

# Texte

Texte  
**16**  
**08**

ISSN  
1862-4804

**Beispielhafte Darstellung einer  
vollständigen, hochwertigen  
Verwertung in einer MVA unter  
besonderer Berücksichtigung  
der Klimarelevanz**

Umwelt  
Bundes  
Amt



Für Mensch und Umwelt



UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES  
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,  
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 205 33 311  
UBA-FB 001092



**Beispielhafte Darstellung einer  
vollständigen, hochwertigen  
Verwertung in einer MVA unter  
besonderer Berücksichtigung  
der Klimarelevanz**

von

**Horst Fehrenbach**

**Jürgen Giegrich**

**Sameh Mahmood**

ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist auch als Download unter  
<http://www.umweltbundesamt.de>  
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten  
und Meinungen müssen nicht mit denen des  
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt  
Postfach 1406  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel.: +49-340-2103-0  
Telefax: +49-340-2103 2285  
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet III 3.3  
Volker Weiss  
Dessau-Roßlau, Oktober 2007



Umweltforschungsplan  
des Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Abfallwirtschaft

Förderkennzeichen (UFOPLAN) 205 33 311

Beispielhafte Darstellung einer  
vollständigen, hochwertigen  
Verwertung in einer MVA  
unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz

von  
Horst Fehrenbach  
Jürgen Giegrich  
Sameh Mahmood

ifeu  
Institut für Energie-  
und Umweltforschung  
Heidelberg

im Auftrag  
des Umweltbundesamtes

Oktober 2007



## Berichts-Kennblatt

|   |  |  |
|---|--|--|
| <b>1. Berichtsnummer</b><br>UBA FB  | <b>2.</b>                                | <b>3.</b><br>Umweltplanung/Ökologie                    |
| <b>4. Titel des Berichts</b><br>Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz   |  |  |
| <b>5. Autor(en), Name(n), Vorname(n)</b><br>Fehrenbach, Horst<br>Giegrich, Jürgen<br>Sameh Mahmood  | <b>8. Abschlussdatum</b><br>Oktober 2006 | <b>9. Veröffentlichungsdatum</b>                       |
| <b>6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)</b><br>ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH<br>Wilckensstraße 3<br>D-69120 Heidelberg   | <b>10. UFOPLAN-Nr.</b><br>205 33 311     | <b>11. Seitenzahl</b><br>102 (+ 30 Anhang, Verzeichn.) |
| <b>7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)</b><br>Umweltbundesamt<br>Wörlitzer Platz 1<br>D-06844 Dessau   | <b>12. Literaturangaben</b><br>36        | <b>13. Tabellen und Diagramme</b><br>19                |
|   |  | <b>14. Abbildungen</b><br>36 (+16 im Anhang)           |
| <b>15. Zusätzliche Angaben</b>  |  |  |
| <b>16. Kurzfassung</b><br>Das „Ziel 2020“ verfolgt eine möglichst vollständige Verwertung von Siedlungsabfällen und damit eine weitgehende Abkehr von der oberirdischen Deponierung. Es umfasst auch eine vollständige stoffliche Verwertung der Reststoffe der MVA – insbesondere den massenmäßig bedeutendsten Stoffstrom Schlacke. Neben dem stofflichen Verwertungsaspekt stehen aber auch die Frage der Energienutzung (Effizienz, Substitution primärer Energieträger) sowie die Gewährleistung eines niedrigen Emissionsniveaus als Kriterien im Vordergrund. Ein Screening über die Gesamtheit der MVA in Deutschland zeigt, dass in Bezug auf stoffliche Verwertung bereits ein hohes Maß an Umsetzung erreicht ist. Hinsichtlich der Energieeffizienz der Anlagen ergibt sich eine sehr große Bandbreite. Bei den Schadstoffemissionen wiederum sind durchgehend niedrige Werte festzustellen.<br>Anhand von vier Anlagenfallbeispielen wurde untersucht, wie sich eine besonders gute Erfüllung der drei Aspekte (1. stoffliche Nutzung, 2. energetische Nutzung, 3. Emissionsminimierung) in den Indikatoren CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , Hg und Cd-Emission niederschlägt. Als entscheidender Faktor stellt sich dabei die Effizienz der Energienutzung heraus.<br>Eine Kostenanalyse zeigt die vielschichtige Abhängigkeit der Kostenfaktoren, die je nach Basisannahme insgesamt eine Kostensteigerung wie auch Kostenminderung errechnen lassen.<br>Anhand von Ist- und Optimierungsszenarien wurden eine CO <sub>2</sub> -Bilanz und Kostenanalyse durchgeführt. Einer potenziellen Gesamteinsparung von 3 Mio. t CO <sub>2</sub> /a stehen dabei Kosten gegenüber, die nicht über denen der ehemals durchgeführten Schlackedeponierung liegen. |  |  |
| <b>17. Schlagwörter</b><br>MVA, Ziel 2020, vollständige Verwertung, Energieeffizienz, Schlackeaufbereitung, Mineralstoffe, CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , Cadmium, Quecksilber, Kosten.  |  |  |
| <b>18. Preis</b>  | <b>19.</b>                               | <b>20.</b>   |

## Report Documentation Sheet

|   |     |   |
|---|-----|---|
| 1. Report No.<br>UBA-FB   | 2.  | 3.<br>Environmental Planning/Ecology        |
| 4. Report Title<br>Exemplary assessment of an entire and high value recovery in a MSWI with special regard on climate relevance   |     |   |
| 5. Author(s), Family Name(s), First Name(s)<br>Fehrenbach, Horst<br>Giegrich, Jürgen<br>Sameh Mahmood   |     | 8. Report Date<br>October 2006              |
|   |     | 9. Publication Date                         |
| 6. Performing Organisation (Name, Address)<br>ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH<br>Wilckensstraße 3<br>D-69120 Heidelberg  |     | 10. UFOPLAN - Ref.-No.<br>205 33 311        |
|   |     | 11. No. of pages<br>102 (+ 30 Annex, Index) |
| 7. Sponsoring Agency (Name, Address)<br>Umweltbundesamt<br>Wörlitzer Platz 1<br>D-06844 Dessau  |     | 12. No. of references<br>36                 |
|   |     | 13. No. of tables, diagrams<br>19           |
|   |     | 14. No. of figures<br>36 (+16 annex)        |
| 15. Supplementary Notes   |     |   |
| 16. Abstract<br>The “Goal 2020” of German waste management policy defines the entire recycling/recovery of municipal waste and the abandonment of disposal above ground to a great extend. Thus an entire material recycling and re-use also of the MSWI (Municipal Solid Waste Incineration) residuals is required, especially the mass-relevant slag. Apart from the material aspect the energy efficiency issue (actual substitution of primary energy carriers) is another decisive criterion as well as assurance of low pollutant discharge.<br>Screening of all MSWI in Germany in terms of these criteria ends up with rather positive results. A large mass percentage of the mineral residues are yet conveyed to material recycling. According to energy use there is a wide bandwidth from rather high to rather low efficiency. The assessed emission levels again show an overall high standard performance.<br>Four exemplary plants – each representing one of the three criteria in special way plus one low standard reference plant – were assessed by mass flow calculation and evaluating by the indicators CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , Hg and Cd emissions – caused by the plants and replaced by material and energy substitution. The energy efficiency turns out to be the most decisive factor.<br>A rough cost analysis looking at measures for entire recovery shows that cost increase as well as decrease can be figured out depending on basic presumptions.<br>Scenarios for status quo and optimization at national scope were calculated to combine CO <sub>2</sub> balance and costs. It concludes in a potential saving of about 3 million t CO <sub>2</sub> /a, whereas cost won't increase in higher magnitude than preventing landfill costs for slag disposal have saved. |     |   |
| 17. Keywords<br>MSWI, “goal 2020”, entire recovery, energy efficiency, slag treatment, CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , cadmium, mercury, costs  |     |   |
| 18. Price   | 19. | 20.   |

## Kurzfassung

Diese Studie hat zum Ziel, das Potenzial und die Erfordernisse der vollständigen, hochwertigen Verwertung im Sinne des Ziels 2020 aufzuzeigen und vor dem Hintergrund des Klimaschutzes wie auch weiterer Umweltschutzaspekte zu bewerten.

Die Kernfragen dazu formulieren sich wie folgt:

- Nach welchen Kriterien wird die Erfüllung einer vollständigen Verwertung bewertet?
- In welchem Umfang sind diese Kriterien bereits erfüllt?
- Wäre eine flächendeckende Umsetzung dieser Kriterien erreichbar?
- Wie hoch wäre der ökologische Nutzen, wie hoch die ökonomischen Kosten einzuschätzen?

Folgende Kriterien wurden zu Grunde gelegt:

1. *stofflicher Aspekt*: in welchem mengenanteiligen Umfang und welcher Qualität werden Schlacke, Metalle und andere Materialströme verwertet?
2. *energetischer Aspekt*: mit welcher Effizienz wird der Energieinhalt des Abfalls genutzt?
3. *umweltbezogene Aspekte*:
  - a. in welchem Umfang wird zu Klimaschutz beigetragen (hauptsächlich eine Funktion aus den beiden oberen Aspekten)?
  - b. inwieweit ist die Minimierung der Schadstofffreisetzung in die Umweltmedien erfüllt (oder durch die anderen Kriterien beeinträchtigt)?

## Screening der Anlagen in Deutschland

In Form eines Screenings wurden die „Erfüllungsgrade“ des Anlagenparks in Deutschland mit seinen ca. 70 MVAn analysiert. Das Ergebnis ist insgesamt sehr positiv zu werten. Die Verwertung von Stoffströmen reicht danach bereits nahe an die Vollständigkeit. Nur geringe Massenströme werden aktuell noch explizit deponiert. Allerdings muss eingeräumt werden, dass der gesetzlich als Verwertung anerkannte Versatz eine bedeutende Rolle dabei einnimmt. Für manche Stoffströme, z.B. Filterstäube oder Stoffgemische und Senken der Abgasreinigung, zeichnen sich auf der Ebene der Verwertung hier keine ökonomisch gangbaren Alternativen ab.

Für den Hauptmassenstrom, der Schlacke, wird bereits heute mindestens die Hälfte als Baumaterial eingesetzt. Das wesentliche Verfahren zur Gewährleistung der einschlägigen (aber nicht mehr gültigen) LAGA-Kriterien (Z2) ist dabei die dreimonatige trockene Zwischenlagerung. Wenige Betreiber setzen zusätzlich die Schlackenwäsche an, um weitergehende Kriterien zu erfüllen. Darüber hinausgehende Maßnahmen, z.B. Verglasung oder Sinterung der Schlacke, werden nicht (mehr) praktiziert.

Etwas mehr als die Hälfte der Anlagen ist mit nassen Abgasreinigungsverfahren ausgestattet und ist daher im Stande, hier die Stoffströme differenziert zu gestalten. Zahlreiche Anlagen erzeugen Gips, einige Salzsäure oder industriell nutzbares Salz. Dieses Vorgehen ist prinzipiell unter dem Aspekt einer höherwertigen Verwertung positiv zu beurteilen.

Andererseits ist festzustellen, dass hier im Vergleich sehr geringe Massenströme auftreten.

Im Hinblick auf Energienutzung weist die Gesamtheit der MVAn eine weite Bandbreite auf, über die hinweg sie sich ohne erkennbare Häufungen in gleichmäßiger Reihung verteilen. Zahlreiche Faktoren sind dabei Ursache für die Effizienz im Einzelnen. Besonders entscheidend sind die Standortgegebenheiten. Nähe zu Siedlungsräumen und Industrie bieten die Option einer umfassenden Wärmenutzung. Auch das Alter der Anlage ist ein wichtiger Faktor, da erst im Verlaufe der 90er Jahre der „Nebenzweck“ der Energienutzung deutlich stärker in den Vordergrund trat.

Aufgrund der Umsetzung der Grenzwerte der 17. BlmSchV ist erfreulicherweise nahezu durchgängig ein sehr niedriges Emissionsniveau gegeben. Wiederum zumeist altersbedingt ist bei einer meist kleineren Anzahl an Anlagen fallweise eine deutlich überdurchschnittliche Emissionsrate zu erkennen. So bei SO<sub>2</sub>, den Schwermetallen und auch den Dioxinen/Furanen. Die Grenzwerte sind dabei jedoch stets sicher unterschritten. Relativ hohe Ausschöpfungsraten sind bei NO<sub>2</sub> z.T. gegeben. Dies ist insofern nachvollziehbar, als die NO<sub>x</sub>-Minderung spezifischer energie- und/oder betriebsmittelintensiver Anstrengungen bedarf, während Staub, saure Gase und Metalle zumeist, dank der Kombination verschiedener Stufen (Filter, Absorption, Koksadsorption), fast zwangsläufig abgemindert werden.

Der Versuch, Zusammenhänge zwischen Reinigungstechniken und Abgaswerten oder Abgaswerten und Energieeffizienz herauszuarbeiten, führte zu keinem Ergebnis. Die Zusammenhänge innerhalb einer MVA sind zu komplex, um mit einfachen Kategorien (z.B. nasse Wäsche/quasitrockenes Verfahren, Festbettfilter/Flugstromverfahren) Leistungsmerkmale verbinden zu können. Selbst die Höhe des Eigenenergieverbrauchs konnte anhand der empirischen Werte nicht systematisch mit Verfahrensarten in Korrelation gebracht werden.

## Falluntersuchungen

Aufschlussreich ist daher die detaillierte Analyse von vier Beispiel-MVAn, der dritte Schritt. Die dafür entwickelten Rechenmodelle wurden dabei dankenswerterweise von den entsprechenden Betreibern auf Stimmigkeit und Kongruenz mit den realen Betriebswerten überprüft. Ziel dieses Arbeitsschritts war, die Stoffströme von konkreten Anlagen insgesamt nachzuvollziehen, und die Aspekte der stofflichen und energetischen Verwertung im Zusammenhang mit den anlageneigenen Emissionen zu bewerten. Als Leitindikatoren wurden dabei CO<sub>2</sub> (fossil), NOx, sowie Quecksilber und Cadmium gewählt. Betriebsmittel- und externe Energieverbräuche wurden dabei genauso berücksichtigt wie die eingesparten Emissionen durch die Substitution von primären Rohstoffen und Energieträgern.

Die vier Anlagen wurden ausgewählt mit Blick auf hohe Erfüllung eines der Kernaspekte (1. stoffliche Nutzung, 2. energetische Nutzung, 3. Emissionsminimierung), sowie in einem Fall auf mäßige Erfüllung all dieser Aspekte, sozusagen als Vergleichsanlage.

Im Ergebnis zeigen die drei fortschrittlichen Anlagen über die gesamte Breite der Indikatoren eine insgesamt die Umwelt entlastende Bilanz. Die vermiedenen Emissionen sind stets höher als die selbst verursachten. Ganz herausragende Bedeutung hat dabei die Energienutzung. Sie stellt sich in dieser Analyse als der umweltseitige Dreh- und Angelpunkt dar. Eine günstige Energiebilanz verweist dabei jeden weiteren technischen Abschlag als zweitrangig. Einzige Ausnahme dabei bildet die Quecksilberemission. Hier spielt im Rahmen der dokumentierten Bandbreite die direkte Emission der Anlage – wenn in der oberen Bandbreite – die entscheidende Rolle. Emissionen im Bereich der unteren Bandbreite werden dagegen ebenso leicht von den Emissionsgutschriften für Energie überkompensiert.

Nach der Energieeffizienz ist die Rückgewinnung der Metalle aus der Schlacke der wichtigste Faktor. Aus Sicht der Klimarelevanz, aber auch der anderen Emissionsparameter, ist die Frage der Verwertung von Schlacke und Stoffströmen der Abgasreinigung deutlich nachrangig. Hier stellen sich andere Kriterien in den Vordergrund wie: sichere dauerhafte Einbindung der Spurenmetalle in die Schlacke, um eine Verwertung möglichst uneingeschränkt möglich zu machen.

Schließlich wurden die relevanten Maßnahmen zur Erfüllung der Vorgaben für eine vollständige Verwertung identifiziert. Hierbei wurde erkannt, dass auf der Ebene der Emissionsminderung kein vorrangiger Handlungsbedarf besteht. Die maßgeblichen Potenziale bestehen dagegen auf Seiten der Energienutzung. An zweiter Stelle steht die möglichst umfassende Verwertung der Metalle.

### Kostenanalyse

Im vierten Schritt wurden Einschätzungen zu den Kosten der verschiedenen Maßnahmen zur Erfüllung der Vorgaben für eine vollständige Verwertung bzw. der zuvor gezeichneten Szenarien gegeben. Hier zeigte sich die vielschichtige Abhängigkeit der Kostenfaktoren, die je nach Basisannahme insgesamt eine Kostensteigerung wie auch Kostenminderung errechnen lassen.

### Zusammenführung der Potenziale

Im letzten Schritt wurden Ist- und Optimierungsszenarien für die Kriterien CO<sub>2</sub> und weitere Umweltfaktoren sowie eine Kostenanalyse durchgeführt. Hierzu wurde eine Abschätzung der Potenziale für eine möglichst realitätsnahe Optimierung getroffen und Szenarien dem Ist-Zustand gegenüber gestellt. Dabei zeigte sich, dass auf einer im Mittel bereits aus Umweltsicht positiv zu wertenden Ausgangslage,

- eine maßvolle Optimierung der Energieeffizienz (von im Mittel 10 % Netto-Stromwirkungsgrad auf 14 %, sowie von 30 % Wärmenutzung auf 45 %),
- und eine umfassende Verwertung der Metalle
- sowie eine teilweise Umsetzung einer weitergehenden Schlackebehandlung

CO<sub>2</sub>-Minderungen im Bereich von rund 3 Mio. t/a erwirken können. Die Kosten dafür bewegen sich unter ungünstigen Annahmen unterhalb der längst nicht mehr anfallenden

Kosten für die Deponierung von Schlacke. Unter günstigen Annahmen ist Kostenneutralität, sogar eine gewisse Nettoeinsparung nicht auszuschließen.

### **Handlungsempfehlungen**

Als erste Empfehlung liegt die Auslotung und Realisierung der **energetischen** Optimierungspotenziale auf der Hand. Hierbei ist jede einzelne Anlage für sich zu betrachten. Eine Reihe von MVAn kann bereits als optimal beurteilt werden. Bei anderen werden die Potenziale anlagen- und standortspezifisch gelagert sein.

Von hoher Wichtigkeit ist dabei die Auseinandersetzung mit den räumlich gegebenen Versorgungsstrukturen. Kooperation, so MVA und z.B. Stadtwerke nicht bereits in einer Hand liegen, ist hier dringlich geboten, um strukturelle Hemmnisse einer intensivierten Energienutzung auszuräumen.

Im Falle von Anlagenneuplanungen sollten von vorneherein Maßstäbe für eine optimale Energienutzung angesetzt werden. Hier können u.U. indirekte Mehrkosten auftreten, wenn ein kostengünstiger Standort (weit außerhalb) eben wegen monetären Gründen von Bauherrenseite unbedingt angestrebt wird.

Zu empfehlen sind auf jeden Fall auch neue Wege der thermischen Nutzung. Fernwärme-Kälte kann u.U. einen beträchtlichen Beitrag zur Erhöhung des Nutzungsgrades leisten. Dieser innovative Ansatz erfordert entsprechendes Engagement von Betreiberseite, vor allem auch von der Politik.

De Politik kann an verschiedenen Stellen unterstützende Funktion für eine umfassende Energieoptimierung einnehmen. Die Anerkennung des Verwerterstatus für energieeffiziente Anlagen gemäß des ersten Entwurfs der Abfallrahmenrichtlinie ist ein solcher Schritt. Des Weiteren böten auch Fördermaßnahmen im Rahmen z.B. des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) oder des KWK-Gesetzes denkbare Anreizmöglichkeiten.

Mit Blick auf die **stoffliche** Verwertung ist der Schlacke als massenrelevanter Stoffstrom auch in Zukunft Aufmerksamkeit zu schenken. Das Ziel in Richtung uneingeschränktem Einsatz ist schon unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit in gewisser Hinsicht vorgezeichnet. Aktuell sind Wege wie der Versatz sicher opportun und vom Prinzip auch zu begrüßen, insofern der Versatz angeordnet ist. Langfristig sollten die technischen Möglichkeiten weiter ausgeschöpft werden, eine möglichst hohe und langfristig sichere Einbindung potenziell umweltschädlicher Spurenstoffe zu erreichen.

Die Erzeugung von differenzierten und spezifizierten Stoffströmen mit grundsätzlich hochwertigem Verwertungspotenzial (Gips, Salzsäure etc.) ist prinzipiell positiv zu bewerten. Im Kern liegt hierin der Ansatz einer nachhaltigen Stoffwirtschaft mit dem Ziel, primäre Ressourcen zu schonen und endliche Ablagerungsräume (auch Versatzbergwerke) adäquateren Materialströmen zu überlassen. Angesichts der eher geringen Massenströmen und der kaum gegebenen Klimarelevanz ist diesem Punkt jedoch keine Priorität einzuräumen.

## Summary

The objective of this study is to enlighten the potential and the requirements in terms of entire and high value recovery in the sense of the “Goal 2020”. This shall be analysed in the light of mitigating greenhouse gas emissions as well as further environmental aspects.

The crucial questions to be answered are:

- According to which criteria can entire recovery be assessed and valued?
- To what extend are these criteria currently fulfilled?
- Is total fulfilment of these criteria a viable option?
- What would be the ecological benefit, how high would be the costs?

These criteria were defined:

1. *material aspect*: what is the percentage of material recycling or re-use of slag, metals and other material flows?
2. *energetic aspect*: by what degree of efficiency the energy content of the waste is used?
3. *environmental aspects*:
  - a. to what degree contributes a plant to climate protection given? (= mainly a function of the two aspects above)
  - b. how far is pollutant discharge to the environmental media minimized (or counteracted by the other criteria)?

## Screening the German MSWI plants

All MSWI plants driven in Germany (about 70 by the middle of 2006) were screened according fulfilment of the criteria mentioned above. A rather positive result can be resumed. The percentage of material recycling and re-use reaches nearly hundred percent. Only a small share of the mass flow is currently landfilled. However this result is a little bit lowered by the fact that underground stowage and recovery for landfill construction purpose (both options legislated as recovery) contributes significantly to this positive result. For some material flows (e.g. filter dust, scrubber sludge or mixed salts) alternative high values recycling seem to be economically not viable.

The major mass flow, the slag, is currently applied to road and similar construction purpose by about the half of the mass. The most important treatment technique to meet the requirements (LAGA Z2, currently not more in effect) is aging due to a three month intermediate storage. Few operators apply washing of the slag to meet even advanced targets. Techniques for slag vitrification or sintering are currently not (more) practiced.

About half of the MSWI plants are equipped with wet scrapping systems and can produce rather differentiated mass flows. Numerous plants produce gypsum, some rectify hydrochloric acid or an industrially usable salt. In terms of high value recycling these techniques are to be estimated positively. On the other it has to be stated that only a small portion of the total mass flow is concerned.

With regard on energy efficiency a broad bandwidth gets obvious looking at the plants at large. This is reasoned by several aspects case by case. Site specific circumstances are most decisive. Neighbourhood of residential area or industry is necessary to optimize heat use. The age of a plant is another important parameter. It was in the 90ies when the technical design of MSWIs included more attention on the “secondary aim” energy usage.

The implementation of the emission standard by the 17<sup>th</sup> BImSchV has stringently led to a very low level of pollutant discharge by nearly all existing plants in Germany. Again due to age some of the older and smaller plants disclose concentration values significantly above the average, especially with regard on SO<sub>2</sub>, heavy metals and dioxins. But even those plants meet the standard values safely. NO<sub>x</sub> is the parameter that shows in some cases a rather high exhaustion of the standards. But this is due to the mode of operation for NO<sub>x</sub> mitigation is a function of energy and reduction agent input. Dust, acid gases and heavy metals are somehow inevitably reduced because of the multi-stage design of an off-gas treatment utility (filter, absorption, adsorption i.a.).

Within the study a relationship between special abatement technique types and the measured of-gas concentrations was assessed. In result such direct relationships were not identified. The technical interrelations within a MSWI turned out to be too complex to reduce mitigation efficiency rates to a common denominator (e.g. wet scrapping vs. dry absorption). Even the specific energy request for driving the plant could not be correlated to the technical complexity taking the empirical values of the plants into account.

### Case studies

Detailed analysis of mass and energy flows have been performed for four exemplary MSWI plants. The operators of the selected plants have thankfully supported the project by delivering required data and re-checking the calculation results figured out by detailed calculation models.

This working step aimed to make the mass flows within existing plants comprehensive and to analyse the pros and probably cons of advanced techniques in terms of climate protection and clean air objectives. The assessment concentrates on following core indicators: CO<sub>2</sub> (fossil), NO<sub>x</sub>, mercury and cadmium. Auxiliary and external energy demand is considered as well as the saved emissions by substituting primary resources and energy carriers.

The four plants have been selected with regard on high fulfilment of the core aspects: 1. material recovery/re-use; 2. energy efficiency; 3. pollution control. Each these aspects is favourably fulfilled by one three progressive plants. A fourth plant is selected to represent an older and obviously less advantageous technical standard to give somehow a baseline for the comparison.

Each of the three progressive plants shows over all indicators a positive balance: they all cause less impacts than they substitute. The most decisive parameter in that point is the energy efficiency. A highly advantageous energy balance even leads to better scores in terms of pollutant discharge balance than the best abatement technique because the pre-

vented emissions from average power plants, heating and steam producing plants are much more significant. Just mercury behaves a little different. Here the MSWI itself and its abatement performance affect the results predominantly. But very low emission rates combined with relatively high energy efficiency leads also to an overall relief of mercury burden.

Next to energy efficiency re-gaining and re-use of metals out of the slag is an important factor. With regard on climate protection – but also the other indicators – the recycling of the slag itself (and materials from flue gas cleaning) appears to be of secondary importance. Long-term inclusion of the contained traces of hazardous substances (especially heavy metals) is the most important issue concerning these materials. Slag should be treated to the end of unlimited application options as far as possible. Not at least the magnitude of this mass flow leads to this conclusion.

The most relevant measures for reaching the requirements of overall recovery are identified as follows: there are no acute requirements concerning the standard of pollution control but keeping to that and not retrograding. The highest potentials are given in the energy usage aspect. Re-gaining metals (ferrous and non-ferrous) is most effective in terms of the material aspect.

### Cost analysis

The fourth working step was to estimate the costs of the diverse measures for implementing entire recovery. The rough cost analysis resumed that that cost increase as well as decrease can be figured out depending on basic presumptions.

### Consolidation of potentials

In a last step scenarios for status quo and optimization were calculated to combine CO<sub>2</sub> balance with costs at national scope. Optimization potentials were assigned to a realistic level. Those were

- a moderate raise of energy usage (status quo: 10 % net electric efficiency optimized to 14 %; status quo: 30 % heat usage optimized to 45 %);
- an entire separation and recycling of metals;
- a partly implementation of a advanced slag treatment.

It concludes in a potential saving of about 3 million t CO<sub>2</sub>/a, whereas cost won't increase in higher magnitude than preventing landfill costs for slag disposal have saved. Optimistic presumption can even lead to self-financing if not net savings.

### Practical recommendations

At first hand an exploitation of the potentials of **optimizing energy usage** is certainly recommended. This has to be done plant by plant. Some plants can be estimated to be optimal yet today. Concerning the others plants site specific conditions have to be taken into account. Local given infrastructures are decisive factors. Thus cooperation with municipi-

palities is strongly needed to overcome structural deficiencies hindering heat usage expansion. When new MSWIs are projected, priority should be concentrated on optimal energy usage conditions.

New pathways should be evaluated and taken into considerance like using MSWI heat for cooling purposes (air condition, industrial cooling). Forwarding such innovative concepts would needs special efforts by operator and policy. Successful implementation might set a role model for warmer countries, e.g. in Southern Europe.

Policy should provide a number of incentives to promote the optimization of energy efficiency. Granting the status of recovery in terms of the Draft Waste Framework Directives would be an option. Furthermore supporting measures given in the scope of the Renewable Energy Act (EEG) or the CHP can provide incentives.

With a view to **material recycling** slag should be given most attention due to its significant mass flow. Non-restrictive application option should be a general objective naturally from the perspective of sustainability. Current applications like underground stowage might be reasonable as long as stowage is regulated by law. In the long run all technical options should be realized to ensure a safe and long term immobilisation of potentially hazardous trace substances.

In principle it is favourable to produce specified mass flows with generally high value recovery potential (gypsum, hydrochloric acid etc.). This complies with sustainable resource management aiming to preserve natural resources and finite space for disposal (also meant for stowage mines). But this aspect is of secondary importance with view on the relatively low mass flows and the minor relevance in terms of climate protection.

# Inhaltsverzeichnis

|   | Seite |
|---|-------|
| 1        Ausgangslage und Zielsetzung   | 1     |
| 2        Erarbeitung eines vorläufigen Leitbilds einer fortschrittlichen MVA-Technik                        | 4     |
| 2.1    Aspekt der Schadstoffzerstörung und Schadstoffimmobilisierung  | 5     |
| 2.2    Aspekt der stofflichen Verwertungsfähigkeit  | 6     |
| 2.3    Aspekt der energetischen Verwertung  | 8     |
| 2.4    Zusammenführung von Schadstoffeliminierung/-immobilisierung und stofflicher/energetischer Verwertung | 11    |
| 3        Auswertung der Ist-Situation des MVA-Bestands in Deutschland                                       | 13    |
| 3.1    Screening  | 13    |
| 3.1.1 Aspekt Stoffe   | 14    |
| 3.1.2 Aspekt Energieeffizienz   | 17    |
| 3.1.3 Aspekt Emissionen   | 19    |
| 3.1.4 Quervergleich der Aspekte sowie technische Aspekte  | 22    |
| 3.1.5 Zusammenfassung des Screenings  | 27    |
| 3.2    Analyse der als fortschrittlich anzusehenden Maßnahmen   | 28    |
| 3.2.1 Grundeinheit Feuerungstechnik   | 28    |
| 3.2.2 Grundeinheit Kesseltechnik und Energieumwandlung  | 29    |
| 3.2.3 Grundeinheit Abgasreinigungskette   | 31    |
| 3.2.4 Nachgeschaltete Aufbereitung von Schlacke und anderen Feststoffen                                     | 33    |
| 4        Beispielhafte Modellrechnungen   | 36    |
| 4.1    Grundlagen   | 36    |
| 4.1.1 Modellierungsweise  | 36    |
| 4.1.2 Festlegung einer Referenzabfallzusammensetzung  | 39    |
| 4.1.3 Systemgrenze für die Bilanzierung   | 40    |
| 4.1.4 Sachbilanzen für die substituierten stofflichen und energetischen Produkte                            | 41    |
| 4.2    Auswahl und Beschreibung der vier Beispiel-MVA   | 43    |
| 4.2.1 Beispiel-MVA 1 – stoffliches Optimum  | 43    |
| 4.2.2 Beispiel-MVA 2 – energetisches Optimum  | 44    |
| 4.2.3 Beispiel-MVA 3 – emissionsseitiges Optimum  | 47    |
| 4.2.4 Beispiel-MVA 4 – Vergleichsanlage   | 48    |
| 4.3    Bilanzergebnisse zu stofflicher und energetischer Nutzung  | 49    |
| 4.3.1 Sachbilanzen der vier Beispielanlagen   | 49    |
| 4.3.2 Auswertung der Bilanzen inklusive Verwertungsgutschriften   | 52    |
| 4.3.3 Zusammenfassung der Bilanzrechnungen  | 60    |
| 4.4    Weitergehende Maßnahmen  | 63    |
| 4.4.1 Maßnahmen zur Steigerung der Schlackequalität   | 63    |
| 4.4.2 Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz   | 69    |
| 4.4.3 Weitere Maßnahmen zur stofflichen Verwertung  | 74    |

|       |  |     |
|-------|--|-----|
| 4.5   | Zusammenfassende Bewertung über die Konzepte und Maßnahmen zur vollständigen Verwertung und Potenzialabschätzung | 75  |
| 4.5.1 | Die Maßnahmen im Einzelnen   | 75  |
| 4.5.2 | Der Ist-Stand  | 77  |
| 4.5.3 | Das Potenzial  | 79  |
| 5     | Kostenabschätzung  | 84  |
| 5.1   | Kostenrahmen der Müllverbrennung allgemein   | 84  |
| 5.2   | Kosten ausgewählter Maßnahmen  | 86  |
| 5.2.1 | Schlackeaufbereitung und Verwertung als Baustoffe sowie Metalle  | 86  |
| 5.2.2 | Weitere stoffliche Komponenten   | 89  |
| 5.2.3 | Energienutzung   | 90  |
| 6     | Zusammenführung der Potenziale   | 93  |
| 7     | Zusammenfassende Bewertung und Handlungsempfehlungen   | 97  |
| 8     | Literatur  | 101 |

## 1 Ausgangslage und Zielsetzung

Das Leitbild einer nachhaltigen, also dauerhaft umweltgerechten Abfall- und Ressourcenwirtschaft umfasst die vollständige, möglichst hochwertige Verwertung von Siedlungsabfällen und die mittelfristige Schließung von oberirdischen Deponien. Diese umweltpolitische Vorgabe wurde bereits 1999 durch ein Eckpunktepapier des Bundesumweltministeriums skizziert und als „Ziel 2020“ formuliert [BMU 1999]. Ein wesentlicher Eckpfeiler dieser Strategie ist die thermische Abfallbehandlung in fortschrittlichen Müllverbrennungsanlagen (MVAn), denen mit dem 1. Juni 2005 die maßgebliche Rolle in der Siedlungsabfallwirtschaft zugefallen ist.

Der Einsatz optimierter Techniken zur Abfallverbrennung und zur Aufbereitung der MVA-Rückstände ist damit ein zentrales Element zur Erfüllung einer sowohl vollständigen als auch hochwertigen Verwertung einzuschätzen. Dieses Forschungsvorhaben soll den Stand, die möglichen Ansätze und Potenziale, die Müllverbrennungsanlagen in Deutschland im Hinblick auf dieses Ziel aufweisen, darstellen und bewerten.

Der Trend zur Verwertung von Reststoffen aus MVAn zeichnete sich schon seit längerer Zeit ab. Das Ziel der „hochwertigen“ Verwertung stand dabei weniger im Mittelpunkt, als die Vermeidung einer Deponierung, die zunehmend als kostenintensiv beurteilt wurde. Zu beobachten ist, dass die Schlacke – der Hauptanteil der mineralischen Rückstände aus der Verbrennung (insbesondere nach Aufbereitung) – zunehmend in bauliche Verwertungswege geführt wird. Auch die aufkonzentrierten, vom Massenanteil her kleineren Stoffströme wie Filterstäube oder Mischsalze aus der Abgasreinigung werden kaum mehr auf oberirdische Deponien verbracht, sondern werden hauptsächlich im – als Verwertung anerkannten – Versatz eingesetzt.

Im Verlauf der 90er Jahre wurden mit der Einführung der 17. BlmSchV die Abgasreinigungstechniken in erheblichem Umfang optimiert. Erstmals wurden MVAn nicht nur als Anlagen zur Abfallbeseitigung betrachtet. Vereinzelt wurden bereits Konzepte entwickelt und z.T. auch umgesetzt, Stoffströme aus der thermischen Abfallbehandlung zu erzielen, die für ein hochwertiges Recycling in den Stoffkreislauf geeignet sein sollen. Beispielgebend wurden technisch hochwertige Gipse, Salze oder auch Salzsäure. Neben der Vermeidung teurer Deponien sollten zusätzliche Erlöse die Verbrennungskosten senken helfen.

Solche Ansätze sind mit Blick auf das Ziels 2020 grundsätzlich begrüßenswert. Tatsächlich sehen sich heute Anlagen mit der Kritik konfrontiert, zu teuer in Betrieb und Investition zu sein, zumal sich die Erlöse für die erzeugten Stoffe oft nicht in dem erhofften Maße realisieren ließen.

In ähnlicher Weise zeichnet sich auch diese Problematik der Energienutzung bei MVAn ab. Eine hocheffiziente Nutzung wird in der Regel zwar stets angestrebt. Höhere Investitionen in diesem Bereich waren jedoch angesichts der Energiepreise in der Vergangenheit wenig attraktiv. Energie wurde und wird daher dort effizient genutzt, wo die Randbedingungen entsprechend günstig dafür sind.

Der aktuelle Anlagenbestand rund 70 MVAn<sup>1</sup> stellt mit ca. 17 Mio. t Behandlungskapazität (Stand Mitte 2006) und seiner sehr unterschiedlichen Alterstruktur damit eine sehr heterogene Realität dar. Angesichts der seit Juni 2005 benötigten Entsorgungsleistungen ist kaum eine der Anlagen entbehrlich. Umso bedeutsamer ist es, die Potenziale technischer Optimierung gerade auch für den Bestand zu analysieren und anhand möglichst präziser Kriterien zu bewerten.

Kriterien sind dabei – grob ausgedrückt – die Gewährleistung eines Stands der Technik, die einen medienübergreifenden Umweltschutz und ebenso eine hochwertige Verwertung der energetischen und stofflichen Potenziale der behandelten Abfälle zum Ziel haben.

Mit der Diskussion zum Klimawandel und den verknüpften politischen Zielen ist auch die Entsorgungswirtschaft über kurz oder lang gefragt, ihre wesentlichen Beiträge zum Klimaschutz zu leisten. Mit der Arbeit zur Nachhaltigkeit in der Abfallwirtschaft, die das IFEU im Auftrag von BMU/UBA durchgeführt hat, wurden bereits die positiven Entwicklungen von 1990 bis 2000 herausgestellt. Diese beruhen sowohl auf der grundsätzlichen Zunahme der Abfallverbrennung gegenüber der Deponierung wie auch auf der höheren Effizienz der neueren Anlagen.

Die Kerninhalte des Forschungsvorhabens nehmen auf folgende Leitthemen Bezug:

- Die vollständige hochwertige Verwertung
- Der Klimaaspekt

Während das zweite Thema fachlich präzise bearbeitet werden kann, setzt das erste Thema in gewissem Maße eine Interpretation voraus, da insbesondere die „Hochwertigkeit“ einen bislang noch weitgehend unbestimmten Begriff darstellt.

Abgesehen von Klimaaspekten und Hochwertigkeit kann eine optimierte Anlagentechnik mit weiteren positiven Aspekten verbunden sein. Im Einzelfall kann ein klimabezigenes Technikziel oder hochwertige Verwertung auch mit anderen Umweltschutzz Zielen konkurrieren.

**Ziel des Forschungsprojektes** ist es, auf folgende vier grundlegende Fragen Antworten zu finden:

- Welche Kriterien wären zu erfüllen für den Status der vollständigen Verwertung?
- In welchem Umfang sind diese Kriterien bereits erfüllt?
- Wäre eine flächendeckende Umsetzung dieser Kriterien erreichbar?
- Wie hoch wäre der ökologische Nutzen, wie hoch die ökonomischen Kosten einzuschätzen?

---

1 Von einer exakten Festlegung auf eine Anzahl wird in dieser Studie abgesehen, da im Bearbeitungszeitraum verschiedene Anlagenprojekte in Planung oder Bau befanden.

Wo liegen die Grenzen einer Optimierung bzw. bis zu welchem Grade führt „vollständige“ Verwertung zu effektiven Verbesserungen für die Umwelt insbesondere den Klimaschutz.

Eine Ableitung von Kriterien setzt ein Leitbild voraus, welches eine MVA aus Sicht der Fragestellung zu erfüllen hat. Eine wichtige Basis dafür stellt die Definition der „besten verfügbaren Technik“ (BVT) der Abfallverbrennung dar. Die rein formale Feststellung einer Verwertung im Sinne von gesetzlichen Mindestanforderungen oder praxisbezogenen Richtlinien allein wird der Thematik des Forschungsprojektes nicht gerecht.

Dass per Erlass oder Gerichtsurteil eine Art der Entsorgung als Verwertung (z.B. der Versatz gemäß [EuGH 2002]), der Aspekt der Energienutzung einer MVA aber gemäß [EuGH 2003]) definiert wird, ist für die Praxis von wichtiger Bedeutung. Hier können diese Rechtsakte nicht als alleiniges Maß für die Kriteriendefinition gelten. Die fachlichen Umweltsachverhalte sollen hier differenzierter analysiert werden. Eine Verwertung, insbesondere in Verbindung mit dem Begriff Hochwertigkeit, sollte mit den Zielen des Ressourcenschutzes, aber auch des Klima- und Immissionsschutzes kompatibel sein.

Mit einer übersichtartigen Analyse wird der aktuelle Status quo der MVA-Situation in Deutschland dargestellt. Anhand eher einfacher Parameter wird geprüft, inwieweit innerhalb des Anlagenparks die ausgewählten Kriterien bereits erfüllt sind.

Im Ergebnis wird eine Einschätzung darüber gegeben, ob eine flächendeckende Umsetzung einer den Kriterien entsprechend fortschrittliche Abfallverbrennung erreichbar ist. Beantwortet werden soll dabei, welchen Einfluss diese Umsetzung auf Ressourcen-, Klima- und Immissionsschutz hat und welche ökonomischen Lasten dem gegenüber stehen. Fälle, bei denen der Aufwand zum Erreichen eines besonders ambitionierten Verwertungsziels zu hoch ist, sollen daher deutlich gemacht werden. Abschließend werden möglichst konkrete an Gesetzgeber und auch Betreiber gerichtete Handlungsempfehlungen herausgearbeitet. Nutzen und Aufwand werden dabei einander gegenüber gestellt.

## 2 Erarbeitung eines Leitbilds einer fortschrittlichen MVA-Technik

Ziel der Abfallverbrennung gemäß dem entsprechenden BVT-Referenzdokument (BREF)<sup>2</sup> ist die Reduktion von Abfall in Volumen und Gefährlichkeit mittels Abtrennung (und damit Aufkonzentrierung in einem kleineren Volumen) oder Zerstörung potenziell gefährlicher Substanzen. Gleichzeitig kann Abfallverbrennung auch ein Mittel zur Energieerzeugung und Rückgewinnung von mineralischen oder chemischen Stoffen sein. [EIPPC 2006]

Der BREF fasst damit die Kernaspekte sehr prägnant zusammen und gibt auch eine klare Priorität vor: die Reduktion von Volumen und Gefährlichkeit der Abfälle ist das originäre Ziel. Eine stoffliche und energetische Verwertung **kann** damit einhergehen. Es dürfte dabei außer Frage stehen, dass für eine moderne fortschrittliche MVA das Erzielen von energetischem und stofflichem Nutzen heutzutage eine Selbstverständlichkeit darstellt. Mit Sicherheit trifft dies auf den Anlagenpark in Deutschland zu. Es stellt im Rahmen des BREF gleichfalls für die Bestimmung „bester verfügbarer Technik“ (BVT) ein zentrales Kriterium dar. Dennoch findet man an entsprechender Stelle stets Hinweise wie: „soweit praktikabel und wirtschaftlich realisierbar“<sup>3</sup> oder „in Anbetracht der technisch-ökonomischen Machbarkeit.“<sup>4</sup>

Dass die Abfallverbrennung erste Priorität dem Schadstoffpotenzial des Abfalls zuzuwenden hat und erst in zweiter Linie dem Verwertungszweck, ist insbesondere dann von Relevanz, wenn beide Ziele in einem möglichen Konflikt zueinander stehen. Schon der vergleichsweise hohe betriebliche Aufwand der Abgasreinigung einer MVA zeigt, dass für die Schadensabkehr ein entsprechender Konsum (auch Verlust) an Energie in Kauf zu nehmen ist. Bedeutsam ist aber vor allem auch die stoffliche Seite. Da der BREF bereits formuliert, dass das Ziel in der Aufkonzentrierung der (nicht zerstörbaren) Schadstoffe in einem kleinen Volumen an Reststoffen besteht, so kann deren stoffliche Verwertung (= Inverkehrbringung) das Ziel u.U. konterkarieren.

Für das Leitbild einer fortschrittlichen MVA bedeutet dies, ein hohes Maß an energetischer und stofflicher Verwertung unter Gewährleistung eines maximalen Schutzes im medienübergreifenden Kontext. Dies entspricht dem ur-eigentlichen IVU-Gedanken<sup>5</sup>.

Im Folgenden sei auf die technischen Aspekte dieses Anspruchs eingegangen. Die Themen werden in diesem einführenden Abschnitt nur allgemein und Vertiefung in Details diskutiert. Eine detaillierte Analyse wird Bestandteil des Endberichts sein (siehe Kapitel 3.2).

<sup>2</sup> Wird im Weiteren der Begriff BREF verwendet, so ist damit grundsätzlich das entsprechende Dokument über die Abfallverbrennung gemeint.

<sup>3</sup> Punkt 12 auf Seite 436, bezüglich der Rückgewinnung von Fe- und NE-Metallen

<sup>4</sup> Punkt 26 auf Seite 438, bezüglich der Optimierung der Energieeffizienz

<sup>5</sup> IVU: Integrierte Vermeidung von Umweltverschmutzung

## 2.1 Aspekt der Schadstoffzerstörung und Schadstoffimmobilisierung

Ein medienübergreifender Schutz kann grundsätzlich nur durch weitgehende Zerstörung oder Immobilisierung der im Abfall enthaltenen Schadstoffe erfolgen. Ebenso muss die Möglichkeit einer Neubildung von Schadstoffen (Stichworte De-Novo-Synthese von Dioxinen/Furanen) vermieden werden.

Die **Zerstörung** zielt auf die organischen Stoffe. Hierzu bedarf es möglichst optimaler Führung der Verbrennungsverhältnisse, gleichförmigen Temperaturniveaus im Bereich des Rosts wie auch der Nachbrennzone. Gemessen wird hier die Zielerfüllung an einer hohen Ausbrandrate und minimalen Restmengen an organischen Verbindungen im Rohgas. Eine Zerstörung ist ferner auf katalytischem Wege möglich. In der Praxis zielt dies in erster Linie auf Stickstoffoxide (NOx), vielfach aber auch auf Dioxine/Furane.

Die übrigen anorganischen Schadstoffe dagegen können nicht im eigentlichen Sinne zerstört werden. Für sie müssen Wege der Abscheidung, Absorption oder Adsorption gefunden werden. Sie werden somit in feste (ggf. auch pastöse) Rückstände überführt, welche somit Senkenfunktion übernehmen (siehe nachfolgender Abschnitt über den „Aspekt der stofflichen Verwertung“). Ein großer Teil der anorganischen Schadstoffe wird im thermischen Prozess erst gar nicht mobilisiert, sondern verbleibt in der Schlacke. Dies betrifft Teile des Schwefels und der Halogene als Sulfate, Sulfide oder Salze, sowie zahlreiche Schwermetalle als Oxide, Hydroxide oder andere Verbindungen. Diese Stoffe weisen in der Regel ein vergleichsweise hohes Maß an Immobilität auf.

Über das Rohgas freigesetzt werden dagegen gasförmige und an Staubpartikel gebundene Stoffe. Letztere werden zum überwiegenden Teil über meist direkt dem Kessel nachgeschaltete Entstaubungseinrichtungen (Elektro- oder Gewebefilter) abgeschieden. Die Filterstäube sind stark angereichert mit Schwermetallsalzen. Aufgrund der Löslichkeit ist jedoch eine Immobilität nicht gegeben.

Zur Rückhaltung gasförmiger Schadstoffe (saure Gase, Quecksilber und Feinststäube mit Schwermetallanlagerungen) sind zunächst Maßnahmen der Absorption geeignet. Seit langer Zeit sind Verfahren mit Kalkeinsatz (oder vergleichbaren Medien) in Anwendung. Dabei sind trockene (Kalkmehl), quasitrockene (Kalkmilch), nasse Verfahren (Waschtürme), einstufige bis mehrstufige Verfahren (z.B. saure und neutrale Stufen getrennt hintereinander geschaltet) in Anwendung. Nassverfahren sind zur Abscheidung saurer Gase weitaus effizienter als trockene und quasitrockene Verfahren. Außerdem erlaubt die Trennung von saurer und neutraler Waschstufe eine Trennung vom Prinzip her, nämlich eine Trennung der erzeugten Stoffströme in Schwermetallkonzentrate und verwertbare schadstoffarme Stoffe (Gips, Salz, Salzsäure).

Um die verbleibenden Restkonzentrationen an organischen Schadstoffen, z.B. Dioxinen/Furane wie auch Schwermetalle weitgehend zu minimieren, ist eine abschließende Adsorption erforderlich. Dabei werden kokshaltige Medien eingesetzt. Bei den Verfahren kann es sich um Festbettfilter oder Flugstromverfahren mit Gewebefilter handeln. Die Altadsorbentien erfordern in der Regel eine Verbrennung.

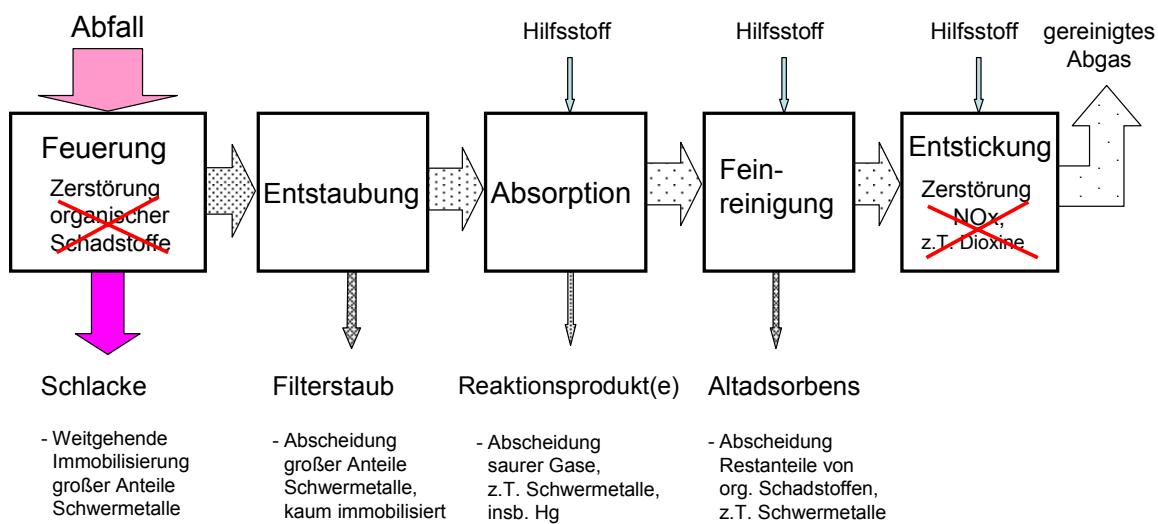


Abb. 2-1 Stark vereinfachtes Schema des Stoffstroms einer MVA unter Betrachtung der Zerstörung und Abscheidung von Schadstoffen

## 2.2 Aspekt der stofflichen Verwertungsfähigkeit

In Abb. 2-2 ist anhand eines Schemas dargestellt, welche grundsätzlichen Stoffströme bei einer MVA auftreten und wie sich darin die Schadstoffgehalte<sup>6</sup> anteilig an der Gesamtfracht und als Konzentration widerspiegeln. Daraus ist zu erkennen, dass im Hinblick auf die stoffliche Verwertung die **Schlacke** vom Volumen her den maßgeblichen Mengenstrom darstellt. Für verschiedene Schwermetalle (z.B. Blei) stellt sie jedoch eine Senke dar. Hier wird das Augenmerk folglich auf die Möglichkeiten der langfristig sicheren Einbindung z.B. mittels geeigneter Aufbereitung zu legen sein.

Die Gewinnung von **Metallfraktionen** zur Verwertung aus der Rohschlacke ist heute Stand der Technik an deutschen MVA. Im Vordergrund stehen dabei zunächst die Fe-Metalle, die über Magnetabscheidung vergleichsweise einfach gewonnen werden können. Einen höheren Aufwand erfordern NE-Metalle, wie Aluminium, Kupfer oder Messing. Deren Abtrennung findet bislang in wenigen Anlagen statt. Die Metallfraktionen sind generell als besonders hochwertig verwertbare Stoffgruppe anzusehen, da sie als Schrotte in der Produktionskette der Stufe der Rohmetalle entsprechen und auf diesem Niveau in den Stoffkreislauf rückgeführt werden. Die Schlackeaufbereitung und Metall-

<sup>6</sup> Der Begriff „Schadstoff“ ist hier abstrahiert zu verstehen, da sich die Vielzahl an Einzelschadstoffen nicht einheitlich verhält. So wird sich Quecksilber weder in der Schlacke noch im Filterstaub wesentlich anreichern. Oder z.B. Schwefel und Chlor werden sich überwiegend in den Reaktionsprodukten der Absorption wiederfinden. Organische Schadstoffe wiederum finden ihre maßgebliche Senke in der Feuerung. Die Darstellung hier stellt im Wesentlichen auf schwerflüchtige Schwermetalle ab.

gewinnung kann im Übrigen auch extern und unabhängig von der einzelnen MVA über spezialisierte Aufbereiter erfolgen.

Der in Elektro- und Gewebefiltern abgeschiedene **Filterstaub** ist aufgrund seiner Feinkörnigkeit und der hohen Anreicherung zahlreicher Schwermetalle – die überwiegend in leicht löslichen Salzverbindungen vorliegen – eine für die Verwertung kritische Stofffraktion. Er wird daher klassischerweise unter Tage verbracht. Stoffliche Verwertungsaspekte sind dabei durch eine gewisse Hydraulizität, bzw. Puzzolanität<sup>7</sup> dieses Materials zurückzuführen. Es wird daher zu Zwecken des Versatzes als Bergwerkszement eingesetzt.

Wie unter 2.1 bereits angeführt, fallen die Stoffströme aus der Absorption je nach Art der Technik sehr unterschiedlich aus. Dies reicht von vergleichsweise großvolumigen Mischprodukten, die die gesamte Bandbreite an sauren Gasen mit meist hohem unreagiertem Überschuss des Absorptionsmittels zusammenfassen bis zu sehr ausdifferenzierten Erzeugnissen. Erstere – z.B. **Sprühabsorbersalze** – besitzen aufgrund ihres Mischcharakters kombiniert mit einer wenig immobilisierten Schadstoffsenke kaum Ansätze für eine Verwertung jenseits eines Versatzes (einige nutzbare Eigenschaft: Füllvolumen).

Anders verhält es sich mit den differenzierten Materialien, die aus einer mehrstufigen Nasswäsche gewonnen werden können. Die Schwermetallsenke besteht hier in der Abschlämmung aus der saueren Stufe – einem kleinervolumigen, hochkonzentrierten Salzgemisch, welches auf verschiedene Weise getrocknet werden kann. Bei einer externen Trocknung besteht dabei die Möglichkeit, den Chloridanteil als aufgereinigtes **Salz** oder als rektifizierte **Salzsäure** darzustellen. Dadurch kann der Verwertungsanteil der MVA erhöht und das Volumen der Schwermetallsenke (es handelt sich hierbei zu meist um die zentrale Senke für Quecksilber) weiter minimiert werden. Alternativ dazu erzeugt eine Sprühtrocknung ein Salzgemisch, welches dem eines Sprühabsorbers ähnelt, jedoch ein geringeres Volumen aufweist. Häufig wird dieser Schritt mit der Entstaubung kombiniert, sodass Filterstäube und diese Mischsalze gemeinsam anfallen. Für den Einsatz im Versatz besteht keine wesentliche Einschränkung. Aus der neutralen Stufe der Wäscher ist es weitläufig Standard, **Gipse** analog der Kraftwerks-REA-Gipse zu erzeugen. Dies erfolgt grundsätzlich mit dem Ziel einer möglichen stofflichen Verwertung. In der Praxis hat sich dies bislang jedoch nur in wenigen Fällen realisieren lassen, da MVA-Gipse selbst bei nachweislich guter Qualität gegenüber Kraftwerksgippen kaum wettbewerbsfähig sind.

Zuletzt sind die Reststoffe aus der Adsorption (Feinreinigung) zu nennen. Hier handelt es sich zumeist um kokshaltige Stoffe, die durchaus auch hohe Inertstoffanteile aufweisen. Da die Adsorption meist zu „Polizeifilter“-Zwecken am Ende der Abgaskette eingesetzt wird, sind die **Altadsorbentien** in der Tendenz eher mäßig angereichert mit

<sup>7</sup> Hydraulizität: Die Eigenschaft eines Bindemittels, z. B. Zement, hydraulisch, d. h. mit Wasser angemacht, sowohl an Luft als auch unter Wasser zu erhärten.

Puzzolanität: Die Eigenschaft eines Puzzolans, d.h. ein hydraulisch wirksames Material auf überwiegend silikatischer Basis (bestimmte Vulkanaschen und eben auch Flugaschen aus Kraftwerken und MVA).

Schadstoffen. Eine stoffliche Verwertung ist dabei dennoch schwer vorstellbar. Grundsätzlich ist eine spezielle thermische Behandlung dafür notwendig. Viele MVAn führen das Material jedoch in die eigene Feuerung zurück.

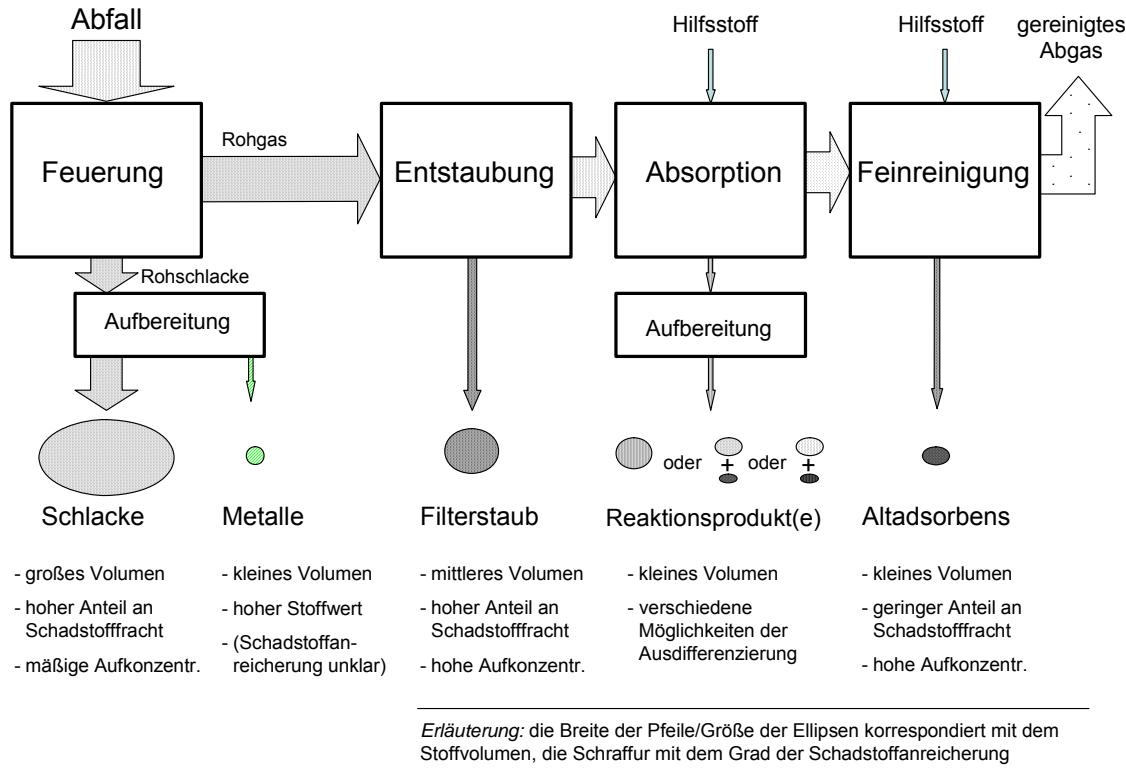


Abb. 2-2 Stark vereinfachtes Schema des Stoffstroms einer MVA unter Betrachtung der Verteilung der Volumina und der Schadstoffpotenziale

## 2.3 Aspekt der energetischen Verwertung

Mit einer mittleren Heizwertbandbreite von 8 bis 12 MJ/kg im Einsatzmaterial und Feuerungswärmeleitungen im Bereich von 50 bis über 300 MW stellen sich MVA als überaus signifikante Energieanlagen dar. Der Beitrag dieses Sektors zum Klimaschutz durch energetische Nutzung wurde bereits von verschiedener Seite analysiert und herausgestellt [BMU 2004] [PIK 2003] [Johnke 2002] [ITAD 2002].

In welchem Umfang eine MVA in der Realität die Feuerungswärme in nutzbare Energie für Dritte umwandeln kann, hängt von zahlreichen anlageninternen wie auch externen Einflussfaktoren ab. Insofern zeigt sich mit Blick auf den Anlagenpark eine erhebliche Streubreite was die energetische Effizienz angeht. Hier sollen kurz die wesentlichen

technischen Grundaspekte und Einflussfaktoren beschrieben werden. Eine schematische Darstellung der Energieflussverhältnisse in einer MVA findet sich in Abb. 2-3.

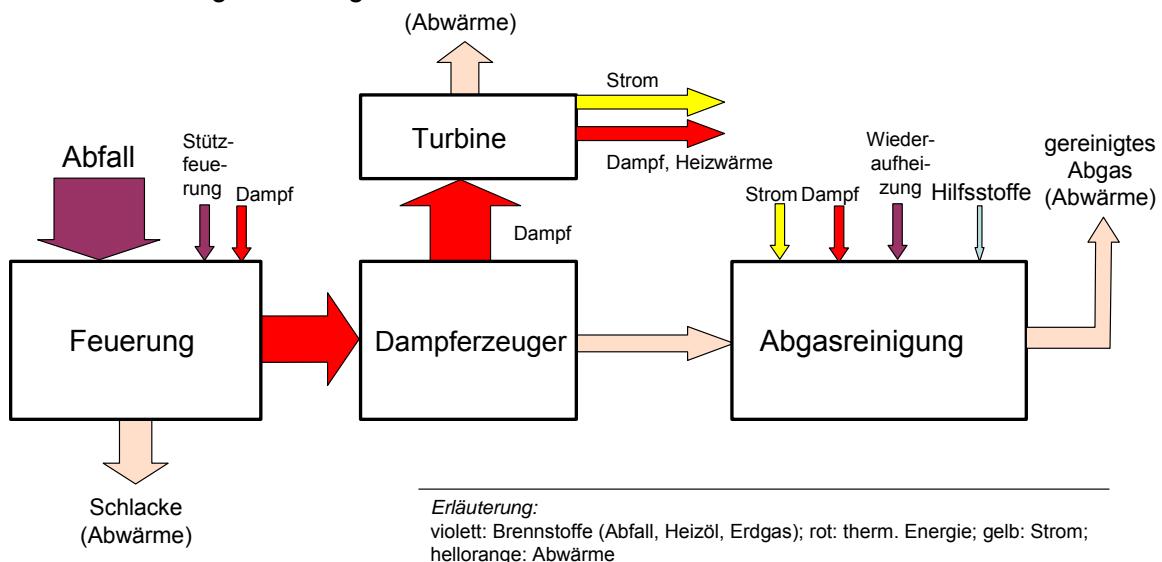


Abb. 2-3 Stark vereinfachtes Schema des Energiestroms einer MVA

## Erzeugung

Die Energieerzeugung einer MVA beruht primär auf der Umwandlung der Feuerungs-wärme in Dampf mittels **Abhitzekessel**. Dieses Prinzip ist bei allen MVA in Deutschland so verwirklicht<sup>8</sup>. Die Kesselwirkungsgrade bewegen sich dabei in einem Bereich von 70 bis etwas über 80 %. Erkennbar ist dabei ein deutlicher Zusammenhang mit dem Alter der Anlage.

Die Dampfparameter bewegen sich in der Mehrzahl der Fälle in einem Bereich um die 400°C und 40 bar. Dieser Frischdampf kann nun auf unterschiedliche Weise genutzt werden. Die Mehrzahl der MVA verfügt über eine **Dampfturbine**, in welcher der Dampf teilweise oder vollständig in **Strom** umgewandelt wird. Eine vollständige Verstromung ist dann gegeben, wenn aus Standortgründen Abnehmer von Prozessdampf oder Prozesswärme (auch zur **Fernwärmennutzung**) nicht vorhanden sind. Die Dampfparameter in der genannten Höhe lassen im Maximum einen elektrischen Brutto-Wirkungsgrad von 28% zu. Dieser wäre nur steigerbar, wenn man die Dampftemperatur deutlich erhöhen würde. Dem stehen jedoch massive Korrosionsprobleme im Kessel entgegen.

Die Mehrzahl der MVA mit Turbine wiederum koppelt einen größeren Teil der Nutz-energie als Wärme aus. Die Stromproduktion bewegt sich häufig in einem Bereich zwischen 7 und 10 % bezogen auf die Feuerungswärme, die zusätzliche Wärmeabgabe (meist als Fernwärme) liegt in der Tendenz zwischen 15 und 35 %.

<sup>8</sup> Einige kurzzeitige Ausnahme im Kontext thermischer Siedlungsabfallentsorgung stellte bisher die Thermoselect-Anlage in Karlsruhe dar.

Die Dritte Möglichkeit besteht in einem Verzicht auf eine eigene Turbine und in der **vollständigen Abgabe des Frischdampfes an Dritte**. Diese Option – für die selbstredend der entsprechende Abnehmer am Standort verfügbar sein muss – stellt aus folgenden Gründen eine weitgehende Optimierung dar:

Ein industrieller Abnehmer kann den Dampf i.d.R. ganzjährig abnehmen. Fernwärme dagegen wird im Sommerhalbjahr deutlich weniger nachgefragt, weswegen die MVA in diesem Zeitraum verstärkt die weniger effiziente Stromkopplung betreibt.

Zweitens kann der MVA-Dampf ggf. vollwertig in das Dampfsystem des Abnehmers eingespeist werden und ersetzt dort Dampf, der aus konventionellen fossilen Brennstoffen erzeugt worden wäre.

## Eigenverbrauch

Dieses Thema ist für MVA insofern bedeutsam, als dass die hohen Anforderungen an die Technik für eine thermische Anlage überdurchschnittlich hohe Verbrauchswerte bedingen. Das beginnt bei der Notwendigkeit von **Stützfeuerungen**, die bei Absenken von Heizwerten des Abfalls die gesetzlich vorgegebenen Feuerungsbedingungen sicherstellen müssen. Dieser zusätzliche Brennstoffeinsatz führt über die Energienutzung allerdings ebenso zur Dampferzeugung und Dampfnutzung – in der entsprechenden Effizienz der betreffenden Anlage.

Im **Stromverbrauch** einer MVA schlagen sich zum einen direkt die zahlreichen Aggregate nieder, wobei die Abgasreinigung ganz im Vordergrund steht. Dazu kommt, dass mit der Anzahl der Aggregate der Druckverlust vom Brennraum zum Kaminaustritt massiv zunimmt. Einer der Hauptverbraucher bei komplexen Anlagen ist daher der Saugzug.

Des Weiteren benötigt eine MVA an verschiedenen Stellen **Dampf** bzw. **Wärme**. Eine i.d.R. effiziente Lösung dieser Wärmeversorgung sind Wärmetauschersysteme. Diese liegen in den meisten MVA in recht komplex integrierter Form vor. Durch Optimierung solcher Systeme kann der unmittelbare Verbrauch an erzeugtem Dampf gering gehalten werden. Vergleichsweise hohe Verbräuche erfordert z.B. die Wiederaufheizung des Abgases vor dem Eintritt in einen NOX-Katalysator. Geht hier eine Abgaswäsche voraus, so sind ggf. erhebliche Temperaturansteige zu bewältigen (z.B. von 60°C auf 150°C). Hierzu werden häufig Gasbrenner eingesetzt. Die dabei erzeugte Wärme im Abgasstrom kann wiederum nur über Wärmetauschersysteme vor einem Verlust über den Schornstein zurück gewonnen werden.

An den realen MVA sind große Bandbreiten, was den tatsächlichen Verbrauch an Strom und Wärme betrifft, festzustellen. Für beide Energiearten erstrecken sie sich zwischen 1 % und 6 % bezogen auf die Feuerungswärme. Dabei ist ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Komplexität der Anlage und dem Verbrauch in vielen Fällen nicht erkennbar. Aus rein technischer Sicht müsste sich eine klare Korrelation zeigen. Offensichtlich bestehen Einflüsse von spezifischen standörtlichen Randbedingungen.

Ebenso sind Uneinheitlichkeiten bei der Ermittlung der Eigenverbrauchswerte durch die Betreiber zu vermuten.

### **Verluste**

Energieverluste über Abwärme erfolgen im Wesentlichen über das Abgas (rund 20%), die Schlacke und andere feste Rückstände (ca. 2 %), diverse Abstrahlungen (ca. 1 %) und selbstverständlich über die Umwandlung. Hier können die Verluste je nach Nutzungsart und realer Effizienz von nahezu 0 % (bei vollständiger Dampfabgabe an Dritte) bis zu 55 % reichen.

Mit dem aktuellen Vorschlag zur Europäischen Abfallrahmenrichtlinie vom Januar 2006 werden dort in Anhang II erstmals „Effizienz-Grenzwerte“ für eine energetische Verwertung in Abfallverbrennungsanlagen gesetzt. Über eine wiederum auf das BREF Bezug nehmende Formel soll damit eine Gesamtenergieeffizienz aus der Abgabe von Strom und Prozesswärme ermittelt werden. Bis Ende 2008 genehmigte Anlagen sollen die Effizienzzahl von 0,6 erreichen, später zugelassene Anlagen 0,65. Diese rechtliche Vorgabe wird auch bei der Skizzierung eines MVA-Leitbildes für die hier vorliegende Fragestellung zu würdigen sein.

## **2.4 Zusammenführung von Schadstoffeliminierung/-immobilisierung und stofflicher/energetischer Verwertung**

Aus den vorausgehenden, übersichtsartigen Betrachtungen sollen nun an dieser Stelle die von technischer Seite zu stellenden Anforderungen an das Leitbild einer fortschrittlichen MVA geschärft werden.

Fortschrittlich setzt zunächst voraus, dass sich die Freisetzung von Schadstoffen durch die Abfallverbrennung über alle Umweltmedien hinweg eindeutig nach der Maßgabe beste verfügbare Technik gemäß IVU-Richtlinie zu orientieren hat. Hinsichtlich der Emissionen sind damit zur Orientierung Werte im unteren Bereich der Angaben des BREF in Tabelle 5.2 auf Seite 440 heranzuziehen. Diese Angaben werden als mit BVT verbundene Emissionsbandbreiten assoziiert.

Ist dieses niedrige Emissionsniveau gewährleistet, kann im Weiteren der Fokus ganz auf die Frage der Verwertung gelegt werden. Im Hinblick auf die energetische Verwertung hat die EU über den Vorschlag zur Abfallrahmenrichtlinie bereits eine Abrisskante definiert. Bei aller Einfachheit der Formel berücksichtigt sie die verschiedenen Energieformen (Strom, Heizwärme), wie auch Eigenverbrauch und Verluste. Das Leitbild einer fortschrittlichen MVA soll sich folglich daran orientieren. Die Erfüllung des Effizienzwerts von 0,6 stellt damit die Mindestvoraussetzung dar. Eigentliche Maßgabe sollte bereits heute 0,65 sein.

Komplexer und mit weniger normativer Vorarbeit verbunden ist die Frage der stofflichen Verwertung. Als unstrittig für das Leitbild sind hohe Wiedergewinnungsraten bei den Metallen (Fe- und NE-Metalle) anzusetzen. Bei dem größten Stoffvolumen – der Schlacke – ist eine Verwertung derzeit bereits weitläufig Standard. Zu diskutieren sind dabei jedoch geeignete Qualitätsanforderungen. Das LAGA Merkblatt 20 gilt allgemein nicht mehr als Stand der Technik. Neue Maßstäbe werden möglicherweise die von der LAWA abgeleiteten Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser setzen. In welcher Weise ist derzeit noch unklar.

In jedem Fall sind innovative Aufbereitungsverfahren in Anwendung, die hohe Qualitätsanforderungen an potenzielle Baustoffe aus MVA-Schlacke ermöglichen (siehe hierzu in Kapitel 4.4). Unabhängigkeit von der Art der Verfahren ist die Erfüllung solcher Qualitätsanforderungen zur Vermeidung einer Schadstoffverlagerung über die Zeitschiene in den verschiedenen Medien als Voraussetzung für eine fortschrittliche MVA-Technik anzusehen.

Bei den übrigen Stoffströmen – Filterstäube, Reaktionsprodukte – ist eine klare Abwägung zwischen Verwertungsnutzen (z.B. bei Stoffen wie Gips oder Salzsäure) und sicherer Schadstoffsenke (Schwermetallsalze, Altadsorbens) abzuwägen.

### 3 Auswertung der Ist-Situation des MVA-Bestands in Deutschland

#### 3.1 Screening

Mit dem vorausgehend entworfenen Leitbild als Ausgangspunkt wird im folgenden Schritt der Bestand der knapp 70 MVAn<sup>9</sup> (in die Betrachtung einbezogen sind insgesamt 66) einem Screening unterzogen. Hierzu wurden ausschließlich allgemein verfügbare Daten (z.B. Datenbanken von ITAD, ATAB, diversen Landesumweltämtern und –anstalten sowie Internetauftritte der Anlagen selbst) erhoben und ausgewertet.

Ziel des Screenings ist es, in plakativer Weise darzustellen, wie sich die im vorausgehenden Kapitel beschriebenen Aspekte über die Gesamtheit des MVA-Parks darstellen:

- └ Aspekt Stoffe: in welchem Umfang werden welche Arten von verwertbaren Stoffströmen zurückgewonnen?
- └ Aspekt Energie: in welchem Umfang wird der Energieinhalt des verbrannten Abfalls genutzt?
- └ Aspekt Emissionen: Erfüllen die Anlagen die Grenzwerte, bzw. wie weit werden diese im Realbetrieb unterschritten?

Während sich Energie und Emissionen quantitativ bewerten lassen, ist dies für den ersten Aspekt – aufgrund der Datenlage – nur auf qualitativer Ebene möglich.

Die für das Screening zu Grunde gelegten Kriterien sind in Tab. 3-1 zusammengestellt. Es sei darauf hingewiesen, dass die Kriterienauswahl sich aus Gründen der Praktikabilität auf solche beschränken muss, zu denen über die oben genannten Quellen auswertbare Daten vorliegen. Die Auswahl folgt notwendigerweise subjektiven Anfangsstandpunkten. Sie wird bei dem Aspekt „Stoffe“ geleitet von allgemeinen Anschauungen und einfachen Sichtweisen, wie: eine höhere Anzahl an Stoffströmen lässt auf eine differenziertere Verwertungsstrategie schließen.

Neben der Frage, wie die Kriterien im Einzelnen erfüllt werden, stellt sich insbesondere die Frage, ob einzelne Kriterien gegenseitig die Zielerfüllung erschweren, sprich: wirkt sich eine aufwändige stoffliche Verwertung signifikant ungünstig auf das Ergebnis der Energieeffizienz, oder bestimmte Emissionen aus?

Zusätzlich zu den genannten drei Hauptaspekten werden in Tab. 3-1 auch technische Charakteristika aufgeführt. Die Auswahl beschränkt sich aufgrund der Datenlage auf Aspekte der Abgasreinigung. Diese Angaben sollen dazu dienen, eventuell bestehende Zusammenhänge zwischen Technikauswahl der Energieeffizienz bzw. der Emissionsniveaus zu analysieren. Bsp.: Ist die Mehrfachschaltung von Filtern grundsätzlich mit niedrigeren Emissionswerten verbunden als einfache Systeme?

---

<sup>9</sup> Stand Ende 2006

Tab. 3-1 Auswahl der Kriterien zum Screening der MVAn in Deutschland (Auswertung Stand Mai 2006)

| <b>Stofflicher Aspekt</b>        | Differenziert nach ...   |
|----------------------------------|--|
| <b>Schlackeverwertung:</b>       | Verwertung nach Straßenbau,<br>sonstige Baumaßnahmen,<br>Versatz,<br>Deponiebau<br>und Deponierung   |
| <b>Metallabscheidung:</b>        | Fe+ NE-Abscheidung (intern/extern)<br>Fe-Abscheidung (intern/extern)<br>keine Abscheidung  |
| <b>Stoffe aus Abgasreinigung</b> | Spektrum von wenig differenzierten bis hoch differenzierten Stoffen  |
| <b>Energieeffizienz</b>          | Spannbreite bewertet auf der Basis ...   |
| <b>Strom/Wärme</b>               | des erzeugten Stroms und der genutzten thermischen Energie gewichtet nach den Effizienzfaktoren der EU-AbfallrahmenRL:<br>Bruttostrom x 2,6 und genutzter Wärme x 1,1 <sup>b)</sup>            |
| <b>Emissionen<sup>a)</sup></b>   | Spannbreite bei ...<br>Staub<br>Stickstoffoxide (NO <sub>2</sub> )<br>Schwefeldioxid SO <sub>2</sub><br>Cadmium+Thalliuml<br>Quecksilber<br>Summe Metalle (Antimon bis Zinn)<br>Dioxine/Furane |
| <b>Technische Aspekte</b>        |  |
| DENOX                            | SCR oder SNCR  |
| Art der Absorption               | trocken, quasitrocken, nass  |
| Art der Feinreinigung            | Flugstromverfahren oder Festbett   |
| a)                               | Der Klimaaspekt erfordert eine anlagenscharfe Energie- und Emissionsbilanzierung, die den Rahmen des Screenings sprengen würde.  |
| b)                               | In Anlehnung an Anhang II, R1 der EU-Abfallrahmenrichtlinie im Entwurf vom 21.12.2005  |

Bei der Betrachtung und Bewertung der nachfolgenden Darstellungen in den Abschnitten 0 bis 3.1.4 sind folgende Aspekte zu beachten:

1. Die Angaben sind weitgehend ungeprüft aus den Eigendarstellungen der Betreiber übernommen;
2. Spezifische Unterschiede im Input von Anlage zu Anlage müssen unberücksichtigt bleiben.

Die Darstellungen können damit nur ein sehr grobes Bild geben, da insbesondere der Vergleich von Anlage zu Anlage nur unter sehr starken Vorbehalten erfolgen kann. An entsprechender Stelle wird nochmals darauf hingewiesen.

### 3.1.1 Aspekt Stoffe

Abb. 3-1 zeigt, wie sich die Art der Schlackeentsorgung verteilt. Von insgesamt 3,7 Mio. t pro Jahr wurde nach den Angaben der Betreiber etwa die Hälfte zu Baumaßnahmen (ohne Deponiebau) eingesetzt. Dominierend dabei der Straßen- und Wegebau. Dem Versatz sind etwa 13 %, dem Deponiebau 10 % zuzuordnen. Weitere 12 % geben Verwertung ohne weitere Spezifizierung an. Gerade 3 % (3 Nennungen) werden explizit deponiert. Es besteht jedoch eine Lücke von gut 12 % (11 Nennungen), zu denen die Angabe über den Entsorgungsweg der Schlacke nicht verfügbar ist. Unterstellt man für diese eine Beseitigung (Deponie), so läge die gesamte Verwertungsquote mit 85 % insgesamt bereits sehr hoch.

Setzt man als Bedingung für den Sachverhalt einer Verwertung eine definitive Einsparung von primären Rohstoffen an, so kann dies nach der dargestellten Datenlage nur für 50 % - Einsatz im Straßenbau oder für andere Baumaßnahmen – in Ansatz gebracht werden.

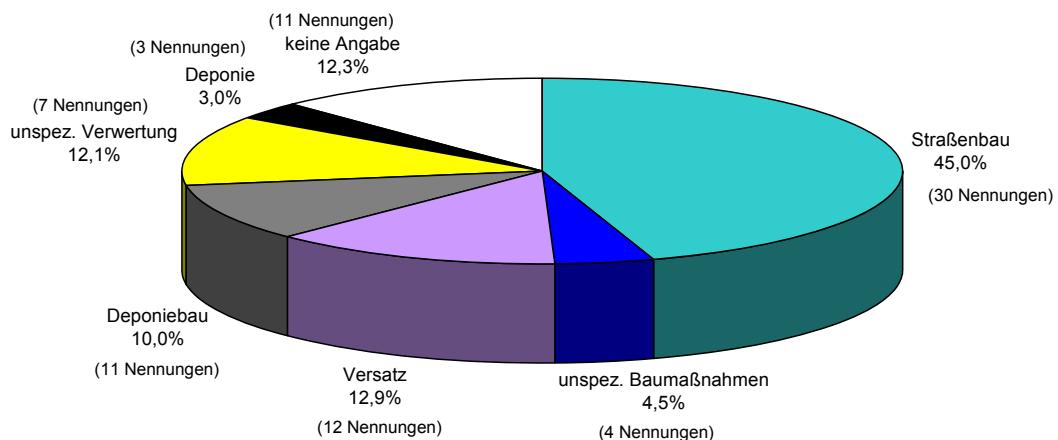


Abb. 3-1 Auswertung des Kriteriums der Schlackeverwertung für 65 MVAn in Deutschland; Prozentangaben nach Masse gewichtet; Anzahl Nennungen inklusive Mehrfachnennung pro Anlage; Datenquelle: öffentlich zugängliche Angaben der Betreiber und Annahmen des IFEU.

Abb. 3-2 zeigt, wie viele der MVAn Metalle rückgewinnen. Dabei ist auch die externe Aufarbeitung mit Fe- und ggf. auch NE-Metallen berücksichtigt. Die Analyse ergab lediglich für 8 Anlagen keinen Hinweis auf Metallabscheidung. Aus der Schlacke von 57 Anlagen wird zumindest Fe-Metall – vielfach in externen Aufbereitungsanlagen – gewonnen. Von 14 Anlagen wird außerdem eine NE-Metall-Abscheidung genannt.

Zu dieser Datenlage ist anzumerken, dass im Verlauf des Jahres 2006 die Preise für Altmetalle erheblich angestiegen sind. Zumindest aus einzelnen Fällen wurde den Bearbeitern im Verlaufe der Projektbearbeitung bekannt, dass aus ökonomischen Gründen die Metallrückgewinnung und Verwertung ausgedehnt worden ist. Eine kurzfristige Aktualisierung der Erhebung wird vermutlich ein noch günstigeres Bild ergeben. Der

Fall einer „Nicht-Abscheidung“ ist möglicherweise im Zeitraum des Projektabschlusses nicht mehr gegeben.

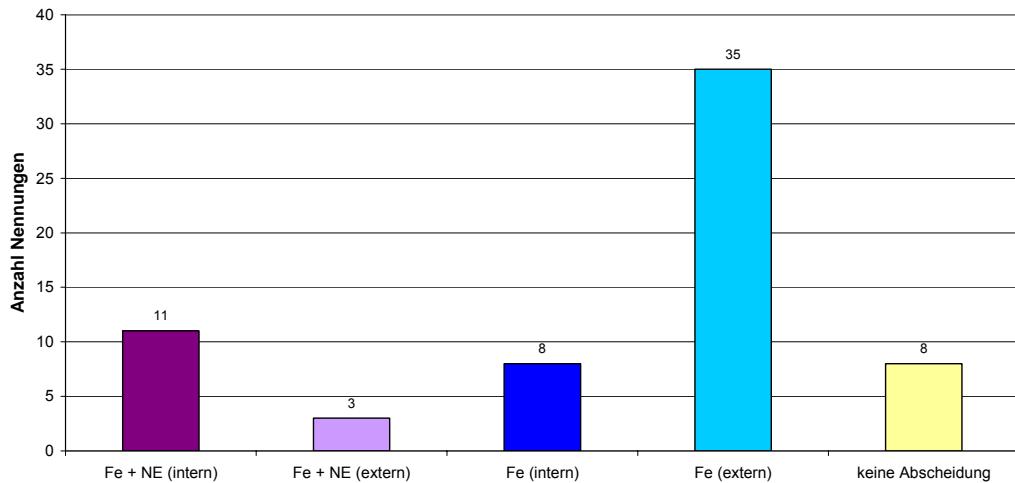


Abb. 3-2 Auswertung des Kriteriums der Metallabscheidung für 65 MVAn in Deutschland; Anzahl Nennungen; Datenquelle: öffentlich zugängliche Angaben der Betreiber und Annahmen des IFEU.

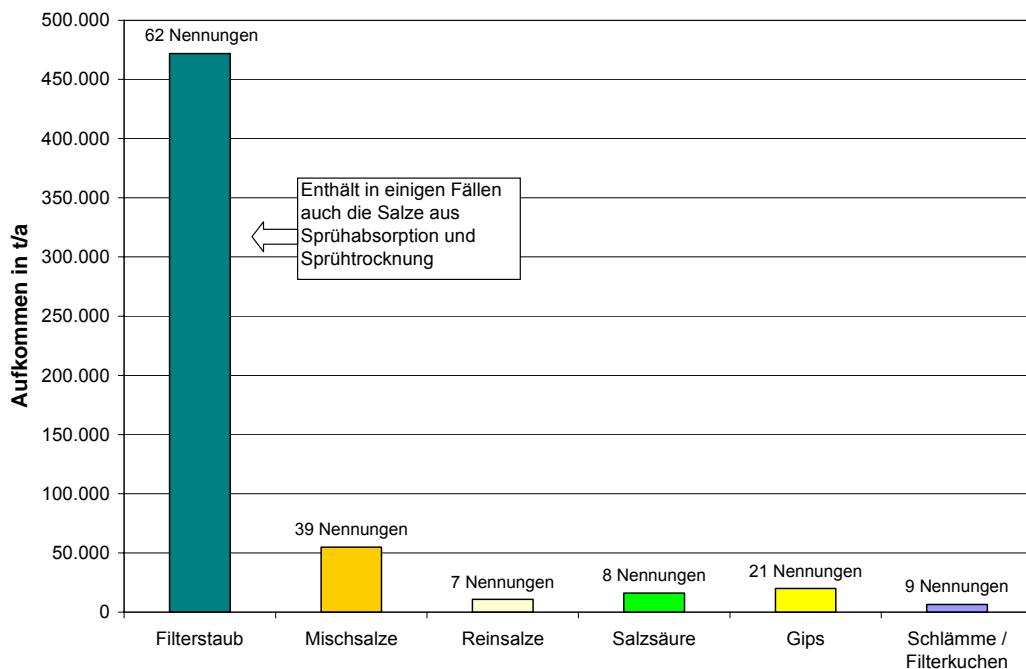


Abb. 3-3 Auswertung des Spektrums an Stoffen aus der Abgasreinigung für 65 MVAn in Deutschland; Datenquelle: öffentlich zugängliche Angaben der Betreiber und Annahmen des IFEU.

Filterstäube fallen nach der Auswertung der Betreiberangaben mit gut 450.000 t/a an. Nur wenige Anlagen deponieren diesen Abfall. Er wird weit überwiegend im Versatz entsorgt. Mit den hydraulisch-puzzolanen Eigenschaften der Asche wird dabei ihr stofflicher Nutzen als Bergwerksbaustoff begründet. In Abb. 3-3 ist das Aufkommen der verschiedenen Stoffe aus der Abgasreinigung zusammengestellt. Daraus wird die mengenmäßige Dominanz der Filterstäube deutlich. Separat abgeschiedene Mischsalze aus Sprührocknern, Sprühadsorbern oder Eindampfanlagen machen mit gut 50.000 t/a den nächst größten Anteil aus. Sie werden ebenfalls fast ausschließlich über untertägigen Versatz entsorgt.

Die Stoffe mit spezifischer Zusammensetzung wie Salze ( $\text{NaCl}$  oder  $\text{CaCl}_2$ ), Salzsäure und Gips erreichen in der Summe ebenfalls etwa 50.000 t/a, wobei die verwendete Datengrundlage hier unvollständig und mit Schätzungen ergänzt ist. Diese Materialien sind von ihrer Qualität her grundsätzlich für eine hochwertige stoffliche Verwertung geeignet. Salzsäure und auch Salze werden entsprechend verwertet. Gipse aus MVAn finden dagegen, abgesehen von einzelnen Ausnahmen, kaum eine Nutzung, da hier gegenüber den REA-Gipsen aus Kraftwerken eine hohe Konkurrenz besteht.

Betrachtet man die Ergebnisse für den Aspekt Stoffe insgesamt, so zeigt sich bei grober Analyse ein von den Massenanteilen her hohes Maß an Verwertung. Die Hauptmasse stellen dabei die Schlacken dar, für die als Verwertungswege jedoch auch der Versatz und der Deponiebau angeführt werden. Diese stellen jedoch kaum Anforderungen an die stoffliche Qualität des Materials. Im Übrigen besteht für diese zwei Verwertungswege keine langfristige Perspektive, weil keine neuen Deponien mehr benötigt werden und auch das Fassungsvermögen der Versatzbergwerke endlich ist.

### 3.1.2 Aspekt Energieeffizienz

Zu 64 der ausgewerteten MVAn stehen Energienutzungsdaten zur Verfügung. Mit 44 gibt die überwiegende Mehrzahl den Überschuss an erzeugter Energie sowohl in Form von Strom als auch in Form von Wärme (Fernwärme oder Ferndampf) an Dritte ab. Neun MVAn erzeugen ausschließlich Strom, weitere neun geben ihren HD-Dampf komplett an einen externen Nutzer ab (i.d.R. ein Kraft- oder Heizkraftwerk) und zwei weitere Anlagen speisen ausschließlich in die FernwärmeverSORGUNG ein.

Die unterschiedlichen Energieformen lassen sich nicht direkt vergleichen, da Strom eine exergetisch höherwertige Energieform darstellt als thermische Energie. Grundsätzlich ist auch hochgespannter Dampf höher zu bewerten als heißes Wasser, wie es für die FernwärmeverSORGUNG eingesetzt wird. Der Entwurf der EU-Abfallrahmenrichtlinie vom 21.12.2005 trägt dem in Anhang II R1 Rechnung. Dort wird eine Formel vorgelegt, die durch Verrechnung der erzeugten Energie mit importierter und Brennstoffenergie die spezifische Energieeffizienz auf einen einheitlichen Index bringt.<sup>10</sup>

<sup>10</sup> Energieeffizienz =  $(\text{Ep} - (\text{Ef} + \text{Ei})) / (0,97 \times (\text{Ew} + \text{Ef}))$

Ep ist die jährlich als Wärme oder Strom erzeugte Energie. Die Berechnung erfolgt auf der

Es sei darauf hingewiesen, dass der Entwurf der Abfallrahmenrichtlinie bei Abschluss der Arbeiten zu dieser Studie nicht verabschiedet ist und das Beibehalten der R1-Formel in Anhang zu diesem Zeitpunkt eher fraglich ist. Die Anwendung der Formel in vollständigem Umfang wird daher im Rahmen dieser Untersuchung als nicht zweckmäßig angesehen. Im Übrigen erfordert die Anwendung der vollständigen Formel detaillierte Kenntnis der energetischen Verhältnisse in einer MVA. Das Screening auf der Ebene der frei verfügbaren Daten zu den Anlagen kann dies nicht vollständig ausfüllen. Spezifische Eigenverbräuche, importierte Energiemengen etc. liegen nur für einzelne Anlagen vor. Aus diesem Grund wird hier ein grob vereinfachter Ansatz angewandt. Seitens der Betreiber wird in der Regel nur die an Dritte abgegebene „Netto-Erzeugung“ ausgewiesen. Von dem für eine Anzahl von Anlagen bekannten Eigenverbrauch wird auf die übrigen Anlagen extrapoliert. Dies birgt zwar im Einzelfall erhebliche Unsicherheiten, kann aber mit Blick auf das Ziel des Screenings – des groben Überblicks über die Gesamtbranche – hier hingenommen werden.

Die vereinfachte Rechnung erfolgt damit folgendermaßen:

$$\text{Eff} = \frac{[\text{Erzeugter Strom (an Dritte + Eigenverbr.)}] \times 2,6 + [\text{genutzte therm. Energie}] \times 1,1}{[\text{Energieinhalt in Brennstoff}]}$$

Vernachlässigt werden die importierten Energiemengen aus fossilen Brennstoffen für Stütz- und Anfahrfeuerung. Bei den Anlagen, die keine eigene Stromerzeugung aufweisen, wird zur Gleichbehandlung der Eigenstromverbrauch (im Grunde importierte Energie) nicht berücksichtigt.

Das Bild in Abb. 3-4 zeigt eine ziemlich gleichmäßig ansteigende Linie über die Gesamtheit der Anlagen. Sprünge und Häufungen in bestimmten Bereichen sind nicht zu erkennen. Der von der EU-Abfallrahmenrichtlinie im derzeitigen Entwurf vorgesehene „Grenzwert“ für eine energetische Verwertung von 0,6 wird mit der hier getroffenen vereinfachten Anwendung der Formel von 38 Anlagen – also deutlich mehr als der Hälfte – erfüllt. Ein Effizienzwert von 0,4 wird lediglich von 2 Anlagen unterschritten. Unter einer Schwelle von 0,5 würden 11 Anlagen bleiben.

Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass eine „exakte“ Anwendung der R1-Formel zu etwas abweichenden Ergebnissen führen kann.

---

Grundlage von Energie als Strom multipliziert mit dem Faktor 2,6 und für kommerzielle Verwendung produzierte Wärme, multipliziert mit dem Faktor 1,1 (GJ/Jahr).

Ef ist der jährliche Energie-Input in das System aus Brennstoffen, die zur Erzeugung von Dampf

Ew ist die jährliche Energiemenge, die im behandelten Abfall enthalten ist, berechnet anhand des unteren Heizwerts des Abfalls (GJ/Jahr)

Ei ist die jährliche importierte Energiemenge, ohne Ex und Ef (GJ/Jahr)

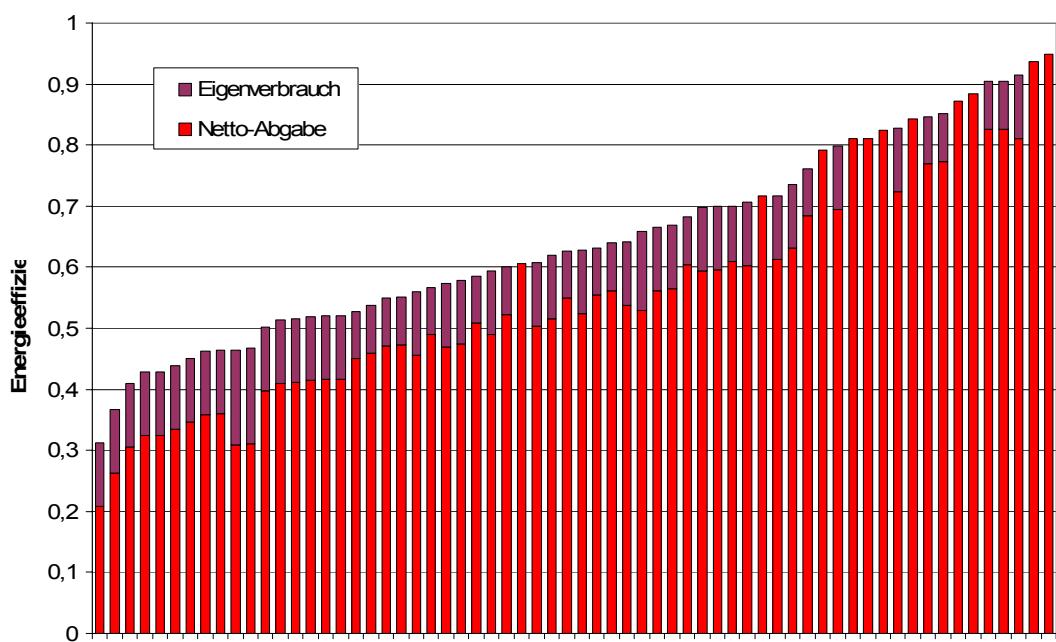


Abb. 3-4 Spannweite der deutschen MVAn nach Energieeffizienz; dargestellt ist die in Anlehnung an die R1-Formel bewertete Bruttoerzeugung; Datenquelle: öffentlich zugängliche Angaben der Betreiber und Annahmen des IFEU.

### 3.1.3 Aspekt Emissionen

Dieser Aspekt steht wie eingangs beschrieben nicht in direktem Zusammenhang mit der Kernfrage der vollständigen Verwertung, sondern vielmehr mit der Grundvoraussetzung der Abfallverbrennung: dem hohen Schutzniveau. Das Screening soll an dieser Stelle den Status quo beschreiben und im nächsten Schritt für den Quervergleich mit den u.U. konkurrierenden Zielen der stofflichen und energetischen Verwertung dienen.

In den nachfolgenden Grafiken sind die Bandbreiten der ausgewerteten Anlagen für Staub, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, Cd/Tl, Hg, die Gruppe der weiteren 10 Metalle sowie Dioxine/Furane zu entnehmen. Die Skalen sind dabei jeweils auf die Emissionsgrenzwerte eingestellt, wodurch deren durchgehend sichere Einhaltung veranschaulicht werden kann.

Allein NO<sub>2</sub> erweist sich als Parameter, der in vergleichsweise hohem Maße ausgeschöpft wird. Etwa ein Viertel der Anlagen bewegt sich im Bereich über 120 mg/m<sup>3</sup> (60% des Grenzwerts), die überwiegende Mehrzahl in einem Bereich zwischen 60 und 100 mg/m<sup>3</sup>.

Bei Staub und Cadmium/Thallium liegen alle MVAn unter 20 % des Grenzwerts. Diese Marke wird auch bei den anderen Parametern jeweils nur von einer kleinen Zahl an Anlagen überschritten.

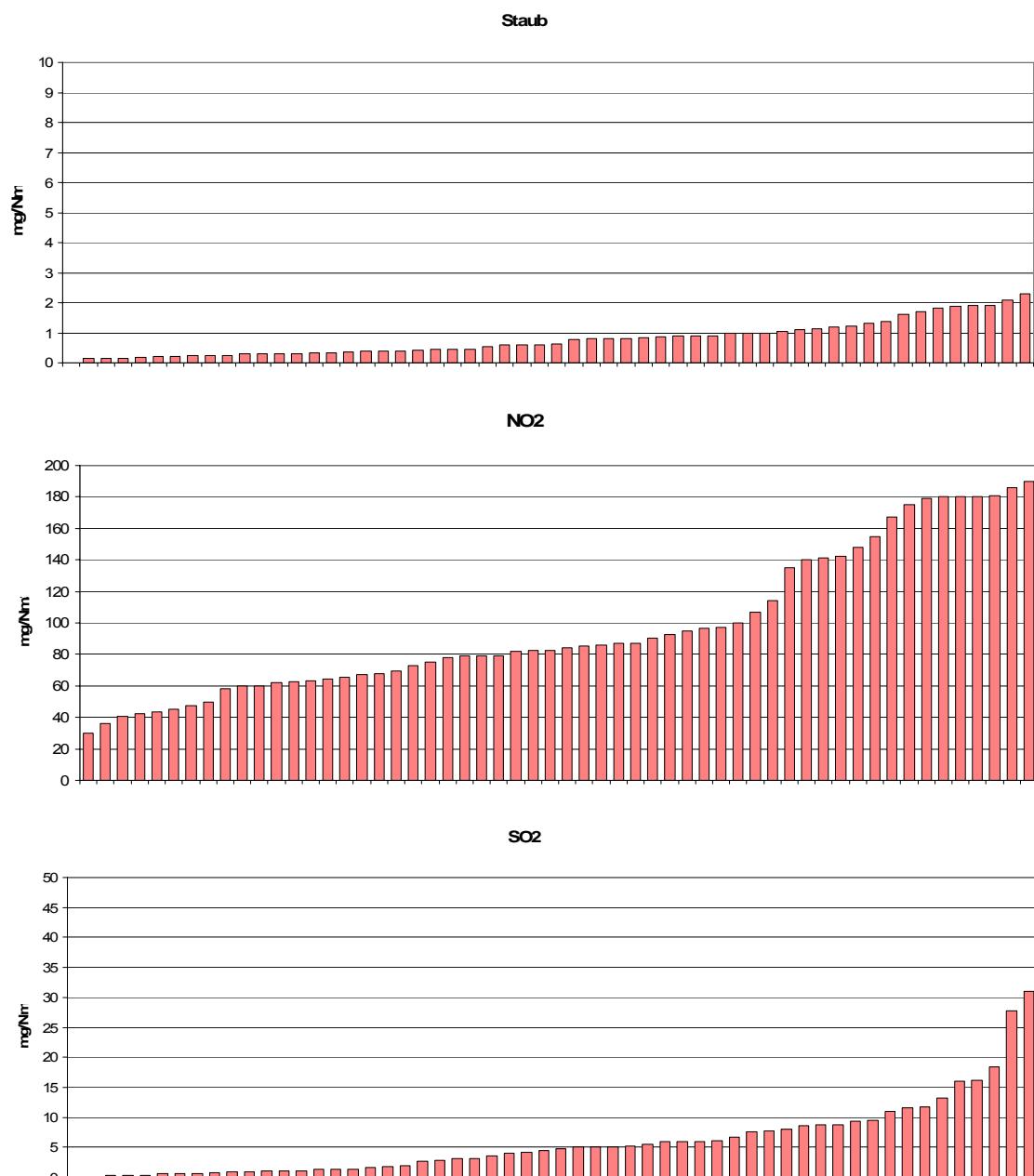


Abb. 3-5 Emissionen von Staub, NO<sub>x</sub> (als NO<sub>2</sub>) und SO<sub>2</sub>, Spannweite der deutschen MVAn in den Emissionskonzentrationen; Datenquelle: öffentlich zugängliche Angaben der Betreiber und Annahmen des IFEU.

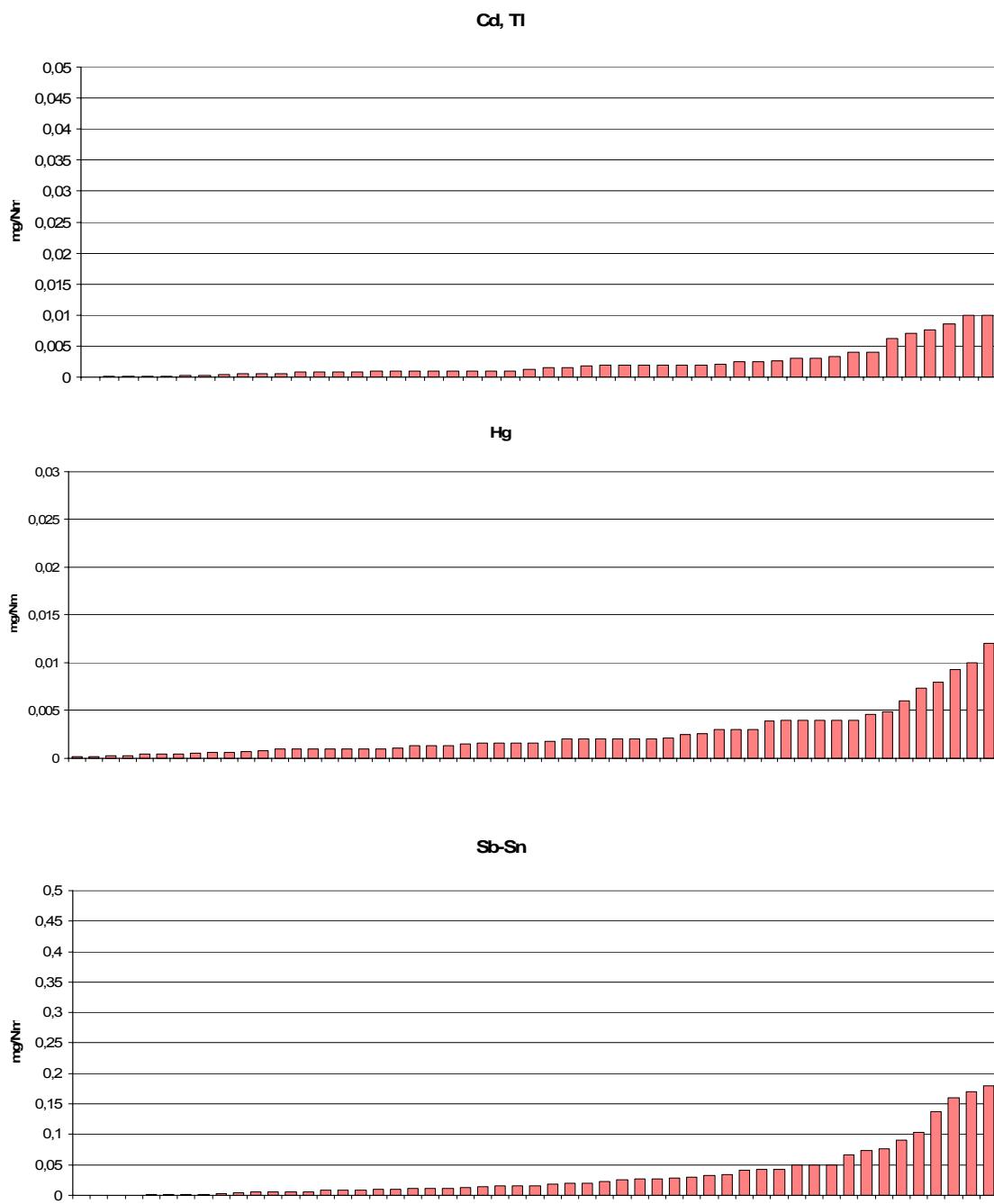


Abb. 3-6 Emissionen von Metallen (Cadmium/Thallium, Quecksilber und der Gruppe von Antimon bis Zinn), Spannweite der deutschen MVAn in den Emissionskonzentrationen; Datenquelle: öffentlich zugängliche Angaben der Betreiber und Annahmen des IFEU.

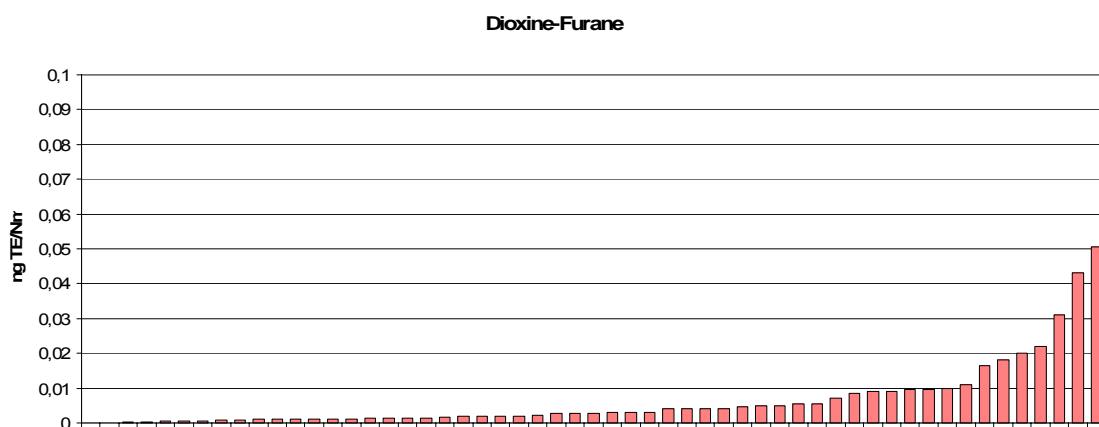


Abb. 3-7 Emissionen von Dioxinen/Furanen, Spannweite der deutschen MVA in den Emissionskonzentrationen; Datenquelle: öffentlich zugängliche Angaben der Betreiber und Annahmen des IFEU.

Insgesamt geht aus dieser Analyse eine sehr hohe Erfüllung des Kriteriums der Minimierung von Schadstoffemissionen im Bestand der MVA in Deutschland hervor.

### 3.1.4 Quervergleich der Aspekte sowie technische Aspekte

In Bezug auf die Aufgabenstellung des Vorhabens ist die Analyse, inwieweit die Erfüllung der Aspekte von stofflicher Verwertung, energetischer Effizienz und Emissionsminimierung u.U. miteinander divergieren, interessanter als die Auswertung der Aspekte für sich allein. Im Folgenden werden daher eine Reihe von Aspekten in Kombination zueinander dargestellt und versucht, Zusammenhänge zwischen diesen abzuleiten bzw. das Fehlen eines Zusammenhangs festzustellen.

Im Hinblick auf Schlackeaufbereitung und Metallabscheidung macht eine Analyse möglicher Zusammenhänge mit anderen Aspekten kaum Sinn, da bei der Mehrzahl der Anlagen die Aufbereitung extern der MVA erfolgt.

Inwieweit sich **hohe Energieeffizienz** und **niedrige Emissionen** u.U. wechselseitig behindern soll anhand ein paar kombinierter Darstellungen analysiert werden. In Abb. 3-8 und Abb. 3-9 werden mit **NO<sub>2</sub>** und **Quecksilber** beispielhaft zwei Schadstoffe betrachtet, deren Minderung spezifische Maßnahmen erfordert und in der Regel damit einen entsprechenden Aufwand nach sich zieht<sup>11</sup>. Aus der Darstellung lässt sich jedoch keinerlei Zusammenhang zwischen der tatsächlichen Effizienz der Anlage und diesen Schadstoffparametern erkennen. So ist weder ein Trend noch eine annähernde Korre-

11 Maßnahmen zur Minderung von Quecksilber – saure Abgaswäsche, Sprühabsorption und Aktivkohlefilterung – führen selbstverständlich auch zur Minderung zahlreicher anderer Abgasparameter (HCl, andere Schwermetalle, Dioxine/Furane)

lation zu erkennen. Dies gilt auch mit Blick auf den Eigenverbrauch wie auch die Nettoleistung.

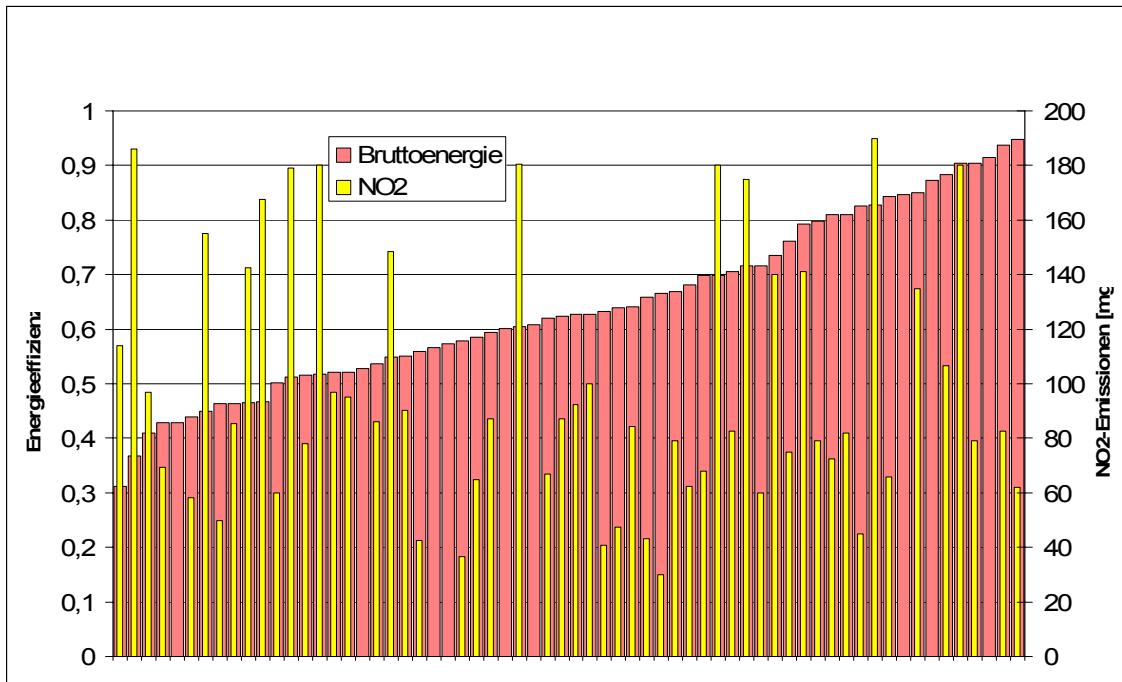


Abb. 3-8 Kombination der Energieeffizienz (linke Skala, aufsteigende Anordnung) mit der Emissionskonzentration von NO<sub>2</sub>

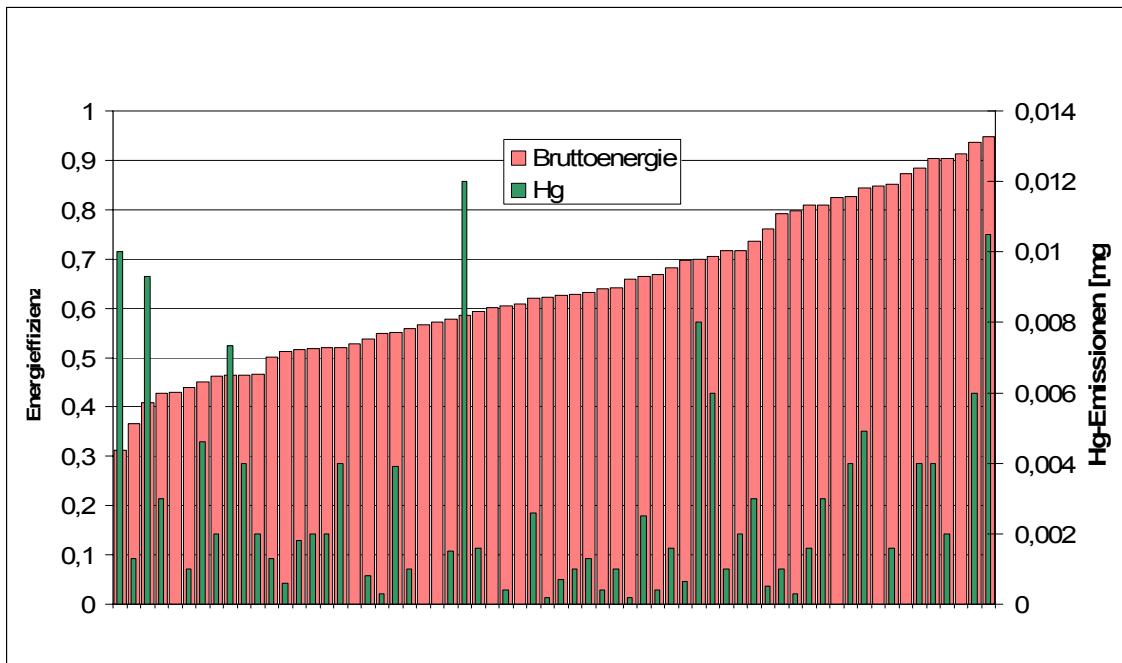


Abb. 3-9 Kombination der Energieeffizienz (linke Skala, aufsteigende Anordnung) mit der Emissionskonzentration von Quecksilber

Neben der Frage möglicher Einflüsse auf die Energieeffizienz ist natürlich auch die Frage nach der Technikwahl mit Blick auf die Emissionsminderung nahe liegend. An dieser Stelle wird dabei der Einfluss der Wahl des Entstickungsverfahrens (katalytisches SCR-Verfahren und nicht-katalytisches SNCR-Verfahren) betrachtet, aber auch der Einfluss des Absorptionsverfahrens auf die SO<sub>2</sub>-Emissionen und die Hg-Emissionen, sowie die Art der Feinreinigung auf die Hg-Emissionen.

Abb. 3-10 lässt folgende Analyse zu: Die Bandbreite der Anlagen mit SCR verläuft von 30 bis 180 mg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup>, bei SNCR von 60 bis 190 mg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup>. Die Überlappung ist damit recht groß, wobei mit SCR vereinzelt besonders tiefe Werte erreicht werden. Während die Bandbreiten damit keine allzu großen Unterschiede aufweisen, zeigt sich bei SCR ein großes Übergewicht im Bereich zwischen 60 und 100 mg/m<sup>3</sup>. Der Median liegt hier bei 80 mg/m<sup>3</sup>. Bei der SNCR-Technik liegt der Median bei 145 mg/m<sup>3</sup>.

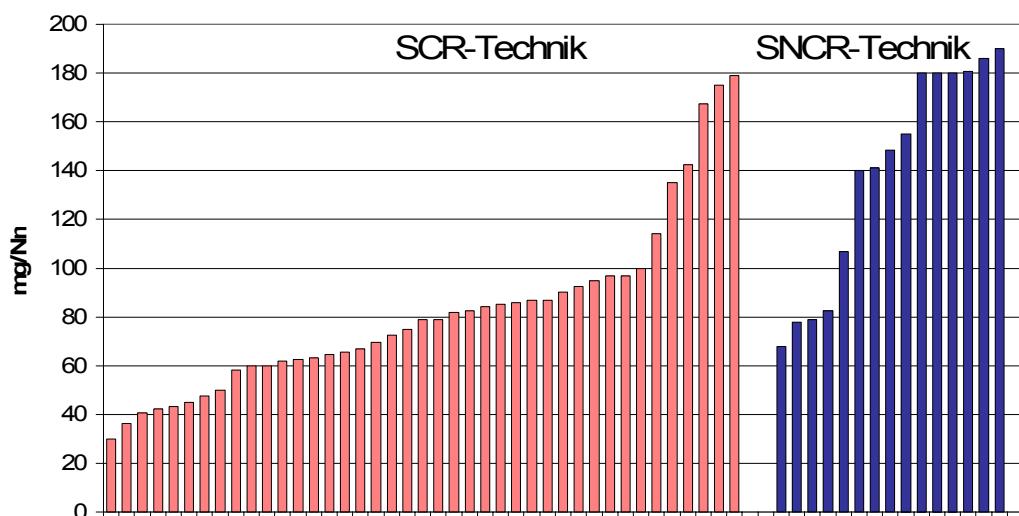


Abb. 3-10 Spannbreite der NO<sub>x</sub>-Emissionen unterschieden nach SCR- und SNCR-Verfahren

Abb. 3-11 und Abb. 3-12 zeigen die Bandbreiten der verschiedenen Absorptionsverfahren im Hinblick auf die Emission von SO<sub>2</sub> und Quecksilber auf. Vom theoretischen Grundansatz wäre zu erwarten, dass sich von nass bis trocken ein deutlicher Trend zu höheren Emissionen abzeichnet. Dies ist nur – und auch nur in Ansätzen – bei SO<sub>2</sub> zu bestätigen. Auch hier zeigen sich ähnliche Bandbreiten. Bei SO<sub>2</sub> ist jedoch für die (zahlenmäßig dominierenden) Nassverfahren ein deutlich besserer Medianwert zu sehen. Dies gilt nicht bei Quecksilber, welches offenbar von alle drei Verfahrensarten in ähnlicher Weise gemindert wird. Gerade bei Quecksilber ist jedoch auch die Frage nach der Höhe des jeweiligen Inputs zu stellen.

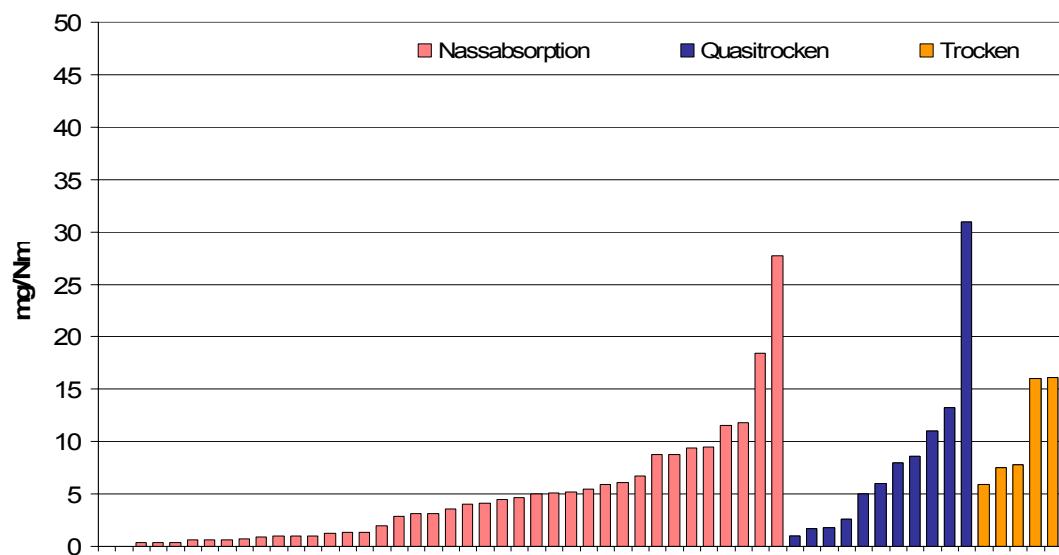


Abb. 3-11 Spannbreite der SO<sub>2</sub>-Emissionen unterschieden nach Absorptionsverfahren (trocken, quasitrocken, nass).

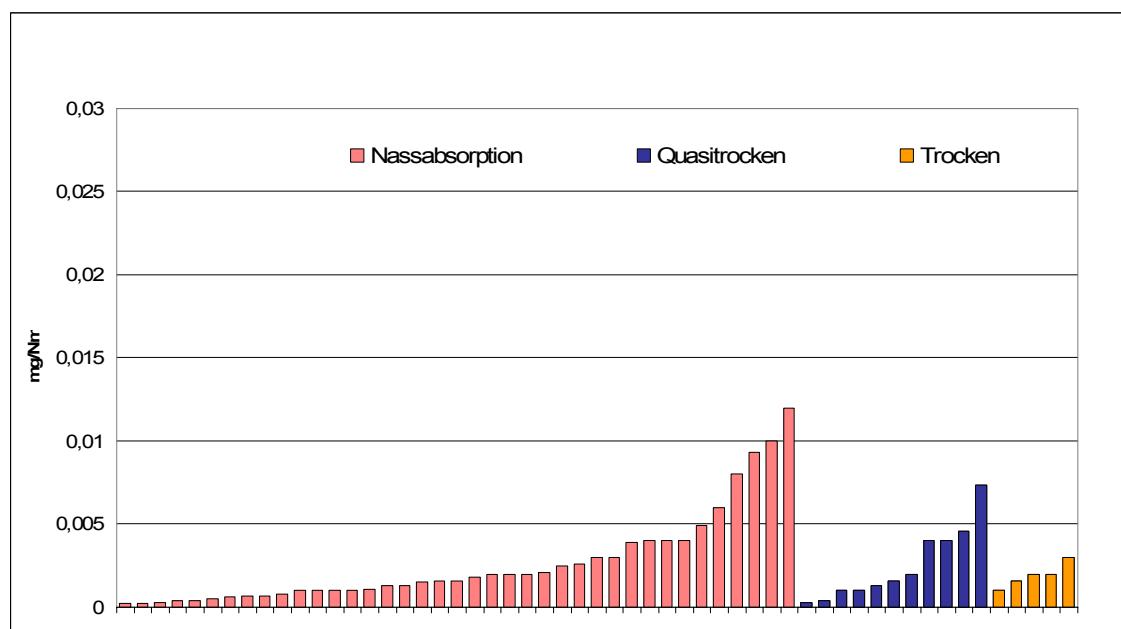


Abb. 3-12 Spannbreite der Hg-Emissionen unterschieden nach Absorptionsverfahren (trocken, quasitrocken, nass).

Eine andere wichtige Einflussgröße auf die Hg-Minderung ist das Adsorptionsverfahren. Hier stehen Festbettfilter, von denen die höchste Effizienz zu erwarten ist, und Flugstromadsorber, die bei der Mehrzahl der Anlagen installiert sind. Für acht Anlagen liegen unklare Angaben dazu vor.

Betrachtet man die Verteilungen in Abb. 3-13, so ist zu erkennen, dass mit beiden Verfahren sehr niedrige Endkonzentrationen erzielt werden können. Unterschiede ergeben sich in erster Linie bei Betrachtung der jeweiligen Höchstwerte der Bandbreiten (bei Festbett  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , bei Flugstromadsorption  $7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sowie bei den Medianwerten (für Festbett  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , bei Flugstromadsorption  $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Somit kann die höhere Effizienz der Festbettfilter vom Prinzip her bestätigt werden. Doch auch hier gilt, dass die Unterschiede relativ gering auf einem Niveau bereits sehr niedriger Emissionswerte liegen.

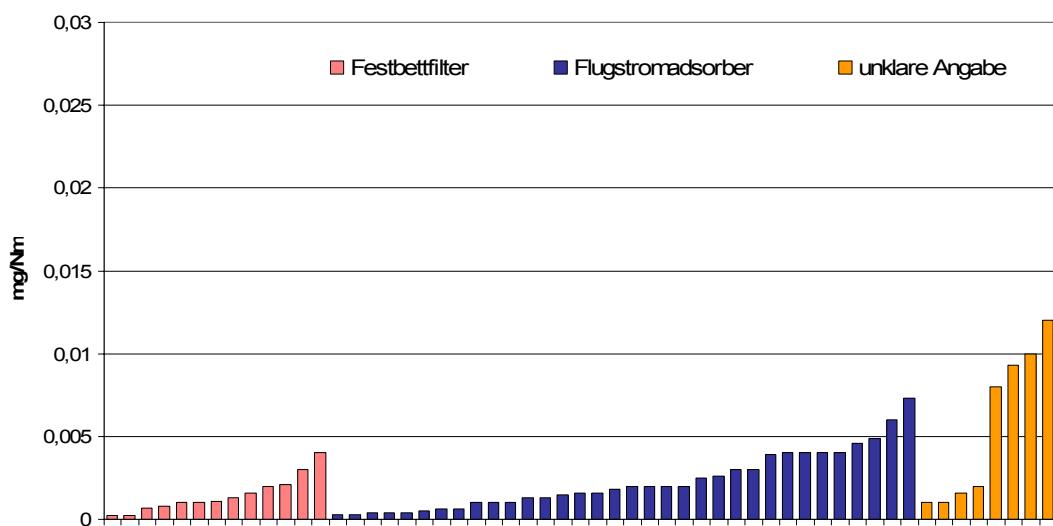


Abb. 3-13 Spannbreite der Hg-Emissionen unterschieden nach Art der Feinreinigung (Flugstromadsorption, Festbettfilter).

An dieser Stelle sei nochmals auf die Grenzen der Vergleichbarkeit der Einzeldaten hingewiesen. Neben den Techniktypen sind vor allem auch Anlagenalter, sowie standort- und betriebsspezifische Faktoren ausschlaggebend für die Betriebswerte. So ist z.B. nicht auszuschließen, dass eine Anlage mit komplexer Abgasreinigung (Nasswäscher, Festbettfilter etc.) gerade aufgrund der hohen Leistungsfähigkeit einen höheren Anteil an schadstoffreichen, besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (Sonderabfälle) mitverbrennt. Dies kann fallweise die Ursache sein, für ähnlich hohe Emissionskonzentrationen an einer Anlage mit „einfacherer“ Abgasreinigung, die jedoch kaum oder keine Sonderabfälle einsetzt.

### 3.1.5 Zusammenfassung des Screenings

Zusammenfassend lassen sich aus dem Anlagen-Screening folgende Rückschlüsse ziehen:

- Nach den gewählten Kriterien lässt sich über den gesamten Anlagenpark eine insgesamt sehr hohe Zielerfüllung erkennen.
- Die stoffliche Verwertung von Schlacke und Metallen bewegt sich bereits auf einem quantitativ sehr hohen Niveau. Filterasche wird nahezu ausschließlich im Versatz entsorgt. Andere Stoffströme der Abgasreinigung gehen auch überwiegend unter Tage (oder auf Deponie). Dies geschieht z.T. auch für Gips aus SO<sub>2</sub>-Wäschern, die eine stofflich gleichwertige Qualität wie REA-Gipse aus Kohlekraftwerken aufweisen. Salzsäure beschreitet als einziges Produkt aus der Abgasreinigung einen hochwertigen Verwertungsweg. Der Stoffstrom ist jedoch vergleichsweise klein.
- Die Energienutzung zeigt eine große Streubreite. Vor allem kleinere und ältere Anlagen zeigen z.T. relativ niedrige Effizienzen auf. Dagegen zeigen einige Anlagen sehr hohe Werte, insbesondere wenn die Nutzung wärmegeführt ist. Nach der überschlägig angewendeten Energieeffizienzformel (in Anlehnung an die Formel R1 aus dem Entwurf der EU-Abfallrahmenrichtlinie) würden etwas mehr als die Hälfte das Kriterium 0,6 erfüllen. Über 80 % würden ein Kriterium von 0,5 erfüllen.
- Mit Blick auf die Emissionssituation ist über die Breite hinweg ebenso ein sehr hoher Standard zu erkennen. Sieht man von NO<sub>x</sub> ab, so liegen alle Anlagen durchgehend unter 50% der Grenzwerte und eine überwiegende Anzahl unterhalb 20 % des Grenzwerts. Zu erkennen ist aber auch, dass eine kleinere Anzahl an Anlagen sich stets signifikant höher als der „Mainstream“ bewegt.
- Signifikante Wechselwirkungen zwischen Technikwahl (soweit hier differenziert), Energieeffizienz und Emissionsniveau sind kaum zu erkennen. Dies unterstützt die häufig zu beobachtende Feststellung, dass es sich bei den ca. 70 MVAn in Deutschland durchweg um technische Unikate handelt. Die spezifische Verfahrensführung und Prozessverschaltung, aber auch Alter und Größe der Anlagen sind weit ausschlaggebender für die umweltbezogene Leistung als die Typologie der installierten Technik.  
Bezüglich der Energieeffizienz sind vor allem die äußeren Randbedingungen – Wärmeabnehmer am Standort – von großer Bedeutung.

## 3.2 Analyse der als fortschrittlich anzusehenden Maßnahmen

Das zuvor dargestellte Screening des gesamten Anlagenparks in Deutschland bleibt notwendigerweise auf einer stark vereinfachten Übersichtsebene. Im folgenden Abschnitt sollen die technischen Grundeinheiten einer MVA im Hinblick auf eine möglichst optimierte Erfüllung der Kriterien „Stoffe“, „Energie“ und „Emissionen“ diskutiert werden.

### 3.2.1 Grundeinheit Feuerungstechnik

Alle MVAn in Deutschland sind mit Rostfeuerungen ausgestattet. Einzige Ausnahme bildet die Pyrolyseanlage in Burgau, die hier ebenso wenig wie Anlagen, die vorbehandelte bzw. zu Ersatzbrennstoff aufbereitete Abfälle einsetzen, im Betrachtungsrahmen liegen.

Die **Rostfeuerungstechnik** entstammt der Kohlefeuerung und wird für Abfall bereits seit vielen Jahrzehnten verwendet. Ausgehend von verschiedenen Herstellerkonzepten sind Vorschubroste, Walzenroste und Rückschubroste zu unterscheiden. Im Detail gestalten sich diese Systeme mit sehr deutlichen Unterschieden in Punkt Durchmischung des Abfalls, dessen Verweilzeit und das lokale Sauerstoffangebot [Scholz et al. 2001] und damit des Ausbrands und der Abgasmenge (Luftüberschuss). Im konkreten Fall bieten sich jedoch in der Regel Maßnahmen an, um die spezifischen Vor- und Nachteile jeweils auszugleichen. Eine grundsätzlich bevorzugte Bewertung eines dieser Systeme ist daher nicht angemessen.

Auch zur **Feuerraumgeometrie** hat sich keine verallgemeinernde Bewertung herausgebildet. Von den Grundtypen – Gegenstrom, Mittelstrom, Gleichstrom – ist eine zunehmende Eignung für heizwertreichere Abfälle festzustellen.

Gemäß der Fragestellung dieses Vorhabens sind **Maßnahmen**

- zur Erzielung eines möglichst hohen Ausbrandes zur Verbesserung der Qualität der Rohschlacke
- zur Verbesserung der Feuerungsführung und des Wärmeübergangs zur Minimierung von Abwärmeverlusten und zur Gewährleistung geringer Rohgasbelastungen ( $\text{CO}$ ,  $\text{C}_{\text{org.}}$ , Dioxine/Furane) sowie geringen Luftüberschusses (Lambda)

herauszuheben. Ein Weg, dies zu erreichen kann beispielsweise die Umsetzung der **Wasserkühlung** des Rosts sein. Dies ermöglicht Primärluft, die ansonsten als wesentliche Funktion die Rostkühlung innehaltet, ausschließlich zum Zwecke der Feuerungsoptimierung einzusetzen. Dieser Ansatz wurde ab der zweiten Hälfte der 90er Jahre in verschiedenen neuen Anlagen umgesetzt.

Zur Erfüllung der genannten Kriterien wird die Wasserkühlung nach den bisherigen Betriebserfahrungen als wenig bedeutsam beurteilt. Vielmehr können optimierte Verbrennungsbedingungen über vielfältige Maßnahmen der Überwachung und Regelung der Feuerungsführung erzielt werden. Zu nennen wären vor allem die Tempera-

turkontrolle des Müllbetts auf dem Rost und des Abgases an zahlreichen Messpunkten. Dazu können beispielsweise Infrarotkameras dienen, wie sie an einzelnen Anlagen in Deutschland bisher auch eingesetzt werden.

*Abgasrezirkulation* wird von verschiedenen Anlagen durchgeführt und als erfolgreiche Maßnahme zur Optimierung des Gasausbrandes bewertet. Nach BREF<sup>12</sup> kann sie außerdem den Energieverlust über das Abgas mindern und so zu einer leichten Erhöhung der Energieeffizienz führen. Dieses Verfahren ist an zahlreichen der neueren Anlagen in Deutschland umgesetzt.

Zu nennen ist auch die Möglichkeit einer Sauerstoffanreicherung in der Verbrennungsluft, wodurch eine rasche und effiziente Verbrennung erreicht werden kann. Diese Technik lässt sehr niedrige verbrennungsbedingte Emissionen erwarten wie auch ein vergleichsweise geringes Abgasvolumen. Sie ist bisher an MVA in Deutschland nicht umgesetzt.<sup>13</sup> Eine Anlage in Österreich (Arnoldstein) arbeitet derzeit nach diesem Verfahrensprinzip.

Dieser Ansatz ist im Hinblick auf die Qualität bzw. die Verwertungsfähigkeit der Schlacke von besonderem Interesse. Durch die höheren Temperaturen auf dem Rost erfolgt eine teilweise Aufschmelzung mit einer Versinterung der Schlacke. Damit wird eine verbesserte Langzeiteinbindung der Schwermetalle erwartet. Von einzelnen MVA-Betreibern wird in diesem Zusammenhang berichtet, dass eine teilweise Aufschmelzung der Schlacke prinzipiell auch ohne Sauerstoffanreicherung in der Verbrennungsluft möglich ist. Fallweise können die erforderlichen hohen Temperaturen durch gezielte Steuerung der Schichtung des Müllbetts auf dem Rost erreicht werden.

Insgesamt ist eine quantitative Bewertung der Maßnahmen nicht möglich, da die Effekte im Zusammenspiel mit der gesamten Komplexität der einzelnen Anlage kaum gesondert determinieren lassen. Im Übrigen werden die Potenziale der genannten Maßnahmen von Betreiber zu Betreiber sehr unterschiedlich bewertet.

### 3.2.2 Grundeinheit Kesseltechnik und Energieumwandlung

Der Kesselwirkungsgrad – verstanden als Relation zwischen erzeugter Brutto-Frischdampfmenge und dem Energieinhalt des eingesetzten Brennstoffs – ist eine primäre Größe für die Energieeffizienz einer MVA. Moderne MVA erreichen hier Werte über 80 % bis zu 85 %. Dem Wirkungsgrad werden gegenüber konventionellen Kesselanlagen durch die Natur des hoch korrosiven Rauchgases Grenzen gesetzt. MVA-Kessel erfordern Bauarten, die möglichst wenig Verkrustungen, Anbackungen und Korrosionen zulassen. Ansonsten würden sich deutliche negative Konsequenzen für die Effizienz, die Verfügbarkeit und insbesondere die Betriebskosten ergeben.

---

<sup>12</sup> Siehe BREF Waste Incineration, Abschnitt 4.2.12

<sup>13</sup> Am MHW Coburg wurde das Verfahren (Syncom) vorübergehend im Pilotbetrieb getestet.

Die entscheidende Eingangsbedingung für die optimale Gestaltung der Kesseltechnik und die Art der Energieumwandlung stellt die Nachfrage an Energiearten am Standort dar. Ein auf maximale Stromgewinnung ausgelegter Kessel (kein Wärmeabnehmer am Standort) ist anders zu gestalten als eine von Dampfabgabe oder Fernwärmeabgabe an Dritte geführte MVA.

Grundsätzlich hat sich in Deutschland dominierende Bauweise mit einbautenfreiem Strahlungsteil vor einem gegliederten Konvektionsteil (Economizer, Verdampfer, Überhitzer) vor dem Hintergrund der Feuerungs- und Abgasverhältnisse bei Abfallverbrennung als maßgeblich Kesselkonfiguration bewährt. Diese Bauweise ist insbesondere repräsentativ für Anlagen mit einer teilweisen oder vollständigen Ausrichtung auf Stromerzeugung. Hierdurch werden in der Regel Dampfparameter von 400°C und 40 bar erzeugt.

Als maximaler elektrischer Wirkungsgrad ist mit dieser Dampfspannung aus thermodynamischen Gründen ein Bruttowert von 0,28 nicht zu überschreiten. Eine Erhöhung setzt höhere Dampfparameter voraus. Da damit die Korrosionsgefahr deutlich ansteigt, sind mit höheren Temperaturen und Drücken auch aufwändigere Materialien für die Kessel notwendig. In Deutschland wird dies an verschiedenen Anlagen praktiziert (bis zu 80 bar und 500°C). Häufig weisen Anlagen, die ihren Dampf an ein benachbartes, fossil befeuertes Heizkraftwerk abgeben, höhere Dampfparameter auf.

Die Einführung eines zusätzlichen Zwischen-Überhitzers, der in den Strahlungsteil des Kessels eingebaut wird, ist als eine weitere Möglichkeit zu sehen, den elektrischen Wirkungsgrad zu erhöhen. Diese, in Kohlekraftwerken übliche Bauweise, wird u.a. in der MVA Amsterdam umgesetzt.

Ist die Anlage wärmegeführt, sind hohe Dampfparameter nicht erforderlich. Niedrige Drücke und Temperaturen führen im Gegenzug zu deutlich längeren Reisezeiten der Kessel. In jedem Fall spielen hier die Standortgegebenheiten – wie oben angeführt – die entscheidende Rolle. Ein industrieller Abnehmer von Prozessdampf wird i.d.R. eine bestimmte Dampfqualität erwarten. Zur Fernwärmeversorgung dagegen lässt sich wiederum Kondensat (heißes Wasser) einsetzen. Die Erzeugung hochgespannten Dampfes wäre hier exergetisch unsinnig.

Auch die Wahl der optimalen Turbinenart ist – so in der MVA der Dampf zur Stromerzeugung eingesetzt wird – durch die nutzungsseitige Ausrichtung bestimmt. Grundsätzlich sind als mögliche Baukonzepte zu unterscheiden:

- Gegendruckturbinen: Sie sind sinnvoll, wenn über die Nutzungsdauer eine konstante Wärmemenge (ND-Dampf oder Fernwärme) abgenommen wird. Starke Schwankungen im Jahresgang sind hier nachteilig bezüglich des Gesamtnutzungsgrades.
- Kondensationsturbinen sind ausschließlich für vollständige Stromnutzung geeignet. Eine Fernwärmeabgabe (heißes Kondensat) ist zwar möglich, stellt in der Regel jedoch keinen energieeffizienten Ansatz dar.

Kondensationsturbinen können auch mehrstufig mit Zwischenüberhitzung des Dampfes ausgestaltet sein.

- Entnahme- und Kondensationsturbinen erlauben die Entnahme von Dampf aus verschiedenen – bautechnisch festgelegten – Anzapfungen. Dieser Turbinentyp stellt damit die vergleichsweise flexibelste Bauart dar. Sie ist bei der Mehrzahl der Anlagen mit variierendem Jahresgang bezüglich der Wärmeabgabe installiert.

Keiner der Turbinenarten ist somit grundsätzlich im Vorteil. In vielen Fällen ist die Entnahme- und Kondensationsturbine jedoch aufgrund der Flexibilität die Bauart der Wahl.

### 3.2.3 Grundeinheit Abgasreinigungskette

Hauptfunktion der Abgasreinigung ist die Sicherstellung möglichst geringer schädlicher Emissionen. In Kapitel 2.1 sind bereits die grundlegenden Prozessschritte beschrieben worden. Mit Blick auf die Ergebnisse des Screenings wird deutlich, dass die vielfältigen Technikvarianten, die in den MVAn in Deutschland realisiert sind, in der Mehrzahl bei allen Schadstoffarten sehr effiziente Emissionsminderungen erreichen.

Mit Blick auf verwertungsfähige Feststoffe und Energieeffizienz sind vor allem folgende Aspekte heraus zu stellen:

#### a. Erzeugung verwertungsfähiger Feststoffe

- Den größten Stoffstrom aus der Abgasreinigung stellen die Filterstäube dar. Diese werden fast vollständig im Rahmen von Versatzmaßnahmen unter Tage entsorgt. Dieser Weg ist als Verwertung grundsätzlich anerkannt. Alternative Wege, die die Inhaltsstoffe einer stofflichen Nutzung zuführen könnten (z.B. Rückgewinnung von Zink oder anderen Metallen) werden nicht beschritten. Diese Art Recycling hat sich bislang nicht wirtschaftlich darstellen lassen.
- Die weitergehenden Abgasreinigungsmaßnahmen dienen vor allem der Absorption saurer Gase und der Adsorption von POP sowie Schwermetallen. Hierbei fallen kleinere Mengenströme an, die die abgeschiedenen Schadstoffe in der Regel in konzentrierter Form beinhalten. Dabei lassen sich zwei prinzipielle Anlagenkonzepte unterscheiden:
  - Die, die über mehrere Reinigungsstufen getrennt stofflich differenzierte Produkte erzeugen, einerseits im Stoffkreislauf nutzbare Materialien (wie z.B. Gips, Salzsäure, aufgereinigte Salze), andererseits konzentrierte kleinvolumige Schadstoffsenken (z.B. Schwermetallhydroxidschlämme aus entsprechenden Fällungsverfahren);  
Dieses Konzept ermöglicht die teilweise Schließung von Stoffkreisläufen, setzt jedoch eine höhere Anlagenkomplexität, einen höheren Energieeigenverbrauch sowie Engagement zur Vermarktung der „stofffreien“ Produkte voraus.
  - Die, die nur einen Stoffstrom erzeugen, der die Gesamtheit der abgeschiedenen Schadstoffe enthält.

Für solche Erzeugnisse scheidet eine differenzierte stoffliche Verwertung vom Prinzip her aus. Wie bei den Filterstäuben ist hier als Verwertung im Grunde lediglich der Einsatz zu Versatzmaßnahmen ein gangbarer Weg. Im Gegenzug liegen hier weniger komplexe Techniksysteme zu Grunde.

Beide Optionen sind im Anlagenpark der MVAn in Deutschland etwa gleichrangig vertreten. Es finden sich beide Konzepte sowohl unter Anlagen älterer Bauart wie auch in jüngeren Anlagen. Anhand der empirischen Analyse (siehe Screening) lässt sich kein grundsätzlicher Vorteil des einen oder des anderen Konzepts im Hinblick auf die Emissionsminderung ableiten.

Das Ziel einer hochwertigen Verwertung wird von dem differenzierten Stoffkonzept in höherem Maße erfüllt. Neben der Notwendigkeit einer Qualitätsicherung<sup>14</sup> ist jedoch auf nachteilige Nebeneffekte einer höheren Anlagenkomplexität auf die Anlagenverfügbarkeit hinzuweisen.

### b. Bedeutung im Zusammenhang mit Energieeffizienz

- Grundsätzlich gilt, dass ein höherer Aufwand bei der Abgasreinigung, bzw. komplexe Abgasreinigungskonzepte, höheren Eigenenergieverbrauch verursachen.
- Im Einzelfall stellt sich der tatsächliche Eigenenergieverbrauch einer MVA aus dem komplexen Zusammenhang zahlreicher Faktoren zusammen und kann nicht in einfachem Muster eindimensional dargestellt werden. So bewegen sich die beim Anlagenscreening (auszugsweise) erhobenen Stromverbräuche in einem auch vom BREF beschriebenen Band von 3 bis 7 % bezogen auf die thermische Leistung, wobei das Anlagenalter häufig von größerem Einfluss ist als die Bauart der Abgasreinigung. Neuere Anlagen weisen zumeist einen höheren Grad an Energieoptimierung auf. Die Bauart dagegen kann sich je nach konkreter Ausgestaltung in gegenläufiger Weise auf den spezifischen Energieverbrauch aufwirken. So enthalten, wie in Tab. 3-2 zusammengestellt, mehrstufige Wäscher im Vergleich zu (quasi-)trockener Absorption mit Gewebefiltern in der Regel einen deutlich geringeren Abgasdruckverlust auf und führen am größten Stromverbraucher einer MVA – dem Saugzug – zu geringerem Verbrauch. Dafür benötigen Nassverfahren in der Regel eine Wiederaufheizung des Abgases.
- Möglichkeiten der Rückgewinnung von Energie aus dem Abgasstrom werden in Anlagen in Deutschland in vielen Fällen über Wärmetauschersysteme genutzt. Dampf-Gas-, Gas-Gas-Vorwärmer, rekuperativ oder regenerativ, sind in modernen Anlagen standardmäßig integriert. Luftvorwärmung und Wiederaufheizung können auf diesen Wegen ohne Einsatz externer Energie bewerkstelligt werden.

---

<sup>14</sup> Dies gilt insbesondere für Gips, dessen Vermarktung durch Imageprobleme (Baustoff aus Müllverbrennung) und die Dominanz der Kohlekraftwerke (REA-Gips) erschwert ist. Der überwiegende Teil des von MVAn erzeugten Gips wird daher – trotz grundsätzlicher Verwertbarkeit – deponiert.

Ein Einsatz von strombetriebenen Wärmepumpen zur maximalen Wärmenutzung des Abgasstroms – wie in verschiedenen schwedischen MVAn – ist in deutschen Anlagen nicht umgesetzt. Hierbei ist dem zusätzlichen Wärmegewinn der nicht unerhebliche Stromverbrauch gegenüberzustellen.

Tab. 3-2 Beispielhafte Zusammenhänge zwischen Technik und Eigenenergieverbrauch bei der Abgasreinigung

| Höherer Energieverbrauch  | geringerer Energieverbrauch  | Maßgebliche Ursache              |
|---|--|----------------------------------|
| Zahlreiche serielle Reinigungsstufen                                      | Wenige serielle Reinigungsstufen   | Prozessaufwand, Druckverlust     |
| Bezüglich Strom:<br>Absorption über Gewebefilter (trocken/quasitrocken)   | Absorption über mehrstufige Wäscher  | Druckverlust                     |
| Bezüglich Dampf:<br>Absorption über mehrstufige Wäscher<br>Festbettfilter | Absorption über Gewebefilter (trocken/quasitrocken)<br>Flugstromadsorption | Wiederaufheizung<br>Druckverlust |

### 3.2.4 Nachgeschaltete Aufbereitung von Schlacke und anderen Feststoffen

Die **Rostschlacken** stellen den massenmäßig dominierenden MVA-Abfall. Andererseits beinhalten sie nicht unerhebliche Anteile einiger schwerflüchtigen Metalle (z.B. Blei) aus dem Abfall. Bis in die Achtziger Jahre wurde Schlacke überwiegend deponiert. Seither hat der Trend zur Verwertung deutlich zugenommen (siehe auch das Ergebnis des Screenings in Abb. 3-1). Die Kriterien dazu wurden anfangs mit dem Merkblatt M19, später dem Merkblatt M20 der LAGA geregelt.

Die Verwertbarkeit von Schlacke ist an zwei Maßstäben zu werten:

- die bauphysikalische Eignung insbesondere gemessen durch Korngrößenverteilung, Kornform, Procordichte, Widerstand gegen Schlag und Verdichtung und Frost-Tau-Wechsel.
- das Umweltverhalten, gemessen an Elutionsverhalten von löslichen Verbindungen sowie Feststoffinhalte.

Zum Erreichen der notwendigen Standardqualitäten ist eine Aufbereitung der Schlacke erforderlich. Grobstoffe und Metallstücke müssen abgetrennt werden. Die Rückgewinnung Eisenmetallen durch Magnetabscheidung ist dabei schon seit längerer Zeit Stand der Technik. Hier führt die Aufbereitung durch den gewonnenen Eisenschrott zu zusätzlichen Erlösen. Dies gilt ebenso für die in den letzten Jahren zunehmend ange-

wandte Abscheidung von Nicht-Eisen-Metallen über das Prinzip der Wirbelstromabscheidung (induzierter Magnetismus). Auch hier spielen einerseits Erlöse durch die Metallfraktionen und anderseits Qualitätsanforderungen an schlackebürige Baustoffe zusammen. Restgehalte an Aluminium können sich hier qualitätsmindernd auswirken. Dies gilt insbesondere auch für den Einsatz von Schlacke im Versatz unter Tage, da metallisches Aluminium zur katalytischen Bildung von Wasserstoffgas führen kann.

Das am weitesten verbreitete Verfahren zum Erreichen einer baulich verwertbaren Schlacke stellt die nach Merkblatt M20 vorgeschriebene Alterung in Form einer dreimonatigen Zwischenlagerung dar. Dies dient dazu, die anfangs noch vergleichsweise hohe Reaktivität der Schlacke abklingen zu lassen. Die wichtigsten chemischen Reaktionen sind dabei die Carbonatisierung und die Hydratisierung. Daran sind vor allem die Feinkornanteile beteiligt.

Darüber hinaus sind Verfahren im Einsatz, die eine differenzierte Korngrößenklassierung der Schlacke vorsehen. Die verschiedenen Siebkennlinien können dabei zu Recycling-Baustoffen mit spezifischen bauphysikalischen Anforderungen aufbereitet werden.

Einen weiteren Schritt stellt die Schlackewäsche dar. Hier liegt das vorrangige Ziel in einer Reduzierung der leichtlöslichen Verbindungen, insbesondere der Chloride. Dieses Verfahren erfordert jedoch eine sinnvolle Einbindung in den Betriebsablauf der MVA, um die im Waschwasser gelösten Stoffe der Abgaswäschern in die Feststoffe zu überführen und die geforderte Abwasserfreiheit der MVA zu gewährleisten.

In Abb. 3-14 ist der vereinfachte, schematisierte Ablauf einer Schlackeaufbereitung inklusive einer integrierten Schlackewäsche darstellt. Dieses Verfahren ist in einer Anlage in Deutschland in dieser Weise dem Grunde nach umgesetzt.

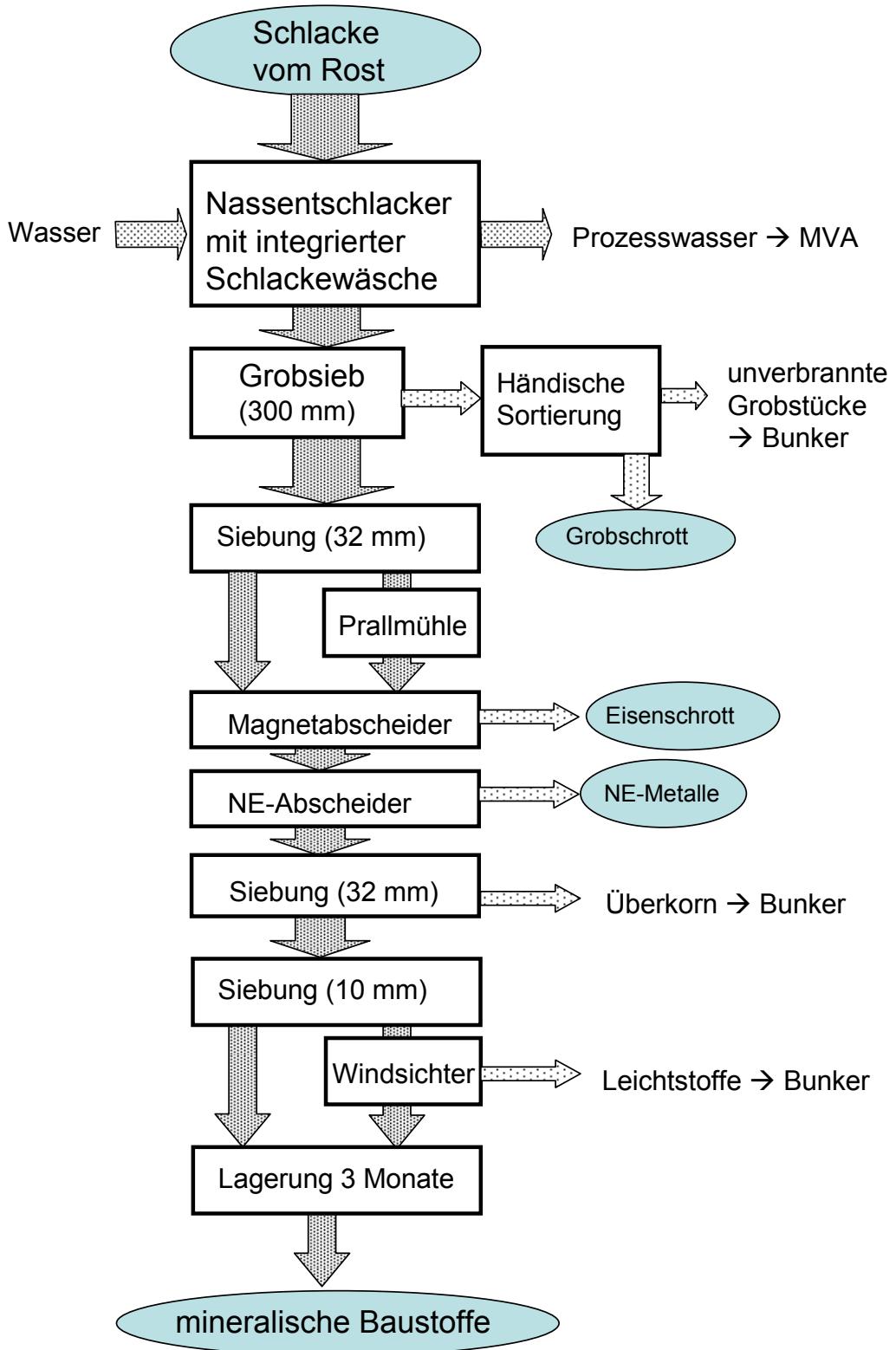


Abb. 3-14 Vereinfachtes Schema einer Beispielhaften Schlackeaufbereitung mit integrierter Schlackewäsche und mechanischer Aufbereitung zu Recycling-Baustoffen (nach Zwahr [2005, 2006])

## 4 Beispielhafte Modellrechnungen

Aus dem bundesdeutschen MVA-Park werden vier exemplarische Anlagen ausgewählt. Drei davon sind im Hinblick auf das Projektziel weitgehend als Vertreter eines fortgeschrittenen Stands der als essenziell erachteten Techniken anzusehen. Zu Vergleichszwecken soll eine weitere Anlage eher einen mittleren, im Zweifel ungünstigeren Standard, wie er für ältere Anlagen als typisch anzusehen ist, repräsentieren. Die Darstellung der Anlagen erfolgt anonymisiert. Die Betreiber der Anlagen waren in das Projekt einbezogen und haben dem Forschungsnehmer die notwendigen Daten und Informationen zur Verfügung gestellt.

### 4.1 Grundlagen

Im Folgenden werden die Prinzipien der Modellerstellung, die Ableitung einer einheitlichen Abfallzusammensetzung sowie die Kenngrößen für die durch stoffliche und energetische Nutzung substituierten primären Herstellungsprozesse beschrieben.

#### 4.1.1 Modellierungsweise

Die Anlagen wurden mit Hilfe eines Stoffstromrechenmodells<sup>15</sup> modelliert. Dabei wurden folgende Grundprinzipien verfolgt:

1. Die Prozesse sind als Input-Output-Module spezifiziert und erlauben eine **abhängig von den definierten Eigenschaften des Abfallinputs** wissenschaftlich-technisch nachvollziehbare Berechnung der Stoff- und Energieumwandlung. Beispiele:
  - a. Abhängig vom Gehalt an C, H, O, N, Cl und S wird eine Verbrennungsrechnung durchgeführt, die zur Errechnung des Abgasvolumens dient.
  - b. Abhängig vom Schwefelgehalt wird unter Berücksichtigung eines Pauschalanteils des in die Asche/Schlacke eingebundenen Sulfats der im Rohgas enthaltene SO<sub>2</sub>-Anteil errechnet.
2. Die Prozessmodule sind anhand flexibel bestimbarer Parameter **gezielt auf definierte Technikstandards** einstellbar. Beispiele:
  - a. Das per Verbrennungsrechnung errechnete Abgasvolumen wird mit dem für eine bestimmte Verbrennungsanlage typische Luftüberschusszahl (Lambda-Wert) multipliziert. Man erhält das spezifische Abgasvolumen eines bestimmten Abfallstoffs in einer bestimmten thermischen Anlage.
  - b. Unter Berücksichtigung von Messdaten und seiner vom Verfahrenstyp her unterstellten Leistungsfähigkeit der Abgasreinigung wird ein Abscheidegrad zur Minderung des SO<sub>2</sub>-Rohgaswerts angesetzt. Man erhält die spezifische SO<sub>2</sub>-Reingasfracht eines bestimmten Abfallstoffs in einer bestimmten thermischen Anlage.

---

<sup>15</sup> Als Software diente dabei Umberto 5

Es muss dazu eingeräumt werden, dass in der Detaillierung wie die Stoffströme im Modell berechnet werden, vielfach keine originären Messwerte vorliegen, bzw. deren Erhebung bei den Betreibern mit sehr hohem Aufwand verbunden wäre. Ein zentraler Problempunkt ist dabei insbesondere die reale Abfallzusammensetzung. Diese wird im Detail selbstverständlich nicht analysiert und unterliegt starken Schwankungen. Die bekannten Daten lassen jedoch eine an der „Realität geeichte“ Einschätzung der Rechenkenngroßen zu, die im Rahmen der Aufgabenstellung in diesem Vorhaben hinreichend genau ist.

Bei der Modellierung gilt es zu beachten, dass Abfallverbrennungsanlagen technisierte Industrieanlagen sind, die sich aus einer Vielzahl von Prozesskomponenten zusammensetzen. Diese werden unter einer gewissen Verallgemeinerung in folgende Module unterteilt:

- Feuerung
- Kessel (Dampferzeuger)
- Entstaubung
- Absorption der sauren Gase
- Entstickung
- Feinreinigung (Adsorption)

Dazu kommen weitere Energieumwandlungsprozesse (z.B. Dampfturbine, aber auch Wärmetauscher in der Abgasreinigungskette), bei nassen Absorptionsverfahren auch die Prozessabwasserbehandlung bzw. Prozesse der Abwassereindampfung sowie eine Tropfenabscheidung am Abgaskamin. Auch der Schlacke- und Ascheabzug ist zu nennen.

Geht man tiefer in das technische Detail, finden sich noch zahlreiche weitere Prozessunterabschnitte. Die datentechnische Modellierung der verschiedenen MVA begrenzt sich jedoch auf die genannten Hauptprozesskomponenten, die es in technische Grundtypen zu unterscheiden gilt (z.B. Absorption saurer Gase in zwei- bis dreistufige Nasswäsche oder einstufige quasitrockene Sprühabsorption).

Vor einer Beschreibung der Modellierungsweise für die genannten Prozesskomponenten sollen jedoch die grundsätzlichen Prinzipien zusammengefasst werden:

Mit der **stofflichen Zusammensetzung** des zu verbrennenden Abfalls sind **die primären** Eingangsparameter definiert: Elementar-, Wasser-, Aschegehalte und, daran geknüpft, der Heizwert.

Die Prozessmodellierung folgt **grundsätzlich linearen Beziehungen**:

Bsp.: höherer Heizwert → höhere Feuerungswärme → mehr Dampf → mehr Nettowärmevergabe; Bei der Berechnung gehen jedoch auch Parameter ein, die von anderen Stellgrößen abhängig sind, wie z.B. der energetische Eigenbedarf, der u.U. nicht in linearem Verhältnis zum Heizwert des Abfalls steht. Wird der Heizwert um das 1,2-fache erhöht und bleibt der Eigenenergieverbrauch gleich, dann folgt die Erhöhung der Nettowärmevergabe nicht (genau) dem Faktor 1,2. Durch die Querverflechtung der Prozessabläufe werden die Berechnungen somit komplexer.

Reale Messwerte liegen in der Regel nur für Abgasendkonzentrationen und z.B. für absolute Reststoffmengen vor. Die Kenngrößen, die für die Modellberechnung notwendig sind und die die Technik modellhaft beschreiben sollen, sind eher im Ausnahmefall durch belastbare empirische Daten an der Einzelanlage hinterlegt (z.B. die spezifische Abscheideleistung einer bestimmten Filterstufe für eine bestimmte Abgaskomponente). Da bei einer MVA im Einzelfall die genaue stoffliche Zusammensetzung des eingesetzten Abfalls eine vom Grundsatz her unbekannte Größe ist, können „exakte“ Rechenfaktoren nicht erhoben werden.

Es müssen daher zum großen Teil Werte aus Literatur und plausiblen Technikeinschätzungen herangezogen und die sich daraus ergebenden Modellrechenergebnisse mit den „realen“ Messwerten verglichen werden. Abweichungen von Modell- und Realwerten sind daher unausweichlich. Es wird angestrebt, sie im Rahmen plausibler Toleranzen auszugleichen, d.h. die Kenngrößen der Modellrechnung fallweise in Richtung der Realwerte zu „kalibrieren“.

Die dabei auftretenden Unsicherheiten sind im Rahmen der Bewertung zu diskutieren.

Am Beispiel der zweistufigen Nasswäsche wird in Abb. 4-1 die Vorgehensweise der Stoffflussberechnung durch die Absorption beispielhaft dargestellt. Darin werden auch der Betriebsmittelverbrauch und die Feststofferzeugung einbezogen. Der Verbrauch des Absorptionsmittels (hier wird Kalkmilch gewählt) im neutralen Wäscher errechnet sich stöchiometrisch aus dem für die nach Modellrechnung abgeschiedenen SO<sub>2</sub> (als Sulfat)<sup>16</sup>, HCl (als Chlorid) und HF (als Fluorid) und dem anlagenspezifischen Stöchiometriefaktor.

**Beispiel** (siehe auch Abb. 4-1)

- Input in den neutralen Wäscher: SO<sub>2</sub>: 800 g und HCl: 150 g
- abgeschieden werden 760 g SO<sub>2</sub> und 135 g HCl
- SO<sub>2</sub>: stöchiom. Ca(OH)<sub>2</sub>-Bedarf:  $(40+(16+1) \cdot 2)/(32+16 \cdot 2) = 1,16 \text{ kg/kg SO}_2$
- HCl: stöchiom. Ca(OH)<sub>2</sub>-Bedarf:  $(40+(16+1) \cdot 2)/((35,5+1) \cdot 2) = 0,51 \text{ kg/kg HCl}$
- pauschaler Stöchiometriefaktor 1,2
- Verbrauch an Ca(OH)<sub>2</sub>:  $(0,76 \cdot 1,16 + 0,135 \cdot 0,51) \cdot 1,2 = \underline{\underline{1,14 \text{ kg}}}$
- Gipsprodukt (inkl. CaCl<sub>2</sub> und unreagiertes Ca(OH)<sub>2</sub>):  
 $\text{Gips: } (1 + 1,16) \cdot 0,76 = 1,64 \text{ (anhydr.)} \cdot (140+18 \cdot 2)/140 = 2,06 \text{ kg H}_2\text{SO}_4 \cdot 2 \text{ H}_2\text{O}$   
 $\text{CaCl}_2: (1 + 0,51) \cdot 0,135 = 0,44 \text{ kg}$   
 $\text{Rest Ca(OH)}_2: (0,76 \cdot 1,16 + 0,135 \cdot 0,51) \cdot 0,2 = 0,19 \text{ kg}$   
Gesamtprodukt:  $2,06 \text{ kg} + 0,44 \text{ kg} + 0,19 \text{ kg} = \underline{\underline{2,69 \text{ kg (trocken)}}}$

Dieses Beispiel lässt (bis auf das Kristallwasser im Gips) die Wasserbilanz außen vor. Das Kalkhydrat wird i.d.R. als 10%ige Kalkmilch eingesetzt (entspricht ca. 10 kg bezogen auf die obere Menge). Auch in dem sauren Wäscher wird Wasser im Bereich von 100 bis 200 kg pro t verbranntem Abfall eingesetzt (bzw. 20 bis 50 g pro m<sup>3</sup> Abgas). Ein Teil des Wassers verdampft bis zur Übersättigung des Abgases. Der größere Teil

16 Bei der Kalkmilchwäsche wird primär Sulfit gebildet, welches ja nach Fall durch Aufoxidation in einem anschließenden Verfahren zu Sulfat umgewandelt wird. Auf die vollständige Darstellung der Zwischenschritte wird hier verzichtet, da bei dieser Modellierung eine möglichst übersichtliche Umrechnung von Input zu Output im Vordergrund steht.

wird über die Wäschersäure (zur Abwasseraufbereitung) und die Gipssuspension (zur Gipsproduktion) ausgetragen.

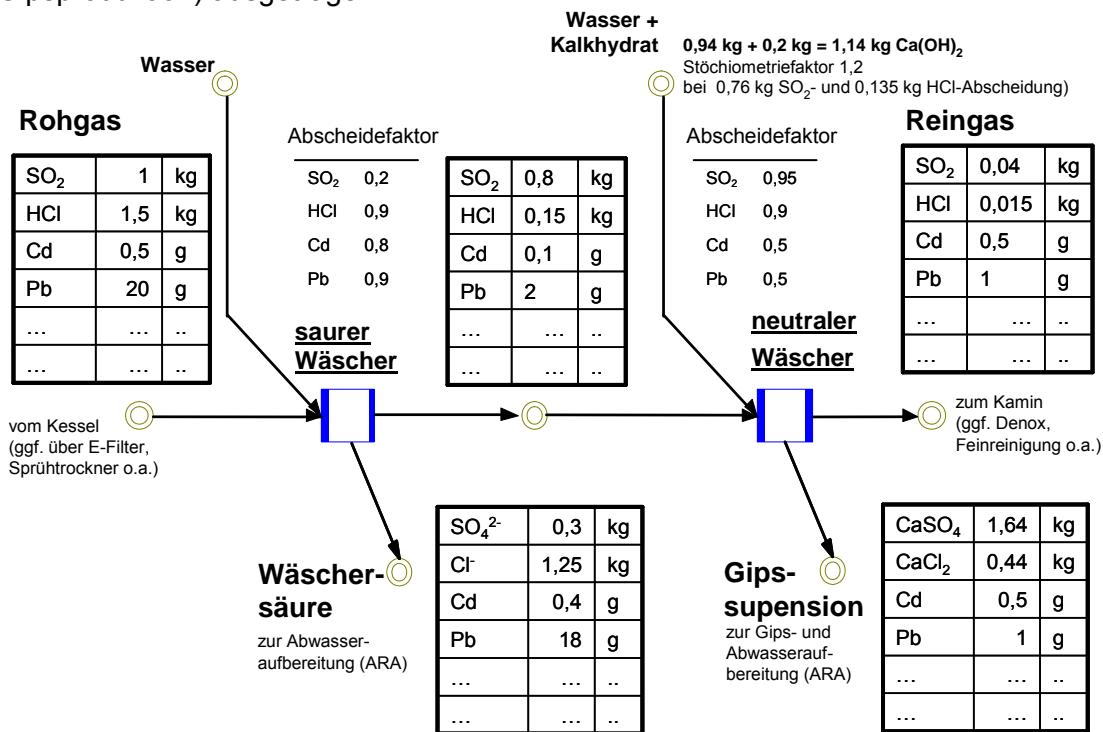


Abb. 4-1 Beispiel für die Einstellung von Verteilungsfaktoren für saure Gase und Metalle in einer zweistufigen Nasswäsche und die resultierenden Stoffflüsse (siehe auch Rechenbeispiel im Text)

#### 4.1.2 Festlegung einer Referenzabfallzusammensetzung

Wie oben bereits angeführt, ist die zu Grunde gelegte Abfallzusammensetzung eine ganz zentrale Eingangsgröße. Ausgehend von definierten Unterfraktionen wird auf die Endgehalte an Elementen geschlossen. Auf diese Weise kann beispielsweise der Chlorgehalt im Gesamtabfall auf seine Herkunft zurückgeführt werden (z.B. PVC) und das korrespondierende Material mit seiner Zusammensetzung insgesamt (z.B. Kohlenstoff oder spezielle Schwermetalle wie Cadmium) berücksichtigt werden.

Als wesentliche Datengrundlagen wurden für die Festlegung von Referenzwerten für die Abfallzusammensetzung verwendet BayLfU [2003], INFA [2004], Rotter [2003] Kost [2002], Heilmann [2000], Kern, Sprick, Glorius [2002] sowie Dehoust, Gebhardt und Gärtner [2002].

In Tab. 4-1 sind die für diese Untersuchung angenommenen Fraktionsanteile und die daraus abgeleiteten Elementargehalte zusammengestellt.

Tab. 4-1 Angenommene Zusammensetzung des Abfallinputs in die MVA;  
 Linker Teil: Unterfraktionen, rechter Teil: daraus abgeleitete Elementar-  
 zusammensetzung; Quelle: Berechnungen des IFEU auf der Basis von  
 BayLfU [2002], INFA [2005], Rotter, Heilmann, Kost, Flamme

| Anteile Unterfraktionen     | bezogen auf Frischmasse | Elementargehalte | bezogen auf Frischmasse |
|-----------------------------|-------------------------|------------------|-------------------------|
| Feinfraktion                | 14,26%                  | Wassergehalt     | 32,1%                   |
| Mittelfraktion              | 11,07%                  | Aschegehalt      | 24,5%                   |
| Organik                     | 20,17%                  | C fossil         | 9,5%                    |
| Holz                        | 2,52%                   | C regenerativ    | 13,6%                   |
| Hygieneprodukte             | 7,12%                   | H                | 4,3%                    |
| Papier, Pappe, Karton       | 15,10%                  | O                | 14,4%                   |
| Kunststoffverpackungen      | 3,35%                   | N                | 0,9%                    |
| Kunststofffolien            | 1,26%                   | S                | 0,177%                  |
| Kunststoffe, PVC            | 0,59%                   | F                |                         |
| Kunststoffe, techn. Artikel | 0,31%                   | Cl               | 0,66%                   |
| Kunststoffe, sonstige       | 2,72%                   | Cd               | 6,6 mg/kg               |
| Verpackungsverbunde         | 1,68%                   | Tl               | 0,38 mg/kg              |
| Verbunde, sonstige          | 2,48%                   | Hg               | 0,23 mg/kg              |
| Renovierungsabfälle         | 1,13%                   | Sb               | 10,8 mg/kg              |
| Staubsaugerbeutel           | 0,25%                   | As               | 3,0 mg/kg               |
| Glas                        | 4,30%                   | Pb               | 190 mg/kg               |
| Fe-Metalle                  | 2,94%                   | Cr               | 233 mg/kg               |
| NE-Metalle                  | 0,25%                   | Co               | 3,4 mg/kg               |
| Inertstoffe                 | 4,19%                   | Cu               | 791 mg/kg               |
| Textilien                   | 2,61%                   | Mn               | 354 mg/kg               |
| Schuhe                      | 0,81%                   | Ni               | 77,8 mg/kg              |
| Leder                       | 0,12%                   | V                | 17,0 mg/kg              |
| Gummi                       | 0,08%                   | Sn               | 35,6 mg/kg              |
| Kork                        | 0,03%                   |                  |                         |
| Elektronikschrott           | 0,67%                   | Unterer Heizwert | 9,78 MJ/kg              |

#### 4.1.3 Systemgrenze für die Bilanzierung

Im Zentrum der Untersuchung steht die MVA mit ihren direkten Verbräuchen und Emissionen. Will man die Klimarelevanz (oder eine andere umweltseitige Wirkung) der Anlage jedoch insgesamt bewerten, so müssen auch die klimarelevanten Emissionen so genannter vorgelagerter Prozessketten (Sammlung, externe Energie, Betriebsmittel) wie auch die der nachgelagerten Prozessketten (Schlackeaufbereitung und Verwertung, sonstige Entsorgung) berücksichtigt werden. Fallweise können die Emissionen aus Nebenprozessen gegenüber den Emissionen der Anlage selbst durchaus signifikant ausfallen. Signifikant sind in aller Regel die „eingesparten“ Emissionen durch Sub-

stitution von primären Rohstoffen und Energieträgern. Diese gehen bei dieser Betrachtung als Gutschriften in die Bilanz mit ein. Abb. 4-2 gibt ein Schema dieses Bilanzraumes wieder.

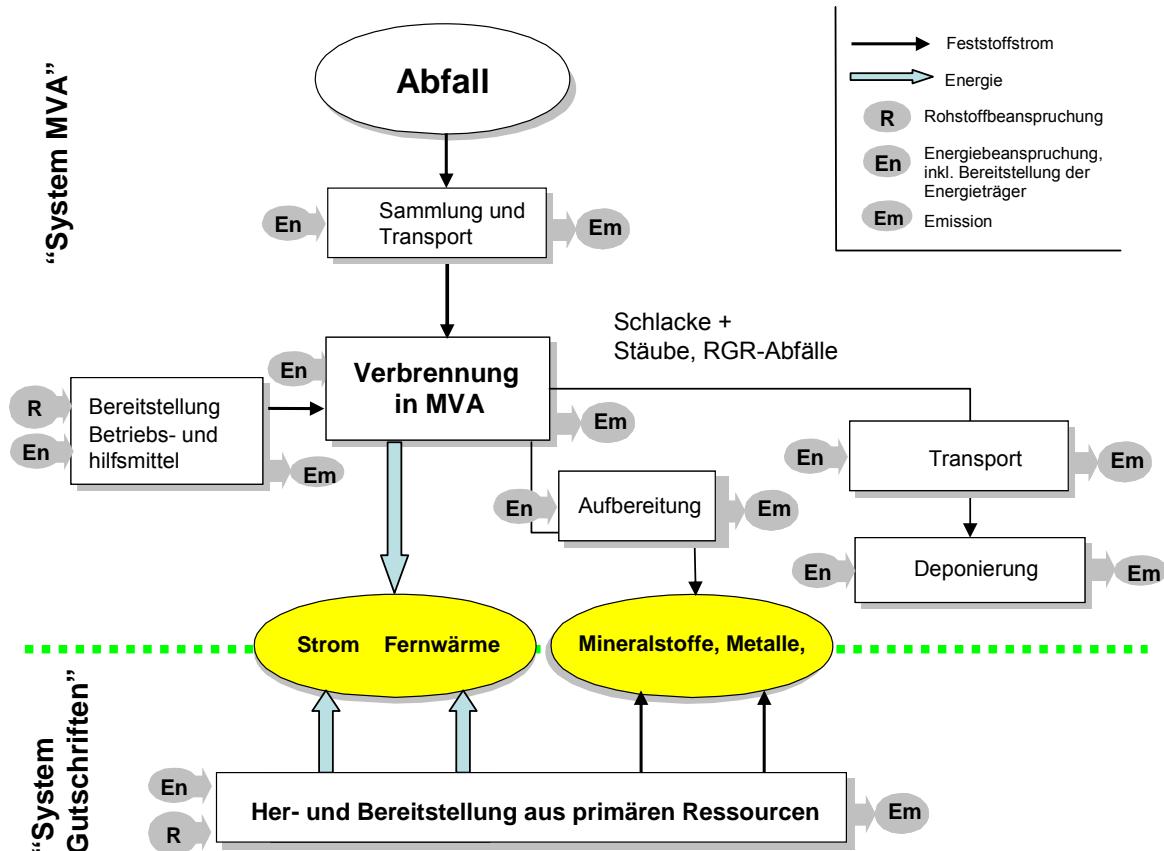


Abb. 4-2 Bilanzgrenze für den Vergleich der Beispielanlagen

#### 4.1.4 Sachbilanzen für die substituierten stofflichen und energetischen Produkte

Von der MVA erzeugte Stoffströme für die Verwertung bzw. die Energieabgabe an Dritte bilden im Rahmen dieser Aufgabenstellung eine ganz zentrale Rolle. Letztendlich liegt der Sinn der Verwertung in der Einsparung von primären Ressourcen. Für folgende Output-Ströme werden in dieser Untersuchung Gutschriften angerechnet:

- Stoffe:
- Schotter, Kies, Bausand
  - Gips
  - Salzsäure
  - Roheisen
  - Aluminium

- Kupfer
- Chromstahl

- Energie:
- Strom aus dem allgemeinen Netz
  - Strom aus 50% Steinkohlekraftwerk 50% GuD-Kraftwerk
  - Fernwärme
  - Prozessdampf (Industrie)

Tab. 4-2 Sachbilanzdaten für die durch Verwertung substituierten Primärstoffe bzw. –prozesse

|                                  | Input      |           | Output                 |                            |          |             |
|----------------------------------|------------|-----------|------------------------|----------------------------|----------|-------------|
|                                  | KEA fossil | Summe KEA | CO <sub>2</sub> fossil | NOx (als NO <sub>2</sub> ) | Cadmium  | Quecksilber |
| je 1 t Produkt                   | GJ         | GJ        | kg                     | g                          | mg       | mg          |
| Schottermaterial                 | 5,33E-02   | 5,33E-02  | 3,90E+00               | 3,28E+00                   | k.A.     | k.A.        |
| Gips <sup>a)</sup>               | 1,68E+00   | 1,85E+00  | 1,09E+02               | 4,40E+02                   | 1,23E+01 | 2,26E+00    |
| Salzsäure                        | 3,05E+00   | 4,64E+00  | 2,72E+02               | 1,57E+03                   | 1,41E+00 | 6,51E+01    |
| Roheisen <sup>b)</sup>           | 2,22E+01   | 2,33E+01  | 2,40E+03               | 7,76E+03                   | 1,50E+02 | 7,55E+01    |
| Rohaluminium <sup>c)</sup>       | 1,12E+02   | 1,75E+02  | 1,06E+04               | 2,70E+04                   | k.A.     | 2,20E+02    |
| Rohmetall Cr-Stahl <sup>a)</sup> | 4,04E+01   | 4,48E+01  | 3,49E+03               | 8,62E+03                   | 5,59E+01 | 1,11E+02    |
| Rohkupfer <sup>a)</sup>          | 7,73E+01   | 8,57E+01  | 5,53E+03               | 8,80E+03                   | 8,00E+03 | k.A.        |

je 1 GJ Produkt

Strom:

|                               |          |          |          |          |          |          |
|-------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| - mittlerer Mix <sup>d)</sup> | 1,69E+00 | 2,73E+00 | 1,65E+02 | 1,31E-01 | 7,11E-01 | 6,56E+00 |
| - Steinkohle/Gas              | 2,42E+00 | 2,42E+00 | 1,93E+02 | 1,76E-01 | 4,34E-01 | 9,36E+00 |
| Prozessdampfmix <sup>e)</sup> | 1,33E+00 | 1,33E+00 | 8,39E+01 | 1,69E+02 | 2,59E+00 | 9,36E-01 |
| Heizwärmemix <sup>d)</sup>    | 1,28E+00 | 1,60E+00 | 9,20E+01 | 8,23E+01 | 6,23E-01 | 1,21E+00 |

Quelle: Berechnungen des IFEU unter Verwendung eigener Daten sowie:

a) ECOINVENT 2000

b) Corradini/Köhler [1999], Rentz et al. [1996], GEMIS Version 4.1

c) Boustead [2000]

d) Strom- und Heizwärmemix nach AGE [2004]

e) Prozessdampfmix mit je 50% Heizöl- und Erdgaskessel angesetzt

## 4.2 Auswahl und Beschreibung der vier Beispiel-MVA

Wie oben erwähnt wurden drei Anlagen ausgewählt, denen a priori ein hoher Standard zu unterstellen ist und die sich durch ein vergleichsweise geringes Anlagenalter auszeichnen (spätestens seit 1997 in Betrieb). Eine vierte Anlage deutlich älterer Bauart soll als Vergleich dienen.

Bei der Auswahl der drei neueren Anlagen wurden die in der Auswertung in Kapitel 3 angewandten Kriterien zu Grunde gelegt, wobei mindestens je eine der Anlagen

1. auf eine hohe Differenzierung der erzeugten Stoffströme mit dem Ziel möglichst vollständig hochwertiger Produkte abzielt ,
2. auf eine sehr hohe Energieeffizienz hin ausgelegt ist,
3. auf einen besonders hohen technischen Standard der Abgasreinigung ausgelegt ist.

Diese Differenzierung kann nur als Tendenz beschrieben werden. In gradueller Weise erfüllt jede dieser Anlagen die drei genannten Prämissen.

Von der Vergleichs-MVA werden diese jeweils nur durchschnittlich oder unterdurchschnittlich erfüllt. Dabei ist zu betonen, dass auch diese Anlage die Grenzwerte der 17. BImSchV sicher einhält, Energie im Rahmen der gegebenen Möglichkeit nutzt und an Dritte abgibt sowie die festen Stoffströme der Verwertung zuführt.

### 4.2.1 Beispiel-MVA 1 – stoffliches Optimum

Das Prinzip, die erzeugten Stoffströme so weit wie möglich in möglichst hochwertige Produkte zu überführen, schlägt sich hier an drei verfahrenstechnischen Punkten nieder:

- intensive **Schlackeaufbereitung** (hier direkt am Standort) mit langer Lagerung (Erzielung einer Schlackequalität entsprechend LAGA Z1.1) und einer aufwändigen Metallabscheidung mit Differenzierung nach Eisen- und mehreren Nicht-Eisenmetallsorten,
- zweistufiger Nasswäscher mit Gipserzeugung in der zweiten (neutralen) Stufe,
- und Rektifikation der Rohsäure aus der ersten (sauren) Stufe zu technischer Salzsäure.

Daneben fallen Kesselstäube und mit kokshaltigem Adsorbens versetzte Filterstäube an. Die Filterstäube stellen die wesentliche Schadstoffsenke dar. Beide Stoffe werden unter Tage für den Versatz in Salzbergwerken eingesetzt.

Zwei im Flugstromverfahren mit Adsorbens betriebene Gewebefilter je zu Beginn und am Ende der Abgasreinigungskette, sowie die zweistufige Nasswäsche gewährleisten eine sehr hohe Abgasreinigungsleistung. Die gemessenen Emissionswerte liegen in allen Parametern weit unterhalb der Grenzwerte. Auch bei NO<sub>x</sub> wird trotz des Verzichts

auf einen Katalysator zu Gunsten eines SNCR-Verfahrens ein Wert im Bereich  $80 \text{ mg/m}^3$  sicher realisiert. Hauptsenke für Quecksilber ist der Filterstaub aus dem ersten Gewebefilter.

Auch in der Energienutzung ist diese Anlage deutlich effizienter als der Bundesdurchschnitt. Bezogen auf den Energieinhalt der eingebrachten Abfälle werden jeweils nach Abzug des Eigenverbrauchs

- 5,5 % als Strom und
- 43,8 % als Prozessdampf

an Dritte abgegeben. Da es sich beim Dampfabnehmer um ein Industrieunternehmen handelt, ist eine ganzjährige Abnahme sicher. Daneben wurde auch die Einspeisung in ein Fernwärmennetz nachträglich realisiert.

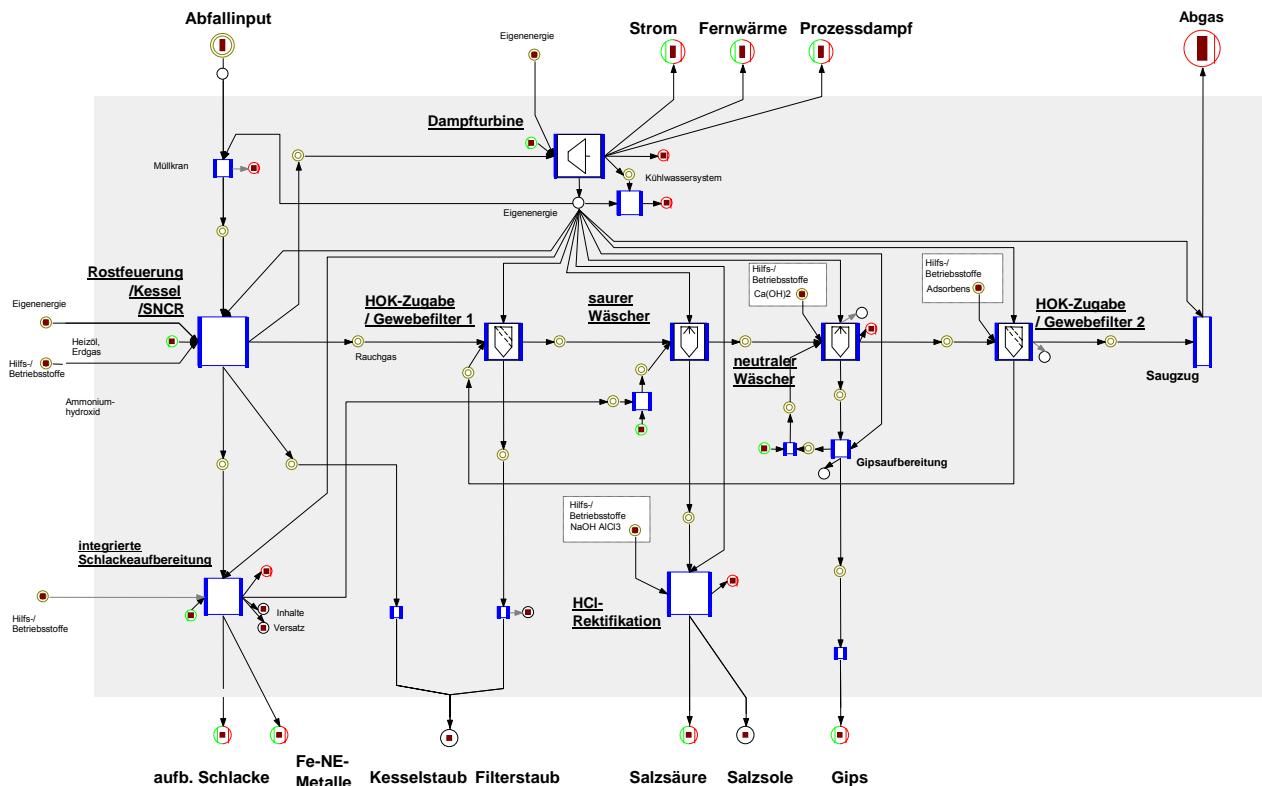


Abb. 4-3 Stoff- und Energiestromschaema für Beispiel-MVA 1

#### 4.2.2 Beispiel-MVA 2 – energetisches Optimum

Im Unterschied zu MVA1 verfolgt diese Anlage nicht das Ziel einer möglichst differenzierten Darstellung der Stoffströme in potenziell hochwertige Produkte. Eine quasitro-

ckene Sprühabsorption für SO<sub>2</sub> und Halogenwasserstoffe ist hier kombiniert mit einer zentralen Entstaubungseinheit (Gewebefilter) mit gleichzeitiger Koks-Adsorption. Dadurch fallen alle Stoffe der Abgasreinigung – Filterstäube, Reaktionssalze, Adsorbenzien – in einem Produkt an. Für diesen Stoff bietet sich ausschließlich ein Versatz unter Tage oder eine analoge Entsorgung an.

Die Aufbereitung der Schlacke erfolgt extern durch ein Drittunternehmen. Dort werden ähnlich wie bei MVA1 durch Lagerung und Klassierung Qualitäten für den Straßenbau sowie Fe-Metalle und NE-Metalle gewonnen.

Auch diese Anlage arbeitet bei der Entstickung nach dem SNCR-Prinzip und realisiert NOx-Werte im Bereich 110 mg/m<sup>3</sup>. Hauptsenke für Quecksilber ist wie für alle übrigen abscheidbaren Stoffe das Stoffgemisch aus dem Gewebefilter.

In der Energienutzung weist diese Anlage eine weit über dem Bundesdurchschnitt liegende Effizienz auf. Bezogen auf die eingebrachte Brennstoffwärme Wärmeleistung werden jeweils nach Abzug des Eigenverbrauchs

- 13,5 % als Strom und
- 58 % als Fernwärme

an Dritte abgegeben. Da die MVA dem abnehmenden Fernwärmennetz als Grundlastversorger dient, ist eine ganzjährige Abnahme sicher.

Auch im Rahmen des Screenings (Kapitel 3.1) hat sich die hohe Energieeffizienz dieser MVA im Vergleich aller Anlagen in Deutschland bestätigt.

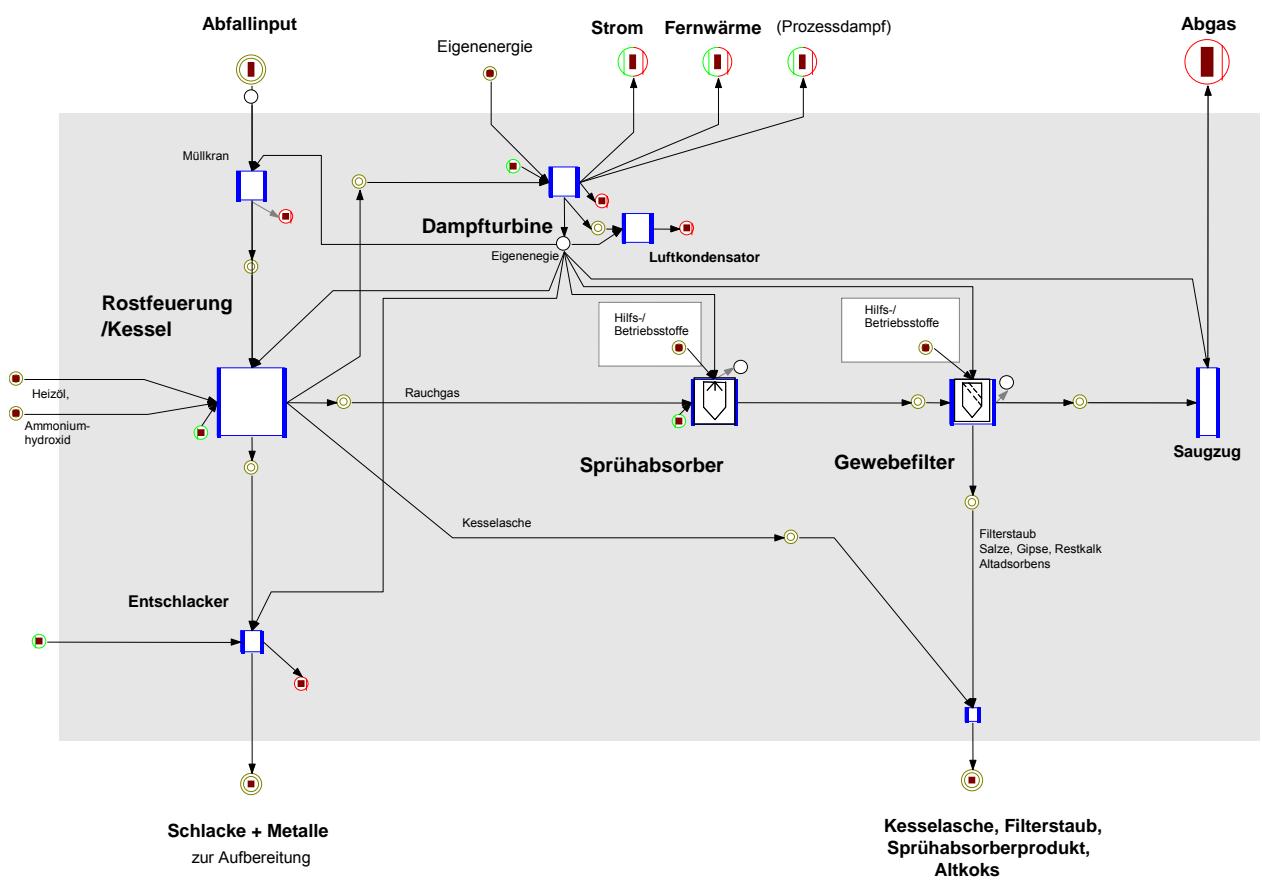


Abb. 4-4 Stoff- und Energiestromschaema für Beispiel-MVA 2

#### 4.2.3 Beispiel-MVA 3 – emissionsseitiges Optimum

Diese Anlage zeichnet sich in erster Linie durch die große Anzahl hintereinander geschalteter Abgasreinigungsaggregate aus: zwei Elektrofilter, Sprühtrockner zur Prozesswassereindampfung, zweistufiger Wäscher, Kombikat und Festbett-Koksfilter.

Der MVA nachgeschaltet erfolgt eine intensive Schlackeaufbereitung mit Abscheidung von Eisen- und Nicht-Eisenmetallsorten. Neben Filterstäuben und Sprühtrocknersalz (jeweils für den Versatz) wird außerdem Gips erzeugt.

Trotz des hohen Prozessaufwands mit entsprechendem Eigenverbrauch gibt die Anlage noch 13 % an Strom und 16 % an Wärme an Dritte ab.

Die hohe Effizienz der Abgasreinigung hat sich im Übrigen im Vergleich aller Anlagen in Deutschland beim Screening (Kapitel 3.1) bestätigt. Insbesondere bei Quecksilber und Dioxinen/Furanen liegt diese Beispielanlage im vordersten Bereich.

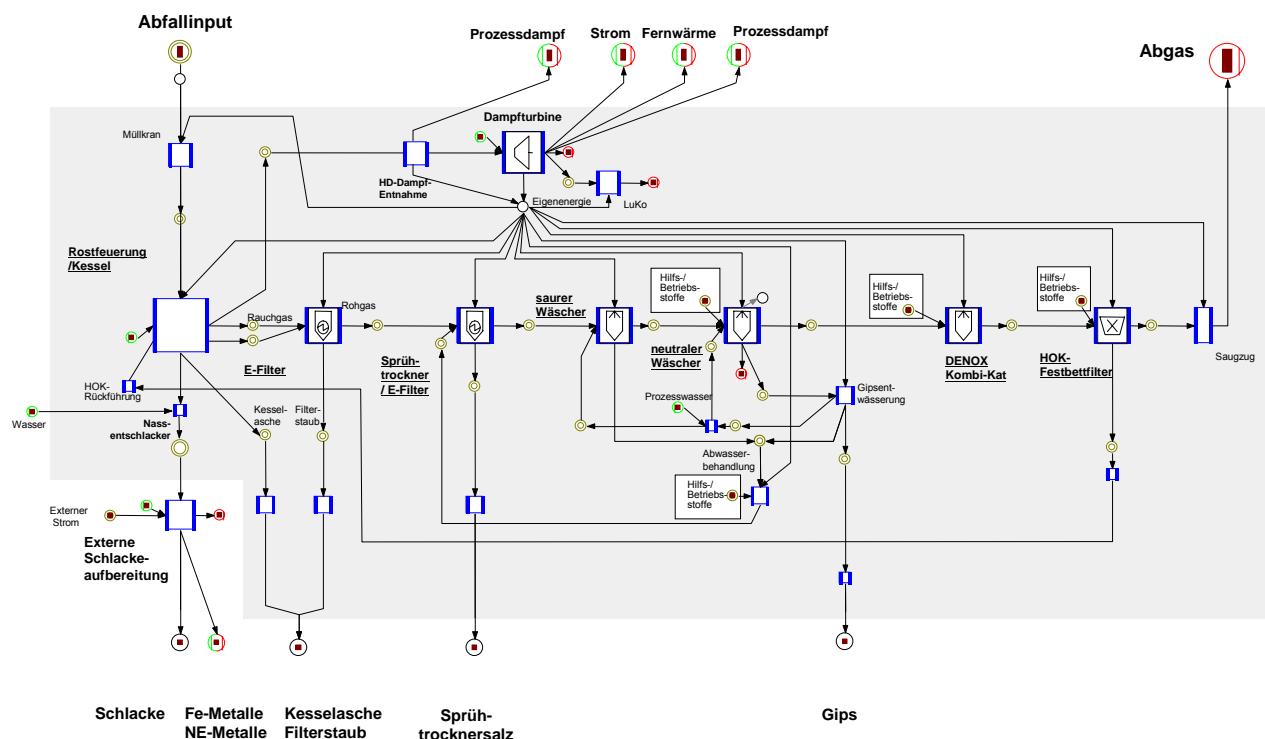


Abb. 4-5 Stoff- und Energiestromschema für Beispiel-MVA 3

#### 4.2.4 Beispiel-MVA 4 – Vergleichsanlage

Diese Anlage ist bereits seit über 30 Jahren in Betrieb. Sie wurde in den 90er Jahren gemäß 17. BImSchV nachgerüstet. Die Abgasreinigung besteht aus einem Zyklon, einem Sprühabsorber, einem Kombikat und einem als Flugstromadsorber betriebenen Gewebefilter.

Die Aufbereitung der Schlacke erfolgt extern durch ein Drittunternehmen. Dort werden durch Lagerung und Klassierung Qualitäten für den Straßenbau sowie Fe-Metalle gewonnen.

Die Anlage verfügt über keine eigene Stromerzeugung. Sie gibt Fernwärme ab. Aufgrund struktureller Randbedingungen bleibt die Abnahme unter 40 % der Feuerungs-wärme. So lange keine neuen zusätzlichen Abnehmer in der Region auftreten, ist diese Rate nicht steigerbar.

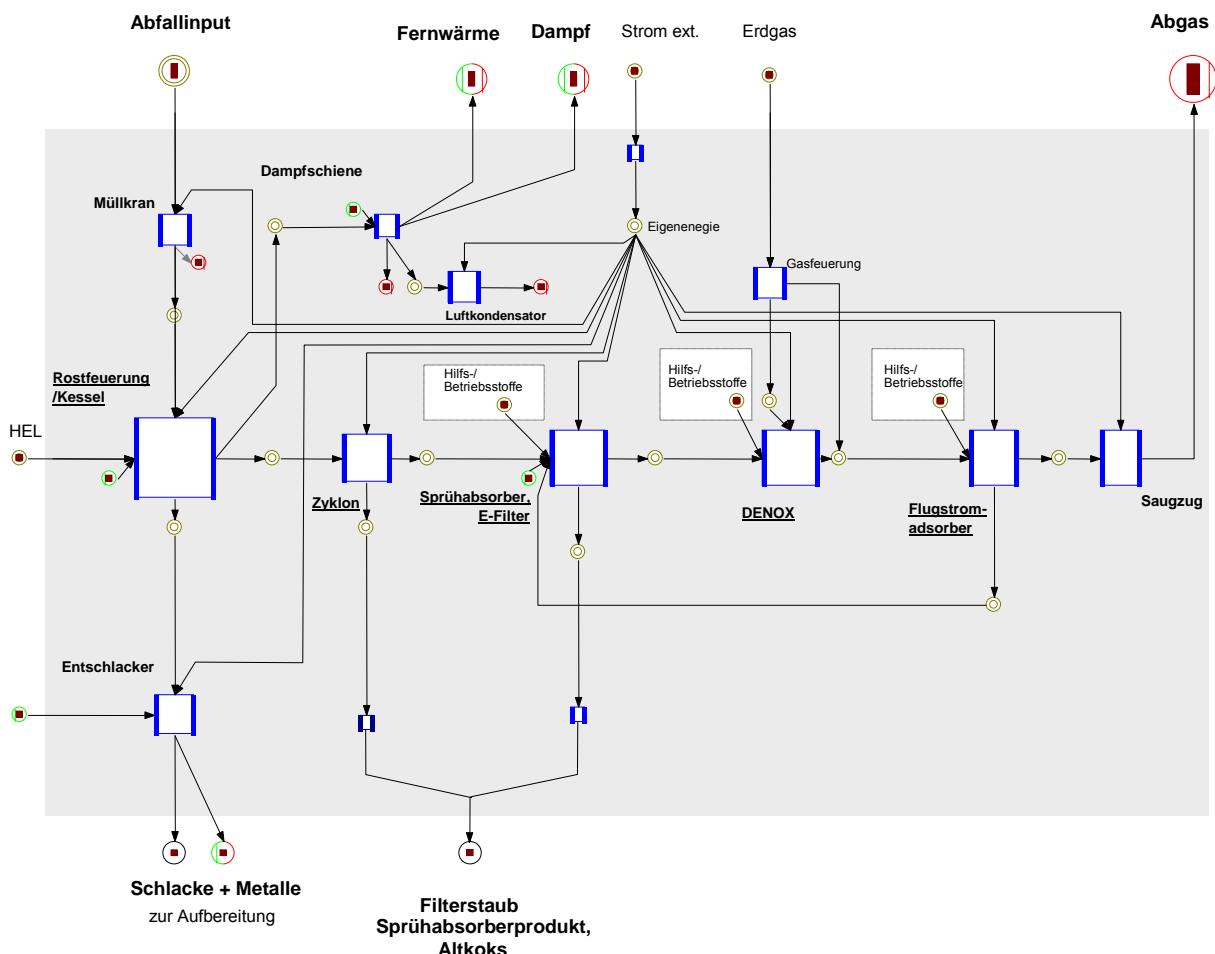


Abb. 4-6 Stoff- und Energiestromschaema für Beispiel-MVA 4

## 4.3 Bilanzergebnisse zu stofflicher und energetischer Nutzung

Für die vier beschriebenen Anlagen wurden Modellrechnungen durchgeführt und Stoffstrom- sowie Energiebilanzen erstellt. Zur Vergleichbarkeit wurde für alle Anlagen ein einheitlicher Abfallinput angesetzt. Die Zusammensetzung wurde in Tab. 4-1 bereits zusammengestellt. Auch die Inputmenge wurde mit 300.000 t/a für alle gleich angesetzt. In der Realität sind die Anlagen auf Kapazitäten zwischen 120.000 und 600.000 t/a ausgelegt. Die reale Abfallzusammensetzung fällt von Anlage zu Anlage ebenfalls sehr unterschiedlich aus. Einzelne Anlagen weisen große Anteile an gewerblichen Abfällen auf mit z.T. deutlich höheren Heizwerten (bis um die 11 MJ/kg). Die Bilanzwerte der Modellrechnung sind somit nicht deckungsgleich mit den Betriebsergebnissen. Für die Fragestellung dieses Vorhabens sind diese Abweichungen jedoch nicht von Relevanz. Hier steht nicht die Bewertung der Anlagen an sich, sondern die dahinter stehenden Konzepte im Hinblick auf energetische und stoffliche Verwertung im Vordergrund.

### 4.3.1 Sachbilanzen der vier Beispielanlagen

In Tab. 4-3 sind die Bilanzergebnisse für die ausgewählten Beispiel-MVA zusammengestellt. Die Auswahl der dargestellten Sachbilanzkategorien umfasst dabei die Daten, die in die weitere Auswertung einbezogen werden. Das sind u.a. auch Inputmaterialien, für die die Produktionsvorketten eingerechnet werden. In Abb. 4-2 wurde die Bilanzgrenze dargestellt.

Auf der Output-Seite sind neben fossilem CO<sub>2</sub> die Emissionsparameter dargestellt, die gemäß 17. BImSchV geregelt sind. Von diesen wird für den Vergleich nur eine kleine Auswahl herangezogen (NO<sub>x</sub>, Cd und Hg).

Es sei nochmals betont, dass es sich bei den Zahlen um Ergebnisse von Modellrechnungen handelt. Eine möglichst weite Angleichung an die realen Betriebswerte der dem Modell zu Grunde gelegten Anlagen wird zwar angestrebt, aufgrund von Diskrepanzen im jeweiligen Input der Anlagen untereinander sowie des hier angesetzten „Modellabfalls“ ergeben sich jedoch bereits zwangsläufig Abweichungen von den Realwerten.

Unterschiede in den direkten CO<sub>2</sub>-Emissionen der Anlagen ergeben sich hier durch die unterschiedlichen zusätzlichen Brennstoffmengen (Heizöl, Erdgas) oder die mitverbrannten Aktivkoksmengen. Es sei an dieser Stelle vorweggenommen, dass diese Unterschiede auf die Bilanzbewertung keinen nennenswerten Einfluss haben.

Was die erzeugten und in Tab. 4-3 aufgeführten Feststoffe betrifft, wird für Schlacke (nach Aufbereitung), Fe- und NE-Metalle und Gips sowie Salzsäure eine stoffliche Verwertung in der Bau-, Metall- oder chemischen Industrie angesetzt, sprich: der Aufwand zur Herstellung der entsprechenden Primärstoffe (siehe Tab. 4-2) wird gutgeschrieben. Das Gleiche erfolgt mit den an Dritte abgegebenen Energieträgern Strom und Fern- bzw. Prozesswärme. Dieser Schritt wird im nachfolgenden Abschnitt durchgeführt.

In Abb. 4-7 ist dargestellt, wie sich die Stoff- und Energieströme vom Abfallinput ausgehend auf diese Nutzungsebenen verteilen. Daraus wird nochmals deutlich, dass vom quantitativen Aspekt alle vier Anlagen eine stoffliche Verwertung nahezu vollständig praktizieren. Die Frage, welche Qualitäten an Stoffen dabei verwertet und substituiert werden, ist in den nachfolgenden Abschnitten zu diskutieren.

Die Summe der erzeugten Feststoffströme beläuft sich bei den vier Beispiel-MVA im Bereich um die 86.000 t (bezogen auf 300.000 t Input an Abfall). In einem Fall (MVA 2) liegt die Summe aufgrund der einstufigen Abgasreinigung mit quasitrockener Absorption mit ca. 88.000 t etwas höher. Bezieht man die produzierte Salzsäure (30 %ig) und die Calciumchloridsole (20 %ig) bei MVA 1 ebenfalls mit ein, so fallen hier insgesamt 90.000 t an Stoffen an. Zieht man die Wasseranteile jedoch ab, weist diese Anlage mit 85.400 t den geringsten Massenoutput auf.

Tab. 4-3 Sachbilanzen der vier Beispielanlagen

|                                 | <b>MVA 1</b>        | <b>MVA 2</b>         | <b>MVA 3</b>   | <b>MVA 4</b>   |    |
|---------------------------------|---------------------|----------------------|----------------|----------------|----|
| <b>INPUT</b>                    |                     |                      |                |                |    |
| <b>Abfallinput</b>              | <b>300.000</b>      | <b>300.000</b>       | <b>300.000</b> | <b>300.000</b> | t  |
| <i>Hilfs-/Betriebsmittel</i>    |                     |                      |                |                |    |
| Branntkalk                      | 241                 | 2.710                | 1.610          | 910            | t  |
| Ammoniumhydroxid                | 684                 | 651                  | 294            | 304            | t  |
| Adsorbens/Inertstoff            | 530                 | 1390                 |                | 1.280          | t  |
| Aktivkoks                       |                     |                      | 564            |                | t  |
| <i>Energieträger</i>            |                     |                      |                |                |    |
| Heizöl, leicht                  | 513                 | 342                  | 171            | 240            | t  |
| Erdgas                          | 1.970               |                      |                | 4.360          | t  |
| Energie, elektrisch             |                     |                      |                | 164            | GJ |
| <b>OUTPUT</b>                   |                     |                      |                |                |    |
| <i>Emissionen Abgas</i>         |                     |                      |                |                |    |
| Kohlendioxid, fossil            | 112.000             | 106.000              | 107.000        | 116.000        | t  |
| NOx                             | 99,1                | 143                  | 126            | 135            | t  |
| Cadmium                         | 0,626               | 5,95                 | 0,467          | 3              | kg |
| Quecksilber                     | 0,372               | 2,48                 | 0,282          | 11,2           | kg |
| <i>Feststoffe</i>               |                     |                      |                |                |    |
| Fertigschlacke <sup>a)</sup>    | 71.800              | 70.000               | 70.800         | 72.500         | t  |
| Filter- und Kesselstaub         | 4.670 <sup>b)</sup> |                      | 4.400          | 3.580          | t  |
| Sprühabsorberprodukt            |                     | 12.200 <sup>c)</sup> |                | 4.400          | t  |
| Sprühtrocknerprodukt            |                     |                      | 3.700          |                | t  |
| CaCl <sub>2</sub> -Sole (20%ig) | 2.250               |                      |                |                | t  |
| Gips                            | 894                 |                      | 1.020          |                | t  |
| Salzsäure (30%ig)               | 4.250               |                      |                |                | t  |
| Fe-Metalle                      | 6.770               | 6.770                | 6.770          | 6.770          | t  |
| NE-Metalle (Alu)                | 404                 |                      | 404            |                |    |
| NE-Metalle (Cr-Stahl)           | 242                 |                      |                |                |    |
| NE-Metalle (Cu)                 | 162                 |                      | 121            |                | t  |
| <i>Energie an Dritte</i>        |                     |                      |                |                |    |
| Strom                           | 162                 | 395                  | 380            |                | GJ |
| Fernwärme                       | 49,6                | 1.710                | 552            | 882            | GJ |
| Prozessdampf                    | 1.250               |                      | 118            | 176            | GJ |

- a) Unterschiede der Schlackemengen durch unterschiedliche Anteile an Filter- und Kesselstäuben, sowie an nicht abgetrennten NE-Metallen; Die Summe aus Fertigschlacke (abzgl. 13% Wassergehalts) plus Filter- und Kesselstäube ist bei allen vier Anlagen gleich, Abweichungen beruhen auf Rundungstoleranzen.
- b) Enthält auch HOK und Reaktionssalze in Höhe von 1.210 t
- c) Enthält auch Filterstaub und Kesselasche in Höhe von 5.820 t

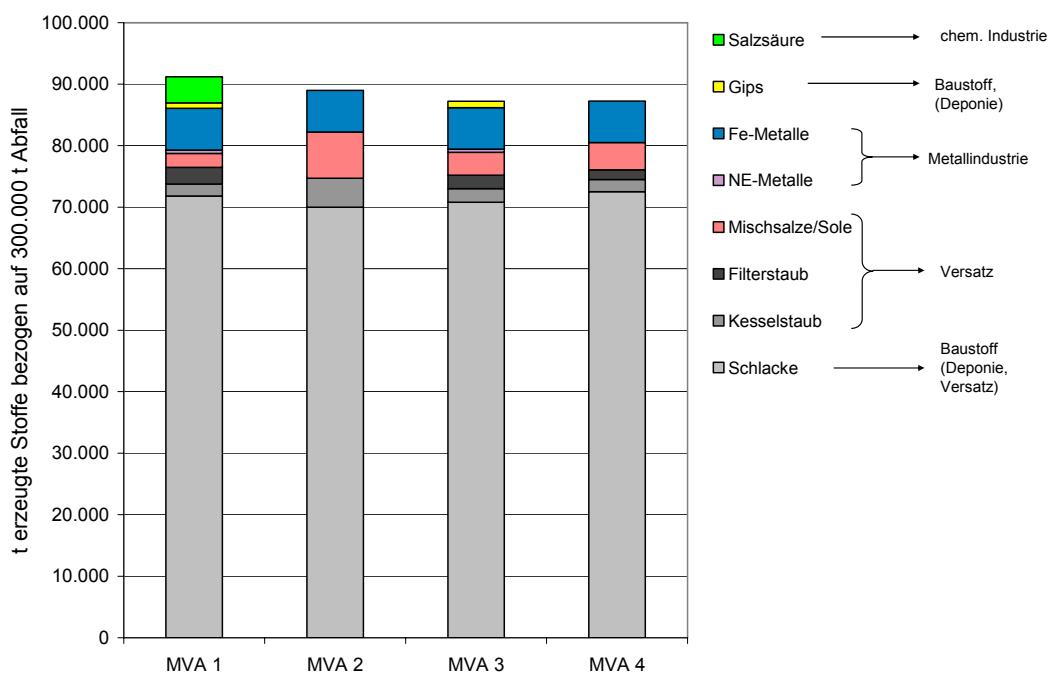


Abb. 4-7 Verteilung der Materialströme der vier Beispieldienstleistungen in verschiedene Verwertungswege

### 4.3.2 Auswertung der Bilanzen inklusive Verwertungsgutschriften

In diesem Abschnitt werden zusätzlich zu den Bilanzergebnissen der MVAn (gate-to-gate-Bilanz) die vorgelagerten (Sammlung, externe Energie, Betriebsmittel) und nachgelagerten Prozessketten (Schlackeaufbereitung und Verwertung, sonstige Entsorgung) berücksichtigt. Außerdem werden die aus stofflicher und energetischer Verwertung resultierenden Gutschriften einbezogen. Im Gegenzug wird die Bilanz auf eine Anzahl weniger, als repräsentativ angesehene Parameter eingeschränkt:

- **KEA fossil:** die Summe an fossilen Primärenergieträgern nach Heizwerten aggregiert wird als weitläufig repräsentativer Ressourcenindikator angesehen.<sup>17</sup>
- **CO<sub>2</sub> fossil:** es ist das mit Abstand wichtigste Klimagas; die Beiträge von Methan und Lachgas sind bezüglich dieser Systeme von weit untergeordneter Bedeutung
- **NO<sub>x</sub>:** es ist von den klassischen Emissionsparametern derjenige, der neben Feinstaub Anstrengungen im Immissionsschutz bedarf und der auch als Leitsubstanz bei einer von ökobilanziellen Wirkungskategorien (Versauerung, Eutrophierung, Sommersmog) anzusehen ist.

<sup>17</sup> KEA: Kumulierter Energieaufwand; siehe VDI-Richtlinie 4600

- **Quecksilber:** ein nur mit hohem Aufwand abscheidbares Schwermetall mit hoher toxischer Potenz.
- **Cadmium:** liegt nach den Ergebnissen des Screenings (siehe Abschnitt 3.1.3) zwar bei der Gesamtheit der deutschen MVAn sehr weit unter dem Emissionsgrenzwert, ist aber aufgrund seiner toxischen Bedeutung ein wichtiger Indikator.

In Tab. 4-4 bis Tab. 4-6 werden die Gesamtbilanzen für die genannten Datenkategorien differenziert nach den Teilsystemen „Sammlung“, „MVA“, „Betriebsmittel“, „externe Energie“, „Schlackeverwertung“, „sonstige Entsorgung“, sowie die Gutschriften aus Strom, Heiz- und Prozesswärme, Metalle und die mineralischen Stoffe aufgeführt. In Abb. 4-8 bis Abb. 4-11 werden diese Ergebnisse nochmals grafisch veranschaulicht.

Für die Strom-Gutschrift werden zwei Ansätze betrachtet: 1. die Substitution des mittleren Mix im öffentlichen Netz, 2. die Substitution von Strom je zur Hälfte aus Steinkohlekraftwerk und modernem Gaskraftwerk. Diese beiden Varianten werden kenntlich gemacht als SUMME 1 bzw. 2, NETTO 1 bzw. 2.

Wie aus den Tabellen zu erkennen ist, schlägt sich die Wahl des Ansatzes durchaus sichtbar in den Gesamtbilanzen nieder. Die Grundtendenzen in den Ergebnissen werden dadurch jedoch nicht verändert. Die grafischen Darstellungen beschränken sich daher auf Variante 1 (mittlerer Mix).

Tab. 4-4 Gesamtbilanzen der vier MVAn für KEA fossil

|                      | MVA 1         | MVA 2         | MVA 3         | MVA 4        |           |
|----------------------|---------------|---------------|---------------|--------------|-----------|
| <b>KEA fossil</b>    |               |               |               |              |           |
| <b>MVA-System</b>    |               |               |               |              |           |
| Müllsammlung         | 30,9          | 30,9          | 30,9          | 30,9         | TJ        |
| Betriebsmittel       | 15,3          | 34,1          | 25,4          | 20,3         | TJ        |
| Energieträger        | 125           | 16,6          | 13,1          | 514          | TJ        |
| Schlackeaufbereitung | 10,4          | 4,87          | 6,95          | 4,87         | TJ        |
| Versatz/Deponie      | 5,19          | 3,61          | 5,77          | 5,23         | TJ        |
| <b>SUMME</b>         | <b>186</b>    | <b>90</b>     | <b>82</b>     | <b>575</b>   | <b>TJ</b> |
| <b>Gutschrift</b>    |               |               |               |              |           |
| Strom (Mix)          | 294           | 718           | 695           | 0            | TJ        |
| Strom (Kohle/Gas)    | 401           | 978           | 948           | 0            | TJ        |
| Heizwärme            | 63,7          | 2.190         | 708           | 1.130        | TJ        |
| Prozessdampf         | 1.570         | 0             | 148           | 221          | TJ        |
| Mineralstoffe        | 22,8          | 3,67          | 4,02          | 3,8          | TJ        |
| Metalle              | 218           | 150           | 208           | 150          | TJ        |
| <b>SUMME 1</b>       | <b>2.170</b>  | <b>3.070</b>  | <b>1.760</b>  | <b>1.510</b> | <b>TJ</b> |
| <b>SUMME 2</b>       | <b>2.280</b>  | <b>3.330</b>  | <b>2.020</b>  | <b>1.510</b> | <b>TJ</b> |
| <b>NETTO 1</b>       | <b>-1.980</b> | <b>-2.980</b> | <b>-1.680</b> | <b>-932</b>  | <b>TJ</b> |
| <b>NETTO 2</b>       | <b>-2.090</b> | <b>-3.240</b> | <b>-1.930</b> | <b>-932</b>  | <b>TJ</b> |

**Erläuterung:** „MVA-System“ umfasst die MVA mit vor- und nachgelagerten Ketten;

die Gutschrift für Strom wird nach zwei verschiedenen Ansätzen ermittelt:

1. Strommix (Mix aus dem öffentlichen deutschen Netz

2. Mix aus 50% Steinkohle- und 50% Erdgaskraftwerken;

„SUMME 1“ und „NETTO 1“ werden mit dem Wert aus des 1. Ansatz, „SUMME 2“ und „NETTO 2“ nach dem 2. Ansatz errechnet. NETTO ist die Differenz von „System MVA“ und „Gutschrift“

Tab. 4-5 Gesamtbilanzen der vier MVAn für CO<sub>2</sub> fossil und NO<sub>x</sub>

|                              | <b>MVA 1</b>   | <b>MVA 2</b>    | <b>MVA 3</b>   | <b>MVA 4</b>   |          |
|------------------------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|----------|
| <b>CO<sub>2</sub> fossil</b> |                |                 |                |                |          |
| <b>MVA-System</b>            |                |                 |                |                |          |
| Müllsammlung                 | 2.300          | 2.300           | 2.300          | 2.300          | t        |
| MVA (direkt)                 | 112.000        | 106.000         | 107.000        | 116.000        | t        |
| Betriebsmittel               | 1.540          | 5.270           | 2.510          | 2.910          | t        |
| Energieträger                | 710            | 145             | 536            | 28.500         | t        |
| Schlackeaufbereitung         | 1.210          | 566             | 808            | 566            | t        |
| Versatz/Deponie              | 387            | 269             | 433            | 403            | t        |
| <b>SUMME</b>                 | <b>118.000</b> | <b>114.000</b>  | <b>114.000</b> | <b>151.000</b> | <b>t</b> |
| <b>Gutschrift</b>            |                |                 |                |                |          |
| Strom (Mix)                  | 27.100         | 66.000          | 64.000         | 0              | t        |
| Strom (Kohle/Gas)            | 34.200         | 83.400          | 80.800         | 0              | t        |
| Heizwärme                    | 4.590          | 158.000         | 51.000         | 81.600         | t        |
| Prozessdampf                 | 101.000        | 0               | 9.510          | 14.200         | t        |
| Mineralstoffe                | 1.930          | 268             | 294            | 278            | t        |
| Metalle                      | 22.200         | 16.200          | 21.400         | 16.200         | t        |
| <b>SUMME 1</b>               | <b>157.000</b> | <b>241.000</b>  | <b>146.000</b> | <b>112.000</b> | <b>t</b> |
| <b>SUMME 2</b>               | <b>164.000</b> | <b>258.000</b>  | <b>163.000</b> | <b>112.000</b> | <b>t</b> |
| <b>NETTO 1</b>               | <b>-39.100</b> | <b>-127.000</b> | <b>-32.700</b> | <b>38.600</b>  | <b>t</b> |
| <b>NETTO 2</b>               | <b>-46.200</b> | <b>-144.000</b> | <b>-49.600</b> | <b>38.600</b>  | <b>t</b> |
| <b>NO<sub>x</sub></b>        |                |                 |                |                |          |
| <b>MVA-System</b>            |                |                 |                |                |          |
| Müllsammlung                 | 22,8           | 22,8            | 22,8           | 22,8           | t        |
| MVA (direkt)                 | 99,1           | 143             | 126            | 135            | t        |
| Betriebsmittel               | 1,23           | 3,07            | 1,65           | 1,7            | t        |
| Energieträger                | 3,24           | 0,406           | 0,577          | 28,2           | t        |
| Schlackeaufbereitung         | 1,03           | 0,481           | 0,688          | 0,481          | t        |
| Versatz/Deponie              | 3,74           | 2,54            | 4,11           | 3,46           | t        |
| <b>SUMME</b>                 | <b>131</b>     | <b>172</b>      | <b>155</b>     | <b>192</b>     | <b>t</b> |
| <b>Gutschrift</b>            |                |                 |                |                |          |
| Strom (Mix)                  | 29,1           | 70,9            | 68,8           | 0              | t        |
| Strom (Kohle/Gas)            | 41,9           | 102             | 99             | 0              | t        |
| Heizwärme                    | 4,11           | 142             | 45,7           | 73             | t        |
| Prozessdampf                 | 95,5           | 0               | 9              | 13,5           | t        |
| Mineralstoffe                | 9,56           | 0,225           | 0,247          | 0,234          | t        |
| Metalle                      | 67             | 52,6            | 64,9           | 52,6           | t        |
| <b>SUMME 1</b>               | <b>205</b>     | <b>265</b>      | <b>189</b>     | <b>139</b>     | <b>t</b> |
| <b>SUMME 2</b>               | <b>218</b>     | <b>296</b>      | <b>219</b>     | <b>139</b>     | <b>t</b> |
| <b>NETTO 1</b>               | <b>-74,1</b>   | <b>-93,3</b>    | <b>-33,2</b>   | <b>52,3</b>    | <b>t</b> |
| <b>NETTO 2</b>               | <b>-86,9</b>   | <b>-125</b>     | <b>-63,4</b>   | <b>52,3</b>    | <b>t</b> |

**Erläuterung:** siehe Tab. 4-4

Tab. 4-6 Gesamtbilanzen der vier MVAn für Quecksilber und Cadmium

|                      | <b>MVA 1</b> | <b>MVA 2</b> | <b>MVA 3</b> | <b>MVA 4</b> |           |
|----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-----------|
| <b>Quecksilber</b>   |              |              |              |              |           |
| <b>MVA-System</b>    |              |              |              |              |           |
| Müllsammlung         | 0            | 0            | 0            | 0            | kg        |
| MVA (direkt)         | 0,372        | 2,48         | 0,282        | 11,2         | kg        |
| Betriebsmittel       | 0,00182      | 0,00977      | 0,00456      | 0,00547      | kg        |
| Energieträger        | 0,0027       | 0,00159      | 0,019        | 1,08         | kg        |
| Schlackeaufbereitung | 0,014        | 0,00654      | 0,00934      | 0,00654      | kg        |
| Versatz/Deponie      | 0            | 0            | 0            | 0            | kg        |
| <b>SUMME</b>         | <b>0,39</b>  | <b>2,5</b>   | <b>0,315</b> | <b>12,3</b>  | <b>kg</b> |
| <b>Gutschrift</b>    |              |              |              |              |           |
| Strom (Mix)          | 0,395        | 0,964        | 0,934        | 0            | kg        |
| Strom (Kohle/Gas)    | 0,845        | 2,06         | 2            | 0            | kg        |
| Heizwärme            | 0,0682       | 2,35         | 0,758        | 1,21         | kg        |
| Prozessdampf         | 1,49         | 0            | 0,14         | 0,21         | kg        |
| Mineralstoffe        | 0,371        | 0            | 0            | 0            | kg        |
| Metalle              | 0,614        | 0,511        | 0,6          | 0,511        | kg        |
| <b>SUMME 1</b>       | <b>2,94</b>  | <b>3,82</b>  | <b>2,43</b>  | <b>1,93</b>  | <b>kg</b> |
| <b>SUMME 2</b>       | <b>3,39</b>  | <b>4,92</b>  | <b>3,5</b>   | <b>1,93</b>  | <b>kg</b> |
| <b>NETTO 1</b>       | <b>-2,54</b> | <b>-1,33</b> | <b>-2,12</b> | <b>10,4</b>  | <b>kg</b> |
| <b>NETTO 2</b>       | <b>-3</b>    | <b>-2,42</b> | <b>-3,18</b> | <b>10,4</b>  | <b>kg</b> |
| <b>Cadmium</b>       |              |              |              |              |           |
| <b>MVA-System</b>    |              |              |              |              |           |
| Müllsammlung         | 0,0407       | 0,0407       | 0,0407       | 0,0407       | kg        |
| MVA (direkt)         | 0,626        | 5,95         | 0,467        | 3            | kg        |
| Betriebsmittel       | 0,000495     | 0,00266      | 0,00124      | 0,00149      | kg        |
| Energieträger        | 0,0334       | 0,0222       | 0,0131       | 0,133        | kg        |
| Schlackeaufbereitung | 0,00307      | 0,00143      | 0,00204      | 0,00143      | kg        |
| Versatz/Deponie      | 0,00685      | 0,00476      | 0,00772      | 0,00738      | kg        |
| <b>SUMME</b>         | <b>0,71</b>  | <b>6,02</b>  | <b>0,532</b> | <b>3,18</b>  | <b>kg</b> |
| <b>Gutschrift</b>    |              |              |              |              |           |
| Strom (Mix)          | 0,0864       | 0,211        | 0,204        | 0            | kg        |
| Strom (Kohle/Gas)    | 0,0397       | 0,0968       | 0,0938       | 0            | kg        |
| Heizwärme            | 0,22         | 7,58         | 2,45         | 3,91         | kg        |
| Prozessdampf         | 9,2          | 0            | 0,867        | 1,3          | kg        |
| Mineralstoffe        | 0,0189       | 0            | 0            | 0            | kg        |
| Metalle              | 2,33         | 1,02         | 2,31         | 1,02         | kg        |
| <b>SUMME 1</b>       | <b>11,9</b>  | <b>8,8</b>   | <b>5,82</b>  | <b>6,22</b>  | <b>kg</b> |
| <b>SUMME 2</b>       | <b>11,8</b>  | <b>8,69</b>  | <b>5,71</b>  | <b>6,22</b>  | <b>kg</b> |
| <b>NETTO 1</b>       | <b>-11,2</b> | <b>-2,79</b> | <b>-5,29</b> | <b>-3,04</b> | <b>kg</b> |
| <b>NETTO 2</b>       | <b>-11,1</b> | <b>-2,67</b> | <b>-5,18</b> | <b>-3,04</b> | <b>kg</b> |

**Erläuterung:** siehe Tab. 4-4

Die Grundtendenzen zeigen, dass

- MVA 1, 2 und 3 in allen Parametern eine „netto“ umweltentlastende Bilanz aufweisen. Die Gutschrift ist stets höher als die Last des „Systems MVA“;
- MVA 4 trotz deutlich geringerer Energieausbeute bei der Bilanz fossiler Resourcen (KEA) und emittierten Cadmiums ebenfalls „netto“ entlastend ist;
- die Energiegutschriften den größten Einfluss auf die Ergebnisse ausmachen

Im Einzelnen ist Folgendes festzustellen:

#### **CO<sub>2</sub>-Bilanz:**

Im Hinblick auf CO<sub>2</sub>-Minderung erweist sich das Konzept von MVA2 mit optimierter Auslegung im Hinblick auf Energieeffizienz – erwartungsgemäß – im Vergleich als am erfolgreichsten. Wie in Abb. 4-8 zu sehen, ist insbesondere der hohe Fernwärmanteil, für den eine Substitution von häuslicher Heizwärme nach mittlerer deutscher Erzeugung zu Grunde gelegt wurde, für das gute Abschneiden mit 130.000 bis 140.000 t CO<sub>2</sub> Netto-Einsparung einer Anlage von 33.000 bis 50.000 t Kapazität ausschlaggebend.

Nahezu gleichauf hinter MVA2 liegen MVA1 und MVA3, je nach Art der substituierten Stromproduktion zwischen 30.000 und 50.000 t CO<sub>2</sub> Netto-Einsparung. Folglich ist auch bei diesen Beispielanlagen eine Gesamtentlastung eindeutig zu erkennen. Wie schon das Screening gezeigt hat, ist weder eine Optimierung in Richtung hochwertige stoffliche Verwertung, noch in Richtung hocheffiziente Schadstoffabscheidung einer günstigen Klimabilanz gegenüber abträglich.

Betrachtet man die Bilanz von MVA4 so ist erkennbar, dass durch die geringere Energienutzung (im Beispieldfall bedingt durch äußere Randbedingungen) die direkt verursachten CO<sub>2</sub>-Emissionen nicht völlig kompensiert werden können. Es bleibt ein Überhang an etwa 39.000 t. Eine Ursache dafür ist u.a. der von extern zugeführte Strom, da die Anlage in diesem Beispiel keine eigene Stromerzeugung aufweist.

#### **NO<sub>x</sub>-Bilanz:**

Beim Parameter NO<sub>x</sub> zeigt sich eine ähnliche Situation, wie der direkte Vergleich von Abb. 4-8 und Abb. 4-9 zeigt. MVA1 mit dem stärkeren Anteil an Prozessdampfabgabe liegt hier gegenüber MVA3 leicht im Vorteil. Dies beruht auf dem Ansatz der Substitution von Dampf aus industriellen Kesselanlagen, die bezogen auf die Energie deutlich mehr NO<sub>x</sub> freisetzen als z.B. Hausheizungen.

In den direkten NO<sub>x</sub>-Emissionen liegen diese vier Anlagen nicht sehr weit auseinander. Die Bandbreite reicht hier etwa von 80 bis 100 mg/m<sup>3</sup>. Gesetzt den Fall, der Grenzwert würde ausgeschöpft – wie dies bei einzelnen Anlagen in Deutschland annähernd der Fall ist – wäre eine Netto-Entlastung praktisch nicht mehr realisierbar.

Nicht unerheblich trägt auch die Gutschrift für die Metallverwertung zum Ergebnis bei.

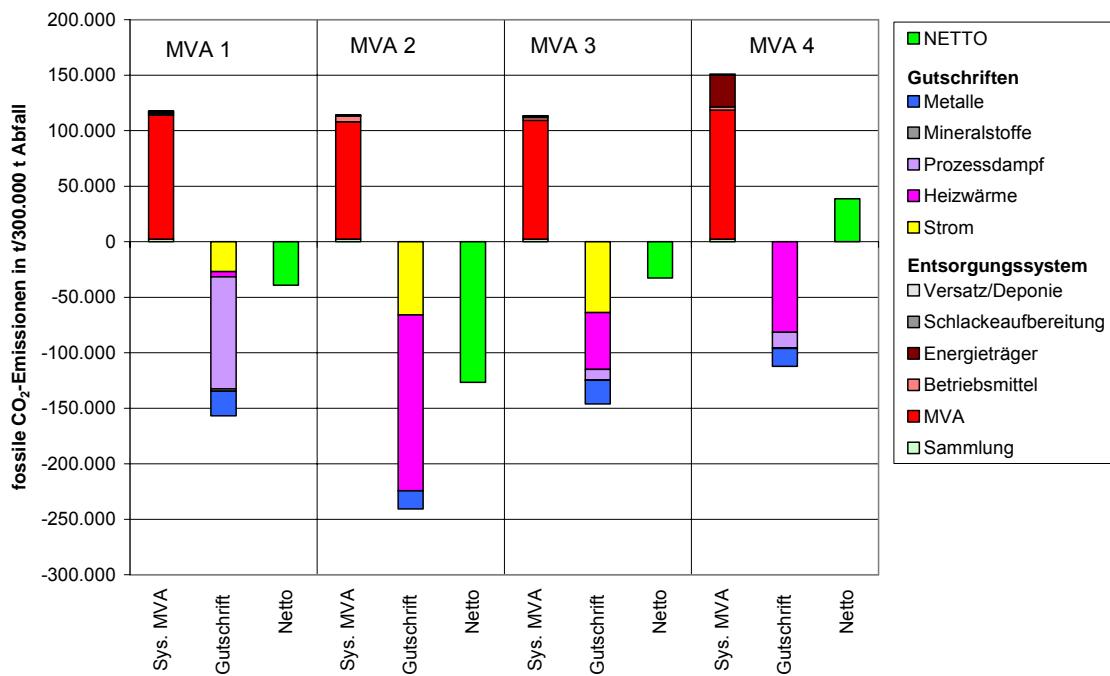


Abb. 4-8 Analyse der CO<sub>2</sub>-Gesamtbilanz der vier Beispiel-MVAn, unter Berücksichtigung von Nebenprozessen und Gutschriften aus substituierten Primärprozessen; Netto =  $\Sigma$  System MVA –  $\Sigma$  Gutschrift

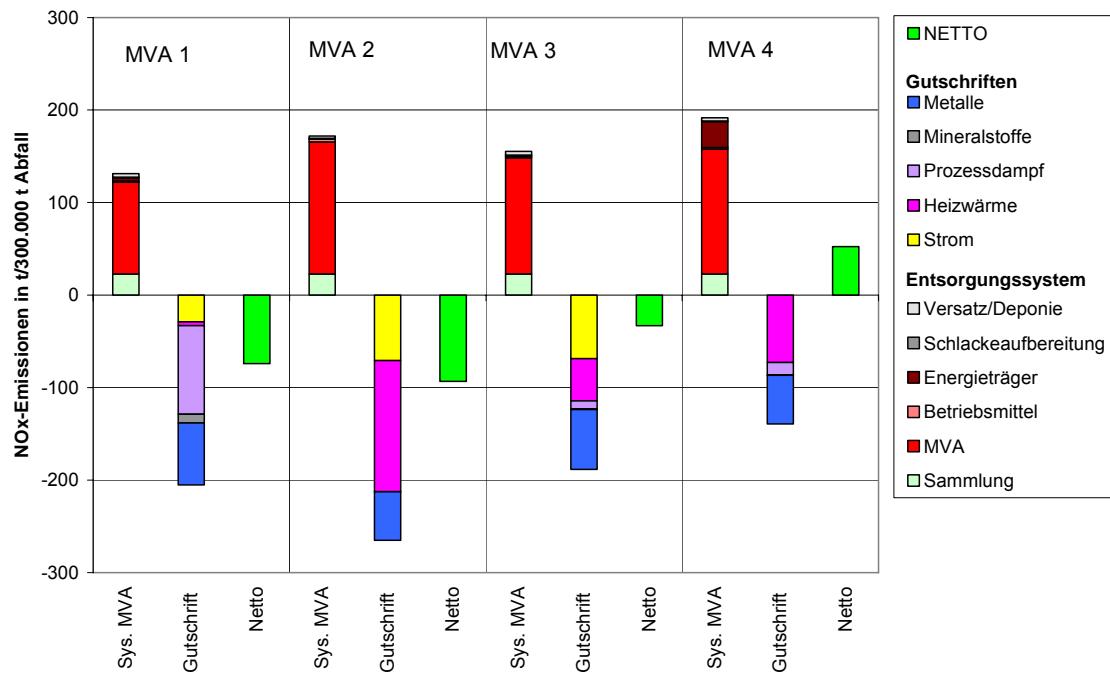


Abb. 4-9 Analyse der NO<sub>x</sub>-Gesamtbilanz der vier Beispiel-MVAn, unter Berücksichtigung von Nebenprozessen und Gutschriften aus substituierten Primärprozessen; Netto =  $\Sigma$  System MVA –  $\Sigma$  Gutschrift

### Hg-Bilanz

Bei Quecksilber ist der Emissionsbeitrag der MVA signifikant. Bei Anlagen mit extrem niedrigen Emissionswerten (<1 µg/m<sup>3</sup>, wie bei MVA1 und MVA3) ist die Netto-Bilanz praktisch zwangsläufig entlastend. Liegt die Konzentration bei 2 µg/m<sup>3</sup>, so bedarf es immerhin einer Netto-Stromerzeugung von 13 %, um die direkte Emission auszugleichen. Dies ist bei MVA2 der Fall, die dank weiterer Gutschriften (Fernwärme, Metalle) ebenfalls eine Netto-Entlastung erreicht.

Hier ist zu erwähnen, dass auch die HCl-Rektifikation durch Substitution der per Amalgamverfahren hergestellten Salzsäure eine sichtbare Entlastung mit sich führt (in Abb. 4-10 unter „Mineralstoffe“ subsumiert und dort der einzige bedeutsame Beitrag).

Anhand des Beispiels von MVA4 wird dagegen deutlich, dass 10 µg/m<sup>3</sup> – wenngleich klare Unterschreitung des Emissionsgrenzwerts (30 µg/m<sup>3</sup>) – auch durch hohe Verwertungsraten, stofflich wie energetisch, nicht auszugleichen ist. Anders als bei den anderen Datenkategorien erweist sich die Emission von Quecksilber damit als ein besonderes Spezifikum der Müllverbrennung, das jedoch, wie auch das Screening zeigt (vgl. Abb. 3-6) vom Gros der Anlagen auf niedrigem Niveau gehalten wird.

### Cd-Bilanz:

Bei Cadmium zeigt sich in den direkten Emissionen der vier Beispiel-MVA eine Streuung zwischen knapp 0,5 und 6 kg pro 300.000 t Abfalldurchsatz. Die Anlage mit der höchsten Fracht (MVA2) kann diese im Beispiel durch die hohe Rate an Fernwärmennutzung kompensieren und erreicht – wie die drei anderen – eine Netto-Entlastung bei diesem toxischen und kanzerogenen Schwermetall.

Die Netto-Entlastungen fallen bei MVA1 und MVA3 dank der sehr niedrigen eigenen Frachten, bei MVA1 insbesondere dank der hohen Rate an Prozessdampfsubstitution hoch aus. Die vermiedenen Emissionen aus der Heizölfeuerung (Kesselanlagen wie auch Hausheizungen) spielen hier eine wichtige Rolle. Die Emissionen aus der allgemeinen Stromerzeugung sind dagegen relativ unbedeutend.

Bedeutend ist hier auch die Gutschrift für die Metallverwertung. Diese nimmt z.B. bei MVA3 mehr als ein Drittel der Gesamtgutschrift ein.

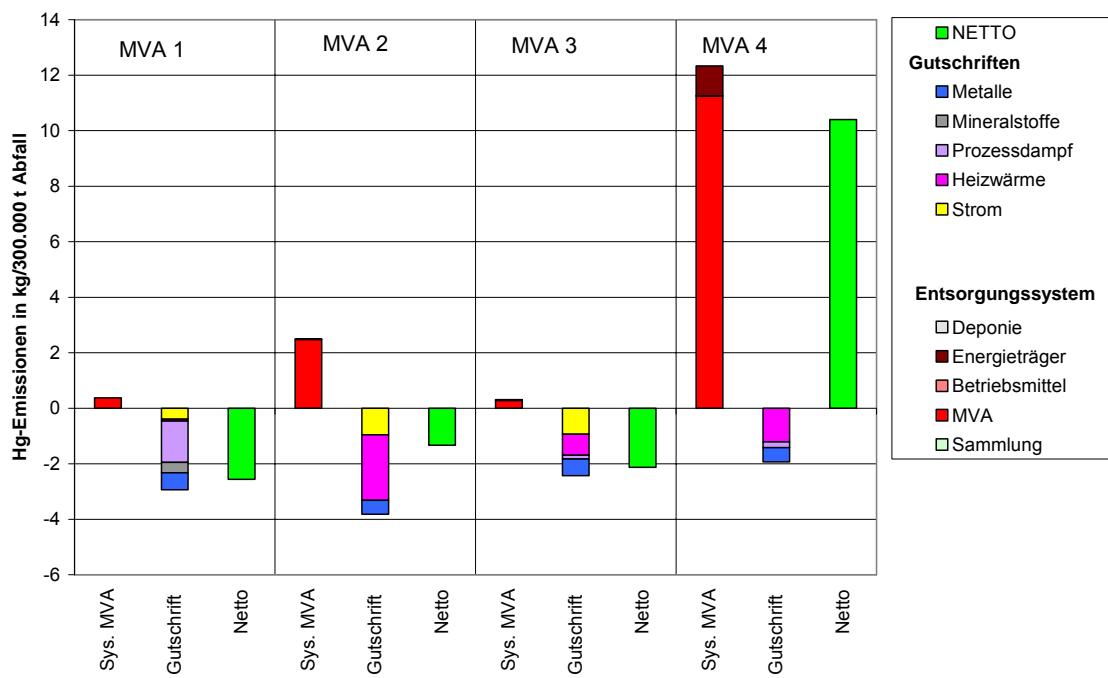


Abb. 4-10 Analyse der Hg-Gesamtbilanz der vier Beispiel-MVAn, unter Berücksichtigung von Nebenprozessen und Gutschriften aus substituierten Primärprozessen; Netto =  $\Sigma$  System MVA –  $\Sigma$  Gutschrift

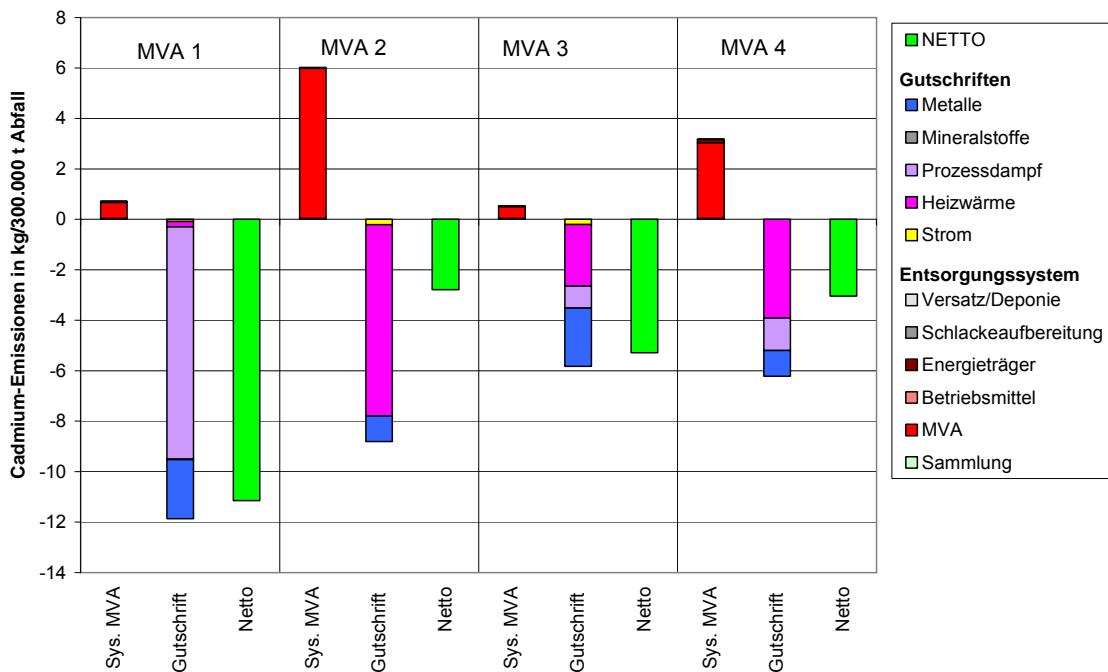


Abb. 4-11 Analyse der Cd-Gesamtbilanz der vier Beispiel-MVAn, unter Berücksichtigung von Nebenprozessen und Gutschriften aus substituierten Primärprozessen; Netto =  $\Sigma$  System MVA –  $\Sigma$  Gutschrift

### 4.3.3 Zusammenfassung der Bilanzrechnungen

Das Ergebnis erweist sich als weitaus komplexer als die nach den drei Aspekten des „stofflichen“, „energetischen“ und „emissionsseitigen Optimums“ ausgewählten MVAn erwarten lassen. Erwartungsgemäß folgt die CO<sub>2</sub>-Bilanz weitgehend der Energiebilanz, in welcher MVA2 mit dem unterstellten „**energetischen Optimum**“ deutlich vorne liegt. Pro Tonne Abfall spart diese Anlage netto etwa eine halbe Tonne CO<sub>2</sub> ein. Die Energiegutschriften bestimmen auch die übrigen Indikatoren sehr stark, wobei die Art der substituierten Energie ebenfalls eine wichtige Stellgröße ist: NO<sub>x</sub>-Einsparungen ergeben sich in besonderem Maße durch Prozessdampfabgabe (MVA1), Cd-Einsparungen durch Substitution von Heizölfeuerung generell (Fernwärme- wie Prozessdampfabgabe (MVA1 und MVA2).

An der Cadmium-Bilanz ist zu erkennen, wie stark sich die Aspekte wechselseitig überlagern: MVA2 mit vergleichsweise hoher Emissionsfracht kann dies durch ihren großen Anteil an Fernwärmeerzeugung sicher übercompensieren. MVA3 mit deutlich geringerer Emissionsfracht übertrifft zwar MVA2 im Nettoergebnis, würde aber bei stärkerer Auslegung auf Fernwärme statt auf Stromerzeugung noch wesentlich besser abschneiden. Bezuglich Cadmium ist jedoch auch anzuerkennen, dass die MVAn bereits bundesweit ein niedriges Emissionsniveau zeigen. Dies gilt im Übrigen auch für viele weitere Schwermetalle.

Die Ausnahme stellt hier Quecksilber dar. Bei diesem Metall schlägt sich eine **Optimierung der Emissionsminderung** (MVA3, aber auch MVA1) deutlich nieder. Allerdings lässt sich eine durchschnittliche Emissionsfracht durch eine gute Energiebilanz auch hier wettmachen, wie das Beispiel von MVA2 zeigt. Ein Emissionsniveau im Bereich von 0,01 mg Hg/m<sup>3</sup> lässt sich jedoch durch keine noch so gute Energiebilanz ausgleichen, wie an MVA4 zu sehen ist.

Die Optimierung der **stofflichen Verwertung** verhält sich in den gewählten Indikatoren insgesamt am wenigsten auffällig. Sie kommt am stärksten bei der Metallrückgewinnung zum Tragen.

Nicht zum Tragen kommt in dieser Bewertung, welche Maßnahmen zur Entsorgung der Schlacken (oder anderer mineralischer Reststoffe) getroffen werden. Eine Verwertung führt in keinem der zu Grunde gelegten Indikatoren zu einem signifikanten Effekt. Da die Schlacken jedoch den mit Abstand größten Output-Strom bilden und hierin auch eine Reihe von Schwermetallen aus dem Abfall (insbesondere Blei) angereichert vorliegen, ist ihre Betrachtung jenseits dieser Bilanzen gerechtfertigt. Die Verwertung von MVA-Reststoffen ist somit kein Thema in Bezug auf Klimaschutz und Schadstoffemissionen. Das Thema lautet hier dagegen: nachhaltige Einbindung von signifikanten Schadstoffströmen.

Ist dies gewährleistet, so ist eine stoffliche Verwertung als mineralisches Produkt zur Substitution natürlicher Materialien (Kies, Sand, Gesteinsschotter) grundsätzlich zu präferieren. Die Schonung natürlicher Ressourcen spiegelt sich zwar nicht im Klima-

schutz wider, durchaus aber in anderen ökologischen Bereichen wie dem Naturschutz oder dem Flächenverbrauch.

Ähnliches gilt für die Stoffströme mit geringeren Massenanteilen. So bleiben die Gutschriften z.B. für erzeugte Salzsäure, allein aufgrund der vergleichsweise geringen Mengenanteile unauffällig (Ausnahme bei Hg). Solche Maßnahmen sind im Sinne der hochwertigen Verwertung zur Schließung enger Stoffkreisläufe begrüßenswert. Gegenüber Maßnahmen zur Optimierung der Metallrückgewinnung oder gar der Energieeffizienz treten sie jedoch deutlich zurück.

Abb. 4-12 fasst die Nettobilanzen (Belastung durch die MVA minus stoffliche und energetische Gutschriften) nochmals zusammen. Zur einheitlichen Darstellung werden die Werte normiert und in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW) dargestellt. 1 EDW beschreibt dabei die mittlere pro-Kopf-Last eines Einwohners in Deutschland. Die entsprechenden Basiswerte sind in Tab. 4-7 zusammengestellt.

Aus der Darstellung in Abb. 4-12 wird deutlich, dass eine MVA der Größenordnung 300.000 t/a (entspricht dem Restabfallaufkommen von ca. 1,5 Mio. Einwohnern) fossile Primärenergie (KEA) in der Größenordnung des Verbrauchs von bis zu 20.000 Einwohner einsparen kann. Das ist mehr als 1 %.

Für CO<sub>2</sub> liegt dieser Effekt etwas niedriger. Hier kann die Einsparung bis zu 12.000 EDW erreichen - damit etwas weniger als 1 % der Gesamtlast. Bei NO<sub>x</sub> liegen die spezifischen Belastungen und Einsparungen nochmals etwas niedriger. Bei Cadmium dagegen zeigt sich eine hohe spezifische Bedeutung des Beitrags der MVAn. Mit niedriger Eigenemission und hoher Substitutionsleistung sind bis über 85.000 EDW Entlastung der Umwelt möglich. Das sind über 5 % der Gesamtlast.

Tab. 4-7      Gesamtemissionen in der Bundesrepublik Deutschland umgelegt auf einen Einwohner (Einwohnerdurchschnittswert, EDW)

| Leitindikator                       | Gesamtemission in die Luft<br>in Deutschland | Einwohnerdurch-<br>schnittswert<br>EDW | Quelle: |
|-------------------------------------|--|--|---------|
| KEA (fossil)                        | 12.010.000 TJ/a                              | 145.500 MJ / (EW · a)                  | (a)     |
| CO <sub>2</sub> (fossil)            | 871.000.000 t / a                            | 10.553 kg / (EW · a)                   | (a)     |
| NO <sub>x</sub> als NO <sub>2</sub> | 1.592.000 t / a                              | 19,3 kg / (EW · a)                     | (a)     |
| Quecksilber (Hg)                    | 31 t / a                                     | 0,38 g / (EW · a)                      | (b)     |
| Cadmium (Cd)                        | 11 t / a                                     | 0,13 g / (EW · a)                      | (b)     |

Quelle: a) Umweltbundesamt - Umweltdaten online; Zahlen für 2001 (Tab.: Emissionen nach Emittentengruppen in Deutschland 1990-2001, Stand April 2003)

b) UBA: Daten zur Umwelt 1996 für das Jahr 1995

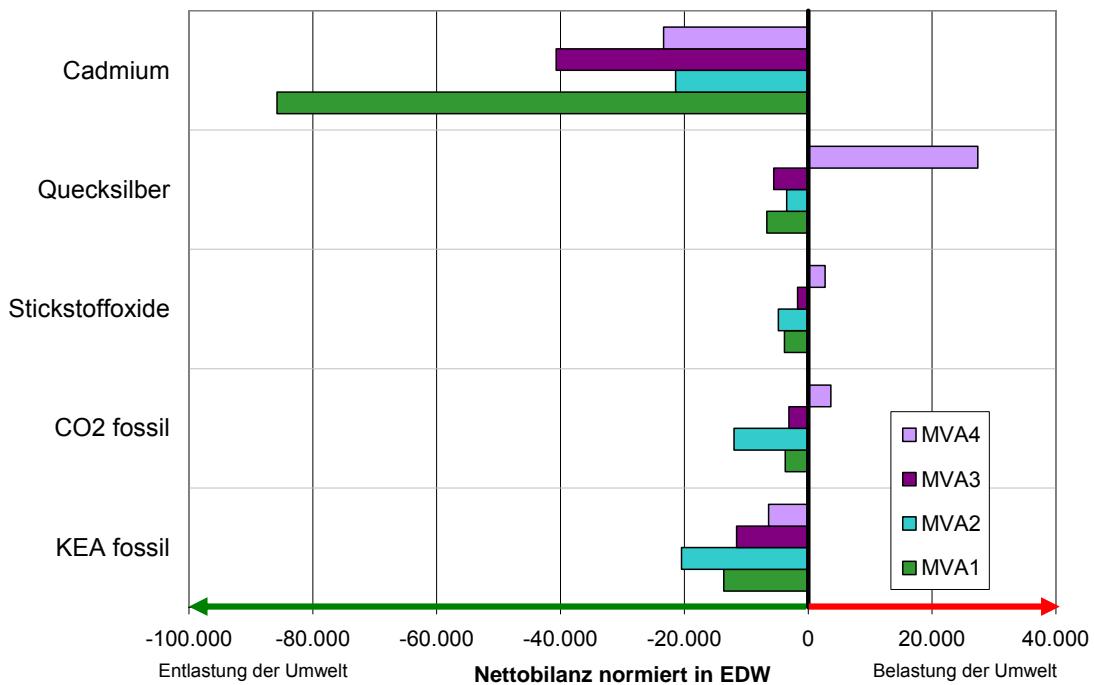


Abb. 4-12 Normierung der Nettobilanzen anhand von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)

## 4.4 Weitergehende Maßnahmen

An dieser Stelle sollen zwei der grundlegenden Aspekte vor dem Hintergrund weitergehender Optimierung der Ziele einer vollständigen und hochwertigen Verwertung vertieft werden. Bezuglich des stofflichen Verwertungsaspekts steht dabei die Schlacke im Vordergrund, die mit Abstand den Hauptmassenstrom darstellt. Der zweite – und unter dem Gesichtspunkt der Klimarelevanz hervorstechende – Aspekt stellt die Optimierung der Energienutzung dar. In beiden Fällen sollen Beispiele mit einbezogen werden, die an MVAn außerhalb Deutschland realisiert worden sind, grundsätzlich aber auch in deutschen Anlagen umsetzbar wären.

### 4.4.1 Maßnahmen zur Steigerung der Schlackequalität

Verfahren der mechanischen Schlackeaufbereitung weisen bereits sehr gute Erfolge auf, was die Erfüllung von Verwertungskriterien gemäß den LAGA-Richtlinien für den eingeschränkten offenen Einbau betrifft<sup>18</sup>. Es muss jedoch bedacht werden, dass die Prüfverfahren stets nur eine vergleichsweise kurzfristige Einbindung der teilweise in hohem Anteil in der Schlacke gebundenen Schwermetalle belegen können. Dieses Schadstoffpotenzial ist schon seit langer Zeit Anlass zu Konzepten für eine Optimierung der Einbindung.

Wie bereits in Kapitel 3.2.4 beschrieben wird das Prinzip der **Alterung** derzeit auf die überwiegende Masse der in Deutschland anfallenden Müllverbrennungsschlacken angewandt. Eine Zwischenlagerung der Schlacke über einen Zeitraum von drei Monaten führt zu Umkristallisation und damit zu gegenüber frischer Rohschlacke deutlich höherer Inertisierung. Der wichtigste Vorgang ist dabei die Carbonatisierung – die Umbildung verschiedener Metallsalze zu Carbonaten. Die Reaktion erfolgt über die Reaktion mit Kohlendioxid aus der Luft. Diese Maßnahme ist Kern einer Aufbereitung mit dem Ziel einer Qualität nach Z2 (LAGA Merkblatt 20, I.2)<sup>19</sup>. Dieser Standard wurde auch für die Beispiel-MVAn 2 bis 4 angesetzt.

Die Anwendung in höheren Qualitätsstufen, wie sie nach dem LAGA-Merkblatt 20 für mineralische Recycling-Baustoffe vorgesehen sind, kann für MV-Schlacke ausgeweitet werden, sofern der Anteil an leichtlöslichen Bestandteilen reduziert worden ist. Ein Ansatz ist dabei eine dem nassen Schlackeabzug direkt anschließende **Schlackenwäsche**. Die Alterung erfolgt in gleicher Weise, wobei davor und danach jeweils eine Metallabtrennung und Klassierung erfolgt. Gewonnen werden hierbei verschiedene Korngrößenklassen, die im beschränkten offenen Einbau (Z1.2 den Zuordnungskriterien günstigen hydrogeologischen Bedingungen, ggf. Z1.1 bei ungünstigen hydrogeologi-

18 Der Einbau von Schlacke erfolgt ausschließlich im eingeschränkten Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen (nicht oder nur gering wasserdurchlässige Bauweise), d.h. Klasse Z2.

19 Das LAGA Merkblatt 20 hat mit der Auflösung der Arbeitsgruppe „Mineralische Abfälle“ keine Gültigkeit mehr. Ihre Funktion soll durch eine Verwertungsverordnung übernommen werden, die derzeit jedoch noch nicht vorliegt.

schen Bedingungen) Anwendung finden können. Für Beispiel-MVA1 wird von diesem Ansatz ausgegangen.

#### 4.4.2 Verfahren zur Erzeugung von inerten Schmelz- oder Sintergranulaten

Über die in Abschnitt 4.4.1 dargestellten und aktuell in Deutschland praktizierten Aufbereitungsmaßnahmen hinaus sind grundsätzlich auch Verfahren mit einer **weitergehenden thermischen Behandlung** möglich. Mit diesen Verfahren werden aus Siedlungsabfällen Schmelz- oder Sintergranulate erzeugt. Dieser Weg in Richtung Verglasung – oder zumindest Versinterung – wird für Siedlungasfälle bereits seit zwei Jahrzehnten diskutiert. Die Konzepte *Schmel-Brenn-Verfahren* und *Thermoselect*, die eine integrierte Schlackeeinschmelzung vorgesehen hatten, konnten sich in Deutschland nicht dauerhaft etablieren. Dies gilt auch für das *RCP-Verfahren*, das aus einer Kombination eines Rostsystems für die Vergasung mit Schmelzöfen besteht. Die Vergasung auf dem Rost wird hierbei mit sauerstoffangereicherter Luft betrieben. Das RCP-Verfahren wurde großtechnisch an der MVA Bremerhaven umgesetzt, jedoch nicht in den Dauerbetrieb übernommen. Das *NOELL-Konversionsverfahren* ist über die Planungsebene nicht hinausgegangt. In Japan sind zahlreiche Verfahren im Einsatz, die auf die Erzeugung von inerten Schmelzgranulaten ausgerichtet sind. Diese bestehen entweder aus einer Kombination von Vergasung/Schmelzen oder Rostfeuerung/Schmelzen. Diese Ansätze haben sich in Deutschland aufgrund der sehr hohen Energieverbräuche bzw. geringen energetischen Wirkungsgrade grundsätzlich nicht durchsetzen können.

Eine andere Variante zur Erzeugung von inerten Granulaten ist die direkte Sinterung der Asche mit einer Rostfeuerung unter Verwendung von sauerstoffangereicherter Verbrennungsluft. Dieses *Syncom-Plus-Verfahren* der Firma Martin, München, wird in Europa in Arnoldstein (Kärnten/Österreich) weiterentwickelt. In Coburg wurde die Technik bereits im Pilotversuch getestet.

Im Kern ist diese Technik durch folgende Charakteristika beschrieben:

- Durch Anreicherung der Verbrennungsluft mit Sauerstoff (28 %) wird eine deutlich höhere Temperatur im Brennbett auf dem Rost erreicht (>1.150°C).
- Die Schlacke wird nass-mechanisch aufbereitet, so dass Schlacke-Feinbestandteile sowie Flugasche in die Feuerung zurückgeführt werden. Die geschmolzenen bzw. gesinterten Schlackebestandteile bilden das inerte Endprodukt.

Es ist hier anzumerken, dass hier weniger das spezielle Konzeptangebot der Firma Martin im Fokus steht, sondern vielmehr **ein** mögliches Prinzip zur Erzeugung von inerten Granulaten auf Basis der Sinterung von Asche durch Rostfeuerungen mit Sauer-

stoffanreicherung.<sup>20</sup> Die folgenden Betrachtungen sind rein exemplarisch zu sehen und unterstellen dabei z.T. auch fiktive Szenarien.

### Energieaufwand

Nach Angaben des Anbieters wird mit einer SYNCOM-Plus Anlage 450 – 700 kWh Strom pro t Abfall erzeugt (netto nach Abzug des Eigenverbrauchs). Diese Werte sind jedoch um ca. 60 kWh/t Müll geringer als bei einer entsprechenden konventionellen Müllverbrennungsanlage.

Für die folgenden Betrachtungen wird vereinfachend eine Beispielanlage mit 40 bar / 400 °C Dampfparametern und einem Heizwert von 9,8 MJ/kg angenommen (entsprechend Arnoldstein). Eine solche Anlage erzeugt ca. 500 kWh/t Müll Strom (netto).

Dabei ist eingerechnet:

- der Aufwand zur Erzeugung des Sauerstoffs,
- der apparative Aufwand der nass-mechanischen Aufbereitung,
- die Minderung des Aufwands der Abgasreinigung (geringeres Abgasvolumen, v.a. Senkung des Stromverbrauchs der Saugzüge).

Ein durch die höheren Temperaturen u.U. bedingter höherer Aufwand an Wartung und Instandhaltung kann hier nicht beurteilt werden.

In Tab. 4-8 ist zusammengestellt, um welchen Betrag sich die Nettobilanz der vier Beispiel-MVAn schmälern würde, würde man den Aufwand eines Syncrom-Plus Verfahrens mit einrechnen. Es sei betont, dass dieser Ansatz eine rein theoretische Überlegung darstellt, da unklar ist, ob eine entsprechende Nachrüstung der beispielhaften Anlagen überhaupt realisierbar wäre. Abb. 4-13 veranschaulicht die Ergebnisse der CO<sub>2</sub>-Nettobilanzen.

---

20 Nach Erfahrungsberichten von Anlagenbetreibern können Versinterungseffekte bis hin zu partieller Aufschmelzung von Schlacken ggf. auch durch andere gezielte Maßnahmen an bestehenden Anlagen durch Temperatursteuerung, der Schichtdicke des Müllbetts etc. erreicht werden (siehe auch Kapitel 3.2.1)

Tab. 4-8 Veränderung der Nettobilanzen von CO<sub>2</sub>, NOx, Hg und Cd für die vier Beispiel-MVAn durch die fiktive Integration des Syncrom-plus-Verfahrens und des damit verbundenen Mehrverbrauchs. (nicht berücksichtigt sind dabei mögliche Optimierungen auf der Emissionsseite durch das geringere Abgasvolumen)

|                 |    | <b>MVA 1</b> |         | <b>MVA 2</b> |          | <b>MVA 3</b> |         | <b>MVA 4</b> |         |
|-----------------|----|--------------|---------|--------------|----------|--------------|---------|--------------|---------|
|                 |    | Basis        | mit SCP | Basis        | mit SCP  | Basis        | mit SCP | Basis        | mit SCP |
| KEA             | GJ | -1.980       | -1.860  | -2.980       | -2.860   | -1.680       | -1.560  | -932         | -814    |
| CO <sub>2</sub> | t  | -39.100      | -28.300 | -127.000     | -116.000 | -32.700      | -21.900 | 38.600       | 49.500  |
| NO <sub>x</sub> | t  | -74,1        | -62,5   | -93,3        | -81,7    | -33,2        | -21,5   | 52,3         | 63,9    |
| Hg              | kg | -2,56        | -2,4    | -1,33        | -1,17    | -2,13        | -1,97   | 10,4         | 10,6    |
| Cd              | kg | -11,2        | -11,1   | -2,79        | -2,75    | -5,29        | -5,26   | -3,04        | -3      |

Mit SCP: fiktive Annahme, das Syncrom-Plus Verfahren wäre in die MVA integriert

Dazu ist anzumerken, dass die realen Anlagen, die den Modell-Beispielen MVA3 und MVA4 zu Grunde liegen, mit Walzenrosten ausgestattet sind. Diese Art der Rosttechnik ist grundsätzlich nicht mit dem Syncrom-Plus Verfahren vereinbar. Darüber hinaus ist fraglich, ob eine Sauerstoffanreicherung der Verbrennungsluft mit luftgekühlten Rostsystemen vereinbar ist.

Mit Blick auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz ist zu erkennen, dass für eine MVA mit 300.000 t Kapazität ca. 11.000 t CO<sub>2</sub> pro Jahr mehr emittiert, bzw. weniger eingespart wird. Das entspricht der durchschnittlichen pro-Kopf-Emission von etwas mehr als 900 Bundesbürgern – sprich EDW (siehe hierzu in Kapitel 4.3.3). Für MVA1 verringert sich die CO<sub>2</sub>-Nettoentlastung damit um etwa ein Viertel. Für MVA2 dagegen beschränkt sich die Minderung auf ca. 9 %.

Der zusätzliche Aufwand ist somit nicht als vernachlässigbar klein zu werten. Über ihn muss bewusst abgewogen werden, wenn man ein derartiges Verfahren der weitergehenden Schlackebehandlung in größerem Umfang realisieren will.

Aufgrund des geringeren Abgasvolumens ergibt sich grundsätzlich ein Potenzial weiterer Emissionsminderung, da bei gleicher Konzentration im Abgas eine geringere Fracht. Dies setzt jedoch voraus, dass die entsprechende Auslegung der Abgasreinigungsanlage auf diesen geringeren Abgasstrom ausgelegt ist.

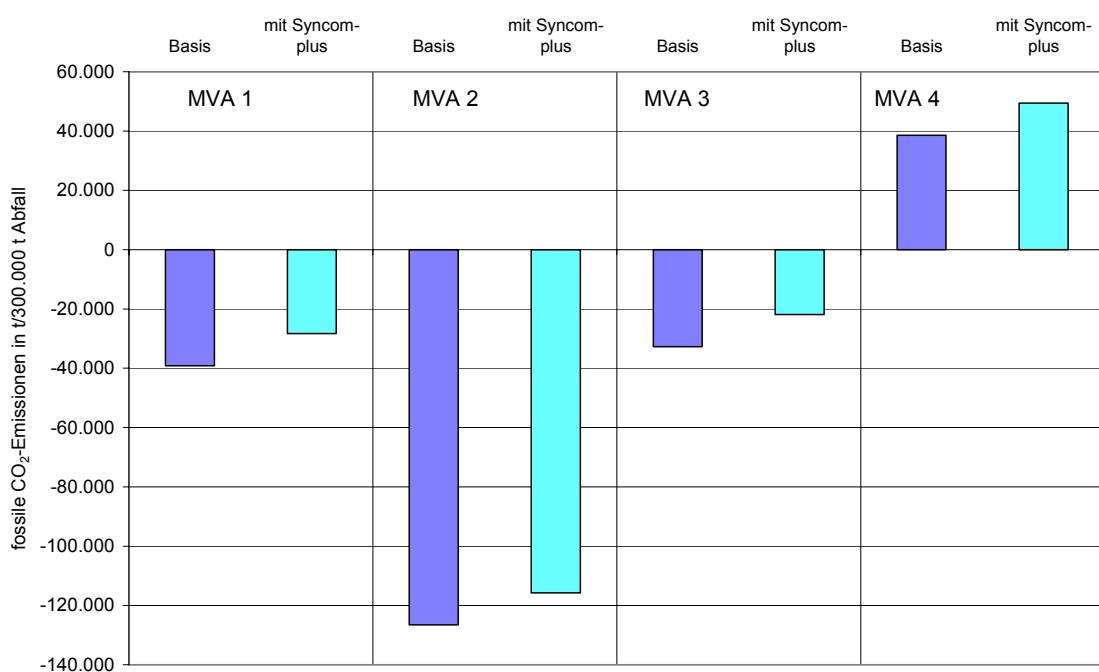


Abb. 4-13 Veränderung der CO<sub>2</sub>-Bilanz durch den zusätzlichen Verbrauch des fiktiven Einsatzes des Syncom-plus-Verfahrens.

### Bewertung des Potenzials der Schlackequalität

Mit der Versinterung der Schlacke ist es grundsätzlich denkbar, dass Granulat erzeugt wird, das den Anforderungen an inerte Abfälle entsprechend der EU Deponieverordnung entspricht. Diese Veränderung der Schlackequalität kommt in den Kategorien der Einsparung von CO<sub>2</sub> oder anderen luftseitigen Emissionen jedoch in Tab. 4-8 und Abb. 4-13 nicht zum Ausdruck. Bei dem Einsatz im Straßenbau als Ersatz für z.B. Kies wird sich auch in Realität kein wesentlicher CO<sub>2</sub> Effekt ergeben, sehr wohl jedoch wenn ein höherwertiger Einsatz mit Zementprodukten realisiert wird.

Mit der versinterten Schlacke ist es grundsätzlich denkbar, dass eine uneingeschränkte Verwertung (Z0 gemäß LAGA-Merkblatt) möglich werden könnte.<sup>21</sup> Für diese Veränderung der Schlackequalität wären in entsprechendem Maße geringere CO<sub>2</sub>-Einsparungen verbunden. Die potenziell durch versinterte Schlacke substituierbaren höherwertigen mineralischen Materialien unterscheiden sich in ihrem Bereitstellungs-aufwand jedoch kaum wesentlich von den Rohstoffen, die von „konventionell“ aufbereiteten Schlacken ersetzt werden.

In Bezug auf die Anforderungen von quasi-rechtlicher Seite können die in Tab. 4-9 gegenübergestellten Werte aus Elutionsversuchen einen Anhalt geben. Sie zeigen, dass eine Qualität, wie sie für eine uneingeschränkte Verwertung von z.B. Recyclingbaustoffen erforderlich ist, weitgehend erfüllbar ist. Bereits eine aufbereitete Schlacke (Wäsche, Alterung, Klassierung) erfüllt in vielen Parametern diese Voraussetzungen.

<sup>21</sup> Siehe Fußnote 19 auf S. 52

In Bezug auf die Inert-Anforderungen von quasi-rechtlicher Seite können die in Tab. 4-9 gegenübergestellten Werte aus Elutionsversuchen einen Anhalt geben. Sie zeigen, dass eine Qualität, wie sie für inerte Abfälle gefordert wird, weitgehend erfüllbar ist. Mit konventionellen Schlacken können diese Anforderungen unter anderem Aufgrund der Chlorid Grenzwerte nicht erreicht werden.

Ein entscheidender Aspekt einer nachhaltigen Verwertung ist hier jedoch gerade auch der Zeithorizont. Für die Schadstoffimmobilisierung müssen als Maßstand sehr lange Zeiträume herangezogen werden. Insbesondere weil die Feststoffgehalte der Schlacken für manche Schwermetalle deutlich über dem Mittel der analogen „natürlichen“ Rohstoffe (Kies, Sande, Gesteinssplitt) liegen.

Aus diesem Grund ist der Maßnahme einer systematisch stärkeren Langzeiteinbindung grundsätzlich ein Vorteil einzuräumen, auch wenn das an dieser Stelle ohne eine Quantifizierung bleiben muss.

Tab. 4-9 Vergleich der Eluatkonzentrationen verschiedener Schlackequalitäten und von Zuordnungswerten des LAGA-Merkblatts 20

|               |       | Zuordnungswerte <sup>a)</sup> |       |       |       | aufber.<br>Schlacke <sup>b)</sup> | Syncrom-<br>plus-Gr. <sup>c)</sup> |
|---------------|-------|-------------------------------|-------|-------|-------|-----------------------------------|------------------------------------|
|               |       | Z0                            | Z1.1  | Z1.2  | Z2    |                                   |                                    |
| Leitfähigkeit | µS/cm | 500                           | 1.500 | 2.500 | 6.000 | 1.200                             | 270                                |
| Chlorid       | mg/l  | 10                            | 20    | 40    | 250   | 80                                | 22                                 |
| Sulfat        | mg/l  | 50                            | 150   | 300   | 600   | 150                               | k.A.                               |
| Arsen         | µg/l  | 10                            | 10    | 40    | -     | <10                               | <10                                |
| Blei          | µg/l  | 20                            | 40    | 100   | 50    | <20                               | <10                                |
| Cadmium       | µg/l  | 2                             | 2     | 5     | 5     | <1,5                              | <1                                 |
| Chrom         | µg/l  | 15                            | 30    | 75    | 200   | 15                                | <10                                |
| Kupfer        | µg/l  | 50                            | 50    | 150   | 300   | 75                                | 30                                 |
| Nickel        | µg/l  | 40                            | 50    | 100   | 400   | <5                                | <20                                |
| Quecksilber   | µg/l  | 0,2                           | 0,2   | 1     | -     | k.A.                              | 0,2                                |
| Zink          | µg/l  | 100                           | 100   | 300   | 300   | 25                                | 40                                 |

a) Die aufgeführten Zuordnungswerte Z0, Z1.1 und Z1.2 gelten gemäß LAGA-Merkblatt 20 für Recyclingbaustoffe, die aufgeführten Zuordnungswerte Z2 gelten für MV-Schlacke

b) typische Werte entnommen von Zwahr [2006]

c) Angaben Martin [2006]

#### 4.4.3 Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz

Die Energieeffizienz erweist sich bei der Analyse der vier Beispiel-MVAn als Haupteinflussfaktor auf die Bilanz für das klimarelevante CO<sub>2</sub> wie auch für die Mehrzahl der betrachteten toxischen Emissionsparameter (siehe 4.4.4). Das Anlagenscreening hat im Aspekt Energieeffizienz andererseits eine sehr weite Bandbreite der Anlagen in Deutschland aufgezeigt (siehe 3.1.2). Die in Anlehnung an die R1-Formel bewerteten Nutzungsgrade wurden zwischen 0,3 und 0,9 errechnet. Sie verteilen sich in dieser Bandbreite mehr oder weniger gleichmäßig.

Bei genauerer Analyse wird deutlich, dass jede einzelne MVA zum einen ihr spezifisches und in gewisser Sicht „einmaliges“ technisches Design aufweist. Zum anderen ist festzustellen, dass äußere Randbedingungen, insbesondere die gegebenen Infrastrukturbedingungen am Standort, häufig die Effizienz der Energienutzung der MVA maßgeblich bestimmen.

Beide Faktoren sind von einer Anlage im Bestand schwer bis gar nicht beeinflussbar. Dies gilt insbesondere für den zweiten Punkt. Liegt die Anlage außerhalb eines Siedlungsballungsraums, so scheidet eine Fernwärmennutzung grundsätzlich aus. Erst recht ist eine Nutzung von Prozesswärme (Frischdampf) ausgeschlossen, wenn ein industrieller Abnehmer nicht zur Verfügung steht. Liegt die Anlage im Siedlungsraum oder nahe eines potenziellen Industriekunden, so ist die Ankopplung der MVA in ein lokales Wärmennutzungsnetz kein automatisch ablaufender Vorgang. Dies wird in solchen Einzelfällen besonders deutlich, in welchen der Betreiber eines stadtweiten Fernwärmennetzes neben konventionellen Heizkraftwerken auch ein Müllheizkraftwerk betreibt. In solchen Fällen kann der Nutzungsgrad der MVA weit unter dem möglichen Optimum gehalten werden, wenn es aus „Konzernsicht“ geboten erscheint.

Über diese Mechanismen und Abhängigkeiten kann in dieser Studie nicht geurteilt werden. Es ist davon auszugehen, dass mit zunehmender Bedeutung der Energieeffizienz an sich, bei der Planung von Neuanlagen von vorne herein eine Optimierung angestrebt wird und bei Anlagen im Bestand im Zuge von Ertüchtigungen, Teilerneuerungen und Wechselbeziehungen mit potenziellen Wärmeabnehmern in der Umgebung sukzessive Verbesserungen angestrebt werden.

An dieser Stelle sollen eine Anzahl von Aspekten und Ansätzen diskutiert werden, die grundsätzlich zur Erhöhung der Energieeffizienz einer MVA beitragen können.

##### Optimierung des Eigenverbrauchs der Anlage

Ein hohes Maß an Komplexität – insbesondere bezüglich des Aufwands zur Emissionsminderung – führt fast zwangsläufig zu einem vergleichsweise hohen Eigenverbrauch. Grob überschlagen bewegen sich die Verbrauchswerte zwischen 2 und 9 % bezogen auf den Energieinhalt des Abfalls. Die Mehrzahl der Werte bewegt sich zwischen 4 und 5 %. Versucht man einen Zusammenhang zwischen Anlagenkomplexität (Aufwand Abgasreinigung) und dem Eigenverbrauch herzustellen, so gelingt dies nur sehr bedingt. Stark vereinfacht könnte man folgende Schlüsse ziehen:

- Anlagen moderner Bauart (nach 1994), die hohe Komplexität aufweisen liegen mit ihrem Eigenstromverbrauch im Bereich 4 bis 5 %, solche, die geringe Komplexität aufweisen, im Bereich 3%.  
Als komplex ist dabei beispielsweise eine große Anzahl an zu durchströmenden Reinigungsstufen, inklusive Wäscher mit Abgaswiederaufheizung und zwischengeschaltetem Nassgebläse zu verstehen.
- Bei den älteren Anlagen sind Zusammenhänge zwischen Komplexität und Eigenverbrauch bei grober Sicht kaum zu erkennen. Die Höhe der Verbrauchswerte ist hier offensichtlich auf spezifische Bedingungen der Einzelanlage (Bauart, Schaltung, Anlagengröße u.a.) zurückzuführen. Dies je Anlage zu analysieren, kann hier nicht geleistet werden.

Die größten Stromverbraucher sind in der Regel Gebläse (Saugzüge, Primärluft) und Luftkondensatoren. Abgasmehrende Faktoren (z.B. hoher Luftüberschuss und Wasserdampf aus Wäschern) und Faktoren für Druckverlust im Abgasstrom sind daher von höherem Einfluss als der eigentliche apparative Aufwand der Abgasreinigung. Ein einstufiger, zur Entstaubung, Absorption und Adsorption eingesetzter Gewebefilter (vgl. Beispiel-MVA 2) liegt daher im ursächlichen Stromverbrauch nicht wesentlich niedriger als eine Anlage, in welcher diese Stufen getrennt hintereinander ausgeführt sind.

Insgesamt zeigt sich durch die grobe Betrachtung, in welchem Rahmen sich die Optimierungspotenziale vom Grundsatz her eingrenzen lassen. Ein Wert von 2,5 % für wenig komplexe Anlagen und 4 % für komplexe Anlagen ist kaum zu unterschreiten<sup>22</sup>.

Aus dieser sehr grobschlächtigen Analyse wird eingeschätzt, dass im Mittel rund 1 Prozent-Punkt als Potenzial zur Senkung des Eigenverbrauchs an Strom realisierbar erscheint. Wandscheider + Gutjahr bestätigen diese Annahme durch erfolgreiche Umsetzung von Maßnahmen im Bereich der Optimierung des Gesamtkomplexes Wasser-Dampfkreislauf bei einzelnen älteren Anlagen im Bestand<sup>23</sup>.

### **Erhöhung des Kesselwirkungsgrades**

Die Umwandlung der Feuerungswärme im Kessel ist der zentrale energetische Prozess in einer MVA. Der Kesselwirkungsgrad schlägt sich somit signifikant in der Energiebilanz einer Anlage nieder. Das Kreislaufwirtschaftsgesetz schreibt für eine energetische Verwertung einen Feuerungswirkungsgrad von mindestens 75 % vor. Dieser Wert, interpretiert als die in Dampf umgewandelte Energiemenge des Abfallinputs, wird von der überwiegenden Mehrzahl der MVAn in Deutschland erfüllt. Nach Reimann [2005] bewegen sich die Werte zwischen 80 und 85 %.

Als zentraler Aspekt für eine optimale Dampfausbeute ist eine optimierte Feuerungsregelung zu nennen, also durchgehend gleichmäßige Verbrennungsverhältnisse, maximaler Ausbrand, regelmäßige Abreinigung der Heizflächen.

---

22 Komplexe Anlagen mit Stromeigenverbrauch unter 4 % liegen durchaus vor. Jedoch weisen sie in der Regel im Gegenzug einen vergleichsweise höheren Dampfverbrauch auf.

23 <http://www.wg-ing.de/de/refer.htm>

Diese Faktoren sind teilweise an die baulichen Verhältnisse der Anlage im Einzelnen gebunden. Eine Abschätzung darüber, welche Optimierungspotenziale in diesem Aspekt für den Anlagenpark in Deutschland bestehen, würde eine intensive Einzelanalyse erfordern. Dies ist hier nicht leistbar. Für neue Anlagen ist bereits eine weitgehende Ausschöpfung anzunehmen. Daher ist im Bestand nur von geringen Potenzialen auszugehen.

### Weitere Wärmerückgewinnung

In vielen MVAn, die Fernwärme liefern, bestehen zusätzliche Nutzungspotenziale der Abgasabwärme. In der Regel liegt der Abwärmeanteil hier im Bereich von 20 % bezogen auf die Feuerungswärmeleistung. Durch Halbierung dieses Anteils zur Fernwärmennutzung könnte der Nutzungsgrad um 10 Prozentpunkte angehoben werden. Findet keine Fernwärmennutzung statt, bzw. stehen nicht ausreichend Abnehmer zur Verfügung, kann die Wärme auch über externe Economizer in den Dampfkreislauf einbezogen werden.

### Optimierung des Stromwirkungsgrades

Die höchsten Netto-Stromwirkungsgrade in deutschen MVAn mit eigener Stromerzeugung bewegen sich im Bereich 21 %. Dies entspricht im Grunde dem Maximum, welches sich bei den weit verbreiteten Dampfparametern von 40 bar 400°C erzielen lassen. Einzelne wenige Anlagen operieren mit deutlich höheren Parametern. Es sind dies insbesondere Anlagen, die ihren Dampf vollständig zur Verwertung in die Schiene eines benachbarten Kraft- bzw. Heizkraftwerks speisen (z.B. MVA Berlin-Ruhleben, Düsseldorf-Flingern). Bedingt durch die korrosive Wirksamkeit des MVA-Rohabgases sind an dieser Stelle gegenüber fossil befeuerten Kraftwerken Grenzen gesetzt, bzw. es müssen deutlich höhere (und damit auch kostenintensive) Vorkehrungen gegen Korrosion getroffen werden. Edelstahlausführung und spezielle Beschichtungen werden erforderlich.

Anlagen, deren Konzeption von vornehmlich stärker auf die Wärmennutzung ausgerichtet ist, können ohne zwingende Minderung des Gesamtnutzungsgrades auch mit niedrigeren Dampfparametern arbeiten. Dies setzt selbstredend eine entsprechend hohe Nachfrage nach Wärme am Standort voraus.

Für Anlagen, die aufgrund der Standortbedingungen auf weitgehende Stromerzeugung angewiesen sind, wäre daher das Potenzial einer Optimierung des Stromwirkungsgrades zu diskutieren. Wie einzelne exponierte Beispiele zeigen, soll ein elektrischer Netto-Wirkungsgrad von mehr als 30 % realisierbar sein. Zu nennen ist hier die MVA Amsterdam, die dieses ehrgeizige Ziel an einer neuen Linie noch im Jahr 2006 umzusetzen plant. Wesentliches Element ist hierfür die Zwischenüberhitzung durch Sattdampf, die eine deutliche Wirkungsgradsteigerung bei vertretbaren Dampftemperaturen ermöglicht. Dieses Prinzip ist bei modernen, fossil befeuerten Kraftwerken üblich, nicht jedoch bei MVAn aufgrund der oben beschriebenen Korrosionsproblematik. In der Amsterdamer Anlage begegnet man diesem Problem mit einer entsprechenden Ausführung (Beschichtung) der Heizflächen mit Spezialstählen (Chrom-Nickel-Legierungen).

Inwieweit diese Pläne sich dauerhaft realisieren lassen, muss der künftige Langzeitbetrieb belegen. An dieser Stelle soll untersucht werden, welche Effekte eine Steigerung

des Nettostromwirkungsgrades aus 30 % für die Bilanz der hier betrachteten Referenzparameter hat.

Im Folgenden wird der fiktive Ansatz betrachtet, die vier Modell-MVAn seien jeweils so ausgerüstet, dass sie diesen maximierten Stromwirkungsgrad erfüllen. Darüber hinaus wird eine verbleibende Nutzung thermischer Energie in Höhe von 10 % in Form von Fernwärme unterstellt. Dabei wird bewusst außer Acht gelassen, ob an den betrachteten Anlagen dieser Ansatz konkret umsetzbar ist. Die Ergebnisse sind in Tab. 4-10 den Basisbilanzen gegenübergestellt. In Abb. 4-14 werden die Ergebnisse für CO<sub>2</sub>-Emissionen mit den zwei möglichen Gutschriftenansätzen für Strom („netto1“ für allgemeinen Mix, „netto2“ für Strommix aus Steinkohle/Erdgas) grafisch dargestellt.

Tab. 4-10 Veränderung der Nettobilanzen von CO<sub>2</sub>, NOx, Hg und Cd für die vier Beispiel-MVAn durch die fiktive Annahme eines Netto-Stromwirkungsgrades von 30 % zzgl. 10 % Fernwärme

|                 |    | MVA 1             |         | MVA 2             |         | MVA 3             |         | MVA 4             |         |
|-----------------|----|-------------------|---------|-------------------|---------|-------------------|---------|-------------------|---------|
|                 |    | 30% Str.<br>Basis | 10% Fw. |
| KEA             | GJ | -1.980            | -2.030  | -2.980            | -2.040  | -1.680            | -2.120  | -932              | -1.550  |
| CO <sub>2</sub> | t  | -39.100           | -81.100 | -127.000          | -76.300 | -32.700           | -83.400 | 38.600            | -39.500 |
| NO <sub>x</sub> | t  | -74,1             | -128    | -93,3             | -62,9   | -33,2             | -93,1   | 52,3              | -43,2   |
| Hg              | kg | -2,56             | -3,17   | -1,33             | -0,566  | -2,13             | -2,86   | 10,4              | 9,28    |
| Cd              | kg | -11,2             | -3,41   | -2,79             | 3,23    | -5,29             | -3,57   | -3,04             | 0,394   |

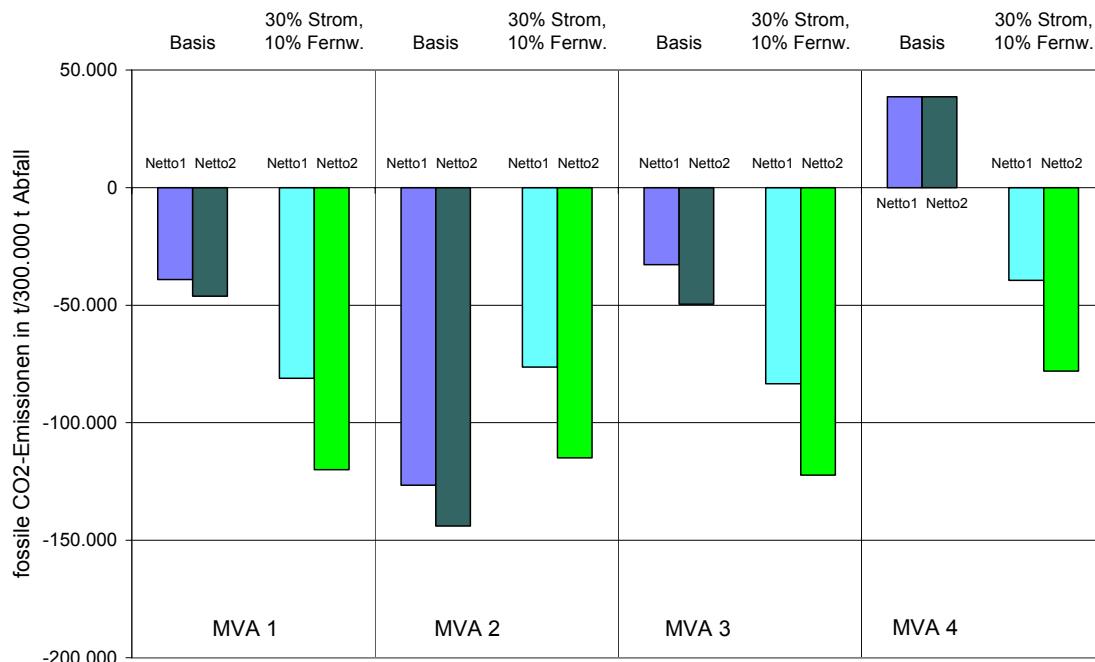


Abb. 4-14 Veränderung der CO<sub>2</sub>-Bilanz durch die Annahme von 30 % Netto-Stromwirkungsgrad und 10 % Fernwärme anstelle des realen Nutzungsgrades der Beispielanlagen; „Netto1“ für allgemeinen Mix, „Netto2“ für Strommix aus Steinkohle/Erdgas

Aus der Darstellung geht hervor, dass MVA2 bereits mit ihrer stark wärmegeführten Energienutzung ein durchgehend besseres Resultat erzielt, als es mit dem 30 %-Stromnutzungsgrad zu erreichen wäre. Für MVA1, MVA3 und insbesondere MVA4 ist dieser Ansatz dagegen eine Verbesserung der Bilanz.

Aus der Betrachtung ist zu schließen, dass eine Maximierung der Stromnutzung im Sinne der CO<sub>2</sub>-Einsparung zwar eine erhebliche Verbesserung der Bilanzen von MVAn erbringen kann; das mögliche ökologische Gesamtoptimum wird jedoch durch eine technisch weit weniger aufwändige Maximierung der Wärmennutzung, sei es als Prozessdampf oder Fernwärme, erreicht. Wie mehrfach schon betont, erfordert dies selbstverständlich das Vorhandensein von Wärmeabnehmern und der entsprechenden Infrastruktur.

#### 4.4.4 Weitere Maßnahmen zur stofflichen Verwertung

Nach der Schlacke sind die Filterstäube in der Regel der größte Massenstrom im Output einer MVA. Zumeist werden den Filterstäuben die etwas grobkörnigeren Kesselaschen zugemischt. An dieser Stelle werden Filterstäube außer Acht gelassen, die aufgrund gemeinsamer Abscheidung mit Reaktionssalzen entstehen (z.B. bei direkt nach Kessel geschalteten Sprühtrocknern oder einstufiger Abgasreinigung wie bei Beispiel-MVA 2). Aufgrund der Vermischung ist eine nachträgliche Aufbereitung zur stofflichen Nutzung jenseits eines Versatzes weder technisch noch ökonomisch sinnvoll.

Filterstäube stellen eine wesentliche Senke für die Metallverbindungen im Rohgas dar. Gegenüber dem Abfall aber auch der Schlacke erfolgt hier in der Regel eine sehr hohe Anreicherung. Durch Waschen und Laugung lassen sich die in hoher Konzentration vorliegenden Metalle grundsätzlich zurückgewinnen. Dies wurde an verschiedenen MVAn bereits in der Vergangenheit versuchsweise durchgeführt.

Bislang haben sich diese Versuche vor dem Hintergrund der Preise für Primärmetalle als nicht wirtschaftlich dargestellt. Mit der derzeit deutlich nach oben weisenden Entwicklung der Rohstoffpreise können solche Ansätze in der Zukunft jedoch durchaus eine Perspektive gewinnen.

Auch die Möglichkeit der Nutzung der Filterstäube als mineralischer Grundstoff wird von einzelnen Anlagenbetreibern verfolgt. Insbesondere der Einsatz als Zuschlagsstoff zu Asphalt wird angesichts der Körngrößenverteilung aus technischer Sicht als vorteilhaft bewertet. Eine hohe Einbindung in das Asphaltprodukt ist anzunehmen. Der langfristige Verbleib des als hoch anzusehenden Potenzials an Schwermetallen ist jedoch noch zu klären. Eine Kombination von Laugung (zur teilweisen Schwermetallentfernung) und anschließender stofflicher Verwertung (z.B. als Asphaltzuschlagsstoff) könnte mittelfristig realisierbare Potenziale aufweisen.

Aus Sicht der Umweltentlastung – insbesondere dem Treibhauseffekt – stellen sich die Potenziale dieser Stoffströme jedoch im Vergleich zur Energienutzung, direkten Metallabscheidung oder Schlackeverwertung als eher gering dar. Die Vorteile liegen in der möglichen künftigen Vermeidung einer Deponierung (bzw. einer Entsorgung via Versatz) zu Gunsten einer Stoffkreislaufführung.

## 4.5 Zusammenfassende Bewertung über die Konzepte und Maßnahmen zur vollständigen Verwertung und Potenzialabschätzung

### 4.5.1 Die Maßnahmen im Einzelnen

#### Optimierte Energienutzung

Aus Sicht des Klimaschutzes stellt eine möglichst optimierte Energienutzung die wirkungsvollste Maßnahme dar. Betrachtet man die Bilanzen der vier Beispiel-MVAn, so wird deutlich, dass der mit Abstand bedeutendste Beitrag zur Treibhausgasminderung durch die Gutschrift von Strom, Fernwärme und Prozessdampf resultiert. Optimiert heißt in diesem Fall nicht, möglichst hoher Anteil an Stromerzeugung. Gerade der Vergleich mit dem Maximalansatz von 30 % Nettowirkungsgrad zeigt, dass die Auslegung auf Wärmenutzung (Fernwärme oder Prozessdampf) deutlich bessere Gesamtergebnisse liefert.

Die Maßnahme einer Maximierung auf den elektrischen Wirkungsgrad hin, wird somit nur für Standorte sinnvoll angesehen, an denen Wärmeabnehmer in hinreichender Zahl nicht zur Verfügung stehen. Ein entscheidendes Kriterium ist somit vor allem die infrastrukturelle Standortsituation.

Erste Priorität bei Neuanlagen sollte daher stets das verfügbare Potenzial für eine ganzjährig gesicherte Abnahme von thermischer Energie sein. Bei Anlagen im Bestand, denen Wärmeabnehmer aufgrund der Nähe zu Siedlung und Industrie zumindest potenziell zur Verfügung stehen, sollten kooperative Lösungen zur Nutzung dieser Potenziale mit den möglichen Abnehmern verstärkt angestrebt werden.

Erst an zweiter Stelle wären Maßnahmen zur Maximierung des Stromwirkungsgrades zu sehen.

Grundsätzlich unabhängig von den vorangehenden Maßnahmen sollten interne Optimierungsmöglichkeiten der Energieströme – vom Wasser-Dampfkreislauf, vom spezifischen Eigenverbrauch – genutzt werden. Dies kann beispielsweise im Zuge von Anlagenrevisionen, Ertüchtigungen und teilweisen Erneuerungen erfolgen.

#### Rückgewinnung von Metallen

Nach einer optimierten Energienutzung ist aus Sicht des Klimaschutzes die möglichst maximierte Abscheidung von Metallen und deren Verwertung zu sehen.

Die **Fe-Metalle** werden bereits bei nahezu allen MVAn, ggf. im Zuge externer Schlauchaufbereitung, zurückgewonnen. Genaue Gewinnungsraten sind dabei schwer exakt festzustellen. Trotz präzise erhobener Erträge im Output können die Inputanteile im

Abfall nur geschätzt werden. Im Rahmen der Modellrechnungen wurde eine Rückgewinnungsrate von zwei Dritteln angesetzt. Dies beruht auf Vergleichen von realen Massenausbringungen mit allgemeinen Daten zum Inputgehalt. Diese Rate wurde für alle vier Beispielanlagen gleich angesetzt. Es wäre jedoch nicht unplausibel für Anlagen mit besonders intensiver Aufbereitung eine tendenziell höhere Rate anzunehmen, da allein schon die Qualitätsziele der mineralischen Erzeugnisse eine möglichst hohe Separierung erfordern. Dies kann hier jedoch nicht quantifiziert werden.

Differenzierter stellt sich die Rückgewinnung der **NE-Metalle** dar. Deren Massenanteile sind zwar deutlich niedriger als die Fe-Fraktion, doch sind die CO<sub>2</sub>- und anderen Gutschriften für Aluminium, Chromstahl oder auch Kupfer nicht zu vernachlässigen.

### Schlackeverwertung

Die Verwertung von Schlacke schlägt sich weder im Aufwand noch in der Gutschrift bezüglich Energieverbrauch/-einsparung und damit jeweils verbundene Emissionen signifikant nieder. Die äquivalenten Primärstoffe (Kies, Sand, Schotter) sind mit entsprechend geringem Energieaufwand zu gewinnen. Auf der anderen Seite stellt die Schlacke von der Masse her den mit Abstand bedeutendsten Output-Stoffstrom einer MVA dar. Bei bundesweit etwa 16 Mio. t verfügbarer MVA-Kapazität [BMU 2006] pro Jahr stehen knapp 4 Mio. t Schlacke zur Entsorgung. Gleichzeitig werden mit diesem Massenstrom große Frachten an Blei, Chrom und andere Schwermetalle bewegt. Die Schonung der knappen Ressource Deponieraum und anderer natürlicher Rohstoffquellen ist hier folglich Antrieb zur Verwertung. Für eine nachhaltige Verwertung ist die dauerhafte feste Einbindung der Inhaltsstoffe notwendige Voraussetzung.

Als Stand der Technik wird hierzu die dreimonatige Alterung angesehen, die eine feste Einbindung vieler Schwermetalle als Carbonate bewirkt. Der vorausgehenden Waschung wird ein gewisses Potenzial zur Entfrachtung der Schlacke beigemessen. Voraussetzung hier in die Integration in den Verfahrensablauf der MVA, bei welcher die Waschwässer in der Abgasreinigung eingesetzt und die Inhalte mit den dort erzeugten Stoffen abgeschieden werden.

Derzeit in Deutschland nicht realisiert, aber mit einem möglichen Zukunftspotenzial zu betrachten, ist die weitergehende thermische Schlackebehandlung. Als verfahrenstechnisches Konzept wurde zuvor die integrierte Schlackesinterierung (Syncrom-plus-Verfahren) exemplarisch in die Betrachtung einbezogen. Dieses Verfahren zielt auf eine uneingeschränkte Einsatzmöglichkeit der mineralischen Produkte aus der Schlacke. Dies geht, wie gezeigt werden konnte, zu Lasten der Gesamtenergieeffizienz und bewegt sich im Bereich von ca. 2 %-Punkte Abschlag auf die Stromerzeugung. Falls die versinterte, ggf. teilweise verglaste Schlacke langfristig die Erwartungen an die Qualität (dauerhaft feste Einbindung der Schwermetalle in die Matrix) sicher erfüllt, stellt sich hier ein Zielkonflikt dar, der allein anhand wissenschaftlicher Kriterien nicht klar aufzulösen ist. Die Nutzungspotenziale einer solchermaßen behandelten Schlacke einerseits und die Sicherstellung der Schadlosigkeit der durch uneingeschränkte stoffliche Verwertung zwangsläufig in den Materialströmen der Bauwirtschaft eingebrachten Metallverbindungen, wären eingehender zu analysieren.

## Verwertung von Stoffen der Abgasreinigung

Bei den Massenströmen aus der Abgasreinigung handelt es sich gegenüber der Schläcke durchweg um deutlich geringere Anteile. Hier stehen jedoch z.T. stoffspezifisch sehr konzentrierte Stoffe im Vordergrund. Zwei Grundansätze stehen sich hier gegenüber:

- hohe Differenzierung in potenziell verwertbare quasi stoffreine Materialien (Gips, Salzsäure) und schadstoffangereicherte Senken (z.B. Metallhydroxidschlämme);
- Zusammenfassung aller Stoffströme in ein Mischprodukt mit entsprechend eingeschränktem Verwertungspotenzial (sprich: Versatz).

Beide Ansätze sind untrennbar mit dem technischen Gesamtkonzept einer MVA verbunden. So setzt der erste Ansatz eine mehrstufige Nasswäsche und verschiedene Stufen der Filterung voraus, während der zweite mit einer ein- bis wenigstufigen Abgasreinigung mit trockener bzw. quasitrockener Absorption arbeiten kann. Aus dem Vergleich dieser Grundansätze sind folgende Schlüsse zu ziehen:

Die hochwertigen Materialien (Gips, Salzsäure) führen angesichts der vergleichsweise geringen Massenströme zu keinen signifikanten Einspareffekten von Ressourcen, CO<sub>2</sub> und anderen Emissionen.

Der Haupteffekt der Differenzierung in potenziell verwertbare Materialien schlägt sich in der Minderung des unter Tage zu verbringenden Massenstroms nieder.

Zwar werden die Durchführung von Versatzaktivitäten und die notwendige Bereitstellung von Materialien dafür nicht in Zweifel gezogen, es ist jedoch anzumerken, dass dieser Entsorgungsweg im Gegensatz zu einer Rückführung in den Stoffkreislauf zeitlich limitiert ist.

## 4.5.2 Der Ist-Stand

### Energienutzung

Mit rund 10 % Netto-Stromerzeugung (14 % brutto) und 30 % thermische Nutzung (überwiegend Fernwärme) bezogen auf die Feuerungswärme des gesamten MVA-Parks in Deutschland werden im Jahr rund 4,4 TWh Strom netto, (6,2 TWh brutto)<sup>24</sup> und 13 TWh thermische Energie bereitgestellt. Die Bruttostromerzeugung in Deutschland wird nach AGE [2006] mit 619 TWh angegeben. Damit nehmen die MVAn an der Bruttostromerzeugung ziemlich genau 1 % ein. Der gesamte Wärmeverbrauch von Haushalten und Industrie liegt nach AGE [2006] bei 865 TWh. Hier nehmen die MVAn 1,6 % ein.

<sup>24</sup> Ansatz: Die Jahreskapazität von 16 Mio. t Abfall mit durchschnittlich 10 GJ/t ergeben einen Gesamt-Energieinhalt von 160 Mio. GJ/a (= 44,4 TWh), folglich 4,4 TWh Strom und 13 TWh thermische Energie

## Rückgewinnung von Metallen

Das Screening (siehe Kapitel 3) ergab auf der Basis Stand Anfang 2006 eine weitgehende Umsetzung der Fe-Metall-Abscheidung. Dies ist allein schon angesichts der ökonomischen Vorteile plausibel. Auf dieser Basis lassen sich bei 16 Mio. t verfügbarer MVA-Kapazität mit angenommenen 2,5 % Fe-Metallgehalt und 66 % Rückgewinnung knapp 270.000 t Fe-Schrott ableiten.

Die Entwicklung der Rückgewinnung von NE-Metallen zeigt sich derzeit sehr dynamisch. Das Screening (siehe Kapitel 3) ergab für gut 20 % der Anlagen eine Rückgewinnung. Die günstige Marktentwicklung für NE-Metallschrotte lässt über das Jahr 2006 eine deutliche Zunahme erwarten.<sup>25</sup> Gerade für die bedeutende Gruppe der externen Aufbereiter sind die Investitionen in zusätzliche Wirbelstromabscheider aufgrund der hohen Durchsätze in kurzer Zeit amortisiert (siehe weiter unten in Kapitel 5.2). Es wird angenommen, dass aktuell 50 % der MVA-Schlacken eine NE-Metallabscheidung durchlaufen. Geht man von 0,25 % Aluminium im Abfall aus und unterstellt 50 % Rückgewinnungsrate, so errechnet sich eine aktuelle Ausbringung von rund 10.000 t/a. Die Gewinnung der von einzelnen Betreibern gezielt gewonnenen Fraktionen Chromstahl, Kupfer und Messing wird derzeit auf nicht mehr als 1.000 t/a geschätzt.

## Schlackeverwertung

Wie in Kapitel 3 beschrieben (siehe auch Abb. 3-1), liegt aktuell die Verwertungsquote mit mindestens 85 % bereits recht hoch. Hierbei sind jedoch auch solche Wege wie Versatz oder Deponiebau einbezogen. Der Straßenbau liegt etwa bei 45 % nach den Screening-Erhebungen. Diese lassen allerdings keine genaue Angabe zu, wie sich die verschiedenen Konzepte der Aufarbeitung mengenmäßig verteilen. Anhand folgender Überlegungen lässt sich jedoch einschätzen, dass

- die Mengenanteile in den Versatz, in die Verwertung auf Deponien, die Deponierung selbst, sowie sonstige unspezifizierte Verwertung (1,43 Mio. t/a, entspr. ca. 38 %) eine Entschrottung (v.a. auch Aluminium bei Versatz) aber keine weitere intensive Aufbereitung, insbesondere keine Alterung erfahren.
- die überwiegend im Bausektor verwerteten Mengen (1,85 Mio. t/a, 50 %) entschrottet und gealtert werden.
- die Mengenanteile im Bereich des Hamburger Schlackenkontors sowie kleinere Stoffströme aus dem Südwesten (insgesamt mit rund 200.000 t/a angesetzt, sprich ca. 5 %) eine Aufbereitung mit Schlackewäsche, Entschrottung, differenzierter Fraktionierung und Alterung erfahren.

Für 17 % des Aufkommens fehlen derzeit nähere Angaben.

---

<sup>25</sup> Nach neuesten Umfrageergebnissen der ITAD wurde im Jahr 2005 die Schlacke von bereits 85 % der Anlagen NE-Abscheideeinrichtungen geführt [Spohn 2007].

## Verwertung von Stoffen der Abgasreinigung

Für diese Stoffgruppe sind nur wenige Einzelfälle zu erkennen, in welchen explizit eine stoffbezogene Verwertung erfolgt. Der große Anteil – insbesondere die Gesamtheit der Filterstäube (inkl. Kesselaschen) – wird via Versatz entsorgt. Auch die Gesamtheit an Mischsalzen (aus Sprühabsorbern, -trocknern) geht diesen Weg.

Es bleiben Einzelfälle, in welchen Anlagen mit Gipserzeugung den Gips als Baustoff verwerthen können. Es wird eine Menge von maximal 2.000 t/a geschätzt, was etwa 10 % der Gesamterzeugung entsprechen würde. Die überwiegende Masse an MVA-Gips wird trotz nur geringer Belastung deponiert.

Etwa acht Anlagen gewinnen technische Salzsäure (30%ig) aus der Waschsäure der Wäscher. Die Gesamtmenge beläuft sich auf rund 15.000 t/a. Dieser Stoffstrom wird vollständig als Chemikalie, z.T. im Anlagenbetrieb selbst, verwertet.

### 4.5.3 Das Potenzial

#### Optimierte Energienutzung

Eine realitätsnahe Abschätzung des Potenzials zur Erhöhung der Energienutzung müsste die konkrete Situation und Randbedingungen jeder einzelnen MVA detailliert analysieren. Dies kann an dieser Stelle nicht geleistet werden. Inwieweit die in Abschnitt 4.5.1 beschriebenen Maßnahmen grundsätzlich zur Minderung der Emission von CO<sub>2</sub> und anderen Schadstoffen beitragen kann, soll an einem grob gezeichneten Szenario eingeschätzt werden.

Dieses grobe Szenario wird wie folgt definiert:

- Durch Optimierung im Bereich Wasser-Dampf-Kreislauf, der Eigenverbräuche u.ä. wird die Nettostromerzeugung um 2 Prozentpunkte auf 12 % Nutzungsgrad angehoben.
- Durch Intensivierung der Kooperation mit kommunaler Administration und standortansässiger Industrie/Gewerbe wird die Nutzung von Wärme (Fernwärme/Prozessdampf) von durchschnittlich 30 % auf 45 % angehoben. Dies setzt Investitionen in Wärmenetze voraus und kann ausschließlich in siedlungs- bzw. industrienahen Anlagen umgesetzt werden.
- Für siedlungs- bzw. industrieferne Anlagen wird eine weitergehende Anhebung des Stromwirkungsgrades durch Ertüchtigungen an Kessel und Turbine um 5 Prozentpunkte angesetzt. Da diese Anlagen eher in der Minderzahl sind, wird hierdurch eine Erhöhung um 2 Prozentpunkte für den Gesamtpark abgeleitet.

Insgesamt ergibt sich für das Szenario eine Nutzungseffizienz von 14 % Strom (netto) und 45 % Wärme. In Tab. 4-11 sind die Veränderungen der Gutschriften vom Ist-Stand zum „Optimierungsszenario“ gegenübergestellt. In Abb. 4-15 sind die Werte für CO<sub>2</sub> veranschaulicht. Es zeigt sich daraus, dass mit dem Optimierungsszenario rund

3,6 Mio. t CO<sub>2</sub> zusätzlich eingespart werden könnten. Das entspricht der Emission von durchschnittlich 300.000 Bundesbürgern.

Tab. 4-11 Gutschriften von CO<sub>2</sub>, NOx, Hg und Cd für den Ist-Stand und das „energetische Optimierungsszenario“ bezogen auf 16 Mio. t Abfall/a

|                       |    | Ist-Stand           |           |              |                     | Optimierungsszenario |           |              |                     |
|-----------------------|----|---------------------|-----------|--------------|---------------------|----------------------|-----------|--------------|---------------------|
|                       |    | Strom <sup>a)</sup> | Fernwärme | Prozessdampf | Summe <sup>a)</sup> | Strom <sup>a)</sup>  | Fernwärme | Prozessdampf | Summe <sup>a)</sup> |
| <b>KEA</b>            | TJ | 28.500              | 36.500    | 19.800       | <b>84.700</b>       | 39.900               | 52.100    | 31.600       | <b>124.000</b>      |
|                       | TJ | 38.900              |           |              | <b>95.100</b>       | 54.400               |           |              | <b>138.000</b>      |
| <b>CO<sub>2</sub></b> | kt | 2.620               | 2.630     | 1.270        | <b>6.520</b>        | 3.670                | 3.760     | 2.030        | <b>9.460</b>        |
|                       | kt | 3.310               |           |              | <b>7.210</b>        | 4.640                |           |              | <b>10.400</b>       |
| <b>NO<sub>x</sub></b> | t  | 2.820               | 2.350     | 1.200        | <b>6.370</b>        | 3.950                | 3.360     | 1.920        | <b>9.230</b>        |
|                       | t  | 4.060               |           |              | <b>7.610</b>        | 5.680                |           |              | <b>11.000</b>       |
| <b>Hg</b>             | kg | 38                  | 39        | 19           | <b>96</b>           | 54                   | 56        | 30           | <b>139</b>          |
|                       | kg | 82                  |           |              | <b>140</b>          | 115                  |           |              | <b>200</b>          |
| <b>Cd</b>             | kg | 8                   | 126       | 116          | <b>250</b>          | 12                   | 180       | 185          | <b>377</b>          |
|                       | kg | 4                   |           |              | <b>245</b>          | 5                    |           |              | <b>370</b>          |

a) In der ersten Zeile sind jeweils Gutschriften unter Verwendung des mittleren Strommixes angesetzt, in der zweiten Zeile jeweils Strom aus einem Mix Steinkohle/Erdgas

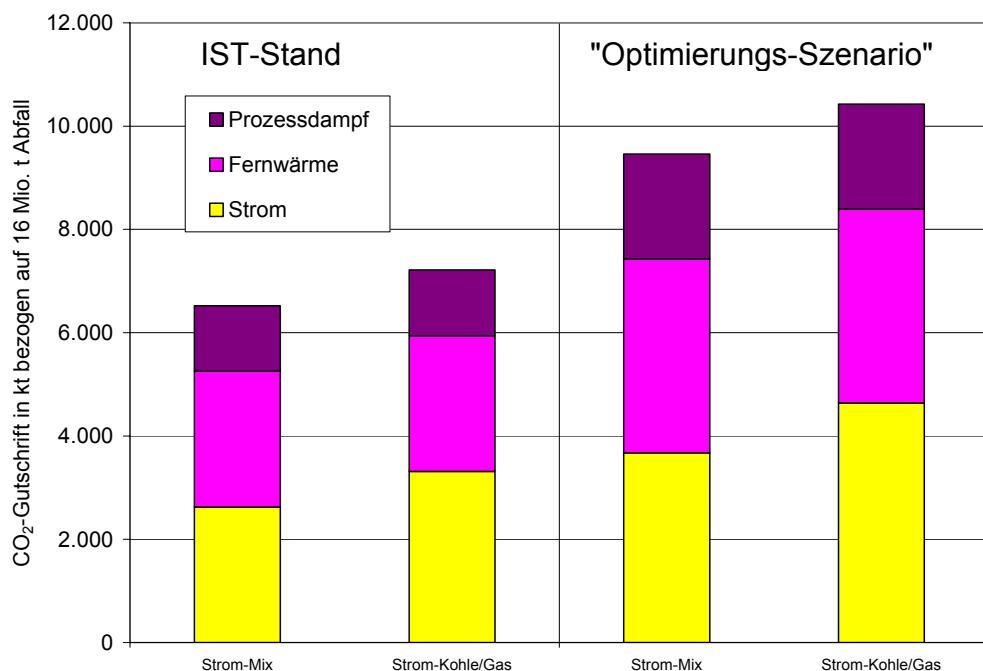


Abb. 4-15 Gutschriften von CO<sub>2</sub> für den Ist-Stand und das „energetische Optimierungsszenario“ bezogen auf 16 Mio. t Abfall/a („Strom-Mix“: mittlerer deutschen Strommix zu Grunde gelegt; „Strom-Kohle/Gas“: Strom aus Steinkohle- und Erdgaskraftwerk zu Grunde gelegt)

Unter dem Gesichtspunkt Potenzial ist an dieser Stelle auch der innovative Ansatz der so genannten Fernwärme-Kälte zu nennen. Damit könnten die während des Sommerhalbjahrs zumeist auftretenden Lasttäler von Fern- und Nahwärmesetzungen aufgefüllt werden und der Gesamtnutzungsgrad erheblich verbessert werden. In einzelnen Städten, z.B. Erfurt<sup>26</sup>, wird dies schon seit längerem erfolgreich umgesetzt. Untersuchungen aus Österreich zeigen, dass diese Technologie erhebliche Potenziale aufweist [Simader, Rakos 2005].

### Rückgewinnung von Metallen

Während bei den Fe-Metallen das Potenzial weitgehend ausgeschöpft erscheint, sind bei den NE-Metallen noch welche zu vermuten. Als Ist-Stand wird hier angenommen, für 50 % der Schlacke sei eine auf Aluminium konzentrierte Abscheidung aktuell realisiert. Die spezifische Ausbringungsrate wurde ebenfalls mit 50 % angenommen. Deutlich geringer wurden die aktuellen Rückgewinnungsraten für anderer NE-Metalle (Kupfer, Messing, Chromstahl) angenommen.

Grundsätzlich bestehen von der technischen Seite einer alle Anlagen umfassenden NE-Metall-Rückgewinnung keine Hinderungsgründe. Es soll hier folglich ebenfalls ein „Optimierungsszenario“ gezeichnet werden, in welchem anstelle der 12.000 t Aluminiumschrott die doppelte Menge, sowie zusätzlich 4.000 t Kupfer (statt 400 t) und 6.000 t Chromstahl (statt 600 t) rückgewonnen werden. Die Ergebnisse sind in Tab. 4-12 zusammengestellt und für CO<sub>2</sub> in Abb. 4-16 nochmals veranschaulicht.

Es zeigt sich daraus, dass mit dem Optimierungsszenario rund 170.000 t CO<sub>2</sub> zusätzlich eingespart werden könnten. Das entspricht der Emission von durchschnittlich 14.000 Bundesbürgern.

Tab. 4-12 Gutschriften von CO<sub>2</sub>, NOx, Hg und Cd für den Ist-Stand und das „Optimierungsszenario NE-Metalle“ bezogen auf 16 Mio. t Abfall/a

| Ist-Stand             |    |            |        |             |       | Optimierungsszenario |        |             |       |
|-----------------------|----|------------|--------|-------------|-------|----------------------|--------|-------------|-------|
|                       |    | Alumini-um | Kupfer | Chrom-stahl | Summe | Alumini-um           | Kupfer | Chrom-stahl | Summe |
| <b>KEA</b>            | TJ | 1.340      | 30,9   | 24,2        | 1.400 | 2.690                | 309    | 242         | 3.240 |
| <b>CO<sub>2</sub></b> | kt | 127        | 2,21   | 2,08        | 131   | 254                  | 22,1   | 20,8        | 297   |
| <b>NO<sub>x</sub></b> | t  | 324        | 3,52   | 5,17        | 333   | 648                  | 35,2   | 51,7        | 735   |
| <b>Hg</b>             | kg | 2,64       | k.W.   | 0,034       | 2,67  | 5,3                  | k.W.   | 0,34        | 5,6   |
| <b>Cd</b>             | kg | k.W.       | 3,2    | 0,07        | 3,27  | k.W.                 | 32     | 0,7         | 32,7  |

k.W.: keine Wertangabe in den Sachbilanzdaten

<sup>26</sup> siehe [www.stadtwerke-erfurt.de/swe/](http://www.stadtwerke-erfurt.de/swe/)

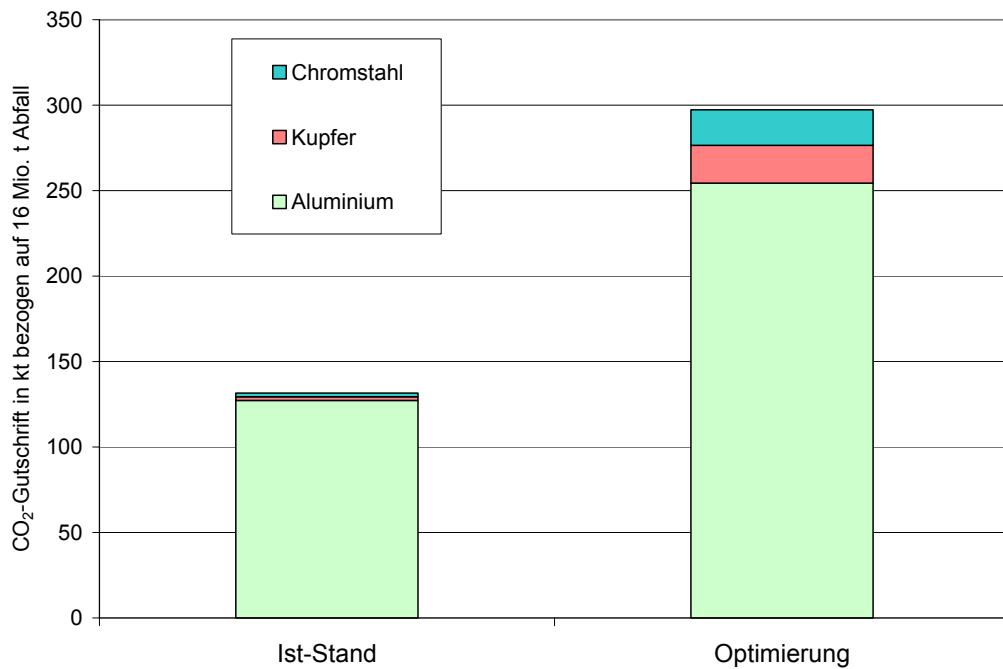


Abb. 4-16 Gutschriften von CO<sub>2</sub> für den Ist-Stand und das „Optimierungsszenario NE-Metalle“ bezogen auf 16 Mio. t Abfall/a

### Verwertung von Schlacke und Stoffen der Abgasreinigung

Wie oben ausgeführt, ist bei Schlacken wie auch den Produkten der Abgasreinigung eine Verwertung schon weitgehend umgesetzt. Bei Letzteren ist dabei der Versatz der dominierende Entsorgungsweg.

Bei **Schlacke** werden bereits 50 % zu Bauzwecken eingesetzt, wodurch im Sinne eines stoffspezifisch „hochwertigen“ Einsatzes dieses mineralischen Materials das inhärente stoffliche Potenzial bereits weitgehend ausgeschöpft wird. Entscheidend ist hier die Frage der Qualität. Die Gehalte verschiedener Spurenelemente in der Schlacke, wie z.B. Blei, liegen teilweise deutlich über denen primärer Kiese oder Sande. Anderseits beinhalten auch Naturgesteine (z. B. Granite, Porphyre, die ebenso zur Herstellung von Splitten dienen und entsprechend durch Schlacke ersetzt werden), z.T. entsprechend hohe Gehalte einzelner Schwermetalle. Dennoch bleibt die Frage der sicheren langfristigen Einbindung bei Verwertung im Oberflächenbereich ein Thema permanenter Verbesserung. Da andere Entsorgungswege wie der Deponiebau, langfristig auch der Versatz, nicht mehr zur Verfügung stehen, wird die Anwendung als Baustoff in der Zukunft noch erheblich an Bedeutung gewinnen. Das Verfahren der Alterung – fallweise ergänzt mit dem Verfahren der Waschung – zeigt nach langjähriger Erfahrung bereits gute Ergebnisse.

Verfahren, die den Einschluss weiter verbessern, sollten angesichts des Potenzials unbedingt im Fokus bleiben. Sie könnten ggf. die Ausnutzung des Potenzials als „Baustoff ohne Abfalleigenschaften“ sicherstellen. Zu Beginn der 90er Jahre wurden vor diesem Hintergrund Einschmelzverfahren intensiv diskutiert. In Japan hat sich die technische Ausrichtung weit umgesetzt. In der deutschen Praxis haben sich die entsprechenden integrierten Verfahrensansätze (Schwel-Brenn-Verfahren, Thermoselect etc.) nicht behaupten können. Nachgeschaltetes Aufschmelzen wurde dagegen stets aufgrund der schlechten Energiebilanz bei Verfahrensentscheiden ausgeschlossen. Von der ursprünglichen Vielzahl an technischen Konzepten ist derzeit das oben beschriebene und energetisch bewertete Verfahren Syncrom-plus noch am mitteleuropäischen Markt.

Die Inhaltstoffe der Schlacke und insbesondere auch der Filterstäube könnten in Zukunft u.U. auch als Ressource für wertvolle Metalle dienen. Bereits heute werden in MVA-Schlacken Gold, Silber, Platin in der Dimension mg/kg nachgewiesen [Zwahr 2006, Sierhuis 2006]. Die Wiedergewinnung ist hier noch nicht Stand der Technik. Angesichts der deutlichen Zunahmen von Edelmetallen über die Entsorgung elektronischer Geräte, ist nahe liegend, dass an der Entwicklung technischer Lösungen zur Erschließung dieses Potenzials gearbeitet wird. Wesentlich effektiver als die Rückgewinnung aus Schlacke sind jedoch die mit der Umsetzung der Elektronikschrattverordnung verbundene separate Erfassung und die gezielte Aufbereitung der edelmetallreichen Fraktionen. Die Optimierungspotenziale an dieser Stelle sind derzeit noch bei weitem nicht ausgeschöpft.

Von den Materialien der Abgasreinigung stellen die **Filterstäube** die größte Masse dar. Diese wird mit ca. 430.000 t/a praktisch ausschließlich im Versatz eingesetzt. Die Filterstäube enthalten in hohem Maße Spuren von verschiedenen Metallen. In Anbetracht steigender Rohstoffpreise und abnehmender Ressourcen sollte weiterhin überprüft werden, ob die Metalle nicht zurück gewonnen werden können. Dies an den einzelnen Anlagen durchzuführen wäre jedoch äußerst ineffizient. Es wäre vielmehr sinnvoll, es zentral dort durchzuführen, wo die Stoffströme ohnehin zusammen kommen und an denen die nicht mehr nutzbaren Rückstände dann direkt dem Versatz oder die Untertagedeponie zugeführt werden.

Art und Charakter der anderen Stoffströme der Abgasreinigung sind direkt an die Art und Konfiguration der Technik gebunden. Verfahren mit nasser Wäsche sind in der Lage, stoffspezifisch verwertbare Materialien zu erzeugen. Gips, Salzsäure und Salz (zu industriellen Zwecken oder zu Entfrostung) sind hier zu nennen. Die Mengenströme sind vergleichsweise gering. Die Potenziale zur Steigerung ihrer Anteile, um andere Abfallströme (Mischsalze etc.) zu vermeiden, sind ebenfalls eher gering.

## 5 Kostenabschätzung

Die im Zusammenhang mit den Beispielanlagen und weitergehenden beschriebenen Ansätzen zur stofflichen und energetischen Verwertung in MVAn beschriebenen Maßnahmen sollen im Folgenden unter dem Gesichtspunkt der Kosten diskutiert werden.

Es soll vorausschickend darauf hingewiesen werden, dass sich die Rechengröße „Kosten“ gerade im Zusammenhang mit Abfallverbrennung extrem volatil darstellt. Während sich die eingesparte CO<sub>2</sub>-Menge durch 1 kWh Strom einer MVA – bei allen notwendigen Grundannahmen – mit ziemlich guter Rechengenauigkeit bestimmen lässt, hängt die Entwicklung des monetären Erlöses weitaus stärker von Außeneinflüssen ab. Die Energiepreisentwicklung aber auch das Potenzial von staatlichen Förderprogrammen (z.B. KWK-Gesetz<sup>27</sup>, ggf. EEG<sup>28</sup>) sind dabei zu nennen.

Dies eingedenk, sollen in diesem Abschnitt überschlägige Darstellungen zu den Kostenrahmen, die bei der Abfallverbrennung insgesamt und den in Abschnitt 4.5 herausgehobenen Maßnahmen und Konzepte additiv entstehen aufgestellt werden. Dabei soll am Ende eine grobe Einschätzung ermöglicht werden zur Frage, in welcher Kostendimension sich eine flächendeckende Umsetzung einer vollständigen hochwertigen Verwertung durch fortschrittliche MVAn bewegt. Dabei wird folgendermaßen vorgegangen:

1. Skizzierung des Kostenrahmens der Müllverbrennung allgemein (auch die Entwicklung), Gegenüberstellung Kosten (Investitionen, Betriebskosten, Erlöse)
2. Aufstellung der Kostensituation ausgewählter Maßnahmen
3. Gegenüberstellung der Erlöse aus erzeugten Stoffen und Energien
4. Hochrechnung auf die Entsorgungssituation in Deutschland

### 5.1 Kostenrahmen der Müllverbrennung allgemein

Die Spannweite der Behandlungskosten in deutschen MVAn reicht von 90 € bis 250 € pro t. Die Ursachen für die große Spannbreite liegen in verschiedenen Ebenen:

Die Preissituation zum Zeitpunkt der Bestellung und Errichtung der Anlage ist ein wesentlicher Faktor. So lagen zu Beginn der 90er Jahre die Preise für Neuanlagen aufgrund zahlreicher Planungen in den alten Bundesländern auf einem „historischen Hoch“. Zum Ende der 90er Jahre trat dann aufgrund der Nichtumsetzung zahlreicher Planungen und der Verschiebung großer Anteile der Abfallströme in andere Wege, ein regelrechter Preisverfall ein.

Bei Anlagen älteren Baujahres wirkt sich dagegen die bereits fortgeschrittene Abschreibung positiv auf die Kosten aus.

<sup>27</sup> Gesetz für die Erhaltung, die Modernisierung und den Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung (Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz)

<sup>28</sup> Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich (Erneuerbare-Energien-Gesetz)

Bei Anlagen mit Inbetriebnahme nach 2000, insbesondere in den neuen Bundesländern, macht sich außerdem angesichts der wirtschaftlichen Lage der Regionen ein ökonomischer „Optimierungzwang“ bemerkbar.

Somit ist neben dem zeitlichen Faktor auch der Standortfaktor kostenbestimmend: in einzelnen Fällen trieb massiver Druck aus der Öffentlichkeit zu teilweise extrem hohen (Umwelt-)Anforderungen an die installierte Technik, in anderen Fällen, wo dieser öffentlich-politische Druck nicht vorhanden war, war durchaus eine Beschränkung auf das „notwendige Mindestmaß“ möglich.

Ein dritter bedeutender Faktor ist die Größe der Anlage (Auslegungskapazität) und davon nicht zu trennen: die Auslastung. Eine größere Anlage ist mit geringeren spezifischen Kosten zu errichten und zu betreiben. Nach Angaben im Anhang des BREF wird für die typische Kapazitätsspanne von 100.000 bis 300.000 t/a eine spezifische Kostenspanne von 140 zu 85 €/t angegeben.

Wie sich die Kosten für die Behandlung in einer MVA zusammensetzen, kann einer differenzierten Analyse im Anhang des BREF zur Abfallverbrennung entnommen werden. Im Beitrag aus deutscher Sicht werden die Kosten für eine Anlage mit 200.000 t/a Kapazität dargestellt. In der Summe werden dabei ca. 105 €/a abgeleitet. Dies schließt die Erlöse einer Stromnutzung sowie Kosten einer Behandlung von Reststoffen (Schlacke, Asche, Filterstäube) ein, wie Abb. 5-1 zeigt. Die Kalkulation beruht auf einer für Anfang dieses Jahrzehnts neu errichteten Anlage.

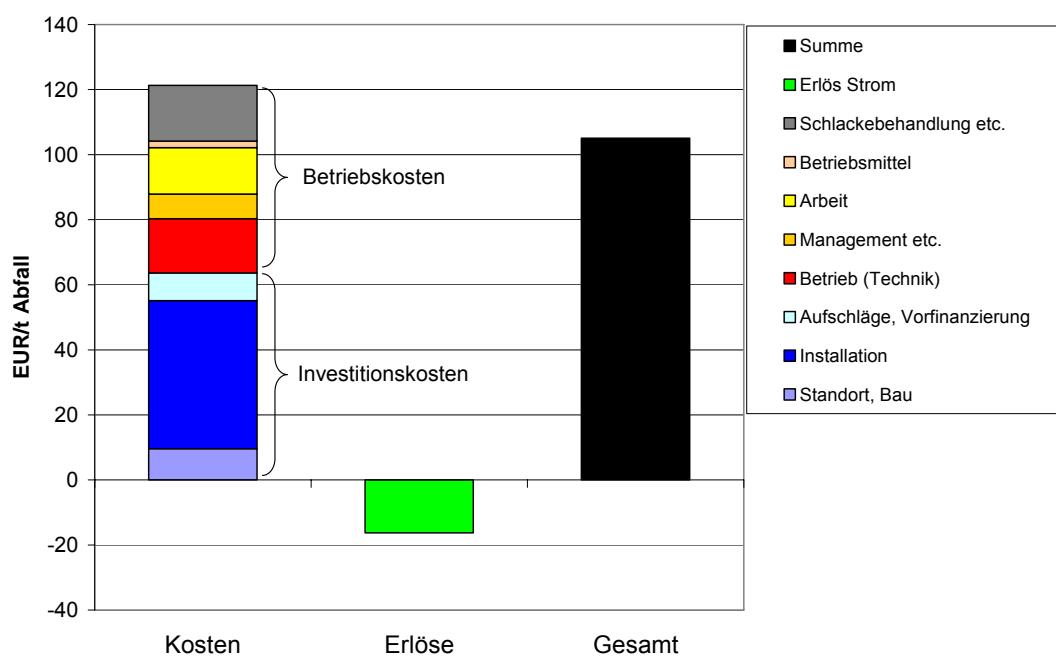


Abb. 5-1 Kostenstruktur einer MVA mit 200.000 t/a in Deutschland nach BREF

Nach den Preisanfragen von Alwast und Thörner [2006] liegt das gewichtete Mittel in Deutschland bei 174 €/t, etwas höher in den alten Bundesländern und mit 130 €/t deutlich niedriger in den neuen Bundesländern. Aus dem Vergleich beider Quellen zeigt sich die generell hohe Unsicherheit bei der Kostenbestimmung.

## 5.2 Kosten ausgewählter Maßnahmen

Eine trennscharfe Allokation von Kosten einzelner Maßnahmen im Rahmen von Müllverbrennung ist äußerst problematisch. Vielfach bestehen enge Verflechtungen im Betrieb und der Installation von Einzelkomponenten. Es können jedoch orientierende Kostenrahmen einzelner Maßnahmen fixiert werden.

Eine entscheidende Größe bei der ökonomischen Betrachtung stellen dabei auch die jeweiligen Erlöse dar. Da Energie- und Rohstoffpreise sich derzeit signifikant nach oben bewegen, sind sie insbesondere auch für eine Trendabschätzung sensitiv.

### 5.2.1 Schlackeaufbereitung und Verwertung als Baustoffe sowie Metalle

Schlackeaufbereitung und Metallabscheidung gehen miteinander einher. Die Kosten für die Aufbereitung enthalten daher die Erzeugung der mineralischen Produkte wie die der recyclebaren Metallfraktionen.

Die Einschätzung der Kosten kann auch hier nur auf der Basis von stichprobenweise erhobenen Marktpreisen erfolgen. Es sei dabei darauf hinzuweisen, dass diese Daten nur eine sehr kurzlebige Repräsentativität aufweisen können. In der Größenordnung geben sie jedoch ein verlässliches Bild über die Kosten, die schlussendlich an den Erzeuger des Abfalls weitergegeben werden.

Die verschiedenen Kostenniveaus für die Optionen der Schlackeaufbereitung lassen sich unterteilen in:

- eine einfache Aufbereitung mit Metallabscheidung (z.B. für den Versatz). Kostenansatz: 30 €/t
- eine Aufbereitung mit Metallabscheidung und dreimonatiger Schlackealterung (z.B. für Straßenbau). Kostenansatz: 40 €/t
- eine differenzierte Aufbereitung mit integrierter Schlackewäsche, Fraktionierung und dreimonatiger Alterung (verschiedene Fraktionen für den Tiefbausektor); Kostenansatz: 50 €/t

Die von allen Optionen im Gegenzug eingesparten Kosten für die Deponierung von Schlacke werden entsprechend aktueller Hinweise mit 50 €/t veranschlagt.

Erlöse sind für die als einfaches Baustoffsubstitut eingesetzten Materialien in der Regel nicht zu erzielen. Vergleichbare Kiese liegen im Marktpreis im Bereich von 5 bis 10 €/t. Für höhere Qualitäten (z.B. die letzten beiden Optionen der Aufbereitung) ist potenziell ein Erlös in diesem Bereich nicht auszuschließen.

Dagegen liegen die Erlöse für die gewonnenen Metallfraktionen in einem deutlich quantifizierbaren Bereich und werden angesichts der Lage an den Metallmärkten in den kommenden Jahren vermutlich weiter steigen. Für diese Betrachtung sind folgende Werte angesetzt:

- Fe-Metalle 50 € pro t
- Aluminium 400 € pro t
- Chromstahl 400 € pro t
- Kupfer 4.000 € pro t

Für die Mehrzahl der Verwertungswege sind die Metalle in den mineralischen Produkten unerwünscht (Minderung der Qualität als Baustoff, Aluminium im Material für untertägigen Versatz wegen Gefahr der Wasserstofferzeugung auszuschließen). Aus diesem Grund erfolgt die Abtrennung praktisch zwangsläufig bei der Aufbereitung. Eine quantitativ bedeutsame Gewinnung der verschiedenen NE-Metallfraktionen erfordert jedoch einen entsprechenden Aufwand, den nicht alle Aufbereiter betreiben.

Folgende Fallszenarien sollen verglichen werden:

1. „Einfache Verwertung“:
2. „mechanisch optimierte Aufbereitung“:

In Tab. 5-1 sind diese Fälle durchgerechnet. Die spezifischen Kostenwerte sind, wie oben bereits angeführt, grobe Faustwerte.

Zieht man die gegenüber einer Verwertung eingesparte Deponierung ins Kalkül, so gestaltet sich die Verwertung von Schlacke in jedem Falle als kostenneutral bis kosten senkend. Eine differenzierte Metallaufbereitung und Verwertung kann dank der Erlöse bereits zur vollständigen Neutralisierung der Aufarbeitungs- und Schlackeverwertungskosten führen.

Die mechanisch optimierte Schlackeaufbereitung führt zu grundsätzlich höherwertigen Baustoffarten. Salze sind ausgewaschen, die Alterung und Korngrößenklassierung optimiert. Ein höherer Erlös ist dagegen am Markt nicht zu realisieren. Die somit nicht vergütete höhere Qualität schmälert das Ergebnis in dem Rechenbeispiel um 8 €/t Rohschlacke, sprich 2 € pro t Abfall.

Tab. 5-1 Beispielhafte Kostenkalkulation der Schlackeaufbereitung

|  | einfache<br>Verwertung<br>€ pro t Rohschlacke | Mechan. optimierte<br>Aufbereitung<br>€ pro t Rohschlacke |
|--|---|---|
| Kosten Aufbereitung (inkl. Kosten Entsorgung mineralischer Produkte) | 30  | 50  |
| Erlös mineralische Produkte (800 kg/t Rohschlacke)                   | -   | -   |
| Erlöse aus Metallverwertung:   |   |   |
| Fe-Metalle (100 kg /t Rohschlacke)                                   | - 5   | - 5   |
| Aluminium (10 kg /t Rohschlacke)                                     | - 4   | - 4   |
| Chromstahl (10 kg /t Rohschlacke)                                    |   | - 4   |
| Kupfer (2 kg /t Rohschlacke)   |   | - 8   |
| <b>Gesamtergebnis<sup>b)</sup></b>                                   | <b>21</b>                                     | <b>29</b>   |

a) Im Gegenzug zum angesetzten Kostenaufschlag, wird ein Erlös für die uneingeschränkt verwertbaren mineralischen Produkte angesetzt.  
 b) Ohne Abzug eingesparter Deponiekosten durch die Verwertung

Insgesamt ist festzustellen, dass die Kosten für die Schlackeaufbereitung und Verwertung als Baustoffe von den eingesparten Deponiekosten überkompensiert werden. Die Frage einer möglichst vollständigen und auch hochwertigen Verwertung lässt sich somit im Kostenrahmen der „üblichen“ Bandbreiten realisieren. Pro Tonne Abfall schwanken die aufgezeigten Alternativen um weniger als 5 €.

Im Hinblick auf die Trendentwicklung sind für die Schlacke keinen großen Veränderungen der derzeitigen Situation zu erwarten. Bezuglich der Erlöse für Metalle zeichnet sich ein weiterer stetiger Anstieg ab.

### 5.2.2 Erzeugung von inerten Schmelz- bzw. Sintergranulaten

Hier werden beispielhaft die Kosten für eine integrierte thermische Behandlung nach dem Ansatz „Syncom-Plus“, mit Sauerstoffanreicherung in der Verbrennungsluft, Ascherezirkulation und Fraktionierung (gesintertes Material für vielfältige Anwendungen im Baubereich) beschrieben.

Für diese vergleichsweise aufwändige Installation werden 10 % Erhöhung der Investitionskosten in Ansatz gebracht. Die Betriebskosten sind im Wesentlichen vom Sauerstoffverbrauch und dem damit verbundenen Stromverbrauch (60 kWh/t Abfall, siehe

4.4.1) dominiert. Dies entspricht wiederum bei einem Strompreis von 3 ct/kWh Mehrkosten von 1,8 €/t Abfall. Diesen stehen Einsparungen durch die Verwertung der Granulat sowie Verringerung der zu entsorgenden Flugasche entgegen. Die Anbieter der Technik kalkulieren hierdurch mit einer vollständigen Kompensation bei den Betriebskosten sowie den Gesamt-Behandlungskosten pro t Abfall.

Die Autoren dieser Studie setzen aus konservativer Sicht Mehrkosten für die Gesamt-Behandlungskosten pro t Abfall von 10 € an, die auch eine potentiell verringerte Anlagenverfügbarkeit durch die höhere Komplexität der Anlagentechnik berücksichtigt. Die beispielhaften Ergebnisse für das Syncrom-Plus-Verfahren sind unter dem Vorbehalt zu betrachtet, dass das Verfahren sehr innovativ ist und keine Praxiserfahrungen in Deutschland vorliegen. Die konservative Kalkulation zeigt, dass die Mehrkosten gegenüber einer rein mechanischen Aufbereitung in einem überschaubaren Rahmen bleiben.

### 5.2.3 Weitere stoffliche Komponenten

#### Filterstaub

In diesem Output liegen zahlreiche Metalle in hoher Anreicherung vor. Wie in Kapitel 4.4.4 und 4.5.3 beschrieben, wurde eine nasschemische Rückgewinnung, z.B. von Zink, in der Vergangenheit in verschiedenen Fällen projektiert. Die Relation zwischen dem kostenseitigen Aufwand und dem Erlös für Sekundärzink haben bislang derartige Projekte an der massiven Unwirtschaftlichkeit scheitern lassen. Betrachtet man die Preisentwicklung für Alzink von Oktober 2005 (550 bis 600 €/t) bis Oktober 2006 (1.700 bis 1.750 €/t), so ist eine Verdreifachung festzustellen [EUWID 2006].

Unter diesen Voraussetzungen, unter ggf. weiterer Preisentwicklung, könnte sich die Frage der Wirtschaftlichkeit für solche Ansätze in absehbarer Zeit neu stellen. Die Entsorgung im Versatz beläuft sich für Filterstäube derzeit im Bereich 100 €/t. Die Zinkgehalte reichen von unter 1 % bis zu 6 % [GRS 1998].

#### Salzsäure

In 11 MVA findet eine HCl-Rektifikation zur Gewinnung von industriell nutzbarer Salzsäure statt. Manche Anlagen betreiben dies zur Optimierung der Kosteneffizienz im Verbund. Eine separate Kostenbetrachtung für die Rektifikation gestaltet sich komplex, da neben den spezifischen Investitions- und die Betriebskosten der Rektifikationsanlage auch der eventuell etwas geringere Aufwand in der Abgasreinigung zu berücksichtigen ist. Alternativ müsste eine Sprühtrocknung vorgesehen werden (mit entsprechenden Kosten) sowie die Entsorgungskosten des Salz/Staubgemisches.

Der Erlös für die Salzsäure ist ebenso schwer auf einen exakten Wert festzulegen, da die vergleichsweise geringen Mengenströme vergleichsweise hohe Transport- und Vermarktungskosten mit sich ziehen. Geht man seitens der MVA von einem Erlös von 50 €/t Salzsäure (30%ig) bei einer Erzeugung von 15 kg pro t Abfall aus, so ergeben sich pro t Abfall 0,75 € Erlös. Die Mischsalzentsorgung aus einer alternativen Sprüh-

trocknung mit ebenfalls ca. 12 kg/t Abfall käme auf Entsorgungskosten bei 1,2 € pro t Abfall. Dem Entsorgungsvorteil von insgesamt etwa 2 € steht insgesamt in der Regel ein höheres Delta in den Investitions- und Betriebskosten gegenüber. Insgesamt jedoch ist der Beitrag einer HCl-Rektifikation zu den Gesamtkosten der Verbrennung vergleichsweise gering.

### Gips

Wie die zuvor beschriebene Erzeugung von Salzsäure ist die Erzeugung von Gips an ein zweistufiges Wäscherverfahren gekoppelt. Kostenseitig positiv ist dabei zu sehen,

- dass die Menge an Absorptionsmittel (Kalkmilch aus Weißfeinkalk) gegenüber einem (quasi-)trockenen Verfahren niedriger ausfällt (zwischen Faktor 1,5 bis Faktor 3),<sup>29</sup>
- dass das kleinere Quantum an erzeugtem Gips potenziell kostenneutral ggf. mit kleinem Erlös in der Baustoffindustrie verwertet werden kann, während das größere Quantum im Mischsalz im Bereich von 100 €/t liegt.

Kostenseitig ungünstig wirkt sich aus:

- der höhere betriebliche Aufwand eines Nassverfahrens (inklusive der Verfügbarkeit der Anlage);
- die schwierige Vermarktungslage von MVA-Gips aus Imagegründen, weswegen in der Praxis überwiegend eine Deponierung erfolgt.

Ob und inwieweit die Erzeugung von Gips günstiger oder ungünstiger ausfällt, ist damit stark an den Einzelfall gebunden. Grundvoraussetzung für eine positive ökonomische Bewertung wie auch positiv aus Sicht der Verwertung und Ressourceneinsparung ist selbstredend der Einsatz als vollwertiger Bausstoff.

## 5.2.4 Energienutzung

Die Energiepreise zu Zeiten der Errichtung der Mehrzahl der MVAn, boten kaum einen Anreiz zur Optimierung der Energieeffizienz der Anlage. Die Sicherstellung der Entsorgungssicherheit hatte (und hat berechtigterweise) oberste Priorität. Wie Abb. 5-1 zeigt, ist im Mittel der Erlös aus der Abgabe von Energie an Dritte zwar ein signifikanter aber kein hauptsächlicher Beitrag in der Bilanz einer MVA.

Mit dem Preisanstieg am Energiemarkt entwickelt sich hier eine gewisse Dynamik. Für alle betroffenen Energieträger – Strom, Heiz- oder Prozesswärme aus fossilen Brennstoffen – ergeben sich von Jahr zu Jahr deutliche Verteuerungen. Neue Anlagen haben daher vielfach eine optimierte Energieeffizienz in ihrem Konzept realisiert. Es ist dabei weniger eine Frage der Technik als der geeigneten Standortwahl. Anlagen wie Nürnberg, Mainz, Salzbergen oder Magdeburg wurden gezielt an Standorte mit optimaler Anbindung an Energieabnehmer errichtet.

---

29 der Preis für Weißfeinkalk liegt im Bereich von 60 €/t

Für Anlagen im Bestand stellt sich eine Erhöhung der Effizienz dagegen komplex dar. Zunächst sind die Ursachen einer (unter-)durchschnittlichen Nutzung vielfältig. Im Regelfall addieren sich eine zu geringe Wärmenachfrage und ein gleichzeitig nur mäßiger elektrischer Wirkungsgrad der installierten Dampfturbine.

Legt man den mittleren Nutzungsrad von 10 % und 30 % Wärme zu Grunde, so errechnet sich pro t Abfall (9,8 MJ/kg) nach den Werten in Tab. 5-2 für die Stromabgabe 15 € und für die Wärmenutzung (beschränkt man sich auf den Erlös für Fernwärme) weitere 16 €. Setzt man nun das energetische „Optimierungsszenario“ aus Kapitel 4.5.3 an (14 % Strom und 45 % Wärme), so summiert sich der Erlös bereits auf 45 €/t. Würde man von Seiten der Politik finanzielle Anreize zur Optimierung der Energieeffizienz beispielsweise in ähnlicher Dimension wie bei der Vergütung von KWK-Strom schaffen, so ergäben sich bei 14 % Stromnutzungsgrad weitere 20 € pro t Abfall für die MVA.

In Abb. 5-2 sind die drei Fälle dargestellt. Dem Mehrerlös von 14 €/t im „Optimierungsszenario“ stehen ggf. Mehrkosten durch Investitionen gegenüber. Sofern die Optimierung im Zuge einer generellen Anlagenertüchtigung durchgeführt wird, können die Zusatzkosten sehr gering ausfallen. In jedem Fall kann ein Betrag von 14 €/t zur Deckung einer Reihe von Maßnahmen dienen. Sollte ein zusätzlicher Betrag (z.B. entsprechend der KWK-Förderung) realisierbar sein, wird sich die energetische Optimierung für die Mehrzahl der Fälle insgesamt mindernd auf die Verbrennungskosten auswirken.

Tab. 5-2 Basiswerte für Kosten und Preiskalkulation

| Preise (bzw. Erlöse) für    | Cent |         | Bemerkung, Quelle  |
|-----------------------------|------|---------|--|
| Strompreis                  | 5,5  | Pro kWh | Baseload Preis gemäß EEX ( <a href="http://www.eex.de/">http://www.eex.de/</a> ) für 3. Quartal 2006 |
| maximale KWK-Vergütung      | 5,11 | Pro kWh | nach KWKG für kleine BHKW-Anlagen  |
| Erlös für Fernwärme von MVA | 2    | Pro kWh | Nach Einzelangaben   |
| Heizöl EL                   | 390  | Pro t   | Prognos/EWI [2006]   |
| Erdgas                      | 1,8  | Pro kWh | Prognos/EWI [2006]   |

Mit den Angaben in Tab. 5-3 sei aufgezeigt, dass sich im Einzelfall der Zusammenhang zwischen Effizienz und Kosten sehr komplex gestaltet. Dort erweist sich der Standardfall als kostenmäßiges Optimum, der Fall erhöhter Effizienz in jedem Fall als günstiger als der Fall niedriger Effizienz. Der Fall mit dem höchsten Stromwirkungsgrad (vergleichbar mit dem Beispiel Amsterdam in 4.4.3) dagegen zeigt eindeutig die höchste Deckungslücke.

Dabei ist erstens zu beachten, dass der Kostenunterschied zwischen „Hoch“ und „Standard“ umgerechnet auf die Tonne Abfall unter 3 € liegt. Zweitens ist zu beachten, dass der Basispreis von 3,2 cts/kWh angesichts der Strompreisentwicklung inzwischen als unterschätzt gelten kann.

Eine Prognose der Strompreiswicklung wird an dieser Stelle nicht gegeben. Die Trendentwicklung spricht jedoch eindeutig dafür, dass die Erlöse aus der Energienutzung von MVAn ansteigen werden.

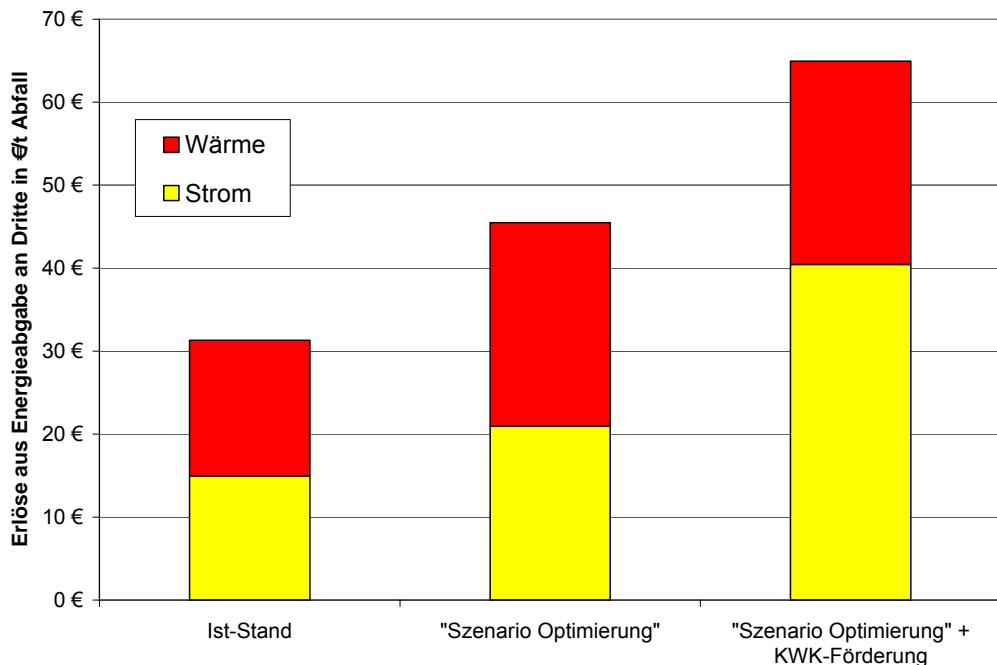


Abb. 5-2 Energienutzungserlöse einer MVA unter verschiedenen Annahmen

Tab. 5-3 Zusammenhang zwischen Energieeffizienz und Kosten [nach Pfeiffer in Gohlke 2006]

| Energieeffizienz   |         | niedrig | Standard | erhöht | hoch  |
|--------------------|---------|---------|----------|--------|-------|
| Stromwirkungsgrad  |         | 17%     | 23,5%    | 29%    | 32%   |
| Investitionskosten | €/kWh   | 2.400   | 2.080    | 2.080  | 2.370 |
| Verfügbarkeit      | h/a     | 8.320   | 8.060    | 7.800  | 7.500 |
|                    | %       | 95%     | 92%      | 89%    | 86%   |
| Betriebskosten     | cts/kWh | 1,1     | 1,2      | 1,3    | 1,4   |
| Finanzierungslücke | cts/kWh | 1,8     | 1,5      | 1,7    | 2,6   |

Berechnet auf Basis von 3,2 cts/kWh Erlös für Stromabgabe

## 6 Zusammenführung der Potenziale

In diesem Kapitel sollen die in Kapitel 4.5 einzeln analysierten Maßnahmen zusammengeführt und mit den Kostenaspekten aus Kapitel 5 in Beziehung gesetzt werden. Dem angenommenen Ist-Stand wird dabei folgendes „Optimierungsszenario“ gegenübergestellt:

- Energienutzung: 14 % Strom und 45 % Wärme anstelle von 10 % und 30 % (alle Werte als abgegebene Energieanteile nach Abzug des Eigenverbrauchs)
- vollständige NE-Metallgewinnung
- für 50 % der Schlacke eine weitergehende thermische Behandlung (Verfahren Syncrom-plus)<sup>30</sup>

### Umweltfaktoren

In Tab. 6-1 werden die Ergebnisse für die ökologischen Leitparameter zusammengefasst. Daraus wird ersichtlich, dass sich über die Nettobilanzen der Gesamtheit der MVAn Optimierung bereits für den IST-Stand mit Ausnahme von Quecksilber durchweg Entlastungen ergeben. Bei Quecksilber stellt sich dies erst mit den Optimierungsszenarien ein. Dabei wird die „Last“ (direkte Emission der MVAn) in beiden Fällen gleich gelassen. Sie entspricht einer mittleren Emissionskonzentration von 0,0024 mg/m<sup>3</sup>, was mit der Auswertung des Screenings gut übereinstimmt (siehe in Abb. 3-6).

Tab. 6-1 Last der Entsorgung in der MVA und Gutschriften für den „Ist-Stand“ und die „Optimierungsszenarien“ bezogen auf 16 Mio. t Abfall/a

|                       | LAST | Gutschriften IST-Stand |               |                          |             |         | Gutschriften Optimierungsszenarien |               |                          |             |  |
|-----------------------|------|------------------------|---------------|--------------------------|-------------|---------|------------------------------------|---------------|--------------------------|-------------|--|
|                       |      | Energie<br>a)          | Metalle<br>b) | mineral.<br>Stoffe<br>c) | NETTO<br>d) |         | Energie<br>a)                      | Metalle<br>b) | mineral.<br>Stoffe<br>e) | NETTO<br>d) |  |
| <b>KEA</b>            | TJ   | 12.400                 | 90.400        | 7.250                    | 277         | -85.500 | 132.000                            | 9.090         | -2.870                   | -126.000    |  |
| <b>CO<sub>2</sub></b> | kt   | 5.570                  | 7.020         | 764                      | 21          | -2.230  | 10.100                             | 931           | -268                     | -5.210      |  |
| <b>NO<sub>x</sub></b> | t    | 8.670                  | 6.800         | 2.380                    | 45          | -556    | 9.830                              | 2.780         | -266                     | -3.680      |  |
| <b>Hg</b>             | kg   | 207                    | 104           | 23                       | 1,0         | 80      | 149                                | 26            | -3,2                     | 36          |  |
| <b>Cd</b>             | kg   | 139                    | 245           | 43                       | 0,3         | -148    | 401                                | 72            | -0,7                     | -333        |  |

a) Bei der Energiegutschrift wurde der mittlere Strommix angesetzt; für den Eigenenergieverbrauch wird keine Gutschrift erteilt.  
 b) Summe aus Fe- und NE-Metallen, davon Fe unverändert zwischen den Szenarien.  
 c) inklusive Salzsäure, die aufgrund des geringen Massenanteils nicht signifikant beiträgt.  
 d) Unter „NETTO“ wird hier die Differenz „Last“ minus Summe der „Gutschrift“ verstanden.  
 e) hier berücksichtigt der Aufwand des Syncrom-plus-Verfahrens für die Hälfte der Anlagen, daher die Werte insgesamt mit negativem Vorzeichen (= Gutschrift wendet sich in Lastschrift).

30 Die Autoren betonen, dass dieser Ansatz rein hypothetisch ist, da die tatsächliche Nachrüstbarkeit bei jeder einzelnen Anlage zu beweisen wäre.

Überhaupt führen die Optimierungsszenarien bei allen Parametern zu erheblichen Verbesserungen der Bilanzen. Bei CO<sub>2</sub> werden jährlich ca. 3 Mio. t zusätzlich eingespart. Dies wird in Abb. 6-1 nochmals grafisch veranschaulicht. Bei NO<sub>x</sub> sind es rund 3.700 t, bei Quecksilber 36 kg und bei Cadmium 330 kg. Die Minderung der Gutschrift durch die zusätzlichen Aufwendungen für die thermische Schlackebehandlung fällt dabei nur wenig ins Gewicht.

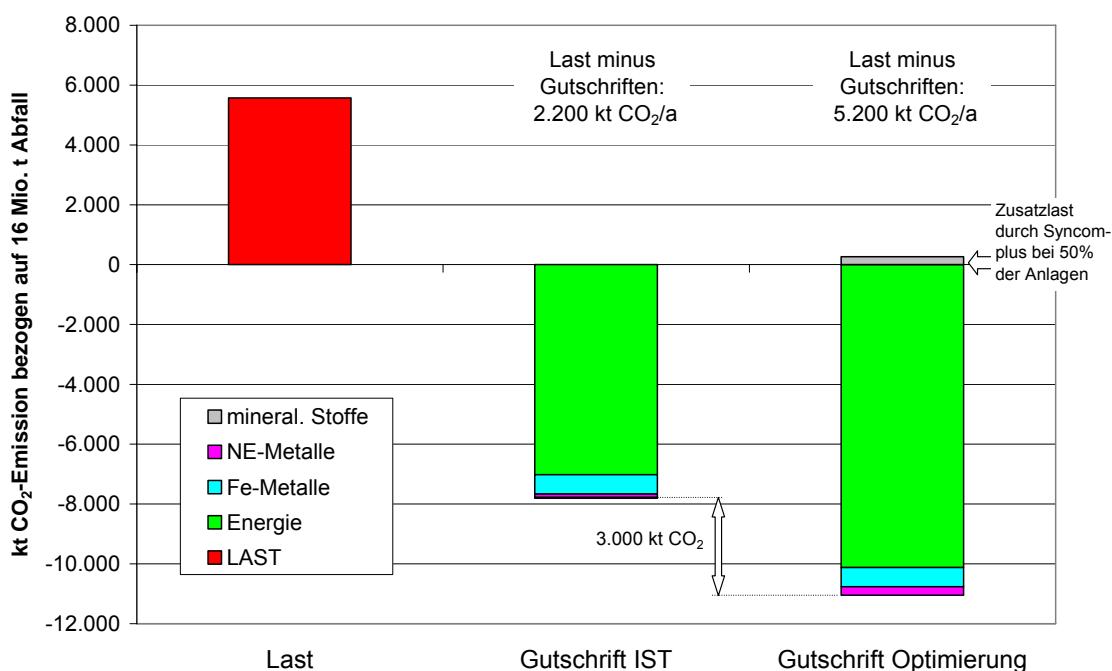


Abb. 6-1 Gesamtbilanz CO<sub>2</sub> für den Ist-Stand und die „Optimierungsszenarien Energie und NE-Metalle“ bezogen auf 16 Mio. t Abfall/a

Bei den hier vorgestellten Zahlenergebnissen ist zu beachten, dass die Resultate in ihrer absoluten Höhe sehr stark von den Modellannahmen abhängen und somit bei veränderten Annahmen z.T. deutlich variieren können. Vergleicht man die CO<sub>2</sub>-Bilanz hier z.B. mit den Berechnungen aus der Studie von Bilitewski et al. [2005] im Auftrag der EdDE, so werden dort für eine etwas höhere Abfallmenge (17,8 Mio. t/a) für den nicht optimierten Fall Nettoeinsparungen von 3,54 kt CO<sub>2</sub> errechnet, für den optimierten Fall (Erhöhung des Stromwirkungsgrads um 3 % und der Wärmenutzung um 8 %) sogar auf ca. 6 Mio t. berechnet. Diese erheblich erscheinenden Unterschiede sind neben der aus den größeren Abfallmengen (ca. 10%) resultierenden größeren Energiebereitstellung vorrangig darauf zurückzuführen, dass Bilitewski et al. [2005] die gesamte erzeugte Energie – also auch den Eigenverbrauch an Energie – gutschreiben. Der Eigenverbrauch macht durchschnittlich 20 bis 25% der insgesamt in der Anlage erzeugten Energie aus. Dagegen erhält in der hier vorliegenden Berechnung nur die exportierte Energiemenge eine Gutschrift, was nach Ansicht der Autoren konsistent mit der für Ökobilanzen üblichen Methodik ist. Der Berechnungsweg in der EdDe-Studie orientiert sich dagegen an der Interpretation der R1-Formel des Entwurfs der Abfall-

Rahmenrichtlinie, wonach die erzeugte, nicht die exportierte Energie den Kennwert der Effizienzberechnung bildet.

In Tab. 6-2 werden nun die Nettobilanzergebnisse aus Tab. 6-1 durch die durchschnittliche Pro-Kopf-Last der Bundesbürger – den so genannten Einwohnerdurchschnittswert, EDW – geteilt. Auf diese Weise kann man den spezifischen Beitrag der MVAn zu den Umweltbelastungen, respektive –entlastungen deutlich machen. Die CO<sub>2</sub>-Ist-Stand-Bilanz der MVAn entspricht damit dem Äquivalent von 210.000 Einwohnern. Durch die Optimierung werden 490.000 EDW Entlastung erreichbar. Besonders deutlich sind die Ergebnisse beim Cadmium: Hier liegt die Entlastung in der Dimension einer Million EDW.

Tab. 6-2 Normierung der Bilanzergebnisse anhand von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)

|                       | Spezifischer Beitrag zur Umweltbe-/entlastung in EDW | Differenz zwischen IST-Stand und Optimierung | Einwohnerdurchschnittswert |
|-----------------------|--|--|----------------------------|
|                       | IST-Stand  | Optimierung                                  | EDW                        |
| <b>KEA</b>            | -590.000   | -870.000                                     | 280.000                    |
| <b>CO<sub>2</sub></b> | -210.000   | -490.000                                     | 280.000                    |
| <b>NO<sub>x</sub></b> | -29.000  | -190.000                                     | 160.000                    |
| <b>Hg</b>             | 210.000  | 94.000                                       | 120.000                    |
| <b>Cd</b>             | -1.100.000   | -2.600.000                                   | 1.400.000                  |

Quelle der EDW: siehe Tab. 4-7

## Kostenbetrachtung

Die zusätzlichen Kosten für die Optimierungsszenarien werden wie folgt kalkuliert:

- Die Erhöhung der Energieeffizienz wird in Anlehnung an die Kostenanalyse in Tab. 5-3 mit 10 €/t Abfall veranschlagt. Dies ist als äußerst konservativ anzusehen, denn nach der zitierten Quelle resultieren knapp 3 €/t, wobei hier weder die gestiegenen Energiepreise berücksichtigt sind, noch potenzielle staatliche Förderungen in Ansatz gebracht werden.
- Die Verdopplung der NE-Metallgewinnung führt im Mittel zu zusätzlichen Nettoerlösen von 8 €/t Abfall.
- Die gesamte Schlacke wird einer Aufbereitung unterzogen, davon die Hälfte einer „mechanisch optimierten“, die andere Hälfte mit thermischer Schlackebehandlung. Gegenüber dem angenommenen IST-Stand mit tendenziell eher „einfacher“ Aufbereitung sind daher insgesamt Mehrkosten von 25 €/t Schlacke (und damit 6 €/t Abfall) anzusetzen.
- Der Wegfall der Deponiekosten für die Schlacke wird als gegeben vorausgesetzt und nicht den hier betrachteten Maßnahmen zugeschrieben, aber als Vergleichswert durchaus herangezogen.

In der Summe ergeben sich danach Zusatzkosten von 8 €/t Abfall im Mittel über die Gesamtmenge von 16 Mio. t. Bezogen auf diese Summe skalieren sich die Kosten auf **128 Mio. € pro Jahr**. Pro Bundesbürger sind dies knapp 1,60 € im Jahr.

Die spezifischen Kosten der CO<sub>2</sub>-Minderung belaufen sich nach diesem Ansatz auf etwa 43 €/t CO<sub>2</sub>. Verglichen mit anderen Klimagasminderungsmaßnahmen erscheint dieser Wert eher hoch. Doch muss hier der streng konservative Ansatz nochmals betont werden. Bereits die Anpassung der Kosten für die Energieeffizienzerhöhung von 10 € auf 3 €/t Abfall würde zur vollständigen Kompensation der Gesamtkosten führen.

Hieraus wird die Sensitivität der Kostenfaktoren deutlich. Es ist einerseits durchaus ein realistischer Ansatz von annähernder Kostenneutralität, wenn nicht Kostenminderung, auszugehen. Räumt man andererseits zahlreiche Unwägbarkeiten ein, so ist dennoch nicht zu erwarten, dass die Mehrkosten ungünstigstenfalls die Einsparung der Schlauchdeponierung übertreffen.

## 7 Zusammenfassende Bewertung und Handlungsempfehlungen

Das vorliegende Forschungsvorhaben hat zum Ziel, das Potenzial und die Erfordernisse der vollständigen, hochwertigen Verwertung im Sinne des Ziels 2020 aufzuzeigen. Dem wurde in verschiedenen Schritten begegnet.

Zunächst wurden die Kriterien definiert, wonach eine vollständige und hochwertige Verwertung zu erfüllen ist. Dabei wurde deutlich gemacht, dass neben dem *stofflichen* Aspekt (Schlacke, Metalle und andere Materialströme) vor allem der *energetische* Aspekt eine wesentliche Rolle einnimmt. Schließlich muss der Zentralanspruch an die Abfallverbrennung – die möglichst hohe Vorkehrung gegen Schadstofffreisetzung in die Umweltmedien – uneingeschränkt erfüllt sein.

Im anschließenden Schritt wurden daher die „Erfüllungsgrade“ des Anlagenparks in Deutschland mit seinen ca. 70 MVAn in Form eines Screenings analysiert. Das Ergebnis ist insgesamt sehr positiv zu werten. Die Verwertung von Stoffströmen reicht danach bereits nahe an die Vollständigkeit. Nur geringe Massenströme werden aktuell noch explizit deponiert. Allerdings muss eingeräumt werden, dass der gesetzlich als Verwertung anerkannte Versatz eine bedeutende Rolle dabei einnimmt. Für manche Stoffströme, z.B. Filterstäube oder Stoffgemische und Senken der Abgasreinigung, zeichnen sich auf der Ebene der Verwertung hier keine ökonomisch gangbaren Alternativen ab.

Für den Hauptmassenstrom, der Schlacke, wird bereits heute mindestens die Hälfte als Baumaterial eingesetzt. Das wesentliche Verfahren zur Gewährleistung der einschlägigen (aber nicht mehr gültigen) LAGA-Kriterien (Z2) ist dabei die dreimonatige trockene Zwischenlagerung. Wenige Betreiber setzen zusätzlich die Schlackenwäsche an, um weitergehende Kriterien zu erfüllen. Darüber hinausgehende Maßnahmen, z.B. Verglasung oder Sinterung der Schlacke, werden nicht (mehr) praktiziert.

Etwas mehr als die Hälfte der Anlagen ist mit nassen Abgasreinigungsverfahren ausgestattet und ist daher im Stande, hier die Stoffströme differenziert zu gestalten. Zahlreiche Anlagen erzeugen Gips, einige Salzsäure oder industriell nutzbares Salz. Dieses Vorgehen ist prinzipiell unter dem Aspekt einer höherwertigen Verwertung positiv zu beurteilen. Andererseits ist festzustellen, dass hier im Vergleich sehr geringe Massenströme auftreten.

Im Hinblick auf Energienutzung weist die Gesamtheit der MVAn eine weite Bandbreite auf, über die hinweg sie sich ohne erkennbare Häufungen in gleichmäßiger Reihung verteilen. Zahlreiche Faktoren sind dabei Ursache für die Effizienz im Einzelnen. Besonders entscheidend sind die Standortgegebenheiten. Nähe zu Siedlungsräumen und Industrie bieten die Option einer umfassenden Wärmenutzung. Auch das Alter der Anlage ist ein wichtiger Faktor, da erst im Verlaufe der 90er Jahre der „Nebenzweck“ der Energienutzung deutlich stärker in den Vordergrund trat.

Aufgrund der Umsetzung der Grenzwerte der 17. BImSchV ist erfreulicherweise nahezu durchgängig ein sehr niedriges Emissionsniveau gegeben. Wiederum zumeist altersbedingt ist bei einer meist kleineren Anzahl an Anlagen fallweise eine deutlich übergutschichtliche Emissionsrate zu erkennen. So bei SO<sub>2</sub>, den Schwermetallen und auch den Dioxinen/Furanen. Die Grenzwerte sind dabei jedoch stets sicher unterschritten. Relativ hohe Ausschöpfungsraten sind bei NO<sub>2</sub> z.T. gegeben. Dies ist insofern nachvollziehbar, als die NO<sub>x</sub>-Minderung spezifischer energie- und/oder betriebsmittelintensiver Anstrengungen bedarf, während Staub, saure Gase und Metalle zumeist, dank der Kombination verschiedener Stufen (Filter, Absorption, Koksadsorption), fast zwangsläufig abgemindert werden.

Der Versuch, Zusammenhänge zwischen Reinigungstechniken und Abgaswerten oder Abgaswerten und Energieeffizienz herauszuarbeiten, führte zu keinem Ergebnis. Die Zusammenhänge innerhalb einer MVA sind zu komplex, um mit einfachen Kategorien (z.B. nasse Wäsche/quasitrockenes Verfahren, Festbettfilter/Flugstromverfahren) Leistungsmerkmale verbinden zu können. Selbst die Höhe des Eigenenergieverbrauchs konnte anhand der empirischen Werte nicht systematisch mit Verfahrensarten in Korrelation gebracht werden.

Aufschlussreich ist daher die detaillierte Analyse von vier Beispiel-MVAn, der dritte Schritt. Die dafür entwickelten Rechenmodelle wurden dabei dankenswerterweise von den entsprechenden Betreibern auf Stimmigkeit und Kongruenz mit den realen Betriebswerten überprüft. Ziel dieses Arbeitsschritts war, die Stoffströme von konkreten Anlagen insgesamt nachzuvollziehen, und die Aspekte der stofflichen und energetischen Verwertung im Zusammenhang mit den anlageneigenen Emissionen zu bewerten. Als Leitindikatoren wurden dabei CO<sub>2</sub> (fossil), NOx, sowie Quecksilber und Cadmium gewählt. Betriebsmittel- und externe Energieverbräuche wurden dabei genauso berücksichtigt wie die eingesparten Emissionen durch die Substitution von primären Rohstoffen und Energieträgern.

Die vier Anlagen wurden ausgewählt mit Blick auf hohe Erfüllung eines der Kernaspekte (1. stoffliche Nutzung, 2. energetische Nutzung, 3. Emissionsminimierung), sowie in einem Fall auf mäßige Erfüllung all dieser Aspekte, sozusagen als Vergleichsanlage.

Im Ergebnis zeigen die drei fortschrittlichen Anlagen über die gesamte Breite der Indikatoren eine insgesamt die Umwelt entlastende Bilanz. Die vermiedenen Emissionen sind stets höher als die selbst verursachten. Ganz herausragende Bedeutung hat dabei die Energienutzung. Sie stellt sich in dieser Analyse als der umweltseitige Dreh- und Angelpunkt dar. Eine günstige Energiebilanz verweist dabei jeden weiteren technischen Abschlag als zweitrangig. Einzige Ausnahme dabei bildet die Quecksilberemission. Hier spielt im Rahmen der dokumentierten Bandbreite die direkte Emission der Anlage – wenn in der oberen Bandbreite – die entscheidende Rolle. Emissionen im Bereich der unteren Bandbreite werden dagegen ebenso leicht von den Emissionsgutschriften für Energie überkompensiert.

Nach der Energieeffizienz ist die Rückgewinnung der Metalle aus der Schlacke der wichtigste Faktor.

Aus Sicht der Klimarelevanz, aber auch der anderen Emissionsparameter, ist die Frage der Verwertung von Schlacke und Stoffströmen der Abgasreinigung deutlich nachrangig. Hier stellen sich andere Kriterien in den Vordergrund wie: sichere dauerhafte Einbindung der Spurenmetalle in die Schlacke, um eine Verwertung möglichst uneingeschränkt möglich zu machen.

Schließlich wurden die relevanten Maßnahmen zur Erfüllung der Vorgaben für eine vollständige Verwertung identifiziert. Hierbei wurde erkannt, dass auf der Ebene der Emissionsminderung kein vorrangiger Handlungsbedarf besteht. Die maßgeblichen Potenziale bestehen dagegen auf Seiten der Energienutzung. An zweiter Stelle steht die möglichst umfassende Verwertung der Metalle. Hierzu wurde eine Abschätzung der Potenziale für eine möglichst realitätsnahe Optimierung getroffen und Szenarien dem Ist-Zustand gegenüber gestellt.

Im vierten Schritt wurden Einschätzungen zu den Kosten der verschiedenen Maßnahmen zur Erfüllung der Vorgaben für eine vollständige Verwertung bzw. der zuvor gezeichneten Szenarien gegeben. Hier zeigte sich die vielschichtige Abhängigkeit der Kostenfaktoren, die je nach Basisannahme insgesamt eine Kostensteigerung wie auch Kostenminderung errechnen lassen.

Im letzten Schritt wurden Ist- und Optimierungsszenarien anhand von CO<sub>2</sub> und Umweltfaktoren sowie der Kostenanalyse zusammengefasst. Dabei zeigte sich, dass auf einer im Mittel bereits aus Umweltseite positiv zu wertenden Ausgangslage,

- eine maßvolle Optimierung der Energieeffizienz (von im Mittel 10 % Netto-Stromwirkungsgrad auf 14 %, sowie von 30 % Wärmenutzung auf 45 %),
- und eine umfassende Verwertung der Metalle
- sowie eine teilweise Umsetzung einer weitergehenden Schlackebehandlung

CO<sub>2</sub>-Minderungen im Bereich von rund 3 Mio. t/a erwirken kann. Die Kosten dafür bewegen sich unter ungünstigen Annahmen unterhalb der längst nicht mehr anfallenden Kosten für die Deponierung von Schlacke. Unter günstigen Annahmen ist Kostenneutralität, sogar eine gewisse Nettoeinsparung nicht auszuschließen.

## **Handlungsempfehlungen**

Als erste Empfehlung liegt die Auslotung und Realisierung der **energetischen** Optimierungspotenziale auf der Hand. Hierbei ist jede einzelne Anlage für sich zu betrachten. Eine Reihe von MVAn kann bereits als optimal beurteilt werden. Bei anderen werden die Potenziale anlagen- und standortspezifisch gelagert sein.

Von hoher Wichtigkeit ist dabei die Auseinandersetzung mit den räumlich gegebenen Versorgungsstrukturen. Kooperation, so MVA und z.B. Stadtwerke nicht bereits in einer Hand liegen, ist hier dringlich geboten, um strukturelle Hemmnisse einer intensivierten Energienutzung auszuräumen.

Im Falle von Anlagenneuplanungen sollten von vorneherein Maßstäbe für eine optimale Energienutzung angesetzt werden. Hier können u.U. indirekte Mehrkosten auftreten, wenn ein kostengünstiger Standort (weit außerhalb) eben wegen monetären Gründen von Bauherrenseite unbedingt angestrebt wird.

Zu empfehlen sind auf jeden Fall auch neue Wege der thermischen Nutzung. Fernwärme-Kälte kann u.U. einen beträchtlichen Beitrag zur Erhöhung des Nutzungsgrades leisten. Dieser innovative Ansatz erfordert entsprechendes Engagement von Betreiberseite, vor allem auch von der Politik. Hier kann eine Vorreiterrolle für die Umsetzung der Abfallverbrennung in wärmeren Ländern (z.B. Mittelmeeranrainer) eingenommen werden.

Grundsätzlich kann die Politik an verschiedenen Stellen unterstützende Funktion für eine umgreifende Energieoptimierung einnehmen. Die Anerkennung des Verwerterstatus für energieeffiziente Anlagen gemäß des ersten Entwurfs der Abfallrahmenrichtlinie ist ein solcher Schritt. Des Weiteren böten auch Fördermaßnahmen im Rahmen z.B. des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) oder des KWK-Gesetzes denkbare Anreizmöglichkeiten.

Mit Blick auf die **stoffliche** Verwertung ist der Schlacke als massenrelevanter Stoffstrom auch in Zukunft Aufmerksamkeit zu schenken. Das Ziel in Richtung uneingeschränktem Einsatz ist schon unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit in gewisser Hinsicht vorgezeichnet. Aktuell sind Wege wie der Versatz sicher opportun und vom Prinzip auch zu begrüßen, insofern der Versatz angeordnet ist. Langfristig sollten die technischen Möglichkeiten weiter ausgeschöpft werden, eine möglichst hohe und langfristig sichere Einbindung potenziell umweltschädlicher Spurenstoffe zu erreichen.

Die Erzeugung von differenzierten und spezifizierten Stoffströmen mit grundsätzlich hochwertigem Verwertungspotenzial (Gips, Salzsäure etc.) ist prinzipiell positiv zu bewerten. Im Kern liegt hierin der Ansatz einer nachhaltigen Stoffwirtschaft mit dem Ziel, primäre Ressourcen zu schonen und endliche Ablagerungsräume (auch Versatzbergwerke) adäquateren Materialströmen zu überlassen. Angesichts der eher geringen Massenströmen und der kaum gegebenen Klimarelevanz ist diesem Punkt jedoch keine Priorität einzuräumen.

## 8 Literatur

- Alwast, H., Thoerner, T.: Entsorgungsmarkt Deutschland – Mengen, Behandlungskosten, Preise; Manuskript VDI-Wissensforum „BAT-, energie-, preisorientierte Verfahrens-/ Rauchgasreinigungstechniken 2006 für Verbrennungs- und Feuerungsanlagen“, 14./15.9.2006, München
- BayLfU – Bayrisches Landesamt für Umweltschutz: Umweltrelevante Eigenschaften von Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen; Augsburg 2004
- Bilitewski, B., Schirmer, M., Niestroj, J., Wagner, J.: Ökologische Effekte der Müllverbrennung durch Energienutzung; Studie im Auftrag der Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. EdDE; Pirna 2005
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Siedlungsabfallentsorgung in Deutschland - Ein Jahr TASi – ab 1. Juni 2005 keine Deponierung unvorbehandelter Abfälle mehr;  
[http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/bericht\\_siedlungsabfallentsorgung\\_2006.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/bericht_siedlungsabfallentsorgung_2006.pdf)
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Teil Siedlungsabfälle; Umwelt Nr. 10/2004
- Both, G., Fehrenbach, H.: Stoff- und Energiebilanzen von Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen; in Thomé-Kozmiensky, K. J. Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2 2; EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, 2005
- Ecologic: Strategie für die Zukunft der Siedlungsabfallentsorgung (Ziele 2020); Kurzfassung zum FuE-Vorhaben 201 32 324; Berlin 2005
- EIPPCB: European IPPC Bureau: Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration; Sevilla; Mai 2006
- EUWID – Europäischer Wirtschaftsdienst, Recycling und Entsorgung; Nr. 43, 24.10.2006
- Gohlke, O.: Drivers for Innovation in Waste-to-Energy Technology; Präsentation auf der ISWA-Konferenz, Kopenhagen 2006
- GRS - Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit: Entwicklung und Anwendung analytischer Methoden zur Eignungsuntersuchung der Verbringung bergbaufremder Rückstände in dauerhaft offene Grubenräume im Festgestein; Fördervorhaben des BMBF Förderkennzeichen 02 C 0224 1; 1998
- ITAD: Beitragsmöglichkeiten der thermischen Abfallbehandlungsanlagen zur Energieerzeugung und zum Klimaschutz, Interessengemeinschaft der Betreiber Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland, Würzburg, 27. August 2003.
- Johnke et al.: Abfallnutzung – Ein aktiver Beitrag zum Klimaschutz; Positionspapier des PIK vom 11. Dezember 2003

LAWA: Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser; Entwurf vom 30.09.2004

Prognos, EWI: Auswirkungen höherer Ölpreise auf Energieangebot und –nachfrage; Studie für das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, Berlin 2006

Reimann, D.O.: ITAD Energiebericht Zeitraum 2001- 2004 - Energiedaten zur thermischen Restabfallbehandlung, Kennzahlen zur Energie und zur Anlagennutzung sowie Wirkungsgrade deutscher Abfallverbrennungsanlagen; Vortrag auf der 8. ITAD Mitgliederversammlung, Berlin 05.09.2005

Scherer und Kohl: Fortschrittliche Recyclingverfahren - Ein zentraler Baustein der Kreislaufwirtschaft mineralischer Abfälle; Präsentation Workshop im Bundesumweltministerium Bonn am 13. und 14. Februar 2006

Sierhuis, W.: Jonkhoff, E.: Waste is Innovation; Amsterdam's High Efficiency Waste Fired Power Plant; „BAT-, energie-, preisorientierte Verfahrens-/ Rauchgasreinigungstechniken 2006 für Verbrennungs- und Feuerungsanlagen“, 14./15.9.2006, München

Simader, G.R., Rakos, C.: Klimatisierung, Kühlung und Klimaschutz: Technologien, Wirtschaftlichkeit und CO<sub>2</sub>- Reduktionspotenziale; Austrian Energy Agency; Wien, 2005

Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J., Detzel, A. (Hg.): Ökobilanz Bioabfallverwertung; gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt; Erich Schmidt-Verlag 2002

Zwahr, H.: Eigenschaften mineralischer Abfälle, Stand der Aufbereitungstechnik und Untersuchungsverfahren von MVA-Schlacken; Manuskript: BMU-Workshop Anforderungen an die ordnungsgemäße und schadlose Verwertung mineralischer Abfälle; 13./14.2.2006, Bonn.

Zwahr, H.: MV-Schlacke, Mehr als nur ein ungeliebter Baustoff? in: Thermische Abfallbehandlung, chriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten Technische Universität Dresden, 10. Fachtagung; Dresden 2005

## ANHANG

### **Stoffstrom-Diagramme für die vier beispielhaften MVA-Modelle**

1. Feststoffstrom
2. Chlor-Fluss
3. Quecksilber-Fluss
4. Energiefluss

Modell MVA 1

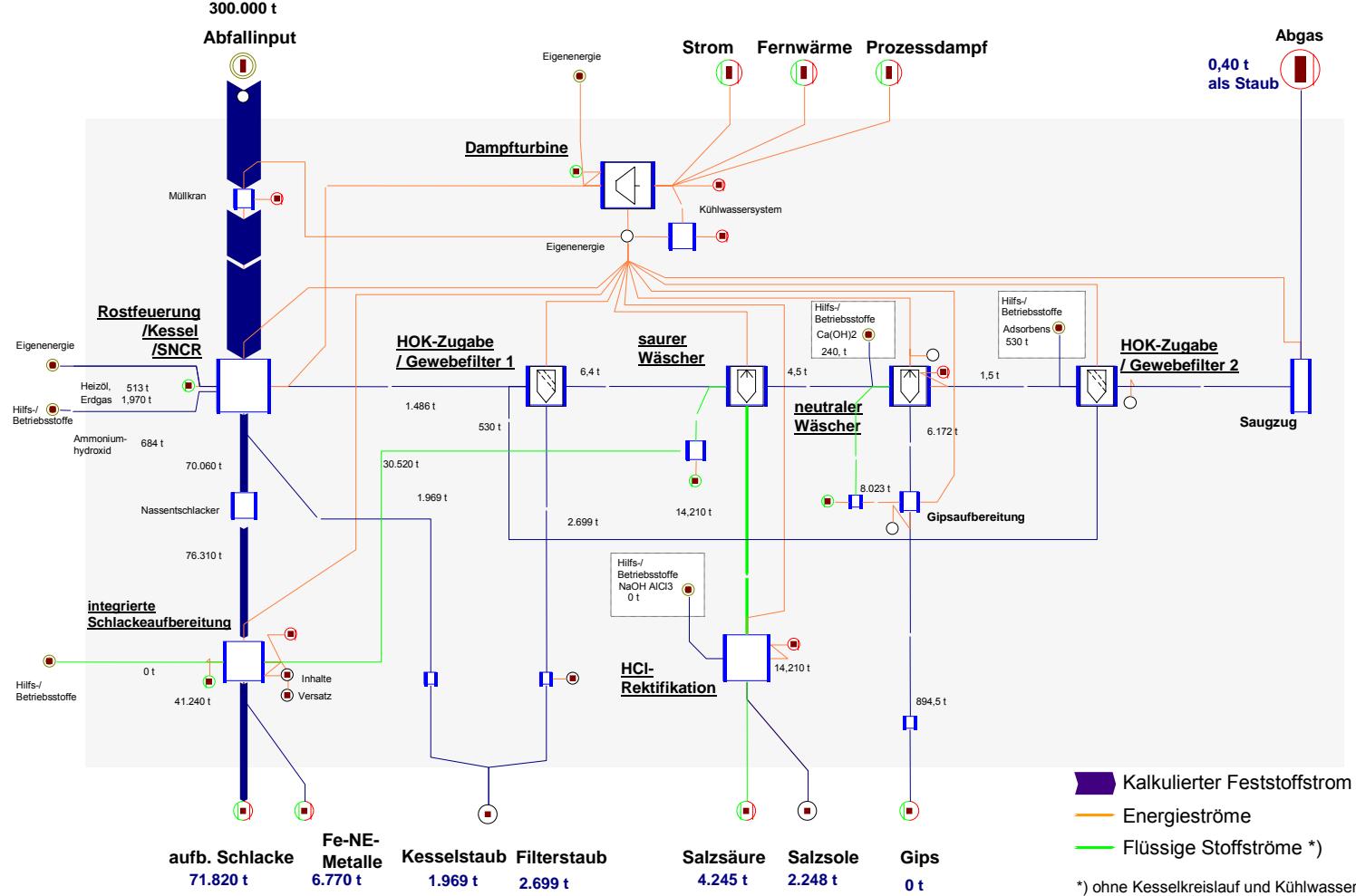


Abb. A 1 Feststoffstrom durch das Modell MVA1, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

## Modell MVA 1

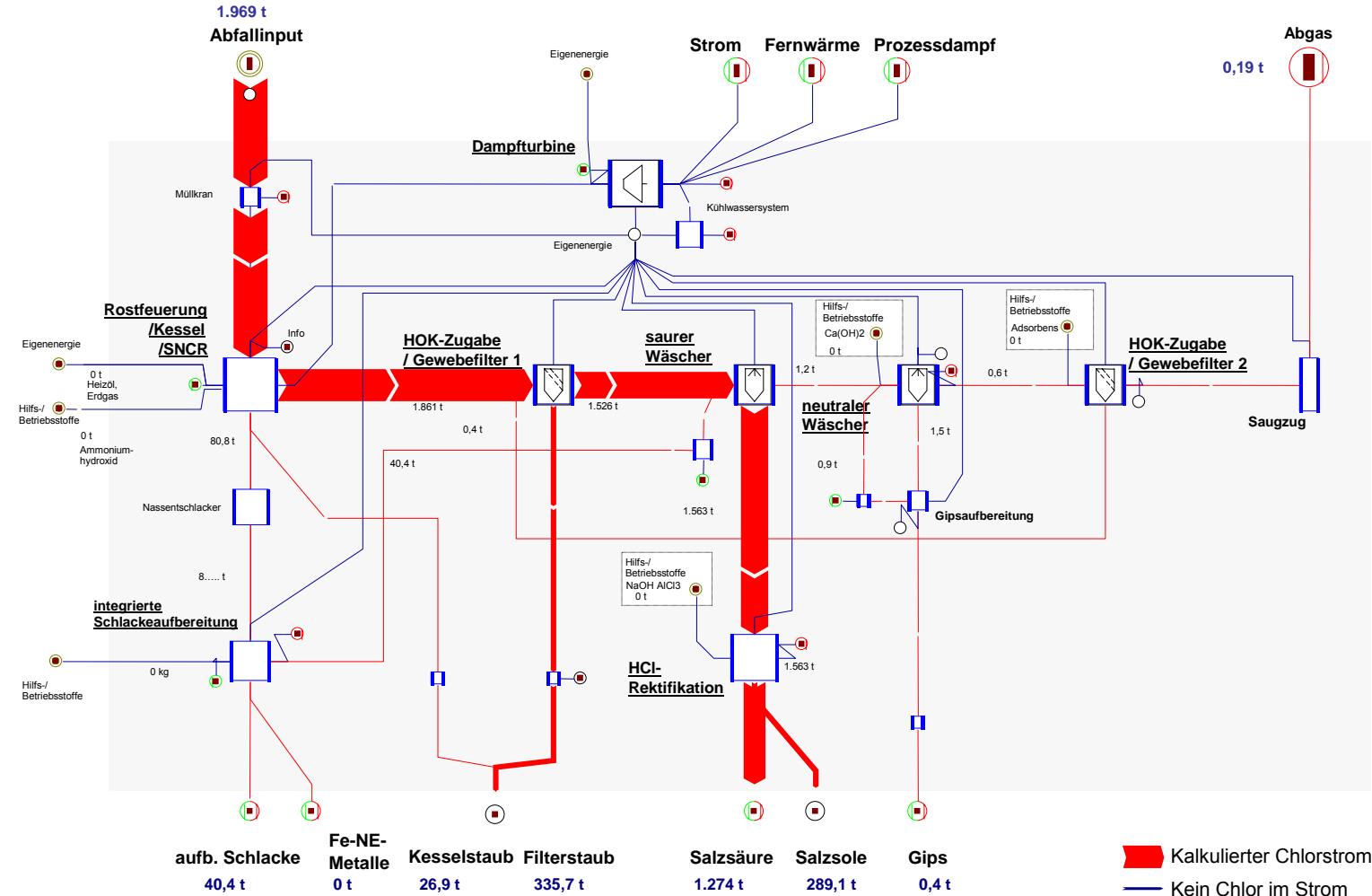


Abb. A 2 Chlor-Fluss durch das Modell MVA1, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 1

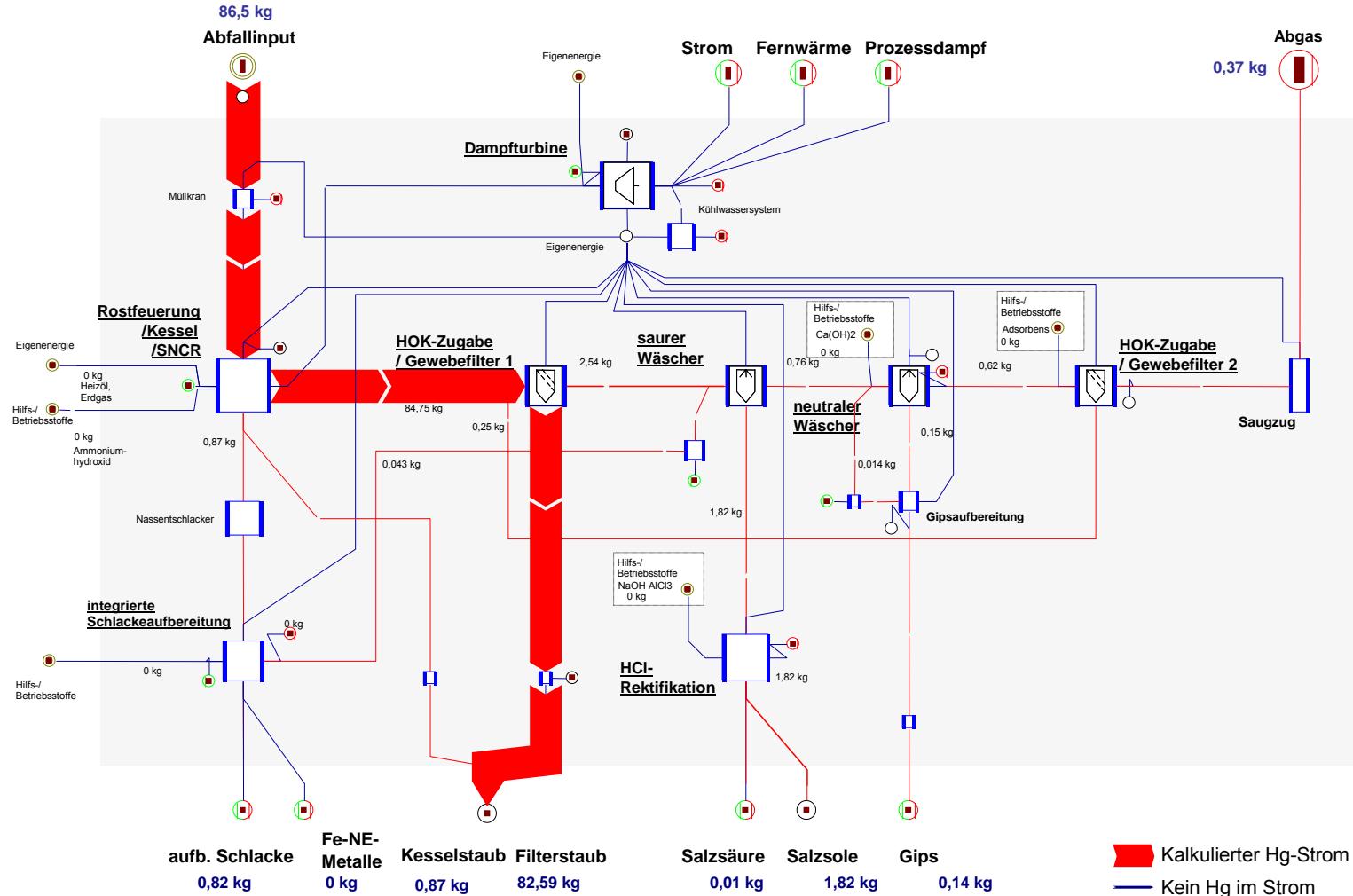


Abb. A 3 Quecksilber-Fluss durch das Modell MVA1, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

## Modell MVA 1

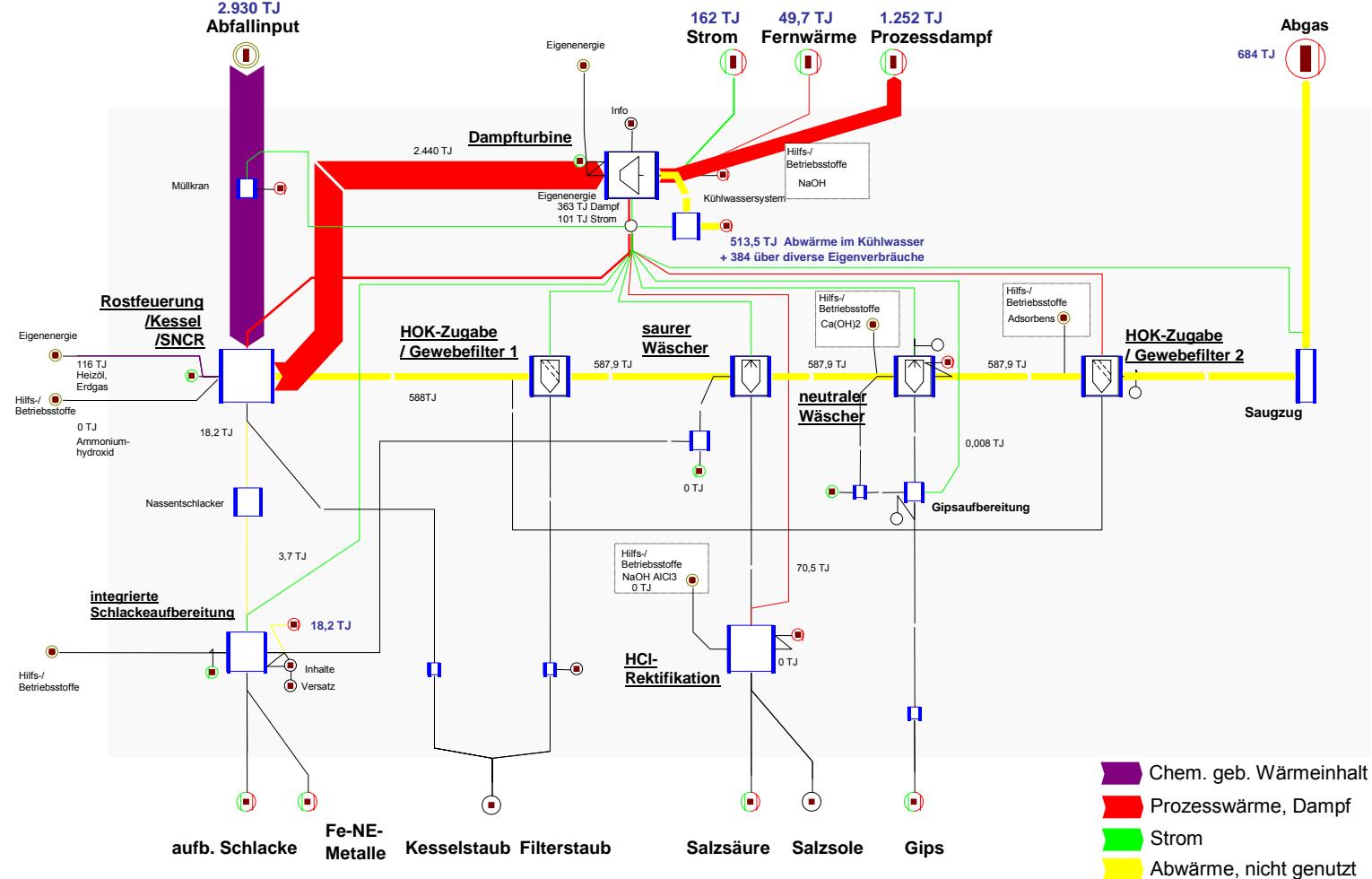


Abb. A 4 Energiefluss durch das Modell MVA1, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 2

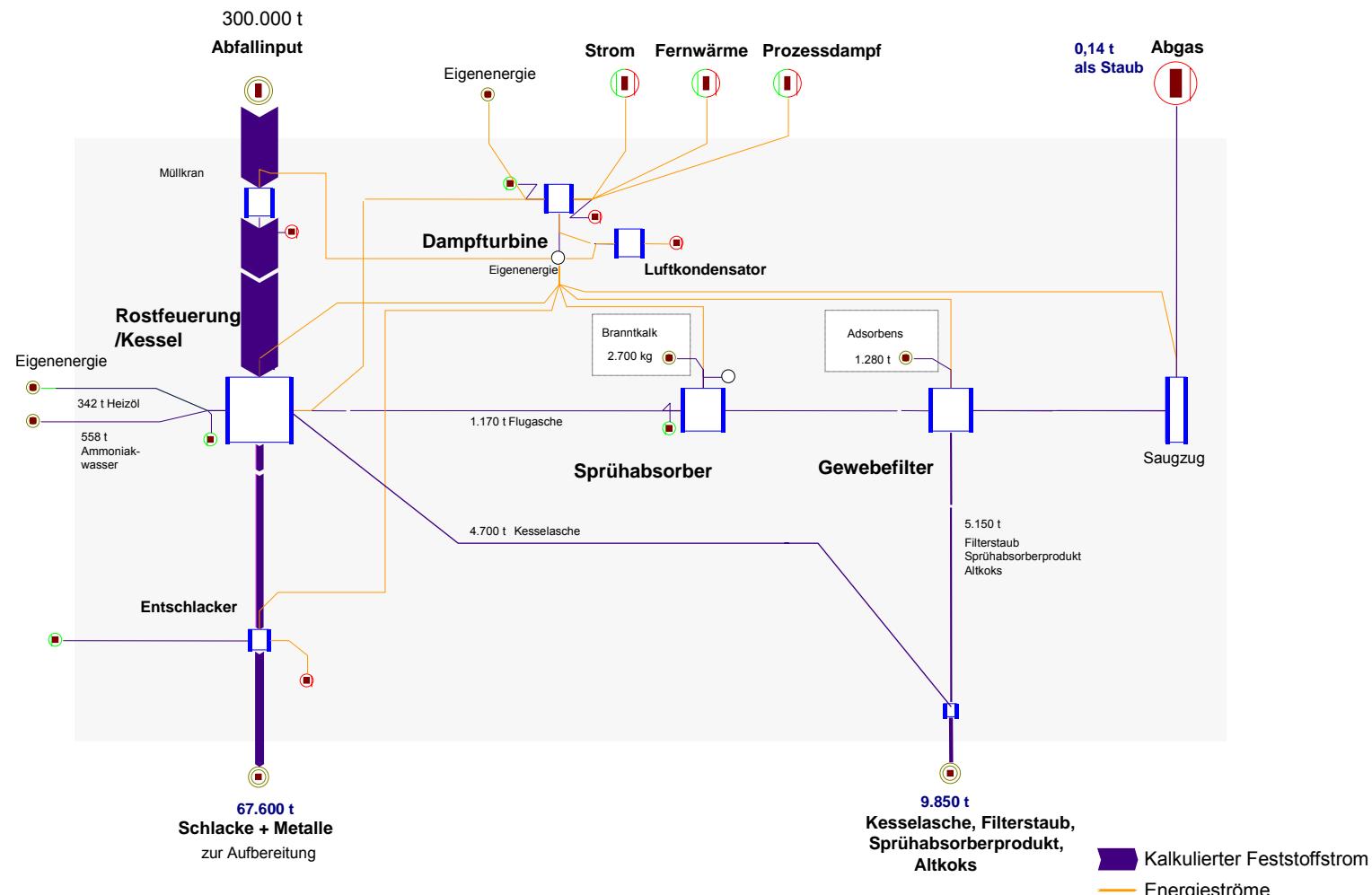


Abb. A 5 Feststoffstrom durch das Modell MVA2, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

## Modell MVA 2

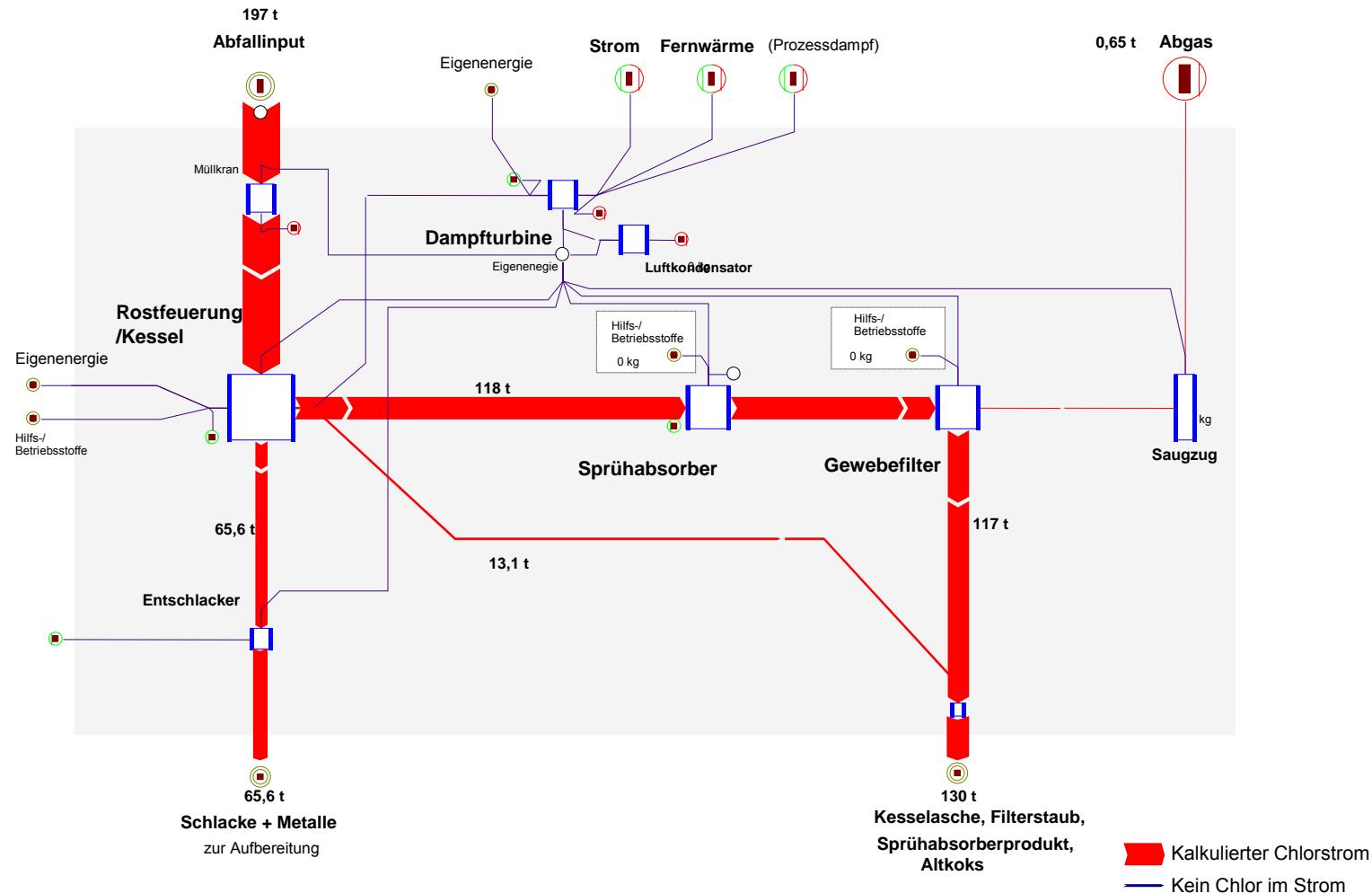


Abb. A 6 Chlor-Fluss durch das Modell MVA2, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 2

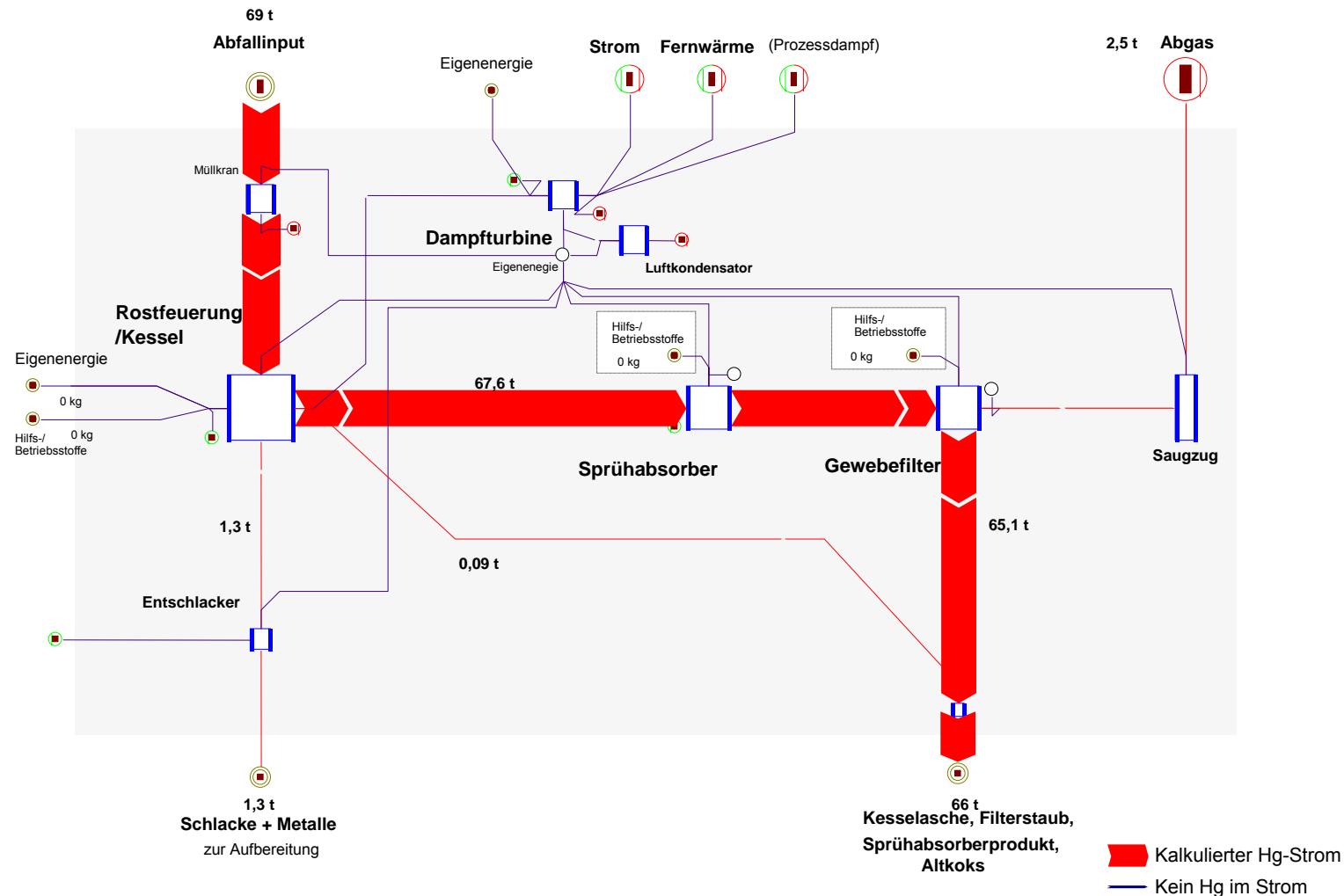


Abb. A 7 Quecksilber-Fluss durch das Modell MVA2, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 2

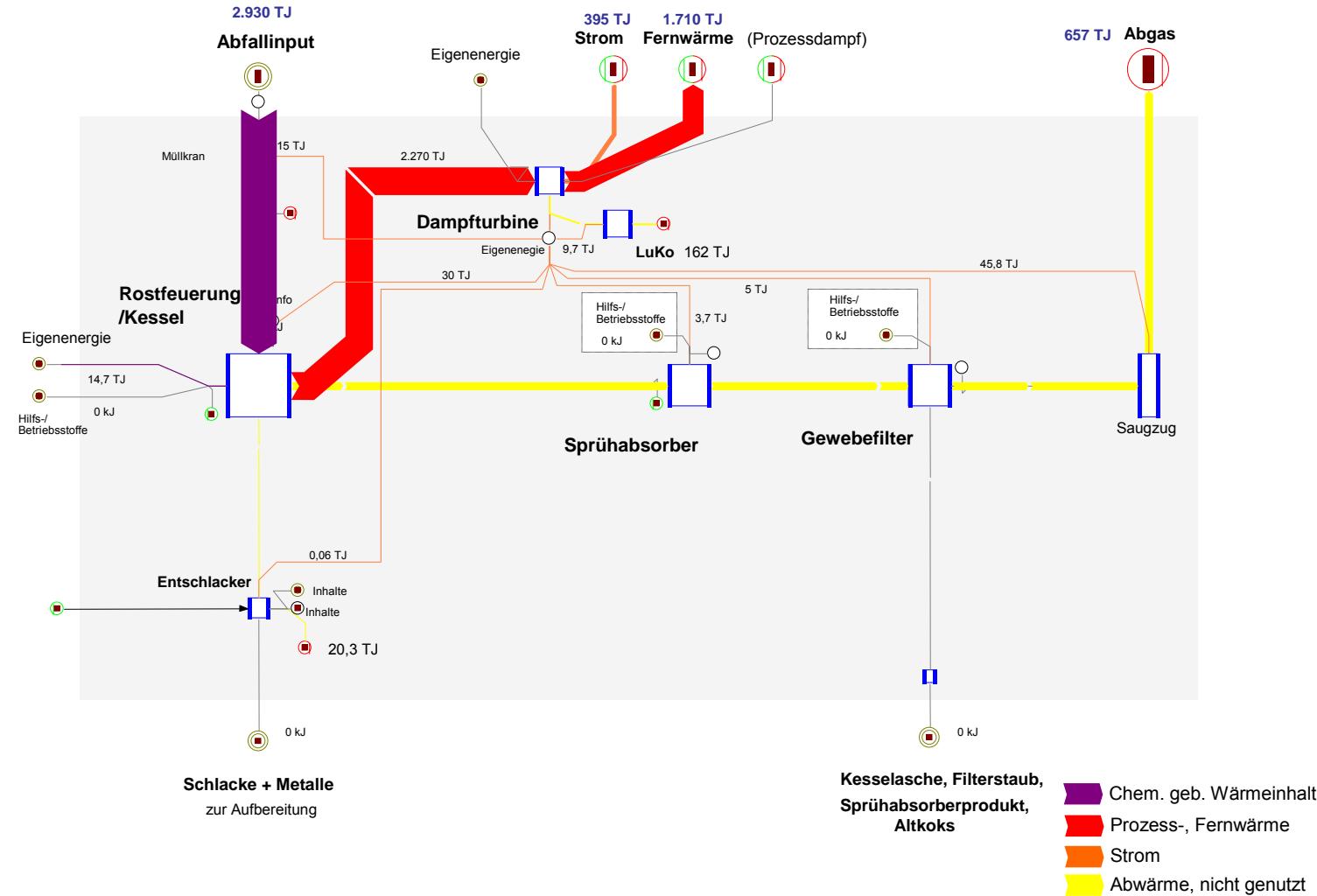


Abb. A 8 Energiefluss durch das Modell MVA2, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 3

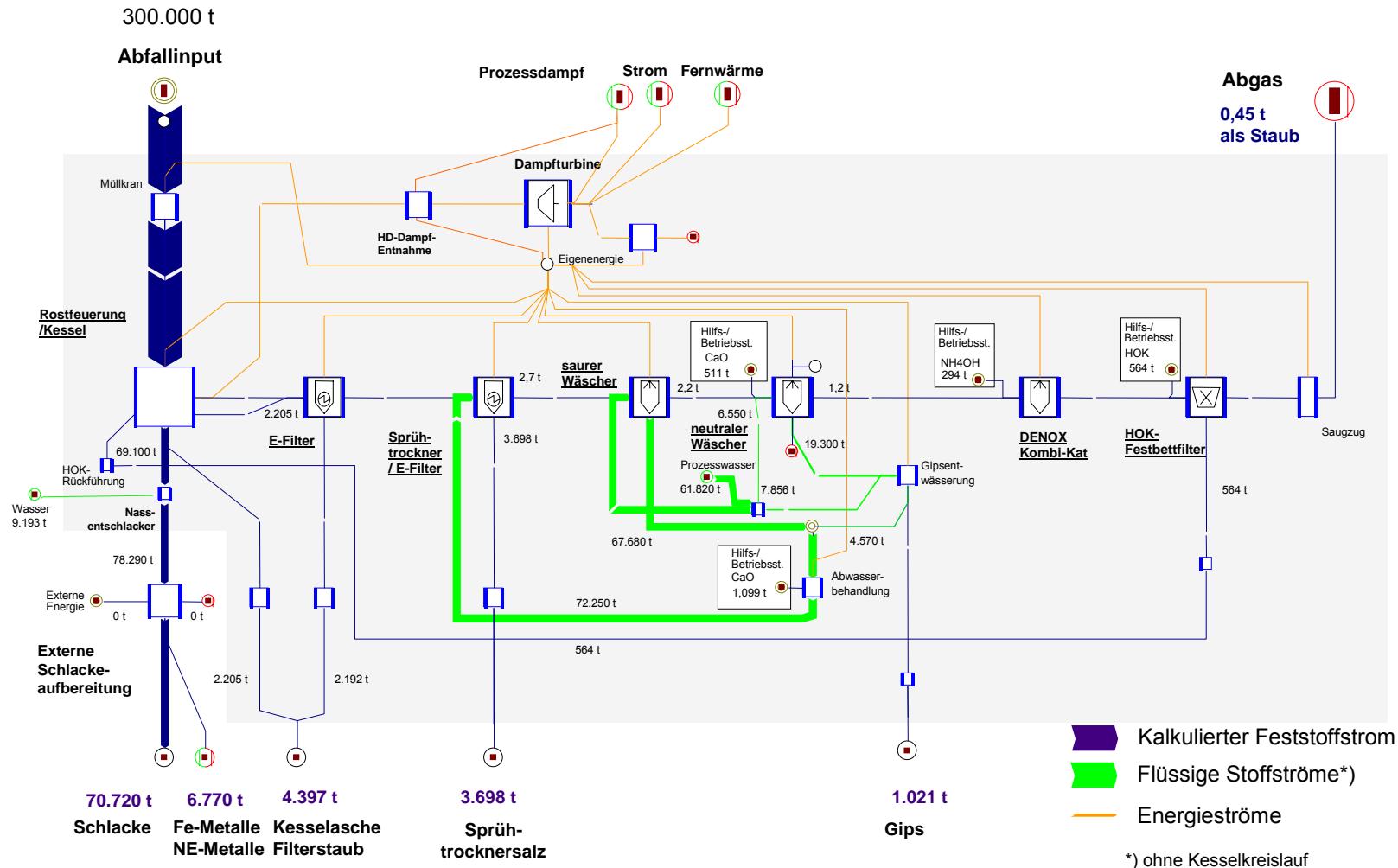


Abb. A 9 Feststoffstrom durch das Modell MVA3, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

## Modell MVA 3

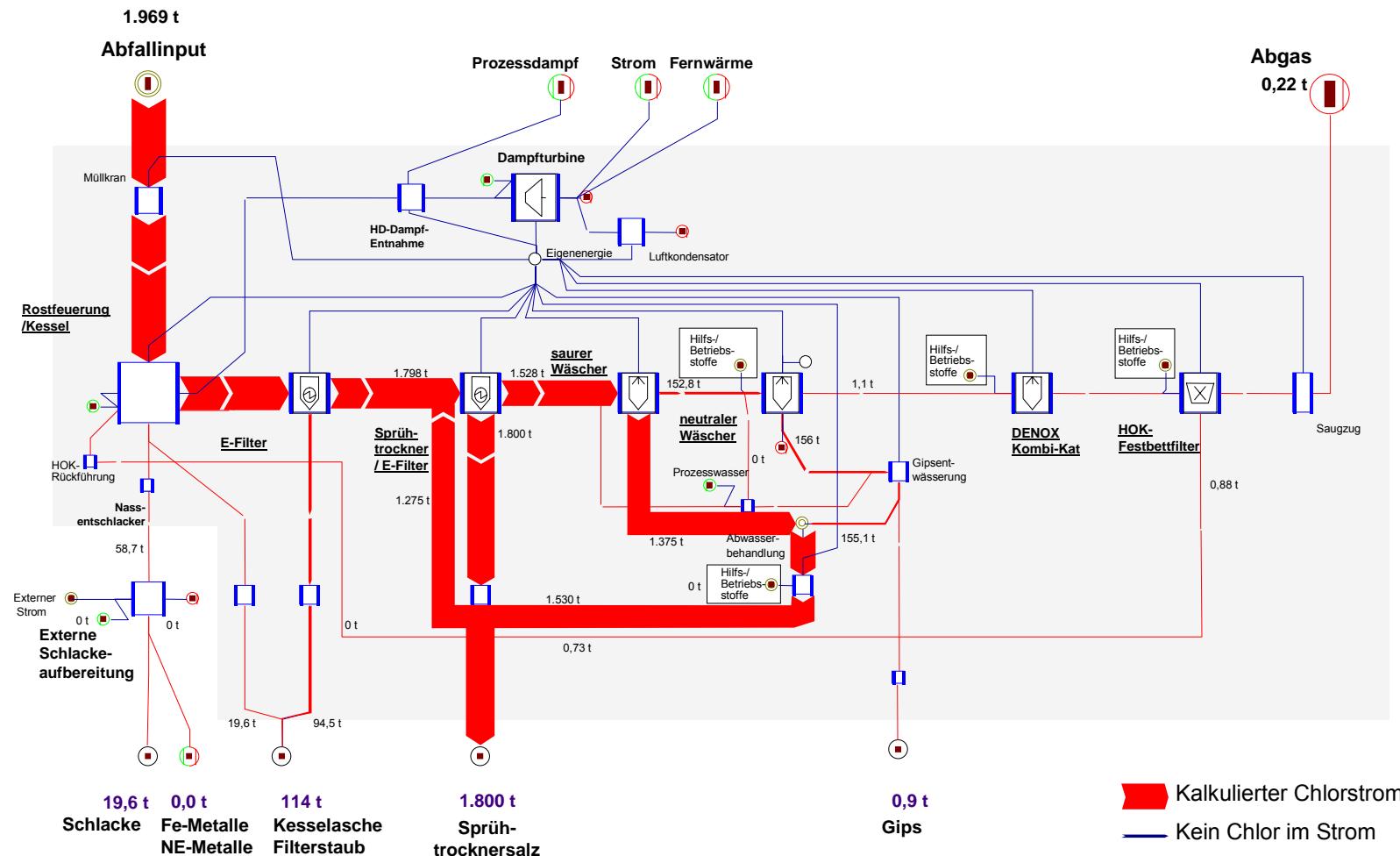


Abb. A 10 Chlor-Fluss durch das Modell MVA3, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 3

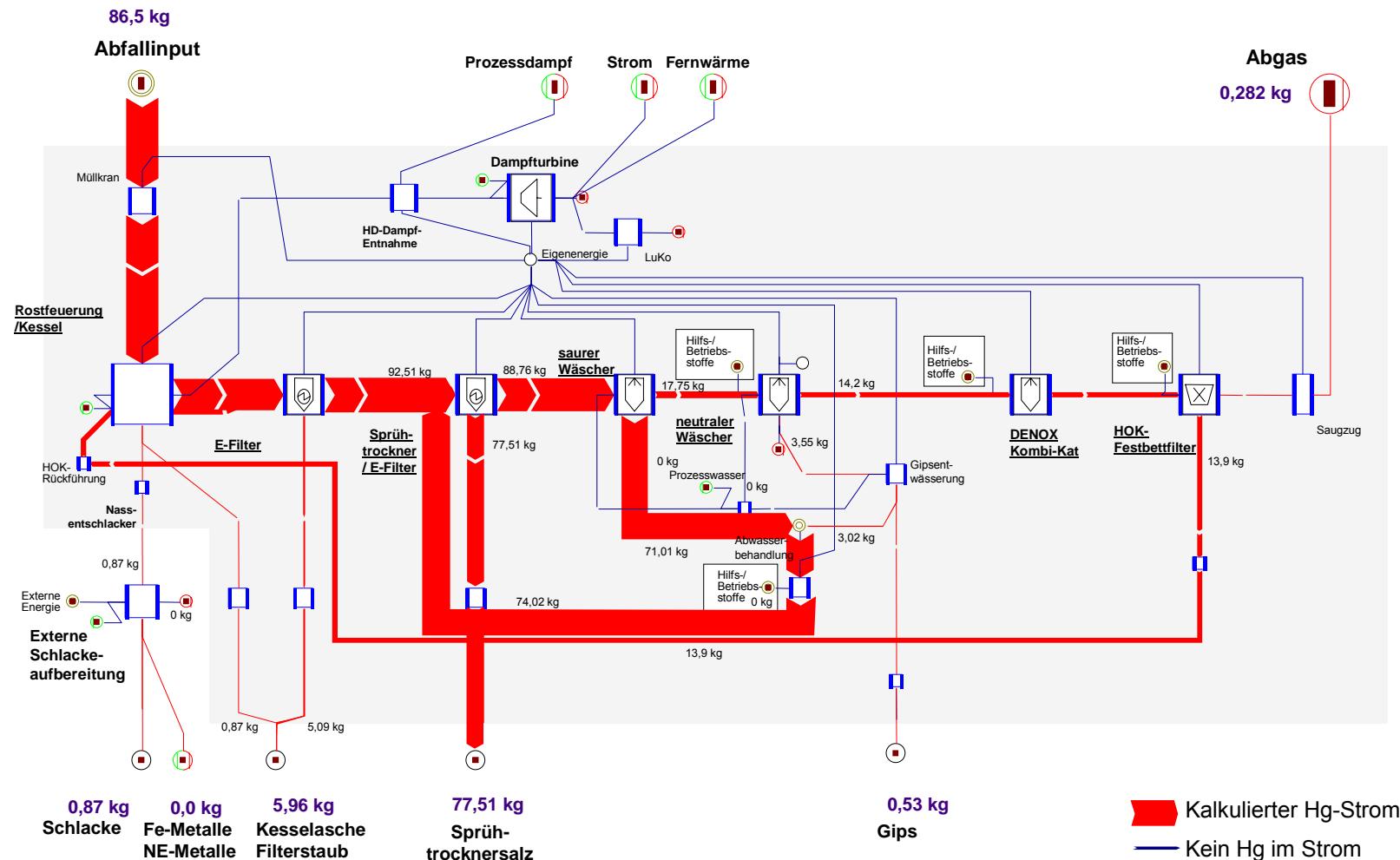


Abb. A 11 Quecksilber-Fluss durch das Modell MVA3, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 3

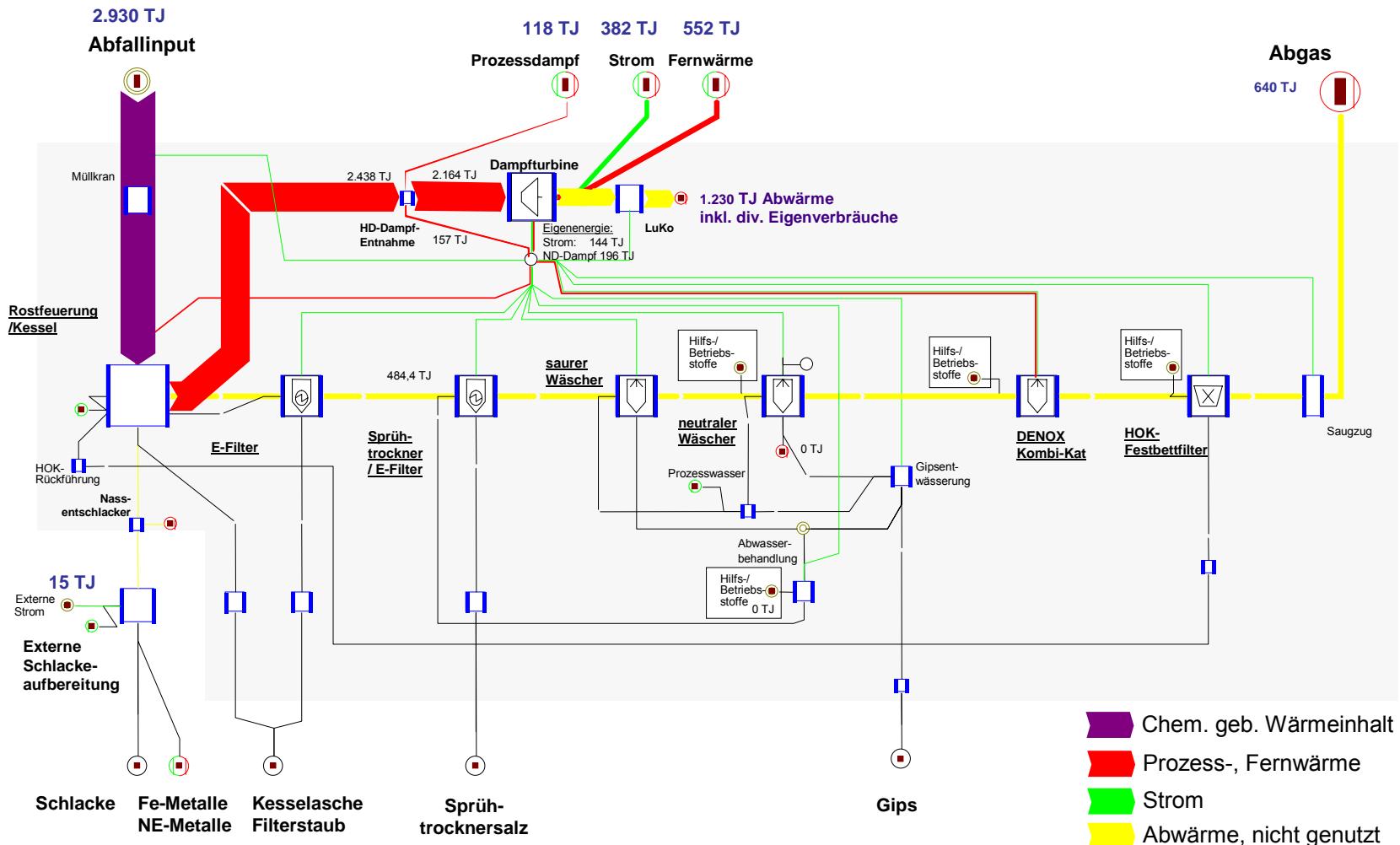


Abb. A 12 Energiefluss durch das Modell MVA3, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 4

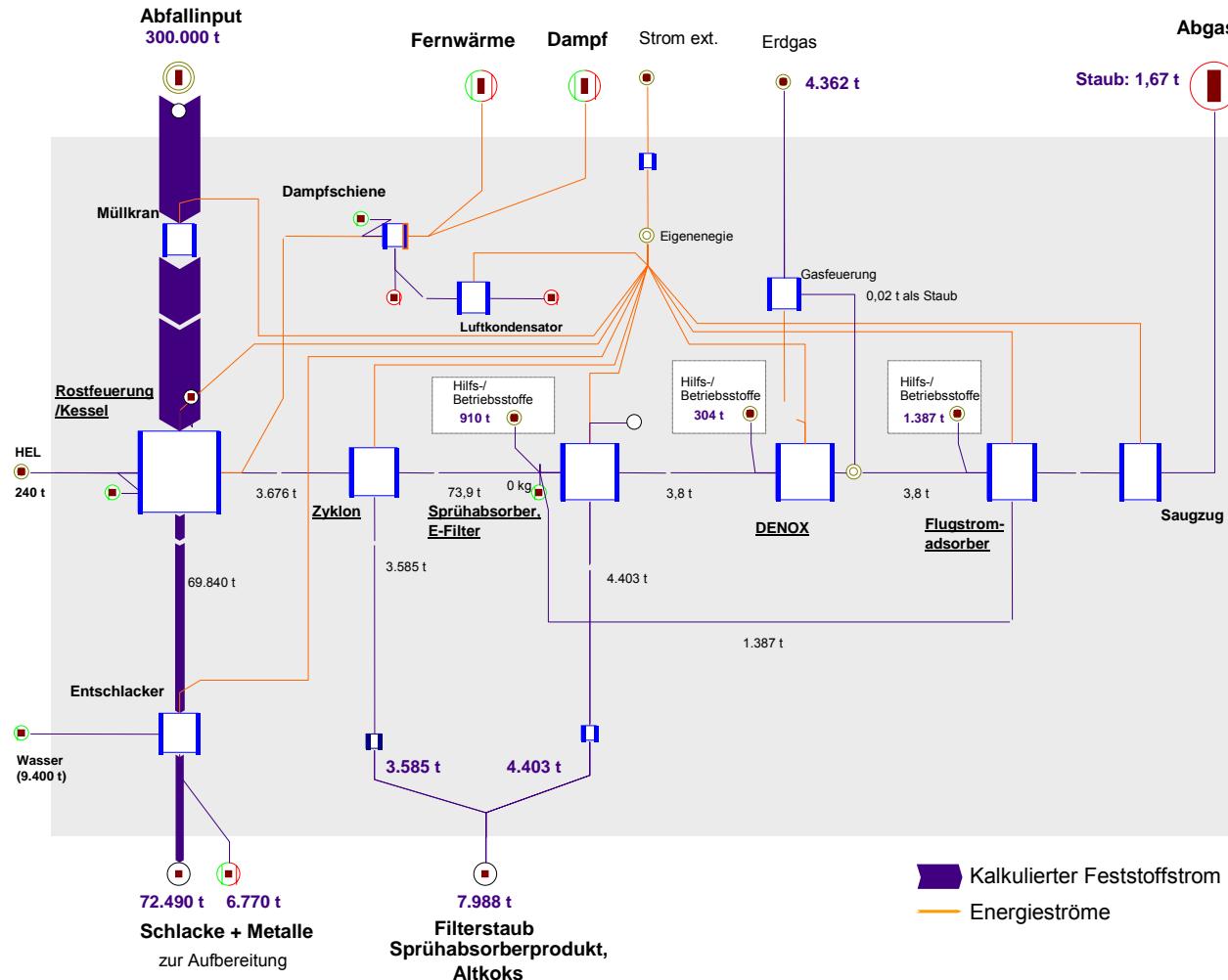


Abb. A 13 Feststoffstrom durch das Modell MVA4, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

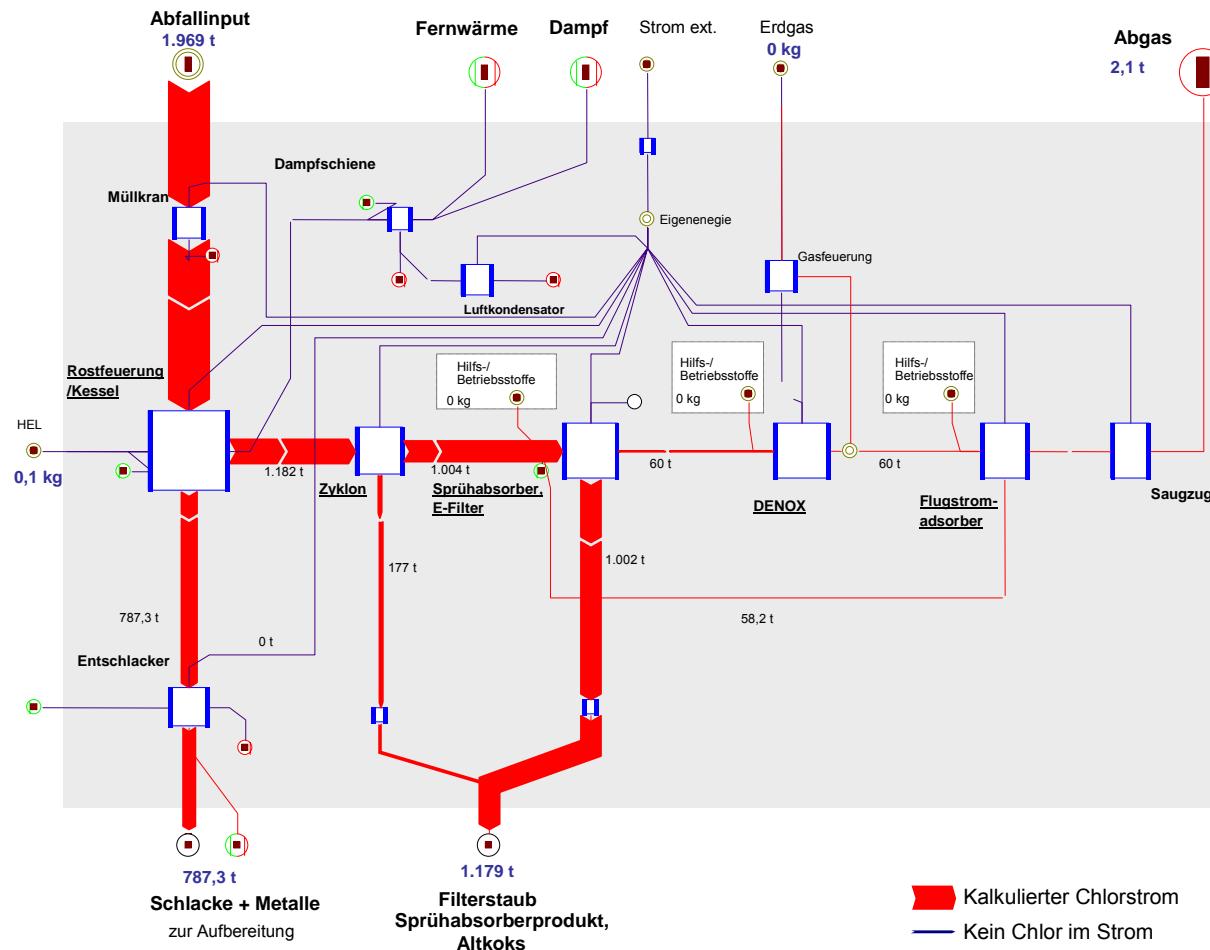
**MVA Modell: TYPUS MVA Hagen**

Abb. A 14 Chlor-Fluss durch das Modell MVA4, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 4

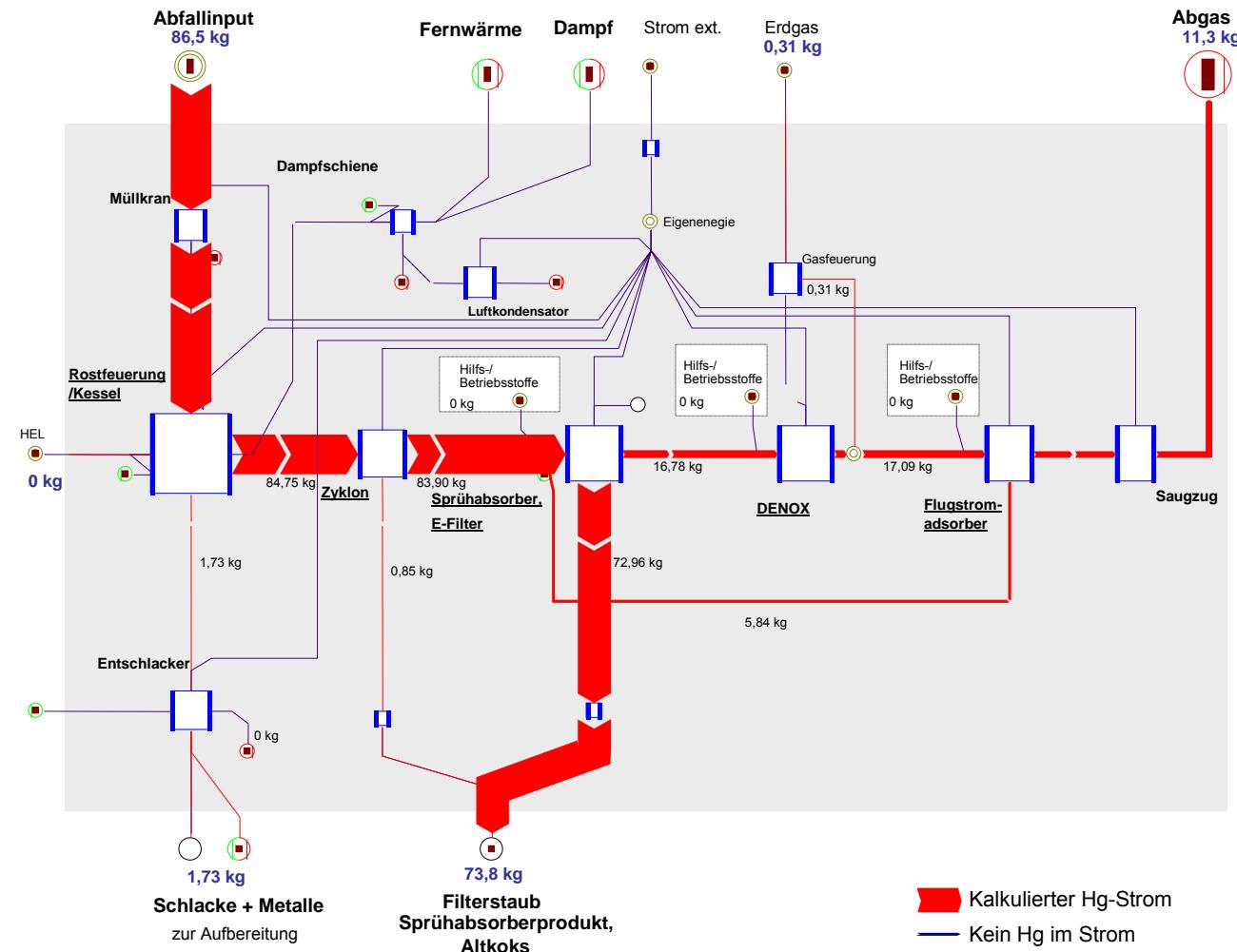


Abb. A 15 Quecksilber-Fluss durch das Modell MVA4, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput

Modell MVA 4

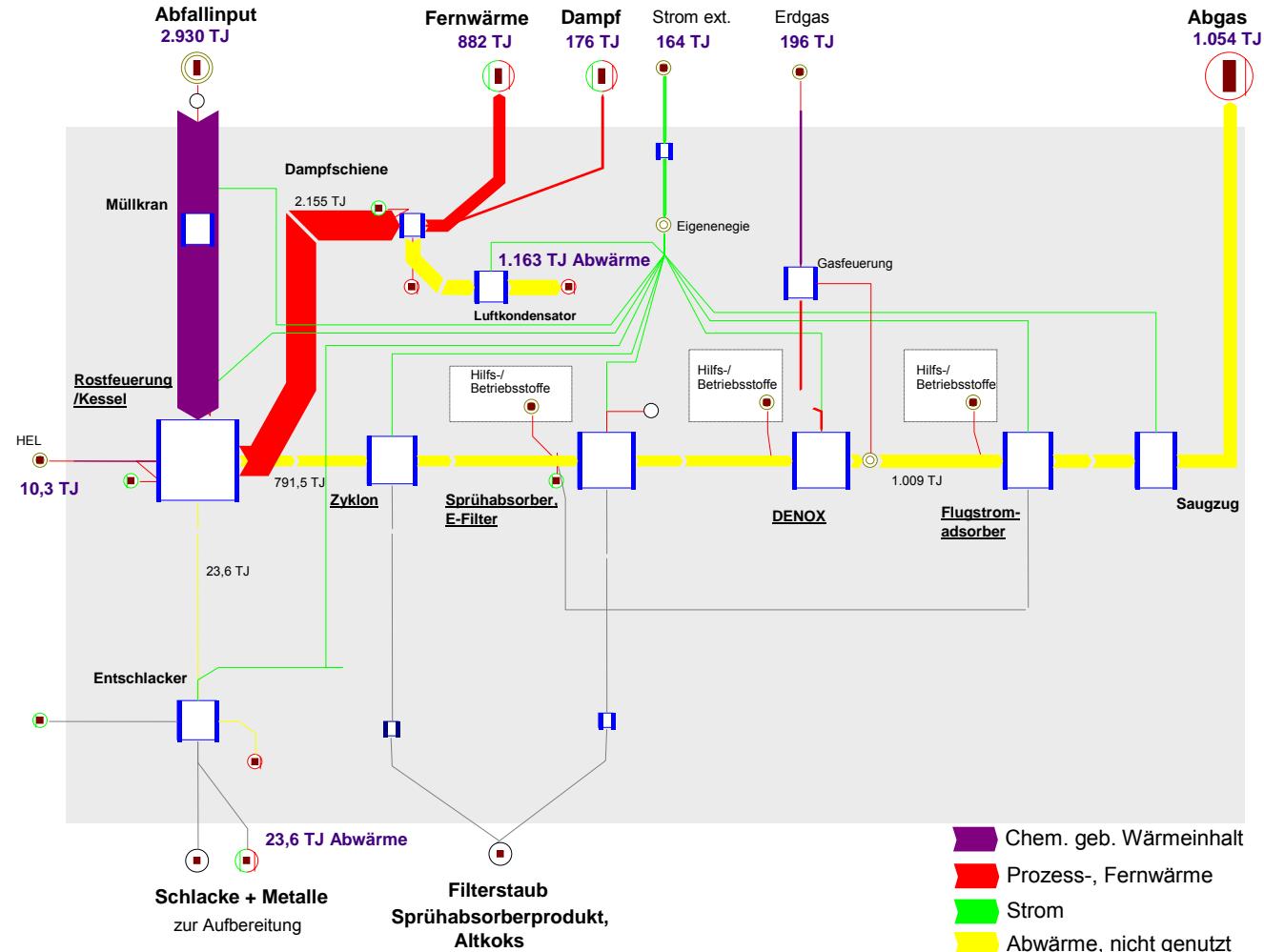


Abb. A 16 Energiefluss durch das Modell MVA4, Werte bezogen auf 300.000 t Abfallinput