



Forschungszentrum Karlsruhe
Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte
FZKA 6306

Stoffströme und Investitionskosten bei der Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen

M. Achternbosch, U. Richers

**Institut für Technikfolgenabschätzung und
Systemanalyse
Institut für Technische Chemie**

Juli 1999

Forschungszentrum Karlsruhe

Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte

FZKA 6306

**Stoffströme und Investitionskosten bei der
Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen**

M. Achternbosch

U. Richers

Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse

Institut für Technische Chemie

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

1999

Journal für Naturwissenschaften

Band 100, Heft 1, 1997

Verlag der Forschungszentren

Karlsruhe

Die Forschungszentren der Universität
Karlsruhe sind Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)

Verlag der Forschungszentren

Karlsruhe

Die Forschungszentren der Universität
Karlsruhe sind Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)

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

Stoffströme und Investitionskosten bei der Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen

Kurzfassung

Ziel dieser Studie ist ein Vergleich unterschiedlicher Rauchgasreinigungsanlagen von Abfallverbrennungsanlagen mit Hilfe von Stoffstromanalysen und ergänzender Betrachtung der Investitionskosten. Im Mittelpunkt der Arbeiten steht der Zusammenhang zwischen dem Aufbau der Rauchgasreinigung und den entsprechenden Stoffströmen einschließlich Hilfschemikalienbedarf und Rückstandsmengen.

Die Stoffstromanalysen werden mit Hilfe von Modellrechnungen durchgeführt, deren Daten typischen Betriebswerten großtechnischer Abfallverbrennungsanlagen entsprechen. Ausgehend von einer Modellanlage mit Rostfeuerung werden insgesamt 10 verschiedene Rauchgasreinigungsanlagen betrachtet, von denen 6 als Naßverfahren arbeiten. Außerdem werden jeweils 2 quasitrockene und trockene Rauchgasreinigungsanlagen berücksichtigt. Der Bilanzraum für die Stoffbilanzen umfaßt jeweils die gesamte Rauchgasreinigungsanlage und beginnt nach dem Kessel und endet am Kamin. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden die Elemente Chlor (Cl), Schwefel (S), Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd) und Blei (Pb) bilanziert.

Die berechneten Bilanzen zeigen unter Einhaltung der Grenzwerte bei den Elementen Chlor und Schwefel zwischen den einzelnen Rauchgasreinigungsverfahren Unterschiede auf, dagegen kann bei den Schwermetallen keine Abhängigkeit von der Rauchgasreinigung ermittelt werden. Die nassen Rauchgasreinigungsverfahren mit nachgeschalteter Feinreinigungsstufe zeigen die niedrigsten Emissionen, die Emissionen der trockenen und quasitrockenen Rauchgasreinigungsanlagen liegen auf einem etwas höheren Niveau.

Der Hilfschemikalienbedarf und folglich die Rückstandsmengen sind bei den Naßverfahren am geringsten und im Fall der trockenen Verfahren am höchsten. Ferner zeigt sich, daß die Emissionen der quasitrockenen und trockenen Rauchgasreinigung durch die Betriebsweise der Anlage, insbesondere durch den Hilfschemikalieneinsatz, beeinflusst werden können.

Bei der Analyse der Kosten werden nur die Kosten für die Anlagenteile ohne Bauleistungen, Meß- und Regeltechnik usw. betrachtet. In den vergangenen Jahren ist bei den Investitionskosten von Anlagen ein Preisverfall eingetreten. Zwischen der trockenen und der quasitrockenen Rauchgasreinigung gibt es bei den Kosten nur geringe Unterschiede. Diese Anlagen haben die niedrigsten Investitionskosten. Die nasse Rauchgasreinigung weist bei den Investitionskosten einen weiten Bereich auf. Eine relativ einfach aufgebaute nasse Rauchgasreinigungsanlage ist nur unwesentlich teurer als eine quasitrockene Rauchgasreinigung.

Als Ergebnis der Arbeit erscheinen für den Bau von neuen Rauchgasreinigungsanlagen zwei Anlagen sehr interessant. Eine nasse Rauchgasreinigungsanlage, aufgebaut aus einem Gewebefilter und einem zweistufigen Wäschesystem, erzeugt bei niedrigen Investitionskosten geringe Rückstandsmengen. Außerdem ist die quasitrockene Rauchgasreinigung als Alternative anzusehen, aber die durchgeführte Arbeit zeigt bei diesem Verfahren insbesondere bei dem Hilfschemikalieneinsatz noch Optimierungsmöglichkeiten.

Material flows and investment costs of flue gas cleaning systems of municipal solid waste incinerators (MSWI)

Abstract

The aim of this study is a comparison of different kinds of flue gas cleaning systems of municipal solid waste incinerators (MSWI). This comparison will be done with the aid of material flow analysis. In addition, investment costs will be taken into consideration. The main topic of the investigation is the relationship between type of flue gas cleaning system and resulting material flow including auxiliary chemicals and solid residues.

Material flow analyses are performed by model calculations. Data used for these calculations are representative of operating values for technical-scale plants. As starting point a model plant with grate firing is considered. For this plant 10 different flue gas cleaning systems are analysed, 6 of them being equipped with a wet cleaning system. Additionally, 2 systems operating in a semi-dry sorption and 2 systems operating in conditioned dry sorption are taken into account. The system boundaries for the material flow analysis performed include the entire flue gas cleaning system, starting with the raw gas downstream of the boiler and ending downstream of the stack. The elements chlorine (Cl), sulfur (S), mercury (Hg), cadmium and lead are considered.

The balances calculated for chlorine and sulfur are different for the considered flue gas cleaning systems - nevertheless limit values of legal regulations are not exceeded. In contrast, no such dependence on the type of flue gas cleaning system can be seen for the heavy metals balanced in this study. The wet flue gas cleaning systems with fine purification downstream show the lowest emissions, the emissions of the semi-dry and conditioned dry sorption are slightly higher.

The need of auxiliary chemicals and therefore the amount of residues is lowest for the wet cleaning system and highest for the conditioned dry sorption. Moreover, the balances show that the emissions of the semi-dry and conditioned dry sorption can be controlled by plant operation, particularly by the auxiliary chemicals used.

For cost analysis, only the investment costs for pure plant components of the flue gas cleaning system are taken into consideration - construction work, control engineering etc. are not included. In the last few years a collapse of prices for investment costs of flue gas cleaning systems occurred. There are only slight differences in the investment costs between semi-dry and conditioned dry sorption systems. These plants have the lowest investment costs. A wider range for the investment costs is calculated for wet flue gas cleaning systems. A wet system constructed in a relatively simple manner is only slightly more expensive than a semi-dry sorption system.

As a result of this work, two flue gas cleaning concepts seem to be very interesting for the construction of new plants: A plant with a wet flue gas cleaning system equipped with fabric filter followed by a two-stage scrubber system generates small amounts of residues by low investment costs. Moreover, semi-dry sorption seems to be a respectable alternative, but this study shows that the operation of the semi-dry sorption can be optimized.

Inhaltsangabe

1	Einleitung	1
2	Problemstellung	3
3	Anlagentechnik zur Verbrennung	6
4	Verfahrenstechnik zur Reinigung von Rauchgasen	7
4.1	<i>Einführung</i>	7
4.2	<i>Entstaubung</i>	9
4.2.1	Zyklon	9
4.2.2	Gewebefilter	10
4.2.3	Elektrofilter	11
4.2.4	Vergleich der Abscheider	13
4.3	<i>Entfernung saurer Schadgase</i>	14
4.3.1	Trocken konditionierte Abscheidung	15
4.3.2	Quasitrockene Abscheidung	17
4.3.3	Nasse Abscheidung	18
4.4	<i>Entstickung</i>	21
4.4.1	Das SCR-Verfahren	21
4.4.2	Das SNCR-Verfahren	24
4.5	<i>Weitere Rauchgasreinigungsverfahren</i>	25
4.5.1	Wanderbettadsorber	25
4.5.2	Flugstromverfahren	27
4.5.3	Dosierung von Koks	28
4.5.4	Oxidationskatalysator	28
5	Beschreibung der Modellanlagen.....	30
5.1	<i>Feuerung und Dampferzeuger</i>	30
5.2	<i>Auswahl der bilanzierten Rauchgasreinigungsanlagen</i>	32
6	Beschreibung der Methodik zur Bilanzierung.....	37
6.1	<i>Bilanzraum</i>	37
6.2	<i>Bilanzierte Stoffe</i>	38
6.3	<i>Datenquellen für die Stoffbilanzen</i>	40
6.4	<i>Vorgehensweise</i>	40
6.4.1	Entstaubung	41
6.4.2	Nasse Rauchgasreinigung	45
6.4.3	Quasitrockene Rauchgasreinigung	47
6.4.4	Trocken konditionierte Rauchgasreinigung	47
6.4.5	Stöchiometrisches Verhältnis	48
6.4.6	Weitere Abscheideaggregate - Feinreinigung	49
6.4.7	Reingasdaten	51
7	Bilanzen für die Rauchgasreinigungsanlagen.....	53
7.1	<i>Modellanlage "Nass 1"</i>	53
7.2	<i>Modellanlage "Nass 2"</i>	58

7.3	Modellanlage "Nass 3"	62
7.4	Modellanlage "Nass 4"	68
7.5	Modellanlage "Nass 5"	72
7.6	Modellanlage "Nass 6"	77
7.7	Die Modellanlage "Quasitrocken 1"	82
7.8	Modellanlage "Quasitrocken 2"	86
7.9	Modellanlage "Trocken 1"	89
7.10	Modellanlage "Trocken 2"	93
8	Hilfschemikalieneinsatz in den Modellanlagen.....	96
8.1	Die Neutralisationsmittel NaOH und Ca(OH) ₂	97
8.2	Kokshaltige Hilfschemikalien.....	97
8.3	Schwermetallfällungsmittel TMT-15	98
8.4	Ammoniaklösung	99
8.5	Zusammenstellung der Hilfschemikalien.....	100
9	Rückstände und Abwässer in den Modellanlagen.....	102
9.1	Rückstandsmengen in Naßverfahren.....	102
9.2	Rückstandsmengen im Quasitrockenverfahren	103
9.3	Rückstandsmengen im Trockenverfahren	104
9.4	Gesamte Rückstandsmengen in den Modellanlagen	105
10	Investitionskosten	106
10.1	Allgemeine Vorbemerkungen	106
10.2	Vorgehensweise und Datenquellen	107
10.3	Berechnung der Kosten.....	109
10.4	Zusammenstellung der Kosten.....	112
11	Zusammenfassung der Ergebnisse	114
12	Schlußfolgerungen.....	119
13	Literatur.....	121
14	Anhang	131
14.1	Abkürzungsverzeichnis.....	131

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematischer Schnitt durch eine Rostfeuerung	6
Abbildung 2:	Schematischer Querschnitt eines Zyklons	9
Abbildung 3:	Gewebefilter mit Druckluftreinigung	11
Abbildung 4:	Schematischer Abscheidevorgang in einem Elektrofilter	12
Abbildung 5:	Schematischer Aufbau eines Elektrofilters.	12
Abbildung 6:	Abscheidegrad für verschiedene Abscheider	14
Abbildung 7:	Schematische Darstellung der trockenen Rauchgasreinigung	15
Abbildung 8:	Schematische Darstellung der quasitrockenen Abscheidung	17
Abbildung 9:	Beispiel für eine nasse Rauchgasreinigung	18
Abbildung 10:	Schematischer Aufbau des SCR-Verfahrens	22
Abbildung 11:	Schaltung des SCR-Verfahrens in der Rauchgasreinigung	23
Abbildung 12:	Schema einer SNCR-Entstickung an einer Abfallverbrennungsanlage	24
Abbildung 13:	Schematischer Aufbau eines Wanderbettadsorbers.	26
Abbildung 14 :	Schematische Darstellung des Bilanzraums	37
Abbildung 15:	Partikelgrößenverteilungen von Filterstäuben aus Elektrofiltern	42
Abbildung 16:	Schematischer Aufbau der Modellanlage "Nass 1".	54
Abbildung 17:	Stoffbilanz von Chlor in Modellanlage "Nass 1"	54
Abbildung 18:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 1"	55
Abbildung 19:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 1"	56
Abbildung 20:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 1"	57
Abbildung 21:	Bleibilanz der Modellanlage "Nass 1"	58
Abbildung 22:	Schematischer Aufbau der Modellanlage "Nass 2".	59
Abbildung 23:	Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 2"	59
Abbildung 24:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 2"	60
Abbildung 25:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 2";	61
Abbildung 26:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 2"	61
Abbildung 27:	Bleibilanz der Modellanlage "Nass 2"	62
Abbildung 28:	Schematischer Aufbau der Modellanlage "Nass 3".	62
Abbildung 29:	Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 3"	63
Abbildung 30:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 3"	64
Abbildung 31:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 3"	65
Abbildung 32:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 3"	66
Abbildung 33:	Bleibilanz der Modellanlage "Nass 3"	67
Abbildung 34:	Schematischer Aufbau der Modellanlage "Nass 4".	68
Abbildung 35:	Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 4"	69
Abbildung 36:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 4"	70
Abbildung 37:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 4"	71

Abbildung 38:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 4"	71
Abbildung 39:	Bleibilanz der Modellanlage "Nass 4"	71
Abbildung 40:	Schematische Darstellung der Modellanlage "Nass 5"	72
Abbildung 41:	Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 5"	73
Abbildung 42:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 5"	74
Abbildung 43:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 5"	75
Abbildung 44:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 5"	76
Abbildung 45:	Bleibilanz der Modellanlage "Nass 5"	77
Abbildung 46:	Schematische Darstellung der Modellanlage "Nass 6"	78
Abbildung 47:	Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 6"	79
Abbildung 48:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 6"	79
Abbildung 49:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 6"	80
Abbildung 50:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 6"	81
Abbildung 51:	Bleibilanz der Modellanlage "Nass 6"	81
Abbildung 52:	Schematischer Aufbau der Modellanlage "Quasitrocken 1"	82
Abbildung 53:	Chlorbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"	83
Abbildung 54:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"	84
Abbildung 55:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"	85
Abbildung 56:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"	85
Abbildung 57:	Bleibilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"	86
Abbildung 58:	Schematischer Aufbau der Modellanlage "Quasitrocken 2"	86
Abbildung 59:	Chlorbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"	87
Abbildung 60:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"	88
Abbildung 61:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"	88
Abbildung 62:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"	88
Abbildung 63:	Bleibilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"	89
Abbildung 64:	Schematischer Aufbau der Modellanlage "Trocken 1"	89
Abbildung 65:	Chlorbilanz der Modellanlage "Trocken 1"	90
Abbildung 66:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Trocken 1"	91
Abbildung 67:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Trocken 1"	91
Abbildung 68:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Trocken 1"	92
Abbildung 69:	Bleibilanz der Modellanlage "Trocken 1"	92
Abbildung 70:	Schematischer Aufbau der Modellanlage "Trocken 2"	93
Abbildung 71:	Chlorbilanz der Modellanlage "Trocken 2"	94
Abbildung 72:	Schwefelbilanz der Modellanlage "Trocken 2"	94
Abbildung 73:	Quecksilberbilanz der Modellanlage "Trocken 2"	94
Abbildung 74:	Cadmiumbilanz der Modellanlage "Trocken 2"	95
Abbildung 75:	Bleibilanz der Modellanlage "Trocken 2"	95
Abbildung 76:	Natriumsalz von Trimercapto-s-Triazin	98

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Rohgaskonzentrationen, Emissionsgrenzwerte und erforderliche Abscheidegrade von Rauchgasreinigungsanlagen.....	8
Tabelle 2:	Emissionsgrenzwerte einiger Abfallverbrennungsanlagen	8
Tabelle 3:	Abscheidegrad und Druckverlust der einzelnen Enstaubungsaggregate.....	13
Tabelle 4:	Koksverbrauch in Wanderbettadsorbern	26
Tabelle 5:	Spezifische Rauchgasvolmina in MHKW	31
Tabelle 6:	Für die Rechnung verwendete Daten der Modellfeuerungsanlage.....	32
Tabelle 7:	Installierte Rauchgasreinigungsanlagen an verschiedenen Standorten.....	33
Tabelle 8:	Ausgewählte Rauchgasreinigungsanlagen und ihr großtechnischer Einsatz	35
Tabelle 9:	Bilanzierte Elemente und deren Verbindungen	39
Tabelle 10:	Konzentrationen einzelner Elemente in Filterstäuben sowie einer großtechnischen MVA	43
Tabelle 11:	Abscheideraten der bilanzierten Elemente,	44
Tabelle 12:	Verwendete Filterstaubkonzentrationen	45
Tabelle 13:	Abscheideraten für die der bilanzierten Elemente in den Wäscherstufen, bezogen auf Elektrofilter als Entstaubungsstufe	46
Tabelle 14:	Stöchiometrische Faktoren	48
Tabelle 15:	Reingasdaten einer großtechnischen Abfallverbrennungsanlage	50
Tabelle 16:	Reingasdaten für die Stoffbilanzen in den Modellrauchgasreinigungsanlagen.....	52
Tabelle 17:	Verbrauch von Koks und kokshaltiger Hilfschemikalien.	98
Tabelle 18:	NO _x -Konzentrationswerte im Rohgas.....	100
Tabelle 19:	NO _x -Fracht im Rohgas und zur Umsetzung benötigte Menge an 25%ige Ammoniaklösung für verschiedene NO _x -Reingaskonzentrationen für das SCR-Verfahren.	100
Tabelle 20:	Verbrauchswerte an Hilfschemikalien in den Modellanlagen der Rauchgasreinigung	101
Tabelle 21:	Element- und Salzfrachten für die Berechnung der Rückstandsmenge aus der Neutralisation im Naß-Verfahren.	103
Tabelle 22:	Element- und Salzfrachten für die Berechnung der Rückstandsmenge aus der Neutralisation im Quasitrockenverfahren.....	104
Tabelle 23:	Element- und Salzfrachten für die Berechnung der Rückstandsmenge aus der Neutralisation im konditionierten Trockenverfahren..	104
Tabelle 24:	Gesamte Rückstandsmengen in den Modellanlagen.....	105
Tabelle 25:	Mittlere Investitionskosten	107

Tabelle 26:	Investionskosten ausgewählter Rauchgasreinigungsanlagen	111
Tabelle 27:	Abgeschätzte Investionskosten ausgewählter Anlagenteile der Rauchgasreinigung.....	111
Tabelle 28:	Investionskosten einzelner Anlagenaggregate zur Rauchgasreinigung.....	112
Tabelle 29:	Abgeschätzte Investionskosten der Modellanlagen ohne Bauleistungen, Elektrik und Meß- und Regeltechnik.....	113

1 Einleitung

In der Bundesrepublik Deutschland ist die thermische Behandlung von Abfällen ein wichtiger Entsorgungsweg für den sogenannten "Abfall zur Entsorgung", der nach einer Abtrennung der Wertstoffe aus den Abfällen noch zu beseitigen ist. Zur Zeit werden in der Bundesrepublik Deutschland an 53 Standorten großtechnische Anlagen betrieben, in denen jährlich ca. 11 Mio t Abfälle verbrannt werden. Dies bedeutet, daß zur Zeit ca. ein Drittel des gesamten Restmüllaufkommens mit Hilfe von thermischen Abfallbehandlungsanlagen entsorgt wird.

Durch rechtliche Regelwerke, insbesondere die Technische Anleitung Siedlungsabfall [TASi], wird die thermische Behandlung langfristig an Bedeutung gewinnen. Als Folge dieser Entwicklung müssen in der Bundesrepublik Deutschland zukünftig neue Abfallverbrennungsanlagen gebaut und zur Erhaltung der Entsorgungskapazitäten alte Verbrennungsanlagen ersetzt werden.

Heute stellen sich bei einem Neubau einer Anlage zur thermischen Behandlung zwei prinzipielle Fragen. Zunächst ist das eigentliche thermische Behandlungsverfahren auszuwählen. Neben der konventionellen Verbrennung auf dem Rost wurden in den letzten Jahren neue Verfahren entwickelt, in denen der Abfall pyrolysiert bzw. vergast wird oder eine Pyrolyse bzw. Vergasung mit einer nachfolgenden Verbrennung gekoppelt wird. Für alle thermischen Abfallbehandlungsverfahren ist darüber hinaus der Aufbau der Rauchgasreinigungsanlage festzulegen.

Die Konzeption der Rauchgasreinigungsanlage wird zwar von dem ausgewählten thermischen Behandlungsverfahren beeinflußt, aber die große Anzahl an verfügbaren Technologien zur Rauchgasreinigung macht bei den verschiedenen thermischen Behandlungsverfahren den Bau von sehr unterschiedlichen Rauchgasreinigungssystemen möglich. So unterscheiden sich fast alle der zur Zeit in der Bundesrepublik Deutschland betriebenen Rauchgasreinigungsanlagen zur Abfallverbrennung voneinander.

Zusätzlich hat es in der Vergangenheit aus verschiedenen Gründen einen Trend zu immer aufwendigeren und teureren Rauchgasreinigungssystemen gegeben. Diese Entwicklung begann mit der "17. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes; Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche Stoffe (17. BImSchV)", durch die eine Reduzierung der Emissionen vorgeschrieben wurde. Darüber hinaus wurde von der Öffentlichkeit und der Politik eine deutliche Unterschreitung der gesetzlichen Grenzwerte gefordert.

Dies führte zum Bau von sehr umfangreichen Rauchgasreinigungssystemen durch die Anlagenhersteller. Hierbei sollte nicht vergessen werden, daß sich umfangreiche Rauchgasreinigungsanlagen positiv auf den Umsatz und den Gewinn der Anlagenhersteller auswirken.

Vor dem Hintergrund dieser Entwicklung stellt sich für den Bau einer Neuanlage die Frage, wie eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Rauchgasreinigungsanlage aufgebaut sein sollte. Allgemein kann davon ausgegangen werden, daß einfache Rauchgasreinigungsanlagen mit geringen Investitionskosten durch einen hohen Betriebsmittelbedarf und größere Rückstandsmengen gekennzeichnet sind. Dagegen sind für möglichst geringe Rückstandsmengen in der Regel aufwendigere Verfahren in der Rauchgasreinigung erforderlich, die zu höheren Investitionskosten führen.

Es fehlen weitergehende Vergleiche, in denen neben der Verteilung der Schadstoffe in der Rauchgasreinigungsanlage auch die durch den Hilfschemikalieneinsatz hervorgerufenen Stoffströme näher untersucht werden und zusätzlich die Investitionskosten der Anlagen berücksichtigt werden.

2 Problemstellung

Um einen Vergleich von unterschiedlichen Rauchgasreinigungsanlagen durchzuführen, bieten sich Stoffstromanalysen an. Stoffstromanalysen sind ein Instrument, bei dem der Einsatz und Verbleib von Materialien und Stoffen nach Art und Menge unter Berücksichtigung sämtlicher Verzweigungen und Umwandlungen innerhalb eines Untersuchungsraumes erfaßt und transparent gemacht werden. Der Untersuchungsraum kann zum einen den gesamten Lebensweg von Stoffen, d. h. von der Gewinnung von Rohstoffen über die verschiedenen Herstellungsstufen, die Gebrauchsphase, eventuelle Wiederverwertung bis zur Entsorgung darstellen. Er kann aber auch nur auf bestimmte Lebensabschnitte begrenzt sein, wie z. B. auf bestimmte Produktionsanlagen.

Allerdings reicht für einen Vergleich von Rauchgasreinigungssystemen eine Betrachtung, die sich nur auf die Stoffströme beschränkt, nicht aus. Die Stoffstromanalysen für die Schadstoffe und die zum Betrieb erforderlichen Hilfschemikalien müssen um wirtschaftliche Betrachtungen ergänzt werden, denn einfach aufgebaute Rauchgasreinigungsanlagen mit geringen Investitionskosten zeichnen sich im Betrieb durch einen relativ hohen Bedarf an Hilfschemikalien aus. Aufgrund der größeren Hilfschemikalienmengen steigen auch die Rückstandsmengen aus der Rauchgasreinigung an. Beide Effekte schlagen sich in erhöhten Betriebskosten nieder. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt fehlen insbesondere Analysen, die den direkten Zusammenhang zwischen dem Aufbau der Rauchgasreinigungsanlage, den entstehenden Rückstandsmengen und den Kosten aufzeigen.

Im Prinzip ist die Fragestellung nach einem Vergleich von unterschiedlichen Rauchgasreinigungsanlagen nicht auf die thermische Abfallbehandlung begrenzt. Auch bei Kraftwerken, der Zementherstellung, der Erzaufbereitung oder anderen Technologien sind Rauchgasreinigungsanlagen erforderlich.

Im Gegensatz zur thermischen Abfallbehandlung sind die Rauchgasreinigungsanlagen bei den anderen Technologien einfacher aufgebaut, da dort die Anforderungen an die Emissionen in der Regel geringer sind. Dieser Sachverhalt und die Berücksichtigung der Tatsache, daß zur Zeit in Deutschland fast ausschließlich Rostfeuerungen zur thermischen Abfallbehandlung großtechnisch betrieben werden, macht eine Beschränkung auf Rostfeuerungen sinnvoll.

Um mit Hilfe von Stoffstromanalysen ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verfahrenskombinationen für Rauchgasreinigungsanlagen festlegen zu können, ist zunächst eine Bestandsaufnahme der im großtechnischen Maßstab betriebenen Rauchgasreinigungsanlagen erforderlich. Auf der Basis dieser Bestandsaufnahme müssen dann sinnvolle Kombinationen von Rauchgasreinigungsanlagen für die Stoffstromanalysen ausgewählt werden.

Für diese ausgewählten Rauchgasreinigungssysteme müssen zunächst die Stoffbilanzen und Betrachtungen der finanziellen Aspekte durchgeführt werden. Aus vorangegangenen Arbeiten

ist bekannt, daß die Betreiber großtechnischer Anlagen in den meisten Fällen nicht über den erforderlichen Datenbestand für belastbare Stoffstromanalysen verfügen. Außerdem beeinflußt die Betriebsweise der Rauchgasreinigungsanlage die Stoffströme in einem hohen Maße. [Achterbosch-1] [Achterbosch-2]

Eine weitere Möglichkeit der Datenbeschaffung für die Bilanzen ist die Auswertung der Literatur. Hier besteht das Problem, daß sich die großtechnischen Rostfeuerungen in der Verbrennungskapazität unterscheiden. Außerdem sind die Rauchgasreinigungsanlagen unterschiedlich aufgebaut.

Vor diesem Hintergrund ist es sinnvoll, für die Stoffbilanzen der ausgewählten Rauchgasreinigungssysteme von einer Modellfeuerungsanlage auszugehen, die als "Rauchgaslieferant" dient. Die im Rahmen dieser Arbeit vorgegebene Modellanlage besteht aus zwei unabhängigen Verbrennungslinien mit Rostfeuerung und Kessel. Die beiden Verbrennungslinien sind jeweils mit einer Rauchgasreinigungsanlage ausgerüstet. Die jährliche Verbrennungskapazität für beide Linien zusammen soll 200.000 t betragen. Die Basis für die gewählten Rauchgasmenigen und Schadstoffkonzentrationen, die den Kessel der Modellanlage verlassen, bilden Daten aus gut untersuchten und repräsentativen Abfallverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung. Dazu werden anhand bekannter Informationen und Literaturdaten die Stoffströme ausgerechnet.

Aus einem Vergleich der Bilanzierungen können dann Aussagen zu einer vorteilhaften Kombination von Rauchgasreinigungsaggregaten in bezug auf die Hilfschemikalien und Rückstandsmengen abgeleitet werden. Für die wirtschaftlichen Betrachtungen sind dann die Kosten für die einzelnen Konzepte zu betrachten.

Aus den berechneten Stoffbilanzen und den ökonomischen Daten sollen im Rahmen dieser Studie abschließende Aussagen zu einer optimalen Konfiguration einer Rauchgasreinigungsanlage an einer Müllverbrennungsanlage gewonnen werden.

Der weitere Aufbau der Studie gliedert sich dabei wie folgt. In den Kapiteln 3 und 4 werden die Grundlagen der Abfallverbrennung in Rostfeuerungen und die Verfahrenstechniken zur Rauchgasreinigung erläutert, die dem Fachfremden den nötigen Überblick verschaffen. Im folgenden Kapitel 5 werden die Modellanlagen beschrieben, die aus einer Modellfeuerungsanlage und 10 verschiedenen Rauchgasreinigungsanlagen bestehen. Kapitel 6 behandelt die Methodik der Bilanzierungen. Der Bilanzraum, die verwendeten Datenquellen und die Vorgehensweise werden vorgestellt. Zusätzlich werden die verwendeten Systemannahmen und Randbedingungen erläutert, die für die Bilanzierung der ausgewählten Rauchgasreinigungsverfahren und Aggregate benötigt wurden. Kapitel 7 stellt für jedes bilanzierte Element die Stoffbilanzen vor. Um dem interessierten Leser die Nachvollziehbarkeit zu ermöglichen, wurden die Bilanzen ausführlich dargestellt. Dadurch ließ sich nicht vermeiden, daß das Kapitel recht umfangreich ausfiel. Der Leser kann einzelne, ihn interessierende Rauchgasreinigungs-

anlagen auswählen. In den nachfolgenden Kapiteln 8 und 9 geht es um die eingesetzten Hilfschemikalienmengen und die daraus resultierenden Rückstandsmengen. Die Analysen werden mit einer Abschätzung der reinen Investitionskosten einzelner Anlagenaggregate und gesamter Rauchgasreinigungsanlagen abgerundet. Die beiden letzten Kapitel 11 und 12 fassen die Ergebnisse und Schlußfolgerungen zusammen.

3 Anlagentechnik zur Verbrennung

In Deutschland werden zur thermischen Behandlung von Abfällen überwiegend Rostfeuerungen eingesetzt. Die Abbildung 1 zeigt schematisch die einzelnen Komponenten, aus denen eine solche Abfallverbrennungsanlage aufgebaut ist.

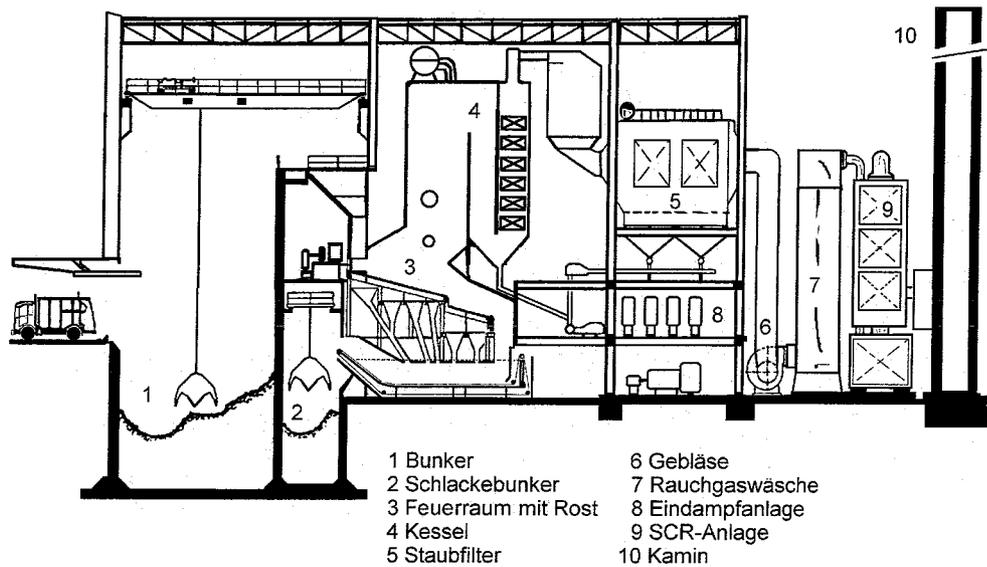


Abbildung 1: Schematischer Schnitt durch eine Rostfeuerung

Die angelieferten Abfälle werden zunächst im Bunker (1) gelagert. Mit einem Kran werden die Abfälle über eine Aufgabevorrichtung dem Feuerraum (3) zugeführt. Hier laufen auf dem Rost die einzelnen Teilschritte Trocknung, Entgasung, Vergasung und Verbrennung ab. Die Rostasche, der bei der Verbrennung entstehende Rückstand, fällt am Rostende in ein Wasserbad und wird von dort mit einer Fördereinrichtung dem Schlackebunker (2) zugeführt.

Die Rauchgase, die während der Verbrennung entstehen, geben ihre Wärmeenergie an den Wasserdampfkreislauf des Kessels (4) ab. Im Feuerraum liegen die Gastemperaturen oberhalb 850 °C, am Kesselende treten die Rauchgase mit ca. 200 °C aus. In der nachfolgenden Rauchgasreinigungsanlage werden die Rauchgase von Schadstoffen befreit. Die Rauchgasreinigung in Abbildung 1 besteht aus einem Staubfilter (5), einer anschließenden Rauchgaswäsche (7) und einer Verfahrensstufe zur Beseitigung von Stickoxiden (9). Das Gebläse (6) dient zur Überwindung der Druckverluste in der Anlage. Die gereinigten Rauchgase werden über einen Kamin (10) an die Atmosphäre abgegeben.

Die in der Abbildung 1 gezeigte Rauchgasreinigung ist nur ein Beispiel aus einer großen Anzahl von Möglichkeiten. Auf die einzelnen Schadstoffe im Rauchgas und Techniken zu deren Abscheidung wird in Kapitel 4 ausführlich eingegangen. Weitere Daten zu großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen enthält Kapitel 5.

4 Verfahrenstechnik zur Reinigung von Rauchgasen

4.1 Einführung

Durch die Verbrennung von Abfällen in Rostfeuerungen entstehen Abgase, die verschiedene Schadstoffe enthalten. Bei diesen Schadstoffen handelt es sich zum einen um partikelförmige Flugstäube und zum anderen um gasförmige Rauchgasbestandteile.

Zu den gasförmigen Schadstoffen gehören die anorganischen Gase wie CO, HCl, SO₂, HF und die Stickoxide (NO_x). Die Gruppe der Stickoxide umfaßt verschiedene Verbindungen. Bei über 90 % der Stickoxide im Rauchgas einer Abfallverbrennungsanlage handelt es sich um Stickstoffoxid (NO). Die Konzentrationsangaben werden allerdings auf Stickstoffdioxid (NO₂) bezogen. Außerdem liegt im Rauchgas das toxische Schwermetall Quecksilber, als Quecksilberchlorid (HgCl₂) oder metallisches Quecksilber (Hg), fast ausschließlich gasförmig vor.

Die Flugstaubpartikel werden überwiegend aus Aluminium- und Siliziumoxiden als Matrixverbindungen gebildet. Darüber hinaus enthalten die Flugstäube Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Kupfer und Zink. Die in Abfallverbrennungsanlagen anfallenden Filterstäube werden, unabhängig vom ausgewählten Abscheider, als "besonders überwachungsbedürftige Abfälle" (Sonderabfall) deponiert.

Eine weitere Schadstoffgruppe stellen die Kohlenwasserstoffverbindungen dar, die sowohl in der Gasphase als auch adsorbiert am Filterstaub vorliegen können. Zu dieser Gruppe gehören u.a. die einfachen Alkane (Methan (CH₄), Ethan (C₂H₆) usw.), Benzolverbindungen, Phenole, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und die polychlorierten Dibenzop-dioxine und Dibenzop-furane (PCDD/PCDF).

Vor der Abgabe der Rauchgase an die Atmosphäre müssen die Konzentrationen der genannten Schadstoffe durch verfahrenstechnische Maßnahmen reduziert werden. Die entsprechenden gesetzlichen Grenzwerte sind in der bereits erwähnten 17. BImSchV festgelegt. Die Tabelle 1 zeigt einen Vergleich zwischen den Rohgaskonzentrationen von Abfallverbrennungsanlagen und den einzuhaltenden Emissionsgrenzwerten.

Tabelle 1: Rohgaskonzentrationen, Emissionsgrenzwerte und erforderliche Abscheidegrade von Rauchgasreinigungsanlagen

	Rohgaskonzentration [mg/Nm ³ tr.]	Emissionsgrenzwert [mg/Nm ³ tr.]	Abscheiderate [%]
Gesamtstaub	2000-10000	10	99,9
HCl	400-1500	10	> 99
HF	2-20	1	95
SO ₂	200-800	50	94
NO _x als NO ₂	200-400	200	50
Hg	0,3-0,8	0,05	88
Cd, Tl	3-12	0,05	> 99,5
Dioxine/Furane	< 1 - 5 ng TEQ/m ³	0,1 ng TEQ/m ³	98

Die sehr hohen Abscheideraten müssen von den Rauchgasreinigungsanlagen nicht nur eingehalten, sondern in vielen Fällen deutlich unterschritten werden, da in etlichen Genehmigungsbescheiden, die in der Vergangenheit für den Betrieb von einigen Abfallverbrennungsanlagen erteilt worden sind, erheblich niedrigere als in der 17. BImSchV festgelegten Grenzwerte zur Auflage gemacht werden. Einige Beispiele sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Emissionsgrenzwerte einiger Abfallverbrennungsanlagen

	Grenzwerte	Genehmigung		
		17. BImSchV	Anlage A	Anlage B
SO ₂ [mg/Nm ³]	50	10	5	35
HCl [mg/Nm ³]	10	5	5	10
NO _x [mg/Nm ³]	200	70	70	100
Hg [mg/Nm ³]	0,05	0,01	0,01	0,02

Außerdem ist zu beachten, daß der Betrieb einer Anlage zur sicheren Einhaltung der Grenzwerte deutlich niedrigere Betriebswerte erfordert.

Zur Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen und Einhaltung der geforderten Grenzwerte können bei der thermischen Abfallbehandlung primäre und sekundäre Maßnahmen eingesetzt werden. Die Primärmaßnahmen umfassen Minderungsmaßnahmen im Bereich des Feuer-raums und des Kessels. Dazu gehört u. a. eine optimierte Luftzuführung, die für die CO- und Kohlenwasserstoffkonzentrationen im Rauchgas von großer Bedeutung ist. Zusätzlich ist das SNCR-Verfahren zur Entstickung als Primärmaßnahme aufzufassen.

Da mit den Primärmaßnahmen die Konzentrationen einiger Schadstoffe nur begrenzt beeinflusst werden können, sind Sekundärmaßnahmen erforderlich. Dabei handelt es sich um verfahrenstechnische Reinigungsstufen, die dem Kessel nachgeschaltet werden.

Diese unterschiedlichen Techniken zur Rauchgasreinigung an Abfallverbrennungsanlagen, die in den folgenden Abschnitten vorgestellt werden, beruhen auf den Trennoperationen der Verfahrenstechnik. Für die genauen Grundlagen und Berechnung dieser Trennoperationen wird auf die Literatur (siehe z.B. [Stieß], [Fritz], [Schultes], [Reimann-1], [Christmann-1], [Scholz], [Albert]) verwiesen. Auf die Primärmaßnahmen, mit Ausnahme des SNCR-Verfahrens zur Entstickung, wird im Rahmen dieser Arbeit nicht näher eingegangen.

4.2 Entstaubung

Zur Abscheidung von Staubpartikeln aus dem Rauchgas werden an großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen Zyklone, Elektrofilter und Gewebefilter eingesetzt. Im folgenden Text werden die Funktion und die charakteristischen Merkmale der einzelnen Staubabscheider genauer beschrieben. Ein Vergleich der wichtigsten Daten wird abschließend in Abschnitt 4.2.4 zusammengestellt.

4.2.1 Zyklon

Diese Staubabscheider sind in vielen Industriebereichen verbreitet, denn Zyclone zeichnen sich durch einen einfachen Aufbau und eine hohe Betriebssicherheit aus. In den 60er Jahren wurden die Rauchgase aus Abfallverbrennungsanlagen nur mit einem Zyklon - ohne weitere Reinigungsstufen - entstaubt [Vogg-3].

Die Staubabscheidung in Zyclonen beruht auf Zentrifugalkräften, die durch eine entsprechende Konstruktion der Gaszuführung erzeugt werden. Die Ausführungen von Zyclonen unterscheiden sich nur in der Art, wie das staubhaltige Gas in den Zyklon eingeleitet wird.

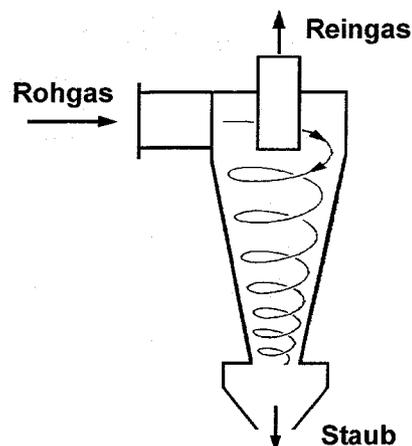


Abbildung 2: Schematischer Querschnitt eines Zyclons.

Das mit Staub beladene Rohgas tritt tangential in den Zyklon ein. Durch die auftretenden Zentrifugalkräfte wird der Staub an den Wandungen abgeschieden und fällt nach unten zum Staubaustrag. Das entstaubte Rauchgas verläßt den Zyklon nach oben durch das sogenannte Tauchrohr.

Für den Druckverlust eines Zyklons können als Richtwert 500 bis 3000 Pa angenommen werden [Fritz]. Mit einem Zyklon gelingt nur eine Abscheidung von ca. 80 % der im Rauchgas einer Abfallverbrennungsanlage enthaltenen Staubmengen [Noell-1]. Aufgrund der Wirkungsweise verbleiben die feinen Partikel, die Schwermetalle in höheren Konzentrationen enthalten, im Rauchgas [Birnbaum-1]. Die geringe Abscheideleistung führte im Bereich der thermischen Abfallbehandlung zu einem verstärkten Einsatz von Elektrofiltern und später Gewebefiltern.

Der Zyklon besitzt aber im Vergleich zu anderen Staubabscheidern einen Vorteil, der zukünftig von Bedeutung sein könnte. Die Konstruktion eines Zyklons gestattet einen Einsatz bei Gastemperaturen von bis zu 1300 °C [Turegg]. Damit gelingt mit einem Zyklon eine Heißgasentstaubung, die für eine SCR-Anlage zur Rauchgasentstickung, direkt hinter dem Kessel installiert, erforderlich ist (siehe Abschnitt 4.4.1).

4.2.2 Gewebefilter

Gewebefilter sind filtrierende Abscheider, die als Oberflächenfilter arbeiten. Die Abscheidung der Partikel findet überwiegend an der Oberfläche des Filtermediums statt, das vom Gas durchströmt wird. Die abgeschiedenen Partikel bilden auf der Oberfläche des Filtermediums eine Schicht, den Staubkuchen, der mit zunehmender Schichtdicke einen ansteigenden Druckverlust bewirkt. Aus diesem Grund muß der Staubkuchen regelmäßig entfernt werden.

Durch Konstruktion der Filter und Auswahl der Filtermedien können diese Abscheider den Betriebsbedingungen und Eigenschaften der Stäube optimal angepaßt werden, so daß ein Einsatz in den unterschiedlichsten Industriebereichen möglich ist. Als Materialien für die Filtermedien werden Faserschichten, membranartige Materialien, Sintermetalle oder Keramiken (Filterkerzen) eingesetzt. Für die Entstaubung von Rauchgasen in Abfallverbrennungsanlagen werden z.B. PTFE-Membranfilterschläuche [Pranghofer] verwendet.

Die Reinigung der Filterflächen kann durch Rütteln oder Druckluft erfolgen. Im Fall einer Druckluftreinigung werden die Filterelemente in der Regel von außen nach innen durchströmt und mit einem Druckluftstoß (0,1 bis 1 Sekunde [Fritz]), der in das Filterelement geblasen wird, gereinigt. Abbildung 3 zeigt schematisch den Aufbau und die Funktion eines Gewebefilters mit Druckluftreinigung.

Gewebefilter mit diesem pneumatischen Reinigungssystem zeichnen sich durch einen gleichmäßigen Differenzdruckverlauf und im Vergleich zur mechanischen Abreinigung höhere

Filterflächenbelastung aus. Aus diesen Gründen haben sich diese Filter in der Technik, besonders nach Sprühabsorbieren, weitgehend durchgesetzt.

Die Betriebstemperatur eines Gewebefilters wird maßgeblich durch die eingesetzten Filtermaterialien begrenzt. An großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen werden Gewebefilter bei Temperaturen im Bereich von 170 bis 200 °C betrieben. Da die Filterelemente durch eine Temperaturüberschreitung leicht beschädigt oder zerstört werden können, ist dem Gewebefilter in der Regel eine Quenche vorgeschaltet. Durch das Eindüsen von Wasser wird in diesem Aggregat die Rauchgastemperatur gesenkt. Bei neueren Abfallverbrennungsanlagen macht eine bessere Kesselkonstruktion die Quenche überflüssig [Schäfers].

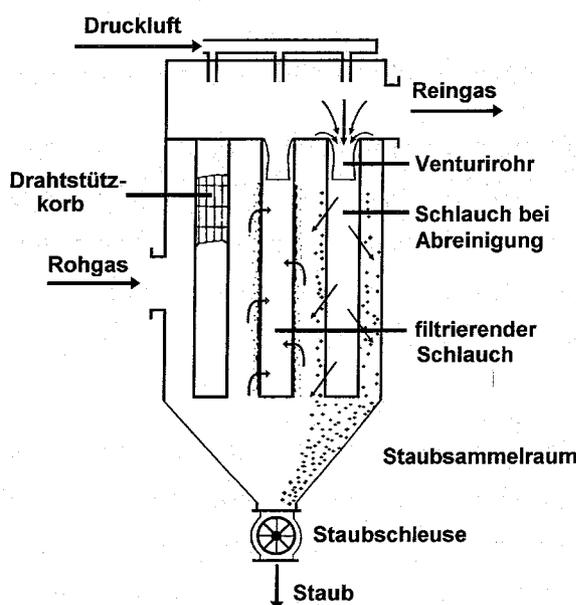


Abbildung 3: Gewebefilter mit Druckluftreinigung.

Gewebefilter haben einen sehr hohen Abscheidegrad, der mit über 99 % angegeben wird [Turegg]. Insbesondere im Feinkornbereich, d.h. bei Partikelgrößen im Bereich von 10 µm, stellt ein Gewebefilter ein sehr gutes Abscheidesystem dar. Als Nachteil der Gewebefilter ist der relativ hohe Druckverlust anzuführen, der zwischen 500 und 2000 Pa liegt [Fritz]. Der Druckverlust muß durch eine höhere Gebläseleistung ausgeglichen werden.

Gewebefilter können durch Aufbringung adsorptiver und reaktiver Stoffe auch zur weitergehenden Gasreinigung eingesetzt werden (siehe Kapitel 4.3.1, 4.5.2 und 4.5.3).

4.2.3 Elektrofilter

Die Abscheidung von festen Partikeln oder Flüssigkeitströpfchen in einem Elektrofilter beruht auf der Wirkung von elektrostatischen Kräften in einem elektrischen Feld. Der Abscheidungsprozess gliedert sich in mehrere Teilschritte, die der Abbildung 4 zu entnehmen sind.

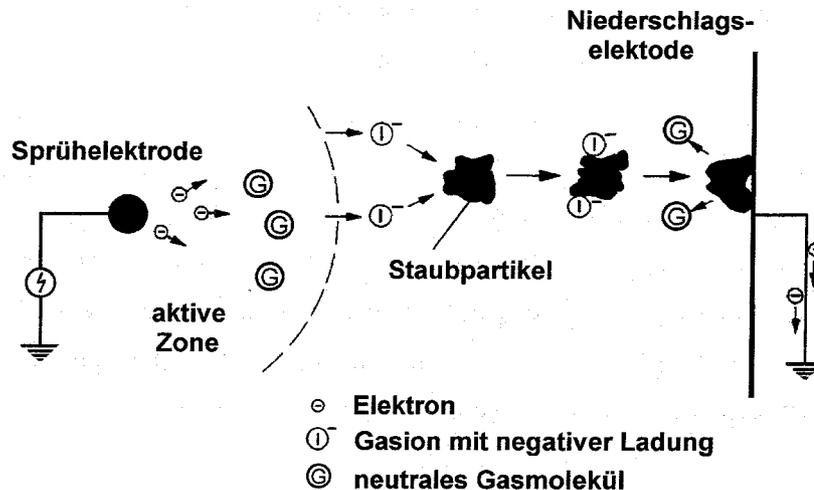


Abbildung 4: Schematischer Abscheidvorgang in einem Elektrofilter.

Um überhaupt eine Abscheidung zu ermöglichen, müssen die Staubpartikel elektrisch aufgeladen werden. Diese Aufladung der Partikel geschieht durch negativ geladene Gasmoleküle, die in der aktiven Zone an der Sprühelektrode gebildet werden. Anschließend werden die geladenen Partikel im elektrischen Feld zur sogenannten Niederschlags-elektrode transportiert. Dort entsteht eine Staubschicht, die regelmäßig durch Rütteln der Niederschlags-elektrode entfernt werden muß.

Für Partikel mit einer Größe von weniger als $0,1 \mu\text{m}$ beruht die Abscheidung auf einem anderen Prozeß. Die Brownsche Molekularbewegung führt zu einer Anlagerung der Partikel an die Niederschlags-elektrode. Eine ausführliche Darstellung der sehr komplexen Vorgänge in einem Elektrofilter für die Staubabscheidung findet man in der Literatur (siehe z.B. [Kern]).

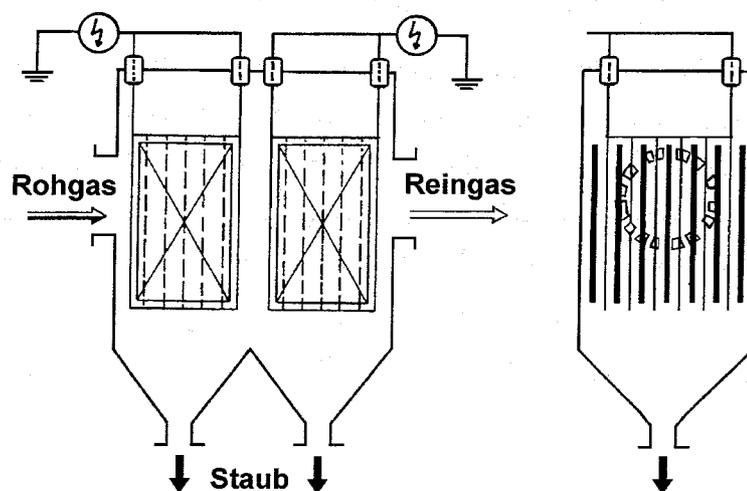


Abbildung 5: Schematischer Aufbau eines Elektrofilters.

In großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen werden, wie in Abbildung 5 dargestellt, in den meisten Fällen Plattenelektrofilter eingesetzt. Als Niederschlagselektroden dienen große Platten, zwischen denen die Sprühelektroden in Form von Drähten angeordnet sind. Die Elektrofilter an Abfallverbrennungsanlagen sind in ein, zwei oder drei Felder unterteilt, die mit einer getrennten Spannungsversorgung ausgerüstet sind.

Die Staubabscheidung eines Elektrofilters ist sehr gut und erreicht in der Praxis Abscheidegrade im Bereich von 99 %. Elektrofilter zeichnen sich darüber hinaus durch einen geringen Energiebedarf aus. Der Druckverlust eines Elektrofilters ist relativ gering und beträgt 50 bis 300 Pa [Fritz].

Die maximale Einsatztemperatur, die ca. 450 °C beträgt, wird an Abfallverbrennungsanlagen zwecks Vermeidung der de-novo Synthese von Dioxinen und Furanen nicht ausgenutzt [Bruce], [Eichberger], [Hunsinger], [Vogg-1], [Vogg-2]. Die Betriebstemperaturen von Elektrofiltern in Abfallverbrennungsanlagen liegen heute im Bereich um 200 °C.

4.2.4 Vergleich der Abscheider

An dieser Stelle werden die wichtigsten Unterschiede der vorgestellten Abscheider zusammengestellt. Von Bedeutung sind insbesondere der Staubabscheidegrad und der Druckverlust (s. Tabelle 3).

Tabelle 3: Abscheidegrad und Druckverlust der einzelnen Entstaubungsaggregate

	Abscheidegrad [%]	Druckverlust [Pa]
	Gesamtstaub	
Zyklon	ca. 80 %	500 bis 3000 Pa
Gewebefilter	über 99 %	500 und 2000 Pa
Elektrofilter	ca. 99 %.	50 bis 300 Pa

Der Flugstaub im Rauchgas von Abfallverbrennungsanlagen besitzt keine einheitliche Korngröße. Die Partikelgröße schwankt in einem Bereich zwischen weniger als 1 und 10000 µm. Die Abhängigkeit des Abscheidegrades von der Partikelgröße für die einzelnen Abscheider ist in Abbildung 6 dargestellt.

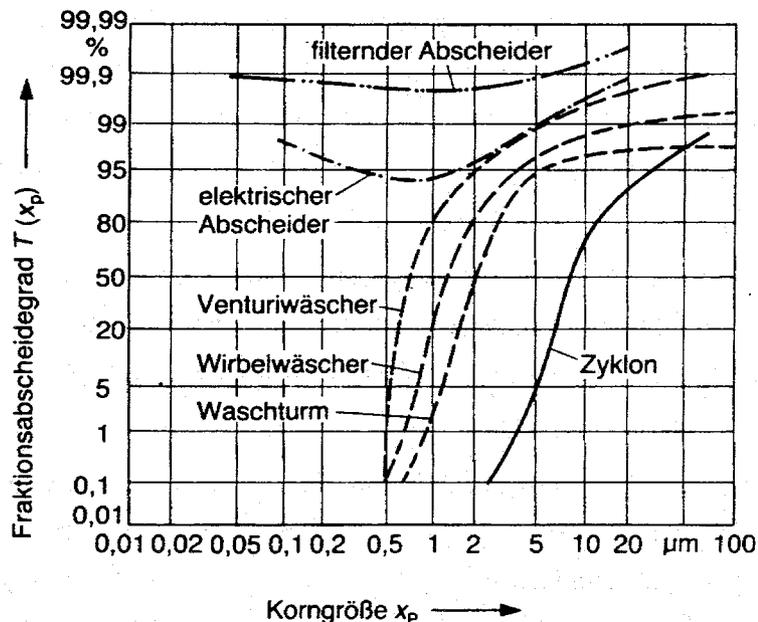


Abbildung 6: Abscheidegrad für verschiedene Abscheider [Kern].

Für filtrierende Abscheider wie Gewebefilter liegen die Abscheideraten für alle Korngrößen über 99 %. Die beiden unterschiedlichen Abscheidemechanismen - Brownsche Molekularbewegung und Stoßionisierung - führen bei Elektrofiltern zu einer Abnahme des Abscheidegrades bei Korngrößen im Bereich von 0,1 bis 5 μm [Turegg]. Die Staubabscheidung mit einem Zyklon nimmt für Partikel mit einer Größe von weniger als 20 μm stark ab. Aufgrund dieser schlechten Abscheideleistung werden Zyklohe heute nur noch als Vorabscheider eingesetzt.

Die Auswahl des Entstaubers ist für die Qualität der Rückstände aus den anderen Rauchgasreinigungssystemen von Bedeutung. Durch den Einsatz eines Gewebefilters können die Schwermetallkonzentrationen in den Rückständen der folgenden Rauchgasreinigungssysteme reduziert werden, denn insbesondere Schwermetalle sind im Flugstaub in den Feinfraktionen angereichert [Birnbaum-2].

4.3 Entfernung saurer Schadgase

Für die Entfernung der sauren Schadgase, zu denen vorwiegend HCl, SO₂ und HF gehören, sind mit Trocken-, Quasitrocken- und Naßverfahren drei verschiedene Varianten zu unterscheiden. Die quasitrockene Variante wird auch als "halbtrocken" bezeichnet.

Die unterschiedlichen Verfahrenstechniken beruhen auf ähnlichen chemischen Prozessen, denn die sauren Schadgase werden bei den drei Varianten immer mit alkalischen Substanzen neutralisiert. Bei den Neutralisationsmitteln handelt es sich in den meisten Fällen um Natriumhydroxid (NaOH), Kalk (CaO), Calciumhydroxid (Ca(OH)₂), oder Calciumcarbonat (CaCO₃). Auch Dolomit, ein Doppelsalz aus Calciumcarbonat (CaCO₃) und Magnesiumcar-

bonat (MgCO_3) wird verwendet. Als Reaktionsprodukte entstehen dann die entsprechenden Chlorid- und Sulfatsalze. Die Reaktionsgleichungen für die Umsetzung sind im nächsten Abschnitt aufgeführt.

4.3.1 Trocken konditionierte Abscheidung

Die Abtrennung der sauren Schadstoffe aus dem Rauchgas durch eine trockene Abscheidung ist die verfahrenstechnisch einfachste Lösung. Es werden nur sehr wenige Verfahrensstufen in der Rauchgasreinigung verwendet. In das Rauchgas wird ein festes Adsorbens, in der Regel $\text{Ca}(\text{OH})_2$, als fein gemahlener Feststoff direkt eingeblasen.

Eine Ausnahme, auf die im Rahmen dieser Arbeit nicht näher eingegangen wird, ist das von der Fa. Solvay angebotene Neutrec[®]-Verfahren. Zur Abscheidung der sauren Rauchgasbestandteile wird Natriumhydrogencarbonat (NaHCO_3) eingesetzt, das sich bei Temperaturen oberhalb von 140 °C in Natriumcarbonat umwandelt [Höltje]. Es entsteht eine sehr große Oberfläche, so daß relativ geringe Neutralisationsmittelmengen benötigt werden [Solvay].

Allerdings sind Verfahren, die bei Einsatz von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ausschließlich rein trocken arbeiten, heute nicht mehr üblich. Ein moderneres System zur trockenen Rauchgasreinigung ist in Abbildung 7 dargestellt.

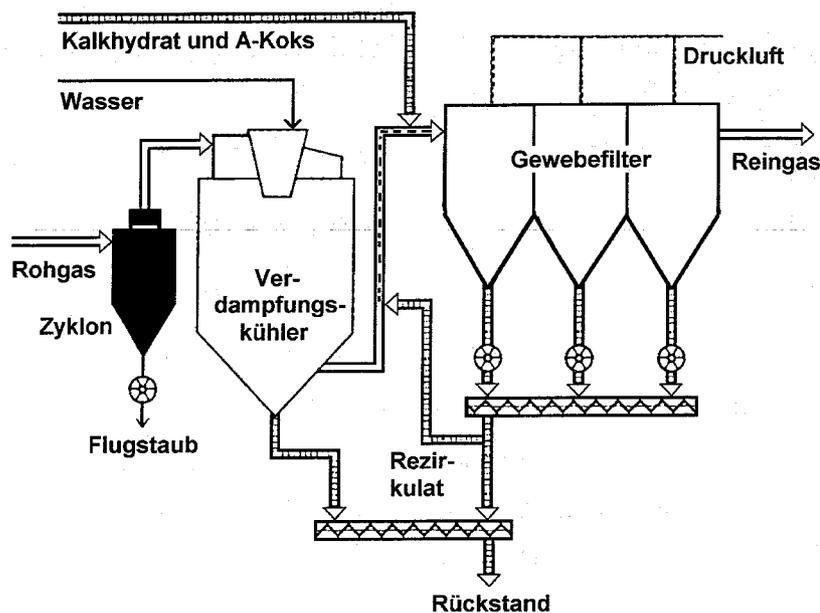


Abbildung 7: Schematische Darstellung der trockenen Rauchgasreinigung.

Es besteht aus einem Verdampfungskühler, der anschließenden Eindüsung des trockenen Adsorbens im Rauchgaskanal und einem Gewebefilter. Für einen möglichst guten Umsatz des Neutralisationsmittels sind im Rauchgas bestimmte Werte für Temperatur und Wassergehalt einzuhalten, die z. B. mit einem Verdampfungskühler oder einer Quenche eingestellt werden

können. Diese Art des Trockenverfahrens wird als konditioniertes Trockenverfahren bezeichnet.

Die trockene Rauchgasreinigung kann mit einer Entstaubung des Rauchgases kombiniert werden. In Abbildung 7 wird mit einem Zyklon zunächst eine Vorentstaubung durchgeführt und der verbleibende Feinstaub wird gemeinsam mit dem Neutralisationsmittel im Gewebefilter entfernt. Eine direkte Zugabe des Neutralisationsmittels in das nicht entstaubte Rauchgas ist ebenfalls möglich.

Die chemische Reaktion zwischen den sauren Schadgaskomponenten und dem Neutralisationsmittel läuft an zwei Stellen im Rauchgasreinigungssystem ab. Die Reaktion beginnt im Rauchgaskanal, und der weitere Umsatz des Neutralisationsmittels findet im Filterkuchen des Gewebefilters statt. Mit dem Gewebefilter wird das eingebrachte Neutralisationsmittel aus dem Rauchgas entfernt.

Das im Gewebefilter abgeschiedene Adsorbens stellt ein Gemisch aus verschiedenen Salzen und nicht umgesetztem Ca(OH)_2 dar. Zur Minderung des Calciumhydroxidverbrauchs wird ein Teil des im Gewebefilter abgeschiedenen Feststoffes als Rezirkulat erneut in den Rauchgaskanal eingeblasen.

Die aus dem System ausgeschleusten Rückstände können zur Zeit nicht sinnvoll stofflich verwertet werden, so daß eine Deponierung erforderlich ist.

Die Abscheidung der sauren Schadstoffe läuft bei Einsatz von Calciumhydroxid (Ca(OH)_2) vereinfacht nach den folgenden Reaktionen ab:



Die chemischen Reaktionsvorgänge sind aufgrund der beteiligten unterschiedlichen Gas--Feststoff-Phasen sehr komplex. Hinzu kommen die Einflüsse der Gasfeuchte und der Temperatur. Die Reaktionen laufen an der Oberfläche der Ca(OH)_2 -Partikel ab und sind von verschiedenen Diffusionsvorgängen abhängig.

Ganz entscheidend wird der Bedarf des Neutralisationsmittels durch die spezifische Oberfläche des Neutralisationsmittels beeinflusst. In der Regel werden Kalkhydrate mit einer spezifischen Oberfläche von 3 - 20 m^2/g eingesetzt [Nethe], [Herbig]. Mit diesen handelsüblichen Kalkhydraten wird für die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der sauren Schadstoffe ein relativ großer Überschuß an Neutralisationsmittel benötigt. Wie in Abschnitt 6.4.5 näher erläutert wird, liegt der stöchiometrische Faktor, der den Chemikalienüberschuß beschreibt,

zwischen 2,4 und größer 3. Der hohe Chemikalienverbrauch führt automatisch zu großen Rückstandsmengen, die entsorgt werden müssen.

Es kommen aber auch Neutralisationsmittel zum Einsatz, die eine wesentlich größere aktive Oberfläche besitzen. Produkte der Rheinischen Kalksteinwerke Wülfrath haben z. B. eine aktive Oberfläche von ca. $40 \text{ m}^2/\text{g}$ und ermöglichen somit einen geringeren stöchiometrischen Verbrauch [Herbig], [Labuschewski].

4.3.2 Quasitrockene Abscheidung

Das Quasitrockenverfahren zur Abscheidung von HCl, SO_2 , HF u.a.m. ist in der Anordnung der verfahrenstechnischen Apparate dem konditionierten trockenem Verfahren sehr ähnlich. Abbildung 8 zeigt den Aufbau für ein quasitrockenes Rauchgasreinigungsverfahren.

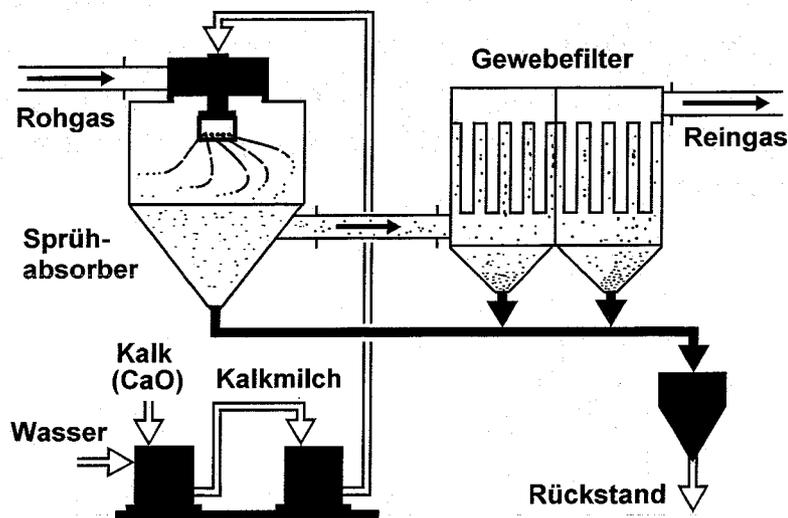


Abbildung 8: Schematische Darstellung der quasitrockenen Abscheidung.

Bei diesem Verfahren kann der Flugstaub separat oder gemeinsam mit den Reaktionsprodukten abgeschieden werden. Im Fall der separaten Flugstaubabscheidung ist dem Sprühlturm ein Staubabscheider vorgeschaltet. Für eine gemeinsame Abscheidung wird das staubhaltige Rohgas aus dem Kessel direkt in den Sprühabsorberturm geleitet.

In dem Sprühabsorber, auch Sprühlturm oder Sprühsorptionsreaktor genannt, wird eine Lösung oder eine Suspension der alkalischen Substanz versprüht, so daß durch die feine Zerstäubung eine große Kontaktfläche mit der Gasphase entsteht. Als Reaktionsprodukte entstehen Salze, die mit dem Gasstrom aus dem Sprühabsorber ausgetragen werden. In einem nachgeschalteten Entstaubungsaggregat, Elektrofilter oder Gewebefilter werden die Salze aus dem Gasstrom abgetrennt.

Die Reaktionsvorgänge für die Abscheidung der sauren Schadstoffe sind ähnlich komplex wie bei dem konditionierten Trockenverfahren. Die sauren Schadgase werden von den Flüssigkeitstropfen absorbiert oder reagieren später mit dem Feststoff, der aus dem Flüssigkeitstropfen durch Verdampfung, Kristallisation und Trocknung entstanden ist. Die Energie für diese Vorgänge wird dem heißen Rauchgas entzogen.

Durch diese quasitrockene Arbeitsweise wird das Neutralisationsmittel im Vergleich zur trockenen Abscheidung besser genutzt, so daß bei gleicher Abscheiderate geringere Mengen des Neutralisationsmittels eingesetzt werden müssen. In der Literatur wird der stöchiometrische Faktor mit 2,2 bis 3,0 angegeben. Die Auswahl des Wertes für den stöchiometrischen Faktor wird in Abschnitt 6.4.5 näher erläutert.

4.3.3 Nasse Abscheidung

Die nasse Abscheidung von HCl, HF und SO₂ wird an den meisten großtechnischen Anlagen durchgeführt. Bei dieser Art der Abscheidung werden nach einer Entstaubung des Rohgases die sauren Schadstoffe durch eine Absorption in wäßrigen Lösungen aus dem Rauchgas abgetrennt. Die nasse Rauchgasreinigung wird üblicherweise zweistufig ausgelegt, wie das Beispiel in Abbildung 9 zeigt.

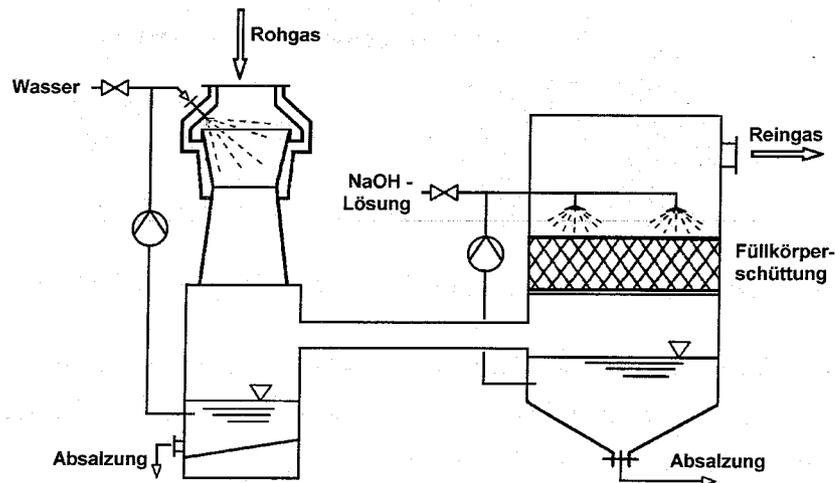


Abbildung 9: Beispiel für eine nasse Rauchgasreinigung.

In der ersten Wäscherstufe, in Abbildung 9 links, werden die Halogenwasserstoffe HCl und HF aus dem Rauchgas abgetrennt. Außerdem wird Quecksilber als HgCl₂ von der wäßrigen Phase aufgenommen, deren pH-Wert im Bereich von 1 liegt. Für die Absorption von HCl, HF und Hg wird nur Wasser benötigt; Hilfschemikalien sind nicht erforderlich. Die Halogenwasserstoffe werden unter Bildung der wäßrigen Säuren absorbiert. Diese Reaktionen sind in folgenden vereinfachten Gleichungen dargestellt:



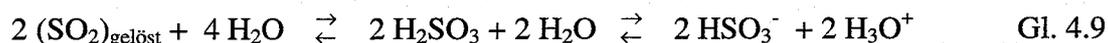
Von den vier hier betrachteten Säuren ist HF die schwächste, d. h. das Gleichgewicht in Gl. 4.5 liegt weitgehend auf der linken Seite, während für die starken Säuren HCl, HBr, und HJ die Gleichgewichte praktisch vollständig auf der rechten Seite liegen. Die Säurestärke nimmt dabei von HCl nach HJ zu.

Quecksilber wird als Chlorokomplex, z. B. als $[\text{HgCl}_4]^{2-}$, gelöst [Braun], [Kind], [Ulbrich]. Die Ableitung des Absorbats bzw. die Zuleitung von Wasser wird in Abhängigkeit vom pH-Wert oder einer äquivalenten Größe gesteuert.

An einigen großtechnischen Anlagen wird die Absorption von HCl in eine Vor- und eine Hauptstufe gegliedert. In der Abbildung 9 ist diese Möglichkeit, die zu einem dreistufigen Wäschersystem führt, nicht dargestellt. Auf die Stoffbilanzen der chemischen Abscheidungsprozesse hat diese zusätzliche Unterteilung keinen Einfluß.

Die zweite Wäscherstufe, in Abbildung 9 rechts, dient überwiegend der Abtrennung von SO_2 aus dem Rauchgas. Um die Abscheidung sicherzustellen, muß durch Zugabe von Hilfschemikalien ein pH-Wert von 7 eingehalten werden. Als Hilfschemikalien werden Natriumhydroxid, Calciumhydroxid oder Calciumcarbonat eingesetzt. Daneben kommt auch Dolomit, ein Doppelsalz aus Calciumcarbonat und Magnesiumcarbonat zum Einsatz.

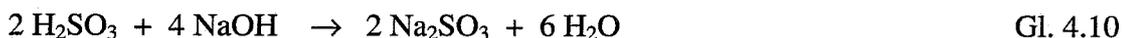
Die Umsetzung von SO_2 in der Waschflüssigkeit erfolgt in mehreren Schritten, die am Beispiel des Natriumhydroxids erläutert werden. Der erste Schritt ist die Absorption von SO_2 in Wasser (SO_2)_{gelöst}, während erst im zweiten Schritt eine chemische Umwandlung in schweflige Säure (H_2SO_3) stattfindet. In wäßriger Lösung liegt die Säure in dissoziierter Form vor. Diese Reaktionen sind zusammenfassend in Gleichung 4.9 dargestellt:



Bei der Bildung von schwefliger Säure liegt das Gleichgewicht stark auf der linken Seite, d. h. nur ein relativ kleiner Teil des gelösten Schwefeldioxides wandelt sich in schweflige Säure um. Aufgrund der Säurestärke der schwefligen Säure wird das Gleichgewicht bei Vorhandensein einer zweiten stärkeren Säure noch weiter nach links in Richtung Schwefeldioxid gedrängt, so daß z. B. im HCl-Wäscher bei $\text{pH} = 1$ SO_2 nur im geringen Maße abgeschieden werden kann.

Erst bei geringen H_3O^+ -Konzentrationen, also bei höheren pH-Werten, können nennenswerte Mengen an schwefliger Säure gebildet werden, die im SO_2 -Wäscher mit Natronlauge oder

anderen Neutralisationsmitteln neutralisiert wird. In der Praxis arbeitet man, wie schon erwähnt, bei einem pH-Wert von 7:



In der wäßrigen Phase bildet sich durch Oxidation mit Sauerstoff, z. B. aus dem Rauchgas, aus Natriumsulfit (Na_2SO_3) das Natriumsulfat (Na_2SO_4) [Gutberlet]:



In der Regel wird das gebildete Natriumsulfat, nach Überführung der Wäscherabsatzungen in eine Abwasserbehandlungsanlage, mit Hilfe von Calciumhydroxid in Gips ($\text{CaSO}_4 \times 2 \text{H}_2\text{O}$) umgewandelt.

Die in der zweiten Wäscherstufe zur Abscheidung von SO_2 eingesetzten Hilfschemikalien haben Vor- und Nachteile. Natriumhydroxid ist im Vergleich zu den verschiedenen Calciumverbindungen relativ teuer. Zusätzlich muß das gebildete Natriumsulfat zur Gipserzeugung bei der Abwasserbehandlung mit Calciumhydroxid behandelt werden. Dagegen führt die Verwendung der preiswerteren Calciumverbindungen zur direkten Bildung von schwerlöslichem Calciumsulfat (Gips). In diesem Fall entsteht aber verfahrenstechnisch ein Mehraufwand, da in den Wäschern eine Gips-Suspension umgewälzt werden muß. Hierdurch können Probleme bei der Dosierung oder durch Verkrustungen auftreten.

Die Naßverfahren zeichnen sich gegenüber den anderen Verfahren durch einen geringeren Neutralisationsmittelverbrauch aus. So können sehr gute Abscheideraten mit fast stöchiometrischem Verbrauch an Hilfschemikalien erzielt werden. Der stöchiometrische Faktor wird, wie in der Tabelle 14, S. 48 aufgeführt, in der Literatur mit 1,1 - 1,4 angegeben. Die anfallenden Rückstandsmengen sind entsprechend niedrig. Nachteilig ist der größere verfahrenstechnische Aufwand der Naßverfahren, der zu deutlich höheren Investitionskosten führt.

Für die technische Umsetzung der Absorptionsprozesse ist die Erzeugung einer möglichst großen Stoffaustauschfläche zwischen dem Rauchgas und der flüssigen Phase erforderlich. Als verfahrenstechnische Apparate werden in den Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen überwiegend Sprüh- und Füllkörperwäscher eingesetzt.

In den Wäschern werden die Rauchgase auf eine Kühlgrenztemperatur von etwa 60 °C abgekühlt. Nach den Wäschern ist eine Aufheizung erforderlich, die vom weiteren Aufbau der Rauchgasreinigung abhängt.

Bei neuen Abfallverbrennungsanlagen dürfen die Absatzungen allerdings aufgrund gesetzlicher Anforderungen [AbwV] kaum noch in Vorfluter eingeleitet werden. Die Waschflüssigkeiten müssen neutralisiert und zu einem festen Rückstand eingedampft werden.

Für diesen Prozeß sind zwei Varianten zu unterscheiden. Die Eindampfung kann mit Hilfe der heißen Rauchgase in einem Sprühtrockner und einem nachgeschalteten Partikelabscheider

durchgeführt werden, die vor den Wäschern in die Rauchgasreinigungsanlage integriert werden. Außerdem ist der Bau einer separaten Eindampfanlage möglich, die mit Dampf aus dem Kessel der Anlage beheizt wird.

4.4 Entstickung

Unter dem Begriff Entstickung ist die Beseitigung von Stickoxiden aus dem Rauchgas zu verstehen. Von den möglichen Stickoxiden ist im Rauchgas von Abfallverbrennungsanlagen überwiegend NO enthalten. Der zulässige Grenzwert der 17. BImSchV wird aber auf NO₂ bezogen.

Für die Bildung von NO in Verbrennungsprozessen gibt es drei unterschiedliche Mechanismen. Thermisches NO entsteht aus dem Stickstoff und Sauerstoff der Verbrennungsluft bei hohen Temperaturen. Das Brennstoff-NO bildet sich durch Oxidation von Stickstoffanteilen im Brennstoff und "promptes" NO kann sich z. B. über stickstoffhaltige Radikale bilden, die bei der Verbrennung zusammen mit Sauerstoffatomen entstehen.

Die Stickoxide im Rauchgas einer Abfallverbrennungsanlage werden zum überwiegenden Teil aus dem im Brennstoff enthaltenen Stickstoff gebildet. Durch eine Optimierung der Feuerung, insbesondere der Luftverteilung, und durch eine Rauchgasrezirkulation kann die NO-Konzentration im Abgas auf einem niedrigen Niveau gehalten werden. Die vorgegebenen Grenzwerte können jedoch nicht eingehalten werden.

Zur Minderung der NO_x-Konzentrationen im Rauchgas von Abfallverbrennungsanlagen werden im großtechnischen Maßstab mehrere Verfahren eingesetzt, die auch in anderen Industriebereichen sehr weit verbreitet sind. Auf die wichtigsten Verfahren, das SCR- und das SNCR-Verfahren, wird in diesem Abschnitt näher eingegangen.

4.4.1 Das SCR-Verfahren

Das Verfahren der selektiven katalytischen Reduktion (SCR) ist eine Sekundärmaßnahme zur Reduktion von Stickoxiden, das sehr oft in Kraftwerken eingesetzt wird. Den schematischen Aufbau einer SCR-Anlage zeigt Abbildung 10.

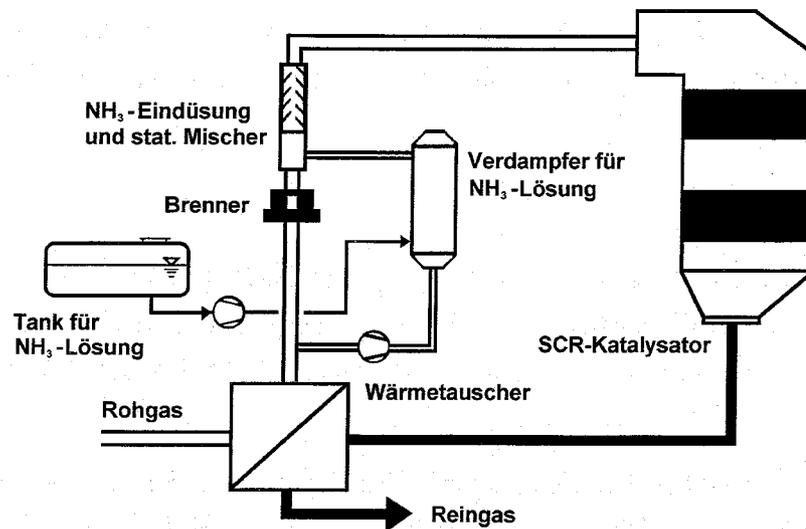


Abbildung 10: Schematischer Aufbau des SCR-Verfahrens.

Das SCR-Verfahren arbeitet mit einem Katalysator und Ammoniakgas oder Ammoniakwasser als Hilfschemikalie zur Reduktion der Stickoxide. Die chemische Reaktion ist von der eingesetzten Hilfschemikalie abhängig und läßt sich vereinfachend durch die beiden folgenden Reaktionsgleichungen beschreiben.



An Abfallverbrennungsanlagen wird überwiegend eine wäßrige Lösung mit 25 Gew.-% Ammoniak eingesetzt, denn im Vergleich zu Großkraftwerken werden aufgrund kleinerer Volumenströme und NO_x -Konzentrationen geringere Ammoniakmengen benötigt. Der apparative Aufwand ist durch den Entfall von Druckbehältern geringer [Glinka], außerdem entfällt im Rahmen der Genehmigung die Störfallanalyse für die entsprechenden Lagereinrichtungen.

Als Katalysator dienen Wabenkatalysatoren auf Titandioxidbasis, die mit Vanadium, Molybdän, Wolfram und Eisenverbindungen dotiert sind. Die Betriebstemperatur dieser Katalysatoren liegt derzeit üblicherweise im Bereich um 300°C , so daß bei Installation der SCR-Anlage nach den Wäschern ein Brenner erforderlich wird. Zukünftig wird durch neue Katalysatoren die Betriebstemperatur auf ein niedrigeres Niveau gesenkt werden. Genauere Informationen zu den Katalysatoren, deren Herstellung und den chemischen Reaktionen können der Literatur entnommen werden [Köser]. Die Abscheiderate liegt bei über 70 % [Karl].

Das SCR-Verfahren kann an verschiedenen Stellen in der Rauchgasreinigung installiert werden. Die Abbildung 11 zeigt schematisch die möglichen Varianten.

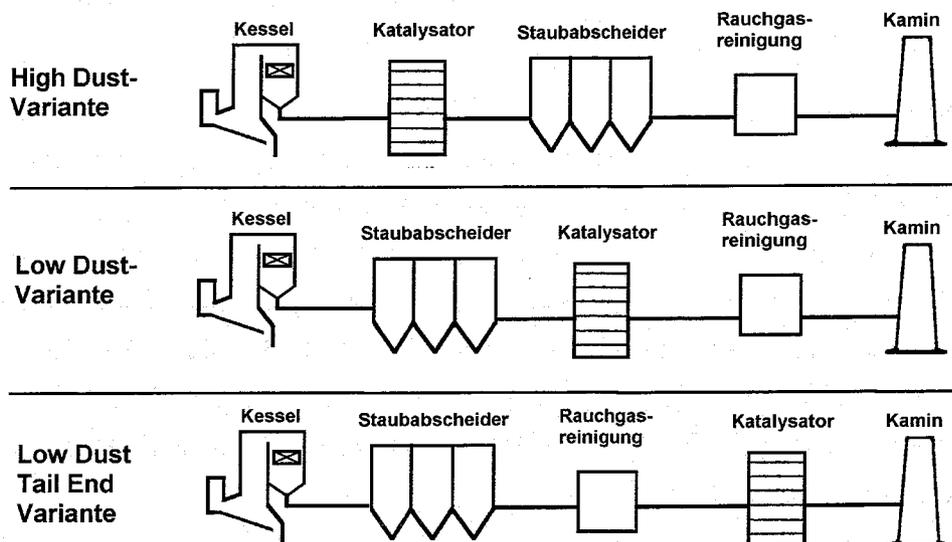


Abbildung 11: Schaltung des SCR-Verfahrens in der Rauchgasreinigung.

Bei der *High-Dust-Schaltung* wird das Rauchgas vom Kessel direkt in den Katalysator eingeleitet [Kempin]. Die Temperatur der Rauchgase ist am Kesselende so hoch, daß eine zusätzliche Aufheizung der Rauchgase nicht erforderlich ist. Diese Schaltung direkt hinter dem Kessel, die bei Kraftwerken weit verbreitet ist, hat an Abfallverbrennungsanlagen mehrere Nachteile. Praktische Versuche haben gezeigt, daß die Schwermetalle im Filterstaub eine Minderung der Katalysatoraktivität verursachen. Die Flugstäube können zu Ablagerungen bis zu Verstopfungen führen [Glinka].

Aufgrund der genannten Probleme mit einer high-dust Schaltung hat sich in der Vergangenheit die *Low-Dust Tail-End-Schaltung* an Abfallverbrennungsanlagen etabliert. Der Katalysator für das SCR-Verfahren wird nach der Abscheidung der Stäube und der sauren Schadstoffe in der Rauchgasreinigung installiert. Bei diesem Aufbau ist eine Wiederaufheizung des Rauchgases auf die Betriebstemperatur des Katalysators erforderlich.

Im Prinzip ist auch eine Anordnung des SCR-Katalysators zwischen dem Entstauber und der Abscheideeinrichtung für die sauren Schadstoffe denkbar (*Low-Dust-Schaltung*). Aufgrund der erforderlichen Betriebstemperaturen für die Katalysatoren ist eine solche Anordnung nicht zweckmäßig, denn die Rauchgastemperaturen hinter dem Elektro- oder Gewebefilter sind zu niedrig für den Betrieb im Temperaturbereich von 300 °C der SCR-Anlage.

Neuere Entwicklungen können für die Zukunft Veränderungen bei der Anordnung des SCR-Verfahrens in der Rauchgasreinigungsanlage bewirken. Zu den Neuentwicklungen gehören Katalysatoren, die bei niedrigeren Betriebstemperaturen arbeiten [Paulsen], [Brunner], [Jessen], [Dittrich], [Walter], [Herber]. Außerdem werden zur Zeit Abfallverbrennungsanlagen mit einer High-Dust-Schaltung des Katalysators gebaut, denn die Vorteile dieser An-

ordnung sind leicht einzusehen. Ein Gas/Gas-Wärmetauscher und eine zusätzliche Wiederaufheizung sind nicht erforderlich. Die Anlage wird dadurch einfacher und kostengünstiger.

Im September 1996 wurde in Malmö (Schweden) eine Großanlage mit einer High-Dust-Schaltung des SCR-Katalysators in Betrieb genommen, die von ABB gebaut worden ist. Ein weiteres Beispiel für eine andere Anordnung des Katalysators ist der Neubau der dritten Verbrennungslinie an der MVA Würzburg. Dort ist die SCR-Anlage in den Kesselbereich integriert. Das Rauchgas wird nach dem Konvektionsteil des Kessels zunächst mit einem Zyklon entstaubt. Das entstaubte Rauchgas gelangt dann in die SCR-Anlage. Die Restwärme der Rauchgase wird im Economizer zur Speisewasservorwärmung genutzt [ZVA]. Außerdem wird am Standort Rostock eine Abfallverbrennungsanlage mit einer SCR-Anlage geplant, die direkt nach dem Kessel installiert ist [Fritsche].

Ein modifizierter SCR-Katalysator kann auch als Oxidationskatalysator zur Zerstörung von organischen Schadstoffen eingesetzt werden. Diese Anwendungsmöglichkeit wird in Abschnitt 4.5.4 kurz vorgestellt.

Zur Berechnung der für die Entstickung benötigten NH_3 -Mengen wird auf Abschnitt 8.4, S. 99 verwiesen.

4.4.2 Das SNCR-Verfahren

Die wissenschaftlichen Grundlagen für diesen Weg der Entstickung wurden bereits zu Beginn der 70er Jahre im Rahmen der gesetzlich geforderten Stickoxidreduzierung in Japan und den USA erarbeitet. Das SNCR-Verfahren (selektive nichtkatalytische Reduktion) ist eine verfahrenstechnisch relativ einfache Methode, bei der die Stickoxide bereits im Feuerraum in einer Gasphasenreaktion mit Ammoniak oder anderen Hilfschemikalien, z. B. Harnstoff, reduziert werden.

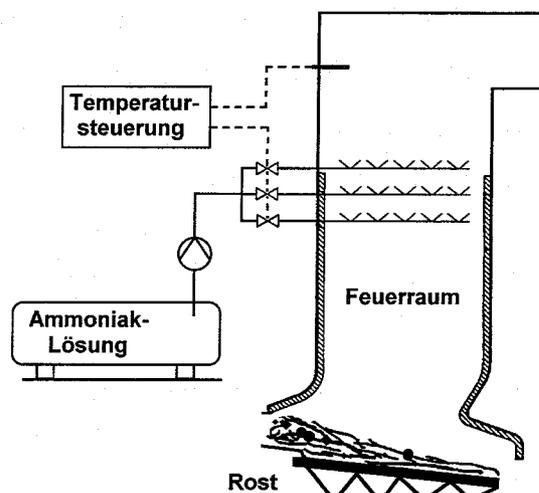


Abbildung 12: Schema einer SNCR-Entstickung an einer Abfallverbrennungsanlage.

Die Abbildung 12 zeigt schematisch die Anordnung der Düsen im Feuerraum einer Abfallverbrennungsanlage. Für die Einhaltung der optimalen Reaktionstemperatur, die bei diesem Verfahren in einem Temperaturbereich zwischen 850 und 1100 °C liegt (Temperaturfenster), sind im Kessel der Abfallverbrennungsanlage die Düsen zum Einsprühen der NH₃-Lösung in verschiedene Ebenen eingebaut [Jessen], [Dittrich]. Das Umsatzoptimum der Gasphasenreaktion liegt bei Temperaturen um 950 °C.

Die Entstickung nach dem SNCR-Verfahren ist aufgrund der Investitions- und Betriebskosten kostengünstiger als das SCR-Verfahren. Insbesondere die nicht erforderlichen Aufwendungen für die Aufheizung der Rauchgase wirken sich positiv aus.

Die Abscheiderate liegt bei ca. 50 % [Karl] (bis 60% [Fritz]). Neben der mäßigen Abscheiderate ist das SNCR-Verfahren mit weiteren Nachteilen verbunden. Im Kesselraum gelingt keine vollständige Umsetzung des zugeführten Reduktionsmittels. Die unvollständige Umsetzung des Reduktionsmittels führt zwangsläufig zu einem erhöhten Chemikalienverbrauch.

Der nicht umgesetzte Anteil tritt mit dem Rauchgas aus dem Kessel in die Rauchgasreinigungsanlage ein. Durch diesen Schlupf des Reduktionsmittels kann es zu einer Adsorption von Ammoniak an die Filterstäube kommen, so daß später aus den Rückständen der Rauchgasreinigung gasförmiges Ammoniak entweicht [Egeler].

An einer großtechnischen Anlage wurden in den Rückständen der Rauchgasreinigung Ammoniumkonzentrationen (NH₄⁺) von bis zu 800 mg/kg als Spitzenwerte gefunden. In der Raumluft erreichten die NH₃-Konzentrationen 30 mg/Nm³ [Egeler]. Für die maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK-Wert) werden 30 mg/Nm³ vorgeschrieben. Für die Berechnung der benötigten NH₃-Mengen wird auf Abschnitt 8.4, S. 99 verwiesen (siehe auch [Franck]).

4.5 Weitere Rauchgasreinigungsverfahren

Die bisher beschriebenen Rauchgasreinigungsverfahren ermöglichen - bis auf die Vorgaben für die Dioxine und Furane - die sichere Einhaltung der Grenzwerte nach der 17. BImSchV. Durch zusätzliche Abscheidestufen (Feinreinigung) am Ende der Rauchgasreinigungsanlage oder durch Modifikation der bisher beschriebenen Rauchgasreinigungsaggregate können alle geforderten Grenzwerte eingehalten werden.

Diese Aussage gilt für Altanlagen allerdings nur mit Einschränkungen. Außerdem wird oft eine deutliche Unterschreitung der Grenzwerte gefordert, so daß weitere Rauchgasreinigungsaggregate oder Anpassungsmaßnahmen bestehender Aggregate erforderlich werden.

4.5.1 Wanderbettadsorber

Im Bereich der Abfallverbrennung werden Kohleadsorber für die Feinreinigung der Rauchgase nach der Abscheidung der sauren Schadstoffe eingesetzt. Im Mittelpunkt steht die Ab-

scheidung von Dioxinen, Furanen und die Restmengen von Quecksilber aus dem Rauchgas. Für die Adsorption der Schadstoffe werden z. B. sogenannte Wanderbettadsorber eingesetzt, in denen zur Abscheidung der Schadstoffe das Rauchgas eine Kohleschicht durchströmt. Die Abbildung 13 zeigt schematisch den Aufbau und die Funktion eines Wanderbettadsorbers.

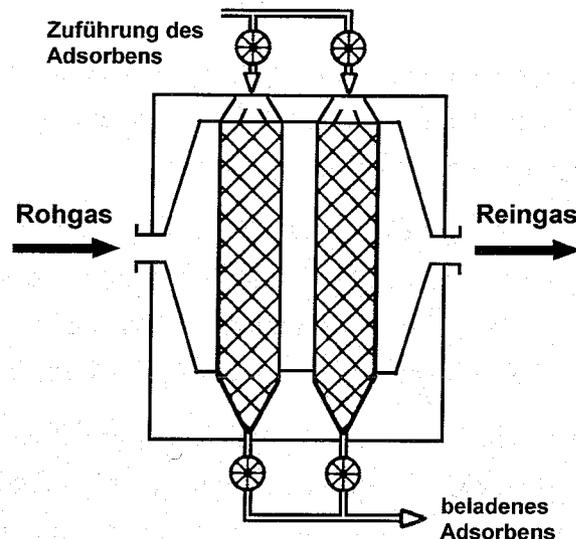


Abbildung 13: Schematischer Aufbau eines Wanderbettadsorbers.

Die mit Schadstoffen beladene Kohle wird unten aus dem Adsorber abgezogen und durch Zugabe von frischer Kohle ersetzt. Die im technischen Maßstab realisierten Wanderbettadsorber unterscheiden sich in der Zu- und Abführung von Rauchgas und Adsorbens. Die mit Schadstoffen beladene Kohle wird in der Regel dem Feuerraum der Abfallverbrennungsanlage zugeführt.

In den Kohleadsorbern werden zur Adsorption Aktivkohle oder verschiedene Kokssorten eingesetzt. Für den Adsorbensbedarf werden in der Literatur verschiedene Werte angegeben. Für den in der Regel verwendeten Herdofenkoks (HOK) sind Verbrauchsangaben in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: Koksverbrauch in Wanderbettadsorbern

Material	Menge	Quelle
Braunkohlenaktivkoks (Herdofenkoks)	0,45 kg/t Abfall	[Franck]
Aktivkoks	1 kg/t Abfall	[MVV-1]
Braunkohlenaktivkoks (Herdofenkoks)	ca. 1 kg/t Abfall	[Rheinbraun-2]
Aktivkoks	ca. 1,5 kg/t Abfall	[MVV-2]

Der stark schwankende Koksbedarf hängt von der Verfahrenstechnik ab. Er beträgt nach den vorliegenden Informationen im Mittel ca. 1 kg/t_A.

Der Herdofenkoks zeigt eine gute Abscheideleistung bezüglich HCl, HF, SO₂, NH₃, basischen Aminen und gasförmigen Schwermetallen sowie Dioxinen und Furanen durch adsorbtive und katalytische Effekte. So kann z. B. aus SO₂ H₂SO₄ gebildet werden. Auch partikelgebundene Schadstoffe wie Cadmium und Blei lassen sich abscheiden. Bei Quecksilber ergibt sich der Vorteil, daß auch metallisches Quecksilber abgeschieden werden kann. Die Abscheideleistung der Wanderbett- bzw. Festbettadsorber werden gegenüber anderen Feinreinigungsverfahren als am effektivsten angesehen [Stegemann], [Rheinbraun-1], [Cleve], [Grodten].

Wie bei allen anderen Rauchgasreinigungsaggregaten hat auch ein Fest- bzw. Wanderbettadsorber verschiedene Vor- und Nachteile. Als Vorteil ist die relativ problemlose Entsorgung des beladenen Adsorbens zu sehen, das im Feuerraum bis auf den Ascheanteil rückstandslos verbrannt werden kann.

Als Nachteil ist die Brandgefahr anzuführen, die durch unzureichende Abfuhr der bei der Adsorption freiwerdenden Wärmeenergie entstehen kann. Der Einsatz eines Kohleadsorbers kann darüber hinaus die CO-Konzentration im Reingas und durch Abrasion die Staubfracht negativ beeinflussen.

Als neuere Entwicklung wird auf dem Markt das Kombisorbon-Verfahren angeboten [Klose]. Im Vergleich zum herkömmlichen Wanderbettadsorber wird bei diesem Verfahren ein Gemisch aus Aktivkohle und Inertmaterial als Adsorbens eingesetzt, um die Brandgefahr zu reduzieren. Die laufenden Kosten für das Kombisorbon-Verfahren sollen etwa 50 % der finanziellen Aufwendungen betragen, die für einen konventionellen Wanderbettadsorber erforderlich sind [Klose].

4.5.2 Flugstromverfahren

Das Flugstromverfahren ist eine weitere Möglichkeit zur Feinreinigung von Rauchgasen, das wie die Fest- und Wanderbettadsorber hinter der Stufe zur Entfernung der sauren Schadstoffe in der Rauchgasreinigungsanlage installiert wird [Stegemann].

Bei dieser Technik wird in das Rauchgas eine feinkörnige Mischung aus Aktivkohle oder Koks und einer Calciumverbindung eingedüst und in einem nachfolgenden Gewebefilter wieder aus dem Rauchgas entfernt. Auf dem Weg vom Zugabeort zum Gewebefilter und im Filterkuchen reagieren die Restbestandteile der sauren Schadstoffe, überwiegend SO₂ und HCl, mit der Calciumverbindung. Außerdem werden Quecksilber und organische Schadstoffe an den Aktivkohlepartiken adsorbiert.

Die Abscheideleistung hängt u. a. von der Art der feinkörnigen Mischung aus Aktivkohle und der Calciumverbindung sowie den eingesetzten Mengen dieser Hilfschemikalien ab. Das Ver-

hältnis Calciumverbindung zu Koks liegt im Bereich 10:1 bis 4:1 [Stegemann]. Im MHKW Bamberg wird zum Beispiel ca. 2500 - 3000 g/t_A eines Gemisches aus CaO/Koks im Verhältnis 90/10 eingesetzt [Reimann-6], d. h. die Koksfracht beträgt 250 - 300 g/t_A. Andere Angaben liegen bei 300 - 900 g/t_A Koks [Bayer], [Brunner], [Böhmeke].

Mit einem Flugstromverfahren können sehr niedrige Emissionswerte erreicht werden [Gottschalk-1], [Gottschalk-2], [Rheinbraun-1]. Die erzielbaren Abscheideleistungen sind mit denen des Wanderbettadsorbers vergleichbar. In Hinblick auf die Staubemission zeigt das Flugstromverfahren gegenüber dem Wanderbettadsorber Vorteile [Gottschalk-2]. Nach [Rheinbraun-1] scheint der Wanderbettadsorber etwas effizienter bei der sauren Schadstoffabscheidung zu sein.

Die anfallenden Rückstände aus dem Flugstromverfahren werden überwiegend entsorgt. Sie können aber auch zum Teil intern als Neutralisationsmittel verwertet werden.

4.5.3 Dosierung von Koks

Der Einsatz von Kohle zur Adsorption gasförmiger Schadstoffe ist nicht auf den Fest- bzw. Wanderbettadsorber oder das Flugstromverfahren begrenzt. Aktivkohle oder Herdofenkoks können auch an anderen Rauchgasreinigungsstufen zudosiert werden.

An großtechnischen Anlagen, ausgerüstet mit einem Gewebefilter zur Entstaubung, kann durch Zugabe von Kohle in den Rauchgasstrom vor dem Entstauber eine sehr gute Abscheidung von Dioxinen, Furanen und Quecksilber erreicht werden. Eine weitere Möglichkeit ist die Zudosierung von Aktivkohle vor dem Sprühtrockner, dem ein Gewebefilter nachgeschaltet ist [Thomé-1]. Die Verwendung von Koks ist auch bei den trockenen Rauchgasreinigungsverfahren möglich. Der Koks wird in diesem Fall mit dem Neutralisationsmittel in den Rauchgaskanal eingedüst.

Es werden Kokskonzentrationen von 50 - 200 mg/Nm³ im Rauchgas vor dem Gewebefilter bzw. Frachtwerte von 250 - 1000 g/t_A angegeben [Korte], [Lüder]. Die Bandbreite scheint noch größer zu sein, denn in der Literatur werden auch Koksfrachtwerte von 1000 - 3900 g/t_A gefunden [Rosenheim], [Menke], [Würzburg], [VGB 97], [MVB].

4.5.4 Oxidationskatalysator

Mit dem Oxidationskatalysator steht eine weitere Möglichkeit zur Einhaltung der Grenzwerte für Dioxine und Furane zur Verfügung. Der Oxidationskatalysator ist keine eigenständige Verfahrensstufe in der Rauchgasreinigungsanlage, sondern wird in die SCR-Anlage zur Entstickung integriert. Der SCR-Katalysator, der in der Regel aus zwei Katalysatorlagen besteht, wird um eine dritte Lage, den Oxidationskatalysator, ergänzt. In einigen Fällen wird an neuen Anlagen ein Oxidationskatalysator als Option vorgesehen.

In Versuchsanlagen wurde nachgewiesen, daß die organischen Schadstoffe sicher zerstört werden und keine neuen Schadstoffe bei der Zerstörung der Dioxine und Furane im Katalysator entstehen [Glinka]. Außerdem werden durch Oxidation die Konzentrationen von elementarem Quecksilber und Kohlenmonoxid verringert [Glinka].

Für den Einsatz des Oxidationskatalysators spricht, daß keine zusätzlichen Hilfschemikalien erforderlich sind. Der Sauerstoffgehalt im Abgas reicht für die Oxidation der Schadstoffe aus. Ein weiterer Vorteil des Oxidationskatalysators ist der rückstandsfreie Betrieb. Mit einem Oxidationskatalysator können die Restkonzentrationen der sauren Schadstoffe HCl und SO₂ allerdings nicht verringert werden.

5 Beschreibung der Modellanlagen

In diesem Kapitel werden zunächst die Modellanlagen beschrieben, auf denen die Stoffbilanzen der verschiedenen Rauchgasreinigungsanlagen beruhen. Für die Berechnung der Stoffbilanzen wird von einer Rostfeuerung mit Dampferzeuger (Kessel) ausgegangen, die für moderne großtechnische Abfallverbrennungsanlagen typisch ist. Diese Feuerung wird mit unterschiedlichen Rauchgasreinigungsanlagen kombiniert, so daß sich die Modellanlagen nur in der Rauchgasreinigung unterscheiden.

5.1 Feuerung und Dampferzeuger

Für die Berechnungen der Bilanzen wird von einer Rostfeuerung ausgegangen, deren Feuerung und Dampferzeuger dem aktuellen Stand der Technik entsprechen.

Die ausgewählte Rostfeuerung wurde bezüglich der Anzahl der Verbrennungslinien an eine neue Anlage am Standort Velsen angelehnt. Jede Linie hat einen stündlichen Abfalldurchsatz von 14,3 t. Mit zwei Verbrennungslinien, jeweils bestehend aus Feuerung mit Rauchgasreinigung und einer Verfügbarkeit von 7000 h im Jahr ergibt sich insgesamt eine jährliche Verbrennungskapazität von 200.000 t. Für den Standort Velsen, wo ebenfalls zwei Feuerungen vorhanden sind, wird für einen Kessel ein Durchsatz von 15 t/h und eine Jahreskapazität von 105.000 t bei 7000 h Verfügbarkeit angegeben [Bayer].

Die Bestimmung der weiteren technischen Daten für die Modellanlagen war problematisch, denn die Angaben in den zur Verfügung stehenden Quellen zeigen größere Schwankungen. So gehen die Angaben über Rauchgasvolumina in der Literatur weit auseinander. Eine Auswahl von spezifischen Rauchgasvolumina ist in Tabelle 5 aufgeführt. Die Werte für auf trockenen Zustand bezogene Rauchgasvolumina schwanken zwischen $3950 \text{ Nm}^3/t_A$ und $5300 \text{ Nm}^3/t_A$.

Zusätzlich sind die Daten zu den Rauchgasvolumina mit Unsicherheiten behaftet, denn oft stehen keine Informationen darüber zur Verfügung, ob eine Rauchgasrezirkulation installiert ist. Eine Rezirkulation von Rauchgas ersetzt einen Teil der Sekundärluft, so daß die Gesamtrauchgasmenge reduziert wird. Außerdem bewirkt eine Rezirkulation eine leichte Abnahme der Stickoxidkonzentrationen im Rauchgas.

Die Auswirkungen einer Rauchgasrezirkulation kann man [ABB-1] entnehmen. Im beschriebenen Fall sinkt die spezifische Rauchgasmenge durch Rezirkulation von $5360 \text{ Nm}^3/t_A$ (feucht) auf $4600 \text{ Nm}^3/t_A$ (feucht). Ein Vergleich dieser Werte mit Daten in Tabelle 5 zeigt, daß es sich bei Anlagen mit kleinen spezifischen Rauchgasvolumenströmen um Anlagen mit einer Rezirkulation handeln könnte.

Bei den höheren Werten ist den Informationsquellen nicht immer zu entnehmen, ob es sich um Auslegedaten für die Rauchgasreinigungsanlage mit Sicherheitsreserven oder um typische Betriebswerte handelt.

Tabelle 5: Spezifische Rauchgasvolumina in MHKW

Standort	Rauchgasvolumen [Nm ³ (feucht)/t _A]	Rauchgasvolumen [Nm ³ (trocken)/t _A]	Quelle
Hamburg Borsigstraße		3950	[Lüder]
Berlin Ruhleben	4694	3954	[ABB-6]
Würzburg	5056	4259	[Noell-2]
Mannheim	5200	4380	[MVV-1]
Würzburg		5000	
München Süd	6000	5055	[ABB-4]
Bamberg		5200	[Reimann-2]
München Nord	6338	5340	[ABB-3]
Mannheim		5778	[Achterbosch-1]
Köln	7138	6013 (max.)	[ABB-7]
Neufahrn	7300	6150	[ABB-2]
Weißenhorn	7385	6221	[ABB-8]
Zirndorf	7500	6318 (max.)	[ABB-5]

Für die Berechnungen der Bilanzen wurde ein Rauchgasvolumen von 4700 Nm³/t_A (trocken) angenommen. Eine Rauchgasrückführung wird bei der Modellanlage nicht berücksichtigt.

Als Verbrennungsrückstand von 1 t Abfall blieben früher am Ende des Verbrennungsrostes 300 bis 350 kg Rostasche zurück [Demmich-2]. Aufgrund von abfallwirtschaftlichen Maßnahmen geht die Schlackenmenge in den letzten Jahren zurück. An einer modernen Abfallverbrennungsanlage entstehen heute nur noch 250 bis 300 kg Schlacke [Zwahr].

Eine weiteres Problem sind die Staubmengen, die im Rahmen der Bilanzrechnungen berücksichtigt werden sollen. Für ältere Abfallverbrennungsanlagen beträgt die Staubmenge ca. 30 kg/t_A und umfaßt den Kessel- und Filterstaub [Reimann-4]. Bei modernen Anlagen fallen nur noch 10 bis 20 kg/t_A Staub an [Pranghofer]. In der Regel ist die Filterstaubmenge, die im Entstaubungsaggregat der Rauchgasreinigung anfällt, deutlich größer als die Kesselstaubmenge. Neuere Kesselkonstruktionen, die durch spezielle Einbauten in den Kessel wesentlich mehr Staub im Kessel abscheiden [Schäfers], werden im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Es wird von 4 kg/t_A Kesselstaub und einem Flugstaubanfall von 16 kg/t_A ausgegangen.

Neben den Rauchgasvolumina und den Rückstandsmengen müssen für die Bilanzierung der verschiedenen Rauchgasreinigungsanlagen auch Konzentrationen für die Schadstoffe im Rauchgas bestimmt werden. Diese Daten, die den Erfahrungswerten großtechnischer Anlagen entsprechen, sind in Tabelle 6 aufgeführt. Die spezifischen Werte wurden auf rechnerischem Weg ermittelt und beschränken sich auf die Stoffe, die im Rahmen der Bilanzen erfaßt werden.

Tabelle 6: Für die Rechnung verwendete Daten der Modellfeuerungsanlage

Rauchgasmenge	4700 Nm ³ /t _A (trocken), 11% O ₂
Kesselstaubmenge	4 kg/t _A
Flugstaubmenge	16 kg/t _A
Rohgaskonzentrationen mit Staubanteil	
Cl	1253 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
S	269 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
Hg	0,35 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
Cd	1,23 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
Pb	28 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
NO _x als NO ₂	400 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
Reingaskonzentrationen	
Cl	1,5 - 5 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
S	2 - 10 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
Hg	0,004 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
Cd	0,001 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
Pb	0,02 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂
NO ₂	170 mg/Nm ³ (trocken), 11% O ₂ (70 mg/Nm ³ trocken, 11% O ₂ für 1/2 17 BImSchV)

teilweise abhängig
vom Rauchgas-
reinigungssystem;
siehe Abschnitt 6. 4

Genauere Informationen zu den ausgewählten Elementen, den festgelegten Schadstoffkonzentrationen und dem Bilanzraum enthält Kapitel 6.

5.2 Auswahl der bilanzierten Rauchgasreinigungsanlagen

Aus den verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur Abscheidung von Schadstoffen aus Rauchgasen, die im Kapitel 4 beschrieben worden sind, können sehr unterschiedliche Rauchgasreinigungsanlagen aufgebaut werden.

In der Tat gibt es unter den 53 deutschen großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen bis jetzt keine wirklich baugleichen Anlagen. Erst die Abfallverbrennungsanlagen an den Standorten Rugenberger Damm und Borsigstraße in Hamburg werden weitgehend, bis auf die letzte Rauchgasreinigungsstufe, identisch sein [Schäfers]. In der Tabelle 7 ist eine Auswahl großtechnischer Kombinationen von Rauchgasreinigungsaggregaten mit Standortangaben zusammengefaßt. Alle aufgeführten Anlagen bis auf Bamberg, Ingolstadt und Krefeld arbeiten, teilweise unter Einsatz separater Aufarbeitungsanlagen, abwasserfrei.

Tabelle 7: Installierte Rauchgasreinigungsanlagen an verschiedenen Standorten

Standort	Anlagenkombination
Berlin-Ruhleben	SNCR/Gewebefilter
Bonn	SNCR/Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher/Flugstromadsorber
Hamburg Borsigstraße	SNCR/Gewebefilter/Wäscher-Wäscher /Naß-E-Filter
Coburg	SNCR/Sprühabsorber/Gewebefilter/ Wäscher-Wäscher /Naß-E-Filter
Hameln	SNCR/E-Filter/ Gewebefilter/Wanderbettadsorber/SCR
Krefeld	Gewebefilter/Wäscher-Wäscher /SCR/Flugstromadsorber
Köln	Sprühtrockner/Gewebefilter/Wäscher-Wäscher /SCR/Wanderbettadsorber
Stellinger Moor	Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Wanderbettadsorber
Herten	Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher/Wanderbettadsorber/SCR
Augsburg	E-Filter/Wäscher-Wäscher/Naß-E-Filter/SCR/Flugstromadsorber
Essen-Karnap	E-Filter/Wäscher-Wäscher/Wanderbettadsorber/SCR
Bamberg Ingolstadt Burgkirchen	E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Flugstromadsorber
Offenbach	Zyklon/E-Filter/Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher /SCR/Oxid.-Katalysator
Mannheim	E-Filter/Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Wanderbett
Bielefeld	E-Filter/Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Flugstromadsorber
Stuttgart	E-Filter/Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Oxid.-Katalysator
Rosenheim	SNCR/ Sprühabsorber/Gewebefilter
Schwandorf	Gewebefilter/SCR
Düsseldorf	Sprühabsorber/E-Filter/SCR
Frankfurt	Sprühabsorber/E-Filter/Flugstromadsorber

In der Zusammenstellung wurden nicht alle Müllverbrennungsanlagen erfaßt, da nicht zu allen Standorten in der Bundesrepublik gesicherte Informationen vorliegen. Aber schon die aufgeführten Standorte zeigen, daß es sehr unterschiedliche Rauchgasreinigungsanlagen gibt.

Um den Aufwand für eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Rauchgasreinigungsanlagen mit Hilfe von Stoffstromanalysen auf ein sinnvolles Maß zu reduzieren, müssen aus der großen Anzahl der großtechnisch existierenden Rauchgasreinigungsanlagen sinnvolle Verfahrenskombinationen ausgewählt werden. Für umfassende Erkenntnisse aus den Stoffbilanzen zu verschiedenen Rauchgasreinigungsverfahren werden in dieser Arbeit trockene, quasitrockene und nasse Rauchgasreinigungsverfahren berücksichtigt.

Bei der Auswahl ist zu beachten, daß nicht alle bestehenden Rauchgasreinigungsanlagen als Neuanlagen wieder errichtet würden. Aufgrund einer wiederholten Absenkung der Grenzwerte wurden in der Vergangenheit den bestehenden Rauchgasreinigungsanlagen weitere Verfahrensstufen nachgeschaltet. Außerdem hat sich der Kenntnisstand über die chemischen Prozesse in der Rauchgasreinigung in den vergangenen Jahren immer weiter verbessert.

Dieser Sachverhalt wird am Standort Frankfurt mit quasitrockener Rauchgasreinigung deutlich. Hinter dem Sprühabsorber ist zur Abscheidung der Rauchgasreinigungsprodukte ein Elektrofilter installiert. Zur Einhaltung der Grenzwerte der 17. BImSchV ist ein Flugstromverfahren für die weitere Feinreinigung der Abgase installiert.

Diese Kombination ergibt sich aus der historischen Entwicklung der Anlagentechnik, die von den immer niedrigeren Grenzwerten beeinflusst wurde. Für die Einhaltung der Grenzwerte könnte der Elektrofilter gegen einen Gewebefilter unter Verzicht eines Flugstromverfahrens ausgetauscht werden, aber mehrere Argumente sprechen dagegen:

- Eine weitere Rauchgasreinigungsstufe, Feinreinigung mit einem Flugstromverfahren, ist politisch besser durchzusetzen (Akzeptanz).
- Während der Nachrüstmaßnahmen kann der Betrieb weiterlaufen, bei einem Austausch der Filteraggregate mit einem Abriß des Elektrofilters ist dies nicht möglich.
- Sowohl die Nachrüstung als auch der Austausch der Filteraggregate erfordert Investitionskosten für einen neuen Gewebefilter, so daß kaum Unterschiede bei den Kosten zu erwarten sind.

Eine weitere Anmerkung ist zu den trockenen Rauchgasreinigungsverfahren erforderlich. Als Trockenverfahren wird in dieser Studie das konditionierte Trockenverfahren mit vorgeschaltetem Verdampfungskühler betrachtet, da reine Trockenverfahren ohne Rauchgasbefeuchtung obsolet sind.

Aufgrund dieser Kenntnisse und Anforderungen wurden aus der großen Anzahl der möglichen Kombinationen die folgenden Rauchgasreinigungsanlagen ausgewählt, die in Tabelle 8 aufgelistet sind.

Tabelle 8: Ausgewählte Rauchgasreinigungsanlagen und ihr großtechnischer Einsatz

Verfahren	Modellanlage		großtechnische Beispiele
Naß	Nass 1	E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Flugstromadsorber - (externe Aufarbeitung)	Bamberg
	Nass 2	E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Wanderbettadsorber - (externe Aufarbeitung)	Essen-Karnap
	Nass 3	E-Filter/Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Flugstromadsorber	Bielefeld
	Nass 4	E-Filter/Sprühtrockner/E-Filter/Wäscher-Wäscher/SCR/Wanderbettadsorber.	Mannheim
	Nass 5	Sprühtrockner/Gewebefilter/Wäscher-Wäscher/SCR	-
	Nass 6	SNCR/Gewebefilter/Wäscher-Wäscher - (externe Aufarbeitung)	Hamburg-Borsigstraße siehe auch Abschnitt 7.6
Quasitrocken	Quasitrocken 1	SNCR/Sprühabsorber/Gewebefilter	Rosenheim
	Quasitrocken 2	Sprühabsorber/Gewebefilter/SCR	München-Süd
Trocken	Trocken 1	SNCR/Gewebefilter	Berlin-Ruhleben
	Trocken 2	Gewebefilter/SCR	Würzburg

Es werden 10 Rauchgasreinigungsanlagen ausgewählt, wovon 6 Anlagen das Naßverfahren einsetzen und jeweils 2 Anlagen ein Quasitrockenverfahren bzw. ein konditioniertes Trockenverfahren verwenden. In der Tabelle 8 weiter aufgeführt sind Beispiele für den großtechnischen Einsatz der ausgewählten Rauchgasreinigungsanlagen. Im Falle der Anlage "Nass 6" ist als großtechnisches Beispiel Hamburg Borsigstraße aufgeführt, obwohl die dort verwendete Rauchgasreinigungsanlage am Ende noch zusätzlich einen Naß-Elektrofilter enthält. Da dessen Auswirkungen auf die Emissionen meßtechnisch nicht nachweisbar sind [Schäfers], entspricht Hamburg Borsigstraße der Modellanlage "Nass 6".

Der Neubau am Standort Buschhaus der Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG belegt, daß nach einem zweistufigen Wäschersystem keine Feinreinigung mehr erforderlich ist. Die Rauchgasreinigung der Anlage Buschhaus besteht aus einem Sprühtrockner, Gewebefilter mit Koks zugabe und einem zweistufigen Wäschersystem [Michel].

Von den 6 Modellanlagen mit nasser Rauchgasreinigung verwenden 4 Anlagen zur Entstaubung einen Elektrofilter und eine Feinreinigungsstufe am Ende der Anlage. Die anderen 2 Anlagen setzen keine Feinreinigungsstufe vor dem Kamin ein, verwenden aber zur Entstaubung, Dioxin- und Quecksilberabscheidung einen Gewebefilter mit Koksdosierung.

Von den ausgewählten Rauchgasreinigungskombinationen verdampfen 3 Anlagen die Absalzen aus den Wäschern mit einem Sprühtrockner, der in den Rauchgasweg integriert ist. Die restlichen 3 Anlagen geben die Abwässer in eine externe Aufbereitungsstufe ab. Die Möglichkeiten einer externen Aufbereitung, Wertstoffgewinnung oder separater Eindampfanlagen werden in den Bilanzen nicht berücksichtigt.

Die ausgewählten Anlagen der Quasitrocken- und konditionierten Trockenverfahren haben alle nach dem Absorber bzw. Adsorber einen Gewebefilter zur Staubabscheidung und unterscheiden sich nur im Verfahren der NO_x -Reduktion.

6 Beschreibung der Methodik zur Bilanzierung

In diesem Kapitel wird die Systembeschreibung für die Berechnung der Stoffbilanzen vorgestellt. Dazu gehört zuerst eine genaue Definition des Bilanzraumes und die Festlegung der Rahmenbedingungen. Anschließend werden dann die Methoden und die Daten detailliert erläutert, mit denen die Stoffbilanzen für die ausgewählten Rauchgasreinigungsanlagen berechnet worden sind. Dabei wird auf die einzelnen Rauchgasreinigungsstufen in separaten Abschnitten eingegangen.

6.1 Bilanzraum

Der Bilanzraum beschreibt die Systemgrenzen, die im Rahmen der Bilanzen erfaßt werden. Eine genaue Definition für den Bilanzraum bildet die Grundlage für eine exakte und nachvollziehbare Stoffbilanz. Für einen detaillierten Vergleich verschiedener Rauchgasreinigungsanlagen bietet sich ein Bilanzraum an, der sich nur auf die Rauchgasreinigung beschränkt. Dieser ist in der Abbildung 14 dargestellt.

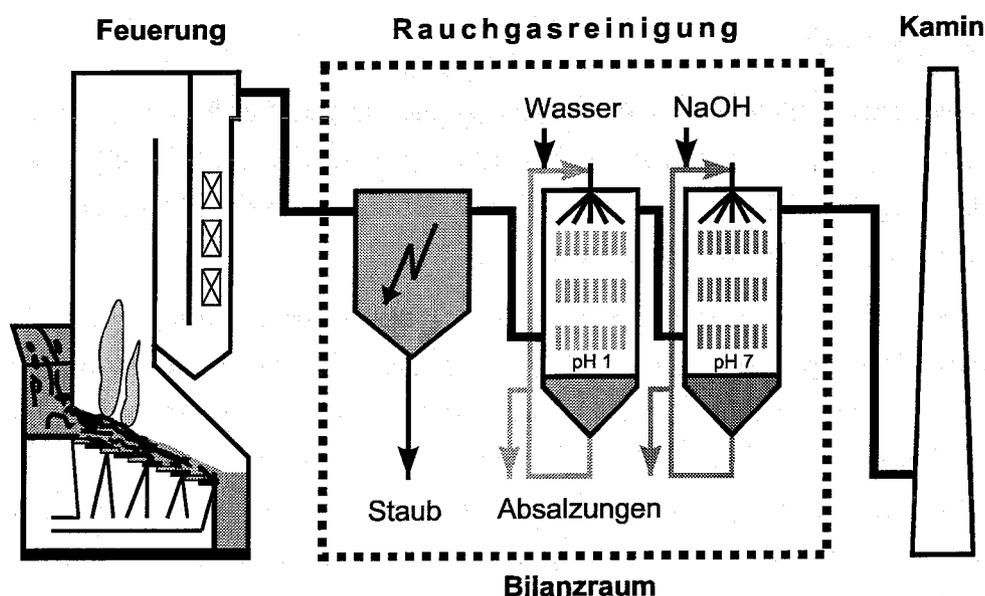


Abbildung 14 : Schematische Darstellung des Bilanzraums.

Der Bilanzraum beginnt mit dem staubhaltigen Rohgas nach Kessel und endet mit dem Reingas aus der letzten Rauchgasreinigungsstufe vor dem Kamin. Für eine Bilanz der Stoffströme in dem ausgewählten Bilanzraum müssen alle Stoffströme erfaßt werden, die in diesen Bilanzraum eintreten und ihn wieder verlassen. Dazu gehören auch die Hilfschemikalien und die verschiedenen Rückstände aus der Rauchgasreinigung.

Bei drei nassen Verfahren zur Rauchgasreinigung fallen in dieser Studie Absatzungen aus den Wäschern an, die in einem separaten Verdampfer aufgearbeitet werden. Im Rahmen der

Bilanzierungen werden die Neutralisationsmittel berücksichtigt, die für diese Eindampfung erforderlich sind. Die resultierenden Rückstände sind mit denen aus dem Sprühtrockner der anderen nassen Verfahrenskonzeptionen weitgehend identisch.

Die Stoffströme für eine Wertstoffgewinnung, dazu gehört z. B. die Destillation der Absalzen für eine Salzsäuregewinnung, werden in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

Mit dem festgelegten Bilanzraum werden zwei Stoffströme nicht erfaßt, die in der Abbildung 14 nicht eingezeichnet sind, da sie für die zu untersuchenden Stoffströme ohne Bedeutung sind. Am Ende des Verbrennungsrosters wird der Verbrennungsrückstand, als Schlacke oder Rostasche bezeichnet, aus dem Feuerraum herausgefördert. Außerdem zählt auch der Kesselstaub nicht zum Bilanzraum. Bei großtechnischen Anlagen wird der Kesselstaub in der Regel gemeinsam mit dem Filterstaub aus der Rauchgasreinigung entsorgt.

Da der Beginn des Bilanzraumes auf das staubhaltige Rohgas nach Kessel festgelegt wird, liegt die SNCR-Anlage (im Kessel) außerhalb der Bilanzgrenzen. Die Betrachtung des Hilfschemikalieneinsatzes in Kapitel 8 erfaßt allerdings den Ammoniakverbrauch bei der Entstickung. Aus diesem Grund wird in Kapitel 8 die SNCR-Anlage berücksichtigt.

6.2 *Bilanzierte Stoffe*

Bei der thermischen Behandlung von Abfällen können in den Stoffströmen der Anlage, abweichend im Vergleich zu chemischen Produktionsprozessen, eine sehr große Anzahl chemischer Verbindungen und Elemente nachgewiesen werden. Außerdem kommen die einzelnen Elemente in unterschiedlichen Verbindungen vor.

Um einen möglichst übersichtlichen Vergleich der Stoffströme durchführen zu können, werden in der Studie keine Verbindungen bilanziert, sondern die chemischen Elemente. Um den Aufwand für die Berechnungen zu begrenzen, ist eine sinnvolle Beschränkung auf wenige chemische Elemente erforderlich. Für eine genauere Betrachtung im Rahmen der Bilanzen stehen zunächst die Elemente im Blickpunkt, für die Grenzwerte in den gesetzlichen Regelwerken existieren. Die große Anzahl von Grenzwerten in deutschen Regelwerken macht aber eine Auswahl aus den dort aufgeführten Elementen erforderlich.

Da in dieser Studie auch der Hilfschemikalieneinsatz und der Rückstandsanfall betrachtet werden sollen, werden die Elemente Chlor und Schwefel ausgewählt. Chlor und Schwefel werden bilanziert, da sie die größte Menge der "sauren Schadstoffe" im Rohgas bilden und den Hilfschemikalieneinsatz bestimmen. Zusätzlich ist auch die Bilanzierung von toxischen Schwermetallen von Interesse. Hier werden Quecksilber, Cadmium und Blei als Stellvertreter-substanzen ausgewählt. Tabelle 9 enthält Informationen für die in dieser Studie bilanzierten Elemente und deren wichtigster Bindungsformen.

Tabelle 9: Bilanzierte Elemente und deren Verbindungen

Element	mögliche Spezie	Vorkommen
Chlor (Cl)	HCl Chlorwasserstoff	Rauchgas
	Cl ⁻ Chloridsalze	(Schlacke), Filterstaub, Rauchgas
Schwefel (S)	SO ₂ Schwefeldioxid	Rauchgas
	SO ₃ ²⁻ Sulfitsalze	(Schlacke), Filterstaub
	SO ₄ ²⁻ Sulfatsalze	(Schlacke), Filterstaub
Quecksilber (Hg)	Hg Quecksilber	Rauchgas,
	Hg ₂ Cl ₂ Quecksilber(I)chlorid	Rauchgas (Schlacke)
	HgCl ₂ Quecksilber(II)chlorid	Rauchgas (Schlacke)
	andere Salze	Rauchgas (Schlacke),
Cadmium (Cd)	CdCl ₂ , Cadmiumchlorid	(Schlacke), Filterstaub
	CdSO ₄ , Cadmiumsulfat	(Schlacke), Filterstaub
	CdO, Cadmiumoxid	(Schlacke), Filterstaub
	andere Salze	(Schlacke), Filterstaub
Blei (Pb)	Pb Blei	(Schlacke), Filterstaub
	PbCl ₂ Bleichlorid	(Schlacke), Filterstaub
	PbSO ₄ Bleisulfat	(Schlacke), Filterstaub
	PbO Bleioxid	(Schlacke), Filterstaub
	andere Salze	(Schlacke), Filterstaub

Das Element Chlor (Cl) liegt am Kesselausgang im Rauchgas überwiegend in Form von gasförmigem Chlorwasserstoff (HCl) vor. Außerdem ist Chlor in Form von Metallchloriden im Flugstaub enthalten.

Schwefel (S) befindet sich in den Stäuben überwiegend als in Salzen gebundenes Sulfat-Ion (SO₄²⁻), im Rauchgas dagegen als gasförmiges Schwefeldioxid SO₂.

Quecksilber (Hg) liegt im Rauchgas größtenteils in der Gasphase als flüchtiges Quecksilberchlorid vor. Es kommt im Rauchgas auch in metallischer Form vor. In den Stäuben sind nur sehr geringe Mengen enthalten.

Cadmium (Cd) wird als Chlorid verflüchtigt und liegt im Rauchgas nach Kessel praktisch vollständig an dem Filterstaub gebunden vor [IAWG]. Das Blei (Pb) liegt in Form von Oxiden bzw. Salzen in den Stäuben (und auch in der Schlacke) vor.

Bei der Betrachtung der eingesetzten Hilfschemikalienmengen wird auch der Ammoniakverbrauch für das SCR- und das SNCR-Verfahren berechnet. In den Stoffbilanzen wird eine Ammonium- bzw. NO_x-Bilanz nicht durchgeführt. Somit wird die Bildung von Ammoniumsalzen in der Rauchgasreinigungsanlage durch den Ammoniak Einsatz sowie der Ammoniak schlupf im Reingas nicht berücksichtigt.

Ein weiteres Thema bei der Rauchgasreinigung, das insbesondere in der Öffentlichkeit immer wieder diskutiert wird, ist die Dioxinproblematik. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde schon sehr früh festgestellt, daß die im Rauchgas vorhandenen Dioxinkonzentrationen insbesondere auf den Hilfschemikalieneinsatz in der Rauchgasreinigung keinen Einfluß haben. Der Einsatz von Koks - daran werden die Dioxine abgeschieden - wird von anderen Schadstoffen, insbesondere Quecksilber, und verfahrenstechnischen Aspekten bestimmt. Die Einhaltung der Grenzwerte für die Dioxinmissionen ist folglich als gewährleistet anzusehen. Aus diesem Gründen wird im Rahmen der Bilanzen auf die Dioxinproblematik nicht näher eingegangen.

6.3 Datenquellen für die Stoffbilanzen

Als Grundlage für die Bilanzierungen wurden Daten aus sehr unterschiedlichen Quellen herangezogen. Überwiegend wurden Informationen aus der Literatur verwendet und durch Rückfragen bei Anlagenherstellern und Betreibern verifiziert und ergänzt. Zusätzlich wurden aktuelle Meßdaten aus Versuchsprogrammen an großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen berücksichtigt.

Zum Teil standen für diese Anlagen auch Auslegungsdaten zur Verfügung. Die Auslegungsdaten konnten nur eingeschränkt verwendet werden, da die Auslegung von Neuanlagen zum Teil "worst-case"-Zustände berücksichtigt, die unter normalen Betriebsbedingungen nicht oder nur kurzzeitig erreicht werden. Für den normalen Betrieb sind diese "worst-case"-Zustände nicht repräsentativ und daher für eine Bilanzierung nicht geeignet.

6.4 Vorgehensweise

Die in dieser Arbeit durchgeführte Methode beruht auf einer Analyse von einzelnen Prozessschritten der Rauchgasreinigung, die miteinander verkettet werden. Dabei werden zunächst für jeden Prozessschritt die Abscheideraten für die zu bilanzierenden Elemente bestimmt. Anschließend werden einzelne Prozessschritte zu einer Gesamtbilanz miteinander verknüpft.

Hierzu müssen folgende Informationen für die zu bilanzierenden Elemente bekannt sein:

- Frachten im entstaubten Rohgas nach Kessel
- Frachten im Flugstaub
- Gesamte abgeschiedene Staubmenge im Entstaubungsaggregat der Rauchgasreinigung
- Abscheideraten für die bilanzierten Elemente für die Prozeßschritte der Rauchgasreinigung, wie Wäschersysteme, Feinreinigungsstufen etc.
- Spezifische Einsatzmengen der Hilfschemikalien, damit verbunden der verwendete stöchiometrische Faktor bei den Neutralisationsmitteln.

Die Gesamtfracht im Rohgas einschließlich Staub nach Kessel wird durch Addition der Fracht in der Gasphase und der Fracht im Flugstaub errechnet. Dadurch ergeben sich für das Rohgas einschließlich Staub die in Tabelle 6, S. 32 aufgeführten Frachten.

Wie in den nächsten Abschnitten bei der Festlegung der Abscheidegrade in den einzelnen Reinigungsstufen erläutert wird, lassen sich nicht immer gesicherte Werte ableiten. Vielmehr muß für die Feinreinigung umgekehrt verfahren werden: Ausgehend von plausiblen Reingaswerten für die ausgewählten Modellrauchgasreinigungsanlagen läßt sich die Abscheidung in den Feinreinigungsstufen nur durch Differenzbildung mit Werten vor der Feinreinigung berechnen.

Bei der Festlegung der einzelnen Abscheidegrade und der Reingaswerte wurden von den Autoren Abstufungen der Zahlenwerte vorgenommen, die der Einschätzung der Abscheideleistung der einzelnen Aggregate bzw. der gesamten Modellanlage Rechnung tragen. In den folgenden Unterkapiteln werden die Basisdaten und ihre Randbedingungen bzw. die Systemannahmen definiert und diskutiert.

6.4.1 Entstaubung

Wie in Kapitel 5 festgelegt, werden in den ausgewählten Modellanlagen zur Entstaubung entweder Elektrofilter oder Gewebefilter eingesetzt. Die Abscheideleistung eines Entstaubungsaggregates wird entscheidend von der Korngrößenverteilung des Staubs bestimmt. Abbildung 15 zeigt die Korngrößenverteilung von Filterstäuben aus Elektrofiltern.

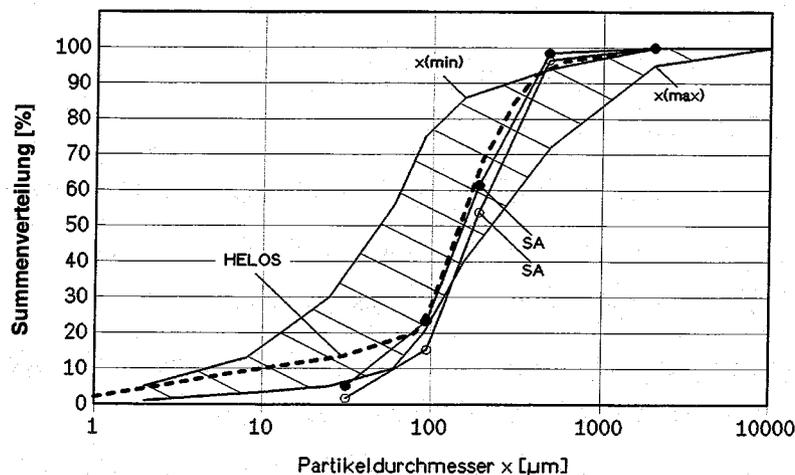


Abbildung 15: Partikelgrößenverteilungen von Filterstäuben aus Elektrofiltern [Birnbaum-4] (siehe Text).

In der Abbildung 15 beschreiben $x(\min)$ und $x(\max)$ die Untergrenze bzw. Obergrenze der Partikelgrößenverteilungen [Hartlen]. Außerdem sind Meßdaten einer großtechnischen Abfallverbrennungsanlage eingetragen, die durch Siebanalyse (SA) und Laserbeugungsspektroskopie (HELOS) gemessen wurden [Birnbaum-4].

Hier muß zunächst darauf hingewiesen werden, daß die ermittelten Meßdaten nicht unbedingt den realen Korngrößenverteilungen im Rauchgas entsprechen, denn durch Agglomeration kann es zu einer Verschiebung der Verteilung zu etwas größeren Partikeldurchmessern kommen.

Zu Partikelverteilungen von Stäuben aus Gewebefiltern liegen keine entsprechenden Informationen vor. Trotz dieser Problematik ist in Abbildung 15 zu erkennen, daß der Anteil der Feinstäube unter $20\ \mu\text{m}$, wo der Gewebefilter bessere Abscheideraten besitzt, nur einen kleinen Anteil der gesamten Flugstaubmenge darstellen. Vor diesem Hintergrund kann davon ausgegangen werden, daß die Partikelverteilungen von Gewebefilterstäuben denen von Elektrofilterstäuben sehr ähnlich sind. Es ist fraglich, ob eine erwartete Verschiebung der Partikelgrößenverteilung zu kleineren Partikeldurchmessern bei der Untersuchung von Gewebefilterstäuben überhaupt meßtechnisch nachweisbar ist.

Der geringe Anteil an Feinstaub wird auch in den Abscheidegraden deutlich, die in der Literatur angegeben werden. Es werden z. B. für die Abscheidegrade von Staub in Gewebefiltern bzw. Elektrofiltern Werte von 99,9 % bzw. 99,2 % angegeben [TNO]. Dies entspricht einer mengenmäßig größeren Abscheidung von unter 1 % für den Gewebefilter. Durch neuere Elektrofilter, ausgerüstet mit drei Feldern zur Staubabscheidung, dürften die Unterschiede zwischen Elektro- und Gewebefiltern noch weiter verringert werden.

Für die zu berechnenden Bilanzen ist danach zu fragen, ob sich diese geringen Unterschiede überhaupt auf die Stoffbilanzen auswirken können. Dazu müssen typische Zusammensetzungen von Flugstäuben betrachtet werden, die in Tabelle 10 [Birnbaum-4] aufgeführt sind. Neben einer Zusammenstellung von Literaturdaten enthält die Tabelle 10 auch Meßdaten von einer großtechnischen Abfallverbrennungsanlage, die über einen Zeitraum von 11 Wochen ermittelt worden sind.

Tabelle 10: Konzentrationen einzelner Elemente in Filterstäuben sowie einer großtechnischen MVA [Birnbaum-4] (siehe Text)

Element	Literatur [ppm]	MVA I [ppm]	Element [ppm]	Literatur [ppm]	MVA I [ppm]
Al	25000-120000	n.a.	Mg	10000-20000	n.a.
As	40-200	150-1420	Mn	400-4000	920-1430
Ca	40000-340000	130000-170000	Na	15000-80000	nicht analysiert
Cd	100-1400	270-550	Ni	100-1000	180-430
Cl	30000-200000	44200-87000	Pb	2500-25000	4500-18455
Cr	300-2000	470-1000	S	10000-50000	27900-47300
Cu	50-5000	860-1900	Sb	150-2500	580-1430
F	100-3000	nicht analysiert	Si	40000-200000	nicht analysiert
Fe	10000-60000	17600-23000	Sn	500-6000	1020-2150
Hg	1-10	nicht analysiert	Ti	3000-20000	6690-10200
K	30000-160000	34700-63300	Zn	5000-100000	18800-32200

Nach Tabelle 10 sind die Schwankungen der chemischen Zusammensetzung sehr groß, so daß sich die etwas besseren Abscheideraten eines Gewebefilters experimentell an einer Großanlage über die abgeschiedenen Staubmengen kaum nachweisen lassen.

Vor diesem Hintergrund werden für die einzelnen Prozeßschritte der Entstaubung Abscheidegrade zu den einzelnen Elementen festgelegt. Aufgrund der zur Verfügung stehenden Informationen aus großtechnischen Anlagen ergeben sich im Rahmen dieser Arbeit für die Berechnungen die in Tabelle 11 aufgeführten Werte.

Tabelle 11: Abscheideraten der bilanzierten Elemente, bezogen auf das Rohgas mit Staub

Chlor	Elektrofilter	12,2 %
	Gewebefilter	12,2 %
Schwefel	Elektrofilter	44,2 %
	Gewebefilter	44,2 %
Quecksilber	Elektrofilter ohne Koks	3,2 %
	Gewebefilter mit Koks	90,0 %
Cadmium	Elektrofilter	97,2 %
	Gewebefilter	99,0 %
Blei	Elektrofilter	97,7 %
	Gewebefilter	97,7 %

Im Fall von Chlor und Schwefel werden für die Abscheidung im Gewebefilter die gleichen Werte wie beim Elektrofilter angenommen. Für das Quecksilber werden für die Abscheidung im Elektrofilter Daten aus dem MHKW Bamberg zugrundegelegt [Reimann-2, Achternbosch-1]. Beim Gewebefilter mit Koks zugabe vor Filter ist die Abscheidung nicht durch die Filtertechnik bestimmt, sondern durch die Zugabe von Koks. Mit Koks Zusatz kann eine Abscheidung von 90 % zugrundegelegt werden.

Da Cadmium überwiegend in der Feinfraktion des Flugstaubes gebunden ist, kann davon ausgegangen werden, daß ein Gewebefilter im Vergleich zum Elektrofilter eine etwas höhere Abscheiderate besitzt. Aus diesem Grund wurde für Cadmium im Gewebefilter eine Abscheiderate von 99 % festgelegt.

Aus den zur Verfügung stehenden Daten kann für Blei nicht eindeutig auf eine höhere Abscheidung im Gewebefilter geschlossen werden [Reimann-6]. Aus diesem Grund wird für beide Filtersysteme die gleiche Abscheiderate verwendet.

Um den Aufwand für die Bilanzen zu begrenzen, wird ferner davon ausgegangen, daß die Schwermetallmengen, die im Vergleich zum Gewebefilter den Elektrofilter passieren, in den nachfolgenden Wäschern als Staub abgetrennt werden. Diese Annahme erscheint gerechtfertigt, da nach vorliegenden Informationen die Staubkonzentrationen nach den Wäschern in modernen Anlagen vom eingesetzten Abscheidertyp unabhängig sind. Dies bedeutet, daß die

Stoffströme für die Schwermetalle nach den Wäschern für Rauchgasreinigungsanlagen mit Gewebefilter bzw. Elektrofilter identisch sind.

Zur Berechnung der Stoffströme für den Prozeßschritt Entstaubung muß abschließend noch eine Zusammensetzung des Filterstaubs festgelegt werden. Neben den Daten aus Tabelle 10 wurden weitere Daten aus der Literatur [Reimann-2], [Reimann-5], [ASTRA] berücksichtigt. Die gewählten Konzentrationsdaten sind in Tabelle 12 aufgeführt.

Tabelle 12: Verwendete Filterstaubkonzentrationen

Element	Konzentration im Filterstaub	
Cl	45000	[mg/kg]
S	35000	[mg/kg]
Hg	3,5	[mg/kg]
Cd	350	[mg/kg]
Pb	8000	[mg/kg]

Mit diesen Konzentrationswerten, der Gesamtflugstaubmenge aus Kapitel 5 und den Abscheidegraden können die abgeschiedenen Frachten für die Prozeßstufe der Entstaubung berechnet werden.

6.4.2 Nasse Rauchgasreinigung

Für die Bilanzierungen im Rahmen dieser Arbeit werden 10 verschiedene Rauchgasreinigungsanlagen betrachtet, wovon 6 Modellanlagen mit einer nassen Rauchgasreinigung ausgerüstet sind. Bei der nassen Rauchgasreinigung werden von einem zweistufigen Wäschesystem in der ersten Stufe bei pH = 1 überwiegend HCl und Quecksilber und in der zweiten Stufe bei pH = 7 SO₂ von der Waschflüssigkeit aufgenommen. Außerdem wird zum Teil der im Rauchgas verbliebene Reststaub abgeschieden, der das Entstaubungsaggregat passiert hat.

Zur Vereinfachung der Berechnungen werden für die erste Wäscherstufe keine mehrteiligen Konstruktionen, bestehend aus Vorabscheider (Quenche) und Hauptabscheider, berücksichtigt. Eine solche Kombination hat auf die Bilanz der Rauchgasreinigungsanlage keinen Einfluß, denn die Absorptionsflüssigkeiten aus Vor- und Hauptabscheider werden gemeinsam abgeleitet. Auch der SO₂-Wäscher wird als gesamtes Abscheideaggregat ohne interne Kreislaufführungen betrachtet.

Für die Abscheideraten der zu bilanzierenden Elemente wird auf Daten des MHKW Bamberg [Reimann-2] zurückgegriffen, die sehr gut mit Informationen aus anderen großtechnischen

Anlagen übereinstimmen [Achterbosch-1]. In der folgenden Tabelle sind die Abscheideraten für die beiden Wäscherstufen aufgeführt.

Tabelle 13: Abscheideraten für die bilanzierten Elemente in den Wäscherstufen, bezogen auf Elektrofilter als Entstaubungsstufe

Element	Abscheideraten HCl-Wäscher	Abscheideraten SO ₂ -Wäscher
Chlor	88,2 %	97,8 %
Schwefel	10,0 %	98,5 %
Quecksilber	83,5 %	32,9 %
Cadmium	70,8 %	90,7 %
Blei	87,3 %	47,7 %

Die Abscheideraten in den Wäschersystemen gelten für alle bilanzierten Elemente bis auf Cadmium, unabhängig davon, ob bei der Entstaubung ein Elektrofilter oder ein Gewebefilter eingesetzt wird. Da in Abschnitt 6.4.1 festgelegt wurde, daß die Cadmiumkonzentration nach den Wäschern für Rauchgasreinigungsanlagen mit Gewebefilter bzw. Elektrofilter gleich ist, führt die angenommene bessere Abscheiderate des Gewebefilters für die Feinstäube bei Cadmium dazu, daß die Abscheidung in den Wäschersystemen modifiziert werden muß. Hierbei wird die Differenz zwischen der nach dem Gewebefilter vorhandenen Cadmiumfracht und dem Wert für die Fracht nach dem SO₂-Wäscher plausibel auf die einzelnen Wäscher aufgeteilt.

Im Fall der Bilanzen für die nassen Rauchgasreinigungsanlagen wird davon ausgegangen, daß der Einsatz eines Sprühtrockners die Abscheideraten in der Rauchgasreinigungsanlage und den Einsatz der Hilfschemikalien nicht beeinflusst. Damit ergeben sich keine Veränderungen der Stoffströme, die aus der Anlage austreten.

Die externe Aufarbeitung der Absalzungen umfaßt eine Neutralisation und eine anschließende Eindampfung. Im Rahmen der Vergleiche wird die Herstellung von Salzsäure und Gips, die an einigen großtechnischen Anlagen praktiziert wird, nicht bilanziert.

Für die Bilanzen der nassen Rauchgasreinigungsanlagen werden nur abwasserfreie Kombinationen berücksichtigt. Eine zusätzliche Berücksichtigung von abwassererzeugenden Rauchgasreinigungsanlagen würde den Umfang der vorliegenden Arbeit zu weit ausdehnen. Außerdem wird durch diese Einschränkung der derzeitigen Genehmigungspraxis und den zu erwartenden Veränderungen in den gesetzlichen Regelwerken in Deutschland Rechnung getragen.

Die Unterschiede in den Stoffströmen der abwassererzeugenden und abwasserfreien Rauchgasreinigung können der Literatur [Achterbosch-1] [Achterbosch-2] entnommen werden.

Auf den Verbrauch von Hilfschemikalien und die Reingasdaten für die verschiedenen Modellanlagen der Rauchgasreinigung wird in den Abschnitten 6.4.5 und 6.4.7 eingegangen.

6.4.3 Quasitrockene Rauchgasreinigung

Der in der Studie berücksichtigte Aufbau einer quasitrockenen Rauchgasreinigung besteht aus einem Sprühabsorber mit nachgeschaltetem Gewebefilter zur Abscheidung der Rauchgasreinigungsprodukte und des Flugstaubs.

Die zur Bilanzierung zur Verfügung stehenden Informationen betreffen die Verbrauchsmengen der Hilfschemikalien und die damit erzielbaren Reingasergebnisse sowie in einigen Fällen die zugehörigen Rohgasdaten, die aber nicht konsistent sind. Für die Bilanzierung von quasitrockenen Rauchgasreinigungsanlagen liegen den Autoren keine konkreten Zahlenwerte zu den Abscheideraten der zu bilanzierenden Elemente Cl, S, Hg, Cd und Pb vor.

Da keine konkreten Informationen zu Abscheideraten vorliegen, muß für die Bilanzierungen von Reingasergebnissen ausgegangen werden. Mit Hilfe der vorliegenden Informationen zu den Rohgasdaten werden die Abscheideraten berechnet.

Die Abscheideleistung der quasitrockenen Rauchgasreinigung hängt im erheblichen Maße von der Art und Menge der eingesetzten Hilfschemikalien ab. Aufgrund der komplizierten Prozesse im Sprühabsorber wird die Abscheideleistung nicht nur von der chemischen Zusammensetzung der Hilfschemikalie beeinflusst, sondern auch von deren physikalischen Eigenschaften wie z.B. spezifischer Oberfläche und Porosität. Es wird aus diesem Grund zur Abscheidung der Schadstoffe eine größere Hilfschemikalienmenge benötigt als stöchiometrisch nötig wäre. Besonders in älteren Anlagen ist für Reingasergebnisse, die deutlich unter den Grenzwerten der 17. BImSchV liegen, bei Einsatz konventioneller Neutralisationsmittel ein hoher stöchiometrischer Faktor erforderlich.

Auf die stöchiometrischen Faktoren und die Reingasdaten für die Anlagen mit quasitrockener Rauchgasreinigung wird in den Abschnitten 6.4.5 und 6.4.7 eingegangen.

6.4.4 Trocken konditionierte Rauchgasreinigung

Die Modellanlagen des konditionierten Trockenverfahrens bestehen aus dem Verdampfungskühler, der Neutralisationsmitteleindüsung und dem Gewebefilter.

Für die Bilanzierungen standen als Grundlage umfangreiche Informationen aus Meßkampagnen einer großtechnischen Anlage sowie Auslegedaten eines Anlagenbauers zur Verfügung. Für das konditionierte Trockenverfahren werden die gleichen Abscheideraten wie im

Quasitrockenverfahren zugrunde gelegt, was nach vorliegenden Informationen plausibel erscheint.

Auf die stöchiometrischen Faktoren und die Reingasdaten mit trocken konditionierter Rauchgasreinigung wird in den Abschnitten 6.4.5 und 6.4.7 eingegangen.

6.4.5 Stöchiometrisches Verhältnis

Das stöchiometrische Verhältnis ist definiert als das Verhältnis von Äquivalenten der zugeführten Neutralisationsmittel in die Rauchgasreinigung zu Äquivalenten der sauren Schadstoffe im Rauchgas. Die wichtigsten sauren Schadstoffe umfassen HCl, SO₂ und HF. Für die Neutralisation dieser Schadstoffe werden überwiegend Ca(OH)₂ und NaOH eingesetzt. Als Beispiel für eine Umsetzung ist die Reaktion von SO₂ mit NaOH aufgeführt, die nach folgender vereinfachter Reaktionsgleichung stattfindet:



Bei den Berechnungen ist zu beachten, daß zwei Äquivalente Natriumhydroxid zur Neutralisation von einem Äquivalent Schwefel benötigt werden. Außerdem werden bei der Reaktion von HCl mit Ca(OH)₂ zwei Äquivalente Chlor durch ein Äquivalent Calciumhydroxid neutralisiert.

Ein stöchiometrisches Verhältnis größer als 1 beschreibt einen Überschuß an Neutralisationsmittel. Ein Verhältnis von 1,5 bedeutet einen Neutralisationsmittelüberschuß von 50 %. Dieser Überschuß an Neutralisationsmitteln muß als Bestandteil des anfallenden Rauchgasreinigungsproduktes einer Entsorgung zugeführt werden. Dies bedeutet, daß ein möglichst geringer Überschuß anzustreben ist.

Aufgrund sehr unterschiedlicher Abscheidemechanismen unterscheiden sich die stöchiometrischen Verhältnisse für Nass-, Quasitrocken- und trocken konditionierte Verfahren erheblich. Das stöchiometrische Verhältnis beeinflusst die Abscheiderate der Schadstoffe insbesondere bei den Quasitrocken- und trocken konditionierten Verfahren. Stöchiometrische Faktoren, wie sie sich in der Praxis bei großtechnischen Anlagen ergeben, sind in Tabelle 14 aufgeführt.

Tabelle 14: Stöchiometrische Faktoren

Rauchgasreinigung	stöchiom. Faktor zur Berechnung	Schwankungsbereich in der Literatur
naß	1,1	1,1 bis 1,4
quasitrocken	2,5	2,2 bis 3,0
trocken (kond.)	2,8	2,4 bis >3

Bei Naßverfahren beträgt der Faktor ca. 1,1 - 1,4, abhängig von den auftretenden Schwankungsbreiten der Rauchgaskonzentrationen sowie den gewünschten Schadstoffkonzentrationen nach den Wäschern. Für die Berechnungen im Rahmen dieser Arbeit wird ein stöchiometrischer Faktor von 1,1 festgelegt.

Für die Quasitrockenverfahren werden in der Literatur für den stöchiometrischen Faktor auch Werte unter 2 angegeben [Reimann-7]. Diese Angaben beziehen sich vermutlich auf die veralteten Auflagen der TA Luft, denn die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Befragung von Betreibern zeigte, daß ein stöchiometrischer Faktor von 3 nicht selten ist. Für diese Studie wurde ein stöchiometrischer Faktor von 2,5 festgelegt. Es ist davon auszugehen, daß mit diesem Faktor die Grenzwerte der 17. BImSchV sicher eingehalten werden können. Für eine weitgehende Unterschreitung der Grenzwerte sind höhere stöchiometrische Faktoren erforderlich.

Bei den Trockenverfahren sind im Vergleich zu Nass- und Quasitrockenverfahren größere stöchiometrische Verhältnisse erforderlich. In unterschiedlichen Quellen wurden Werte im Bereich 2,4 bis größer 3 für das stöchiometrische Verhältnis bei Trockenverfahren gefunden. Für die Bilanzen wurde ein stöchiometrischer Faktor von 2,8 verwendet. Wie bei dem Quasitrockenverfahren können mit einem höheren Faktor die Emissionen weiter abgesenkt werden.

Im Rahmen der Berechnungen ist zu beachten, daß bei gleicher chemischer Zusammensetzung der Neutralisationsmittel und bei gleichen stöchiometrischen Faktoren bei verschiedenen Neutralisationsmitteln unterschiedliche Abscheideraten möglich sind. Auf dem Markt werden Neutralisationsmittel mit unterschiedlicher Aktivität angeboten, so daß bei gleichen Emissionswerten geringere stöchiometrische Faktoren erforderlich sind. Dies gilt insbesondere für quasitrockene und trocken konditionierte Rauchgasreinigungssysteme. Dies bedeutet, daß die errechneten Ergebnisse von Betriebswerten großtechnischer Anlagen abweichen können.

6.4.6 Weitere Abscheideaggregate - Feinreinigung

Als Feinreinigungsstufen werden an großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen Flugstromadsorber oder Wanderbettadsorber überwiegend an nassen Rauchgasreinigungssystemen zwischen Wäschersystem und Kamin installiert.

Wie in Kapitel 4 erläutert, wird im *Flugstromverfahren* zur Abscheidung der Schadstoffe ein Gemisch aus Calciumoxid und Herdofenkoks (HOK) eingesetzt, dessen CaO/HOK-Massenverhältnis im Bereich 10:1 bis 4:1 liegt [Stegemann]. In großtechnischen Anlagen werden zwischen 2 kg/t_A und 3 kg/t_A CaO/HOK-Gemisch verwendet [Nethe] (siehe Abschnitt 4.5.2).

Aufgrund der Unsicherheiten in den Meßwerten, hervorgerufen durch die starken Konzentrationsschwankungen und niedrigen Konzentrationswerte ist die Angabe von Abscheideraten bei der Feinreinigung problematisch. In der Literatur wird für das Flugstromverfahren im Fall

der Schadstoffe HCl, SO₂ und Cd ein Wert von ca. 80 % angegeben [TNO]. Für das Quecksilber kann auf eine Abscheiderate im Bereich von 80 - 90 % [TNO], [Böhmke], [Reimann-6], [Herbig] geschlossen werden.

In Tabelle 15 sind Reingasdaten einer Anlage als Beispiel vor und nach der Umrüstung mit einem Flugstromadsorber aufgeführt. Es zeigt sich, daß eine Bestimmung eines konkreten Werts für die einzelnen Abscheideraten anhand von Betriebsdaten nicht möglich ist.

Tabelle 15: Reingasdaten einer großtechnischen Abfallverbrennungsanlage

	ohne Flugstromadsorber	mit Flugstromadsorber
HCl [mg/Nm ³]	0,8 - 6,5	1 - 2
SO ₂ [mg/Nm ³]	2,4 - 29,5	2 - 3
Hg [mg/Nm ³]	0,029 - 0,049	< 0,0026 - 0,0045
Cd [mg/Nm ³]	<0,0008 - 0,0033	< 0,0006 - 0,0034
Pb [mg/Nm ³]	0,0059 - 0,070	< 0,0017 - 0,071

Aufgrund der Unsicherheiten in der Bestimmung der Abscheideraten gehen die Bilanzierungen der Feinreinigung von plausiblen Reingaswerten aus, die in Abschnitt 6.4.7 aufgeführt sind. Die Abscheideraten lassen sich nur rechnerisch ermitteln. Ferner wird in dieser Studie für den Hilfschemikalienverbrauch ein Wert von 2500 g/t_A CaO/HOK (im Verhältnis 90:10) verwendet.

Besteht die Feinreinigungsstufe aus einem *Wanderbettadsorber*, so wird der Koksbedarf nicht durch die Schadstoffkonzentrationen im Rauchgas bestimmt, sondern durch verfahrenstechnische Regelgrößen. Im Fall des Wanderbettadsorbers ist der Druckverlust entscheidend.

Die Auswertung von Literaturinformationen und Daten zu bestehenden Anlagen lassen darauf schließen, daß sich mit Wanderbett- bzw. Festbettadsorbern etwas bessere Abscheidungsraten erzielen lassen als mit Flugstromadsorbern [Stegemann], [Rheinbraun-1], [Rheinbraun-2], [Cleve], [Grodten]. Aus diesem Grund muß für die *sauren Schadstoffe* in den Bilanzierungen zwischen Wanderbettadsorber und Flugstromverfahren unterschieden werden.

Auch beim Wanderbettadsorber gelingt mit den Literatur- und Betriebsdaten keine gesicherte Bestimmung der Abscheideraten für die einzelnen Schadstoffe. In Analogie zum Flugstromverfahren werden zunächst anhand der zur Verfügung stehenden Informationen plausible Reingaswerte ermittelt und anschließend die Abscheideraten auf rechnerischem Wege bestimmt.

Für die Rauchgasreinigungsanlagen, die mit einem Wanderbettadsorber ausgerüstet sind, muß ein Koksverbrauch festgelegt werden. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird für den Wanderbettadsorber aus den Angaben aus Tabelle 4, S. 26 ein Koksbedarf von 1 kg/t_A zugrunde gelegt.

Für die **Schwermetalle** sind bei den nassen Rauchgasreinigungsanlagen nach der zweiten Wäscherstufe nur noch sehr geringe Schadstoffkonzentrationen festzustellen, die bereits im Bereich der Grenzwerte der 17. BImSchV liegen. Mit der weiteren Feinreinigung der Rauchgase werden dann sehr niedrige Konzentrationswerte erreicht, so daß die erwarteten Unterschiede zwischen dem Wanderbettadsorber und dem Flugstromadsorber nicht nachgewiesen werden können. Beim Cadmium sind die Konzentrationen nach der zweiten Wäscherstufe zudem so niedrig, daß sowohl für den Wanderbettadsorber als auch für den Flugstromadsorber kein Wert für den Abscheidungsgrad angegeben werden kann. Aus diesem Grund wird bei den durchgeführten Bilanzen für Blei eine Abscheidung durch die Feinreinigungsstufen berücksichtigt, nicht dagegen für Cadmium.

Der beladene Koks aus dem Wanderbettadsorber wird im Rahmen der Bilanzen wieder in den Feuerraum zurückgeführt. Die daraus sich ergebenden Auswirkungen auf die Stoffbilanzen werden allerdings vernachlässigt. Betrachtet man die absoluten Mengen der Frachten im staubhaltigen Rohgas, die aus dem Müllinput resultieren, und im zurückgeführten Koks, so kann dieser Effekt auf die Gesamtfrachten vernachlässigt werden.

6.4.7 Reingasdaten

Aufgrund der bisher aufgeführten Sachverhalte müssen für die vollständigen Bilanzierungen der unterschiedlichen Rauchgasreinigungsanlagen im Rahmen dieser Arbeit die Reingaswerte entsprechend den erwarteten Abscheideleistungen der Anlagen festgelegt werden.

Die Naßverfahren unterscheiden sich in der Abscheideleistung von den Quasitrocken- und Trockenverfahren. Aufgrund des eingesetzten Gewebefilters und den festgelegten stöchiometrischen Faktoren gibt es dagegen zwischen den Reingasdaten der Quasitrocken- und Trockenverfahren keine Unterschiede.

Bei den Naßverfahren heben sich die Verfahren mit Feinreinigung ("Nass 1" bis "Nass 4") von den Verfahren ohne Feinreinigung ("Nass 5" und "Nass 6") bei den Reingasdaten für HCl und SO₂ ab. Hierbei haben die Anlagen mit einem nachgeschalteten Wanderbettadsorber die niedrigsten Reingaswerte. Bei den Schwermetallen gibt es aufgrund der äußerst niedrigen Konzentrationswerte und der Schwankungsbreiten für alle Anlagen keine Unterschiede.

Anhand der vorliegenden Daten und Informationen zu den verschiedenen Rauchgasreinigungsanlagen wurden Reingasdaten festgelegt, die in der Tabelle 16 aufgeführt sind.

Tabelle 16: Reingasdaten für die Stoffbilanzen in den Modellrauchgasreinigungsanlagen. Die Volumenangaben beziehen sich auf Normzustand trocken (11 Vol.-% O₂).

Modellanlage	Rauchgasreinigung	HCl	SO ₂	Hg	Cd	Pb
		[mg/Nm ³]				
Nass 1	EF-W1-W2-SCR-FS	2	4	0,004	0,001	0,02
Nass 2	EF-W1-W2-SCR-ADS	1,5	2	0,004	0,001	0,02
Nass 3	EF-ST-EF- W1-W2-SCR-FS	2	4	0,004	0,001	0,02
Nass 4	EF-ST-EF-W1-W2-SCR-ADS	1,5	2	0,004	0,001	0,02
Nass 5	ST-GF- W1-W2-SCR	3	6	0,004	0,001	0,02
Nass 6	SNCR-GF-W1-W2	3	6	0,004	0,001	0,02
Quasitrocken 1	SNCR-STA-GF	5	10	0,004	0,001	0,02
Quasitrocken 2	SPA-GF-SCR	5	10	0,004	0,001	0,02
Trocken 1	SNCR-KÜ-GF	5	10	0,004	0,001	0,02
Trocken 2	KÜ-GF-SCR	5	10	0,004	0,001	0,02

EF: Elektrofilter, GF: Gewebefilter, W1: HCl-Wäscher, W2: SO₂-Wäscher, ST: Sprühtrockner, FS: Flugstromadsorber, ADS: Aktivkokswanderbettadsorber, STA: Sprühabsorber, KÜ: Verdampfungskühler.

Diese Emissionsdaten beziehen sich auf die stöchiometrischen Faktoren, die im Rahmen dieser Arbeit für die chemischen Prozesse in der Rauchgasreinigung in Abschnitt 6.4.5, S. 48 festgelegt worden sind.

7 Bilanzen für die Rauchgasreinigungsanlagen

In diesem Kapitel werden die ausgewählten Rauchgasreinigungsanlagen kurz vorgestellt und die berechneten Stoffbilanzen für die Elemente Chlor, Schwefel, Quecksilber, Cadmium und Blei erläutert. Bevor auf die einzelnen Bilanzen im Detail eingegangen wird, sind einige allgemeine Hinweise zu den Darstellungen der Rauchgasreinigungsanlagen und den Sankey-Diagrammen für die Bilanzen erforderlich.

Die Abbildungen für die Rauchgasreinigungsanlagen beschränken sich auf die Aggregate, die für die Reinigungsprozesse zwingend notwendig sind. In den Abbildungen werden Rauchgaskühler, Wärmeverschiebungssysteme, Saugzüge usw. aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt.

Die Bilanzen, die in diesem Kapitel in Form von Sankey-Diagrammen für die einzelnen Rauchgasreinigungsanlagen gezeigt werden, beruhen auf Berechnungen mit den Basisdaten und Systemannahmen aus den Kapiteln 5 und 6. Dort sind die technischen Parameter und die verschiedenen Randbedingungen zu den einzelnen Rauchgasreinigungsaggregaten zusammengestellt. In diesem Kapitel wird auf diese Basisinformationen nicht mehr eingegangen.

Die gewählte Vorgehensweise, d.h. Erstellung der Bilanzen durch Modellrechnungen, führt zwangsläufig zu detaillierten Zahlenwerten, die in die Sankey-Diagramme eingetragen sind. An dieser Stelle muß noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß es sich bei diesen detaillierten Zahlenwerten um Daten handelt, die für großtechnische Anlagen typische Mittelwerte repräsentieren.

An großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen können die realen Meßdaten von den in den Sankey-Diagrammen aufgeführten Zahlenwerten mehr oder weniger stark abweichen. Die Gründe liegen im Abfallinput oder im technischen Bereich.

7.1 Modellanlage "Nass I"

In dieser Anlage, deren Rauchgasreinigungsanlage in Abbildung 16 dargestellt ist, wird das Rohgas nach der Feuerung durch einen Elektrofilter entstaubt. Das entstaubte Rohgas gelangt zur Abscheidung von Halogenwasserstoffen und Quecksilber in den HCl-Wäscher. Im nachfolgenden zweiten Wäscher wird SO_2 in Natronlauge absorbiert. Nach der Entstickung des Rauchgases mit einem SCR-Verfahren folgt als letzte Stufe die Feinreinigung des Rauchgases mit Hilfe eines Flugstromverfahrens. Ein feinkörniges Gemisch aus einer Calcium-Verbindung und Koks wird vor dem Gewebefilter in das Rauchgas eingedüst und der entstehende Rückstand aus dem Gewebefilter entsorgt.

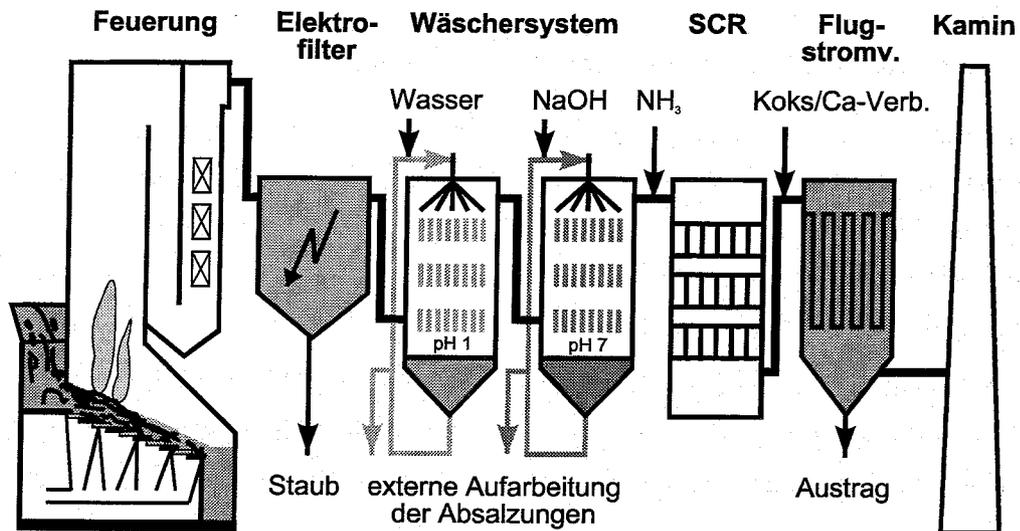


Abbildung 16: Schematischer Aufbau der Modellanlage "Nass 1".

Die Neutralisation und Aufarbeitung der Abwässer aus den Wäschern erfolgt extern. Die verschiedenen Möglichkeiten der externen Aufarbeitungen liegen außerhalb der Bilanzgrenzen dieser Arbeit. Im folgenden werden die Stoffbilanzen für Anlage "Nass 1" erläutert.

Die Abbildung 17 zeigt die **Chlorbilanz** für die Anlage. Das staubhaltige Rohgas enthält nach den definierten Systemparametern 5890 g/t_A Chlor. Davon werden bei der Entstaubung 720 g/t_A mit dem Elektrofilterstaub als Chloride abgeschieden. Die verbleibende Chlorfracht liegt überwiegend als gasförmiges HCl vor und wird im HCl-Wäscher absorbiert (4587 g/t_A). Dagegen nimmt der SO₂-Wäscher nur 569 g/t_A Chlor auf. Die Wäscherlösungen werden dann einer externen Aufarbeitung zugeleitet.

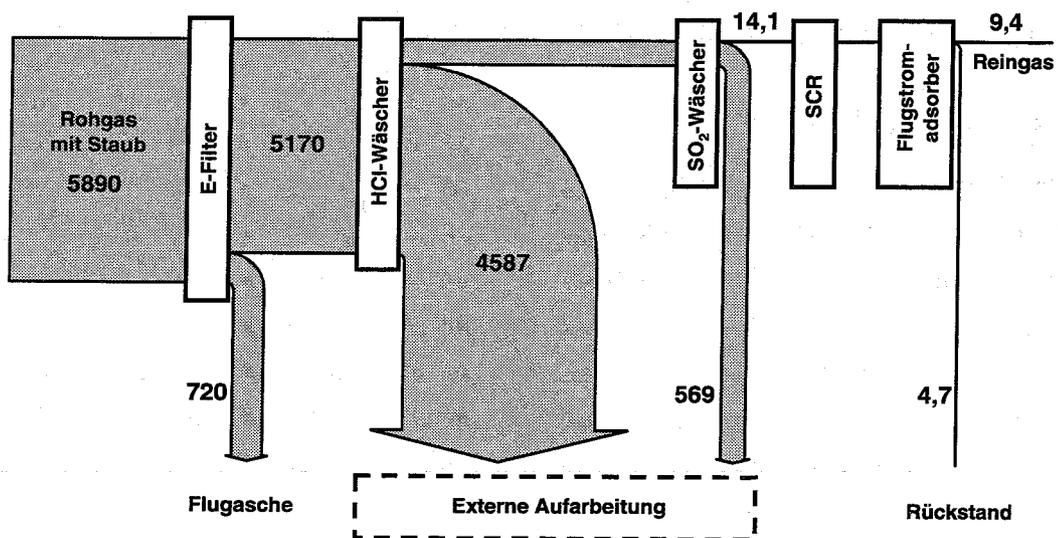


Abbildung 17: Stoffbilanz von Chlor in Modellanlage "Nass 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Nach der katalytischen Entstickungsstufe, die keinen Einfluß auf die Chlorfracht im Rauchgas hat, verbleiben 14,1 g/t_A Chlor im Rauchgas. In der letzten Rauchgasreinigungsstufe reduziert sich die Chlorfracht nochmals um einen Betrag, der von der Art und Menge der eingesetzten Kalk- und Koks-Chemikalien und anderen Faktoren abhängig ist.

Aufgrund der niedrigen Konzentrationswerte und Schwankungen ist die Berechnung eines exakten Abscheidegrades allerdings nicht möglich. Die Autoren gehen von einem erzielbaren Reingaswert von ca. 9 - 10 g/t_A Chlor aus. Dies entspricht nach Tabelle 16, S. 52 einer Reingaskonzentration von 2 mg/Nm³ HCl. Der Rückstand aus dem Flugstromadsorber enthält bei dieser Annahme ca. 5 g/t_A Chlor.

Das Sankey-Diagramm von **Schwefel** ist in Abbildung 18 dargestellt.

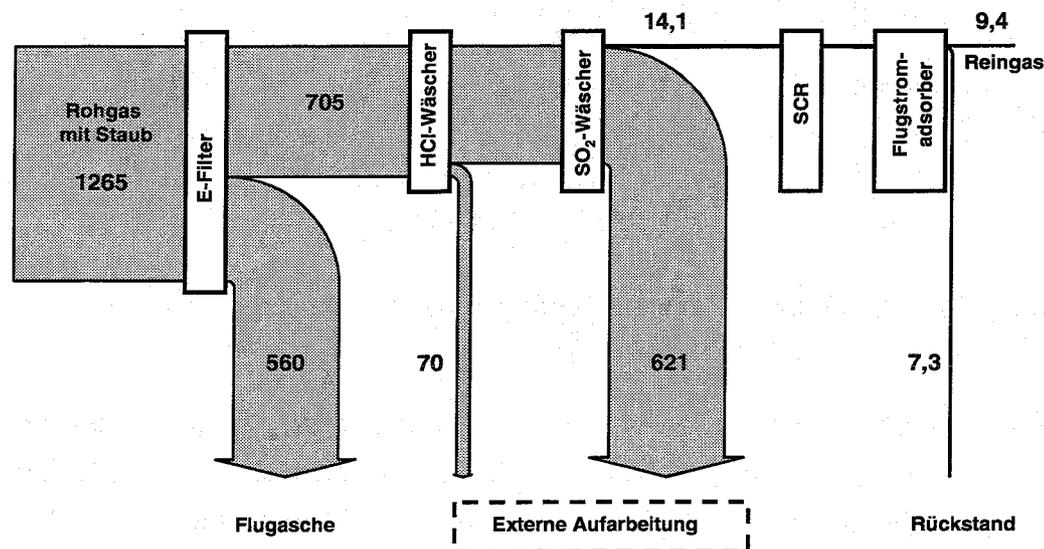


Abbildung 18: Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Die Berechnung der Schwefelfracht im Rohgas mit Flugstaubanteil ergibt eine Fracht von 1265 g/t_A Schwefel. Wie aus Abbildung 18 ersichtlich, unterscheidet sich die Verteilung von Schwefel in der Rauchgasreinigungsanlage von der des Chlors. Der Elektrofilter entfernt mit 560 g/t_A ca. 44 % des Schwefels aus dem staubhaltigen Rohgas. Im HCl-Wäscher wird mit 70 g/t_A nur eine kleine Menge Schwefel abgeschieden. Die größte Menge Schwefel mit 621 g/t_A wird im SO₂-Wäscher aus dem Rauchgas entfernt.

Nach den weiteren Berechnungen enthält das Rauchgas hinter dem SO₂-Wäscher noch ca. 14 g/t_A an Schwefel. Der SCR-Katalysator ist für die Schwefelbilanz ohne Bedeutung, aber der Flugstromadsorber reduziert die Schwefelfracht im Rauchgas durch Eindüsen von CaO und Koks. Die Abschätzung des Abscheidegrades gestaltet sich wie bei der Chlorbilanz durch die niedrigen Konzentrationen und Schwankungen als sehr schwierig. Ein Reingaswert von

ca. 9 - 10 g/t_A ist für diese Rauchgasreinigungsanlage gut einzuhalten, d. h. im Rückstand aus dem Flugstromadsorber verbleiben ca. 7 g/t_A.

Die Abbildung 19 zeigt die erwartete Verteilung von *Quecksilber* in der betrachteten Rauchgasreinigungsanlage "Nass 1".

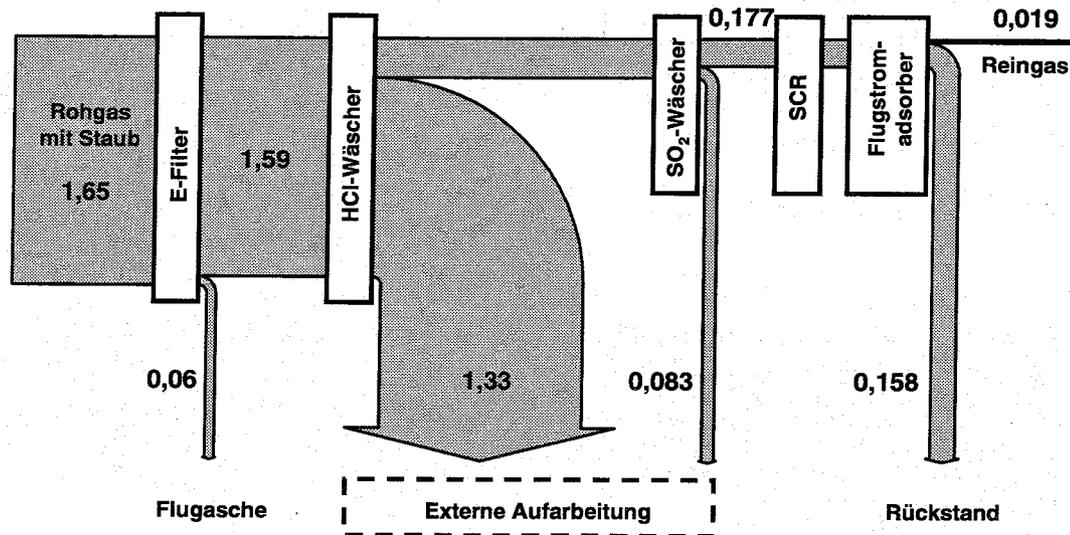


Abbildung 19: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Das Rohgas mit Staub enthält auf der Basis der festgelegten Basisdaten eine Quecksilberfracht von 1,65 g/t_A. Nur ein sehr geringer Anteil von 0,06 g/t_A befindet sich im Flugstaub und wird im Elektrofilter abgeschieden. Den größten Teil des Quecksilbers im entstaubten Rohgas mit 1,33 g/t_A nimmt die Waschflüssigkeit des HCl-Wäschers aus der Gasphase auf. Im SO₂-Wäscher werden geringe Mengen (0,083 g/t_A) mit der NaOH-Lösung absorbiert.

Nach dem SO₂-Wäscher verbleiben nach den Berechnungen 0,177 g/t_A Quecksilber im Rauchgas. Im Flugstromverfahren wird diese Fracht durch Adsorption an dem eingeblasenen Koks nochmals deutlich verringert. Für das Reingas wird ein Wert von 0,019 g/t_A an Quecksilber angenommen. Dies entspricht nach Tabelle 16, S. 52 einer Reingaskonzentration von 0,004 mg/Nm³ Hg. Der Rückstand aus dem Flugstromverfahren enthält dann 0,158 g/t_A Quecksilber.

Wie aus Abbildung 20 ersichtlich, befinden sich im Rohgas 5,76 g/t_A an *Cadmium* nach den Vorgaben in den Kapiteln 5 und 6. In diesem Wert ist der Flugstaubanteil enthalten.

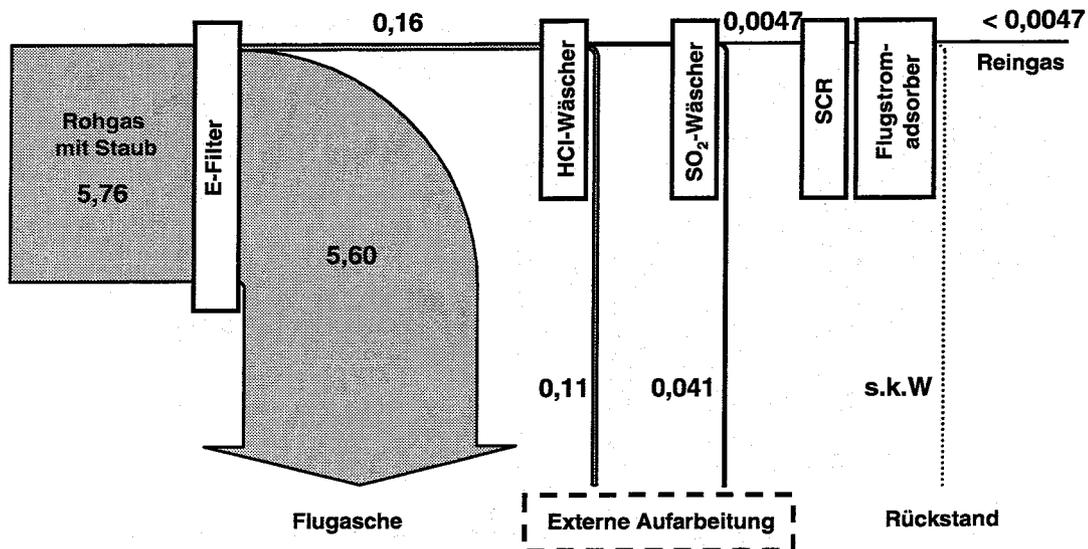


Abbildung 20: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 1"; alle Angaben in g/t Abfall. s.k.W: sehr kleiner Wert.

Das Cadmium wird aus dem Rohgas praktisch vollständig (ca. 98 %) mit dem Flugstaub im Elektrofilter abgeschieden. Nur noch geringe Mengen von 0,16 g/t_A Cadmium verbleiben im entstaubten Rohgas. Hiervon wird ein Großteil (0,11 g/t_A) von der wässrigen Phase im HCl-Wäscher absorbiert. Die restliche Menge (ca. 0,04 g/t_A) wird praktisch ganz von der NaOH-Lösung im SO₂-Wäscher aufgenommen. Sehr kleine Mengen (0,0047 g/t_A) an Cadmium befinden sich nach dem Wäschersystem im Rauchgas.

Der nachfolgende SCR-Katalysator ist für das Cadmium ohne Bedeutung. Wie in Abbildung 20 dargestellt wird keine Veränderung der Cadmiumfracht im Flugstromadsorber angenommen. Die Berechnung eines Abscheidegrades ist aufgrund der sehr kleinen Konzentrationswerte im Rauchgas und den beobachtbaren Schwankungsbreiten der Meßwerte nicht möglich. Für den Frachtwert im Reingas wird ein Wert angenommen, der kleiner als 0,0047 g/t_A Cadmium ist. Nach Tabelle 16, S. 52 entspricht dies einer Reingaskonzentration von weniger als 0,001 mg/Nm³ Cadmium.

Die Verteilung von Blei auf die verschiedenen Stoffströme ähnelt der Cadmiumverteilung. Die Abbildung 21 zeigt den Stoffstrom des Bleis in der betrachteten Rauchgasreinigungsanlage "Nass 1".

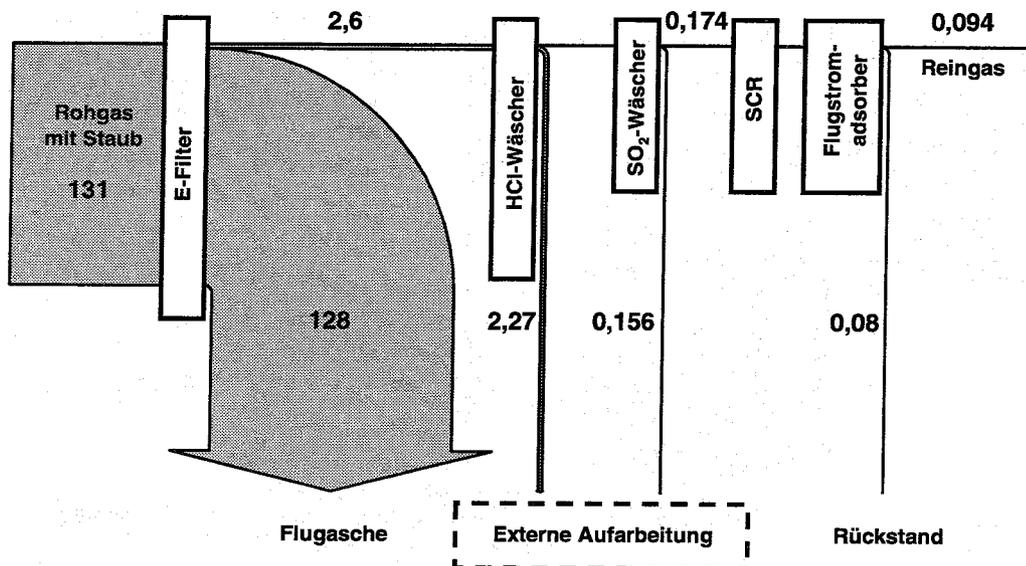


Abbildung 21: Bleibilanz der Modellanlage "Nass 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Auch beim Blei scheidet der Elektrofilter praktisch vollständig die gesamte Rohgasfracht als Staub ab. Von 131 g/t_A Blei im Rohgas mit Staub befinden sich 98% im Flugstaub. Auch beim Blei wird die im entstaubten Rohgas verbleibende Fracht größtenteils (2,27 g/t_A) im HCl-Wäscher abgeschieden. Nach der Absorption von ca. 0,156 g/t_A Blei im zweiten Wäscher verbleiben nach den Berechnungen noch ca. 0,17 g/t_A Blei im Rauchgas, die den SCR-Katalysator durchlaufen. Im Gegensatz zum Cadmium, bei dem aufgrund der äußerst niedrigen Konzentrationswerte im Rauchgas keine Abscheidung im Flugstromadsorber angegeben werden konnte, kann hier aufgrund der deutlich höheren Konzentration eine Abscheidung berechnet werden. Im Reingas kann von einer Bleifracht von ca. 0,095 g/t Abfall ausgegangen werden, d. h. im Rückstand aus dem Gewebefilter befinden sich ca. 0,08 g/t_A an Blei. Dies entspricht nach Tabelle 16, S. 52 einer Reingaskonzentration von 0,02 mg/Nm³ Blei.

7.2 Modellanlage "Nass 2"

Bei der Modellanlage "Nass 2" bildet ein Elektrofilter zur Staubabscheidung die erste Stufe der Rauchgasreinigung. Zur Absorption der sauren Schadgase folgt ein mehrstufiges Wäschersystem, bestehend aus HCl-Wäscher und SO₂-Wäscher. Zur Entstickung der Rauchgase ist ein SCR-Verfahren und für die Feinreinigung als letzte Stufe ein Wanderbettadsorber vorgesehen. Die Modellanlage "Nass 2" gleicht, wie in Abbildung 22 dargestellt, im Aufbau bis auf die Feinreinigung der Modellanlage "Nass 1".

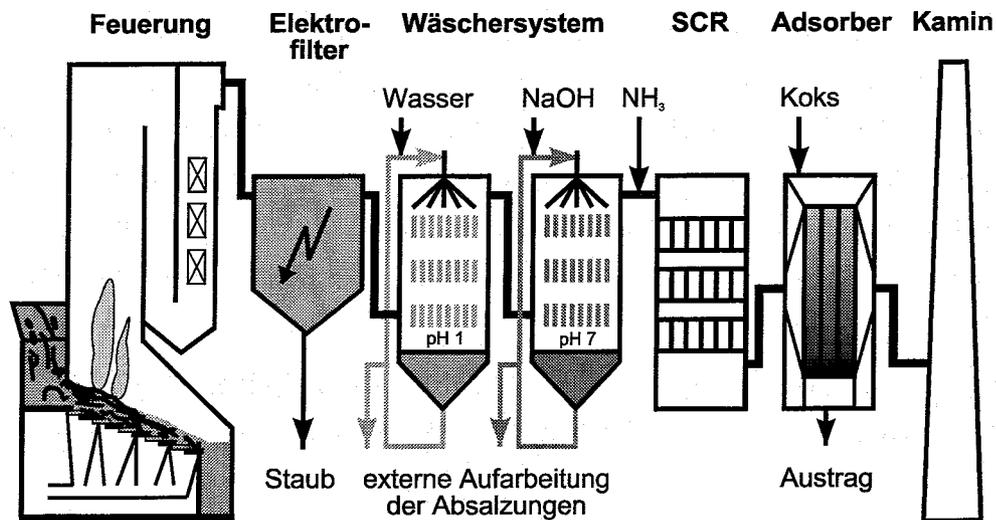


Abbildung 22: Schematischer Aufbau der Modellanlage "Nass 2".

Die Stoffbilanzen für die Anlage "Nass 2" entsprechen weitgehend den Bilanzen der Anlage "Nass 1". Einen Unterschied gibt es nur bei der Feinreinigung, denn für die sauren Schadstoffe werden beim Wanderbettadsorber in dieser Arbeit etwas bessere Abscheidegrade angenommen.

Bei den Schwermetallen, bei denen aufgrund der niedrigen Konzentrationen im Rauchgas und der Schwankungsbreiten keine deutlichen Unterschiede im Abscheidevermögen zwischen den verschiedenen Feinreinigungsstufen angegeben werden können, sind die hier vorgestellten Bilanzen der Schwermetalle für die Anlagen "Nass 1" und "Nass 2" identisch.

Die **Chlorbilanz** gleicht bis zum Rauchgas vor dem Wanderbettadsorber der Bilanz von Anlage "Nass 1". Die genauen Daten enthält Abbildung 23.

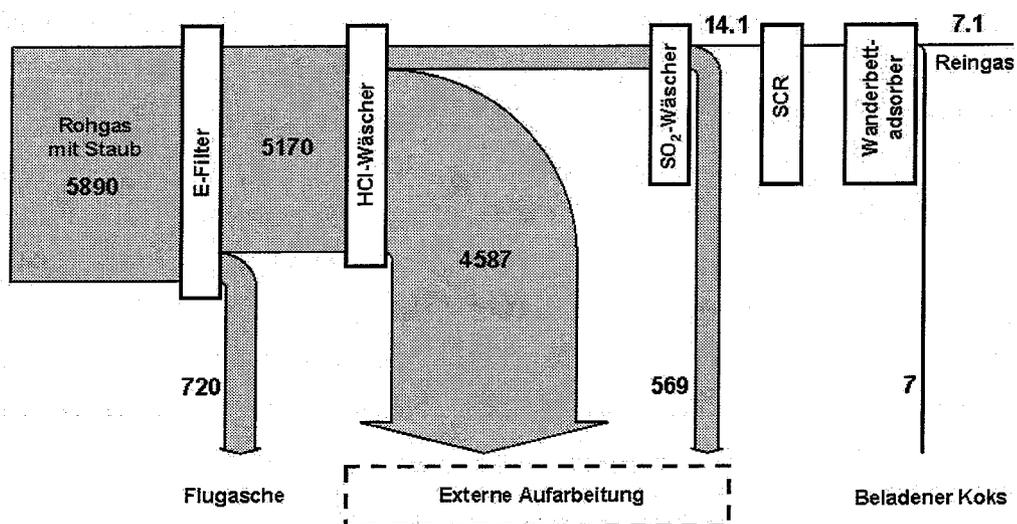


Abbildung 23: Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

Ausgehend von 5890 g/t_A Chlor im Rohgas mit Staub scheidet der Elektrofilter 720 g/t_A ab. Die größte Chlormenge wird mit 4587 g/t_A im HCl-Wäscher aus dem Rauchgas abgetrennt. Von der alkalischen Waschflüssigkeit im SO₂-Wäscher wird nur eine kleinere Chlormenge (569 g/t_A) absorbiert. Im Rauchgas nach dem zweiten Wäscher verbleiben 14,1 g/t_A Chlor. Für die Feinreinigung mit dem Wanderbettadsorber wird eine Chlorabscheidung angenommen, so daß ein Reingaswert von 7 g/t_A Chlor resultiert. Der Koks nimmt etwa die gleiche Chlormenge auf.

Abbildung 24 zeigt das Sankey-Diagramm für die Schwefelbilanz. Auch hier gleicht die Schwefelverteilung bis auf die Feinreinigungsstufe den Stoffströmen in der Anlage "Nass 1".

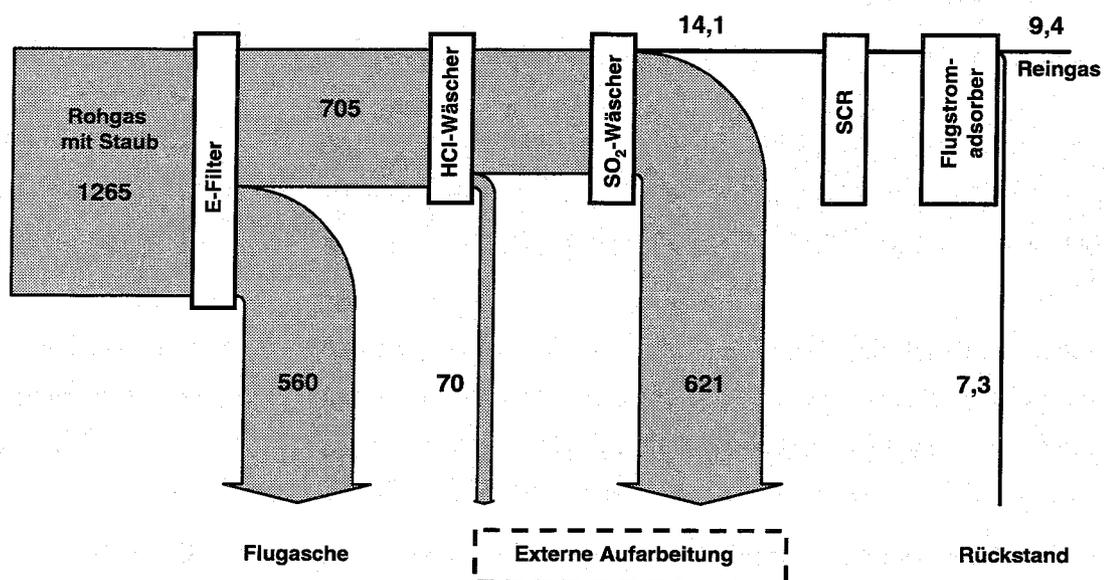


Abbildung 24: Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

Von 1265 g/t Abfall Schwefel im Rohgas mit Staub befinden sich nach der Entstaubung noch 705 g/t_A Schwefel im staubfreien Rohgas. Etwa 44 % des Schwefels, entsprechend 560 g/t_A, sind im Elektrofilterstaub enthalten. Im ersten Wäscher werden nur geringe Mengen, nach den Berechnungen nur 70 g/t_A Schwefel, von der salzsauren wäßrigen Phase absorbiert. Die eigentliche Schwefelabscheidung mit ca. 50 %, bezogen auf die Fracht im staubhaltigen Rohgas, erfolgt im SO₂-Wäscher. Nach den Wäschern verbleiben 14,1 g/t_A Schwefel im Rauchgas. Der SCR-Katalysator hat auf die Verteilung von Schwefel im Bereich der Rauchgasreinigung keinen Einfluß. Die letzte Reinigungsstufe besteht aus dem Wanderbettadsorber, der die Schwefelfracht im Rauchgas deutlich reduziert. Nach den durchgeführten Berechnungen verbleiben etwa 5 g/t_A Abfall Schwefel im Reingas. Der mit Schwefel beladene Koks wird in die Feuerung zurückgeführt.

Die Quecksilber-, Cadmium- und Bleibilanzen sind in Abbildung 25, Abbildung 26 und Abbildung 27 dargestellt. Wie oben erläutert, sind die Schwermetallverteilungen in der An-

lage "Nass 2" mit denen in Anlage "Nass 1" identisch. Für den Wanderbettadsorber wurden die gleichen Abscheidegrade wie bei dem Flugstromadsorber in Anlage "Nass 1" zugrunde gelegt.

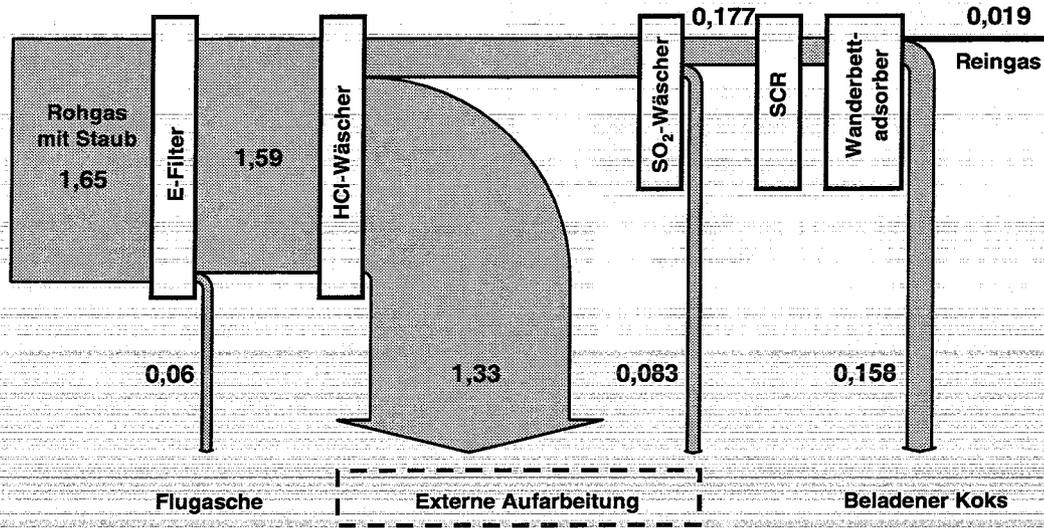


Abbildung 25: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

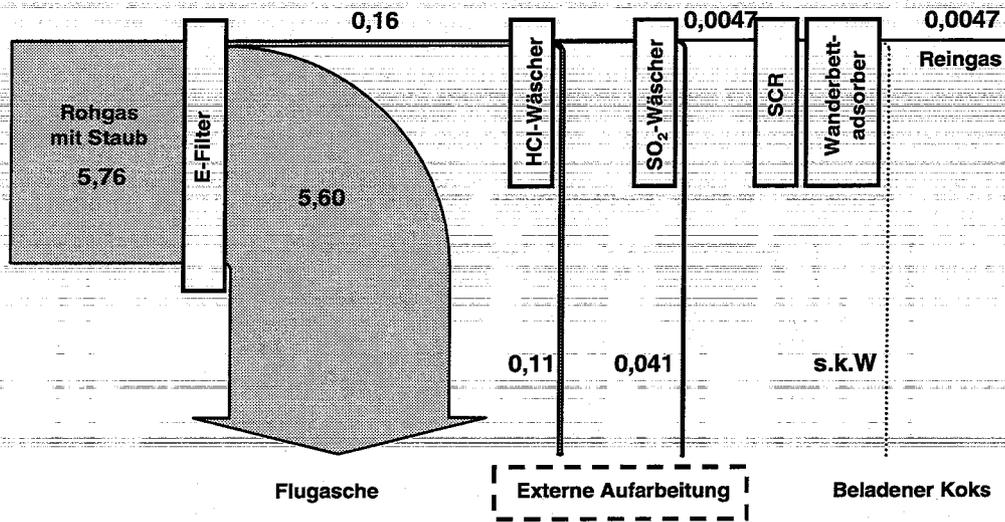


Abbildung 26: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 2"; alle Angaben in g/t Abfall; s.k.W: sehr kleiner Wert.

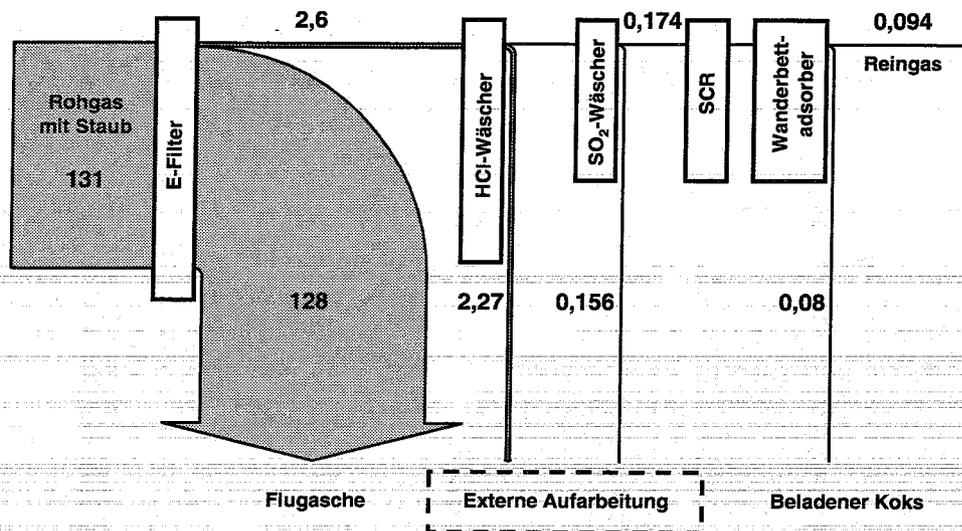


Abbildung 27: Bleibilanz der Modellanlage "Nass 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

7.3 Modellanlage "Nass 3"

Die Rauchgasreinigungsanlage ist, wie in Abbildung 28 dargestellt, aus Elektrofilter, Sprühtrockner, Elektrofilter, HCl-Wäscher, SO₂-Wäscher, SCR-Katalysator und Flugstromadsorber aufgebaut. Die Anlage "Nass 3" unterscheidet sich somit von den Anlagen "Nass 1" und "Nass 2" durch den zwischen dem ersten Elektrofilter und dem HCl-Wäscher eingefügten Sprühtrockner mit nachfolgendem zweiten Elektrofilter, so daß durch die anlageninterne Verdampfung keine externe Aufarbeitung der Abwässer erforderlich ist. Diese Anlagenkonzeption hat zur Konsequenz, daß die durch die Wäscher abgeleiteten Stoffströme über den Sprühtrockner geleitet werden und als fester Austrag anfallen.

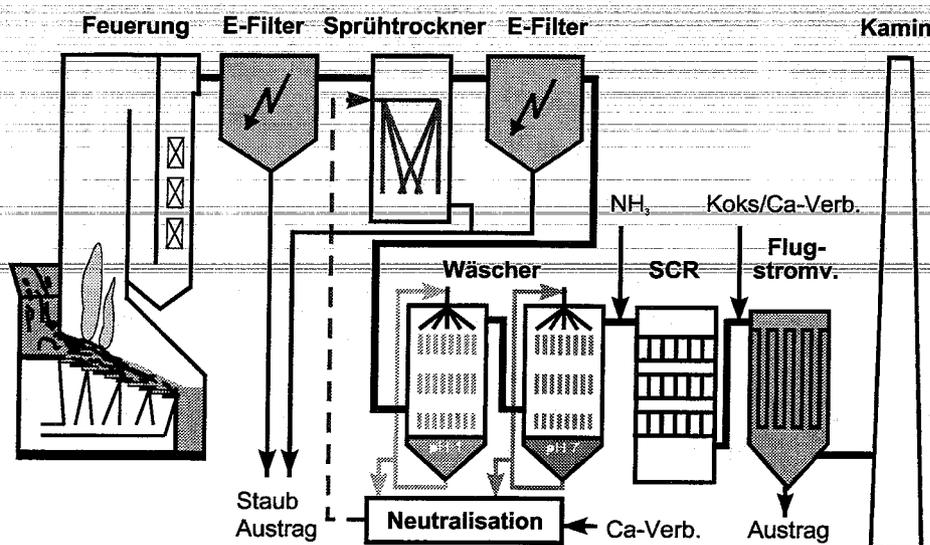


Abbildung 28: Schematischer Aufbau der Modellanlage "Nass 3".

Die Entstaubung des Rohgases geschieht durch den ersten Elektrofilter nach dem Kessel. Als nächstes Anlagenaggregat folgt der Sprühtrockner, in dem die neutralisierten Wäscherlösungen aus dem Wäschersystem durch die ca. 200°C heißen, entstaubten Rauchgase verdampft werden. Nach dem Sprühtrockner enthält das Rauchgas große Anteile des Rauchgasreinigungserzeugnisses, das anschließend im zweiten Elektrofilter aus dem Rauchgas abgeschieden wird.

In den nachfolgenden Wäschern werden wie bei den Anlagen "Nass 1" und "Nass 2" überwiegend HCl, Quecksilber und SO₂ von den wässrigen Lösungen absorbiert. Im zweiten Wäscher wird Natriumhydroxid zur pH-Wertregelung eingesetzt. Die beladenen Wäscherlösungen gelangen in die Neutralisationsstufe, wo sie mit Calciumhydroxid zu Gips und anderen Salzen umgesetzt werden. Die erhaltene Suspension wird dann dem Sprühtrockner zugeführt.

Zur weiteren Rauchgasreinigung ist ein SCR-Katalysator und als letzte Stufe ein Flugstromverfahren installiert, in dem mit einem Gemisch aus einer Calciumverbindung und Koks der verbliebene Schadstoffgehalt im Rauchgas nochmals vermindert wird.

Die Stoffbilanzen der Anlage "Nass 3" werden anschließend im einzelnen vorgestellt. Abbildung 29 zeigt die Chlorbilanz.

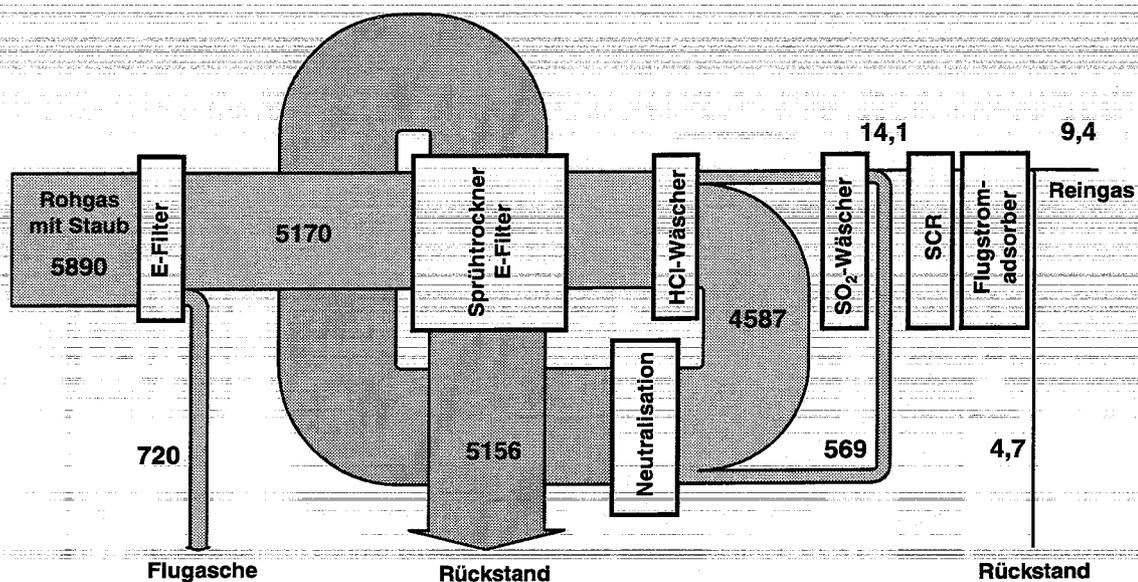


Abbildung 29: Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 3"; alle Angaben in g/t Abfall.

Die Bilanz geht von einer Chlorfracht im staubhaltigen Rohgas von 5890 g/t_A aus. Wie bei den Modellanlagen "Nass 1" und "Nass 2" werden mit dem Elektrofilter 720 g/t_A entfernt. Das entstaubte Rohgas wird dann dem Sprühtrockner zugeführt, in dem keine Chlor-Abscheidung aus dem Rauchgas angenommen wird.

Im ersten Wäscher erfolgt mit einer Abtrennung von 4587 g/t_A Chlor die Hauptabscheidung, im zweiten Wäscher absorbiert die Waschflüssigkeit nur geringe Mengen Chlor (569 g/t_A). Die Absalzungen aus den Wäschern, die insgesamt 5156 g/t_A an Chlor enthalten, werden in der Neutralisationsstufe mit Ca(OH)₂ neutralisiert. Die entstehende Lösung mit Natrium- und Calciumchloriden wird dem Sprühtrockner zurückgeführt. Der dort anfallende Rückstand enthält 5156 g/t_A Chlorid.

Nach dem SCR-Katalysator, der die Chlorfracht im Rauchgas nicht beeinflusst, wird im Flugstromadsorber mit Hilfe eines Kalk/Koks-Gemisches der Chlorgehalt im Rauchgas noch weiter reduziert. Aufgrund der sehr niedrigen Konzentrationswerte und der Konzentrationschwankungen kann ein Reingaswert nur abgeschätzt werden. Wie der Tabelle 16, S. 52 zu entnehmen ist, wird ein Reingaswert von 9 g/t_A angenommen. Demnach würde der Flugstromadsorber ca. 5 g/t_A Chlor abscheiden.

Für Schwefel beträgt nach Abbildung 30 die Rohgasfracht einschließlich Staub 1265 g/t_A. Es werden im ersten Elektrofilter 560 g/t_A Schwefel als Filterstaubbestandteil aus dem Rauchgas abgetrennt. Etwa 705 g/t_A Schwefel befinden sich im entstaubten Rohgas. Wie bei der Chlorbilanz wird auch beim Schwefel in erster Näherung davon ausgegangen, daß im Sprühtrockner keine direkte Abscheidung von Schwefel aus dem entstaubten Rohgas stattfindet. Somit entspricht die Schwefelfracht im staubfreien Rauchgas nach dem ersten Elektrofilter der Fracht vor dem HCl-Wäscher.

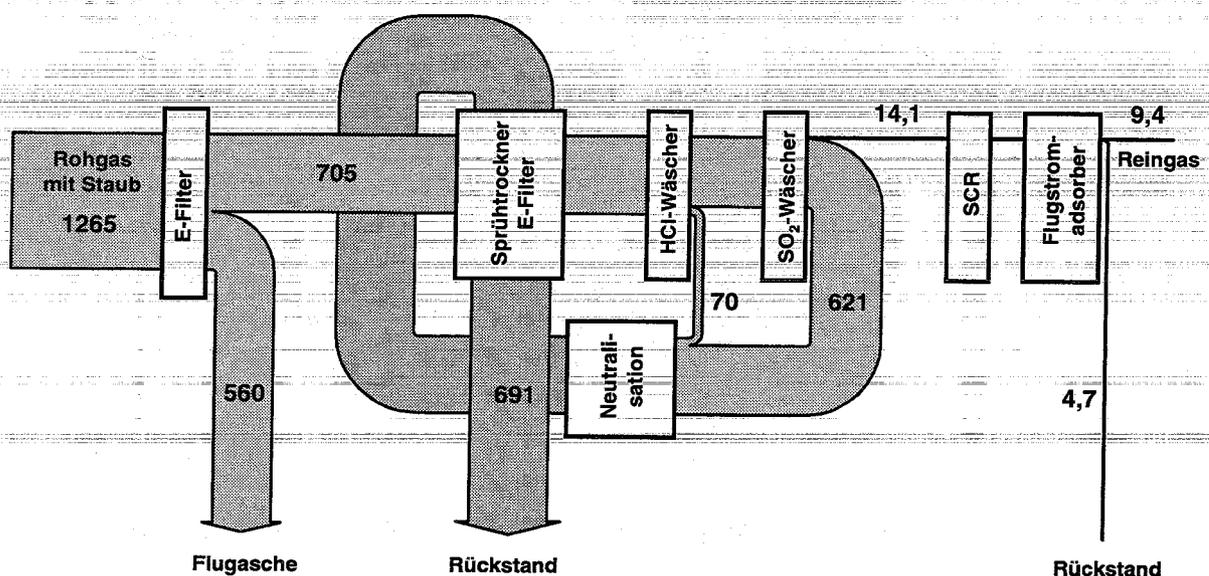


Abbildung 30: Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 3"; alle Angaben in g/t Abfall.

Nur geringe Mengen an Schwefel (70 g/t_A) werden bei pH 0 - 1 im HCl-Wäscher absorbiert. Im Gegensatz dazu entfernt der SO₂-Wäscher mit 621 g/t_A Schwefel den größten Teil des Schwefels aus dem Rauchgas. Es verbleibt nach den Wäschern nur eine geringe Restmenge

von 14,1 g/t_A Schwefel im Rauchgas. Dies sind 0,8 % der Rohgasfracht einschließlich Staubanteil, die nach den Berechnungen mit dem Rauchgas in den Flugstromadsorber eintreten. Wie bei den anderen Modellanlagen können die Abscheidegrade dieser Feinreinigungsstufe nur abgeschätzt werden. Für das Reingas nach dem Flugstromadsorber wird mit den Konzentrationswerten aus Tabelle 16, S. 52 eine Reingasfracht von 9,4 g/t_A festgelegt. Der Adsorber scheidet demnach ca. 5 g/t_A Schwefel ab.

In der Abbildung 31 ist die Quecksilberbilanz dargestellt.

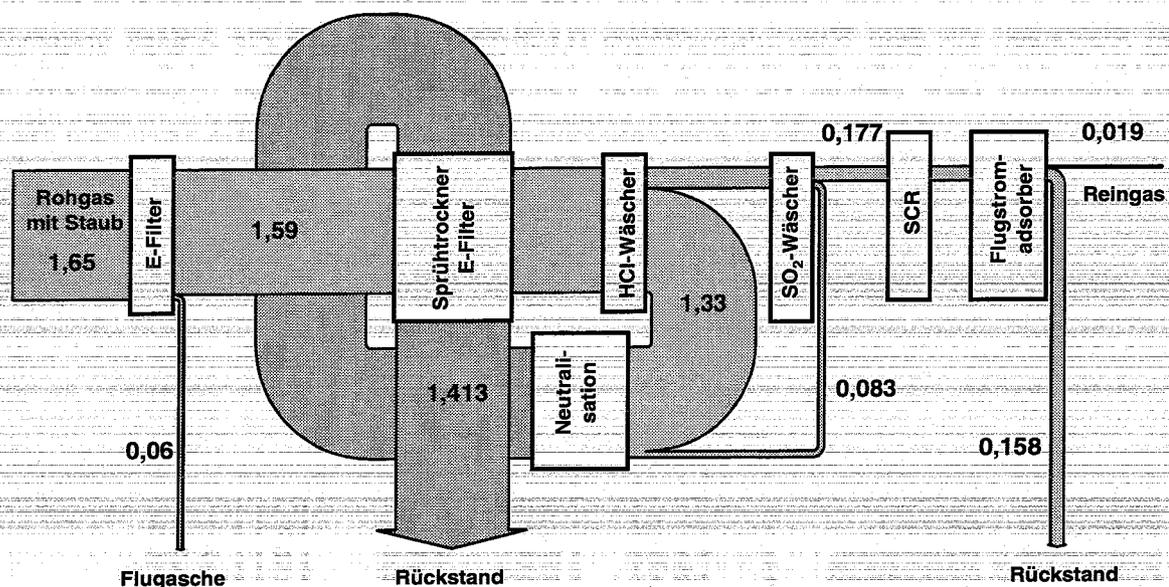


Abbildung 31: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 3"; alle Angaben in g/t Abfall.

Von den 1,65 g/t_A Quecksilber, die sich im Rohgas einschließlich Staubanteil befinden, werden im Elektrofilter 0,06 g/t_A abgeschieden. Im entstaubten Rohgas verbleiben 1,59 g/t_A Quecksilber. Diese Fracht enthält das Rauchgas auch nach dem Sprühtrockner. Die bei manchen großtechnischen Anlagen zu beobachtende Konzentrationserhöhung nach Sprühtrockner wird hier vernachlässigt. Die höheren Quecksilberkonzentrationen beruhen auf der thermischen Instabilität der Quecksilberkomplexe, die in den Wäscherabsalzungen vorliegen [Albert] sowie auf der Flüchtigkeit des Quecksilberchlorids.

Im nachfolgenden HCl-Wäscher erfolgt nun die Hauptabscheidung des Quecksilbers aus der Gasphase. Es werden 1,33 g/t_A Quecksilber von der HCl-sauren Waschflüssigkeit absorbiert. Die Natriumhydroxidlösung des SO₂-Wäschers nimmt mit 0,08 g/t_A geringe Mengen Quecksilber auf.

Mit den Absalzungen aus den Wäschern gelangt das in den Wäschern abgeschiedene Quecksilber in die Neutralisationsstufe. Dort wird neben Calciumhydroxid, das zur Neutralisation

erforderlich ist, auch TMT-15™ der Fa. Degussa als Schwermetallfällungsmittel zugesetzt. Mit diesem Fällungsmittel werden ca. 99 % des in der wäßrigen Flüssigkeit gelösten Quecksilbers ausgefällt [Achterbosch-1]. Nach der Verdampfung der behandelten Abwässer im Sprühtrockner befinden sich 1,41 g/t_A Abfall Quecksilber im zu entsorgenden Rückstand, der am zweiten Elektrofilter aus der Anlage ausgetragen wird.

Der SCR-Katalysator ist für die Bilanz ohne Bedeutung, so daß vor und nach der Entstickung im Rauchgas 0,177 g/t_A Quecksilber enthalten sind. Für die Abscheidung von Quecksilber im Flugstromadsorber muß, wie für alle Feinreinigungsstufen, ein Reingaswert angenommen werden. Es wird von einem Reingaswert von 0,019 g/t_A Quecksilber ausgegangen, so daß mit dem Rückstand aus dem Flugstromverfahren 0,158 g/t_A Quecksilber die Anlage verlassen. Dies entspricht nach Tabelle 16, S. 52 einer Reingaskonzentration von 0,004 mg/Nm³ an Quecksilber.

Für **Cadmium** wird eine Fracht von 5,76 g/t_A im Rohgas mit Staub festgelegt. Die Verteilung von Cadmium auf die einzelnen Stoffströme ist der Abbildung 32 zu entnehmen.

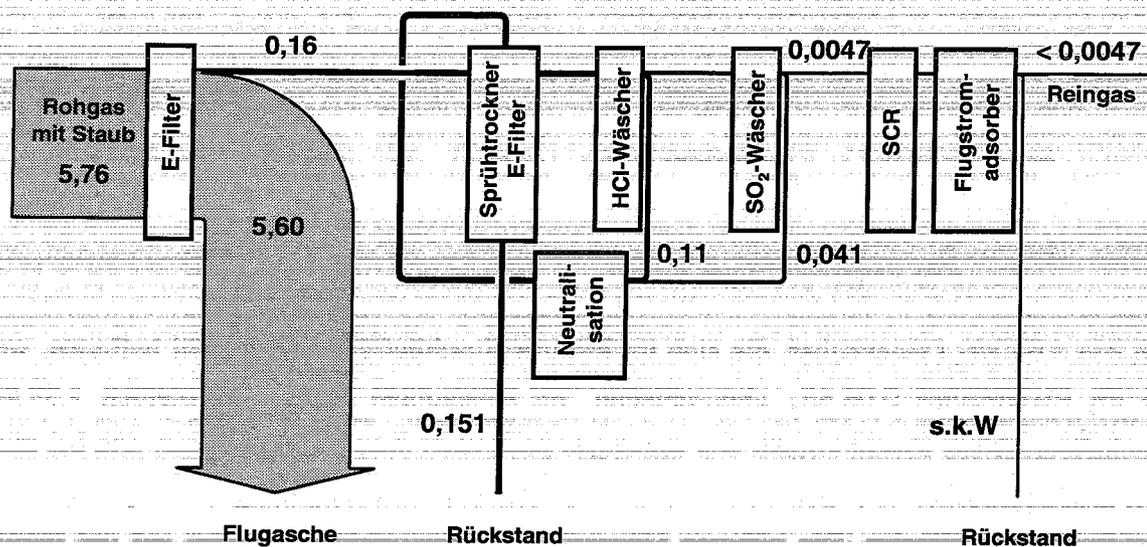


Abbildung 32: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 3"; alle Angaben in g/t Abfall. s.k.W.: sehr kleiner Wert.

Im ersten Rauchgasreinigungsaggregat werden durch die Entstaubung ca. 98 % (5,6 g/t_A) des gesamten Cadmiuminventars aus dem Rauchgas abgeschieden. Nur noch 0,16 g/t_A an Cadmium gelangen durch den Sprühtrockner zum HCl-Wäscher, in dem der größte Teil (0,11 g/t_A) der im entstaubten Rohgas verbliebenen Fracht abgeschieden wird. Der SO₂-Wäscher nimmt nach den Berechnungen noch 0,045 g/t_A Cadmium auf, so daß das Rauchgas nach den Wäschersystemen nur noch sehr kleine Cadmiummengen enthält.

Für die Abscheidung im Flugstromadsorber wird mit dem Konzentrationswert aus Tabelle 16, S. 52 angenommen, daß die Reingasfracht ca. $0,0047 \text{ g/t}_A$ beträgt. Dieser Wert ist für alle Feinreinigungsstufen der nassen Modellanlagen identisch. Die Cadmiumfracht im Rauchgas wird durch das Flugstromverfahren in etwa halbiert.

Auch das **Blei** wird, wie in Abbildung 33 dargestellt, im Elektrofilter praktisch vollständig aus dem Rohgas mit Staub abgeschieden.

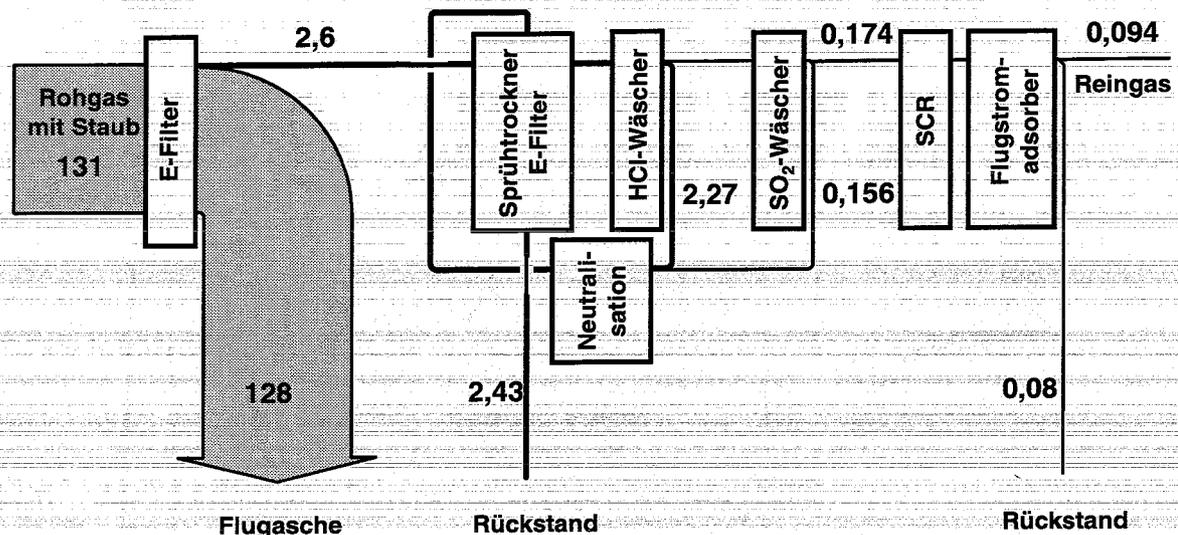


Abbildung 33: Bleibilanz der Modellanlage "Nass 3"; alle Angaben in g/t Abfall.

Von den im Rohgas mit Staub vorhandenen 131 g/t_A Blei sind nach der Entstaubung nur noch $2,6 \text{ g/t}_A$ im Rauchgas vorhanden. Diese Fracht enthält das Rauchgas auch nach dem Sprührockner. Im anschließenden HCl-Wäscher beträgt die Abscheidung $2,27 \text{ g/t}_A$ an Blei. Die folgende SO_2 -Wäscherstufe absorbiert $0,156 \text{ g/t}_A$ Blei.

Im Rauchgas nach den Wäschern befinden sich nach den Berechnungen $0,174 \text{ g/t}_A$ an Blei. Ohne Veränderungen durch den SCR-Katalysator erreicht diese Schwermetallfracht den Flugstromadsorber. Für Blei wird ein Reingaswert von $0,094 \text{ g/t}_A$ Blei angenommen. Der Adsorber scheidet danach $0,08 \text{ g/t}_A$ Blei ab.

7.4 Modellanlage "Nass 4"

Die Rauchgasreinigung der Modellanlage "Nass 4" entspricht bis auf die Feinreinigung der Konzeption "Nass 3". An Stelle des Flugstromverfahrens ist bei der Anlage "Nass 4" als letztes Reinigungsaggregat ein Wanderbettadsorber installiert. Die Abbildung 34 zeigt die Modellanlage "Nass 4".

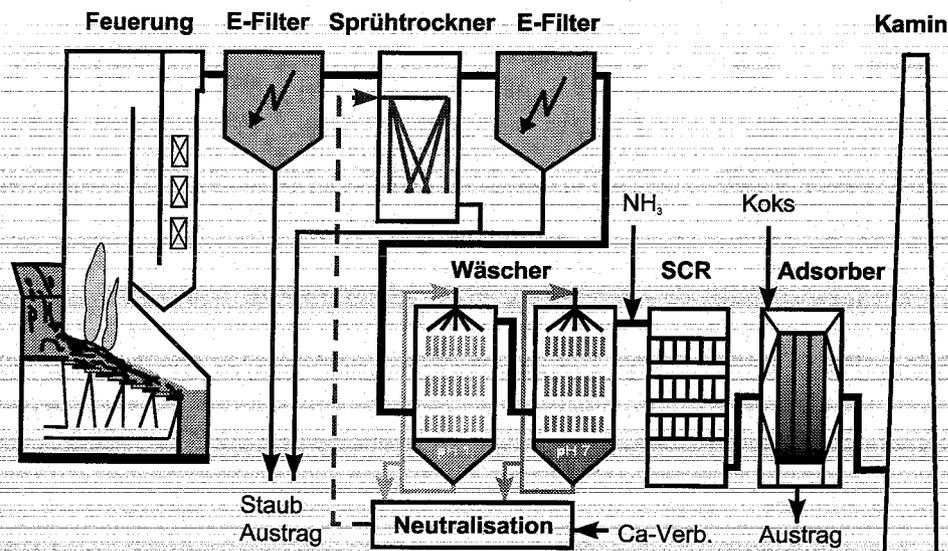


Abbildung 34: Schematischer Aufbau der Modellanlage "Nass 4".

Zunächst wird das Rohgas aus dem Kessel in einem Elektrofilter entstaubt. Im nachfolgenden Sprühtrockner werden mit der Restwärme der Rauchgase die neutralisierten Abwässer aus den Wäschern eingedampft. Die dabei als Staub anfallenden Salzzurückstände werden im zweiten Elektrofilter aus dem Rauchgas abgetrennt. Das staubfreie Rauchgas wird anschließend in dem zweistufigen Wäschersystem von gasförmigen Schadstoffen befreit. Dabei entstehen Abwässer, in denen die Halogenwasserstoffe als wässrige Säuren (HCl usw.) und SO_2 in Form von Salzen enthalten sind.

Die Absatzungen aus den Wäschern werden einer Neutralisationsstufe zugeleitet, in der neben Calciumhydroxid zur Neutralisation auch ein Schwermetallfällungsmittel (TMT-15) zugesetzt wird. Die anfallende Suspension leitet man zur Verdampfung in den Sprühtrockner zurück. Als weitere Rauchgasreinigungsstufen sind ein SCR-Verfahren zur Entstickung und ein Wanderbettadsorber zur abschließenden Feinreinigung der Rauchgase installiert.

Analog zu den bisher betrachteten Modellanlagen wird in Abbildung 35 zunächst auf die **Chlorbilanz** eingegangen.

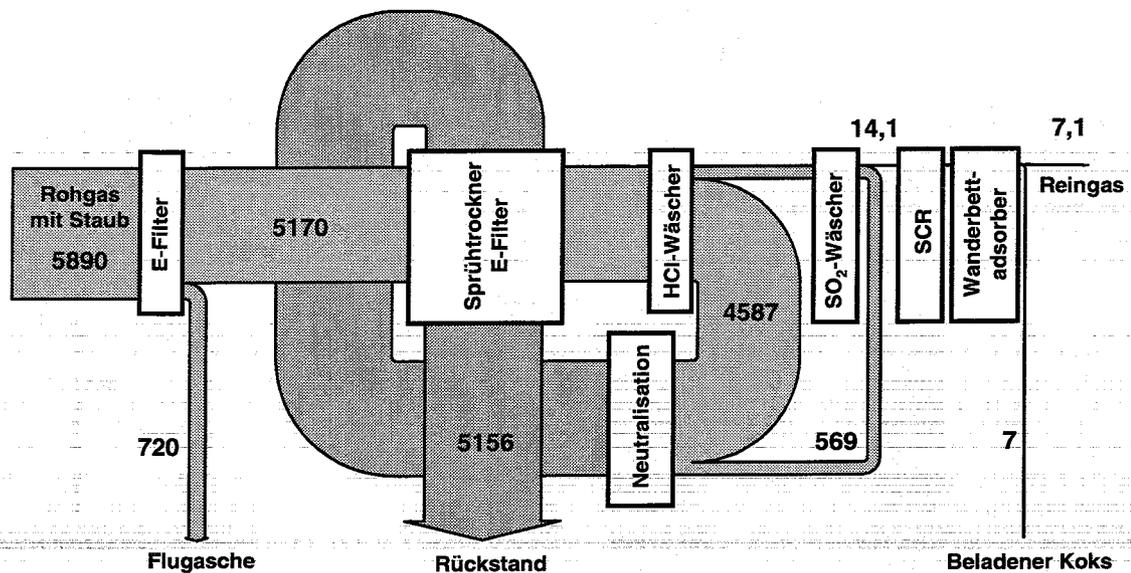


Abbildung 35: Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 4"; alle Angaben in g/t Abfall.

Im staubhaltigen Rohgas nach Kessel der Modellanlage "Nass 4" sind, entsprechend zu den anderen Modellanlagen, 5890 g/t_A Chlor enthalten. Die Chlorbilanz der Anlage "Nass 4" gleicht der Bilanz in "Nass 3" bis zum Wanderbettadsorber. Der Elektrofilter entfernt ca. 720 g/t_A Chlor aus dem Rohgas. Nachdem im Sprühtrockner die Chlorfracht in der Gasphase nicht verändert wurde, erfolgt im ersten Wäscher eine Abscheidung von 4587 g/t_A Chlor und im zweiten Wäscher von 569 g/t_A. Die gesamten Abwässer aus den Wäschern und folglich der staubförmige Rauchgasreinigungsrückstand aus dem zweiten Elektrofilter enthalten 5156 g/t_A an Chlorid.

Nach dem SCR-Verfahren, für die Chlorbilanz ohne Bedeutung, wird die Chlorfracht in der letzten Rauchgasreinigungsstufe nochmals deutlich reduziert. Wie im Kapitel 6 erläutert gestaltet sich die Angabe eines repräsentativen Abscheidewertes für Chlor in der Feinreinigung problematisch. Für den Wanderbettadsorber wird im Vergleich zum Flugstromadsorber eine etwas höhere Abscheidung an Chlor angenommen. Ein Reingaswert von 7,1 g/t_A Chlor basiert auf dem Konzentrationswert aus Tabelle 16, S. 52 und führt nach den Berechnungen zu einer Abscheidung von ca. 7 g/t_A Chlor im Wanderbettadsorber.

Auch die **Schwefelverteilung** in der Anlage gleicht bis zum Wanderbettadsorber der Verteilung in Anlage "Nass 3". Diese Bilanz ist in Abbildung 36 dargestellt.

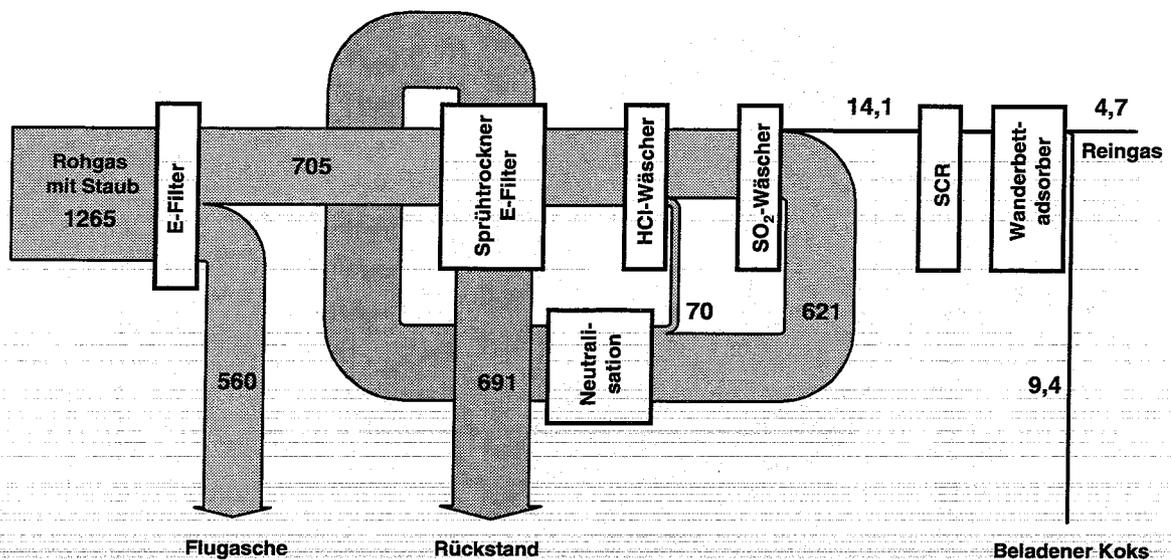


Abbildung 36: Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 4" alle Angaben in g/t Abfall.

Von den 1265 g/t_A Schwefel im Rohgas mit Staub werden im Elektrofilter 560 g/t_A abgeschieden. Das entstaubte Rohgas durchläuft den Sprühtrockner ohne Veränderung der Schwefel-fracht, die dann vor dem Wäschersystem 705 g/t_A Schwefel beträgt. Aus der Schwefel-fracht des Rohgases werden im ersten Wäscher 70 g/t_A Schwefel aufgenommen.

Die Hauptmenge an Schwefel mit 621 g/t_A nimmt der zweite Wäscher auf, so daß nur 14,1 g/t_A Schwefel im Rauchgas nach dem Wäschersystem enthalten sind. Auf diese Fracht hat der SCR-Katalysator keinen Einfluß. Geht man entsprechend dem Konzentrationswert aus Tabelle 16, S. 52 von einer Reingasfracht im Bereich von 5 g/t_A Schwefel aus, so läßt sich ein Stoffstrom von etwa 9 g/t_A Schwefel berechnen, der vom Wanderbettadsorber aufgenommen wird.

Abbildung 37, Abbildung 38 und Abbildung 39 zeigen die Stoffbilanzen von Quecksilber, Cadmium und Blei in der Anlage. Da die Bilanzen aufgrund unserer Systemannahmen mit den Bilanzen der Anlage "Nass 3" völlig identisch sind, wird auf die dortigen Erläuterungen der entsprechenden Bilanzen verwiesen.

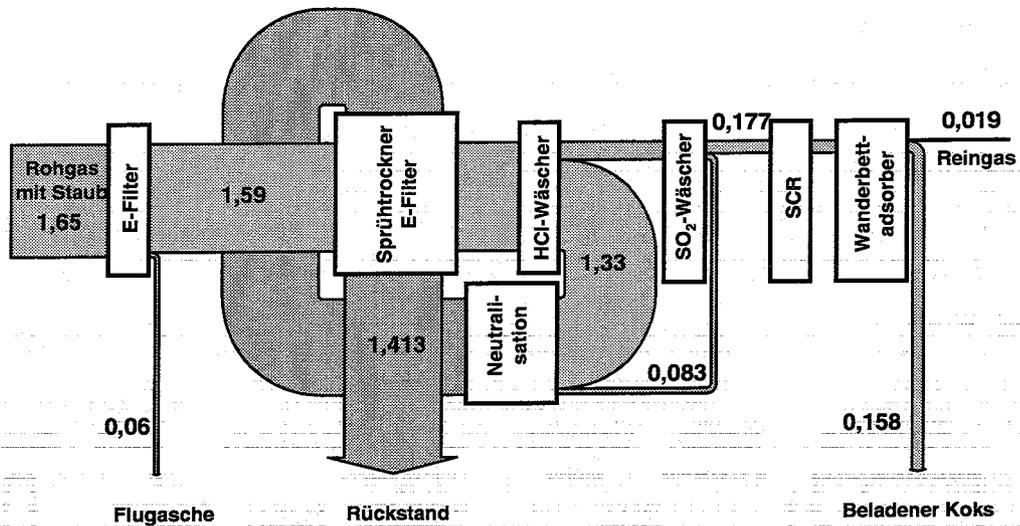


Abbildung 37: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 4"; alle Angaben in g/t Abfall.

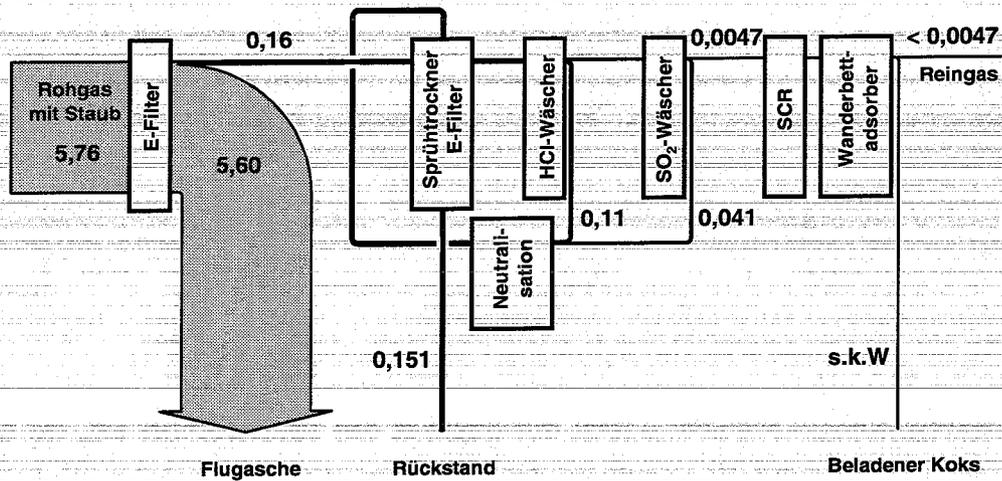


Abbildung 38: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 4"; alle Angaben in g/t Abfall. s.k.W.: sehr kleiner Wert.

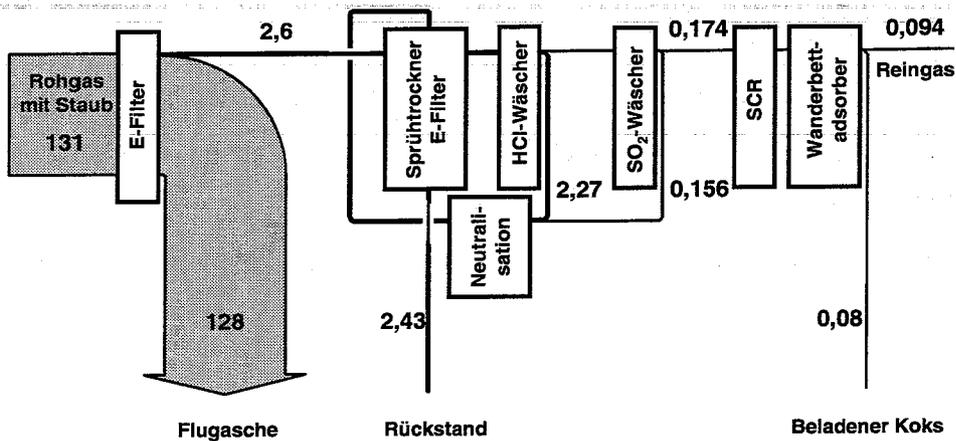


Abbildung 39: Bleibilanz der Modellanlage "Nass 4"; alle Angaben in g/t Abfall.

7.5 Modellanlage "Nass 5"

Zur Rauchgasreinigung sind an der Anlage "Nass 5", dargestellt in Abbildung 40, Sprühtrockner, Gewebefilter, ein zweistufiges Wäschersystem und ein SCR-Verfahren hintereinander angeordnet. Im Unterschied zu den zuvor diskutierten Anlagen besitzt die Anlage "Nass 5" keine Feinreinigungsstufe vor dem Kamin. Als wesentliches Aggregat zur Erfüllung der Grenzwerte der 17. BImSchV ist ein Gewebefilter installiert, der zusätzlich mit Koks beaufschlagt wird.

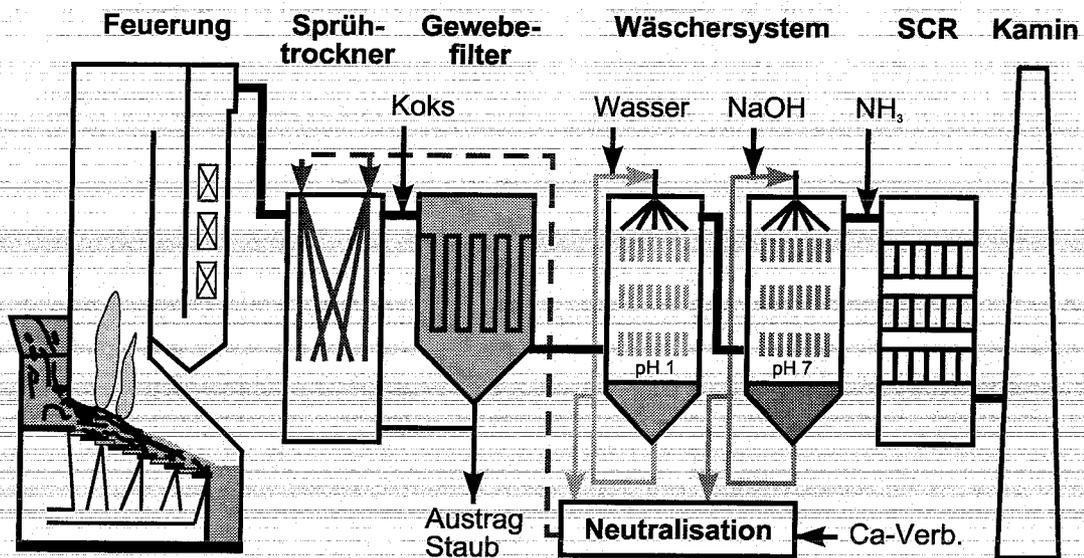


Abbildung 40: Schematische Darstellung der Modellanlage "Nass 5".

Das staubhaltige Rohgas aus dem Kessel tritt direkt in den Sprühtrockner ein, wo der Wärmehalt des Rohgases zur Verdampfung der Wäscherabsatzungen genutzt wird. Mit dem Rauchgas gelangen der Flugstaub und der überwiegende Anteil der eingedampften Rauchgasreinigungsrückstände in den Gewebefilter. Außerdem wird vor dem Gewebefilter zur Abscheidung von organischen Schadstoffen und Schwermetallen, insbesondere Quecksilber, Koks in das Rauchgas eingeblasen.

Anschließend werden in den Wäschern durch Absorption die sauren Schadstoffe und das im Rohgas verbliebene Quecksilber abgetrennt. Am Ende der Rauchgasreinigung erfolgt eine NO_x -Reduktion durch Ammoniak im SCR-Katalysator.

Im folgenden werden die Stoffbilanzen vorgestellt. Die Abbildung 41 zeigt die **Chlorbilanz**.

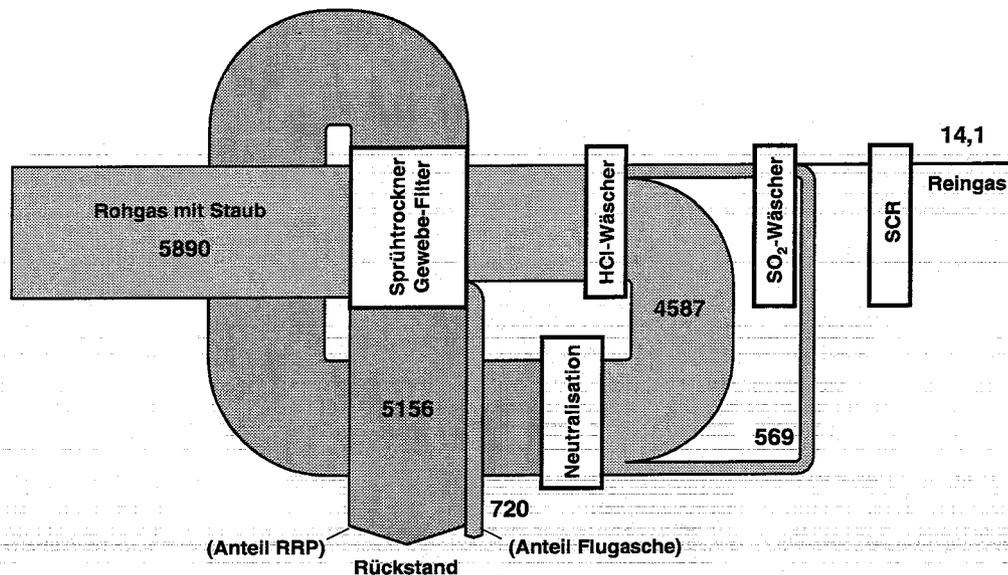


Abbildung 41: Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 5"; alle Angaben in g/t Abfall.

Ausgehend von einer Chlorfracht von 5890 g/t_A im Rohgas mit Staub tritt das Rauchgas in den Sprühtrockner ein, in dem keine Abscheidung von Chlor aus dem Rohgas angenommen wird. Im anschließenden Gewebefilter werden aus dem Rohgas 720 g/t_A Chlor abgeschieden, das im Staub gebunden ist.

Der HCl-Wäscher absorbiert aus dem Rauchgas mit 4587 g/t_A den größten Teil der Chlorfracht aus dem Rohgas, der SO₂-Wäscher nimmt nur kleine Chlormengen auf (569 g/t_A). Die mit Chlorid beladenen Abwässer der Wäscher werden mit Calciumhydroxid in einer Neutralisationstufe neutralisiert und anschließend im Sprühtrockner eingedampft. Der dabei anfallende feste Rückstand wird mit dem Flugstaub im Gewebefilter abgetrennt.

Der Rückstand aus dem Gewebefilter enthält nach den Berechnungen 5876 g/t_A Chlor. Davon stammen ca. 5156 g/t_A aus den eingedampften Absalzungen und 720 g/t_A aus dem Flugstaub. Da der SCR-Katalysator auf die verbliebene Chlorfracht im Rauchgas keinen Einfluß hat, ergibt sich für diese Anlage ein Reingaswert von ca. 14,1 g/t_A. Diese Fracht entspricht der Reingaskonzentration von 3 mg/Nm³ HCl.

Die Abbildung 42 zeigt die *Schwefelbilanz*.

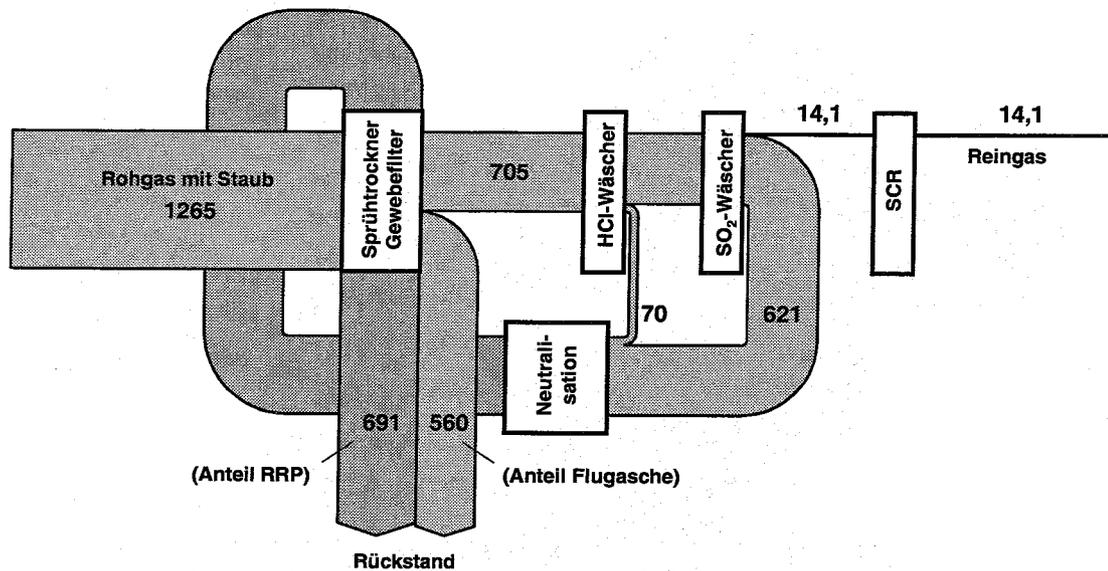


Abbildung 42: Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 5"; alle Angaben in g/t Abfall. RRP: Rauchgasreinigungsprodukt.

Das Rohgas mit Staub wird mit einem Schwefelgehalt von 1265 g/t_A durch den Sprühtrockner geleitet. Die Bilanz berücksichtigt im Sprühtrockner keine Abscheidung von Schwefel aus dem Rohgas. Im anschließenden Gewebefilter werden 560 g/t_A Schwefel abgeschieden, der im Flugstaub enthalten ist.

In den Wäschern der Rauchgasreinigung werden 70 g/t_A bzw. 621 g/t_A Schwefel von den Waschflüssigkeiten absorbiert. Insgesamt werden 691 g/t_A Schwefel der Neutralisation zugeleitet und dort durch Zugabe von Calciumhydroxid in Gips überführt. Die entstehende Suspension wird im Sprühtrockner verdampft, so daß die Salze gemeinsam mit dem Flugstaub am Gewebefilter aus der Anlage ausgetragen werden können. Mit dem Flugstaub zusammen enthält der Rückstand aus dem Gewebefilter 1251 g/t_A Schwefel.

In der Abbildung 43 ist die Bilanz von *Quecksilber* dargestellt. Das Rohgas mit Staub enthält 1,65 g/t_A an Quecksilber. Mit diesem Frachtwert tritt das Quecksilber in den Sprühtrockner ein, in dem keine Quecksilberabscheidung aus dem Rohgas stattfindet.

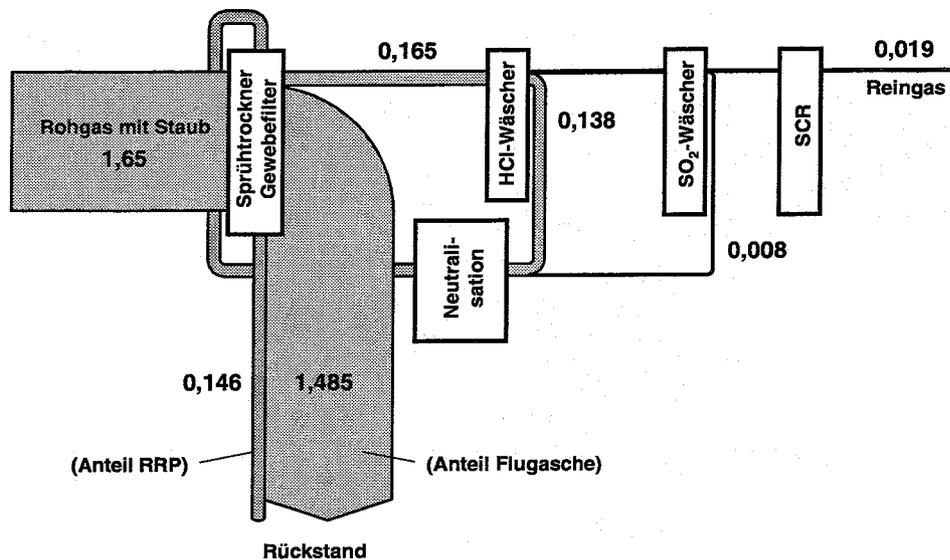


Abbildung 43: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 5"; alle Angaben in g/t Abfall.

Die Zugabe von Koks in das Rauchgas vor dem Gewebefilter bewirkt, daß Quecksilber in einer Größenordnung von 90 % abgeschieden wird. Im entstaubten Rohgas verbleiben somit nur noch $0,165 \text{ g/t}_A$ an Quecksilber. In dem zweistufigen Wäschersystem werden nach unseren Berechnungen ca. $0,146 \text{ g/t}_A$ Quecksilber von den Waschflüssigkeiten aufgenommen. Entsprechend zu den anderen Modellanlagen scheidet der HCl-Wäscher mit ca. $0,138 \text{ g/t}_A$ die Hauptmenge ab.

In der Neutralisationsstufe wird Quecksilber mit einem Schwermetallfällungsmittel (TMT-15) praktisch vollständig ausgefällt und mit der Suspension in den Sprühtrockner zurückgeführt. Nach der Verdampfung fällt ein festes Rauchgasreinigungsprodukt an, das $0,146 \text{ g/t}_A$ Quecksilber enthält. Zusammen mit dem Filterstaub enthält der gesamte Austrag aus Sprühtrockner und Gewebefilter ca. $1,631 \text{ g/t}_A$. Das Reingas nach Wäscher und SCR-Katalysator enthält $0,019 \text{ g/t}_A$ Quecksilber. Dies entspricht dem Konzentrationswert im Reingas von $0,004 \text{ mg/Nm}^3$.

Die *Cadmiumbilanz* ist in Abbildung 44 dargestellt. Die Rohgasfracht mit Staubanteil beträgt auf der Basis der festgelegten Systemwerte $5,76 \text{ g/t}_A$ Cadmium.

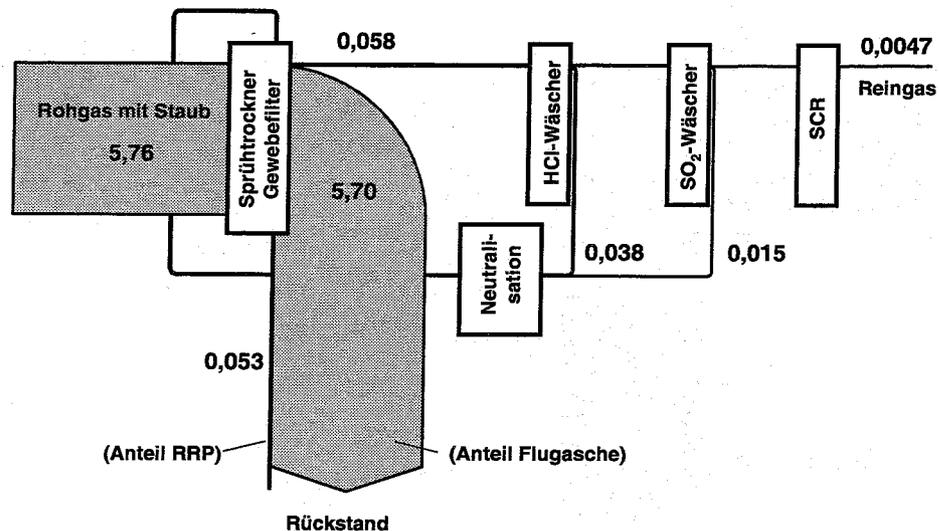


Abbildung 44: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 5"; alle Angaben in g/t Abfall. RRP: Rauchgasreinigungsprodukt.

Mit dieser Fracht wird das Rohgas durch den Sprühtrockner geleitet, in dem keine Abscheidung aus dem Rohgas erfolgt. Der anschließende Gewebefilter scheidet Cadmium praktisch vollständig ab, da Cadmium im Staub angereichert ist. Wie in Kapitel 6 erläutert wurde, wird eine Abscheidung von ca. 99 % angenommen.

Im Rauchgas verbleiben noch 0,058 g/t_A an Cadmium. Davon absorbiert nach den Berechnungen der HCl-Wäscher 0,038 g/t_A, der SO₂-Wäscher 0,015 g/t_A. Die im Vergleich zu den anderen Modellanlagen geringere Abscheidemenge in den Wäschern ergibt sich durch den Einsatz eines Gewebefilters mit sehr guter Feinstaubabscheidung vor dem Wäschersystem.

In der Neutralisationsstufe werden die Wäscherabsatzungen mit Calciumhydroxid und einem Schwermetallfällungsmittel (TMT-15) umgesetzt und in den Sprühtrockner zurückgeleitet. Als Rückstand fällt dabei ein festes Rauchgasreinigungsprodukt an, das 0,053 g/t_A Cadmium enthält. Im gesamten Austrag aus Sprühtrockner und Gewebefilter befinden sich 5,75 g/t_A an Cadmium. Das Rauchgas enthält nur noch sehr wenig Cadmium (0,0047 g/t_A).

Die Abbildung 45 zeigt die Stoffströme von **Blei** in der Anlage "Nass 5".

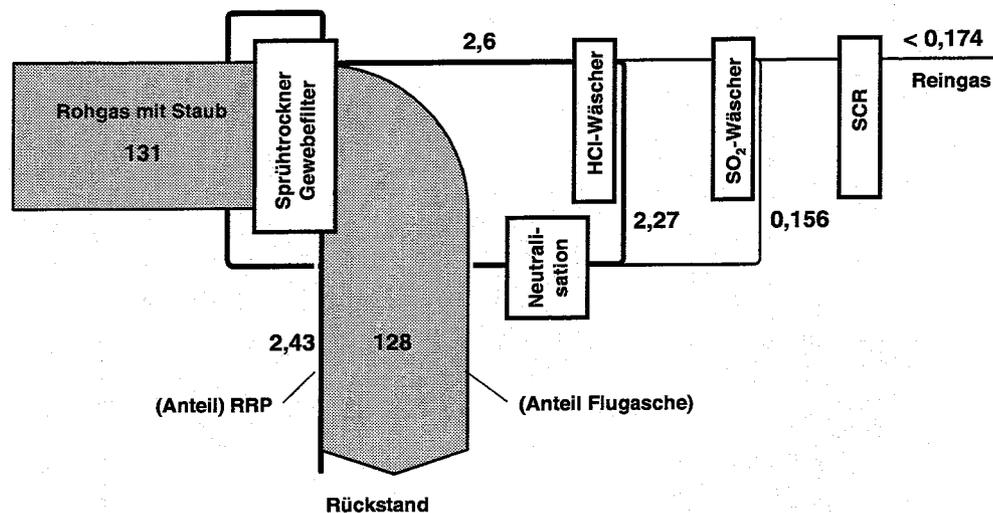


Abbildung 45: Bleibilanz der Modellanlage "Nass 5"; alle Angaben in g/t Abfall.

Das Rohgas mit Staub tritt aus dem Kessel mit einer Rohgaszusammensetzung aus, die 131 g/t_A Blei enthält. Mit diesem Frachtwert durchläuft das Rauchgas den Sprühtrockner ohne Veränderungen. Im nachfolgenden Gewebefilter wird das Blei als Flugstaubbestandteil praktisch vollständig abgeschieden. Als Abscheidegrad wird in erster Näherung der gleiche Wert wie für einen E-Filter angenommen, so daß nach den Berechnungen 2,6 g/t_A Blei im Rauchgas verbleiben.

In der Rauchgaswäsche werden im ersten Wäscher 2,27 g/t_A und in der nächsten Stufe 0,156 g/t_A Blei von den Waschflüssigkeiten aufgenommen. Die Wäscherabsatzungen enthalten eine Gesamtfracht an Blei von ca. 2,43 g/t_A, die über die Neutralisation und den Sprühtrockner in das Rauchgasreinigungsprodukt gelangt. Der Rückstand aus dem Gewebefilter, der Rauchgasreinigungsprodukt und Flugstaub umfaßt, enthält insgesamt 130,4 g/t_A Blei. Im Reingas nach dem SCR-Katalysator resultiert nach den Berechnungen eine Bleifracht, die unter 0,174 g/t_A liegt.

7.6 Modellanlage "Nass 6"

Die Rauchgasreinigung der Modellanlage "Nass 6" besitzt von allen nassen Rauchgasreinigungssystemen den einfachsten Aufbau. Nach Abbildung 46 folgen nach dem Kessel nur ein Gewebefilter und ein zweistufiges Wäschersystem.

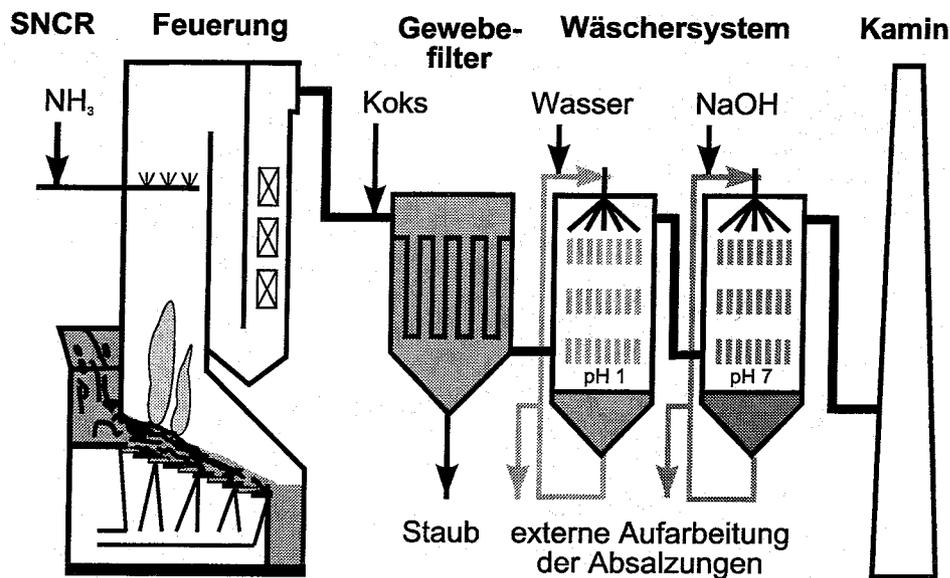


Abbildung 46: Schematische Darstellung der Modellanlage "Nass 6".

Bei der Modellanlage "Nass 6" beginnt die Rauchgasreinigung mit einem SNCR-Verfahren bereits im Kessel. Durch Eindüsen einer wäßrigen NH_3 -Lösung werden dort die Stickoxide entfernt.

Bevor die Rauchgase aus dem Kessel in den Gewebefilter eintreten, wird in das Rauchgas zur Abscheidung organischer Schadstoffe und Quecksilber Koks eingeblasen. Der dabei anfallende Rückstand wird zusammen mit dem Flugstaub im Gewebefilter abgeschieden. Zur Absorption der sauren Schadstoffe wird das Rauchgas nach dem Gewebefilter durch ein zweistufiges Wäschersystem geleitet. Die anfallenden Abwässer werden einer externen Aufarbeitung zugeführt. Eine abschließende Feinreinigung der Rauchgase ist nicht vorgesehen.

Die Abfallverbrennungsanlage Hamburg Borsigstraße ist z. B. mit einer solchen Rauchgasreinigung ausgerüstet. Allerdings ist dort als letzte Reinigungsstufe ein Naß-Elektrofilter installiert, dessen Auswirkungen auf die Emissionen meßtechnisch nicht nachweisbar sind [Schäfers].

Im folgenden werden die Stoffbilanzen vorgestellt. Das in den Bilanzen gestrichelt dargestellte SNCR-Verfahren befindet sich außerhalb des definierten Bilanzraumes. Es wird nur dargestellt, um alle Rauchgasreinigungsprozesse der Modellanlage "Nass 6" in den Sankey-Diagrammen vollständig aufzuführen. Zunächst wird in Abbildung 47 auf die *Chlorbilanz* eingegangen.

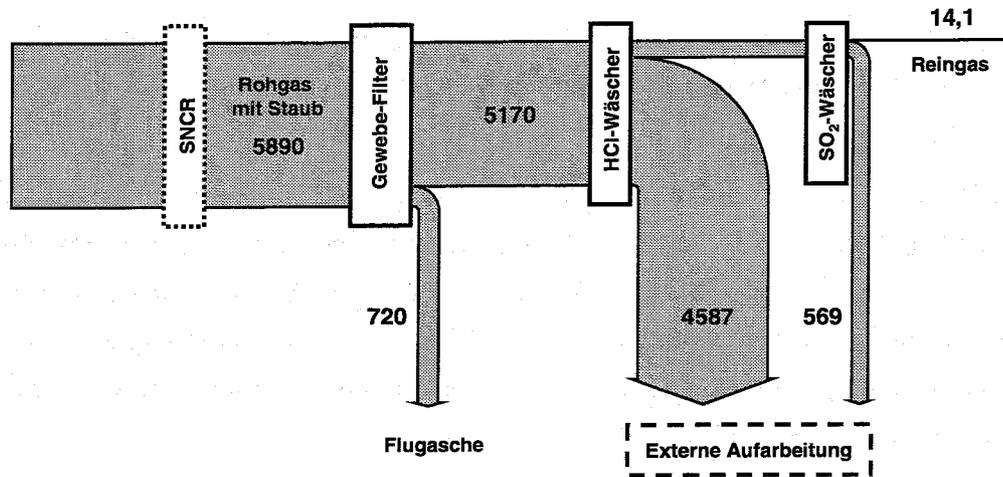


Abbildung 47: Chlorbilanz der Modellanlage "Nass 6"; alle Angaben in g/t Abfall.

Die Bilanz geht von einer Rohgasfracht mit Staub nach Kessel von 5890 g/t_A Chlor aus. Für die Abscheidung von Chlor im Gewebefilter wird die gleiche Abscheiderate wie für den Elektrofilter angenommen. Die abgeschiedene Chlorfracht beträgt 720 g/t_A.

Im HCl-Wäscher wird eine sehr große Menge, 4587 g/t_A Chlor, von der Waschflüssigkeit aufgenommen. Die zweite Wäscherstufe entfernt nur 569 g/t_A Chlor aus dem Rauchgas. Die mit Chlorid beladenen Abwässern der Wäscher werden extern aufgearbeitet. Für die im Reingas verbliebene Chlorfracht ergibt sich nach den Berechnungen ein Wert von 14,1 g/t_A.

Die Verteilung von *Schwefel* in Anlage "Nass 6" ist in Abbildung 48 dargestellt.

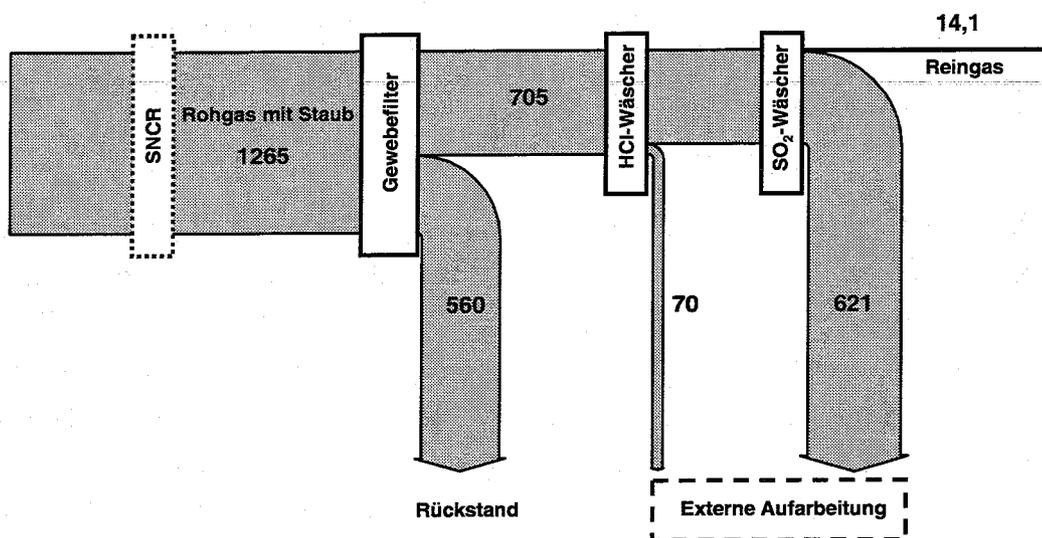


Abbildung 48: Schwefelbilanz der Modellanlage "Nass 6"; alle Angaben in g/t Abfall.

Für die Bilanz wird entsprechend der festgelegten Rohgaskonzentrationen eine Fracht im staubhaltigen Rohgas nach Kessel von 1265 g/t_A Schwefel errechnet. Wie bei der Chlorbilanz

wird auch beim Schwefel für die Abscheidung im Gewebefilter die gleiche Abscheiderate wie für einen Elektrofilter angenommen. Die im Gewebefilter abgeschiedene Schwefelfracht wird auf 560 g/t_A berechnet.

Im folgenden HCl-Wäscher werden nur geringe Mengen an Schwefel absorbiert. Dagegen scheidet der SO₂-Wäscher mit 621 g/t_A sehr viel Schwefel aus dem Rauchgas ab. Die Aufarbeitung der Wäscherabsatzungen, die insgesamt ca. 691 g/t_A Schwefel als Sulfat enthalten, wird nach der Anlagenkonzeption extern durchgeführt. Das Reingas der Anlage "Nass 6" enthält eine Schwefelfracht von ca. 14 g/t_A. Dies entspricht dem in Tabelle 16, S. 52 festgelegten Konzentrationswert von 6 mg/Nm³ SO₂.

Die **Quecksilberbilanz** zeigt die Abbildung 49.

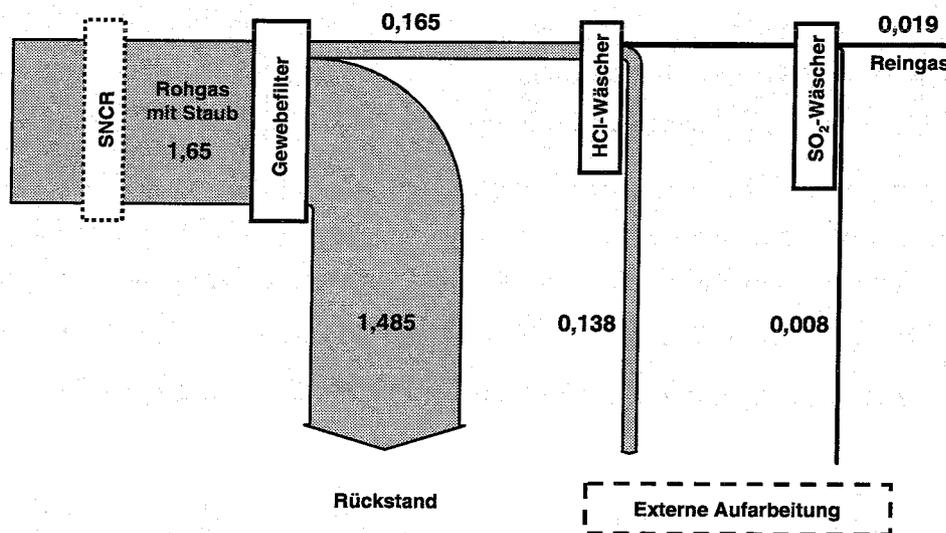


Abbildung 49: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Nass 6"; alle Angaben in g/t Abfall.

Das Sankey-Diagramm beginnt, wie bei den anderen Modellanlagen, mit einer Quecksilberfracht von 1,65 g/t_A im Rohgas nach Kessel. Die Kokseindüsung vor dem Filter hat zur Folge, daß im Gewebefilter ca. 90 % des Quecksilbers, 1,485 g/t_A, abgeschieden werden. Es verbleiben noch 0,165 g/t_A Quecksilber im Rauchgas nach dem Gewebefilter. Davon absorbiert der folgende HCl-Wäscher 0,138 g/t_A, der zweite Wäscher nur sehr kleine Mengen von 0,0081 g/t_A. Das in den Abwässern enthaltene Quecksilber wird der externen Aufbereitung zugeführt. Am Ende der Rauchgasreinigungsstrecke verbleiben nach den Berechnungen 0,019 g/t_A an Quecksilber im Reingas.

Neben Quecksilber wird auch für diese Anlage **Cadmium** bilanziert. Nach Abbildung 50 sind im staubhaltigen Rohgas nach Kessel 5,76 g/t_A Cadmium enthalten.

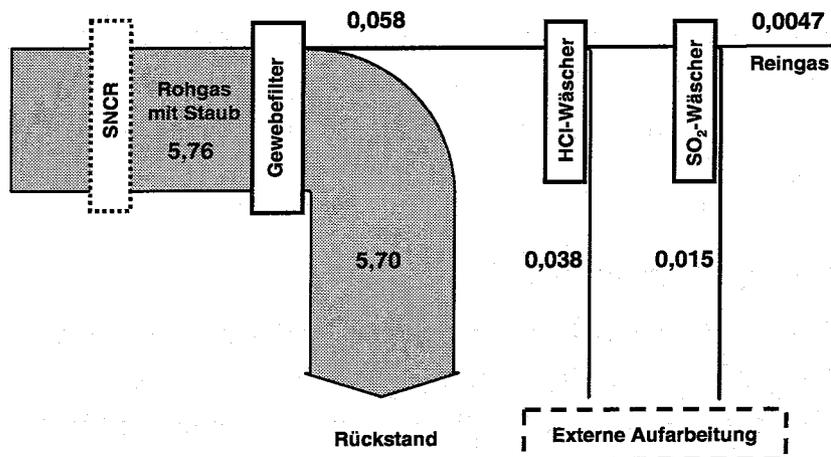


Abbildung 50: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Nass 6"; alle Angaben in g/t Abfall.

Das Cadmium, das im Feinstaub angereichert ist, wird im Gewebefilter praktisch vollständig aus dem Rohgas entfernt. Es wird eine Abscheidung von ca. 99 % zugrunde gelegt, so daß nur noch sehr kleine Mengen von 0,058 g/t_A Cadmium im Rauchgas nach dem Gewebefilter vorhanden sind.

Im folgenden HCl-Wäscher wird Cadmium zu 0,038 g/t_A abgeschieden. Die Absorption von Cadmium im SO₂-Wäscher beträgt 0,015 g/t_A. Die Wäscherabsatzungen werden bei der Anlage "Nass 6" einer externen Aufarbeitung zugeführt. Im Reingas verbleibt eine sehr kleine Fracht von 0,0047 g/t_A.

Die *Bleibilanz* ist in Abbildung 51 dargestellt. Sie geht von 131 g/t_A im Rohgas nach Kessel aus.

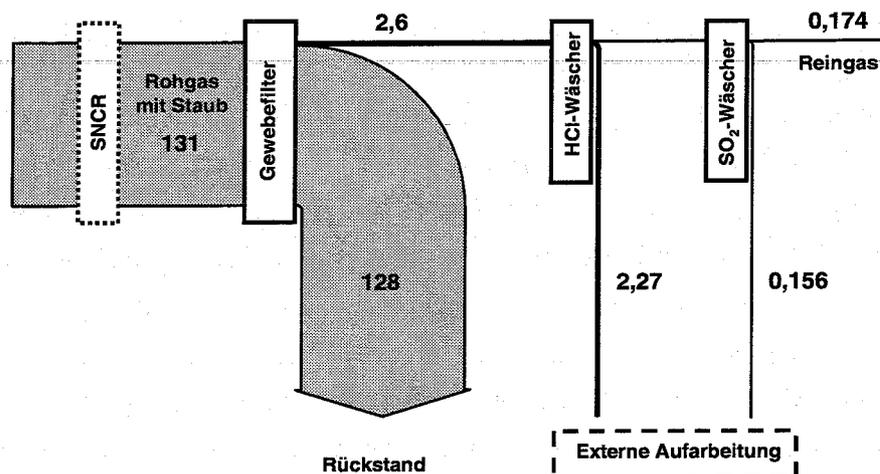


Abbildung 51: Bleibilanz der Modellanlage "Nass 6"; alle Angaben in g/t Abfall.

Für die Abscheidung im Gewebefilter wird die Abscheiderate eines Elektrofilters zugrunde gelegt. Somit wird angenommen, daß aus dem Rohgas 128 g/t_A an Blei abgeschieden werden. Im entstaubten Rohgas verbleiben 2,6 g/t_A an Blei. Der anschließende HCl-Wäscher trennt

hiervon den größten Teil (2,27 g/t_A) an Blei aus dem Rauchgas ab. Nur geringe Mengen an Blei werden in der letzten Wäscherstufe (SO₂-Wäscher) absorbiert. Die Wäscherabsatzungen, die insgesamt ca. 2,43 g/t Abfall enthalten, werden extern aufgearbeitet. Die Reingasfracht beträgt ca. 0,174 g/t_A.

7.7 Die Modellanlage "Quasitrocken 1"

Im Unterschied zu den nassen Rauchgasreinigungssystemen arbeitet eine quasitrockene Rauchgasreinigung nach einem anderen Prinzip, denn für die Abscheidung der sauren Schadstoffe wird ein Sprühabsorber eingesetzt. Die Abbildung 52 zeigt den schematischen Aufbau der Rauchgasreinigung.

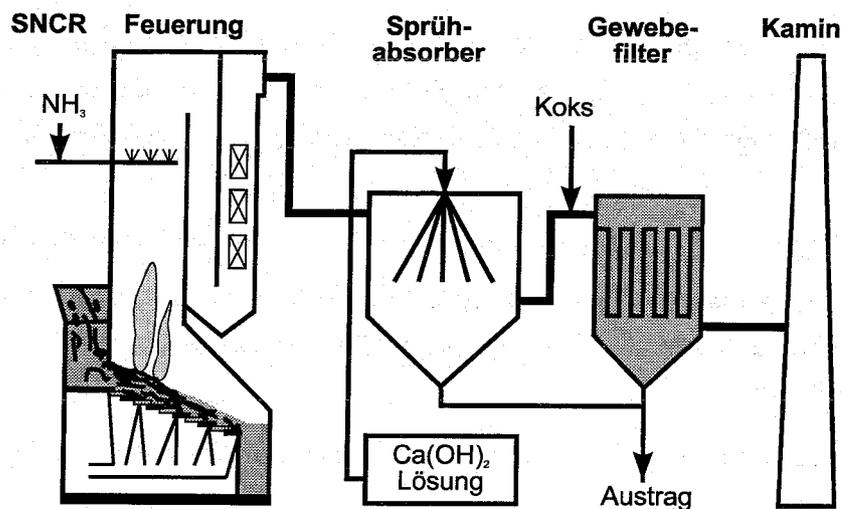


Abbildung 52: Schematischer Aufbau der Modellanlage "Quasitrocken 1".

Als erste Maßnahme zur Rauchgasreinigung ist ein SNCR-Verfahren zur Entstickung im Feuerraum installiert. Nach dem Kessel gelangt das staubhaltige Rohgas in das erste Rauchgasreinigungsaggregat, den Sprühtrockner. Dieser dient überwiegend zur Abscheidung der sauren Schadstoffe HCl und SO₂ aus dem Rauchgas. In das heiße Rauchgas wird eine Calciumhydroxid-Lösung eingespritzt, deren Wasseranteil durch das heiße Rauchgas verdampft wird. Gleichzeitig reagieren die sauren Schadstoffe mit dem Calciumhydroxid unter Bildung der entsprechenden Calciumsalze. Es wird ein festes Rauchgasreinigungsprodukt gebildet, das zu einem kleinen Teil aus dem Sprühtrockner abgezogen und staubförmig mit dem Rauchgas in den nachfolgenden Gewebefilter transportiert wird. Dort wird das Rauchgasreinigungsprodukt gemeinsam mit dem Flugstaub aus dem Rauchgas abgetrennt.

Für die Abscheidung von organischen Schadstoffen und Schwermetallen, dazu gehören vor allem Dioxine, Furane und Quecksilber, ist Koks als eine weitere Hilfschemikalie erforderlich. Durch die Eindüsung von Koks vor dem Gewebefilter können die genannten Schadstoffe fast vollständig durch Adsorption in der Filterschicht im Gewebefilter abgeschieden werden.

Neben der in Abbildung 52 dargestellten Kokszugabe vor dem Gewebefilter kann das Material auch der Calciumhydroxid-Lösung zugemischt werden. Auf die Stoffbilanzen, die im folgenden vorgestellt werden, hat dies keinen Einfluß.

Das in den Sankey-Diagrammen für die Anlage "Quasitrocken 1" dargestellte SNCR-Verfahren liegt außerhalb des festgelegten Bilanzraums und ist nur abgebildet, um alle Rauchgasreinigungsstufen der Anlage aufzuführen.

Als erste Stoffbilanz werden die Ergebnisse für Chlor in Abbildung 53 vorgestellt.

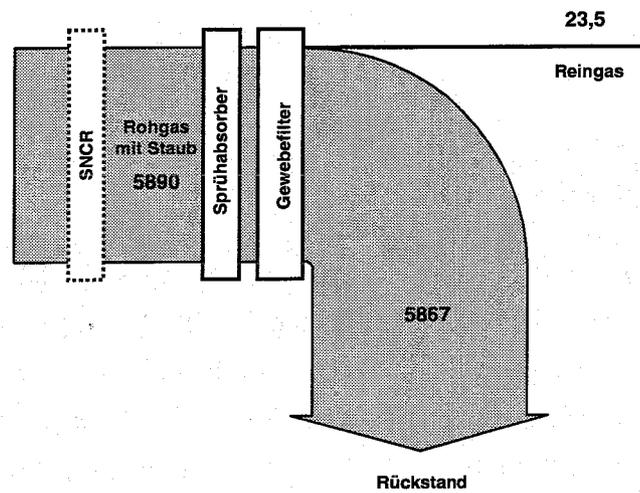


Abbildung 53: Chlorbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Die Bilanz beginnt mit dem Rohgas nach Kessel, wo nach den festgelegten Ausgangsdaten im staubhaltigen Rohgas 5890 g/t_A Chlor enthalten sind. Mit dieser Fracht tritt das Rauchgas in den Sprühabsorber ein, wo das in Form von HCl vorliegende Chlor mit der Calciumhydroxidlösung reagiert. Das entstehende Rauchgasreinigungsprodukt fällt teilweise im Sprühabsorber und überwiegend im nachfolgenden Gewebefilter als Austrag an. Die einzelnen Pfade lassen sich mengenmäßig nicht bilanzieren. Vereinfachend wird in dem Sankey-Diagramm der gesamte Austrag dem Gewebefilter zugeordnet.

Der Flugstaub, in dem Chlor als Chlorid enthalten ist, wird mit dem Rauchgasreinigungsprodukt am Gewebefilter abgeschieden. Insgesamt scheiden der Sprühtrockner und der Gewebefilter zusammen 5867 g/t_A Chlor in Form eines Feststoffgemischs ab, das entsorgt werden muß. Das Reingas enthält nach den Berechnungen 23,5 g/t_A Chlor.

Das Prinzip der quasitrockenen Rauchgasreinigung bringt es mit sich, daß für Schwefel das Sankey-Diagramm praktisch gleich aussieht wie für Chlor. Die Abbildung 54 zeigt die Stoffströme für Schwefel.

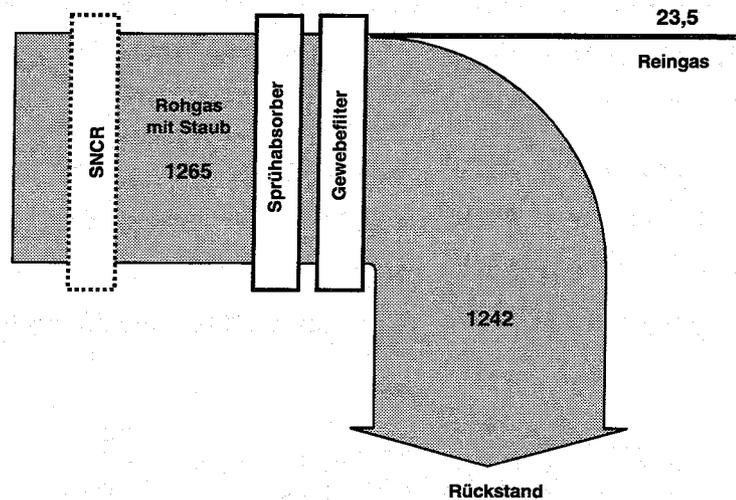


Abbildung 54: Schwefelbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Das staubhaltige Rohgas verläßt den Kessel mit einer Schwefelfracht, die 1265 g/t_A beträgt. Durch Einsprühen von Calciumhydroxidlösung in das heiße Rauchgas wird Schwefel aus der Gasphase, dort als SO₂ vorliegend, abgeschieden. Durch chemische Reaktionen entstehen die entsprechenden Calciumsalze, die im Sprühabsorber und zum Großteil im nachfolgenden Gewebefilter als Austrag die Anlage verlassen. Da die mengenmäßige Aufteilung des Austrags auf den Sprühabsorber und den Gewebefilter nicht möglich ist, wird in dem Sankey-Diagramm vereinfachend der Austrag dem Gewebefilter zugeordnet.

Der Flugstaub, der Schwefel als Sulfat enthält, wird am Gewebefilter mit dem Rauchgasreinigungserzeugnis abgetrennt. Insgesamt werden 1242 g/t_A Schwefel aus dem Rauchgas im Gewebefilter abgeschieden. Im Reingas verbleiben nach den Berechnungen 23,5 g/t_A an Schwefel.

Die Wege von Quecksilber im Sankey-Diagramm der Abbildung 55 entsprechen den bisher diskutierten Elementen Chlor und Schwefel. Allerdings beruht diese Verteilung auf anderen Abscheidemechanismen.

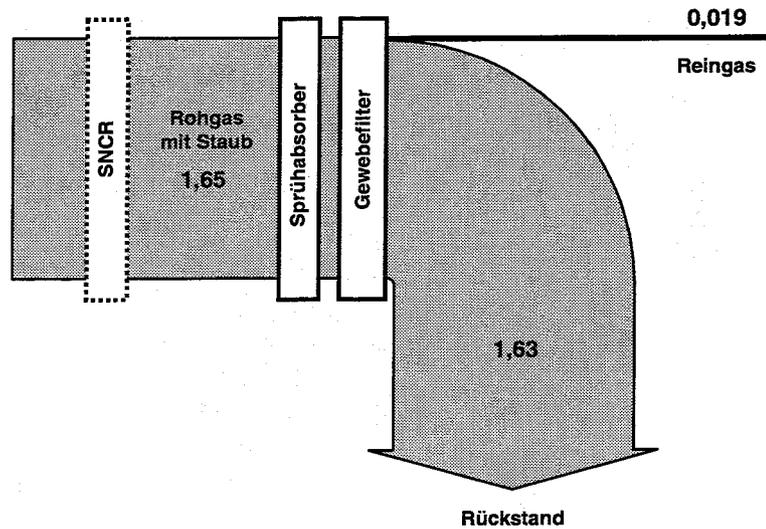


Abbildung 55: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Aus dem Kessel tritt das staubhaltige Rohgas, das Quecksilber überwiegend gasförmig enthält, mit einer Quecksilberfracht von 1,65 g/t_A aus. Im ersten Rauchgasreinigungsaggregat, dem Sprühabsorber, wird durch Zugabe von Calciumhydroxid keine nennenswerte Abscheidung von Quecksilber erreicht. Erst die Zugabe von Koks, in der Modellanlage vor dem Gewebefilter, führt zu einer Quecksilberabscheidung. Quecksilber wird vom Koks adsorbiert. Die Adsorption läuft überwiegend in dem vom Rauchgas durchströmten Filterkuchen ab. Durch Abreinigen der Filterflächen gelangt der mit Quecksilber beladene Koks in den Rauchgasreinigungsrückstand.

Wie in Abbildung 56 und Abbildung 57 ersichtlich, werden auch *Cadmium* und *Blei* praktisch vollständig aus dem Rauchgas entfernt.

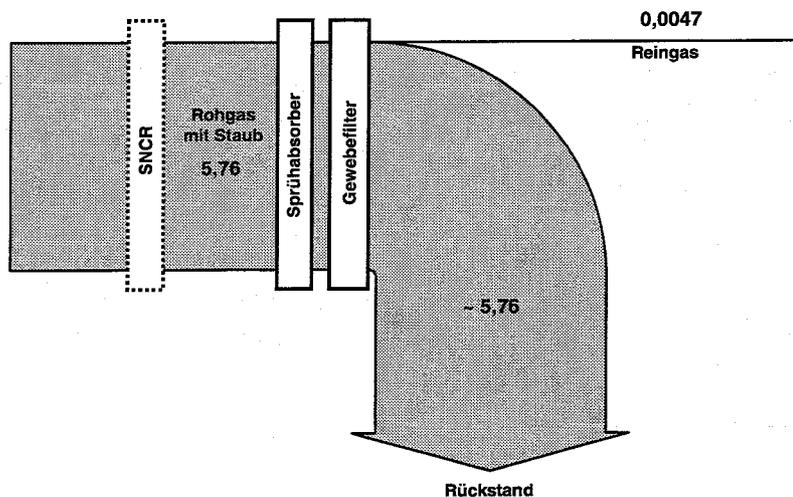


Abbildung 56: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

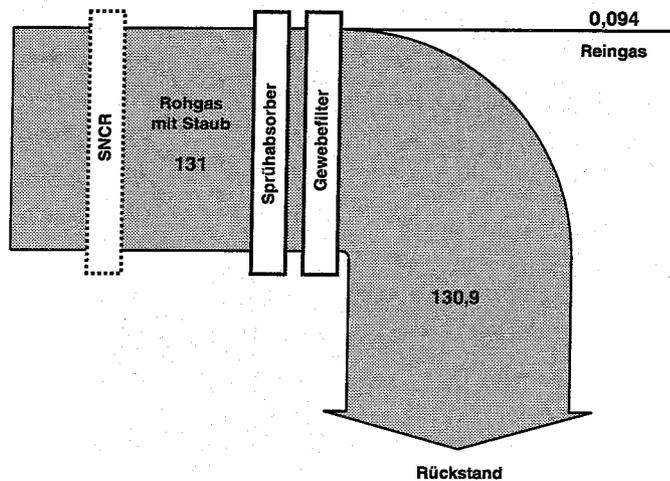


Abbildung 57: Bleibilanz der Modellanlage "Quasitrocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Die Wege der Metalle Cadmium und Blei entsprechen dem Verbleib von Quecksilber in der Anlage "Quasitrocken 1". Im Gegensatz zum Quecksilber ist bei Cadmium und Blei nicht der Koks für die gute Abscheidung verantwortlich. Die Metalle Cadmium und Blei sind im Flugstaub enthalten und werden am Gewebefilter abgeschieden.

7.8 Modellanlage "Quasitrocken 2"

Die Modellanlage "Quasitrocken 2" unterscheidet sich von der oben im Text vorgestellten Anlage "Quasitrocken 1" nur durch das Verfahren zur Entstickung der Rauchgase. Während bei "Quasitrocken 1" ein SNCR-Verfahren im Bereich der Feuerung eingesetzt wird, ist für die Modellanlage "Quasitrocken 2" ein SCR-Katalysator vor dem Kamin vorgesehen. Die Rauchgasreinigung besteht, wie in Abbildung 58 dargestellt, aus den Anlagenteilen Sprühabsorber, Gewebefilter und SCR-Katalysator.

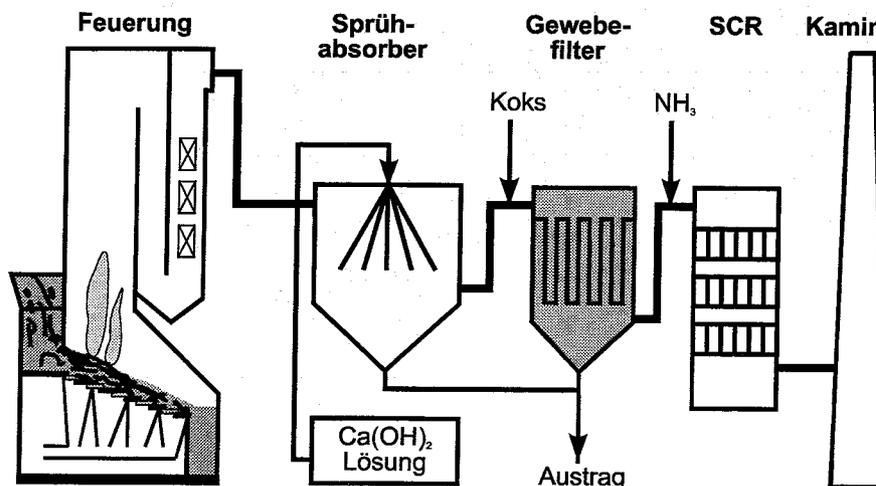


Abbildung 58: Schematischer Aufbau der Modellanlage "Quasitrocken 2".

Im Sprühtrockner werden durch das Eindüsen einer Calciumhydroxid-Lösung überwiegend die gasförmigen Stoffe HCl und SO₂ aus dem Rauchgas abgetrennt. Diese sauren Schadstoffe reagieren mit Calciumhydroxid zu den entsprechenden Calciumsalzen, und gleichzeitig wird durch das heiße Rauchgas das Wasser der eingedüsten Lösung verdampft. Es entsteht ein festes Rauchgasreinigungsprodukt, das überwiegend im Gewebefilter abgeschieden wird. Außerdem wird in das Rauchgas Koks eingedüst, so daß organische Schadstoffe und Quecksilber ebenfalls im Gewebefilter zurückgehalten werden.

Der im Rohgas nach Kessel enthaltene Flugstaub durchläuft den Sprühtrockner und wird ebenfalls im Gewebefilter vom Rauchgas abgetrennt. Die Rückstände aus Sprühabsorber und Gewebefilter werden gemeinsam entsorgt.

Da die Verfahren der NO_x-Reduktion - SNCR- oder SCR-Verfahren - die Stoffbilanzen der betrachteten Stoffe nicht entscheidend beeinflussen, sind die Bilanzen der Anlage "Quasitrocken 2" und "Quasitrocken 1" identisch. In den folgenden Abbildungen sind die Bilanzen von Chlor, Schwefel, Quecksilber, Cadmium und Blei dargestellt. Für die Erläuterungen zu den Sankey-Diagrammen in Abbildung 59 bis Abbildung 63 wird auf den Abschnitt "Quasitrocken 1" verwiesen.

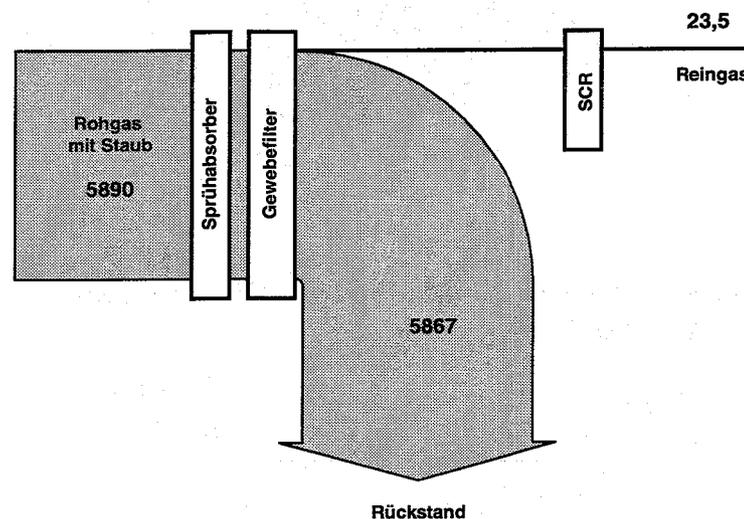


Abbildung 59: Chlorbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

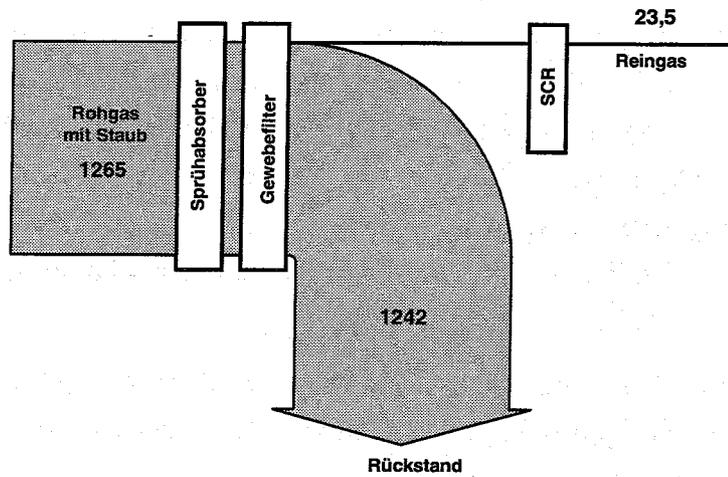


Abbildung 60: Schwefelbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

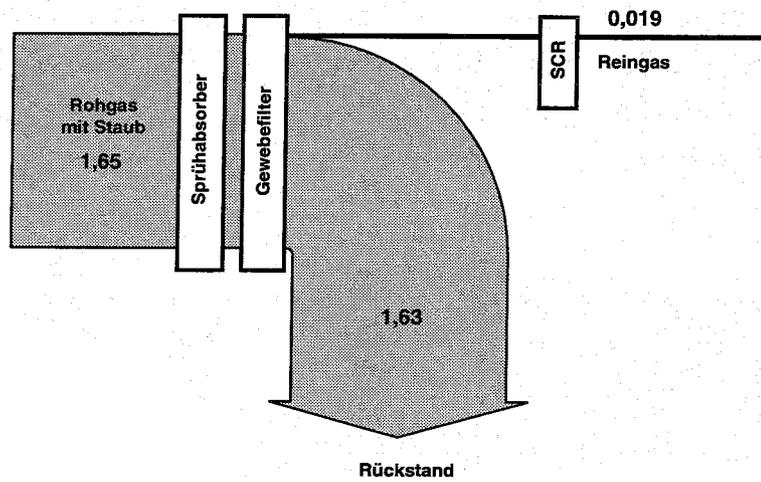


Abbildung 61: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

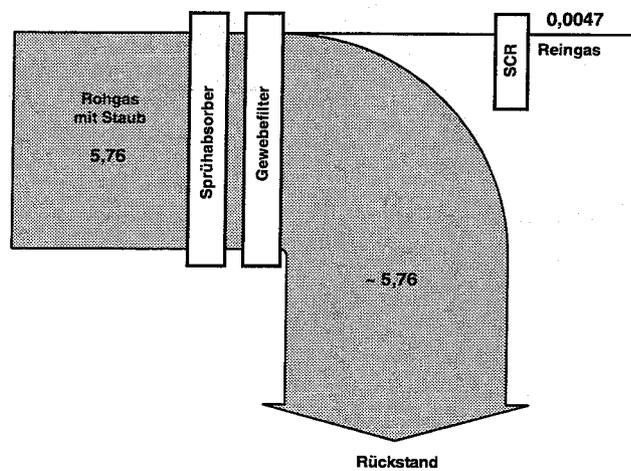


Abbildung 62: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

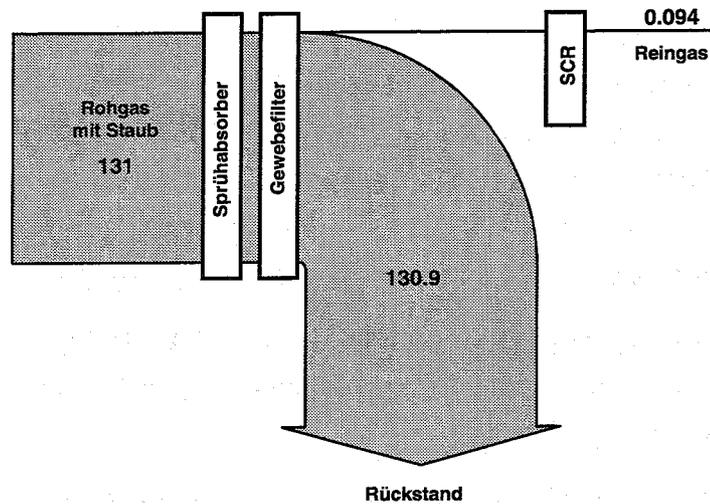


Abbildung 63: Bleibilanz der Modellanlage "Quasitrocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

7.9 Modellanlage "Trocken 1"

Das Rauchgasreinigungssystem der Modellanlage "Trocken 1" ist ein sogenanntes konditioniertes Trockenverfahren. Nach Abbildung 64 ist als erste Maßnahme zur Rauchgasreinigung ein SNCR-Verfahren zur Entstickung im Kessel installiert. Anschließend werden im Kühler, in den das Rauchgas mit Staub aus dem Kessel eintritt, durch Eindüsen von Wasser optimale Bedingungen für die Abscheidung der Schadstoffe eingestellt. Vor dem zweiten Rauchgasreinigungsaggregat, einem Gewebefilter, werden Calciumhydroxid und Koks als fein gemahlene Feststoffe in den Rauchgasstrom eingeblasen.

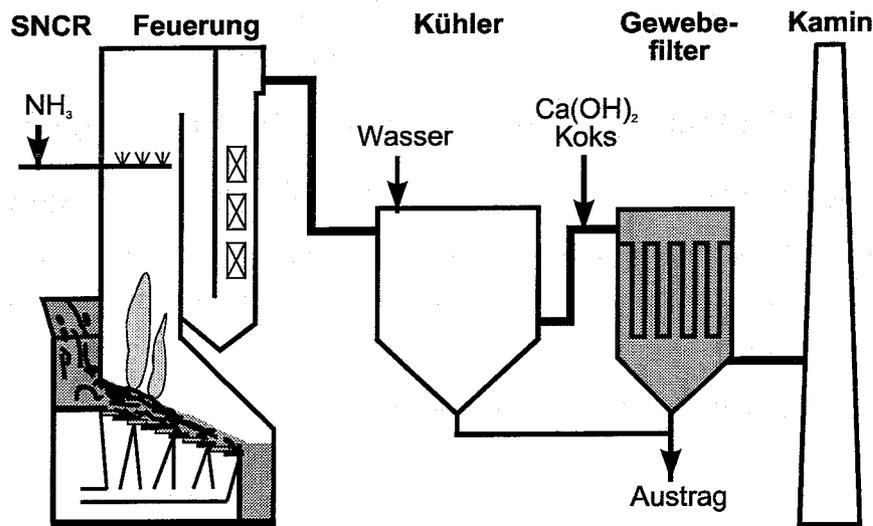


Abbildung 64: Schematischer Aufbau der Modellanlage "Trocken 1".

Die im Rauchgas enthaltenen gasförmigen Schadstoffe HCl und SO₂ reagieren mit dem festen Calciumhydroxid zu den entsprechenden Salzen. Diese Reaktionen laufen sowohl im Rauchgaskanal als auch im Filterkuchen ab, der sich auf den Filterflächen ausbildet. Durch Abreinigung des Gewebefilters werden die abgeschiedenen Schadstoffe ausgetragen. Die Abscheidung der organischen Schadstoffe und von Quecksilber verläuft ähnlich. Diese Substanzen werden vom Koks adsorbiert, der ebenfalls im Gewebefilter abgeschieden wird.

Der Gewebefilter trennt neben den Reaktionsprodukten auch den Flugstaub ab. Nur sehr geringe Mengen fallen im Verdampfungskühler an, die dann gemeinsam mit den Rückständen aus dem Gewebefilter entsorgt werden.

Im folgenden werden die Stoffbilanzen zu dieser Anlage vorgestellt. In den Sankey-Diagrammen ist aus Gründen der Vollständigkeit auch das SNCR-Verfahren eingezeichnet, das vom Bilanzraum nicht erfaßt wird. Die Abbildung 65 zeigt die **Chlorbilanz**.

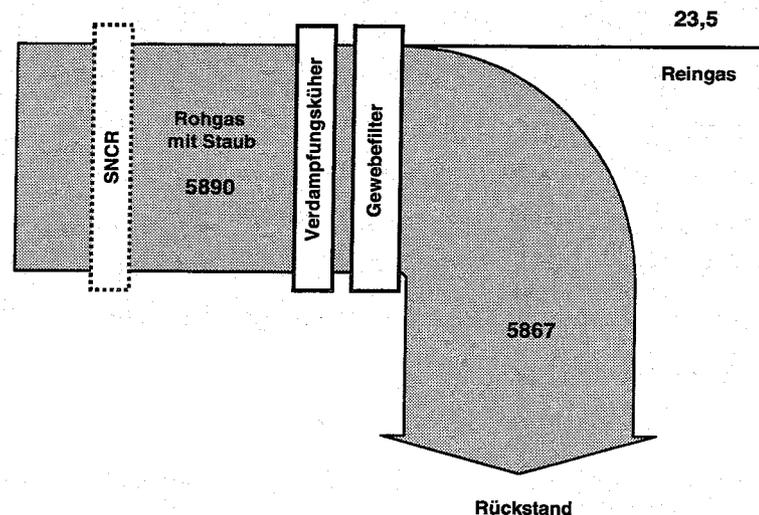


Abbildung 65: Chlorbilanz der Modellanlage "Trocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Von den 5890 g/t_A Chlor, die im staubhaltigen Rohgas nach Kessel enthalten sind, werden nach Eindüsung der festen Calciumverbindung 5867 g/t_A Chlor überwiegend als Calciumchlorid bzw. als Bestandteil des Flugstaub im Gewebefilter abgeschieden. Der Rückstand aus dem Gewebefilter wird entsorgt. Im Reingas verbleiben 23,5 g/t_A an Chlor.

Beim **Schwefel** ergibt sich, wie in Abbildung 66 dargestellt, eine ähnliche Verteilung.

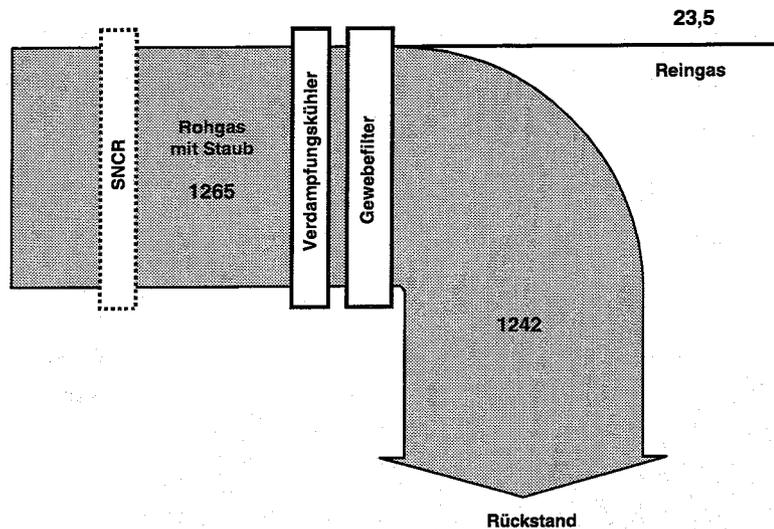


Abbildung 66: Schwefelbilanz der Modellanlage "Trocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Von den 1265 g/t_A an Schwefel, die im Rauchgas mit Staub am Kesselaustritt enthalten sind, werden durch die Zugabe von Calciumhydroxid am nachfolgenden Gewebefilter 1242 g/t_A als Flugstaub bzw. Rauchgasreinigungsprodukt abgeschieden. Das Reingas verläßt die Anlage mit einer Schwefelfracht von 23,5 g/t_A. Das Rauchgasreinigungsprodukt wird einer Entsorgung zugeführt.

Die Abbildung 67 zeigt die Quecksilberbilanz für die Anlage "Trocken 1".

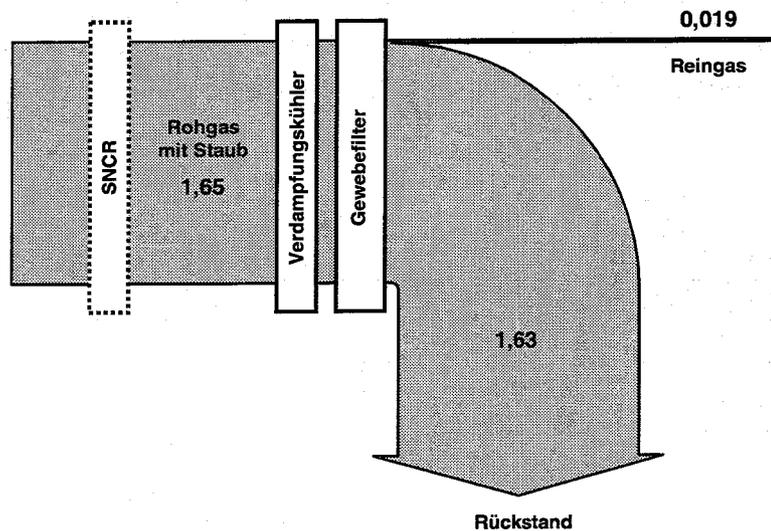


Abbildung 67: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Trocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Danach sind im nicht entstaubten Rohgas nach Kessel 1,65 g/t_A Quecksilber enthalten. Da ein Großteil des Quecksilbers gasförmig vorliegt, wird die Abscheidung im Gewebefilter durch

Adsorption an dem zugegebenen Koks erreicht. Der Koks nimmt $1,63 \text{ g/t}_A$ Quecksilber auf und wird mit den anderen im Gewebefilter abgeschiedenen Feststoffen aus dem Rauchgas entfernt. Im Reingas beträgt die Quecksilberfracht $0,019 \text{ g/t}_A$.

Cadmium und Blei werden ebenfalls fast vollständig aus dem Rauchgas abgetrennt. Abbildung 68 und Abbildung 69 zeigen die Stoffströme.

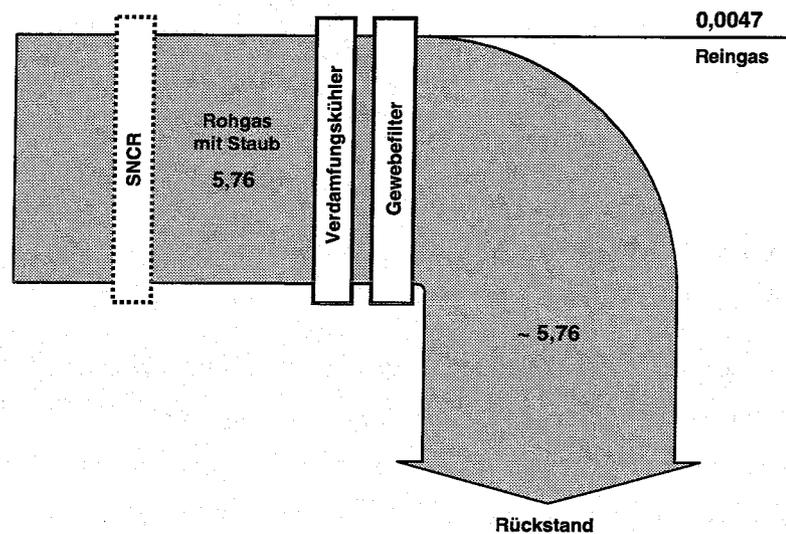


Abbildung 68: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Trocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

Cadmium und Blei sind überwiegend als Salze im Filterstaub enthalten. Beide Metalle werden mit dem Filterstaub aus dem Rauchgas abgetrennt. Nur sehr geringe Frachten, ca. $0,0047 \text{ g/t}_A$ Cadmium und ca. $0,094 \text{ g/t}_A$ Blei gelangen mit dem Rauchgas in die Atmosphäre.

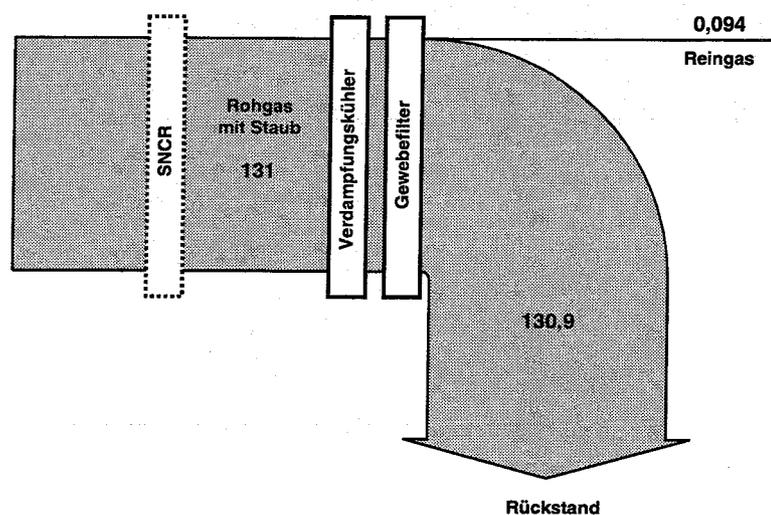


Abbildung 69: Bleibilanz der Modellanlage "Trocken 1"; alle Angaben in g/t Abfall.

7.10 Modellanlage "Trocken 2"

Die Rauchgasreinigung der Anlage "Trocken 2" besteht, wie in Abbildung 70 dargestellt, aus einem Verdampfungskühler, Gewebefilter und einem SCR-Verfahren. Damit unterscheidet sich die Modellanlage "Trocken 2" von der Anlage "Trocken 1" nur durch das vorgesehene Entstickungsverfahren.

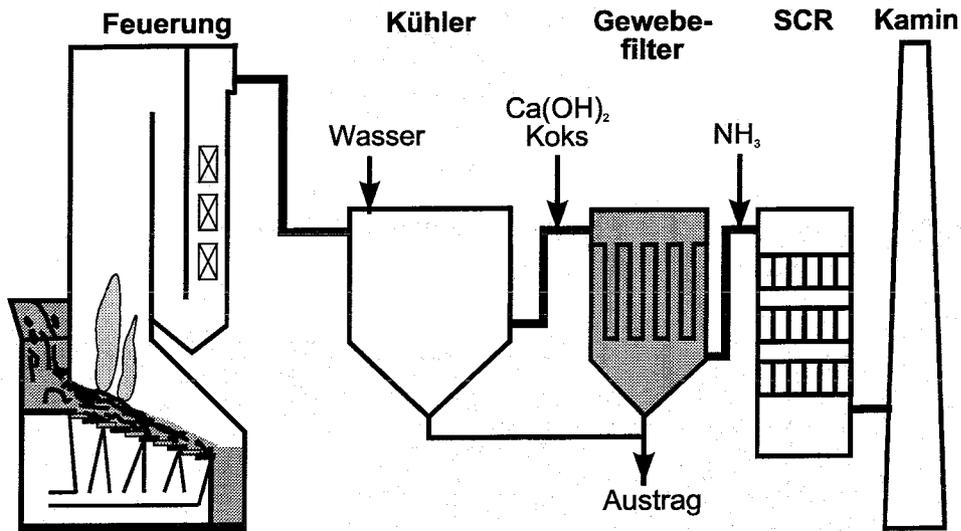


Abbildung 70: Schematischer Aufbau der Modellanlage "Trocken 2".

Nach dem Kessel wird das heiße Rohgas einschließlich Staub zur Optimierung der Abscheidebedingungen im Verdampfungskühler durch Eindüsen von Wasser abgekühlt und gleichzeitig befeuchtet. Zur Abscheidung der Schadstoffe wird vor dem nachfolgenden Gewebefilter ein Gemisch aus Calciumhydroxid und Koks in den Rauchgaskanal eingedüst. Durch chemische Reaktion oder Adsorption werden HCl, SO₂, organische Schadstoffe und Quecksilber aus dem Rauchgas entfernt und als Filtrerrückstand des Gewebefilters aus der Anlage ausgeschleust. Der Gewebefilter scheidet neben den Reaktionsprodukten auch den Flugstaub ab. Der Rückstand aus dem Gewebefilter wird deponiert.

Die folgenden Abbildung 71 bis Abbildung 75 zeigen die Stoffbilanzen von Chlor, Schwefel, Quecksilber, Cadmium und Blei in der Anlage "Trocken 2". Da sich der Aufbau der Anlagen "Trocken 1" und "Trocken 2" nur im NO_x-Reduktionsverfahren unterscheidet, dieses aber keinen Einfluß auf die Stoffbilanzen hat, sind die Stoffbilanzen für die Modellanlagen "Trocken 1" und "Trocken 2" identisch. Aus diesem Grund werden im folgenden nur die Sankey-Diagramme von "Trocken 2" ohne Erläuterung gezeigt. Für die Erläuterungen wird auf die Ausführungen bei der Modellanlage "Trocken 1" verwiesen.

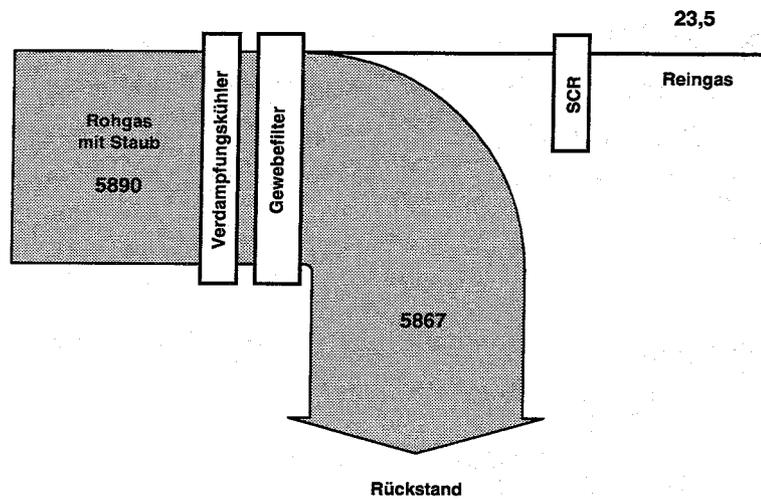


Abbildung 71: Chlorbilanz der Modellanlage "Trocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

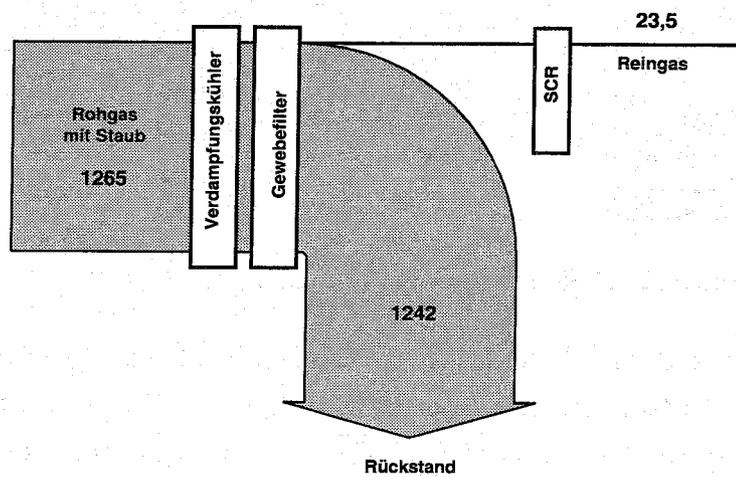


Abbildung 72: Schwefelbilanz der Modellanlage "Trocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

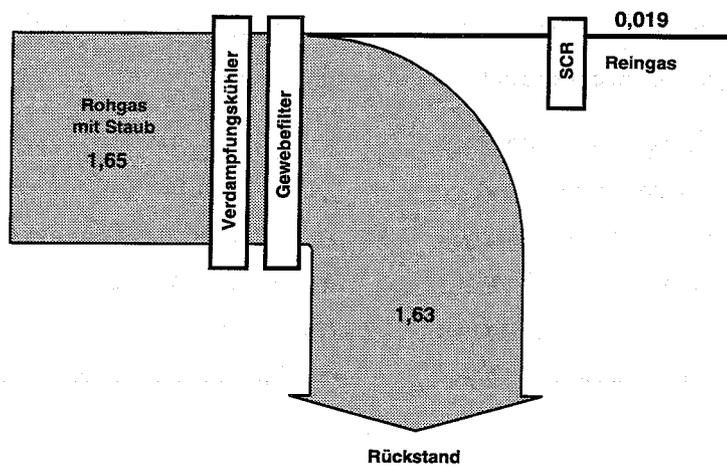


Abbildung 73: Quecksilberbilanz der Modellanlage "Trocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

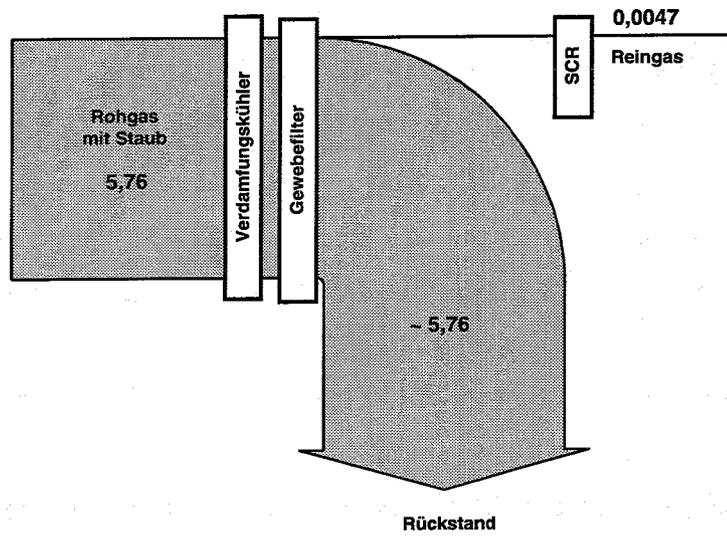


Abbildung 74: Cadmiumbilanz der Modellanlage "Trocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

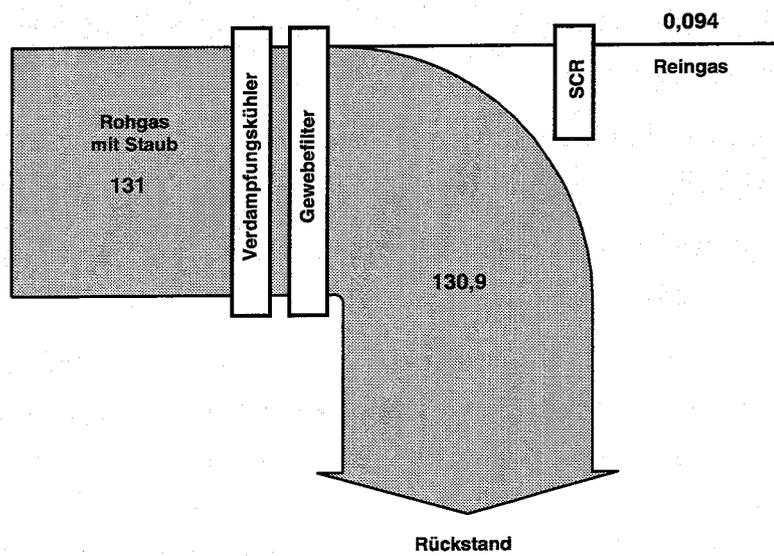


Abbildung 75: Bleibilanz der Modellanlage "Trocken 2"; alle Angaben in g/t Abfall.

8 Hilfschemikalieneinsatz in den Modellanlagen

Zur Abscheidung von Schadstoffen aus dem Rauchgas bei Abfallverbrennungsanlagen sind, wie bei den Erläuterungen der entsprechenden Verfahrenstechnik in Kapitel 4 erwähnt, verschiedene Hilfschemikalien erforderlich. An dieser Stelle wird der Bedarf an Hilfschemikalien für die unterschiedlichen Modellanlagen unter Berücksichtigung der Modellparameter, beschrieben in Kapitel 6, berechnet.

Im einzelnen werden für die in dieser Studie diskutierten Modellanlagen die folgenden Hilfschemikalien benötigt:

- Für die Abscheidung und Neutralisation der sauren Schadstoffe bei den nassen Rauchgasreinigungsanlagen werden im Rahmen dieser Arbeit NaOH und Ca(OH)_2 erfaßt. Im Fall der quasitrockenen und trockenen Rauchgasreinigungsanlagen wird zur Abscheidung der sauren Rauchgasbestandteile nur der Einsatz von Ca(OH)_2 berücksichtigt.
- Die Berechnungen erfassen den Einsatz von Koks im Gewebefilter, Flugstromverfahren und Wanderbettadsorber. Neben Koks wird bei dem Flugstromverfahren auch der Bedarf an Calciumhydroxid berechnet.
- Der Hilfschemikalieneinsatz umfaßt ein Fällungsmittel zur Abtrennung von Schwermetallen aus den Absalzungen der Wäscher.
- Für die verschiedenen Techniken zur Entstickung der Rauchgase wird der Bedarf an einer 25 %igen Ammoniaklösung berücksichtigt.

An Stelle von Ca(OH)_2 können, wie in Kapitel 4.5.3 erläutert, auch andere Calciumverbindungen eingesetzt werden. Außerdem kann durch spezielle Herstellungsverfahren die Aktivität der Calciumverbindungen verbessert werden. Die bessere Aktivität reduziert zwar den spezifischen Verbrauch, aber die Kosten für die aktiveren Substanzen sind höher. Diese hochaktiven Substanzen oder die selten an Großanlagen verwendeten Hilfschemikalien werden bei den Berechnungen in dieser Arbeit nicht erfaßt.

Außerdem muß beachtet werden, daß bei der Berechnung von "reinen" und trockenen Chemikalien ausgegangen wird. Verunreinigungen mit anderen Substanzen werden vernachlässigt. Dies bedeutet, daß an großtechnischen Anlagen in Abhängigkeit von den eingesetzten Hilfschemikalien ein etwas höherer Verbrauch möglich ist. Dies gilt insbesondere für Calciumhydroxid.

8.1 Die Neutralisationsmittel NaOH und Ca(OH)₂

Der Bedarf an Neutralisationsmittel wird maßgeblich durch den stöchiometrischen Faktor bestimmt. Der stöchiometrische Faktor beschreibt auf der Basis der chemischen Neutralisationsreaktionen, wieviel Neutralisationsmittel im Verhältnis zu der Schadstoffkonzentration eingesetzt werden muß. In Abschnitt 6.4.5 werden die stöchiometrischen Faktoren erläutert, die an dieser Stelle für die Berechnungen herangezogen werden.

Für die Modellanlagen "Nass 1" bis "Nass 6", die mit einem Wäschersystem ausgerüstet sind, wurde in Kapitel 7 für das entstaubte Rauchgas eine Chlorfracht von 5170 g/t_A (145,8 mol/t_A) und einer Schwefelfracht von 705 g/t_A (22 mol/t_A) errechnet. Nach den Ausführungen in Kapitel 6.4.5 wird für die nassen Rauchgasreinigungsanlagen für den stöchiometrischen Faktor ein Wert von 1,1 verwendet. Für die Neutralisation der Chlorfracht errechnet sich ein Bedarf von 5942,9 g/t_A Ca(OH)₂ und für die Abscheidung der Schwefelfracht 1935,1 g/t_A NaOH.

Für die quasitrockenen und die trockenen Rauchgasreinigungsanlagen, die im Rahmen dieser Arbeit berücksichtigt werden, sind die Chlor- und Schwefelfrachten im staubfreien Rauchgas mit den Frachten der nassen Modellsysteme identisch. Die Neutralisation und Abscheidung wird aber nur mit Ca(OH)₂ durchgeführt. Bei den Quasitrockenverfahren errechnet sich unter Berücksichtigung eines stöchiometrischen Faktors von 2,5 ein spezifischer Ca(OH)₂-Bedarf von 17579,6 g/t_A. Mit dem noch höheren stöchiometrischen Faktor von 2,8 für die trockenen Rauchgasreinigungsanlagen ergibt sich für Ca(OH)₂ ein spezifischer Verbrauchswert von 19689,2 g/t_A.

8.2 Kokshaltige Hilfschemikalien

Die Berechnungen zu den Hilfschemikalien erfassen den Einsatz von Koks, der zur Abscheidung organischer Stoffe und Quecksilber sowohl bei der Entstaubung des Rauchgases mit einem Gewebefilter als auch bei der Feinreinigung der Rauchgase mit einem Flugstromverfahren eingesetzt wird. Bei dem Flugstromverfahren wird in der Regel ein Gemisch aus Koks und einer Calciumverbindung verwendet. Koks ist auch für den Betrieb eines Wanderbettadsorbers erforderlich, der im Rahmen dieser Arbeit als weiteres Feinreinigungsverfahren berücksichtigt wird. In dieser Studie wurden die in der Tabelle 17 aufgeführten Verbräuche festgelegt.

**Tabelle 17: Verbrauch von Koks und kokshaltigen Hilfschemikalien.
RGR: Rauchgasreinigung**

Rauchgasreinigungsstufe	Hilfschemikalie	Menge [g/t _A]
Gewebefilter, nasse RGR	Herdofenkoks	1000
Gewebefilter, quasitrockene RGR	Herdofenkoks	1500
Gewebefilter, trockene RGR	Herdofenkoks	2200
Wanderbettadsorber	Herdofenkoks	1000
Flugstromverfahren	Gemisch aus Kalk (90 %) und Koks (10 %)	2500

8.3 Schwermetallfällungsmittel TMT-15

Die Schwermetallfällung wird durch Neutralisationsfällung (Hydroxide) und zusätzlich mit speziellen Schwermetallfällungsmitteln durchgeführt. Bei dem Einsatz von Fällungsmitteln steht insbesondere die Abscheidung von Quecksilber aus den Absalzungen der Wäscher im Mittelpunkt.

Am Markt werden unterschiedliche Fällungsmittel angeboten, die in der Regel Schwefel enthalten. Im Rahmen dieser Arbeit wird nur das Fällungsmittel "TMT-15" berücksichtigt, das von der Firma Degussa hergestellt wird. TMT-15 ist eine Lösung des Natriumsalzes von Trimercapto-s-Triazin (TMT) in Wasser. Die Strukturformel ist in Abbildung 76 dargestellt.

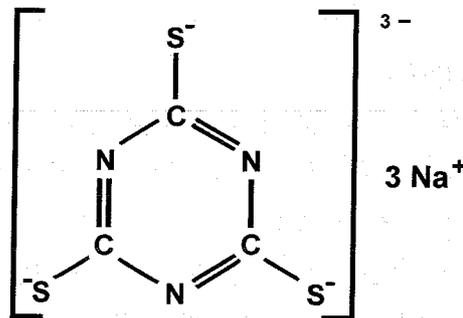


Abbildung 76: Natriumsalz von Trimercapto-s-Triazin.

Die folgende Reaktionsgleichung beschreibt als ein Beispiel die Umsetzung von Quecksilber mit diesem Fällungsmittel.



Der im Rahmen dieser Arbeit berücksichtigte Verbrauch orientiert sich an Daten aus großtechnischen Anlagen [Achterbosch-1]. Es wird ein spezifischer TMT-15-Verbrauch von 125 g/t_A angenommen.

8.4 Ammoniaklösung

Wie in Kapitel 4 erläutert, können die bei der Verbrennung von Abfällen entstehenden Stickoxide (NO_x) im Rauchgas mit Ammoniak im SNCR- bzw. SCR-Verfahren reduziert werden. Dabei reagiert Ammoniak (NH_3) mit den Stickoxiden nach den folgenden vereinfachten Gleichungen:



Im Rauchgas von Abfallverbrennungsanlagen besteht das NO_x zu etwa 95 % aus NO und zu etwa 5 % aus NO_2 . NO_x -Gehalte im Rauchgas werden aber als Werte angegeben, die auf NO_2 umgerechnet sind.

Wie aus den in Kapitel 5 festgelegten technischen Daten der Modellanlage zu entnehmen ist, soll die NO_x -Konzentration im Rohgas - als NO_2 gerechnet - 400 mg/Nm^3 und im Reingas 170 mg/Nm^3 betragen. Dabei orientiert sich dieser Wert für das Reingas an der sicheren Einhaltung der 17. BImSchV. Zusätzlich werden auch Berechnungen für $70 \text{ mg/Nm}^3 \text{ NO}_x$ durchgeführt, denn für einige Abfallverbrennungsanlagen sind Grenzwerte in dieser Größenordnung festgesetzt worden.

Um den Verbrauch an Ammoniaklösung berechnen zu können, muß die NO_x -Konzentration von 400 mg/Nm^3 , gerechnet als NO_2 , auf die wahren NO und NO_2 -Anteile umgerechnet werden (siehe auch [Franck]). Es ist folgende Bilanzgleichung zu beachten:

$$c'(\text{NO}_2) + c(\text{NO}_2) = c(\text{NO}_x) \quad (\text{Gl. 8.4})$$

Hierbei ist $c'(\text{NO}_2)$ die aus der gemessenen NO-Konzentration $c(\text{NO})$ berechnete NO_2 -Konzentration. Der Term $c(\text{NO}_2)$ entspricht der gemessenen NO_2 -Konzentration. Mit den Molkonzentrationen n [mol/Nm^3] und zugehörigen Molekulargewichten M [g/mol] können folgende Gleichungen aufgestellt werden:

$$c(\text{NO}) = n(\text{NO}) M(\text{NO}) \quad M(\text{NO}): 30,01 \text{ g/mol} \quad (\text{Gl. 8.5})$$

$$c'(\text{NO}_2) = n(\text{NO}) M(\text{NO}_2) \quad M(\text{NO}_2): 46,01 \text{ g/mol} \quad (\text{Gl. 8.6})$$

Damit erhält man durch Gleichsetzen $c(\text{NO})/M(\text{NO}) = c'(\text{NO}_2)/M(\text{NO}_2)$ einen neuen Ausdruck für $c'(\text{NO}_2)$. Mit Gleichung 8.4 folgt:

$$(M(\text{NO}_2)/M(\text{NO})) c(\text{NO}) + c(\text{NO}_2) = c(\text{NO}_x) \quad (\text{Gl. 8.6})$$

Unter Berücksichtigung der Beziehungen $c(\text{NO}) = 0,95 c(\text{NO}_x)$ und $c(\text{NO}_2) = 0,05 c(\text{NO}_x)$ kann $c(\text{NO}_x)$ berechnet werden. Die errechneten Werte für $c(\text{NO}_x)$, $c(\text{NO})$ und $c(\text{NO}_2)$ sind in Tabelle 18 aufgeführt. Wie aus Tabelle 18 ersichtlich, enthält ein Rohgas mit $400 \text{ mg/Nm}^3 \text{ NO}_x$, gerechnet als NO_2 , in Wirklichkeit $252,2 \text{ mg/Nm}^3 \text{ NO}$ und $13,3 \text{ mg/Nm}^3 \text{ NO}_2$.

Tabelle 18: NO_x-Konzentrationswerte im Rohgas

NO _x im Rohgas	Konzentration [mg/Nm ³]
c'(NO _x) im Rohgas (als NO ₂ berechnet)	400
c(NO)	252,2
c(NO ₂)	13,3
c(NO) + c(NO ₂) = c(NO _x)	265,5

Mit diesen NO_x-Konzentrationen kann nun die benötigte Ammoniakmenge berechnet werden, die in der Praxis als 25 %ige Lösung zugegeben wird. Die auf eine Tonne Abfall bezogenen Verbrauchswerte an 25 %iger Ammoniaklösung sind in der Tabelle 19 aufgeführt. Danach sind 1880 g/t_A NO_x, gerechnet als NO₂, durch Ammoniak zu reduzieren. Bezogen auf eine NO_x-Endkonzentration im Reingas von 170 mg/Nm³ werden ca. 1700 g/t_A 25%ige Ammoniaklösung benötigt und bezogen auf 70 mg/Nm³ NO_x ca. 2400 g/t_A.

Tabelle 19: NO_x-Fracht im Rohgas und zur Umsetzung benötigte Menge an 25%iger Ammoniaklösung für verschiedene NO_x-Reingaskonzentrationen für das SCR-Verfahren.

Rauchgasvolumen		4700 Nm ³ /t Abfall
m'(NO _x)		1880 g/t Abfall
NH ₃ -Menge (25%)	(NO _x (400 mg) → NO _x (0 mg))	2876 g/t Abfall
NH ₃ -Menge (25%)	(NO _x (400 mg) → NO _x (170 mg))	ca. 1700 g/t Abfall
NH ₃ -Menge (25%)	(NO _x (400 mg) → NO _x (70 mg))	ca. 2400 g/t Abfall

Die in Tabelle 19 angegebenen Verbrauchsdaten gelten nur für das SCR-Verfahren. Für das SNCR-Verfahren ist von weit höheren Werten auszugehen. Den Informationen, die von einem Anlagenbauer zur Verfügung gestellt wurden, ist zu entnehmen, daß der Verbrauchswert an Ammoniak für das SNCR-Verfahren in erster Näherung doppel so groß ist wie für das SCR-Verfahren. Danach beträgt der Verbrauchswert an 25%iger Ammoniaklösung, bezogen auf einen Reingawert von 170 mg/Nm³ NO_x, ca. 3300 g/t_A.

8.5 Zusammenstellung der Hilfschemikalien

Zusammenfassend können nun für alle Modellanlagen die Verbrauchswerte an Hilfschemikalien zusammengestellt werden. Die Verbrauchsdaten sind in Tabelle 20 aufgeführt.

Tabelle 20: Verbrauchswerte an Hilfschemikalien in den Modellanlagen der Rauchgasreinigung

Modellanlage	NaOH [g/t _A]	Ca(OH) ₂ [g/t _A]	Kalk/Koks (90/10 Gew.-%) [g/t _A]	Koks [g/t _A]	NH ₃ -Lösung (25%) [g/t _A] Rohgas 400 mg/Nm ³ NO _x Reingas 170 mg/Nm ³ NO _x	TMT-15 [g/t _A]
Nass 1	1935,1	5942,9	2500	-	1700	125
Nass 2	1935,1	5942,9	-	1000	1700	125
Nass 3	1935,1	5942,9	2500	-	1700	125
Nass 4	1935,1	5942,9	-	1000	1700	125
Nass 5	1935,1	5942,9	-	1000	1700	-
Nass 6	1935,1	5942,9	-	1000	3300	-
Quasitrocken 1	-	17579,6	-	1500	3300	-
Quasitrocken 2	-	17579,6	-	1500	1700	-
Trocken 1	-	19689,2	-	2200	3300	-
Trocken 2	-	19689,2	-	2200	1700	-

9 Rückstände und Abwässer in den Modellanlagen

Im Falle der internen Abwasseraufbereitung werden in einem Sprühtrockner feste Rückstände erzeugt. Die externe Aufarbeitung umfaßt die separate Eindampfanlage oder Verfahrensstufen zur Wertstoffgewinnung. Die Wertstoffgewinnung wird in dieser Arbeit nicht in den Bilanzraum einbezogen.

Die Rückstandsmengen aus der Rauchgasreinigung sind maßgebend durch die Neutralisation der sauren Schadstoffe HCl und SO₂ sowie durch die Flugstäube bestimmt. Von geringerer Bedeutung ist der Einsatz von Koks. Wie in Abschnitt 6.4.5 erläutert ist die eingesetzte Menge an Neutralisationsmitteln vom Verfahren abhängig. Naß-, Quasitrocken- und Trockenverfahren benötigen zur Abscheidung der Schadstoffe unterschiedliche stöchiometrische Verhältnisse. Mit dem stöchiometrischen Verhältnis steigen die Rückstandsmengen an.

Bei Naßverfahren ist zusätzlich zu beachten, ob eine interne bzw. externe Aufarbeitung der Abwässer durchgeführt wird. Es werden bei externer Aufarbeitung nur die Abwassermengen und die im Abwasser enthaltenen Salzfrachten angegeben, die mit den Rückstandsmengen bei interner Verdampfung der Abwässer identisch sind.

Bei der Bestimmung der Rückstandsmengen, die bei der Neutralisation der sauren Schadstoffe anfallen, wird mit einer Vereinfachung gerechnet. Die im Reingas verbleibenden geringen Mengen an HCl und SO₂ werden bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Die Auswirkungen dieser Vereinfachung auf die Rückstandsmengen sind aufgrund der sehr großen Rohgaskonzentrationen, der kleinen Reingaskonzentrationen und der Neutralisationsmittelüberschüsse zu vernachlässigen.

9.1 Rückstandsmengen in Naßverfahren

Zur Abschätzung der Rückstandsmengen bei der Verdampfung der Wäscherabsatzungen wird das Chlorid als Calciumchlorid und der Schwefel als Natriumsulfat gerechnet. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß ein Calciumhydroxid-Molekül zwei "saure" Chlorid-Ionen neutralisiert. Bei den Produkten werden vereinfachend die Hydratwassergehalte vernachlässigt, da die Salze unterschiedliche Hydratwassergehalte haben können. Dies gilt insbesondere für Calciumchlorid, das bei großem Hydratwasserangebot als Hexahydrat kristallisiert, bei weiterem Wasserentzug aber als Dihydrat anfällt.

Das Fluor (als CaF₂) und alle Schwermetalle (als Hydroxide/Oxide) werden bei dieser Rechnung vernachlässigt, da der Anteil dieser Stoffe an der abzutrennenden Gesamtfracht in der Größenordnung von nur 1 Prozent liegt [Achterbosch-2]. Die Einzelwerte für die Frachten an Chlor und Schwefel bzw. die resultierenden Summenwerte sind für die einzelnen Verfahren in den folgenden Tabellen aufgelistet.

Tabelle 21: Element- und Salzfrachten für die Berechnung der Rückstandsmenge aus der Neutralisation im Naßverfahren. (Neutralisationsmittel)_{Ex}: Überschuß an Neutralisationsmittel.

Naßverfahren							
Element	Fracht [g/t _A]	berechnet als	[g/t _A]	(NaOH) _{Ex} [g/t _A]	(Ca(OH) ₂) _{Ex} [g/t _A]	Hydratwasser [g/t _A]	Gesamt [g/t _A]
Cl	5170	CaCl ₂	8093		540,3		8633
S	705	Na ₂ SO ₄	3124	88,0		792,5	4005
							12638

Wie der Tabelle 21 entnommen werden kann, beträgt die aus 5170 g/t_A Chlor gebildete CaCl₂-Menge 8093 g/t_A. Aus 705 g/t_A Schwefel entsteht bei der Neutralisation eine Na₂SO₄-Menge von 3124 g/t_A. Unter Berücksichtigung eines stöchiometrischen Faktors von 1,1 für die Neutralisation ergibt sich ein Ca(OH)₂- bzw. NaOH-Überschuss von 540,3 g/t_A bzw. 88,0 g/t_A.

Nach der Umsalzung in der Neutralisationsstufe liegt der Schwefel allerdings als Gips (CaSO₄ × 2 H₂O) vor, so daß in der Mengenberechnung noch das Hydratwasser des Gipses berücksichtigt werden muß. Insgesamt ergibt sich somit nach den Berechnungen eine Rückstandsmenge aus der Neutralisation von 12638 g/t_A im Naßverfahren bei interner Aufarbeitung.

Bei der Option der externen Aufarbeitung werden die in den Wäschern anfallenden vereinigten Abwässer (ca. 300 l/t_A) in einer separaten Neutralisationsanlage konditioniert und anschließend in einem Verdampfer verdampft. Die dabei anfallenden Rückstände werden in erster Näherung den Rückstandsmengen bei interner Verdampfung im Sprühtrockner gleichgesetzt.

9.2 Rückstandsmengen im Quasitrockenverfahren

Beim Quasitrockenverfahren wird als Neutralisationsmittel nur Ca(OH)₂ eingesetzt. Hier werden Chlor und Schwefel als Calciumchlorid und Calciumsulfat-dihydrat (Gips) gerechnet. Wiederum ist zu berücksichtigen, daß ein Calciumhydroxid-Molekül zwei Chlorid-Ionen neutralisiert. Die Berechnungen gehen von einem stöchiometrischen Faktor von 2,5 aus (siehe Abschnitt 6.4.5). Die Tabelle 22 enthält die berechneten Werte für die Frachten aus der Neutralisation.

Tabelle 22: Element- und Salzfrachten für die Berechnung der Rückstandsmenge aus der Neutralisation im Quasitrockenverfahren. (Neutralisationsmittel)_{Ex.}: Überschuß an Neutralisationsmittel.

Quasitrockenverfahren					
Element	Fracht [g/t _A]	berechnet als	[g/t _A]	(Ca(OH) ₂) _{Ex.} [g/t _A]	Gesamt [g/t _A]
Cl	5170	CaCl ₂	8093	10548	8093
S	705	CaSO ₄ × 2 H ₂ O	3786		14334
					22427

Mit 5170 g/t_A Chlor und 705 g/t_A Schwefel bilden sich bei der Neutralisation 8093 g/t_A Calciumchlorid und 3786 g/t_A Gips. Mit einem stöchiometrischen Faktor von 2,5 beträgt der Calciumhydroxid-Überschuss (Ca(OH)₂)_{Ex.} 10548 g/t_A. Es resultiert ein Gesamtrückstand aus der Neutralisation von 22427 g/t_A.

9.3 Rückstandsmengen im Trockenverfahren

Die Berechnung für die Rückstandsmengen aus der Neutralisation für das Trockenverfahren wird auf dem gleichen Rechenweg durchgeführt. Im Unterschied zum Quasitrockenverfahren gehen die Berechnungen aber von einem stöchiometrischen Faktor von 2,8 aus (siehe Abschnitt 6.4.5). Die Ergebnisse sind in Tabelle 23 aufgeführt. Beim Trockenverfahren beträgt die Rückstandsmenge 24536 g/t_A.

Tabelle 23: Element- und Salzfrachten für die Berechnung der Rückstandsmenge aus der Neutralisation im konditionierten Trockenverfahren. (Neutralisationsmittel)_{Ex.}: Überschuss an Neutralisationsmittel.

Element	Fracht [g/t _A]	berechnet als	[g/t _A]	(Ca(OH) ₂) _{Ex.} [g/t _A]	Gesamt [g/t _A]
Cl	5170	CaCl ₂	8093	12657	8093
S	705	CaSO ₄ × 2 H ₂ O	3786		16443
					24536

9.4 Gesamte Rückstandsmengen in den Modellanlagen

Neben den Rückstandsmengen für die Neutralisation der sauren Schadstoffe sind die Flugstaubmengen und sonstige Austräge zu berücksichtigen. Wie in Kapitel 6 dargelegt, gehen die Berechnungen in dieser Studie von Flugstaubmengen von 16000 g/t_A aus. Zudem können die Koksverbräuche nicht vernachlässigt werden. Insgesamt fallen in den Modellanlagen die in Tabelle 24 angegebenen Rückstandsmengen an.

Tabelle 24: Gesamte Rückstandsmengen in den Modellanlagen
*: ca. 300 l/t_A Abwasser mit Salzfrachten

Modellanlage	Rückstand aus Neutralisation [g/t _A]	Flugstaub- menge [g/t _A]	Kalk/Koks oder Koks [g/t _A]	TMT-15 [g/t _A]	Rückstand aus externer Verdampfung* [g/t _A]	Gesamt [g/t _A]
Nass 1	extern*	16000	2500	18,8	12638	31156,8
Nass 2	extern*	16000	1000	18,8	12638	29656,8
Nass 3	12638	16000	2500	18,8	-	31156,8
Nass 4	12638	16000	1000	18,8	-	29656,8
Nass 5	12638	16000	1000	-	-	29638
Nass 6	extern*	16000	1000	-	12638	29638
Quasitrocken 1	22427	16000	1500	-	-	39927
Quasitrocken 1	22427	16000	1500	-	-	39927
Trocken 1	24536	16000	2200	-	-	42736
Trocken2	24536	16000	2200	-	-	42736

10 Investitionskosten

10.1 Allgemeine Vorbemerkungen

Ein Vergleich unterschiedlicher Rauchgasreinigungssysteme muß neben der Untersuchung der Aufteilung der Schadstoffe entlang der Rauchgasreinigungsstrecke, der benötigten Hilfschemikalienmengen und der anfallenden Rückstände auch die Kosten der Rauchgasreinigungsanlagen einschließen.

Die folgenden Kostenbetrachtungen beschränken sich auf die Investitionskosten der verfahrenstechnischen Anlagenteile der Rauchgasreinigung. Die spezifischen Entsorgungskosten für eine Tonne Abfall lassen sich für die diskutierten Modellanlagen nicht sinnvoll berechnen, da bei realen Abfallverbrennungsanlagen durch örtliche Effekte komplexe Einflüsse entstehen. Zudem sind die Entsorgungskosten nicht nur durch die thermische Abfallbehandlung bestimmt, sondern auch durch andere abfallwirtschaftliche Maßnahmen.

Auch bei Beschränkung auf die Investitionskosten gestaltet sich die Analyse aufwendig und schwierig. Die durch Literatursauswertung und Befragungen von Anlagenbauern zur Verfügung stehenden Informationen beziehen sich zum Teil auf Daten aus verschiedenen Jahren. Die erhaltenen Investitionskosten sind nicht durch Korrelationsanalysen auf ein bestimmtes Standardjahr berechnet, sondern stellen nach Abgleich der unterschiedlichen Daten Schätzwerte dar.

Bei Kostenvergleichen werden bevorzugt die spezifischen Entsorgungs- oder Verbrennungskosten, d.h. die Kosten zur Behandlung von 1 t Abfall, in einer Anlage zur Beseitigung oder Verwertung von Abfällen herangezogen. Die Verbrennungskosten für 1 t Abfall werden überwiegend durch folgende Faktoren beeinflusst [Rose], [Wolf], [Teichmann], [Warnecke], [Cavalieri], [Schetter], [Reimann-3]:

- Investitionskosten der Anlage
- Betriebskosten wie
 - Kapitaldienst der Investitionskosten
 - Verwendung von Hilfschemikalien
 - Entsorgung von Rückständen
 - Erlöse aus der Energienutzung
 - Abfallwirtschaftskonzept und Logistik (Umladestation usw.) im Entsorgungsgebiet
 - Auslastung der Anlage
 - Sonstige Betriebskosten (Personal, Instandhaltung etc.)

In die **Investitionskosten** gehen Planung, die Gebäude, die Verfahrenstechnik, die elektrischen Anlagen, die Meß- und Regeltechnik, die Infrastruktur (spezielle Entladestationen etc.) und die Bauzeit ein. Überschlägige Kostenanteile dieser Faktoren an den mittleren Investitionskosten einer MVA mit 150.000 - 250.000 t/a Verbrennungskapazität sind in Tabelle 25 aufgeführt:

Tabelle 25: Aufteilung der Investitionskosten

Investitionskosten	[Auksutat]	[Wolf]	[Christmann-2]	[Neukirchen]
Technische Anlage	ca. 68 %	ca. 69 %	ca. 68 %	ca. 60 %
Bauteil	ca. 16 %	ca. 13 %	ca. 16 %	ca. 15 %
Baunebenkosten	ca. 14 %			
Elektro-/MR-Technik			ca. 16 %	ca. 11 %
Sonstige Investitionskosten		ca. 18 %		ca. 14 %

Im wesentlichen werden die **Betriebskosten** der Anlage durch den Kapitaldienst, die Verbrauchskosten von Hilfschemikalien und Energie, die Entsorgungskosten der Reststoffe bzw. die Erlöse aus der Verwertung von Produkten, die Bereitstellung von Energie sowie die Personalkosten und Instandhaltung bestimmt.

Ein wichtiger Gesichtspunkt ist auch die Auslastung der Anlage, die durch die angelieferten Abfallmengen, Revisionszeiten und außerplanmäßigen Stillstände bestimmt wird. Außerdem ist der Heizwert zu beachten, der die Auslastung der Anlage beeinflussen kann.

Auch hat der Standort der Abfallverbrennungsanlage einen Einfluß auf die Kosten. Günstig sind Örtlichkeiten, bei denen ein Abnehmer für Prozeß- bzw. Heizdampf sowie Strom vorhanden ist. Daneben ist die Logistik für den Mülltransport zu berücksichtigen. Günstig wirkt sich der Aufbau eines logistischen Verbundsystems mehrerer Abfallverbrennungsanlagen bzw. die Anbindung an bestehende Logistiksysteme aus, um Engpässe beim Abfall zu vermeiden.

10.2 Vorgehensweise und Datenquellen

Die aufgeführten Aspekte zeigen, daß die spezifischen Entsorgungskosten nicht nur von den Investitions- und Betriebskosten der Abfallverbrennungsanlage bestimmt werden. Die Auswirkungen der Gegebenheiten am Standort lassen sich nur sehr schwer im Rahmen einer Berechnung in eine allgemeingültige Form bringen. Diese Einflüsse sind deshalb bei Kostenanalysen in der Literatur vernachlässigt.

Eine verlässliche Kalkulation der spezifischen Entsorgungskosten wird zusätzlich durch den Mangel an spezifischen und belastbaren Daten erschwert. Von den Anlagenherstellern sind nur Kostenabschätzungen zu erhalten, die reine Anlagenkosten repräsentieren. In diesen Kosten sind die Bauleistungen bzw. die Elektro- und Leittechnik nicht berücksichtigt, so daß die Kosten nicht mit den aufzubringenden Investitionskosten beim Bau einer Neuanlage gleichgesetzt werden können.

Vor diesem Hintergrund kann im Rahmen dieser Studie nicht mit spezifischen Entsorgungskosten gearbeitet werden. In dieser Studie werden daher nur die *Investitionskosten der reinen Anlagentechnik* berechnet und verglichen.

Allgemein kann davon ausgegangen werden, daß einfache Rauchgasreinigungsanlagen mit geringen Investitionskosten durch einen hohen Betriebsmittelbedarf und größere Rückstandsmengen gekennzeichnet sind. Dagegen sind für möglichst geringe Rückstandsmengen in der Regel aufwendigere Verfahren in der Rauchgasreinigung erforderlich, die zu höheren Investitionskosten führen.

In der Literatur wird bei Neuanlagen der Anteil der Rauchgasreinigungssysteme an den Gesamtinvestitionskosten mit 15 - 35 % angegeben [Auksutat], [Christmann-2], [Wolf]. Dabei betragen die gesamten Investitionskosten einer MVA mit 2 Linien und 200.000 t/a ca. 200 - 600 Mio DM [Warnecke], [Auksutat]. Diese Angaben beziehen sich auf die Marktsituation von 1995 - 1996. In den folgenden Jahren ist aus verschiedenen Gründen ein Preisverfall bei den Investitionskosten für Rauchgasreinigungssysteme eingetreten. Inwieweit sich diese Entwicklung auf den Anteil der Rauchgasreinigung an den Gesamtinvestitionskosten auswirkt, kann nicht exakt bestimmt werden.

Bei der Kostenbetrachtung werden im Rahmen dieser Arbeit die Investitionskosten *einzelner Anlagenteile* unter Berücksichtigung der Auslegedaten gesammelt bzw. kalkuliert. Anschließend werden dann die Kosten der einzelnen Aggregate für einen spezifischen Aufbau der Modellanlagen für die Rauchgasreinigung zu einem Gesamtbetrag aufaddiert. Berücksichtigt werden die Investitionskosten von

- Elektrofilter
- Flugstromadsorber
- Sprühtrockner,
- SNCR
- SCR
- Gewebefilter
- Wanderbettadsorber
- Sprühadсорber
- Verdampfungskühler-Additiveindüsung
- externe Eindampfungsanlage

Die Bestimmung dieser Investitionskosten gestaltete sich sehr aufwendig. Zur Berechnung der Investitionskosten für einzelne Anlagenaggregate und ganze Rauchgasreinigungssysteme ist in der Literatur wenig veröffentlicht. Teilweise konnten Informationen und Daten genutzt

werden, die von Anlagenbauern und Betreibern von Anlagen zur Verfügung gestellt wurden. Von einer großtechnischen Abfallverbrennungsanlage, deren Auslegedaten mit der Modellfeuerungsanlage weitgehend übereinstimmt, konnten umfangreiche Informationen zu Investitionskosten von Anlagenteilen der Rauchgasreinigung erhalten werden. Desweiteren wurden von einem Anlagenbauer für die Trockenverfahren der Rauchgasreinigung die Größenordnung der Investitionskosten mitgeteilt. Auf diese Weise konnten für einen Teil der in dieser Studie behandelten Rauchgasreinigungsanlagen bzw. Anlagenteile Angaben zu Investitionskosten direkt bestimmt werden. ***Alle im folgenden aufgeführten Kostenangaben sind grundsätzlich auf 2 Rauchgasreinigungsstraßen bezogen.***

Die wenigen Informationen in der Literatur betreffen überwiegend die Investitionskosten von ausgewählten kompletten Rauchgasreinigungsanlagen [Schaub], [Thomé-2], [Thomé-1], [Kürzinger]. Die behandelten Anlagen sind mit den in dieser Studie ausgewählten Anlagen nicht identisch. Sie unterscheiden sich sowohl im Aufbau der Rauchgasreinigungsanlage als auch in der Anlagenauslegung. Da die Anlagenauslegung einen Einfluß auf die Investitionskosten hat, erscheinen die bei Thomé und Kürzinger aufgeführten Kosten, welche sich auf geringere Verbrennungskapazitäten und auf die Kostensituation von 1994 beziehen, für einen direkten Vergleich zu niedrig. Aufgrund des in den folgenden Jahren eingetretenen Preisverfalls haben sich die Kostenangaben in einem gewissen Maße angeglichen.

Auch in diesen Quellen sind die Bauleistungen bzw. Elektro- und Leittechnik nicht eingerechnet. Die Investitionskosten mancher Anlagenteile können aber indirekt durch Auswertung der Kostenangaben zu verschiedenen Rauchgasreinigungsanlagen erschlossen werden [Schaub], [Thomé-2], [Thomé-1], [Kürzinger].

10.3 Berechnung der Kosten

Investitionskosten für konditionierte Trockenanlagen wurden von einem Anlagenbauer zur Verfügung gestellt. Danach beträgt die Größenordnung der Investitionskosten für die Anlage "Trocken 1", bestehend aus SNCR/Verdampfungskühler/Additiveindüsung/Gewebefilter, für 2 Linien 24 Mio DM. Die Investitionskosten für die Anlage "Trocken 2" (Verdampfungskühler/Additiveindüsung/Gewebefilter/SCR) wurden mit rund 30 Mio DM angegeben. Diese Angaben beziehen sich auf 1996/1997 und dürften möglicherweise auch die Elektrotechnik bzw. Meß- und Regeltechnik berücksichtigen. Für die Elektrofilter (3 Felder) und die Gewebefilter ergeben sich bei der Auswertung Investitionskosten von ca. 4,8 Mio DM bzw. 4,5 Mio DM. Die Investitionskosten für die SCR-Anlagen liegen im Bereich um 10 Mio DM.

Diese Angaben wurden in einem nächsten Schritt mit anderen zugänglichen Informationen verglichen. Durch die Auswertung von Literaturquellen können mit Hilfe einer Anpassung an die oben aufgeführten Kosten einzelner Anlagenteile einer MVA nur Kostenangaben abge-

leitet werden, die mit Unsicherheiten behaftet sind. Ein 10 - 20%iger Fehler ist nicht auszuschließen. Die Größenordnung der Kosten dürfte aber richtig sein.

Von Schaub wurde ein Vergleich verschiedener Grundkonzepte zur Rauchgasreinigung durchgeführt, in dem auch Abschätzungen zu den Investitionskosten enthalten sind [Schaub]. Die Ausführungen beziehen sich auf eine Modellanlage mit 3 Linien mit je 110.000 t/a zu verbrennendem Müll. Die Kostenabschätzungen berücksichtigen keine Bauleistungen bzw. Kosten von Elektro- und Leittechnik. In erster Näherung wurden die Kostenangaben mit $\frac{2}{3}$ multipliziert, um die Angaben auf 2 Linien mit 110.000 t/a zu beziehen.

Danach ergibt sich für eine quasitrockene Rauchgasreinigung, bestehend aus Sprühadsorber/Gewebefilter/SCR, ein Investitionsvolumen von ca. 30 Mio DM. Da der Investitionsaufwand von Trocken- und Quasitrockenverfahren in der gleichen Größenordnung liegen sollte, zeigt dieser Investitionswert eine gute Übereinstimmung mit dem oben aufgeführten Wert für die Anlage mit Verdampfungskühler/Additiveindüsung/Gewebefilter/SCR ("Trocken 2", 30 Mio DM).

Aus den Angaben von Schaub für die Entstickung der Rauchgase können zusätzlich die Investitionskosten einer SCR-Anlage erschlossen werden. Aus der Differenz der Investitionskosten einer quasitrockenen Anlage mit SCR bzw. ohne SCR ergibt sich ein Investitionsvolumen von etwa 9 Mio DM für 2 Verbrennungslinien. Damit stimmt dieser Wert gut mit dem oben genannten Wert von 10 Mio DM überein.

Für die Bestimmung der Investitionskosten weiterer Anlagenteile wurden die von Thomé und Kürzinger veröffentlichten Investitionskostenvergleiche zu ausgewählten Rauchgasreinigungssystemen ausgewertet [Thomé-1], [Thomé-2], [Kürzinger]. Die dort durchgeführten Kostenanalysen beziehen sich alle auf eine Verbrennungsanlage mit 2 Linien, deren Jahreskapazität insgesamt 150.000 t Abfall beträgt. Auch hier sind Bauleistungen bzw. Kosten von Elektro- und Leittechnik ausgeschlossen.

Für einen Flugstromadsorber geben Thomé und Kürzinger einen Wert an, der im Bereich 3,6 - 4,9 Mio DM liegt. Damit liegen diese Kostenangaben in der gleichen Größenordnung wie die oben angegebenen 4,5 Mio DM für einen Gewebefilter.

In der folgenden Tabelle 26 sind die Investitionskosten zu einer Auswahl von Thomé und Kürzinger behandelten Rauchgasreinigungsanlagen aufgeführt. Ein Vergleich dieser von Thomé angegebenen Kostenangaben mit dem Summenwert der schon vorgestellten Kosten einzelner Anlagenteile einer MVA zeigt, daß die Investitionskosten nach Thomé in der gleichen Größenordnung liegen. Wie in Tabelle 26 aufgeführt, wird nach Thomé für die Trockensorptionsanlage "Elektrofilter/Gewebefilter I/Gewebefilter II/SCR" ein Kostenvolumen von ca. 26,7 Mio DM für 2 Linien angegeben [Thomé-1]. Der Summenwert aus den entsprechen-

den Daten zu Beginn des Kapitels beträgt 23,8 Mio DM, d.h. ein um ca. 11 % abweichender Wert.

Tabelle 26: Investitionskosten ausgewählter Rauchgasreinigungsanlagen nach [Thomé-1] für 2 Linien sowie auf neuere Quellen bezogene Investitionskosten

Rauchgasreinigungsanlage	Investitionskosten [Thomé] [Mio DM]	korrigierte Investitionskosten nach anderen Quellen [Mio DM]
Elektrofilter/Gewebefilter I/Gewebefilter II/SCR	26,7	23,8
Elektrofilter/Sprühabsorber/Gewebefilter I/Gewebefilter II/SCR	29,7	26,5
Elektrofilter/Sprühtrockner/Gewebefilter/2-stufiger Wäscher/SCR	35,7	31,8
Elektrofilter/Sprühtrockner/Gewebefilter/3-stufiger Wäscher/SCR	39,6	35,3
Elektrofilter/Gewebefilter/3-stufiger Wäscher/SCR/Ext. Verdampfung	40	35,7

Für das weitere Vorgehen wurden die Angaben von Thomé und Kürzinger um diese 11 % korrigiert. Es ergeben sich die in Tabelle 26 in der rechten Spalte aufgeführten Werte für Investitionskosten. Mit diesen Daten wurden die Investitionskosten für verschiedene Anlagenteile abgeschätzt. Die Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 27: Abgeschätzte Investitionskosten ausgewählter Anlagenteile der Rauchgasreinigung

Anlagenaggregat	Investitionskosten [Mio DM für 2 Linien]
2-stufiger Wäscher	ca. 10
3-stufiger Wäscher	ca. 14
Externe Verdampfung	3 - 4
Sprühabsorber	(ca. 3)

Der erhaltene Wert von ca. 3 Mio DM für den *Sprühabsorber* ist unsicher und wird als zu niedrig eingeschätzt. Da keine besseren Informationen erhalten werden konnten, wurde mit diesem Wert weitergerechnet, um die Kosten anderer Anlagenteile abzuschätzen.

Die Kosten für einen *Sprühtrockner* dürften unter 3 Mio DM liegen. Die Investitionskosten liegen nach Auskunft eines Anlagenbauers größenordnungsmäßig um 2 Mio DM.

Danach kann für einen 2-stufigen Wäscher ca. 10 Mio DM angesetzt werden, während für einen 3-stufigen Wäscher sich ein etwa 70 % höherer Wert ergibt. Für die externe Verdamp-

fung der Wäscherabsatzungen zu einem Rückstand, der deponiert werden soll, betragen die Investitionskosten ca. 3 - 4 Mio DM.

Ein Vergleich von Investitionskosten von *Trockenverfahren* [Thomé-2] mit *Quasitrockenverfahren* [Thomé-1] zeigt, daß die Investitionskosten des quasitrockenen Verfahrens in der Größenordnung von 4 Mio DM höher sind als die Anlagenkosten zum Trockenverfahren. Dies ist plausibel, da der verfahrenstechnische Aufwand beim Quasitrockenverfahren höher ist als beim Trockenverfahren.

Für den *Wanderbettadsorber* liegen keine konkreten Informationen zu Investitionskosten vor. Nach Angaben von Anlagenbauern sind die Investitionskosten in der gleichen Größenordnung wie die Investitionskosten des Flugstromadsorbers, wenn man Anlagen ohne die erforderlichen Zusatzapparate betrachtet. Werden Zusatzapparate mit einbezogen, so ist der Wanderbettadsorber aufgrund der notwendigen sicherheitstechnischen Anlagen und des nachgeschalteten Filters deutlich teurer.

10.4 Zusammenstellung der Kosten

Die Auswertung der insgesamt zur Verfügung stehenden Daten zu Investitionskosten einzelner Anlagenaggregate wurde in einem nächsten Schritt mit verschiedenen Anlagenbauern diskutiert. Es zeigte sich, daß die Investitionskosten relativ gut abgeschätzt werden konnten. Der Fehler der bestimmten Investitionskosten dürfte unter 15 % liegen. Es ergeben sich die in der folgenden Tabelle 28 aufgeführten Werte.

Tabelle 28: Investitionskosten einzelner Anlagenaggregate zur Rauchgasreinigung, bezogen auf 2 Verbrennungslinien und 200.000 t/a Verbrennungskapazität

Anlagenaggregat	Investitionskosten [Mio DM/2 Linien]
3-stufiger Elektrofilter	4,4
2-stufiger Elektrofilter	3,1
Gewebefilter	4,3
Sprühtrockner	ca. 2
2-stufiger Wäscher	9
3-stufiger Wäscher	13
Flugstromadsorber	4,5
Wanderbettadsorber	4,5
Externe Verdampfung (keine Verwertung der Rückstände)	< 4
SNCR	2
SCR	8,5

Die 1997 von einem Anlagenbauer mitgeteilten Investitionskosten zum konditionierten Trockenverfahren, Anlage "Trocken 1" (SNCR/Verdampfungskühler/Additiveindüsung-/Gewebefilter) und "Trocken 2" (Verdampfungskühler/Additiveindüsung/Gewebefilter/SCR), dürften mit 24 Mio DM bzw. mit 30 Mio DM nach derzeitig vorliegenden Informationen zu hoch liegen. Auf Grund des Preisverfalls nehmen die Autoren jeweils niedrigere Werte an. Für die Anlagen "Trocken 1" und "Trocken 2" ergeben sich nach Anpassung ca. 14 Mio DM bzw. 20 Mio DM. Die angepaßten Werte wurden von einem Anlagenbauer bestätigt.

Mit den Ergebnissen aus dem vorherigen Abschnitt können nun durch Verknüpfen der einzelnen Investitionskosten der einzelnen Anlagenteile die Gesamtinvestitionskosten erhalten werden. In Tabelle 29 sind die abgeschätzten Investitionskosten aufgeführt.

Tabelle 29: Abgeschätzte Investitionskosten der Modellanlagen ohne Bauleistungen, Elektrik und Meß- und Regeltechnik.

EF: Elektrofilter, GF: Gewebefilter, WW: 2-stufiger Wäscher, SPT: Sprühtrockner, FS: Flugstromadsorber, ADS: Aktivkokswanderbettadsorber, SA: Sprühabsorber, VK: Verdampfungskühler; AE-GF: Additiveindüsung-Geweberfilter; Ext.V.: Externer Verdampfer.

Modellanlage	Aufbau der Rauchgasreinigung	[Mio DM/2 Linien]
Nass 1	EF/WW/SCR/FS - Ext.V.	29
Nass 2	EF/WW/SCR/ADS - Ext.V.	29
Nass 3	EF/SPT/EF/WW/SCR/FS	30
Nass 4	EF/SPT/EF/WW/SCR/ADS	30
Nass 5	SPT/GF/WW/SCR	24
Nass 6	SNCR/GF/WW - Ext.V.	19
Quasitrocken 1	SNCR/SA/GF	16
Quasitrocken 2	SA/GF/SCR	22
Trocken 1	SNCR/VK-AE-GF	14
Trocken 2	VK-AE-GF/SCR	20

Hiernach variieren die Investitionskosten der 10 Modellanlagen um einen Faktor von ca. 2. Die kostengünstigsten Anlagen sind in Bezug auf die durchgeführte Abschätzung die Anlagen mit konditioniertem Trockenverfahren ("Trocken 1", "Trocken 2"), wobei die Anlage mit SNCR-Entstickung ("Trocken 1") die geringsten Investitionskosten hat. Die Quasitrockenverfahren ("Quasitrocken 1", "Quasitrocken 2") liegen in der gleichen Größenordnung für die Investitionskosten, wurden aber aufgrund des anzunehmenden etwas größeren Verfahrensaufwandes teurer bewertet. Das einzige Naßverfahren, das vergleichbare Investitionskosten aufweist, ist die nur aus wenigen Anlagenteilen aufgebaute Anlage "Nass 6". Es ist allerdings zu beachten, daß diese Anlage mit keiner Feinreinigungsstufe ausgerüstet ist. Die Naßverfahren mit Feinreinigung sind innerhalb der 10 Modellanlagen die kostenintensivsten.

11 Zusammenfassung der Ergebnisse

Ziel dieser Studie war ein Vergleich unterschiedlicher Rauchgasreinigungsanlagen von Abfallverbrennungsanlagen mit Hilfe von Stoffstromanalysen und ergänzender Betrachtung der Investitionskosten. Im Mittelpunkt der Arbeiten stand der Zusammenhang zwischen dem Aufbau verschiedener Rauchgasreinigungsanlagen und den entsprechenden Stoffströmen. Außerdem wurden die Einflüsse der Rauchgasreinigungsanlage auf den Hilfschemikalienbedarf, die entstehenden Rückstandsmengen und die Investitionskosten aufgezeigt.

Die Stoffstromanalysen wurden mit Hilfe von Modellrechnungen durchgeführt, denn großtechnische Anlagen verfügen in den meisten Fällen nicht über den erforderlichen Datenbestand für belastbare Stoffstromanalysen. Außerdem beeinflusst die Betriebsweise der Rauchgasreinigungsanlagen die Stoffströme in einem hohen Maße.

Die Modellrechnungen für die Stoffbilanzen der einzelnen Rauchgasreinigungsanlagen gehen von einer Modellanlage aus. Die Modellanlage, deren jährliche Verbrennungskapazität insgesamt 200.000 t Abfall beträgt, ist aus 2 Verbrennungslinien mit Rostfeuerung und jeweils separater Rauchgasreinigungsanlage aufgebaut. Für diese Modellanlage wurden anhand von Erfahrungswerten aus großtechnischen Rostfeuerungsanlagen die Rauchgasmenge und die Schadstoffkonzentrationen festgelegt.

Für die Berechnung der Stoffströme wurden anschließend 10 verschiedene Rauchgasreinigungsanlagen ausgewählt. Von den ausgewählten Rauchgasreinigungsanlagen sind 6 Anlagen der Gruppe der nassen Rauchgasreinigung zuzuordnen, wobei 4 Anlagen einen sehr komplexen Aufbau mit nachgeschalteter Feinreinigung aufweisen. Außerdem wurden jeweils 2 Anlagen mit einer quasitrockenen und trockenen Rauchgasreinigung berücksichtigt. Bei den im Rahmen dieser Studie erfaßten trockenen Rauchgasreinigungsanlagen handelt es sich, exakt bezeichnet, um trocken konditioniert arbeitende Systeme. Durch eine zusätzliche Befeuchtung wird ein besserer Umsatz der zur Neutralisation erforderlichen Hilfschemikalien und damit ein geringerer Verbrauch erreicht.

Für die nasse Rauchgasreinigung sind für die Überführung der Absalzungen aus den Wäschern in feste Rückstände - aufgrund der aktuellen rechtlichen Vorgaben erforderlich - verschiedene Varianten möglich. Von den 6 ausgewählten Anlagen mit nasser Rauchgasreinigung werden bei drei Anlagen die Absalzungen aus den Wäschern intern in einem Sprühtrockner verdampft. Dagegen werden die Wäscherabsalzungen der restlichen drei Anlagen einer externen Aufarbeitung zugeführt. Im Rahmen der externen Aufarbeitung können feste Rückstände oder Wertstoffe wie Gips und Salzsäure erzeugt werden. Die Herstellung von Wertstoffen wurde in dieser Studie nicht näher betrachtet, da die Zukunft dieser Wertstoffgewinnung stark von den Kosten abhängt und für eine Bilanzierung nicht genügend belastbare Informationen zur Verfügung standen.

Der Bilanzraum für die Stoffbilanzen umfaßte jeweils die gesamte Rauchgasreinigungsanlage und beginnt nach Kessel und endet am Kamin. Die Kesselasche und die bei der Verbrennung anfallende Rostasche werden folglich vom Bilanzraum nicht erfaßt. Außerdem werden alle in das System eingehenden Hilfsstoffe sowie die anfallenden Rückstände von den Bilanzen berücksichtigt.

Neben dem Bilanzraum müssen auch die zu bilanzierenden Stoffe genauer festgelegt werden. Aufgrund der Abfalleigenschaften kann im Rahmen der Stoffbilanzen eine große Anzahl an chemischen Elementen oder Verbindungen bilanziert werden. Um den Aufwand für diese Arbeiten zu begrenzen, muß eine sinnvolle Auswahl erfolgen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Elemente Chlor (Cl), Schwefel (S), Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd) und Blei (Pb) bilanziert.

Die Bilanzierungen wurden mit Modellrechnungen durchgeführt, die sich so weit wie möglich an Daten großtechnischer Anlagen orientierten. Für jede Anlagenstufe mußte der Abscheidegrad eines Schadstoffes bestimmt werden.

Viele großtechnischen Neuanlagen wurden mit einem Naßverfahren ausgerüstet, da hier im Prinzip eine Wertstoffgewinnung der Rauchgasreinigungsprodukte aus den Absalzungen der Wäscher möglich ist. Für die Wäscherstufen liegen verhältnismäßig gute Daten vor. Bei Naßverfahren werden den Wäschern oft Feinreinigungsstufen nachgeschaltet. In der Literatur gibt es keine Informationen zu den Abscheidegraden der Feinreinigungsstufen, die zur Einhaltung der 17. BImSchV nachgerüstet wurden. Die entsprechenden Abscheidegrade für die Stoffbilanzen mußten im Rahmen dieser Studie aus Vergleichen von alten Daten ohne Feinreinigung mit aktuellen Reingasdaten, gemessen mit nachgerüsteter Feinreinigung, errechnet werden.

Die Datenlage für die quasitrockenen Rauchgasreinigungsanlagen ist in Deutschland für eine sichere Bilanzierung unzureichend. Hier liegen nur Daten zum Reingas und die verwendeten stöchiometrischen Faktoren vor. Ein Grund für diesen Sachverhalt ist, daß neue Großanlagen überwiegend mit anderen Rauchgasreinigungssystemen, naß oder trocken, ausgerüstet worden sind. Außerdem handelt es sich bei den existierenden quasitrockenen Rauchgasreinigungsanlagen oft um nachgerüstete Altanlagen, die zur Staubabscheidung einen E-Filter einsetzen. Informationen zu ausländischen Anlagen standen nicht zur Verfügung, zudem gelten dort andere Rahmenbedingungen. Ergänzt wurde zur Einhaltung der aktuellen Grenzwerte eine Maßnahme zur Entstickung und ein Flugstromverfahren. Neuanlagen dürften mit dieser Kombination aus Kostengründen allerdings nicht gebaut werden.

Für die trockenen Rauchgasreinigungssysteme ist die Datenlage im Vergleich zu den quasitrockenen Systemen günstiger, da großtechnische Anlagen mit diesem Verfahren errichtet werden.

Allerdings zeigte eine Auswertung von Auslegungsdaten für eine großtechnische Abfallverbrennungsanlage, daß sich diese Daten an worst-case-Situationen orientieren. Damit sind Auslegungsdaten für die Berechnung von Stoffstrombilanzen nur bedingt geeignet.

Die aus der Literatur entnommenen Daten erwiesen sich zum Teil als veraltet. Dies gilt insbesondere für die Angaben zu den stöchiometrischen Faktoren von quasitrockenen und konditionierten trockenen Rauchgasreinigungssystemen. Im Vergleich zu den Literaturwerten waren die von Betreibern mitgeteilten stöchiometrischen Faktoren zum Teil wesentlich größer. Die Literaturdaten reichen teilweise nur zur Einhaltung der alten Anforderungen nach TA Luft, aber nicht für die deutlich niedrigeren Grenzwerte der 17. BImSchV.

Bei der Auswertung von Reingasdaten verschiedener Anlagen und Verfahren zeigen sich keine gravierenden Unterschiede bei den Emissionen am Kamin. Aufgrund der dort auftretenden sehr niedrigen Konzentrationen konnten keine Reingaskwerte berechnet werden, sondern mußten im Rahmen der Bilanzierungen entsprechend den Erwartungen festgelegt werden. Die erreichten Emissionswerte werden bei der quasitrockenen und trockenen Rauchgasreinigung durch Art und Menge des Hilfschemikalieneinsatzes beeinflusst. Zum Teil wird bei der großtechnischen trockenen oder quasitrockenen Rauchgasreinigung ein großer Überschuß an Neutralisationsmitteln eingesetzt, um die Anforderungen der 17. BImSchV möglichst weit zu unterschreiten.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Stoffbilanzen und Emissionen

- Die Bilanzen zeigen, daß die 17. BImSchV von allen ausgewählten Rauchgasreinigungssystemen sicher eingehalten wird. Dies gilt für alle betrachteten Elemente.
- Allerdings zeigen sich bei den Elementen *Chlor* und *Schwefel* zwischen den einzelnen Verfahren Unterschiede. Für die Elemente Cl und S haben die nassen Rauchgasreinigungsverfahren mit nachgeschalteter Feinreinigungsstufe die niedrigsten Emissionen. Im Vergleich dazu liegen die Emissionen der trockenen und quasitrockenen Rauchgasreinigungsanlagen auf einem höheren Niveau.
- Mit größeren Mengen an Hilfschemikalien können auch quasitrockene und trockene Rauchgasreinigungsanlagen die Emissionswerte der nassen Rauchgasreinigung erreichen. Dies bedeutet, daß die Betriebsweise einer Anlage mit quasitrockener oder trockener Rauchgasreinigung einen großen Einfluß auf die Stoffbilanzen und Emissionen hat.
- Die Einflußnahme auf die Stoffströme und Emissionen ist bei den trockenen und quasitrockenen Rauchgasreinigungsanlagen ohne verfahrenstechnische Änderungen möglich. Dagegen ist dies bei nassen Verfahren nur mit Veränderungen der Verfahrenstechnik in der Rauchgasfeinreinigung möglich.

- Eine sichere Differenzierung zwischen den verschiedenen Rauchgasreinigungsanlagen gelingt für die anderen bilanzierten Elemente (*Schwermetalle*) nicht. Die Konzentrationen der betrachteten Metalle sind sehr klein, so daß eine Abhängigkeit von der Rauchgasreinigungsanlage nicht mehr festzustellen ist.

Hilfschemikalien

- Die Hilfschemikalienmengen wurden auf der Basis festgelegter stöchiometrischer Faktoren berechnet. Zur Bestimmung der stöchiometrischen Verbräuche konnten für nasse und konditioniert trockene Verfahren Informationen verwendet werden, die von relativ neuen Anlagen stammen (siehe Tabelle 14, S 48).
- Da für quasitrockene Rauchgasreinigungsanlagen keine Neuanlagen existieren, mußte auf Informationen älterer Anlagen zurückgegriffen werden. Die dort gefahrenen stöchiometrischen Verbräuche sind z. T. sehr hoch. Bei optimierten Neuanlagen sind geringere Verbräuche anzusetzen, besonders bei Berücksichtigung optimierter physikalischer Eigenschaften von Neutralisationsmitteln. Hierzu standen keine Daten zur Verfügung. Die in dieser Studie verwendeten stöchiometrischen Verbräuche orientieren sich an Werten, die auf der Verwendung konventioneller Neutralisationsmittel beruhen und niedriger festgelegt wurden, als sie großtechnisch in vielen Anlagen zur Einhaltung der Genehmigungswerte gefahren werden. Sie stellen aber nicht das Optimum dar .
- Der Hilfschemikalieneinsatz für die Abscheidung der sauren Schadstoffe wird vom eingesetzten Verfahren beeinflusst. Erwartungsgemäß ergaben die Berechnungen eine Abstufung. Trockenverfahren benötigen mehr als quasitrockene Verfahren und diese mehr als Naßverfahren. Die Verbräuche betragen:

naß: 1,9 kg/t_A NaOH sowie ca. 5,9 kg/t_A Ca(OH)₂,

quasitrocken: 17,6 kg/t_A Ca(OH)₂,

konditioniert trocken: 19,7 kg/t_A Ca(OH)₂.

- Teilweise ist der Hilfschemikalienverbrauch auch verfahrenstechnisch bedingt. Der Koksverbrauch im Wanderbettadsorber wird über den Druckverlust geregelt und nicht über die Schadstoffbeladung der Koksschicht.

Rückstände

- Die Rückstandsmengen der einzelnen Rauchgasreinigungsverfahren werden durch die eingesetzten Hilfschemikalien bestimmt. Entscheidend ist dabei der stöchiometrische Faktor. Die anfallenden Rückstandsmengen betragen:

naß: 29,6 - 31,2 kg/t_A,

quasitrocken: 39,9 kg/t_A,

konditioniert trocken: 42,7 kg/t_A.

Die Aufteilung der Rückstände auf die einzelnen Fraktionen wie Staub, Neutralisationsrückstand usw. ist Tabelle 24, S. 105 zu entnehmen.

- Der Einsatz von Koks in den Aggregaten zur Feinreinigung der Rauchgase hat auf die Rückstandsmengen keinen großen Einfluß.
- Die Hilfschemikalien, die zur Feinreinigung eingesetzt werden, müssen nicht immer als Abfall entsorgt werden. Der beladene Koks aus dem Festbettadsorber kann in der Feuerung verbrannt werden. Dies kann als Vorteil des Festbettadsorbers gegenüber dem Wanderbettadsorber gesehen werden.

Kosten

Die Analyse der Kosten gestaltete sich aufwendig und schwierig. Die ermittelten Daten beschränken sich auf Teilkosten der Investitionen. Es werden nur die Kosten für die Anlagenteile ohne Bauleistungen, elektrische Anlagen, Meß- und Regeltechnik usw. betrachtet.

- In den vergangenen Jahren ist bei den Investitionskosten von Anlagen ein Preisverfall eingetreten.
- Die Investitionskosten einzelner Anlagenteile zur Rauchgasreinigung bewegen sich bezogen auf die Auslegedaten zwischen 0,5 - 7 Mio DM (siehe Tabelle 28, S. 112)
- Die Investitionskosten der ganzen Rauchgasreinigungsanlagen bewegen sich bezogen auf die Auslegedaten im Bereich von 14 Mio DM bis 30 Mio DM (siehe Tabelle 29, S. 113).
- Zwischen der trockenen und der quasitrockenen Rauchgasreinigung gibt es bei den Kosten nur geringe Unterschiede. Diese Anlagen haben die niedrigsten Investitionskosten.
- Die nasse Rauchgasreinigung weist bei den Investitionskosten einen weiten Bereich auf. Eine relativ einfach aufgebaute nasse Rauchgasreinigungsanlage wie z.B. Borsigstraße ist nur unwesentlich teurer als eine quasitrockene Rauchgasreinigung.

12 Schlußfolgerungen

Die Analysen der zur Verfügung stehenden Daten belegen, daß bei modernen Abfallverbrennungsanlagen aus der Rauchgasreinigung - unabhängig von der gewählten Technologie - nur sehr geringe Schadstoffmengen in die Atmosphäre gelangen. Die Abscheidung liegt allgemein über 98 %. Durch die Stoffbilanzen kann gezeigt werden, daß die Schadstoffe in der Rauchgasreinigung abgetrennt und mit den anfallenden Rückständen aus der Anlage ausgeschleust werden. Eine Bewertung der verschiedenen Rauchgasreinigungsverfahren anhand der Emissionen ist aufgrund der sehr geringen Unterschiede an großtechnischen Anlagen nicht möglich. Im Rahmen dieser Arbeit mußten die Reingaswerte der einzelnen Rauchgasreinigungsvarianten entsprechend den Erwartungen definiert werden. Die erreichbaren Werte großtechnischer Anlagen können unter den angenommenen Werten liegen. Vor dem Hintergrund dieser Sachverhalte und der gewählten Vorgehensweise sind Rückschlüsse oder Bewertungen aus den Modellrechnungen in Hinblick auf die Emissionen nicht machbar.

Der abschließende Vergleich der bilanzierten Rauchgasreinigungsanlagen zeigt, daß die quasitrockenen Verfahren günstige Alternativen sind. Diese Verfahren zeichnen sich durch geringe Investitionskosten mit noch vertretbaren Rückstandsmengen aus. Eine interessante Alternative zu den quasitrockenen Verfahren ist eine einfache nasse Rauchgasreinigung, die nur aus einem Gewebefilter und einem zweistufigen Wäschersystem besteht. Die Investitionskosten für diese nasse Rauchgasreinigung sind zwar etwas höher, aber es fallen deutlich geringere Rückstandsmengen an.

Eine abschließende Empfehlung ist allerdings nicht möglich, da die Datenlage für quasitrockene Rauchgasreinigungsverfahren in Deutschland unzureichend ist. Dies gilt insbesondere für den stöchiometrischen Faktor, d.h. für die eingesetzten Hilfschemikalienmengen und erzeugten Rückstandsmengen, die als nicht optimiert erscheinen.

In diesem Zusammenhang muß auch die zukünftige Entwicklung der rechtlichen Rahmenbedingungen berücksichtigt werden. Es ist nicht sicher, ob das Verbringen der Rückstände aus der Rauchgasreinigung in Bergwerke, wie bisher, auch in Zukunft als Verwertung akzeptiert wird. Wenn diese Möglichkeit der Verwertung durch neue rechtliche Vorschriften oder politische Entscheidungen entfällt, führt dies wahrscheinlich zu einer Favorisierung einer nassen Rauchgasreinigung.

Die durchgeführten Betrachtungen der einzelnen Rauchgasreinigungsanlagen zeigen, daß es für neue und bestehende Anlagen noch Möglichkeiten zur Optimierung gibt. So könnten die Rückstände aus dem Flugstromverfahren zur Rauchgasfeinreinigung bei der Neutralisation der Absalzungen aus den Wäschern verwertet werden.

Eine Neuentwicklung, die zukünftig an Bedeutung gewinnen kann, ist die Installation der SCR-Anlage im Kesselbereich vor dem Economizer, so daß keine Wiederaufheizung der Rauchgase erforderlich ist, sowie alternative Primärmaßnahmen zur weiteren Reduzierung von Stickoxiden im Rauchgas.

13 Literatur

- [ABB-1] "Rauchgasrezirkulation gegen Stickoxide", Firmenschrift der ABB Umwelttechnik GmbH Butzbach.
- [ABB-2] "Rauchgasreinigung für die Müllverbrennungsanlage Neufarn", Report Nr. 36, Firmenschrift der ABB Umwelttechnik GmbH Butzbach.
- [ABB-3] "Nachrüstung der Rauchgasreinigung des Müllheizkraftwerks München-Nord, Block 1", Report Nr. 48, Firmenschrift der ABB Umwelttechnik GmbH Butzbach.
- [ABB-4] "Rauchgasreinigung für die Müllverbrennungsanlage München-Süd der Stadtwerke München", Report Nr. 28, Firmenschrift der ABB Umwelttechnik GmbH Butzbach.
- [ABB-5] "Rauchgasreinigung für die Müllheizkraftwerk Zirndorf", Nachrüstung einer "Filsorptionsstufe zur Dioxinabscheidung", Report Nr. 42, Firmenschrift der ABB Umwelttechnik GmbH Butzbach.
- [ABB-6] "Konditionierte trockene Rauchgasreinigung der MVA Berlin-Ruhleben, Linie 1", Report Nr. 46, Firmenschrift der ABB Umwelttechnik GmbH Butzbach.
- [ABB-7] "DENOX-Dioxin-Anlage für die Restmüllverbrennungsanlage Köln", Report Nr. 47, Firmenschrift der ABB Umwelttechnik GmbH Butzbach.
- [ABB-8] "Nachrüstung der Rauchgasreinigung des Müllkraftwerks Weißenhorn", Report Nr. 49, Firmenschrift der ABB Umwelttechnik GmbH Butzbach.
- [AbwV] Abwasserverordnung (AbwV), Anhang 47
- [Achternbosch-1] Achternbosch, M.; Richers, U.:
"Stoffstromanalysen zur abwassererzeugenden und abwasserfreien Konzeption von nassen Rauchgasreinigungssystemen" Müll und Abfall 30 (1998) S. 246-253
- [Achternbosch-2] Achternbosch, M.; Richers, U.:
"Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Verfahren der "nassen" Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen" Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte, FZKA 5874, Juli 1997
- [Albert] Albert, F.A.; Reimann, D.O.; Leidig, O.; Krüger, J.:
"Primärmaßnahmen zur Minderung von Emissionen" VGB Kraftwerkstechnik 76 (1996) Heft 8, S. 635-642.

- [ASTRA] Fehringer, R.; Rechberger, H.; Pesonen, H.-L.; Brunner, P.H.:
"Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA)" (1997) Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft.
- [Auksutat] Auksutat, M.:
"Kostenstruktur der thermischen Abfallbehandlung", in: VDI (Hrsg.): "Restmüllentsorgung '98", VDI Berichte 1387, 12./13. Mai 1998, Veitshöchheim, S. 181-203.
- [Bayer] Bayer, W.
"Optimale Auslegung und wirtschaftlichste Betriebsform der Abfallverbrennung durch Computersimulation", in: VDI (Hrsg.): "Thermische Abfallentsorgung", VDI Berichte 1192, 27./28. Juni 1995, Veitshöchheim, S. 115-130.
- [Birnbaum-1] Birnbaum, L.:
"Das Verhalten von Chloraromaten in elektrischen Staubabscheidern von Abfallverbrennungsanlagen". Forschungszentrum Karlsruhe. Wissenschaftliche Berichte FZKA 5827, November 1996.
- [Birnbaum-2] Birnbaum, L.; Richers, U.; Köppel, W.; Vogg, H.:
"Charakterisierung von Filterstäuben aus Abfallverbrennungsanlagen". Gefahrstoff - Reinhaltung der Luft 57 (1997) S. 1-5.
- [Böhmeke] Böhmeke, V.:
"Mehrjährige Betriebserfahrungen mit der Von Roll-Nachrüstung der Rauchgasreinigung der MVA Ingolstadt", in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken mit Betriebserfahrungen" Seminar BW 43-59-07 des VDI Bildungswerkes, 14./15. September 1995, München.
- [Bruce] Bruce, K.R.; Beach, L.O.; Gullet, B.K.:
"The Role of Gas-phase Cl₂ in the Formation of PCDD/PCDF during Waste Combustion". Waste Management, 11 (1991) S. 97-102.
- [Brunner] Brunner, M.; Böhmeke, V.:
"Dioxinverlauf über SCR-Technik mit Flugstromverfahren und neue Ergebnisse bei der SNCR-Technik, in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken", Seminar BW 43-59-06 des VDI Bildungswerkes, 15./16. September 1994, München.

- [Cleve] Cleve, U.:
 "Dioxin-, Stickoxid- und Schwermetallabscheidung über A-Koks/A-kohle Festbettreaktoren" ; in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamttemissionsminimierungstechniken", Seminar BW 43-59-06 des VDI Bildungswerkes, 15./16. September 1994, München.
- [Cavalieri] Cavalieri, L.; Eibersweiser, H.-J.; Frantz, St.; Otte, S.:
 "Einflußfaktoren auf die Entsorgungskosten und die Absicherung von Kostenrisiken" Abfallwirtschaftsjournal (1995) Nr. 11, S. 698-703.
- [Christmann-1] Christmann, A.:
 "Zukünftiges Feuerungskonzept zur thermischen Restmüllbehandlung", in: VDI (Hrsg.): "Prozeßführung und Verfahrenstechnik der Müllverbrennung", VDI Berichte 895, 18./19. Juni 1991, Essen, S. 139-165.
- [Christmann-2] Christmann, A.; Quitteck, G.:
 "Die DBA-Gleichstromfeuerung", in: VDI (Hrsg.): "Thermische Abfallentsorgung", VDI Berichte 1192, 27.-28. Juni 1995, Veitshöchheim, S. 243-269
- [Eichberger] Eichberger, M.; Stieglitz, L.:
 "The Influence of different Types of activated Carbons on the Formation of polychlorinated Compounds in de-novo-syntheses" Organohalogen compounds, 20 (1994) S. 385-390.
- [Demmich-1] Demmich, J.; Reimann, O.:
 "Rauchgasreinigung und Feststoffe" Umwelt 26 (1996) Nr. 5, S. 40-45.
- [Demmich-2] Demmich, J.; Schulte, J.; Reimann, D.O.:
 "Art, Menge und Beschaffenheit von Rückständen von Haus- und Sondermüllverbrennungsanlagen" in Thomé-Kozmiensky, K.J.: "Müllverbrennung und Umwelt 4", EF-Verlag Berlin (1990) S. 323-337.
- [Egeler] Egeler, R.:
 "Einfluß einer SNCR-Entstickung auf das Emissionsverhalten und die Rückstandsbelastung einer Müllverbrennungsanlage".
 VGB Kraftwerkstechnik 77 (1997) Heft 10, S. 823-828.
- [Franck] Franck, J.; Schellenberger, I.; Karpinski, A.:
 "100 Jahre thermische Abfallbehandlung - Abgasreinigungstechnik damals und heute, Betriebserfahrungen der MVA Stelling Moor, Hamburg" VGB Kraftwerkstechnik 77 (1997) Heft 6, S. 486-493.

- [Fritsche] Fritsche, V.:
"Flexibles Restabfallmanagement" Umwelt 28 (1998) Heft 10, S. S19-S20 (Spezialteil).
- [Fritz] Fritz, W.; Kern, H.:
"Reinigung von Abgasen" Vogel Buchverlag Würzburg 1992.
- [Glinka] Glinka, U.; Keldenich, K.; Kersken, U.:
"Rauchgasreinigung bei MVA" Entsorgungspraxis 13 (1995) Heft 172, S. 49-54.
- [Gottschalk-1] Gottschalk, J.:
"Flugstromverfahren - ein Verfahren der Kohlenstoffadsorptionstechnik zur Minimierung der Restemissionen", Abfallwirtschaftsjournal 4 (1992) Nr. 12, S. 997-1000.
- [Gottschalk-2] Gottschalk, J.:
"Flugstromverfahren - ein Verfahren der Kohlenstoffadsorptionstechnik zur Minimierung der Restemission - Teil 2", Abfallwirtschaftsjournal 5 (1993) Nr. 1, S. 78-81.
- [Grodtén] Grodtén, T.; Schmidt, D.; Dannecker, W.:
"Abscheideleistung verschieden grobkörniger Braunkohlen-Aktivkokse bei der Rauchgasreinigung an Abfallverbrennungsanlagen", Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 58 (1998) Nr. 5, S. 205-210.
- [Gutberlet] Gutberlet, H.; Finkler, S.; Päscht, B.; van Eldik, R.; Prinsloo, F.:
"Bildung von Schwefel- und Schwefel-Stickstoff-Verbindungen in Rauchgasentschwefelungsanlagen und ihr Einfluß auf die Oxidationskinetik von Sulfit", VGB Kraftwerkstechnik 76 (1996) Nr. 2, S. 139-146.
- [Hartlen] Hartlen, J.; Elander, P.:
"Residues from Waste Incineration - Chemical and Physical Properties", Swedish Geotechnical Institute, Linköping, SGI VARIA 172 (1986)
- [Herbig] Herbig, J.; Sindram, M.; Morun, B.:
"Optimaler Betrieb von Sprüh- und Trockensorptionsanlagen durch speziell angepaßte Kalkadditive", in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken mit Betriebserfahrungen", Seminar BW 43-59-07 des VDI Bildungswerkes, 14./15. September 1995, München.

- [Höltje] Höltje, J.:
"Wirtschaftliche Rauchgasreinigung - neues Trockenverfahren", Entsorgungstechnik (1995) Mai, S. 1 - 2.
- [Horch] Horch, K.:
"Wege zur Minimierung der Kosten der thermischen Abfallbehandlung", in: VDI (Hrsg.): "Thermische Abfallentsorgung - Konzepte - Kosten - Verfahren", VDI Berichte 1192, 27./28. Juni 1995, Veitshöchheim, S. 99-113.
- [Hunsinger] Hunsinger, H.; Kreis, S.; Vogg, H.:
"Erfahrung mit der Beprobung von Chloraromaten im Rohgas von Abfallverbrennungsanlagen", Staub und Reinhaltung der Luft 54 (1994), S. 369-377.
- [Labuschewski] Labuschewski, J.; Glinka, U.:
"Optimierung von Rauchgaskombiverfahren Quasitrocken/E-Filter unter Einsatz von Kalk-/Kohlenstoffgemischen am Beispiel der MVA Hagen mit DBA-Technik" in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken mit Betriebserfahrungen", Seminar BW 43-59-07 des VDI Bildungswerkes, 14./15. September 1995, München.
- [Karl] Karl, U.; Schleef, H.-J.; Sasse, H.; Rentz, O.:
"Luftreinhaltung in der Bundesrepublik Deutschland" Entsorgungspraxis 15 (1997) Heft 12, S. 36-42.
- [Kempin] Kempin, Th.:
"Emissionsergebnisse und Rauchgasreinigungstechnik der MVA Berlin Ruhleben", in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken" Seminar BW 43-59-06 des VDI Bildungswerkes, 15./16. September 1994, München.
- [Kind] Kind, Th.:
"Extraktive Abtrennung von Schwermetallen aus Prozeßlösungen der Hausmüllverbrennung" Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte FZKA 5975, Juni 1997.
- [Klose] Klose, M.; Fell, J.:
"Neues Technologiekonzept zur Adsorption von Schadstoffen im Festbett" WLB Wasser, Luft und Boden 42 (1998) Heft 9, S. 58-60.
- [Köser] Köser, H. (Hrsg.):
"SCR-DeNO_x-Katalysatoren - Qualitätssicherung, Beurteilung und neue Entwicklungen", Vulkan Verlag Essen 1992.

- [Korte] Korte, H.-J.:
 "Neutrec-Verfahren: Trockenverfahren für die Rauchgasreinigung mit Natriumbicarbonat und Recycling der entsprechenden Natriumverbindungen", in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken", Seminar BW 43-59-06 des VDI Bildungswerkes, 15./16. September 1994, München.
- [Kürzinger] Kürzinger, K.; Thomè, E.:
 "Beurteilung von Additiven wie Kalk, Kalkstein, Natronlauge zur Minimierung saurer Schadstoffe", in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken mit Betriebserfahrungen", Seminar BW 43-59-07 des VDI Bildungswerkes, 14./15. September 1995, München.
- [Lüder] Lüder, K.:
 "Dioxin- und Schwermetallabscheidung mit Herdofenkoks - 4 Jahre Betriebserfahrung", Vortrag anlässlich des Studententages der Vrije Universiteit Brussel, 11. Dezember 1997.
- [Michel] Michel, M.:
 "Technische Konzepte zur Abfallbehandlung am Kraftwerksstandort Buschhaus", in: "Stoffstromspezifische Abfallbehandlung in Hinblick auf thermische Verfahren", 13. Seminar des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, 24./25. September 1998, Braunschweig.
- [Müller] Müller, U.:
 "Entstaubungstechnik als wichtige Grundlage zeitgemäßer Rauchgasreinigungsverfahren mit Schwerpunkt Gewebefilter", in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken mit Betriebserfahrungen", Seminar BW 43-59-07 des VDI Bildungswerkes, 14./15. September 1995, München.
- [MVV-1] "Erweiterung des Heizkraftwerk-Nord um den 4. Müllkessel" Firmenschrift der Mannheimer Versorgungs- und Verkehrsgesellschaft mbH, 1996.
- [MVV-2] "Wenn Schadstoffe im Müllzweig verschwinden" UTA 4 (1996) S. 336-338, Mitteilung der Mannheimer Versorgungs- und Verkehrsgesellschaft mbH.

- [Nethe] Nethe, L.-P.:
 "Herstellung und Einsatz von Sorbalit in der Rauchgasreinigung sowie Möglichkeiten der Verwertung und Entsorgung der Rückstände", in: VDI (Hrsg.): "Entsorgung der Reststoffe und Abfälle aus unterschiedlichen Rauchgasreinigungssystemen", Seminar BW 43-60-06 des VDI Bildungswerkes, 7./8. Mai 1996, München.
- [Noell-1] "Abgasreinigung - Konditioniertes Trockensorptionsverfahren mit nachgeschalteter SCR-Stufe am Beispiel MHKW Würzburg", Firmenschrift der Noell-KRC Umwelttechnik GmbH.
- [Noell-2] "Thermische Abfallbehandlung - Gemeinschaftskraftwerk Schweinfurt (GKS)". Firmenschrift der Fa. Noell-KRC Energie und Umwelttechnik GmbH, Würzburg.
- [Pranghofer] Pranghofer, G.:
 "Erfahrungen mit Gewebefiltern in der Müllverbrennung" VGB-Kraftwerkstechnik 73 (1993) Heft 6, S. 541-543.
- [Reimann-1] Reimann, D.O.; Hämmerli-Wirth, H.:
 "Verbrennungstechniken - Bedarf Entwicklung Berechnung Optimierung. Teil 2". Abfallwirtschaftsjournal 4 (1992) Heft 12, S. 954-983.
- [Reimann-2] Reimann, D.O.:
 "Aufteilung von Schadstoffen und Schwermetallen auf die feste und gasförmige Phase", in: VDI (Hrsg.): "Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken", Seminar BW 43-59-06 des VDI Bildungswerkes, 15./16. September 1994, München.
- [Reimann-3] Reimann, D.O.:
 "Verbrennungskosten und deren Beeinflußbarkeit" Müll und Abfall 30 (1998) Heft 7, S. 452-457.
- [Reimann-4] Reimann, D.O.:
 "Rückstände und Reststoffe aus Rauchgasreinigungsanlagen" Umwelt 25 (1995) Heft 5/6, S. 212-215.
- [Reimann-5] Reimann, D.O.:
 "Rauchgasreinigung und Reststoffe" Umwelt 26 (1996) Heft 5, S. 40-45.
- [Reimann-6] Reimann, D.O.:
 Persönliche Mitteilung 1997.

- [Reimann-7] Reimann, D.O.:
"Grenzen und Möglichkeiten der Rauchgasreinigung" Brennstoff Wärme Kraft (1993) März L27-L39 (Spezialteil).
- [Rheinbraun-1] Esser- Schmittmann, W.:
"Rauchgasreinigung mit Aktivkoks aus rheinischer Braunkohle: Abscheidung von Spurenstoffen" Sonderdruck aus ENTSORGA Magazin Nr. 10/92, (1992) Rheinbraun Verkaufsgesellschaft mbH, Köln.
- [Rheinbraun-2] Rheinbraun Verkaufsgesellschaft mbH:
Informationen der Rheinbraun Verkaufsgesellschaft mbH, Köln 1998.
- [Rose] Rose, J.:
"Kostenauswirkungen von Verbundlösungen bei der thermischen Abfallbehandlung", in: VDI (Hrsg.): "Thermische Abfallentsorgung - Konzepte Kosten - Verfahren", VDI Berichte 1192, 27./28. Juni 1995, Veitshöchheim, S. 131-148.
- [Schäfers] Schäfers, W.; Schumacher, W.; Zwahr, H.:
" Die Müllverbrennungsanlage Rugenberger Damm in Hamburg" VGB Kraftwerkstechnik 77 (1997) Heft 9, S. 738-743.
- [Schaub] Schaub, G.:
" Rauchgasreinigung mit Reststoffbehandlung und Wertstoffgewinnung in der Abfallverbrennung - Stand und Tendenzen" Chemie Ingenieur Technik 68, (1996) Heft 11, S. 1424-1431.
- [Schetter] Schetter, G.:
"Betreibermodelle als Instrument zur Kostensenkung bei der thermischen Restabfallentsorgung", in: VDI (Hrsg.): "Restmüllentsorgung '98", VDI Berichte 1387, 12./13 Mai 1998, Veitshöchheim, S. 163-180.
- [Scholz] Scholz, R.; Beckmann, M.; Horn, J.; Busch, M.:
"Thermische Behandlung von stückigen Rückständen". BWK 44 (1992) Heft 10, M22-M37 (Spezialteil).
- [Solvay] Firmenschrift Fa. Solvay:
"Neutrec" Leistungsdaten und Gewährleistungen.
- [Stegemann] Stegemann, B.; Knoche, R.:
"Emissionsminderung in der thermischen Abfallverwertung" Staub - Reinhaltung der Luft, 52 (1992) S. 179-185.
- [Stieß] Stieß, M.:
"Mechanische Verfahrenstechnik 2" Springer Verlag Berlin 1994.

- [TASi] Technische Anleitung Siedlungsabfall; 3. allgemeine Verwaltungsvorschrift des Bundes zum Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz
- [Teichmann] Teichmann, O.; Funk, G.; Krumm, W.:
"Ermittlung der Entsorgungskosten und Sensitivitätsanalyse für thermische Verfahren der Restmüllbehandlung mit Hilfe der mathematischen Modellbildung", in: VDI (Hrsg.): "Restmüllentsorgung '98", VDI Berichte 1387, 12./13 Mai 1998, Veitshöchheim, S. 139-161.
- [TNO] Rijpkema L.P.M.; Bijvoet, U.H.C.:
"Further developement of MSWC FACE-model" TNO-report, TNO-MEP-R 95/316 (1995) TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation.
- [Thomé-1] Thomè, E.; Kürzinger, K.; Müller, L.:
"Begriffe Perpektiven der Rauchgasreinigung", in: Thomè-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): "Kreislaufwirtschaft", EF-Verlag, Berlin 1994, S. I/617-I/630.
- [Thomé-2] Thomè, E.:
"Rauchgasreinigungssysteme und ihre Kosten" Symposium "Thermische Abfallbehandlung Rostfeuerung - weiterhin ein Verfahren für die Zukunft" 19. September 1995, Mannheim, Mannheimer Versorgungs- und Verkehrsgesellschaft mbH.
- [Turegg] v. Turegg, R.:
"Richtige und effiziente Staubabscheidung - Technologien und Potentiale", in: VDI (Hrsg.): "Thermische Biomassenutzung - Technik und Realisierung", VDI Berichte 1319, 23./24. April 1997, Salzburg, S. 167-198.
- [Ulbrich] Ulbrich, M.; Meckl, St.:
"Theorie und Praxis bei Rauchgaswäschen" Chemie Ingenieur Technik 70, (1998) Heft 3, S. 246-253.
- [Vogg-1] Vogg, H.; Stieglitz, L.:
"Thermal Behavior of PCDD/PCDF in fly Ash from municipal Incinerators" Chemosphere 15 (1986), 9-12, S. 1373-1378.
- [Vogg-2] Vogg, H.; Metzger, M.; Stieglitz, L.:
"Recent Findings on the Formation and Decomposition of PCDD/PCDF in Municipal Solid Waste Incineration" Waste Management & Research 5 (1987) S. 285-294.

- [Vogg-3] Vogg, H.:
"Von der Schadstoffquelle zur Schadstoffsенke - neue Konzepte der Müllverbrennung" Chem.-Ing.-Tech. 60 (1988) Heft 4, S. 247-255.
- [Warnecke] Warnecke, R.:
"Reduzierung von Investitions- und Entsorgungskosten aus der Sicht des Anlagenbauers", in: VDI (Hrsg.): "Restmüllentsorgung '98", VDI Berichte 1387, 12./13. Mai 1998, Veitshöchheim, S. 205-218.
- [Wolf] Wolf, C.; Beckmann, R.:
"Bedeutung technischer und abfallwirtschaftlicher Planungsgrößen für Kosten von Rostfeuerungsanlagen", in: VDI (Hrsg.):
"Restmüllentsorgung '98", VDI Berichte 1387, 12./13. Mai 1998, Veitshöchheim, S. 219-231.
- [Zwahr] Zwahr, H.:
"Betriebswerte einer modernen thermischen Abfallverwertungsanlage"
Fakten Nr. 2, Januar 1996 (herausgegeben von: FDBR Fachverband
Dampfkessel - Behälter - Rohrleitungsbau e. V., Düsseldorf.
- [ZVA] Zweckverband Abfallwirtschaft Raum Würzburg:
Informationsschrift des Zweckverbands Abfallwirtschaft Raum
Würzburg, Ausgabe 1996, Würzburg.

14 Anhang

14.1 Abkürzungsverzeichnis

- W1 erster Wäscher (pH 1) im zweistufigen Wäschersystem der Rauchgasreinigung
- W2 zweiter Wäscher (pH 7) im zweistufigen Wäschersystem der Rauchgasreinigung
- t_A Tonne (zu verbrennenden) Abfall
- Nm³ Beschreibt den Bezug einer Konzentration in der Gasphase auf Normbedingungen. Bezugszustand 10⁵ [Pa] und 273,15 [K]. Alle Konzentrationsdaten in der Arbeit sind zusätzlich auf den trockenen Zustand und 11 Vol.-% Sauerstoff bezogen.
- HOK Herdofenkoks
- RRP Rauchgasreinigungsprodukt

