



Forschungszentrum Karlsruhe
Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte
FZKA 5874

**Vergleich und Beurteilung von
Stoffströmen der abwasserfreien
und abwassererzeugenden
Verfahren der „nassen“
Rauchgasreinigung von
Hausmüllverbrennungsanlagen**

A. Achternbosch, U. Richers

Institut für Technikfolgenabschätzung und
Systemanalyse
Institut für Technische Chemie

Juli 1997

Forschungszentrum Karlsruhe

Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte

FZKA 5874

**Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der
abwasserfreien und abwassererzeugenden
Verfahren der "nassen" Rauchgasreinigung von
Hausmüllverbrennungsanlagen**

M. Achternbosch

U. Richers

Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse

Institut für Technische Chemie

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

1997

Als Manuskript gedruckt
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe

Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)

ISSN 0947-8620

Kurzfassung:

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen

Nach dem Anhang 47 der Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift vom 8. September 1989 darf Abwasser aus der Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen nur noch in Ausnahmefällen in die öffentliche Kanalisation eingeleitet werden. Trotz der gesetzlichen Vorgaben ist in Fachkreisen umstritten, ob die abwasserfreie Rauchgaswäsche Vorteile (Auswirkungen in der Umwelt, Verfahrensaufwand, etc.) gegenüber der abwassererzeugenden Wäsche bietet.

In dieser Studie wurde ein Vergleich der abwassererzeugenden und abwasserfreien Verfahrenskonzeptionen von "nassen" Rauchgasreinigungssystemen auf der Basis von Stoffstromanalysen durchgeführt. Um vergleichbare Daten für die Stoffströme zu erhalten, mußten Modellrechnungen zu Hilfe genommen werden.

Es wurden die Salzmengen aus der Rauchgasreinigung und deren genaue Zusammensetzung bestimmt. In beiden Verfahren sind die erzeugten Salzmengen gleich; die Aufteilung der Stoffströme auf die verschiedenen Pfade ist jedoch unterschiedlich. Etwa 50 % der gesamten Salze aus der abwassererzeugenden Rauchgasreinigung gelangen ins Abwasser.

Die durchgeführten Stoffstromanalysen reichen allerdings für eine exakte Beurteilung der Verfahren nicht aus, denn dazu müssen die Auswirkungen der in der Rauchgasreinigung erzeugten Produkte auf die Umwelt umfassend bewertet werden. Dies konnte im Rahmen dieser Studie jedoch nicht erarbeitet werden. Die Arbeiten konzentrierten sich auf den Vergleich mit natürlichen und anthropogenen Vorbelastungen. Die Arbeiten zeigen, daß im Gegensatz zu den 70er Jahren inzwischen eine fast vollständige Schwermetallabscheidung erfolgt und die Umweltrelevanz sich auf die Salzeinleitungen konzentriert.

Die ökologischen Auswirkungen von Abwassereinleitungen sind von örtlichen Faktoren abhängig. Es ergibt sich eindeutig ein Standortproblem. Es wurden qualitativ Rahmenkriterien für mögliche Einleitungen von Abwässern aus Müllverbrennungsanlagen erarbeitet. Die Standortfrage wird in dem bundeseinheitlichen Verbot für die Abwassereinleitungen aus Rauchgasreinigungsanlagen nicht genügend berücksichtigt.

Abstract:

Comparison an Assessment of Substance Flows Arising in Sewage-free and Sewage-generating Flue Gas Purification of Domestic Waste Incineration Plants

According to Annex 47 of the Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift (general sewage management provisions) of September 8th 1989, sewage arising in flue gas purification of domestic waste incineration plants is to be discharged into the public sewage system in exceptional cases only. In spite of the existing legal regulations, it is still disputed by experts that sewage-free flue gas scrubbing really offers advantages (environmental impacts, expenditure etc.) as compared to sewage-free generating scrubbing.

In the present study, sewage-generating and sewage-free concepts of "wet" flue gas purification systems are compared on the basis of substance flow analyses. To obtain comparable data on the substance flows, model calculations are performed.

The amount and composition of the salts arising in flue gas purification are determined. In both processes, the salt volumes generated are the same. However, division of the substance flows to the various paths differs considerably. About 50% of the salts arising in sewage-generating flue gas purification get into sewage.

Nevertheless, the substance flow analyses performed are not sufficient for an exact assessment of the processes, as the environmental impacts of the products generating during flue gas purification have to be evaluated comprehensively. This, however, cannot be done within in the framework of the present study. Work focusses on the comparison with natural and anthropogenic pre-loads. It is demonstrated that meanwhile, in contrast to the 70-ies, a nearly complete heavy metal separation takes place and environmental relevance concentrates on salt discharge.

The ecological impacts of sewage discharge depend on local factors. This yields a site problem. General criteria for the discharge of sewage from waste incineration plants have been determined qualitatively. The question of the site is not taken into account adequately by the general prohibition of sewage discharge from flue gas purification plants in Germany.

INHALTSVERZEICHNIS:

1	Einführung	1
2	Vorgehensweise und Untersuchungsraum	4
3	Modellrechnungen zu abwassererzeugenden bzw. abwasserfreien Rauchgasreinigungsanlagen auf der Basis der Daten vom MHKW Bamberg	7
3.1	Die Stoffbilanzen	8
3.2	Modellrechnung für die abwasserfreie Rauchgasreinigung	12
3.3	Die abwassererzeugende Rauchgasreinigung	15
3.4	Vergleich der Frachten in den Verfahren	19
4	Gesetzliche Anforderungen zu den Reststoffen und zu den Abwässern aus der Müllverbrennung	26
5	Zur Ablagerung von Rückständen aus der "nassen" Rauchgasreinigung	30
6	Natürliche und anthropogene Salz- und Schwermetallgehalte in Grundwässern und Fließgewässern	32
6.1	Natürliche Chlorid/Sulfatgehalte in Grund- und Fließgewässern	32
6.2	Natürliche Schwermetallgehalte in Grund- und Fließgewässern	33
6.3	Anthropogene Chlorid/Sulfatfrachten in Grundwässern und Fließgewässern	35
6.4	Anthropogene Schwermetallfrachten in Grundwässern und Fließgewässern	37
6.5	Belastung der Gewässer	39
6.6	Wasserwirtschaftliche Nutzungen von Grundwässern und Fließgewässern	43
6.7	Beurteilung der Einleitung von Abwässern aus Müllverbrennungsanlagen	44
6.7.1	Zu den Salzeinleitungen	44
6.7.2	Zu den Schwermetallfrachten	48
7	Energetische Betrachtung zur abwasserfreien Verfahrenskonzeption	51
8	Zusammenfassung	54
9	Quellenverzeichnis	60
10	Glossar	62

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1:	Schematische Darstellung der Rauchgasreinigungsanlage des MHKW Bamberg mit Abwasserbehandlung.	7
Abbildung 2:	Modell (schematische Darstellung) einer angenommenen abwasserfreien Betriebsweise des MHKW Bamberg.....	12
Abbildung 3:	Anfallende Abwassermengen bezogen auf 1 t Abfall in der Rauchgasreinigungsstraße des MHKW Bamberg.	15
Abbildung 4:	Chlorbilanz; Abwassererzeugende Anlage	19
Abbildung 5:	Chlorbilanz; Abwasserfreie Anlage.	19
Abbildung 6:	Schwefelbilanz; Abwassererzeugende Anlage.....	20
Abbildung 7:	Schwefelbilanz; Abwasserfreie Anlage.....	20
Abbildung 8:	Quecksilberbilanz; Abwassererzeugende Anlage	21
Abbildung 9:	Quecksilberbilanz; Abwasserfreie Anlage	21
Abbildung 10:	Cadmiumbilanz; Abwassererzeugende Anlage.....	22
Abbildung 11:	Cadmiumbilanz; Abwasserfreie Anlage.....	22
Abbildung 12:	Bleibilanz; Abwassererzeugende Anlage.....	22
Abbildung 13:	Bleibilanz; Abwasserfreie Anlage.....	23
Abbildung 14:	Salzbilanz; Abwassererzeugende Anlage.....	23
Abbildung 15:	Salzbilanz; Abwasserfreie Anlage.....	24
Abbildung 16:	Chlorid-Konzentrationen (50-Perzentil-Werte) der Fließgewässer 1990 in Deutschland.....	40

Tabellenverzeichnis:

Tabelle 1:	Konzentrations- und Frachtdaten (Mittelwerte) zum MHKW Bamberg	8
Tabelle 2:	Konzentrations- und Frachtdaten im Ablauf zur Kanalisation des MHKW Bamberg.....	9
Tabelle 3:	Anforderungen an das Abwasser von Hausmüllverbrennungsanlagen nach Anhang 47 der Rahmen-AbwasserVwV.	10
Tabelle 4:	Frachtwerte in den Wäschern und in der Abwasserrückführung sowie die pro Tonne Abfall in der abwassererzeugenden Rauchgaswäsche abzutrennenden Schadstofffrachten.	13
Tabelle 5:	Element- und Salzfrachten für die Berechnung der Reststoffmenge im abwasserfreien Verfahren.	14
Tabelle 6:	Berechnung der Reststoffmengen beim abwasserfreien Verfahren.	15
Tabelle 7:	Frachten im Zulauf zur Kanalisation bzw. im zu deponierenden Reststoff.	18
Tabelle 8:	Zusammensetzung der Reststoffe aus der Abwasserbehandlung nach dem Modell für das abwassererzeugende und abwasserfreie Verfahren.	24
Tabelle 9:	Zusammensetzung der Inhaltsstoffe im Abwasser im Zulauf zur Kanalisation nach dem Modell für das abwassererzeugende Verfahren.....	25
Tabelle 10:	Besonders überwachungsbedürftige Abfälle aus Abfallverbrennungsanlagen und ihre Entsorgungshinweise.....	28
Tabelle 11:	Anforderungen an das in Ausnahmefällen genehmigte Abwasser aus Hausmüllverbrennungsanlagen nach Anhang 47 Rahmen-AbwasserVwV.....	29
Tabelle 12:	Konzentrationsbereiche von Chlorid und Sulfat in verschiedenen Grundwassertypen.....	32
Tabelle 13:	Konzentrationstabelle für Chlorid und Sulfat im kommunalen Abwasser	36
Tabelle 14:	Anforderungen an das einzuleitende Abwasser ausgewählter Industriebranchen nach Rahmen-AbwasserVwV bzw. 42. AbwasserVwV; EG-Leitwerte für Oberflächengewässer.	38
Tabelle 15:	Mittlere Konzentration verschiedener Schwermetalle im häuslichen Abwasser und Grenzwerte nach der Trinkwasser-Verordnung.	38
Tabelle 16:	Belastungsstufen für die Chloridbelastung in Fließgewässern nach der Einteilung des Niedersächsischen Landesamtes für Wasser und Abfall.....	41

Tabelle 17:	Konzentrationsbereiche von Schwermetallen in ausgewählten Fließgewässern in Deutschland 1991.....	42
Tabelle 18:	Einteilung der Gewässerbelastung durch Schwermetalle durch das Umweltbundesamt	42
Tabelle 19:	Rauchgasenthalpien in Abhängigkeit von der Rauchgastemperatur.....	52
Tabelle 20:	Stoffströme, welche die Anlagen der abwasserfreien bzw. abwassererzeugenden Verfahren verlassen.	54
Tabelle 21:	Rückstände und Inhaltsstoffe im Abwasser aus der "nassen" Rauchgasreinigung.....	55

1 Einführung

Die thermische Behandlung von Hausmüll wird in der Bundesrepublik Deutschland überwiegend durch Verbrennung in Rostfeuerungen durchgeführt. Bei diesem Prozeß entstehen Rauchgase, aus denen vor einer Abgabe an die Atmosphäre entsprechend den rechtlichen Vorgaben verschiedene Schadstoffe entfernt werden müssen. Die Anforderungen an die Rauchgasreinigung haben sich in den vergangenen Jahren immer weiter verschärft, so daß die verfahrenstechnischen Trennoperationen immer weiter optimiert werden mußten.

Für die Abtrennung der gasförmigen Schadstoffe HCl und SO₂ haben sich u. a. Wäscher bewährt, in denen diese Substanzen in wäßrigen Phasen absorbiert werden. Die Abscheidung wird in der Regel in zwei Stufen mit unterschiedlichem pH-Wert durchgeführt.

Für eine weitere Behandlung der wäßrigen Phasen gibt es zwei Möglichkeiten. Im Fall der abwasserfreien Rauchgasreinigung erfolgt zunächst eine Neutralisation und dann eine Eindampfung. Bei der Eindampfung, meist in einem Sprühtrockner nach dem Kessel, entstehen feste Salze, die als Sonderabfall deponiert werden müssen. Ein Sprühtrockner entfällt in der Regel, wenn Wertstoffe wie Salzsäure, Natriumchlorid oder andere Salze in fester Form erzeugt werden.

Bei der abwassererzeugenden Rauchgasreinigung werden die wäßrigen Phasen aus den Wäschern nach einer Neutralisation und Schwermetallabtrennung als Abwasser einer Kläranlage zugeleitet. Das Abwasser enthält große Anteile des aus dem Rauchgas abgetrennten Chlors und Schwefels in Form von Salzen.

Nach dem Anhang 47 der Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift vom 8. September 1989 darf Abwasser aus der Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen nur noch in Ausnahmefällen in die öffentliche Kanalisation eingeleitet werden. Dies ist eine Konsequenz der in den 70er Jahren praktizierten Abwasserbehandlung. Als Abwasserbehandlung wurde mehrheitlich eine Neutralisationsbehandlung der sauren Abwässer mit Kalkmilch oder Natronlauge durchgeführt, wodurch gewisse Schwermetalle nur in geringem Maße ausgefällt werden konnten. Insbesondere betrifft dies Quecksilber, Zink und Cadmium [Reimann 1984]. Das einzuleitende Abwasser war mit Salzen und oftmals sehr hoch mit Schwermetallen belastet.

Aufgrund dieser Belastungen im Abwasser bis in die 80er Jahre hinein entstanden Forderungen nach einem abwasserfreien Rauchgasreinigungsverfahren. Die Einleitung von wassergefährdenden Stoffen sollte nach Möglichkeit ausgeschlossen werden. Die Einführung von schwefelhaltigen Schwermetallfällungsmitteln - zur Erniedrigung der Schwermetallbelastung im Abwasser - konnte diese Entwicklung nicht aufhalten.

So wurde bei vielen Anlagen die Genehmigung zum Einleiten des Abwassers nicht mehr verlängert; sie mußten auf ein abwasserfreies Verfahren umrüsten. Nur noch wenige Anlagen haben derzeit noch eine Genehmigung für den abwassererzeugenden Betrieb.

Trotz der gesetzlichen Vorgaben ist in Fachkreisen umstritten, ob die abwasserfreie Rauchgaswäsche Vorteile (Auswirkungen in der Umwelt, Verfahrensaufwand, etc.) gegenüber der abwassererzeugenden Wäsche bietet. Es fehlen bislang *vergleichende Analysen* der in die Rauchgasreinigung eingehenden und die Rauchgasreinigung über verschiedene Pfade verlassenden Stoffe (Stoffstromanalysen). Aus diesem Grund wurden vom Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse in Zusammenarbeit mit dem Institut für Technische Chemie, Abteilung Thermische Abfallbehandlung des Forschungszentrums Karlsruhe in einem ersten Schritt Stoffstromanalysen von in Betrieb befindlichen Müllverbrennungsanlagen mit abwasserfreien und abwassererzeugenden Verfahren durchgeführt [Achternbosch 1996]. Die Erkenntnisse aus den Stoffstromanalysen sollten als Basis für einen Vergleich der Verfahren dienen. Dabei wurden die Unterschiede der Verfahren einander gegenübergestellt. Die erhaltenen Erkenntnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- *Die bei den Betreibern von in Betrieb befindlichen großtechnischen Müllverbrennungsanlagen vorhandenen Daten und Informationen reichen für eine exakte Bilanzierung der Rauchgasreinigungsanlagen nicht aus.*
- Die *Stoffströme* in den Rauchgasreinigungsanlagen sind *weniger von der abwasserfreien bzw. abwassererzeugenden Konzeption* der Rauchgasreinigungsstrecke *abhängig, sondern werden im erheblichen Maße von der Betriebsführung der Anlage bestimmt*. Durch die Betriebsweise werden insbesondere der Chemikalien-einsatz für die Neutralisation der Schadstoffe, die Sulfatfracht und die Schwermetallfracht im Abwasser beeinflusst.

- Ein *sicherer Vergleich* der Verfahren läßt sich aus diesen Gründen auf der Basis von Daten aus abwassererzeugenden bzw. abwasserfreien *Rauchgasreinigungsanlagen mit unterschiedlichen Betriebsparametern nicht ableiten*.
- Zudem zeigte sich, daß aufgrund fehlender Daten (insbesondere Rohgasmessungen) und Informationen über die chemischen Abläufe in der Rauchgasreinigungsstrecke *der Anlagenbetrieb den vorliegenden Zuständen häufig nicht optimal angepaßt* ist. Eine überstöchiometrische Zudosierung von Hilfschemikalien kann zumindestens zeitweise nicht ausgeschlossen werden.

Die erhaltenen Ergebnisse der Stoffstromanalysen haben zur Konsequenz, daß derzeit nur mit Hilfe von Modellrechnungen Informationen und Daten zu den Verfahrenskonzeptionen erzeugt werden können, die auf vergleichbaren Betriebsparametern der Anlagen beruhen.

In dieser Studie werden Modellrechnungen zu den Verfahren vorgestellt, die auf Daten einer gut zu bilanzierenden großtechnischen Anlage mit abwassererzeugendem Verfahren beruhen. Diese Anlage wird dabei so modelliert, daß sie hypothetisch abwasserfrei arbeitet, wobei die Betriebsparameter so weit wie möglich unverändert gelassen werden. Dies hat zudem den Vorteil, daß sich die Daten auf denselben Müllinput beziehen. Auf diese Weise lassen sich vergleichbare Daten zu den Stoffströmen generieren, die über die Mengen der anfallenden Reststoffe und Abwässer Auskunft geben.

Um die beiden Verfahren vergleichen zu können, reicht es nicht aus, lediglich die die Anlagen verlassenden Mengen an Reststoffen und Abwässern sowie deren Zusammensetzungen zu bestimmen. Zusätzlich sind die bereits vorhandenen natürlichen und anthropogenen Vorbelastungen der Umweltmedien und die Auswirkungen der Betriebsweisen der Rauchgasreinigungsanlagen gegenüberzustellen.

Ziel dieser Studie ist daher aufzuzeigen, welche Einflußgrößen für eine umfassende Bewertung berücksichtigt werden müssen. Diese Einflußgrößen sind darzustellen und - wenn möglich - verallgemeinerbare Vergleichskriterien abzuleiten. Dabei ist aufzuzeigen, zu welchen Faktoren und Kriterien hinreichend genaue Informationen vorliegen und bei welchen Kriterien noch Diskussions- bzw. Klärungsbedarf besteht.

2 Vorgehensweise und Untersuchungsraum

In dieser Studie sollen abwassererzeugende und abwasserfreie Verfahren der nassen Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen mit Hilfe von *Stoffstromanalysen* miteinander verglichen werden.

Unter Stoffstromanalysen wird dabei ein Analyseinstrument für einzelne Produkte oder Stoffe verstanden, mit dem *der Einsatz und Verbleib* von Stoffen nach Art und Menge unter Berücksichtigung sämtlicher Verzweigungen innerhalb eines Untersuchungsraumes *verfolgt und transparent* gemacht wird. Der Untersuchungsraum kann *den gesamten Lebensweg eines Produktes oder Stoffes* oder - wesentlich begrenzter - nur bestimmte *Lebensabschnitte* umfassen. Diese Analysen können auch dazu eingesetzt werden, Defizite im Kenntnisstand zu stofflichen Umwandlungsprozessen und Abläufen entlang der untersuchten Pfade aufzudecken.

Mit Hilfe der Stoffstromanalysen sollen Daten über Stoffumwandlungen bei einzelnen Prozeßschritten erarbeitet werden, mit deren Hilfe ein Vergleich der abwasserfreien und abwassererzeugenden Verfahren erst möglich wird. Für die Erstellung von vergleichbaren Datensätzen zu den Verfahrenskonzeptionen müssen Modellrechnungen eingesetzt werden. Eine gut zu bilanzierende Anlage mit abwassererzeugender Rauchgasreinigung wird als abwasserfrei betrachtet und die Stoffströme entsprechend berechnet.

Als *Basis* dienen hierzu die Daten zum abwassererzeugenden Müllheizkraftwerk Bamberg, das von den Autoren vollständig bilanziert werden konnte. Der *Bilanzraum* umfaßt nicht die ganze Müllverbrennungsanlage, sondern nur jene Anlagenteile, die für einen Verfahrensvergleich von den Autoren als relevant angesehen werden. Er beginnt mit dem Rauchgas nach dem Kessel und endet an den Ausgängen der Gesamtanlage. Dies sind im einzelnen der Kamin, das Silo für das zu deponierende Rauchgasreinigungsprodukt sowie das Abwasser. Eine Ausdehnung des Bilanzraumes zumindestens auf die Kläranlagen ist wegen der fehlenden Datenbasis jedoch nicht möglich.

Die Untersuchung beschränkt sich auf eine Auswahl von Schadstoffen, da nur solche Schadstoffe betrachtet werden sollen, zu denen Daten vorhanden sind bzw. die für einen Verfahrensvergleich aussagekräftig sind. Untersucht werden die sauren Schadstoffe Chlorwasserstoff (HCl) und Schwefeldioxid (SO₂) sowie die wichtigen Schwermetalle Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd) und Blei (Pb).

Die Stoffstromanalysen beruhen auf Element-Bilanzierungen, d. h. die schwefel- und chlorhaltigen Schadstoffe in den einzelnen Anlagenteilen werden in dieser Studie nicht als Schwefeldioxid, Sulfat, Chlorwasserstoff, Chlorid etc. bilanziert, sondern als Schwefel bzw. Chlor. Zur Darstellung der Gesamtfrachten in den Reststoffen bzw. Abwässern und der Produkte bei den Umsalzungsreaktionen werden allerdings die Elemente wieder in Metallhydroxide, Calciumsulfat-Dihydrat (Gips), Calciumchlorid, Natriumchlorid etc. umgerechnet.

Um die Umweltauswirkungen der die einzelnen Anlagen verlassenden Stoffströme diskutieren zu können, reichen die dargestellten Systemgrenzen der Stoffstromanalyse nicht aus. Es müssen alle anthropogenen Belastungen der relevanten Stoffe in den Oberflächengewässern zusammen betrachtet werden, wobei auch die natürlichen Vorbelastungen (Hintergrundwerte) mit berücksichtigt werden müssen.

So sind die wesentlichen Einflußfaktoren zu bestimmen, die für einen Vergleich benötigt werden. Vergleichskriterien sind aufzustellen und auf der Basis der gesammelten Informationen zu diskutieren.

Eine umfassende Diskussion dieser Einflußgrößen und Kriterien ist aber an dieser Stelle nicht möglich, da dies den Rahmen der Studie völlig sprengen würde. So konzentriert sich die Diskussion und Beurteilung der möglichen Belastung der Umweltmedien durch die einzelnen Verfahrenskonzeptionen auf die wesentlichen Gesichtspunkte, wie gesetzliche Grenzwerte, Abwasser/Vorfluterverhältnis, Vorbelastungen der Gewässer, Standort der Anlage u. a. m. Diese genügen nach Meinung der Autoren aber auch zur Darstellung der Problematik und zur Formulierung einer Aussage.

Im einzelnen gliedert sich die Abfolge der Arbeitsschritte wie folgt:

Im ersten Schritt werden die vorhandenen Stoffdaten aus der Rauchgasreinigungsanlage des MHKW Bamberg so angepaßt, daß sie für eine Modellrechnung für den abwasserfreien Betrieb verwendet werden können. Hierbei ist festzulegen, in welcher Form die zu untersuchenden Stoffe in den Reststoffen und in den Abwässern vorliegen, wozu zum Teil gewisse Modellannahmen getroffen werden müssen.

Im nächsten Schritt wird die Bilanzierung der einzelnen Varianten durchgeführt. Hierzu werden die errechneten Frachtwerte in einer Flußrechnung miteinander verketten. Anschließend erfolgt eine Gegenüberstellung der Bilanzen der einzelnen Anlagen,

und es werden die Unterschiede in bezug auf Reststoffarten bzw. -mengen und deren Zusammensetzung herausgearbeitet.

Die erhaltenen Ergebnisse zu den Reststoffen bzw. Inhaltsstoffen im Abwasser werden in bezug auf die gesetzlichen Anforderungen zur Entsorgung diskutiert und gegebenenfalls unterschiedliche Beurteilungen der Output- bzw. Reststoffe dargestellt.

Desweiteren wird beim abwasserfreien Verfahren der energetische Aufwand geprüft, da das Abwasser eingedampft werden muß. Hierzu wird eine Abschätzung des Energiebedarfs für die Eindampfung durchgeführt und der Frage nachgegangen, inwieweit die bereitgestellte Energie im Prinzip anderen Nutzungen (Dampferzeugung) zur Verfügung steht.

Es folgt eine Betrachtung der möglichen Auswirkungen der die Rauchgasreinigung verlassenden Stoffe auf die Umwelt. Hierzu werden die natürlichen bzw. anthropogenen (Vor-) Belastungen der Gewässer durch Salze und Schwermetalle ausführlich dargestellt. Dies schließt einen Vergleich der Einleitungen von Abwässern aus MVAs mit den Belastungen durch häusliche Abwässer mit ein.

Aus den gewonnenen Erkenntnissen werden qualitativ Kriterien aufgestellt, die für eine mögliche Einleitung der Abwässer von Bedeutung sind.

3 Modellrechnungen zu abwassererzeugenden bzw. abwasserfreien Rauchgasreinigungsanlagen auf der Basis der Daten vom MHKW Bamberg

In diesem Kapitel werden Modellrechnungen zur abwassererzeugenden bzw. abwasserfreien Rauchgasreinigung anhand der Daten des MHKW Bambergs durchgeführt, um vergleichbare Stoffbilanzen zu erhalten. Von dem MHKW Bamberg liegen relativ gute Daten für eine Element-Bilanzierung der Rauchgasreinigungsanlage mit Abwassererzeugung vor, so daß diese für die Modellrechnung zugrunde gelegt wurden.

Das MHKW Bamberg ist aus drei Verbrennungsstraßen aufgebaut. Insgesamt wurden 1994 16,5 t Abfall/h verbrannt. Jeder Verbrennungslinie ist eine Rauchgasreinigungsstraße zugeordnet. Sie bestehen zur Abscheidung von Staub, HCl, SO₂ und anderen Schadstoffen aus einem Elektrofilter, einem HCl-Wäscher und einem SO₂-Wäscher [Thomé-Kozmiensky 1994, Reimann 1994]. In Abbildung 1 ist eine Rauchgasreinigungsanlage des MHKW Bamberg mit Abwasserbehandlung schematisch dargestellt.

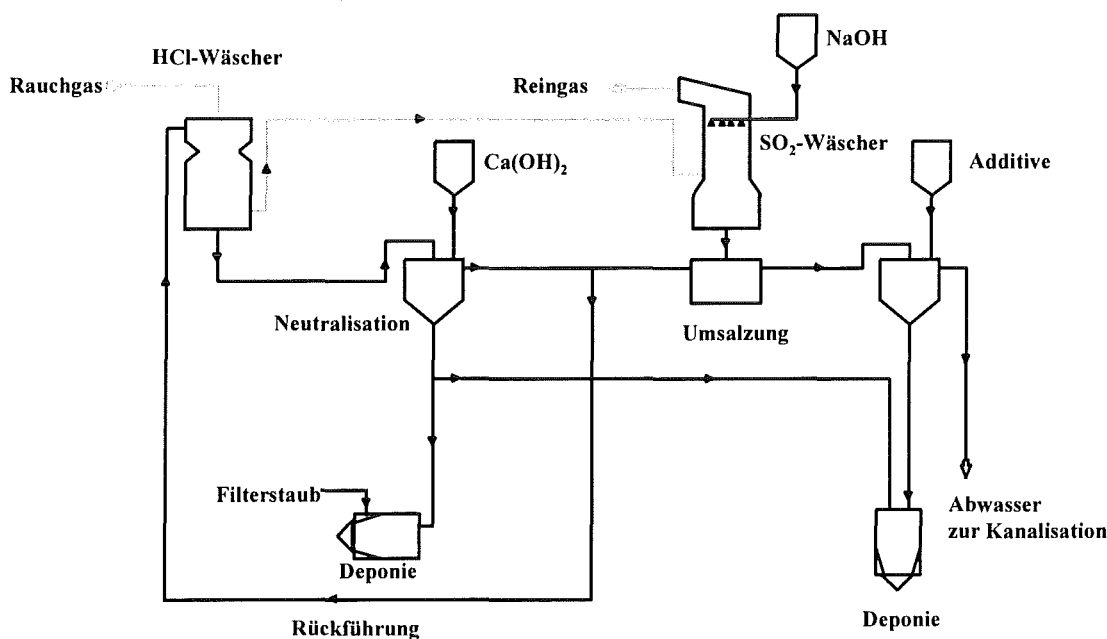


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Rauchgasreinigungsanlage mit Abwasserbehandlung des MHKW Bamberg.

In dieser Studie werden die Anlagenteile der Rauchgasreinigungsstrecke, die zur Einhaltung der Anforderungen der 17. Bundesimmissionschutzverordnung nachgerüstet wurden, nicht berücksichtigt. Für die Aufgabenstellung sind diese neuen Anlagenteile ohne Bedeutung.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Die Absalzungen der drei Rauchgasreinigungsstraßen werden einer gemeinsamen Abwasserbehandlungsanlage zugeführt. Der Aufbau der Abwasserreinigungsanlage wird in Abschnitt 3.3 erläutert. Weitergehende Informationen zur Abwasserreinigungsanlage sind in [Achternbosch 1996] dargestellt.

Es zeigte sich, daß die Betriebsparameter der Anlage Bamberg selbst in einigen Punkten modelliert werden müssen, um einen Vergleich der Verfahren durchführen zu können, der allgemeingültige Aussagen zuläßt. So wurde in Bamberg ein relativ hoher Neutralisationsmittelüberschuß (stöchiometrisches Verhältnis Neutralisationsmittel zu sauren Schadstoffen: 1,42) für die sauren Schadstoffen Chlor und Schwefel errechnet, um in den Wäschern auftretende Schadstoff-Spitzen sicher abfangen zu können. Nach unseren Erkenntnissen aus den Bilanzierungen anderer Anlagen kann das stöchiometrische Verhältnis im Bereich ca. 1,10 - 1,42 liegen. Für die Modellrechnungen wurde ein stöchiometrisches Verhältnis von 1,3 zugrunde gelegt.

3.1 Die Stoffbilanzen

Die Stoffdaten und die Ergebnisse der Bilanzierungen der Rauchgasreinigungsanlagen des MHKW Bamberg für Cl, S, Hg, Cd und Pb werden für die Modellrechnungen zur abwassererzeugenden Verfahrensweise aus [Achternbosch 1996] weitgehend übernommen. In dieser Arbeit wird nicht mit Minimal- und Maximalwerten der Frachten gerechnet, sondern mit Mittelwerten, die vom Betreiber ermittelt wurden. Die Daten beziehen sich auf ein Rohgas, das im Mittel 6,9 kg/t_A Chlor, 2,2 kg/t_A Schwefel, 0,0018 kg/t_A Quecksilber, 0,008 kg/t_A Cadmium und 0,17 kg/t_A Blei enthält. In Tabelle 1 werden die Stoffdaten zur Rauchgasreinigungsstrecke aufgeführt.

Elemente	Filterstaub	Schlacke	Schlackewaschwasser	HCl-Wäscher	SO ₂ -Wäscher
	[g/t Abfall]	[g/t Abfall]	[g/t Abfall]	[g/t Abfall]	[g/t Abfall]
Cl	947	766,8	123,3	4634	488,7
S	931,7	1817	33,1	155,2	1110
Hg	0,0566	0,171	0,0008	1,45	0,0936
Cd	7,58	2,79	0,001	0,124	0,0463
Pb	169,5	463,7	0,06	2,84	0,194
F	0,888	94,3	0,23	54,2	35,4
Cu	35,7	624,8	0,035	1,32	0,0993
Ni	6,94	42,9	0,013	0,947	0,0099

Tabelle 1: Konzentrations- und Frachtdaten (Mittelwerte) zum MHKW Bamberg [Reimann 1994 a, Reimann 1994 b] (Fortsetzung nächste Seite).

Cr	18,4	143,7	0,01	0,265	0,0047
Zn	446,5	1363	0,08	8,11	0,9516
As	1,536	3,41	0,0003	0,0113	0,0098
Tl	0,0456	9,95	0,1	0,105	0,026
V	1,72	9,95	0,01	0,021	0,005
Sn	25,9	162,4	0,05	0,147	0,0624
Co	1,03	6,53	0,01	0,021	0,005
Sb	7,3	5,2	0,0002	0,0273	0,0002
Te	7,2	18,4	0,1	0,021	0,052
Se	0,0302	0,2	0,0002	0,609	0,0218
Mn	69,6	286,8	0,001	0,0357	0,0078
Pt	0,168	16,5	0,05	0,042	0,014
Pd	0,096	39,2	0,05	0,021	0,005

Tabelle 1 (Forts.): Konzentrations- und Frachtdaten (Mittelwerte) zum MHKW Bamberg [Reimann 1994 a, Reimann 1994 b].

Während die mitgeteilten Daten für die Rauchgasreinigungsstrecke relativ gesicherte Mittelwerte darstellen, sind die Informationen zu den Einleitungen in die Kanalisation unsicherer.

Für die Bilanzierungen wird von 284 kg/t_A Schlacke (trocken) und von 24 kg/t_A Filterstaub und Kesselasche ausgegangen [Reimann 1994 b].

	Konzentration im Zulauf zur Kanalisation	Fracht bezogen auf 295,7 l/t Abfall
	mg/l	g/ t Abfall
Cl	4100 - 17600	1200 - 5200
S	430 - 590	130 - 170
Hg	0,003	$9 \cdot 10^{-4}$
Cd	< 0,01	$< 3 \cdot 10^{-3}$
Pb	< 0,1	$< 3,0 \cdot 10^{-2}$

Tabelle 2: Konzentrations- und Frachtdaten im Ablauf zur Kanalisation des MHKW Bamberg [Reimann 1994 a].

Für die Berechnung der Schwermetallströme im Ablauf zur Kanalisation standen bei der Bilanzierung nur wenige Daten zur Verfügung. Auch liegen für die Schadstoffe Chlor und Schwefel vom Betreiber nur Daten vor, aus denen sich Minimal- und Maximalwerte für die Frachten berechnen lassen. Allerdings erscheint der Minimalwert für die Chlorfracht zu niedrig. Dies ergibt sich aus dem Vergleich der minimalen und maximalen Frachtwerte im Abwasser mit den gerechneten Minimal- und Maximalwerten für die Fracht im Rohgas (4,1 - 8,7 kg/t_A) [Reimann 1994 c]. Beim Be-

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

rechnen der mittleren Chlor-Fracht im Ablauf zur Kanalisation ergibt sich dadurch ein zu niedriger Wert [Achterbosch 1996]. Aus diesem Grund werden die mittleren Frachtwerte von den Autoren selbst abgeschätzt. Im einzuleitenden Abwasser wird ein mittlerer Chlorstrom von ca. 3250 g/t_A angenommen.

Nach unseren Berechnungen enthält das einzuleitende Abwasser eine Gipskonzentration (CaSO₄ × 2 H₂O) von ca. 2,7 g/l. Dieser Wert liegt über der theoretischen Gipslöslichkeit im reinen Wasser. Die Chloridfracht erhöht die Gipslöslichkeit. Somit kann der mittlere Schwefelgehalt im Abwasser (295,7 l/t_A) berechnet werden.

Aufgrund der geringen Anzahl von Daten zu den Schwermetallströmen im Ablauf zur Kanalisation werden für die Modellrechnungen die Grenzwerte nach Anhang 47 der allgemeinen Rahmenverwaltungsverfahren über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer zugrundegelegt:

Hg	15 mg/t Abfall
Cd	15 mg/t Abfall
Pb	30 mg/t Abfall
Cu	150 mg/t Abfall
Ni	150 mg/t Abfall
Cr	150 mg/t Abfall
Zn	300 mg/t Abfall

Tabelle 3: Anforderungen an das Abwasser von Hausmüllverbrennungsanlagen nach Anhang 47 der Rahmen-AbwasserVwV.

Dabei ist zu beachten, daß die vorhandenen Meßwerte nach Tabelle 2 darauf hinweisen, daß bis auf den Wert für Blei *in der Praxis deutlich geringere Werte im Abwasser erreicht werden.*

Die Berechnung der gesamten Schwermetallfrachten berücksichtigt nur diejenigen Schwermetalle, die vom Betreiber gemessen wurden (siehe Tabelle 1). Sie stellen somit eine Auswahl dar. Allerdings dürften sie den überwiegenden Anteil der Schwermetalle ausmachen.

Die Schwermetalle werden vereinfachend als Hydroxide bzw. Oxide gerechnet. In der Praxis wird die Schwermetallabscheidung durch Neutralisationsfällung (Hydroxide) und Ausfällung eines Trimercaptotriazin-Komplexes (TMT) durchgeführt. Je nach Schwermetall liegen die ausgefällten Verbindungen mehr als Hydroxid oder als TMT-Komplex vor. Für die absolute Mengenermittlung ist es aufgrund der kleinen Menge

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achterbosch, Richers.

an Schwermetallen unerheblich, ob diese als Hydroxide oder als TMT-Schwermetallkomplexe vorliegen. Aus diesem Grund wird für die Berechnung der gesamt anfallenden Reststoffmengen nur mit Hydroxiden gerechnet.

Weiterhin mußten für die Modellrechnungen folgenden Annahmen getroffen werden:

- Die eingesetzten Neutralisationsmittel sind NaOH und $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Der stöchiometrischer Faktor für den Neutralisationsmitteleinsatz ist 1,3, d. h. es wurde vereinfacht für NaOH und $\text{Ca}(\text{OH})_2$ jeweils ein Überschuss von 0,3 angenommen. Es wird davon ausgegangen, daß die überschüssigen Mengen an Neutralisationsmittel als gelöste Salze vorliegen.
- In der Anlage in Bamberg wird ein Teil des Abwasserstroms wieder in die ersten Wäscher zurückgeführt. Auf diese Weise kann Brunnenwasser zur Speisung der Wäscher gespart werden. Diese Rückführung wurde beim Modell für einen abwasserfreien Betrieb nicht berücksichtigt.
- Nach der Umsalzung liegt das Chlorid in Form von NaCl und restlichem CaCl_2 vor. Zur Abschätzung der Gesamtsalzfrachten einschließlich der Kationen Calcium und Natrium im Abwasser und im zu deponierenden Reststoff aus der Abwasserreinigungsanlage müssen die NaCl-Fracht und die CaCl_2 -Fracht aus der Umsalzung entsprechend aufgeteilt werden: Hierzu muß in bezug auf Chlorid das Verhältnis von Na/Ca im Ablauf zur Kanalisation und im zu deponierenden Reststoff aus der Abwasserbehandlung bekannt sein. Informationen hierzu liegen aber nicht vor. Vereinfachend wird für beide Pfade das gleiche Na/Ca-Verhältnis angenommen.

Aufgrund der vielen Daten mit zum Teil kleinen Zahlenwerten ergeben sich bei den Berechnungen bei den Nachkommastellen Verschiebungen.

3.2 Modellrechnung für die abwasserfreie Rauchgasreinigung

Wie in der Einführung kurz erläutert, erfordert der abwasserfreie Betrieb eine Eindampfung der entstehenden Salzlösungen (Absalzungen) der Rauchgaswäsche. Die Verdampfung erfolgt direkt nach dem Kessel oder nach einer Entstaubung des Rohgases in einem Sprühtrockner, der als zusätzliches Aggregat in die Rauchgasreinigungsstrecke eingebaut werden muß. Dem Sprühtrockner ist immer eine Entstaubung nachgeschaltet, da die Salze größtenteils staubförmig anfallen. Es ergibt sich demnach der in Abbildung 2 schematisch dargestellte Aufbau der Anlage:

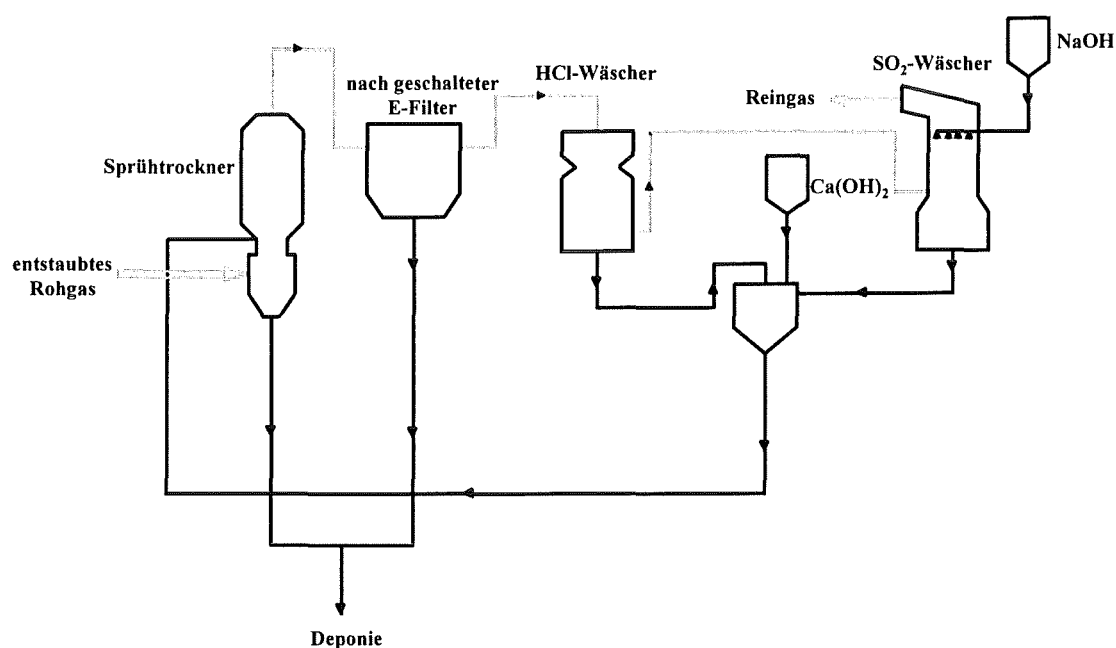


Abbildung 2: Modell (schematische Darstellung) einer angenommenen abwasserfreien Betriebsweise des MHKW Bamberg.

Die Rückstandsmengen in der abwasserfreien Konzeption sind durch die Frachten aus den HCl- und SO₂-Wäschern bestimmt. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß sich die verwendeten Frachtwerte auf eine Betriebsweise beziehen, bei der ein Teil des Abwasserstroms in die HCl-Wäscher rückgeführt wird. Der Summenwert der Frachten aus den HCl- und SO₂-Wäschern ist somit um den Frachtwert der Rückführung zu hoch. Diese Rückführung ist vor allem für die Berechnung der Chlorfracht von Bedeutung, wie den Angaben in Tabelle 4 entnommen werden kann. Die Daten für die Frachten in der Rückführung ergaben sich aus der Bilanzierung des Abwassers im MHKW Bamberg [Achternbosch 1996].

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Element	HCl-Wäscher	SO ₂ - Wäscher	Rückführung in HCl-Wäscher	Abzutrennende Fracht
	g/t Abf.	g/t Abf.	g/t Abf.	g/t Abf.
Cl	4634	488,7	890	4232,7
S	155,2	1110	30	1235,2
F	54,2	35,4	10	79,6
Hg	1,45	0,094	0,004	1,540
Cd	0,124	0,046	0,001	0,169
Cu	1,32	0,099	n. b.	1,419
Ni	0,947	0,01	n. b.	0,957
Cr	0,265	0,005	n. b.	0,270
Zn	8,11	0,952	n. b.	9,062
Pb	2,84	0,194	0,03	3,004
As	0,011	0,001	0,002	0,019
Tl	0,105	0,026	n. b.	0,131
V	0,021	0,005	n. b.	0,026
Sn	0,147	0,062	n. b.	0,209
Co	0,021	0,005	n. b.	0,026
Sb	0,0273	0,0002	n. b.	0,0275
Te	0,021	0,052	n. b.	0,073
Se	0,609	0,022	n. b.	0,631
Mn	0,036	0,008	n. b.	0,044
Pt	0,042	0,014	n. b.	0,056
Pd	0,021	0,005	n. b.	0,026

Tabelle 4: Frachtwerte in den Wäschern und in der Abwasserrückführung sowie die pro Tonne Abfall in der abwasserfreien Rauchgaswäsche abzutrennenden Schadstofffrachten.
n.b.: nicht berechnet.

Zur Abschätzung der Rückstandsmengen bei der Verdampfung wird in diesem Modell das Chlorid als Calciumchlorid und der Schwefel als Natriumsulfat gerechnet. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß ein Calciumhydroxid-Molekül zwei "saure" Chlorid-Ionen neutralisiert. Alle Schwermetalle werden als Hydroxide gerechnet, obgleich ein Teil der Schwermetalle (hauptsächlich das Quecksilber) als Trimercaptotriazin-Komplex vorliegt, da zur Schwermetallabscheidung eine 15%ige Lösung von Trimercaptotriazin (TMT-15) eingesetzt wird. Die Berechnung der Schwermetalle als Hydroxide bzw. als TMT-Komplexe ist aber ohne Bedeutung, da der Anteil der Schwermetalle an der abzutrennenden Gesamtfracht sehr klein ist. Die Einzelwerte für die Frachten bzw. der resultierende Summenwert sind in Tabelle 5 aufgelistet.

Element	Fracht	Molmasse	berechnet als	Molmasse	
	g/t Abf.	g/mol		g/mol	g/t Abf.
Cl	4232,7	35,45	½ CaCl ₂	110,99	6626,06
S	1235,2	32,06	Na ₂ SO ₄	142,04	5472,48
F	79,6	19	F	19	79,60
Hg	1,540	200,59	HgO	216,59	1,67
Cd	0,169	112,14	Cd(OH) ₂	146,42	0,22
Cu	1,419	63,55	Cu(OH) ₂	97,56	2,18
Ni	0,957	58,69	Ni(OH) ₂	92,7	1,51
Cr	0,270	52	Cr(OH) ₃	103,02	0,53
Zn	9,062	65,38	Zn(OH) ₂	99,39	13,78
Pb	3,004	207,2	Pb(OH) ₂	241,21	3,50
As	0,019	74,92	AsO ₄	138,92	0,04
Tl	0,131	204,38	TlOH	221,39	0,14
V	0,026	50,94	VO ₄	114,94	0,06
Sn	0,209	118,69	Sn(OH) ₂	152,7	0,27
Co	0,026	58,93	Co(OH) ₂	92,95	0,04
Sb	0,0275	121,75	SbO(OH)	154,76	0,03
Te	0,073	127,6	TeO ₃	175,6	0,10
Se	0,631	78,96	SeO ₃	126,96	1,01
Mn	0,044	54,94	MnO(OH) ₂	104,95	0,08
Pt	0,056	195,08	Pt(OH) ₂	229,09	0,07
Pd	0,026	106,42	Pd(OH) ₂	140,43	0,03
Summe:					12203

Tabelle 5: Element- und Salzfrachten für die Berechnung der Reststoffmenge im abwasserfreien Verfahren.

Danach ergibt sich für den trockenen Rückstand ohne Berücksichtigung des überschüssigen Neutralisationsmittels bzw. des Kristallwassers des Gipses ein Wert von ca. 12200 g/t_A. Der Anteil der Schwermetallhydroxide beträgt im Vergleich dazu nur ca. 25,3 g/t_A.

Die zu neutralisierende (saure) Fracht an Chlor beträgt 4232,7 g/t_A (119,4 mol/t_A) und an Schwefel 1235,2 g/t_A (38,53 mol/t_A). Unter Berücksichtigung eines stöchiometrischen Faktors von 1,3 für die Neutralisierung ergibt sich für den Neutralisationsmittel-einsatz ein Ca(OH)₂- bzw. NaOH-Verbrauch von 5750 g/t_A bzw. 4007 g/t_A. Der Neutralisationsmitteleinsatz (trocken) beträgt damit 9757 g/t_A.

In Tabelle 5 ist für die Berechnung der Rückstandsmengen der Schwefel als Natriumsulfat (Na₂SO₄) gerechnet. Nach der Umsalzung liegt der Schwefel allerdings als Gips

($\text{CaSO}_4 \times 2 \text{H}_2\text{O}$) vor, so daß in der Mengenermittlung noch das Hydratwasser des Gipses berücksichtigt werden muß. In Tabelle 6 sind neben der Salzmenge auch die Mengen an überschüssigen Neutralisationsmittel und an Hydratwasser aufgeführt:

Gesamtmenge:		g/t Abfall
Überschuß	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	1327
Überschuß	NaOH	925
	Salze	12203
	H_2O in $\text{Ca}_2\text{SO}_4 \times 2 \text{H}_2\text{O}$ (Gips)	1387
Summe:		15842

Tabelle 6: Berechnung der Reststoffmengen beim abwasserfreien Verfahren.

Somit ergibt sich in der Modellrechnung für die im abwasserfreien Verfahren zu deponierende Rückstandsmenge aus der "nassen" Rauchgasreinigung einen Wert von 15,8 kg/t_A.

3.3 Die abwassererzeugende Rauchgasreinigung

Der abwassererzeugende Betrieb der Rauchgasreinigungsanlage ist in Abbildung 1 (s. o.) schematisch dargestellt. Zusätzlich werden an dieser Stelle die Volumenströme der Abwässer dargestellt.

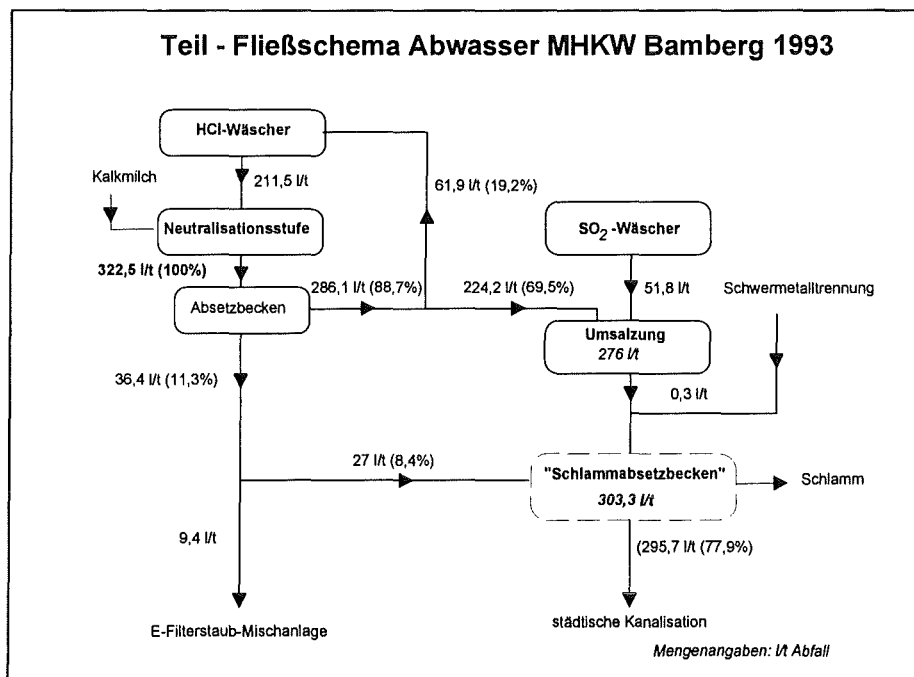


Abbildung 3: Anfallende Abwassermengen bezogen auf 1 t Abfall in der Rauchgasreinigungsstraße des MHKW Bamberg.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

In der Abwasserbehandlungsanlage werden in der Neutralisationsstufe die Absalzungen ($211,5 \text{ l/t}_A$) der HCl-Wäscher mit Kalkmilch neutralisiert. Es entsteht gut lösliches Calciumchlorid. Dabei wird Kalkmilch im Überschuß eingesetzt, so daß ein Teil der Schwermetalle bei diesen basischen Bedingungen als Hydroxide ausfällt. Zudem fällt in der Neutralisationsstufe etwa 20 % des Schwefels aus den HCl-Wäschern als Gips aus.

Die eigentliche Schwermetallabtrennung erfolgt durch Zugabe des Fällungsmittels TMT-15. Der durch das Absetzbecken laufende Volumenstrom beträgt $322,5 \text{ l/t}_A$. Nach dem Absetzen der Niederschläge verlassen $286,1 \text{ l/t}_A$ calciumchloridhaltiges Klarwasser das Absetzbecken, wovon der größte Teil ($224,2 \text{ l/t}_A$) in die Umsalzungsstufe" eingeleitet werden. Dort wird die Na_2SO_4 -haltige Waschflüssigkeit ($51,8 \text{ l/t}_A$) aus den SO_2 -Wäschern zugeführt. Das leicht lösliche Natriumsulfat (Na_2SO_4) wird in das schwerlösliche Calciumsulfat (CaSO_4) umgewandelt.

Der kleinere Teil des Klarwassers aus dem Absetzbeckens der Neutralisationsstufe ($61,9 \text{ l/t}_A$) wird in die HCl-Wäscher zurückgeführt.

Nach der Kristallisationsstufe der Umsalzung erfolgt eine weitere Abwasserbehandlung mit TMT-15 zur Abscheidung der Schwermetalle. Der ausgefallene Gips wird dem Schlammabsetzbecken zugeleitet und der Schlamm anschließend in der Zentrifuge entwässert. Das Abwasser ($295,7 \text{ l/t}_A$) wird dann der städtischen Kanalisation zugeleitet.

Die Frachtwerte in Tabelle 4 gelten grundsätzlich auch für die Rechnung für den abwassererzeugenden Betrieb. Die Frachten teilen sich nun in einen Anteil im Ablauf zur Kanalisation und einen Anteil im zu deponierenden Reststoff der Abwasserbehandlung auf.

Wie in Abschnitt 3.1 schon dargestellt, wird in diesem Modell von einer Chlorfracht im Ablauf zur Kanalisation von 3250 g/t_A ausgegangen. Dieser Wert beruht auf einer Abschätzung für die mittlere Chlorfracht, da nur Minimal- und Maximalwerte für die Fracht im Ablauf vom Betreiber der Anlage zur Verfügung gestellt werden konnten. Mit der in Tabelle 4 aufgeführten Fracht für Chlor von $4232,7 \text{ g/t}_A$ ergibt sich durch Differenzbildung für die Fracht zur Deponie ein Wert von 983 g/t_A .

Für die Berechnung der Schwefelfracht im Ablauf zur Kanalisation wird eine Konzentration für Gips von $2,7 \text{ g/l}$ zugrunde gelegt, der bei der Bilanzierung der Anlage erhal-

ten wurde. Mit 295,7 l/t_A anfallendem Abwasser ergibt sich eine Gipsfracht von 798,4 g/t_A, so daß der Schwefelanteil 148,7 g/t_A beträgt. Die Schwefelfracht zur Deponie wird wiederum durch Differenzbildung mit dem Wert aus Tabelle 4 erhalten. Zur Deponie gelangen 1086,4 g/t_A Schwefel.

Die Schwermetallfrachten im Ablauf beziehen sich auf die Grenzwerte für die Frachten nach Anhang 47 der Abwasser-RahmenVwV. In der Praxis werden für die meisten Schwermetalle allerdings niedrigere Frachten erreicht. Somit befinden sich im Ablauf zur Kanalisation jeweils 0,015 g/t_A Quecksilber und Cadmium bzw. 0,030 g/t_A Blei. Zur Deponie gebracht werden 1,525 g/t_A Quecksilber, 0,154 g/t_A Cadmium und 2,97 g/t_A Blei. Auch diese Werte wurden durch Differenzbildung erhalten.

Die Gesamtfracht an Chlorid, die abzutrennen ist, beträgt 119,4 mol/t_A. Davon liegen nach der Umsalzung 77,06 mol/t_A als NaCl vor, während der restliche Teil des Chlorids (42,34 mol/t_A) als CaCl₂ (21,17 mol/t_A) verbleibt. Die Chloridfracht liegt somit in Form von Natriumchlorid (4503 g/t_A NaCl) und von Calciumchlorid (2349,7 g/t_A CaCl₂) vor. Zur Berechnung der Gesamtsalzfrachten im Ablauf zur Kanalisation bzw. im Reststoff aus der Abwasserbehandlung müssen die Chloridfrachten in eine NaCl-Fracht und eine CaCl₂-Fracht aufgeteilt werden.

Hierzu muß das Verhältnis von Na/Ca im Ablauf zur Kanalisation und im zu deponierenden Reststoff aus der Abwasserbehandlung bekannt sein. Vereinfachend wird angenommen, daß für beide Pfade das gleiche Verhältnis vorliegt. 76,8 % der Gesamtfracht Chlorid (119,4 mol/t_A) befinden sich im Ablauf zur Kanalisation (91,7 mol/t_A). Daraus folgt, daß 76,8 % des bei der Umsalzung entstandenen NaCl (77,06 mol/t_A) bzw. des CaCl₂-Rests (21,17 mol/t_A) sich im Ablauf zur Kanalisation befinden. Durch Differenzbildung können dann die Frachten im Reststoff aus der Abwasserbehandlung berechnet werden. Im Reststoff befinden sich damit 17,88 mol NaCl/t_A und 4,92 mol CaCl₂/t_A.

Desweiteren sind die überschüssigen Neutralisationsmittel auf die beiden Pfade aufzuteilen. Während angenommen werden kann, daß sich das überschüssige NaOH vollständig im Abwasser befindet, muß die Menge an Ca(OH)₂ aufgeteilt werden. Dabei wird die Menge an Ca(OH)₂ im Ablauf zur Kanalisation mit der Löslichkeit von Ca(OH)₂ in Wasser (ca. 1,2 g/l) bei Raumtemperatur abgeschätzt. Mit 295,7 l/t_A ergeben sich ca. 355 g Ca(OH)₂/t_A. Somit gelangen 972 g Ca(OH)₂/t_A in dem Neutralschlamm zur Deponie.

Die gesamten Frachten im Zulauf zur Kanalisation bzw. im zu deponierenden Reststoff sind in Tabelle 7 aufgeführt:

im Ablauf zur Kanalisation:		im Reststoff zur Deponie:	
g/t Abfall		g/t Abfall	
NaCl:	3457,9	NaCl:	1045,5
CaCl ₂ :	1804	CaCl ₂ :	545,5
CaSO ₄ × 2 H ₂ O:	798,4	CaSO ₄ × 2 H ₂ O:	5834
Ca(OH) ₂ :	355	Ca(OH) ₂ :	972
NaOH:	925	Schwermetallverbindungen/Rest:	104,9
Summe:	7340,1	Summe:	8502,7

Tabelle 7: Frachten im Zulauf zur Kanalisation bzw. im zu deponierenden Reststoff.

Insgesamt befinden sich im Ablauf zur Kanalisation nach dieser Modellrechnung 7340 g/t_A Salze, während ca. 8500 g/t_A als Reststoff zur Deponie gelangen.

3.4 Vergleich der Frachten in den Verfahren

In diesem Abschnitt werden die Frachten zum abwasserfreien bzw. abwassererzeugenden Betrieb, welche in den beiden vorherigen Abschnitten jeweils getrennt erläutert wurden, einander gegenübergestellt. In den folgenden Abbildungen werden die Stoffströme für verschiedene chemische Elemente (Chlor, Schwefel, Quecksilber, Cadmium und Blei) sowie die gesamten Salzfrachten in Form von Sankey-Diagrammen dargestellt:

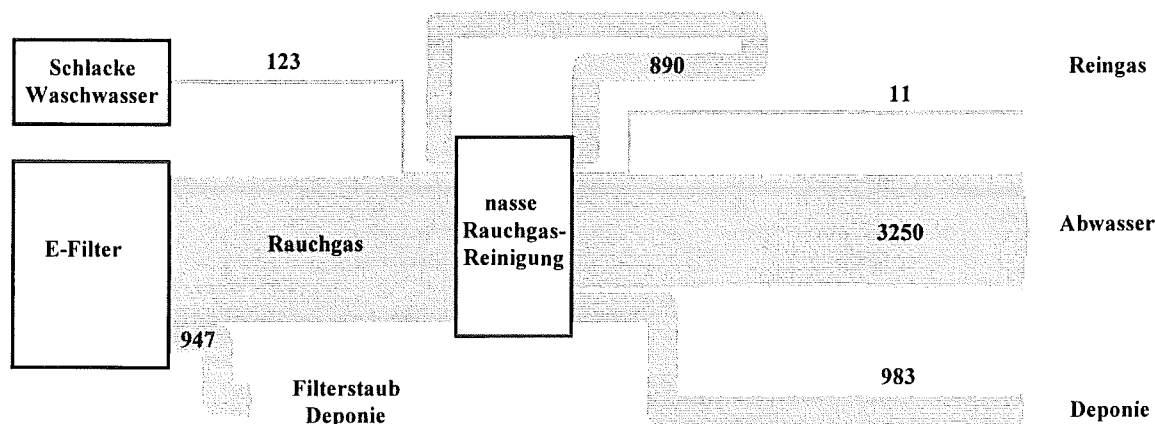


Abbildung 4: Chlorbilanz für die abwassererzeugende Anlage; Alle Angaben in g/t Abfall.

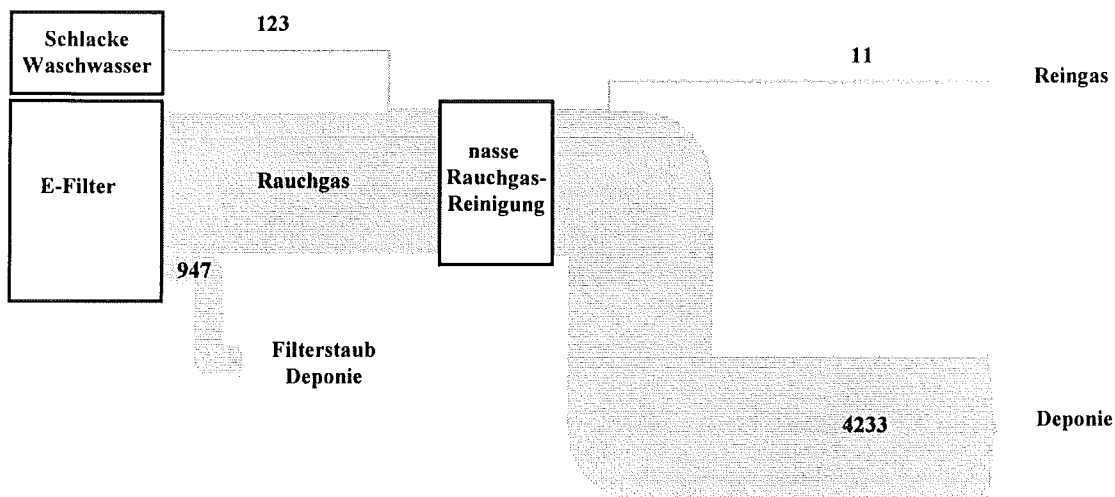


Abbildung 5: Chlorbilanz für die abwasserfreie Anlage; Alle Angaben in g/t Abfall.

Die Abbildungen 4 und 5 zeigen die Chlorbilanzen für die Modellrechnungen zu den abwassererzeugenden und abwasserfreien Verfahren. Danach unterscheiden sich die beiden Verfahren in der Chlorfracht, die deponiert werden muß, erheblich. Die weitaus größere Menge gelangt beim abwassererzeugenden Betrieb in das Abwasser. Von der

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

die Wäscher in gelöster Form passierenden Chloridfracht (4234 g/t_A) gelangen 3250 g/t_A in den Zulauf zur Kanalisation, während sich im zu deponierenden Reststoff der Abwasserbehandlung 983 g/t_A Chlorid befinden. Im Vergleich dazu gelangt im abwasserfreien Betrieb die gesamten 4234 g/t_A zur Deponie.

Wie aus den Abbildungen 6 und 7 ersichtlich, sind die Schwefelfrachten in den zu deponierenden Reststoffen der beiden Verfahren etwa gleich groß: Beim abwassererzeugenden Verfahren befinden sich 1086 g/t_A Schwefel im zu deponierenden Reststoff, während dies beim abwasserfreien Verfahren 1235 g/t_A sind. Im abwassererzeugenden Betrieb beträgt die Schwefelfracht im Abwasser, die in die Kanalisation gelangt, ca. 149 g/t_A .

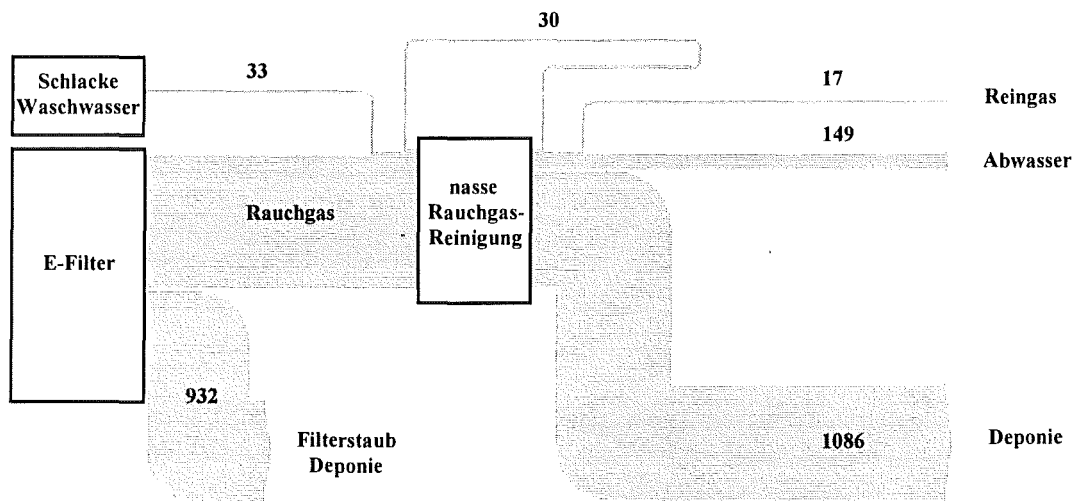


Abbildung 6: Schwefelbilanz für die abwassererzeugende Anlage; Alle Angaben in g/t_A .

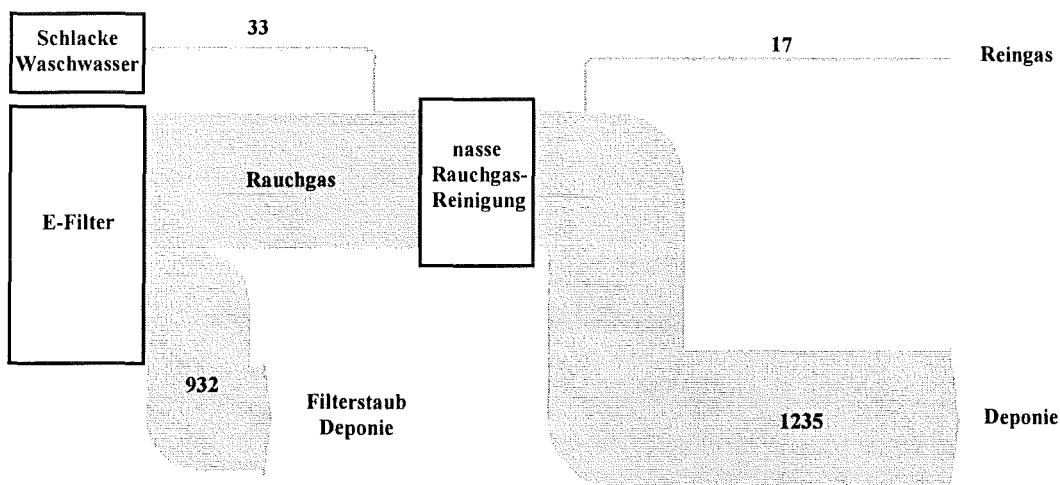


Abbildung 7: Schwefelbilanz für die abwasserfreie Anlage; Alle Angaben in g/t_A .

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achtembosch, Richers.

Wie in Abbildung 8 dargestellt; wird beim Quecksilber die Fracht, die in den wäßrigen Phasen der Wäscher gelöst ist, bis auf eine Restfracht von ca. 15 mg/t_A in der Abwasserbehandlung abgetrennt. Die abgeschiedene Fracht von 1,525 g/t_A bedeutet eine Abscheiderate von über 99 %. Im Vergleich dazu werden im abwasserfreien Verfahren 1,540 g/t_A deponiert (s. Abbildung 9).

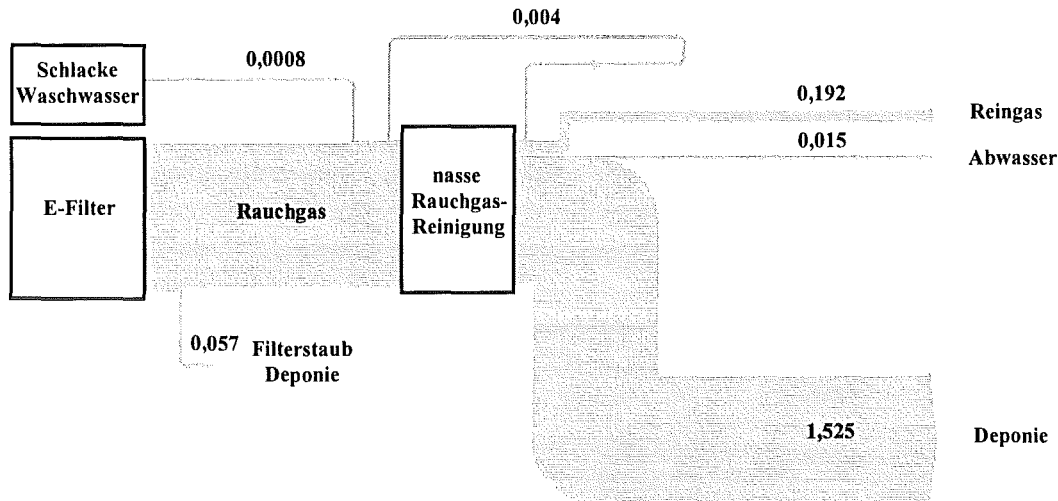


Abbildung 8: Quecksilberbilanz für die abwassererzeugende Anlage; Alle Angaben in g/t Abfall.

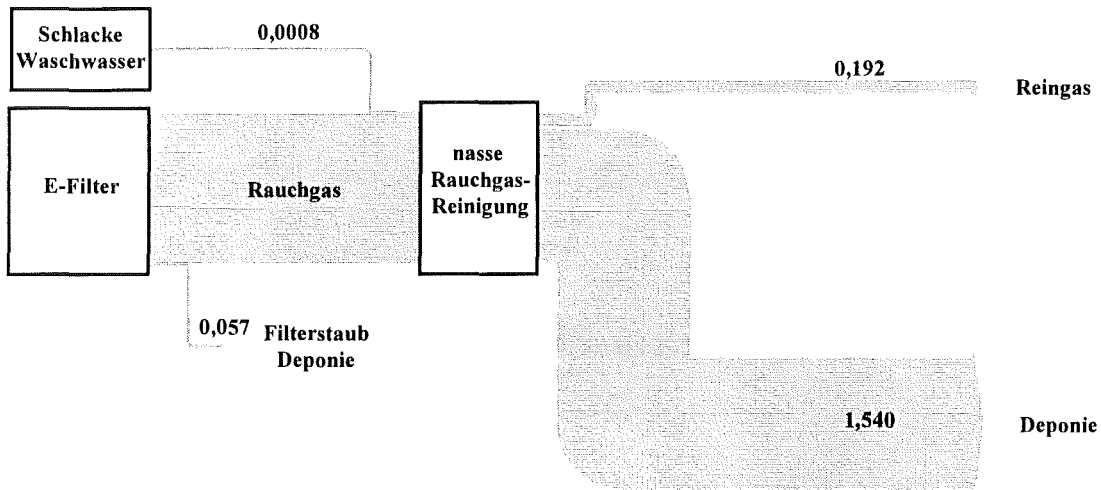


Abbildung 9: Quecksilberbilanz für die abwasserfreie Anlage; Alle Angaben in g/t Abfall.

Ähnliche Ergebnisse wurden für die Schwermetalle Cadmium und Blei erhalten: Die Abbildungen 10 bis 13 zeigen, daß auch von diesen Elementen nur geringe Mengen die Anlage mit dem Abwasser verlassen.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

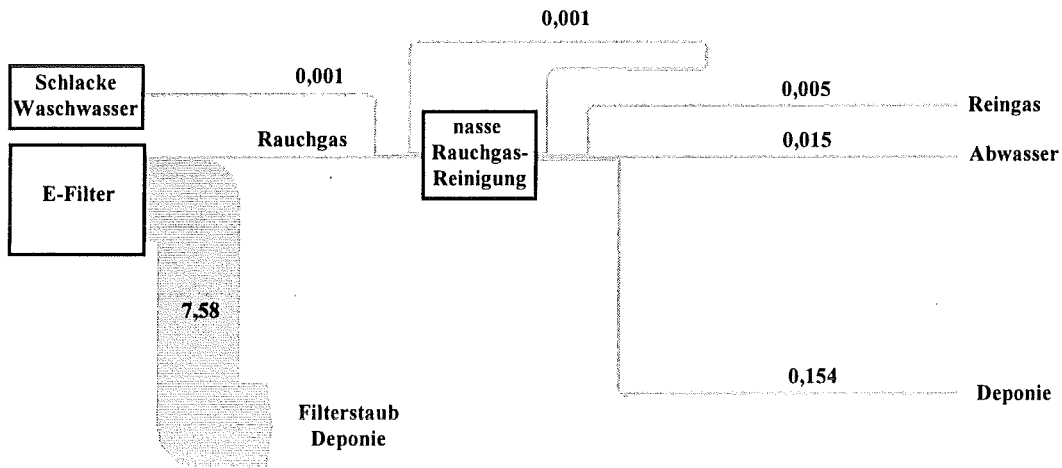


Abbildung 10: Cadmiumbilanz für die abwassererzeugende Anlage; Alle Angaben in g/t Abfall.

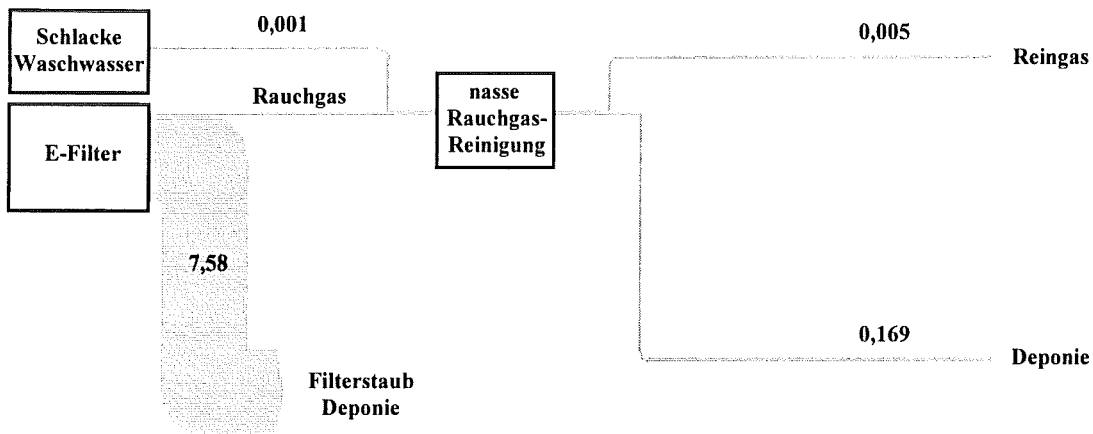


Abbildung 11: Cadmiumbilanz für die abwasserfreie Anlage; Alle Angaben in g/t Abfall.

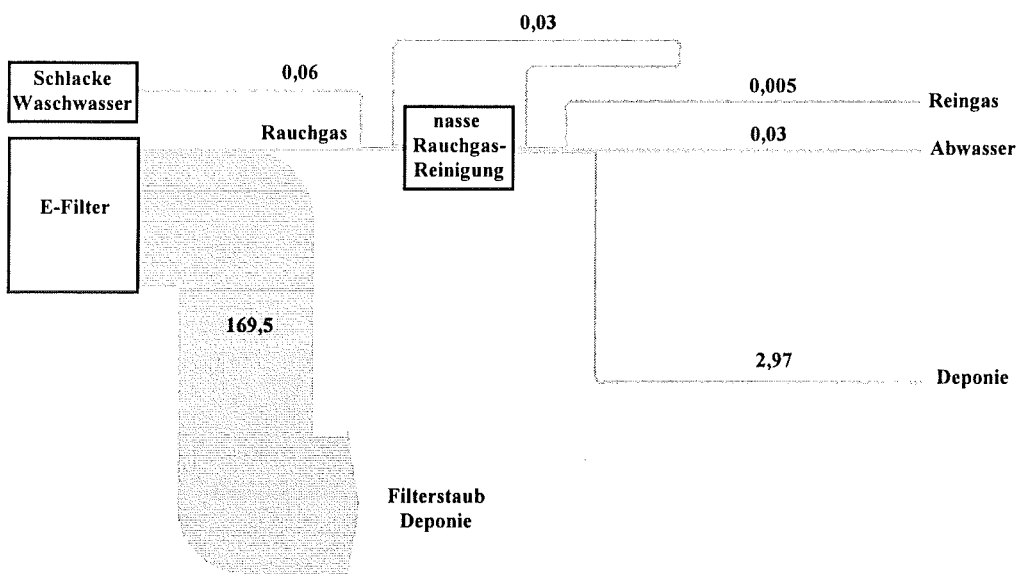


Abbildung 12: Bleibilanz für die abwassererzeugende Anlage; Alle Angaben in g/t Abfall.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

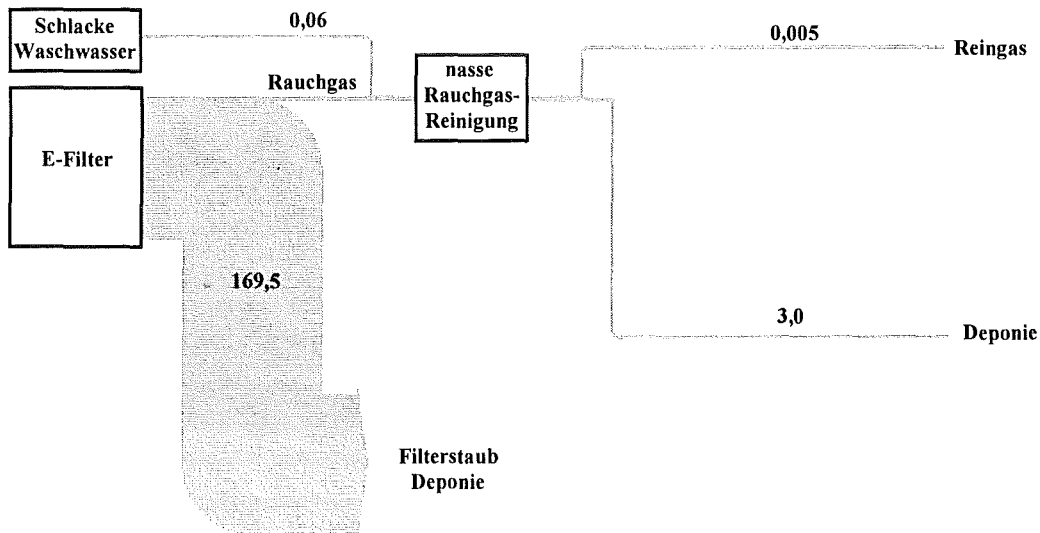


Abbildung 13: Bleibilanz für die abwasserfreie Anlage; Alle Angaben in g/t Abfall.

Die Stoffströme für die gesamten Salzfrachten sind in den Abbildungen 14 und 15 dargestellt. In den Abbildungen wurde vereinfachend darauf verzichtet, Angaben zur gesamten Fracht im Rauchgas vor der nassen Rauchgasreinigung, zur Fracht des Neutralisationswassers und zum Reingas anzugeben. Im Falle des abwassererzeugenden Verfahrens sind 8,5 kg/t_A Reststoffe aus der nassen Rauchgasreinigung zu deponieren, während 7,3 kg/t_A Salzfracht, gelöst in ca. 300 l Abwasser, in das kommunale Abwasser gelangen. Beim abwasserfreien Betrieb fallen dagegen 15,8 kg/t_A an Reststoffen an. Somit unterscheiden sich die zu deponierenden Reststoffmengen bei den abwassererzeugenden bzw. abwasserfreien Verfahren beträchtlich.

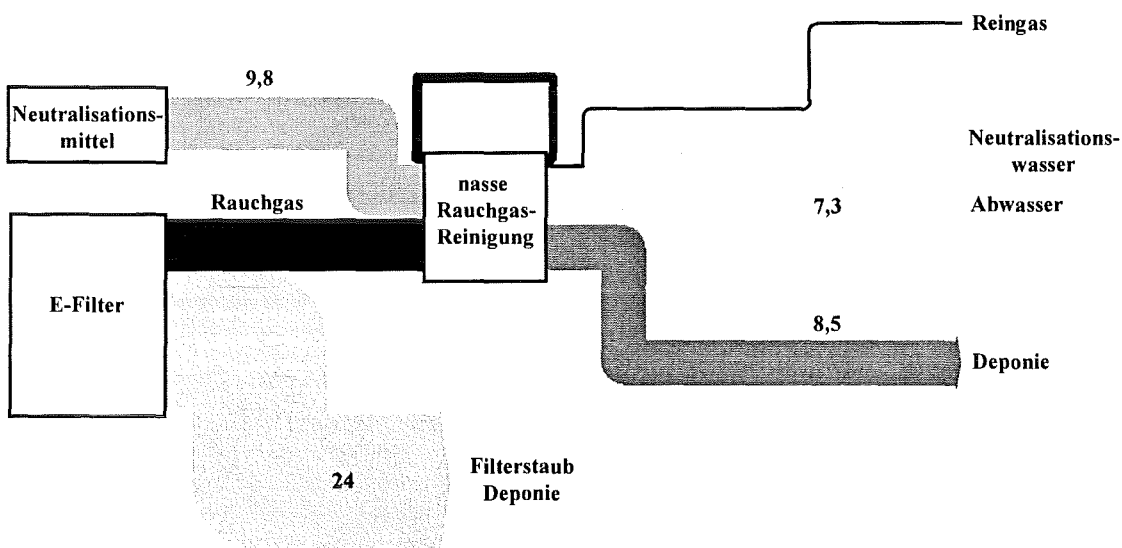


Abbildung 14: Salzbilanz; Abwassererzeugende Anlage; Alle Angaben in kg/t_A.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

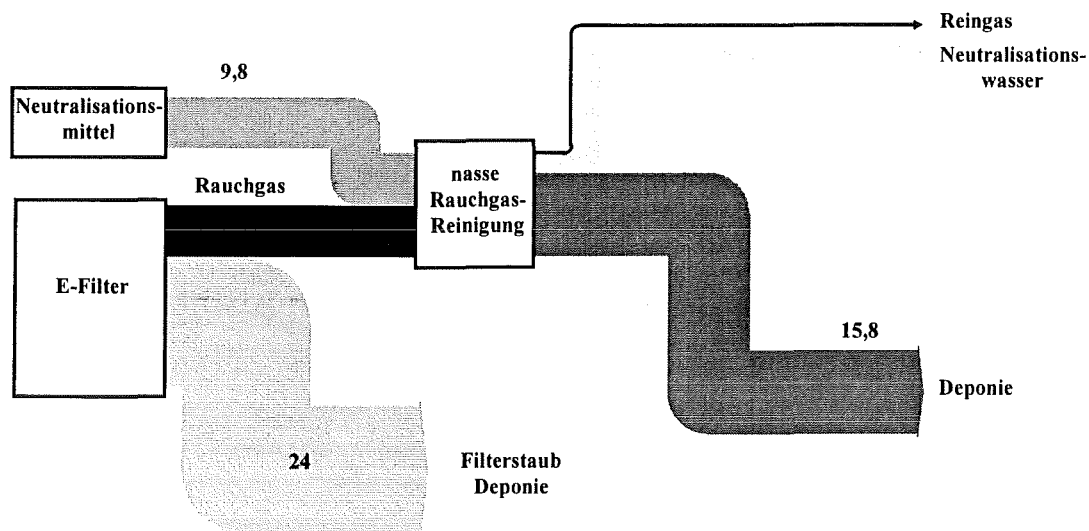


Abbildung 15: Salzbilanz; Abwasserfreie Anlage; Alle Angaben in kg/t_A.

Die Zusammensetzungen der Salzfrachten nach den Modellen für das abwassererzeugende bzw. abwasserfreie Verfahren sind in den folgenden Tabellen dargestellt:

	Reststoff im abwassererzeugenden Verfahren		Reststoff im abwasserfreien Verfahren	
	g/t Abfall	Prozent	g/t Abfall	Prozent
Chlorid	982,7	11,6 %	4233	26,7 %
Sulfat	3255,5	38,3 %	3701	23,4 %
Calcium	2081,1	24,5 %	3111	19,6 %
Natrium	411,3	4,8 %	2303	14,5
Hydroxid	446,1	5,2 %	1003	6,3 %
Hydrat-Wasser	1220	14,4 %	1387	8,8 %
Schwermetallhydroxide*	> 22,8**	ca. 0,2 %	25,3	0,1 %
Rest.	80,7	0,9 %	79,6	0,6 %
Summe:	ca. 8500	100 %	ca. 15800	100 %

Tabelle 8: Zusammensetzung der Reststoffe aus der Abwasserbehandlung nach dem Modell für das abwassererzeugende und abwasserfreie Verfahren.

*: aufgrund der geringen Mengen an der Gesamtreststoffmenge vereinfachend als Hydroxide/Oxide gerechnet; **: auf eine Abscheiderate von 90 % bezogen.

	g/t Abfall	Prozent
Chlorid	3250	44,3 %
Sulfat	445,4	6,0 %
Calcium	1891,8	14,0 %
Natrium	1029,3	25,8 %
Hydroxid	555,8	7,6 %
Hydrat-Wasser	166,9	2,3 %
Schwermetallhydroxide*	< 2,5	-
Summe:	ca. 7300	100 %

Tabelle 9: Zusammensetzung der Inhaltsstoffe im Abwasser im Zulauf zur Kanalisation nach dem Modell für das abwassererzeugende Verfahren.

*: aufgrund der geringen Mengen an der Gesamtreststoffmenge vereinfachend als Hydroxide gerechnet.

Danach fällt im abwasserfreien Verfahren eine fast doppelt so große Menge zu deponierender Reststoffe an wie im abwassererzeugenden Verfahren. Im Reststoff aus dem abwasserfreien Verfahren hat das Chlorid mit ca. 27 % den größten Anteil. Sulfat ist zu ca. 23 % enthalten. Dagegen beträgt der Anteil von Chlorid im Reststoff aus dem abwassererzeugenden Betrieb ca. 12 %, während das Sulfat mit ca. 38 % den größten Anteil hat. Die Schwermetallfrachten in den Reststoffen sind in beiden Verfahren etwa gleich groß.

Beim abwassererzeugenden Verfahren stellt die einzuleitende Salzfracht praktisch die Hälfte der gesamt anfallenden Salzfracht aus der nassen Rauchgasreinigung dar. Das Chlorid hat in der einzuleitenden Salzfracht den größten Anteil mit ca. 44 %. Der Schwermetallanteil beträgt weniger als 0,3 %.

4 Gesetzliche Anforderungen zu den Reststoffen und zu den Abwässern aus der Müllverbrennung

In diesem Abschnitt werden die gesetzlichen Regelungen erläutert, die die Reststoffe und Abwässer aus der Abfallverbrennung von Hausmüllverbrennungsanlagen betreffen. Dabei werden insbesondere die Auswirkungen dieser Regelungen auf die abwassererzeugende oder abwasserfreie Betriebsweise untersucht.

Das **Gesetz zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG)** vom 27.09.94 ersetzt den Begriff "Reststoff" durch den Begriff "Abfall". Nach §4 Abs. 1 sind Abfälle *in erster Linie* zu vermeiden, insbesondere durch die Verminderung ihrer Menge und Schädlichkeit. In zweiter Linie sind Abfälle stofflich zu verwerten *oder* zur Gewinnung von Energie zu nutzen. Diese Forderungen gelten nach §5 unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Kriterien. Die Vorschriften gelten nach §2 Abs. 6 nicht für Stoffe, sobald diese in Gewässer oder Abwasserbehandlungsanlagen eingeleitet oder eingebracht werden.

Durch Rechtsverordnungen können nach §7 Abs. 2 Anforderungen an die Getrennthaltung, Beförderung und Lagerung von Abfällen festgelegt werden. Während - wie bisher - die bergbauspezifischen Abfälle nicht dem **KrW-/AbfG** unterliegen, ist die Ablagerung von Flugaschen, oder REA-Gips, die gemäß §3 Abs.3 Nr. 1 Abfälle sind, in stillgelegten Bergwerken dem Abfallrecht unterworfen. Die Verwendung von Kraftwerksabfällen, REA-Gips und sonstigen Abfällen aus bergtechnischen oder bergsicherheitlichen Gründen in Bergwerken oder zur Wiedernutzbarmachung ist als eine Möglichkeit der Abfallverwertung nach §7 Abs.2 KrW-/AbfG grundsätzlich anerkannt [Wiedemann 1996 b].

Eine Rechtsverordnung auf der Grundlage von §7 Abs. 2 kann die stofflichen Anforderungen an den Einsatz von Kraftwerksabfällen, Gips aus REA und sonstige Abfälle in Bergwerken festlegen.

Das KrW-/AbfG bewirkt auch beim **Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG)** eine Änderung: Der Begriff "Reststoff" wird auch hier durch "Abfall" ersetzt. Das BImSchG gibt nur bei den Pflichten der Betreiber von genehmigungsbedürftigen Anlagen in §5 allgemeingehalten einen Hinweis auf die Entsorgung von Abfällen.

Genehmigungsbedürftige Anlagen sind danach so zu betreiben, daß

- schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft nicht hervorgerufen werden können,
- Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen getroffen wird, insbesondere durch den Stand der Technik entsprechende Maßnahmen zur Luftreinhaltung,
- Reststoffe vermieden werden, es sei denn, sie werden ordnungsgemäß und schadlos verwertet oder, soweit Vermeidung und Verwertung technisch nicht möglich oder zumutbar sind, als Abfälle ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit beseitigt.

Die "**Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe**" (17. BImSchV) enthält Vorschriften für den Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen. Die Verordnung enthält für die bei der Verbrennung anfallenden Reststoffe keine konkreten Vorgaben. Sie gibt nach §7 nur allgemeine Anforderungen hinsichtlich Beseitigung der Abfälle:

1. Schlacken, Filter- und Kesselstäube sowie Reaktionsprodukte und sonstige Reststoffe der Abgasbehandlung sind *zu vermeiden* oder *ordnungsgemäß und schadlos zu verwerten*. Soweit Vermeidung und Verwertung technisch nicht möglich oder zumutbar ist, sind sie als Abfälle ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit zu beseitigen.
2. Filter- und Kesselstäube, die bei der Abgasreinigung sowie bei der Reinigung von Kesseln, Heizflächen und Abgaszügen anfallen, sind getrennt von anderen festen Reststoffen zu erfassen.
3. Soweit es zur Erfüllung der Pflichten nach Absatz 1 erforderlich ist, sind die Bestandteile an organischen und löslichen Stoffen in den Reststoffen zu vermindern.

Auch der "**Entwurf einer Verwaltungsvorschrift zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Reststoffen nach §5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG**" gibt keine weitergehenden Vorgaben für die Entsorgung von Abfällen. Im wesentlichen beschreibt der Entwurf nur allgemeine Anforderungen an die Vermeidung, Verwertung und Beseitigung.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Die "2. allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall)" betrifft in erster Linie die besonders überwachungsbedürftigen Abfälle, die im allgemeinen Sprachgebrauch als "Sonderabfälle" bezeichnet werden. Die TA Abfall enthält die Liste der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle mit allgemeinen Entsorgungshinweisen, sofern die Verwertungsprüfung negativ ist.

Schlacken, Aschen und Stäube aus der Verbrennung haben nach dem Katalog der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) den Gruppenschlüssel 313, der allerdings durch das Inkrafttreten des KrW-/AbfG durch die Nomenklatur des Europäischen Abfallkatalogs ersetzt wurde. Nach der Übergangsregelung gilt der bisherige LAGA-Katalog noch bis zum 31.12.1998. Die Abfallschlüssel für die Abfälle von Müllverbrennungsanlagen sind in Tabelle 10 aufgeführt:

Abfallschlüssel	Stoff	Entsorgungshinweis
313 09	Filterstäube aus Abfallverbrennungsanlagen	Hausmülldeponie dort allerdings nur in Sonderbereiche Monodeponie Sonderabfalldeponie
313 12	Feste Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen	Untertägige Deponie Monodeponie
954 01	Wasch und Prozesswasser; Herkunft: Rauchgasreinigung bei der Abfallbehandlung	Chemisch/Physikalische Behandlungsanlage

Tabelle 10: Besonders überwachungsbedürftige Abfälle aus Abfallverbrennungsanlagen und ihre Entsorgungshinweise.

Die festen Reaktionsprodukte aus der Rauchgasreinigung sind somit untertägig in einer Monodeponie abzulagern. Dabei hat die untertägige Ablagerung vollständig in Salzgestein zu erfolgen. Unter Monoablagerung wird die Ablagerung von aus einem definierten Produktions-, Abwasserbehandlungs-, Abfallbehandlungs-, Abgasreinigungs-Verfahren stammenden Reststoffen verstanden, die nach Art und Reaktionsverhalten vergleichbar sind. Die Reststoffe erfüllen nicht die Eluatkriterien für eine oberirdische Ablagerung, wonach z. B. der wasserlösliche Anteil $< 10 \%$, die Chlorid-Konzentration $\leq 10.000 \text{ mg/l}$ und die Sulfat-Konzentration $\leq 5.000 \text{ mg/l}$ sein muß. Auch für die Schwermetallgehalte gelten bestimmte Anforderungen.

Die TA **Siedlungsabfall** vom Mai 1993 ist auf Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Siedlungsabfällen ausgerichtet und hat auf die Entsorgung von Rauchgasreinigungsrückständen keinen Einfluß. Sie enthält insbesondere Vorgaben für die zu-

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

künftige Deponierung von Siedlungsabfällen. Aufgrund der Grenzwerte für den Glühverlust in Anhang B wird indirekt eine Abfallverbrennung gefordert.

Für das Einleiten von Abwässern in Fließgewässer gelten Anforderungen nach dem **Wasserhaushaltsgesetz**. Nach §7a Absatz 1 darf die Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser nur erteilt werden, wenn die Schadstofffracht des Abwassers den Anforderungen genügt, mindestens nach den **allgemein anerkannten Regeln der Technik**, wobei sich die Anforderungen auf die Verwaltungsvorschriften über Mindestanforderungen beziehen. **Gefährliche Stoffe** müssen die Anforderungen nach den allgemeinen Verwaltungsvorschriften dem **Stand der Technik** entsprechen. Dabei werden durch Rechtsverordnungen die Herkunftsbereiche von Abwasser bestimmt. Durch den Absatz 3 wird sichergestellt, daß die Länder dafür Sorge tragen, daß auch **Indirekteinleiter** (Einleiter, die ihre Abwässer nicht direkt in Fließgewässer einleiten, sondern der kommunalen Kläranlage zuführen), die gefährliche Stoffe einleiten, die gleichen Maßnahmen zu ergreifen haben.

Die Anforderungen für das Einleiten von Abwässern sind in der **Allgemeinen Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift** über die Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer und in weiteren speziellen Abwasserverwaltungsvorschriften für bestimmte Branchen festgelegt. Sie betreffen sowohl die maximalen Konzentrationswerte als auch die zulässigen Frachtwerte. Die Allgemeine Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift gilt im Prinzip nur für **Direkteinleiter**. Diese Anforderungen gelten aber nach §7 a Absatz 3 des Wasserhaushaltsgesetzes auch für Indirekteinleiter. Für die Hausmüllverbrennungsanlagen gelten die Bestimmungen nach Anhang 47, wonach Müllverbrennungsanlagen nur noch in Ausnahmefällen Abwasser aus der Rauchgasreinigung einleiten dürfen. Es gelten folgende Anforderungen:

	Fracht pro Tonne Abfall [mg/t]
Hg	15
Cd	15
Pb	30
Ni	150
Cu	150
Cr	150
Zn	300
S ²⁻	60

Tabelle 11: Anforderungen an das in Ausnahmefällen genehmigte Abwasser aus Hausmüllverbrennungsanlagen nach Anhang 47 Rahmen-AbwasserVwV.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

5 Zur Ablagerung von Rückständen aus der "nassen" Rauchgasreinigung

In Abschnitt 3.4 wurde dargelegt, daß bei der "nassen" Rauchgasreinigung Rückstände anfallen, die größtenteils aus sulfat- bzw. chloridhaltigen Salzen bestehen. Die Zusammensetzung des Salzgemisches hängt von der Verfahrenskonzeption ab: die Rückstände aus dem abwasserfreien Verfahren haben einen deutlich höheren Chloridgehalt, d. h. der leichtlösliche Anteil im Reststoff ist bei diesem Verfahren größer. Dagegen ist die Fracht an Schwermetallverbindungen, bezogen auf 18 ausgewählte Schwermetalle (Schwermetalle alleine: ca. 18 g/t_A) in den Rückständen beider Verfahren in erster Näherung gleich: sie beträgt ca. 20 g (als Hydroxide gerechnet), bezogen auf eine Tonne Abfall. Der Schwermetallgehalt in den Rückständen aus der "nassen" Rauchgasreinigung ist somit wesentlich geringer als der Gehalt in Filterstäuben.

Für die Beurteilung der Umweltrelevanz ist nicht nur der mengenmäßige Anteil der Schadstoffe ein Kriterium, sondern auch die Art, wie die Schadstoffe chemisch vorliegen: z. B. ist die Bindungsform in den unterschiedlichen Mineralphasen entscheidend für die Remobilisierung und Verfügbarkeit der Schadstoffe.

Die Schwermetalle liegen z. T. in mobilisierbarer Form (Hydroxide) vor, wenn sich das Säure/Base-Milieu ändert. Die vorliegenden schwefelhaltige Komplexverbindungen sind in der Regel schwerlöslich und abhängig von der Schwermetallverbindung mehr oder weniger säurestabil. Eine Oxidation der Verbindungen zu Sulfaten muß langfristig ausgeschlossen sein, da diese z. T. mobilisierbar sind. Der Kontakt mit Oxidationsmitteln ist zu vermeiden. Die Remobilisierung von Schwermetallen kann durch den Kalkgehalt (Basizität) des überschüssigen Neutralisationsmittels im Feststoff eingeschränkt bzw. verhindert werden. Überschüssiger Kalk erhält somit eine gewisse Pufferwirkung im Falle einer Kontamination mit sauren Wässern.

Eine stoffliche Verwertung bzw. eine Behandlungsmöglichkeit der Rückstände aus der "nassen" Rauchgasreinigung von MVAs existiert derzeit nicht, so daß eine Beseitigung des Salzgemisches unumgänglich ist. Eine Entsorgung erfolgt nach einer Beseitigungsverfahren gemäß Anhang II B des KrW-/AbfG, in dem es allerdings keine konkreten Entsorgungshinweise gibt. Derzeit gelten die Hinweise nach TA Abfall bzw. TA Siedlungsabfall. Die Rückstände sind danach bevorzugt in einer untertägigen Deponie abzulagern.

Dabei hat die untertägige Ablagerung nach dieser Technischen Anleitung so zu erfolgen, daß die Reststoffe vollständig in Salzgestein eingeschlossen sind und eine Lang-

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

zeitsicherheit und Nachsorgefreiheit gewährleistet ist. Soweit die Entsorgung in einer UTD stattfindet, ist eine umweltgerechte Entsorgung gewährleistet.

Im abwasserfreien Verfahren müssen nach unseren Berechnungen ca. 15,8 kg/t_A an Rückständen aus der nassen Rauchgasreinigung entsorgt werden, während dies im abwassererzeugenden Verfahren ca. 8,5 kg/t_A sind. Entsprechend fallen beim abwasserfreien Verfahren etwa doppelt so hohe Kosten für die Ablagerung an.

Seit einigen Jahren werden Filterstäube und Rückstände neben anderen Abfällen als Versatzmaterial (Hohlraumfüller) in stillgelegten Bergwerken eingesetzt. Die Entsorgungspreise sind z. T. wesentlich niedriger (1994 z. B. um 100 DM/t) als die teure Entsorgung in einer UTD (1994 z. B. bis zu 800 DM/t) [Anonym 1994, Wiedemann 1996 a]. Nach §7 Absatz 2 KrW-/AbfG wird der Einsatz von Kraftwerksabfällen, REA-Gips und anderen Abfällen in der Bergaufsicht unterstehenden Betrieben als eine Möglichkeit der Abfallverwertung grundsätzlich anerkannt. Bislang sind es beim Zulassungsverfahren Einzelfallentscheidungen der zuständigen Bergbehörden, die im Einvernehmen mit der Abfall- bzw. Wasserbehörde prüfen, ob die Rückstände einer Beseitigung oder einer Verwertung zugeführt werden. Es existieren derzeit keine einheitlichen stofflichen Kriterien als Abgrenzungsparameter. So wurden 1994 ca. 1,7 Mio. t bergbaufremde Reststoffe untertäglich eingebracht, wovon ca. 20 % besonders überwachungsbedürftige Abfälle waren [Jakobi 1997]. Der größte Teil davon waren möglicherweise Rauchgasreinigungsrückstände aus Kraftwerken [Wiedemann 1996 a].

Die Verwendung von Rauchgasreinigungsrückständen als Verfüll- bzw. Versatzmaterial ist umstritten, da Befürchtungen bestehen, daß die Einlagerung nicht in jedem Fall unter einheitlich strengen Auflagen (vollständiger Einschluß, Langzeitsicherheit, Nachsorgefreiheit) erfolgt und diese Abfälle der abfallwirtschaftlichen Aufsicht entzogen sind [Wiedemann 1996 a, 1996 b]. Eine nach dem KrW-/AbfG mögliche Rechtsverordnung ist derzeit nicht absehbar. Die Umweltministerkonferenz hat zwar die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall beauftragt, einheitliche Abgrenzungsparameter zu erarbeiten. Derzeit liegt jedoch nur ein Entwurf vor. Zukünftig dürfte die überwiegende Menge der Rauchgasreinigungsrückstände aus Abfallverbrennungsanlagen als Versatzmaterial im untertägigen Bergbau "verwertet" werden, da nach dem KrW-/AbfG die Verwertung Vorrang hat. Eine Verknappung der Hohlraumvolumina, vor allem von Kali- und Salzbergwerken, für die untertägige Deponierung der Abfälle scheint ausgeschlossen, da das offenstehende Hohlraumvolumen sehr groß ist und zudem jährlich große Hohlräume neu hinzukommen [UBA 1994].

6 Natürliche und anthropogene Salz- und Schwermetallgehalte in Grundwässern und Fließgewässern

In diesem Abschnitt werden die natürlichen und anthropogenen Salz- und Schwermetallgehalten in Grund- und Oberflächengewässer erläutert. Außerdem sollen die Frachten in den Abwässern aus MVAs mit den Frachten aus Haushalten im kommunalen Abwasser verglichen werden. Es werden bei den Salzen nur Chlorid und Sulfat und bei den Schwermetallen Quecksilber, Cadmium und Blei betrachtet. Anschließend wird das Einleiten von Abwässern von Müllverbrennungsanlagen näher diskutiert.

6.1 Natürliche Chlorid/Sulfatgehalte in Grundwässern und Fließgewässern

Der *Chloridgehalt* in natürlichen Wässern ist von der geochemischen Beschaffenheit des *lokalen* Gesteins, aber auch von großräumigen Einflüssen und der Kontaktzeit mit den Bodenschichten abhängig. Die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwassers durch das Gestein ist vor allem durch die Löslichkeit der Minerale in den Gesteinen bestimmt. Quellen hierfür sind z. B. für das Chlorid z. B. Halit, Apatit und Silikate [LWA 1993]. Wie den Angaben in Tabelle 8 entnommen werden kann, erzeugen verschiedene geologische Beschaffenheiten unterschiedliche Chloridgehalte im Grundwasser.

	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
Kristallinwässer	3 - 30 mg/l	1 - 20 mg/l
Sandsteinwässer	5 - 20 mg/l	10 - 30 mg/l
Carbonatgesteinswässer	5 - 15 mg/l	5 - 50 mg/l
Gipssteinwässer	10 - 50 mg/l	bis 100 mg/l
Salzgesteinswässer	bis 1000 mg/l	bis 1000 mg/l

Tabelle 12: Konzentrationsbereiche von Chlorid und Sulfat in verschiedenen Grundwassertypen [Rump (1987), "Laborhandbuch für die Untersuchung von Abwasser und Boden"]

So findet man im Urgestein (Alpen) nur sehr geringe Chloridgehalte, während in der Nähe zu Meerküsten und zu Salzlagerstätten zum Teil hohe Chloridkonzentrationen gefunden werden. In Grundwässern der Norddeutschen Tiefebene kommen z. B. 250 mg/l ohne Salzlagerstätten oder Verunreinigungen vor; nach Höll [1986] findet man in Eschershausen ca. 1.000 mg/l Chlorid bedingt durch die Nähe zu Salzlagerstätten.

Auch die **Sulfatkonzentration** im Grund- bzw. Oberflächenwasser ist von geogenen Gegebenheiten abhängig (s. Tabelle 13). Je nach Gewinnungsgebiet von Trinkwasser können die darin enthaltenen Sulfatkonzentrationen unterschiedlich hoch sein. Sulfat kommt als Bestandteil des Gipses und des Anhydrits, durch Natrium- und Kalisalz-lagerstätten in das Grund- bzw. Oberflächenwasser. Weitere wichtige Sulfat-Quellen sind Bindemittel in Sedimentgesteinen, Feldspäte, das Glaubersalz, Bittersalz, Kieserit, Schwerspate und die Alaune.

Auch kommt es im sauerstoffhaltigen Milieu (Sulfurikation) zu Erhöhungen der Sulfatgehalte durch sulfidhaltige Substanzen wie Mineralien mit den Namensendungen -kies, -glanz und -blende. Daneben spielen Abbaureaktionen von organischen Substanzen eine Rolle. Schwefel ist im tierischen und pflanzlichen Gewebe enthalten. So sind Humus, Kohle, Bitumen und Öl schwefelhaltig. Dagegen überwiegen im sauerstoff- und nitratfreien Milieu reduzierende Bedingungen, so daß sich die Sulfatgehalte verringern (Desulfurikation).

Im Trinkwasser aus Nord- und Süddeutschland werden 20 - 50 mg/l SO_4 gemessen. In bestimmten Zonen von Niedersachsen und Hessen liegt der Sulfatgehalt deutlich höher. Es können Werte von 100 - 240 mg/l SO_4 auftreten. Nach Kobbe [1993] beträgt der mittlere Sulfatgehalt im Trinkwasser in Deutschland 60 mg/l.

6.2 Natürliche Schwermetallgehalte in Grundwässern und Fließgewässern

Schwermetalle sind natürliche Bestandteile von Mineralien und in vielen Fällen auch in organischen Substanzen enthalten. Die Löslichkeit der Schwermetalle wird von einer Reihe von Faktoren wie z. B. Redoxpotential und pH-Wert beeinflusst. Folglich sind in sauren und sauerstoffarmen Gewässern mehr Schwermetalle vorzufinden als in weniger sauren und sauerstoffreichen Gewässern. Durch die Bioakkumulation bei der Mineralisation von organischer Substanz kommt es zu einer natürlichen Anreicherung von Schwermetallen in Humusböden und im Sickerwasser.

Quecksilber kommt in der Natur als Element, als anorganische oder als organische Verbindung vor, allerdings in geringen Konzentrationen. Als Element findet es sich in Form von Tröpfchen im Gestein. Durch vulkanische Tätigkeit (schätzungsweise 40.000 t/a) und durch Verwitterung von Mineralien werden Hg-Tröpfchen freigesetzt. Aufgrund seines hohen Dampfdruckes gelangt dieses Quecksilber dann in elementarer Form in die Atmosphäre [GWÜP 1994].

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Mineralisch ist es als Sulfid Bestandteil in Zinnabarit und Zinnober enthalten. Der mittlere Hg-Gehalt in der Erdkruste liegt zwischen 0,02 - 0,08 mg/kg. In Tonschiefer werden bis zu > 0,4 mg/kg Hg gefunden. Höhere Konzentrationen treten in Gesteinen auf, die Zinnober oder quecksilberhaltige Erze enthalten.

Quecksilber weist eine hohe Affinität zu organischer Substanz auf. Es kommt daher zur Akkumulation in den organischen Schichten von Böden. Auch Oxide und Tonmineralien zeigen ein Adsorptionsvermögen für Quecksilber. Die organischen Quecksilberverbindungen sind in der Regel weitaus giftiger als anorganische Verbindungen. Die Quecksilbergehalte in Grundwässern liegen meist zwischen 0,01 und 0,05 µg/l. [GWÜP 1994]. Im Regenwasser befinden sich nach der gleichen Quelle um 0,02 - 0,08 µg/l Hg. In nicht oder wenig belasteten Sedimenten findet man in der Regel 0,02 - 0,5 mg/kg Hg.

Cadmium kommt im wesentlichen als Bestandteil von Zinkmineralien wie Zinkblende und Bleierzen vor. Reine Cadmiumminerale wie z. B. Cadmiumblende, Ovatit und Monteponit sind selten. In der Erdkruste sind ca. 0,1 - 0,3 mg/kg enthalten. Durch Verwitterung von Mineralien gelangt es in die Gewässer, und es kommt zu Einträgen in die Sedimente. Der natürliche Gehalt in Böden beträgt ca. 0,2 mg/kg Cd. Geogen bedingt können je nach Standort auch höhere Werte auftreten. Kohle kann bis zu 2 mg/kg Cd und Öl bis zu 16 mg/kg Cd enthalten.

In den Gewässern gelten Werte unter 0,04 µg/l als natürlich [DzU 1992/1993]. Der natürliche Eintrag von Cadmium in die Atmosphäre aus natürlichen Quellen wird auf 400 - 800 t/a geschätzt. Durch Niederschläge gelangt dann ein Teil in Boden und Gewässer. In den Sedimenten unbelasteter Seen und Flüsse werden 0,04 - 0,8 mg/kg Cd gefunden. Eine Mobilisation aus Sedimenten ist vor allem durch Abnahme des pH-Wertes, durch organische Komplexbildner oder durch Redoxreaktionen gegeben.

Blei ist nahezu ein allgegenwärtiger Bestandteil der Erdkruste. Das wichtigste Mineral ist Bleiglanz (PbS), daneben haben Weißbleierz (PbCO₃), Gelbbleierz (PbMoO₄), Rotbleierz (PbCrO₄), Schellbleierz (PbWO₄) und Bleivitriol (PbSO₄) eine geringere Bedeutung. In Silikaten, Feldspäten und phosphathaltigen Mineralien kann es an Stelle von Kalium eingebaut sein. Der mittlere Gehalt in der Erdkruste beträgt ca. 16 mg/kg. Da Blei schon seit Jahrhunderten verwendet und somit emittiert wird, können für Blei keine gesicherten "natürlichen" Konzentrationen angegeben werden.

In Gesteinen und Sedimenten sowie Böden sind Konzentrationen im Bereich zwischen 10 und 20 mg/kg Pb anzusetzen. Die geringe Löslichkeit von Blei-Verbindungen verhindert in der Regel den Versickerungstransport von Bleiverbindungen in das Grundwasser. Für normales Grundwasser wird ein Wert von ca. 20 µg/l Pb angegeben [GWÜP 1994]. Der Konzentrationswert kann auch unter 1 µg/l liegen [Quentin 1988]. In der Nachbarschaft zu Erz- und Öllagerstätten werden allerdings höhere Werte aufgefunden, in Oberflächenwasser bis zu 10 µg/l [Merian 1984].

6.3 Anthropogene Chlorid/Sulfatfrachten in Grundwässern und Fließgewässern

Neben den natürlichen Salzgehalten gibt es anthropogene Einträge in Gewässer, die deutlich über den Einträgen aus natürlichen Quellen liegen. Darunter sind die Zuleitungen von *häuslichen Abwässern* und von *industriellen Abwässern* zu verstehen. Die häuslichen Abwässer sind im Gegensatz zu den industriellen Abwässern weit weniger beeinflussbar.

Im *häuslichen Abwasser* ist nach Koppe [1993] von einem *einwohnerspezifischen Chlorid-Abstoß* von 8,2 g/E·d auszugehen. Hinzu kommt das Küchenabwasser, dessen Zusammensetzung von Lebens- und Eßgewohnheiten abhängt. Schätzungsweise beträgt der Beitrag 2 g/E·d, in dem aber das Regenerierungssalz für die Geschirrspülmaschine nicht berücksichtigt ist. Andere Angaben setzen die *gesamte* Abwasserbelastung der Haushalte auf einen Wert von 13,7 g/E·d, in dem auch das Regenerierungssalz für die Geschirrspülmaschine (ca. 2,7 g/E·d) enthalten ist [Hamm 1987].

Koppe kommt auf einen Chloridgehalt im kommunalen Schmutzwasser von der Größenordnung von 80 - 90 mg/l. Die Werte sind allerdings auf einen einwohnerspezifischen Abwasserwert von 200 l/E·d bezogen. Mit hineingerechnet ist außerdem ein natürlicher Vorbelastungswert im Trinkwasser von ca. 35 mg/l.

Nach Angaben des Umweltbundesamtes beträgt der einwohnerspezifische Verbrauchswert an Wasser 144 l/E·d, wodurch sich der Konzentrationswert erhöht [DzU 1992/1993]. Der durch die Haushalte erzeugte Konzentrationswert liegt bei ca. 71 mg/l Chlorid.

Weitere wichtige Quellen für Chlorid *im kommunalen Abwasser* sind das Streusalz im Winter, die Regenerierungsmittel für Ionentauscher (z. B. Geschirrspüler in den Haushalten und Betrieben) sowie mancherorts das Schmutzwasser aus Gruben, und Lebensmittelbetriebe [Hübner 1995, RGB 1990].

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Nach Hübner liegt der Cl-Gehalt im reinen stoffwechselbedingten Fäkalabwasser bei ca. 50 - 85 mg/l, was gut mit den oben aufgeführten Angaben übereinstimmt. Der Mittelwert für das kommunale Abwasser wird auf 100 - 200 mg/l mit Maximalwerten von bis zu 10.000 mg/l angegeben [Hübner 1995].

	Wasserqualitätsnormen in der EG Leitzahl	Wasserqualitätsnormen in der EG Höchstzahl	Abwasser Mittelwert	Abwasser Maximalwert	Abwasser krit. Belebung
Cl ⁻	25 mg/l	-	100 - 200 mg/l	10000 mg/l	5000 mg/l
SO ₄ ²⁻	25 mg/l	250 mg/l	10 - 150 mg/l	10000 mg/l	-

Tabelle 13: Konzentrationstabelle für Chlorid und Sulfat im kommunalen Abwasser [Quelle: Hübner 1995].

Ein negativer Einfluß der Chloridgehalte auf die biologische Behandlung des Abwasser wurde bis 5.000 mg/l nicht beobachtet. Allerdings bewirken Konzentrationen über 2.000 mg/l Chlorid eine Umstellung der Biozöosen in den biologischen Stufen der Kläranlagen.

Im kommunalen Abwasser stammt das **Sulfat** zum Großteil aus Papierfabriken, Textilveredler und Wäschereien [Hübner 1995]. Weiter sind die **Schwefelfrachten** im Harn, Fäzes, Tensidschwefel und Küchenabfälle im häuslichen Abwasser zu berücksichtigen. Insgesamt schätzt Kobbe im häuslichen Schmutzwasser ca. 9,2 g/E·d Schwefel ab. Davon dürften ca. 8,2 g/E·d in Form von **Sulfat** anfallen. In diesem Wert ist eine Vorbelastung im Trinkwasser berücksichtigt, für die Koppe 4 g/E·d (20 mg/l) rechnet [Koppe 1993]. Insgesamt läßt sich mit den Angaben von Kobbe bezogen auf den einwohnerspezifischen Trinkwasserverbrauchswert von 144 l/E·d eine durchschnittliche Sulfatkonzentration im häuslichen Schmutzwasser von ca. 170 mg/l abschätzen, wovon ca. 87 mg/l in den Haushalten erzeugt werden dürfte.

In der biologischen Stufe der Kläranlage kann der Sulfatgehalt allerdings - abhängig davon, ob aerobe bzw. anaerobe Bedingungen vorliegen - etwas erhöht oder erniedrigt werden. In der Nachklärung findet man in vielen Kläranlagen derzeit meist eine leichte Erhöhung der Werte.

Die erhöhten **Chlorid-** und **Sulfatfrachten** der industriellen Abwässer stammen aus den Bereichen Bergbau, Kalisalzgewinnung und Betrieben mit Neutralisationsanlagen bzw. Rauchgaswäschen sowie Solebädern. Durch Rauchgasimmissionen, Niederschläge, Düngung und Fungizide kann zudem **Sulfat** in das Grundwasser gelangen. Bei nicht ausreichender Pufferung der Boden- und Wassersysteme resultiert dann z. T. eine

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Versauerung, wodurch eine Mobilisierung von z. B. Aluminium und Schwermetallen entstehen kann.

6.4 Anthropogene Schwermetallfrachten in Grund- und Fließgewässern

Ähnlich den anthropogenen Salzfrachten werden auch die Schwermetallfrachten hauptsächlich durch die *Industrie* und durch *Haushalte* verursacht. Berücksichtigt werden müssen im Prinzip auch *diffuse Einträge*, die durch Verkehr und metallische Niederschlagsableitsysteme wie z. B. Kupfer-, Zinkrinnen bzw. -rohre eingebracht werden. Die entsprechenden Mengen sind allerdings nur schwer zu bestimmen.

Die weitaus größten Schwermetalleinträge werden durch *industrielle Prozesse* hervorgerufen. *Quecksilber* wird z. B. in der chemischen Industrie (z. B. Elektrolyse), in der Elektro- und Regeltechnik (z. B. Kontaktmaterial, Mikrobatterien, Hg-Dampflampen etc.) und für die Herstellung von Barometern verwendet. Mit den Abfällen gelangt Quecksilber in Luft, Wasser und Boden.

Desgleichen kommen *Blei* und *Cadmium* durch prozeßbedingte Abfälle und Abwässer in die Umweltmedien. Blei wird für die Herstellung von Bleibatterien, Farben, Chemikalien, Legierungen und verschiedenen Werkstoffen (z. B. Lagermetalle) benötigt. Cadmium wird in Batterien (Ni/Cd, Ag/Cd) verwendet und wurde als Korrosionsschutz für Eisen und ähnliche Metalle, als Cd-Pigmente u. Cadmiumseifen eingesetzt. Auch setzt man Cadmium als Stabilisatoren in manchen PVC-Produkten und für Schmelzlegierungen ein.

Für einige ausgewählte Branchen sind z. B. die Anforderungen (Grenzwerte und gegebenenfalls Frachtbegrenzungen) der Abwasserverwaltungsvorschriften in der folgenden Tabelle 14 aufgeführt. Es ist ersichtlich, daß die aufgeführten Branchen für den gleichen Schadstoff z. T. unterschiedliche Grenz- und Frachtwerte einhalten müssen.

Anforderungen an das Abwasser			
	Branche:	Grenzwert	Fracht
Pb	Blei- und Zinkpigmente [*] :	-	0,04 kg/t
	Keramische Erzeugnisse [*] :	0,5 mg/l	-
	Batterienherstellung [*] :	0,5 mg/l	-
Cd	Galvanik [*] :	0,2 mg/l	-
	Nichteisenmetallherstellung ^{*,***} :	0,2 mg/l	3 g/t ^{****}
	Batterieherstellung [*] :	0,2 mg/l	-
Hg	Titandioxidpigmente [*] :	-	1,5 g/t
	Nichteisenmetallherstellung ^{*,***} :	0,05 mg/l	1 g/t
	Alkalichloridelektrolyse ^{**} :	0,3 mg/l	-
	Batterieherstellung [*] :	0,05 mg/l	-

Tabelle 14: Anforderungen an das einzuleitende Abwasser ausgewählter Industriebranchen.
^{*}: Nach Rahmen-AbwasserVwV; ^{**}: nach 42. AbwasserVwV; ^{***}: Außer der Herstellung von Aluminiumoxid, Aluminiumverhüttung - Gießen von Aluminium und Alu-Halbzeugherstellung;
^{****}: Bei einer Produktionskapazität an Blei, Kupfer, Zink und Nebenprodukten < 10 t/d darf diese Fracht nicht überschritten werden.

Das *kommunale Abwasser* setzt sich in der Regel aus den *Haushaltsabwässern* und - wenn vorhanden - den *Abwässern von industriellen Indirekteinleitern* zusammen. Typische gemessene Hg-Konzentrationen in Kläranlagen betragen nach Kobbe u. Quentin 0,01 - 1 µg/l Hg [Kobbe 1986, Quentin 1988]. In den biologischen Reinigungsstufen der Kläranlagen gehen diese Gehalte auf bis zu 10 % durch Einlagerung in den Klärschlamm zurück. Die verbleibenden Restgehalte verursachen nach Kobbe eine Erhöhung der Quecksilberkonzentrationen in den Gewässern um 0,01 - 0,05 µg/l. Quecksilber kann sich in den Sedimenten anreichern. In Flußsedimenten können Hg-Gehalte über 1 mg/kg bis zu 10 mg/kg auftreten.

Die Ermittlung repräsentativer Schwermetallgehalte in häuslichen Abwässern ist schwierig und mit erheblichen Unsicherheiten verbunden [Görtz 1996]. In der folgenden Tabelle sind die Metallgehalte in häuslichen Abwässern den Grenzwerten der Trinkwasser-Verordnung gegenübergestellt [Koppe 1993, Görtz 1996]:

	häusl. Schmutzwasser	Trinkwasser-Verordnung
Hg	0,5 - 2 µg/l	1 µg/l
Cd	1 - 5 µg/l	5 µg/l
Pb	20 - 100 µg/l	40 µg/l

Tabelle 15: Mittlere Konzentration verschiedener Schwermetalle im häuslichen Abwasser und Grenzwerte nach der Trinkwasser-Verordnung.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Es ist ersichtlich, daß *häusliches Abwasser* höhere Schwermetallgehalte aufweist als in der Regel "natürlich" in Grundwässern und Oberflächengewässern enthalten ist. Hauptquelle sind die entstehenden Reinigungswässer (Spül-, Putz-, Waschwässer etc.), während Ausscheidungen je nach Schwermetall nur zu 2 - 15 % beitragen.

Auch das *abfließende Niederschlagswasser* enthält höhere Gehalte an Schwermetallen. Die Angaben sind ähnlich schwierig wie die Gehalte in häuslichen Abwässern zu bestimmen und sind als Richtwerte aufzufassen. Für Quecksilber und Cadmium werden Konzentrationsbereiche von 1 - 5 µg/l bzw. 1 - 6 µg/l angegeben [Koppe 1993]. Für das Ruhrgebiet wurde nach Koppe eine Bleikonzentration von ca. 120 µg/l gemessen. Diese Größenordnungen für die Schwermetallkonzentrationen werden von Götz bestätigt, der für Quecksilber, Cadmium und Blei Gehalte von 1 µg/l, 2 µg/l bzw. 200 µg/l angibt.

Die mechanische-biologische Reinigung in Kläranlagen entfernen Schwermetallverbindungen in unterschiedlichen Eliminationsraten. Die eliminierten Mengenanteile können bis zu 90 % betragen [Koppe].

6.5 Belastung der Gewässer

In den Abschnitten 6.3 und 6.4 wurden die natürlichen und anthropogenen Einträge in die Gewässer durch Salze (Chlorid/Sulfat) und Schwermetalle erläutert, ohne die dadurch resultierenden Belastungen näher zu qualifizieren. In diesem Abschnitt werden für einzelne große Flüsse typische Konzentrationswerte und Belastungsstufen vorgestellt.

Für eine Auswahl von Fließgewässern in Deutschland sind in Abbildung 16 die *Chlorid*-Konzentrationen dargestellt [DzU 1992/1993]:

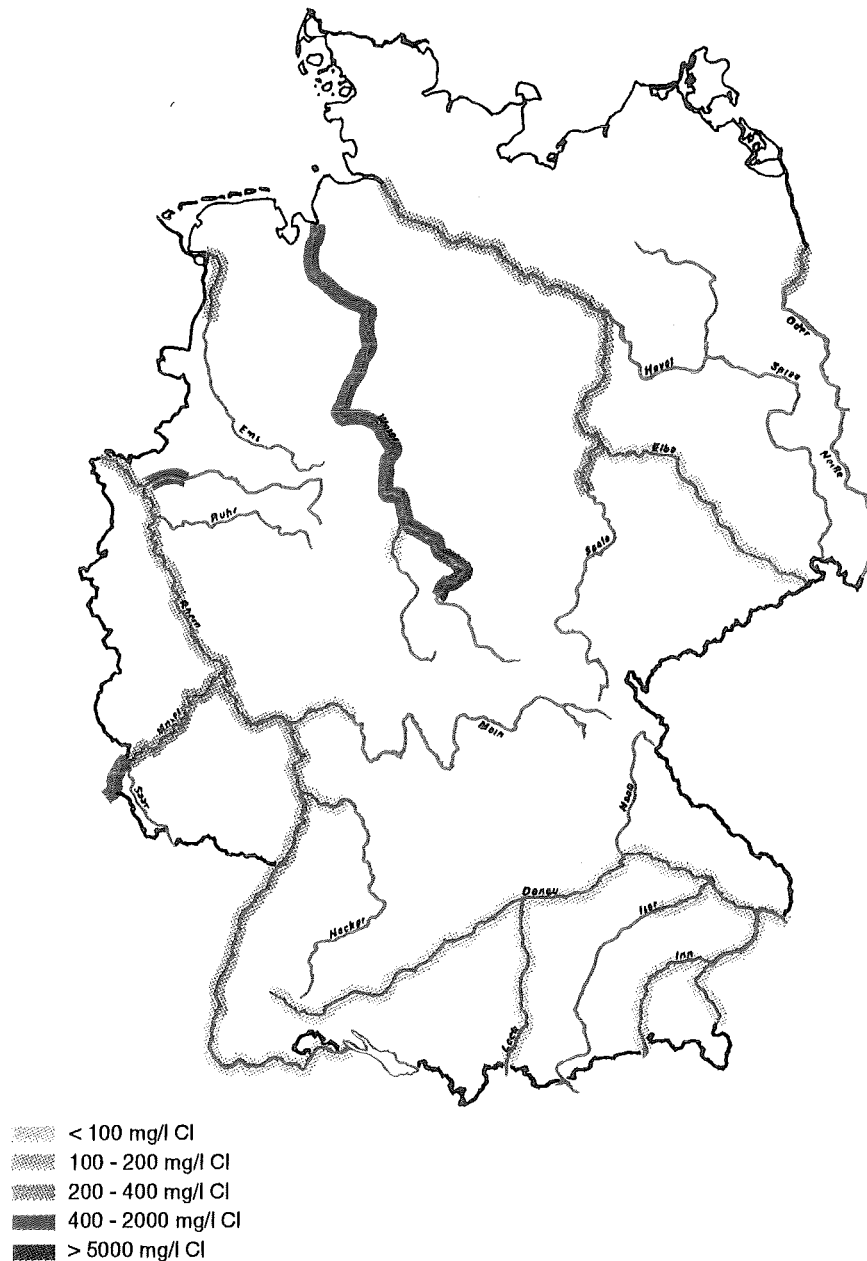


Abbildung 16: Chlorid-Konzentrationen (50-Perzentil-Werte) der Fließgewässer 1990 in Deutschland [DzU 1992/1993].

Vergleichbare Daten wie für Chlorid stehen den Autoren für Sulfat nicht zur Verfügung. Eine erhöhte Chloridfracht geht aber meist mit hohen Sulfatgehalten einher. Wie in der Abbildung 16 dargestellt, sind die Salzbelastungen in vielen Fließgewässern sehr hoch. Auch in den Grundwässern sind zum Teil anthropogene Einflüsse vorhanden.

Das Niedersächsische Landesamt für Wasser und Abfall (NLWA) teilt die Chloridbelastung in folgende Belastungsstufen ein:

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

	mg/l Cl	Belastung	Bemerkungen
Belastungsstufe 0	< 200	unbelastet bis sehr niedrig belastet	keine Auswirkungen auf wasserwirtschaftliche Nutzungen
Belastungsstufe 1	200 - 400	gering bis mäßig belastet	auch höherwertige wasserwirtschaftliche Nutzungen werden im allgemeinen kaum beeinträchtigt; Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft, empfindliche Organismen können beeinträchtigt werden
Belastungsstufe 2	400 - 2000	kritisch belastet	wasserwirtschaftliche Nutzung überwiegend eingeschränkt oder nicht möglich; deutlicher Rückgang der Artenzahl auch weniger empfindlicher Organismen; Auftreten salztoleranter Arten
Belastungsstufe 3	2000 - 5000	stark bis sehr stark belastet	indirekte wasserwirtschaftliche Schäden möglich Verarmung von aquatischen Lebensgemeinschaften bis hin zur Fischfauna; Massentwicklung salztoleranter Organismen
Belastungsstufe 4	> 5000	übermäßig belastet	umfangreiche wasserwirtschaftliche Schäden; mindestens teilweise biologische Verödung; kein Vorkommen von Süßwasserorganismen

Tabelle 16: Belastungsstufen für Chlorid in Fließgewässern nach der Einteilung des Niedersächsischen Landesamt für Wasser und Abfall (NLWA).

Nach dieser Einteilung des NWLA *scheint* bei Konzentrationen *unter 200 mg/l Chlorid keine Beeinträchtigung auf aquatische Lebensgemeinschaften* aufzutreten. So beträgt der Leitwert für Chlorid-Konzentrationen im Oberflächenwasser nach EG-Richtlinie 200 mg/l. Das gleiche gilt für den Richtwert der Chlorid-Konzentrationen im Oberflächenwasser nach dem Arbeitsblatt W 151 des Deutschen Vereins für Gas- und Wasserfachmänner (DVGW).

Die durch Direkteinleiter und kommunale Kläranlagen eingeleiteten Abwässer führen zu erhöhten Schwermetallfrachten in Fließgewässern. Für Quecksilber, Cadmium und Blei sind in Tabelle 17 für ausgewählte Fließgewässer die an LAWA-Meßstellen auftretenden minimalen und maximalen Konzentrationswerte für 1991 sowie die EG-Leitwerte für Oberflächengewässer aufgeführt.

	Minimale u. maximale örtlich auftretende Konzentrationenwerte für ausgewählte Fließgewässer in der BRD 1991		EG-A 3-Leitwert für Oberflächengewässer (75/440/EWG)
Pb	Rhein-Einzugsgebiet:	0,3 - 20,3 µg/l	50 µg/l
	Weser:	1,2 - 486 µg/l	
	Elbe:	1,0 - 90 µg/l	
Cd	Rhein-Einzugsgebiet:	< 0,1 - 0,5 µg/l	1 µg/l
	Weser:	< 0,3 - 49 µg/l	
	Elbe:	0,1 - 10 µg/l	
Hg	Rhein-Einzugsgebiet:	< 0,1 - 0,2 µg/l	1 µg/l
	Weser:	< 0,1 - 0,5 µg/l	
	Elbe:	< 0,1 - 1,1 µg/l	

Tabelle 17: Konzentrationsbereiche von Schwermetallen in ausgewählten Fließgewässern in Deutschland 1991 [Quelle: DzU 1992/1993]

Das Umweltbundesamt gibt für die anthropogen unbelasteten Gewässer und für die Belastungseinteilung von Gewässern folgende Konzentrationswerte an:

	unbelastet	Belastung		
		erhöht	hoch	sehr hoch
Quecksilber [µg/l]	0,005 - 0,02*	0,5	1	2
Cadmium [µg/l]	0,01 - 0,04*	0,5	1	2
Blei [µg/l]	0,5 - 4*	15	30	60

Tabelle 18: Einteilung der Gewässerbelastung durch Schwermetalle durch das Umweltbundesamtes [Quelle: DzU 1992/1993].

*: einschließlich Schwebeteil in der wäßrigen Phase.

Die aufgeführten Flüsse in Tabelle 17 waren 1991 danach alle anthropogen belastet. Der Quecksilbergehalt in Fließgewässern liegt in der Regel bei einem Wert um 0,1 µg/l und damit deutlich höher als in unbelasteten Flüssen. Cadmium trat in der Elbe erhöht, vereinzelt sogar sehr hoch auf. Die Schwermetallbelastung im Weser-Einzugsgebiet war 1991 vor allem durch die Werra sehr hoch. Wie der Vergleich mit den in der Tabelle 17 auch aufgeführten EG-Leitwerten für Oberflächengewässer zeigt, wurden mancherorts die Richt-Konzentrationen zeitweise überschritten.

Durch Flußeinträge und direkte Einträge gelangten aus Deutschland z. B. 1990 ca. 9 t/a Cadmium, ca. 11 t/a Quecksilber und ca. 250 t/a Blei in die Nordsee [DzU 1992/1993]. Dazu kamen die Zuführungen durch den Rhein, in dem die Niederlande zusammen mit

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

den Anliegerstaaten 10 t/a Cadmium, ca. 3- 4 t/a Quecksilber und ca. 350 t/a Blei einbrachten. Die Cadmiumfracht an der deutsch-niederländischen Grenze betrug z. B. ca. 5 t/a.

6.6 Wasserwirtschaftliche Nutzungen von Grundwässern und Fließgewässern

Die öffentliche Wasserversorgung wird überwiegend aus Grundwässern sichergestellt. Daneben gewinnt man *Trinkwasser* aus Quellwasser, Uferwasser, Seen/Talsperren und Flußwasser. Die Chlorid-Konzentration, bei der ein salzartiger Geschmack wahrnehmbar wird, hängt von den Kationen im Wasser ab. Bei natriumhaltigen Wässern nimmt man einen salzartigen Geschmack bei ca. 280 mg/l wahr. Dagegen bemerkt man bei calciumhaltigen Wässern den salzartigen Geschmack früher. Besonders Magnesium bewirkt eine starke Erhöhung der Wahrnehmung des Salzgehaltes. Hier werden schon bei einem Gehalt von 12 mg/l Magnesium und 35 mg/l Chlorid Geschmacksveränderungen bemerkt. Die Trinkwasserverordnung vom 5. 12. 1990 setzt den Grenzwert für Chlorid bei 250 mg/l. Dagegen beträgt der Richtwert für die Chlorid-Konzentration im Trinkwasser nach EG-Richtlinie 25 mg/l. Die annähernde Konzentration, bei der Wirkungen auftreten können, wurde auf 200 mg/l Chlorid festgelegt. Die Wirkungen werden allerdings nicht näher bestimmt.

Auch ist zu berücksichtigen, daß Chlorid wie auch Sulfat in höheren Konzentrationen das *Korrosionsverhalten* des Wassers beeinflusst. So werden die Leitungsnetze bei der Wasseraufbereitung und auch Beton von salzhaltigen Wässern angegriffen.

Desweiteren beeinflussen die Salzgehalte die *landwirtschaftliche Nutzung von Wasser*. So besteht bei Bewässerungswässern mit höheren Salzgehalten die Gefahr der Bodenversalzung und die Kontaminierung von Grundwässern. Für Bewässerungszwecke werden, wenn das Chlorid hauptsächlich in Form von NaCl vorliegt, z. B. folgende Orientierungswerte und Brauchbarkeitsstufen angegeben: [Quentin 1988]

< 200 mg/l Cl; brauchbar,

ca. 200 - 400 mg/l Cl; meist brauchbar,

ca. 400 - 600 mg/l Cl; bei NaCl-empfindlichen Pflanzen beschränkt brauchbar,

ca. 800 - 1.000 mg/l Cl beschränkt brauchbar.

Eine andere Angabe setzt dagegen die Toleranzgrenze für die Cl-Konzentration bei vielen *Kulturpflanzen*, insbesondere bei *Obstbäumen*, niedriger [Rupp 1987]. Danach wird als Grenzwert, bei dem das Bewässerungswasser noch für alle Pflanzen geeignet

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

ist, 70 mg/l angegeben. 70 - 140 mg/l Chlorid sind für Chlorid-tolerante Pflanzen geeignet, bei anderen Pflanzen treten schwache bis mittlere Schäden auf. Dagegen vertragen salzresistente Pflanzen Werte von bis zu 140 - 280 mg/l Chlorid. Erst über 280 mg/l treten bei salzresistenten Pflanzen leichte bis mittlere Schäden auf.

6.7 Beurteilung der Einleitung von Abwässern aus Müllverbrennungsanlagen

Wie in Abschnitt 3.3 erläutert, entstehen bei der "nassen" Rauchgasreinigung Abwässer, die stark mit Salzen und im geringen Maße auch mit Schwermetallen belastet sind. Sollen diese Abwässer in Vorfluter eingeleitet werden, so müssen die Auswirkungen dieser Frachten auf die Gewässer bestimmt werden. Von Interesse sind die zu erwartenden Wirkungen auf die *Biozöosen* (Lebensgemeinschaft von Pflanzen und Tieren in einem Biotop) und auf die *wasserwirtschaftliche Nutzung* der Gewässer. Auch sind die *Vorbelastungen* durch andere Verursacher zu diskutieren und diese mit den Einleitungen von MVAs zu vergleichen.

Die Bestimmung der Wirkungen von Salz- und Schwermetallfrachten auf das Ökosystem Wasser ist ein schwieriges und komplexes Problem. Vor allem die Frage, ab welchen Konzentrationen mit Schadwirkungen zu rechnen ist, besteht zum Teil große Unsicherheit. Dies gilt auch für die Beurteilung sehr kleiner Konzentrationen in den Abwässern und ihre Auswirkung auf Gewässer/Sediment-Systeme.

Im Rahmen dieser Arbeit kann aus diesen Gründen keine umfassende Beurteilung ökotoxischer Wirkungen erfolgen. Es werden die wesentlichen Gesichtspunkte und Argumente aufgeführt. Eine mögliche Gefährdung der Gewässer durch die einzuleitenden Stoffe kann hier nur diskutiert aber nicht abschließend behandelt werden.

6.7.1 Zu den Salzeinleitungen:

Eine Beurteilung von Salzeinleitungen aus Müllverbrennungsanlagen kann nur unter Berücksichtigung natürlicher und anthropogener Vorbelastungen erfolgen. In den Abschnitten 5.1 und 5.3 wurden die natürlichen und anthropogenen Salzgehalte in Gewässern erläutert. Es zeigte sich, daß die natürlichen Salzgehalte je nach geogenen Bedingungen sehr unterschiedlich sein können, in der Regel aber gering sind. Durch anthropogene Einflüsse weisen viele Flüsse gegenüber natürlich zu erwartenden Gehalten deutlich höhere Chloridgehalte auf.

Andererseits enthalten viele dieser belasteten Fließgewässer, wie z. B. der Rhein, größtenteils Chloridkonzentrationen, die das NLWA als unbelastet bzw. als gering belastet (unter 200 mg/l Chlorid) bewertet, d. h. es treten noch keine Auswirkungen auf die wasserwirtschaftliche Nutzung auf. Nach diesen Angaben sind auch keine Beeinträchtigungen aquatischer Lebensgemeinschaften und empfindlicher Organismen zu erwarten. Ob ein zu erwartender Konzentrationswert von 200 mg/l Chlorid in Fließgewässern als Beurteilungskriterium für die Zulassung von Einleitungen von salzhaltigen Abwässern gelten kann, ist aus dem derzeitigen Kenntnisstand schwierig zu beantworten. Der Aufwand für die Wasserwirtschaft zur Bereitstellung von Trinkwasser kann in diesem Konzentrationsbereich je nach Salzzusammensetzung schon erhöht sein.

Neben den Salzkonzentrationen sind die transportierten *Salzfrachten* in diesen Fließgewässern zu betrachten. Diese sind zum Teil erheblich: Die Chloridbelastung im Rhein in Nordrhein-Westfalen betrug 1989 im Mittel ca. 300 kg/s, während die Weser rund 200 kg/s und die Elbe rund 170 kg/s Chlorid verfrachtete [RGB 1990, DzU 1994]. Dies sind im Jahr im Falle des Rheins allein ca. 9,5 Mio. t Chlorid.

Es zeigt sich auch, daß bei den anthropogen verursachten Salzfrachten die häuslichen Abwässer eine nicht zu vernachlässigende *Vorbelastung* darstellen. Die einwohnerspezifischen Chlorid- und Sulfat-Frachten aus dem häuslichen Abwasser wurden abgeschätzt, sie liegen bei ca. 3.700 g/a Chlorid und 4.600 g/a Sulfat pro Einwohner. Dies führt dazu, daß der mittlere Konzentrationswert für Chlorid im kommunalen Abwasser in der Regel im Bereich 100 - 200 mg/l liegt.

Die einzuleitenden Chlorid- und Sulfatfrachten von Müllverbrennungsanlagen sind vor diesem Hintergrund schwierig zu beurteilen. Für die Problemlösung scheinen zwei Ansätze möglich:

- Als Maßstab für zulässige Salzeinleitungen gilt ein *Richt- oder Grenzwert für den Chlorid- bzw. Sulfatgehalt in Fließgewässern*, der so festgelegt wird, daß keine Auswirkungen auf aquatische Lebensgemeinschaften und wasserwirtschaftliche Nutzungen zu erwarten sind. Dieser Richtwert sollte maximal 200 mg/l Chlorid betragen.
- Als Kriterium gilt der *"natürliche" Salzgehalt in den Gewässern* unter Berücksichtigung anthropogener Einleitungen wie die Abwässer der Haushalte. Hier steht die Reduktion der z. T. erheblichen Salzfrachten in den Fließgewässern und die Vermeidung von Einleitungen im Vordergrund. Allerdings kann in Gebieten mit

stark geogen bedingten Salzgehalten das Einleiten von salzhaltigen Gewässern in Betracht gezogen werden, wenn dadurch keine spürbaren Aufsalzungen zu erwarten sind.

Nach unseren Berechnungen beträgt die in das kommunale Abwasser einzuleitende Chloridfracht aus der Müllverbrennungsanlage Bamberg ca. 3.250 g/t_A. Dies entspricht einer Konzentration von Chlorid im Ablauf zur Kläranlage von ca. 11 g/l bei ca. 296 l/t_A. Die Gesamtsalzfracht beträgt nach unseren Modellrechnungen ca. 7,3 kg/t_A, womit sich eine Salzkonzentration von ca. 24 g/l ergibt.

Diese *Frachten* sind durchaus mit Frachten aus häuslichen Abwässern zu vergleichen, wenn man sie auf einwohnerspezifische Mengen, die pro Jahr anfallen, bezieht:

In dem MHKW Bamberg wird eine Restabfallmenge von ca. 125.000 t/a von ca. 400000 Einwohnern des Landkreises Bamberg sowie der Stadt Erlangen und des Landkreises Erlangen-Höchstadt entsorgt [Babcock]. Zusätzlich wird ausgefauter Klärschlamm von ca. 160.000 Einwohnern entsorgt. Nach Angaben von Babcock beträgt die Klärschlammmenge ca. 100.000 t/a (3 % Trockenrückstand). Diese Angaben stimmen sehr gut mit der verbrannten Abfallmenge für 1994 überein [Achterbosch, 1996]. Danach wurden 117.825 t Restabfall und zusätzlich 12.423 t Klärschlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von ca. 30 % verbrannt. Gewichtet man die Einwohnerangaben mit den Restabfall- bzw. Klärschlammengen, so bezieht sich die verbrannte Abfallmenge von 130.248 t/a auf ca. 377.100 Einwohner. Es ergibt sich eine einwohnerspezifische Abfallmenge von 0,345 t/a. Nach [Thomé-Kozmiensky 1994, Schmitt-Tegge 1994] beträgt die Abfallmenge pro Kopf ca. 0,33 - 0,4 t/a.

Mit den abgeschätzten Chlorid- und Sulfat-Frachten im Abwasser im Zulauf zur Kanalisation aus Abschnitt 3.1.2 können die einwohnerspezifischen Chlorid- und Sulfat-Frachten abgeschätzt werden, die pro Jahr durch den Abfall bei einer Müllverbrennungsanlage mit abwassererzeugender Rauchgasreinigung ins Abwasser gelangen. Mit 3.250 g/t_A Chlorid und 445 g/t_A Sulfat ergeben sich jährliche einwohnerspezifische Chlorid- und Sulfat-Frachten im Abwasser von ca. 1.120 g/a Chlorid und ca. 150 g/a Sulfat. In der folgenden Abbildung 5 werden diese Daten mit einwohnerspezifischen Einleitungen aus Haushalten verglichen.

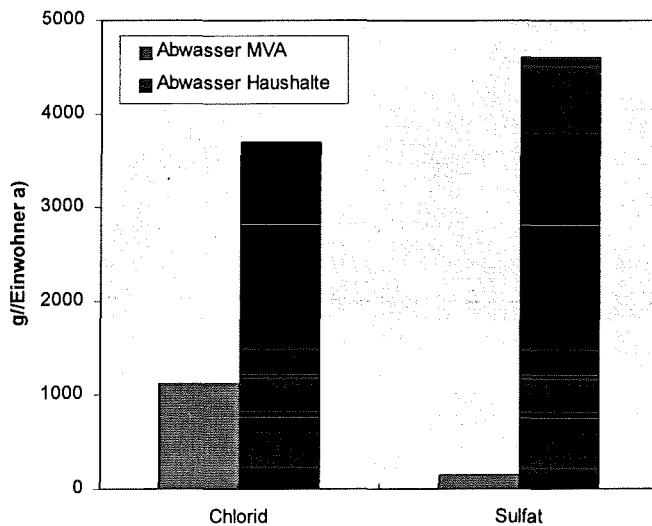


Abbildung 5: Vergleich jährlicher einwohnerspezifischer Salzfrachten im Abwasser aus Müllverbrennungsanlagen und Haushalten.

Wie dargestellt, können die einwohnerspezifischen Chlorid- und Sulfat-Frachten aus dem häuslichen Schmutzwasser auf ca. 3.700 g/a Chlorid und ca. 4.600 g/a Sulfat abgeschätzt werden.

Diese Abschätzung deutet an, daß die häuslichen Abwässer - ohne industrielle Indirekteinleiter - eine Belastung der Vorfluter darstellen, und die zusätzlichen Einleitungen durch Müllverbrennungsanlagen *nicht zu einer drastischen Erhöhung dieser Vorbelastungen führen müssen*. Ob sich die Chloridfrachten im Vorfluter durch die Einleitungen von Abwässern aus MVAs, wie oben abgeschätzt, in der Größenordnung von 30 % erhöhen, ist unsicher, da das Einzugsgebiet der Müllverbrennungsanlage mit dem der Kläranlage nicht identisch zu sein braucht. So kann mancherorts eine wesentlich höhere Zunahme der Salzfrachten resultieren. Die resultierende Chloridkonzentration ist somit vom Abwasser/Vorfluter Verhältnis abhängig.

Im Vergleich zu den Salzfrachten in Fließgewässern wie z. B. Rhein, Weser und Elbe, wie oben aufgeführt, sind die Salzfrachten aus Müllverbrennungsanlagen relativ gering: In Deutschland werden zur Zeit rund 10 Mio. t Abfall verbrannt, der weitaus größte Teil davon abwasserfrei. Würde dieser gesamte Abfall in abwassererzeugenden MVAs behandelt werden, so müßten ca. 32.000 t/a Chlorid eingeleitet werden. Im Vergleich dazu betrug 1989 die Chloridfracht im Rhein allein an der holländischen Grenze ca. 9,5 Mio. t Chlorid.

Akzeptiert man Einleitungen von salzhaltigen Abwässern auf der Basis eines Richtwertes für Salzkonzentrationen in Fließgewässer oder aufgrund von unbedenklichen natürlichen Gegebenheiten wie Meeresnähe, so sind eine Reihe von Kriterien zu berücksichtigen:

- ***Keine Auswirkungen auf die wasserwirtschaftliche Nutzung***, wie z. B. die Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration. Dies erfordert in der Regel einen möglichst niedrigen Salzgehalt.
- ***keine Beeinträchtigungen aquatischer Lebensgemeinschaften und empfindlicher Organismen***
- das ***Vorfluter/Abwasserverhältnis***, und die daraus durch Verdünnung resultierenden Salzkonzentrationen im abzuleitenden Wasser.
- der ***Volumenstrom des Fließgewässers***, unter Berücksichtigung von Hoch- und Niedrigwasserstand und der daraus resultierenden Endkonzentration im Fließgewässer.

Nach Auffassung der Autoren folgt aus den Erläuterungen, daß eine Einleiten von Abwässern aus MVAs an bestimmten Standorten erlaubt sein sollte, an denen entweder von Natur aus ein höherer Salzgehalt in den Gewässern vorhanden ist oder an denen das Meer in der Nähe ist. An anderen Standorten sollte die Reduktion der anthropogenen Salzfrachten im Vordergrund stehen.

Dabei sollten auch andere Industriezweige, die in gleicher Größenordnung oder mehr Salzfrachten erzeugen, in das Reduktionsziel mit eingezogen werden. Wenn es für die Abwässer von Müllverbrennungsanlagen Reglementierungen gibt, dann sollten solche auch für andere Salzeinleiter gelten.

6.7.2 Zu den Schwermetallfrachten

Im Abschnitt 6.5 wurde erläutert, daß viele Fließgewässer höhere Schwermetallgehalte aufweisen, als nach den Kriterien des UBA als unbelastet gilt. Aufgrund der erhöhten Schwermetallrückhaltemaßnahmen bei der Abwasserreinigung in den letzten Jahrzehnten kann die Belastung in den meisten Fließgewässern jedoch als gering eingestuft werden.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Eine Beurteilung von Schwermetalleinleitungen in Fließgewässer ist schwierig, vor allem wenn es sich um relativ geringe Konzentrationen handelt. Die ökologische Bedeutung von vielen Schwermetallverbindungen besteht darin, daß sie in der Regel nicht abbaubar sind, daß sie sich in Organismen anreichern und es zu Ablagerungen in Sedimenten kommt. Bei letzteren besteht die Gefahr der Remobilisierung der Schwermetalle bei veränderten hydrochemischen Bedingungen. Eine Mobilität der Schwermetalle aus den tieferen Sedimenten scheint durch die Art, in der die Metalle dort chemisch vorliegen, nicht sehr wahrscheinlich zu sein. Außergewöhnliche Hochwassersituationen können aber Metalle freisetzen bzw. Sedimente verfrachten. Über verschiedene Pfade gelangen die Schwermetalle in die Nahrungskette. Zudem sind diese Stoffe für aquatische Lebensgemeinschaften z. T. stark toxisch. Bleiverbindungen weisen z. B. für den Menschen eine mittlere akute Toxizität aber eine hohe chronische Giftigkeit durch Akkumulationseffekte auf. Auch Cadmium und Quecksilber haben eine hohe chronische Toxizität.

Daß die Schwermetallgehalte in Fließgewässern nicht immer eindeutig Effekte erzeugen, darauf weisen z. B. die Schwermetallgehalte in Fischen hin. Zum Beispiel wurde in Rheinfischfilets bis auf Aal im Vergleich zu Fischen aus oberbayerischen Seen bzw. aus der Nordsee keine wesentlichen Belastungen an Cadmium festgestellt [RGB 1990]. Das gleiche gilt auch für Blei. Bei Quecksilber zeigen Süßwasserfische ganz allgemein höhere Hg-Gehalte als Salzwasserfische. Signifikante Unterschiede der Hg-Konzentrationen in Rheinfisch zu Fischen aus oberbayerischen Seen sind allerdings nicht zu beobachten. Dagegen können Aale, wie Analysen an der Unterelbe zeigen, höher mit Quecksilber belastet sein.

Der Rheingütebericht NRW '90 weist darauf hin, daß die Belastung im Wasser und im Sediment gegenüber früheren Jahren für Blei deutlich verringert und dadurch die Belastung der Fische abnahm und hohe Werte nicht mehr auftreten. Die neugebildeten Sedimentschichten zeigen niedrigere Schwermetallkonzentrationen auf. So verringerte sich z. B. der Cd-Gehalt in den obersten Sedimentschichten im Neckar zwischen 1972 und 1985 um ca. 94 % [Umweltdaten 91/92].

Die Einleitungen von Abwasser aus MVAs weisen maximal Konzentrationen von 50 µg/l für Quecksilber und Cadmium und maximal 100 µg/l für Blei auf. Dies entspricht den Anforderungen nach Anhang 47 der Abwasser-RahmenVwV, wie sie in Ausnahmefällen für Müllverbrennungsanlagen gelten, die Abwasser einleiten dürfen. In der Praxis werden diese Konzentrationen für viele Schwermetalle bei der Abwasserbehandlung aber deutlich unterschritten. Ob solche Einleitungen zu signifikanten

ökotoxischen Effekten führen, kann im Rahmen dieser Studie nicht beantwortet werden.

Diese Einleitungen gelangen in der Regel in das kommunale Abwasser. Hierbei ist zu beachten, daß das kommunale Abwasser durch Schwermetalle schon vorbelastet ist. Das *häusliche Schmutzwasser* enthält z. B. nach [Görtz 1996] Quecksilber von der Größenordnung 0,5 - 2 µg/l, Cadmium von 1 - 5 µg/l und Blei von 20 - 100 µg/l. Bezieht man diese Angaben auf 144 l/E d, so können die jährlichen Schwermetallfrachten pro Einwohner abgeschätzt werden. Diese Frachten sind in erster Näherung von der gleichen Größenordnung, wie die auf ein Einwohner und Jahr bezogene Fracht in den Einleitungen von Abwässern aus Müllverbrennungsanlagen. Für Bamberg beträgt der jährliche einwohnerspezifische Wert für die Fracht im Abwasser für Quecksilber und Cadmium jeweils ca. 5 mg bzw. für Blei ca. 33 mg.

Die Schwermetallkonzentrationen im Abwasser werden durch Anreicherungen im Klärschlamm in der kommunalen Kläranlage deutlich verringert. Typische Eliminierungsraten dürften je nach Schwermetall bis zu 90 % betragen. Dazu sind noch Verdünnungseffekte in der Kläranlage und im Fließgewässer zu berücksichtigen. Wenn das Vorfluter/Abwasser-Verhältnis groß ist, resultieren Konzentrationswerte, die als niedrig einzuschätzen sind. Es ergibt sich in der Frage der Einleitung wie bei den Salzeinleitungen eine Standortdiskussion (siehe Kapitel 8).

Die Kritik aus früheren Jahren, als die Schwermetallabscheidung im Abwasser aus Müllverbrennungsanlagen - vor allem für Hg - noch unzureichend war, daß mit dem Abwasser aus Müllverbrennungsanlagen eine starke Schwermetallproblematik besteht, kann nach dem derzeitigen Kenntnisstand nicht mehr aufrecht erhalten werden. An Standorten mit großem Vorfluter/Abwasserverhältnis und Meeresnähe dürfte eine Einleitung von Abwässern von MVAs bei einer Abtrennung der Schwermetalle nach dem Stand der Technik unbedenklich sein.

7 Energetische Betrachtung zur abwasserfreien Verfahrenskonzeption

Zwischen abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigungssystemen, die mit Wäschern arbeiten, gibt es einen großen Unterschied in Hinsicht auf den Energiebedarf. Im Fall der abwasserfreien Betriebsweise ist für das Eindampfen der Absalzungen aus den Wäschern zur Erzeugung eines festen Rückstands Energie erforderlich.

In diesem Abschnitt erfolgt eine Abschätzung des entsprechenden Energiebedarfs, um gesicherte Aussagen über die Auswirkungen der Eindampfung auf die Energiebilanz großtechnischer Anlagen zu erhalten. Auf eine ausführliche Berechnung der einzelnen verfahrenstechnischen Grundoperationen, die von vielen Faktoren abhängt, wird bewußt verzichtet.

Für das Eindampfen von Waschlösungen gibt es zwei unterschiedliche Möglichkeiten. Bei der ersten Variante, die in der Regel bei großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen eingesetzt wird, ist ein Sprühtrockner nach dem Kessel in die Rauchgasreinigungsanlage integriert. Wenn die Flugstäube nicht gemeinsam mit dem Rauchgasreinigungsprodukt abgeschieden werden sollen, muß ein weiteres Entstaubungsaggregat vor dem Sprühtrockner installiert werden. Die für die Verdampfung des Wassers erforderliche Wärmeenergie wird dem Rauchgasstrom entnommen.

Die zweite Möglichkeit stellt die separate Eindampfung der Absalzungen in separaten Verdampfeinheiten dar. Die erforderliche Wärmeenergie muß mit einem Wärmeträgermedium, in der Regel Dampf, zugeführt werden.

Zunächst wird auf die erste Variante, Eindampfung im Sprühtrockner, eingegangen. Es werden die Auswirkungen der Eindampfung auf die Wärmenutzung im Kessel betrachtet, wenn ein Sprühtrockner installiert ist.

Für die Berechnungen wird ein Rauchgasvolumenstrom von 5.000 Nm³ (trocken) pro Tonne verbranntem Abfall mit einer Zusammensetzung von 10 Vol.-% O₂ und 10 Vol.-% CO₂ ausgegangen. Der Stickstoffanteil wird mit 80 Vol.-% angenommen. Zusätzlich wird eine Wasserdampfmenge von 400 kg je Tonne verbranntem Abfall berücksichtigt. Für die Abschätzung der Enthalpieströme im Sprühtrockner werden 0° C als Bezugszustand gewählt. Alle Bestandteile des Rauchgases treten gasförmig in den Sprühtrockner ein und wieder aus, so daß bei der Berechnung der Enthalpiedifferenz keine Verdampfungsvorgänge berücksichtigt werden müssen. Für die spezifi-

schen Wärmekapazitäten werden Mittelwerte aus der Literatur [Metz 1991] entnommen.

Für die zu verdampfenden Absalzungen wird eine Eintrittstemperatur von 25 °C angenommen. Es wird näherungsweise nur Wasser betrachtet, die Einflüsse der Salze werden vernachlässigt. Aufgrund der annähernd bei Atmosphärendruck ablaufenden Prozesse in einer Abfallverbrennungsanlage werden Druckeinflüsse nicht betrachtet.

Die folgende Tabelle zeigt die unter den genannten Annahmen berechneten Rauchgasenthalpien in Abhängigkeit von der Rauchgastemperatur, bezogen auf 1 Tonne verbrannten Abfall.

Rauchgastemperatur	Enthalpie [MJ/t _A]
150	1123
200	1497
250	1872
300	2246
1000	7487
1100	8236

Tabelle 19: Rauchgasenthalpien in Abhängigkeit von der Rauchgastemperatur.

Nach Angaben in der Literatur [Thomé-Kozmiensky 1994] liegen die Rauchgastemperaturen am Austritt des Sprühtrockners im Bereich von 150 bis 170 °C. Zieht man als Beispiel für eine Betrachtung die Müllverbrennungsanlage Bamberg heran, die mit einer abwassererzeugenden Rauchgasreinigung ausgerüstet ist, so würde eine Gesamt-abwassermenge von 374 l/t entstehen. Bei der Bamberger Anlage müßte für die Eindampfung der Absalzungen unter Berücksichtigung einer Rauchgastemperatur von 160 °C am Austritt des Sprühtrockners eine Energiemenge von ca. 1080 MJ pro Tonne verbranntem Abfall aufgewendet werden.

Ein Vergleich mit den Daten in der Tabelle zeigt, daß die Energiemenge für die Eindampfung relativ gering ist. Nach der Tabelle oben wäre für die Anlage in Bamberg eine Kesselaustrittstemperatur von 250 bis 300 °C erforderlich.

Es ist ferner zu beachten, daß die Rauchgase am Kesselende eine relativ niedrige Temperatur erreicht haben, so daß eine direkte Dampferzeugung nicht mehr möglich ist. Das Rauchgas mit diesen Temperaturen kann nur zur Speisewasservorwärmung oder Vorwärmung der Verbrennungsluft eingesetzt werden. Aber auch hier sind der Wärmenutzung Grenzen gesetzt. Die Rauchgastemperatur am Kesselende kann nicht zu weit abgesenkt werden, denn bei Erreichen der Säuretaupunkte entstehen große Kor-

rosionsprobleme im Kessel. Aus diesem Grund liegen bei den meisten technischen Verbrennungsanlagen die Austrittstemperaturen bei etwa 250 °C.

Die durchgeführte Abschätzung zeigt, daß eine Eindampfung der Absalzungen auf den thermischen Wirkungsgrad einer Abfallverbrennungsanlage, der die Übertragung der Wärmeenergie auf den Dampfkreislauf erfaßt, nur geringe Einflüsse hat. Nach dieser Abschätzung werden bis zu 10 % des Wärmeinhalts im Rauchgas für die Eindampfung benötigt. Zur Eindampfung der Absalzungen wird die im Rauchgas enthaltene Restwärme genutzt. Damit ist eine Eindampfung ohne große negative Auswirkungen auf den thermischen Wirkungsgrad, d.h. auf die erzeugten Dampfmengen, möglich.

Diese Betrachtung zeigt auch, daß eine Eindampfung in einer separaten Eindampfanlage, z. B. mit einer Kombination aus Röhren- und Dünnschichtverdampfer, unwirtschaftlich ist. Als Wärmeträger müßte Dampf eingesetzt werden, der im Kessel erzeugt worden ist. Der für die Eindampfung verwendete Dampf steht für eine Stromerzeugung oder andere Nutzung nicht mehr zur Verfügung. Auf eine Berechnung der erforderlichen Dampfmengen wird an dieser Stelle verzichtet, da die Dampfmengen von verschiedenen Faktoren abhängen. Neben verschiedenen Verdampfertypen können ein- oder mehrstufige Anlagen zur Eindampfung gebaut werden. Außerdem können die entstehenden Brüden genutzt werden.

8 Zusammenfassung

In dieser Studie wurde ein Vergleich der abwassererzeugenden und abwasserfreien Verfahrenskonzeptionen von "nassen" Rauchgasreinigungssystemen auf der Basis von Stoffstromanalysen durchgeführt. Um vergleichbare Stoffströme zu erhalten, mußten Modellrechnungen zu Hilfe genommen werden, da die bei den Betreibern großtechnischer MVAs vorhandenen Daten sich für einen Vergleich nicht eignen. Hierzu wurde eine gut zu bilanzierende MVA mit abwassererzeugender Verfahrensführung so modelliert, daß sie bei annähernd gleichen Betriebsparametern hypothetisch abwasserfrei arbeitet. Neben der Darstellung der die Anlagen über verschiedene Pfade verlassenden Stoffmengen und ihrer Zusammensetzung wurden weitere Einflußgrößen dargestellt, die für einen Vergleich der Verfahren von Wichtigkeit sind. Es wurde auch aufgezeigt, zu welchen Einflußgrößen für eine abschließende Bewertung noch weiterer Diskussions- bzw. Klärungsbedarf besteht.

Die rein stofflichen Vergleichskriterien bestanden aus den Reststoffarten, den Reststoffzusammensetzungen und den Mengen der die Anlagen der "nassen" Rauchgasreinigung verlassenden Rückstände. Dabei wurden die Emissionen, die von der abwasserfreien bzw. abwassererzeugenden Verfahrenskonzeption unabhängig sind, nicht behandelt.

In Tabelle 20 sind die die Anlagen verlassenden Stoffströme der abwasserfreien und abwassererzeugenden Verfahren aufgeführt.

Abwasserfreies Verfahren	Abwassererzeugendes Verfahren
<i>Reststoffe</i> <i>(Schlacke)</i> <i>(Filterstäube)</i> <i>Rauchgasreinigungsprodukt (fest)</i>	<i>Reststoffe</i> <i>(Schlacke)</i> <i>(Filterstäube)</i> <i>Abwasserbehandlungsprodukt (fest)</i>
-	<i>Abwasser</i>
<i>(Emissionen)</i>	<i>(Emissionen)</i>

Tabelle 20: Stoffströme, welche die Anlagen der abwasserfreien bzw. abwassererzeugenden Verfahren verlassen.

Das abwasserfreie Verfahren erzeugt bei der nassen Rauchgasreinigung ausschließlich einen festen Reststoff, der deponiert werden muß. Es wird also nur ein Umweltmedium (Boden) bei der Entsorgung in Anspruch genommen. Dagegen fallen beim abwassererzeugenden Verfahren ein fester Reststoff aus der Abwasserbehandlung und Abwasser an. Die Entsorgung findet hierbei in den Umweltmedien Boden und Wasser statt.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

In der Tabelle 21 sind die Zusammensetzungen der jeweils als Salzgemische anfallenden Reststoffe als Anteile in Gewichtsprozent aufgeführt.

Abwasserfreies Verfahren	Abwassererzeugendes Verfahren
<i>Reststoffe</i> (Schlacke) (Filterstäube) Rauchgasreinigungsprodukt:	<i>Reststoffe</i> (Schlacke) (Filterstäube) Abwasserbehandlungsprodukt
Gesamtmenge: 15,8 kg/t _A	Gesamtmenge: 8,5 kg/t _A
Chlorid 26,7 % Sulfat 23,4 % Calcium 19,6 % Natrium 14,5 % Hydroxid 6,3 % Hydrat-Wasser 8,8 % Schwermetallhydroxide* 0,1 % Rest 0,6 %	Chlorid 11,6 % Sulfat 38,3 % Calcium 24,5 % Natrium 4,8 % Hydroxid 5,2 % Hydrat-Wasser 14,4 % Schwermetallhydroxide* 0,2 % Rest 0,9 %
	<i>Abwasser (gelöste Feststoffe)</i> Gesamtmenge: 7,3 kg/t _A Chlorid 44,3 % Sulfat 6,0 % Calcium 14,0 % Natrium 25,8 % Hydroxid 7,6 % Hydrat-Wasser 2,3 % (Schwermetallhydroxide*)
<i>(Emissionen)</i>	<i>(Emissionen)</i>

Tabelle 21: Rückstände und Inhaltsstoffe im Abwasser aus der "nassen" Rauchgasreinigung. *: in erster Näherung als Hydroxide gerechnet.

Danach unterscheidet sich der anfallende Reststoff aus dem Sprühtrockner des abwasserfreien Verfahrens von dem Reststoff aus der Abwasserbehandlung des abwassererzeugenden Verfahrens besonders in Bezug auf die Zusammensetzung der Salzfracht. So ist der Chloridanteil im Reststoff des abwasserfreien Verfahrens in erster Näherung doppelt so groß wie im zu deponierenden Reststoff aus der Abwasserbehandlung im abwassererzeugenden Verfahren. **Die Rückstände unterscheiden sich damit in Bezug auf die leichtlösliche Salzfracht, die beim Reststoff aus dem abwasserfreien Verfahren größer ist.** Dagegen ist umgekehrt der Sulfatgehalt im Reststoff der Abwasserbehandlung um mehr als 50 % größer. **Der Schwermetallgehalt in den zu deponierenden Reststoffen ist in beiden Verfahren in erster Näherung gleich.**

Bei den anfallenden Rückstandsmengen aus dem abwassererzeugenden und abwasserfreien Verfahren ergeben sich deutliche Unterschiede: So ergeben sich **im abwasserfreien Verfahren** nach unseren Modellrechnungen **ca. 15,8 kg/t_A an Reststoffen**, **im abwassererzeugenden Verfahren** sind dies **8,5 kg/t_A**. Die restlichen **ca. 7,3 kg/t_A werden mit dem Abwasser abgeführt**. Beim abwasserfreien Verfahren ist die Reststoffmenge in erster Näherung doppelt so groß als im abwassererzeugenden Verfahren.

Zur Beurteilung der Verfahren genügt nicht alleine eine Gegenüberstellung der die Anlagen verlassenden Stoffströme. So müssen beispielsweise weitere wichtige Einflußgrößen wie z. B. die **Auswirkungen der Stoffströme auf die Umwelt** berücksichtigt werden. Die vorgestellten Ergebnisse der Stoffstromanalysen können als Datenbasis für wasserwirtschaftliche und ökotoxische Beurteilungen dienen.

Bei den anfallenden Rückständen handelt es sich z. T. um leichtlösliche Salzmische, die zu ca. 0,1 - 0,2 % Schwermetalle enthalten. Die mengenmäßig größten Anteile haben hierbei Zink, Blei, Quecksilber, Kupfer, Nickel und Selen. **Die Schwermetalle liegen in beiden Reststoffen z. T. in einer nicht inertisierten Form vor**, vor allem die Hydroxide können bei einem Kontakt mit einem sauren Medium mobilisiert werden. Die Stabilität der schwefelhaltigen Schwermetallverbindungen bzw. Schwermetallkomplexe hängt vom betrachteten Schwermetall und dem schwefelhaltigen Fällungsmittel ab. Die Trimercaptotriazin-Schwermetallkomplexe, insbesondere von Quecksilber, gelten als sehr stabil und schwer auslaugbar. Bei Kontakt mit Oxidationsmitteln können diese Komplexe aber zerstört werden. Über den bakteriellen Abbau dieser Komplexe ist nichts bekannt.

Bei den Rückständen kann kein signifikanter Unterschied erkannt werden. Für die anfallenden kontaminierten Salzmische existieren derzeit keine Behandlungs- bzw. keine stofflichen Verwertungsverfahren. Sie müssen einer Entsorgung zugeführt werden. **Nach TA Abfall sind die Rückstände in einer untertägigen Deponie (UTD) zu beseitigen.** Die Ablagerung dieser Salzmische in abgeschlossenen Salzlagerstätten gilt als völlig unbedenklich.

In den letzten Jahren wurden Filterstäube und Rückstände auch als **Versatz in Kali- und Salzbergwerken** verwertet, was eine umstrittene Entsorgungspraxis ist. Ob die Abfälle einer Versatz-Verwertung bzw. einer Abfall-Beseitigung zugeführt werden, hängt derzeit nicht von allgemeingültigen Abgrenzungsparametern ab, sondern von bergbauamtlichen Einzelfallentscheidungen.

Ein besonders wichtiges Kriterium für den Verfahrensvergleich sind die *Auswirkungen der Einleitungen von Abwässern aus der Rauchgasreinigung auf die Gewässer*. Hierzu wurden diese Einleitungen mit den natürlichen und den anthropogen bedingten Salz- und Schwermetallgehalten in Gewässern verglichen. Die natürlichen Salzgehalte in den Gewässern in Deutschland sind sehr unterschiedlich und geogener Natur. Die anthropogenen Salzfrachten sind bei großen Fließgewässern z. T. sehr hoch. Auch im kommunalen Abwasser können hohe Salzgehalte auftreten. Für eine umfassende Untersuchung von Chloridfrachten in Gewässern ist es erschwerend, daß für Chlorid nur an bestimmten Fließgewässern regelmäßige Meßprogramme durchgeführt werden, bei denen durch industrielle Salzeinleitungen eine starke Belastung besteht. Die Chloridkonzentration im Ablauf der kommunalen Kläranlage wird normalerweise nicht gemessen. Eine flächendeckende Gesamtdarstellung der Chloridfrachten ist deshalb nicht möglich. Für Sulfat sind noch weniger Daten vorhanden. Bei den Schwermetallen liegen die gemessenen Konzentrationen für viele Fließgewässer über den vom Umweltbundesamt angegebenen Hintergrundswerten.

Die *Konzentrationen bzw. -frachten im Abwasser aus der Rauchgasreinigung* liegen für viele *Schwermetalle* nach der Schwermetallabtrennung mit schwefelhaltigen organischen Fällungsmitteln wie z. B. TMT-15 deutlich unter den gesetzlich geforderten Grenzwerten des Anhangs 47 der Abwasser-Rahmenverordnung. Dies trifft vor allem bei Durchführung einer mehrstufigen Fällung zu. Zudem verringern sich die Konzentrationen durch Anreicherung im kommunalen Klärschlamm nochmals um bis zu eine Zehnerpotenz, so daß Abwässer entstehen, die sehr geringe Schwermetallkonzentrationen enthalten. Die ökologische Auswirkung der resultierenden geringen Belastungen in Fließgewässern kann im Rahmen dieser Studie nicht exakt bewertet werden. Die Schwermetallbelastung durch die Abwässer aus der "nassen" Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen dürfte aber als gering einzustufen sein.

Von einer besonderen Schwermetallproblematik durch die Müllverbrennungsanlagen kann nach Ansicht der Autoren heute somit nicht mehr gesprochen werden. Hier zeigt sich ein deutlicher Unterschied zu der Situation der 70er und auch noch teilweise den 80er Jahren, als die Schwermetallabtrennung unzureichend war.

Dagegen sind die einzuleitenden *Salzfrachten* der Abwässer mengenmäßig erheblich. Die Einleitungen der Abwässer aus Müllverbrennungsanlagen können je nach Vorflutersituation zu einer Aufsatzung der Gewässer beitragen. Welche *Gesamtsalzbela-*
stung für Oberflächengewässer mit niedrigen natürlichen Salzgehalten noch als unbedenklich für die Biozöosen gelten, muß geklärt werden. Für das Chlorid *scheinen*

nach Angaben des Niedersächsischen Landesamtes für Wasser und Abfall (NLWA) 200 mg/l für aquatische Lebensgemeinschaften noch zu keinen Beeinträchtigungen zu führen. Dies entspricht auch dem Leitwert nach EG-Richtlinie für Oberflächengewässer. Allerdings nimmt mit zunehmendem Chloridgehalt der Aufwand zur Trinkwasseraufbereitung zu. Man kann sich auch an den natürlichen Salzgehalten der Oberflächengewässer orientieren, die sehr unterschiedlich sind.

Es zeigt sich, daß ***gerade die Salzkonzentration im Abwasser aus der Rauchgasreinigung zur Beurteilung der Einleitungen der salzhaltigen Abwässer nicht ausreicht***: Die ökologischen Auswirkungen von Einleitungen sind von örtlichen Faktoren abhängig. ***Es ergibt sich eindeutig ein Standortproblem***. Die Festlegung von Rahmenkriterien für mögliche Einleitungen von Abwässern aus Müllverbrennungsanlagen können in dieser Studie nur qualitativ erfolgen. Sie müßten von der Wasserwirtschaft näher bestimmt werden. Wichtige Rahmenkriterien sind:

- Abwassermenge und -Abwasserzusammensetzung der kommunalen Kläranlage
- Abwasser/Vorfluterverhältnis
- Vorfluter/Fließgewässerverhältnis unter Berücksichtigung von Niedrigwasserständen
- Vorbelastung des Vorfluters
- Vorbelastung des Fließgewässers
- Natürliche Belastung des Fließgewässers
- Wasserwirtschaftliche Nutzung
- Standort der Anlage (z. B. die Meeresnähe)

Desweiteren wurden die Salz- und Schwermetallfrachten im Abwasser der Rauchgasreinigungsanlagen mit Einleitungen aus den Haushalten verglichen. Bezogen auf einen Einwohner und auf ein Jahr werden danach ***durch die Haushalte mehr Chlorid und Sulfat in das kommunale Abwasser eingeleitet, als durch die Abwässer aus der Rauchgasreinigung*** zugeführt werden, wenn auch diese Frachten auf einwohnerspezifische Werte und auf ein Jahr bezieht. Bei den Schwermetallen sind die einwohnerspezifischen Frachten im Abwasser der Haushalte und der MVAs in erster Näherung von der gleichen Größenordnung.

Im Vergleich mit den in den großen Fließgewässern vorhandenen anthropogenen Chloridfrachten sind die ***zusätzlichen Gewässerbelastungen durch die salzhaltigen Abwässer aus den Rauchgasreinigungsanlagen*** als ***relativ gering einzuschätzen***. ***Allerdings besteht bei diesen belasteten Flüssen das Ziel, die Salzfrachten deutlich zu***

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

senken. Zusätzliche Einleitungen durch z. B. Müllverbrennungsanlagen können zu einer weiteren - wenn auch möglicherweise geringen - Aufsalzung der Gewässer beitragen.

Fazit

Als Fazit ergibt sich, daß die derzeit bestehende gesetzliche Regelung mit dem bundeseinheitlichen Verbot der Einleitung von Abwässern aus der Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen die Standortfrage nicht genügend berücksichtigt. So sind Einleitungen an geeigneten Standorten, wie z. B. die Meeresnähe, ökologisch zu vertreten. *Die damit verbundenen standortabhängigen Entscheidungskriterien sind noch näher zu bestimmen.*

Zwischen abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigungssystemen, die mit Wäschern arbeiten, gibt es keinen großen Unterschied in Hinsicht auf den eingesetzten Energiebedarf. *Zur Eindampfung der Absalzungen wird die im Rauchgas enthaltene Restwärme genutzt.*

9 Quellenverzeichnis:

Achternbosch, M.; Richers, U. (1996): Stoffstromanalysen zur abwasserfreien und abwassererzeugenden Verfahrenskonzeption von "nassen" Rauchgasreinigungssystemen, Wissenschaftliche Berichte FZKA 5773, Mai 1996.

Babcock: Information der Deutschen Babcock Anlagen GmbH, Krefeld.

DzU (1992/93): Daten zur Umwelt 1992/93, Hrsg.: Umweltbundesamt, 1994, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Görtz, W.; Lindert, M.; Stürmer, H. (1996): Herkunft und Verbleib von Schwermetallen und organische Verbindungen bei Klärschlammverbrennung in einem Steinkohlekraftwerk, Vom Wasser, 86, S. 377 - 389.

GWÜP (1994): Grundwasserüberwachungsprogramm, Geogen geprägte Beschaffenheit des Grundwassers, Hintergrundswerte 1985 - 1991, Hrsg.: Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Hamm, A.; Hamm, P. (1987): Wassereinsparung und Abwasserbelastung im Haushalt, Vom Wasser, 68, S. 81 - 99.

Höll, K. (1986): Wasser, de Gruyter, 1986, Berlin.

Hübner, U. (1995): Schreiber-Kläranlagen, Hannover, Persönliche Mitteilung.

Jakobi, H.W. (1997): Umweltbundesamt, FG III 4,2, Persönliche Mitteilung.

Koppe, P. (1994): Kommunales Abwasser, Vulkan-Verlag, Essen.

Metz, H., (1991): Handbuch Wärme, 4. Auflage, Resch-Verlag.

Quentin, K.-E. (1988): Trinkwasser, Springer-Verlag, Berlin.

Reimann, D.O. (1994 a): MHKW Bamberg, Persönliche Mitteilung.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achternbosch, Richers.

Reimann, D.O. (1994 b): Aufteilung von Schadstoffen und Schwermetallen auf die feste und gasförmige Phase, VDI Bildungswerk, Seminar 43-59-06. "Dioxin- und Gesamtemissionsminderungstechniken", München, 15.-16. September 1994.

RGB (1990): Rheingütebericht NRW '90, Hrsg.: Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Rump, H. H., (1987): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Hrsg.: Dt. Ges. für Techn. Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Verlag-Chemie, Weinheim.

Schmitt-Tegge, J.-D. (1994): Abfallwirtschaft in Deutschland - Herausforderung an die Industrie, GVC-Symposium: Abfallwirtschaft - Herausforderung und Chance, 17. - 19. Oktober 1994, Würzburg.

Thomé-Kozmiensky, K.J. (1994): Thermische Abfallbehandlung, 1994, EF-Verlag, Berlin.

UBA (1994): Jahresbericht 1994, Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin, S. 351.

Wiedemann, H.U. (1996 a): Vorgaben zur untertägigen Entsorgung, IFAT 1996, Reststoff-/Abfallentsorgung aus unterschiedlichen Rauchgasreinigungssystemen, VDI-Bildungswerk, Seminar 43-60-06 am 7./8. Mai 1996 in München.

Wiedemann, H.U. (1996 b): "Heilsame Wirkung" durch Abfall im Bergbau, Entsorgungspraxis, 6, 1996, S. 1.

10 Glossar:

Abfall: In dieser Studie wird unter Abfall Hausmüll, Gewerbemüll, Sperrmüll und Klärschlamm verstanden.

Absalzung: mit Absorptionsmittel und Schadstoffen beladene Waschflüssigkeiten der Wäscher.

Absorptionsmittel: Flüssigkeit zur Aufnahme von Stoffen, vorwiegend aus der Gasphase.

Betriebswasser: auch Brauchwasser genannt, wird häufig zu Kühlzwecken verwendet. Es kann auch intern in einer Anlage kreislaufgeführtes Prozeßwasser sein.

BImSchV: Bundesimmissionsschutzverordnung.

Biozönose: Lebensgemeinschaft von Pflanzen und Tieren in einem Biotop.

Fällungsverfahren: Gelöste Schadstoffe werden durch Zugabe von Fällungschemikalien zu schwerlöslichen Verbindungen und können durch Filtration abgetrennt werden.

Fließschema: Ablaufdarstellung der Abwasserbehandlungsanlage

Fracht: Produkt aus Konzentration und Volumenstrom in Masse pro Zeiteinheit.

Kalk: in der Technik oft nicht klar definierte Bezeichnung für oxidische bzw. carbonathaltige Calcium-Verbindungen wie gebrannter Kalk (CaO), gelöschtem Kalk/Kalkhydrat (Ca(OH)₂) und Kalkstein (CaCO₃).

Kalkmilch: Suspension von Calciumhydroxid (Ca(OH)₂) in Wasser.

Kessel: Anlagenteil zur Wärmenutzung. Die Wände des Kessels bestehen aus einem Rohrsystem, das von Wasser durchströmt wird. Durch Wärmedurchgang wird das Wasser verdampft, der entstehende Dampf kann zur Stromerzeugung oder andere Zwecke genutzt werden.

MHKW: Müllheizkraftwerk.

Mol: SI-Basiseinheit für die Stoffmenge.

Neutralisationsmittel: Vorwiegend Flüssigkeiten bzw. Feststoffe, die saure bzw. basische Stoffe (Gase, Flüssigkeiten oder Feststoffe) im Sinne der Säure-Base-Theorie (Säure + Base = Salz + Wasser) neutralisieren.

Nm³: Normkubikmeter, Volumeneinheit, 1 m³ Gas bei der Temperatur 0 °C und dem Druck von 101325 Pa.

Rohgas: Rauchgas nach Kessel (mit Filterstaub).

Suspension: feine Verteilung von Feststoffen in Flüssigkeiten.

TA Luft: Technische Anleitung Luft, als Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz erstmal 1974 erlassen und 1986 novelliert.

t_A: Tonne Abfall

TMT-15: Schwermetallfällungsmittel; 15%ige wäßrige Trimercapto-s-triazin-Lösung, Markenprodukt der Fa. Degussa, Frankfurt, Deutschland

TR: Trockenrückstand oder auch als Trockensubstanzgehalt bezeichnet.

Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen: Forschungszentrum Karlsruhe 1997; Achtembosch, Richers.