

## Emissionspotenziale und Verfahren zur Abluftreinigung

C. Cuhls

### 31 Inhaltsstoffe im Abgas von MBV-Anlagen (MBA)

Aus den bisherigen Untersuchungen der Verfasser in dem BMBF-Verbundvorhaben MBA (CUHLS et al., 1999) wurde eine Stoffliste entwickelt, die 81 organische Verbindungen umfaßte, nachdem sich die Metalle (vorzugsweise Quecksilber) zwar meßbar aber nicht als konzentrationsrelevant erwiesen hatten. Aus dieser Stoffliste wiederum kristallisierten sich die folgenden MBA-Leitkomponenten heraus, d.h. sie sind mit der gängigen Routine-analytik in der Regel immer meßbar und sind verantwortlich für die wesentliche Emissionsfracht:

- Methan und Ammoniak (keine Regelung innerhalb Nr. 3.1.4 TA Luft)
- Methanol, Ethanol und weitere Alkohole,
- Unverzweigte und verzweigte kurzkettige Alkane,
- Toluol, Ethylbenzol, Xylol und weitere aromatische Kohlenwasserstoffe,
- Chlorierte Kohlenwasserstoffe (z.B. Dichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen),
- Fluorchlorkohlenwasserstoffe, insbes. Trichlorfluormethan (R11), Dichlordifluormethan (R12),
- Terpene, wie  $\alpha$ -Pinen,  $\beta$ -Pinen, Limonen,
- Acetaldehyd (Aldehyde),
- Aceton, 2-Butanon (Ketone),
- Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid, Dimethyltrisulfid, H<sub>2</sub>S (reduzierte Schwefelverbindungen)

**Methan** ist bei allen intensiven biologischen Stoffumsätzen beteiligt. Die mikrobiologischen Randparameter und die Milieubedingungen eines (aeroben) Rotteprozesses entscheiden über die Höhe der (hier unerwünschten) Methanemission. Insbesondere eine schlechte Rotteführung (ungenügende Sauerstoffversorgung, hohe Wassergehalte, lange Umsetzintervalle) begünstigt die Methanbildung. Z. B. ist der gleichmäßigen Luftverteilung in großen Trapezmietenrotten große Aufmerksamkeit zu widmen,

um lokale Anaerobien mit Methanemissionen zu vermeiden. Aus dem Betrieb der drei niedersächsischen MBA zeigt sich, daß intensive Endrotteverfahren zwischen 5 und 1.000 ppm Methan emittieren können. Bei biologischer Trocknung (MBS) spielt das Methan keine bedeutende Rolle. Aus den vorliegenden Erfahrungen können insgesamt folgende min./max. Bereiche der Methankonzentrationen dargestellt werden:

- > 100 ppm Methan: ungünstiger Betriebsbereich
- < 10 ppm Methan: sehr günstiger Betriebsbereich bei Volleinhausung (16 Wochen)
- < 20 ppm Methan: sehr günstiger Betriebsbereich bei Teileinhausung (erste 6 bis 8 Wochen)

Problematisch am direkten Treibhausgas Methan ist, daß ein Abbau im Biofilter unter den gegebenen Bedingungen nicht feststellbar ist. Die Reingasfrachten sind demnach den Rohgasfrachten gleichzusetzen. Beim Einsatz von Biofiltern zur Abgasreinigung ist somit sicherzustellen, daß die Methanbildung im Rotteprozeß unterdrückt wird.

Die Emissionsfaktoren liegen bei sehr günstigen Prozeßbedingungen zwischen 100 und 200 g Methan / Mg FS Rotteinput. Für Vergärungsstufen gilt, daß insbesondere die Nachrotte der Gärrückstände hohe Mengen an Methan freisetzt (Freisetzung von Porenbiogas). Allein aus den Gärrückständen der RABA Bassum resultieren im Mittel 248 g Methan /Mg Gäraustrag (CUHLS, 1999)

Bei der Bewertung der Methan-Emissionsfaktoren sollte nicht unerwähnt bleiben, daß bei der bisher betriebenen Rohabfalldeponierung bei etwa 10 bis 300 m<sup>3</sup> Deponiegas / Mg Abfall mit einem durchschnittlichen Methangehalt von 60 % insgesamt 62 bis 129 kg Methan /Mg Abfall entstehen, welches durch die Gaserfassungssysteme der Deponien nur teilweise erfaßt und verbrannt wird. Die Methanminderung der MBV gegenüber der Rohabfalldeponierung beträgt somit über 99 %.

**Ammoniak** beginnt schwallartig aus dem Rottegut zu emittieren, wenn die organischen Säuren im Abfall abgebaut sind und der pH-Wert ansteigt. Das passiert in der Regel nach wenigen Rottetagen. Die Höhe der Emission ist abhängig vom Gehalt an bioverfügbaren Stickstoffverbindungen im Abfall. So sind hohe Bioabfall- oder Klärschlammanteile im Restmüll Ammoniakverursacher in der MBA. Besondere Bedeutung verdienen ebenfalls die Vergärungsverfahren, da die Gärrückstände in der Nachrotte spontan hohe Ammoniakmengen freisetzen.

Problematisch am indirekten Treibhausgas Ammoniak ist, daß die im Biofilter biologisch umgesetzten Mengen an Ammoniak quantitativ zu NO (Stickoxid) und N<sub>2</sub>O (Lachgas) reagieren, die mit dem Reingas emittieren und somit eine Erhöhung des Treibhaus-Potenzials im Vergleich zum Rohgas bewirken. Zusätzlich wird die Umsetzung der organischen Stoffe (NMVOC) im Biofilter bei gleichzeitiger Ammoniakbeschickung deutlich gehemmt.

Die Ammoniakgehalte liegen an den untersuchten Anlagen zwischen 20 bis 100 ppm. In Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung können die Gehalte auch bis über 300 ppm ansteigen. Beim Einsatz von Biofiltern müssen im Regelfall Ammoniakwäscher (Schwefelsäure) vorgeschaltet werden, die bei Wirkungsgraden von > 98 % eine sehr wirksame Ammoniakausschleusung gewährleisten. Durch den Einsatz von zweistufigen Wäschern ist es möglich, eine starke Aufkonzentrierung von Ammoniumsulfat zu erzielen, welches z.B. in der Landwirtschaft als Sekundärdünger verwertet werden könnte.

Bemessungsansätze für die Ammoniakbeschickung von Biofiltern liegen zur Zeit noch nicht vor. Zur Abschätzung wird empfohlen, das Verhältnis von NMVOC-C zu Ammoniak-N (wesentlich) größer als etwa 10 im Rohgas einzustellen. Eine N-Limitierung konnte auch bei C/N-Verhältnissen im Abgas von 50 – 100 bisher nicht festgestellt werden.

## 32 Emissionspotenziale

### 32.1 Organische Stoffe

In Tabelle 1 ist beispielhaft eine Auswahl an Verbindungen aus dem gesamten Meßumfang an der RABA Bassum sowie an der MBRA Horm dargestellt. Es sind von den insgesamt gemessenen Anlagen diejenigen mit den größten Abfalldurchsätzen, d.h. mit den höchsten zu erwartenden Emissionsmassenströmen. Der Stoffumfang ist auf den Ausschnitt der massenrelevanten Stoffe an der gesamten Emissionsfracht reduziert. Neben den Min./Max.-Werten im Roh- und Reingas sind auch die stoffspezifischen Wirkungsgrade der Biofilter angegeben.

**Tab. 1** Zusammenstellung von Min./Max.-Konzentrationen und Filterwirkungsgraden für massenrelevante Stoffe der Nr. 3.1.7 TA Luft

3.1.7 TA Luft Klasse	Komponente	Rohgas Bassum max. µg/m <sup>3</sup>	Rohgas Bassum min. µg/m <sup>3</sup>	<i>h</i> Biofilter Mittel %	Rein- gas Bassum max. µg/m <sup>3</sup>	Rein- gas Bassum min. µg/m <sup>3</sup>	Rohgas Horm max. µg/m <sup>3</sup>	Rohgas Horm min. µg/m <sup>3</sup>	<i>h</i> Biofilter Mittel %	Rein- gas Horm max. µg/m <sup>3</sup>	Rein- gas Horm min. µg/m <sup>3</sup>
1	Isopropylbenzol	45	< BG	5	35	< BG	155	40	38	95	< BG
1	Naphthalin	585	20	55	55	< BG	150	35	71	36	< BG
1	Tetrachlorethen	75	< BG	35	45	< BG	475	47	20	340	42
1	n-Butylacetat	295	< BG	65	180	< BG	980	160	94	130	< BG
1	Dimethyldisulfid	1.155	170	48	805	< BG	560	55	62	100	30
1	Acetaldehyd	3.700	< BG	68*	1.400	< BG	12.000	4.100	99	200	21
1	Crotonaldehyd	180	< BG	52	190	< BG	1.500	640	100	< BG	< BG
1	Dichlormethan	945	< BG	-12*	1.235	< BG	210	21	-83	200	< BG
1	Chloroform	100	< BG	18	122	< BG	110	< BG	51	40	< BG
2	Toluol	695	24	-1*	3.055	27	1.490	460	34	740	300
2	3/4-Ethyltoluol	560	40	49	405	< BG	2.000	230	60	965	80
2	2-Ethyltoluol	195	20	34	185	< BG	2.045	80	44	495	50
2	Ethylbenzol	575	35	25*	1.720	25	970	250	42	485	205
2	m/p-Xylol	1.765	95	21	2.370	95	2.990	720	41	1.510	450
2	o-Xylol	685	25	15	560	25	980	200	45	760	156
2	Limonen	9.140	480	90	3.435	< BG	11.275	1.300	56	5.850	530
2	Acetonitril	350	< BG	91	33	< BG	2.000	470	69	680	< BG
3	Cyclohexan	70	< BG	-4	100	< BG	120	40	22	30	< BG
3	n-Decan	435	65	86	125	< BG	2.665	440	64	710	65
3	Aceton	7.600	< BG	83*	6.600	< BG	8.200	3.700	96	330	< BG
3	2-Butanon	5.165	80	81*	2.750	< BG	43.000	370	100	630	< BG
3	Ethanol	2.400	< BG	95	1.200	< BG	39.000	9.500	100	50	< BG
3	FCKW R12	3.410	< BG	23	2.630	< BG	5.850	630	0	6.080	630

Bassum 14 Meßpaare, Horm 6 Meßpaare (\*: ein Ausreißer nicht berücksichtigt)

Die in Tabelle 1 dargestellten Verbindungen sind nach den Wirkungsklassen der Nr. 3.1.7 TA Luft geordnet. Bei einer Aufsummierung der Stoffe in den TA Luft-Klassen stellt sich heraus, daß die Massenstromgrenze von 100 g/h für Stoffe der Klasse 1 in Horm durchgehend und in Bassum nahezu immer überschritten, die max. zulässige Konzentration in dieser Klasse von 20 mg/m<sup>3</sup> jedoch nicht erreicht wurde. Die Massenstromgrenze für die Klassen 2 (2.000 g/h) und 3 (3.000 g/h) wurden ebenso wie die max. zulässigen Konzentrationen nicht erreicht.

Die Massenströme für organische Stoffe der Klassen I bis III TA Luft lagen an den drei Niedersächsischen Demonstrationsanlagen im Rohgas max. zwischen 1.700 g/h (MBV Lüneburg) bis 3.900 g/h (MBV Friesland). Die Massenstromgrenze von 3.000 g/h wurde nur an der MBV Friesland bei 2 von 8 Messungen in 1998/99 überschritten. Die Massenstromgrenze für Stoffe der Klasse 1 von 100 g/h wurde an allen Anlagen im Rohgas häufig mehr als ausgeschöpft. Bei Überschreitung der Massen-

stromgrenze im Rohgas muß für Stoffe der Klasse I die max. Massenkonzentration im Reingas von 20 mg/m<sup>3</sup> eingehalten werden. Die untersuchten MBA unterschritten in der Regel im Reingas nach Biofilter Gehalte von 1 mg/m<sup>3</sup> für die Summe der Stoffe der Klasse I, max. 2 mg/m<sup>3</sup>. Den wesentlichen Anteil daran stellt die Hauptkomponente Acetaldehyd dar, für die eine ausgezeichnete Abscheidung im Biofilter nachgewiesen wurde. Alle Messungen belegen ein sehr geringes Emissionsniveau für Stoffe der Klasse I. Die höchste Konzentration einer Substanz der Wirkungsklasse I betrug 1,2 mg/m<sup>3</sup> Dichlormethan bei einer von insgesamt 28 Messungen.

Die frachtbestimmenden organischen Verbindungen am NMVOC nach Nr. 3.1.7 TA Luft sind:

Stoffe der Klasse 1	Acetaldehyd
Stoffe der Klasse 2	Limonen Verschiedene aromatische Kohlenwasserstoffe
Stoffe der Klasse 3	Aceton 2-Butanon Ethanol Fluorchlorkohlenwasserstoffe R11 und R12 (Emission stark schwankend) Verschiedene aliphatische Kohlenwasserstoffe

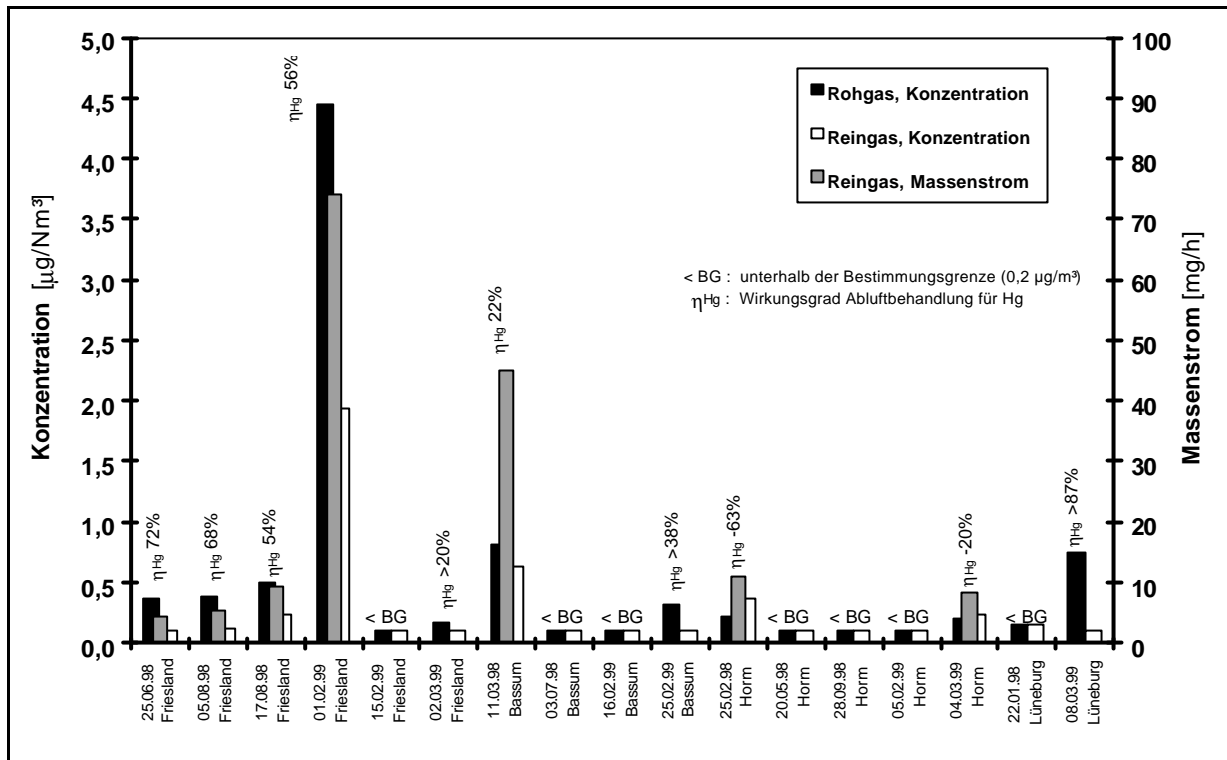
### 32.2 krebserzeugende Stoffe

Maßnahmen zur Emissionsminderung von krebserzeugenden Stoffe (Nr. 2.3 TA Luft) sind nicht erforderlich. Die Massenkonzentrationen für die Summe an krebserzeugenden Stoffen lagen bei allen Messungen im Roh- sowie im Reingas immer < 1 mg/m<sup>3</sup>.

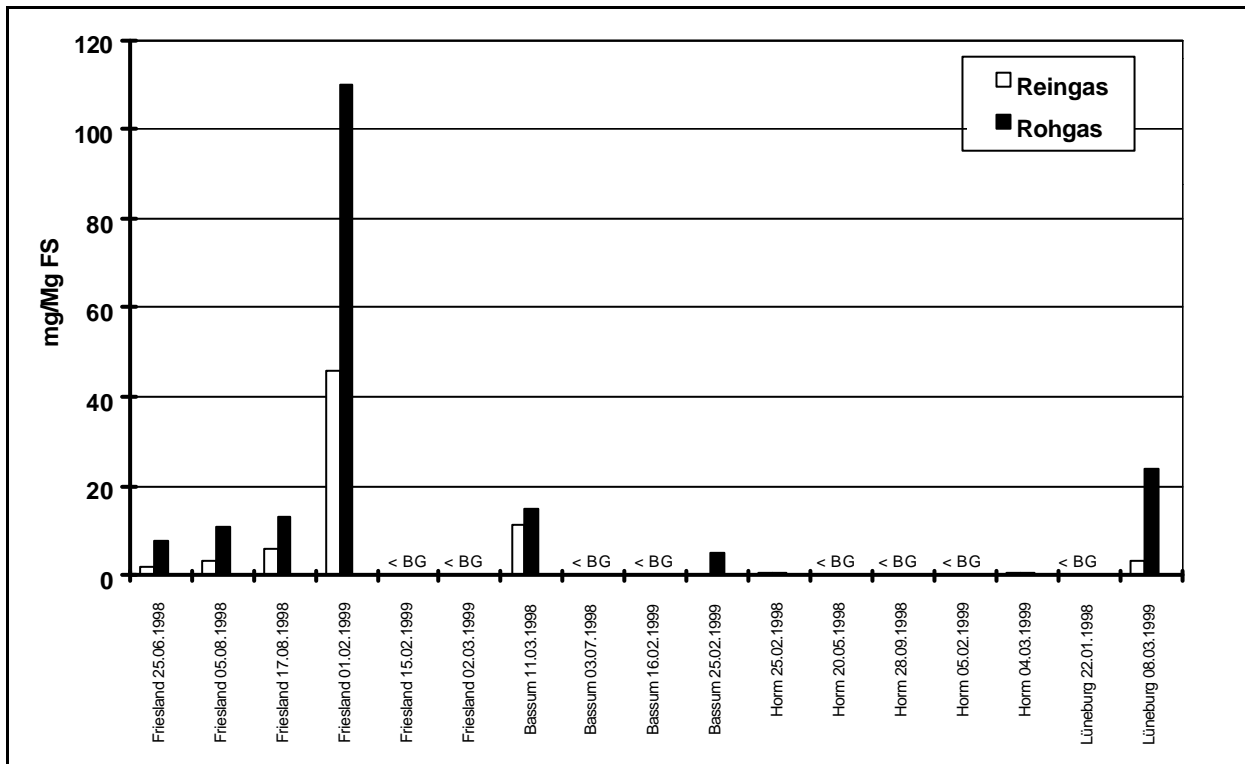
### 32.3 Quecksilber

Exemplarisch sind in Abbildung 1 die Roh- und Reingaskonzentrationen sowie die resultierenden Emissionsmassenströme von Quecksilber aus vier unterschiedlichen Anlagen dargestellt. Dabei kann ein Rückhalt im Biofilter festgestellt werden. Messungen, die signifikant negative Wirkungsgrade ergeben haben, weisen darauf hin, daß ggf. im Biofilter angereicherte, adsorbierte Quecksilbermengen auch wieder freigesetzt werden können (Desorption).

Von insgesamt 17 Messungen im Roh- und Reingas sind 2 Meßpaare signifikant erhöht und erreichen 1,9 und 0,6 µg/m<sup>3</sup> im Reingas. Der Grenzwert der 17. BImSchV beträgt 30 µg/m<sup>3</sup> im Tagesmittel bzw. 50 µg/m<sup>3</sup> als Halbstundenmittelwert. Bei 10 von 17 Messungen im Reingas liegen die Gehalte an Quecksilber unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/m<sup>3</sup>.



**Abb. 1** Quecksilberemissionen aus MBA, Konzentrationen und Massenströme  
 η = rechnerischer Wirkungsgrad der Abluftbehandlung für Hg  
 BG = Bestimmungsgrenze



**Abb. 2** Quecksilberfrachten aus MBA in mg/Mg FS

In Abbildung 2 sind die resultierenden Frachten in mg/Mg Feuchtsubstanz (FS) Rotteinput dargestellt. Bezogen auf den Abfalldurchsatz (Input Rotte) liegen die Frachten demnach bei 16 von 17 Meßpaaren  $\leq 24$  mg/Mg (Roh- und Reingas). Eines von 17 Meßpaaren deutet mit 110 mg/Mg (Spitzenwert im Rohgas) bzw. 46 mg/Mg (Spitzenwert im Reingas) auf eine erhöhte Quecksilberbelastung des Abfalls hin („hot spot“). Bis auf diesen Spitzenwert stimmen diese Ergebnisse mit den Meßdaten aus Österreich (ANGERER et al., 1998, 1999A, 1999B) in der Größenordnung sehr gut überein (Tabelle 2). Hier liegen alle ermittelten Quecksilberfrachten  $\leq 24$  mg/Mg (Roh- bzw. Reingas). Für die Anlage in Siggerwiesen können für eine Frachtabschätzung die Emissionen beider Anlagenteile (Rottetrommel und Rotteabluft) addiert werden.

Die MBA-Zuluftfracht beträgt für Quecksilber zwischen 0,075 und 0,15 mg/Mg. Die Emissionsfracht liegt abgesehen von „hot spots“ somit nur etwa Faktor 2 bis 50 über der Zuluftfracht.

**Tab. 2** Quecksilberfrachten aus österreichischen MBA (ANGERER et al., 1998, 1999A, 1999B)

MBA	Rohgas 1	Rohgas 2	Rohgas 3	Rohgas 4	Reingas 5	Reingas 6
Kufstein	19 mg/Mg	24 mg/Mg	n.b.	n.b.	7,8 mg/Mg	6,0 mg/Mg
Siggerwiesen (Rottetrommel)	2,8 mg/Mg	0,8 mg/Mg	0,2 mg/Mg	0,3 mg/Mg	n.b.	n.b.
Siggerwiesen (Rotteabluft)	0,7 mg/Mg	0,7 mg/Mg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Allerheiligen	4,2 mg/Mg	4,1 mg/Mg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Die höchsten Hg-Gehalte, die an österreichischen MBA gemessen wurden (ANGERER et al., 1998, 1999A, 1999B), lagen zwischen 3,2 und 4,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  im Rohgas, die höchsten Hg-Massenströme im Rohgas zwischen 11 und 40 mg/h (Rottetrommel). Die niedrigsten Konzentrationen betragen 0,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , d.h. Quecksilber war bei allen Probenahmen meßbar.

Da Quecksilber als flüchtigstes Metall bei niedrigen Temperaturen - ebenso wie die anderen Schwermetalle - mit etwa 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  weit unterhalb von anderen Emissionsgrenzwerten emittiert wird, können die Metallemissionen bei MBA als signifikant (Quecksilber) aber unkritisch angesehen werden.

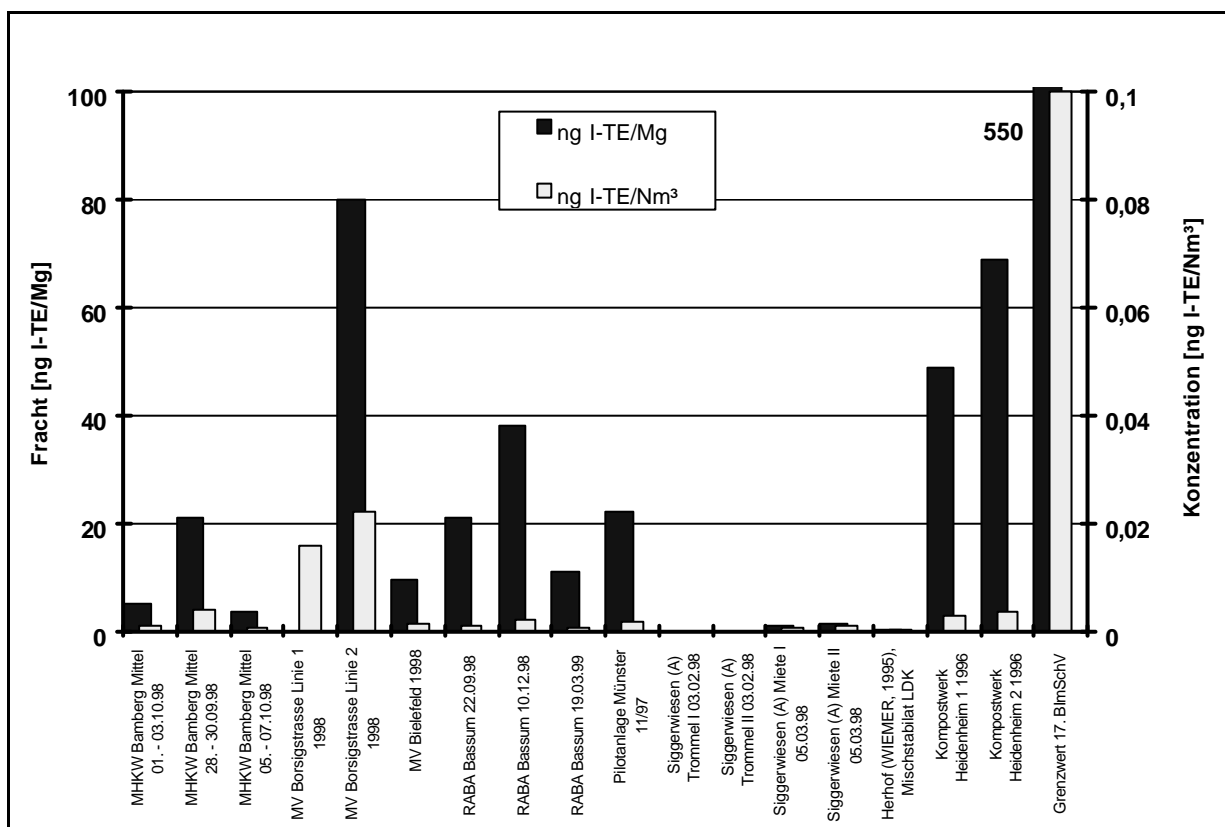
### 32.4 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)

In der 17. BImSchV sind die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) die einzige Stoffgruppe unter den organischen Verbindungen mit einem eigenen Emissionsgrenzwert (0,1 ng I-TE/ $\text{m}^3$ ). Besondere Aufmerksamkeit galt dieser extrem toxischen und persistenten Stoffgruppe und brachte in den letzten Jahren die Nachrüstungen der Rauchgasreinigungsanlagen in den MVA.

Mittlerweile werden in modernen MVA die Rohgasgehalte (hinter Elektrofilter Altbestand) von etwa 20 ng I-TE/ $\text{m}^3$  um den Faktor 1.000 auf unter 20 pg I-TE/ $\text{m}^3$  im Reingas reduziert. PCDD/F-Emissionskonzentrationen und -frachten von drei MVA aus dem Jahr 1998 sind in Abbildung 3 wiedergegeben. Die Konzentrationen liegen mindestens um den Faktor 5 unter dem Grenzwert, zum Teil noch weit darunter. Im gleichen Bild sind daneben die Ergebnisse im Reingas für die RABA Bassum, die Pilotanlage (mechanische Restabfallaufbereitung) in Münster, die österreichischen MBA, die Herhof-Box sowie für ein Kompostwerk dargestellt. Zum Vergleich ist einer fiktive Fracht in Anlehnung an die 17. BImSchV von 50 ng I-TE/Mg angegeben, ermittelt aus dem Grenzwert 0,1 ng I-TE/ $\text{m}^3$  und einem Erfahrungswert für das korrespondierende Luftvolumen von 5.500  $\text{m}^3/\text{Mg}$  für MVA.

Dabei fällt auf, daß bis auf die österreichischen MBA und die Herhof-Box ähnliche PCDD/F-Frachten aus biologischen Anlagen ermittelt werden wie bei den MVA. Die Gehalte an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster bei 1 – 2 pg I-TE/m<sup>3</sup> (Abb. 3), d.h. um den Faktor 50 bis 100 unterhalb des Grenzwertes für PCDD/F in der 17. BImSchV (0,1 ng I-TE/m<sup>3</sup>). Letztlich führen die hohen spezifischen Abluftmengen zu den erstaunlichen Frachten bei den biologischen Anlagen. Bei Messungen in Österreich wurden in der Mietenabluft der MBA Siggerwiesen PCDD/F-Konzentrationen im Rohgas um den Faktor 10 niedriger bestimmt als die der RABA Bassum im Reingas. Die Abluft aus den Rottetrommeln im Winter war sogar um den Faktor 100 geringer belastet (Abb. 3). Die Ursache für diese Unterschiede ist abgesehen von der Temperatur unklar. Da die PCDD/F größtenteils partikelgebunden emittieren, muß zunächst von einer geringeren Staubbelastung der Abluft der MBA Siggerwiesen ausgegangen werden, obwohl es sich um eine Rohgasprobenahme und bei der RABA Bassum um eine Reingasprobenahme gehandelt hat.

Die Emissionsfrachten an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster mit 11 bis 38 ng I-TE/Mg signifikant über den Frachten aus der MBA Siggerwiesen. Auch die Emissionen aus dem Kompostwerk liegen mit etwa 49 ng I-TE/Mg bzw. 69 ng I-TE/Mg im Reingas im Vergleich zur MVA erstaunlich hoch. Anders ausgedrückt erreichen moderne MVA ein vergleichsweise erstaunlich niedriges Emissionsniveau.



**Abb. 3** PCDD/F-Emissionen aus verschiedenen Abfallbehandlungsanlagen

Während bei MVA von Abscheidungen um den Faktor 1.000 gesprochen werden kann, entsprechend Wirkungsgraden von 99,9 %, wird bei der Kombination aus Luftwäscher und Biofilter bei MBA von Reduktionen der PCDD/F im Bereich von Faktor 3 bis 4 ausgegangen werden müssen, welcher Wirkungsgrade zwischen Roh- und Reingas von etwa 60 bis 75 % widerspiegelt.

Im Rahmen des BMBF-Verbundes kommen FRICKE et al. (1997) bei ihrer Bilanzierung der Rohgasbelastung mit PCDD/F auf min. 0,028 pg I-TE/Nm<sup>3</sup> und max. 6,26 pg I-TE/Nm<sup>3</sup> während der ersten

14 Tage Intensivrotte. Unter Zugrundelegen von spezifischen Abluftvolumen von 3.000 m<sup>3</sup>/Mg FS (2 Rottewochen) bzw. 5.000 m<sup>3</sup>/Mg FS (4 Rottewochen) ergaben sich rechnerische Durchschnittskonzentrationen von 0,47 pg I-TE/Nm<sup>3</sup> bzw. 0,28 pg I-TE/Nm<sup>3</sup>. Bei einer Behandlungsdauer von 10 Wochen wurde eine Durchschnittskonzentration von 0,122 pg I-TE/Nm<sup>3</sup> ermittelt. Die PCDD/F-Fracht ergab 1,4 ng I-TEQ/Mg.

Die MBA-Zuluftfracht beträgt für PCDD/F zwischen 0,75 und 1,5 ng I-TE/Mg. Die Emissionsfracht liegt somit nur max. Faktor 10 bis 20 über der Zuluftfracht.

### 33 Verfahren zur Abluftreinigung

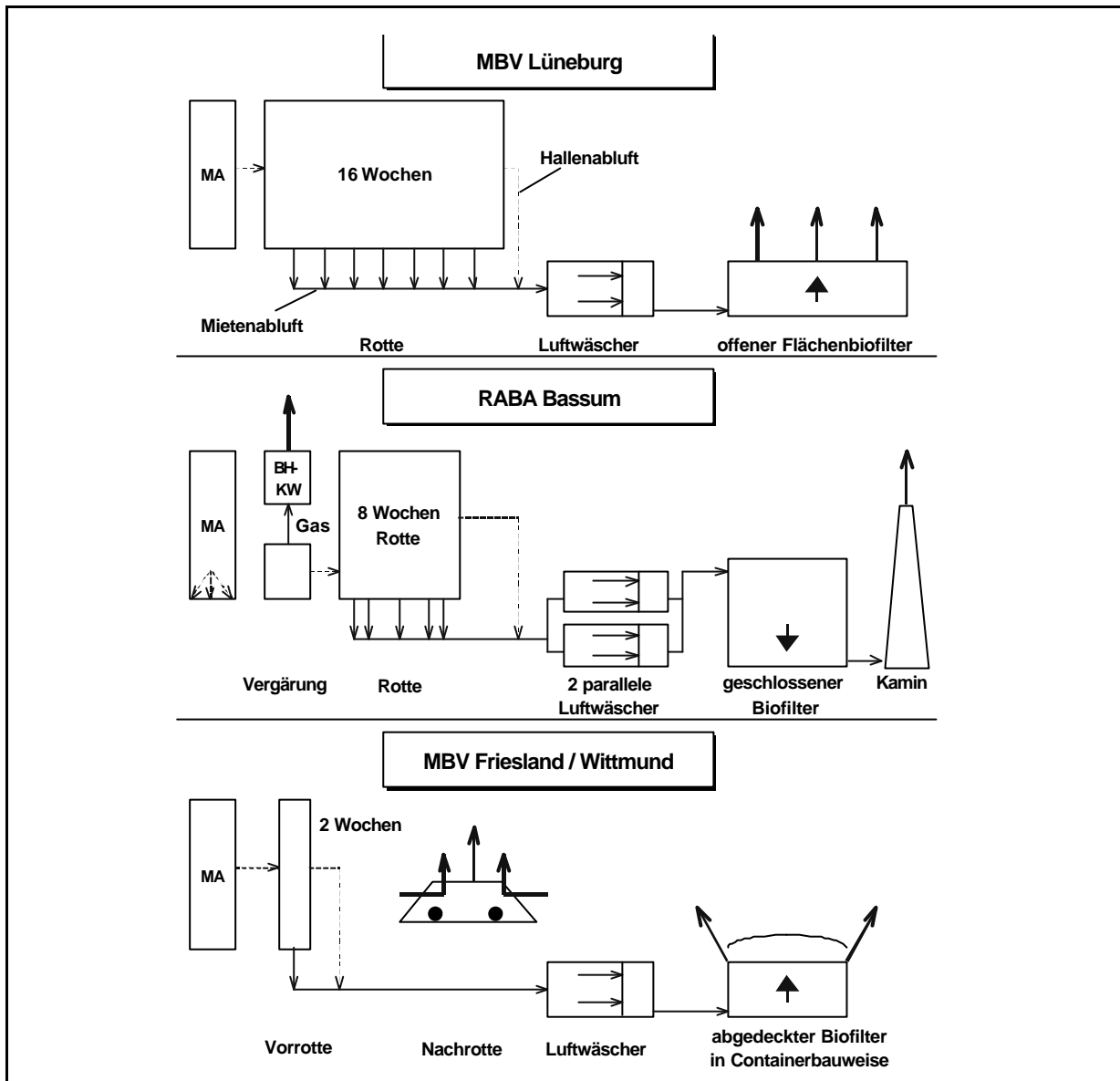
Aus MBA emittieren in erheblichem Umfang flüchtige organische Stoffe (VOC). Für genehmigungsbedürftige Anlagen müssen nach BImSchG sowie TA Luft zum Schutz der Allgemeinheit und der Nachbarschaft vor schädlichen Luftverunreinigungen sowie zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen Maßnahmen zur Emissionsminderung getroffen werden. In der Regelung zur Begrenzung der Emissionen organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 TA Luft sind aufgrund von wirkungsbezogenen Kriterien die Wirkungsklassen I bis III festgelegt. Die dort genannten max. zulässigen Massenkonzentrationen müssen jedoch erst bei Überschreitung der zugehörigen Massenstromgrenze eingehalten werden (vgl. Kap. 2.1) . Die maximal zulässigen Massenkonzentrationen basieren auf dem Stand der Luftreinhaltetechnik, der nach §3 Abs. 6 des BImSchG den Entwicklungsstand fortgeschrittener Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen zur Begrenzung der Emissionen kennzeichnet. Durch Zuordnung der Stoffe zu wirkungsbezogenen Klassen wird dem Risikopotential der Schadstoffe in angemessener Form Rechnung getragen; gleichermaßen wird der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit berücksichtigt.

Das derzeit erprobte Abluftreinigungsverfahren nach dem Stand der Technik ist für MBA die Kombination Wäscher + Biofilter. Der Wäscher dient hierbei zur Befeuchtung und in geringem Maße zur Staubabscheidung. Der Abbau der Organik und der Geruchsstoffe sowie teilweise eine Oxidation von Ammoniak finden in offenen oder geschlossenen Biofiltern statt mit einer Ableitung des Reingases entweder offen bodennah oder geschlossen, z.T. auch über einen Kamin (Tab.3, Abb. 4). Beispiele für die Bandbreite unterschiedlicher Konzeptionen bei MBA, besonders bezüglich der Art und Behandlungsdauer sowie der Auslegung der biologischen Abluftbehandlung enthalten Abbildung 4 und Tabelle 3.

Die Abbaugrade der untersuchten MBA – Biofilter (ohne Ammoniakabscheidung) liegen nicht wie bei einigen Sonderanwendungen in der Industrie für Einzelsubstanzen bei 80 oder gar > 90 %, sondern im Durchschnitt für NMVOC bei lediglich 40 bis 70 % sowie für Methan nur bei nahe 0%. Wirkungsgrade für Einzelsubstanzen im Abgas von MBA in der Tabelle 1 zeigen gute Werte für die MVOC (Microbial Volatile Organic Compounds; z.B. Aceton, Acetaldehyd, Limonen, Ethanol) und demgegenüber mäßige bis keine Abbaugrade für z.B. BTEX und FCKW.

Wie bereits eingangs erläutert, ist es unumgänglich, bei hoher Ammoniakemission eine Ausschleusung des Ammoniaks vor dem Biofilter vorzunehmen. Durch diese Maßnahme, z.B. durch eine saure Wäsche, lassen sich die Wirkungsgrade für die NMVOC-Minderung auf 70 % (Tagungsbeitrag CUHLS / KNOTH) bis fast 90 % (WINDSBERGER / STEINLECHNER, 2000) steigern, wobei die 70 % bei sehr hoher Volumenbelastung des Biofilters von 500 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>h) erzielt wurden.





**Abb. 4** Abluftbehandlung in den 3 niedersächsischen Demonstrationsanlagen

Zur Zeit wird nach leistungsfähigeren und sowohl ökologisch (Energiebedarf) als auch ökonomisch tragbaren Techniken für eine gegenüber Biofiltern verbesserte MBA-Abluftbehandlung gesucht, und zwar mit folgendem Erkenntnisstand:

Aktivkohle-Adsorption:

Die Adsorption an A-Kohle ist gut geeignet für die Elimination biologisch schlecht abbaubarer Verbindungen (z.B. LKW, FCKW, aromatische Verbindungen), sie ist dagegen weitgehend unwirksam für Gase (u.a.  $\text{CH}_4$ ). Da das Abgas von MBA in der Regel feuchtegesättigt ist, müßte, um die Koadsorption von Wasserdampf und das Verkleben der Kohle zu vermeiden, entweder eine Kühlung mit Kondensatabscheidung oder eine Erwärmung des Abgases durchgeführt werden.

Anders bei dem Einsatz von A-Kohle in der Rauchgasreinigung bei MVA besteht bei MBA keine interne Entsorgungsmöglichkeit für die beladene A-Kohle, so dass eine externe Regeneration oder Entsorgung vorgehalten werden muß. Für MBA ist die Anwendung der A-Kohle-Adsorption bisher nur in der Biopuster-Versuchsanlage Stendal bekannt. Durch den Einsatz von Adsorptionsfiltern (hier Aktiv-

kohle, in der Endausführung Koks) konnten alle Emissionen so lange unter der Nachweisgrenze gehalten werden, bis nach ca. 10 Wochen Rottezeit die Belastungen der Rohgase unter die Nachweisgrenze fielen (Spillmann / Eschkötter, 1999). Für Methan sowie andere Gase sind die Adsorptionstechniken jedoch nahezu wirkungslos.

**Tab. 3** Aufbau und Verfahrensvarianten der biologischen Abluftreinigung an MBA

Anlage	MBA Wittstock	MBRA Horn	MBV Lüneburg	MBV Wiefels	RABA Bassum
Befeuchtung	keine	Sprühwäscher	Sprühwäscher	Sprühwäscher	2 Sprühwäscher
Biofiltersystem	Containerfilter mit Berieselung	offener Flächenfilter	offener Flächenfilter	Containerfilter mit Berieselung	Raumfilter mit Berieselung
Filtermaterial	Fertigkompost aus Grünabfall	gerissenes Wurzelholz	gerissenes Wurzelholz	Rindenmulch und Füllkörper	gerissenes Wurzelholz
spezifische Luftmenge (Nm <sup>3</sup> / Mg FS)	15.000 bei 4 Wochen Rotte	1.100- 2.000	20.000-32.000	15.000-28.000	14.000-25.000
Volumenbelastung (Auslegungswerte)	Ø 87 m <sup>3</sup> /(m <sup>3</sup> h) max. 160	< 50 m <sup>3</sup> /(m <sup>3</sup> h)	< 67 m <sup>3</sup> /(m <sup>3</sup> h)	< 260 m <sup>3</sup> /(m <sup>3</sup> h)	< 60 m <sup>3</sup> /(m <sup>3</sup> h)
Flächenbelastung (Auslegungswerte)	Ø 96 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> h) max. 180	< 70 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> h)	< 100 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> h)	< 260 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> h)	< 190 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> h)
Durchströmung	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↓↓
Reingasableitung	abgedeckt, flächig	offen, flächig	offen, flächig	abgedeckt, flach	gefaßt, Kamin

#### Katalytische Oxidation:

Diese Technik ist für MBA noch nicht erprobt, wird aber aufgrund von Erfahrungen in der Altlastensanierung oder der Tierkörperverwertung als grundsätzlich einsetzbar angesehen. Es sind erhöhte Materialkosten zu erwarten durch Edelmetall-Katalysatoren mit nicht bekannten Standzeiten, die ggf. durch Katalysatorgifte, z.B. Halogene, Schwermetalle oder anorganischer Partikel, beeinflusst werden können. Die katalytische Oxidation arbeitet bei Temperaturen um 300 – 500 °C, durch Wärmetausch kann jedoch der Energiebedarf für die Abgasaufheizung stark gemindert werden, so dass dann nur noch ein  $\Delta T$  von 30°C ausgeglichen werden muß.

#### Photooxidation / UV-Behandlung:

Das Prinzip der Photooxidation / UV-Behandlung wird im Rahmen eines DBU-Projektes 13992 auf grundsätzliche Eignung und im Pilotmaßstab an der RABA Bassum erprobt. Nach bisherigen Erfahrungen wird eine Teiloxidation, jedoch keine Ringzerstörung bei Aromaten, erreicht. Probleme bereiten auch die Polymerisation von organischen Verbindungen sowie die Bildung von Belägen auf den Lampen. Methan wird nicht reduziert. Der Energiebedarf ist vergleichsweise hoch.

#### Nichtthermische Plasmaverfahren:

Das nichtthermische Plasmaverfahren (DBU-Projekt Fa. Rafflenbeul) wurde ehemals von der Fa. Herhof favorisiert und an Stabilanlagen erprobt (Wengenroth, 1999), jedoch inzwischen nicht weiter verfolgt. Mögliche Probleme bei diesem Verfahren können sein: Teiloxidierte Abbauprodukte, Korrosion, Standsicherheitsprobleme und hoher Energiebedarf ähnlich wie bei der Photooxidation.

#### Regenerative thermische Oxidation (RTO):

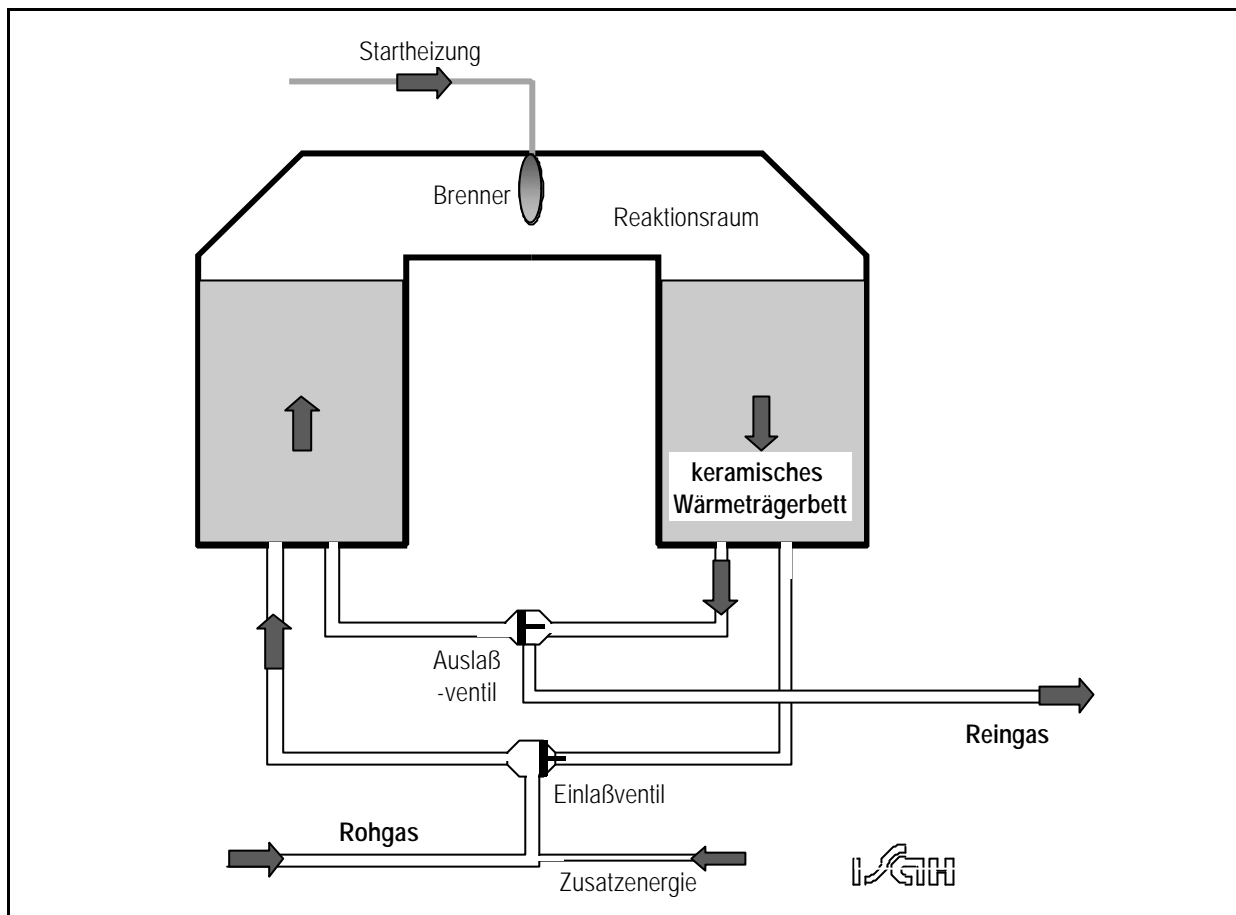
Die Zerstörung der organischen Abluftinhaltsstoffe wird bei der RTO durch Temperaturen von über 800°C erreicht. Dabei wird der Abluftstrom zuerst im ersten Teil des Keramikbetts auf die notwendige Temperatur erwärmt. Nach kurzer Verweilzeit auf der erforderlichen Temperatur in der Reaktions-

kammer wird der Abgasstrom im zweiten Teil des Keramikbetts wieder abgekühlt (s. Prinzipskizze Abb. 5). Dieses Keramikbett speichert die abgegebene Wärme des Abluftstroms und gibt diese Wärme bei Änderung der Durchströmungsrichtung wieder ab und erwärmt auf diese Weise wiederum die Rohluft. Durch den ständigen Wechsel der Strömungsrichtung kann somit eine Nutzung der Verbrennungswärme zur Aufheizung der Abluft erreicht werden. Da durch das zyklische Umschalten der Strömungsrichtung jeweils der gerade in das Wärmetauscherbett einströmende Rohgasanteil in das Reingas abgeleitet wird, treten bei jeder Strömungsumkehr Emissionsspitzen auf, die unbehandelt in die Atmosphäre freigesetzt werden. Zur Vermeidung dieser Umschaltpeaks ist von der Fa. Herhof eine Ausführung mit 3 Kammern vorgesehen. Es können dabei Wärmetauscher-Wirkungsgrade von bis zu 98 % erreicht werden (WENGENROTH, 2000). Da die Oxidation von organischen Substanzen ein exothermer Prozeß ist, kann der Betrieb der RTO-Anlage ab Energieinhalten von etwa 2 g C/m<sup>3</sup> in der Abluft (z.B. Schwachgas aus Altdeponien) autotherm stattfinden.

Dieses Verfahren stellt eine elegante und sichere Möglichkeit zur Emissionsminimierung der organischen Verbindungen incl. Methan dar. Positiv zu sehen ist ebenfalls die vollständige Entkeimung des Abgases. Unklar ist zur Zeit jedoch noch der Verbleib der Stickstoffverbindungen, insbesondere des Ammoniak und der organischen Stickstoffverbindungen. Aufgrund der flammenlosen Oxidation bei 850 °C ist der Anteil an thermischem NO zu vernachlässigen. Die NO-Bildung rührt allein aus den Stickstoffverbindungen im Abgas und im Brennstoff her. WENGENROTH (2000) nannte eine Emissionskonzentration von 18 mg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup> Reingas. Bei niedrigen Verbrennungstemperaturen unter 1.000 °C steigt hingegen der Anteil der N<sub>2</sub>O-Bildung. Diese Erfahrung wurde u.a. auch bei der Wirbelschichtverbrennung von ammoniakhaltigen Klärschlämmen beobachtet. Die Beschränkung der Emissionsmessungen auf den 17. BImSch-Parameter NO<sub>x</sub> kann deshalb nicht ausreichend sein. Ob sich Ammoniak als simultan NO<sub>x</sub>-reduzierend erweist, bleibt weitergehenden Untersuchungen abzuwarten (ISAH et al., 1999).

Ebenfalls Probleme bereitet die RTO bei der Einhaltung der zulässigen Geruchsstoffkonzentration von 300 GE/m<sup>3</sup> gemäß dem Entwurf der 29. BImSchV.

Das ggf. bei Kühlung des Abgasstroms anfallende Kondensat muß einer Abwasserbehandlung unterzogen werden.



**Abb. 5** Prinzipskizze RTO (DOEDENS / CUHLS, 2000)

Die RTO wurde 1972 in den USA zur Abreinigung von VOC in Abgasen auf dem Markt eingeführt. Die klassischen Anwendungsbereiche der RTO liegen z.B. in der Druckindustrie, PVC-Beschichtungsindustrie, petrochemischen Industrie sowie bei der Deponiegasbehandlung (VocsiBox® der Fa. Haase Energietechnik).

Die im Rahmen eines voraussichtlichen BMBF-Projektes für MBA eingesetzte RTO (ISAH et al., 1999) bietet die Möglichkeit einer weitgehenden Reduzierung aller oxidierbaren Substanzen in der MBA-Abluft, die mit den bisher angewandten Verfahren nicht ausreichend eliminiert werden, nämlich VOC, POP, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, FCKW usw. sowie Keime und Geruchskomponenten (Schwefelverbindungen).

Für den Anfahrzeitraum bis zum Erreichen der Betriebstemperatur und während des Betriebs bei niedrigen organischen Stoffkonzentrationen (< 2 g C/m<sup>3</sup>) ist eine externe Energiezufuhr notwendig. Diese besteht beim Anfahren teilweise auch aus einer elektrischen Heizung ansonsten in der Regel aus Erdgas oder Propan, alternativ ist auch Deponie- oder Biogas denkbar.

Um den Energieverbrauch und die Sekundäremissionen aus der Verbrennung des Stützgases zu optimieren, sollten die zu behandelnden Abluftvolumenströme durch ein Abluftmanagement (z.B. Umluftführung der Rottstufe; andere Behandlung der Abluft aus der mechanischen Stufe) minimiert werden (vgl. Nr. 3.1.2 TA Luft). In der Folge ist eine Anreicherung der organischen Stoffe zu erwarten, was zudem eine Erhöhung des Brennwertes mit sich bringt. Ebenso ist die RTO bezüglich eines möglichst hohen Wärmerückgewinns zu optimieren.

### 34 Emissionsgrenzwerte und Zusammenfassung

Der Entwicklungsstand der MBA-Technologie sieht derzeit auf der Abgasseite zwei deutlich voneinander verschiedene Verfahren mit prinzipieller Eignung vor: einerseits die Biofiltertechnik in Kombination mit einer vorgeschalteten Ammoniakausschleusung in der Regel durch eine saure Wäsche. Vorteile des Verfahrens sind die auf die Bedürfnisse der MBA abgestimmte robuste und relativ einfache, kostengünstige Technik mit Wirkungsgraden zwischen 70% und fast 90% NMVOC. Von Nachteil ist der völlig unzureichende Methanabbau, die nicht vorhandene Zerstörung von persistenten Schadstoffen (POP) sowie die nur durchschnittliche Emissionsminderung bei der aromatischen Kohlenwasserstoffen. Das anfallende Abwasser aus der sauren Wäsche (Ammoniumsulfat) kann aufkonzentriert werden und z.B. als Sekundärdünger in der Landwirtschaft verwertet werden (Demonstrationsvorhaben an der MBA Borken).

Demgegenüber bietet die Thermische Abgasreinigung mit regenerativer Vorwärmung (RTO) den Vorteil der weitgehenden Zerstörung aller im Abgas vorhandenen organischen Verbindungen sowie Keimfreiheit des Reingases. Von Nachteil ist der zusätzliche Bedarf an Energie in Form von Brennstoff (Erdgas, ggf. Biogas) zur Aufrechterhaltung des Systems sowie damit verbunden höhere Emissionen der klassischen Verbrennungsgase  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  und ggf.  $\text{N}_2\text{O}$ . Aufgrund des Wechsels der Durchströmungsrichtung der Brennkammer kommt es zu zyklisch auftretenden Emissionsspitzen, die auch als geruchsrelevant anzusehen sind. Das Verfahren wird seit Anfang des Jahres von der Fa. Herhof in der Trockenstabilat®-Anlage Rennerod eingesetzt. Es wurde dort in zwei Linien realisiert.

Unabhängig davon ist verfahrenstechnisch die Minderung der behandlungsbedürftigen Abluftmengenströme vordringliches Ziel (Abluftmanagement), wobei erhebliche Einsparungen nur mit zusätzlichen Aufwendungen (Abluftkühlung, Kondensatbehandlung) zu realisieren sind. In Tab. 4 ist die Entwicklung unterschiedlicher Anforderungen an die MBA-Abluft bis hin zur 29. BimSchV (Entwurf) dargestellt. Der Immissionsschutz wird die verfahrenstechnische Konzeption und auch die Kosten der MBA deutlich beeinflussen. Genauer werden sich diese Einflüsse erst bilanzieren lassen, wenn die Anforderungen konkretisiert und Verfahren bekannt sind, die diese Anforderungen als Stand der Technik einhalten.

**Tab. 4** Anforderungen an die Abluftemissionen von MBA (TMW: Tagesmittelwert, HMW: Halbstundenmittelwert)

	organ. Stoffe	Methan	NH <sub>3</sub>	Staub
	mg / Nm <sup>3</sup>	mg / Nm <sup>3</sup>	mg / Nm <sup>3</sup>	mg / Nm <sup>3</sup>
TA Luft 86	Klasse I: ≤ 20 bei ≥ 0,1 kg/h Klasse II: ≤ 100 bei ≥ 2 kg/h Klasse III: ≤ 150 bei ≥ 3 kg/h	ohne	ohne	ohne
BImSchV-Vorentwurf anzeigebedürftige Anlagen 2 / 1998	≤ 20 mg ges. C bei ≥ 0,1 kg/h	in ges. C enthalten	ohne	≤ 20 bei ≥ 0,5 kg/h
MBA-Leitfaden MURL NRW, 1998	≤ 100 mg NMVOC bei ≥ 2 kg/h	ohne	ohne	ohne
Erlaß Sächs. Staatsministerium, 1999	≤ 20 mg ges. C bei ≥ 0,1 kg/h	in ges. C enthalten	≤ 20	≤ 10
MBA-Merkblatt Schl.-Holstein, 8/1999	≤ 20 mg NMVOC und ≤ 500 g NMVOC / Mg Input	ohne	ohne	≤ 10 (TMM) ≤ 30 (HMW)
UBA-Bericht MBA, 7/1999	≤ 55 g ges. C / Mg Input; Fassung und Abluftbehandlung mind. bis AT <sub>4</sub> ≤ 20 mg O <sub>2</sub> / g TS	in ges. C enthalten	ohne	ohne
BWK-Arbeitsgruppe Müll und Abfall 10/99	≤ 80 mg NMVOC als ges. C <sub>FID</sub> ≤ 300 g NMVOC als ges. C <sub>FID</sub> / Mg Input;  Fassung und Abluftbehandlung mind. während 14 Tagen mit Umsetzen bzw. 4 Wochen ohne Umsetzen	ohne	ohne	≤ 10 (TMM)
BMBF-Verbund MBA CUHLS et al., 1999	≤ 80 mg NMVOC als ges. C <sub>FID</sub> ≤ 300 g NMVOC als ges. C <sub>FID</sub> / Mg Input	ohne	ohne	ohne
UBA-Österreich, 1999	≤ 20 mg ges. C	in ges. C enthalten		
29. BImSchV MBA (Entwurf)	≤ 20 mg NMVOC als ges. C <sub>FID</sub> (TMM) ≤ 40 mg NMVOC als ges. C <sub>FID</sub> (HMW) ≤ 55 g NMVOC als ges. C <sub>FID</sub> / Mg Input  Geruchsstoffe ≤ 300 GE/m <sup>3</sup>	ohne	ohne	≤ 10 (TMM) ≤ 30 (HMW) ≤ 55 g / Mg Input

### 35 Literatur

- CUHLS, C (1999) Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Dissertation am Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Hannover, ISAH
- CUHLS, C. / DOEDENS, H./ KRUPPA, J./ KOCK, H./ LEVSEN, K. (1999) Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Vortrag bei BMBF-Ergebnispräsentation 07.-08.09.1999 in Potsdam und veröff. in: Beiträgen der Ergebnispräsentation, hrsg. vom BMBF, 1999, S. 43 ff.

- DOEDENS, H./  
CUHLS, C. (1999 a) Emissionen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung - Parameter, Meßtechnik und Bewertung. Vortrag bei 11. Kasseler Abfallforum "Biologische Abfallbehandlung", Kassel, 20.-22.04.1999 und veröff. in: Bio- und Restabfallbehandlung III (1999), "Abfallwirtschaft - Neues aus Forschung und Praxis", Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 427 - 444
- DOEDENS, H./  
CUHLS, C. (2000) Anforderungen an mechanisch-biologische Behandlungsanlagen aus Sicht des Immissionsschutzes. 33. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 29.-31.3.2000 in Essen, Hrsg. M. Dohmann, RWTH Aachen
- DOEDENS, H./  
CUHLS, C./  
COLLINS, H.-J. /  
FRICKE, K. (1999 b) Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an die mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) aufgrund der Emission von Stäuben, anorganischen und organischen Stoffen. Bericht für die BWK-Arbeitsgruppe " Restabfallbehandlung", 1999, auch in Müll und Abfall 10/1999, S. 588-595
- DOEDENS, H./  
DÜLLMANN, H./  
ET AL. (1998) Integration der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in ein kommunales Abfallwirtschaftskonzept. Leitfaden des MURL NW, 1998
- FRICKE, K. /  
WALLMANN, R.  
MÜLLER, W. (1999) Technische Anforderungen an die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung. Vortrag bei BMBF-Ergebnispräsentation 07.-08.08.1999 in Potsdam und veröff. in: Beiträgen der Ergebnispräsentation, herausg. vom BMBF, 1999, S. 85-116.
- ISAH  
Fa. HAASE  
Fa. GFW (1999) Erprobung einer nichtkatalytischen thermischen Behandlung von Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. FE-Antrag beim BMBF, 1999
- UBA (1999) Bericht zur ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Bericht UBA III., 4, Juli 1999, 62 S.
- WENGENROTH, K. (1999) Emissionen der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen und deren Minimierung –bei der Trockenstabilisierung am Beispiel Aßlar. "Abfallwirtschaft - Neues aus Forschung und Praxis", Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 483- 495
- WENGENROTH, K. (2000) Emissionsminderung mit dem Herhof-Abluftreinigungssystem am Beispiel der Trockenstabilat-Anlage Rennerod. Fachtagung am 24.02.2000 in Wien: Abluft und Abluftreinigung bei der MBA, veranstaltet vom VÖEB und UBA, Tagungsband 15 S.
- WINDSBERGER, A.  
STEINLECHNER, S. (2000) Technologien und Konzepte der Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Anlagen zur Vorbehandlung von Restmüll. Fachtagung am 24.02.2000 in Wien: Abluft und Abluftreinigung bei der MBA, veranstaltet vom VÖEB und UBA, Tagungsband S. 45 - 55

### **Anschrift des Autors:**

Dr.-Ing. Carsten Cuhls  
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Institut Umwelttechnik  
Lehrstuhl für Umweltschutztechnik  
06099 Halle (Saale)  
Tel. 03461 / 46-2598  
Fax 03461 / 46-2710  
carsten.cuhls@iw.uni-halle.de