

Comparison of Disposal Routes for Hazardous Waste with Increased Water-soluble Fractions using the Example of Waste Materials from Waste Incineration Plants

Dittmar Lack, Annett Lindenau and Tobias Pinkse

With the further expansion of the installed capacity for thermal treatment, i.e. incineration, of household and commercial wastes, the volume of waste materials originating from these plants will also continue to increase within Europe. These materials are rich in salts and heavy metals and stem from the flue gas cleansing installations of these incineration plants. The environmentally sound disposal of these waste materials is a major challenge for our industrialised society. The main problem is the high content of water-soluble salts, the elutability of heavy metals (especially lead) and the variations in the chemical composition of these wastes thereby placing high demands on potential disposal routes.

The most important disposal routes currently available in Europe are stowage in salt mines and salt caverns as well as the disposal in above and below ground facilities. Raw material recycling processes (metals, NaCl) are available but currently only play a minor role. In Germany, the described challenge is mitigated in a very environmentally friendly manner, in which most of these waste materials are securely stowed or disposed in underground storage sites within former salt mines. The salts thus return to their origin and the contained hazardous substances are permanently removed from the biosphere following the principle of complete containment.

Most European countries favour above ground disposal of these waste materials, after prior stabilisation (immobilisation) and solidification with binders based on Portland cement or coal-based ashes. The aim of these pre-treatment methods is the reduction of the elutable fractions (salts, heavy metals) by the formation of sparingly soluble heavy metal compounds and mineral phases and the production of a monolithic body with reduced specific surface area and low permeability. Due to the complex and fluctuating composition of waste materials from waste incineration plants, flexible formulations for their stabilisation and solidification as well as considerable expenses for the control of the pre-treatment effectiveness are necessary. Waste materials with high water-soluble fractions are rather unsuitable for above ground landfill. Successful pre-treatment, i.e. immobilising hazardous fractions, can only be achieved for such materials using very high proportions of cement, and preferably using clay-based cement-types. At this time, the assessment of the long-term behaviour and effectiveness of such stabilised and solidified waste materials is hindered by limited available information.

The advantages of underground stowage and or disposal in former salt mines, i.e. the return of the salts to their origin and the complete containment of the hazardous substance potential in a secure environment, should entice other European countries to check whether they have and can develop suitable sites within salt deposits for the disposal of waste materials from waste incineration plants containing salts and heavy metals. These can be traditional underground mines, i.e. air-filled, or brine-filled caverns developed using solution mining technology. From an environmental point of view, the stowage or disposal of the described waste materials in salt rock is preferable to landfilling them in above ground facilities.

Vergleich von Entsorgungswegen für gefährliche Abfälle mit erhöhten wasserlöslichen Anteilen am Beispiel von Stäuben aus Abfallverbrennungsanlagen

Dittmar Lack, Annett Lindenau und Tobias Pinkse

1.	Stäube aus der Abgasbehandlung von MVA	558
1.1.	Typische Anfallstellen.....	558
1.2.	Abfallschlüssel	559
1.3.	Chemisch-physikalische Charakterisierung.....	559
2.	Entsorgungsverfahren für MVA-Stäube.....	562
2.1.	Einführung.....	562
2.2.	Verwertung und Entsorgung in Salzbergwerken.....	563
2.2.1.	Grundlagen	563
2.2.2.	Bergversatz.....	563
2.2.3.	Untertagedeponierung	564
2.3.	Ablagerung auf Deponien über Tage.....	565
2.3.1.	Anforderungen	565
2.3.2.	Verfestigung.....	565
2.3.3.	Immobilisierung.....	566
2.3.4.	Stabilisierung	566
2.4.	Metallrückgewinnung nach dem Flurec-Verfahren	568
2.5.	Recycling von RGR-Produkten auf NaHCO_3 -Basis	568
2.6.	Verfahrensvergleich	568
3.	Zusammenfassung und Ausblick.....	570
4.	Quellen	571

Wichtige Entsorgungswege für als gefährlich eingestufte anorganisch-mineralische Abfälle in Europa sind die Deponierung über und unter Tage sowie die Verwertung als Versatzmaterial zur Sicherung von bergbaulichen Hohlräumen im Salzgestein (Bergversatz).

Deponien über Tage spielen hierbei aktuell eine dominierende Rolle, weil die meisten Länder nicht über zugelassene Untertagedeponien oder Versatzbetriebe verfügen.

Übertägige Deponien für gefährliche Abfälle sind üblicherweise mit einer leistungsfähigen Basisabdichtung und einer vollständigen Sickerwasserfassung ausgerüstet. Auf diesen Deponien dürfen grundsätzlich nur Abfälle mit einem begrenzten wasserlöslichen Anteil und einer geringen Schadstoffmobilisierbarkeit abgelagert werden. Zur Reduktion der Wasserlöslichkeit von Salzen und Schadstoffen in Abfällen werden für diesen Entsorgungsweg verschiedene Behandlungs- bzw. Vorbehandlungsverfahren, wie z.B. Stabilisierung, Immobilisierung und Verfestigung angewandt.

Die Entsorgung von gefährlichen Abfällen unter Tage spielt insbesondere in Deutschland eine große Rolle. Sie ist ausschließlich in Salzformationen zulässig. Anforderungen an die Genehmigung entsprechender Anlagen sind außerordentlich hoch. Alle Standorte im Salzgestein verfügen über einen so genannten Langzeitsicherheitsnachweis, der belegt, dass die mit den Abfällen eingetragenen Schadstoffe dauerhaft und sicher in der Salzformation eingeschlossen werden (Prinzip des vollständigen Einschlusses).

Mit der schrittweisen Umsetzung des Deponierungsverbots für heizwertreichen Hausmüll und entsprechende Gewerbeabfälle durch den Bau und den Betrieb von Müllverbrennungsanlagen (MVA) und Ersatzbrennstoffkraftwerken (EBS-KW) fallen innerhalb der Europäischen Union zunehmende Mengen an Stäuben aus der Abgasbehandlung dieser Anlagen mit hohen Anteilen an wasserlöslichen Salzen und mobilisierbaren Schwermetallen an. Die gesetzeskonforme und umweltverträgliche Entsorgung dieser Stäube aus MVA und EBS-KW, nachfolgend als MVA-Stäube bezeichnet, stellt die Betreiber der Verbrennungsanlagen und die Entsorgungswirtschaft vor erhebliche wirtschaftliche und genehmigungsrechtliche Herausforderungen.

Innerhalb von Europa werden unterschiedliche Entsorgungswege für MVA-Stäube favorisiert. Diese umfassen neben der Deponierung über und unter Tage sowie der Verwertung als Versatzmaterial in Salzbergwerken bzw. Kavernen im Salzgestein auch Verfahren zum rohstofflichen Recycling der Salzfracht bzw. der enthaltenen Metalle. Die wichtigsten Entsorgungswege für MVA-Stäube, die sich auf eine Vielzahl weiterer Industrieabfälle übertragen lassen, werden im Weiteren vorgestellt sowie deren Vor- und Nachteile diskutiert.

1. Stäube aus der Abgasbehandlung von MVA

1.1. Typische Anfallstellen

In MVA und EBS-KW kommen unterschiedliche Technologien in der Abgasreinigung zur Anwendung, die in der Fachliteratur bereits gut beschrieben sind und auf die daher in diesem Beitrag nicht im Detail eingegangen werden soll. Innerhalb der Abgasbehandlung ist zwischen folgenden Staubarten zu unterscheiden [4, 14]:

- (1) Flugstäube aus dem Verbrennungskessel mittels Zyklon abgetrennt (Kesselstäube),
- (2) Feinanteil der Flugstäube aus dem Verbrennungskessel an einem Elektrofilter abgetrennt (E-Filterstäube),

- (3) Stäube aus der trockenen bzw. quasi trockenen, reaktiven Abgasreinigung (RGR-Produkte) und
- (4) Stäube aus der Sprühtrocknung von Waschwässern aus der nassen Abgasbehandlung (RGR-Salze).

1.2. Abfallschlüssel

Die im Abschnitt 1.1. aufgeführten Staubarten (1) bis (4) werden typischerweise unter den in Tabelle 1 aufgeführten Abfallschlüsselnummern (AVV-Codes) gemäß Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV) entsorgt [4].

Tabelle 1: Typische AVV-Codes der Staubarten (1) bis (4)

Staubart	AVV-Codes
(1)	19 01 15*, 19 01 11*
(2)	19 01 13*
(3)	19 01 07*, 19 01 05*, 19 01 13*
(4)	19 01 07*

Die theoretisch möglichen Spiegeleinträge für die entsprechenden nicht gefährlichen AVV-Codes werden für diese MVA-Stäube typischerweise nicht vergeben.

Bei Staubarten, denen verschiedene AVV-Codes zugeordnet wurden, ist der erstgenannte und fett gedruckte Code der am häufigsten verwendete. Der in Deutschland für MVA-Stäube eher unübliche AVV-Code 19 01 05* wird typischerweise in Italien für RGR-Produkte vergeben. In den Fällen, in denen Kesselstäube oder E-Filterstäube im Gemisch mit den RGR-Produkten entsorgt werden, erhalten diese Abfallgemische entweder den AVV-Code 19 01 07* oder 19 01 13*. Aufgrund der massenmäßigen Dominanz weisen diese Gemische eher die Eigenschaften der RGR-Produkte auf und werden deshalb der Staubart (3) zugeordnet.

Bei Staubarten, denen verschiedene AVV-Codes zugeordnet wurden, ist der erstgenannte und fett gedruckte Code der am häufigsten verwendete. Der in Deutschland für MVA-Stäube eher unübliche AVV-Code 19 01 05* wird typischerweise in Italien für RGR-Produkte vergeben. In den Fällen, in denen Kesselstäube oder E-Filterstäube im Gemisch mit den RGR-Produkten entsorgt werden, erhalten diese Abfallgemische entweder den AVV-Code 19 01 07* oder 19 01 13*. Aufgrund der massenmäßigen Dominanz weisen diese Gemische eher die Eigenschaften der RGR-Produkte auf und werden deshalb der Staubart (3) zugeordnet.

1.3. Chemisch-physikalische Charakterisierung

Die Staubarten (1) bis (4) unterscheiden sich hinsichtlich ihrer physikalischen Eigenschaften (Körnung, Dichte), der chemisch-mineralogischen Zusammensetzung und der Eluierbarkeit. [10, 11, 13, 14, 15, 19, 25]

Kessel- und E-Filterstäube setzen sich vor allem aus Oxiden, Silicaten, Aluminaten, CaSO_4 und Alkalisalzen zusammen, wobei die größeren Kesselstäube tendenziell niedrigere Anteile an löslichen Alkalisalzen und CaSO_4 aufweisen.

Zwischen den in der trockenen und nassen Abgasbehandlung anfallenden RGR-Produkten bestehen große Unterschiede im Stoffbestand, die vor allem aus dem Einsatz unterschiedlicher Chemikalien zur Neutralisation der sauren Verbrennungsgase (HCl , HF und SO_2) resultieren.

In der trockenen bzw. quasi trockenen Abgasbehandlung werden entweder kalkbasierte Reagenzien (Ca(OH)_2 , CaCO_3) oder Natriumbicarbonat (NaHCO_3) eingesetzt. Im Ergebnis der Neutralisationsreaktionen bilden sich die entsprechenden Calcium- und Natriumsalze.

In der nassen Abgasbehandlung werden Kalkmilchsuspensionen und/oder Natronlauge zur Entfernung der sauren Abgase verwendet. Nach der Sprühtrocknung der Waschwässer werden salzartige Stäube mit hohen Anteilen an NaCl , Na_2SO_4 , CaCl_2 und/oder CaSO_4 abgeschieden.

Typisch für MVA-Stäube ist die Anreicherung von Schwermetallen und eine Kontamination mit PCDD/F. Die wichtigsten Vertreter der Schwermetalle sind Antimon, Blei, Cadmium, Kupfer und Zink.

Der wasserlösliche Anteil in den einzelnen Staubarten ist sehr unterschiedlich. Er kann kleiner 10 % bis fast 100 % betragen. Tendenziell nimmt der wasserlösliche Anteil von Staubart (1) zu Staubart (4) zu.

Die Eluate aller Staubarten reagieren in den meisten Fällen basisch bis hoch basisch (pH-Bereich zwischen 9 und 13). Stäube einiger MVA, die sich den Staubarten (2) und (4) zuordnen lassen, reagieren im wässrigen Eluat neutral bis schwach sauer.

Die Eluierbarkeit der Schwermetalle wird vor allem durch deren Feststoffkonzentration, die spezifische Oberfläche der schwermetallhaltigen Partikel, die Bindungsformen sowie die Salinität und den pH-Wert des Eluats bestimmt. Bei den typischerweise basischen bis hoch basischen pH-Werten und der hohen Chloridionenkonzentration ist die vergleichsweise hohe Löslichkeit von Blei auffällig. Diese ist vor allem auf die Bildung löslicher Chloroplumbat-Komplexe zurückzuführen. Punktuell sind im basischen Milieu auch höhere Eluat-Messwerte für Antimon, Kupfer und Zink bekannt.

Für Stäube, deren wässriges Eluat neutral bis schwach sauer reagiert, steigt die Eluierbarkeit einiger Schwermetalle signifikant an. Besonders ausgeprägt ist diese Tendenz beim Cadmium, das bereits bei einem pH-Wert von 7 zu großen Teilen eluierbar ist.

Die Staubarten (1) bis (3) können Reste an metallischem Aluminium enthalten, das in Kontakt mit wässrigen Lösungen insbesondere im hoch basischen Milieu unter Wasserstoffentwicklung reagiert.

Die nachfolgende Tabelle 2 gibt einen Überblick zu charakteristischen Gehalten ausgewählter Inhaltsstoffe der Staubarten (1) bis (4) sowie zur Eluierbarkeit von wichtigen Schwermetallen. Die angegebenen Schwankungsbreiten basieren auf den Analyseergebnissen aus hausinternen Datenbanken von K-UTEC für eine große Anzahl von MVA-Stäuben vor allem aus Deutschland, den Niederlanden, Italien, Frankreich und Dänemark.

Die in Tabelle 2 zusammengefassten analytischen Daten zeigen, dass es eine große Bandbreite in der chemischen Zusammensetzung von Stäuben aus MVA gibt. Für die Wahl eines zulässigen Entsorgungsweges für einen Staub ist dessen konkrete chemische Zusammensetzung inklusive der möglichen Schwankungsbreite insbesondere von so genannten Leitparametern von Bedeutung. Diese können sich in Abhängigkeit vom Entsorgungsweg unterscheiden.

Tabelle 2: Charakteristische Inhaltsstoffe von Stäuben aus MVA

Parameter	Dimen- sion	Staubart (1)	Staubart (2)	Staubart (3) auf der Basis von		Staubart (4)
				Ca(OH) ₂	NaHCO ₃	
Feststoff						
wasserlös- licher Anteil	%	5-15	10-30	20-50	60-100	70-90
CaO/Ca(OH) ₂	%	10-30	5-30	10-40	< 10	< 10
CaCO ₃	%	< 5	< 5	< 10	< 2	< 2
CaSO ₄	%	5-15	5-20	10-25	< 5	0-30
CaCl ₂	%	< 1	0-5	10-40	< 1	0-80
NaCl	%	< 5	5-15	5-15	20-70	10-60
KCl	%	< 5	5-15	3-10	< 5	< 5
Na ₂ SO ₄	%	< 5	< 5	< 1	10-50	0-30
Na ₂ CO ₃	%	< 1	< 1	< 1	5-30	< 1
Al ₂ O ₃	%	5-15	3-10	< 5	< 5	< 1
SiO ₂	%	10-50	10-30	0-15	0-15	< 1
TOC	%	< 3	< 3	0-6	0-6	< 1
Antimon	mg/kg	300-1.500	500-2.500	300-1.500	300-1.500	50-500
Blei	mg/kg	500-3.000	2.000-15.000	1.000-10.000	1.000-10.000	500-3.000
Cadmium	mg/kg	20-100	100-600	100-400	100-400	10-100
Kupfer	mg/kg	500-5.000	500-5.000	500-5.000	500-5.000	50-500
Zink	mg/kg	1.000-10.000	5.000-50.000	1.500-15.000	1.500-15.000	500-5.000
Eluat						
Blei	mg/l	< 1-50	5-150	10-200	5-100	< 1-50
Cadmium	mg/l	< 0,1-1	< 0,1-20	< 0,1-1	< 0,1-1	< 0,1-10
Zink	mg/l	< 10	2-20	2-20	1-10	1-10
pH-Wert	–	9-13	6-12	10-13	9-13	5-12

Die nachfolgenden Tabellen 3 bis 5 geben anhand von drei exemplarisch ausgewählten Stäuben einen Überblick über die mögliche Schwankungsbreite von Leitparametern. Für diese Stäube liegen, mit Ausnahme der Angaben zur Eluierbarkeit des Bleis, jeweils mindestens Messwerte aus 20 chemischen Analysen in den Datenbanken von K-UTEC vor. Die Leitparameter wurden für folgende Entsorgungswege ausgewählt:

- Deponierung über Tage,
- Bergversatz und Untertagedeponie,
- Zinkrecycling und
- Recycling von Natriumchlorid.

Tabelle 3: Schwankungsbreite von Leitparametern eines Staubes der Staubart (2)

Parameter	Dimension	Minimum	Mittelwert	Maximum
wasserlöslicher Anteil	%	10,6	21,4	34,7
Blei (im Feststoff)	mg/kg	3.541	7.743	12.340
Zink (im Feststoff)	mg/kg	12.773	20.037	31.449
Blei (im Eluat)	mg/l	9,8	37	86

Tabelle 4: Schwankungsbreite von Leitparametern eines Ca(OH)₂-basierten Staubes der Staubart (3)

Parameter	Dimension	Minimum	Mittelwert	Maximum
wasserlöslicher Anteil	%	20,3	26,9	36,8
Blei (im Feststoff)	mg/kg	2.070	2.791	4.469
Zink (im Feststoff)	mg/kg	6.253	10.094	15.369
Blei (im Eluat)	mg/l	12	43	112

Tabelle 5: Schwankungsbreite von Leitparametern eines NaHCO₃-basierten Staubes der Staubart (3)

Parameter	Dimension	Minimum	Mittelwert	Maximum
wasserlöslicher Anteil	%	69,1	73,9	84,4
NaCl	%	42,0	52,2	61,7
Na ₂ SO ₄	%	13,7	19,4	24,9
Na ₂ CO ₃	%	2,4	9,8	20,7
Blei (im Feststoff)	mg/kg	1.871	3.076	4.552
Zink (im Feststoff)	mg/kg	8.921	11.744	16.230
Blei (im Eluat)	mg/l	6,8	11	24

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die chemische Zusammensetzung eines Staubes gleichfalls deutlichen Schwankungen unterliegen kann. Diese sollten dem Erzeuger bei der Auswahl möglicher Entsorgungswege und dem Entsorger für die Prüfung der Zulässigkeit seines Entsorgungsverfahrens, der Überwachung des Behandlungserfolges bzw. für die Prozessführung beim rohstofflichen Recycling bekannt sein.

2. Entsorgungsverfahren für MVA-Stäube

2.1. Einführung

Die Entsorgungswirtschaft in Europa bietet eine Reihe von Entsorgungsmöglichkeiten für MVA-Stäube an. In Deutschland werden Verfahren zur baustofflichen Nutzung von MVA-Stäuben als Komponente von abfallbasierten Versatzbaustoffen favorisiert, die zur Sicherung bergbaulicher Hohlräume in Salzbergwerken und Kavernen mit Langzeitsicherheitsnachweis eingesetzt werden können (Bergversatz). Die Möglichkeiten, die der Bergversatz in Deutschland bietet, werden auch von anderen europäischen Ländern genutzt. Alternativ ist auch eine Verwertung als Deponiebaustoff oder eine Beseitigung in Untertagedeponien möglich. [5, 13, 14, 15, 25]

Die meisten europäischen Länder setzen auf die Beseitigung von MVA-Stäuben auf übertägigen Deponien für gefährliche Abfälle. Die Deponierung erfolgt häufig nach vorheriger Verfestigung, Stabilisierung und/oder Immobilisierung von Gefahrstoffen und löslichen Inhaltsstoffen. Eine Verwertung von MVA-Stäuben als Bestandteil von Deponieversatzstoffen, wie sie bis vor einigen Jahren in Form von so deklarierten vollständig stabilisierten Abfällen (AVV-Code: 19 03 05) praktiziert wurde, ist aktuell fast ohne Bedeutung.

In Ergänzung zu den mengenmäßig dominierenden Entsorgungswegen im Bergbau und auf Deponien werden Verwertungsverfahren zum rohstofflichen Recycling von Metallen und von NaCl angeboten.

2.2. Verwertung und Entsorgung in Salzbergwerken

2.2.1. Grundlagen

Die Verwertung schadstoffbelasteter anorganisch-mineralischer Abfälle zum Zwecke des Versatzes von untertägigen, nach der Rohstoffgewinnung zurückgebliebenen luft-erfüllten Hohlräumen in Salzbergwerken hat sich in Deutschland seit etwa 25 Jahren etabliert und wird derzeit in 12 Versatzbergwerken betrieben. Darüber hinaus erfolgt seit etwa 10 Jahren auch der Versatz von MVA-Stäuben in einer salzlösungserfüllten Kaverne. In Summe beträgt die Entsorgungskapazität der deutschen Versatzbergwerke und -kavernen über 2 Millionen Tonnen Abfall pro Jahr. [2]

Grundlegende Voraussetzung für die Errichtung und den Betrieb eines Versatzbetriebes ist die Vorlage eines standortbezogenen, behördlich anerkannten Langzeitsicherheitsnachweises als Nachweis des vollständigen und dauerhaften Abschlusses der eingebrachten Abfälle und abfallbasierten Versatzmaterialien von der Biosphäre [23]. Dieser umfasst neben dem Nachweis einer ausreichenden geologischen Barrierefunktion und dem geotechnischen Standsicherheitsnachweis auch ein detailliertes Sicherheitskonzept für die Betriebs- und Stilllegungsphase des Versatzbergwerkes bzw. der Versatzkaverne.

Der Einsatz der hoch wasserlöslichen RGR-Produkte und -Stäube ist zur Erfüllung der Anforderungen der Versatzverordnung (VersatzV) nur in Betrieben im Salzgestein erlaubt, da nach dem derzeitigen, messtechnisch und modellhaft belegten Kenntnisstand das Salzgestein nach menschlichem Ermessen als unbegrenzt dicht gegenüber Gasen und Flüssigkeiten zu bewerten ist und somit die Einwirkung der versetzten Abfälle auf die Biosphäre und umgekehrt Einflüsse der Biosphäre auf die untertägig verbrachten Abfälle auszuschließen sind. Außerhalb des Salzgesteins gelten nach VersatzV zur Vermeidung von schädlichen Verunreinigungen von Grundwasser und oberirdischen Gewässern sehr niedrige Grenzwerte für Feststoff und Eluat (z.B. 1.500 mg/kg Zink; 0,025 mg/l Blei im Eluat), die durch MVA-Stäube zumeist um Größenordnungen übertroffen werden.

2.2.2. Bergversatz

Versatztechnisch geeignet sind mineralische Abfälle, die aufgrund ihrer chemischen und bauphysikalischen Eigenschaften entweder direkt oder nach einer entsprechenden Konditionierung bzw. als Bestandteil von Versatzmischungen die für den jeweiligen Standort geltenden bergtechnischen und bergsicherheitlichen Anforderungen erfüllen [22].

Entsprechend den Regeln für den Einsatz von Abfällen als Versatz [17] sind folgende Versatzverfahren zu unterscheiden:

- Mechanische Verfahren (z.B. Sturzversatz von Abfällen mit und ohne Vorbehandlung sowie von Versatzmischungen; Big Bag-Versatz von Abfällen, Versatzmischungen und Erzeugnissen),
- hydraulische Verfahren (Spülversatz, Pumpversatz) und
- pneumatische Verfahren (Blasversatz).

MVA-Stäube, insbesondere die Staubarten (2) bis (4) können aufgrund ihrer Feinheit sowie ihres Druckverdichtungs- und Staubverhaltens zumeist nicht unbehandelt im Bergversatz eingesetzt werden. Ihre Verwertung erfolgt überwiegend als Bestandteil von Versatzmischungen entsprechend feststehender, bergbehördlich zugelassener Rezepturen, die in übertägigen und untertägigen Mischanlagen qualitätsüberwacht unter Nutzung ihrer speziellen baustofflichen Eigenschaften (z.B. Funktion als Stützkorn, Füllstoff, Bindemittel) hergestellt werden.

So werden kalkbasierte RGR-Produkte mit hohem Gehalt an $\text{CaO}/\text{Ca}(\text{OH})_2$ im Rahmen des Spül- und Pumpversatzes als Ersatz für gewerbliche Bindemittel (z.B. Zement) eingesetzt, da diese in Verbindung mit hoch chloridischen Anmischflüssigkeiten, aus den Abfällen herausgelöstem bzw. durch chemische Umsetzungsreaktionen gebildetem CaCl_2 zur Ausbildung neuer wasserbindender Mineralphasen (z.B. basische Calciumchloridhydrate) führen und damit ein allmähliches Ansteifen und die Verfestigung der nach unter Tage verbrachten Versatzmaterialien bewirken.

Der Bergversatz stellt ein wichtiges Instrument zur Einsparung von oberirdischem Deponieraum, zur Schonung von Natur und Landschaft und zum schonenden Umgang mit Primärrohstoffen dar. Aufgrund der bergbaulichen Besonderheiten sind beim Untertageversatz hohe Anforderungen zur Umsetzung des Arbeits- und Gesundheitsschutzes der dort Beschäftigten zu erfüllen.

2.2.3. Untertagedeponierung

Im Vergleich zur Verwertung im Bergversatz spielt die Beseitigung von MVA-Stäuben in deutschen Untertagedeponien eine untergeordnete Rolle. Sie wird beispielsweise von Kunden aus dem europäischen Ausland z.B. als Einlagerung mit der Option für eine Rückholung zwecks späterem rohstofflichem Recycling der Wertstoffinhalte (Metalle) genutzt.

Die Untertagedeponierung ist auch für Staubqualitäten mit hohem Wasserstoffbildungspotenzial (z.B. aus Wirbelschichtfeuerungsanlagen) und solche mit erheblichem Gefahrstoffinhalt (z.B. Stäube, die bei Anlagenrevisionen anfallen) ein wichtiger Entsorgungsweg.

Für die Deponierung unter Tage werden die entsprechenden Stäube in übertägigen Anlagen beim Erzeuger oder auch an der Entsorgungsanlage in trockener Form in Big Bags gefüllt, nach unter Tage befördert und dort in dafür vorgesehene

Deponiekammern eingebaut. Die Festlegung der Deponiekammern erfolgt eigenschaftsbezogen, d.h. es werden nur solche Abfälle gemeinsam in eine Kammer eingelagert, die untereinander uneingeschränkt verträglich sind. Diese Vorgehensweise stellt entsprechende hohe Anforderungen an die Qualitätsüberwachung in der Untertageponie.

2.3. Ablagerung auf Deponien über Tage

2.3.1. Anforderungen

Für eine Ablagerung von Abfällen auf Deponien sind die jeweiligen Grenzwerte (Feststoff, Eluat) einzuhalten.

Die im Abschnitt 1.3. dargestellten analytischen Daten zeigen, dass bis auf einige Qualitäten der Staubart (1) alle übrigen MVA-Staubarten so hohe wasserlösliche Anteile und/oder eluierbare Schwermetallanteile (v.a. Blei) aufweisen, dass diese durch eine geeignete Behandlung soweit reduziert werden müssen, bis sie die Anforderungen an eine Ablagerung auf einer Deponie für gefährliche Abfälle erfüllen.

MVA-Stäube sind gefährliche Abfälle und dürfen deshalb nur auf dafür zugelassenen Deponien abgelagert werden. Eine Ablagerung auf Deponien für nicht gefährliche Abfälle wäre dann möglich, wenn die für die Einstufung als gefährlicher Abfall maßgeblichen Voraussetzungen nicht mehr erfüllt sind und die MVA-Stäube nach einer erfolgreichen Behandlung als nicht gefährlicher Abfall gelten. Dies kann dann der Fall sein, wenn die relevanten gefährlichen Inhaltsstoffe vollständig aus einem Abfall abgetrennt oder irreversibel in nicht gefährliche Substanzen umgewandelt wurden. [6]

2.3.2. Verfestigung

Die Verfestigung von MVA-Stäuben zielt neben der Erhöhung der Einbaudichte und der Verbesserung der mechanischen Eigenschaften des Deponiegutes vor allem auf die Reduzierung der wasserlöslichen Anteile und der Schwermetallmobilisierbarkeit durch Verringerung der spezifischen Oberfläche und der Permeabilität der erzeugten Festkörper ab. Als Bindemittel werden typischerweise Zemente und/oder kohlestämmige Aschen mit Bindemittleigenschaften eingesetzt. Die Verfestigung basiert auf der Bildung von CSH-Phasen. Die Aluminat-Phasen der Bindemittel reagieren mit den Sulfat-Anteilen in den Aschen und MVA-Stäuben typischerweise zu Ettringit, der einen Beitrag zur Verfestigung leistet und die Löslichkeit von Schwermetallen reduzieren kann.

Die Gemische aus den MVA-Stäuben und Bindemitteln reagieren basisch bis hoch basisch, so dass ein Teil der ursprünglich löslichen Schwermetalle als entsprechende Hydroxide gefällt wird. Die Verminderung der löslichen Schadstoffanteile wird somit z.T. durch immobilisierende Fällungsreaktionen erreicht. Eine gezielte Synthese von Speichermineralen insbesondere zur chemischen Bindung von Schwermetallen und/oder zur Erzeugung von schwerlöslichen chloridhaltigen Verbindungen ist nicht Zielstellung dieser Behandlung, aber ein erwünschter Nebeneffekt. [24]

Die Verfestigung von gefährlichen MVA-Stäuben führt nicht zu einer Veränderung der Einstufung als gefährlicher Abfall gemäß AVV. Verfestigte MVA-Stäube können dem AVV-Code 19 03 06* (als gefährlich eingestufte verfestigte Abfälle) zugeordnet werden.

Verfestigte MVA-Stäube dürfen nur auf Deponien für gefährliche Abfälle abgelagert werden. Diese verfügen typischerweise über eine anspruchsvolle Basisabdichtung mit vollständiger Sickerwasserfassung und -aufbereitung sowie über ein aufwendiges Überwachungssystem auch über die aktive Ablagerungsphase hinaus.

2.3.3. Immobilisierung

Die Immobilisierung setzt auf die Überführung von löslichen Gefahr- und Schadstoffen in schwerlösliche Verbindungen und damit auf die Verringerung der Eluierbarkeit entsprechender Substanzen. Die häufigste Variante ist die Umwandlung löslicher Schwermetallsalze in schwerlösliche Hydroxide. Anwendung findet auch die Löslichkeitsminimierung durch die Bildung besonders schwerlöslicher Metallsulfide.

Die Immobilisierung kann z.T. in Kombination mit der Verfestigung gezielt angewandt werden, ist auch insbesondere mit Bezug auf die Bildung von schwerlöslichen Hydroxiden positiver Nebeneffekt der Bindemittelreaktionen. Sie ist kein durch die AVV berücksichtigtes Verfahren.

2.3.4. Stabilisierung

Bei der Stabilisierung werden gefährliche Abfallbestandteile in ungefährliche oder gefahrstoffrechtlich weniger kritisch eingestufte Verbindungen umgewandelt. Die Stabilisierung kann alle Gefahrstoffe eines Abfalls oder auch nur einen Teil dieser betreffen. Sie kann zu einer vollständigen oder teilweisen Umwandlung einzelner Gefahrstoffe führen. Die Abfallverzeichnis-Verordnung sieht daher eine Zuordnung zu den Codes: 19 03 04* (als gefährlich eingestufte teilweise stabilisierte Abfälle) bzw. 19 03 05 (stabilisierte Abfälle mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 03 04 fallen) vor.

Eine häufig für die Stabilisierung genutzte chemische Reaktion ist die Reduktion des gefahrstoffrechtlich besonders kritischen und gut in Wasser löslichen Chrom(VI) zu nicht toxischem und in Form des entsprechenden Hydroxids sehr schwerlöslichem Chrom(III) mit Eisen(II)-Sulfat. Praktikabel und häufig genutzt wird die Umwandlung von toxischem, wasserlöslichem Natriumfluorid mit Calciumchlorid oder Calciumhydroxid in schwerlösliches, ungiftiges Calciumfluorid.

Die Stabilisierung von toxischen Schwermetallen und deren chemischen Verbindungen ist nur dann möglich, wenn die nach entsprechenden chemischen Reaktionen vorliegenden Verbindungen gefahrstoffrechtlich nicht oder weniger kritisch eingestuft sind. Dies trifft z.B. für Cadmium, Cobalt und Nickel zu, bei denen die in Wasser schwerlöslichen Oxide, Hydroxide und Sulfide weniger kritisch gemäß Verordnung (EG) 1272/2008 eingestuft sind als die entsprechenden wasserlöslichen Chloride und Sulfate.

Für MVA-Stäube ist vor allem das chemische Element Blei sowohl hinsichtlich der Feststoffkonzentration als auch der Eluierbarkeit von Bedeutung. Blei liegt in MVA-Stäuben typischerweise in einer Vielzahl von chemischen Verbindungen, z.B. oxidisch,

hydroxidisch, chloridisch, sulfatisch, silicatisch und in komplexer Form vor. Eine analytische Unterscheidung zwischen diesen chemischen Verbindungen, z.B. mittels Pulverdiffraktometrie, ist bei den charakteristischen Bleigehalten von MVA-Stäuben praktisch nicht möglich. Für eine vollständige Stabilisierung, also Entgiftung, ist die konkrete Bindungsform allerdings auch nicht von Bedeutung, da alle genannten und auch für eine chemische Umwandlung in Betracht kommenden Verbindungen des Bleis (z.B. Bleicarbonat, Bleisulfid, bleihaltige Speicherminerale) gefahrstoffrechtlich als Bleiverbindungen betrachtet werden und einheitlich einen Grenzwert von 0,3 % Blei für die gefahrstoffrechtliche Einstufung als reproduktionstoxisch aufweisen. Eine vollständige Stabilisierung von MVA-Stäuben im Sinne einer Entgiftung ist mit Bezug auf Blei nicht möglich!

Eine Reduktion des auf Alkali- und Erdalkalichloride zurückzuführenden wasserlöslichen Anteils kann vor allem durch den Einsatz aluminatreicher Zemente (Tonerdezemente), ausgewählter kohlestämmiger Aschen oder anderer aluminiumreicher Abfälle erreicht werden, die nach entsprechenden chemischen Reaktionen das Chlorid im Hydrocalumit ($\text{Ca}_2\text{Al}(\text{OH})_6[\text{Cl}_{1-x}(\text{OH})_x] \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) binden können. Hierbei sind aber Konkurrenzreaktionen mit den sulfatischen Bestandteilen der MVA-Stäube und der Asche zu beachten, die mit dem Aluminat zu Ettringit reagieren. Eine exakte Vorhersage des Reaktionsverlaufs und eine Quantifizierung der Hydrocalumit- und Ettringitbildung ist für ein komplexes Abfall- bzw. Mineralgemisch schwierig und in einer großtechnischen Abfallbehandlungsanlage nahezu unmöglich.

Untersuchungen im Labormaßstab und auf Deponiestfeldern belegen den positiven Einfluss von aluminiumreichen Zuschlägen auf die Stabilisierung von RGR-Produkten bezüglich einer allmählichen Verringerung der Eluierbarkeit von Schwermetallen (v.a. Blei) und Chlorid durch die Bildung von Speichermineralen (Hydrocalumit, Ettringit). Die erzielten Ergebnisse zeigen jedoch auch, dass es in einem Deponiekörper aus MV-Schlacke und RGR-Produkt über lange Zeiträume zu Veränderungen im Phasenbestand kommt, der eine Beurteilung des Langzeitverhaltens einer Deponie nur schwer zulässt. [9]

Die bis vor etwa 6 Jahren insbesondere in Mitteldeutschland betriebenen Anlagen, in denen u.a. MVA-Stäube mit Braunkohlefilteraschen vor allem zu vollständig stabilisierten Abfällen verarbeitet werden sollten, mussten inzwischen ihren Betrieb einstellen. Diese Betriebe setzten auf eine Stabilisierung gefährlicher Inhaltsstoffe durch die quantitative kristallchemische Einbindung von Schwermetallen in Speicherminerale (v.a. Ettringit). Die Anwender beriefen sich hierbei auf verschiedene Veröffentlichungen, nach denen Oxoanionen (z.B. Chromat, Vanadat) anstelle des Sulfats und zweiwertige Schwermetallkationen (z.B. Pb, Cd, Co, Ni) an die Position des Calciums in das Ettringit-Gitter eingebaut werden können. [8, 18, 22]

Es fehlten jedoch durchgängig konkrete Aussagen zum Bildungsmechanismus, zur Thermodynamik, zur Kinetik und zur chemischen Stabilität. Gleichzeitig sollten diese Speicherminerale in der Lage sein, einen Großteil der löslichen Halogenide stabil chemisch zu binden und auf diese Weise den wasserlöslichen Anteil auf eine DepV-konforme Größenordnung zu reduzieren. Die betreffenden Betriebe sind nach mehreren

Jahren Produktion v.a. daran gescheitert, dass sie die notwendigen Qualitätsanforderungen hinsichtlich einer deponiekonformen Reduktion des wasserlöslichen Anteils und der Schwermetallmobilität nicht erfüllen konnten. Nicht vollständig stabilisierte Abfälle mit gefährlichen, oftmals löslichen Inhaltsstoffen aus diesen Anlagen befinden sich bis heute auf Deponien für nicht gefährliche Abfälle.

2.4. Metallrückgewinnung nach dem Flurec-Verfahren

In der Schweiz werden MVA-Filterstäube verstärkt einem rohstofflichen Recycling unterzogen. Zielstellung hierbei ist die Gewinnung von Wertmetallen, insbesondere von Blei, Cadmium, Kupfer und Zink aus den Filterstäuben. Nach der Herauslösung der Wertmetalle mit Schwefelsäure und der Abtrennung der unlöslichen Bestandteile der Filterstäube erfolgt eine mehrstufige Behandlung des wertmetallhaltigen Prozesswassers. Je nach Verfahrensführung können Wertmetallkonzentrate zur Weiterverarbeitung oder hoch reine Elektrolysemetalle gewonnen werden.

Die in Form von Filterkuchen anfallenden unlöslichen Bestandteile der Filterstäube werden zusammen mit der Rostasche über Tage deponiert.

Die von Schwermetallen befreiten Prozessabwässer, die nahezu die gesamte Halogenidfracht aus den Filterstäuben aufgenommen haben, werden in die Vorflut geleitet. [7, 20]

2.5. Recycling von RGR-Produkten auf NaHCO_3 -Basis

Europaweit werden derzeit zwei Anlagen zum Recycling von RGR-Produkten auf der Basis von Natriumbicarbonat von einer Solvay-Tochter (SOLVAL, Rosignano/Italien) bzw. einem Gemeinschaftsunternehmen von Solvay und SITA (RESOLEST, Rosieres-aux-Salines/Frankreich) betrieben.

Beide Anlagen wenden ein nahezu identisches Aufbereitungsverfahren an, das ein Recycling der in den entsprechenden RGR-Produkten enthaltenen löslichen Natriumsalze und deren Überführung in eine gereinigte, konzentrierte Natriumchloridlösung zum Ziel hat. Diese kann dann wieder als Rohstoff zur Herstellung von Natriumbicarbonat verwendet werden.

Die Herstellung der recycelten NaCl-Sole erfolgt durch Herauslösen von NaCl, NaF, Na_2SO_4 , NaHCO_3 und Na_2CO_3 aus den entsprechenden RGR-Produkten. Die unlöslichen Bestandteile werden mittels Filterpresse von der Mischsalzsole abgetrennt und als Filterkuchen auf übertägigen Deponien entsorgt. Die störenden Fluoride, Sulfate, Carbonate/Hydrogencarbonate in der Mischsalzsole werden mit Calciumchlorid als schwerlösliche Calciumverbindungen gefällt und von der Sole abgetrennt. Die Feinreinigung der Sole erfolgt mittels Sand- und Aktivkohlefilter sowie unter Anwendung von Ionenaustauschern. [3]

2.6. Verfahrensvergleich

Der Bergversatz und die Untertagedeponierung von MVA-Stäuben sind mit einer Ausnahme in England nur in Deutschland verfügbare Entsorgungswege, die auch von einer größeren Anzahl europäischer Länder genutzt werden.

Bei der baustofflichen Verwertung von MVA-Stäuben als Versatzmaterial in Salzbergwerken bzw. bei der Einlagerung in Untertagedeponien schließt sich mit Bezug auf die Halogenide der Stoffkreislauf. Die Salze kommen, verunreinigt mit Schwermetallen und anderen anorganischen Substanzen sowie Spuren an PCDD/F zurück zu ihrem Ursprung. Durch das Prinzip des vollständigen Einschlusses, das durch den Langzeitsicherheitsnachweis belegt wird, verbleiben die mit dem Versatzmaterial eingebrachten Schadstoffe dauerhaft in der Salzlagerstätte und somit fern der Biosphäre. In Bezug auf den Umweltschutz erfüllen der Bergversatz und die Untertagedeponie im Salzgestein die höchsten Anforderungen. Aufgrund der hohen Kosten für den Betrieb von Bergwerken und Kavernen sowie für den langzeitsicheren Verschluss ist diese Entsorgung im Vergleich zur Deponierung über Tage oftmals teurer.

In Europa setzen vor allem Frankreich, Österreich, die Niederlande, England und osteuropäische Staaten auf die Deponierung von stabilisierten MVA-Stäuben. Sie definieren die Verfestigung mit Zement, gegebenenfalls unter Einsatz von Chemikalien zur Schwermetallfällung, als Stabilisierung dieser Abfälle.

Die übertägige Deponierung von MVA-Stäuben ist insbesondere im Hinblick auf die vielfach extrem hohe wasserlösliche Salzfracht, die Eluierbarkeit des Bleis, die Schwankungen in der chemischen Zusammensetzung und das Langzeitverhalten der Schadstofffracht sehr anspruchsvoll. Möglich ist dies nur durch eine Kombination von Stabilisierung bzw. Immobilisierung und Verfestigung. Zur Sicherstellung, Überwachung und Dokumentation des Behandlungserfolges sind höchste Ansprüche an die Qualitätsüberwachung (Input, Rezepturen, Output) zu stellen, da praktisch zu jedem Zeitpunkt der Behandlung eine veränderte Qualität des MVA-Staubes vorliegen kann. Besonders schwierig wird es, wenn Behandlungsanlagen Abfälle aus mehreren MVA oder aus anderen Industrieprozessen zur Stabilisierung, Immobilisierung und Verfestigung einsetzen. Hierbei ist darauf zu achten, dass die Verringerung des wasserlöslichen Anteils durch chemische Reaktionen und nicht ausschließlich durch so genannte Verdünnungseffekte erreicht wird. [16]

Generell setzt eine gezielte chemisch-mineralogische Behandlung die möglichst exakte Einstellung des notwendigen chemischen Milieus unter Beachtung der thermodynamischen und kinetischen Randbedingungen für den quantitativen Ablauf der entsprechenden Reaktionen voraus. Kann dies nicht gewährleistet werden, besteht ein erhebliches Risiko für das Ausbleiben des Behandlungserfolges. [12]

Viele Verfestigungs- und Stabilisierungsverfahren sehen den Einsatz von Bindemitteln auf der Basis von Portlandzement vor, der hinsichtlich einer chemisch-mineralogischen Chloridbindung weniger geeignet, aber deutlich kostengünstiger als Tonerdezement ist. Die Kosten für eine Stabilisierung, Immobilisierung und Verfestigung hängen sehr stark von der Qualität der Behandlung und den Aufwendungen für den Deponiebetrieb (Abdichtung, Sickerwasserfassung und -aufbereitung, Nachsorge) ab.

Die beiden Verfahren zum Recycling von Wertmetallen und von NaCl sind hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Faktoren nur schwierig mit den Entsorgungswegen unter und über Tage zu vergleichen. Hier muss die Frage nach der Ressourceneffizienz gestellt werden. Eine Rückgewinnung von Wertmetallen, deren Rohstoffreserve

eng begrenzt ist, ist generell zu begrüßen. Allerdings müssen die Aufwendungen für Chemikalien im Recyclingverfahren und die Umweltschutzfragen diskutiert sowie die Übertragung der Erfahrungen aus der Schweiz auf andere Länder geprüft werden.

Stäube mit Zinkgehalten von permanent deutlich über 2 %, die offensichtlich in Schweizer Kehrichtverbrennungsanlagen erreicht werden, sind für die meisten Staubarten von europäischen MVA unrealistisch. Diese Feststellung trifft insbesondere für die Staubarten (1), (3) und (4), also vor allem auf die mengenmäßig dominierenden RGR-Produkte zu. Inwieweit bei diesen niedrigen Gehalten eine Wertmetallextraktion sinnvoll ist, muss nachgewiesen werden. Im Hinblick auf den Umweltschutz wird eine Einleitung der Halogenidfracht in die Vorflut nicht mehr als zeitgemäß angesehen.

Bei dem von Solvay praktizierten Verfahren zum Recycling von Stäuben aus der reaktiven Abgasbehandlung mit Natriumbicarbonat sind die Natriumsalze der Wertstoff und die enthaltenen (Schwer-)Metalle eine der wesentlichen Verunreinigungen, die nach der Abtrennung von den in Wasser gelösten Salzen auf Deponien beseitigt werden. Zur Solereinigung und Abtrennung der gelösten Fluoride, Sulfate und Carbonate werden in erheblichem Umfang Chemikalien eingesetzt. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass NaCl ein nahezu unbegrenzt verfügbarer Rohstoff ist, muss die Ressourceneffizienz dieses Verfahrens kritisch diskutiert werden.

Berücksichtigt man die unterschiedliche Zielstellung beider Behandlungswege sollte geprüft werden, ob durch eine Kombination der Verfahren eventuell ökobilanzielle und ökonomische Vorteile erzielt werden können.

3. Zusammenfassung und Ausblick

In MVA und EBS-KW fallen unterschiedliche Staubarten innerhalb der Abgasreinigung an. Mit Ausnahme einiger Kesselstäube enthalten die übrigen Staubarten (E-Filterstäube, RGR-Produkte auf Basis von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und NaHCO_3 sowie aus der Sprühtrocknung von Waschwässern) hohe Anteile an wasserlöslichen Salzen und an Schwermetallen unterschiedlicher Eluierbarkeit. Diese Eigenschaften bestimmen die möglichen Entsorgungswege für diese Staubarten.

Die Entsorgungswirtschaft bietet innerhalb von Europa unterschiedliche Entsorgungsmöglichkeiten für MVA-Stäube, von denen die bedeutendsten in diesem Beitrag vorgestellt und diskutiert wurden.

Unter Berücksichtigung der länderspezifischen Besonderheiten haben alle Verfahren für gewisse Staubqualitäten ihre Berechtigung.

Für Länder mit ausreichenden Entsorgungskapazitäten in Salzlagerstätten (Bergwerk, Kaverne) mit Langzeitsicherheitsnachweis ist die Verwertung und Beseitigung unter Tage (UTV, UTD) die zu bevorzugende und umweltverträglichste Lösung.

Die Deponierung über Tage ist insbesondere für Länder ohne geeignete Kapazitäten im Salzgestein eine geeignete Entsorgungsvariante, wenn die verfügbaren Behandlungsverfahren (Stabilisierung, Immobilisierung, Verfestigung) so umgesetzt werden, dass die zu deponierenden MVA-Stäube die Anforderungen an Deponien für gefährliche Abfälle erfüllen.

Die Rückgewinnung von Wertmetallen aus MVA-Stäuben und das Recycling von Stäuben auf der Basis von Natriumbicarbonat sind für einzelne Staubarten eine Alternative zur Entsorgung in Salzbergwerken und auf übermäßigen Deponien für gefährliche Abfälle.

Aufgrund der mit Bezug auf den Umweltschutz großen Vorteile für die Entsorgung von MVA-Stäuben im Bergversatz und in Untertagedeponien sollten weitere europäische Länder auf die v.a. in Deutschland vorhandenen Erfahrungen im Entsorgungsbergbau zurückgreifen und die Schaffung eigener adäquater Entsorgungsmöglichkeiten im Salzgestein (Bergwerke, Kavernen) prüfen. Auch eine verbesserte Zusammenarbeit der europäischen Länder untereinander bei der umweltgerechten untertägigen Entsorgung dieser Abfallart ist unabhängig von den rechtlichen Hürden im Sinne der Umwelt wünschenswert.

4. Quellen

- [1] Abfallverzeichnis-Verordnung – AVV: Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis, 10.12.2001
- [2] Alwast, H. et al.: Perspektiven der Untertage-Entsorgung in Deutschland – Bericht. Berlin: Verband der Kali- und Salzindustrie e.V. (VKS), 2012
- [3] Bauer, T.; Fischer, P.; Swieszek, G.: Recycling der Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung mit Natriumbicarbonat. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Aschen • Schlacken • Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2013, S. 367-376
- [4] Birnbaum, L.; Richers, U.; Köppel, W.: Untersuchungen der physikalischen/chemischen Eigenschaften von Filterstäuben aus Müllverbrennungsanlagen – Bericht. Karlsruhe: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, 1996
- [5] Dehoust, G. et al.: Methodenentwicklung für die ökologische Bewertung der Entsorgung gefährlicher Abfälle über und unter Tage unter besonderer Berücksichtigung der Langzeitsicherheit – Bericht. Darmstadt: Öko-Institut e.V., 2007
- [6] Deponieverordnung – DepV: Verordnung über Deponien und Langzeitlager, 27.04.2009
- [7] Fellner, J.; Lederer, J.; Purgar, A.: Ökonomische Bewertung des Zink-Recyclings aus Flugaschen von Abfallverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2015, S. 375-386
- [8] Förster, U. Grathwohl, P.: Ingenieurgeochemie; Technische Geochemie – Konzepte und Praxis. Berlin: Springer Verlag, 2007
- [9] Heuss-Assbichler, S.: Die Langzeitstabilität von Rauchgasreinigungsrückständen. Vortrag Abfallforschungstage *Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft*. Verlag Cuvillier (Hrsg.). Hannover, 2004, S. 392-401
- [10] Jacob, G. et al.: Untersuchungen zur Bindungsform von Schwermetallen in ausgewählten Abfällen. In: *Abfallwirtschaftsjournal* 7/8, 1990, S. 451-457
- [11] Kecke, J.: Grundlagenuntersuchungen zum Dickstoffverfahren mit chemisch/toxischen Abfällen, insbesondere MVA-Filterstäuben im Salinar. Schlussbericht – Band I / Buchverf. Magdeburg, Otto-von-Guericke-Universität, 2000
- [12] Klöss, G.: Fixierungspotenzial von Speichermineralen. Vortrag 11. VGB-Workshop: Produkte aus der thermischen Abfallverwertung, Wuppertal, 2009

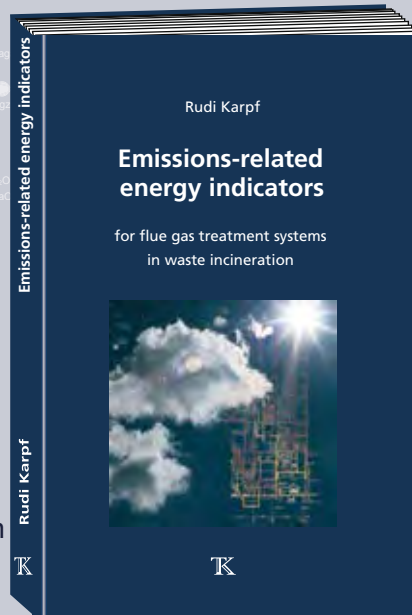
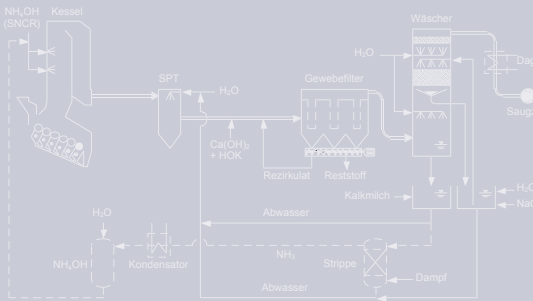
- [13] Lack, D.: Versatzbaustoffe auf der Basis von industriellen Abfällen für den Einsatz in Salzbergwerken. Vortrag Baustoffkolloquium – Technische Universität Bergakademie (Hrsg.), Freiberg, 2012
- [14] Lack, D.: Verwertung von Filterstäuben aus Abfallverbrennungsanlagen im Bergversatz. Vortrag Regensburger Fachtagung, Regensburg, 2012
- [15] Lack, D.: Verwertung von Reaktionssalzen und Filterstäuben niedriger Schüttdichte aus der Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen im Salinarversatz. Vortrag Workshop VGB. VGB (Hrsg.), Bleicherode, 2012
- [16] Lack, D.; Krauke, W.; Marx, H.: Bewertung von staubförmigen Abfällen aus Hausmüllverbrennungsanlagen hinsichtlich ihrer Eignung zur Herstellung von Deponieersatzbaustoffen (unveröffentlicht). Sondershausen: K-UTEC AG Salt Technologies, 2008
- [17] Länderausschuss Bergbau (LAB): Technische Regeln für den Einsatz von Abfällen als Versatz. 17.10.2006
- [18] Leidolph, L.: Immobilisierung von toxischen Komponenten unter Verwendung von kalkreichen Braunkohlenfilteraschen und Zusatzstoffen. Leipzig, 2003
- [19] Lindenau, A.; Lack, D.; Marx, H.: Waste Characterization and Conditioning. Vortrag Workshop Underground Disposal of Hazardous Waste, Braunschweig, 2010
- [20] Schlumberger, S.; Bühler, J.: Metallrückgewinnung aus Filterstäuben der thermischen Abfallbehandlung nach dem FLUREC-Verfahren. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Aschen • Schlacken • Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2013, S. 377-396
- [21] Schmidt, H.-D.; Lack, D.: Aufbereitung von Filterstäuben für den Untertageversatz. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2014, S. 273-283
- [22] Schmidt, J.: Stabilisierung von Rauchgasreinigungsrückständen und deren oberirdische Verbringung. Vortrag 11. VGB-Workshop: Produkte aus der thermischen Abfallverwertung. Wuppertal, 2009
- [23] Versatzverordnung – VersatzV: Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage, 24.07.2002
- [24] Weippert, R.: Stabilisierung von Flugaschen – ein Situationsbericht. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2015, S. 403-413
- [25] Werthmann, R.: Bergtechnische Verwertung von Rauchgasreinigungsrückständen aus Verbrennungsanlagen. Vortrag Regensburger Fachtagung. Regensburg, 2012

Ansprechpartner



Dipl.-Chem. Dittmar Lack
K-UTEC AG Salt Technologies
Abteilungsleiter Entsorgungs- und Versatztechnik
Am Petersenschacht 7
99706 Sondershausen (D)
Telefon: 0049-(0)3632-610142
E-Mail: dittmar.lack@k-utec.de

Emissions-related Energy Indicators for flue gas treatment systems in waste incineration



Autor: Rudi Karpf
 Erscheinungsjahr: 2014
 Hardcover: 314 Seiten
 mit zahlreichen Abbildungen
 ISBN: 978-3-944310-14-5
 Preis: 30,00 EUR

The aim of this study is to demonstrate such discrepancies or dependencies between attainable emission reductions and the emissions-generating energy input necessarily incurred by flue gas treatment technologies in attaining those reductions.

The study initially focuses on current investigations and assessments related to this issue, as well as on the legal emission requirements. Due to the wide range of components involved in flue gas treatment systems and their consequent numerous combination possibilities, six different system Variants are presented and compared. It is notable in the context of the present study that both single and two-stage or multi-stage systems are considered in the set of Variants, which differ not only in their structure and additive use but also in their separation capacity. These six basic Variants reflect the systems frequently employed in practice and represent non-congruent procedural steps with their respective target emission levels. Based on the fact that each of these Variants is already in operation in thermal waste incineration plants, the assessment draws on many years of existing operative experience.

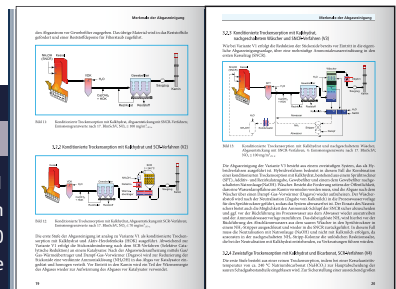
The individual energy demands for the Variants described are determined on the basis of mass, material and energy balances.

Evaluation criteria for energy demand at the different emission reduction ratios are deduced from the formulation of emissions-related energy indicators. This establishes a set of tools with which to assess emissions-generating energy demand in the context of emission reduction ratios.

Bestellen Sie direkt beim TK Verlag oder unter www.vivis.de



Dorfstraße 51
 D-16816 Nietwerder-Neuruppin
 Phone: +49.3391-45.45-0 • Fax: +49.3391-45.45-10
 E-Mail: tkverlag@vivis.de



Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.dnb.de> abrufbar

Stephanie Thiel, Elisabeth Thomé-Kozmiensky,
Bernd Friedrich, Thomas Pretz, Peter Quicker, Dieter Georg Senk, Hermann Wotruba (Hrsg.):

Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 5
– Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen –

ISBN 978-3-944310-41-1 Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH

Copyright: Elisabeth Thomé-Kozmiensky, M.Sc., Dr.-Ing. Stephanie Thiel
Alle Rechte vorbehalten

Verlag: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH • Neuruppin 2018

Redaktion und Lektorat: Dr.-Ing. Stephanie Thiel, Dr.-Ing. Olaf Holm,
Elisabeth Thomé-Kozmiensky, M.Sc.

Erfassung und Layout: Claudia Naumann-Deppe, Janin Burbott-Seidel, Sandra Peters,
Ginette Teske, Roland Richter, Cordula Müller, Gabi Spiegel

Druck: Universal Medien GmbH, München

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrags, der Entnahme von Abbildungen und Tabellen, der Funksendung, der Mikroverfilmung oder der Vervielfältigung auf anderen Wegen und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der jeweils geltenden Fassung zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Handelsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, dass solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutz-Gesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürfen.

Sollte in diesem Werk direkt oder indirekt auf Gesetze, Vorschriften oder Richtlinien, z.B. DIN, VDI, VDE, VGB Bezug genommen oder aus ihnen zitiert worden sein, so kann der Verlag keine Gewähr für Richtigkeit, Vollständigkeit oder Aktualität übernehmen. Es empfiehlt sich, gegebenenfalls für die eigenen Arbeiten die vollständigen Vorschriften oder Richtlinien in der jeweils gültigen Fassung hinzuzuziehen.