



BZL Kommunikation und
Projektsteuerung GmbH
Lindenstr. 33
D – 28876 Oyten
Tel. ++49 4207 91763-10
Fax. ++49 4207 91763-12
info@bzlgmbh.com
<http://www.bzlgmbh.com>

BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH

*Thermisch-regenerative
Abgasreinigung für die
mechanisch-biologische
Abfallbehandlung*



**Studie im Auftrag der
Herhof Umwelttechnik
GmbH**

Oyten, den 1. Februar 2001

G l i e d e r u n g

1	AUFGABENSTELLUNG DER UNTERSUCHUNG.....	1
2	EMISSIONSPOTENZIAL DER MBA	2
	2.1.1 Organische Schadstoffe.....	2
	2.1.2 Stickstoffverbindungen.....	5
	2.1.3 Schwefelverbindungen.....	5
	2.1.4 Schwermetalle	5
	2.1.5 Mikroorganismen	6
3	ABGASREINIGUNG – VORHANDENE VERFAHREN	8
	3.1.1 Biofilter.....	8
	3.1.2 Chemischer Wäscher.....	12
	3.1.3 Adsorptive Filter	13
	3.1.4 Thermisch-regenerative Abgasreinigung.....	13
	3.1.5 Sonstige Techniken	14
4	THERMISCH-REGENERATIVE ABGASREINIGUNG LARA.....	15
	4.1 Verfahrenstechnische Besonderheiten	15
	4.2 Die Abgasreinigungsanlage für die MBA Rennerod	18
	4.3 Die Abgasreinigungsanlage für die MBA Aßlar	19
	4.4 Weitere Anlagen in Planung	21
5	BETRIEBSERFAHRUNGEN, BETRIEBSDATEN UND EMISSIONSDATEN ...	22
	5.1 Gasverbräuche.....	22
	5.2 Emissionen.....	23
	5.2.1 Betriebsüberwachung durch den Betreiber	23
	5.2.2 Kontrollmessungen durch den TÜV Hessen an der Abgasbehandlung Rennerod 25	
	5.2.2.1 <i>Ergebnisse</i>	26
	5.2.2.2 <i>Diskussion</i>	26
	5.2.3 Universität Kassel	27
	5.2.4 Kontrollmessungen durch das Umweltbundesamt der Republik Österreich.....	28
	5.2.4.1 <i>Ergebnisse</i>	28
	5.2.4.2 <i>Diskussion</i>	36
	5.2.5 TÜV-Messungen zur N ₂ O-Belastung des Reingas an der MBA Aßlar	37
	5.2.5.1 <i>Ergebnisse</i>	37
	5.2.5.2 <i>Diskussion</i>	38
	5.2.6 Fazit Emissionen.....	38

6	KANN MITTELS THERMISCH-REGENERATIVER ABGASREINIGUNG DIE 30. BIMSCHV EINGEHALTEN WERDEN?	39
6.1	Der Verordnungsentwurf vom 27.09.2000 (Kabinettsbeschluss)	39
6.2	Die MBA als Stabilisierungsanlage?	40
6.2.1	Abgasbehandlungskonzept	40
6.2.2	Abgasreinigung	40
6.3	Einhaltbar für die MBA als Splitting-Anlage (Split in hochkalorische Fraktion und in Deponiefraction)?	41
6.3.1	Abgasbehandlungskonzept	41
6.3.2	Abgasreinigung	42
6.4	Optimierungspotenziale	42
6.5	Fazit Einhaltung 30. BImSchV	42
7	ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG EINER THERMISCH-REGENERATIVEN ABGASREINIGUNG	43
7.1	Nachbarschaftsschutz	43
7.1.1	Auswahl der Wirkungskategorien	44
7.1.2	Ergebnisse	44
7.1.2.1	<i>Krebserzeugende Stoffe</i>	44
7.1.2.2	<i>Sommersmog</i>	45
7.1.2.3	<i>Versauerungspotenzial</i>	45
7.1.3	Bewertung Nachbarschaftsschutz	45
7.2	Ökobilanz als Bewertungsansatz	46
7.2.1	Auswahl der Wirkungskategorien	47
7.2.2	Ergebnisse	47
7.2.2.1	<i>Kumulierte Primärenergie</i>	47
7.2.2.2	<i>Krebserzeugende Stoffe</i>	48
7.2.2.3	<i>Treibhauseffekt</i>	49
7.2.2.4	<i>Ozonabbaupotenzial</i>	49
7.2.2.5	<i>Sommersmog</i>	50
7.2.2.6	<i>Versauerungspotenzial</i>	50
7.2.2.7	<i>Lastschriften der Baumaterialien der Filtereinrichtung</i>	51
7.3	Fazit ökologische Bewertung	52
8	KOSTEN	54
9	ZUSAMMENFASSUNG	55
10	LITERATUR	56

1 Aufgabenstellung der Untersuchung

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) soll zu einer Regelvariante der Restabfallbehandlung in Deutschland gemacht werden (1). Hierzu wurde von der Bundesregierung am 27.09.2000 ein Verordnungspaket zur Weiterentwicklung der TA Siedlungsabfall beschlossen und in die Entscheidungsfindung des Bundesrats gegeben (2, 3, 4).

Seit Jahren wird das Thema MBA kontrovers diskutiert, weil es um die Konkurrenz MVA versus MBA geht, aber auch, weil aus Umweltschutzsicht die vergleichsweise hohen Emissionen der MBA kritisiert werden. Ursache für diese Emissionen sind im Restabfall enthaltene Schadstoffe, die bei der mechanischen und/oder biologischen Behandlung freigesetzt werden (5). Zusätzlich zur Freisetzung vorhandener Stoffe kommt es in der biologischen Behandlungsstufe auch zur de-novo-Synthese von Schadstoffen, die das Emissionspotenzial der MBA weiter erhöhen.

Weiter muss die MBA als Quelle für die Emission von Mikroorganismen gesehen werden. Die Emissionsproblematik wird dadurch verstärkt, dass je nach eingesetzter Technik der Behandlung diese Emissionen auch einen beachtlichen Schwankungsbereich aufweisen.

Die bisher in der MBA eingesetzten Biofilter weisen, wie dies exemplarisch dokumentiert wird, erhebliche Leistungsdefizite für die erforderliche Abgasreinigung auf.

Die Fa. Herhof Umwelttechnik GmbH hat für ihr Anlagenkonzept (Trockenstabilisierung) aus den bekannten negativen Erfahrungen mit dem Biofilter heraus ein thermisch-regeneratives Abgasreinigungssystem eingesetzt und weiterentwickelt (LARA).

Die Aufgabenstellung für diese Untersuchung war es:

- **die erhaltenen Betriebsdaten und ersten Betriebserfahrungen kritisch zu prüfen,**
- **Defizite der eingesetzten Technik zu erkennen und aufzuzeigen,**
- **Emissionsmessprogramme zu konzipieren, zu koordinieren und erhaltene Ergebnisse zu prüfen und auszuwerten,**
- **auf Basis der erhaltenen Daten eine ökologische Bewertung durchzuführen,**
- **zu analysieren, ob mit der eingesetzten Technik die Anforderungen der 30. BImSchV (Entwurf) eingehalten werden können,**
- **die Arbeitsergebnisse in Form eines Gesamtberichtes zu dokumentieren.**

Die Studie wurde als Entwurf im November/Dezember einem größeren Kreis von Experten zur kritischen Durchsicht zur Verfügung gestellt. Die jetzt vorliegende Endfassung enthält Korrekturen und Ergänzungen aufgrund der mitgeteilten Anregungen und Hinweise.

2 Emissionspotenzial der MBA

Im Folgenden werden die vorliegenden Erkenntnisse zum Emissionspotenzial der MBA zusammengefasst. Die Darstellung erfolgt nach Stoffgruppen gegliedert.

Bei den vorliegenden Untersuchungen zum Emissionspotenzial der MBA ist zu unterscheiden zwischen

- Laborversuchen,
- halbtechnischen Versuchen,
- Messungen an großtechnischen Anlagen.

Weiter ist zu beachten, dass die untersuchten Anlagen bzw. Systeme konzeptionell unterschiedlich aufgebaut sind, was zu einer vergleichsweise weiten Spanne von spezifischen Abgasvolumina führt. Die relevanten Größen liegen im Bereich von 3.000 bis 20.000 m³/Mg Abfall.

Daher ist die reine Konzentrationsangabe, wie sie in älteren Untersuchungen mitgeteilt wird, nur von begrenzter Aussagekraft. In den letzten Jahren wurde die Darstellung und Bewertung stärker auf die Fracht abgestellt. Die relevante Einheit ist hierbei die freigesetzte Masse an Schadstoffen je Megagramm behandelten Abfall(input) in z.B. g/Mg oder kg/Mg.

2.1 Organische Schadstoffe

Organische Stoffe (Kohlenstoffverbindungen) stellen ein herausragendes Emissionsproblem der MBA dar. Grund hierfür sind die hohen Mengen dieser Stoffe, die bereits im Abfall selbst enthalten sind. Hinzu kommen die flüchtigen organischen Stoffe, die während des biologischen Abbaus im Rahmen der Rotte gebildet und freigesetzt werden. Eine umfassende Darstellung älterer Untersuchungsergebnisse ist in (5) enthalten. Von diesen dort zusammengetragenen Untersuchungen ist sicherlich das Messprogramm, welches an der Pilotanlage Wittstock (Brandenburg) durchgeführt wurde, das belastbarste Datenkollektiv (Tab. 3).

Tab. 1: Abluftemission (Rohgas) eines Rotteversuches über sechs Tage an der MBA Wittstock (5)

Parameter	Einheit	Konz. Max.	Konz. Min.	Konz. Mittel _{144h} *	Fracht _{144h} **
FCKW					
R11	mg/Nm ³	2,73	0,09	1,48	5,18 g/Mg FS
Ether					
Tetrahydrofuran	mg/Nm ³	0,93	< 0,01	0,48	1,68 g/Mg FS
Acetate					
n-Butylacetat	mg/Nm ³	0,71	< 0,01	0,44	1,54 g/Mg FS

Parameter	Einheit	Konz. Max.	Konz. Min.	Konz. Mittel _{144h} *	Fracht _{144h} **
Ethylacetat	mg/Nm ³	100	< 0,01	51,33	180 g/Mg FS
Aromaten					
Benzol	mg/Nm ³	0,58	0,017	0,34	1,19 g/Mg FS
Toluol	mg/Nm ³	6,9	0,10	3,88	13,6 g/Mg FS
Ethylbenzol	mg/Nm ³	25,3	0,09	13,9	48,7 g/Mg FS
m-, p-Xylol	mg/Nm ³	46	0,18	25,5	89,4 g/Mg FS
o-Xylol	mg/Nm ³	13,5	0,06	7,72	27 g/Mg FS
Styrol	mg/Nm ³	0,52	0,01	0,34	1,19 g/Mg FS
Ketone					
Aceton	mg/Nm ³	117	0,27	62,3	218 g/Mg FS
Butanon-2	mg/Nm ³	42	0,25	24,1	84,2 g/Mg FS
Aliphatische CKW					
Dichlormethan	mg/Nm ³	0,34	< 0,004	0,18	630 mg/Mg FS
Tetrachlorethen	mg/Nm ³	0,92	0,005	0,50	1,75 g/Mg FS
Trichlorethen	mg/Nm ³	0,09	< 0,004	0,048	168 mg/Mg FS
Chloraromaten					
Monochlorbenzol	µg/Nm ³	11.300	90	6.550	22,9 g/Mg FS
Σ Chlorbenzole (Cl ₃ -Cl ₆)	µg/Nm ³	7	1,1	1,27	4,45 mg/Mg FS
Σ Chlorphenole	µg/Nm ³	0,1	0,005	0,04	140 µg/Mg FS
Σ PCDD/F	pg/Nm ³	98	62	104	364 ng/Mg FS
PCDD/F (TE BGA)	pg/Nm ³	1	0,71	1,19	4,2 ng/Mg FS
PCDD/F (I-TEF)	pg/Nm ³	0,2	0,1	0,21	735 pg/Mg FS
Σ PCB (DIN)	µg/Nm ³	0,3	0,02	0,044	154 µg/Mg FS
Σ HCH	µg/Nm ³	7	2,36	4,6	16,1 mg/Mg FS
Σ DDX	µg/Nm ³	0,5	0,03	0,18	630 µg/Mg FS
PAK					
Σ PAK (TVO)	µg/Nm ³	11	1,98	2,9	10,2 mg/Mg FS
Σ PAK (EPA)	µg/Nm ³	77	7,23	43,3	152 mg/Mg FS
Gesamt					~ 990 g/Mg FS

* Mittel_{144h} = gewichteter Mittelwert für 6 Tage Intensivrotte,
Berechnung aus den einzelnen Messpunkten: $(1,5 \times 1. \text{Messwert} \times \frac{19}{144}) + (1. \text{Messwert} \times \frac{45}{144}) + (2. \text{Messwert} \times \frac{80}{144})$

Berechnung des Mittelwertes mit ganzer NWG

** Fracht_{144h} = Fracht der Intensivrotte über 6 Tage

Folgt man diesen Untersuchungen, ist das Emissionspotenzial (Rohgas) an organischen Stoffen mit rund **1 kg je Mg FS** zu veranschlagen.

Von den in den letzten Jahren durchgeführten Messungen sind insbesondere die Veröffentlichungen des Umweltbundesamt in Österreich von Bedeutung. Hier wird eine sehr profunde Analytik betrieben. Die folgende Tabelle zeigt eine Übersicht, welche Organikfrachten rohgasseitig in österreichischen MBAs ermittelt wurden.

Die genannten MBAs weisen vergleichsweise kurze Rottezeiten auf. Für längere Rottezeiten erhöhen sich die Werte. Ebenso ergeben sich erhöhte Werte, wenn die Rotte nicht durchgängig aerob gefahren werden kann.

Tab. 2: Im Rohgas von drei österreichischen MBA ermittelte Organikfrachten (6)

MBA	Allerheiligen (Rotte- tunnel) (8)	Kufstein (Rottebox) (9)	Siggerwiesen (7)		insgesamt
			(Rotte- trommel)	(Rotte- halle)	
Konzentration im Roh- gas (TOC in mg/m ³)	200	236	1.013	656	
Abgasvolumen (in m ³ /Mg)	6.700	5.500	500	1.200	
Organikfracht (in kg TOC/Mg)	1,34	1,29	0,48	0,78	1,26

Das Potenzial an organischen Emissionen aus der MBA liegt daher in einer Spannweite von < 1 kg bis 1,5 kg/Mg.

In der Literatur werden unterschiedliche Auffassungen vertreten, wie diese Emissionen toxikologisch zu bewerten sind. Die folgende Abbildung zeigt den Vergleich eines TOCs einer MVA mit den TOC-Werten zweier MBAs, ausgewertet nach TA Luft-Klassen.

Zuordnung des TOC in der Abluft (g/Mg) nach TA Luft

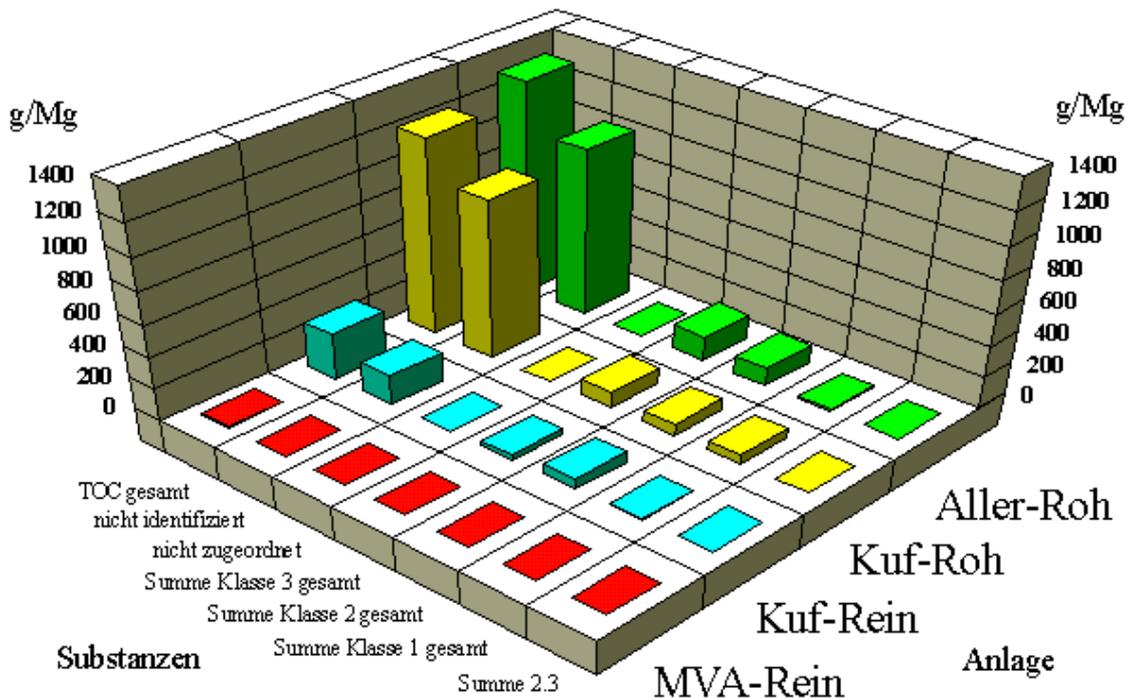


Abb. 1: Beispielhafter Vergleich der Aufschlüsselung eines MVA-TOC (10) mit dem TOC zweier MBAs (8, 9); Fracht in g/Mg

Bei der MVA wird die Emissionssituation **vor** der Verabschiedung der 17. BImSchV dargestellt; heute liegen die Werte für die MVA rund um den Faktor 10 niedriger (11). Ohne zu sehr in die Details dieser Untersuchung gehen zu wollen, wird aus dieser Abbildung erkennbar, dass weder die Höhe der Balken noch die relative Verteilung (Summe 2.3, Klasse 1 bis 3) dem TOC der MBA-Emissionen eine Unbedenklichkeit zuzuschreiben erlaubt.

2.2 Stickstoffverbindungen

Ähnlich wie für die organischen Stoffe stellen sich die Potenziale für die Stickstoffverbindungen dar, wobei ein Teil dieser Stoffe auch in der obigen Rubrik mit erfasst ist.

Die ins Abgas abgegebenen Stickstoffverbindungen sind einerseits im Abfall enthaltene flüchtige Stoffe und andererseits während des biologischen Abbaus gebildete Verbindungen. Zu den mengenmäßig wichtigen Verbindungen gehört das Ammoniak (NH_3). Die NH_3 -Konzentrationen im Rohgas vieler MBAs liegen im Bereich von 30 bis 100 mg/m^3 . In den Fällen, in denen Klärschlamm in der MBA mit behandelt wird, steigen die Konzentrationen bis auf 500 mg/m^3 an.

Auf die Fracht bezogen dürften die NH_3 -Werte im Bereich **von 0,3 kg bis 3 kg/Mg liegen**, wobei **Werte oberhalb von 1,5 kg/Mg häufig** auf die Klärschlammmitbehandlung zurückzuführen sind.

Weitere anorganische Stickstoffverbindungen werden nur in geringem Umfang emittiert (z.B. NO_x). Eine frachtmäßig höhere Relevanz haben organische Stickstoffverbindungen. Cuhls (12) berichtet für die MBA Bassum **von 0,1 kg/Mg**. Als Einzelstoffe wurden (im Kondensat) neben N-Nitroso-Verbindungen bisher hauptsächlich Amine identifiziert.

2.3 Schwefelverbindungen

Die Emissionen an Schwefelverbindungen liegen vergleichsweise niedrig. Es werden anorganische Schwefelverbindungen und organische Schwefelverbindungen emittiert. Die Fracht berechnet auf S dürfte im Bereich **von 0,05 bis 0,1 kg/Mg** liegen.

2.4 Schwermetalle

Die Schwermetallemissionen aus der MBA sind vergleichsweise niedrig. Die schwerflüchtigen Schwermetalle werden staubgebunden emittiert und richten sich daher nach den Belastungen des Staubs.

Von größerer Relevanz ist das flüchtige Schwermetall Quecksilber. Cuhls hat für die niedersächsischen MBAs **Werte im Bereich von 1 – 25 mg/Mg** gemessen, ein Maximalwert betrug 110 mg/Mg (12).

2.5 Mikroorganismen

Das Thema Mikroorganismen aus MBA-Anlagen ist, obwohl es von großer Relevanz ist, bisher nur am Rande behandelt worden.

Besonders hohe aerogene Keimkonzentrationen treten in Abfallbehandlungsanlagen bei Mühlen/Shreddern, in der Rottehalle sowie beim Umsetzen des Rottematerials und bei der Sortierung und Feinaufbereitung des Kompostes auf (13). Nach einer aktuellen Studie, treten ebenfalls sehr hohe aerogene Pilz- und Actinomyceten-Konzentrationen ($>> 10^5$ KBE/m³) bei bestimmten Arbeiten im Außenbereich (Störstoffauslese), im Innenbereich bei der Handsortierung und in den Fahrzeugkabinen der Radlader auf, auch wenn diese mit Lüftungstechnischen Einrichtungen ausgestattet sind (14).

Im Umfeld von Kompostierungsanlagen, die der MBA sicherlich in vielerlei Hinsicht vergleichbar sind, können erhöhte Keimkonzentrationen in der Außenluft auftreten. Hier taucht allerdings ein Problem auf. So gehen die Angaben über die aerogenen Keimkonzentrationen in unbelasteter Außenluft weit auseinander. Die meisten Autoren berichten von wenigen Hundert bis wenigen Tausend KBE/m³ (15, 16, 17, 18), wobei je nach äußeren Bedingungen (z.B. nach einer Sturmnacht im Herbst) auch Maximalwerte von 46.000 KBE/m³ an Gesamtkeimen und 6.000 KBE/m an Pilzsporen aufgetreten sind (19). Der LASI hat als Orientierungswert, wann eine Luft keinen Außenluftcharakter mehr hat, 10.000 KBE/m³ angegeben, was nach Meinung von Fachleuten sehr hoch angesetzt ist (20). Dem hingegen werden bei sog. „Nullproben“-Messungen auf abfallwirtschaftlichen Anlagen – das sind Vergleichsmessungen auf dem Werksgelände als Kontrolle gegenüber den Messungen an verschiedenen Arbeitsbereichen – bereits deutlich höhere Gehalte berichtet. So wurden bei Kompostierungsanlagen für Gesamtkeime Medianwerte von 12.000 KBE/m³ und Maxima von 1,1 Mio. KBE/m³ gemessen, und 60.000 KBE an Pilzen, vorwiegend *Aspergillus fumigatus* (19).

Als Ursache für die hohe mikrobielle Grundbelastung an z.B. Kompostanlagen werden die Anlagen selbst gesehen, z.B. die Vorratslager, aber auch die Biofilter (21). Die Wetterabhängigkeit spielt ebenfalls eine gewisse Rolle, insbesondere bei Anlagen mit offenen Kompostierungsflächen (19).

Messungen der aerogenen Keimkonzentrationen in unterschiedlichen Abständen von Anlagen werden in der Literatur nur wenig berichtet (Zusammenstellung z.B. in (22, 23)). Zumeist wird hier im Abstand von einigen Hundert Metern, oft noch darunter, kein Einfluss der Anlage auf die Immissionssituation mehr festgestellt. Hofmann (24) gibt an, dass schon nach Entfer-

nungen unterhalb von 300 m in vielen Fällen Konzentrationswerte gefunden werden, die von der normalen Hintergrundbelastung nicht mehr zu unterscheiden sind (24). Dies kann aber, neben der zu erwartenden hohen Verdünnung der Emission in der Außenluft bis zum Messort auch an der verwendeten Messmethodik (z.B. Sammlung mit RCS), ebenso an der teils recht dünnen Datenbasis liegen. So gibt es experimentelle Untersuchungen, bei denen auch bei größeren Entfernungen noch gegenüber der Hintergrundbelastung erhöhte Keimkonzentrationen festgestellt wurden (wie (25)). Eine Untersuchung am Islip Kompostwerk (Stadt Islip, Suffolk County, N.Y.) ergab noch im Abstand von über 500 m gegenüber der Referenzmessung im Abstand von 8.000 m erhöhte Konzentrationen an *Aspergillus fumigatus* in der Außenluft. Die Erhöhung gegenüber der Hintergrundbelastung war für Messungen im Lee der Anlage statistisch signifikant (Faktor 4) (26).

3 Abgasreinigung – vorhandene Verfahren

In der Regel weist die MBA in Deutschland (heute) keine Abgasreinigung auf (27). Diese Einfachstanlagen sind daher auch in der kritischen Diskussion. So wurde unter Mitwirkung des Landesumweltamts Brandenburg an der MBA Nauen (offene Rotte nach dem Kaminzugverfahren) eine TOC-Emission im Bereich von 0,4 bis 1 kg/Mg gemessen (28).

3.1 Biofilter

Die Abgasreinigung der technisierten MBAs findet in der Regel über Biofilter statt. Aber auch in diesen Fällen weist die Qualität der biologischen Abgasreinigung erhebliche Schwankungen auf. Eine Mindestanforderung an den sog. Biofilter ist die vorgeschaltete Luftbefeuchtung, um Austrocknungsreaktionen des Filters zu mindern. Diese Ausstattung ist in Deutschland weitgehend gegeben. Weiter ist für einen funktionstüchtigen Biofilter eine Mindestgröße (Dimensionierung) zu beachten. Unsere Recherche an den betriebenen Anlagen in Deutschland und Österreich zeigt, dass Biofilter, wenn sie vorhanden sind, eine recht unterschiedliche Auslegung bzw. Dimensionierung aufweisen. Biofilter sind, ähnlich wie physikalisch oder chemisch wirkende Filter, auf die zu reinigende Abluft bezogen, ausreichend zu dimensionieren. Im Kern geht es hierbei, etwas vereinfacht gesprochen, um die Sicherstellung einer bestimmten Verweilzeit der Abluft im Filter, damit überhaupt ein Stoffaustausch zwischen Filtermedium und Abluft erreicht werden kann. Abb. 2 zeigt diesen Zusammenhang an einer Untersuchung von Kläranlagenabluft, die eine vergleichbare Zusammensetzung aufweist.

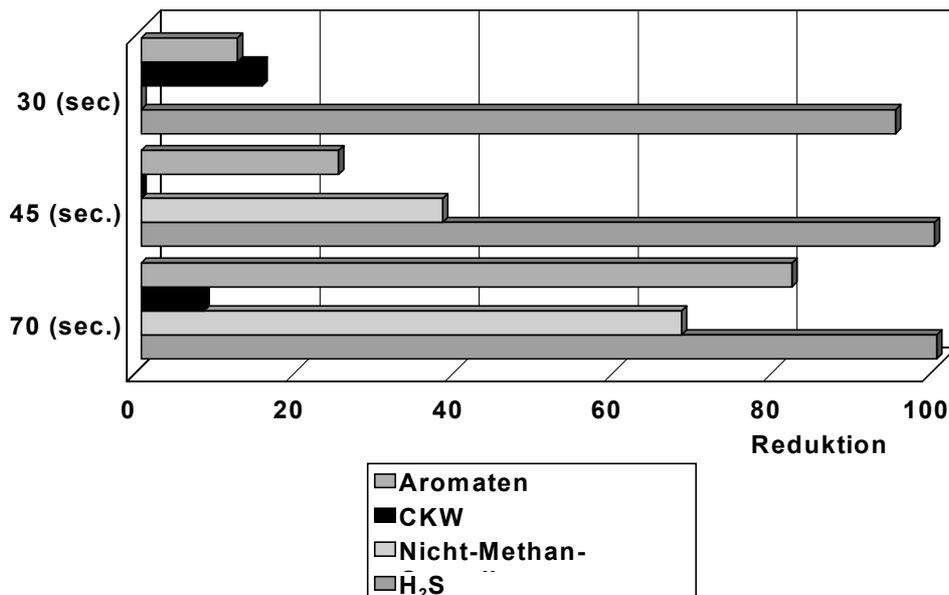


Abb. 2: Abscheideergebnisse bei unterschiedlicher Fahrweise der Biofilter; Material: Grünabfallkompost (29)

Die Kontaktzeiten im Biofilter werden wiederum hauptsächlich durch das Verhältnis von Filtergröße (in m³), Porenvolumen und zu reinigender Abluft (in m³/Zeiteinheit) erreicht. Tab. 3 zeigt eine Übersicht der Filterauslegungsdaten an MBAs. Es wird deutlich, dass bei den betrachteten deutschen MBAs in recht unterschiedlichem Umfang in die Filterdimensionierung investiert wurde. Die Kontaktzeit liegt teilweise unter 30 sec., es werden aber auch Werte > 100 sec. angegeben.

Tab. 3: Auslegungsdaten von Biofiltern an deutschen MBAs: Volumenbelastung [m³/m³·h] (27)

Anzahl Anlagen	5	15	3	Minimum	Maximum
Volumenbelastung [m ³ /m ³ ·h]	< 50	50 – 100	100 – 150	18	260

Insgesamt zeigen die obigen Zahlen, dass eine Reihe von Biofiltern mit ungünstiger Dimensionierung betrieben werden.

Von besonderer Bedeutung für eine zuverlässige Abscheideleistung des Biofilters ist der Witterungseinfluss (Temperatur, Sonneneinstrahlung, Niederschläge). Hier zeigt die folgende Tabelle etwas detaillierter die Ausstattung der besseren MBA-Biofilter in Deutschland. Man erkennt, dass in der Regel eine Einhausung des Filters nicht realisiert ist. Tab. 4 zeigt auch, wie selbst hinter technisierten MBAs die Auslegungsgrößen variieren.

Tab. 4: Aufbau und Verfahrensvarianten der biologischen Abluftreinigung an technisierten MBAs (12)

Anlage	Wittstock	Horm	Lüneburg	Wiefels	Bassum
Biofiltersystem	Abgedeckter Container-biofilter mit Berieselung	Offener Flächenfilter	Offener Flächenfilter	Abgedeckter Container-filter mit Berieselung	Geschlossener Raum-filter mit Berieselung
Filtermaterial	Fertigkompost aus Grünabfall	Gerissenes Wurzelholz, Rindenmulch	Gerissenes Wurzelholz	„Bonfil“, Rindenmulch und Füllkörper	Gerissenes Wurzelholz
Spez. Luftmenge (Nm ³ /Mg) Bezugsjahr 1998	15.000 bei 4 Wochen Rotte	1.100 – 2.000 bei 5 bis 7 Tagen Rotte	20.000 – 32.000	15.000 – 28.000	14.000 – 25.000
Volumenbelastung (Auslegungswerte)	ø 87 m ³ /(m ³ h); max. 160	< 50 m ³ /(m ³ h)	< 67 m ³ /(m ³ h)	< 260 m ³ /(m ³ h)	< 60 m ³ /(m ³ h)

Anlage	Wittstock	Horm	Lüneburg	Wiefels	Bassum
	$\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h})$				
Flächen- belastung (Auslegungs- wert)	$\varnothing 96$ $\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h});$ max. 180 $\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h})$	$< 70 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{h})$	< 100 $\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h})$	< 260 $\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h})$	< 190 $\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h})$
Durch- strömung	↑	↑	↑	↑	↓
Reingas- ableitung	abgedeckt, bodennah	offen, bodennah	offen, bodennah	abgedeckt, bodennah	eingehaust, über Kamin

Schließlich hat sich in den letzten beiden Jahren herausgestellt, dass die in Betrieb befindlichen Biofilter eine deutlich zu hohe Beaufschlagung mit Ammoniak (NH_3) aufweisen. Hierdurch kommt es zur Schädigung der Biozönose des Filters und zur Bildung von klimarelevantem N_2O (30). Heute wird daher von seiten der MBA-Planer die Notwendigkeit gesehen, dem Biofilter einen zusätzlichen Wäscher zur NH_3 -Abscheidung vorzuschalten (31). Diese Ausstattung weist gegenwärtig keine der in Europa betriebenen MBA-Anlagen auf. **Daher kann gegenwärtig auch nicht davon gesprochen werden, dass bisher funktionstüchtige Filtersysteme für die MBA in Betrieb befindlich sind.** Wobei die Installation eines sauren Wäschers keine technisch übermäßig schwierige Aufgabe darstellen würde, man also nicht davon sprechen kann, dass die Kombination Wäscher / Biofilter eine nicht verfügbare Technologie darstellen würde. Das Beispiel NH_3 dokumentiert allerdings, wie stark das Thema Abgasreinigung bisher in diesem Segment der Abfallbehandlungstechnik vernachlässigt wurde.

Von großer Bedeutung sind auch die Fragen, die die Eignung des Biofilters für die Abgasreinigung der MBA grundsätzlich in Zweifel ziehen.

Da ist einerseits auf den Charakter des MBA-Abgases hinzuweisen. Das Abgas ist in stark schwankender Konzentration mit den oben dargestellten Schadstoffen belastet. So schwankt der TOC unter Umständen im Zeitraum von Stunden zwischen 100 bis $> 1.000 \text{ mg/m}^3$. Diese Schwankungen gehen einher mit Veränderungen des Spektrums an Einzelstoffen, die den TOC bilden. Es ist zu bezweifeln, dass die Biozönose sich an derartige Schwankungen kurzfristig adaptieren kann.

Neben den Schwankungen der Konzentrationen kommt hinzu, dass im MBA-Abgas anteilig auch Einzelstoffe enthalten sind, die sich dem biologischen Abbau weitgehend oder vollständig entziehen (weil biologisch schwer abbaubar und/oder sehr flüchtig). Zu diesen Stoffen gehören u.a. CKW, FCKW, Methan, einzelne Kohlenwasserstoffe, Phthalate u.ä.. Die fehlende oder nur geringe biologische Abbaubarkeit ist einer der Hauptgründe, weshalb diese Stoffe ein Umweltrisiko darstellen.

Tab. 5 zeigt Messergebnisse an gut gewarteten Biofiltern mit vorgeschalteten Luftbefeuchtern. Aufgenommen sind die Stoffe, die nach Cuhls/Doedens (32) repräsentativ für MBA-Abluft und immissionsschutzrechtlich relevant sind. Man erkennt, dass mit der Kombination aus Luftbefeuchter und Biofilter insbesondere für die kritischen organischen Stoffe der Klassen I und II nach Nr. 3.1.7 TA Luft keine effektive Reduktionswirkung erreicht wird.

Tab. 5: Rückhaltewirksamkeit von Biofiltern für organische Stoffe nach Nr. 3.1.7 TA Luft (32)

Abluftkomponente	Bassum (n = 4)	Düren (n = 4)	Wiefels (n = 2)
TA Luft, Klasse I:			
• Acetaldehyd	-18 – 99 %	99 %	99 %
• Naphthalin	50 – 75 %	38 – 93 %	58 – 82 %
• Dichlormethan	-53 – 80 %	-300 – -33 %	43 – 62 %
• n-Butylacetat	83 – 96 %	73 – 99 %	97 – 99 %
• 2-Hexanon	75 – 80 %	-	80 – 82 %
• Phenol	-25 – 79 %	75 – 88 %	47 – 94 %
• Dimethyldisulfid	44 – 78 %	-55 – 89 %	10 – 31 %
• Kampfer	60 – 88 %	60 – 90 %	88 – 91 %
TA Luft, Klasse II:			
• Toluol	29 – 50 %	7 – 36 %	16 – 39 %
• 3/4-Ethyltoluol	38 – 96 %	45 – 77 %	23 – 45 %
• 2- Ethyltoluol	14 – 89 %	25 – 55 %	33 – 41 %
• Ethylbenzol	27 – 61 %	16 – 43 %	12 – 42 %
• m/p-Xylol	30 – 71 %	19 – 45 %	9 – 42 %
• o-Xylol	7 – 63 %	20 – 45 %	23 – 41 %
• Styrol	64 – 89 %	44 – 66 %	21 – 50 %
• 1,4-Dichlorbenzol	0 – 73 %	-1.900 – 89 %	-130 – -13 %
• Limonen	94 – 98 %	30 – 63 %	29 – 40 %
TA Luft, Klasse III:			
• Aceton	99 – 100 %	93 – 97 %	94 – 97 %
• Ethanol	94 – 99 %	100 %	100 %
• 2-Butanon	94 – 99 %	95 – 100 %	99 – 100 %
• Ethylacetat	74 – 93 %	82 %	97 – 99 %
• α -Pinen	59 – 83 %	5 – 39 %	8 – 44 %
• β -Pinen	53 – 81 %	38 – 49 %	12 – 44 %
TA Luft, 2.3 (Carcinogene):			
• Benzol	0 – 17 %	-	0 – 20 %
• Trichlorethen	- 108 – 3 %	67 – 90 %	20 – 46 %

Zusammenfassend kann festgestellt werden: **Der Biofilter mutet auf den ersten Blick als robustes und einfach zu betreibendes Abgasreinigungssystem an. Im Falle der kritischen Prüfung von Biofiltern hinter MBAs (siehe Zusammenstellung in Tab. 5) und auch im Falle von kontrollierten Untersuchungsprogrammen an technischen Versuchsfiltern hat sich jedoch gezeigt, dass erhebliche Probleme und Unzulänglichkeiten auftraten.** Diese Mängel können wiederum in der Regel auf Versäumnisse bei Installation, Betrieb und Wartung erklärt werden (abstrahiert man einmal von den grundsätzlichen Unzulänglichkeiten bei der Abreinigung von biologisch schwer abbaubaren Einzelstoffen). Bei einer gewissen Häufung derartiger Probleme in Theorie und Praxis muss natürlich auch die Frage gestellt werden, ob der Biofilter für die MBA tatsächlich das robuste und einfach zu betreibende Abgasreinigungssystem ist.

Diese Zwischenbilanz an Erfahrungen einerseits und die von staatlicher Seite geforderten scharfen Grenzwerte für gereinigtes MBA-Abgas andererseits waren treibendes Motiv, um Alternativen zum Biofilter zu erproben. Parallel hierzu wurden und werden Versuche unternommen, den Biofilter vor dem Hintergrund der dargestellten Probleme weiterzuentwickeln (31).

3.2 Chemischer Wäscher

Chemische Wäscher sind in sehr unterschiedlicher Art und Weise in der industriellen Abgasreinigung im Einsatz. Gerade für Abgas mit organischen Einzelstoffen als Beladung ist ein derartiges Filtersystem theoretisch denkbar.

Als chemische Zusätze kämen beispielsweise oxidativ wirkende Chemikalien in Betracht, die die Schadstoffe des Abgases zerstören (33). Allerdings haben sich derartige Systeme in der MBA-Praxis bisher nicht durchgesetzt. Einzig die MBA Mailand (Ex-Maserati) verfügt über Wäscher mit oxidativ wirkenden Chemikalien als Zusatz (27).

Weiter wird in Einzelfällen der Luftbefeuchter vor Biofilter mit chemischen Zusätzen gefahren (z.B. MBA Schaffhausen). Diese Zusätze dienen der Bekämpfung von Geruchsproblemen und haben desodorierende Wirkungen.

Insgesamt dürften derartige Systeme für die MBA nur in Einzelfällen als Ergänzungsaggregat von Interesse sein. Grund hierfür ist in der oben beschriebenen weiten Bandbreite sehr unterschiedlich reaktiver Einzelverbindungen im MBA-Abgas zu sehen. Hinzu kommen die vergleichsweise niedrigen TOC-Konzentrationen bei den heute vorherrschend realisierten Abgaskonzepten. Schließlich ergäbe sich die Notwendigkeit, will man eine hohe Reaktivität der Filter sicherstellen, dass mit relativ aggressiven Chemikalien umgegangen werden müsste.

3.3 Adsorptive Filter

Adsorptiv wirkende Filter scheinen theoretisch ebenfalls für die Abgasreinigung der MBA geeignet.

Der Vorteil derartiger Systeme beispielsweise auf der Basis von Aktivkohle ist ihre kurzfristige Verfügbarkeit. Es ist kein Einfahrvorgang erforderlich. Der Filter kann quasi auf Knopfdruck in den Abgasstrom „eingekoppelt“ werden.

Dies ist sicherlich der Grund, warum Aktivkohle-Filter zur Bunker-Notentlüftung in MVAs eingesetzt werden. Die Bunkerabluft aus der MVA weist eine vergleichbare Zusammensetzung auf, wie dies für MBA-Bunker und verdünntes Rotteabgas der Fall sein dürfte. In dieser Anwendung sind Aktivkohlefilter bisher mit Erfolg eingesetzt worden (34).

Dennoch haben sich derartige Systeme bisher nirgendwo in der MBA-Praxis durchsetzen können. Hierfür sind sicherlich die vergleichsweise hohen Betriebskosten zu nennen. Hinzu kommt, dass mit der Entsorgung der beladenen Aktivkohle auch ein logistisches Problem anzusprechen ist.

3.4 Thermisch-regenerative Abgasreinigung

Theoretisch ist das Verbrennen (thermisches Behandeln) von organisch beladenen Abgasen eine verfügbare Technik. Der Vorteil dieser Technik ist ihr zu erwartender hoher Wirkungsgrad. Der Nachteil der thermischen Abgasbehandlung ist ihr hoher Energieverbrauch, der als ökonomischer wie auch als ökologischer Nachteil zu werten ist.

Dieser Nachteil tritt nicht auf, wenn Abgas zu behandeln ist, das sehr hoch mit Organik beladen ist. In diesen Fällen verringert sich der erforderliche Brennstoffbedarf drastisch und kann bis auf Null gehen (autotherme Verbrennung). Derartige Fallkonstellationen sind in einer Reihe von industriellen Anwendungsgebieten gegeben (beispielsweise Lackierereien oder Chemische Industrie).

Häufig ist das zu reinigende Abgas aber geringer mit Organik beladen. In diesen Fällen kann dennoch auf eine thermische Abgasreinigung zurückgegriffen werden. Allerdings ist in diesen Fällen die über die Behandlung des Abgases eingebrachte Energie (Wärme) aus dem gereinigten Abgas wieder zurückzugewinnen und dem zu reinigenden Abgas zuzuführen (regenerative thermische Abgasbehandlung). Hierdurch gelingt eine beträchtliche Energieeinsparung.

Die Wärmerückgewinnung gelingt natürlich nur anteilig. Der Umfang der Wärmerückgewinnung ist ein wichtiges Qualitätsmerkmal der am Markt konkurrierenden Systeme der thermischen Abgasreinigung. Die heute angebotenen Systeme weisen Rückgewinnungsraten von 90 bis > 98 % auf. Bei hoher Wärmerückgewinnung sinkt natürlich auch der Punkt, bei dem ein Abgas ohne Brennstoffzusatz thermisch behandelt werden kann (autotherme Verbrennung). Bei hohen Rückgewinnungsraten kann man für die autotherme Verbrennung bis in den Bereich von hoch belasteten MBA-Abgasen gelangen (1.000 – 1.500 mg/m³ TOC). Wo bei eine derartige Konzentration nur bei Abgas-Managementkonzepten auftritt, die innerhalb der MBA eine Abgasrückführung betreiben. Derartige Werte werden darüber hinaus auch in Anlagen beobachtet, die über schlechte Belüftungssituationen verfügen und daher in Teilbereichen der Rotte anaerobe Verhältnisse aufweisen.

Aufgrund der Diskussionen über verschärfte Abgasreinigungsvorschriften des Verordnungsgebers und eine stärkere Sensibilisierung von Genehmigungsbehörden bezüglich der Abgaszusammensetzung der MBA ist die thermische Abgasreinigung in den letzten Monaten verstärkt in die Diskussion gekommen (35, 36). Einzelne Anlagen wurden mit derartigen Techniken ausgerüstet (s.u.). Versuche mit Pilotanlagen wurden durchgeführt bzw. sind in Vorbereitung (37).

3.5 Sonstige Techniken

Zeitweise waren für die Abgasreinigung der MBA Plasmaverfahren in der Diskussion (38). Die technischen Schwierigkeiten bei der Nutzung des Plasmaverfahrens sind u.a. im hohen Aerosolanteil im MBA-Abgas zu sehen (Spannungsüberschläge). Das Plasmaverfahren wird aber weiterentwickelt und könnte zukünftig ebenfalls eine Variante für die Abgasreinigung der MBA sein (39).

4 Thermisch-regenerative Abgasreinigung LARA

Die Firma Herhof Umwelttechnik hat ein Verfahren zur thermisch-regenerativen Abgasreinigung auf die speziellen Bedingungen des MBA-Abgases weiterentwickelt und optimiert. Die Firmenbezeichnung für diese Abgasreinigungsanlage ist **Luft-Aufbereitungs-/Reinigungs-Anlage (LARA)**.

4.1 Verfahrenstechnische Besonderheiten

Das System der Firma Herhof weist eine Reihe von Besonderheiten auf, die im folgenden kurz skizziert werden.

Die LARA verfügt über drei Brennkammern. Die Brennkammern sind mit Keramik-Wärmetauschern befüllt. Die Kammern werden von unten über Trichter angeströmt. Oberhalb der Keramik-Befüllung ist ein Luftvolumen vorhanden, in dem sich Gaslanzen mit Gasbrennern befinden, um die erforderliche Zusatzenergie ins System zu geben (Abb. 3).

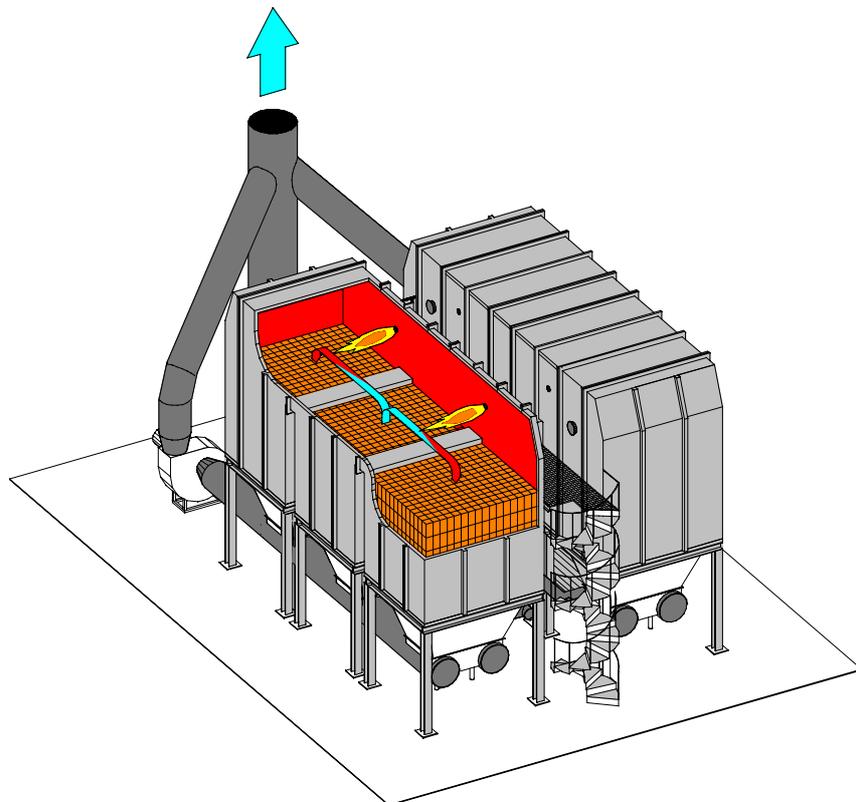


Abb. 3: Schematische Darstellung der LARA

Zum Anfahren der Anlage wird eine Brennkammer auf die erforderliche Reaktionstemperatur von 850°C gebracht. Das zu reinigende kalte Abgas wird von unten in diese Brennkammer geleitet und erwärmt sich im Verlauf der Durchströmzeit auf die genannte Reaktionstemperatur. Die Brennkammer ist so ausgelegt, dass die Verweilzeit bei 850°C mindestens 2 Sekunden beträgt. Anschließend verlässt das gereinigte Abgas diese Brennkammer, wird aber nicht über den Kamin abgeleitet, sondern wird zunächst in eine zweite Brennkammer geführt (von oben nach unten). Dort gibt das gereinigte Abgas nun entlang der Fließstrecke seine Energie an die kalten Wärmetauschersteine ab. Selbige erwärmen sich so innerhalb eines Zeitintervalls nach und nach auf die geforderte Reaktionstemperatur. In dieser Zeit kühlen die Wärmetauschersteine in der ersten Brennkammer (von unten nach oben) sukzessive ab. Wenn dieser Prozess der Wärmeaufnahme bzw. -abgabe sein energetisches Optimum erreicht hat, wird in Sekunden, über Ventile gesteuert, die Fließrichtung umgekehrt.

In dieser Form würde ein System mit zwei Brennkammern funktionieren. Der kritische Punkt bei einer derartigen Ausstattung ist die Umkehrung der Fließrichtung. Kritisch u.a. deshalb, weil im Moment der Umkehr eine Teilmenge des zu reinigenden Abgases noch nicht vollständig die Reaktionstemperatur erreicht hat und dennoch ins Reingas herausgedrückt wird. Dieses Abgaspaket hat zwar bereits Energie aufgenommen, kann selbige aber nicht wieder abgeben. Dies senkt die erreichbare Wärmerückgewinnung um mehrere Prozentpunkte.

Weiter sind die im Abgas enthaltenen organischen Schadstoffe überhaupt nicht oder nur anteilig oxidiert. Dies führt im Reingas zum Auftreten von Konzentrationsspitzen (Peaks). Die folgende Abbildung zeigt dieses Phänomen. Die Peaks führen dazu, dass sich der Mittelwert der Abgasreinigung nicht unbeachtlich verschlechtert.

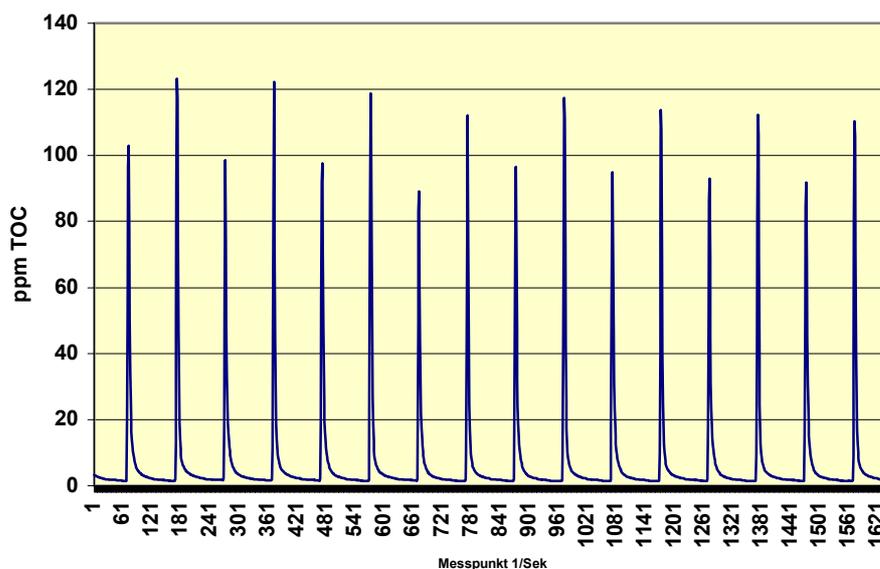


Abb. 4: Schematische Darstellung eines TOC-Diagramms für die thermisch regenerative Abgasreinigung in einem Zwei-Kammer-System.

Schließlich ist die unvollständige Oxidation, die in diesem Luftpaket stattfindet, auch ein toxi-kologisches Thema, da hierbei durch radikalische Reaktionen neue Schadstoffe entstehen können, die nicht mehr zerstört werden.

In einem Drei-Kammer-System wird erreicht, dass beim Umschaltvorgang das un- bzw. teil-behandelte Abgaspaket nicht ins Reingas, sondern in die dritte Kammer gedrückt wird. Hier wird das Abgas auf die erforderliche Reaktionstemperatur gebracht und mit dem Hauptab-gasstrom vereinigt.

Das System LARA weist drei Kammern auf.

Weiter ist das System LARA redundant aufgebaut. D.h. die Abgasreinigung verfügt über zwei komplette, unabhängig voneinander zu betreibende Straßen. Für Wartungszeiträume an der Abgasreinigung oder im Falle von Störungen kann die MBA über die zweite Linie gefahren werden, so dass immer eine vorschriftsmäßige Abgasreinigung sichergestellt ist.

4.2 Die Abgasreinigungsanlage für die MBA Rennerod

Ende 1999/Anfang 2000 wurde die MBA Rennerod in Rheinland-Pfalz mit einer Abgasreinigungsanlage des Typs LARA ausgerüstet. Die Anlage ist seit 1. Februar 2000 im Routinebetrieb. Das folgende Bild zeigt die LARA nach Fertigstellung.



Abb. 5: Abgasbehandlungsanlage an der MBA Rennerod (im Betrieb)

Die Abgasreinigung für Rennerod ist redundant aufgebaut und weist daher zwei Linien auf. Dies ist, wie oben ausgeführt, erforderlich, will man für Wartungsintervalle und Betriebsunterbrechungen Vorsorge treffen. Tab. 6 zeigt wichtige technische Daten über die Auslegung und Ausstattung der Abgasreinigung für die MBA Rennerod.

Tab. 6: Wichtige technische Daten der LARA für die MBA Rennerod

Parameter	Auslegung	Anmerkung / Einheit
MBA Rennerod	75.000	Mg/a
Anzahl Brennkammern	3	
Anzahl Linien	2	redundante Auslegung
Kapazität	22.500	m ³ /h
Spez. Abgasmenge	5.300	m ³ /Mg
Arbeitstemperatur	850	°C
Auslegung Saugzug	45	kW Anschlußleistung
Erdgasverbrauch	3 – 4	m ³ /Mg
TOC im Rohgas	100 – 500	mg/m ³

4.3 Die Abgasreinigungsanlage für die MBA Aßlar

Mitte 2000 wurde die MBA Aßlar ebenfalls mit einer thermisch-regenerativen Abgasreinigungsanlage des Typs LARA nachgerüstet. Die Abgasreinigung ist seit Ende August 2000 im Betrieb.

Das folgende Bild zeigt die Abgasbehandlung für die MBA Aßlar.



Abb. 6: Abgasbehandlungsanlage an der MBA Aßlar (im Betrieb).

Die Abgasreinigung für Aßlar ist ebenfalls redundant aufgebaut und weist daher zwei Linien auf.

Die folgende Tabelle zeigt wichtige technische Daten über die Auslegung und Ausstattung der Abgasreinigung für die MBA Aßlar.

Tab. 7: Wichtige technische Daten der LARA für die MBA Aßlar

Parameter	Auslegung	Anmerkung / Einheit
MBA Aßlar	140.000	Mg/a
Anzahl Brennkammern	3	
Anzahl Linien	2	redundante Auslegung
Kapazität	24.000	m ³ /h
Spez. Abgasmenge	3.000	m ³ /Mg
Arbeitstemperatur	850	°C
Auslegung Saugzug	45	kW Anschlußleistung
Erdgasverbrauch (rechnerisch)	2,4 – 3,2	m ³ /Mg
Flüssiggasverbrauch (ohne Deponiegasbetrieb)	0,9– 1,2	m ³ /Mg
Flüssiggasverbrauch (bei Betrieb mit Deponiegas)	0,1	m ³ /Mg
Deponiegasverbrauch	17 - 22	m ³ /Mg
TOC im Rohgas	200 – 300	mg/m ³

Eine Besonderheit dieser Anlage ist in der erstmals installierten Möglichkeit zu sehen, neben einem Primärbrennstoff (Flüssiggas Propan, Hu 93 MJ/m³) auch Deponiegas (Schwachgas) einzusetzen. Das folgende Foto zeigt die Baumaßnahme zur Verlegung der Leitungsanschlüsse von der Deponie an die Abgasbehandlung.

Durch die Deponiegaseinspeisung kann der Verbrauch der Abgasbehandlung an Flüssiggas/Erdgas deutlich gesenkt werden. Gleichzeitig wird hierdurch die Emission von Deponiegas aus der benachbarten Deponie vermindert, was mit einer entsprechenden Umweltentlastung verbunden ist.



Abb. 7: Fertigstellung des Deponiegasanschlusses für die LARA Aßlar

4.4 Weitere Anlagen in Planung

Seitens der Firma Herhof ist geplant, an den geplanten MBA-Standorten

- Dresden,
- Venedig,
- Trier (LARA mit Deponiegasnutzung),

jeweils eine thermisch-regenerative Abgasbehandlungsanlage zu installieren.

Die LARA Dresden ist bereits gebaut und befindet sich kurz vor der Montage.

5 Betriebserfahrungen, Betriebsdaten und Emissionsdaten

Die LARA der MBA Rennerod wies zum Zeitpunkt Abschlusses dieses Berichts eine rund zehnmonatige, die LARA der MBA Aßlar eine dreimonatige Betriebserfahrung auf. Der Betreiber fasst seine Erfahrungen wie folgt zusammen.

1. Die Anlagen waren jeweils unmittelbar nach dem Anfahren grundsätzlich funktionstüchtig.
2. Die Anlagen laufen im Routinebetrieb.
3. Es kam zu keinen relevanten Störungen, die Betriebsunterbrechungen etc. erforderlich gemacht haben.
4. Über den Zeitraum des bisherigen Betriebs ist von einer vollständigen Verfügbarkeit zu sprechen.

Neben der positiven Bilanz des bisherigen Betriebs ist auch die langfristige Verfügbarkeit zu prüfen. Hier stellen ggf. Verschmutzungen auf der Oberfläche des Wärmetauschers einen begrenzenden Faktor dar. Um diesen Fragenkomplex zu prüfen, wurde die LARA in Rennerod nach einer rund halbjährigen Betriebszeit heruntergefahren und geöffnet. Verbackungen oder sonstige Verstopfungen konnten auch nicht beobachtet werden. Auf der Oberfläche der ersten Keramiksteinschicht war eine dünne Staubschicht vorhanden, die sich mit einem Industriestaubsauger entfernen ließ.

Die Anlage sollte einmal jährlich heruntergefahren und einer Wartung unterzogen werden. Aufgrund des redundanten Aufbaus der Anlage kann dies Linie für Linie erfolgen, ohne dass der MBA-Betrieb hierdurch beeinträchtigt wird.

5.1 Gasverbräuche

Die wesentlichen Betriebsmittelverbräuche sind die Flüssiggas- bzw. Erdgasmengen, die zur Sicherstellung der Betriebstemperaturen erforderlich sind.

Die Gasverbräuche wurden über punktuelle Messungen an den Kontrolleinrichtungen (Gasuhren etc.) und parallel über die Monatsabrechnungen kontrolliert.

Hiernach beträgt der Erdgasverbrauch für die LARA in Rennerod 3 bis 4 m³/Mg (Mittelwert 3,5 m³/Mg), in Abhängigkeit von der Rohgasbeladung. Für die LARA in Aßlar liegen die Gasverbräuche etwas niedriger (rechnerischer Erdgasverbrauch 2,4 bis 3,2 m³/Mg). Im Fall der Deponiegasverwendung lässt sich dieser Verbrauch um rund Faktor 10 senken. Die niedrigeren Gasverbräuche in Aßlar sind aufgrund der kürzeren Betriebszeiten noch nicht abschließend gesichert.



Abb. 8: Blick in die Brennkammer der Abgasbehandlung mit Erdgaszuführung

5.2 Emissionen

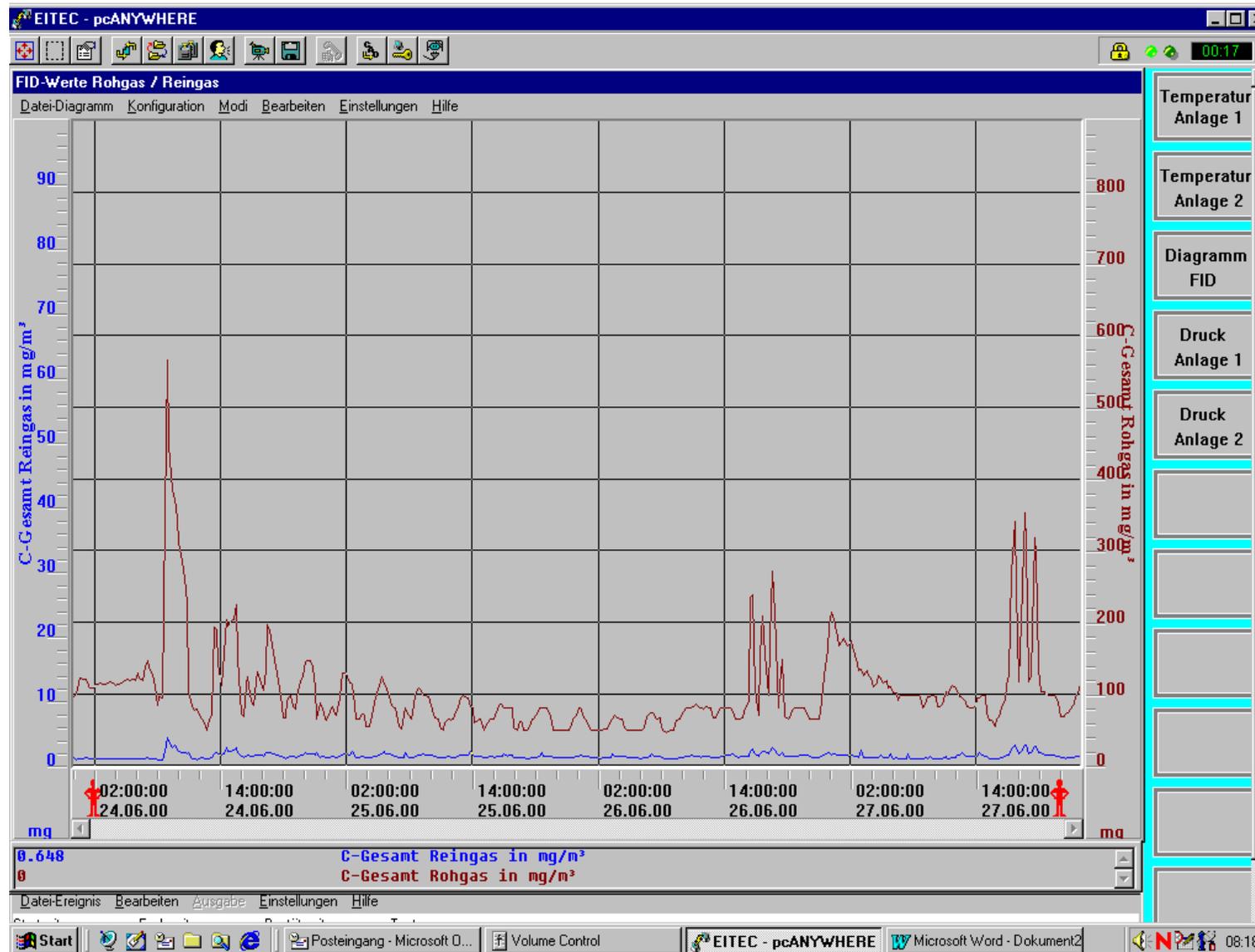
Während der ersten Monate Routinebetrieb an der Abgasbehandlung in Rennerod und Aßlar wurden verschiedenen Messprogramme anerkannter Institute und Einrichtungen durchgeführt. Hierbei sollte einerseits die Leistungsfähigkeit (Wirkungsgrad) der Abgasbehandlungsanlagen getestet und andererseits geprüft werden, ob die thermische Abgasbehandlung zu unerwünschten Nebenwirkungen (de-novo-Synthese) führt.

Die Ergebnisse dieser Prüfungen werden im Folgenden nach den durchführenden Institutionen und den Messzeitraum geordnet dokumentiert.

5.2.1 Betriebsüberwachung durch den Betreiber

Der Betreiber misst neben den üblichen Abgasparametern Druck, Temperatur, Feuchte etc. den TOC im Roh- bzw. Reingas. Die folgende Abb. 9 zeigt ein typisches TOC-Chromatogramm für die LARA in Rennerod. Hiernach liegen die Reingaswerte im Bereich < 1 und $< 4 \text{ mg/m}^3$ bei Rohgaswerten von < 100 bis 600 mg/m^3 . In Aßlar liegen die Reingaswerte niedriger (< 1 bis $< 3 \text{ mg/m}^3$), obwohl die Rohgaswerte in der Regel höher liegen (< 200 bis 700 mg/m^3). Hintergrund für diese geringfügig niedrigeren Werte in Aßlar sind Optimierungen im Bereich der Strömungsverhältnisse im Anströmtrichter.

Abb. 9: Typisches TOC-Chromatogramm im Roh- und Reingas der MBA Rennerod



Man erkennt die erheblichen Messwertschwankungen im Rohgas, die typisch für viele MBA-Techniken sind. Wichtig ist, dass ein Abgasreinigungssystem diese Schwankungen (im obigen Fall bis zu 500 %) abzufangen in der Lage ist.



Abb. 10: TOC-Konzentrationsverlauf Rohgas / Reingas vom 17.3.2000 der Trockenstabilisat®-Anlage Rennerod

Die obige Abb. 10 zeigt diese „Stabilität“ der Reinigungswirkung am Beispiel einer Emissionsepisode am 17. 03. 2000.

5.2.2 Kontrollmessungen durch den TÜV Hessen an der Abgasbehandlung Rennerod

Der TÜV Hessen wurde beauftragt, die folgenden Fragen zu untersuchen:

- Einhaltung der Auflagen des Genehmigungsbescheids,
- zusätzliche Absicherung der kontinuierlichen TOC-Messungen durch Einzelanalysen nach der Silicagel-Methode.

Die diesbezüglichen Messungen fanden Anfang Mai 2000 in Rennerod statt. Es wurden die im Folgenden dargestellten Ergebnisse erhalten (40).

5.2.2.1 Ergebnisse

Von Seiten der Genehmigungsbehörde wurden Auflagen erteilt, die sich im wesentlichen an den Grenzwerten der 17. BImSchV orientieren. Die Genehmigungsanforderungen gehen damit z.T. über die Vorgaben der 30. BImSchV hinaus.

Tab. 8: Messungen des TÜV im Rahmen der Abnahmemessung an der MBA Rennerod

		Rohgas (11.05.00)	Reingas (11.05.00)	Genehmi- gung	Bemerkung
Schwebstaub	mg/Nm ³		0,9	10	
Schwermetalle:					
Cd	mg/Nm ³		< 0,005	Σ 0,05	Kleiner Nachweisgrenze
Tl	mg/Nm ³		< 0,005		Kleiner Nachweisgrenze
Hg	µg/Nm ³		3,7	30	
Sb	mg/Nm ³		< 0,005	Σ 0,5	Kleiner Nachweisgrenze
As	mg/Nm ³		< 0,005		Kleiner Nachweisgrenze
Pb	mg/Nm ³		< 0,005		Kleiner Nachweisgrenze
Cr	mg/Nm ³		< 0,005		Kleiner Nachweisgrenze
Co	mg/Nm ³		< 0,005		Kleiner Nachweisgrenze
Cu	mg/Nm ³		< 0,005		Kleiner Nachweisgrenze
Mn	mg/Nm ³		< 0,005		Kleiner Nachweisgrenze
Ni	mg/Nm ³		< 0,005		Kleiner Nachweisgrenze
Vn	mg/Nm ³		< 0,005	Kleiner Nachweisgrenze	
Sn	mg/Nm ³		< 0,005	Kleiner Nachweisgrenze	
Gesamt-C	mg/Nm ³	201	2,4	10	(Silicagel)
Ammoniak	mg/Nm ³	65,4	9,7		
Dioxine I-TEQ	ng/Nm ³		0,002	0,1	Max. (inkl. NWG)

5.2.2.2 Diskussion

Der Vergleich der unterschiedlichen TOC-Messverfahren (FID-Betreiber, Silicagel TÜV) zeigte gute Übereinstimmungen.

Die obigen Ergebnisse zeigen, dass die Auflagen des Genehmigungsbescheids bzw. der 17. BImSchV eingehalten werden.

5.2.3 Universität Kassel

Während des Probetriebs in Rennerod wurden in Zusammenarbeit mit dem Fachgebiet Abfallwirtschaft der Universität Kassel bereits erste Messungen durchgeführt. Dabei wurden speziell Geruchsmessungen sowie Bestimmungen der Keimkonzentrationen durchgeführt. Bei den Geruchsmessungen zeigte sich das hohe Reinigungspotenzial der Anlage. Nach einer Feineinstellung der Spülzyklen ergaben sich bereits in der Einfahrphase in Rennerod die folgenden Geruchswerte (41).

Tab. 9: Ergebnisse der Geruchsmessungen an der MBA Rennerod

Messstelle	GE/m ³	DB odor
Rohgas	8.933	39,5
Reingas	197	23

Folgende Ergebnisse wurden bezüglich der aerogenen Gesamtkeimkonzentration ermittelt:

Tab. 10: Ergebnisse der Bestimmung der aerogenen Gesamtkeimkonzentration an der MBA Rennerod

	Uhrzeit	Rohgas KBE/m ³	Reingas KBE/m ³
Messung 1	12:00 – 12:40	22.100	0
Messung 2	12:45 – 13.10	5.270	0

Die Keimkonzentrationen in der Rohluft waren zum Zeitpunkt der Probenahme vergleichsweise gering, da die Anlage während des Probetriebs noch nicht in voller Auslastung gefahren wurde.

Insgesamt zeigte sich, dass die Geruchswerte deutlich unter dem Grenzwert der 30. BImSchV (500 GE) liegt und es zu einer vollständigen Entkeimung des Abgases kommt.

5.2.4 Kontrollmessungen durch das Umweltbundesamt der Republik Österreich

Das Umweltbundesamt der Republik Österreich wurde beauftragt, die folgenden Fragen zu untersuchen:

- Interkalibrierung der TOC-Messungen mit eigenem FID,
- Vergleich Roh- und Reingaskonzentrationen für toxische Einzelstoffe,
- Neubildung von Schadstoffen durch die thermische Abgasreinigung.

Die diesbezüglichen Messungen fanden im Mai 2000 in Rennerod über insgesamt vier Tage statt.

5.2.4.1 Ergebnisse

Es wurden die folgenden Ergebnisse erhalten (42).

5.2.4.1.1 Kontinuierlich gemessene Parameter

Die folgende Tabelle zeigt die Mittelwerte der kontinuierlichen Reingaskontrollmessungen.

Tab. 11: Zusammenfassung der Ergebnisse der kontinuierlich gemessenen Parameter

Parameter	Dauer [h]	Reingas Mittel	Einheit
Staub	3,5	0,7	mg/Nm ³ trocken
C-Gesamt	94,5	2,8	mg/Nm ³ trocken
CH ₄	41	0,5	mg/Nm ³ trocken
NO	12	20,6	mg/Nm ³ trocken
NO _x	12	30,7	mg/Nm ³ trocken
CO	41	8,4	mg/Nm ³ trocken
CO ₂	41	0,7	%
SO ₂	12	0,013	mg/Nm ³ trocken

5.2.4.1.2 Interkalibrierung TOC

Die folgende Tabelle zeigt den Vergleich der Meßergebnisse als Mittelwert über den gesamten Meßzeitraum.

Tab. 12: Interkalibrierung der TOC-Messungen an der Abgasbehandlung Rennerod

Parameter	Mittelwert UBA Wien	Mittelwert Herhof
TOC (mg/m ³)	2,8	2,3

Der Vergleich zeigt befriedigende Übereinstimmungen der Messsignale im Langzeitvergleich. Der Mittelwert der TOC-Messungen des UBA Wiens liegt über dem Wert der Betriebsmessung. Die Unterschiede traten am ersten Tag der Vergleichsmessungen besonders deutlich auf und reduzierten sich in der folgenden Messperiode. Bei TOC-Messungen auf sehr niedrigem Niveau sind ggf. Memoryeffekte zu diskutieren.

5.2.4.1.3 Alkane, Aromaten, sonstige

Die folgende beiden Tabellen zeigen den Vergleich von organischen Einzelstoffen (ohne Heteroatom) im Roh- und Reingas.

Tab. 13: GC/MS-Analysen des organisch gebundenen Kohlenstoffs des Rohgases der MBA Rennerod

Parameter	Rohgas (mg/Nm ³)				
	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/1 RO L 00072219 16:25 - 16:55	Probe 2/1 RO L 00072232 8:35 - 9:05	Probe 3/1 RO L 00072248 19:05 - 19:35	Probe 4/1 RO L 00072261 11:00 - 11:30	Probe 5/1 RO* L 00072274 18:10 - 18:40
Alkane:					
Cyclohexan	0,12	0,06	0,09	0,63	0,18
n-Hexan	0,07	n.n.	0,06	0,66	0,08
n-Heptan	0,11	0,09	0,10	0,52	0,16
n-Oktan	0,12	0,06	0,07	0,19	0,17
n-Nonan	0,74	0,23	0,26	0,41	0,73
n-Dekan	2,91	1,18	1,11	0,76	1,61
n-Undekan	1,96	1,17	0,98	0,37	0,88
n-Dodekan	0,58	0,47	0,37	0,11	0,28
Terpene					
Campher	0,28	0,19	0,17	<0,07	0,09
Cumol	0,16	0,06	0,06	<0,06	0,09
α-Pinen	1,47	0,76	0,82	0,47	0,74
β-Pinen	0,59	0,29	0,28	0,20	0,35
Limonen	8,08	3,88	3,38	1,74	2,86

Rohgas (mg/Nm³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/1 RO	Probe 2/1 RO	Probe 3/1 RO	Probe 4/1 RO	Probe 5/1 RO*
	L 00072219 16:25 - 16:55	L 00072232 8:35 - 9:05	L 00072248 19:05 - 19:35	L 00072261 11:00 - 11:30	L 00072274 18:10 - 18:40
Aromaten					
Benzol	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Toluol	0,49	0,23	0,25	1,02	0,95
Ethylbenzol	0,89	0,30	0,28	0,35	0,57
m-, p-Xylol	2,83	0,96	0,91	0,96	1,55
o-Xylol	0,84	0,31	0,31	0,25	0,44
Styrol	0,09	<0,06	<0,06	n.n.	<0,06
2-Ethyltoluol	0,63	0,32	0,28	0,13	0,27
3-, 4-Ethyltoluol	2,05	1,01	0,84	0,37	0,89

Tab. 14: GC/MS-Analysen des organisch gebundenen Kohlenstoffs des Reingases der MBA Rennerod

Reingas (mg/Nm³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/2 RE	Probe 2/2 RE	Probe 3/2 RE	Probe 4/2 RE	Probe 5/2 RE
	L 00072220 16:55 - 17:25	L 00072233 9:05 - 9:35	L 00072249 19:35 - 20:05	L 00072262 11:30 - 12:00	L 00072275 18:40 - 19:10
Alkane:					
Cyclohexan	n.n.	n.n.	0,10	n.n.	n.n.
n-Hexan	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Heptan	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Oktan	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Nonan	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Dekan	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Undekan	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Dodekan	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Terpene					
Campher	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cumol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
α-Pinen	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
β-Pinen	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Limonen	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Reingas (mg/Nm³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/2 RE	Probe 2/2 RE	Probe 3/2 RE	Probe 4/2 RE	Probe 5/2 RE
	L 00072220 16:55 - 17:25	L 00072233 9:05 - 9:35	L 00072249 19:35 - 20:05	L 00072262 11:30 - 12:00	L 00072275 18:40 - 19:10
Aromaten					
Benzol	<0,06	n.n.	n.n.	<0,06	n.n.
Toluol	<0,06	n.n.	<0,06	<0,06	n.n.
Ethylbenzol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
m-, p-Xylol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
o-Xylol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Styrol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2-Ethyltoluol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
3-, 4-Ethyltoluol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

5.2.4.1.4 Acetate, Ketone

Die folgende Tabelle zeigt den Roh- und Reingasvergleich von organischen Einzelstoffen, hier Acetate und Ketone.

Tab. 15: GC/MS-Analysen des organisch gebundenen Kohlenstoffs des Roh- und Reingases der MBA Rennerod, hier Acetate und Ketone

Rohgas (mg/Nm³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/1 RO	Probe 2/1 RO	Probe 3/1 RO	Probe 4/1 RO	Probe 5/1 RO
	L 00072219 16:25 - 16:55	L 00072232 8:35 - 9:05	L 00072248 19:05 - 19:35	L 00072261 11:00 - 11:30	L 00072274 18:10 - 18:40
Acetate					
Ethylacetat	0,59	< 0,12	< 0,12	0,65	0,29
n-Butylacetat	0,50	0,12	0,12	0,49	< 0,12
Ketone					
Aceton	7,63	1,86	1,52	1,50	3,45
2-Butanon	8,53	0,84	0,68	0,35	3,33
2-Hexanon	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
Cyclohexanon	< 0,13	< 0,13	< 0,13	< 0,13	< 0,13

Reingas (mg/Nm ³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/2 RE	Probe 2/2 RE	Probe 3/2 RE	Probe 4/2 RE	Probe 5/2 RE
	L 00072220 16:55 - 17:25	L 00072233 9:05 - 9:35	L 00072249 19:35 - 20:05	L 00072262 11:30 - 12:00	L 00072275 18:40 - 19:10
Acetate					
Ethylacetat	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12
n-Butylacetat	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12
Ketone					
Aceton	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
2-Butanon	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
2-Hexanon	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
Cyclohexanon	< 0,13	< 0,13	< 0,13	< 0,13	< 0,13

5.2.4.1.5 CKW

Tab. 16 zeigt den Roh- und Reingasvergleich von organischen Einzelstoffen, hier CKW.

Tab. 16: GC/MS-Analysen des organisch gebundenen Kohlenstoffs des Roh- und Reingases der MBA Rennerod, hier CKW

Rohgas (mg/Nm ³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/1 RO	Probe 2/1 RO	Probe 3/1 RO	Probe 4/1 RO	Probe 5/1 RO*
	L 00072219 16:25 - 16:55	L 00072232 8:35 - 9:05	L 00072248 19:05 - 19:35	L 00072261 11:00 - 11:30	L 00072274 18:10 - 18:40
CKW:					
Dichlormethan	0,18	0,16	0,14	0,36	1,20
1,1,1,-Trichlorethan	0,04	< 0,04	0,34	0,08	< 0,04
Tetrachlorethen	0,04	< 0,04	< 0,04	0,41	0,31
Reingas (mg/Nm ³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/2 RE	Probe 2/2 RE	Probe 3/2 RE	Probe 4/2 RE	Probe 5/2 RE
	L 00072220 16:55 - 17:25	L 00072233 9:05 - 9:35	L 00072249 19:35 - 20:05	L 00072262 11:30 - 12:00	L 00072275 18:40 - 19:10
CKW:					
Dichlormethan	0,08	0,07	< 0,04	0,08	0,07
1,1,1,-Trichlorethan	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Tetrachlorethen	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04

5.2.4.1.6 Aldehyde

Tab. 17 zeigt den Roh- und Reingasvergleich von organischen Einzelstoffen, hier Aldehyde.

Tab. 17: GC/MS-Analysen des organisch gebundenen Kohlenstoffs des Roh- und Reingases der MBA Rennerod, hier Aldehyde

Rohgas (mg/Nm³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/7 RO L 00072225 18:25 - 18:30	Probe 2/7 RO L 00072238 10:35 - 10:40	Probe 3/7 RO L 00072254 21:05 - 21:10	Probe 4/7 RO L 00072267 13:00 - 13:05	Probe 5/7 RO L 00072280 20:10 - 20:15
Aldehyde:					
Formaldehyd	< 0,005	0,01	0,08	< 0,005	< 0,005
Acetaldehyd	0,83	0,08	0,15	0,32	0,51
Crotonaldehyd	0,34	0,06	0,07	0,08	0,18
Reingas (mg/Nm³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/8 RE L 00072226 18:30 - 18:35	Probe 2/8 RE L 00072239 10:40 - 10:45	Probe 3/8 RE L 00072255 21:10 - 21:15	Probe 4/8 RE L 00072268 13:05 - 13:10	Probe 5/8 RE L 00072281 20:15 - 20:20
Aldehyde:					
Formaldehyd	< 0,005	0,07	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Acetaldehyd	<0,01	0,06	0,01	0,01	0,01
Crotonaldehyd	0,03	0,04	< 0,01	< 0,01	< 0,01

5.2.4.1.7 Alkohole

Tab. 18 zeigt den Roh- und Reingasvergleich von organischen Einzelstoffen, hier Alkohole.

Tab. 18: GC/MS-Analysen des organisch gebundenen Kohlenstoffs des Roh- und Reingases der MBA Rennerod, hier Alkohole

Rohgas (mg/Nm³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/3 RO bzw. 1/11 RO	Probe 2/3 RO bzw. 2/11 RO	Probe 3/3 RO bzw. 3/11 RO	Probe 4/3 RO bzw. 4/11 RO	Probe 5/3 RO -
Alkohole:					
Ethanol	14,98	0,94	0,90	9,32	13,33
Methanol	1,50	2,64	1,54	2,66	-
Reingas (mg/Nm³)					
Parameter	24.6.2000	25.6.2000		26.6.2000	
	Probe 1/4 RE bzw. 1/12 RE	Probe 2/4 RE bzw. 2/12 RE	Probe 3/4 RE bzw. 3/12 RE	Probe 4/4 RE bzw. 4/12 RE	Probe 5/4 RE
Alkohole:					
Ethanol	< 0,08	0,24	0,24	< 0,08	0,31
Methanol	< 0,21	< 0,21	< 0,21	< 0,21	-

5.2.4.1.8 FCKW

Tab. 19 zeigt für ausgewählte FCKW Roh- und Reingaswerte für fünf Messzeitpunkte.

Für R113 und R114 liegen die Rohgaswerte bereits auf einem sehr niedrigem Niveau; für R11 und R12 sind höhere Konzentrationen im Rohgas vorhanden.

Tab. 19: GC/MS-Analysen des organisch gebundenen Kohlenstoffs des Roh- und Reingases der MBA Rennerod, hier FCKW

Rohgas (µg/m³)						
Parameter	25.6.2000		26.6.2000			Mittelwert
	Probe RO-1 L 00072397 12:25	Probe RO-2 L 00072399 14:10	Probe RO-3 L 00072401 15:35	Probe RO-4 L 00072403 16:50	Probe RO-5 L 00072405 17:37	
FCKW						
R12	58,0	49,0	203,0	121,0	97,0	106
R114	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
R11	43,0	35,0	1.117,0	200,0	156,0	310
R113	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Reingas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)						
Parameter	25.6.2000		26.6.2000			Mittelwert
	L 00072398 Probe RE-1 12:15	L 00072400 Probe RE-2 14:05	L 00072402 Probe RE-3 15:38	L 00072404 Probe RE-4 16:55	L 00072406 Probe RE-5 17:40	
FCKW:						
R12	26,0	0,2	144,0	52,0	0,2	44
R114	0,2	0,2	0,2	0,2	< 0,2	< 0,2
R11	< 0,2	< 0,2	0,2	0,2	< 0,2	< 0,2
R113	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

5.2.4.1.9 Schwermetalle

Von den untersuchten Schwermetallen wies lediglich Quecksilber Werte oberhalb der Nachweisgrenze auf. Die erhaltenen Ergebnisse zeigt die folgende Tabelle.

Tab. 20: Quecksilberkonzentrationen im Roh- und Reingases der MBA Rennerod

Rohgas ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)					
Parameter	27.6.2000				
	Probe Hg VI RO L 00072081 09:45 - 10:15	Probe Hg VII RO L 00072083 10:25 - 10:55	Probe Hg VIII RO L 00072084 13:20 - 13:50	Probe Hg IX RO L 00072086 13:55 - 14:25	Probe Hg X RO L 00072088 16:15 - 16:45
Quecksilber	0,88	1,27	0,84	0,48	1,87

Reingas ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)					
Parameter	25.6.2000	26.6.2000			
	Probe Hg I RE L 00072070 19:24 - 19:54	Probe Hg II RE L 00072072 10:20 - 10:50	Probe Hg III RE L 00072074 15:10 - 15:40	Probe Hg IV RE L 00072076 15:55 - 16:25	Probe Hg V RE L 00072078 18:35 - 19:05
Quecksilber	0,90	0,38	0,80	0,43	0,36

5.2.4.1.10 Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$)

Die Ammoniakbelastung des Rohgases war bereits relativ niedrig. Die folgende Tabelle zeigt die erhaltenen Resultate.

Tab. 21: Ammoniumkonzentrationen im Roh- und Reingases der MBA Rennerod

Rohgas (mg/m ³)							
Parameter	25.6.2000				26.6.2000		
	Probe 1 RO	Probe 2 RO	Probe 3 RO	Probe 4 RO	Probe 5 RO	Probe 6 RO	Probe 7 RO
	L 00072417	L 00072418	L 00072419	L 00072420	L 00072421	L 00072422	L 00072423
	13:05 - 13:35	13:55 - 14:25	14:40 - 15:10	15:40 - 16:10	09:45 - 10:15	10:20 - 10:50	11:05 - 11:35
Ammonium-N	10	10	10	23	26	< 10	< 10
Reingas (mg/m ³)							
Parameter	25.6.2000				26.6.2000		
	Probe 1 RE	Probe 2 RE	Probe 3 RE	Probe 4 RE	Probe 5 RE	Probe 6 RE	Probe 7 RE
	L 00072410	L 00072411	L 00072412	L 00072413	L 00072414	L 00072415	L 00072416
	11:15 - 11:45	12:00 - 12:30	16:35 - 17:05	17:20 - 17:50	08:07 - 08:37	08:45 - 09:15	12:25 - 12:55
Ammonium-N	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10

5.2.4.1.11 N₂O (Lachgas)

Die Analysenergebnisse lagen unterhalb der Nachweisgrenze. Sie waren aber aus probenahmetechnischen Gründen nicht verwertbar.

5.2.4.2 Diskussion

Die Untersuchungen zeigen, dass die Abgasreinigung auch sehr flüchtige organische Einzelstoffe mit hohem Wirkungsgrad mineralisiert. So lassen sich beispielsweise nur für R 11 und R 12 rechnerische Wirkungsgrade bestimmen (Tab. 22).

Tab. 22: Wirkungsgrade für die thermische Abgasreinigung an der MBA Rennerod

Substanz	R 11	R 12
Filterwirkungsgrad	99 %	64 %
Frachtreduzierung	1,64 g/Mg	0,32 g/Mg

5.2.5 TÜV-Messungen zur N₂O-Belastung des Reingas an der MBA Aßlar

Im Rahmen der Beratungen zur 30. BImSchV wurde von einzelnen Diskutanten postuliert, dass die thermische Abgasreinigung zur Bildung von N₂O (Lachgas) führen könnte. Aufgrund dieser geäußerten Vermutung kam es auch zur Festlegung eines Frachtgrenzwertes für Lachgas in der 30. BImSchV durch den Ordnungsgeber, der zukünftig von allen MBA-Betreibern eine kontinuierliche Abgasmessung für N₂O verlangt.

Thermodynamische Berechnungen zeigten, dass unter den Bedingungen der beschriebenen thermischen Abgasreinigung N₂O nur im sehr niedrigem Umfang gebildet werden kann (wenige µg/m³).

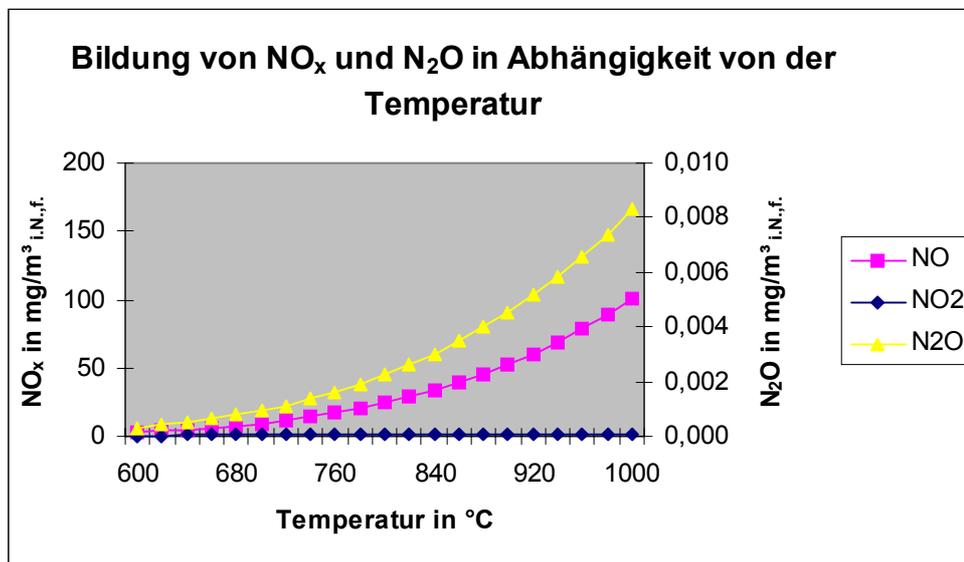


Abb. 11: Thermodynamische Berechnungen der Abgas-Stickstoffbilanz für die thermische Abgasreinigung der MBA

Im Oktober 2000 wurden an der Anlage Aßlar diese Werte durch drei Messungen des TÜVs überprüft.

5.2.5.1 Ergebnisse

Alle Meßwerte lagen unterhalb der Nachweisgrenze (43). Die Nachweisgrenze lag bei < 2 mg/m³.

Die reproduzierbare Messung von niedrigen N₂O-Werten stellt sich als durchaus schwieriges Vorhaben dar. Die hier genannten Resultate müssen als erste Ergebnisse gewertet werden.

Gegenwärtig ist die Installation eines kontinuierlichen Meßsystems in Kooperation mit einem Messgerätehersteller in Vorbereitung.

5.2.5.2 Diskussion

Die thermodynamischen Berechnungen wurden messtechnisch bestätigt. Es kam zu keiner messbaren Bildung von Lachgas.

5.2.6 Fazit Emissionen

Es wurden Untersuchungen des Betreibers und Kontrollmessungen verschiedener Institute an einer thermisch-regenerativen Abgasreinigungsanlage hinter MBA durchgeführt und in dieser Studie dokumentiert.

Die Messergebnisse zu den organischen Stoffen und Parametern sind vergleichsweise umfangreich und stützen sich gegenseitig, so dass eine gute Basis für die folgenden Bewertungen gegeben ist.

6 Kann mittels thermisch-regenerativer Abgasreinigung die 30. BImSchV eingehalten werden?

Eine der wesentlichen Fragen ist es natürlich, ob mit Hilfe der untersuchten Abgasbehandlungsanlage die Anforderungen der 30. BImSchV auch tatsächlich eingehalten werden können.

6.1 Der Verordnungsentwurf vom 27.09.2000 (Kabinettsbeschluss)

Wie dargestellt, hat der BMU einen Verordnungsentwurf über mechanisch-biologische Behandlungsanlagen für Siedlungsabfälle und andere Abfälle mit biologisch abbaubaren Anteilen vorgelegt (30. BImSchV) (2), der am 27.09.2000 vom Bundeskabinett beschlossen wurde. Hiernach werden an die MBA gleichwertige Anforderungen bezüglich des Emissionsschutzes, bezogen auf die MVA, gestellt.

Die für die Praxis wichtigsten Anforderungen sind die im § 4 und § 5 der 30. BImSchV geforderten Einhausungen („... geschlossene Räume mit Schleusen“). Hierdurch werden die die heutige MBA-Landschaft dominierenden Freilandanlagen zukünftig nicht mehr zulässig sein.

Die Abluft ist zu fassen und einer Abluftreinigung zuzuführen. Im § 6 werden diverse Grenzwerte festgelegt, die einzuhalten sind. Tab. 23 zeigt diese Grenzwertvorschläge.

Tab. 23: Grenzwerte der 30. BImSchV (Kabinettsbeschluss)

Parameter	Grenzwert	Einheit
Gesamtstaub	10	Tagesmittelwert mg/m ³
Gesamtstaub	30	Halbstundenmittelwert mg/m ³
TOC	20	Tagesmittelwert mg/m ³
TOC	40	Halbstundenmittelwert mg/m ³
TOC	55	Monatsmittelwert g/Mg
Distickstoffoxid (N ₂ O, Lachgas)	100	Monatsmittelwert g/Mg
Geruchsstoffe	500	GE

Im § 9 – 13 werden detaillierte Vorschriften zum Messen, Auswerten und Dokumentieren des Emissionsverhaltens der MBA festgelegt. Konsequenz dieser Vorschriften ist die Installation eines Kamins, über den die Abgase aus der MBA abgeleitet werden müssen. Weiter wird über dokumentierte Messungen und Auswertungen sichergestellt, dass obige Grenzwertanforderungen auch eingehalten werden müssen.

6.2 Die MBA als Stabilisierungsanlage?

In diesem Abschnitt wird untersucht, ob Anlagen zur Stabilisierung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen die in Tab. 23 genannten Grenzwerte mittels thermisch-regenerativer Abgasreinigungstechniken (hier LARA) einhalten können.

6.2.1 Abgasbehandlungskonzept

Insbesondere für die Prüfung der Monatsfrachten ist es von Bedeutung, welche spezifischen Abgasmengen zu unterstellen sind. Im Falle der Anlagen Aßlar und Rennerod liegen die spezifischen Abgasmengen bei 3.000 bzw. 5.300 m³/Mg.

Da die biologische Behandlungsdauer bei der Stabilisierung im Allgemeinen im Bereich von wenigen (5 bis 10) Tagen liegt, schwanken die spezifischen Abgasmengen je nach Technologie. Daher ist ein Wert von 5.000 m³/Mg sicherlich als Obergrenze realistisch und dürfte in der Praxis in der Regel zu unterschreiten sein (mit Kreislaufführung der Abgasmengen).

6.2.2 Abgasreinigung

Die Konzentrationswerte (Tages- und Halbstundenmittelwert) für TOC und Staub sind mittels thermisch-regenerativer Abgasreinigung des Typs LARA, wie die obigen Messungen dokumentieren, sicher einzuhalten. Der Monatsmittelwert für TOC errechnet sich aus der spezifischen Abgasmenge und dem mittleren Konzentrationswert. Die obigen Messungen zeigen, dass die TOC-Konzentrationen im Bereich von < 1 bis 3 mg/m³ schwanken. Ein Wert von 5 mg/m³ wird in der Regel nicht überschritten. Bei einem Monatsmittelwert von 4 mg/m³ ergibt sich, setzt man eine hohe spezifische Abgasmenge an, **eine TOC-Monatsfracht von rund 20 g/Mg**. Je nach technischer Anlagenkonzeption sind dieser Abgasfracht noch Frachten aus dem Bereich der mechanischen Aufbereitung hinzuzuaddieren. Im Falle der MBA Rennerod beläuft sich diese weitere Fracht auf rund 20 g/Mg. Somit ergibt sich ein hinreichender Spielraum, um den genannten Monatsmittelwert für TOC von 55 g/Mg sicher einzuhalten.

Die obigen Messungen zeigen, dass für Lachgas ein Wert von 2 mg/m³ unterschritten wird. Hieraus folgt, dass eine Monatsfracht von < 10 g/Mg N₂O unterschritten werden kann. Der Grenzwert der 30. BImSchV wäre hiernach eingehalten.

Die dargestellten Geruchswerte zeigen, dass thermisch-regenerative Abgasreinigungsverfahren den geforderten Grenzwert einhalten können. Der Nachweis der Einhaltung des Geruchsgrenzwertes im Falle der Nutzung von Deponiegas steht noch aus.

6.3 Einhaltbar für die MBA als Splitting-Anlage (Split in hochkalorische Fraktion und in Deponiefraktion)?

Im Rahmen der Diskussion um die Einhaltung der Grenzwerte der 30. BImSchV wurde von verschiedenen Seiten darauf hingewiesen, dass für die Splitting-Anlagen¹ ggf. größere Probleme eintreten könnten, weil dort die biologische Behandlungsdauer deutlich länger wäre (und damit die spezifische Abgasmenge höher ausfallen würde).

6.3.1 Abgasbehandlungskonzept

Als Gegenargument wurde vorgebracht, dass die heutigen Splitting-Anlagen noch nicht optimiert seien, was deren Möglichkeiten zur Kreislaufführung und zum Abgasmanagement anbelangt.

Tab. 24 zeigt Abluftdaten für zwei Splitting-Anlagen (ohne Optimierung, Stand 1999).

Tab. 24: Abluftdaten für zwei Splitting-Anlagen (ohne Optimierung, Stand 1999) (44)

	RABA Bassum	MBV Lüneburg	Einheit
Input MBA	80.800	43.300	Mg/a
Davon Input Rotte	51	41	%
Luftmenge gesamt	80.000	42.000	Nm ³ /h
Normierte Luftmenge	69.600	36.500	Nm ³ /h
Spezifische Luftmenge Rotte	15.000	18.000	Nm ³ /Mg _{Rotte}
Spezifische Luftmenge MBA	7.500	7.400	Nm ³ /Mg _{MBA}

Die spezifischen Abgasmengen belaufen sich heute auf Werte im Bereich von 7.500 m³/Mg und lassen sich in Richtung 6.000 m³/Mg optimieren.

Weitere Optimierungen sind durch den Einsatz von anaerober Vergärung möglich. Hier nennt Ketelsen (44) Werte von 2.500 bis 3.500 m³/Mg.

¹ Splitting insbesondere in eine hochkalorische (Ersatzbrennstoff, EBS) und eine Deponiefraktion

6.3.2 Abgasreinigung

Insbesondere die Einhaltung des TOC-Monatswertes wurde im Zusammenhang mit Splitting-MBAs problematisiert. Da die Rohgasbeladung von Splitting-MBAs im Allgemeinen niedriger ausfällt als bei der Abfallstabilisierung, könnten auch vergleichsweise niedrigere mittlere TOC-Konzentrationen unterstellt werden. Aber selbst der sicher unterschreitbare Wert von 4 mg/m^3 und die oben genannten heute realisierten Abgasmengen führen zu Monatsfrachten von rund 30 g/Mg , was noch genügend Spielraum bietet, um eine ggf. in der mechanischen Stufe anfallende zusätzliche TOC-Fracht einzubeziehen.

Die Monatsfrachtbegrenzung für Lachgas würde ebenfalls einhaltbar sein. Bei Konzentrationen $< 2 \text{ mg/m}^3$ würde eine rechnerische Monatsfracht im Bereich von < 10 bis $< 20 \text{ g/Mg}$ folgen.

6.4 Optimierungspotenziale

Optimierungspotenziale sind im Bereich der Abgasreinigung vorhanden (siehe Aßlar). Allerdings muss bei TOC-Werten im Bereich von 1 mg/m^3 beachtet werden, dass hier sehr hohe Anforderungen an die Zuverlässigkeit des Messgerätes gestellt werden.

Größere Optimierungspotenziale sind im Bereich der spezifischen Abgasmenge zu sehen. Dies ist für einzelne Stabilisierungsanlagen schon sehr weit getrieben worden ($3.000 \text{ m}^3/\text{Mg}$), kann aber noch weiter gesteigert werden. Für die Splitting-Technologie ergeben sich auf diesem Feld die größten Optimierungspotenziale.

6.5 Fazit Einhaltung 30. BImSchV

Die Grenzwerte der 30. BImSchV (Kabinettsbeschluss) können mittels thermisch-regenerativer Abgasreinigung des Typs LARA eingehalten werden.

7 Ökologische Bewertung einer thermisch-regenerativen Abgasreinigung

Das Einhalten von staatlich vorgegebenen Grenzwerten ist sicherlich eine entscheidende Frage, ob eine Anlage oder eine Technik genehmigungsfähig ist. Hiervon getrennt zu untersuchen ist die Frage, wie derartige Vorgaben ökologisch zu bewerten sind. Schließlich ist die Frage von Bedeutung, mit welchem Aufwand (der auch ökologische Komponenten trägt) die jeweiligen Technikvarianten bei der Zielerreichung arbeiten.

Gerade im Falle der 30. BImSchV wird von einer Reihe von Interessenträgern in Zweifel gezogen, ob die vergleichsweise hohen Anforderungen ökologisch gerechtfertigt sind.

Auf die Darstellung des methodischen Vorgehens wird an dieser Stelle verzichtet und auf die Literatur verwiesen (5, 45).

Als **funktionelle Einheit** wird die Behandlung von **1.000 kg (1 Mg) Abfall** angesetzt. Das betrachtete System ist die Abgasreinigung mittels LARA. Die MBA selbst wird nicht betrachtet.

Es wird in dieser Untersuchung bewusst auf komplexere Modellbildungen (inkl. MBA und Verwertung der erzeugten Fraktionen) verzichtet, um die Analyse auf die Bewertung der Abgasreinigungstechnik zu konzentrieren und transparente Ergebnisse zu erzielen.

Weiter wird auf eine vergleichende Bewertung mit konkurrierenden Filtertechniken verzichtet, weil auf diesem Feld (Biofilter) sehr viel im Fluss ist und gegenwärtig wenig belastbare Daten vorliegen. Die bisher vorliegenden Daten an MBAs wurden mit Biofiltern gewonnen, die aufgrund der hohen Beladung mit NH_3 nicht funktionstüchtig gearbeitet haben (s.o.).

Bezugssystem ist daher eine identische MBA, die über *keinerlei* Abgasreinigung verfügt. Zielstellung der Untersuchung ist es festzustellen, welchen quantitativen ökologischen Nutzen die thermische Abgasreinigung nach dem LARA-Prinzip aufweist.

Die Auswirkungen werden unterschieden in Wirkungen auf die unmittelbare Nachbarschaft der Anlage und den globalen ökologischen (= ökobilanziellen) Auswirkungen.

7.1 Nachbarschaftsschutz

Der Nachbarschaftsschutz ist im Allgemeinen das Hauptmotiv, Immissionsschutz und damit Abgasreinigung zu betreiben.

7.1.1 Auswahl der Wirkungskategorien

Für die ökologische Bewertung des Umfeldes einer MBA (Umweltverträglichkeitsuntersuchung) sind die Wirkungskategorien von Bedeutung, die zu einer Nachbarschaftswirkung führen. Für diese Untersuchung werden die folgenden Nachbarschaftswirkungen betrachtet.

Tab. 25: Wirkungskategorien für die ökologische Bewertung der Wirkung auf die Nachbarschaft

Wirkung	Substanzen	Äquivalenzeinheit	Wirkungsbereich
Krebserzeugung	div. organische Stoffe wie Acetaldehyd, CKW, PCDD/F uvm.	Kritische Luftmenge in m ³ /Mg	Mensch
POCP ² (Sommersmog)	Methan, NMVOC	kg Ethen/Mg	Mensch
Versauerungspotenzial	insbes. NO _x , NH ₃ , SO ₂	kg SO ₂ /Mg	Vegetation

7.1.2 Ergebnisse

Im Folgenden werden für die einzelnen Wirkungskategorien die Ergebnisse getrennt dokumentiert.

7.1.2.1 Krebserzeugende Stoffe

Krebserzeugende Stoffe sind humantoxikologisch von großer Relevanz, weil es für viele dieser Substanzen keine Wirkungsschwelle gibt. Die folgende Tabelle zeigt die auf der Basis der obigen Untersuchungen erhaltenen Ergebnisse.

Tab. 26 zeigt, dass die Abgasreinigung zu einer Reduzierung der Emission krebserzeugender Substanzen (wirkungsbezogen) oberhalb von 90 % führt.

Tab. 26: Nachbarschaftsschutz vor krebserzeugenden Substanzen durch thermisch-regenerative Abgasreinigung

Rohgas	Reingas	Einheit
7,9	< 0,5	Mio. m ³ /Mg

² POCP = photochemical ozone creation potential

7.1.2.2 Sommersmog

Unter humantoxikologischer Sicht ist auch die Kategorie POCP (Sommersmog) von Bedeutung. Hier zeigt die folgende Tabelle die erhaltenen Ergebnisse.

Tab. 27: Nachbarschaftsschutz vor photooxidativen Substanzen durch thermisch-regenerative Abgasreinigung

Rohgas	Reingas	Einheit
0,35	0,006	kg Ethen-Äquivalente/Mg

7.1.2.3 Versauerungspotenzial

Schließlich spielt unter Nachbarschaftsgesichtspunkten die Emission von Säurebildnern eine wichtige Rolle.

Tab. 28: Nachbarschaftsschutz vor säurebildenden Substanzen durch thermisch-regenerative Abgasreinigung

Rohgas	Reingas	Einheit
0,31	0,16	kg SO ₂ -Äquivalente/Mg

Im Unterschied zu den humantoxikologischen Wirkungskategorien ist im Falle der Säurebildner eine geringere Wirkungseffizienz zu beobachten. Zwar werden die Ammoniakemissionen von 20 bis 30 mg/m³ auf < 2 bis 7 mg/m³ verringert, gleichzeitig erfolgt aufgrund der thermischen Behandlung des Abgases eine NO_x-Bildung (30 mg/m³), so dass, bezieht man die sonstigen Emissionen mit ein, insgesamt nur eine Halbierung der emittierten Frachten erfolgt.

7.1.3 Bewertung Nachbarschaftsschutz

Insgesamt zeigen die betrachteten Wirkungskategorien, dass die thermisch-regenerative Abgasreinigung insbesondere für die Reduzierung der Emission toxischer Stoffe eine hoch wirksame Technologie darstellt.

7.2 Ökobilanz als Bewertungsansatz

Mit Hilfe der Ökobilanz-Methode soll im folgenden untersucht werden, ob das obige aus dem Nachbarschaftsschutz heraus abzuleitende positive Ergebnis zu relativieren ist, wenn man den Verbrauch von Betriebsmitteln oder den sonstigen Ressourcenverbrauch mit einbezieht, der für die Erstellung oder den Betrieb der Abgasreinigung erforderlich ist. Die folgende Abbildung zeigt schematisch den im Kapitel 7.2 durchgeführten Betrachtungsansatz.

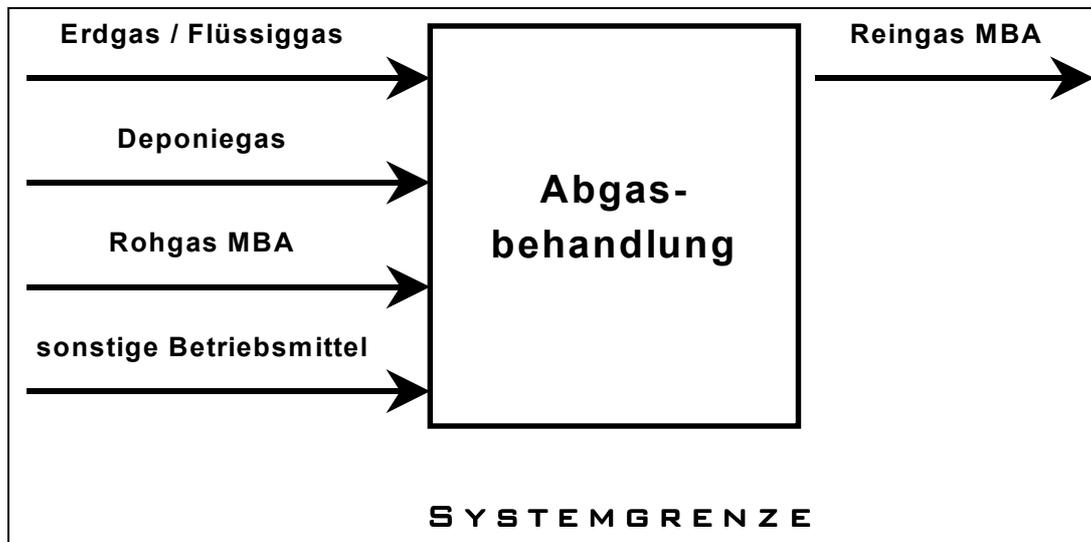


Abb. 12: Schematische Darstellung des gewählten Betrachtungsansatzes

Die Reduzierungen der im Rohgas enthaltenen Schadstoffe (Wirkungsgrad der Einrichtung) werden als Gutschrift gerechnet (Umweltentlastung, daher negativer Wert). Weitere Gutschriften sind beispielsweise im Falle der Deponiegasnutzung die eingesparten Emissionen von Deponieschwachgas. Lastschriften sind beispielsweise Betriebsmittelverbräuche (inkl. Vorketten) oder auch Schadstoffneubildungen durch die thermische Abgasreinigung.

7.2.1 Auswahl der Wirkungskategorien

Für die ökobilanzielle Betrachtungsebene werden die folgenden Kategorien berechnet.

Tab. 29: Wirkungskategorien für die ökobilanzielle Betrachtung

Wirkung	Substanzen	Äquivalenzeinheit	Wirkungsbereich
kumulierter Primärenergieverbrauch	Erdgas, Strom u.a.	MJ/Mg	Ressourcen
Krebserzeugende Stoffe	div. organische Stoffe wie Acetaldehyd, CKW, PCDD/F uvm.	Mio. m ³ /Mg	Mensch
Treibhauseffekt	CO ₂ , Methan, N ₂ O, R11, R12	kg CO ₂ /Mg	Klima
Ozonabbaupotenzial	R11, R12 etc.	kg R11/Mg	Stratosphäre
Sommersmog (POCP)	Methan, NMVOC	kg Ethen/Mg	Mensch, Vegetation
Versauerungspotenzial	insbes. NO _x , NH ₃ , SO ₂	kg SO ₂ /Mg	Vegetation

7.2.2 Ergebnisse

Im folgenden werden die Bilanzergebnisse in aggregierter Form dargestellt.

7.2.2.1 Kumulierte Primärenergie

Für die Abgasreinigung hinter der MBA Rennerod ist der wesentliche ergebnisrelevante Faktor der Erdgasverbrauch von 3,5 m³/Mg, der inkl. Vorkette rund 130 MJ/Mg an Verbrauch von fossiler Primärenergie bedeutet. Weiter ist der Stromverbrauch für den Betrieb der Abgasreinigung von 3,5 kWh/Mg einzurechnen, was einem kumulierten Primärenergieverbrauch von 35 MJ/Mg entspricht. Sonstige Gut- und Lastschriften sind für diese Kategorie nicht von Bedeutung, so dass ein Gesamtergebnis von 165 MJ/Mg resultiert (positiver Wert = Energieverbrauch = Umweltbelastung).

Für die Fallkonstellation MBA Aßlar reduziert sich aufgrund der höheren Energieeffizienz der Wert für den Primärenergieverbrauch auf rund 105 MJ/Mg (+ Stromverbrauch = 140 MJ/Mg) und im Falle des Einsatzes von Deponiegas auf 45 MJ/Mg.

7.2.2.2 Krebserzeugende Stoffe

Neben der Reduktion der Emission an krebserzeugenden Stoffen durch die Abgasreinigung (Gutschrift) ist als Lastschrift die Vorkette für den Gas- und den Stromverbrauch einzubeziehen. Weiter ist die de-novo-Bildung von Sekundärschadstoffen von Bedeutung.

Tab. 30: Ergebnis krebserzeugende Stoffe in Mio. m³/Mg

Beitrag	Rennerod	Aßlar	Einheit
Gutschrift Abgasreinigung	- 7,5	- 7,5	Mio. m ³ /Mg
Lastschrift Stromverbrauch	0,65	0,65	Mio. m ³ /Mg
Lastschrift Gasverbrauch	?	?	Mio. m ³ /Mg
Gutschrift Deponiegasnutzung	-	- 5,8	Mio. m ³ /Mg
Gesamtergebnis	- 6,85	- 12,65	Mio. m³/Mg

Für die Modellierung der Gutschriften für die Schwachgasnutzung wurde auf unterschiedliche Deponiegasanalysen zurückgegriffen. Im Mittel wird die in folgender Tabelle wiedergegebene Emission an krebserzeugenden Stoffe unterstellt.

Tab. 31: Emission krebserzeugender Stoffe über Deponieschwachgas

Stoff	Konzentration in mg/m ³
1,2-Dichlorethan	5
Benzol	10
Chloroform	1
Dichlormethan	25
Pentachlorphenol (PCP)	0,1
Tetrachlorethen	5
Tetrachlorkohlenstoff	0,0012
Vinylchlorid	7

Für die Nutzung von Erdgas (aus den Niederlanden) bzw. Flüssiggas konnte keine Vorkette für die Kategorie „krebserzeugende Stoffe“ abgeleitet werden. Es ist aber nicht mit ergebnisrelevanten Beiträgen zu rechnen. Die Lastschrift für den Stromverbrauch wurde über einen deutschen Strommix gerechnet. Die wesentlichen Einzelstoffe, die für den Beitrag von 0,65 Mio. m³ für die verbrauchten 3,5 kWh/Mg verantwortlich sind, sind Emissionen aus fossilen Kraftwerken (im wesentlichen Schwermetallemissionen mit carcinogener Wirkung).

7.2.2.3 Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt, der vom Verbrauch des Erdgases ausgeht, setzt sich aus der Vorkette und dem über die Erdgasverbrennung erzeugten CO₂ zusammen. Im vorliegenden Fall (Rennerod) wird Erdgas aus den Niederlanden verbraucht. Für diesen Brennstoff liegt die Vorkette bei einer Emission von 35 bis 40 g Methan/m³ Erdgas. Für Flüssiggas dürfte die Vorkette eher geringer anzusetzen sein. Dem Treibhauseffekt durch den Gasverbrauch sind Umweltentlastungen durch die Abgasreinigung gegenüber zu stellen. Hier ist im Wesentlichen die Mineralisierung der im Rohgas enthaltenen FCKW anzusprechen. Bei Nutzung von Deponiegas als Brennstoff ist zusätzlich der Treibhauseffekt gutzuschreiben, der ansonsten in Folge einer diffusen Ableitung des Deponiegases entstehen würde. Im Fall der MBA Aßlar soll – wie dargestellt – Deponiegas aus der nahegelegenen Deponie des Landkreises genutzt werden. Die Deponiegasanalysen zeigen, dass es sich hierbei um ein thermisch nicht nutzbares Schwachgas mit einem Methangehalt von rund 20 bis 25 % handelt.

Die folgende Tabelle fasst die Berechnungsergebnisse für die beiden betrachteten Abgasreinigungsanlagen zusammen.

Tab. 32: Ökobilanzergebnis Treibhauseffekt in kg CO₂-Äquivalente je Mg behandeltem Abfall

Anlage	Rennerod	Aßlar
Erdgasverbrauch Vorkette (NL)	0,21	0,015 (rechn.)
CO ₂ aus Erdgasverbrennung	6,17	0,44 (rechn.)
Lastschrift Stromverbrauch	3,4	3,4
CO ₂ aus TOC-Mineralisierung*	0,62	0,62
Lastschrift N ₂ O-Bildung	< 1,9	< 1,9
Gutschrift FCKW-Mineralisierung	- 8,67	- 8,67
Gutschrift Methan-Mineralisierung	- 4,45	- 4,45
Gutschrift Deponiegasentsorgung	-	- 69,2
Gesamtergebnis	- 2,72	- 77,8

*80% regenerativ

7.2.2.4 Ozonabbaupotenzial

Für diese Kategorie ist wesentlich die Frachtreduzierung durch die thermische Abgasreinigung. Im Fall Aßlar kommt eine zusätzliche Gutschrift hinzu, die aus der Mineralisierung der FCKW-Frachten aus dem Deponiegas resultiert.

Tab. 33: Ökobilanzergebnis Ozonabbaupotenzial in kg R11-Äquivalente je Mg behandeltem Abfall

Rennerod	Aßlar	Einheit
- 0,0019	- 0,0025	kg R11-Äquivalente/Mg

7.2.2.5 Sommersmog

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für die Wirkungskategorie Sommersmog.

Tab. 34: Ökobilanzergebnis POCP-Potenzial in kg Ethen-Äquivalente je Mg behandeltem Abfall

Rennerod	Aßlar	Einheit
- 0,344	- 0,422	kg Ethen-Äquivalente/Mg

7.2.2.6 Versauerungspotenzial

Die Bilanzergebnisse für säurebildende Substanzen werden geprägt durch die Emissionen der Abgasreinigung. Gut- und Lastschriften sind von untergeordneter Bedeutung. So beträgt beispielsweise die Vorkette für den Erdgasverbrauch 0,00004 kg SO₂-Äquivalente je Mg oder der Stromverbrauch 0,0054 kg SO₂-Äquivalente je Mg behandeltem Abfall. Im Falle der Deponiegasnutzung ergeben sich erhöhte Emissionen aufgrund des höheren Schwefelgehaltes im Deponiegas.

Tab. 35: Ökobilanzergebnis Versauerungspotenzial in kg SO₂-Äquivalente je Mg behandeltem Abfall

Rennerod	Aßlar	Einheit
- 0,145	- 0,130	kg SO ₂ -Äquivalente/Mg

7.2.2.7 Lastschriften der Baumaterialien der Filtereinrichtung

Die Abgasreinigungsanlage besteht im wesentlichen aus Stahl, Keramiksteinen, Aluminium und Kupfer. Diese Materialien weisen eine definierte Vorkette auf (Ressourcenverbrauch), bevor sie für die Herstellung der Abgasreinigung eingesetzt werden können. Daher wurde eine Abschätzung vorgenommen, welcher Umwelteffekt mit dem Bau der LARA verbunden ist.

Die Berechnung wurde für die Abgasreinigung der MBA Rennerod vorgenommen. Die Einrichtung hat ein Gesamtgewicht von rund 130 Mg (beide Linien). Die exakten Anteile der Baumaterialien werden auf Wunsch des Auftraggebers in diesem Bericht nicht offen gelegt.

Die Berechnung erfolgt mit Hilfe der Datenbank GEMIS (46). Da für Keramik keine originären Daten verfügbar waren, wurde mit den Datensätzen für die Klinkerproduktion gerechnet.

Die folgende Tabelle zeigt die erhaltenen Ergebnisse.

Tab. 36: Vorkette der Baustoffe der Abgasreinigung

Kategorie	Vorkette Einrichtung insgesamt in kg	Vorkette Einrichtung bei 15 Jahren Funktion in kg/a	Vorkette in kg/Mg behandeltem Abfall	Einheit
Versauerungspotenzial	1.440	96	0,0013	kg SO ₂ - Äquivalente/Mg
Treibhauspotenzial	357.000	23800	0,32	kg CO ₂ - Äquivalente
Sommersmog	15	1	1,3 E-05	kg Ethen- Äquivalente/Mg

Der Vergleich von Tab. 36 mit obigen Ergebnissen für den Effekt der Abgasreinigung zeigt, dass der Einfluss der Baumaterialien (bzw. des Baus der Einrichtung selbst) nur von untergeordneter Relevanz für das Gesamtergebnis ist. Für die betrachteten Kategorien liegt der Beitrag unterhalb von 10 % auf das Gesamtergebnis (Verschlechterung).

Zu berücksichtigen wäre zudem, dass auch andere Filtereinrichtungen aus Baustoffen bestehen, die eine jeweilige Vorkette aufweisen. Dieser Aspekt wäre bei einem relativen Vergleich von unterschiedliche Optionen der Abgasreinigung mit einzubeziehen.

7.3 Fazit ökologische Bewertung

Der Nachbarschaftsschutz ist das zentrale Motiv, Immissionsschutz zu betreiben. Dies ist letztlich auch einer der Hauptgründe, weshalb der Verordnungsgeber mit der 30. BImSchV ein hohes Niveau des Nachbarschaftsschutzes (unabhängig von den jeweiligen Standortgegebenheiten) festgelegt hat. Die thermisch-regenerative Abgasreinigung ergibt unter Nachbarschaftsgesichtspunkten einen hohen Minderungsgrad der hier betrachteten Schadstoffe bzw. Wirkungskategorien.

Zu prüfen war, ob dieser Positiveffekt aufgehoben wird bzw. sich ins Gegenteil verkehrt, wenn über Ökobilanzberechnungen auch die relevanten Lastschriften der Abgasreinigung (Gas- und Stromverbrauch, Materialaufwand, de novo-Synthese von Luftschadstoffen usw.) einbezogen werden.

Unter den Gesichtspunkten Klimaschutz, Beitrag zum Sommersmog und Schutz der Ozonschicht ergeben sich negative Bilanzwerte, was bedeutet, dass die thermisch-regenerative Abgasreinigung zu einer UmweltENTlastung führt. Dieses Ergebnis ist insbesondere für die Kategorie Treibhauseffekt auf den ersten Blick überraschend. Die Berechnungen haben nämlich gezeigt, dass die aus dem Brennstoffverbrauch (inklusive Vorkette) stammenden treibhausrelevanten Emissionen durch die Mineralisierung der im Rohgas vorhandenen FCKW überkompensiert werden (vergl. Abb. 13).

Für die Wirkungskategorie Versauerungspotenzial ergeben sich ebenfalls negative Bilanzergebnisse, was im wesentlichen der Reduktion von NH_3 im Rahmen des Verbrennungsvorgangs geschuldet ist.

Insgesamt zeigt sich daher auch auf der Bilanzenebene ein positives Bild.

Die Bilanzergebnisse fallen besonders günstig aus, wenn Deponiegas als Brennstoff eingesetzt wird. Allerdings muß hierfür im Detail auch betrachtet werden, wie die Entsorgung des Deponiegases ohne MBA erfolgen würde. Im Fall Aßlar ist der Extremfall unterstellt worden, daß das Deponiegas (Schwachgas) bisher emittiert wurde (was am Standort nicht der Fall ist). Diese Fälle sind aber insgesamt in Deutschland nicht selten, da Schwachgas, wenn es nicht emittiert wird, nur noch kostenintensiv entsorgt werden kann. Eine energetische Verwertung ist mit Schwachgas nicht möglich. Ergeben sich am Standort andere Konstellationen, werden sich natürlich auch die Bilanzergebnisse für den Fall der Deponiegasnutzung ändern. Dies kann bis zum Kippen der Bilanzergebnisse gehen, wenn für die Abgasreinigung Deponiegas (kein Schwachgas) genutzt wird, was ansonsten einer effektiven Deponiegasverwertung (KWK) zugeführt werden würde.

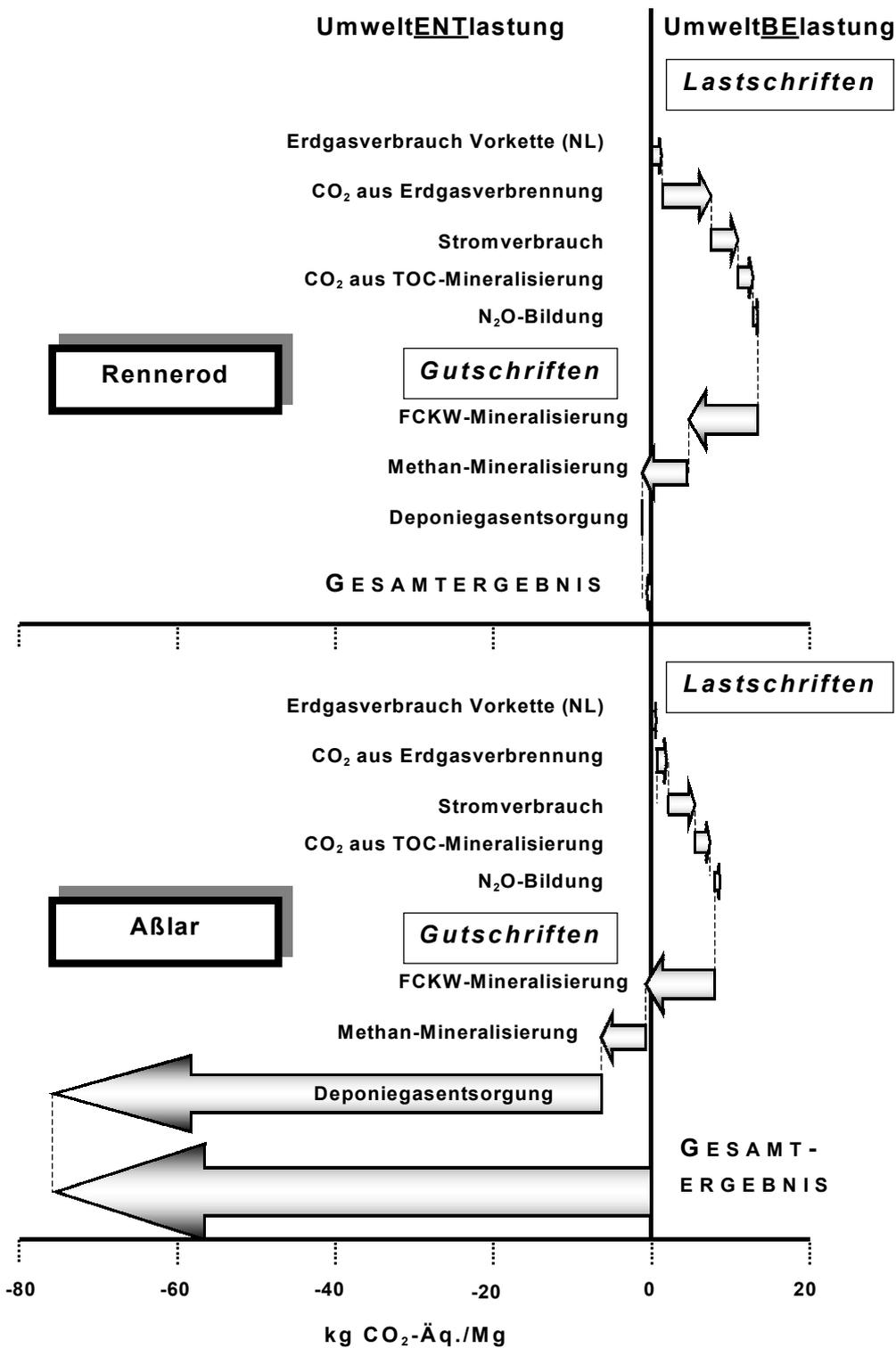


Abb. 13: Bilanzstruktur des Ergebnisses zum Klimaschutz (Treibhauspotenzial)

8 Kosten

Die Kosten für die Abgasreinigung der MBA Rennerod werden vom Anlagenbetreiber mit knapp 6,80 DM je behandeltem Mg Abfall angegeben. Hierin enthalten sind bei einer 15-jährigen Abschreibung der Kapitaldienst sowie die durch den Verbrauch von Gas und Strom entstehenden Betriebskosten. Der RWU-Anteil ist dabei mit 3 % angesetzt.

Für Aßlar liegen die Kosten aufgrund der höheren Kapazität günstiger (4,20 DM/Mg bei Erdgasbetrieb und 5,20 DM/Mg bei Flüssiggasbetrieb). Dies würde bei angenommenen Behandlungskosten von rund 100 DM/Mg deutlich unter 10 % liegen und kann daher als kostenmäßig zumutbar eingestuft werden.

Bezieht man mit ein, dass die heutigen (unzureichenden) Biofilter Behandlungskosten im Bereich von 2 bis 3 DM/Mg verursachen, relativiert sich die kostenmäßige Belastung, die durch die 30. BImSchV eintritt, weiter.

Weiter ist zu beachten, dass es sich bei den obigen Kostenberechnungen um Angaben eines Marktteilnehmers handelt, die sich im Markt bewähren müssen. Daher ist sicherlich nicht davon auszugehen, dass der Wettbewerb zu höheren Kostenbelastungen führen wird, eher im Gegenteil.

Schließlich ist zu beachten, dass die Anlage Rennerod eine mittelgroße MBA darstellt. Für kleinere Anlagen ist mit höheren bis deutlich höheren spezifischen Kosten zu rechnen, für größere Anlagen umgekehrt. So dürfte der spezifische Kostenbereich für eine MBA mit > 150.000 Mg/a bei Erdgasbetrieb auf Werte < 5 DM/Mg sinken, folgt man der obigen Kostenstruktur (47). Durch Einsparungen im Bereich der Gasversorgung (Deponiegasnutzung) sinken die spezifischen Behandlungskosten weiter um rund 20 %.

Die Kosten steigen spezifisch, wenn die zu behandelnden Abgasmengen steigen. Im Fall Rennerod liegen die Abgasmengen bei rund 5.300 m³/Mg. Wie oben dargestellt, liegen die Abgasmengen für Splitting-Anlagen in Niedersachsen höher als in Rennerod. Wie oben weiterhin dargestellt, liegen die nicht optimierten Abgasmengen bei 7.000 bis 8.000 m³/Mg. Für diese Fallkonstellationen würde die thermisch-regenerative Abgasbehandlung zu Kosten von 8,50 DM bis rund 13 DM/Mg führen (ohne Abgasmanagement) (47). Diese Kosten könnten durch eine verstärkte Kreislaufführung des Abgases reduziert werden (44, 48), so daß Kosten von 4 bis 7 DM/Mg erreichbar sind. Gerade der Einsatz von thermischen Abgasreinigungssystemen bietet hierfür gegenüber Biofiltern günstigere Ausgangsbedingungen. Aufgrund der höheren zulässigen Abgastemperaturen in der Abgasbehandlungsanlage kann die zu behandelnde Abgasmenge auf das im Rotteprozess verfahrenstechnisch notwendige Mindestmaß begrenzt werden. Dies wirkt sich sowohl auf Investitions- als auch auf Betriebskosten positiv aus (35).

9 Zusammenfassung

Es wurde untersucht, welche Abgasreinigungsleistung die thermische-regenerative Abgasreinigung des Typs LARA (Herhof Umwelttechnik) aufweist.

Anhand der Betriebswerte zweier im Routinebetrieb befindlichen Anlagen zeigte sich, dass die Anforderungen der 30. BImSchV für MBA-Stabilat-Anlagen eingehalten werden können. Der Abstand zwischen erreichten Reingaswerten und Anforderungen der Verordnung ist so groß, dass auch für Splitting-Anlagen die Einhaltung der Grenzwerte kein grundsätzliches Problem darstellt (entsprechende Maßnahmen zum verbesserten Abgasmanagement unterstellt).

Systeme zur kontinuierlichen N_2O -Messungen sind in der nächsten Zeit im Praxistest zu erproben.

Die Abgasreinigung ist unter dem Gesichtspunkt des Nachbarschaftsschutzes erforderlich. Sie führt dazu, dass die MBA auch unter ungünstigen Standortverhältnissen realisierbar ist. Diese Vorteile bzw. positiven Ergebnisse werden unter ökobilanziellen Betrachtungswinkel nicht relativiert.

Die Kosten für die Erfüllung der Grenzwertanforderungen der 30. BImSchV mit der hier untersuchten Technik liegen im Bereich von nicht einmal 5 % der zukünftigen Behandlungskosten der MBA (für MBAs > 150.000 Mg/a).

10 Literatur

- 1 Koalitionsvertrag SPD/Bündnis 90/DIE GRÜNEN, <http://www.spd.de/politik/koalition/vier.html>: "Die neue Bundesregierung wird Wettbewerb, Vielfalt und Innovation stärken, um ökologische Ziele in der Abfallwirtschaft durchzusetzen, die mechanisch-biologische Verfahren einschließen."
- 2 Entwurf der Dreißigsten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen – 30. BImSchV), hier Kabinettsbeschuß vom 27.09.2000, zu beziehen über die Homepage des BMU
- 3 Entwurf einer Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerversordnung – AbfAbIV), hier Kabinettsbeschuß vom 27.09.2000 zu beziehen über die Homepage des BMU
- 4 Entwurf einer Vierten Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung – „Anhang 23“ Mechanisch-biologische Abfallbehandlung für Siedlungsabfälle, hier Kabinettsbeschuß vom 27.09.2000, zu beziehen über die Homepage des BMU
- 5 Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Scheidl K., Scharf W., Konrad W.: Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich. Hrsg.: UBA, Monographien Bd. 104, Wien, 1998
- 6 Angerer A.: Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA). Umweltbundesamt, Bericht BE-156, November 1999
- 7 Häusler G., Angerer T.: Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Anlage Siggerwiesen. Umweltbundesamt, Bericht BE-138, November 1998
- 8 Häusler G., Angerer T.: Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Anlage Allerheiligen. Umweltbundesamt, BE-139, Wien, Januar 1999
- 9 Angerer T., Reisenhofer A.: Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Pilotanlage Kufstein. Umweltbundesamt, Bericht BE-126, Mai 1999
- 10 Jay K., Stieglitz L.: Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. Chemosphere Vol. 30, No. 7, 1249–1260, 1995.
- 11 Häusler G. et al.: Emissionsvergleich MBA/MVA. Umweltbundesamt Wien, Interner Bericht 613 (2000)
- 12 Cuhls C., Doedens H.: Abluftemissionen aus der MBA und deren Minderungstechniken nach dem Stand der Technik. In: Abluft und Abluftreinigung bei der Mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Wien 2000
- 13 Zeschmar-Lahl B., Lahl U.: Hygienefragen: Bedeutung in abfallrechtlichen Genehmigungsverfahren. Wasser + Boden 10, 5 - 15, 1997
- 14 Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin: Untersuchungen der gesundheitlichen Gefährdung von Arbeitnehmern der Abfallwirtschaft in Kompostierungsanlagen. Projekt Nr. 04.006, 1996 - 1998, 1. Sachstandsbericht der Projektgruppe, Dezember 1996
- 15 Millner D., Marsh P.B., Snowdon R.B., Parr J.F.: Occurrence of *Aspergillus fumigatus* during composting of sewage sludge. Appl. Environ. Microbiol. 12, 765 - 772, 1977
- 16 Rüden H., Fischer P., Thofern E.: Mikroorganismen in der Außenluft während eines Winterhalbjahres. ZBl. Hyg., 1. Abt. Orig. B 166, 332 - 352, 1978
- 17 Rüden H., Martiny H., Jager E., Wlodavezyk K., Bahr E.: Luftkeime in Risikobereichen. KrankenhausTechnik 7, 37 - 40, 1987
- 18 Jager E., Eckrich C.: Hygienic aspects of biowaste composting. Waste Collection and Recycling - bioaerosol exposure and health problems. International Meeting, Copenhagen, 13./14.9.1996

- 19 Fack T., Philipp W.: Ergebnisse lufthygienischer Untersuchungen. In: Deutsche Veterinärmedizinische Gesellschaft (DVG): Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, 244 - 255, 1994
- 20 Grüner C.: Arbeitsschutz in biologischen Abfallbehandlungsanlagen. VDI-Bildungswerk: Planung von MBA, Betriebserfahrungen, Risiken. Seminar 43-98-02, 3./4.3.1997, Düsseldorf
- 21 Eckrich C., Jager E., Rüden H., Jager J.: Keimkonzentrationen aus der Sicht der Immunologie. In: Mücke W.: Keimbelastung in der Abfallwirtschaft. Tagung 26.4.1995, München, Institut für Toxikologie und Umwelthygiene, TU München, S. 51 - 75, 1995
- 22 zur Nieden A.: Emission von Mikroorganismen aus Kompostierungsanlagen unter Einbeziehung der Immissionssituation der Umgebung. Diplomarbeit, FH Gießen, FB Technisches Gesundheitswesen, Dezember 1995
- 23 Diehl K., Hofmann R.: Literaturstudie zu Hygieneproblemen von Kompostierungsanlagen unter Berücksichtigung der möglichen Gesundheitsgefahren in der Nähe lebender Anwohner; UBA, WaBoLu-Heft 11/96, November 1996
- 24 Hofmann R.: Hygiene bei der Kompostierung. 2. BMBF-Statusseminar „Neue Techniken zur Kompostierung“, 6.-8.11.1996, Hamburg
- 25 Syzdek L.D., Haines J.H.: Monitoring *Aspergillus fumigatus* aerosols from a composting facility. *Aerobiologia* 11, 87 - 93, 1995
- 26 State of New York, Department of Health, Center for Environmental Health, Albany/N.Y.: a prospective Study of health symptoms and bioaerosol levels near a yard waste composting facility. March 1994
- 27 Zeschmar-Lahl B., Jager J., Ketelsen K., Lahl U., Scheidl K., Steiner M., Heckmann A.: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung in Europa. Hrsg.: VKS e.V., A.S.A. e.V., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 2000
- 28 Umweltanalytik RUK in Zusammenarbeit mit dem ISAH Hannover und dem LUA Brandenburg: Abschlußbericht Emissionsmessungen an Mieten der mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlungsanlage (MBA) Nauen. Auftraggeber Landkreis Haveland; Rathenow, Juni 2000
- 29 Torres E.M., Basrai S.S., Kogan V. (1996): Evaluation of two biotechnologies controlling POTW air emissions. *Biofiltration 1996. Int. Symp.*, 3.-6 .10.1996, Los Angeles, Tagungsband, S. 182–197
- 30 Cuhls C.: Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Dissertation, ISAH/Universität Hannover, 1999
- 31 Breeger A.: Das BCO-Verfahren zur Reinigung von MBA-Ablüften (Biological-Chemical-Oxidation). Konsequenzen aus der angekündigten neuen BImSchV. VDI-Bildungswerk: Anlagentechnik für die Abluftreinigung an MBA. Seminar 43-83-02, 12.9.2000, Düsseldorf
- 32 Cuhls C., Doedens H. (1998): Emissionen aus mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen. In: *DepoTech 1998 – Abfallbehandlung, Deponietechnik, Entsorgungsbergbau und Altlastenproblematik*. Rotterdam: Balkema, 1998, 33–48
- 33 Hoffmann, H.; HDN Naßwaschverfahren In: VDI – Anlagentechnik für die Abluftreinigung an MBA, Düsseldorf 12.09.2000
- 34 Lüder, K.: Praxiserfahrung mit dem Müllbunkerfilter in der MVA HH-Borsigstraße. In: VDI – Anlagentechnik für die Abluftreinigung an MBA, Düsseldorf 12.09.2000
- 35 Glüsing J.: MBA-Abluftreinigung mit der Haase VocsiBox. In: VDI – Anlagentechnik für die Abluftreinigung an MBA, Düsseldorf 12.09.2000

- 36 Hagen M.: Oxidation zur Abscheidung von CH und Gerüchen. In: VDI – Anlagentechnik für die Abluftreinigung an MBA, Düsseldorf 12.09.2000
- 37 MBA Bassum, MBA Wiewärthe und MBA Allerheiligen (A)
- 38 So hat die Firma Herhof Umwelttechnik mit diesen Systemen in den Jahren 1998/99 Versuche durchgeführt.
- 39 Rafflenbeul, R.: Abgasreinigung durch die Ionisation (Plasmabildung) von Gasteilchen. In: VDI – Anlagentechnik für die Abluftreinigung an MBA, Düsseldorf 12.09.2000
- 40 TÜV Ecoplan: Bericht über Emissionsmessungen im Roh- und Reingas der Trockenstabilat Rennerod (LARA). Firma Herhof Umwelttechnik, Juni 2000
- 41 Universität Kassel, Fachgebiet Altlastensanierung und Abfallwirtschaft: Olfaktometrische Messungen an der Abluftbehandlung LARA der Trockenstabilatanlage Rennerod, Mai 2000
- 42 Umweltbundesamt Wien: Bericht über Emissionsmessungen an der Trockenstabilat®-Anlage in Rennerod, August 2000
- 43 TÜV Ecoplan: Bericht über Emissionsmessungen im Roh- und Reingas der Trockenstabilat Asslar (LARA) Firma Herhof Umwelttechnik, Oktober 2000
- 44 Ketelsen, K.: Abluftmanagement von MBA nach 30. BImSchV. VDI-Bildungswerk, Anlagentechnik für die Abluftreinigung an MBA, 12.09.2000
- 45 IBA GmbH, Hannover, BZL GmbH, Oyten, CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld: Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. F + E- Vorhaben Nr. 1471 114 im Auftrag des BMBF/UBA, 1998
- 46 GEMIS: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme. 1989–1997, Öko-Institut Freiburg/Darmstadt, erstellt im Auftrag des Hessischen Umweltministeriums, Version 3.1
- 47 Wengenroth K.: persönliche Mitteilung vom 1. November 2000
- 48 Sabo, F.: Optimierung der Abluftreinigung mit Biofilter im Abluftmanagement – Minderung der Abluftvolumenströme, Verfahrensoptimierung, separate Teilstrombehandlung. In: VDI – Anlagentechnik für die Abluftreinigung an MBA, Düsseldorf 12.09.2000