

Klärschlammverbrennung, Emissionen *)

Arbeitsbericht des ATV/BDE/VKS-Fachausschusses 3.3 „Trocknung, Verbrennung, Energieverwertung“

Dem ATV/BDE/VKS-Fachausschuß 3.3 „Trocknung, Verbrennung, Energieverwertung“ gehören folgende Mitglieder an:

- Dipl.-Ing. *Blei*, Ludwigshafen
- Dipl.-Ing. *Böcker*, Wuppertal
- Dipl.-Ing. *Gruteser*, Krefeld
- Dipl.-Ing. *Hanitsch*, Frankfurt/Main
- Dipl.-Ing. *Hanßen*, Hamburg
- Dipl.-Ing. *Haydt*, Stuttgart
- Dipl.-Ing. *Hiller*, Ulm
- Dipl.-Ing. *Kuhlmann*, Düsseldorf
- Dr. *Larsen*, Frankfurt/Main
- Dipl.-Ing. *Lungwitz*, Berlin (Obmann) ab 11/94
- Prof. Dipl.-Ing. *Melsa*, Viersen
- Dr. *Römer* (Obmann) bis 11/94
- Prof. Dr.-Ing. *Werther*, Hamburg
- Dipl.-Ing. *Wessel*, Essen
- Prof. Dr.-Ing. *Witte*, St. Augustin

Die Verbrennung von Klärschlamm stellt eine zuverlässige und kalkulierbare Entsorgungsalternative dar. Durch richtige Feuerungsführung sowie nachgeschaltete Abgasreinigung ist eine umweltverträgliche Verbrennung von Klärschlamm möglich und sinnvoll.

1. Allgemeines

Für Kommunen und Industrie werden Klärschlämme aus biologischen Abwasserreinigungsanlagen zu einem immer größer werdenden Entsorgungsproblem.

In den alten Bundesländern fallen derzeit 2,5–3 Mio. t/a Schlamm Trockensubstanz an [1], von denen

- 30 % landwirtschaftlich verwertet (Aufbringung und Kompostierung),
- 56 % deponiert und
- 14 % verbrannt

werden. Die mittelfristigen Erwartungen gehen für die alten und neuen Bundesländer von ca. 3,7 Mio. t/a Schlamm Trockensubstanz aus [1].

Mit einem weiteren Rückgang der landwirtschaftlichen Verwertung aufgrund der Einschränkungen durch die Klärschlammverordnung und der weiter abnehmenden Akzeptanz in der Landwirtschaft ist zu rechnen. Die immer knapper werdenden Deponieräume, verbunden mit stark steigenden Kosten durch höheren technischen Aufwand für die Deponien, führten und führen zu einem zunehmenden Entsorgungsproblem.

Eine weitere Verschärfung bringt die TA-Siedlungsabfall. Die verabschiedete Fassung schließt oberhalb eines organischen Stoffanteils von 5 % die Deponie von Klärschlamm nach Ablauf einer Übergangsfrist von 10 Jahren aus. Wird diese Forderung aufrechterhalten und würde sie konsequent innerhalb der bisher in der Verordnung vorgesehenen Übergangsfrist zur Anwendung gebracht, wäre der derzeit wichtigste Entsorgungsweg, die Deponie ohne Mineralisierung, nicht mehr gangbar. Es bliebe als alleiniger Weg nur die Mineralisierung, d. h. die thermische Behandlung des Klärschlammes.

*) Anregungen zum nachfolgenden Arbeitsbericht sind erwünscht. Richten Sie diese bitte an die ATV-Hauptgeschäftsstelle, Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef

In einigen Fällen wird Klärschlamm auch getrocknet und anschließend als Düngemittel oder Brennstoff vermarktet oder deponiert. Diese Entsorgungsmöglichkeiten werden in Zukunft aufgrund der künftigen Gesetzgebung sowohl bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzung wie auch der Luftreinhaltung weiter eingeschränkt werden.

Insgesamt wird sich aber der Trend zur thermischen Behandlung von Klärschlämmen (Verbrennung/Trocknung) weiter verstärken.

Dieser Entsorgungsweg bietet folgende Vorteile:

- Reduzierung des Schlammes auf das verfahrensbedingt kleinste und gut handhabbare Restvolumen, das bei Verbrennung in der Regel weniger als 1/6 bis 1/10 des Volumens für die Deponierung nach Entwässerung beträgt (Filterkuchen mit 30 % TS und 75 %–50 % org. Anteil in der Trockenmasse).
- Beherrschung der nach BImSch-Gesetz vorgegebenen Emissionsgrenzwerte (17. BImSchV).
- Nutzung des Energiegehaltes des Klärschlammes entsprechend dem Verwertungsgebot des Abfallgesetzes.
- Große Betriebssicherheit aufgrund jahrelanger Betriebserfahrung.
- Kalkulierbare Kosten und überschaubare Situation bei der Entsorgung.

In der Bundesrepublik konnten Erfahrungen an über 30 Anlagen zur Klärschlammverbrennung gesammelt werden [2]. Darunter sind 8 Anlagen, in denen Müll und Klärschlamm gemeinsam [3], mehr als 20 Anlagen, in denen kommunaler Klärschlamm [4], [5] und 6 Anlagen, in denen industrieller Klärschlamm allein verbrannt wird [6], [7]. In zweien wird Klärschlamm nach Trocknung im Kraftwerk mitverbrannt [8], [9], [10], siehe Abb. 1.

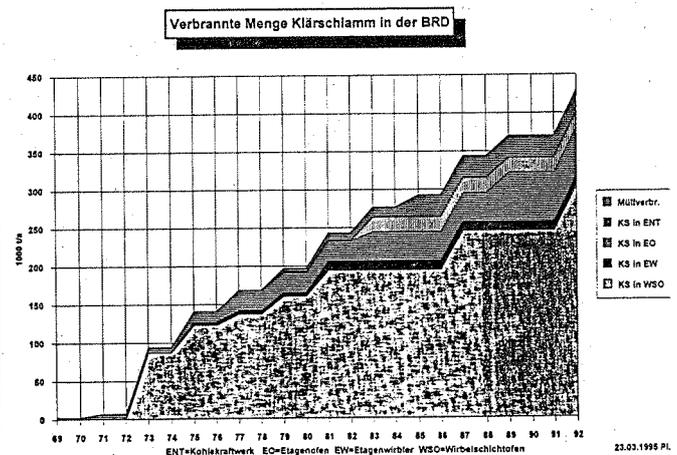


Abb. 1: Verbrannte Menge Klärschlamm in der BRD

Die überwiegend – Anteil größer 90 % – eingesetzten Wirbelschichtöfen zur Klärschlammverbrennung sind Öfen mit einem Düsenboden, durch den die Verbrennungsluft von unten in den Ofenraum eintritt. Oberhalb des Düsenbodens befindet sich eine Sandschicht, Körnung 0,5–3 mm, die durch die Luft fluidisiert wird. Die Nachbrennraumtemperaturen liegen oberhalb von 850 °C, in der Wirbelschicht je nach Schlammbeschaffenheit zwischen 650 und 900 °C. In der Wirbelschicht wird der Klärschlamm vom Ofenkopf oder mittels Lanzen oder Wurfbeschickern über oder in das Sandbett eingetragen. Der Klärschlamm wird getrocknet, aufgerieben und nach erfolgter Zündung verbrannt. Inerte Bestandteile (Asche) werden mit dem Rauchgasvolumenstrom ausgetragen. Zum Anfahren und Regeln kann die Verbrennungsluft in einer vorgeschalteten Brennkammer mittels Gas oder Heizöl auf max. 750–800 °C vorgewärmt werden. Die in den Rauchgasen enthaltene Energie wird zur Verbrennungsluftvorwärmung bis zu 450 °C und/oder zur Dampferzeugung

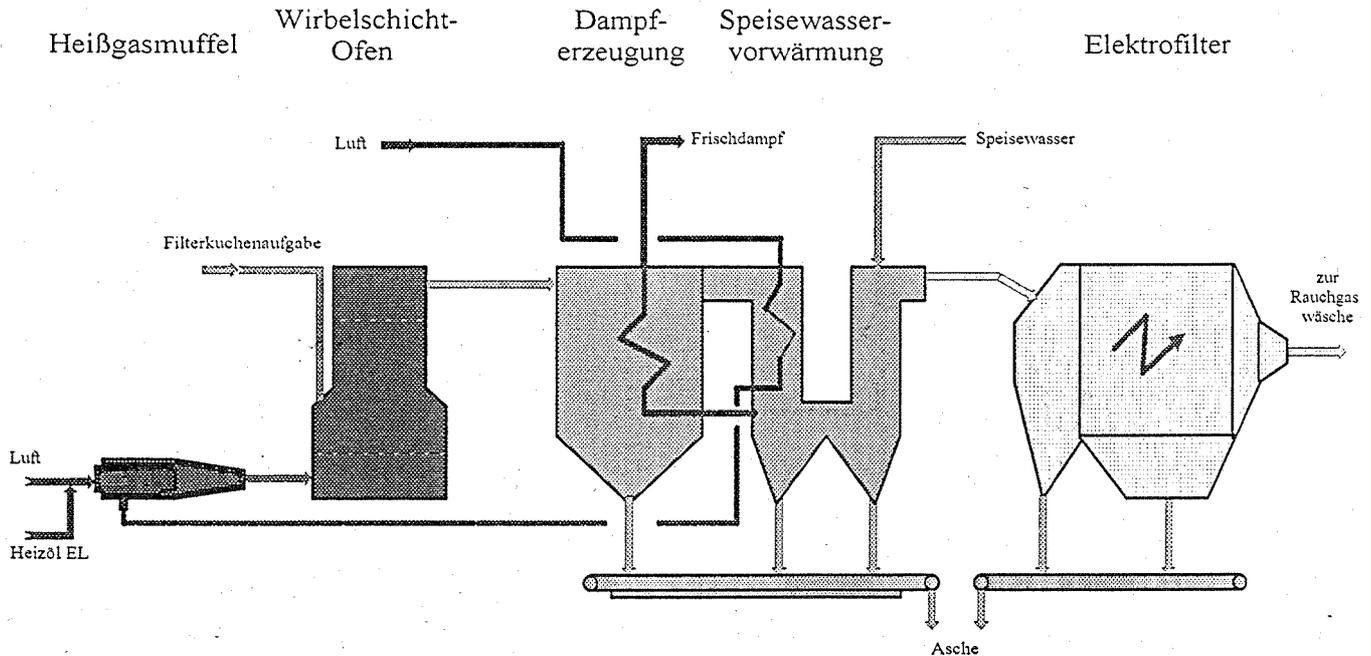


Abb. 2: Klärschlammverbrennung mit Dampferzeugung

genutzt. Die Rauchgase werden dann mit Temperaturen von 200-350 °C in Elektrofiltern und Rauchgaswäschen von Staub, SO₂, HCl, HF und Schwermetallen gereinigt (Abb. 2).

2. Emissionen

Mit der Verabschiedung der 17. BImSchV im Dezember 1990 sind für eine Reihe von Parametern wesentlich verschärfte Emissionsauflagen einzuhalten, s. Tab. 1. Für Altanlagen gelten bis 1996 Übergangsregelungen entsprechend der TA-Luft vom 27. 2. 1986.

Die „klassischen“ Verbrennungsschadstoffkomponenten, wie CO, org. C und NO_x können durch die Feuerungseinstellung beeinflusst werden.

Alle weiteren Emissionen, wie Staub, HCl, HF, Schwermetalle und SO₂ sind weitgehend unabhängig von der Feuerungsführung und können nur mit nachgeschalteten Rauchgasreinigungseinrichtungen beeinflusst und damit begrenzt werden.

	17. BImSchV			TA-Luft '86-Grenzwerte	
	Tagesmittelwerte	Maximalwerte		Tagesdurchschnitt aller 1/2 h-Werte	Maximum aller 1/2 h-Werte
	mg/Nm ³ _{tr}	1/2 h-Mittelwerte	1 h-Mittelwerte	mg/Nm ³ _{tr}	mg/Nm ³ _{tr}
org C	10	20	100	20	40
CO	50			100	200
HCl	10	60		50	100
HF	1	4		2	4
SO ₂	50	200		100	200
NO ₂	200	400		500	1000
Cd + Tl	0,1				
Hg	0,05				
Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V + Sn	0,5				
Dioxine + Furane	0,1 ng TE/Nm ³ _{tr}				

Tabelle 1: Emissionsgrenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen

Eine Sonderstellung kommt Dioxinen und Furanen zu. Sie sind sowohl durch Feuerungseinstellung wie auch nachgeschaltete Einrichtungen beeinflussbar. Aber auch die Betriebsbedingungen in Kessel und Filtern beeinflussen sie.

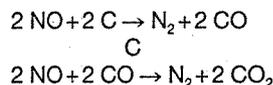
2.1 CO, NO_x, org. C

In Bild 3 ist der Einfluß des O₂-Gehaltes auf die CO-Emissionswerte dargestellt. Einen weiteren Einflußfaktor stellt die Temperatur dar, siehe Abb. 4. Aus diesen beiden Einflüssen ergeben sich für die Einhaltung dieser, nicht durch nachgeschaltete Rauchgasreinigungsanlagen beeinflussbaren Grenzwerte, die in der 17. BImSchV festgelegten Mindestforderungen von

- O_{2trz} ≥ 6 %
- T_{Nachbrennkammer} ≥ 850 °C
- Verweilzeit ≥ 2 sec.

Der Einfluß der Temperatur und des Sauerstoffgehaltes auf die NO_x-Bildung ist gegenläufig zum Einfluß auf die CO-Bildung, Abb. 4. Dies bedeutet, daß die neuen Grenzwerte der BImSch-Verordnung für NO_x nur mit sorgfältig geführter Feuerungsregelung (Primärmaßnahmen) oder mit nachgeschalteten Reduktionsverfahren (Sekundärmaßnahmen) erreicht werden können.

Ein Weg für die Primärmaßnahmen könnte der Übergang von der in der Klärschlammverbrennung bislang üblichen einstufigen Verbrennung zu der bei der Kohleverbrennung im Kraftwerksbereich bereits eingeführten zweistufigen Verbrennung sein [11]. Die Grundidee der zweistufigen Verbrennung läßt sich mit Hilfe der in Abb. 5 dargestellten Meßergebnisse [16] verdeutlichen: Reduziert man bei der üblichen einstufigen Verbrennung die Luftüberschußzahl, so führt die Verringerung des Sauerstoffangebotes zunächst zu einer Erhöhung der CO-Emission sowie zu einer reaktionskinetisch bedingten Anhebung der Brennstoffkonzentration in der Wirbelschicht. Beide Effekte führen zu einer deutlichen Verminderung der NO_x-Emission, da einmal gebildetes NO sowohl durch Kohlenstoff als auch durch Kohlenmonoxid bei Anwesenheit von Kohlenstoff zu Stickstoff reduziert werden kann:



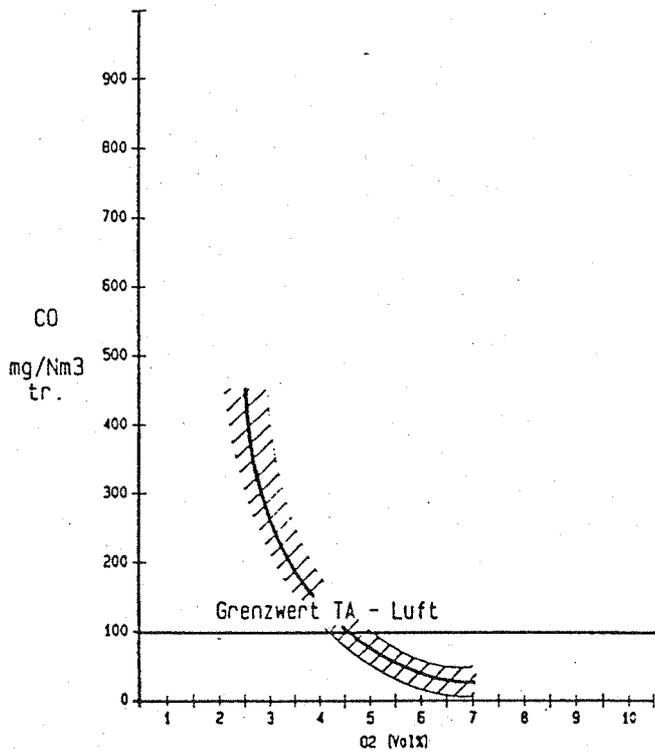


Abb. 3: Einfluß des Sauerstoffgehaltes auf die CO-Emission

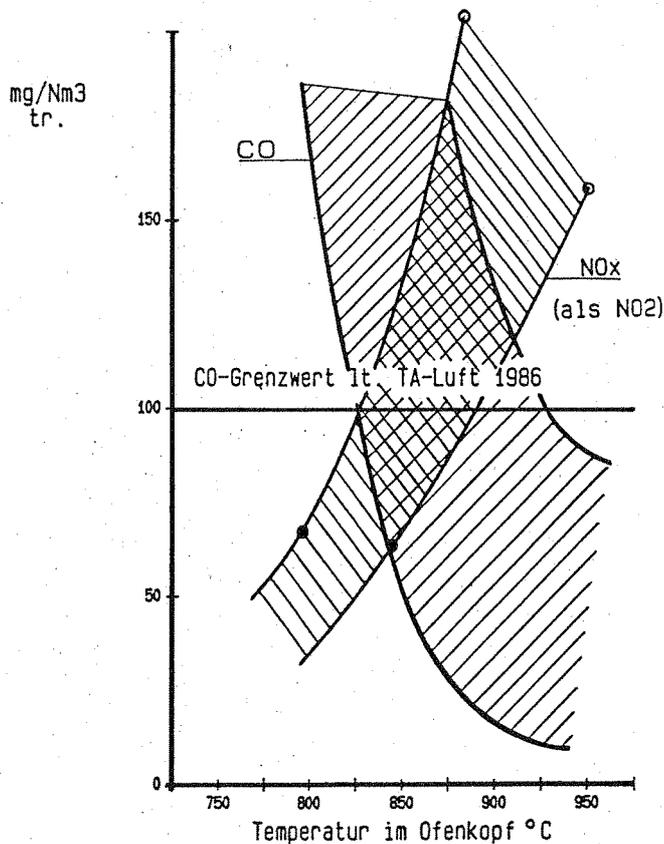


Abb. 4: CO- und NO_x-Gehalt der Rauchgase in Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur

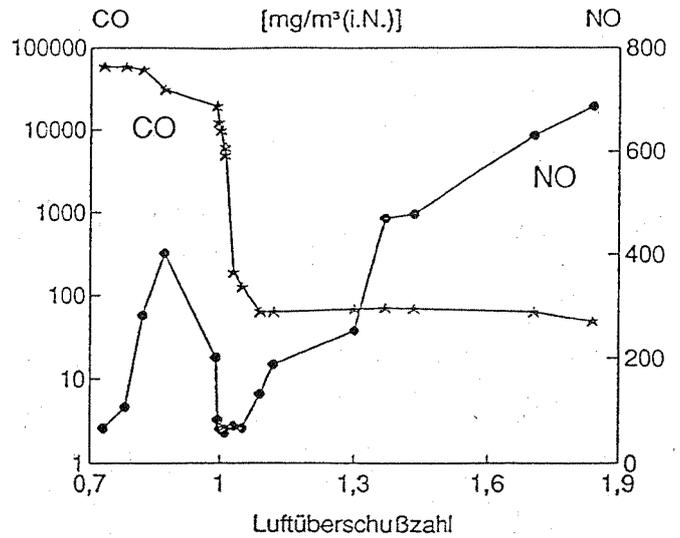


Abb. 5: Einfluß der Luftüberschußzahl auf die Konzentration von NO und CO im Abgas (Mannheimer Klärschlamm)

Die Grundidee der zweistufigen Verbrennung ist nun, daß durch Versorgung der Wirbelschicht mit Primärluft Bedingungen geschaffen werden, die zu einer minimalen NO_x-Emission führen. Die zunächst sehr hohen CO-Emissionen müssen dann durch Zufuhr von Sekundärluft im oberen Bereich des Verbrennungsofens auf Werte unterhalb der vorgegebenen Grenzwerte abgesenkt werden. Wie die in Abb. 6 [11] dargestellten Meßergebnisse zeigen, können durch die zweistufige Verbrennung die Grenzwerte der 17. BImSchV eingehalten werden. Versuche im großtechnischen Maßstab haben die grundsätzliche Anwendbarkeit dieses Konzeptes bestätigt [12]. Allerdings ist bei der Umsetzung der zweistufigen Verbrennung von Klärschlämmen in die technische Praxis zu beachten, daß mit dem Rauchgas auch noch unverbrannte Schlammbestandteile in den Freiraum ausgetragen werden. Im Bereich der Sekundärluftzufuhr wird deshalb zwangsläufig eine Nachverbrennung mit einer gewissen Neubildung von NO_x stattfinden, deren Ausmaß durch Charakteristika des Brennstoffs, durch die Konstruktion und durch die Betriebsweise des Ofens bestimmt werden. Sollten diese Maßnahmen nicht ausreichen, so bietet sich die sogenannte nichtkatalytische Entstickung (SNCR-Verfahren) mittels einer Eindüsung von Harnstoff in einen Temperaturbereich von 800–850 °C an. Auch dieses Verfahren ist großtechnisch bereits an Wirbelschichtöfen zur Klärschlammverbrennung erprobt.

2.2 Dioxine, Furane

Als Emissionsgrenzwert ist nach der 17. BImSchV für Dioxine und Furane ein Wert von 0,1 ng/m³ Toxizitätsäquivalenten (TE) einzuhalten.

Für die Dioxin-/Furanbildung bei der Verbrennung sind drei Wege bekannt:

1. unvollständige Zerstörung im Brennstoff enthaltener PCDD/PCDF und
2. die Bildung von PCDD/PCDF aus vorhandenen oder in der Feuerung gebildeten chlorierten Precursoren, wie beispielsweise Chlorphenolen oder Chlorbenzolen.
3. De-Novo-Synthese im Niedertemperaturbereich (Kessel, E-Filter)

Die beiden ersten können durch entsprechende Gestaltung der Feuerräume und Wahl der Verbrennungsbedingungen (v. a. der Temperatur, des O₂-Überschusses und der Verweilzeit) weit-

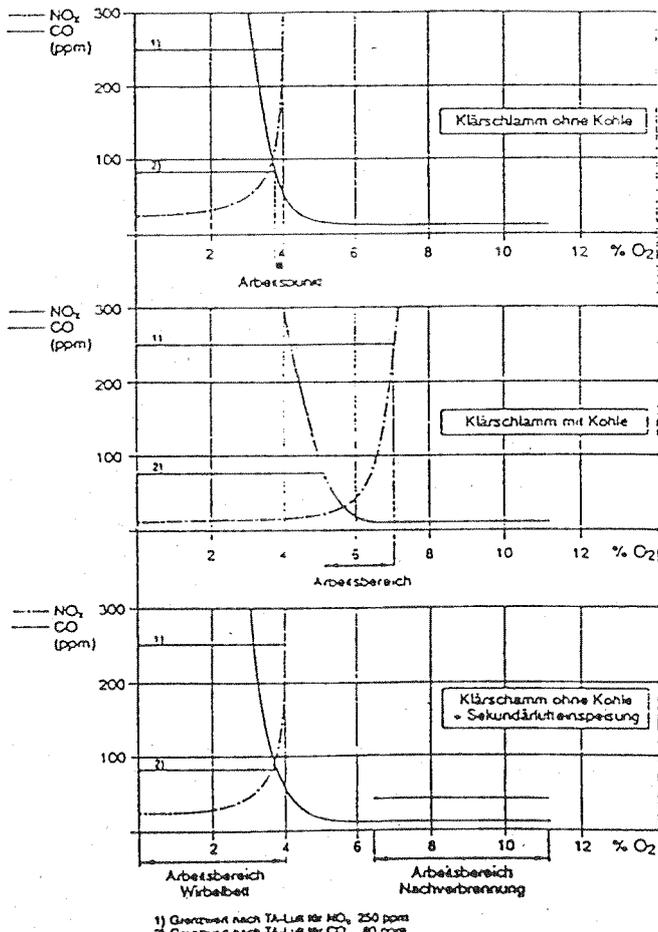
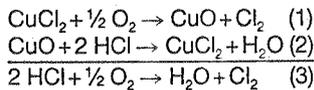


Abb. 6: NO_x- und CO-Gehalt in Abhängigkeit von der O₂-Konzentration

gehend beherrscht werden. Als wesentlicher Bildungsweg muß auch bei der Klärschlammverbrennung der dritte Mechanismus, die sogenannte „De-Novo-Synthese“ aus anorganischem Chlor und organischen Verbindungen, betrachtet werden, obwohl die absoluten Bildungsraten bei der Klärschlammverbrennung sehr niedrig liegen. Sie läuft katalysiert durch Metallverbindungen am Flugstaub, bei niedrigem Temperaturniveau, also im Abhitzekegel und Elektrofilterbereich, zwischen 250 °C und 450 °C ab. Dieser Mechanismus wurde unter Sauerstoff-Überschuß-Bedingungen an Flugaschen aus Hausmüllverbrennungsanlagen erstmals von Vogg et al. gefunden [13]. Als Bildungsmechanismus wird eine durch CuCl₂ katalysierte Deacon-Reaktion angenommen [14].



Das bei der Gleichgewichtsreaktion gebildete Cl₂ dient zur Chlorierung organischer Verbindungen und führt schließlich zur Bildung von PCDD/PCDF [14]. Eine anschließende Desorption der Dioxine/Furane von der Stauboberfläche in die Gasphase hängt nicht nur von der Temperatur des Systems, sondern auch von den Strömungsbedingungen ab und zeigt somit den maßgeblichen Einfluß des Stoffübergangs auf den Prozeß. Im Unterschied zu den in Hausmüllverbrennungsanlagen gefundenen hohen Werten der vor allem nach der De-Novo-Synthese gebildeten Dioxine und Furane weisen kommunale Klärschlammverbrennungsanlagen auch bei Fahrweisen mit Elektrofiltern innerhalb der für die Neubildung von Dioxinen und Furanen kritischen Temperaturen von 250–450 °C sehr niedrige Gesamtdioxin- und

Furangehalte in den Rauchgasen auf, Abb. 7. Während die Zerstörung in der Verbrennung durch ausreichende Temperatur und Verweilzeit erklärbar ist, stellt sich die Frage, warum die De-Novo-Synthese im Temperaturbereich von 250–450 °C in Kessel und E-Filter bei der Klärschlammverbrennung nicht in dem Umfang zum Tragen kommt, wie etwa in Hausmüll- und Sondermüllverbrennungsanlagen.

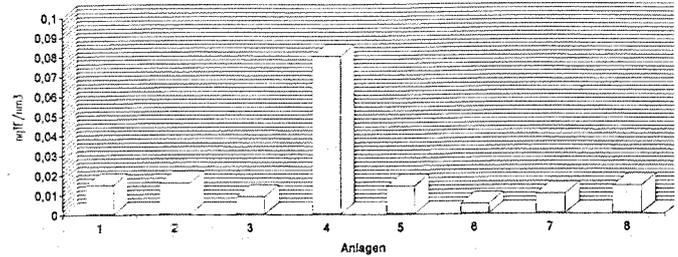


Abb. 7: Dioxin- und Furangehalte im Reingas verschiedener Mono-Klärschlammverbrennungsanlagen

Untersuchungen zum Einfluß des Verhältnisses von SO₂/HCl Δ S/Cl [15], s. Bild 8, belegen, daß die Dioxin- und Furanbildung entscheidend durch das S/Cl-Verhältnis in den Rauchgasen beeinflusst wird. Je höher das S/Cl-Verhältnis, desto geringer ist die Dioxin- und Furanbildung. Nun weisen kommunale Klärschlammverbrennungsanlagen im Gegensatz zu Hausmüll- und Sonderabfallverbrennungsanlagen deutlich höhere S/Cl-Verhältnisse auf. In der Regel liegen sie bei der Klärschlammverbrennung bei vielen kommunalen Anlagen bei 7 bis 10. Hausmüll- und Sonderabfallverbrennungsanlagen haben immer einen Überschuß von Cl im Vergleich zum Schwefel im Rauchgas, d. h., die S/Cl-Verhältnisse liegen dort weit unter 1. Dies dürfte die Erklärung für die niedrige Dioxin- und Furanemission aus Klärschlammverbrennungsanlagen sein.

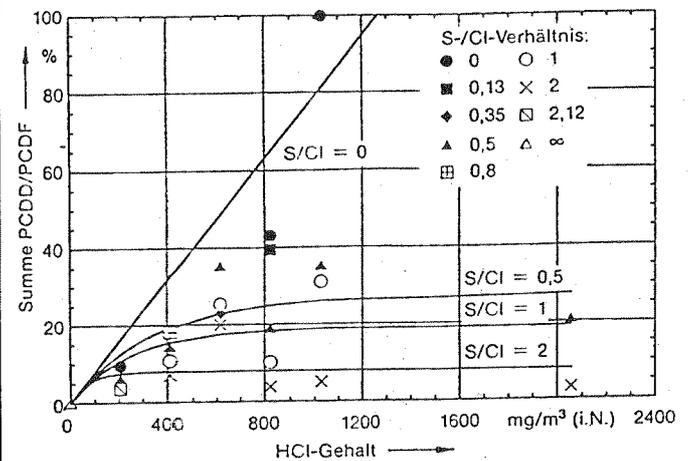


Abb. 8: Dioxin- und Furanbildung in Abhängigkeit vom S/Cl-Verhältnis

2.3 Dioxinbilanzen

Betrachtet man die im unverbrannten Klärschlamm mit Herkunft aus dem kommunalen Bereich ermittelten Dioxin- und Furangehalte (Tab. 2) [16], Abb. 9, so würden sich rein theoretisch, bezogen auf einen durchschnittlichen Aschegehalt von 40%, TE-Äquivalente von 0,1–0,2 ng TE/g = 100–200 ng TE/kg Asche ergeben. Die in Realität, in den nach der Verbrennung abgetrennten Aschen, gefundenen Werte liegen, siehe Abb. 10, um 1–2 Zehnerpotenzen unterhalb dieser Werte. Betrachtet man den Reingaspfad (Kamin), so ergäben sich ohne jede Zerstörung

während der Verbrennung 10–20 ng TE/Nm³ im Reingas. In Wirklichkeit findet man im Reingas Werte, die ebenfalls wesentlich niedriger liegen, Abb. 7. Dies alles läßt auf eine sehr weitgehende Zerstörung der Dioxine und Furane in der Verbrennung und eine geringe Neubildung in der Rauchgasreinigung schließen. Die Schwankungen erklären sich durch unterschiedliche Elektrofiltertemperaturen und S/Cl-Verhältnisse in den einzelnen Anlagen.

Dioxine (berechnet als TE)
 Datenbasis: 300 Anlagen (bundesweit)
 Mittel: 50–60 ng/kg TS
 < 50 ng = 65 %
 < 100 ng = 80 %
 < 200 ng = 98 %

Tab. 2: Dioxin- und Furangehalte von Klärschlämmen [16]

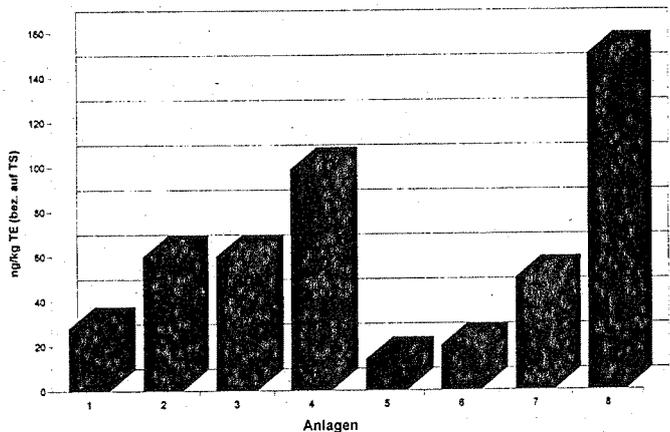


Abb. 9: Dioxin- und Furangehalte in Klärschlämmen von Anlagen mit Klärschlammverbrennung

Bilanzen über den Pfad Klärschlamm-Reingas an mehreren Klärschlammverbrennungsanlagen, Abb. 11, verdeutlichen, daß mit dem Klärschlamm in die Verbrennung eingetragene Dioxine und Furane durch den Verbrennungsprozeß nicht vermehrt, sondern weitestgehend zerstört werden. Die über den Kamin mit dem Reingas ausgetragenen Mengen betragen bei vielen Anlagen weniger als 1%. Bei einigen Anlagen werden 3% erreicht. Die Emissionen über den Pfad „Reingas“ sind also von untergeordneter Bedeutung. Die über die Aschen ausgetragenen Dioxine und Furane liegen in der Regel unter 5% der Eingangsmengen. Zur Einordnung ist aber zu sagen, daß die in den Aschen ermittelten maximalen Dioxin- und Furantoxizitätsäquivalente noch unterhalb der Grenze von 0,1 ng/g = 100 ng/kg für eine Aufbringung in die Landwirtschaft (Klärschlammverordnung) liegen. Die Klärschlammverbrennung stellt demzufolge eine Senke für diese Spurenschadstoffe dar.

Dies nur zum Vergleich, denn selbstverständlich dürfen Aschen nicht auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgebracht werden.

2.4 HCl, HF, SO₂, Staub, Schwermetalle

Alle weiteren Emissionen, wie Staub, HCl, HF, Schwermetalle und SO₂, sind unabhängig von der Feuerungsführung und können nur mit nachgeschalteten Rauchgasreinigungseinrichtungen beeinflusst und damit begrenzt werden.

Hierzu haben sich in Verbindung mit vorgeschalteter Staubscheidung in Elektrofiltern nasse Rauchgasreinigungsverfahren, wie die

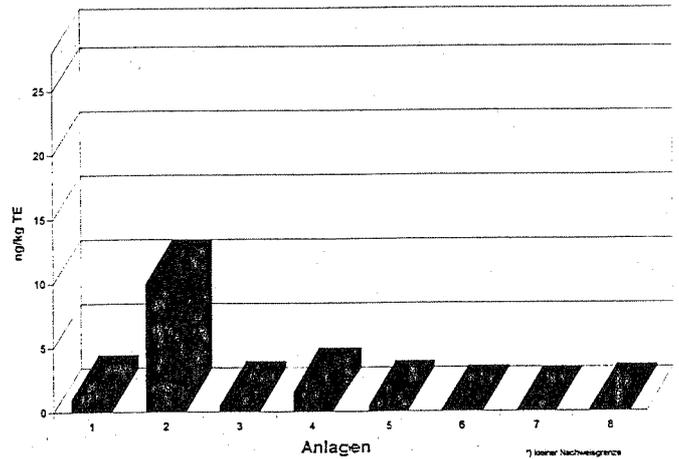


Abb. 10: Dioxin- und Furangehalte in Aschen aus Mono-Klärschlammverbrennungsanlagen

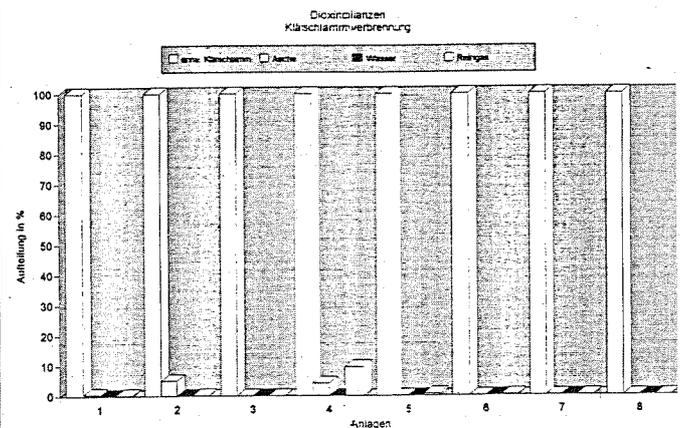


Abb. 11: Dioxin- und Furanbilanzen für Mono-Klärschlammverbrennungsanlagen

- Kalziumhydroxidwäsche mit Gipserzeugung [4]
- Natronlaugewäsche [17]
- Quasitrockene Rauchgasreinigungsverfahren mit Sprühtrocknung [18]

durchgesetzt und bewährt.

Eine Direktentschwefelung über Kalkeinblasung in die Wirbelschicht ist zwar möglich, hiermit erreicht man aber nicht die von der TA-Luft, und schon gar nicht die von der 17. BImSchV geforderten Reingawerte. Sie wird demzufolge auch an keiner der derzeit betriebenen Anlagen praktiziert.

Verbunden mit den nassen Rauchgasreinigungsverfahren ist eine Abtrennung der gelösten Schwermetalle aus den Waschlösungen entsprechend den Vorgaben der 47. Rahmenabwasser-Verwaltungsvorschrift vorzusehen.

Eine nachgeschaltete – nicht zu verwechseln mit dem quasitrockenen Rauchgasreinigungsverfahren, siehe oben – Eindampfung der Abwässer aus den Rauchgaswäschen ist im Hinblick auf die Verhältnismäßigkeit und eine gesamtökologische Betrachtung zu prüfen. Hierzu existiert noch kein abschließender Stand der Technik. Die Vermarktungschancen für die gewonnenen Salze sind gering.

3. Praxisbeispiele

Zur Erläuterung der unterschiedlichen Gestaltungsmöglichkeiten der Reinigungsverfahren sollen einige in der Praxis bewährte Lösungen kurz beschrieben werden.

3.1 Natronlaugewäsche am Beispiel BASF AG Ludwigshafen, (Abb. 12) [17]

Die Rauchgase werden nach Abscheidung der Stäube in einem Elektrofilter einer 4stufigen Wäsche zugeführt. Im Quench werden die Gase zunächst mit Wasser abgekühlt, bevor sie in eine zweistufige Wäsche für HCl, HF und Reststäube gelangen. Die Waschstufen sind Füllkörperschüttungen, die mit der im Kreis geführten Waschlösung berieselt werden. Es folgt eine 3. Stufe zur Abscheidung von SO₂. Über die Zugabe von NaOH wird der pH-Wert zwischen 7 und 8 eingestellt. Das sich bildende Na₂SO₄ wird kontinuierlich ausgeschleust. Es folgt eine 4. Stufe zur Abscheidung von Tropfen und Aerosolen, bevor die gereinigten Gase dem Kamin zugeleitet werden.

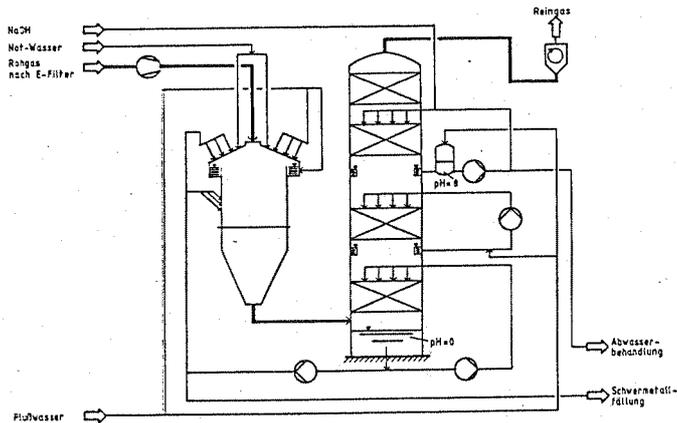


Abb. 12: Natronlaugewäsche am Beispiel BASF AG Ludwigshafen

Die in den sauren Waschstufen 1 und 2 anfallenden Abwässer (5% HCl, 0,5% HF), die mit SO₄ sowie gelösten Staub- und Schwermetallspuren verunreinigt sind, werden einer gesonderten Behandlung zur Abtrennung von SiO₂, F, SO₄ und der Schwermetalle unterzogen, bevor sie in die Kläranlage abgegeben werden können.

Die Ablaufwerte aus der Schwermetallbehandlungsanlage entsprechen den Vorgaben der 47. Rahmenabwasserverwaltungsvorschrift.

Der Quench ist im oberen, heißen Teil keramisch ausgemauert. Der untere Teil des Quenches sowie alle folgenden Waschstufen sowie die Reingasleitungen und der Kamin sind aus glasfaserverstärktem Kunststoff mit Polypropylen (PP)-Inliner als Korrosionsschutzschicht.

Für Notfälle, wie Strom- und/oder Pumpenausfall, ist eine Eindüsung über einen Notwasserbehälter vorgesehen.

3.2 Klärschlammverbrennung Ulm, Klärwerk Steinhäule, (Abb. 13)

Die Rauchgasreinigung erfolgt in einem Zweifeld-Elektrofilter und in einer zweistufigen Waschanlage.

Die 1. Wäscherstufe besteht aus einem Strahlwäscher und die 2. Wäscherstufe aus einem Füllkörperwäscher. Im Eintrittsbereich des 2stufig konzipierten Wäschers werden die Gase durch Eindüsung mit Wasser abgekühlt.

Das Waschwasser kann im Strahlwäscher durch die Zugabe von Säure auf einen pH-Wert ≤ 1 und im Füllkörperwäscher durch die Zugabe von Natronlauge auf einen pH-Wert zwischen 7 und 8 eingestellt werden.

Die Abscheidung von Staub, HCL, HF und Schwermetallen erfolgt in beiden Waschanlagen. Durch die pH-Wert-Erhöhung in der 2. Waschstufe wird dort zusätzlich noch SO₂ abgeschieden.

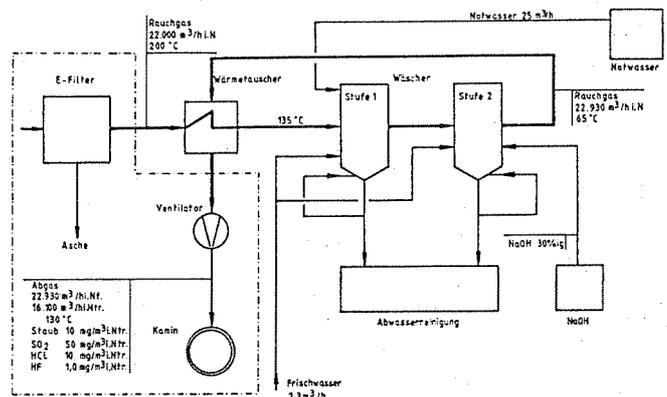


Abb. 13: Rauchgasreinigung der Klärschlammverbrennung Ulm, Klärwerk Steinhäule

Im Tropfenabscheider am Wäscheraustritt werden die Wassertropfen aus dem Gasstrom abgeschieden und dem im unteren Wäscherbereich angeordneten Sammelbehälter zugeführt. Alle gasberührten Flächen innerhalb des Wäschers sind gummiert. Der temperatur- und säurebelastete Übergangsbereich am Wäscher besteht aus einem hochwertigen Sonderstahl.

In beiden Waschstufen wird das auslaufende Waschwasser im Kreislauf zur Eindüsung zurückgeführt, wobei die entstehenden Verdampfungsverluste und Absalzungen in jedem Kreislauf durch entsprechende Frischwasserzugaben ersetzt werden.

Außer der Waschflüssigkeitsversorgung ist für Notfälle ein Notwasserbehälter eingebaut, damit nicht durch Übertemperatur die Gummierung des Wäschers zerstört werden kann.

3.3 Quasitrockene Rauchgasreinigung mit Sprühtrocknung am Beispiel Stuttgart-Mühlhausen, (Bild 14) [18]

Nach der Staubabscheidung im Elektrofilter I tritt das Rauchgas mit einer Temperatur von 220 °C in den Zerstäubungstrockner ein. Das oben über einen Drallkörper eingetretene Gas strömt nach unten und tritt dort wieder aus. Mittels einer Zerstäubermaschine (schnell drehende Scheibe) werden die in der Rauchgaswäsche ausgeschiedenen Schadstoffe im heißen Rauchgasstrom fein verteilt und getrocknet. Die groben Staubteile fallen nach unten und werden von der Zentralschleuse als Salz ausgelesen. Der Feinstaub wird mit dem Rauchgas in die nächste Prozeßstufe, den Elektrofilter II getragen und dort abgeschieden. Die Trocknerleistung ist abhängig von Menge, Eintritts- und Austrittstemperatur sowie dem Wassergehalt des Rauchgases. Da die eingespeiste Suspension alkalisch ist, findet bereits im Trockner eine Vorabsorption von Schadstoffen und eine Reduktion der Flugaschemenge durch Schwerkraftabscheidung und Agglomeration statt.

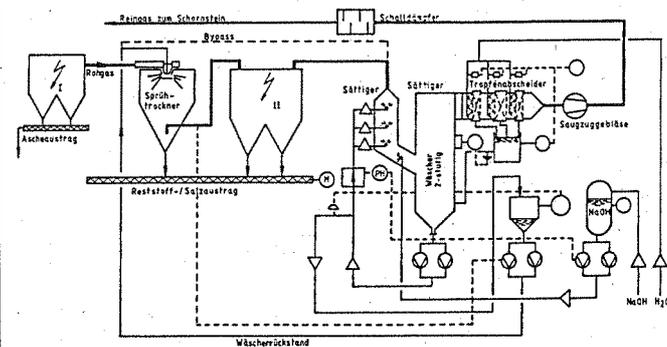


Abb. 14: Quasitrockene Rauchgasreinigung mit Sprühtrocknung am Beispiel Stuttgart-Mühlhausen

Im Elektrofilter II werden die Stäube und Reaktionssalze bis auf einen Restgehalt von 100 mg/Nm³ abgeschieden. Das abgekühlte Rohgas tritt nun in den senkrechten Sättiger ein und durchströmt diesen von oben nach unten. In 3 Düsenebenen wird das Rauchgas besprüht und auf 100 °C abgekühlt. Das Betriebswasser wird im Kreislauf geführt, im Notfall wird Stadtwasser eingesetzt. Der Sättiger ist zum Schutz gegen Korrosion gummiert und zusätzlich im oberen Teil keramisch gegen Über-temperatur ausgekleidet.

Über einen Verbindungskanal strömt das Rauchgas in den unteren Teil des zweistufigen Wäschers. Die erste Stufe wird mit Wasser, die zweite Stufe mit Natronlauge betrieben, um auch den Schwefel binden zu können. An die Waschstufen schließen sich die Abscheidestufen an, um die Flüssigkeit wieder vom Gas zu trennen. Die Waschflüssigkeiten werden in getrennten Kreisläufen geführt. Je nach Verbrauch von Wasser und Natronlauge wird automatisch nachdosiert. Die im Wäscher ausgeschiedenen Schadstoffe werden dem Sprühtrockner (siehe vorn) zugeführt und als Salz trocken ausgeschleust.

Der Rauchgasstrom tritt aus dem Wäscheroberteil in den Tropfenabscheider über, um dort die letzten Wassertropfen abzugeben.

Zur Leistungsverbesserung des Tropfenabscheiders ist zwischen die beiden Pakete des Abscheiders ein Demisterpaket eingebaut, das eine Agglomeration der Tröpfchen bewirkt.

Das letzte Glied in der Kette der Rauchgasreinigungsgeräte ist das Saugzuggebläse. Der Saugzug ist in diesem Fall „naß“ auf-

gestellt, um Energie zu sparen und den Effekt der Wiederaufwärmung im Gebläse auszunutzen.

3.4 Calciumhydroxidwäsche mit Gipserzeugung am Beispiel Klärschlammverbrennung Berlin-Ruhleben, Bild 15 [19]

Mit dem Rauchgasstrom werden die nicht brennbaren Bestandteile des Schlammkuchens, d. h. die Asche (Beladung ca. 40 g/m³N), aus der Verbrennungsanlage mit Abhitze-kessel bei ca. 170 °C ausgetragen und im Elektrofilter bis auf < 10 mg/m³N entstaubt.

In der nachfolgend angeordneten nassen einstufigen Rauchgaswäsche erfolgt die Abkühlung der Rauchgase auf die adiabatische Sättigungstemperatur von ca. 72 °C, eine Nachtentstaubung und die Absorption der Komponenten SO_x, HCl, HF.

Die Anlage besteht aus

- den Einrichtungen zur Herstellung der Waschsuspension aus dem angelieferten CaO zur Versorgung des Waschturms.
- dem Waschturm mit Reaktions- oder Sprühzone, in der die Rauchgase bei pH=5,9 im Gegenstrom mit der eingedüsten Suspension in Kontakt gebracht werden, dem gummierten Wäschersumpf, in dem das entstandene Calciumsulfid CaSO₃ durch Lufteintrag zu Calciumsulfat CaSO₄ (Gips) oxidiert wird sowie dem internen und externen Tropfenabscheidesystem. Die gereinigten Rauchgase werden über einen 97 m hohen Schornstein unter Berücksichtigung entsprechend freier Abströmverhältnisse in die Atmosphäre abgeführt.

- dem Suspensionsaustrag, der Gipsentwässerung durch Zentrifugen und Ablagerung des Gipses mit 10% Restfeuchte in entsprechenden Silos,
- der Abwasser (Prozeßwasser)-aufbereitung mit den Verfahrens-stufen Alkalisierung durch Natronlauge, Schwermetallfällung und -flockung sowie Schlamm-entwässerung durch eine Kammerfilterpresse.

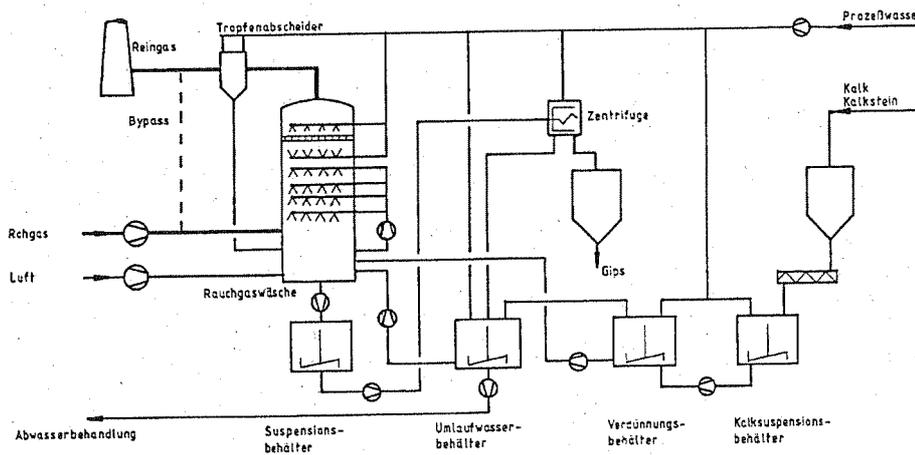


Abb. 15: Calciumhydroxidwäsche mit Gipserzeugung am Beispiel Klärschlammverbrennung Berlin-Ruhleben

3.5 Calciumcarbonatwäsche mit Gipserzeugung am Beispiel der Klärschlammverbrennung Berlin-Marienfelde (Bild 16)

Mit dem Rauchgasstrom werden die nicht brennbaren Bestandteile des Schlammkuchens, d. h. die Asche (Beladung ca. 40 g/m³N), aus der Verbrennungsanlage mit Abhitze-kessel bei ca. 170 °C ausgetragen und im Elektrofilter bis auf < 10 mg/m³N entstaubt.

In der nachfolgend angeordneten nassen dreistufigen Rauchgaswäsche erfolgt eine Nachtentstaubung, die in der Vorstufe die Abkühlung der Rauchgase auf die adiabatische Sättigungstemperatur von ca. 72 °C–76 °C und die Auswaschung von hauptsächlich HCl und HF auch zur Verminderung des Aerosolbildungspotentiales, in der zweiten und dritten Stufe erfolgt die Absorption des SO_x sowie ein Austrag von S-Metalverbindungen.

Die Anlage besteht aus

- den Einrichtungen zur Herstellung der Waschsuspension aus dem an-

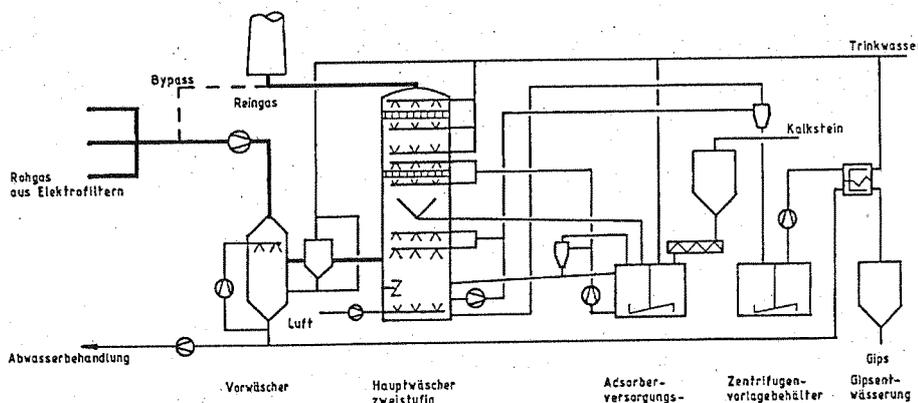


Abb. 16: Calciumcarbonatwäsche mit Gipserzeugung am Beispiel der Klärschlammverbrennung Berlin-Marienfelde

gelieferten CaCO_3 (Kalkstein) zur Versorgung des zweistufigen Hauptwäschers.

- dem Vorwäscher in Edelstahlausführung (1. Stufe), in dem die Rauchgase im Gleichstrom mit eingedüstem Trinkwasser gesättigt und HCl/HF ausgewaschen werden. Die Stufe arbeitet bei $\text{pH}=1$, zur Stützung wird Natronlauge eingesetzt; zwischen Vor- und Hauptwäscher ist ein Tropfenabscheider angeordnet.
- dem Hauptwäscher ebenfalls in Edelstahlausführung als Zweikreiswaschsystem mit integriertem „Absorberversorgungsbehälter“, in dem im Gegenstrom die Rauchgase mit der eingedüsten Suspension in Kontakt gebracht werden. Der untere Waschkreislauf arbeitet bei $\text{pH}=4,9$ mit Absorbens-Unterschub, der obere bei $\text{pH}=7,0$ mit Absorbens-Überschub. Im Wäschersumpf wird das entstandene Calciumsulfid CaSO_3 durch Lufteintrag zu Calciumsulfat CaSO_4 (Gips) oxidiert. Die Rauchgase werden über ein Tropfenabscheidesystem und einen 49 m hohen Schornstein in die Atmosphäre abgeführt.
- dem Suspensionsaustrag, der Gipsentwässerung durch Zentrifugen und Ablagerung des Gipses mit 10 % Restfeuchte in entsprechenden Silos.
- der Aufbereitung des Abwassers (Prozeßwasser) aus dem Vorwäscher und der Gipsentwässerung mit den Verfahrensstufen Alkalisierung durch CaO , der Schwermetallfällung und -flockung und Schlammwässerung durch eine Kammerfilterpresse.

Der entstehende Gips wird der Bauindustrie als Wertstoff zur Verfügung gestellt, die kleine Menge Schwermetallschlamm zu einer Sondermülldeponie entsorgt. Das gereinigte Abwasser ist nur noch mit Neutralsalzen belastet, es entspricht dem Anhang 47 zur Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift und wird dem Klärwerkseinlauf zugeleitet.

4. Reststoffbehandlung

Asche

Aufgrund der Ascheanteile im Klärschlamm fallen ca. 30 %–40 % der verbrannten TS-Mengen als Asche an.

Der Wiederverwertung der Aschen aus der Klärschlammverbrennung ist vor der Deponie der Vorzug zu geben (Wiederverwer-

tungsgebot nach BImSchG). Falls eine Wiederverwertung nicht möglich ist, sind die Aschen ordnungsgemäß zu deponieren. Hierbei sind die Vorgaben der TA-Abfall bzw. der TA-Siedlungsabfall zu beachten.

Reststoffe aus der Rauchgasreinigung

Je nach Verfahren fallen hier Gips, Salze, Schwermetallschlämme und Prozeßabwässer an. Der Gips kann in der Bauindustrie verwendet werden. Die Salze müssen in der Regel untertage deponiert werden.

Die in geringen Mengen anfallenden Schwermetallschlämme müssen als Sondermüll deponiert werden. Prozeßabwässer können nach entsprechender Aufbereitung in die Kläranlagen zurückgeführt werden.

Literatur

- [1] von Dillen, A.: „Wachsende Klärschlammengen“ Entsorgungspraxis 3/91, S. 4–7
- [2] ATV-Arbeitsbericht: „Thermische Klärschlammbehandlung – heutiger Stand“ KA, Heft 2 1992, S. 814–821
- [3] Reimann, O.: „Zukunft der gemeinsamen Klärschlamm-Müllverbrennung“ Müll und Abfall 5/87
- [4] Siefert, F.: „Schlammverbrennung und Rauchgaswäsche“ Kraftwerks-Kongreß „Umwelt und Technik“, April 1988, Hannover
- [5] Thomas, G.: „Etagenwirlbler am Beispiel SEVA Frankfurt“ Müll und Abfall, Beiheft 28, Klärschlammbehandlung
- [6] Engelhardt, H., Neuwirth, M., Weisbrodt, W.: „Über 10 Jahre BASF-Kläranlage“ Korrespondenz Abwasser 32, 1985, S. 940–947
- [7] Capek, K., Wittig, M.: „Abfallverbrennung am Beispiel des Bayerwerkes Leverkusen“ Umwelt & Technik 6/88
- [8] Römer, R., Lauritzen, A.: „Klärschlamm-trocknung und Verbrennung“ GVC-Fachauschub „Hochtemperaturtechnik“, Würzburg 1985
- [9] Römer, R., Lauer, H.: „Wärmegewinnung aus der Klärschlammverbrennung in Kraftwerken“ CIT 55, 1983, S. 568–569
- [10] Spliethoff, H., Jöhannngen, U.: „Konzeption der Klärschlamm-trocknungsanlage der AVS im Kraftwerk Weiher II der Saarbergwerke“ 1. Saarländischer Abwassertag 1991
- [11] v. Raczeck, H., Werther, J., Wischniewski, M.: VDI-Bericht Nr. 552 (1991), S. 585/595
- [12] Berse, C., Teufel, H., Müller, G.: Verfahrenstechnik 24 (1990) 5, S. 36/39
- [13] Vogg, H., Metzger, M., Stieglitz, L.: „Waste Management and Research“, 1987, 5, S. 285–294
- [14] Hagenmaier, H.: VDI-Berichte Nr. 634, 1987, S. 557–584
- [15] Geiger, T., Hagenmaier, H., Hartmann, E., Römer, R., Seifert, H.: „Einfluß des Schwefels auf die Dioxin- und Furanbildung bei der Klärschlammverbrennung“ VGB-Kraftwerkstechnik 72, 1992, S. 159–165
- [16] Butzkammer-Ecker, R.: „Organische Schadstoffe in Klärschlamm, Boden und Pflanze“ Zeitschrift Wasser und Boden 9/91, S. 295 ff.
- [17] Hasberg, W., Meckl, S., Rosmanith, M.: „Rauchgaswäschen nach industrieller Klärschlammverbrennung“ GVC-Jahrestreffen, 30. 9.–2. 10. 1992, Wien
- [18] Treiber, H., Schroth, H.: „Die Klärschlammverbrennungsanlage II im Hauptklärwerk Stuttgart-Mühlhausen“ BWK, Heft 10/92, Seite M38/46
- [19] Siefert, F.: „Stand und Zukunft der Klärschlammverbrennung“ 22. Essener Tagung, März 1989, Aachen

dosfolat®

- erhöhter Wirkungsgrad
- reguliert Überlastungen
- bekämpft toxische Schocks
- vermindert Einsatz von Additiven
- reduziert Schlammvolumen, verbessert Schlamm-eigenschaften

ALPHACHEMIE :: HAMBURG

Informationen: Dr. Hübener Tel. 040/7534321