgt vorgegangen:

- Darstellung des aktuellen Stands der Förderung von Energie aus Abfall in Deutschland,
- Darstellung wesentlicher Fördermechanismen europäischer Nachbarländer,
- Nutzung und Auswirkungen des flexiblen Kyoto-Mechanismus Emissionshandel,
- Nutzung der projektbasierten Kyoto-Mechanismen JI und CDM und
- Ableitung einer denkbaren Förderstrategie.

3 Optimierungsmaßnahmen bei Müllverbrennungsanlagen

Bei der Erzeugung von elektrischer oder thermischer Energie finden Umwandlungsprozesse statt, bei denen zwangsläufig Verluste auftreten. Je nach Form der Energieabgabe sind diese Verluste sehr unterschiedlich (Abbildung 14).

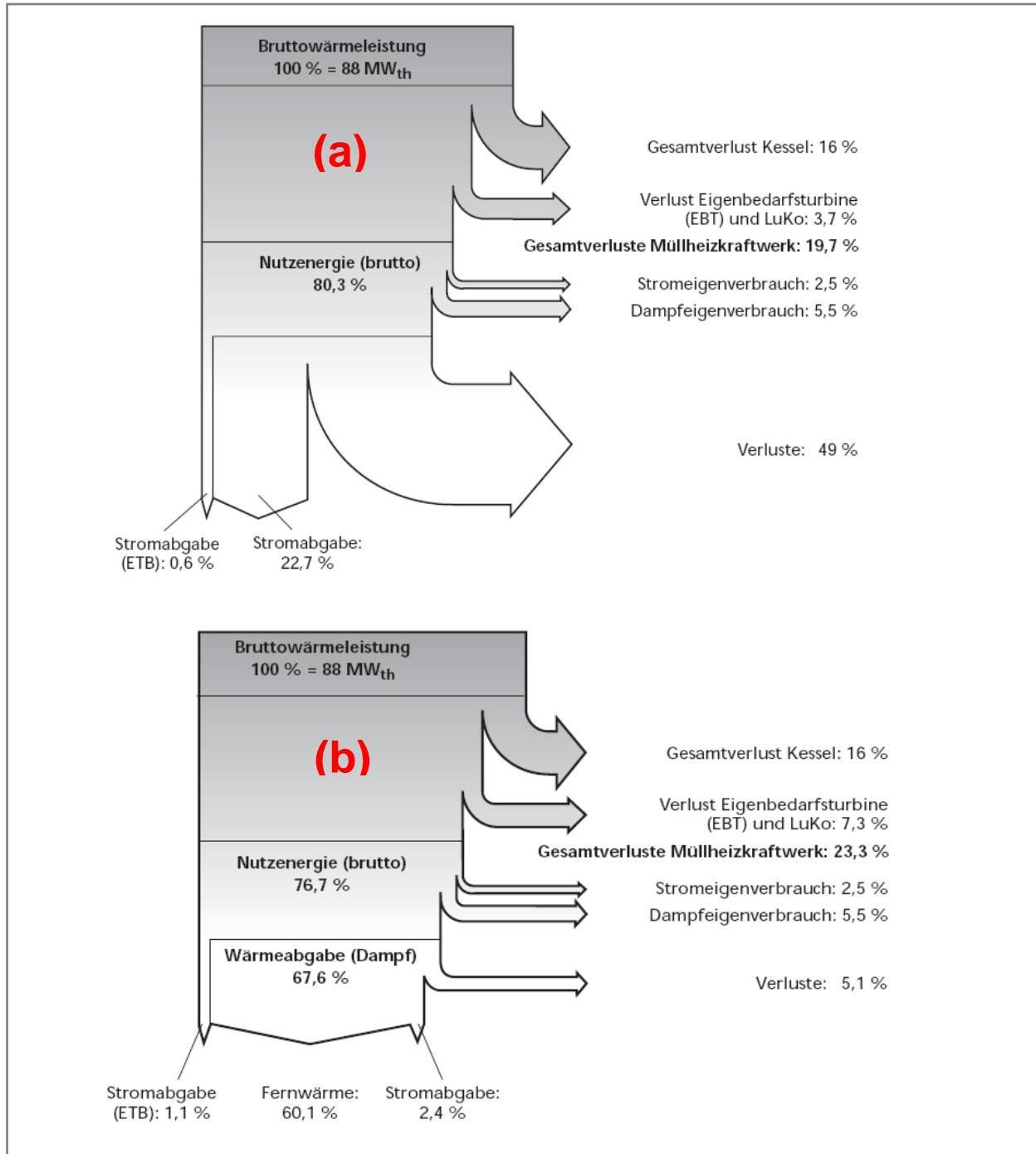


Abbildung 14 Energieflussdiagramme des MHKW Mainz bei strom- (a) und wärmeoptimierter (b) Fahrweise (Quelle: Fischer 2005)

Die wesentlichen Energieverluste entstehen dabei

- durch Unverbranntes und Abstrahlung,
- durch Abgasverluste,
- durch Kondensationsverluste,
- durch mechanische Verluste und
- durch Generatorverluste (Seiler 2005).

Die thermische Behandlung von Hausmüll erfolgt in Deutschland nahezu vollständig in Anlagen mit Rostfeuerung, da dieses Verfahren langjährig technisch erprobt und ständig verbessert wurde. Dennoch bestehen nach wie vor Optimierungspotenziale, vor allem bei der Nutzung der in diesen Anlagen erzeugten Energie. Aufgrund der über das Jahr hinweg kontinuierlichen Abnahme durch Dritte und der Erreichung der höchsten Wirkungsgrade sollte die Nutzung vorrangig auf Prozessdampferzeugung basieren. Die Strategie, elektrische Wirkungsgrade immer mehr zu erhöhen, erscheint aufgrund des gleichzeitig erhöhten Aufwandes für den Korrosionsschutz hingegen nicht sinnvoll (Quicker 2008).

3.1 Bilanzierte Maßnahmen bei der Verbrennung

Im Folgenden werden die Optimierungsmaßnahmen beschrieben, die zusätzlich zu den bei Wünsch (2011) bereits bilanzierten Maßnahmen berechnet wurden oder deren Auswertung eine abweichende Beurteilung der Ergebnisse von Wünsch (2011) ergaben. Für die von Wünsch (2011) ausführlich diskutierten Optimierungsmaßnahmen wird auf Kapitel 3.5 verwiesen.

3.1.1 Reduktion des Luftüberschusses

Die unvollkommene Verbrennung von Kohlenstoff C zu Kohlenstoffmonoxid CO ist mit Einbußen bei der Effizienz der Verbrennung verbunden, da nur etwa 30% der Energiemenge einer vollständigen Umsetzung des Kohlenstoffs zu Kohlenstoffdioxid CO₂ frei werden (Formel 10, Formel 11). Zudem ist Kohlenstoffmonoxid ein giftiges Gas und muss zur Sicherstellung eines einwandfreien Betriebs vermieden werden.

Die wichtigsten Verbrennungsreaktionen sind (Brandt 1991):



Bezogen auf die atomaren Massen der chemischen Elemente lassen sich Formel 9 bis Formel 12 wie folgt ableiten:

$$c \text{ kg Kohlenstoff} + c \cdot \frac{31,998}{12,011} \text{ kg Sauerstoff} = \frac{44,009}{12,011} \text{ kg Kohlenstoffdioxid} \quad \text{Formel 13}$$

$$h \text{ kg Wasserstoff} + h \cdot \frac{31,998}{4,032} \text{ kg Sauerstoff} = \frac{31,998}{4,032} \text{ kg Wasser} \quad \text{Formel 14}$$

$$s \text{ kg Schwefel} + s \cdot \frac{31,998}{32,080} \text{ kg Sauerstoff} = \frac{63,996}{32,080} \text{ kg Schwefeldioxid} \quad \text{Formel 15}$$

Der theoretische minimale Sauerstoffbedarf O_{\min} für die vollständige Verbrennung errechnet sich somit wie folgt:

$$\begin{aligned} O_{\min} &= \frac{31,998}{12,011} c + \frac{31,998}{4,032} h + \frac{31,998}{32,080} s - o = \\ &= 2,664 c + 7,937 h + 0,998 s - o \end{aligned} \quad \text{Formel 16}$$

Eine vollständige Umsetzung des im Brennstoff gebundenen Kohlenstoffs zu Kohlenstoffdioxid ist in technischen Feuerungen mit dem theoretischen, stöchiometrischen Sauerstoffbedarf kaum zu verwirklichen, da während der kurzen Verweilzeit der Reaktionspartner in der Verbrennungszone nicht jeder Brennstoffpartikel mit Sauerstoff reagieren kann. Über Primär- und Sekundärluft im Verbrennungsraum wird deshalb mehr Luft zugegeben, als stöchiometrisch für die Verbrennung notwendig wäre. Dieser Luftüberschuss wird durch die Luftüberschusszahl λ wiedergegeben (Formel 17, Günther 1984).

$$\lambda = \frac{l}{l_{\min}} = \frac{L}{L_{\min}} \quad \text{Formel 17}$$

Mit

l : tatsächliche, zur Verfügung stehende Luftmenge

l_{\min} : stöchiometrisch notwendiger Luftbedarf

Je schwerer die Mischung von Brennstoff- und Sauerstoffpartikeln zu erreichen ist, desto höher ist der Luftüberschuss. Da Abfall als Energieträger sehr heterogen ist, sind bei der Abfallverbrennung hohe Luftüberschusszahlen üblich (Tabelle 16).

Tabelle 16 Übliche Luftüberschusszahlen λ bei unterschiedlichen Brennstoffen und Verbrennungssystemen (Quellen: Günther 1984, eigene Erhebung)

Brennstoff	Verbrennungssystem	Luftüberschuss λ
Gas	--	1,05 – 1,20
Heizöl	--	1,10 – 1,20
Kohlenstaub	--	1,10 – 1,30
Kohle	automatisierter Rost	1,30 – 1,50
Abfall	Rostfeuerung	1,20 – 2,00
Sonderabfall	Drehrohrofen	2,00 – 2,50

Bei der Verbrennung entstehen zudem mit steigender Temperatur Stickstoffoxide NO_x, die als Sammelbezeichnung für die unterschiedlichen Oxide des Stickstoffs dienen (NO, NO₂, NO₃, N₂O, N₂O₃). Die Bildung von Stickstoffoxiden während des Verbrennungsvorganges erfolgt durch

- die Reaktion des in der Luft gebundenen Stickstoffs mit thermisch gebildeten Radikalen des in der Luft enthaltenen Sauerstoffs (*Thermisches Stickstoffoxid*),
- die Reaktion von Brennstoffradikalen (H-C-Radikale) mit molekularem Stickstoff der Luft (*Promptes Stickstoffoxid*) und
- die Verbrennung des im Brennstoff enthaltenen Stickstoffs (Thome 2005).

Die Bildung des thermischen Stickstoffoxids ist exponentiell von der Temperatur abhängig. Bei Temperaturen unter 1.300°C ist die Bildung von thermischem Stickstoffoxid vernachlässigbar (Abbildung 15).

Bei der Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen oxidiert das gebildete NO zu NO₂, das wiederum im Katalysator der Abgasreinigung (Selective Catalytic Reduction) oder beim Einsatz von SNCR-Verfahren (Selective Non-Catalytic Reduction) bereits im Feuerraum durch Zugabe von Ammoniakwasser oder Harnstoff zu N₂ und H₂O reduziert wird. Diese Umwandlung der im Abgas enthaltenen Stickstoffoxide erfolgt allerdings nicht vollständig. Daher spielen auch die Stickstoffoxide hinsichtlich der Treibhausgasproblematik eine Rolle, da sich durch deren Reaktion mit Kohlenwasserstoffen Ozon bildet, das nachteiliger ist als NO₂ (Thomé 2005).

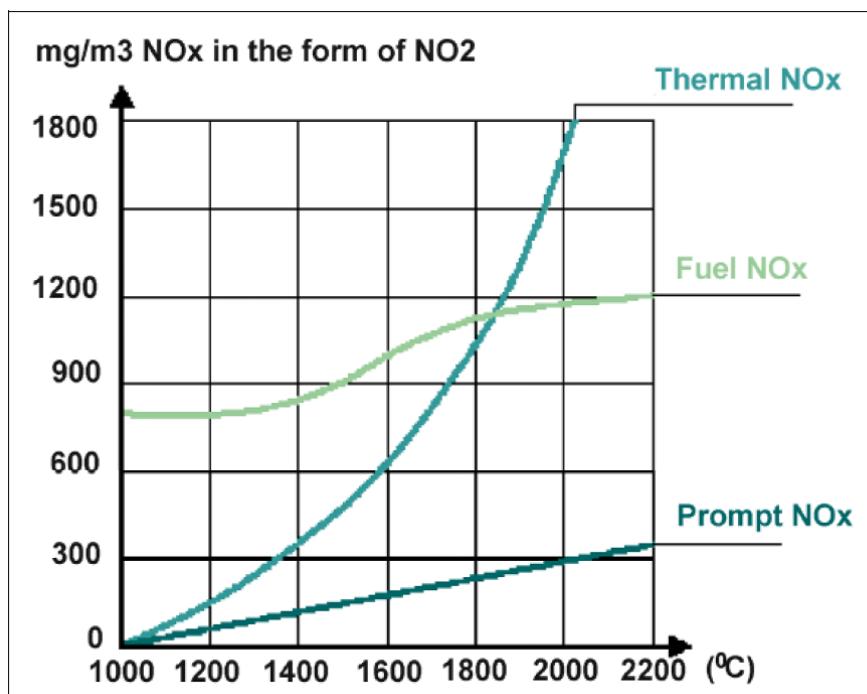


Abbildung 15 Bildung von Stickstoffoxiden bei der Abfallverbrennung in Abhängigkeit von der Temperatur (Quelle: IPPC 2006)

Bei Rostfeuerungen ist der Luftbedarf an einzelnen Punkten des Brennstoffbettes und zu verschiedenen Zeiten unterschiedlich. Um über das gesamte Brennstoffbett hinweg eine vollständige Verbrennung zu gewährleisten, stellte man dort einen größeren Luftüberschuss zur Verfü-

gung (Günther 1984). In der HR AVI Amsterdam beispielsweise sind durch die drei Rostbahnen mit je vier Antriebs- und sieben Luftzonen umfangreiche Regelungsmöglichkeiten gegeben. Die Primär-Luftzufuhr wird in jeder Zone einzeln gemessen. Die Konstruktion des Rastes sorgt für eine sichere Luftverteilung und ermöglicht niedrige Primärluftanteile. Eine zweistufige dampfbeheizte Luftvorwärmung ist installiert. Für eine stabile Nachverbrennung wird rezirkuliertes Abgas über die Vorder- und Rückwanddüsen als Sekundärluft und anschließend Tertiärluft in der darüber liegenden Düsenebene zugegeben (Wandschneider 2008).

Der auslegungsbedingte Luftüberschuss bedingt erhöhte Abgasverluste und durch Erhöhung des Abgasstromes einen gesteigerten Energiebedarf für die Saugzüge und die Abgasreinigung (Stäblein et al. 2008). Möglichkeiten, den Luftüberschuss zu reduzieren, bestehen demnach durch

- die Gewährleistung einer ausreichend hohen Temperatur in der Ausbrandzone,
- längere Verweilzeiten des Brennstoffs im Feuerraum oder
- eine gute Durchmischung von Brenngas und Sekundärluft (Spliehoff 2008).

Durch eine Verringerung des Luftüberschusses, d.h. die Reduktion des O₂-Gehalts im Abgas, erhöht sich gleichermaßen der Nenner in der Siegertschen Verlustformel (Formel 18) und die Abgasverluste werden verringert. Je nach Einsatz des jeweiligen Brennstoffs (Erdgas, Heizöl) wird ein brennstoffabhängiger Beiwert berechnet, der sich aus den Stoffkonstanten A₂ und B errechnet (bspw. A₂ = 0,37 % und B = 0,009 %/K bei Erdgasverbrennung).

$$x_a = (t_a - t_L) \cdot \left(\frac{A_2}{21 - y_{O_2}} + B \right) \quad \text{Formel 18}$$

Mit

x_A	Abgasverlust nach Siegertscher Verlustformel [%]
t_A	Abgastemperatur am Feuerungs- bzw. Kesselende [°C]
t_L	Verbrennungslufttemperatur am Feuerungseintritt [°C]
y_{O_2}	O ₂ -Gehalt im Abgas [Vol.-%]
A_2	brennstoffabhängige Stoffkonstante [%]
B	brennstoffabhängige Stoffkonstante [%/K]

Laut BREF/BAT-Dokument Waste Incineration des IPPC bewirkt die Reduktion der Sauerstoffmenge im Abgas um 1% eine Verbesserung des elektrischen Nettowirkungsgrades um 0,5-1% (IPPC 2006). Der Luftüberschuss spielt neben dem Gesamtangebot an Schwefel eine wesentliche Rolle bei der Bildung von Sulfiten SO₃²⁻, die zu erhöhter Korrosion führen. Durch den im Brennstoff enthaltenen Schwefel wird der Taupunkt erhöht. Es stellt sich der Taupunkt der dem stöchiometrischen Verhältnis entsprechend verdünnten Schwefelsäure ein, der im Bereich von 120 bis 160°C liegt. Zur Vermeidung von Korrosion in der Abgasreinigung wird die Abgastemperatur deshalb oberhalb von etwa 180°C geregelt. Für die Reduzierung der NO_x-Emissionen spielt die Reduzierung der Luftüberschusszahl nur eine geringe Rolle, da die Reaktion des Brennstoffstickstoffs zu Stickstoffoxid nur im nahstöchiometrischen Bereich vom Luftüberschuss stark abhängig ist. Bei Luftverhältniszahlen größer 1,2 bis 1,3, wie bei Müllverbrennungsanlagen üblich, nimmt die Umwandlungsrate mit weiter steigendem Luftüberschuss ab (Thomé 2005).

Bei klassischen Rostfeuerungen hat man in der Vergangenheit in der Regel Luftüberschusszahlen von 1,8 bis 2,2 verwendet, was einem Sauerstoffgehalt im Abgas O_{2,trocken} von 9,4 bis 11,5% entspricht (Gohlke 2008). Diese hohen Überschusszahlen waren zum einen dem Betrieb der Anlagen geschuldet, aber zum anderen auch den Vorgaben früherer Verordnungen für die Verbrennungsbedingungen, nach denen Müllverbrennungsanlagen für einen Sauerstoffgehalt im trockenen Abgas von etwa 9 % ausgelegt wurden. Dies ist heute nach der 17. BImSchV nicht mehr notwendig. Für die Höhe des Sauerstoffgehaltes spielt nur noch der Betrieb der Anlage eine wesentliche Rolle (Ehlers 2008).

Durch die Absenkung des Sauerstoffgehaltes lässt sich der Kesselwirkungsgrad der Anlage in erheblichem Maße erhöhen. Bei Reduzierung des Sauerstoffgehaltes von 8,77% auf 4% steigt der Kesselwirkungsgrad um bis zu 3%-Punkte. Dies liegt an geringeren Abgasmengen und damit geringeren Abgasverlusten um bis zu 25% und an geringeren, erforderlichen Gebläseleistungen für die Primär- und Sekundärluftzufuhr sowie den Saugzug (Ehlers 2008). Betriebs erfahrungen mit abgesenktem Sauerstoffgehalt liegen inzwischen für einige Anlagen vor, wie beispielsweise für die Enertec Hameln (O₂-Gehalt 6% trocken) oder die TREA Breisgau (O₂-Gehalt von 4-5% trocken). Durch die Reduzierung des Sauerstoffgehalts von 8,77 auf 6,0% können jährlich in einer Müllverbrennungsanlage mit einer Kapazität von 420.000 Mg Abfall bis zu 6.000 MWh, bei Reduzierung von 8,77 auf 4,0% bis zu 9.000 MWh Energie eingespart werden (Ehlers 2008).

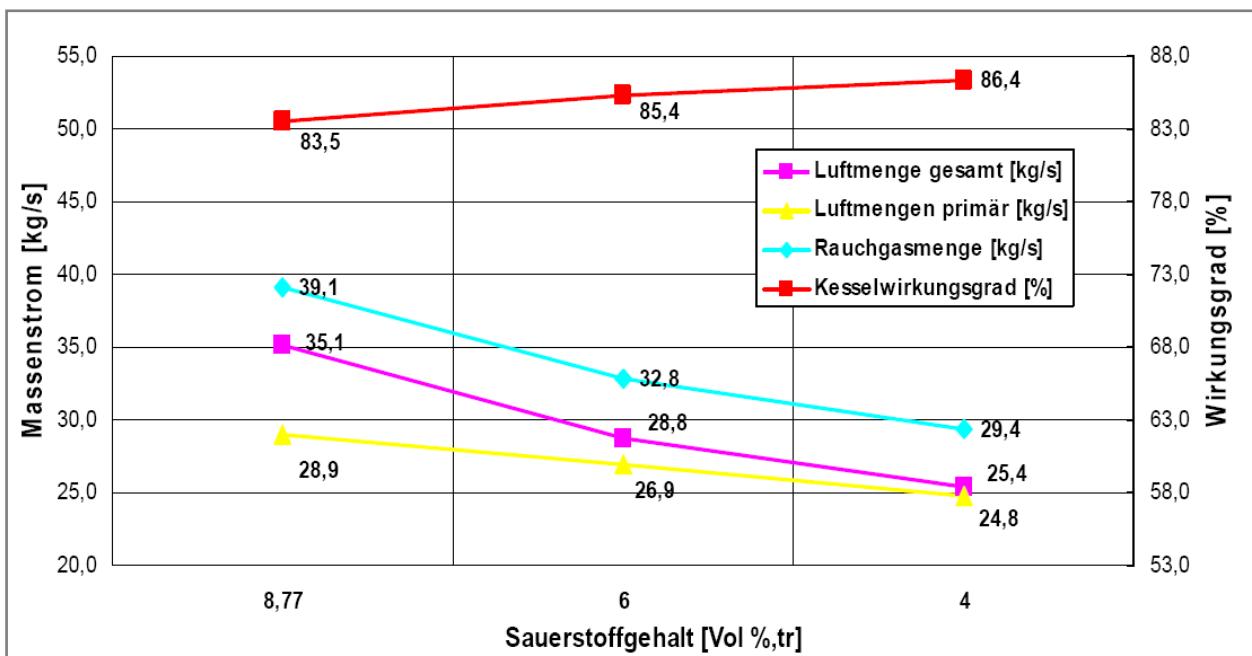


Abbildung 16 Kesselwirkungsgradsteigerung durch Senkung des Sauerstoffgehalts im Abgas
(Quelle: Ehlers 2008)

Die Auswirkungen des Luftüberschusses auf den elektrischen Wirkungsgrad einer Anlage wurden durch Gohlke (2008) untersucht. In Abhängigkeit des Luftüberschusses und der Kesselaustrittstemperatur lässt sich der elektrische Wirkungsgrad in den dort untersuchten Anlagen um etwa 2%-Punkte steigern (Tabelle 17).

Tabelle 17 Einfluss der Luftüberschusszahl auf den elektrischen Wirkungsgrad
(Quelle: Gohlke 2008)

λ	p_{kond} (bar)	$T_{adVerbr.}$ (°C)	$T_{AGÜHEintritt}$ (°C)	$T_{AG,Kesselende}$ (°C)	η_{brutto} (%)	η_{netto} (%)
1,4	0,15	1.417	604	193	24,5	21,2
1,4	0,15	1.417	604	210	24,6	21,3
1,75	0,15	1.233	632	209	24,0	20,6
2,2	0,15	1.042	642	209	23,2	19,7
2,2	0,15	1.042	642	228	22,6	19,2

Zur Ableitung von Minderungspotenzialen durch die Reduktion des Luftüberschusses wurden die Angaben der Anlagenbetreiber ausgewertet. Lagen keine Daten zu den Luftüberschusszahlen vor, so wurden diese über vorhandene Sauerstoffgehalte im Abgas nach Brandt (1991) berechnet.

In der Regel werden die auf trockenes Abgas bezogenen Volumenanteile gemessen und von den Anlagenbetreibern im Rahmen der Berichterstattung angegeben. Die Umrechnung vom feuchten auf das trockene Abgas ergibt sich über

$$M_{Lo} = M_{LoT} \cdot (1 + x_{H_2OLT}) \quad \text{nach Brandt (1991)} \quad \text{Formel 19}$$

Mit

M_{Lo} Bezugene Verbrennungsluft bei stöchiometrischer Verbrennung inklusive Luftfeuchte [kg/kg]

M_{LoT} Bezugene trockene Verbrennungsluft bei stöchiometrischer Verbrennung [kg/kg]

x_{H_2OLT} Absolute Verbrennungsluftfeuchte [%]

Das Luftverhältnis bzw. die Luftüberschusszahl lassen sich mit Hilfe des Sauerstoffgehalts unter trockenen Messverhältnissen näherungsweise über Formel 20 bestimmen (Brandt 1991).

$$\lambda = \frac{0,21}{0,21 - X_{O_2T}} \quad \text{nach Brandt (1991)} \quad \text{Formel 20}$$

Mit

λ Luftüberschusszahl [-]

X_{O_2T} Sauerstoffgehalt im trockenen Abgas [%]

In den untersuchten Müllverbrennungsanlagen werden Sauerstoffgehalte von 3,5% bis 11,9% im trockenen Abgas umgesetzt. Diese Gehalte sind gleichbedeutend mit Luftüberschusszahlen zwischen 1,2 und 2,3. Charakteristisch sind Luftüberschusszahlen zwischen 1,4 und 1,7 (Abbildung 17). Hinsichtlich der Senkung von Luftüberschusszahlen stehen demnach noch Potenziale zur Verfügung.

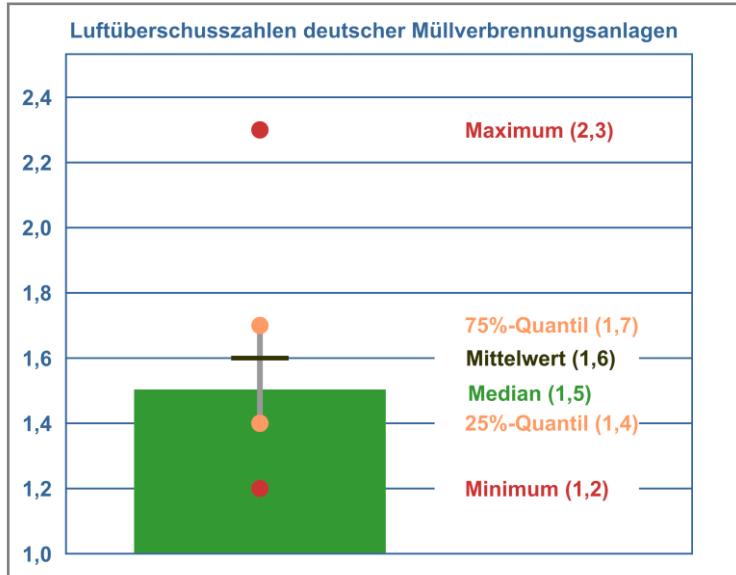


Abbildung 17 Luftüberschusszahlen deutscher Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung (Quelle: eigene Erhebung)

Die Luftüberschusszahlen von Anlagen mit trockener und quasitrockener Abgasreinigung und selektiver katalytischer Entstickung liegen im Bereich 1,5 bis 1,7. Anlagen mit nasser oder quasitrockener Abgasreinigung und selektiver nicht-katalytischer Entstickung werden mit Luftüberschusszahlen von 1,4 bis 1,7 betrieben. Eine Anlage erreicht sogar eine Luftüberschusszahl von 1,2, was einem Sauerstoffgehalt im trockenen Abgas von rund 3,5% entspricht (Abbildung 18). In dieser Anlage werden allerdings neben Abfall auch fossile Energieträger verbrannt, so dass diese Anlage gesondert betrachtet werden muss.

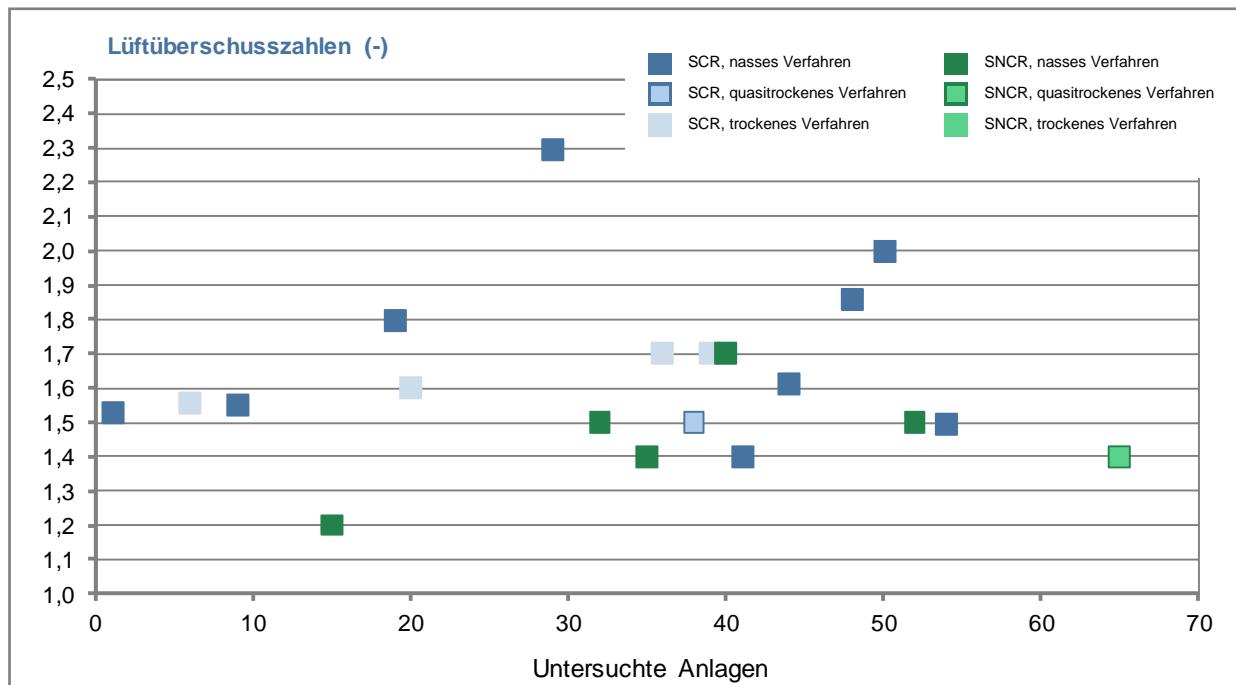


Abbildung 18 Luftüberschusszahlen in den untersuchten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens (Quelle: eigene Erhebung)

Hinsichtlich der eingesetzten Additive lässt sich keine direkte Aussage ableiten, da lediglich aus einer Anlage Daten vorliegen, in der statt Kalkhydrat Natriumhydrogencarbonat eingesetzt wird.

3.1.2 CO₂-arme oder CO₂-neutrale Zusatzbrennstoffe

Die in den Feuerräumen von Müllverbrennungsanlagen installierten Brenner werden vor allem für die An- und Abfahrvorgänge der Anlage benutzt und selten bei schlechten Verbrennungsvorgängen im laufenden Betrieb zugeschaltet. Als Brennstoff werden fossile Brennstoffe wie Erdgas oder Heizöl verwendet, deren Einsatz zu einer Erhöhung der CO₂-Emissionen führt. Es wurde geprüft, ob durch den Ersatz dieser fossilen Brennstoffe durch einen CO₂-neutralen Brennstoff (beispielsweise Sägemehl) Treibhausgase eingespart werden können. Entsprechende Technologien für Zweistoffbrenner der notwendigen Größenordnungen, die sowohl mit Sägemehl, als auch mit Erdgas oder Kohle betrieben werden können, sind am Markt verfügbar.

Als problematisch erweist sich in diesem Fall, dass ein sicherer Ausbrand des Sägemehls nur bei ausreichend hoher Ofentemperatur gewährleistet ist. Somit müsste der Anfahrvorgang nach wie vor mit Heizöl oder Erdgas erfolgen. Dadurch beschränkt sich die Einsatzdauer, über die sich die notwendige Investition finanzieren muss, auf die temporäre Stützfeuerung und den Abfahrvorgang und ist daher wirtschaftlich uninteressant.

In der Müllverbrennungsanlage Hamburg Borsigstraße wurde im Jahr 2005 geprüft, ob die installierten Ölbrener anstatt mit leichtem Heizöl mit Biodiesel betrieben werden können. Aufgrund der Änderung verschiedener Rahmenbedingungen an der Anlage wurde diese Maßnahme nicht mehr weiterverfolgt (MVB 2007).

Da Heizöl einen höheren Emissionsfaktor besitzt als Erdgas, kann neben der Umstellung auf einen biogenen Energieträger auch die Umstellung von einem fossilen auf einen anderen fossilen Energieträger zu Emissionsreduktionen führen. Dieser Wechsel stellt im Gegensatz zu oben erwähntem Sägemehl auch kein Hindernis hinsichtlich der technischen Umsetzung dar. Etwa zwei Drittel aller Müllverbrennungsanlagen sind derzeit mit Ölbretern ausgestattet und bieten somit unter Betrachtung der Emissionen und Berücksichtigung ggf. zusätzlicher notwendiger Gasleitungen Optimierungspotenzial (Tabelle 18).

Tabelle 18 Anteile installierter Zünd- und Stützbrenner (Quelle: eigene Erhebung)

Brennerart	Anzahl [-]	Anteil [%]
Heizöl	26	63,4
Erdgas	13	31,7
Sonstige	2	4,9
Summe	41	100,0

Die Auswertungen zeigen zudem, dass bei SNCR-Verfahren weniger Erdgas eingesetzt wird, als bei SCR-Verfahren (Abbildung 19). In den untersuchten Anlagen sind hinsichtlich der Art der eingesetzten Zünd- und Stützbrenner keine signifikanten Unterschiede im Erdgasverbrauch zu erkennen. Dies liegt daran, dass auch für die weiteren Verfahrensprozesse Energieaufwand notwendig ist, der in der Regel über Erdgasbrenner zur Verfügung gestellt wird, sofern dieser

nicht vollständig über Wärmetauscher oder Eigendampfnutzung realisiert wird. Der geringere Energieaufwand beim SNCR-Verfahren liegt darin begründet, dass kein Aufheizen der Abgase vor einem Katalysator notwendig ist, da die Entstickung bereits im Feuerraum stattfindet (vgl. Kapitel 3.5.2). Hinsichtlich der eingesetzten Additive lässt sich keine direkte Aussage ableiten, da lediglich aus einer Anlage Daten vorliegen, in der statt Kalkhydrat Natriumhydrogencarbonat eingesetzt wird.

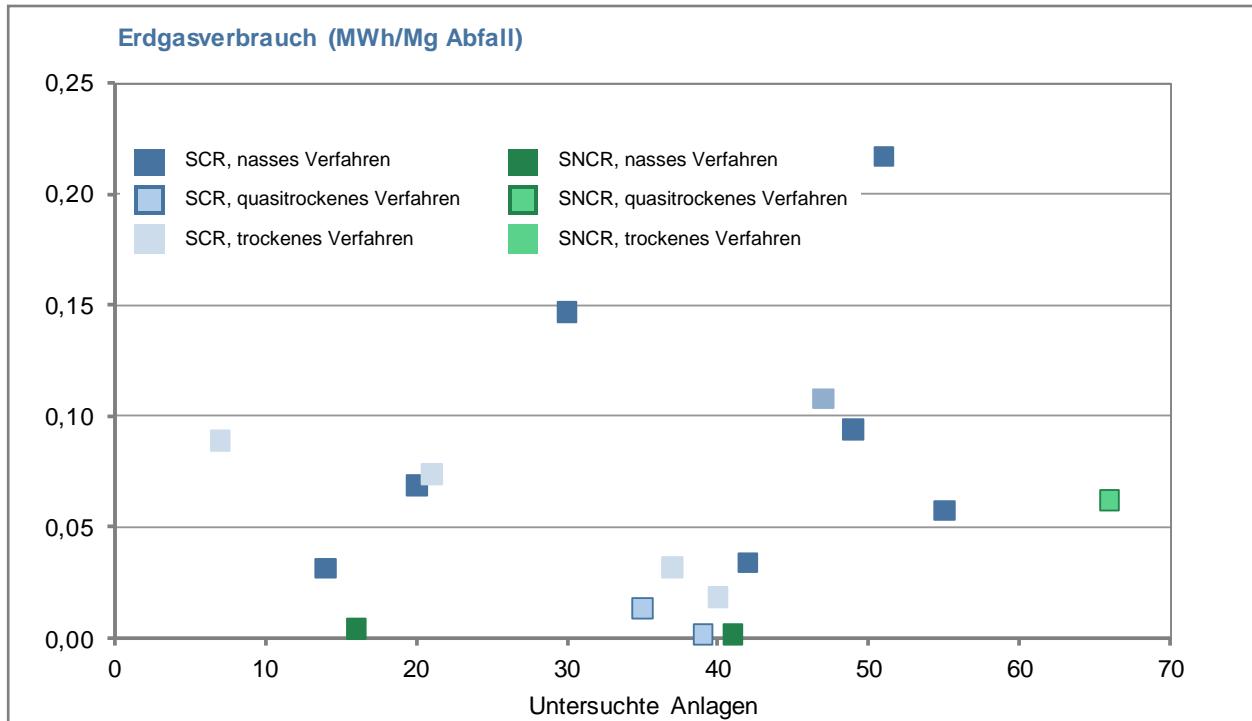


Abbildung 19 Spezifische Erdgasverbrauche (Mediane) in den untersuchten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens

Ein ähnliches Ergebnis erhält man auch bei der Betrachtung der spezifischen Heizölverbrauche der untersuchten Anlagen. Mit Ausnahme weniger Ausreißer beträgt der Bedarf an Heizöl unabhängig vom Abgasreinigungsverfahren und von der Art der Zünd- und Stützbrenner zwischen 0,001 bis 0,080 MWh Heizöl je verbrannter Tonne Abfall (Abbildung 20).

Für die weiteren Berechnungen des Erdgaseinsatzes wird deshalb sowohl für den Erdgas-, als auch für den Heizölverbrauch zwischen dem SCR-Verfahren und dem SNCR-Verfahren unterschieden. Als Ersatzwert für die spezifischen Erdgasverbrauche wird das 75%-Quantil aller vorhandenen Median-Daten abgeleitet, um die Emissionen aus dem Verbrauch der beiden Brennstoffe nicht zu unterschätzen (Tabelle 19).

Tabelle 19 Ersatzwerte für den Erdgas- und Heizölverbrauch von Müllverbrennungsanlagen nach Art des Entstickungsverfahrens (Quelle: eigene Berechnung)

Spezifischer Verbrauch [MWh/Mg Abfall]	SCR	SNCR
Erdgas	0,094	0,033
Heizöl	0,040	0,055

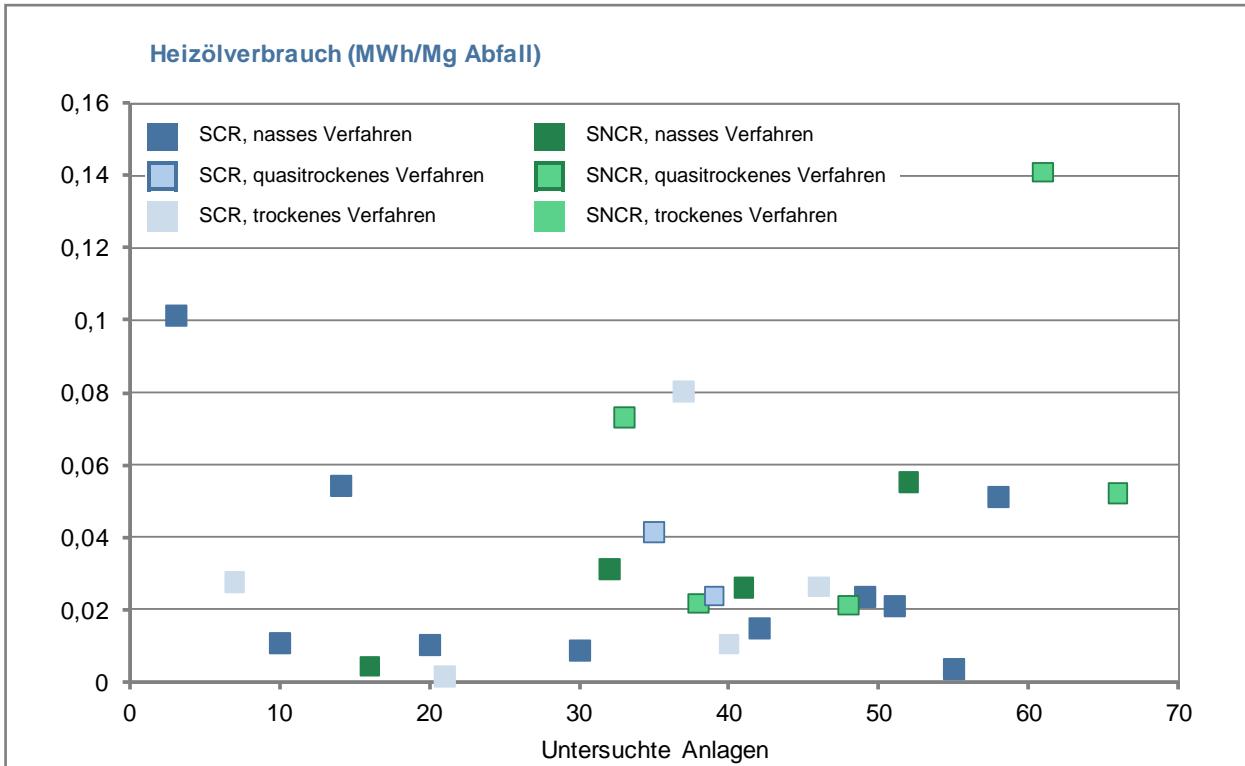


Abbildung 20 Spezifische Heizölverbrauche (Mediane) in den untersuchten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens

3.2 Bilanzierte Maßnahme bei der Dampferzeugung und Dampfnutzung: Erhöhung der Kesselwirkungsgrade

Der zweite Hauptansatzpunkt zur Effizienzsteigerung von Müllverbrennungsanlagen ist der Bereich der Dampferzeugung und Dampfnutzung. Warmwasser, Satt- und Heißdampf sind wichtige Wärmeträger bei Verbrennungsvorgängen und den zugehörigen Kreisprozessen zur Energiegewinnung (Dietzel & Wagner 2006). Vorgewärmtes Speisewasser wird hierbei mit Hilfe der Speisewasserpumpe vom Speisewasserbehälter in den unter Druck stehenden Dampferzeuger (Kessel) gefördert. Gibt die Feuerung genügend Wärme ab, so siedet zunächst das Wasser, anschließend verdampft es und im Dampferzeuger steigt der Druck. Der Heiß- oder Frischdampf gelangt zur Turbine, die wiederum einen Generator antreibt, und expandiert unter Abgabe von Arbeit bis auf den Abdampfdruck. Im Kondensator wird dem Dampf über Kühlwasser oder Kühlluft Wärme entzogen, so dass er verflüssigt und sein spezifisches Volumen schrumpft. Das entstandene Kondensat wird von der Kondensatpumpe zurück in den Speisewasserbehälter gefördert. Der Kreisprozess der Anlage wird durch geregelte Dampfentnahme, Speisewasser- und Wärmezufuhr im Gleichgewicht gehalten (Dietzel & Wagner 2006).

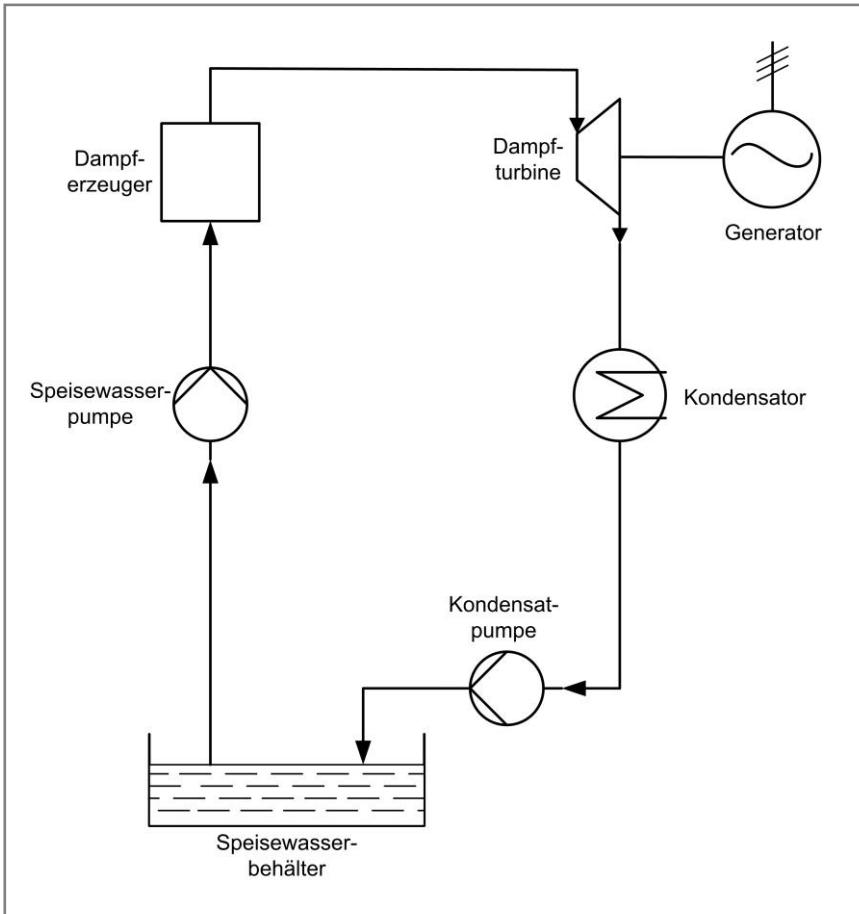


Abbildung 21 Dampfkraftprozess im Schaltschema
(Quelle: Dietzel & Wagner 2006)

Zur Bestimmung der Dampfzustände und möglichen Optimierungsmaßnahmen macht man von den allgemeinen Gasgesetzen und Zustandsgleichungen von Gasen Gebrauch. Bei gleich bleibender Temperatur und gleichbleibender Gasmasse verhält sich das Gasvolumen umgekehrt zum Druck, unter dem das Gas steht (Gasgesetz von Boyle-Mariotte). Je stärker das Gas zusammengepresst wird, desto höher steigt der Druck (Dietzel & Wagner 2006). Bei konstantem Druck und konstanter Gasmasse ändert sich bei einer entsprechenden Erwärmung des Gases auch das Gasvolumen (Gasgesetz von Gay-Lussac).

Der Zustand eines Gases lässt sich durch Wärmezu- und -abfuhr oder durch Arbeitsaufwand und -entnahme ändern. Wärme und Arbeit wirken bei diesen Vorgängen meist gleichzeitig zusammen. Die Arbeit lässt sich in Arbeitsdiagrammen, den so genannten p-V-Diagrammen, darstellen (Abbildung 22).

Zur Darstellung von zu- und abgeföhrten Wärmemengen müssen die Temperatur als wesentliche Einflussgröße, sowie Druck und Volumen in entsprechenden Diagrammen enthalten sein. Zur Darstellung dieser Wärmemengen wurde die Entropie eingeführt, die wie Druck, Volumen, Temperatur, innere Energie und Enthalpie eine Zustandsgröße ist (Formel 21).

$$dS = \frac{dQ}{T} \quad \text{Formel 21}$$

Mit

- dS Änderung der Entropie [kJ/kgK]
- dQ Zugeführte oder abgeführte Wärmemenge [kJ/kg]
- T Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]

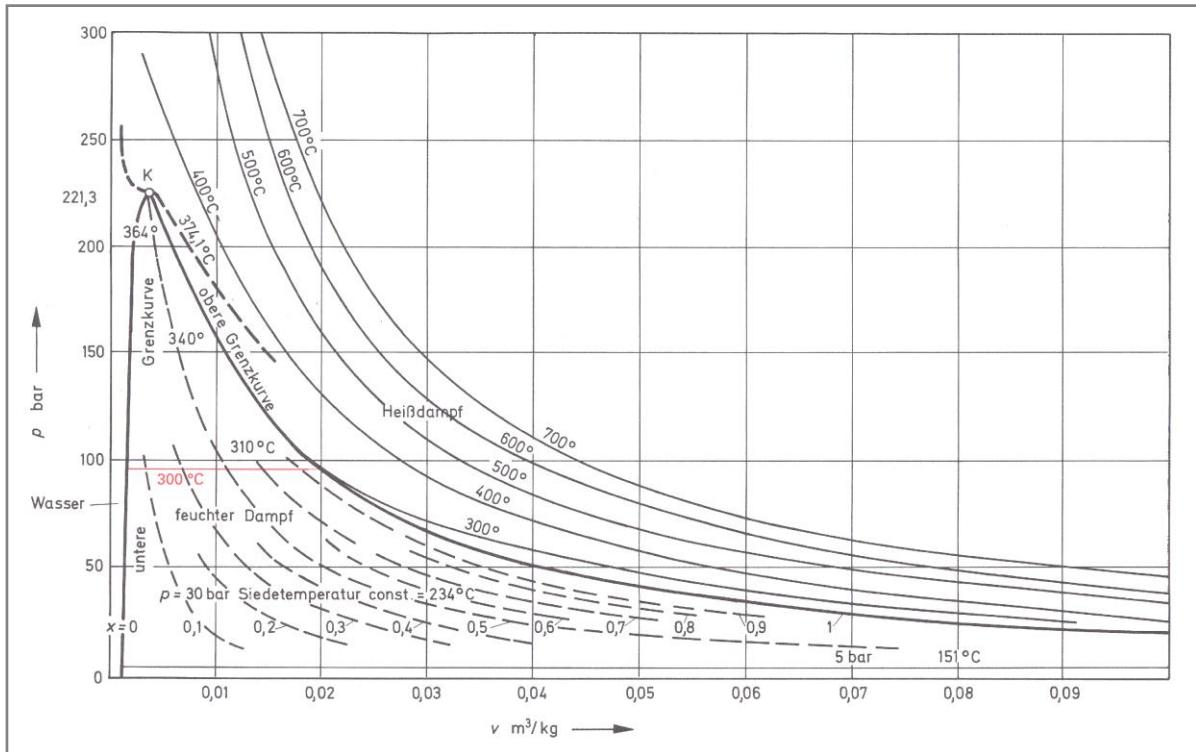


Abbildung 22 p-V-Diagramm (Quelle: Dietzel & Wagner 2006)

Im Entropiediagramm (T-s-Diagramm) werden Wärmemengen als Flächen dargestellt. Die untere Grenzkurve ($x=0$) beginnt bei 0°C bzw. 273 K mit der Entropie 0. Der kritische Punkt der Grenzkurve befindet sich bei $374,15^\circ\text{C}$ und $4,429\text{ kJ/kgK}$, wo die Grenzkurve $x=0$ in die Grenzkurve $x=1$ übergeht. Dazwischen liegen die Zustandsgrößen des feuchten Dampfs. Das Heißdampfgebiet liegt oberhalb des kritischen Punkts und rechts der oberen Grenzkurve (Dietzel & Wagner 2006). Die entsprechende Wärmezu- oder -abfuhr lässt sich in Form einer Zustandsänderung als Fläche unter der entsprechenden Zustandslinie darstellen (Abbildung 23).

Die Werte aus dem p-V-Diagramm können durch Berechnung der Zustandsparameter in das T-s-Diagramm übertragen werden. Der Dampferzeugerwirkungsgrad η_{DE} ist der Quotient aus der Enthalpieerhöhung des Wassers oder Dampfes und der zugeführten Brennstoffenergie (Formel 22). Mit Hilfe des T-s-Diagramms lassen sich die zusätzlichen Wärmegewinne durch die Veränderung von Temperatur- und Druckzuständen nachvollziehen sowie die damit verbundenen Minderungspotenziale in den folgenden Kapiteln ableiten.

$$\eta_{DE} = \frac{\dot{m}_{Sp} \cdot (h_D - h_{Sp})}{\dot{m}_{Br} \cdot H_u} \quad \text{Formel 22}$$

Mit

- \dot{m}_{Sp} Speisewasser-Massenstrom [kg]
- h_D Dampfenthalpie am Kesselaustritt [kJ/kg]
- h_{Sp} Speisewasserenthalpie am Kesseleintritt [kJ/kg]
- \dot{m}_{Br} Brennstoff-Massenstrom [kg]
- H_u Unterer Heizwert [kJ/kg]

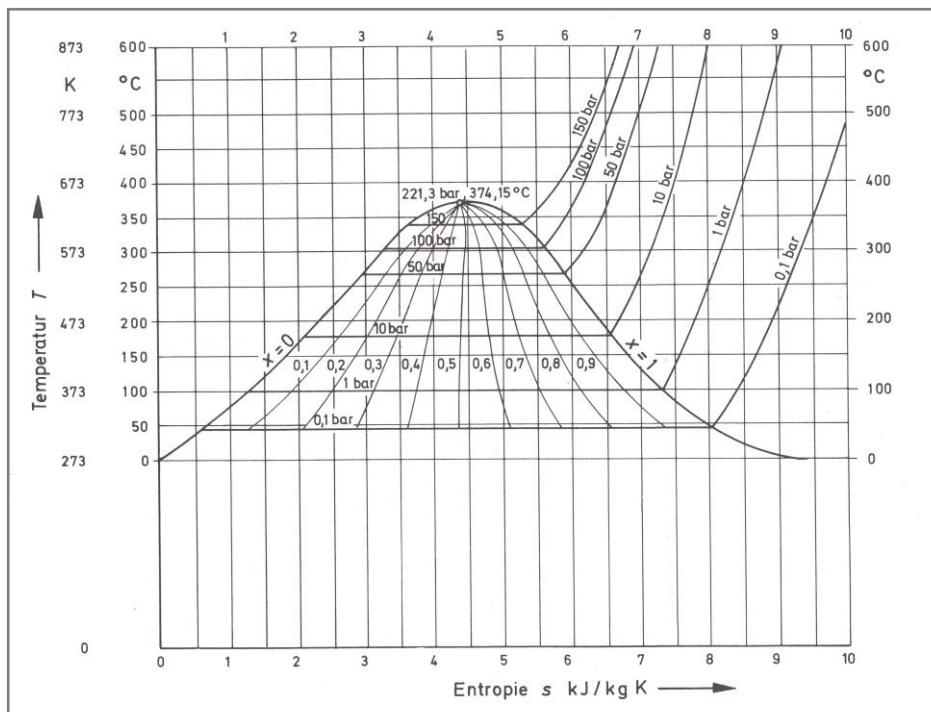


Abbildung 23 T-s-Diagramm von Wasserdampf (Quelle: Dietzel & Wagner 2006)

Der Kesselwirkungsgrad einer Müllverbrennungsanlage wird von vielen Parametern beeinflusst, unter anderem von

- der Abgasmenge und die damit verbundenen Abgasverluste,
- der Reduktion der unverbrannten Abfallbestandteile,
- dem Temperaturunterschied zwischen Wärmezufuhr und Wärmeabfuhr und
- der Austrittstemperatur aus dem Kessel.

Diese werden teilweise detailliert innerhalb des Kapitels 3 vorgestellt und hinsichtlich ihres Umsetzungs- und CO₂-Minderungspotenzials untersucht. Für eine Gesamtabschätzung werden hingegen in diesem Kapitel die aktuellen Kesselwirkungsgrade aus den vorhandenen Datensätzen ausgewertet. Diese sind entweder von den Anlagenbetreibern direkt zur Verfügung gestellt worden oder werden über das Bilanztool (vgl. Kapitel 2.2.2) berechnet, sofern alle notwendigen Daten hinsichtlich Energiebereitstellung, -eigenbedarf und -abgabe vorliegen.

Die erzeugte thermische Energie während des Verbrennungsprozesses wird durch den Wasser- und Dampfprozess in mechanische oder elektrische Energie umgewandelt. Dieser Prozess basiert auf dem 1. und 2. Hauptsatz der Wärmelehre. Während der 1. Hauptsatz der Wärmelehre von der Gleichwertigkeit von Energieformen (Wärme = mechanische Arbeit = elektrische Arbeit) ausgeht und damit die Umwandlung von Wärmeenergie in Arbeit und umgekehrt beschreibt, erweitert der 2. Hauptsatz der Wärmelehre diese Umwandlungsbegriffe dahingehend, dass in einem Kreisprozess Wärme nur dann in Arbeit umgewandelt werden kann, wenn ein Temperaturgefälle besteht. Demnach wird bei Wärmezufuhr gleichzeitig auch immer ein Teil der Energie wieder aus dem Kreisprozess ausgeschleust (Dietzel & Wagner 2006). Der Wirkungsgrad des Carnot-Prozesses ist umso höher, je höher die obere Prozesstemperatur T_o und je niedriger die untere Prozesstemperatur T_u sind, also der Temperaturunterschied zwis-

schen Wärmezufuhr im Kessel und Wärmeabfuhr im Kondensator. Im T,s-Diagramm ist der Carnot-Prozess durch eine Rechteck-Fläche gekennzeichnet. Die Nutzarbeit w entspricht hierbei der nutzbaren Wärmemenge (schraffierte Fläche W), die bei größerem Temperaturunterschied zwischen T_o und T_u entsprechend erhöht werden kann (Abbildung 24). Außerdem sollte die Entspannung in der Turbine möglichst verlustarm erfolgen (Ehlers 2008). Die Berechnung des Kesselwirkungsgrades lässt sich unter idealisierten Bedingungen wie folgt abschätzen:

$$\eta_{Kessel} = 1 - \frac{q_{ab}}{q_{zu}} = 1 - \frac{T_u}{T_o} \quad \text{Formel 23}$$

Mit

- q_{ab} Abgeführt Wärmemenge [J/kg]
- q_{zu} Zugeführte Wärmemenge [J/kg]
- T_u Untere Temperatur (Wärmeabfuhr) [°C]
- T_o Obere Temperatur (Wärmezufuhr) [°C]

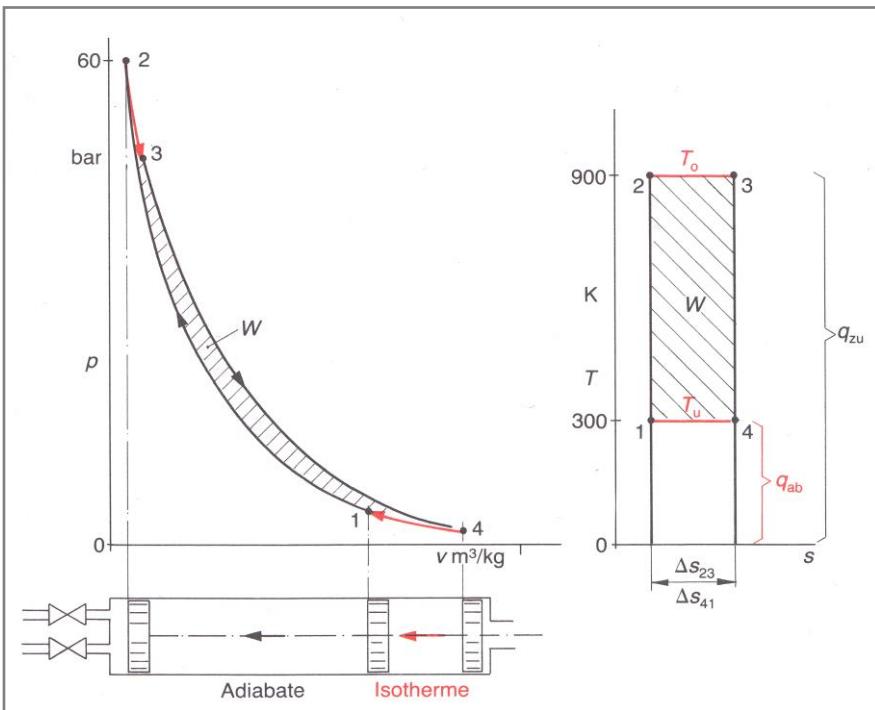


Abbildung 24 Carnot-Prozess zur Beschreibung des Wasser- und Dampfprozesses im p,V- und T,s-Diagramm (Quelle: Dietzel & Wagner 2006)

Die untere Temperaturgrenze ist bei Dampfprozessen durch den Ansaugezustand bzw. die Speisewassertemperatur vorgegeben und im Wesentlichen von den Umgebungsbedingungen der Anlage abhängig (Dietzel & Wagner 2006). Bei ausreichend verfügbaren Wasserquellen sind wassergekühlte Kondensatoren mit einem Kondensationsdruck von 30-50 mbar entsprechend einer Kondensationstemperatur von 24-33°C umsetzbar. Bei begrenztem Wasserangebot können Nasskühltürme eingesetzt werden. Steht kein Wasser zu Verfügung, so wird der Abdampf der Turbine mit Luftkondensatoren kondensiert, die in der Regel für Kondensationsdrücke von 150-200mbar, also Temperaturen von 54-60°C ausgelegt sind (Ehlers 2008). In Anlagen mit Luftkondensatoren ist demnach noch ein Potenzial zur Effizienzsteigerung über die

Absenkung des Kondensationsdrucks möglich. Hierfür sind eine Erhöhung der Wärmetauscherflächen der Luftkondensatoren sowie die Minimierung der Druckverluste in der Abdampfleitung durch Optimierung der Leitungsführung, die ausreichende Dimensionierung der Abdampfleitungen und der Einsatz strömungsoptimierter Armaturen erforderlich (Ehlers 2008). Bei Absenkung des Kondensationsdrucks auf 70 mbar, d.h. der Kondensationstemperatur auf 39°C und gleichzeitiger Erweiterung des Luftkondensators lässt sich im Falle einer reinen Verstromung die Menge an erzeugter elektrischer Energie um 28.300 MWh erhöhen. Bei Kraft-Wärme-Kopplung können bei gleichzeitiger Wärmeauskopplung von 300.000 MWh/a etwa 18.500 MWh/a an Strom zusätzlich ausgekoppelt werden (Beispielanlage MVA Bielefeld). Der elektrische Leistungsbedarf des Luftkondensators beträgt hierbei 5.000 MWh/a bei reiner Verstromung oder 2.500 MWh/a im KWK-Prozess (Ehlers 2008).

Die obere Prozesstemperatur lässt sich direkt durch die Erhöhung der Frischdampfparameter Druck und Temperatur beeinflussen, die in Müllverbrennungsanlagen in der Regel bei 400°C und 40 bar angesetzt sind (vgl. Abbildung 37). Nach Kins & Zwahr (2003) erhöht eine Anhebung der Dampfparameter auf 450°C und 50bar die produzierte Menge an Strom um rund 6 %. Bei reiner Verstromung würde dies bei einer Anlage mit einer Verbrennungskapazität von 420.000 Mg/a einer jährlichen Steigerung der elektrischen Energiebereitstellung von etwa 16.000 MWh entsprechen. Begrenzt wird diese Maßnahme durch die stark ansteigende Korrosion der Überhitzerheizflächen bei zunehmender Frischdampftemperatur (vgl. Kapitel 3.5.1). Weitere Möglichkeiten zur Erhöhung der oberen Prozesstemperatur sind die Nach- oder Zwischenüberhitzung des Dampfes und die Kopplung eines Abfallverbrennungsprozesses mit einem Gasturbinenprozess (vgl. Kapitel 3.5.1).

Die Kesselwirkungsgrade der untersuchten Anlagen liegen in einem maximalen Wertebereich von 70,7% bis 90,7%, wobei im Großteil dieser Anlagen Kesselwirkungsgrade zwischen 80,8% und 87,8% erreicht werden. Der Median aller Anlagen liegt bei 84,4% (Abbildung 25).

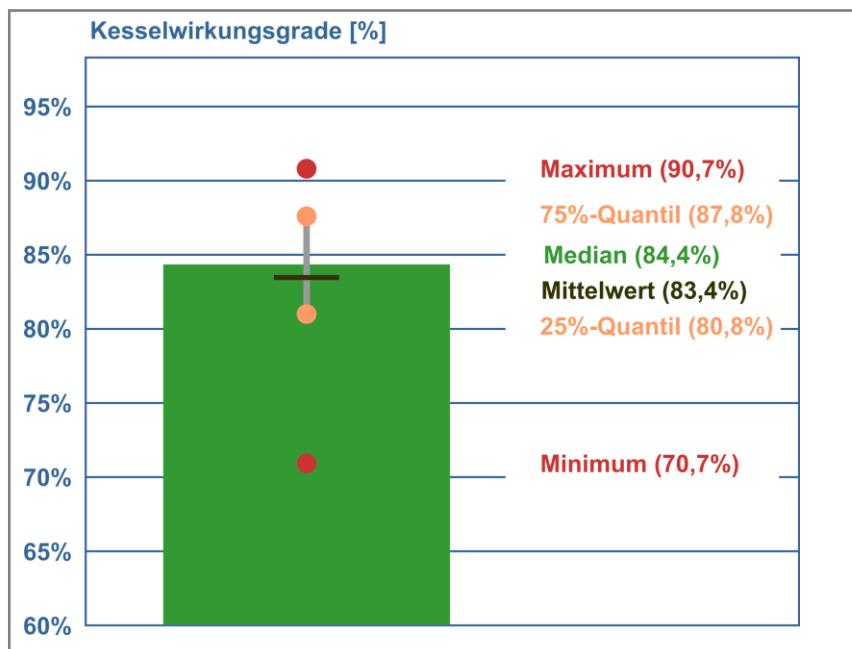


Abbildung 25 Kesselwirkungsgrade der untersuchten Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Erhebung, eigene Berechnung)

3.3 Bilanzierte Maßnahmen in der Abgasreinigung

Die während des Verbrennungsvorganges gebildeten Schadstoffe müssen anschließend dem Abgas wieder bis auf die gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerte entzogen werden. Hierzu werden in allen Systemen Absorptions- und/oder Adsorptionsverfahren eingesetzt (Hemming & Wagner 2008). Hinsichtlich der Abgasgasreinigungsverfahren unterscheidet man nach dem jeweils eingesetzten Sorptionsmittel bzw. Neutralisator zur Abscheidung der sauren Schadgase

- trockene (Neutralisator: NaHCO_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$),
- quasitrockene (Neutralisator: CaO) und
- nasse Verfahren (Neutralisator: NaOH , CaCO_3).

In Deutschland sind nach wie vor die nassen Angasreinigungstypen dominierend, wobei auch die quasitrockenen und trockenen Verfahren zunehmend an Bedeutung gewinnen (Tabelle 20).

Tabelle 20 Abgasreinigungsverfahren in deutschen Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Erhebung)

Abgasreinigungsverfahren	Anzahl (-)	Anteil (%)
nass	42	65
quasitrocken	19	30
trocken	4	5

Zum Einsatz der jeweiligen Verfahren müssen Rahmenbedingungen beachtet werden. Nicht jedes Verfahren lässt sich durch ein anderes Verfahren ersetzen (Tabelle 21).

Tabelle 21 Auswahlkriterien zum Einsatz der etablierten Abgasreinigungsverfahren
(Quelle: Fuchs et al. 2005)

	Auswahlkriterium	Trocken	Quasitrocken	Nass
Leistungsfähigkeit	Hohe Rohgaswerte	-	+	+
	Lange Verweilzeit	-	+	+
	Hohe Abgasfeuchte	-	+	+
	Sprunghafte Rohgaswerte	-	-	+
Additiv	Additivüberschuss [-]	$\text{Ca}(\text{OH})_2: > 1,6$ $\text{NaHCO}_3: > 1,2$	$\text{CaO}: \sim 2,0$	$\text{NaOH}, \text{CaO}: \sim 1,0$
	Additivverbrauch [kg/Mg Abfall]	$\text{Ca}(\text{OH})_2: 11-17$ $\text{NaHCO}_3: 24-29$	$\text{CaO}: 8-9$	$\text{NaOH}: \sim 6$ $\text{CaO}: 4-5$
	Reaktionsprodukte [kg/Mg Abfall]	$\text{Ca}(\text{OH})_2: 17-25$ $\text{NaHCO}_3: 11-13$	$\text{CaO}: \sim 18$	$\text{NaOH}, \text{CaO}: 6-7$
	Platzbedarf	+	-	-
	Verfügbarkeit	+	+	+
	Wartungsaufwand	o	o	+

-: nicht geeignet +: geeignet o: spezifisch abhängig

Anlagen mit nasser Abgasreinigungstechnologie erzielen hohe Reinigungsleistungen, sind aber gegenüber trockenen oder quasitrockenen Reinigungssystemen sehr energieintensiv. Dies führt bei Eigendampfnutzung zu geringeren Energieabgaben oder bei Nutzung fossiler Brennstoffe zu höheren klimawirksamen CO₂-Emissionen. Zudem sind bei nassen Absorptionsverfahren auch die Prozessabwasserbehandlung und Prozesse der Abwassereindampfung, sowie eine Tropfenabscheidung am Abgaskamin zu beachten, wobei vor allem die Abwassereindampfung einen gewissen Energieaufwand erfordert. Zur Reduktion der während der Verbrennungsprozesse entstehenden Stickstoffoxide haben sich das SCR-Verfahren (Selective Catalytic Reduction) und das SNCR-Verfahren (Selective Non-Catalytic Reduction) etabliert, wobei die SCR-Verfahren mit Umsetzung in 43 deutschen Müllverbrennungsanlagen weiter verbreitet sind als die SNCR-Verfahren (in 22 deutschen Anlagen umgesetzt).

Tabelle 22 Sekundärmaßnahmen zur Stickstoffoxidreduktion
(Quellen: Thomé 2005, eigene Erhebung)

Verfahren	SCR	SNCR
Reaktion	Reduktion	Reduktion
Reaktionsablauf	Katalytische Reduktion	Thermische Reduktion
Additiv	NH ₃	NH ₃
Endprodukt	N ₂ , H ₂ O	N ₂ , H ₂ O
Aufbereitung Endprodukt	Emission	Emission
Temperaturbereich	180 – 450 °C	850 – 1.000 °C
Umgesetzte Anzahl im deutschen Anlagenpark	22	43

Die Reinigung der Abgase stellt bei Müllverbrennungsanlagen mit SCR-Verfahren einen aufwendigen Verfahrensschritt dar, da für die Einhaltung unterschiedlicher Temperaturniveaus der einzelnen Prozessschritte zunächst Energie ausgekoppelt und später wieder Energie aufgebracht werden muss. Dies ist bei den SNCR-Verfahren nicht in dem Maße notwendig, da die Entstickung bereits im Feuerraum erfolgt.

3.3.1 Katalysatortechnik

Die katalytische Entstickung erfolgt als High-Dust, Low Dust oder Tail-End-Verfahren.

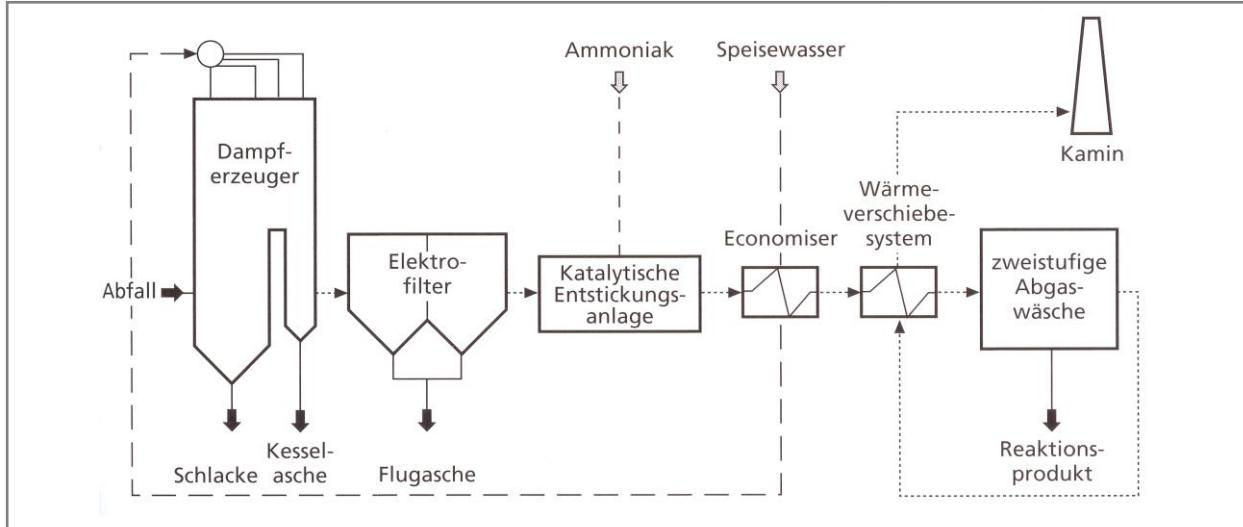


Abbildung 26 Beispiel für ein Low Dust-Verfahren (Quelle: Thomé 2005)

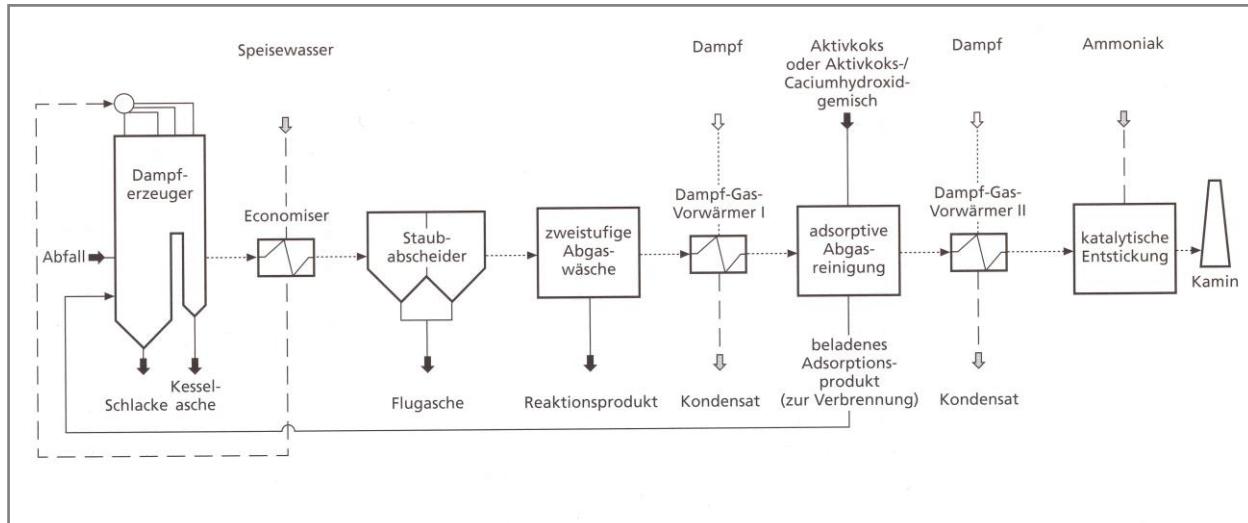


Abbildung 27 Beispiel für ein Tail-End-Verfahren (Thomé 2005)

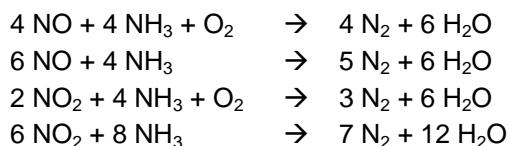
Der grundlegende Vorteil des Low Dust-/High Dust-Verfahrens gegenüber dem Tail End-Verfahren ist der Entfall einer Wiederaufheizung der Abgase vor dem Katalysator. Dadurch lassen sich große Mengen an Energie sparen. Gleichzeitig sind die Katalysatoren aber auch wesentlich höheren Schadstoffbelastungen ausgesetzt, so dass sich deren Standzeit gegenüber einer High Dust-Anlage verkürzt (Tabelle 23).

Tabelle 23 Vor- und Nachteile des Low Dust-, High Dust- und Tailend-Verfahrens (Thomé 2005)

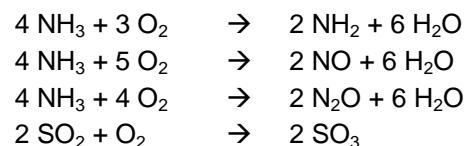
Verfahren	Vorteile	Nachteile
High Dust-SCR	<ul style="list-style-type: none"> ■ Entfall der Wiederaufheizung ■ Geringe Betriebskosten 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Staubbeladung ■ Geringere Standzeit der Katalysatoren
Low Dust-SCR	<ul style="list-style-type: none"> ■ Entfall der Wiederaufheizung ■ Geringe Betriebskosten ■ Geringerer Druckverlust 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Kürzere Standzeit der Katalysatoren
Tail End	<ul style="list-style-type: none"> ■ Längere Standzeit der Katalysatoren 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Wiederaufheizung ■ höhere Betriebskosten

Die Umsetzung der Stickstoffoxide zu Stickstoff und Wasser erfolgt in der Regel unter Zugabe von Ammoniak (NH_3) oder Ammoniakwasser (NH_4OH) in mehreren Haupt- und Nebenreaktionen am Katalysator.

Hauptreaktionen:



Nebenreaktionen:



Senkung der Katalysatortemperatur bei SCR-Verfahren

Durch den Katalysator wird die für den Ablauf der Reaktionen notwendige Aktivierungsenergie herabgesetzt, so dass die Reaktion bereits ab Temperaturen von etwa 180°C statt der sonst im rein thermischen Betrieb vorhandenen Temperaturen von 900°C bis 1.100°C ablaufen (Thomé 2005). Für die Einhaltung der in der 17. BImSchV geforderten strengen Grenzwerte für Stickoxide von unter 100 mg NO_x/m^3 waren bisher katalytische Entstickungsverfahren (SCR) erforderlich, wobei auch innovative SNCR-Verfahren diese Werte sicher einhalten (Gohlke 2008). Die SCR-Verfahren werden im Temperaturbereich von 180°C bis 300°C betrieben.

Häufig wird die Kesselaustrittstemperatur der Abgase von rund 250°C in der Gasreinigungsstufe abgekühlt. Diese Abkühlung auf etwa 65°C erfolgt bei nassen Gasreinigungssystemen durch die Verdampfungskühlung. Bei trockenen und quasitrockenen Gasreinigungsverfahren erfolgt eine Abkühlung auf 140°C bis 200°C, die unter anderem zum thermischen Schutz der installierten Filterschläuche dient. Ist diesen Reinigungsstufen eine katalytische Entstickung nachgeschaltet, muss das Abgas wieder auf die optimale Betriebstemperatur des Katalysators aufgeheizt werden. Eine Absenkung der Katalysatortemperatur auf 180°C bis 230°C ist ohne nachteilige Verringerung der Aktivität möglich. Hierdurch besteht zudem die Möglichkeit, das Abgas mit Prozessdampf statt mit Erdgas wieder aufzuheizen (vgl. Kapitel 3.5.2). Die beiden Maßnahmen beinhalten ein enormes Einsparpotenzial im Gasverbrauch und damit auch hinsichtlich klimarelevanter Treibhausgasemissionen (Tabelle 24).

Tabelle 24 Gasverbrauch in Abhängigkeit der Katalysatortemperatur im MKW Schwandorf (280 °C = 100 %) (Quelle: Metschke 2005)

Temperatur °C	Dampfverbrauch		Relativer Gasverbrauch %	Absoluter Gasverbrauch m³/Mg Müll
	kg/Mg Müll	Mg/a		
280	--	--	100	12,0
250	--	--	78	9,4
230	95,6	38.234	63	7,6
210	75,9	30.342	49	5,9
200	64,9	25.957	43	5,2
180	43,0	17.188	38	4,6

Abgasvolumenstrom: $V_n = 7.600 \text{ m}^3/\text{Mg Müll}$, spezifische Wärme des Abgases: 1,38 kJ/m³

Nutzbare Wärme HD-Dampf: 2.392 kJ/kg, Entspannungsdampf: 6 bar, 6,5 % des Dampfeinsatzes

Stromerzeugung: 0,21 MWh/Mg HD-Dampf

Im MHKW Würzburg mussten beispielsweise die Katalysatoren nach den technischen Vorgaben des Herstellers bei einer Temperatur von 300°C betrieben werden. Anlagenspezifische Versuche haben gezeigt, dass auch bei Temperaturen von 225°C die rechtlich vorgeschriebenen Grenzwerte für Stickstoffoxide eingehalten werden können. Entsprechend wurde der Betrieb der Katalysatoren optimiert und auf eine Betriebstemperatur von 225°C umgestellt. Die Abgase verlassen die Vorreinigung im MHKW Würzburg mit einer Temperatur von etwa 140°C. Durch die Optimierung der Katalysatoren muss nunmehr nur noch ein Temperaturunterschied von $\Delta T = 85 \text{ K}$ überwunden werden anstatt des bisherigen Temperaturunterschieds von $\Delta T = 160 \text{ K}$. Dies ermöglichte auch im MHKW Würzburg den Ersatz der Erdgasbrenner durch den während der Verbrennung des Abfalls entstehenden Eigendampfs (ZVAWS 2009).

Im MHKW Burgkirchen mit einer nassen Abgasreinigung und katalytischer Entstickung (SCR-DeNOx) wurde die Katalysatortemperatur von 320°C auf etwa 270°C abgesenkt. Auch hier konnte zusätzlich das Abgas statt mit Erdgas mit Prozessdampf aufgeheizt werden (Abbildung 28). Das Abgas wird über einen regenerativen Gasvorwärmer auf 245°C

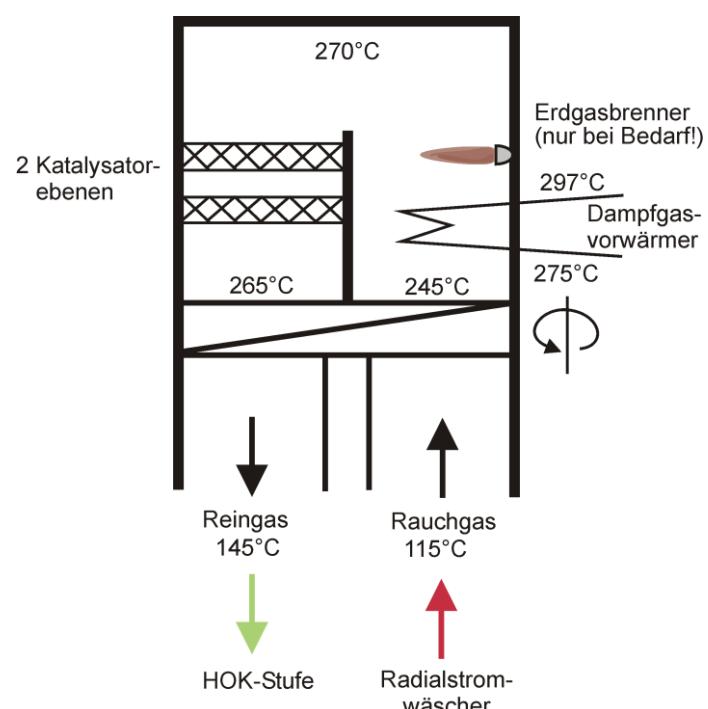


Abbildung 28 Regenerativer Dampfgasvorwärmer zum Aufheizen der Abgase auf die optimale Betriebstemperatur des Katalysators (Quelle: eigene Abbildung)

vorgewärmt. Durch den anschließenden Dampfgasvorwärmer wird das Gas mit intern produziertem Dampf auf die notwendige Temperatur von etwa 275°C aufgeheizt und garantiert damit einen optimalen Betrieb der Entstickungsanlage. Der Einsatz der bisher notwendigen Erdgasbrenner beschränkt sich dadurch auf den Notfall, wenn der Dampfgasvorwärmer ausfallen oder ein plötzlicher Temperaturabfall in der Entstickungsanlage auftreten sollte. Durch diese Maßnahme konnten etwa 2.400 Mg CO₂ eingespart werden (Pacher et al. 2007a).

Um den erhöhten Energieverbrauch zu reduzieren, werden bereits zahlreiche Niedertemperatur-Katalysatoren verwendet, deren Einsatz allerdings von der SO₃- und Schwermetallkonzentration im Abgas abhängig ist (Nethe 2008). Die SO₃-Konzentration im Reingas kann im Verhältnis zur SO₂-Konzentration bis zu maximal 2% bezogen auf den Gesamtschwefel betragen (Metschke 2005).

Die Katalysatortemperaturen der untersuchten Anlagen liegen in einem maximalen Wertebereich von 170°C bis 320°C, wobei die Temperaturen von etwa der Hälfte aller Anlagen im Bereich zwischen 222,5°C und 255°C liegen. Der Median aller Anlagen liegt bei 230°C (Abbildung 29). In Abhängigkeit von der Art der Abgasreinigung ergeben sich somit Potenziale zu einer weiteren Absenkung der Katalysatortemperaturen.

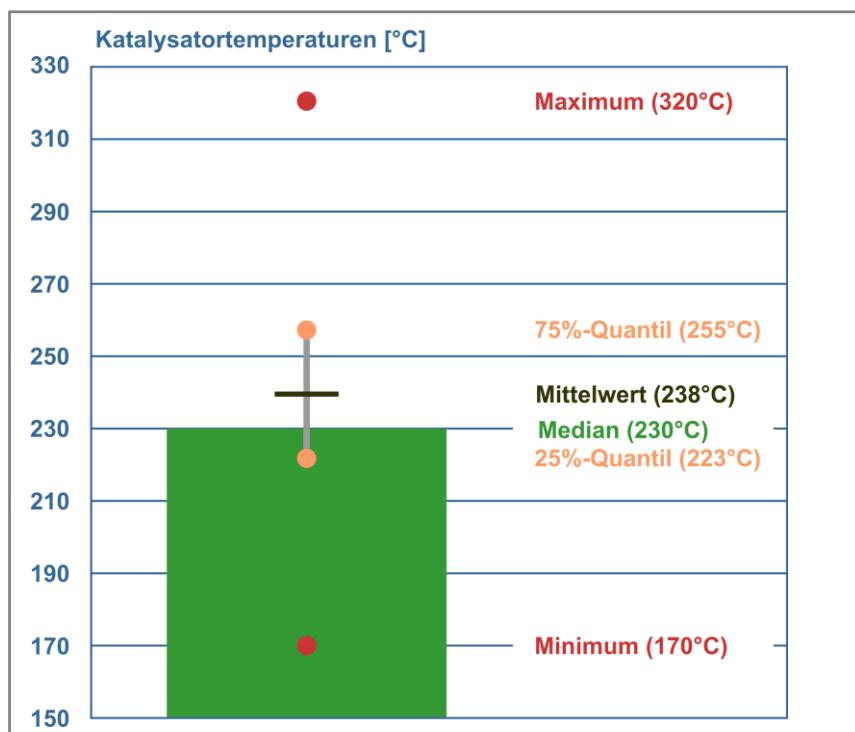


Abbildung 29 Katalysatortemperaturen der untersuchten Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Erhebung)

3.3.2 Einsatz anlagenspezifischer, optimierter Additive

Aufgrund der unterschiedlichen Reaktionstemperaturen der gängigen Absorbenzien Kalkhydrat (CaOH_2) und Natriumhydrogencarbonat (NaHCO_3) zur Abscheidung der sauren Schadgase lassen sich für bestimmte Anlagenkonfigurationen durch Umstellung des Absorbens Energie- und Emissionseinsparungen erzielen.

Erfolgt die Entstickung der Abgase in Abfallverbrennungsanlagen durch die Reduktion mit Ammoniakwasser bzw. Natriumhydrogencarbonat ist ein Wiederaufheizen der Abgase in der Regel nicht notwendig. Außerdem wird der elektrische Eigenverbrauch der Saugzüge reduziert. Die Reduktionsmittel können in einem SNCR-Verfahren entweder im 1. Kesselzug eingedüst oder in einem SCR-Verfahren vor einem Katalysator zugeführt werden (Ehlers 2008). Der Einsatz von Natriumhydrogencarbonat beschränkt sich hierbei auf die trockenen und quasitrockenen Reinigungsverfahren. Die mittlere Reaktionstemperatur von NaHCO_3 zur Abscheidung saurer Schadstoffe liegt bei rund 185°C . Beim Einsatz des weiter verbreiteten Kalkhydrats liegt diese Temperatur bei etwa 135°C . Beim Aufheizen des Abgases auf die optimale Betriebstemperatur der Entstickungsanlage muss bei Kalkhydrat demnach zusätzlich eine Temperaturdifferenz von $\Delta T = 50\text{K}$ überwunden werden. Unter optimalen Randbedingungen könnten laut einer Berechnung von Reimann (2007) bei Einsatz von NaHCO_3 etwa 0,13 MWh Energie je verbrannter Tonne Abfall eingespart werden.

Im MHKW Rosenheim konnten durch die Umstellung von Kalkmilch auf Natriumhydrogencarbonat die CO_2 -Emissionen um 1.895 Mg CO_2 gemindert werden, da durch die geänderten Temperaturniveaus die Wärmeauskopplung und die Dampfleistung des Kessels um 1,5 Mg/h erhöht werden konnten (Stadtwerke Rosenheim 2009).

Die Beurteilung der Auswirkungen durch den Einsatz beider Additive muss allerdings im Gegensatz zur in dieser Arbeit gewählten Bilanzgrenze auch den Herstellungsprozess einbeziehen, da dieser im Fall des Additiveinsatzes aufgrund der Energieaufwände einen hohen Stellenwert einnimmt (Pacher et al. 2009). Da zur Behandlung von 1 Mg Abfall unterschiedliche Mengen an Absorbens zugegeben werden müssen, werden auch unterschiedliche Belastungen beim Herstellungsprozess hervorgerufen. Zur Beurteilung des energetischen und emissionsseitigen Einflusses werden deshalb vier unterschiedliche Anlagenkonfigurationen untersucht (Anhang 9.7), die zum einen auf einer konditionierten Trockensorption mit einem Reaktor, einem Gewebefilter und einem SCR-Katalysator und zum anderen auf einem SNCR-Verfahren mit einem Reaktor und einem Gewebefilter basieren.

Der wesentliche Unterschied beim Einsatz beider Additive liegt in den Temperaturniveaus, die während des gesamten Reinigungsprozesses durchlaufen werden. Während das Kalkhydrat bei Temperaturen von 140°C in das Abgas eingebracht wird, garantiert der Einsatz von Natriumhydrogencarbonat auch bei Temperaturen von 180°C eine optimale Abscheideleistung der im Abgas enthaltenen Schadstoffe. Dadurch ist beim Einsatz von Natriumhydrogencarbonat vor dem Katalysator eine geringere Temperaturdifferenz bis auf die optimale Betriebstemperatur des Katalysators zu überwinden. Diese beträgt in deutschen Müllverbrennungsanlagen in der Regel 170°C bis 320°C . Die meisten Katalysatoren werden mit Temperaturen größer 220°C betrieben (vgl. Abbildung 29), so dass je nach angewandter Verfahrenstechnik zumindest ein Temperaturunterschied von $\Delta T = 40\text{K}$ überwunden werden muss. Die Kesselaustrittstemperatur

wird in allen Szenarien einheitlich auf 200°C festgelegt, wobei durchaus Austrittstemperaturen von 280-300°C ebenfalls möglich sind.

Der wesentliche Unterschied zwischen SCR und SNCR liegt im zusätzlichen Energieverbrauch für die Wiederaufheizung der Abgase. Für die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit werden nur die Emissionen und der Energieverbrauch betrachtet. Berechnungen zu weiteren ökologischen Auswirkungen des Einsatzes beider Additive erfolgten bei Pacher et al. (2009).

Für die Herstellung von 1 Mg Natriumhydrogencarbonat ist wie auch bei der Herstellung von Kalkhydrat eine erhebliche Menge an Kalkstein einzusetzen, die sich durch Emissionen und Energieverbrauch beim Abbau widerspiegeln. Zudem ist der Herstellungsprozess von Natriumhydrogencarbonat sehr energieaufwändig (Tabelle 25).

Tabelle 25 Kennwerte für die Herstellungsprozesse von 1 Mg Ca(OH)_2 und NaHCO_3
(Quelle: Pacher et al. 2009)

Parameter	Einheit	Ca(OH)_2	NaHCO_3
Rohstoffverbrauch			
Kalkstein	kg/Mg	1.351	700 - 790
Steinsalz	kg/Mg	0	950 - 980
Energieverbrauch	MJ/Mg	3.370	7.446
CO₂-Emissionen	kg/Mg	894	575

Die Treibhausgasemissionen und Energieverbrauche hängen in hohem Maße von der Verfahrenstechnik der Abgasreinigungsanlage, insbesondere

- vom gewählten Entstickungsverfahren (SCR, SNCR),
- vom eingesetzten Energieträger zum Erwärmen der Abgase (Eigendampf, Erdgas, Öl),
- von der Kesselaustrittstemperatur,
- von der Betriebstemperaturen der Schadgasabscheider und des Katalysators,
- vom Wirkungsgrad der Wärmetauscher,
- vom stöchiometrischen Faktor und
- von der Zusammensetzung der Abgase ab.

Der stöchiometrische Faktor gibt das Verhältnis von reaktionskinetisch notwendiger Menge zu tatsächlich dem Verfahren zugeührter Menge an Absorbens wieder. Die günstigen chemischen und reaktionskinetischen Voraussetzungen der NaHCO_3 -Sorption garantieren bei Stöchiometriefaktoren von 1,1 bis 1,4 (Bendig & Tanner 2007, Hansmann 2007) eine grenzwertkonforme Schadstoffbindung. Bei Kalkhydrat wird dies erst bei Stöchiometrien von 1,6 erreicht (Wradatsch 2007).

Der Wirkungsgrad des Wärmetauschers beeinflusst wesentlich die Energie- und damit auch die Emissionsbilanz im Rahmen der Abgasreinigung. Bei einem Wirkungsgrad von 60% wird der Einsatz von Natriumhydrogencarbonat bei Nutzung von Eigendampf ökologisch günstiger, wenn die Stöchiometrie des NaHCO_3 geringer als 1,1 und die des Ca(OH)_2 höher als 2,4 ist (Abbildung 30, Bsp. A). Geht man von dem vorgehend beschriebenen, erreichbaren Stöchiometriewert von Kalkhydrat von 1,6 aus, so müsste die gleiche Abgasreinigungsanlage selbst bei

einem Wirkungsgrad des Wärmetauschers von 50% mit NaHCO_3 bereits unterstöchiometrisch betrieben werden, um einen CO_2 -Vorteil gegenüber $\text{Ca}(\text{OH})_2$ zu erwirken. Je energieaufwändiger die Wiederaufheizung der Abgase ist und je mehr klimaschädliche Emissionen bei der Wiederaufheizung entstehen, desto eher wird der Einsatz von Natriumhydrogencarbonat interessant. Der Einsatz von Kalkhydrat in SCR-Abgasreinigungsanlagen weist unter den in den Anhängen (Kap 9.7, 0) beschriebenen Rahmenbedingungen beim Treibhauseffekt und beim Energieverbrauch Vorteile auf. Diese resultieren vor allem aus der sehr energieintensiven Herstellung von Natriumhydrogencarbonat. Der energetische Mehraufwand beim Einsatz von Kalkhydrat in der Abgasreinigung ist geringer als der Mehraufwand bei der Produktion von Natriumhydrogencarbonat.

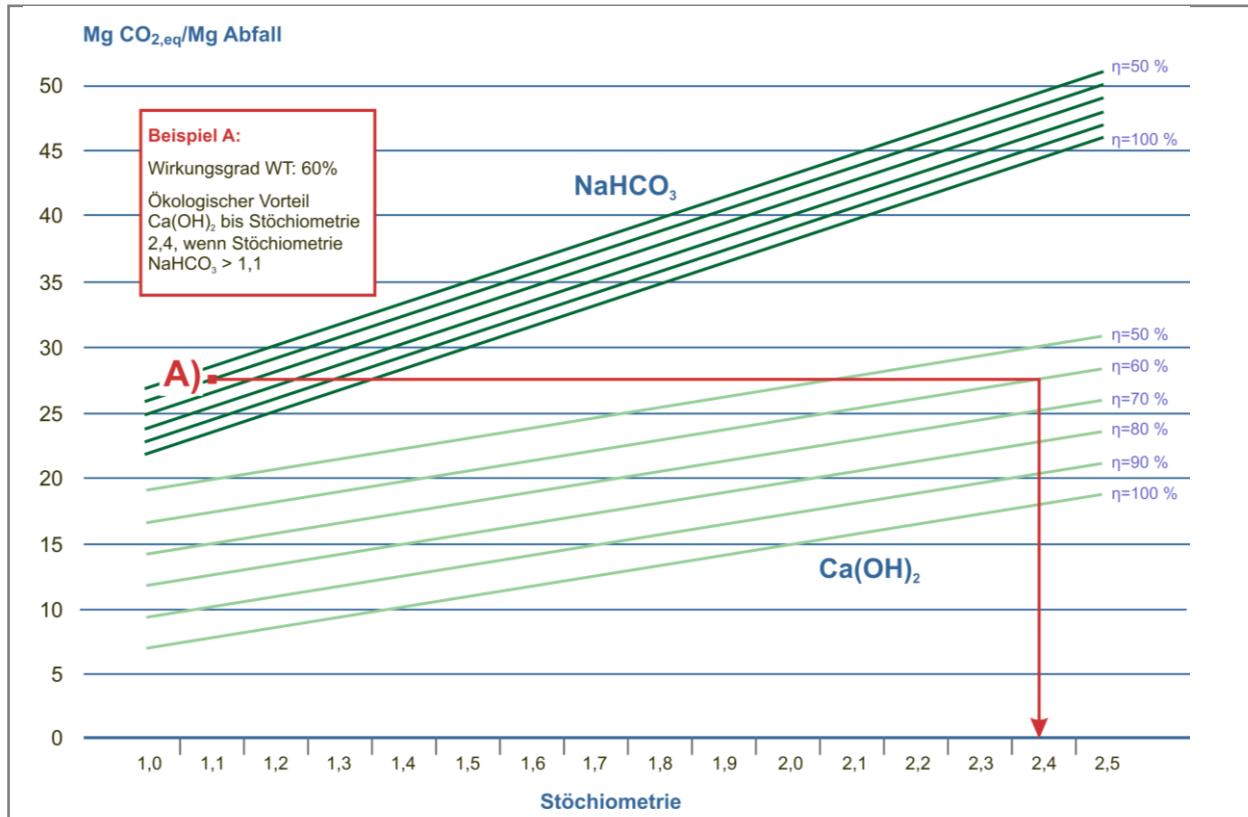


Abbildung 30 Einfluss des Wirkungsgrades des Wärmetauschers auf die Treibhausgasemissionen in Abhängigkeit von der Stöchiometrie im SCR-Verfahren (Energiebereitstellung durch Eigendampfnutzung, eigene Berechnung)

Die Verfahren mit SNCR führen zu weiteren Vorteilen des Einsatzes von Kalkhydrat, da die energieintensive Wiederaufheizung der Abgase entfällt. Natriumhydrogencarbonat wirkt selbst bei unterstöchiometrischem Betrieb belastender als Kalkhydrat bei hohen Stöchiometrien (Abbildung 31, Bsp. A).

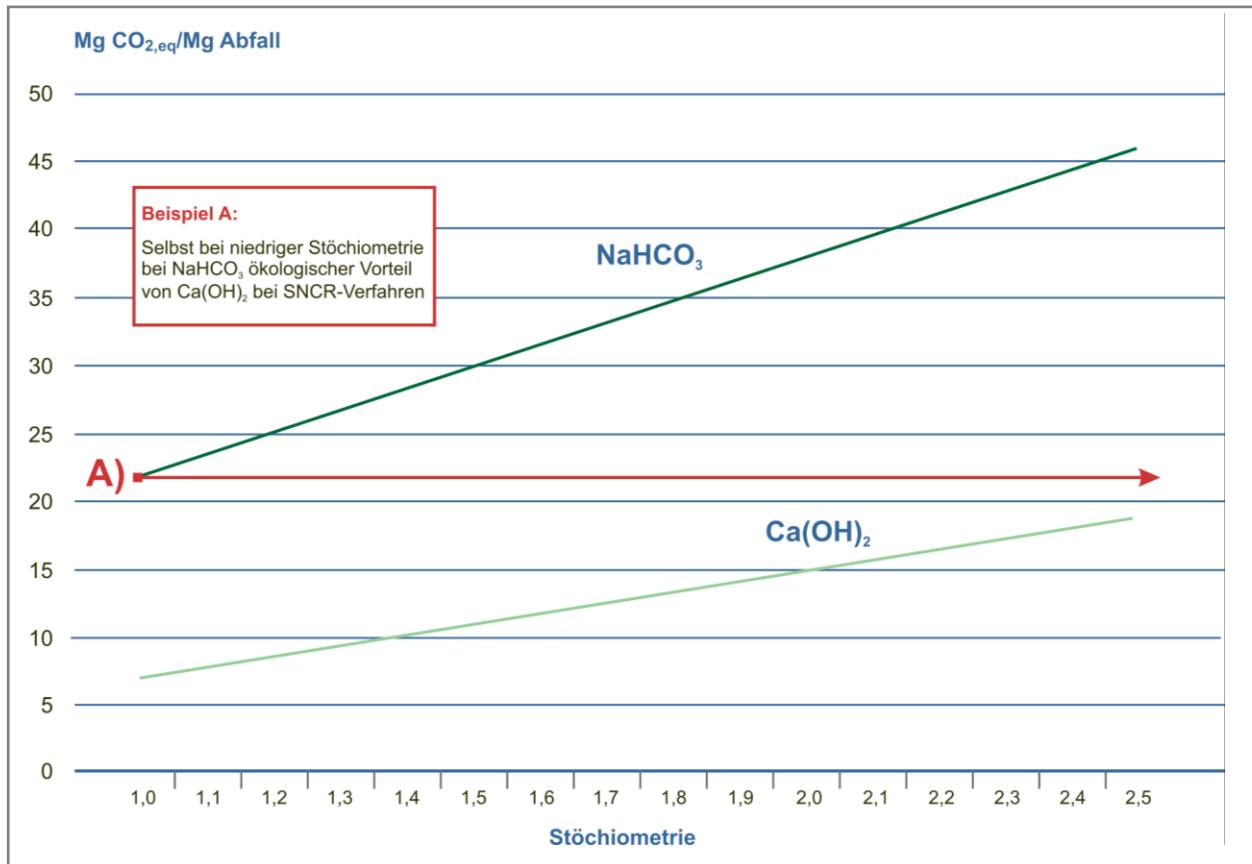


Abbildung 31 Einfluss der Stöchiometrie auf die Treibhausgasemissionen im SNCR-Verfahren
(Quelle: eigene Berechnung)

Der energieintensive Herstellungsprozess und die höhere Einsatzmenge je Mg verbrannten Abfall schlagen hier noch bedeutender zu Buche als bei den SCR-Verfahren. Voraussetzung ist eine optimierte Ausgestaltung der SNCR-Anlage, da die Vorteile bei der Trockensorption nicht zu Lasten höherer NO_x -Emissionen gehen dürfen.

Die dargestellten Ergebnisse wurden für vier unterschiedliche Anlagenkonfigurationen berechnet und müssen entsprechend der Kategorisierung der Anlagen auf den vielseitigen deutschen Anlagenpark übertragen werden. Bilanziert man lediglich den Betrieb der Müllverbrennungsanlage, so führt der Einsatz von Natriumhydrogencarbonat beim Einsatz von SCR-Verfahren zu positiven CO_2 -Effekten, da zum einen weniger Natriumhydrogencarbonat je Tonne behandelten Abfalls zugesetzt werden muss und zum anderen – was wesentlich stärker wiegt – aufgrund des geringeren Temperaturniveaus weniger Energie zum Aufheizen der Abgase notwendig ist.

Nicht nur durch den Wechsel auf ein anderes Additiv, sondern auch die Anpassung des Additivs selbst kann zu Einsparungen führen. Anlagenspezifisch kann beispielsweise die Umstellung von Kalkhydrat auf Branntkalk zu Einsparungen der eingesetzten Additivmenge und damit ebenfalls zu indirekten CO_2 -Einsparungen führen.

Im MHW Augsburg wurde hierzu die Abgasreinigungsanlage umgebaut und das Betriebsmittel Kalkhydrat durch Branntkalk ersetzt, der einen höheren Anteil an wirksamer Substanz besitzt. Hieraus resultierte ein signifikanter Verbrauchsrückgang für den Abgasreinigungsprozess.

Gleichzeitig konnte damit auch der Anfall an Filterkuchen aus der Abgaswaschwasserbehandlung reduziert werden (AVA 2001). Insgesamt konnte dadurch die Einsatzmenge von etwa 1.220 Mg (Jahr 1999) auf etwa 1.057 Mg (Jahr 2000) um rund 150 Mg Kalkhydrat/Branntkalk gemindert werden (AVA 2001).

3.4 Bilanzierte Maßnahmen bei der Energienutzung

Rund 54 % des Energiebedarfs der BRD entfallen auf die Bereitstellung von Wärme (AGEB 2015), so dass das Einsparpotenzial in diesem Bereich besonders groß ist. Eine Verbesserung der Energieausbeute durch verstärkte Wärmenutzung wird von vielen Anlagenbetreibern als potenziell mögliche Maßnahme erachtet, deren Umsetzung allerdings individuell von unterschiedlichen Einflussgrößen abhängt (bspw. vorhandene Wärmeabnehmer, zur Verfügung stehender Platz in der Anlage). Ebenso ist die Erzeugung von Kälte aus Prozessdampf vor allem im Sommer ein bereits technisch erprobtes Konzept mit Marktpotenzial. Verfahren, die sich noch im frühen Entwicklungsstadium befinden, wie beispielsweise die mobile Wärmespeicherung oder die Erzeugung von Trockeneis für technische Anwendungen, wurden mit Anlagenbetreibern besprochen. An eine konkrete Realisierung ist jedoch in vielen Fällen vorerst nicht zu denken.

Bezüglich der Verbesserung der Wärmenutzung sind die spezifischen Situationen der beteiligten Müllverbrennungsanlagen zu bedenken. Im Idealfall ist eine Anbindung an Fernwärmennetze vorhanden oder zusätzlich die Versorgung eines Industriebetriebs (Beispiel MKW Schwandorf). Doch auch hier kann oftmals aufgrund von Abnahmleistungen, Lieferverträgen und jahreszeitlich bedingten Schwankungen nicht immer die gesamte Wärmemenge eingespeist werden, so dass die Anlagen stromoptimiert betrieben werden oder einen Teil der erzeugten Energie ungenutzt abgeben müssen. Bei weniger zentral gelegenen Anlagen ist die Frage der Wärmeabnahme erheblich schwieriger zu klären, da im Außenbereich entsprechende Wärmeverteilungsnetze selten sind. Eine Möglichkeit besteht in der Ansiedlung von Betrieben mit hohem Bedarf an preiswerter Wärme. Hierbei ist jedoch die Verfügbarkeit von Bauland in unmittelbarer Nähe zur Müllverbrennungsanlage zu beachten.

3.4.1 Erhöhung der energetischen Auslastung von Müllverbrennungsanlagen

Das Stoffstrommanagement und der Betrieb der deutschen Müllverbrennungsanlagen sind bereits weitgehend optimiert, so dass die ursprünglich genehmigte, energetische Auslegung der jeweiligen Anlagen in vielen Fällen nahezu erreicht, in einigen Fällen sogar überschritten wird (Abbildung 32). Basis der Auslastungsbetrachtung sind die jeweils aktuellsten anlagenspezifischen Daten zu Behandlungsmengen und Heizwerten. Diese wurden bei vorhandenen Zeitreihen angepasst an den Median der vorhandenen Datensätze, die für die aktuelle Genehmigungssituation repräsentativ sind, wenn der jeweils aktuelle Datensatz eindeutig als Ausreißer identifiziert wird. Das Produkt aus der tatsächlich verbrannten Abfallmenge und dem durchschnittlichen Heizwert des verbrannten Abfalls wird den Auslegungswerten der Anlage für Behandlungskapazität und Heizwert gegenübergestellt.

Über die Hälfte der Müllverbrennungsanlagen waren in den jeweils aktuellsten Betrachtungsjahren mengenmäßig ausgelastet. Rund 90% der Anlagen sind jeweils zu mindestens 90%

mengenmäßig ausgelastet. Etwa 60% der Anlagen sind energetisch voll ausgelastet oder gar zu erheblichem Maße über den eigentlichen Auslegungswerten betrieben worden. Etwa 85% der Anlagen sind mit mindestens 90%-iger energetischer Auslastung gelaufen (Abbildung 32). Aufgrund der inzwischen etablierten Verfahrenstechnik und langjähriger Entsorgungsverträge kann der Großteil der deutschen Müllverbrennungsanlagen nahezu voll ausgelastet betrieben werden. Die zusätzlichen CO₂-Minderungspotenziale aus einer optimierten Auslastung der Anlagen sind deshalb nur gering (vgl. 4.3.3).

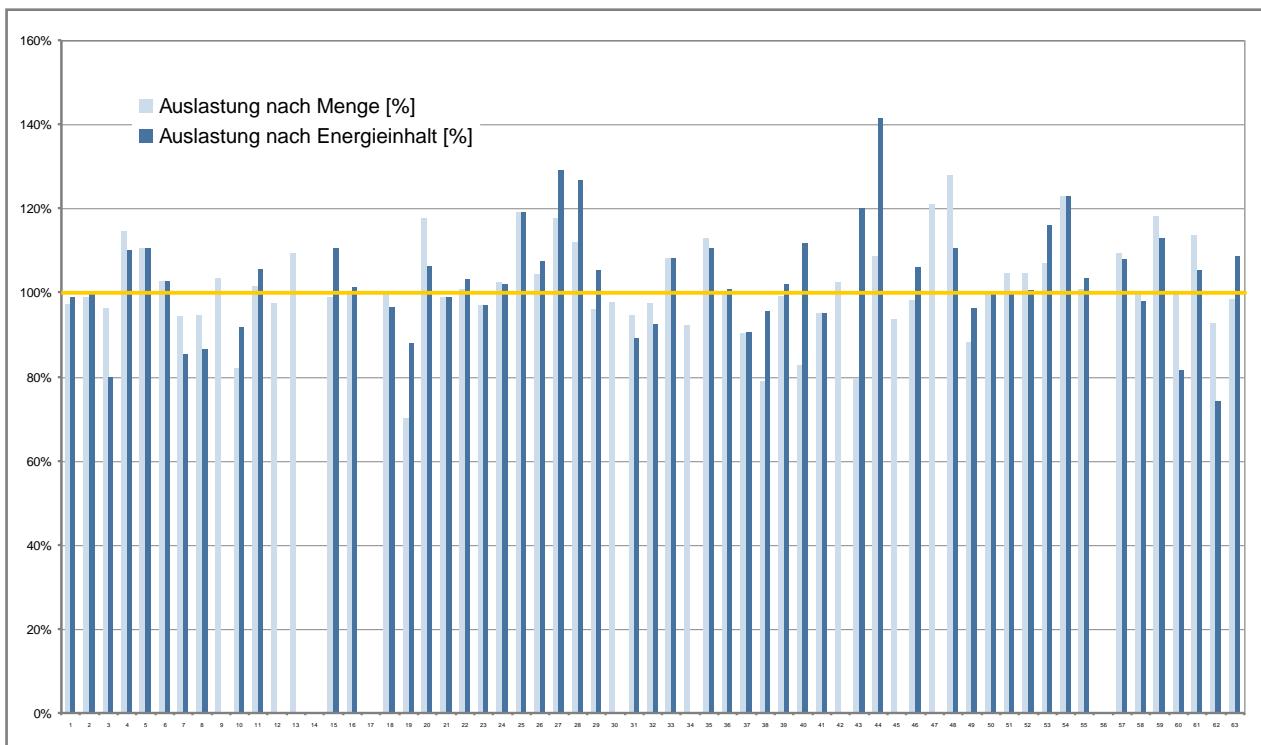


Abbildung 32 Auslastungsgrade der deutschen Müllverbrennungsanlagen (Quelle: eigene Erhebung)

3.4.2 Erhöhung der Verfügbarkeiten

Durch optimierte Betriebs- und geregelte Verfahrensabläufe bei Wartungen und Ausnahmesituationen (bspw. Kesselausfall, Bunkerbrände) lassen sich die Stillstandzeiten von Müllverbrennungsanlagen reduzieren und damit die Verfügbarkeiten der Anlagen erhöhen. Dies garantiert eine höchstmögliche Abfallbehandlung und gleichermaßen Energiebereitstellung. Durch eine erhöhte Energieauskopplung und die damit verbundene Substitution von fossilen Energieträgern steigt die Menge an vermiedenen CO₂-Emissionen. Zu Anlagenstillständen können planmäßige Revisionen, Wartungsarbeiten, Messstörungen, Kurzschlüsse bei der Einspeisung, Fehlbedienungen, Störungen der Saugzuggebläse, Spannungsschwankungen im Netz des Energieversorgers, Störfälle der Transformatoren, Reinigungen der Katalysatorelemente, Rostausfälle und ähnliche Ursachen führen. Neben einer erhöhten Energieauskopplung durch Vermeidung ungeplanter Anlagenstillstände, können auch die Intervalle und Längen für planmäßige Revisionen durch optimierten Betrieb und Einsatz hochwertiger Materialien verkürzt werden. Somit erhöhen sich ebenfalls die Verfügbarkeit und damit die Energieauskopplung der Anlage. Geeignete Qualitätssicherungsvorgaben können diese Ausnahme-

situationen zum einen zeitlich begrenzen und - falls nicht vermeidbar - zum anderen in ihrer Anzahl verringern. Beispielsweise wird im MHW Augsburg als Sicherungssystem eine risiko-optimale Wartungsstrategie gefahren. Weiterhin existiert ein Notfall- und Ausfallkonzept unter Einbeziehung der Umschlag- und Behandlungsanlage. Dadurch realisieren die Betreiber des MHW Augsburg eine Auslastung an der Kapazitätsgrenze (AVA 2009). Spannungsschwankungen oder Störungen im Netz der ansässigen Energieversorger lassen sich durch die Anlagenbetreiber schwer kontrollieren und optimieren. Hier kann nur der Appell an den Energieversorger erfolgen, ähnliche Qualitätsansprüche für eine reibungsfreie Energieversorgung zu formulieren. Dieser Punkt sollte nicht unterbewertet werden, wie der Anlagenausfall im MHW Augsburg 2009 zeigte. Aufgrund eines Erdschlusses und den damit verbundenen Störungen im Netz sind die gesamten Anlagen der AVA für kurze Zeit ausgefallen. Bei Wiederaufnahme des Betriebs der ND-Turbine und in der Folgezeit kam es aufgrund starker Druckschwankungen im Dampfsystem zu wiederholten Störungen. Es wurden zudem Unterdruckprobleme am Luftkondensator festgestellt. Dies führte dazu, dass die ND-Turbine im Dezember 2009 zur Schadensbeseitigung für 3 Monate außer Betrieb genommen werden musste (AVA 2009).

Eine weitere große Rolle spielt die mengenmäßige Auslastung der Anlagen. Um die Entsorgungssicherheit zu gewährleisten und die Wirtschaftlichkeit der Anlagen zu verbessern, müssen die abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen permanent bewertet werden. Die Verschärfung des Abfallmarktes und der damit einhergehende wachsende Wettbewerb um die vorhandenen Abfallmengen machen neue Vertriebsstrukturen notwendig, um langfristig den Anlagenbetrieb kontinuierlich aufrecht zu erhalten. Anlagenbetreiber lassen sich beispielsweise heute schon eine zeitlich befristete Zwischenlagerung von ballierter Abfällen genehmigen, um die Auslastung der Anlage in mengenschwachen Zeiten sicherzustellen und zudem saisonale Preisschwankungen zu kompensieren (AVA 2009).

In der Vergangenheit kam es zudem immer wieder zu Bränden in Müllbunkern deutscher Müllverbrennungsanlagen, die zu unnötigen Ausfallzeiten in den Anlagen führten. Hierzu ist es sinnvoll Maßnahmen zur Verbesserung des Brandschutzes in den Müllbunkern zu ergreifen. Dies kann durch den Einbau einer Überdruckbelüftung in den Fluren des Krankenzelbereichs, den Einbau von Löschlanzen und Wassersprengern und die Erweiterung der Rauch- und Wärmeabzugsanlagen erfolgen (AVA 2009).

Bei der Optimierung von Betriebsabläufen greifen in der Regel viele Einzelmaßnahmen ineinander, so dass sich diese quantitativ nicht einzeln bewerten lassen. Deshalb werden die Verfügbarkeiten (tatsächliche Betriebszeiten bezogen auf eine maximal mögliche Betriebszeit von 8.760 Stunden) deutscher Müllverbrennungsanlagen zusammengetragen und bewertet. Zur Beurteilung der Verfügbarkeiten wurde aus den vorhandenen Werten der Basisperiode 2005 bis 2010 ein repräsentativer Median gebildet. Anlagen, für die nur wenige Angaben vorhanden waren oder erst in den Jahren 2005 oder 2006 in Betrieb gingen, führen im Gegensatz zu anderen untersuchten Parametern zu hohen Varianzen in den Ergebnissen. Die Verfügbarkeiten der untersuchten Anlagen liegen in einem maximalen Wertebereich von 66,7% bis 96,4%. Die Verfügbarkeiten liegen allerdings in der Regel in einem Bereich von 85,4% und 92,3%. Der Median aller Anlagen liegt bei 88,1% (Abbildung 33).

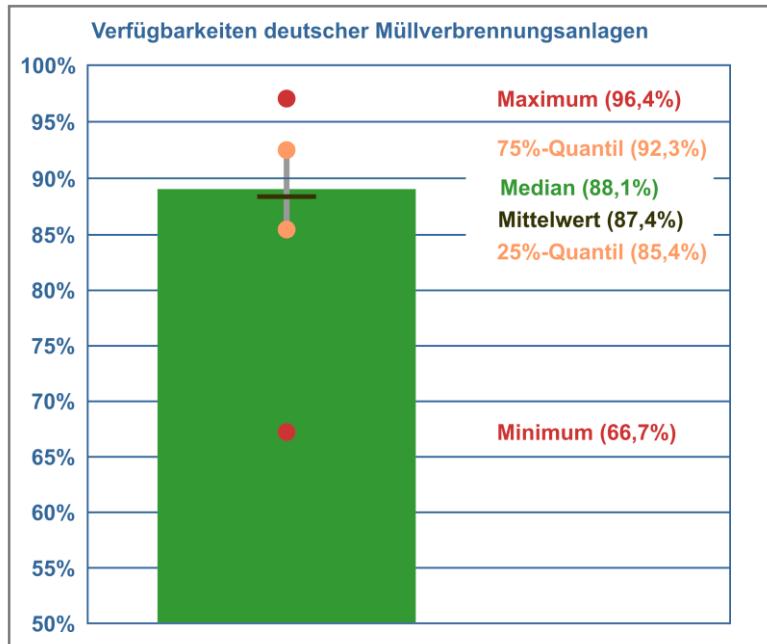


Abbildung 33 Verfügbarkeiten der untersuchten Müllverbrennungsanlagen (Quelle: eigene Erhebung)

Bei Auswertung der Daten nach den gewählten Kategorien (vgl. Kapitel 2.4) fällt vor allem auf, dass Anlagen mit nassen oder quasitrockenen SNCR-Verfahren etwas höhere Verfügbarkeiten aufweisen als beispielsweise Anlagen mit trockenen oder quasitrockenen SCR-Verfahren (Abbildung 34). Dies kann unter Umständen an der weniger aufwendigen Verfahrenstechnik liegen, die kürzere Revisionszeiten und möglicherweise auch weniger Ausfallzeiten verursacht. Hinsichtlich der eingesetzten Additive lässt sich keine direkte Aussage ableiten, da lediglich aus zwei Anlagen Daten vorliegen, in der statt Kalkhydrat Natriumhydrogencarbonat eingesetzt wird.

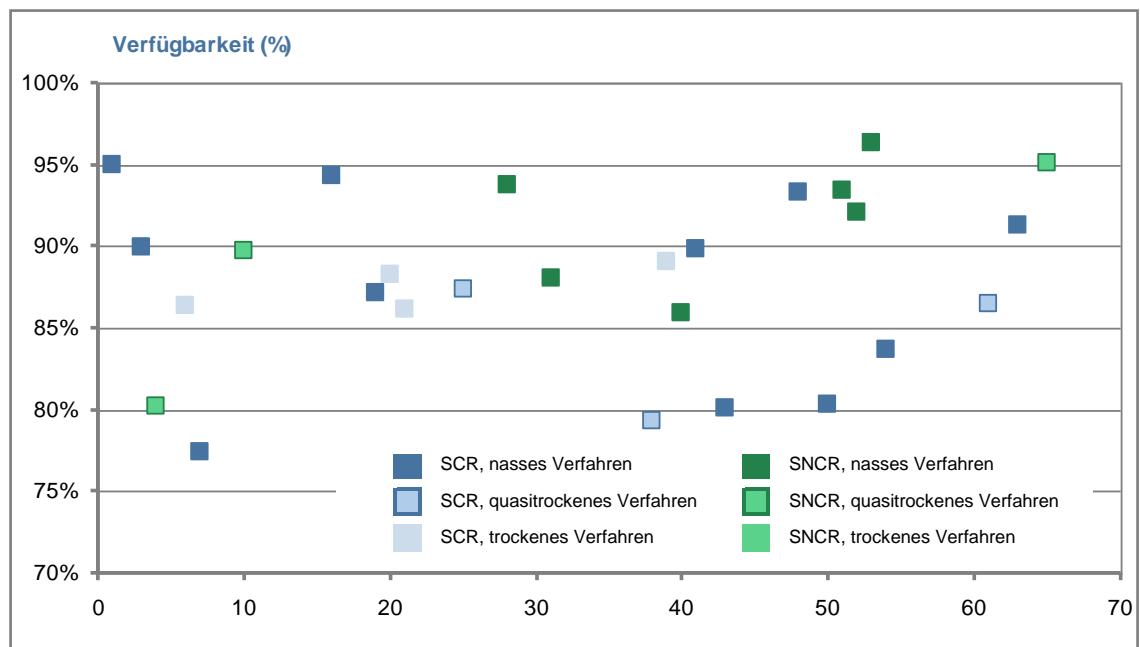


Abbildung 34 Verfügbarkeiten (Mediane) in den untersuchten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens (Quelle: eigene Erhebung)

3.4.3 Nutzung der Restenergie aus Abwärme und am Kaminaustritt

Über den Kamin der Müllverbrennungsanlagen wird teilweise noch ein großes Wärmepotenzial abgegeben, da die Wärme in den vorhergehenden Behandlungsschritten nicht genutzt oder abgegeben werden konnte. Die Abgase werden am Ende der Abgasreinigung mit hohen Temperaturen in die Umgebung abgegeben.

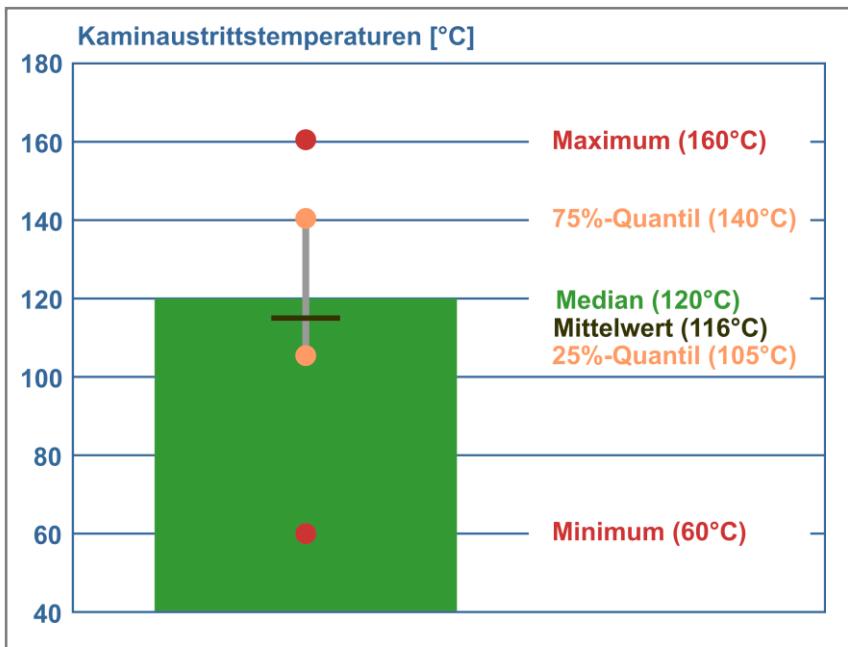


Abbildung 35 Kaminaustrittstemperaturen in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Erhebung)

Die Austrittstemperaturen der untersuchten Anlagen liegen in einem maximalen Wertebereich von 60°C bis 160°C. Der Median aller Anlagen liegt bei 120°C (Abbildung 35). Ein gewisser Anteil an Wärme wird demnach nach wie vor ungenutzt nicht nur über den Luftkondensator, sondern auch am Ende der Abgasreinigung über den Kamin abgegeben.

In einigen Müllverbrennungsanlagen werden Klärschlämme aus den örtlichen Kläranlagen mit verbrannt. Diese Klärschlämme müssen vor der thermischen Behandlung getrocknet werden, damit sie dem Verbrennungsvorgang zugeführt werden können. Hierzu kann sowohl die Nutzung der Abwärme, als auch der Restwärme vor Verlassen des Abgases aus dem Kamin dienen. Eine Trocknung vor der energetischen Nutzung erhöht den Heizwert, da weniger Wasser verdampft werden muss. Zusätzlich stellen sich bei der Verbrennung höhere Temperaturen ein, die prozessinterne Verringerungen von Emissionen herbeiführen. Generell ist eine Brennstoftrocknung nur dann sinnvoll, wenn hierfür eine sonst nicht nutzbare Abwärmequelle genutzt werden kann. Der Einsatz von fossilen oder auch biogenen Brennstoffen zur Trocknung ist ökologisch nicht sinnvoll. Eine landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm als Dünger ist inzwischen verboten. Ein Hauptgrund hierfür ist der Bodenschutz. Hierbei will man vor allem verhindern, dass es zu einer Anreicherung von Schwermetallen und organischen Stoffen (zum Beispiel perfluorierte Kohlenwasserstoffe oder Tenside) im Boden kommt, die sich letztlich durch die Bodennutzung in den produzierten Lebensmitteln wiederfinden. Daher ist eine alternative

Verwertung des Klärschlams notwendig. Die thermische Nutzung von Klärschlamm als Ersatzbrennstoff in Zementwerken ist eine andere, bereits etablierte Verwertungstechnik neben der Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen. Die Abgase der Drehrohröfen werden mit modernen Entstaubungsanlagen gereinigt, die Schwermetalle im Schlamm konzentriert und entsprechend entsorgt. Häufig wird für diese thermische Nutzungsform ein getrockneter Schlamm mit mindestens 90 Prozent Trockensubstanz (TS) gefordert. Wie auch bei der Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen ist auch bei Einsatz von Klärschlämmen in Zementwerken eine vorhergehende Trocknungsstufe erforderlich.

In einigen Müllverbrennungsanlagen wird das Prinzip der Abwärmenutzung zur Klärschlamm-trocknung bereits praktiziert. Die Zentralkläranlage Ingolstadt verfügt über eine Klärschlamm-trocknungsanlage, die seit 2007 mit Abwärme des MHWK Ingolstadt versorgt wird. Der vor Ort getrocknete Klärschlamm dient nach Erreichen des notwendigen TS-Gehalts wiederum als Brennstoff für das MHWK und trägt als Art Ersatzbrennstoff zu einer weiteren Reduktion an Treibhausgasen bei.

Eine gelungene Symbiose zwischen der Klärschlamm- und Abfallbehandlung wurde an der EGK Krefeld umgesetzt. Dort wird das Faulgas aus den Faultürmen der Kläranlage für die Abgas-wiederaufheizung während der Abgasreinigung und zudem auch für die Zünd- und Stützbrenner der Müllverbrennungsanlage eingesetzt. Abwärme aus der Verbrennung des Abfalls in der Müll-verbrennungsanlage wird hingegen zur Trockung des Klärschlams eingesetzt, um diesen in einem weiteren Verfahrensschritt dann wieder in der Müllverbrennungsanlage zu verbrennen (Abbildung 36). Somit werden sowohl fossile Energieträger für den Einsatz in den Zünd- und Stützbrennern der Müllverbrennungsanlage, als auch für die Trocknung des Klärschlamm in der Kläranlage eingespart.

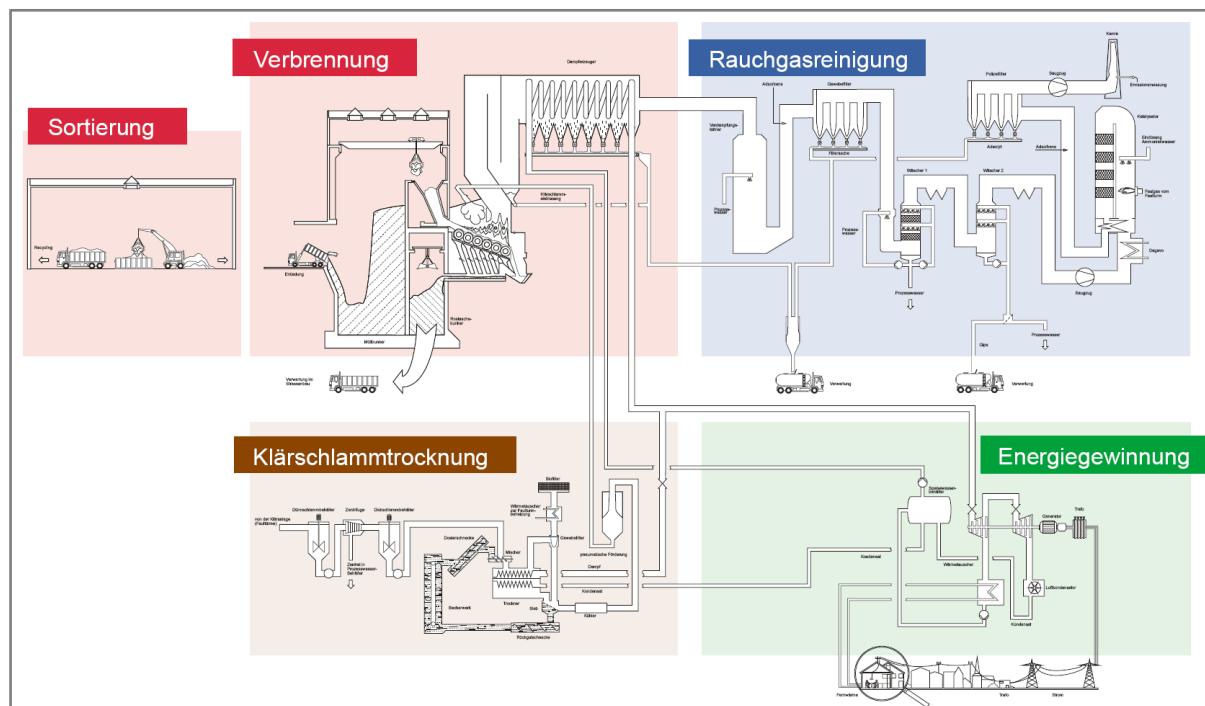


Abbildung 36 Verfahrensfließbild der EGK Krefeld mit Verbindung zur Klärschlammbehandlung
(Quelle: Homepage EGK Krefeld)

3.5 Weitere Optimierungsmaßnahmen ohne CO₂-Bilanzierung

Die untersuchten Maßnahmen wurden nach den in Kapitel 3 beschriebenen Kriterien für die Bilanzierung der Treibhausgasminderungspotenziale herangezogen. Dabei erfolgte eine Vorauswertung der abgeschätzten Umsetzungspotenziale für den deutschen Anlagenpark. Neben diesen Optimierungsmaßnahmen bestehen zahlreiche andere Möglichkeiten, anlagenspezifische Optimierungen hinsichtlich der Energieeffizienz umzusetzen. Diese Maßnahmen lassen sich allerdings teilweise nur bedingt bei einzelnen Anlagen umsetzen, so dass das Potenzial als gering eingeschätzt wird. Zudem lassen sich die Treibhausgasminderungspotenziale bestimmter Maßnahmen aufgrund fehlender oder unzureichender Daten nicht quantifizieren. Kapitel 3.5 gibt einen Überblick und eine qualitative Bewertung über weitere mögliche Optimierungsmaßnahmen. Diese wurden nicht in der Gesamtheit berücksichtigt, da sie nicht repräsentativ auf den Anlagenpark übertragbar sind. Diese werden aber für Beispielanlagen bilanziert, um eine qualitative Bewertung vornehmen zu können.

In Verbindung mit Pacher (2007), Pacher et al. (2007a,b), Pacher & Faulstich (2008), EdDE (2010) und Wünsch (2011) lässt sich somit ein weiter Überblick über das CO₂-Minderungspotenzial einzelner Optimierungsmaßnahmen gewinnen.

3.5.1 Maßnahmen bei der Dampferzeugung und Dampfnutzung

Erhöhung der Dampfparameter

Der Turbinenwirkungsgrad hängt direkt von der Dampftemperatur ab. Höhere Temperaturen und Drücke ermöglichen eine größere nutzbare Enthalpiedifferenz. Allerdings begrenzen die Korrosionsrate des Kessels, der Brennstoff-Chlorgehalt oder der Ascheschmelzpunkt die Dampftemperatur. Im Allgemeinen wird eine Obergrenze für die Dampfparameter von 40 bar und 400°C angegeben. Ab Drücken von 40 bar müssen die Feuerführung und die Rohrwandtemperaturen optimiert und eventuell die Verdampferflächen mittels Cladding geschützt werden. Ab Drücken von 65 bar sind sowohl Schutzmaßnahmen an den Rohrwänden, als auch im Kesselbereich zu treffen (Seiler 2005). Höhere Dampfparameter können deshalb nur mit erhöhtem Aufwand zur Vermeidung von Korrosion realisiert werden.

In Deutschland sind deshalb etwa die Hälfte aller Müllverbrennungsanlagen mit den Dampfparametern 40 bar und 400°C ausgelegt. Etwa zwei Drittel aller Anlagen werden mit ähnlichen Dampfparametern betrieben (Abbildung 37).

Dennoch lassen sich mit der Erhöhung der Dampfparameter sowohl die Wärme-, als auch die Stromerzeugung von Müllverbrennungsanlagen in erheblichem Maße steigern (Abbildung 38). So bewirkt eine Anhebung der Dampfparameter von 40 bar und 400°C auf 50 bar und 450°C eine Verbesserung der Stromausbeute um rund 6%. Bei reiner Verstromung würde dies bei einer Anlage mit einer Verbrennungskapazität von 420.000 Mg/a einer Steigerung der elektrischen Energiebereitstellung von etwa 16.000 MWh/a entsprechen (Beispielrechnung MVA Bielefeld, Ehlers 2008). Die Steigerung der Dampftemperatur von 440 auf 480°C bewirkt in der HR AVI Amsterdam eine Verbesserung des Gesamt-Nettowirkungsgrades um rund 0,5%-Punkte (Wandschneider 2008).

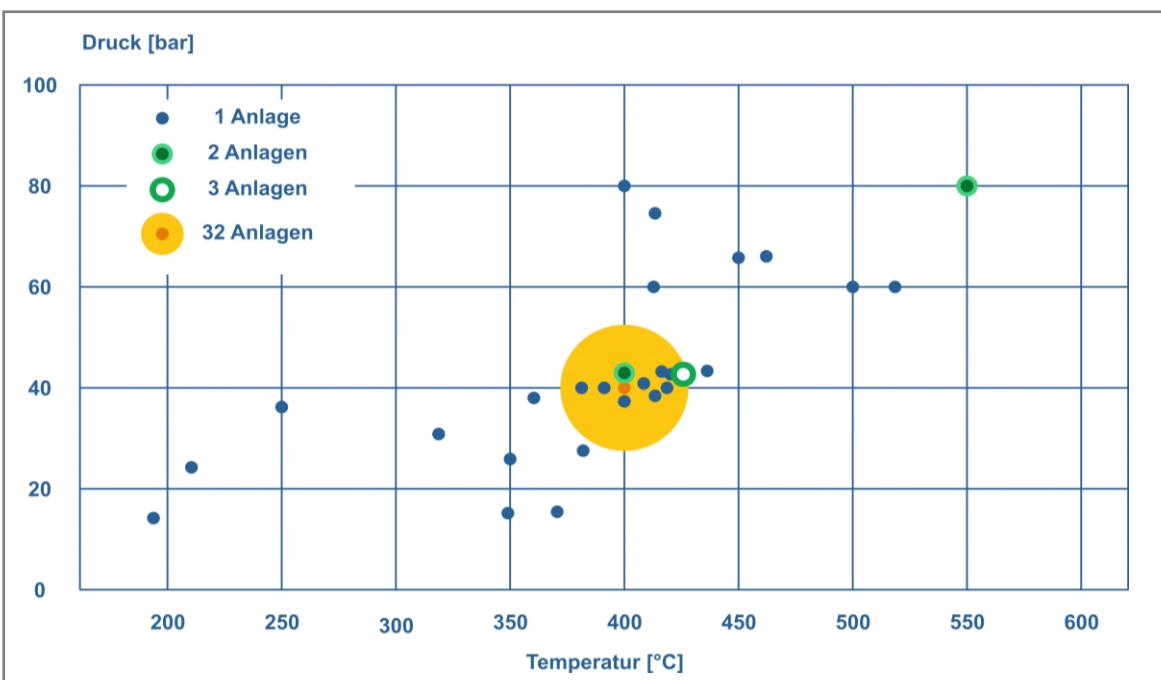


Abbildung 37 Dampfparameter der deutschen Müllverbrennungsanlagen (Quelle: eigene Erhebung)

Bei der Einschätzung der Minderungspotenziale spielen oftmals aber nicht nur die technischen Umsetzungsmöglichkeiten eine Rolle, sondern in einigen Fällen auch die Dampfabnehmer, die bestimmte Dampfparameter für ihre Produktionsprozesse fordern. So können gegebenenfalls technische Potenziale nicht ausgeschöpft werden. Beispielsweise muss der Dampf im MKW Schwandorf in unterschiedlichen Druckstufen an ein benachbartes Unternehmen abgegeben werden, wodurch das Potenzial mit Dampfparametern von 410°C und 72 bar bereits ausgeschöpft ist.

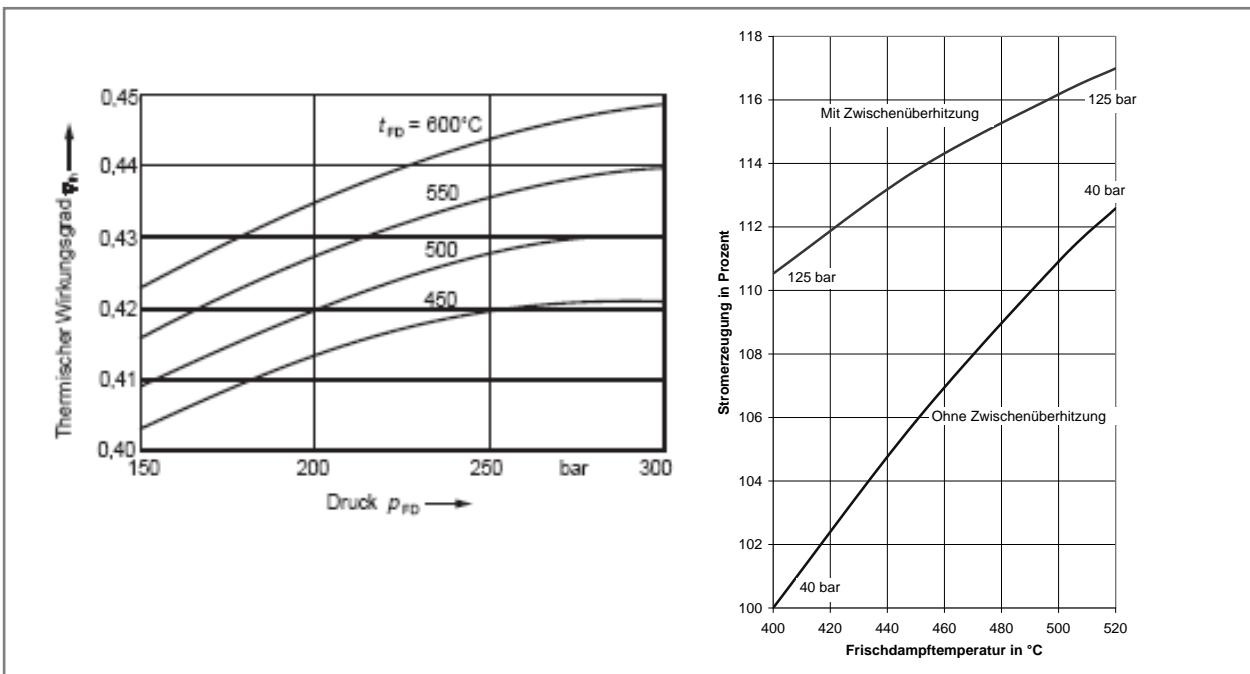


Abbildung 38 Abhängigkeit der Wärme- und Stromerzeugung von den Dampfparametern

Das Umsetzungspotenzial dieser Maßnahme wurde von den Anlagenbetreibern im Vergleich zu anderen Optimierungsmaßnahmen als gering eingeschätzt (vgl. Potenzialmatrix Bi, Anhang 9.16). Für weitergehende Abschätzungen könnte es unter Berücksichtigung intensiver Korrosionsschutzmaßnahmen und weiterer Anlagenumbauten zukünftig aber gegebenenfalls interessant sein, weitere Energiepotenziale durch die Erhöhung der Dampfparameter zu erschließen. Aktuell bieten allerdings andere Maßnahmen größere Umsetzungspotenziale mit geringerem technischem Aufwand. Die Maßnahme ist indirekt über die Maßnahme zur Erhöhung der Kesselwirkungsgrade abgebildet (vgl. Kap. 3.2), bei der die Erhöhung der Dampfparameter eine Einzelmaßnahme darstellen kann.

Senkung der Abgastemperatur nach dem Kessel

Durch Senkung der Abgastemperatur nach dem Kessel mit Übertragung eines Wärmestroms vom Abgas auf den Dampfkreislauf werden üblicherweise Wärmeverluste minimiert (Stäblein et al. 2008). 10 K Temperaturabsenkung erhöhen den Kesselwirkungsgrad um durchschnittlich 1% (Kins und Zwahr 2003). Eine Senkung der Kesselaustrittstemperatur um $\Delta T=30\text{K}$ erhöht beispielsweise die Stromerzeugung einer Anlage mit 420.000 Mg Kapazität (MVA Bielefeld) um 8.300 MWh (Ehlers 2008).

Die Reduktion der Kesselaustrittstemperatur lässt sich durch den Ausbau von Wärmetauscherflächen realisieren. Die Installation dieser zusätzlichen Wärmetauscherflächen nimmt entsprechend Platz in Anspruch, der oftmals nicht ausreichend zur Verfügung steht und deshalb eine Begrenzung der Umsetzungsmöglichkeiten dieser Maßnahme mit sich bringt.

Der zusätzliche Wärmeertrag kann entweder zur

- zusätzlichen Luftvorwärmung über Gas-Gas-Wärmetauscher oder zur
- Speisewasservorwärmung über Economizerheizflächen herangezogen werden.

Die Reduktion der Kesselaustrittstemperatur wird zusätzlich über die weitergehenden Abgasreinigungsmaßnahmen und das Korrosionsrisiko aufgrund von Taupunktsunderschreitungen begrenzt. Allerdings zeigen Beispiele, dass selbst bei Absenkung der Temperaturen bis auf 170°C im Anlagenbetrieb keine erhöhte Korrosion festzustellen ist (Ehlers 2008). Um das Korrosionsrisiko dennoch zu minimieren, können weitergehende Korrosionsschutzmaßnahmen getroffen werden. Die Korrosionsrate kann alternativ auch über spezielle Korrosionssonden bestimmt werden (Waldmann et al. 2009), die ein permanentes Korrosionsmonitoring und damit auch die Beurteilung von Betriebszuständen ermöglichen. Die Korrosion aufgrund zu geringer Kesselaustrittstemperaturen und damit von Taupunktsunderschreitungen könnte somit individuell evaluiert und verhindert werden.

In nassen Abgasreinigungsverfahren folgen dem Kessel meist Sprühtrockner oder Sprühabsorber, in denen das eingedüste Wasser oder rückgeführte Suspensionen aus der nachfolgenden nassen Reinigungsstufe verdampft werden. Hierzu sind Temperaturen von 200-210°C notwendig, um die vollständige Verdampfung der Waschwässer zu garantieren (EdDE 2010). Bei trockenen Abgasreinigungssystemen können die Kesselaustrittstemperaturen weiter abgesenkt werden, da in diesen Fällen keine Verdampfung der Waschwässer notwendig ist. Kesselaustrittstemperaturen von 170°C (Ehlers 2008) sind mit diesen Verfahren zu erreichen und ermöglichen damit die zusätzliche Nutzung eines Temperaturunterschieds von $\Delta T=30-40\text{K}$.

Bei reiner Stromerzeugung bewirkt die Absenkung der Abgastemperatur von 209°C auf 135,5°C eine Steigerung des Nettowirkungsgrades von 0,7% (Tabelle 26). Die Anwendung dieser Maßnahme wird jedoch durch Säuretaupunkte, Korrosion und Mindesttemperaturen bei katalytischer Abgasreinigung limitiert. Bei sehr niedrigen Abgastemperaturen am Kesselende können beim Einsatz von SCR-Katalysatoren zusätzliche Energiequellen notwendig werden, um die Temperaturdifferenz zwischen Abgas- und optimaler Katalysatorbetriebstemperatur zu überwinden, wenn die vorhandenen Wärmetauscher dies nicht bewerkstelligen können oder kein Platz für den Zubau von Wärmetauscherflächen vorhanden ist (Öko-Institut 2002). Dies würde dann zu negativen Auswirkungen auf die Energiebilanz führen. Wird diese Wiederaufheizung als regenerative Abgaswiederaufheizung ausgelegt oder über überschüssigen Prozessdampf bewerkstelligt, so treten zumindest hinsichtlich der CO₂-Emissionen keine negativen Auswirkungen auf (siehe Kapitel 3.3.1). Eine Absenkung der Kesselaustrittstemperatur von 250°C auf 210°C kann den Kesselwirkungsgrad einer Anlage um bis zu 3,1%-Punkte erhöhen (EdDE 2010).

Tabelle 26 Einfluss der Abgastemperatur am Kesselende auf den Netto-Wirkungsgrad
(Quelle: Gohlke 2008)

λ (-)	$T_{\text{Verbrennung}}$ (°C)	$T_{\text{AG ÜH Eintritt}}$ (°C)	$T_{\text{AG Kesselende}}$ (°C)	η_{brutto} (%)	η_{netto} (%)
1,75	1.223	632	209	24,0	20,6
1,75	1.223	632	135,5	24,7	21,3

Die möglichst weite Absenkung der Abgastemperatur nach dem Kessel wurde mit diversen Anlagenbetreibern diskutiert. In den meisten untersuchten Müllverbrennungsanlagen wird die Abgastemperatur so weit wie möglich abgesenkt. Generell führt diese Maßnahme, die mehr thermische Energie aus dem Abgas auskoppelt, zu einem erhöhten Reinigungsaufwand durch Ablagerungen, die sich bei geringeren Temperaturen im erhöhten Umfang an den Wärmetauscherflächen bilden. Zudem müssen für die erforderlichen Wärmetauscher zusätzliche Kapazitäten zur Verfügung gestellt werden. Eine Absenkung der Abgastemperatur unter 220°C ist in der Müllverbrennungsanlage Schwandorf beispielsweise allein aus Platzgründen nicht realisierbar, auch wenn verfahrenstechnisch Optimierungspotenziale zur Verfügung stehen würden. Für Anlagen ohne große Wärmeabnehmer wie beispielsweise das MHKW Burgkirchen beschränken logistische Gründe eine intensivere Nutzung der Energie.

Die Kesselaustrittstemperaturen der untersuchten Anlagen liegen in einem maximalen Wertebereich von 170°C bis 260°C, wobei die Austrittstemperaturen von etwa der Hälfte aller Anlagen im Bereich zwischen 210°C und 232,5°C liegt. Der Median aller Anlagen liegt bei 230°C. Lediglich in einer, mit einem nassen SNCR-Verfahren ausgestatteten Anlage der 35 untersuchten Anlagen wurde eine Austrittstemperatur von 170°C realisiert (Abbildung 39).

Diese Maßnahme wird detailliert bei Wünsch (2011) bilanziert und diskutiert, daher wird auf eine spätere, separate Berechnung verzichtet. Hier wurden lediglich die Kesselaustrittstemperaturen in Abhängigkeit der definierten Kategorien bzw. Abgasreinigungsverfahren untersucht.

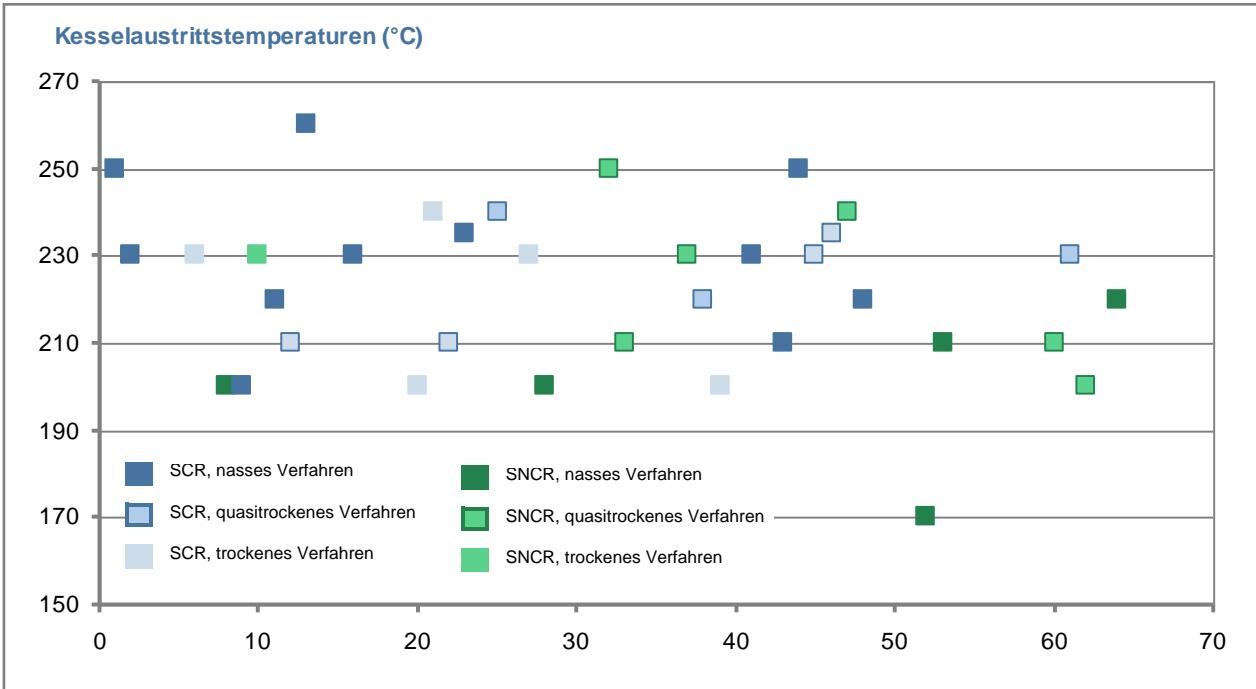


Abbildung 39 Kesselaustrittstemperaturen bei den berachteten Müllverbrennungsanlagen in Abhängigkeit vom implementierten Abgasreinigungssystem (Quelle: eigene Erhebung)

3.5.2 Maßnahmen in der Abgasreinigung

Eigendampfnutzung bei katalytischer Entstickung (SCR)

Bei Entstickungsanlagen mit Reingaskatalysatoren werden die notwendigen Arbeitstemperaturen oft nur erreicht, indem die Abgase mit zusätzlichen Erdgas- oder Heizölbrennern wieder-aufgeheizt werden. Wenn die Differenz zwischen Abgastemperatur und optimaler Betriebs-temperatur des Katalysators nicht zu groß ist, kann für das Wiederaufheizen der Abgase Eigen-dampf genutzt werden. Dies bewirkt eine Verbesserung der Energieeffizienz der Anlage, sofern diese Energie nicht zur weiteren Strom- oder Wärmeerzeugung genutzt werden kann.

Hinsichtlich des Ausstoßes direkter CO₂-Emissionen bewirkt diese Maßnahme eine Reduktion, da durch den biogenen Anteil im Abfall fossile Energieträger substituiert werden. Der fossile Anteil im Abfall muss nach wie vor bei der CO₂-Bilanz angesetzt werden. Die eingesparten CO₂-Emissionen berechnen sich demnach mit

$$\Delta m_{CO_2} = m_{BS} \cdot EF_{BS} - m_{st,i} \cdot EF_{st,i} \quad \text{Formel 24}$$

Mit

Δm_{CO_2} CO₂-Einsparung in Anlage i durch Umstellung auf Eigendampfnutzung [Mg CO₂]

m_{BS} Menge des durch Eigendampf ersetzen fossilen Brennstoffs [Mg]

EF_{BS} Emissionsfaktor des durch Eigendampf ersetzen fossilen Brennstoffs [Mg CO₂/Mg]

$m_{st,i}$ Menge des in Anlage i zur Abgasaufheizung eingesetzten Eigendampfs [Mg]

$EF_{st,i}$ Emissionsfaktor des in Anlage i zur Abgasaufheizung eingesetzten Eigendampfs [Mg CO₂/Mg]

In der Regel wird mit Hochdruckdampf über einen Wärmetauscher das Rohgas vor dem Katalysator wiederaufgeheizt und dessen Kondensationswärme genutzt. Gelingt es die Katalysatortemperatur abzusenken, ist es auch möglich, diese Wiederaufheizung ausschließlich regenerativ mit Sattdampf der Anlage vorzunehmen und den fossilen Energieträger zu ersetzen (Stäblein et al. 2008). Der wesentliche Beitrag zur Emissionsminderung entsteht durch die Substitution von fossilen Energieträgern innerhalb der Anlagenprozesse. Diese Maßnahme bewirkt demnach nicht nur eine indirekte CO₂-Minderung, sondern die Reduktion direkter CO₂-Emissionen einer Müllverbrennungsanlage. Durch die Nutzung von Eigendampf lassen sich je nach substituiertem fossilem Brennstoff Anteile direkter Emissionen reduzieren (Tabelle 27). Durch die Dampfgasvorwärmung können nicht nur fossile Energieträger substituiert, sondern auch der Eigenverbrauch der Anlage minimiert werden. Im MHK Würzburg hat diese Maßnahme zu einer Reduktion des spezifischen Dampfverbrauchs von 113 kWh/Mg Abfall im Jahr 2008 auf 51 kWh/Mg Abfall im Jahr 2009 geführt. Dadurch lässt sich mehr Dampf auskoppeln. In diesem Fall entspricht die Halbierung des Dampfeigenbedarfs einer Dampfjahresmenge von rund 13.500 MWh, die zusätzlich an das Fernwärmennetz abgegeben werden können. Dies entspricht einer CO₂-Emissionsminderung von rund 1.135 Mg CO_{2,eq} (vgl. Anhang 9.18).

Da bereits zahlreiche Anlagenbetreiber die Möglichkeit der Eigendampfnutzung ausgeschöpft haben, ist das ermittelte Umsetzungspotenzial für diese Maßnahme gering einzuschätzen. Zudem hat sich bereits das SNCR-Verfahren etabliert, bei dem keine aufwendige Abgaswieder-aufheizung notwendig ist und demnach auch eine Eigendampfnutzung größtenteils hinfällig wird. Sind in diesen Verfahren Temperaturniveaus zu überwinden, so sind hierfür in der Regel Wärmetauscher ausreichend.

Tabelle 27 CO₂-Minderungspotenziale bei Ersatz fossiler Energieträger durch Eigendampf zur Erwärmung des Abgasstroms vor dem Katalysator (Quelle: eigene Berechnung)

Müllverbrennungsanlage	Ersetzter Brennstoff	Reduzierte Menge	Emissionseinsparung
Burgkirchen	Erdgas	1.100.000 m ³ /a	700 Mg CO ₂
Asdonkshof	Heizöl EL	2.600 m ³ /a	2.900 Mg CO ₂
Schwandorf ¹⁾	Erdgas	2.014.500 m ³ /a	340 Mg CO ₂
Würzburg	Erdgas	500.000 m ³ /a	250 Mg CO ₂

¹⁾ Beispielberechnung siehe Anhang 9.17

In 23 von den 50 Anlagen, über die Informationen zur Eigendampfnutzung vorliegen, wurde die Eigendampfnutzung bereits verfahrenstechnisch implementiert. In 18 Anlagen sind SNCR-Verfahren umgesetzt, in denen aufgrund der Temperaturniveaus in der Abgasreinigung keine zusätzliche Eigendampfnutzung notwendig ist. 4 Anlagen mit SNCR-Verfahren setzen zur Überwindung von unterschiedlichen Temperaturniveaus noch Erdgas als fossilen Energieträger mit ein, so dass in diesen Anlagen noch ein gewisses Minderungspotenzial vorhanden ist. Dies gilt auch für 4 weitere Anlagen mit SCR-Technologie, die ebenfalls noch auf Erdgas als zusätzlichen Energieträger setzen (Abbildung 40). Da dieses Minderungspotenzial weitgehend ausgenutzt ist, beschränkt sich die Minderungsbetrachtung auf die genannten Beispielanlagen.

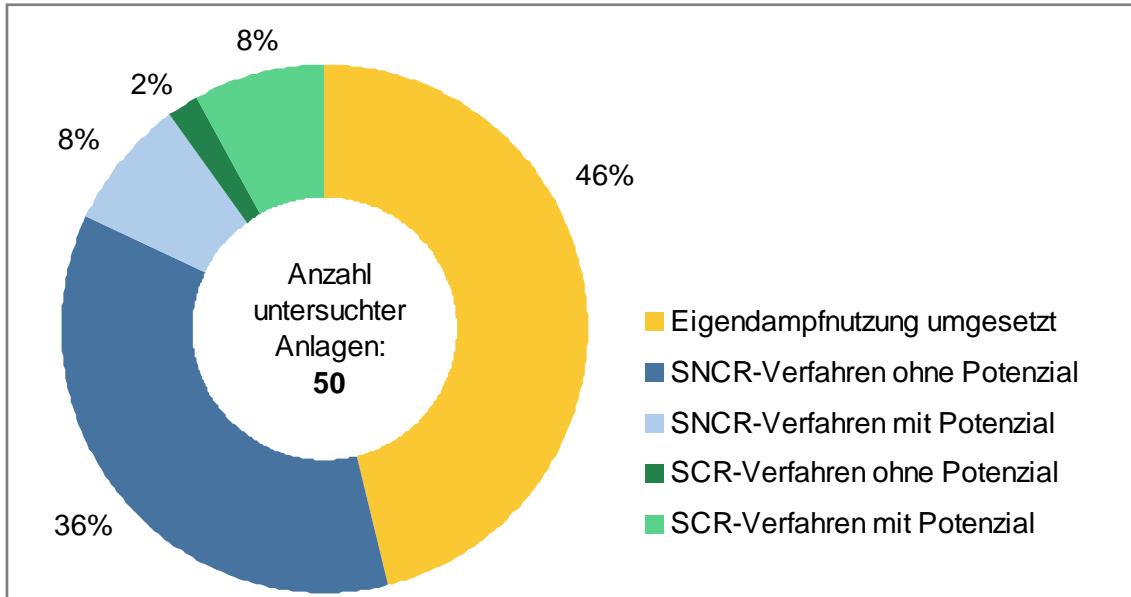


Abbildung 40 Umsetzungspotenzial der Eigendampfnutzung in deutschen Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Erhebung)

4 Treibhausgasminderungspotenziale

4.1 Umsetzungspotenziale in den untersuchten Anlagen

Die Umsetzungspotenziale werden mit Hilfe der Gesamt-Impact-Matrix A_i (vgl. Anhang 9.14) ausgewertet. Aus den vorhandenen Datensätzen werden diejenigen nicht berücksichtigt, deren Datenbasis keine repräsentative Hochrechnung zulässt. Dies ist entweder der Fall, wenn maßnahmenspezifisch zu wenige Daten vorhanden sind oder aber von einzelnen Anlagen kaum Informationen vorliegen. Aus der ursprünglichen (46,65)-Matrix wird über diesen Auswahlsschritt schließlich eine (21,59)-Matrix mit 21 Optimierungsmaßnahmen und 59 berücksichtigten Müllverbrennungsanlagen. Die 10 Maßnahmen mit dem höchsten Umsetzungspotenzial werden hinsichtlich möglicher CO₂-Minderungspotenziale bilanziert. Die untersuchten Optimierungsmaßnahmen werden in diesem Kapitel in Form eines Übersichts-Schaubild dargestellt. Hierfür werden die Potenziale wie in Kapitel 2.5 beschrieben in Form von Boxplots ausgewertet (Abbildung 41).

Ohne Berücksichtigung der Relevanz der einzelnen Maßnahmen hinsichtlich der Gesamtminderungspotenziale werden hierzu zunächst die Umsetzungspotenziale bilanziert. Diese geben Auskunft über die tatsächlich in den Anlagen vorhandenen Möglichkeiten, die in der Matrix A_i aufgeführten Maßnahmen zu realisieren. Dies erfolgt qualitativ anhand der in Kapitel 2.2.4 definierten Bewertungsmethodik. Aus den als repräsentativ gewerteten Datensätzen weisen folgende Maßnahmen die größten Umsetzungspotenziale auf (Abbildung 41):

- Ersatz von mit Heizöl befeuerten Zünd- und Stützbrennern durch Erdgasbrenner,
- Nutzung der Restenergie des Abgases vor Austritt aus dem Kamin,
- Erhöhung der Verfügbarkeit einzelner Anlagen und
- Erhöhung des Kesselwirkungsgrads einzelner Anlagen.

Die Potenziale in den einzelnen Anlagen geben zunächst keinen Aufschluss darüber, welche Maßnahme in Bezug auf den gesamten deutschen Anlagenpark die größte Wirkung entfalten kann. Deshalb müssen die in der Gesamt-Impact-Matrix A_i enthaltenen Potenziale mit einem entsprechenden Wirkungsfaktor gekoppelt werden. Hierfür wird nach Kapitel 2.2.4 als Wirkungsfaktor die jeweils enthaltene Energie im Abfall jeder einzelnen Anlage herangezogen und die Wirkungsmatrix e_i für den Energieinhalt abgeleitet (vgl. Anhang 9.15), die dem Produkt der jeweiligen anlagenspezifischen Behandlungsmenge (Median der Basisjahre 2005 bis 2010) mit dem anlagenspezifischen Heizwert (Median der Basisjahre 2005 bis 2010) entspricht. Das Gesamtpotenzial einer Optimierungsmaßnahme ergibt sich anschließend durch Multiplikation der beiden Matrizen (vgl. Formel 6). Ergebnis ist die (22,1)-Matrix B_i , die unter Berücksichtigung der Energieinhalte der in den untersuchten Anlagen verbrannten Abfälle die Potenziale der einzelnen Maßnahmen wiedergibt (Abbildung 42).

4 Treibhausgasminderungspotenziale

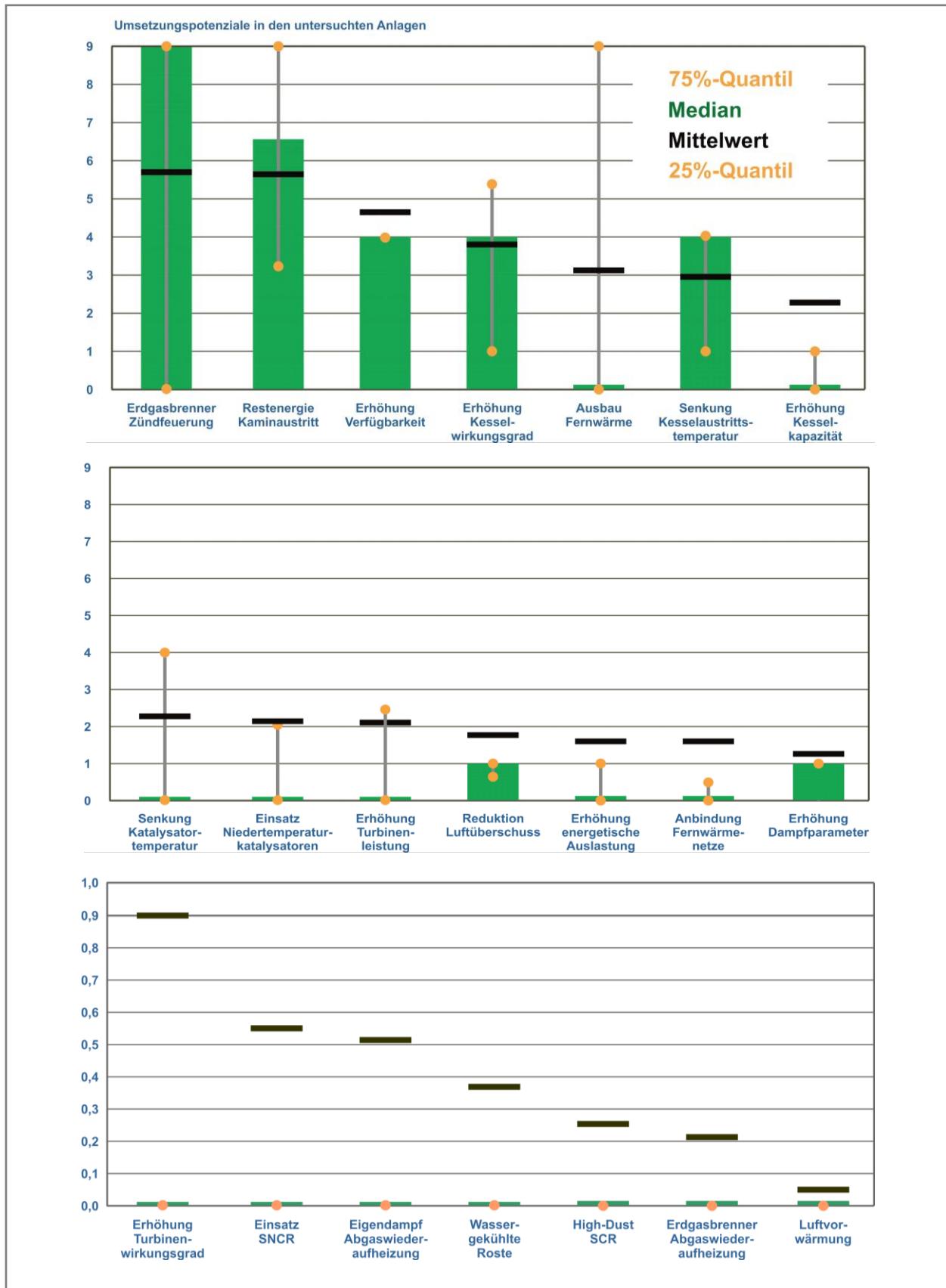


Abbildung 41 Umsetzungspotenziale einzelner Optimierungsmaßnahmen nach Gesamt-Impact-Matrix A_i (Quelle: eigene Erhebung, vgl. Anhang 9.14)

Um die maßnahmenspezifischen Umsetzungspotenziale untereinander zu relativieren, wird die Matrix B_i im letzten Schritt normiert. Hierzu wird die Optimierungsmaßnahme mit dem größten Umsetzungspotenzial nach Matrix B_i , also das Maximum aller Variablen der Matrix B_i , als Referenzwert herangezogen. Die Normierung auf diesen Referenzwert erfolgt durch die Division der einzelnen Variablen der Matrix B_i mit dem Referenzwert und ergibt die (22,1)-Normierungsmatrix n_i , die schließlich hinsichtlich der zur Verfügung stehenden Energieinhalte die größten Minderungspotenziale mit sich bringen (Abbildung 42).

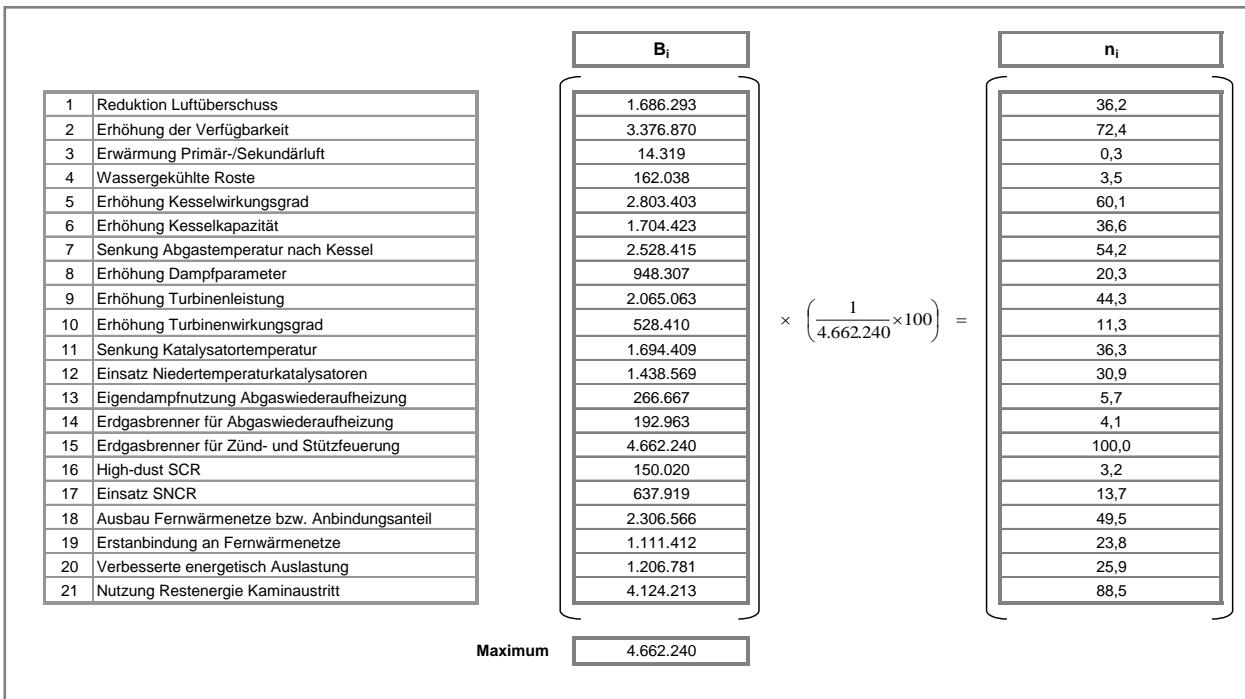


Abbildung 42 Energiebezogene Matrix B_i und Normierungsmatrix n_i als Ergebnis der Potenzialuntersuchung (Quelle: eigene Berechnung)

Durch die Berücksichtigung des durch den Abfall zur Verfügung stehenden Energiepotenzials ändern sich die Relationen unter den in Abbildung 42 aufgeführten Minderungsmaßnahmen ein wenig gegenüber den in Abbildung 41 dargestellten Potenziale. Die oben genannten vier Maßnahmen mit den größten Umsetzungspotenzialen weisen auch unter Berücksichtigung der Energieinhalte weiterhin die größten Umsetzungspotenziale auf. Allerdings folgt im Gegensatz zu Abbildung 41 nicht der Ausbau von Fernwärmenetzen, sondern die Senkung der Kesselaustrittstemperatur. Auch die Erhöhung der Turbinenleistung nimmt nun einen höheren Stellenwert ein (Tabelle 28).

Tabelle 28 Relevanz der untersuchten Optimierungsmaßnahmen hinsichtlich des Umsetzungspotenzials – Vergleich mit und ohne Normierung auf das Energiepotenzial des zur Verfügung stehenden Abfalls (Quelle: eigene Bilanzierung)

Optimierungsmaßnahme	Ohne Normierung	Mit Normierung
Reduktion Luftüberschuss	11	10
Erhöhung der Verfügbarkeit	3	3
Erwärmung Primär-/Sekundärluft	21	21
Wassergekühlte Roste	18	19
Erhöhung Kesselwirkungsgrad	4	4
Erhöhung Kesselkapazität	7	8
Senkung Abgastemperatur nach Kessel	6	5
Erhöhung Dampfparameter	14	14
Erhöhung Turbinenleistung	10	7
Erhöhung Turbinenwirkungsgrad	15	16
Senkung Katalysatortemperatur	8	9
Einsatz Niedertemperaturkatalysatoren	9	11
Eigendampfnutzung Abgaswiederaufheizung	17	17
Erdgasbrenner für Abgaswiederaufheizung	20	18
Erdgasbrenner für Zünd- und Stützfeuerung	1	1
High-Dust SCR	19	20
Einsatz SNCR	16	15
Ausbau Fernwärmenetze	5	6
Erstanbindung an Fernwärmenetze	13	13
Verbesserte energetische Auslastung	12	12
Nutzung Restenergie Kaminaustritt	2	2

Die markierten Optimierungsmaßnahmen sollen für die Abschätzung von CO₂-Minderungspotenzialen in den folgenden Kapiteln näher betrachtet werden. Die anderen Maßnahmen werden entweder bei Wünsch (2011) diskutiert oder spielen nach der oben vorgestellten Ableitung eine untergeordnete Rolle. Die Optimierungsmaßnahmen haben sowohl Auswirkung auf die direkten CO₂-Emissionen einer Müllverbrennungsanlage, als auch auf die indirekten Emissionsreduktionen durch Substitution fossiler Energieträger. Deshalb werden die Optimierungsmaßnahmen je nach ihrer Auswirkung entweder im Kapitel 4.3.1 „Treibhausgasemissionen aus der Verbrennung“ oder in Kapitel 4.3.3 „Indirekte Einsparpotenziale durch Substitution fossiler Energieträger“ bilanziert.

4.2 Kategorisierung der deutschen Müllverbrennungsanlagen

Für die Kategorisierung der deutschen Müllverbrennungsanlagen werden alle vorhandenen Betriebsparameter ausgewertet und spezifische Ersatzwerte gebildet, die für die Ableitung der Gesamttreibhausgasminderungspotenziale in Kapitel 4.3 herangezogen werden. Die Ergebnisse dieser Auswertung sind in Kapitel 3 bereits eingeflossen (vgl. Abbildung 18, Abbildung 19, Abbildung 20 usw.).

Aus der Auswertung der vorhandenen Anlagendaten wurden als wesentliche Einfluss nehmende Parameter

- die technische Umsetzung der Energiebereitstellung (reiner Strombetrieb oder Kraft-Wärme-Kopplung, Wahl der Dampfparameter),
- die technische Umsetzung der Abgasreinigungsanlage (nasse, quasitrockene oder trockene Abgasreinigung),
- die Art des gewählten Entstickungsverfahrens (SCR oder SNCR) und
- die Art der Energienutzung (Strom, Fernwärme, Prozessdampf) identifiziert.

Während für die Energiebereitstellung die nachgeschaltete Abgasreinigung keine große Rolle spielt, muss sie vor allem hinsichtlich der Energieabgabe und des Energieeigenbedarfs der Anlagen berücksichtigt werden. Entsprechend werden zwei Arten von Kategorien gebildet.

Für die Abschätzung der Energiebereitstellungspotenziale werden die Anlagen lediglich nach ihrer Energiebereitstellung und Energienutzung unterschieden. Für die Abschätzung der Minderungspotenziale hinsichtlich des Anlagenbetriebs, der Energieabgabe und des Eigenbedarfs wird eine Unterteilung in vier Kategorien nach den oben genannten Punkten vorgenommen (Tabelle 29).

Tabelle 29 Gewählte Kategorien deutscher Müllverbrennungsanlagen für die Ermittlung des Gesamttreibhausgasminderungspotenzials

Kategorie	Energiebereitstellung	Energieabgabe und -eigenbedarf	
		Abgasreinigung	Entstickungsverfahren
Kategorie I	Rein Strom	Nass	SCR
Kategorie II	KWK	Quasitr., trocken	SCR
Kategorie III	KWK/rein Strom	Nass	SNCR
Kategorie IV	KWK/rein Strom	Quasitr., trocken	SNCR

Aktuell wird in den deutschen Müllverbrennungsanlagen noch überwiegend Kalkhydrat als Additiv in der Abgasreinigung eingesetzt. Eine Unterteilung nach den eingesetzten Additiven erscheint derzeit nicht sinnvoll, da die Datenbasis bisher noch keine repräsentativen Aussagen zulässt. Daher beschränken sich die Kategorisierungsgruppen auf die Art der Abgasreinigung und die Art des eingesetzten Entstickungsverfahrens.

Rund zwei Drittel der derzeit betriebenen Müllverbrennungsanlagen besitzen eine nasse Abgasreinigung und eine selektiven katalytischen Entstickung (vgl. Anhang 9.2). 47 Anlagen geben sowohl Strom, als auch Prozessdampf oder Wärme ab, 8 Anlagen nur Strom und 8

Anlagen nur Prozessdampf. Von den 47 Anlagen im KWK-Betrieb gaben 37 Anlagen Strom und Fernwärme, 5 Anlagen Strom und Prozessdampf und 5 Anlagen Strom, Fernwärme und Prozessdampf ab (Abbildung 43).

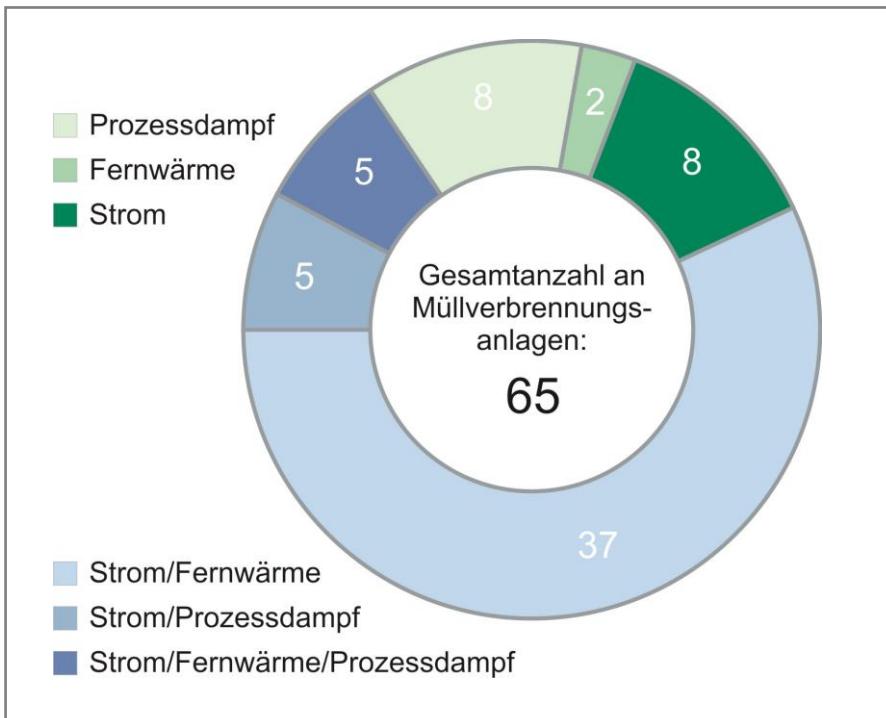


Abbildung 43 Energieabgabe der im Jahr 2009 betriebenen Müllverbrennungsanlagen

4.3 Ableitung des Gesamttreibhausgasminderungspotenziales

4.3.1 Treibhausgasemissionen aus der Verbrennung des Abfalls und dem Betrieb der Anlagen

Zur Bilanzierung der durch die Abfallverbrennung verursachten Treibhausgasemissionen werden die Mediane der untersuchten 65 Müllverbrennungsanlagen der Basisjahre 2005 bis 2010 herangezogen und für den deutschen Anlagenpark kumuliert. Aus den erhobenen Anlagendaten ergibt sich in Summe eine Abfallmenge von 17,863 Mio. Mg, die seit Umsetzung des Ablagerungsverbots unvorbehandelter Abfälle im Juni 2005 jährlich in deutschen Müllverbrennungsanlagen verbrannt werden.

Basierend auf neuen Untersuchungen zur Abfallzusammensetzung wurden in EdDE (2010) aktuelle Emissionsfaktoren für die spezifischen Abfallarten bestimmt, die wesentlich von den bei Bilitewski et al. (2005) angegebenen Emissionsfaktoren abweichen. Diese wurden noch vor Umsetzung des Ablagerungsverbotes nicht unvorbehandelter Abfälle bestimmt. Da somit der Einfluss der Abfallzusammensetzung zur Geltung kommt, werden die Emissionsfaktoren aus beiden Literaturquellen für 2005 und 2008 betrachtet (Tabelle 30). Die CO_{2,eq}-Emissionen berechnen sich nach Formel 7.

Tabelle 30 Klimarelevante CO₂-Emissionen aus der Verbrennung des Abfalls in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen (Quelle: eigene Berechnung)

Parameter	Einheit	Wert
Menge	[1.000 Mg]	17.863
EF _i (CO ₂) 2005 ¹⁾	[kg CO ₂ /Mg]	318
EF _i (CO ₂) 2008 ²⁾	[kg CO ₂ /Mg]	358
EF _i (N ₂ O) ³⁾	[kg N ₂ O/Mg]	0,011
Gesamtemission mit EF_i (CO₂) 2005	[Mg CO _{2,eq}]	5.734.033
Gesamtemission mit EF_i (CO₂) 2008	[Mg CO _{2,eq}]	6.466.418

¹⁾ Quelle: Bilitewski et al. 2005, ²⁾ Quelle: EdDE 2010, ³⁾ Quelle: IPCC 1998

Die Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Zusatzbrennstoffen wie Heizöl oder Erdgas für die An- und Abfahrvorgänge, sowie den Betrieb der Abgasreinigung berechnen sich zu etwa 401.000 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 31). Dieser Wert leitet sich aus einer Hochrechnung ab, da die spezifischen Eigenverbräuche der Anlagen nicht vollständig vorliegen. Für die Berechnungen wird sowohl für den Erdgas-, als auch für den Heizölverbrauch nach der gewählten Kategorisierung (vgl. Kapitel 4.2) zwischen Anlagen mit dem SCR-Verfahren und dem SNCR-Verfahren unterschieden. Als Ersatzwert für die spezifischen Erdgasverbraüche wird das 75%-Quantil aller vorhandenen Median-Daten abgeleitet, um die Emissionen aus dem Verbrauch der beiden Brennstoffe nicht zu unterschätzen (vgl. Tabelle 19).

Tabelle 31 Klimarelevante CO₂-Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Zusatzbrennstoffen in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Berechnung)

Parameter	Einheit	Heizöl	Erdgas
Menge	[MWh]	591.142	947.962
EF _i (CO ₂)	[kg CO ₂ /MWh]	266,4	201,6
EF _i (N ₂ O etc.)	[kg CO _{2,eq} /MWh]	21,45	41,96
Gesamtemission nach Formel 7	[Mg CO _{2,eq}]	170.159	230.884

Die indirekten Emissionen aus der Herstellung und Bereitstellung der Betriebsmittel liegen außerhalb der Systemgrenze und werden nicht berücksichtigt. Bei der Berechnung der klimarelevanten CO₂-Emissionen muss aufgrund fehlender CO₂-Messgeräte in den meisten Müllverbrennungsanlagen auf Standardemissionsfaktoren zurückgegriffen werden, obwohl aufgrund des heterogenen Charakters von Hausmüll eine exakte Bestimmung der Emissionsfaktoren über die Bestimmung der Abfallzusammensetzung in den einzelnen Anlagen notwendig wäre. Dies ist nur mit großem Aufwand zu bewerkstelligen und stellt große Anforderungen an die Probenahme und Auswertung. Eine einmalige Bestimmung der Abfallzusammensetzung ist zudem unzureichend, da dadurch jahreszeitliche Schwankungen des Abfallinputs nicht berücksichtigt werden und ebenfalls zu falschen Annahmen führen würden.

Um die jahreszeitlichen und anlagenspezifischen Schwankungen abschätzen zu können, wurden die CO₂-Emissionen in zwei unterschiedlichen Müllverbrennungsanlagen über definierte Betrachtungszeiträume gemessen und ausgewertet. Die CO₂-Emissionen wurden jeweils anteilig am Abgasvolumenstrom gemessen und wie in Kapitel 0 beschrieben in einen Massenstrom umgerechnet. Die Spannbreiten liegen hierbei bei den betrachteten Anlagen in ähnlichen Bereichen.

In Anlage 1 lag die Spannbreite der spezifischen CO₂-Emissionen zwischen 0,92 und 1,23 kg CO₂/kg verbrannten Abfall (Abbildung 44). Die klimarelevanten Emissionen aus dem fossilen Anteil des Abfalls werden nach BMU (2009a) zu 50% der hier angegebenen Werte angesetzt.

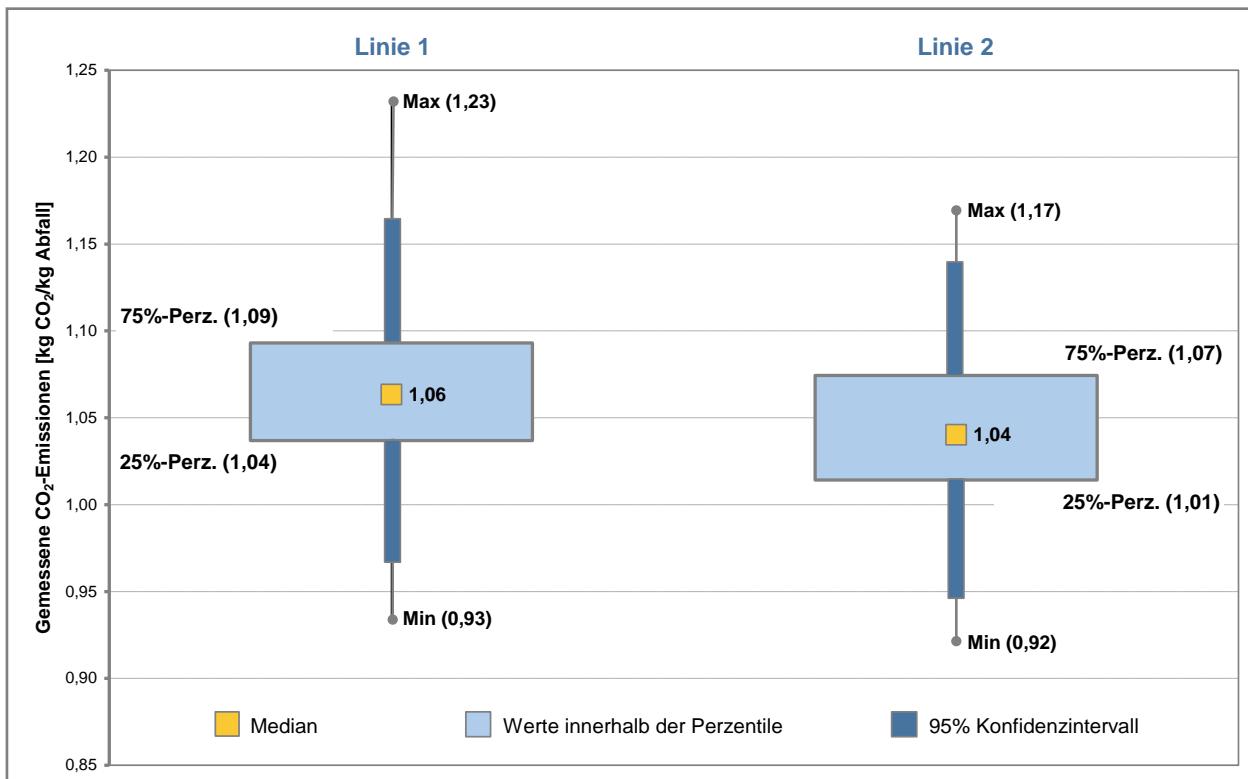


Abbildung 44 Varianz der gemessenen CO₂-Emissionen in der untersuchten Anlage 1
(Linie 1: 76 Messwerte, Linie 2: 107 Messewerte, Quelle: eigene Erhebung)

Alternativ werden für Anlage 2 nicht die mengenbezogenen CO₂-Emissionen dargestellt, sondern die CO₂-Anteile im Abgasvolumenstrom (Reingas) der drei Ofenlinien. Die Spannbreite der spezifischen CO₂-Emissionen lag für den Betrachtungszeitraum zwischen 2,47 und 12,21% je m³ Abgasvolumenstrom im Normzustand (Abbildung 45).

Mit der in Kapitel 0 beschriebenen Methodik lassen sich aus diesen anteilig am Abgasvolumenstrom bestimmten Messwerten die CO₂-Massenströmen bestimmen. In Relation gesetzt mit den während des Betrachtungszeitraums verbrannten Abfallmengen ergeben sich für diese Anlage mengenbezogene CO₂-Emissionsfaktoren von 0,79 bis 1,51 kg CO₂/kg verbrannten Abfall (Gesamt-CO₂-Emissionen inklusive biogener Anteil).

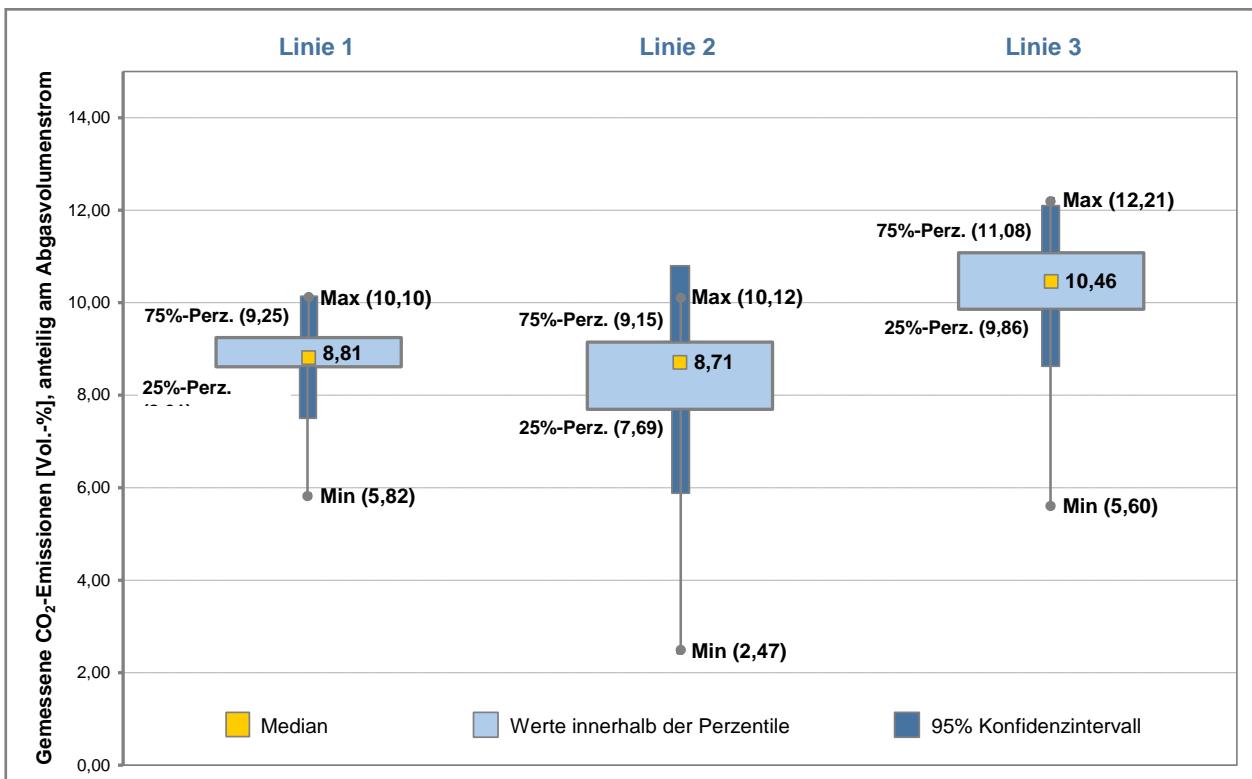


Abbildung 45 Varianz der gemessenen CO₂-Emissionen in der untersuchten Anlage 2 (Linie 1: 198 Messwerte, Linie 2: 168 Messwerte, Linie 3: 174 Messwerte, Quelle: eigene Erhebung)

In zahlreichen Untersuchungen wurden neben den hier angewendeten Emissionsfaktoren nach EdDE (2010) weitere mengenbezogene Emissionsfaktoren über Sortieranalysen ermittelt (Tabelle 32). Diese Sortieranalysen fanden in sehr unterschiedlichen Untersuchungsgebieten statt, wodurch sich auch je nach Abfallzusammensetzung unterschiedliche Emissionsfaktoren ergaben. Die Schwankungsbreite der diversen Faktoren ist erheblich. Bei Anwendung des Emissionsfaktors nach IPCC (1999) ergibt sich fast die 1,5-fache Menge an klimarelevanten Emissionen gegenüber der Anwendung des Emissionsfaktors nach EdDE (2010) (Tabelle 32).

Tabelle 32 Vergleich der ermittelten klimarelevanten CO_{2,eq}-Emissionsfaktoren für Siedlungsabfälle unterschiedlicher Studien

	<i>Johnke (2002)</i>	<i>IPCC (1999)</i>	<i>Bilitewski et al. (2005)</i>	<i>EdDE (2010)</i>	<i>Öko-Institut (2002)</i>
Klimawirksamer CO_{2,eq}-Anteil [Mg CO_{2,eq}/Mg Abfall]	0,473	0,557	0,321	0,362	0,389

Die Auswirkungen der klimawirksamen CO₂-Emissionen anhand der gegebenen Emissionsfaktoren wurden an drei Müllverbrennungsanlagen mit unterschiedlicher Verfahrenstechnik exemplarisch untersucht (Tabelle 33), um die Auswirkungen repräsentativ für einen Großteil des deutschen Anlagenparks darstellen zu können.

Tabelle 33 Übersicht der gewählten Beispielanlagen

Anlage	FWL [MW] (th./el./ges.)	Kapazität [Mg]	Auslegungs-heizwert [GJ/Mg]	Energie-abgabe	Abgasreinigung
Anlage 1	88/16,6/104,6	200.000	10,56	ST, PD	SCR, nass, 6-stufig
Anlage 2	22/32/54	535.000	8,70	ST, FW, PD	SCR, quasitrocken, 3-stufig
Anlage 3	28,2/27/55,2	215.000	10,50	ST, FW	SCR, trocken, 4-stufig

Je größer der Abfallinput der einzelnen Anlagen ist, desto größer wird die Diskrepanz zwischen den mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren berechneten CO₂-Emissionen. Bei Annahme eines biogenen Anteils von 50% nach BMU (2009a) ergeben sich beim Vergleich der über Standard-emissionsfaktoren errechneten Werte mit den in den Anlagen gemessenen Werten erhebliche Diskrepanzen, welche die Notwendigkeit einer individuellen Betrachtung einzelner Anlagen weiter verstärken (Abbildung 46).

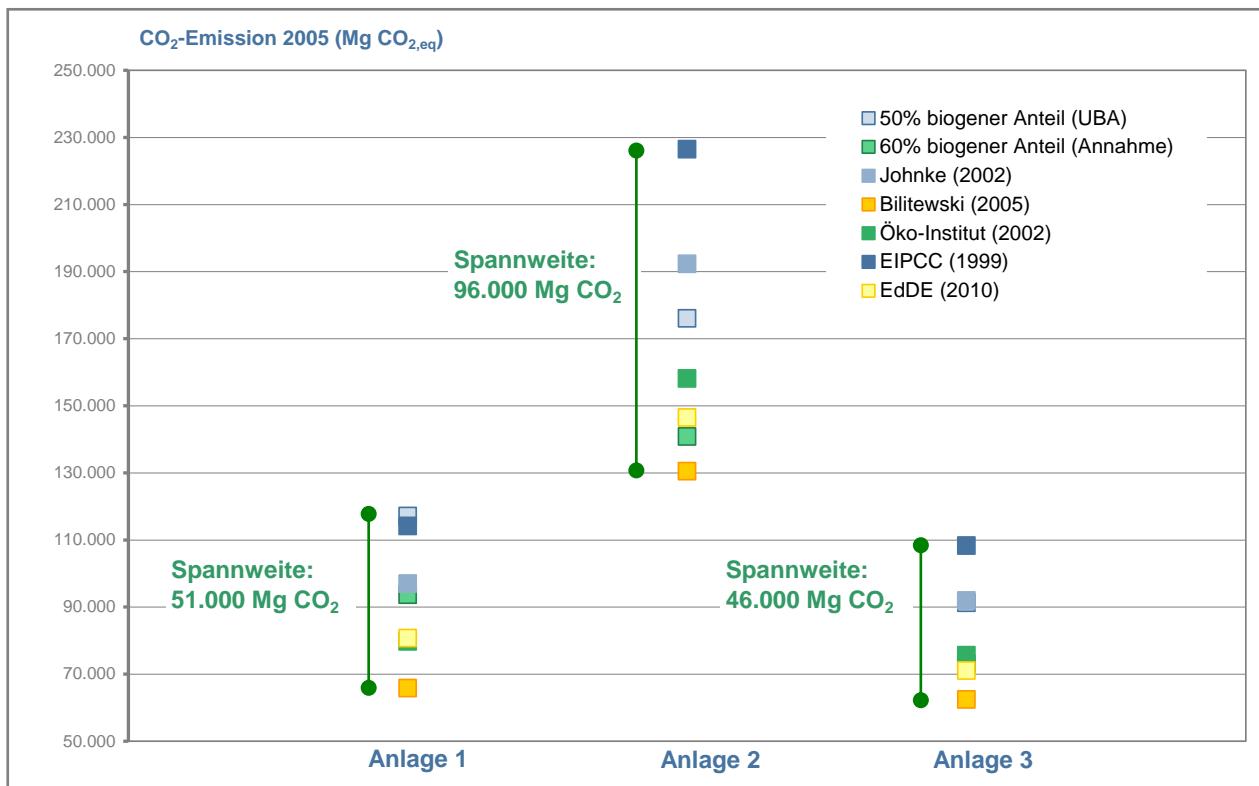


Abbildung 46 Vergleich der über mengenbezogene Emissionsfaktoren berechneten, klimarelevanten CO₂-Emissionen aus drei exemplarischen Müllverbrennungsanlagen mit den gemessenen CO₂-Emissionen unter Annahme bestimmter biogener Anteile im Abfall

4.3.2 Direkte Einsparpotenziale innerhalb der Anlagenprozesse

4.3.2.1 Umstellung auf CO₂-arme oder CO₂-neutrale Zusatzbrennstoffe

Zieht man die ermittelte Gesamtmenge an Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen von etwa 6,6 Mio. Mg CO₂ in Betracht, so stammen schätzungsweise rund 10% dieser Emissionen aus der Verbrennung der fossilen Energieträger (vgl. Kapitel 4.3.1). Mehr als 90% der klimawirksamen CO₂-Emissionen entstehen allerdings aus der Verbrennung des Abfalls. Damit sind aber dennoch nach wie vor Potenziale zur unmittelbaren CO₂-Minderung innerhalb der Anlage vorhanden.

Als Basis für die weiteren Hochrechnungen wird der Heizöl- und Erdgasbedarf der Anlagen berechnet. Diese Bedarfszahlen sind auch für die Bilanzierung der Auswirkungen des Emissionshandels auf die Emissionsposition von Müllverbrennungsanlagen notwendig und sollen hierfür als Ersatzwerte dienen, wenn keine Originärdaten vorhanden sind. Das methodische Vorgehen ist in Kapitel 2.5 beschrieben und wird für alle weiteren Ausführungen in ähnlicher Form angewandt. Da Heizöl einen höheren Emissionsfaktor besitzt als Erdgas, kann neben der Umstellung auf einen biogenen Energieträger auch die Umstellung von einem fossilen auf einen anderen fossilen Energieträger zu Emissionsreduktionen führen. Unter Ansatz der vorhandenen Anlagendaten und der Hochrechnung über die in Tabelle 19 dargestellten Ersatzwerte ergibt sich für den deutschen Anlagenpark ein Gesamtverbrauch an Erdgas von rund 920.000 MWh (62%) und ein Gesamtverbrauch an Heizöl von etwa 580.000 (38%) MWh. Insgesamt sind somit für die Anlagenprozesse rund 1.500.000 MWh an Fremdenergie aufzubringen (Tabelle 34). Dieser Wert liegt im Bereich der Studie EdDE (2010), in der ein Gesamtbedarf von 1,62 Mio. MWh bilanziert wurde, der sich wiederum zu 76% auf Erdgas und zu 24% auf Heizöl dividiert.

Für die Umstellung von Heizöl auf Erdgas müsste entsprechend eine Heizölmenge mit einem Energieinhalt von etwa 577.156 MWh (entspricht 2.077.762 GJ) durch Erdgas substituiert werden. Um die gleiche Energie aus Erdgas zur Verfügung zu stellen wären etwa 57,72 Mio. m³ Erdgas notwendig, das unter Annahme des in Tabelle 34 genannten Emissionsfaktors einen CO₂-Ausstoß von 116.355 Mg CO₂ verursachen würde. Entsprechend ließen sich bereits durch diese Umstellung die CO₂-Emissionen jährlich um etwa 37.400 Mg CO₂ reduzieren.

Tabelle 34 CO₂-Einsparung durch Umstellung der ölbefeuerten Zünd- und Stützbrenner auf Erdgasbetrieb (Quelle: eigene Berechnung)

	Heizöl EL	Erdgas H
Eingesetzte jährliche Menge (Hochrechnung!)	577.156 MWh	916.954 MWh
Energieinhalt nach ZuV (2012)	42,6 GJ/Mg	36,0 GJ/m ³
Emissionsfaktor nach ZuV (2012)	0,074 Mg CO ₂ /GJ	0,056 Mg CO ₂ /GJ
Resultierende CO ₂ -Emission	153.755 Mg CO ₂	184.858 Mg CO ₂
Resultierende CO ₂ -Minderung	37.400 Mg CO ₂	

Diese CO₂-Emissionen aus dem Erdgasbetrieb ließen sich bei Anlagen mit zwei oder mehr Verfahrenslinien nochmals reduzieren, indem man einen Müllkessel mit dem Dampf eines anderen Kessels bei der Wiederinbetriebnahme aufheizt. Dies wird beispielsweise im MHKW Burgkirchen praktiziert. Die daraus resultierende CO₂-Einsparung ist sehr anlagenspezifisch, da hierfür die Enthalpie des erzeugten Dampfs zu berücksichtigen ist, die letztlich die notwendige Dampfmenge zur Wiederaufnahme des Müllkessels bestimmt.

Bei Umstellung von den genannten fossilen Energieträgern auf biogene Energieträger ließen sich somit maximal jährlich etwa 340.000 Mg CO₂ reduzieren, vorausgesetzt die entsprechenden technischen Anwendungen stehen hierfür zur Verfügung.

4.3.2.2 Senkung der Katalysatortemperatur bei der katalytischen Entstickung (SCR)

Eine Absenkung der Katalysatortemperatur auf 200°C bis 230°C ist ohne nachteilige Verringerung der Aktivität möglich. Hierdurch besteht zudem die Möglichkeit, das Abgas mit Prozessdampf statt mit Erdgas wieder aufzuheizen. Teilweise werden bereits Katalysatortemperaturen bis zu 170°C erreicht (vgl. Kapitel 3.3.1).

Im MHKW Würzburg erbrachte die Umstellung der Betriebstemperatur von 300°C auf 225°C und die gleichzeitige Nutzung von Eigendampf zum Aufheizen der Abgase vor dem Katalysator eine Einsparung von jährlich rund 500.000 m³ Erdgas und damit rund 900 tCO₂ (ZVAWS 2009).

Zur Abschätzung der möglichen Emissionsreduktionspotenziale dieser technischen Maßnahme im gesamten deutschen Anlagenpark wird auf Versuchsdaten des MKW Schwandorf zurückgegriffen (siehe Tabelle 24). Diese wurden mit vereinzelt vorliegenden Kennzahlen aus anderen Anlagen abgeglichen, um mögliche Unsicherheiten zu bestimmen. Anhand zweier Szenarien werden die möglichen Emissionsreduktionen bei Absenkung der Katalysatortemperaturen auf 200°C (Szenario I) und 190°C (Szenario II) bestimmt.

Für 19 Anlagen liegen explizite Angaben zu den Katalysatortemperaturen vor. Bei 3 Anlagen liegen hierbei lediglich typische Temperaturbereiche vor, so dass die Ermittlung der Reduktionspotenziale zusätzlich jeweils für die genannten Minimal- und Maximaltemperaturen und damit in vier Szenarien erfolgt (Tabelle 35).

Tabelle 35 Szenarien für die Ermittlung der CO₂-Reduktionspotenziale durch die Senkung der Katalysatortemperatur

	Vorhandene Katalysatortemperatur	Reduzierte Bezugstemperatur des Katalysators
Szenario Ia	T _{min}	200°C
Szenario Ib	T _{max}	200°C
Szenario IIa	T _{min}	190°C
Szenario IIb	T _{max}	190°C

T_{min}: genannte Minimaltemperatur des Katalysators

T_{max}: genannte Maximaltemperatur des Katalysators

Zunächst werden die typischen Dampf- bzw. Erdgasverbrauche für die Behandlung einer Tonne Abfall im SCR-Verfahren nach Tabelle 24 auf die bekannten Anlagen übertragen. Über die erzeugten Prozessdampfmengen und anlagenspezifischen Dampfenthalpien nach Anhang 9.4

wird die Abfallmenge berechnet, die verbrannt werden muss, um anlagenspezifisch den für die Abgasreinigung notwendigen Prozessdampf zur Verfügung zu stellen. Je höher die Katalysatortemperatur, desto höher der spezifische Dampfverbrauch je Anlage. Ein Großteil der Anlagenbetreiber gab explizite Katalysatortemperaturen an. Diese finden sich jeweils in der Spalte $T_{Kat,min}$ der wieder. Wurde lediglich ein typischer Temperaturbereich angegeben, so wurden Minimal- und Maximaltemperaturen separat ausgewiesen. Über den Emissionsfaktor für Abfall von 362 gCO_{2,eq}/kg (siehe Tabelle 6) lässt sich zudem die spezifische CO₂-Emission ermitteln, die je Anlage durch die Verbrennung des Abfalls und zur Bereitstellung von 1 MWh Prozessdampf verursacht wird. Je nach Abfallzusammensetzung und Wirkungsgrad der Dampferzeugung ergeben sich hierfür unterschiedliche Emissionsfaktoren (Tabelle 36).

Tabelle 36 Ermittlung der anlagenspezifischen, erzeugten Dampfmengen und der resultierenden Emissionen je bereitgestellter MWh Prozessdampf (Quelle: eigene Berechnung)

Anlage	$T_{Kat,min}$ [°C]	$T_{Kat,max}$ [°c]	Erzeugte Dampfmenge ¹⁾ [Mg/Mg]	Erzeugte Dampfmenge ¹⁾ [MWh/Mg]	Emissionsfaktor [Mg CO ₂ /MWh]
1	220		2,839	2,106	0,1719
2	230	320	3,224	2,406	0,1505
3	240		3,079	2,284	0,1585
4	320		3,066	2,215	0,1635
5	270		2,779	2,052	0,1764
6	230		3,604	2,557	0,1416
7	320		3,030	2,150	0,1684
8	200		3,058	2,244	0,1613
9	200		3,095	2,329	0,1554
10	225		3,045	2,355	0,1537
11	230		3,479	2,612	0,1386
12	210	230	2,349	1,750	0,2069
13	170		3,078	2,303	0,1572
14	240		3,516	2,573	0,1407
15	270		2,582	1,832	0,1976
16	225		3,749	2,719	0,1331
17	240		3,368	2,541	0,1425
18	220	260	3,274	2,406	0,1505
19	180		3,011	2,233	0,1621

$T_{Kat,min}$: genannte Minimaltemperatur des Katalysators $T_{Kat,max}$: genannte Maximaltemperatur des Katalysators

¹⁾ Bei fehlenden Werten konservativer Ersatzwert gesetzt

In Abhängigkeit der jährlich verbrannten Abfallmenge errechnet sich somit ein anlagenspezifischer Energieaufwand für die Abgasreinigung. In den 19 Anlagen mit bekannten Katalysatortemperaturen wurden durchschnittlich rund 5.330.000 Mg Abfall verbrannt. Daraus leitet sich ein Dampfbedarf ab von rund 345.000 MWh bei Berücksichtigung der genannten Minimaltemperaturen und von rund 369.000 MWh bei Berücksichtigung der genannten Maximaltemperaturen. Setzt man statt Prozessdampf Erdgas ein, um die Abgase auf die erforderliche Katalysatortemperatur zu erhitzen, so wären aufgrund der externen Erzeugung des Prozessdampfs etwas höhere Energieaufwände notwendig: rund 424.000 MWh bzw. 456.000 MWh. Aus den berechneten Dampf-/Erdgasverbräuchen und den ermittelten spezifischen Emissionsfaktoren berechnen sich die daraus resultierenden CO₂-Emissionen (Tabelle 37).

Tabelle 37 Ermittlung der Energieaufwände und der dadurch verursachten CO₂-Emissionen für die Abgasreinigung der 19 untersuchten Anlagen und bei Senkung der Katalysator-temperaturen auf 200°C bzw. 190°C (Quelle: eigene Berechnung)

Katalysator-temperatur	Dampfverbrauch [MWh]	CO ₂ -Emission [Mg CO ₂]	Erdgasverbrauch [MWh]	CO ₂ -Emission [Mg CO ₂]
T _{Kat,min}	344.958	55.150	424.024	98.148
T _{Kat,max}	368.648	58.895	455.920	105.531
T _{Kat} = 200°C	229.802	36.671	277.110	64.142
T _{Kat} = 190°C	191.029	30.484	261.123	60.442

T_{Kat,min}: genannte Minimaltemperatur des Katalysators T_{Kat,max}: genannte Maximaltemperatur des Katalysators

Nach Tabelle 37 ergibt sich bereits aus der Umstellung von Erdgas auf Prozessdampf ein theoretisches Minderungspotenzial. Allerdings wird lediglich noch in 5 der 19 untersuchten Anlagen der Abgasstrom vor dem Katalysator mit Hilfe von Erdgasbrennern aufgewärmt. In den restlichen Anlagen erfolgt die Aufwärmung bereits mit Prozesseigendampf. Dadurch wurden bereits in der Vergangenheit etwa 33.000 - 37.000 Mg CO₂ eingespart. Durch die Umstellung auf Eigendampfnutzung in den anderen 5 Anlagen könnte der CO₂-Ausstoß nochmals um rund 10.000 Mg CO₂ reduziert werden.

Die Minderungspotenziale durch die reine Absenkung der Katalysatortemperatur und der damit verbundenen Energieeinsparung betragen jährlich etwa 23.000 - 32.000 Mg CO₂. Geht man konservativ davon aus, dass die Katalysatoren der 19 untersuchten Anlagen jeweils mit den genannten Minimaltemperaturen betrieben werden, so könnten durch eine Absenkung der Katalysatortemperaturen einheitlich auf 200°C rund 23.000 Mg CO₂ jährlich eingespart werden. Dieses Reduktionspotenzial erhöht sich, wenn man zum einen davon ausgeht, dass die Katalysatoren jeweils mit den genannten Maximaltemperaturen betrieben werden und zum anderen der Betrieb zukünftig auf 190°C beschränkt bliebe. Dann ließen sich rund 32.000 Mg CO₂ jährlich einsparen (Tabelle 38).

Tabelle 38 CO₂-Minderungspotenzial durch Absenkung der Katalysatortemperatur der 19 untersuchten Anlagen auf 200°C bzw. 190°C in den vier Szenarien (Quelle: eigene Berechnung)

Szenario	CO ₂ -Emissionsreduktion [Mg CO ₂]
Szenario Ia (T _{Kat,min} → 200°C)	22.963
Szenario Ib (T _{Kat,max} → 200°C)	26.708
Szenario IIa (T _{Kat,min} → 190°C)	28.113
Szenario IIb (T _{Kat,max} → 190°C)	31.858

T_{Kat,min}: genannte Minimaltemperatur des Katalysators T_{Kat,max}: genannte Maximaltemperatur des Katalysators

Berücksichtigt man zusätzlich zu diesem Minderungspotenzial das Minderungspotenzial durch Umstellung von Erdgas auf Eigendampf, so ließen sich in den 19 untersuchten Anlagen bei Reduktion auf 200°C jährlich etwa 36.600 Mg CO₂ und bei Reduktion auf 190°C jährlich etwa 41.800 Mg CO₂ einsparen.

Die Ergebnisse der 19 untersuchten Anlagen müssen nun auf den gesamten Anlagenpark übertragen werden. Hierzu erfolgt eine Hochrechnung auf alle 41 Anlagen, die mit einer SCR-Abgasreinigungsanlage ausgestattet sind. Aus den Potenzialuntersuchungen (vgl. Anhang 9.14) werden die Potenziale zur Absenkung der Katalysatortemperatur unter Berücksichtigung der eingesetzten Energieträger für die Abgasreinigung in den 22 Anlagen entnommen, für die keine Katalysatortemperaturen vorliegen. Von diesen 22 Anlagen weist lediglich eine Anlage weiteres Potenzial zur Senkung der Betriebstemperatur auf. Zudem könnte in einer weiteren Anlage ein Fuel Switch von Erdgas auf Eigendampf realisiert werden (Tabelle 39). Anlagen, deren Potenziale hinsichtlich einer der genannten Parameter nicht bekannt sind, werden konservativ als "ohne Potenzial" eingestuft, um die Minderungspotenziale nicht zu überschätzen.

Tabelle 39 Ableitung des CO₂-Minderungspotenzials in den restlichen 22 Anlagen mit SCR-Technologie durch Senkung der Katalysatortemperatur
(Quelle: eigene Erhebung)

	Anzahl
Anlagen mit SCR-Technologie	41
Anlagen mit bekannten Katalysatortemperaturen	19
Weitere Anlagen ohne Kenntnis der Katalysatortemperaturen	22
davon Anlagen mit Potenzial zur Senkung der Betriebstemperatur	1
davon Anlagen mit Potenzial zu Fuel Switch	1
davon Anlagen ohne weiteres Potenzial	20

Das Minderungspotenzial ist demnach in den weiteren Anlagen reduziert. Für die beiden Anlagen mit weiterem Minderungspotenzial errechnet sich für die oben genannten Szenarien eine zusätzliche jährliche CO₂-Reduktion von etwa 900 - 1.400 Mg CO₂. Damit leitet sich für diese Optimierungsmaßnahme insgesamt ein CO₂-Minderungspotenzial von etwa 24.000 - 33.000 Mg CO₂ ab (Tabelle 40).

Tabelle 40 CO₂-Minderungspotenzial durch Absenkung der Katalysatortemperatur in den 41 deutschen Müllverbrennungsanlagen mit SCR-Technologie in den vier Szenarien unter aktuellem Status Quo (Quelle: eigene Berechnung)

Szenario	CO ₂ -Emissionsreduktion [Mg CO ₂]
Szenario Ia (T _{Kat,min} → 200°C)	23.851
Szenario Ib (T _{Kat,max} → 200°C)	27.740
Szenario IIa (T _{Kat,min} → 190°C)	29.200
Szenario IIb (T _{Kat,max} → 190°C)	33.089

T_{Kat,min}: genannte Minimaltemperatur des Katalysators

T_{Kat,max}: genannte Maximaltemperatur des Katalysators

Unter Berücksichtigung der vollständigen Umstellung aller mit Erdgas betriebenen SCR-Abgasreinigungsanlagen auf Eigendampfnutzung erhöht sich das CO₂-Minderungspotenzial auf etwa 33.000 - 42.000 Mg CO₂ (Tabelle 41).

Tabelle 41 CO₂-Minderungspotenzial durch Absenkung der Katalysatortemperatur in den 41 deutschen Müllverbrennungsanlagen mit SCR-Technologie in den vier Szenarien unter zusätzlicher Berücksichtigung eines Brennstoffwechsels
(Quelle: eigene Berechnung)

Szenario	CO ₂ -Emissionsreduktion [Mg CO ₂]
Szenario Ia ($T_{Kat,min} \rightarrow 200^\circ\text{C}$)	33.050
Szenario Ib ($T_{Kat,max} \rightarrow 200^\circ\text{C}$)	36.794
Szenario IIa ($T_{Kat,min} \rightarrow 190^\circ\text{C}$)	38.199
Szenario IIb ($T_{Kat,max} \rightarrow 190^\circ\text{C}$)	41.944

$T_{Kat,min}$: genannte Minimaltemperatur des Katalysators $T_{Kat,max}$: genannte Maximaltemperatur des Katalysators

4.3.3 Indirekte Einsparpotenziale durch Substitution fossiler Energieträger

4.3.3.1 Reduktion des Luftüberschusses

In Kapitel 4.3.3.2 wird generell auf die Erhöhung der Kesselwirkungsgrade eingegangen, die aus einer Kombination an Maßnahmen erfolgen kann. In diesem Kapitel wird eine Maßnahme aus dieser Kombination, die Reduktion des Luftüberschusses, separat für sich betrachtet.

Die aktuellen Luftüberschusszahlen in den betrachteten Anlagen wurden in Kapitel 3.1.1 in Abhängigkeit des jeweiligen Abgasreinigungsverfahrens bereits erfasst. Diese Daten sind die Basis für die weitere Bilanzierung. Zur Berechnung der Minderungspotenziale durch die Reduktion des Luftüberschusses werden 2 Szenarien betrachtet.

Für beide Szenarien wird zur Auswirkung der Reduktion des Luftüberschusses auf die Kesselwirkungsgrade auf die Ergebnisse von Ehlers (2008) und Gohlke (2008) zurückgegriffen (vgl. Kapitel 3.1.1)

Szenario 1: Luftüberschuss wird für alle Anlagen auf $\lambda=1,2$ reduziert.

Szenario 1 umfasst als Extremeszenario die Reduktion des Luftüberschusses von aktuell in den Anlagen umgesetzten Luftüberschusszahlen auf eine generelle Luftüberschusszahl von $\lambda=1,2$. Dieses Extremeszenario spiegelt das maximale Potenzial in den 22 betrachteten Anlagen wider, ohne die tatsächliche technische Umsetzbarkeit zu berücksichtigen. Luftüberschusszahlen von $\lambda=1,2$ werden bisher lediglich von nassen SNCR-Verfahren erreicht, so dass dieses Szenario nicht ohne Weiteres auf den gesamten Anlagenpark zu übertragen ist. Ließen sich alle 22 betrachteten Anlagen auf einen Luftüberschuss von $\lambda=1,2$ begrenzen, so ließe sich dadurch die Energieabgabe um rund 200.000 MWh erhöhen. Dies würde je nach betrachtetem Äquivalenzsystem zu einer Emissionsreduktion von 87.000 bis 112.000 Mg CO_{2,eq} führen.

Hochgerechnet auf den gesamten deutschen Anlagenpark berechnet sich unter Zugrundelegung von repräsentativen Ersatzwerten für die aktuellen und möglichen Kesselwirkungsgrade und für die aktuellen Luftüberschusszahlen ein Reduktionspotenzial von 214.000 bis 270.000 Mg CO_{2,eq}.

Szenario 2: Luftüberschuss wird für alle Anlagen auf niedrigstes λ der jeweiligen Kategorie reduziert

Szenario 2 betrachtet die Reduktion der aktuellen Luftüberschusszahlen auf die jeweils geringste, derzeit umgesetzte Luftüberschusszahl in Abhängigkeit des implementierten Abgasreinigungsverfahrens (Tabelle 42). Um die Auswertung anhand der definierten Kategorien konsistent fortzuführen, erfolgt der Bezug auf das Abgasreinigungsverfahren, auch wenn die Luftüberschusszahlen durch Rostverfahren und Kessel technologisch bedingt sind.

Tabelle 42 Geringste, aktuell umgesetzte Luftüberschusszahlen in den betrachteten Anlagen in Abhängigkeit vom Abgasreinigungsverfahren (22 Anlagen, eigene Erhebung)

Abgasreinigungsverfahren	SCR, nass	SCR, quasitrocken	SCR, trocken	SNCR, nass	SNCR quasitrocken
Geringste Luftüberschusszahl	1,4	1,5	1,6	1,2	1,4

Dieses Szenario spiegelt ein realistisches Potenzial in den 22 betrachteten Anlagen wider, da in diesem Fall Luftüberschusszahlen als Richtwert angesetzt werden, die von den hinsichtlich des Luftüberschusses besten Anlagen mit identischer Verfahrenstechnik bereits heute erreicht werden. Ließen sich alle 22 betrachteten Anlagen auf die in Tabelle 42 genannten, jeweils relevanten Luftüberschusszahlen begrenzen, so ließe sich dadurch die Energieabgabe um rund 128.000 MWh erhöhen. Dies würde je nach betrachtetem Äquivalenzsystem zu einer Emissionsreduktion von 60.000 bis 77.000 Mg CO_{2,eq} führen.

Hochgerechnet auf den gesamten deutschen Anlagenpark berechnet sich unter Zugrundelegung von repräsentativen Ersatzwerten für die aktuellen und möglichen Kesselwirkungsgrade und für die aktuellen Luftüberschusszahlen ein Reduktionspotenzial von 112.000 bis 141.000 Mg CO_{2,eq}.

Tabelle 43 CO₂-Minderungspotenzial durch Reduktion des Luftüberschusses in den deutschen Müllverbrennungsanlagen in den beiden gewählten Szenarien
(Quelle: eigene Berechnung)

Szenario	CO ₂ -Emissionsreduktion [Mg CO _{2,eq}]	
	minimal	maximal
Szenario I ($\lambda_{\text{aktuell}} \rightarrow \lambda=1,2$): Extremszenario	214.000	270.000
Szenario II ($\lambda_{\text{aktuell}} \rightarrow \lambda_{\text{best, Kategorie}}$): realistisches Szenario	112.000	141.000

Wünsch (2011) ermittelte für die 9 untersuchten Anlagen eine mögliche Erhöhung der Produktion und Abgabe an elektrischen Strom von ca. 5.000 MWh/a. Abhängig vom angesetzten Substitutionsszenario errechnet sich daraus ein Potenzial an zusätzlich vermeidbaren Treibhausgasemissionen zwischen ca. 3.000 und 5.000 Mg CO_{2,eq}/a. Hochgerechnet auf den deutschen Anlagenbestand entspricht das einer zusätzlichen Auskopplung an elektrischem Strom von rund 37.000 MWh/a. Hieraus beechnete Wünsch (2011) in Abhängigkeit des gewählten Äquivalenzsystems vermeidbare klimarelevante Treibhausgasemissionen in Höhe von 22.000 bis 40.000 Mg CO_{2,eq}. Hierbei wurde allerdings lediglich eine zusätzliche Auskopplung an Strom bilanziert und nicht die mögliche Auskopplung von Prozessdampf oder Fernwärme wie in dieser Arbeit. Die CO₂-Einsparung bezogen auf die Stromauskopplung berechnet sich mittels der hier zu

Grunde gelegten Ansätze auf 50.000 bis 65.000 Mg CO_{2,eq}/a, also in einer ähnlichen Größenordnung wie bei Wünsch (2011).

Tabelle 44 CO₂-Minderungspotenzial durch Reduktion des Luftüberschusses in den deutschen Müllverbrennungsanlagen im realistischen Szenario bezogen auf Strom-, Wärme und Prozessdampfauskopplung (Quelle: eigene Berechnung)

Szenario II ($\lambda_{\text{aktuell}} \rightarrow \lambda_{\text{best, Kategorie}}$): realistisches Szenario	Stromabgabe rein fossil	Stromabgabe (dt. Strommix)	PD- Abgabe	Wärme- abgabe (dt. Wärmemix)	Fernwärme- abgabe
CO ₂ -Minderungspotenzial (Mg CO _{2,eq})	64.840	49.382	28.584	47.710	33.798

PD: Prozessdampf

4.3.3.2 Erhöhung der Kesselwirkungsgrade

Ausgewertete Anlagen (27 Müllverbrennungsanlagen)

Der Kesselwirkungsgrad einer Müllverbrennungsanlage wird von vielen Parametern beeinflusst. Diese werden teilweise detailliert innerhalb des Kapitels 4.3 vorgestellt und hinsichtlich ihres Umsetzungs- und CO₂-Minderungspotenzials untersucht. Für eine Gesamtabsschätzung werden hingegen in diesem Kapitel die aktuellen Kesselwirkungsgrade aus den vorhandenen Datensätzen ausgewertet. Diese sind entweder von den Anlagenbetreibern direkt zur Verfügung gestellt worden oder werden über das Bilanztool (vgl. Kapitel 2.2.2) berechnet, sofern alle notwendigen Daten hinsichtlich Energiebereitstellung, -eigenbedarf und -abgabe vorliegen. Die Kesselwirkungsgrade der untersuchten Anlagen liegen in einem maximalen Wertebereich von 70,7% bis 90,7%, wobei im Großteil dieser Anlagen Kesselwirkungsgrade zwischen 80,8% und 87,8% erreicht werden. Der Median aller Anlagen liegt bei 84,4% (Abbildung 25). Für die Ableitung von Minderungspotenzialen aus der Erhöhung der Kesselwirkungsgrade wird als Referenzwert das 75%-Quantil nach Abbildung 25 herangezogen. Von 27 Anlagen lagen alle notwendigen Daten zur Bestimmung der Kesselwirkungsgrade vor. Bei der Bilanzierung wird angenommen, dass sich die Art und prozentuale Aufteilung der Energieabgabe gleich bleibt, also Strom, Prozessdampf und Fernwärme abgegeben werden wie bisher, nur in erhöhtem Maße. Die im Folgenden berechnete CO₂-Einsparung ergibt sich also lediglich aus der optimierten Energiebereitstellung durch höhere Kesselwirkungsgrade der Anlagen und nicht aus veränderter Energieabgabe (wärme- statt stromorientiert o.ä.).

20 von den 27 ausgewerteten Anlagen weisen Kesselwirkungsgrade von weniger als 87,8% (75%-Quantil, vgl. Abbildung 33) auf. Für diese Anlagen wird zunächst die zusätzliche Energieauskopplung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade auf 87,8% berechnet. Insgesamt lassen sich unter Voraussetzung unveränderter Wirkungsgrade und einer unveränderten Energieabgabestruktur für diese 20 Anlagen zusätzlich rund 102.900 MWh Strom, 111.200 MWh Prozessdampf und 229.000 MWh Fernwärme auskoppeln (Tabelle 45). Diese Energie kann zusätzlich abgegeben werden und substituiert gleichzeitig die konventionelle Energiebereitstellung. Entsprechend berechnet sich aus der Multiplikation dieser zusätzlich ausgekoppelten Energie mit den jeweiligen Emissionsfaktoren nach Tabelle 10 und Tabelle 12 eine erzielbare CO₂-Emissionsminderung von etwa 201.030 Mg CO_{2,eq}. Da die Erhöhung der Kessel-

wirkungsgrade unabhängig von der verbrannten Abfallmenge ist, müssen keine zusätzlichen CO₂-Emissionen aus der Abfallverbrennung berücksichtigt werden.

Tabelle 45 CO₂-Einsparung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile
(Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fern-wärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	102.848	111.161	228.908	442.916
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	855,0	326,1	335,74	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	87.935	36.242	76.854	201.030

Setzt man für die Substitution von Wärme nicht den deutschen Wärmemix, sondern den Fernwärmemix und für die Substitution von Strom den Emissionsfaktor des deutschen Strommixes, so reduzieren sich die Minderungen auf einen Wert von etwa 157.700 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 46).

Tabelle 46 CO₂-Einsparung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	174.209	154.530	179.139	507.878
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	651,2	326,1	237,9	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	66.971	36.242	54.443	157.656

Hochrechnung auf den deutschen Anlagenpark

Diese Auswertung bezieht sich auf die 27 ausgewerteten Anlagen. Für die Gesamtabschätzung werden diese Ergebnisse auf den gesamten deutschen Anlagenpark hochgerechnet. Bei Auswertung der Daten nach den gewählten Kategorien (vgl. Kapitel 2.4) fällt vor allem auf, dass Anlagen mit quasitrockenen SNCR-Verfahren etwas geringere Kesselwirkungsgrade aufweisen als beispielsweise Anlagen mit trockenen oder quasitrockenen SCR-Verfahren. Da allerdings nur 4 Datensätze zur Verfügung stehen, werden die SNCR-Verfahren zusammengefasst zu einem Referenzwert für die Hochrechnung (Abbildung 47). Entsprechend erfolgt die Hochrechnung anhand von 3 Kategorien (Tabelle 47).

Tabelle 47 Kesselwirkungsgrade (Mediane) der 27 ausgewerteten Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Auswertung)

Anlagen nach Entstickungsverfahren	Verfügbarkeit (%)
Quasitrockene oder trockene AGR mit SCR	86,9
Nasse AGR mit SCR	82,2
Alle AGR mit SNCR	83,8

Referenzwert stellt wie bei den ausgewerteten 27 Anlagen das 75%-Quantil dar, das einen Kesselwirkungsgrad der Anlagen von 87,8% widerspiegelt.

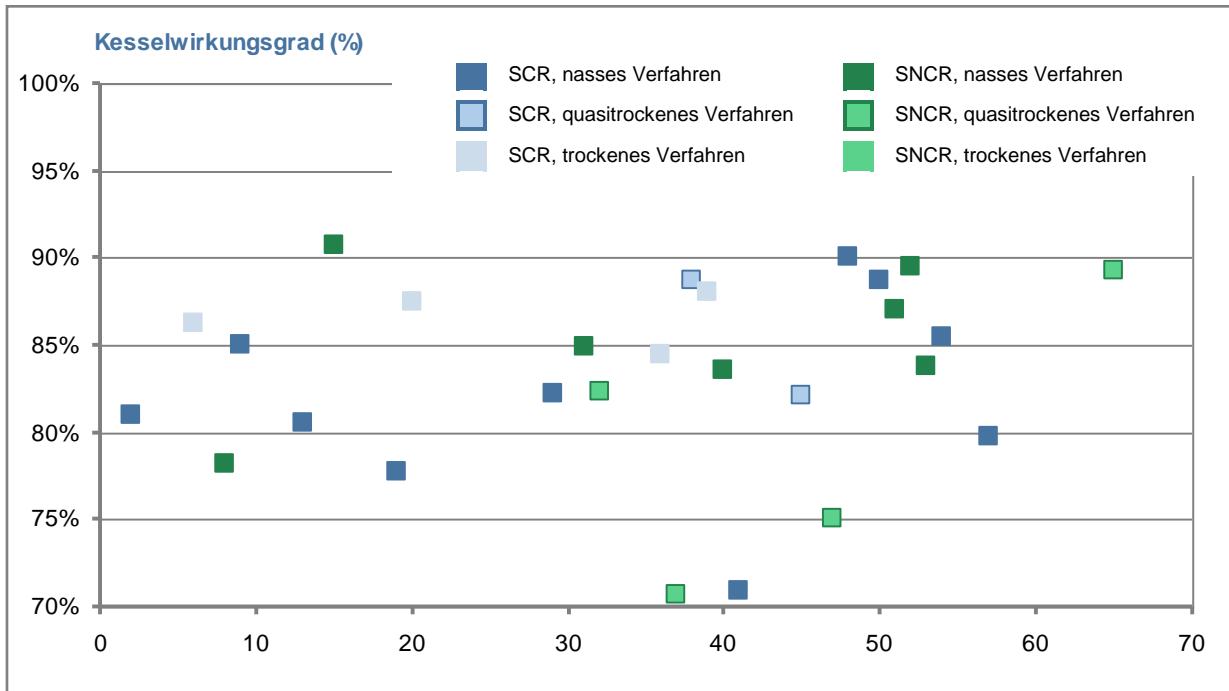


Abbildung 47 Kesselwirkungsgrade in den ausgewerteten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens (Quelle: eigene Erhebung)

Analog zum oben beschriebenen Vorgehen berechnet sich somit für den gesamten deutschen Anlagenpark ein mögliches Minderungspotenzial von etwa 488.100 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 48).

Tabelle 48 CO₂-Einsparung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile für den gesamten deutschen Anlagenpark (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	309.160	160.865	510.312	980.336
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	855,0	326,1	335,74	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	264.331	52.447	171.332	488.110

Setzt man für die Substitution von Wärme nicht den deutschen Wärmemix, sondern den Fernwärmemix und für die Substitution von Strom nicht den Emissionsfaktor an, der die biogenen Anteile im konventionellen Strom nicht berücksichtigt, sondern den Emissionsfaktor des deutschen Strommixes, so reduzieren sich die Emissionsminderungen auf einen Wert von etwa 375.200 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 49).

Tabelle 49 CO₂-Einsparung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes für den gesamten deutschen Anlagenpark (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	309.160	160.865	510.312	980.336
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	651,2	326,1	237,9	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	201.315	52.447	121.372	375.135

Zusammenfassung der beiden Szenarien

Die zusätzlichen CO₂-Minderungspotenziale aus einer Erhöhung der Kesselwirkungsgrade lassen sich je nach Ansatz der Substitutionsfaktoren für beide Szenarien zwischen 375.000 Mg CO_{2,eq} und 490.000 Mg CO_{2,eq}. Die Ergebnisse hängen sehr stark von der vorgenommenen Kategorisierung ab. Eine größere Datenbasis hinsichtlich der Kesselwirkungsgrade kann zu entsprechend genaueren und abweichenden Ergebnissen führen. Auch die Wahl des Referenzwirkungsgrades (hier 87,8%) führt zu abweichenden Ergebnissen.

4.3.3.3 Einsatz anlagenspezifischer, optimierter Additive

Zur Bilanzierung der Reduktionspotenziale beim Einsatz anlagenspezifischer, optimierter Additive wird auf Pacher et al. (2009) verwiesen. Dort werden die Herleitung der Einsparpotenziale, das methodische Vorgehen und die relevanten stöchiometrischen Gleichungen beschrieben. An dieser Stelle werden nur die endgültigen Ergebnisse präsentiert sowie die Ergebnisse, welche nicht in Pacher et al. (2009) publiziert wurden.

Treibhausgasemissionen aus der Produktion der Additive

Den Primärdaten des Bundesverbands der Deutschen Kalkindustrie zufolge entstehen bei der Verbrennung von 1 Mg Branntkalk Gesamt-CO₂-Emissionen von 1,18 Mg CO₂. Dies entspricht einer CO₂-Menge von 894 kg CO₂/Mg Ca(OH)₂. Ergänzt durch die während des Produktionsprozesses freigesetzten Methan- und Distickstoffoxidemissionen ermitteln sich **CO_{2e}-Emissionen von 1926,45 kg CO_{2e}/Mg Ca(OH)₂** (bei Berücksichtigung von Herstellung und Nutzung).

Die Treibhausgasemissionen bei der Produktion von Natriumhydrogencarbonat werden zum größten Teil durch die Bereitstellung und Umwandlung der Energie verursacht, die für die jeweiligen Schritte des Herstellungsprozesses aufgebracht werden muss (GEMIS 2007). Zusätzlich wird in einigen Verfahrensschritten beim Brennen des Branntkalkes und der thermischen Zersetzung des NaHCO₃ CO₂ freigesetzt, das später im Verfahrensschritt nicht chemisch im Soda gebunden werden kann. Die Menge wird mit 176 kg je Mg Soda angegeben (Frischknecht et al. 1996). Bei der Umsetzung von Na₂CO₃ zu 1 Mg NaHCO₃ unter Zugabe von Wasser und CO₂ werden wiederum 262 kg CO₂ eingebunden. Bei der Herstellung einer Tonne Natriumhydrogen-carbonat entstehen somit etwa **575 kg CO_{2e}/Mg NaHCO₃**.

Treibhausgasemissionen aus dem Transport der Additive

Für die Berechnung der Transportemissionen wird der im GEMIS (2007) hinterlegte Datensatz für einen LKW-Zug mit einem zulässigen Gesamtgewicht von 40 Mg herangezogen. Bei einer angenommenen Ladung von 25-30 Mg Additiv pro Fahrt, den berechneten tatsächlichen Additiverbrauchen von 15,12 kg Ca(OH)₂ bzw. 25,71 kg NaHCO₃ je Mg Abfall und den durchschnittlichen Transportwegen von 60 km bei Ca(OH)₂ und 240 km bei NaHCO₃ ergeben sich die in Tabelle 50 dargestellten Emissionen je Mg verbrannten Abfall aus den Transporten.

Tabelle 50 Klimawirksame Emissionen aus dem Transport
(Quelle: GEMIS 2007, Datensatz LKW-DE-2000-Zug-40t)

Emissionen	Emissionsmenge [g/km]	Emissionsmenge Ca(OH) ₂ [g/Mg Abfall]	Emissionsmenge NaHCO ₃ [g/Mg Abfall]
CO ₂	1.094	37	270
CH ₄	0,018	0,001	0,004
N ₂ O	0,033	0,001	0,008
SO ₂	1,138	0,041	0,281
NO _x	9,8	0,356	2,419
NH ₃	0,005	0,000	0,001

Treibhausgasemissionen aus dem Einsatz der Additive in der Abgasreinigung

Beim Einsatz von Kalkhydrat wird während des Abgasreinigungsprozesses CO₂ im Produkt Kalkstein gebunden. Bei der Verbrennung von 1 Mg Abfall entstehen durchschnittlich als Reststoff 4,70 kg CaCO₃ (Quelle: eigene Berechnung). Entsprechend gebunden werden

$$4,70 \text{ kg CaCO}_3/\text{Mg Abfall} * 0,44 \text{ kg CO}_2/\text{kg CaCO}_3 = \mathbf{2,07 \text{ kg CO}_2/\text{Mg Abfall}}.$$

Beim Einsatz von Natriumhydrogencarbonat wird hingegen während des Abgasreinigungsprozesses das CO₂ freigesetzt, das während des Produktionsprozesses im Produkt gebunden wurde. Bezogen auf 1 Mg Abfall ergeben sich

- für die SO₂-Abreicherung CO₂-Emissionen von 2,06 kg CO₂/Mg Abfall,
- für die HCl-Abreinigung CO₂-Emissionen von 9,05 kg CO₂/Mg Abfall,
- für die HCl-Abreinigung CO₂-Emissionen von 0,11 kg CO₂/Mg Abfall und
- zusätzlich noch CO₂-Emissionen aus dem NaHCO₃-Überschuss von 1,12 kg CO₂/Mg Abfall.

Insgesamt werden beim Einsatz von Natriumhydrogencarbonat somit rund **12,35 kg CO₂/Mg Abfall** freigesetzt.

Energiebedarf der Rauchgasreinigung

Zusätzliche klimawirksame Emissionen entstehen durch die Bereitstellung der Energie für die Wiederaufheizung der Abgase vor dem Katalysator. In den betrachteten Szenarien wird davon

ausgegangen, dass dieser Energiebedarf entweder durch Nutzung von Eigendampf oder Erdgas gedeckt wird. Zur Berechnung der klimawirksamen Emissionen aus der Wiederaufheizung der Abgase werden die Emissionsfaktoren nach Tabelle 6 herangezogen. Der im Zusammenhang mit dem unterschiedlichen Adsorbenseinsatz stehende Energieverbrauch einer Müllverbrennungsanlage hängt stark von der Gesamtkonfiguration der Abgasreinigungssysteme ab. Die im Vergleich betrachteten Additive entfalten ihre optimale Wirkung bei unterschiedlichen Temperaturniveaus. In den Referenzszenarien (Anlagen mit SCR) treten erhebliche Unterschiede beim Energieverbrauch zur Wiederaufheizung der Abgase auf die entsprechende Katalysatortemperatur auf (vgl. Kapitel 3.3.1, 4.3.2.2). In Anlagen mit SNCR-Technologie kommt dieser Unterschied nicht zum Tragen, da das Abgas direkt nach dem Filter in den Kamin geleitet werden kann und keine Energie zur Wiederaufheizung benötigt wird. Zur Berechnung des Energiebedarfs für die Wiederaufheizung der Abgase in den Referenzszenarien werden typische Abgaszusammensetzungen zu Grunde gelegt, die aus einer Verbrennungsrechnung resultieren (Tabelle 51).

Tabelle 51 Energieverbrauch zur Wiederaufheizung der Abgase bei Eigendampfnutzung und Erdgaseinsatz (Quelle: eigene Berechnung)

Sorbens	Energieverbrauch Referenzszenario (MJ/Mg Abfall)
Ca(OH) ₂ und Eigendampfnutzung (Mg Dampf/Mg Abfall)	0,237
NaHCO ₃ und Eigendampfnutzung (Mg Dampf/Mg Abfall)	0,099
Ca(OH) ₂ und Erdgaseinsatz (MJ/Mg Abfall)	536,3
NaHCO ₃ und Erdgaseinsatz (MJ/Mg Abfall)	224,9

Übertragung auf den deutschen Anlagenpark

Die definierten Szenarien werden nun abschließend auf den deutschen Anlagenpark übertragen. Gemäß Tabelle 39 werden 41 Anlagen mit SCR-Technologie betrieben. Demnach sind für 24 Anlagen mit SNCR-Technologie keine Energieeinsätze in der Abgasreinigung für das Wiederaufheizen der Abgase zu bilanzieren, da die Entstickung bereits im Kesselraum stattfindet. Bei Erdgaseinsatz zum Aufheizen der Abgase lassen sich bspw. bei Umstellung von Ca(OH)₂ auf NaHCO₃

- beim Ansatz einer Stöchiometrie von 1,6 für Ca(OH)₂ und 1,2 für NaHCO₃
- beim Ansatz eines Wirkungsgrads des Wärmerückgewinnungssystems von 70%

CO₂-Emissionen jährlich in Höhe von rund 20.200 Mg CO_{2,eq} reduzieren. Beim Ansatz einer Stöchiometrie von 2,0 für Ca(OH)₂ erhöht sich die Emissionseinsparung auf rund 23.200 Mg CO_{2,eq} (Abbildung 48). Je größer der Wirkungsgrad des Wärmerückgewinnungssystems ist, desto geringer werden die erzielbaren Emissionsreduktionen, da weniger zusätzliche Energie zum Aufheizen der Abgase zur Verfügung gestellt werden muss.

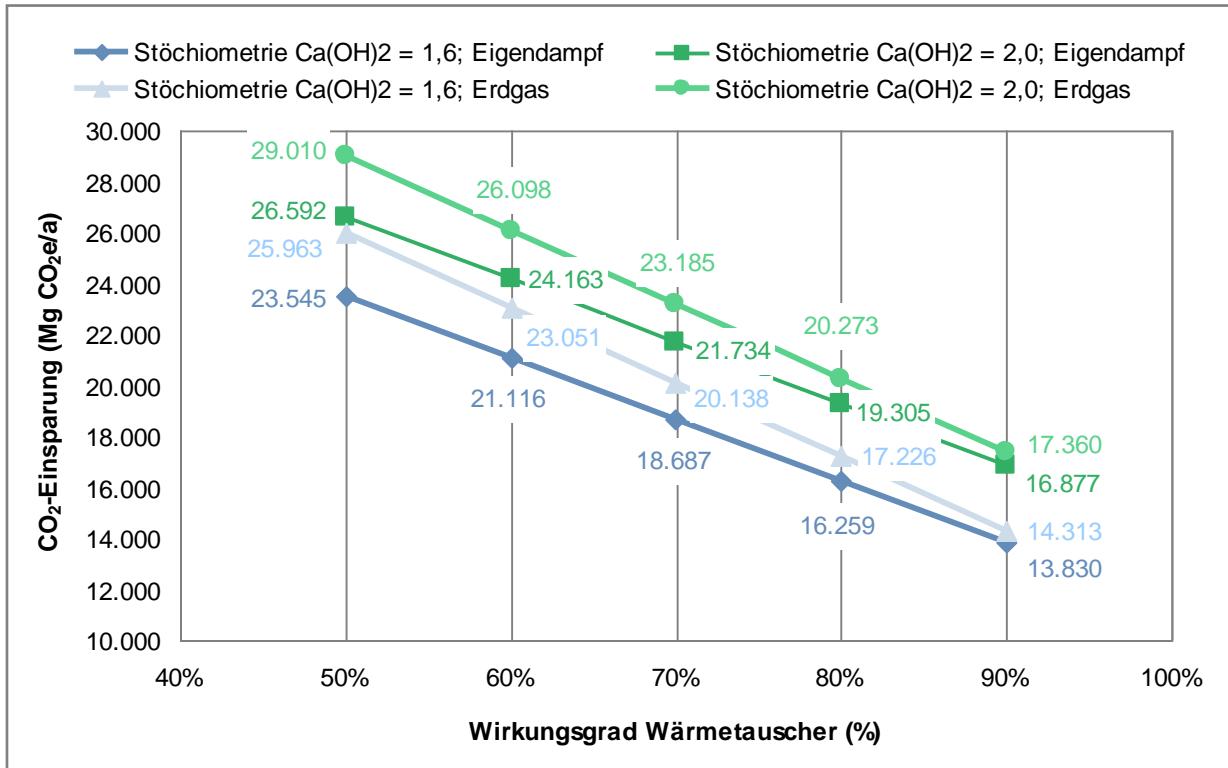


Abbildung 48 CO₂-Emissionsreduktionen durch Einsatz spezifischer Additive in der Abgasreinigung bei Ansatz unterschiedlicher Stöchiometrien und Wirkungsgrade des Wärmerückgewinnungssystems (Quelle: eigene Abbildung)

4.3.3.4 Erhöhung der energetischen Auslastung von Müllverbrennungsanlagen

Etwa 60% der deutschen Müllverbrennungsanlagen sind energetisch voll ausgelastet oder gar zu erheblichem Maße über den eigentlichen Auslegungswerten betrieben worden. Etwa 85% der Anlagen sind zudem mit mindestens 90%-iger energetischer Auslastung gelaufen (Abbildung 32). Zur Bestimmung des möglichen Minderungspotenzials werden die beiden folgenden Szenarien untersucht:

- **Szenario 1:** Anlagen mit einer energetischen Auslastung unter 95% werden auf zumindest 95% angehoben und Anlagen mit einer energetischen Auslastung über 95% werden zukünftig weiterhin wie in Abbildung 32 dargestellt betrieben.
- **Szenario 2:** Die voll ausgelasteten Anlagen werden weiterhin wie in Abbildung 32 dargestellt betrieben, alle anderen Anlagen werden zukünftig energetisch voll ausgelastet betrieben. Betriebsweisen über den Auslegungswerten sollen hier nicht berücksichtigt werden.

Bei der Bilanzierung wird angenommen, dass die Anlagen weiterhin mit ähnlichen Wirkungsgraden betrieben werden. Zudem wird angenommen, dass sich auch an der Energieabgabe nichts ändert, also in gleichem Maße Strom, Prozessdampf und Fernwärme abgegeben wird wie bisher, nur in erhöhtem Maße. Die im Folgenden berechnete CO₂-Einsparung ergibt sich also lediglich aus der optimierten Energiebereitstellung durch höhere energetische Auslastung und nicht aus zusätzlichen Wirkungsgradsteigerungen oder veränderter Energieabgabe (wärme- statt stromorientiert o.ä.).

Szenario 1

10 Anlagen liefen im Referenzjahr (jeweils aktuellstes, verfügbares Jahr) mit einer energetischen Auslastung von weniger als 95% (vgl. Abbildung 32). Für diese Anlagen wird zunächst die zusätzliche Energieauskopplung bei Erhöhung der energetischen Auslastung auf 95% berechnet. Insgesamt lassen sich unter Voraussetzung unveränderter Wirkungsgrade und einer unveränderten Energieabgabestuktur für diese 10 Anlagen zusätzlich rund 141.400 MWh Strom, 27.400 MWh Prozessdampf und 93.500 MWh Fernwärme auskoppeln (Tabelle 52). Diese Energie kann zusätzlich abgegeben werden und substituiert gleichzeitig die konventionelle Energiebereitstellung. Entsprechend berechnet sich aus der Multiplikation dieser zusätzlich ausgekoppelten Energie mit den jeweiligen Emissionsfaktoren nach Tabelle 10 und Tabelle 12 eine erzielbare CO₂-Emissionsminderung von etwa 152.100 Mg CO_{2,eq}. Da alle Anlagen in den jeweiligen Referenzjahren auch mengenmäßig nicht ausgelastet waren, wird sich diese Minderung nicht vollständig erzielen lassen, da für eine Erhöhung der energetischen Auslastung entweder auch die verbrannten Abfallmengen erhöht oder bei gleichen Abfallmengen Abfälle mit höheren Heizwerten verbrannt werden müssen. Da höhere Heizwerte meist auch mit einem höheren Kohlenstoffgehalt einhergehen (vgl. Kost 2001), ist in beiden Fällen mit zusätzlichen CO₂-Emissionen aus der Abfallverbrennung zu kalkulieren. Im Extremzenario lässt sich die energetische Auslastung nur bei mengenmäßiger Auslastung der Anlagen verwirklichen. In diesem Fall führt die Verbrennung zusätzlicher Abfälle zu einer Emission von rund 79.200 Mg CO_{2,eq}. Die Gesamtminderung beläuft sich dann entsprechend lediglich auf etwa 72.900 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 52).

Tabelle 52 CO₂-Einsparung bei erhöhter energetischer Auslastung für Szenario 1 bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	141.434	27.381	93.477	262.291
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	855,0	326,1	335,74	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	120.926	8.927	31.384	161.237
CO ₂ -Emission aus zusätzlicher Abfallverbrennung (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	79.212
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	82.025

Setzt man für die Substitution von Wärme nicht den deutschen Wärmemix, sondern den Fernwärmemix und für die Substitution von Strom nicht den Emissionsfaktor an, der die biogenen Anteile im konventionellen Strom nicht berücksichtigt, sondern den Emissionsfaktor des deutschen Strommixes, so reduzieren sich die Emissionsminderungen auf einen Wert von etwa 123.300 Mg CO_{2,eq}. Unter Berücksichtigung zusätzlich zu verbrennender Abfälle berechnet sich eine Minderung von etwa 44.000 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 53).

Tabelle 53 CO₂-Einsparung bei erhöhter energetischer Auslastung für Szenario 1 bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	141.434	27.381	93.477	262.291
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	651,2	326,1	237,9	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	92.097	8.927	22.232	123.257
CO ₂ -Emission aus zusätzlicher Abfallverbrennung (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	79.212
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	44.045

Szenario 2

Die voll ausgelasteten Anlagen werden weiterhin wie in Abbildung 32 dargestellt betrieben, alle anderen Anlagen werden zukünftig energetisch voll ausgelastet betrieben. Betriebsweisen über den Auslegungswerten werden nicht berücksichtigt. 19 Anlagen liefen im Referenzjahr (jeweils aktuellstes, verfügbares Jahr) mit einer energetischen Auslastung von weniger als 100% (vgl. Abbildung 32). Mehr als zwei Drittel aller Müllverbrennungsanlagen in Deutschland wurden entsprechend im jeweiligen Referenzjahr (Jahr mit den aktuellsten, verfügbaren Daten) über ihrer eigentlichen energetischen Auslegung betrieben. Für die 19 restlichen Anlagen wird zunächst die zusätzliche Energieauskopplung bei Erhöhung der energetischen Auslastung auf 100% berechnet. Insgesamt lassen sich unter Voraussetzung unveränderter Wirkungsgrade und einer unveränderten Energieabgabestruktur für diese 19 Anlagen zusätzlich rund 236.000 MWh Strom, 84.100 MWh Prozessdampf und 167.900 MWh Fernwärme auskoppeln (Tabelle 54). Diese Energie kann zusätzlich abgegeben werden und substituiert gleichzeitig die konventionelle Energiebereitstellung. Entsprechend berechnet sich aus der Multiplikation dieser zusätzlich ausgekoppelten Energie mit den jeweiligen Emissionsfaktoren nach Tabelle 10 und Tabelle 12 eine erzielbare CO₂-Emissionsminderung von etwa 285.600 Mg CO_{2,eq}. Im Extremszenario lässt sich die energetische Auslastung wie bei Szenario 1 nur bei mengenmäßiger Auslastung der Anlagen verwirklichen. In diesem Fall führt die Verbrennung zusätzlicher Abfälle zu einer Emission von rund 162.720 Mg CO_{2,eq}. Die Gesamtminderung beläuft sich dann entsprechend lediglich auf etwa 122.830 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 54).

Tabelle 54 CO₂-Einsparung bei erhöhter energetischer Auslastung für Szenario 2 bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	235.977	84.133	167.869	487.979
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	855,0	326,1	335,74	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	201.760	27.430	56.361	285.551
CO ₂ -Emission aus zusätzlicher Abfallverbrennung (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	162.721
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	122.830

Setzt man für die Substitution von Wärme nicht den deutschen Wärmemix, sondern den Fernwärmemix und für die Substitution von Strom nicht den Emissionsfaktor an, der die biogenen Anteile im konventionellen Strom nicht berücksichtigt, sondern den Emissionsfaktor des deutschen Strommixes, so reduzieren sich die Emissionsminderungen auf einen Wert von etwa 221.000 Mg CO_{2,eq}. Unter Berücksichtigung zusätzlich zu verbrennender Abfälle berechnet sich eine Minderung von etwa 58.300 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 55).

Tabelle 55 CO₂-Einsparung bei erhöhter energetischer Auslastung für Szenario 1 bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	141.434	27.381	93.477	262.291
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	651,2	326,1	237,9	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	153.661	27.430	39.926	221.017
CO ₂ -Emission aus zusätzlicher Abfallverbrennung (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	162.720
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	58.297

Zusammenfassung der beiden Szenarien

Die zusätzlichen CO₂-Minderungspotenziale aus einer optimierten energetischen Auslastung der Anlagen liegen je nach Berücksichtigung zusätzlicher Abfallverbrennungsmengen und höherer Kohlenstoffgehalte für beide Szenarien zwischen 44.000 Mg CO_{2,eq} und 285.500 Mg CO_{2,eq}. Beide Werte bilden jeweils ein Extremenszenario ab, so dass sich die möglichen Minderungspotenziale in der Größenordnung von Szenario 1, also etwa im Bereich 100.000 bis 150.000 Mg CO_{2,eq} bewegen.

4.3.3.5 Erhöhung der Verfügbarkeiten

Ausgewertete Anlagen (28 Müllverbrennungsanlagen)

Bei der Optimierung von Betriebsabläufen greifen in der Regel viele Einzelmaßnahmen ineinander, so dass sich diese quantitativ nicht einzeln bewerten lassen. Deshalb werden die Verfügbarkeiten (tatsächliche Betriebszeiten bezogen auf eine maximal mögliche Betriebszeit von 8.760 Stunden) deutscher Müllverbrennungsanlagen zusammengetragen und bewertet. Zur Beurteilung der Verfügbarkeiten wurde aus den vorhandenen Werten der Basisperiode 2005 bis 2010 ein repräsentativer Median gebildet (vgl. Kapitel 3.4.2). Die Verfügbarkeiten der untersuchten Anlagen liegen in einem maximalen Wertebereich von 66,7% bis 96,4%. Die Verfügbarkeiten liegen allerdings in der Regel in einem Bereich von 85,4% und 92,3%. Der Median aller Anlagen liegt bei 88,1% (vgl. Abbildung 33).

Für die Ableitung von Minderungspotenzialen aus der Erhöhung der Verfügbarkeiten wird als Referenzwert das 75%-Quantil nach Abbildung 33 herangezogen. Von 28 Anlagen lagen Daten zu den Verfügbarkeiten vor. Bei der Bilanzierung wird wie in Kapitel 4.3.3.4 angenommen, dass

die Anlagen weiterhin mit ähnlichen Wirkungsgraden betrieben werden und sich auch an der Energieabgabe nichts ändert, also in gleichem Maße Strom, Prozessdampf und Fernwärme abgegeben wird wie bisher, nur in erhöhtem Maße. Die im Folgenden berechnete CO₂-Einsparung ergibt sich also lediglich aus der optimierten Energiebereitstellung durch eine höhere Verfügbarkeit der Anlagen und nicht aus zusätzlichen Wirkungsgradsteigerungen oder veränderter Energieabgabe (wärme- statt stromorientiert o.ä.).

21 von den 28 untersuchten Anlagen liefen in der Referenzperiode 2005 bis 2010 (jeweils Median dieser Referenzperiode für Bilanzierung herangezogen) mit einer Verfügbarkeit von weniger als 92,3% (75%-Quantil, vgl. Abbildung 33). Für diese Anlagen wird zunächst die zusätzliche Energieauskopplung bei Erhöhung der Verfügbarkeit auf 92,3% berechnet. Insgesamt lassen sich unter Voraussetzung unveränderter Wirkungsgrade und einer unveränderten Energieabgabestruktur für diese 21 Anlagen zusätzlich rund 174.200 MWh Strom, 154.530 MWh Prozessdampf und 179.200 MWh Fernwärme auskoppeln (Tabelle 56). Diese Energie kann zusätzlich abgegeben werden und substituiert gleichzeitig die konventionelle Energiebereitstellung. Entsprechend berechnet sich aus der Multiplikation dieser zusätzlich ausgetauschten Energie mit den jeweiligen Emissionsfaktoren nach Tabelle 10 und Tabelle 12 eine erzielbare CO₂-Emissionsminderung von etwa 259.500 Mg CO_{2,eq}. Da die Erhöhung der Verfügbarkeit auch eine Erhöhung der verbrannten Abfallmengen bewirkt, müssen die zusätzlichen CO₂-Emissionen aus der Abfallverbrennung von den erzielbaren Emissionsminderungen durch Substitution subtrahiert werden. In diesem Fall führt die Verbrennung zusätzlicher Abfälle zu einer Emission von rund 185.800 Mg CO_{2,eq}. Die Gesamtminderung beläuft sich dann entsprechend auf etwa 73.700 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 56).

Tabelle 56 CO₂-Einsparung bei erhöhter Verfügbarkeit bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Stommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile
(Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	174.209	154.530	179.139	507.878
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	855,0	326,1	335,74	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	148.949	50.381	185.818	259.474
CO ₂ -Emission aus zusätzlicher Abfallverbrennung (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	185.818
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	73.656

Setzt man für die Substitution von Wärme nicht den deutschen Wärmemix, sondern den Fernwärmemix und für die Substitution von Strom nicht den Emissionsfaktor an, der die biogenen Anteile im konventionellen Strom nicht berücksichtigt, sondern den Emissionsfaktor des deutschen Stommixes, so reduzieren sich die Emissionsminderungen auf einen Wert von etwa 206.400 Mg CO_{2,eq}. Unter Berücksichtigung zusätzlich zu verbrennender Abfälle berechnet sich eine Minderung von etwa 20.600 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 57).

Tabelle 57 CO₂-Einsparung bei erhöhter Verfügbarkeit bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	174.209	154.530	179.139	507.878
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	651,2	326,1	237,9	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	113.440	50.381	42.606	206.428
CO ₂ -Emission aus zusätzlicher Abfallverbrennung (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	185.818
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	20.609

Hochrechnung auf den deutschen Anlagenpark

Diese Auswertung bezieht sich auf die 28 untersuchten Anlagen. Für die Gesamtabschätzung werden diese Ergebnisse auf den gesamten deutschen Anlagenpark hochgerechnet. Bei Auswertung der Daten nach den gewählten Kategorien (vgl. Kapitel 2.4, bezogen auf Energiebereitstellung und Abgasreinigungssystem) fällt vor allem auf, dass Anlagen mit nassen oder quasitrockenen SNCR-Verfahren etwas höhere Verfügbarkeiten aufweisen als beispielsweise Anlagen mit trockenen oder quasitrockenen SCR-Verfahren (Abbildung 34). Entsprechend erfolgt die Hochrechnung anhand dieser Kategorien, auch wenn die Verfügbarkeiten von weiteren Rahmenbedingungen wie Wartungsintervallen oder ungeplanten Stillständen abhängen. Anlagen mit nassen oder quasitrockenen SNCR-Verfahren weisen anhand der vorliegenden Datensätze größere Verfügbarkeiten auf als Anlagen mit SCR-Verfahren (Tabelle 58). Um Ausreißer nicht zu überbewerten, werden die Mediane der Jahre 2005 bis 2010 für diese Bilanzierung herangezogen.

Tabelle 58 Verfügbarkeiten der 28 ausgewerteten Müllverbrennungsanlagen (Mediane der Jahre 2005-2010, Quelle: eigene Auswertung)

Anlagen nach Entstickungsverfahren	Verfügbarkeit (%)
Quasitrockene oder trockene AGR mit SCR	86,5
Nasse AGR mit SCR	87,3
Quasitrockene oder trockene AGR mit SNCR	89,7
Nasse AGR mit SNCR	93,5

Anhand dieser Verfügbarkeiten erfolgt die Hochrechnung auf den gesamten deutschen Anlagenpark. Referenzwert stellt wie bei den ausgewerteten 28 Anlagen das 75%-Quantil dar, das eine Verfügbarkeit der Anlagen von 92,3% widerspiegelt. Nasse Abgasreinigungsverfahren mit SNCR-Technologie spielen demnach keine Rolle bei der Hochrechnung, da nach Tabelle 58 davon auszugehen ist, dass diese Anlagen Verfügbarkeiten von 92,3% bereits erreichen. Analog zum oben beschriebenen Vorgehen berechnet sich für den gesamten deutschen Anlagenpark ein mögliches Minderungspotenzial von etwa 160.000 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 59).

Tabelle 59 CO₂-Einsparung bei erhöhter Verfügbarkeit bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile für den gesamten deutschen Anlagenpark (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	324.547	353.669	422.880	1.101.096
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	855,0	326,1	335,74	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	277.488	115.307	141.978	534.772
CO ₂ -Emission aus zusätzlicher Abfallverbrennung (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	375.558
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	159.214

Setzt man für die Substitution von Wärme nicht den deutschen Wärmemix, sondern den Fernwärmemix und für die Substitution von Strom nicht den Emissionsfaktor an, der die biogenen Anteile im konventionellen Strom nicht berücksichtigt, sondern den Emissionsfaktor des deutschen Strommixes, so reduzieren sich die Emissionsminderungen auf einen Wert von etwa 51.700 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 60).

Tabelle 60 CO₂-Einsparung bei erhöhter Verfügbarkeit bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes für den gesamten deutschen Anlagenpark (Quelle: eigene Berechnung)

	Strom	Prozess-dampf	Fernwärme	Summe
Zusätzliche Energieauskopplung (MWh)	174.209	154.530	179.139	507.878
Emissionsfaktor für Substitution (g CO _{2,eq} /kWh)	651,2	326,1	237,9	--
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	211.335	115.307	375.558	427.220
CO ₂ -Emission aus zusätzlicher Abfallverbrennung (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	375.558
CO ₂ -Einsparung durch Substitution (Mg CO _{2,eq})	--	--	--	51.662

Zusammenfassung der beiden Szenarien

Die zusätzlichen CO₂-Minderungspotenziale aus einer Erhöhung der Verfügbarkeit der Anlagen liegen je nach Ansatz der Substitutionsfaktoren für beide Szenarien zwischen 51.700 Mg CO_{2,eq} und 160.000 Mg CO_{2,eq}. Die Ergebnisse hängen sehr stark von der vorgenommenen Kategorisierung ab. Eine größere Datenbasis hinsichtlich der Verfügbarkeiten kann zu entsprechend genaueren und abweichenden Ergebnissen führen. Auch die Wahl der Referenzverfügbarkeit (hier 92,3%) führt zu abweichenden Ergebnissen. In einem Extremzenario könnten beispielsweise Verfügbarkeitssteigerungen auf 95% oder mehr zu weiteren Emissionsminderungen führen.

4.3.3.6 Nutzung der Restenergie aus Abwärme oder am Kaminaustritt

Als beispielhafte Nutzung der Restenergie aus Abwärme oder am Kaminaustritt wurde die Trocknung von Klärschlamm in Bayern untersucht. Das Gesamtaufkommen von Klärschlamm beträgt in Bayern jährlich knapp 300.000 Mg (TS) (LfU Bayern 2006a). Für eine Abschätzung der verwertbaren Energiepotenziale der bayerischen Müllverbrennungsanlagen wird als konservative Abschätzung ein über die jeweiligen Jahresdurchsatzmengen gemittelter Durchschnittswert von 70 Prozent Energienutzung angenommen. Zudem wird für diese Berechnung die Annahme getroffen, dass etwa die Hälfte der ungenutzten Energie (demnach 15% der eingesetzten Energie) in Form von Abwärme genutzt werden kann. Die andere Hälfte wird als technologisch unerschließbar angesehen, da Verluste bei technischen Umwandlungsprozessen unvermeidbar sind. Der thermische Energiebedarf für die Trocknung wird mit 1 kWh je kg Wasser festgelegt (40% höher als die Verdampfungsenthalpie des Wassers) und der dafür notwendige Strombedarf im Rahmen dieser Abschätzung vernachlässigt. Mit diesen Annahmen könnten in Bayern 15% der im Müll enthaltenen Energie für die Trocknung von Klärschlamm genutzt werden. Derzeit ungenutzte Wärmemengen beim Betrieb von Müllverbrennungsanlagen könnten ohne großen technischen Aufwand mittelfristig zur regenerativen Brennstoffnutzung eingesetzt werden.

Basis der Berechnung ist das mittlere bayerische Abfallaufkommen der Jahre 2004 und 2005 mit rund 2,35 Mio. Mg Abfall (LfU Bayern 2006b). Als Heizwert wird ein mittlerer Heizwert von 10,7 GJ/Mg herangezogen. Hieraus ergibt sich ein Gesamtenergieinhalt des bayerischen Abfalls von knapp 7 Mio. MWh. Der für Trocknungszwecke zur Verfügung stehende 15-prozentige Anteil an Energie beträgt demnach etwa 1 Mio. MWh. Das bayerische Klärschlammaufkommen aus kommunalen Kläranlagen wird mit 292.700 Mg Trockensubstanz angegeben (LfU Bayern 2006a). Durch mechanische Entwässerung kann dieser auf einen Trockensubstanzgehalt von etwa circa 30% getrocknet werden. Durch thermische Trocknung können Trockensubstanzgehalte von circa 90% erreicht werden (LfU Bayern 2006a). Diese Werte werden für die Bilanzierung als Grenzwerte festgelegt. Für die Trocknung des gesamten bayerischen Klärschlamm's von einem Trockensubstanzgehalt von 30% auf 90% muss demnach eine Wassermenge von rund 650.000 Mg verdampft werden. Hierzu ist, gemäß der vorherigen Annahmen, eine Abwärmemenge von 650.000 MWh erforderlich (Tabelle 61).

Tabelle 61 Nutzbare Abwärmepotenziale und Energiebedarf zur Trocknung von Klärschlamm in Bayern (Quelle: eigene Berechnung)

Eingangsdaten	Werte
Abfallaufkommen Bayern 2005 (Mg) ¹⁾	2.350.000
Mittlerer Heizwert Abfall 2005 (MJ/Mg)	10.700
Energieinhalt Abfall 2005 (MWh)	6.984.722
Annahme: 15% des Energieinhalts für Trocknungszwecke nutzbar (MWh)	1.047.708
Klärschlammaufkommen Bayern 2005 (Mg TS) ²⁾	292.700
Thermischer Energiebedarf zur Klärschlamm-trocknung (von 30% TS auf 90% TS in MWh)³⁾	650.000

¹⁾ LfU Bayern (2006b), S. 68, Durchschnittswert von 2004 und 2005

²⁾ LfU Bayern (2006a), S. 70

³⁾ Annahme Trocknungsenergiebedarf: 1 MWh_{th}/Mg Wasser

Das bayerische Klärschlammopotenzial von 292.700 Mg (100% TS) ergibt bei einem technischen Trocknungsgrad bis auf 90% TS eine Gesamtmasse von 325.200 Mg. Bezogen auf einen Heizwert des Klärschlamms von 2,75 MWh/Mg (entspricht 9,9 GJ/Mg) ergibt sich ein Energiepotenzial des getrockneten Klärschlamms von etwa 894.300 MWh/a. Durch den Einsatz von getrocknetem Klärschlamm wird der Regelbrennstoff Heizöl substituiert und als Referenzwert für die vermiedene CO₂-Emissionsmenge eine entsprechende Ölfeuerung mit Emissionen von 0,266 kg CO₂/kWh zugeordnet. Durch Klärschlammertrocknung können somit mittels Abwärmenutzung in den bayerischen MVA bis zu 238.000 Mg CO₂ jährlich eingespart werden (Tabelle 62).

Tabelle 62 CO₂-Einsparpotenzial durch Klärschlammertrocknung in Bayern
(Quelle: eigene Berechnung)

	Thermische Trocknung mit Abwärme
Trockensubstanzgehalt (% TS)	90%
Bayerische Klärschlammmenge (Mg) ¹⁾	325.200
Heizwert Klärschlamm (MWh/Mg) ²⁾	2,75
Energiemenge bayerischer Klärschlamm (MWh)^{1), 2)}	894.300
Nutzungsart (Beispiele)	Zementwerk
CO ₂ -Emissionsfaktor bei Ölfeuerung (Mg CO ₂ /MWh) ³⁾	0,266
CO₂-Einsparung durch Klärschlammnutzung (Mg CO_{2,eq})	237.900

¹⁾ LfU Bayern (2006a), S. 70, bezogen auf 90% TS

²⁾ Thomé-Kozmiensky (1998), bezogen auf 90% TS

³⁾ BKWK (2005), IE (2007)

Hochrechnung auf Deutschland

Basis der Berechnung ist das mittlere deutsche Abfallaufkommen des Jahres 2005 mit rund 16,7 Mio. Mg Abfall. Aus den eigenen Erhebungen wurde ein mittlerer Heizwert von 10,268 GJ/Mg berechnet. Hieraus ergibt sich ein Gesamtenergieinhalt des deutschen Abfalls im Jahr 2005 von rund 47,7 Mio. MWh. Der für Trocknungszwecke zur Verfügung stehende 15-prozentige Anteil an Energie beträgt demnach etwa 7,2 Mio. MWh. Das deutsche Klärschlammaufkommen aus kommunalen Kläranlagen wird mit 2,4 Mio. Mg Trockensubstanz angegeben (LfU Bayern 2006a). Im Jahr 2011 ist die Klärschlammmenge auf rd. 1,95 Mio. Mg Trockensubstanz und damit auch das Einsparpotenzial etwas gesunken. Analog zur Berechnung der bayerischen Kennzahlen muss demnach für die gesamte deutsche Klärschlammengen eine Wassermenge von rund 5,3 Mio. Mg verdampft werden, für die eine Abwärmemenge von 5,3 Mio. MWh erforderlich ist (Tabelle 63).

Das deutsche Klärschlammopotenzial von 2,4 Mio. Mg (100% TS) ergibt bei einem technischen Trocknungsgrad bis auf 90% TS eine Gesamtmasse von 2,67 Mio. Mg. Bezogen auf einen Heizwert des Klärschlamms von 2,75 MWh/Mg ergibt sich ein Energiepotenzial des getrockneten Klärschlamms von etwa 7,3 Mio. MWh/a.

4 Treibhausgasminderungspotenziale

Tabelle 63 Nutzbare Abwärmepotenziale und Energiebedarf zur Trocknung von Klärschlamm in Deutschland (Quelle: eigene Berechnung)

Eingangsdaten	Werte
Abfallaufkommen Deutschland 2005 (Mg) ¹⁾	16.730.690
Mittlerer Heizwert Abfall 2005 (MJ/Mg) ¹⁾	10.268
Energieinhalt Abfall 2005 (MWh)	47.719.646
Annahme: 15% des Energieinhalts für Trocknungszwecke nutzbar (MWh)	7.157.947
Klärschlammaufkommen Deutschland 2005 (Mg TS) ²⁾	2.400.000
Thermischer Energiebedarf zur Klärschlammverbrennung (von 30% TS auf 90% TS in MWh)³⁾	5.333.333

¹⁾ eigene Erhebung für das Jahr 2005

²⁾ LfU Bayern (2006a), S. 3; vgl. UBA (2013), S. 48: 1.950.126 Mg TS im Jahr 2011

³⁾ Annahme Trocknungsenergiebedarf: 1 MWh_{th}/Mg Wasser

Für die deutsche Hochrechnung wurden nun die Äquivalenzprozesse wie in Kapitel 2.3 beschrieben mit den in Tabelle 13 definierten Emissionsfaktoren gegnübergestellt. Durch Klärschlammverbrennung können somit bei vorgeschalteter Trocknung über die Abwärme von Müllverbrennungsanlagen bis zu 2,5 Mio. Mg CO₂ jährlich eingespart werden (Tabelle 64).

Tabelle 64 CO₂-Einsparpotenzial durch Klärschlammverarbeitung in Deutschland
(Quelle: eigene Berechnung)

	Thermische Trocknung mit Abwärme
Trockensubstanzgehalt (% TS)	90%
Deutsche Klärschlammmenge 2005 (Mg) ¹⁾	2.666.667
Heizwert Klärschlamm (MWh/Mg) ²⁾	2,75
Energiemenge deutscher Klärschlamm (MWh)	7.333.333
CO ₂ -Emissionsfaktor bei Strommix ohne Berücksichtigung biogenen Anteil (Mg CO _{2,eq} /MWh) ³⁾	0,850
CO ₂ -Emissionsfaktor bei Strommix mit Berücksichtigung biogenen Anteil (Mg CO _{2,eq} /MWh) ³⁾	0,651
CO ₂ -Emissionsfaktor bei Fernwärmemix (Mg CO _{2,eq} /MWh) ³⁾	0,238
CO ₂ -Emissionsfaktor bei Wärmemix (Mg CO _{2,eq} /MWh) ³⁾	0,336
CO₂-Einsparung durch Klärschlammnutzung bei Verstromung ohne Berücksichtigung biogenen Anteil (Mg CO_{2,eq})⁴⁾	2.493.300
CO₂-Einsparung durch Klärschlammnutzung bei Verstromung mit Berücksichtigung biogenen Anteil (Mg CO_{2,eq})⁴⁾	1.910.190
CO₂-Einsparung durch Klärschlammnutzung bei Fernwärmeerzeugung (Mg CO_{2,eq})⁴⁾	1.482.290
CO₂-Einsparung durch Klärschlammnutzung bei Wärmeerzeugung (Mg CO_{2,eq})⁴⁾	2.092.530

¹⁾ LfU Bayern (2006a), S. 3, bezogen auf 90% TS; vgl. UBA (2013), S. 48: 2.166.667 Mg im Jahr 2011

²⁾ Thomé-Kozmiensky (1998), bezogen auf 90% TS

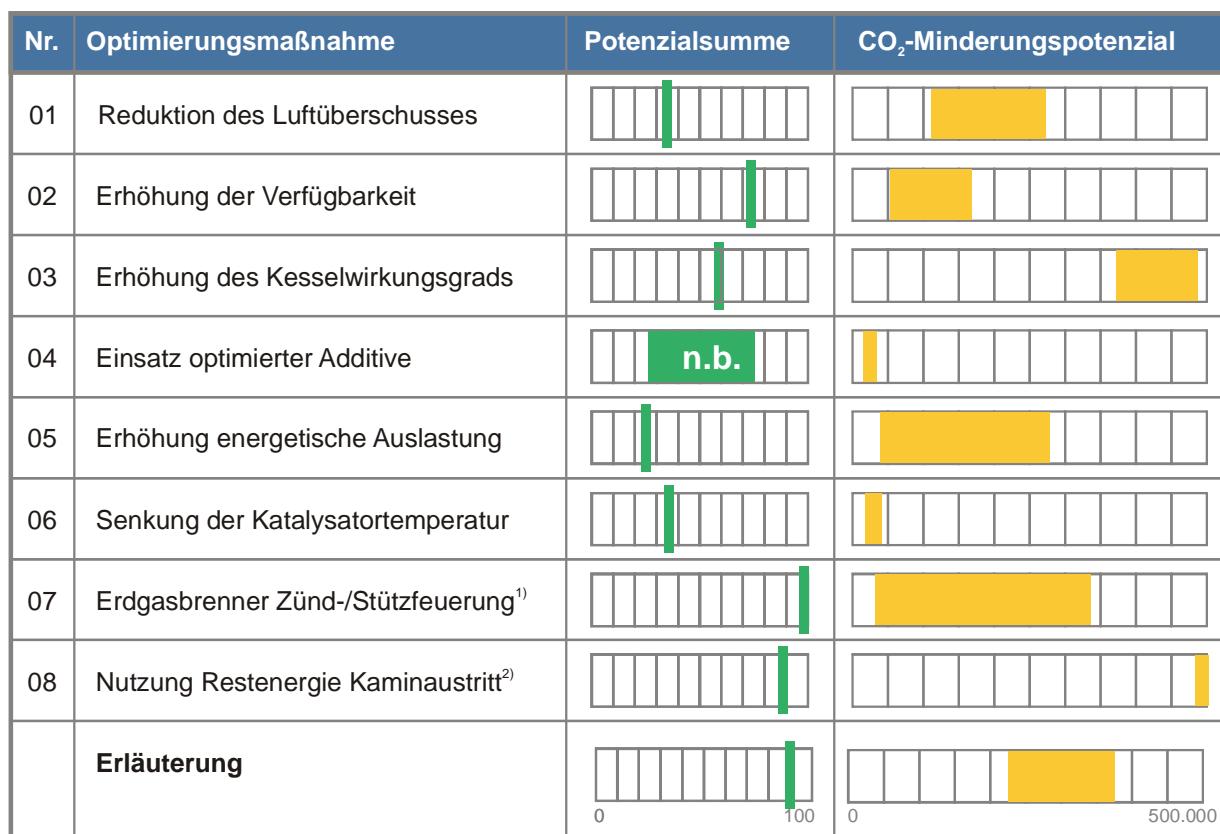
³⁾ siehe Tabelle 13

⁴⁾ Berechnung unter Annahme Wirkungsgrad der Verstromung 40% und Wärmeerzeugung 85%

Mit der beschriebenen Weiternutzung der über Abwärme zur Verfügung stehenden Energie könnte der gesamte deutsche Klärschlamm getrocknet und einer weiteren energetischen Nutzung zugänglich gemacht werden (Tabelle 64). Hierdurch kann auf der einen Seite die Energieeffizienz der Müllverbrennungsanlagen verbessert und auf der anderen Seite eine große Menge hochwertiger regenerativer Brennstoffe zur Verfügung gestellt werden. Der Transport der Brennstoffe von den Kläranlagen zur jeweiligen Trocknungsanlage und der Weitertransport zum Ort der thermischen Nutzung stellen allerdings einen erhöhten Energieaufwand dar, der im Einzelfall geprüft werden muss und in der Berechnung nicht berücksichtigt wurde.

4.3.3.7 Zusammenfassung der direkten und indirekten Einsparpotenziale

Betrachtet man Effizienzsteigerungen von Müllverbrennungsanlagen, so müssen unter Aspekten des Klimaschutzes auch die daraus zusätzlich entstehende Energienutzung und die Substitution fossiler Energieträger berücksichtigt werden. Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt, lassen sich aus den unterschiedlichen Optimierungsmaßnahmen und der Substitution fossiler Energieträger jährlich rund 2,14 bis 4,11 Mio. Mg CO_{2,eq} reduzieren (Abbildung 49).



¹⁾ Potenzial Umstellung von Heizöl auf Erdgas, bei Umstellung auf biogene Energieträger Reduktion von bis zu 340.000 Mg CO₂ möglich.

²⁾ Potenzial größer 1.480.000 Mg CO₂ (siehe Kapitel 5.3.3.6)

n.b.: nicht bestimmt

Abbildung 49 Gesamtminderungspotenziale an CO₂-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Darstellung)

Die betrachteten Optimierungsmaßnahmen lassen sich hiermit nach deren Einsparpotenzial auch hinsichtlich deren Umsetzungsnotwendigkeit kategorisieren. Maßnahmen mit Einsparpotenzialen größer 500.000 tCO_{2,eq}/a werden mit Kategorie 5 und Maßnahmen mit Einsparpotenzialen kleiner als 50.000 tCO_{2,eq}/a mit Kategorie 1 versehen. Der größte Handlungsbedarf ergibt sich demnach für die Nutzung von Restenergie der am Kaminaustritt in die Atmosphäre freigesetzten Abgase, die Erhöhung der energetischen Auslastung und die Erhöhung der Kesselwirkungsgrade (Abbildung 50).

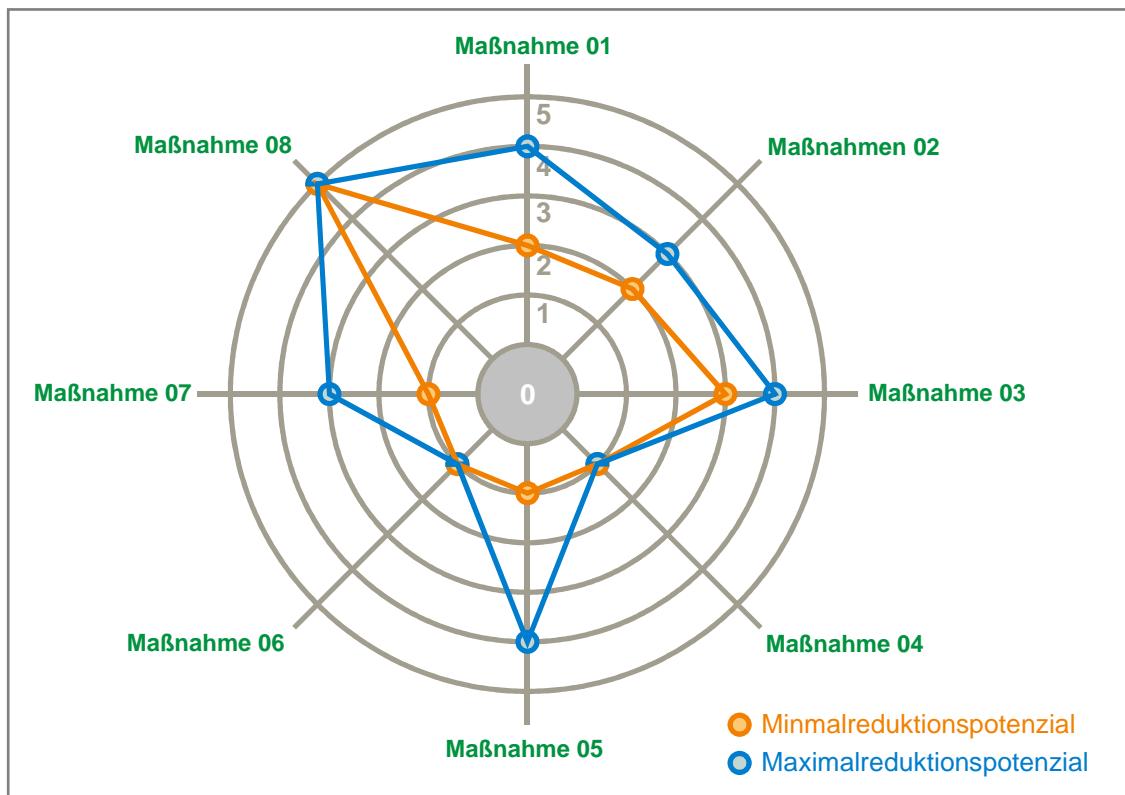


Abbildung 50 Kategorisierung der Umsetzungsnotwendigkeit der betrachteten CO₂-Minderungsmaßnahmen an Müllverbrennungsanlagen
(Quelle: eigene Darstellung)

Zusammenfassung der wesentlichen Einflussfaktoren auf das Ergebnis

Die Höhe der gesamten CO₂-Emissionen hängt im Wesentlichen von

- dem angesetzten Emissionsfaktor des Abfalls,
- der Abfallzusammensetzung,
- dem energetischen Aufwand für die Abgasreinigung und
- dem Anteil fossiler Brennstoffe zum Zwecke der prozesstechnischen Unterstützung ab.

Die Untersuchung am IAA in Dresden zeigen, dass sich aufgrund geänderter gesetzlicher Rahmenbedingungen (beispielsweise Umsetzung der TASi 2005) oder veränderte Abfallbehandlungswege (beispielsweise erhöhte Erfassungsquote Bioabfälle) in erheblichem Maße auf den Emissionsfaktor des Abfalls auswirken. Der Anstieg des Emissionsfaktors von 0,321 kg CO_{2,eq}/kg Abfall (2005) auf 0,362 kg CO_{2,eq}/kg Abfall (2010) um rund 15% in 5 Jahren

ist auch ein Indiz dafür, dass es im Falle eines Monitorings – sei es bei Einführung einer CO₂-Steuer oder einer Integration von Müllverbrennungsanlagen in den Emissionshandel – einer regelmäßigen Bestimmung des Emissionsfaktors bedarf.

Die Bestimmung des Treibhausgasminderungspotenzials hängt in großem Maße

- von den vorhandenen Daten zu den technischen Anlagenprozessen,
- von der Kategorisierung der Anlagen,
- von der Wahl des methodischen Vorgehens und
- von den Substitutionsfaktoren ab.

5 Nutzung der flexiblen Mechanismen zur effektiven Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen

Bei der Betrachtung von Kosten muss zwischen Investitionskosten und laufenden Betriebskosten unterschieden werden. Die Investitionskosten sind vor allem von der Anlagengröße, der Anzahl an verbauten Verbrennungslinien, der Abfallvorbehandlung, der Abgasreinigungstechnik und gegebenenfalls von einem Ausbau der Infrastruktur für Fernwärmennetze, Verkehrsanschlüsse oder ähnliche Maßnahmen abhängig (Kaimer & Schade 1999). Die laufenden Betriebskosten setzen sich aus Investitions- und Zinstilgungs-, Personal-, Versicherungs-, Steuer-, Verwaltungs-, Betriebsmittel- und Entsorgungskosten zusammen. Die Erlöse aus der Bereitstellung von Energie und möglichen Sekundärrohstoffen aus der Rückstandsbehandlung müssen diesen Kosten gegen gerechnet werden (Kaimer & Schade 1999).

Für eine CO₂-Minderung stehen heute unterschiedliche Maßnahmen zur Verfügung, deren ökologische und ökonomische Effizienz immer von der Wertigkeit der substituierten Stoffe und dem entsprechenden Äquivalenzsystem abhängt. Eine CO₂-Reduktion kann hierbei durch Substitution von Energieträgern mit hohem fossilem Kohlenstoffanteil durch Energieträger mit geringem fossilem Kohlenstoffanteil oder durch die Reduzierung des Energiebedarfs erzielt werden.

Zur Bewertung dieser unterschiedlichen Maßnahmen werden häufig die spezifischen CO₂-Minderungskosten in €/Mg CO₂ verwendet, mit deren Hilfe die Effizienz von CO₂-Minderungsmaßnahmen beurteilt wird. Sie geben den monetären Aufwand an, um eine Tonne CO₂ zu vermeiden. Für die Darstellung von CO₂-Minderungskosten einzelner Optimierungsmaßnahmen müssen die oben beschriebenen Kostenpunkte in ähnlicher Form angesetzt werden, wobei vor allem die laufenden Betriebskosten bei einem Neubau oder einer Optimierungsmaßnahmen schwer abzuschätzen sind.

Im Rahmen dieser Untersuchung werden deshalb einige aus der Literatur bekannte Minderungskosten zusammengetragen, um die in den vorangegangenen Kapiteln beurteilten Optimierungsmaßnahmen an Müllverbrennungsanlagen auch auf ihr wirtschaftliches Umsetzungspotenzial hin einzuschätzen und mit anderen bereits geförderten Minderungsmaßnahmen vergleichen zu können.

5.1 CO₂-Minderungskosten unter Berücksichtigung von erzielbaren Zertifikatepreisen

5.1.1 CO₂-Minderungskosten anhand spezieller Beispiele im Bereich der thermischen Abfallbehandlung

Die Kosten für den Bau oder die Erweiterung und Ertüchtigung von Müllverbrennungsanlagen sind sehr anlagenspezifisch und hängen stark von den Marktpreisen für beispielsweise die notwendigen Baustoffe Stahl und Nichteisenmetalle, den Montagekosten und der generellen Nachfrage im Abfallmarkt ab (Büchner 2009). Aufgrund der gewachsenen Strukturen im Bereich der Abfallverbrennung über viele Jahrzehnte hinweg haben sich die Anlagen nach Bedarf und rechtlichen Anforderungen sehr individuell entwickelt.

Für eine Rostfeuerungsanlage mit einer Abfallbehandlungskapazität von 630.000 Mg/Jahr, üblichen Dampfparametern und einer elektrischen Leistung von 70 MW_{el} sind Investitionskosten von etwa 3.500 €/kW_{el} zu veranschlagen. Die spezifischen Investitionskosten sind bei Kohlekraftwerken mit rund 1.200 €/kW_{el} und bei GuD-Kraftwerken mit rund 420 €/kW_{el} verhältnismäßig geringer (Büchner 2009). Büchner (2009) wertete zehn Anlagen mit 16 Verfahrenslinien nach deren Investitionskosten aus. Es wurden hierbei auch die Kosten für die Lieferung und Montage der Anlagen, die Ersatzteile, das Genehmigungsverfahren und die Fremd- und Eigenplanung berücksichtigt. Die hohen Investitionskosten sind vor allem auf die aufwendige Abgasreinigung und die Anforderungen an die Kessel zurückzuführen. Zusammen mit der Bautechnik nehmen diese Parameter etwa 75% der Gesamtkosten ein (Abbildung 51).

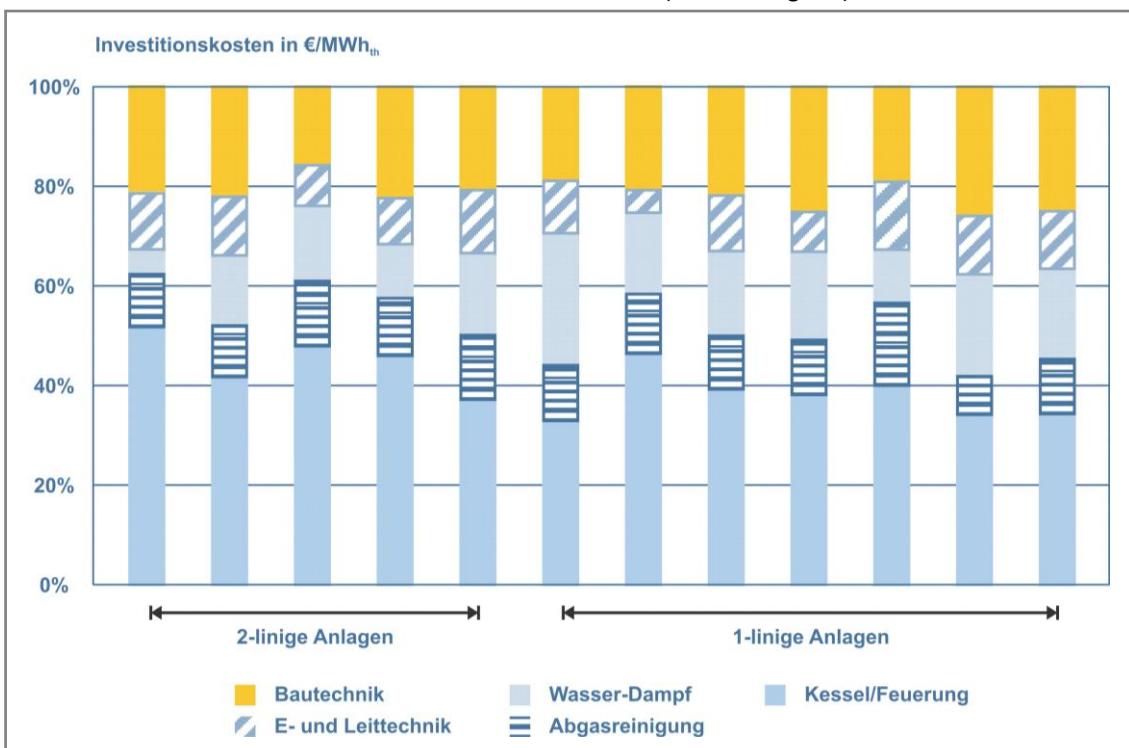


Abbildung 51 Aufteilung der Investitionskosten von Müllverbrennungsanlagen nach den einzelnen Gewerken (Quelle: Büchner 2009, überarbeitet)

Grundsätzlich sind die spezifischen Kosten für einlinige Müllverbrennungsanlagen höher als für mehrlinige Anlagen, da oftmals Aggregate von mehreren Linien gemeinsam genutzt werden. Für neue zweilinige Anlagen muss bei jährlichen Kapazitäten von bis zu 300.000 Mg mit Investitionskosten von bis zu 180 Mio. € gerechnet werden. Bei einlinigen Anlagen ist mit Investitionskosten von bis zu 83 Mio. € zu rechnen (Tabelle 65). Insgesamt sind die Investitionskosten seit dem Jahr 2001 bis zum Jahr 2009 um bis zu 50% gestiegen. Vor allem im Bereich der Kessel und Feuerung ist aufgrund gestiegener Stahlpreise ein hoher Anstieg zu verzeichnen und im Bereich aufwendiger Abgasreinigungsanlagen (Büchner 2009). Der Trend zu kompakten trockenen Abgasreinigungsanlagen kann die Preise zukünftig etwas senken. Die Investitionskosten für Müllverbrennungsanlagen werden nach Einschätzung von Experten allerdings auch zukünftig auf hohem Niveau rangieren. Gründe hierfür sind beispielsweise die weiterhin steigende Nachfrage, steigende Primärenergiepreise oder der Erneuerungsbedarf in Bestandsanlagen.

Tabelle 65 Investitionskosten beim Bau neuer Müllverbrennungsanlagen
(Quellen: Anlagenbetreiber, Publikationen)

Anlage	Kapazität	Anzahl Linien	Energie-auskopplung	Abgasreinigung	Kosten
MVA Staßfurt	300.000 Mg	2	ST, PD	SNCR, Sprühabs., GF	150 Mio. €
MHKW Böblingen	140.000 Mg	2	ST, FW	SCR, GF, 2-stf. Nasswäsche, Aktivkokksfilter	179 Mio. €
TREA Breisgau	170.000 Mg	1	ST, FW	SCR, EF, 2-stf. Nasswäsche	83 Mio. €
MVA Weißenhorn	110.000 Mg	2	ST, FW	SNCR, EF, 3-stf. Nasswäsche	150 Mio. €
MVA Bonn	245.000 Mg	3	PD	SNCR, Sprühtrockner EF, 3-stf. Nasswäsche, Flugstromadsorber	148 Mio. €

ST: Strom, FW: Fernwärme, PD: Prozessdampf, EF: Elektrofilter, GF: Gewebefilter, Sprühabs.: Sprühabsorber, stf.: stufig, SCR: Selektive Katalytische Reduktion, SNCR: Selektive Nicht-Katalytische Reduktion

Ein wichtiges Beurteilungskriterium beim Vergleich unterschiedlicher Energieerzeugungsarten sind neben den Investitionskosten die Stromerzeugungskosten. Diese liegen bei Müllverbrennungsanlagen im Bereich von rund 3 Cent/kWh_{el} (Büchner 2009).

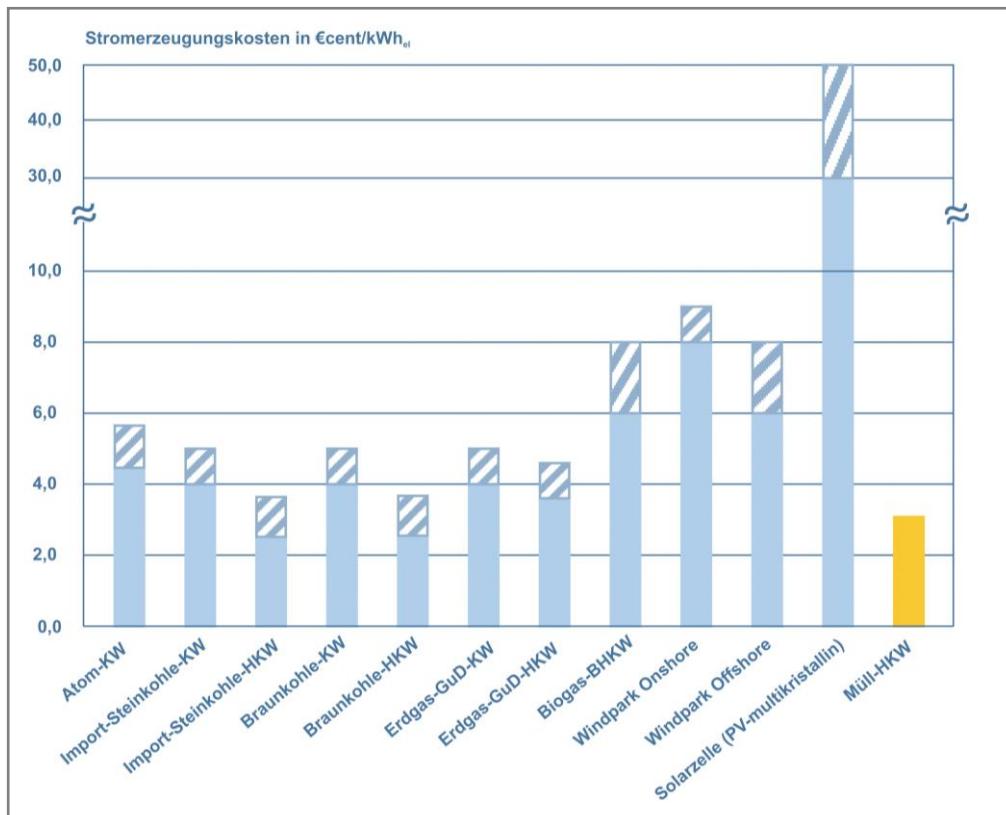


Abbildung 52 Vergleich der Stromerzeugungskosten unterschiedlicher Energieerzeugungsanlagen
(Quellen: Büchner 2009, Öko-Institut 2007, eigene Darstellung)

Die Kosten für einzelne Optimierungsmaßnahmen hängen jeweils vom Anbieter und den in den jeweiligen Anlagen notwendigen Umbaumaßnahmen ab. Die Reduktion des Luftüberschusses ist beispielsweise meist nur über moderne Feuerungsleistungsregelungen zu bewerkstelligen. Bei einer zusätzlichen Rezirkulation von Abgasen in den Feuerraum belaufen sich die Kosten zusammen mit dem Austausch von Regelinstrumenten und Teilen des Verbrennungsrostes auf rund 2,5 Mio. Euro (EdDE 2010).

Für zahlreiche Optimierungsmaßnahmen müssen zudem weitere Rohrleitungen und Wärmetauscher installiert werden, die zu weiteren Kosten führen. Selbst Maßnahmen wie die Reduktion der Kesselaustrittstemperatur und des Luftüberschusses oder die Umstellung der Abgaswiederaufheizung von Erdgas auf Eigendampf können deshalb hierbei mit erheblichen Kosten verbunden sein. Der Ersatz bestehender Turbinen durch neue, effizientere Turbinen zieht meist Investitionen von mehr als 10 Mio. Euro nach sich (Abbildung 53).

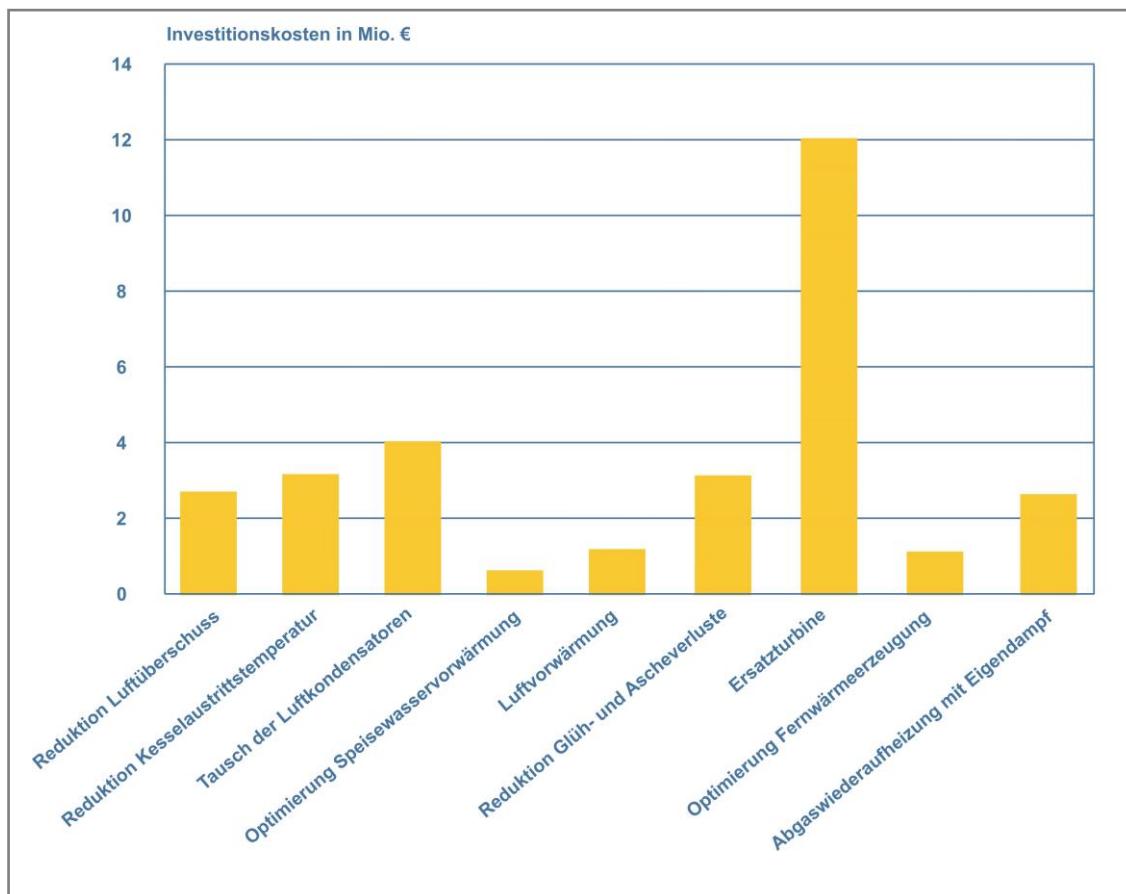


Abbildung 53 Vergleich von Investitionskosten zur Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen (Quelle: EdDE 2010, Wünsch 2011, eigene Darstellung)

Allerdings lassen sich mit effizienten Turbinen durch eine optimierte und erhöhte Energieauskopplung erhebliche CO₂-Minderungen herbeiführen, wodurch diese Maßnahme hinsichtlich der maßnahmenspezifischen Vermeidungskosten zu einer der effizientesten Vermeidungsmaßnahmen zählt (Abbildung 54). Bei der Betrachtung der CO₂-Vermeidungskosten spielt die Abschreibungsdauer eine erhebliche Rolle. Diese wurde in den in Abbildung 54 dargestellten Werte mit 15 Jahren angesetzt. Für die jährlichen Betriebs- und Instandhaltungskosten wurden

pauschal 5% der Investitionssumme angesetzt (EdDE 2010, Wünsch 2011). Für übliche Mindestrungsmaßnahmen an bestehenden Anlagen ist diese Abschreibungsdauer repräsentativ. Bei der Durchführung von Klimaschutzprojekten, die in der Regel zunächst eine Projektlaufzeit von 7 oder 10 Jahren haben, ehe sie neu beurteilt werden, können unter Umständen kürzere Abschreibungsdauern von Nöten sein, die dann spezifische Vermeidungskosten erhöhen.

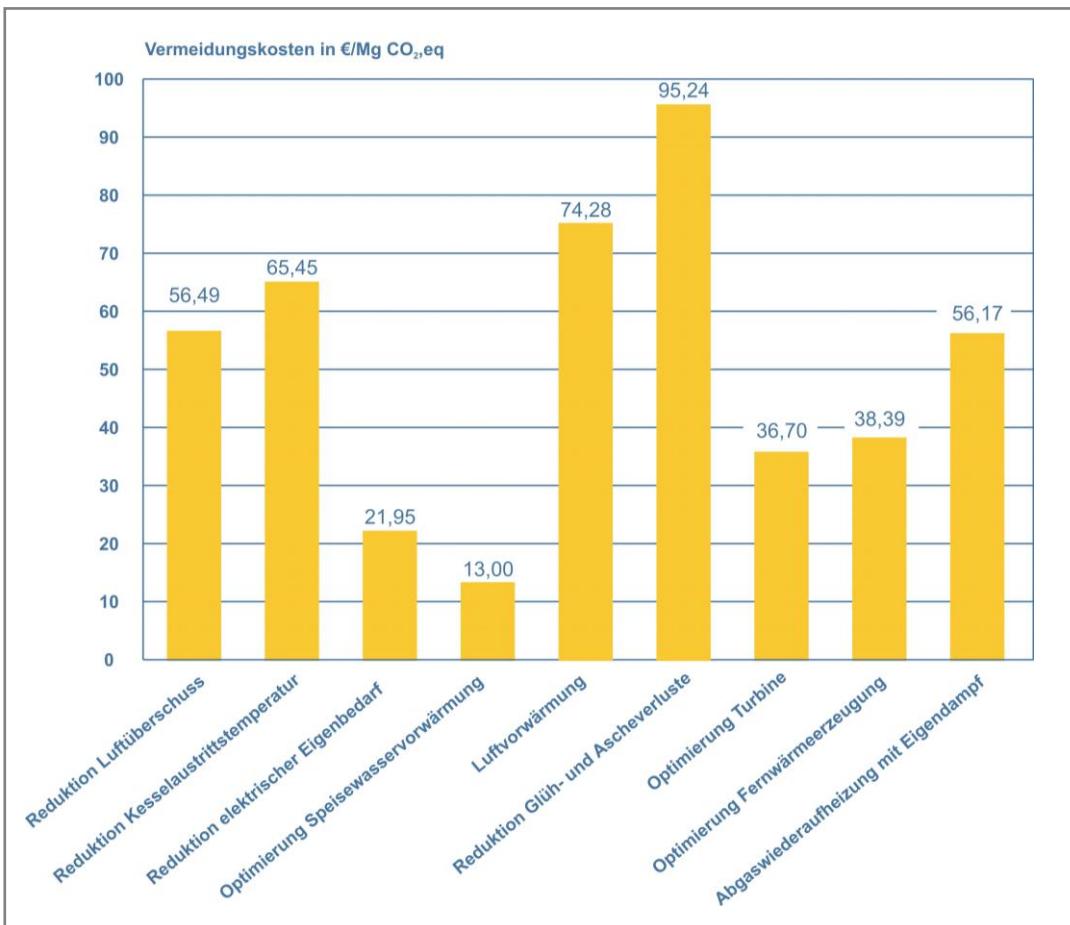


Abbildung 54 CO₂-Minderungskosten spezifischer Optimierungsmaßnahmen aus der Untersuchung von 9 Beispelanlagen (Quelle: EdDE 2010, Wünsch 2011, eigene Darstellung)

Für die Erweiterung und Neuerrichtung von Fernwärmesnetzen muss eine Anschlussdichte von mindestens 15 MW/km² (Öko-Institut 2002) gegeben sein, um diese Maßnahme unter finanziellen Aspekten zu realisieren. Der finanzielle Aufwand ist dabei abhängig vom Rohrbau, den zugehörigen Tiefbaumaßnahmen und sonstigen Aufwendungen für Planung und Instandhaltung. Die Investitionen für die Umsetzung neuer oder den Ausbau bestehender Fernwärmesnetze wurden bei einigen Betreibern im Rahmen dieser Arbeit erfragt. Die Kosten für den Ausbau eines bestehenden Fernwärmesetzes in Bayern lagen beispielsweise bei bis zu rund 800 € je neu verlegten Trassenmeter. In diesen Kosten spiegeln sich die Kosten für den Tiefbau, für die Leitungen, für das Leckwarnsystem und für die Datenkabel wider. Die Leitungen wurden als Einzelrohrleitungen in Kunststoffmantelrohren ausgeführt. Das Fernwärmesystem wird als Heißwassersystem mit Vorlauftemperaturen zwischen 125°C und 135°C betrieben. Die Kosten für den Unterhalt des Systems belaufen sich auf rund 5 €/MWh bereitgestellter Fernwärme.

Tabelle 66 Kosten für den Bau und Ausbau von Fernwärmeleitungen
(Quellen: diverse Fernwärmebetreiber)

Leistung	Kosten je verbauten Kilometer Fernwärmeleitung [€/km]	
	Neubau	Ausbau
Rohrbau	200-340	100-200
Tiefbau	270-300	150-170
Sonstiges	15-20	10-15
Gesamt	485-800	260-385

Für eine weitergehende Energienutzung bauten die Stadtwerke Bremerhaven im Jahr 1994 das Fernwärmennetz vom MHW zum Stadtteil Lehrheide aus. Die für den Ausbau angefallenen Investitionen (Wärmeleitungen inkl. weitere Übergabestationen und technisches Equipment) beliefen sich auf rund 24 Mio. DM bzw. 12 Mio. € und führten zu einer Steigerung des Fernwärmeabsatzes in Höhe von etwa 77.000 MWh/a. Zieht man die CO₂-Emissionsfaktoren für den Fernwärmemix aus Kapitel 2.3.3.2 heran, so ergeben sich aus dieser Mehrauskopplung an Fernwärme Emissionseinsparungen in Höhe von etwa 7.540 Mg CO₂ gegenüber der Nutzung des klassischen deutschen Wärmemixes. Mit den reinen Investitionskosten entspricht das Minderungskosten von etwa 1.592 €/Mg CO₂. Für eine effiziente Nutzung der vorhandenen Energie könnten staatliche Fördersysteme Anreize bieten. Die CO₂-Vermeidungskosten für den Ausbau von Fernwärmennetzen sind vergleichsweise gering gegenüber anderen geförderten erneuerbaren Energien. Für die Anbindung an eine Fernwärmennetz berechnete Bilitewski (2006) bei einer Hauptsstraße von 1.800 m und einer Leistung von 5 MW CO₂-Vermeidungskosten von etwa 7 bis 20 € je eingesparter Tonne CO₂. 50 bis 60 % der Investitionskosten resultieren aus dem Bau der Straße und etwa 30 bis 40 % aus dem Anschluss und den Hausstationen. Im Vergleich hierzu betragen die Vermeidungskosten bei Windkraftanlagen 90 bis 170 €/Mg CO₂ und bei Photovoltaikanlagen 1.800 bis 2.300 €/Mg CO₂ (Bilitewski 2006).

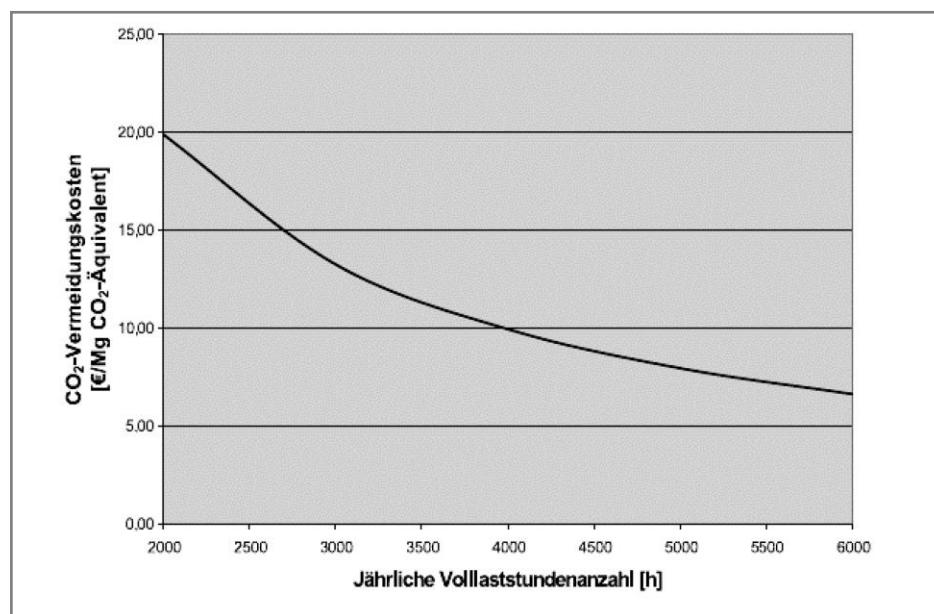


Abbildung 55 CO₂-Vermeidungskosten bei Fernwärmelieferung in Abhängigkeit von der Vollaststundenzahl (Bilitewski 2006)

Umfassende Kesselsanierungen bedürfen ebenfalls hoher Investitionen. So hat die Sanierung des vierten Kessels der MVA Bremen rund 12 Mio. Euro in Anspruch genommen (Quelle: Anlagenbetreiber). Nun können stündlich rund 22,5 Mg Abfall verarbeitet werden, im Gegensatz zu den bisher möglichen 15 Mg/h. Im MHW Würzburg wurden nach anlagenspezifischen Versuchen die Betriebstemperaturen der Katalysatoren der Verbrennungslinien 1 und 2 von 300°C auf 225°C abgesenkt (Kap. 4.3.2.2). Durch die Optimierung der Katalysatoren muss nunmehr nur noch ein Temperaturunterschied von $\Delta T = 85\text{K}$ überwunden werden, so dass auch die verwendeten Erdgasbrenner durch Dampfgasvorwärmer ersetzt werden konnten. Diese stellen durch den während der Verbrennung des Abfalls entstehenden Eigendampf die Überwindung des Temperaturniveaus sicher. Durch beide Maßnahmen lassen sich jährlich rund 500.000 m³ Erdgas und damit rund 900 tCO₂ einsparen. Die Investitionskosten betragen für beide Maßnahmen rund 800.000 € (ZVAWS 2009).

5.1.2 Vergleich der CO₂-Minderungskosten im Bereich der thermischen Abfallbehandlung mit anderen Technologien

Durch die konstante Verfügbarkeit der Leistung ist Strom aus Abfall im Vergleich zu Strom aus Wind oder Sonne von deutlich höherer Qualität, da es sich auch zur Bereitstellung von Grundlastenergie eignet. Aufgrund der besonderen Eigenschaften des Abfalls ist der elektrische Nettowirkungsgrad von Müllverbrennungsanlagen begrenzt. Dies liegt, wie bereits erwähnt, an den vergleichsweise niedrigen Dampfparametern, welche Korrosionserscheinungen im Kessel bei höheren Temperaturen reduzieren sollen. Damit ist der Carnot-Wirkungsgrad des Wasser-Dampf-Kreislaufes von Müllverbrennungsanlagen auch geringer als bei konventionellen Kraftwerken (Abbildung 56).

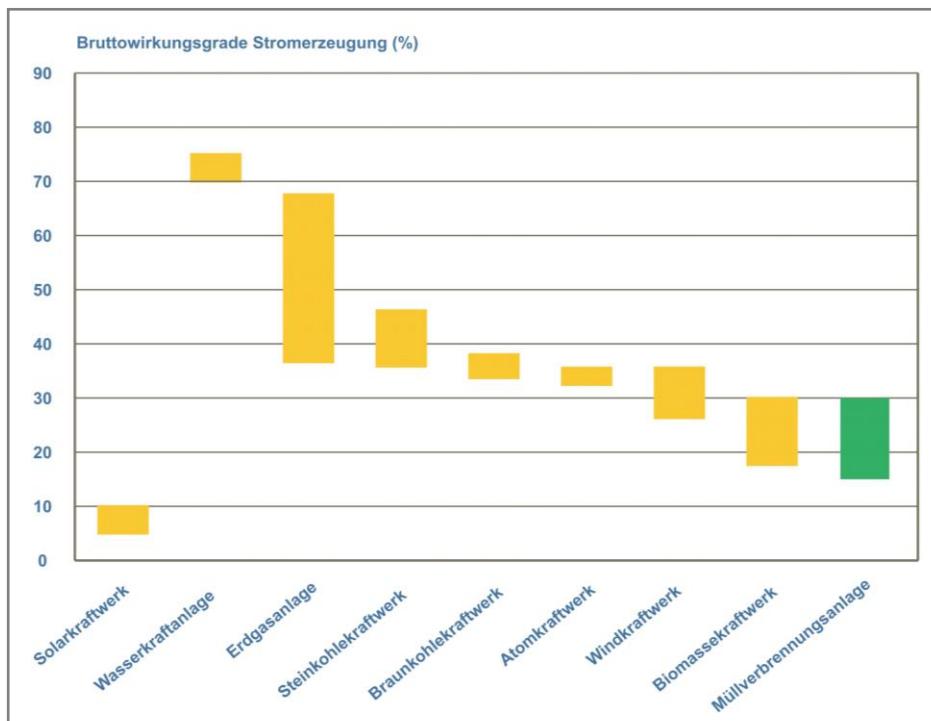


Abbildung 56 Spannbreite von Bruttowirkungsgraden der Stromerzeugung bei verschiedenen Stromerzeugungsanlagen (Stäblein et al. 2008)

Bei Anlagen mit gleichzeitiger Stromerzeugung und Dampfauskopplung tritt dieser Stromwirkungsgradnachteil gegenüber anderen Primärenergieträgern in den Hintergrund, da ein höherer Gesamtenergienutzungsgrad erreicht wird (Stäblein et al. 2008).

Vergleicht man unterschiedliche, teilweise bereits geförderte Minderungsmaßnahmen, so sind die CO₂-Minderungskosten für Photovoltaik- oder Solarthermieanlagen sehr hoch. Kraft-Wärme-Kopplungsprozesse – wie bei den meisten Müllverbrennungsanlagen bereits praktiziert – ermöglichen die Umsetzung von kosteneffizienten Minderungsmaßnahmen (Abbildung 57).

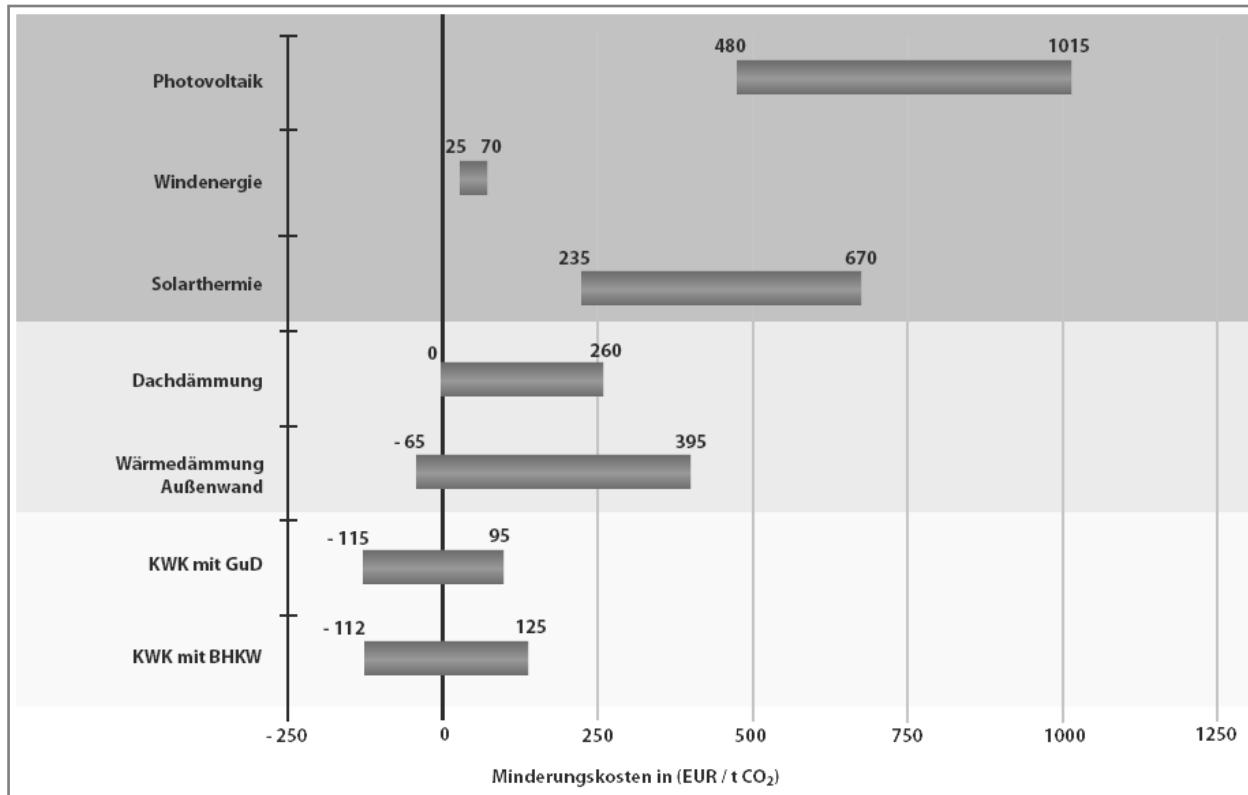


Abbildung 57 CO₂-Minderungskosten bei unterschiedlichen Technologien
(Quelle: Stadtwerke Rosenheim 2010)

Die CO₂-Minderungskosten der bisher registrierten und umgesetzten CDM-Projekte liegen bei den meisten Projekttypen im Bereich 0-15 €/Mg CO₂ (Abbildung 58). Im Hinblick auf die Beurteilung von Abfallwirtschaftsmaßnahmen sind vor allem die CO₂-Minderungskosten der dargestellten Deponiegasprojekte (Landfill Composting, Landfill Flaring, Landfill Power) von Interesse. Die CO₂-Minderungskosten dieser Projekte bewegen sich in einem Bereich von etwa 1,50 €/Mg CO₂ bis 8,00 €/Mg CO₂. Vergleicht man die Minderungskosten von einzelnen Optimierungsmaßnahmen im Bereich der thermischen Abfallbehandlung (vgl. Kapitel 5.1.1) mit diesen Kosten im Bereich der Deponierung, so erklärt sich auch die Vielzahl an bisher durchgeführten Deponiegasprojekten. Selbst die Optimierungsmaßnahmen im Bereich der thermischen Abfallbehandlung sind ohne Betrachtung laufender Betriebs- und Wartungskosten im Vergleich zu den bisher umgesetzten Deponiegasprojekten zu teuer. Es ist damit nicht verwunderlich, dass sich ein Neubau einer thermischen Abfallbehandlungsanlage in dem bisher etablierten Markt der Kyoto-Mechanismen noch weniger gegenüber alternativen Abfallbeseitigungsverfahren durchsetzen kann.

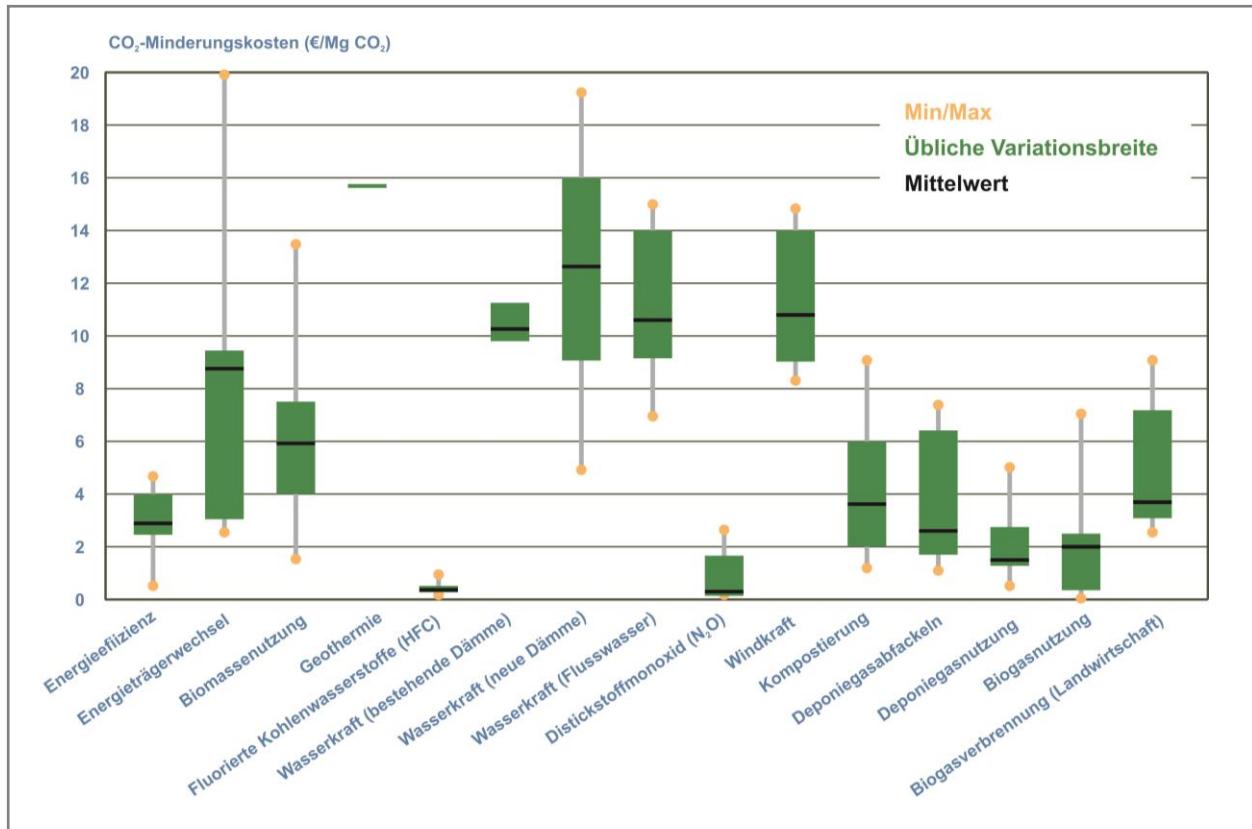


Abbildung 58 CO₂-Minderungskosten bei unterschiedlichen CDM-Projekttypen
(Quelle: Geres et al. 2010a)

5.1.3 Vergleich der CO₂-Minderungskosten mit den erzielbaren Zertifikatepreisen

Die Anwendung von projektbasierten Mechanismen (vgl. Kapitel 5.2.2) und die Durchführung von CO₂-Minderungsmaßnahmen in Form von Effizienzsteigerungen an emissionshandelspflichtigen Anlagen ist eng mit den erzielbaren Preisen für Zertifikate gebunden. Eine Optimierungs- oder Minderungsmaßnahme wird erst dann realisiert, wenn über die Zertifikatepreise ein wesentlicher Mehrwert entsteht und sich die Maßnahme unter Berücksichtigung der jeweiligen Brennstoffpreise und des erhöhten Energieertrags finanziell darstellen lässt. Der erzielbare Zertifikatepreis ist dann letztlich ausschlaggebend, zu welchem Anteil die Emissionsreduktionsmaßnahme durch den Zertifikateverkauf teilsubventioniert werden kann und ob sich die Maßnahme ohne weitere Erlöse finanzieren lässt.

Da sich gerade in Entwicklungsländern aufgrund geringer beruflicher Einkommen Entsorgungskosten nur in geringem Maße auf die Einwohner des Entsorgungsgebietes übertragen lassen, sind Abfallgebühren, wie sie beispielsweise in Deutschland gängig sind, kaum zu realisieren. Daher müssen sich Klimaschutzprojekte in Entwicklungsländern in der Regel über die Einnahmen aus dem Zertifikateverkauf tragen. Da der Zertifikatepreis gewissen Schwankungen unterworfen ist (Abbildung 59), müssen auch diese über die Projektlafzeit einkalkuliert werden.

Bei emissionshandelspflichtigen Anlagen wird letztlich die Emissionsposition der jeweiligen Anlage ausschlaggebend sein, ob Emissionsminderungsmaßnahmen in Form von Effizienz-

steigerungen oder Substitution fossiler Energieträger durchgeführt werden. Anlagenbetreiber, deren Anlage eine so genannte „Long-Position“ einnimmt, weil die DEHSt mehr Zertifikate kostenlos zugeteilt hat als die Anlage jährlich emittiert, hat zunächst keinen Bedarf an Minde rungsmaßnahmen und wird die Zertifikate entweder auf dem eigenen Konto verwahren („Banking“) oder die Überschüsse entsprechend am Markt veräußern. Im Hinblick auf die dritte Handelsperiode (2013-2020) werden die meisten neu in den Emissionshandel einbezogenen Anlagen aufgrund der geänderten Zuteilungsverfahren eher eine „Short-Position“ einnehmen (vgl. Kapitel 5.2.1.5). Die DEHSt wird den meisten Anlagenbetreiber für ihre Anlagen wesentlich weniger Zertifikate kostenlos zuteilen als sie für den Emissionsausstoß ihrer Anlagen benötigen. Die Anlagenbetreiber sind dann gezwungen, entweder Zertifikate am Handelsmarkt zuzukaufen oder Emissionsminderungsmaßnahmen an den eigenen Anlagen durchzuführen. Die Entscheidung zwischen diesen beiden Möglichkeiten wird über die oben genannten Faktoren Zertifikate- und Brennstoffpreis und Mehrertrag an Energieauskopplung getroffen.

CERs werden wie die von den nationalen Behörden im Rahmen des Europäischen Emissions handels ausgegebenen EUAs über Börsen gehandelt. Aufgrund der Vielzahl an internationalen Projekten hat sich im Bereich des Clean Development Mechanism in der Vergangenheit ein großes Potenzial an Angebot und Nachfrage entwickelt (vgl. Kapitel 5.2.2.4), das sich über entsprechende Handelsplattformen am effektivsten bedienen lässt. Der CER-Preis orientiert sich in der Regel am EUA-Preis und unterliegt ähnlichen Schwankungen (Abbildung 59).



Abbildung 59 Entwicklung der Preise für EU Allowances (EUA Dec2010/2013) und Certified Emission Reductions (CER Dec2010/2012/2013) im Laufe der zweiten Handelsperiode (2008-2012) bis 31. Oktober 2013 (Quelle: eigene Darstellung)

Am 1. Oktober 2010 lag der EUA-Preis für EUA mit Liefertermin Dezember 2010 bei 15,36 € und mit Liefertermin Dezember 2013 bei 17,34 €. Die entsprechenden CER-Preise mit gleichen Lieferterminen lagen bei 13,64 € und 12,95 €. Zu diesem Zeitpunkt trat das Phänomen des Backwardation auf, dass Zertifikate mit späterem Liefertermin günstiger waren. Dies lag unter anderem an dem bereits damals sinkenden Vertrauen, dass CER zukünftig weiterhin weitläufig in internationalen Emissionshandelssystemen einsetzbar sein würden. Am 1. Oktober 2013 lag der EUA-Preis für EUA mit Liefertermin Dezember 2013 nur noch bei 5,14 €, der CER-Preis mit gleichem Liefertermin nur noch bei 0,61 € (Abbildung 61). Diese Preise liegen inzwischen jeweils weit unterhalb der CO₂-Minderungskosten der vorgestellten Maßnahmen nach Abbildung 54. Diese Maßnahmen sind bereits seit langer Zeit alleine durch die Einsparung von direkten Emissionen über den Zertifikatepreis nicht realisierbar. In diesem Fall wird der Anlagenbetreiber Zertifikate zukaufen, weil dies weniger Kosten verursacht als die Optimierung der eigenen Anlage.

Grund für den Preisverfall ist vorrangig die Wirtschafts- und Finanzkrise, die 2008 und 2009 einen Preissturz verursachte. Im Vergleich zur ersten Handelsperiode ist die Unterdeckung des Energiesektors in der zweiten Handelsperiode um den Faktor 10 angestiegen. Alle Industriesektoren haben hingegen in Summe in der zweiten Handelsperiode weniger Zertifikate benötigt, als ihnen ausgegeben wurden. Besonders stark ist der Überschuss in der Eisen- und Stahlerzeugung und in der Zement- und Kalkindustrie. Die Zuteilungsverfahren der zweiten Handelsperiode sahen keine nachträgliche Kürzung der kostenlosen Zuteilungsmenge vor, außer eine Anlage wurde komplett stillgelegt. Durch die Wirtschaftskrise gingen die Produktion in zahlreichen Industriesektoren und damit auch der Energiebedarf stark zurück. Dies bedingte auch einen starken Rückgang der tatsächlichen Emissionen sowohl im Industrie-, als auch im Energiesektor. Dadurch wurden zahlreiche kostenlos zugeteilte Zertifikate nicht in Anspruch genommen, durften aber aufgrund der definierten Zuteilungsregeln nun von den Anlagenbetreibern in die dritte Handelsperiode transferiert werden. Nach einer zwischenzeitlichen Erholung begann ein erneuter Absturz Mitte 2011. Grund hierfür waren die anhaltenden Sorgen im Rahmen der südeuropäischen Schuldenkrise und den damit möglicherweise verbundenen Auswirkungen auf die gesamteuropäische Wirtschaft (Geres et al. 2013). Laut EU Kommission beläuft sich der Gesamtüberschuss auf rund 1.788 Mio. Zertifikate (Abbildung 60).

Der Höchstpreis für die genannten EUA lag in der Handelsperiode 2008-2012 bei 36,43 € (01.07.2008). Der Höchstpreis für CER lag bei 26,34 € (07.07.2008). Mit diesen Preisen wären beispielsweise die Optimierungsmaßnahmen hinsichtlich Speisewasservorwärmung oder der Reduktion des elektrischen Eigenbedarfs sinnvolle Alternativen zu einem Zukauf an Zertifikaten gewesen. Selbst eine Optimierung der Turbine wäre unter den definierten Voraussetzungen in der Nähe der Grenzkosten gewesen. Selbst der CER-Preis hätte die beiden erstgenannten Maßnahmen beispielsweise an bestehenden Anlagen in Entwicklungsländern gerechtfertigt.

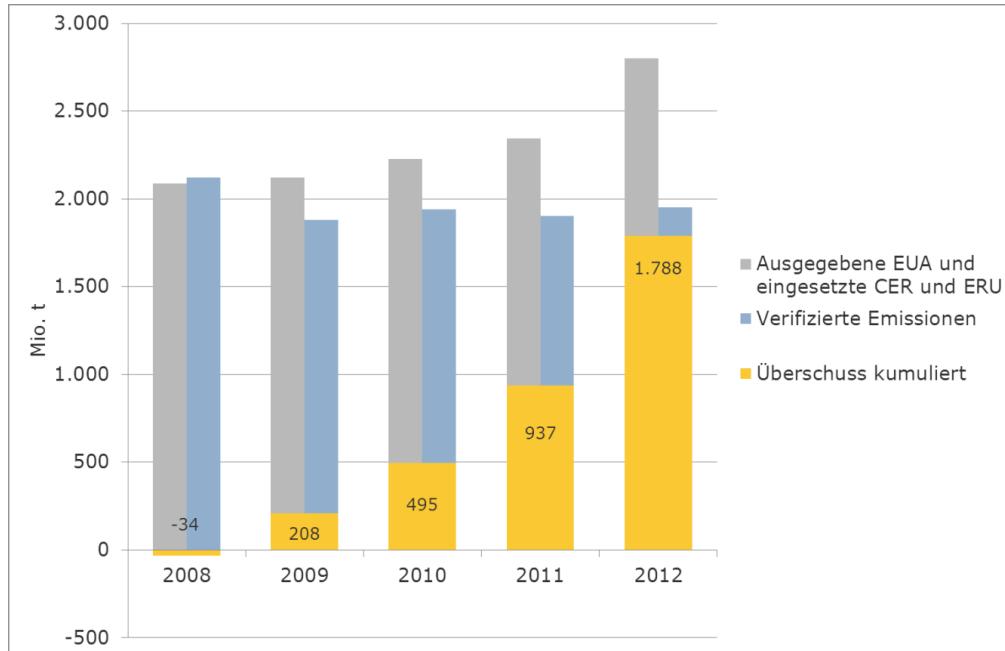


Abbildung 60 Aufbau des Überschusses an Emissionsberechtigungen aus der 2. Handelsperiode laut EU Kommission (Quelle: Geres et al. 2013, Stand Oktober 2013)

Bis auf die Wiederaufheizung der Abgase mit Eigendampf, die fossile Energieträger ersetzt, führt allerdings keine der in Abbildung 61 genannten Optimierungsmaßnahmen zu direkten Emissionsminderungen. Durch diese Maßnahmen werden die Anlagenprozesse effizienter und führen – sofern auch entsprechende Abnehmerkapazitäten vorhanden sind – zu einer höheren Energieauskopplung. Damit werden indirekt Emissionen gemindert, weil durch diese zusätzlich abgegebene Energie konventionell erzeugte Strom- oder Wärmemengen ersetzt werden, die aufgrund ihres hohen Anteils an fossilen Energieträgern einen hohen CO₂-Emissionswert aufweisen. Diese Maßnahmen entfalten im klassischen Emissionshandelssystem keine Wirkung (vgl. Kapitel 5.2.1), da dort nur direkte Emissionen bilanziert werden. Entsprechend können CO₂-Zertifikate über diese Maßnahmen lediglich im Rahmen von Klimaschutzprojekten erzeugt werden, für die dann allerdings der geringere Zertifikatepreis ausschlaggebend ist.

Trotz der alarmierenden Preisstürze soll der Emissionshandel weiterhin ein zentrales Element zur Erreichung definierter Emissionsreduktionsziele in der Energiewirtschaft und in der Industrie bleiben. Da in der EU EHRL 2009/29/EC bereits der Minderungspfad kostenlos zugeteilter Zertifikate bis 2027 beschrieben ist, wird der Emissionshandel wohl auch über die dritte Handelsperiode (2013-2020) hinaus ein festes Instrument der Europäischen Klimastrategie bleiben.



Abbildung 61 Gegenüberstellung von Vermeidungskosten mit dem erzielbaren Zertifikatepreis
(Quellen: EdDE 2010, ECX 2013, Stand Oktober 2013).

Wie bei den etablierten Handelsmärkten wird auch der Preis für Zertifikate aus dem Emissionshandel im Wesentlichen von Angebot und Nachfrage bestimmt. Durch die in Kapitel 5.2.1.3 beschriebene, voranschreitende Versteigerung von Zertifikaten und die weitere Reduktion der erlaubten Emissionsmengen in Europa wird sich zukünftig das Angebot an kostenlos zugeteilten Zertifikaten in starkem Maße verringern. Aktuell steht diesem Trend allerdings der oben genannte erhebliche Überschuss an Zertifikaten aus der zweiten Handelsperiode 2008-2012 gegenüber. Entsprechend wird sich ein verstärkter Bedarf an Zertifikatzukaufen für Anlagenbetreiber erst ergeben, wenn die jährlichen Reduktionspflichten weiter verschärft würden und der Überschuss aus der zweiten Handelsperiode abgebaut ist. Vor allem der Energiesektor sollte dann in hohem Maße Zukaufbedarf haben. Da der Energiesektor rund zwei Drittel aller im EU Emissionshandelssystem gemeldeten CO₂-Emissionen verursacht (Geres et al. 2010a), würde die Unterdeckung an Zertifikaten in diesem Sektor zukünftig dann einen wesentlichen Einfluss auf die Zertifikatepreise haben. Aktuell befindet sich die EU Kommission in der Findungsphase, welche Instrumente ggf. die Preise für Emissionszertifikate wieder anheben könnten. Prominentester Vorschlag ist nach Stand Oktober 2013 das Backloading, über das zunächst gewisse Zertifikatmengen aus dem Markt genommen werden, die dann ab 2017/2018 wieder in den Markt zurückgeführt werden sollen. Dies soll mittelfristig den Überschuss aus der zweiten Handelsperiode kompensieren und damit die Preise wieder etwas stabilisieren.

Neben diesen bereits feststehenden Rahmenbedingungen werden auch die weiteren Klimaverhandlungen auf internationaler Ebene sowie die Ausgestaltung weiterer, internationaler Emissionshandelssysteme einen Einfluss auf die Zertifikatepreise haben. Verpflichten sich neben der EU auch andere große Emittenten wie China oder die USA zu Emissionsminderungen in großem Umfang, so könnte die EU ihr angestrebtes Emissionsreduktionsziel von 20% gegenüber dem Basisjahr 1990 ebenfalls nochmals erhöhen auf eine Minderung von 30% gegenüber genanntem Basisjahr. Dies würde eine weitere Verknappung an zur Verfügung stehenden Zertifikaten bedeuten und einen weiteren Einfluss auf den Zertifikatepreis nehmen (Geres et al. 2010a).

Nur wenn über die aktuell diskutierten Ansätze die Preise stabilisiert werden können, dann könnten bisher nicht finanziell darstellbare Maßnahmen möglicherweise wieder realisiert werden, weil die Umsetzung zu einer geringeren finanziellen Belastung führt als der Zukauf von fehlenden Zertifikaten. Damit wird zukünftig noch mehr der Handel in den Vordergrund rücken und das eigentliche Ziel des Emissionshandels verstärkt Anwendung finden, dort Optimierungsmaßnahmen durchzuführen, wo sie mit den geringsten Kosten möglichst hohe Emissionsminderungen herbeiführen. Allerdings gehen diverse Finanzinstitute derzeit nicht von Preisen über 10 Euro bis 2020 aus.

Jedes Unternehmen in Deutschland kann bis zu 22% seiner Zuteilungsmenge für die Handelsperiode (2008-2012) in Form von CER oder ERU für die Kompensation seiner verursachten Emissionen in einem Berichtsjahr einsetzen (vgl. 5.2.1.2). Bis 31.12.2011 haben viele Anlagenbetreiber diese Möglichkeit noch nicht ausschöpfend genutzt. Dies war bisher verwunderlich, da diese Zertifikate etwas billiger sind als die zugeteilten EUA (Abbildung 59), so dass bei großem Zukaufbedarf bereits dieser geringe Preisunterschied die verstärkte Nutzung dieser Zertifikatentypen vorantreiben sollte. Da der Einsatz dieser Zertifikate national unterschiedlich beschränkt ist (Tabelle 67), wird sich die Preisentwicklung für diese Zertifikate allerdings wohl weiterhin am Preis der EUA orientieren. Von einem außerordentlichen Anstieg im Vergleich zu EUA ist nicht auszugehen.

Tabelle 67 Maximale Einsatzmengen an CER oder ERU zur Kompensation der verursachten Emissionen in unterschiedlichen Ländern (Quelle: Geres et al. 2010a)

Land	Einsatzquote (%) ¹⁾	Land	Einsatzquote (%) ¹⁾
Belgien	8,40	Italien	14,99
Bulgarien	12,55	Litauen	20,00
Dänemark	17,01	Luxemburg	10,00
Deutschland	22,00	Niederlande	10,00
Estland	0,00	Österreich	10,00
Frankreich	13,50	Polen	10,00
Irland	10,00	Spanien	20,00

¹⁾ Jeweils bezogen auf die Zuteilungsmenge in der aktuellen Handelsperiode (2008-2012).

Für neue Anlagen wird nach Artikel 11a der EU EHRL (2009/29/EC) die Einsatzquote an CER und ERU auf maximal 4,5% der jährlich zu berichtenden und verifizierten Emissionen beschränkt, da für diese Anlagen in der Handelsperiode (2008-2012) noch keine Zuteilung erfolgt ist und deren Bedarf bei Erarbeitung der Zuteilungsregeln noch nicht bekannt war. Diese Regelung würde bei Eintritt von Müllverbrennungsanlagen ab 2013 Anwendung finden. Der Betreiber einer Anlage mit einer jährlichen Emissionsmenge von 100.000 Mg CO₂ darf entsprechend jährlich maximal 4.500 CER oder ERU zur Kompensation seiner verursachten Emissionen im Rahmen des Emissionshandels einsetzen.

5.2 Emissionshandel als Instrument für die Durchführung von Optimierungsmaßnahmen

5.2.1 Optionen und Auswirkungen eines Emissionshandels für Müllverbrennungsanlagen in Deutschland

5.2.1.1 Rechtliche Voraussetzungen für Müllverbrennungsanlagen

Die folgenden Ausführungen zu den rechtlichen Voraussetzungen beziehen sich auf den Stand Oktober 2013. Die Ausgestaltung des Emissionshandelssystems 2013-2020 ist zwar bereits abgeschlossen, aber die zukünftigen Zuteilungsmengen an Zertifikaten sind zu diesem Zeitpunkt noch nicht endgültig bekannt.

Im Anhang der geänderten EU Emissionshandelsrichtlinie (EU EHRL) 2009/29/EC sind unter der Tätigkeit „Verbrennung von Brennstoffen“ explizit „Anlagen für die Verbrennung von gefährlichen und Siedlungsabfällen“ vom Geltungsbereich der Richtlinie ausgenommen. Für Anlagen zur „ausschließlichen Verbrennung von gefährlichen Abfällen oder Siedlungsabfällen“ wird dies durch die Regelung des § 2 Abs. 5 TEHG zusätzlich klargestellt. Betriebsnotwendige Zünd- und Stützfeuerungen werden als Anlagenteile definiert und sind deshalb ebenfalls nicht im Rahmen der Emissionsberichterstattung zu melden.

Hilfsdampferzeuger, die als Anlagenteil oder Nebeneinrichtung einer Abfallverbrennungsanlage mit Erdgas oder Heizöl betrieben werden und über eine rechtlich und tatsächlich mögliche Feuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW verfügen, unterliegen allerdings nach § 2 Abs. 1 Satz 2 TEHG dem Anwendungsbereich des TEHG, wenn diese gesondert immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftig und Anlagen im Sinne von Anhang 1 Nr. I bis V TEHG sind.

Dies war die Grundlage dafür, dass Müllverbrennungsanlagen bis zur zweiten Emissionshandelsperiode (2008 bis 2012) nicht emissionshandelpflichtig waren. Mit Beginn der dritten Handelsperiode wurden allerdings neue Tätigkeiten und Treibhausgase erfasst und Begrifflichkeiten aus der EU EHRL neu definiert. Über die Datenerhebungsverordnung 2020 (DEV 2020) wurden Anfang 2010 die Mitteilungspflichten für die emissionshandelpflichtigen Anlagen geregelt. Ein Leitfaden zum Anwendungsbereich der DEV 2020 und zur Datenmitteilung wurde im Januar 2010 von der DEHSt veröffentlicht (DEHSt 2010) und sah zunächst für Müllverbrennungsanlagen keine Datenmitteilungspflicht im Rahmen der DEV 2020 vor. Die Definition von Abfalleigenschaften und die Formulierung von folgenden Ausnahmevorschriften führten aller-

dings wie bereits in den Jahren 2004 und 2007 vor Einführung der jeweiligen Handelsperioden zu keinem eindeutigen Ausschluss von Müllverbrennungsanlagen.

Der im September 2010 vorgestellte Entwurf des überarbeiteten TEHG ließ ebenfalls einige Fragen offen. Zwar wurden die Abfallschlüsselnummern, die von einer Emissionshandelspflicht befreit sind, auf die Nummern 15, 17, 19 und 20 erweitert, allerdings wurde explizit formuliert, dass alle behandelten Abfälle aus den Schlüsselnummern 15 und 17 aus Siedlungsabfällen entstanden sein müssen. In der Entsorgungspraxis kann dieser Ursprung aus Siedlungsabfällen allerdings vom Betreiber einer MVA nicht nachgewiesen werden. Kann ein Anlagenbetreiber dieser Herkunft nicht nachweisen, so wäre er nach Entwurfsfassung des TEHG vom September 2010 zunächst in der Pflicht gewesen, seine Anlage im Emissionshandelssystem zu melden. Diese Regelung wurde dann in der endgültigen Überarbeitung des TEHG angepasst und klassische Müllverbrennungsanlagen von der Emissionshandelspflicht ausgenommen.

Aufgrund der in der Vergangenheit immer wieder diskutierten Einbeziehung von Müllverbrennungsanlagen und dem zukünftigen Vorhaben der EU Kommission weitere Tätigkeiten in den Emissionshandel einzubeziehen, um den Handel wiederzubeleben, werden im Folgenden die wesentlichen Anforderungen und Auswirkungen des Emissionshandels auf die operativen Bereiche von Müllverbrennungsanlagen analysiert. Da ab dem Jahr 2013 der Großteil der Zertifikate nicht mehr kostenlos zugeteilt, sondern zunehmend versteigert wird, wird sich bei den ab 01.01.2013 neu einbezogenen Anlagen in der Regel ein Zukaufsbedarf an Zertifikaten einstellen, um die eigenen CO₂-Emissionen kompensieren zu können. Dies würde in besonderem Maße auf Müllverbrennungsanlagen zutreffen, in denen die Möglichkeiten zu direkten Emissionsminderungen beschränkt sind. Um die Auswirkungen unterschiedlicher Zuteilungsverfahren zu verdeutlichen, werden im Folgenden auch die Zuteilungsregeln in der abgelaufenen Handelsperiode 2008-2012 vorgestellt und deren Auswirkungen auf die Emissionsposition von Müllverbrennungsanlagen untersucht. Im Gegensatz zur dritten Handelsperiode, die ausführlich für den gesamten deutschen Anlagenpark untersucht wird, werden die Auswirkungen der abgelaufenen Handelsperiode 2008-2012 exemplarisch an wenigen Beispielen erläutert.

5.2.1.2 Zuteilungsprinzipien für die Handelsperiode 2008-2012

Rechtliche Grundlage für die Zuteilung von Emissionsberechtigungen in der **Handelsperiode 2008-2012** waren das Zuteilungsgesetz (ZuG 2012) und die dazugehörige Zuteilungsverordnung (ZuV 2012). Aufgrund der europaweiten Überausstattung an Zertifikaten in der ersten Handelsperiode, wurden durch die EU-Kommission strengere nationale Emissions-Caps festgesetzt. Die Gesamtzuteilungsmengen im nationalen Allokationsplan Deutschlands wurden seitens der europäischen Kommission gegenüber dem von der deutschen Regierung eingereichten Entwurf deutlich gekürzt. In Deutschland betrug das Cap 453 Mio. Mg CO₂/a.

Zertifikate wurden noch größtenteils kostenlos auf Antrag durch die Anlagenbetreiber zugeteilt. Lediglich 40 Mio. Zertifikate aus dem Bereich der Stromwirtschaft wurden jährlich über Versteigerungen veräußert.

Das Zuteilungsgesetz unterschied in der 2. Handelsperiode zwischen dem energie- und wettbewerbsintensiven Industriesektor (z.B. Stahl, Eisen, Zement) und dem Energiesektor. Für den Industriesektor betrug die jährliche Kürzung der kostenlosen Zuteilungsmenge 1,25%, für den Energiesektor hingegen 40%. Diese Unterscheidung ist im Wesentlichen durch zwei Gründe bedingt:

- Emissionshandelspflichtige Industrieanlagen sollen gegenüber nicht handelspflichtigen Industrieanlagen wettbewerbsfähig bleiben und
- die Mitnahmeeffekte in der Strombranche (so genannte Windfall-Profits) sollen vermieden werden: die Marktpreise für EUA wurden von den Stromerzeugern in die Strompreise einkalkuliert, obwohl die Emissionszertifikate kostenlos zugeteilt wurden.

Während die **Zuteilung bei Energieanlagen** in der ersten Handelsperiode (2005-2007) noch optional auf Basis historischer Emissionen oder auf Basis von Brennstoff-Benchmarks erfolgte, erhielten sowohl Bestands-, als auch Neuanlagen in der Handelsperiode 2008-2012 ihre Zuteilung auf Basis festgelegter Benchmarks (Tabelle 68).

Tabelle 68 Benchmarks für die Handelsperiode (2008-2012)

Benchmark (gCO ₂ /kWh)	Brennstoff		Anmerkung
	gasförmig	fest oder flüssig	
Strom	365	750	Zuordnung erfolgt anhand der Genehmigungssituation: sobald gasförmige Brennstoffe eingesetzt werden können, gilt der Benchmark für gasförmige Brennstoffe.
Wärme	225	345	Bei selbständig genehmigungsbedürftigen Teilanlagen Zuordnung für jede Teilanlage.

Die kostenlos zugeteilte Zertifikatemenge für **Bestandsanlagen der Energiewirtschaft** mit einer **Inbetriebnahme bis zum Jahr 2002** berechnete sich aus der durchschnittlichen Produktionsmenge der Jahre 2000 bis 2005, dem energiespezifischen Benchmark, einem Kürzungsfaktor durch die Veräußerung von Zertifikaten und bei Bedarf einem Kürzungsfaktor, mit dem ein Überschreiten des nationalen Emissionsbudgets für Energieanlagen ausgeglichen werden sollte.

Die kostenlos zugeteilte Zertifikatemenge für **Bestandsanlagen der Energiewirtschaft** mit einer **Inbetriebnahme zwischen 2003 und 2007** berechnete sich aus der Anlagenkapazität, einem anlagenspezifischen Standardauslastungsfaktor, dem energiespezifischen Benchmark, einem Kürzungsfaktor durch die Veräußerung von Zertifikaten und bei Bedarf einem Kürzungsfaktor, mit dem ein Überschreiten des nationalen Emissionsbudgets für Energieanlagen ausgeglichen werden sollte.

Die kostenlos zugeteilte Zertifikatemenge für **Neuanlagen der Energiewirtschaft** berechnete sich aus der Anlagenkapazität, einem anlagenspezifischen Standardauslastungsfaktor, dem energiespezifischen Benchmark und einem Kürzungsfaktor für die Stromerzeugung durch die Veräußerung von Zertifikaten (Formel 25).

Als Neuanlage im Sinne von Art. 3 der EU EHRL galten Anlagen, die nach Inkrafttreten des Nationalen Allokationsplans entweder ihren Betrieb neu aufnahmen oder aufgrund einer Änderung der Anlagenkonfiguration im Laufe der Handelsperiode emissionshandelspflichtig wurden. Dieser Fall käme zur Anwendung, wenn eine Müllverbrennungsanlage während der

Handelsperiode 2005-2008 emissionshandelspflichtig geworden wäre und bildet deshalb die Grundlage für die weiteren Ausführungen.

$$m_{EB,En,Neu} = C_i \times SAF_i \times BM_i \times KF_v$$

Formel 25

Mit

$m_{EB,En,Neu}$: Kostenlose Zuteilungsmenge von Emissionsberechtigungen für Neuanlagen der Energiewirtschaft im Sinne der EU EHRL [Mg CO₂]

C_i : Kapazität der Anlage [MW]

SAF_i : Anlagenspezifischer Standardauslastungsfaktor: Definition von typischen Vollbenutzungsstunden nach Anhang 9.9 [h]

BM_i : Charakteristischer, energiespezifischer CO₂-Emissionswert je produzierter Einheit unter Berücksichtigung der besten, verfügbaren Technik [Mg CO₂/Produkteinheit]

KF_v : Kürzungsfaktor für die kostenpflichtige Veräußerung von Zertifikaten, nur bei Stromanteil zu berücksichtigen [-]

Neuanlagen im Sinne der EU EHRL erhielten in der Handelsperiode 2008 bis 2012 den vollständigen Bedarf an Zertifikaten kostenlos zugeteilt. Lediglich die Kürzung für die Veräußerung von Zertifikaten wurde auch für Neuanlagen angewendet und führte zu einer Kürzung um 15,6% auf die Zuteilungsmenge der elektrischen Leistung. Für die Zuteilung wurden so genannte Standardauslastungsfaktoren über die Zuteilungsverordnung ZuV 2012 definiert, die eine typische Volllaststundenzahl der jeweiligen Anlagenkategorie widerspiegeln. Für Müllverbrennungsanlagen mit reiner Stromerzeugung, als auch für Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung können 7.500 h Vollbenutzungsstunden angesetzt werden (siehe Anhang 9.10).

Die **Zuteilung bei Industrieanlagen mit Inbetriebnahme bis zum Jahr 2002** erfolgte im Gegensatz zur Zuteilung bei Energieanlagen wie in der ersten Handelsperiode auf Basis historischer Emissionen unter Einbeziehung eines Erfüllungsfaktors von 0,9875, der die jährliche Reduktionsvorgabe von 1,25 % beschrieb. Die kostenlos zugeteilte Zertifikatemenge für Bestandsanlagen der Industrie mit einer **Inbetriebnahme zwischen 2003 und 2007** berechnete sich aus der Anlagenkapazität, einem anlagenspezifischen Standardauslastungsfaktor und einem produktspezifischen Benchmark. Da diese Zuteilungsverfahren keine Anwendung auf die in dieser Arbeit behandelten Müllverbrennungsanlagen fanden, wird auf eine nähere Beschreibung dieser Zuteilungsprinzipien verzichtet.

Eine Sonderregel bot das ZuG 2012 zudem für Kleinemittenten mit einer jährlichen CO₂-Emission unter 25.000 Mg CO₂. Die kostenlos zugeteilte Zertifikatemenge für **Kleinemittenten der Energiewirtschaft und der Industrie mit Inbetriebnahme bis zum Jahr 2002** berechnete sich aus der durchschnittlichen Emissionsmenge der Jahre 2000 bis 2005. Kleinemittenten wurde ein Erfüllungsfaktor von 1,0 zugewiesen (Formel 26). Diese Anlagen waren demnach von einer verpflichtenden Emissionsreduktion freigestellt und erhielten wesentliche Erleichterungen beim Monitoring und der Berichterstattung.

$$m_{EB, KEm, 2002} = \frac{\sum m_{Em,i}}{n} \times EF_{KEm}$$
Formel 26

Mit

- $m_{EB, KEm, 2002}$: Kostenlose Zuteilungsmenge von Emissionsberechtigungen für Kleinemittenten der Energiewirtschaft und der Industrie mit Inbetriebnahme bis zum Jahr 2002 [Mg CO₂]
 $m_{Em,i}$: CO₂-Emission in der Basisperiode 2000 bis 2005 [Mg CO₂]
 n : Anzahl der betrachteten Basisjahre, n=6 für Basisperiode 2000 bis 2005 [-]
 EF_{KEm} : Erfüllungsfaktor 1,0 für Kleinemittenten der Energiewirtschaft und Industrie [-]

Die kostenlos zugeteilte Zertifikatmenge für **Kleinemittenten der Energiewirtschaft mit Inbetriebnahme zwischen 2003 und 2007** wird nach dem Berechnungsansatz für Bestandsanlagen der Energiewirtschaft in diesem Zeitraum ermittelt, wobei lediglich eine Kürzung um den Veräußerungsanteil erfolgte. Die mögliche Kürzung bei Überschreiten des maximalen Emissionsbudgets fand bei Kleinemittenten keine Anwendung. Diese Regel wäre lediglich für die beiden Anlagen TAV Ludwigslust und MHKW Neustadt in der Handelsperiode 2008-2012 anwendbar gewesen, deren Emissionen jeweils unter Annahme der in Kapitel 2.3.1 definierten Emissionsfaktoren unterhalb dieses Schwellenwertes lagen.

5.2.1.3 Zuteilungsprinzipien für die Handelsperiode 2013-2020

Ab der **dritten Handelsperiode 2013-2020** werden die Emissionsberechtigungen vorrangig versteigert. Hierfür sieht die geänderte EU Emissionshandelsrichtlinie eine Unterscheidung zwischen reinen Stromerzeugern und Wärmeerzeugern vor (2003/87/EC).

Anlagen, die ausschließlich Strom erzeugen, werden ab 01.01.2013 keine kostenlosen Zertifikate mehr erhalten. Im Gegensatz dazu gelten allerdings sowohl für das produzierende Gewerbe, als auch für den Wärmesektor Übergangsregelungen. In diesen Bereichen wird die Versteigerung schrittweise umgesetzt, indem zu Beginn der dritten Handelsperiode zunächst 80% der berechneten Zuteilungsmenge kostenlos zugeteilt werden. Dieser Anteil wird gemäß Artikel 10a der EU EHRL jährlich linear bis zum Ende der dritten Handelsperiode auf einen Wert von 30% reduziert (2009/29/EC). Ausnahmen gelten für Sektoren, für die ein Risiko der Verlagerung von CO₂-Emissionen in Länder mit weniger strikten Klimaschutzbestimmungen besteht („Carbon Leakage“). In diesen Fällen werden die Zertifikate zu 100% kostenlos auf Basis eines ambitionierten Benchmarks an die Anlagenbetreiber zugeteilt. Demnach ist eine 100% kostenfreie Zuteilung nicht gleichbedeutend mit einer dem tatsächlichen Bedarf entsprechenden Vollausstattung mit Emissionsberechtigungen.

Die kostenfreien Zertifikate werden nach den EU-weit geltenden Regeln gemäß Artikel 10a der EU EHRL ausgegeben. Dadurch soll eine harmonisierte Zuteilung für alle in der EU ansässigen Unternehmen mit gleichen oder ähnlichen Tätigkeiten sichergestellt werden. Die Nationalen Allokationspläne liefen Ende 2012 aus und wurden durch ein europaweites Cap ersetzt. Die einheitlichen Zuteilungsregeln wurden von den Mitgliedstaaten in den Nationalen Durchführungsmaßnahmen (National Implementation Measures, NIM) gemäß Artikel 11 EU

EHRL umgesetzt. In diesen wurden auch die kostenlosen Zuteilungsmengen veröffentlicht und der EU-Kommission gemeldet.

Basis für die Zuteilung bilden seit 01.01.2013 **europaweit gültige produktbezogene Benchmarks**, welche die beste verfügbare Technik eines Sektors oder Teilsektors hinsichtlich der CO₂-Effizienz in den Jahren 2007 und 2008 wiedergeben (2009/29/EC). In Anhang I der Allocation Rules wurden 52 produktbezogene Benchmarks definiert (European Commission 2011, siehe Anhang 9.10).

Müllverbrennungsanlagen wären bei einer optionalen Verpflichtung zur Teilnahme am Emissionshandel als Energieanlagen zu betrachten. Entsprechend würde für diese Anlagen kein produktbezogener Benchmark definiert, sondern ein Fall-Back-Ansatz Anwendung finden. Die Zuteilung erfolgt dann anhand eines Wärmebenchmarks (Abbildung 62).

Hierarchie-stufe	Zuteilungsverfahren	Wert des Benchmarks
I	Produktbenchmark	Abhängig vom Produkt
II	Wärmebenchmark	224 gCO ₂ /kWh
III	Brennstoffbenchmark	202 gCO ₂ /kWh
IV	Historische Emissionen	prozessbedingte historische Emissionen mit dem Faktor 0,97 multipliziert

Abbildung 62 Hierarchie der Zuteilungsverfahren und Werte für die relevanten Benchmarks in Bezug auf Müllverbrennungsanlagen (Quelle: European Commission 2011)

Der Wärme-Benchmark wird eine große Rolle spielen, da die Zuteilung im Bereich Fernwärme überwiegend auf Basis dieses Wärme-Benchmarks erfolgt. Zusätzlich kommt er in diversen Industrieprozessen zur Anwendung, sofern für ein Produkt kein Produkt-Benchmark definiert ist. Der Wärme-Benchmark ist abgeleitet aus einer mit Erdgas befeuerten Anlage mit einer Effizienz von 90%. Dieser Wert ist mit neuen Erdgaskesseln erreichbar, bei mit Heizöl oder Kohle befeuerten Neuanlagen wird der Benchmark nicht erreicht. Für KWK-Anlagen wird der Benchmark bezogen auf die Wärmeproduktion ebenfalls angewendet. Da auf den Stromanteil keine kostenlose Zuteilung entfällt, kann auch bei KWK-Anlagen der spezifische Emissionswert nicht erreicht werden.

Die Berechnung der Zuteilungsmenge auf Anlagenebene erfolgt auf Basis dieser Benchmarks und historischer Aktivitätsraten (Historic Activity Level, HAL). Die Bestimmung der historischen Aktivitätsrate basiert auf der durchschnittlichen Produktionsmenge einer Basisperiode. Nach den EU Allocation Rules (EU Commission 2011) erfolgt die Berechnung der Aktivitätsrate über den Median der Basisperiode 2005 bis 2008 oder 2009 bis 2010. Der Zeitraum mit dem höheren Aktivitätslevel ist jeweils ausschlaggebend.

Weiter sind bei der Zuteilung folgende Kürzungsfaktoren zu berücksichtigen:

- Carbon Leakage Exposure Factor (EF_{CL}),
- Cross-Sectoral Correction Factor (CCF) und
- linearer Reduktionsfaktor (LF).

Der Carbon Leakage Exposure Factor berücksichtigt das Carbon Leakage-Risiko. Sofern eine Anlage oder Teilanlage dem Carbon Leakage Risiko unterliegt, erhält diese Anlage oder Teilanlage eine vollständige kostenlose Zuteilung von Emissionsberechtigungen auf Basis des jeweils anzuwendenden Zuteilungsverfahrens nach Abbildung 62. Non-Carbon-Leakage-Anlagen erhalten im Jahr 2013 noch 80% ihrer Emissionsberechtigungen kostenlos (gleichbedeutend mit $EF_{CL} = 0,8$). Im Jahr 2020 wird der Anteil kostenlos zugeteilter Zertifikate nur noch 30% ausmachen (gleichbedeutend mit $EF_{CL} = 0,3$). Die Sektoren, die einem Carbon Leakage Risiko unterliegen werden von der Europäischen Kommission definiert (2010/2/EC) und in regelmäßigen Abständen von 5 Jahren validiert und neu bewertet. Die erste Neubewertung steht für das Jahr 2014 an und wird ab 2015 gültig.

Die jährliche Höchstmenge an Zertifikaten leitet sich aus dem EU-Cap ab (2.084 Mio. Mg CO₂) und darf insgesamt nicht überschritten werden. Daher kann die EU-Kommission bei Bedarf zur endgültigen Berechnung der Zuteilungsmenge einen einheitlichen, sektorübergreifenden Korrekturfaktor (Cross-Sectoral Correction Factor, CCF) vorgeben. Sofern dieser Faktor zur Anwendung kommt, beinhaltet er implizit auch eine jährliche Reduktion um 1,74%, da das zur Verfügung stehende Budget in gleichem Umfang gekürzt wird. Besteht keine Notwendigkeit zur einheitlichen Anpassung der Zuteilungsmengen, so wird der CCF mit 1,0 angesetzt. KWK-Anlagen sind von der Anwendung des CCF ausgenommen, da die Zuteilung nicht dem Industriebudget zuzurechnen ist. Allerdings wird auf die Zuteilung der lineare Reduktionsfaktor von 1,74% angewendet, der auch auf das EU-weite Cap Anwendung findet. Bezugsjahr für die Anwendung des Kürzungsfaktors ist in diesem Fall das Jahr 2013.

Die Zuteilung berechnet sich demnach wie folgt:

$$m_{EB,P} = BM_i * HAL_i * EF_{CL,i,k} * CCF_k \quad \text{Formel 27}$$

Mit

- $m_{EB,P}$: Kostenlose Zuteilungsmenge von Emissionsberechtigungen für Produkt i [Mg CO₂]
 BM_i : Benchmark für Produkt i [Mg CO₂/Produkteinheit]
 HAL_i : Historische Aktivitätsrate von Produkt i [Produkteinheit]
 $EF_{CL,i,k}$: Carbon Leakage Exposure Factor für Produkt i im Jahr k [-]
 CCF_k : Cross-Sectoral Correction Factor im Jahr k [-]

Entstehen aus den Prozessen einer Anlage unterschiedliche Produkte oder Nebenprodukte und werden sowohl Carbon Leakage, als auch Non-Carbon Leakage Sektoren dadurch berührt, so muss die Gesamtanlage in produktsspezifische Teilanlagen unterteilt werden, die so genannten Sub-installations. Für Müllverbrennungsanlagen vereinfacht sich die Darstellung der Produkte, da sich diese im Wesentlichen aus dem Prozessdampf, der Wärme und dem Strom bestimmen. Da Strom keine kostenlose Zuteilung erhält, spielt für die Zuteilung letztlich nur das produzierte Wärmeprodukt eine Rolle. Es muss in diesem Fall lediglich geprüft werden, welcher Anteil des Wärmeprodukts an Carbon Leakage-Abnehmer abgeführt wird.

5.2.1.4 Auswirkungen des Emissionshandels auf Müllverbrennungsanlagen in der Handelsperiode 2008 bis 2012

Die Auswirkungen der Zuteilungsverfahren in der Handelsperiode 2008-2012 werden wie in Kapitel 5.2.1.1 beschrieben anhand von Beispielanlagen dargestellt. Um nicht nur eine anlagenübergreifende Betrachtung vornehmen zu können, sondern auch die unterschiedlichen Problemstellungen bei der Art der Zuteilung zu diskutieren, wird nicht nur die für Müllverbrennungsanlagen relevante Zuteilung für Neuanlagen betrachtet, sondern auch die Auswirkungen einer Zuteilung auf Basis historischer Emissionen, wie für Bestandsanlagen des EU-Emissionshandelsystems definiert, dargestellt.

Es wurden ebenfalls die drei in Kapitel 4.3 beschriebenen Müllverbrennungsanlagen (vgl. Tabelle 33) untersucht, um die Auswirkungen exemplarisch darstellen zu können.

Auswirkungen des Zuteilungsverfahrens

Bei der Zuteilung für Neuanlagen im Sinne von Art. 3 der EU EHRL sind neben der installierten Feuerungswärmeleistung die definierten Vollbenutzungsstunden von entscheidender Bedeutung. Für KWK-Anlagen und sonstige Kondensationskraftwerke werden nach ZuV 2012 Vollbenutzungsstunden von 7.500 h angesetzt. Diese werden nach Formel 25 mit der maximalen Feuerungswärmeleistung der Anlage und dem für den eingesetzten Brennstoff definierten Emissionswert multipliziert. Für die elektrische Leistung der Anlage wird zusätzlich ein Kürzungsfaktor von 15,6% für die Veräußerung von Zertifikaten angesetzt. Aufgrund ähnlicher Leistungen der drei Beispielanlagen sind bei Anwendung von Benchmark-Werten auch die Zuteilungsmengen ähnlich (Tabelle 69).

Tabelle 69 Berechnung der Anzahl kostenlos zugewiesener Zertifikate der gewählten Beispielanlagen

	Anlage 1	Anlage 2	Anlage 3
Elektrische Leistung	16,6 MW	32 MW	27 MW
Thermische Leistung	44 MW	22 MW	28,2 MW
Verbrannte Abfallmenge 2006	231.300 Mg	426.000 Mg	229.310 Mg
Emissionsfaktor Abfall	0,362 Mg CO ₂ /Mg	0,362 Mg CO ₂ /Mg	0,362 Mg CO ₂ /Mg
Vollbenutzungsstunden	7.500 h	7.500 h	7.500 h
Benchmark Strom ¹⁾	365 g CO ₂ /kWh	365 g CO ₂ /kWh	365 g CO ₂ /kWh
Benchmark Wärme ¹⁾	225 g CO ₂ /kWh	225 g CO ₂ /kWh	225 g CO ₂ /kWh
Kürzungsfaktor Strom	0,156	0,156	0,156
Zuteilungsmenge Zertifikate	112.603	111.059	109.970

¹⁾ Da genehmigungsrechtlich auch gasförmige Brennstoffe eingesetzt werden dürfen, kann nur der Benchmark für gasförmige Brennstoffe angesetzt werden, auch wenn überwiegend feste Brennstoffe eingesetzt werden.

Stellt man diesen Zuteilungsmengen die Emissionen aus der Abfallverbrennung gegenüber, so ergeben sich trotz ähnlicher installierter Leistungen und ähnlicher Zuteilungsmengen sehr unterschiedliche Emissionspositionen (Abbildung 63). Während Anlagen 1 und 3 unter Annahme der

oben genannten Werte und der nach Tabelle 6 definierten Emissionsfaktoren erhebliche Überschüsse von 25.000 bis 30.000 Zertifikaten im gewählten Beispieljahr 2006 generieren würden, entsteht bei Anlage 2 ein Defizit von etwa 43.000 Zertifikaten. Der Betreiber der Anlage 2 müsste diese Zertifikate entsprechend zukaufen. Bei einem Preis von etwa 15-17 € je Tonne CO₂ (je Lieferzeitpunkt des Zertifikats, Stand: Oktober 2010) würden für Anlage 2 beispielsweise rund 650.000 € an zusätzlichen Kosten durch den Zukauf von Zertifikaten entstehen.

Die sehr unterschiedlichen Emissionspositionen begründen sich in den sehr unterschiedlichen Abfallmengen, die in den drei untersuchten Anlagen im Beispieljahr 2006 verbrannt wurden und entsprechend unterschiedliche Emissionsmengen verursacht haben. Eine hohe installierte Leistung, die an keine technischen oder genehmigungsrechtlichen Einschränkungen gebunden ist und dennoch betrieblich nicht voll ausgenutzt wird, kann durch den Ansatz von spezifischen Vollbenutzungsstunden nach ZuV 2012 zu großen Überschüssen führen. Anlagen, die energetisch betrachtet voll ausgelastet betrieben werden, werden entsprechend nur wenige Überschüsse oder wie in gezeigtem Beispiel sogar Defizite generieren. Ein weiterer Vorteil liegt zudem im biogenen Anteil des Abfalls. Da die angewandten Benchmark-Werte jeweils auf die Nutzung von Erdgas bezogen sind, hängt die Emissionsposition der Anlagen zudem vom jeweiligen biogenen Anteil in hohem Maße ab. Steigt der klimawirksame Anteil an Emissionen, so wird auch die Emissionsposition der beiden Anlagen 1 und 2 relativiert und der Überschuss kann sich ebenfalls in ein Defizit entwickeln.

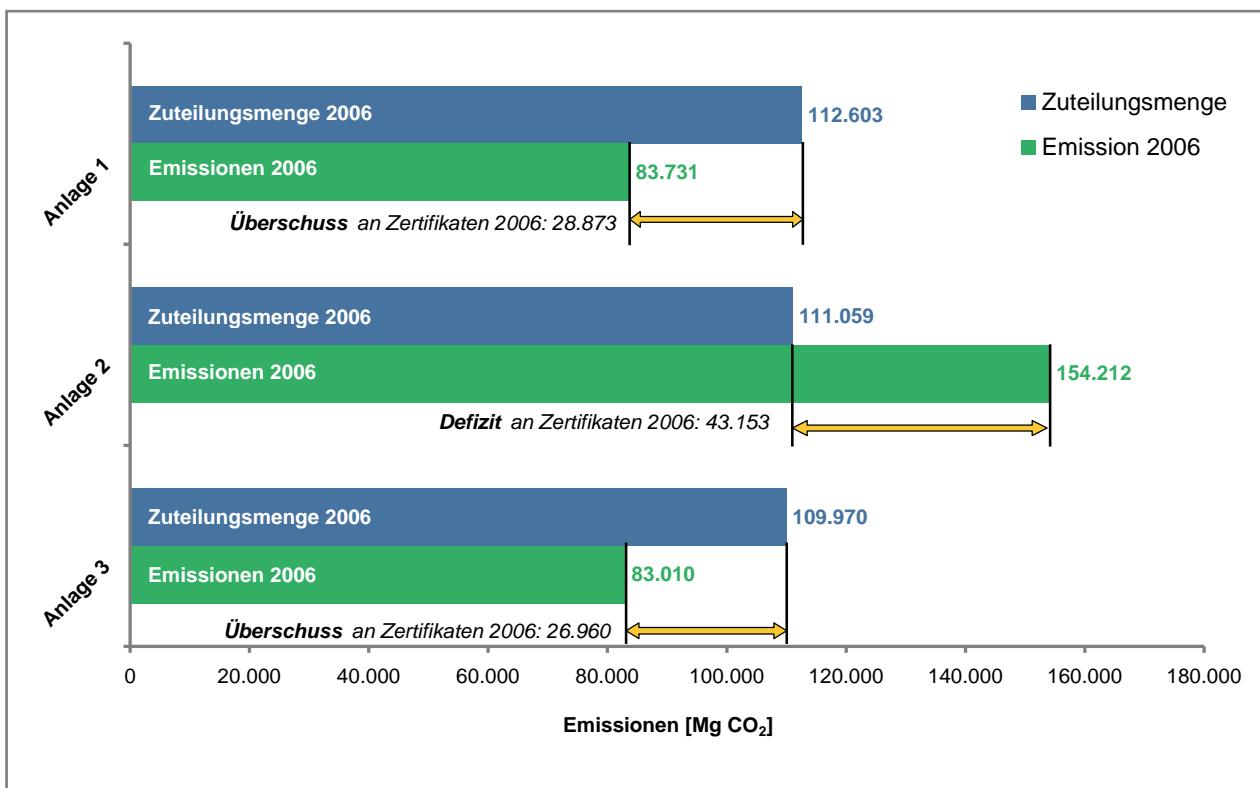


Abbildung 63 Beispielhafte Auswirkungen der Zuteilung von Zertifikaten auf Basis definierter Benchmark-Werte für drei Müllverbrennungsanlagen (Emissionsfaktor nach EdDE 2010, Annahmen nach Tabelle 69)

In der ersten Handelperiode (2005-2007) konnten die Anlagenbetreiber zwischen der Zuteilung auf Basis von Benchmarks oder auf Basis historischer Emissionen wählen. In der zweiten Handelsperiode (2008-2012) stand diese Wahlmöglichkeit im Energiebereich nicht mehr zur Verfügung und wurde nur noch bei Industrie-Bestandsanlagen oder wenigen Ausnahmefällen angewandt. Zur vollständigen Beurteilung der Emissionshandelsauswirkungen wird geprüft, ob eine Ausnahmeregelung in Form einer historischen Zuteilung auch bei Müllverbrennungsanlagen Vorteile mit sich bringt.

Die Menge der zugewiesenen Zertifikate errechnet sich in diesem Fall aus den durchschnittlichen CO₂-Emissionen in der Basisperiode 2000 bis 2005, dem vorgesehenen Erfüllungsfaktor und der Dauer der jeweiligen Zuteilungsperiode. Für die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 entspricht dies 5 Jahren.

Im Gegensatz zu einer Zuteilung auf Basis von Benchmark-Werten würden sich für alle drei Anlagen selbst bei einer Befreiung von Reduktionspflichten (Erfüllungsfaktor 1,0) Defizite an Emissionsberechtigungen ergeben. Alle drei untersuchten Anlagen müssten je nach Durchsatz teilweise große Mengen an Zertifikaten zukaufen, aus denen in Abhängigkeit vom jeweiligen Zertifikatspreis erhebliche Kosten entstehen. Bei einem Preis von etwa 15-17 € je Tonne CO₂ (je Lieferzeitpunkt des Zertifikats, Stand: Oktober 2010) würden für Anlage 3 beispielsweise rund 425.000 € jährlich an zusätzlichen Kosten durch den Zukauf von Zertifikaten entstehen (Abbildung 64).

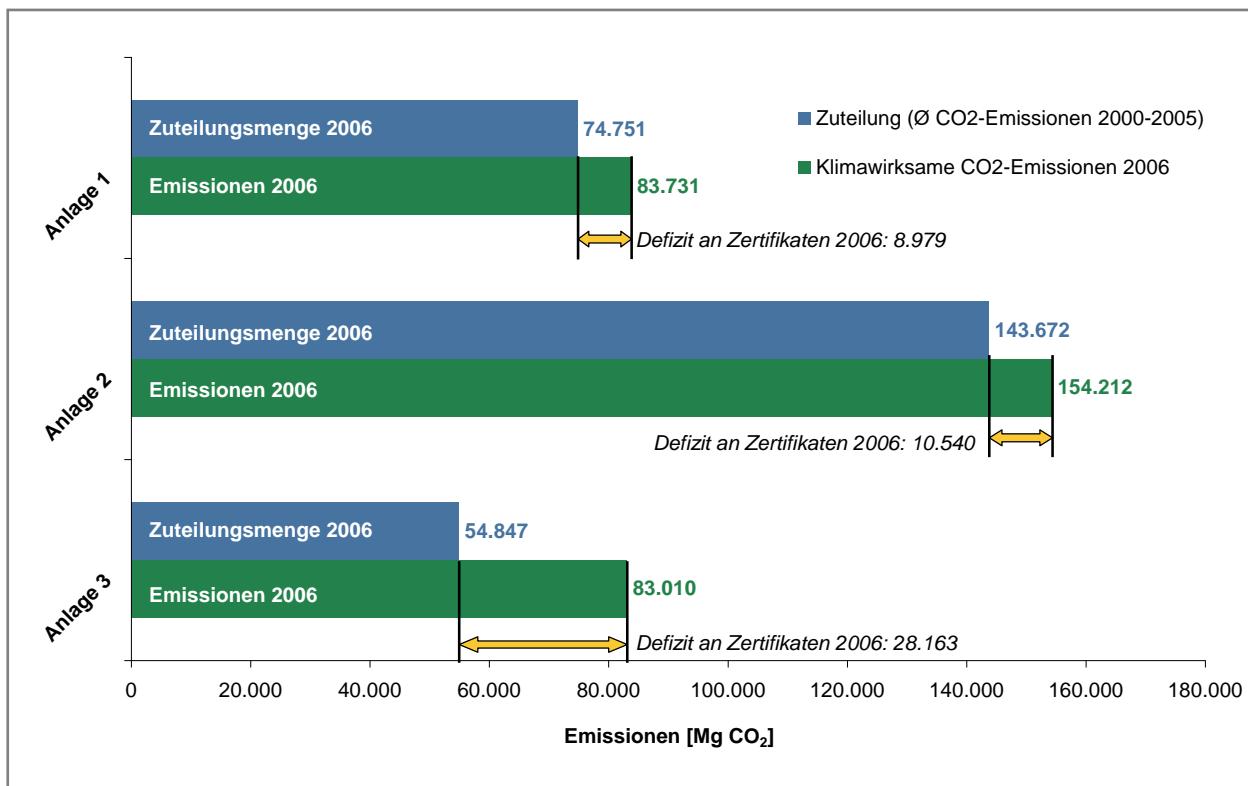


Abbildung 64 Beispielhafte Auswirkungen der Zuteilung von Zertifikaten auf historischer Basis für drei Müllverbrennungsanlagen im Beispieljahr 2006 (Emissionsfaktor nach EdDE 2010, Basisperiode 2000-2005, Erfüllungsfaktor EF=1,0)

Einfluss der Bestimmung klimawirksamer Emissionen und des Emissionsfaktors

Die Bestimmung der tatsächlichen klimawirksamen Emissionen ist nach wie vor ein wesentliches Problem. Im Rahmen der Emissionsberichterstattung sind diesbezüglich keine festen Vorgaben zu den zulässigen Methoden festgelegt, wobei auf europäischer Ebene Normen entwickelt werden, die auch auf nationaler Ebene Anwendung finden sollen. Die Arbeitsgruppe 3 des Normungsausschusses CEN/TC 343 „Solid recovered fuel“ erarbeitete Methoden zur Probennahme und Probenaufbereitung mit dem Schwerpunkt der Bestimmung biogener Anteile in Ersatzbrennstoffen. Dort wurde bisher vorrangig die Selektive Aufschlussmethode betrachtet, inzwischen wurde auch die C¹⁴-Methode in die Überlegungen mit einbezogen (Flamme 2007).

Für die Berechnungen der klimawirksamen Emissionen wird der nach EdDE (2010) festgelegte mengenbezogene Emissionsfaktor von 0,362 Mg CO₂/Mg Abfall herangezogen. Das BMU (2007a) verwendet in seinen Veröffentlichungen für biogene Anteile im Abfall einen Pauschalwert von 50%. Auch in der Schweiz wird vom Bundesamt für Energie ein biogener Anteil im Abfall von 50% angegeben (BFE 2005). Wie die Bilanzierungen in Kapitel 4.3 (vgl. Abbildung 46) zeigen, nimmt der gewählte Emissionsfaktor einen entscheidenden Einfluss nicht nur auf die Emissionsposition einzelner Anlagen, sondern auch auf die Quantifizierung der tatsächlichen Relevanz der Abfallverbrennung hinsichtlich der CO₂-Minderungspotenziale.

Die Ergebnisse in Kapitel 4.3 zeigen zudem erhebliche Diskrepanzen zwischen den über die untersuchten Standardemissionsfaktoren berechneten klimawirksamen CO₂-Emissionen und den über Messungen ermittelten und mit dem Pauschalwert von 50% nach BMU (2007a) multiplizierten klimawirksamen CO₂-Emissionen. Deshalb wäre für jede Anlage eine separate Bestimmung der biogenen Anteile über Sortier- oder Heizwertanalysen und damit ein sehr anspruchsvolles Monitoring notwendig.

Eine interessante Möglichkeit bietet die so genannte Bilanzenmethode, die an der Technischen Universität Wien entwickelt wurde. Aus den kontinuierlich gemessenen Betriebsparametern werden durch einen Abgleich von theoretischen Stoff- und Energiebilanzen mit messbaren Bilanzen der Anlage die biogenen Anteile im Input bestimmt. Es sind keine zusätzlichen Aufwendungen für Messgeräte oder Analysen erforderlich und jahreszeitliche Schwankungen werden automatisch mit erfasst. Die Bilanzenmethode wird bereits an einigen Müllverbrennungsanlagen in Österreich im Routinebetrieb eingesetzt und an anderen europäischen Anlagen verifiziert. Die Unsicherheiten über einen Betrachtungszeitraum von einem Jahr lagen bei etwa 5% (Fellner et al. 2006, Fellner et al. 2008).

Der Einfluss des Emissionsfaktors auf die Emissionsposition der drei Müllverbrennungsanlagen wird für die Zuteilung nach Benchmark-Werten dargestellt. Hierzu werden die klimawirksamen CO₂-Emissionen mit den in Tabelle 32 genannten Emissionsfaktoren berechnet und der Zuteilungsmenge für das Jahr 2006 gegenübergestellt. Während für Anlage 2 das Defizit je nach Wahl des Emissionsfaktors größer oder kleiner ausfällt, kann sich der Überschuss der Anlagen 1 und 3 bei Wahl des höchsten Emissionsfaktors nach IPCC (1999) in ein Defizit wandeln. zieht man die in Deutschland abgeleiteten Emissionsfaktoren heran, so stellt sich zumindest bei den Anlagen 1 und 3 durchgängig ein Überschuss an Zertifikaten ein.

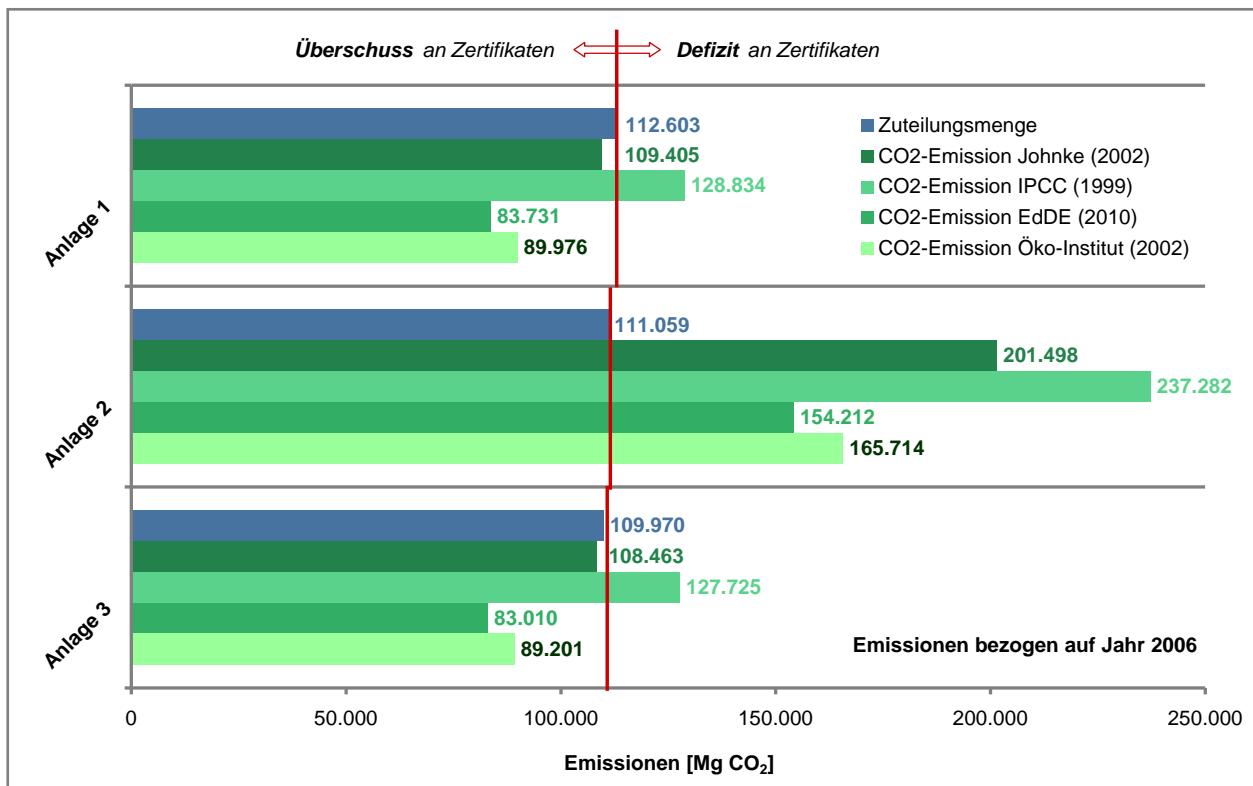


Abbildung 65 Einfluss des gewählten Emissionsfaktors auf die Emissionsposition von Müllverbrennungsanlagen im Rahmen des Emissionshandels

Einfluss der Basisperiode im Hinblick auf die Abfallmengenentwicklung

Aufgrund der Umsetzung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASI) zum 1. Juni 2005 haben sich die Behandlungsmengen in den meisten Müllverbrennungsanlagen vor allem im Folgejahr 2006 erheblich erhöht. Dies trifft auch auf die hier untersuchten Anlagen zu (Tabelle 70).

Tabelle 70 Entwicklung der Abfallmengen der untersuchten Müllverbrennungsanlagen in der Basisperiode 2000 bis 2005 und im Folgejahr 2006

	Abfallmengen [Mg/a] in der Basisperiode nach ZuG 2012						2006
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	
Anlage 1	189.700	193.400	193.800	200.800	212.400	222.200	231.300
Anlage 2	406.062	401.430	400.767	379.502	388.901	404.650	426.000
Anlage 3	146.688	138.750	133.730	148.450	145.160	196.281	229.309

Bei einer Zuteilung auf Basis historischer Emissionen spielt die Basisperiode demnach eine entscheidende Rolle. Wenn für die Basisperiode ein Zeitraum hoher Abfalldurchsätze gewählt wird, der entsprechend einen großen Ausstoß an Treibhausgasen mit sich bringt, könnten die Anlagenbetreiber bei sinkenden Abfallmengen in der späteren Zuteilungsperiode aufgrund überschüssiger Zertifikate aus dem Emissionshandel profitieren. Ist die Basisperiode von geringen Abfalldurchsätzen geprägt, so ist mit einer defizitären Zuteilung zu rechnen.

In Abbildung 64 sind die Auswirkungen der Basisperiode 2000 bis 2005 für das Beispieljahr 2006 dargestellt. Die gestiegenen Abfallmengen seit 2006 aufgrund der TASi-Novellierung wirken sich für alle drei Müllverbrennungsanlagen negativ aus. Die Abfallmengen haben sich bei diesen drei betrachteten Anlagen bis 2009 nicht wesentlich geändert, so dass auch im Jahr 2009 durchgängig defizitäre Emissionspositionen auftreten (Abbildung 66).

Wie die Beispiele zeigen, muss jede Anlage individuell betrachtet werden. Anlagen, die zurzeit ausgelastet betrieben werden, können trotz erhöhter Nachfrage nach Behandlungskapazitäten nicht mehr Abfall verbrennen, so dass in diesen Fällen bei gleich bleibender Abfallzusammensetzung ein Maximum an Emissionen erreicht ist, sofern sich die Abfallzusammensetzung nicht grundlegend ändert.

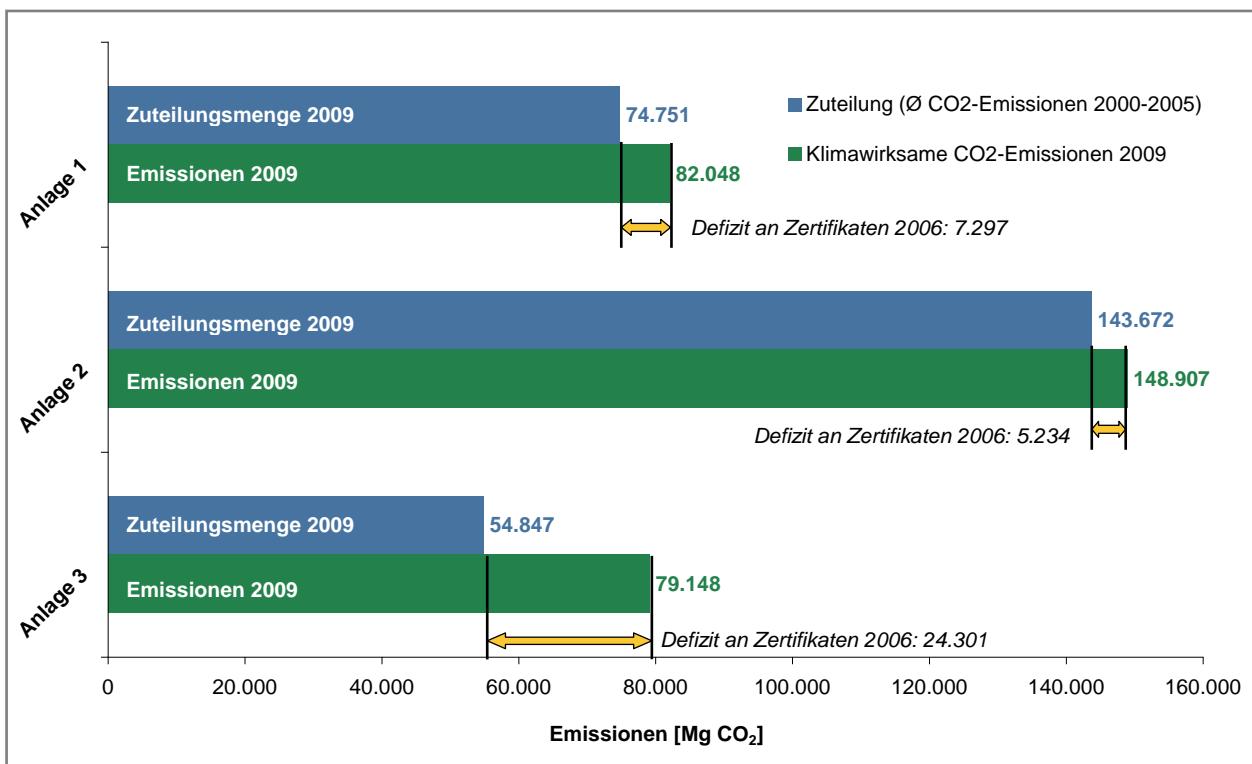


Abbildung 66 Beispielhafte Auswirkungen der Zuteilung von Zertifikaten auf historischer Basis für drei Müllverbrennungsanlagen im Beispieljahr 2009 (Emissionsfaktor nach EdDE 2010, Basisperiode 2000-2005, Erfüllungsfaktor EF=1,0)

Einfluss der Optimierungspotenziale

Wie die Ergebnisse nach Kapitel 4 zeigen, sind Optimierungsmaßnahmen ggf. nur noch mit großem Aufwand zu leisten. Zudem lassen sich die direkten Emissionen kaum beeinflussen, wenn nicht der Mülldurchsatz minimiert wird oder fossile Energieträger innerhalb der Anlagenprozesse substituiert werden können. Ziel von Verbesserungsansätzen kann so nur eine Verringerung des Energieverbrauchs innerhalb der Anlage, eine stärkere Nutzung der erzeugten Prozessabwärme und somit Substitution fossiler Energieträger sein. Diese Möglichkeiten sind wie in Kapitel 4 beschrieben in vielen untersuchten Anlagen nahezu ausgeschöpft, so dass gerade im Hinblick auf einen Eintritt in den Emissionshandel für viele Müllverbrennungsanlagen

erhebliche Probleme entstehen würden, jährlich festgelegte Emissionsminderungen herbeizuführen.

Die Streichung der Early Action-Regelung im Nationalen Allokationsplan der zweiten Handelsperiode 2008-2012, mit der frühzeitigen Emissionsminderungen vor oder während der Basisperiode Rechnung getragen wurde, lässt eine Berücksichtigung der bisher durchgeföhrten Optimierungsmaßnahmen nicht zu (BMU 2006a).

Das größte Manko besteht allerdings darin, dass die durch Optimierungsmaßnahmen herbeigeföhrten Effizienzsteigerungen nicht direkt durch das Emissionshandelssystem berührt werden. Durch Effizienzsteigerung kann zwar mehr Energie aus dem gleichen Abfallinput erzeugt und ausgekoppelt werden, die Emissionen der Anlage werden dadurch aber nicht beeinflusst, sofern die zusätzlich erzeugte Energie nicht in die Anlagenprozesse integriert wird und somit fossile Energieträger innerhalb der Anlagenprozesse einspart. Effizienzsteigerungsmaßnahmen erzeugen vorrangig außerhalb der Anlagen Substitutionseffekte und führen so zu einer indirekten Einsparung klimawirksamer CO₂-Emissionen. Diese sind aber nicht direkt für den Emissionshandel anrechenbar, sondern könnten im Emissionshandel nur geltend gemacht werden, wenn sie über projektbasierte Mechanismen nach dem Kyoto-Protokoll generiert werden. Entsprechend wird das Ziel des Emissionshandels, Optimierungsmaßnahmen an bestehenden Anlagen anzuregen und kostengünstig zu ermöglichen, im Bezug auf eine höhere Energieauskopplung in Müllverbrennungsanlagen nicht erfüllt.

5.2.1.5 Auswirkungen des Emissionshandels auf Müllverbrennungsanlagen in der Handelsperiode 2013 bis 2020

Zuteilungsverfahren

In der dritten **Handelsperiode 2013-2020** würden im Falle einer Teilnahme am Emissionshandel folgende Zuteilungsprinzipien für die deutschen Müllverbrennungsanlagen Anwendung finden:

- Keine kostenlose Zuteilung bei reiner Stromerzeugung: 8 Anlagen
- Teilweise kostenlose Zuteilung auf Basis Wärmebenchmark für Anlagen mit Wärmeabgabe an Kunden ohne Carbon Leakage-Risiko: 54 Anlagen
- 100% kostenlose Zuteilung auf Basis Wärmebenchmark für Anlagen mit Wärmeabgabe an Kunden mit Carbon Lekage-Risiko: 3 Anlagen

Aufgrund der Zuteilung auf Basis von Benchmarks muss für die dritte Handelsperiode nicht mehr nach der Zuteilung auf Basis historischer Emissionen und auf Basis von Benchmark-Werten unterschieden werden.

Auswirkungen auf die drei Beispielanlagen

Bei den drei Beispielanlagen nach Tabelle 33 handelt es sich jeweils um Anlagen, die theoretisch im KWK-Verfahren betrieben werden können. Anlage 1 wird allerdings aufgrund fehlender Wärmeabnehmer seit vielen Jahren stromoptimiert betrieben und gibt daher nur geringe Mengen an Prozessdampf an eine benachbarte chemische Industrieanlage ab. Diese Industrieanlage wird mit ihrer Tätigkeit in der Carbon Leakage Liste der EU geführt (2010/2/EC), so dass für diese Dampfmengen eine 100% kostenlose Zuteilung an Zertifikaten erfolgen kann. Die beiden

anderen Anlagen müssen nach der allgemeinen Zuteilungsregel bemessen werden, die im Jahr 2013 eine kostenlose Zuteilung in Höhe von 80% vorsieht und jährlich um etwa 7,14% reduziert wird. Als Basisperiode kann entweder der Zeitraum 2005 bis 2008 oder der Zeitraum 2009 bis 2010 gewählt werden. Der Zeitraum mit der höheren Betriebsaktivität wird für die Zuteilung herangezogen. Da für das Jahr 2010 zum Zeitpunkt der Bilanzierung keine abschließenden Daten vorlagen, beziehen sich die weiteren Berechnungen hinsichtlich der Zuteilung jeweils auf die Basisperiode 2005 bis 2008. Um den weiteren Berechnungen repräsentative Zahlenwerte zu Grunde zu legen, werden für die Berechnung der CO₂-Emissionen aus der Verbrennung des Abfalls und weiterer eingesetzter fossiler Energieträger Zahlenwerte der Jahre 2005 bis 2009 ausgewertet und repräsentative Mediane gebildet.

Dieser Methodik folgend wurden demnach Basisjahren 2005 bis 2009 in Anlage 1 im Schnitt rund 228.000 Mg Abfall, in Anlage 2 etwa 422.000 Mg Abfall und in Anlage 3 rund 219.000 Mg Abfall verbrannt (Tabelle 71).

Tabelle 71 Verbrannte Abfallmengen der drei gewählten Beispielanlagen in den nach ZuG 2012 relevanten Basisjahren und Median der Jahre 2005-2009

Mg	2005	2006	2007	2008	2009	Median 2005-2009
Anlage 1	223.046	231.300	235.000	227.959	226.652	227.959
Anlage 2	404.650	426.711	421.834	426.418	411.344	421.834
Anlage 3	207.637	239.916	215.432	218.600	218.640	218.600

Zusätzlich zu den behandelten Abfallmengen werden zu Zwecken der Zünd- und Stützfeuerung und zur Einhaltung der anlagenspezifischen Temperaturniveaus in der Abgasreinigung die fossilen Energieträger Erdgas und Heizöl eingesetzt (Tabelle 72), die ebenfalls zu klimawirksamen CO₂-Emissionen führen.

Tabelle 72 Einsatz fossiler Energieträger in den drei gewählten Beispielanlagen in den nach ZuG 2012 relevanten Basisjahren und Median der Jahre 2005-2009

MWh		2005	2006	2007	2008	2009	Median 2005-2009
Anlage 1	Erdgas	19.176	14.267	2.410	1.983	3.203	3.203
	Heizöl	371	213	301	243	314	301
Anlage 2	Erdgas	6.598	709	385	288	137	385
	Heizöl	8.354	--	--	--	6.849	7.602
Anlage 3	Erdgas	5.532	5.733	5.008	9.793	7.389	5.733
	Heizöl	9.348	11.656	11.857	7.100	5.798	9.348

--: kein Wert vorhanden

Die Verbrennung der genannten Abfallmengen und fossilen Energieträger verursacht bei Ansatz der Standardemissionsfaktoren nach Tabelle 6 in Anlage 1 durchschnittliche Emissionen von 85.500 Mg CO_{2,eq}, bei Anlage 2 von 152.800 Mg CO_{2,eq} und in Anlage 3 von 83.200 Mg CO_{2,eq} (Tabelle 73).

Tabelle 73 Klimawirksame CO_{2,eq}-Emissionen aus der Verbrennung der in Tabelle 71 genannten Abfallmengen und der nach Tabelle 72 eingesetzten fossilen Energieträger der drei gewählten Beispielanlagen

Mg CO _{2,eq}	2005	2006	2007	2008	2009	Median 2005-2009
Anlage 1	85.538	87.277	85.758	83.086	82.934	85.538
Anlage 2	150.903	154.642	152.798	154.433	151.246	152.798
Anlage 3	79.659	92.170	83.198	83.909	82.900	83.198

Die kostenlose Zuteilung an Zertifikaten erfolgt seit 01.01.2013 anhand des abgegebenen Wärmeprodukts einer Anlage. Basierend auf der Wärmeauskopplung der Basisjahre 2005 bis 2008 erfolgt die Bildung eines anlagenspezifischen Medianwertes. Wird Prozessdampf ausgekoppelt, so muss die spätere Verwendung dieses Prozessdampfes berücksichtigt werden. Wird der Prozessdampf zur Verstromung in einem externen Kraftwerk oder einer externen Industrieanlage herangezogen, so erhält der Prozessdampferzeuger für den verstromten Anteil des Prozessdampfes keine kostenlose Zuteilung. Für den für Wärmezwecke eingesetzten Prozessdampf erhält der Erzeuger hingegen eine kostenlose Zuteilung. Diese ist dann abhängig davon, ob der Wärmeabnehmer einem Carbon Leakage-Risiko unterliegt. Ist dies der Fall, so erfolgt für diese Prozessdampfmenge eine 100% kostenlose Zuteilung auf Basis des Wärmebenchmarks nach Abbildung 62. Ist dies nicht der Fall, so erfolgt eine Kürzung auf 80% im Jahr 2013, die dann jährlich, wie in Kapitel 5.2.1.3 beschrieben, sinkt.

Für die drei Beispielanlagen sind hinsichtlich der kostenlosen Zuteilung von Zertifikaten demnach die Wärme- und die Prozessdampfauskopplung der Basisjahre 2005 bis 2008 relevant (Tabelle 74). Die dargestellten Prozessdampfmengen beziehen sich hierbei nicht auf die von der Müllverbrennungsanlage ausgekoppelten Dampfmengen, sondern bereits auf die extern in Wärme umgewandelten Prozessdampfmengen, also das tatsächliche Wärme Produkt. Die Stromauskopplung spielt für die Zuteilung keine Rolle.

Tabelle 74 Energieauskopplung der drei gewählten Beispielanlagen in den nach ZuG 2012 relevanten Basisjahren und Median der Jahre 2005-2008 (gewählte Basisperiode)

MWh		2005	2006	2007	2008	Median 2005-2008
Anlage 1	Wärme	0	0	0	0	0
	PD	82.006	--	44.640	58.400	58.400
Anlage 2	Wärme	41.359	40.300	38.700	45.000	41.539
	PD	184.873	189.833	--	226.500	184.873
Anlage 3	Wärme	33.810	34.865	28.523	36.288	34.865
	PD	0	0	0	0	0

--: kein Wert vorhanden, PD: abgegebener Prozessdampf zu Wärmezwecken

Multipliziert man die ermittelten Mediane der drei Anlagen mit dem Wärmebenchmark von 0,224 kg CO₂/MWh und den entsprechenden Carbon Leakage Exposure Faktoren EF_{CL} so ergibt sich für Anlage 1 eine Zuteilungsmenge von 13.082 Zertifikaten, für Anlage 2 eine Zuteilungsmenge von 40.541 Zertifikaten und für Anlage 3 eine Zuteilungsmenge von 6.248 Zertifikaten im ersten

Handelsjahr 2013 der dritten Handelsperiode (Abbildung 67). Diese Mengen reduzieren sich bis 2020 in unterschiedlichem Maße. Die jährliche Zuteilungsmenge von Anlage 1 reduziert sich bis 2020 lediglich um den linearen Reduktionsfaktor von 1,74%, da diese Anlage Prozessdampf abgibt, für den aufgrund des Carbon Leakage Risikos eine 100% kostenlose Zuteilung erfolgt. Die jährliche Zuteilungsmenge von Anlage 2 hingegen reduziert sich in erheblichem Maße, da die dort abgegebene Wärme nicht dem Carbon Leakage unterliegt und deshalb jährlich um den Carbon Leakage Exposure Faktor von 7,14% und zusätzlich um den linearen Reduktionsfaktor nach EU EHRL von 1,74% gekürzt wird. Dies führt dazu, dass die kostenlose Zuteilung für Anlage 2 im Jahr 2013 nur noch knapp ein Drittel der Zuteilungsmenge im Anfangsjahr 2013 der dritten Handelsperiode entspricht.

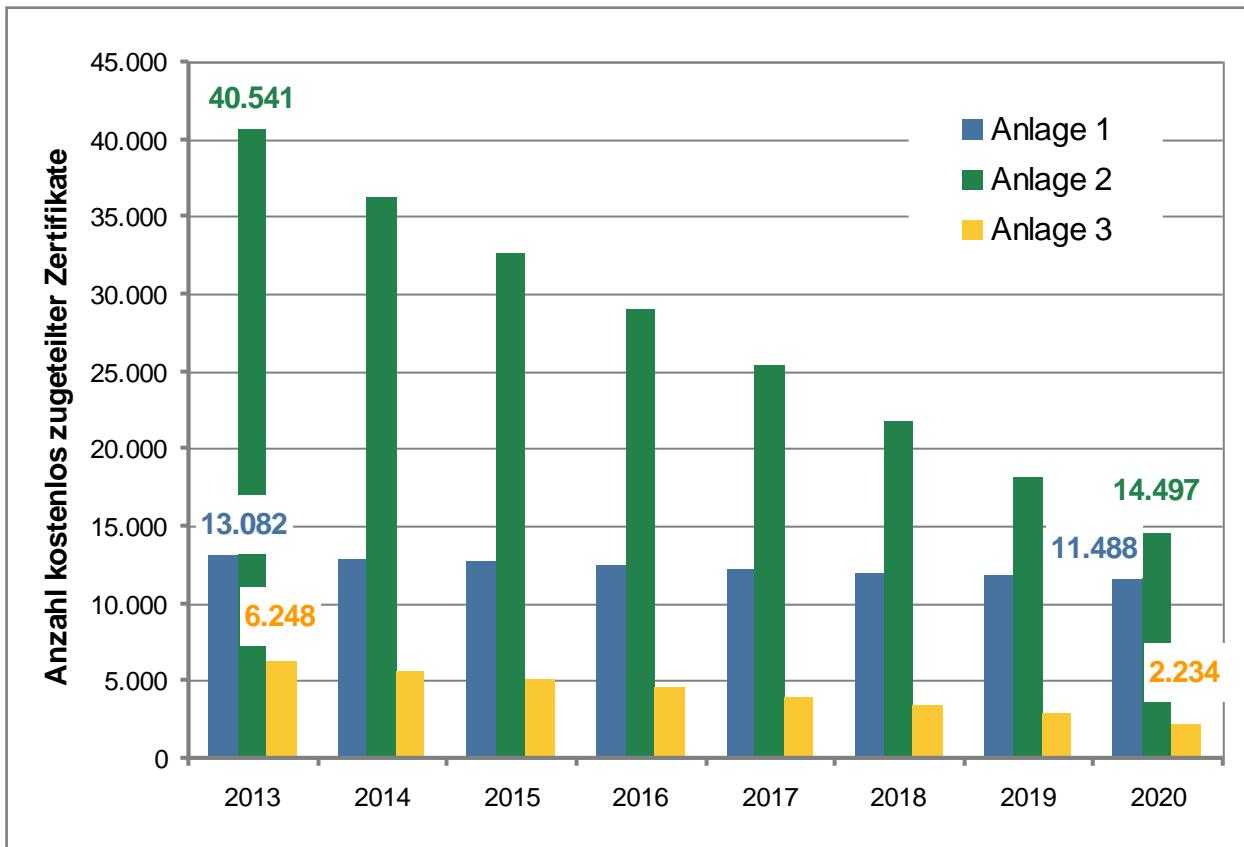


Abbildung 67 Jährliche Zuteilungsmengen für die drei Beispianlagen in der dritten Handelsperiode (2013-2020)

Zur Abschätzung der Emissionsposition der drei Beispianlagen in der dritten Handelsperiode (2013-2020) werden die Emissionen anhand der anlagenspezifischen Mediane der Jahre 2005 bis 2009 berechnet. Diese geben repräsentativ die Abfallmengen- und Emissionsentwicklung seit Umsetzung der TASi mit den veränderten Abfallströmen wieder und berücksichtigen jahresspezifische Schwankungen mit ausreichender Genauigkeit. Da alle drei Anlagen einen Großteil des erzeugten Prozessdampfes verstromen und das Zuteilungsverfahren hierfür keine Zuteilung mehr ab 2013 vorsieht, weisen alle drei Anlagen bereits zu Beginn der dritten Handelsperiode (2013-2020) eine enorme Unterdeckung an Zertifikaten auf. Während in Anlage 1 und in Anlage 2 etwa rund ein Viertel der zu erwartenden Emissionen durch kostenlos zugeteilte Zertifikate gedeckt werden können, müssen für Anlage 3 nahezu die gesamten CO₂-Emissionen aus der

Abfallverbrennung in Form von Emissionsberechtigungen zugekauft werden (Abbildung 68). Ursache dieser hohen Unterdeckung ist der hohe Verstromungsanteil von rund 75% in der Basisperiode 2005 bis 2008 und die Tatsache, dass in dieser Anlage bezogen auf eine verbrannte Tonne Abfall die geringste Energieabgabe erfolgt, nach der die Zuteilung bemessen wird.

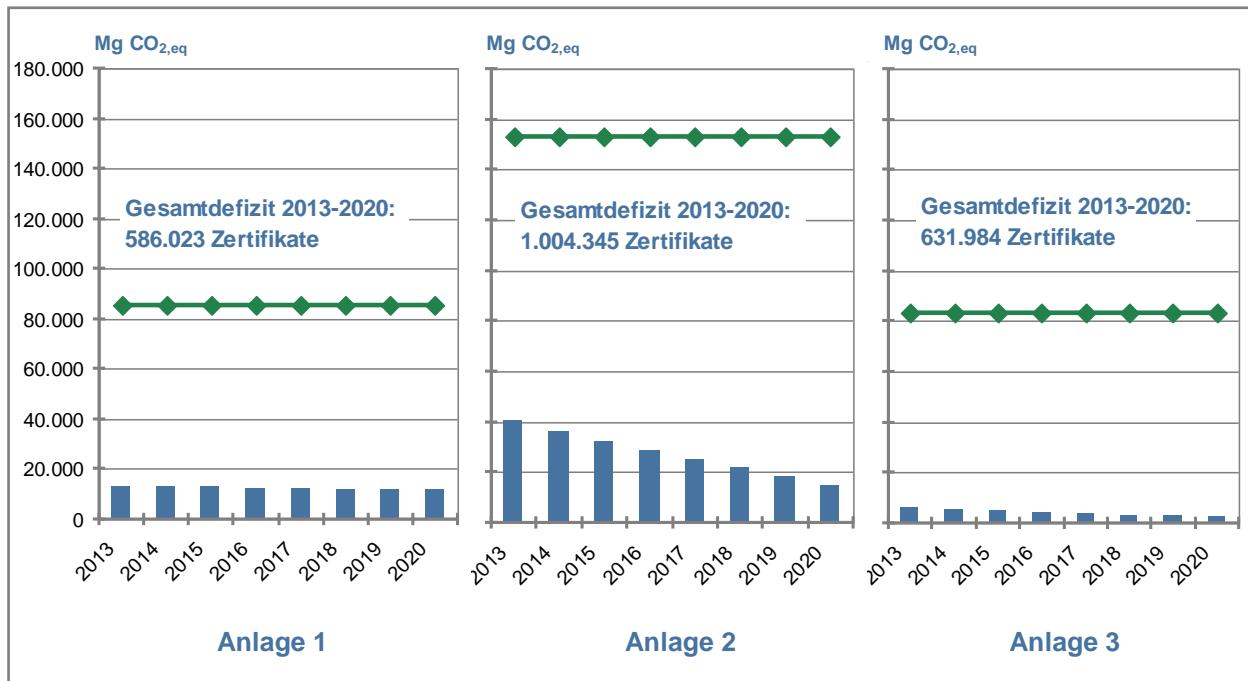


Abbildung 68 Unterdeckung an Zertifikaten für die drei Beispielanlagen in der dritten Handelsperiode (2013-2020) unter Annahme einer gleichbleibenden Abfallbehandlungsmenge auf Basis des Medians der Jahre 2005 bis 2009

Im Gegensatz zur Handelsperiode 2008-2012, in der die Anlagen 1 und 3 zumindest nach dem Benchmark-Verfahren einen gewissen Überschuss generieren konnten, würden ab 2013 alle drei Beispieldiagramme eine erhebliche Unterdeckung aufweisen. Über die gesamte Periode hinweg würde sich die Fehlmenge auf 580.000 bis 1.000.000 Zertifikate belaufen (Abbildung 68), was bei einem Handelspreis von 15 € (Stand: Oktober 2010) einem Kostenaufwand von 8,8 Mio. € bis 15 Mio. € entspricht. Bei einem Handelspreis von 5 € (Stand: Oktober 2013) wären immerhin noch 3 Mio. € bis 5 Mio. € zu erwarten. Die eklatante Auswirkung des geänderten Zuteilungsverfahrens ab 2013 verdeutlicht die Gegenüberstellung der beiden Handelsperioden 2008-2012 und 2013-2020 (Abbildung 69). Da weder ein Brennstoffwechsel vorgenommen werden kann, noch Möglichkeiten zu technischen Optimierungsmaßnahmen mit Auswirkung auf die direkten CO₂-Emissionen in großem Umfang zur Verfügung stehen, erscheint eine Einbeziehung von Müllverbrennungsanlagen in den Emissionshandel fragwürdig. Um Anreize zu Effizienzsteigerungen im Bereich der thermischen Abfallbehandlung zu setzen, sind andere Maßnahmen zu treffen, die vor allem die Substitution von fossilen Energieträgern durch Energie aus Abfällen außerhalb der Anlagengrenzen fördern.

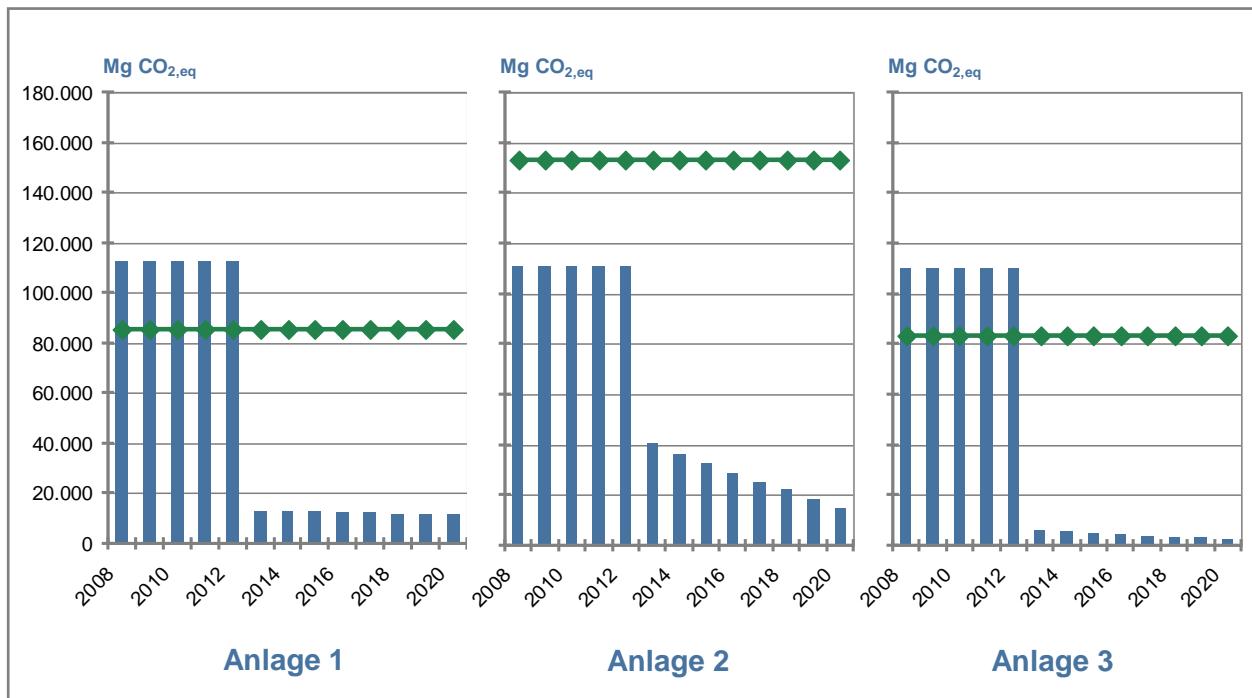


Abbildung 69 Gegenüberstellung der Emissionspositionen für die drei Beispielanlagen nach den unterschiedlichen Zuteilungsverfahren während der zweiten und der dritten Handelsperiode (blaue Balken: Zuteilungsmenge, grüne Linie: Emissionen)

Auswirkungen auf den gesamten deutschen Anlagenpark

Analog zum Vorgehen für die drei Beispielanlagen wurde die Emissionsposition des gesamten deutschen Anlagenparks ab dem Jahr 2013 abgeschätzt. Da nicht von allen Anlagen die notwendigen Daten vollständig vorliegen, können die weiteren Ausführungen nur eine Abschätzung darstellen. Für eine exakte Berechnung müssten von allen Anlagen die tatsächlichen Wärmeprodukte und die Struktur der Wärmeabnehmer bekannt sein. Bei Anlagen, die Prozessdampf an benachbarte Industrieanlagen oder Kraftwerke abgeben, müssen hierfür der Anteil an verstromten Prozessdampf und der Dampfanteil zur Wärmeerzeugung sowie die Anlagenwirkungsgrade dieser externen Abnehmer bekannt sein. Zudem muss für alle Fernwärmeabnehmer die Einstufung nach Carbon Leakage bekannt sein, was bei 57 Anlagen mit Fernwärmeabgabe mit unterschiedlichen Wärmeabnehmern nicht zu bewerkstelligen ist. Deshalb müssen hierfür Annahmen getroffen werden.

Sofern bei Prozessdampfabgabe die weitere Verarbeitung zu Strom und Wärme nicht bekannt ist, wird anhand der Erzeugungszahlen von Strom und Wärme der Dampf abnehmenden Anlage das Verhältnis Strom zu Wärme gebildet und für die Berechnung herangezogen. Anlagenverluste bei der Umwandlung des Prozessdampfes aus der Müllverbrennungsanlage in exportierte Wärme aus dem benachbarten Kraftwerk werden mit einem pauschalen Sicherheitsfaktor von 0,8 berücksichtigt (Tabelle 75). Dieser wird auch bei der direkten Einspeisung des Dampfes als Prozessdampf in Industrieanlagen angesetzt.

Tabelle 75 Beispiel zur Bilanzierung der Prozessdampfabgabe von Müllverbrennungsanlagen bei der kostenlosen Zuteilung von Zertifikaten

	Energiemengen	Anteil
Prozessdampfabgabe Müllverbrennungsanlage	500.000 MWh	--
Stromerzeugung Dampf abnehmende Anlage (gesamt)	2.500.000 MWh	62,5%
Wärmeerzeugung Dampf abnehmende Anlage (gesamt)	1.500.000 MWh	37,5%
Gesamtenergiebereitstellung Dampf abnehmende Anlage	4.000.000 MWh	100%
Umwandlungsverluste bei Dampf abnehmender Anlage		0,8
Für kostenlose Zuteilung relevante Dampfmenge	500.000 MWh * 0,375 * 0,8 = 150.000 MWh	

Auch für die Gesamtbetrachtung des deutschen Anlagenparks werden für die Berechnung der CO₂-Emissionen aus der Verbrennung des Abfalls und weiterer eingesetzter fossiler Energieträger vorhandene Zahlenwerte der Jahre 2005 bis 2009 ausgewertet und repräsentative Mediane gebildet. Für den Einsatz fossiler Energieträger liegen nicht für alle Anlagen Daten vor. Für diese Anlagen werden aus den vorhandenen Datensätzen anhand der Kategorisierung nach Kapitel 4.2 Ersatzwerte gebildet (Tabelle 76), welche die Basis für die Hochrechnung darstellen. Die Unterscheidung erfolgt nach dem jeweils eingesetzten Entstickungsverfahren.

Tabelle 76 Ersatzwerte für den Einsatz fossiler Energieträger in Abhängigkeit vom Entstickungsverfahren

	SCR	SNCR
Erdgas	0,094 MWh/Mg Abfall	0,033 MWh/Mg Abfall
Heizöl	0,041 MWh/Mg Abfall	0,055 MWh/Mg Abfall

Dieser Methodik folgend werden für die Abschätzung der Emissionsposition des gesamten deutschen Anlagenparks die in Tabelle 77 angegebenen Werte zu Grunde gelegt.

Tabelle 77 Inputdaten für die verbrannten Abfallmengen und eingesetzten fossilen Energieträger in den deutschen Müllverbrennungsanlagen zur Bestimmung der Emissionsposition in der dritten Handelsperiode (2013-2020)

Brennstoff	Menge	Emissionsfaktor	Emissionsmenge
Abfall	17.863.033 Mg	362,0 kg CO _{2,eq} /Mg	6.466.418 Mg CO _{2,eq}
Erdgas	947.962 MWh	243,6 kg CO _{2,eq} /MWh	191.109 Mg CO _{2,eq}
Heizöl	591.142 MWh	336,7 kg CO _{2,eq} /MWh	157.480 Mg CO _{2,eq}
Gesamt	--	--	6.896.338 Mg CO_{2,eq}

Die kostenlose Zuteilung an Zertifikaten erfolgt anhand eines anlagenspezifischen, repräsentativen Medianwertes basierend auf der Wärmeauskopplung der Basisjahre 2005 bis 2008. Der ausgekoppelte Prozessdampf wird hierbei wie oben beschrieben berücksichtigt. Wird der Prozessdampf zur Verstromung in einem externen Kraftwerk oder einer externen Industrie-

anlage herangezogen, so erhält der Prozessdampferzeuger für den verstromten Anteil des Prozessdampfes keine kostenlose Zuteilung.

Aus den vorhandenen Datensätzen aller deutschen Müllverbrennungsanlagen werden zur Berechnung der kostenlosen Zuteilung von Zertifikaten die anlagenspezifischen Mediane an Wärme- und Prozessdampfauskopplung der Basisjahre 2005 bis 2008 kumuliert (Tabelle 78). Die dargestellten Prozessdampfmengen beziehen sich hierbei nicht auf die von der Müllverbrennungsanlage ausgekoppelten Dampfmengen, sondern bereits auf die extern in Wärme umgewandelten Prozessdampfmengen, also das tatsächlich erzeugte Wärmeprodukt.

Tabelle 78 Energieauskopplung des deutschen Anlagenparks in der gewählten Basisperiode 2005-2008 (Hochrechnung)

Energieart	Median 2005-2008
Wärme	7.330.239 MWh
Prozessdampf ¹⁾	4.731.869 MWh
Gesamtenergie	12.062.108 MWh

¹⁾ abgegebener Prozessdampf zur weiteren Erzeugung von Wärme

Zur Abschätzung der Emissionsposition des gesamten deutschen Anlagenparks in der dritten Handelsperiode (2013-2020) werden die Emissionen anhand der anlagenspezifischen Mediane aus Tabelle 77 berechnet. Diese geben repräsentativ die Abfallmengen- und Emissionsentwicklung seit Umsetzung der TASi mit den veränderten Abfallströmen wieder und berücksichtigen jahresspezifische Schwankungen mit ausreichender Genauigkeit.

Multipliziert man die ermittelten Mediane für die Wärme- und Prozessdampfabgabe nach Tabelle 78 mit dem Wärmebenchmark von 0,224 kg CO₂/MWh und den entsprechenden Carbon Leakage Exposure Faktoren EF_{CL} für die Einzelanlagen, so würde sich für den gesamten deutschen Anlagenpark eine Zuteilungsmenge von rund 2.190.000 Zertifikaten im ersten Handelsjahr 2013 ergeben. Diese Menge würde sich bis 2020 auf eine Zuteilungsmenge von etwa 850.000 Zertifikaten reduzieren (Abbildung 70).

Für die einzelnen Anlagen würde diese Minderung in sehr unterschiedlichem Maße erfolgen, wie bereits bei der Bilanzierung der drei Beispelanlagen dokumentiert. Wesentliche Einflussgrößen sind

- der Anteil der Wärmeerzeugung (je mehr Strom in der Basisperiode erzeugt wurde, desto geringer die kostenlose Zuteilung) und
- die Nutzung der Wärme durch einen Carbon Leakage Sektor (dann 100% kostenlose Zuteilung auf Basis des Wärmebenchmarks).

Da ein Großteil des erzeugten Prozessdampfes verstromt und das Zuteilungsverfahren hierfür keine Zuteilung mehr ab 2013 vorsieht, würde für den deutschen Anlagenpark bereits zu Beginn der dritten Handelsperiode (2013-2020) eine enorme Unterdeckung an Zertifikaten auftreten. Nur rund ein Drittel der notwendigen Zertifikate würde kostenlos zugeteilt werden. Im Jahr 2013 würden voraussichtlich nur mehr etwa ein Achtel der notwendigen Zertifikate aus kostenlosen Zuteilungen zur Verfügung stehen. Somit gilt für den gesamten deutschen Anlagenpark eine ähnliche Schlussfolgerung, wie sie bereits bei den drei Beispelanlagen getroffen wurde. Ab

2013 würde der Anlagenpark eine erhebliche Unterdeckung aufweisen. Über die gesamte Periode hinweg könnte sich die Fehlmenge an Zertifikaten auf rund 43 Mio. Zertifikate belaufen (Abbildung 70), was bei einem Handelspreis von 15 € (Stand: Oktober 2010) einem Kostenaufwand von rund 647 Mio. € entsprechen würde. Bei einem Handelspreis von 5 € (Stand: Oktober 2013) wären es immerhin noch rund 215 Mio. €.

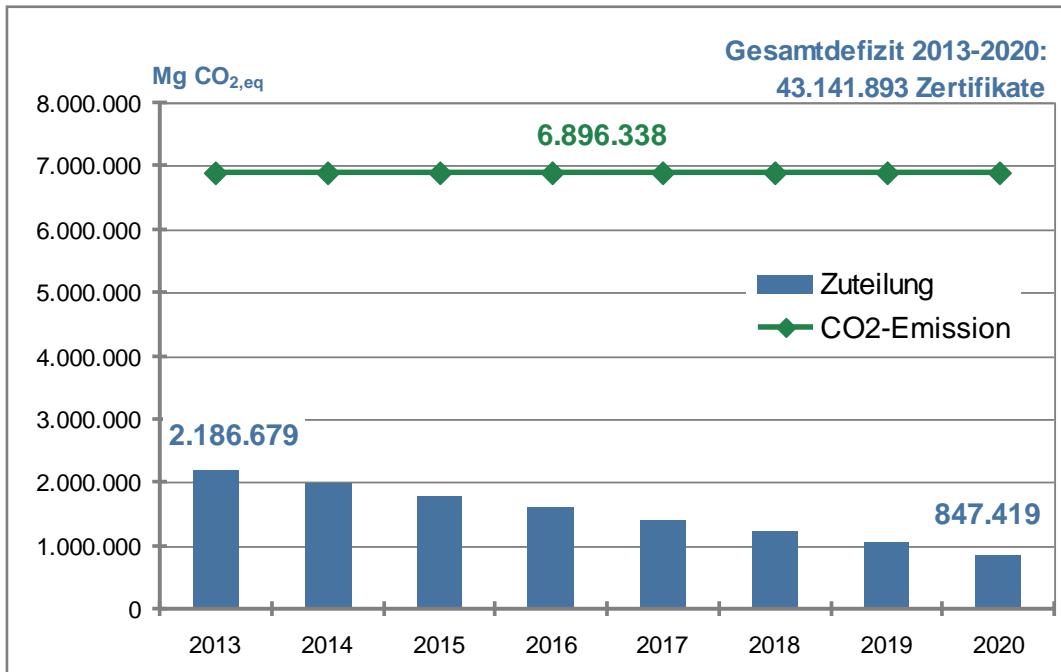


Abbildung 70 Abschätzung der jährlichen Zuteilungsmengen und der CO₂-Emissionen für den gesamten deutschen Anlagenpark in der dritten Handelsperiode (2013-2020)

5.2.1.6 Zukünftige Entwicklung des Emissionshandels und alternativer rechtlicher Rahmenbedingungen zur Reduktion des CO₂-Ausstoßes

Trotz der alarmierenden Preisstürze soll der Emissionshandel weiterhin ein zentrales Element zur Erreichung definierter Emissionsreduktionsziele in der Energiewirtschaft und in der Industrie bleiben. Durch neue Sektoren wie der Luft- oder Schifffahrt und die Einbeziehung weiterer Treibhausgase (Beispiel N₂O) hat sich der Wirkungskreis des Emissionshandels bereits erweitert. Bis zum Jahr 2020 wird dieser Status quo aufgrund der analogen Dauer der dritten Handelsperiode erhalten bleiben. Da in der EU EHRL 2009/29/EC bereits der Minderungspfad kostenlos zugeteilter Zertifikate bis 2027 beschrieben ist, wird der Emissionshandel wohl auch über die dritte Handelsperiode hinaus ein festes Instrument der Europäischen Klimastrategie bleiben. Durch die in Kapitel 5.2.1.3 beschriebene, voranschreitende Versteigerung von Zertifikaten wird sich langfristig ein verstärkter Bedarf an Zertifikatzukaufen für Anlagenbetreiber ergeben, der durch die jährlichen Reduktionspflichten weiter verschärft wird. Die Preisentwicklung wird aber weiterhin vom Zertifikateüberschuss aus der Handelsperiode 2008-2012 abhängig sein. Um wirtschaftliche Einflüsse berücksichtigen zu können, sehen die aktuellen Zuteilungsregeln zumindest über die so genannte Teilstilllegung vor, dass bei Unterschreiten der jeweils aktuellen Aktivitätsrate eines Berichtsjahrs von mindestens 50% der im Zuteilungsantrag bilanzierten Aktivitätsrate eine Kürzung der Zuteilungsmenge erfolgen soll.

Es bleibt allerdings fraglich, ob die relevanten handelpflichtigen Anlagen dieses 50%-Kriterium unterschreiten werden.

Anhand der großen Schwankungsbreiten und der oben genannten Faktoren lassen sich zukünftige monetäre Auswirkungen – auch hinsichtlich der Einbeziehung von Müllverbrennungsanlagen in den Emissionshandel – schwer prognostizieren. Unter den aktuellen Rahmenbedingungen ist eine Teilnahme am Emissionshandel für Müllverbrennungsanlagen nicht zielführend.

Trotz dieser bestehenden Unsicherheiten kann die freiwillige Teilnahme am Emissionshandel allerdings dann unter Umständen interessant werden, wenn sich aus den Anforderungen anderer rechtlicher Instrumente zur Reduktion von Treibhausgasemissionen größere Nachteile für Anlagenbetreiber ergeben. Ein Ausschluss aus dem Emissionshandel bedeutet nicht, dass ein Anlagenbetreiber keinen Beitrag zum Klimaschutz mehr leisten muss. In diesen Fällen muss ein Ausgleich geschaffen werden, der sich durch unterschiedliche Maßnahmen erbringen lässt. Naheliegend ist die europaweite Einführung einer CO₂-Steuer, wie sie bereits in Ländern wie Schweden oder Dänemark erhoben wird, um in Bereichen außerhalb des Emissionshandels Anreize zu Optimierungs- und Reduktionsmaßnahmen zu geben. Die EU Kommission hat hierfür im April 2011 einen Entwurf zur Überarbeitung der Energiesteuerrichtlinie vorgelegt, in dem nach dem so genannten Äquivalenzprinzip die Mindeststeuersätze nicht nur eine Energieträgerkomponente, sondern auch eine CO₂-Komponente enthalten sollten. Diese CO₂-Komponente bedeutet laut Kommissionsentwurf, dass Anlagen, die nicht dem Emissionshandel unterliegen, mit einem CO₂-Steueranteil in Höhe von 20 Euro pro Tonne CO₂ belastet werden sollten. Im Juni 2012 wurde der Entwurf im Finanzausschuss des Bundestags diskutiert. Der Vorschlag zur Besteuerung nach dem Äquivalenzprinzip wird von den meisten Verbänden abgelehnt und erscheint nicht durchsetzbar. Der Finanzausschuss hat stattdessen feste Mindeststeuersätze vorgeschlagen. Zum 01.01.2013 sollte die Energiesteuerrichtlinie in Kraft treten. Allerdings sind die Fronten bisher zu verhärtet, dass Stand Oktober 2013 noch keine Einigung in oben genannten Diskussionspunkten erzielt werden konnte. Sollten Betreiber von Müllverbrennungsanlagen nicht am Emissionshandel teilnehmen, werden sie sich zukünftig aber mit großer Wahrscheinlichkeit mit Instrumenten wie bspw. einer CO₂-Steuer auseinander setzen müssen.

Die Vorteile eines flexiblen Emissionshandelssystems, das in Abhängigkeit der CO₂-Preise und maßnahmenspezifischer Vermeidungskosten eine Entscheidungsmöglichkeit zwischen der Durchführung von eigenen Emissionsminderungsmaßnahmen oder dem Zukauf von Zertifikaten zur Verfügung stellt, werden bei einer starren ordnungsrechtlichen Vorgabe nicht mehr vorhanden sein. Die CO₂-Steuer wird dann mit sicheren finanziellen Aufwänden verbunden sein. Zumindest bis zum Ende der dritten Handelsperiode kann der Emissionshandel aufgrund einer zwar sinkenden, aber dennoch teilweise kostenlosen Zuteilung von Zertifikaten eine Alternative zu einer mittelfristig etablierten Steuer sein. Da weder die Höhe noch das geplante Einführungsdatum einer möglichen CO₂-Steuer bisher bekannt sind, lassen sich keine klaren Aussagen treffen, ob der Emissionshandel Vorteile gegenüber einer ordnungsrechtlichen Vorgabe mit sich bringt. Es ist dennoch klar abzusehen, dass in beiden Fällen enorme Zusatzkosten auf die Anlagenbetreiber zukommen werden.

5.2.2 Anwendung der projektbasierten Mechanismen des Kyoto Protokolls im Bereich der Abfallverbrennung

5.2.2.1 Grundlagen der projektbasierten Mechanismen

Im Kyoto-Protokoll sind neben dem Emissionshandel zwei weitere, projektbasierte Klimaschutzinstrumente vorgesehen, die eine globale Minderung von Treibhausgasemissionen unterstützen. Diese sind über die so genannte Linking Directive (2004/101/EC) mit dem Emissionshandelssystem verbunden. Der so genannte Clean Development Mechanism (CDM) ermöglicht es Industriestaaten, Klimaschutzprojekte in weniger entwickelten Ländern zu initiieren, das so genannte Joint Implementation (JI) soll die Zusammenarbeit von Industrieländern untereinander anregen. Ein weiterer wesentlicher Unterschied der beiden Instrumente ist neben den involvierten Projektpartnern die Belastung des Emissionsbudgets der beteiligten Länder. Bei einem JI-Projekt ergeben sich Emissionsminderungen im Land, in dem das Projekt durchgeführt wird. Diese Minderungen werden aber dem Land übertragen, welches das Projekt finanziert, während das Emissionsbudget des Landes, in dem das Projekt stattfindet, in Höhe der erzielten Emissionsminderungen gekürzt wird. Bei CDM-Projekten gibt es hingegen in den Schwellenländern nach dem Kyoto-Protokoll keine Reduktionsziele und Grenzen für maximal auszustoßende Treibhausgasemissionen, so dass die erzielten Reduktionen lediglich dem Investorstaat zugute kommen, ohne dass im Gegenzug das Emissionsbudget des Projektlandes gekürzt wird (Pacher et al. 2007c).

Nachdem der Emissionshandel im Hinblick auf Effizienzsteigerungsmaßnahmen keine Anreize bietet, könnte eine Zusammenarbeit mit ausländischen Unternehmen in Klimaschutzprojekten wie dem CDM oder JI diese Anreize ermöglichen. Hierzu wäre es für Betreiber von Müllverbrennungsanlagen günstig, wenn Optimierungsmaßnahmen an den eigenen Anlagen, die zu höherer Energieauskopplung und damit zu einer Einsparung von Emissionen durch Substitution fossiler Energieträger führen, über diese Projekte angeregt werden könnten. Dies ist seit 01.01.2008 grundsätzlich möglich, indem Betreiber mit ausländischen Investoren ein JI-Projekt initiieren. Da dem Investorland die daraus entstehenden Emissionsgutschriften zugeschrieben werden, kann der Betreiber zwar keine Zertifikate selbst generieren, aber dennoch eine Optimierungsmaßnahme an der eigenen Anlage über ausländische Investoren finanzieren. Möchte er selbst Zertifikate generieren, so besteht auch die Möglichkeit, selbst als Investor aufzutreten und mit eigener Technologie in einem anderen Land Emissionsminderungen herbeizuführen.

Im Gegensatz zum klassischen Emissionshandelssystem, in dem aufgrund der Vorgabe einer Emissionsbegrenzung (cap) ein Handel (trade) zwischen Anlagenbetreibern oder auch Staaten initiiert werden soll, stützen sich die genannten projektbasierten Mechanismen auf das so genannte „Baseline und Credit-Verfahren“. Für beide Projekttypen werden hierfür Business-As-Usual Szenarien entwickelt, die einen Emissionsverlauf skizzieren, der ohne Durchführung des geplanten Klimaschutzprojektes eintreten würde. Dieser Emissionsverlauf ist die Basis für die Berechnung möglicher Emissionsreduktionen aus dem Projekt, die so genannte Baseline (Abbildung 71). Emissionsmengen, die gegenüber dieser Baseline aufgrund der Projektaktivität gemindert werden, werden in Form von Zertifikaten (credits) gutgeschrieben und können aufgrund der Verknüpfung über die Linking Directive 2004/101/EC im Emissionshandelsystem veräußert werden. Dabei ist es nicht entscheidend, dass die Emissionen generell gemindert werden (Abbildung 71, Fall B), sondern auch weiterhin steigende Projektemissionen, die den-

noch eine Emissionsminderung gegenüber der bilanzierten Baseline generieren (Abbildung 71, Fall A), sind in vollem Umfang anrechenbar. Dadurch erhalten auch Emissionsminderungen aus Klimaschutzprojekten in Ländern, die bisher nicht dem Europäischen Emissionshandelssystem angeschlossen sind, einen monetären Wert.

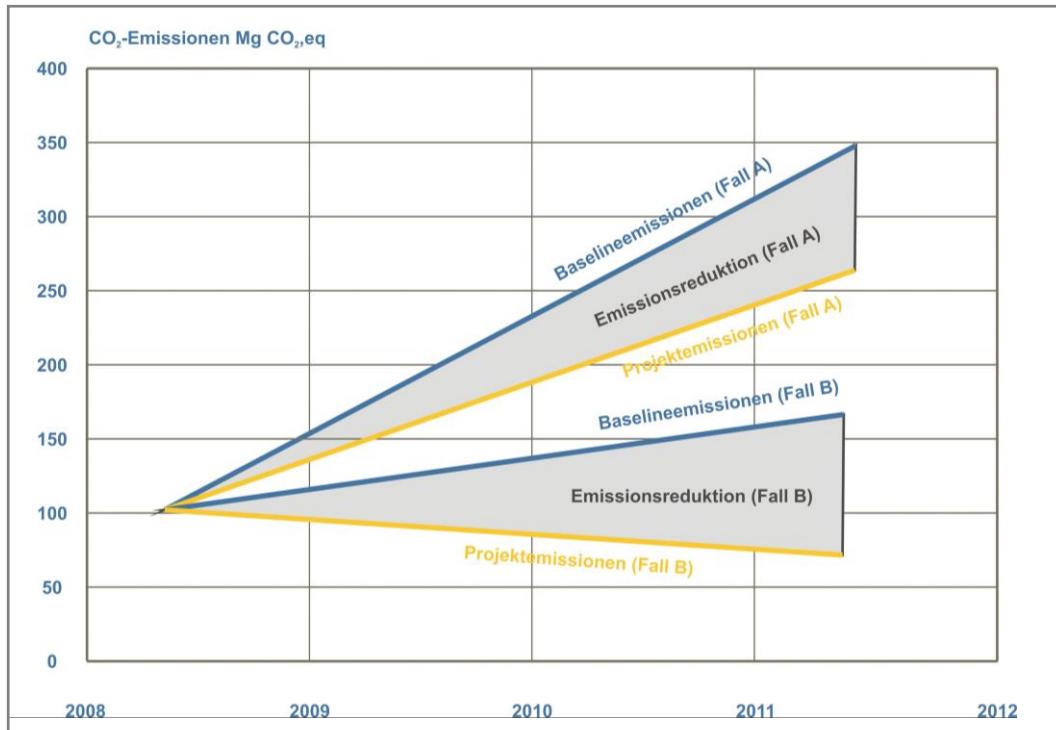


Abbildung 71 Prinzip des Baseline und Credit-Verfahrens

Besondere Bedeutung erhalten die Zertifikate, die aus den projektbasierten Mechanismen generiert werden, durch die Möglichkeit für Unternehmen oder auch Staaten, die Zertifikate zur Erfüllung ihrer Minderungsverpflichtungen zu nutzen. In Deutschland beispielsweise können Anlagenbetreiber bis zu 22% der in der Handelsperiode 2008-2012 zugeteilten Zertifikatemenge oder 4,5% der verifizierten Jahresemissionen bei neu ab 01.01.2013 aufgenommenen Emissionshandelsanlagen anstatt in Form von EU Allowances (EUA) als Certified Emission Reductions (CER) aus CDM-Projekten oder Emission Reduction Units (ERU) aus JI-Projekten zur Erfüllung ihrer Emissionshandelspflichten zurückgeben (Tabelle 79).

Tabelle 79 Übersicht der wichtigsten Zertifikatetypen und Einsetzbarkeit im Rahmen des Europäischen Emissionshandels

Zertifikatetyp	EUA	CER	ERU
Vollständige Bezeichnung	EU Allowance	Certified Emission Redcution	Emission Reduction Unit
Ausgabeform	Kostenlos zugeteilt von der DEHSt an die Anlagenbetreiber	Credits aus CDM-Projekten	Credits aus JI-Projekten
Ausgabeort	EU ETS Anlagen	Entwicklungsländer	Industrieländer
Einsetzbarkeit im EU ETS	100%	max. 22% der Zuteilungsmenge 2008-2012 oder 4,5% der verifizierten Jahresemission	

Aufgrund der bis 2012 wachsenden Bedeutung internationaler Minderungsmaßnahmen sind die Projektabläufe stark reglementiert und die Projektaktivitäten werden von zentralen Überwachungsorganen regelmäßig geprüft. Für die Umsetzung der beiden Projekttypen ist in der Regel ein hoher Aufwand sowohl im Vorfeld der geplanten Projektaktivitäten, als auch bei der Implementierung, Umsetzung und beim Monitoring notwendig (Abbildung 72).



Abbildung 72 Ablauf von CDM- und JI-Projekten

5.2.2.2 Vorhandene Methodologien im Bereich der Abfallverbrennung

Klimaschutzprojekte gewannen auch im Bereich der Abfallwirtschaft bis 2012 an Bedeutung. Vor allem Deponiegasprojekte bieten einen kosteneffizienten Ansatz zu Emissionsminderungen, weil durch die Fassung und anschließende Verbrennung Methangase vermieden werden. Diese sind hinsichtlich des Treibhausgaspotenzials 21-fach schädlicher als Kohlenstoffdioxid, so dass mit geringen Methangasminderungen ein großer Klimaschutzeffekt erzielt werden kann. Entsprechend wurden vorrangig in diesem Bereich etliche Methodologien bereits entwickelt, auf die Projektentwickler zurückgreifen können. Andere Projekttypen befinden sich derzeit in der Entwicklung, allerdings schließen teilweise hohe Investitionskosten alternative, technologisch interessante Ansätze oftmals aus.

Im Bereich der Abfallbehandlung und –beseitigung (UNFCCC Scope 13) sind 17 anerkannte Methodologien etabliert (Tabelle 80). Methodologien sind wesentliche Bestandteile von Klimaschutzprojekten und beschreiben, wie mit dem geplanten Projekt die

Emissionsminderungen erzielt werden sollen. Für Projekte außerhalb der bisher durchgeföhrten Deponiegasprojekte gibt es bisher keine anerkannten Methodologien. Diese müssen neu entwickelt werden, was einen großen zeitlichen Aufwand darstellt (6 bis 9 Monate) und zudem Kosten verursacht, die noch vor Durchführung des Projekts entstehen. Die Anerkennung der entwickelten Methodologie muss durch die UNFCCC erfolgen und ist deshalb mit Unsicherheiten behaftet und kann zu Kosten ohne Effekt führen. Da meist die gewählten Ansätze nicht ohne Anpassungen und Änderungen angenommen werden, kann die Anerkennung zudem zu zeitlichen Verzögerungen bei der Registrierung des Projektes führen.

Tabelle 80 Anerkannte Methodologien im Bereich Abfallbehandlung und Abfallbeseitigung
(Quelle: UNFCCC 2010a, Scope 13, Stand März 2010)

Nummer	Titel der Methodologie
AM0025	Avoided emissions from organic waste through alternative waste treatment processes
AM0039	Methane emissions reduction from organic waste water and bioorganic solid waste using co-composting
AM0057	Avoided emissions from biomass wastes through use as feed stock in pulp and paper production or in bio-oil production
AM0073	GHG emission reductions through multi-site manure collection and treatment in a central plant
AM0080	Mitigation of greenhouse gases emissions with treatment of wastewater in aerobic wastewater treatment plants
AM0083	Avoidance of landfill gas emissions by in-situ aeration of landfills
ACM0001	Consolidated baseline and monitoring methodology for landfill gas project activities
ACM0010	Consolidated methodology for GHG emission reductions from manure management systems
ACM0014	Mitigation of greenhouse gas emissions from treatment of industrial wastewater
AMS-III.E.	Avoidance of methane production from decay of biomass through controlled combustion, gasification or mechanical/thermal treatment
AMS-III.F.	Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass
AMS-III.G.	Landfill methane recovery
AMS-III.H.	Methane recovery in wastewater treatment
AMS-III.I.	Avoidance of methane production in wastewater treatment through replacement of anaerobic systems by aerobic systems
AMS-III.L.	Avoidance of methane production from biomass decay through controlled pyrolysis
AMS-III.Y.	Methane avoidance through separation of solids from wastewater or manure treatment systems
AMS-III.AF.	Avoidance of methane emissions through excavating and composting of partially decayed municipal solid waste (MSW)

Neben diesen Methodologien sind andere Bereiche des modernen Abfallmanagements noch unterrepräsentiert. Vor allem das enorme Potenzial im Bereich des Stoffstrommanagements, des Recyclings oder Substitution fossiler Energieträger durch Wärme oder Strom aus Müllverbrennungsanlagen wird über die etablierten Mechanismen CDM und JI nicht ausgeschöpft. Sinnvolle Ansätze beispielsweise zum Anschluss an Fernwärmesysteme werden zwar über die Methodologie AM0058 "Introduction of a new primary district heating system" berücksichtigt, beziehen sich aber zunächst auf bestehende Anlagen, die bisher noch keinen Fernwärmeanschluss besitzen. Im Bereich der thermischen Abfallbehandlung müssten aber in vielen Fällen neue Müllverbrennungsanlagen zunächst geschaffen werden.

5.2.2.3 Nutzung des Joint Implementation

Im Rahmen des aktuell gültigen Kyoto-Protokolls wurde als flexibles Instrument in Industriestaaten der Joint Implementation (JI) eingeführt, der es ermöglicht, mit Hilfe eines ausländischen Investors Projekte zur Treibhausgasminderung in Industrieländern wie beispielsweise Deutschland umzusetzen. Im JI wird zwischen Track 1- und Track 2-Verfahren unterschieden. Industriestaaten, welche die in Tabelle 81 genannten Kriterien nach dem Kyoto-Protokoll erfüllen, dürfen die aus JI-Projekten generierten Zertifikate sowohl eigenhändig ausgeben als auch ins Ausland übertragen (Track 1). Industriestaaten, die nicht alle aufgeführten Kriterien erfüllen, haben diese Befugnis nicht. Für die Genehmigung und Überprüfung von JI-Projekten in diesen Ländern ist das Joint Implementation Supervisory Committee (JISC) als höchste Instanz zuständig (Track 2). Das macht den Prozess etwas aufwendiger, da nicht nur auf nationaler Ebene, sondern auf internationaler Ebene diskutiert werden muss und aufgrund von Kapazitätsengpässen die Bearbeitungszeiten oftmals länger andauern können.

Tabelle 81 Anforderungen an den Status eines Industrielandes zur Durchführung von JI-Projekten nach dem Track 1- oder Track 2-Verfahren

Anforderung	Track 1	Track 2
Ratifizierung Kyoto-Protokoll	X	X
Zugeteilte Emissionsmenge berechnet	X	X
Nationales Inventarsystem implementiert	X	
Nationales Register für Transaktionen	X	X
Vorlage eines jährlichen Treibhausgasinventars	X	
Vorlage von Zusatzinformationen für die Zuteilungsmengen	X	

Die Methodologien zur Bestimmung von Emissionen und Emissionsreduzierungen lehnen sich an den Methodologien des CDM an. Diese unterliegen strengen Anforderungen durch die United Nations Framework on Climate Change Convention (UNFCCC), die von den Projektentwicklern umgesetzt werden müssen und durch externe Validierer und Verfizierer geprüft werden.

Die Modernisierung und Aufwertung bestehender Deponien oder gar einfacher Ablagerungen stellt aufgrund des hohen Treibhausgaspotenzials von Methan die kosteneffizienteste Möglichkeit dar, um Zertifikate im Bereich der Abfallbehandlung zu generieren. Deshalb stützen sich die meisten Projektaktivitäten und Methodologien auch auf diese Projekttypen, ungeachtet der Möglichkeiten, die sich hinsichtlich stofflicher oder energetischer Nutzung aus anderen Behandlungsverfahren wie der thermischen oder mechanisch-biologischen Behandlung oder dem Recycling ergeben.

Im Bereich Abfallbehandlung wurden bis 2010 nur 20 JI-Projekte registriert und 11 JI-Projekte befanden sich noch in der Validierungsphase oder hatten bereits eine Registrierung beantragt. Über 95% aller Projekte waren klassische Deponiegasprojekte, wobei nur rund ein Drittel aller Projekte eine weitergehende energetische Nutzung des Deponiegases vorsahen (Abbildung 73). Die restlichen Projekte beschränkten sich auf die reine Verbrennung des Deponiegases ohne eine weitergehende Nutzung des Energieinhalts des behandelten Deponiegases. Dadurch erfolgt zwar durch Umwandlung des klimaschädlicheren Methans in CO₂ während des Verbrennungsprozesses eine Reduktion von Treibhausgasemissionen, es wird aber bei weitem nicht

das gesamte Minderungspotenzial ausgeschöpft, das sich durch eine weitergehende Nutzung der freiwerdenden Energie ergeben würde.

Die geringe Anzahl an registrierten JI-Projekten ist darin begründet, dass diese Projekte in Industrieländern umgesetzt werden, in denen in den meisten Fällen bereits rechtliche Rahmenbedingungen vorgegeben sind, die bereits hohe Anforderungen an den Technologiestandard setzen. In Deutschland wurden keine Projekte registriert. Dies liegt zum einen an der seit Jahren etablierten Abfallwirtschaft, die eine hohe Erfassungsquote an Abfällen und eine weitgehende Verwertung und geordnete Beseitigung garantiert. Zum anderen ist seit Juni 2005 die Ablagerung unbehandelter Abfälle nicht mehr erlaubt, so dass alle Abfälle eine Vorbehandlung durchlaufen, ehe sie auf Deponien abgelagert werden. Das Potenzial zu direkten Methangasminderungen auf ungeordneten Deponien ohne Deponiegasfassung ist daher in Deutschland nicht mehr gegeben. Über das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz und die Technische Anleitung Siedlungsabfälle wird explizit eine Rangfolge für die Behandlung von Abfällen beschrieben und gefordert. Über die BImSch-Verordnungen werden zudem strenge Grenzwerte für die Abgasemissionen von Abfallbehandlungsanlagen gesetzt. Der Nachweis der Zusätzlichkeit kann in der Abfallwirtschaft mit den gängigen Behandlungsverfahren nur schwer erbracht werden.

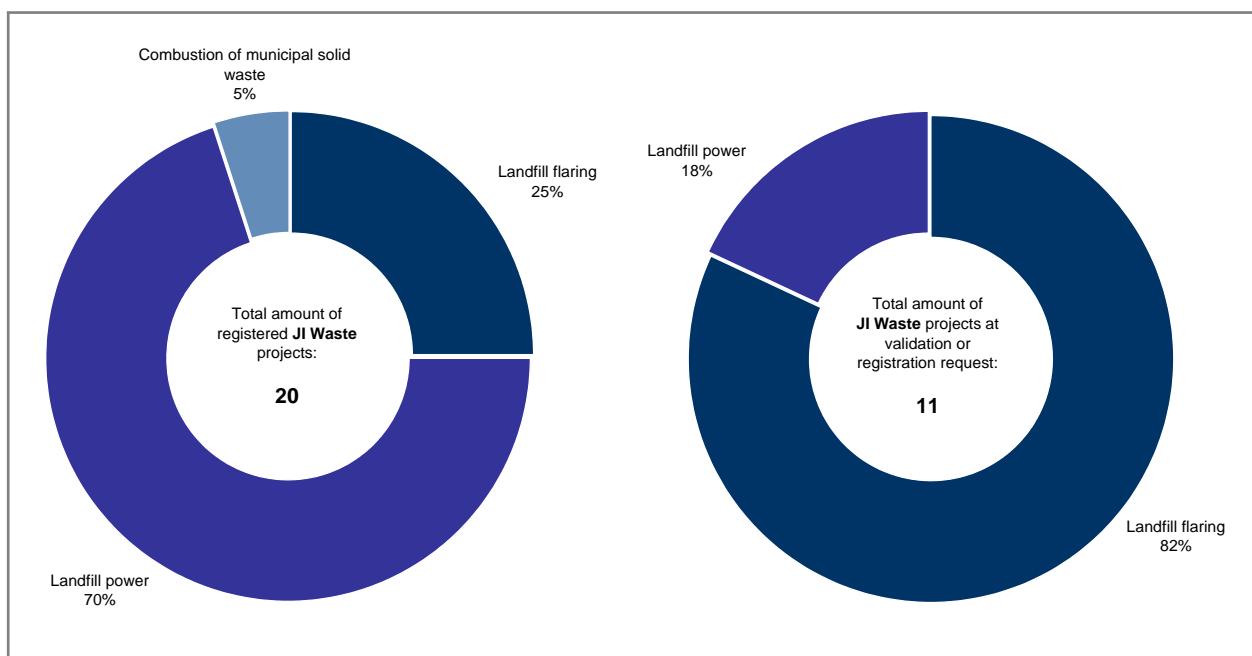


Abbildung 73 Registrierte und im Validierungsprozess befindliche JI-Projekte im Bereich der Abfallbehandlung (Quelle: UNEP RISOE 2010, Stand März 2010)

Ein Baseline-Szenario mit ungeordneter Deponierung und frei austretenden Methangasmmissionen ist in abfallwirtschaftlich entwickelten Ländern nicht mehr anwendbar. Dadurch reduzieren sich in gleichem Maße auch die erzielbaren Emissionsreduktionen und damit auch die erzielbaren Erlöse aus der Projektumsetzung. In diesen Ländern geht es daher nicht mehr in hohem Maße um die Fassung von direkt in die Atmosphäre abgegebenen Methangasmmissionen, sondern mehr um die Optimierung bestehender Behandlungsverfahren. Daher ist das Emissionsreduktionspotenzial erheblich geringer und die Festlegung eines Baseline-Szenarios wesentlich anspruchsvoller.

Die Problematik bei der Umsetzung von JI-Projekten in Industrieländern unterstreicht der Versuch der ITAD zur Umsetzung eines JI-Projektes in Deutschland. Durch die Optimierung einer bestehenden Müllverbrennungsanlage sollten CO₂-Emissionen reduziert werden. Die Deutsche Emissionshandelsstelle wies als zuständige nationale Behörde den Projektansatz unter Verweis auf die 17. BlmSchV ab, die in Deutschland die Nutzung von Wärme und Strom aus Müllverbrennungsanlagen regelt (Kuhn 2009). Die für Klimaschutzprojekte elementare Zusätzlichkeit des Projektes konnte nicht dargestellt werden. Sinnvolle Ansätze beispielsweise zum Anschluss an Fernwärmesysteme über die Methodologie AM0058 "Introduction of a new primary district heating system" sind teilweise etabliert, können aber von deutschen Anlagenbetreibern an den eigenen Anlagen aus genannten Gründen nicht genutzt werden. Daher ist das Potenzial zur Finanzierung von Optimierungsmaßnahmen an deutschen Müllverbrennungsanlagen sehr gering. Für Anlagenbetreiber bleibt in diesem Fall nur die Möglichkeit, eigene Technologien ins Ausland zu transferieren und als Investor Klimaschutzprojekte in anderen Industrie- oder in Entwicklungsländern zu initiieren.

Mögliche technologische JI-Ansätze im Bereich der Müllverbrennung könnten beispielsweise sein:

- Tausch des Gas- oder Ölbrenners zur Aufheizung von Abgasen vor dem Katalysator in einen Dampfgasvorwärmer,
- Tausch von mit Heizöl befeuerten Zünd- und Stützbrennern in Erdgas befeuerte Brenner,
- Bereitstellung von Kälte durch Umwandlung von ungenutzter Wärme in Kälte,
- Erhöhung der Wärmeabgabe durch Ausbau von Fernwärmennetzen oder
- Neuansiedlung von Wärmekunden.

Die thermische Abfallbehandlung spielt aufgrund der hohen Investitionskosten derzeit keine Rolle, könnte aber vor allem bei der Energiebereitstellung in Industriegebieten mit ausgebauten Fernwärme- oder Prozessdampfnetzen oder bei der Behandlung von gefährlichen Abfällen an Bedeutung gewinnen. Die KfW Entwicklungsbank sieht derzeit vor allem die Mehrkosten von geschätzten 20 bis 30 Euro pro Einwohner und Jahr der thermischen Abfallbehandlung gegenüber anderen Behandlungsverfahren als größte Hemmschwelle (Kuhn 2009).

5.2.2.4 Nutzung des Clean Development Mechanism

Im Rahmen des Kyoto-Protokolls wurde als ***flexibles Instrument in Entwicklungs- und Schwellenländern*** der Clean Development Mechanism (CDM) eingeführt. Er ermöglicht die Umsetzung von Projekten zur Treibhausgasminderung in Ländern wie beispielsweise China, Brasilien oder Ägypten mit Hilfe eines ausländischen Investors. Durch die UNFCCC werden für diese Projekte strengere Anforderungen formuliert als bei den üblichen JI-Projekten, da vor allem die Bestimmung des Baseline-Szenarios und der Nachweis der tatsächlichen Emissionsreduktionen in der Regel schwerer zu begründen sind.

In vielen Entwicklungsländern bestehen kaum geordnete Abfallsorgungsstrukturen, so dass dort bereits mit einfachen Maßnahmen große Einspareffekte erzielt werden können. Dort stellt sich mehr die Frage, ein Abfallkonzept zu entwickeln, als bestehende Konzepte zu optimieren. Eine Müllverbrennungsanlage muss nicht nur den Anforderungen an Emissionen, Rückständen,

Sicherheit und Kosten genügen, sondern sich auch in bestehende Abfallkonzepte einfügen. Diese Rahmenbedingungen sind in den unterschiedlichen Ländern entsprechend unterschiedlich ausgeprägt, so dass Entsorgungskonzepte auf die individuellen Rahmenbedingungen hin untersucht und angepasst werden müssen. Eine allgemein gültige Aussage zum Bau von Müllverbrennungsanlagen oder zur Umsetzung von einzelnen Optimierungsmaßnahmen lässt sich daher nicht treffen.

Die Modernisierung und Aufwertung bestehender Deponien oder die Deponiegasfassung in ungeordneten Abfallablagerungen stellt auch im CDM die kosteneffizienteste Möglichkeit dar, Emissionsminderungen im Bereich der Abfallbehandlung zu generieren. Deshalb stützten sich auch im CDM die meisten Projektaktivitäten und Methodologien auf diese Projekttypen, ungetacht der Möglichkeiten hinsichtlich stofflicher oder weitergehender energetischer Nutzung. Rund die Hälfte der registrierten und ein Viertel der im Validierungsprozess befindlichen CDM-Projekte beschränkte sich auf die reine Verbrennung des Deponiegases, ohne eine weitergehende Nutzung des Energieinhalts des behandelten Deponiegases (Abbildung 74). Damit zeichnet sich auch im Bereich der CDM-Projekte ein ähnliches Bild ab wie beim JI.

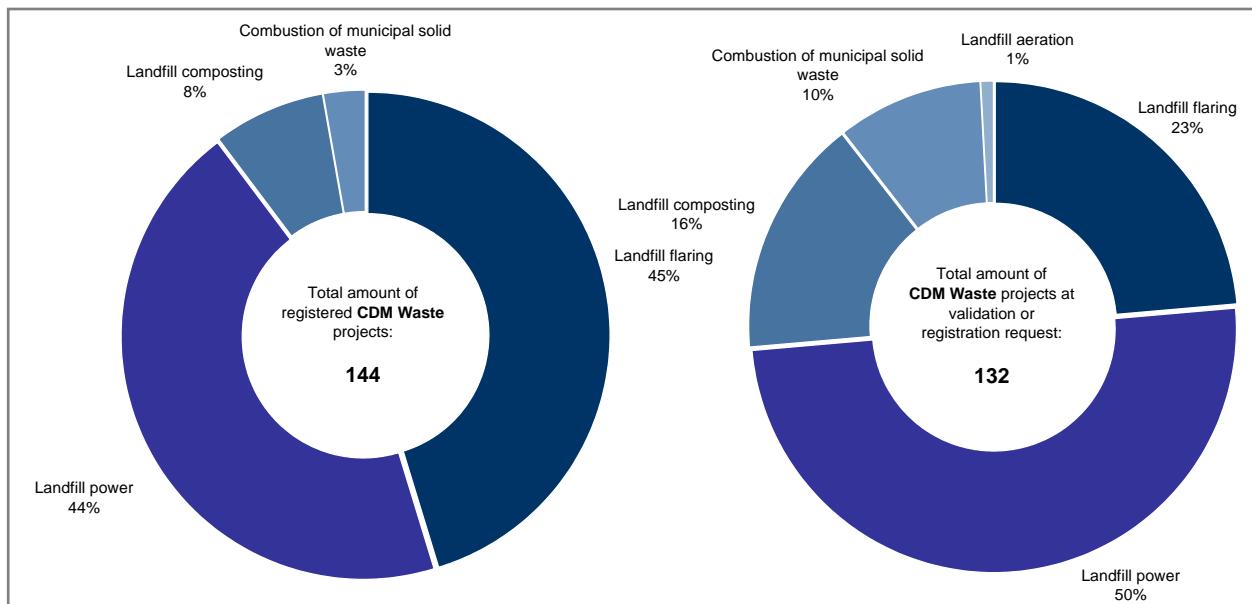


Abbildung 74 Registrierte und im Validierungsprozess befindliche CDM-Projekte im Bereich Abfallbehandlung (Quelle: UNFCCC 2010, Stand März 2010)

Müllverbrennungsanlagen sind in diesen Ländern meist nicht vorhanden, entsprechend auch kein Potenzial zur Umsetzung von kleineren, weniger kostenintensiven Optimierungsmaßnahmen über Klimaschutzprojekte möglich. Meist müssten zunächst ganze Anlagen errichtet werden, die allerdings in einer großen Konkurrenz zu wesentlich kosteneffizienteren Maßnahmen wie dem Bau abgedichteter, kontrollierter Deponien stehen. Während in Deutschland die direkte Ablagerung von Siedlungsabfällen seit Juni 2005 verboten ist, stellt die kontrollierte Deponierung inkl. Deponiegasfassung in vielen Ländern zudem die kurzfristig am schnellsten umzusetzende Methode dar, um Abfälle zu entsorgen. Dies bedeutet für Investoren nicht nur geringere Risiken, sondern auch höhere Renditechancen, da sich das Projekt durch Generierung von Zertifikaten schneller tragt.

Während der Emissionshandel feste Vorgaben für Betreiber macht und somit auch die Möglichkeiten von Anlagenbetreibern einschränkt, bieten die projektbasierten Mechanismen mehr Freiräume zur Entwicklung eigener Projektansätze. Deutsche Anlagenbetreiber können ihr Know how ins Ausland transferieren und dabei die Länder fokussieren, die für die zur Verfügung stehende Technologie die größten Entwicklungs- und monetären Rückflusspotenziale aufweisen. Zudem sind keine festen Zielvorgaben wie bei dem Cap-and-Trade System des Emissionshandels vorgegeben, sondern die zu erzielenden Erlöse aus den Projekten definieren sich zum einen am definierten Baseline-Szenario und letztlich an der Effizienz der neu installierten Anlage. Je effizienter die Anlage betrieben werden kann und je mehr CO₂-Emissionen sie somit gegenüber dem Baseline-Szenario reduziert, desto mehr Zertifikate können aus dem Projekt generiert werden.

Es ist also zum einen wichtig, eine Technologie zur Verfügung zu stellen, die größtmögliche Emissionsreduktionen herbeiführen kann, und zum anderen Länder zu definieren, die als so genannte „Host Countries“, also Gastgeberländer, derzeit noch ein entsprechend hohes Emissionsvolumen aufweisen. Somit werden ein möglichst hoher finanzieller Rückfluss und eine möglichst hohe Teilsubventionierung durch das CDM-Projekt ermöglicht. Mögliche technologische CDM-Ansätze im Bereich der Müllverbrennung könnten beispielsweise sein:

- Bau von Neuanlagen zur Strom- und Wärmeerzeugung,
- Substitution von fossilen Energieträgern bei Strom- und Wärmeerzeugung durch Energie aus Abfall – beispielsweise in kohlelastigen Ländern,
- Bereitstellung von Prozessdampf in Industriegebieten,
- Bereitstellung von Kälte durch Umwandlung von ungenutzter Wärme in Kälte oder
- Bereitstellung von Fernwärme.

Ein großes Potenzial bietet neben der vollständigen Nutzung von Fernwärme die Nutzung von Fernkälte. Gerade in Entwicklungs- und Schwellenländern besteht oftmals aufgrund der klimatischen Verhältnisse kein Bedarf an Wärme für Heizzwecke. Der Bedarf an Kälte für private, gewerbliche und industrielle Kühlzwecke nimmt dort in der Regel einen größeren Stellenwert ein.

Ein großes Potenzial bietet neben der vollständigen Nutzung von Fernwärme auch die Nutzung von Fernkälte. Im Gegensatz zu Entwicklungs- und Schwellenländern besteht nicht ganzjährig, sondern in den Sommermonaten Bedarf für Kühlung. Die Wärmeabgabe reduziert sich im Sommer dann in der Regel auf Prozessdampfabgabe an Industriebetriebe und große Wärmekapazitäten bleiben ungenutzt.

Betreiber von Entsorgungsanlagen und damit auch Betreiber von Müllverbrennungsanlagen erhalten somit die Möglichkeit vom Emissionshandel zu profitieren, ohne selbst innerhalb des Europäischen Emissionshandelssystems zu festen Reduktionsminderungen verpflichtet zu sein. Im Anhang des Kyoto-Protokolls werden Abfallablagerung, Abwasserbehandlung und Abfallverbrennung als eigene Emissionssektoren genannt. Über die Linking Directive sind somit auch Zertifikate, welche aus CDM-Projekten im Abfallsektor generiert werden, zur Erfüllung von Reduktionsverpflichtungen im Rahmen des Europäischen Emissionshandels einsetzbar (vgl. Tabelle 67).

5.2.2.5 Zukünftige Entwicklung der projektbasierten Mechanismen

Einen wesentlichen Einfluss auf die Umsetzbarkeit von Klimaschutzprojekten innerhalb der europäischen Abfallwirtschaft wird neben der generellen Ausgestaltung der zukünftigen Instrumente CDM, JI etc. vor allem auch die internationale Abfallgesetzgebung haben. Die Regelung international verbindlicher Emissionsgrenzwerte wird derzeit noch stark diskutiert, da einige Mitgliedsstaaten auf Flexibilität und Eigenverantwortung drängen, während andere Mitgliedsstaaten wie beispielsweise Deutschland aufgrund ihrer bereits hohen Emissionsstandards einheitliche strenge Grenzwerte festsetzen wollen. Im Rahmen der Abfallverbrennungsrichtlinie sollen die bisher sehr unterschiedlich ausgelegten und nicht verpflichtenden Best Available Techniques Reference Documents strikter und verbindlich ausgelegt werden (Lahl 2009). Damit könnten europaweit für Abfallverbrennungsanlagen striktere Grenzwerte gelten, die eine Umsetzung von alternativen Verwertungswegen noch mehr bevorzugen würden. Für die Entwicklungsländer sind solche Grenzwertregelungen derzeit noch nicht absehbar, so dass dort die Umsetzung von Klimaschutzprojekten nicht in diesem Maße von gesetzlichen Regelungen tangiert wird, sondern eher von den einhergehenden Projektkosten. Dies gilt auch für den amerikanischen Abfallmarkt, bei dem zur Deponierung alternative Verwertungswege noch eine untergeordnete Rolle spielen.

Die Weltklimakonferenz der Vereinten Nationen COP 18/MOP 8 im Dezember 2012 in Doha baute auf den Ergebnissen der Weltklimakonferenzen der vergangenen Jahre auf. Im Zuge der letzten vier Konferenzen hatte die Staatengemeinschaft vier wichtige Beschlüsse gefasst, deren Umsetzung teilweise bereits in Gang gesetzt wurde (Geres et al. 2013):

- Zweite Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls für 2013-2020,
- Einigung auf einen Verhandlungsprozess zur Entwicklung eines globalen, rechtlich verbindlichen Abkommens für die Zeit nach 2020,
- Beschluss zur Entwicklung von Maßnahmen, um das sogenannte „Ambition Gap“ zu schließen und
- Schaffung einer Reihe neuer Institutionen und Instrumente zur Umsetzung globaler Klimaschutzmaßnahmen auf verschiedenen Ebenen (Green Climate Fund als Technologiemechanismus, Neuer Marktmechanismus).

Eine weitaus geringere Anzahl von Industriestaaten als noch in der ersten Verpflichtungsperiode 2008-2012 verfolgt seit 2013 international verbindliche, absolute Ziele im Rahmen des Kyoto-II-FAbkommens. Andere Industrieländer verfolgen stattdessen national definierte und national verbindliche, absolute Ziele im Rahmen der Klimarahmenkonvention UNFCCC. Eine Mehrheit unter den Entwicklungsländern, einschließlich China, Brasilien und Indien, verfolgen freiwillige, so genannte „national angemessene Minderungsmaßnahmen“ (Nationally Appropriate Mitigation Actions, NAMA), die meist im jeweiligen Land durch Gesetze und nationale Ziele hinterlegt sind (Geres et al. 2013).

Die Marktmechanismen CDM und JI werden weiterhin fortgesetzt. Allerdings dürfen nur noch die Kyoto-II-Staaten Emissionsgutschriften aus den Mechanismen erwerben. Da Japan, Kanada und Neuseeland nicht mehr teilnehmen und die EU angesichts des beträchtlichen Überschusses im eigenen Markt sowie eingeschränkten Nutzungsregeln in der dritten Periode des EU EHS kaum Bedarf hat, wird die Nachfrage nach CER und ERU in Kyoto-II wesentlich geringer sein

als in der ersten Kyoto-Periode, was sich auch in den Preisen der Zertifikate aktuell widerspiegelt. Es ist insofern fraglich, inwieweit die Mechanismen bis 2020 überhaupt noch Anreize für Unternehmen bieten können. Zudem fehlen auch die notwendigen Regeln für die Ausgabe von ERU, so dass im Rahmen der JI-Projekte aktuell keine Zertifikate ausgegeben werden können (Geres et al. 2013).

Zusätzlich wird gerade am sogenannten Neuen Marktmechanismus gearbeitet. In Doha wurde beschlossen, dass in der Zukunft Zertifikate aus neuen Mechanismen auch unter Kyoto-II für die Erfüllung der Verpflichtungen verwendet werden dürfen. Allerdings schreitet die Entwicklung dieses Mechanismus' nur langsam voran und angesichts der gegenwärtigen Nachfragesituation entsteht hier auch marktseitig kaum Druck. Zwar hat die EU vorgeschlagen, 2014 eine Pilotphase zu starten, doch dies scheint verfrüht. Form, Umfang und Funktionsweise des Neuen Marktmechanismus' müssen in den nächsten Verhandlungen erst geklärt werden (Geres et al. 2013).

6 Fazit und weiterer Forschungsbedarf

6.1 Treibhausgasemissionen aus Müllverbrennungsanlagen

Die Erhebung der klimawirksamen Treibhausgase stellt sich bei Müllverbrennungsanlagen nach wie vor schwierig dar, da die biogenen Anteile nur mit großem Aufwand bestimmt werden können. Alternativen wie die Bilanzenmethode der Technischen Universität Wien sind an unterschiedlichen Anlagen validiert worden und stellen eine Alternative zu aufwendigen Analyseverfahren dar. Allerdings fehlt die Anerkennung dieser Methode in internationalen Standards. Auch für deutsche Anlagen scheinen anlagenspezifische Validierungen sinnvoll, um die Genauigkeit theoretischer, verfahrenstechnischer Systeme zu überprüfen. Deshalb ist es notwendig, die erhaltenen Daten mit Ergebnissen aus herkömmlichen chemischen Analyseverfahren zu vergleichen und biogene Anteile in Siedlungsabfällen der jeweiligen Müllverbrennungsanlagen auf analytischem Wege zu untersuchen. Um den tatsächlichen Beitrag zum Klimaschutz und mögliche Potenziale durch vollständige Energieabgabe und Effizienzsteigerungen darstellen zu können, muss eine solide Datenbasis geschaffen werden. Hierzu besteht weiterer Forschungsbedarf. Ein Vorschlag wäre, unterschiedliche Bestimmungsverfahren zu kombinieren. Beispielsweise könnte die Bilanzenmethode als vorrangiges Bestimmungsverfahren im Rahmen eines CO₂-Monitorings eingesetzt und durch intervallsabhängige chemische Bestimmungsverfahren regelmäßig validiert werden. Dies würde den permanenten Monitoringaufwand reduzieren und dennoch einen gewissen Beitrag zur Einhaltung von Genauigkeitsanforderungen leisten. Unbestritten bleibt allerdings die Tatsache, dass derzeit geforderte Genauigkeitsnachweise nach den aktuellen Monitoringgleitlinien mit den vorhandenen Bestimmungsverfahren kaum erzielt werden können. Für Müllverbrennungsanlagen müssten hier anlagenspezifische Anforderungen formuliert und von der nationalen Behörde DEHSt im Rahmen des Emissionshandels genehmigt werden.

Viele deutsche Müllverbrennungsanlagen werden inzwischen mit einem stark reduzierten Einsatz fossiler Energieträger betrieben, da die meisten Anlagenprozesse auf Eigendampfnutzung umgestellt wurden. Dies bedeutet zwar eine geringere Energieauskopplung und somit auch eine geringere Substitution fossiler Energieträger außerhalb der Anlage, führt allerdings bei Anlagen ohne vollständige Energienutzung zu einem höheren Nutzungsgrad des Eigendampfes und somit auch der gesamten Anlage. Daher resultieren die CO₂-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen vorrangig aus der Umsetzung des im Abfall enthaltenen Kohlenstoffs zu Kohlenstoffdioxid während des Verbrennungsprozesses und wären nur durch eine veränderte, kohlenstoffärmere Abfallzusammensetzung zu reduzieren.

Für die Betrachtung der Auswirkungen des Emissionshandels auf die Emissionsposition von Müllverbrennungsanlagen wurde der Basiszeitraum 2005 bis 2010 untersucht. Damit erfasst man gleichzeitig die Umsetzung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall zum 1. Juni 2005 und erhält eine repräsentative Grundgesamtheit. Für diesen Betrachtungszeitraum berechnet sich eine mittlere Abfallverbrennungsmenge von rund 17,9 Mio. Mg. Als fossile Energieträger wurden zudem in der Regel Erdgas und Heizöl eingesetzt, die auf Basis vorhandener Daten abgeschätzt und hochgerechnet wurden. Durch die verbrannten Abfälle entstanden unter Anwendung der Standardemissionsfaktoren von EdDE (2010) und ZuV (2012) klimarelevante CO₂-Emissionen in Höhe von 6,9 Mio. Mg CO₂. Bei Ansatz des sehr konservativen

Emissionsfaktors von 0,557 Mg CO₂/Mg Abfall nach IPCC (1999) entspräche die emittierte CO₂-Menge rund 10,4 Mio. Mg CO₂. Aufgrund der Reduktionsverpflichtungen Deutschlands – begründet durch das Kyoto-Protokoll – sinken zukünftig die jährlichen deutschen Gesamtemissionen, während durch die gestiegenen Gesamtabfallmengen und die veränderte Abfallzusammensetzung nach Inkrafttreten der TASi im Juni 2005 auch die Emissionen aus der Abfallverbrennung gestiegen sind. Bezogen auf die in Deutschland im Jahr 2009 emittierte Menge an CO₂ von 807,3 Mio. Mg (UBA 2011) belaufen sich die CO₂-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen auf lediglich 0,8 % (aus eigener Berechnung).

Die Energiebereitstellung (Mix Wärme-Strom über alle deutschen Anlagen) durch Müllverbrennungsanlagen geht aus eigenen Berechnungen durchschnittlich mit einer CO₂-Emission von 0,331 Mg CO₂/MWh einher. Im Vergleich zu anderen, auf fossilen Energieträgern basierenden Energieerzeugungsanlagen, werden bei der Abfallverbrennung somit weitaus weniger CO₂-Emissionen freigesetzt (bspw. deutscher Strommix 2011 0,564 Mg CO₂/MWh), so dass Müllverbrennungsanlagen einen entscheidenden Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasen leisten können, auch ohne weitergehende Optimierungen und Effizienzsteigerungen.

6.2 Treibhausgasminderungspotenziale durch die Abfallverbrennung

Obwohl schon viele der derzeit technisch möglichen Optimierungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen umgesetzt wurden, sind den Untersuchungen zufolge nach wie vor Minderungspotenziale direkter Treibhausgasemissionen vorhanden. Diese sind allerdings beschränkt, da der Großteil der Emissionen nicht von den Betriebs- oder Zusatzbrennstoffen, sondern aus dem Brennstoff Abfall herrührt.

Deutschlandweit werden nach wie vor Anlagen betrieben, die noch nicht auf Eigendampfnutzung umgestellt haben und diesbezüglich noch Potenziale offenbaren. Nachdem die Gesamtemissionen aus Müllverbrennungsanlagen nicht mehr als 0,8 % (Kap. 6.1) der Gesamtstreibhausgasemissionen in Deutschland ausmachen, sind die direkten Minderungspotenziale begrenzt. Die weitaus größeren Potenziale liegen in der Energieabgabe und der damit verbundenen Substitution fossiler Energieträger.

Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zur Energiebereitstellung ist dennoch vergleichsweise gering. Selbst bei einer 100 %-igen Ausnutzung des Energieinhalts der Gesamtabfallmenge in Deutschland könnten lediglich rund 1,3 % des Primärenergieverbrauchs gedeckt werden. Dem BMU zufolge wurden im Jahr 2012 4,9 Mio. MWh Strom und damit 0,8 % des Endstromverbrauchs und 9,1 Mio. MWh Wärme und damit 0,7 % des Endwärmeverbrauchs durch den biogenen Anteil des Abfalls abgedeckt (BMU 2013).

Die Anteile erscheinen auf den ersten Blick gering, relativieren sich allerdings im Vergleich zu anderen Technologien. So trägt die Photovoltaik im Jahr 2012 etwa zu 4,4 % des deutschen Stromverbrauchs bei. Im Jahr 2008 trug die Photovoltaik aber mit 4.420 GWh lediglich rund 0,7 % des deutschen Stromverbrauchs. Der Anteil der Abfallverbrennung betrug im Jahr 2008 4.671 GWh des deutschen Stromverbrauchs und nahm damit einen ähnlichen Stellenwert ein wie die Photovoltaik. Alleine diese Zahlen bestätigen, in welchem Maße die Entwicklung in anderen Bereichen der Erneuerbaren Energie vorangetrieben wurde. Bei der Wärmebereitstellung

rangiert Abfall sogar vor Geothermie oder Solarthermie und auf Augenhöhe mit anderen biogenen gasförmigen und Flüssig- oder Festbrennstoffen (BMU 2013). Bei diesen Technologien sind allerdings die Ausbaupotenziale größer, da die Energiebereitstellung aus Abfall von der produzierten Abfallmenge abhängt, die ja reduziert oder zumindest entkoppelt vom Wirtschaftswachstum nicht weiter anwachsen soll.

Konzepte wie die Abwärmenutzung zur Trocknung von Klärschlamm oder Hölzern für die weitere energetische Nutzung stellen ebenso Möglichkeiten dar, wie die erhöhte Anbindung an Fernwärmennetze. Gerade in den ländlich geprägten Gebieten spielt dieser Faktor eine wichtige Rolle. Beispiele wie die Müllverbrennungsanlage Burgkirchen zeigen, wie sehr ein Wegfall von Energieabnehmern die Energiebilanz negativ beeinflusst. Bei unmittelbar angesiedelter Industrie könnte der Wegfall eines Energieabnehmers gegebenenfalls durch kurzfristige neue Verträge kompensiert werden. Dies hat man in der Zwischenzeit auch in Brgkirchen erkannt. So soll nach jahrelanger Diskussion die Fernwärmeanbindung der Gemeinde Burgkirchen zukünftig ermöglicht werden.

Betrachtet man Effizienzsteigerungen von Müllverbrennungsanlagen, so müssen unter Aspekten des Klimaschutzes auch die daraus zusätzlich entstehende Energienutzung und die Substitution fossiler Energieträger berücksichtigt werden. Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt, lassen sich aus den unterschiedlichen Optimierungsmaßnahmen und der Substitution fossiler Energieträger jährlich rund 2,14 bis 4,11 Mio. Mg CO_{2,eq} einsparen. Die Untersuchungen von Wünsch (2011) zeigten weiteres Reduktionspotenzial bei den dort bilanzierten Optimierungsmaßnahmen auf.

Die betrachteten Optimierungsmaßnahmen lassen sich nach deren Einsparpotenzial auch hinsichtlich deren Umsetzungsnotwendigkeit kategorisieren. Der größte Handlungsbedarf ergibt sich demnach für die Nutzung von Restenergie der am Kaminaustritt in die Atmosphäre freigesetzten Abgase, die Erhöhung der energetischen Auslastung und die Erhöhung der Kesselwirkungsgrade (vgl. Kapitel 4.3.3.7).

6.3 CO₂-Vermeidungskosten bei der Abfallverbrennung

Für eine effiziente Nutzung der vorhandenen Energie könnten staatliche Fördersysteme Anreize bieten. Wie bereits Bilitewski (2006) zeigte, sind die CO₂-Vermeidungskosten für den Ausbau von Fernwärmennetzen vergleichsweise gering gegenüber anderen geförderten erneuerbaren Energien. Für die Anbindung an eine Fernwärmennetzung berechnete Bilitewski (2006) bei einer Haupttrasse von 1.800 m und einer Leistung von 5 MW CO₂-Vermeidungskosten von etwa 7 bis 20 € je eingesparter Tonne CO₂. 50 bis 60 % der Investitionskosten resultieren aus dem Bau der Trasse und etwa 30 bis 40% aus dem Anschluss und den Hausstationen. Im Vergleich hierzu betragen die Vermeidungskosten bei Windkraftanlagen 90 bis 170 €/Mg CO₂ und bei Photovoltaikanlagen 1.800 bis 2.300 €/Mg CO₂ (Bilitewski 2006). Weitere Maßnahmen wurden detailliert bei Wünsch (2011) ausgeführt.

Durch die konstante Verfügbarkeit der Leistung ist Strom aus Abfall im Vergleich zu Strom aus Wind oder Sonne von deutlich höherer Qualität, da es sich auch zur Bereitstellung von Grundlastenergie eignet. Aufgrund der besonderen Eigenschaften des Abfalls ist der elektrische Nettowirkungsgrad von Müllverbrennungsanlagen begrenzt. Dies liegt an den vergleichsweise

niedrigen Dampfparametern, welche Korrosionserscheinungen im Kessel bei höheren Temperaturen reduzieren sollen. Vergleicht man die Minderungskosten von einzelnen Optimierungsmaßnahmen im Bereich der thermischen Abfallbehandlung (vgl. Kapitel 5.1.1) mit den Kosten im Bereich der Deponierung, so erklärt sich auch die Vielzahl an bisher durchgeführten Deponiegasprojekten im Bereich des CDM und JI. Die thermische Abfallbehandlung ist selbst ohne Betrachtung laufender Betriebs- und Wartungskosten im Vergleich zu den bisher etablierten Deponiegasprojekten zu teuer und kann daher in dem etablierten Markt der Kyoto-Mechanismen nicht bestehen.

6.4 Notwendigkeit der Förderung der Energie aus Abfällen

Die Sicherung der Abfallkontingente auf lange Sicht ermöglicht den Anlagenbetreibern Planungshorizonte und wird eine große Rolle spielen. Bei der Umsetzung neuer Projekte wird neben der Standortwahl vor allem der Bezug der notwendigen Abfallkontingente im Vordergrund stehen. Da der größte Teil des Abfallmarktes auf lange Sicht vergeben ist, wird die Anzahl neuer Projekte laut BDE (2007b) abnehmen.

Aufgrund der hohen Anforderungen an den Ersatzbrennstoff bei der Mitverbrennung in Kohlekraft- und Zementwerken werden nach wie vor Abfallströme in die klassische Müllverbrennung gelangen. Die Änderung von Abfallqualitäten in den Müllverbrennungsanlagen durch veränderte Abfallströme lässt sich mit den vorliegenden Daten nicht klären. Hierzu sind genauere Daten über die Verbrennung in Ersatzbrennstoff-Kraftwerken notwendig. Der Datenbestand und die bisherigen Erfahrungen in diesen Anlagen lassen derzeit keine abschließende Beurteilung des Verfahrens zu (Pacher et al. 2007b). Es wird allerdings offensichtlich nach wie vor eine Mischung unterschiedlicher Verfahrensvarianten geben, deren Einsatz maßgeblich von den Standortbedingungen, den vorhandenen Abfallkontingenten, weiteren Optimierungsmaßnahmen an der Verfahrenstechnik und nicht zuletzt von rechtlichen Entscheidungen abhängen wird.

Bis zum Jahr 2020 könnte das Gesamtaufkommen an Siedlungs- und Gewerbeabfällen laut Alwast (2007) nahezu von den dann vorhandenen Müllverbrennungskapazitäten gedeckt werden. Da sowohl bei der Mitverbrennung, als auch bei der Monoverbrennung von Ersatzbrennstoffen Stoffströme in die klassische Müllverbrennung gehen, erscheint diese als sichere Behandlungsvariante. Eine effektive Steuerung der Stoffströme für die energetische Verwertung von Siedlungsabfällen scheint auch in Zukunft nicht möglich (Alwast 2007).

Die Verwendung von Siedlungsabfällen als Ersatzbrennstoffe in Zementwerken ist hinsichtlich der CO₂-Emissionen als sinnvolle Verwertungsvariante neben der thermischen Abfallbehandlung zu bewerten, da die Energie in diesen Anlagen zur Verfügung gestellt werden muss, sei es aus fossilen oder regenerativen Energieträgern. In Müllverbrennungsanlagen entstehen durch die Verbrennung zusätzliche CO₂-Emissionen. Aufgrund der mangelnden Energieabgabemöglichkeiten in einigen Anlagen entsteht durch die Müllverbrennung auch nicht der erwünschte Effekt durch Substitution von fossilen Energieträgern. Aufgrund der langjährigen Erfahrung bei der Mitverbrennung in Zementwerken haben sich dort bereits sehr gute Einsparpotenziale ergeben. Im Bereich der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken bestehen nach wie vor Schwierigkeiten bei der Qualität der Ersatzbrennstoffe. Diese spielt aber auch bei der Mitverbrennung in Zementwerken eine wichtige Rolle.

Da zudem beide Verfahrensvarianten auf aufbereitete, hochkalorische Abfälle angewiesen sind, gelangen nach wie vor Abfallströme in die klassische Müllverbrennung, da auch die Ersatzbrennstoff-Kraftwerke auf hochkalorische Abfallfraktionen angewiesen sind. Die Müllverbrennung wird demnach auch in Zukunft einen festen Stellenwert in der Abfallwirtschaft einnehmen. Durch die veränderten Abfallströme ist allerdings mit veränderten Inputqualitäten bei den Müllverbrennungsanlagen zu rechnen. Es lässt sich derzeit nicht abschätzen, wie sich das auf den zukünftigen Betrieb der Anlagen auswirken wird. Aufgrund der Notwendigkeit dieses Abfallbehandlungsverfahrens muss auch daran gelegen sein, die dort erzeugte Energie effizienter zu nutzen. Dies kann nur über geeignete Fördermechanismen geschehen, da sich die Kosten sonst auf mehrere Jahre hinweg nicht amortisieren lassen.

Als Ergänzung zu den vorrangig anzustrebenden Abfallvermeidungsmaßnahmen kann die thermische Abfallbehandlung die notwendige Entsorgungssicherheit für die nicht vermeidbaren und gleichzeitig nicht verwertbaren Abfälle sicherstellen (UBA 2008). Um dies weiterhin auf dem besten verfügbaren technischen Level zu ermöglichen, sollten auch Optimierungsmaßnahmen in der Abfallwirtschaft, im Speziellen die maßnahmenfokussierte Förderung von Energieeffizienzmaßnahmen bei der thermischen Abfallbehandlung, unterstützt werden.

6.5 Geeignete Fördermechanismen für eine effiziente Nutzung der Energie aus Abfällen

Emissionshandel

Der Rückgriff auf verlässliche Daten von CO₂-Emissionen durch Installation entsprechender Messsysteme ist möglich, allerdings werden nur die Gesamt-CO₂-Emissionen gemessen. Es besteht nach wie vor das Problem, aus diesen Werten die tatsächlichen klimawirksamen Emissionen zu bestimmen. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass zwischen den gemessenen, pauschal zur Hälfte klimawirksam angesetzten und den über Standardemissionsfaktoren ermittelten CO₂-Emissionen erhebliche Diskrepanzen entstehen. Deshalb wäre für jede Anlage eine separate Bestimmung der biogenen Anteile über Sortier- oder Heizwertanalysen und damit verbunden ein sehr anspruchsvolles Monitoring notwendig. Dadurch entsteht den Betreibern von Müllverbrennungsanlagen ein Vielfaches an den Kosten, die in Energieerzeugungsanlagen mit Einsatz homogener Brennstoffe anfallen.

Aufgrund des Entsorgungsauftrags und der damit verbundenen Abhängigkeit von den zu behandelnden Abfallmengen können durch die Zuteilung der Zertifikate für die Anlagenbetreiber sowohl positive, als auch negative finanzielle Effekte entstehen, ohne diese aktiv beeinflussen zu können. Es muss also eine Lösung gefunden werden, die den Entsorgungsauftrag berücksichtigt. Eine Lösung könnte hierbei die kostenlose Zertifikatzuteilung bezogen auf eine Tonne Abfall unter Berücksichtigung der Abfallzusammensetzung sein. Ähnlich wie die nachträgliche Anpassung der Zertifikatemenge auf Basis der jährlichen Aktivitätsraten im Rahmen der in der Zuteilungsverordnung definierten Teilstilllegungsregel, könnte man hier eine nachträgliche Anpassung der Zertifikatemenge vorsehen, die ggf. bei der Zuteilung fürs Folgejahr dann berücksichtigt wird.

Wie die Untersuchungen an den beteiligten Anlagen ergeben haben, sind hinsichtlich der direkten CO₂-Minderung an den Anlagen Grenzen gesetzt. Auf den Kohlenstoffanteil im Abfall und dessen Umsetzung zu CO₂ während des Verbrennungsprozesses kann kein Einfluss genommen werden, so dass erhebliche Emissionsminderungen lediglich durch Substitution fossiler Energieträger innerhalb der Anlagenprozesse erfolgen können. Diese Möglichkeiten sind in den untersuchten Anlagen nahezu ausgeschöpft, so dass gerade im Hinblick auf einen eventuellen Eintritt in den Emissionshandel erhebliche Probleme entstehen werden, die jährlichen festgelegten Emissionsminderungen herbeizuführen. Wie die Untersuchungen zudem gezeigt haben, entstehen die wesentlichen Emissionen aus der Verbrennung des Abfalls und nicht aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe zum Betrieb der Anlagenprozesse.

Selbst bei einer Ausnahme von Reduktionspflichten können je nach Abfallmengenentwicklung in der Zuteilungsperiode Defizite an zugeteilten Zertifikaten entstehen. Durch eine Belegung mit Erfüllungsfaktoren erhöhen sich diese Defizite bei den untersuchten Anlagen teilweise bis auf das Dreifache. Da nicht nur der Stand der Technik eine Rolle spielt, sondern auch die mögliche Energieabgabe, die von gegebenen Standortbedingungen begrenzt wird, ist eine einheitliche Einführung eines Erfüllungsfaktors für alle Müllverbrennungsanlagen nicht denkbar. Gerade die untersuchten Anlagen in den ländlich geprägten Gebieten würden aufgrund fehlender Energieabnehmer unter starken Wettbewerbsdruck geraten, da sie zusätzlich produzierte Energie nicht abgeben und somit auch den entstehenden Kosten durch eventuelle CO₂-Zertifikatzukaufe keine Einnahmen anrechnen können.

Da die substituierte Energie im Rahmen des EU-Emissionshandels nicht in Form von Zertifikaten gutgeschrieben wird, sondern lediglich eingesparte CO₂-Emissionen innerhalb der Anlage als Gutschriften verbucht werden, bietet der Emissionshandel in seiner jetzigen Form für Müllverbrennungsanlagen keine Anreize, obwohl erhebliche Potenziale nach wie vor in der Abwärmenutzung und der damit verbundenen Substitution von fossilen Energieträgern liegen. Eine Teilnahme Betreiber thermischer Abfallbehandlungsanlagen am Emissionshandel ist von Seiten der Deutschen Emissionshandelsstelle bis zum Jahr 2020 ausgeschlossen.

Klimaschutzprojekte Clean Development Mechanism und Joint Implementation

Gutschriften für substituierte Energie im Rahmen des EU-Emissionshandels können durch die projektbezogenen Mechanismen generiert werden. Sie stellen eine Möglichkeit dar, um die zusätzlich durch Effizienzsteigerungen zur Verfügung gestellte Energie zu vergüten und daraus Emissionszertifikate zu generieren.

Im Bereich der Abfallwirtschaft wurden bereits zahlreiche Projekte im Rahmen der Klimaschutzinstrumente Joint Implementation (JI) und Clean Development Mechanism (CDM) durchgeführt, allerdings überwiegend mit dem Ziel einer Reduzierung von Deponiegasen. Diese Projekte können auch von Betreibern von Anlagen durchgeführt werden, die wie Müllverbrennungsanlagen nicht im Emissionshandel integriert sind (CEWEP 2006b), so dass sich für Betreiber von Müllverbrennungsanlagen grundsätzlich die gleichen Möglichkeiten ergeben, an diesen Projekten teilzuhaben. Sie können sich entweder als Investor im Ausland mit anderen Investoren zu einem Verbund zusammenschließen und dort Emissionsminderungsprojekte initiieren oder mit einem

ausländischen Investor im Rahmen eines CDM-Projekts im eigenen Land Zertifikate generieren (Frenzel 2006).

Für die Abfallverbrennung sind allerdings bisher keine Projekte durchgeführt worden, deshalb gibt es hierfür auch keine entsprechenden Methodologien, mit denen nachgewiesen werden kann, inwieweit CO₂-Emissionen verringert werden und die Zusätzlichkeit der geplanten Maßnahme gegeben ist (Frenzel 2006).

Aus Sicht der Confederation of European Waste-to-Energy Plants (CEWEP) könnten vor allem JI-Projekte für den Sektor der Abfallverbrennung Möglichkeiten bieten, um in anderen Industrieländern Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Den Chancen, zusätzliche Einnahmen durch Integration effizienter Technologien zu erzielen, stehen allerdings auch erhebliche Risiken gegenüber (Projektgenehmigung, Projektannahme, Unsicherheiten der tatsächlich zu erzielenden Emissionsreduktionen, Kosten für die Projektentwicklung und Verifizierung). Eine Kosten-Nutzen-Analyse muss deshalb jeweils im Einzelfall angefertigt werden.

Für den Sektor der Abfallverbrennung sind unter anderem

- die Erhöhung der Energieeffizienz von Müllverbrennungsanlagen,
- die Verwendung alternativer, regenerativer Brennstoffe für Stütz- und Anfahrbetrieb, sowie
- die Förderung eines ausgeprägten Fernwärmennetzes denkbar (CEWEP 2006b).

Die Anwendung von projektbasierten Mechanismen (vgl. Kapitel 5.2.2) und die Durchführung von CO₂-Minderungsmaßnahmen in Form von Effizienzsteigerungen an emissionshandelspflichtigen Anlagen ist zudem eng an die erzielbaren Preise für Zertifikate gebunden. Eine Optimierungs- oder Minderungsmaßnahme wird erst dann realisiert, wenn über die Zertifikatepreise ein wesentlicher Mehrwert entsteht und sich die Maßnahme unter Berücksichtigung der jeweiligen Brennstoffpreise und des erhöhten Energieertrags finanziell darstellen lässt. Der erzielbare Zertifikatepreis ist dann letztlich ausschlaggebend, zu welchem Anteil die Emissionsreduktionsmaßnahme durch den Zertifikateverkauf teilsubventioniert werden kann und ob sich die Maßnahme ohne weitere Erlöse finanzieren lässt. Da sich gerade in Entwicklungsländern aufgrund geringer beruflicher Einkommen Entsorgungskosten nur in geringem Maße auf die Einwohner des Entsorgungsgebietes übertragen lassen, sind Abfallgebühren wie sie beispielsweise in Deutschland gängig sind kaum zu realisieren. Daher müssen sich Klimaschutzprojekte in Entwicklungsländern in der Regel über die Einnahmen aus dem Zertifikateverkauf tragen. Die rückläufige Entwicklung der Zertifikatepreise in den letzten Jahren führt dazu, dass die projektbasierten Mechanismen auch keinen finanziellen Anreiz für die Durchführung von Energieeffizienzmaßnahmen an Anlagen, in diesem Fall an Müllverbrennungsanlagen, bilden. Zudem führt die Unsicherheit der Fortführung dieser Projektmechanismen dazu, dass diese aktuell keine Alternative zur Umsetzung von Projekten darstellen.

Zielorientierte Einspeisevergütung und Nutzung neu gewonnener Subventionstöpfe

Sollen die rechtlich verankerten Ziele der Bundesregierung erreicht werden, bis zum Jahr 2020 30% des Bruttostromverbrauchs und 14% der gesamten Wärmeversorgung aus regenerativen Energien zu decken, so bedarf es einer zielorientierten Einspeisevergütung.

In der Schweiz wurde untersucht, welche Rahmenbedingungen geschaffen werden müssen, um bis zum Jahr 2050 eine 2000-Watt-Gesellschaft zu erreichen. Unter anderem wird dort als Ergebnis festgehalten, dass dieses Ziel nur erreicht werden kann, wenn die gesamte Stromnachfrage aus erneuerbaren Energiequellen gedeckt wird. Dabei wird explizit auf die Nutzung von Energie aus Abfallbehandlungsanlagen verwiesen. Mittels einer spezifischen Einspeisevergütung soll eine Strombereitstellung basierend auf unterschiedlichen erneuerbaren Energieträgern realisiert werden. Dabei soll die Vergütung nicht an den Produktionskosten je kWh oder an der Bereitstellungstechnologie, sondern allein am geplanten Anteil erneuerbaren Stroms bemessen werden. Die Höhe der Einspeisevergütung orientiert sich hierbei stets am aktuell realisierten Anteil einer Technologie am Strommix. Wird der angestrebte Anteil unterschritten, so wird die Einspeisevergütung dynamisch nach oben angepasst, wird der angestrebte Anteil überschritten, wird die Einspeisevergütung reduziert. Der Anlagenbetreiber hingegen kann immer mit einer festen Einspeisevergütung rechnen, da diese bei Vertragsabschluss für eine feste Vertragsdauer (vorgeschlagen 15 Jahre) festgeschrieben wird. Ändert sich nach Vertragsabschluss die Höhe der Einspeisevergütung, so hat dies keinen Einfluss auf die bestehenden Verträge, sondern nur auf nach der Änderung neu geschlossene Verträge. Dies bewirkt – ähnlich der Preisbildung im Emissionshandel – die Umsetzung der Projekte, deren Gestehungskosten zum jeweiligen Zeitpunkt unter der Einspeisevergütung liegen. Dadurch wird ein Mix der jeweils kosteneffizientesten Anlagen zur Strombereitstellung erreicht und sichergestellt, dass die angestrebten Ziele mit minimalen Kosten und unabhängig der eingesetzten Technologie erreicht werden (Sturm et al. 2006).

Dieses Konzept kann auch für die Wärmebereitstellung interessant sein. Hierzu müsste die Bundesregierung aber zum einen ihr Vergütungssystem im Rahmen des Erneuerbaren Energiesetzes anpassen und zum anderen die Abfallverbrennung als festen Bestandteil der Strom- und Wärmeerzeugung im Bereich der erneuerbaren Energien etablieren. Hierzu müsste ein fester Anteil der Abfallverbrennung am Strom- und Wärmemix definiert werden. Die Vergütung erfolgt dann wie in der Schweizer Studie von Stern et. al (2006) vorgestellt über den Realisierungsgrad der definierten Ziele. Zur Definition der Ziele kann man auf viele, in diesem Dokument größtenteils bereits beschriebenen Studien zurückgreifen, welche die möglichen Effizienz- und Einsparpotenziale der Abfallverbrennung thematisieren.

Über die Studie von Sturm et al. (2006) hinaus spielen allerdings auch die Wirkungsgrade von Müllverbrennungsanlagen eine entscheidende Rolle, um hinsichtlich einer zielorientierten Einspeisevergütung nicht nur die kosteneffizientesten, sondern auch die energieeffizientesten Anlagen im Strom- oder Wärmemix enthalten zu haben.

Im Rahmen der EU-Richtlinie 2001/77/EC haben sich beispielsweise die Niederlande verpflichtet, 9% des Bruttostromverbrauchs aus erneuerbaren Energien zu erzeugen. Zur Umsetzung dieses Ziels wurde in den Niederlanden der Strom aus Müllverbrennungsanlagen bis Ende 2006 über diese, dem Erneuerbaren-Energien-Gesetz in Deutschland verwandte Verordnung und zusätzlich über ein neu eingeführtes Fördersystem gefördert. Die Subvention betrug je nach Anlagentyp bis zu 9,7 Cent je eingespeister Kilowattstunde. Strom aus Müllverbrennungsanlagen wurde in Abhängigkeit des Wirkungsgrads der Anlage unterschiedlich gefördert, um Anreize zur Erhöhung der Effizienz der Anlagen zu bieten. Die Müllverbrennung nimmt aufgrund der Anrechnung der biogenen Anteile im Abfall als Biomasse nicht nur einen

entscheidenden Anteil an der Strombereitstellung aus erneuerbaren Energie in den Niederlanden ein, sondern trägt damit auch entscheidend zum Klimaschutz bei.

Die Kombination der beiden Modelle – das Bonusprogramm der Niederlande nach Wirkungsgraden und die zielorientierte Einspeisevergütung nach Sturm et al. (2006) – stellt eine sinnvolle Möglichkeit dar, zielorientiert die Energie aus der Abfallverbrennung im bestehenden Energiemix zu etablieren. Hierzu müssten folgende Rahmenbedingungen festgehalten werden:

- Festlegen des Anteils der MVA an der Strom- und Wärmebereitstellung in Deutschland,
- Festlegen einer Berechnungsmethode zur Wirkungsgradbestimmung und
- Einspeisevergütung anhand der Effizienzklasse der Anlage.

Derzeit nimmt die Nutzung des biogenen Hausmülls in Deutschland etwa 0,7% der Brutto-stromerzeugung und etwa 0,4% an der Bruttowärmeerzeugung ein (BMU 2013). Um die effiziente Kraft-Wärme-Kopplung in Müllverbrennungsanlagen zu fördern, könnte unter Einbeziehung der in Kapitel 4 abgeleiteten Optimierungs- und CO₂-Minderungspotenziale ein denkbares Ziel die Steigerung des Wärmeanteils auf 1,0% sein. Die Förderung von Fernwärmeausbau und Anschluss an Fernwärmennetze würde dann entsprechend gefördert bis diese Quote erzielt wird. Anschließend sind die Potenziale neu zu bewerten und gegebenenfalls eine weitere Zielvereinbarung denkbar. Alternativ kann durch die Vorgabe fester Zielerreichungspunkte (beispielsweise Erreichung der Quote bis 31.12.2012) den Anlagenbetreibern ein Planungshorizont ermöglicht werden. D.h. die Förderung wird auch nach Erreichen der Zielvorgabe bis zum festgesetzten Förderungsende gewährleistet.

Die Höhe der Förderung berechnet sich ähnlich zu dem niederländischen Modell nach dem Gesamtwirkungsgrad der Anlage. So profitieren effiziente Anlagen in größerem Maße als ineffiziente Anlagen, wodurch ein zusätzlicher Anreiz zu Effizienzsteigerungsmaßnahmen gesetzt wird. Hierzu muss eine Untergrenze für die Wirkungsgarantie gesetzt werden, so dass nicht eine generelle Förderung über den gesamten Anlagenpark hinweg entsteht. Eine Sonderregelung für rein Strom erzeugende Anlagen muss nicht notwendig sein, wenn man den Anreiz zur Erhöhung des Wärmeanteils anstrebt. Soll zusätzlich auch der Anteil an der Stromerzeugung erhöht werden, so müsste hinsichtlich der Förderung zwischen reiner Stromerzeugung und KWK unterschieden werden.

Die Finanzierung dieser Einspeisevergütung kann aus verschiedenen bestehenden Finanzierungstöpfen erfolgen. Auf nationaler Ebene kommen hierfür beispielsweise

- das Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz als Anreiz zur Umsetzung effizienter KWK-Technologie,
- das Marktanreizprogramm,
- die Klimaschutzinitiative der Bundesregierung und
- Rückflüsse aus den Zertifikateversteigerungen im Rahmen des Emissionshandels in Frage.

Die Berechtigungen zur Freisetzung von CO₂-Emissionen im Rahmen des Emissionshandels werden ab 2013 der EU EHRL folgend in zunehmendem Maße versteigert (2003/87/EC, siehe Kap. 5.2.1.3). Die Verordnung zur Versteigerung von Zertifikaten wurde am 12. November 2010 von der EU-Kommission verabschiedet (Commission Regulation 1031/2010) und gilt unmittelbar für alle Mitgliedsstaaten. Aufgrund der beschriebenen Ausnahmeregelungen werden von den rund 2.039 Mio. europaweit zur Verfügung stehenden Emissionsberechtigungen 2013 rund 50% versteigert werden (Geres et al. 2010). Die Verteilung der Erlöse aus den Versteigerungen unter

den Mitgliedsstaaten ist in der EU EHRL (2003/87/EC) geregelt. 88% der Erlöse sollen direkt an alle EU-27 Mitgliedsstaaten auf Basis historischer Emissionen ausgegeben werden. 10% werden an Mitgliedstaaten mit unterdurchschnittlichem Bruttoinlandsprodukt (19 Mitgliedstaaten) und 2% an 9 Mitgliedstaaten ausgeteilt, die bereits 2005 mindestens 20% Reduktionen gegenüber dem relevanten Basisjahr im Kyoto-Protokoll erreicht haben (Abbildung 75).

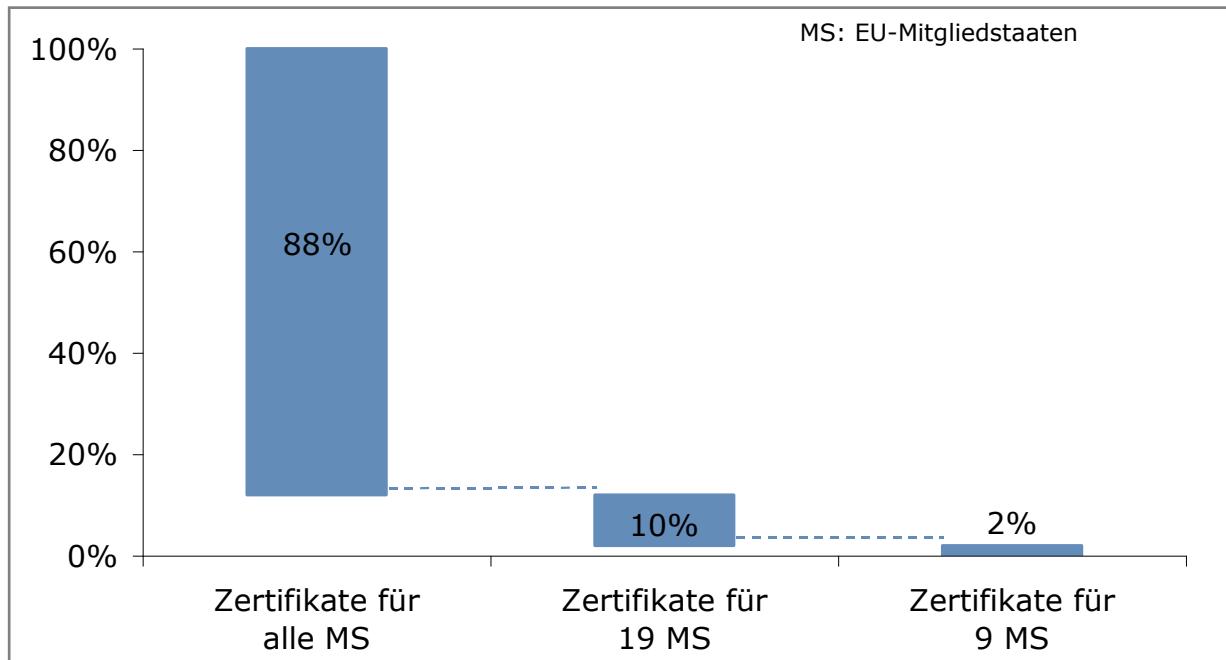


Abbildung 75 Verteilung der Versteigerungserlöse unter den EU 27-Mitgliedstaaten
(Quelle: 2003/87/EC, Geres et al. 2010b)

In der Handelsperiode 2008-2012 wurden bereits Versteigerungen durchgeführt. Deutschland versteigerte im Rahmen wöchentlicher Spot- und Forward-Auktionen insgesamt 40 Mio. Emissionsberechtigungen pro Jahr. Dies entsprach etwa 9% der deutschen Gesamtmenge an zur Verfügung stehenden Emissionsberechtigungen (Geres et al. 2010). Bezogen auf einen Zertifikatepreis von 15,36 € (Stand 1. Oktober 2010, Quelle: ECX 2010) entsprach dies einem Gesamtvolumen von etwa 600 Mio. Euro. Die Einspeisevergütungen nach dem dynamischen Modell und dem Wirkungsgrad der Anlagen könnten teilweise aus den Erlösen dieser Versteigerungen generiert werden. Da die genannten Einnahmen wieder in Minderungsmaßnahmen investiert werden sollen, sollte auch über eine stärkere Förderung der thermischen Abfallbehandlung nachdenken. Fokus könnte hierbei auf den Maßnahmen liegen, die den größten Minderungseffekt erzielen (vgl. Kapitel 4.3).

7 Zusammenfassung

In der Bundesrepublik Deutschland fielen im Jahr 2012 rund 44,19 Mio. Tonnen Haushaltsabfälle an, davon etwa 16,4 Mio. Tonnen Haus- und Sperrmüll (Destatis 2014). Seit Inkrafttreten des Ablagerungsverbotes unvorbehandelter Abfälle zum 1. Juni 2005 gelangt ein Großteil dieses Abfalls und aufgrund des Heizwertes von Abfall auch ein gewaltiges Potenzial an Energie in thermische Abfallbehandlungsanlagen. Der in deutschen Müllverbrennungsanlagen entsorgte Hausmüll setzt sich im Wesentlichen aus Anteilen von Papier und Kartonagen, Kunststoffen, Eisen- und Nichteisenmetallen, Glas, Holz und Keramik zusammen. Bio- und Gartenabfälle werden weitgehend stofflich verwertet, gelangen aber nach wie vor auch in die Verbrennung. Die im Hausmüll enthaltene Biomasse (auch biogener Anteil genannt) wird als CO₂-neutral betrachtet, da bei der Verbrennung genau die Menge an CO₂ freigesetzt wird, die während des Wachstumsprozesses der Pflanze aus der Atmosphäre entzogen und in den Zellen der Pflanze gebunden wurde. Im Gegensatz zu fossilen Energieträgern werden durch die Energiegewinnung aus dem biogenen Anteil im Abfall keine CO₂-Emissionen abgegeben, die die Atmosphäre zusätzlich belasten, sondern bereits im natürlichen CO₂-Kreislauf enthalten waren. Im Jahr 2007 emittierten die in Deutschland etablierten Müllverbrennungsanlagen allein durch die Verbrennung des fossilen Anteils im Hausmüll rund 5,9 Mio. Tonnen klimarelevantes CO₂. Die Verbrennung sonstiger fossiler Hilfsstoffe ist hierbei noch nicht berücksichtigt. Neben der Rückgewinnung von sekundären Rohstoffen wie Metallen, Gips oder ähnlichen lassen sich aufgrund des klimaneutralen, biogenen Anteils im Abfall durch eine optimierte Energiebereitstellung fossile Energieträger einsparen und Treibhausgasemissionen reduzieren.

Aufgrund der zahlreichen, unterschiedlichen Verfahrenstechniken lassen sich die Einsparpotenziale durch mögliche Optimierungsmaßnahmen nur durch eine Datenerhebung in allen Anlagen exakt bestimmen. Da nicht von allen Anlagen Daten in ähnlicher Qualität erhoben werden können, müssen einzelne Anlagentypen kategorisiert und Annahmen getroffen werden, um die Treibhausgasminderungspotenziale durch eine optimierte Verfahrenstechnik abschätzen zu können.

Während die meisten vorliegenden Studien in der Regel vor dem 1. Juni 2005 angefertigt wurden oder auf Datenbestände aus Zeiten vor der Umsetzung des Ablagerungsverbotes unvorbehandelter Abfälle zurückgreifen, finden im Rahmen dieser Arbeit die neuen Rahmenbedingungen Anwendung. Die 2007 durch das IPCC neudefinierten Werte für das Treibhauspotenzial einzelner Treibhausgase führen gegenüber bisherigen Erhebungen zu veränderten CO₂-Äquivalenten bei der Betrachtung von Gesamtemissionen und werden im Rahmen dieser Studie entsprechend berücksichtigt.

Wesentliches Ziel dieser Arbeit war die Ableitung eines methodischen Ansatzes zur Bestimmung der Relevanz von Optimierungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen in Verbindung mit der Erhebung des aktuellen Standes der Technik. Hierzu wurden durch gezielte Abfragen bei den Anlagenbetreibern und Konsolidierung durch unterschiedliche Datenquellen die Potenziale zu Effizienzsteigerungsmaßnahmen eruiert, um somit Aussagen zu den Potenzialen vorher definierter Optimierungsmaßnahmen im gesamten Anlagenpark treffen zu können. Die Reduktionspotenziale aus einer optimierten Verfahrenstechnik wurden für den gesamten Anlagenpark bisher nur über Annahmen pauschaler Wirkungsgradsteigerungen abgeschätzt und differenzierte Reduktionspotenziale einzelner Optimierungsmaßnahmen nicht betrachtet.

Aufbauend auf Ergebnissen von Wünsch et al. (2008) und Bilitewski et al. (2005) hat Wünsch (2011) anhand von 9 Beispielanlagen die Treibhausgasminderungspotenziale für den deutschen Anlagenpark abgeschätzt.

Um die Relevanz einzelner Optimierungsmaßnahmen zu definieren, wurde in dieser Arbeit eine Methodik entwickelt, die auf einer Matrixbilanzierung beruht. Die Abfrage der notwendigen Daten bei den Anlagenbetreibern erfolgte bereits in Matrizenform, so dass unterschiedliche Datensätze miteinander verknüpft und über mathematische Ansätze beurteilt werden konnten. Daraus ließen sich in Verbindung mit den durch Wünsch (2011) erarbeiteten Optimierungsmaßnahmen und Vermeidungskosten die effektivsten Maßnahmen, die Relevanz für die Einbeziehung in den Emissionshandel oder die Nutzung von projektbasierten Klimaschutzmechanismen und eine Empfehlung zu deren Förderung durch nationale Maßnahmenpakete ableiten.

Der Fokus der hier vorliegenden Arbeit liegt auf der Beurteilung der Auswirkungen des Emissionshandels und der möglichen Nutzung der flexiblen Mechanismen aus dem Kyoto-Protokoll, um unter Berücksichtigung von Vermeidungskosten entsprechende Maßnahmen kosteneffizient umzusetzen. Die Kenntnis von Optimierungsportenzialen und der Relevanz einzelner Vermeidungsmaßnahmen ist hierbei von entscheidender Bedeutung. Während Wünsch (2011) an neun Anlagen, die den deutschen Anlagendurchschnitt repräsentieren, zu erschließende Potenziale zu Anlagenoptimierungen untersucht und diese Ergebnisse auf den deutschen Anlagenbestand hochrechnet, wurden in der vorliegenden Arbeit Informationen aus allen deutschen Müllverbrennungsanlagen zusammengetragen und bewertet. Da auch mit diesem Vorgehen bei Weitem nicht für alle Anlagen die notwendigen Daten und Informationen zur Verfügung gestellt wurden, basieren auch die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse auf Hochrechnungen. Ein wesentlicher methodischer Unterschied zu Wünsch (2011) liegt allerdings darin, dass in der vorliegenden Arbeit nicht nur auf Basis von neun Beispielanlagen Hochrechnungen erfolgten, sondern für alle deutschen Anlagen der Stand der Technik und die Relevanz von Einzelmaßnahmen abgefragt wurden, aus dem letztlich die in den Ergebnissen dargestellten Einflussmatrizen entstanden. Die Hochrechnung erfolgte bei Wünsch (2011) schließlich auf Basis der neun Beispielanlagen über die eingebrachte Brennstoffwärmeflussleistung der Abfälle in allen deutschen Anlagen, ohne die tatsächlichen Optimierungspotenziale im restlichen deutschen Anlagenpark im Detail zu hinterfragen.

Die Erhebung der klimawirksamen Treibhausgase stellt sich bei Müllverbrennungsanlagen nach wie vor schwierig dar, da die biogenen Anteile nur mit großem Aufwand bestimmt werden können. Um den tatsächlichen Beitrag zum Klimaschutz und mögliche Potenziale durch vollständige Energieabgabe und Effizienzsteigerungen darstellen zu können, muss eine solide Datenbasis geschaffen werden. Hierzu besteht weiterer Forschungsbedarf. Ein Vorschlag wäre, unterschiedliche Bestimmungsverfahren zu kombinieren. Beispielsweise könnte die Bilanzenmethode der TU Wien als vorrangiges Bestimmungsverfahren im Rahmen eines CO₂-Monitorings eingesetzt und durch intervallsabhängige chemische Bestimmungsverfahren regelmäßig validiert werden. Dies würde den permanenten Monitoringaufwand reduzieren und dennoch einen gewissen Beitrag zur Einhaltung von Genauigkeitsanforderungen leisten. Für Müllverbrennungsanlagen müssten hierbei anlagenspezifische Anforderungen formuliert werden, wenn diese in den Emissionshandel integriert werden sollen.

Viele deutsche Anlagen werden inzwischen mit einem stark reduzierten Einsatz fossiler Energieträger betrieben, da die meisten Anlagenprozesse auf Eigendampfnutzung umgestellt wurden. Dies bedeutet zwar eine geringere Energieauskopplung und somit auch eine geringere Substitution fossiler Energieträger außerhalb der Anlage, führt allerdings bei Anlagen ohne vollständige Energienutzung zu einem höheren Nutzungsgrad des Eigendampfes und somit auch der gesamten Anlage. Die CO₂-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen resultieren vorrangig aus der Umsetzung des im Abfall enthaltenen Kohlenstoffs zu Kohlenstoffdioxid während des Verbrennungsprozesses und wären nur durch eine veränderte, kohlenstoffärmere Abfallzusammensetzung zu reduzieren.

Für die Betrachtung der Auswirkungen des Emissionshandels auf die Emissionsposition von Müllverbrennungsanlagen wurde der Basiszeitraum 2005 bis 2010 untersucht. Durch die verbrannten Abfälle entstanden unter Anwendung der Standardemissionsfaktoren von EdDE (2010) und ZuV (2012) klimarelevante CO₂-Emissionen in Höhe von 6,9 Mio. Mg CO₂. Bei Ansatz des sehr konservativen Emissionsfaktors von 0,557 Mg CO₂/Mg Abfall nach IPCC (1999) entspräche die emittierte CO₂-Menge rund 10,4 Mio. Mg CO₂. Aufgrund der Reduktionsverpflichtungen Deutschlands – begründet durch das Kyoto-Protokoll – sinken zukünftig die jährlichen deutschen Gesamtemissionen, während durch die gestiegenen Gesamtabfallmengen und die veränderte Abfallzusammensetzung nach Inkrafttreten der TASi im Juni 2005 auch die Emissionen aus der Abfallverbrennung gestiegen sind. Bezogen auf die in Deutschland im Jahr 2009 emittierte Menge an CO₂ von 807,3 Mio. Mg (UBA 2011) belaufen sich die CO₂-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen auf lediglich 0,8 % (aus eigener Berechnung). Die Energiebereitstellung (Mix Wärme-Strom über alle deutschen Anlagen) durch Müllverbrennungsanlagen geht aus eigenen Berechnungen durchschnittlich mit einer CO₂-Emission von 0,331 Mg CO₂/MWh einher. Im Vergleich zu anderen, auf fossilen Energieträgern basierenden Energieerzeugungsanlagen, werden bei der Abfallverbrennung somit weitaus weniger CO₂-Emissionen freigesetzt, so dass Müllverbrennungsanlagen einen entscheidenden Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasen leisten können, auch ohne weitergehende Optimierungen und Effizienzsteigerungen.

Obwohl schon viele der derzeit technisch möglichen Optimierungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen umgesetzt wurden, sind den Untersuchungen zufolge bei den untersuchten Maßnahmen nach wie vor Treibhausgasminderungspotenziale in der Höhe von 2,1 bis 4,1 Mio. Mg CO_{2,eq}/Jahr vorhanden. Die Untersuchungen von Wünsch (2011) zeigten weiteres Reduktionspotenzial bei den dort bilanzierten Optimierungsmaßnahmen auf. Es werden beispielsweise nach wie vor deutschlandweit Anlagen betrieben, die noch nicht auf Eigendampfnutzung umgestellt haben und diesbezüglich noch Potenziale offenbaren.

Nachdem die Gesamtemissionen aus Müllverbrennungsanlagen nicht mehr als 0,8 % der Gesamttrreibhausgasemissionen in Deutschland ausmachen, sind die direkten Minderungspotenziale begrenzt. Die weitaus größeren Potenziale liegen in der Energieabgabe und der damit verbundenen Substitution fossiler Energieträger. Konzepte wie die Abwärmenutzung zur Trocknung von Klärschlämmen oder Hölzern für die weitere energetische Nutzung stellen ebenso Möglichkeiten dar, wie die erhöhte Anbindung an Fernwärmennetze. Gerade in den ländlich geprägten Gebieten spielt dieser Faktor eine wichtige Rolle. Bei unmittelbar angesiedelter Industrie könnte der Wegfall eines Energieabnehmers gegebenenfalls durch kurzfristige neue Verträge kompensiert werden.

Die betrachteten Optimierungsmaßnahmen lassen sich nach deren Einsparpotenzial auch hinsichtlich deren Umsetzungsnotwendigkeit kategorisieren. Der größte Handlungsbedarf ergibt sich demnach für die Nutzung von Restenergie der am Kaminaustritt in die Atmosphäre freigesetzten Abgase, die Erhöhung der energetischen Auslastung und die Erhöhung der Kesselwirkungsgrade (vgl. Kapitel 4.3.3.7).

Für eine effiziente Nutzung der vorhandenen Energie könnten staatliche Fördersysteme Anreize bieten. Durch die konstante Verfügbarkeit der Leistung ist Strom aus Abfall im Vergleich zu Strom aus Wind oder Sonne von deutlich höherer Qualität, da es sich auch zur Bereitstellung von Grundlastenergie eignet.

Vergleicht man die Minderungskosten von einzelnen Optimierungsmaßnahmen im Bereich der thermischen Abfallbehandlung (vgl. Kapitel 5.1.1) mit den Kosten im Bereich der Deponierung, so erklärt sich auch die Vielzahl an bisher durchgeführten Deponiegasprojekten im Bereich des CDM und JI. Selbst die Optimierungsmaßnahmen im Bereich der thermischen Abfallbehandlung sind ohne Betrachtung laufender Betriebs- und Wartungskosten im Vergleich zu den bisher umgesetzten Deponiegasprojekten zu teuer. Es ist damit nicht verwunderlich, dass sich ein Neubau einer thermischen Abfallbehandlungsanlage in dem bisher etablierten Markt der Kyoto-Mechanismen noch weniger gegenüber alternativen Abfallbeseitigungsverfahren durchsetzen kann.

Die bestehenden thermischen Abfallbehandlungsverfahren werden auch in Zukunft ihren Stellenwert in der Abfallwirtschaft haben, das gilt insbesondere für die Müllverbrennungsanlagen. Aufgrund der hohen Anforderungen an den Ersatzbrennstoff bei der Mitverbrennung in Kohlekraft- und Zementwerken werden nach wie vor Abfallströme in die klassische Müllverbrennung gelangen, zumal im Bereich der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken nach wie vor Schwierigkeiten bei der Qualität der Ersatzbrennstoffe vorherrschen.

Aufgrund der Notwendigkeit dieses Abfallbehandlungsverfahrens muss auch daran gelegen sein, die dort erzeugte Energie effizienter zu nutzen. Dies kann nur über geeignete Fördermechanismen geschehen, da sich die Kosten sonst auf mehrere Jahre hinweg nicht amortisieren lassen. Als Ergänzung zu den vorrangig anzustrebenden Abfallvermeidungsmaßnahmen kann die thermische Abfallbehandlung die notwendige Entsorgungssicherheit für die nicht vermeidbaren und gleichzeitig nicht verwertbaren Abfälle sicherstellen. Um dies weiterhin auf dem besten verfügbaren technischen Level zu ermöglichen, sollten auch Optimierungsmaßnahmen in der Abfallwirtschaft, im Speziellen die maßnahmenfokussierte Förderung von Energieeffizienzmaßnahmen bei der thermischen Abfallbehandlung, unterstützt werden.

Der Emissionshandel spielt hinsichtlich der Förderung von Effizienzmaßnahmen keine wesentliche Rolle. Der Rückgriff auf verlässliche Daten von CO₂-Emissionen durch Installation entsprechender Messsysteme ist möglich, allerdings werden nur die Gesamt-CO₂-Emissionen gemessen. Es besteht nach wie vor das Problem, aus diesen Werten die tatsächlichen klimawirksamen Emissionen zu bestimmen. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass zwischen den gemessenen, pauschal zur Hälfte klimawirksam angesetzten und den über Standardemissionsfaktoren ermittelten CO₂-Emissionen erhebliche Diskrepanzen entstehen. Deshalb wäre für jede Anlage eine separate Bestimmung der biogenen Anteile über Sortier- oder Heizwertanalysen und damit verbunden ein sehr anspruchsvolles Monitoring notwendig.

Dadurch entsteht den Betreibern von Müllverbrennungsanlagen ein Vielfaches an den Kosten, die in Energieerzeugungsanlagen mit Einsatz homogener Brennstoffe anfallen.

Aufgrund des Entsorgungsauftrags und der damit verbundenen Abhängigkeit von den zu behandelnden Abfallmengen können durch die Zuteilung der Zertifikate für die Anlagenbetreiber sowohl positive, als auch negative finanzielle Effekte entstehen, ohne diese aktiv beeinflussen zu können. Es muss also eine Lösung gefunden werden, die den Entsorgungsauftrag berücksichtigt. Eine Lösung könnte hierbei die kostenlose Zertifikatzuteilung bezogen auf eine Tonne Abfall unter Berücksichtigung der Abfallzusammensetzung sein. Ähnlich wie die nachträgliche Anpassung der Zertifikatemenge auf Basis der jährlichen Aktivitätsraten im Rahmen der in der Zuteilungsverordnung definierten Teilstilllegungsregel, könnte man hier eine nachträgliche Anpassung der Zertifikatemenge vorsehen, die ggf. bei der Zuteilung fürs Folgejahr dann berücksichtigt wird.

Wie die Untersuchungen an den beteiligten Anlagen zudem ergeben haben, sind hinsichtlich der direkten CO₂-Minderung an den Anlagen Grenzen gesetzt. Auf den Kohlenstoffanteil im Abfall und dessen Umsetzung zu CO₂ während des Verbrennungsprozesses kann kein Einfluss genommen werden, so dass erhebliche Emissionsminderungen lediglich durch Substitution fossiler Energieträger innerhalb der Anlagenprozesse erfolgen können. Diese Möglichkeiten sind in den deutschen Anlagen nahezu ausgeschöpft, so dass gerade im Hinblick auf einen eventuellen Eintritt in den Emissionshandel erhebliche Probleme entstehen würden, die jährlichen festgelegten Emissionsminderungen herbeizuführen. Selbst bei einer Ausnahme von Reduktionspflichten können je nach Abfallmengenentwicklung in der Zuteilungsperiode Defizite an zugeteilten Zertifikaten entstehen. Durch eine Belegung mit Erfüllungsfaktoren erhöhen sich diese Defizite bei den untersuchten Anlagen teilweise bis auf das Dreifache. Da nicht nur der Stand der Technik eine Rolle spielt, sondern auch die mögliche Energieabgabe, die von gegebenen Standortbedingungen begrenzt wird, ist eine einheitliche Einführung eines Erfüllungsfaktors für alle Müllverbrennungsanlagen nicht denkbar. Gerade die untersuchten Anlagen in den ländlich geprägten Gebieten würden aufgrund fehlender Energieabnehmer unter starken Wettbewerbsdruck geraten, da sie zusätzlich produzierte Energie nicht abgeben und somit auch den entstehenden Kosten durch eventuelle CO₂-Zertifikatzukaufe keine Einnahmen anrechnen können. Da die substituierte Energie im Rahmen des EU-Emissionshandels nicht in Form von Zertifikaten gutgeschrieben wird, sondern lediglich eingesparte CO₂-Emissionen innerhalb der Anlage als Gutschriften verbucht werden, bietet der Emissionshandel in seiner jetzigen Form für Müllverbrennungsanlagen keine Anreize, obwohl erhebliche Potenziale nach wie vor in der Abwärmenutzung und der damit verbundenen Substitution von fossilen Energieträgern liegen.

Gutschriften für substituierte Energie im Rahmen des EU-Emissionshandels könnten allerdings durch die projektbezogenen Mechanismen generiert werden. Sie stellen eine Möglichkeit dar, um die zusätzlich durch Effizienzsteigerungen zur Verfügung gestellte Energie zu vergüten und daraus Emissionszertifikate zu generieren. Für die Abfallverbrennung sind allerdings bisher keine Projekte durchgeführt worden, deshalb gibt es hierfür auch keine entsprechenden Methodologien, mit denen nachgewiesen werden kann, inwieweit CO₂-Emissionen verringert werden und die Zusätzlichkeit der geplanten Maßnahme gegeben ist. Die Anwendung von projektbasierten Mechanismen (vgl. Kapitel 5.2.2) und die Durchführung von CO₂-Minderungsmaßnahmen in Form von Effizienzsteigerungen an emissionshandelpflichtigen

Anlagen ist zudem eng an die erzielbaren Preise für Zertifikate gebunden. Eine Optimierungs- oder Minderungsmaßnahme wird erst dann realisiert, wenn über die Zertifikatepreise ein wesentlicher Mehrwert entsteht und sich die Maßnahme unter Berücksichtigung der jeweiligen Brennstoffpreise und des erhöhten Energieertrags finanziell darstellen lässt. Die rückläufige Entwicklung der Zertifikatepreise in den letzten Jahren führt dazu, dass die projektbasierten Mechanismen keinen finanziellen Anreiz für die Durchführung von Energieeffizienzmaßnahmen an Anlagen, in diesem Fall an Müllverbrennungsanlagen, bilden. Die Unsicherheit hinsichtlich der Fortführung dieser Projekttypen führt dazu, dass diese aktuell keine Alternative darstellen.

Eine mögliche Förderung könnte über eine zielorientierte Einspeisevergütung erfolgen, mit der bspw. die Strombereitstellung basierend auf unterschiedlichen erneuerbaren Energieträgern realisiert wird. Dabei soll die Vergütung nicht an den Produktionskosten je kWh oder an der Bereitstellungstechnologie, sondern allein am geplanten Anteil erneuerbaren Stroms bemessen werden. Die Höhe der Einspeisevergütung orientiert sich hierbei stets am aktuell realisierten Anteil einer Technologie am Strommix. Wird der angestrebte Anteil unterschritten, so wird die Einspeisevergütung dynamisch nach oben angepasst, wird der angestrebte Anteil überschritten, wird die Einspeisevergütung reduziert. Der Anlagenbetreiber hingegen kann immer mit einer festen Einspeisevergütung rechnen, da diese bei Vertragsabschluss für eine feste Vertragsdauer festgeschrieben wird. Dies bewirkt – ähnlich der Preisbildung im Emissionshandel – die Umsetzung der Projekte, deren Gestehungskosten zum jeweiligen Zeitpunkt unter der Einspeisevergütung liegen. Dadurch wird ein Mix der jeweils kosteneffizientesten Anlagen zur Strombereitstellung erreicht und sichergestellt, dass die angestrebten Ziele mit minimalen Kosten und unabhängig der eingesetzten Technologie erreicht werden. Dieses Konzept könnte für die Stromerzeugung wie auch für die Wärmeerzeugung Anwendung finden. Hierzu müsste die Bundesregierung aber zum einen ihr Vergütungssystem im Rahmen des Erneuerbaren Energiesetzes anpassen und zum anderen die Abfallverbrennung als festen Bestandteil der Strom- und Wärmeerzeugung im Bereich der erneuerbaren Energien etablieren. Hierzu müsste ein fester Anteil der Abfallverbrennung am Strom- und Wärmemix definiert werden.

In den Niederlanden wurde der Strom aus Müllverbrennungsanlagen bis Ende 2006 über eine dem Erneuerbaren-Energien-Gesetz in Deutschland verwandte Verordnung und zusätzlich über ein neu eingeführtes Fördersystem bezuschusst. Die Subvention betrug je nach Anlagentyp und in Abhängigkeit des Wirkungsgrads der Anlage bis zu 9,7 Cent je eingespeiste Kilowattstunde. Damit wurden gleichzeitig Anreize zur Erhöhung der Effizienz der Anlagen geboten.

Die Kombination der beiden Modelle Bonusprogramm der Niederlande nach Wirkungsgraden und die zielorientierte Einspeisevergütung stellt somit eine sinnvolle Möglichkeit dar, zielorientiert die Energie aus der Abfallverbrennung im bestehenden Energiemix zu etablieren. Die Finanzierung dieser Einspeisevergütung könnte aus verschiedenen bestehenden Fördertöpfen erfolgen. Auf nationaler Ebene kommen hierfür beispielsweise

- das Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz als Anreiz zur Umsetzung effizienter KWK-Technologie,
- das Marktanreizprogramm,
- die Klimaschutzinitiative der Bundesregierung und
- Rückflüsse aus den Zertifikateversteigerungen im Rahmen des Emissionshandels in Frage.

Der Fokus sollte hierbei dann auf den Maßnahmen liegen, die den größten Minderungseffekt erzielen (vgl. Kapitel 4.3).

8 Verzeichnisse

8.1 Literaturverzeichnis

- 2001/77/EC – Directive 2001/77/EC of the European Parliament and of the Council of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market.
- 2003/87/EC – Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003 establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC.
- 2004/101/EC – Directive 2004/101/EC of the European Parliament and of the Council of 27 October 2004 amending Directive 2003/87/EC establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community, in respect of the Kyoto Protocol's project mechanisms.
- 2009/29/EC - Directive 2009/29/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the greenhouse gas emission allowance trading scheme of the Community.
- 2010/2/EC – Commission Decision of 24 December 2009 determining, pursuant to Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council, a list of sectors and subsectors which are deemed to be exposed to a significant risk of carbon leakage (notified under document C(2009) 10251).
17. BImSchV – Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vom 23. November 1990 (17. BImSchV), BGBl I 1990, 2545, 2832.
37. BImSchV – Siebenunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Absicherung von Luftqualitätsanforderungen – 37. BImSchV). Entwurf der Bundesregierung vom 05.12.2007.
- AGEB – Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (2010a): Bruttostromerzeugung in Deutschland von 1990 bis 2010 nach Energieträgern. Internet: [>> Daten >> Sondertabellen \(13.10.2010\).](http://www.ag-energiebilanzen.de)
- AGEB – Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (2010b): Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland in den Jahren 2009 und 2010. Internet: [>> Daten >> Sondertabellen \(13.10.2010\).](http://www.ag-energiebilanzen.de)
- AGEB – Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (2015): Primärenergieverbrauch in Deutschland. Internet: http://www.ag-energiebilanzen.de/index.php?article_id=29&fileName=ageb_jahresbericht2014.pdf (21.07.2016)
- AGFW – Der Energieeffizienzverband für Wärme, Kälte und KWK e.V. (2007): Branchenreport 2007. Internet: [>> Branchenreport 2007 \(14.04.2009\).](http://www.agfw.de)
- Alwast, H. (2007): Ersatzbrennstoffmarkt-Entwicklung in Deutschland – Mengen, Preise, Markttendenzen. Vortrag auf dem 19. Kasseler Abfallforum am 24.- 26. April 2007, Kassel. Internet: http://abfallforum.de/downloads/Vortrag_Alwast_Kassel_2007.pdf (17.11.2007).
- AVA – Abfallverwertung Augsburg GmbH (2001): Umwelterklärung 2001. Nicht mehr veröffentlicht.

8.1 Literaturverzeichnis

- AVA – Abfallverwertung Augsburg GmbH (2003): Umwelterklärung 2003. Nicht mehr veröffentlicht.
- AVA – Abfallverwertung Augsburg GmbH (2009): Geschäftsbericht 2009. Internet: <http://www.av-augsburg.de> (30.10.2009).
- AWG - Abfallwirtschaftsgesellschaft mbH Wuppertal (2000): Umwelterklärung 2000 für das Müllheizkraftwerk der Abfallwirtschaftsgesellschaft mbH Wuppertal. Internet: http://www.awg.wuppertal.de/web/download/Infobroschueren/2000_Umwelterklaerung.pdf (30.10.2009).
- Barniske, L. (1995): Künftige Rolle der thermischen Abfallbehandlung. Beitrag zur Tagung „Standortplanung für thermische Abfallbehandlungsanlagen“, 14.-15. Dezember 1995, Umweltbundesamt.
- BDE – Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (2007a): Prognos: Zehn Millionen Tonnen Überkapazitäten bis 2015. In: Perspektiven BDE – Informationen und Impulse der deutschen Entsorgungswirtschaft. Ausgabe 2, Juli 2007, Berlin, 8-9.
- BDE – Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (2007b): Der Markt ist bereits vergeben. In: Perspektiven BDE – Informationen und Impulse der deutschen Entsorgungswirtschaft. Ausgabe 2, Juli 2007, Berlin, 10.
- Beckmann, M., Horeni, M. (2002): Mathematische Modelle zur energetischen Bewertung und Optimierung von Verfahren der thermischen Abfallbehandlung. In: Thermische Verfahren der Abfallbehandlung – Entwicklung, Optimierung, Bewertung (ISBN 3-86068-176-1). 13. DVV-Kolloquium am 23./24.09.2002, Weimar.
- Beckmann, M., Gampe, U., Grahl, S., Hellfritsch, S. (2009a): Zielkonflikt Emissionen und Energieeffizienz am Beispiel 37. BlmSchV. In: Thomé-Kozmiensky, K.J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 6 (ISBN 978-3-935317-39-9). TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 3-32.
- Bendig, J.; Tanner, N. (2007): Abgasreinigung energetisch optimiert – Erste Betriebserfahrungen des MHKW Kassel. 3. Tagung Trockene Abgasreinigung im Haus der Technik, Essen 09.11.2007.
- Bendix, D., Faulstich, M. (2005): Korrosion in thermischen Anlagen. In: Faulstich, M. (Hrsg.): Energie aus Biomasse und Abfall, Band 1, Verfahren und Werkstoffe für die Energietechnik. Förster Verlag, Sulzbach-Rosenberg, 89-110.
- Besier, Rolf (2008): Veränderung der Fernwärmerohrnetze in Deutschland 2007 – Rohrnetzstatistik des AGFW. In: EuroHeat & Power, 37. Jahrgang, Heft 10/2008 (ISSN 1435-3199). Essen, 38-39.
- BFE – Schweizer Bundesamt für Energie (2005): Schweizerische Statistik der erneuerbaren Energien 2004. Bern, 80 S. Internet: http://www.eicher-pauli.ch/ids/_publications/default.asp?TopicId=59&groupId=6 (09.10.2006).
- Bilitewski, B; Schirmer, M.; Niestroj, J.; Wagner, J.; Müller, H. (2005): Ökologische Effekte der Müllverbrennung durch Energienutzung. Technische Universität Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Pirna.
- Bilitewski, B. (2006): Berechnung von CO₂-Vermeidungskosten für die Optimierung von Abfallverbrennungsanlagen. In: Urban, A. I., Bilitewski, B., Faulstich, M. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung 2006 (ISBN 978-3-89958-198-0). Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Band 11. Universität Kassel, kassel university press GmbH, 187-196.

8.1 Literaturverzeichnis

- Bilitewski, B. et al. (2008): Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung. Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden und INTECUS GmbH Dresden. UFO-Plan-Vorhaben FKZ 3707 33 303, Dezember 2008, bislang unveröffentlicht.
- BWK – Bundesverband Kraft-Wärme-Kopplung (2005): Hinweise und Empfehlungen zur Ermittlung der spezifischen CO₂-Emissionen von aus KWK-Anlagen eingespeistem Strom im Rahmen der Stromkennzeichnungspflicht. Internet: http://www.bkwk.de/aktuelles/technik/Hinweise_Stromkennzeichnung.pdf (07.11.2009).
- Böni, D. (2009): Trockener Schlackenaustausch – ungenutzte Potentiale in der Abfallverwertung. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall. Band 6, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 109-122.
- Both, G., Fehrenbach, H. (2005): Stoff- und Energiebilanzen von Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 255-270.
- Buch, A. (1983): Fernwärme – Stand und Entwicklungsaussichten in der Bundesrepublik Deutschland. ISBN 3-87806-070-x, Technischer Verlag Resch KG, Gräfelfing/München.
- Büchner, H.-P. (2009): Entwicklung der Investitionspreise von Abfallverbrennungsanlagen. In: Versteyl, A., Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Planung und Umweltrecht (ISBN 978-3-935317-38-2). TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 161-171.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006a): Nationaler Allokationsplan 2008-2012 für die Bundesrepublik Deutschland; Internet: <http://www.bmu.de/emissionshandel/downloads/doc/36957.php> (23.09.2006).
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007a): Erneuerbare Energien in Zahlen – nationale und internationale Entwicklung. Stand Mai 2007. Berlin, 47 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010): TEHG-Novelle – Entwurf einer Kleinanlagenregelung nach § 28 Befreiung für Kleinemittenten (2010). Entwurf vom 20.12.2010, unveröffentlicht, zur Verbändeanhörung.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2013): Erneuerbare Energien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklung, Stand Juli 2013. Internet: <http://www.erneuerbare-energien.de/unser-service/mediathek/downloads/detailansicht/artikel/erneuerbare-energien-in-zahlen/> (10.09.2013).
- Brandt, F. (1991): Brennstoffe und Verbrennungsrechnung. Fachreihe des Fachverbands Dampfkessel-, Behälter- und Rohrleitungsbau, Band 1, 2. Auflage (ISBN 3-8027-2523-9), Vulkan-Verlag, Essen.
- BSR – Berliner Stadtreinigungsbetriebe (2005): Umweltbericht 2004/2005. Internet: <http://www.bsr.de> (05.08.2009).
- CBS – Centraal Bureau voor de Statistiek (2009): Hernieuwbare energie in Nederland 2009. Tabel 9.1.2, Voorburg/Heerlen. Internet: <http://www.cbs.nl/nl-NL/menu/themas/industrie-energie/nieuws/default.htm> (04.12.2010)

8.1 Literaturverzeichnis

Commission Regulation (EU) No. 1031/2010 of 12 November 2010 on the timing, administration and other aspects of auctioning of greenhouse gas emission allowances pursuant to Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council establishing a scheme for greenhouse gas emission allowances trading within the Community.

DAS – Danish Energy Association (2007): Brief notes on electricity supply in Denmark. Internet: http://www.danishenergyassociation.com/Statistics/Electricity_DK.aspx (11.11.2007).

DEHSt – Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (2004): Emissionsfaktoren und Kohlenstoffgehalte.

DEHSt – Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (2009): Hinweise zum Anwendungsbereich der Datenerhebungsverordnung 2020 (DEV 2020) – Weitere Tätigkeiten (Ortsfeste Anlagen). Entwurfsversion vom 3. Dezember 2009, unveröffentlicht.

DEHSt – Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (2010): Leitfaden für Anlagenbetreiber und Sachverständigenstellen zur Erstellung von Datenmitteilungen nach der Datenerhebungsverordnung 2020 (DEV 2020). Internet: <https://www.formulare.dehst.de/dev2020> (02.03.2010).

DEV – Datenerhebungsverordnung 2020: Verordnung über die Erhebung von Daten zur Einbeziehung des Luftverkehrs sowie weiterer Tätigkeiten in den Emissionshandel (Datenerhebungsverordnung 2020 – DEV 2020) vom 22. Juli 2009. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2009 Teil I Nr. 44, ausgegeben zu Bonn am 24. Juli 2009.

Destatis – Statistisches Bundesamt (2014): Abfallbilanz 2012. Internet: https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Tabellen/Abfallbilanz2012.pdf?__blob=publicationFile (13. August 2014)

Dietzel, F., Wagner, W. (2006): Technische Wärmelehre. 9. Auflage (ISBN 978-3-8343-3087-1). Vogel Verlag, Würzburg.

ECX – European Climate Exchange (2013): Homepage. Internet: https://www.theice.com/market_data.jhtml (01.10.2013).

EdDE – Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (2010): Energieeffizienzsteigerung und CO₂-Vermeidungspotenziale bei der Müllverbrennung – Technische und wirtschaftliche Bewertung. Dokumentation 13 zum Forschungsbericht, April 2010. Internet: <http://www.entsorgergemeinschaft.de/index.php?id=143> (20.12.2010).

Ehlers, F. (2008): Maßnahmen zur Erhöhung der Energieeffizienz in Waste-to-Energy Anlagen. Tagungsbeitrag auf der Klima- und Ressourcenschutzkonferenz der Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland, 15.-16. September 2008 in Würzburg.

Wijzigingswet Elektriciteitswet 1998 van 20 december 2003 ten behoeve van Opwekking Duurzame Elektriciteit.

Energieportal (2006): Schweden setzt auf Energieerzeugung aus Abfall und Biomasse. Internet: http://www.energieportal24.de/artikel_1500.htm (22.10.2007).

Espig, Frank (2008): Schadensstatistik KMR 2007 des AGFW – Schäden an Kunststoffmantelrohren. In: EuroHeat & Power, 37. Jahrgang, Heft 10/2008 (ISSN 1435-3199). Essen, 40-45.

8.1 Literaturverzeichnis

- European Commission (2011): Commision Decision (2011/278/EC) of determining transitional Union-wide rules for the harmonised free allocation of emission allowances pursuant to Article 10a of Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council from 27 April 2011. Internet: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:130:0001:0045:EN:PDF> (08.12.2011).
- EVS – Entsorgungsverband Saar (2007): Jahresbericht 2007. Internet: www.entsorgungsverband.de (13.03.2009).
- Faulstich, M., Fleischer, G., Schilling, R., Schweden, C. (1992): Prognose der klimarelevanten Kohlendioxidemissionen des Restmüllheizkraftwerkes Böblingen. Studie im Auftrag des Zweckverbandes Restmüllheizkraftwerk Böblingen (unveröffentlicht), Berlin, 96 S.
- Faulstich, M., Söhndel, B. (1995): Klimarelevanz der Restmüllverbrennung. Energieanwendung 44 (1995) Nr. 4, S.12-17.
- Faulstich, M. Weber-Blaschke, G., Ramsl, F. (2002): Energiegewinnung in Müllverbrennungsanlagen in Bayern. In: Bilitewski, B., Urban, A. I., Faulstich, M. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung 2002 (ISBN 3-934253-09-1). Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft, Band 20. Technische Universität Dresden, kassel university press GmbH.
- Fellner, J., Cencic, O., Rechberger, H. (2006): Bilanzenmethode – Ein Verfahren zur Bestimmung der fossilen CO₂-Emissionen. In: Lorber, K. E., Staber, W., Menapace, H., Kienzl, N., Vogrin, A. (Hrsg.): Abfall- und Deponietechnik, Abfallwirtschaft, Altlasten (ISBN 978-3-7739-6023-8). VGE Verlag GmbH, Essen, 341-348.
- Fellner, J., Rechberger, H., Mohn, J., Emmenegger, L. (2008): Bestimmung des Anteils an fossilen CO₂-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen. In: Lorber, K. E., Kreindl, G., Menapace, H., Müller, P., Sager, D., Wruss, K. (Hrsg.): Abfallwirtschaft, Abfalltechnik, Deponietechnik und Altlasten (ISBN 978-3-86797-028-0). VGE Verlag GmbH, Essen, 257-262.
- Fischer, B. (2005): Energieeffizienz des Müllheizkraftwerkes Mainz. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 565-578.
- Flamme, S. (2007): Stand der Europäischen Normung für Ersatzbrennstoffe. In: Bilitewski, B., Urban, A. I., Faulstich, M. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung 2007, Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Band 12. Universität Kassel, kassel university press GmbH. Kassel 2007, 135-140.
- Foster, N. A., Dräger, R., Daublebsky von Eichhain, C., Warnecke, R. (2007): Wärmetechnische Auslegung von Kesseln für Verbrennung von Reststoffen – Grundlagen und Korrosionsdiagramm. In: Tagungsband VDI-Korrosions-Tagung vom 12.-13.06.2007 in Frankfurt am Main. Internet: http://www.gks-sw.de/index.php?option=com_content&task=view&id=38&Itemid=102 (13.03.2009).
- Frischknecht, R.; Bollens, U.; Bosshart, S.; Ciot, M.; Ciseri, L.; Doka, G.; Dones, R.; Gantner, U.; Hischier, R.; Martin, A. (1996): Ökoinventare von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Auflage No. 3, Gruppe Energie – Stoffe - Umwelt (ESU), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherrer Institut, Villigen, Bundesamt für Energie (Hrsg.), Bern, CH.

8.1 Literaturverzeichnis

- Fuchs, C., Reisch, M., Feilenreiter, T. (2005): Wirtschaftlicher Betrieb von Abgasreinigungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 355-372.
- Geres, R., Glock, D., Mühlpointner, T., Pacher, C. (2010a): Emissionsminderungsmaßnahmen und Preisbildung im CO₂-Markt. Faktoren für die Preisbildung im CO₂-Markt und aktive Nutzung des CO₂-Handels als Beitrag zur Finanzierung von Emissionsminderungsmaßnahmen. Studie für Börse München AG, unveröffentlicht.
- Geres, R., Glock, D., Götz, M., Mühlpointner, T., Pacher, C., Eicher, I. (2010b): Development of the European Emissions Trading System in Phase III (2013-2020) – Principles of the allocation of emissions allowances and effects on the respective sectors. Studie für Börse München AG. Internet: www.greenmarket-exchange.com (10.10.2010).
- Geres, R., Gruß, A., Mühlpointner, T., Pacher, C., Glock, D., Hoffmann, M., Kohn, A., Kunzmann, I., Münsterer, M., Nygren, M., Wallner, K. (2013): Emissionshandel, Klimastrategien & Footprinting (ISBN 978-3-8111-0045-9), WEKA MEDIA GmbH & Co. KG, Kissing.
- Gohlke, O. (2008): Verbesserungspotenziale der Energieeffizienz. In: Bilitewski, B., Urban, A. I., Faulstich, M. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung 2008 (ISBN 978-3-89958-384-7). Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Band 13. Universität Kassel, kassel university press GmbH, 135-149.
- Grassinger, D., Salhofer, S. (1999): Methoden zur Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen – Literaturstudie. Schriftenreihe der Umweltschutzabteilung der Stadt Wien, Beiträge zum Umweltschutz, Heft 57/99.
- Günther, R. (1984): Verbrennung und Feuerungen. Unveränderter Nachdruck (ISBN 0-387-13256-2), Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Hansmann, G. (2007): MVA Düsseldorf – Betriebserfahrungen mit einer Rauchgasreinigung auf Basis von Natriumhydrogencarbonat/Aktivkoks. 3. Tagung Trockene Abgasreinigung im Haus der Technik, Essen 09.11.2007.
- Hauer, A. (2005): Mobile und stationäre Wärmespeichersysteme. In: Faulstich, M. (Hrsg.): Energie aus Biomasse und Abfall, Band 1, Verfahren und Werkstoffe für die Energietechnik. Förster Verlag, Sulzbach-Rosenberg, 215-226.
- Hemming, W., Wagner, W. (2008): Verfahrenstechnik. 10. Auflage. Vogel Verlag, Würzburg.
- HLU – Hessische Landesanstalt für Umwelt (1994): Systemvergleich Restabfallbehandlung – Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, ISBN 3-89026-170-1, Wiesbaden.
- IE – Institut für Energetik und Umwelt GmbH (2007): Schlüsseldaten Klimagasemissionen – welchen Beitrag kann die Biomasse zum Klimaschutz leisten? Leipzig, 2007. Internet: http://www.ufop.de/downloads/Bericht_Klimagas.pdf (07.11.2009).
- IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (2005): Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Teilbericht Siedlungsabfälle. UFO-Plan-Vorhaben (FKZ 203 92 309) im Auftrag des Umweltbundesamtes, Heidelberg.

8.1 Literaturverzeichnis

- IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (2006): Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung - Fortschreibung 2006. UFO-Plan Vorhaben (FKZ 206 92 300) im Auftrag des Umweltbundesamtes, Heidelberg.
- IPCC – Intergovernmental Panel On Climate Change (2007): WG I, Chapter 2, Table 2.14. Internet: <http://www.ipcc.de> (16. Mai 2009).
- IPCC – Intergovernmental Panel On Climate Change (1999): Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Internet: <http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gp/english/> (23.10.2009).
- IPPC – Integrated Pollution Prevention And Control (2006): Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration. European Integrated Pollution Prevention And Control Bureau, Sevilla. Internet: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/pages/FActivities.htm> (14.01.2009).
- Johnke, B. (2002): Statutsbericht zur Einsparung von CO₂-Emissionen durch verbesserte Energienutzung in Siedlungsabfall-Verbrennungsanlagen – Stand Juli 2002. Internet: http://www.itad.de/storage/med/docs/energie/13_neuen2000.pdf?fCMS=liyeacdgl (27. April 2009)
- Johnke, B., Scheffran, J., Soyez, K. (2004): Abfallwirtschaft, Energienutzung und Emissionsminderung bei Treibhausgasen. In: Johnke, B., Scheffran, J., Soyez, K. (Hrsg.): Abfall, Energie und Klima: Wege und Konzepte für eine integrierte Ressourcennutzung. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 72-82.
- Kaimer, M., Schade, D. (1999): Bewerten von thermischen Abfallbehandlungsanlagen – Planung, Genehmigung, Konzept und Betrieb. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 111. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Keller, H. B., Matthes, J., Zipser, S., Schreiner, R., Gohlke, O., Horn, J., Schönecker, H. (2007): Kamerabasierte Feuerungsregelung bei stark schwankender Brennstoffzusammensetzung. In: VGB Powertech e.V. (Hrsg.): VGB Kraftwerkstechnik. Volume 87/2007, Heft 3/2007 (ISSN 1435-3199). Essen, 85-92.
- Kern, M., Sprick, W., Glorius, T. (2001): Regenerative Anteile in Siedlungsabfällen und Sekundärbrennstoffen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.), Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Berlin, 964-984.
- Kins, M.; Zwahr, H. (2003): Perspektiven für die Verbesserung des Nutzungsgrades von Müllverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K.-J.: Optimierungspotenzial der Abfallverbrennung. TK-Verlag, Neuruppin.
- Kleppmann, F., Grüttner, W., Dima, B. (2007): Heiße DeNOx (katalytische Entstickung) im Müllheizkraftwerk Würzburg. In: Müll und Abfall, Heft 6/2007, 39. Jahrgang, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, Berlin, 269-273.
- Klobasa, M.; Sensfuß, F.; Ragwitz, M. (2009): CO₂-Minderung im Stromsektor durch den Einsatz erneuerbarer Energien im Jahr 2006 und 2007 – Gutachten, Bericht für die Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) im Auftrag des Zentrums für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden-Württemberg (ZSW), Karlsruhe.
- Kost, T. (2001): Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen. In: Bilitewski, B., Weltin, D., Werner, P. (Hrsg.): Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden, Band 16, 1. Auflage (ISBN 3-934253-06-7).

8.1 Literaturverzeichnis

- Kuhn, M. (2009): Ein lohnender Handel?. In: Recycling Magazin, Heft 5 vom 9. März 2009, 64. Jahrgang, München, 20-22.
- KWKG – Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz vom 19. März 2002 (BGBl. I S. 1092), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 21. August 2009 (BGBl. I S. 2870) geändert worden ist.
- LfU – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.) (2003): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen, Augsburg, 76 S.
- LfU Bayern – Bayerisches Landesamt für Umwelt (Veranst.) (2006a): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm – Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte. Fachtagung in Augsburg, 11.07.2006, Augsburg, 2006.
- LfU Bayern – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006b): Abfallwirtschaft – Hausmüll in Bayern Bilanzen 2005. Internet: <http://www.abfallbilanz.bayern.de/pdf/Textband.pdf> (20.05.2010).
- LUA – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2001): Untersuchungen zur Effizienz von unterschiedlichen Systemen zur Rauchgasreinigung bei Müllverbrennungsanlagen; Materialien Nr. 60; Essen, 60 S.
- Mainova AG (2009): Strom und Wärme aus Heizkraftwerken in Frankfurt. Informationsbroschüre der Mainova AG, Frankfurt. Internet: http://www.mainova.de/pdf/KW_Broschuere.pdf (20.07.2010).
- Manzke, A. (2006): Korrosionsschutz mittels Schweißplattierung. In: Faulstich, M., Bendix, D. (Hrsg.): Korrosion in Anlagen zur regenerativen Energieerzeugung, Band 2, Verfahren und Werkstoffe für die Energietechnik. Förster Verlag, Sulzbach-Rosenberg, 145-164.
- Metschke, J. (2003): Kesseloptimierung an der MVA Schwandorf. In: Urban, A. I., Bilitewski, B., Faulstich, M. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung 2003, Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Band 8. Universität Kassel, Kassel 2003, 83-96.
- Metschke, J. (2005): Kostenoptimierung bei thermischen Abfallbehandlungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 301-322.
- Ministeriele Regeling Subsidiebedragen Milieukwaliteit Elektriciteitsproductie tot 1 juli 2006 (Regeling Elektriciteitsproductie 2006a).
- Ministeriele Regeling Subsidiebedragen Milieukwaliteit Elektriciteitsproductie 1 juli 2006 tot en met 31 december 2006 (Regeling Elektriciteitsproductie 2006b).
- MS Umwelttechnik (2008): Das SNCR-Verfahren – Verfahrenstechnische Grundlagen. Internet: http://www.ms-umwelt.de/downloads/Grundprinzip_SNCR.pdf (15. Oktober 2008).
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2007): Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen. Internet: http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/therm_entsorg.pdf (27. April 2009).
- MVB – Müllverwertung Borsigstraße (2007): Verwertung auf höchstem Niveau. Umweltbericht 2007 der Müllverbrennungsanlage Hamburg Borsigstraße. Internet: http://www.mvb-hh.de/?page_id=9 (08.09.2009).

8.1 Literaturverzeichnis

- NEM – NEM Energy Services B.V. (2008): Tetra Tube – System für optimale Nachverbrennung. Informationsbroschüre. Internet: <http://www.nem-energy-services.com/images/brochures/TETRATUBE%20-%20DUI.pdf> (5. Oktober 2008).
- Öko-Institut (2002): Dehoust, G., Gebhard, P., Gärtner, S.: Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung. Im Auftrag der Interessengemeinschaft der Betreiber Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD), April 2002, Darmstadt.
- Öko-Institut (2007): Fritzsche, R., Rausch, L., Schmidt, K.: Treibhausgasemissionen und Vermeidungskosten der nuklearen, fossilen und erneuerbaren Strombereitstellung – Arbeitspapier. Internet: www.oeko.de (05.05.2009).
- Öko-Institut (2008): Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), Version 4.5.
- Öko-Institut/IFEU (2005): Dehoust, G. et al.: Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz – Statusbericht zum Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und mögliche Potenziale. Öko-Institut e.V. und IFEU Heidelberg, Ufoplan-Vorhaben 205 33 314, Darmstadt, Heidelberg.
- Öko-Institut/IFEU (2010): Dehoust, G. et al.: Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft - Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. Öko-Institut e.V. und IFEU Heidelberg, Ufoplan-Vorhaben FKZ 3708 31 302, Darmstadt, Heidelberg.
- Pacher, C., Eggenstein, U., Quicker, P., Faulstich, M. (2007a): Treibhausgasemissionen und Minderungspotenziale in Müllverbrennungsanlagen. In: Faulstich, M., Urban, A. I., Bilitewski, B. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung. Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik, Band 12 (ISBN 978-389958-274-1). Universität Kassel, kassel university press GmbH, 163-183.
- Pacher, C., Faulstich, M., Weber-Blaschke, G., Eggenstein, U., Quicker, P., Denk, H. (2007b): CO₂-Minderungspotenziale und Anwendung der Klimaschutz-Instrumente in EFRE-Ziel-2-Gebieten. Endbericht des Forschungsprojektes EULV 25 im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Dezember 2007, München.
- Pacher, C., Weber-Blaschke, G., Faulstich, M. (2007c): Emissionszertifikate für Müllverbrennungsanlagen – Möglichkeiten des Emissionshandels und der Anwendung von Klimaschutzinstrumenten. In: Müll und Abfall, Heft 8/2007, 39. Jahrgang, Erich Schmidt Verlag
- Pacher, C. (2007): Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz von Müllverbrennungsanlagen – Beispiele aus der Praxis. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und zur Ressourcenschonung. Tagungsband des 20. Aachener Abfallkolloquiums Abfallwirtschaft im November 2007. Schriftenreihe Abfall – Recycling – Altlasten, Band 33 (ISBN 978-3-938996-98-0). Aachen, 4/1-4/7.g GmbH & Co. KG, Berlin, 372-379.
- Pacher, C., Faulstich, M. (2008): CO₂-Reduktion durch optimierte Verfahrenstechnik in Müllverbrennungsanlagen. In: Lorber, K. E., Kreindl, G., Menapace, H., Müller, P., Sager, D., Wruss, K. (Hrsg.): Abfallwirtschaft, Abfalltechnik, Deponietechnik und Altlasten. Tagungsband zur 9. Depotech-Konferenz 2008 (ISBN 978-3-86797-028-0). Leoben, 12. bis 14. November 2008. VGE Verlag GmbH, Essen, 327-332.

8.1 Literaturverzeichnis

- Pacher, C., Mocker, M., Weber-Blaschke, G., Faulstich, M. (2009): Ökologischer Vergleich der Sorptionsmittel Calciumhydroxid und Natriumhydrogencarbonat. In: Thomé-Kozmiensky, K.J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall - Band 6. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 331-356.
- Quicker, P. (2008): Thermische Nutzung von Biomasse und Abfall – Einsatz in großen und kleinen Anlagen. In: Faulstich, M., Quicker, P. (Hrsg.): Biomasse und Abfall – Regionale Brennstoffe richtig nutzen. Reihe Verfahren und Werkstoffe für die Energietechnik, Band 4 (ISBN 978-3-9810391-3-9), Dorner PrintConcept GmbH & Co. KG, 11-25.
- Regeling van de Minister van Economische Zaken van 8 december 2003, nr. WJZ 3073206, tot vaststelling van uitvoeringregels voor meting en uitgifte van garanties van oorsprong ten behoeve van duurzame elektriciteit (Regeling garanties van oorsprong voor duurzame elektriciteit).
- Reimann, D., Hämerli, H. (1995): Verbrennungstechnik von Abfällen in Theorie und Praxis. Schriftenreihe Umweltschutz, Bamberg, 247 S.
- Reimann, D. (2007): Steigerung des nutzbaren Energiepotentials bei Einsatz von Natriumbicarbonat in der Rauchgasreinigung. In: Energieeffizienz und Kostenminimierung mit BAT-konformer Rauchgasreinigung bei der thermischen Behandlung von Ersatzbrennstoffen, Biomasse und Abfall. Vortrag im Rahmen der Fachtagung am 25./26. Januar 2007 in Fürstenfeldbruck.
- Reynolds, T. (2008): Klare Pluspunkte – Mit der SNCR-Technik steht der thermischen Abfallbehandlung ein leistungsfähiges Entstickungsverfahren zur Verfügung. Müllmagazin (ISSN: 0934-3482), 21. Jahrgang, Ausgabe 2/2008, Rhombos Verlag, Berlin.
- Schellenberger, R., Pachaly, R. (2005): Stickoxidreduktion jetzt ohne Katalysator. Sonderdruck des Umweltmagazins, Ausgabe 10/11, 2005.
- Scholz, R., Beckmann, M., Horn, J., Busch, M. (1992): Thermische Behandlung von stückigen Rückständen – Möglichkeiten der Prozessführung im Hinblick auf Entsorgung oder Wertstoffrückgewinnung. In: Brennstoff-Wärme-Kraft (BWK)/TÜ/Umwelt-Special 44, Nr. 10.
- Scholz, R., Beckmann, M., Schulenburg, F. (1993): Kriterien zur Beurteilung thermischer Behandlungsverfahren für Rückstände. In: Techniken der Restmüllbehandlung – Kalte und/oder thermische Verfahren, VDI Berichte 1033, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- Scholz, R., Beckmann, M., Schulenburg, F., Brinker, W. (1994): Thermische Rückstandsbehandlungsverfahren – Aufteilung in Bausteine und Möglichkeiten der Bilanzierung. In: Brennstoff-Wärme-Kraft (BWK), Heft 46, Nr. 11/12, 469-482.
- Seiler, U. (2005): Energetisches Optimierungspotential bei Abfallverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 241-254.
- Sherrard, A. (2007): Growing Interest for waste-to-energy (WTE) Solutions in Sweden. In: HVG Hanseatische Veranstaltungs-GmbH (Hrsg.): Conference Proceedings of the International Exhibition & Conference for Energy from Waste and Biomass. May 9-10, 2007, Bremen Exhibition Center, 162-165.

8.1 Literaturverzeichnis

- Spliethoff, H. (2008): Fortschrittliche Nutzung fester Brennstoffe – Grundlagen, Technologien und Herausforderungen. In: Faulstich, M.; Quicker, P. (Hrsg.): Biomasse & Abfall – Regionale Brennstoffe richtig nutzen. Reihe Verfahren und Werkstoffe für die Energietechnik, Band 4. Dorner PrintConcept GmbH & Co. KG, Sulzbach-Rosenberg, 2008, 99-119.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten (ISBN 978-3-503-10602-8), Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Stäblein, C., Kaufmann, R., Heinemann, S. (2008): Effiziente Nutzung der Energie aus Abfall & das Prinzip der Kraft-Wärme-Kopplung. Tagungsbandbeitrag auf der Klima- und Ressourcenschutzkonferenz der Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland, 15.-16. September 2008 in Würzburg.
- Stadtwerke Rosenheim (2008): Energiekonzept 2020 der Stadtwerke Rosenheim für die Stadt Rosenheim. Internet: <http://www.swro.de/Energiekonzept-2020-SWRO> (30.10.2009).
- Stadtwerke Rosenheim (2009): Umwelterklärung 2009. Internet: http://www.swro.de/sites/default/files/uploads/Umwelterklaerung_2009.pdf (30.08.2010).
- Stadtwerke Würzburg (2010): Aktualisierte Umwelterklärung 2010. Internet: <http://www.zaws.de/energieklima/uerklaerung.html> (30. Dezember 2010).
- StMUG Bayern – Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2005): Wirkungsgrad von Abfallverbrennungsanlagen: technische, ökologische und ökonomische Optimierung – Entwicklung von Berechnungsgrundlagen und deren numerische Umsetzung mit Erprobung an drei ausgewählten bayerischen Müllverbrennungsanlagen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben EU24, unveröffentlicht, München.
- Strauß, K. (1998): Kraftwerkstechnik zur Nutzung fossiler, regenerativer und nuklearer Energiequellen. 4. Auflage (ISBN 3-540-64750-3), Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Sturm, A., Egli, N., Frischknecht, R., Steiner, R. (2006): Energieperspektive 2050 der Umweltorganisationen. Studie im Auftrag von Greenpeace Schweiz, Schweizerische Energiestiftung, Verkehrs-Club der Schweiz und WWF Schweiz. Internet: http://www.ellipson.com/files/studies/perspE_bericht_20060302.pdf (30.11.2010).
- SWB – Stadtwerke Bremen (2009): Umweltbericht 2009. Internet: https://www.swb-netze.de/_media/download/umweltbericht-2009.pdf (18.03.2010).
- SWD – Stadtwerke Düsseldorf (2009): Zahlenspiegel der Stadtwerke Düsseldorf AG 2009. Internet: <http://www.swd-ag.de/download/zahlenspiegel2009.pdf> (18.03.2010).
- Tabasaran, O., Thomanetz, E., Röder, W. (1993): Energetische Nutzung von Abfällen in Müll-Heizkraftwerken und Abschätzung der klimarelevanten Emissionen. Studie im Rahmen des BMFT-Forschungsvorhabens „Instrumente für die Entwicklung von Strategien zur Reduktion energiebedingter klimarelevanter Emissionen in Deutschland“ – Teilprojekt 4. Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft.
- TEHG - Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz vom 8. Juli 2004 (BGBl. I S. 1578), das zuletzt durch Artikel 9 des Gesetzes vom 11. August 2010 (BGBl. I S. 1163) geändert worden ist.
- Thomé-Kozmiensky, K.J. (1998): Klärschlammensorgung. TK-Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 1998.

8.1 Literaturverzeichnis

- Thomé-Kozmiensky, E. (2005): Stickoxidminderungsmaßnahmen bei Abfallverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 373-401.
- Thomé-Kozmiensky, E. (2008): Akzeptanz von Abfallverbrennungsanlagen. Tagungsbandbeitrag auf der Klima- und Ressourcenschutzkonferenz der Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland, 15.-16. September 2008 in Würzburg.
- Treder, M. (2008): Energieerzeugung und Klimarelevanz der W-t-E Anlagen in Deutschland (Kurzfassung vom 16.07.2008). Bericht des Obmannes Martin Treder auf der Mitgliederversammlung der Interessengemeinschaft Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland am 16. Juli 2008. Unveröffentlicht.
- Treder, M. (2008c): Treibhausgase aus WtE-Anlagen. Akzeptanz von Abfallverbrennungsanlagen. Tagungsbandbeitrag auf der Klima- und Ressourcenschutzkonferenz der Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland, 15.-16. September 2008 in Würzburg.
- UBA - Umweltbundesamt (2008): Abfallverbrennung ist kein Gegner der Abfallvermeidung. Internet: <http://www.umweltbundesamt.de> (18.03.2010).
- UBA – Umweltbundesamt (2009): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2009 – Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2007. Internet: http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/treibhausgasinventar2009_de.pdf (27. April 2009).
- UBA – Umweltbundesamt (2011): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2011 – Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2009. Internet: http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/treibhausgasinventar2011_de.pdf (27. April 2011).
- UBA – Umweltbundesamt (2010): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix. Internet: <http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/co2-strommix.pdf> (31.03.2010).
- UBA – Umweltbundesamt (2013): Klärschlammertsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Internet: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/klaerschlammertsorgung_in_der_bundesrepublik_deutschland.pdf (25.07.2016).
- UNEP RISOE - UNEP Risoe Centre on Energy, Climate and Sustainable Development (2010): JI Pipeline overview. Internet: <http://uneprisoe.org/> (05.03.2010).
- UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change (2010a): CDM Methodologies. Internet: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html> (05.03.2010).
- UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change (2010b): CDM Registry. Internet: <http://cdm.unfccc.int/Registry/index.html> (05.03.2010).
- Vodegel, S., Harpeng, J. (2005): Online-Kesselreinigung in Müllverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 285-300.

8.1 Literaturverzeichnis

- Waldmann, B., Schrupp-Heidelberger, D., Stöcker, B., Haider, F., Horn, S. R., Maisch, S. Warnecke, R., Müller, V. (2009): Korrosionsmonitoring in Abfallverbrennungsanlagen – Einsatz einer Korrosionssonde der Cormoran GmbH. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall. Band 6, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 461-477.
- Wandschneider, J. (2008): Energieeffizienz in der AVA Amsterdam – Erste Betriebserfahrungen. In: Bilitewski, B., Urban, A. I., Faulstich, M. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung 2008 (ISBN 978-3-89958-384-7). Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Band 13. Universität Kassel, kassel university press GmbH, 121-134.
- Wiemer, K., Frohne, R., Täuber, U., Kern, M. (1995): Kohlenstoff als Ressource – Mechanisch-Biologische Abfallaufbereitung (MBA) mit dem Ziel der sofortigen oder späteren thermischen Nutzung. Müll und Abfall 27 (1995) Nr. 6, S. 403-415 und 27 Nr. 11, S. 769-777.
- Wradatsch, R. (2007): Entwicklung und Betriebserfahrungen mit der konditionierten Trockensorption des MHKW Ludwigshafen. 3. Tagung Trockene Abgasreinigung im Haus der Technik, Essen 09.11.2007.
- Wünsch, C., Hoffmann, G., Bilitewski, B. (2008): CO₂-Vermeidung durch Energieeffizienzsteigerung in MVA – ein Praxisbeispiel. Poster auf der Depotech 2008, November 2008, Leoben.
- Wünsch, C., Hoffmann, G., Bilitewski, B. (2009): Energieeffizienzsteigerungsmaßnahmen bei der Müllverbrennung – Kosten und Nutzen. In: Urban, A. I., Bilitewski, B., Faulstich, M. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung 2009 (ISBN 978-3-89958-662-6). Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Band 14. Universität Kassel, kassel university press GmbH, 55-72.
- Wünsch, C. (2011): Vermeidung von Treibhausgasemissionen durch Steigerung der Energieeffizienz deutscher Müllverbrennungsanlagen. In: Bilitewski, B., Werner, P. (Hrsg.): Beiträge zur Abfallwirtschaft/Altlasten. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden, Band 77, 1. Auflage (ISBN: 978-3-934253-69-8).
- WWF – World Wild Fund For Nature (2007): Dirty Thirty – Ranking of the most polluting power stations in Europe. Internet: <http://www.wwf.dk/dk/Service/Bibliotek/Handel/Rapporter+mv./Dirty+Thirty+April+2007> (03.05.2008).
- ZfK – Zeitung für kommunale Wirtschaft (2008): Österreich: Mehr Hilfe für Fernwärme. ZfK-Tagesticker vom 9. Mai 2008. Internet: <http://www.zfk.de> (19. Mai 2008)
- ZuV 2012 – Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 (Zuteilungsverordnung 2012) vom 13. August 2007 (BGBI. I S. 1941).
- ZuG 2012 – Zuteilungsgesetz 2012 vom 7. August 2007 (BGBI. I S. 1788).
- ZVAWS – Zweckverband Abfallwirtschaft Raum Würzburg (2009): Zweckverband Abfallwirtschaft investiert am Müllheizkraftwerk über 800.000 € in den Klimaschutz. Pressemitteilung vom 22. April 2009. Internet: <http://www.zaws.de/energieklima/dampfkat.html> (30. Dezember 2010).

8.2 Abkürzungsverzeichnis

BAT:	Best Available Technique (Best verfügbare Technik)
BHKW:	Blockheizkraftwerk
BlmSchG/V:	Bundes-Immissionsschutzgesetz/-verordnung
BiomasseV:	Biomasseverordnung
BMU:	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMWi:	Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
C:	Kohlenstoff
C _{ges} :	Gesamtkohlenstoffgehalt
Ca(OH) ₂ :	Calciumhydroxid (Kalkhydrat)
CDM:	Clean Development Mechanism (Klimaschutzinstrument)
CEN:	Europäisches Komitee für Normung
CER:	Certified Emission Reduction (Zertifikatetyp aus CDM-Projekten)
CEWEP:	Confederation of European Waste-to-Energy Plants (Verband Europäischer Müllverbrennungsanlagen)
CH ₄ :	Methan
CO:	Kohlenstoffmonoxid
CO ₂ :	Kohlenstoffdioxid
DEHSt:	Deutsche Emissions-Handelsstelle im Umweltbundesamt
DIN:	Deutsche Industrie-Norm (Deutsches Institut für Normung)
EdDE:	Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V.
EEG:	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EEWärmeG:	Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz
ERU:	Emission Reduction Unit (Zertifikatetyp aus JI-Projekten)
EU:	Europäische Union
EU ETS:	European Union Emissions Trading Scheme (Europäisches Emissionshandelssystem)
FS:	Frischsubstanz
FWL:	Feuerungswärmeleistung
GEMIS:	Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme
Gew.-%:	Gewichtsprozent
GHD:	Gewerbe, Handel, Dienstleistungen
GJ:	Gigajoule (10^9 Joule)
GS:	Goldstandard
GS VER:	Goldstandard Verified Emission Reduction (Zertifikat aus VER-Klimaschutzprojekten)
GuD:	Gas- und Dampfturbinenanlage
GWh:	Gigawattstunde
GWP:	Global Warming Potential (Treibhausgaspotenzial)
HCl:	Chlorwasserstoff
HDD:	Hochdruckdampf
HF:	Fluorwasserstoff
HFC:	Hydrofluorocarbons (fluorierte Kohlenwasserstoffe)
HKW:	Heizkraftwerk
H ₂ :	Wasserstoff
H ₂ O:	Wasser
H _o :	oberer Heizwert
H _u :	unterer Heizwert
IBN:	Inbetriebnahme
IPCC:	Intergovernmental Panel on Climate Change (Zwischenstaatlicher Ausschuss über Klimaveränderung)
ITAD:	Interessengemeinschaft Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland

8.2 Abkürzungsverzeichnis

JI:	Joint Implementation (Klimaschutzinstrument)
kJ:	Kilojoule (10^3 Joule)
KrW-/AbfG:	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
kWh:	Kilowattstunde
KWK:	Kraft-Wärme-Kopplung
KWK-Gesetz:	Gesetz für die Erhaltung, die Modernisierung und den Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung
LfU:	Bayerisches Landesamt für Umwelt
n:	Angabe im Normzustand (als Kürzel für Formelzeichen)
MBA:	Mechanisch-Biologische-Aufbereitung
MEP:	Milieukwaliteit van de Elektriciteitsproductie (niederländisches Förderprogramm)
Mg:	Megagramm (Tonne)
MHKW:	Müllheizkraftwerk
MJ:	Megajoule (10^6 Joule)
MKW:	Müllkraftwerk
MVA:	Müllverbrennungsanlage
MW:	Megawatt (10^6 Watt)
MWh:	Megawattstunde (10^6 Wattstunden)
N ₂ O:	Distickstoffoxid (Lachgas)
NaHCO ₃ :	Natriumhydrogencarbonat (Natriumbicarbonat)
NAP:	Nationaler Allokationsplan
NH ₃ :	Ammoniak
NO:	Stickstoffmonoxid
NO ₂ :	Stickstoffdioxid
NO _x :	Stickstoffoxide (gesamt)
PFC:	perfluorierte Kohlenwasserstoffe
PJ:	Petajoule (10^{15} Joule)
REA:	Rauch-/Abgasentschwefelungsanlage
ReGaVo:	Regenerativer Gasvorwärmer
SCR:	Selektive Katalytische Entstickung (= SCR-DeNOx)
SF ₆ :	Schwefelhexafluorid
SO ₂ :	Schwefeldioxid
SNCR:	Selektive Nichtkatalytische Entstickung
TA Abfall:	Technische Anleitung Abfall
TA Luft:	Technische Anleitung Luft
TASI:	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TEHG:	Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz
TEV:	Thermische Verwertungsanlage
THG:	Treibhausgas
TJ:	Terajoule (10^{12} Joule)
TS:	Trockensubstanz
TWh:	Terawattstunde (10^{12} Wh)
UBA:	Umweltbundesamt
UNFCCC:	United National Framework Convention On Climate Change (Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen)
VCS:	Voluntary Carbon Standard (Standard für freiwillige Klimaschutzprojekte)
VCU:	Voluntary Carbon Unit (Zertifikatetyp für freiwillige Klimaschutzprojekte)
VER:	Verified Emission Reduction (Zertifikatetyp für freiwillige Klimaschutzprojekte)
VOC:	Volatile Organic Compound (flüchtige organische Verbindungen)
Vol.-%:	Volumenprozent
ZuG:	Zuteilungsgesetz
ZuV:	Zuteilungsverordnung

8.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	CO ₂ -Bilanz bei der Verbrennung von Biomasse	1
Abbildung 2	CO ₂ -Emissionen in Deutschland nach Sektoren.....	6
Abbildung 3	Verluste bei der thermischen Abfallbehandlung.....	7
Abbildung 4	Einsparpotenziale durch eine Wirkungsgradsteigerung aller deutschen Müllverbrennungsanlagen.....	11
Abbildung 5	CO ₂ -Vermeidungskosten in Abhängigkeit der Vollaststundenanzahl bei Fernwärmelieferung.....	13
Abbildung 6	Lachgasbildung in Abhängigkeit von der Brenntemperatur und vom Brennstoffstickstoffgehalt	17
Abbildung 7	Gesamtbilanzierungsrahmen der vorliegenden Untersuchung	19
Abbildung 8	Excel-Tool zur Bilanzierung der Nutzungspotenziale der untersuchten Müllverbrennungsanlagen	20
Abbildung 9	Anlagenspezifische Impact-Matrix zur Bestimmung des Umsetzungspotenzials von Optimierungsmaßnahmen in der untersuchten Müllverbrennungsanlage	23
Abbildung 10	Gesamt-Impact-Matrix A _i zur Bestimmung des Umsetzungspotenzials von Optimierungsmaßnahmen in den jeweiligen Müllverbrennungsanlagen	23
Abbildung 11	Matrix e _i zur Berücksichtigung des anlagenspezifischen Energie- und Minderungspotenzials	24
Abbildung 12	Ableitung des Normierungsfaktors zur Beurteilung der Umsetzungspotenziale der untersuchten Optimierungsmaßnahmen.....	25
Abbildung 13	Auswertung der Umsetzungspotenziale von Optimierungsmaßnahmen mit Hilfe des Boxplot-Diagramms.....	34
Abbildung 14	Energieflussdiagramme des MHW Mainz bei strom- (a) und wärmeoptimierter (b) Fahrweise	36
Abbildung 15	Bildung von Stickstoffoxiden bei der Abfallverbrennung in Abhängigkeit von der Temperatur.....	39
Abbildung 16	Kesselwirkungsgradsteigerung durch Senkung des Sauerstoffgehalts im Abgas	41
Abbildung 17	Luftüberschusszahlen deutscher Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung.....	43
Abbildung 18	Luftüberschusszahlen in den untersuchten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens	43
Abbildung 19	Spezifische Erdgasverbrauche (Mediane) in den untersuchten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens	45
Abbildung 20	Spezifische Heizölverbrauche (Mediane) in den untersuchten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens	46
Abbildung 21	Dampfkraftprozess im Schaltschema.....	47
Abbildung 22	p-V-Diagramm.....	48
Abbildung 23	T-s-Diagramm von Wasserdampf	49
Abbildung 24	Carnot-Prozess zur Beschreibung des Wasser- und Dampfprozesses im p,V- und T,s-Diagramm	50
Abbildung 25	Kesselwirkungsgrade der untersuchten Müllverbrennungsanlagen	51
Abbildung 26	Beispiel für ein Low Dust-Verfahren.....	54
Abbildung 27	Beispiel für ein Tail-End-Verfahren	54
Abbildung 28	Regenerativer Dampfgasvorwärmer zum Aufheizen der Abgase auf die optimale Betriebstemperatur des Katalysators	56
Abbildung 29	Katalysatortemperaturen der untersuchten Müllverbrennungsanlagen.....	57
Abbildung 30	Einfluss des Wirkungsgrades des Wärmetauschers auf die Treibhausgasemissionen in Abhängigkeit von der Stöchiometrie im SCR-Verfahren	60
Abbildung 31	Einfluss der Stöchiometrie auf die Treibhausgasemissionen im SNCR-Verfahren	61
Abbildung 32	Auslastungsgrade der deutschen Müllverbrennungsanlagen.....	63
Abbildung 33	Verfügbarkeiten der untersuchten Müllverbrennungsanlagen.....	65
Abbildung 34	Verfügbarkeiten (Mediane) in den untersuchten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens	65
Abbildung 35	Kesselaustrittstemperaturen in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen.....	66
Abbildung 36	Verfahrensfließbild der EGK Krefeld mit Verbindung zur Klärschlammbehandlung.....	67
Abbildung 37	Dampfparameter der deutschen Müllverbrennungsanlagen	69
Abbildung 38	Abhängigkeit der Wärme- und Stromerzeugung von den Dampfparametern.....	69
Abbildung 39	Kesselaustrittstemperaturen bei den berachteten Müllverbrennungsanlagen in Abhängigkeit vom implementierten Abgasreinigungssystem	72
Abbildung 40	Umsetzungspotenzial der Eigendampfnutzung in deutschen Müllverbrennungsanlagen.....	74
Abbildung 41	Umsetzungspotenziale einzelner Optimierungsmaßnahmen nach Gesamt-Impact-Matrix A _i	76

8.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 42 Energiebezogene Matrix B_i und Normierungsmatrix n_i als Ergebnis der Potenzialuntersuchung	77
Abbildung 43 Energieabgabe der im Jahr 2009 betriebenen Müllverbrennungsanlagen.....	80
Abbildung 44 Varianz der gemessenen CO ₂ -Emissionen in der untersuchten Anlage 1	82
Abbildung 45 Varianz der gemessenen CO ₂ -Emissionen in der untersuchten Anlage 2	83
Abbildung 46 Vergleich der über mengenbezogene Emissionsfaktoren berechneten, klimarelevanten CO ₂ -Emissionen aus drei exemplarischen Müllverbrennungsanlagen mit den gemessenen CO ₂ -Emissionen unter Annahme bestimmter biogener Anteile im Abfall.....	84
Abbildung 47 Kesselwirkungsgrade in den ausgewerteten Anlagen nach der Art des Abgasreinigungs- und des Entstickungsverfahrens.....	94
Abbildung 48 CO ₂ -Emissionsreduktionen durch Einsatz spezifischer Additive in der Abgasreinigung bei Ansatz unterschiedlicher Stöchiometrien und Wirkungsgrade des WRG-Systems.....	98
Abbildung 49 Gesamtminderungspotenziale an CO ₂ -Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen	108
Abbildung 50 Kategorisierung der Umsetzungsnotwendigkeit der betrachteten CO ₂ -Minderungsmaßnahmen an Müllverbrennungsanlagen.....	109
Abbildung 51 Aufteilung der Investitionskosten von Müllverbrennungsanlagen nach den einzelnen Gewerken	112
Abbildung 52 Vergleich der Stromerzeugungskosten unterschiedlicher Energieerzeugungsanlagen	113
Abbildung 53 Vergleich von Investitionskosten zur Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen in Müllverbrennungsanlagen.....	114
Abbildung 54 CO ₂ -Minderungskosten spezifischer Optimierungsmaßnahmen aus der Untersuchung von 9 Beispieldienstleistungen.....	115
Abbildung 55 CO ₂ -Vermeidungskosten bei Fernwärmelieferung in Abhängigkeit von der Vollaststundenzahl.....	116
Abbildung 56 Spannbreite von Bruttowirkungsgraden der Stromerzeugung bei verschiedenen Stromerzeugungsanlagen.....	117
Abbildung 57 CO ₂ -Minderungskosten bei unterschiedlichen Technologien.....	118
Abbildung 58 CO ₂ -Minderungskosten bei unterschiedlichen CDM-Projekttypen.....	119
Abbildung 59 Entwicklung der Preise für EU Allowances (EUA Dec2010/2013) und Certified Emission Reductions (CER Dec2010/2012/2013) im Laufe der zweiten Handelsperiode (2008-2012) bis 31. Oktober 2013.....	120
Abbildung 60 Aufbau des Überschusses an Emissionsberechtigungen aus der 2. Handelsperiode laut EU Kommission	122
Abbildung 61 Gegenüberstellung von Vermeidungskosten mit dem erzielbaren Zertifikatepreis.	123
Abbildung 62 Hierarchie der Zuteilungsverfahren und Werte für die relevanten Benchmarks in Bezug auf Müllverbrennungsanlagen.....	130
Abbildung 63 Beispielhafte Auswirkungen der Zuteilung von Zertifikaten auf Basis definierter Benchmark- Werte für drei Müllverbrennungsanlagen.....	133
Abbildung 64 Beispielhafte Auswirkungen der Zuteilung von Zertifikaten auf historischer Basis für drei Müllverbrennungsanlagen im Beispieljahr 2006	134
Abbildung 65 Einfluss des gewählten Emissionsfaktors auf die Emissionsposition von Müllverbrennungsanlagen im Rahmen des Emissionshandels.....	136
Abbildung 66 Beispielhafte Auswirkungen der Zuteilung von Zertifikaten auf historischer Basis für drei Müllverbrennungsanlagen im Beispieljahr 2009	137
Abbildung 67 Jährliche Zuteilungsmengen für die 3 Beispieldienstleistungen in der dritten Handelsperiode (2013-2020)....	141
Abbildung 68 Unterdeckung an Zertifikaten für die drei Beispieldienstleistungen in der dritten Handelsperiode (2013- 2020) unter Annahme einer gleichbleibenden Abfallbehandlungsmenge auf Basis des Medians der Jahre 2005 bis 2009	142
Abbildung 69 Gegenüberstellung der Emissionspositionen für die drei Beispieldienstleistungen nach den unterschiedlichen Zuteilungsverfahren während der zweiten und der dritten Handelsperiode	143
Abbildung 70 Abschätzung der jährlichen Zuteilungsmengen und der CO ₂ -Emissionen für den gesamten deutschen Anlagenpark in der dritten Handelsperiode (2013-2020).....	146
Abbildung 71 Prinzip des Baseline und Credit-Verfahrens	149
Abbildung 72 Ablauf von CDM- und JI-Projekten	150
Abbildung 73 Registrierte und im Validierungsprozess befindliche JI-Projekte im Bereich der Abfallbehandlung.....	153
Abbildung 74 Registrierte und im Validierungsprozess befindliche CDM-Projekte im Bereich Abfallbehandlung.....	155
Abbildung 75 Verteilung der Versteigerungserlöse unter den EU 27-Mitgliedstaaten	168

8.4 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Vergleich der ermittelten klimarelevanten CO ₂ -Emissionsfaktoren für Siedlungsabfälle unterschiedlicher Studien	4
Tabelle 2	Vergleich der ermittelten Gesamtkohlenstoffgehalte in Siedlungsabfällen bezogen auf die Frischsubstanz und regenerativen C-Gehalte bezogen auf den Gesamt C-Gehalt	5
Tabelle 3	Vergleich der ermittelten regenerativen C-Gehalte bezogen auf die Gesamt C-Gehalte in einzelnen Abfallarten (Frischsubstanz)	5
Tabelle 4	Zusammenfassung der Ergebnisse diverser bisher durchgeföhrter Studien zu Emissionsfaktoren, klimawirksamen Treibhausgasemissionen und Minderungspotenzialen in Müllverbrennungsanlagen.....	12
Tabelle 5	Energie-Äquivalentwerte für den Vergleich unterschiedlicher Energienutzungen.....	22
Tabelle 6	Energiebezogene und mengenbezogene Emissionsfaktoren der in Müllverbrennungsanlagen eingesetzten Brennstoffe (klimarelevant, also fossiler Anteil berücksichtigt)	26
Tabelle 7	Heizwerte H _u zur Bestimmung der Energieinhalte der in Müllverbrennungsanlagen eingesetzten Brennstoffe	27
Tabelle 8	Treibhauspotenzial (GWP) der relevanten Gase	27
Tabelle 9	Substitutionsfaktor für den deutschen Strommix im Jahr 2007 ohne Berücksichtigung biogener Anteile.....	29
Tabelle 10	Substitutionsfaktor für einen simulierten, deutschen Strommix im Jahr 2007 ohne Berücksichtigung biogener Anteile nach Klobasa et al. (2009)	30
Tabelle 11	Emissionsfaktor für den deutschen Strommix im Jahr 2007 nach UBA mit Berücksichtigung biogener Anteile	30
Tabelle 12	Substitutionsfaktoren für den deutschen Wärmemix und den deutschen Fernwärmemix im Jahr 2007 ohne Berücksichtigung biogener Energieträger für beide Szenarien	31
Tabelle 13	Zusammenfassung der Substitutionsfaktoren für den deutschen Strom-, Wärme- und Prozessdampfmix	31
Tabelle 14	Gruppierung von Müllverbrennungsanlagen nach LUA (2001)	32
Tabelle 15	Gruppierung von Müllverbrennungsanlagen nach IFEU (2007)	33
Tabelle 16	Übliche Luftüberschusszahlen λ bei unterschiedlichen Brennstoffen und Verbrennungssystemen.....	38
Tabelle 17	Einfluss der Luftüberschusszahl auf den elektrischen Wirkungsgrad	42
Tabelle 18	Anteile installierter Zünd- und Stützbrenner	44
Tabelle 19	Ersatzwerte für den Erdgas- und Heizölverbrauch von Müllverbrennungsanlagen nach Art des Entstickungsverfahrens.....	45
Tabelle 20	Abgasreinigungsverfahren in deutschen Müllverbrennungsanlagen.....	52
Tabelle 21	Auswahlkriterien zum Einsatz der etablierten Abgasreinigungsverfahren.....	52
Tabelle 22	Sekundärmaßnahmen zur Stickstoffoxidreduktion.....	53
Tabelle 23	Vor- und Nachteile des Low Dust-, High Dust- und Tailend-Verfahrens	55
Tabelle 24	Gasverbrauch in Abhängigkeit der Katalysatortemperatur im MKW Schwandorf	56
Tabelle 25	Kennwerte für die Herstellungsprozesse von 1 Mg Ca(OH) ₂ und NaHCO ₃	59
Tabelle 26	Einfluss der Abgastemperatur am Kesselende auf den Netto-Wirkungsgrad	71
Tabelle 27	CO ₂ -Minderungspotenziale bei Ersatz fossiler Energieträger durch Eigendampf zur Erwärmung des Abgasstroms vor dem Katalysator	73
Tabelle 28	Relevanz der untersuchten Optimierungsmaßnahmen hinsichtlich des Umsetzungspotenzials – Vergleich mit und ohne Normierung auf das Energiepotenzial des zur Verfügung stehenden Abfalls	78
Tabelle 29	Gewählte Kategorien deutscher Müllverbrennungsanlagen für die Ermittlung des Gesamt treibhausgasminderungspotenzials	79
Tabelle 30	Klimarelevante CO ₂ -Emissionen aus der Verbrennung des Abfalls in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen.....	81
Tabelle 31	Klimarelevante CO ₂ -Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Zusatzbrennstoffen in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen	81
Tabelle 32	Vergleich der ermittelten klimarelevanten CO _{2,eq} -Emissionsfaktoren für Siedlungsabfälle unterschiedlicher Studien.....	83
Tabelle 33	Übersicht der gewählten Beispielanlagen	84
Tabelle 34	CO ₂ -Einsparung durch Umstellung der ölbefeuerten Zünd- und Stützbrenner auf Erdgasbetrieb	85

8.4 Tabellenverzeichnis

Tabelle 35	Szenarien für die Ermittlung der CO ₂ -Reduktionspotenziale durch die Senkung der Katalysatortemperatur	86
Tabelle 36	Ermittlung der anlagenspezifischen, erzeugten Dampfmengen und der resultierenden Emissionen je bereitgestellter MWh Prozessdampf.....	87
Tabelle 37	Ermittlung der Energieaufwände und der dadurch verursachten CO ₂ -Emissionen für die Abgasreinigung der 19 untersuchten Anlagen und bei Senkung der Katalysatortemperaturen auf 200°C bzw. 190°C	88
Tabelle 38	CO ₂ -Minderungspotenzial durch Absenkung der Katalysatortemperatur der 19 untersuchten Anlagen auf 200°C bzw. 190°C in den vier Szenarien.....	88
Tabelle 39	Ableitung des CO ₂ -Minderungspotenzials in den restlichen 22 Anlagen mit SCR-Technologie durch Senkung der Katalysatortemperatur	89
Tabelle 40	CO ₂ -Minderungspotenzial durch Absenkung der Katalysatortemperatur in den 41 deutschen Müllverbrennungsanlagen mit SCR-Technologie in den vier Szenarien unter aktuellem Status Quo.....	89
Tabelle 41	CO ₂ -Minderungspotenzial durch Absenkung der Katalysatortemperatur in den 41 deutschen Müllverbrennungsanlagen mit SCR-Technologie in den vier Szenarien unter zusätzlicher Berücksichtigung eines Brennstoffwechsels.....	90
Tabelle 42	Geringste, aktuell umgesetzte Luftüberschusszahlen in den betrachteten Anlagen in Abhängigkeit vom Abgasreinigungsverfahren	91
Tabelle 43	CO ₂ -Minderungspotenzial durch Reduktion des Luftüberschusses in den deutschen Müllverbrennungsanlagen in den beiden gewählten Szenarien.....	91
Tabelle 44	CO ₂ -Minderungspotenzial durch Reduktion des Luftüberschusses in den deutschen Müllverbrennungsanlagen im realistischen Szenario bezogen auf Strom-, Wärme und Prozessdampfauskopplung	92
Tabelle 45	CO ₂ -Einsparung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile	93
Tabelle 46	CO ₂ -Einsparung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes	93
Tabelle 47	Kesselwirkungsgrade (Mediane) der 27 ausgewerteten Müllverbrennungsanlagen.....	93
Tabelle 48	CO ₂ -Einsparung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile für den gesamten deutschen Anlagenpark	94
Tabelle 49	CO ₂ -Einsparung bei Erhöhung der Kesselwirkungsgrade bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes für den gesamten deutschen Anlagenpark	95
Tabelle 50	Klimawirksame Emissionen aus dem Transport	96
Tabelle 51	Energieverbrauch zur Wiederaufheizung der Abgase bei Eigendampfnutzung und Erdgaseinsatz	97
Tabelle 52	CO ₂ -Einsparung bei erhöhter energetischer Auslastung für Szenario 1 bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile.....	99
Tabelle 53	CO ₂ -Einsparung bei erhöhter energetischer Auslastung für Szenario 1 bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes	100
Tabelle 54	CO ₂ -Einsparung bei erhöhter energetischer Auslastung für Szenario 2 bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile.....	100
Tabelle 55	CO ₂ -Einsparung bei erhöhter energetischer Auslastung für Szenario 1 bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes	101
Tabelle 56	CO ₂ -Einsparung bei erhöhter Verfügbarkeit bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile	102
Tabelle 57	CO ₂ -Einsparung bei erhöhter Verfügbarkeit bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes	103
Tabelle 58	Verfügbarkeiten der 28 ausgewerteten Müllverbrennungsanlagen.....	103
Tabelle 59	CO ₂ -Einsparung bei erhöhter Verfügbarkeit bei Ansatz des konventionellen Wärmemixes und eines Strommixes ohne Berücksichtigung biogener Anteile für den gesamten deutschen Anlagenpark	104
Tabelle 60	CO ₂ -Einsparung bei erhöhter Verfügbarkeit bei Ansatz des Fernwärmemixes und des deutschen Strommixes für den gesamten deutschen Anlagenpark	104
Tabelle 61	Nutzbare Abwärmeleistung und Energiebedarf zur Trocknung von Klärschlamm in Bayern	105
Tabelle 62	CO ₂ -Einsparpotenzial durch Klärschlamm-trocknung in Bayern	106
Tabelle 63	Nutzbare Abwärmeleistung und Energiebedarf zur Trocknung von Klärschlamm in Deutschland	107
Tabelle 64	CO ₂ -Einsparpotenzial durch Klärschlamm-trocknung in Deutschland	107

8.4 Tabellenverzeichnis

Tabelle 65	Investitionskosten beim Bau neuer Müllverbrennungsanlagen	113
Tabelle 66	Kosten für den Bau und Ausbau von Fernwärmeleitungen.....	116
Tabelle 67	Maximale Einsatzmengen an CER oder ERU zur Kompensation der verursachten Emissionen in unterschiedlichen Ländern	124
Tabelle 68	Benchmarks für die Handelsperiode (2008-2012)	127
Tabelle 69	Berechnung der Anzahl kostenlos zugeteilter Zertifikate der gewählten Beispielanlagen	132
Tabelle 70	Entwicklung der Abfallmengen der untersuchten Müllverbrennungsanlagen in der Basisperiode 2000 bis 2005 und im Folgejahr 2006.....	136
Tabelle 71	Verbrannte Abfallmengen der drei gewählten Beispielanlagen in den nach ZuG 2012 relevanten Basisjahren und Median der Jahre 2005-2009	139
Tabelle 72	Einsatz fossiler Energieträger in den drei gewählten Beispielanlagen in den nach ZuG 2012 relevanten Basisjahren und Median der Jahre 2005-2009.....	139
Tabelle 73	Klimawirksame CO _{2,eq} -Emissionen aus der Verbrennung der in Tabelle 71 genannten Abfallmengen und der nach Tabelle 72 eingesetzten fossilen Energieträger der drei gewählten Beispielanlagen	140
Tabelle 74	Energieauskopplung der drei gewählten Beispielanlagen in den nach ZuG 2012 relevanten Basisjahren und Median der Jahre 2005-2008 (gewählte Basisperiode)	140
Tabelle 75	Beispiel zur Bilanzierung der Prozessdampfabgabe von Müllverbrennungsanlagen bei der kostenlosen Zuteilung von Zertifikaten.....	144
Tabelle 76	Ersatzwerte für den Einsatz fossiler Energieträger in Abhängigkeit vom Entstickungsverfahren.....	144
Tabelle 77	Inputdaten für die verbrannten Abfallmengen und eingesetzten fossilen Energieträger in den deutschen Müllverbrennungsanlagen zur Bestimmung der Emissionsposition in der dritten Handelsperiode (2013-2020)	144
Tabelle 78	Energieauskopplung des deutschen Anlagenparks in der gewählten Basisperiode 2005-2008	145
Tabelle 79	Übersicht der wichtigsten Zertifikatetypen und Einsetzbarkeit im Rahmen des Europäischen Emissionshandels	149
Tabelle 80	Anerkannte Methodologien im Bereich Abfallbehandlung und Abfallbeseitigung	151
Tabelle 81	Anforderungen an den Status eines Industrielandes zur Durchführung von JI-Projekten nach dem Track 1- oder Track 2-Verfahren.....	152

8.5 Glossar

17. Bundesimmissionsschutzverordnung (17. BlmSchV): Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe im Rahmen des BlmSchG. Regelt Genehmigung und Betrieb von thermischen Abfallbehandlungsanlagen und schreibt Emissionsgrenzwerte für Staub, Kohlenmonoxid, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff, Schwefeldioxid und Stickoxide, Gesamtkohlenstoff, Dioxine und Furane und etliche Schwermetalle vor.

Abfall: Abfälle im Sinne des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (§ 3) sind „bewegliche Sachen, [...] deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Abfälle zur Verwertung sind Abfälle, die verwertet werden; Abfälle, die nicht verwertet werden, sind Abfälle zur Beseitigung.“

Abfallarten: In der Abfallwirtschaft wird zwischen Siedlungsabfällen, Abfällen aus dem produzierenden Gewerbe (Gewerbeabfall), Sperrmüll und sonstigen Abfällen unterschieden.

Abfallwirtschaftskonzept: Konzept zur langfristigen und vorsorgenden Planung in der Abfallwirtschaft, das sich auf die Länder (Abfallwirtschaftsplan, § 29 KrW-/AbfG) oder das Gebiet einer entsorgungspflichtigen Körperschaft (Abfallwirtschaftskonzept, § 19 KrW-/AbfG) bezieht, mit dem Ziel einer Abfallvermeidung und der stofflichen Verwertung von Siedlungsabfällen.

Absorption: Aufnahme von Stoffen (Gase, Dämpfe) in anderen Stoffen (Flüssigkeiten) durch physikalische Lösung oder chemische Reaktion.

Accredited Independent Entity (AIE): vom Joint Implementation Supervisory akkreditierte Prüforganisation, die Joint Implementation Projekte validiert und registriert und die daraus erzielten Emissionsreduktionen verifiziert.

Additive: Zusatzstoffe, die einem Prozess (z.B. Abgasreinigung) zugeführt werden, um bestimmte Reaktionen und Produkte zu erzielen.

Adsorption: Chemisch-physikalische Anlagerung von gasförmigen oder in Flüssigkeiten gelösten Stoffen an ein Trägermaterial mit großer Oberfläche (Sorbenzien wie z.B. Aktivkohle, Aktivkoks). Durch Adsorption lassen sich Fremdstoffe auch in geringen Konzentrationen aus Gasen und Flüssigkeiten entfernen.

Aktivkohlefilter: In der Regel letzte Stufe der Abgasreinigung (so genannter „Polizeifilter“), da durch die große Reaktionsoberfläche von Aktivkohle bzw. Aktivkoks die meisten noch verbliebenen Stoffe filtriert werden.

Ammoniak: Farbloses, stechend riechendes, ätzend wirkendes Gas, das die Schleimhäute reizen kann. Ammoniak ist in Wasser gut löslich und reagiert alkalisch.

Anlage: im Sinne der Europäischen Emissionshandelsrichtlinie ist eine Anlage eine ortsfeste technische Einheit, in der mindestens eine der in Anhang I genannten oder andere unmittelbar damit verbundene Tätigkeiten ausgeführt werden, die Auswirkungen auf Emissionen und Umweltverschmutzung haben. Müllverbrennungsanlagen sind in diesem Zusammenhang als ortsfeste technische Einheiten zu betrachten, sind aber explizit aus dem Emissionshandel ausgenommen und daher nicht im Anhang I genannt.

Annex I: Anhang zur Klimarahmenkonvention des United Nations Framework Convention On Climate Change (UNFCCC) mit einer Liste von Industrie- und Transformationsländern, die sich zu einer Senkung von Treibhausgasemissionen verpflichtet haben.

Annex B: Anhang zum Kyoto-Protokoll mit einer Liste von Entwicklungs- und Schwellenländern, die sich zu konkreten, rechtlich verbindlichen Emissionsreduktionen in der Handelsperiode 2008 bis 2012 gegenüber dem Basisjahr 1990 verpflichtet haben. Diese Liste entspricht nicht der Annex I-Liste.

Äquivalenzprozess: Durch die Stoffströme der Abfallverbrennung werden Sekundärrohstoffe und Energie erzeugt, welche Primärrohstoffe und fossile Primärenergieträger substituieren. Während die Sekundärrohstoffe in dieser Untersuchung nicht bilanziert werden, wird die Herstellung von konventioneller Energie über einen Äquivalenzprozess abgebildet und dem Verbrennungsprozess von Abfall gegenüber gestellt.

Assigned Amount Unit (AAU): Einheit für Emissionszertifikate, die den Mitgliedstaaten (Annex B-Staaten) gemäß ihrer definierten Reduktionsziele zur Verfügung stehen. Sie werden von der UNFCCC an die Mitgliedstaaten ausgegeben, die diese wiederum als so genannte EU Allowances (EUA) an die nationalen Anlagenbetreiber im Rahmen der nationalen Allokationspläne weiterreichen. Ein AAU entspricht hierbei 1 tCO₂e.

Baseline-Szenario: Referenz- oder Business-As-Usual-Szenario, das zur Bestimmung der Zusätzlichkeit von Emissionsreduktionen durch Klimaschutzprojekte herangezogen wird. Es beschreibt innerhalb der im Projekt definierten Systemgrenze die wahrscheinliche Entwicklung der Treibhausgasemissionen ohne Durchführung des Klimaschutzprojektes. Die daraus berechneten Baseline-Emissionen werden später den überbleibenden Projektemissionen aus dem Klimaschutzprojekt gegenüber gestellt. Die Differenz beider Emissionsmengen ergibt die erzielten Emissionsreduktionen.

Basisperiode: Zeitraum, der bei Anwendung des Grandfathering-Prinzips für die kostenlose Zuteilung von Emissionszertifikaten im Rahmen des Europäischen Emissionshandelssystems als Referenzzeitraum herangezogen wird.

Benchmark: Ein im Rahmen des Europäischen Emissionshandels festgesetzter, produktspezifischer Emissionswert. Der Benchmark wird anhand der effektivsten Anlagen europaweit bestimmt und gibt die spezifischen Emissionen je Produkteinheit wieder. Derzeit sind 53 Produkt-Benchmarks in 20 Sektoren definiert und jeweils ein Benchmark für die Fall-Back-Ansätze Zuteilung auf Basis Wärme- oder Brennstoffverbrauch.

Biogener Anteil: Anteil an gebundener Biomasse im Abfall, der aufgrund natürlich gebundenen Kohlenstoffs als CO₂-neutral gilt.

Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG): Bundesgesetz zum Schutz der Menschen, der Tiere, der Pflanzen, des Bodens, des Wassers und der Atmosphäre vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Emissionen wie Abgase, Lärm oder Erschütterungen. Es enthält unter anderem Regelungen zur Überwachung der Luftqualität und zur Umsetzung von Emissionskatastern, Luftreinhalteplänen und Lärminderungsplänen.

Bundling: Bündelung von Projektaktivitäten zu einem großen Projekt (Programm of Activities, PoA). Einzelprozesse mit geringen Emissionsreduktionen und dadurch verhältnismäßig hohen Registrierungs- und Monitoringkosten können effizient und kostengünstig umgesetzt werden.

Burden Sharing: Aufteilung der für die Europäischen Union im Kyoto-Protokoll festgelegten Emissionsreduktion von 8 % im Zeitraum 2008 bis 2012 gegenüber dem Basisjahr 1990 auf die einzelnen Mitgliedstaaten der EU-15. Deutschland hat sich zu einer Reduktion von 21 % verpflichtet.

Cap: Quantitativ festgelegte Emissionsmenge, die von einem Mitgliedstaat innerhalb einer Handelsperiode maximal in die Atmosphäre abgegeben werden darf.

Carbon Leakage: Sektoren bzw. Unternehmen, die durch die Teilnahme am Emissionshandel der erhöhten Gefahr eines Wettbewerbsnachteils ausgesetzt sind gegenüber Unternehmen, die keine CO₂-Kosten in ihre Produktpreise einpreisen müssen.

CDM Executive Board: UN-Gremium, das für die Überwachung der CDM-Projekte und den gesamten CDM-Prozess zuständig ist: Akkreditierung der Designated Operational Entities (DOE), Genehmigung von Baseline- und Monitoringmethodologien, Registrierung und Ablehnung von validierten Projekten, Ausgabe der aus Emissionsreduktionen generierten Zertifikate.

Certified Emission Reduction (CER): Emissionsgutschriften, die durch Emissionsreduktionen aus CDM-Projekten erzeugt werden. CER sind im Rahmen des Emissionshandels zur Erfüllung von Reduktionspflichten begrenzt einsetzbar.

Chlorwasserstoff: Farbloses, stechend riechendes, ätzend wirkendes Gas, das die Schleimhäute reizt. Chlorwasserstoff ist in Wasser gut löslich.

Clean Development Mechanism (CDM): Klimaschutzprojekte, die durch Unternehmen aus Industrieländern in Entwicklungs- und Schwellenländern durchgeführt werden, die sich im Kyoto-Protokoll nicht zu einer Emissionsreduktion verpflichtet, das Kyoto-Protokoll aber ratifiziert haben. Die generierten Zertifikate sind Certified Emission Reductions (CER).

CO₂-neutral: Die Umwandlung des im Abfall gebundenen Kohlenstoffs während der Verbrennung bewirkt keine zusätzliche Belastung des natürlichen CO₂-Kreislaufs.

DeNOx: Anlage zur Entfernung von Stickoxiden aus dem Abgas.

Designated National Authority (DNA): Die in den Annex B-Staaten des Kyoto-Protokolls für den Emissionshandel zuständige nationale Behörde.

Designated Operational Entity (DOE): Vom CDM Executive Board akkreditierte Prüforganisation zur Validierung, Verifizierung und Zertifizierung von CDM-Projekten.

Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt): Dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unterstellt Behörde, die für die nationale Umsetzung der europäischen Rechtsvorlagen im Rahmen des Europäischen Emissionshandels zuständig ist (Designated National Authority, DNA).

Datenerhebungsverordnung 2020 (DEV): Deutsche Verordnung, welche die Ermittlung fehlender Daten zur Bestimmung des europäischen Mengengerüsts für die dritte Handelsperiode des Europäischen Emissionshandelssystems regelt. Im Rahmen der DEV 2020 wurden Emissionsdaten der Jahre 2005 bis 2008 von allen, ab 2013 neu integrierten Anlagen erhoben.

Durchsatz: Auslegungskapazität einer thermischen Abfallbehandlungsanlage in Mg Abfall/h oder Mg Abfall/a, die vom Energieinhalt des verbrannten Abfalls abhängt. Steigt der Energieinhalt, muss die Abfallmenge, also der Durchsatz, verringert werden, um Schäden durch Überhitzung zu vermeiden.

Elektrofilter: Elektrofilter dienen der Entfernung von Staubpartikeln aus dem Abgasstrom. Durch Sprühelektroden elektrisch aufgeladene Staubpartikel werden in einem Hochspannungsfeld an elektrisch aufgeladenen Filterflächen abgeschieden.

Emissionen: Emissionen werden in dieser Untersuchung als gasförmige Schadstoffe definiert, die durch die Müllverbrennungsanlage in die Luft abgegeben werden (Schadstofffreisetzung) und aufgrund ihres Treibhausgas- oder Ozonbildungspotenzials zu einer Beeinträchtigung des Klimas führen.

Emission Reduction Unit (ERU): Emissionsgutschriften, die durch Emissionsreduktionen aus JI-Projekten erzeugt werden. ERU sind im Rahmen des Emissionshandels zur Erfüllung von Reduktionspflichten begrenzt einsetzbar.

Emissionsberechtigung: siehe EU Allowance.

Emissionsfaktor: Emissionsfaktor gibt die CO₂-Emission je Brennstoffeinheit an (z.B. tCO₂e/kWh). Er ist im Rahmen des Europäischen Emissionshandels entweder analytisch zu bestimmen oder aus anerkannten Standardlisten zu entnehmen. Der Emissionsfaktor von Biomasse ist 0.

Emissionsgutschrift: Im Rahmen von CDM- oder JI-Projekten zertifizierte Emissionsminderung, die der Befugnis zur Emission von 1 tCO₂e entspricht.

Emissionsposition: Gegenüberstellung von Kostenbelastungen und -entlastungen aus dem Emissionshandel für eine Anlage bedingt durch tatsächliche Emission und kostenlose Zuteilung von Zertifikaten. Positiver Saldo aus kostenloser Zuteilung und tatsächlicher Emission bedeutet Zertifikateüberschuss und damit eine positive Emissionsposition, negativer Saldo bedeutet Zertifikatzukaufbedarf und damit eine negative Emissionspositon.

Emissionszertifikate: Handelbare Emissionsberechtigungen (EUA, AAU) oder Emissionsgutschriften (CER, ERU). Ein Emissionszertifikat entspricht 1 tCO₂e.

Entstaubung: Entfernung von Staubpartikeln aus dem Abgas durch Elektro- oder Gewebefilter.

Entstickung: Entfernung von Stickoxiden aus dem Abgas mittels Zugabe von Harnstoff oder Ammoniak.

Erfüllungsfaktor: Maß, um das die Gesamtmenge der in der Basisperiode tatsächlich entstandenen CO₂-Emissionen der einzelnen Anlagen reduziert werden müssen, um die Erfüllung der nationalen Kyoto-Verpflichtungen zu garantieren.

Ersatzbrennstoff: Auch Sekundärbrennstoff (SBS) genannt. Durch Sortierung und Trocknung erzeugte schadstoffarme Abfallfraktion mit hohem Heizwert. EBS hat seine juristische Abfalleigenschaft verloren, aber nicht seinen physikalisch-praktischen Charakter nach Art und Herkunft. Deshalb muss er einer Verbrennung zugeführt werden.

EU Allowance (EUA): Emissionsberechtigung, die auf Antrag an die vom Europäischen Emissionshandel betroffenen Unternehmen von der DEHSt ausgegeben wird. Sie bedeutet die Befugnis zur Emission von 1 tCO₂e in einem bestimmten Zeitraum.

EU Emissionshandelsrichtlinie (EU EHRL): Richtlinie 2003/87/EC des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel von Treibhausgasen. Es ist die Grundlage für das EU-weite Emissionshandelssystem. Durch die EU Linking Directive werden die flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (Emissionshandel, CDM und JI) miteinander verknüpft und eine gemeinsame rechtliche Basis geschaffen.

EU Linking Directive: Rechtlichen Ergänzung der EU Emissionshandelsrichtlinie zur Verknüpfung des EU Emissionshandels mit den projektbasierten Mechanismen CDM und JI.

Fall-Back-Ansatz: Berechnung der Zuteilungsmenge ab der dritten Handelsperiode 2013-2020 bei fehlendem Produkt-Benchmark. Er beschreibt die Berechnung mit Hilfe von Wärme- oder Brennstoff-Benchmarks oder auf Basis historischer Emissionen, im Gegensatz zur Verwendung.

Fernwärme: Nutzung des in der Müllverbrennungsanlage erzeugten Dampfes als Wärme in Gewerbe und Haushalten über entsprechende Fernwärmenetze.

Flexible Mechanismen: Sammelbegriff für die im Kyoto-Protokoll definierten Mechanismen Emissionshandel, Clean Development Mechanism und Joint Implementation.

Fluorwasserstoff: Farbloses, stechend riechendes, stark ätzendes, giftiges Gas, das gut wasserlöslich ist und vor allem auf Pilze toxisch wirkt.

Gewebefilter: Entfernung von staubförmigen Partikeln aus dem Abgas mit Hilfe spezieller technischer, feinmaschiger Gewebe.

Gewerbeabfall: Produktionsspezifischer Abfall, der von den Abfallerzeugern eigenhändig entsorgt werden muss (z.B. Sonderabfall, Bauabfall).

Grandfathering: Methode zur Zuteilung von EU Allowances. Die kostenlos zugeteilte Zertifikatmenge an einen Anlagenbetreiber wird über einen festen Erfüllungsfaktor auf Basis historischer Emissionen in einer definierten Basisperiode bestimmt.

Hausmüll: Abfälle aus Haushalten (Bioabfall, Wertstoffe, Restabfall), die von öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern (Landkreise, Städte) oder beauftragten Dritten regelmäßig gesammelt und einer Abfallbehandlungsanlage zugeführt werden.

Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall: In Geschäfts- und Kaufhäusern, Gewerbe- und Industriebetrieben anfallende, feste Abfälle, die nicht direkt aus der Produktion resultieren (z.B. Büroabfälle, Verpackungen). Sie werden zusammen mit dem Restabfall über die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger (Landkreise, Städte) entsorgt.

Heizwert: Energieinhalt eines Stoffes (hier: Abfall, Erdgas, Heizöl etc.), der bei der Verbrennung als Wärmeenergie freigesetzt wird. Er wird vor allem durch die brennbaren Bestandteile wie Plastik oder Papier bestimmt und wird geringer, je höher der Feuchtegehalt des Abfalls ist, für den eine entsprechende Verdampfungsenergie aufgebracht werden muss.

Host Country: Land, in dem ein CDM- oder JI-Projekt durchgeführt wird.

JI Supervisory Committee (JISC): UN-Gremium, das für die Überwachung der JI-Projekte und den gesamten CDM-Prozess zuständig ist: Akkreditierung der Accredited Independent Entities (AIE), Genehmigung von Baseline- und Monitoringmethodologien, Registrierung und Ablehnung von validierten Projekten, Ausgabe der aus Emissionsreduktionen generierten Zertifikate.

Joint Implementation: Klimaschutzprojekte, die durch Unternehmen aus Industrieländern in Industrieländern durchgeführt werden, die sich im Kyoto-Protokoll zu einer Emissionsreduktion verpflichtet und das Kyoto-Protokoll ratifiziert haben. Die generierten Zertifikate sind Emission Reduction Units (ERU).

Klärschlamm: Stark wasserhaltige Schmutzstoffe mit hohem Anteil an organischen Stoffen. Je nach Herkunft der Abwässer zudem mit Schwermetallen belastet. Muss entwässert, getrocknet und verbrannt werden.

Kohlenstoffdioxid (CO₂): Farb- und geruchloses Gas, das zu geringen Anteilen auch Bestandteil der Luft ist. CO₂ entsteht bei allen Verbrennungsprozessen durch Umwandlung von Kohlenstoffverbindungen. Die Zunahme von CO₂ in der Atmosphäre führt zu einem wachsenden Treibhauseffekt, d.h. zu einer Erwärmung der Erde, und muss deshalb begrenzt werden.

Kohlenstoffmonoxid (CO): Farb- und geruchloses, giftiges Gas, das bei einer unvollständigen Verbrennung unter Sauerstoffmangel entsteht.

Kohlenstoff (C): Grundbaustein für alle organischen Verbindungen. Wichtigste Kohlenstoffverbindungen sind Aminosäuren, Zucker, Stärke und Eiweiße. Kohle als weit verbreiteter Energieträger besteht größtenteils aus Kohlenstoff.

Kondensation: Verdichtung von Gas oder Dampf zu einer Flüssigkeit unter Druck oder Temperaturänderung. Als Nebenprodukt wird Wasser abgespalten.

Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft vom 7. Oktober 1996, das eine umweltverträgliche Beseitigung von Abfällen vorschreibt.

Kyoto-Protokoll: Völkerrechtliches Abkommen von 1997, das verbindliche Reduktionsziele für Industrie- und Transformationsländer (Annex B) festlegt und die flexiblen Mechanismen regelt.

Methodologie: Methodische Grundlage zur Berechnung von Baseline- und Projektemissionen und zum Monitoring der Projektaktivitäten im Rahmen von CDM- und JI-Projekten. Neue Methodologien müssen vom CDM Executive Board bzw. dem JI Supervisory Committee genehmigt werden.

Mitverbrennung: Bezeichnung für die Abfallverbrennung in Anlagen der Energiewirtschaft oder der Industrie (Zement, Klinker). Der Einsatz von Abfällen in Hochöfen gilt als stoffliche Verwertung, weil Kunststoffabfälle als Reduktionsmittel eingesetzt werden und so an der Verhüttung stofflich beteiligt sind. In Energieerzeugungsanlagen substituiert Abfall fossile Energieträger wie Stein- oder Braunkohle.

Monitoring: Laufende Überwachung und Dokumentation der im Projekt Design Dokument (PDD) vorgegebenen Monitoringanforderungen. Die Nachvollziehbarkeit und plausible Darstellung der Daten und Messungen sind Voraussetzung für eine erfolgreiche Verifizierung.

Müllverbrennungsanlage: Thermische Abfallbehandlungsanlage. In dieser Untersuchung beschränkt auf Anlagen mit Rostfeuerung, da diese Großteil der Müllverbrennungsanlagen in Deutschland ausmachen. Der zu behandelnde Abfall wird auf einen Rost aufgegeben und durchläuft dort die vier klassischen Verfahrensstufen Trocknung, Entgasung, Vergasung und Verbrennung. Das entstehende Abgas wird einer Abgasreinigung zugeführt, die freiwerdende Energie in Form von Dampf zur Wärmebereitstellung oder über Turbinen und Generatoren zur Stromerzeugung genutzt und die Rückstände aufbereitet, wiederverwertet oder deponiert.

Nationaler Allokationsplan (NAP): Auf nationaler Ebene verabschiedeter Plan der einzelnen Mitgliedstaaten zur Festlegung der Zuteilungsmengen und zur Regelung der Zuteilungsverfahren.

Neuanlage: Als Neuanlage im Sinne von Art. 3 der EU EHRL 2003/87/EC gelten Anlagen, die nach Inkrafttreten des Nationalen Allokationsplans entweder ihren Betrieb neu aufnehmen oder aufgrund einer Änderung der Anlagenkonfiguration (beispielsweise Überschreiten des 20 MW-Schwellenwertes) im Laufe der aktuellen Handelsperiode emissionshandelspflichtig werden.

Ozon (O_3): Reaktive Sauerstoffverbindung, die bei sehr hohen Konzentrationen zu Gesundheitsbeeinträchtigungen und Schädigungen bei Pflanzen und Tieren führen kann. Die Ozonbildung in Bodennähe begünstigen zum einen hohe Sonnenstrahlung und zum anderen große Stickoxidemissionen.

Potenzial: Qualitative Charakterisierung einer Wirkung zur Beschreibung möglicher Einspareffekte.

Projekt Design Dokument (PDD): Projektunterlagen von CDM- und JI-Projekten, die eine ausführliche Projektbeschreibung, die Festlegung des Baseline-Szenarios und das Monitoringverfahren enthalten. Es ist die Grundlage für die Validierung durch eine externe Prüforganisation und das spätere Monitoring.

Projekt-Mechanismen-Gesetz (ProMechG): Nationale Gesetzesgrundlage zur Einführung der projektbasierten Mechanismen nach dem Kyoto-Protokoll zur Umsetzung der europäischen Richtlinie 2004/101/EC und zur Änderung des Kraft-Wärme-Kopplungsgesetzes.

Registrierung: Formale Anerkennung eines validierten CDM- oder JI-Projektes durch das CDM Executive Board oder das JISC bzw. die DEHSt bei Track1-Verfahren. Die Registrierung ist die Voraussetzung für die Verifizierung und die spätere Ausstellung von Emissionsgutschriften.

Restabfall: Teil des Abfalls, der weder vermieden, noch verwertet werden kann und vor einer Deponierung in einer Abfallbehandlungsanlage vorbehandelt werden muss.

Rostfeuerung: Der zu behandelnde Abfall wird auf einen Rost aufgegeben und durchläuft dort die vier klassischen Verfahrensstufen Trocknung, Entgasung, Vergasung und Verbrennung. Das entstehende Abgas wird einer Abgasreinigung zugeführt, die freiwerdende Energie in Form von Dampf zur Wärmebereitstellung oder über Turbinen und Generatoren zur Stromerzeugung genutzt und die Rückstände aufbereitet, wiederverwertet oder deponiert.

Schwefeldioxid (SO_2): Farbloses, stechend riechendes Gas, das sich unter Säurebildung sehr gut in Wasser löst. Bei hohen Konzentrationen in der Luft ruft es Reizungen der Atmungsorgane und Atemnot hervor und führt zur Versauerung.

Siedlungsabfall: Konglomerat von Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, Garten- und Parkabfällen, Grünabfällen, Klärschlamm usw. Siedlungsabfall dient als Oberbegriff für die über die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger an Abfallbehandlungsanlagen angedienten Abfälle.

Sintern: Zusammenbacken von Stoffen zu Festkörpern bei Temperaturen unterhalb der Schmelztemperatur.

Sorbenzien: Feststoffe oder Flüssigkeiten zur Entfernung von Schadstoffen aus dem Abgas (z.B. Kalkhydrat, Natriumhydrogencarbonat, Aktivkohle, Aktivkoks).

Standardauslastungsfaktoren: Von der nationalen Behörde oder der Europäischen Kommission vorgegebene Auslastungsfaktoren zur Berechnung der kostenlosen Zuteilung von Neuanlagen.

Stickstoffoxide (NO_x): Sammelbegriff für Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2). NO ist ein farbloses Gas, das durch Sauerstoff langsam zum braunen, die Schleimhäute reizenden NO_2 oxidiert wird. Stickstoffoxide sind maßgeblich für die Bildung von Smog verantwortlich und tragen zur Bildung von bodennahem Ozon bei.

Stöchiometrie: Chemische Elemente reagieren stets in bestimmten Massenverhältnissen oder ganzzahligen Vielfachen dieser zu bestimmten chemischen Verbindungen. Bei idealen Reaktionen laufen diese Reaktionen stöchiometrisch ab. In der thermischen Abfallbehandlung ist dieser ideale Zustand aufgrund inhomogener Verbrennungsvorgänge nicht darzustellen, so dass beispielsweise Sauerstoff immer überstöchiometrisch zugegeben wird, um eine vollständige Verbrennung zu garantieren.

Technische Anleitung Abfall (TA Abfall): Allgemeine Verwaltungsvorschrift des Bundes zum KrW-/AbfG zum Wohl der Allgemeinheit, in der die Anforderungen an die Verwertung und Entsorgung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen nach dem Stand der Technik festgesetzt wurden.

Technische Anleitung Luft (TA Luft): Verwaltungsvorschrift zur Vorgabe von Grenzwerten für Gase und Stäube in der Luft und zur Erstellung von Immissionsprognosen.

Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi): Verwaltungsvorschrift des Bundes zum KrW-/AbfG zum Wohl der Allgemeinheit, in der die Rahmenbedingungen für die Behandlung und Entsorgung von Siedlungsabfällen nach dem Stand der Technik geregelt sind. Ziel der TA Siedlungsabfall ist die vorrangige Verwertung von Abfällen, sofern diese nicht vermieden werden können, die Reduktion der Schadstoffgehalte in den Abfällen und eine umweltverträgliche Behandlung und Entsorgung der nichtverwertbaren Abfälle. Für den Bereich der thermischen Abfallbehandlung schreibt die TA Siedlungsabfall die Nutzung der freigesetzten Energie während des Verbrennungsprozesses vor.

Thermische Abfallbehandlung: In dieser Untersuchung versteht man unter thermischer Abfallbehandlung die Verbrennung von Siedlungsabfällen in klassischen Müllverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung. Grundsätzlich besteht auch die Möglichkeit, Abfälle in Wirbelschichtöfen, in Ersatzbrennstoffkraftwerken oder in Anlagen mit anderen Verbrennungstechniken zu verbrennen oder in anderen Energieerzeugungsanlagen (Kohlekraftwerke) und Industrieanlagen (Zementwerke) mit zu verbrennen. Ziel der thermischen Abfallbehandlung ist die Zerstörung, Umwandlung, Abtrennung, Konzentrierung und Immobilisierung von Schadstoffen, die im Abfall enthalten sind, die Reduktion der Abfallmenge und des Abfallvolumens und die Erzeugung verwertbarer Stoffe oder inerter Rückstände, die den Anforderungen einer umweltverträglichen Deponierung Genüge leisten. Zudem soll die während des Verbrennungsvorganges freigesetzte Energie für die Strom- oder Wärmeerzeugung genutzt werden.

Treibhausgas: Nach dem Kyoto-Protokoll und Anhang II der EU Emissionshandelsrichtlinie definierte Treibhausgase Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4), Distickstoffoxid (N_2O), Halogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (HFC), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFC) und Schwefelhexafluorid (SF_6).

Treibhausgasemissionshandelsgesetz (TEHG): Nationale Gesetzesgrundlage zur Umsetzung der Europäischen Richtlinie 2003/87/EC des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel von Treibhausgasen (EU EHRL).

Validierung: Bewertung eines CDM- oder JI-Projektansatzes anhand des Projekt Design Dokuments durch einen unabhängigen, akkreditierten Gutachter. Die Validierung ist Voraussetzung für eine Zulassung des Projektansatzes als CDM- oder JI-Projekt.

Verbrennung: Vollständige Umsetzung des Kohlenstoffs im Abfall durch Luft- oder Sauerstoffzufuhr. Wesentliche Reaktionsprodukte sind Kohlenstoffdioxid, Wasser sowie weitere Gase.

Vergasung: Elementarer Schritt während des Verbrennungsvorganges auf dem Rost. Der feste Kohlenstoff wird zu gasförmigen, brennbaren Verbindungen wie Wasserstoff (H_2), Kohlenstoffmonoxid (CO), Methan (CH_4) umgesetzt unter Luft- oder Sauerstoffzufuhr. Es existieren Verfahren, die Abfall nicht verbrennen, sondern lediglich vergasen und das gewonnene Synthesegas zur weiteren Energiegewinnung heranziehen.

Verifizierung: Regelmäßige Überprüfung der Projektaktivitäten durch einen unabhängigen, akkreditierten Gutachter. Grundlage der Verifizierung sind die im PDD beschriebenen Monitoringvorgaben und festgelegten Berechnungsmethoden zur Bestimmung von Baseline- und Projektemissionen.

Verified Emission Reduction (VER): Emissionsgutschrift aus einem freiwilligen Klimaschutzprojekt, das nicht als CDM- oder JI-Projekt registriert ist, aber nach den Vorgaben des Kyoto-Protokolls durch einen unabhängigen, akkreditierten Gutachter validiert wird. VER sind nicht im Rahmen des Emissionshandels zur Erfüllung von Reduktionspflichten eingesetzt werden.

Verwertung: Grundsätzlich wird zwischen stofflicher und energetischer Verwertung unterschieden. Die stoffliche Verwertung umfasst die Substitution von natürlichen Rohstoffen durch Aufbereitung von Abfällen, die als rezyklierte Wertstoffe wieder in den Lebenszyklus aufgenommen werden. Dies erfolgt entweder über eine werkstoffliche Verwertung (z.B. Senfglas bleibt Senfglas) oder die rohstoffliche Verwertung (Kunststoffflasche wird zu anderem Kunststoffprodukt). Bei der energetischen Verwertung steht die effiziente Nutzung der Energieinhalte zu Strom- und Wärmeerzeugung im Vordergrund.

Wärmetauscher: Die bei der Verbrennung freiwerdende Energie ist im Abgas als Wärme gebunden. Diese Wärme wird in Abitzekesseln mit Hilfe von Wärmetauschern dem Abgas entzogen und der so gewonnene Dampf wird zur weiteren Strom- oder Wärmeerzeugung genutzt.

Wirbelschichtverbrennung: Alternatives Verbrennungsverfahren zur klassischen Rostfeuerung. Der Abfall wird zerkleinert und auf ein Bett aus heißem Sand eingetragen, das von unten mit heißer Luft durchströmt wird. Beim rotierenden Wirbelschichtverfahren rotiert dieses Sandbett, beim zirkulierenden Wirbelschichtverfahren wird der Sand lediglich aufgewirbelt. Der Abfall verbrennt dort vollständig. Das Wirbelschichtverfahren hat sich vor allem bei der Klärschlammverbrennung und in Kraftwerken durchgesetzt.

Windfall Profits: Mitnahmeeffekte in der Strombranche im Zusammenhang mit gestiegenen Strompreisen: die Marktpreise für EU Allowances (EUA) wurden von den Stromerzeugern in die Strompreise einkalkuliert oder als Opportunitätskosten berücksichtigt, obwohl die Emissionszertifikate kostenlos zugeteilt wurden.

Zusätzlichkeit: Voraussetzung für die Anerkennung eines CDM- oder JI-Projekts. Das Projekt muss zu Emissionsminderungen führen, die ohne das Projekt im Business-As-Usual Szenario nicht realisiert worden wären.

Zuteilungsgesetz 2012 (ZuG): Das ZuG 2012 legt die Gesamtmenge an CO₂-Emissionsberechtigungen für die zweite Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 fest und definiert die Regeln der Zuteilung.

Zuteilungsverordnung 2012 (ZuV): Nationale Gesetzesgrundlage zur Regelung der Zuteilung kostenloser Zertifikate im Europäischen Emissionshandel.

9 Anhang

9.1 Für Bilanzierung angesetzte Auslegungswerte deutscher Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung

Anlage	Anzahl Linien	Auslegungs-kapazität	Auslegungs-kapazität	Auslegungs-heizwert
	[-]	[Mg/h]	[Mg/a]	[kJ/kg]
Asdonkshof	2	16,6/16,6	249.000	10.000
Augsburg	3	10/10/10	200.000	10.000
Bamberg	3	6/6/6	135.000	8.000
Berlin Ruhleben	4	(9-13)	520.000	--
Bielefeld	3	19,3/19,3/19,3	360.000	9.210
Bonn	3	12/12/12	245.000	9.200
Böblingen	2	9,43/9,43	140.000	11.077
Breisgau	1	20	150.000	11.000
Bremen	4	22/15/15/20	550.000	10.500
Bremerhaven	3	--	300.000	10.400
Burgkirchen	2	15/15	200.000	10.560
Buschhaus	3	22,5/22,5/22,5	525.000	13.000
Coburg	2	7,7/7,7	167.000	7.600
Darmstadt	3	--	212.000	10.500
Düsseldorf	6	6 x 12,5	450.000	--
Essen-Karnap	4	4 x 21,5	668.000	9.700
Frankfurt	4	4 x 20,0	252.000	10.270
Geiselbullach	2 + 1	6/6/6	95.000	10.500
Göppingen	1	18	155.000	10.500
Hagen	3	6/6/6	130.000	8.350
Hamburg Borsigstraße	2	19/19	320.000	10.000
Hamburg Rugenberger Damm	2	23/23	320.000	10.000
Hamburg Stellinger Moor	2	21,5/21,5	180.000	6.280
Hameln	4	10/10/10/13,1	228.000	--
Hamm	4	4 x 10,0	245.000	--
Hannover	2	--	280.000	11.000
Herten	4	17,4/17,4/20/20	250.000	10.800
Ingolstadt	2 + 1	12/12/10	200.000	10.500

Anlage	Anzahl Linien	Auslegungs-kapazität	Auslegungs-kapazität	Auslegungs-heizwert
	[·]	[Mg/h]	[Mg/a]	[kJ/kg]
Iserlohn	3	8/8/16	230.000	11.520
Kassel	2	10/10	150.000	11.077
Kempten	1	10,5	60.000	13.400
Kiel	2	8,75/8,75	140.000	9.000
Köln	4	4 x 20,0	700.000	10.111
Krefeld	4	4 x 13,8	350.000	--
Lauta	2	16,5/16,5	225.000	11.000
Leuna	2	--	390.000	11.000
Leverkusen	3	--	210.000	9.500
Ludwigshafen	3	12/12/9	180.000	9.100
Ludwigslust	1	6	50.000	9.600
Mainz	3	16,2/16,2/21,3	210.000	9.815
Mannheim	3	--	625.000	9.600
München Nord	4	35/35/20/20	700.000	8.800
Neunkirchen	2	8,5/8,5	150.000	11.700
Neustadt	1	--	60.000	--
Niederrhein	4	24,5/24,5/22/25	700.000	10.500
Nürnberg	3	10,5/10,5/10,5	230.000	10.500
Offenbach	3	10/10/10	250.000	10.000
Pirmasens	2	12/12	180.000	10.500
Rosenheim	1	10	60.000	12.000
Rothensee	4	4 x 22,0	630.000	11.000
Salzbergen	1	16	--	--
Schwandorf	4	13,5/13,5/13,5/23,5	535.000	8.700
Schweinfurt	3	8/8/8	175.000	8.500
Solingen	2 + 1	--	100.000	--
Stapelfeld	2	22,5/22,5	350.000	9.120
Staßfurt	2	22,5/22,5	--	--
Stuttgart-Münster	3	--	440.000	10.000
Tornesch-Ahrenlohe	2	5,5/5,5	80.000	10.500
Ulm-Donautal	2	9,89/9,89	120.000	9.500

Anlage	Anzahl Linien	Auslegungs-kapazität	Auslegungs-kapazität	Auslegungs-heizwert
	[-]	[Mg/h]	[Mg/a]	[kJ/kg]
Velsen	2	35,3	250.000	10.000
Weißenhorn	2	6,5/6,5	100.000	10.500
Weisweiler	3	16/16/16	360.000	10.500
Wuppertal	5	62	400.000	--
Würzburg	3	8/8/15,5	215.000	10.500
Zorbau	2	19,3/19,3	300.000	10.000

Erläuterung

--: keine Angabe oder Wert vorhanden

Linie: Verbrennungslinie für Siedlungsabfall

2 + 1: 2 Verbrennungslinien plus 1 Reservelinie

9.2 Abgasreinigungsverfahren deutscher Müllverbrennungsanlagen

Anlage	Verfahren	Aufbau Abgasreinigung							
1	nass		Sprühr.	GF		Saure W.	Ntral. W.	GF	SCR
2	nass	E-Filter	Sprühr.	E-Filter		Saure W.	Ntral. W.	SCR	AKF
3	nass				E-Filter	Saure W.	Ntral. W.	GF	SCR
4	quasitr.	SNCR	Circocl.	GF					
5	quasitr.	SNCR	Rückkst.	GF					
6	tr./nass				E-Filter	Saure W.	Ntral. W.	SCR	GF
7	nass				E-Filter	Saure W.	Ntral. W.	SCR	GF
8	nass	SNCR	Sprühr.	E-Filter		Saure W.	Ntral. W.	GF	
9	quasitr.		E-Filter		Sprühabs.	E-Filter	Saure W.	Ntral. W.	FBF SCR
10	quasitr.	SNCR			Sprühabs.			GF	
11	nass		E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	AKF	SCR
12	quasitr.				CDAS			GF	SCR
13	nass		Sprühr.	GF		Saure W.	Ntral. W.	GF	SCR
14	quasitr.	SNCR			Sprühabs.	GF			
15	nass	SNCR	Sprühr.	GF		Saure W.	Ntral. W.		
16	nass		E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	SCR	GF
17	nass	SNCR	E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	GF	
18	nass		E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	GF	SCR
19	nass		E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	GF	SCR
20	tr./nass		E-Filter			Venturi	Radial	SCR	GF
21	tr./nass	Zyklon	Sprühr.	E-Filter				SCR	
22	nass		E-Filter		Sprühabs.			AKF	SCR
23	nass		Sprühr.	GF		Saure W.	Ntral. W.	SCR	GF
24	nass		E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	GF	SCR
25	trocken				GF			AKF	CO-SLR
26	nass		E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	GF	SCR
27	trocken		Verd.	GF				SCR	
28	nass	SNCR			Sprühabs.	GF	Saure W.	Ntral. W.	
29	nass		Sprühr.	E-Filter		Saure W.	Ntral. W.	SCR	GF
30	nass		Sprühr.	E-Filter		Saure W.	Ntral. W.	SCR	GF
31	nass	SNCR	E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	GF	
32	quasitr.	SNCR			Sprühabs.	GF			
33	quasitr.	SNCR			Sprühabs.	GF			
34	quasitr.		E-Filter		Sprühabs.	E-Filter		GF	SCR
35	nass	SNCR	E-Filter			Saure W.	Ntral. W.	GF	
36	trocken	Zyklon	Verd.	GF				SCR	
37	quasitr.	SNCR	E-Filter		Sprühabs.	GF			
38	quasitr.				CDAS			GF	SCR
39	tr./nass		Reaktor	GF		Saure W.	Ntral. W.	GF	SCR
40	nass	SNCR			Sprühabs.	GF	Venturi	Radial	E-Filter

9 Anhang

Anlage	Verfahren	Aufbau Abgasreinigung							
41	nass		Sprührtr.	E-Filter		Saure W.	Ntrl. W.		SCR
42	trocken	SNCR	Absorp.	E-Filter	Absorp.	GF		AKF	SCR
43	nass		Sprührtr.	E-Filter		Saure W.	Ntrl. W.		SCR AKF
44	nass	E-Filter	Sprührtr.	E-Filter		Saure W.	Ntrl. W.	GF	SCR
45	quasitr.			Sprühabs.	E-Filter			FBF	SCR
46	quasitr.	Zyklon		Sprühabs.	E-Filter			GF	SCR
47	quasitr.	SNCR	Zyklon		Sprühabs.			GF	
48	nass				E-Filter	Saure W.	Ntrl. W.	SCR	GF
49	nass				E-Filter	Saure W.	Ntrl. W.	SCR	AKF
50	nass				E-Filter	Saure W.	Ntrl. W.	AKF	SCR
51	nass	SNCR	GF			Saure W.	Ntrl. W.		
52	nass	SNCR	GF			Saure W.	Ntrl. W.	GF	
53	nass	SNCR	Sprührtr.	E-Filter		Saure W.	Ntrl. W.	GF	
54	nass				GF	Saure W.	Ntrl. W.	SCR	
55	nass		Sprührtr.	GF		Saure W.	Ntrl. W.	SCR	
56	nass		Sprührtr.	GF		Saure W.	Ntrl. W.	SCR	
57	nass				GF	Saure W.	Ntrl. W.	AKF	SCR
58	nass				E-Filter	Saure W.	Ntrl. W.	SCR	GF
59	nass	Zyklon	Sprührtr.	E-Filter		Saure W.	Ntrl. W.	FBF	SCR
60	quasitr.	SNCR		Sprühabs.	GF				
61	quasitr.			Sprühabs.	GF			AKF	SCR
62	quasitr.	SNCR	Reaktor	GF					
63	quasitr.	E-Filter	SCR			Saure W.	Ntrl. W.		
64	nass	SNCR	Sprührtr.	GF		Saure W.	Ntrl. W.		
65	trocken			Sprühabs.	GF				SCR

Stand: 2009

CDAS	Conditioned Dry Absorption System
Sprühabs.	Sprühabsorber zur quasitrockenen Absorption von SO ₂ , HCl und HF
Saure W.	Saurer Wäscher zur Abscheidung von HCl und HF und Hg in saurem Medium
Venturi	Venturi-Wäscher
Ntrl. W.	Neutraler Wäscher zur Abscheidung von SO ₂ in durch Natronlauge/Kalkmilch neutralisierter Waschlauge
Radial	Radialwäscher
Sprührtr.	Sprühtrockner zur Verdampfung von Prozessabwasser aus den Wäschern
Rückstr.	Rückstromwirbler
E-Filter	Elektrofilter zur Abscheidung von festen Produkten aus dem Sprühtrockner/-absorber und Stäuben
FBF	Festbettfilter zur Abscheidung von festen Produkten und Stäuben
GF	Gewebefilter als Flugstromadsorber mit Kokseindüsung
AKF	Aktivkoksfilter
SCR	Selektive Katalytische Reduktion
SNCR	Selektive Nicht-Katalytische Reduktion
CO-SLR	CO-SLR Katalysator

9.3 Emissionsfaktoren und Kohlenstoffgehalte unterschiedlicher Brennstoffe (Quelle: DEHSt)

BRENNSTOFF	Emissionsfaktor	Einheit
Anthrazit (Kraftwerkseinsatz)	0,095	t CO2/GJ
Anthrazit (Wärmeerzeugung)	0,098	t CO2/GJ
Ballast-Steinkohle	0,09	t CO2/GJ
Biomasse-Brennstoff	0	t CO2/GJ
Braunkohlenbrikett Lausitz	0,101	t CO2/GJ
Braunkohlenbrikett Rheinland	0,099	t CO2/GJ
Braunkohlenkoks Rheinland	0,108	t CO2/GJ
Braunkohlenstaub Lausitz	0,099	t CO2/GJ
Braunkohlenstaub Mitteldeutschland	0,094	t CO2/GJ
Braunkohlenstaub Rheinland	0,098	t CO2/GJ
Brenntorf	0,098	t CO2/GJ
Erdgas Altmark	0,056	t CO2/GJ
Erdgas Altmark (in kWh bezogen auf den unteren Heizwert)	0,056	t CO2/GJ
Erdgas H Russland	0,055	t CO2/GJ
Erdgas H Russland (in kWh bezogen auf den unteren Heizwert)	0,055	t CO2/GJ
Erdgas H Verbund	0,056	t CO2/GJ
Erdgas H Verbund (in kWh bezogen auf den unteren Heizwert)	0,056	t CO2/GJ
Erdgas L Niederlande	0,056	t CO2/GJ
Erdgas L Niederlande (in kWh bezogen auf den unteren Heizwert)	0,056	t CO2/GJ
Erdölgas	0,058	t CO2/GJ
Ersatzwert für Festbrennstoff mit Hu<=15 GJ/t	1	t CO2/GJ
Ersatzwert für Festbrennstoff mit Hu>15 GJ/t	1	t CO2/GJ
Ersatzwert für Flüssigbrennstoff mit Hu<=15 GJ/t	1	t CO2/GJ
Ersatzwert für Flüssigbrennstoff mit Hu> 15 GJ/t	1	t CO2/GJ
Ersatzwert für Gas mit Hu<=10 GJ/1000 Nm³	1	t CO2/GJ
Ersatzwert für Gas mit Hu>10 GJ/1000 Nm³	1	t CO2/GJ
Flüssiggas (Butan)	0,064	t CO2/GJ
Flüssiggas (Propan)	0,065	t CO2/GJ
Gichtgas (Ersatzwert)	1	t CO2/GJ
Grubengas	0,055	t CO2/GJ
Hartbraunkohle	0,097	t CO2/GJ
Heizöl, leicht	0,074	t CO2/GJ
Heizöl, schwer	0,078	t CO2/GJ
Kokereigas (Ersatzwert)	1	t CO2/GJ
Konvertergas (Ersatzwert)	1	t CO2/GJ
Petroleum und Flugturbinenkraftstoff	0,074	t CO2/GJ
Raffineriegas (Ersatzwert)	1	t CO2/GJ
Rohbraunkohle Helmstedt	0,111	t CO2/GJ
Rohbraunkohle Hessen (Hirschberg)	0,111	t CO2/GJ
Rohbraunkohle Lausitz	0,113	t CO2/GJ
Rohbraunkohle Mitteldeutschland	0,104	t CO2/GJ
Rohbraunkohle Mitteldeutschland Profen	0,105	t CO2/GJ
Rohbraunkohle Mitteldeutschland Schleenhain	0,103	t CO2/GJ
Rohbraunkohle Rheinland	0,114	t CO2/GJ
Stadtgas	0,04	t CO2/GJ
Stadtgas (Hochdruck-Spaltgas aus Erdgas)	0,053	t CO2/GJ
Steinkohlenbriketts	0,093	t CO2/GJ
Steinkohlenkoks	0,105	t CO2/GJ
Vollwertkohle Deutschland Ruhr	0,093	t CO2/GJ
Vollwertkohle Deutschland Saar	0,092	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import	0,095	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien	0,095	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien Blair Athol	0,096	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien Burton	0,094	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien Drayton	0,095	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien Hunter Mischkohle	0,095	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien MIM	0,095	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien Newlands	0,094	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien South Black Water	0,096	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien South Walker Creek	0,096	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien Stewarton	0,093	t CO2/GJ
Vollwertkohle Import Australien Ulan	0,094	t CO2/GJ

BRENNSTOFF		Emissionsfaktor	Einheit
	Vollwertkohle Import China (Chenhua)	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import China (Chenhua) Nantun	0,096	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import China (Chenhua) Yunzhou	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Indonesien	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Indonesien Kaltim Prima	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Indonesien Pinang	0,096	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Indonesien Satui	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kanada Mountian	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kolumbien	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kolumbien Cerrejon	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kolumbien Cerrejon Carbocol	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kolumbien Cerrejon Central	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kolumbien Cerrejon Norte	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kolumbien Cerrejon Prodeco	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kolumbien Drummond	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Kolumbien Primero	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Polen	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Polen Anna	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Polen Halemba	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Polen Makoszowy	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Polen Mischkohle	0,096	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Polen Poduff	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Polen Qualität 6000	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Russland	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Russland Kedrowsky	0,1	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Russland Kusheyakovsky	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Russland Kuzbass	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Russland Murmask-Mischkohle	0,096	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Russland Prokopievskugol	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Russland Vorgashore	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Spitzbergen SVEA	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika	0,096	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Arthur Taylor	0,097	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika ATC 1	0,097	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Douglas P2	0,097	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Forzando	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Kangra	0,098	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Kleinkopje	0,098	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Koornfontein	0,097	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Kromdraai	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Middelburg	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Twistedraai	0,092	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Südafrika Goedehoop	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA AMCI	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA ANR	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA Baltimore	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA Consol	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA Drayton	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA Kerr McGee	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA Permeke	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import USA Scotts Branch	0,094	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Venezuela	0,093	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Venezuela Guasare	0,095	t CO2/GJ
	Vollwertkohle Import Venezuela Paso Diablo	0,091	t CO2/GJ
	Wirbelschicht-Braunkohle Lausitz	0,101	t CO2/GJ
	Wirbelschicht-Braunkohle Rheinland	0,098	t CO2/GJ

STOFF (ROHSTOFF)	Emissionsfaktor	Einheit
BaCO3	0,223	t CO2/t
CaCO3	0,4397	t CO2/t
CaCO3xMgCO3 (Dolomit)	0,4773	t CO2/t
Elektrodenabbrand	3,6	t CO2/t
Ersatzwert für feste Stoffe	1	t CO2/t
Ersatzwert für flüssige Stoffe	1	t CO2/t
Ersatzwert für gasförmige Stoffe	1	t CO2/1000Nm³
K2CO3	0,3184	t CO2/t
MgCO3	0,522	t CO2/t
Na2CO3	0,4152	t CO2/t
NaHCO3	0,4192	t CO2/t
SrCO3	0,2981	t CO2/t
STOFF (PRODUKT)	Emissionsfaktor	Einheit
Ersatzwert für feste Produkte	1	t CO2/t
Ersatzwert für flüssige Produkte	1	t CO2/t
Ersatzwert für gasförmige Produkte	1	t CO2/1000Nm³
Produktion von Branntkalk	0,7848	t CO2/t
Produktion von Dolomitkalk	0,9132	t CO2/t
Produktion von Roheisen	1,13483333333333	t CO2/t
Produktion von Wasserstoff (Ersatzwert)	1	t CO2/kmol
Produktion von Zementklinker	0,53	t CO2/t
STOFF (KOHLENSTOFFBILANZ)	Kohlenstoffgehalt kg C	Einheit
Benzol	921	t
Dieselkraftstoff	868	t
Eisenschwamm	20	t
Elektrodenabbrand	980	t
Ersatzwert für feste Stoffe	1	t
Ersatzwert für flüssige Stoffe	1	t
Ersatzwert für gasförmige Stoffe	1	1000Nm³
Flüssiggas (Butan)	831	t
Flüssiggas (Propan)	823	t
Gichtgas (Ersatzwert)	1	1000Nm³
Gichtstaub	2,8	t
Heizöl, leicht	862	t
Heizöl, schwer	872	t
Katalysatorkoks-Abbrand (Ersatzwert)	1	t
Kokereigas (Ersatzwert)	1	1000Nm³
Konvertergas (Ersatzwert)	1	1000Nm³
Methanol	378	t
Motorenbenzin	854	t
Petroleum und Flugturbinenkraftstoff	868	t
Petrolkoks	857	t
Raffineriegas (Ersatzwert)	1	t
Rohbenzin	960	t
Roheisen	47	t
Rohöl	932	t
Stahl (auch Stahlschrott)	1,5	t
Teer	883	t

Veröffentlichungsdatum: 03.08.2004

9.4 Spezifische Bewertungsparameter für die Energiebereitstellung von Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung

Stand: Januar 2010, Quelle: eigene Berechnung

Anlage	Spezifischer Energieinhalt Abfall	Spezifische Energiebereitstellung			
	[MWh/Mg]	Prozessdampf [Mg/Mg]	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _e /Mg]	Fernwärme [MWh _{th} /Mg]
Asdonkshof	2,861	3,244	2,406	0,411	0,996
Augsburg	3,124	3,529	2,621	0,523	0,208
Bamberg	2,792	3,409	2,110	0,287	0,585
Berlin Ruhleben	2,383	2,291	--	--	--
Bielefeld	3,333	3,516	--	0,162	--
Bonn	2,767	2,639	--	0,332	0,853
Böblingen	3,028	3,203	--	--	--
Breisgau	2,896	3,328	--	--	--
Bremen	2,923	--	2,026	0,231	0,404
Bremerhaven	2,889	3,267	--	0,304	0,800
Burgkirchen	3,001	3,604	2,557	0,440	0,017
Buschhaus	2,889	3,050	--	--	--
Coburg	2,747	3,028	2,246	0,383	0,722
Darmstadt	2,917	3,030	--	--	--
Düsseldorf	2,927	2,487	2,108	0,000	0,000
Essen-Karnap	2,766	3,058	--	--	--
Frankfurt	2,736	2,972	--	0,416	0,693
Geiselbullach	2,915	3,413	2,533	0,505	0,137
Göppingen	2,917	3,333	--	--	--
Hagen	2,500	2,582	--	--	--
Hamburg Borsigstraße	2,909	3,443	2,900	0,000	0,000
Hamburg Rugenberger Damm	2,658	3,285	--	0,191	--
Hamburg Stellinger Moor	2,639	3,078	--	0,378	0,357
Hameln	3,567	3,188	--	0,601	--
Hamm	2,444	2,644	--	--	--
Hannover	3,444	3,895	--	--	--

Anlage	Spezifischer Energieinhalt Abfall	Spezifische Energiebereitstellung			
	[MWh/Mg]	Prozessdampf [Mg/Mg]	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _{el} /Mg]	Fernwärme [MWh _{th} /Mg]
Herten	2,868	2,430	--	0,615	0,019
Ingolstadt	2,898	3,274	2,406	0,486	0,526
Iserlohn	3,194	3,766	--	--	--
Kassel	2,567	3,095	--	0,493	--
Kempten	3,205	3,749	2,719	0,629	0,582
Kiel	2,500	--	--	0,285	1,728
Köln	2,766	2,839	2,106	--	--
Krefeld	2,777	3,066	2,215	0,388	0,902
Lauta	2,639	3,011	--	0,610	0,000
Leuna	3,0556	3,385	--	--	0,000
Leverkusen	2,722	2,836	--	0,185	0,627
Ludwigshafen	2,916	--	--	0,345	0,821
Ludwigslust	2,667	2,760	--	--	--
Mainz	3,111	--	--	--	--
Mannheim	2,917	3,245	--	--	--
München Nord	2,769	3,020	2,216	0,317	0,006
Neunkirchen	2,776	3,042	--	0,425	--
Neustadt	2,639	--	--	--	--
Niederrhein	2,811	3,151	--	0,602	--
Nürnberg	2,931	3,368	2,541	0,000	0,015
Offenbach	2,491	2,349	--	0,287	0,736
Pirmasens	2,875	3,241	--	0,546	0,046
Rosenheim	3,349	3,574	2,686	0,415	1,067
Rothensee	3,056	--	--	--	--
Salzbergen	--	2,959	--	0,000	0,000
Schwandorf	3,026	3,479	2,612	0,504	0,139
Schweinfurt	2,813	3,045	2,479	0,372	1,314
Solingen	3,044	--	--	0,550	0,350
Stapelfeld	2,639	2,887	--	--	--
Staßfurt	2,778	3,100	--	--	--

Anlage	Spezifischer Energieinhalt Abfall	Spezifische Energiebereitstellung			
	[MWh/Mg]	Prozessdampf [Mg/Mg]	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _e /Mg]	Fernwärme [MWh _{th} /Mg]
Stuttgart-Münster	2,814	2,885	--	--	--
Tornesch-Ahrenlohe	2,667	2,865	--	0,387	0,614
Ulm-Donautal	2,668	3,122	--	0,443	1,112
Velsen	2,517	3,079	--	0,564	0,000
Weißehorn	3,326	3,870	2,848	0,605	0,000
Weisweiler	3,000	3,223	--	--	--
Wuppertal	2,546	2,895	--	0,432	0,095
Würzburg	2,843	3,045	2,355	0,558	0,058
Zorbau	2,778	3,020	--	--	--

Erläuterung

--: keine Angabe oder Wert vorhanden

Anlagenspezifische Angaben stammen teilweise aus unterschiedlichen Jahren.

9.5 Spezifische Bewertungsparameter für den Energieeigenbedarf von Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung

Stand: Januar 2010, Quelle: eigene Berechnung

Anlage	Spezifischer Energieeigenbedarf			
	Fossile Energieträger [MWh/Mg]	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _{el} /Mg]	Wärme [MWh _{th} /Mg]
Asdonkshof	--	--	--	--
Augsburg	0,021	0,208	0,117	0,010
Bamberg	0,081	0,154	0,147	0,008
Berlin Ruhleben	--	--	--	--
Bielefeld	--	--	--	--
Bonn	--	--	0,107	--
Böblingen	0,055	--	0,004	--
Breisgau	--	--	--	--
Bremen	0,022	0,365	0,074	0,004
Bremerhaven	--	--	0,135	0,015
Burgkirchen	0,015	0,183	0,134	0,017
Buschhaus	--	--	--	--
Coburg	0,024	0,141	0,108	0,003
Darmstadt	--	--	--	--
Düsseldorf	0,021	0,293	0,130	--
Essen-Karnap	--	--	--	--
Frankfurt	--	--	--	--
Geiselbullach	0,092	0,102	0,128	0,020
Göppingen	--	--	--	--
Hagen	0,097	--	--	--
Hamburg Borsigstraße	0,017	0,635	0,098	0,000
Hamburg Rugenberger Damm	0,018	0,301	0,129	0,000
Hamburg Stellinger Moor	--	--	0,189	--
Hameln	--	--	--	--
Hamm	0,016	--	--	--
Hannover	--	--	--	--
Herten	--	--	--	--

Anlage	Spezifischer Energieeigenbedarf			
	Fossile Energieträger [MWh/Mg]	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _e /Mg]	Wärme [MWh _{th} /Mg]
Ingolstadt	0,009	0,061	0,123	0,000
Iserlohn	--	--	--	--
Kassel	--	--	--	--
Kempten	0,024	0,085	0,172	0,004
Kiel	--	--	0,143	0,000
Köln	--	--	--	--
Krefeld	0,077	0,308	0,168	0,000
Lauta	--	--	0,088	--
Leuna	--	--	--	--
Leverkusen	--	--	0,154	0,012
Ludwigshafen	--	--	--	--
Ludwigslust	--	--	--	--
Mainz	0,009	--	0,088	--
Mannheim	--	--	--	--
München Nord	0,149	0,024	0,116	0,006
Neunkirchen	--	--	0,148	--
Neustadt	--	--	--	--
Niederrhein	--	--	--	--
Nürnberg	0,238	0,080	--	0,015
Offenbach	0,039	--	0,084	--
Pirmasens	0,025	--	0,126	0,000
Rosenheim	0,037	0,003	0,082	0,014
Rothensee	--	--	--	--
Salzbergen	--	--	--	--
Schwandorf	0,022	0,119	0,130	0,037
Schweinfurt	0,009	0,184	0,130	0,025
Solingen	0,041	--	0,125	0,005
Stapelfeld	--	--	--	--
Staßfurt	--	--	--	--
Stuttgart-Münster	--	--	--	--
Tornesch-Ahrenlohe	0,138	--	0,229	--

Anlage	Spezifischer Energieeigenbedarf			
	Fossile Energieträger [MWh/Mg]	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _e /Mg]	Wärme [MWh _{th} /Mg]
Ulm-Donautal	--	--	0,140	0,272
Velsen	--	--	0,130	--
Weissenhorn	0,029	0,400	0,163	0,000
Weisweiler	--	--	--	--
Wuppertal	0,010	--	0,105	0,000
Würzburg	0,063	0,036	0,127	0,058
Zorbau	--	--	--	--

Erläuterung

--: keine Angabe oder Wert vorhanden

Anlagenspezifische Angaben stammen teilweise aus unterschiedlichen Jahren.

9.6 Spezifische Bewertungsparameter für die Energieabgabe von Müllverbrennungsanlagen mit klassischer Rostfeuerung

Stand: Januar 2010, Quelle: eigene Berechnung

Anlage	Spezifische Energieabgabe		
	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _{el} /Mg]	Fernwärme [MWh _{th} /Mg]
Asdonkshof	0,104	0,539	0,996
Augsburg	0,000	0,406	0,055
Bamberg	0,000	0,140	0,577
Berlin Ruhleben	2,097	0,000	0,000
Bielefeld	0,000	0,315	0,756
Bonn	1,961	0,000	0,000
Böblingen	0,000	0,260	0,795
Breisgau	0,000	0,740	0,000
Bremen	0,000	0,158	0,399
Bremerhaven	0,000	0,220	0,767
Burgkirchen	0,460	0,305	0,000
Buschhaus	0,000	0,570	0,000
Coburg	0,000	0,275	0,720
Darmstadt	0,000	0,203	0,217
Düsseldorf	2,108	0,000	0,000
Essen-Karnap	0,000	0,158	1,111
Frankfurt	--	0,425	0,001
Geiselbullach	0,000	0,377	0,117
Göppingen	--	0,367	--
Hagen	0,000	0,000	0,544
Hamburg Borsigstraße	2,266	0,000	0,000
Hamburg Rugenberger Damm	1,401	0,062	0,136
Hamburg Stellinger Moor	0,000	0,188	0,357
Hameln	0,003	0,159	1,225
Hamm	0,000	0,373	0,000
Hannover	0,000	0,714	0,000

Anlage	Spezifische Energieabgabe		
	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _{el} /Mg]	Fernwärme [MWh _{th} /Mg]
Herten	0,000	0,431	0,019
Ingolstadt	0,066	0,363	0,526
Iserlohn	0,000	0,277	0,710
Kassel	0,000	0,328	0,958
Kempten	0,282	0,457	0,577
Kiel	0,205	0,144	1,429
Köln	0,000	0,403	0,279
Krefeld	0,000	0,221	0,596
Lauta	0,000	0,522	0,000
Leuna	--	--	--
Leverkusen	0,000	0,048	0,615
Ludwigshafen	2,934	0,000	0,000
Ludwigslust	0,000	0,320	0,000
Mainz	--	--	--
Mannheim	0,000	0,245	0,764
München Nord	1,098	0,201	0,000
Neunkirchen	--	0,272	0,263
Neustadt	0,000	0,321	0,442
Niederrhein	0,014	0,485	0,102
Nürnberg	2,110	0,000	0,000
Offenbach	0,000	0,203	0,736
Pirmasens	0,000	0,425	0,046
Rosenheim	0,525	0,333	1,053
Rothensee	0,000	0,589	0,538
Salzbergen	--	--	--
Schwandorf	0,761	0,374	0,102
Schweinfurt	0,000	0,242	1,289
Solingen	0,000	0,425	0,287
Stapelfeld	0,000	0,240	0,513
Staßfurt	1,217	0,250	0,000

Anlage	Spezifische Energieabgabe		
	Prozessdampf [MWh/Mg]	Strom [MWh _{el} /Mg]	Fernwärme [MWh _{th} /Mg]
Stuttgart-Münster	0,000	0,495	1,186
Tornesch-Ahrenlohe	0,000	0,171	0,614
Ulm-Donautal	0,000	0,273	0,936
Velsen	0,000	0,433	0,000
Weißehorn	0,000	0,442	0,000
Weisweiler	--	--	--
Wuppertal	0,000	0,285	0,095
Würzburg	0,148	0,431	0,000
Zorbau	0,000	0,534	0,016

Erläuterung

--: keine Angabe oder Wert vorhanden

Angaben stammen teilweise aus unterschiedlichen Jahren.

9.7 Verfahrenskonfigurationen zur Berechnung des Additiveinsatzes

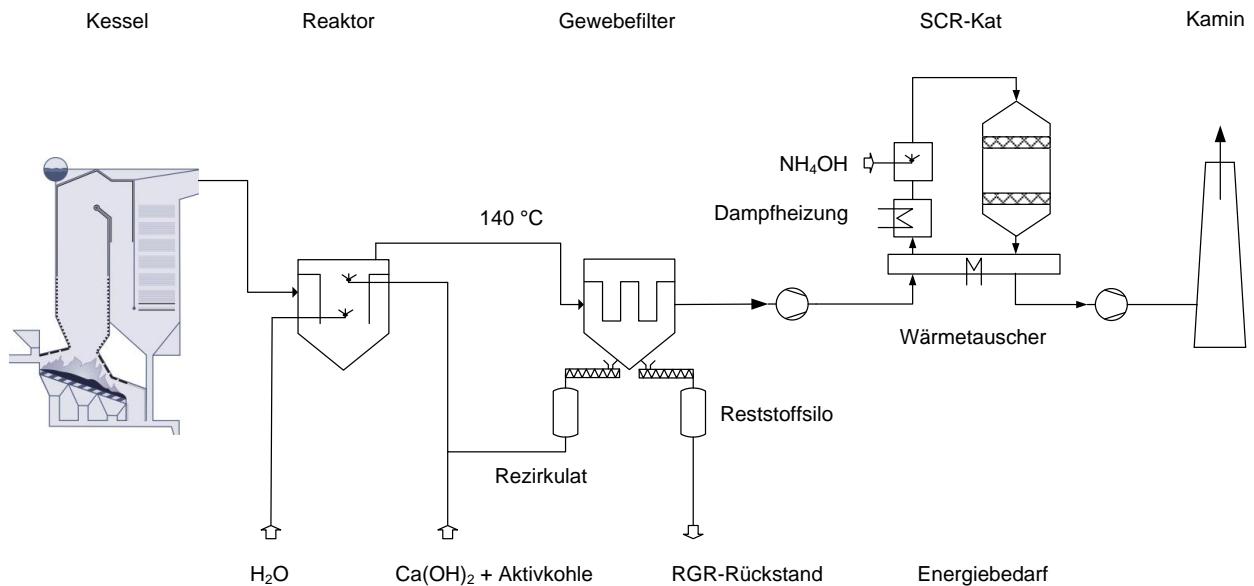


Abbildung Verfahrensschema zur Bilanzierung der ökologischen Auswirkungen des Einsatzes von Kalkhydrat in der Abgasreinigung (SCR-Verfahren)

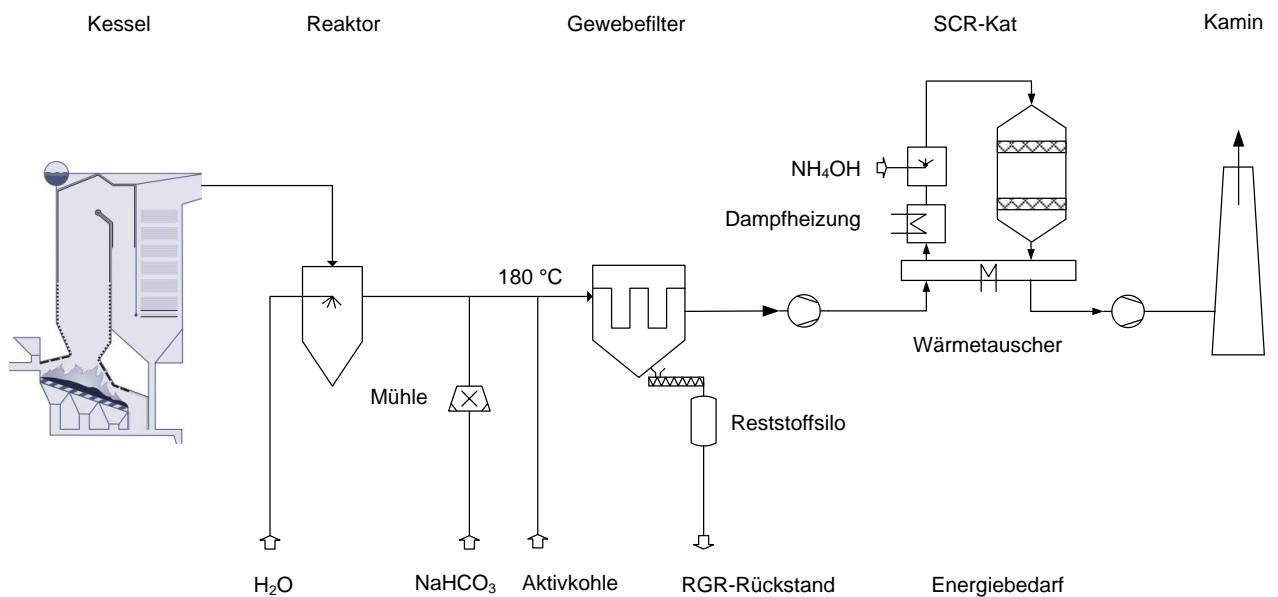


Abbildung Verfahrensschema zur Bilanzierung der ökologischen Auswirkungen des Einsatzes von Natriumhydrogencarbonat in der Abgasreinigung (SCR-Verfahren)

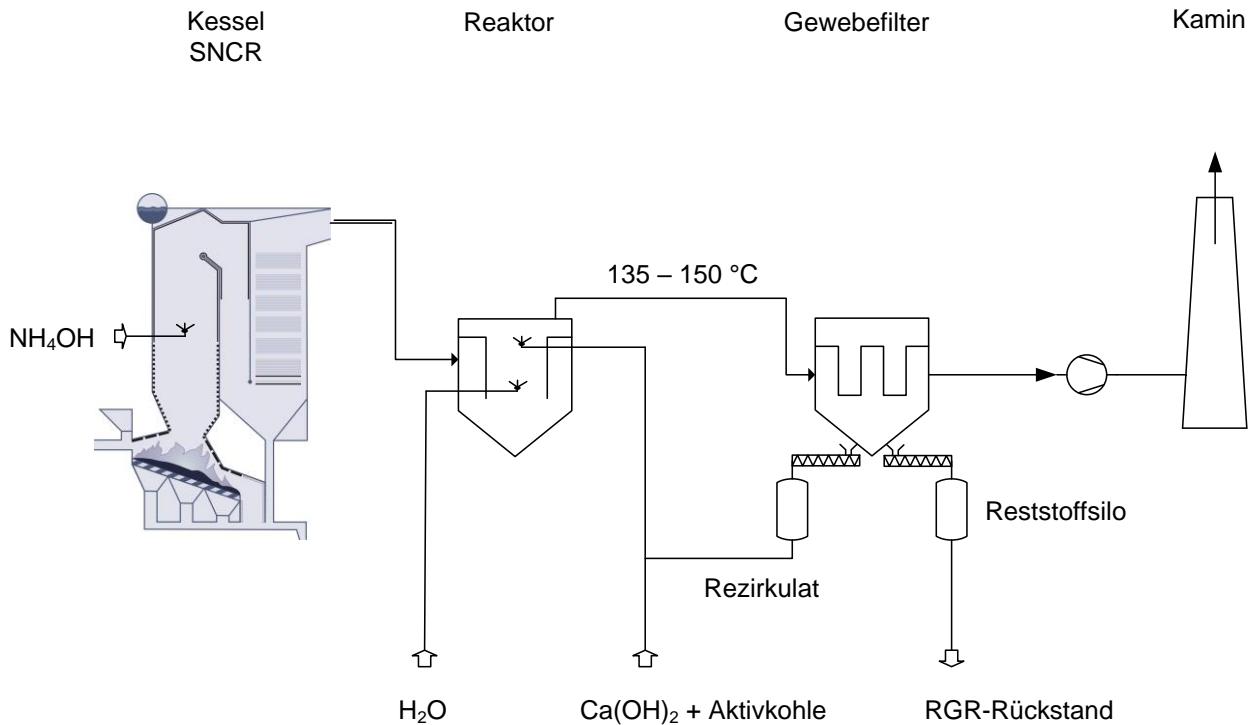


Abbildung Verfahrensschema zur Bilanzierung der ökologischen Auswirkungen des Einsatzes von Kalkhydrat in der Abgasreinigung (SNCR-Verfahren)

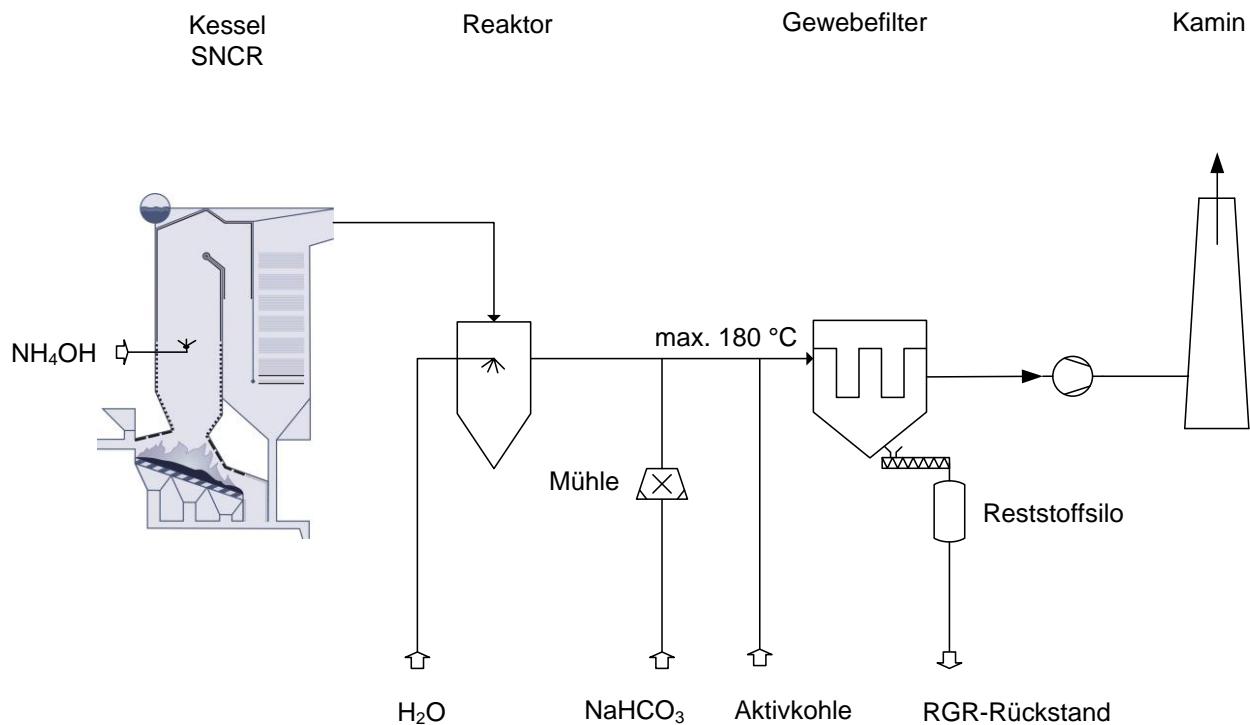


Abbildung Verfahrensschema zur Bilanzierung der ökologischen Auswirkungen des Einsatzes von Natriumhydrogencarbonat in der Abgasreinigung (SNCR-Verfahren)

9.8 Bilanzgrenzen zur Berechnung des Additiveinsatzes

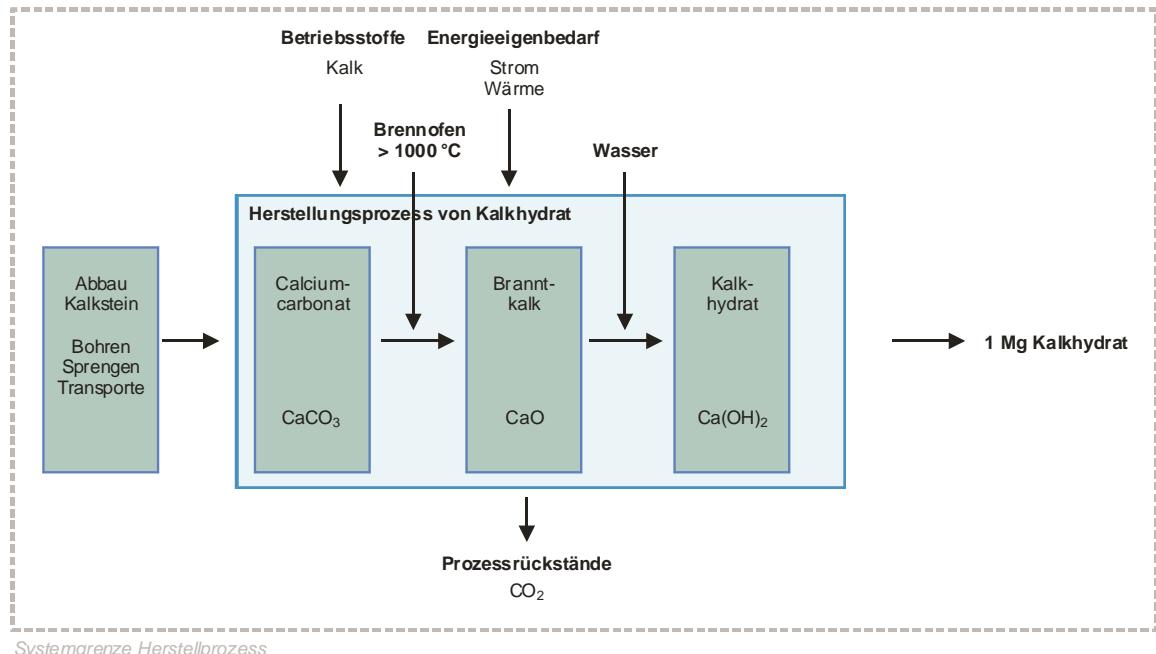


Abbildung Systemgrenze des Herstellungsprozesses für Kalkhydrat

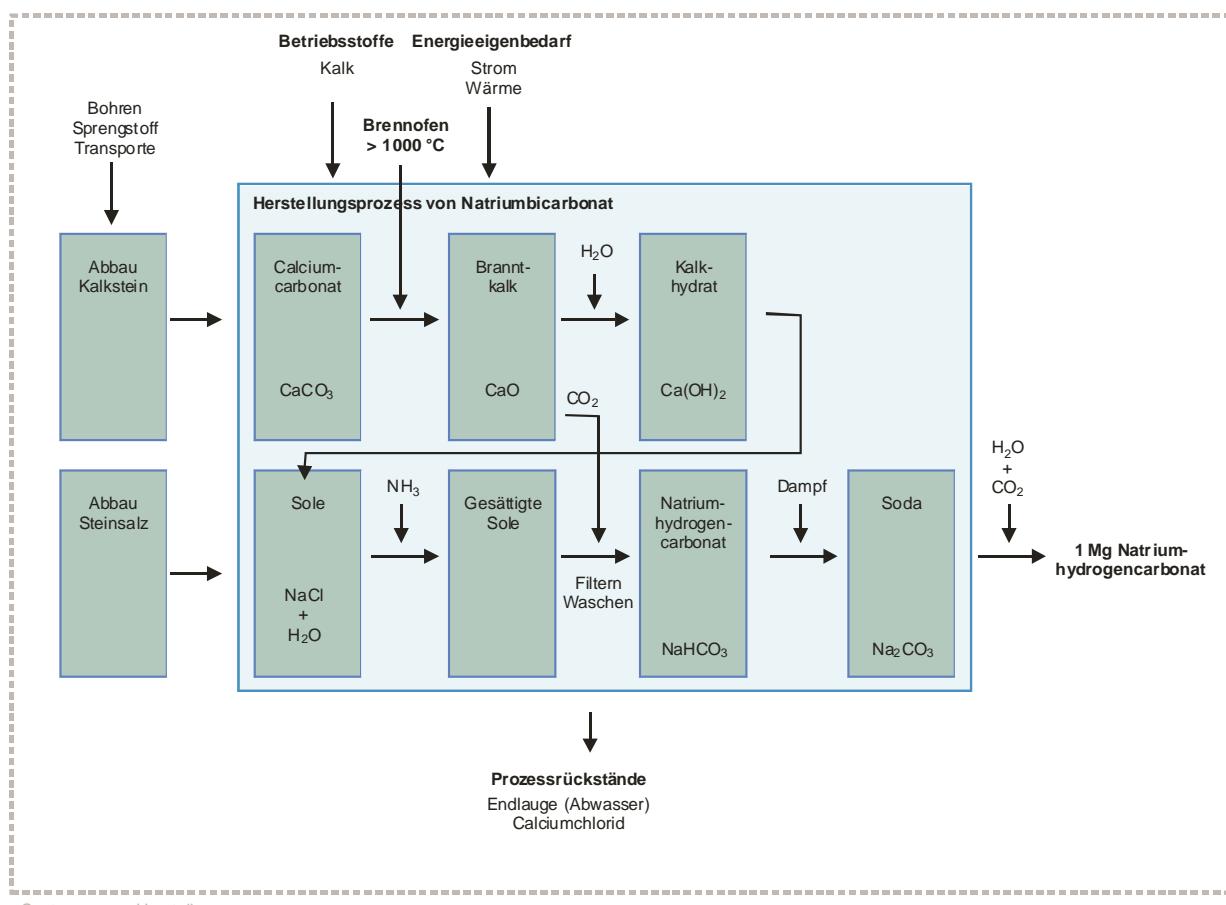


Abbildung Systemgrenze des Herstellungsprozesses für Natriumhydrogencarbonat

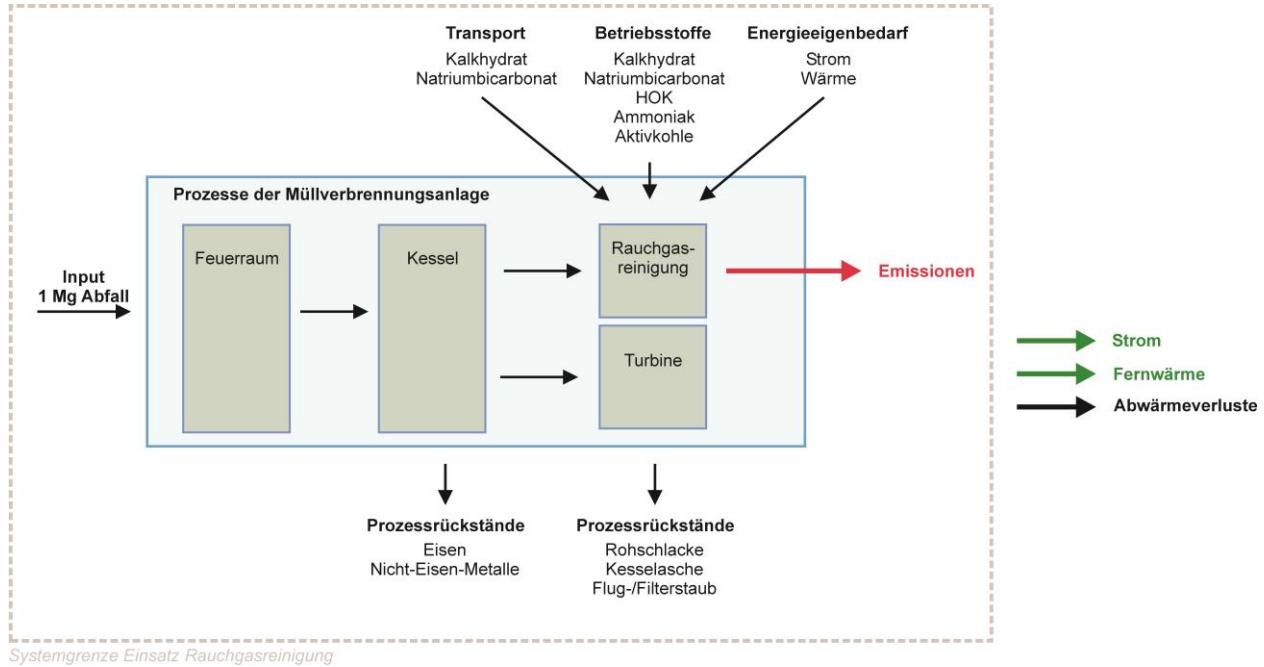


Abbildung Systemgrenze für die Bilanzierung des Einsatzes beider Additive in der Abgasreinigung

9.9 Standardauslastungsfaktoren (Vollbenutzungsstunden) nach Zuteilungsgesetz (ZuG) 2012

Quelle: Anhang 4 (zu § 3 Abs. 2 Nr. 8 in Verbindung mit § 8 und § 9) Vollbenutzungsstunden

Tätigkeit	Vollbenutzungsstunden pro Jahr
Energieumwandlung und -umformung:	
Tätigkeiten nach Anhang 1, Nr. I bis V des Treibhausgas-Emissionshandelsgesetzes	
Kondensationskraftwerke	7.500
Kondensationskraftwerke zum Einsatz von Braunkohle	8.250
Gasturbinenanlagen als „Offene Gasturbine“	1.000
Anlagen zur Verdichtung von Erdgas zu Transportzwecken	4.200
Anlagen zur Verdichtung von Erdgas zur Untergrundspeicherung	3.100
Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen zur Versorgung der Papier-, Zellstoff-, Mineralöl- oder chemischen Industrie sowie zur Versorgung von Anlagen zur Herstellung von Bioethanol	8.000
Sonstige Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen	7.500
Prozesswärmeanlagen zur Versorgung der Papier-, Mineralöl- und chemischen Industrie	8.000
Heizwerke der öffentlichen Fernwärme	2.500
Prozesswärmeanlagen zur Versorgung der Nahrungsmittel- und Zuckerindustrie, Wärmeanlagen zur Versorgung des Sektors Gewerbe, Handel und Dienstleistungen, der sonstigen Industrie und von Krankenhäusern	7.500
Tätigkeiten nach Anhang 1, Nr. VI bis XVIII des Treibhausgas-Emissionshandelsgesetzes	
Anlagen der Mineralölindustrie	8.000
Kokereien	8.300
Sinteranlagen	8.300
Anlagen zur Eisenmetallerzeugung und -verarbeitung	8.300
Anlagen zur Herstellung von Zement	7.500
Produktion von Kalk in Anlagen der Kalkindustrie	7.500
Produktion von Kalk in Anlagen der Zuckerindustrie	2.500
Anlagen zur Herstellung von Glas	8.500
Anlagen zum Brennen keramischer Erzeugnisse	7.500
Anlagen zur Gewinnung von Zellstoff	8.000
Anlagen zur Herstellung von Papier oder Pappe	8.000
Anlagen zur Herstellung von Propylen oder Ethylen	8.500
Anlagen zur Herstellung von Ruß	8.000
Anlagen zum Abfackeln von gasförmigen Stoffen in See-/Land-Übergabestationen für Mineralöl oder Gas	500

9.10 Produkt-Benchmarks für die Zuteilung ab 2013

Quelle: Commission Decision of 27 April 2011 determining transitional Union-wide rules for the harmonised free allocation of emission allowances pursuant to Article 10a of Directive 2003/87/EC, Annex 1

Weitere Informationen zu den Benchmarks auf der Homepage der Europäischen Kommission.

Nr.	Ausgewählte Produkt-Benchmarks	Wert [tCO ₂ /t Produkt]
1	Coke	0.286
2	Sintered Ore	0.171
3	Hot Metal	1.328
4	Pre-Bake Anode	0.324
5	Aluminium	1.514
6	Grey cement clinker	0.766
7	White cement clinker	0.987
8	Lime	0.954
9	Dolime	1.072
10	Sintered Dolime	1.449
11	Float glass	0.453
12	Bottles and jars of colourless glass	0.382
13	Bottles and jars of coloured glass	0.306
14	Continuous filament glass fibre products	0.406
15	Facing bricks	0.139
16	Pavers	0.192
17	Roof tiles	0.144
18	Spray dried powder	0.076
19	Plaster	0.048
20	Dried secondary gypsum	0.017
21	Short fibre kraft pulp	0.120
22	Long fibre kraft pulp	0.060
23	Sulphite pulp, thermo-mechanical and mechanical pulp	0.020
24	Recovered paper	0.039
25	Newsprint	0.298
26	Uncoated fine paper	0.318
27	Coated fine paper	0.318
28	Tissue	0.334
29	Testliner and fluting	0.248
30	Uncoated carton board	0.237
31	Coated carton board	0.273
32	Nitric acid	0.302
33	Adipic acid	2.790
34	Vinyl chloride monomer	0.204
35	Phenol/acetone	0.266
36	S-PVC	0.085
37	E-PVC	0.238
38	Soda ash	0.843

39	Refinery products	0.0295
40	EAF carbon steel	0.283
41	EAF high alloy steel	0.352
42	Iron casting	0.325
43	Mineral wool	0.682
44	Plasterboard	0.131
45	Carbon black	1.954
46	Ammonia	1.619
47	Steam cracking	0.702
48	Aromatics	0.0295
49	Styrene	0.527
50	Hydrogen	8.85
51	Synthesis gas	0.242
52	Ethylene oxide/ethylene glycols	0.512
53	Heat	0.0623 tCO ₂ /GJ
54	Fuel	0.0561 tCO ₂ /GJ

Weitere Benchmarks sind derzeit für spezielle Produkte definiert. Diese können ebenfalls auf der Homepage der Europäischen Kommission eingesehen werden.

9.11 Dampfparameter der untersuchten Müllverbrennungsanlagen

Stand: Oktober 2010

Anlage	p [bar]	T [°C]	ΔT [°C]	h_{fg} [kJ/kg]	h [kJ/kg]	ρ [kg/m³]	v [m³/kg]	s [kJ/kgK]	c_v [kJ/kgK]	c_p [kJ/kgK]
Asdonkshof	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Augsburg	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Bamberg	27	227	--	1.821,67	976,18	13,458	0,001	2,582	3,221	4,660
Berlin Ruhleben	65	460	179,11	1.537,37	3.319,34	20,533	0,049	6,709	1,790	2,457
Bielefeld	40	385	134,61	1.713,39	3.177,62	14,014	0,071	6,715	1,751	2,402
Bonn	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Böblingen	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Breisgau	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Bremen	22	215	--	1.871,83	920,64	11,030	0,001	2,471	3,262	4,578
Bremerhaven	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Burgkirchen	80	400	104,96	1.441,19	3.138,06	29,143	0,034	6,363	1,914	2,811
Buschhaus	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Coburg	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Darmstadt	38	250	2,63	1.728,97	2.811,21	18,857	0,053	6,109	2,250	3,617
Düsseldorf	80	500	204,96	1.441,19	3.398,57	23,957	0,042	6,724	1,809	2,478
Essen-Karnap	41	400	148,14	1.705,72	3.211,67	13,986	0,072	6,755	1,745	2,382
Frankfurt	60	500	224,38	1.570,57	3.422,34	17,653	0,057	6,881	1,772	2,381
Geiselbullach	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Göppingen	39	410	161,11	1.721,14	3.238,75	13,025	0,077	6,817	1,733	2,349
Hagen	13,5	190	--	1.966,73	807,61	6,860	0,001	2,236	3,356	4,446
Hamburg Borsigstraße	17	370	165,65	1.922,97	3.186,88	5,887	0,170	7,108	1,653	2,192
Hamburg Rugenberger Damm	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Hamburg Stellinger Moor	40	410	159,61	1.713,39	3.237,08	13,378	0,075	6,804	1,737	2,357
Hameln	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Hamm	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373

9 Anhang

Anlage	p [bar]	T [°C]	ΔT [°C]	h_{fg} [kJ/kg]	h [kJ/kg]	ρ [kg/m³]	v [m³/kg]	s [kJ/kgK]	c_v [kJ/kgK]	c_p [kJ/kgK]
Hannover	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Herten	32	320	82,50	1.777,83	3.037,15	12,620	0,079	6,586	1,781	2,494
Ingolstadt	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Iserlohn	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Kassel	42	420	166,70	1.698,12	3.257,38	13,838	0,072	6,812	1,740	2,359
Kempten	38	400	152,63	1.728,97	3.216,94	12,903	0,078	6,796	1,734	2,355
Kiel	40	395	144,61	1.713,39	3.201,54	13,750	0,073	6,751	1,744	2,382
Köln	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Krefeld	42	410	156,70	1.698,12	3.233,72	14,088	0,071	6,777	1,744	2,374
Lauta	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Leuna	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Leverkusen	17	350	145,65	1.922,97	3.142,93	6,099	0,164	7,038	1,653	2,204
Ludwigshafen	42	420	166,70	1.698,12	3.257,38	13,838	0,072	6,812	1,740	2,359
Ludwigslust	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Mainz	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Mannheim	80	500	204,96	1.441,19	3.398,57	23,957	0,042	6,724	1,809	2,478
München Nord	41	400	148,14	1.705,72	3.211,67	13,986	0,072	6,755	1,745	2,382
Neunkirchen	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Neustadt	42	420	166,70	1.698,12	3.257,38	13,838	0,072	6,812	1,740	2,359
Niederrhein	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Nürnberg	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Offenbach	40	405	154,61	1.713,39	3.225,28	13,499	0,074	6,786	1,739	2,365
Pirmasens	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Rosenheim	60	410	134,38	1.570,57	3.202,58	20,676	0,0484	6,578	1,811	2,538
Rothensee	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Salzbergen	43	415	160,28	1.690,59	3.243,93	14,314	0,070	6,782	1,745	2,374
Schwandorf	72	410	122,22	1.491,96	3.180,83	25,291	0,040	6,470	1,859	2,661
Schweinfurt	65	450	169,11	1.537,37	3.294,67	20,902	0,048	6,675	1,795	2,477

Anlage	p [bar]	T [°C]	ΔT [°C]	h_{fg} [kJ/kg]	h [kJ/kg]	ρ [kg/m³]	v [m³/kg]	s [kJ/kgK]	c_v [kJ/kgK]	c_p [kJ/kgK]
Solingen	42	440	186,70	1.698,12	3.304,30	13,371	0,075	6,879	1,736	2,335
Stapelfeld	27	380	151,88	1.821,67	3.190,45	9,341	0,107	6,907	1,696	2,280
Staßfurt	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Stuttgart-Münster	60	520	244,38	1.570,57	3.469,81	17,122	0,059	6,941	1,774	2,367
Tornesch-Ahrenlohe	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Ulm-Donautal	39	360	111,11	1.721,14	3.118,96	14,337	0,070	6,635	1,770	2,458
Velsen	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Weissenhorn	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Weisweiler	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373
Wuppertal	26	350	123,92	1.830,87	3.123,64	9,500	0,105	6,819	1,703	2,312
Würzburg	42	415	161,70	1.698,12	3.245,57	13,96	0,072	6,795	1,742	2,366
Zorbau	40	400	149,61	1.713,39	3.213,43	13,623	0,073	6,769	1,741	2,373

Erläuterung zu den Parametern

p: Druck des erzeugten Frischdampfs [bar]

T: Temperatur des erzeugten Frischdampfs [°C]

ΔT: Überhitzungsgrad des erzeugten Frischdampfs [°C]

 h_{fg} : Spez. Verdampfungswärme [kJ/kg]

h: Spezifischer Wärmeinhalt (Enthalpie) des Dampfs [kJ/kg]

ρ: Dichte des erzeugten Frischdampfs [kg/m³]

v: Spezifisches Volumen des erzeugten Frischdampfs [m³/kg]

s: Spezifische Entropie des erzeugten Frischdampfs [kJ/kgK]

 c_v : Spezifische isobare Wärmekapazität des erzeugten Frischdampfs [kJ/kgK] c_p : Spezifische isochore Wärmekapazität des erzeugten Frischdampfs [kJ/kgK]

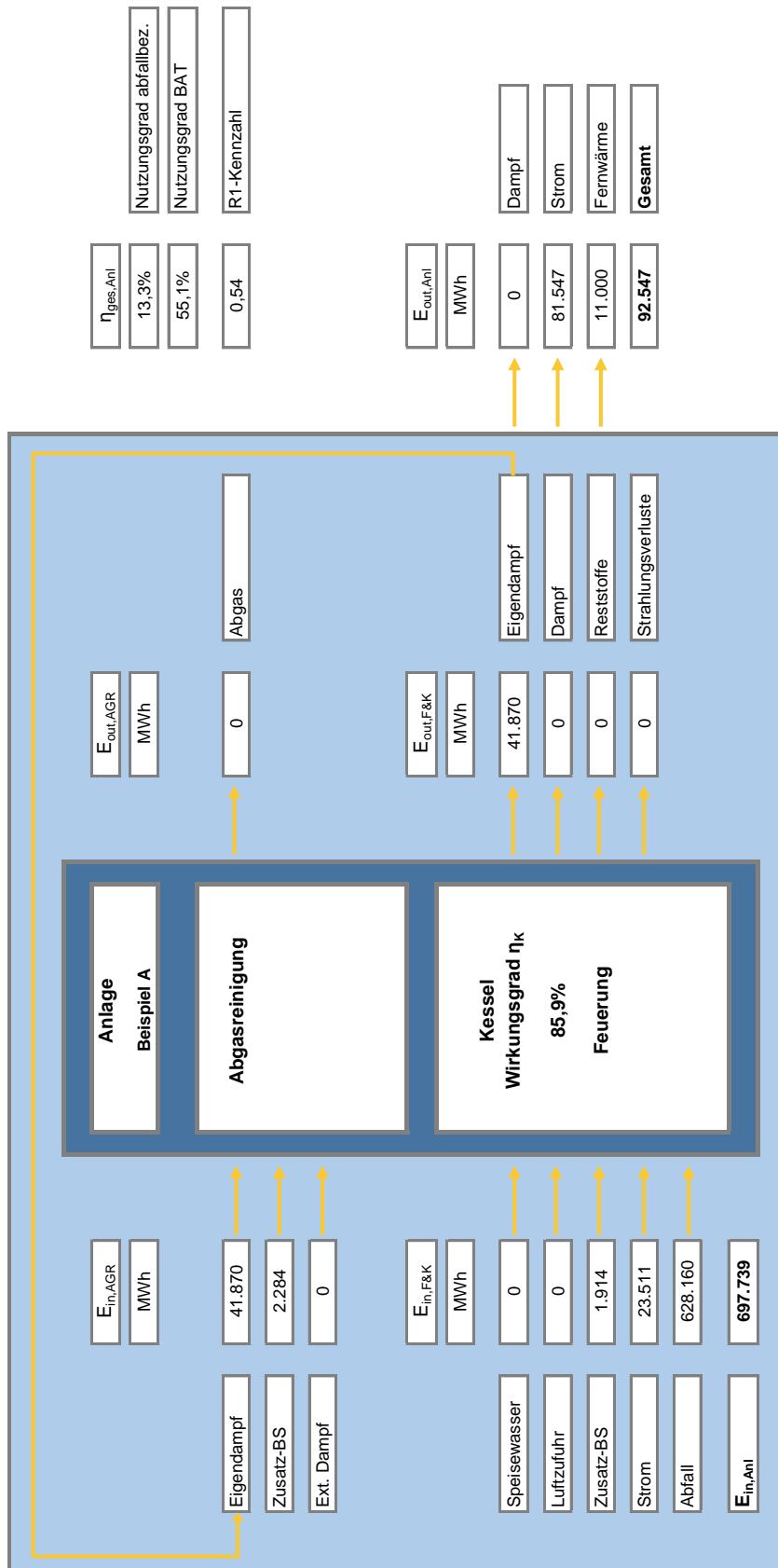
Quelle: Dampfberechnung der Spirax Sarco GmbH

Internet: <http://www.spiraxsarco.com/de/resources/steam-tables/superheated-steam.asp>

9.12 Fragebögen zur Erhebung spezifischer Anlagenparameter

Erhebung spezifischer Anlagenparameter							
Anlage:	Ansprechpartner: Telefon:						
Armerkung: Falls Sie nicht die unten jeweils angegebenen Einheiten verwenden, geben Sie Ihre gewählten Einheiten bitte in den jeweiligen Zeilen 10, 15, 22 und 29 an. Danke! Ihre Daten werden streng vertraulich behandelt!							
Allgemeine Parameter (nach Möglichkeit aktuelle Werte aus 2009)							
Luftüber-schusszahl	Verfügbarkeit	CO ₂ -Messung	N ₂ O-Messung	Art der Energie-erzeugung	Kessel-wirkungsgrad	Nutzungsgrad	Kessel-austritts-temperatur Austrittstemperatur Kamin Enthalpie Kessel wasser
[·]	[h]	[ja/nein]	[ja/nein]	[FW/ST/PD]	[%]	[%]	[kJ]
Energieerzeugung 2008 (bitte Werte aus 2008 nach Möglichkeit)							
Verbrannte Abfallmenge 2008 [Mg]	Spezifischer Energieinhalt Abfall 2008 [MWh/Mg]	Prozessdampf- erzeugung 2008 [MWh/a]	Nettoenthalpie erzeugter Dampf [kJ]	Strom-erzeugung 2008 [MWh _{el} /a]	Wärme-erzeugung 2008 [MWh _{th} /a]	Art der Rauchgas- reinigung [SCR/SNCR]	Abgasreinigung (aktuelle Werte!) Betriebs-temperatur SCR Additiv saure Bestandteile Einbringungs-temperatur Additiv [°C] [·] [°C]
Energieabgabe 2008							
Prozessdampf- eigenbedarf 2008 [MWh/a]	Wärme- eigenbedarf 2008 [MWh _{el} /a]	Einsatz fossiler Energieträger Verfahrensprozesse [MWh _{th} /a]	Tatsächliche Prozessdampf- abgabe 2008 [MWh/a]	Tatsächliche Stromabgabe 2008 [MWh _{el} /a]	Tatsächliche Wärmeabgabe 2008 [MWh _{th} /a]		
Energieeinsatz 2008 (bitte Werte aus 2008 nach Möglichkeit)							
CO ₂ -Emission (gemessen) 2008 [Mg/a]	CO ₂ -Emission (berechnet) 2008 [Mg/a]	Wärme- eigenbedarf 2008 [MWh _{el} /a]	NO _x -Emission (gemessen) 2008 [Mg/a]	NO _x -Emission 2008 [Mg/Mg]	SO ₂ -Emission 2008 [Mg/Mg]	CO-Emission 2008 [Mg/Mg]	
Emissionen (bitte Werte aus 2008 nach Möglichkeit)							
Bei Fragen stehe ich Ihnen gerne zur Verfügung.							
				Dipl.-Ing. Christian Pacher Weihenstephaner Steig 22 85354 Freising	Tel. +49 (8161) 71 -56 32 Mail christian.pacher@wzw.tum.de		
Technische Universität München, Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie							

9.13 Bilanzierungstool zur Berechnung der Energiebilanzen der untersuchten Müllverbrennungsanlagen



Bilanzierungstool erstellt nach Vorlage von Prof. Dr.-Ing. Scholz von der Technischen Universität Clausthal.

Bilanzierung der Anlagenprozesse

Name der Anlage	Beispiel A	Bilanzjahr	2005
		energetische Kenngröße	
Verbrannte Gesamtabfallmenge [Mg]	201.059		
Heizwert Hu des Abfalls [MJ/Mg]	11.247	3,124	MWh/Mg Abfall
Bruttoenergieinput aus dem Abfall [GJ]	2.261.377		
Benötigte Fremdenergie [GJ]	15.112	0,021	MWh/Mg Abfall
Bruttoenergieinput inkl. Fremdenergie [GJ]	2.276.489	3,145	MWh/Mg Abfall
Frischdampferzeugung			
Erzeugte Frischdampfmenge im Kessel [Mg]	709.550	3,529	Mg Dampf/Mg Abfall
Druck Frischdampf [bar]	40		
Temperatur Frischdampf [°C]	400		
Enthalpie des Frischdampfs [MJ/Mg]	2.674		
Bruttoenergieaustrag Kessel [GJ]	1.897.337	2,621	MWh/Mg Abfall
Kesselwirkungsgrad [%]	85,9%		
Gesamtenergiebedarf [MWh]		71.659	0,356
Energieeigenbedarf [MWh]	67.461	0,336	MWh/Mg Abfall
Fremdenergie zur Dampferzeugung [MWh]	1.914	0,010	MWh/Mg Abfall
Fremdenergie ohne Dampferzeugung [MWh]	2.284	0,011	MWh/Mg Abfall
Produzierte Strommenge [MWh]		105.058	0,523
Stromeigenbedarf [MWh]	23.511	0,117	MWh/Mg Abfall
Exportierte Strommenge [MWh]	81.547	0,406	MWh/Mg Abfall
Produzierte Wärmemenge [MWh]		13.080	0,065
Wärmeeigenbedarf [MWh]	2.080	0,010	MWh/Mg Abfall
Exportierte Wärmemenge [MWh]	11.000	0,055	MWh/Mg Abfall
Produzierte Dampfmenge [MWh]		41.870	0,208
Dampfeigenbedarf [MWh]	41.870	0,208	MWh/Mg Abfall
Exportierte Dampfmenge [MWh]	0	0,000	MWh/Mg Abfall
Energetischer Nutzungsgrad nach EUGH [%]	55,1%		
Energetischer Nutzungsgrad abfallbezogen [%]	14,6%		
R1-Kennzahl [-]		0,54	
Genutzte Energie für R1-Nachweis [MWh]	333.596		
Aufgewendete Energie für R1-Nachweis [MWh]	611.172		

Vorlage: Dr. Reimann, MHKW Bamberg

Enthalpietabelle für die Dampfparameter deutscher Müllverbrennungsanlagen

Druck [bar]	Temperatur [°C]	Enthalpie [MJ/Mg]	Anzahl Anlagen [-]
13,5	190	808	1
17	350	3.143	1
17	370	3.187	1
22	215	921	1
26	350	3.124	1
27	380	3.190	1
32	320	3.037	1
38	250	2.811	1
38	400	3.217	1
39	360	3.119	1
39	410	3.239	1
40	385	3.178	1
40	395	3.202	1
40	400	3.213	32
40	405	3.225	1
40	410	3.237	1
41	400	3.212	2
42	410	3.234	1
42	415	3.246	1
42	420	3.257	3
42	440	3.304	1
43	415	3.244	1
60	410	3.203	1
60	500	3.422	1
60	520	3.470	1
65	450	3.295	1
65	460	3.319	1
72	410	3.181	1
80	400	3.138	1
80	500	3.399	2

Die Enthalpie gibt den spezifischen Wärmeinhalt des erzeugten Dampfes an. Der über das Jahr erzeugte Dampf kann von dieser Enthalpie abweichen. Bei fehlenden Enthalpiewerten wird der hier angegebene Enthalpiewert als Ersatzwert eingesetzt.

Datenquelle: Dampfberechnungstool Spirax Sarco GmbH

Internet: <http://www.spiraxsarco.com/de/resources/steam-tables/superheated-steam.asp>

9.14 Gesamt-Impact-Matrix A_i

Anlagennummer	1	2	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	25	26	27	28	29	31	32	33
1 Reduktion Luftüberschuss	1				1									0			4	1									9	1		
2 Erhöhung der Verfügbarkeit	4	9		4	9		9	4						4		1	4	4	4								4	4		
3 Erwärmung Primär-/Sekundärluft	0		0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
4 Wassergekühlte Roste		0	0														0	0									0			
5 Erhöhung Kesselwirkungsgrad	4		1		9	4								9	0			9	1							4	4	0		
6 Erhöhung Kesselkapazität:	0													9				0								9	1	0		
7 Senkung Abgastemperatur nach Kessel	9	4	0	4		0	1	4	4	1	9		4			1	4	1	4	4						9	1			
8 Erhöhung Dampfparameter	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	4	1	1	0	4	0	0	0	1	1		
9 Erhöhung Turbinenleistung	0															1	4	0	0	0	0	0	0	0	9					
10 Erhöhung Turbinenwirkungsgrad	0															0				0						0	9			
11 Senkung Katalysatortemperatur	4	9	0	0	0	9	0	0	0	9	0	0	9	0	0	9	0	0	4	9	1	1	4	0	0	0	0	0		
12 Einsatz Niedentemperaturkatalysatoren		0	0	9										9	0	0	0	9	9						0	0	0	0		
13 Eigendampfnutzung Abgaswiederaufheizung	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0		
14 Erdgasbrenner für Abgaswiederaufheizung	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
15 Erdgasbrenner für Zünd- und Stützfeuerung	0	9	0	0	9	9	9	0	0	9	9	0	0	9	9	9	0	0	9	0	0	0	0	0	0	9	0	9		
16 High-dust SCR	0													0	0	0	0	0	0						0	0	0	0		
17 Einsatz SNCR	4	1	0	0	1	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
18 Ausbau Fernwärmennetze bzw. Anbindungsanteil	9		1	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9		
19 Erstanbindung an Fernwärmennetze	0	0	0	0	0	9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
20 Verbesserte energetisch Auslastung	1	0	0	0	0	9	9	4	0	1	0	0	0	0	0	1	9	0	1	0	0	0	0	0	0	9	4	0		
21 Nutzung Restenergie Kaminaustritt		4								9	9	9	9	9	9	9	9	9	4	9	9	0	0	0	0	0	0			

Passivsumme	24	23	27	10	21	47	19	34	32	23	3	64	1	10	27	10	12	45	42	44	12	24	9	31	9	5	15	27	29	11
Anzahl Nennungen	11	11	14	11	15	12	10	10	12	7	6	13	9	13	7	10	10	12	18	12	7	10	8	7	8	14	10	12	16	11
Mittelwert	2,2	2,1	1,9	0,9	1,4	3,9	1,9	3,4	2,7	3,3	0,5	4,9	0,1	0,8	3,9	1	1,2	3,8	2,3	3,7	1,7	2,4	1,1	4,4	1,1	0,4	1,5	2,3	1,8	1

Bewertungsskala

- 0 kein Potenzial
- 1 geringes Potenzial
- 4 mittleres Potenzial
- 9 großes Potenzial

Kästchen ohne Variablen deuten auf fehlende Daten hin. Es konnten nicht für alle Maßnahmen Einschätzungen von Anlagenbetreibern oder aus Publikationen eingeholt werden.

Teil 1

	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	60	61	62	63	64	65	Aktivsumme	Anzahl Nennungen	Mittelwert	
	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	37	20	1,9	
					9	4	4	4	1	9	4		4	9	4	4	1	9	4	4	1	9	4	4	1	1	1	1	1	1	144	31	4,6	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	31	0,0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	13	0,4	
	4	9	1	1	4	9					4		9	0	1	1	1	1	1	4	1	9									2,9	108	28	
	1				0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	13	2,3	
	0	4	1	0	4	1	9	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	110	37	3,0	
	0	1	1	9	0	1	1	1	1	4	0	9	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	70	59	1,2	
	9				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	11	2,1	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	10	0,9	
	0	0	1	0	4	0	4	0	0	9	9	0	1	9	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	105	47	2,2	
	0	0	0	4	0	0	9			9		0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49	23	2,1
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	49	0,5	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	0,2	
	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	234	41	5,7	
	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	17	0,2	
	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	37	0,5	
	9	9	9	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	95	31	3,1	
	0	0	0	0	9	0	0	0	9	0	0	9	0	0	9	0	0	9	0	0	9	0	0	9	0	0	9	0	0	98	59	1,7		
	0	0	4	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	48	1,7		
					1	1	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0	0	20	5,6

Bewertungsskala 0 kein Potenzial

1 geringes Potenzial

4 mittleres Potenzial

9 großes Potenzial

Kästchen ohne Variablen deuten auf fehlende Daten hin. Es konnten nicht für alle Maßnahmen Einschätzungen von Anlagenbetreibern oder aus Publikationen eingeholt werden.

9.15 Wirkungsmatrix e_i

$$\begin{array}{c}
 \boxed{\mathbf{b}_i} \quad \boxed{\mathbf{h}_i} \quad \boxed{\stackrel{\rightarrow}{e}_i} \\
 \left\{ \begin{array}{l} 679.072 \\ 246.391 \\ 254.417 \\ 331.896 \\ 206.033 \\ 230.680 \\ 75.742 \\ 427.385 \\ 229.736 \\ 352.500 \\ 505.693 \\ 375.691 \\ 300.000 \\ 168.000 \\ 139.042 \\ 300.000 \\ 683.000 \\ 105.000 \\ 227.306 \\ 209.543 \\ 668.773 \\ 150.000 \\ 174.715 \\ 219.030 \\ 208.766 \\ 235.000 \\ 696.542 \\ 174.000 \\ 58.422 \\ 630.000 \\ 107.209 \\ 138.200 \\ 218.600 \\ 493.992 \\ 421.834 \\ 98.437 \\ 134.873 \\ 237.500 \\ 230.500 \\ 157.953 \\ 391.000 \\ 419.137 \\ 124.912 \\ 295.000 \\ 80.842 \\ 487.062 \\ 230.000 \\ 329.046 \\ 339.782 \\ 251.203 \\ 243.000 \\ 292.500 \\ 152.385 \\ 120.000 \\ 229.741 \\ 50.000 \\ 170.057 \\ 525.000 \\ 95.528 \end{array} \right\} \quad \left\{ \begin{array}{l} 10.065 \\ 10.300 \\ 10.050 \\ 10.000 \\ 10.000 \\ 9.030 \\ 9.600 \\ 9.166 \\ 12.400 \\ 9.500 \\ 8.560 \\ 9.649 \\ 10.000 \\ 9.512 \\ 9.100 \\ 10.400 \\ 9.910 \\ 10.000 \\ 9.645 \\ 10.500 \\ 9.926 \\ 10.500 \\ 11.077 \\ 9.650 \\ 10.500 \\ 11.200 \\ 9.672 \\ 9.910 \\ 11.729 \\ 11.000 \\ 10.960 \\ 9.606 \\ 10.500 \\ 10.620 \\ 10.722 \\ 11.387 \\ 10.276 \\ 10.000 \\ 11.500 \\ 9.500 \\ 12.000 \\ 10.436 \\ 9.000 \\ 8.800 \\ 11.538 \\ 10.500 \\ 10.525 \\ 9.850 \\ 9.590 \\ 9.960 \\ 10.467 \\ 11.000 \\ 10.900 \\ 10.500 \\ 9.250 \\ 9.600 \\ 10.229 \\ 10.500 \\ 11.157 \end{array} \right\} \quad \left\{ \begin{array}{l} 1.898.572 \\ 704.952 \\ 710.246 \\ 921.933 \\ 572.314 \\ 578.622 \\ 201.979 \\ 1.088.170 \\ 791.313 \\ 930.208 \\ 1.202.424 \\ 1.006.928 \\ 833.333 \\ 443.893 \\ 351.467 \\ 866.667 \\ 1.880.147 \\ 291.667 \\ 608.989 \\ 611.167 \\ 1.843.956 \\ 437.500 \\ 537.588 \\ 587.122 \\ 608.901 \\ 731.111 \\ 1.871.279 \\ 478.983 \\ 190.334 \\ 1.925.000 \\ 326.390 \\ 368.764 \\ 637.583 \\ 1.457.276 \\ 1.256.304 \\ 311.348 \\ 384.987 \\ 659.722 \\ 736.319 \\ 416.820 \\ 1.303.333 \\ 1.215.031 \\ 312.280 \\ 721.111 \\ 259.099 \\ 1.420.598 \\ 672.431 \\ 900.306 \\ 905.141 \\ 694.995 \\ 706.489 \\ 893.750 \\ 461.388 \\ 350.000 \\ 590.307 \\ 133.333 \\ 483.198 \\ 1.531.250 \\ 296.057 \end{array} \right\} \\
 \text{Mg} \quad \text{kJ/kg} \quad \text{MWh} \\
 \boxed{\mathbf{b}_i} \quad \times \quad \boxed{\mathbf{h}_i^T} \quad = \quad \boxed{\stackrel{\rightarrow}{e}_i}
 \end{array}$$

9.16 Potenzialmatrix B_i

	n_i
1	Reduktion Luftüberschuss
2	Erhöhung der Verfügbarkeit
3	Erwärmung Primär-/Sekundärluft
4	Wassergekühlte Roste
5	Erhöhung Kesselwirkungsgrad
6	Erhöhung Kessellkapazität
7	Senkung Abgastemperatur nach Kessel
8	Erhöhung Dampfparameter
9	Erhöhung Turbinenleistung
10	Erhöhung Turbinenwirkungsgrad
11	Senkung Katalysatortemperatur
12	Einsatz Niedertemperaturkatalysatoren
13	Eigendampfnutzung Abgaswiederaufheizung
14	Erdgasbrenner für Abgaswiederaufheizung
15	Erdgasbrenner für Zünd- und Stützfeuerung
16	High-dust SCR
17	Einsatz SNCR
18	Ausbau Fernwärmennetze bzw. Anbindungsanteil
19	Erstanbindung an Fernwärmennetze
20	Verbesserte energetisch Auslastung
21	Nutzung Restenergie Kaminaustritt

	B_i
1	1.686.293
2	3.376.870
3	14.319
4	162.038
5	2.803.403
6	1.704.423
7	2.528.415
8	948.307
9	2.065.063
10	528.410
11	1.694.409
12	1.438.569
13	266.667
14	192.963
15	4.662.240
16	150.020
17	637.919
18	2.306.566
19	1.111.412
20	1.206.781
21	4.124.213

	Maximum
	4.662.240

9.17 Beispielberechnung CO₂-Einsparung durch Umstellung von Erdgas auf Eigendampfnutzung im MKW Schwandorf

Quelle: eigene Berechnungen anhand der Angaben des Anlagenbetreibers

Erdgaseinsatz

Erdgaseinsatz für Abgasreinigung	5,10 Nm ³ /Mg Abfall	Anlagenbetreiber
Verbrannte Abfallmenge	395.000 Mg Abfall	Anlagenbetreiber
Erdgaseinsatz gesamt	2.014.500 Nm ³ /a	
H _u , Erdgas	36 GJ/1.000 Nm ³	ZuV 2012
Erdgaseinsatz gesamt	20.145 MWh/a	

Notwendiger Hochdruckdampf zur Substitution

Enthalpie H _{HD}	0,56 MWh/Mg HD-Dampf	Anlagenbetreiber
Enthalpie H _{ND}	2,016 GJ/Mg ND-Dampf	Anlagenbetreiber
Notwendige HD-Dampfmenge	35.973 Mg HD-Dampf/a	Anlagenbetreiber

CO₂-Emissionen

Emissionsfaktor Erdgas	0,056 MgCO ₂ /GJ	ZuV 2012
Emissionsfaktor Abfall	0,360 MgCO ₂ /Mg Abfall	EdDE 2010 (Doku 13)
Erzeugter Dampf je Tonne Abfall	3,479 Mg Dampf/Mg Abfall	eigene Erhebung
Erzeugter Dampf je Tonne Abfall	2,612 MWh Dampf/Mg Abfall	eigene Erhebung
Notwendige Abfallmenge	10.339 Mg/Abfall/a	eigene Berechnung
CO ₂ -Emission aus Erdgas	4.061 Mg CO ₂ /a	eigene Berechnung
CO ₂ -Emission aus Abfall	3.722 Mg CO ₂ /a	eigene Berechnung
CO ₂ -Reduktion aus Fuel Switch	339 Mg CO ₂ /a	eigene Berechnung
CO ₂ -Reduktion aus Substitution Erdgas	4.061 Mg CO ₂ /a	eigene Berechnung

Beachte:

Kann die aus dem Verbrennungsprozess gewonnene Energie nicht vollständig abgegeben werden, so kann durch die zusätzliche Eigendampfnutzung die Energieeffizienz gesteigert werden.
Hinsichtlich der CO₂-Bilanz kann dann die volle substituierte CO₂-Menge aus Einsatz des fossilen Energieträgers (hier Erdgas) angesetzt werden, da der Abfall auch verbrannt worden wäre ohne diese zusätzliche Nutzung.

9.18 Beispielberechnung CO₂-Einsparung durch erhöhte Fernwärmeauskopplung bei Eigendampfnutzung im MHKW Würzburg

Quelle: eigene Berechnungen anhand der Angaben des Anlagenbetreibers

Erdgaseinsatz

Verbrannte Abfallmenge 2005	207.637 Mg Abfall	Anlagenbetreiber, als Referenzwert
H _{u,Erdgas}	36 GJ/1.000 Nm ³	ZuV 2012
Mehrauskopplung Fernwärme	13.500 MWh/a	

Notwendiger Hochdruckdampf zur Substitution

Enthalpie H _{HD}	0,77 MWh/Mg HD-Dampf	Anlagenbetreiber
Enthalpie H _{HD}	2,784 GJ/Mg HD-Dampf	Anlagenbetreiber
Notwendige HD-Dampfmenge	17.457 Mg HD-Dampf/a	Anlagenbetreiber

CO₂-Emissionen

Emissionsfaktor Fernwärme	237,84 kgCO _{2,eq} /MWh	GEMIS 4.6 inkl. Vorketten
Emissionsfaktor Abfall	0,362 MgCO _{2,eq} /Mg Abfall	EdDE 2010 (Doku 13) inkl. N ₂ O
Erzeugter Dampf je Tonne Abfall 2005	3,045 Mg Dampf/Mg Abfall	eigene Erhebung, als Referenzwert
Erzeugter Dampf je Tonne Abfall	2,355 MWh Dampf/Mg Abfall	eigene Erhebung, als Referenzwert
Notwendige Abfallmenge	5.733 Mg/Abfall/a	eigene Berechnung
CO ₂ -Emission aus konventioneller Fernwärme	3.211 Mg CO ₂ /a	eigene Berechnung
CO ₂ -Emission aus Abfall	2.075 Mg CO ₂ /a	eigene Berechnung
CO ₂ -Reduktion aus Fuel Switch	1.135 Mg CO ₂ /a	eigene Berechnung
CO ₂ -Reduktion aus Substitution Erdgas	3.211 Mg CO ₂ /a	eigene Berechnung

Beachte:

Kann die aus dem Verbrennungsprozess gewonnene Energie nicht vollständig abgegeben werden, so kann durch die zusätzliche Eigendampfnutzung die Energieeffizienz gesteigert werden.

Hinsichtlich der CO₂-Bilanz kann auch die volle substituierte CO₂-Menge aus Einsatz des fossilen Energieträgers (hier Erdgas) angesetzt werden, da der Abfall auch verbrannt worden wäre ohne diese zusätzliche Nutzung.