INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT UND ABFALLTECHNIK
UNIVERSITÄT HANNOVER

Fraunhofer Institut Toxikologie und Aerosolforschung
Pharmaforschung und Klinische Inhalation

BMBF-Verbundvorhaben

Mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen

Teilvorhaben 4/3, FKZ: 149 09 59 A3

Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen, Phase 2: Emissionen, Schadstoffbilanzen und Abluftbehandlung

Abschlußbericht

Projektleiter (ISAH) **Prof. Dr.-Ing. H. Doedens**

Bearbeiter (ISAH) **Dipl.-Ing. C. Cuhls**
Dipl.-Chem. F. Mönkeberg

Bearbeiter (ITA) **Prof. Dr. K. Levsen**
Dr. J. Kruppa
U. Sänger
H. Kock

Unter Mitarbeit von:

Direktor und Professor Dr. K.-P. Giesen, Dr. J. Suhlmann, D. Bendick
(Niedersächsisches Landesamtes für Ökologie, Hannover)

Dr. J. Clemens
(Gesellschaft für Wissenstransfer, Bonn)

Dezember 1999

Berichtsblatt

1. ISBN	2. Berichtsart Abschlußbericht	3.

4. Titel des Berichtes

Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen
Phase 2: Emissionen, Schadstoffbilanzen und Abluftbehandlung

5. Autor(en) (Name, Vorname(n))

Doedens, Heiko[1.)]; Cuhls, Carsten[1.)]; Mönkeberg, Frank[1.)];

Levsen, Karsten[2.)]; Kruppa, Johann[2.)]; Sänger, Ute[2.)]; Kock, Heiko[2.)]

6. Abschlußdatum des Vorhabens

7. Veröffentlichungsdatum

8. Durchführende Institutionen

[1.)] Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Welfengarten 1, D-30167 Hannover

[2.)] Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Aerosolforschung
Nikolai-Fuchs-Straße 1, D-30625 Hannover

9. Ber. Nr. Durchführende Institution

10. Förderkennzeichen
149 09 59 A3

11. Seitenzahl (Text)
274 S., Anhang: 38 S.

13. Fördernde Institution

Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF)
Postfach 20 02 40
53170 Bonn

12. Literaturangaben
182

14. Tabellen
140

15. Abbildungen
85

16. Zusätzliche Angaben

17. Vorgelegt bei (Titel, Ort, Datum)

BMBF-Ergebnispräsentation „Verbundvorhaben: Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, Universität Potsdam, 7.-8. September 1999, Potsdam

18. Kurzfassung

Die untersuchten 4 MBA-Verfahrenstechniken beinhalteten Aerobverfahren mit Rottezeiten zwischen 6 Tagen und 16 Wochen sowie eine zweistufige Anlage mit integrierter Teilstromvergärung. Die Emissionsbewertung organischer Stoffe erfolgte gemäß Nr. 3.1.7 TA Luft. Aus den drei Wirkungsklassen der TA Luft haben sich der Massenstrom der Klasse 1 sowie die Summe über alle drei Klassen als die kritischen Größen herausgestellt. Die erforderlichen Reingaskonzentrationen nach TA Luft am Ausgang der Abluftbehandlungsanlage werden eingehalten. Die erzielten Wirkungsgrade der Biofilter für NMVOC erreichen nur etwa 50%. Die wesentlichen organischen Schadstofffrachten sind biogener Natur (flüchtige Metabolite). Die Leitkomponenten der MVOC (Microbial VOC) sind Ethanol, Acetaldehyd, 2-Butanon, Aceton und Terpene mit Emissionsfrachten in der Größenordnung von jeweils bis zu 100 g Substanz / Mg Abfall. Sie machen den überragenden Anteil der NMVOC-Fracht im Rohgas von insgesamt 600 bis 800 g C/Mg Abfall aus. Die MVOC lassen sich im Biofilter sehr gut abbauen, wohingegen die in deutlich geringeren Konzentrationen vorhandenen Xenobiotika (FCKW, CKW) durch ihre Persistenz den Biofilter passieren und zu den dominierenden Verbindungen im Reingas werden können. Die Emissionen von Metallen, Metalloiden und deren Verbindungen sind unbedeutend. Eine Ausnahme macht das Quecksilber. Im Biogas konnten flüchtige methylierte Metalle festgestellt werden. Die Vergärung von Restabfällen führt zu Vorteilen auf der Emissionsseite, da ein Teil der flüchtigen Schadstoffe mit dem Biogas schadlos verbrannt wird. MBA produzieren und emittieren die Treibhausgase CO_2, CH_4 und N_2O. Hohe NH_3-Konzentrationen im Rohgas sind für die Bildung von NO und N_2O verantwortlich. Die Stickstoffbilanzierung eines Biofilters offenbart den quantitativen Umsatz des abgeschiedenen NH_3 zu NO und N_2O im Reingas. Durch eine effiziente NH_3-Entlastung des Biofilters können die NO- und N_2O-Emissionen erheblich reduziert werden. Gleichzeitig ist von einer Verbesserung des Wirkungsgrades für NMVOC auf 70 bis 90 % auszugehen. Zur Minderung der CH_4-Emissionen sollte das Augenmerk auf der Rottesteuerung liegen. Das ist besonders vor dem Hintergrund wichtig, daß eine nachträgliche CH_4-Reduktion im Biofilter nicht stattfindet.

19. Schlagwörter

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA), Restabfallbehandlung, Schadstoffbilanzierung, VOC, TOC, MVOC, NMVOC, Emissionsminderung, Biofilter, Immissionsschutz, TA Luft, Treibhausgase

20. Verlag	21. Preis

Document Control Sheet

1. ISBN or ISSN	2. Type of Report Final Report	3.

4. Report Title

Balance of environmental pollutants during Mechanical-biological pretreatment (BMP) of MSW
Phase 2: Gaseous Emission Control

5. Auhors (Family Name, First Name(s))

Doedens, Heiko[1.)]; Cuhls, Carsten[1.)]; Mönkeberg, Frank[1.)];

Levsen, Karsten[2.)]; Kruppa, Johann[2.)]; Sänger, Ute[2.)]; Kock, Heiko[2.)]

6.End of Project

7. Publication Date

8. Performing Organisation(s) (Name, Address)

[1.)] Universität Hannover, Institute for Sanitary Engineering and Solid Waste Management, Welfengarten 1, D-30167 Hannover

[2.)] Fraunhofer-Institute for Toxicology and Aerosol Research Nikolai-Fuchs-Straße 1, D-30625 Hannover

9.Originator´s Report No.

10. Reference No.
149 09 59 A3

11. No. of. Pages (Text)
274, appendix: 38

13. Sponsoring Agency (Name, Address)

Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF)
Postfach 20 02 40
53170 Bonn

12. No. of References
182

14. No. of Tables
140

15. No. of Figures
85

16. Supplementary Notes

17. Presented at (Title, Place, Date)

BMBF presentation of results “Federal Network: Mechanical-biological pretreatment of MSW”, University of Potsdam, 7.-8. September 1999, Potsdam (D)

18.Abstract

The four different applied technologies comprised aerobe processes with a rotting duration of 4 days to 16 weeks and one process with integrated (partial current) fermentation. At present the combination of a simple scrubber and biofilter is the state-of-the-art technology used for waste air purification. By using this combination the concentrations of pure gas (just odour) comply with the common regulations. However, the achieved efficiencies for non methane volatile organic compounds (NMVOC) are behind the expectations. In this combination of a simple scrubber and biofilter a NMVOC removal of only 50 % is realistic. The main organic emission source is biogenic. That means they are formed by metabolic processes and emitted as intermediate compounds. The leading substances of the microbial VOC are ethanol, acetaldehyde, 2-butanone, acetone and terpenes with emission masses up to 100 g substance per Mg municipal solid waste (MSW). Together they are the main proportion of the total NMVOC emission mass by sum of 600 to 800 g NMVOC/Mg MSW. The microbial NMVOC show a good (potential) degradation rate in biofilters. In contrast lower concentrations of several xenobiotica pass the biofilter because of there high persistence and low solubility in water. Therefore they can become the dominated compounds in the clean gas. The emissions of metals, metalloids and related compounds are unimportant with exception of mercury. In biogas from the anaerobic fermentation of MSW volatile methyl compounds of metals are detected at significant concentrations. The fermentation of MSW has an advantage in the emission since a part of the volatile gaseous contaminants are burned and therefore destroyed with the biogas. MBP produce and emit the greenhouse gases carbon dioxide (CO_2), CH_4 and dinitrogen oxide (N_2O). The biofilters generate nitrogen oxide (NO) and N_2O in relevant quantities but the formation processes have not been clarified yet. Probably the high NH_3 concentration in the crude gas is responsible for the NO and dinitrogen oxide NO_2 formation. A balance of nitrogen in a biofilter shows the quantitative conversion of the absorbed NH_3 into NO and N_2O in the clean gas. By an efficient NH_3-relief of the biological filter the NO an N_2O-emissions can be clearly reduced. Simultaneously an improvement in the removal efficiency for NMVOC up to 70 % to 90 % is expected. That case was tested in field studies with acid scrubbers (H_2SO_4) before biofilter with the result of a 98 % NH_3 removal.

19. Keywords

Mechanical-biological pretreatment (MBP), Residual solid waste, balance of environmental pollutants, VOC, TOC, MVOC, NMVOC, Gaseous Emission Control, Biofilter, Greenhouse gas

20. Publisher	21. Price

- Danksagung -

An der Bearbeitung des Vorhabens und der Erstellung des Berichtes wirkten mit:

cand. chem. Jörg Habenicht (CTA)

Dipl.-Ing. Birte Mähl

cand. ing. Olaf Pollmann

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

1 Einleitung und Problemstellung ... 1-1

2 Bisheriger Kenntnisstand zu Emissionen von biologischen Abfallbehandlungsanlagen ... 2-1

2.1 Grundsätzliches ... 2-1
2.2 Kompostierungsanlagen ... 2-7
2.3 Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung ... 2-12
2.3.1 Beginn der Untersuchungen ... 2-12
2.3.2 Ergebnisse aus den USA ... 2-13
2.3.3 Ergebnisse aus Deutschland ... 2-15
2.3.4 Ergebnisse aus Österreich ... 2-22
2.4 Exkurs: Käse, Wurst, Atemluft ... 2-26

3 Qualitative Emissionen (Screening), Stoffbewertung und Schadstoffauswahl ... 3-1

3.1 Ausgangssituation und Vorgehensweise ... 3-1
3.2 Untersuchte mechanisch-biologische Anlagen ... 3-2
3.2.1 Rottecontainer (Intensivrotte) in Quarzbichl ... 3-2
3.2.2 Anaerobanlage mit Nachrotte in Quarzbichl ... 3-2
3.2.3 3A-Verfahren in Essen ... 3-3
3.3 Metalle und Metalloide ... 3-3
3.4 Bewertung der Metalle und Metalloide ... 3-4
3.5 Organische Stoffe ... 3-7
3.5.1 Abluft, Abgas und Kondensate ... 3-7
3.5.2 Feststoffe ... 3-20
3.6 Bewertung der organischen Stoffe ... 3-21
3.6.1 Krebserzeugende Stoffe ... 3-21
3.6.2 Organische Stoffe gemäß TA Luft, Anhang E ... 3-21
3.6.3 Klassierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 der TA Luft, 1989 ... 3-25
3.6.4 Klassierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 der TA Luft, 1996 ... 3-26
3.6.5 Kriterium Geruch ... 3-30
3.6.6 Kriterium Klimarelevanz ... 3-32
3.7 Resultierende Leitkomponenten und Stoffliste ... 3-34

4 Immissionssituation ... 4-1

4.1 Volatile Organic Compounds (VOC) ... 4-1
4.2 Treibhausgase ... 4-6
4.3 Polychlorierte Dioxine / Furane (PCDD/F), Quecksilber ... 4-7
4.4 Metalle, Metalloide und ihre Verbindungen ... 4-10

5 Untersuchte Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) von Abfällen ... 5-1

5.1 Vorbemerkung ... 5-1
5.2 Konzeption der MBV-Anlagen ... 5-2
5.2.1 Konzeption der RABA Bassum ... 5-2
5.2.2 Konzeption der MBV Friesland/Wittmund ... 5-5
5.2.3 Konzeption der MBV Lüneburg ... 5-8

5.2.4 Konzeption der MBRA Horm 5-11
5.2.5 Konzeption der MBV-Pilotanlage auf der Deponie Wittstock-Scharfenberg 5-13
5.3 Sachstand der Abluftbehandlungstechnik 5-16
5.3.1 Übersicht 5-16
5.3.2 Abluftbehandlung in der RABA Bassum 5-18
5.3.3 Abluftbehandlung in der MBV Friesland 5-18
5.3.4 Abluftbehandlung in der MBV Lüneburg 5-19
5.3.5 Abluftbehandlung in der MBRA Horm 5-20
5.3.6 Abluftbehandlung in der MBA Pilotanlage Wittstock-Scharfenberg 5-21
5.4 Zusammenstellung der Verfahrenskenngrößen 5-21

6 Methoden, Probenahme- und Analyseverfahren 6-1
6.1 Generelle Anforderungen an Emissionsmessungen an MBA 6-1
6.1.1 Vorgaben aus VDI/DIN 6-1
6.1.2 Maßnahmen zur Qualitätssicherung und -lenkung 6-3
6.1.3 Volumenstrombestimmungen 6-3
6.1.4 Berechnung der Emissionsgrößen 6-4
6.1.5 Emissionsmessungen an offenen Flächenbiofiltern 6-4
6.2 Flüchtige organische Verbindungen (TOC/VOC) in Gasen 6-7
6.2.1 Summenparameter TOC und Methan 6-7
6.2.1.1 Definitionen 6-7
6.2.1.2 Methoden 6-8
6.2.2 Definition VOC (Volatile organic compounds) 6-11
6.2.3 Tenax-Methode: Bestimmung von VOC mit Hilfe der Kopplung GC/MS 6-12
6.2.3.1 Allgemeines 6-12
6.2.3.2 Prinzip der Methode 6-13
6.2.3.3 Geräte, Hilfsmittel 6-13
6.2.3.4 Chemikalien 6-13
6.2.3.5 Probenahme 6-14
6.2.3.6 Gaschromatographische Analyse 6-14
6.2.3.7 Kalibrierung 6-14
6.2.3.8 Messung der Realproben 6-14
6.2.3.9 Auswertung 6-15
6.2.3.10 Validierung der Methode 6-16
6.2.4 DNPH-Kartuschen-Methode: Bestimmung von Aldehyden / Ketonen mit Hilfe der HPLC 6-17
6.2.4.1 Grundlage des Verfahrens 6-17
6.2.4.2 Geräte, Hilfsmittel 6-17
6.2.4.3 Chemikalien 6-17
6.2.4.4 Probenahme 6-17
6.2.4.5 Probenaufarbeitung 6-18
6.2.4.6 Analytische Bedingungen 6-18
6.2.4.7 Messung der Realprobe 6-18
6.2.4.8 Kalibrierung 6-18
6.2.4.9 Auswertung 6-19
6.2.4.10 Validierung des Verfahrens 6-20
6.2.5 Aktivkohle-Methode: Bestimmung von VVOC mit Hilfe der Kopplung GC/MS 6-20
6.2.5.1 Prinzip der Methode 6-20
6.2.5.2 Geräte, Hilfsmittel 6-20
6.2.5.3 Chemikalien 6-21
6.2.5.4 Probenahme 6-21
6.2.5.5 Probenaufarbeitung 6-22

6.2.5.6 Gaschromatographische Analyse ... 6-23
6.2.5.7 Kalibrierung ... 6-23
6.2.5.8 Messung der Realproben ... 6-24
6.2.5.9 Auswertung ... 6-24
6.2.5.10 Validierung der Methode ... 6-25
6.2.6 Bestimmung von FCKW und Chlormethan mit Hilfe der Kopplung GC/MS ... 6-26
6.2.6.1 Prinzip der Methode, Probenahme ... 6-26
6.2.6.2 Geräte, Hilfsmittel ... 6-26
6.2.6.3 Chemikalien ... 6-26
6.2.6.4 Probenaufarbeitung ... 6-27
6.2.6.5 Gaschromatographische Analyse ... 6-27
6.2.6.6 Kalibrierung ... 6-27
6.2.6.7 Messung der Realproben ... 6-28
6.2.6.8 Auswertung ... 6-28
6.2.6.9 Validierung der Methode ... 6-28
6.3 Flüchtige organische Verbindungen (VOC) in festen Abfallproben ... 6-29
6.3.1 Verfahren zur VOC-Bestimmung in Feststoffen ... 6-29
6.3.2 Dynamische Headspace-Technik (Purge & Trap) in Abfallproben ... 6-30
6.3.2.1 Allgemeines ... 6-30
6.3.2.2 Probenahme, Probenaufbereitung zur VOC-Bestimmung in Abfallproben ... 6-31
6.3.2.3 Analysenbedingungen ... 6-32
6.3.2.4 Kalibrierung, Validierung ... 6-33
6.4 Metalle, Metalloide und ihre Verbindungen ... 6-36
6.4.1 Probenahme von Quecksilber aus Gasen ... 6-36
6.4.2 Probenahme von sonstigen Metallen (Schwermetallen) aus Gasen ... 6-37
6.4.3 Bestimmung der Metalle aus Gasen mittels ICP/MS ... 6-41
6.4.4 Bestimmung von Quecksilber aus Gasen mit Kaltdampf-AAS ... 6-42
6.4.5 Probenahme und Probenaufbereitung von Abfall- und Wasserproben zur nachfolgenden Metallbestimmung ... 6-42
6.4.6 Bestimmung von Quecksilber und sonstigen Metallen in Abfall- und Wasserproben ... 6-43
6.5 Basische Stickstoffverbindungen in Gasen ... 6-44
6.5.1 Summenparameter und Ammoniak ... 6-44
6.5.2 Relevante Einzelverbindungen ... 6-44
6.5.2.1 Stickstoffhaltige Heterocyclen ... 6-44
6.5.2.2 Flüchtige Amine ... 6-45
6.5.2.3 Nitrosamine ... 6-46
6.6 Schwefelhaltige Verbindungen in Gasen ... 6-46
6.7 Sonstige diskontinuierliche Messungen in Gasen ... 6-47
6.7.1 Kohlendioxid (CO2) ... 6-47
6.7.2 Methan (CH4), Lachgas (N2O) ... 6-47
6.7.3 Carbonsäuren ... 6-47
6.7.4 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) ... 6-47
6.8 Kontinuierliche Messungen in Luft ... 6-48
6.8.1 Methan (CH4), Kohlenmonoxid (CO), Sauerstoff (O2) ... 6-48
6.8.2 Stickstoffmonoxid (NO) ... 6-48

7 Quantitative Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung ... 7-1
7.1 Vorbemerkung und Vorgehensweise ... 7-1
7.2 Massenströme organischer Stoffe, NMVOC ... 7-2

7.2.1 Summenparameter Gesamt-C, NMVOC 7-2
7.2.1.1 RABA Bassum 7-2
7.2.1.2 MBV Friesland 7-3
7.2.1.3 MBV Lüneburg 7-4
7.2.1.4 MBRA Horm 7-6
7.2.2 Einzelverbindungen VOC 7-8
7.2.3 Organische Schwefelverbindungen und Alkohole 7-8
7.2.4 MBA Pilotanlage Wittstock 7-16
7.2.5 Biofilterwirkungsgrade der untersuchten MBA 7-21
7.2.5.1 Einzelaufstellung nach Nr. 3.1.7 TA Luft 7-21
7.2.5.2 Häufigkeitsverteilung der Biofilterwirkungsgrade 7-21
7.2.5.3 Summen der Klassen 1-3 nach Nr. 3.1.7 TA Luft, Emissionsmassenströme im Roh und Reingas 7-31
7.2.5.4 Verteilung der Klassen 1-3 TA Luft im Roh und Reingas 7-34
7.3 VOC-Bilanzierung 7-36
7.3.1 Untersuchungen zu VOC in Abfällen 7-36
7.3.2 Häufigkeitsverteilung des VOC in Abfallproben 7-40
7.3.3 Ergebnis der VOC-Bilanzierung 7-47
7.4 Stickstoffverbindungen 7-49
7.4.1 RABA Bassum 7-49
7.4.2 MBV Friesland 7-54
7.4.3 MBV Lüneburg 7-56
7.4.4 MBRA Horm 7-59
7.5 Schwefeldioxid (SO2) 7-61
7.6 Chlorwasserstoff (HCl) 7-61
7.7 Fluorwasserstoff (HF) 7-62
7.8 Quecksilber (Hg) 7-62
7.9 Sonstige Metalle (Schwermetalle) 7-64
7.10 Chlorierte Dioxine und Furane (PCDD/F) 7-72
7.11 FCKW 7-75

8 Bilanzierung und Emissionsminderung von Treibhausgasen 8-1
8.1 Einleitung 8-1
8.2 Sauerstoff 8-1
8.3 Kohlenstoffverbindungen 8-2
8.3.1 Kohlendioxid 8-2
8.3.2 Methan 8-3
8.3.3 Kohlenmonoxid 8-8
8.4 Stickstoffverbindungen 8-8
8.4.1 Stickstoffmonoxid 8-8
8.4.2 Lachgas 8-11
8.5 Beurteilung der Klimarelevanz 8-12
8.6 Vergleich mit der Kompostierung von Bio- und Grünabfällen 8-14
8.7 Weitergehende Abluftreinigung mit Biofiltern durch Ammoniakentfernung in Säurewäschern 8-15

9 Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an die Mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV) 9-1
9.1 Vorbemerkung 9-1
9.2 Emissionen und Emissionsquellen 9-4

9.2.1 Staubemissionen ... 9-4
9.2.2 Lärmemissionen ... 9-5
9.2.3 Geruchsemissionen ... 9-6
9.3 Allgemeine Ziele an die Emissionsminderung nach TA Luft ... 9-7
9.4 Schnittstelle zwischen gekapselten und offenen Rottephasen ... 9-8
9.5 Emissionsmeßdaten ... 9-10
9.5.1 Geruch ... 9-10
9.5.2 Keime ... 9-14
9.6 Grenzwerte für MBA-Reingas-Konzentrationen ... 9-15
9.6.1 Rechtliche Rahmenbedingungen ... 9-15
9.6.2 Regelungen des Bundes, der Länder sowie in Österreich ... 9-15
9.6.3 Stand der Technik ... 9-16
9.7 Empfehlung für Emissionsbegrenzungen an MBA ... 9-17

10 Zusammenfassung ... 10-1

11 Literaturverzeichnis ... 11-1

12 Anhang ... 12-1

Abkürzungsverzeichnis

Symbol	Bedeutung
a	Jahr
AAS	Atomabsorptionsspektrometrie
ADS	Absorption
AK	Arbeitskreis
ANS e.V.	Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen e.V.
ATD	Automatischer Thermodesorber
BG	Bestimmungsgrenze
BGA	Bundesgesundheitsamt
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xyole
CKW	Chlorkohlenwasserstoffe
cm	Zentimeter
CO_2	Kohlendioxid
DAD	Dioden Array Detektor
DDG	Dürener Deponiegesellschaft
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DHS	Dynamische Headspace Technik
DIN	Deutsche Industrienorm
DNPH	2,4 - Dinitrophenylhydrazin
EPA	Environmental Protection Agency
EN	Europäische Norm
EV	Energetische Verwertung
FAL	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
fg	Femtogramm
FID	Flammenionisationsdetektor
FS	Feuchtsubstanz
g	Gramm
GC	Gaschromatographie
GC/MS	" / Massenspektrometrie
GC/MSD	" / Massenselektiver Detektor
GC/TEA	" /Thermal Energy Analyzer
GC/WLD	" / Wärmeleitfähigkeitsdetektor
GE	Geruchseinheiten
GefStoffV	Gefahrstoffverordnung
Gew.	Gewicht
GFK	Glasfaserverstärkter Kunststoff
GLP	Gute Labor Praxis
h	Stunde
H-FCKW	Wasserstoffhaltige Fluorchlorkohlenwasserstoffe
H_2O	Wasser

HPCHEM	Hewlett Packard software
HPCL	Hochdruckflüssigkeitschromatographie
HRGC	Hochauflösende Gaschromatographie
HRMS	Hochauflösende Massenspektrometrie
HS-Vial	Headspace Vials
hwr.	heizwertreich
IBA	Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Entsorgung GmbH, Hannover
ICP-MS	Induktiv gekoppelte Plasma-Massenspektrometrie
ID	Innendruckmesser
I-TE	Internationale Toxizitätsäquivalente
kg	Kilogramm
kpa	Kilopascal
KW	Kohlenwasserstoffe
L	Liter
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAI	Länderausschuß für Immissionsschutz
m	Meter
mA	Milliampere
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
max.	maximal
MBA	mechanisch - biologische Abfallbehandlungsanlage
MBRA	" - " Restabfallbehandlungsanlage
MBV	" - " Vorbehandlung
Mg	Megagramm
mg	Milligramm
MGW	Molekulargewicht
min	Minute
ML	Mannesmann-Linde
ml	Milliliter
mm	Millimeter
MS	Massenspektromerie
MVA	Müllverbrennungsanlage
MVOC	Microbial Volatile Organic Compounds
MZ	Massenzahl
N_2	elementarer Stickstoff
NATO/CCMS	North Atlantic Treaty Organisation / Comitee on Challenges of Modern Society
n.b.	nicht bestimmt
nm	Nanometer
NIOSH	National Institute for Occupationial Safety and Health
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
ng	Nanogramm
Nm^3	Normkubikmeter
NMVOC	Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe
n.u.	nicht untersucht
NWG	Nachweisgrenze

ODP	Ozonzerstörungspotential
org.	organisch
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
Pa	Pascal
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzoldioxine/ Furane
PE	Polyethylen
pg	Picogramm
ppb	parts per billion
ppm	parts per million
PSI	~ $6{,}9 \cdot 10^3$ Pa
PTFE	Polytetrafluorethylen
PTI	Purge & Trap Injektor
rel.	relativ
RABA	Restabfallbehandlungsanlage
RF	Retentionsflächen
RSD	Relative Standardabweichung
R-sätze	Risk-Sätze
s	Sekunde
SAGA	Südhessische Arbeitsgemeinschaft Abfall
SCR	Selectiv catalytic NO_X Reduction
SHS	Statische Headspace-Technik
SIM	Selected Ion Monitoring
T	Temperatur
TA	Technische Anleitung
TA Luft	TA zur Reinhaltung der Luft
TASi	TA zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen
TB	Thermische Beseitigung
TOC	Total Organic Carbon
TRGS	Technische Richtlinie für Gefahrstoffe
TVOC	Total Volatile Organic Compounds
UBA	Umweltbundesamt
UFOPLAN	Umweltforschungsplan des Umweltbundesamtes
UV	Ultraviolett
V	Volt
VDI	Verband Deutscher Ingenieure
VOC	Volatile organic compounds
Vol.	Volumen
VVOC	Very VOC
WHO	World Health Orgnisation
ZV	Zweckverband
%	Prozent
°C	Grad Celsius
µl	Mikroliter
µm	Mikrometer
µg	Mikrogramm

1 Einleitung und Problemstellung

Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) nutzen mikrobielle Umsetzungsprozesse zur Stabilisierung der zu behandelnden Abfälle. Bei den Anlagen steht die Oxidation abbaubarer organischer Anteile des Abfalls zu Kohlendioxid (CO_2) im Mittelpunkt. Nachdem bei der biologischen Abfallbehandlung, insbesondere der Kompostierung, lange nur über Geruchsemissionen und –immissionen diskutiert wurde, treten mehr und mehr stoffliche Aspekte in den Vordergrund. Besondere Bedeutung gewinnen in diesem Zusammenhang die Emissionen organischer Luftschadstoffe sowie klimarelevanter Gase.

Bisher war weitgehend unklar, welche typischen Emissionen von MBA zu erwarten und wie diese zu bewerten sind. Eine methodisch spezifische Stoffaufklärung (Screening) sollte daher die Basis für umfangreiche Emissionsbilanzierungen legen. Nach der qualitativen Identifizierung der Schadstoffkomponenten folgten Emissions- und Bilanzierungsbetrachtungen an verschiedenen großtechnischen Verfahren sowie schließlich die Formulierung immissionsschutzrechtlicher Anforderungen. Folgende Ziele standen im Vordergrund der Untersuchung:

- Methodisch umfassende Feststellung der Emissionsqualität,
- Ökotoxikologische Bewertung der identifizierten Stoffe,
- Auswahl mengen- und / oder umweltrelevanter Stoffe,
- Festlegung eines Emissionsmeßprogramms an vier MBA über 18 Monate,
- Erfassung der Verfahrenstechnik und der Betriebsabläufe der MBA,
- Erkennung emissionsrelevanter Randbedingungen im Behandlungsprozeß,
- Durchführung des Emissionsmeßprogramms,
- Ständige Auswertung der Untersuchungsergebnisse,
- Erkennen von betrieblichen Steuerungsgrößen zur Emissionsminderung:
  - Belüftungssteuerung, Umsetzintervalle, Feuchte- / Wärmehaushalt,
  - Umsetzung von praktischen Verbesserungsmaßnahmen,
- Erarbeitung von nachgeschalteten Emissionsminderungsmaßnahmen,
  - Optimierung der Emissionsminderung an Luftwäschern / Biofiltern,
  - Gewährleistung der Prozeßstabilität von Luftwäschern / Biofiltern,
- Durchführung eines großtechnischen Emissionsbilanzierungsversuchs,
- Ableitung anspruchsvoller Anforderungen an den Immissionsschutz.

Die vorliegende Arbeit geht den vorangestellten Fragestellungen nach und zeigt auf, welche Möglichkeiten der Emissionsminderung an mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen bestehen, damit sie als Entsorgungsanlagen in Zukunft umweltverträglich eingesetzt werden können.

2 Bisheriger Kenntnisstand zu Emissionen von biologischen Abfallbehandlungsanlagen 2-1
2.1 Grundsätzliches 2-1
2.2 Kompostierungsanlagen 2-7
2.3 Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung 2-12
2.3.1 Beginn der Untersuchungen 2-12
2.3.2 Ergebnisse aus den USA 2-13
2.3.3 Ergebnisse aus Deutschland 2-15
2.3.4 Ergebnisse aus Österreich 2-22
2.4 Exkurs: Käse, Wurst, Atemluft 2-26

2 Bisheriger Kenntnisstand zu Emissionen von biologischen Abfallbehandlungsanlagen

2.1 Grundsätzliches

Die Kompostierung von Bio- und Grünabfällen sowie die Rotte von Restabfällen ist ein biologischer Prozeß, der zwangsläufig mit der Bildung von Geruchsstoffen verbunden ist. Beim Abbau von organischem Material werden hochmolekulare Stoffe wie Kohlenhydrate und Eiweiße in niedermolekulare Bestandteile umgebaut, die eine erhöhte Flüchtigkeit aufweisen und dadurch leicht in die Atmosphäre freigesetzt werden können. Diese Freisetzung wird durch die Prozeßtemperaturen und den aktiven Gasaustausch im Rottematerial noch verstärkt. Auf dem Abbauweg können auch stark polare Substanzen gebildet werden, die vornehmlich über die Wasserphase dem Prozeß entweichen können. Da diese flüchtigen Kohlenwasserstoffe größtenteils biologisch weiter abgebaut und zu CO_2 und H_2O mineralisiert werden können, hat sich der Biofilter zur Abluftreinigung als das Aggregat der Wahl an vielen Anlagen etabliert.

Kompostwerke waren und sind immer wieder Grund für Beschwerden über Geruchsbelästigungen der umliegenden Bevölkerung. Der Biofilter kann in diesem Zusammenhang geruchsmindernd wirken. Darin liegt seine derzeitige Hauptaufgabe. Im praktischen Betrieb kann es Probleme bereiten, wenn die Geruchsminderung nicht erreicht wird. Obwohl diese Arbeit primär nicht die Geruchsemissionen behandelt, trägt sie über die instrumentelle Bestimmung diskreter Geruchsstoffe zum Verständnis der komplexen Prozesse in der biologischen Behandlung und im Biofilter maßgeblich bei.

Die Emissionen der Abfallbehandlung beginnen bereits beim Abfallerzeuger. So beginnen die Emissionen nativ organischer Abfälle bereits beim Abfallerzeuger u.a. durch Geruchs- oder Keimbelästigungen, die im Haushalt von verdorbenen Lebensmitteln ausgehen. Emissionen gehen danach insbesondere von den Müllbehältern aus, in denen die Abfälle gesammelt werden. Bei Standzeiten von mittlerweile 14 Tagen bis zu 28 Tagen (Abfuhrrhythmus) ist bereits bei gemäßigten Außentemperaturen, die biologische Umsetzvorgänge zulassen, von beginnenden Vergärungs- bzw. Verrottungsprozessen auszugehen. Im Anschluß daran wird bei Lade- und Transportvorgängen bereits ein weiterer Teil an Emissionen freigesetzt, bevor der Abfall letztendlich die Behandlungsanlage erreicht. WILKENS (1994) untersuchte die Luft innerhalb von Müllsammelfahrzeugen, die mit Restabfall (7 Proben) bzw. Bioabfall (4 Proben) beladen waren und identifizierte 90 verschiedenene VOC (Tab. 2-1).

Substanz	**WILKINS (1994), nachgewiesen im**	
	Bioabfall	Restmüll
2-Methylbutan	x	x
Pentan	x	xx
2-Methyl-1-penten	-	x
Furan	x	-
Dichlormethan	x	x

Substanz	WILKINS (1994), nachgewiesen im	
	Bioabfall	Restmüll
Ethanol	xxx	xxx
Aceton	xxx	xxx
Methylacetat	xxx	xxx
2-Propanol	xxx	xxx
2-Methylpropanal	x	x
2-Methylhexan	-	xxx
3-Methylhexan	-	xx
1-Propanol	x	x
1,1,1-Trichlorethan	-	x
Ethylacetat	xxx	xxx
2-Butanon	xxx	-
Heptan	-	x
2-Butanol	xxx	xx
Methylcyclohexan	-	xx
2-Methylbutanal	x	-
3-Methylbutanal	x	x
2-Methylpropanol	xxx	xxx
2-Methylheptan	-	x
2-Pentanon	xxx	x
1,3-Dimethylcyclohexan	-	x
Octan	-	xx
2-Pentanol	x	x
Dimethyldisulfid	xxx	xx
Toluol	x	xx
2,2,5-Trimethylhexan	-	x
2,4-Dimethylheptan	-	x
4-Methyl-2-pentanon	x	x
2,6-Dimethylheptan	-	x
Ethylcyclohexan	-	x
2-Methylpropylacetat	x	x
1,1,3-Trimethylcyclohexan	-	x
2-Methyl-1-butanol	xx	-
3-Methyl-1-butanol	xxx	xx
3-Hydroxy-2-butanon	xxx	xx
2-Methyloctan	-	x
3-Methyloctan	-	xx
4-Methyloctan	-	x
Propionsäure	x	-
Ethylbutyrat	x	-
Hexanal	x	-
1-Ethyl-4-methylcyclohexan	-	x
2-Methyl-1-pentanol	-	x
Nonan	-	xx
Ethylbenzol	-	x
m,p-Xylol	-	xx
2,5-Dimethyloctan	-	x
2,6-Dimethyloctan	-	x
$C_{10}H_{20}$	-	x
Propylcyclohexan	-	xx

Substanz	WILKINS (1994), nachgewiesen im	
	Bioabfall	Restmüll
Thujen	xxx	x
alpha-Pinen	xxx	xx
Camphen	x	x
o-Xylol	-	x
$C_{10}H_{22}$	-	x
2-Methylnonan	-	x
3-Methylnonan	x	x
4-Methylnonan	-	x
5-Methylnonan	-	x
Isopropylbenzol	-	x
Buttersäure	x	-
2-Heptanon	x	-
beta-Pinen	xxx	xxx
Decan	-	xxx
Sabinen	xx	x
1,3,5-Trimethylbenzol	-	xx
Mycren	xxx	xx
$C_{11}H_{24}$	-	x
delta-3-Caren	xx	x
2-Ethyltoluol	-	x
1,1-Dimethylethylbenzol	-	x
1,2,4-Trimethylbenzol	-	x
Limonen	xxx	xx
beta-Phellandren	xxx	-
2-Methyldecan	-	x
4-Methyldecan	-	x
Benzaldehyd	x	x
6-Methyl-5-hepten-2-on	x	x
1,2,3-Trimethylbenzol	-	x
gamma-Terpinen	xxx	xx
Undecan	-	x
Dipropyldisulfid	-	x
Dodecan	-	x
alpha-Terpinolen	x	-

- : neg. xxx : viel xx : mittel x : wenig

Tab. 2-1: Identifizierung und semiquantitative Analyse von abfallbürtigen VOC bei Sammlung und Transport

Die bei der Behandlung auftretenden Geruchsstoffe bzw. VOC können nach ihrer Entstehung oder Herkunft wie folgt eingeteilt werden:

- VOC der Ausgangsprodukte, z.B. Lösemittelreste, Reinigungsmittel, Chemikalien,
- MVOC (Microbial VOC), d.h. biogene flüchtige Metabolite der Rotte, z.B. Alkohole, Aldehyde, Ketone,
- abiogene VOC, d.h. chemische Reaktionsprodukte der Rotte (Pyrolyse-, Maillard-, und Autooxidationsprodukte).

Ein Beispiele für VOC der Ausgangsprodukte ist ein Gürtel aus PVC mit den ausgasenden Hauptkomponenten: Phenol, 1,2,4 Trimethylbenzol, n-Decan, n-Undecan. Ein Beispiel für die MVOC sind die Untersuchungen von PÖHLE ET AL. (1994) in Tab. 2-2 . Ein Beispiel für die abiogene Bildung von Geruchsstoffen besonders bei hohen Rottetemperaturen im Bereich von 80 – 90 °C ist die Maillard-Reaktion, die auch für die Entstehung zahlreicher Lebensmittelaromen des Röstens, Räucherns oder Backens verantwortlich ist (MAYER, 1990; SCHILDKNECHT / JAGER, 1979). Diese auch als nichtenzymatische Bräunung bezeichnete Reaktion zwischen Zuckern und Aminoverbindungen führt zu zahlreichen flüchtigen Verbindungen mit zum Teil sehr niedrigen Geruchsschwellenwerten. Einige Produkte der Maillard-Reaktion besitzen toxikologische Relevanz. Eine wichtige Gruppe dieser Verbindungen sind stickstoffhaltige Heterocyclen, wie Pyridine und Pyrazine.

Eine eindeutige Zuordnung von Verbindungen zu einer der drei Gruppen ist nicht zweifelsfrei möglich, da MVOC immer auch als Industriechemikalie und abiogene VOC immer auch über Küchenabfälle in den Hausmüll gelangen können.

Neben der Temperatur spielt der pH-Wert im Rottematerial in zweierlei Hinsicht eine große Rolle. Zum einen neigt das Rottemilieu zu Beginn der Behandlung bei erhöhten Wassergehalten und unzureichende Belüftung leicht zur Versäuerung. In diesem Fall können insbesondere Carbonsäuren neben Alkoholen, Aldehyden und Ketonen einen unangenehmen Geruchseindruck bestimmen. NH_3 hingegen emittiert nicht, da es unter leicht sauren Bedingungen in Form des NH_4^+ vorliegt. Zum anderen führt der Abbau der organischen Säuren im weiteren Verlauf zu einem Anstieg des pH-Wertes, der unmittelbar den Beginn der NH_3-Emission auslöst (Bild 2-1). Die Emission von H_2S ist ähnlich dem Verlauf des NH_3, bei jedoch wesentlich geringerer Konzentration (max. 1 – 2 ppm). Es entsteht im wesentlichen durch Hydrolyse von Eiweißen bei Redoxpotentialen E_h < -150 mV (DE BERTOLDI ET AL., 1988). Bei ausreichender Sauerstoffversorgung kann die Bildung von H_2S auch vollständig unterbunden werden.

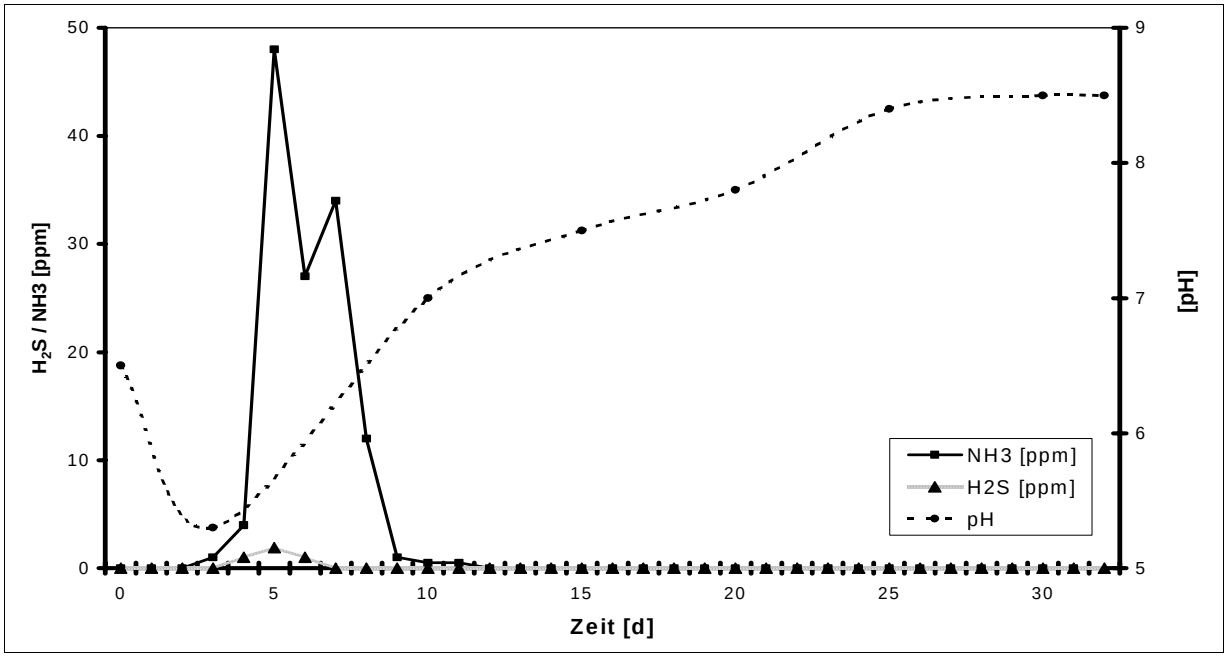


Bild 2-1: Zeitlicher Zusammenhang zwischen pH-Wert der Rotte und H_2S-/NH_3-Emissionen (DE BERTOLDI ET AL., 1988; KAPETANIOS ET AL., 1993)

Bild 2-2 und Bild 2-3 stellen beispielhaft für zwei ausgewählte Pilzstämme den zeitlichen Verlauf der CO_2-Produktion in einer Rottemiete dar. Parallel dazu sind in Bild 2-4 und Bild 2-5 die Verläufe charakteristischer MVOC der zwei Pilzstämme zu sehen. Auffällig bei beiden Pilzstämmen ist die starke Bildung von 2-Methyl-1-propanol während der Phase der höchsten CO_2-Produktion. Nicht minder interessant ist der Konzentrationsanstieg der Geruchskomponente Dimethyldisulfid im bzw. nach Abklingen der Produktion von 2-Methyl-1-propanol. Diese Beobachtung zeigt, daß auch bzw. gerade nach 14 Tagen Intensivrotte mit Geruchsemissionen gerechnet werden muß.

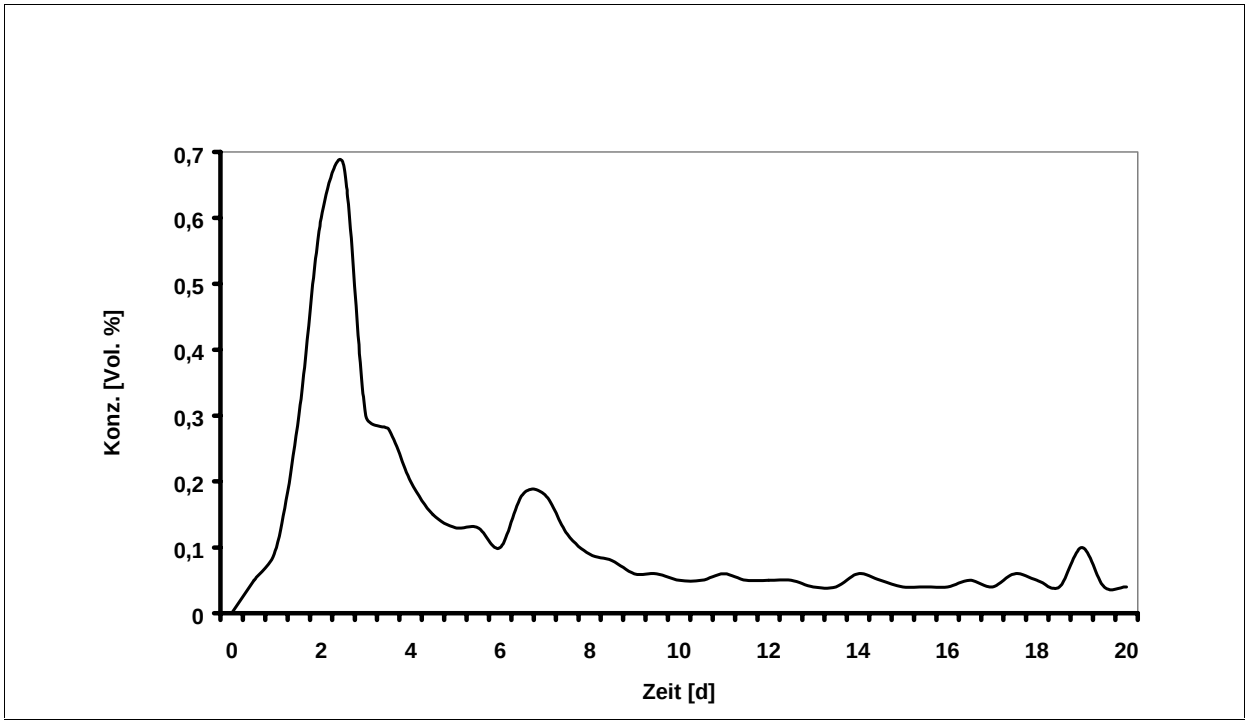


Bild 2-2: CO_2-Produktion bei *Penicillium expansum* (KELLER, 1997)

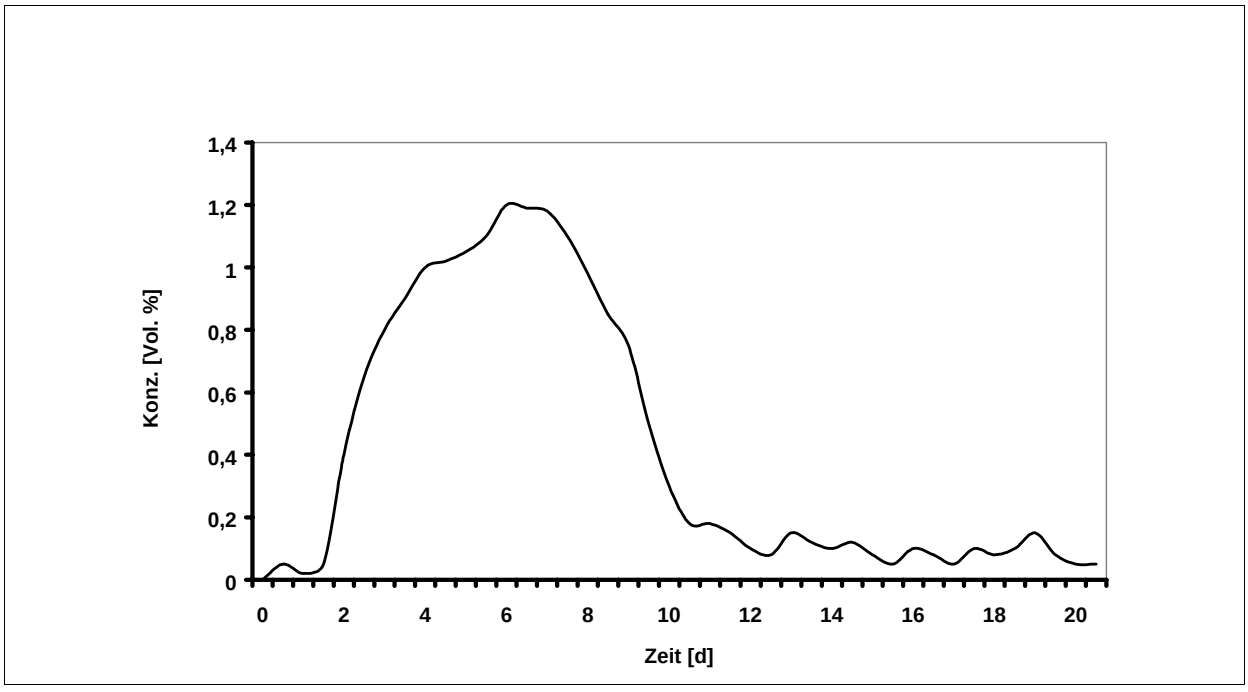


Bild 2-3: CO_2-Produktion bei *Aspergillus versicolor* (KELLER, 1997)

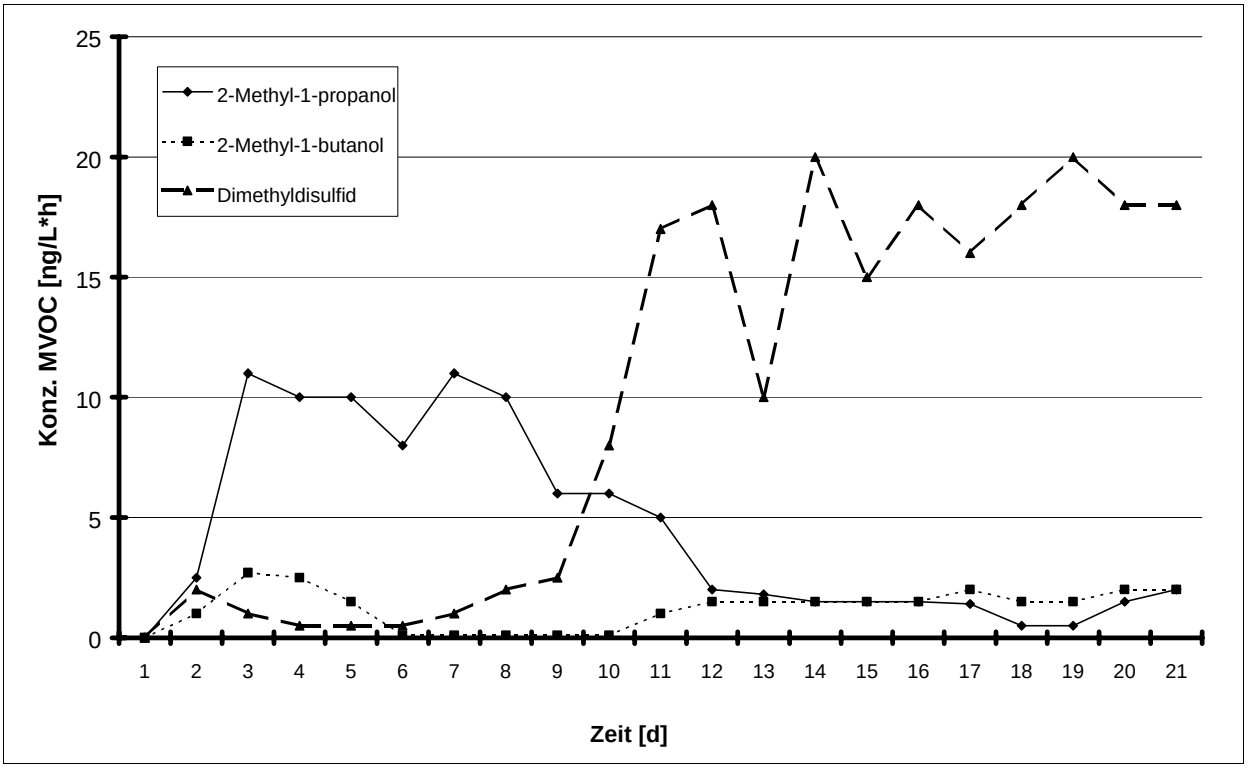


Bild 2-4: Konzentrationsverlauf von MVOC: Alkohole und Dimethyldisulfid von *penicillium expansum* (KELLER, 1997)

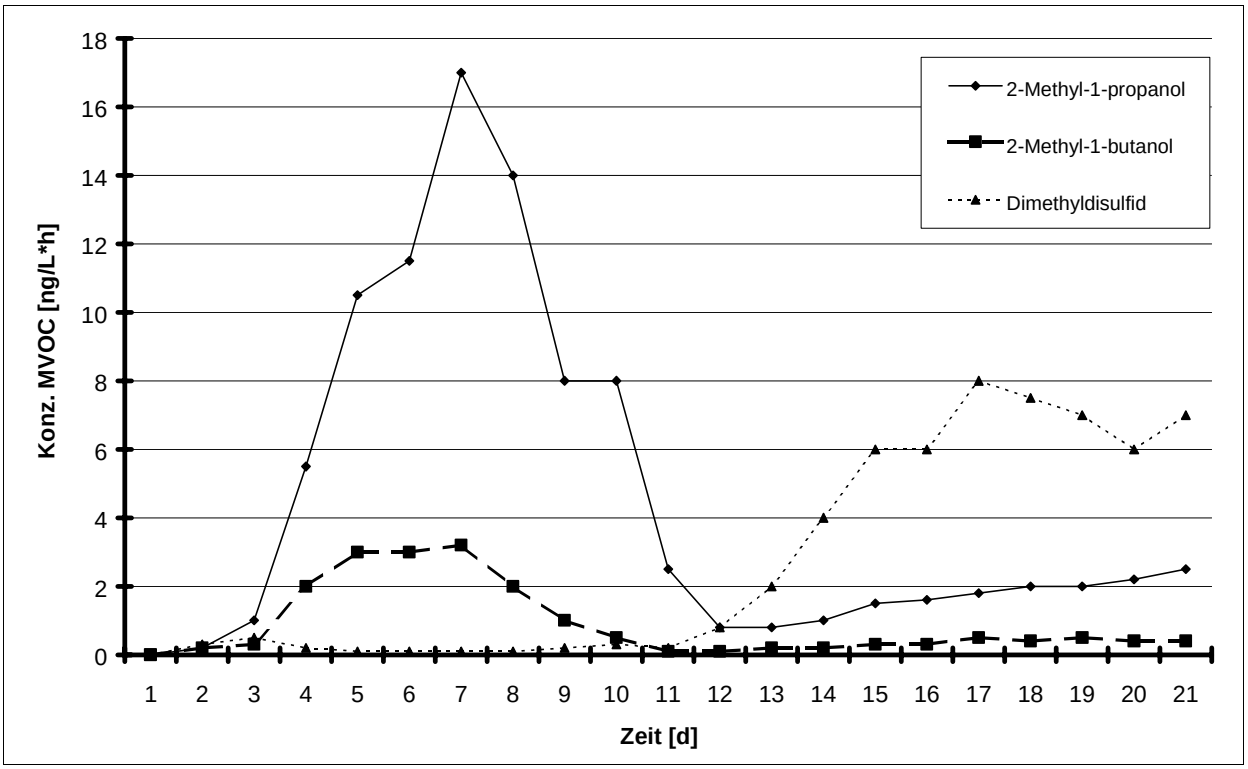


Bild 2-5: Konzentrationsverlauf von MVOC: Alkohole und Dimethyldisulfid von *aspergillus versicolor* (KELLER, 1997)

2.2 Kompostierungsanlagen

PÖHLE ET AL. (1994) berichten über den Zusammenhang zwischen Geruch und der Konzentration von Einzelstoffen in der Abluft der Biomüllkompostierung. Sie untersuchten die Geruchsstoff- oder VOC-Produktion ausgewählter Mikroorganismen im Labormaßstab und setzten Spezies von Bakterien und Pilzen ein, die häufig und in hohen Konzentrationen aus Intensivrotteprozessen isoliert wurden. Das Ergebnis für die Bakterien ist in Tab. 2-2 dargestellt.

	PÖHLE (1994)					
Substanz o : positiv. - : negativ	*Klebsiella pneumoniae*	*Serratina spp.*	*Enterobacter spp.*	*Bacillus cereus*	*Bacillus pumilus*	*Bacillus subtilis*
Alkohole:						
Ethanol	o	o	o	o	o	o
1-Propanol	-	-	o	-	-	-
1-Butanol	-	o	o	o	-	o
2-Methylpropanol	o	-	o	o	o	-
3-Methylbutanol	o	o	o	o	o	-
Alkene:						
Benzen	-	-	-	o	o	-
Ester:						
Essigsäureethylester	o	o	o	o	o	o
Essigsäuremethylester	-	-	-	o	-	o
Essigsäurebutylester	-	o	-	-	-	-
Essigsäure-1-methylbutylester	o	o	o	o	o	-
Buttersäure-2-methylpropylester	-	-	o	o	-	-
Propionsäureethylester	-	-	o	-	-	-
Buttersäureethylester	o	-	o	-	-	-
Aldehyde und Ketone:						
Aceton	-	-	-	o	o	-
Acetaldehyd	-	-	-	-	o	-
Butanal	o	-	o	-	-	-
Benzaldehyd	-	-	-	o	-	-
2-Methylpropanal	-	-	-	-	o	-
2-Pentanon	o	o	o	o	o	o
2,3-Butandion	o	o	o	o	o	o
Schwefelverbindungen:						
Dimethylsulfid	o	o	o	o	o	o
Dimethyldisulfid	o	o	o	o	o	o
Terpene:						
α-Pinen	o	o	o	o	o	o
Limonen	o	o	o	o	o	o

Tab. 2-2: Bildung von Geruchsstoffen bzw. VOC durch Bakterienreinkulturen (PÖHLE ET AL., 1994)

JÄGER und MAYER (1996) haben eine Erhebung und Bilanzierung organischer Einzelkomponenten im Roh- und Reingas einer Bioabfall-Kompostierungsanlage (12-Wochen Intensivrotte, eingehaust) mit folgenden Auslegungswerten durchgeführt:

- Durchsatzleistung 15.000 Mg/a,
- Abluftvolumenstrom von 39.000 m³/h (nachts, 18 – 6 Uhr) bzw. 60.000 m³/h (tags, 6 –18 Uhr).

Die Reingaswerte für PCDD/F lagen mit 2,8 bzw. 3,8 pg I-TE/Nm³ etwa um den Faktor 30 unter dem für Abfallverbrennungsanlagen verbindlichen Grenzwert von 0,1 ng I-TE/Nm³ (Tab. 2-3). Das Untersuchungsspektrum umfaßte die Parameter: Gesamtkohlenstoff, PCDD/F, Carbonsäuren, Aldehyde, Phenole, Chlorphenole, LHKW, VOC, PCB, Nitrosamine, Chlorbenzole, Organochlorpestizide. Entgegen den Erwartungen lagen die Gesamt-C-Konzentrationen (FID-Methode) im Reingas nur zwischen 2 und 5 mgC/m³. Die Rohgaskonzentrationen (FID-Methode) lagen zwischen 22 und 41 mgC/m³. Parallel gemessen erreichten die Gesamt-C-Gehalte (ADS-Methode) 5,8 bis 8,0 mgC/m³ im Rohgas bzw. 0,2 bis 0,6 mgC/m³ im Reingas. Das Emissionsmaximum lag während des mechanischen Umsetzens der Mieten. Unter den organischen Einzelkomponenten konnten während zweier Meßkampagnen (1. Kampagne / 2. Kampagne) nur folgende Verbindungen bzw. Parameter mit endlichen Werten im Roh- und Reingas detektiert werden:

Komponenten:	µg/Nm³ Rohgas	µg/Nm³ Reingas	η Wäscher + Biofilter (%)
C_1 bis C_3-Aldehyde	210 / 1.100	< 10 / < 10	> 98 / > 99
Phenol	160 / 350	110 / 210	31 / 40
Ethanol	1.900 / 3.900	< 200 / < 200	> 95 / > 97
Limonen	700 / 2.700	< 200 / < 200	> 86 / > 96
α-Pinen	400 / < 200	< 200 / < 200	> 75 / -
Methan	n.b. / 1.100	n.b. / 800	- / 27
Gesamt-C (FID)	28.000 / 10.100	2.200 / 1.500	92 / 85
Gesamt-C (ADS)	7.000 / 2.800	400 / < 100	94 / > 98

Die zuerst festgestellte Acrylsäure konnte durch umfangreiche Nachmessungen nicht bestätigt werden.

Probenbezeichnng	Kompostwerk Heidenheim Mergelstetten 28.10.96 H_2O: 29 g/m³ Temp.: 33 °C	Kompostwerk Heidenheim Mergelstetten 28.10.96 H_2O: 30 g/m³ Temp.: 34 °C	Kompostwerk Heidenheim Mergelstetten 28.11.96 H_2O: 28 g/m³ Temp.: 33 °C	Kompostwerk Heidenheim Mergelstetten 28.11.96 H_2O: 27 g/m³ Temp.: 33 °C
Dimension	ng/Nm³ Rohgas	ng/Nm³ Reingas	ng/Nm³ Rohgas	ng/Nm³ Reingas
PCDF				
Summe TetraCDF	< 0,001	< 0,001	0,233	0,042
Summe PentaCDF	0,087	0,033	0,200	0,036
Summe HexaCDF	0,070	0,034	0,190	0,060
Summe HeptaCDF	0,033	0,008	0,034	0,018
OctaCDF	0,019	0,009	0,009	0,009
Summe Tetra- bis OctaCDF	0,209	0,084	0,666	0,165
2378-TetraCDF	< 0,001	< 0,001	0,010	0,002
12378-PentaCDF	0,006	0,002	0,012	0,002
23478-PentaCDF	0,005	0,002	0,008	0,002
123478-HexaCDF	0,007	0,006	0,014	0,008
123678-HexaCDF	0,008	0,005	0,014	0,007
123789-HexaCDF	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
234678-HexaCDF	0,008	0,004	0,016	0,006
1234678-HeptaCDF	0,0023	0,008	0,021	0,014
1234789-HeptaCDF	0,003	< 0,003	0,003	< 0,001

Probenbezeichnng	Kompostwerk Heidenheim Mergelstetten 28.10.96 H_2O: 29 g/m³ Temp.: 33 °C	Kompostwerk Heidenheim Mergelstetten 28.10.96 H_2O: 30 g/m³ Temp.: 34 °C	Kompostwerk Heidenheim Mergelstetten 28.11.96 H_2O: 28 g/m³ Temp.: 33 °C	Kompostwerk Heidenheim Mergelstetten 28.11.96 H_2O: 27 g/m³ Temp.: 33 °C
Dimension	ng/Nm³ Rohgas	ng/Nm³ Reingas	ng/Nm³ Rohgas	ng/Nm³ Reingas
PCDD				
Summe TetraCDD	0,009	< 0,001	0,063	0,009
Summe PentaCDD	0,035	0,010	0,134	0,025
Summe HexaCDD	0,070	0,014	0,127	0,041
Summe HeptaCDD	0,052	0,020	0,038	0,034
OctaCDD	0,080	0,027	0,059	0,053
Summe Tetra- bis OctaCDD	0,245	0,071	0,421	0,162
2378-TetraCDD	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001
12378-PentaCDD	0,002	< 0,001	0,003	< 0,001
123478-HexaCDD	0,004	< 0,001	0,006	< 0,001
123678-HexaCDD	0,006	< 0,001	0,011	< 0,001
123789-HexaCDD	0,004	< 0,001	0,011	< 0,001
1234678-HeptaCDD	0,033	0,010	0,023	0,018
TE (BGA)	0,0079	0,0028	0,0205	0,0050
I-TE (NATO/CCMS)	0,0082	**0,0028**	0,0158	**0,0038**

Tab. 2-3: PCDD/F-Emissionen im Roh- und Reingas (Biofilter) einer Bioabfall-Kompostierungsanlage (JÄGER / MAYER, 1996)

Die Anlage weist eine für Kompostierungsanlagen meßtechnische Besonderheit auf, indem sowohl die Roh- als auch die Reingasmeßstelle den Anforderungen an die Meßstrecke gemäß VDI 2066 entsprechen. Die Rohgasmeßstelle befindet sich vor zwei parallelen Luftwäschern, die Reingasmeßstelle in einem waagerechten Abluftkanal zwischen Biofilter und Kamin. Aus den gegebenen Betriebsdaten und den gemessenen Abluftvolumenströmen an beiden Meßtagen (∅ 29.500 m³/h, ∅ 30.700 m³/h) kann die Größenordnung der spezifischen Emissionsfracht ermittelt werden:

- am 28.10.96 mit 140 ng I-TE/Mg (Rohgas) und 49 ng I-TE/Mg (Reingas),
- am 28.11.96 mit 280 ng I-TE/Mg (Rohgas) und 69 ng I-TE/Mg (Reingas).

Beide PCDD/F-Meßphasen bildeten einen statischen Zustand des Rottebetriebes ohne Umsetzvorgang ab. Die doppelt so hohe Rohgasbelastung am 28.11.96 spiegelt jedoch deutlich eine erhöhte Staubbelastung wider. Die zugehörigen Staubkonzentrationen wurden jedoch nicht gemessen.

KÄMPFER und EIKMANN (1998) haben an hessischen Kompostierungsanlagen leichtflüchtige organische Stoffwechselprodukte (MVOC) gemessen. In Abhängigkeit von der Kompostierungsanlage und des Meßpunktes wurden insbesondere die Substanzen 2-Butanon, 1-Octen-3-ol, 1-Butanol, 3-Methyl-1-butanol und 1-Decanol nachgewiesen.

RAFSON (1998) nennt organische Verbindungen, die aus einer Kompostierungsanlage emittieren (Tab. 2-4, Leitkomponenten sind fett dargestellt). Leider fehlen die C1- bis C4-Aldehyde in der Untersuchung.

Summenformel	**Verbindung**	**Gehalt [relative Einheit]**
schwefelhaltige Verbindungen		

Summenformel	Verbindung	Gehalt [relative Einheit]
CS_2	Schwefelkohlenstoff	1
C_2H_6S	**Dimethylsulfid**	**22**
$C_2H_6S_2$	**Dimethyldisulfid**	**106**
$C_2H_6S_3$	Dimethyltrisulfid	3
	Aldehyde	
C_4H_6O	2-Methyl-2-propanol	3
$C_5H_{10}O$	2-Methylbutanal	5
$C_5H_{10}O$	3-Methylbutanal	8
$C_7H_{14}O$	Dimethylpentanal	3
$C_{10}H_{18}O$	Methanol + $C_{11}H_{18}$ cycl.	8
$C_7H_{14}O$	Methylhexanal	5
$C_5H_4O_2$	Furfural	1
$C_{10}H_{20}O$	Decanal	4
C_7H_6O	Benzaldehyd	3
	Ketone	
C_3H_6O	**Aceton**	**114**
$C_6H_{10}O$	Hexenon	4
C_4H_8O	**2-Butanon**	**24**
$C_6H_{10}O$	Hexenon	3
$C_8H_{14}O$	Cyclohexylethanon	7
$C_7H_{12}O$	Triethylcyclobutanon	3
$C_{10}H_{16}O$	Triethylbicycloheptanon	3
$C_8H_{18}O$	Trimethylpentanon	2
	Alkohole	
CH_4O	Methanol	2
C_2H_6O	Ethanol	3
$C_9H_{20}O$	**Methylpropylpentanol**	**10**
$C_8H_{16}O$	Octanol	2
$C_8H_{18}O$	Ethylhexanol	7
$C_8H_{18}O$	Isooctanol	1
$C_{10}H_{22}O$	Decanol	4
$C_9H_{12}O$	α-Dimethylbenzylalkohol	2
	aromatische Verbindungen	
C_6H_6	Benzol	5
C_8H_{10}	Ethylbenzol	5
C_8H_{10}	**Xylole**	**12**
$C_{11}H_{20}$	Decahydromethylnapththalin	7
C_8H_8	Styrol	2
$C_9H_{12}O$	Methylbenzolethanol	2
C_9H_{10}	α-Methylstyrol	2
C_7H_5NS	Benzothiazol	1
C_6H_6O	Phenol	1
$C_{10}H_8$	Naphthalin	1
	Ester	
$C_6H_{12}O_3$	2-Ethoxyethylacetat	2
	Furane	
C_4H_4O	Furan	1
C_5H_6O	Methylfurane	2
$C_9H_{14}O$	2-Pentylfuran	2
	Terpene	
$C_{10}H_{16}$	4-Carene	2
$C_{10}H_{16}$	**α-Pinen** + C_2Cl_4	**74**
$C_{10}H_{18}O$	ρ-Menthol + $C_{10}H_{16}$	2
$C_{10}H_{16}$	**Camphen**	**10**
$C_{10}H_{16}$	β-Pinen	5
$C_{10}H_{18}$	**Decahydronaphthalin**	**14**
$C_{10}H_{16}$	**Limonen**	**29**
C_8H_8O	Acetophenon	5
$C_{11}H_{10}$	Methylnaphthalin	2
	Alkylbenzole	

Summenformel	**Verbindung**	**Gehalt [relative Einheit]**
C_9H_{12}	C_9-Alkylbenzol	5
C_9H_{12}	C_9-Alkylbenzol + Alkan	7
C_9H_{12}	C_9-Alkylbenzol	5
$C_{10}H_{14}$	C_{10}-Alkylbenzol + Alkan	4
$C_{10}H_{14}$	C_{10}-Alkylbenzol	2
$C_{10}H_{14}$	C_{10}-Alkylbenzol	2
$C_{10}H_{14}$	C_{10}-Alkylbenzol + $C_{11}H_{16}$	3
$C_{10}H_{14}$	C_{10}-Alkylbenzol	5
$C_{11}H_{16}$	Alkylbenzol	4
$C_{10}H_{12}$	Methylpropenylbenzol	3
Ether		
C_4H_8O	**Vinylethylether**	**31**
chlorierte Verbindungen		
CCl_3F	**Trichlorfluormethan R11**	**22**
CH_2Cl_2	Dichlormethan	1
C_2HCl_3	Trichlorethen	2
$C_6H_4Cl_2$	Dichlorbenzol	2
Andere Verbindungen		
$C_9H_{15}N$	Methyloctannitrid	9
C_7H_5N	Benzonitril	2

Tab. 2-4: VOC-Emissionen der Kompostierung, **fett**: Hauptkomponenten (RAFSON, 1998)

Qualitative und quantitative Analysen (Hauptkomponente: 2-Butanon) zu Emissionen organischer Verbindungen aus der Kompostierung sind auch bei KRZYMIEN ET AL. (1999) zu finden.

Eigene Untersuchungen wurden am Rohgas des Kompostwerkes Bassum durchgeführt (Tab. 2-5). Die Hauptkomponenten sind eindeutig die Terpene: α-Pinen, β-Pinen und Limonen sowie Acetaldehyd.

Komponente	10. März 99 Kompostierung Bassum Rohgas, µg/m³	Komponente	10. März 99 Kompostierung Bassum Rohgas, µg/m³
Cyclohexan	<BG	2-Hexanon	<BG
n-Hexan	n.b.	2-Heptanon	43
n-Heptan	75	3-Heptanon	<BG
n-Octan	<BG	Cyclohexanon	285
n-Nonan	<BG	4-Methyl-3-penten-2-on	<BG
n-Decan	<BG	Acetophenon	37
n-Undecan	30	**α-Pinen**	**2900**
n-Dodecan	21	**β-Pinen**	**1920**
n-Tridecan	21	**Limonen**	**6935**
Benzol	<BG	Kampfer	95
Toluol	33	Butanthiol	<BG
3/4-Ethyltoluol	<BG	Dimethyldisulfid	49
2-Ethyltoluol	<BG	Formaldehyd	700
Ethylbenzol	<BG	**Acetaldehyd**	**1000**
n-Propylbenzol	<BG	Aceton	<BG
Isopropylbenzol	165	Propionaldehyd	<BG

Komponente	10. März 99 Kompostierung Bassum Rohgas, µg/m^3	Komponente	10. März 99 Kompostierung Bassum Rohgas, µg/m^3
m/p-Xylol	<BG	Crotonaldehyd	<BG
o-Xylol	<BG	Butyr/Isobutyraldehyd	<BG
1,3,5-Trimethylbenzol	<BG	Benzaldehyd	<BG
1,2,4-Trimethylbenzol	75	Isovaleraldehyd	280
1,2,3-Trimethylbenzol	<BG	Valeraldehyd	<BG
4-tert.-Butyltoluol	<BG	Methylacetat	66
1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	<BG	Tetrahydrofuran	<BG
Styrol	330	Tetrachlormethan	<BG
Naphthalin	<BG	1,1,1-Trichlorethan	<BG
Chlorbenzol	<BG	Ethylacetat	270
1,2-Dichlorbenzol	<BG	2-Propanol	<BG
1,3-Dichlorbenzol	<BG	Dichlormethan	<BG
1,4-Dichlorbenzol	<BG	Ethanol	<BG
1,3,5-Trichlorbenzol	<BG	Trichlorethen	<BG
1,2,3-Trichlorbenzol	<BG	Acetonitril	13
1,2,4-Trichlorbenzol	<BG	Chloroform	<BG
Tetrachlorethen	<BG	2-Butanol	<BG
Phenol	30	1-Propanol	<BG
o-Kresol	<BG	1,2-Dichlorethan	<BG
m/p-Kresol	<BG	1-Butanol	<BG
Biphenyl	<BG	Dimethyltrisulfid	<BG
n-Butylacetat	<BG	2-Methyl-2-propanol	n.b.
2-Butanon	120	2-Methyl-1-propanol	<BG
2-Pentanon	48	3-Methyl-1-butanol	155
3-Pentanon	95	2-Methyl-1-butanol	125

Tab. 2-5: Abluft (Rohgas) aus dem Kompostwerk Bassum, **fett**: Hauptkomponenten

2.3 Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung

2.3.1 Beginn der Untersuchungen

1993 sind erste Veröffentlichungen zu Emissionen aus Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) erschienen, die sich bereits gezielt mit Luftschadstoffen sowie Emissionsminderungsmaßnahmen beschäftigt haben (KUCHTA, 1993). Im Forschungsprojekt des ZAW Donau-Wald wurden Rotteversuche durchgeführt, um u.a. die Bewertung der Rohgasbelastung und um Bilanzierungen der Schadstoffströme für verschiedene Behandlungsverfahren vorzunehmen (MÜLLER / FRICKE, 1993). Die Schadstoffauswahl erfolgte zu Beginn der Untersuchungen zunächst noch verfahrens-unspezifisch, d.h. nach den gängigen Laborparametern (z.B. Lösungsmittel, Kohlenwasser-stoffe, BTEX-Aromaten), wobei bevorzugt Aktivkohle zur Probenahme eingesetzt wurde.

2.3.2 Ergebnisse aus den USA

Von EITZER (1994, 1996) erfolgten umfangreiche VOC-Bestimmungen vor dem Hintergrund von Arbeitsplatzgrenzwerten an großtechnischen MBA in den USA. Die Anlagengrößen lagen zwischen 5 – 10 und 600 Mg/d tatsächlichem Abfalldurchsatz in meist einfachen Rotteverfahren. Biofilter waren nur etwa bei der Hälfte der Anlagen vorgesehen (Tab. 2-6).

Nr.	Anlagengröße in Mg/d (Planung / Betrieb)	Technologie	Aufbereitung / Verwertung	Annahme / Input	Abluftreinigung
1	250 / 160	belüftet in stat. Mieten	mechanisch / manuell	Hausmüll	Biofilter
2	100 / 50	belüftet in Behältern	magnetisch / manuell	Hausmüll	keine
3	10 / 5	offene Rotte	manuell	Hausmüll	keine
4	660 / 600	belüftet in stat. Mieten	mechanisch / manuell	Hausmüll	Biofilter
5	1.000 / 420	Homogenisierung Behälterrotte	mechanisch / manuell	85% Hausmüll 15% Klärschlamm	neutraler Sprühwäscher
6	60 / 60	Homogenisierung Behälterrotte	-	Hausmüll	Biofilter
7	50 /50	offene Rotte	magnetisch / Handauslese	Hausmüll	keine
8	50 / 50	Behälterrotte	-	75% Hausmüll 25% Prod.-abfälle	Biofilter

Tab. 2-6: Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen in den USA (EITZER, 1994)

Insgesamt wurden von EITZER (1996) 42 Einzelstoffe quantifiziert, die entweder mit Arbeitsplatzgrenzwerten (TLV = Threshold Limit Value) versehen waren oder in hohen Konzentrationen vorlagen, wie z.B. die Terpene. Unterschieden wurde in der Aufstellung nach unterschiedlichen Probenahmestellen, wie Anliefer- und Aufbereitungsbereiche oder auch zu verschiedenen Rottestadien, die in den letzten vier Spalten aufgeführt sind (Tab. 2-7). Die Luftproben, die aus dem Abfallhaufwerk oder aus den Mieten gezogen wurden, spiegeln ein vergleichsweise hohes Konzentrationsniveau wider. Die Ergebnisse zeigen teilweise deutlich den zeitlichen Emissionsverlauf beim Durchlaufen der mechanischen Aufbereitung und während des Rotteprozesses. Alkane, Alkohole und Aldehyde wurden nicht untersucht. Für die Bestimmung polarer Substanzen sind die angewendeten Sammelmethoden (Carbotrap C, Carbosieve S-III und Tenax) nicht geeignet.

In der weitergehenden Auswertung wurden von EITZER (1995) die Konzentrationsverhältnisse verschiedener VOC an unterschiedlichen Probenahmestellen gegenübergestellt. Aus dem Ergebnis wurden im wesentlichen die folgenden drei VOC-Gruppen anhand ihrer Emissionscharakteristika abgeleitet:

1. flüchtige Xenobiotika (z.B. 1,1,1-Trichlorethan, Trimethylbenzole, Xylole, Toluol, Tetrachlormethan), die am stärksten aus dem frischen Abfall, während des Shredderns und zu Beginn der aeroben Behandlung (Selbsterhitzung) emittieren und danach in ihrer Quellstärke stark abnehmen.

2. Terpene (z.B. Limonen, α-Pinen, Camphen, 3-Caren), die als Bestandteil der organischen Substanz bereits im frischen Abfall vorhanden sind und zusätzlich,

vermutlich während des Abbaus von Lignin und Cellulose als flüchtige Verbindungen produziert und emittiert werden.

3. Ketone (Aceton, 2-Butanon, 2-Hexanon, 4-Methyl-2-pentanon), die beim biologischen Abbau von organischer Substanz als Metabolite (MVOC) gebildet und emittiert werden.

In die Gruppe der Ketone wären auch die Aldehyde und Alkohole hinzuzufügen. Sie wurden mit der analytischen Methode von EITZER (1995) jedoch nicht erfaßt.

Probenort Angaben in µg/m³	Blind-wert	Hinter-grund, Luft	Anliefe-rung, Haufen	Shredder	Hallenluft	Homoge-nisierung	Abfall zu Prozeß-Beginn	Abfall zu Prozeß-Mitte	Abfall zu Prozeß-Ende	Lagerung fertiges Material
Probenanzahl	6	11	9	5	4	2	17	41	15	11
Trichlorfluormethan R11	240	3.200	12.600	3.500	2.500	21.000	64.300	3.500	4.700	3.700
Aceton	250	390	6.100	0	7.800	0	9.200	9.500	6.100	2.300
Kohlenstoffdisulfid	0	0	0	0	0	0	5	9	8	6
Dichlormethan	0	1	2	2	0	0	1	0	0	25
1,1-Dichlorethan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2-Butanon	3	130	25.500	1.400	9.400	36.000	4.300	8.700	14.500	1.400
Trichlormethan	0	5	6	7	1	0	1	2	0	0
1,1,1-Trichlorethan	0,2	10	1.200	1.100	410	2.300	1.500	49	99	30
Tetrachlormethan	0	5	6	58	3	0	1	2	3	4
1,2-Dichlorethan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Benzol	2	34	12	8	150	130	35	22	50	120
Trichlorethen	0,5	0	4	16	5	21	98	3	3	2
2-Hexanon	0	3	96	1.700	1.000	1.200	540	1.000	700	130
Toluol	0,3	9	8.800	11.500	1.100	860	3.900	700	400	88
Tetrachlorethen	0	2	170	130	23	360	210	37	78	4
4-Methyl-2-Pentanon	43	22	28	1.500	62	0	900	1.100	830	60
Chlorbenzol	0	0	0	1	0	1	1	0	2	0
Ethylbenzol	0,7	11	38.100	23.400	2.900	2.900	3.100	940	610	780
m,p-Xylol	0	2	2.600	3.700	250	420	520	86	55	6
o-Xylol	0	1	910	1.600	110	250	250	76	31	4
Styrol	0	0	63	230	250	150	260	190	120	49
Isopropylbenzol	0	0	2	44	51	21	45	9	10	17
n-Propylbenzol	0	0	65	130	42	23	69	47	7	2
4-Chlortoluol	0	0	25	0	0	0	14	0	0	0
1,3,5-Trimethylbenzol	0	2	310	610	180	180	320	130	46	7
1,2,4-Trimethylbenzol	0	2	250	390	160	190	200	95	66	6
sec-Butylbenzol	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0
1,3-Dichlorbenzol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1,4-Dichlorbenzol	0	0	0	0	0	6	3	1	3	4
p-Isopropyltoluol	0	0	13	10	44	64	280	190	66	3
1,2-Dichlorbenzol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
n-Butylbenzol	0	0	47	35	17	36	27	11	13	1
1,2,4-Trichlorbenzol	0	0	0	0	0	0	0	1		0
Naphthalin	0	0	22	340	55	29	92	98	45	8
Hexachlorbutadien	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0
1,2,3-Trichlorbenzol	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0
α-Pinen	0	1	230	2.100	660	120	2.100	820	400	24
Camphen	0	1	110	780	460	19	1.200	410	120	7
3-Caren	0	0	59	390	320	39	570	240	48	9
Limonen	1,7	3	970	10.100	1.500	2.800	6.100	2.900	1.200	50
Terpineol	0	0	13	81	31	22	52	59	24	2
Terpene total	1,7	5	1.940	16.600	3.900	3.200	13.900	5.500	2.100	110
VOC total	540	3.900	98.800	68.000	30.400	69.300	104.100	32.000	30.600	8.900

Tab. 2-7: Durchschnittskonzentrationen von VOC an unterschiedlichen Punkten verschiedener MBA in den USA (EITZER, 1996)

2.3.3 Ergebnisse aus Deutschland

Stand: Januar 1997 1)	Konzentrationen im Rohgas (mg/Nm³)				
	erste 14 Rottetage		Rest der Rottedauer		
Parameter	**Max.**	**Min.**	**Max.**	**Min.**	**Anzahl der Messungen**
AOX	1,2	0,17	0,12	< 0,12	8
TOC	1400	10	10	< 10	14
Summe Organik (Anhang E)	463	1,39	2,34	0,71	berechnet
leichtfl. aromatische KW's					
Benzol	0,3	0,002	0,020	< 0,004	63
Toluol	11,5	0,005	0,140	< 0,004	63
Ethylbenzol	13,0	0,012	0,050	< 0,004	61
m-, p-Xylol	38,0	< 0,020	0,057	< 0,004	61
o-Xylol	10,0	0,012	0,020	< 0,004	61
Styrol	5,9	0,010	0,030	< 0,004	33
Alkane					
Cyclohexan	0,7	< 0,010	< 0,010	< 0,010	8
Hexan	< 0,05	< 0,025	< 0,025	< 0,025	8
Heptan	1,3	0,080	0,030	< 0,030	8
Octan	2,0	0,080	0,010	< 0,010	8
Nonan	12,0	0,040	< 0,050	< 0,050	8
Decan	43,0	< 0,050	< 0,050	< 0,050	8
CKW					
Trichlorethen	1,380	0,002	0,002	< 0,002	38
Tetrachlorethen	2,700	< 0,004	0,350	< 0,008	38
Dichlormethan	0,500	< 0,004	< 0,004	< 0,004	35
Trichlormethan	0,200	< 0,002	< 0,002	< 0,002	36
Tetrachlormethan	< 0,020	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	36
trans-1,2-Dichlorethen	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
cis-1,2-Dichlorethen	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
1,1,1-Trichlorethan	0,200	0,0034	< 0,002	< 0,002	33
Vinylchlorid (Chlorethen)	< 0,010	< 0,004	< 0,004	< 0,004	52
1,2 Dichlorethan	< 0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	8
1,1 Dichlorethen	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	8
Ether					
Tetrahydrofuran	0,6	< 0,004	0,006	< 0,004	30
FCKW					
R 11 (Trichlorfluormethan)	3,10	0,010	0,030	< 0,030	10
R 12 (Dichlordifluormethan)	1,70	< 0,050	< 0,050	< 0,050	10
R 21 (Dichlorfluormethan)	< 0,05	< 0,005	< 0,025	< 0,025	10
Alkylacetate					
Ethylacetat	32	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
n-Butylacetat	2,5	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
i-Butylacetat	0,5	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
tert-Butylacetat	3,0	< 0,004	< 0,004	< 0,004	34

1) Intensivrotteverfahren ohne Nachrotte von Vergärungsrückständen; Herkunft der Daten siehe Kapitel 3.1

Tab. 2-8: Schadgase im Rohgas der Restabfallrotte (FRICKE ET AL., 1997)

Stand: Januar 1997	Konzentrationen im Rohgas (mg/Nm³)				
	erste 14 Rottetage		Rest der Rottedauer		
Parameter	**Max.**	**Min.**	**Max.**	**Min.**	**Anzahl der Messungen**
Terpene					
alpha-Pinen	14,0	0,30	0,07	< 0,07	8
beta-Pinen	6,4	0,30	< 0,05	< 0,05	8
Limonen	56,0	0,20	0,10	< 0,10	8
Campher	1,3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	8
Aldehyde					
Methanal (Formaldehyd)	0,150	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Ethanal (Acetaldehyd)	2,700	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Propanal (Propionaldehyd)	0,400	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Pentanal (n-Valeraldehyd)	0,320	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Propenal (Acrolein)	< 0,010	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Ketone					
Aceton	140	< 0,010	0,940	< 0,010	31
Butanon-2	55	< 0,010	0,070	< 0,010	30
1-Butylmethylketon	0,4	< 0,004	< 0,004	< 0,004	30
PCB (DIN)	**0,000446**	**0,000006**	**0,000239**	**< 0,000006**	17
PAK (EPA)	**0,0551**	**0,0015**	**0,0023**	**< 0,0020**	13
Hexachlorbenzol	0,000036	0,000005	0,000005	0,000004	9
Summe Chlorbenzole 1)	**0,30000**	**0,00002**	**0,00200**	**0,00002**	17
Summe Chlorphenole 2)	**0,000120**	**0,000001**	**0,000019**	**0,0000007**	17
PCDD/F (I-TEQ)	**6,26E-09**	**2,8E-11**			10
Schwermetalle					
Cadmium	0,000900	0,000013	< 0,00002	< 0,00002	42
Chrom	0,013700	0,000001	0,000002	0,000002	12
Chrom 6	0,000430	0,000190			18
Arsen	0,000010	0,000002			25
Thallium	< 0,00002	< 0,00002	< 0,00002	< 0,00002	34
Quecksilber	0,037000	0,000200	< 0,0050	< 0,00005	50
Blei	0,031000	0,000016			16
Kobalt	0,00410	< 0,0003	0,00030	< 0,0003	8
Kupfer	0,02600	< 0,0002	0,00100	< 0,0010	8
Mangan	0,05380	< 0,0002	0,00500	< 0,0050	8
Nickel	0,01000	0,00240	< 0,0070	0,01000	8
Antimon	0,00130	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0010	8
Selen	0,00690	< 0,0055			2
Zinn	0,08430	< 0,0051			3
Vanadium	0,00600	< 0,0010	< 0,0020	< 0,0020	8
Sonstige					
HCL	0,8	0,1	< 5	< 5	8
HF	0,035	< 0,01	0,03	0,03	11

1) Mono-,Tri-, Tetra-, Penta- und Hexa-Chlorbenzol

2) Tri,- Tetra- und Penta-Chlorphenol

3) einmalig gemessener Wert

Tab. 2-9: Schadgase im Rohgas der Restabfallrotte (Fortsetzung) (FRICKE ET AL., 1997)

Mittelwerte *	**in Versuchen ermittelte Frachten**	**Durchschnitts-konzentration**		**Ausschöpfung der Grenzwerte (TA Luft)**		**TA Luft - Grenzwerte**	
Parameter	**(g/Mg FS)**	**4 Wochen** 1) **(mg/Nm³)**	**2 Wochen** 2) **(mg/Nm³)**	**Massen-ströme** (100.000 Mg/a) **(%)**	**Konzen-trationen** 2) erste 14 Tage **(%)**	**Massen-ströme (g/h)**	**Konzen-trationen (mg/Nm³)**
Summe Organik Anhang E	**236**	**47**	**79**	**90**	**52**	**3000**	**150**
Anhang E - Klasse 1							
Dichlormethan	0,156	0,031	0,052	1,8	0,3	100	20
Trichlormethan	0,056	0,011	0,019	0,6	0,1	100	20
Tetrachlormethan	< 0,031	< 0,006	< 0,010	0,4	0,1	100	20
1,1-Dichlorethen	< 0,032	< 0,006	< 0,011	0,4	0,1	100	20
Tetrachlorethen	0,611	0,122	0,204	7,0	1,0	100	20
Campher	1,078	0,216	0,359	12,3	1,8	100	20
Naphtalin	0,032	0,006	0,011	0,4	0,1	100	20
Acenaphtylen	0,047	0,009	0,016	0,5	0,1	100	20
Chlorphenole (Summe)	< 1,9E-5	< 3,8E-6	< 6,3E-6	0,0	0,0	100	20
1-Butylmethylketon (2-Hexanon)	0,220	0,044	0,073	0,1	0,4	2000	20
Formaldehyd	0,076	0,015	0,025	0,9	0,1	100	20
Propenal (Acrolein)	< 0,035	< 0,007	< 0,012	0,4	0,1	100	20
Ethanal (Acetaldehyd)	1,064	0,213	0,355	12,1	1,8	100	20
Summe E - Kl. 1	**3,436**	**0,687**	**1,145**	**39,2**	**5,7**	**100**	**20**
Anhang E - Klasse 2							
Toluol	4,555	0,911	1,518	2,6	1,5	2000	100
Ethylbenzol	5,592	1,118	1,864	3,2	1,9	2000	100
m-, p-Xylol	10,713	2,143	3,571	6,1	3,6	2000	100
o-Xylol	3,083	0,617	1,028	1,8	1,0	2000	100
Styrol	3,221	0,644	1,074	1,8	1,1	2000	100
1,1,1-Trichlorethan	0,087	0,017	0,029	0,0	0,0	2000	100
Chlorbenzol	0,094	0,019	0,031	0,1	0,0	2000	100
Tetrahydrofuran	0,453	0,091	0,151	0,3	0,2	2000	100
Limonen	49,361	9,872	16,454	28,2	16,5	2000	100
Propanal (Propionaldehyd)	0,205	0,041	0,068	0,1	0,1	2000	100
Pentanal (n-Valeraldehyd)	0,278	0,056	0,093	0,2	0,1	2000	100
Summe E - Kl. 2	**77,640**	**15,528**	**25,880**	**44,3**	**25,9**	**2000**	**100**
Anhang E - Klasse 3							
trans-1,2-Dichlorethen	< 0,059	< 0,012	< 0,020	0,0	0,0	3000	150
cis-1,2-Dichlorethen	< 0,059	< 0,012	< 0,020	0,0	0,0	3000	150
Cyclohexan	0,673	0,135	0,224	0,3	0,1	3000	150
n-Butylacetat	0,586	0,117	0,195	0,2	0,1	3000	150
i-Butylacetat	< 0,197	< 0,039	< 0,066	0,1	0,0	3000	150
tert-Butylacetat	0,526	0,105	0,175	0,2	0,1	3000	150
Ethylacetat	18,245	3,649	6,082	6,9	4,1	3000	150
Butanon-2	23,786	4,757	7,929	9,1	5,3	3000	150
Aceton	59,002	11,800	19,667	22,5	13,1	3000	150
Hexan	< 0,160	< 0,032	< 0,053	0,1	0,0	3000	150
Heptan	0,927	0,185	0,309	0,4	0,2	3000	150
Octan	1,118	0,224	0,373	0,4	0,2	3000	150
Nonan	6,792	1,358	2,264	2,6	1,5	3000	150
Decan	24,140	4,828	8,047	9,2	5,4	3000	150
R11 (Trichlorfluormethan)	1,417	0,283	0,472	0,5	0,3	3000	150
R12 (Dichlordifluormethan)	0,632	0,126	0,211	0,2	0,1	3000	150
R 21 (Dichlorfluormethan)	< 0,160	< 0,032	< 0,053	0,1	0,0	3000	150
Pinene (a+b)	16,418	3,284	5,473	6,2	3,6	3000	150
Summe E - Kl. 3	**154,895**	**30,979**	**51,632**	**58,9**	**34,4**	**3000**	**150**

* bei unterschrittener Bestimmungsgrenze wurde mit der Bestimmungsgrenze gerechnet

1) Abluft bei 4 Rottewochen (m³/Mg Abfall): **5.000**

2) Abluft bei 2 Rottewochen (m³/Mg Abfall): **3.000** (Annahme: gesamte Schadstofffracht wird in den ersten 14 Rottetagen ausgetragen)

Tab. 2-10: Schadgasfrachten und -konzentrationen im Rohgas der MBA im Vergleich zu den Grenzwerten der TA Luft (FRICKE ET AL., 1997)

Mittelwerte *	**in Versuchen ermittelte Frachten**	**Durchschnitts-konzentration**		**Ausschöpfung der Grenzwerte (TA Luft)**		**TA Luft - Grenzwerte**	
Parameter	**(g/Mg FS)**	**4 Wochen** 1) **(mg/Nm³)**	**2 Wochen** 2) **(mg/Nm³)**	**Massen-ströme** (100.000 Mg/a) **(%)**	**Konzen-trationen** 2) erste 14 Tage **(%)**	**Massen-ströme (g/h)**	**Konzen-trationen (mg/Nm³)**
Krebserzeugend Klasse 1							
Benzoapyren	< 0,0000050	< 0,0000010	< 0,0000017	0,01	0,0017	0,5	0,1
Krebserzeugend Klasse 2							
Chrom 6	< 0,000836	< 0,000167	< 0,000279	0,19	0,0279	5	1
Arsen	0,000008	0,000002	0,000003	0,00	0,0003	5	1
Kobalt	< 0,001929	< 0,000386	< 0,000643	0,44	0,0643	5	1
Nickel	0,043510	0,008702	0,014503	9,93	1,4503	5	1
Summe K - Kl. 2	**0,046283**	**0,009257**	**0,015428**	**10,57**	**1,5428**	**5**	**1**
Krebserzeugend Klasse 3							
Benzol	0,3487	0,0697	0,1162	15,92	2,3247	25	5
Pentachlorphenol	< 5,0E-06	< 1,0E-06	< 1,7E-06	0,00	0,0000	25	5
1,2 Dichlorethan	< 0,032	< 0,006	< 0,011	1,5	0,2	25	5
Trichlorethen	0,4620	0,092	0,154	21,1	3,1	25	5
Vinylchlorid	< 0,0589	< 0,0118	< 0,0196	2,69	0,3927	25	5
Summe K - Kl. 3	**0,9016**	**0,1803**	**0,3005**	**41,17**	**6,0107**	**25**	**5**
Summe K - Kl. 1 + Kl. 2	**0,0463**	**0,0093**	**0,0154**	**2,11**	**1,5429**	**25**	**1**
Summe K - Kl. 1 + Kl. 3	**0,9016**	**0,1803**	**0,3005**	**41,17**	**6,0107**	**25**	**5**
Summe K - Kl. 2 + Kl. 3	**0,9479**	**0,1896**	**0,3160**	**43,28**	**6,3193**	**25**	**5**
Schwefeldioxid	241	48	80	55,02	16,0667	5000	500
staubf. Anorganik Klasse 1							
Cadmium	0,000173	0,000035	0,000058	0,20	0,0288	1	0,2
Quecksilber	0,007075	0,001415	0,002358	8,08	1,1792	1	0,2
Thallium	< 0,000204	< 0,000041	< 0,000068	0,23	0,0340	1	0,2
Summe - Kl. 1	**0,0075**	**0,0015**	**0,0025**	**8,51**	**1,2420**	**1**	**0,2**
staubf. Anorganik Klasse 2							
Arsen	0,000008	0,000002	0,000003	0,00	0,0003	5	1
Kobalt	< 0,001929	< 0,000386	< 0,000643	0,44	0,0643	5	1
Nickel	0,043510	0,008702	0,014503	9,93	1,4503	5	1
Summe - Kl. 2	**0,045447**	**0,009089**	**0,015149**	**10,38**	**1,5149**	5	1
staubf. Anorganik Klasse 3							
Antimon	< 0,005110	< 0,001022	< 0,001703	0,23	0,0341	25	5
Blei	0,000307	0,000061	0,000102	0,01	0,0020	25	5
Chrom	0,000836	0,000167	0,000279	0,04	0,0056	25	5
Kupfer	0,003878	0,000776	0,001293	0,18	0,0259	25	5
Mangan	0,011276	0,002255	0,003759	0,51	0,0752	25	5
Vanadium	< 0,005110	< 0,001022	< 0,001703	0,23	0,0341	25	5
Summe - Kl. 3	**0,0265**	**0,0053**	**0,0088**	**1,21**	**0,1768**	**25**	**5**
Summe - Kl. 1 + Kl. 2	**0,0529**	**0,0106**	**0,0176**		**1,7633**		**1**
Summe - Kl. 1 + Kl. 3	**0,0340**	**0,0068**	**0,0113**		**0,2265**		**5**
Summe - Kl. 2 + Kl. 3	**0,0720**	**0,0144**	**0,0240**		**0,4798**		**5**
sonstige Verbindungen							
PCDD/F	1,4E-09	2,8E-10	4,7E-10				
PCB (DIN)	1,8E-3	3,6E-4	6,0E-4				
Ammoniak	172	34	57				

* bei unterschrittener Bestimmungsgrenze wurde mit der Bestimmungsgrenze gerechnet

1) Abluft bei 4 Rottewochen (m³/Mg Abfall): **5.000**

2) Abluft bei 2 Rottewochen (m³/Mg Abfall): **3.000** (Annahme: gesamte Schadstofffracht wird in den ersten 14 Tagen ausgetragen)

Tab. 2-11: Schadgasfrachten und -konzentrationen im Rohgas der MBA im Vergleich zu den Grenzwerten der TA Luft (Fortsetzung) (FRICKE ET AL., 1997)

In Tab. 2-8 und Tab. 2-9 wurden Schadgaskonzentrationen aus unterschiedlichen Rotteversuchen ausgewertet. Da es sich um batch-betriebene Verfahren handelte, ist eine zeitliche Unterteilung in Emissionen der ersten 14 Rottetage und den Rest der Rotte getroffen worden. In Tab. 2-10 und Tab. 2-11 konnten die so ermittelten Konzentrationen mit den zugehörigen Luft- und Abfallmengen verknüpft und auf Frachten hochgerechnet werden. Alle Ergebnisse beziehen sich auf Messungen im Rohgas (FRICKE ET AL., 1997).

In Tab. 2-12 sind die für die Summe VOC nach Anhang E der TA Luft wesentlichen Verbindungen (95 % der Gesamtfracht) sowie deren prozentualer Schadstoffaustrag in der ersten und zweiten Rottewoche dargestellt. Innerhalb der ersten 14 Rottetage werden mehr als 90 Prozent dieser Fracht emittiert (FRICKE ET AL., 1997).

Parameter	1. Rottewoche	2. Rottewoche	erste 14 Tage
	(% der Gesamtfracht)		
Aceton	70	23	93
BTEX (Summe) 1)	86	6	92
Butanon-2	90	8	98
Decan	100	0	100
Ethylacetat	97	1	98
Limonen	92	7	99
Nonan	98	2	100
Pinene	87	10	97
Tetrachlorethen	88	6	93
Trichlorethen	94	3	97

1) Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole

Tab. 2-12: Verteilung der Schadgasfrachten ausgewählter organischer Verbindungen im Verlauf einer mehrwöchigen Intensivrotte (Mittel aus 3 Versuchen)

Bei der mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung nach dem Herhof-Trockenstabilat®-Verfahren wird der Rotteprozeß nach 7 bis 10 Tagen mit dem Ziel abgebrochen, einen möglichst trockenen Abfall zu erzeugen, der gute Aufbereitungseigenschaften und hohe Heizwerte aufweist. Das Behandlungsprinzip wird deshalb auch als biologische Trocknung bezeichnet. In mehreren Versuchsreihen zwischen 1991 und 1995 (WIEMER ET AL., 1995) wurden auch Schadstoffemissionen des Verfahrens gemessen und daraus Frachten berechnet (Tab. 2-13).

Rohgas	Mischstabilat Lahn-Dill-Kreis
Input gesamt (Mg) Abluft gesamt (m³) Abluft/Mg Input (Mg/m³)	58,62 60.829 1.038
Quecksilber (µg/m³) Hg/Mg Input (mg/Mg)	3,9 4,0
Benzol (mg/m³) Benzol/Mg Input (mg/Mg)	0,1 103,8
Ethylbenzol (mg/m³) Ethylbenzol/Mg Input (mg/Mg)	2,9 3.010
Toluol (mg/m³) Toluol/Mg Input (mg/Mg)	2,9 3.010
m,p-Xylol (mg/m³) m,p-Xylol/Mg Input (mg/Mg)	5 5.190
o-Xylol (mg/m³) o-Xylol/Mg Input (mg/Mg)	1,8 1.868
Σ BTEX (mg/m³) Σ BTEX/Mg Input (mg/Mg)	12,7 13.183
Vinylchlorid (mg/m³) Vinylchlorid/Mg Input (mg/Mg)	0,03 31,14
Σ Chlorbenzole (µg/m³) Σ Chlorbenzole/Mg Input (mg/Mg)	2,27 2,4
Σ Chlorphenole (ng/m³) Σ Chlorphenole/Mg Input (µg/Mg)	26,49 27,5
Σ PAK nach EPA (µg/m³) Σ PAK nach EPA/Mg Input (mg/Mg)	29,5 30,6
Σ PCB nach DIN (ng/m³) Σ PCB nach DIN/Mg Input (µg/Mg)	26,43 27,4
Σ PCDD/F (I-TEQ) (pg/m³) Σ PCDD/F(I-TEQ)/Mg Input (ng/Mg)	0,166 0,2

Tab. 2-13: Merkmale unterschiedlicher Gasemissionen aus Anlagen zur Erzeugung von Trockenstabilat am Beispiel von Hausmüllchargen aus dem Lahn-Dill-Kreis (WIEMER ET AL., 1995)

Nachdem mittlerweile zum Trockenstabilatverfahren eine großtechnische Entsorgungsanlage in Aßlar erstellt und in Betrieb genommen ist, liegen erste Messungen der Rohgaszusammensetzung von WENGENROTH (1999) vor (Tab. 2-14). Die vergleichsweise hohe Belastung resultiert aus der kurzen Rottezeit, in der genau auch das Emissionsmaximum an Luftschadstoffen liegt, sowie der Luftführung mit Umluftnutzung, bei der eine Anreicherung von VOC in der Luft stattfindet. Bemerkenswert ist der gemessene Stoffumfang, der auch Propan und Butan enthält. Wie auch das Methan, werden diese gasförmigen Alkane im Biofilter im wesentlichen nicht zurückgehalten. Weitere gasförmigen KW-Verbindungen sind denkbar, z.B. Ethen, welches auch aus natürlichen Böden emittiert

oder andere KW, die stark von der Vegetation gebildet und in die Atmosphäre abgegeben werden.

Substanzen	**Mittelwert** [mg/m³]
Aldehyde, Ketone:	
Acetaldehyd	2,36
2-Butanon	2,78
Paraffine:	
n-Propan	2,15
Iso-Butan	3,92
n-Butan	8,07
iso-Pentan	0,46
2-Methylpentan	0,34
3-Methylpentan	0,20
2-Methylhexan	0,28
3-Methylhexan	0,37
Iso-Octan	0,16
n-Heptan	0,71
2-Methylheptan	0,09
3-Methylheptan	0,04
n-Octan	0,40
n-Nonan	2,10
n-Undecan	4,08
n-Dodecan	2,06
Alkohole:	
Methanol	14,21
Ethanol	33,27
Iso-Propanol	13,60
1-Propanol	0,40
2-Butanol	0,75
Iso-Butanol	0,59
Aromatische Kohlenwasserstoffe:	
Benzol	0,15
Toluol	4,16
Ethylbenzol	2,88
m,p-Xylol	8,72
o-Xylol	2,09
Iso-Propylbenzol	0,38
n-Propylbenzol	1,04
m,p-Ethyltoluol	2,62
1,3,5-Trimethylbenzol	2,20
o-Ethyltoluol	0,82
1,2,4-Trimethylbenzol	3,84
1,2,3-Trimethylbenzol	0,53
Cyclische Kohlenwaserstoffe:	
Cyclohexan	0,32
Methylcyclohexan	0,42
Halogenierte Kohlenwasserstoffe:	
1,1,1-Trichlorethan	0,19
Chlorbenzol	0,66
Säuren, Säureester:	
Methylacetat	1,73
Ethylacetat	4,33
n-Propylacetat	2,76
n-Butylacetat	2,38
Sonstige Verbindungen:	
Dimethylether	7,11
Terpene:	
α-Pinen	1,08
β-Pinen	4,48
Menthen	0,36
Limonen	53,30
Indan	0,28

Tab. 2-14: Ergebnisse der GC/MS-Screening-Analyse der Rohluft der Trockenstabilatanlage Aßlar (WENGENROTH, 1999)

2.3.4 Ergebnisse aus Österreich

2.3.4.1 MBA Allerheiligen

Die ausführliche Dokumentation der Anlage Allerheiligen ist als Bericht 139 des Umweltbundesamtes in Wien erschienen (ANGERER / HÄUSLER / HANUS-ILLNAR, 1999 A). An dieser Stelle sind die Schadstofffrachten nach Stoffklassen zusammengestellt.

	14.05.98		
	Probe 1, g/Mg Input	Probe 2, g/Mg Input	Probe 3, g/Mg Input
Alkane			
Cyclohexan	0,4	0,4	0,3
n-Heptan	0,3	0,5	0,2
n-Oktan	0,3	0,4	0,3
n-Nonan	1,0	1,0	0,7
n-Dekan	3,6	3,1	2,6
n-Undekan	3,5	3,6	3,5
n-Dodekan	1,1	1,2	1,3
Terpene			
Campher	7,8	7,8	8,0
a-Pinen	8,3	7,3	7,4
b-Pinen	9,7	8,6	9,1
Limonen	130,0	127,0	125,0
Aromaten			
Benzol	0,2	0,3	0,1
Toluol	1,8	1,5	1,3
Ethylbenzol	0,7	0,6	0,5
m-,p-Xylol	1,5	1,4	1,1
o-Xylol	0,6	0,7	0,4
Styrol	0,3	0,4	0,4
Chlorbenzole			
Chlorbenzol	<0,1	n.n.	<0,1
1,3-Dichlorbenzol	n.n.	n.n.	n.n.
1,4-Dichlorbenzol	0,2	0,2	0,1

Tab. 2-15: VOC-Emissionsfrachten aus der MBA Allerheiligen (ANGERER ET AL., 1999 A)

	14.05.98		
	Probe 1, g/Mg Input	Probe 2, g/Mg Input	Probe 3, g/Mg Input
Acetate			
n-Butylacetat	n.n.	n.n.	<0,8
Ethylacetat	7,6	<5,0	2,8
Ketone			
Aceton	30,5	43,7	44,0
2-Butanon	142,0	190,0	181,0
2-Hexanon	<2,2	<4,5	<0,8

Tab. 2-16: Acetat- und Ketonemissionen der MBA Allerheiligen (ANGERER ET AL., 1999 A)

	14.05.98	
	Probe 1, mg/Mg Input	Probe 2, mg/Mg Input
Dichlormethan	n.n.	n.n.
1,2-Dichlorethan	n.n.	n.n.
1,1,1,-Trichlorethan	174	104,0
Trichlormethan	n.n.	n.n.
Tetrachlormethan	550,0	403,0
Trichlorethen	47,5	<40,3
Tetrachlorethen	<22,1	n.n.

Tab. 2-17: CKW-Emissionsfrachten aus der MBA Allerheiligen (ANGERER ET AL., 1999 A)

	14.05.98		
	Probe 1, g/Mg Input	Probe 2, g/Mg Input	Probe 3, g/Mg Input
Formaldehyd	<0,01	<0,01	<0,01
Acetaldehyd	7,3	7,3	7,2
Propionaldehyd	0,7	0,6	0,6
Valeraldehyd	1,9	2,0	2,1

Tab. 2-18: Aldehyd-Emissionsfrachten aus der MBA Allerheiligen (ANGERER ET AL., 1999 A)

2.3.4.2 MBA Siggerwiesen

Die ausführliche Dokumentation der Anlage Siggerwiesen ist als Bericht 138 des Umweltbundesamtes in Wien erschienen (ANGERER / HÄUSLER / HANUS-ILLNAR, 1998). An dieser Stelle sind die Schadstofffrachten nach Stoffklassen zusammengestellt:

	05.02.1998, Rottetrommel			05.03.1998, Rotteabluft		
	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input
NH_3	15,5	11,7	8,5	183	246	256

Tab. 2-19: NH_3-Emissionsfrachten aus der MBA Siggerwiesen (ANGERER ET AL., 1998)

	05.02.1998, Rottetrommel			30.07.1998, Rottetrommel			03.03.1998, Rotteabluft		
	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input
Acetate									
n-Butylacetat	1,5	1,9	1,8	1,3	1,3	1,2	1,3	<0,8	0,6
Ethylacetat	3,2	3,9	3,7	10,7	10,3	10,0	2,4	1,8	2,2
Ketone									
Aceton	8,4	6,8	10,0	26,3	26,2	26,9	46,5	49,9	54,4
2-Butanon	1,3	1,8	2,0	11,2	10,7	10,7	28,3	28,0	30,3
2-Hexanon	n.n.	2,4	n.n.	0,4	0,4	n.a.	n.n.	<0,8	0,4

Tab. 2-20: Acetat- und Ketonemissionen der MBA Siggerwiesen (ANGERER ET AL., 1998)

	05.02.1998, Rottetrommel			30.07.1998, Rottetrommel			03.03.1998, Rotteabluft		
	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input
Alkane									
Cyclohexan	1,9	1,4	1,2	1,1	1,1	1,0	0,4	0,4	0,3
n-Heptan	1,8	1,3	1,0	1,5	1,4	1,2	0,3	0,4	0,3
n-Oktan	3,0	3,1	2,7	1,0	1,0	0,9	0,3	0,3	0,3
n-Nonan	6,3	8,1	8,3	5,2	5,3	5,0	1,1	1,2	0,9
n-Dekan	2,3	2,8	3,0	8,9	8,9	8,6	2,4	2,9	2,6
n-Undekan	0,5	0,6	0,6	5,2	6,2	6,6	3,3	3,7	4,2
n-Dodekan	0,1	0,1	0,1	1,3	1,9	2,3	2,4	2,4	2,6
Terpene									
Campher	n.n.	n.n.	n.n.	0,1	0,3	0,5	0,5	0,5	0,5
α-Pinen	5,3	6,5	6,6	4,4	4,6	4,5	2,3	2,6	2,1
β-Pinen	1,3	2,0	2,0	5,1	5,4	5,4	1,6	1,9	1,5
Limonen	19,9	24,4	27,2	31,1	29,3	26,6	38,8	46,5	50,0
Aromaten									
Benzol	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4
Toluol	4,7	5,0	4,9	8,3	8,1	7,0	2,5	2,5	2,0
Ethylbenzol	1,8	2,5	2,6	3,4	3,6	3,5	2,0	2,2	1,7
m-,p-Xylol	4,4	5,9	6,5	9,4	9,7	9,3	5,9	6,6	5,5
o-Xylol	1,0	1,4	1,7	2,7	2,8	2,9	1,2	1,5	1,3
Styrol	0,1	0,2	0,3	1,8	2,1	2,3	0,4	0,5	0,5
Chlorbenzole									
Chlorbenzol	0,4	0,4	0,5	0,2	0,2	0,2	0,04	0,05	0,05
1,3-Dichlorbenzol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1,4-Dichlorbenzol	n.n.	n.n.	n.n.	0,6	0,7	0,8	0,2	0,2	0,3

Tab. 2-21: VOC-Emissionsfrachten aus der MBA Siggerwiesen (ANGERER ET AL., 1998)

	05.02.1998, Rottetrommel			30.07.1998, Rottetrommel			03.03.1998, Rotteabluft	
	Probe 1 mg/Mg Input	Probe 2 mg/Mg Input	Probe 3 mg/Mg Input	Probe 1 mg/Mg Input	Probe 2 mg/Mg Input	Probe 3 mg/Mg Input	Probe 1 mg/Mg Input	Probe 2 mg/Mg Input
Dichlormethan	--	608,0	304,0	245,0	343,0	541,0	n.n.	n.n.
1,2-Dichlorethan	--	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1,1,1,-Trichlorethan	--	1800,0	1860,0	1202,0	947,0	798,0	79,5	30,5
Trichlormethan	--	23,5	29,0	69,5	89,1	67,2	15,3	13,9
Tetrachlormethan	42,3	26,7	--	9,2	13,3	11,1	60,3	28,5
Trichlorethen	--	32,0	41,3	420,0	413,0	425,0	99,5	75,7
Tetrachlorethen	373,0	319,0	--	877,0	865,0	866,0	57,9	19,5

Tab. 2-22: CKW-Emissionsfrachten aus der MBA Siggerwiesen (ANGERER ET AL., 1998)

	05.02.1998, Rottetrommel Probe 1 g/Mg Input	03.08.1998, Rottetrommel Probe 1 g/Mg Input	05.03.1998, Rotteabluft Probe 1 g/Mg Input
R11	8,5	4,1	0,4
R12	11,3	0,2	0,4
R21	n.n.	n.a.	n.n.
R113	n.n.	< 0,05	n.n.
R114	n.n.	0,2	0,4

Tab. 2-23: FCKW-Emissionsfrachten aus der MBA Siggerwiesen (ANGERER ET AL., 1998)

	05.02.1998, Rottetrommel		30.07.1998, Rottetrommel		04.03.1998, Rotteabluft	
	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input
Formaldehyd	<0,002	<0,002	0,07	0,05	n.a.	n.a.
Acetaldehyd	>6,2	>6,4	7,8	11	n.a.	n.a.
Propionaldehyd	0,7	0,7	0,4	0,6	n.a.	n.a.
Valeraldehyd	0,03	0,03	0,06	0,10	n.a.	n.a.

Tab. 2-24: Aldehyd-Emissionsfrachten der MBA Siggerwiesen (ANGERER ET AL., 1998)

2.3.4.3 MBA Kufstein (Pilotanlage)

Die ausführliche Dokumentation der Pilotanlage Kufstein ist als Bericht 126 des Umweltbundesamtes in Wien erschienen (ANGERER / REISENHOFER / HANUS-ILLNAR, 1999 B). An dieser Stelle sind die ermittelten Schadstofffrachten im Rohgas und teilweise auch im Reingas unterschieden nach Stoffklassen zusammengestellt:

	09.09.98, Rohgas			12.11.98, Rohgas		12.11.98, Reingas	
	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input
NH_3	466,2	545,5	433,3	262,26	358,98	259,68	229,02

Tab. 2-25: NH_3-Emissionsfrachten aus der MBA Kufstein (ANGERER ET AL., 1999 B)

	09.09.98, Rohgas			12.11.98, Rohgas		12.11.98, Reingas	
	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 3 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input
Alkane							
Cyclohexan	1,23	1,10	1,04	0,80	0,40	0,65	0,42
n-Heptan	1,23	0,89	0,83	1,67	0,93	1,31	0,90
n-Oktan	-	1,10	0,62	1,27	0,93	1,19	0,72
n-Nonan	2,25	2,15	2,02	1,27	0,80	1,25	1,02
n-Dekan	4,29	4,57	5,40	1,54	1,13	1,84	1,50
n-Undekan	4,29	5,41	6,07	2,47	1,33	2,32	2,40
n-Dodekan	1,55	1,89	2,18	1,87	1,33	2,02	1,98
Terpene							
Campher	1,88	3,31	2,33	3,14	1,90	2,38	2,21
a-Pinen	4,61	5,15	5,29	0,32	2,47	3,98	4,07
b-Pinen	5,52	6,20	6,90	2,34	1,80	2,91	2,81
Limonen	58,25	65,35	70,01	56,87	50,50	66,03	81,17
Aromaten							
Benzol	-	-	-	-	-	-	-
Toluol	3,12	3,05	2,95	0,53	0,53	0,59	0,72
Ethylbenzol	1,34	1,10	1,09	2,47	1,27	2,20	1,26
m-,p-Xylol	2,73	2,89	2,80	3,60	1,80	2,85	1,85
o-Xylol	1,34	1,05	1,04	1,34	0,67	1,07	0,60
Styrol	-	0,95	0,98	-	1,13	-	1,08
Chlorbenzole							
Chlorbenzol	-	-	-	-	-	-	-
1,3-Dichlorbenzol	-	-	-	-	-	-	-
1,4-Dichlorbenzol	-	2,52	2,75	-	-	-	-

Tab. 2-26: VOC-Emissionsfrachten aus der MBA Kufstein (ANGERER ET AL., 1999 B)

	09.09.98, Rohgas		12.11.98, Rohgas		12.11.98, Reingas	
	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input
Acetate						
n-Butylacetat	1,88	1,87	-	-	-	-
Ethylacetat	3,64	3,63	1,27	1,27	-	-
Ketone						
Aceton	160,330	143,130	29,24	20,90	16,57	16,57
2-Butanon	38,960	34,320	12,28	12,28	8,67	12,02
2-Hexanon	0,270	0,414	-	-	-	-

Tab. 2-27: Acetat- und Ketonemissionen der MBA Kufstein (ANGERER ET AL., 1999 B)

	09.09.98, Rohgas			12.11.98, Rohgas			12.11.98, Reingas		
	Probe 1 mg/Mg Input	Probe 2 mg/Mg Input	Probe 3 mg/Mg Input	Probe 1 mg/Mg Input	Probe 2 mg/Mg Input	Probe 3 mg/Mg Input	Probe 1 mg/Mg Input	Probe 2 mg/Mg Input	Probe 3 mg/Mg Input
Dichlormethan	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,2-Dichlorethan	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,1,1,-Trichlorethan	115,8	117,1	98,5	-	-	-	-	-	-
Trichlormethan	118,4	108,7	99,5	-	-	-	-	-	-
Tetrachlormethan	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichlorethen	162,4	161,3	159,2	167,4	174,9	158,4	159,2	195,6	179,6
Tetrachlorethen	-	41,5	36,8	56,6	61,0	55,0	54,6	68,5	70,4

Tab. 2-28: CKW-Emissionsfrachten aus der MBA Kufstein (ANGERER ET AL., 1999 B)

	09.09.98, Rohgas		12.11.98, Rohgas		12.11.98, Reingas	
	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input	Probe 1 g/Mg Input	Probe 2 g/Mg Input
Formaldehyd	-	-	0,200	0,140	0,120	0,120
Acetaldehyd	145,16	139,42	44,960	49,980	1,750	1,400
Propionaldehyd	3,52	3,25	1,150	1,150	0,230	0,180
Valeraldehyd	-	-	-	-	-	-

Tab. 2-29: Aldehyd-Emissionsfrachten der MBA Kufstein (ANGERER ET AL., 1999 B)

2.4 Exkurs: Käse, Wurst, Atemluft

Zur Abrundung des Themas „Abluftemissionen aus biologischer Abfallbehandlung“ folgen zwei Tabellen aus dem Bereich mikrobiologisch gereifter Lebensmittel. In Tab. 2-30 sind semiquantitative Bestimmungen von biogenen VOC in Emmentaler Käse aus der Schweiz dargestellt (BOSSET ET AL., 1995). Zahlreiche biogene Stoffe sind in den Kap. zuvor auch in der Abluft von biologischen Abfallbehandlungsanlagen erwähnt worden.

Substanz	**BOSSET (1995)**		
	Aufreten im inneren Bereich	**Auftreten im äußeren Bereich**	**auch in anderen Käsesorten gefunden**
Kohlenwasserstoffe:			
Methylhexen	xxx	xx	o
Alkohole:			
3-Methylbutan-1-ol	xxx	xx	o
Pentan-3-ol	xxx	xx	-
Aldehyde:			
Acetaldehyd	xxx	xxx	-
2-Methylbutanal	xx	xxx	o
3-Methylbutanal	xx	xxx	o
Pentanal	xxx	xx	o
Nonanal	xxx	x	o
Ketone:			
Propanon	xx	xxx	o
Butan-2-on	xx	xx	o
Diacetyl	xxx	x	o
Pentan-2-on	xxx	x	o
3-Methylpentan-2-on	xx	xxx	o

Substanz	BOSSET (1995)		
	Aufreten im inneren Bereich	Auftreten im äußeren Bereich	auch in anderen Käsesorten gefunden
Heptan-2-on	xxx	xxx	o
Nonan-2-on	xxx	xxx	o
Säuren:			
Essigsäure	xx	x	o
Propionsäure	xxx	xxx	o
Schwefel- / Stickstoffverbindungen:			
Dimethyldisulfid	x	x	o
2,6-Dimethylpyrazin	xx	xx	o
Dimethyltrisufid	xx	xx	-
2,3,5-Trimethylpyrazin	x	xx	o
Ethyldimethylpyrazin	xx	xx	o
Sonstige Verbindungen:			
1,1,1-Trichlorethan	xx	xx	-
Dichlormethan	xx	xx	-
Trichlormethan	xx	xx	-
Butylhydroxytoluol	xxx	xxx	-

xxx : viel xx : mittel x : wenig o: positiv - : negativ

Tab. 2-30: Semiquantitative Bestimmung von VOC in Emmentaler Käse aus der Schweiz, dargestellt sind im wesentlichen die Hauptkomponenten (BOSSET ET AL., 1995)

An der Universität Hannover sind von SCHMIDT und BERGER biogene Aromen während der Reifung von getrockneter Salami untersucht worden (Tab. 2-31). Wie bereits beim Emmentaler Käse ist ein ähnliches Spektrum an MVOC festzustellen, wie bei der MBA. In dem Originalbeitrag sind Konzentrationsangaben bezogen auf die Trockensubstanz gemacht worden. Die Hauptkomponenten sind: 1-Propanol, 2-Butanon, Essigsäure, Limonen, Δ-Caren, β-Caryophyllen.

Substanz	SCHMIDT (1998)	
	Reife Salami auf Starterkulturen	Reife Salami ohne Starterkulturen
Alkohole:		
1-Propanol	xxx	xxx
2-Pentanol	xx	x
Ketone:		
2-Butanon	xxx	xxx
3-Hydroxy-2-butanon	xxx	xx
Säuren:		
Essigsäure	xxx	xxx
Propansäure	xxx	xxx
Butansäure	xxx	xxx
3-Methylbutansäure	xxx	xx
Hexansäure	xxx	xxx
Octansäure	xxx	xxx
Decansäure	xxx	xx

Substanz	SCHMIDT (1998)	
	Reife Salami auf Starterkulturen	Reife Salami ohne Starterkulturen
Ester:		
Ethylacetat	x	x
Phenole:		
Phenol	x	x
Verschiedene Aromaten:		
1,4-Dimethylbenzol	x	x
1,2,4-Trimethylbenzol	x	x
Ethylbenzol	x	x
Terpene:		
beta-Myrcen	xxx	xxx
Limonen	xxx	xxx
alpha-Phellandren	xxx	xxx
delta-Caren	xxx	xxx
alpha-Pinen	xxx	xxx
beta-Pinen	xxx	xxx
beta-Caryophyllen	xxx	xxx
Schwefel- / Stickstoffverbindungen:		
Dimethyldisulfid	x	x
1-Acetylpiperidin	x	x
1-Methyl-2-pyrrolidon	x	x
2-Acetylpyrrol	x	x

xxx: viel xx: mittel x: wenig

Tab. 2-31: Biogene Aromen und MVOC während der Reifung von getrockneter Salami, Auswahl der wesentlichen Hauptkomponenten (SCHMIDT / BERGER, 1998)

Abschließend sei erwähnt, daß in menschlicher Atemluft unter normalen Lebensbedingungen ebenfalls Luftschadstoffe enthalten sind, die biogenen Ursprungs sind (Tab. 2-32). Die Daten wurden einer umfangreichen Literaturauswertung von FENSKE / PAULSON (1999) entnommen.

Verbindung in der Atemluft	Durchschnittskonzentration in µg/m³
Acetaldehyd	35
Aceton	2.330
Butanon	47
Dimethylsulfid	30
Ethanol	1.400
Ethylacetat	62
Isopropanol	370
Methanol	430
n-Propanol	320

Tab. 2-32: Konzentrationen von MVOC in der menschlichen Atemluft (Alveolarluft) (FENSKE / PAULSEN, 1999)

3 Qualitative Emissionen (Screening), Stoffbewertung und Schadstoffauswahl 3-1
3.1 Ausgangssituation und Vorgehensweise ... 3-1
3.2 Untersuchte mechanisch-biologische Anlagen ... 3-2
3.2.1 Rottecontainer (Intensivrotte) in Quarzbichl ... 3-2
3.2.2 Anaerobanlage mit Nachrotte in Quarzbichl ... 3-2
3.2.3 3A-Verfahren in Essen ... 3-3
3.3 Metalle und Metalloide ... 3-3
3.4 Bewertung der Metalle und Metalloide ... 3-4
3.5 Organische Stoffe ... 3-7
3.5.1 Abluft, Abgas und Kondensate ... 3-7
3.5.2 Feststoffe ... 3-21
3.6 Bewertung der organischen Stoffe ... 3-22
3.6.1 Krebserzeugende Stoffe ... 3-22
3.6.2 Organische Stoffe gemäß TA Luft, Anhang E ... 3-22
3.6.3 Klassierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 der TA Luft, 1989 ... 3-26
3.6.4 Klassierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 der TA Luft, 1996 ... 3-27
3.6.5 Kriterium Geruch ... 3-31
3.6.6 Kriterium Klimarelevanz ... 3-33
3.7 Resultierende Leitkomponenten und Stoffliste ... 3-35

3 Qualitative Emissionen (Screening), Stoffbewertung und Schadstoffauswahl

3.1 Ausgangssituation und Vorgehensweise

Diskussionen um Anforderungen an die Mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV) haben sich zu Beginn der schwerpunktmäßigen Verfahrensentwicklung (F&E Projekte des BMBF-Verbundvorhabens, Niedersächsische Demonstrationsvorhaben u.ä.) mit dem Anlagenoutput und der nachfolgenden Ablagerung beschäftigt. Von untergeordneter Bedeutung war zunächst die Frage der Schadstoffemissionen. Da das Emissionsverhalten abgesehen vom Geruch gänzlich unbekannt war, stand zu Beginn dieser Untersuchung die qualitative Erfassung insbesondere organischer Verbindungen im Vordergrund. Für die aeroben Verfahren spielt dabei der Abluftpfad die maßgebliche Rolle. Da das Biogas aus anaeroben Prozessen in Motoren oder BHKW verbrannt wird, ist die organische Schadstoffbelastung für die Emissionsbewertung eher unbedeutend. Immissionsrechtlich relevant sind vielmehr anorganische Verbindungen im Verbrennungsgas, wie SO_2, Cl^-, F^-. Betrieblich spielen Siloxane im Biogas eine Rolle, indem das kristalline Verbrennungsprodukt SiO_2 in den Brennräumen der Motoren zu Ablagerungen und Verschleiß führt.

In der 17. BImSchV (1990) für Abfallverbrennungsanlagen sind eine Reihe von Verbrennungsprodukten (u.a. Metalle, CO, SO_2, NO_x) mit Emissionsgrenzwerten in der Abluft behaftet. Es liegt auf der Hand, daß bei biologischen Prozessen mit anderen Abluftbestandteilen, wie Geruchsstoffen und flüchtigen organischen Komponenten gerechnet werden muß. Diese sind nur zum Teil abfallbürtig. Ein wesentlicher Anteil an Abluftbestandteilen sind Metabolite des natürlichen Stoffabbaus. Spezifische Anforderungen an Luftemissionen aus mechanisch-biologischen Anlagen (MBA) existieren bisher nicht, so daß die allgemein anwendbaren Teile der TA Luft ´86 zur Bewertung zugrunde gelegt werden können, besonders der Anhang E.

Die einzelnen Luftschadstoffe werden in der TA Luft klassifiziert und reglementiert. In der Genehmigungspraxis von Anlagen zur biologischen Abfallbehandlung finden derzeit lediglich die Parameter Geruch und Staub seitens des Immissionsschutzes Berücksichtigung. In den besonderen Regelungen für bestimmte Anlagenarten der TA Luft werden für Kompostwerke unter 3.3.8.5.1 lediglich die Feststellung und Begrenzung von geruchsintensiven Stoffen gefordert. Weiter wird gefordert, daß die Abgase aus Reaktoren und belüfteten Mieten einem Biofilter oder einer gleichwertigen Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen sind.

Die bisher vorliegenden Untersuchungen beinhalteten teilweise nur ein eingeschränktes Stoffspektrum, wenn der Einfachheit halber nur eine analytische Methode zur Anwendung gelangte (vgl. Kap. 2). Es gibt jedoch keine Methode, die alle interessierenden Stoffklassen gleichermaßen erfaßt. Dadurch bedingt fehlten bestimmte Stoffklassen – in den Stoffklassen wiederum insbesondere die C1- bis C3- Verbindungen - in den Darstellungen der Meßergebnisse. Zwei Gründe dafür dürften der erheblich höhere analytische Aufwand für die Stoffklassen der Aldehyde/Ketone und der VVOC sowie das Fehlen dafür geeigneter Meßmethoden, z.B. in den VDI-Richtlinien, sein (vgl. Kap. 6).

Um die verfahrensspezifischen Emissionen aus MBA qualitativ festzustellen (Screening), sie einer Stoffbewertung zu unterziehen sowie eine begründete Schadstoffauswahl zu treffen, wurde folgendes Vorgehen gewählt:

- Qualitative Emissionserfassung an verschiedenen MBA: in Quarzbichl (aerobe Containerrotte, thermophile Vergärung), in Essen (3A-Verfahren: Vorrotte, mesophile Vergärung, Nachrotte) und im Kreis Düren (großtechnische Vorrotte der MBRA Horm),
- Identifizierung von organischen Verbindungen und Quantifizierung von Metallen in Abgasen, Biogasen, Kondensaten und Feststoffen durch das Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Aerosolforschung in Hannover,
- Orientierende Abschätzung des Konzentrationsbereichs der identifizierten organischen Stoffe anhand der Analysen-Chromatogramme,
- Bewertung und Klassifizierung der identifizierten organischen Stoffe aufgrund eines Bewertungsschemas nach Nr. 3.1.7 TA Luft,
- Literaturauswertung zu Abluftemissionen aus der MBA sowie aus der Kompostierung (Kap. 2),
- Festlegung von Luftschadstoffen, die quantifiziert und bilanziert werden.

Dem Screening von Abluftemissionen wird eine wichtige Funktion beigemessen, denn die Entwicklung der Technik und Bewertung von Abfallverbrennungsanlagen in den letzten 30 Jahren zeigt, daß ein eingeengter und nicht durch ein Screening begründeter Parameterumfang ein Verfahren in permanente Diskussion über dessen ökologische und toxikologische Zulässigkeit bringen kann. Um diesen Fehler bei der MBV nicht zu wiederholen, erscheint dieses Vorgehen unbedingt gerechtfertigt, eine begründete Stoffauswahl zu treffen und eine relevante Parameterliste zu erstellen.

3.2 Untersuchte mechanisch-biologische Anlagen

3.2.1 Rottecontainer (Intensivrotte) in Quarzbichl

Der eingesetzte Abfall rührte aus kommunalen Anlieferungen der Region her. Er wurde zuvor zerkleinert und mechanisch aufbereitet (Siebschnitte <70 mm bzw. <40 mm), bewässert und in einer Rottetrommel homogenisiert. Die eingesetzten Mengen lagen zwischen 8 und 10 Mg TS, der Luftdurchsatz schwankte zwischen 50 und ca. 200 m³/h, max. 250 m³/h. Es wurden zwei unterschiedliche Versuche zur Intensivrotte von Restmüll in Quarzbichl durchgeführt. Ein ML-Container mit 20 m³ Inhalt wurde mit konstantem Luftdurchsatz betrieben. Aufgrund der tiefen Außentemperaturen war es so nicht möglich, den Rottebetrieb optimal einzufahren. Ein zweiter ML-Container wurde mit konstanter Temperatur (Sollwert: 55 °C) betrieben. Dazu wurde die Luftzufuhr geregelt.

3.2.2 Anaerobanlage mit Nachrotte in Quarzbichl

Als Anaerobreaktor diente ein liegender BRV-Pfropfenstromfermenter von 60 m³ Inhalt, der im thermophilen Bereich (55 bis 57 °C) arbeitete. Der in der Rottetrommel homogenisierte und auf <40 mm abgesiebte Restabfall wurde kontinuierlich aufgegeben. Die Materialzugabe

lag zwischen 5 und 12 Mg/Wo. Die Verweilzeit im Gärbehälter betrug 18 Tage. Der Ertrag an Biogas lag bei 4 bis 8 m³/h. Die aktiv belüftete Nachrotte von 10 Wochen fand chargenweise in Kleinrotteboxen von 0,75 m³ Inhalt statt.

Da bereits in der Rottetrommel der Rotteprozeß einsetzte und eine erhebliche Temperaturerhöhung verursachte, wurden auch Proben im Abluftstrom der Rottetrommel gezogen.

Die Probenahmestelle der Hallenabluft befand sich innerhalb der Anlieferungs- und Aufbereitungshalle. Beprobt wurde das Rohgas in der Zuleitung zum Biofilter. Das Rohgas setzt sich aus der abgesaugten Luft der Aufbereitungsaggregate (3-Walzenmühle, Trommelsieb, Rottetrommel und Spannwellensieb) sowie der abgesaugten Luft der Anlieferungs- und Aufbereitungshalle zusammen.

3.2.3 3A-Verfahren in Essen

Das 3A-Verfahren ist ein alternierendes Verfahren, welches durch eine kurze Vorrotte (Phase I, 4 Tage), eine anschließende mesophile Vergärung (Phase II, 30 Tage) und eine Nachrotte (Phase III, 30 Tage) gekennzeichnet ist. Bei der Versuchsanlage handelte es sich um einen geschlossenen Reaktionsbehälter mit einem Volumen von 5 m³.

3.3 Metalle und Metalloide

Vor dem Hintergrund des weitgehend unbekannten Emissionsverhaltens von Metallen im Restabfall bei der biologischen Vorbehandlung wurde in ersten orientierenden semiquantitativen Analysen mittels ICP-MS Identifizierungen von Elementen vorgenommen. Nach einer Elementauswahl wurden quantitative Analysen mittels ICP-MS von identifizierten Elementen durchgeführt.

Neben den zu erwartenden Metallen, wie Eisen, Kupfer, Zink, ließen sich auch seltene Elemente wie Gallium und Germanium, sowie toxische Elemente, wie z.B. Cadmium und Arsen, nachweisen. Elemente ohne Berücksichtigung in gesetzlichen Regelwerken wurden nicht in die Stoffliste zur Quantifizierung aufgenommen.

Alle Elemente, die auf dem Abluftpfad nachgewiesen wurden, konnten auch im Feststoff bestimmt werden Die niedrigsten Gehalte wurden für das Thallium gemessen. Sie lagen bis auf eine Ausnahme immer < 1 mg/kg. Für Thallium konnte nur ein hoher Einzelwert (59 mg/kg) bestimmt werden, der ggf. auf eine Kontamination der Probe mit dem Rodentizid Thalliumsulfat zurückzuführen wäre.

Quecksilber ist nicht bestimmt worden. Nach Untersuchungen von REINHARDT und JAGER (1996) liegt die Bandbreite des Quecksilbergehalts in einem modellhaften Restabfall zwischen 0,15 und 0,6 mg/kg TS.

In Tab. 3-1 sind die gemessenen Abluftkonzentrationen an unterschiedlichen Meßpunkten im Vergleich zu den rechtlichen Vorgaben der TA Luft und der 17. BImSchV dargestellt.

µg/m³	Cr	Cu	Sn	Sb	Pb	V	Mn	Ni	As	Co	Se	Hg	Cd	Tl
Mechan. Aufbereit.	24,3	11,8	3,4	<0,1	4,3	<0,1	45,3	7,6	<0,3	<0,1	<0,7	0,29	3,6	<0,1
Rottetrommel	9,2	19,4	4,4	<0,1	2,2	<0,1	17,6	3,2	<0,3	<0,1	3,5	1,96	2,5	<0,1
Heißrotte	13,7	22,5	35,5	1,3	16,2	2,1	53,8	3,9	<0,3	0,6	6,9	0,57	0,7	<0,1
Heißrotte	11,0	26,0	84,3	1,0	31,4	6,0	36,8	4,2	<0,3	4,1	618	0,70	0,9	58,9
Heißrotte	3,8	15,0	5,1	<0,1	11,6	1,9	39,7	2,4	<0,3	0,8	5,5	0,60	0,5	<0,1
Anaerob	11,1	74,5	71,5	54,3	59,5	2,5	n.b.	3,8	2,0	4,5	<1,0	0,69	2,5	<0,1
Anaerob	7,3	16,2	85,0	114	12,7	0,7	41,7	<0,4	0,4	0,4	<1,0	<0,2	0,5	<0,1
Nachrotte	4,0	8,7	73,5	1,9	2,7	0,3	8,2	0,5	<0,1	0,1	<1,0	1,9	0,4	<0,1
Nachrotte	17,5	7,9	127	2,5	1,9	<0,1	7,3	1,6	<0,3	<0,1	<0,7	n.b.	0,7	<0,1
TA Luft 86, Nr. 3.1.4 Grenzwert	Σ = 25 g/h Σ = 5.000 µg/m³							Σ = 5 g/h Σ = 1.000 µg/m³				Σ = 1 g/h Σ = 200 µg/m³		
17. BImSchV, § 5 (1) Grenzwert	(ohne Se) Σ = 500 µg/m³											50 µg/m³	Σ = 50 µg/m³	

Tab. 3-1: Zusammenstellung der Metallgehalte in der Roh-Abluft bzw. im Biogas in Quarzbichl (aerobe Containerrotte) und in Essen (3A-Verfahren),

3.4 Bewertung der Metalle und Metalloide

Aus dem Vergleich mit den Emissionsgrenzwerten dieser Regelwerke läßt sich eine Liste von 14 umweltrelevanten Elementen erstellen, die in meßbaren Konzentrationen emittieren. Darin enthalten sind die 13 Elemente der 17. BImSchV, §5 (1) zuzüglich Selen, welches in Klasse II der TA Luft eingeordnet ist. Üblicher Weise liegen die Selenkonzentrationen im Restmüll sehr niedrig. Andererseits tauchen z.B. in thermischen Behandlungsanlagen immer wieder erhöhte Selenwerte in der Abluft auf. Die Herkunft wird möglicher Weise in selenhaltigen Pigmenten in Farben und Lacken vermutet (GALLENKEMPER / BRAUNGART, 1999), bzw. in elektronischen Bauteilen (Halbleitereigenschaft). Ca. 45 % der Selenproduktion werden in der Elektrotechnik, 20 % zur Herstellung von Pigmenten, 8 % in der chemischen Industrie und etwa 27 % in der Keramik- und Glasindustrie sowie für andere industrielle Zwecke eingesetzt. Selenverbindungen gelten als vergleichsweise leicht flüchtig.

In Nr. 2.3 der TA Luft (Krebserzeugende Stoffe) werden in Klasse 2 folgende Metalle mit Emissionsgrenzwerten begrenzt:

- Arsen und seine Verbindungen - bei einem Massenstrom ≥ 5 g/h - auf 1 mg As/m³,
- Chrom(VI)-Verbindungen - bei einem Massenstrom von ≥ 5 g/h - auf 1 mg Cr/m³,
- Cobalt und seine Verbindungen - bei einem Massenstrom von ≥ 5 g/h - auf 1 mg Co/m³,
- Nickel und seine Verbindungen - bei einem Massenstrom von ≥ 5 g/h - auf 1 mg Ni/m³.

Ebenfalls vom LAI ist zur weiteren Verminderung der krebserzeugenden Immissionen 1991 die Verschärfung der Emissionswerte für

- Arsen und seine anorganischen Verbindungen - bei einem Massenstrom von ≥5 g/h - auf
  - 0,5 mg As/m³ bei Anlagen zur Herstellung von Bleiglas und auf
  - 0,1 mg As/m³ bei den übrigen relevanten Anlagen sowie

- Cadmium und seine Verbindungen - bei einem Massenstrom ≥ 0,5 g/h - auf 0,1 mg Cd/m³

vorgeschlagen worden.

Arsen und Cadmium wurden seinerzeit unter Nr. 3.1.4 der TA Luft (Staubförmige anorganische Stoffe) bei einem Massenstrom von 1 g Cd/h oder mehr mit 0,2 mg Cd/m³ bzw. bei einem Massenstrom von 5 g As/h oder mehr mit 1 mg As/m³ emissionsbegrenzt. Da aber im Absatz 2 unter Nr. 2.3 der TA Luft die jeweils aktuelle toxikologische Einstufung durch die MAK-WERTE-LISTE implementiert ist, muß diesen Bedingungen im Vollzug Rechnung getragen werden.

Die MAK-WERTE-LISTE von 1999 enthält in der Kategorie 1 der krebserzeugenden Arbeitsstoffe die Metallverbindungen des Arsens und des Nickels. In der Kategorie 2 sind es Antimontrioxid, Beryllium, Cadmium, Chrom(VI) und Cobalt. Das bedeutet, daß die in der TA Luft bisher nicht zu den krebserzeugenden Stoffen zählenden Metalle Antimon und Cadmium in Nr. 2.3 neu klassiert werden müssen. Angesichts der LAI-Empfehlungen und der MAK-WERTE-LISTE sind zusätzlich Verschärfungen für die Emissionsgrenzwerte krebserzeugender Stoffe zu erwarten. Von den Metallen dürften dabei insbesondere Arsen, Antimon und Cadmium betroffen sein. Für Antimontrioxid ist bereits 1992 die quantitative Berücksichtigung der kanzerogenen Wirkung zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten vorgeschlagen worden (HASSAUER / KALBERLAH, 1992).

Im Umweltforschungsplan des Jahres 1999 ist vom UBA ein Förderprojekt zum Thema „Klassierung krebserzeugender Stoffe zur Begrenzung der Massenkonzentration im Abgas nach Nr. 2.3 TA Luft“ ausgeschrieben, so daß in absehbarer Zeit hierzu Klärung erwartet werden darf. Wird den Empfehlungen des LAI gefolgt, wäre folgende Neufassung der Nr. 2.3 TA Luft naheliegend oder zumindest denkbar (Tab. 3-2).

Metall	Nr. 2.3 TA Luft (Krebserzeugende Stoffe) Einstufung bisher	Nr. 3.1.4 TA Luft (Staubförmige anorganische Stoffe) Einstufung bisher	MAK-WERTE-LISTE 1999	Ggf. mögliche Klassierung Einstufung neu
Arsen und seine Verbindungen	Klasse 2: 1 mg/m³	Klasse 2: 1 mg/m³	Krebserzeugender Arbeitsstoff Kategorie 1	Nr. 2.3 TA Luft Klasse 1: 0,1 mg/m³
Antimon und seine Verbindungen	keine	Klasse 3: 5 mg/m³	Krebserzeugender Arbeitsstoff Kategorie 2*	Nr. 2.3 TA Luft Klasse 1: 0,1 mg/m³
Cadmium und seine Verbindungen	keine	Klasse 1: 0,2 mg/m³	Krebserzeugender Arbeitsstoff Kategorie 2	Nr. 2.3 TA Luft Klasse 1: 0,1 mg/m³

* Antimontrioxid

Tab. 3-2: Mögliche neue Klassierung krebserzeugender Metalle und deren Verbindungen in der TA Luft

In der TA Luft sind unter Nr. 2.3 vier krebserzeugende Metalle genannt: Nickel, Arsen, Cobalt und Chrom (VI). Aufgrund der aktuellen toxikologischen Datenlage, die der MAK-WERTE-LISTE (DFG, 1999) entnommen wurde, müssen Cadmium und Antimon aufgrund ihrer Einstufung in III 2 zusätzlich nach Nr. 2.3 TA Luft berücksichtigt werden. Aufgrund der

Nennung in den genannten Regelwerken erfolgte die Auswahl der relevanten Elemente (Tab. 3-3).

Mit den derzeitigen analytischen Methoden zur Arbeitsplatzüberwachung wird meist der Gehalt der Elemente in einem Medium ermittelt. Aus toxikologischer Sicht notwendige Unterscheidungen nach der Verbindungsart (Spezies) sind analytisch ohne besonderen Aufwand häufig nicht möglich. Wegen dieser Schwierigkeit bei der Identifizierung wird empfohlen, Grenzwerte generell für das jeweilige Element und seine Verbindungen zugrunde zu legen, auch wenn analytisch nicht sicher feststeht, welche Verbindungen dieser Elemente vorliegen (DFG,1999).

Als besonders relevant können Quecksilber und Cadmium herausgestellt werden. Weitere semiquantitativ festgestellte Metalle (u.a. Eisen und Zink) wurden aufgrund fehlender rechtlicher Vorgaben bzw. toxikologischer Relevanz nicht weiter verfolgt.

Element, Siedetemperatur (°C)	Konzentration Rohgas (µg/m³)	TA Luft 2.3	17. BImSchV § 5 (1)	TA Luft 3.1.4	MAK-Werte (1999)
Nickel, 2.730	0,5 - 8	Klasse II	3.c)	Klasse II	III 1
Kupfer, 2.600	7 - 75	-	3.c)	Klasse III	-
Arsen, 613	max. 2	Klasse II	3.c)	Klasse II	III 1 ***
Selen, 685	max. 7	-	-	Klasse II	III 3
Cadmium, 765	0,4 - 3,6	⇒	3.a)	Klasse I	III 2
Quecksilber, 357	0,2 - 2	-	3.b)	Klasse I	III 3
Thallium, 1.460	<0,1 (ein Wert: 59)	-	3.a)	Klasse I	-
Cobalt, 2.900	0,1 - 4,5	Klasse II	3.c)	Klasse II	III 2
Tellur, 1.390	< 0,1	-	-	Klasse II	-
Antimon, 1.380	1 - 110	⇒	3.c)	Klasse III	III 2 *
Blei, 1.740	1 - 60	-	3.c)	Klasse III	-
Chrom, 2.642	4 - 24	Klasse II	3.c)	Klasse III	III 2 **
Mangan, 2.100	7 - 54	-	3.c)	Klasse III	-
Platin	< 0,1	-	-	Klasse III	-
Palladium	< 0,1	-	-	Klasse III	-
Rhodium	< 0,1	-	-	Klasse III	-
Vanadium, 3.450	0,3 - 6	-	3.c)	Klasse III	-
Zinn, 2.270	3 - 130	-	3.c)	Klasse II	-

* Antimontrioxid ** Chrom (VI) *** Arsenoxide

Tab. 3-3: Screening und Auswahl von MBA-relevanten Metallen im Rohgas aufgrund von Messungen und rechtlicher Vorgaben (emissionsrelevante Metalle = **fett**)

In allen Verfahren emittieren flüchtige Metalle über den Gaspfad während der gesamten Behandlungsdauer. Bereits bei der Anlieferung und in der mechanischen Aufbereitung setzen diese Prozesse ein, wobei an dieser Stelle die Metalle im wesentlichen partikelgebunden auftreten. Im aeroben Rotteverfahren werden die höchsten Abluftkonzentrationen gleich zu Beginn der Heißrottephase erreicht, während im weiteren Verlauf die Gehalte wieder bis auf Umgebungskonzentrationen abnehmen. Im kontinuierlichen Betrieb wird es daher bei langen Rottezeiten (z.B. MBA Lüneburg) aufgrund der starken Vermischung der höher konzentrierten Abluft aus dem Beginn der Rotte mit

nahezu unbelasteter Abluft vom Ende der Behandlung insgesamt zu starken Verdünnungen kommen.

Im anaeroben Milieu wurden insbesondere auch signifikante Mengen an Antimon (Sb) und Arsen (As) im Biogas nachgewiesen. Es ist davon auszugehen, daß viele Metalle auch als metallorganische Spezies emittiert werden. Die Elemente der IV. V. und VI. Hauptgruppe und der II. Nebengruppe zeichnen sich durch eine hohe Affinität zu Kohlenstoff und Wasserstoff aus (FELDMANN / KLEIMANN, 1997). Aus den relevanten Elementen der Tabelle 19 sind dieses Cd, Hg, Sn, Pb, As, Sb. Gegenüber den Metallen zeichnen sich die flüchtigen metallorganischen Verbindungen durch eine außerordentlich hohe Toxizität aus.

FELDMANN und KLEIMANN (1997) sowie FELDMANN ET AL. (1994) detektierten im Biogas der Klärschlammfaulung sowie im Deponiegas neben metallischem Quecksilber auch das Dimethylquecksilber (CH_3HgCH_3). Im Deponiegas waren Arsen, Zinn und Antimon signifikant. Die hauptsächlichen Verbindungen wurden als Trimethylarsen, Tetramethylzinn und Trimethylantimon bestimmt.

Werden diese metallorganischen Verbindungen mit dem Biogas in Blockheizkraftwerken verbrannt, entstehen zum größten Teil Metalloxidstäube (z.B. SbO_3), die mit Filteranlagen aus dem Abgasstrom entfernt werden können. Dieses ist insbesondere bei den Elementen Arsen und Antimon wichtig, die bei Inhalation und Ingestion höchste toxische Wirkungen beim Menschen entfalten können (FELDMANN / KLEIMANN, 1997). Weiter wurde festgestellt, daß im Faulgas einer thermophilen Vergärung weitaus höhere Gehalte an Antimon vorliegen als im Vergleich zur mesophilen Vergärung.

Die Nachrotte der Gärrückstände führt einerseits bei einer Vielzahl von Elementen im Vergleich zu der Heißrotte zu einem weiteren Rückgang der Gehalte, andererseits aber auch wieder zu einem leichten Anstieg der Konzentrationen (Hg, Sn, Sb). Dieses könnte durch einen Methylierungs- und somit Mobilisierungsprozeß der Metalle im Anaerobverfahren erklärt werden. Eine darauffolgende aktive Nachrotte würde dann zu einem verstärkten Ausstrippen führen.

Eine Unterscheidung in partikelgebundene und filtergängige Metallemissionen erfolgte aufgrund der niedrigen Gesamtemission im Bereich von wenigen µg/m³ zunächst nicht.

Alle gemessenen Metall- und Metalloidkonzentrationen lagen weit unterhalb der zulässigen Begrenzungen nach Nr. 3.1.4 TA Luft 86.

3.5 Organische Stoffe

3.5.1 Abluft, Abgas und Kondensate

Als wesentlicher Unterschied zu den thermisch zerstörenden Verbrennungsverfahren hat vielmehr der Abfallinput in ein biologisches Verfahren einen maßgeblichen Einfluß auf den organischen Abbau und die organischen Emissionen des Verfahrens. Aus einer Reihe organischer Komponenten in der Abluft läßt sich eindeutig auf bestimmte Fraktionen oder Stoffe im Abfallinput schließen. Andererseits läßt sich an gewissen flüchtigen Metaboliten des biologischen Stoffabbaus das Rottemilieu erkennen. Die naheliegendste org. Verbindung ist das Methan, das auf Anaerobie hinweist. Aber auch das Vorhandensein und

das Verhältnis anderer Stoffwechselprodukte wie Alkohole, Ketone, Ammoniak oder organische Säuren in der Abluft geben Hinweise auf mikrobiologische Prozesse bzw. den Rottezustand.

Die im Restabfall befindlichen Xenobiotika werden entweder aus der flüssigen Phase, aus der festen Phase (z.B. Monomere im Kunststoff) oder aus Porenräumen (FCKW in Schäumen) in den Abluftpfad ausgetrieben. Der Stoffübergang unterliegt einer Vielzahl von Gesetzmäßigkeiten, so daß das Ausmaß der Verlagerung im wesentlichen von den chemisch/physikalischen Eigenschaften der Verbindungen sowie Parameter des Rottebetriebs (Temperatur, Wassergehalt, Luftdurchsatz) abhängt. Der biotische und abiotische Stoffabbau hängt darüber hinaus von weiteren Milieufaktoren ab: u.a. Substrat- und Nährstoffversorgung sowie pH-Wert als auch Redoxpotential.

Der Ursprung und die Übergänge zwischen flüchtigen abfallbürtigen Substanzen, die über das Vielstoffgemisch Abfall eingetragen werden und natürlich gebildeter Metabolite der Rotte, ist fließend. So stellt z.B. Aceton sowohl ein chemisches Industrieprodukt im Nagellackentferner als auch ein natürliches Abbauprodukt in faulendem Obst dar (Bild 3-1). In einer MBA wäre das Aceton einerseits eine Substratquelle für Mikroorganismen, andererseits aber auch ein Luftschadstoff, wenn es aufgrund der erhöhten Rottetemperatur teilweise in den Abluftpfad gelangt. Die biologischen Abbauwege führen a priori zu einer Genese von potentiellen Luftschadstoffen.

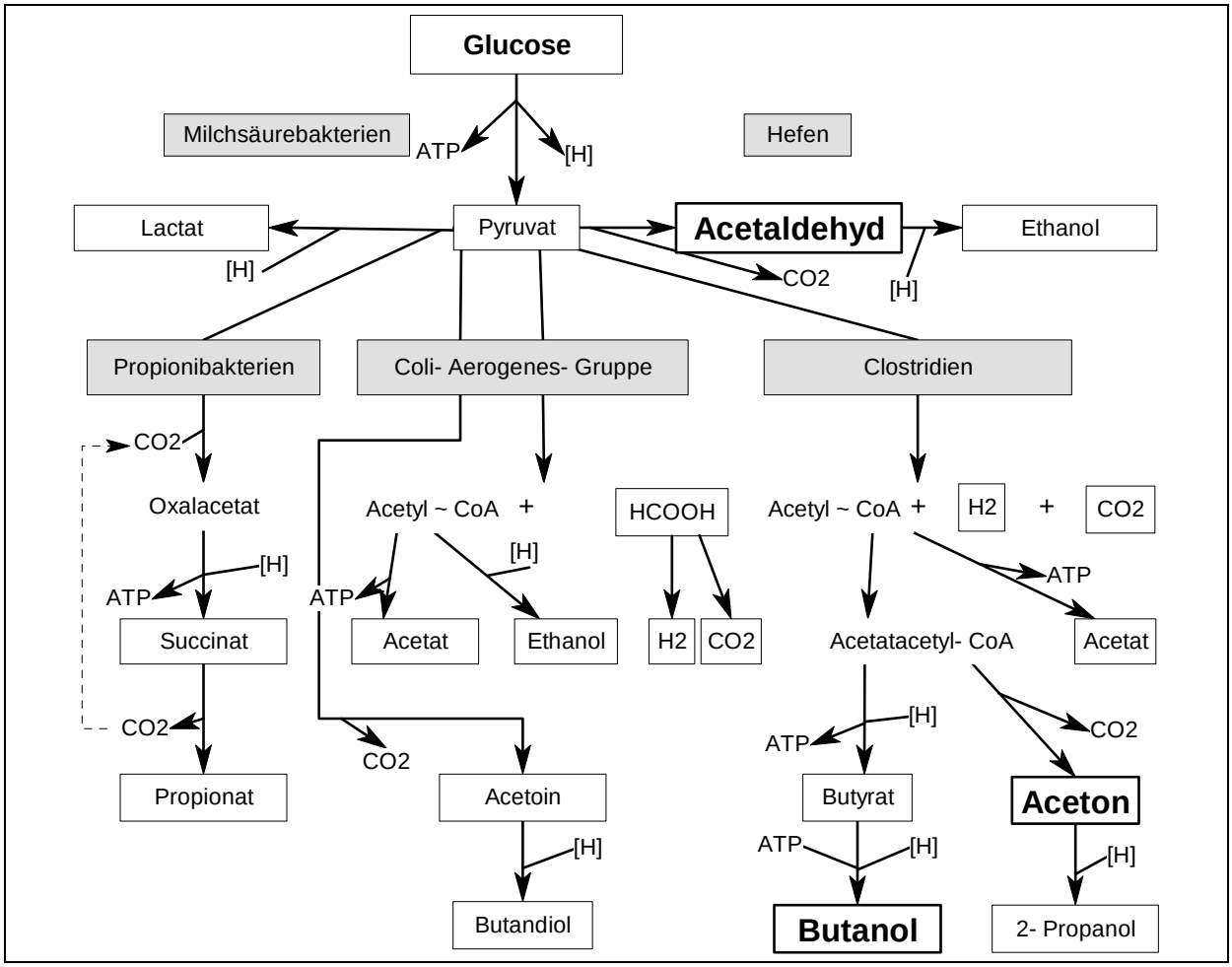


Bild 3-1: Zusammenfassende Übersicht über Verlauf und Produkte der wichtigsten Gärungen (SCHLEGEL, 1992),
beispielhafte Luftschadstoffe der Nr. 3.1.7 TA-Luft = **fett**

Die Emission von organischen Stoffen aus dem Restabfall fängt schon im Haushalt an. Oft ist ein stinkender Geruch gerade der Grund für die Beseitigung über den Müllbehälter. Bei der Sammlung und dem Transport treten dann bereits massive Emissionen auf. Vom dänischen National Institute of Occupational Health wurde im Rahmen des Arbeitsschutzes die Luft innerhalb von Müllsammelfahrzeugen untersucht, die mit Restabfall (7 Proben) oder Bioabfall (4 Proben) beladen waren (WILKENS, 1994).

PÖHLE (1994) berichtet über den Zusammenhang zwischen dem Geruch und der Konzentration von Einzelstoffen in der Abluft der Biomüllkompostierung. Die Geruchskonzentrationen und die Geruchseindrücke konnten dabei nicht in einen Zusammenhang zu organischen Einzelstoffen gebracht werden (vgl. Kap. 3.7.1).

Beide Autoren haben umfangreiche Screening-Analysen durchgeführt. Darüber hinaus existieren einige wenige analytische Arbeiten, die sich mit der Hausmüllkompostierung beschäftigten (BONINSEGNI, 1975; JAGER, 1979; MAYER, 1990). Über die Bildung von flüchtigen Metaboliten durch Actinomyceten berichtet u.a. WILKINS (1996).

Umfassende analytische Untersuchungen zur Identifizierung von organischen Einzelkomponenten in der Abluft von Rotteverfahren bzw. im Biogas einer Vergärung von Restabfällen lagen in der Literatur bislang nicht vor. Die Ermittlung einer möglichst breiten und umfassenden Palette flüchtiger organischer Stoffe war eine zentrale Aufgabe der vorliegenden Arbeit. Dabei stand die Ermittlung der wiederkehrenden, charakteristischen, MBA-spezifischen Emissionen im Vordergrund und nicht die gezielte Suche nach exotischen Verbindungen, die im Einzelfall im Abfall enthalten sein könnten.

Als qualitativ bestimmte Substanzen wurden solche erfaßt, die mindestens mehrfach zur gleichen Retentionszeit eine nach Bibliotheksvergleich sehr hohe Wahrscheinlichkeit der Identifizierung ergaben oder deren massenspektrometrische Fragmente eine eindeutige Strukturaufklärung erlaubte, bzw. nach Detektion einer bekannten Substanz zur gleichen Retentionszeit das gleiche Massenspektrum wie die gesuchte Substanz besaßen. Nicht eindeutig zu bestimmende Verbindungen konnten oft zumindest TA Luft-Stoffgruppen zugeordnet werden (z.B. verzweigte Alkane, einige Alkylbenzole [C4-Benzol, C5-Benzol]).

In der folgenden Aufstellung von Einzelsubstanzen, die im Gas bzw. Kondensat der Anlagen in Quarzbichl und Essen (Tab. 3-4) identifiziert werden konnten, wurden semiquantitative Einordnungen aller Stoffe anhand der Peakhöhen (Total-Ionen-Chromatogramm) in Haupt- (xxx), Neben- (xx) und Spurenbereiche (x) vorgenommen. Teilweise konnten Einzelverbindungen (Isomere) nicht differenzierter als dargestellt bestimmt werden. Die detaillierten Ergebnisse sind in DOEDENS ET AL. (1997) enthalten.

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
Aldehyde und Ketone								
1-Methoxy-2-propanal	x							
1-Methyl (methylethenyl) benzol	x							
1-Cyclohexylinden-2-propanon								x
2,3-Butandion	x							
2,4-Dimethyl-3-pentanon	x							
4-Hydroxy-4-methyl-2-pentanon							x	

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
2-Alkanon *)	x		xx	x	x	x		
2-Butanon	xx	x	xx	xx	x	xx		
2-Dekanon	x		x					
2-Ethylhexanal	x		x					
2-Heptanon	xx	x	xx	xx	x		xx	xx
2-Hexanon	xx	xxx	xxx	xx	x			
2-Methyl-3-pentanon			x			x		
2-Methyl-5-(1-methylethenyl)- cyclohexanon			x					x
2-Methyl-5-(1-methylethenyl)- cyclohexen-1-on			x					
2-Methyl-5-(1-methylethyl)- cyclohexen-1-on							x	x
2-Methyl-5-(1-methylethyl)-2-cyclohexen-1-on			x					
2-Methylbutanal	xx			x				
2-Methylheptanon		x						
2-Methylpropanal	xx			x				
2-Oktanon			xx					
2-Pentadekanon			x					
2-Pentanon	xx	x	x	xx	x	xx		
2-Penten-2-on			x					
2-Tridekanon	x							
2-Undekanon	x	x	x					
2,3-Dihydro-1H-inden-1-on							x	x
3-Buten-2-on						xx		
3,3-Dimethyl-2-butanon	x							
3-Heptanon			x				x	
3-Hexanon	xx				x			
3-Hydroxy-2-butanon	xx							
3-Methyl-2-butanon	xx			x	x			
3-Methyl-2-pentanon				x	xx	x		
3-Methyl-6-(1methylethyl)-2-cyclohexen-1-on								x
3-Methyl-2-cyclopenten-1-on							x	
3-Methylbutanal	x		x	xx		x		
3-Methylbutanon						x		
3-Pentanon	x	x	xx	xx				
4-Methylnonan			x					
4-Methyl-3-pentanon	x							
4-Methyl-3-penten-2-on			x					
4,6,6-Trimethylbicyclo[3.1.1]hept-3-en-2-on							x	
4,6,6-Trimethylbicyclo[3.1.1]hepten-2-on								x
5-Ethyldihydro-2(3H)furanon							x	
5-Methyl-2-(1-methylethyl)-cyclohexanon			x					xx
5-Methyl-2-hexanon				xx		xx		
6-Methylhepten-2-on	x							
Acetaldehyd	xx		xx	xx		xx		
Aceton	xx	x	x	x		xx		
Acetophenon	x		xx		x	xx	xxx	xxx
Aminoacetophenon							x	
Alkanon *)	x				xxx			
Alkyldihydrofuranon							x	
Alkylcyclohexanon	xxx		x	x				
Benzaldehyd	xx		xx			x	x	x
Benzophenon	x				xx			
C4-Cyclohexanon	x				x			x
C4-Cyclohexen-1-on							x	
C4-2-Cyclohexen-1-on							xx	
Cyclohexadecan-2-on					x			
Cyclohexanonderivat								x
Cycloheptanon								x
Cyclopentanon	x		xx					
Dekanal	x					x		
Dihydro-1(2H)-naphthalinon							x	
Dihydrodimethyldibenzofuranon								x
Dodekanal	x					x		
Ethylcyclobutan								x
Ethylcyclopentanon								x
Ethylhexanal			x					
Heptanal	xx							
Hexanal	x	x	x	xx	x	xx		

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
isom. Hexanon *)						xxx		
isom. Cyclohexanon							xxx	xxx
isom. Methyl-5-(1-methylethenyl)-cyclohexen-1-on							x	
Methylcyclohexanon								x
Methyl(methylethenyl)cyclohexen-on	x							
Methyl (methylethyl)cyclohexanon	x		x					
Methyl-2-butanon	x							
Methyl-2-hexanon							x	
Methyl-5-(1-methylethylen)-trans-cyclohexanon							x	
Methyl-2-(1-methylethyl)-cyclohexanon						x		x
Methylisobutylketon	xx	x	xx	xx	x	xx		
Nonanal	xx		x			x		
Octen-2-on								x
Octanal	xx					x		
o-Xylol/Styrol	x							
Pentanal	x					xx		
Pentenon					x			
Tetrahydro-2H-pyran-2-on						x		
Tridekanon	x							
Trimethylcyclohexanon								xx
Trimethylbicycloheptan-2-on			x					
Trimethylbicyclo[2.2.1]heptan-2-on							x	
Trimethylbicyclo[3.1.1]hept-3-en-2-on							x	
verzw. 2-Heptanon *)						x		
Alkane								
1-Butanol *) + 2,3 Dimethylpentan *)	x							
2,3-Dimethylheptan	x							
2,3-Dimethylpentan			xx	x				
2,6-Dimethylheptan				x				
2-Methyl-2-buten					x			
2-Dodekan			x					
2-Methylbutan	x		x	x				
2-Methyldekan	xx							
2-Methylheptan	xx		x		x			
2-Methylhexan		xx	xx	xx	x			
2-Methylnonan	xx		xx					
2-Methyloktan			x					
2-Methylpentan	x		x					
2-Methylundekan	xx		x					
2-Nonan			x					
3-Methyldekan	xx		xx					
3-Methylheptan	xx		x					
3-Methylhexan	x	xx	xx	xx	x			
3-Methylnonan	xx	x	xx	x		x		
3-Methyloktan	x	xx	xx	xx				
3-Methylpentan			xx	x	x			
3-Methylundekan	xx		x					
4-Methyldekan			xxx					
4-Methyldodekan	x		x					
4-Methylheptan	xx	x	x					
4-Methylnonan	xx		xx					
4-Methyloktan			xx					
4-Methylundekan			x					
5-Methylundekan			x					
Alkan *)	x		x	x		xx		
Benzylakohol							x	
Dimethylheptan				x	x			
Dimethylpentan			xx					
Dimethylundekan	x							
Eukalyptol							x	
Heptadekan	x				x			
Heptan	x	x						
Hexadekan					x			
isom. Dekan		x	xxx			x		
isom. Dodekan		x	xxx					
isom. Heptadekan		x						

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
isom. Nonan	x		xxx					
isom. Oktan		x	xxx			xxx		
isom. Pentadekan			x					
isom. Tetradekan	x	x	x			x		
isom. Tridekan		xx	xx			x		
isom. Undekan			x					
isomeres Dekan	x							
isomeres Nonan	x							
langkettiges Alkan *)	xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xx		
isom. langkettige Alkane							xxx	xxx
langkettiges Alken/Alkohol	x							
langkettiges verzweigtes Alkan *)	x			x		xxx		
Methyltridekan	xx							
n-Dekan	xx	xxx	xx	x	x	x		
n-Dodekan	xx	xxx	x	xx	xx	xx		
n-Heptadekan			xx			xx	xx	
n-Heptan	xx	xxx	xx	xx	xx			
n-Hexadekan		x	x	x	x		xx	
n-Hexan	xx		xx	xx	x			
n-Nonadekan			x			x	x	
n-Nonan	xx	xxx	xx		x			
n-Oktadekan				x		x	x	
n-Oktan	x							
n-Pentadekan	xx	x	xx	x	x	xx	x	
n-Pentan	xx		x					
n-Tetradekan	xx	x	x	x	x	xx		
n-Tridekan	xx	xxx	xx	x	xx	xx	x	
n-Undekan	xx	xxx	xx	xx	xx	xx		
Pentan	x							
Tetradekan					x			
Tridekan	x							
Trimethylcyclohexan				x				
Trimethylhexan	x							
Trimethylpentan	x							
verzweigtes Alkan *)	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx		
verzweigtes Dekan *)				xx	x			
verzweigtes Dodekan *)		xxx	x					
verzweigtes Heptadekan *)			x					
verzweigtes Heptan *)	xxx				x	x		
verzweigtes Hexadekan *)			x					
verzweigtes langkettiges Alkan *)	x	x						
verzweigtes Nonan *)	xx	xx	xx	x	x			
verzweigtes Oktan *)	xxx	xxx						
verzweigtes Pentadekan *)			x					
verzweigtes Tridekan *)	x			x	x			
Alkane und arom. Kohlenwasserstoffe								
Ethylbenzol *) + n-Nonan *)			x					
Alkane und Terpene								
n-Dekan/Limonen (Koelution) *)	xx							
n-Dekan *) + Limonen *)			x					
Alkohole								
1-Butanol	xx		x	xx		xx		
1-Butoxy-2-propanol							xxx	xx
1-Hexanol				x			x	xxx
1-Heptanol								x
1-Pentanol	xx		xx		x			
1-Propanol	x			xx				
2-Alkanol			x					
2-Butoxyethanol							xx	x
2-Butanol	x	x		x				
2-Ethyl-1-hexanol	x						xx	xx
2-Heptanol			x				x	
2-Hexanol			x					
2-Methyl-1-butanol	xx		x	xx				
2-Methyl-1-propanol	xx		x	xx				

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
2-Methyl-2-propanol						x		
2-Methylbenzylalkohol							x	
2-Methylbutanol			x					
2-Methylpropanol			x					
2-Methyl-5-(1-methylethenyl)-trans-2-cyclohexen-2-ol							x	
2-Methyl-5-(1-methylethenyl)-cis-2-cyclohexen-2-ol							x	
2-Methyl-5-(1-methylethenyl)-2-cyclohexen-1-ol								x
2-Phenoxyethanol							x	
2-Pentanol	x		x					
2-(2-Buthoxyethoxy)ethanol							x	
2,6-Dimethyl-7okten-2-ol								x
2,8-Menthadien-1-ol							x	
3-Methyl-1-butanol	x			xx				
3-Methyl-2-butanol			x	x	x			
3-Methylbutanol	x		x					
3-Methylpropanal			x					
3,7-Dimethyl-1,6-oktadien-3-ol							xx	xx
5-Methyl-2-(1-methylethyl)-cyclohexanol								x
4-Methyl-1-(1-methylethyl)-3-cyclohexen-1-ol								x
4-Methyl-1-pentanol				x				x
8-Methyl-1,8-nonandiol							x	
a,a-4-Trimethyl-3- Cyclohexen-1-methanol			x					
Alkanol *)			x		x	x		
Alkylcyclohexanol	x							
Benzylalkohol							x	
Benzothiazol								x
Butoxy-2-propanol								x
C4-Cyclohexanol							x	
C4-Cyclohexen-1-ol							x	
C4-3-cyclohexen-1-ol							x	x
Cyclopentanol *)					x			
Dekadienol				x				
Dimethyl-1,6-oktadien-3-ol							x	
Dimethyloktadien-3-ol	x							
Ethanol	xx		xx	xx				
Glykol *)							x	
isom. Oktanol			x					
isom. Cyclohexanol							x	x
isom. Menthadien-1-ol							xx	xx
Isopropanol	xx	xxx	xxx	x		x		
langkettiges Alkanol *)			xxx			xx		
Methyl-2-pentanol							x	
Methyl-5-(1-methylethenyl)-2-cyclohexen-1-ol							x	
Oktanol					x			
Phenylethylalkohol							x	x
trans-p-2,8-Methadien-1-ol								x
Trimethylbicyclo[3.1.1]hept-3-en-2-ol							x	
Trimethylcyclohexen-1-methanol							x	
Trimethyl-3-cyclohexen-1-methanol							x	
verzweigtes Pentanol *)	xx			x				
Alkohole und Alkane								
1-Butanol *) + 2,3-Dimethylpentan *)	x							
Aromatische Kohlenwasserstoffe								
1,1,3-Trimethyl-3- phyl (1H)-2,3- Dihydroinden			x					
1,2-Dimethoxy-4-(2-propenyl)benzol							x	
1,2,3,4-Tetrahydro-1-methylnaphthalin	x							
1,2,3,4-Tetrahydro-2-methylnaphthalin	x		x					
1,2,3,4-Tetrahydromethylnaphthalin			x					
1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	xxx	x	x					
1,3,5-Trimethylbenzol	x							
1-Methylnaphthalin						x		
2,3-Dihydro-1-methylinden	x							
2,3-Dihydro-4,7-dimethyl-1H-Inden	x							
2,3-Dihydro-4-methylinden	x							
2,3-Dihydrodimethyl-1H-inden	x		x					

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
2,7-Dimethylnaphthalin					x			
2-Methylnaphthalin	x							
Acenaphthen				x				
Alkenylbenzol *)		x	x		x	x		
Benzol	xx	xxx	xx	xx	x	xx		
Biphenyl	x	x	xx		x			
C3-Benzol	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx		
C3-Naphthalin			x					
C4-Alkenylbenzol *)	xx	xxx	xx			x		
C4-Benzol	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx		xx
C5-Benzol	xxx	xx	xxx	xxx	x			
C6-Benzol			xx					
Cyclopentanon	x							x
Dihydrodimethylinden	x		xx					
Dihydromethyl-1H-inden	xx		x					
Dihydromethylinden			x					
Dihydrotrimethylinden			x					
Dimethyl-benzo(b)thiophen		x						
Dimethylnaphthalin	x		xxx	x				
Ethylbenzol	xx	xx	xx	xx	xx	xx		
Ethyltetrahydronaphthalin	x							
Fluoren			x					
Hexahydrotetramethylmethano = naphthalin			x					
m/p-Xylol	xx	xxx	x	xx	xx	xx		
Methyl (1-methylethenyl) benzol			x					
Methyl-1,1-biphenyl			x					
Methylnaphthalin	xxx	xxx	xx	xx		x		
Naphthalin	xx	xxx	x	xx	xx	xx		
n-Acenaphthen				x	x			
n-Propylbenzol			x	x	x			
o-Xylol	xx	xxx		xx	xx	xx		
Propylbenzol	xx		x			x		
Styrol	xx	xxx	x					
Tetrahydromethylnaphthalin	xx		xx					
Tetrahydronaphthalin		xx	x					
Toluol	xx	x	x	xx	xx	xx		
Trimethylbenzol	x	xxx						
Trimethylnaphthalin			x	x				
Cyclo-Alkane								
1,2-Dimethylcyclohexan			x	x				
1,3-Dimethylcyclohexan	x							
1,4-Dimethylcyclohexan	x							
1-Methyl-4-(1methyliden) cyclohexan	x					x		
4-Methyl-1-(1methylethyl)-cyclohexan						x		
Alkylcyclohexan *)	xxx		xxx	xx	x	xx		
Alkylcyclopentan			x					
Butylcyclohexan	xx	xxx						
C3-Cyclohexan	xx		x		x			
C3-Cyclopentan					x			
C4-Cyclohexadien	x	xxx						
C4-Cyclohexan		xxx	xxx	x				
Cyclohexan	xxx	xxx	x	xx	x			
Cyclohexanderivat *)	x		x	x				
Cyclopentan				x				
Dimethylcyclohexan	x		xx	x				
Dimethylcyclopentan	x			x				
Ethylcyclohexan	x	xxx	xx					
Ethylcyclopentan	xx	x	x	xx	xx			
Ethylmethylcyclohexan			x	x				
Hexylcyclohexan	x		x					
Methylcyclohexan	xx	xxx	xx	xx	x			
Methylcyclopentan	xx		x					
Octylcyclohexan		x	x		x			
Pentylcyclohexan	x	x						
Propylcyclohexan	x	x	x	x				
Propylcyclopentan			x					

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
substituiertes Cyclohexan	x							
Trimethylcyclohexan	x		x	x	x			
verzweigtes Hexylcyclohexan	x							
Halogenierte Kohlenwasserstoffe								
1,1,1-Trichlorethan	x		x					
1,4-Dichlorbenzol		x						
1-Chloro-1-fluoro-ethan					x			
Chlorbenzol		x			x	x		
Dichlorbenzol	x		xx					
Dichlormethan	xx		xx	x	x			
Fluorethen						x		
Tetrachlorethylen	xx		xx	xx	x			
Trichlorethan	x		xx					
Trichlorethylen	x	x	x		x			
Trichlormonofluormethan			xx					
Phthalate								
Bis(2-ethylhexyl)phthalat	x		x	x	x	x	xxx	x
Butyl(ethylhexyl)phthalat					x			
Butyl-2-ethylhexyl-phthalsäureester				x				
Butyl-2-ethylhexylphthalat							x	
Benzylbuthylphthalat							x	
Dibutylphthalat	x		xx	x	x		xxx	x
Dimethylphthalat							x	x
Diethylphthalat	x		x		x	x	x	x
Phthalsäureanhydrid	x	x						
Phthalsäurediisooctylester				x				
Phthalat							xxx	x
Phthalsäureester					x		x	
Säure, Säureester								
Alkansäureester							x	
2-Butensäuremethylester			x					
2-Methylpropionsäuremethylester							x	
2-Methyl-2-propensäuremethylester	x			x				
2-Propansäure-2-methyl-methylester	x							
3-Methylbuttersäure						x		
Alkansäure				x	xxx	xxx	x	
Alkansäureester				x				
Ameisensäurebutylester				x				
Benzoesäure		x				x		
Benzylbenzoat						x		
Butansäure	x							
Butansäureester							x	x
Butansäurebutylester							x	xx
Butensäureethylester			x	x				
Butensäuremethylester	x		x					
Buttersäure						x		
Buttersäureethylester	x							
Buttersäuremethylester	x							
Carbonsäure *)	xxx	xxx						
Carbonsäureester	xx							
Carbonsäuren *)	x							
Dekansäure	x		x		x	x	x	
Dekansäureethylester			x					
Diisopropylester	x							
Dodekansäure			xx	xx	x			
Dodekansäureethylester			x					
Essigsäure	xx	xx	xx	x	x	xx		
Essigsäureester							x	
Essigsäure-1-methylethylester	x							
Essigsäure-1-methylpropylester		x						
Essigsäurealkylester	x	x	x					
Essigsäurebutylester	xx		x	xx				
Ethylacetat	xx		x	x				
Fettsäure *)				x				
Fettsäureether *)				x				

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
Hexadekansäure (Ölsäure)						x	x	
Isobutylacetat			x					
isom. Hexansäure			x					
Isopentansäureethylester			x					
Isopropansäureethylester				x				
Isopropylmyristat	xx	x	x	x	x	xx		
Menthylacetat								x
Methylacetat	xx		xx					
Methylesteracetat				x				
Nonansäure						x		
Oktansäureethylester			x					
Ölsäure	x		x		x			
Phenyl-a-hydroxyessigsäuremethylester							x	
Phosphorsäuretributhylester							x	
Pentadicarbonsäuredimethylester							x	
Pentadekansäure	x		x		x			
Pentansäureester							x	
Propansäure						x		
isom. Propansäureester							x	
Tetradekansäure	x	x	x		x	xx		
Tridekansäure	x							
Schwefelverbindungen								
2-Butanthiol		x						
Dibutyldisulfid		x						
Diethyldisulfid					x			
Dimethyldisulfid	xx		x	xx	x	xx		
Dimethylsulfid	xx	xx	x	xx				
Dimethyltrisulfid	x							
Dipropyldisulfid	x							
Dipropylsulfid					x			
Methanthiol		x						
Methylethyldisulfid			xx		x			
Methylethylsulfid	x							
Methylpropylsulfid	x							
Methylpropyldisulfid					x			
n-Pentyl-n-hexyldisulfid					x			
Pentylpropyldisulfid					x			
Schwefel							x	
Schwefelkohlenstoff	x	x	x					
Siloxane								
Cyclopentasiloxan	xx							
Cyclosiloxan							x	
Cyclotetrasiloxan	xx							
Dekamethylcyclopentasiloxan	x	x	xx		x			
Octamethylcyclotetrasiloxan	x	x	x			x		
Siloxan							x	
Trimethylsilanol			x	x				
Sonstige Kohlenwasserstoffe								
1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin			xx			x		
1,3,4,5,6,7-Hexahydro-1,1,5,5 -tetramethyl-2H-2,4a-methanonaphthalin	xx							
1,3-Pentadien			x					
1-Hepten	x			x				
1-Hexen	x							
1-Okten	x							
1-Methyl-1,4-cyclohexadien			x					
1-Methyl-4-(1-methyl)1,4-Cyclohexadien	x							
1-Methyl-4-(1methylethyl)1,3-Cyclohexadien			x					
1-Methyl-4-(1methylethyl)1,4-cyclohexadien					x			
1-Methyl-4-(1methylethyliden)cyclohexen	x							
1-Okten						x		
1-Tetradeken/Tetradekanol *)			x					
2,3-Pentadien	x							
2,4-Diphenyl-4-methyl-2-penten	x							
2,6-Bis(1,1-dimethylethyl)2,5-cyclohexadien-1,4dion						x		

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
2-Methyl-1,3-butadien	x							
2-Methyldecahydronaphthalin				x	x			
3,7-Dimethyl-1,6-octadien						x		
4-Methyl-1,4-hexadien	x							
Alken/Alkohol *)	x				x			
Alkylcyclohexadien	xx							
Alkylhexadien	x							
Cyclohexadienderivat *)					x			
Dekahydromethylnaphthalin			x		x	x		
Dekahydronaphthalinderivat *)					x			
Dekahydronaphthalin	x		x	x	x			
Dekahydro-1,2-dimethylnaphthalin						x		
Dekahydro-2-methylnaphthalin		x				x		
Dekahydrodimethylnaphthalin						x		
Dekahydropentamethylnaphthalin	x		x					
Dimethyl-1,6-oktadien					x			
Dimethyl-2,4,6-oktatrien					x			
Dimethyl-7-(1methylethenyl)oktahydronaphthalin					x			
Dimethyldekanaphthalin					x			
Dimethyloktadien						x		
isom. Diphenyl-4-methyl-2-penten							x	
Diphenyl-4-methyl-1-(E)penten							x	
langkettiges Alken *)	x			x				
langkettiges Alken/Alkohol *)	x		x	xxx	xxx			
Methyl(methylethyl)cyclohexadien	x							
Methylcyclohexadien	x							
Methyldekahydronaphthalin				xx				
Methyldekalin				x				
Oktahydronaphthalin				x				
Octen	x	x						
Pentadien				x	x			
Tetrahydronaphthalin				x		x		
Sonstige Verbindungen								
1-Methoxy-2-methylpropan	x							
1-Methoxy-2-propanal	x							
1-Methoxy-4-(1-propenyl)benzol	x							
1-(4-Methylphenyl)ethanon						x		
1,1,3-Trimethyl-3-phenyl-(1H)-2,3-dihydroinden							x	
2,3-Dimethylpyridin							xx	xx
2,4-Dimethylpyridin							x	
2,4-Diphenyl-4-methy-2-penten							x	
2,4-Diphenyl-4-methy-2(E)-penten							x	
2,6-Bis(1,1-dimethylethyl-4-ethylphenyl								x
2,6-Dimethylpyridin	x						x	x
2,6-Di-tert.butylphenol	x							
2,6-Di-tert.butyl-4-methylphenol								x
2-Ethylfuran	x			x	x			
2-Methylfuran	xx			xx	x			
2-Methylphenol							x	x
2-Pentylfuran	xx		x	x	x			
2-Propylfuran					x			
3-/4-Methylphenol							x	
3,4-Dihydro-2H-pyran	x							
3-(1-Methyl-2-pyrrolidinyl)pyridin							xx	x
4-Methyl-2-pyrrolidinylpyridin							x	
4,5-Dimethyloxazol	x							
Acetamid			x					
Acetonitril	xx		xx	x		x		
Alkylfuran				x				
Anethol		x	x					
Benzamid						xx		
Benzonitril						x		x
Borneol								x
Butylhydroxytoluol			x					
butyliertes Hydroxytoluol	x							
Chinolin								x

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
Isochinolin								x
C3-Pyrazin								x
C3-Furan				x				
C4-Furan					x			
Derivat des Borneol							x	
Dibenzofuran				xx				
Diethyltoluamid							x	
Dimethylfuran					x			
Dimethylpyrazin			x					x
Dimethylpyridin							x	x
Ethylphenol							x	
Ethylpyridin							xx	x
Ethylfuran				x				
exo-2-Hydroxycineal							x	
Hexylamin						x		
isom. Diphenyl-4-methyl-1-penten							x	
Indol							x	x
Kresol	x							
Linaloloxid							xx	xxx
Linalylpropanoat							x	
Nikotin								xx
N,N-Dibuthylformamid							x	
Methylisobutyl-phenol					x			
Methyl (phenylethyl)- phenol	x							
Methylchinolin							x	
Methylfuran			xxx			xxx		
Methylpyrazin							x	x
Methyl-1H-indol							x	
Methylpyridin			x				x	x
n-Butylfuran	x							
n-Eicosan							x	
n-Heneicosan							x	
n-Docosan							x	
n-Tricosan							x	
n-Tetracosan							x	
p-tert.-Butylphenol							x	
Phenol							xx	xx
Pentylfuran	x	x			x	x		
Propylfuran			x		x			
Propylphenol							x	
Pyridin			x					
tert.-Butyl-4-methoxyphenol				x				
Tetrahydrofuran	x		x					
Tetramethylpyrazin							xx	xx
Triacetin							x	
Trimethylamin			x	x				
Trimethpyridin							x	
Trimethpyrazin							x	xxx
Trimethyloxazol		x	x				xx	x
Terpene								
1,7,7-Trimethyl bicyclo [2.2.1]- heptan-2-on			x					
1,7,7-Trimethylbicyclo [2.2.1] heptan			x					
2-Caren			x	x		x		
3-Caren	xx	x	x	x	x	x		
4-Methyl-1-(1-methylethyl)-bicyclo(3,1,0)hexan				x	x			
6,6-Dimethyl-2-methylen-bicyclo-(3,3,1)-heptan-3-on						x		
a-Phellandren			x		x	x		
a-Pinen	xx	x	x	x	x	x		
b-Myrcen	xx		xx					
b-Myrcen + C3 Benzol				x				
b-Phellandren			x			x		
b-Pinen	xx	x	xx	x	x	x		x
Camphen		x	xx	x	x	x	x	
Campher	xx	xx	x	x	x	x	xx	xxx
Caren	x	x						
Caryophyllen	x		x	x				

	QUARZBICHL			ESSEN			Quarzbichl	Essen
Bemerkung	aerobe Rotte	anaerobe Vergärung	mech. Aufb. Rottetrommel	Phase 1 Vorrotte	Phase 2 Vergärung	Phase 3 Nachrotte	Abluftkondensate aerobe Rotte, Vergärung	
Reaktortemperatur	50-60°C	ca. 50°C	ca. 60°C	max. 70°C	ca. 35°C	ca. 60°C	ca. 60°C	ca. 70°C
Substanz								
Dekahydrotrimethylmethylen = methanoazulen	x							
D-Limonen	xx	x	x		x	x		
Eukalyptol						x	x	xxx
Isobornylacetat	x							
Limonen			x	x				
Menthol		x	x				xx	xx
Myrcen	x							
Phellandren			x			x		
Pinen	x	x						
Squalen	x							
Terpen	x		xx					
Thujon	x		x				x	x
Trimethylbicycloheptan-2-on	x							
Terpene und sonstige Kohlenwasserstoffe								
Limonen+1-Methylcyclohexen	x							

Tab. 3-4 Screening auf organische Verbindungen in Abgasen und Abluftkondensaten der MBA Quarzbichl und der MBA Essen, *): Identifizierung nur nach Stoffgruppen

Insgesamt konnten weit über 300 organische Einzelverbindungen mit der erläuterten Methode identifiziert werden. Bezogen auf die emittierte Gesamtmasse dürften mehr als 95% der Substanzen identifiziert worden sein, darunter auch alle Hauptkomponenten. Teilweise gelingt die Identifizierung jedoch nur nach Stoffgruppen (u.a. verzweigte Alkane, Alkohole, Ether, bestimmte Derivate), da die Massenspektroskopie hier an ihre Grenzen stößt. Im Fall der Alkane und Alkohole ist die Nennung der Stoffgruppe jedoch hinreichend genau, um die einzelnen Komponenten nach Anhang E der TA Luft zu bewerten, da in der TA Luft ebenfalls vereinfachte Zuordnungen nach Stoffgruppen getroffen wurden, wie z.B. die Sammelbegriffe: Alkylalkohole, Paraffinkohlenwasserstoffe, Olefinkohlenwasserstoffe.

Die qualitative Auswertung zeigt keine signifikanten Unterschiede innerhalb der Rotteversuche. Insgesamt zeigt sich folgendes Bild: Die massenrelevanten Komponenten gehören zu den Stoffgruppen der Alkane (unverzweigten- [n-Alkane], verzweigte- [iso-Alkane] und ringförmige- [cyclo-Alkane]) Alkylbenzole (BTEX, Trimethylbenzole bis zu C4- und C5-Benzolen). Neben diesen reinen Kohlenwasserstoffen spielen oxidierte Verbindungen eine sehr große Rolle. Es sind Verbindungen der Stoffklassen Alkohole, Ether, Aldehyde, Ketone (insbesondere 2-Butanon), Carbonsäuren, Carbonsäureester und sauerstoffhaltige Heterocyclen. Die dritte wichtige Stoffgruppe sind die Terpene.

Kurzkettige Aldehyde sowie VVOC können mit der Tenax-Methode nicht bestimmt werden. Sie sind daher im Screening (Tab. 3-4) nicht enthalten. Da sie als Zwischenprodukte im biologischen Stoffabbau eine große Rolle spielen (Bild 3-1), wurde ein spezielles Screening mittels HPLC nach Aldehyden durchgeführt (DOEDENS ET AL., 1997). An den Anlagen in Quarzbichl und Essen konnten folgende Substanzen im Abgas detektiert werden: Formaldehyd, Acetaldehyd, Propionaldehyd, Crotonaldehyd, Butyraldehyd, Benzaldehyd, Valeraldehyd, Hexanal. Ein Unterschied zwischen aerobem und anaerobem Milieu war nicht zu erkennen.

Im Biogas der Anaerobverfahren und in der Abluft der Nachrotte waren deutlich weniger Stoffe nachzuweisen (Alkohole, Ketone, Terpene), dafür aber zusätzlich reduzierte Schwefelverbindungen. Unter den halogenierten Verbindungen fallen im wesentlichen FCKW, Dichlormethan, Trichlorethen und Tetrachlorethen auf. Für weitere Stoffe der Klasse 1 nach Nr. 3.1.7 TA Luft erfolgten quantitative Sonderuntersuchungen und umfangreiche Literaturrecherchen (DOEDENS ET AL., 1997).

Viele Komponenten sind bereits nach einigen Tagen weitestgehend aus der Abluft verschwunden. Die Gründe dafür sind die hohen Temperaturen in Kombination mit hohen Luftdurchsätzen (Strippung). Alle untersuchten organischen Verbindungen gehen in ihren Emissionskonzentrationen mit Zunahme der Behandlungsdauer zurück. Verbindungen, die biologisch gebildet werden, werden auch im fortgeschrittenen Behandlungsstadium weiter in die Abluft freigesetzt. Schwefelhaltige Verbindungen, wie z.B. Dimethyldisulfid, können auch erst einige Tage nach Rottebeginn auftreten, vermutlich wenn die mikrobiologische Hauptaktivität abgeklungen ist (vgl. Bild 2-4 und Bild 2-5).

Da das warme Rohgas bei korrekter Betriebsführung (hoher Wassergehalt im Material) wassergesättigt ist, kann bereits aufgrund der Abkühlung des Gases in den Abluftleitungen Kondensat anfallen. Im Kondensat sind besonders polare Verbindungen und schwerflüchtige Verbindungen wiederzufinden. Stofflich ergeben sich gegenüber den Ergebnissen aus den Abluft- und Biogasuntersuchungen kaum neue Erkenntnisse. Zum Stoffumfang kommen einige Alkohole, Ketone, Phthalate und basische Stickstoffverbindungen dazu. Unterschiede zwischen anaeroben und aeroben Milieu sind nicht zu erkennen (Tab. 3-4).

3.5.2 Feststoffe

Die Analysenergebnisse zeigen im wesentlichen eine Vielzahl an verzweigten und langkettigen Alkanen sowie den zugehörigen organischen Säuren, Aldehyden, Ketonen und Terpenen (Tab. 3-5). In den Gärrückständen sind von den kurzkettigen organischen Säuren vergleichsweise sehr wenige vorhanden. In einer Probe Frischmüll wurden die Umweltchemikalien Styrol und Tetrachlormethan festgestellt. Als weitere anthropogene Komponenten sind beispielhaft zu nennen: Coffein (Kaffeefilter), Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP-Weichmacher) und Methylbenzolsulfonamid (Medikament).

Aldehyde/ Ketone	Pentenal, 2-Butanon, 2-Heptanon, Heptanal, Octanal, Nonanal, Benzaldehyd
Alkane	n-Pentadecan, n-Hexadecan, n-Heptadecan, n-Oktadecan, n-Nonadecan, langkettiges Alkan *), n-Tetradecan, n-Eicosan, n-Heneicosan, n-Docosan, n-Tricosan, n-Tetracosan, n-Pentacosan, n-Hexacosan, n-Heptacosan, n-Oktacosan, n-Nonacosan, n-Triacontan
organische Säuren	2-Ethylhexansäure, Decansäure, Dodecansäure, Tetradecansäure, Hexadecansäure, 3-Methylbutansäure, 2-Methylbutansäure, Pentansäure, Hexansäure, Heptansäure, Octansäure, Nonansäure, Pentansäuremethylester, Phthalsäureester, 9,12-Oktadecandicarbonsäure, Phosphorsäuretriphenylester
Terpene	Limonen, α-Pinen
Sonstige	C4-Benzol, 3-/4-Methylphenol, Methyl-1H-indol, Bis(2-methylpropyl)phthalat, Coffein, Anthracen Dibuthylphthalat, 2,2-Oxybisethanol, 2-Pentylfuran, 2-Ethyl-1-hexanol, 5-Methylfuranon, Vanillin langkettige Alkohole *), Styrol, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, 5-Methyl-2,4-imidazolidindion, Phthalate, Diethylphthalat, 4-Methylbenzolsulfonamid, Bis(2-ethylhexyl)phthalat, Benzylbutylphthalat

Tab. 3-5 Organisches Stoffscreening, Feststoffe verschiedener MBA, *): Stoffgruppen

3.6 Bewertung der organischen Stoffe

3.6.1 Krebserzeugende Stoffe

Seit 1999 ist der Abschnitt III (krebserzeugende Arbeitsstoffe) der MAK- und BAT-WERTE-LISTE neu geregelt (NEUMANN ET AL., 1997; DFG, 1999). Die alten Kategorien – IIIA1, IIIA2, IIIB – werden in Anlehnung an die EU-Kategorien als Kategorien 1, 2 und 3 beibehalten. Auf Grundlage neuer Erkenntnisse über den Wirkungsmechanismus und die Wirkungsstärke kanzerogener Stoffe wurden die drei Kategorien um Kategorie 4 und 5 erweitert.

Krebserzeugende Stoffe in der Abluft werden in Nr. 2.3 der TA Luft geregelt. Die im Abgas enthaltenen Emissionen krebserzeugender Stoffe sind unter Beachtung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit so weit wie möglich zu begrenzen. In Klasse III sind Benzol und Vinylchlorid eingestuft. Für die MBA-Emissionen ist Benzol in jedem Fall relevant, das Vinylchlorid nur bei der Vergärung. Das Vinylchlorid im Biogas wird jedoch im Verbrennungsprozeß zerstört.

In der TA Luft wird auf die Kategorien III 1 und III 2 der MAK-WERTE-LISTE hingewiesen. Im europäischen Recht gilt zur Zeit am Arbeitsplatz die TRGS 905 (Verzeichnis krebserregender, erbgutverändernder oder fortpflanzungs-gefährdender Stoffe), wonach die Klassen C1 und C2 entsprechend herangezogen werden müssen. Sie führen unmittelbar in die Aufnahme in Nr. 2.3 TA Luft. Nach der aktuellen MAK-WERTE-LISTE von 1999 müssen zusätzlich 1,2-Dichlorethan (III 2) und Trichlorethen (III 1) aus der Liste der MBA-relevanten CKW ebenfalls unter Nr. 2.3 eingestuft werden.

Es muß darauf hingewiesen werden, daß die WHO und/oder EPA für krebserzeugende und krebsverdächtige Stoffe teilweise anderslautende Einstufungen vornehmen.

3.6.2 Organische Stoffe gemäß TA Luft, Anhang E

Die Emission von organischen Stoffen wird in Nr. 3.1.7 der TA Luft geregelt. Die im Anhang E nach den Klassen I bis III eingeteilten 103 organischen Stoffe (Tab. 3-6) dürfen auch beim Vorhandensein mehrerer Stoffe derselben Klasse bestimmte Massenkonzentrationen nicht überschreiten.

Die im Anhang E nicht aufgeführten organischen Stoffe sind den Klassen zuzuordnen, deren Stoffen sie in ihrer Einwirkung auf die Umwelt am nächsten stehen. Dabei sind insbesondere Abbaubarkeit und Anreicherbarkeit, Toxizität, Auswirkungen von Abbauvorgängen mit ihren jeweiligen Folgeprodukten und die Geruchsintensität zu berücksichtigen (Nr. 3.1.7 TA Luft).

Die Nr. 2.3 (krebserzeugende Stoffe) bleibt unberührt.

Organische Stoffe mit begründetem Verdacht auf krebserzeugendes Potential sind der Klasse I zuzuordnen; auf Teil III 3 der MAK-WERTE-LISTE (entsprechend C3 der TRGS) wird hingewiesen. Daraus ergeben sich zusätzliche Aufnahmen von Stoffen und Änderungen von bereits im Anhang E eingestuften Stoffen. In III 3 der MAK-WERTE-LISTE 1999 sind folgende Verbindungen aus dem Screening oder aus Einzelanalysen enthalten: Acetaldehyd, Acetamid, Cyclohexanon, 1,1-Dichlorethen, Dichlormethan, Formaldehyd,

Naphthalin, Phenol, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, Tetrachlorethen, Tetrachlormethan, Tetrahydrofuran, 1,1,2-Trichlorethan.

Stoff	Summenformel	Klasse
Acetaldehyd	**C_2H_4O**	**I**
Aceton	**C_3H_6O**	**III**
Acrolein	siehe 2-Propenal	
Acrylsäure	$C_3H_4O_2$	I
Acrylsäureethylester	siehe Ethylacrylat	
Acrylsäuremethylester	siehe Methylacrylat	
Alkylalkohole		**III**
Alkylbleiverbindungen		I
Ameisensäure	CH_2O_2	I
Ameisensäuremethylester	siehe Methylformiat	
Anilin	C_6H_7N	I
Benzylchlorid	siehe α-Chlortoluol	
Biphenyl	**$C_{12}H_{10}$**	**I**
2-Butanon	**C_4H_8O**	**III**
2-Butoxyethanol	$C_6H_{14}O_2$	II
Butylacetat	**$C_6H_{12}O_2$**	**III, n-Butylacetat: I wg. Geruch**
Butylglykol	siehe 2-Butoxyethanol	
Butyraldehyd	**C_4H_8O**	**II**
Chloracetaldehyd	C_2H_3ClO	I
Chlorbenzol	**C_6H_5Cl**	**II**
2-Chlor-1,3-butadien	C_4H_5Cl	II
Chloressigsäure	$C_2H_3ClO_2$	I
Chlorethan	C_2H_5Cl	I, MAK III 2
Chlormethan	CH_3Cl	I
Chloroform	**siehe Trichlormethan**	
2-Chloropren	siehe 2-Chlor-1,3-Butadien	
2-Chlorpropan	C_3H_7Cl	II
α-Chlortoluol	C_7H_7Cl	Nr. 2.3, MAK III 1
Cumol	**siehe Isopropylbenzol**	**II**
Cyclohexanon	**$C_6H_{10}O$**	**I, MAK III 2**
Diacetonalkohol	siehe 4-Hydroxy-4-methyl-2-pentanon	
Dibutylether	$C_8H_{18}O$	III
1,2-Dichlorbenzol	**$C_6H_4Cl_2$**	**I**
1,4-Dichlorbenzol	**$C_6H_4Cl_2$**	**II**
Dichlordifluormethan (R12)	**CCl_2F_2**	**III**
1,1-Dichlorethan	$C_2H_4Cl_2$	II
1,2-Dichlorethan	**$C_2H_4Cl_2$**	**Nr. 2.3, MAK III 1**
1,1-Dichlorethylen	$C_2H_2Cl_2$	I
1,2-Dichlorethylen	$C_2H_2Cl_2$	III
Dichlormethan	**CH_2Cl_2**	**I, MAK III 3**
Dichlorphenole	$C_6H_4Cl_2O$	I
Diethanolamin	siehe 2,2'-Iminodiethanol	
Diethylamin	$C_4H_{11}N$	I
Diethylether	$C_4H_{10}O$	III
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat	**$C_{24}H_{38}O_4$**	**II**
Diisobutylketon	siehe 2,6-Dimethylheptan-4-on	
Diisopropylether	$C_6H_{14}O$	III
Dimethylamin	C_2H_7N	I
Dimethylether	**C_2H_6O**	**III**
N,N-Dimethylformamid	C_3H_7NO	II

Stoff	Summenformel	Klasse
2,6-Dimethylheptan-4-on	$C_7H_{14}O$	II
Dioctylphthalat	**siehe Di-(2-ethylhexyl)-phthalat**	
1,4-Dioxan	$C_4H_8O_2$	I
Diphenyl	**siehe Biphenyl**	**I**
Essigester	**siehe Ethylacetat**	
Essigsäure	**$C_2H_4O_2$**	**II**
Essigsäurebutylester	**siehe Butylacetat**	
Essigsäureethylester	**siehe Ethylacetat**	
Essigsäuremethylester	**siehe Methylacetat**	
Essigsäurevinylester	siehe Vinylacetat	
Ethanol	**siehe Alkylalkohole**	
Ether	**siehe Diethylether**	
2-Ethoxyethanol	$C_4H_{10}O_2$	II
Ethylacetat	**$C_4H_8O_2$**	**III**
Ethylacrylat	$C_5H_8O_2$	I
Ethylamin	C_2H_7N	I
Ethylbenzol	**C_8H_{10}**	**II**
Ethylchlorid	siehe Chlorethan	
Ethylenglykol	**$C_2H_6O_2$**	**III**
Ethylenglykolmonoethylether	siehe 2-Ethoxyethanol	
Ethylenglykolmonomethylether	siehe 2-Methoxyethanol	
Ethylglykol	siehe 2-Ethoxyethanol	
Ethylmethylketon	**siehe 2-Butanon**	
Formaldehyd	**CH_2O**	**I**
2-Furaldehyd	$C_5H_4O_2$	I
Furfural, Furfurol	siehe 2-Furaldehyd	
Furfurylalkohol	$C_5H_6O_6$	II
Glykol	**siehe Ethylenglykol**	
Holzstaub in atembarer Form		I
4-Hydroxy-4-methyl-2-pentanon	$C_6H_{12}O_2$	III
2,2'-Iminodiethanol	$C_4H_{11}NO_2$	II
Isobutylmethylketon	siehe 4-Methyl-2-pentanon	
Isopropenylbenzol	C_9H_{10}	II
Isopropylbenzol	**C_9H_{12}**	**I, wg. Geruch**
Kohlenstoffdisulfid	**CS_2**	**II**
Kresole	**C_7H_8O**	**I**
Maleinsäureanhydrid	$C_4H_2O_3$	I
Mercaptane	**siehe Thioalkohole**	
Methacrylsäuremethylester	siehe Methylmethacrylat	
Methanol	**siehe Alkylalkohole**	
2-Methoxyethanol	$C_3H_8O_2$	II
Methylacetat	**$C_3H_6O_2$**	**II**
Methylacrylat	$C_4H_6O_2$	I
Methylamin	CH_5N	I
Methylbenzoat	$C_8H_8O_2$	III
Methylchlorid	siehe Chlormethan	
Methylchloroform	**siehe 1,1,1-Trichlorethan**	
Methylcyclohexanone	$C_7H_{12}O$	II
Methylenchlorid	**siehe Dichlormethan**	
Methylethylketon	**siehe 2-Butanon**	
Methylformiat	$C_2H_4O_2$	II
Methylglykol	siehe 2-Methoxyethanol	
Methylisobutylketon	**siehe 4-Methyl-2-pentanon**	

Stoff	Summenformel	Klasse
Methylmethacrylat	$C_5H_8O_2$	II
4-Methyl-2-pentanon	**$C_6H_{12}O$**	**III**
4-Methyl-m-phenylendiisocyanat	$C_9H_6N_2O_2$	I
N-Methylpyrrolidon	C_5H_9NO	III
Naphthalin	**$C_{10}H_8$**	**I, MAK III 2**
Nitrobenzol	$C_6H_5NO_2$	I
Nitrokresole	$C_7H_7NO_3$	I
Nitrophenole	$C_6H_5NO_3$	I
Nitrotoluole	$C_7H_7NO_2$	I
Olefinkohlenwasserstoffe (ausgenommen 1,3-Butadien)		**III**
Paraffinkohlenwasserstoffe (ausgenommen Methan)		**III**
Perchlorethylen	**siehe Tetrachlorethylen**	
Phenol	**C_6H_6O**	**I**
Pinene	**$C_{10}H_{16}$**	**III**
2-Propenal	C_3H_4O	I
Propionaldehyd	**C_3H_6O**	**II**
Propionsäure	$C_3H_6O_2$	II
Pyridin	C_5H_5N	I
Schwefelkohlenstoff	**siehe Kohlenstoffdisulfid**	
Styrol	**C_8H_8**	**II**
1,1,2,2-Tetrachlorethan	$C_2H_2Cl_4$	I
Tetrachlorethen	**C_2Cl_4**	**I, MAK III 2**
Tetrachlorkohlenstoff	**siehe Tetrachlormethan**	
Tetrachlormethan	**CCl_4**	**I**
Tetrahydrofuran	**C_4H_8O**	**I, MAK III 2**
Thioalkohole		**I**
Thioether		I
o-Toluidin	C_7H_9N	Nr. 2.3, MAK III 1
Toluol	**C_7H_8**	**II**
Toluylen-2,4-diisocyanat	siehe 4-Methyl-m-phenylendiisocyanat	
1,1,1-Trichlorethan	**$C_2H_3Cl_3$**	**II**
1,1,2-Trichlorethan	$C_2H_3Cl_3$	I
Trichlorethen	**C_2HCl_3**	**Nr. 2.3, MAK III 1**
Trichlormethan	**$CHCl_3$**	**I**
Trichlorphenole	$C_6H_3OCl_3$	I
Triethylamin	$C_6H_{15}N$	I
Trichlorfluormethan (R11)	**CCl_3F**	**III**
Trimethylbenzole	**C_9H_{12}**	**II**
Vinylacetat	$C_4H_6O_2$	I, MAK III 2
Xylenole (ausgenommen 2,4-Xylenol)	$C_8H_{10}O$	I
2,4-Xylenol	$C_8H_{10}O$	II
Xylole	**C_8H_{10}**	**II**

Tab. 3-6 Organische Stoffe nach Anhang E der TA Luft (1986),
grau unterlegt: Änderungen aufgrund LAI (aus: RICHTER / KOLOSSA, 1997)
und MAK-WERTE-LISTE, Stand 1999 (eigene Ergänzungen)
MBA-relevant = **fett**

3.6.3 Klassierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 der TA Luft, 1989

Im Jahre 1989 hatte der Länderausschuß für Immissionsschutz (LAI) für 13 weitere Stoffe und vier Stoffgemische Einstufungen in eine Klasse nach 3.1.7 der TA Luft verabschiedet (LAI, 1989). Die Stoffe sind in (Tab. 3-7) zusammengestellt.

Stoffe	Klasse	Bemerkungen
1-Butanol	**III**	**Alkylalkohol**
2-Butanol	**III**	**Alkylalkohol**
Butylglykolacetat	II	
Dipenten (Limonen)	**II**	
Dinonylphthalate (DNP, DINP)	I	
Dipropylenglykolmonomethylether	II *	
Ethylglykolacetat	II	
Hexamethylendiisocyanat	I	
Isopropylacetat	III *	
n-Propanol	**III**	**Alkylalkohol**
n-Propylbenzol	**II**	
1,2-Propylenglykol	III	
Tetralin	**II ***	
1-Methyl-3-ethylbenzol	**II ***	**Bestandteil von Gemischen**
Tetramethylbenzole	**II ***	**Bestandteil von Gemischen**
Diethylbenzole	**II ***	**Bestandteil von Gemischen**

* Die Klassierung ist wegen nicht ausreichender Datenlage vorläufig

Tab. 3-7 Einstufung 13 weiterer Stoffe nach Nr. 3.1.7 der TA Luft durch den LAI (1989), MBA-relevant = **fett**

Für MBA-Emissionen sind die Einstufungen für die Alkohole (1-Butanol, 2-Butanol, n-Propanol), Limonen, Diethylbenzole und Tetralin (Tetrahydronaphthalin) von Bedeutung (Tab. 3-7).

In der Begründung zum Limonen wird erstens auf die Kanzerogenität im Tierversuch hingewiesen und zweitens, daß bei der Photooxidation Verbindungen entstehen können, deren Struktur bereits anerkannter kanzerogener Substanzen ähnlich ist. In der MAK-WERTE-LISTE ist Limonen als Allergen ausgewiesen, d.h. es besteht die Gefahr der Sensibilisierung der Haut. Für Limonen kann derzeit kein MAK-Wert aufgestellt werden, da weder aus Erfahrungen am Menschen noch aus Tierversuchen hinreichende Informationen für die Aufstellung eines MAK-Wertes vorliegen. Die vor einigen Jahren begonnene Diskussion um Überprüfung auf krebserzeugende Wirkung ist noch zu keinem Abschluß gekommen (DFG, 1999).

3.6.4 Klassierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 der TA Luft, 1996

Der LAI hat 1996 anhand eines Bewertungsschemas zur Klassierung organischer Stoffe 284 weitere Stoffklassierungen vorgenommen und den Ländern zur Anwendung empfohlen (RICHTER/ KOLOSSA, 1997; LAI, 1996). Darüber hinaus ist beabsichtigt, die Klassierungen weiterer organischer Stoffe fortzuführen, die nicht im Anhang E der TA Luft aufgeführt sind. Dieses ist dem UFOPLAN 1997 des UBA zu entnehmen. Es muß damit gerechnet werden, daß alle flüchtigen organischen Komponenten (Volatile Organic Compounds) bis auf das Methan nach Nr. 3.1.7 der TA Luft klassifiziert werden. Dann wäre auch mit einer Klassierung der unauffälligen Stoffe (org. Säuren, Ester, Furane) mindestens in Klasse III zu rechnen.

Das konkrete Bewertungskonzept des LAI (1996) bezieht folgende Kriterien ein (Bild 3-2):

- Emittierte Substanz oder Folgeprodukt,
- Krebserzeugendes / Erbgutveränderndes Potential bzw. Verdacht,
- Geruchsintensität,
- Toxizität,
- Persistenz und Akkumulierbarkeit.

Das Kriterium für die Beurteilung der Persistenz und Bioakkumulierbarkeit ist der Verteilungskoeffizient zwischen n-Oktanol und Wasser (Pow). Ein Stoff wird als potentiell akkumulierbar angesehen, wenn der log Pow > 3,0 ist. Der Verteilungskoeffizient ist ein Maßstab für die Lipophilie eines Stoffes.

Im Medium Luft erfolgt der Abbau vor allem photolytisch (abiotischer Abbau). Ein Stoff gilt als nicht leicht photolytisch abbaubar, wenn die Halbwertszeit unter Atmosphärenbedingungen mehr als 10 Tage beträgt. Zur Berechnung der Halbwertszeit wird eine OH-Radikalkonzentration von 5×10^5 cm^{-3} zugrunde gelegt.

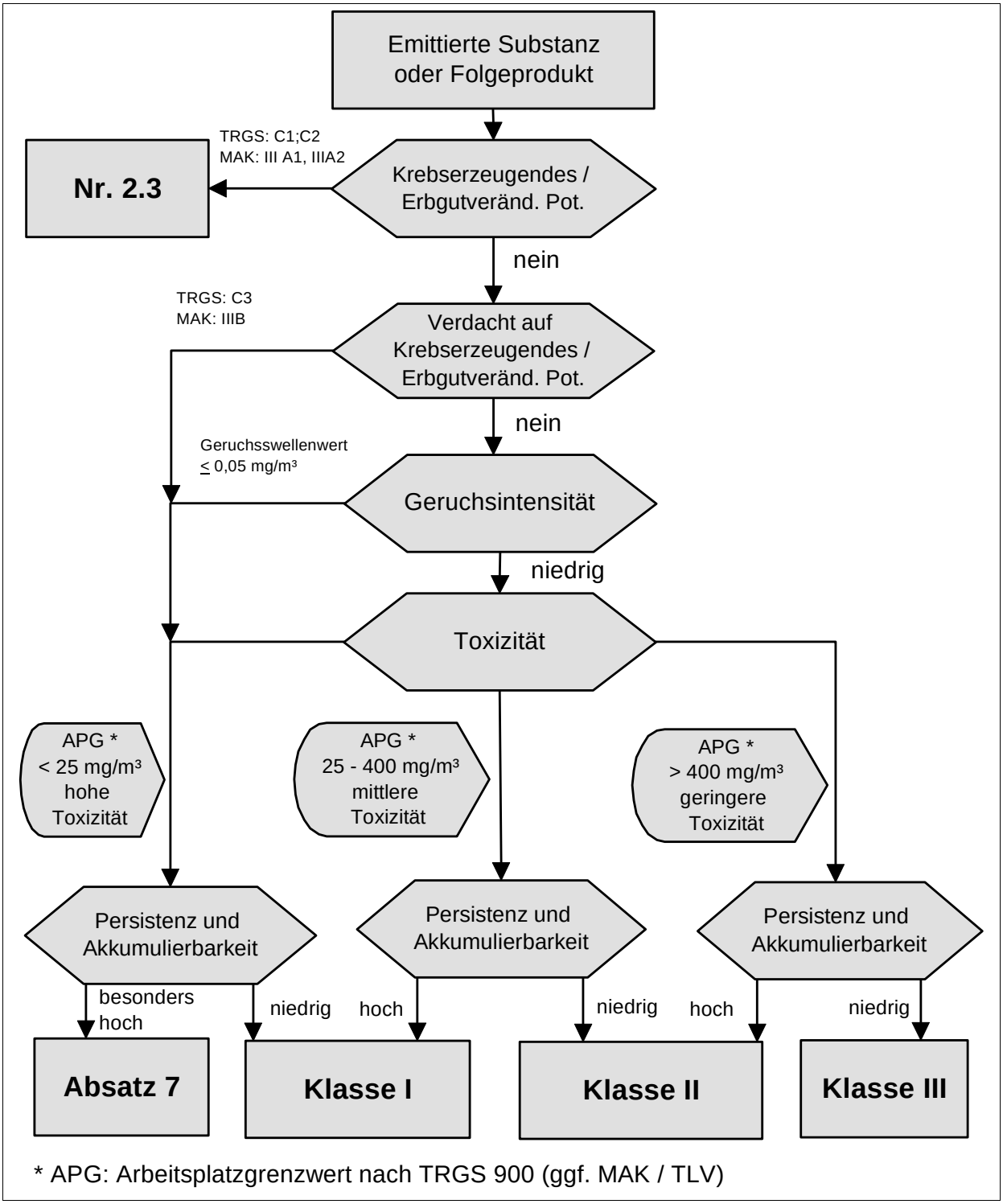


Bild 3-2: Bewertungsschema zur Klassierung von organischen Stoffen nach Nr. 3.1.7 TA Luft (LAI, 1996)

Die Toxizität wird

1. unter dem Aspekt des krebserzeugenden Potentials (TRGS 905),
2. anhand anerkannter Arbeitsplatzgrenzwerte (insbesondere nach TRGS 900),

3. anhand der GefStoffV, Anhang I Nr. 1.3 und Nr. 1.4, und der Liste der gefährlichen Stoffe und Zubereitungen nach § 4a der GefStoffV bewertet. Nach dem letzteren Kriterium werden die Gefahrensymbole und die R-Sätze herangezogen (Tab. 3-8).

Einstufung	Gefahrenbezeichnungen (R-Sätze)	Klassierung ohne Berücksichtigung von Persistenz und Akkumulierbarkeit
1. Sehr giftig	**T+** R 26, R 27, R 28 auch mit R 39	**1**
2. Giftig	**T** R 23, R 24, R25 auch mit R 39, R 48, R 60, R 61	**1**
3. Ätzend	**C** R 34, R 35	**3**
4. Gesundheitsschädlich	**Xn** R 20, R 21, R 22 auch mit R 40 oder R 48 **Xn** R 20, R 21, R 22 R 62, R 63	**1** **2**
5. Sensibilisierend (Atemwege)	**Xn** R 42	**1**
6. Sensibilisierend (Haut)	**Xi** R 43	**3**
7. Reizend	**Xi** R 36, R 37, R 38 R 41	**3**
8. Ohne vorgenannte Einstufung		**3**

Tab. 3-8: Klassierung von Stoffen anhand der Einstufung nach GefStoffV, Anhang 1 (RICHTER / KOLOSSA, 1997)

Die Klimarelevanz der Stoffe ist in dem Bewertungsschema nicht berücksichtigt; diese kann ggf. eine strengere Einstufung der Stoffe erforderlich machen (LAI, 1996). Die Einstufung der FCKW R11 und R12 in Klasse III TA Luft wurde nicht revidiert. Der wesentliche Grund für die Beibehaltung der maximal zulässigen Massenkonzentrationen basiert auf dem Stand der Luftreinhaltetechnik für FCKW, der nach § 3 Abs. 6 des BImSchG den Entwicklungsstand fortgeschrittener Verfahren, Einrichtung oder Betriebsweisen zur Begrenzung der Emissionen kennzeichnet. Technische Kriterien (insbesondere der Stand der Emissionsminderungstechnik) werden jeweils erst bei der Zuordnung von Emissionswerten zu den jeweiligen Klassen berücksichtigt (LAI, 1996).

Bezüglich der Emissionsbegrenzung von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen wird an dieser Stelle auch auf die 2. BImSchV verwiesen.

Die wesentlichen Neubewertungen von Stoffen durch den LAI sind in Tab. 3-9 dargestellt. Die Zusammenstellung reduziert die insgesamt 284 Stoffklassierungen auf eine Auswahl der MBA-relevanten Verbindungen.

Stoffname	CAS-Nr.	TRGS	GefStoffV	toxikol. Datenrecherche	Klasse	Bemerkung
Acetamid	60-35-5	K 3	R 40		I	
Acetonitril	75-05-8	70 mg/m3			II	
Acetophenon	98-86-2	-	Xn; R22/Xi; R36		II	
Benzaldehyd	100-52-7		Xn; R22		II	
Butanthiol	109-79-5	1,5 mg/m3			I	
Butenal,2- (Crotonaldehyd)	123-73-9	K 3 (2)	T; R23/Xi; R36/37/38		I	
Butylacetat,2-	105-46-4	950 mg/m3			III	
Butylacetat, tert-	540-88-5	950 mg/m3			III	
Butyltoluol	98-51-1	60 mg/m3			I	log Pow = 4,8 schl. biol. abb.
Chlorethan	75-00-3	K 3 (2)	F+		I	Anhang E: III
Cyclohexan	110-82-7	700 mg/m3			III	
Dichlormethan	75-09-2	K 3	R40		I	Anhang E: III
Dimethoxyethan,1,1-	534-15-6				III	
Dimethoxyethan,1,2-	110-71-4		Xn; R20		II	
Dimethoxymethan	109-87-5	3100 mg/m3			III	
Dimethylbutan,2,2-	75-83-2	700 mg/m3			III	
Dimethylbutan,2,3-	79-29-8	700 mg/m3			III	
Ethanthiol (Ethylmercaptan)	75-08-1	1 mg/m3			I	
Formamid	75-12-7	18 mg/m3		T; R61	I	
Heptan-3-on	106-35-4	TLV: 234 mg/m3 Xn; R20			II	
Heptanon,2-	110-43-0	TLV: 233 mg/m3 Xn; R22			II	
Hexanon,2-	591-78-6	21 mg/m3			I	
iso-Butylacetat	110-19-0	950 mg/m3			III	
Isopentan	78-78-4	2950 mg/m3			III	
Kampfer	76-22-2	13 mg/m3			I	
Mesitylen (1,3,5-Trimethylbenzol)	108-67-8		Xi; R37		III	
Methanthiol (Methylmercaptan)	74-93-1	1 mg/m3			I	
Methylbutanal,3-	590-86-3	39 mg/m3			II	
Methylbutanon(3-Methylbutan-2-on)	563-80-4		F; R11		III	
Methylpent-3-en-2-on,4-	141-79-7	100 mg/m3			II	
Methylpentan,2-	107-83-5	700 mg/m3			III	
Methylpentan,3-	96-14-0	700 mg/m3			III	
Methylpentan-2-ol,4-	108-11-2	100 mg/m3			II	
Methylpropanal,2- (Isobutyraldehyd)	78-84-2	-	kein Hinw. auf relev. Wirkung		III	
Morpholin	110-91-8	70 mg/m3			I	Geruch = 0,04 mg/m^3
Pentan-2-on	107-87-9	700 mg/m3			III	
Pentanon,3- (Diethylketon)	96-22-0	-	F; R11 geringe akute Toxizität		III	
Piperazin	110-85-0		C; R34 R42 (EU)		I	
Piperazin-1-ylethylamin, 2-	140-31-8		Xn; R21/22/ C; R34; R43		II	
n-Propylbenzol	103-65-1		Xi; R37		III	
Tetrachlorethan, 1,1,2,2 -	79-34-5	K 3 (2)	T+; R26/27		I	
Tetrachlorethylen	127-18-4	K 3	R40		I	Anhang E : II
Trichlorbenzole (alle Isomere)	12002-48-1	40 mg/m3			I	wie 1,2,4-TCB: pers. u. akkum.
Trichlorethen	79-01-6	K 3	R40		I	Anhang E : II
Trimethylbenzol,1,2,4-	95-63-6		Xn; R20/Xi; R36/37/38		II	
Valeriansäure	109-52-4	-	Xn; R22		II	

(1) Gesicherte Erkenntnisse liegen vor, diese ist jedoch noch nicht in der Bekanntmachung nach § 4a GefStoffV aufgeführt.

(2) Gesicherte Erkenntnisse liegen vor, die Bekanntmachung nach § 4a GefStoffV führt jedoch eine abweichende Einstufung auf.

(3) Vorschlag des Beraterkreises "Toxikologie"

(EU) Kriterium in der EU verabschiedet bzw. Verabschiedung steht unmittelbar bevor; bei der Klassierung berücksichtigt

Tab. 3-9: Stoffliste mit Klassierungen nach Nr. 3.1.7 TA Luft, die nicht im Anhang E der TA Luft enthalten sind, nach Stoffnamen geordnet (RICHTER / KOLOSSA, 1997), MBA-relevante Auswahl

Die verbindliche Einstufung von Verbindungen durch RICHTER / KOLOSSA (1997) ist in Einzelfällen nicht immer zweifelsfrei nachvollziehbar und kann zu Diskussionen führen (Tab. 3-10).

Substanz		Bewertung
Pyridin		TA Luft, Anhang E **Klasse 1**
2-Methylpyridin		TA Luft, zu behandeln wie organ. Stoffe **Klasse 2**, (WELZBACHER, 1999)
4-Methylpyridin	a)	anhand GefStoffV: R 24 Zuordnung in **Klasse 1**
	b)	TA Luft, zu behandeln wie organ. Stoffe **Klasse 2**, (WELZBACHER, 1999)
Pyrazin		notwendige Daten nicht verfügbar
Methylpyrazin		notwendige Daten nicht verfügbar
2,5-Dimethylpyrazin		notwendige Daten nicht verfügbar

Tab. 3-10: Klassifizierung von stickstoffhaltigen Heterocyclen nach 3.1.7 TA Luft, Einstufung von 4-Methylpyridin nicht eindeutig

Die unterschiedliche Klassierung der drei Dichlorbenzole (1,2-Dichlorbenzol: Klasse 1, 1,4-Dichlorbenzol: Klasse 2) sorgt ebenfalls für Verwirrung und ist allein auf Basis der o.a. Kriterien (Bild 3-2) nicht schlüssig. Da auch der Verband der Chemischen Industrie an der Formulierung der Klassierungen beteiligt war, erhärtet sich die Vermutung, daß auch Produktionsmengen von Industriechemikalien wohlwollend Berücksichtigung fanden.

3.6.5 Kriterium Geruch

Der Prozeß der biologischen Abfallbehandlung setzt immer geruchsrelevante Stoffe frei. Die Bestimmung der Geruchsschwelle mittels Olfaktometrie wird in der VDI-Richtlinie 3881 beschrieben. Die Olfaktometrie hat als wirkungsbezogenes Meßverfahren die Aufgabe der Bestimmung unbekannter Geruchsstoffkonzentrationen, wobei der menschliche Geruchssinn als Detektor dient.

Geruchsschwellen sind für viele Arbeitsstoffe bestimmt worden, in der Regel mit weit differierenden Ergebnissen. Sie spiegeln die Schwierigkeiten wider, denen in der Praxis bei der quantitativen Bewertung von Gerüchen begegnet wird: Gewöhnung, Interferenz, subjektive Einstellung zum Geruch usw. Eine Warnwirkung, die beim erstmaligen und einmaligen Kontakt stark ausgeprägt ist, kann bei Wiederholung, bei Unterwanderung durch langsamen Konzentrationsanstieg oder bei stark schwankendem Konzentrationsverlauf völlig verlorengehen. Die Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (DFG, 1996) verzichtet daher auf die Angabe von Geruchsschwellen in der MAK-WERTE-LISTE, um mögliche Fehleinschätzungen zu vermeiden.

Für die Bewertung von Geruchsbelästigungen liegen Daten vor, die in einigen Fällen deutliche Streuungen aufweisen. Soweit es möglich ist, sollte im Hinblick auf einen bundeseinheitlichen Vollzug die Geruchsimmissions-Richtlinie angewendet werden, die entsprechend einem LAI-Beschluß vom 12./14. Oktober 1992 den Ländern zur Anwendung empfohlen worden ist (LAI, 1994). Die Geruchsimmissions-Richtlinie (LAI, 1994) enthält Kriterien für die standardisierte Bestimmung von Geruchsschwellenwerten sowie eine Liste konkreter Geruchsschwellenwerte für eine Anzahl ausgewählter geruchsintensiver Stoffe

(Tab. 3-11). Weitere Zusammenstellungen von Geruchsschwellenwerten bzw. -bereichen sind u.a. bei BRAUER (1996) und VAN GEMERT / NETTENBREIJER (1977) abgedruckt. Verbindungen mit einem Geruchsschwellenwert < 0,05 mg/m³ werden nach Nr. 3.1.7 TA Luft in Klasse I eingeordnet. In der Stoffliste (Tab. 3-14) werden diese mit dem Symbol G kenntlich gemacht, sofern sie nicht aufgrund anderer Kriterien bereits in Klasse I eingestuft sind.

Geruchsschwelle					
Stoff	**ml/m³ (ppm)**	**mg/m³**	**Stoff**	**ml/m³ (ppm)**	**mg/m³**
Acetaldehyd	0,2	0,4	**Ethylmercaptan**	**0,001**	**0,003**
Aceton	20,0	48,0	Formaldehyd	0,1	0,1
Acrolein	0,2	0,5	**o-m-p-Kresol**	**0,001**	**0,004**
Acrylnitril	20,0	44,0	Methanol	4,0	5,3
Ameisensäure	1,0	1,9	Methylethylketon	2,0	6,0
Ammoniak	2,7	1,9	**Methylmercaptan**	**0,02**	**0,04**
n-Amylacetat	0,07	0,4	Methylmetacrylat	0,05	0,2
i-Amylalkohol	0,05	0,2	**Morpholin**	**0,01**	**0,04**
n-Amylalkohol	0,2	0,7	Nitrobenzol	0,005	0,03
Benzol	5,0	16,2	Phenol	0,05	0,2
Butadien	0,5	1,1	Phosgen	1,0	4,1
i-Butanol	0,7	2,2	i-Propanol	3,0	7,5
n-Butanol	0,14	0,4	Propionsäure	0,04	0,2
Buttersäure	**0,001**	**0,004**	**i-Propylbenzol**	**0,008**	**0,04**
n-Butylacetat	**0,006**	**0,03**	i-Propylether	0,02	0,09
Chlorbenzol	0,2	0,9	Propylendiamin	0,01	0,03
Cyclohexanon	0,1	0,4	Propylenoxid	10,0	24,0
Dibutylamin	0,26	1,4	Pyridin	0,02	0,07
Dichlormethan	200,0	706,0	Schwefelkohlenstoff	0,2	0,6
Diethylamin	0,02	0,06	**Schwefelwasserstoff**	**0,002**	**0,003**
Dimethylamin	0,05	0,09	Tetrachlorethylen	5,0	34,0
Dimethylformamid	100,0	303,0	Tetrachlorkohlenstoff	100,0	640,0
Diphenyloxid	0,1	0,7	Toluol	2,0	7,6
Essigsäure	1,0	2,5	2,4-Toloylendiisocyanat	2,0	14,4
Ethanol	10,0	19,1	Trichlorethylen	20,0	109,0
Ethylacetat	6,0	22,0	Triethylamin	0,09	0,4
Ethylacrylat	0,0005	0,002	**Trimethylamin**	**0,0002**	**0,0005**
Ethylenoxid	300,0	549,0	1,3,5-Trimethylbenzol	0,4	2,0
2-Ethylhexanol	0,08	0,4			

Tab. 3-11: Geruchsschwellenwerte ausgewählter Stoffe (LAI, 1994), MBA-relevante Stoffe mit Geruchsschwellenwerten ≤ 0,05 mg/m³ = **fett**

Geruchsrelevante Einzelstoffe der MBA sind demnach insbesondere schwefelhaltige Verbindungen, wie Mercaptane (Thiole), Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid, Dimethyltrisulfid

und stickstoffhaltige Verbindungen sowie einige organische Säuren, n-Essigsäurebutylester, Pentanal, Kresole und iso-Propylbenzol.

Belästigungen durch Gerüche werden auch bei Einhaltung der Anforderungen nach Nr. 3.1.7 TA Luft nicht ausgeschlossen. Die Notwendigkeit weitergehender Anforderungen, auch unter dem Gesichtspunkt der Vorsorge, ist nach Nr. 3.1.9 TA Luft zu prüfen.

3.6.6 Kriterium Klimarelevanz

Zur Beurteilung der Klimarelevanz werden das Ozonzerstörungspotential (ODP) und die Treibhauswirksamkeit (GWP) von Verbindungen berücksichtigt. Die Ozonwirksamkeit ragt besonders für vollhalogenierte FCKW bzw. CKW heraus, während für teilhalogenierte wasserstoffhaltige H-FCKW der ODP-Wert deutlich niedriger angesetzt wird. Der FCKW R11 erhält als Bezugsgröße den Wert 1. Die genannten Ozonabbaupotentiale sind Schätzungen aufgrund derzeitiger Erkenntnisse. Sie werden anhand der von den Vertragsparteien des Montrealer Protokolls über Stoffe, die zu einem Abbau der Ozonschicht führen, gefaßten Beschlüsse regelmäßig überprüft.

Gruppe	Stoff		Ozonabbaupotential
Gruppe I	**$CFCl_3$**	**(CFC-11)**	**1,0**
	CF_2Cl_2	**(CFC-12)**	**1,0**
	$C_2F_3Cl_3$	**(CFC-113)**	**0,8**
	$C_2F_4Cl_2$	**(CFC-114)**	**1,0**
	C_2F_5Cl	(CFC-115)	0,6
Gruppe II	CF_3Cl	(CFC-13)	1,0
	C_2FCl_5	(CFC-111)	1,0
	$C_2F_2Cl_4$	(CFC-112)	1,0
	$C_3F_xCl_y$	(CFC-211 bis 217)	1,0
Gruppe III	CF_2BrCl	(Halon-1211)	3,0
	CF_3Br	(Halon-1301)	10,0
	$C_2F_4Br_2$	(Halon-2402)	6,0
Gruppe IV	**CCl_4**	**(Tetrachlorkohlenstoff)**	**1,1**
Gruppe V	$C_2H_3Cl_3$	(1,1,1-Trichlorethan)	0,1
Gruppe VI	CH_3Br	(Methylbromid)	0,7
Gruppe VII	sonstige $C_{1-3}H_xF_yBr_z$		0,1 bis 7,5
Gruppe VIII	**$CHFCl_2$**	**(HCFC-21)**	**0,040**
	CHF_2Cl	**(HCFC-22)**	**0,055**
	CH_2FCl	(HCFC-31)	0,020
	sonstige $C_{1-3}H_xF_yCl_z$	(HCHF-121 bis 271)	0,01 bis 0,52

Tab. 3-12: Ozonabbaupotentiale (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 94/826/EG), MBA-relevant = **fett**

Untersuchungen von LAUGWITZ (1990), DEIPSER ET AL. (1993) und POLLER (1990) und eine Zusammenstellung von BOGON und DOEDENS (1991) kommen sowohl über Produktions- und Verwendungsdaten als auch über Messungen von Deponiegasen zu dem

Ergebnis, daß die wesentliche Relevanz in der kommunalen Entsorgung bei den Komponenten **R11, R12**, CCl_4, R113, R114 sowie R21, R22 liegt. Letztere sind aufgrund des niedrigen ODP der H-FCKW zwar von untergeordneter Bedeutung, können aber Folgeprodukte des Abbaus darstellen. So wird aus Dichlordifluormethan R12 das Chlordifluormethan R22 (MAK-Wert 1.800 mg/m³) und wahrscheinlich aus Trichlorfluormethan R11 das wesentlich giftigere Dichlorfluormethan R21 (MAK-Wert 43 mg/m³) gebildet. Alle anderen Komponenten aus Tab. 3-12 sind für den Bereich der Siedlungsabfälle nicht relevant.

Die Treibhauswirksamkeit (GWP) von Gasen wird auf Kohlenstoffdioxid bezogen und als CO_2-Äquivalent ausgedrückt. Die Treibhauswirksamkeit des CO_2 erhält den Wert 1. Daneben sind folgende direkte Treibhausgase von Bedeutung: Methan, N_2O und FCKW, deren Treibhauspotentiale zwischen 21 und 8.500 liegen (Tab. 3-13).

Parameter	Quellen	CO2-Äquivalenzfaktoren (GWP 100) Betrachtungsraum 100 Jahre
Kohlendioxid, CO_2	IPCC, 1996	1
Methan, CH_4	IPCC, 1996	21
Lachgas, N_2O	IPCC, 1996	310
NMVOC	IPCC, 1990 u. 1992	11
Stickoxide, NOx	IPCC, 1990 u. 1992	8
Kohlenmonoxid, CO	IPCC, 1990 u. 1992	3
R11	Drucksache 13/8273 des	3.500
R12	13. Deutschen Bundestages	8.500
NH_3	BERG, 1995	110

Tab. 3-13: CO_2-Äquivalenzfaktoren zur Berechnung der Beiträge zum Treibhauspotential

Nach der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (1994) kann Ammoniak (NH_3) als indirekt klimawirksames Spurengas angesehen werden. Eine Berechnung des spezifischen Treibhauspotentials ist daher schwierig. BERG (1995) nennt einen vereinfachten Umrechnungsfaktor für NH_3 von 110, der jedoch nicht allgemein anerkannt ist.

Es wurden NH_3-Rohgaskonzentrationen beim Rotteprozeß zwischen einigen mg/m³ und max. 120 mg/m³ gemessen. Im Biogas der Vergärung wurden nur geringe NH_3–Gehalte festgestellt. Bei Beginn der Belüftung (Nachrotte) der Gärrückstände stiegen die NH_3–Gehalte kurzzeitig bis auf 1.000 mg/m³ an.

Dazu kommt die Gruppe der Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC), die infolge luftchemischer Umsetzungen Produkte bilden, die das Klima beeinflussen können. Vor allem ist hier die photochemische Bildung von bodennahem Ozon zu nennen. Das Potential zur Bildung von Sommersmog (Photooxidantienbildung, PCOP) wird relativ zum Ethen (Faktor = 1) ausgedrückt. Die Summe an NMVOC erhält pauschal den Faktor = 0,416 (GOEDKOOP, 1995), Methan den Faktor 0,007 (HEIJUNGS ET AL., 1993). Die VOC sind an der Bildung von Peroxyalkylnitraten sowie verschiedener organischer Hydroperoxide beteiligt. Bei der Oxidation der VOC können als Zwischenprodukte z.B. Ameisen- und Essigsäure gebildet

werden, die die Azidität von Niederschlägen besonders in entlegenen Gebieten signifikant beeinflussen können (ANDREAE ET AL. 1988, GROSJEAN 1990).

Bodennahes Ozon (O_3) ist ein atmosphärisches Spurengas, daß natürliche und anthropogene Quellen besitzt. Der Anstieg der mittleren Ozonkonzentration in der Troposphäre um den Faktor 2 in den letzten 100 Jahren läßt den Schluß zu, daß Ozon verstärkt durch anthropogene Emissionen gebildet wird. Bei diesen Emissionen der Vorläufersubstanzen handelt es sich um Stickoxide (NOx), Kohlenwasserstoffe (VOC) und Kohlenmonoxid (CO), die überwiegend durch den Kfz-Verkehr emittiert werden. Die in den letzten Sommern in Deutschland beobachteten hohen Ozonkonzentrationen mit Werten über 180 µg/m³ in bodennahen Schichten führten zu Diskussionen über den gesundheitlichen Schutz der Bevölkerung, die letztlich in der Forderung nach Minderung der Vorläuferemissionen mündeten.

3.7 Resultierende Leitkomponenten und Stoffliste

Aus den bisherigen Untersuchungen kristallisieren sich die folgenden Verbindungen als MBA-Leitkomponenten heraus, d.h. sie sind mit der gängigen Routineanalytik nach VDI-Richtlinien in der Regel immer meßbar und verantwortlich für die wesentliche Emissionsfracht. Die ersten genannten, organischen Verbindungen fallen in den Regelungsbereich der Nr. 3.1.7 TA Luft:

1. Klassen I bis III der Nr. 3.1.7 TA Luft

- *Alkohole*; Methanol, Ethanol,
- *Alkane*; Hexan bis Tridekan,
- *Aromatische Kohlenwasserstoffe*; Toluol, Ethylbenzol, Xylole, Trimethylbenzole,
- *Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)*; Dichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen,
- *Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW)*; R11, R12,
- *Terpene*; α- Pinen, β-Pinen, Limonen,
- *Aldehyde*; Acetaldehyd,
- *Ketone*; Aceton, 2-Butanon,
- *Schwefelhaltige Verbindungen*; Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid,

2. Außerhalb des Regelungsbereichs der TA Luft:

- Kohlendioxid (CO_2), Kohlenmonoxid (CO), Methan (CH_4),
- Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O), Stickoxid (NO).

Für die vorliegende Bilanzierungsuntersuchung wurden insgesamt 81 Verbindungen ausgewählt und in Tab. 3-14 zusammengestellt. Die Auswahl erfolgte aus dem Stoffscreening, der Literaturrecherche und der hier dargestellten Stoffbewertung. Die Komponenten stellen somit die charakteristischen, MBA-spezifischen Emissionen von

Luftschadstoffen dar. Sie werden ergänzt von einigen Sonderuntersuchungen, die einen besonderen Aufwand erfordern.

Kohlenstoffoxide		*CO_2, CO*
Alkane	**III**	**Cyclohexan**
	III	**n-Hexan bis n-Tridekan**
		CH_4
Alkylbenzole	**2.3**	**Benzol**
(arom. KW)	**II**	**Toluol (Methylbenzol)**
	II	**m-/p-/o-Ethyltoluole**
	I	**p-tert-Butyltoluol**
	II	**Ethylbenzol**
	III	**n-Propylbenzol**
	G I	**iso-Propylbenzol(Cumol)**
	II	**Xylole (Dimethylbenzole)**
	II/III	**Trimethylbenzole**
	II	**Tetrahydronaphthalin**
	II	**Styrol**
	I	**Naphthalin**
Chlorbenzole	**II**	**Chlorbenzol**
	I	**1,2-Dichlorbenzol**
	I	**1,3-Dichlorbenzol**
	II	**1,4-Dichlorbenzol**
	I	**Trichlorbenzole**
CKW	I	Chlormethan
	I	**Dichlormethan**
	I	**Trichlormethan**
	I	**Tetrachlormethan**
	2.3	**1,2-Dichlorethan**
	II	**1,1,1-Trichlorethan**
	2.3	**Trichlorethen**
	I	**Tetrachlorethen**
FCKW	**III**	**R 11**
	III	**R 12**
		R21, R22, R113, R114
Phenole	**I**	**Phenol**
	G I	**Kresole**
Biphenyl	**I**	**Biphenyl**
Aldehyde	**I**	**Methanal (Formaldehyd)**
	I	**Ethanal (Acetaldehyd)**
	II	**Propanal (Propionaldehyd)**
	II	**Butanal (n-Butyraldehyd)**
	III	**2-Methylpropanal (i-Butyra)**
	G	**Pentanal (n-Valeraldehyd)**
	II	**3-Methylbutanal (i-Valera.)**
	II	**Benzaldehyd**
	I	**2-Butenal (Crotonaldehyd)**

Alkohole	**III**	**Ethanol**
	III	**1-Propanol (n-Propanol)**
	III	**2-Propanol (Isopropanol)**
	III	**1-Butanol**
	III	**2-Butanol**
	III	2-Methyl-1-propanol (Isobut.)
	III	2-Methyl-2-propanol (tert-But.)
	III	3-Methyl-1-butanol
	III	2-Methyl-1-butanol
Ether	**I**	**Tetrahydrofuran (THF)**
Ester	**II**	**Methylacetat**
	III	**Ethylacetat**
	G I	**n-Butylacetat**
Carbonsäuren	I	Ameisensäure (Methansäure)
	II	Essigsäure (Ethansäure)
Ketone	**III**	**2-Propanon (Aceton)**
	III	**2-Butanon**
	III	**2-Pentanon**
	III	**3-Pentanon**
	I	**2-Hexanon**
	II	**2-Heptanon**
	II	**3-Heptanon**
	II	**4-Methyl-3-penten-2-on**
	I	**Cyclohexanon**
	II	**Acetophenon**
Terpene	**III**	**α+β Pinen**
	II	**Limonen**
	I	**Kampfer**
Schwefelhaltige	I	Methanthiol
Verbindungen	I	Ethanthiol
	I	**Butanthiol**
	G I	Dimethylsulfid
	G I	**Dimethyldisulfid**
Stickstoffhaltige		*NH_3, N_2O, NO*
Verbindungen	**II**	**Acetonitril**
	I	Pyridin
	II	2-Methylpyridin
	I/II	4-Methylpyridin
PCDD/F		nach 17. BImSchV
Metalle	**I**	**Quecksilber, Cd, Tl**
und ihre Ver-	**II**	**As, Co, Ni, Se**
bindungen	**III**	**Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, V, Sn**

I, II, III: Klassen TA Luft
G I: geruchsintensiv, Schwellenwert ≤ 0,05 mg/m³
2.3: krebserzeugende Stoffe

Tab. 3-14 Stoffliste nach TA Luft mit den Wirkungsklassen I bis III, bzw. Nr. 2.3, Klassierung nach den derzeitigen Erkenntnissen (LAI 1989, LAI 1996, DFG 1999),
fett: vollständige Stoffliste für die vorliegende Bilanzierungsuntersuchung
normal: Sonderuntersuchung wegen hohem Aufwand
kursiv: außerhalb der TA Luft (CH_4, CO_2, CO, NH_3, N_2O, NO)

4 Immissionssituation 4-1
4.1 Volatile Organic Compounds (VOC) 4-1
4.2 Treibhausgase 4-6
4.3 Polychlorierte Dioxine / Furane (PCDD/F), Quecksilber 4-7
4.4 Metalle, Metalloide und ihre Verbindungen 4-10

4 Immissionssituation

4.1 Volatile Organic Compounds (VOC)

Vor dem Hintergrund der Bilanzierung von Schadstoffströmen in einem aktiv belüfteten Rotteprozeß ist es unabdingbar, sich mit der Vorbelastung der Zuluft zu beschäftigen. An mehreren detaillierten Darstellungen (Tab. 4-2 bis Tab. 4-4) wird deutlich, daß eine Vielzahl von Kohlenwasserstoffen in deutlich meßbaren Konzentrationen in der Umgebungsluft vorliegen. Je nach Standortcharakteristika kommt es in zu unterschiedlichen Ausprägungen von Hintergrundkonzentrationen an VOC. So dominieren an verkehrsreichen Meßpunkten eher die BTEX-Aromaten, wohingegen Terpene verstärkt die Situation ländlicher Gebiete prägen. Daneben gibt es geringe jahreszeitliche Schwankungen sowie, bis auf die FCKW, eine Tendenz zum Konzentrationsrückgang.

Es wird eine Auswahl von 26 ubiquitären Luftschadstoffen getroffen, die sowohl endliche Umgebungskonzentrationen ausweisen, als auch in der Abluft von MBA von Bedeutung sind. Um die Zuluftfracht in die MBA zu ermitteln, wird ein realistischer min. und max. Luftdurchsatz bezogen auf den Abfallinput der Rottestufe vorgegeben. Nach den Betriebsdaten der drei Niedersächsischen MBA liegen die durchschnittlichen Luftvolumina zwischen min. 15.000 und max. 30.000 m³/Mg FS. Für das weitere Vorgehen wird ein Immissionsmittel definiert. Das ist der Mittelwert aus 6 bzw. 4 Standorten (ohne niedrigsten und höchsten Wert) im Jahr 1996 in der Schweiz (Tab. 4-2). Weitere Daten für FCKW R11 und Acetaldehyd / 2-Butanon wurden der Tab. 4-4 und Tab. 4-5 entnommen. Zum Vergleich sind in Immissionskonzentrationen von NRW im Jahr 1998 angegeben. Im Resultat ergibt sich die Zuluftfracht pro Mg FS wie in Tab. 4-1 angegeben.

VOC, Substanz	**Zuluftmittel = Immissionsmittel** [µg/m³]	**Zuluftfracht min. / max. (bei 15.000 / 30.000 m³/Mg)** [mg/Mg]
Trichlorfluormethan R11	1,71	26,65 / 51,3
Trichlormethan	0,1	1,5 / 3
1,1,1-Trichlorethan	0,6	9 / 18
Tetrachlormethan	0,5	7,5 / 15
Trichlorethen	0,4	6 / 12
Tetrachlorethen	0,8	12 / 24
Benzol	3,7	55,5 / 111
Toluol	9,6	144 / 288
Ethylbenzol	1,4	21 / 42
m-/p-Xylol	5,3	79,5 / 159
o-Xylol	1,8	27 / 54
iso-Propylbenzol	0,2	3 / 6
n-Propylbenzol	0,4	6 / 12
1,3,5-Trimethylbenzol	0,6	9 / 18

VOC, Substanz	Zuluftmittel = Immissionsmittel [µg/m³]	Zuluftfracht min. / max. (bei 15.000 / 30.000 m³/Mg) [mg/Mg]
1,2,4-Trimethylbenzol	1,9	28,5 / 57
1,4-Dichlorbenzol	0,1	1,5 / 3
n-Heptan	1,1	16,5 / 33
n-Octan	0,5	7,5 / 15
n-Nonan	0,5	7,5 / 15
n-Decan	0,6	9 / 18
a-Pinen	0,4	6 / 12
b-Pinen	0,1	1,5 / 3
Limonen	0,3	4,5 / 9
Acetaldehyd	1,5	22,5 / 45
2-Butanon	0,5	7,5 / 15

Tab. 4-1: Ermittlung der MBA-Zuluftfracht von VOC mit Hilfe des Immissionsmittels

Diese Ergebnisse der MBA-Zuluftfracht von VOC werden bei der Bilanzierung (Kap. 7) wieder aufgegriffen.

Jahresmittelwerte in µg/m³ 1996 bzw. *(1991/92)*	**IMMIS-SIONS-**	Allschwil	Basel	Altdorf	Flüelen	Chur	Jenaz	Luzern	Glarus
Standortcharakteristika	**MITTEL, CH 1996**	Misch gebiet	Haupt-straße	Straße	Misch gebiet	Misch gebiet	ländlich	Straße	Straße
Anzahl Meßwerte	284	26	26	52	52	52	52	52	50
Benzol (1996)	**3,7**	2,4	9,3	6,8	2,4	1,9	1,4	5,3	3,3
(1991/92)		*(4,8)*	*(10,9)*	*(8,6)*	*(4,2)*	*(3,2)*	*(2,2)*	*(4,6)*	*(3,3)*
Toluol (1996)	**9,6**	6,5	23,1	17,0	5,9	4,9	2,7	14,9	8,6
(1991/92)		*(13,4)*	*(34,7)*	*(27,8)*	*(16)*	*(9,9)*	*(5,8)*	*(16,4)*	*(13,5)*
Ethylbenzol (1996)	**1,4**	1,1	4,4	2,9	1,0	0,8	0,4	2,4	1,3
(1991/92)		*(2,2)*	*(5,7)*	*(5,7)*	*(3)*	*(1,8)*	*(1,2)*	*(2,6)*	*(1,7)*
m/p-Xylol (1996)	**5,3**	3,5	15,3	10,5	2,9	2,4	1,2	8,0	4,3
(1991/92)		*(6,9)*	*(19,5)*	*(16)*	*(6,4)*	*(4,4)*	*(1,9)*	*(7,4)*	*(5,1)*
o-Xylol (1996)	**1,8**	1,2	5,3	3,6	1,0	0,8	0,4	2,7	1,5
(1991/92)		*(2,3)*	*(7)*	*(5,5)*	*(2,1)*	*(1,6)*	*(0,7)*	*(2,7)*	*(1,8)*
Styrol	0,2	< 0,2	0,4	0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,3	< 0,2
Isopropylbenzol	**0,2**	-	-	0,2	< 0,2	< 0,2	0,3	< 0,2	< 0,2
n-Propylbenzol (1996)	**0,4**	-	-	0,8	0,3	0,3	0,2	0,6	0,4
(1991/92)		*(0,5)*	*(1,8)*	*(1,3)*	*(0,5)*	*(0,4)*	*(0,2)*	*(0,6)*	*(0,4)*
m/p-Ethyltoluol (1996)	1,5	-	-	3,8	0,9	0,9	0,4	2,8	1,5
(1991/92)		*(2,4)*	*(8,2)*	*(6)*	*(2,3)*	*(1,9)*	*(0,9)*	*(2,9)*	*(1,8)*
o-Ethyltoluol (1996)	0,4	-	-	0,9	0,3	0,3	< 0,2	0,7	0,4
(1991/92)		*(0,6)*	*(2,1)*	*(1,4)*	*(0,6)*	*(0,5)*	*(0,2)*	*(0,7)*	*(0,4)*
1,3,5-Trimethylbenzol (1996)	**0,6**	0,3	1,8	1,2	0,3	0,3	< 0,2	0,9	0,5
(1991/92)		*(0,8)*	*(2,8)*	*(2)*	*(0,8)*	*(0,6)*	*(0,3)*	*(0,9)*	*(0,6)*

Jahresmittelwerte in µg/m³ 1996 bzw. *(1991/92)*	**IMMIS-SIONS-**	Allschwil	Basel	Altdorf	Flüelen	Chur	Jenaz	Luzern	Glarus
Standortcharakteristika	**MITTEL, CH 1996**	Misch gebiet	Haupt-straße	Straße	Misch gebiet	Misch gebiet	ländlich	Straße	Straße
Anzahl Meßwerte	284	26	26	52	52	52	52	52	50
1,2,4-Trimethylbenzol (1996)	**1,9**	1,1	5,9	4,0	0,9	0,9	0,4	2,8	1,5
(1991/92)		*(2,6)*	*(8,2)*	*(5,9)*	*(2,6)*	*(1,7)*	*(0,8)*	*(2,8)*	*(1,8)*
1,2,3-Trimethylbenzol (1996)	0,3	-	-	0,8	0,2	0,2	< 0,2	0,6	0,3
(1991/92)		*(0,7)*	*(2,1)*	*(1,7)*	*(0,6)*	*(0,4)*	*(0,2)*	*(0,6)*	*(0,4)*
Isooctan (1996)	2,4	1,4	7,2	4,9	1,2	1,2	0,7	3,9	1,6
(1991/92)		*(2,2)*	*(8,4)*	*(4,5)*	*(1,6)*	*(1,2)*	*(0,5)*	*(2,5)*	*(1,6)*
n-Heptan (1996)	**1,1**	1,0	2,4	1,3	0,5	0,8	0,3	1,3	1,4
(1991/92)		*(1,7)*	*(2,9)*	*(3,7)*	*(3,6)*	*(2,1)*	*(1)*	*(1,4)*	*(1,6)*
n-Octan	**0,5**	< 0,5	0,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,6	< 0,5
n-Nonan	**0,5**	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
n-Decan (1996)	**0,6**	< 0,5	1,0	0,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,8	0,7
(1991/92)		*(0,3)*	*(2,2)*	*(4,2)*	*(1,7)*	*(0,9)*	*(0,7)*	*(0,9)*	*(0,8)*
1,1,1-Trichlorethan	**0,6**	0,5	0,6	0,5	0,5	0,6	0,5	0,6	0,9
Trichlormethan	**0,1**	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Tetrachlormethan	**0,5**	-	-	0,5	0,6	0,5	0,5	0,6	0,5
Trichlorethen	**0,4**	0,4	1,1	0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,5	0,5
Tetrachlorethen (1996)	**0,8**	0,9	5,7	1,3	0,9	0,3	< 0,3	0,8	0,6
(1991/92)		*(3,8)*	*(13,7)*	*(1,7)*	*(2,1)*	*(0,4)*	*(0,1)*	*(0,8)*	*(1,3)*
1,1,2-Trichlorethan	< 0,1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Chlorbenzol	< 0,1	-	-	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,1,2,2-Tetrachlorethan	< 0,1	-	-	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,3-Dichlorbenzol	< 0,1	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
1,4-Dichlorbenzol	**0,1**	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,6
1,2-Dichlorbenzol	< 0,1	< 0,3	0,4	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
α-Pinen	**0,4**	-	-	0,4	0,3	0,4	9,1	0,3	< 0,3
Camphen	< 0,1	-	-	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
β-Pinen	**0,1**	-	-	< 0,3	< 0,3	< 0,3	2,7	< 0,3	< 0,3
Myrcen	< 0,1	-	-	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
3-Caren	< 0,1	-	-	< 0,3	< 0,3	< 0,3	1,4	< 0,3	< 0,3
Limonen	**0,3**	-	-	0,3	< 0,3	< 0,3	0,6	0,3	0,3

Tab. 4-2: VOC-Immissionskonzentrationen in der Schweiz 1991/92 und 1996 (BUWAL, 1998), **fett**: ausgewählt für Bilanzierung

Mittelwerte in µg/m³	n-Hexan	n-Heptan	n-Octan	n-Nonan	Benzol	Toluol	Ethyl-benzol	m/p-Xylol	o-Xylol	Isopropyl-benzol	n-Propyl-benzol
Rhein-Ruhr-Gebiet (Mittel)	1,38	0,60	0,29	0,26	2,35	6,80	1,87	3,80	1,25	0,24	0,46

Mittelwerte in µg/m³	3-Ethyl-toluol	4-Ethyl-toluol	1,3,5-Trimethyl-benzol	2-Ethyl-toluol	1,2,4-Trimethyl-benzol	Trichlor-methan	1,1,1,-Trichlor-ethan	Tetrachlor-methan	Trichlor-ethen	Tetrachlor-ethen
Rhein-Ruhr-Gebiet (Mittel)	1,25	0,56	0,50	0,47	1,75	0,12	0,32	0,53	0,25	0,39

Tab. 4-3: Immissionskonzentrationen in NRW, 1998 (Quelle: LUA NRW)

Jahresmittelwerte in µg/m³ (1994)	Dübendorf	Tänikon	Basel St.Johannpl.	Glarus	Luzern Löwenplatz	Zürich Kasernenhof	Zürich Stampfen-bachstraße
Standort-charakteristika	Agglomeration, Industriegebiet, offene Bebauung	ländlich	Stadtzentrum, Wohnquartier	ländlich verkehrsreiche Straße, Wohnquartier, Grünzone	Stadtzentrum, verkehrsreiche Straße, geschlossene Bebauung	Stadtzentrum, Grünzone, geschlossene Bebauung	Stadtzentrum, verkehrsreiche Straße, Wohnquartier
Anzahl Meßwerte	2.779 / 3.625	545-934	80	345	83	6.640	802 / 2.298
Benzol	3,38	1,61	4,6	-	4,9	3,1	5,35
Toluol	12,5	3,83	11,2	50	14	9,5	13,94
Ethylbenzol	1,86	0,86	-	-	2,3	-	2,2
m/p-Xylol	5,31	1,80	Σ Xylole:	-	Σ Xylole:	-	7,31
o-Xylol	2,38	0,78	7,2	-	11,3	-	3,3
n-Hexan	-	0,43	-	-	-	1,0	1,4
n-Heptan	-	-	-	-	-	-	0,9
n-Octan	-	-	-	-	1,7	-	-
n-Nonan	-	-	-	-	1,7	-	-
n-Decan	-	-	-	-	2,4	-	-
Σ Isohexane	-	2,48	-	-	-	-	-
Σ Isoheptane	-	0,97	-	-	-	-	-
FCKW R11	**1,71**	-	-	-	-	-	-
FCKW R12	**2,67**	-	-	-	-	-	-
FCKW R113	0,76	-	-	-	-	-	-
1,1,1-Trichlorethan	1,41	-	-	-	-	-	-
Trichlormethan	0,11	-	-	-	-	-	-
Tetrachlormethan	0,82	-	-	-	-	-	-
Trichlorethen	0,48	-	-	-	-	-	-
Tetrachlorethen	1,03	-	1,4	-	1,2	-	-
Limonen	-	-	-	-	0,3	-	-

Tab. 4-4: VOC-Immissionsmeßwerte 1994 (BUWAL, 1995), **fett**: Werte für Bilanzierung

Nach Angaben des UMWELTBUNDESAMTES (1994) betrugen 1992 die Immissionskonzentrationen des FCKW R11: 1,5 µg/m³ (268 ppt) und des FCKW R12: 2,5 µg/m³ (503 ppt). Diese Ergebnisse stimmen mit den in der Schweiz gemessenen Daten von 1994 gut überein (Tab. 4-4). Obwohl die Verpflichtungen des Montrealer Protokolls (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 94/826/EG und Verordnung Nr. 3093/94 des Rates, siehe auch Drucksache 13/8273 des Deutschen Bundestages) zur Einstellung von Produktion und Verwendung vollhalogenierter FCKW von den meisten Ländern vorfristig erfüllt wurden, muß zur Zeit von einem weiteren jährlichen Konzentrationsanstieg der FCKW in der Atmosphäre von 0,9 % bzw. 2,6 % ausgegangen werden (UMWELTBUNDESAMT, 1994). ZELLNER (1999) berichtet, daß zur Zeit der Chloreintrag in die Stratosphäre durch das wichtigste FCKW, das Kältemittel R12, pro Jahr um 1,1 % ansteigt. Da keine aktuelleren Daten verfügbar sind, wird mit 1,71 µg R11/m³ als Immissionsmittel gerechnet. Andere FCKW liegen mit den Immissionskonzentrationen noch weit unter denen von R11 und R12, so z.B. R113 bei 50 ppt und R114 bei 8 ppt (Tab. 4-4 bzw. IPCC, 1992).

Mittelwerte in µg/m³ zwischen Mai 1993 und Dezember 1995	**IMMISSIONSMITTEL**	Melpitz ländliches Gebiet	Leipzig Großstadt (ohne Spitzenwerte im Winter 1993/94)	Leipzig Großstadt (Spitzenwerte im Winter 1993/94)
Formaldehyd	3,8	2,5	5,0	38
Acetaldehyd	**1,5**	1,0	2,0	6,4
Aceton	3,6	2,4	4,8	14
Pentanon	0,4	0,2	0,5	1,4
2-Butanon	**0,5**	0,3	0,6	1,1
Propionaldehyd	0,3	0,2	0,4	1,5
Crotonaldehyd	0,3	0,15	0,4	1,6
Benzaldehyd	0,2	0,09	0,26	0,84
Butyraldeyhd	0,2	0,07	0,24	1,1

Tab. 4-5 Immissionskonzentrationen von Aldehyden und Ketonen an zwei Standorten in Deutschland (K. MÜLLER, 1997)

Die Immissionsmittel für Acetaldehyd und 2-Butanon sind einem Beitrag von MÜLLER (1997) über Aldehyde und Ketone in der Außenluft an zwei Standorten in Deutschland entnommen. Als Immissionsmittel wird der Mittelwert aus zwei Standorten (ohne Winter-Spitzenwerte in Leipzig) herangezogen (Tab. 4-5). Aldehyde / Ketone werden von den Immissionsschutzbehörden in Deutschland in der Regel nicht gemessen.

Sehr ausführliche weitere Informationen zum Vorkommen atmospärischer Spurengase können HESTER / HARRISON (1995) entnommen werden.

Die anthropogenen Emissionen von NMVOC betrugen 1996 nach vorläufigen Angaben rund $1868 \cdot 10^9$ g/a, wobei die Lösungsmittelanwendung ($1010 \cdot 10^9$ g/a) und der Straßenverkehr ($532 \cdot 10^9$ g/a) den größten Anteil ausmachten (Quelle: Umweltdaten Deutschland 1998). Als biogene und nicht gefaßte Quellgruppen kommen die Vegetation (Nadel- und Laubbäume, Grünland, Ackerland), Abfalldeponien sowie Altablagerungen in Betracht. Eine Vielzahl organischer Komponenten wird von Pflanzen emittiert. Dazu gehören: C_2 - bis C_4 -Alkane / Alkene, Alkohole (Methanol, Ethanol), Aldehyde (Formaldehyd, Acetaldehyd), Ketone (Aceton), organische Säuren (Ameisensäure, Essigsäure), Isopren und Terpene. Hierbei kommt insbesondere den Terpenen und Isopren aufgrund ihrer hohen Emissionsrate besondere Bedeutung zu. Für Hessen wurden die NMVOC-Emissionen aus Wäldern, Grün- und Ackerland auf 47.075 Mg/a geschätzt; 98,5 % davon stammte aus Wäldern. Eine Abschätzung der hessischen NMVOC-Emissionen aus Abfalldeponien und Altablagerungen ergab einen Bereich zwischen 615 und 727 Mg/a (HLFU, 1996).

Nach WEDEL (1997) betrugen 1989 die Jahressummen biogener NMVOC $315 \cdot 10^9$ g/a (8 %) und anthropogener NMVOC $3.895 \cdot 10^9$ g/a (92 %) in Deutschland. Global wird von biogenen Emissionen in einer Größenordnung zwischen $350 \cdot 10^{12}$ und $550 \cdot 10^{12}$ g C/a (92 %) und anthropogenen Emissionen zwischen $56 \cdot 10^{12}$ und $90 \cdot 10^{12}$ g C/a (8 %) ausgegangen (HOFFMANN, 1992).

4.2 Treibhausgase

Die Umgebungsgehalte an C_nH_m ohne Methan (NMVOC) und NO bzw. NO_2 in Tab. 4-6 sind den lufthygienischen Jahresberichten der Hessischen Landesanstalt für Umwelt entnommen. Das hessische Meßnetz zur kontinuierlichen Überwachung der Luftqualität besteht aus 38 (1996) bzw. 30 (1998) Stationen. Während in 1996 noch an 6 Stationen der Gehalt an NMVOC gemessen wurde, waren es 1998 nur noch 4 Stationen. Der Datensatz für NMVOC ist nicht ausreichend, um eine regionale Verteilung herauszuarbeiten. Diese Stationen spiegeln die städtische Situation wider.

Ebenfalls in Tab. 4-6 sind das Stickoxid (NO) und das Stickstoffdioxid (NO_2) an den 6 bzw. 4 städtischen Stationen dargestellt. Für NO erreichen die Jahresmittelwerte der ballungsgebietsfernen Waldstandorte nicht einmal 10 % der an verkehrsnahen Stationen gemessenen Maximalwerte. Die in großer Entfernung zu Emittentengebieten liegenden Stationen weisen eine sehr geringe Belastung durch NO auf. Dieses unterstreicht die große Reaktivität und das damit verbundene schnelle Entfernen von NO aus der Atmosphäre bereits nach relativ kurzen Transportwegen. Die gegenüber NO größere atmosphärische Verweilzeit des NO_2 führt dazu, daß an den Waldstationen sowie den sonstigen emittentenfern gelegenen Standorten etwa ein Drittel bis die Hälfte der Maximalimmissionen in Ballungsräumen erreicht werden (HLFU, 1999).

Jahresmittelwerte in mg/m³	C_nH_m ohne Methan in 1996	C_nH_m ohne Methan in 1998	NO (NO_2) in 1996	NO (NO_2) in 1998
Kassel-Nord	0,12	0,093	0,044 (0,037)	0,031 (0,033)
Wiesbaden-Mitte	0,09	n.b.	0,028 (0,039)	n.b.
Frankfurt-Höchst	0,12	0,10	0,048 (0,054)	0,044 (0,047)
Frankfurt-Griesheim	0,11	n.b.	0,044 (0,046)	n.b.
Frankfurt-Ost	0,09	0,086	0,036 (0,043)	0,044 (0,053)
Biebesheim (96), Riedstadt (98)	0,05	0,043	0,019 (0,036)	0,020 (0,033)
IMMISSIONSMITTEL	0,10	**0,080**	0,036 (0,042)	**0,035**

Tab. 4-6: Kontinuierliche Immissionsüberwachung NMVOC und Stickoxide in Hessen 1996/98 (HLFU, 1997/1999)

Die durchschnittliche MBA-Zuluftfracht für NMVOC beträgt demnach 1,2 bis 2,4 g C/Mg Abfall. Mit 10 bis 20 kg/Mg Abfall erreicht die CO_2-Zuluftfracht eine nennenswerte Menge. Weitere MBA-Zuluftfrachten für NO, CH_4 sowie N_2O sind Tab. 4-7 zu entnehmen.

Die Konzentrationen für CO_2, CH_4 und N_2O wurden an den Standorten der untersuchten MBA bei jeder Emissionsmessung ebenfalls in der Umgebungsluft analysiert. Alle hier untersuchten MBA befinden sich auf Deponiestandorten. Dabei konnten in Abhängigkeit von der Deponiegasausbreitung, d.h. Windrichtung und Windgeschwindigkeit, teilweise signifikante Erhöhungen der CH_4-Gehalte in der Umgebungsluft festgestellt werden. Unter ungünstigen meteorologischen Bedingungen sind demnach Zuluftkonzentrationen vom Doppelten der sonstigen Hintergrundkonzentration (1,2 mg/m³) auf MBA-Standorten möglich. Der höchste gemessene CH_4-Gehalt betrug 3 mg/m³. Auf Deponiestandorten ist von dieser erhöhten Vorbelastung mit CH_4 auszugehen. Diese wirkt sich auch auf die Zuluftfracht der MBA aus und kann max. 45 bis 90 g CH_4/Mg betragen. Die Zuluftfracht an Gesamt-C ergibt

sich rechnerisch aus der NMVOC-Fracht (angegeben als C) zuzüglich der CH_4-C-Fracht und liegt im Bereich zwischen 15 und 30 g C/Mg bzw. auf Deponiestandorten mit einer erhöhten Immissionskonzentration an CH_4 zwischen 24 und 47 g C/Mg.

Parameter	Zuluftmittel = Immissionsmittel [mg/m³]	**Zuluftfracht min. / max. (d.h. bei 15.000 / 30.000 m³/Mg) [g/Mg]**
NMVOC ohne Methan	0,08 (angegeben als C)	**1,2 / 2,4 (angegeben als C)**
CH_4 (auf Deponiestandorten)	1,4 (max. 3)	**20 / 40 (max. 45 / 90)**
Gesamt-C (auf Deponiestandorten)	0,97 (max. 1,6)	**15 / 30 (max. 24 /47)**
NO	0,035	**0,5 / 1,0**
N_2O	0,58	**9 / 18**
CO_2	670	**10.000 / 20.000**

Tab. 4-7: Ermittlung der MBA-Zuluftfracht Klimagase mit Hilfe des Immissionsmittels

Diese Ergebnisse der MBA-Zuluftfracht von Klimagasen werden bei der Bilanzierung (Kap. 7) wieder aufgegriffen.

4.3 Polychlorierte Dioxine / Furane (PCDD/F), Quecksilber

PCDD/F:

Dioxinkonzentrationen in der Außenluft zeigen orts- und jahreszeitabhängig starke Unterschiede. Meteorologische Einflüsse, wie austauscharme Wetterlagen im Winterhalbjahr, tragen im wesentlichen dazu bei, daß die PCDD/F-Konzentrationen im Winter höhere Werte aufweisen als im Sommer. Der Unterschied kann bis zum Faktor 6 betragen. Die Vermutung, daß der Jahresgang maßgeblich durch Emissionen aus Hausbrandfeuerungen verursacht wird, bestätigte sich nicht, wenn zeitgleich die Heizaktivitäten, charakterisiert durch den Fernwärmebedarf, gegenübergestellt werden. (BRÖKER ET AL.,1994)

In Schweden wurden in ländlichen Küstengebieten PCDD/F-Konzentrationen von 0,003 bis 0,004 pg I-TEQ/m³ gemessen, im Industriegebiet ergaben sich Werte bis zu 0,5 pg I-TEQ/m³. An Arbeitsplätzen in Stahlwerken wurden in Schweden PCDD/F-Konzentrationen von 0,1 bis zu 14 pg I-TEQ/m³ gemessen (BRÖKER ET AL.,1994). In der Raumluft in verschiedenen Bereichen von Müllverbrennungsanlagen sind im normalen Betriebszustand zwischen 0,13 (Müllannahme / Schlackenförderband) und 10 (Kesselhaus / E-Filterstaubverladung) pg I-TEQ/m³ festgestellt worden (STOCKMANN ET AL., 1993).

Die Jahresmittelwerte der PCDD/F-Immissionskonzentrationen in Deutschland sind in Tab. 4-8 dargestellt. Als Hintergrundkonzentration wurde in Deutschland während der Meßzeit von April bis September 1990 ein Wert von 0,024 pg I-TEQ/m³ beobachtet (BRÖKER ET AL.,1994). Die in Thüringer Städten gemessenen PCDD/F-Konzentrationen erreichten im Mittel die in Städten der alten Bundesländer gefundenen Gehalte nicht. Sie bewegten sich jedoch oberhalb der für ländliche Gebiete üblichen Konzentrationen. Der untersuchte

Schwebstaub Thüringer Städte wies im Winter eine um ca. 70 % höhere PCDD/F-Belastung auf als im Sommer.

Daß längerfristig betrachtet der Konzentrationsverlauf aufgrund von fortschreitender Emissionsminderung technischer Anlagen tendenziell zurückgeht, zeigt sich an den Daten für die Stadt Hamburg. Die PCDD/F-Konzentrationen in der Hamburger Luft liegen im Jahresmittel bei ca. 0,050 pg I-TEQ/m³ und somit im aktuellen Bereich anderer deutscher Städte (FIEDLER ET AL., 1997). Dieser Wert wird daher für die Bilanzierung als Immissionsmittel herangezogen (Tab. 4-8).

Gebiet	Immissionskonzentration in pg I-TEQ/m³ (BRÖKER ET AL.,1995)	Immissionskonzentration in pg I-TEQ/m³ (FINK ET AL., 1997)	Immissionskonzentration in pg I-TEQ/m³ (FIEDLER ET AL., 1997)
ländlich	0,024 - 0,06 Mittel: 0,039	Erfurt (1993/94): 0,058 Erfurt (1994/95): 0,064 Gera: 0,061 Greiz: 0,092 Weimar: 0,075	Hamburg: **0,050** **(IMMISSIONSMITTEL)**
Ballungsgebiete	0,071 - 0,35 Mittel: 0,17		
emittentennah	≤ 1,6	-	-

Tab. 4-8: Zusammenstellung verschiedener Angaben für PCDD/F-Immissionskonzentrationen

Der Länderausschuß für Immissionsschutz (UBA-LIS, 1992) empfiehlt folgende Richtwerte als Jahresmittel zur Begrenzung der inhalativen PCDD/F-Belastung des Menschen:

0,150 pg I-TEQ/m³ als anzustrebender Zielwert,

0,390 pg I-TEQ/m³ als Prüfwert,

1,500 pg I-TEQ/m³ als Interventionswert.

Quecksilber:

Nach heutigem Kenntnisstand liegen die globalen natürlichen und anthropogenen Anteile der Quecksilberemission in derselben Größenordnung. In Europa (mit Osteuropa) und Deutschland überwiegen eindeutig die anthropogenen Quecksilberemissionen. Es wird vermutet, daß die anthropogenen Emissionen seit Beginn des Industriezeitalters zu den derzeit auftretenden natürlichen Quecksilberemissionen aus Böden und Gewässern beitragen. Unter den gegenwärtigen natürlichen Emissionen ist also die Summe aus den vorindustriellen natürlichen Emissionen und den Reemissionen aus früherer anthropogen bedingter Deposition zu verstehen (LAI, 1996)

Aufgrund seines relativ hohen Dampfdrucks gast Quecksilber ständig aus der Erdkruste und den Gewässern in Abhängigkeit des jeweiligen Gehaltes und der Temperatur in die Atmosphäre aus. Zusätzlich zu diesen Ausgasungen wird Quecksilber auch noch durch Staubaufwirbelung, Gischt, Vulkanausbrüche und Waldbrände freigesetzt.

Anthropogene Quecksilberemissionen entstehen insbesondere bei der Verarbeitung von Erzen sowie durch die Verbrennung von fossilen Brennstoffen, in denen Quecksilber in Spuren enthalten ist. Weitere Emissionsquellen sind die industrielle Anwendung von Quecksilber in Fertigungsprozessen (z.B. Chlor-Alkali-Elektrolyse), der gewerbliche und private Einsatz von quecksilberhaltigen Produkten (z.B. Farben, Pestizide, Thermometer, Elektrogeräte) und schließlich die Behandlung und Lagerung von quecksilberhaltigen Abfällen (z.B. Müllverbrennung).

Die mittleren troposphärischen Hintergrundkonzentrationen der umweltrelevanten Quecksilberverbindungen sind in Tab. 4-9 dargestellt. Die gemessenen Hintergrundkonzentrationen sind in der Nordhemisphäre um ca. 30 % höher als in der Südhemisphäre. Der Quecksilbergehalt kontinentaler Luftmassen ist im Mittel doppelt so hoch wie der Gehalt maritimer Luftmassen (LAI, 1996).

Die Quecksilberverbindungen Dimethylquecksilber und Quecksilber(II)-chlorid können lokale Bedeutung haben, so daß u.U. im Emittentennahbereich höhere Konzentrationen gemessen werden, als in Tab. 4-9 angegeben.

Quecksilberverbindung	mittlere Konzentration (ng/m³)
Hg(0)	2 - 4
Hg(II)	0 - 0,1
$(CH_3)_2Hg$	0 - 0,01
CH_3HgCl	0 - 0,1
partikelgebundenes Quecksilber	0 - 0,1

Tab. 4-9: Troposphärische Hintergrundkonzentrationen umweltrelevanter Quecksilberverbindungen (LAI, 1996)

In Deutschland werden im Mittel die in Tab. 4-10 aufgeführten Immissionskonzentrationen gemessen (LAI, 1996). Eine andere Quelle (SCHLIPKÖTER, 1989) gibt die in der Bundesrepublik gemessenen Gesamtquecksilberkonzentrationen mit 3,45 $\pm$ 0,83 ng/m³ in Reinluftgebieten und mit 8,94 $\pm$ 4,16 ng/m³ in einer Großstadt an. Das Immissionsmittel wird auf 5 ng Hg/m³ festgesetzt.

Gebiet	Immissionskonzentrationen in ng Hg/m³
ländlich	3 - 5
Ballungsgebiete	4 - 8
emittentennah	80 - 890

Tab. 4-10: Immissionskonzentrationen von Quecksilber in Deutschland (LAI, 1996)

Die unter Wirkungsgesichtspunkten vom LAI vorgenommenen Ableitungen würden zu Konzentrationswerten führen, die erheblich über den derzeitigen Immissionskonzentrationen liegen. Die Festlegung eines Konzentrationswertes unter Wirkungsgesichtspunkten würde daher dem Vorsorgecharakter des BImSchG nicht gerecht werden. Aus diesem Grund löst sich der LAI von der rein wirkungsseitigen Betrachtungsweise und geht bei der Festlegung eines Konzentrationswertes von der derzeitigen Immissionsbelastung aus. Als Konvention wird daher ein Wert in der Höhe des 10-fachen der derzeitigen Belastung von 50 ng/m³

vorgeschlagen. Im Nahbereich besonderer Emittenten kann dieser Wert derzeit nicht eingehalten werden. Der LAI schlägt vor, einen Konzentrationswert in Höhe von 50 ng/m³ als Orientierungswert für die Sonderfallprüfung nach Nr. 2.2.1.3 TA Luft heranzuziehen. Eine Festlegung als Immissionswert nach Nr. 2.5.1 TA Luft kommt für den LAI aufgrund fehlender Wirkungsrelevanz nicht in Betracht.

Parameter	**Zuluftmittel = Immissionsmittel**	Zuluftfracht min. / max. (bei 15.000 / 30.000 m³/Mg)
PCDD/F	0,05 pg I-TEQ/m³	0,75 / 1,5 ng/Mg
Quecksilber	5,0 ng/m³	75 / 150 µg/Mg

Tab. 4-11: Ermittlung der MBA-Zuluftfracht für PCDD/F und Quecksilber mit Hilfe des Immissionsmittels

Diese Ergebnisse der MBA-Zuluftfracht von PCDD/F und Quecksilber werden bei der Bilanzierung wieder aufgegriffen.

4.4 Metalle, Metalloide und ihre Verbindungen

Vom LAI wurden auf seiner 87. Sitzung im Oktober 1994 in Stade Beurteilungswerte für Immissionen von u.a. Arsen- und Cadmiumverbindungen vorgeschlagen: Zielwerte 5 ng As/m³ und 1,7 ng Cd/m³. Der rechtlich verbindliche Immissionswert (IW 1) der TA Luft beträgt 40 ng Cd/m³ und 2 µg Pb/m³ (arithm. Jahresmittel). Demgegenüber nennt die Luftreinhalteverordnung in der Schweiz einen Immissionsgrenzwert für Cadmium von 10 ng Cd/m³ und für Blei von 1 µg Pb/m³. In Tab. 4-12 sind Bereiche von Immissionskonzentrationen verschiedener Elemente sowie für Ammoniak aufgeführt.

Konzentration in ng/m³	**Reinluftgebiete**	**ländliche Gebiete (wenig belastet)**	**städtisch (belastet)**	**IW 1 nach Nr. 2.5.1 TA Luft**
Cadmium	0,5	3	10	40
Kupfer	n.n.	10 - 20	20 - 60	-
Blei	1	50 - 100	500	2.000
Antimon	0,2	2	0,6 - 32	-
Arsen	0,1	1 - 5	3 - 20	-
Chrom	1	2 - 4	5 - 15	-
Mangan	1	10 - 30	10 - 70	-
Nickel	0,1	1 - 5	5 - 10	-
Selen	?	50	1.000	-
Vanadium	0,001	< 3	7 - 200	-
Zink	?	< 100	200	-
Zinn	?	?	?	-
Ammoniak	?	4.000 - 5.000	20.000	-

Tab. 4-12: Immissionskonzentrationen anorganischer Verbindungen in der Luft bzw. im Schwebstaub (Auswertung verschiedener Literaturquellen) und zugehörige Immissionswerte nach Nr. 2.5 TA Luft.

Da für den Schadstoffstrom Metalle / Metalloide keine Bilanzierung der MBA durchgeführt wird, kann hier auf eine detailliertere Darstellung der Immissionssituation verzichtet werden.

5 Untersuchte Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) von Abfällen 5-1
5.1 Vorbemerkung 5-1
5.2 Konzeption der MBV-Anlagen 5-2
5.2.1 Konzeption der RABA Bassum 5-2
5.2.2 Konzeption der MBV Friesland/Wittmund 5-5
5.2.3 Konzeption der MBV Lüneburg 5-8
5.2.4 Konzeption der MBRA Horm 5-11
5.2.5 Konzeption der MBV-Pilotanlage auf der Deponie Wittstock-Scharfenberg 5-13
5.3 Sachstand der Abluftbehandlungstechnik 5-16
5.3.1 Übersicht 5-16
5.3.2 Abluftbehandlung in der RABA Bassum 5-18
5.3.3 Abluftbehandlung in der MBV Friesland 5-18
5.3.4 Abluftbehandlung in der MBV Lüneburg 5-19
5.3.5 Abluftbehandlung in der MBRA Horm 5-20
5.3.6 Abluftbehandlung in der MBA Pilotanlage Wittstock-Scharfenberg 5-21
5.4 Zusammenstellung der Verfahrenskenngrößen 5-21

5 Untersuchte Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) von Abfällen

5.1 Vorbemerkung

In der vorliegenden Arbeit zur Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung sind fünf Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung untersucht worden. Es sind die drei Niedersächsischen Demonstrationsanlagen mit den Standorten in Lüneburg, Bassum (LK Diepholz) und Wiefels (LK Friesland / Wittmund) sowie die MBRA Horm (Kreis Düren) und die Pilotanlage auf der Deponie Wittstock-Scharfenberg des ZV Prignitz-Ruppin in Brandenburg.

Nach einer Phase der Inbetriebnahme und fortlaufender Prozeßoptimierungen kann nunmehr auf einen zum Teil mehrjährigen Regelbetrieb zurückgeblickt werden. Im Rahmen dieser Arbeit werden Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 1998/99 vorgestellt, die unter praktischen Betriebsbedingungen der jeweiligen Entsorgungsanlage gewonnen wurden. Diesen vorangestellt ist der aktuelle Stand der Anlagenkonzepte.

Die MBRA Horm wurde 1995 in Betrieb genommen. Sie ist mit einer Behandlungskapazität von 150.000 Mg/a die größte MBA in Deutschland. Mit einer Behandlungsdauer von 5 bis 7 Tagen besitzt die Anlage allerdings die kürzeste eingehauste Intensivrottephase. Die offene Nachrotte findet auf der Deponie statt.

Die MBV-Anlage Lüneburg ist als erste der drei Niedersächsischen Demonstrationsanlagen in 1996 in Betrieb gegangen. Mit der Anlage wurde bundesweit die erste volleingehauste, weitgehend automatisierte Anlage mit kontrollierter Ablufterfassung und -behandlung realisiert.

Die RABA Bassum wurde Anfang 1998 abgenommen. Damit liegen Betriebsergebnisse aus dem ersten Jahr im Regelbetrieb vor. Der Durchsatz der integrierten Vergärungsstufe wurde nach und nach gesteigert und erreichte Ende 1998 die max. vorgesehene Gesamtdurchsatzleistung.

Die Intensivrotte der MBV-Anlage Friesland wurde Anfang des Jahres 1999 abgenommen, nachdem es zuvor zu Erweiterungen der mechanischen Aufbereitung kam. Die offene Nachrotte wurde Anfang 1999 in Betrieb genommen. Der Anlagenbetrieb befindet sich noch in der Optimierung. Die volle Auslastung der Anlage ist noch nicht erreicht.

Die MBV-Pilotanlage auf der Deponie Wittstock-Scharfenberg war eine mobile Rotteeinheit in modularer Containerbauweise, die aus drei Rotte- und einem Steuerungscontainer bestand. In dem Steuerungscontainer befand sich auch der Biofilter. Die Abfallaufbereitung, Beschickung und Umsetzung erfolgten diskontinuierlich mit Mobilgeräten.

5.2 Konzeption der MBV-Anlagen

5.2.1 Konzeption der RABA Bassum

Anlage	RABA Bassum im Landkreis Diepholz	
Betreiber, Standort	AWG mbH Bassum, Entsorgungszentrum Bassum (EZB)	
angeschlossene Einwohner	z. Zt. 210.000	
Restabfallmenge (MBV)		
• aktuell (1998)	75.000 Mg/a	
• Prognose	70.000 Mg/a	
Anlagengröße		
• genehmigt	112.000 Mg/a	
realisierte Ausbaugrößen der Baustufen		**geplanter Durchsatz im 1. Bauabschnitt**
• Mechanische Aufbereitung	105.000 Mg/a	60.000 Mg/a
• Klärschlamm-Annahme	7.000 Mg/a	5.000 Mg/a
• Vergärung	13.500 Mg/a	13.500 Mg/a
• Rotte, gekapselt	40.000 Mg/a	40.000 Mg/a
• Mechan. Nachbehandlung	50.000 Mg/a	25.000 Mg/a
Anlieferung		
• Bunkerart / Anzahl	2 getrennte Flachbunkerbereiche	
• Mobilgeräte	Radlader, Greiferbagger	
• Klärschlamm-Zugabe	Silo und Dickstoffpumpe	
Aufbereitung		
• Anzahl der Verfahrenslinien	2, zzgl. ein Bypass-Linie	
• Komponenten/Aggregate	Vor- und Nachzerkleinerung, mehrstufige Siebung (40/80 mm), Fe-Abscheidung, Homogenisierung, Verpressung in Container	
• ausgeschleuste Fraktionen	Metall	→ stoffliche Verwertung
	hwr. Grobfraktion > 80 mm	→ energetische Verwertung
	Störstoffe	→ Deponie / therm. Behandlung
	Inertstoffe	→ Deponie
	Schadstoffe	→ Sonderabfallentsorgung
Vergärung		
• Abfallinput 13.500 Mg/a	Fraktion < 40 mm Haus- und Geschäftsmüll, Produktionsabfälle	
• System	einstufige, thermophile Trockenfermentation (50 – 55 °C)	
• Aufenthaltszeit	15-21 Tage	
• Reaktorvolumen	1.280 m³	
• Komponenten	Fermenter, Förderpumpen und –schnecken, Gasspeicher, Fackel, Dampferzeuger, BHKW, Entschwefelung von H_2S durch sulfidische Bindung an Eisen	
Rotte gekapselt		
• System	Tafelmiete mit Systemumsetzer „Wendelin“ der Fa. Bühler	
• Rottedauer	8 Wochen, Mietenabmessung 93 x 35 x 3,3 m	
• Umsetzintervall	wöchentlich, 8 Mietenfelder	

• Belüftung	Saug- und Druckbelüftung (alternativ), 5 Belüftungsfelder
• Rottehalle, Rotteboden	Kalthalle, segmentierter Lochschlitzboden
Abluftbehandlung	
• System	geschlossener Biofilter mit Luftbefeuchter, ab Mitte 1999 als saurer Wäscher (pH 5)
• Durchströmungsrichtung	von unten nach oben im Saugbetrieb
• Reingasableitung	gefaßt, Ableitung über Kamin
Mechanische Nachbehandlung Rottegut	
• System	Klassierung des Rottegutes nach der Rotte
• Komponenten	Siebung, Verpressung, Verladung
• Fraktionen	Fraktion < 40 mm zur Deponie
	Fraktion < 40-80 mm zur Energ. Verwertung
Inbetriebnahme	Herbst 1997
Ablagerung	getrennte Ablagerung der vorbehandelten Abfälle in separatem Deponieabschnitt
Ausnahmegenehmigung	nach TASi Ziffer 1.2 bis 2020

Tab. 5-1: Tabellarische Übersicht der Konzeption der RABA Bassum

RABA Bassum, Bilanz mechanische Aufbereitung und Vergärung 1998					
Monat	**Summe Anlieferung**	**Rotteeintrag 40 - 80 mm**	**Rotteeintag Gärrückst. <40 mm**	**Input Rotte**	**Input Rotte Durchschnitt**
	Mg	Mg	Mg	Mg	Mg/h
Januar	5.826	2.174	548	2.722	3,7
Februar	6.273	1.912	523	2.435	3,3
März	6.097	2.070	922	2.992	4,1
April	6.057	2.342	433	2.775	3,8
Mai	6.195	2.031	916	2.947	4,0
Juni	6.744	2.303	992	3.295	4,5
Juli	6.765	2.056	748	2.804	3,8
August	5.981	1.797	738	2.535	3,5
September	6.802	2.162	1.158	3.320	4,5
Oktober	6.996	2.368	1.029	3.397	4,7
November	6.767	2.041	1.013	3.054	4,2
Dezember	6.287	2.206	1.108	3.314	4,5
Summe	**76.790**	**25.462**	**10.128**	**35.590**	**4,1**

Tab. 5-2: Mengenbilanz der RABA Bassum, 1998

Monat	**Summe Anlieferung**	**Rotteeintrag 40 - 80 mm**	**Rotteeintag Gärrückst. < 40 mm**	**Input Rotte**	**Input Rotte Durchschnitt**
Januar	6.749 Mg	2.707 Mg	1.152 Mg	3.859 Mg	5,3 Mg/h
Februar	6.932 Mg	2.384 Mg	1.065 Mg	3.449 Mg	4,7 Mg/h
März	7.745 Mg	2.629 Mg	1.175 Mg	3.804 Mg	5,2 Mg/h
April	6.646 Mg	2.320 Mg	1.155 Mg	3.475 Mg	4,8 Mg/h
Mai	6.377 Mg	2.324 Mg	1.092 Mg	3.416 Mg	4,7 Mg/h
Juni	6.488 Mg	2.332 Mg	1.209 Mg	3.541 Mg	4,9 Mg/h
Summe	**40.937 Mg**	**14.696 Mg**	**6.848 Mg**	**21.544 Mg**	**4,9 Mg/h**

Tab. 5-3: Mengenbilanz der RABA Bassum, Januar bis Juni 1999

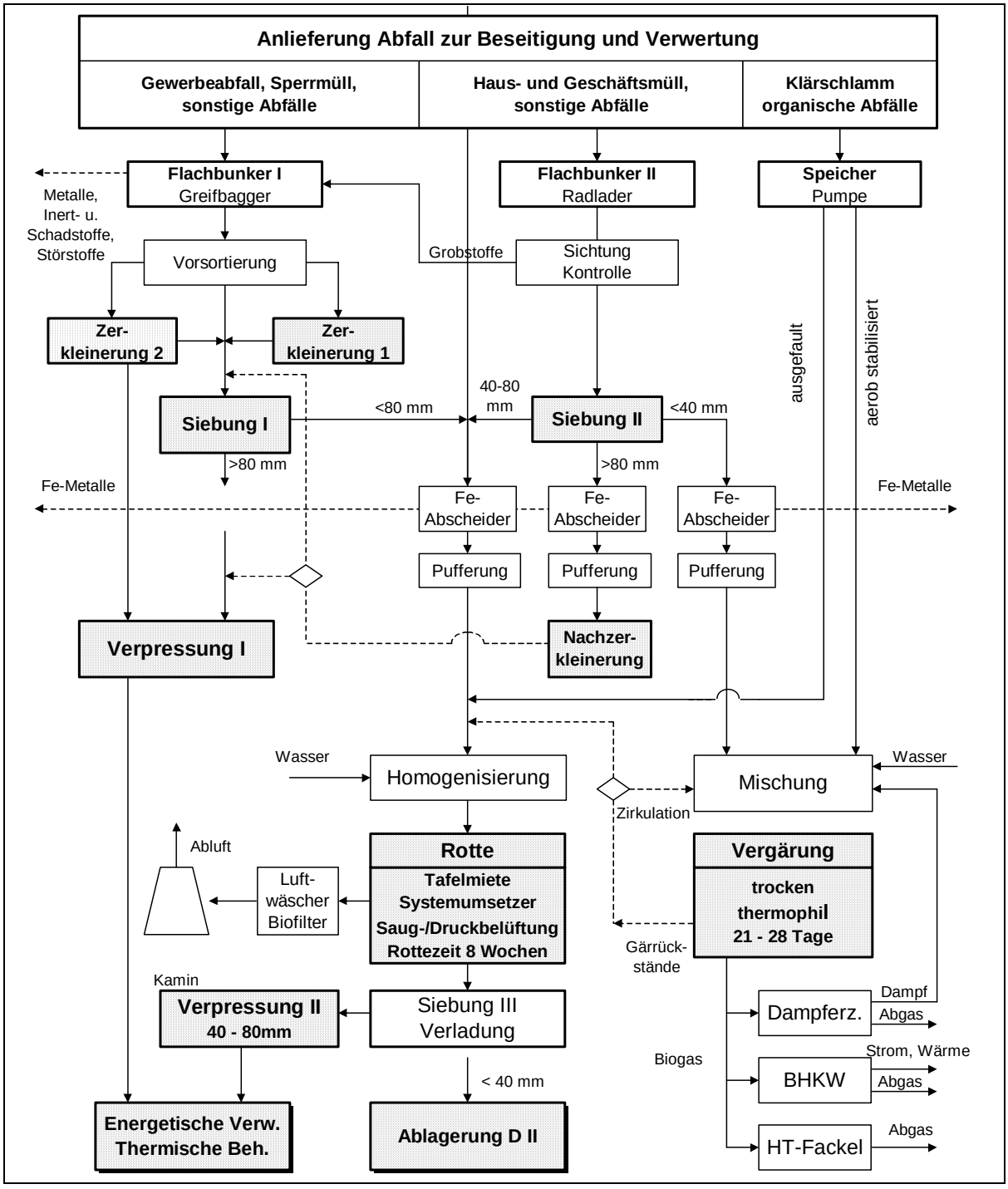


Bild 5-1: Verfahrensfließbild der RABA Bassum

Für die Bilanzierung der Schadstoffströme wurden die gemessenen Emissionskonzentrationen mit den gemessenen Abluftmengen (Nm³/h) zum Emissionsmassenstrom verknüpft. Die Rohgasmeßstelle befindet sich vor den Luftwäschern. Die Reingasmeßstelle befindet sich am Kamin hinter dem Biofilter. Zur Berechnung der Emissionsfrachten / bzw. der Emissionsfaktoren wurden Monatsmittelwerte des Abfalldurchsatzes (Mg/h) hinzugezogen (Tab. 5-2, Tab. 5-3).

5.2.2 Konzeption der MBV Friesland/Wittmund

Anlage	MBV Friesland oder Wiefels, Landkreise Friesland / Wittmund	
Betreiber, Standort	ZV Abfalldeponie Friesland / Wittmund, Zentraldeponie Wiefels	
angeschlossene Einwohner	ca. 104.000	
Restabfallmenge (MBV)		
• aktuell (1998)	ca. 45.000 Mg/a, zukünftig ansteigend	
• Prognose	k. A.	
Anlagengröße		
• genehmigt und realisiert	55.000 Mg/a	
Anlieferung		
• Bunkerart	Flachbunker	
• Mobilgeräte	Radlader	
Aufbereitung		
• Anzahl der Verfahrenslinien	1	
• Komponenten/Aggregate	Vorzerkleinerung und Vorsortierung (separat), Vorzerkleinerung z. Zt. nicht realisierbar. Nachzerkleinerung, Siebung 120/300mm, Fe-Abscheidung, Homogenisierung, Windsichtung (geplant)	
• ausgeschleuste Fraktionen	Baurestmasse	→ stoffliche Verwertung
	Holz	→ stoffliche Verwertung (geplant)
	Metall	→ stoffliche Verwertung
	hwr. Grobfraktion	→ Option
	Störstoffe	→ Deponie
	Inertstoffe	→ Deponie
	Schadstoffe	→ Sonderabfallentsorgung
Vorrotte, gekapselt		
• System	segmentierte Tafelmiete mit Systemumsetzer Fa. Horstmann	
• Rottedauer	2 Wochen, Mietenabmessung 66 x 23 x 3 m	
• Umsetzintervall	wöchentlich, 11 Mietenfelder	
• Belüftung	Saugbelüftung, 11 Belüftungsfelder	
• Rottehalle, Rotteboden	wärmegedämmt, Lochschlitzboden	
Nachrotte, offen		
• System	verschiedene Varianten bis zur Systemfindung	
• Rottedauer	ca.15-30 Wochen je nach Verfahren	
• Umsetzintervall	unterschiedlich (1-2 mal wöchentlich bzw. ohne Umsetzen)	
• Belüftung	unterschiedlich (ohne, passiv mit Kaminzug, aktiv)	
Abluftbehandlung	(nur Vorrotte)	
• System	Luftwäscher und abgedeckter Biofilter aus Betonmodulen	
• Durchströmungsrichtung	von unten nach oben	
• Reingasableitung	flächig, bodennah	
Inbetriebnahme	Herbst 1997	
Ablagerung	getrennte Ablagerung der vorbehandelten Abfälle in separaten Deponieabschnitt	
Ausnahmegenehmigung	nach TASi Ziffer 1.2 bis 2020	

Tab. 5-4: Tabellarische Übersicht der Konzeption der MBV Friesland/Wittmund

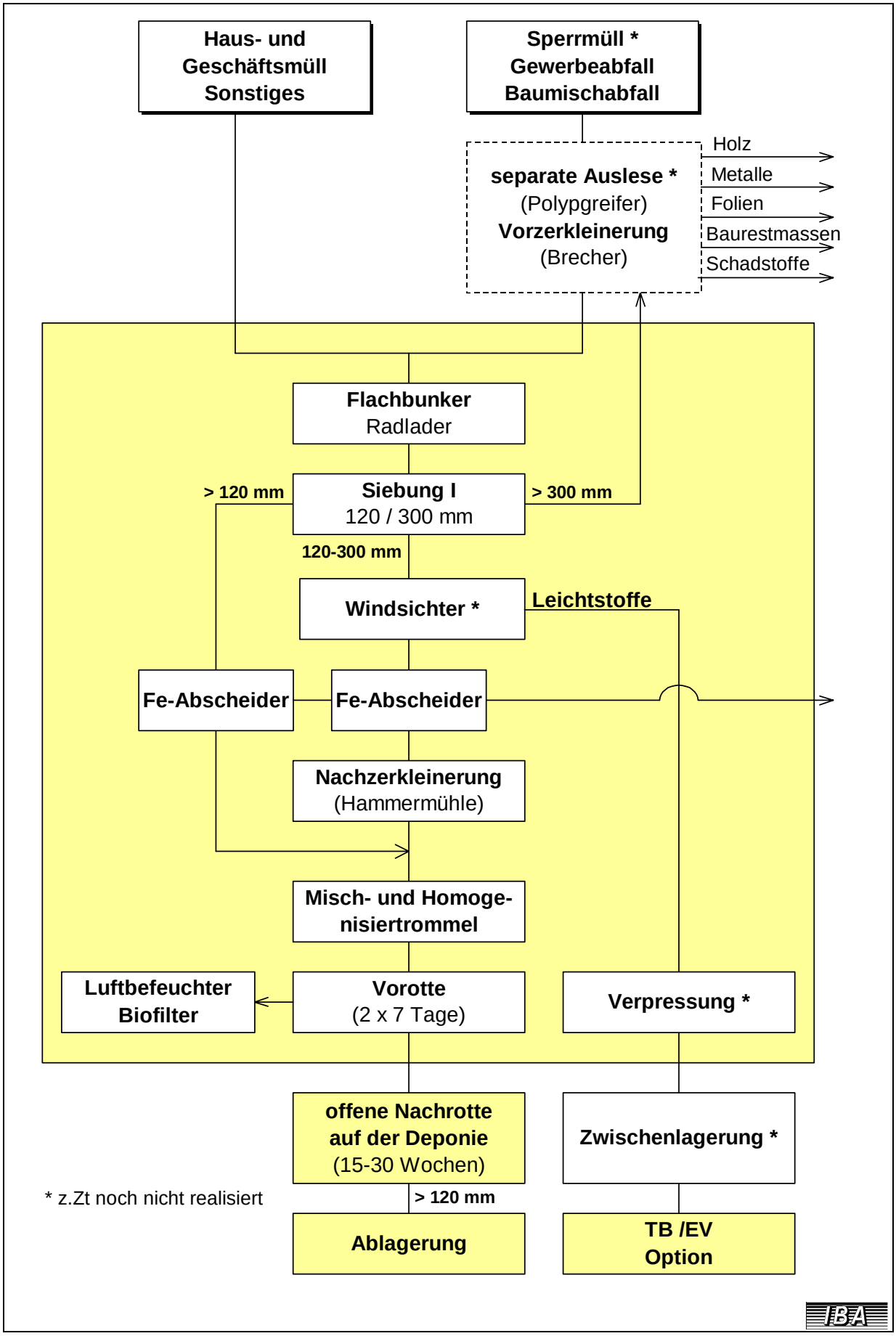


Bild 5-2: Verfahrensfließbild der MBV Friesland/Wittmund (nach Anlagenmodifikation)

Mengenbilanz der mechanischen Aufbereitung der MBV Wiefels 1998					
Monat	**Anlieferung** (gesamt)	**Ausschleusung** Fe-Metalle	**Ausschleusung** Störstoffe / Restabfall > 300 mm	**Input Rotte**	**Input Rotte** (Durchschnitt)
	Mg	Mg	Mg	Mg	Mg/h
Januar	290	6	13	271	0,4
Februar	893	25	-	868	1,2
März	710	29	4	677	0,9
April	961	5	-	956	1,3
Mai	1.205	35	-	1.170	1,6
Juni	1.498	22	66	1.410	1,9
Juli	2.195	68	89	2.038	2,8
August	1.286	42	120	1.124	1,5
September *	60	-	-	60	0,1
Oktober *	659	12	132	515	0,7
November	2.043	15	426	1.602	2,2
Dezember	1.839	-	713	1.126	1,5
Summe	**13.639**	**258**	**1.563**	**11.818**	**1,3**

* Umbau der mechanischen Aufbereitung

Tab. 5-5: Mengenbilanz der MBV Friesland, 1998

Mengenbilanz der mechanischen Aufbereitung der MBV Wiefels 1999					
Monat	**Anlieferung** (gesamt)	**Ausschleusung** Fe-Metalle	**Ausschleusung** Störstoffe / Restabfall > 300 mm	**Input Rotte**	**Input Rotte** (Durchschnitt)
	Mg	Mg	Mg	Mg	Mg/h
Januar	2.368	0	538	1.830	2,5
Februar	1.519	79	300	1.140	1,6
März	2.210	30	461	1.719	2,4
April	2.168	14	440	1.714	2,3
Summe	**8.265**	**123**	**1.738**	**6.404**	**2,2**

Tab. 5-6: Mengenbilanz der MBV Friesland, Januar bis April 1999

Für die Bilanzierung der Schadstoffströme wurden die gemessenen Emissionskonzentrationen mit den gemessenen Abluftmengen (Nm³/h) zum Emissionsmassenstrom verknüpft. Die Rohgasmeßstelle befindet sich hinter dem Luftwäscher. Die Reingasmeßstelle befindet sich hinter dem Biofilter, d.h. unter der Abdeckung. Zur Berechnung der Emissionsfrachten / bzw. der Emissionsfaktoren wurden Monatsmittelwerte des Abfalldurchsatzes (Mg/h) hinzugezogen (Tab. 5-5, Tab. 5-6).

Die Emissionen aus der passiv belüfteten Nachrotte wurden nicht bilanziert. Lediglich exemplarisch werden VOC-Emissionskonzentrationen in der Abluft aus Kaminzugrohren der Nachrotte aufgeführt (Tab. 7-8).

5.2.3 Konzeption der MBV Lüneburg

Anlage	MBV Lüneburg, Stadt und Landkreis Lüneburg	
Betreiber, Standort	Gesellschaft für Abfallwirtschaft mbH, Zentraldeponie Lüneburg	
angeschlossene Einwohner	150.000	
Restabfallmenge (MBV)		
• aktuell	ca. 83.000 Mg/a	
• Prognose	k. A.	
Anlagengröße		
• Mechanische Aufbereitung	29.000 Mg/a	
• Klärschlamm-Annahme	2.500 Mg/a	
• Rotte, gekapselt	25.000 Mg/a	
Anlieferung		
• Bunkerart	2 getrennte Flachbunkerbereiche	
• Mobilgeräte	Radlader, Greiferbagger	
• Klärschlamm-Zugabe	Pumpe	
Aufbereitung		
• Anzahl der Verfahrenslinien	1, zuzüglich 1 Bypass-Linie	
• Komponenten/Aggregate	Vorzerkleinerung, Nachzerkleinerung, Siebung 100 mm, Fe-Abscheidung, Homogenisierung, Verpressung (Ballenpresse)	
• ausgeschleuste Fraktionen	Metall	→ stoffliche Verwertung
	hwr. Grobfraktion	→ energetische Verwertung geplant
	Störstoffe	→ Deponie/therm. Behandlung (geplant)
	Inertstoffe	→ Deponie
	Schadstoffe	→ Sonderabfallentsorgung
Rotte gekapselt		
• System	Tafelmiete mit Systemumsetzer System Fa. GeoTec	
• Rottedauer	16 Wochen, Mietenabmessung: 144 x 32,5 x 2,8 m	
• Umsetzintervall	wöchentlich	
• Belüftung	Saug- und Druckbelüftung mit Umluftführung (alternativ), 7 Belüftungsfelder	
• Rottehalle, Rotteboden	Wände u. Dach wärmegedämmt, segmentierter Lochschlitzboden	
Abluftbehandlung		
• System	Luftwäscher und offener Biofilter als Flächenfilter	
• Durchströmungsrichtung	von unten nach oben	
• Reingasableitung	flächig, bodennah	
Inbetriebnahme	Frühjahr 1997	
Ablagerung	getrennte Ablagerung der vorbehandelten Abfälle in separaten Deponieabschnitt	
Ausnahmegenehmigung	nach TASi Ziffer 1.2 bis 2020	

Tab. 5-7: Tabellarische Übersicht der Konzeption der MBV Lüneburg

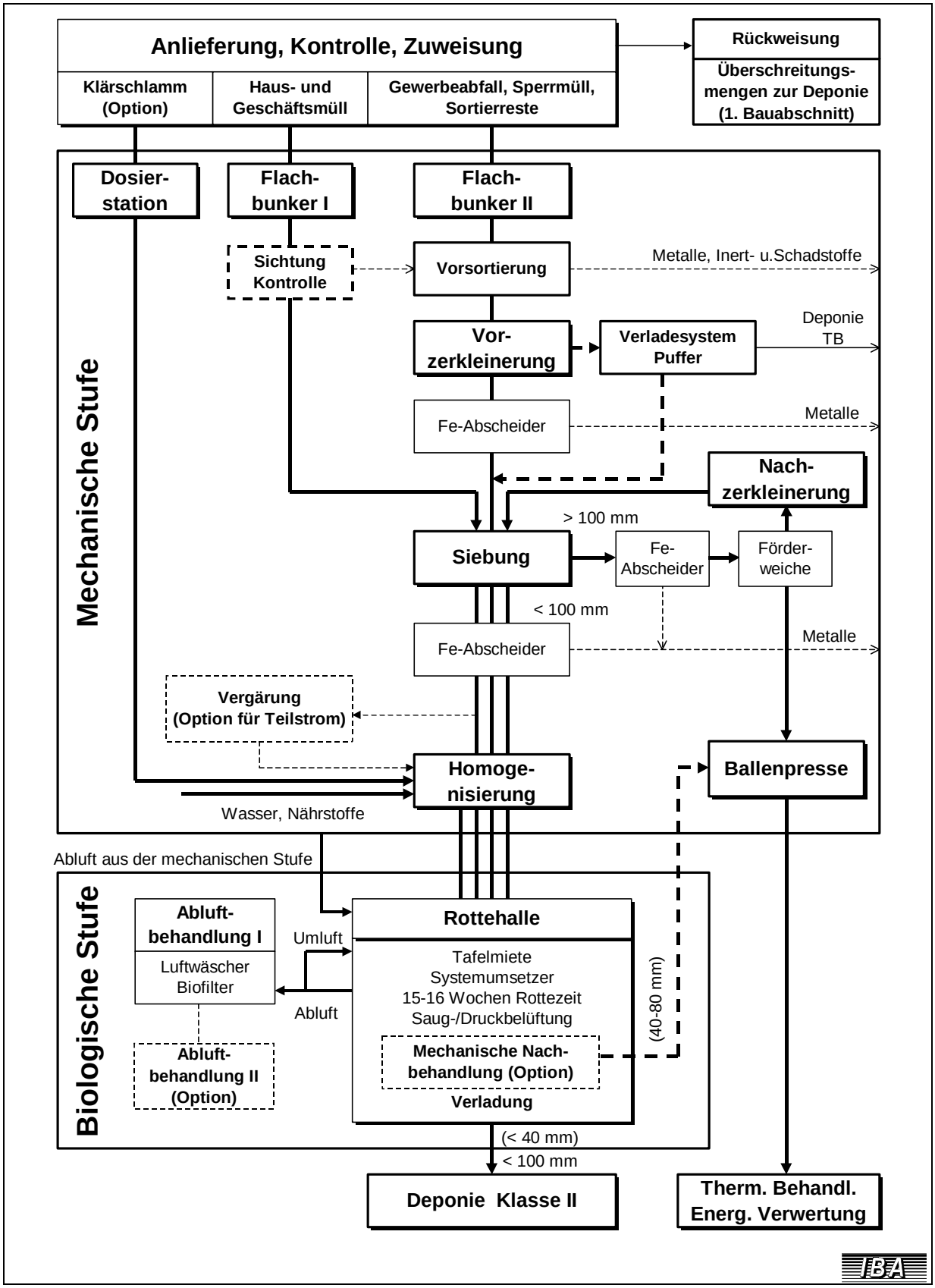


Bild 5-3: Verfahrensfließbild der MBV Lüneburg

Für die Bilanzierung der Schadstoffströme wurden die gemessenen Emissionskonzentrationen mit den gemessenen Abluftmengen (Nm³/h) zum Emissionsmassenstrom verknüpft. Die

Rohgasmeßstelle befindet sich vor dem Luftwäscher. Die Reingasmeßstelle befindet sich auf dem Biofilter, d.h. unter einer temporären Probenahmehaube / Gassammelkamin bzw. unter einer großflächigen Folienkapselung. Als Bilanzierungsgröße Input Rotte der MBV Lüneburg wurden Monatsmittelwerte angesetzt (Tab. 5-8, Tab. 5-9).

Mengenbilanz mechanische Aufbereitung MBV Lüneburg 1998				
Monat	**Anlieferung** (gesamt)	**Ausschleusung** > 100 mm Fraktion (Preßballen), Störstoffe, Fe-Metalle	**Input Rotte**	**Input Rotte** (Durchschnitt)
	Mg	Mg	Mg	Mg/h
Januar	3.465	1.846	1.619	2,2
Februar	3.250	1.675	1.575	2,2
März	2.531	1.564	967	1,3
April	2.740	2.309	431	0,6
Mai	3.167	1.902	1.265	1,7
Juni	3.352	2.167	1.185	1,6
Juli	3.511	2.172	1.339	1,8
August	3.959	2.425	1.534	2,1
September	3.211	2.298	913	1,3
Oktober	3.911	2.562	1.349	1,8
November	3.225	2.169	1.056	1,4
Dezember	3.668	2.466	1.202	1,6
Summe	**39.990**	**25.555**	**14.435**	**1,6**

Tab. 5-8: Mengenbilanz der MBV Lüneburg, 1998

Mengenbilanz mechanische Aufbereitung MBV Lüneburg 1999				
Monat	**Anlieferung** (gesamt)	**Ausschleusung** > 100 mm Fraktion (Preßballen), Störstoffe, Fe-Metalle	**Input Rotte**	**Input Rotte** (Durchschnitt)
	Mg	Mg	Mg	Mg/h
Januar	3.418	2.212	1.206	1,7
Februar	2.562	512	2.050	2,8
März	4.090	2.641	1.449	2,0
April	4.018	2.715	1.303	1,8
Mai	2.708	1.826	882	1,2
Juni	4.245	2.654	1.591	2,2
Juli	4.223	2.524	1.699	2,3
Summe	**25.264**	**15.084**	**10.180**	**2,0**

Tab. 5-9: Mengenbilanz der MBV Lüneburg, Januar bis Juli 1999

5.2.4 Konzeption der MBRA Horm

Betreiber	Dürener Deponiegesellschaft mbH (DDG)
Standort	Deponie Horm im Hürtgenwald
Anlagengröße	• genehmigt 150.000 Mg/a • realisiert 150.000 Mg/a
realisierte Ausbaugrößen der Baustufen	
• Mechanische Aufbereitung	150.000 Mg/a
• Klärschlamm-Annahme	ca. 12.000 Mg/a
• Vergärung	keine
• Rotte, gekapselt	150.000 Mg/a
• Nachrotte, offen	erfolgt derzeit nicht, beantragt
Anlieferung	
Bunkerart	Flachbunker
Mobilgeräte	Radlader
Klärschlamm-Zugabe	aus Silos
Aufbereitung	
Anzahl der Verfahrenslinien	2
Komponenten/Aggregate	Baggervorsortierung, Fe-Abscheidung, Sichten und Auslesen, Vorzerkleinerung (separat), Nachzerkleinerung
	2 Homogenisierungstrommeln
ausgeschleuste Fraktionen und Verbleib	Metall, Kunststoffe, Papier → stoffliche Verwertung
	Störstoffe → Deponie
	Schadstoffe → Sonderabfallentsorgung
Rotte gekapselt	
• System	Tunnelrotte mit Pendelvorschubböden
• Rottedauer	5 - 7 Tage
• Belüftung	2 Desodorierungstrommeln zur Entgasung und Geruchsentfrachtung
• Rottetunnel	wärmegedämmt
Nachrotte, offen (beantragt)	
• System	0,8 m hohe Flachmieten
• Rottedauer	k. A.
• Umsetzintervall	ohne Umsetzen
• Belüftung	ohne
Abluftbehandlung	(nur Vorrotte)
• System	wasserbetriebener Luftwäscher und Biofilter
• Durchströmungsrichtung	von unten nach oben
• Reingasableitung	flächig, bodennah
Inbetriebnahme	01.10.1995

Tab. 5-10: Tabellarische Übersicht der Konzeption der MBRA Horm

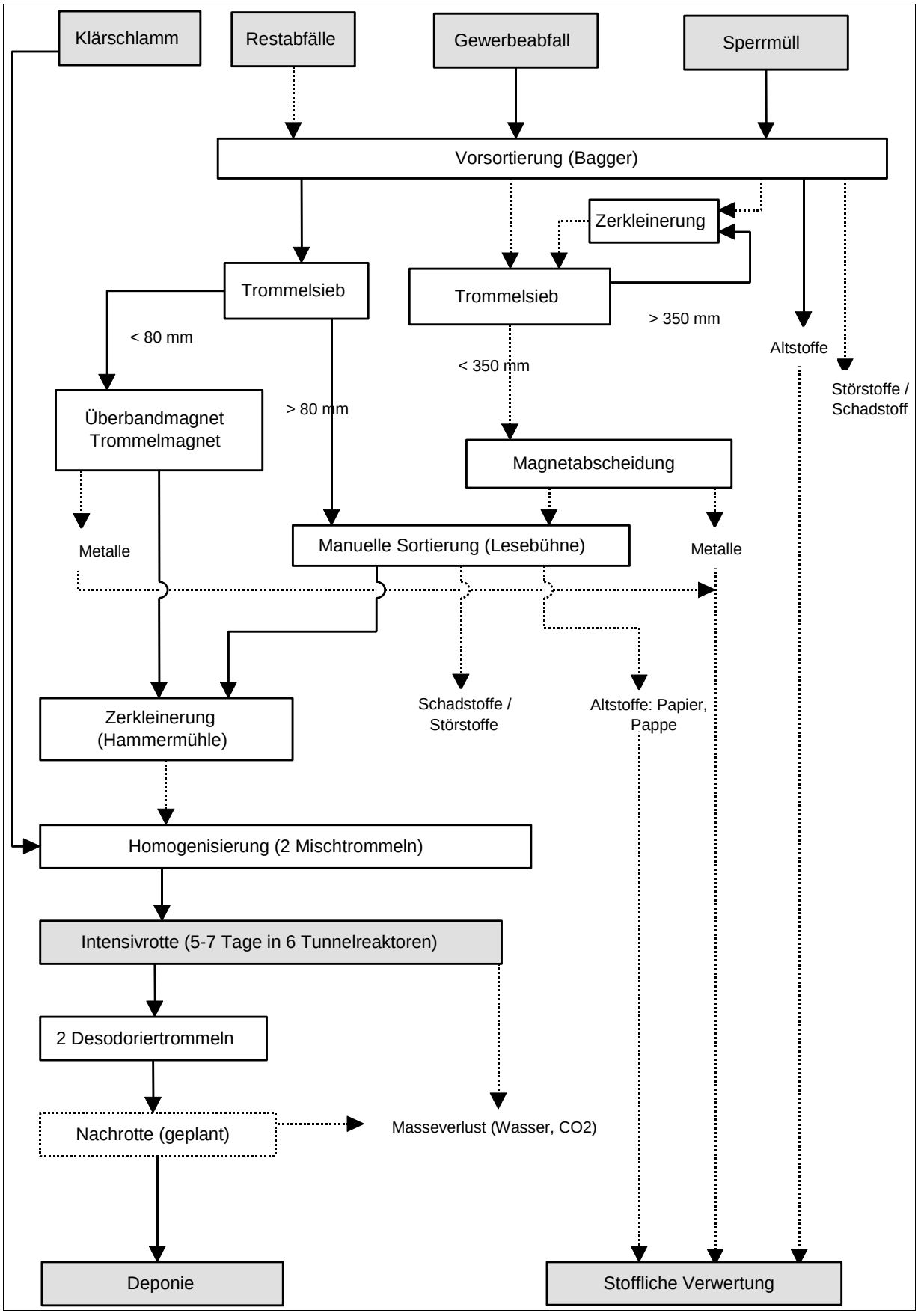


Bild 5-4: Verfahrensfließbild der MBRA Horm

Für die Bilanzierung der Schadstoffströme wurden die gemessenen Emissionskonzentrationen mit den gemessenen Abluftmengen (Nm³/h) zum Emissionsmassenstrom verknüpft. Die Rohgasmeßstelle befindet sich vor dem Luftwäscher. Die Reingasmeßstelle befindet sich auf dem Biofilter, d.h. unter einer temporären Probenahmehaube. Als Bilanzierungsgröße Input Intensivrotte der MBRA Horm wurden Jahresmittelwerte angesetzt (Tab. 5-11).

Abfallart	**1996**	**1997**	**1998**
Hausmüll / Sperrmüll	48.053	46.816	47.710
Gewerbeabfall	45.232	73.284	101.893
Schlämme	6.063	3.597	18.989
$\sum$ = **Input MBRA**	99.348	123.697	168.592
Wertstoffe / Schadstoffe / Sonstige Verwertung	9.182	11.140	22.677
Papier	342	340	552
Folien / Kunststoffe	107	20	Holz: 1.796
Schrott	821	781	693
Schadstoffe	4	11	4
$\sum$ **Ausschleusung**	1.274	1.152	3.045
Input Intensivrotte	88.892	111.405	142.870
Input Intensivrotte, Durchschnitt [Mg/h]	**10,1**	**12,7**	**16,3**
Massenverlust Intensivrotte	18,51 %	16,46 %	13,15 %
Output Intensivrotte	72.438	93.073	124.084

Tab. 5-11: Mengenbilanz der MBRA Horm 1996 – 1998 (Quelle: Jahresberichte der DDG)

5.2.5 Konzeption der MBV-Pilotanlage auf der Deponie Wittstock-Scharfenberg

Die mechanische Aufbereitung erfolgte durch den Zerkleinerer ZK 250 der Fa. Doppstadt, der hier insbesondere die Gebinde, in denen die Bürger den Hausmüll bereitstellten, aufriß. An diesen Aufbereitungsschritt schloß sich die Siebung mit der Siebmaschine SM 518 an, ebenfalls von der Fa. Doppstadt. Es standen Siebtrommeln mit 20 und 60 mm Lochweite zur Verfügung. In den Wintermonaten konnte der Zerkleinerung eine Siebung des Restmülls aus Ofenheizungsgebieten vorgeschaltet werden, um die Hausbrandasche vorab zu separieren.

Der angelieferte Abfall wurde zunächst über eine Zeit lang angesammelt und dann chargenweise aufbereitet, bewässert und danach in die Rottecontainer eingefüllt. Die biologische Intensivrotte lief in drei prozeßgesteuerten Rottecontainern der Fa. ML- Entsorgungs- und Energieanlagen GmbH ab. Jeweils nach einer Woche Behandlungsdauer wurden die Container entleert, der Abfall durchmischt, bewässert und wieder in die Container eingebaut. Der Intensivrotte in Containern über zwei bis drei Wochen schloß sich eine zweimonatige überdachte Nachrotte in unbelüfteten Dreiecksmieten an (Bild 5-5).

Weitere detaillierte Angaben zum Abfallaufkommen, zur Abfallzusammensetzung, zur Rottetechnik und zur Optimierung der aeroben Rotte auf der Deponie Wittstock-Scharfenberg sind u.a. JANIKOWSKI (1998) und JAGER / SCHWING (1999) zu entnehmen.

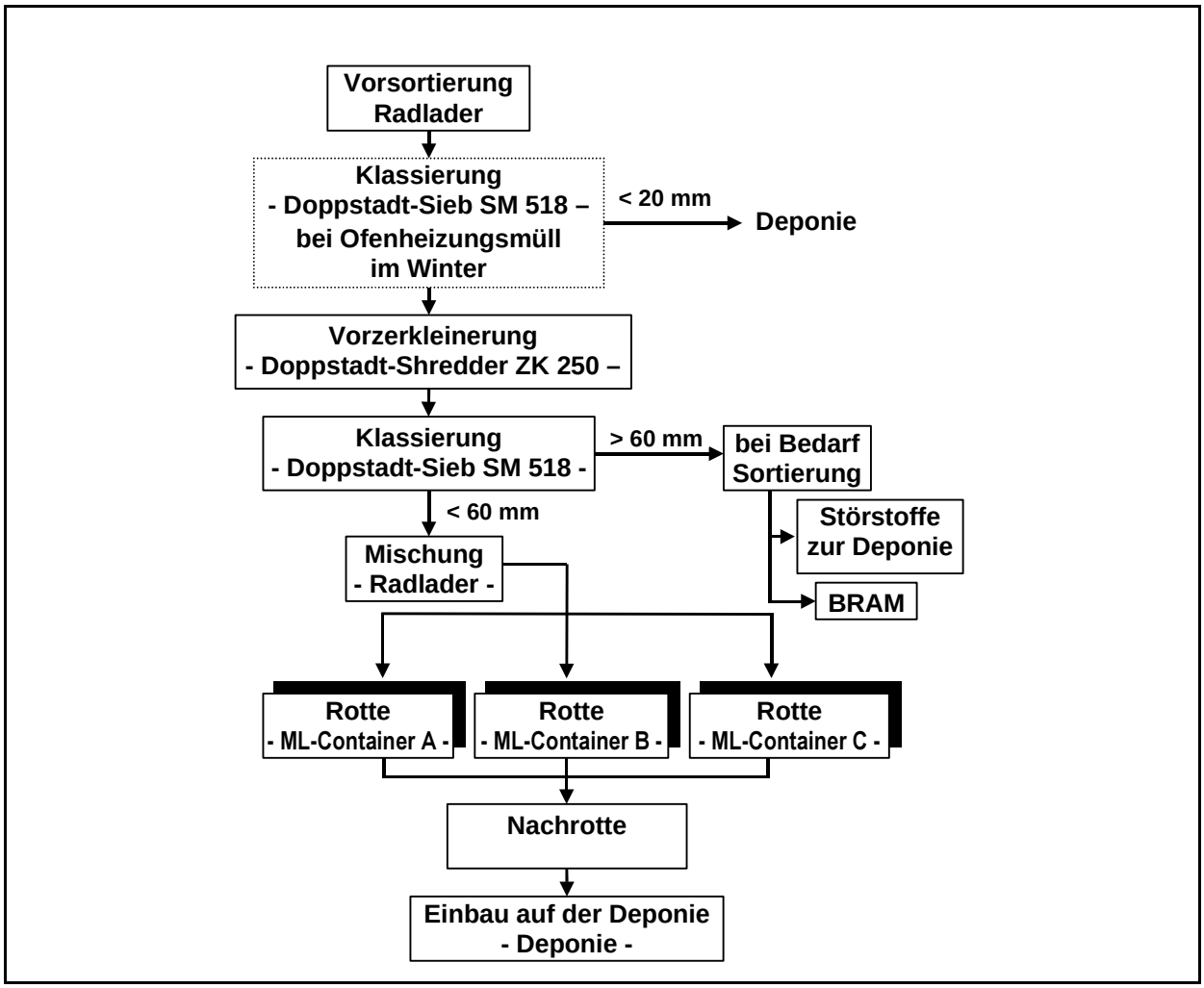


Bild 5-5: Verfahrensfließbild der MBV-Pilotanlage auf der Deponie Wittstock-Scharfenberg

Eine Intensivmeßphase zu den Abluftemissionen der MBA fand Ende des Jahres 1997 statt. Die Befüllung der Container erfolgte am 18.11.1997, nachdem die Abfallanlieferungen vom 12., 13., 14. und 17.11.1997 angesammelt wurden. In der Zeit davor waren die Rottecontainer nicht in Betrieb. Der Biofilter wurde somit ebenfalls nicht beschickt. In den Haufwerken war bereits eine spontane Selbsterhitzung eingetreten. Insgesamt betrug die eingebaute Müllmenge 46 Mg FS (WG: 50 %). Zwei Container waren mit 1/3 Klärschlamm und 2/3 Mischmüll gefüllt, ein Container zu 100 % mit Mischmüll. Mischmüll bestand zu 2/3 aus Anlieferungen aus Fernheizungsgebieten und zu 1/3 aus Anlieferungen aus Ofenheizungsgebieten (größerer Anteil an Kornfeinfraktionen durch Hausbrandasche). Die Behälter mit Klärschlammanteil erreichten schneller die Maximaltemperatur, fielen aber nach dem ersten Umsetzen unter das Temperaturniveau des reinen Mischmüllcontainers ab.

Die Luftdurchsätze der drei Rottecontainer sowie die zugehörigen Rottetemperaturen während der vierwöchigen Behandlungsdauer sind in (Bild 5-6) dargestellt.

Der Untersuchungsumfang umfaßte die zeitgleiche Feststellung der Roh- und Reingasbelastung sowie die Ermittlung der zugehörigen Filterwirkungsgrade. Beprobungen fanden am 1., 2., 3., 4., 16., und 17. Tag statt.

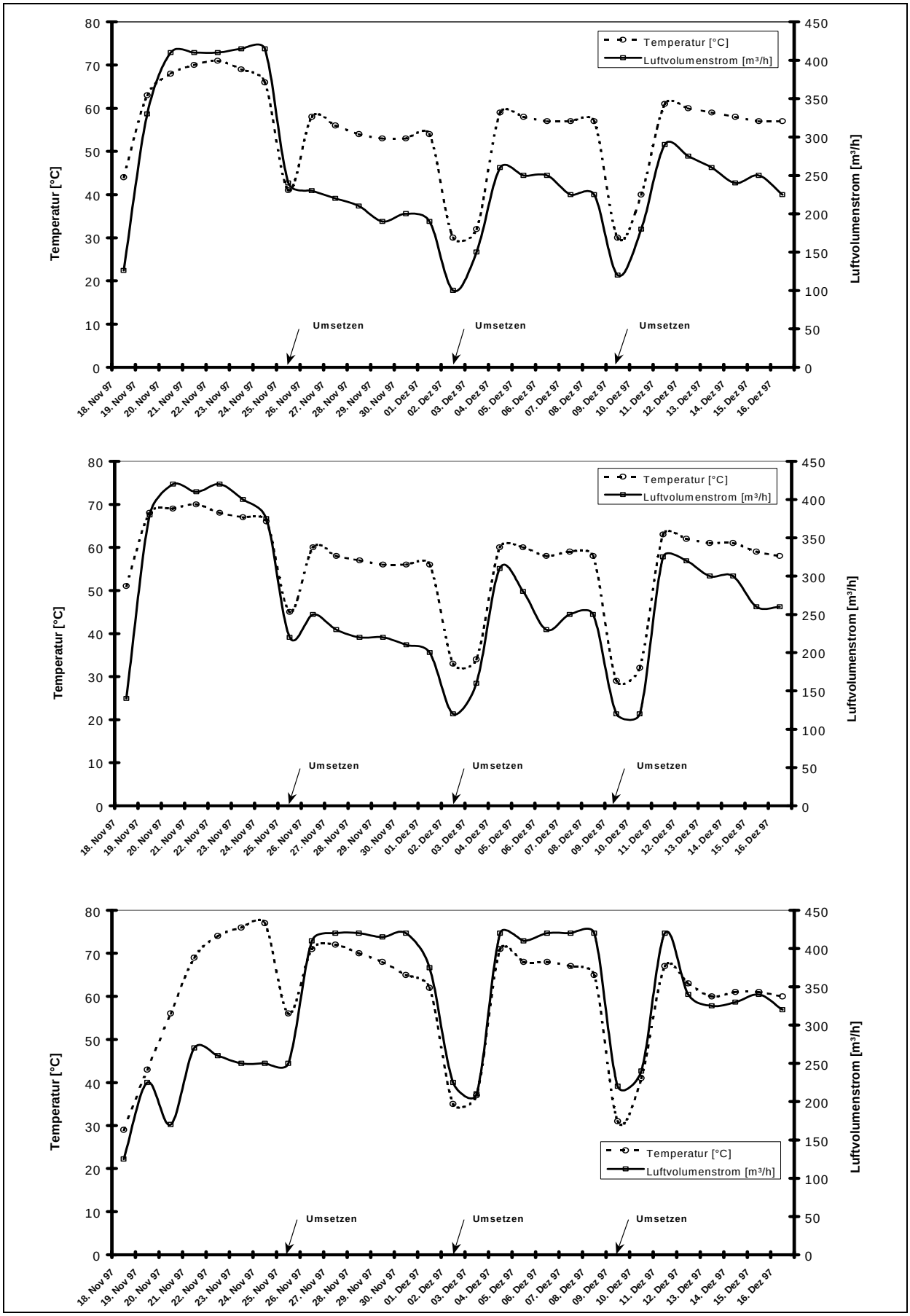


Bild 5-6: Luftdurchsätze und Rottetemperaturen in den drei Rottecontainern auf der MBA Wittstock-Scharfenberg während der vierwöchigen Behandlungsdauer

5.3 Sachstand der Abluftbehandlungstechnik

5.3.1 Übersicht

Die gefaßte Abluft wird in den fünf Anlagen biologisch über Luftbefeuchter und Biofilter unterschiedlicher Bauart gereinigt. Die verschiedenen Systeme sind in Bild 5-7 und Bild 5-8 gegenübergestellt.

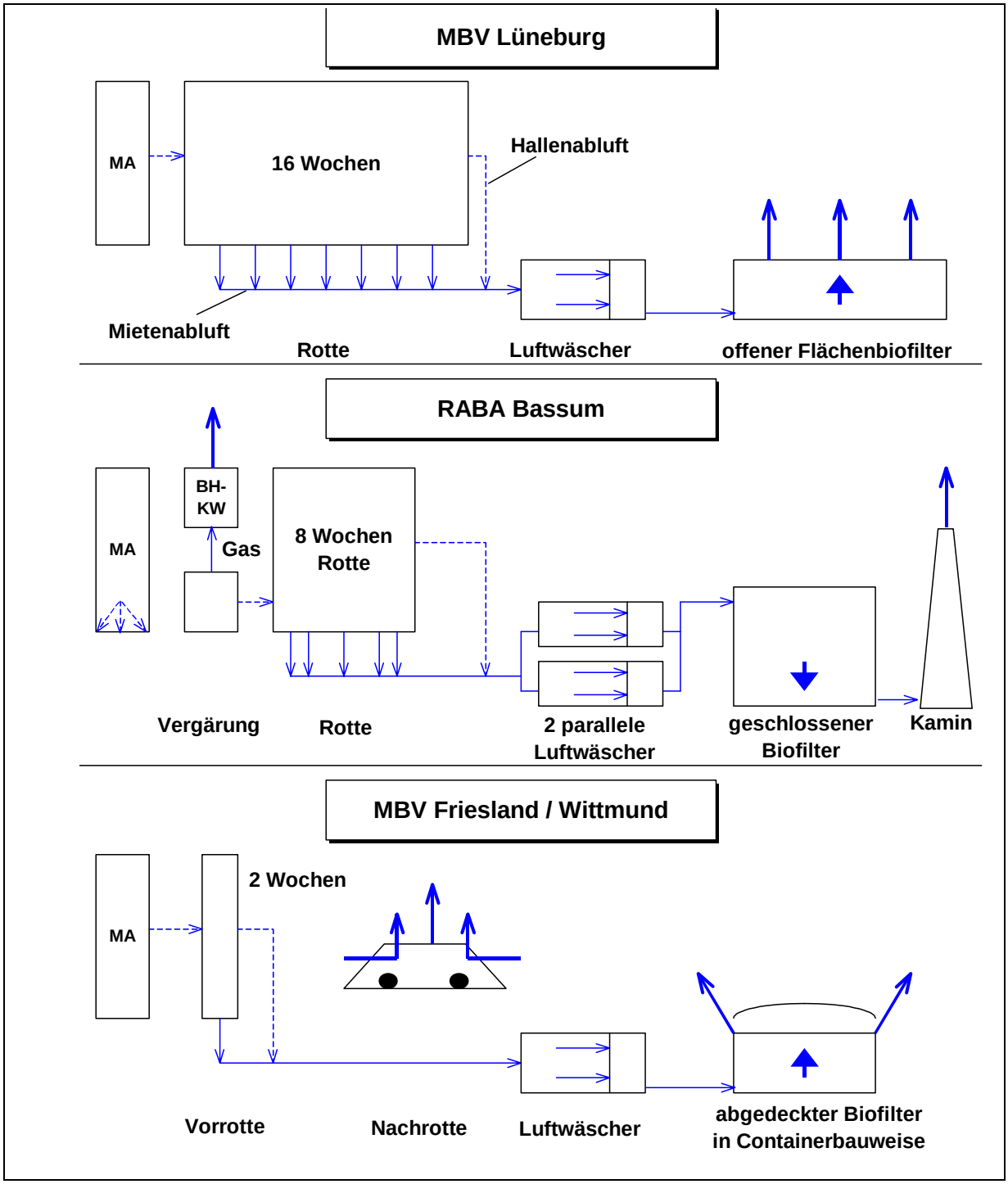


Bild 5-7: Abluftbehandlung der drei Niedersächsischen Demonstrationsanlagen

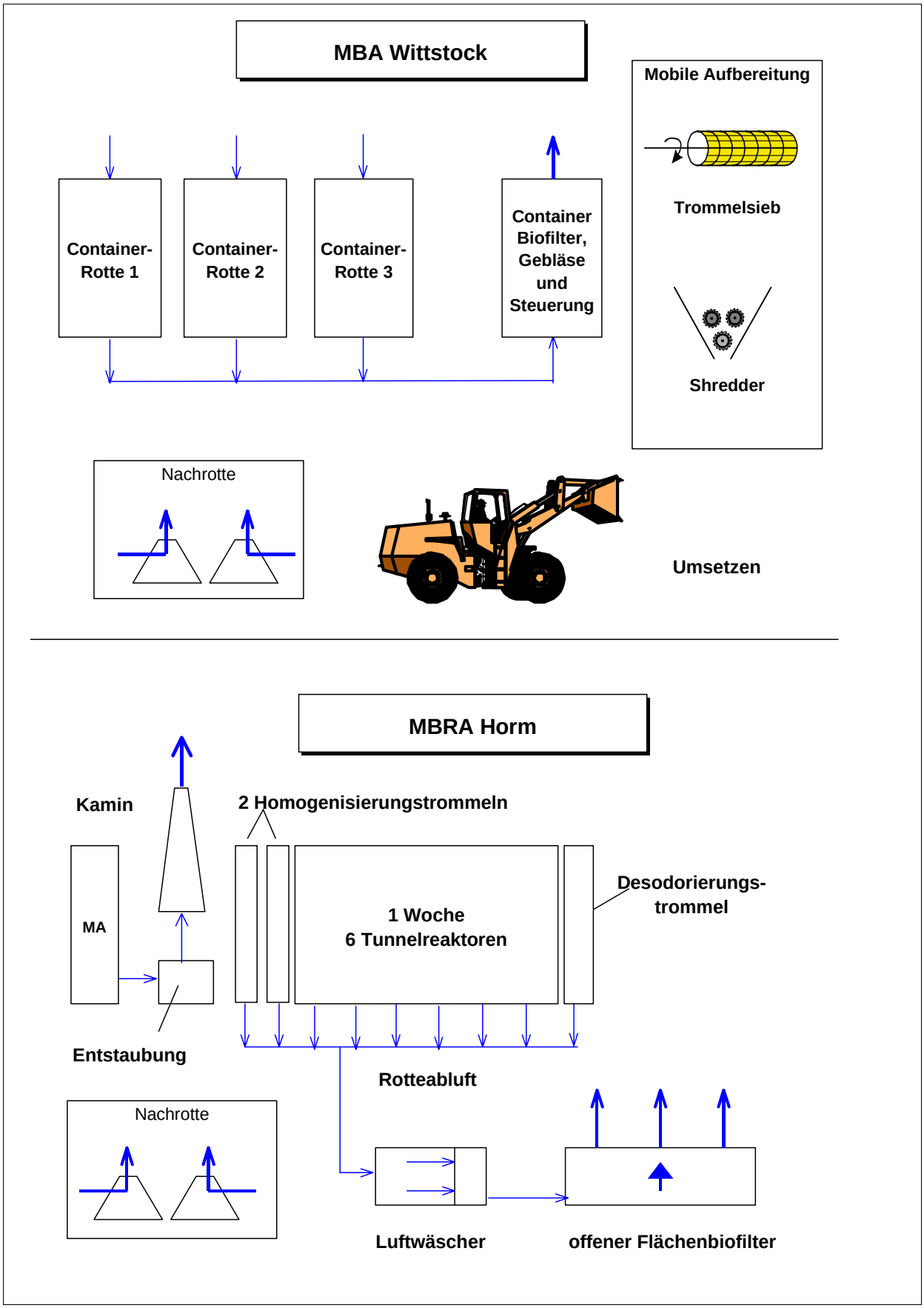


Bild 5-8: Abluftbehandlung der MBA Wittstock-Scharfenberg und der MBRA Horm

5.3.2 Abluftbehandlung in der RABA Bassum

- Luftwäscher: einfacher Luftbefeuchter, 2-straßig, 8 Düsen, 8 mm Durchmesser
- Wasserwechsel: alle 6 Stunden, als saurer Wäscher alle 3 Stunden (ab Mai 1999)
- Verfahren: geschlossener Biofilter, 2-straßig, 2 Felder, von oben nach unten durchströmt, automatische Berieselung
- Abluftmenge: 80.000-100.000 m³/h
- Füllmaterial: gerissenes Wurzelholz
- Füllhöhe: 3,3 m
- Biofilterabmessung:
  - Länge: 27,6 m je Feld
  - Breite: 9,1 m je Feld
  - Fläche: 2·250 m² = 500 m²
  - Volumen: 2·830m³ = 1.660 m³
- Belüftungsboden: Spaltenboden
- Abluftableitung: punktförmig über Kamin in 18 m über GOK

Die Abluftbehandlung in der RABA Bassum umfaßt die Abluftströme aus der Vergärung und die Hallen- und Mietenabluft aus der Rottehalle, wobei der Anteil des Mietenabluftstromes an der gesamten zu behandelnden Luftmenge annähernd 50 % beträgt. Diese Behandlungsstufe wurde im November 1997 abgenommen.

Im April 1998 sind vom TÜV orientierende olfaktometrische Messungen durchgeführt worden, die Optimierungsbedarf der Reinigungsleistung angezeigt haben. Im Sommer sind Betriebsprobleme aufgrund hoher Temperaturen im Zuluftstrom zum Biofilter aufgetreten, die insbesondere aus der durch Sonneneinstrahlung erwärmten Hallenabluft der Rottehalle resultieren. Durch eine temporäre und bereichsweise Umstellung der Mietenbelüftung von Saug- auf Druckbetrieb konnte jeweils eine gewünschte Temperaturabsenkung in der Zuluft zum Biofilter (< 40 °C) erzielt werden.

5.3.3 Abluftbehandlung in der MBV Friesland

In der MBV Friesland wird die in der mechanischen Aufbereitung abgesaugte Abluft in die Rottehalle eingeblasen. Dem Biofilter werden die Abluftströme Hallenabsaugung Rottehalle, Mietenabluft und Quellenabsaugung aus Siebtrommel und Misch- / Homogenisierungstrommel zugeführt. Bei dem Biofiltersystem handelt es sich um 10 Filtercontainer in Betonbauweise, die jeweils mit verschiebbaren Kunststoffhauben abgedeckt sind. So ist der Biofilterbetrieb von Witterungseinflüssen weitgehend unabhängig.

Gemäß einer Stellungnahme des TÜV vom April 1995 ist eine Reingaskonzentration von 200 GE/m³ einzuhalten.

Eine alle zwei Stunden wiederkehrende Belüftungspause von 5 Minuten stellt eine Besonderheit der Belüftungseinstellung der MBV Friesland dar. Während dieser Pausen kann angestautes Kondensat aus den Abluftleitungen entgegen der Strömungsrichtung der Abluft abfließen. Diese Pausen sind bei den Meßplanungen zu berücksichtigen, da u.a. mit Wiederanlaufen der Ventilatoren eine Emissionsspitze verbunden ist.

- Luftwäscher: einfacher Luftbefeuchter
- Wasserwechsel: täglich bis wöchentlich
- Verfahren: abgedeckter Biofilter aus 10 Betonmodulen in 2 Straßen, von unten nach oben durchströmt, manuelle / automatische Berieselung
- Abluftmenge: 54.000 m³/h
- Füllmaterial: Bonfil, Mischung von organischem Material
- Füllhöhe: 1,0 m
- Biofilterabmessung: Länge: 15 m
  Breite: 14 m
  Fläche: 210 m²
  Volumen: 2.100 m³
- Belüftungsboden: Spaltenboden
- Abluftableitung: flächig

5.3.4 Abluftbehandlung in der MBV Lüneburg

- Luftwäscher: einfacher Luftbefeuchter
- Wasserwechsel: wöchentlich
- Verfahren: offener Flächenbiofilter, 2 Felder, von unten nach oben durchströmt, Berieselung nur durch natürliche Niederschläge
- Abluftmenge: 50.-70.000 m³/h
- Füllmaterial: gehäckseltes Holz
- Füllhöhe: 1,5 m
- Biofilterabmessung: Länge: 44 m
  Breite: 22 m
  Fläche: 968 m²
  Volumen: 1.450 m³
- Belüftungsboden: Schlitzplatten
- Abluftableitung: flächig

In der MBV Lüneburg wird die in der mechanischen Aufbereitung gefaßte Hallenabluft als Zuluft zur Rottehalle genutzt. Die im Saugbetrieb gefaßte Mietenabluft und die Hallenabluft aus der Rottehalle werden über den Flächenfilter gereinigt.

Der von der Genehmigungsbehörde festgesetzte Grenzwert für Geruchsemissionen von 150 GE/m³ wurde im April 1997 mit Abnahmemessungen nachgewiesen.

Im Frühjahr 1998 ist ein erster Austausch des Biofilterfüllmaterials vorgenommen worden. Der Biofilter ist anfänglich mit dem Siebüberlauf aus der Grünabfallaufbereitung befüllt worden. Da dieses Material zu geringen Standzeiten des Filters geführt hat, wurde für die neue Füllung eine Holzhäckselmischung eingesetzt.

Die Ventilatoren der sieben Belüftungsfelder und die Hallenventilatoren werden in drei Takten à 15 Minuten unterschiedlich angesteuert. Das gesamte Intervall dauert 45 Minuten. Dieses ist bei der Probenahme zu berücksichtigen, da die Volumenströme und die Belastungen der Abluft in den drei Takten unterschiedlich hoch ist. Durch die Pausenzeiten sind die Belastungen auch innerhalb der einzelnen Takte mit Abluft aus den Rottemieten zeitabhängig. Zu Beginn eines Taktes sind die Emissionskonzentrationen am höchsten.

5.3.5 Abluftbehandlung in der MBRA Horm

- Luftwäscher: einfacher Luftbefeuchter
- Wasserwechsel: wöchentlich
- Verfahren: offener Flächenbiofilter, 2 Felder, von unten nach oben durchströmt, Berieselung nur durch natürliche Niederschläge
- Abluftmenge: 40.000 m³/h (Tagesschicht: ~ 8h/d)
- 18.000 m³/h (außerhalb der Tagesschicht: ~ 16h/d)
- Füllmaterial: gehäckseltes Holz
- Füllhöhe: 1,5 m
- Biofilterabmessung:
  - Länge: 26 m
  - Breite: 20 m
  - Fläche: 520 m²
  - Volumen: 780 m³
- Belüftungsboden: Schlitzplatten
- Abluftableitung: flächig

In der MBRA Düren wird die im Klärschlammbunker, in den Klärschlammsilos und in der Container-Verladestation gefaßte Abluft zur Belüftung der 6 Rottetunnel genutzt. Dieser Volumenstrom beträgt durchgehend etwa 18.000 m³/h. Aus den Desodorierungstrommeln werden während des Rotteaustrages (werktags durchschnittlich Mo. – Fr.: 9h, Sa.: 6h) zusätzliche Abluftmengen in Höhe von ca. 22.000 m³/h abgesaugt. In der Summe strömen dann durchschnittlich 40.000 m³/h über den Biofilter. Aus betrieblichen Gründen werden die Trommeln zeitweise im leeren Zustand durchströmt. Bei kalten Außentemperaturen kommt es dabei zu einer signifikanten Abkühlung des Abgases und damit auch des Biofilters. Das wiederum führt zur einer Beeinträchtigung des Stoffabbaus, und der Wirkungsgrad des Biofilters sinkt.

5.3.6 Abluftbehandlung in der MBA Pilotanlage Wittstock-Scharfenberg

Anstelle des Luftwäschers befindet sich vor dem Biofilter eine Kondensatabscheidung mit einem Kondensatbehälter.

- Verfahren: abgedeckter Flächenbiofilter, 1 Feld, von unten nach oben durchströmt, manuelle Berieselung
- Abluftmenge: durchschnittlich 660 m³/h
- Füllmaterial: Fertigkompost aus Grünabfall
- Füllhöhe: 1,1 m
- Biofilterabmessung:
  - Länge: 3,0 m
  - Breite: 2,3 m
  - Fläche: 6,9 m²
  - Volumen: 7,6 m³
- Körnung: oben 0,7 m < 25 mm, unten 0,4 m > 25 mm
- Abluftableitung: flächig

Als problematisch stellt sich der diskontinuierliche Betrieb, die stark schwankende Beschickung (stoffliche und hydraulische Flächenbelastung) und die ausschließlich manuelle Berieselung heraus. Es hat sich gezeigt, daß die Berieselung des Biofilters mit eigenem hochbelasteten Abluftkondensat zur Überlastung des Filters und zum Einbruch der Abbauleistung führt. Da die Abdeckung des Biofilters das Eindringen von Niederschlägen vollständig unterbindet, ist eine externe Berieselung mit Leitungswasser o.ä. vorzunehmen.

5.4 Zusammenstellung der Verfahrenskenngrößen

Sowohl die unterschiedliche Behandlungstechnik, als auch die verschiedenen Verfahrensvarianten der biologischen Abluftreinigung führen dazu, daß die gesamte Breite der derzeitig realisierten MBA-Technik in dieser Arbeit abgebildet wird. Die MBA Wittstock ist dabei ein guter Monitor für das zeitliche Emissionsverhalten, da es sich um ein Batchverfahren handelt. Demgegenüber repräsentieren die anderen vier Anlagen den kontinuierlichen Betrieb (Mischabluft) mit Rottezeiten zwischen ca. 1 Woche und 16 Wochen. Darüber hinaus ist auch eine Teilstromvergärung im Untersuchungsumfang enthalten. Insgesamt ist zu erwarten, daß die Ergebnisse eine umfassende Bewertung der Emissionssituation von MBA nach dem derzeitigen Stand der Technik ermöglichen.

Bei den Biofiltern gibt es bis auf die Ausführung und die spezifische Belastung kaum Unterschiede. Die Belastungen schwanken zwischen einer Volumenbelastung zwischen 50 und 260 m³/m³h bzw. einer Flächenbelastung zwischen 70 und 260 m³/m²h. Andersartige oder innovative Belüftungskonzepte und Abluftreinigungstechniken sind bei den derzeit vorhandenen MBA bisher nicht zur Anwendung gekommen.

In Tab. 5-12 sind die für die Kalkulationen und Bilanzierungen notwendigen Verfahrenskenngrößen der Anlagen zusammengestellt.

Anlage	MBA Wittstock	MBRA Horm	MBV Lüneburg	MBV Wiefels	RABA Bassum
Staubabscheidung Befeuchtung	keine	Sprühwäscher	Sprühwäscher	Sprühwäscher	zwei parallele Sprühwäscher
Biofiltersystem	abgedeckter Containerfilter mit Berieselung	offener Flächenfilter	offener Flächenfilter	abgedeckter Containerfilter mit Berieselung	geschlossener Raumfilter mit Berieselung
Filtermaterial	Fertigkompost aus Grünabfall	gerissenes Wurzelholz, Rindenmulch	gerissenes Wurzelholz	„Bonfil“ Rindenmulch und Füllkörper	gerissenes Wurzelholz
Volumenbelastung (Auslegungswerte)	∅ 87 m³/(m³h) max. 160 m³/(m³h)	50 m³/(m³h)	67 m³/(m³h)	260 m³/(m³h)	60 m³/(m³h)
Flächenbelastung (Auslegungswerte)	∅ 96 m³/(m²h) max. 180 m³/(m²h)	70 m³/(m²h)	100 m³/(m²h)	260 m³/(m²h)	190 m³/(m²h)
Durchströmung	⇑	⇑	⇑	⇑	⇓
Reingasableitung	abgedeckt, bodennah	offen, bodennah	offen, bodennah	abgedeckt, bodennah	gefaßt, über Kamin

Tab. 5-12: Verfahrenskenngrößen der Abluftbehandlung der untersuchten MBA (Bezugsjahr 1998)

Die Bilanzierungen berücksichtigen nicht die MBA Wittstock, da die Ergebnisse aufgrund des Versuchscharakters der Anlage und der geringen Datendichte aus nur einer Versuchsreihe schlecht reproduzierbar sind.

Anlage	MBRA Horm	MBV Friesland	RABA Bassum	MBV Lüneburg
Abfalldurchsatz, Rotteinput [Mg/h]	16 (Jahresmittel)	1,5 - 2,5 (Monatswerte)	3,3 - 5,0 (Monatswerte)	1,3 - 2,2 (Monatswerte)
Rottedauer [Wochen]	5 – 7 Tage	2	8 (nur Rotte)	16
Belüftung [Nm/h]	19.000 - 34.000 Wochenmittel	38.000 - 43.000	68.000 - 82.000	39.000 - 56.000
Belüftungsfaktor [Nm³/Mg]	1.100 - 2.000	15.000 - 28.000	14.000 - 25.000	20.000 - 32.000

Tab. 5-13 Bereiche von Belüftungsfaktoren der vier bilanzierten MBA

Der Belüftungsfaktor ist die wichtigste Bilanzierungskenngröße in den nachfolgenden Kapiteln. Er ist eine spezifische Größe für die betrachtete Anlage. Die wöchentlichen Schwankungen sind in der Regel vergleichsweise klein und liegen bei einem Faktor 1,5 bis 2 um den Mittelwert.

Die MBRA Horm weist aus betrieblichen Gründen einen Tages- und einen Wochengang des Abluftvolumenstroms auf. Bei der MBV Friesland ist die wiederkehrende Belüftungspause zu beachten. Die Belüftungssteuerung der MBV Lüneburg ist auf unterschiedliche Zeittakte ausgelegt. Bei allen Anlagen besteht selbstverständlich die Möglichkeit des manuellen Eingriffs in die automatische Belüftungssteuerung.

6 Methoden, Probenahme- und Analyseverfahren 6-1
6.1 Generelle Anforderungen an Emissionsmessungen an MBA 6-1
6.1.1 Vorgaben aus VDI/DIN 6-1
6.1.2 Maßnahmen zur Qualitätssicherung und -lenkung 6-3
6.1.3 Volumenstrombestimmungen 6-3
6.1.4 Berechnung der Emissionsgrößen 6-4
6.1.5 Emissionsmessungen an offenen Flächenbiofiltern 6-4
6.2 Flüchtige organische Verbindungen (TOC/VOC) in Gasen 6-7
6.2.1 Summenparameter TOC und Methan 6-7
6.2.1.1 Definitionen 6-7
6.2.1.2 Methoden 6-8
6.2.2 Definition VOC (Volatile organic compounds) 6-11
6.2.3 Tenax-Methode: Bestimmung von VOC mit Hilfe der Kopplung GC/MS 6-12
6.2.3.1 Allgemeines 6-12
6.2.3.2 Prinzip der Methode 6-13
6.2.3.3 Geräte, Hilfsmittel 6-13
6.2.3.4 Chemikalien 6-13
6.2.3.5 Probenahme 6-14
6.2.3.6 Gaschromatographische Analyse 6-14
6.2.3.7 Kalibrierung 6-14
6.2.3.8 Messung der Realproben 6-14
6.2.3.9 Auswertung 6-15
6.2.3.10 Validierung der Methode 6-16
6.2.4 DNPH-Kartuschen-Methode: Bestimmung von Aldehyden / Ketonen mit Hilfe der HPLC 6-17
6.2.4.1 Grundlage des Verfahrens 6-17
6.2.4.2 Geräte, Hilfsmittel 6-17
6.2.4.3 Chemikalien 6-17
6.2.4.4 Probenahme 6-17
6.2.4.5 Probenaufarbeitung 6-18
6.2.4.6 Analytische Bedingungen 6-18
6.2.4.7 Messung der Realprobe 6-18
6.2.4.8 Kalibrierung 6-18
6.2.4.9 Auswertung 6-19
6.2.4.10 Validierung des Verfahrens 6-20
6.2.5 Aktivkohle-Methode: Bestimmung von VVOC mit Hilfe der Kopplung GC/MS 6-20
6.2.5.1 Prinzip der Methode 6-20
6.2.5.2 Geräte, Hilfsmittel 6-20
6.2.5.3 Chemikalien 6-21
6.2.5.4 Probenahme 6-21
6.2.5.5 Probenaufarbeitung 6-22
6.2.5.6 Gaschromatographische Analyse 6-23
6.2.5.7 Kalibrierung 6-23
6.2.5.8 Messung der Realproben 6-24
6.2.5.9 Auswertung 6-24
6.2.5.10 Validierung der Methode 6-25
6.2.6 Bestimmung von FCKW und Chlormethan mit Hilfe der Kopplung GC/MS 6-26

6.2.6.1 Prinzip der Methode, Probenahme ... 6-26
6.2.6.2 Geräte, Hilfsmittel ... 6-26
6.2.6.3 Chemikalien ... 6-26
6.2.6.4 Probenaufarbeitung ... 6-27
6.2.6.5 Gaschromatographische Analyse ... 6-27
6.2.6.6 Kalibrierung ... 6-27
6.2.6.7 Messung der Realproben ... 6-28
6.2.6.8 Auswertung ... 6-28
6.2.6.9 Validierung der Methode ... 6-28
6.3 Flüchtige organische Verbindungen (VOC) in festen Abfallproben ... 6-29
6.3.1 Verfahren zur VOC-Bestimmung in Feststoffen ... 6-29
6.3.2 Dynamische Headspace-Technik (Purge & Trap) in Abfallproben ... 6-30
6.3.2.1 Allgemeines ... 6-30
6.3.2.2 Probenahme, Probenaufbereitung zur VOC-Bestimmung in Abfallproben ... 6-31
6.3.2.3 Analysenbedingungen ... 6-32
6.3.2.4 Kalibrierung, Validierung ... 6-33
6.4 Metalle, Metalloide und ihre Verbindungen ... 6-36
6.4.1 Probenahme von Quecksilber aus Gasen ... 6-36
6.4.2 Probenahme von sonstigen Metallen (Schwermetallen) aus Gasen ... 6-37
6.4.3 Bestimmung der Metalle aus Gasen mittels ICP/MS ... 6-41
6.4.4 Bestimmung von Quecksilber aus Gasen mit Kaltdampf-AAS ... 6-42
6.4.5 Probenahme und Probenaufbereitung von Abfall- und Wasserproben zur nachfolgenden Metallbestimmung ... 6-42
6.4.6 Bestimmung von Quecksilber und sonstigen Metallen in Abfall- und Wasserproben ... 6-43
6.5 Basische Stickstoffverbindungen in Gasen ... 6-44
6.5.1 Summenparameter und Ammoniak ... 6-44
6.5.2 Relevante Einzelverbindungen ... 6-44
6.5.2.1 Stickstoffhaltige Heterocyclen ... 6-44
6.5.2.2 Flüchtige Amine ... 6-45
6.5.2.3 Nitrosamine ... 6-46
6.6 Schwefelhaltige Verbindungen in Gasen ... 6-46
6.7 Sonstige diskontinuierliche Messungen in Gasen ... 6-47
6.7.1 Kohlendioxid (CO_2) ... 6-47
6.7.2 Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) ... 6-47
6.7.3 Carbonsäuren ... 6-47
6.7.4 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) ... 6-47
6.8 Kontinuierliche Messungen in Luft ... 6-48
6.8.1 Methan (CH_4), Kohlenmonoxid (CO), Sauerstoff (O_2) ... 6-48
6.8.2 Stickstoffmonoxid (NO) ... 6-48

6 Methoden, Probenahme- und Analyseverfahren

6.1 Generelle Anforderungen an Emissionsmessungen an MBA

6.1.1 Vorgaben aus VDI/DIN

Die regelmäßige Ermittlung der Emissionen luftverunreinigender Stoffe durch Einzelmessungen wird in nationalen und europäischen Rechtsverordnungen gefordert. So verlangt beispielsweise das BImSchG, daß nach Errichtung der Anlage, nach wesentlichen Änderungen und anschließend wiederkehrend jeweils nach Ablauf von drei Jahren die Emissionen durch Einzelmessungen festzustellen sind.

Die TA Luft fordert, daß bei der Genehmigung von Anlagen die Einrichtung von Meßplätzen nach den Empfehlungen der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 erfolgen soll. Bei Messungen zur Feststellung der Emissionen sollen ebenfalls die Grundsätze und Empfehlungen der VDI 2066 Blatt 1 bezüglich der Meßplanung, der Probenahme und der Auswertung der Meßergebnisse berücksichtigt werden.

Die Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 behandelt grundlegende Probleme, die bei der Bestimmung der Staubbeladung (Staubgehalt) und des Staubmassenstroms eines durch definierte Querschnitte strömenden Abgases auftreten. Die Ermittlung gasförmiger Emissionen ist nicht Gegenstand der VDI 2066 Blatt 1. Die speziellen Anforderungen an die Messung gasförmiger Komponenten werden in der VDI 4200 (Entwurf März 1999) konkretisiert. Weiterhin berücksichtigt die VDI 4200 (Entwurf) neuere Erkenntnisse, z.B. über geänderte Staubbeladung von Abgasen und Korngrößenverteilungen, und ergänzt somit die Ausführungen der VDI 2066 Blatt 1. Darüber hinaus konkretisiert die VDI 4200 (Entwurf) allgemeine Anforderungen der VDI 2066 Blatt 1 und VDI 2448 Blatt 1 hinsichtlich der Einrichtung von Meßplätzen.

Die Anforderungen an Meßstrecken gemäß VDI 2066 Blatt 1 sind primär für partikelbeladene Abgase bzw. Aerosole und deren meßtechnische isokinetische Probenahme zugrunde zu legen. Für gasförmige Abgaskomponenten sind diese Vorgaben der VDI nur von untergeordneter Bedeutung, da eine homogene Verteilung der gasförmigen Abgasbestandteile im Meßquerschnitt bisher vorausgesetzt wurde. Die VDI 4200 wird diesbezüglich Ergänzungen und Änderungen mit sich bringen.

Aufgrund der Abmessungen der Meßöffnungen befinden sich die Probenahmesonden über den gesamten Meßzeitraum statisch im Meßquerschnitt. Es konnten keine Netzmessungen durchgeführt werden, d.h. es gibt einen Meßpunkt. Die Lage des Meßpunktes muß so gewählt werden, daß die Meßergebnisse repräsentativ sind. Die VDI 4200 wird zu den Punkten

- Anforderungen an die Meßstrecke,
- Repräsentativität der Probenahme,
- Meßunsicherheit bei Einzelmessungen,
- Meßtechnische Aspekte beim Einsatz kontinuierlich arbeitender Meßinstrumente

ausführlich Stellung beziehen und konkrete Empfehlungen ableiten.

Die vorliegenden Daten wurden unter Anwendung der grundsätzlichen Anforderungen an Analysen- und Meßverfahren der Emissionsmeßtechnik ermittelt. Sie sind in den Richtlinien und Normen der Kommission der Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI / DIN sowie in den einschlägigen Deutschen Normen (DIN) sowie Europäischen Normen (EN) enthalten. Dazu gehört das gesamte Feld der Wasser-, Abfall- und Gasanalytik. Spezielle Vorgehensweisen bei der Probenahme und Probenaufbereitung von Abfällen wurden entsprechenden LAGA-Richtlinien o.ä. Regelwerken entnommen.

Prinzipiell wurden für alle Ermittlungen von Wirkungsgraden oder Abscheidegraden zeitgleich das Rohgas (vor bzw. nach Befeuchter) und das Reingas (nach Biofilter) beprobt. Bei ungleichen Probevolumina (DNPH-Methode: 1 L Rohgasvolumen und 5 L Reingasvolumen) kommt es lediglich zu einer Überschneidung der Zeitfenster. Die Meßpaare ergeben die Wirkungsgrade / Abscheidegrade der Abluftreinigung. Für den Umgang mit Analysenergebnissen unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurde folgende Vorgehensweise (Konvention) getroffen:

alle oder weitestgehend alle Messungen < BG *	< BG ≡ 0
endlicher Wert im Rohgas, < BG im Reingas	< BG ≡ ½ BG
< BG im Rohgas, endlicher Wert im Reingas	< BG ≡ BG
vereinzelt < BG im Rohgas und < BG im Reingas	< BG ≡ ½ BG, aber ohne Angabe des Wirkungsgrades des Biofilters

* z.B. 1,2-Dichlorethan

Besonders detailliert werden die nachstehenden Methoden erläutert, weil sie die maßgeblichen Grunddaten zu den MBA-Emissionen hervorgebracht haben und sie nicht bzw. nur in Basisanwendungen z.B. in der VDI-Richtlinie 3482 Blatt 4 bis 6 bzw. bei KOLB / POSPISIL, (1978 und 1985) niedergeschrieben stehen:

- Tenax-Methode in Kap. 6.2.3,
- DNPH-Kartuschen-Methode: Bestimmung von Aldehyden / Ketonen mit Hilfe der HPLC in Kap. 6.2.4, *
- Aktivkohle-Methode: Bestimmung von VVOC mit Hilfe der Kopplung GC/MS in Kap. 6.2.5,
- Bestimmung von FCKW und Chlormethan mit Hilfe der Kopplung GC/MS in Kap. 6.2.6.

* Zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Arbeit erschien VDI-Richtlinie 3862 Blatt 3 (Entwurf 10/1999).

Drundsätzlich orientieren sich die niedrigsten analytisch meßbaren Gehalte an der Höhe der Blindwerte der Methode. Die Bestimmungsgrenze wird als der sechsfache Wert des mittleren Rauschens festgelegt und ist somit doppelt so hoch wie die Nachweisgrenze (NWG). Die Bestimmungsgrenzen (BG) lauten:

- für CKW, Alkohole 5 µg/m³
- für FCKW, Aldehyde, Ketone 10 µg/m³
- für alle anderen VOC 20 µg/m³

6.1.2 Maßnahmen zur Qualitätssicherung und -lenkung

Im Labor des Fraunhofer-Instituts für Toxikologie und Aerosolforschung (ITA) wird nach GLP-Grundsätzen gearbeitet. Zusätzlich nimmt das Labor regelmäßig mit Erfolg an Ringversuchen teil und ist nach DIN EN 45001 vom „Deutschen Akkreditierungssystem Prüfwesen (DAP)“ akkreditiert. Vor jeder Meßkampagne wurden alle Tenax TA-Röhrchen ausgeheizt und auf Blindwerte der Analyten untersucht. Alle Proben wurden bei Eingang im Probeneingangsbuch der Abteilung Bio- und Umweltanalytik des ITA eingetragen und in einem geschlossenen Glas bei Raumtemperatur (VVOC- FCKW- und DNPH-Methode im Kühlraum bei 4 °C) aufbewahrt. Um Probenverwechslungen zu vermeiden, wurde ein Probenbegleitformular erarbeitet, das jeder am Projekt beteiligte Mitarbeiter erhalten hat. Die Einhaltung der darin formulierten Arbeiten wurde vom verantwortlichen Wissenschaftler kontrolliert. Das Herstellen von Standardlösungen wurde protokolliert. Sie wurden kühl und im Dunkeln aufbewahrt. Vor jeder Meßkampagne wurde eine neue Kalibrierung erstellt. Die Korrelationskoeffizienten der Kalibierungen dürfen 0,98 nicht unterschreiten. Zur Überprüfung der Richtigkeit des gaschromatographischen Systems (bzw. HPLC) wurde zu Beginn eines jeden Meßtages ein Standardlauf durchgeführt, wofür eine Kalibrierlösung mittlerer Konzentration verwendet wurde. Dieser Standardlauf diente als Systemeignungstest. Wurde hierbei eine Abweichung von mehr als 20 % vom Sollwert gefunden, mußte eine neue Kalibrierung erstellt werden.

6.1.3 Volumenstrombestimmungen

Die Abgasrandbedingungen wurden mit den folgenden Meßgeräten ermittelt:

Messung der Strömungsgeschwindigkeit im Luftkanal

- Prandtl‘ sches Staurohr in Verbindung mit einem Mikromanometer der Fa. Müller Meßinstrumente, Meckenheim bei Bonn, Typ MP6KSR,
- Prandtl‘ sches Staurohr in Verbindung mit einem Mikromanometer der Fa. Airflow, Rheinbach bei Bonn, Typ APM 2000,
- Anemometer nach dem Flügelradprinzip, Fa. Lambrecht, Göttingen.

Messung des statischen Drucks im Luftkanal

- Prandtl‘ sches Staurohr in Verbindung mit einem Mikromanometer der Fa. Müller Meßinstrumente, Meckenheim bei Bonn, Typ MP6KSR,

Messung des Luftdrucks in Höhe der Meßstelle

- Gasprobenehmer GS 312 mit eingebauter Luftdruckanzeige, Fa. Desaga, Wiesloch,

Messung der Abgastemperatur

- Ni-Cr-Ni-Thermoelement der Fa. Testo, Lenzkirch.

Wasserdampfanteil im Abgas (Abgasfeuchte)

- Adsorption an Kieselgel und nachfolgende gravimetrische Bestimmung,
- Auskondensation bei einer Temperatur von 0 °C, teilweise Überprüfung mit Trockenmittel $CaCl_2$.

Bestimmung der Abgasdichte

- Berechnung unter Berücksichtigung von Temperatur, Druck, Feuchte.

Die Meßquerschnitte, an denen die Volumenströme bestimmt wurden, sind an den Innenseiten häufig mit einem Biofilm belegt oder staubig mit z. T. dicken Ablagerungen insbesondere an horizontalen Luftkanälen. Die damit verbundene erhöhte Reibung gegenüber einer glatten Fläche führt zu Strömungsverlusten und zur Einengung des hydraulischen Durchmessers.

6.1.4 Berechnung der Emissionsgrößen

Durch die Multiplikation des aktuellen Volumenstromes (Nm^3/h) mit den jeweilig gemessenen Stoffkonzentrationen (mg/Nm^3) konnte der zugehörige Emissionsmassenstrom (mg/h) bestimmt werden. Soweit nicht expliziert anders genannt beziehen sich alle Volumenangaben (sowohl m^3 als auch Nm^3) hier auf 0 °C, 1.013hPa, trocken.

Der jeweilige Emissionsfaktor (mg Stoff/Mg Abfall) wurde durch Division des Emissionsmassenstroms (mg/h) durch den Abfalldurchsatz (Mg/h) berechnet. Dieser Begriff lehnt an Nr. 2.1.3 TA Luft an. Gleichbedeutend wird häufig auch der Begriff Fracht verwendet. Der Abfalldurchsatz errechnet sich aus dem Jahresinput, bezogen auf 8.760 h (für die Anlage Horm). Die anderen Abfalldurchsätze wurden aus den zugehörigen Monatsinputs berechnet (bezogen auf 730 h). Dabei wird die originale Feuchtsubstanz (FS, Rotteinput) als Bezugsgröße zugrunde gelegt.

6.1.5 Emissionsmessungen an offenen Flächenbiofiltern

Wegen der besonderen Anforderungen, die an quantitative Emissionsmessungen an aktiven Flächenquellen zu stellen sind, wird nachfolgend über mögliche Meßanordnungen berichtet, die überhaupt erst eine Erfassung der Quellstärke zulassen. Als problematisch erweisen sich insbesondere mikrometeorologische Einflüsse (Wind) sowie ungleichmäßige Durchströmung des Filters aufgrund reibungsbedingter Druckverluste, die leicht zu Verfälschungen von Meßergebnissen führen können.

Häufig zur Anwendung kommen derzeit zwei Meßanordnungen, die unter bestimmten Bedingungen eine unverdünnte Fassung eines Teilabluftstromes erlauben, aus dem dann die eigentliche Probenahme erfolgen kann (SCHIRZ, 1996, BOCKREIS ET AL.,1997, SCHMIEDEL ET AL., 1998).

1. Offene, pyramiden- oder kegelförmige Probenahmehaube / Gassammelkamin (VDI 3881), wobei die untersuchte Oberfläche nicht weniger als 1 % der Gesamtfläche des Biofilters betragen sollte. Als Mindestanzahl von Meßpunkten wird neun genannt, die gleichmäßig über die Fläche zu verteilen sind.

2. Offene Probenahmehaube mit Druckausgleich (VDI 3475), da die Haube einen Widerstand erzeugt, der zu einer Verringerung des Volumenstroms an der überdeckten Stelle führt (Bild 6-1). Die Mindestanzahl von Meßpunkten ändert sich dadurch nicht (siehe 1.).

Die Kopplung von Abluftfassung und passiver Probenahme durch Bestückung eines Gassammelkamins mit einer Aktivkohlepackung hat sich nicht bewährt. Es ergaben sich folgende Probleme (NLÖ, 1996):

- Durch die Aktivkohle wurde die Emission über die Gassammelkamine stark behindert. Die Emission über die Oberfläche ist also im Bereich der Kamine keinesfalls vergleichbar mit der Emission über die freie Oberfläche.
- Die Abluft ist extrem feucht, sodass die in die Gassammelkamine eingesetzte Aktivkohle verklebte. Neben der Tatsache, daß sich der Staudruck damit noch wesentlich erhöht, stellt sich die Frage, inwieweit sich die enorme Feuchtigkeit, insbesondere bei der Langzeitprobenahme, auf das Analysenergebnis auswirkt.

Gegenüber dem vielfach verwendeten und einfach einzusetzenden offenen, pyramiden- oder kegelförmigen Gassammelkamin (VDI 3881) hat die Probenahmehaube mit Druckausgleich praktische Vor- und Nachteile (Bild 6-1). Der einstellbare Druckausgleich stellt eine Verbesserung des einfachen Gassammelkamins dar, indem:

- der Staudruck gegenüber dem aufgesetzten Rohr überwunden wird und
- das Eindringen von Falschluft von oben durch das Rohr vermieden wird.

Von Nachteil sind jedoch die manuelle Betätigung des Propellers im Rohr und die damit verbundene mechanische und dynamische Belastung durch das Betreten des Filterbetts durch den Operator.

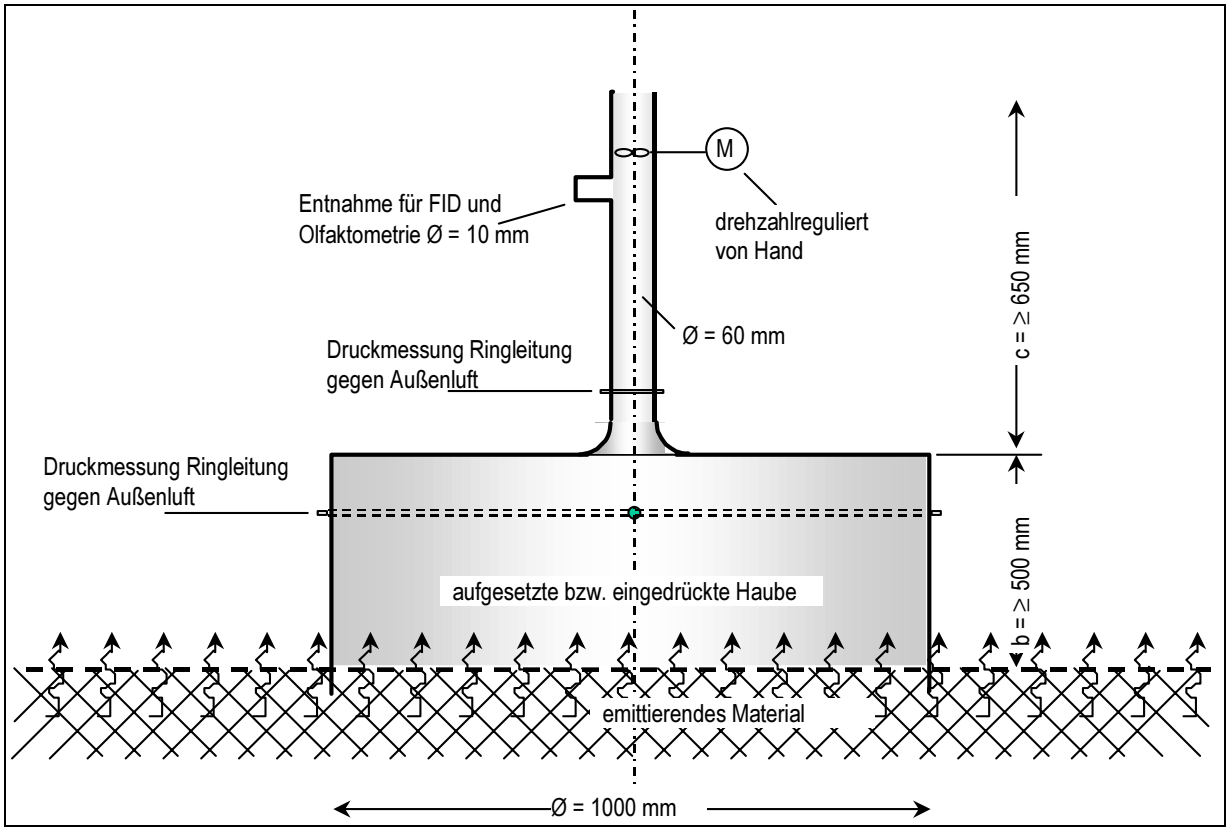


Bild 6-1: Probenahmehaube mit Druckausgleich für aktive Flächenquellen (SCHIRZ, 1996; VDI 3475)

Eine weitere Meßanordnung, die besonders für passive Flächenquellen geeignet ist, besteht in einer mit Neutralluft definiert durchströmten Haube (Bild 6-2).

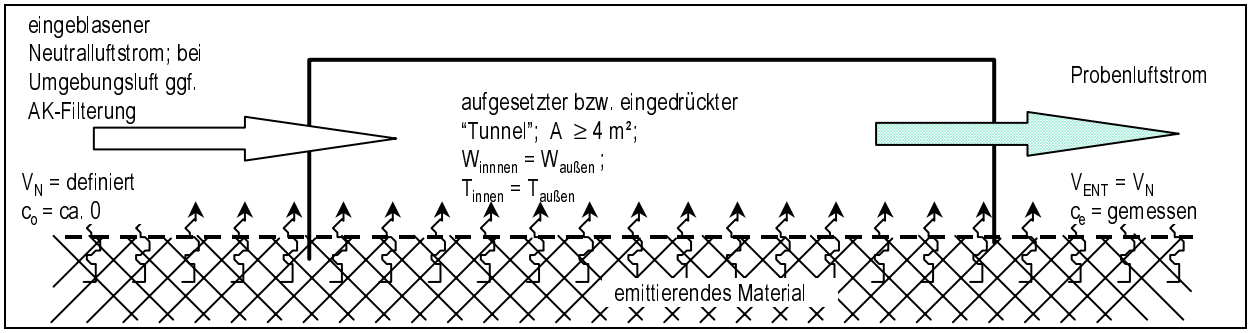


Bild 6-2: Prinzipskizze der Probenahme auf passiven Flächenquellen mit Folientunnel / Haube und neutralem Zuluftstrom (SCHIRZ, 1996; VDI 3475)

Sowohl Hauben als auch Sammelkamine sind an der Basis abzudichten, um Windeinströmungen zu unterbinden. Die Abdichtung kann in Abhängigkeit von der Porosität des Filtermaterials als Einstichkante ausgeführt sein oder als umlaufende Schürze, die z.B. mit Sandschläuchen beschwert wird.

Das Biofiltermaterial der MBV Lüneburg wurde im Frühjahr 1998 ausgewechselt. Die Neufüllung bestand aus grob gehäckseltem Holz. Aufgrund der relativ hohen Porosität der Holzhäcksel läßt sich eine Windeinströmung in den Biofilteroberfläche beobachten. Dazu wurden drei CO_2-Messungen mittels Tiefensondierung durchgeführt und die Verläufe relativ zum zuströmenden CO_2-Gehalt dargestellt (Bild 6-3). Während in den ersten 20 cm der CO_2-Gehalt um max. 5 % anstieg (CO_2-Bildung durch C-Mineralisation), kam es etwa 20 cm unterhalb der Oberfläche durch Windeinfluß zu drastischen Vermischungen der Abluft mit der Außenluft. Bei Erreichen der Austrittsfläche betrugen die CO_2-Konzentrationen nur noch rund 50 % der zu erwartenden Höhe.

Dieser Beobachtung kann entgegen gewirkt werden, indem die Haube oder der Gassammelkamin nicht nur auf den Biofilter aufgesetzt wird, sondern mindestens 20 cm tief eingegraben wird. Eine Möglichkeit der Qualitätssicherung bietet die wechselseitige Messung von CO_2 unter der Bedingung, daß im Teilvolumenstrom unter der Haube die gleichen oder etwas größere Gehalte vorliegen wie im Hauptvolumenstrom an der Basis des Biofilters.

Die Probenahme des Reingases offener Flächenbiofilter (MBV Lüneburg, MBRA Horm, MBA Wittstock) wurde an die unterschiedlichen Bedingungen wie folgt angepaßt (vgl. Kap. 6.1.5):

- Probenahmehaube / Gassammelkamin (0,8 m², 0,2 m eingegraben, Basis abgedichtet) nach VDI 2881. Im Sammelkamin und im Rohgas wurden CO_2 gemessen (Bedingung: $CO_{2\ Sammelkamin} \geq CO_{2\ Rohgas}$). Bei merklicher Windeinströmung (CO_2-Verdünnung) wurde auf das vertikale Rohrende ein Knick gesteckt und nach Lee ausgerichtet. Die Basis des Sammelkamins wurde zusätzlich abgedichtet.

- Temporäre, großflächige Folienkapselung der gesamten Biofilteroberfläche bzw. max. 500 m² (PE-Folie der Stärke 0,05 mm). Obwohl diese Maßnahme ebenfalls mit einem großen Aufwand verbunden ist, stellt sie aber ein gewisses Optimum an Repräsentativität für die nachfolgende Probenahme dar. Bei Kapselung einer Teilfläche kann ggf. ein

Druckausgleich segmentweise durch Änderung der Druckverteilung zwischen den Teilflächen mittels Drosselklappen oder anderen Absperrorganen erfolgen.

Die Meßanordnung diente nur zur Probenahme. Die Volumenströme wurden an allen MBA bis auf die RABA Bassum (Kamin) im Rohgas bestimmt.

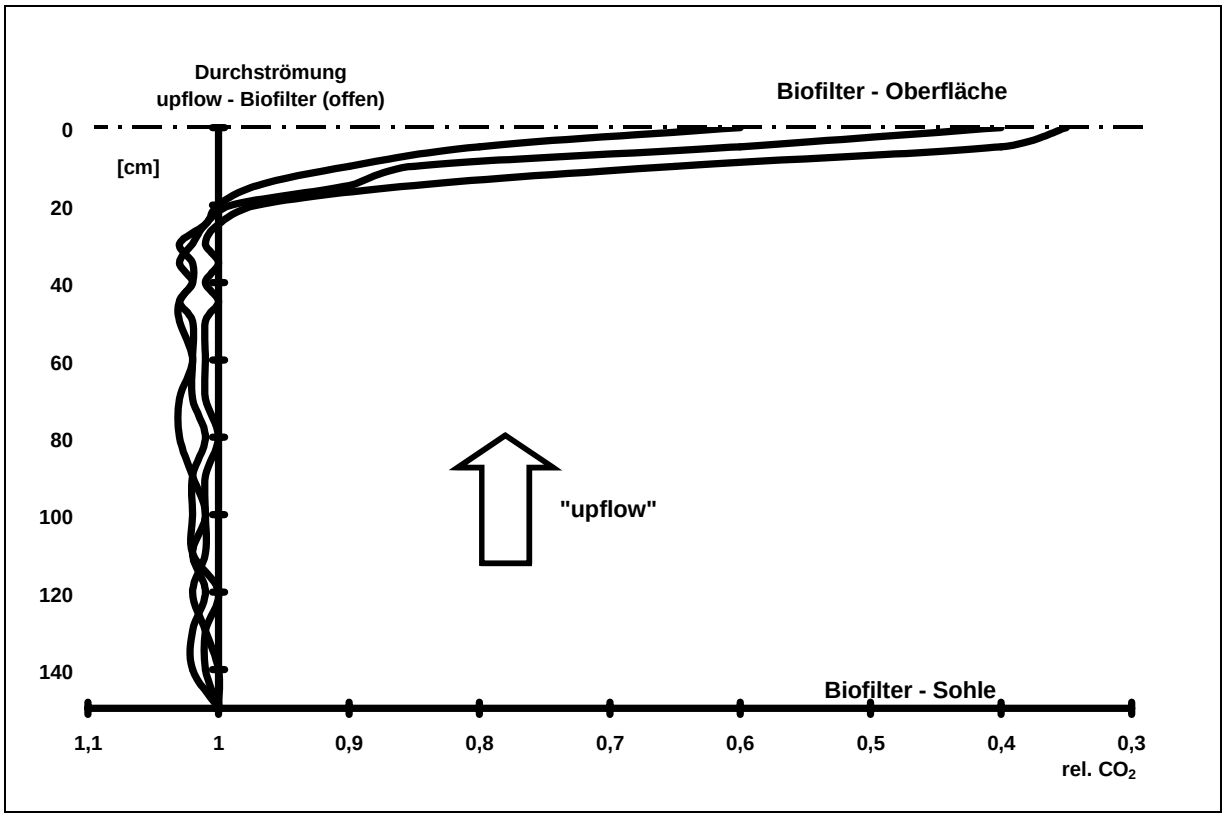


Bild 6-3: CO_2-Profil des Biofilters der MBV Lüneburg, rel. CO_2-Gehalt im Verhältnis zur Eingangskonzentration an der Biofilter-Sohle

Weitere Optimierungen und Standardisierung der Probenahmen an aktiven und passiven Flächenquellen sind notwendig. Obwohl die Haubentechnik ständig weiterentwickelt und perfektioniert wird (z.B. BRUYN, 1997), kann sich die MBA zukünftig bei gesteigerten Anforderungen an eine zweifelsfreie Emissionsüberwachung biologischer Abluftbehandlungsanlagen einer Kapselung und kontrollierbaren Ableitung des kompletten Reingasstromes nicht entziehen.

6.2 Flüchtige organische Verbindungen (TOC/VOC) in Gasen

6.2.1 Summenparameter TOC und Methan

6.2.1.1 Definitionen

In der nationalen und internationalen Fachliteratur sind verschiedene Begriffe für die Parameter TOC und VOC üblich. Der einzige Unterschied zwischen beiden Parametern ist das

Methan, welches im VOC nicht enthalten ist, wohl aber im TOC. Die Tab. 6-1 zeigt eine Zusammenstellung häufig verwendeter Begriffe für TOC und VOC

Total Organic Carbon (TOC)	**Volatile Organic Compounds (VOC)**
Organische Stoffe	Non Methane Volatile Organic Compounds (NMVOC)
Summe organischer Verbindungen	Non-Methane Organic Carbon (NMOC)
Organic Carbon (OC)	Gesamtkohlenstoff ohne Methan (ges.C – CH_4)
Gesamtkohlenstoff (ges.C)	Summe Kohlenwasserstoffe (C_nH_m) ohne Methan
Gesamtkohlenwasserstoffe (C_nH_m)	Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMHC)
Hydrocarbon (HC)	Gesamtkohlenwasserstoffe, methanfrei
Total Hydrocarbon (THC)	Total Volatile Organic Compounds (TVOC)
Organisch gebundener Kohlenstoff	Kohlenwasserstoffe (RH)

Tab. 6-1: Zusammenstellung häufig verwendeter Begriffe für TOC und VOC

Zu der verwirrenden Vielzahl unterschiedlicher Begriffe für TOC und VOC kommt erschwerend hinzu, daß der Buchstabe C sowohl für Carbon als auch für Compound stehen kann.

6.2.1.2 Methoden

Die Messung von Einzelkomponenten ist bei Vielstoffgemischen mit einem hohen meßtechnischen Aufwand verbunden. Die Stoffauswahl wird sich immer auf einen Ausschnitt beschränken müssen. Des weiteren sind organische Einzelkomponenten im Regelfall nur diskontinuierlich zu messen.

Es liegt daher nahe, auf Summenparameter, wie den Gesamtkohlenstoff (TOC) zurückzugreifen. In der Richtlinienreihe VDI 3481sind zwei Verfahren festgelegt, die zur Messung des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs in Abgasen geeignet sind. Für das FID-Verfahren existiert seit Juli 1999 auch ein Entwurf für eine Europäische Norm.

- Flammenionisationsverfahren (FID, VDI 3481 Blatt 3 bzw. EN 13526, Entwurf Juli 1999),
- Adsorptionsverfahren (ADS, VDI 3481 Blatt 2, Entwurf November 1996).

Das Meßprinzip des FID basiert auf der Ionisation organisch gebundener Kohlenstoffatome in einer Wasserstoffflamme. Der dabei in einem elektrischen Feld erzeugte Ionenstrom wird elektrisch verstärkt und angezeigt. Wichtig in diesem Zusammenhang ist, daß auch Methan mit dem FID angezeigt wird. Methan ist nach 3.1.7 der TA Luft jedoch nicht emissionsbegrenzt.

Das ADS-Meßverfahren ist ein manuelles Verfahren, bei dem die organisch gebundenen Kohlenstoffverbindungen aus Abgasen durch Adsorption an Kieselgel erfaßt werden. Es hat sich über viele Jahre bei einer Vielzahl von industriellen und gewerblichen Anlagen, insbesondere im höheren Konzentrationsbereich bewährt. Aufgrund seiner Querempfindlichkeit gegenüber CO_2 und H_2O darf das Verfahren nicht an Verbrennungsanlagen eingesetzt werden. Für andere Anlagen, deren Abgase höhere CO_2-Gehalte als 0,1 Vol.-% und / oder 20 g/m³ Wasserdampf enthalten, ist das Verfahren nicht geprüft. Demnach ist dieses Meßverfahren für MBA ungeeignet bzw. nur mit einer vorgeschalteten Kondensatabscheidung und zusätzlicher TOC-Bestimmung im Kondensat durchführbar. Nicht alle organischen Kompo-

nenten werden quantitativ an Kieselgel adsorbiert. So werden leichtsiedende Komponenten, wie Methan, C2- bis C5-Kohlenwasserstoffe und einige CKW, bei der Probenahme nicht oder nicht vollständig erfaßt.

Die beiden in der VDI-Richtlinie gegenübergestellten Verfahren führen auch bei Messungen am gleichen Abgas häufig zu unterschiedlichen Ergebnissen für die Summe organischer Verbindungen. Dies ergibt sich aus den unterschiedlichen Empfindlichkeiten der Verfahren für verschiedene organische Substanzen sowie deren meßtechnische Randparameter. Die Unterschiede lassen sich auch durch Normung nicht ausschalten. Aus diesem Grunde sind beide Summenmeßverfahren als Konventionsverfahren anzusehen. Beim Auftreten höherer Kohlendioxid- oder Wasserdampfgehalte im Abgas oder bei einem höheren Anteil niedrigsiedender Komponenten ist es notwendig, die Vor- und Nachteile der alternativen Meßverfahren kritisch abzuwägen (Tab. 6-2, VDI 3481 Blatt 6). In behördlichen Auflagen, in denen eine Begrenzung der Emission organischer Verbindungen als Gesamtkohlenstoff gefordert wird, muß die Festsetzung des Grenzwertes und dessen Überwachung mit der Festlegung auf ein Meßverfahren verbunden sein. Die EN 13526 (Entwurf) nennt in Nr. 6.3 eine Berechnungsformel für den TOC bei Bezugsbedingungen von Feuchtigkeit und Sauerstoff, nach der MBA-typische Feuchtegehalte im Abgas von 18 bis 54 g/m³ zu Verdünnungen des Normvolumens von 2 bis 6 % führen. Diesem Sachverhalt ist bei der Auswertung der Ergebnisse in Nm³ Rechnung zu tragen.

	FID-Meßverfahren (VDI 3481 Blatt 3)	**ADS-Meßverfahren** (VDI 3481 Blatt 2 Entwurf)
Vorteile	• gute Zeitauflösung • Spitzenwertanzeige • Meßwerte sofort verfügbar • kontinuierliche Messung • Messungen in großem Konzentrationsbereich möglich	• echte Aussage über C-Gehalt der *adsorbierten* Komponenten • geringerer Aufwand vor Ort
Nachteile	• strukturabhängige Anzeigeempfindlichkeit • geräteabhängige Anzeigeempfindlichkeit • aufwendigere Kalibrierung • höherer apparativer Aufwand vor Ort	• leichtflüchtige Komponenten werden nur zum Teil erfaßt • Querempfindlichkeiten CO_2, H_2O • diskontinuierliche Messung • keine Aussage über wechselnde Konzentrationen während der Probenahme möglich • Meßwerte erst nach analytischer Auswertung verfügbar • höherer apparativer Aufwand im Labor

Tab. 6-2: Vor- und Nachteile des Flammenionisations- und des Adsorptionsverfahrens (VDI 3481 Blatt 6)

In einem Untersuchungsvorhaben zur Erhebung und Bilanzierung organischer Einzelverbindungen im Roh- und Reingas von Bioabfall-Kompostierungsanlagen wurden von JÄGER und MAYER (1996) parallel das FID- und das ADS-Verfahren angewendet (Tab. 6-3).

Meßphase	Verfahren	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
1.	FID	8,1	1,9	10,5	1,1	11,3	1,0
	ADS	2,8	< 0,1	3,0	< 0,1	2,7	<0,1
	ADS/FID	35 %	-	29 %	-	24 %	-
2.	FID	26	1,8	22	2,0	22	1,9
	ADS	8,0	0,2	7,1	0,6	5,8	0,5
	ADS/FID	31 %	11 %	32 %	30 %	26 %	26 %

Tab. 6-3: Gegenüberstellung von Meßergebnissen (Angaben in mgC/m³) nach dem FID- und dem ADS-Meßverfahren im Abgas einer Kompostierungsanlage (JÄGER / MAYER, 1996)

Zusammenfassend wurde von JÄGER und MAYER (1996) festgestellt, daß die Gesamtkohlenstoffmessung zur emissionstechnischen Überwachung vergleichbarer Abfallbehandlungsanlagen geeignet sein kann, wobei aufgrund der Bilanzierungsergebnisse das FID-Meßverfahren eindeutig zu bevorzugen ist. Beim Silikagel-Meßverfahren treten unspezifisch höhere Minderbefunde auf, als dies aufgrund der ermittelten Methangehalte zu erwarten wäre. Dies gilt deshalb, da beim Silikagel-Meßverfahren Methan und ähnliche kurzkettige Kohlenwasserstoffe gar nicht oder nur unvollständig erfaßt werden.

Der FID dient bei Müllverbrennungsanlagen als kontinuierliches Meßverfahren für den Parameter Gesamtkohlenstoff (TOC). Bei bestimmten Meßaufgaben nach TA Luft kann es wünschenswert sein, anstatt des TOC die NMVOC kontinuierlich zu messen und das Meßergebnis als Summenparameter Kohlenstoff anzugeben. Dazu existieren zwei Methoden:

- VDI 3483 Blatt 2 (1981): Messen der Summe organischer Stoffe ohne Methan mit dem FID, Immissionsmessung
- VDI 3483 Blatt 4 (1981): Messen der Summe organischer Stoffe und von Methan mit dem FID, Immissionsmessung
- U.S. Environmental Agency: Method 25 (1993): Determination of Total Gaseous Non-Methane Organic Emissions as Carbon, Labormethode

Den o. a. Methoden ist gemein, daß die in der Luftprobe enthaltenen organischen Verbindungen mit Ausnahme von Methan auf einem Speichermaterial (Speichersäule oder Microtrap) adsorptiv angereichert werden. Die gespeicherten Komponenten werden in Intervallen durch schnelle Aufheizung wieder zurückgespült und am FID gemessen. Die Messung kann diskontinuierlich bis quasi-kontinuierlich durchgeführt werden. Eine Weiterentwicklung und Konkretisierung des Prinzips wird von MITRA (1998) beschrieben. Für kontinuierliche Emissionsmessungen mit mobilen Geräten sind die vorangestellten Methoden nicht geeignet.

Die derzeit beste verfügbare Methode zur quasi simultanen Bestimmung von TOC, Methan und NMVOC ist der klassische FID in Verbindung mit einem **Methan-Konverter** (Fa. Bernath Atomic, Wennigsen). Dieser Konverter funktioniert nach dem Prinzip der katalytischen Oxidation des Meßgases bei ca. 400 °C. Er entfernt alle Kohlenwasserstoffe (C_nH_m) bis auf das Methan (CH_4). Durch eine zyklische Taktung in einem Intervall von 2 Minuten wird das

Meßgas entweder durch den Konverter hindurch oder am Konverter vorbei in den FID geleitet. Am FID wird dann immer abwechselnd ein Signal für Methan bzw. TOC gemessen. Der Differenzwert (C_nH_m – CH_4) ergibt die NMVOC. Alle Werte werden dann aus dem Meßwertspeicher als kontinuierliches Analogsignal ausgegeben bzw. wahlweise angezeigt. Die Aktualisierung der Werte erfolgt nach jeweils 120 Sekunden. Die max. zulässige Meßwertaktualisierung nach TA Luft beträgt 200 Sekunden. Der FID arbeitet somit quasikontinuierlich.

Die vorliegenden Meßdaten wurden mit folgenden Meßgeräten bestimmt:

- FID Modell 3005 der Fa. Bernath Atomic, Wennigsen,
- FID Modell 3006 der Fa. Bernath Atomic, Wennigsen,
- Mobiler CH_4-Konverter der Fa. Bernath Atomic, Wennigsen,
- Kalibriergase: Synthetische Luft; 50, 80, 500 ppm Propan; 50 ppm Methan
- Entnahme des Gases über Sonde, Vorfilter, beheizte Leitung.

Die Arbeitsgruppe „Messen von CO- und KW-Emissionen“ des VDI arbeitet zur Zeit an einer Richtlinie „TOC ohne Methan“. Es ist demnach zu erwarten, daß in absehbarer Zeit ein geprüftes und zugelassenes Emissionsmeßverfahren zur Verfügung steht (HOEFERT, 1999)

6.2.2 Definition VOC (Volatile organic compounds)

Organische Luftschadstoffe werden gewöhnlich in vier grundlegende Gruppen eingeteilt, die eine Arbeitsgruppe der WHO aus der Diskussion um die Innenraumbelastung mit organischen Luftschadstoffen entwickelt und definiert hat (Tab. 6-4). Methan wird nicht mit betrachtet. Die Definition basiert auf den Bereichen der Siedepunkte von organischen Verbindungen im Bereich zwischen 50 und 260 °C, wobei in der Praxis die gewählte Sammelmethode für die Eignung der Probenahme entscheidend ist. Die gebräuchlichsten Methoden zur Sammlung der VOC sind in der letzten Spalte der Tab. 6-4 genannt. Seit April 1999 liegt in den VDI-Richtlinien „Messen von Innenraumverunreinigungen“ eine Meßstrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC) im Entwurf vor (VDI 4300 Blatt 6).

Beschreibung	**Abkürzung** [a]	**Siedepunktbereich von °C bis °C**	**Beispiele für Probenahmemedien** [b]
Sehr flüchtige organische Verbindungen (incl. Gase)	VVOC	< 0 50 - 100	Aktivkohle, gekühlte Probenahmemedien, Molekularsiebe, Kanistermethode
Flüchtige organische Verbindungen	VOC [c]	50 – 100 240 - 260	Tenax, graphitisierte Kohle, Aktivkohle
Schwerflüchtige organische Verbindungen	SVOC	240 – 260 380 - 400	PUF [d] oder XAD-2 [e]
Partikelgebundene organische Stoffe	POM	> 380	Filtersammlung

[a] In der Tabelle werden die im englischsprachigen Raum üblichen Abkürzungen verwendet:
VVOC: Very Volatile Organic Compounds, VOC: Volatile Organic Compounds
SVOC: Semi-Volatile Organic Compounds, POM: Particulate Organic Matter
[b] Die Angaben wurden gegenüber der WHO ergänzt
[c] VDI 4300 Blatt 6 (Entwurf) definiert VOC von n-Hexan bis n-Hexadecan (ca. 50 °C bis 290 °C)
[d] Polyurethan-Schaum
[e] Styrol-Divinylbenzol-Copolymer

Tab. 6-4: Klassifizierung organischer Luftschadstoffe (WHO, 1989; VDI 4300 Blatt 6 E.)

Die Probenahme von VOC ergibt sich im wesentlichen aus folgenden Randbedingungen:

- Ablufteigenschaften: Temperatur, Feuchte, Partikel;
- Stoffspektrum: erwarteter Konzentrationsbereich, Siedepunkte, Polarität;
- Adsorbens: Typ, Menge, Sammelvolumen, Volumenstrom.

Eine Besonderheit stellt die Sammlung und Analytik von Aldehyden/Ketonen (Kap. 6.2.4), von basischen Stickstoffverbindungen (Kap. 6.5) und von organischen Säuren (Kap. 6.7.3) dar, für die die vorgeschlagenen Methoden aus Tab. 6-4 nicht geeignet sind.

6.2.3 Tenax-Methode: Bestimmung von VOC mit Hilfe der Kopplung GC/MS

6.2.3.1 Allgemeines

Tenax TA ist ein poröses Polymer (Poly-2,6-diphenylenoxid). Es wird als Adsorptionsmaterial für die quantitative Erfassung von Verbindungen im Siedepunktbereich 50 bzw. 100 °C bis 250 °C („Volatile Organic Compounds“, Gruppe VOC in Tab. 6-4) eingesetzt. Mit Tenax TA als Adsorbens lassen sich von der Gruppe VOC die in Tab. 6-5 aufgeführten Verbindungen bestimmen. Weitere flüchtige, mittelpolare Verbindungen lassen sich in der Regel ebenfalls mit der Methode bestimmen, wenn vorher gezeigt wurde, daß ihre Sammlung zu keinen Durchbrüchen führt und sie sich vollständig und unzersetzt desorbieren lassen. Die in Tab. 6-6 aufgeführten Verbindungen (VOC < 100°C) sind wegen eines frühen Durchbruchs zum Sammeln mit der Methode nicht geeignet. Sie können aber auf Aktivkohle, wie in Kap. 6.2.5 beschrieben, gesammelt werden.

Cyclohexan	1,3,5-Trimethylbenzol	1-Butanol
n-Hexan	1,2,4-Trimethylbenzol	2-Butanol
n-Heptan	1,2,3-Trimethylbenzol	2-Butanon
n-Octan	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	2-Pentanon
n-Nonan	Styrol	3-Pentanon
n-Decan	Naphthalin	2-Hexanon
n-Undecan	Chlorbenzol	2-Heptanon
n-Dodecan	1,2-Dichlorbenzol	3-Heptanon
n-Tridecan	1,3-Dichlorbenzol	4-Methyl-3-penten-2-on
Benzol	1,4-Dichlorbenzol	Acetophenon
Toluol	1,3,5-Trichlorbenzol	alpha-Pinen
3/4-Ethyltoluol	1,2,3-Trichlorbenzol	beta-Pinen
2-Ethyltoluol	1,2,4-Trichlorbenzol	Limonen
Ethylbenzol	Tetrachlorethen	Kampfer
n-Propylbenzol	Phenol	Butanthiol
Isopropylbenzol	o-Kresol	Dimethyldisulfid
m/p-Xylol	m/p-Kresol	
o-Xylol	Biphenyl	

Tab. 6-5: Verbindungen, die auf Tenax TA bestimmbar sind

Aceton	1-Propanol	Tetrachlormethan
Methylacetat	2-Propanol	1,2-Dichlorethan
Ethylacetat	Dichlormethan	1,1,1-Trichlorethan
Tetrahydrofuran	Trichlormethan	Acetonitril
Ethanol	Trichlorethen	

Tab. 6-6: Verbindungen (VOC < 100°C), die wegen eines frühen Durchbruchs auf Tenax TA nicht bestimmt werden können

6.2.3.2 Prinzip der Methode

Flüchtige organische Verbindungen, die aus Restmüll emittieren, werden zur Luftprobenahme auf festen Adsorbentien (vorzugsweise Tenax TA), die in ein Sammelröhrchen gefüllt sind, zurückgehalten. Hierzu wird die Luftprobe durch das Sammelröhrchen gesaugt. Durch Thermodesorption erfolgt die Elution der Analyten mit Hilfe eines Trägergasstroms direkt auf die Säule des Gaschromatographen, auf der sie aufgetrennt werden. Die Detektion der Analyten erfolgt in der Regel mit Hilfe eines gekoppelten Massenspektrometers, kann jedoch auch mit anderen gaschromatographischen Detektoren durchgeführt werden. Die Sammel- und Analysenmethode ermöglicht den Nachweis geringster Spuren von organischen Stoffen in den Luftproben, da die gesamte am Adsorbens festgehaltene Menge der Analyten in das Analyseninstrument überführt werden kann.

6.2.3.3 Geräte, Hilfsmittel

Thermodesorptionsgerät (ATD 400, Fa. Perkin Elmer)
Gaschromatograph (Fa. Hewlett-Packard, Typ 5890)
MS-Detektor (Fa. Hewlett-Packard, Typ 5970)
GC-Kapillarsäule, Rtx-volatiles, Fa. Restek, Trägergas: Helium
Tenax TA, 60 - 80 mesh (Chrompack, Middleburg, Niederlande)
silanisierte Glaswolle, Probenahmeröhrchen aus Edelstahl
10 µl Injektionsspritze, Fa. Hamilton

6.2.3.4 Chemikalien

n-Pentan (Fa. Fluka, > 99 % (GC))

Referenzsubstanzen:

Naphthalin-d_8 (Fa. Aldrich, 98 + % D); Naphthalin (Fa. Janssen Chimica, 98%), Toluol-d_8 (Fa. Sigma); Toluol (Fa. Fluka 99,9 %); Benzol (Fa. Fluka 99,5 %); 4-tert.-Butyltoluol (Fa. Aldrich 99 + %); Ethylbenzol (Fa. Aldrich 99,8 %); o-Xylol (Fa. Fluka 99,5 %); m/p-Xylol (Fa. Fluka 99,5 %); n-Propylbenzol (Fa. Riedel-de Haën 99 %); Isopropylbenzol (Fa. Fluka >99,5 %); 1,2,3,4-Tetrahydro-naphthalin (Fa. Aldrich 99 %); Styrol (Fa. Aldrich Fluka 99 + %), 1,3,5-Trimethylbenzol (Fa. Aldrich 99 %); 1,2,4-Trimethylbenzol (Fa. Aldrich 99 %); 2-Ethyltoluol (Fa. Fluka > 99 %); 3/4-Ethyltoluol (Fa. Fluka > 99 %); Phenol (Fa. Aldrich 99 +%); o-Kresol (Fa. Chem Service, 100 µg/ml in Methanol); m/p-Kresol (Fa. Chem Service 100 µg/ml in Methanol); 2-Butanon (Fa. Aldrich 99 + %); 2-Pentanon (Fa. Aldrich 99 + %); 3-Pentanon (Fa. Aldrich 99 + %); 4-Methyl-3-penten-2-on (Fa. Aldrich 99); 2-Hexanon (Fa. Fluka 98 %); 2-Heptanon (Fa. Aldrich 98 %); 3-Heptanon (Fa. Aldrich 98 %); Cyclohexanon (Fa. Aldrich 99,5 %); Acetophenon (Fa. Aldrich 99 %); n-Butylacetat (Fa. Aldrich 99 + %); alpha-Pinen (Fa. Aldrich 98 %); beta-Pinen (Fa. Aldrich 99 %); Campher (Fa. Aldrich 99 %); Limonen (Fa. Aldrich 97 %); Biphenyl (Fa. Promochem 99,6 %); Butanthiol (Fa. Aldrich 98 %); Dimethyldisulfid (Fa. Aldrich 98 %); Hexan (Fa. Fluka 99,7 %); Cyclohexan (Fa. Aldrich 99,5 %); Heptan (Fa. Fluka, puriss, Standard); Octan (Fa. Fluka, puriss, Standard); Nonan (Fa. Fluka, puriss, Standard); Decan (Fa. Fluka, puriss, Standard); Undecan (Fa. Fluka, puriss, Standard); Dodecan (Fa. Fluka, puriss, Standard); Tridecan (Fa. Fluka, puriss, Standard)

6.2.3.5 Probenahme

Die Probenahme erfolgt manuell mit Hilfe einer 200 ml Volumenspritze aus Glas (Kolbenprober). Mit etwa 0,1 L/min werden direkt aus dem Abluftstrom 0,2 L Luftprobe auf Tenaxröhrchen (90 x 6,35 mm) gezogen. Vor jeder Probenahme werden die Tenax TA-Röhrchen ausgeheizt und auf Blindwerte der Analyten untersucht. Für die Lagerung werden die Tenax TA-Röhrchen mit 1/4-Zoll Klemmringverschraubungen (Swagelock) mit elastischen Dichtungen aus PTFE verschlossen und in einer sauberen Umgebung, z.B. Glasflasche, bis zur Analyse aufbewahrt.

6.2.3.6 Gaschromatographische Analyse

Die Analytik der Tenax TA-Röhrchen erfolgt mit Hilfe der Kopplung Gaschromatographie/Massenspektrometrie mit automatischer Thermodesorption unter folgenden Bedingungen:

Desorptionsprogramm:	Ofen: 250 °C, Trap: - 30 °C für 10 min
	Ofen aus, Trap: 250 °C für 5 min
	Liner (Verbindung zwischen ATD - GC): 225 °C
	Valve (6-Port): 200 °C
Trennsäule:	Dickfilmkapillarsäule: Rtx-volatiles (Restek)
	Länge: 30 m, Innendurchmesser: 0,25 mm, Filmdicke: 1 µm
Transferline:	unbelegtes fused silica, 0,5 m, 0,1 mm ID (Fa. P)
Temperatur der Transferline:	280 °C
Temperaturprogramm:	isotherm 2 min bei 40 °C
	8 °C/min bis 270 °C
	10 min isotherm 270 °C
Säulenvordruck:	15 psi
Detektor:	SCAN-Modus: Massenbereich 35-450 m/z;

6.2.3.7 Kalibrierung

Die Kalibrierung wird mit fünf Kalibrierlösungen verschiedener Konzentrationen durchgeführt. Als Lösungsmittel wird bei der Thermodesorption das n-Pentan verwendet. Mit Hilfe einer Mikroliterspritze wird die Kalibrierlösung direkt auf das Packungsmaterial des Tenaxröhrchens aufgetragen und das n-Pentan weitgehend wieder abgeblasen. Die Kalibrierung erfolgt entweder extern oder intern. Bei interner Kalibrierung wird deuteriertes Toluol eingesetzt.

6.2.3.8 Messung der Realproben

Unmittelbar vor Beginn der Analyse werden die Klemmringverschraubungen (Swagelock) von den zu untersuchenden Tenax TA-Röhrchen entfernt, mit Hilfe einer Hamiltonspritze 1 µl interner Standardlösung (Toluol-d_8) auf das Packungsmaterial injiziert und anschließend auf das Probenkarusell des ATD gebracht. Vor jeder Meßserie wird die Kalibrierung mit einer geeigneter Kalibrierlösung überprüft. Bei Abweichung größer 20 % vom Sollwert wird eine neue Kalibrierung erstellt.

6.2.3.9 Auswertung

Bild 6-4 zeigt ein Musterchromatogramm einer Kalibrierprobe (hier ein Ausschnitt der Massenspur 57,20; Standardlösung) nach massenspektrometrischer Detektion unter SCAN-Bedingungen.

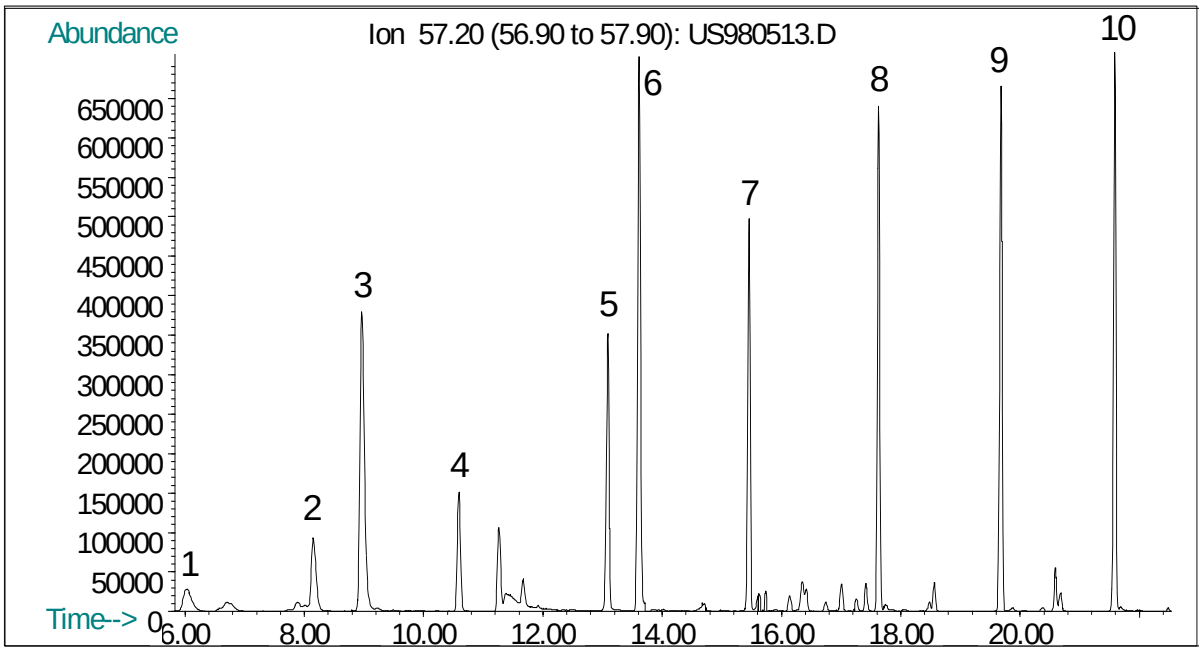


Bild 6-4: Musterchromatogramm einer Kalibrierlösung unter SCAN-Bedingungen (Massenspur 57,20)

1	n-Hexan	5	n-Nonan	9	n-Dodecan
2	n-Heptan	6	3-Heptanon	10	n-Tridecan
3	3-Pentanon	7	n-Decan		
4	n-Octan	8	n-Undecan		

Anhand der ermittelten Kalibriergeraden werden die Konzentrationen der einzelnen Komponenten in der Probe berechnet. Die Auswertung erfolgt über die in der Tab. 6-7 aufgeführten Massen.

Komponente	m/z Masse	Komponente	m/z Masse
1,3,5-Trichlorbenzol	180,05	m/p-Kresol	107,15
1,2,3-Trichlorbenzol	180,05	2-Butanon	43,10
1,2,4-Trichlorbenzol	180,05	2-Pentanon	43,20
1,4-Dichlorbenzol	146,05	3-Pentanon	57,10
1,3-Dichlorbenzol	146,05	4-Methyl-3-penten-2-on	55,20
1,2-Dichlorbenzol	146,05	2-Hexanon	58,20
Chlorbenzol	112,05	2-Heptanon	43,20
Benzol	78,15	3-Heptanon	57,20
Toluol-d_8	98,15	Cyclohexanon	55,20
Toluol	91,15	Acetophenon	77,05
4-tert.-Butyltoluol	133,15	n-Butylacetat	56,20

Komponente	m/z Masse	Komponente	m/z Masse
Ethylbenzol	91,15	α-Pinen	93,15
o-Xylol	91,15	β-Pinen	93,15
m/p-Xylol	91,05	Campher	95,15
n-Propylbenzol	91,15	Limonen	93,15
Isopropylbenzol (Cumol)	105,15	Biphenyl	154,15
1,2,3,4-Tetrahydro-naphthalin	104,15	Butanthiol	56,20
Styrol	104,15	Dimethyldisulfid	45,10
1,3,5-Trimethylbenzol	105,15	Tetrachlorethen	93,95
1,2,4-Trimethylbenzol	105,15	n-Hexan	57,20
2-Ethyltoluol	105,15	Cyclohexan	84,15
3/4-Ethyltoluol	105,15	n-Heptan	57,20
Naphthalin	128,15	n-Octan	43,20
Naphthalin-d_8	136,15	n-Nonan	57,20
1-Butanol	56,20	n-Decan	57,20
2-Butanol	45,10	n-Undecan	57,20
Phenol	94,05	n-Dodecan	57,20
o-Kresol	108,15	n-Tridecan	57,20

Tab. 6-7: Massenspuren der zu quantifizierenden Komponenten

6.2.3.10 Validierung der Methode

Meßbereich und Linearität

Die Quantifizierung erfolgt in einem Meßbereich von 20 bis 2.000 µg/m^3. In diesem Meßbereich verläuft die Kalibrierkurve für alle hier untersuchten Komponenten linear mit Korrelationskoeffizienten ▫ 0,98.

Klasse	Verbindung	Dotierung in ng/Röhrchen	Durchbruch in % (n=3)
Alkylbenzole	Benzol	52	8,8
	Propylbenzol	52	10,1
Chlorbenzole	Chlorbenzol	134	0
	1,2,3-Trichlorbenzol	139	0
Phenole	Phenol	53	0
	o-Kresol	51	0
Ketone	2-Butanon	52	1
	2-Pentanon	52	5,4
Kohlenwasserstoffe	Hexan	51	21,8
	Cyclohexan	51	33,6
Alkohole	1-Butanol	48	2
	2-Butanol	48	0
CKW	Tetrachlorethen	10	7
Sulfide	Dimethyldisulfid	58	4,2
	Butanthiol	54	0

Tab. 6-8: Durchbruchsverhalten ausgewählter Verbindungen auf Tenax TA bei 2 L Luftprobenahmen

Bestimmung des Durchbruchsverhaltens

Zur Untersuchung des Durchbruchsverhaltens werden zwei ausgewählte Verbindungen je Stoffklasse auf Tenaxröhrchen zu je ca. 50 ng dotiert. Danach werden 2 L N_2 bei einem Volumenstrom von 100 ml/min durch das Röhrchen geleitet und die Analyten anschließend mit dem ATD desorbiert. Der Gehalt der Analyten wird ermittelt und der prozentuale Durchbruch berechnet. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in der Tab. 6-8 zusammengefaßt. Für Cyclohexan und Hexan ist ein teilweiser Durchbruch zu erkennen.

Nachweis- und Bestimmungsgrenze

Die Nachweisgrenze des Instrumtes (GC/MS), d.h. der Kombination von chromatographischer Trennung und MS-Detektion unter SCAN-Bedingungen, entspricht dem dreifachen Signal/Rausch-Verhältnis. In die Nachweisgrenze des Gesamtverfahrens geht neben der instrumentellen NWG auch die Desorption der Analyten vom Tenaxröhrchen ein.

Die Bestimmungsgrenze wird als der sechsfache Wert des mittleren Rauschens festgelegt und ist somit doppelt so hoch wie die Nachweisgrenze. Die Bestimmungsgrenze des Gesamtverfahrens wird bei 0,2 L Probenahmevolumen und nach massenselektiver Detektion für alle zu untersuchenden Komponenten auf 20 µg/m^3 festgelegt.

6.2.4 DNPH-Kartuschen-Methode: Bestimmung von Aldehyden / Ketonen mit Hilfe der HPLC

6.2.4.1 Grundlage des Verfahrens

Die auf Fertigkartuschen der Firma Supelco gesammelten und zu Hydrazonen derivatisierten Aldehyde/Ketone werden mit einem definierten Volumen Acetonitril eluiert, die Hydrazonderivate mittels Hochdruckflüssigkeitschromatographie (HPLC) aufgetrennt und nach der Methode des externen Standards mittels UV-Detektion bestimmt. Zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Arbeit erschien zu dieser Methode unter gleichem Titel eine VDI-Richtlinie 3862 Blatt 3 (Entwurf Oktober 1999).

6.2.4.2 Geräte, Hilfsmittel

HPLC-System (Fa. Waters): 2 Pumpen Waters Modell 501 oder 510, DAD-Detektor Waters Modell 996, Autosampler Modell Waters 717, Säulenofen (Fa. Techlab)
Meß- und Auswertesoftware: Millennium 2010 (Fa. Waters)
HPLC-Trennsäule: Purospher RP-18e (5 µm; 250 x 4 mm) (Fa. Merck) mit Vorsäule

6.2.4.3 Chemikalien

Acetonitril (Chromasolv, Fa. Riedel de Haën), Reinstwasser (Millipore-Anlage, Fa. Waters)
DNPH-Kartuschen (Fa. Supelco), Aldehyd/Keton-DNPH-Mix und 2-Butanon (Fa. Supelco)

6.2.4.4 Probenahme

Zur Probenahme werden die Fertigkartuschen über einen Adapter mit einer Pumpe verbunden. Um einen Durchbruch zu vermeiden, soll die Gesamtmenge der gesammelten Aldehyde/Ketone 75 µg nicht überschreiten. Um eine Überladung der Probenahmeröhrchen zu vermeiden und die Probenahme zu optimieren, wird ein Nachschaltröhrchen angeschlossen.

Die Kartuschen müssen kühl gelagert werden. Aufgefangen werden die Carbonylverbindungen von einem hochreinen Kieselgeladsorbens, auf das 2,4-Dinitrophenylhydrazin (DNPH) aufgebracht ist. Bei der Probenahme reagiert das Hydrazin mit den Carbonylverbindungen zum entsprechenden Hydrazon. Unter den Probenahmebedingungen wurde sowohl bei Rohgas (Volumen 1 L; Flow 0,2 L/min) als auch bei Reingas (Volumen 5 L; Flow 0,2 L/min) kein meßbarer Durchbruch festgestellt. Als Indikator diente hierbei das auf der DNPH-Kartusche befindliche Hydrazin, welches nach Elution mit Acetonitril und chromatographischer Trennung im UV-Detektor bei 366 nm ein deutliches Signal (Peak) zeigt.

6.2.4.5 Probenaufarbeitung

Die auf den Fertigkartuschen gesammelten und zu Hydrazonen derivatisierten Aldehyde/Ketone werden bei Rohgasproben mit 5 ml Acetonitril in einen 5 ml Meßkolben und bei Reingasproben mit 2 ml Acetonitril in ein 2 ml Meßkölbchen eluiert, und ggf. bis zur Marke aufgefüllt. Falls erforderlich, ist die Probe mit Acetonitril weiter zu verdünnen.

6.2.4.6 Analytische Bedingungen

Säulenofentemperatur: 30 °C

HPLC-Bedingungen:

Mobile Phase: Acetonitril (A)/Wasser (B)

Lösungsmittelgradient:

Zeit	Fluß	% B
0.0	1,6	60
9.0	1,6	60
50,0	1,6	40
56.0	1,6	40
57.0	2,0	0
59,0	2,0	0
60,0	1,6	60
65,0	1,6	60

Detektion: 366 nm

6.2.4.7 Messung der Realprobe

20 - 40 µl der Probe werden per Autosampler injiziert. Die Bestimmung erfolgte als Doppelbestimmung.

6.2.4.8 Kalibrierung

Mit Hilfe der Standardlösungen sind für den zu erwartenden Konzentrationsbereich Kalibrierkurven für die Komponenten zu erstellen, wobei für jede Standardkonzentration mindestens 2 Injektionen vorzunehmen sind. Da die Gehalte der freien Aldehyde/Ketone bestimmt werden sollen, sind in die „Alter Sample“ der Millennium-Software für die Standards die Konzentrationen der freien Aldehyde/Ketone in ng/ml einzugeben. Diese berechnen sich aus der

Konzentration des Hydrazons, multipliziert mit einem Faktor (f), der sich aus den Molekulargewichten (MGW) des Aldehyds/Ketons und des entsprechenden Hydrazons ergibt.

$$C_{A/K} = C_H \times f$$

$C_{A/K}$ Konzentration des Aldehyds/Ketons in ng/ml

C_H Konzentration des Hydrazons in ng/ml

$$f = \frac{\text{MGW Aldehyd (Keton)}}{\text{MGW Hydrazon}}$$

Aldehyd/Keton	f
Formaldehyd	0,1429
Acetaldehyd	0,1965
Aceton	0,2438
Acrolein	0,2373
Propionaldehyd	0,2438
Crotonaldehyd	0,2801
2-Butanon	0,2857
Butyr-/Isobutyraldehyd	0,2859
Benzaldehyd	0,3707
Isovaleraldehyd	0,3235
Valeraldehyd	0,3235

6.2.4.9 Auswertung

Die Retentionszeiten der Komponenten sind dem Musterchromatogramm in Bild 6-5 zu entnehmen. Die isomeren Butyr- und Isobutyraldehyde werden nicht aufgetrennt und daher als Summe bestimmt. Die von der Millennium-Software vorgenommene Basislinienlegung, Peakidentifizierung und Peakabtrennung ist zu überprüfen und ggf. manuell zu korrigieren. Die Quantifizierung erfolgt nach externer Kalibrierung.

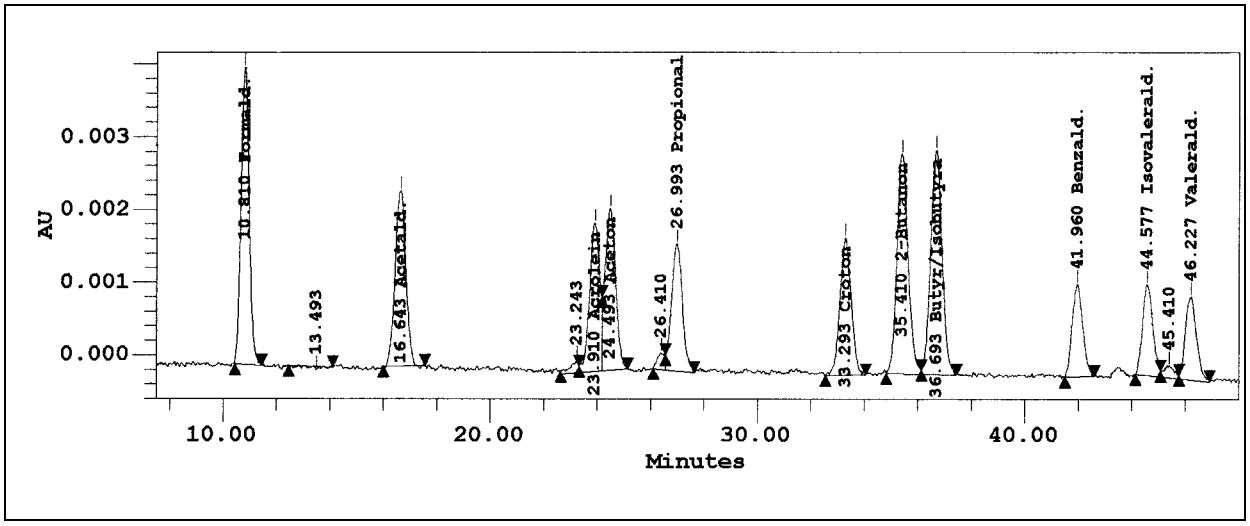


Bild 6-5: Musterchromatogramm einer Aldehyd/Keton-Standardlösung

6.2.4.10 Validierung des Verfahrens

Arbeitsbereich und Linearität

Der Arbeitsbereich liegt zwischen 10 µg/m^3 und 240 µg/m^3. Er kann entsprechend den Bedürfnissen erweitert werden. Die Kalibrierfunktionen verlaufen in dem zu untersuchenden Meßbereich linear und die Korrelationskoeffizienten sind besser als 0,99.

Selektivität

Die Methode ist bezüglich der chromatographischen Trennung der Analyten hinreichend selektiv. Lediglich die Peaks für Acrolein und Aceton einerseits sowie für Butyraldehyd und Isobutyraldehyd andererseits sind nicht vollständig bzw. gar nicht getrennt. Der Gehalt an Butyraldehyd und Isobutyraldehyd wird als Summe angegeben. Durch den Einsatz eines Photodiodenarray-Detektors ist das Verfahren selektiv, jedoch können auch hier Schwierigkeiten auftreten, wenn Nebenkomponenten neben Hauptkomponenten quantifiziert werden müssen, weil die Einflüsse der Hauptkomponenten auf die UV-Spektren der Nebenkomponenten durch Basislinienkorrektur nicht immer eindeutig zu eliminieren sind.

Nachweis- und Bestimmungsgrenze

Die instrumentelle Nachweisgrenze (NWG) wird anhand von Standardlösungen bei einem Injektionsvolumen von 25 µl bestimmt. In die Nachweisgrenze des Gesamtverfahrens gehen neben der instrumentellen NWG auch die Probenaufarbeitung und das gezogenen Abluftvolumen ein. Die Bestimmungsgrenze wird als der sechsfache Wert des mittleren Rauschens festgelegt und ist somit doppelt so hoch wie die Nachweisgrenze. Die Bestimmungsgrenze des Gesamtverfahrens wird bei 5 L Probenahmevolumen, 2 ml Probenextrakt nach Aufarbeitung und einer UV-Detektion bei 366 nm für alle hier zu untersuchenden Aldehyde und Ketone auf 10 µg/m^3 festgelegt.

6.2.5 Aktivkohle-Methode: Bestimmung von VVOC mit Hilfe der Kopplung GC/MS

6.2.5.1 Prinzip der Methode

Mit Hilfe der Aktivkohle lassen sich leichtflüchtige Verbindungen mit Siedepunkten von < 0 °C bis 100 °C (Very Volatile Organic Compounds, VVOC) sammeln. Die Probenahme erfolgt aktiv (unter Verwendung einer Pumpe) mit Aktivkohlesammelröhrchen der Firma Dräger. Ein definiertes Volumen der zu untersuchenden Abluft wird durch das Sammelröhrchen gepumpt. Dabei werden die in der Abluft enthaltenen organischen Luftschadstoffe an der Aktivkohle adsorbiert. Kurz vor der Analyse werden die Röhrchen aufgebrochen, das Adsorbermaterial herausgeholt, mit einem Gemisch aus Schwefelkohlenstoff und Ether (1:1) eluiert und anschließend mit GC-MSD analysiert.

6.2.5.2 Geräte, Hilfsmittel

Gaschromatograph (Fa. Hewlett Packard, Typ 5890)
GC-Säule 2 DB-WAX (Fa. J&W) Säulen; 30 m (Länge) x 0,32 mm (ID) x 0,25 µm (d_f)
MS-Detektor (Fa. Hewlett-Packard, Typ 5972)
Ultraschallbad (Fa. Elma, Typ Transsonic T 40 bzw. Fa. Branson, Typ 8200)

Aktivkohlesammelröhrchen (Firma Dräger, Typ G)
Röhrchenöffner (Fa. Dräger) bzw. Glasschneider, Parafilm
Gläschen (8 ml Volumen) mit passenden Lochkappen und Teflonsepten (Fa. Chromatographie Service CS)
Meßkölbchen , Nennvolumen 5, 50 und 100 ml
Pinzette, Bechergläser, Pasteurpipetten, silanisierte Glasfaserwatte
Hamiltonspritzen, Nennvolumen 10, 100 und 1.000 µl

6.2.5.3 Chemikalien

Schwefelkohlenstoff (Rathburn, "glas destilled grade, low in benzene")
Ether zur Analyse (Fa. Baker)
Referenzsubstanzen:
Toluol-d_8 als interner Standard, Ethanol, 99.8% (Fa. Merck), Methylacetat (Aldrich, 99%), Ethylacetat (Aldrich, 99,5+%), Tetrahydrofuran (Aldrich, 99,5%), Tetrachlormethan (Aldrich, 99,5%), 1,1,1-Trichlorethan (Aldrich, 99 %), Trichlorethen (Promochem), Trichlormethan (Baker, 99,5%), 1,2-Dichlorethan (Promochem), Dichlormethan (Baker), Ethanol (Baker, 99,5%), 1-Propanol (Aldrich, 99,5%), 2-Propanol (Aldrich, 99,5%), 1-Butanol (Aldrich, 99%), 2-Butanol (Aldrich, 99%), Acetonitril (Aldrich, 99,5+%)

6.2.5.4 Probenahme

Die Sammelphasen der Aktivkohleröhrchen vom Typ G bestehen aus einer Sammelschicht (Adsorptionsschicht) und einer Kontrollschicht (Nachschaltschicht). Es wird unmittelbar vor der Probenahme geöffnet und mit der Probenahmeapparatur verbunden. Diese besteht aus einem Luftkühler bzw. Tropfenabscheider, um ggf. Kondensattropfen von der Aktivkohle fern zu halten. Die so abgeschiedene Kondensatmenge ist vernachlässigbar gering. Das Probenahmevolumen beträgt 100 L, der Volumenstrom 0,5 L/min. Unter den Probenahmebedingungen wurde kein meßbarer Durchbruch festgestellt. Nach der Probenahme werden die Röhrchen mit Polyethylenkappen verschlossen.

Das NLÖ hat bei ähnlichen Probenahmen mit Aktivkohle einen Teilvolumenstrom über einen Kühler bei 0, 10, 20 °C geführt und die Kondensate analysiert (Tab. 6-9). Die Untersuchungen wurden an den höchstbelasteten Einzelabluftströmen der MBV Lüneburg durchgeführt. Für die dargestellten Verbindungen lag der Anteil der im Kondensat vorliegenden Menge bezogen auf die Gesamtemission (Kondensat und Aktivkohle) im wesentlichen bei < 1 %. Schwerflüchtige Verbindungen , wie insbesondere n-Dodecan sowie n-Tridecan, waren auf der Aktivkohle stellenweise < BG, so daß die Anteil an der Gesamtemission allein vom Kondensat geprägt wurde.

Verbindungen	**MBV Lüneburg,** Belüftungsfeld 1	**MBV Lüneburg,** Belüftungsfeld 2
Dichlormethan	< 1 bis 18 µg/L	1,7 bis 28 µg/L
1,4-Dichlorbenzol	< 1 bis 1,5 µg/L	2,4 bis 11 µg/L
Dimethylsulfid	2,9 bis 21 µg/L	7,0 bis 70 µg/L
Dimethyldisulfid	5,0 bis 11 µg/L	6,4 bis 57 µg/L
Dimethyltrisulfid	< 1 bis 1,5 µg/L	< 1 bis 1,5 µg/L
n-Decan	< 1µg/L	< 1 bis 3,4 µg/L
n-Undecan	< 1 µg/L	2,7 bis 11 µg/L
n-Dodecan	< 1 bis 1,3 µg/L	1,9 bis 17 µg/L

Verbindungen	MBV Lüneburg, Belüftungsfeld 1	MBV Lüneburg, Belüftungsfeld 2
n-Tridecan	< 1 µg/L	1,7 bis 21 µg/L
Toluol	0,4 bis 4,0 µg/L	3,4 bis 14 µg/L
Ethylbenzol	0,8 bis 1,9 µg/L	3,4 bis 5,3 µg/L
m-/p-Xylol	1,9 bis 5,3 µg/L	11 bis 22 µg/L
o-Xylol	0,7 bis 2,0 µg/L	4,3 bis 9,1 µg/L
Styrol	0,7 bis 1,9 µg/L	6,0 bis 9,8 µg/L
n-Propylbenzol	< 1 µg/L	0,5 bis 1,6 µg/L
1,3,5-Trimethylbenzol	< 1 µg/L	1,4 bis 4,1 µg/L
1,2,3-Trimethylbenzol	< 1 µg/L	< 1 bis 8,4 µg/L
1,2,4-Trimethylbenzol	2,4 bis 3,8 µg/L	8,7 bis 18 µg/L
m-/p-Ethyltoluol	0,7 bis 1,6 µg/L	5,0 bis 10 µg/L
o-Ethyltoluol	< 1 µg/L	2,3 bis 5,1 µg/L
Naphthalin	3,7 bis 7,4 µg/L	11 bis 35 µg/L
α-Pinen	< 1 µg/L	0,6 bis 2,7 µg/L
β-Pinen	< 1 µg/L	0,9 bis 2,7 µg/L
Limonen	5,7 bis 15,9 µg/L	21 bis 73 µg/L

Tab. 6-9: Kondensatuntersuchungen an der MBV Lüneburg an verschiedenen Meßtagen in 1997 (nicht veröffentlichte Messungen des NLÖ, Hildesheim)

Vom UBA Österreich wurden bei Messungen an verschiedenen MBA Kondensate untersucht, sofern ausreichende Mengen bei der Aktivkohle-Probenahme angefallen waren. Die Kondensatfalle wurde bei 0 - 4 °C betrieben. Aldehyde und CKW konnten nicht detektiert werden. Bei der Anlage Siggerwiesen waren bei zwei Probenahmen keine Substanzen nachweisbar bzw. keine Kondensate vorhanden. Die dritte Probenahme fand an den Rottetrommeln bei einer sehr hohen Abluftbelastung statt. Sie stellt gewissermaßen den „worst case“ dar (Tab. 6-10). Im Ergebnis liegen nur für Undekan und Dodekan Anteile der Analyten von > 10 % der Gesamtmenge auf der Aktivkohle vor.

Verbindungen	Probe 1		Probe 2		Probe 3	
mg/Nm³	Aktivkohle	Kondensat	Aktivkohle	Kondensat	Aktivkohle	Kondensat
Limonen			60,79	0,40	56,50	0,19
Campher					0,96	0,2
n-Dekan			18,45	0,16		
n-Undekan	10,03	0,43	11,73	1,13	13,94	0,16
n-Dodekan	1,83	0,75	2,20	1,69	4,59	0,34

Tab. 6-10: Abluftkonzentrationen der Anlage Siggerwiesen (Rottetrommeln) bei der dritten Probenahme des UBA am 30.07.1998, differenziert nach Anteilen Aktivkohle / Kondensat (HANUS, 1999)

6.2.5.5 Probenaufarbeitung

Nach erfolgter Probenahme wird das Aktivkohlesammelröhrchen mit einer Glassäge oberhalb der Adsorptionsschicht aufgesägt und das Fixiermaterial (Metallfeder, Gaze, Glaswolle) herausgenommen. Die Aktivkohle wird in ein verschraubbares 8 ml großes Probegläschen überführt. Es sollte darauf geachtet werden, daß während der Überführung keinerlei Aktiv-

kohle verlorengeht. Das Gläschen wird mit einer Schraubkappe mit Loch und einem Teflonseptum verschlossen. Nun injiziert man langsam durch das Septum mit Hilfe einer Hamiltonspritze 2,0 ml Schwefelkohlenstoff/Ether 1:1 hinzu. Da dabei Wärme entwickelt wird, muß das Gläschen mit Eiswasser gekühlt werden. Danach wird die Probe zweimal in Abständen von 15 Minuten 30 Sekunden lang im Ultraschallbad behandelt. Die überstehende Lösung wird über eine mit silanisierter Glasfaserwatte gestopfte Pasteurpipette in ein Autosamplervial filtriert und in den GC injiziert. Ein längeres Stehen der Lösung vor der Analyse (z.B. über Nacht) sollte vermieden werden.

6.2.5.6 Gaschromatographische Analyse

Trennsäule:	2 x DB-WAX Säulen (Fa. J&W) über einen Preßfit hintereinander schalten; 30 m (Länge) x 0,32 mm (ID) x 0,25 µm (d_f)	
Aufgabesystem:	Split-Injektor mit oder ohne Autosampler, Splitinjektionsvolumen 1 µl, Split-Vent: 25 ml/min.	
Trägergas:	Helium	
Temperaturprogramm:	Initialtemperatur :	40 °C
	Initial Zeit :	0 min
	Rate 1 :	1,5 °/min
	Final Temperatur 1 :	63 °C
	Final Zeit :	0 min
	Rate 2 :	30 °/min
	Final Temperatur 2 :	250 °C
	Final Zeit :	0 min
Injektor-Temp.:	250 °C	
Detektor-Temp.:	280 °C	
Säulenvordruck :	40 kPa	

6.2.5.7 Kalibrierung

Mit Hilfe von Standardlösungen ist der gewünschte Konzentrationsbereich zu kalibrieren, wobei sich die Anzahl der Punkte möglichst gleichmäßig über den Meßbereich verteilen soll. Für jeden Standard sind 2 Injektionen vorzunehmen. Das Injektionsvolumen beträgt 1 µl. Die Kalibrierung erfolgt intern mit dem internen Standard d_8-Toluol. Anhand der ermittelten Kalibriergeraden werden die Konzentrationen der zu untersuchenden Analyten in der Probe berechnet. Die Auswertung erfolgte über die in der Tab. 6-11 aufgeführten Massen.

Komponente	m/z Masse	Komponente	m/z Masse
Methylacetat	43,00	Trichlorethen	60,00
Tetrahydrofuran	42,00	Acetonitril	41,10
Tetrachlormethan	116,75	Trichlormethan	83,00
1,1,1-Trichlorethan	97,00	2-Butanol	45,10
Ethylacetat	43,00	1-Propanol	31,00
2-Propanol	45,00	1,2-Dichlorethan	62,10
Dichlormethan	49,00	1-Butanol	31,00
Ethanol	31,00	d_8-Toluol	100,00

Tab. 6-11: Massenspuren der zu quantifizierenden Komponenten

6.2.5.8 Messung der Realproben

1 µl der Realprobe wird in den GC injiziert. Die Messung wird mindestens einmal wiederholt, um das Ergebnis zu bestätigen. Vor jeder Meßserie ist die Kalibrierung durch einen Standardlauf zu überprüfen (Systemeignungstest). Die Gehalte der untersuchten Komponenten sollten nicht mehr als 20 % vom Sollwert der Standardlösung abweichen. Ist die Abweichung größer als 20 %, so ist die gesamte Kalibrierung zu wiederholen.

6.2.5.9 Auswertung

Bild 6-6 zeigt ein Musterchromatogramm einer Standardlösung mit interner Kalibrierung. Die von der Auswertesoftware (HPCHEM) vorgenommene Basislinienlegung, Peakidentifizierung und Peakabtrennung ist zu überprüfen und gegebenenfalls zu korrigieren. Die Quantifizierung der Analyten erfolgt nach interner Kalibrierung.

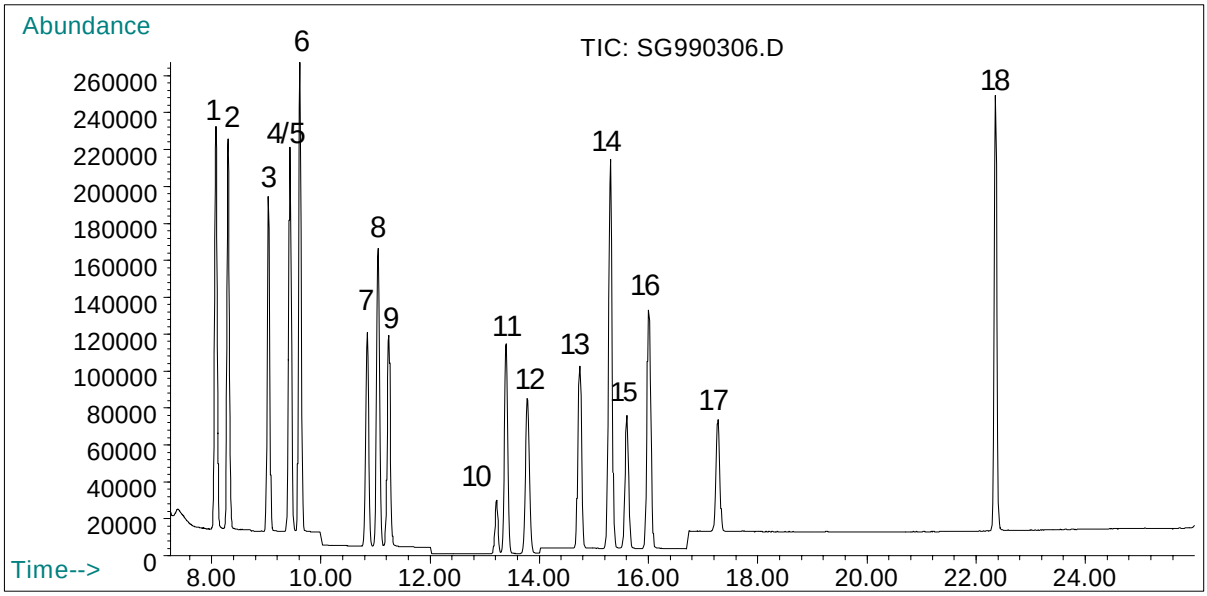


Bild 6-6: Totalionenchromatogramm von VOC < 100 °C

1 Aceton
2 Methylacetat
3 Tetrahydrofuran
4 Tetrachlormethan
5 1,1,1-Trichlorethan
6 Ethylacetat
7 Dichlormethan
8 2-Propanol
9 Ethanol
10 2,3-Butandion
11 Trichlorethen
12 Acetonitril
13 Trichlormethan
14 2-Butanol
15 Toluol-d_8
16 1-Propanol
17 1,2-Dichlorethan
18 1-Butanol

6.2.5.10 Validierung der Methode

Arbeitsbereich und Linearität

Der Arbeitsbereich liegt zwischen 10 - 100 µg/ml. Er kann entsprechend den Bedürfnissen erweitert werden. Die Kalibrierfunktionen verlaufen in dem zu untersuchenden Meßbereich linear und die Korrelationskoeffizienten sind besser als 0,98.

Systemeignungstest

Der Systemeignungstest zeigt Parameter auf, die die Bewertung der Güte des chromatographischen Systems erlauben, um dadurch eine reproduzierbare und zuverlässige Identifizierung und Quantifizierung der Analyten in der untersuchten Matrix zu erreichen.

Er wird vor jeder Meßserie durch einen Standardlauf durchgeführt. Hierbei sollten die Gehalte der Analyten nicht mehr als 20 % von den Sollwerten in der Standardlösung abweichen. Ist die Abweichung größer als 20 %, so ist die gesamte Kalibrierung zu wiederholen.

Durchbruchsverhalten/Wiederfindung

Das Durchbruchsverhalten wird beeinflußt von der Adsorptionsmenge, dem Siedepunkt der Analyten, der Luftfeuchte, dem gesammelten Volumen und der Konzentration der Schadstoffe. Hierbei muß sichergestellt werden, daß die Analyten bei den gewählten Probenahmebedingungen durch den angesaugten Luftstrom nicht so weit wandern, daß sie das Adsorptionsbett am Ende wieder verlassen, d.h. durchbrechen. Für diese Untersuchungen schaltet man zwei Probenahmeröhrchen hintereinander, dotiert das Vordere mit den Analyten und pumpt einen Luftstrom darüber. Anschließend bestimmt man den Gehalt auf der Aktivkohle des 2. Röhrchens und kann daraus den prozentualen Durchbruch errechnen.

Im vorliegenden Fall wurde das Durchbruchsverhalten vor Ort, d.h. während der Probenahme durch das hintereinander Schalten von zwei Röhrchen untersucht. Unter den Probenahmebedingungen (100 L) wurde kein meßbarer Durchbruch festgestellt.

Die Wiederfindungsraten von VOC < 100 °C wurden bei zwei Konzentrationsniveaus bestimmt und sind in der Tab. 6-12 zusammengefaßt. Hierbei wurden die Aktivkohleröhrchen aufgebrochen und 3 Röhrchen mit je 100 µg und 3 Röhrchen mit je 50 µg je Komponente dotiert. Dann wurden sie 15 Minuten bei Raumtemperatur stehengelassen und wie vorstehend beschrieben, aufgearbeitet.

Die Wiederfindungsraten liegen bei den CKW in allen Fällen über 80 %. Lediglich die polaren Verbindungen zeigen deutlich schlechtere Wiederfindungen. Die verschiedenen Dotierniveaus zeigen keine Unterschiede in den Wiederfindungsraten. Die Präzision des Gesamtverfahrens setzt sich aus der Präzision der instrumentellen Bestimmung und der Probenaufarbeitung zusammen. Die RSD (rel. Standardabweichung) liegen bei allen Komponenten < 10 %.

Lf.-Nr.	Substanz	WFR 1* in %	WFR 2* in %	WFR 3* in %	WFR 4** in %	WFR 5** in %	WFR 6** in %	Mittel in %	RSD in %
1	Methylacetat	73	78	78	62	71	75	73	7,5
2	Tetrahydrofuran	78	80	80	66	74	77	76	6,4
3	Tetrachlormethan	94	96	95	80	89	93	91	6,0
4	1,1,1-Trichlorethan	92	94	94	79	88	92	90	5,8
5	Ethylacetat	82	84	84	69	78	82	80	6,6
6	2-Propanol	52	55	54	44	51	54	52	7,1
7	Dichlormethan	77	81	81	67	77	81	77	6,4

Lf.-Nr.	Substanz	WFR 1* in %	WFR 2* in %	WFR 3* in %	WFR 4** in %	WFR 5** in %	WFR 6** in %	Mittel in %	RSD in %
8	Ethanol	43	45	45	34	41	43	42	9,0
9	Trichlorethen	93	95	95	80	88	92	91	5,8
10	Acetonitril	54	57	60	44	52	55	54	9,3
11	Chloroform	85	88	87	73	81	85	83	6,1
12	2-Butanol	64	66	64	53	60	62	62	6,9
13	1-Propanol	55	57	56	45	52	54	53	7,5
14	1,2-Dichlorethan	85	87	87	72	80	84	83	6,4
15	1-Butanol	65	67	66	55	60	63	63	6,6

* = Dotierung mit 100 µg/Röhrchen
** = Dotierung mit 50 µg/Röhrchen

Tab. 6-12: Wiederfindungsraten (WFR) von VOC < 100 °C

6.2.6 Bestimmung von FCKW und Chlormethan mit Hilfe der Kopplung GC/MS

6.2.6.1 Prinzip der Methode, Probenahme

Die Bestimmung der FCKW erfolgte in Anlehnung an die NIOSH-Methode Fluorotrichloromethane, Nr. 1006, Ausgabe 8/15/94 und die des Chlormethans in Anlehnung an die NIOSH-Methode Methylchloride, Nr. 1001, Ausgabe 8/15/94. Sie wurden in einigen Details der speziellen Problemstellung angepaßt. Ein definiertes Volumen der Abluft (20 L) wurde mit einem Volumenstrom von 0,2 L/min durch das gekühlte Aktivkohleröhrchen Typ G der Firma Dräger mit Hilfe einer geeigneten Pumpe gezogen. Hierbei werden die Analyten an Aktivkohle adsorbiert. Nach Sammlung von FCKW und Chlormethan müssen die A-Kohleröhrchen bis zur Analyse kühl (+4°C) gelagert und so schnell wie nur möglich aufgearbeitet werden. Vor der Analyse werden die Röhrchen aufgebrochen, das Adsorbermaterial herausgeholt, mit Schwefelkohlenstoff eluiert und anschließend mit GC-MSD analysiert.

6.2.6.2 Geräte, Hilfsmittel

Gaschromatograph (Fa. Hewlett Packard, Typ 5890)
GC-Säule 2 x DB-WAX (Fa. J&W) Säulen; 30 m (Länge) x 0,32 mm (ID) x 0,25 µm (d_f)
MS-Detektor (Fa. Hewlett-Packard, Typ 5972)
Ultraschallbad (Fa. Elma, Typ Transsonic T 40 bzw. Fa. Branson, Typ 8200)
Aktivkohlesammelröhrchen (Firma Dräger, Typ G)
Röhrchenöffner (Fa. Dräger) bzw. Glasschneider, Parafilm
Gläschen (8 ml Volumen) mit passenden Lochkappen und Teflonsepten (Fa. Chromatographie Service CS), Meßkölbchen (Nennvolumen 5, 50 und 100 ml), Pinzette, Bechergläser
Pasteurpipetten, Hamiltonspritzen (Nennvolumen 10, 100 und 1.000 µl)
silanisierte Glasfaserwatte

6.2.6.3 Chemikalien

Schwefelkohlenstoff (Rathburn, "glas destilled grade, low in benzene")
Referenzsubstanzen:
Freon-Mix (Fa. Supelco), Oktan (Fa. Promochem)

6.2.6.4 Probenaufarbeitung

Nach erfolgter Probenahme wird das Aktivkohlesammelröhrchen mit einer Glassäge oberhalb der Adsorptionsschicht aufgesägt und das Fixiermaterial (Metallfeder, Gaze, Glaswolle) herausgenommen. Die Aktivkohle wird in ein verschraubbares 8 ml großes Probegläschen überführt. Es sollte darauf geachtet werden, daß während der Überführung keinerlei Aktivkohle verlorengeht. Das Gläschen wird mit einer Schraubkappe mit Loch und einem Teflonseptum verschlossen. Nun injiziert man langsam durch das Septum mit Hilfe einer Hamiltonspritze 100 µl interner Standardlösung (Oktan) und 1,9 ml Schwefelkohlenstoff hinzu. Da dabei Wärme entwickelt wird, muß das Gläschen mit Eiswasser gekühlt werden. Danach wird die Probe zweimal in Abständen von 15 Minuten 30 Sekunden lang im Ultraschallbad behandelt. Die überstehende Lösung wird über eine mit silanisierter Glasfaserwatte gestopfte Pasteurpipette in ein Autosamplervial filtriert und in den GC injiziert. Ein längeres Stehen der Lösung vor der Analyse (z.B. über Nacht) sollte vermieden werden.

6.2.6.5 Gaschromatographische Analyse

Aufgabesystem: Split-Injektor mit oder ohne Autosampler, Splitinjektionsvolumen 1 µl, Split-Vent: 20 ml/min. Trägergas: Helium

Temperaturprogramm:		
	Initialtemperatur:	35 °C
	Initial Zeit :	10 min
	Rate 1 :	15 °/min
	Final Temperatur 1 :	250 °C
	Final Zeit :	0 min

Injektor-Temp.: 150 °C
Detektor-Temp.: 280 °C
Säulenvordruck : 10 PSI

6.2.6.6 Kalibrierung

Mit Hilfe von Standardlösungen ist der gewünschte Konzentrationsbereich zu kalibrieren, wobei sich die Anzahl der Punkte möglichst gleichmäßig über den Meßbereich verteilen soll. Für jeden Standard sind 2 Injektionen vorzunehmen. Das Injektionsvolumen beträgt 1 µl. Die Kalibrierung erfolgt intern mit dem internen Standard Oktan. Anhand der ermittelten Kalibriergeraden werden die Konzentrationen der zu untersuchenden Analyten in der Probe berechnet. Die Auswertung erfolgt über die in der Tab. 6-13 aufgeführten Massen. Hierbei ist zu beachten, daß die Kalibrierung von Chlormethan unabhängig von der Kalibrierung für die FCKW zu erfolgen hat.

Komponente	**m/z Masse**	**Komponente**	**m/z Masse**
Freon 11	43,00	Freon 22	60,00
Freon 12	42,00	Freon 114	41,10
Freon 21	116,75	Chlormethan	83,00
Oktan	97,00		

Tab. 6-13: Massenspuren der zu quantifizierenden Komponenten

6.2.6.7 Messung der Realproben

1 µl der Realprobe wird in den GC injiziert. Die Messung wird mindestens einmal wiederholt, um das Ergebnis zu bestätigen. Vor jeder Meßserie ist die Kalibrierung durch einen Standardlauf zu überprüfen (Systemeignungstest). Die Gehalte der untersuchten Komponenten sollten nicht mehr als 20 % vom Sollwert der Standardlösung abweichen. Ist die Abweichung größer als 20 %, so ist die gesamte Kalibrierung zu wiederholen.

6.2.6.8 Auswertung

Bild 6-7 zeigt ein Musterchromatogramm einer Standardlösung mit interner Kalibrierung und massenspektrometrischer Detektion unter SIM-Bedingungen. Die von der Auswertesoftware (HPCHEM) vorgenommene Basislinienlegung, Peakidentifizierung und Peakabtrennung ist zu überprüfen und gegebenfalls zu korrigieren. Die Quantifizierung der Analyten erfolgt nach interner Kalibrierung.

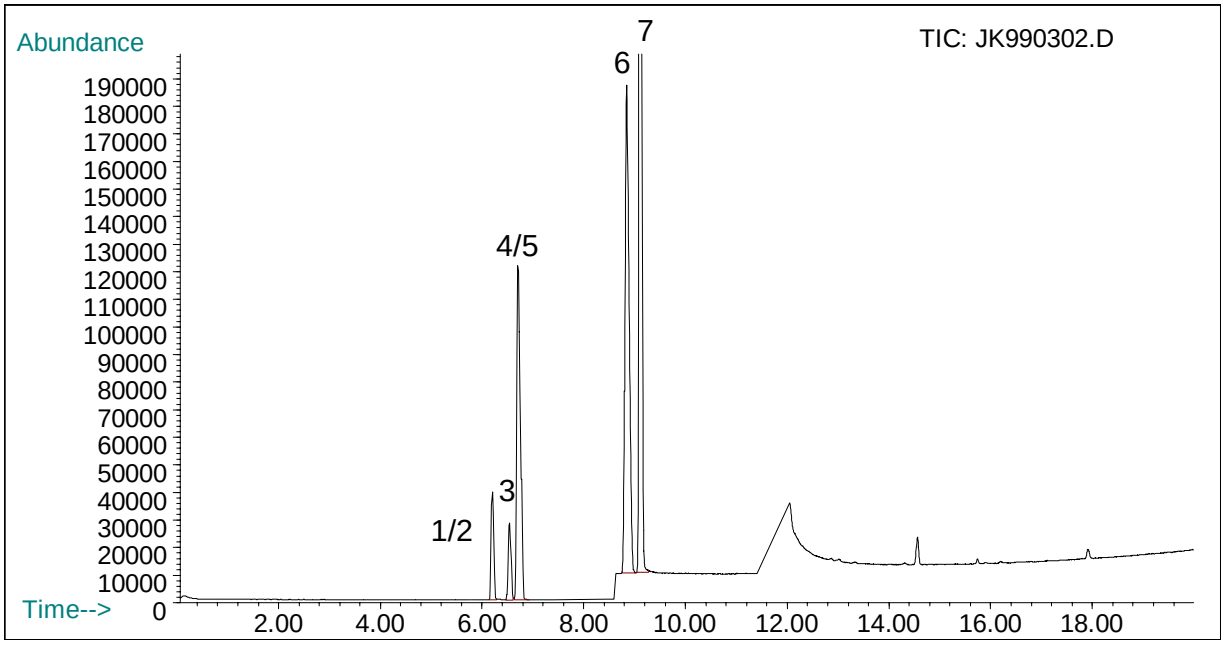


Bild 6-7: Totalionenchromatogramm von FCKW nach massenselektiver Detektion

1	R 114	5	R 113
2	R 12	6	R 21
3	R 22	7	Oktan
4	R 11		

6.2.6.9 Validierung der Methode

Arbeitsbereich und Linearität

Der Arbeitsbereich liegt zwischen 0,5 µg/ml bis 50 µg/ml. Er kann entsprechend den Bedürfnissen erweitert werden. Die Kalibrierfunktionen verlaufen in dem zu untersuchenden Meßbereich linear und die Korrelationskoeffizienten sind besser als 0,98.

Durchbruchsverhalten/Wiederfindung

Das Durchbruchsverhalten wurde vor Ort untersucht durch das hintereinander Schalten von zwei Röhrchen in Reihe. Unter den Probenahmebedingungen (20 L) wurde kein meßbarer Durchbruch festgestellt.

Die Wiederfindungsraten von FCKW und Chlormethan sind in den Tab. 6-14 und Tab. 6-15 zusammengefaßt. Hierbei wurden die Aktivkohleröhrchen aufgebrochen und mit 100 µg je Komponente/Röhchen dotiert. Nach einer Wartezeit von 15 Minuten wurden die Röhrchen wie vorstehend beschrieben, aufgearbeitet und gemessen.

Die Wiederfindungsraten liegen bei den FCKW bei R 11 und R21 sowie Chlormethan über 86 %. Die anderen FCKW zeigen schlechtere Wiederfindungen. Die Präzision des Gesamtverfahrens setzt sich aus der Präzision der instrumentellen Bestimmung und der Probenaufarbeitung zusammen. Die RSD (rel. Standardabweichung) betragen bei Chlormethan 2 % und bei den FCKW bis zu 15 %.

Lf.-Nr.	Substanz	WFR 1 in %	WFR 2 in %	WFR 3 in %	Mittelwert in %	RSD in %
1	R 114/R 12	56	68	60	61	8,1
2	R 22	43	60	46	50	14,9
3	R 11	88	99	97	95	5,0
4	R 21	79	92	88	86	6,3

Tab. 6-14: Wiederfindungsraten (WFR) von FCKW

Substanz	WFR 1 in %	WFR 2 in %	WFR 3 in %	WFR 4 in %	WFR 5 in %	Mittelwert in %	RSD in %
Chlormethan	83,6	83,8	87,6	86,7	84,6	86,1	1,9

Tab. 6-15: Wiederfindungsraten (WFR) von Chlormethan

6.3 Flüchtige organische Verbindungen (VOC) in festen Abfallproben

6.3.1 Verfahren zur VOC-Bestimmung in Feststoffen

Die Headspace-Gaschromatographie (HSGC) spielt eine dominierende Rolle bei der Untersuchung flüchtiger Komponenten in Flüssigkeiten und Feststoffen. Die HSGC wird in die nachfolgenden Techniken unterschieden:

- statische Headspace-Technik (SHS),
- dynamische Headspace-Technik (DHS).

Der Unterschied zwischen der SHS und der DHS besteht in der Zahl der Gasphasen-Extraktionsschritte. Im Fall der SHS wird die Probe nach der Einstellung eines thermodynamischen Gleichgewichts, d.h. nach einer einmaligen Gasextraktion, direkt aus dem Dampfraum über der Probe gezogen (Bild 6-8). Im Fall der DHS handelt es sich um eine kontinuierliche Gasextraktion, bei der die Probe mit Hilfe eines inerten Strippgases solange über- bzw. durchströmt wird, bis die Konzentration der desorbierten bzw. extrahierten flüchtigen Komponenten asymptotisch auf den Wert 0 gefallen ist. Bei den DHS-Techniken kann die Dampfraumprobe dem GC nur indirekt über einen Zwischenspeicher (Trap) zugeführt werden. Die Trap wirkt hier entweder durch Ausfrieren (Kühlfalle) oder durch

den. Die Trap wirkt hier entweder durch Ausfrieren (Kühlfalle) oder durch Adsorption (Anreicherung) oder durch eine Kombination beider Maßnahmen. Die weitere Überführung der gesammelten und angereicherten flüchtigen Komponenten erfolgt durch schnelles Ausheizen oder durch Elution mit einem geeigneten Lösungsmittel.

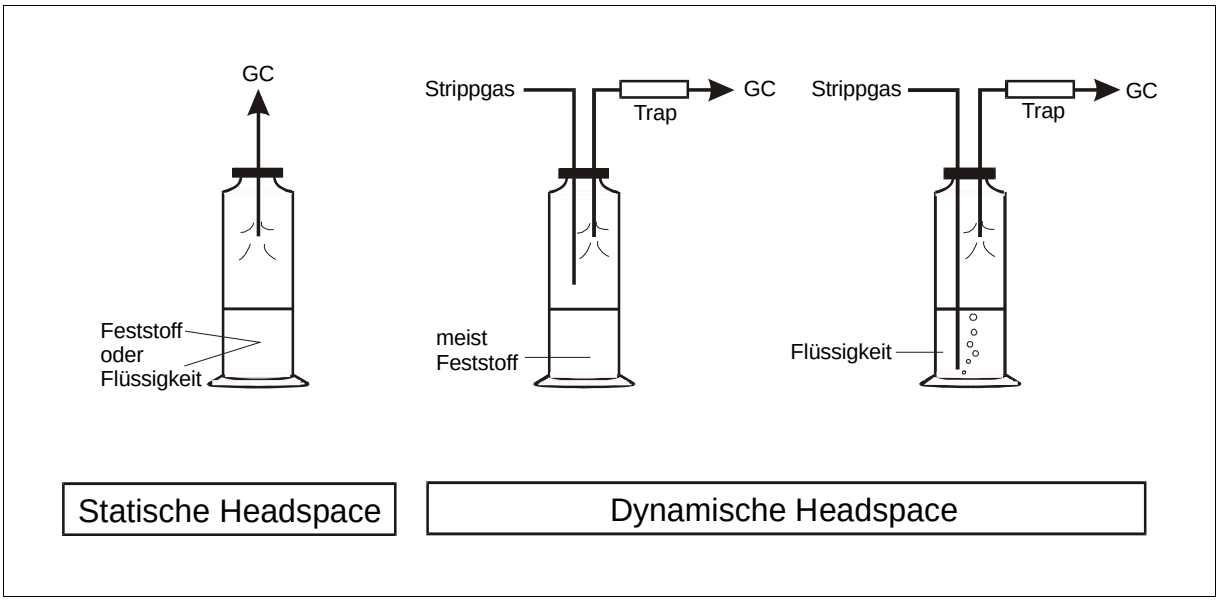


Bild 6-8: Schematischer Arbeitsablauf der statischen Headspace (SHS), der dynamischen Headspace (DHS) über der Probe hinweg und der dynamischen Headspace in Form des Gasstrippings (Purge & Trap) durch die Probe hindurch

Grundlagen, detaillierte Übersichten sowie Vor- und Nachteile der Headspace-Techniken liefern SCHLEGELMILCH (1990) und HÜBSCHMANN (1996).

6.3.2 Dynamische Headspace-Technik (Purge & Trap) in Abfallproben

6.3.2.1 Allgemeines

Die Methode der dynamischen Headspace-Technik oder Purge & Trap Injection (PTI) in Kombination mit der GC/MS-Kopplung ist für die hier bearbeitete Fragestellung sehr gut geeignet (HÜBSCHMANN, 1996; SCHRAM / HORST, 1998).

Hierbei werden definierte Mengen (1 bis 10 g) der Abfallproben in einem 20 ml-Probengefäß (HS-Vial) mittels eines äußeren Heizmantels ausgeheizt. Der Gasraum über dem Feststoff (Headspace) wird während des Ausheizens kontinuierlich mit dem Trägergas Helium gespült (Purge). Die Abfallproben werden in den HS-Vials, im Gegensatz zum Fritteneinsatz bei flüssigen Proben, in der Regel durch Eintauchen einer Nadel mit seitlichen Öffnungen (*needle sparger*) analysiert. Dieser Schritt stellt die Purge-Phase dar. Der mit den Analyten beladene Trägergasstrom wird getrocknet (-15 °C, Gegenstrom) und in die Trap geleitet. Hier erfolgt eine Kryofokussierung bei -160 °C.

Die Gesamtmenge der aus der Probe entfernten flüchtigen Verbindungen hängt vom Purge-Volumen (Produkt aus Purge-Flußrate und Purgezeit) ab. Viele Umweltproben werden bei einem Purge-Volumen von 440 ml bearbeitet, welches sich als optimal herausgestellt hat.

Dieser Wert wird durch eine Flußrate von 40 ml/min und einer Purgezeit von 11 min erreicht (HÜBSCHMANN, 1996). Als Purge-Effizienz wird diejenige Menge der Analyten bezeichnet, die mit einer bestimmten Menge Gas aus einer Probe gespült wird. Sie hat direkten Einfluß auf die Wiederfindungsrate.

Nach der definierten Purgezeit, wird die Trap spontan auf 220 °C hochgeheizt. Dieser Schritt ist die Injection auf die Trennsäule des GC.

Der Vorteil dieser Methode ist die direkte Aufbringung der Analyten auf die Säule. Eine Analysenvorbereitung, etwa eine Elution der Analyten mit Lösemitteln entfällt. Die damit einher gehende Verdünnung der Substanzen findet bei der PTI-Technik ebenfalls nicht statt. Die Nachweisgrenzen liegen somit deutlich niedriger als bei der statischen Headspace-Technik.

6.3.2.2 Probenahme, Probenaufbereitung zur VOC-Bestimmung in Abfallproben

Mit besonderer Aufmerksamkeit muß im Vorfeld der Analyse bei der Probenahme aus heterogenen rohen Siedlungsabfällen sowie der Probenaufbereitung vorgegangen werden. Eine Probenahme gilt als repräsentativ, wenn die realen stofflichen Verhältnisse richtig, reproduzierbar und zuverlässig beurteilt werden.

Die TASi (1993) verweist im Anhang A auf die Richtlinien PN 2/78 und 2/78 K der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, 1983) zur Durchführung von Probenahmen. Ergänzende bzw. von diesen abweichende Anforderungen stellt die TASi bezüglich der Mindestprobenanzahl und -menge.

Die Gewinnung und Aufbereitung von Probenmaterial aus Rohabfällen war angelehnt an eine großtechnische Untersuchung im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung der drei Niedersächsischen Demonstrationsanlagen (KETELSEN ET AL., 1999). An allen drei Anlagen wurden separat Hausmüll, Sperrmüll und teilweise Gewerbeabfall für gezielte Schadstoffbetrachtungen aufbereitet. Parallel dazu wurden Sortieranalysen durchgeführt. Vor dem Hintergrund der für die Analysen benötigten Probenmengen von wenigen Gramm erfolgte eine aufwendige mehrstufige Probenaufbereitung.

Um eine ausreichende Repräsentativität des Materials zu erreichen, durchliefen aus regulären Anlieferungen jeweils zwischen 9 und 25 Mg Abfall pro Abfallart zunächst die jeweilige großtechnische mechanische Aufbereitung der MBA. Die Grobfraktion bzw. heizwertreiche Fraktionen (> 80 mm, < 100 mm, 120 – 300 mm) wiesen erhebliche Inhomogenitäten auf. Diese Stoffströme wurden in Bassum und in Lüneburg mit Hilfe eines mobilen Shredders (Bassum: Schnelläufer Jenz AZ, Lüneburg: Schnelläufer Doppstadt AK 450) weiter zerkleinert. Aus den nun homogenisierten Materialien wurden Teilproben von ca. 0,5 bis 1 m³ entnommen und mit einer mobilen Rotorschere (Fa. Erdwich, EAZA 450) nachzerkleinert. Aus diesen Mengen wurden Teilproben im Labor feinzerkleinert.

Für die Feinzerkleinerung durchlaufen die Proben im Labor zweimal eine Schneidmühle (Retsch SM 2000) bei einer Korngröße < 10 mm bzw. < 4 mm. Dabei muß gekühlt werden. Von diesen Analysenproben werden Wassergehalte und VOC bestimmt. Es empfiehlt sich, die Proben zuvor auf die gewünschte Korngröße abzusieben, damit der bereits vorhandene Siebdurchgang nicht unnötig die Mühle passieren muß.

Es ist unvermeidbar, daß in den Aufbereitungsprozessen bereits Verluste an Analyten auftreten und zwar insbesondere bei der Feinzerkleinerung, wobei die gewählte Körngröße < 4 mm ein gewisses Optimum zwischen Homogenität und Materialbeanspruchung darstellt. Als positiv an dieser Prozedur sind folgende Merkmale je Zerkleinerungsschritt herauszustellen:

- hohe Repräsentativität und Homogenität der Analysenproben,
- hohe spezifische Oberfläche der Analysenproben.

Minderbefunde des VOC-Gehaltes (Verluste) resultieren jedoch aus:

- intensivem Luftkontakt bei schnellaufenden Mühlen,
- FCKW-Ausgasung durch Porenaufschluß,
- Erwärmung der Proben (ggf. Unterdrückung durch Kühlung).

Die absoluten Verluste an VOC-Analysen bei der Probenmahlung sind bei frischen Abfällen selbstverständlich größer als bei behandelten. Um die VOC-Verluste in die Umgebungsluft zu quantifizieren, sollen zukünftig für diese Art der Fragestellungen die Zerkleinerungsaggregate gekapselt und die Abluft über Aktivkohlefilter o.ä. geleitet werden, die dann auf die flüchtigen Verbindungen untersucht werden.

6.3.2.3 Analysenbedingungen

Purge & Trap Injector (PTI) der Firma Chrompack; Modell CP 4010

Parameter PTI:

Temperatur Probengefäß (Mantelheizung)	80	°C
Temperatur Wasserabscheidung	- 15	°C
Temperatur Probenraum	120	°C
Temperatur Trap	- 160	°C
Injektionstemperatur	220	°C
Säulenvordruck	30	kPa
Vorkühlzeit	5	min
Vorspülzeit	3	min
Purgezeit	11	min
Purgeflow	35	ml/min
Purge-Volumen	385	ml
Rückspülzeit	35	min

Gaschromatograph: Firma Shimadzu; Modell 20 A
Massenspektrometer: Firma Shimadzu; Modell QP 5000
Trennsäule: Fa. Restek, Modell Rtx-volatiles, 30m Länge 0,25 mm ID; 1µm Filmdicke, Trägergas: Helium 6.0

Parameter GC/MS:

Starttemperatur	35	°C
Initialtime	3	min
Rate	6	°C/min
Endtemperatur	250	°C
Finaltime	3	min
MS-Methode	scan; MZ 35-250; scanintervall 0,5 s	
Detektor- Spannung	1,6	kV

6.3.2.4 Kalibrierung, Validierung

Mit Hilfe von Standardlösungen ist der gewünschte Konzentrationsbereich zu kalibrieren, wobei sich die Anzahl der Punkte möglichst gleichmäßig über den Meßbereich verteilen soll. Der Kalibrierbereich umfaßt in der Regel den Konzentrationsbereich der Analyten. Zur Quantifizierung der organischen Komponenten im Feststoff wurde eine 3-Punktkalibrierung ($y = a + b \quad x$) mit externen Standards durchgeführt. Es empfiehlt sich jedoch, auch mit einem internen Standard (z.B. Toluol-d_8) zu arbeiten. Anhand der ermittelten Kalibriergeraden werden die Konzentrationen der zu untersuchenden Analyten in der Probe berechnet. Die Standards sind von der Firma Supelco hergestellt und zertifiziert. Dimethyldisulfid wurde als Einzelstandard eingesetzt. Die Korrelationskoeffizienten der Kalibierungen dürfen 0,98 nicht unterschreiten. Zur Überprüfung der Richtigkeit des gaschromatographischen Analyse wurde zu Beginn jedes Meßtages ein Standardlauf durchgeführt, wofür eine Kalibrierlösung mittlerer Konzentration verwendet wurde. Dieser Standardlauf diente als Systemeignungstest. Wird hierbei eine Abweichung von mehr als 20% vom Sollwert gefunden, so muß eine neue Kalibrierung erstellt werden. Die Haltbarkeitsdaten der Lösungen sind zu beachten.

Die Standards wurden auf ein Gemisch aus entmineralisiertem Wasser und gereinigtem Quarzsand als Matrix in das HS-Vial am PTI gegeben. Diese Feststoffvorlage ist vorher mehrere Stunden ausgeheizt und auf mögliche organische Verunreinigungen untersucht worden. Hierbei konnten keine relevanten organischen Substanzen detektiert werden.

Die Quantifizierung erfolgte für 43 MBA-relevante organische Substanzen. Diese Verbindungen sind ebenfalls in den Abluftanalysen quantifiziert worden (Tab. 6-16).

ID #	COMPOUND NAME	Stoffgruppe	M/Z	Retentionszeit (min)
1	Trichlorfluormethan	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe	101	3,267
2	Dichlormethan		49	4,900
3	Trichlormethan		83	7,758
4	1,1,1-Trichlorethan		97	8,575
5	Tetrachlorkohlenstoff		117	9,100
6	Trichlorethen		95	10,845
7	Tetrachlorethen		166	15,375
8	Benzol	BTEX	78	9,408
9	Toluol		91	13,801
10	Ethylbenzol		106	17,567
11	m-/p-Xylol		106	17,800
12	o-Xylol		106	18,858
13	Styrol	Aromatische Kohlenwasserstoffe	104	18,932
14	iso-Propylbenzol		120	19,860
15	n-Propylbenzol		120	20,914
16	1,3,5-Trimethylbenzol		105	21,370
17	tert.-Butylbenzol		119	22,266
18	1,2,4-Trimethylbenzol		120	22,358
19	sec.-Butylbenzol		91	22,847
20	n-Butylbenzol		134	24,335
21	Naphthalin		128	29,583
22	Chlorbenzol	Halogenierte aromatische Kohlenwasserstoffe	112	17,302
23	1,4-Dichlorbenzol		146	24,461
24	1,2,4-Trichlorbenzol		180	29,015
25	1,2,3-Trichlorbenzol		180	30,335
26	n-Hexan	n-Alkane	57	6,522
27	n-Heptan		57	9,588
28	n-Octan		85	13,761
29	n-Nonan		85	17,615

ID #	COMPOUND NAME	Stoffgruppe	M/Z	Retentionszeit (min)
30	n-Decan		71	21,125
31	n-Undecan		71	24,350
32	n-Dodecan		71	27,334
33	n-Tridecan		43	30,125
34	α-Pinen	Terpene	93	19,674
35	Camphen		93	20,451
36	β-Pinen		93	21,515
37	Limonen		93	23,133
38	Acetaldehyd	sonstige Kohlenwasserstoffe	44	2,433
39	Ethanol		45	2,442
40	Methylacetat		43	4,408
41	Ethylacetat		43	6,975
42	2-Butanon		43	7,450
43	Dimethydisulfid	Schwefelverbindung	93	13,250

Tab. 6-16: Übersicht der quantifizierten organischen Verbindungen in Abfallproben

Die Aufgabe der Standards erfolgt unmittelbar vor Beginn der Purge-Phase in das HS-Vial. Da auf interne Standards verzichtet wurde, ist die Kalibrierung in regelmäßigen Abständen überprüft und gegebenenfalls neu erstellt worden. Von allen Abfallproben ist mindestens eine Doppelbestimmung durchgeführt worden. Bei deutlichen Abweichungen der Ergebnisse wurde mindestens eine weitere Probe analysiert.

Die Nachweisempfindlichkeit der Headspace-Technik kann gesteigert werden, indem u.a. die Gleichgewichtseinstellung bei einer höheren Temperatur durchgeführt wird (Tab. 6-17). Bekanntlich profitieren insbesondere polare Verbindungen, also Stoffe mit hohen Verteilungskoeffizienten k ($k = C_{Probe} / C_{Gasphase}$) von höheren Equilibrierungstemperaturen (HÜBSCHMANN, 1996).

Substanz	40 °C	60 °C	80 °C
Cyclohexan	0,07	0,05	0,02
n-Hexan	0,14	0,04	< 0,01
Tetrachlorethan	1,5	1,3	0,9
1,1,1-Trichlorethan	1,6	1,5	1,2
o-Xylol	2,4	1,3	1,0
Toluol	2,8	1,6	1,3
n-Butylacetat	31,4	13,6	7,6
Ethylacetat	62,4	29,3	17,5
n-Butanol	647	238	99
iso-Propanol	825	286	117

Tab. 6-17: Verteilungskoeffizienten ausgewählter Verbindungen in Wasser (aus HÜBSCHMANN, 1996)

Da Abfallproben im allgemeinen einen hohen Feuchtegrad haben, ist der Übergang von gut wasserlöslichen Stoffen in den Trägergasstrom nicht so effizient wie bei unpolaren Verbindungen mit kleinen Verteilungskoeffizienten. Desgleichen treten schwerer flüchtige Verbindungen während des Ausheizens der Feststoffprobe nicht mit der gleichen Rate in den Trägergasstrom über wie leichter Flüchtige. Die Wiederfindungsrate bzw. die Purge-Effizienz liegt bei der praktischen Anwendung von Abfallproben unter den vorliegenden Bedingungen

bei einer Vielzahl der VOC > 80 % (Tab. 6-18). Für Undekan, Dekan, Ethanol und Ethylacetat ging die Ausbeute aus den o.a. Gründen zurück. Die relativ niedrige Wiederfindungsrate von Trichlorfluormethan (R11) aus Abfallproben hängt stark mit der Matrix zusammen, da R11 vielfach Porenräume (Schäume) ausfüllt und nur langsam aus diesen herausdiffundiert. In diesem Zusammenhang sind in Tab. 6-18 die Konzentrationen ausgewählter Stoffe bei mehrmaliger PTI-Analyse derselben Probe angegeben und die Verhältnisse im Vergleich zur ersten Analyse wiedergegeben.

	1. Analyse	**2. Analyse**	**Verhältnis [%]**
COMPOUND NAME	mg/Mg	mg/Mg	2. zu 1. Analyse
Benzol	1	0,04	4
Methylacetat	97	6	6
β-Pinen	171	14	8
Ethylbenzol	174	15	8
o-Xylol	251	23	9
m-/p-Xylol	585	53	9
α-Pinen	121	12	9
Dichlormethan	4	0,4	10
Styrol	82	8	10
n-Propylbenzol	164	17	10
1,3,5-Trimethylbenzol	905	102	11
1,2,4-Trimethylbenzol	878	99	11
Toluol	9	1	11
Camphen	35	4	11
Naphthalin	193	22	11
n-Tridekan	35	4	11
n-Nonan	195	25	13
n-Butylbenzol	212	30	14
n-Hexan	539	73	14
n-Dodekan	227	31	14
n-Oktan	26	4	15
Limonen	889	145	16
n-Heptan	38	7	18
2-Butanon	199	40	20
n-Undekan	342	78	23
Ethanol	841	244	29
Trichlorfluormethan (R11)	1	0,3	30
n-Dekan	386	116	30
Ethylacetat	383	175	46

Tab. 6-18: Verhältnis ausgewählter Stoffe bei wiederholter PTI-Analyse derselben Probe

Nach Angaben von KORBER (1989) lassen sich z.B. n-Oktan, Toluol, n-Undekan und p-Chlortoluol bereits bei Raumtemperatur sehr gut aus wässrigen Proben strippen. Für 3-Heptanon ist eine starke Temperaturabhängigkeit der Purgeeffizienz zu erkennen. 2-Nonanon und 1-Heptanol können auch bei hohen Temperaturen nicht gestrippt werden. Die

Purge-Methode ist demnach für polare sowie mittelflüchtige Verbindungen nicht geeignet (Tab. 6-19).

Komponente	Purgeeffizienz in % bei Probentemperatur			
	25 °C	45 °C	65 °C	95 °C
n-Oktan	100	100	100	100
Toluol	93	96	96	98
n-Undekan	82	99	99	98
p-Chlortoluol	81	87	94	99
3-Heptanon	11	30	64	101
2-Nonanon	0	0	2	10
1-Heptanol	0	0	0	0

Tab. 6-19: Purgeeffizienz in % bei verschiedenen Temperaturen der wäßrigen Proben (aus KORBER, 1989)

6.4 Metalle, Metalloide und ihre Verbindungen

6.4.1 Probenahme von Quecksilber aus Gasen

Die Probenahme von Quecksilber (Hg) aus der Luft erfolgt in Anlehnung an VDI 3868 Blatt 2 (Entwurf vom November 1995). Bei Untersuchungen des UBA in Österreich an MBA ist festgestellt worden, daß bei der VDI 3868-konformen Probenahme Quecksilber nur in den Absorptionslösungen zu finden war, nicht aber auf den Filtern (HANUS, 1999). Hinsichtlich des Probenahmeverfahrens ist daher eine Unterscheidung in partikelgebundenes sowie filtergängiges bzw. gasförmiges Quecksilber nicht notwendig. Daher ist eine streng isokinetische Probenahme nach VDI 2066 Blatt 2 nicht zwingend erforderlich. Abwandlungen von der VDI und Besonderheiten der Probenahme sind nachstehend aufgeführt.

Aufgrund von Optimierungsversuchen (DOEDENS ET AL., 1997) erfolgte eine von den übrigen Metallen getrennte Probenahme für Quecksilber in der Regel ohne isokinetische Probenahme unter folgenden Randbedingungen (Bild 6-9):

- 4 mit Absorptionslösung beschickte Gaswaschflaschen,
- Erste Waschflasche mit Impingereinsatz, danach drei Waschflaschen mit Fritten D00,
- Absorptionslösung: je Flasche 30 ml schwefelsaure Kaliumpermanganatlösung (20 g $KMnO_4$, gelöst in 1 L verdünnter Schwefelsäure, 10 Gew.-%),
- Volumenstrom: 1 L/min, Probevolumen insgesamt: 500 NL.

Dabei sind nach VDI 3868 Blatt 2 zwei wichtige Bedingungen zu erfüllen:

1. Die Absorptionslösung muß am Ende der Probenahme noch deutlich violett gefärbt sein, anderenfalls ist die Probe zu verwerfen. Bei der Beprobung organisch hochbelasteter Rotteabluft sowie insbesondere von Biogas aus der MBA ist diesem Problem durch eine Anpassung der Absorptionslösung zu begegnen, da es unter den o.a. Randbedingungen zur vollständigen Entfärbung der Absorptionslösung kommt und Braunstein ausfällt.

2. Der in der letzten Waschflasche gefundene Anteil an Quecksilber soll 10 % der Gesamtquecksilbermasse nicht überschreiten. Da alle Waschflaschen einzeln analysiert wurden, kann der Nachweis einfach erbracht werden (Tab. 6-20).

Waschflasche lfd. Nr.	**Konzentration Hg** (ng/m³, Rohgas)	**Anteil an der Gesamtmasse Hg** (%)	**Konzentration Hg** (ng/m³, Reingas)	**Anteil an der Gesamtmasse Hg** (%)
1.	2.593	58	1.240	64
2.	1.214	27	429	22
3.	429	10	271	14
4.	214	5	< 200	< 10
Summe	4.450	100	1.940	100

Tab. 6-20: Verteilung der Quecksilberanteile auf 4 Waschflaschen, MBV Friesland 01.02.99

Um Kontaminationen mit der Umgebungsluft an den Anlagen (Staub) zu vermeiden, sollten die Flaschen bereits im Labor mit der Absorptionslösung gefüllt und verschlossen werden. Nach erfolgter Probenahme werden die Waschflaschen mit Folie (PARAFILM) verschlossen und ohne Umfüllen der analytischen Bestimmung zugeführt. Die Quecksilber-Proben werden (soweit möglich) direkt nach Probeneingang vermessen.

6.4.2 Probenahme von sonstigen Metallen (Schwermetallen) aus Gasen

Die Sammlung und Messung von Metallen, Halbmetallen (Metalloiden) und ihren Verbindungen aus der Luft ergibt sich aus den Anforderungen der 17. BImSchV und der TA Luft. Die Probenahme erfolgt in Anlehnung an VDI 3868 Blatt 1 (Dezember 1994). Das dort beschriebene Meßverfahren wurde in einer Vielzahl von Felduntersuchungen für folgende Inhaltsstoffe entwickelt und erprobt: Antimon (Sb), Arsen (As), Beryllium (Be), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kobalt (Co), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Selen (Se), Thallium (Tl), Vanadium (V) und Zink (Zn). Abwandlungen von der VDI und Besonderheiten der Probenahme sind nachstehend aufgeführt.

Im Gegensatz zum Quecksilber, was sich bei der Probenahme als filtergängig erwiesen hat, liegen die anderen Schwermetalle nach 17. BImSchV partikelgebunden in der Abluft vor (HANUS, 1999). Diese Randbedingung macht eine isokinetische Probenahme notwendig. Geeignete Meßstellen (VDI 2066, VDI 2448), d.h. eine möglichst störungsfreie Strömung und gut erreichbare Meßöffnungen, sind an den derzeit realisierten MBA nicht oder nur teilweise vorhanden (Tab. 6-21). Ausführungsbeispiele für Meßöffnungen und Meßbühnen nennt VDI 4200 (Entwurf März 1999).

Die zur Einstellung einer isokinetischen Probenahme notwendige Strömungsgeschwindigkeit in der Rohrleitung wurde vor der Probenahme mittels Prandtl´schem Staurohr oder Anemometer ermittelt. Bei Schwankungen der Gasgeschwindigkeit im Hauptvolumenstrom kann die Absauggeschwindigkeit im Teilvolumenstrom oft nicht zu jedem Zeitpunkt der Probenahme der Strömungsgeschwindigkeit angepaßt werden. Bei groben Staubpartikeln können Meßfehler auftreten, wenn mit der mittleren Gasgeschwindigkeit abgesaugt wird (VDI 2066 Blatt 1). Es kann dann zweckmäßig sein, mit etwas höherer Geschwindigkeit anzusaugen, als es der mittleren Strömungsgeschwindigkeit entspricht. Theoretische Berechnungen ergeben, daß bei überisokinetischer Absaugung kleinere Fehler gemacht werden (GRITSCH, 1995).

MBA		gasförmige organische Stoffe (VOC), Quecksilber	Staub, staubgebundene Metalle, PCDD/F, Aerosole
MBRA Horm,	Rohgas vor Wäscher	+ + 1´´-Öffnung	– zu kleine Öffnung
	Rohgas nach Wäscher	+ + ½´´-Öffnung	+ zu kleine Öffnung, gerades Rohr
	Reingas nach Biofilter	– offener Biofilter	– offener Biofilter
MBV Friesland,	Rohgas vor Wäscher	– 3 einzelne Rohre	– 3 Rohre, Krümmung
	Rohgas nach Wäscher	+ + ½´´und 1´´-Öffnung	– zu kleine Öffnung, Krümmung
	Reingas nach Biofilter	+ Biofilter mit Abdeckung	+ Biofilter mit Abdeckung
MBV Lüneburg,	Rohgas vor Wäscher	+ 1´´-Öffnung, schlechte Lage	– kleine Öffnung, Krümmung, Lage
	Rohgas nach Wäscher	+ + ½´´und 1´´-Öffnung	+ kleine Öffnung, gerades Rohr
	Reingas nach Biofilter	– offener Biofilter	– offener Biofilter
RABA Bassum,	2 x Rohgas vor Wäsc	+ + ½´´und 1´´-Öffnung	– kleine Öffnungen, Krümmung
	2 x Rohgas nach Wäscher	+ hoher Unterdruck	+ 2 Öffnungen, 2 Achsen, Krümmung
	Reingas nach Biofilter	+ + Kapselung und Kamin	+ + VDI 2066-konform

Tab. 6-21: Eignung von Meßstellen an MBA für Emissionsmessungen
(+ + : gut geeignet, + : bedingt geeignet, – : nicht geeignet)

Meßquerschnitte sollten innerhalb einer geraden Meßstrecke mit gleichbleibender Größe und Form des Querschnittes und störungsfreiem Einlauf und Auslauf angeordnet sein. Die Längen der Ein- und Auslaufstrecken sollen mindestens das Dreifache des hydraulischen Durchmessers des Meßquerschnittes betragen. Ist diese Forderung nicht zu erfüllen, dann ist die Einlaufstrecke länger zu wählen als die Auslaufstrecke (VDI 2066 Blatt 1). Hersteller von Meßgeräten zur Strömungsmessung weisen darauf hin, daß das Kanalstück mindestens 10 x dem Kanaldurchmesser vor der Meßstelle und 4 x nach der Meßstelle gerade sein und keinerlei Störungen des Strömungsprofils aufweisen soll (Fa. TESTO, Lenzkirch).

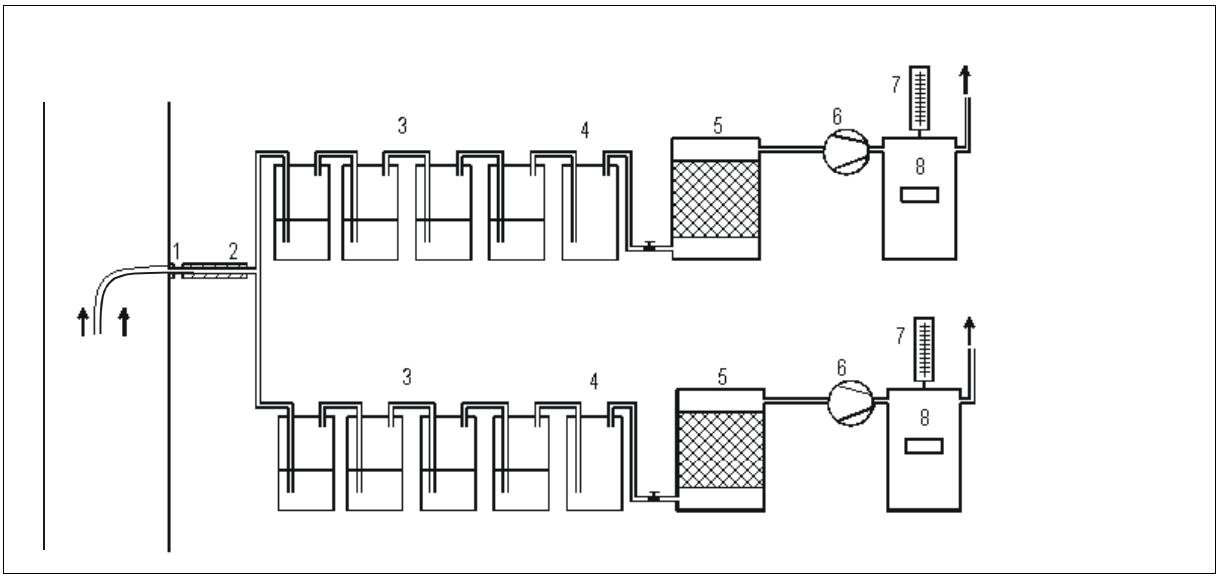


Bild 6-9: Schematischer Aufbau der Probenahmeapparatur zur Erfassung von Metallen und Quecksilber in Abluftströmen der MBA
[1 Entnahmesonde, 2 Ansaugrohr (ggf. beheizt), 3 Absorptionssysteme (je vier Waschflaschen), 4 Tropfenabscheider, 5 Kondensatabscheider, 6 gasdichte Pumpen, 7 Thermometer, 8 Gasvolumenzähler]

Der Meßquerschnitt muß durch Stichproben in Form einer Netzmessung abgetastet werden. Im Normalfall wird deswegen auf zwei senkrecht aufeinander stehenden Achsen gemessen.

Da die hier untersuchten Anlagen bis auf die RABA Bassum den Anforderungen der VDI 2066 und 4200 (Entwurf) nicht genügen (Tab. 6-21), mußten einige Kompromisse eingegangen werden, die nachfolgend dargestellt sind:

Die Meßstellen auf der Abluftseite bestehen an den Meßstellen vor Wäscher und vor dem Biofilter (Rohgasstellen) aus Muffen mit zylindrischen Rohr-Innengewinden der Größe ½´´ und / oder 1´´, die mit Stopfen verschlossen sind. Aufgrund der geringen Größe der Öffnungen und der Art ihres Einbaus in die Rohrleitungen ist die klassische – VDI 2066 konforme - Probenahme staubbeladener, strömender Gase mit einer beheizten Sonde und Filterkopf nicht möglich. Deshalb wurde bei 1´´-Öffnungen mit einem Rohrbogen aus Quarzglas (verschiedene Radien zwischen 0,5 und 0,8 m, verschiedene Düsen) gearbeitet. Dabei wurde das Glasrohr mit der Sondenöffnung gegen die Strömungsrichtung ausgerichtet und an einer Stelle, etwa in der Mitte der Rohrleitung fixiert. Der so entnommene Teilvolumenstrom wurde im PTFE-Schlauch oder Quarzglasrohr weitergeleitet und ggf. mit einer Begleitheizung mindestens auf Abgastemperatur gehalten, um eine Kondensation zu verhindern und eine Veränderung der Probenzusammensetzung zu vermeiden. Die Probenahme wurde ohne Filter durchgeführt, d.h. die Staubpartikel und mit ihnen die partikelgebundenen Stoffe wurden in der ersten Absorptionsflasche (Impinger) abgeschieden. Danach folgten drei weitere Waschflaschen mit Fritten D00 (Bild 6-9). Wegen der Gefahr hoher Mangan-Blindwerte dürfen keine Waschflaschen oder Einsätze verwendet werden, die sonst für die Quecksilberprobenahme eingesetzt werden.

Untersuchungen auf partikelgebundene Stoffe wurden nur an der mechanischen Aufbereitung der MBV Wiefels durchgeführt. Bei der Probenahme wurde ebenfalls mit einem Rohrbogen aus Quarzglas gearbeitet, der außerhalb der Abluftleitung in eine zweiteilige Filterkassette (37 mm D) aus Polystyrolspritzguß (Fa. Günter Karl OHG, Gau-Algesheim) mündete. Die Filter (Glasfaser ohne Bindemittel, 0,6 µm) für die Arbeitsplatzüberwachung entsprechen den NIOSH/OSHA-Luftprobenahme-Standardmethoden. Da die Abluft aus der mechanischen Aufbereitung weder besonders warm, noch besonders feucht ist, läßt sich diese Probenahmetechnik auch ohne Begleitheizung gut einsetzen.

Die Probenahme des Reingases wurde an die unterschiedlichen Bedingungen wie folgt angepaßt (vgl. Kap. 6.1.5):

- offene Flächenbiofilter (MBV Lüneburg, MBRA Horm, MBA Wittstock):
  - aufgesetzte Probenahmehaube (0,5 m², 0,2 m eingegraben),
  - aufgesetzter Gassammelkamin (0,8 m², 0,2 m eingegraben),
  - temporäre, großflächige Folienkapselung (gesamte Oberfläche oder max. 500 m², PE-Folie der Stärke 0,05 mm), Waschflaschen stehen im Luftstrom unter der Folie.
- abgedeckte Biofilter (MBV Wiefels):
  - Waschflaschen stehen im Luftstrom unter der GFK-Abdeckung.
- vollständig gekapselter Biofilter mit Reingaskamin (RABA Bassum):
  - Meßstelle nach VDI 2066.

Die Probenahmen mit Hilfe von Hauben oder Sammelkaminen wurden direkt auf dem Biofilter durchgeführt. Die Entnahme des Gases erfolgte seitlich aus der Haube bzw. Sammelka-

min. Es wurde durch ein sehr kurzes unbeheiztes Schlauchstück aus PTFE oder Quarzglasrohr geleitet, welches bei niedrigen Außentemperaturen isoliert wurde, um Kondensationen zu vermeiden. Eine Staubabscheidung mittels Filter wurde ebenfalls nicht vorgenommen. Wie bei der Probenahme im Rohgas war die erste Waschflasche mit Impinger, die drei weiteren Waschflaschen mit Fritten D00 ausgestattet.

Aufgrund von Optimierungsversuchen (DOEDENS ET AL., 1997) erfolgte die Probenahme der Schwermetalle in Anlehnung an die DIN 3868 Blatt 1 unter folgenden Randbedingungen:

- 4 mit Absorptionslösung beschickte Gaswaschflaschen,
- Erste Waschflasche mit Impingereinsatz, danach drei Waschflaschen mit Fritten D00,
- Absorptionslösung: je Flasche 50 ml 5 %-ige Salpetersäure (subboiled) mit 3 %-igem Wasserstoffperoxid (suprapur).
- Volumenstrom: 1 L/min, Probevolumen insgesamt: zwischen 300 und 500 NL.

Die Absorptionslösung wurde in Braunglasflaschen gefüllt und bis zur Messung unter Kühlung bei 4 °C gelagert

Neben den Chemikalienblindwerten wurden auch Probenahmesystem- (VDI 3868 Blatt 1, Nr. 4.7) und Anlagen-Blindwerte bestimmt. Diese wurden an der MBV Wiefels (mechanische Aufbereitung) sowie an der RABA Bassum (Roh- und Reingas) unmittelbar nach Fertigstellung der Anlagen im sog. Kaltlauf ermittelt, d.h. bei Probebetrieb und bisher ohne Abfallkontakt.

Fehlermöglichkeiten: Die Anwendung der VDI 3868 stößt an den derzeitig realisierten MBA insbesondere vor dem Hintergrund der für diese Frage ungeeigneten Meßstellen (Tab. 6-21) an ihre Grenzen. Aufgrund der größtenteils engen Öffnungen von ½´´ oder 1´´ und der oft starken Ablagerungen ist die Kontaminationsgefahr groß. Beim Einführen der Sonde ist sehr genau darauf zu achten, daß an der Rohrwandung anhaftender oder abgelagerter Staub, Schlamm oder Biofilm nicht in die Sonde gelangt. Erschwerend kommt hinzu, daß die Meßstutzen als Rohrstücke von ca. 10 cm Länge in die Abluftkanäle eingefügt sind. Darüber hinaus führen starke Umlenkungen und Querschnittsänderungen zu nicht reproduzierbarer, ungleichmäßiger Staub- und Aerosolverteilung. Im Reingas stellt sich die Probenahme auf dem Biofilter insbesondere mittels Hauben bzw. Sammelkaminen problematisch dar (vgl. Kap. 6.1.5). Eine weitere Kontaminationsquelle besteht während der Probenahme, indem bereits abgeschiedene Partikel durch Störung des Filterbettes wieder freigesetzt werden können. Solche Effekte können z.B. durch Austrocknung oder Betreten des Biofilters unterstützt werden. So werden aus Flächenbiofiltern mit üblichen Filtermaterialien (Wurzelholz, Baumholzverschnitt, Kompost) während trockener Warmwetterperioden zusätzlich Pilze freigesetzt (KLICHE ET AL., 1996).

6.4.3 Bestimmung der Metalle aus Gasen mittels ICP/MS

Methode: Die Bestimmung erfolgte mit ICP/MS.

Gerät: PlasmaQuad 2+, VG Elemental

Instrumentelle Parameter für semiquantitative Analyse der Metalle:

Interner Standard: Indium (10 ng/ml), Lutetium (10 ng/ml)
Probenverdünnung: F = 2 (0,2 %-ige Salpetersäure, subboiled)
Scan über den Massenbereich von 6 bis 235 amu
(amu = Atomare Masseneinheiten)

Instrumentelle Parameter für die quantitative Analyse der Metalle:

Interner Standard: Indium (10 ng/ml), Lutetium (10 ng/ml)
Probenverdünnung: F = 2 (0,2 %-ige Salpetersäure, subboiled)
Kalibrierung: Standardkalibrierfunktion

Elementmassen [amu]:

Chrom:	52, 53	Vanadium:	51
Nickel:	58, 60	Arsen:	75
Cadmium:	111, 112	Mangan:	55
Antimon:	121, 123	Cobalt:	59
Blei:	206, 207, 208	Thallium:	205
Kupfer:	63, 65	Selen:	78, 82
Zinn:	118, 119, 120		

Bestimmungsgrenzen:

Per Definition wird die Bestimmungsgrenze durch die zehnfache Standardabweichung des Blindwertes (Absorptionslösung) festgelegt. Bezogen wird die Bestimmungsgrenze auf ein mittleres, flüssiges Probenvolumen von 55 ml und ein gasförmiges Sammelvolumen von 0,3 bis 0,5 Nm^3.

Chrom:	0,4 µg/m^3	Mangan:	2,0 µg/m^3
Nickel:	1,1 µg/m^3	Cobalt:	0,07 µg/m^3
Arsen:	2,0 µg/m^3	Kupfer:	2,0 µg/m^3
Cadmium:	0,02 µg/m^3	Selen:	1,0 µg/m^3
Antimon:	0,05 µg/m^3	Zinn:	0,2 µg/m^3
Blei:	1,0 µg/m^3	Thallium:	0,002 µg/m^3
Vanadium:	0,06 µg/m^3		

Das NIST-Standardreferenzmaterial 1643d (Trace Elements in Water) wurde zur Qualitätssicherung mindestens pro Bestimmungsserie und in regelmäßigen Abständen untersucht.

Vorschrift, Richtlinie:

- DIN 38406-29: Bestimmung von 61 Elementen durch Massenspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) (E29) vom Mai 1999
- Standard-Arbeitsvorschrift der Abteilung Bio- und Umweltanalytik des Fraunhofer-Instituts für Toxikologie und Aerosolforschung (ITA) in Hannover

6.4.4 Bestimmung von Quecksilber aus Gasen mit Kaltdampf-AAS

Instrumentelle Parameter:

Gerät:	Perkin-Elmer 2380 mit MHS-20 Quecksilber-Hydrid-System
Wellenlänge:	253,6 nm
Spaltweite:	0,7 nm
Lichtquelle:	EDL (210 mA)

Meßparameter für das MHS-20 Quecksilber-Hydrid-System:

Meßart:	$NaBH_4$
Reduktionslösung:	3 % Natriumborhydrid in 1 % Natronlauge
Spülzeit 1:	10 s
Reaktionszeit:	15 s
Spülzeit 2:	40 s
Küvettentemperatur:	200 °C
Kalibrierung:	Standardkalibrierfunktion (0,5 - 5,0 ng/ml)
Bestimmungsgrenze:	**0,2 µg/m^3**

Vorschrift, Richtlinie:

- DIN 38 406 Teil 12: Bestimmung des Quecksilbers vom Juli 1980
- Standard-Arbeitsvorschrift der Abteilung Bio- und Umweltanalytik des Fraunhofer-Instituts für Toxikologie und Aerosolforschung (ITA) in Hannover

6.4.5 Probenahme und Probenaufbereitung von Abfall- und Wasserproben zur nachfolgenden Metallbestimmung

Mit besonderer Aufmerksamkeit muß im Vorfeld der Analyse bei der Probenahme aus heterogenen rohen Siedlungsabfällen sowie der Probenaufbereitung vorgegangen werden. Eine Probenahme gilt als repräsentativ, wenn die realen stofflichen Verhältnisse richtig, reproduzierbar und zuverlässig beurteilt werden.

Die TASi (1993) verweist im Anhang A auf die Richtlinien PN 2/78 und 2/78 K der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, 1983) zur Durchführung von Probenahmen. Ergänzende bzw. von diesen abweichende Anforderungen stellt die TASi bezüglich der Mindestprobenanzahl und -menge.

Die Gewinnung und Aufbereitung von Probenmaterial aus Rohabfällen war angelehnt an eine großtechnische Untersuchung im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung der drei Niedersächsischen Demonstrationsanlagen (KETELSEN ET AL., 1999). An allen drei Anlagen wurden separat Hausmüll, Sperrmüll und teilweise Gewerbeabfall für gezielte Schadstoffbetrachtungen aufbereitet. Parallel dazu wurden Sortieranalysen durchgeführt. Vor dem Hintergrund der für die Analysen benötigten Probenmengen von wenigen Gramm erfolgte eine aufwendige mehrstufige Probenaufbereitung.

Um eine ausreichende Repräsentativität des Materials zu erreichen, durchliefen aus regulären Anlieferungen jeweils zwischen 9 und 25 Mg Abfall pro Abfallart zunächst die jeweilige großtechnische mechanische Aufbereitung der MBA. Die Grobfraktion bzw. heizwertreiche Fraktionen (> 80 mm, < 100 mm, 120 – 300 mm) wiesen erhebliche Inhomogenitäten auf.

Diese Stoffströme wurden in Bassum und in Lüneburg mit Hilfe eines mobilen Shredders (Bassum: Schnelläufer Jenz AZ, Lüneburg: Schnelläufer Doppstadt AK 450) weiter zerkleinert. Aus den nun homogenisierten Materialien wurden Teilproben von ca. 0,5 bis 1 m^3 entnommen und mit einer mobilen Rotorschere (Fa. Erdwich, EAZA 450) nachzerkleinert. Aus diesen Mengen wurden Teilproben im Labor feinzerkleinert.

1. Für die Feinzerkleinerung durchliefen die Proben im Labor zweimal eine Schneidmühle (Retsch SM 2000) über die Korngröße < 10 mm bis auf < 4 mm. Aus diesen Proben wurde der Wassergehalt bestimmt.
2. Nach Lufttrocknung dieser Proben erfolgte die weitere Zerkleinerung von Teilproben mit der Schneidmühle über die Korngröße < 2 mm bis auf < 1 mm.
3. Die Feinstzerkleinerung von Teilproben wurde mittels Zentrifugalmühle (Retsch ZM 100) bis auf eine Analysefeinheit von < 0,25 mm unter Kühlung mit Flüssigstickstoff erreicht.

Vorteile der Vorgehensweise sind in der hohen Repräsentativität, hohen Spezi. Oberfläche sowie in der Homogenität der Analysenprobe zu sehen.

Nachteilig wirkt sich die Kontamination (Cr, Ni) der Probe durch Abrieb der Mahlwerkzeuge sowie die Möglichkeit von Verlusten an Quecksilber über die Dampfphase aus (CUHLS ET AL., 1999). Der Aufschluß der Analysenproben wurde gemäß DEV S7 mit Königswasser durchgeführt (DIN 38414, Teil 7).

Wasserproben (MBA-Sickerwasser, Wäscherwasser, Biofilter-Perkolationswasser) wurden über Membranfilter, Porenweite 0,45 µm, filtriert.

6.4.6 Bestimmung von Quecksilber und sonstigen Metallen in Abfall- und Wasserproben

Nach der Probenaufbereitung und dem Aufschluß nach DEV S7 (Königswasser) wurden vom Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Aerosolforschung (ITA) folgende 14 Elemente bestimmt: Cadmium, Cobalt, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Mangan, Nickel, Blei, Antimon, Selen, Zinn, Thallium, Vanadium. Dabei kamen unterschiedliche Verfahren zum Einsatz, die an dieser Stelle nur kurz in den Vorschriften und Normen genannt werden:

- Standard-Arbeitsvorschriften der Abteilung Bio- und Umweltanalytik des Fraunhofer-Instituts für Toxikologie und Aerosolforschung (ITA) in Hannover
- DIN 38406-29: Bestimmung von 61 Elementen durch Massenspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) (E29) vom Mai 1999
- DIN 38406 Teil 22: Bestimmung von 33 Elementen durch Atomemissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES) (E22) vom März 1988
- DIN 38406 Teile 6, 7, 11, 24, 26, 33: Bestimmung von Blei (E6), Kupfer (E7), Nickel (E11), Cobalt (E24), Thallium (E26), Mangan (E33 im Entwurf)
- DIN 38405 Teile 18, 23, 32: Bestimmung von Arsen (D18), Selen (D23), Antimon (D32 im Entwurf)

6.5 Basische Stickstoffverbindungen in Gasen

6.5.1 Summenparameter und Ammoniak

Die Bestimmung der durch Absorption in Schwefelsäure erfaßbaren basischen Stickstoffverbindungen erfolgte gemäß VDI 3496 Blatt 1. Die Ergebnisse werden angegeben als:

- Gesamt-N,
- Ammoniak (NH_3).

Organisch-N wird berechnet als Differenz zwischen Gesamt-N und NH_3-N. Die maximale Erfaßbarkeit von diskreten Stickstoffverbindungen mit der Aufschlußmethode nach KJELDAHL ist in EHRENBERGER (1991) beschrieben.

6.5.2 Relevante Einzelverbindungen

6.5.2.1 Stickstoffhaltige Heterocyclen

In ähnlicher Durchführung wie MAYER (1990) und SCHILDKNECHT / JAGER (1979) hat freundlicher Weise das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Dr. E. Plöger) Screening-Untersuchungen an Rohgaskondensaten der RABA Bassum vom 10.03.1999 durchgeführt (Tab. 6-22). Ziel war die Identifizierung von organischen Stickstoffverbindungen. Folgende Substanzen konnten dabei detektiert werden:

Stickstoffhaltige Verbindungen in MBA-Kondensaten (PLÖGER, s.o.)	Stickstoffhaltige Verbindungen in MBA-Abluft (MAYER, 1990)	Stickstoffhaltige Heterocyclen im Kompost (SCHILDKNECHT/JAGER, 1979)
N,N-Dibutylformamid		
3-(1-Methyl-2-Pyrrolidinyl)-Pyridin		
N-(3-Hydroxyphenyl)-Acetamid		
N,N-Diethyl-3-Methylbenzamid		
Pyridin		
	Pyridin	Pyridin
	2-Methylpyridin	Methylpyridin
	2-Ethylpyridin	
	2-Propylpyridin	
	Dimethylpyridin	Dimethylpyridin
		Trimethylpyridin
Methylpyrazin	Pyrazin	Pyrazin
2,5-Dimethylpyrazin	Methylpyrazin	Methylpyrazin
2,3-Dimethylpyrazin	2,5-Dimethylpyrazin	
Trimethylpyrazin		Dimethylpyrazin
	Trimethylpyrazin	Trimethylpyrazin
	Tetramethylpyrazin	Tetramethylpyrazin
N,N-Dimethylformamid	Ethylpyrazin	
N,N-Dimethylacetamid		
N,N-Diethylformamid		
1-(1H-Pyrrol-2-yl)-ethanon		
1-(3-Pyridinyl)-ethanon		
Piperidinon		
		Nicotin
		Trimethyloxalzol
		Chinolin
		Benzimidazol
	2-Isobutyl-3-methoxypyrazin	
	2-Isopropyl-3-methoxypyrazin	

Tab. 6-22: Gegenüberstellung von identifizierten Stickstoffverbindungen bei der biologischen Abfallbehandlung

Analysenvorschriften konnten in den einschlägigen Werken lediglich für Pyridin gefunden werden (NIOSH-Methode 1613 bzw. OSHA-Methode 7). Wegen zu hoher Nachweisgrenzen des Verfahrens sowie Störungen durch Feuchtigkeit wurde ein anderes Verfahren entwickelt und zur Anwendung gebracht, mit dem folgende Substanzen bestimmt werden können:

- Pyridin, 2-Methylpyridin, 4-Methylpyridin,
- Pyrazin, Methylpyrazin, 2,5-Dimethylpyrazin.

Kurzbeschreibung der Methode zur Bestimmung der stickstoffhaltigen Heterocyclen:

- Probenahme: Anreicherung über Waschflaschen in 0,05 N H_2SO_4,
- Absorptionslösung auf pH 10 einstellen, zweimalige Extraktion mit Dichlormethan,
- Nach Anreicherung Messung mit GC/MS im SIM-Modus, Trennsäule: DB-Wax.

Piperazin (3.1.7 TA Luft Klasse 1) und Piperidin (anhand GefStoffV: R 23, R 24 Zuordnung in Klasse 1) wurden an mehreren Roh- und Reingasproben der RABA Bassum bestimmt. Alle Ergebnisse lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/m³ (Probenahme: Anreicherung in 0,05 N H_2SO_4 ; Bestimmungsmethode: Neutralisierung der Lösung, Derivatisierung mit DNS-CL [Dimethylaminonaphthalinsulfonsäurechlorid], Extraktion mit Essigester ; Messung mit HPLC/DAD, Trennsäule RP-18, Eluent Methanol/Wasser)

6.5.2.2 Flüchtige Amine

Folgende flüchtige primäre, sekundäre und tertiäre Amine wurden an mehreren Roh- und Reingasproben sowie Kondensatproben der RABA Bassum als auch der MBV Lüneburg bestimmt (Tab. 6-23). Ergänzend ist in der gleichen Tabelle auch Ammoniak dargestellt.

MBA: Meßstelle: Datum:	RABA Bassum Rohgas 14.12.98	RABA Bassum Reingas 14.12.98	RABA Bassum Rohgaskondensat 27.01.99	RABA Bassum Reingaskondensat 27.01.99	MBV Lünebg. Rohgaskondensat 27.01.99
Methylamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Dimethylamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Trimethylamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Ethylamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Diethylamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Triethylamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Monoethanolamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Diethanolamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Triethanolamin	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/Nm³	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Ammoniak	49,1 mg/Nm³	25,1 mg/Nm³	406 mg/L	433 mg/L	656 mg/L

Tab. 6-23: Flüchtige Amine in Roh- und Reingasproben sowie Kondensatproben der RABA Bassum und der MBV Lüneburg im Vergleich zum Ammoniak

Da alle Ergebnisse, auch die der hoch konzentrierten Kondensate, unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/Nm³ bzw. 0,1 mg/L lagen (Methode: Ionenchromatographie nach Anreicherung in 3 x 30 ml 0,01 N H_2SO_4), wurde den Aminen keine Emissionsrelevanz beigemessen. Auf den Einsatz einer empfindlicheren Meßmethode wurde verzichtet.

6.5.2.3 Nitrosamine

Nitrosamine werden aus der Luft über drei in Reihe geschaltete Waschflaschen (je 30 ml 5 %-ige KOH-Lösung) oder über Thermosorb/N gesammelt. Nach Desorption mit Dichlormethan / Methanol (75 % / 25 %) erfolgt die Analytik über GC/TEA-Detektor (NIOSH-Methode 2522 bzw. OSHA-Methode 27 [Volatile Nitrosamine Mixture I] und 38). Analytisch bestimmt wurden folgende Einzelverbindungen (entsprechend TRGS 552):

N-Nitrosodimethylamin,
N-Nitrosomethylethylamin,
N-Nitrosodiethylamin,
N-Nitrosodiisopropylamin,
N-Nitrosodipropylamin.
N-Nitrosodibutylamin,
N-Nitrosomorpholin,
N-Nitrosopiperidin,
N-Nitrosopyrrolidin,

6.6 Schwefelhaltige Verbindungen in Gasen

Zusätzlich zu den schwefelhaltigen Verbindungen in Kap. 6.2.3 wurden Sonderuntersuchungen zu weiteren schwefelorganischen Stoffen durchgeführt, die sich im Screening als MBA-relevant herausgestellt hatten, aber nur mit einer speziellen Analytik zu erfassen waren: Methanthiol, Ethanthiol, 2-Propanthiol, 1-Butanthiol, Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid, Dimethyltrisulfid. Es gab keine Hinweise auf andere chromatographierbare Schwefelverbindungen.

Vom Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (IUCT) in Schmallenberg wurden zwei Methoden angewendet: NIOSH-Methode 2542 (Mercaptans) bzw. OSHA-Methode 26 (Methyl Mercaptan) und eine Thermodesorptionsmethode (ATD-GC-AED/MSD) mit einer Adsorption auf Tenax TA / Hayesep D (SOHN / STEINHANSES, 1998). Die von der NIOSH und der OSHA vorgeschlagene Umsetzung mit Quecksilberacetat wies gegenüber der Thermodesorptionsmethode bei Methanthiol starke Diskrepanzen auf. Dies ist darauf zurückzuführen, daß Dimethyldisulfid (bei allen Beprobungsstellen als schwefelhaltige Hauptkomponente vertreten) in Gegenwart hoher Luftfeuchte auf dem Acetatfilter partiell zu Methanthiol umgesetzt wird (KNARR / RAPPAPORT, 1980). Als Konsequenz ergibt sich, daß die NIOSH-Methode 2542 zur Bestimmung von Methanthiol in Gegenwart von Dimethyldisulfid bei hohen relativen Luftfeuchtigkeiten nicht geeignet ist.

Nach der Methode von SOHN / STEINHANSES (1998) wurden die o.a. Thermodesorptionsröhrchen wie folgt beladen:

- 2 Röhrchen in Reihe (Sammelschicht / Kontrollschicht)
- Volumenstrom 30 ml/min,
- Sammelvolumen 3 L, direkt aus dem Luftstrom.

Die Probe wird sofort danach für etwa 10 min mit trockenem Inertgas (Argon, 25 ml/min) gespült und unter Tiefkühlung mit Trockeneis ($T \leq -35$ °C) gelagert und transportiert, um Verluste durch Oxidation zu vermeiden bzw. zu minimieren. Der Nachteil dieser Methode liegt in der geringen Stabilität der beladenen Sorptionsröhrchen, die eine möglichst schnelle Analyse spätestens innerhalb einer Woche erzwingt. Analysiert wurde mittels ATD-GC-AED auf o.a. schwefelhaltige Zielsubstanzen (Meßwellenlänge: S 181 nm).

6.7 Sonstige diskontinuierliche Messungen in Gasen

6.7.1 Kohlendioxid (CO_2)

Die Probenahme erfolgte in 20 ml HS-Vials, die im Gasstrom gefüllt und mit Butylstopfen verschlossen wurden. CO_2 wurde mit einem GC/WLD der Fa. Shimadzu bestimmt:

- 3 m gepackte Säule, Porapak Q mit 80 –100 mesh der Fa. Macherey & Nagel
- 48 °C isotherm, WLD 140 mA
- Injektion 250 µl, Trägergas Helium

Der Meßbereich liegt für CO_2 zwischen 0,03 und 100 Vol.-%. Mit der gleichen Methode läßt sich CH_4 oberhalb von 1.000 ppm bestimmen

6.7.2 Methan (CH_4), Lachgas (N_2O)

Die Probenahme erfolgte in 20 ml HS-Vials, die im Gasstrom gefüllt und mit Butylstopfen verschlossen wurden. Die Messung der Gasproben erfolgte an einem GC der Firma SRI. Der GC ist mit einer Vorsäule (Porapack Q (1m x 2mm i.d.)) und einer Hauptsäule (Porapack Q (4m x 2mm i.d.)) ausgestattet, die bei 40°C isotherm betrieben werden. Der Trägerfluß betrug 30 ml/min. Lachgas wurde mittels Elektroneneinfangdetektor (ECD), Methan mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) bestimmt (280°C). Die Quantifizierung erfolgte mittels externer Standards (CH_4: 1,7 und 17 ppm, N_2O: 0,3 und 3 ppm). Als Autosampler diente ein Gilson 220XL. Für CH_4-Gehalte oberhalb von 1.000 ppm siehe Kap. 6.7.1.

6.7.3 Carbonsäuren

Die Probenahme erfolgte über zwei Waschflaschen mit bidest. Wasser, die Bestimmung mittels Ionenchromatographie. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,01 mg/Nm³.

6.7.4 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)

Die Probenahme erfolgte gemäß EN 1948-1 nur an der RABA Bassum im Reingas. Die Messung setzt sich aus den vier Abschnitten zusammen:

- Extraktion der Sammelmatrizes (Sonde, Kondensat, Filter, XAD-Herz),
- säulenchromatographische Reinigung der vereinigten Extrakte,
- PCDD/F-Analyse mittels HRGC/HRMS,
- Quantifizierung über interne ^{13}C-markierte Standards, die vor der Extraktion zugegeben wurden (Isotopenverdünnungsmethode),
- Berechnung der Toxizitätsäquivalente nach NATO-CCMS (I-TE), d.h. nach 17. BImSchV.

PCDD	Dampfdruck P° (25 °C)	Partikelgebundener Anteil, gemessen	Partikelgebundener Anteil, berechnet
2,3,7,8-TetraCDD	$9,4 \times 10^{-5}$	0,25	0,214
2,3,7,8-TetraCDD (10 °C)	1×10^{-5}	-	0,718
1,2,3,7,8-PentaCDD	$4,3 \times 10^{-5}$	0,59	0,37
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	$3,9 \times 10^{-6}$	0,65	0,86
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	$7,9 \times 10^{-7}$	> 0,92	0,96
OCDD	$5,1 \times 10^{-8}$	> 0,85	0,99

Tab. 6-24: Relativer Anteil der partikelgebundenen Menge PCDD bezogen auf den Gesamtgehalt in der Luft (TRAPP ET AL., 1994)

Die Darstellung in Tab. 6-24 erläutert den Zusammenhang zwischen den filtergängigen PCDD und partikelgebundenen PCDD in Abhängigkeit vom Dampfdruck. Bei einem überwiegenden Anteil der höherchlorierten PCDD, wie im vorliegenden Fall der MBA oder auch der Kompostierung, ist von einem weitestgehend partikelgebundenen Auftreten der PCDD auszugehen.

6.8 Kontinuierliche Messungen in Luft

6.8.1 Methan (CH_4), Kohlenmonoxid (CO), Sauerstoff (O_2)

An der RABA Bassum waren 2 Gasanalysenmeßgeräte vom Typ URAS 10E der Fa. Hartmann & Braun eingesetzt. Die Duchführung und Auswertung der Messungen oblag dem NLÖ. Die Meßeinrichtungen hatten 4 bzw. 3 Infrarot-Meßkanäle. Zusätzlich war ein Gerät für die 4. Komponente Sauerstoff mit einem elektrochemischen Sensor ausgestattet, welcher niedrige Querempfindlichkeiten gegenüber Begleitgasen hat. Für den Einsatz zur Emissionsüberwachung nach der TA Luft bzw. der 13. BImSchV ist diese Meßeinrichtung typgeprüft und ihre Zulassung durch den BMU bekanntgegeben.

Die Kalibrierung (nach erster Grundkalibrierung mittels Prüfgasen) kann danach im Dauereinsatz durch installierte einschwenkbare gasgefüllte Kalibrierküvetten erfolgen. Für die Sauerstoffüberprüfung der O_2-Brennstoffzelle kann Außenluft zur Prüfung verwendet werden. Die Meßgeräte wurden mit zertifizierten Prüfgasen der Fa. Linde kalibriert.

Aus der Probenahmesonde im Abgaskanal wurde das Meßgas durch einen auf 90 °C beheizten Teflonschlauch angesaugt. Nach Kondensatabscheidung im Hartmann & Braun-Kühlschrank bei 4 °C wurde das Meßgas zur Konzentrationsbestimmung in den Analysator geführt.

Der eingesetzte Meßbereich betrug bei CH_4 0 – 500 ppm, bei CO 0 – 240 ppm. Die Meßeinrichtungen hatten für jeden Meßkanal 0 (2 bzw. 4) – 20 mA aus Ausgangskanal. Diese Signale wurden über einen Datenlogger alle 10 s aufgezeichnet.

Die kontinuierliche Bestimmung von Methan wurde zeitweise auch mittels FID und CH_4-Konverter durchgeführt, siehe dazu Kap. 6.2.1.2.

6.8.2 Stickstoffmonoxid (NO)

An der RABA Bassum erfolgte im Rohgas eine Messung von NO, NO_2 und NOx mit einem Stickoxid-Meßgerät der Firma UPK. Die Duchführung und Auswertung der Messungen oblag dem NLÖ. Alle drei Meßkanäle sind auf den Meßbereich 2 ppm eingestellt, der NO-Kanal wurde mit 0,2 ppm Prüfgas kontrolliert. Der Squirrel 1200 von Grant erfaßte die mA-Ausgangssignale von NO und NO_2. Es wurden Halbstundenmittelwerte ermittelt.

Die Meßphase an der RABA Bassum dauerte zwischen Dezember 1998 und August 1999. In dieser Zeit wurde kein höherer Wert als 0 ppm NO vorgefunden.

Im Reingas wurde ein Chemolumineszenz NO / NOx-Analyser von der Firma Tecan (Typ: 800 AL) eingesetzt. Die ausgehenden Meßsignale (0 bzw. 4 – 20 mA) für die Kanäle NO und NO_2 wurden ebenfalls mittels Squirrel-Datenlogger alle 10 s Meßwerte erfaßt. Während der

etwa zweiwöchentlichen Wartungsbesuche wurden die Geräte mit zertifiziertem 20,8 ppm NO Prüfgas der Fa. Linde kalibriert.

Aus der Probenahmesonde im Abgaskanal wurde das Meßgas durch einen auf 90 °C beheizten Teflonschlauch angesaugt. Nach Kondensatabscheidung im Hartmann & Braun-Meßgaskühler bei 4 °C wurde das Meßgas über einen Konverter (Fa. Thermo Environmental Modell 350) geleitet, bevor es in den Analysator eintrat.

7 Quantitative Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung 7-1
7.1 Vorbemerkung und Vorgehensweise 7-1
7.2 Massenströme organischer Stoffe, NMVOC 7-2
7.2.1 Summenparameter Gesamt-C, NMVOC 7-2
7.2.1.1 RABA Bassum 7-2
7.2.1.2 MBV Friesland 7-3
7.2.1.3 MBV Lüneburg 7-4
7.2.1.4 MBRA Horm 7-6
7.2.2 Einzelverbindungen VOC 7-8
7.2.3 Organische Schwefelverbindungen und Alkohole 7-8
7.2.4 MBA Pilotanlage Wittstock 7-16
7.2.5 Biofilterwirkungsgrade der untersuchten MBA 7-21
7.2.5.1 Einzelaufstellung nach Nr. 3.1.7 TA Luft 7-21
7.2.5.2 Häufigkeitsverteilung der Biofilterwirkungsgrade 7-21
7.2.5.3 Summen der Klassen 1-3 nach Nr. 3.1.7 TA Luft, Emissionsmassenströme im Roh und Reingas 7-31
7.2.5.4 Verteilung der Klassen 1-3 TA Luft im Roh und Reingas 7-34
7.3 VOC-Bilanzierung 7-36
7.3.1 Untersuchungen zu VOC in Abfällen 7-36
7.3.2 Häufigkeitsverteilung des VOC in Abfallproben 7-40
7.3.3 Ergebnis der VOC-Bilanzierung 7-47
7.4 Stickstoffverbindungen 7-49
7.4.1 RABA Bassum 7-49
7.4.2 MBV Friesland 7-54
7.4.3 MBV Lüneburg 7-56
7.4.4 MBRA Horm 7-59
7.5 Schwefeldioxid (SO_2) 7-61
7.6 Chlorwasserstoff (HCl) 7-61
7.7 Fluorwasserstoff (HF) 7-62
7.8 Quecksilber (Hg) 7-62
7.9 Sonstige Metalle (Schwermetalle) 7-64
7.10 Chlorierte Dioxine und Furane (PCDD/F) 7-72
7.11 FCKW 7-75

7 Quantitative Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung

7.1 Vorbemerkung und Vorgehensweise

Aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen emittieren organische Stoffe, die die gesamte Produktpalette der organischen Chemie widerspiegeln. Eine intensive Suche offenbart eine ständig wachsende Anzahl identifizierter Stoffe, die jedoch nicht unbedingt typisch für die MBV sein müssen. Die qualitative Stoffbilanzierung und ihre wirkungsbezogene Bewertung führte zu einer repräsentativen Stoffliste (Kap. 3.8), die das spezifische Emissionsspektrum der MBV zuverlässig abbildet.

An den vier MBA in Bassum, Friesland, Lüneburg und Horm, die allesamt mit vollständiger Kapselung der Intensivrottestufe ausgestattet sind, wurde anhand der Stoffliste ein umfangreiches Emissionsmeßprogramm mit dem Ziel durchgeführt,

1. die stoffspezifischen Filterwirkungsgrade der Biofilter zu bestimmen,
2. die Emissionsmassenströme und Emissionsfrachten (Emissionsfaktoren) zu ermitteln.

In einem weiteren Schritt wurden Abfallproben vom Rotteeintrag und Rotteaustrag auf ihre Gehalte an flüchtigen organischen Verbindungen (NMVOC) analysiert. Unter der Annahme, daß in erster Näherung die Umgebungsluftgehalte an NMVOC, PCDD/F und Quecksilber mit den Zuluftkonzentrationen zur MBA übereinstimmen, können die Input- und Outputfrachten der MBA für die genannten Stoffe nach folgendem Schema bilanziert und gegenübergestellt werden (Tab. 7-1). Der Sickerwasserpfad ist für die Bilanzierung der ausgewählten Stoffe ohne Bedeutung, da die anfallenden Wassermengen zu gering sind.

MBA-Input =	MBA-Output =
Zuluft ≡ NMVOC in Umgebungsluft + NMVOC im Rotteeintrag	Abluft ≡ NMVOC im Rohgas + NMVOC im Rotteaustrag

Tab. 7-1: Schema für eine quantitative Schadstoffbilanzierung für MBA (z.B. für NMVOC)

Für PCDD/F und Quecksilber erfolgen die Bilanzierungen lediglich über den Zuluft- und Abluftpfad, da signifikante Konzentrationsabnahmen der Stoffe vom Rotteinput zum Rotteoutput nicht festzustellen bzw. aus Erfahrungen an Kompostwerken nicht zu erwarten sind.

Im weiteren wurden Emissionsuntersuchungen von Verbindungen durchgeführt, die einen speziellen analytischen Aufwand erforderten und nicht mit dem Standardmeßprogramm (Tenax-, DNPH- und A-Kohle -Methode) erfaßt wurden: Schwefelverbindungen, FCKW, PCDD/F, stickstoffhaltige Heterocyclen und Nitrosamine.

Da die Summe an ausgewählten Einzelkomponenten immer nur einen Ausschnitt der unbekannten Gesamtemission widerspiegeln kann, wurden auch folgende Summenparameter bestimmt: Gesamt-C, NMVOC und Gesamt-N, Org.-N. Darüber hinaus runden Emissionsdaten zu NH_3 sowie zu Metallen, Metalloiden und ihren Verbindungen die vorliegende Arbeit ab. An einem Biofilter wird erstmalig eine vollständige Stickstoffbilanzierung vollzogen.

7.2 Massenströme organischer Stoffe, NMVOC

7.2.1 Summenparameter Gesamt-C, NMVOC

7.2.1.1 RABA Bassum

Während der Einzelstoffprobenahmen wurde meistens mit einem FID die Ges.-C-Emission verfolgt. Beispielhaft sind verschiedene Meßphasen in Bild 7-1 dargestellt (unterschiedliche Meßzeiträume). Die Rohgasbelastung liegt zwischen etwa 50 und 100 mg C/m³. Spitzenwerte können deutlich darüber liegen und erreichen max. 180 mg C/m³. Spitzenwerte beim Ges.-C-Signal hängen immer mit einem hohen Methananteil zusammen, der insbesondere aufgrund der integrierten Vergärungsstufe der RABA Bassum charakteristisch an die Austragszeiten der Vergärungsrückstände an die Werktage gekoppelt ist. Charakteristische Methanverläufe sind in Kap. 8.3.2 erläutert. Der Vergleich zwischen Roh- und Reingas macht deutlich, daß sowohl schlechte (mittlerer Bereich in Bild 7-1) als auch recht gute Wirkungsgrade im Bereich von 37 bis max. 45 % feststellbar waren. Die schlechten Wirkungsgrade korrelieren mit den höchsten Stickstoffbelastungen des Biofilters. Mit ansteigender Abluft-temperatur > 38 °C zeichnete sich ebenfalls ein leichter Rückgang der Reinigungsleistung ab. Über ähnliche Erfahrungen berichteten KNAUF / ZIMMER (1994). Als Grund könnte die verminderte Absorption der VOC im Biofilter anzuführen sein.

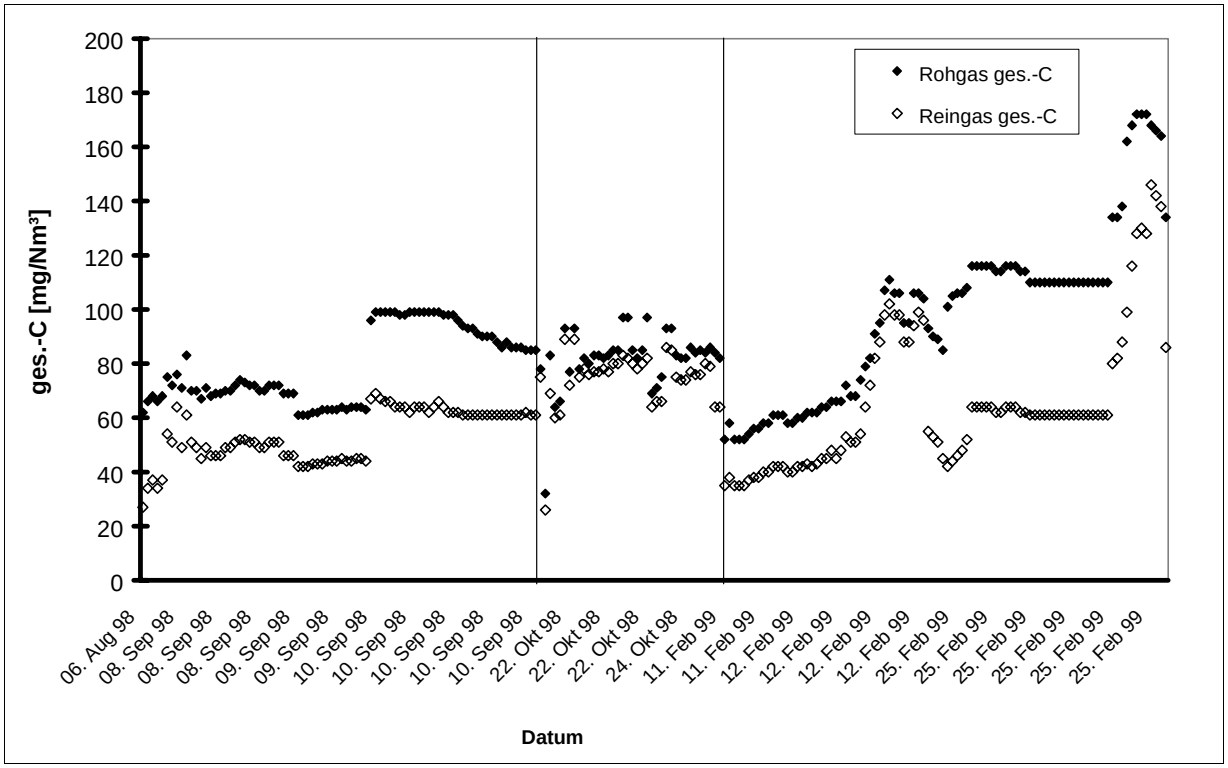


Bild 7-1: Ges.-C-Konzentrationen im Roh- und Reingas der RABA Bassum

Unter Abzug der Methangehalte, die während der laufenden FID-Messungen immer mindestens mehrfach diskontinuierlich bestimmt wurden, konnten die NMVOC-Gehalte berechnet werden. Für Bilanzierungsuntersuchungen müssen sowohl emissionsstarke wie auch emissionsarme Phasen gleichrangig erfaßt werden. Bilanzierungen der NMVOC-Emissionen über jeweils eine Woche ergaben folgende Werte: 590 / 672 / 625 / 720 g C/Mg FS Rotteinput (Bild 7-8).

7.2.1.2 MBV Friesland

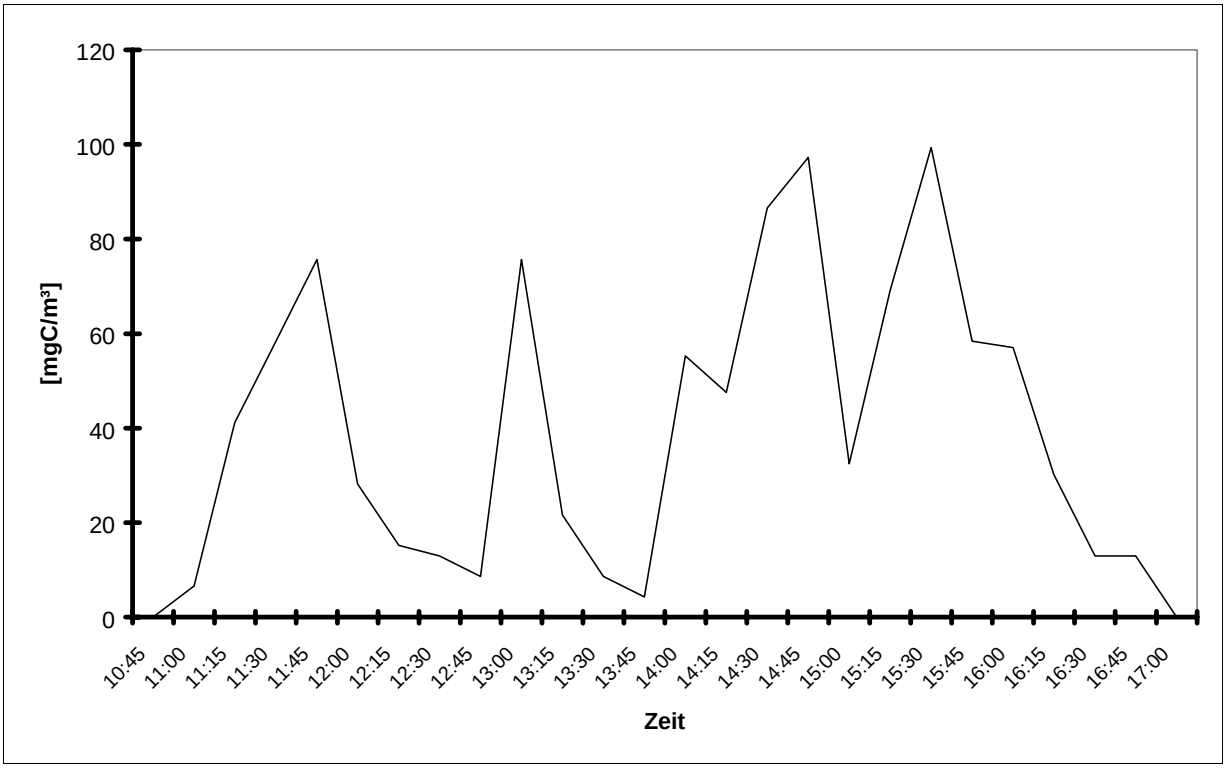


Bild 7-2 Exemplarischer Verlauf der Ges.-C-Konzentration in der Abluft während der mechanischen Aufbereitung von Hausmüll, MBV Friesland 24.02.1999

Am Beispiel der mechanischen Aufbereitung der MBV Friesland wird deutlich, daß bereits Emissionsspitzen von bis zu 100 mg C/m³ in der Sammelabluft aus Zerkleinerungsaggregaten, Sieb- und Mischtrommeln auftreten können (Bild 7-2). Bezogen auf den Abfalldurchsatz der mechanischen Stufe und das korrespondierende Abluftvolumen resultierten etwa 20 bis 25 g C/Mg. An der Summe der NMVOC-Fracht von etwa 600 g C/Mg insgesamt (mechanische Stufe und biologische Behandlung) beträgt der Anteil der mechanischen Aufbereitung nur etwa 4 %. Die Abluftbelastung aus der mechanischen Aufbereitung kann zu den kurzen Tagesspitzen aber einen spezifisch hohen Beitrag liefern.

Die kontinuierliche Erfassung der Ges.-C-Emissionen der MBV Friesland erfolgte mit einem mobilen FID, gekoppelt mit einem Methan-Konverter. In dieser Meßkombination gelingt es unmittelbar, aus der Differenz zwischen CH_4-C und Ges.-C auf den NMVOC-Gehalt, angegeben in C, zu schließen (Bild 7-3). Als Folge des Aufschüttens von Tagesmieten bildete sich ein Tagesgang aus, der geprägt war von erhöhten Emissionen während des Eintrages und des Umsetzens sowie niedrigeren Emissionen während der Nachtstunden und am Wochenende.

Die Gesamt-C-Gehalte erreichten Spitzen von 130 mg C/m³ während des Tages. In der Nacht verringerten sich die Konzentrationen auf 60 bis 80 mg C/m³. Die Methangehalte bewegten sich in einem engen Bereich zwischen etwa 10 und 30 mg/m³ und waren während der Meßphasen konstant. Ein Methanabbau im Biofilter von max. 30 % war während einer Meßphase signifikant meßbar. Grund dafür könnte ein geringes Substratangebot (NMVOC) in dieser Zeit gewesen sein. Der Abbau der NMVOC im Biofilter betrug zwischen 20 und 40

%, wobei der absolute Rückgang aber sehr konstant war, also nicht vom Substratangebot abhängig war. Bilanzierungen der NMVOC-Emissionen über jeweils mehrere Tage ergaben folgende Werte: 500 / 600 / 720 g C/Mg FS Rotteinput (Bild 7-8).

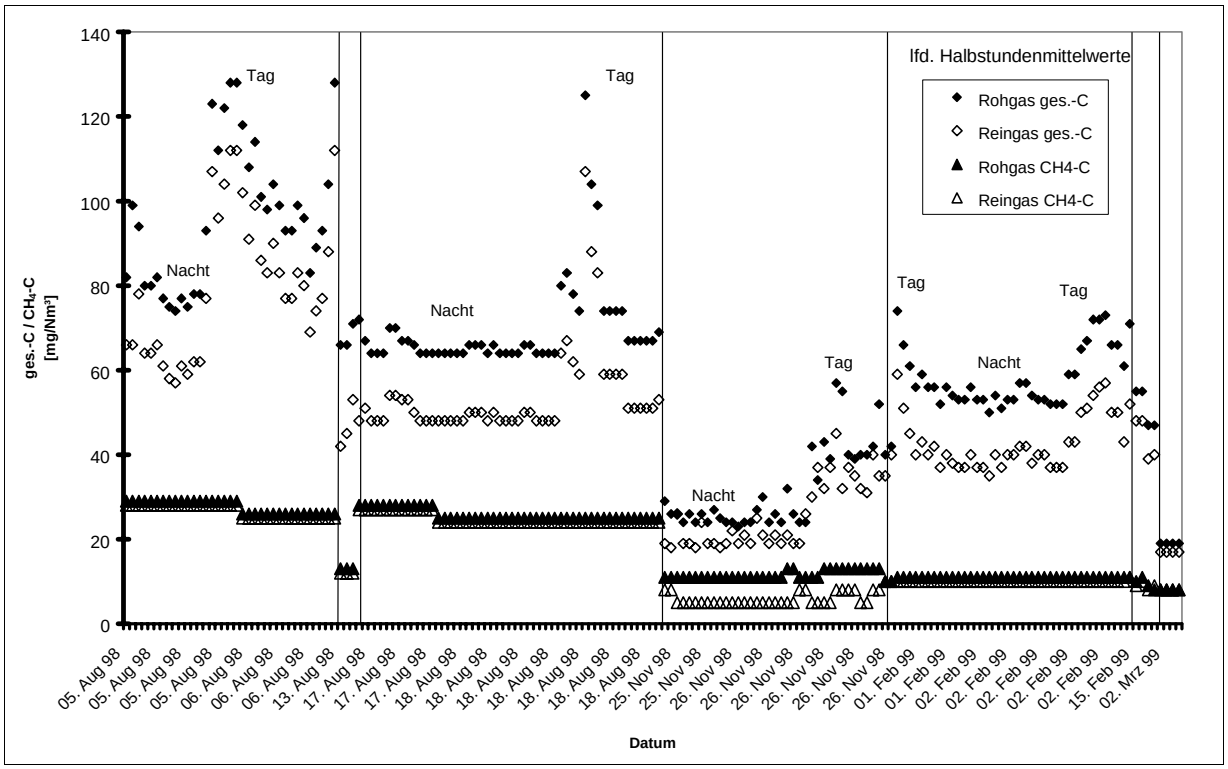


Bild 7-3: Ges.-C- und CH_4-C-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBV Friesland

7.2.1.3 MBV Lüneburg

Bei Messungen der Ges.-C-Konzentration in 1997 wurden gut reproduzierbare Resultate erzielt. In der darauffolgenden Zeit nahm das Methanniveau in der Abluft immer mehr zu, stieg bis auf knapp 1.000 mg C/m³ an und stabilisierte sich bis Mitte 1999 zwischen 300 bis 600 mg C/m³ (Bild 7-4). Der Grund für die hohe Methanbildung waren bereichsweise anaerobe Zonen in den Mieten aufgrund einer unzureichenden Belüftung (Kap. 8.3.2). In dieser Zeit lag auch der erste Wechsel des Biofiltermaterials. Durch Sanierung und Erneuerung der Distanzschicht in der MBA-Trapezmiete im Sommer 1999 sowie durch Optimierung der Luftverteilung konnten die ungünstigen Betriebszustände behoben werden (vgl. Kap. 8.3.2).

Der Eindruck einer schlechten Reinigungsleistung des Biofilters für Ges.-C während der Messungen im März 1999 rührte fast ausschließlich vom hohen Methananteil her, welcher im Biofilter nicht abgebaut wurde. Das belegen weitere Messungen von Ges.-C und Methan im Rohgas der MBV Lüneburg (Bild 7-5), die ebenfalls ein hohes Grundniveau an Methan von etwa 200 mg/m³ ergaben. Erst durch die Verbesserung der Luftverteilung in der Miete im Sommer 1999 konnte der Methangehalt im Rohgas auf < 10 mg/m³ gesenkt werden. Weiter ist zu erkennen, daß längere Belüftungsausfälle beim Wiederbelüften hohe Emissionsspitzen verursachen. Die Bilanzierung der NMVOC-Emissionen ist wegen des hohen Methananteils am Ges.-C ungenau und nur eingeschränkt möglich (zwei Werte berücksichtigen die Daten aus 1998 und 1999): 704 / 800 / 880 g C/Mg FS Rotteinput (Bild 7-8).

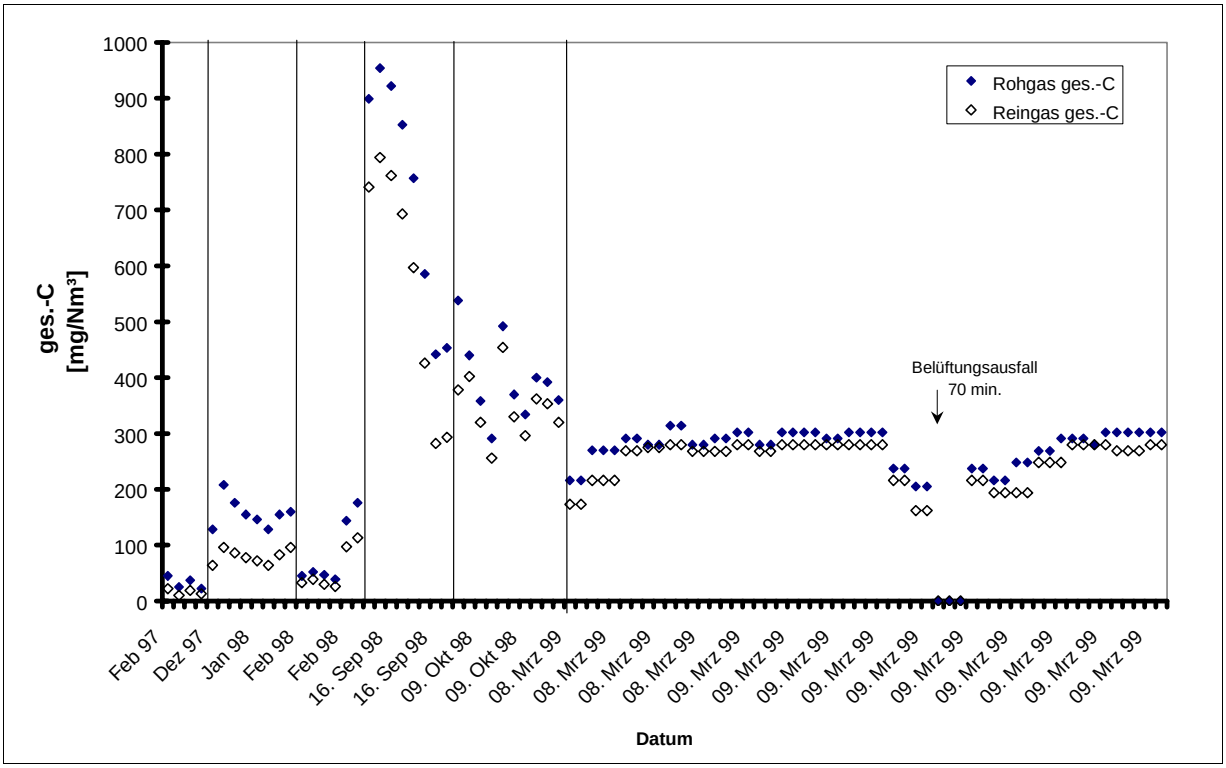


Bild 7-4: Ges.-C-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg

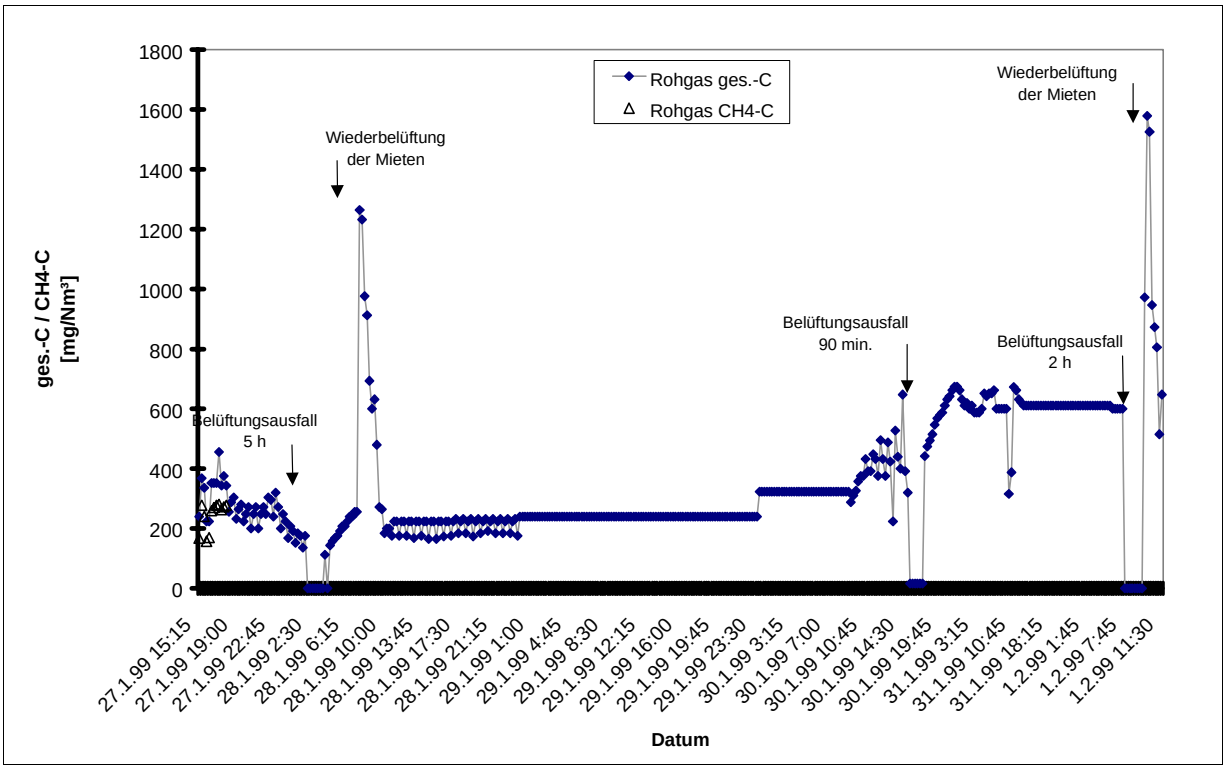


Bild 7-5: Ges.-C-Konzentrationen im Rohgas der MBV Lüneburg (CH_4-C nur zu Beginn)

7.2.1.4 MBRA Horm

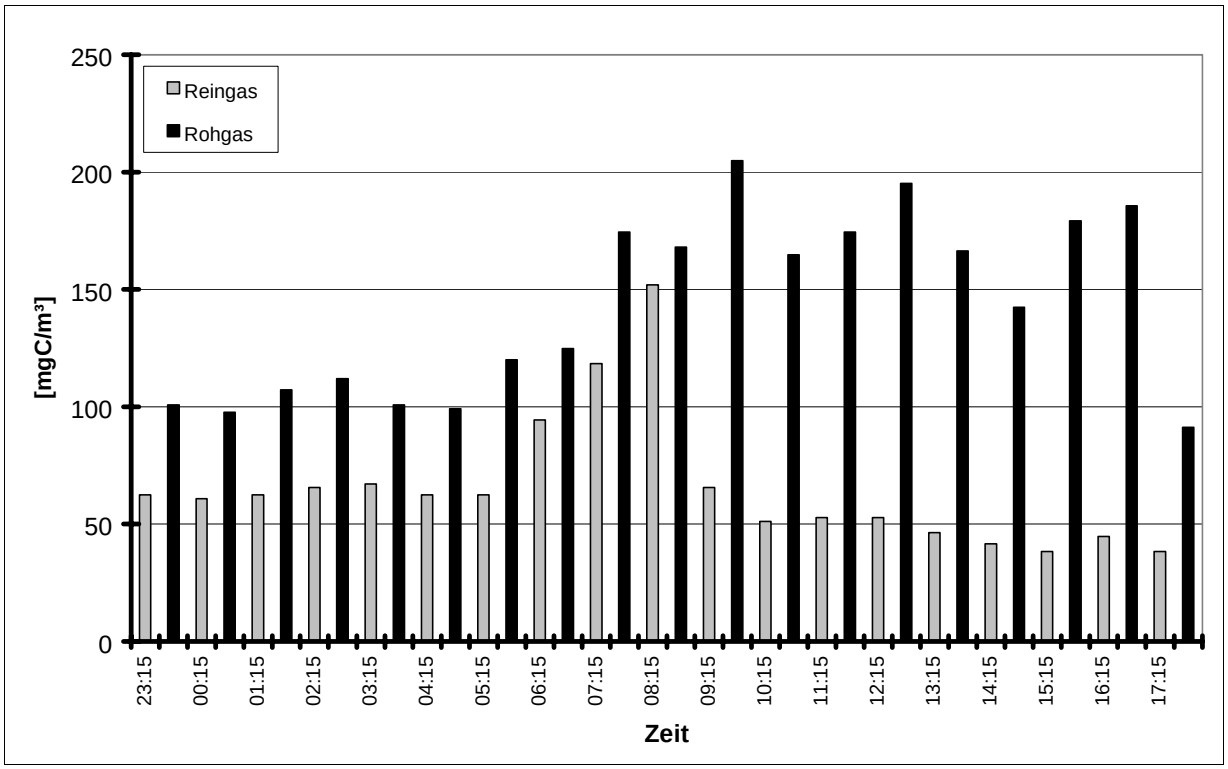


Bild 7-6: Ges.-C-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBRA Horm (Halbstundenmittelwerte am 4./5.03.1999)

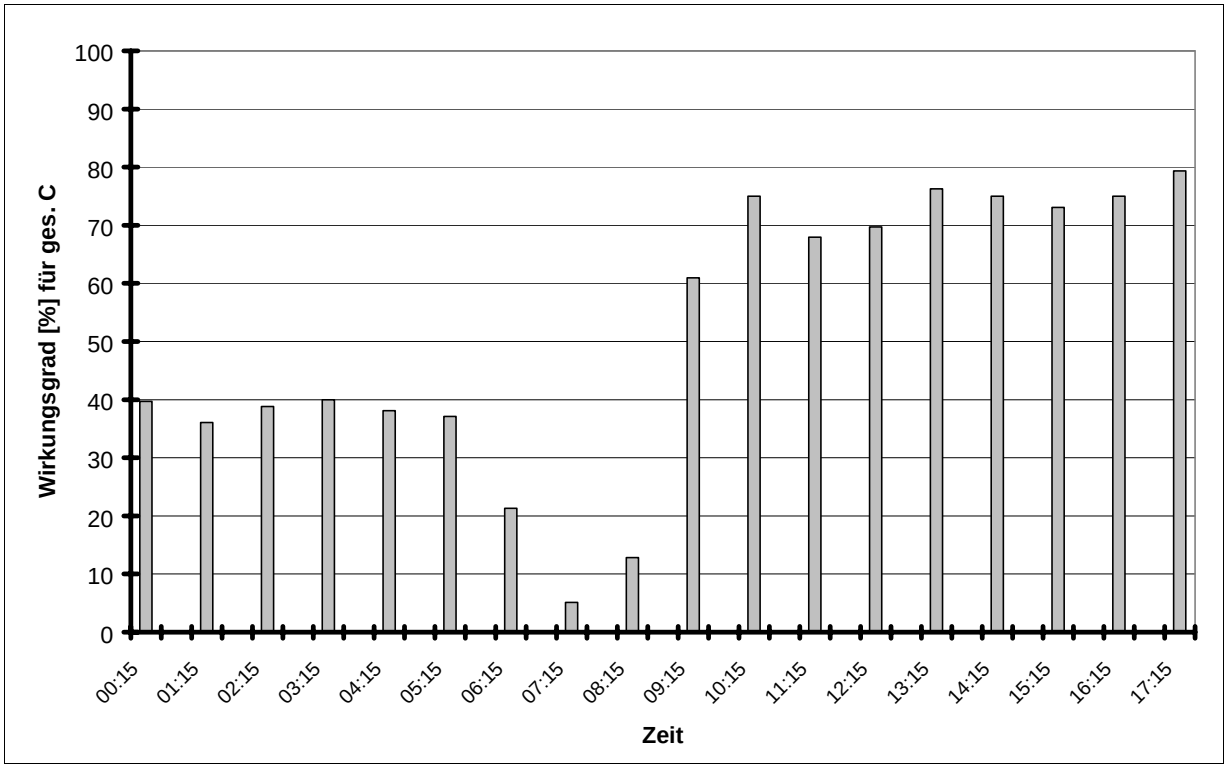


Bild 7-7: Ges.-C-Wirkungsgrade aus Bild 7-6 im Reingas der MBRA Horm

Auch die MBRA Horm emittierte während der Zeit des Ein- und Austrages signifikant höhere Mengen an ges.-C, bedingt durch den Betrieb der Desodorierungstrommeln für etwa 9 h betriebstäglich (Mo. – Fr.) und 6 h am Samstag, in denen der behandelte, warme Abfall stark durchmischt und belüftet wird. Ohne die Abfallbeschickung (abends und nachts) lagen die Abluftbelastung und die Temperatur deutlich niedriger, wodurch letztere ($\Delta T \sim 10$ K) die sonst sehr guten Wirkungsgrade des Biofilters für Ges.-C von gut 70 % auf etwa 40 % abfallen ließ. Der Einbruch des Wirkungsgrades am frühen Morgen resultierte aus einer ansteigenden ges.-C-Rohgaskonzentration bei noch kühlen Ablufttemperaturen, die den biologischen Stoffumsatz im Biofilter hemmen. Nach etwa 3 h hatte sich das System erwärmt und die Wirkungsgrade lagen wieder im optimalen Bereich. Es soll nicht unerwähnt bleiben, daß aus höheren Zuluftbelastungen im Rahmen der Auslegung prinzipiell auch höhere Wirkungsgrade resultieren können.

Aufgrund der nur sehr geringen Methanbildung (vgl. Kap. 8.3.2) in dieser Anlage konnte die NMVOC- nahezu gleich der Ges.-C-Konzentration gesetzt werden. Bilanzierungen der NMVOC-Emissionen über jeweils mehrere Tage ergaben folgende Werte: 266 / 340 / 360 g C/Mg FS Rotteinput (Bild 7-8).

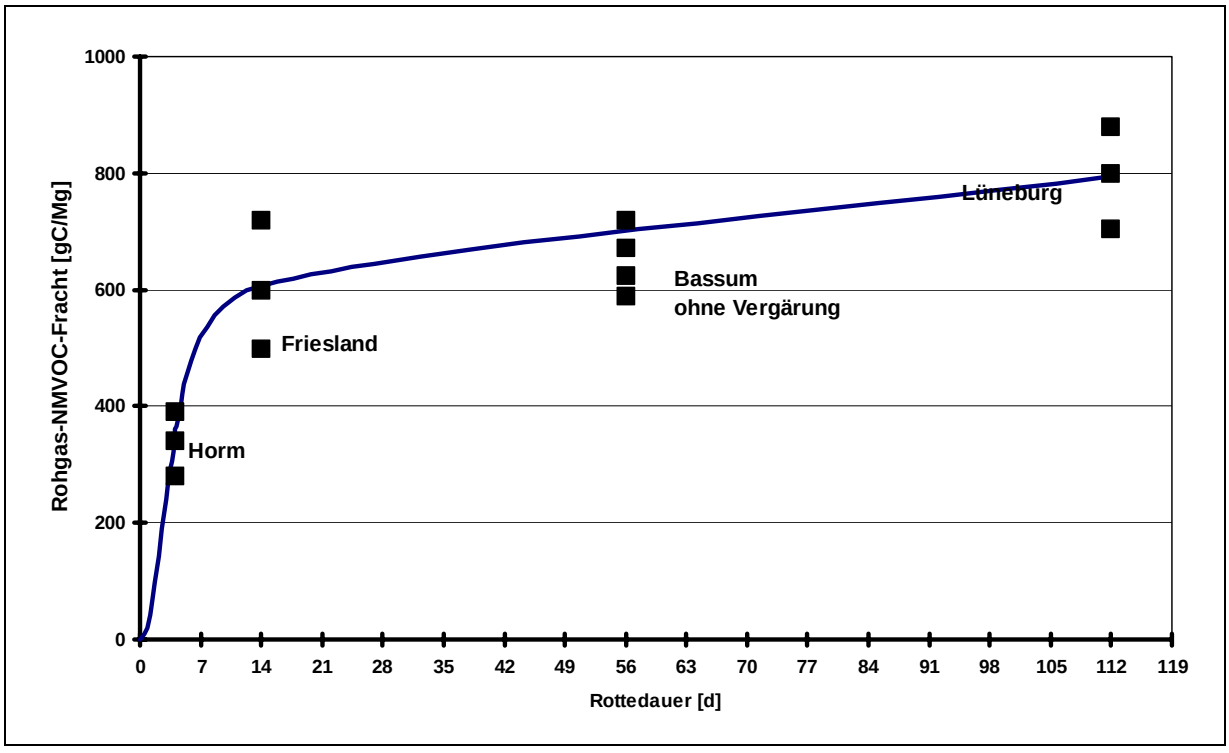


Bild 7-8 Emissionsfrachten NMVOC im Rohgas aus vier MBA mit unterschiedlicher eingehauster Rottedauer zwischen 5 Tagen und 16 Wochen, angegeben in g C/Mg FS Rotteinput

Die Zusammenstellung aller NMVOC-Bilanzierungen zeigt deutlich die weitgehende Freisetzung der NMVOC-Fracht innerhalb der ersten 14 Tage Behandlungsdauer in Höhe von 600 g C/Mg Rotteinput. Mit längerer Behandlungsdauer steigt die Fracht bis auf etwa 700 bis max. 800 g C/Mg an, wobei die RABA Bassum aufgrund der Teilstromvergärung (Tab. 7-5) tendenziell einen Emissionsvorteil aufweist, da ein Teil NMVOC in das Biogas ausgetragen wird (Bild 7-8). Mit der Zuluft gelangen NMVOC in Höhe von 1,2 bis 2,4 g C/Mg in den Rotteprozeß (vgl. Kap. 4.2).

7.2.2 Einzelverbindungen VOC

Alle Meßergebnisse der Einzelverbindungen aus der Stoffliste sind in Tabellen im Anhang zusammengestellt. Dort sind die Roh- und Reingaskonzentrationen jeder Einzelkomponente sowie die korrespondierenden Biofilterwirkungsgrade enthalten. Im Vergleich zu den in Kap. 7.2.1 festgestellten Biofilterwirkungsgraden NMVOC konnten anhand der Summe aller ausgewählten Einzelverbindungen generell höhere Wirkungsgrade ermittelt werden (Tab. 7-16). Der Unterschied kann damit erklärt werden, daß gewisse Verbindungen, die in Biofiltern nur schlecht abgebaut werden (VVOC, wie z.B. Propan und Butan, vgl. Tab. 2-14), einen erheblichen Anteil am NMVOC ausmachen, jedoch als Einzelstoffe nicht bestimmt wurden.

7.2.3 Organische Schwefelverbindungen und Alkohole

Neben den zwei schwefelhaltigen Einzelverbindungen der Stoffliste (Dimethyldisulfid, Butanthiol) wurden an den vier MBA einige Sonderuntersuchungen zu weiteren Schwefelverbindungen durchgeführt (MVOC). Die Schwefelverbindungen werden biologisch gebildet und zeichnen sich ebenfalls durch sehr niedrige Geruchsschwellenwerte aus (Tab. 7-2).

Substanz	Geruchsschwelle (µg/m³)
Schwefelwasserstoff	1,4
Methanthiol	4
Dimethylsulfid	2,6
Dimethyldisulfid	37
Dimethyltrisulfid	0,05

Tab. 7-2 Geruchsschwellenwerte für Schwefelverbindungen (aus verschiedenen Quellen)

Sie sind deswegen in dieser umfassenden Betrachtung nicht zu vernachlässigen. Die Hauptkomponenten waren jedesmal Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid. Auf die Untersuchung von H_2S in der Abluft wurde verzichtet, da die Konzentrationen sehr oft die Nachweisgrenze von 1 mg/m³ nicht überschritten. Lediglich an konzentrierten Einzelströmen und zu Rottebeginn konnten einzelne höhere Werte bis max. 4 mg/m³ festgestellt werden. Im Biogas der Vergärung von Restabfällen spielt H_2S hingegen eine große Rolle. Es enthält Konzentrationen von etwa 2.500 ppm H_2S, welches über eine Entschwefelung vor der Gasnutzung auf < 1.000 ppm (< 0,1 Vol.-%) reduziert werden muß. Auf der Suche nach weiteren MVOC erfolgten Quantifizierungen weiterer Alkohole in einigen Proben (vgl. Kap. 2.1).

RABA Bassum:
Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid bildeten mit Konzentrationen von 100 bis 250 µg/m³ die Hauptkomponenten. Dimethyldisulfid lag bei den Messungen der Stoffliste (Anhang D) zwischen 170 und 1155 µg/m³ im Rohgas und 45 und 805 µg/m³ im Reingas, entsprechend Wirkungsgraden zwischen 20 und 78 %. Sowohl die Konzentrationsbereiche als auch die Wirkungsgrade lagen demnach höher als bei der Sonderuntersuchung (Tab. 7-3, Bild 7-11). Im Vergleich mit den geringen Geruchsschwellenwerten der gemessenen Verbindungen liegen im Reingas Methanthiol, Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid und Dimethyltrisulfid alle über den Geruchsschwellenwerten. Für die Substanz Methanthiol war eine Bildung im Biofilter festzustellen. Wie bereits bei der Analytik der Schwefelverbindungen angemerkt (Kap. 6.6),

kann es sein, daß Dimethyldisulfid in Gegenwart hoher Feuchtigkeit partiell zu Methanthiol umgesetzt wird. Eine geringe Neubildung stellte sich ebenfalls für Dimethylsulfid heraus. Ein Abbau, wenn auch nur ein sehr geringer, war nur für Dimethyldisulfid und Dimethyltrisulfid zu verzeichnen. Es zeichnet sich ab, daß sich auch hier die hohe Stickstoffbelastung negativ auf den Abbau im Biofilter auswirkt. Aufgrund seines äußerst geringen Geruchsschwellenwertes ist Dimethyltrisulfid weitere Male in höheren Konzentrationsbereichen sowie mit höheren Wirkungsgraden bestimmt worden (Tab. 7-4).

Schwefelkomponente (µg/m³)	Rohgas 1. Probe	Reingas 1. Probe	Wirkungsgrad Biofilter (η)	Rohgas 2. Probe	Reingas 2. Probe	Wirkungsgrad Biofilter (η)
Methanthiol	< 2	10,5	Bildung !	< 2	11,2	Bildung !
Ethanthiol	< 2	< 2	n.b.	< 2	< 2	n.b.
2-Propanthiol	< 2	4,1	– 105 %	< 2	3,5	– 75 %
1-Butanthiol	4,6	6,4	– 39 %	5,5	5,8	– 5 %
Dimethylsulfid	98,9	117	– 18 %	119	131	– 10 %
Dimethyldisulfid	176	151	14 %	249	219	12 %
Dimethyltrisulfid	14,7	13,4	9 %	26,1	18,7	28 %

Tab. 7-3: Untersuchung auf flüchtige organische Schwefelverbindungen in der Abluft der RABA Bassum am 13.01.1999

Im Rohgas tauchten weitere mengenrelevante Einzelverbindungen in unterschiedlicher Ausprägung an drei Tagen auf. 2-Methyl-2-propanol war auch noch im Reingas deutlich wiederzufinden. Unter Annahme eines sehr guten Filterweirkungsgrades, wie er für die Alkohole meistens vorliegt, dürften im Rohgas Gehalte > 1.000 µg/m³ vorgelegen haben (Tab. 7-4).

Komponente	**12. Feb 99**	**12. Feb 99**	**12. Feb 99**	**12. Feb 99**	**12. Feb 99**	**12. Feb 99**	**12. Feb 99**
	Rohgas	**Rohgas**	**Rohgas**	**Reingas**	**Reingas**	**Reingas**	**η - Biofilter**
	µg/m³	**mg/h**	**mg/Mg**	**µg/m³**	**mg/h**	**mg/Mg**	**%**
Dimethyltrisulfid	95	6.650	1.360	2,5	175	36	97
2-Methyl-2-propanol	**	-	-	260	18.200	3.722	-
2-Methyl-1-propanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-
3-Methyl-1-butanol	120	8.400	1.718	36	2.520	515	70
2-Methyl-1-butanol	100	7.000	1.431	20	1.400	286	80
Komponente	**25. Feb 99**	**25. Feb 99**	**25. Feb 99**	**25. Feb 99**	**25. Feb 99**	**25. Feb 99**	**25. Feb 99**
	Rohgas	**Rohgas**	**Rohgas**	**Reingas**	**Reingas**	**Reingas**	**η - Biofilter**
	µg/m³	**mg/h**	**mg/Mg**	**µg/m³**	**mg/h**	**mg/Mg**	**%**
Dimethyltrisulfid	110	8.250	1.687	24	1.800	368	78
2-Methyl-2-propanol	**	-	-	**	-	-	-
2-Methyl-1-propanol	470	35.250	7.209	2,5	188	38	99
3-Methyl-1-butanol	325	24.375	4.985	2,5	188	38	99
2-Methyl-1-butanol	310	23.250	4.755	2,5	188	38	99
Komponente	**10. Mrz 99**	**10. Mrz 99**	**10. Mrz 99**	**10. Mrz 99**	**10. Mrz 99**	**10. Mrz 99**	**10. Mrz 99**
	Rohgas	**Rohgas**	**Rohgas**	**Reingas**	**Reingas**	**Reingas**	**η - Biofilter**
	µg/m³	**mg/h**	**mg/Mg**	**µg/m³**	**mg/h**	**mg/Mg**	**%**
Dimethyltrisulfid	60	4.500	920	2,5	188	38	96
2-Methyl-2-propanol	**	-	-	**	-	-	-
2-Methyl-1-propanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-
3-Methyl-1-butanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-
2-Methyl-1-butanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-

** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. 7-4: Untersuchung auf Alkohole und Dimethyltrisulfid in der Abluft der RABA Bassum

Parameter	05.12.1997	Fracht/ MgFS	23.03.1999	Fracht/Mg FS
Gastemperatur	33 °C		34°C	
Wassergehalt	15,4 g/m^3		15,9g/m^3	
Gase, Bestimmung in situ				
CH_4	57,2 Vol.-%	58 kg/Mg	60,9 Vol.-%	62 kg/Mg
CO_2	41,7 Vol.-%	116 kg/Mg	40,0 Vol.-%	112 kg/Mg
O_2	0,1 Vol.-%	203 g/Mg	0,6 Vol.-%	1220 g/Mg
H_2S nach Entschwefelung	554 mg/m^3	79 g/Mg	308 mg/m^3	44 g/Mg
Gase, Bestimmung im Labor				
CH_4	55,0 Vol.-%	56 kg/Mg	56,1 Vol.-%	57 kg/Mg
CO_2	42,3 Vol.-%	118 kg/Mg	40,7 Vol.-%	114 kg/Mg
O_2	0,6 Vol.-%	1 kg/Mg	0,6 Vol.-%	1 kg/Mg
N_2	2,2 Vol.-%	4 kg/Mg	2,6 Vol.-%	5 kg/Mg
H_2S nach Entschwefelung	187 mg/m^3	27 g/Mg	328 mg/m^3	47 g/Mg
SUMMENPARAMETER ORGANISCH GEBUNDENE VERBINDUNGEN		[mg/Mg FS]		[mg/Mg FS]
Summe org. gebundenes Cl	7,4 mg/m^3	1051	3,5 mg/m^3	497
Summe org. gebundenes F	2,0 mg/m^3	284	0,7 mg/m^3	99
Summe Siloxane	28,4 mg/m^3	4033	8,9 mg/m^3	1264
Summe org. gebundener S	6,5 mg/m^3	923	4,1 mg/m^3	582
FCKW				
Difluorchlormethan (R22)	0,16 mg/m^3	23	0,014 mg/m^3	2
Dichlordifluormethan (R12)	1,78 mg/m^3	253	0,368 mg/m^3	52
1,2-Dichlortetraflourethan (R114)	0,82 mg/m^3	116	0,192 mg/m^3	27
Dichlorflourmethan (R21)	0,17 mg/m^3	24	0,121 mg/m^3	17
Trichlorflourmethan (R11)	0,29 mg/m^3	41	0,438 mg/m^3	62
1,1,2- Dichlortriflourethen (R113)	0,03 mg/m^3	4	0,061 mg/m^3	9
LHKW				
Dichlormethan	2,08 mg/m^3	295	0,435 mg/m^3	62
Chloroform	<0,00 mg/m^3	0	<0,003 mg/m^3	0
1,1,1-Trichlorethan	0,10 mg/m^3	14	0,030 mg/m^3	4
Tetrachlormethan	<0,00 mg/m^3	0	<0,003 mg/m^3	0
Trichlorethen	1,25 mg/m^3	178	0,434 mg/m^3	62
Tetrachlorethen	0,52 mg/m^3	74	0,346 mg/m^3	49
trans-1,2-Dichlorethen	0,01 mg/m^3	1	<0,003 mg/m^3	0
1,1-Dichlorethan	0,09 mg/m^3	13	0,016 mg/m^3	2
cis-1,2-Dichlorethen	0,07 mg/m^3	10	0,033 mg/m^3	5
1,2-Dechlorethan	0,02 mg/m^3	3	0,007 mg/m^3	1
Vinylchlorid	0,02 mg/m^3	3	0,010 mg/m^3	1
1.1.2-Trichlorethan	<0,03 mg/m^3	4	<0,006 mg/m^3	1
1,1,1,2-Tetrachlorethan	<0,01 mg/m^3	1	<0,006 mg/m^3	1
1,2-Dichlorpropan	<0,01 mg/m^3	1	<0,006 mg/m^3	1
1,3-Dichlorpropan	<0,007 mg/m^3	1	<0,006 mg/m^3	1
2,2-Dichlorpropan	<0,007 mg/m^3	1	<0,006 mg/m^3	1
Aromatische Verbindungen				
Benzol	2,1 mg/m^3	298	1,41 mg/m^3	200
Toluol	52,5 mg/m^3	7455	22,6 mg/m^3	3209
Ethylbenzol	59,4 mg/m^3	8435	12,3 mg/m^3	1747
m/p-Xylol	125,6 mg/m^3	17835	27,9 mg/m^3	3962
o-Xylol	37,2 mg/m^3	5282	12,9 mg/m^3	1832
Iso-Propylbenzol	2,36 mg/m^3	335	0,91 mg/m^3	129
1,3,5-Trimethylbenzol	7,22 mg/m^3	1025	4,25 mg/m^3	604
p-Methyl-Isopropylbenzol	8,2 mg/m^3	1164	145,4 mg/m^3	20647
1,2,4,5-Tetramethylbenzol	2,25 mg/m^3	320	3,36 mg/m^3	477

Tab. 7-5: Emissionsfrachten im Biogas der RABA Bassum, ermittelt aus 2 Messungen

Aufgrund der Teilstromvergärung der RABA Bassum ergibt sich ein leichter Emissionsvorteil, da ein Teil der NMVOC in das Biogas ausgetragen wird, mit dem dieser Teil im BHKW zu CO_2 verbrennt. Aus den Emissionsfrachten in Tab. 7-5 ergibt sich eine spezifische Emissionsfracht, ermittelt allein über die Komponenten FCKW, LHKW und den Aromaten, von etwa 34 bis 44 g/Mg FS. Dazuzurechnen wären Frachten weiterer Verbindungen, die jedoch aufgrund des eingeschränkten Untersuchungsumfangs nicht vorliegen. Weitere Betriebsergebnisse der Vergärung können NIEWELER (1999) entnommen werden.

Bemerkenswert ist die hohe H_2S-Belastung des Biogases, die zwar eine Entschwefelung des Gases vor der Nutzung notwendig macht, die aber auch zu der vergleichsweise stärksten Schwefelentfrachtung des Rottegutes führt, indem mit dem Biogas (Rohgasbelastung durchschnittlich 2.500 ppm H_2S) etwa 540 g H_2S/Mg FS ausgetragen werden. Dazu kommt die zu vernachlässigende spezifische Fracht der Intensivrotte, die aus den vorliegenden Daten (Schätzung: 500 µg S/m³) mit etwa 7 bis 14 g S/Mg abgeschätzt werden kann. Die Integration einer Vergärung in ein MBA-Konzept könnte somit dazu beitragen, daß Geruchsbelästigungen aus dem Deponiegas des abgelagerten MBA-Outputs minimiert werden.

Andersherum sieht die Situation für NH_3 und Gesamt.-N aus. Hier ist das Biogas von der Fracht her unbedeutend und die Abluft der Intensivrotte der maßgebliche Emittent. Dabei spielen die Gärrückstände eine herausragende Rolle, da sie bei pH-Werten von 8,3 und NH_4-N-Gehalten von rund 1.600 mg/kg (NIEWELER, 1999) beste Voraussetzungen für eine starke Freisetzung von NH_3 in der Rotte mitbringen.

MBV Friesland

Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid bildeten mit Konzentrationen von 100 bis 560 µg/m³ die Hauptkomponenten (Tab. 7-6, Bild 7-11). Dimethyldisulfid lag bei den Messungen der Stoffliste (Anhang B) zwischen 275 und 720 µg/m³ im Rohgas und 280 und 660 µg/m³ im Reingas mit entsprechend schlechten Wirkungsgraden. Die Wirkungsgrade lagen demnach bei der Sonderuntersuchung höher. Im Vergleich mit den geringen Geruchsschwellenwerten der gemessenen Verbindungen liegen im Reingas Methanthiol, Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid und Dimethyltrisulfid alle über den Geruchsschwellenwerten. Für die Substanz Methanthiol war eine starke Bildung im Biofilter festzustellen, die aus der partiellen Zersetzung von Dimethyldisulfid in Gegenwart hoher Feuchtigkeit resultieren könnte. Die Wirkungsgrade für Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid lagen während der Sonderuntersuchung zwischen 34 und 68 %, d.h. signifikant besser als bei den Messungen der Stoffliste.

Schwefelkomponente (µg/m³)	Rohgas 1. Probe	Reingas 1. Probe	Wirkungsgrad Biofilter (η)	Rohgas 2. Probe	Reingas 2. Probe	Wirkungsgrad Biofilter (η)
Methanthiol	< 2	65,1	Bildung !	3,3	58,2	Bildung !
Ethanthiol	< 2	< 2	n.b.	< 2	< 2	n.b.
2-Propanthiol	< 2	< 2	n.b.	< 2	2,6	– 30 %
1-Butanthiol	3,6	< 2	> 44 %	3,6	2,7	25 %
Dimethylsulfid	165	97,1	41 %	167	110	34 %
Dimethyldisulfid	564	183	68 %	530	243	54 %
Dimethyltrisulfid	74,2	8,7	88 %	60	11	82 %

Tab. 7-6 Untersuchung auf flüchtige organische Schwefelverbindungen in der Abluft der MBV Wiefels am 13.01.1999

Bei weiteren Untersuchungen konnte Dimethyltrisulfid nicht detektiert werden. Die Gehalte der Alkohole waren unauffällig (Tab. 7-7). Neben sehr guten Abbauleistungen für 3-Methyl-1-butanol und 2-Methyl-1-butanol konnte für 2-Methyl-2-propanol auch eine Konzentrationszunahme im Reingas festgestellt werden.

Komponente	**2. Feb 99**	**2. Feb 99**	**2. Feb 99**	**2. Feb 99**	**2. Feb 99**	**2. Feb 99**	**2. Feb 99**
	Rohgas	**Rohgas**	**Rohgas**	**Reingas**	**Reingas**	**Reingas**	**η - Biofilter**
	µg/m³	**mg/h**	**mg/Mg**	**µg/m³**	**mg/h**	**mg/Mg**	**%**
Dimethyltrisulfid	< BG	-	-	< BG	-	-	-
2-Methyl-2-propanol	40	1.520	962	55	2.090	1.323	-38
2-Methyl-1-propanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-
3-Methyl-1-butanol	375	14.250	9.019	2,5	95	60	99
2-Methyl-1-butanol	165	6.270	3.968	2,5	95	60	98
Komponente	**15. Feb 99**	**15. Feb 99**	**15. Feb 99**	**15. Feb 99**	**15. Feb 99**	**15. Feb 99**	**15. Feb 99**
	Rohgas	**Rohgas**	**Rohgas**	**Reingas**	**Reingas**	**Reingas**	**η - Biofilter**
	µg/m³	**mg/h**	**mg/Mg**	**µg/m³**	**mg/h**	**mg/Mg**	**%**
Dimethyltrisulfid	< BG	-	-	< BG	-	-	-
2-Methyl-2-propanol	28	1.092	691	65	2.535	1.604	-132
2-Methyl-1-propanol	195	7.605	4.813	2,5	98	62	99
3-Methyl-1-butanol	125	4.875	3.085	2,5	98	62	98
2-Methyl-1-butanol	70	2.730	1.728	27	1.053	666	61
Komponente	**2. Mrz 99**	**2. Mrz 99**	**2. Mrz 99**	**2. Mrz 99**	**2. Mrz 99**	**2. Mrz 99**	**2. Mrz 99**
	Rohgas	**Rohgas**	**Rohgas**	**Reingas**	**Reingas**	**Reingas**	**η - Biofilter**
	µg/m³	**mg/h**	**mg/Mg**	**µg/m³**	**mg/h**	**mg/Mg**	**%**
Dimethyltrisulfid	< BG	-	-	< BG	-	-	-
2-Methyl-2-propanol	5	200	87	5	200	87	-
2-Methyl-1-propanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-
3-Methyl-1-butanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-
2-Methyl-1-butanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-

Tab. 7-7: Untersuchung auf Alkohole und Dimethyltrisulfid in der Abluft der MBV Friesland

Eine Einzelmessung an einem Kaminzugrohr der offenen Nachrotte (Tab. 7-8) dokumentiert deutlich, daß Umweltchemikalien und NMVOC in nennenswerten Konzentrationen auch aus der Nachrotte emittieren, insbesondere die Terpene. Emissionsfrachten wurden aufgrund des hohen meßtechnischen Aufwandes bei offenen Rottemieten nicht bestimmt. Aufgrund der geringen Luftdurchsätze ist jedoch nur noch von geringen Frachten auszugehen. Der überwiegende Teil wird in der zweiwöchigen Intensivrotte freigesetzt (Bild 7-8).

Komponente	02. März 99 Kaminzug Nachrotte MBV Friesland Abluft, µg/m^3	Komponente	02. März 99 Kaminzug Nachrotte MBV Friesland Abluft, µg/m^3
Cyclohexan	< BG	1,3-Dichlorbenzol	< BG
n-Hexan	< BG	1,4-Dichlorbenzol	< BG
n-Heptan	< BG	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG

Komponente	02. März 99 Kaminzug Nachrotte MBV Friesland Abluft, µg/m³	Komponente	02. März 99 Kaminzug Nachrotte MBV Friesland Abluft, µg/m³
n-Octan	< BG	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG
n-Nonan	100	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG
n-Decan	465	Tetrachlorethen	< BG
n-Undecan	770	Phenol	< BG
n-Dodecan	455	o-Kresol	< BG
n-Tridecan	275	m/p-Kresol	60
Benzol	< BG	Biphenyl	25
Toluol	< BG	n-Butylacetat	< BG
3/4-Ethyltoluol	135	2-Butanon	< BG
2-Ethyltoluol	75	2-Pentanon	< BG
Ethylbenzol	390	3-Pentanon	< BG
n-Propylbenzol	105	2-Hexanon	< BG
Isopropylbenzol	< BG	**2-Heptanon**	**1070**
m/p-Xylol	**1405**	3-Heptanon	< BG
o-Xylol	260	Cyclohexanon	< BG
1,3,5-Trimethylbenzol	85	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG
1,2,4-Trimethylbenzol	225	Acetophenon	470
1,2,3-Trimethylbenzol	80	**α-Pinen**	**6975**
4-tert.-Butyltoluol	< BG	**β-Pinen**	**2340**
1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	41	**Limonen**	**11610**
Styrol	600	**Kampfer**	**1060**
Naphthalin	180	Butanthiol	< BG
Chlorbenzol	< BG	Dimethyldisulfid	< BG
1,2-Dichlorbenzol	< BG		

Tab. 7-8: VOC-Emissionen aus der offenen Nachrotte der MBV Friesland, Probenahme aus Kaminzugrohr (fett = Hauptkomponenten > 1 mg/m³)

MBV Lüneburg

Die Schwefelergebnisse vom Luftwäscher der MBV Lüneburg dokumentieren eine Verschlechterung der Abluftqualität nach der Wäsche, d.h. zusätzlich zu den vorhandenen werden aus dem Waschwasser Schwefelkomponenten ausgestrippt (Tab. 7-9). Die Standzeit des Wäscherwassers beträgt eine Woche. Es wurde wiederum ein Anstieg von Methanthiol beim Passieren des Wäschers beobachtet.

Schwefelkomponente (µg/m³)	Rohgas vor Wäscher 1. Probe	Rohgas nach Wäscher 1. Probe	Wirkungsgrad Wäscher (η)	Rohgas vor Wäscher 2. Probe	Rohgas nach Wäscher * 2. Probe	Wirkungsgrad Wäscher (η)
Methanthiol	< 2	25,1	negativ	< 2	< 2	n.b. *
Ethanthiol	< 2	< 2	-	< 2	< 2	n.b. *
2-Propanthiol	< 2	9,0	negativ	< 2	< 2	n.b. *
1-Butanthiol	5,4	6,9	negativ	5,3	< 2	n.b. *
Dimethylsulfid	54,0	67,5	negativ	35,5	2,3	n.b. *
Dimethyldisulfid	169	184	negativ	164	9,4	n.b. *
Dimethyltrisulfid	35,6	57,9	negativ	13,5	13,1	n.b. *

* Belüftungsausfall

Tab. 7-9: Untersuchung auf flüchtige organische Schwefelverbindungen in der Abluft der MBV Lüneburg am 12.01.1999

Bei weiteren Messungen ergaben sich für Dimethyltrisulfid recht hohe Gehalte im Rohgas, die über die Biofilterpassage sehr gut abgeschieden wurden (Tab. 7-10). Biogene Alkohole, wie 2-Methyl-2-propanol und 2-Methyl-1-propanol wurden im Biofilter sehr gut abgebaut.

Komponente	8. Mrz 99	8. Mrz 99	8. Mrz 99	8. Mrz 99	8. Mrz 99	8. Mrz 99	8. Mrz 99
	Rohgas	Rohgas	Rohgas	Reingas	Reingas	Reingas	η - Biofilter
	µg/m³	mg/h	mg/Mg	µg/m³	mg/h	mg/Mg	%
Dimethyltrisulfid	83	3.403	2.540	2,5	103	76	97
2-Methyl-2-propanol	**	-	-	10	410	306	-
2-Methyl-1-propanol	247	10.127	7.557	22	902	673	91
3-Methyl-1-butanol	5	205	153	10	410	306	-100
2-Methyl-1-butanol	< BG	-	-	< BG	-	-	-
Komponente	**9. Mrz 99**	**9. Mrz 99**	**9. Mrz 99**	**9. Mrz 99**	**9. Mrz 99**	**9. Mrz 99**	**9. Mrz 99**
	Rohgas	Rohgas	Rohgas	Reingas	Reingas	Reingas	η - Biofilter
	µg/m³	mg/h	mg/Mg	µg/m³	mg/h	mg/Mg	%
Dimethyltrisulfid	103	4.017	2.998	5	195	146	95
2-Methyl-2-propanol	**	-	-	40	1.560	1.164	-
2-Methyl-1-propanol	**	-	-	37	1.443	1.077	-
3-Methyl-1-butanol	*	-	-	12	468	349	-
2-Methyl-1-butanol	*	-	-	8	312	233	-

* wegen ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. 7-10: Untersuchung auf Alkohole und Dimethyltrisulfid in der Abluft der MBV Lüneburg

Der zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von vier organischen Einzelstoffen in 6 von insgesamt 7 Belüftungsfeldern der MBV Lüneburg ist Bild 7-9 zu entnehmen.

In Bild 7-10 sind exemplarisch die Konzentrationen von vier organischen Einzelstoffen im Roh- und Reingas (vor Wäscher / nach Biofilter) der MBV Lüneburg (Messungen 1997) gegenübergestellt. Während für das FCKW R11 kein Rückhalt im Biofilter festgestellt werden konnte, liegen die Filterwirkungsgrade für die aromatischen Kohlenwasserstoffe bei 49 % (m+p-Xylol) bzw. 74 % (Toluol) und für die Terpene bei 89 % (α-Pinen) bzw. 79 % (Limonen). Die Ergebnisse aus den Messungen der Stoffliste befinden sich im Anhang A.

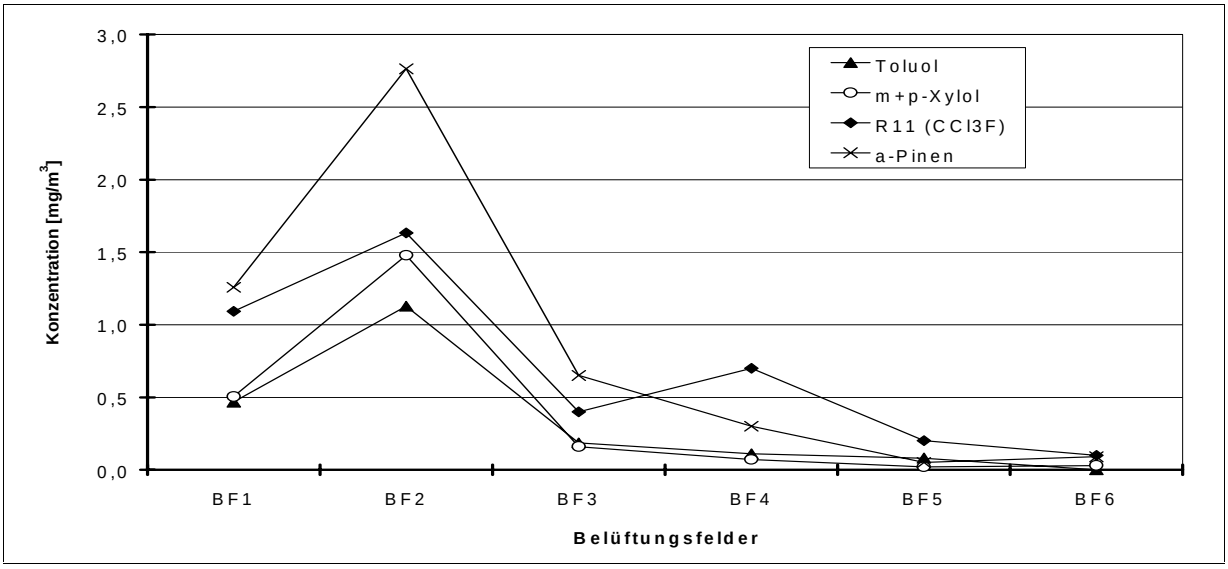


Bild 7-9: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von vier organischen Einzelstoffen in 6 von insgesamt 7 Belüftungsfeldern der MBV Lüneburg

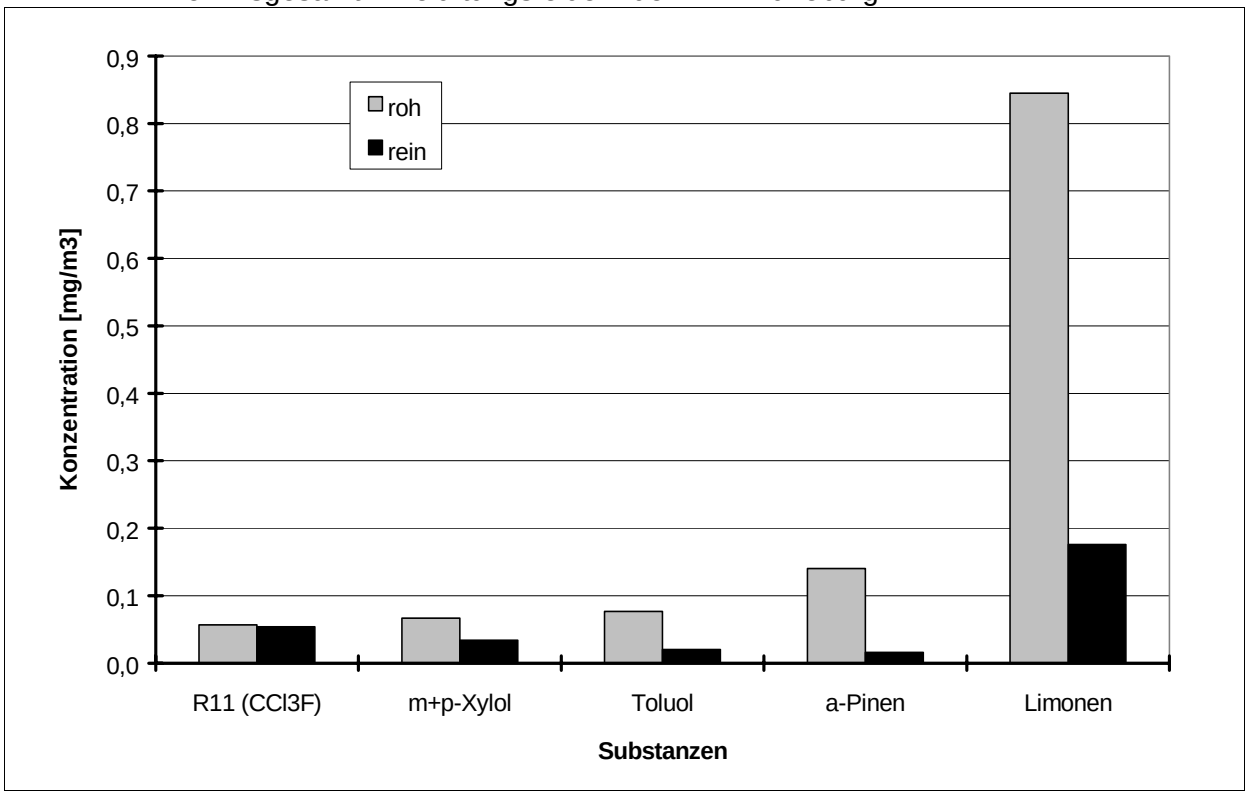


Bild 7-10: Gegenüberstellung von Roh- und Reingaskonzentrationen (vor Wäscher / nach Biofilter) der MBV Lüneburg (Messungen 1997)

MBRA Horm

Der Biofilter der MBRA Horm wies von allen MBA den besten Rückhalt von schwefelhaltigen Verbindungen auf (Tab. 7-11, Bild 7-11). Alle rechnerischen Wirkungsgrade lagen bei mindestens 93 %. Diese Ergebnisse belegen, daß eine effektive Minderung von schwefelorganischen Komponenten ohne flüchtige Folge- oder Abbaukomponenten möglich ist. Es muß davon ausgegangen werden, daß eine vollständige Oxidation zum SO_4^{2-} stattfindet bzw. S_8 gebildet wird.

Schwefelkomponente (µg/m³)	Rohgas 1. Probe	Reingas 1. Probe	Wirkungsgrad Biofilter (η)	Rohgas 2. Probe	Reingas 2. Probe	Wirkungsgrad Biofilter (η)
Methanthiol	< 2	< 2	n.b.	< 2	< 2	n.b.
Ethanthiol	< 2	< 2	n.b.	< 2	< 2	n.b.
2-Propanthiol	< 2	< 2	n.b.	< 2	< 2	n.b.
1-Butanthiol	< 2	< 2	n.b.	2,8	< 2	> 39 %
Dimethylsulfid	19,6	1,3	93 %	18,4	1,0	95 %
Dimethyldisulfid	252	0,2	99,9 %	157	0,4	99,7 %
Dimethyltrisulfid	46,4	< 1	> 98 %	29,1	< 1	> 97 %

Tab. 7-11: Sonderuntersuchung auf flüchtige organische Schwefelverbindungen in der Abluft der MBRA Horm am 14.01.1999

Auch die Messungen im Rahmen der Stoffliste (Anhang C) unterstreichen die sehr gute Wirksamkeit des Biofilters dieser Anlage. Die Wirkungsgrade von 7 Messungen betrugen abgesehen von einer Ausnahme zwischen 78 und 89 %. Ein Grund dafür ist höchstwahrscheinlich die geringe NH_3- und org.-N-Belastung des Filters. Das C/N-Verhältnis liegt mit 10 bis 20 in einem zu den anderen MBA vergleichsweise weiten Bereich. Ausschlaggebend ist der hohe Anteil stickstoffarmer Abfälle im Rotteinput. Durch gelegentliche Beimischung von Klärschlamm steigt der NH_3-Gehalt in der Abluft an und das C/N-Verhältnis wird enger.

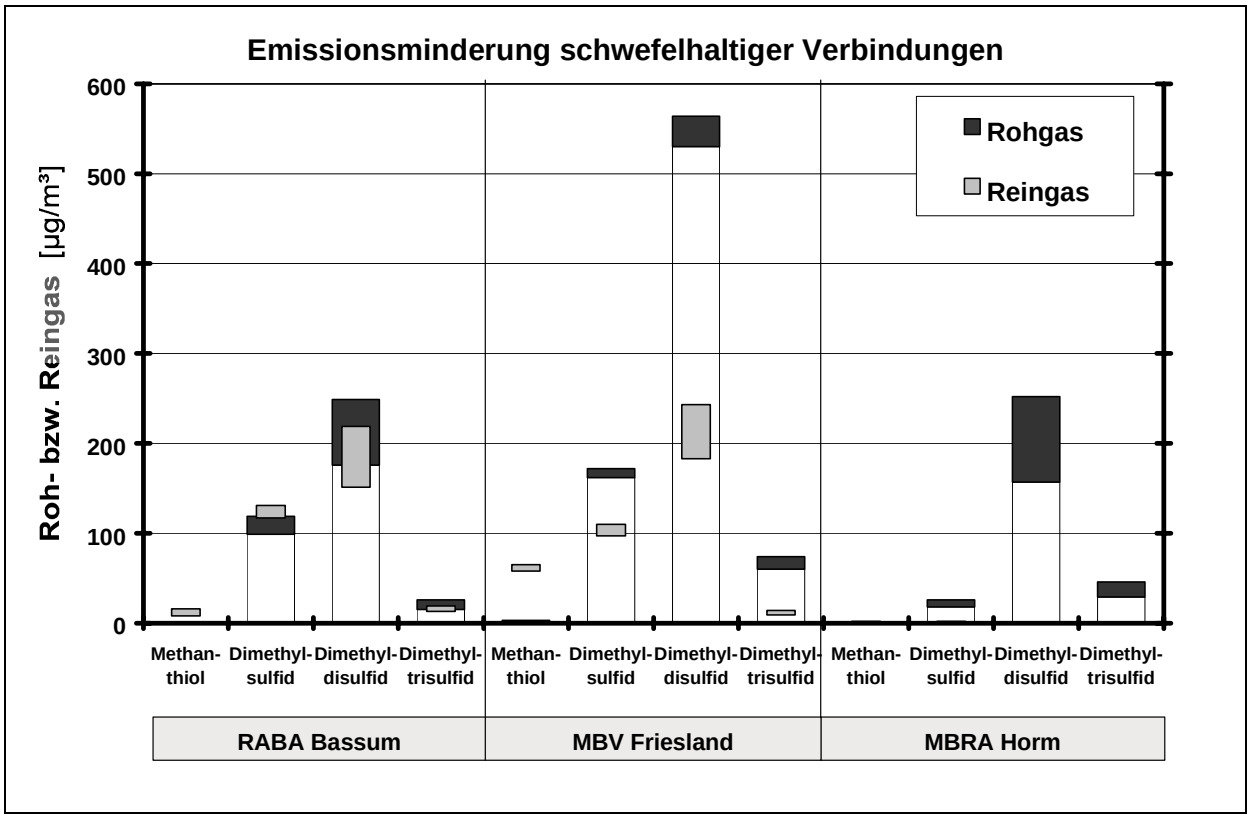


Bild 7-11 Emissionsminderung organischer Schwefelverbindungen an drei MBA mit unterschiedlicher Stickstoffbelastung des Biofilters

7.2.4 MBA Pilotanlage Wittstock

Aus meßtechnischen Gründen wurde die Pilotanlage Wittstock nur mit einem verminderten Probenahmeaufwand (Tenax-Methode) untersucht, so daß einige Komponenten aus der umfangreichen Stoffliste fehlen. Die Summen in den Wirkungsklassen der TA Luft sind somit nicht mit den zuvor behandelten großtechnischen Anlagen vergleichbar, sondern beinhalten nur eine Auswahl diskreter Einzelstoffe.

An den Ergebnissen der Containerrotte der MBA Wittstock, die im Batchbetrieb gefahren wird, zeigt sich deutlich der zeitliche Emissionsverlauf der betrachteten organischen Stoffe. Unmittelbar nach Befüllen der Anlage stiegen die Konzentrationen an und die meisten erreichten am zweiten Tag ihr Maximum. Das Temperaturmaximum war in zwei Containern am dritten Tag erreicht. Zu diesem Zeitpunkt gingen die Emissionen organischer Stoffe bereits wieder zurück, und zwar pro Tag um etwa 50 %. Der Wirkungsgrad des Biofilters war während dieser Zeit ungenügend. Diese Feststellung muß besonders kritisch gesehen werden, da während dieser Zeit der wesentliche Frachtanteil organischer Verbindungen emittiert. Die Reingasbelastung (Summe der Klassen 1 bis 3) ist an den ersten vier Tagen teilweise höher

als die Rohgasbelastung. Bei einigen Komponenten (z.B. Limonen, 2-Butanon) muß davon ausgegangen werden, daß sie im Biofilter (Fertigkompost aus Grünabfall !) zusätzlich zur Rohgasbelastung neu gebildet wurden. Die fehlende Reinigungsleistung in den ersten Tagen ist u.a. mit einer langen Stillstandszeit zu erklären, in der die Containerrotte vorher nicht in Betrieb war (Tab. 7-12, Tab. 7-13).

Wirkungs-	Komponente	1. Tag	2. Tag	2. Tag	2. Tag
klasse nach		Reingas	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
TA Luft		µg/m³	µg/m³	µg/m³	%
1	Isopropylbenzol	80	260	240	8
1	Phenol	< BG	30	34	-13
1	o-Kresol	< BG	24	30	-25
1	m/p-Kresol	10	36	32	11
1	2-Hexanon	23	28	36	-29
1	Kampfer	< BG	310	280	10
1	Butanthiol	650	80	< BG	75
1	Dimethyldisulfid	26	30	94	-213
	Summe Klasse 1	**789**	**798**	**746**	
2	Toluol	350	150	160	-7
2	3/4-Ethyltoluol	120	1600	1500	6
2	2-Ethyltoluol	< BG	450	430	4
2	Ethylbenzol	300	400	440	-10
2	m/p-Xylol	390	730	660	10
2	o-Xylol	96	530	530	0
2	1,3,5-Trimethylbenzol	24	570	450	21
2	1,2,4-Trimethylbenzol	25	2100	1900	10
2	1,2,3-Trimethylbenzol	< BG	< BG	< BG	-
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	54	36	33
2	Styrol	< BG	150	150	0
2	2-Heptanon	270	60	44	27
2	3-Heptanon	110	76	44	42
2	4-Methyl-3-penten-2-on	32	26	30	-15
2	Acetophenon	38	48	60	-25
2	Limonen	3100	8600	14000	-63
	Summe Klasse 2	**4855**	**15544**	**20434**	
3	Cyclohexan	330	32	36	-13
3	n-Hexan	140	160	< BG	88
3	n-Heptan	970	1300	1300	0
3	n-Oktan	1700	190	210	-11
3	n-Nonan	2200	1100	1200	-9
3	n-Decan	75	2600	2600	0
3	n-Undecan	170	1800	2000	-11
3	n-Dodecan	< BG	750	290	61
3	n-Tridecan	< BG	120	< BG	83
3	n-Propylbenzol	80	450	430	4
3	2-Butanon	< BG	17000	18000	-6
3	2-Pentanon	< BG	460	490	-7
3	3-Pentanon	< BG	170	230	-35
3	α-Pinen	2400	1800	1500	17
3	β-Pinen	680	1100	860	22

Wirkungs-	Komponente	1. Tag	2. Tag	2. Tag	2. Tag
klasse nach		Reingas	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
TA Luft		µg/m³	µg/m³	µg/m³	%
	Summe Klasse 3	**8745**	**29032**	**29146**	
	Summe Klasse 1-3	**14389**	**45374**	**50326**	
2.3	Benzol	120	38	40	-5
	Summe Klasse 2.3	**120**	**38**	**40**	

Tab. 7-12: Emissionen aus der MBA Wittstock, 1. und 2. Rottetag

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	3. Tag Rohgas µg/m³	3. Tag Reingas µg/m³	3. Tag η - Biofilter %	4. Tag Rohgas µg/m³	4. Tag Reingas µg/m³	4. Tag η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	60	< BG	67	28	< BG	64
1	Phenol	< BG	20	0	< BG	< BG	-
1	o-Kresol	26	< BG	23	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	28	26	7	26	< BG	23
1	2-Hexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Kampfer	300	280	7	190	150	21
1	Butanthiol	56	< BG	64	26	< BG	62
1	Dimethyldisulfid	410	100	76	250	310	-24
	Summe Klasse 1	**880**	**426**		**520**	**460**	
2	Toluol	54	26	52	30	43	-43
2	3/4-Ethyltoluol	270	110	59	72	110	-53
2	2-Ethyltoluol	98	48	51	30	42	-40
2	Ethylbenzol	110	48	56	32	49	-53
2	m/p-Xylol	150	60	60	42	68	-62
2	o-Xylol	110	52	53	36	58	-61
2	1,3,5-Trimethylbenzol	110	44	60	30	45	-50
2	1,2,4-Trimethylbenzol	380	170	55	95	180	-89
2	1,2,3-Trimethylbenzol	140	98	30	44	72	-64
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	36	30	17	20	< BG	50
2	Styrol	42	22	48	< BG	20	0
2	2-Heptanon	30	130	-333	< BG	63	-530
2	3-Heptanon	20	< BG	50	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	34	< BG	71	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	22	< BG	55	24	< BG	58
2	Limonen	8600	4900	43	5300	3900	26
	Summe Klasse 2	**10206**	**5738**		**5755**	**4650**	
3	Cyclohexan	32	< BG	38	< BG	< BG	-
3	n-Hexan	240	250	-4	68	150	-121
3	n-Heptan	1000	1100	-10	240	700	-192
3	n-Oktan	120	62	48	62	110	-77
3	n-Nonan	560	250	55	200	250	-25
3	n-Decan	1100	410	63	460	440	4
3	n-Undecan	820	180	78	330	250	24
3	n-Dodecan	350	74	79	170	59	65
3	n-Tridecan	72	< BG	86	66	< BG	85
3	n-Propylbenzol	110	40	64	28	46	-64
3	2-Butanon	4700	6900	-47	1500	3200	-113
3	2-Pentanon	280	340	-21	120	180	-50
3	3-Pentanon	90	96	-7	42	59	-40

3	α-Pinen	690	220	68	230	340	-48
3	β-Pinen	320	96	70	94	150	-60
	Summe Klasse 3	**10484**	**10018**		**3610**	**5934**	
	Summe Klasse 1-3	**21570**	**16182**		**9885**	**11044**	
2.3	Benzol	26	< BG	23	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2.3	**26**	**< BG**		**< BG**	**< BG**	

Tab. 7-13: Emissionen aus der MBA Wittstock, 3. und 4. Rottetag

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	16. Tag Rohgas µg/m³	16. Tag Reingas µg/m³	16. Tag η - Biofilter %	17. Tag Rohgas µg/m³	17. Tag Reingas µg/m³	17. Tag η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	22	< BG	9	22	< BG	9
1	2-Hexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Kampfer	130	48	63	48	22	54
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	2100	850	60	1700	1200	29
	Summe Klasse 1	**2252**	**898**		**1770**	**1222**	
2	Toluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	3/4-Ethyltoluol	21	< BG	52	< BG	< BG	-
2	2-Ethyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Ethylbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	m/p-Xylol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	o-Xylol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,3,5-Trimethylbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,2,4-Trimethylbenzol	32	< BG	69	< BG	< BG	-
2	1,2,3-Trimethylbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Styrol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	2-Heptanon	74	< BG	73	32	< BG	69
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	30	< BG	67	< BG	< BG	-
2	Limonen	3300	570	83	2300	280	88
	Summe Klasse 2	**3457**	**570**		**2332**	**280**	
3	Cyclohexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Hexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Heptan	110	56	49	< BG	< BG	-
3	n-Oktan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Nonan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Decan	69	< BG	71	42	< BG	76
3	n-Undecan	63	28	56	52	< BG	62
3	n-Dodecan	42	< BG	52	26	< BG	62
3	n-Tridecan	30	< BG	67	< BG	< BG	-
3	n-Propylbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	2-Butanon	890	220	75	250	< BG	92
3	2-Pentanon	60	< BG	67	32	< BG	69
3	3-Pentanon	30	< BG	33	20	< BG	50
3	α-Pinen	57	< BG	65	42	30	29

3	β-Pinen	30	< BG	33	22	< BG	55
	Summe Klasse 3	**1381**	**304**		**486**	**30**	
Summe Klasse 1-3		**7090**	**1772**		**4588**	**1532**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2.3	**< BG**	**< BG**		**< BG**	**< BG**	

Tab. 7-14: Emissionen aus der MBA Wittstock, 16. und 17. Rottetag

Die untersuchten Verbindungen emittierten nach 14 Rottetagen im Roh- oder Reingas nur noch in geringen Konzentrationen (< 100 µg/m³). Anders verhielten sich hingegen die biogenen Verbindungen. Die klassischen Vertreter der MVOC (Mikrobial Volatile Organic Compounds), wie z.B. 2-Butanon und Limonen, zeigten zwar ebenfalls am zweiten Rottetag ihr Emissionsmaximum, emittierten aber langsam abnehmend in dem untersuchten Zeitraum weiter. Das geruchsintensive Dimethyldisulfid steigerte sogar im Rotteverlauf die Emissionskonzentration, so daß erst nach 2 Wochen die bis dahin höchsten Gehalte resultierten, Tendenz durchgehend steigend. Möglicherweise ist das Maximum nach 17 Tagen noch nicht erreicht. Daß es sich hierbei um mikrobielle Bildung des Dimethyldisulfids handelt, belegen eindrucksvoll auch Laboruntersuchungen an Reinkulturen (Bild 2-4 und Bild 2-5). Dieses Verhalten sollte als Hinweis verstanden werden, daß aus einem weitgehend quantitativen Schadstoffaustrag aus einer Rottemiete noch keine Geruchsfreiheit abzuleiten ist (KETELSEN / CUHLS, 1999). Unterschiedliche Emissionsverläufe von durchgehend detektierten Stoffen sind in Bild 7-12 dargestellt.

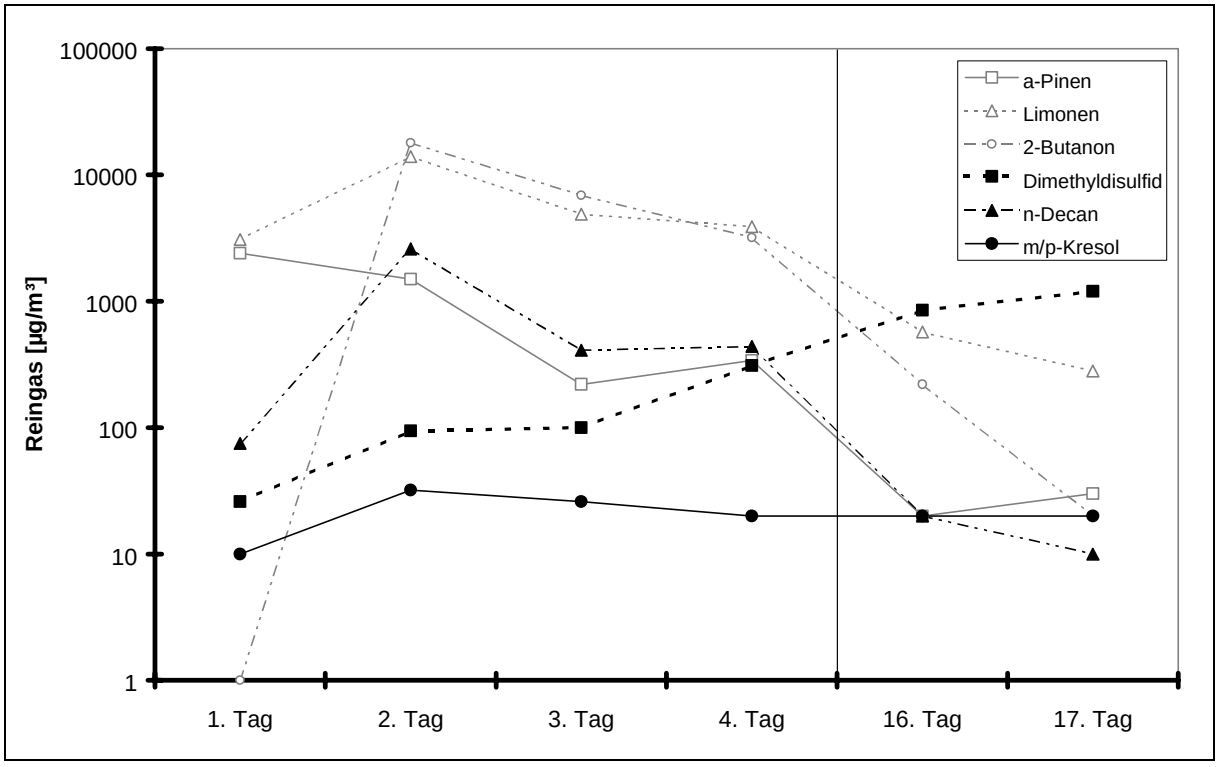


Bild 7-12: Zeitlicher Verlauf von 6 unterschiedlichen Komponenten im Reingas der MBA Wittstock (logarithmische Darstellung)

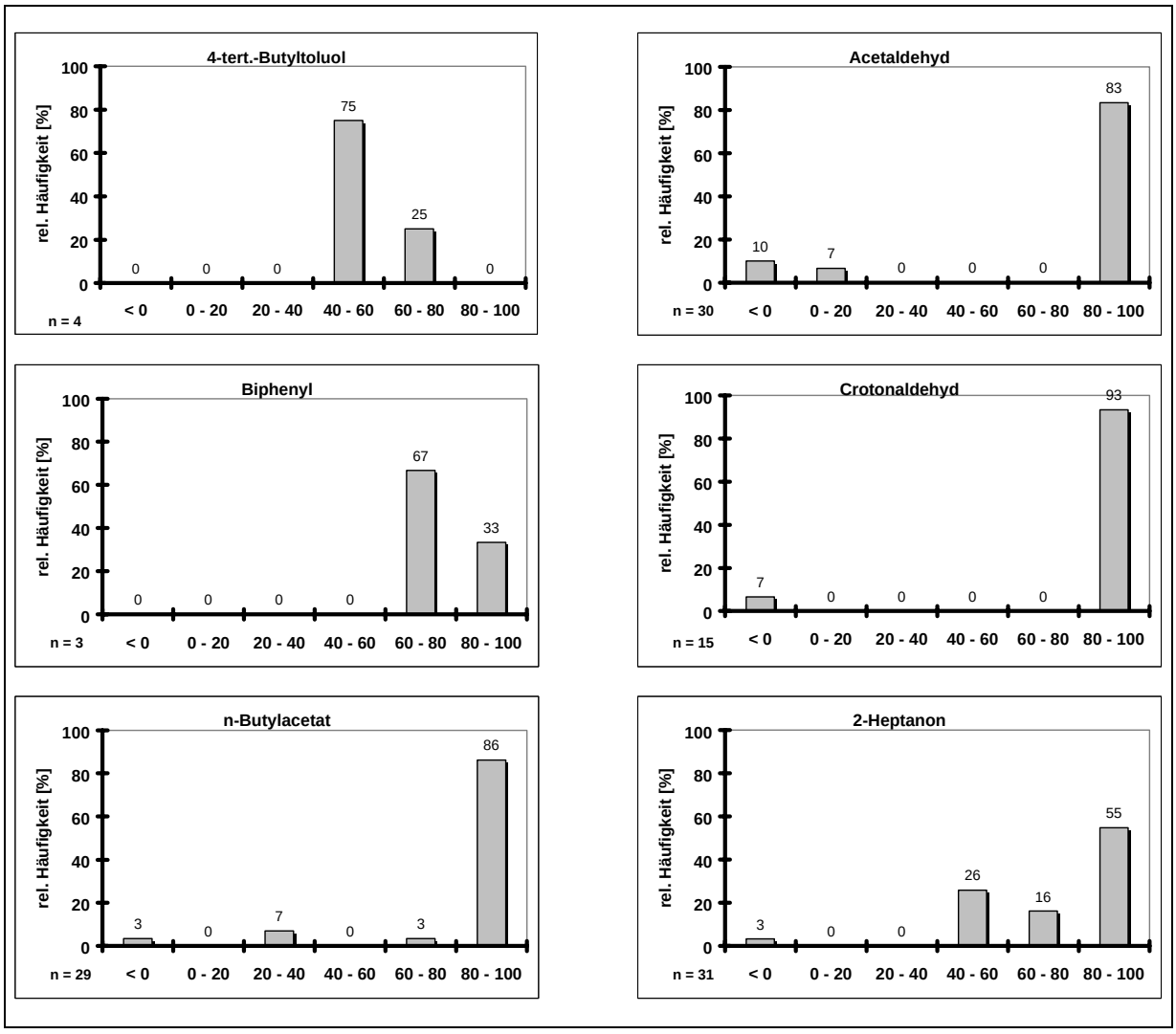
7.2.5 Biofilterwirkungsgrade der untersuchten MBA

7.2.5.1 Einzelaufstellung nach Nr. 3.1.7 TA Luft

Die Einzelaufstellungen nach Nr. 3.1.7 TA Luft befinden sich im Anhang:

- Anhang A: MBV Lüneburg
- Anhang B: MBV Friesland
- Anhang C: MBRA Horm
- Anhang D: RABA Bassum

7.2.5.2 Häufigkeitsverteilung der Biofilterwirkungsgrade



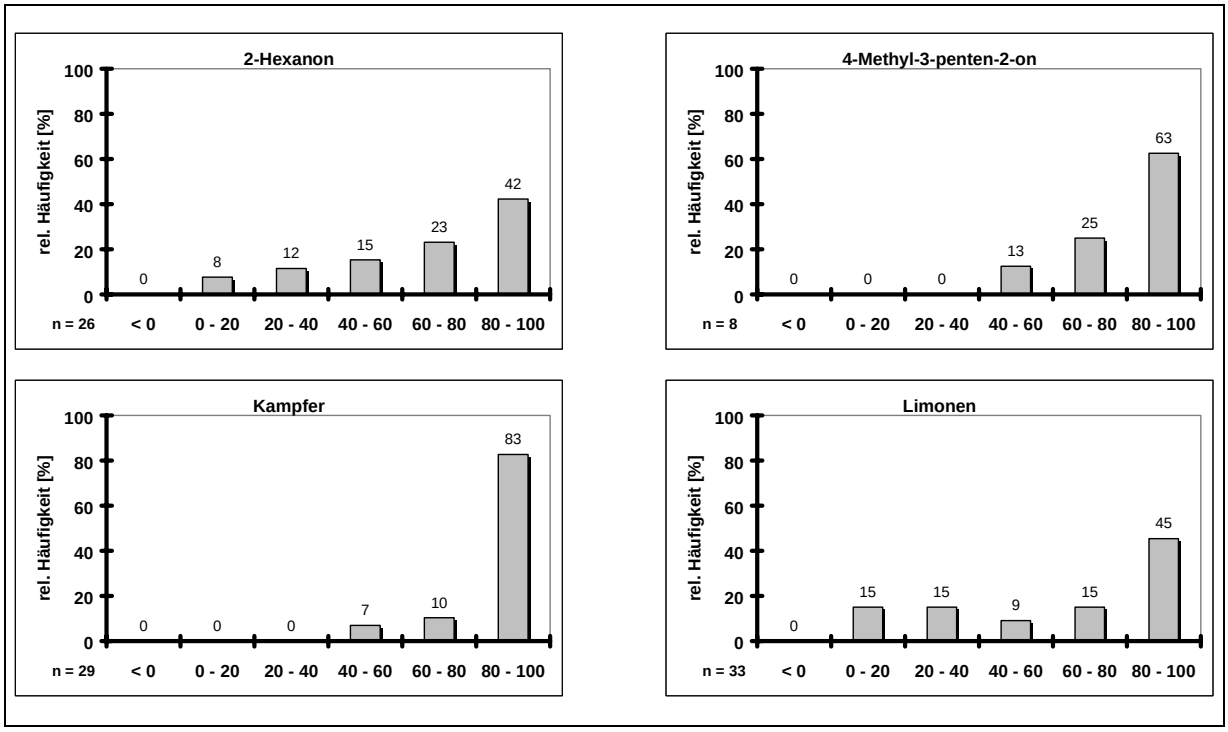
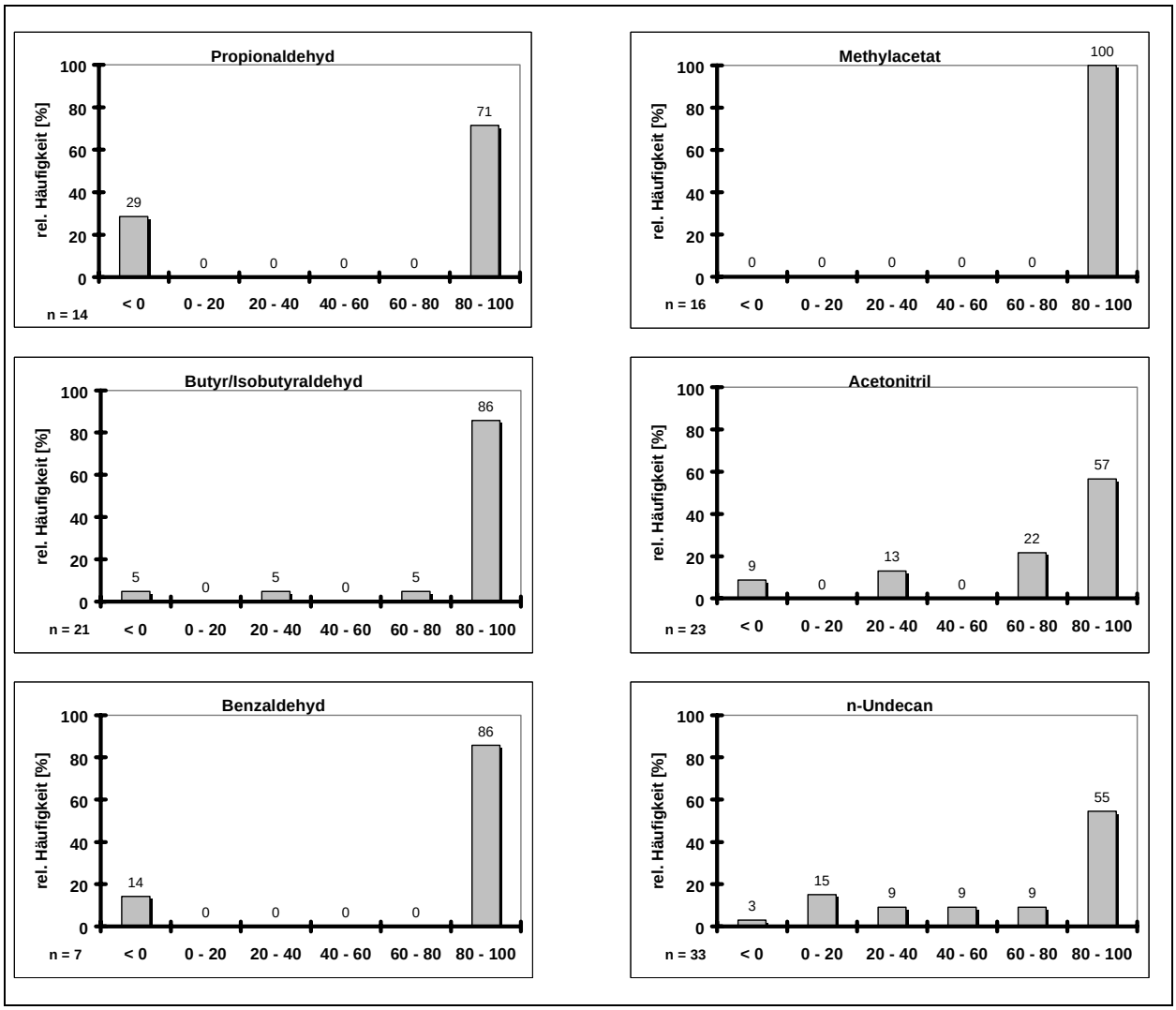

2-Hexanon
rel. Häufigkeit [%]
0 8 12 15 23 42
n = 26 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100
4-Methyl-3-penten-2-on
rel. Häufigkeit [%]
0 0 0 13 25 63
n = 8 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100
Kampfer
rel. Häufigkeit [%]
0 0 0 7 10 83
n = 29 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100
Limonen
rel. Häufigkeit [%]
0 15 15 9 15 45
n = 33 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100

Bild 7-13


Propionaldehyd
rel. Häufigkeit [%]
29 0 0 0 0 71
n = 14 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100
Methylacetat
rel. Häufigkeit [%]
0 0 0 0 0 100
n = 16 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100
Butyr/Isobutyraldehyd
rel. Häufigkeit [%]
5 0 5 0 5 86
n = 21 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100
Acetonitril
rel. Häufigkeit [%]
9 0 13 0 22 57
n = 23 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100
Benzaldehyd
rel. Häufigkeit [%]
14 0 0 0 0 86
n = 7 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100
n-Undecan
rel. Häufigkeit [%]
3 15 9 9 9 55
n = 33 < 0 0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 80 - 100

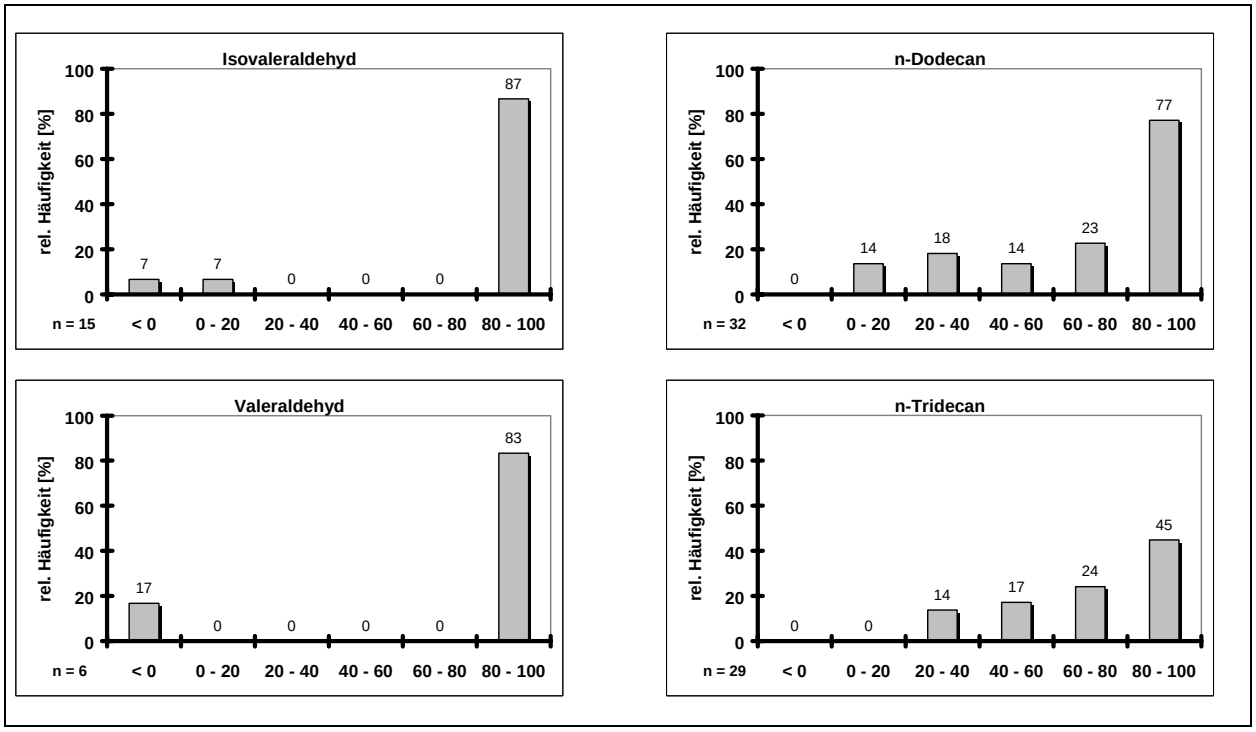

Isovaleraldehyd
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
7
7
0
0
0
87
n = 15
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100
n-Dodecan
rel. Häufigkeit [%]
0
14
18
14
23
77
n = 32
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100
Valeraldehyd
rel. Häufigkeit [%]
17
0
0
0
0
83
n = 6
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100
n-Tridecan
rel. Häufigkeit [%]
0
0
14
17
24
45
n = 29
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100

Bild 7-13

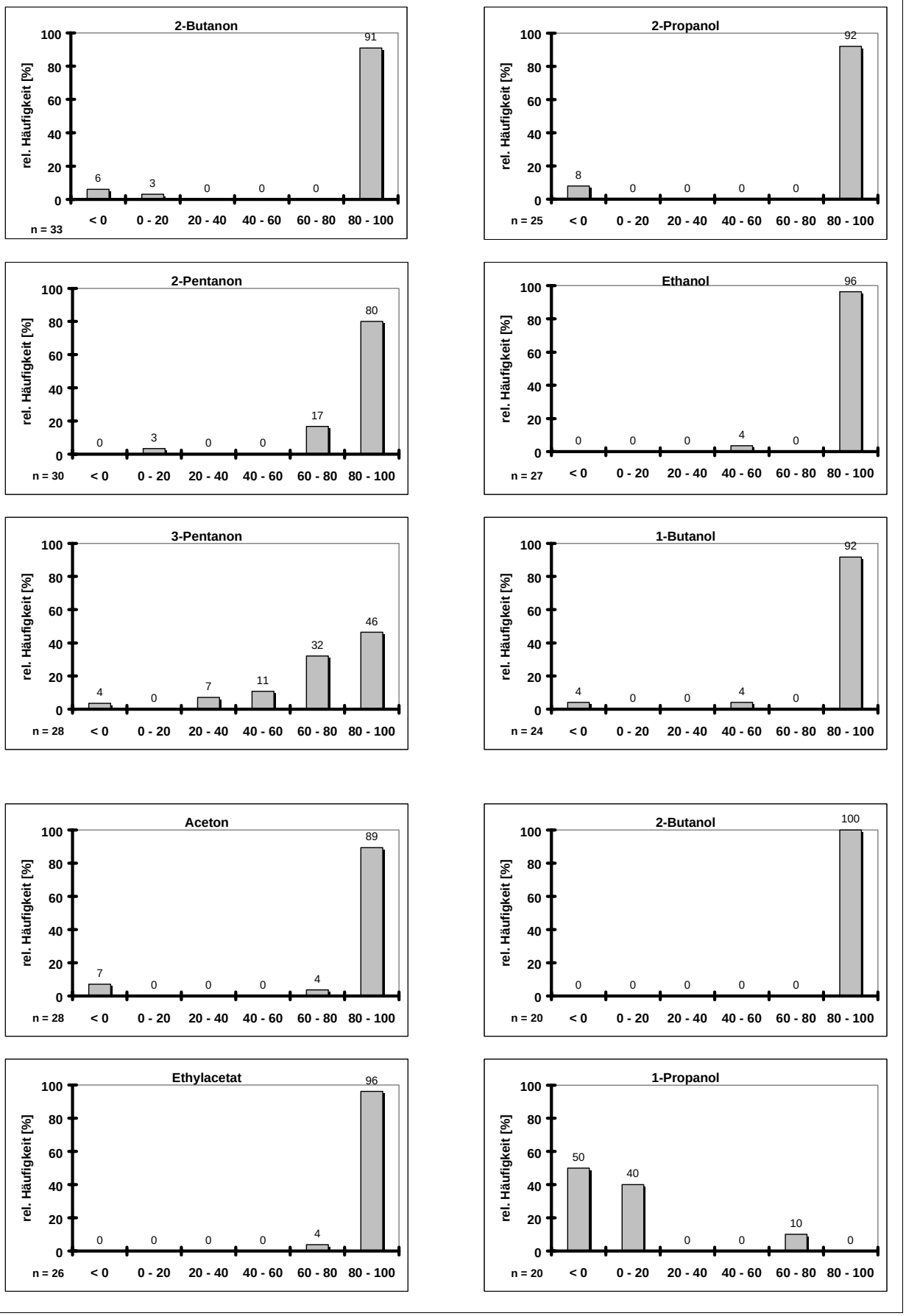

2-Butanon
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
6
3
0
0
0
91
n = 33
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100
2-Propanol
rel. Häufigkeit [%]
8
0
0
0
0
92
n = 25
2-Pentanon
rel. Häufigkeit [%]
0
3
0
0
17
80
n = 30
Ethanol
rel. Häufigkeit [%]
0
0
0
4
0
96
n = 27
3-Pentanon
rel. Häufigkeit [%]
4
0
7
11
32
46
n = 28
1-Butanol
rel. Häufigkeit [%]
4
0
0
4
0
92
n = 24
Aceton
rel. Häufigkeit [%]
7
0
0
0
4
89
n = 28
2-Butanol
rel. Häufigkeit [%]
0
0
0
0
0
100
n = 20
Ethylacetat
rel. Häufigkeit [%]
0
0
0
0
4
96
n = 26
1-Propanol
rel. Häufigkeit [%]
50
40
0
0
10
0
n = 20

Bild 7-13

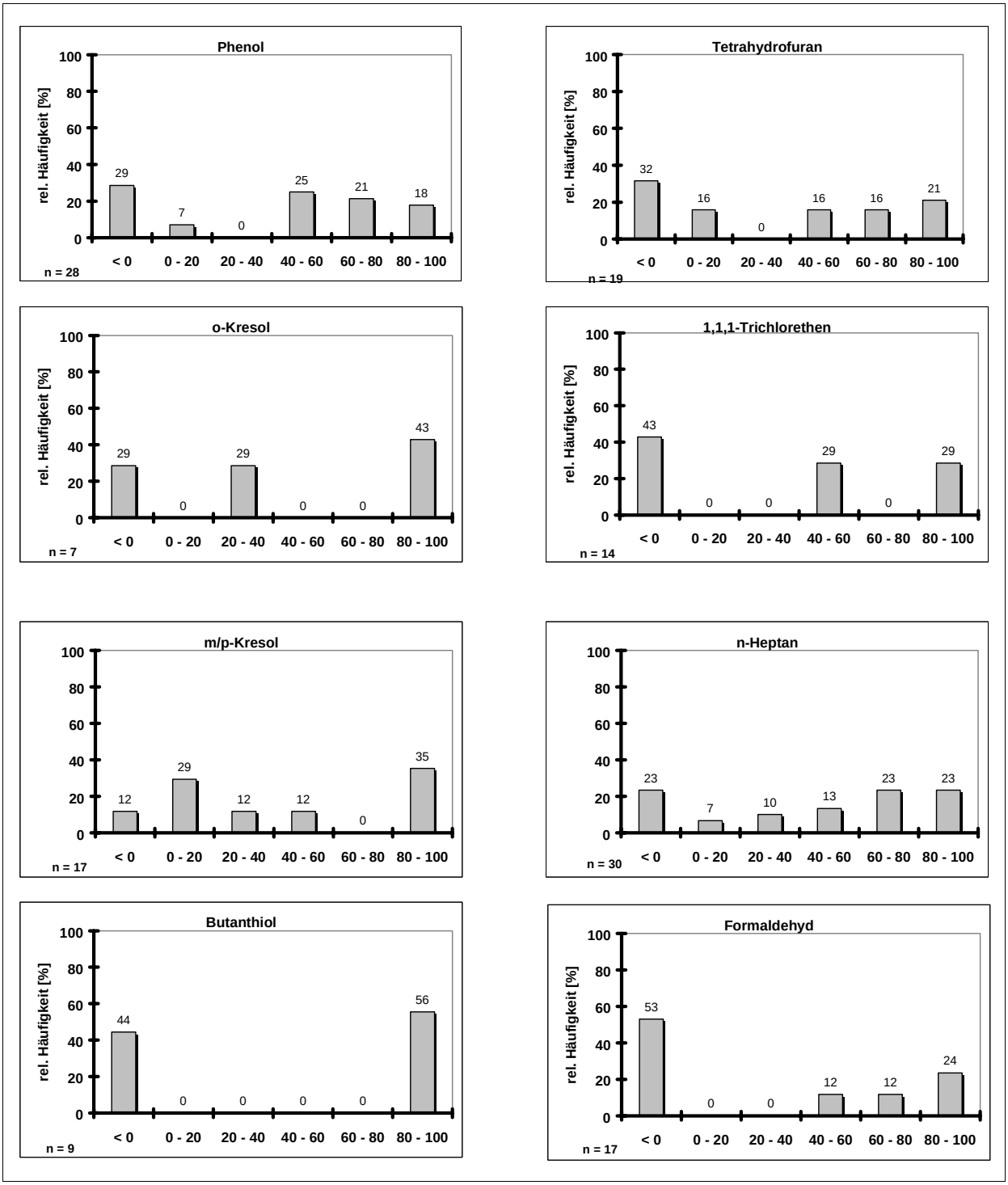

Phenol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
29
7
0
25
21
18
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100
n = 28
Tetrahydrofuran
rel. Häufigkeit [%]
32
16
0
16
16
21
n = 19
o-Kresol
rel. Häufigkeit [%]
29
0
29
0
0
43
n = 7
1,1,1-Trichlorethen
rel. Häufigkeit [%]
43
0
0
29
0
29
n = 14
m/p-Kresol
rel. Häufigkeit [%]
12
29
12
12
0
35
n = 17
n-Heptan
rel. Häufigkeit [%]
23
7
10
13
23
23
n = 30
Butanthiol
rel. Häufigkeit [%]
44
0
0
0
0
56
n = 9
Formaldehyd
rel. Häufigkeit [%]
53
0
0
12
12
24
n = 17

Bild 7-13

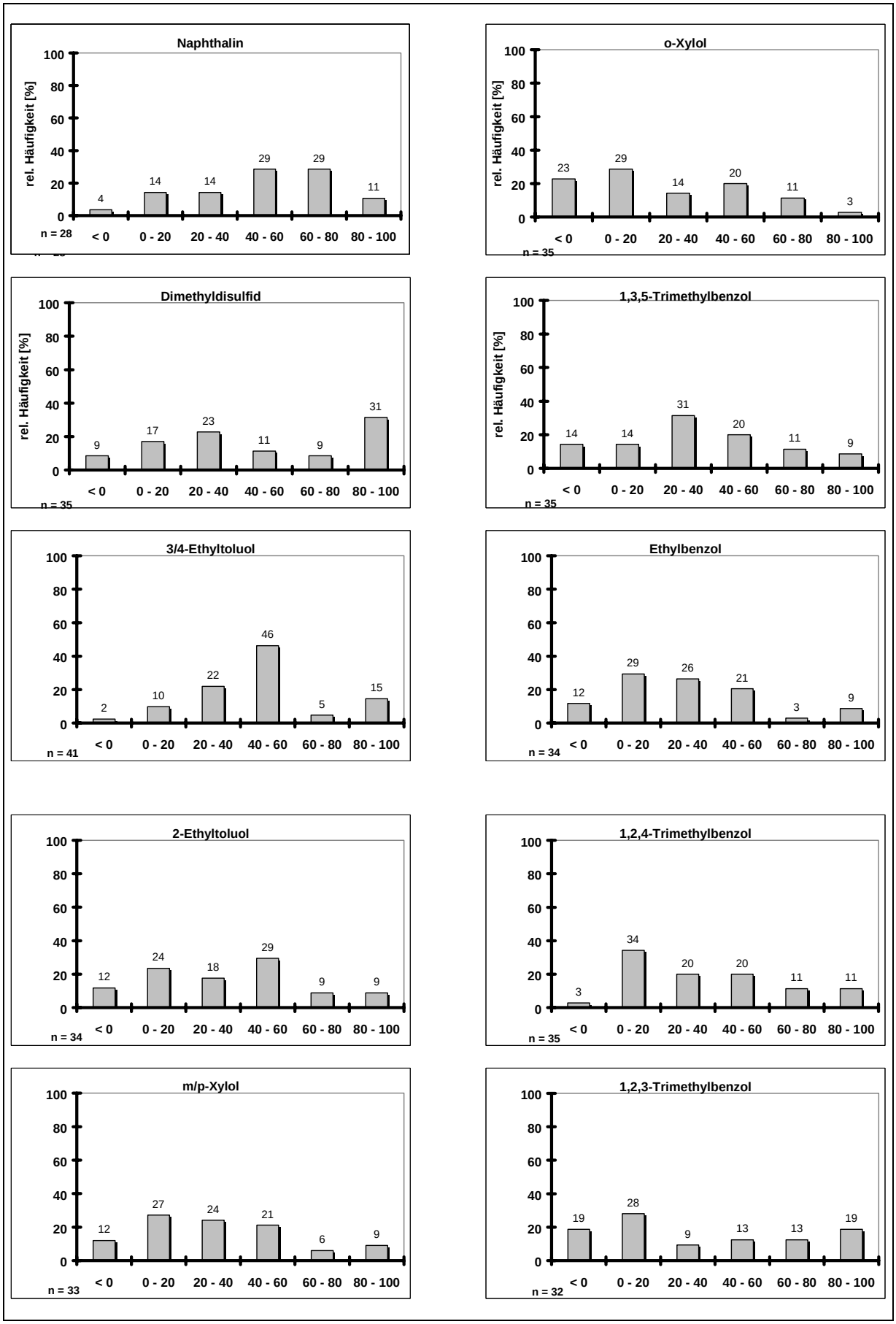

Naphthalin
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
4
14
14
29
29
11
n = 28
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100
o-Xylol
rel. Häufigkeit [%]
23
29
14
20
11
3
n = 35
Dimethyldisulfid
rel. Häufigkeit [%]
9
17
23
11
9
31
n = 35
1,3,5-Trimethylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
14
14
31
20
11
9
n = 35
3/4-Ethyltoluol
2
10
22
46
5
15
n = 41
Ethylbenzol
12
29
26
21
3
9
n = 34
2-Ethyltoluol
12
24
18
29
9
9
n = 34
1,2,4-Trimethylbenzol
3
34
20
20
11
11
n = 35
m/p-Xylol
12
27
24
21
6
9
n = 33
1,2,3-Trimethylbenzol
19
28
9
13
13
19
n = 32

Bild 7-13

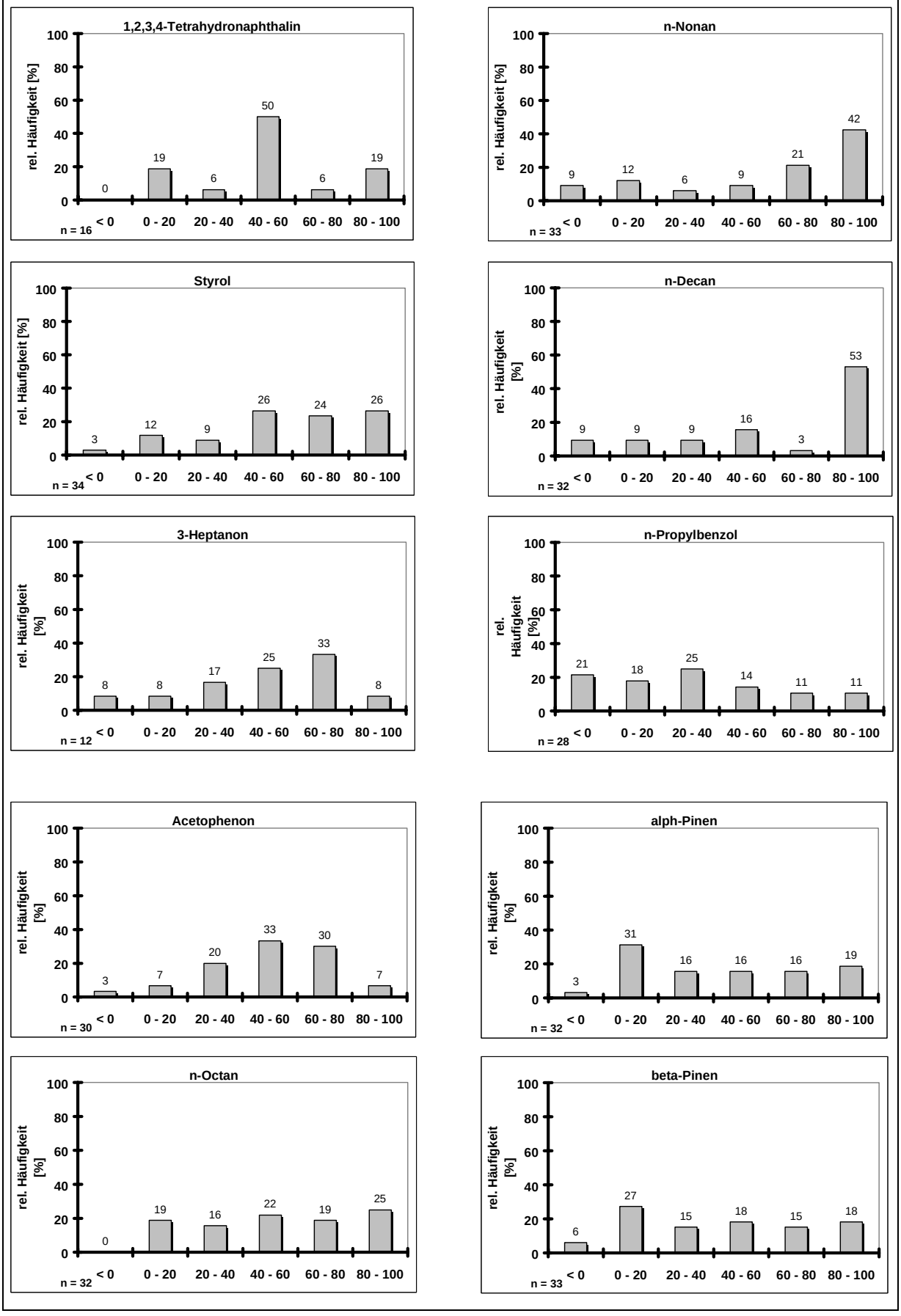

1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin
rel. Häufigkeit [%]
0 19 6 50 6 19
n = 16
n-Nonan
9 12 6 9 21 42
n = 33
Styrol
3 12 9 26 24 26
n = 34
n-Decan
9 9 9 16 3 53
n = 32
3-Heptanon
8 8 17 25 33 8
n = 12
n-Propylbenzol
21 18 25 14 11 11
n = 28
Acetophenon
3 7 20 33 30 7
n = 30
alph-Pinen
3 31 16 16 16 19
n = 32
n-Octan
0 19 16 22 19 25
n = 32
beta-Pinen
6 27 15 18 15 18
n = 33
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100

Bild 7-13

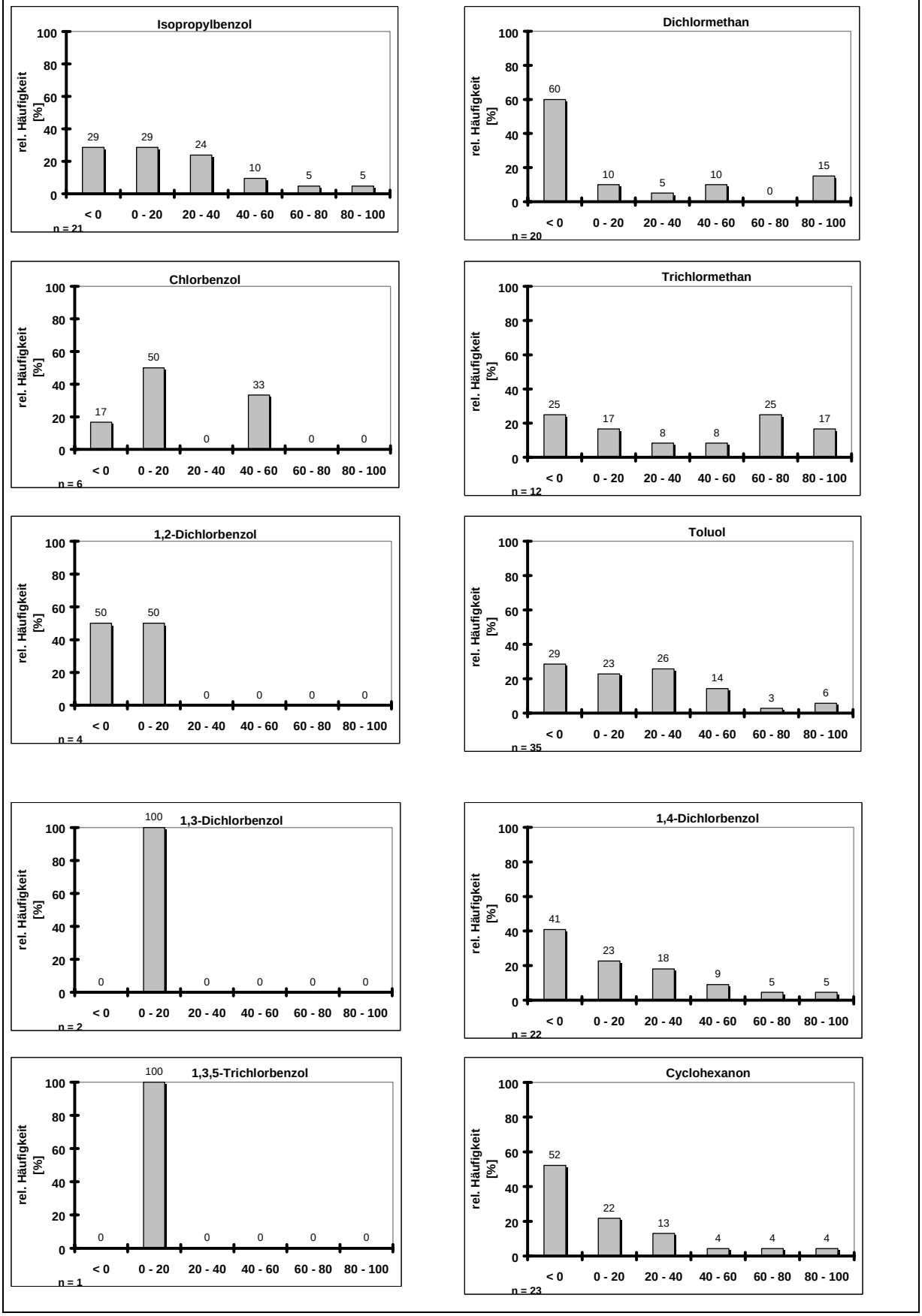

Isopropylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
29
29
24
10
5
5
< 0
0 - 20
20 - 40
40 - 60
60 - 80
80 - 100
n = 21
Dichlormethan
60
10
5
10
0
15
n = 20
Chlorbenzol
17
50
0
33
0
0
n = 6
Trichlormethan
25
17
8
8
25
17
n = 12
1,2-Dichlorbenzol
50
50
0
0
0
0
n = 4
Toluol
29
23
26
14
3
6
n = 35
1,3-Dichlorbenzol
100
0
0
0
0
0
n = 2
1,4-Dichlorbenzol
41
23
18
9
5
5
n = 22
1,3,5-Trichlorbenzol
100
0
0
0
0
0
n = 1
Cyclohexanon
52
22
13
4
4
4
n = 23

Bild 7-13

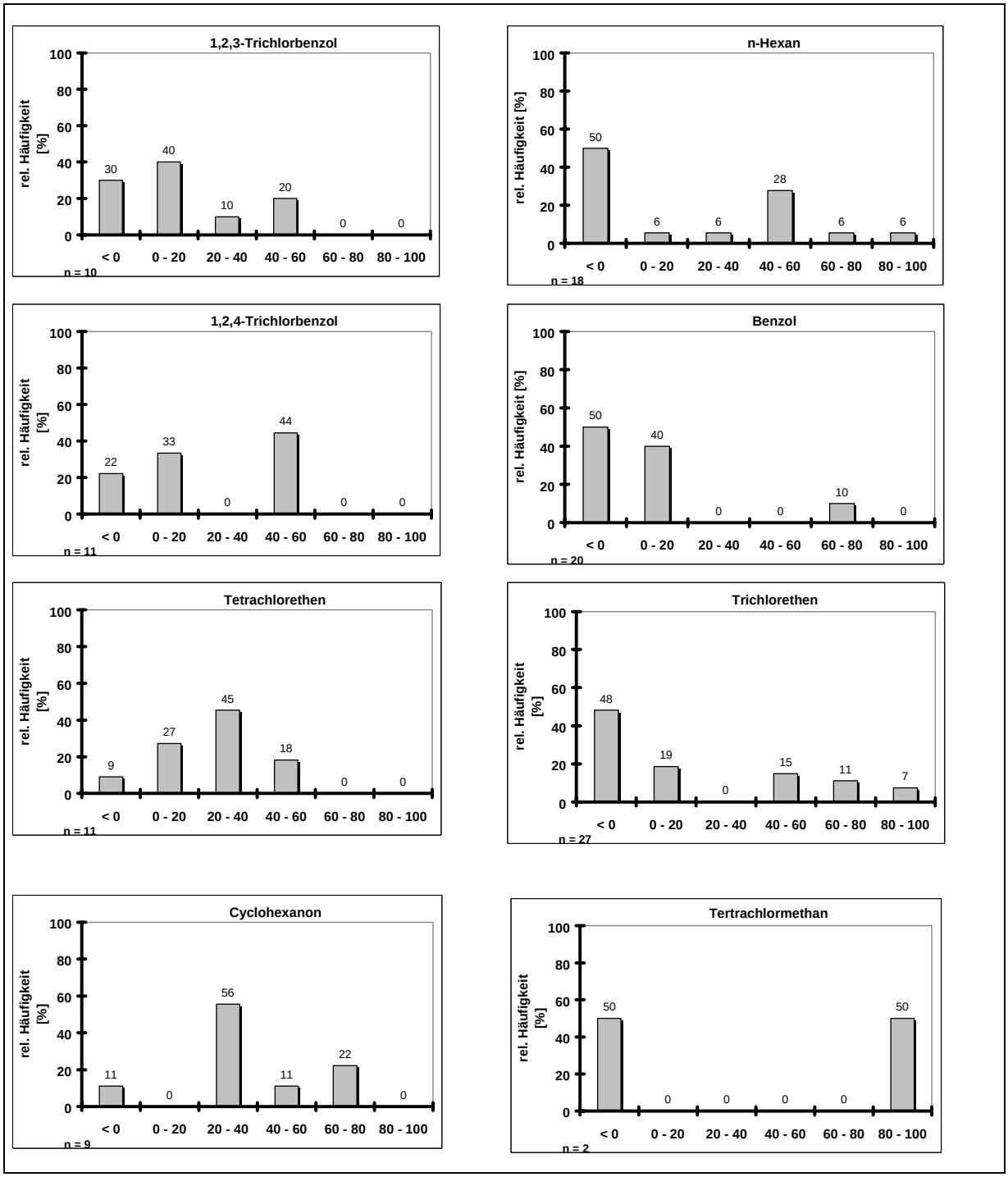


Bild 7-13: Häufigkeitsverteilung der Wirkungsgrade in den Biofiltern der MBV Lüneburg, MBV Friesland, MBRA Horm, RABA Bassum für alle Komponenten der Stoffliste (n = Anzahl Meßpaare)

Die untersuchten Verbindungen können nach den ermittelten Wirkungsgraden in unterschiedliche Klassen eingeteilt werden (Tab. 7-15), ähnlich wie in der VDI 3477 (Biofilter). Es sind viele Stoffe dabei, für die das Ergebnis nicht eindeutig ausfällt. Abgesehen von methodischen Ursachen (Dauer der Probenahme, zeitgleiche Probenahme, Absorption im Biofilter) sind signifikante negative Ausreißer im Wirkungsgrad bei ansonsten gut abbaubaren Stoffen vielfach auf schlechte Betriebszustände des Biofilters zurückzuführen. Dazu gehören:

- Temperaturextrema (sowohl niedrige als auch hohe Temperaturen),
- Alkalische (NH_3-bedingte) sowie saure (nitrifikationsbedingte) pH-Werte,

- Ungenügende Feuchte im Biofilter,
- Zu hohe Feuchte im Biofilter.

In Einzelfällen wurden bei Betriebsstörungen Kondensateintrag sowie Sickerwassereintrag auf den Biofilter bzw. in den Luftwäscher beobachtet. In solchen Fällen kann es zur Überlastung kommen, bzw. zu starken Geruchsemissionen und einer Neubildung von Luftschadstoffen.

Beispiele für negative Ausreißer im Abbauverhalten bei sonst sehr guter Abbaubarkeit sind: Acetaldehyd, n-Butylacetat, Crotonaldehyd, 2-Butanon, Aceton, 2-Propanol, 1-Propanol, Formaldehyd, Propionaldehyd, Valeraldehyd. Eine Neubildung von MVOC im Biofilter ist demnach möglich und unter ungünstigen Betriebsbedingungen auch sehr wahrscheinlich.

Nicht zu erklären ist der schlechte Wirkungsgrad für 1-Propanol (90 % der Meßpaare < 20% Abscheidung). Ähnliche Verbindungen der gleichen Stoffklasse (Alkohole), wie 2-Propanol, Ethanol, Butanol, zeigen eine sehr gute Abbaubarkeit.

Abgesehen vom Zustand der Biofilter ist die grundlegende Verfahrensauswahl maßgeblich für einen störungsfreien und umweltverträglichen Betrieb. Es hat sich herausgestellt, daß die hohe NH_3-Belastung des Biofilters den Abbau der organischen Verbindungen hemmen kann. Gleiches gilt für die schwefelhaltigen Verbindungen, die nur bei gleichzeitig geringer Stickstoffbelastung sehr hohe Abbaugrade aufweisen. Die Flächenbelastung der Filter ist teilweise zu hoch, Werte von 100 m^3/m^2h sollten nicht überschritten werden.

Keine bis minimale Abbaubarkeit	Geringe Abbaubarkeit (<40%) +	Gute Abbaubarkeit (40–80%)	Sehr gute Abbaubarkeit (>80%)	Unterschiedliche Abbaubarkeit *
1-Propanol	Ethyltoluol	4-tert.-Butyltoluol	n-Butylacetat	Phenol
Chlorbenzol	o-Xylol	Biphenyl	Acetaldehyd	o-Kresol
1,2-Dichlorbenzol	1,3,5-Trimethylbenzol	2-Heptanon	Crotonaldehyd	Limonen
Dichlormethan	Ethylbenzol	3-Pentanon	2-Butanon	Tetrahydrofuran
1,3-Dichlorbenzol	2-Ethyltoluol	2-Hexanon	2-Pentanon	1,1,1-Trichlorethan
1,4-Dichlorbenzol	m/p-Xylol	4-Methyl-3-penten-2-on	Aceton	m/p-Kresol
Cyclohexan	1,2,4-Trimethylbenzol	Formaldehyd	Ethylacetat	Butanthiol
1,3,5-Trichlorbenzol	1,2,3-Trimethylbenzol	3-Heptanon	2-Propanol	Naphthalin
Benzol	n-Propylbenzol	n-Nonan	Ethanol	Dimethyldisulfid
Trichlorethen	Isopropylbenzol	n-Decan	1-Butanol	n-Heptan
	Toluol	Acetophenon	2-Butanol	Tetrahydronaphthalin
	Terachlorethen	n-Octan	Kampfer	Styrol
	Cyclohexanon	Acetonitril	Propionaldehyd	α-Pinen
		n-Undecan	Butyraldehyd	β-Pinen
		n Dodecan	Benzaldehyd	Trichlormethan
		n-Tridecan	Isovaleraldehyd	
			Valeraldehyd	
			Methylacetat	

* bedingt durch Betriebsführung des Biofilters, Optimierungspotential

\+ Aromaten teilweise besser

Tab. 7-15 Klassierung von Stoffen nach ihrem Abbauverhalten in Biofiltern an MBA

7.2.5.3 Summen der Klassen 1-3 nach Nr. 3.1.7 TA Luft, Emissionsmassenströme im Roh und Reingas

Die Emissionsmassenströme nach Nr. 3.1.7 der TA Luft erreichten an den vier Anlagen in der Summe über die Klassen 1 bis 3 Maximalwerte von 2.563 g/h (MBRA Horm), 1.681 g/h (MBV Lüneburg), 3.915 g/h (MBV Friesland) und 2.726 g/h (RABA Bassum) im Rohgas. Die Massenstromgrenze in der Summe über die Klassen 1 bis 3 der TA Luft von 3.000 g/h wurde lediglich teilweise und nur von der MBV Friesland gering (30 %) überschritten. Die Massenstromgrenze von 100 g/h für Stoffe der Klasse 1 wurde häufig überschritten (Tab. 7-16). Bei Überschreiten der Massenstromgrenze im Rohgas muß für Stoffe der Wirkungsklasse 1 die max. Emissionskonzentration von 20 mg/m³ eingehalten werden. Im Durchschnitt erreichten die Anlagen Werte < 1 mg/m³ (max. Wert: 2 mg/m³) für die Summe an Verbindungen der Klasse 1 im Reingas. Die Anforderungen der Nr. 3.1.7 der TA Luft wurden demnach im Reingas aller untersuchten MBA sicher eingehalten. Die Wirkungsgrade der Biofilter für Stoffe der Klasse 1 lagen durchschnittlich zwischen 80% und 90% (in Bassum bei 50%). Die Wirkungsgrade für Stoffe der Klasse 2 lagen zwischen 50% und 88% (in Friesland bei 34%) und für Klasse 3 zwischen 80% und 97% (in Bassum 50% bzw. ohne Ausreißer 77%).

Demnach liegen die Abscheidegrade der Biofilter für die untersuchten organischen Einzelstoffe deutlich höher als die ermittelten Wirkungsgrade für den Summenparameter NMVOC, die über FID mit Methankonverter bestimmt wurden (vgl. Kap. 7.2.1). Der Unterschied kann damit erklärt werden, daß gewisse Verbindungen, die in Biofiltern nur schlecht abgebaut werden (VVOC, wie z.B. Propan und Butan, Hinweise darauf vgl. Tab. 2-14), einen erheblichen Anteil am NMVOC ausmachen, jedoch als Einzelstoffe nicht bestimmt wurden. Aufgrund des Stoffscreenings und der wirkungsbezogenen Stoffbewertung ist davon auszugehen, daß es sich jedoch nur um weitere Substanzen der Klasse 3 handelt (verzweigte Paraffinkohlenwasserstoffe, Olefinkohlenwasserstoffe, Alkohole), die nicht mit in die Stoffliste aufgenommen wurden.

Anlage		Summe Klasse 1 [mg/m³]	η - Biofilter [%]	Summe Klasse 1 [g/h]	Summe Klasse 2 [mg/m³]	η - Biofilter [%]	Summe Klasse 2 [g/h]	Summe Klasse 3 [mg/m³]	η - Biofilter [%]	Summe Klasse 3 [g/h]	Summe Klasse 1 - 3 [mg/m³]	η - Biofilter [%]	Summe Klasse 1 - 3 [g/h]
Horm 05.03.99	Rohgas	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
	Reingas	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
Horm 05.02.99	Rohgas	7,2	89	136	26	49	494	34,7	92	730	67,9	75	1360
	Reingas	0,8		16,1	13,2		251	2,7		51,3	16,7		319
Horm 28.09.98	Rohgas	15,2	99	334	22	89	483	79,3	99	1750	117	97	2560
	Reingas	0,22		4,9	2,4		52,8	1,1		24,8	3,7		82,5
Horm 19.05.98	Rohgas A	9	88	226	14,6	49	363	47,2	90	1180	70,8	82	1770
	Reingas A	1,1		26,4	7,4		186	4,5		112	13		324
Horm 19.05.98	Rohgas B	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
	Reingas B	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
Horm 20.05.98	Rohgas A	7,7	92	192	11,9	22	297	42,7	91	1070	62,3	78	1560
	Reingas A	0,6		14,4	9,3		233	4		98,9	13,9		346
Horm 20.05.98	Rohgas B	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
	Reingas B	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
Mittelwert Horm	***Rohgas***	***9,8***	***92***	***222***	***18,6***	***52***	***410***	***51***	***93***	***1180***	***79,4***	***85***	***1810***
Mittelwert Horm	***Reingas***	***0,68***		***15,5***	***8,1***		***181***	***3,1***		***71,7***	***11,8***		***268***
Lüneburg 09.03.99	Rohgas	1,7	88	65	8	95	312	4,9	97	192	14,6	95	569
	Reingas	0,21		8,2	0,44		17,1	0,14		6,1	0,79		31,4
Lüneburg 08.03.99	Rohgas	2,5	92	101	10,4	97	426	9,5	97	390	22,4	97	917
	Reingas	0,19		7,6	0,27		10,9	0,26		10,8	0,72		29,3
Lüneburg 09.10.98	Rohgas	4,3	94	189	8,3	73	363	25,6	98	1128	38,2	92	1680
	Reingas	0,26		11,4	2,2		96,2	0,55		24,1	3,01		132
Mittelwert Lüneburg	***Rohgas***	***2,8***	***91***	***119***	***8,9***	***88***	***367***	***13,3***	***97***	***570***	***25,07***	***94***	***1060***
Mittelwert Lüneburg	***Reingas***	***0,22***		***9,1***	***0,97***		***41,4***	***0,32***		***13,7***	***1,51***		***64,1***
Friesland 02.03.99	Rohgas	0,72	89	28,6	3,1	16	124	1,8	68	70,8	5,62	42	223
	Reingas	0,08		3,2	2,6		104	0,57		22,6	3,25		130
Friesland 15.02.99	Rohgas	1,5	61	56,7	9,9	18	387	6,2	66	241	17,6	39	684
	Reingas	0,58		22,4	8,1		319	2,1		80,3	10,8		422
Friesland 02.02.99	Rohgas	4,9	96	188	2,1	80	78,6	21,4	79	812	28,4	82	1080
	Reingas	0,18		6,8	0,41		15,7	4,4		166	4,99		188
Friesland 18.08.98	Rohgas A	9,6	91	375	17,2	33	671	73,6	88	2870	100	79	3915
	Reingas A	0,86		33,6	11,6		453	9,1		356	21,6		842
Friesland 18.08.98	Rohgas B	5,2	89	203	8,5	18	331	79,8	90	3110	93,5	84	3650
	Reingas B	0,56		21,7	7		272	7,7		299	15,3		593
Friesland 17.08.98	Rohgas	4,6	76	184	8,4	31	338	27,1	91	1090	40,1	77	1610
	Reingas	1,1		42,6	5,8		231	2,5		101	9,4		374
Friesland 05.08.98	Rohgas	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
	Reingas	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
Friesland 25.06.98	Rohgas	4,2	79	180	10,2	47	430	23,6	89	1600	38	63	2210
	Reingas	0,89		37,4	5,4		229	2,6		111	8,89		378
Friesland 24.06.98	Rohgas	3,7	85	154	6,4	34	268	17,1	87	720	27,2	74	1140
	Reingas	0,56		23,4	4,2		175	2,3		95,4	7,06		294
Mittelwert Friesland	***Rohgas***	***4,3***	***83***	***171***	***8,23***	***35***	***328***	***31,3***	***82***	***1310***	***43,9***	***77***	***1810***
Mittelwert Friesland	***Reingas***	***0,60***		***23,9***	***5,6***		***225***	***3,9***		***154***	***10,2***		***403***

Anlage		Summe Klasse 1 [mg/m³]	η - Biofilter [%]	Summe Klasse 1 [g/h]	Summe Klasse 2 [mg/m³]	η - Biofilter [%]	Summe Klasse 2 [g/h]	Summe Klasse 3 [mg/m³]	η - Biofilter [%]	Summe Klasse 3 [g/h]	Summe Klasse 1 - 3 [mg/m³]	η - Biofilter [%]	Summe Klasse 1 - 3 [g/h]
Bassum 10.03.99	Rohgas	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
	Reingas	nicht vollständig			nicht vollständig			nicht vollständig			-		-
Bassum 25.02.99	Rohgas	3,9	64	295	15,3	54	1150	17,1	82	1280	36,3	68	2730
	Reingas	1,4		104	7,1		534	3		226	11,5		864
Bassum 12.02.99	Rohgas	2,5	44	174	12,7	51	891	10,7	72	749	25,9	59	1810
	Reingas	1,4		98,1	6,2		433	3		209	10,6		741
Bassum 02.10.98	Rohgas	2,4	17	195	8,2	-9	656	12,8	9	1020	23,4	04	1870
	Reingas	2		162	8,9		713	11,6		930	22,5		1810
Bassum 30.09.98	Rohgas	1,1	41	83,5	5,7	35	446	2,2	-268	170	9	-38	699
	Reingas	0,65		50,3	3,7		288	8,1		634	12,5		972
Bassum 22.09.98	Rohgas	4,6	95	376	7,9	70	642	16,5	72	1340	29	75	2350
	Reingas	0,21		16,7	2,4		193	4,7		384	7,31		593
Bassum 10.09.98	Rohgas	2	54	156	6,4	58	506	14,6	68	1152	23	64	1810
	Reingas	0,93		73,6	2,7		211	4,6		365	8,23		650
Bassum 08.09.98	Rohgas	1,5	-7	123	5,4	48	432	6,6	76	528	13,5	56	1080
	Reingas	1,6		130	2,8		223	1,6		127	6		480
Bassum 20.08.98	Rohgas	0,89	12	71,7	2,2	70	178	4,2	91	342	7,29	75	591
	Reingas	0,78		62,8	0,66		53,7	0,37		30,3	1,81		147
Bassum 06.08.98	Rohgas	1,9	72	157	2,2	50	183	2,3	86	192	6,4	70	531
	Reingas	0,53		43,5	1,1		87,7	0,32		26	1,95		157
Bassum 03.07.98	Rohgas	2,1	84	162	3,9	69	296	7,2	92	545	13,2	84	1000
	Reingas	0,33		25,3	1,2		92,3	0,58		44,3	2,11		162
Bassum 02.07.98	Rohgas	0,95	60	71,3	2	73	146	3,3	91	250	6,25	80	468
	Reingas	0,38		28,9	0,55		41,4	0,29		21,8	1,22		92,1
Bassum 18.07.98	Rohgas	1,4	39	109	4,6	63	358	5,3	89	408	11,3	72	875
	Reingas	0,85		65,6	1,7		134	0,6		46	3,15		246
Bassum 17.06.98	Rohgas	0,53	30	40,7	2,2	81	167	2,4	93	187	5,13	81	394
	Reingas	0,37		28,1	0,41		31,4	0,17		12,9	0,95		72,4
Mittelwert Bassum	***Rohgas***	***2,0***	***50***	***155***	***6,1***	***50***	***465***	***8,1***	***50***	***628***	***16,1***	***57***	***1250***
Mittelwert Bassum	***Reingas***	***0,9***		***68,3***	***3,0***		***234***	***3,0***		***235***	***6,9***		***537***

Tab. 7-16 Zusammenstellung aller Messungen der Stoffliste nach absoluter Verteilung auf die Wirkungsklassen 1 bis 3 TA Luft sowie absolute Massenströme und Filterwirkungsgrade

7.2.5.4 Verteilung der Klassen 1-3 TA Luft im Roh und Reingas

Die absoluten Zahlen aus dem vorherigen Kapitel werden in Tab. 7-17 in relative Bezüge gerückt. Die resultierenden Schwankungsbereiche sind in Bild 7-14 dargestellt. Demnach lagen die relativen Anteile im Rohgas für Stoffe der Klasse 1 durchschnittlich bei 11 bis 13 %, für Stoffe der Klasse 2 im Mittel bei 24 bis 41 % und für Stoffe der Klasse 3 bei 49 bis 64 %. Im Reingas drehten sich die Verhältnisse in den Klassen 2 und 3 genau um: Klasse 3 nun 24 bis 38 % und Klasse 2 mit einem Anteil von 46 bis 67 %. Diese relative Verschiebung lag im wesentlichen am sehr guten Wirkungsgrad der Abluftbehandlung für die Alkohole und Ketone (Klasse 3 TA Luft), wohingegen die aromatischen Verbindungen der Klasse 2 TA Luft schlechter abgebaut wurden. In der Klasse 1 war im Mittel sowohl eine Abnahme des Anteils auf 5 bis 6 % (MBRA Horm und MBV Friesland) als auch eine Zunahme des Anteils auf 20 % (MBV Lüneburg und RABA Bassum) zu verzeichnen.

Anlage		**Klasse 1 [%]**	**Klasse 2 [%]**	**Klasse 3 [%]**
Horm 05.03.99	Rohgas	-	-	-
	Reingas	-	-	-
Horm 05.02.99	Rohgas	10,6	38,3	51,1
	Reingas	4,8	79,0	16,2
Horm 28.09.98	Rohgas	13,0	18,9	68,1
	Reingas	5,9	64,5	29,6
Horm 19.05.98	Rohgas A	12,7	20,6	66,7
	Reingas A	8,5	56,9	34,6
Horm 19.05.98	Rohgas B	-	-	-
	Reingas B	-	-	-
Horm 20.05.98	Rohgas A	12,4	19,1	68,5
	Reingas A	4,3	66,9	28,8
Horm 20.05.98	Rohgas B	-	-	-
	Reingas B	-	-	-
Mittelwert Horm	**Rohgas**	**12,2**	**24,2**	**63,6**
Mittelwert Horm	**Reingas**	**5,9**	**66,8**	**27,3**
Lüneburg 09.03.99	Rohgas	11,6	54,8	33,6
	Reingas	26,6	55,7	17,7
Lüneburg 08.03.99	Rohgas	11,2	46,4	42,4
	Reingas	26,4	37,5	36,1
Lüneburg 09.10.98	Rohgas	11,3	21,7	67,0
	Reingas	8,6	73,1	18,3
Mittelwert Lüneburg	**Rohgas**	**11,4**	**41,0**	**47,7**
Mittelwert Lüneburg	**Reingas**	**20,5**	**55,4**	**24,0**
Friesland 02.03.99	Rohgas	12,8	55,2	32,0
	Reingas	2,5	80,0	17,5
Friesland 15.02.99	Rohgas	8,5	56,3	35,2
	Reingas	5,4	75,1	19,5
Friesland 02.02.99	Rohgas	17,3	7,4	75,4
	Reingas	3,6	8,2	88,2
Friesland 18.08.98	Rohgas A	9,6	17,1	73,3
	Reingas A	4,0	53,8	42,2

Anlage		Klasse 1 [%]	Klasse 2 [%]	Klasse 3 [%]
Friesland 18.08.98	Rohgas B	5,6	9,1	85,3
	Reingas B	3,7	45,9	50,5
Friesland 17.08.98	Rohgas	11,5	20,9	67,6
	Reingas	11,7	61,7	26,6
Friesland 05.08.98	Rohgas	-	-	-
	Reingas	-	-	-
Friesland 25.06.98	Rohgas	11,1	26,8	62,1
	Reingas	10,0	60,7	29,2
Friesland 24.06.98	Rohgas	13,6	23,5	62,9
	Reingas	7,9	59,5	32,6
Mittelwert Friesland	**Rohgas**	**11,2**	**27,0**	**61,7**
Mittelwert Friesland	**Reingas**	**6,1**	**55,6**	**38,3**
Bassum 10.03.99	Rohgas	-	-	-
	Reingas	-	-	-
Bassum 25.02.99	Rohgas	10,7	42,1	47,1
	Reingas	12,2	61,7	26,1
Bassum 12.02.99	Rohgas	9,7	49,0	41,3
	Reingas	13,2	58,5	28,3
Bassum 02.10.98	Rohgas	10,3	35,0	54,7
	Reingas	8,9	39,6	51,6
Bassum 30.09.98	Rohgas	12,2	63,3	24,4
	Reingas	5,2	29,7	65,1
Bassum 22.09.98	Rohgas	15,9	27,2	56,9
	Reingas	2,9	32,8	64,3
Bassum 10.09.98	Rohgas	8,7	27,8	63,5
	Reingas	11,3	32,8	55,9
Bassum 08.09.98	Rohgas	11,1	40,0	48,9
	Reingas	26,7	46,7	26,7
Bassum 20.08.98	Rohgas	12,2	30,2	57,6
	Reingas	43,1	36,5	20,4
Bassum 06.08.98	Rohgas	29,7	34,4	35,9
	Reingas	27,2	56,4	16,4
Bassum 03.07.98	Rohgas	15,9	29,5	54,5
	Reingas	15,6	56,9	27,5
Bassum 02.07.98	Rohgas	15,2	32,0	52,8
	Reingas	31,1	45,1	23,8
Bassum 18.07.98	Rohgas	12,4	40,7	46,9
	Reingas	27,0	54,0	19,0
Bassum 17.06.98	Rohgas	10,3	42,9	46,8
	Reingas	38,9	43,2	17,9
Mittelwert Bassum	**Rohgas**	**13,4**	**38,0**	**48,6**
Mittelwert Bassum	**Reingas**	**20,3**	**45,7**	**34,1**

Tab. 7-17: Prozentuale Verteilung der VOC nach Wirkungsklassen der TA Luft im Roh- und Reingas (Einzelwerte aus allen Messungen der Stoffliste)

Die Ergebnisse aus Tab. 7-17 sind in Bild 7-14 graphisch dargestellt.

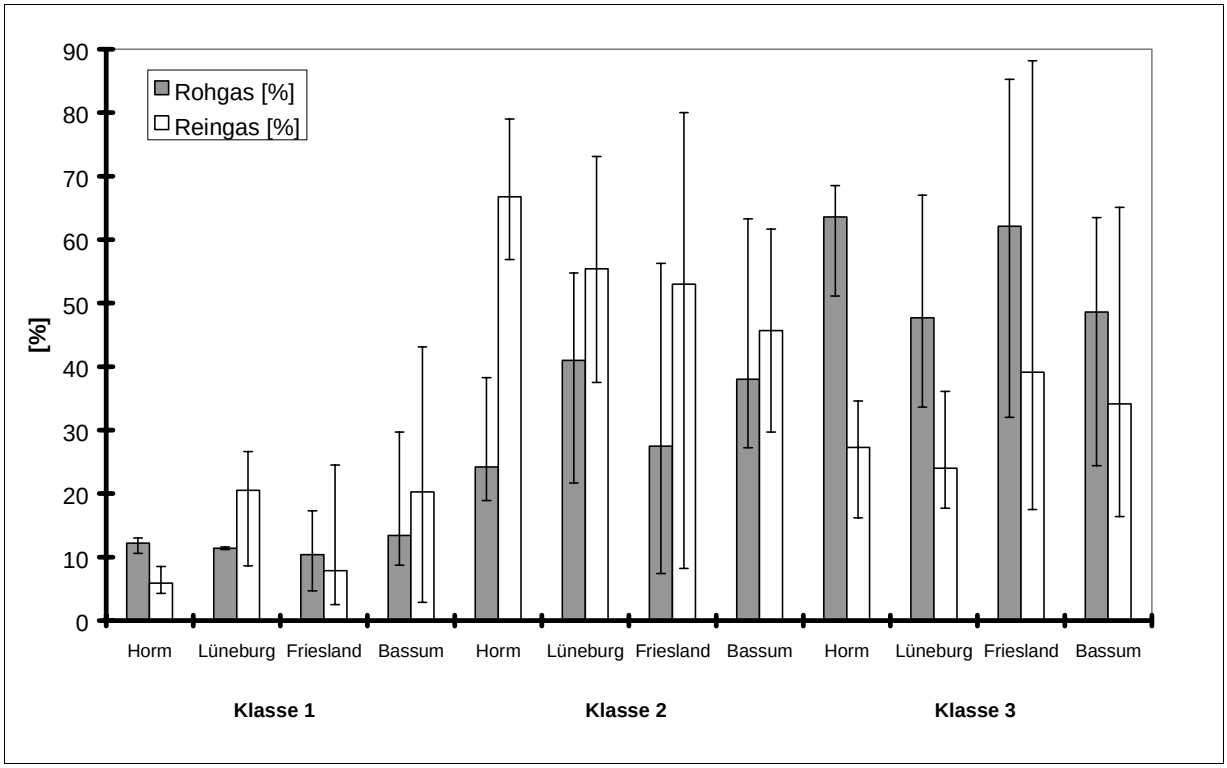


Bild 7-14: Prozentuale Verteilung der VOC nach Wirkungsklassen der TA Luft im Roh- und Reingas (Bereiche pro MBA)

7.3 VOC-Bilanzierung

7.3.1 Untersuchungen zu VOC in Abfällen

Im Rahmen von drei großtechnischen Aufbereitungsversuchen an den Niedersächsischen Demonstrationsanlagen (KETELSEN ET AL., 1999) wurden von verschiedenen Abfallarten separate Feststoffuntersuchungen auf Schwermetalle und flüchtige organische Komponenten (VOC) durchgeführt. Daneben wurden verschiedene Siebfraktionen der Rotteausträge beprobt. Die vorliegende Auswertung umfaßt eine begrenzte Auswahl von Stoffen, die sich bereits bei den Abluftuntersuchungen der MBA als typisch herausgestellt hatten.

Zur besseren Übersicht erfolgt eine Zuordnung zu folgenden Stoffklassen: LHKW (CKW / R11), BTEX, Aromatische Kohlenwasserstoffe, n-Alkane, Terpene, sonstige Kohlenwasserstoffe (Ethanol, Acetaldehyd, 2-Butanon, Methyl- / Ethylacetat) und Dimethyldisulfid (Tab. 7-18, Tab. 7-19). Die Konzentrationen von n-Hexan, 1,4-Dichlorbenzol, 1,2,4-Trichlorbenzol und 1,2,3-Trichlorbenzol lagen in allen Abfallproben unterhalb der BG von 1 mg/Mg FS.

Aufgrund der Heterogenität der Ergebnisse und der geringen Datengrundlage wurden über alle Abfallarten hinweg pro Substanz Konzentrationsmittelwerte gebildet, die als Rotteinput bzw. Rotteoutput für die Bilanzierung herangezogen wurden. Zur besseren Übersicht sind alle Einzelanalysen in einer Häufigkeitsverteilung dargestellt.

Verbindung [mg/Mg] FS	Hausmüll mit Nachzerkleinerung	Hausmüll mit Nachzerkleinerung	Hausmüll mit Nachzerkleinerung	Hausmüll ohne Nachzerkleinerung	Hausmüll ohne Nachzerkleinerung	Hausmüll ohne Nachzerkleinerung	Sperrmüll	Sperrmüll	Gewerbeabfall	Gewerbeabfall
Fraktion	< 40 mm	40 - 80 mm	> 80 mm	< 40 mm	40 - 80 mm	> 80 mm	< 80 mm	> 80 mm	< 80 mm	> 80 mm
Wassergehalt [%]	35	33	6	46	42	32	18	13	32	22
Trichlorfluormethan	10	2	3060	62	76	1	33	1	< 1	6
Dichlormethan	< 1	1	30	1	1	< 1	10	7	6	86
Trichlormethan	< 1	< 1	32	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	5
1,1,1-Trichlorethan	< 1	1	12	2	2	80	< 1	1	< 1	< 1
Tetrachlormethan	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	9	< 1	< 1	< 1	< 1
Trichlorethen	< 1	1	4	< 1	4	< 1	< 1	1	< 1	5
Tetrachlorethen	< 1	1	17	2	2	6	< 1	< 1	< 1	1
Benzol	1	3	38	1	5	7	1	1	2	6
Toluol	2	53	519	3	227	19	34	46	24	65
Ethylbenzol	4	67	636	3	8	37	10	16	22	53
m-/p- Xylol	6	67	834	4	3	59	10	9	42	121
o-Xylol	10	107	933	5	17	62	15	7	36	85
Styrol	1	37	847	3	8	346	23	33	40	67
iso-Propylbenzol	2	13	287	2	3	13	9	< 1	6	< 1
n-Propylbenzol	5	34	587	15	7	31	18	4	19	13
1,3,5-Trimethylbenzol	20	200	1188	5	19	58	41	7	49	23
tert.-Butylbenzol	3	31	239	2	< 1	28	7	< 1	9	5
1,2,4-Trimethylbenzol	30	269	1722	14	7	145	103	< 1	78	76
sec.-Butylbenzol	119	15	80	78	32	15	318	1250	423	206
n-Butylbenzol	21	140	340	8	14	47	12	4	51	14
Naphthalin	2	2	16	2	< 1	2	1	1	3	1
Chlorbenzol	1	< 1	15	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
n- Heptan	30	94	996	< 1	54	18	< 1	< 1	< 1	15
n-Octan	30	106	485	17	37	43	< 1	6	16	25
n-Nonan	14	121	1298	13	135	320	25	8	101	56
n-Decan	111	907	2887	55	372	1162	116	55	812	236
n-Undecan	669	184	891	255	659	3535	604	401	5725	1313
n-Dodecan	187	443	1074	103	69	698	116	124	1560	748
n-Tridecan	37	< 1	166	< 1	< 1	< 1	38	90	509	148
a-Pinen	1068	662	2624	757	1875	9386	1448	41413	1479	8834
b-Pinen	4372	1612	2235	995	6670	879	2641	3320	7376	1208
Limonen	8116	2196	4802	3594	7652	2038	1124	3723	2079	1050
Acetaldehyd	2557	290	1882	1852	825	219	49	73	1290	235
Ethanol	1551	1014	793	1437	4090	1972	< 1	298	11226	1514
Methylacetat	< 1	< 1	< 1	4	4	< 1	< 1	1	28	85
Ethylacetat	62	792	379	570	192	408	87	298	13329	23
2-Butanon	< 1	369	296	34	14	997	< 1	67	10354	24
DMDS	1	1	19	7	4	< 1	2	< 1	1	1

Tab. 7-18: VOC-Konzentrationen in Abfallproben der RABA Bassum, Rotteeintrag und Rotteaustrag (Mittelwerte)

Verbindung [mg/Mg] FS	Hausmüll	Hausmüll	Sperrmüll	Sperrmüll	Rotteaustrag	Rotteaustrag	Rotteaustrag	Hausmüll	Hausmüll	Sperrmüll	Sperrmüll	Gewerbeabfall
Fraktion	< 100 mm	> 100 mm	< 100 mm	> 100 mm	< 40 mm	40 - 100 mm	> 100 mm	< 120 mm	120 - 300 mm	< 120 mm	120 - 300 mm	< 120 mm
Wassergehalt [%]	41	38	35	14	17	12	15	24	14	7	8	19
Trichlorfluormethan	< 1	6	3	480	21	235	53	9	11	177	626	< 1
Dichlormethan	1	2	1	3	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	1	< 1
Trichlormethan	< 1	< 1	< 1	1	< 1	1	< 1	< 1	2	< 1	2	< 1
1,1,1-Trichlorethan	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1
Tetrachlormethan	< 1	< 1	2	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Trichlorethen	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	< 1
Tetrachlorethen	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1	1	< 1	1	< 1
Benzol	1	2	2	8	< 1	1	< 1	4	8	6	7	1
Toluol	6	62	77	120	1	3	1	39	139	12	79	12
Ethylbenzol	10	38	9	33	< 1	1	< 1	52	1177	14	84	46
m-/p- Xylol	16	63	10	47	< 1	< 1	< 1	88	12756	15	146	38
o-Xylol	16	48	8	32	< 1	1	< 1	71	1312	22	164	420
Styrol	6	17	13	74	1	1	2	221	107	25	48	15
iso-Propylbenzol	2	6	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	8	154	6	< 1	6
n-Propylbenzol	5	15	2	8	< 1	< 1	< 1	18	504	5	41	13
1,3,5-Trimethylbenzol	23	53	8	38	< 1	< 1	< 1	85	15568	39	251	181
tert.-Butylbenzol	< 1	9	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	437	< 1	< 1	< 1
1,2,4-Trimethylbenzol	39	67	12	42	< 1	1	< 1	91	847	18	318	20
sec.-Butylbenzol	481	330	42	1577	1	1	1	5	142	1140	1705	19
n-Butylbenzol	12	18	5	13	< 1	< 1	< 1	23	573	25	71	170
Naphthalin	1	1	2	3	< 1	< 1	< 1	2	5	21	3	5
Chlorbenzol	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	6	< 1	1	<1
n- Heptan	16	33	< 1	9	5	4	1	< 1	165	4	64	< 1
n-Octan	10	29	8	17	2	1	1	< 1	925	19	123	15
n-Nonan	21	128	17	60	1	1	< 1	100	4887	24	433	158
n-Decan	129	462	109	180	55	3	2	268	4507	101	757	563
n-Undecan	1098	1438	490	887	14	14	10	616	1054	429	1816	2074
n-Dodecan	387	374	150	376	8	8	15	110	443	137	44	299
n-Tridecan	84	163	21	346	11	57	7	< 1	174	141	38	39
a-Pinen	2446	7752	944	7778	8704	870	65	375	2259	3367	7292	3322
b-Pinen	2619	2236	3245	5559	80	80	9	4434	2066	13482	3322	1180
Limonen	24631	8414	2365	52722	68	42	55	152	4112	39997	2883	852
Acetaldehyd	732	2918	103	116	126	166	130	482	1710	25	< 1	2253
Ethanol	4316	7358	650	4769	130	210	588	1157	2988	327	90	2137
Methylacetat	< 1	9	2	< 1	< 1	1	< 1	12	47	< 1	136	< 1
Ethylacetat	379	326	69	31	1	1	< 1	118	1502	6	248	14
2-Butanon	39	187	4	15	13	7	1	77	976	4	232	510
DMDS	< 1	1	< 1	< 1	1	1	< 1	2	3	< 1	1	7

Tab. 7-19: VOC-Konzentrationen in Abfallproben der MBV Lüneburg und der MBV Friesland, Rotteeintrag und Rotteaustrag (Mittelwerte)

Vergleichbare Analysen zur VOC-Belastung in Abfällen liegen nur wenige vor. Bei REINHARDT /JAGER (1993) werden Bereiche von z.B. 103 bis 2.076 mg Toluol /Mg TS, 0 bis 388 mg Ethylbenzol /Mg TS und 1 bis 70 mg Trichlormethan /Mg TS genannt. Diese Werte stimmen mit den hier analysierten gut überein. Für R11 fällt der Schwankungsbereich von 1 bis 10.790 mg/Mg TS deutlich auf. Auch diese Feststellung kann durch die hier vorliegenden Ergebnisse (< 1 bis 3.060 mg R11/Mg FS) voll gestützt werden.

Im produzierenden Bereich besteht offensichtlich mehr Interesse an flüchtigen Verbindungen. So sind typische Anwendungen bei Lebensmittel- und Bedarfsgegenständen zu nennen. LOOCK, LAMPE und BAHADIR (1993) analysierten Kunststoffmaterialien im Automobilbau auf verschiedene VOC, so z.B. Toluol, Aceton und Tetrahydrofuran im Bereich zwischen 42 und 270 mg/kg TS. Damit liegen die Konzentrationen in „frischen“ Kunststoffen bzw. Produktionsabfällen erheblich über den VOC-Gehalten im Haus-, Sperrmüll oder Gewerbeabfall.

SALTHAMMER und FUHRMANN (1996) untersuchten die Terpenemissionen von Holzmöbeln. Mit Soxhlett-Extraktionsverfahren ermittelten sie Terpenkonzentrationen in Kiefernholz: α-Pinen 1.156 mg/kg, Δ-Caren 643 mg/kg, β-Pinen 68 mg/kg und Limonen 227 mg/kg.

Die Ergebnisse aus den Abfallproben zeigen in den unterschiedlichen Proben insgesamt eine ähnliche Konzentrationsverteilung der quantifizierten Substanzen zueinander. In der Höhe schwanken die Gehalte jedoch erheblich. Dieses Ergebnis ist aufgrund der Heterogenität der Abfälle und der Probleme bei der Probenahme und –aufbereitung plausibel. Von daher sollte den Einzelwerten wenig Bedeutung beigemessen werden. Aus der Gesamtbetrachtung und Interpretation der Analysenergebnisse über alle drei Anlagen und über alle Abfallarten lassen sich jedoch folgende Rückschlüsse ziehen:

In der Gruppe der LHKW ist insbesondere der FCKW R11 von Bedeutung. Er war in fast allen Proben nachweisbar, auch im Rotteaustrag. Dies liegt an der Poreneinbindung des R11 in Schäumen, die bis zum Ende der Rotte das R11 zumindest teilweise umschließen. Bei den CKW waren die Konzentrationen im wesentlichen unauffällig.

Die Summen an BTEX waren ebenfalls unauffällig. Der Benzolgehalt überstieg nur in einer Probe (38 mg/Mg FS) einen Wert von 8 mg/Mg FS. Die Einzelwerte der TEX lagen bei max. um 100 mg/Mg FS auf niedrigem Niveau. Die Maximalkonzentrationen in zwei Proben wiesen in der Summe BTEX-Gehalte von 2.960 bzw. 15.390 mg/Mg FS auf. Beides waren Hausmüllproben der Fraktion > 80 bzw. > 120 mm mit niedrigen Wassergehalten. Die feineren und feuchteren Proben waren eher gering belastet. Die Proben vom Rotteaustrag enthielten nur Spuren von BTEX.

Die Situation bei den aromatischen Kohlenwasserstoffen und den n-Alkanen ist ähnlich wie bei den BTEX. Die beiden erwähnten Hausmüllproben wiesen auch die höchsten Konzentrationen bei den aromatischen Kohlenwasserstoffen und den n-Alkanen auf. Den größten Einzelbeitrag bei den n-Alkanen lieferten jeweils n-Decan bzw. n-Undecan. Die Proben vom Rotteaustrag enthielten nur Spuren von aromatischen Kohlenwasserstoffen und n-Alkanen.

Hohe Gehalte an Terpenen rühren aus hohen Holzanteilen im Abfall her. Besonders deutlich machte sich dieser Affekt in den holzreichen Sperrmüllproben bemerkbar. Insgesamt hatte die Gruppe der Terpene sowohl die höchste Summenkonzentration als auch die höchsten Einzelkonzentrationen von bis zu 53.000 mg/Mg FS hervorgebracht. Im Rotteaustrag waren

die Terpene immer noch vorhanden, vereinzelt in erheblichen Gehalten von 8.700 bzw. 20.000 mg/Mg FS. Typisch wirkte sich der relativ hohe Holzanteil im Rotteaustrag der RABA Bassum auch auf den Gehalt der Terpene aus. Der Rotteaustrag weist demnach noch deutliches Emissionspotential auf.

Die sonstigen Kohlenwasserstoffe (Ethanol, Acetaldehyd, 2-Butanon, Methyl- / Ethylacetat) und Dimethyldisulfid (DMDS) sind typischer Vertreter der MVOC, die den beginnenden Verrottungsprozeß in Abfall anzeigen (Rotteinput). In relativ trockenem Sperrmüll (Wassergehalte 7 – 8 %, MBV Friesland) lagen die Gehalte aufgrund geringer biologischer Aktivität dementsprechend niedrig. Im Hausmüll und im Gewerbeabfall kamen die höchsten Gehalte vor, in der Regel verbunden mit erhöhten Wassergehalten (32 – 46 %). Im Rotteaustrag stellten die Gruppe der MVOC zusammen mit den Terpenen die größten Einzelkomponenten, ebenfalls vorzugsweise in feuchten Proben, d.h. in guten Milieubedingungen für mikrobiologische Aktivität. Dimethyldisulfid ist darüber hinaus gerade auch ein Anzeiger für ein fortgeschrittenes Rottestadium (vgl. Bild 2-4, Bild 2-5, Bild 7-12). Die höchste Konzentration von Dimethyldisulfid lag in einer Probe des Rotteaustrags in Bassum vor. In solchen Fällen ist mit Geruchsbelästigungen zu rechnen. Es handelt sich bei den im Rotteaustrag verbleibenden biogenen Luftschadstoffen und Geruchsstoffen ausschließlich um natürliche Emissionen.

7.3.2 Häufigkeitsverteilung des VOC in Abfallproben

Von 26 ausgewählten organischen Verbindungen wurden Häufigkeitsverteilungen über alle Einzelmessungen erstellt, differenziert nach Rotteeintrag (Bild 7-15) und Rotteaustrag (Bild 7-16). Ausgewählt wurden Verbindungen, für die in Kapitel 4 Immissionsmittel aufgestellt und Zuluftfrachten zur Rotte berechnet wurden (Tab. 4-1).

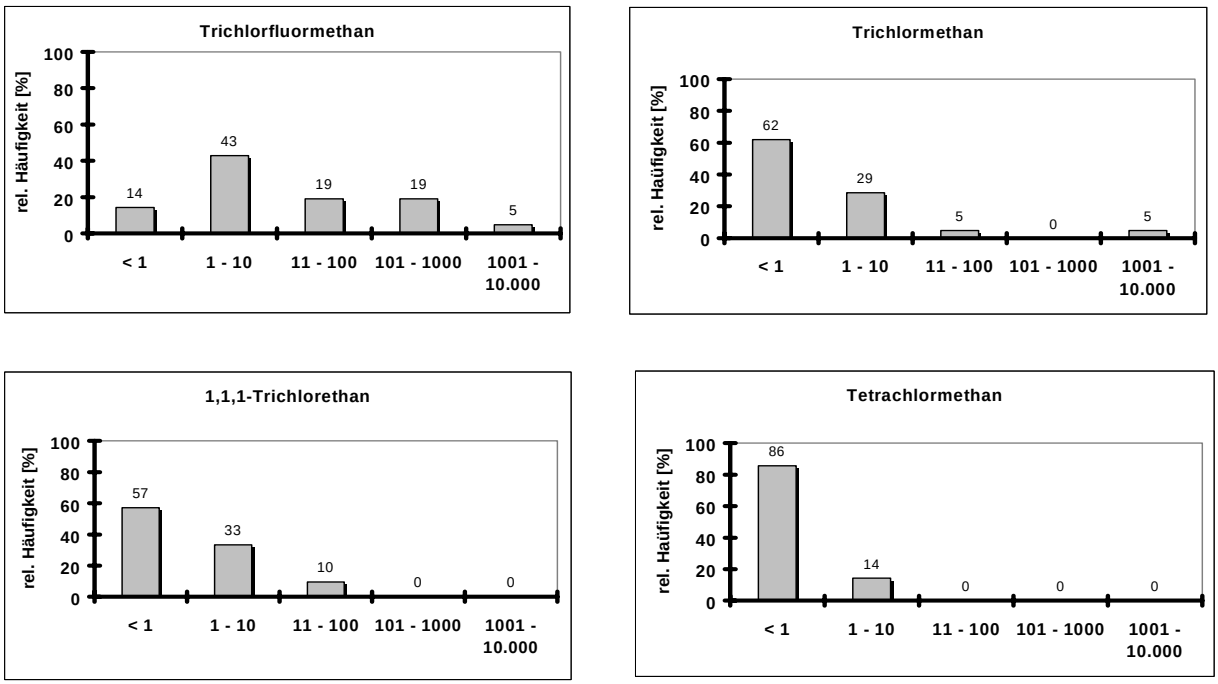
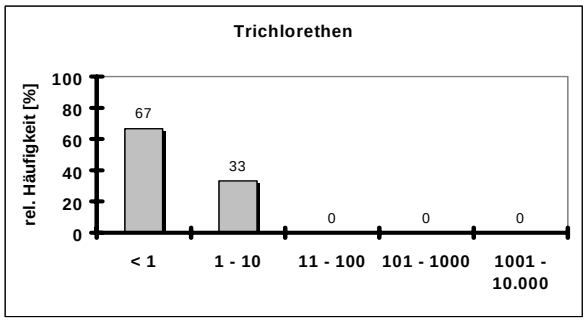
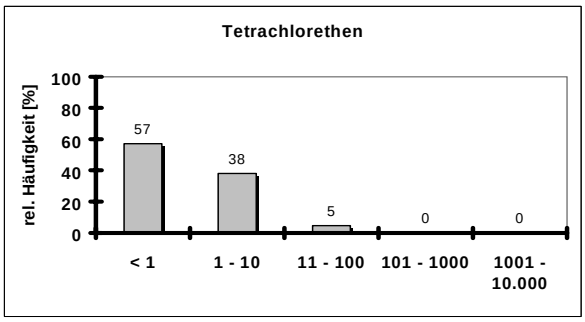
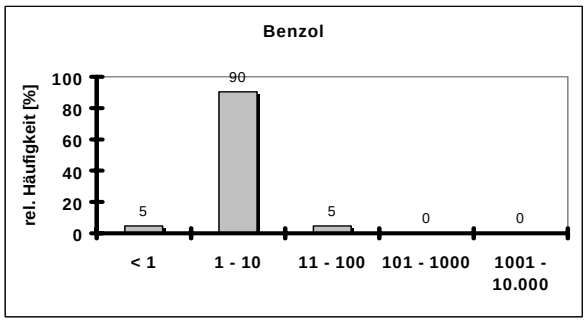
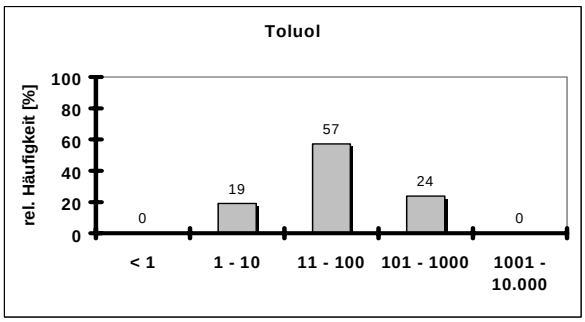


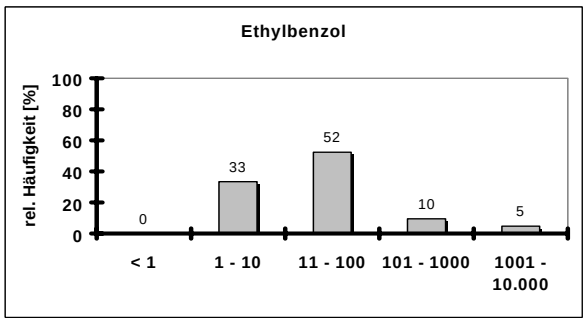
Bild 7-15


Trichlorethen
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
67
33
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Tetrachlorethen
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
57
38
5
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Benzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
5
90
5
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Toluol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
19
57
24
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Ethylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
33
52
10
5
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

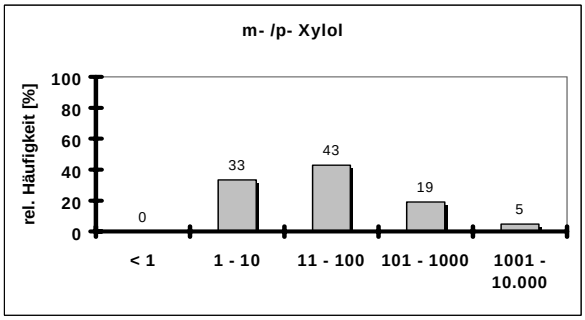
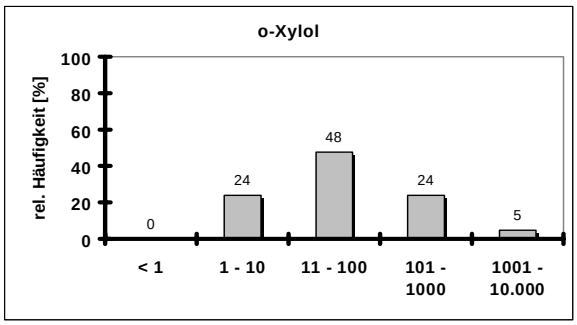
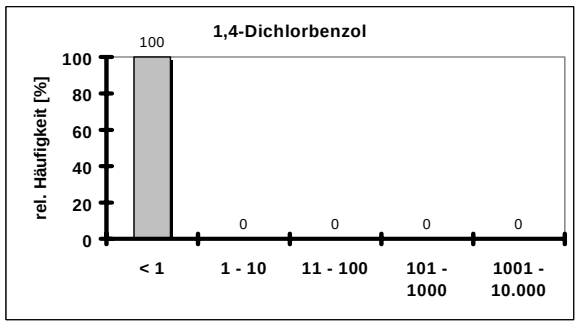
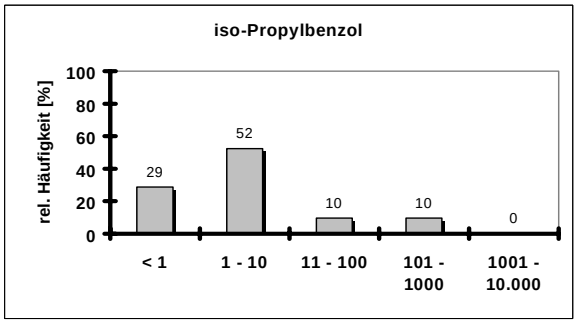
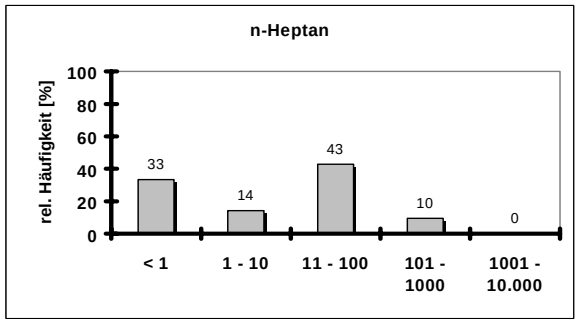

m- /p- Xylol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
33
43
19
5
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

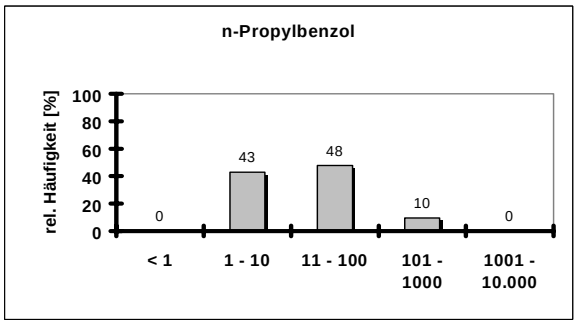
Bild 7-15

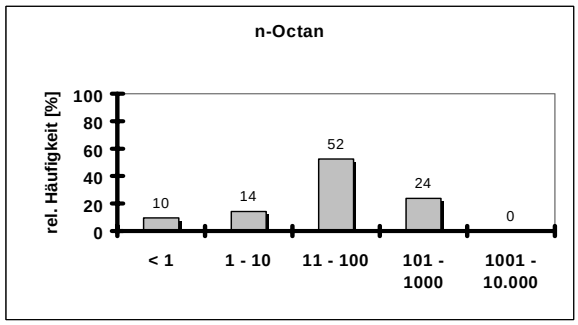

o-Xylol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
24
48
24
5
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

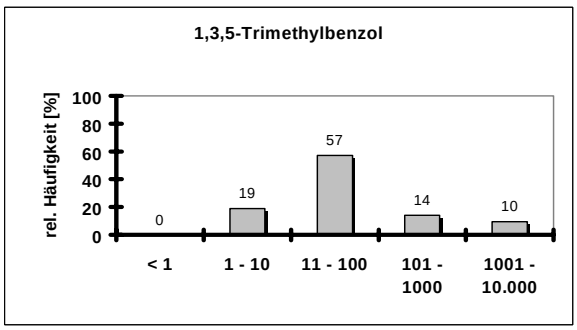

1,4-Dichlorbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
100
0
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

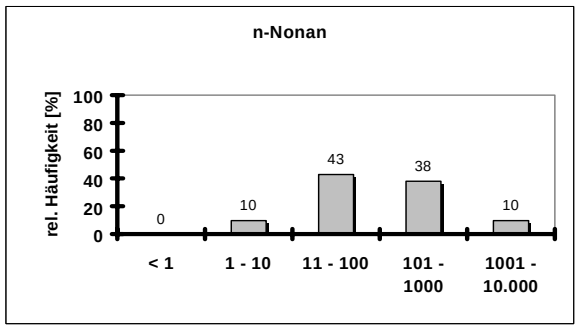

iso-Propylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
29
52
10
10
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

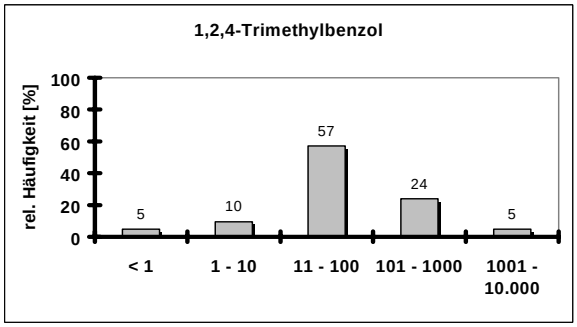

n-Heptan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
33
14
43
10
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


n-Propylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
43
48
10
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


n-Octan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
10
14
52
24
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


1,3,5-Trimethylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
19
57
14
10
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


n-Nonan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
10
43
38
10
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


1,2,4-Trimethylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
5
10
57
24
5
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

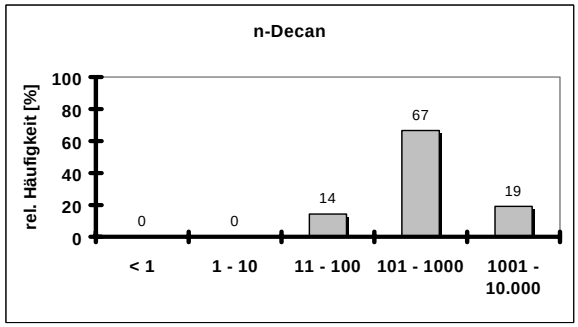
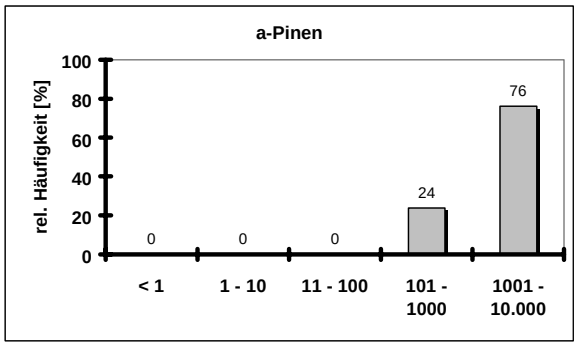
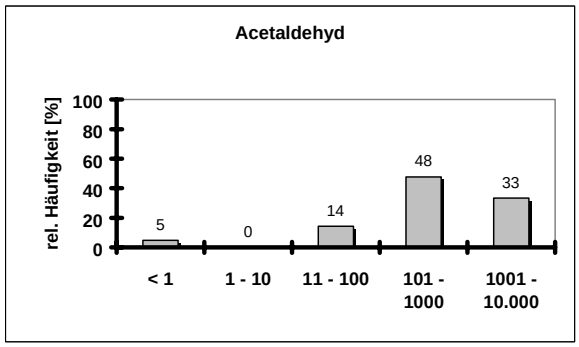
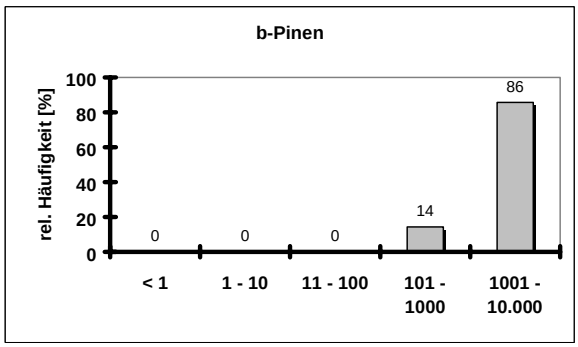
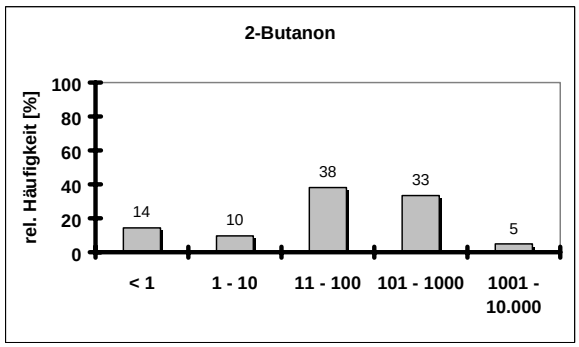

n-Decan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
0
14
67
19
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

Bild 7-15









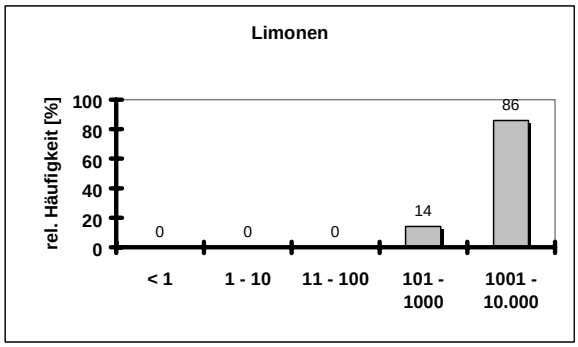
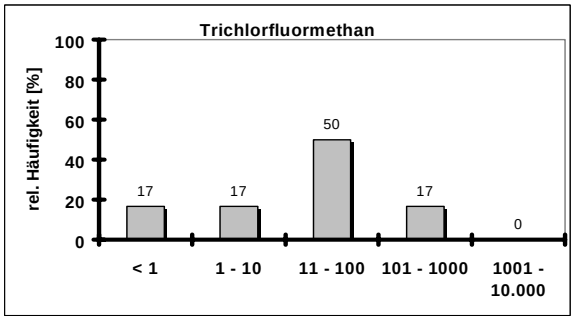
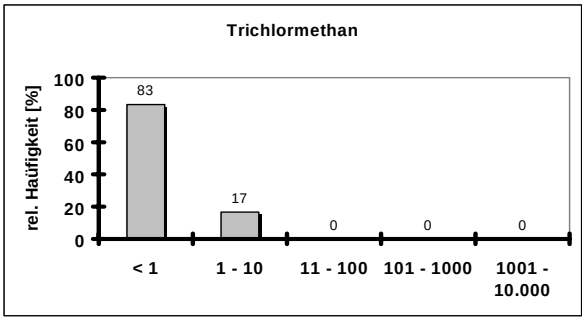
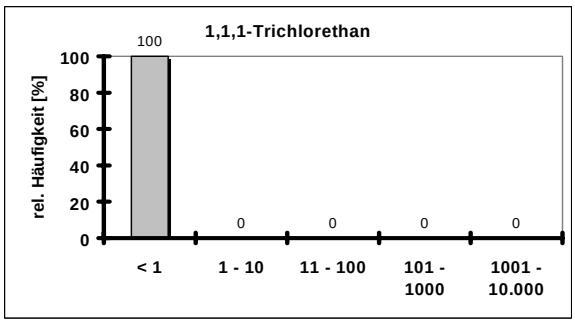
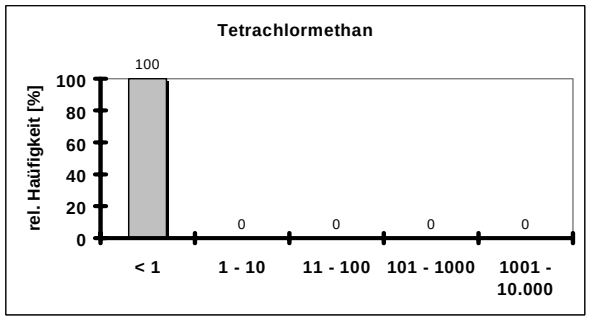


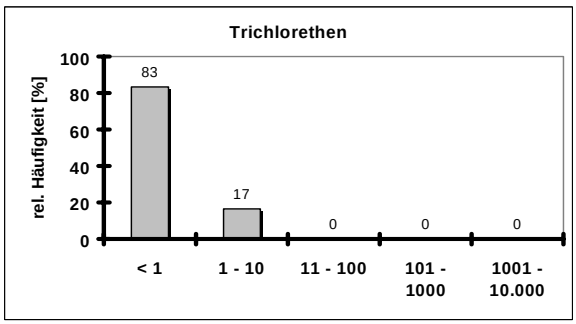
Bild 7-15: Häufigkeitsverteilung der VOC-Konzentrationen in Abfallproben (Rotteeintrag, Konzentrationsklassen in mg/Mg Feuchtsubstanz)

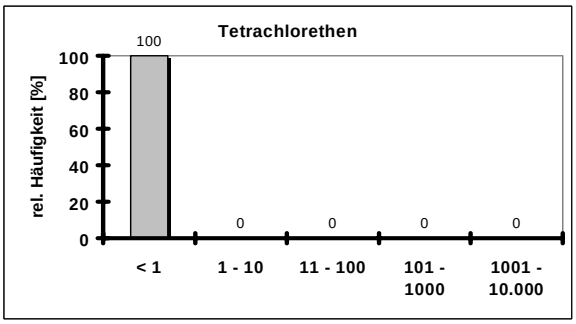

Trichlorfluormethan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
17
17
50
17
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

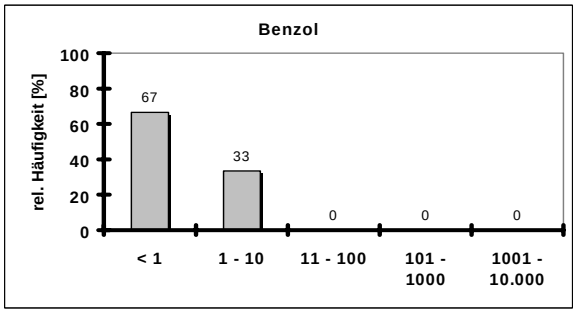

Trichlormethan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
83
17
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

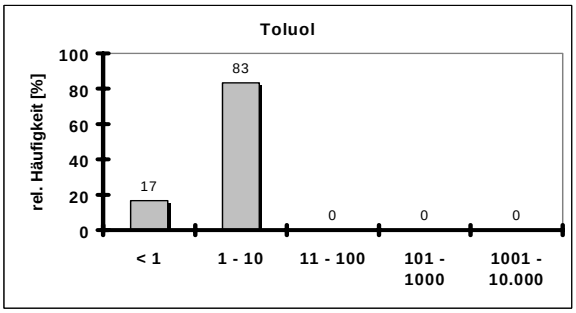

1,1,1-Trichlorethan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
100
0
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

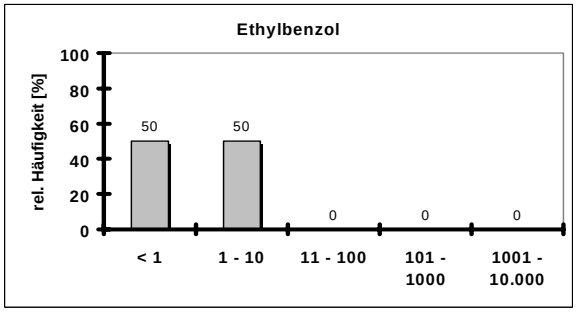

Tetrachlormethan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
100
0
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Trichlorethen
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
83
17
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Tetrachlorethen
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
100
0
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Benzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
67
33
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Toluol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
17
83
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


Ethylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
50
50
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

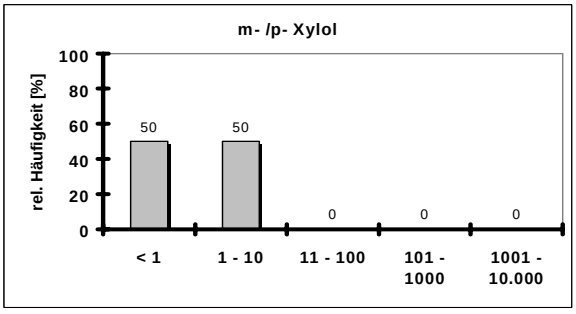
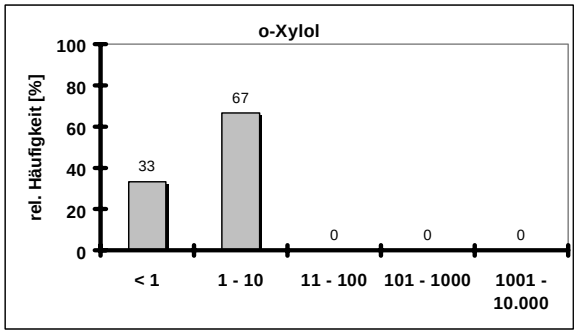
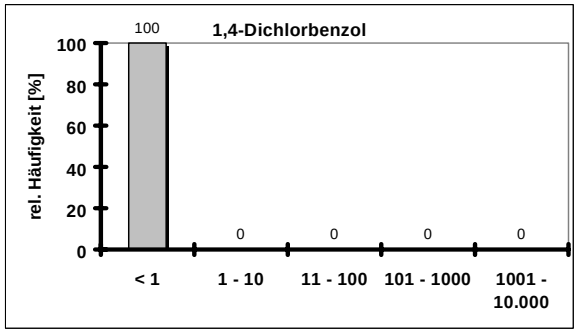
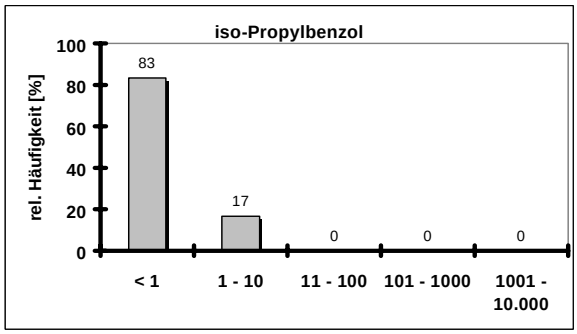
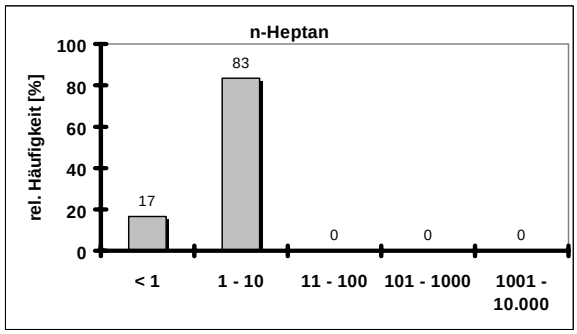

m- /p- Xylol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
50
50
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

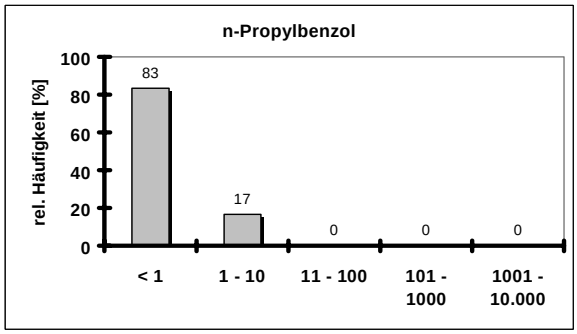
Bild 7-16

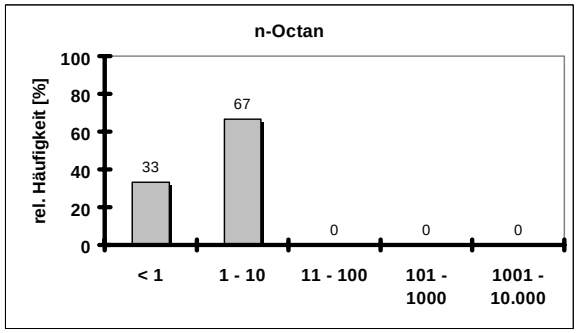

o-Xylol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
33
67
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

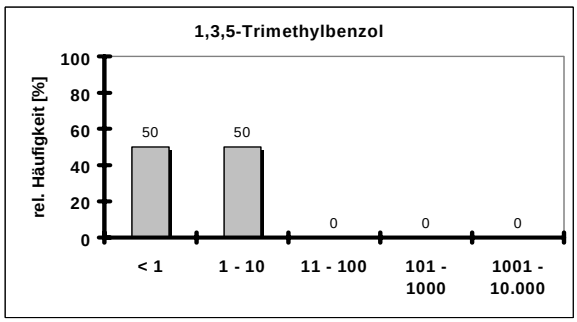

1,4-Dichlorbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
100
0
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

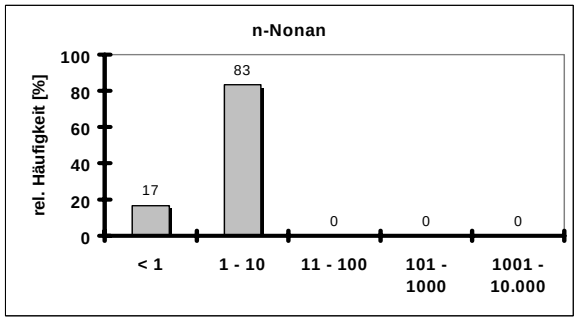

iso-Propylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
83
17
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

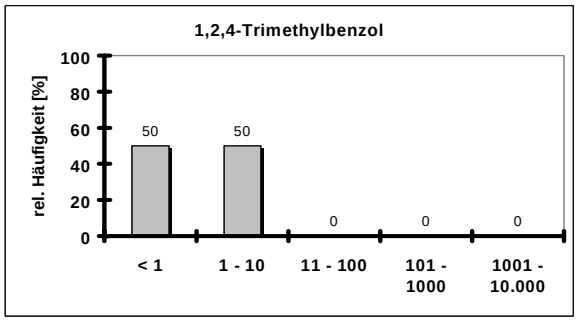

n-Heptan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
17
83
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


n-Propylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
83
17
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


n-Octan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
33
67
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


1,3,5-Trimethylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
50
50
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


n-Nonan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
17
83
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000


1,2,4-Trimethylbenzol
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
50
50
0
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

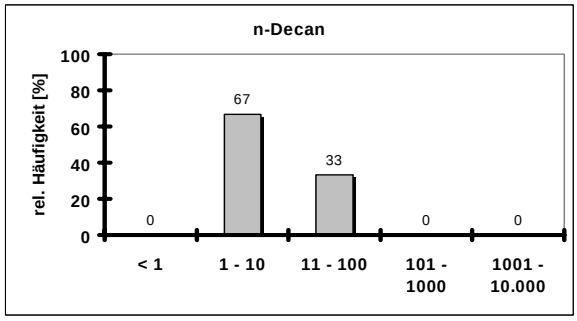

n-Decan
rel. Häufigkeit [%]
100
80
60
40
20
0
0
67
33
0
0
< 1
1 - 10
11 - 100
101 - 1000
1001 - 10.000

Bild 7-16

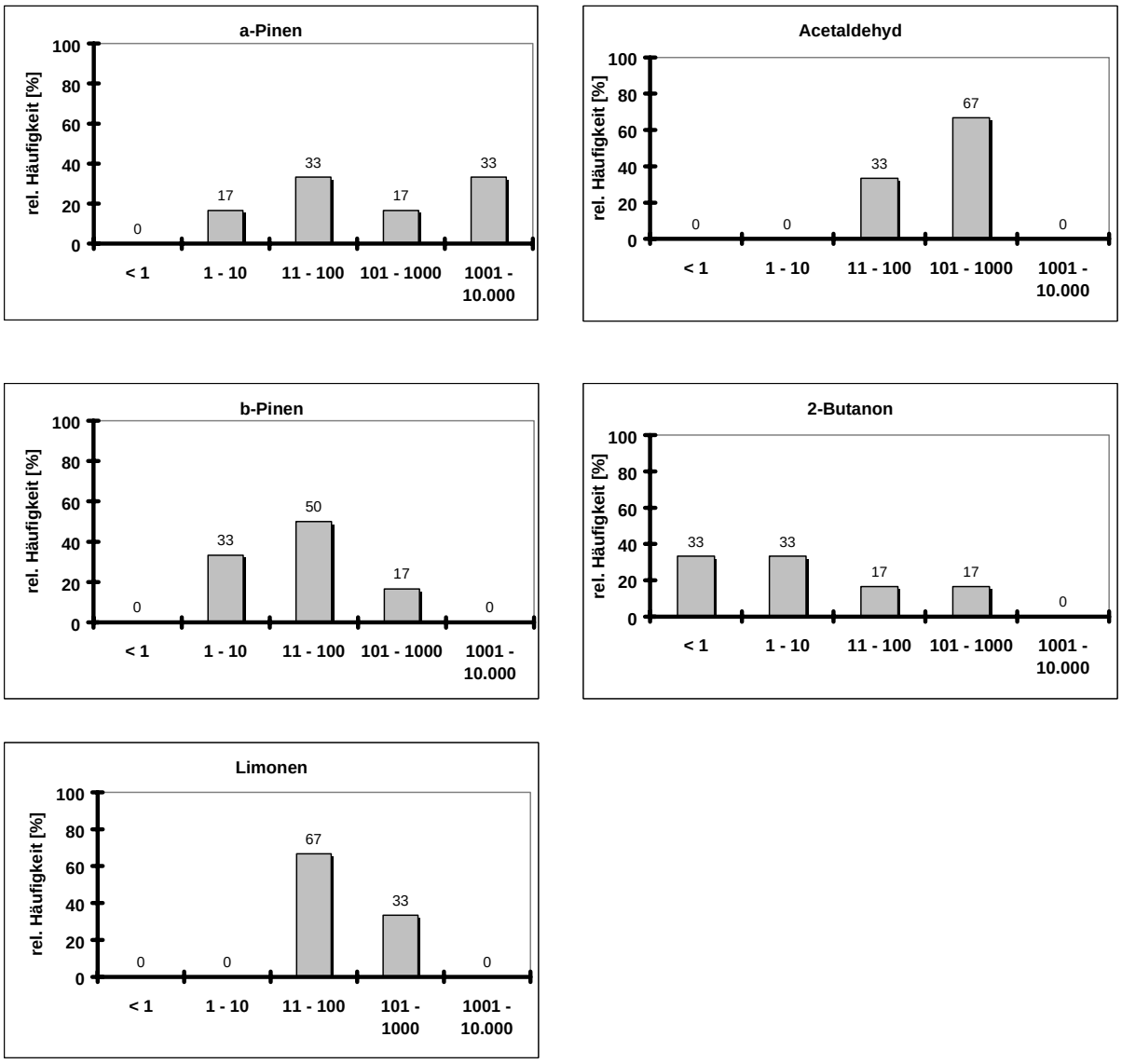


Bild 7-16: Häufigkeitsverteilung der VOC-Konzentrationen in Abfallproben (Rotteaustrag, Konzentrationsklassen in mg/Mg Feuchtsubstanz)

Vergleichbare Daten zu VOC-Konzentrationen in Abfallproben der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung existierten bisher nicht. Insbesondere wurde den MVOC noch keine Bedeutung beigemessen. Die max. Konzentrationen betrugen bei Acetaldehyd 2,9 mg/kg FS und bei Ethanol 11 mg/kg FS in Proben des Rotteeintrags. Sollte es sich hierbei nicht um Reste von Spirituosen im Abfall handeln, sind diese Konzentrationen deutliche Anzeiger bereits fortschreitenden Zersetzung und Gärung des Abfalls (z.B. im Müllbehälter) vor dem eigentlichen technischen Rotteprozeß. WEPPEN ET AL. (1998) haben MVOC im Bioabfall während der Kompostierung bestimmt (Bild 7-17). Dabei erreichten die Konzentrationen der beiden Hauptkomponenten Acetaldehyd 30 mg/kg und Ethanol etwa 400 g/kg Bioabfall.

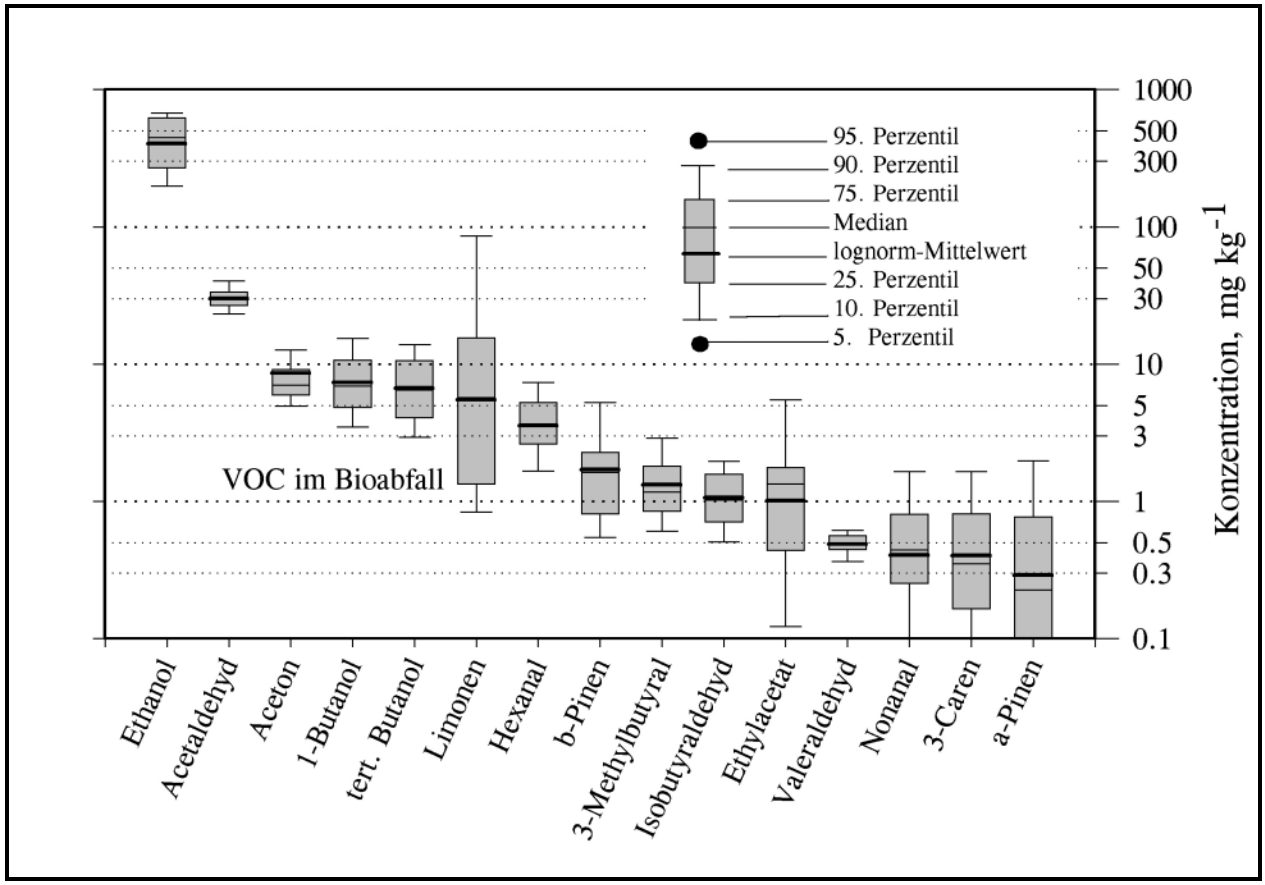


Bild 7-17 MVOC im Bioabfall (aus: WEPPEN ET AL., 1998)

7.3.3 Ergebnis der VOC-Bilanzierung

Die Datenermittlung für die Bilanzierung der VOC ist den vorangestellten Kapiteln zu entnehmen. Für die weitere Auswertung fanden arithmetische Mittelwerte Verwendung. Die Gegenüberstellung in Tab. 7-20 zeigt oben Verbindungen (z.B. Tetrachlormethan), die im Input und im Output in gleich großer Menge enthalten und in festen Abfallproben unbedeutend waren. Auf dem Weg nach unten in der Tabelle folgen Stoffe, die eine Massenzunahme durch die biologische Behandlung erreicht haben, und zwar in der Reihenfolge ihrer absoluten Zunahme. Da die VOC-Konzentration im Abfall durch die Behandlung freigesetzt wird, ist der Zuwachs an Masse im wesentlichen nur über eine biologische Bildung und Emission über den Abluftweg zu erklären. Es sind zwei Quellen für VOC von Bedeutung:

1. Freisetzung von vorhandenen, anthopogenen VOC,

2. Bildung durch Metabolismus von natürlichen, organischen Stoffen.

Für die eindeutigen MVOC bedeutet das eine Nettoproduktion in die Abluft von 27 g Acetaldehyd/Mg, 62 g Limonen/Mg und 120 g 2-Butanon/Mg Rotteinput FS. Ethanol und Aceton liegen ebenfalls etwa in dieser Größenordnung, wurden jedoch wegen fehlender Immissionskonzentrationen nicht bilanziert. Die Bilanz von insgesamt 26 Verbindungen ist in Tab. 7-20 dargestellt, wobei die rechnerische Nettoproduktion der rechten Spalte zu entnehmen ist (Differenz Output – Input). Zum Vergleich, aus dem Summenparameter NMVOC ging eine Emissionsfracht über die Abluft von 600 bis 800 g C/Mg hervor. Diese Größenordnung

macht die enorme mikrobielle Neubildung von Schadstoffen während der biologischen Behandlung deutlich, die den originären Stoffeintrag über den rohen Siedlungsabfall bei weitem überwiegt, sofern die Zersetzung des Rohabfalls nicht bereits im Müllbehälter begonnen hat. Für sehr flüchtige Xenobiotika, wie z.B. Tetrachlorethen oder R11, müssen einschränkend methodische Schwierigkeiten bei der Feststoffanalytik (repräsentative Probenahme, verlustfreie Probenzerkleinerung) angeführt werden, da eine biogene Bildung nicht möglich ist. Aufgrund dieser Randbedingung müßte die Differenz Output-Input (rechte Spalte in Tab. 7-20) für z.B. Tetrachlorethen ausgeglichen (0) sein. Ob auf biologischen Abbauwegen unter Rottebedingungen aus organischer Substanz aromatische Monomere, wie z.B. Xylole oder Trimethylbenzole gebildet werden können, wie es aus der Bilanzierung gefolgert werden könnte, ist unklar. Um der Frage nachzugehen, müßten weiterführenden Untersuchungen angestellt werden.

Bilanzraum Verbindung	Rotteeintrag (mg/Mg)	Rotteaustrag (mg/Mg)	Zuluftfracht (mg/Mg)	Rohgasfracht (mg/Mg)	Output-Input (mg/Mg)
Tetrachlormethan	1	1	32	15	17
Tetrachlorethen	1	2	186	24	161
Trichlormethan	1	2	216	3	212
1,1,1-Trichlorethan	1	5	318	18	296
Benzol	1	5	430	111	315
iso-Propylbenzol	1	25	323	6	293
1,4-Dichlorbenzol	1	1	847	3	844
1,3,5-Trimethylbenzol	1	854	1.786	18	915
n-Propylbenzol	1	65	1.242	12	1.166
n-Oktan	2	97	1.594	15	1.484
Trichlorethen	1	1	1.768	12	1.756
n-Nonan	1	385	2.597	15	2.198
o-Xylol	1	170	3.992	54	3.769
β-Pinen	183	3.951	7.924	3	4.153
Ethylbenzol	1	118	4.314	42	4.272
n-Heptan	3	75	5.174	33	4.155
1,2,4-Trimethylbenzol	2	188	5.642	57	5.399
Trichlorfluormethan	56	234	6.347	51	6.118
n-Dekan	14	881	7.124	18	6.239
Toluol	2	84	9.744	288	9.374
α-Pinen	5.010	6.750	12.447	12	10.695
m-/p-Xylol	1	688	13.315	159	12.469
Acetaldehyd	166	919	28.140	45	27.342
Limonen	140	9.932	71.582	9	61.781
2-Butanon	22	677	120.457	15	119.787

Tab. 7-20 VOC-Bilanzierung aus MBA-Input (Zuluft und Rotteeintrag) und MBA-Output (Rohgas und Rotteaustrag), sortiert nach dem Differenzgehalt Output-Input

Für die 26 Verbindungen in Tab. 7-20 liegen vergleichbare Literaturwerte für Emissionsfrachten von drei MBA aus Österreich (ANGERER ET AL., 1998, 1999A und 1999B) und von

batchbetriebenen Containerversuchen (FRICKE ET AL., 1997) vor. Eine Zusammenstellung aller Werte erfolgt in Tab. 7-21. Insgesamt zeigt sich in der Größenordnung eine weitgehende Übereinstimmung der Emissionsfrachten. Bemerkenswert sind die Frachten der MVOC, wie Terpene, 2-Butanon, Acetaldehyd mit teilweise über 100 g pro Verbindung/Mg Rotteinput. Nicht aufgeführt, aber ebenfalls in erheblichen Mengen sind Aceton und Ethanol zu erwarten.

	Rohgasfracht (mg/Mg)				
Verbindung	Aus Tab. 7-20	Allerheiligen	Siggerwiesen *	Kufstein	Aus Tab. 2-11
Tetrachlormethan	32	403 – 550	38 – 103	-	< 31
Tetrachlorethen	186	< 22	339 – 935	37 – 61	611
Trichlormethan	216	n.n.	37 – 104	100 – 118	56
1,1,1-Trichlorethan	318	104 – 174	829 – 1.940	99 – 117	87
Benzol	430	100 – 300	200 – 400	-	3.487
iso-Propylbenzol	323	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
1,4-Dichlorbenzol	847	100 – 200	200 – 800	2.500 – 2.800	n.b.
1,3,5-Trimethylbenzol	1.786	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n-Propylbenzol	1.242	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
n-Octan	1.594	300 – 400	1.200 – 3.400	620 – 1.270	1.118
Trichlorethen	1.768	< 40 – 48	108 – 525	159 – 175	4.620
n-Nonan	2.597	700 – 1.000	5.900 – 9.500	800 – 2.250	6.792
o-Xylol	3.992	400 – 700	4.100 – 2.300	670 – 1.340	3.083
b-Pinen	7.924	8.600 – 9.700	2.800 – 7.300	1.800 – 6.900	** 16.418
Ethylbenzol	4.314	500 – 700	3.500 – 5.800	1.270 – 2.470	5.592
n-Heptan	5.174	200 – 500	1.300 – 2.200	830 – 1.670	927
1,2,4-Trimethylbenzol	5.642	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Trichlorfluormethan	6.347	n.b.	4.500 – 8.900	Ca. 2.000–2.200	1.417
n-Decan	7.124	2.600 – 3.600	4.700 – 11.800	1.130 – 5.400	24.140
Toluol	9.744	1.300 – 1.800	6.700 – 10.800	530 – 3.120	4.555
a-Pinen	12.447	7.300 – 8.300	6.500 – 9.200	320 – 5.290	** 16.418
m-/p-Xylol	14.315	1.100 – 1.500	9.900 – 16.300	1.800 – 3.600	10.713
Acetaldehyd	28.140	7.200 – 7.300	>7.800 - >11.000	44.960 - 145.160	1.064
Limonen	71.582	125.000-130.000	58.700 - 81.100	50.500 - 70.010	49.361
2-Butanon	120.457	142.000-190.000	29.300 – 41.500	12.280 – 38.960	23.786

* Summe aus Rottetrommel und Rotteabluft ** Summe aus a-Pinen und b-Pinen

Tab. 7-21 Zusammenstellung von Emissionsfrachten aus MBA (Rohgas)

7.4 Stickstoffverbindungen

7.4.1 RABA Bassum

Die Ergebnisse der RABA Bassum sind als Konzentrationen in Bild 7-18 (NH_3) und Bild 7-19 (TN, org.-N) sowie als Frachten in Bild 7-20 (NH_3) und Bild 7-21 (TN und org.-N) dargestellt. Insgesamt konnten hohe Belastungen und große Schwankungen im Filterwirkungsgrad festgestellt werden. Die im Biofilter absorbierten N-Verbindungen werden teilweise nitrifiziert.

Dabei wird N_2O und auch NO gebildet. Durch die Akkumulation von N-Verbindungen im Biofilter wird das ungünstig enge C/N-Verhältnis weiter in Richtung des Stickstoffs verschoben. Ergebnisse aus der Untersuchung zur Verbesserung der NH_3-Abscheidung befinden sich in Kap. 8.5. NH_3 ist in der TA Luft nicht aufgeführt. WELZBACHER (1999) empfiehlt eine Behandlung wie anorganische Gase, Klasse 3, Nr. 3.1.6 TA Luft. Danach wären die Emissionen bei einem Massenstrom ≥ 300 g/h auf 30 mg/m³ zu begrenzen.

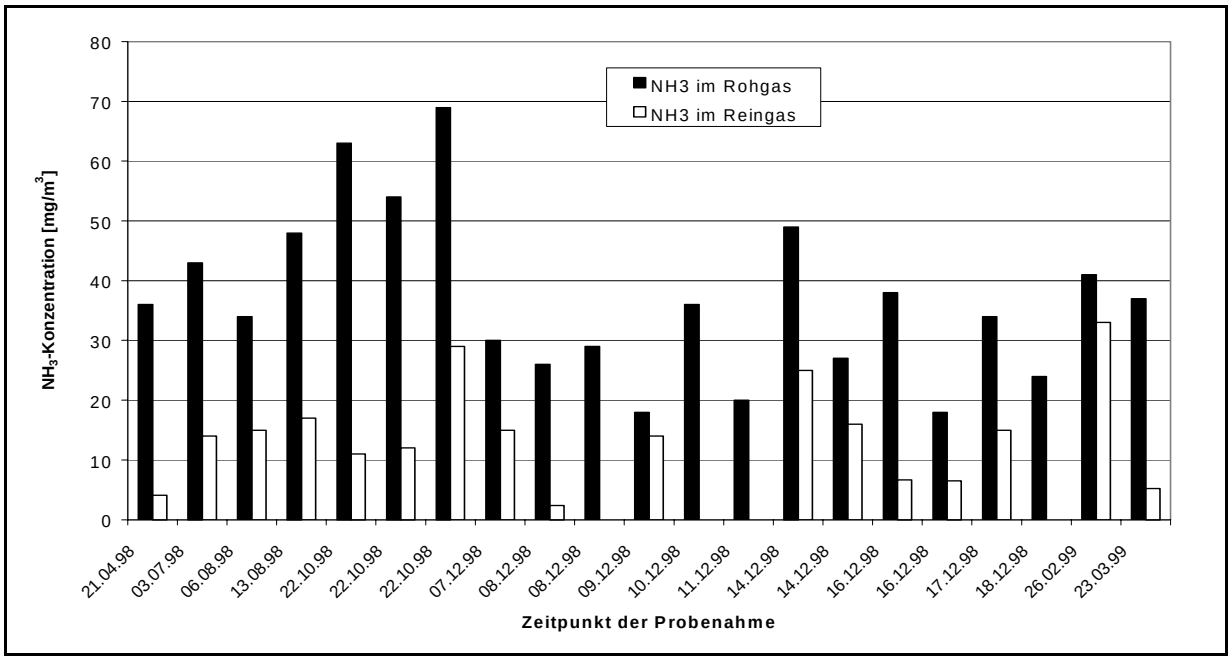


Bild 7-18: NH_3-Konzentrationen im Roh- und Reingas der RABA Bassum

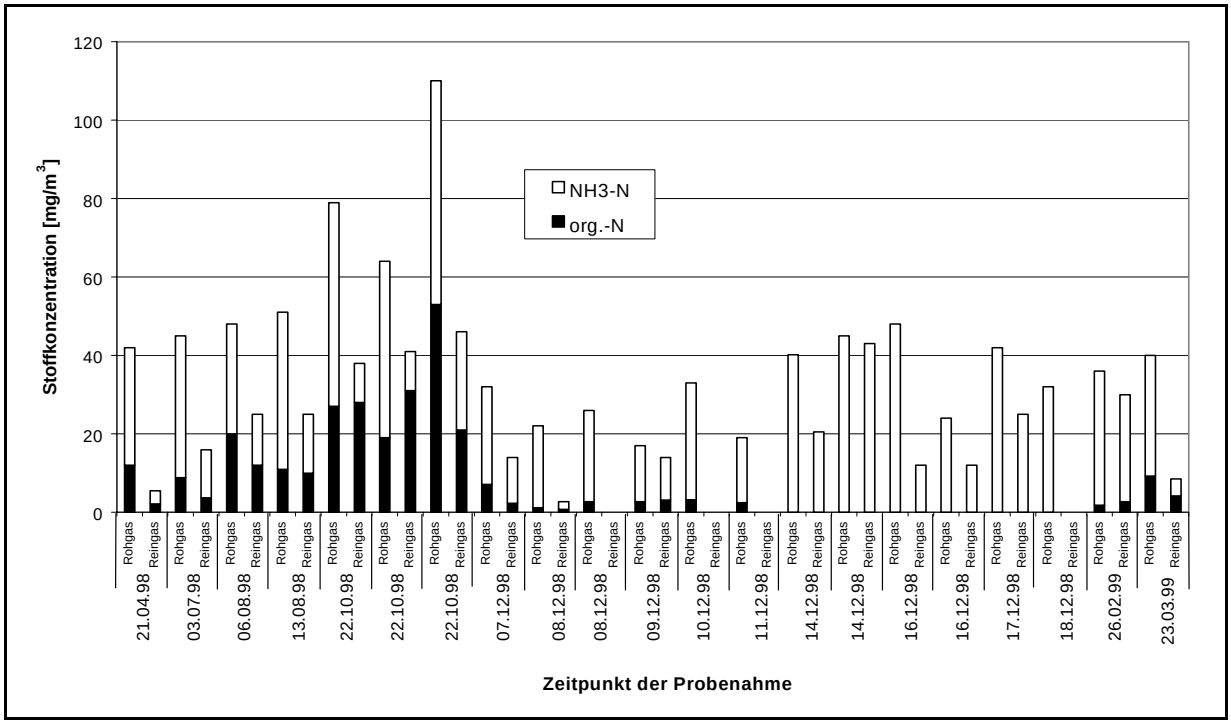


Bild 7-19: TN-Konzentrationen im Roh- und Reingas der RABA Bassum

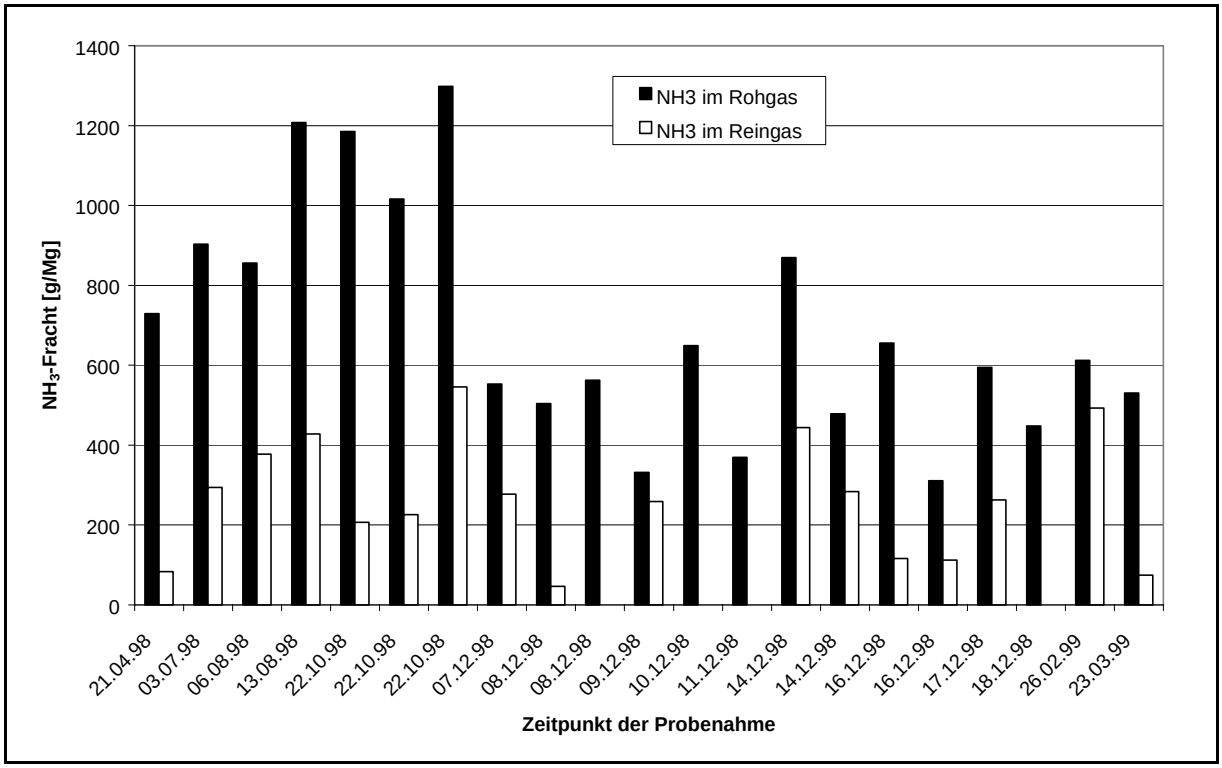


Bild 7-20: NH_3-Frachten im Roh- und Reingas der RABA Bassum

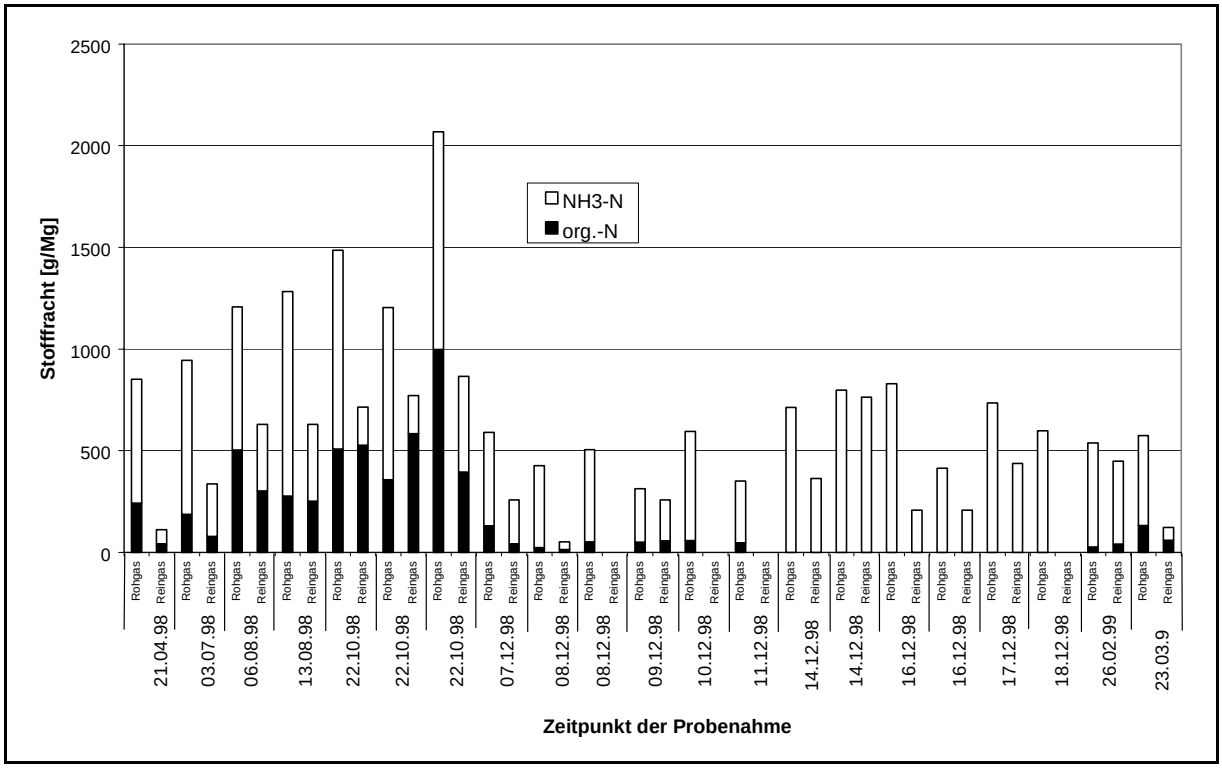


Bild 7-21: TN-Frachten im Roh- und Reingas der RABA Bassum

Die NH_3-Frachten im Rohgas der RABA Bassum lagen zwischen 300 und 600 g/Mg, wobei Spitzenwerte von über 1.000 g/Mg (1 ‰) festgestellt wurden. Der Stickstoffaustrag der RABA Bassum im Rohgas wird auf 9 bis 50 Mg NH_3/a geschätzt. Hohe NH_3-Frachten korrelieren tendenziell mit erhöhten org.-N-Austrägen, die wiederum bei anhaltend sehr hohen Rottetemperaturen um 80 °C gemessen wurden.

Ähnliche Beobachtungen wurden von MAYER (1990) im Kompostwerk Dußlingen mit Hausmüll gemacht, der die erhöhten Geruchsfreisetzungen bei hohen Rottetemperaturen auf chemischem Weg über Maillard- und Pyrolysereaktionen erklärte. Durch Vermeidung von Rottetemperaturen, die wesentlich über 60 °C liegen, können die nach MAYER (1990) Geruchsemissionen wirkungsvoll verringert werden. Gegenüber dem üblichen Kompostierungsverfahren gaben Mieten, die mit Strukturmaterial versetzt und intensiv belüftet wurden, deutlich verminderte Geruchsemissionen ab. Als typische Leitkomponenten des Heißrottegeruchs konnten u.a. alkylierte Pyridine und Pyrazine identifiziert werden. Die gleichen Substanzen wurden auch in der Abluft der RABA Bassum gefunden.

Behandlungsanlage	Kompostwerk Dußlingen (Hausmüll)						RABA Bassum					
Zeitpunkt	Rottebeginn		Rottemitte		Rotteende		T 1	T 2	T 1	T 2	T 1	T 2
Meßstelle	Mietenoberfläche mit Haubenmethode						Rohgas				Reingas	
Substanz (µg/m³)	Norm.	Strukt.	Norm.	Strukt.	Norm.	Strukt.	vor Wäscher		nach Wäscher		nach Biofilter	
Pyrazin	23,4	3,2	36,2	3,5	68,6	27,0	7,8	6,2	6,0	5,4	0,35	0,55
Methylpyrazin	13,7	1,2	13,1	1,1	37,8	29,7	10,4	7,9	7,3	7,2	0,25	0,43
2,5-Dimethylpyrazin	10,1	1,1	7,0	0,8	19,3	23,6	3,3	2,3	2,2	2,3	< 0,1	0,11
Pyridin	36,6	5,1	67,3	5,6	75,4	59,7	27,6	21,9	24,8	20,7	0,50	0,55
2-Methylpyridin	22,2	2,0	32,3	1,8	57,2	42,1	12,0	9,6	11,1	8,4	0,33	0,32
4-Methylpyridin	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4,6	3,7	4,2	3,7	0,18	0,40

Tab. 7-22: Konzentrationen von stickstoffhaltigen Heterocyclen im Vergleich von Normalmieten (Norm.) und Strukturmieten (Strukt.) der Hausmüllrotte Dußlingen (MAYER, 1990) mit der RABA Bassum

Gemessen am Gesamtgehalt org.-N-Verbindungen tragen die stickstoffhaltigen Heterocyclen nur einen relativ unbedeutenden Anteil bei. Eine weitere Aufklärung der stofflichen Zusammensetzung der org.-N-Fraktion steht noch aus.

Anlaß zu einer Untersuchung von Nitrosaminen gab eine aufgrund hoher Ammoniakbelastung eingetretene starke Bildung von Stickoxid (NO) im Biofilter an der RABA Bassum (vgl. Kap. 8.4.1). Als Zwischenprodukt spielt dabei vermutlich das Nitrit eine Rolle. Da NO in der Praxis ein stark nitrosierendes Agens darstellt und Amine im Rotteabgas vermutet werden können, sind die Voraussetzungen für die Bildung von N-Nitrosaminen gegeben. Es können sowohl primäre und tertiäre, insbesondere jedoch sekundäre Amine einer Nitrosierungsreaktion unterworfen werden. N-Nitrosamine sind stark krebserzeugend. Der Umgang wird in TRGS 552 geregelt. Die mehrfache Prüfung auf 13 leichtflüchtige N-Nitrosamine ergab eine im Vergleich zum Rohgaskondensat starke Erhöhung des N-Nitrosomorpholins im Reingaskondensat (Tab. 7-23). Das Edukt in der Nitrosierungsreaktion des Amins, das Morpholin, ist im Abgas nicht nachgewiesen worden (Tab. 6-22). Alle anderen N-Nitrosamine lagen in der Regel unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/L. Die Gehalte an N-Nitrosomorpholin waren auffällig und lagen im Reingas zwischen 300 und 1.400 µg/L Kondensat. Bei Kondensatgehalten zwischen ca. 0,02 und 0,04 L/m³ kann der Emissionsbereich mit 10 bis 20 µg/m³ vorläufig abgeschätzt werden. Nach TRGS 552 ist als ubiquitäre Luftverunreinigung eine

Konzentration von bis zu 0,1 µg/m³ anzunehmen, darüber ist von einer Exposition auszugehen. Die Technische Richtkonzentration (TRK) beträgt 1µg/m³.

Behandlungsanlage:	RABA Bassum				MBV Lüneburg	RABA Bassum
Zeitpunkt:	14.12.98		27.01.99		27.01.99	23.03.99
Meßstelle:	Kondensat	Gasprobe	Kondensatprobe		Kondensat	Kondensat
Substanz	Reingas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
N-Nitrosodimethylamin,	17 µg/L	<10 µg/Nm³	97 µg/L	< 10 µg/L	132 µg/L	< 10 µg/L
N-Nitrosomethylethylamin,	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L
N-Nitrosodiethylamin,	20 µg/L	<10 µg/Nm³	< 10 µg/L	< 10 µg/L	11 µg/L	< 10 µg/L
N-Nitrosodiisopropylamin,	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L
N-Nitrosodipropylamin,	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L
N-Nitrosodibutylamin,	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L
N-Nitrosomorpholin,	**1.372 µg/L**	<10 µg/Nm³	**54 µg/L**	**339 µg/L**	< 10 µg/L	**536 µg/L**
N-Nitrosopiperidin,	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L
N-Nitrosopyrrolidin	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L	< 10 µg/L
N-Nitrosomethylphenylamin	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
N-Nitrosoethylphenylamin	78 µg/L	<10 µg/Nm³	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Nitrosodicyclohexylamin	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
N-Nitrosodibenzylamin	< 10 µg/L	<10 µg/Nm³	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. 7-23 Konzentrationen von N-Nitrosaminen in Gas- und Kondensatproben der RABA Bassum und der MBV Lüneburg

Am Biofilter der RABA Bassum wurde im Rahmen dieser Arbeit erstmalig eine lückenlose Stickstoffbilanz für einen Biofilter erstellt. Dieses war nur möglich, indem die Gase NO (Stickoxid) und N_2O (Lachgas) gemessen wurden. Aus Bild 7-22 wird deutlich, daß von den durchschnittlich 620 g N/Mg etwa 300 g NH_3-N/Mg im Biofilter umgesetzt werden. Diese Feststellung alleine reicht seit Jahrzehnten aus, die Biofiltertechnik als geeignetes Aggregat zur Behandlung stickstoffreicher Abgase auszuweisen (VDI 3477). An dieser Stelle wird das Erfordernis vollständiger stoffspezifischer Bilanzen deutlich. Der Verbleib des abgeschiedenen NH_3 ist bislang aus Unkenntnis im Nitrat oder N_2 vermutet worden.

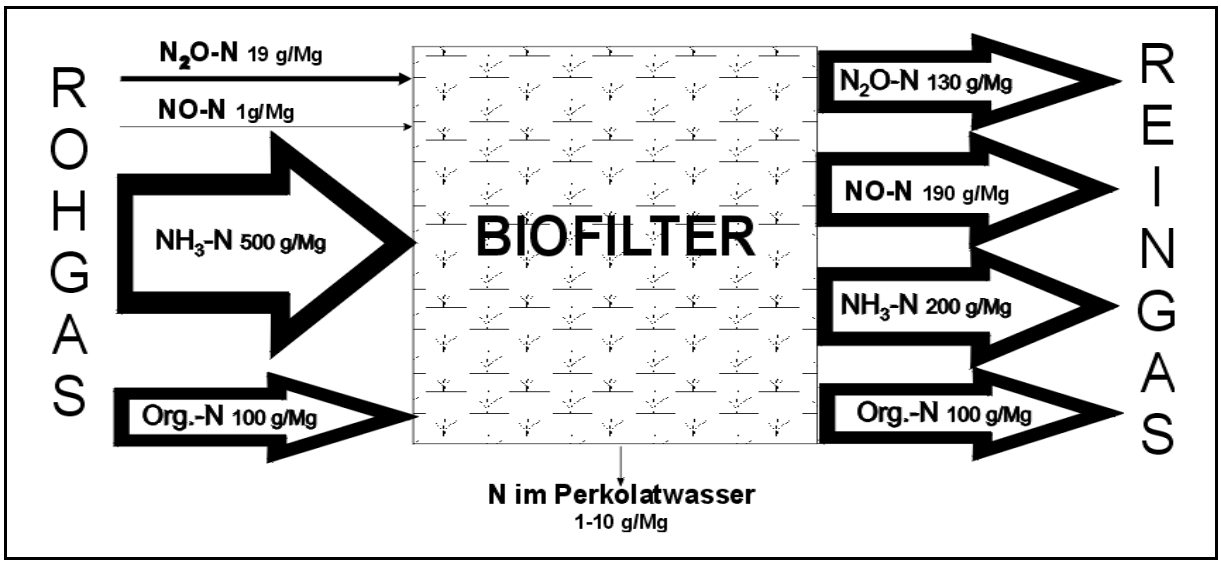


Bild 7-22 Stickstoffbilanz des Biofilter der RABA Bassum

Tatsache ist jedoch, daß der Anteil der Salze (NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-) als Zwischenprodukte zwar sehr bedeutsam ist, daß aber der Austrag mit dem Perkolationswasser verschwindend gering ist. Eine Bildung von N_2 ist höchst unwahrscheinlich, da im Biofilter keine geeigneten Bedingungen für eine Denitrifikation von NO_3 zum N_2 vorliegen. Aufgrund der massiven Überfrachtung und Akkumulation von Stickstoffverbindungen im Biofilter erfolgt eine quantitative Bildung von NO und N_2O aus dem abgeschiedenen NH_3 - aus Sicht des Treibhauspotentials von N_2O eine fatale Situation!

7.4.2 MBV Friesland

Die Ergebnisse der MBV Friesland sind als Konzentrationen in Bild 7-23 und Bild 7-6 sowie als Frachten in Bild 7-25 und Bild 7-26 dargestellt. Insgesamt konnten hohe Belastungen und im wesentlichen schlechte Filterwirkungsgrade festgestellt werden. Die im Biofilter absorbierten N-Verbindungen werden teilweise nitrifiziert. Dabei wird N_2O und vermutlich auch NO gebildet. Durch die Akkumulation von N-Verbindungen im Biofilter wird das ungünstig enge C/N-Verhältnis weiter in Richtung des Stickstoffs verschoben. Der Stickstoffaustrag der Anlage im Rohgas wird auf 3 bis 13 Mg NH_3/a geschätzt.

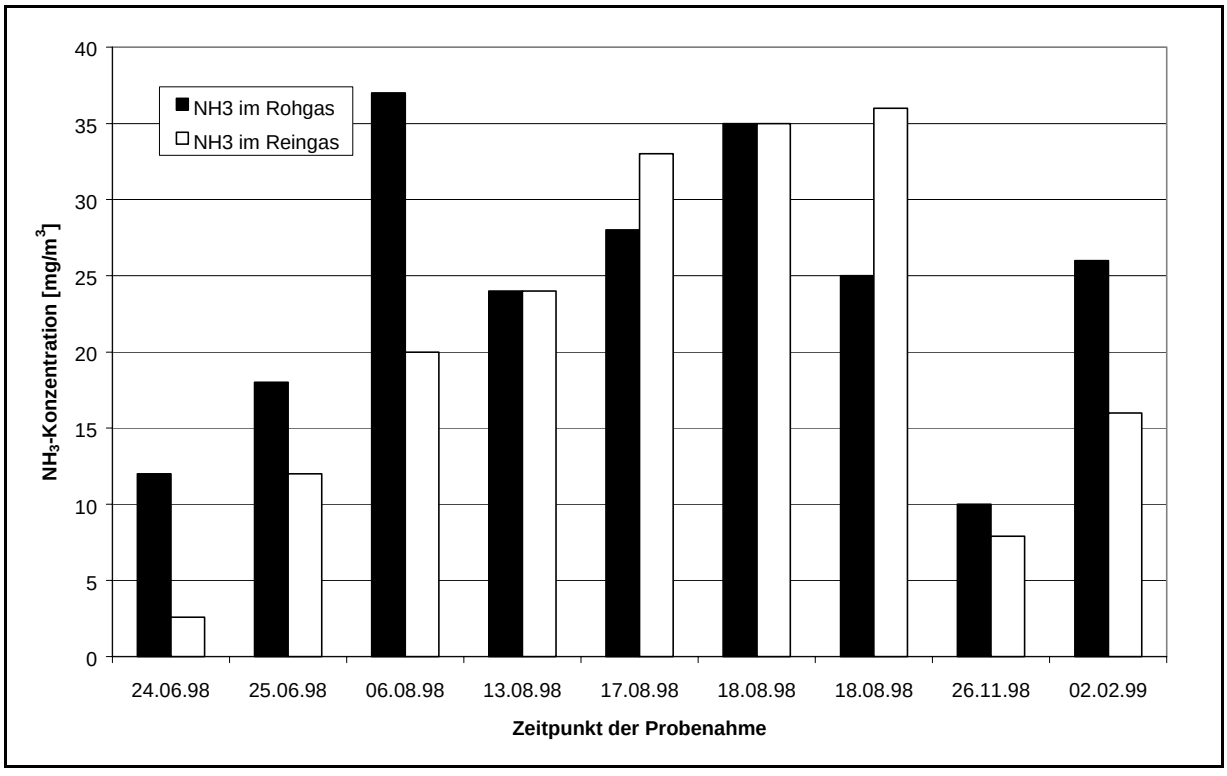


Bild 7-23: NH_3-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBV Friesland

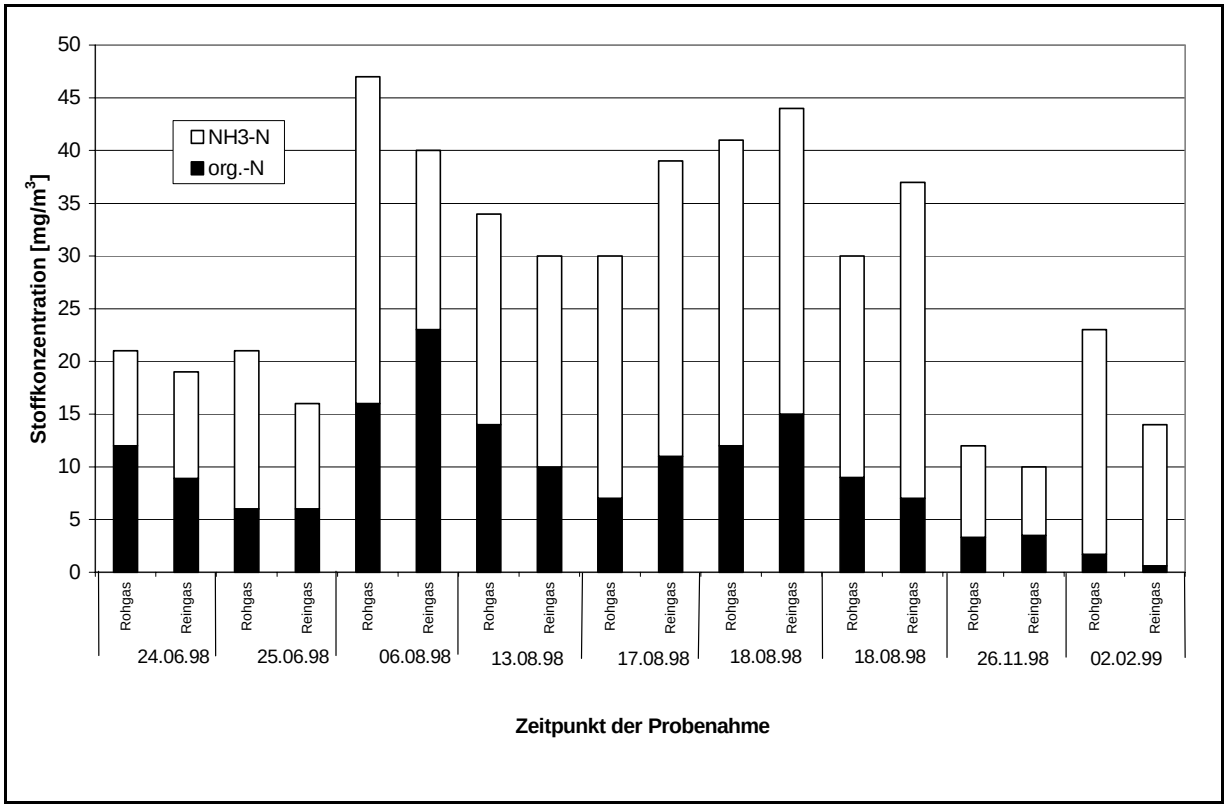


Bild 7-24 TN-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBV Friesland

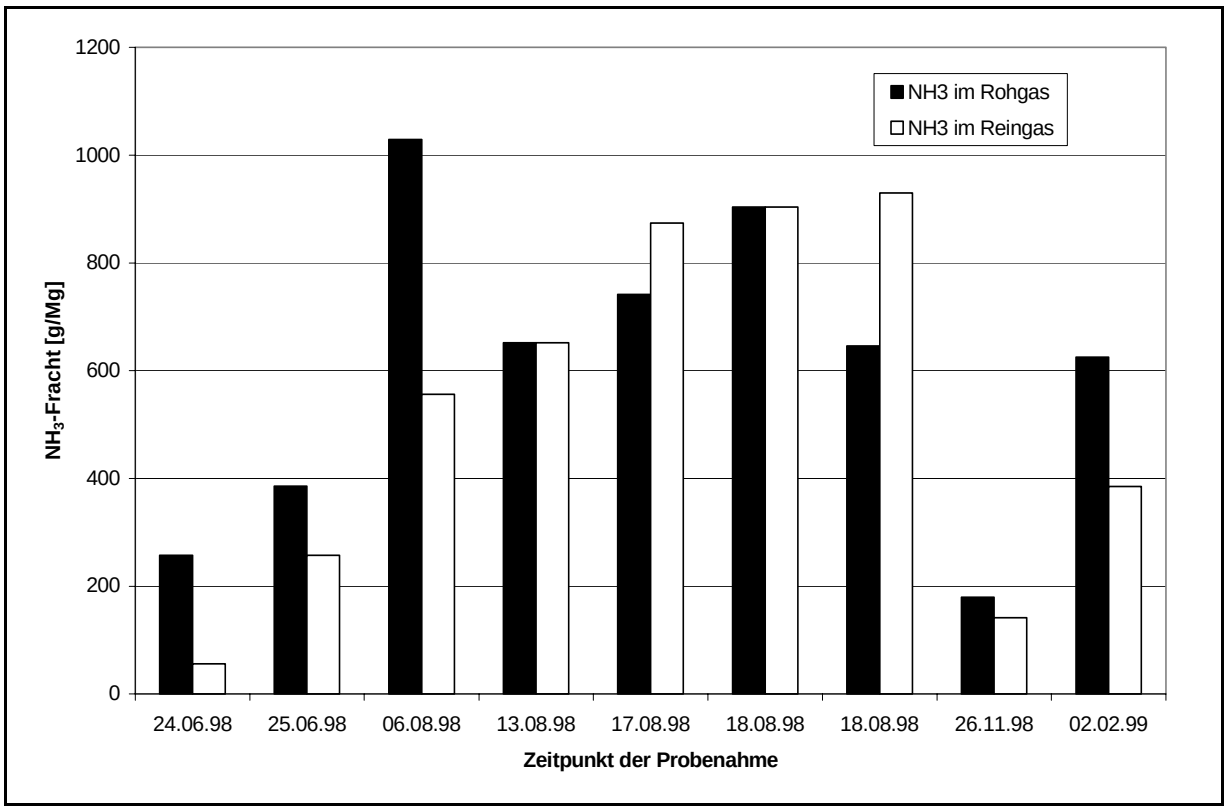


Bild 7-25 NH_3-Frachten im Roh- und Reingas der MBV Friesland

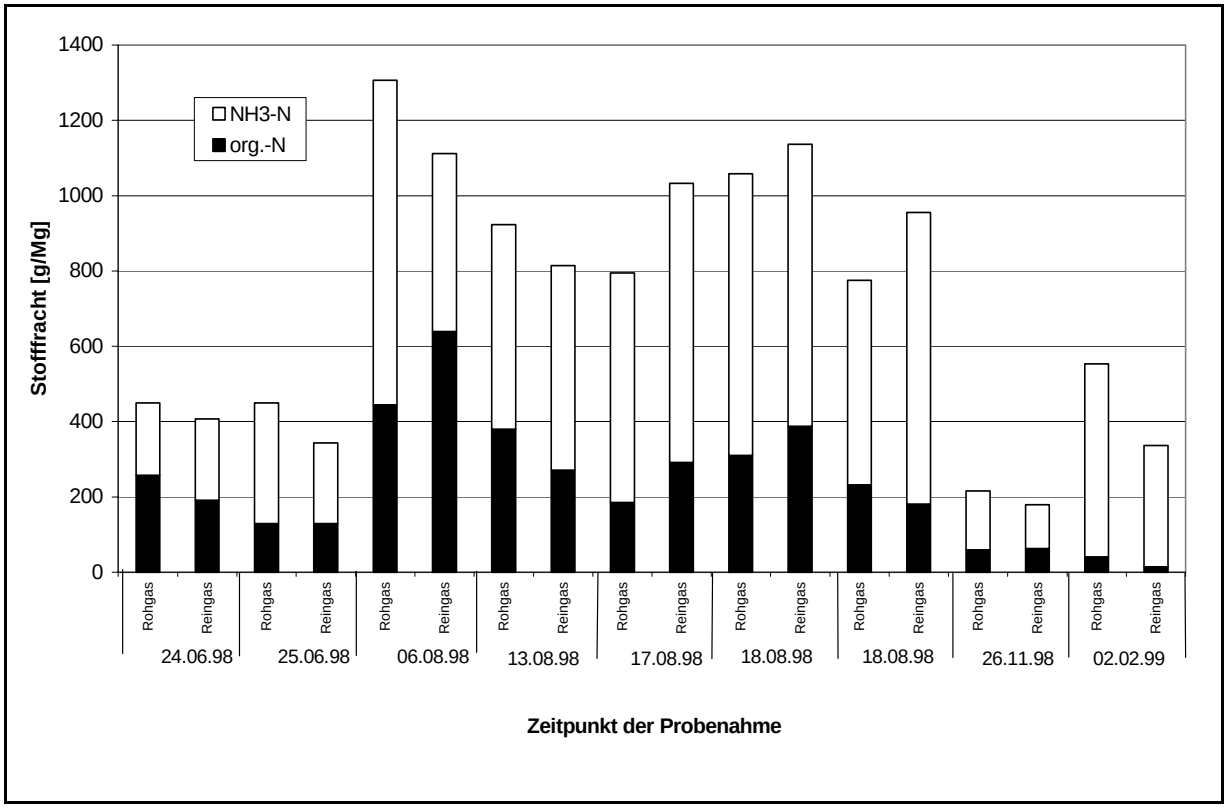


Bild 7-26 TN-Frachten im Roh- und Reingas der MBV Friesland

7.4.3 MBV Lüneburg

Die Ergebnisse der MBV Lüneburg sind als Konzentrationen in Bild 7-27 und Bild 7-28 sowie als Frachten in Bild 7-29 und Bild 7-30 dargestellt. Insgesamt konnten hohe Belastungen und im wesentlichen gute Filterwirkungsgrade festgestellt werden, wobei das Reingas nicht immer beprobt wurde. Die im Biofilter absorbierten N-Verbindungen werden teilweise nitrifiziert. Dabei wird N_2O und höchstwahrscheinlich auch NO gebildet. Durch die Akkumulation von N-Verbindungen im Biofilter wird das ungünstig enge C/N-Verhältnis weiter in Richtung des Stickstoffs verschoben. Der Stickstoffaustrag der Anlage im Rohgas wird auf 7 bis 20 Mg NH_3/a geschätzt.

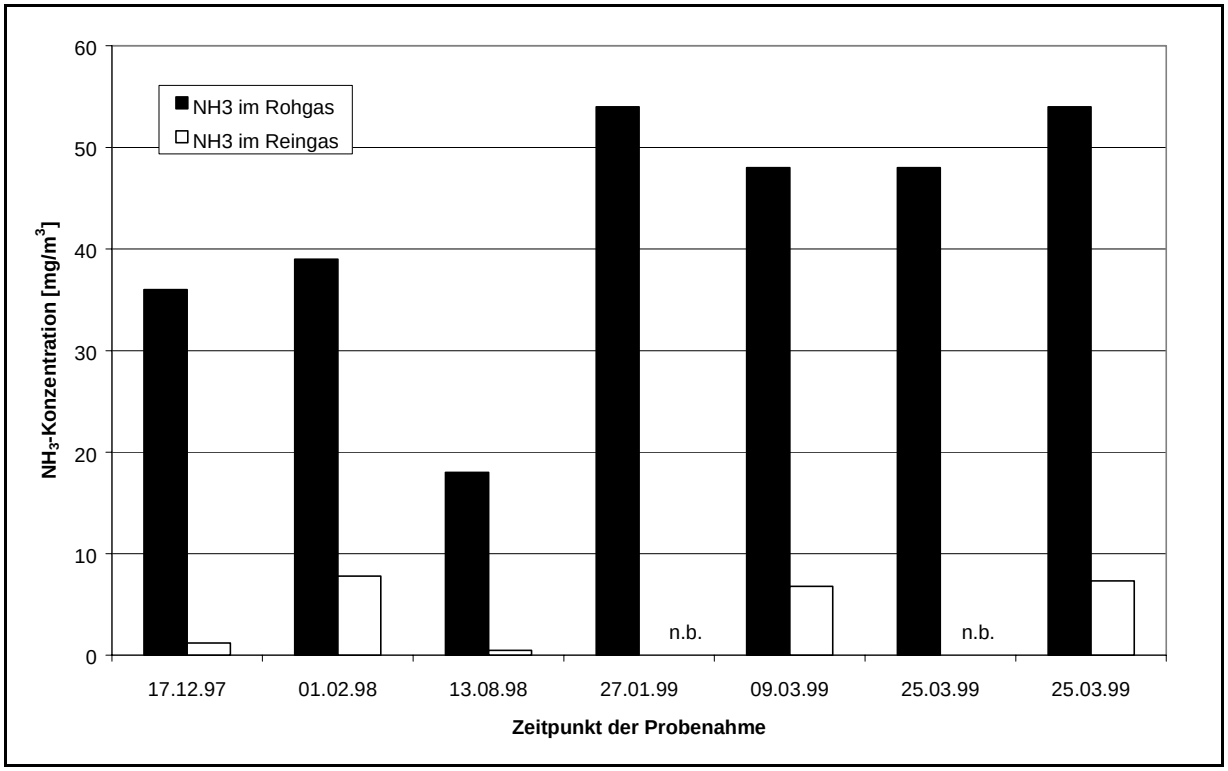


Bild 7-27 NH_3-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg

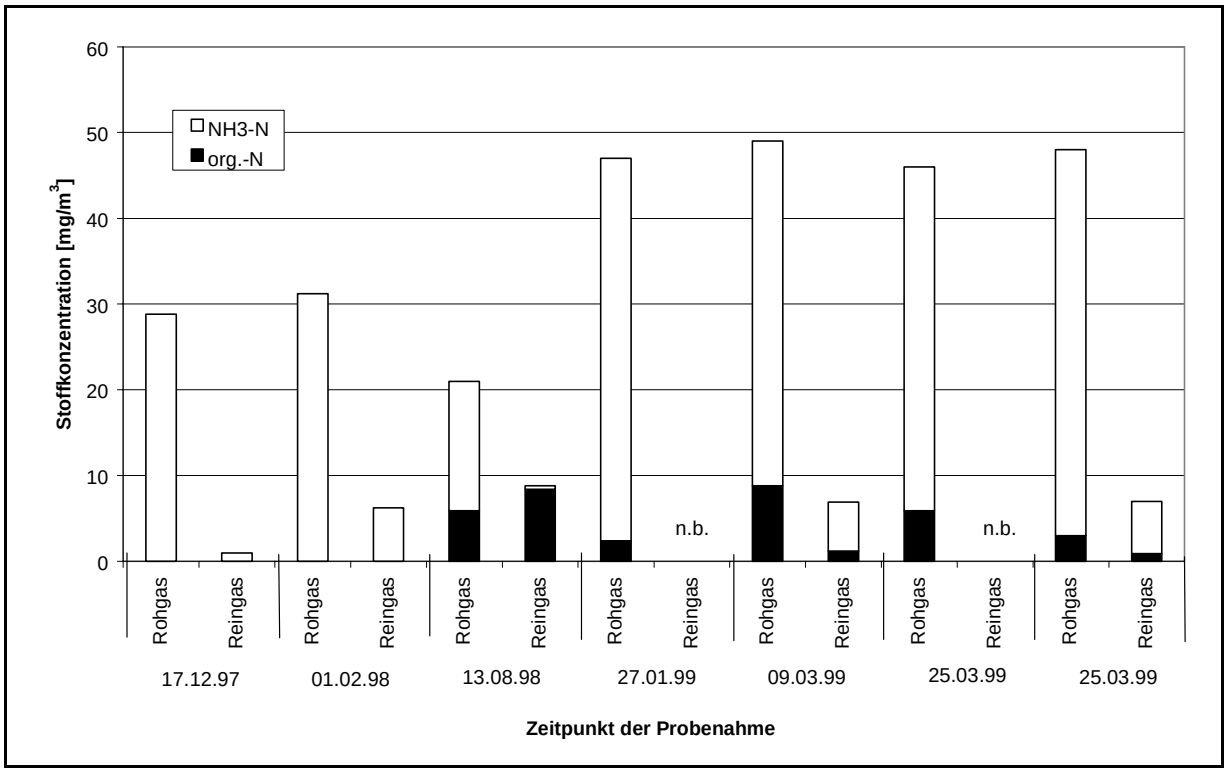


Bild 7-28 TN-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg

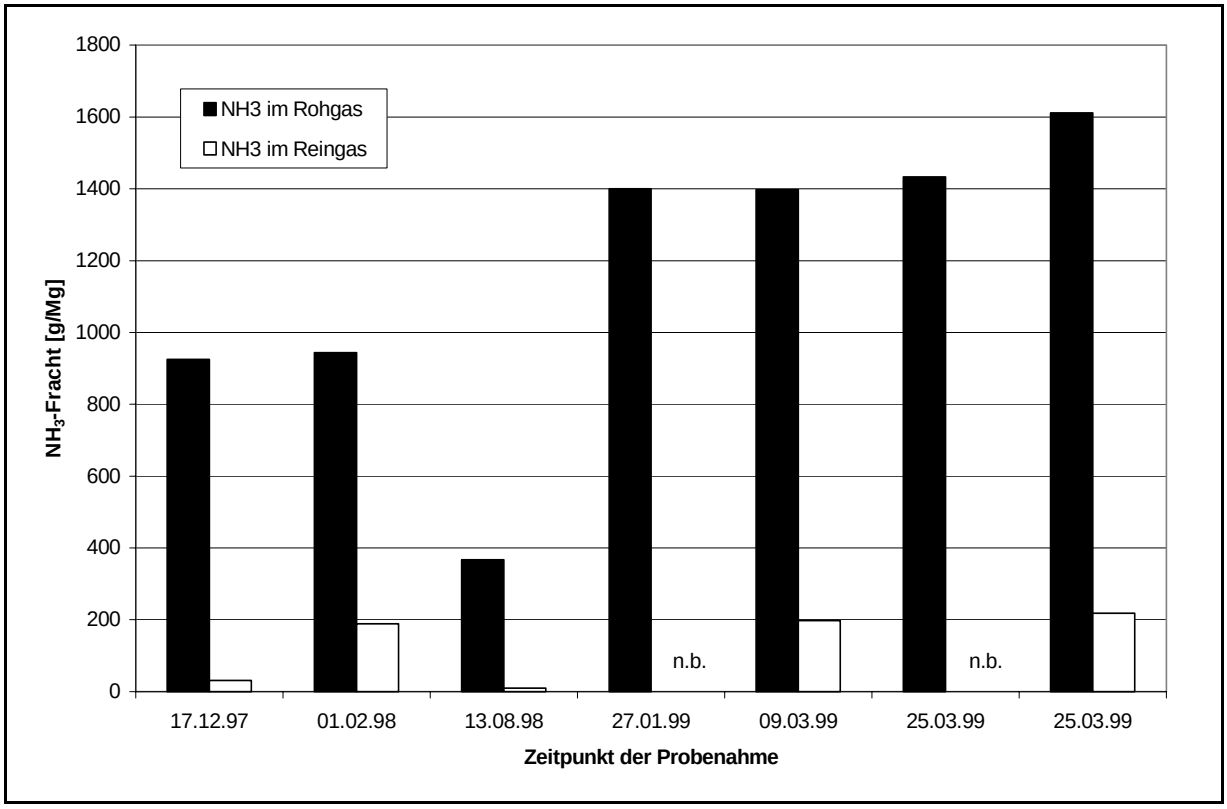


Bild 7-29 NH_3-Frachten im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg

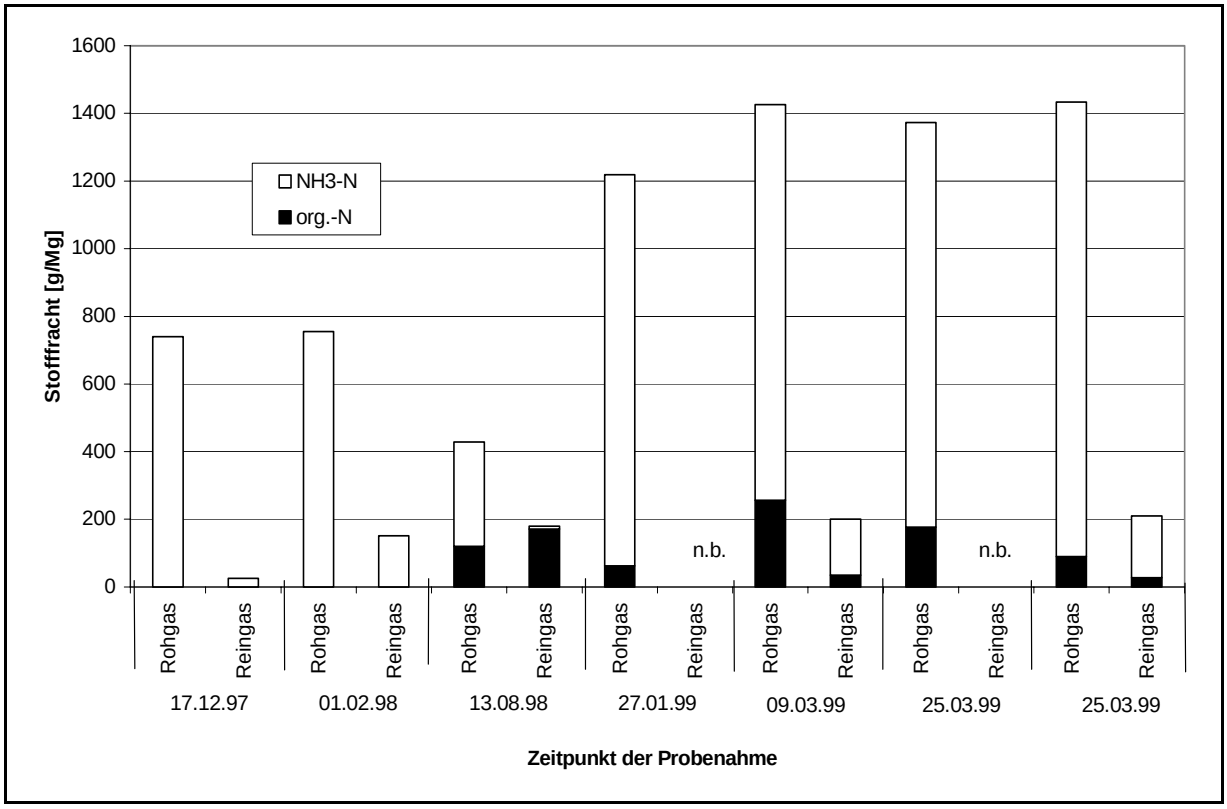


Bild 7-30 TN-Frachten im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg

7.4.4 MBRA Horm

Die Ergebnisse der MBRA Horm sind als Konzentrationen in Bild 7-31 und Bild 7-32 sowie als Frachten in Bild 7-33 und Bild 7-34 dargestellt. Insgesamt konnten im wesentlichen vergleichsweise geringe Belastungen und gute Filterwirkungsgrade festgestellt werden. Hohe Konzentrationen korrespondierten mit erhöhten Anteilen nativ organischer Substanz, wie z.B. Klärschlamm, im Behandlungsprozeß. Die im Biofilter absorbierten N-Verbindungen werden nitrifiziert. Dabei wird N_2O und ggf. auch NO gebildet. Durch die hohe Kohlenstoffbeschickung des Biofilters lag ein vergleichsweise günstiges C/N-Verhältnis im Bereich von 10/1 bis 20/1 vor.

Eine Besonderheit der MBRA Horm stellt die niedrige Stickstoffbelastung dar, die im wesentlichen aus der spezifischen Abfallzusammensetzung mit vergleichsweise wenig nativ organischen Bestandteilen resultiert. Die gelegentliche Zugabe von Klärschlamm führt zum kurzfristigen Anstieg der NH_3-Konzentrationen. Das C/N-Verhältnis sinkt dann auf einen Bereich von 3/1 bis 4/1 ab.

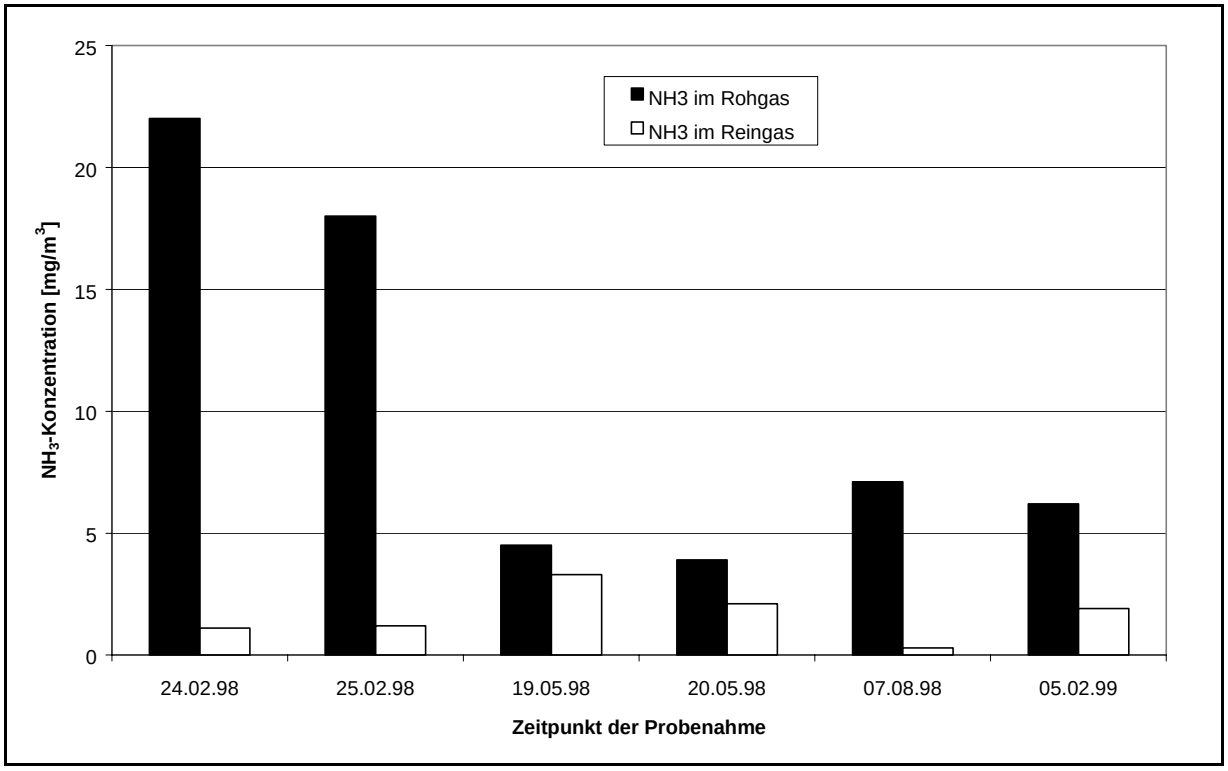


Bild 7-31 NH_3-Emissionskonzentrationen der MBRA Horm

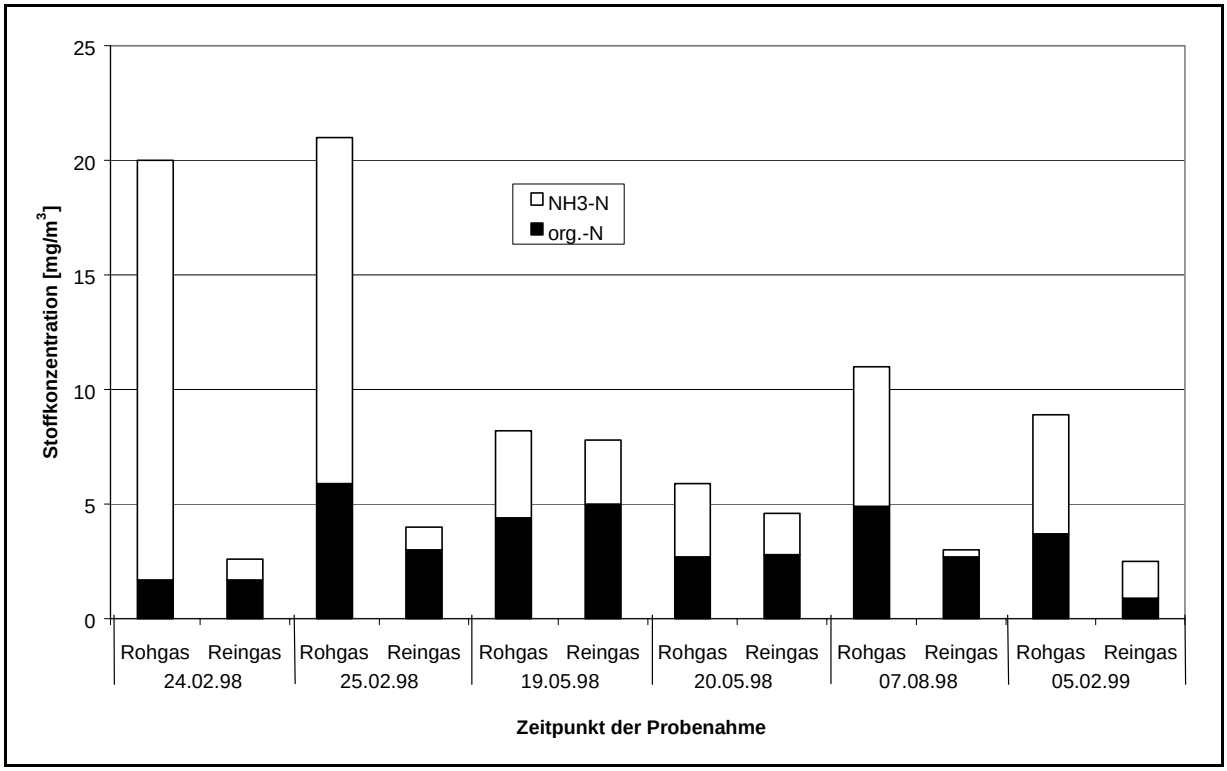


Bild 7-32 TN-Emissionskonzentrationen der MBRA Horm

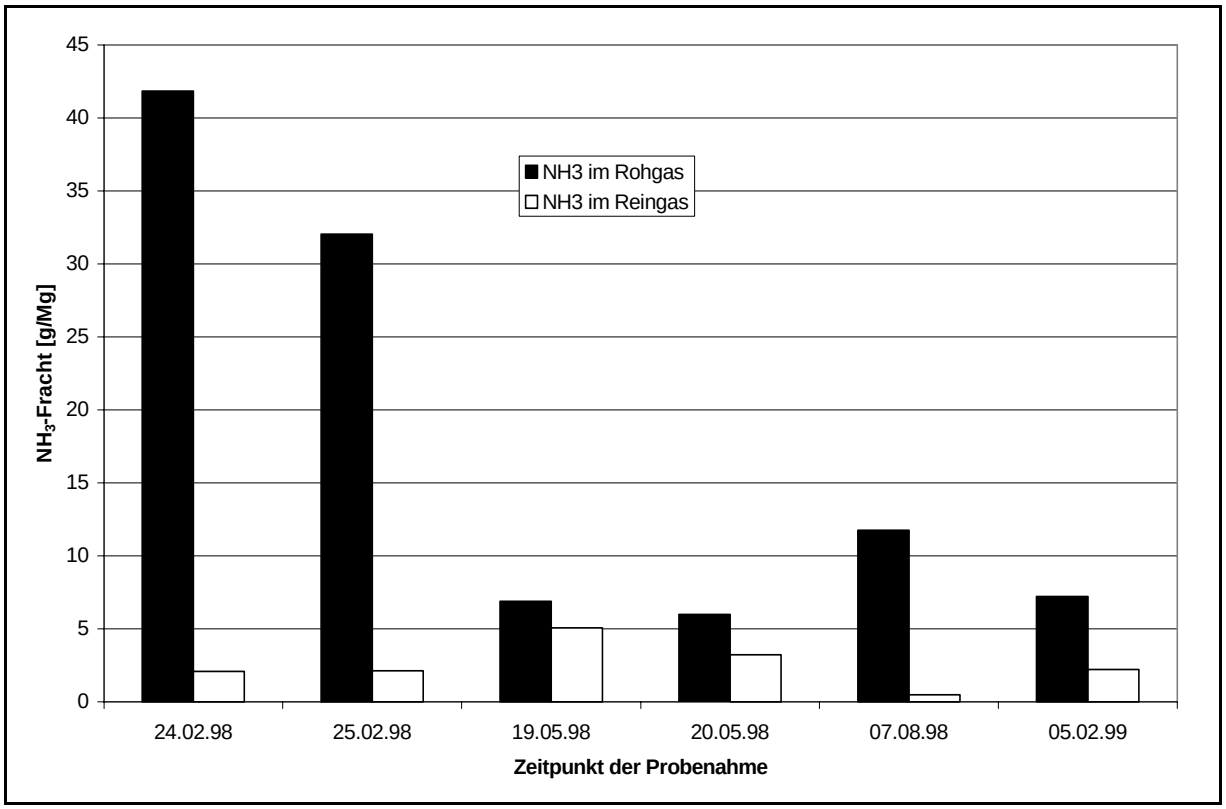


Bild 7-33 NH_3-Frachten im Roh- und Reingas der MBRA Horm

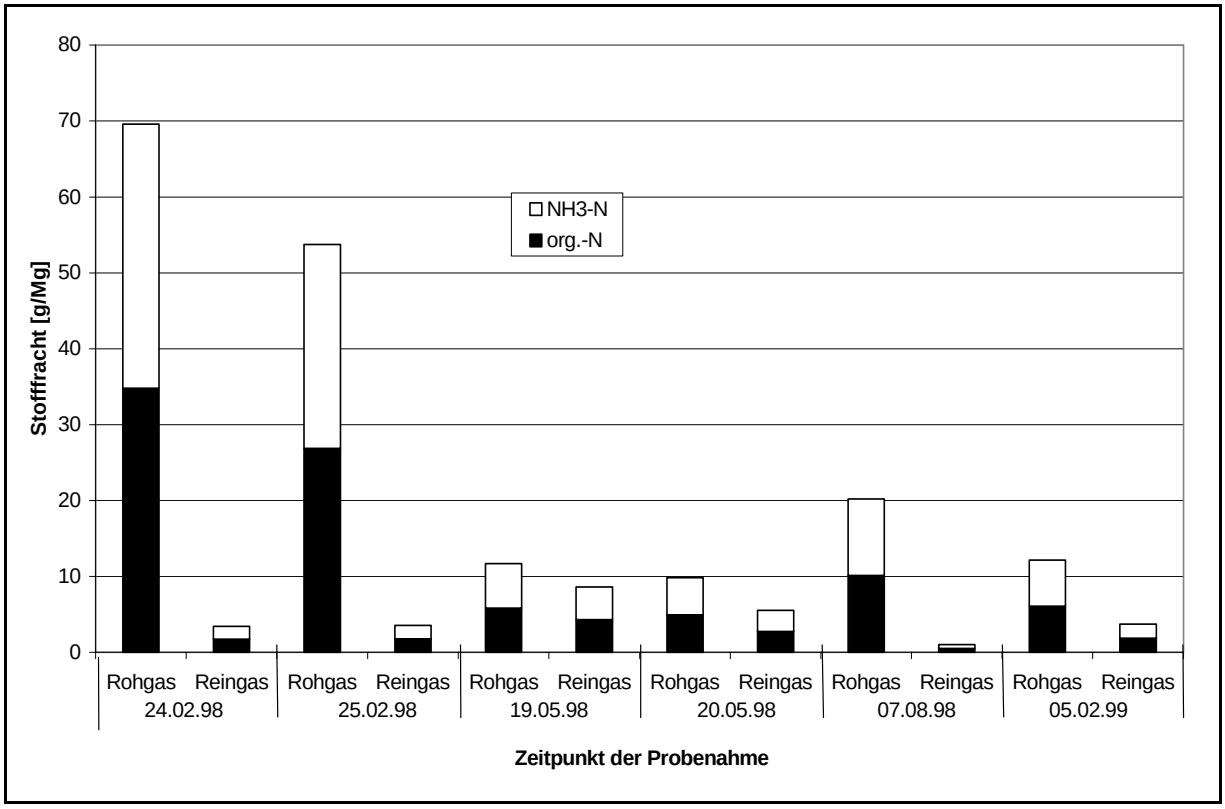


Bild 7-34: TN-Frachten im Roh- und Reingas der MBRA Horm

7.5 Schwefeldioxid (SO_2)

Nach WALLMANN (1999) emittieren aus der MBA 4,3 g SO_2/Mg Abfall. Dieser Fracht liegen Rohgas-Untersuchungen an der MBA Wittstock und Quarzbichl zugrunde, bei denen Gehalte zwischen 0,22 und 0,56 mg SO_2/m³ gemessen wurden. In den SAGA-Versuchen wurden zwischen 3 und 7 mg SO_2/m³ (ein Wert mit 14 mg SO_2/m³) im Rohgas festgestellt. An der MBV Lüneburg befanden sich 0,76 mg SO_2/m³ im Rohgas und 0,49 mg SO_2/m³ im Reingas (DOEDENS ET AL., 1998). Das entspricht einem Filterwirkungsgrad des Biofilters von 35 %. Signifikant höhere Emissionen wurden an der MBA-Pilotanlage (nur mechanische Aufbereitung) in Münster ermittelt (ÖKO-INSTITUT, 1999). Die Ergebnisse einer kontinuierlichen Messung im Reingas des Biofilters während eines Tages lagen bei 13 mg SO_2/m³, während weiterer Messungen an anderen Tagen lagen die Gehalte bei 1 mg/m³. Die Höhe und die Schwankungen der SO_2-Konzentrationen sind höchstwahrscheinlich durch Fahrzeugemissionen (Dieselabgase) bedingt. Immissionskonzentrationen von SO_2 lagen an der betreffenden Meßtagen zwischen 0,005 und 0,018 mg/m³ (Tagesmittelwert) bzw. zwischen 0,005 und 0,098 mg/m³ (Halbstundenmittelwert).

7.6 Chlorwasserstoff (HCl)

Chlorwasserstoff (HCl) wurde ebenso wie Fluorwasserstoff (HF) in mehreren MBA-Vorhaben (u.a. BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ und SAGA) untersucht. An der MBA Wittstock (Intensivrotte) wurden fünf Werte für HCl zwischen 0,38 und 0,96 mg/m³ im Rohgas festgestellt. Die Versuche in Quarzbichl (Intensivrotte) ergaben für HCl 0,1 und 0,8 mg/m³ bzw. < 0,1 mg/m³ im Rohgas. Bei der Unter-

suchung des Biofilters der mechanischen Aufbereitung der Pilotanlage Münster (MBA) sind im Reingas 0,4 mg HCl/m³ gemessen worden (ÖKO-INSTITUT, 1999).

7.7 Fluorwasserstoff (HF)

Fluorwasserstoff (HF) wurde in mehreren MBA-Vorhaben (u.a. BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ und SAGA) untersucht. Die Konzentrationen von HF waren in der Regel bereits im Rohgas < 0,01 mg/m³.

7.8 Quecksilber (Hg)

Exemplarisch sind in Bild 7-35 die Roh- und Reingaskonzentrationen sowie die resultierenden Emissionsmassenströme von Quecksilber aus vier unterschiedlichen Anlagen dargestellt. Dabei kann ein Rückhalt im Biofilter festgestellt werden. Messungen, die signifikant negative Wirkungsgrade ergeben haben, weisen darauf hin, daß ggf. im Biofilter angereicherte, adsorbierte Quecksilbermengen auch wieder freigesetzt werden können (Desorption).

Von insgesamt 17 Messungen im Roh- und Reingas sind 2 Meßpaare signifikant erhöht und erreichen 1,9 und 0,6 µg/m³ im Reingas. Der Grenzwert der 17. BImSchV beträgt 30 µg/m³ im Tagesmittel bzw. 50 µg/m³ als Halbstundenmittelwert. Bei 10 von 17 Messungen im Reingas liegen die Gehalte an Quecksilber unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/m³.

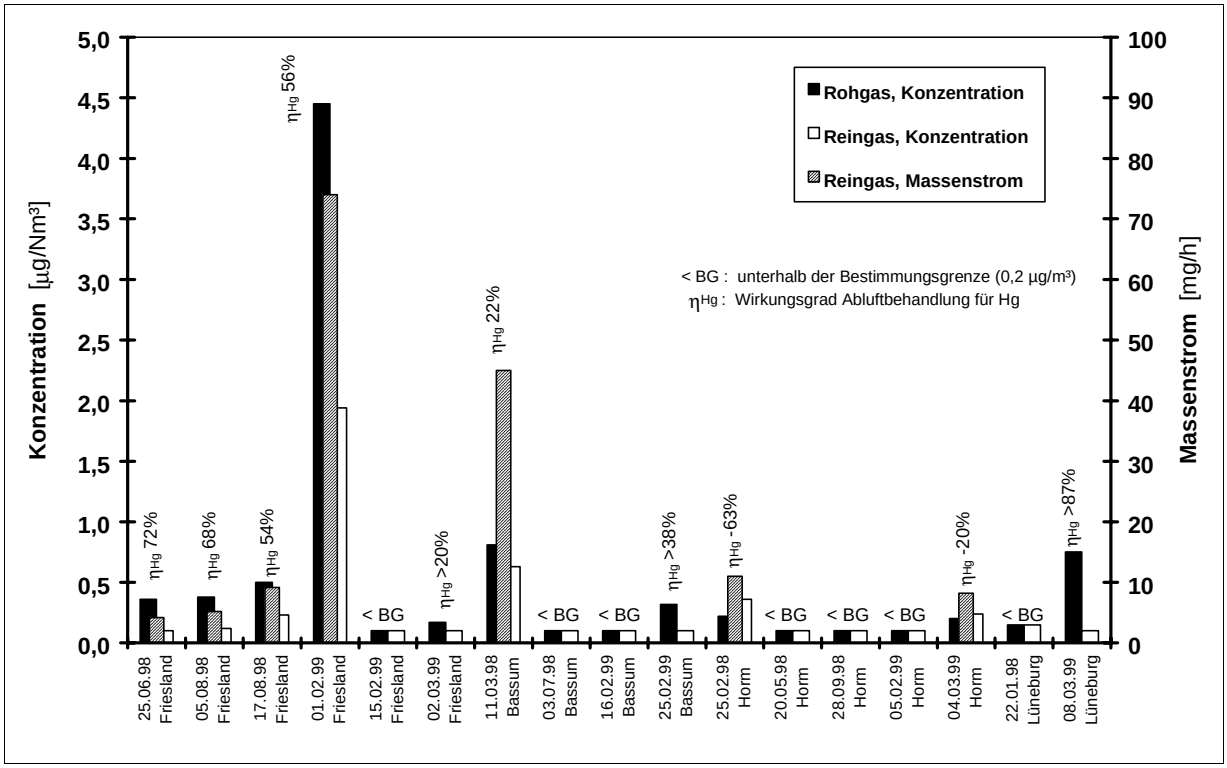


Bild 7-35: Quecksilberemissionen aus MBA, Konzentrationen und Massenströme
η = rechnerischer Wirkungsgrad der Abluftbehandlung für Hg
BG = Bestimmungsgrenze

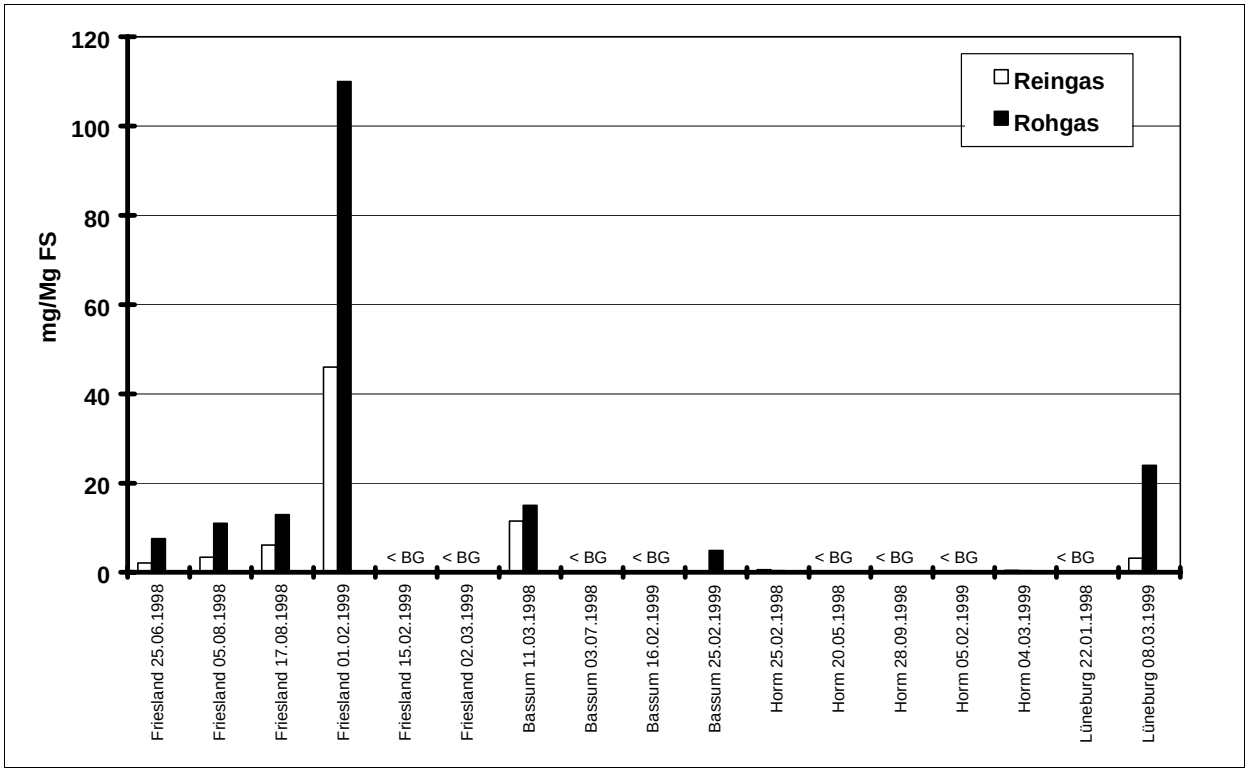


Bild 7-36: Quecksilberfrachten aus MBA in mg/Mg FS

In Bild 7-36 sind die resultierenden Frachten in mg/Mg Feuchtsubstanz (FS) Rotteinput dargestellt. Bezogen auf den Abfalldurchsatz (Input Rotte) liegen die Frachten demnach bei 16 von 17 Meßpaaren ≤ 24 mg/Mg (Roh- und Reingas). Eines von 17 Meßpaaren deutet mit 110 mg/Mg (Spitzenwert im Rohgas) bzw. 46 mg/Mg (Spitzenwert im Reingas) auf eine erhöhte Quecksilberbelastung des Abfalls hin („*hot spot*"). Bis auf diesen Spitzenwert stimmen diese Ergebnisse mit den Meßdaten aus Österreich (ANGERER ET AL., 1998, 1999a, 1999b) in der Größenordnung sehr gut überein (Tab. 7-24). Hier liegen alle ermittelten Quecksilberfrachten ≤ 24 mg/Mg (Roh- bzw. Reingas). Für die Anlage in Siggerwiesen können für eine Frachtabschätzung die Emissionen beider Anlagenteile (Rottetrommel und Rotteabluft) addiert werden.

Die MBA-Zuluftfracht beträgt für Quecksilber zwischen 0,075 und 0,15 mg/Mg (vgl. Kap. 4.3). Die Emissionsfracht liegt abgesehen vom *„hot spot"* somit nur etwa Faktor 2 bis 50 über der Zuluftfracht.

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

Tab. 7-24: Quecksilberfrachten aus österreichischen MBA (ANGERER ET AL., 1998, 1999A, 1999B)

Die höchsten Hg-Gehalte, die an österreichischen MBA gemessen wurden (ANGERER ET AL., 1998, 1999A, 1999B), lagen zwischen 3,2 und 4,4 µg/m³ im Rohgas, die höchsten Hg-Massenströme im Rohgas zwischen 11 und 40 mg/h (Rottetrommel). Die niedrigsten Konzentrationen betrugen 0,5 µg/m³, d.h. Quecksilber war bei allen Probenahmen meßbar.

Da Quecksilber als flüchtigstes Metall bei niedrigen Temperaturen - ebenso wie die anderen Schwermetalle – mit etwa 1 µg/m³ weit unterhalb von anderen Emissionsgrenzwerten emittiert wird (vgl. ANGERER ET AL., 1998, 1999A, 1999B), können die Metallemissionen bei MBA als signifikant (Quecksilber) aber unkritisch angesehen werden.

7.9 Sonstige Metalle (Schwermetalle)

Neben Quecksilber (§5 (1) 3b der 17. BImSchV) wurden alle 12 weiteren Schwermetalle nach 17. BImSchV im Roh- und Reingas von vier MBA gemessen (Tab. 7-25). Die Emission von Cadmium und Thallium (§5 (1) 3a der 17. BImSchV) ist in der Summe mit 50 µg/m³ begrenzt (Bild 7-38). Die anderen 10 Metalle (§5 (1) 3c der 17. BImSchV), Antimon (Sb), Arsen (As), Blei (Pb), Chrom (Cr), Cobalt (Co), Kupfer (Cu), Mangan (Mn), Nickel (Ni), Vanadium (V) und Zinn (Sn) dürfen insgesamt 500 µg/m³ nicht überschreiten (Bild 7-37). Des weiteren wurde Selen bestimmt, welches in der TA Luft unter Nr. 3.1.4 in Klasse 2 eingestuft ist. Zusammen mit Arsen, Cobalt, Nickel und Tellur darf demnach die Massenkonzentration von Selen bei einem Massenstrom von 5 g/h oder mehr 1.000 µg/m³ nicht überschreiten . Diese Anforderungen wurden bei allen Messungen sicher eingehalten.

Die Daten sind aufgrund gewisser nicht zu vermeidender Unzulänglichkeiten bei der Probenahme als Orientierungswerte zu verstehen. So sind Meßdaten wie 3,15 µg Cd/m³ sowie 51,2 µg Pb/m³ im Reingas am 19.05.98 an der MBRA Horm im Vergleich mit den deutlich niedrigeren Rohgaswerten nicht plausibel. Gleiches gilt z.B. für die Cd-Gehalte in der Abluft der MBV Friesland am 15.08.98 und 17.08.98. Aufgrund ihrer tendenziell höheren Flüchtigkeit eher plausibel erscheinen die erhöhten Meßergebnisse für Selen und Zinn in der Abluft der MBRA Horm (24.02.1998).

Es darf bei der Bewertung dieser Meßergebnisse nicht außer Acht gelassen werden, daß die Grundvoraussetzungen an eine richtige Probenahme nicht gegeben waren. So mußten z.B. die Biofilter für die Messung der Reingasemissionen betreten werden, wobei bereits abgeschiedener Staub wieder freigesetzt und bei der Probenahme teilweise mit erfaßt werden kann (vgl. Kap. 6).

Die Metallgehalte in Abfallproben, Sickerwässern und Wäscherwässern sind in den Tab. 7-26, Tab. 7-27 und Tab. 7-28 zusammengestellt. Eine detaillierte Auswertung oder Bilanzierung, ähnlich wie bei den organischen Schadstoffen, erfolgt an dieser Stelle nicht, da die Daten sehr heterogen und wenig reproduzierbar sind.

Datum	MBA	Probe	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Tl	V	Cd + Tl	Σ Sb, Sn
			(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)
10.02.97	MBV Lüneburg	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	< 0,4	< 0,1	< 1	5,9	< 2	3,9	3,5	< 0,4	< 2	< 0,9	< 0,1	< 0,2	< 0,4	13,30
10.02.97	MBV Lüneburg	Reingas nach Wäscher	< 0,4	< 0,4	< 0,1	< 1	< 2	< 2	< 1,5	2,1	< 0,4	< 2	< 0,9	< 0,1	< 0,2	< 0,4	2,10
22.01.98	MBV Lüneburg	Rohgas vor Wäscher	< 0,8	0,12	0,19	1,6	4,7	< 2,0	2,0	4,2	< 0,05	< 0,15	0,2	< 0,004	< 0,13	0,12	12,84
22.01.98	MBV Lüneburg	Reingas nach Biofilter	< 0,8	0,09	0,07	1,8	6,6	7,0	2,1	3,6	< 0,05	0,18	0,5	0,009	< 0,13	0,10	21,64
24.02.98	MBRA Horm	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	0,06	< 0,07	< 0,4	3,4	< 2,0	1,2	1,5	< 0,05	32,2	25,4	< 0,002	< 0,07	0,06	31,56
24.02.98	MBRA Horm	Reingas nach Biofilter	< 0,4	0,11	0,17	< 0,4	3,7	< 2,0	1,7	3,0	< 0,05	10,3	24,8	< 0,002	< 0,07	0,11	33,32
19.05.98	MBRA Horm	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	0,04	< 0,07	0,6	3,5	5,7	1,4	2,7	< 0,05	0,20	23,6	< 0,002	< 0,06	0,04	37,36
19.05.98	MBRA Horm	Reingas nach Biofilter	< 0,4	3,15	0,07	0,7	5,6	< 2,0	1,2	51,2	< 0,05	0,30	25,6	< 0,002	< 0,06	3,15	84,34
28.09.98	MBRA Horm	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	0,03	< 0,07	< 0,4	< 2,0	< 2,0	< 1,1	< 1,0	< 0,05	< 0,15	0,2	< 0,002	< 0,06	0,03	0,24
28.09.98	MBRA Horm	Reingas nach Biofilter	< 0,4	0,15	< 0,07	< 0,4	< 2,0	< 2,0	< 1,1	3,2	< 0,05	0,68	0,3	< 0,002	< 0,06	0,15	3,48
11.03.98	RABA Bassum	Reingas nach Biofilter	< 0,4	0,69	< 0,07	< 0,4	2,9	< 2,0	1,6	1,5	< 0,05	< 0,15	0,4	< 0,002	< 0,07	0,69	6,41
11.03.98	RABA Bassum	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	0,06	0,08	< 0,4	< 2,0	7,8	< 1,1	1,6	< 0,05	0,23	0,2	< 0,002	< 0,06	0,06	9,68
02.07.98	RABA Bassum	Reingas nach Biofilter	< 0,4	0,37	< 0,07	< 0,4	4,8	< 2,0	< 1,1	4,5	< 0,05	0,15	14,3	< 0,002	< 0,06	0,37	23,61
02.07.98	RABA Bassum	Rohgas vor Wäscher	< 0,4	0,02	< 0,07	< 0,4	2,5	2,1	< 1,1	< 1,0	< 0,05	< 0,15	10,7	< 0,002	< 0,06	0,02	15,43
11.02.99	RABA Bassum	Biogas vor Entschwefelung	236,0	< 0,02	0,39	1,8	56,5	3,0	< 1,1	< 1	42,70	< 1	251,0	< 0,002	< 0,06	< 0,02	591,39
11.02.99	RABA Bassum	Biogas nach Entschwefelung	< 2	0,59	< 0,07	1,6	60,8	4,5	< 1,1	27,1	< 0.05	< 1	< 0,2	< 0,002	< 0,06	0,59	94,00
10.03.99	RABA Bassum	Biogas vor Entschwefelung	110,0	0,13	< 0,07	< 0,4	41,1	8,1	< 1,1	< 1	16,40	< 1	293,0	< 0,002	< 0,06	0,13	175,60
10.03.99	RABA Bassum	Biogas nach Entschwefelung	< 2	0,10	2,25	< 0,4	24,3	< 2	< 1,1	4,4	1,00	< 1	< 0,2	< 0,002	< 0,06	0,10	31,95
02.07.98	RABA Bassum	Biogas nach Entschwefelung	8,5	0,07	0,07	0,6	18,9	4,3	5,2	2,9	7,03	0,28	1,6	< 0,002	< 0,06	0,07	49,14
24.06.98	MBV Friesland	Reingas nach Biofilter	< 0,4	0,05	< 0,07	< 0,4	3,8	< 2,0	1,3	< 1,0	< 0,05	< 0,15	24,1	< 0,002	< 0,06	0,05	29,24
24.06.98	MBV Friesland	Hintergrundbelastung	< 0,4	0,10	< 0,07	< 0,4	5,5	< 2,0	< 1,1	2,5	< 0,05	< 0,15	8,9	< 0,002	< 0,06	0,10	16,89
05.08.98	MBV Friesland	Rohgas vor Biofilter	< 0,4	0,86	< 0,07	< 0,4	3,7	< 2,0	< 1,1	17,6	< 0,05	< 0,15	0,4	< 0,002	< 0,06	0,86	21,76
05.08.98	MBV Friesland	Reingas nach Biofilter	< 0,4	3,80	< 0,07	< 0,4	< 2,0	< 2,0	< 1,1	< 1,0	< 0,05	0,74	0,3	< 0,002	< 0,06	3,80	0,30
17.08.98	MBV Friesland	Rohgas vor Biofilter	< 0,4	9,07	< 0,07	< 0,4	< 2,0	< 2,0	< 1,1	< 1,0	< 0,05	0,19	0,2	< 0,002	< 0,06	9,07	0,24
17.08.98	MBV Friesland	Reingas nach Biofilter	< 0,4	0,66	< 0,07	< 0,4	< 2,0	< 2,0	< 1,1	10,7	< 0,05	0,15	0,2	< 0,002	< 0,06	0,66	10,87
24.02.99	MBV Friesland	Partikel aus Abluftprobe	< 2	0,02	< 0,05	1,3	6,6	1,3	0,4	1,1	< 0,1	n.b.	16,0	< 0,05	< 1	0,02	26,70
24.02.99	MBV Friesland	Abluft mech. Aufbereitung	< 1	0,04	0,08	< 0,4	13,0	4,0	< 1,1	1,6	< 0,05	< 1	< 0,2	< 0,002	< 0,06	0,04	18,68
03.06.97	MBV Friesland	Anlagenblindwert Reingas	< 0,9	< 0,4	< 0,1	< 1	< 0,7	< 2	< 1,5	< 0,4	< 0,4	< 2	< 0,9	< 0,1	< 0,2	< 0,4	< 2
03.06.97	MBV Friesland	Anlagenblindwert mech. A.	< 0,9	< 0,4	< 0,1	< 0,1	1,0	< 2	< 1,5	< 0,4	< 0,4	< 2	< 0,9	< 0,1	< 0,2	< 0,4	1
17.04.97	RABA Bassum	Anlagenblindwert Reingas	< 09	< 0,4	< 0,1	< 1	2,5	2,5	< 1,5	0,6	< 0,4	< 2	< 0,9	< 0,1	< 0,2	< 0,4	5,60
17.04.97	RABA Bassum	Anlagenblindwert Rohgas	< 0,9	< 0,4	< 0,1	< 1	< 2	2,5	< 1,5	< 0,4	< 0,4	< 2	< 0,9	< 0,1	< 0,2	< 0,4	2,50
	Blindwerte	ohne Probe	< 0,3	0,01	0,04	0,3	1,7	0,8	0,8	0,5	0,03	0,05	0,19	< 0,001	< 0,05	0,01	4,36
Nachweisgrenze (NWG)			< 0,4	< 0,02	< 0,07	< 0,4	< 2,0	< 2,0	< 1,1	< 1,0	< 0,05	< 0,15	< 0,2	< 0,002	< 0,06	-	-

Tab. 7-25: Emissionsdaten von 12 Schwermetallen nach 17. BImSchV sowie Selen in verschiedenen MBA

Probenahme		Probenbezeichnung	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Tl	V
Ort	am		[mg/kg TS]													
RABA Bassum	06.10.98	Rotteaustrag < 40mm	2,2	< 0,01	8,6	1162	295	0,5	152	321	2,3	3,8	< 0,5	4,0	< 0,1	19,8
RABA Bassum	06.10.98	Rotteaustrag 40 - 80mm	2,2	< 0,01	13,4	1040	353	0,6	151	417	2,0	7,2	< 0,5	2,5	< 0,1	22,7
RABA Bassum	06.10.98	Gewerbeabfall < 80mm	2,5	< 0,01	11,1	1737	942	0,2	191	811	1,8	5,7	< 0,5	8,0	< 0,1	26,9
RABA Bassum	06.10.98	Hausmüll ohne Nachzerkleinerung < 40mm	4,1	< 0,01	9,0	1407	231	0,4	194	479	1,6	2,9	< 0,5	< 1,5	< 0,1	20,3
RABA Bassum	06.10.98	Haumüll mit Nachzerkleinerung 40 - 80mm	1,2	< 0,01	8,7	1869	528	0,4	144	609	0,8	3,1	< 0,5	1,7	< 0,1	19,0
RABA Bassum	06.10.98	Haumüll mit Nachzerkleinerung < 40mm	< 1	< 0,01	6,2	1078	164	0,4	143	384	1,3	2,0	< 0,5	< 1,5	< 0,1	17,4
RABA Bassum	06.10.98	Haumüll ohne Nachzerkleinerung 40 - 80mm	1,0	< 0,01	8,4	1517	409	0,2	168	514	6,2	2,9	< 0,5	7,4	< 0,1	21,8
RABA Bassum	06.10.98	Spuckstoffe < 40mm	< 1	< 0,01	3,1	1625	86,1	< 0,1	93,7	203	1,1	4,9	< 0,5	2,3	< 0,1	8,2
RABA Bassum	06.10.98	Sperrmüll < 80mm	1,4	< 0,01	7,4	455	269	< 0,1	118	168	9,0	6,0	< 0,5	9,2	< 0,1	8,1
MBV Lüneburg	13.10.98	Sperrmüll > 100mm	< 1	< 0,01	4,1	321	1227	0,3	150	220	10,1	6,0	< 0,5	514	< 0,1	5,9
MBV Lüneburg	13.10.98	Sperrmüll < 100mm	< 1	< 0,01	3,3	382	412	0,1	124	164	5,7	19,4	< 0,5	3,1	< 0,1	5,9
MBV Lüneburg	13.10.98	Rotteaustrag < 100mm	6,8	< 0,01	11,2	1385	2967	0,6	347	471	14,0	18,8	< 0,5	12,0	< 0,1	28,9
MBV Lüneburg	13.10.98	Hausmüll < 100mm	4,9	< 0,01	7,4	1192	486	0,3	1072	394	3,6	2,5	< 0,5	13,4	< 0,1	26,5
MBV Lüneburg	13.10.98	Rotteaustrag < 40mm	< 1	< 0,01	13,5	1278	628	0,9	364	414	8,9	25,2	< 0,5	10,1	< 0,1	29,8
MBV Lüneburg	13.10.98	Hausmüll > 100mm	3,2	< 0,01	7,4	1041	1305	0,6	327	347	2,7	8,1	< 0,5	10,1	< 0,1	20,8
MBV Lüneburg	13.10.98	Rotteaustrag 40 - 100mm	< 1	< 0,01	14,8	1574	1690	0,7	338	593	9,6	38,5	< 0,5	9,6	< 0,1	28,6
Mittelwerte Österreich (Quelle: IED LEOBEN, 1997)			5,9	2,8	13	209	287	1,6	-	150	291	-	-	-	-	-

Tab. 7-26: Metallgehalte in Abfallproben

Probenahme		Probenbezeichnung	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Tl	V
Ort	am		[mg/kg TS]													
MBV Friesland	20.10.98	Gewerbeabfall < 120mm	1,0	< 0,01	8,9	1119	1309	0,2	551	352	4,5	21,5	< 0,5	15,6	< 0,1	19,5
MBV Friesland	20.10.98	Hausmüll < 120mm	1,1	< 0,01	6,5	829	921	0,3	319	276	3,7	2,9	< 0,5	1,6	< 0,1	23,9
MBV Friesland	20.10.98	Sperrmüll < 120mm	< 1	< 0,01	5,0	747	1417	0,2	438	272	19,6	7,5	< 0,5	2,7	< 0,1	23,8
MBRA Horm	07.08.98	Papierschlamm	< 1	< 0,01	0,8	19,5	129	0,1	38,7	80,9	0,4	0,5	< 0,5	5,0	< 0,1	5,9
MBRA Horm	05.03.99	Papierschlamm	< 1	0,02	1,3	9,16	28,2	0,4	31,4	2,0	0,3	1,0	< 0,5	5,4	< 0,1	3,9
RABA Bassum	22.09.98	Papierschlamm	< 1	0,07	7,5	26,7	256	0,1	111	143	6,9	1,2	< 0,5	9,3	< 0,1	7,6
MBRA Horm	07.08.98	Klärschlamm	< 1	0,05	9,3	50,9	338	0,9	310	42,2	10,2	3,0	< 0,5	< 1,5	< 0,1	29,4
MBV Friesland	06.08.98	Rotteeintrag	4,2	0,15	14,9	798	223	0,3	128	204	2,1	3,1	< 0,5	1,5	< 0,1	21,8
MBV Friesland	06.08.98	Rotteaustrag	< 1	< 0,01	33,8	852	341	0,4	148	422	3,5	2,7	< 0,5	< 1,5	< 0,1	21,7
MBRA Horm	05.03.99	Rotteeintrag	1,8	0,01	8,6	608	553	0,5	268	183	12,5	7,4	< 0,5	45,3	< 0,1	24,0
MBRA Horm	05.03.99	Rotteaustrag	< 1	< 0,01	4,6	605	267	0,4	233	34,5	3,0	2,5	< 0,5	11,3	< 0,1	17,7
MBV Friesland	03.06.98	Rotteeintrag	2,7	< 0,01	8,7	711	579	0,3	154	155	3,0	3,7	< 0,5	1,5	< 0,1	16,0
MBV Friesland	03.06.98	Austrag, erstes Drittel	1,4	< 0,01	8,7	1044	277	0,3	182	214	4,8	5,4	< 0,5	2,1	< 0,1	16,0
MBV Friesland	03.06.98	Austrag, mittel	1,7	< 0,01	6,6	844	337	0,4	164	202	7,6	3,3	< 0,5	< 1,5	< 0,1	27,9
MBV Friesland	03.06.98	Austrag, unten	< 1	< 0,01	12,2	1056	476	0,3	170	239	8,5	3,3	< 0,5	1,5	< 0,1	21,3

Tab. 7-27: Metallgehalte in Abfallproben (Fortsetzung)

Probenahme		Probenbezeichnung	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Tl	V
Ort	am		[µg/L]													
MBV Friesland	24.02.99	Prozeßwasser Intensivrotte	< 25	< 0,1	25,6	204	21,0	< 3	225	168	< 0,4	< 2	< 10	< 40	< 2	35,8
MBV Friesland	03.03.99	Prozeßwasser Intensivrotte	< 25	< 0,1	7,2	189	172	< 3	67,4	76,0	< 0,4	< 2	< 10	< 40	< 2	23,8
RABA Bassum	10.02.99	Prozeßwasser Intensivrotte	< 25	< 0,1	26,4	254	309	3,4	193	187	7,0	18,6	< 10	< 40	< 2	54,6
RABA Bassum	22.01.99	Prozeßwasser Intensivrotte	26,5	< 0,1	13,6	161	254	10,1	149	157	0,6	10,8	< 10	< 40	< 2	50,2
MBV Lüneburg	09.03.99	Prozeßwasser Intensivrotte	< 25	< 0,1	11,4	152	18,0	16,2	242	238	< 0,4	16,2	< 10	< 40	< 2	54
MBV Lüneburg	01.02.99	Prozeßwasser Intensivrotte	< 25	0,1	52,0	558	< 1	8,7	7836	669	< 0,4	53,0	< 10	< 40	< 2	134
MBRA Horm	26.03.99	Prozeßwasser Intensivrotte	33,0	2,2	7,8	511	< 1	< 3	4240	149	< 0,4	7,8	< 10	< 40	< 2	53,2
MBV Lüneburg	26.01.99	Wäscherwasser, 1 Woche alt	25,0	< 0,1	< 0,4	0,34	< 1	< 3	2,8	< 0,5	< 0,4	< 2	< 10	< 40	< 2	< 10
MBRA Horm	05.03.99	Wäscherwasser, 1 Woche alt	< 25	< 0,1	< 0,4	0,09	< 1	< 3	24,0	< 0,5	< 0,4	< 2	< 10	< 40	< 2	< 10

Tab. 7-28: Metallgehalte in Prozeßwässern und Wäscherwässern

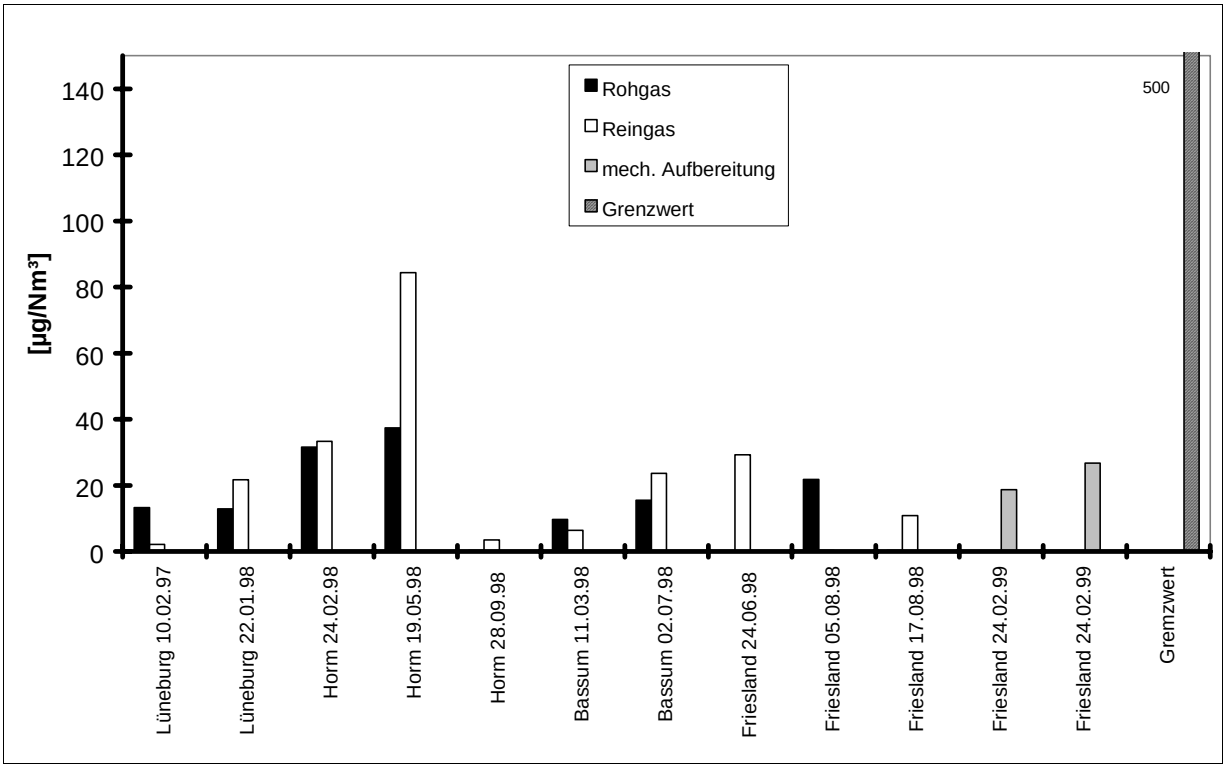


Bild 7-37: Darstellung der Metallemissionen Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn aus verschiedenen MBA im Vergleich zum Grenzwert der 17. BImSchV

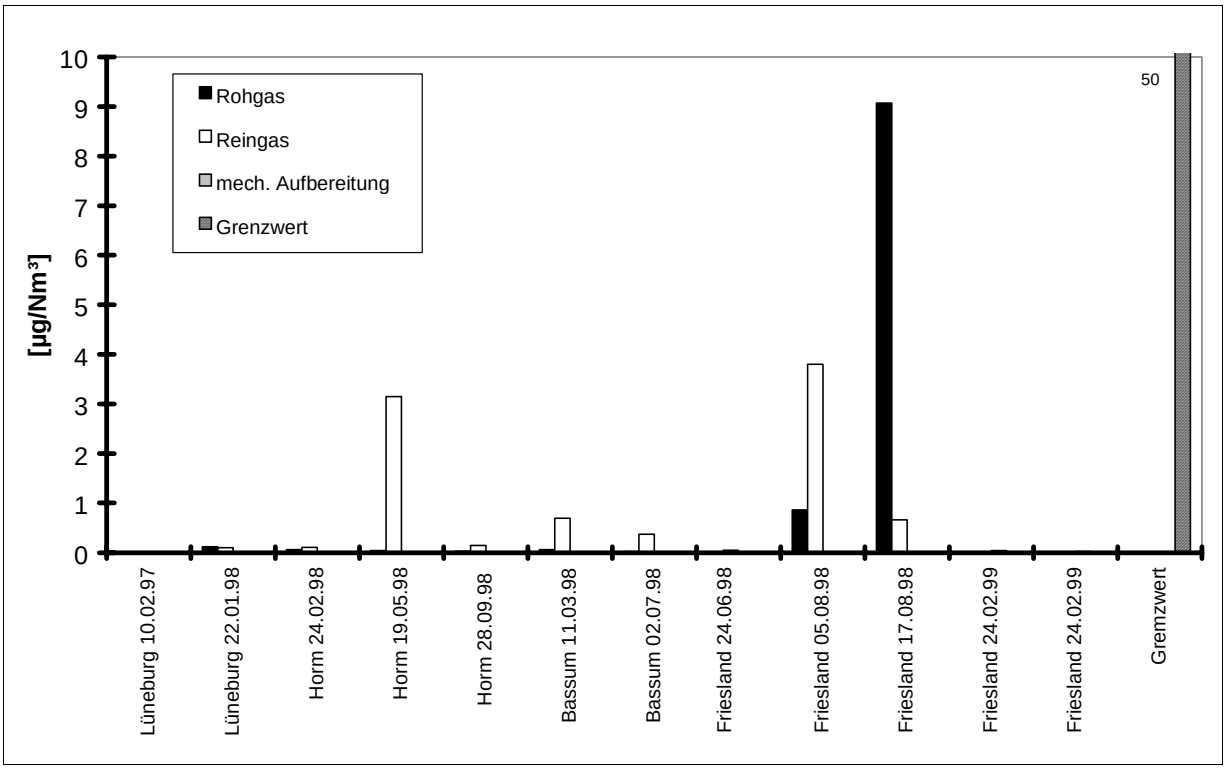


Bild 7-38: Darstellung der Metallemissionen Σ Cd, Tl aus MBA im Vergleich zum Grenzwert der 17. BImSchV

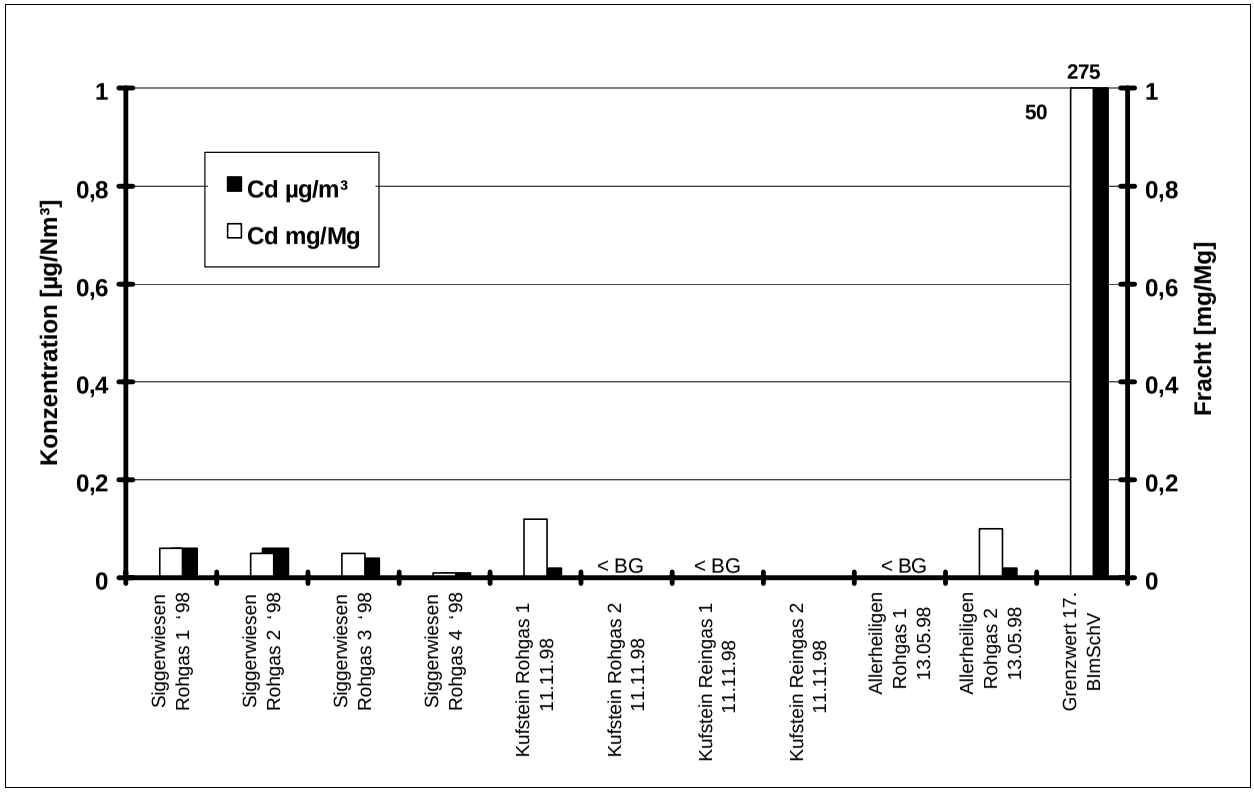


Bild 7-39: Cadmiumemissionen aus MBA (ANGERER et al., 1998, 1999A, 1999B) im Vergleich zum Grenzwert der 17. BImSchV

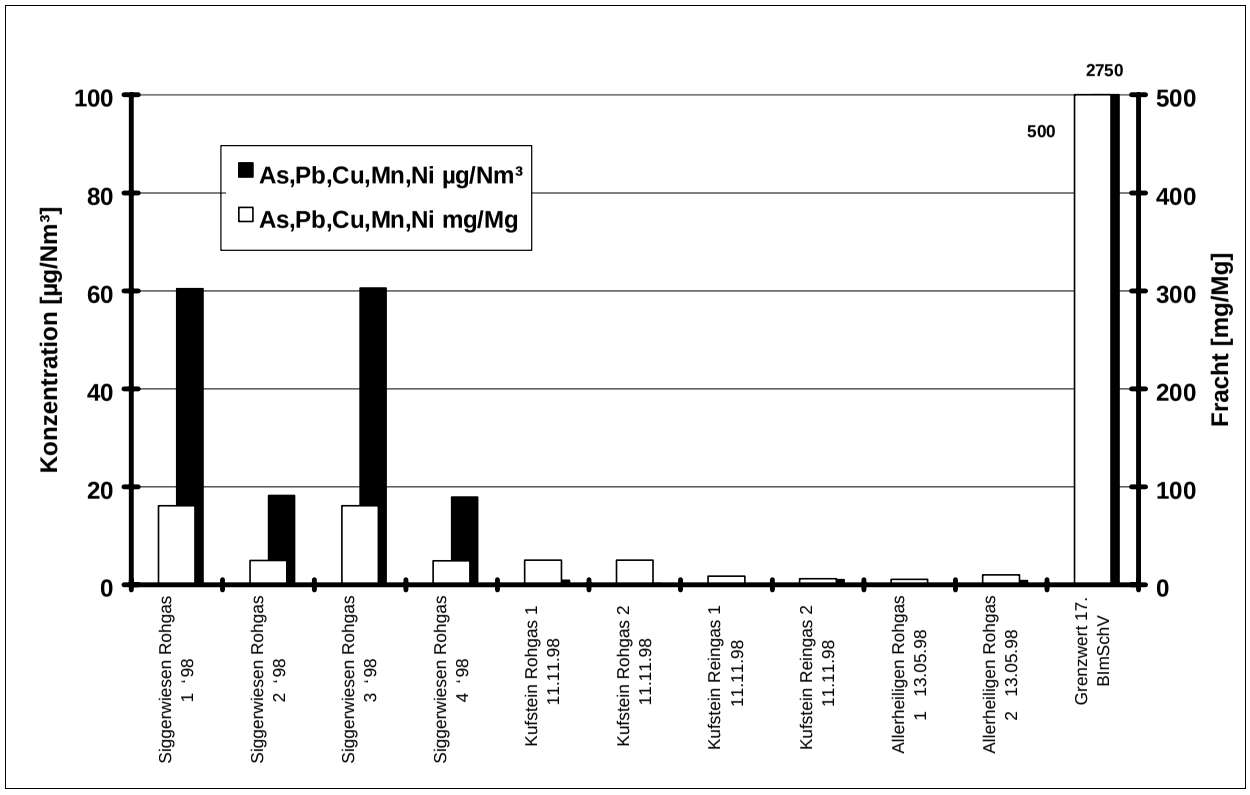


Bild 7-40: Schwermetallemissionen aus MBA (ANGERER et al., 1998, 1999A, 1999B) im Vergleich zum Grenzwert der 17. BImSchV

Die Cadmiumemissionen der österreichischen MBA lagen < 0,1 µg/m³. Die daraus max. resultierenden Frachten betrugen etwa 0,1 mg/Mg Rotteinput (Bild 7-39). Im Vergleich zu einer fiktiven Fracht in Anlehnung an die 17. BImSchV von 275 mg/Mg, ermittelt aus dem Grenzwert 50 µg/m³ und einem Erfahrungswert für das korrespondierende Luftvolumen von 5.500 m³/Mg für MVA, sind die gemessenen Frachten völlig unbedeutend.

Die Konzentrationen der anderen Schwermetalle nach 17. BImSchV lagen ebenfalls sehr niedrig. Beispielhaft sind dazu die Daten von 5 Schwermetallen der drei untersuchten MBA aus Österreich in Bild 7-40 dargestellt. Die Konzentrationen betrugen in der Summe < 20 µg/m³ und die Fracht max. 60 mg/Mg im Rohgas. Im Vergleich zu einer fiktiven Fracht in Anlehnung an die 17. BImSchV von 2750 mg/Mg, ermittelt aus dem Grenzwert 500 µg/m³ und einem Erfahrungswert für das korrespondierende Luftvolumen von 5.500 m³/Mg für MVA, sind die gemessenen Frachten unbedeutend.

Metalle im Biogas:

Die Bildung von flüchtigen Spezies (methylierte Metallverbindungen) konnte für Anaerobverfahren bestätigt werden (vgl. Kap 3.3 und 3.4). Im Biogas aus der Restabfallvergärung der RABA Bassum haben sich Arsen (As), Antimon (Sb) und Zinn (Sn) als relevante Spurenkomponenten herausgestellt, die jedoch durch die notwendige Gasreinigung (Entschwefelung) wirkungsvoll bis unter die Bestimmungsgrenze reduziert werden können. Damit können die Emissionen hochtoxischer Arsen- und Antimonverbindungen in Abgasen aus der Biogasverwertung minimiert werden.

Bei Verschlechterung der Entschwefelungsleistung (Tab. 7-29, 02.07.98) wurden neben erhöhten H_2S-Gehalten im Reingas auch die Metalle Arsen, Antimon und Zinn detektiert. Weitere Elemente sind nicht von Bedeutung.

Nach FELDMANN ET AL. (1994), der vergleichbare Untersuchungen im Deponiegas der Hausmülldeponie Aßlar durchgeführt hat, dürfte es sich bei den flüchtigen organischen Metallverbindungen im Biogas der RABA Bassum in Analogie zum Deponiegas im wesentlichen um Trimethylarsen [$(CH_3)_3As$], Trimethylantimon [$(CH_3)_3Sb$] und Tetramethylzinn [$(CH_3)_4Sn$] handeln. Weitere Untersuchungen zu Schwermetallen in Deponiegasen und deren Verbrennungsgasen liegen von KOCH / VIERLE (1991) vor.

RABA Bassum (Angaben in µg/m³)		As	Sb	Sn	H_2S
11.02.99	Biogas vor Entschwefelung	236,0	42,70	251,0	3000 mg/m³
11.02.99	Biogas nach Entschwefelung	< 2	< 0.05	< 0,2	130 mg/m³
10.03.99	Biogas vor Entschwefelung	110,0	16,40	293,0	1800 mg/m³
10.03.98	Biogas nach Entschwefelung	< 2	1,00	< 0,2	67 mg/m³
02.07.98	Biogas nach Entschwefelung	8,5	7,03	1,6	510 mg/m³
1993	Deponiegas Aßlar*, min.	16,2	23,9	8,62	n.b.
1993	Deponiegas Aßlar*, max.	48,5	71,6	35	n.b.

* Daten aus FELDMANN ET AL. (1994)

Tab. 7-29: Flüchtige Metallverbindungen und H_2S im Biogas der RABA Bassum im Vergleich mit Deponiegas einer Hausmülldeponie

Ermittelte erhöhte Kupfergehalte im Biogas der RABA Bassum rührten von eingesetzten Messingwerkstoffen am Probenahmestutzen her und sind daher nicht verfahrensbedingt.

7.10 Chlorierte Dioxine und Furane (PCDD/F)

In der 17. BImSchV sind die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) die einzige Stoffgruppe unter den organischen Verbindungen mit einem eigenen Emissionsgrenzwert (0,1 ng I-TE/m³). Besondere Aufmerksamkeit galt dieser extrem toxischen und persistenten Stoffgruppe und führte in den letzten Jahren zu den Nachrüstungen der Rauchgasreinigungsanlagen in den MVA.

Mittlerweile werden in modernen MVA die Rohgasgehalte (hinter Elektrofilter Altbestand) von etwa 1 bis 8 ng I-TE/m³ um den Faktor 100 auf unter 20 pg I-TE/m³ im Reingas reduziert. PCDD/F-Emissionskonzentrationen und -frachten von drei MVA aus dem Jahr 1998 sind in Bild 7-41 wiedergegeben. Die Konzentrationen liegen mindestens um den Faktor 5 unter dem Grenzwert, zum Teil noch weit darunter. Im gleichen Bild sind daneben die Ergebnisse im Reingas für die RABA Bassum, die Pilotanlage (mechanische Restabfallaufbereitung) in Münster, die österreichischen MBA, die Herhof-Box sowie für ein Kompostwerk dargestellt. Zum Vergleich ist einer fiktive Fracht in Anlehnung an die 17. BImSchV von 550 ng I-TE/Mg angegeben, ermittelt aus dem Grenzwert 0,1 ng I-TE/m³ und einem Erfahrungswert für das korrespondierende Luftvolumen von 5.500 m³/Mg für MVA.

Dabei fällt auf, daß bis auf die österreichischen MBA und die Herhof-Box ähnliche PCDD/F-Frachten aus biologischen Anlagen ermittiert werden wie bei den MVA. Die Gehalte an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster bei 1 – 2 pg I-TE/m³ (Bild 7-41), d.h. um den Faktor 50 bis 100 unterhalb des Grenzwertes für PCDD/F in der 17. BImSchV (0,1 ng I-TE/m³). Letztlich führen die hohen spezifischen Abluftmengen zu den erstaunlichen Frachten bei den biologischen Anlagen. Bei Messungen in Österreich wurden in der Mietenabluft der MBA Siggerwiesen PCDD/F-Konzentrationen im Rohgas um den Faktor 10 niedriger bestimmt als die der RABA Bassum im Reingas. Die Abluft aus den Rottetrommeln im Winter war sogar um den Faktor 100 geringer belastet (Bild 7-41). Die Ursache für diese Unterschiede ist abgesehen von der Temperatur unklar. Da die PCDD/F größtenteils partikelgebunden emittieren, muß zunächst von einer geringeren Staubbelastung der Abluft der MBA Siggerwiesen ausgegangen werden, obwohl es sich um eine Rohgasprobenahme und bei der RABA Bassum um eine Reingasprobenahme gehandelt hat.

Die Emissionsfrachten an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster mit 11 bis 38 ng I-TE/Mg signifikant über den Frachten aus der MBA Siggerwiesen. Auch die Emissionen aus dem Kompostwerk liegen mit etwa 49 ng I-TE/Mg bzw. 69 ng I-TE/Mg im Reingas im Vergleich zur MVA erstaunlich hoch (vgl. Kap. 2.2). Anders ausgedrückt erreichen moderne MVA ein erstaunlich niedriges Emissionsniveau.

Während bei MVA von Abscheidungen um den Faktor 1.000 gesprochen werden kann, entsprechend Wirkungsgraden von 99,9 %, wird bei der Kombination aus Luftwäscher und Biofilter bei MBA von Reduktionen der PCDD/F im Bereich von Faktor 3 bis 4 ausgegangen werden müssen, welcher Wirkungsgrade zwischen Roh- und Reingas von etwa 60 bis 75 % widerspiegelt (vgl. Kap. 2.2).

Probenbezeichnng	RABA Bassum 22.09.98 H_2O: 21 g/m³ Temp.: 22 °C	RABA Bassum 10.12.98 H_2O: 23 g/m³ Temp.: 23 °C	RABA Bassum 19.03.99 H_2O: 40 g/m³ Temp.: 32 °C	Pilotanlage Münster 11/1997 nur Mech. Aufbereitung [c]
Dimension	ng/Nm³	ng/Nm³	ng/Nm³	ng/Nm³
PCDF				
Summe TetraCDF	0,056	0,048	0,035	0,127
Summe PentaCDF	0,015	0,032	0,011	0,026
Summe HexaCDF	0,005	0,009	0,010	0,015
Summe HeptaCDF	0,002	0,003	0,005	*b*
OctaCDF	< 0,002	0,006	< 0,007	< 0,010
Summe Tetra- bis OctaCDF	0,079	0,098	0,061	0,167
2378-TetraCDF	0,0034	0,0017	0,0008	0,0057
12378-/12348-PentaCDF[a]	0,0011	0,0024	0,0010	0,0014
23478-PentaCDF	0,0009	0,0019	0,0006	0,0015
123478-/123479-HexaCDF[a]	0,0006	0,0011	0,0010	0,0019
123678-HexaCDF	0,0004	0,0009	0,0004	0,0013
123789-HexaCDF	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0010
234678-HexaCDF	0,0007	0,0008	0,0011	0,0021
1234678-HeptaCDF	0,0018	0,0020	0,0030	< 0,0028
1234789-HeptaCDF	< 0,0003	< 0,0003	0,0008	< 0,0028
PCDD				
Summe TetraCDD	0,090	0,021	0,006	0,012
Summe PentaCDD	0,014	0,012	0,002	0,006
Summe HexaCDD	0,007	0,007	0,005	*b*
Summe HeptaCDD	0,007	0,007	0,005	*b*
OctaCDD	0,015	0,032	0,010	< 0,007
Summe Tetra- bis OctaCDD	0,133	0,079	0,029	0,018
2378-TetraCDD	< 0,0003	0,0002	< 0,0001	< 0,0008
12378-PentaCDD	< 0,0003	0,0006	< 0,0002	< 0,0010
123478-HexaCDD	< 0,0003	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0012
123678-HexaCDD	0,0006	0,0006	0,0004	< 0,0011
123789-HexaCDD	< 0,0003	0,0003	< 0,0002	< 0,0012
1234678-HeptaCDD	0,0036	0,0039	0,0025	< 0,0032
Summe Tetra- bis OctaCDF/D	0,212	0,177	0,089	0,186
TE (BGA) exkl. NWG	0,0026	0,0025	0,0012	0,0031
I-TE (NATO) exkl. NWG	**0,0011**	**0,0022**	**0,0008**	**0,0019**
I-TE (NATO) inkl. NWG	0,0017	0,0022	0,0011	0,0038
Abgasvolumenstrom	86.300 Nm³/h	76.300 Nm³/h	68.500 Nm³/h	40.000 Nm³/h
Emissionsmassenstrom	95 ng I-TE/h	168 ng I-TE/h	55 ng I-TE/h	76 ng I-TE/h
Emissionsfracht	21 ng I-TE/Mg	38 ng I-TE/Mg	11 ng I-TE/Mg	22 ng I-TE/Mg

Konzentrationsangaben bei Summenwerten berücksichtigen nur nachgewiesene Kongenere.

[a]: gaschromatographisch an der GC-Phase SP-2331 nicht trennbare Isomere

b: kein Kongener nachweisbar (die Nachweisgrenze NWG entspricht der des 2378-substituierten Chlorhomologen)

[c]: Reingas aus mechanischer Aufbereitung, nach Biofilter (ÖKO-INSTITUT, 1999)

Tab. 7-30: PCDD/F-Emissionen im Reingas der RABA Bassum im Vergleich zur Pilotanlage Münster (mechanische Aufbereitung von Restabfall)

Probenbezeichnng	MBA Siggerwiesen (1) Rottetrommel 03.02.98 Temp.: 23 °C	MBA Siggerwiesen (2) Rottetrommel 03.02.98 Temp.: 23 °C	MBA Siggerwiesen (3) Mietenabluft 05.03.98 Temp.: 49 °C	MBA Siggerwiesen (4) Mietenabluft 05.03.98 Temp.: 49 °C
Dimension	pg/Nm³	pg/Nm³	pg/Nm³	pg/Nm³
PCDF				
Summe TetraCDF	n.n.	0,6	38,5	24,5
Summe PentaCDF	0,4	0,4	5,0	7,7
Summe HexaCDF	0,5	n.n.	1,6	2,7
Summe HeptaCDF	1,8	1,3	2,6	2,2
OctaCDF	n.n.	1,1	n.n.	3,2
Summe Tetra- bis OctaCDF	2,7	3,4	47,7	40,3
2378-TetraCDF	n.n.	n.n.	2,3	2,7
12378-PentaCDF	n.n.	n.n.	0,4	0,4
23478-PentaCDF	n.n.	n.n.	0,5	1,2
123478-HexaCDF	n.n.	n.n.	0,3	0,4
123678-HexaCDF	n.n.	n.n.	0,3	0,2
123789-HexaCDF	n.n.	n.n.	0,3	0,4
234678-HexaCDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1234678-HeptaCDF	1,2	0,6	0,9	1,0
1234789-HeptaCDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
PCDD				
Summe TetraCDD	n.n.	n.n.	4,5	5,5
Summe PentaCDD	n.n.	n.n.	1,8	1,4
Summe HexaCDD	1,6	2,1	3,9	4,9
Summe HeptaCDD	8,1	5,5	9,3	19,6
OctaCDD	14,9	7,8	23,3	53,6
Summe Tetra- bis OctaCDD	24,6	15,4	42,8	85,0
2378-TetraCDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
12378-PentaCDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
123478-HexaCDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
123678-HexaCDD	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
123789-HexaCDD	n.n.	n.n.	n.n.	0,4
1234678-HeptaCDD	4,1	1,5	5,0	10,2
Summe Tetra- bis OctaCDF/D	27,3	18,8	90,5	125
I-TE (NATO) exkl. NWG	**0,07 pg/Nm³**	**0,03 pg/Nm³**	**0,7 pg/Nm³**	**1,2 pg/Nm³**
Emissionsmassenstrom	0,5 ng I-TE/h	0,2 ng I-TE/h	10,1 ng I-TE/h	17,8 ng I-TE/h
Emissionsfracht	0,04 ng I-TE/Mg	0,02 ng I-TE/Mg	0,9 ng I-TE/Mg	1,6 ng I-TE/Mg

Tab. 7-31: PCDD/F-Emissionen im Rohgas der MBA Siggerwiesen, separat die Abluft aus den Rottetrommeln und die Mietenabluft (ANGERER et al., 1998)

Die Beprobung der Abluft der MBA Siggerwiesen fand zu zwei verschiedenen Zeitpunkten, im Winter bei relativ kalten Prozeßtemperaturen (Rottetrommeln, 23 °C) und im Vergleich dazu im Sommer (Mietenabluft, 44 – 48 °C) statt.

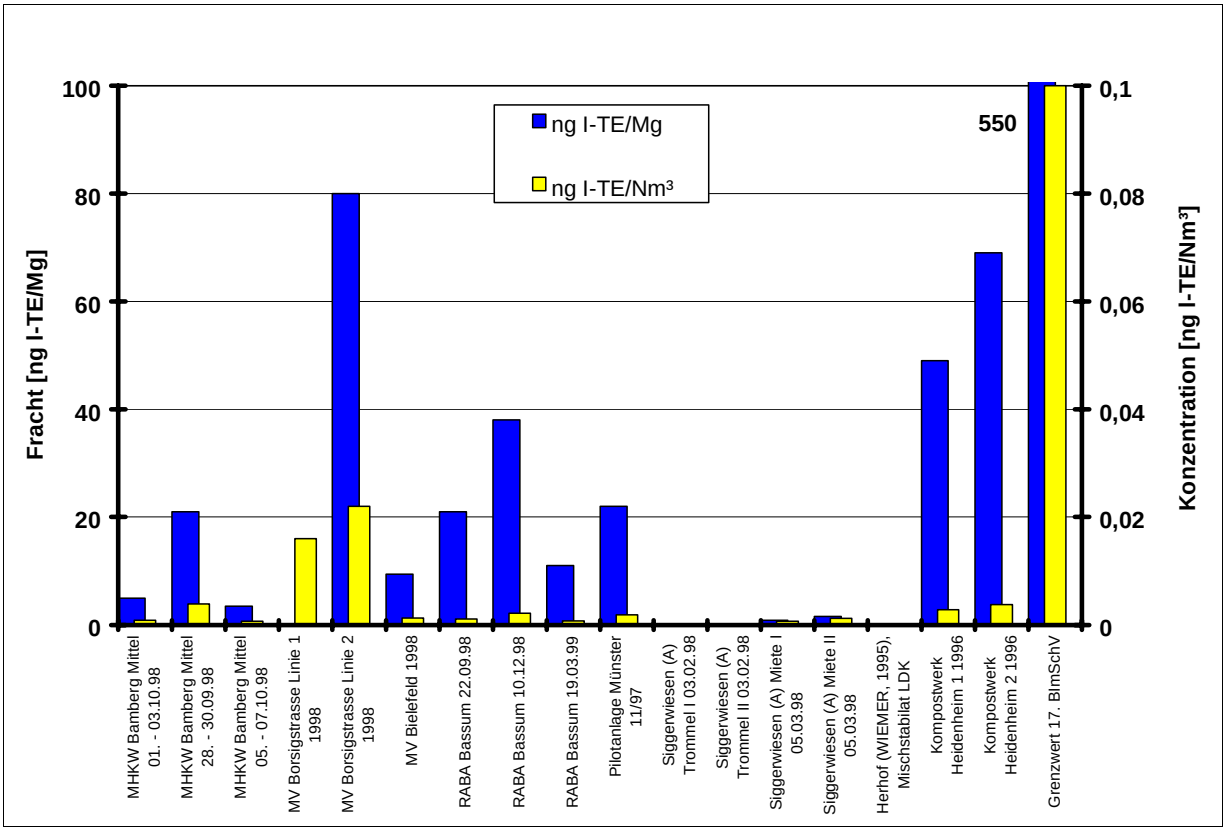


Bild 7-41: PCDD/F-Emissionen aus verschiedenen Abfallbehandlungsanlagen

Im Rahmen des BMBF-Verbundes kommen FRICKE ET AL. (1997) bei ihrer Bilanzierung der Rohgasbelastung mit PCDD/F auf min. 0,028 pg I-TE/Nm³ und max. 6,26 pg I-TE/Nm³ während der ersten 14 Tage Intensivrotte. Unter Zugrundelegen von spezifischen Abluftvolumina von 3.000 m³/Mg FS (2 Rottewochen) bzw. 5.000 m^3/Mg FS (4 Rottewochen) ergaben sich rechnerische Durchschnittskonzentrationen von 0,47 pg I-TE/Nm³ bzw. 0,28 pg I-TE/Nm³. Bei einer Behandlungsdauer von 10 Wochen wurde eine Durchschnittskonzentration von 0,122 pg I-TE/Nm³ ermittelt. Die PCDD/F-Fracht ergab 1,4 ng I-TE/Mg (vgl. Tab. 2-11).

Die MBA-Zuluftfracht beträgt für PCDD/F zwischen 0,75 und 1,5 ng I-TE/Mg (vgl. Tab. 4-11). Die Emissionsfracht liegt somit nur max. Faktor 10 bis 20 über der Zuluftfracht.

7.11 FCKW

Die Emissionen an FCKW liegen insgesamt auf einem hohen Niveau. Da die FCKW-Emissionen maßgeblich von der Abfallzusammensetzung im Input abhängen, sind deutliche Schwankungen zu erwarten. Insbesondere R 12 erreicht Gehalte von mehreren mg/m³ sowohl im Roh- als auch im Reingas. Dieses führt in einigen Fällen dazu, daß von den organischen Stoffen das R 12 mit der höchsten Einzelkonzentration im Reingas vertreten ist. Die Datenlage wird durch die Ergebnisse Österreichischer MBA untermauert. Aufgrund der starken Flüchtigkeit der FCKW sind sowohl Annahme- und Aufbereitungsbereiche als auch die beginnenden Heißrottephasen (Rottetrommel) sowie Kurzzeitrotten (Horm) sehr prädestiniert für sog. *„Hot Spots“.* Aufgrund der Kapselung von R11 in Porenstrukturen hält die Freiset-

zung im Rotteverlauf vergleichsweise lange an (Bild 7-9). Chlormethan ist bei keiner Messung nachgewiesen worden (Tab. 7-32 bis Tab. 7-36).

Komponente	**25. Feb 99 Rohgas µg/m³**	**25. Feb 99 Rohgas mg/h**	**25. Feb 99 Rohgas mg/Mg**	**25. Feb 99 Reingas µg/m³**	**25. Feb 99 Reingas mg/h**	**25. Feb 99 Reingas mg/Mg**	**25. Feb 99 η - Biofilter %**
R 11	510	38.000	7.800	350	26.000	5.400	31
R 12	**3.400**	**256.000**	**52.000**	**2.600**	**197.000**	**40.000**	**23**
R 21	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 22	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 114	400	30.000	6.100	310	23.000	4.800	23
Chlormethan	< 5	-	-	< 5	-	-	-

Tab. 7-32 FCKW-Emissionen der RABA Bassum

Komponente	**13. Aug 96 Rohgas µg/m³**	**13. Aug 96 Rohgas mg/h**	**13. Aug 96 Rohgas mg/Mg**	**13. Aug 96 Reingas µg/m³**	**13. Aug 96 Reingas mg/h**	**13. Aug 96 Reingas mg/Mg**	**13. Aug 96 η - Biofilter %**
R 11	175	7.900	790	250	11.000	1.100	-40
R 12	630	28.000	2.800	630	28.000	2.800	0
R 21	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 22	20	900	90	15	680	68	25
R 114	20	900	90	24	1.100	110	-20
Chlormethan	< 5	-	-	< 5	-	-	-
Komponente	**05. Mrz 99 Rohgas µg/m³**	**05. Mrz 99 Rohgas mg/h**	**05. Mrz 99 Rohgas mg/Mg**	**05. Mrz 99 Reingas µg/m³**	**05. Mrz 99 Reingas mg/h**	**05. Mrz 99 Reingas mg/Mg**	**05. Mrz 99 η - Biofilter %**
R 11	480	16.000	1.000	510	17.000	1.000	-6
R 12	**5.900**	**200.000**	**12.000**	**6.100**	**210.000**	**13.000**	**-4**
R 21	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 22	240	8.000	490	120	4.100	250	49
R 114	240	8.200	500	300	10.000	630	-25
Chlormethan	< 5	-	-	< 5	-	-	-

Tab. 7-33 FCKW-Emissionen der MBRA Horm (**fett**: Spitzenwerte für R12)

MBA	Rohgas 1	Rohgas 2
Kufstein	R 11: 390 µg/m³ R 12: 240 µg/m³ R 113: 330 µg/m³ R 114: 210 µg/m³	R 11: 400 µg/m³ R 12: 220 µg/m³ R 113: 330 µg/m³ R 114: 240 µg/m³
Siggerwiesen (Rottetrommel)	**R 11: 12.000 µg/m³** **R 12: 16.000 µg/m³**	**R 11: 9.000 µg/m³** R 12: 500 µg/m³
Siggerwiesen (Mietenabluft)	R 11: 300 µg/m³ R 12: 300 µg/m³	
Allerheiligen	R 11: < BG R 12: < BG	

Tab. 7-34 FCKW-Emissionen aus MBA in Österreich (ANGERER ET AL., 1998, 1999A, 1999B), (**fett**: Spitzenwerte für R11 und R12)

Komponente	2. Mrz 99 Rohgas µg/m³	2. Mrz 99 Rohgas mg/h	2. Mrz 99 Rohgas mg/Mg	2. Mrz 99 Reingas µg/m³	2. Mrz 99 Reingas mg/h	2. Mrz 99 Reingas mg/Mg	2. Mrz 99 η - Biofilter %
R 11	54	2.200	940	49	2.000	850	9
R 12	760	30.000	13.000	620	25.000	11.000	19
R 21	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 22	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 114	62	2.500	1.100	61	2.400	1.100	2
Chlormethan	< 5	-	-	< 5	-	-	-

Tab. 7-35 FCKW-Emissionen der MBV Friesland

Komponente	8. Mrz 99 Rohgas µg/m³	8. Mrz 99 Rohgas mg/h	8. Mrz 99 Rohgas mg/Mg	8. Mrz 99 Reingas µg/m³	8. Mrz 99 Reingas mg/h	8. Mrz 99 Reingas mg/Mg	8. Mrz 99 η - Biofilter %
R 11	940	39.000	29.000	490	20.000	15.000	48
R 12	**5.400**	**220.000**	**170.000**	**2.100**	**86.000**	**64.000**	**62**
R 21	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 22	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 114	270	11.000	8.300	100	4.100	3.100	63
Chlormethan	< 5	-	-	< 5	-	-	-
Komponente	**9. Mrz 99 Rohgas µg/m³**	**9. Mrz 99 Rohgas mg/h**	**9. Mrz 99 Rohgas mg/Mg**	**9. Mrz 99 Reingas µg/m³**	**9. Mrz 99 Reingas mg/h**	**9. Mrz 99 Reingas mg/Mg**	**9. Mrz 99 η - Biofilter %**
R 11	n. u.	-	-	190	7.400	5.500	-
R 12	n. u.	-	-	**1.100**	**43.000**	**32.000**	-
R 21	n. u.	-	-	< 5	-	-	-
R 22	n. u.	-	-	< 5	-	-	-
R 114	n. u.	-	-	89	3.500	2.600	-
Chlormethan	n. u.	-	-	< 5	-	-	-
Komponente	**9. Okt 98 Rohgas µg/m³**	**9. Okt 98 Rohgas mg/h**	**9. Okt 98 Rohgas mg/Mg**	**9. Okt 98 Reingas µg/m³**	**9. Okt 98 Reingas mg/h**	**9. Okt 98 Reingas mg/Mg**	**9. Okt 98 η - Biofilter %**
R 11	402	17.688	9.772	179	7.876	4.351	55
R 12	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 21	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 22	< 5	-	-	< 5	-	-	-
R 114	< 5	-	-	< 5	-	-	-
Chlormethan	n. u.	-	-	n. u.	-	-	-

Tab. 7-36 FCKW-Emissionen der MBV Lüneburg (**fett**: Spitzenwerte für R12)

8 Bilanzierung und Emissionsminderung von Treibhausgasen.....8-1
8.1 Einleitung 8-1
8.2 Sauerstoff..... 8-1
8.3 Kohlenstoffverbindungen..... 8-2
8.3.1 Kohlendioxid.....8-2
8.3.2 Methan.....8-3
8.3.3 Kohlenmonoxid.....8-8
8.4 Stickstoffverbindungen 8-8
8.4.1 Stickstoffmonoxid.....8-8
8.4.2 Lachgas.....8-11
8.5 Beurteilung der Klimarelevanz..... 8-12
8.6 Vergleich mit der Kompostierung von Bio- und Grünabfällen..... 8-14
8.7 Weitergehende Abluftreinigung mit Biofiltern durch Ammoniakentfernung in Säurewäschern 8-15

8 Bilanzierung und Emissionsminderung von Treibhausgasen

8.1 Einleitung

Aus Studien zur Behandlung von organischen Abfällen ist bekannt, daß im Rahmen des mikrobiellen Abbaus klimawirksame Gase wie Lachgas (N_2O), Methan (CH_4) und Stickstoffmonoxid (NO) gebildet werden können.

MBA zeichnen sich bezüglich des Abgases prinzipiell durch zwei mikrobiell aktive Einheiten aus: Die der MBA zugeführte Zuluft aus der Umgebung wird zur Bilanzierung der Stoffströme mit betrachtet. Die erste entscheidende Einheit zur Stabilisierung des Abfalls ist der Rotteprozeß. Aus diesem strömt Rohgas in die zweite, wesentlich kleinere Einheit, den Biofilter. Aus diesem tritt dann das Reingas in die Atmosphäre aus.

Neben der Erhebung der Klimarelevanz der drei Niedersächsischen Demonstrationsanlagen ist zum Vergleich auch die MBRA Horm dokumentiert. Dabei werden auch die jeweiligen Anteile des Rotteprozesses und des Biofilters an den möglichen Emissionen klimarelevanter Gase dargestellt. Klimawirksame Gase sind in erster Linie Lachgas (N_2O), Methan (CH_4) Kohlendioxid (CO_2). Stoffe, die zum Abbau der Ozonschicht führen, sind mit bei den organischen Stoffen abgehandelt. Zwei beispielhafte Meßphasen dokumentieren die starke Bildung von Stickstoffmonoxid (NO), die bislang noch nicht an Biofiltern untersucht wurde. Es folgt eine Prognose der Anteile von Treibhausgasen an der Gesamtemission in Deutschland sowie eine Gegenüberstellung mit vorhandenen Daten aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfällen. In die Hochrechnung der Beiträge von Treibhausgasen gehen die Daten der MBRA Horm nicht mit ein.

8.2 Sauerstoff

Die Sauerstoffkonzentrationen wurden nur im Reingas der RABA Bassum gemessen (Bild 8-1). Die Werte bewegen sich weitestgehend im Bereich zwischen 20,5 und etwa 19 Vol.-%. Ein weiteres Absinken der O_2-Konzentrationen kommt im Betrieb vor, ist aber selten.

Der übliche Bezug von Emissionsgrenzwerten auf den zugehörigen Sauerstoffgehalt, wie z.B. in der 17. BImSchV, ist wegen der großen Schwankungen innerhalb eines kleinen Bereichs nahe der Umgebungskonzentration und der daraus resultierenden Meßungenauigkeiten nicht sinnvoll (Bild 8-1).

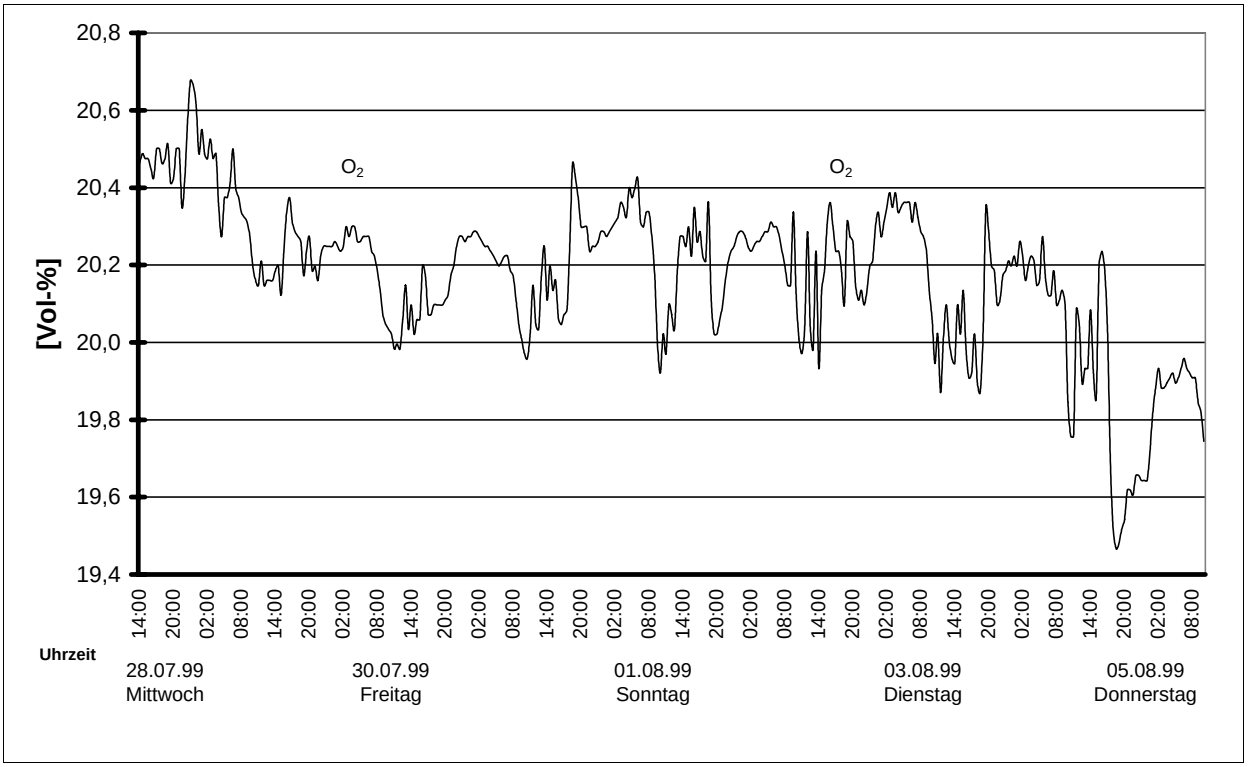


Bild 8-1: Beispielhafter Verlauf der Sauerstoffkonzentration im Reingas der RABA Bassum

8.3 Kohlenstoffverbindungen

8.3.1 Kohlendioxid

Je nach Anlage wurden im Reingas mittlere Emissionskonzentrationen zwischen 5.800 (Friesland) und 9.300 mg Nm^{-3} (Horm) gemessen (Bild 8-2). Rein- und Rohgaskonzentrationen unterschieden sich nur wenig. Insgesamt kommt es aufgrund des Kohlenstoffabbaus aus der org. Abluftbelastung bzw. des Filtermaterials zu einer leichten Erhöhung der Reingaswerte. Die Ergebnisse für die MBRA Horm sowie für die MBV Lüneburg verdeutlichen ansatzweise die Schwierigkeiten bei der Beprobung offener Flächenbiofilter mit Falschluft, indem teilweise die Reingaswerte knapp unter den Rohgaswerten liegen können.

Die Anlagen emittierten stündlich 200 (Friesland) bis 640 kg CO_2 (Bassum) wobei der Emissionsfaktor zwischen 12 (Horm) und 185 kg (Lüneburg) CO_2 Mg^{-1} FS betrug (Bild 8-2). Die CO_2-Zuluftfrachten liegen für die Anlagen in Friesland, Bassum und Lüneburg bei 10 bis 20 kg/Mg (vgl. Tab. 4-7). Diese Fracht ist für die Angabe der Netto-CO_2-Emission von den Bruttodaten in Bild 8-2 abzuziehen.

Der geringe Emissionsfaktor der Anlage Horm kommt dadurch zustande, daß in der Anlage der Abfall nur 5 bis 7 Tage behandelt wird. Dementsprechend gering sind die Stabilisierungseffekte. Auf der anderen Seite führt die lange Behandlungsdauer von 16 Wochen in Lüneburg zum höchsten CO_2-Emissionsfaktor.

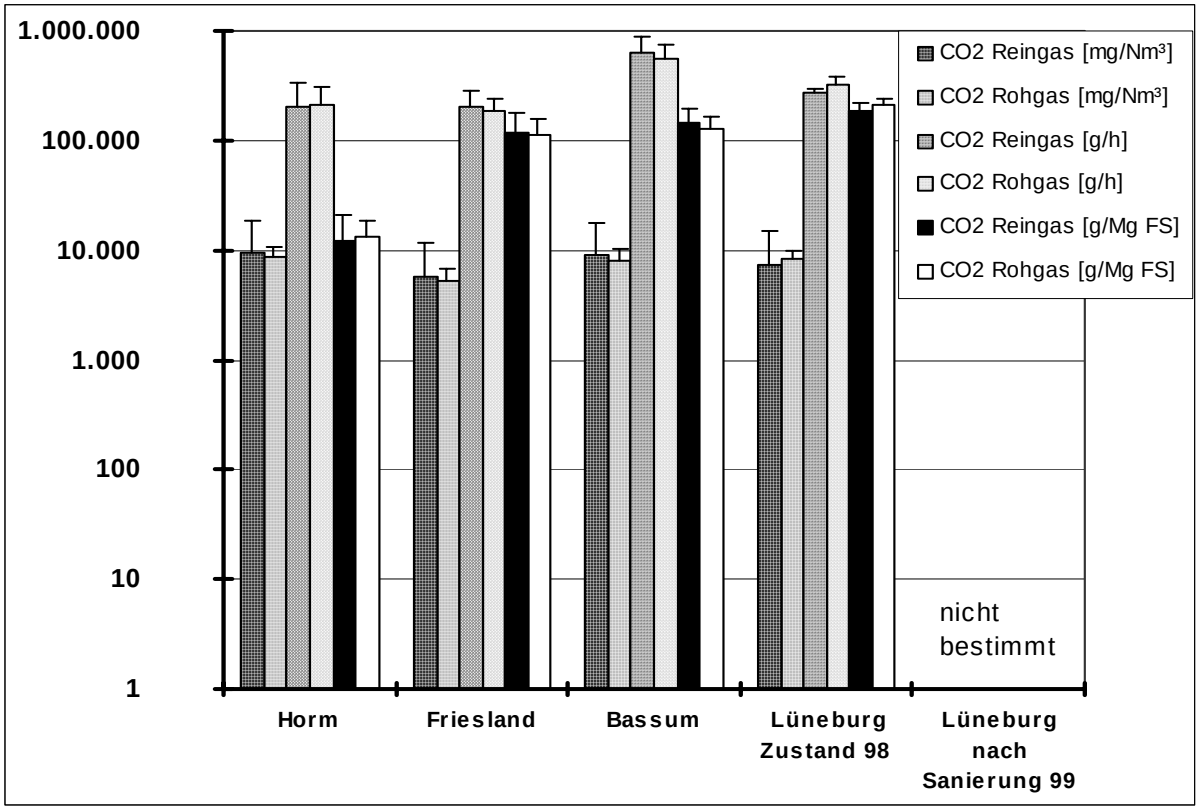


Bild 8-2: CO_2 –Emissionskonzentrationen [mg/Nm³], Standardabweichung
CO_2 –Emissionsmassenströme [kg/h], Standardabweichung
CO_2 –Emissionsfaktoren [kg/Mg FS], Standardabweichung

8.3.2 Methan

Je nach Anlage wurden im Reingas mittlere Emissionskonzentrationen zwischen 7 (Horm) und 440 mg Nm^{-3} (Lüneburg) gemessen (Bild 8-3). Durch Erneuerung der Distanzschicht sowie Reinigung des Belüftungsbodens in 1999 konnten die Methankonzentrationen in der Abluft der MBV Lüneburg auf 4 mg/m³ gesenkt werden, was einer Reduktion um 99 % entspricht (Ergebnis aus zwei Messungen am 09.11.99). Die Rein- und Rohgaskonzentrationen unterschieden sich nicht. Ein signifikanter Methanabbau im Biofilter (max. 10 bis 20 %) war nur in einzelnen Fällen bei vergleichsweise sehr geringer NMVOC-Belastung festzustellen.

Die Anlagen emittierten stündlich 100 (Horm) bis 18.000 g CH_4 vor bzw. 210 g CH_4 nach Sanierung (Lüneburg), wobei der Emissionsfaktor zwischen 6 (Horm) und 12.000 g vor bzw. 110 g nach Sanierung (Lüneburg) CH_4 Mg^{-1} FS betrug (Bild 8-3). Die CH_4-Zuluftfracht liegt für die Anlagen in Friesland, Bassum und Lüneburg bei mindestens 20 bis 40 g/Mg bzw. im Fall ungünstiger Windverhältnisse an Deponiestandorten bei maximal 45 bis 90 g/Mg (vgl. Tab. 4-7). Diese Fracht ist für die Angabe der Netto-CH_4-Emission von den Bruttodaten in Bild 8-3 abzuziehen.

In einer Anlage erhöhten sich die CH_4-Konzentrationen Ende des Jahres 1998, die bis

Februar 1999 wieder auf Normalwerte abfielen (Bild 8-4).

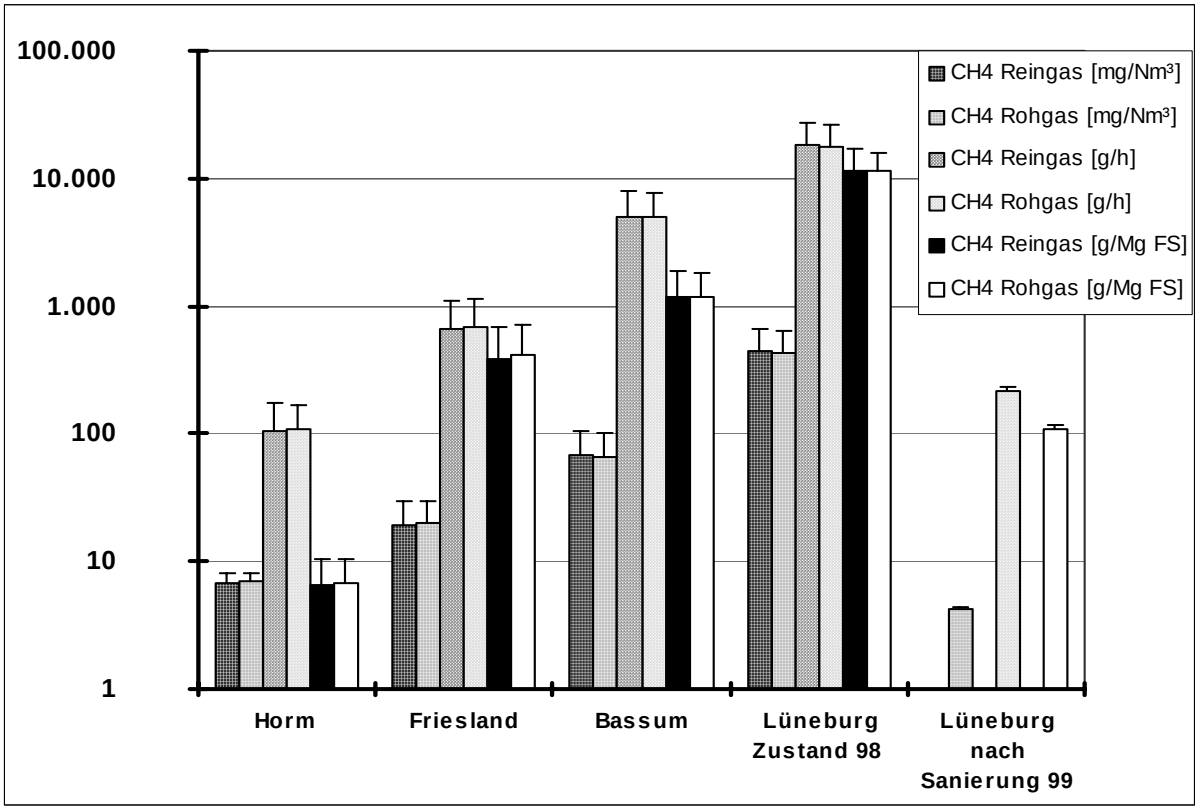


Bild 8-3: CH_4–Emissionskonzentrationen [mg/Nm³], Standardabweichung
CH_4 –Emissionsmassenströme [g/h], Standardabweichung
CH_4 -Emissionsfaktoren [g/Mg FS] einschließlich Zuluftfracht

Dieser Emissionspeak ist auf eine übermäßige Befeuchtung der Rottemieten in der Anlage im Dezember 1998 zurückzuführen. Die Mieten trockneten anschließend langsam ab, so daß auch die CH_4-Emissionen zurückgingen. Der nachgeschaltete Biofilter hatte keinen Einfluß auf die Bilanz der CH_4-Emissionen.

Neben der Befeuchtung ist die spezifische Belüftung der Mieten ein wesentliches Kriterium: In den Abfallmieten können punktuell anaerobe Zonen entstehen, die dann wesentlich zur Emission von reduzierten Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen (s.u.) beitragen. Das Beispiel der MBV Lüneburg dokumentiert sehr deutlich den Einfluß der Mietenbelüftung auf die Methanentwicklung. Während im 1998 hohe Methanemissionen überwiegten, hat sich in 1999 durch eine Sanierung und Erneuerung der Distanzschicht zur Luftverteilung sowie durch Optimierung der Belüftungssteuerung die Situation vollständig gewendet. Im Vergleich zum vorhergehenden Zustand konnten die CH_4-Emissionen um 99 % gesenkt werden. Dieser eindrucksvolle Unterschied verdeutlicht den großen Einfluß der Betriebsführung auf die Emissionen. Diesen betrieblichen Optimierungen muß zukünftig mehr Aufmerksamkeit gewidmet werden. Vollständig zu unterdrücken ist die Methanbildung aber nicht (REINHARDT, 1999).

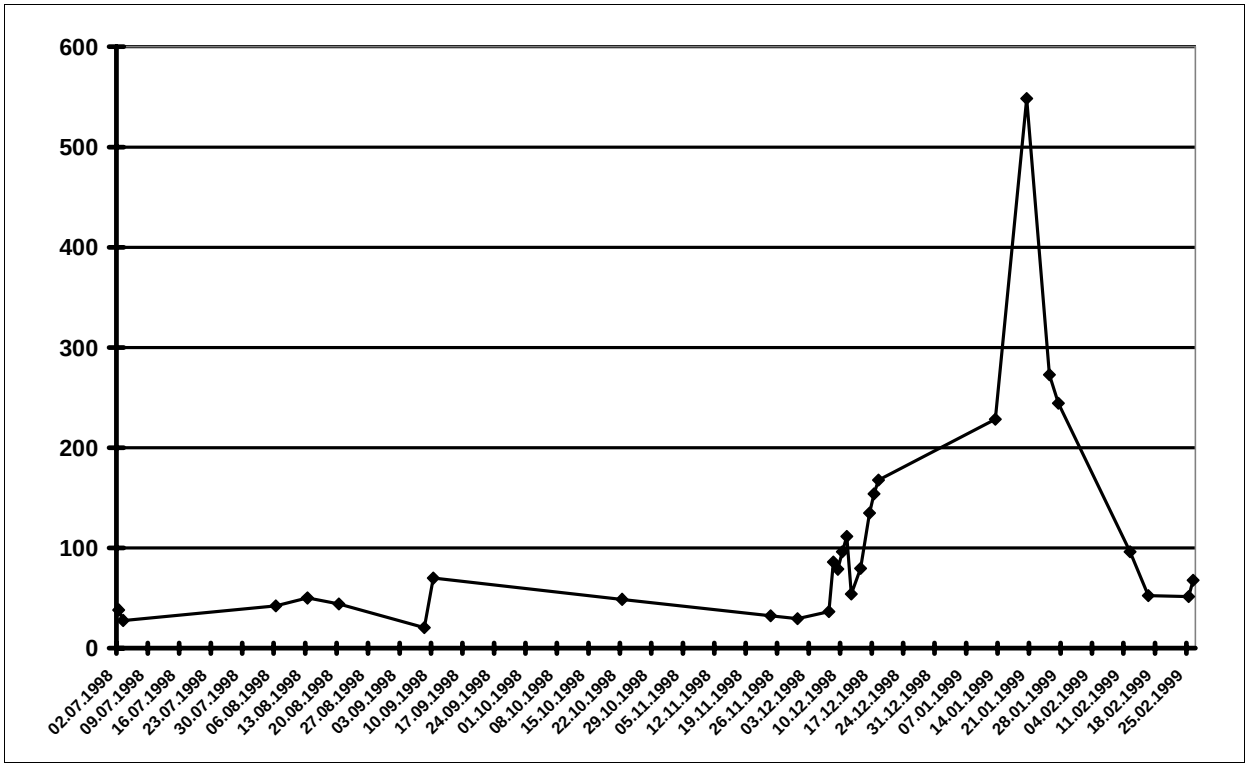


Bild 8-4: Exemplarischer Verlauf der CH_4-Emissionskonzentration nach übermäßiger Mietenbewässerung [mg/Nm³].

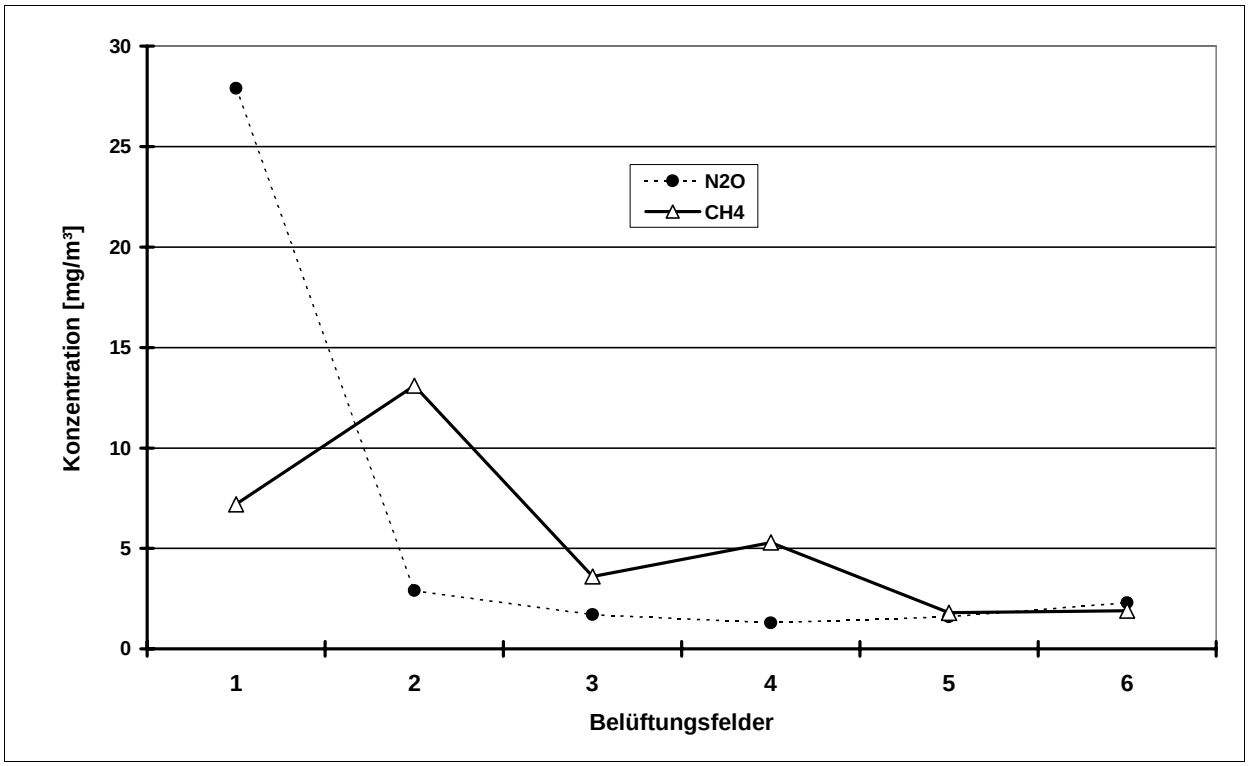


Bild 8-5: CH_4- und N_2O-Rohgaskonzentrationen der MBV Lüneburg in Abhängigkeit von der Behandlungsdauer (Belüftungsfeld 1: Rotteeintrag, Belüftungsfeld 7: Rotteaustrag)

Das CH_4-Maximum liegt im Normalbetrieb und bei optimaler Belüftung zu Beginn der Rotte während der Phase der größten Stoffwechselaktivität (Bild 8-6). Im dargestellten Fall der MBV Lüneburg war die Primärmiete (Rotteeintrag) noch nicht vollständig aufgesetzt (Bild 8-5). Bedingt durch die Betriebsführung können sich insbesondere bei der Bildung von N_2O und Methan unterschiedliche Verläufe ausbilden.

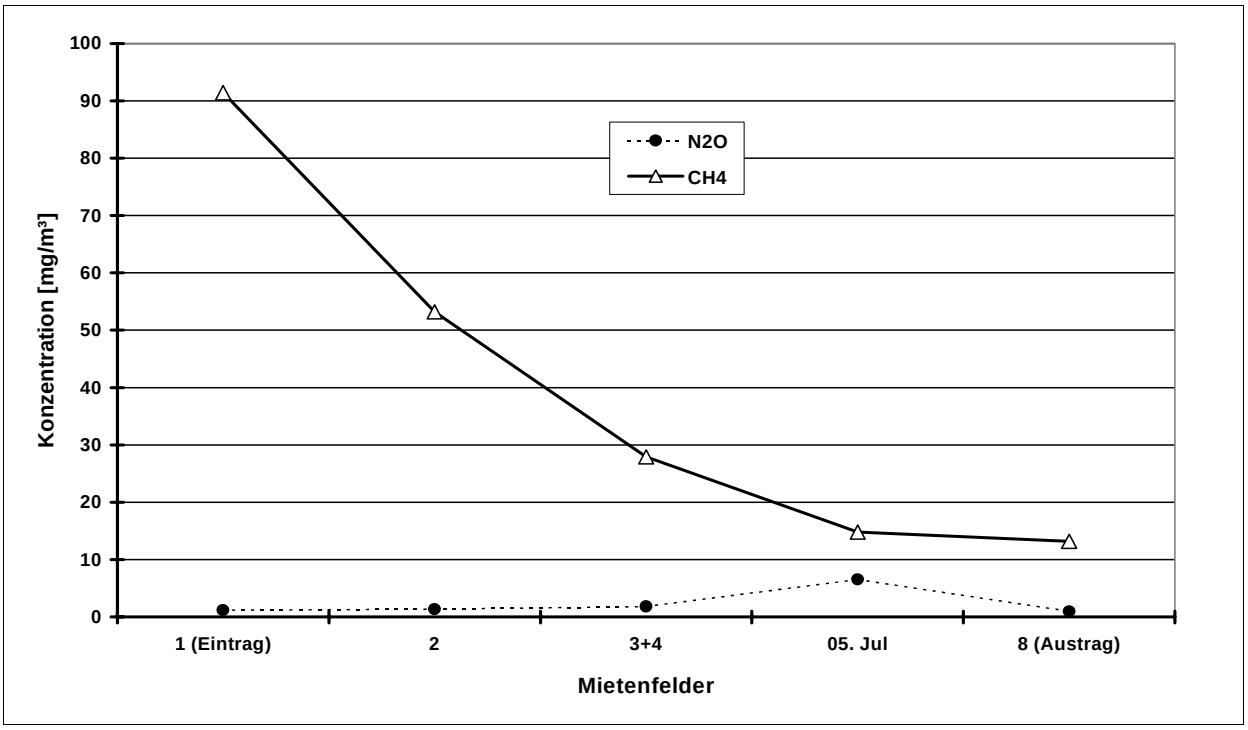


Bild 8-6: CH_4- und N_2O-Rohgaskonzentrationen der RABA Bassum in Abhängigkeit von der Behandlungsdauer

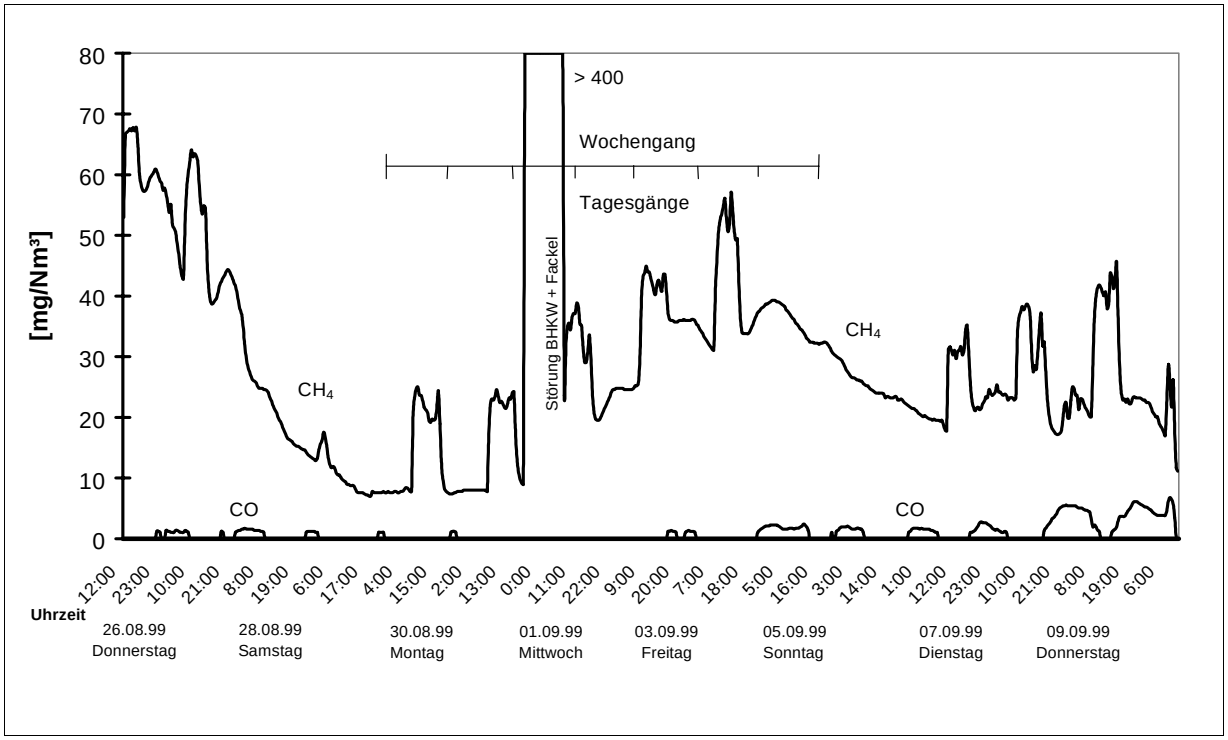


Bild 8-7: Charakteristischer Wochen- und Tagesgang der CH_4- und CO-Konzentrationen im Reingas der RABA Bassum

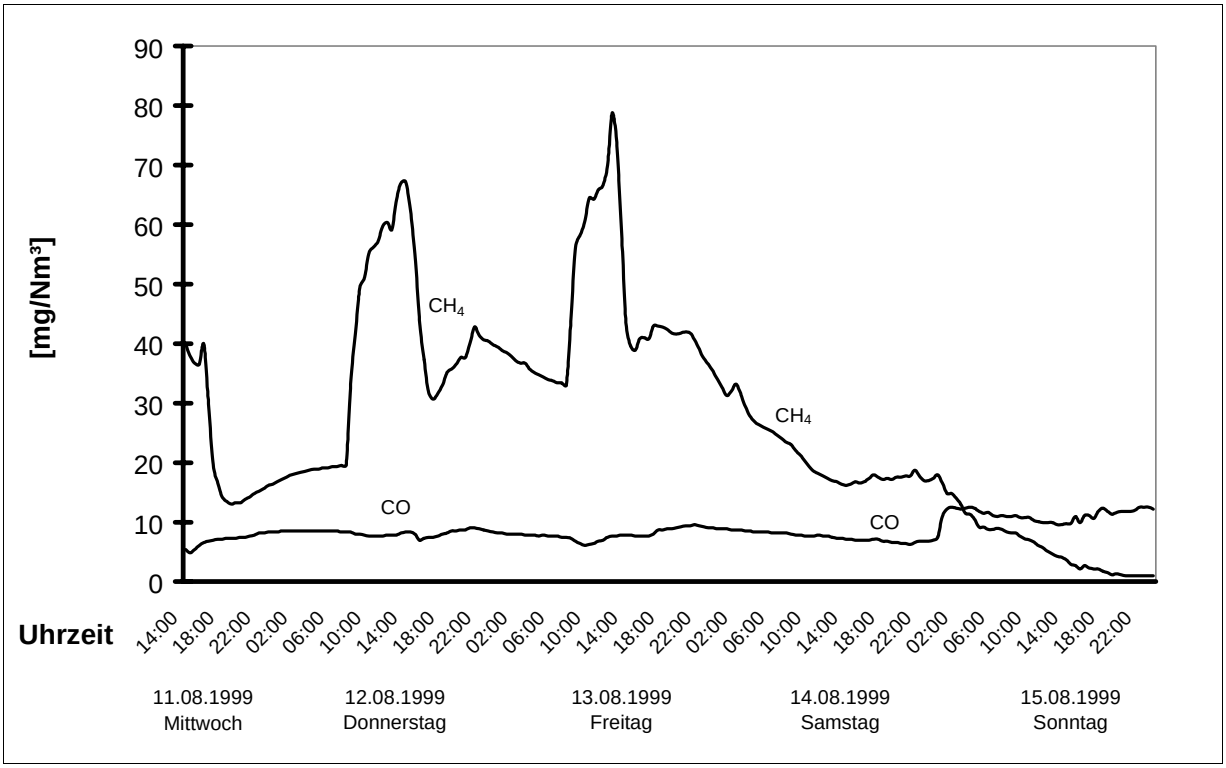


Bild 8-8: Wochenendverlauf der CH_4- und CO-Gehalte im Reingas der RABA Bassum

Die in Bild 8-7 und Bild 8-8 dargestellten CH_4-Verläufe im Reingas der RABA Bassum verdeutlichen drei grundlegende Zusammenhänge:

1. realistischer Konzentrationsbereich von CH_4 mit einem Minimum im Bereich zwischen 0 und 10 mg/m³ und einem Maximum im Bereich zwischen 80 und 100 mg/m³,
2. Tagesgang des CH_4 an Werktagen, bedingt durch freigesetztes Porengas aus dem Eintrag der Gärrückstände und ggf. ein kurzzeitiges schwaches Nachgären,
3. Wochengang des CH_4, beginnend am Montag auf sehr niedrigem Niveau (0 bis 20 mg/m³) mit einem kontinuierlichen Anstieg bis zum Freitag abend (Ende Rotteeintrag) und einem darauffolgenden Absinken bis zum Montag früh (Beginn Rotteeintrag).

Aus den zeitlichen Verläufen (CH_4-Peaks) können in Verknüpfung mit den jeweiligen Mengen an Gärrückständen volumen- oder massebezogene CH_4-Freisetzungen aus Gärrückständen ermittelt werden. Aus 11 ausgewerteten Tagespeaks der obigen Bilder und den korrespondierenden Rotteeinträgen an Gärrückständen (30 Mg bis 69 Mg) resultieren zwischen 220 und 300 g CH_4/Mg Gärrückstand (Mittel: 248 g CH_4/Mg Gäraustrag), d.h. etwa 0,4 bis 0,5 % der Gesamtmethanproduktion im Fermenter Bei einer höchst seltenen, gleichzeitigen Störung des BHKW und der Fackel wird das Biogas über den Biofilter abgeleitet. Dabei erreicht die Methanspitze ca. 900 ppm (Bild 8-7, am 01.09.99), d.h. unterhalb des Explosionsbereiches von Methan in Luft.

Bei der Bewertung der CH_4-Emissionsfaktoren sollte nicht unerwähnt bleiben, daß bei der bisher betriebenen Rohabfalldeponierung bei etwa 150 bis 300 m³ Deponiegas /Mg mit einem durchschnittlichen Methangehalt von 60 % insgesamt 62 bis 129 kg Methan /Mg entstehen, welches nur teilweise erfaßt und verwertet wird. Die Freisetzung von CH_4 aus MBA in einer realistischen Größenordnung von 0,1 bis 1 kg/Mg bedeutet demnach eine Reduktion der Methanemission im Vergleich zur Rohabfalldeponierung um > 98 %.

8.3.3 Kohlenmonoxid

Die CO-Konzentrationen wurden nur im Reingas der RABA Bassum gemessen. Die sind zusammen mit den CH_4-Messungen in Bild 8-7 und Bild 8-8 dargestellt. Während bei der Meßphase in Bild 8-7 periodisch wiederkehrende geringe CO-Mengen zu verzeichnen waren, zeigte eine weitere Meßphase einen nahezu konstanten Verlauf zwischen 5 und etwa 10 mg/Nm³.

Ganz im Gegensatz zu den Daten der RABA Bassum stehen die CO-Ergebnisse der österreichischen MBA (ANGERER ET AL., 1998, 1999a, 1999b):

- MBA Allerleiligen: 38 bis 93 mg/m³ im Rohgas, Mittelwert 53 mg/Nm³,
- MBA Siggerwiesen: 38 bis 738 mg/m³ im Rohgas (Rottetrommel bzw. Mietenabluft), Mittelwert Rottetrommel 160 mg/Nm³ im Februar 1998 bzw. 299 mg/Nm³ im Juli/August 1998, Mittelwert Mietenabluft (3 – 4 Wochen Intensivrotte) 599 mg/Nm³ im März 1998,
- Pilotanlage MBA Kufstein: 225 bis 350 mg/Nm³ im Roh- bzw. Reingas (September und November 1998).

In Anbetracht des MAK-Wertes für CO von 35 mg/m³ sind diese Daten der Österreichischen MBA auch vom Arbeitsschutz gesehen äußerst bedenklich. Die Herkunft des CO ist ungeklärt. Die Ursache in Emissionen aus Verbrennungsmotoren zu suchen, scheidet im vorliegenden Fall größtenteils aus. Am zeitlichen Verlauf der Rotteemissionen ist eine Abhängigkeit der CO-Bildung von der CO_2-Bildung im Rotteprozeß zu erkennen.

Bei der Untersuchung des Biofilters der mechanischen Aufbereitung der Pilotanlage Münster (MBA) sind im Reingas Konzentrationen zwischen 5 und 7 mg CO/m³ gemessen worden (ÖKOINSTITUT, 1999).

MADIGAN ET AL. (1997) messen dem "catabolism of lignin" als CO-Quelle große Bedeutung bei. Inwieweit dieser Prozeß für ggf. erhöhte CO-Emissionen aus MBA verantwortlich sein kann, ist derzeit noch unklar. Höchstwahrscheinlich sind Weißfäulepilze nicht für das CO verantwortlich. Es wird vermutlich durch anaerobe Bakterien, die auch in aeroben Rotten vorkommen, im Anabolismus (in der Biosynthese) bei der Reduktion von CO_2 gebildet. Sie sind autotroph und müssen daher den Kohlenstoff durch Reduktion von CO_2 gewinnen. Dabei kann CO entstehen (WIESMANN, 1999).

8.4 Stickstoffverbindungen

8.4.1 Stickstoffmonoxid

Kontinuierliche Messungen zu NO-Emissionen wurden aus meßtechnischen Gründen nur an der Anlage in Bassum durchgeführt. Von der Vielzahl der Messungen sind exemplarisch zwei charakteristische Meßperioden ausgewählt worden. In Bild 8-9 sind Messungen vom 31.3.-9.4.1999 und in Bild 8-10 vom 22.6.-29.6.1999 dargestellt. Vor dem zweiten Meßtermin wurde der Luftbefeuchter mit einer Säuredosierung versehen als saurer Wäsche zur Ammoniakabsorption vor dem Biofilter erprobt. Diese Betriebsweise wurde seitdem so beibehalten. Die Effizienz des Wäschers für NH_3 beträgt 30 bis 40%. Beide Meßperioden zeigten im Reingas mittlere Emissionskonzentrationen von 19 bzw. 18 mg/Nm³. Die

Konzentrationen wiesen einen typischen Tagesgang auf. Jeweils am Nachmittag bzw. Abend waren die NO-Konzentrationen stark erhöht. Sie korrespondierten mit hohen Ablufttemperaturen. Die o.a. Ammoniakminderung um 30 bis 40 % durch eine vorgeschaltete saure Wäsche hatte keinen Einfluß auf die NO-Konzentrationen im Reingas.

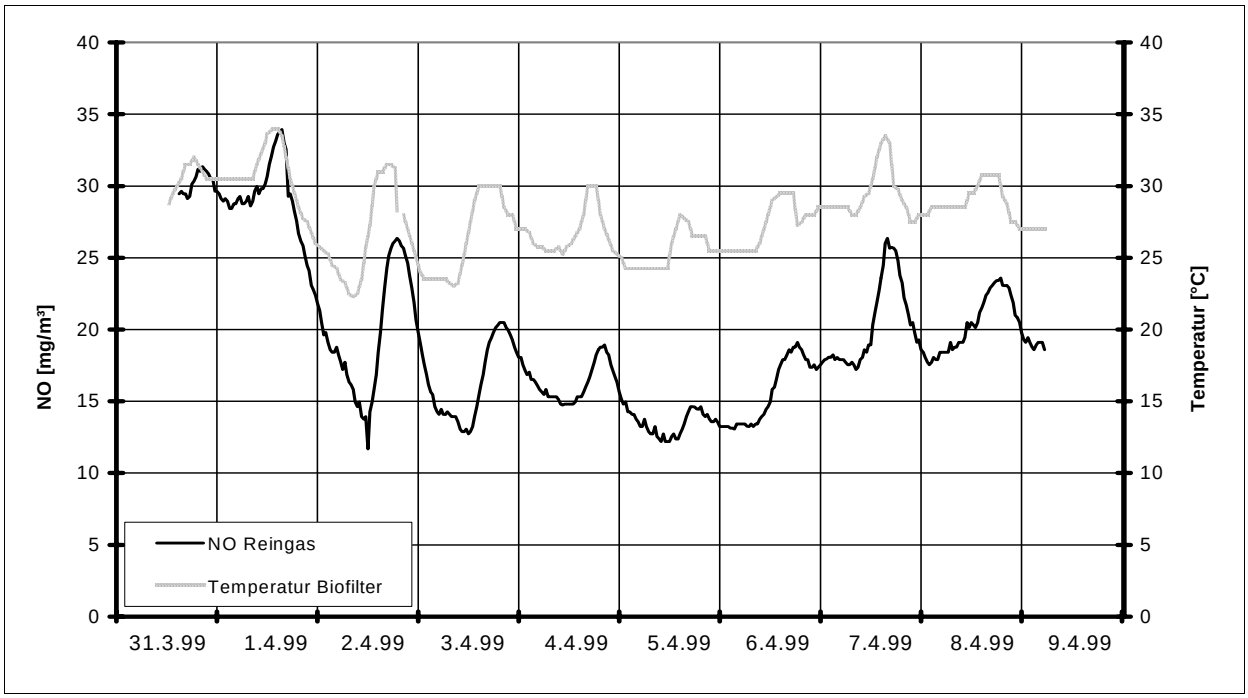


Bild 8-9: NO- und Temperatur-Verlauf im Reingas 31.3.-9.4.1999 (ohne NH_3-Entfernung)

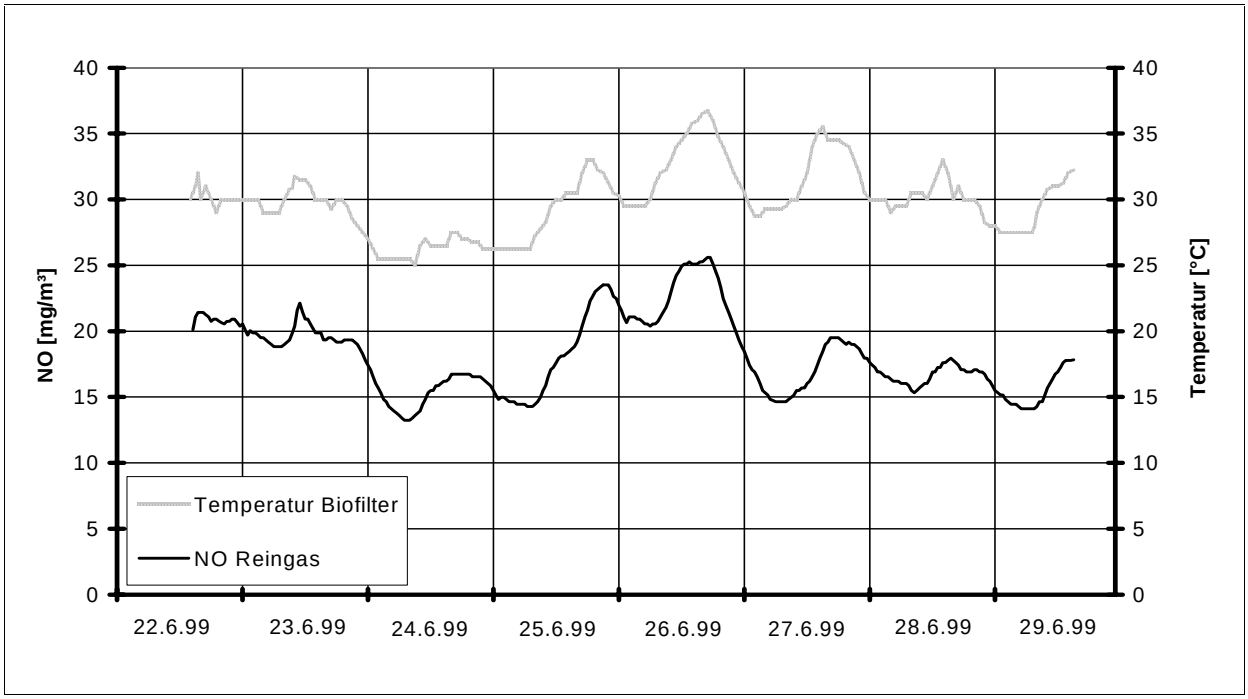


Bild 8-10: NO- und Temperatur-Verlauf im Reingas 22.6.-29.6.1999 (mit vorgeschalteter NH_3-Wäsche bei 30 – 40 % NH_3-Rückhalt)

Im Rohgas konnten dagegen keine signifikanten NO-Konzentrationen nachgewiesen werden. NO wird demnach ausschließlich im Biofilter gebildet.

Der Biofilter ist Bildungsort von NO, das wahrscheinlich durch Überfrachtung des Biofilters mit NH_3 entsteht. Im Folgenden soll diese Hypothese näher erläutert werden:

Ammoniak wird teilweise im Biofilter absorbiert und liegt dann in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Temperatur als Ammonium (NH_4^+) vor. Es wird im Biofilter zu (Nitrit) NO_2^- oxidiert, die weitergehende Oxidation zu (Nitrat) NO_3^- scheint gehemmt. Vereinzelte Messungen des Perkolationswassers aus dem Biofilter zeigten sehr hohe NH_4^+-, NO_2^--und NO_3^--Gehalte. Es ist bekannt, daß erhöhte NO_2^--Konzentrationen die weitere Umsetzung zu NO_3^- hemmen (SPECTOR, 1998). Das anfallende NO_2^- kann nun ohne den „Umweg“ über NO_3^- mikrobiell reduziert, d.h. denitrifiziert werden. Ein Teilprodukt der Denitrifikation ist das NO. Durch die im Vergleich zu anderen System (z.B. Boden, Kompostmieten) stark erhöhten NH_3-Gehalte im Biofilter könnte die Mikrobenpopulation im Biofilter so „verschoben“ sein, daß im Biofilter Mikroorganismen mit einer reduzierten Denitrifikationsenzymkette vorherrschen. Weiterhin wäre es denkbar, daß die erhöhten NO_2^--Gehalte im Biofilter dazu führen, daß die Mikroorganismen hauptsächlich das Enzym Nitritreduktase bilden. Andere Enzyme, wie z.B. NO- oder N_2O-Reduktase, werden dagegen in geringerem Umfang gebildet (s. auch Bild 8-11, N_2O-Emissionskonzentrationen in Bassum, PAYNE (1981))

Neben der mikrobiellen Umsetzung des NO_2^- ist auch eine chemische Bildung von NO denkbar. Bereits 1970 berichteten NELSON / BREMNER, daß bei pH-Werten < 7 HNO_2 spontan zu NO, NO_2 und H_2O zerfallen kann. Bei Zugabe von Bodenpartikeln konnte auch die Bildung von N_2O festgestellt werden. In dem Biofilter treten aufgrund der Oxidation von NH_3 mindestens zonal pH-Werte < 7 auf, so daß eine chemische Bildung von NO nicht auszuschließen ist.

ALLEMAN (1984) beschreibt die Nitrobacterhemmung durch hohe Ammoniakkonzentrationen. Er nennt in seiner Untersuchung zu den Ursachen von Nitritanreicherungen in biologischen Kläranlagen sieben wesentliche Faktoren:

1. sinkende Temperaturen,
2. Limitierung durch Sauerstoff- oder CO_2-Konzentrationen,
3. schwankende pH-Werte,
4. Hemmung durch Ammoniak,
5. Reduzierung des Schlammalters,
6. Stickstoffbelastungspeaks,
7. unvollständige Denitrifikation.

ABELING (1994) kommt zu dem Schluß, daß vielmehr hohe Ammoniakkonzentrationen lediglich das Wachstum der Nitrosomonas unverhältnismäßig fördern (starke Nitritbildung), die Hemmung der Nitrobacter also nur eine scheinbare ist.

Diese Hypothesen müssen jedoch experimentell überprüft werden und bedürfen intensiver Forschungsaktivität.

8.4.2 Lachgas

Je nach Anlage wurden im Reingas mittlere Emissionskonzentrationen zwischen 3 (Friesland) und 28 mg Nm^{-3} (Lüneburg) gemessen (Bild 8-11). Im Gegensatz zu den Kohlenstoffemissionen waren die N_2O-Gehalte im Rohgas z.T. deutlich niedriger (Bild 8-11).

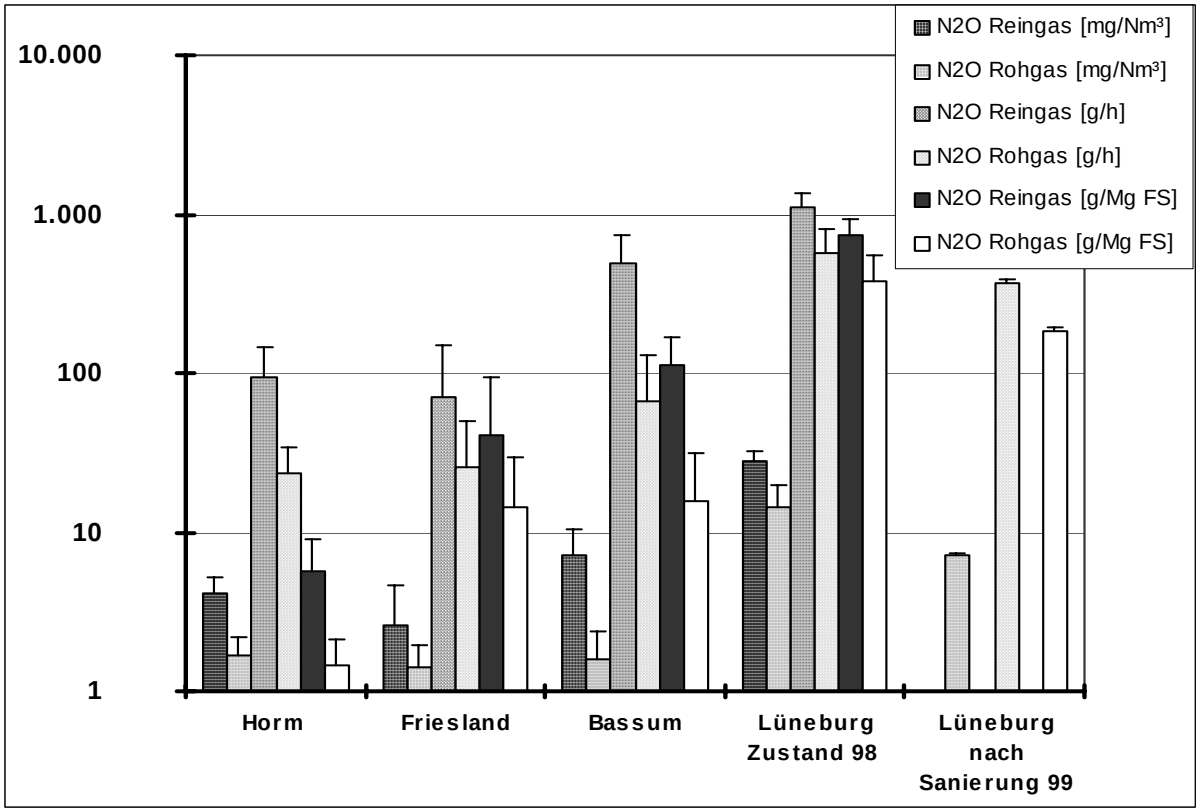


Bild 8-11: N_2O–Emissionskonzentrationen [mg/Nm³], Standardabweichnung
N_2O–Emissionsmassentrom [g/h], Standardabweichnung
N_2O-Emissionsfaktor [g/Mg FS], Standardabweichnung

Die Anlagen emittierten stündlich 68 (Horm) bis 1100 g N_2O (Lüneburg, Bild 8-11), wobei der Emissionsfaktor zwischen 5 (Horm) und 745 g (Lüneburg) N_2O Mg^{-1} FS betrug (Bild 8-11). Die N_2O-Zuluftfracht liegt für die Anlagen in Friesland, Bassum und Lüneburg zwischen 9 und 18 g/Mg (vgl. Tab. 4-7). Diese Fracht ist für die Angabe der Netto-N_2O-Emission von den Bruttodaten in Bild 8-11 abzuziehen.

Lachgas wird bereits in den Rottemieten gebildet. Ob die Sanierung der Trapezrotte in Lüneburg auch eine Reduktion der N_2O-Emissionen bewirkt, muß zunächst abgewartet werden. Nach einer Messung im November 1999 sieht das eher nicht so aus.

Aus den in Bild 8-5 und Bild 8-6 dargestellten Verläufen wird vermutet, daß zu Beginn der Intensivrotte eine höhere CH_4-Bildung, d.h. eine ungünstigere Sauerstoffversorgung die N_2O-Bildung tendenziell unterdrückt. Eine bessere Sauerstoffversorgung der Mieten, z.B. beim Aufsetzen der Primärmiete (Bild 8-5), führt wahrscheinlich während der Nitrifikation des NH_4^+ zum NO_2^- zur N_2O-Bildung.

Zusätzlich zu der Rohgasfracht an N_2O wird im Biofilter N_2O produziert, wodurch die Reingasfrachten ansteigen. Die möglichen Bildungsursachen sind bereits bei den NO-

Emissionen erläutert worden. Die durchgehend aeroben Bedingungen im Biofilter legen nahe, daß die N_2O-Bildung ebenfalls durch die mikrobielle Oxidation von NH_4^+ zu NO_2^- überwiegen dürfte.

In Bild 8-12 sind die N_2O-Gehalte im Roh- und Reingas der RABA Bassum dargestellt. Es findet eine Bildung von N_2O im Biofilter statt. Daraus resultiert eine Erhöhung der Reingasgehalte um etwa Faktor 2 bis 10 gegenüber den Rohgasgehalten.

Die kompliziert miteinander verknüpften Prozesse der Stickstoffumsetzungen dürfen nicht isoliert voneinander betrachtet werden. Hier bedarf es intensiver F&E-Arbeiten hinsichtlich Prozeßaufklärung der Stickstoffumsetzungen. Abgesehen davon sind für den praktischen Betrieb von MBA Maßnahmen zu ergreifen, die eine weitgehende Abtrennung des NH_3 vor dem Biofilter gewährleisten.

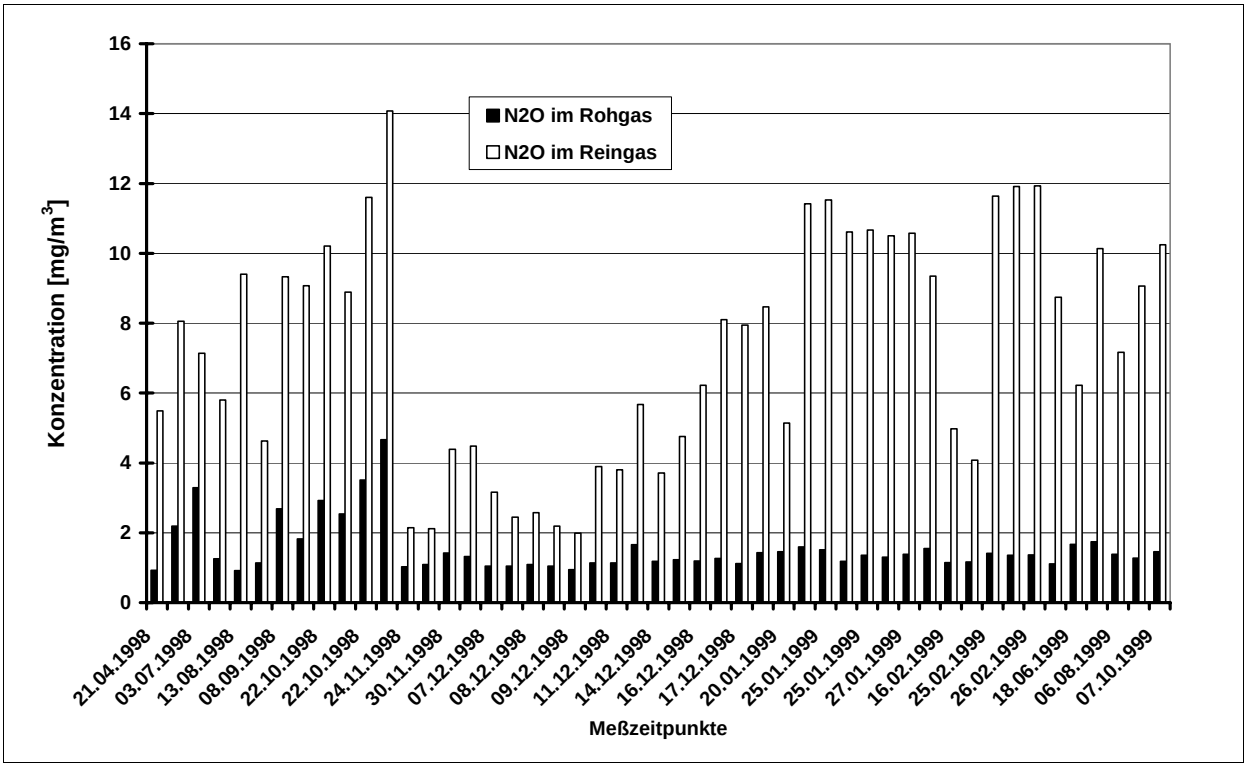


Bild 8-12: N_2O-Gehalte im Roh- und Reingas der RABA Bassum (zeitgleiche Meßpaare)

8.5 Beurteilung der Klimarelevanz

Die hier erhobenen Daten werden im folgenden mit anderen Emittenten von Klimagasen in Deutschland verglichen. Die bisher im Betrieb befindlichen MBA emittieren vergleichsweise geringe Mengen an klimawirksamen Gasen. Zur Abschätzung der möglichen Emissionen wird folgendes Szenario für einen max. denkbaren MBA-Einsatz entworfen:

Laut BILITEWSKI / URBAN (1999) sind 2005 etwa 18 Mio. Mg Restabfall/a zusätzlich zu den derzeit vorhandenen thermischen Behandlungskapazitäten zu behandeln. Hiervon können etwa 40 % als Sekundärbrennstoff verwendet bzw. verwertet werden. Die Restmenge an zu behandelndem Abfall (10,8 Mio. Mg/a) wird vollständig biologisch verrottet.

Hieraus ergeben sich je nach anlagenspezifischen Emissionsfaktoren die in Tab. 8-1

dargestellten jährlichen Emissionsbereiche für Endrotteverfahren (d.h. ohne Berücksichtigung der Emissionsfaktoren aus Horm). Für die Methanemission der MBV Lüneburg sind die Betriebsdaten aus 1999 mit eingeflossen.

Emissionen in Mg/a	**Minimum**	**Maximum**
CO_2	1.600.000	2.500.000
CH_4	1.200	13.000
N_2O mit Biofilter	600	10.000
N_2O ohne Biofilter	200	5.000
NO mit Biofilter *	~ 5.000	
NO ohne Biofilter *	< 200	< 200

Tab. 8-1: Szenario 2005 mit max. möglichem MBA-Einsatz in Deutschland (Annahme: 10,8 Mio. Mg/a); geschätzte Emissionen in Mg/a
* NO-Daten nur von einer MBA.

In Tab. 8-2 sind die jährlichen Emissionen aus Deutschland zusammengefaßt. Während der mögliche Anteil der MBA-bedingten Emissionen für CO_2 nur gering ist, beträgt der Anteil an emittiertem N_2O zwischen 0,3 und 5 % der Gesamtemission. Dieser würde sich sogar noch erhöhen, da die Industrie bei der Herstellung von Adipinsäure die N_2O-Emissionen zukünftig verringern wird. Für CH_4 resultieren bis zu 0,3 % an der Gesamtemission aus der biologischen Vorbehandlung. Dieses bedeutet im Vergleich zum derzeitigen Anteil von 40 % der CH_4-Emission aus der Rohabfallablagerung eine erhebliche Reduktion (Tab. 8-2). Zusätzlich zu bilanzieren sind die Emissionen aus der Ablagerung des MBA-Outputs. Die NO-Emissionen sind zwar vernachlässigbar klein, sie sind aber die ersten bekannten NO-Emissionen aus der biologischen Abfallbehandlung.

Wie bereits bei den Emissionsergebnissen verdeutlicht, könnte eine verbesserte Abluftbehandlung die N_2O- und NO-Emissionen aus MBA verringern. Hierzu bedarf es einer effizienten Ammoniakentfernung vor dem Biofilter.

	CO_2	**CH_4**	**N_2O**	**NO_2**
Gesamt [Mg/a]	$904.500*10^3$	$4.849*10^3$	$219*10^3$	$2.211*10^3$
Energieerzeugung u. –umwandlung [%]	43	24	6	99
Land-u. Forstwirtschaft [%]	1	34	39	
Industrie [%]	17		37	1
Kleinverbraucher u. Haushalte [%]	20			
Verkehr [%]	19		9	
Abfallwirtschaft [%]		40		
Sonstige [%]		2	9	
MBA bei max. Einsatz 2005 [%]	**0,2 - 0,3**	**0,02 – 0,3**	**0,3 - 5**	**0,4***

Tab. 8-2: Emissionen klimawirksamer Gase in Deutschland (Quelle ohne die Zeile MBA: Umweltdaten 1998 des Umweltbundesamtes)
* NO als NO_2 dargestellt.

8.6 Vergleich mit der Kompostierung von Bio- und Grünabfällen

In einem verfahrenstechnischen Vergleich der Kompostierung von Bioabfällen ist das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (GRONAUER ET AL., 1997) auch den gasförmigen Emissionen nachgegangen, insbesondere den klimarelevanten Gasen. Weitere wichtige Arbeiten in diesem Zusammenhang stammen von HELLEBRANDT (1993), HELLMANN (1995), LEINEMANN (1998). Angaben bezogen auf die Trockenmasse (TM oder TS) wurden unter Annahme eines durchschnittlichen Wassergehaltes von 69 % auf Frischmaterial (FS, Originalfeuchte) umgerechnet.

HELLEBRANDT (1993) schätzte die Freisetzung von N_2O aus Kompostmieten auf ca. 8 g N_2O/Mg FS.

HELLMANN (1995) untersuchte Anlagen mit ungeregelter offener Mietenkompostierung und bilanzierte die Emissionen in Größenordnungen von 880 bis 1.400 g CH_4/Mg FS sowie 150 bis 180 g N_2O/Mg FS. Gleichzeitig wurden beim Abbau organischer Substanz zwischen 150 und 230 kg CO_2/Mg FS freigesetzt. In einer Hochrechnung betrugen die aus dem potentiell in Deutschland anfallenden Biomüll freisetzbaren N_2O- und CH_4-Mengen weniger als 2,5 % (N_2O) bzw. 0,5 % (CH_4) der insgesamt in Deutschland emittierten Mengen. Diese Mengen können durch geeignete Verfahrenstechniken weiter reduziert werden (HELLMANN, 1995).

Nach CZEPIEL ET AL. (1996) ergibt sich auf der Grundlage von durchschnittlichen N_2O-Emissionen von 150 bis 220 g N_2O/Mg FS ein Anteil an der Kompostierung an der Gesamtemission von 2 bis 3 %.

Die Ergebnisse von GRONAUER ET AL. (1997) stützen sich auf die bislang umfangreichste Untersuchung zu gasförmigen Emissionen bei der Kompostierung biogener Abfälle. Es wurden die Emissionen aus einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung (Tab. 8-3) und aus einer Anlage mit offener Dreiecksmietenkompostierung erfaßt. Bestätigt wird die Beobachtung an MBA, daß auf der einen Seite NH_3 im Biofilter zurückgehalten wird, auf der anderen Seite aber N_2O im Biofilter gebildet wird. NO wurde leider nicht untersucht. Die Höhe des TOC ist höchstwahrscheinlich bedingt vom hohen Methananteil, der mit in den TOC eingeht. Die Reinigungsleistung zeigt sowohl für TOC als auch für Methan nur einen sehr niedrigen Wirkungsgrad. Hervorzuheben ist, daß die Ergebnisse für die Klimagase CO_2, CH_4 und N_2O mit denen von HELLMANN (1995) gut übereinstimmen.

	TOC	**H_2O**	**CO_2**	**N_2O**	**CH_4**	**NH_3**
Rohgasfracht	kg/Mg Input-FS					
Ruhend **Umsetzend** **Gesamt**	1,65 0,79 2,43	324 255 579	104 69 173	0,08 0,04 0,12	1,26 0,58 1,84	0,29 0,38 0,67
Reinigungsleistung (Wäscher + Biofilter)	16 %	1 %	15 %	- 22 %	15 %	94 %
Reingasfracht	kg/Mg Input-FS					
Gesamtemission	2,04	578	147	0,14	1,56	0,04

Tab. 8-3: Emissionsfrachten bei einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung, Roh- und Reingas, Reinigungsleistung Abluftbehandlung (GRONAUER ET AL., 1997)

Anhand der von HANGEN (1993) prognostizierten max. verwertbaren Bioabfall- und Grüngutmengen ergibt sich ein Emissionspotential von bis zu 2.400 Mg N_2O/a und bis zu 23.600 Mg CH_4/a. Diese Mengen entsprechen bei einer Gesamtemission in Deutschland von 206.000 bis 276.000 Mg N_2O und 5.409.000 bis 7.697.000 Mg CH_4 einem relativen Anteil von 1,8 % bis 2,4 % für N_2O und 0,31 % bis 0,44 % für CH_4 (GRONAUER ET AL., 1997).

LEINEMANN (1998) beschreibt anhand von Versuchen in einer Tunnelrotte im halbtechnischen Maßstab einen starken Einfluß der NH_4^+-Gehalte auf die Bildung von N_2O. Insgesamt ergab sich eine Zunahme der N_2O-Emissionen von 10 auf 62 g N_2O/Mg mit steigender Ammoniumkonzentration (von 88 auf 970 mg $NH4^+$/kg). Methan wurde hauptsächlich während der Hauptrotte mit durchschnittlich 683 g CH_4/Mg gebildet. Unter der Annahme, daß die gesamte in Deutschland anfallende Bioabfall- und Grüngutmenge mit der Verfahrenstechnik des Tunnelreaktors kompostiert würde, läge der Anteil an der Gesamtemission bei Methan zwischen 0,08 und 0,20 % und bei Lachgas zwischen 0,08 und 0,58 %. Mit der Verfahrenstechnik des Tunnelreaktors betrug die Verringerung der CH_4-Emission das 1,5 – 5,5- fache und die der N_2O-Emission das 3 – 30- fache derjenigen aus offenen Dreiecksmieten (LEINEMANN, 1998).

8.7 Weitergehende Abluftreinigung mit Biofiltern durch Ammoniakentfernung in Säurewäschern

An Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen können insbesondere Schwefel- sowie Stickstoffverbindungen und unter ungünstigen Betriebsbedingungen auch Carbonsäuren u.ä. Verbindungen zu Geruchsemissionen führen. Schwefel- und Stickstoffverbindungen sind abfallimmanent und sollten bei der Behandlung zum Zweck der nachfolgenden Deponierung möglichst weitgehend aus dem Abfall entfernt werden, um die späteren Deponieemissionen zu minimieren. Bei der Kompostierung ist ein Verbleib des Stickstoffs im Kompost hingegen wegen der düngenden Eigenschaften durchaus erwünscht. Vor dem Hintergrund einer nachsorgearmen Deponie muß es also erklärtes Ziel der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen sein, neben der Stabilisierung des Abfalls auch eine möglichst weitreichende Freisetzung mobiler Elemente (C, N, S, Cl, F) zu gewährleisten.

Freigesetzte Luftschadstoffe können in einem Luftbefeuchter abgeschieden werden. Je nach Betriebsweise ist der Abscheidegrad, bis auf den Parameter Staub, in der Regel zu vernachlässigen, wenn nicht kontinuierlich das Waschwassermilieu geregelt wird. Bei den untersuchten Anlagen wird das Wäscherwasser einmal in der Woche gewechselt. Das Frischwasser erreicht über die Absorption von NH_3 bereits nach kurzer Zeit pH-Werte zwischen 8 und 9, die eine weitere Wäsche basischer Verbindungen unterbinden. Das Wäscherwasser auf der RABA Bassum wurde alle 6 h, später im sauren Betrieb alle 3 h gewechselt.

Nicht durch einen Wäscher o. ä. abgeschiedene Frachten an NH_3 gelangen auf den Biofilter. Es kommt dort zur Absorption von NH_3 und Akkumulation von Stickstoffverbindungen mit den zuvor dargestellten Problemen der Bildung von NO und N_2O.

Es hat sich gezeigt, daß erhöhte Geruchsstoffkonzentrationen im Reingas, die vornehmlich durch NH_3 bedingt sind, durch eine saure Wäsche vor der Biofiltration gemindert werden können. Die RABA Bassum wurde zu diesem Zweck mit einer pH-Wert-Steuerung und einer

Dosierstation für Phosphor- bzw. Schwefelsäure (H_3PO_4, H_2SO_4) ausgestattet. Bei pH-Wert 5 und einer Ausschleusung des Wäscherwassers im 3 Stundentakt konnte ein NH_3-Rückhalt von 30 – 40 % in der Wäscherstufe erzielt werden. Längere Taktzeiten als 6 Stunden führten zu einer Verminderung der Absorptionsleistung verbunden mit einem deutlichen NH_3-Schlupf (Bild 8-13). Die Anreicherung von Stickstoff in Form von TN und NH_4^+ im Wäscherwasser ist in Bild 8-14 dargestellt.

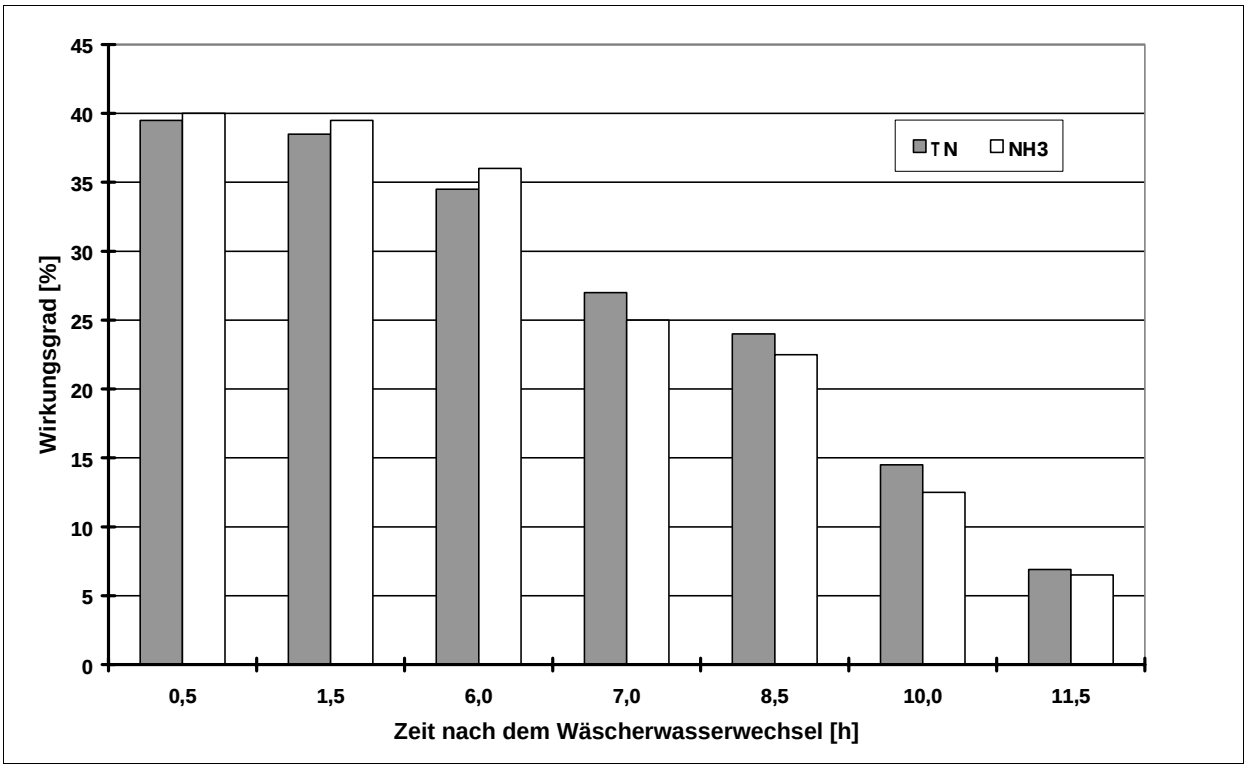


Bild 8-13: Verlauf des Wirkungsgrades der N-Abscheidung im Wäscher bei pH-Wert 5 ohne Wasserwechsel (RABA Bassum)

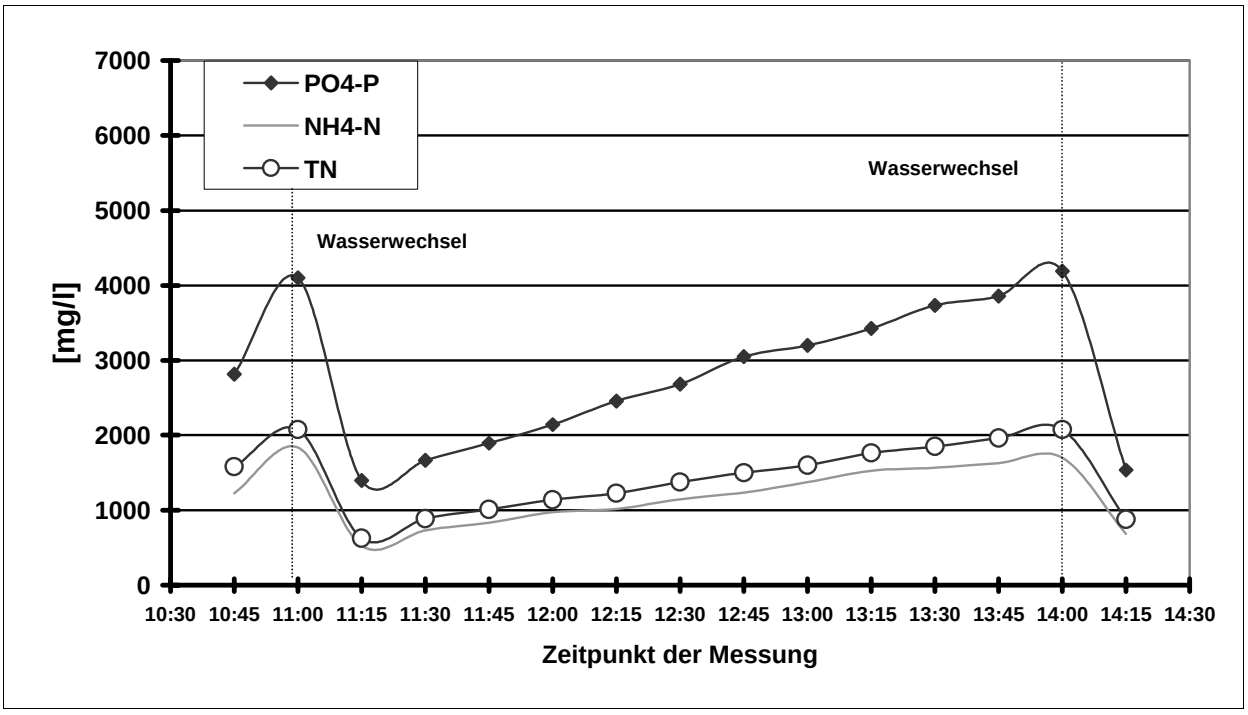


Bild 8-14: Anstieg der Gehalte von TN, NH_4^+ und PO_4^{3-} im Wäscherwasser (RABA Bassum)

Eine Verbesserung der Emissionssituation für N_2O und NO konnte mit der Maßnahme nicht festgestellt werden. Die Minderung der Ammoniakbeschickung des Biofilters um 30 bis 40 % reicht nicht aus, um die Stickstoffbeladung abzubauen.

Nach ersten orientierenden Messungen an einer optimierten Versuchsanlage mit einem sauren Füllkörper-Gegenstromwäscher (konz. Schwefelsäure) und Biofilter zeichnen sich folgende Tendenzen ab:

- Die Minderung der Ammoniakbeschickung um 30 bis 40 % (Beispiel RABA Bassum: Umbauten am Luftbefeuchter) reichte nicht aus, um die Stickstoffbeladung des Biofilters und damit die Sekundäremissionen in Form von NO und N_2O zu vermindern.
- Für eine Abluftreinigung, bestehend aus saurem Wäscher und Biofilter, wurden Wirkungsgrade von > 90 % für NH_3 und von > 80 % für TN im Dauerbetrieb erreicht. Dadurch konnte die Geruchsstoffkonzentrationen im Reingas vermindert werden. Die Gehalte für NH_3 lagen im Reingas < 5 mg/Nm³.
- NH_3-Reduktion durch Wäscher > 98 %,
  NH_3-Reduktion durch Wäscher und Biofilter > 90 %,
- keine N_2O-Reduktion des Rohgases durch Wäscher und Biofilter,
- Neubildung von N_2O im Biofilter, Erhöhung der Rohgaswerte um max. Faktor 2 (ohne Ammoniakabscheidung Erhöhung um bis zu Faktor 10),
- Neubildung von NO im Biofilter, aber im Vergleich ohne Ammoniakwäsche erheblich reduziert.
- TOC-Wirkungsgrade zwischen 39 % und 72 % dokumentieren einen besseren Ges.-C-Abbau als ohne Ammoniakabscheidung (Bild 8-15), vgl. Kap. 7.2.1.
- NMVOC-Minderung um 70 %. Die Meßdaten aus der 46. KW 1999 sind in Bild 8-16 dargestellt. Dieser Minderungsgrad deckt sich mit dem am Biofilter in Horm gemessenen Wirkungsgrad (Bild 7-7) und stellt vermutlich das maximale Reinigungspotential von Biofiltern an MBA dar. Vergleichbare Untersuchungen an einer Versuchsanlage in Österreich ergaben nahezu 90 % Abscheidung.

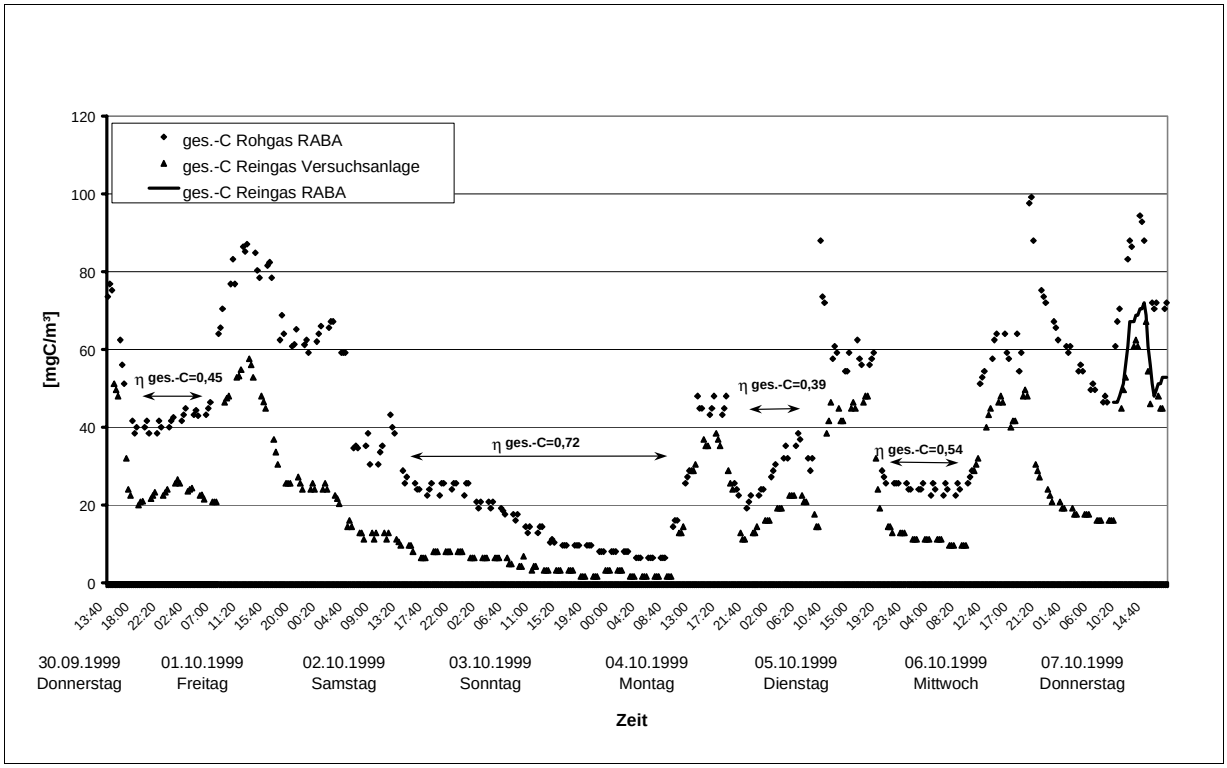


Bild 8-15: Verlauf der ges.-C-Konzentration im Roh- und Reingas einer Biofilter-Versuchsanlage mit weitestgehender Ammoniakwäsche (FID-Meßstellenumschaltung alle 30 Minuten)

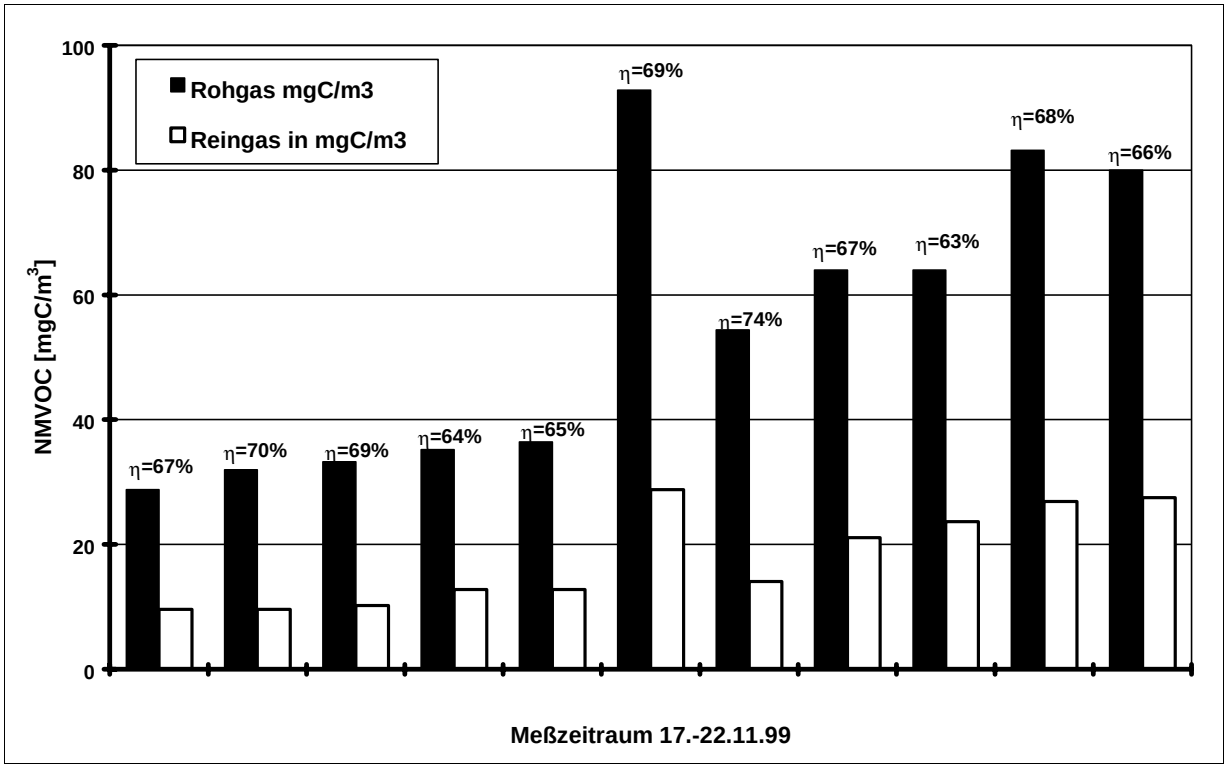


Bild 8-16: Verlauf der NMVOC-Konzentration im Roh- und Reingas einer Biofilter-Versuchsanlage mit weitgehender Ammoniakwäsche (Halbstundenmittelwerte)

Bei der FAL in Braunschweig untersuchen HAHNE und VORLOP (1998A, 1998B) die Möglichkeiten der Abluftbehandlung aus Schweinemastanlagen mit einem zweistufigen Schwefelsäurewäscher und Biofilter. NH_3 wird mit einem Wirkungsgrad von > 96 % aus der Abluft abgetrennt und als konzentriertes Ammoniumsulfat zurückgewonnen. Eine Aufkonzentrierung und gleichzeitige Aufrechterhaltung eines etwa 90 %-igen NH_3-Abscheidegrades ist nur bei Betrieb eines zweistufigen Wäschers möglich. Bei einer einstufigen Wäsche muß bei steigender Ammoniumsulfat-Konzentration mit einer zunehmenden Verschlechterung der Ammoniakabsorption gerechnet werden. Bei den Parametern N_2O, Ges.-C, CH_4 und CO wurden durch die Abluftbehandlung keine signifikanten Konzentrationsänderungen hervorgerufen (Tab. 8-4). Als Erfolg ist zu werten, daß es vor allem nicht zu einem Anstieg der N_2O-Konzentrationen gekommen ist. Für die Reduktion von H_2S wurde ein Gesamtwirkungsgrad von knapp 82 % ermittelt, der im wesentlichen durch den Betrieb der Biofilter erzielt wurde. Zur Methan- und Kohlenmonoxidoxidation dürften die Verweilzeiten im Biofilter zu kurz sein, was sich auch im Ges.-C-Verlauf widerspiegelt (HAHNE / VORLOP, 1998).

Meßstelle		**NH_3** [ppm]	**NOx** [ppm]	**N_2O** [ppm]	**Ges.-C** [ppm]	**CH_4** [ppm]	**CO** [ppm]	**CO_2** [Vol-%]	**H_2S** [ppm]
Außenluft	Min	0	0	0,03	0	0,1	0,1	0,04	0
Stall	Max	0,9	0,42	0,87	2,7	14,4	2,7	0,06	0,15
(n = 2 x 178)	Mittel	*0,28*	*0,12*	*0,47*	*0,3*	*1,5*	*0,4*	*0,04*	*0,03*
	Min	4,1	0	0	1	0,5	0,2	0,05	0
Rohgas	Max	13,0	0,1	1,0	10	21,5	2,7	0,13	1,35
(n = 2 x 178)	Mittel	*8,5*	*0*	*0,52*	*5*	*11,7*	*0,4*	*0,10*	*0,55*
Rohgas nach	Min	0	0	0,05	1	1,0	0,1	0,05	0,05
Wäscher	Max	3,4	1,45	0,95	10	21,5	3,7	0,14	1,35
(n = 2 x 178)	Mittel	*0,71*	*0,29*	*0,52*	*4,9*	*11,9*	*0,4*	*0,10*	*0,41*
Reingas	Min	0	0	0,1	0	1,0	0,1	0,06	0
Biofilter	Max	1,0	0,93	1,0	9,3	21,3	2,7	0,19	0,33
(n = 3 x 178)	Mittel	*0,32*	*0,34*	*0,54*	*4,5*	*11,3*	*0,4*	*0,11*	*0,1*
η **Wäscher**	[%]	92	starke Bildung	0	2	0	0	0	26
η **Wäscher und Biofilter**	[%]	96	starke Bildung	0	10	0	0	Bildung	82

Tab. 8-4: Veränderungen der Spurengaszusammensetzung bei der Abluftbehandlung an Schweinemastanlagen, Tagesmittelwerte (HAHNE / VORLOP, 1998)

9 Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an die Mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV) 9-1
9.1 Vorbemerkung 9-1
9.2 Emissionen und Emissionsquellen 9-4
9.2.1 Staubemissionen 9-4
9.2.2 Lärmemissionen 9-5
9.2.3 Geruchsemissionen 9-6
9.3 Allgemeine Ziele an die Emissionsminderung nach TA Luft 9-7
9.4 Schnittstelle zwischen gekapselten und offenen Rottephasen 9-8
9.5 Emissionsmeßdaten 9-10
9.5.1 Geruch 9-10
9.5.2 Keime 9-14
9.6 Grenzwerte für MBA-Reingas-Konzentrationen 9-15
9.6.1 Rechtliche Rahmenbedingungen 9-15
9.6.2 Regelungen des Bundes, der Länder sowie in Österreich 9-15
9.6.3 Stand der Technik 9-16
9.7 Empfehlung für Emissionsbegrenzungen an MBA 9-17

9 Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an die Mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV)

9.1 Vorbemerkung

Jede Behandlung von Restabfällen ist aufgrund der Zusammensetzung und Eigenschaften der Restabfälle mit Emissionen an Staub, Geruch, Schadstoffen, Lärm und Keimen verbunden, deren Freisetzung es durch verfahrens- und bautechnische Maßnahmen wie Bauteileinhausung, Aggregatkapselung, Fassung und Behandlung der freigesetzten Emissionen zu minimieren gilt. Der erforderliche Grad an Anlagenkapselung und Abluftreinigung wird bestimmt von den Anforderungen des Immissionsschutzes, Arbeitsschutzes sowie Standortes. Das sich daraus ergebende Anlagenkonzept ist danach planerisch nach Kostengesichtspunkten auszurichten und auszuwählen. Der Auswahl- und Entscheidungsprozeß sollte dabei möglichst verfahrensoffen und frei von individuell oder institutionell geprägten Vorabfestlegungen erfolgen.

Nachdem bei der biologischen Abfallbehandlung, insbesondere der Kompostierung lange Zeit nur über Geruchsemissionen und -immissionen diskutiert wurde, treten zunehmend vorrangig stoffliche Aspekte in den Vordergrund. Besondere Bedeutung gewinnen in diesem Zusammenhang die Emissionen organischer und anorganischer Luftschadstoffe sowie deren umweltrelevante Bewertung. Die Messung und Bewertung von biologischen Arbeitsstoffen, wie Keimemissionen und Endotoxinen befindet sich derzeit noch in den Anfängen. In Deutschland wird die mechanisch-biologische Behandlung von Restabfall (MBV) derzeit in ca. 23 Anlagen großtechnisch angewendet (Stand Juni 1999). Genehmigungsrechtliche Auflagen enthalten für diese Anlagen bisher die Begrenzung der Emissionen von Staub und Gerüchen. MBA-spezifische Anforderungen hinsichtlich einer Emissionsbegrenzung für organische Stoffe und Schwermetalle, wie sie bei anderen emissionsrelevanten industriellen Anlagen oder bei der Abfallbeseitigung durch Müllverbrennungsanlagen gefordert werden, wurden erstmalig in mehreren MBA-Genehmigungen in 1999 erhoben.

Die MBV wird auch von Seiten der Bundesregierung (Koalitionsvereinbarung 1998 und Schreiben des Bundesumweltministeriums (BMU) an den Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfälle (ANS) vom 21.01.99) sowie durch einen Umweltministerkonferenz-(UMK-) Beschluß vom 19./20.11.98 als mögliche Alternative zur Vorbehandlung vor der Ablagerung eingestuft. Allerdings sollen hieran hohe Anforderungen bezüglich des ökologischen Standards gestellt werden. Das Schreiben des BMU an den ANS vom 21.01.99 sagt hierzu*: "Schließlich hat die UMK auch klargestellt, daß Anlagen zur Abfallbehandlung - unabhängig davon ob es sich um thermische oder mechanisch-biologische Behandlungsanlagen handelt - anspruchsvolle Anforderungen in immissionsschutzrechtlicher Sicht und im Hinblick auf den Schutz des Wasserpfades erfüllen müssen. Für den Betrieb von mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen müßten derartige Anforderungen auf der Grundlage der entsprechenden Fachgesetze noch erarbeitet werden. Eine Änderung der TASi wird dann erfolgen, wenn damit keine Kompromisse zu Lasten der Umwelt verbunden sind. Einfache, offene Rotteverfahren scheiden somit beispielsweise von vornherein aus den Überlegungen aus."*

Anforderungen an den Umweltschutz erfolgen in der Regel zunächst durch die Vorgabe von Emissions-Grenzkonzentrationen oder -frachten (z. B. im Wasserrecht oder im Immissionsschutzrecht). Daneben werden in Einzelfällen aber auch präventiv Anforderungen an Verfahrenskonzepte gestellt. Für MBA und vergleichbare Anlagen existieren derzeit u. a. folgende rechtliche Vorgaben zum Immissionsschutz:

Müllverbrennungsanlagen

- Die 17. BImSchV limitiert in § 4 (6) und § 5 zunächst die Emissionskonzentrationen von Einzel- und Summenparametern im Reingas. Darüber hinaus wird in §3 (1) der 17. BImSchV gefordert, daß der Bunkerbereich geschlossen ausgeführt und die Abluft aus dem Bunker abgesaugt und der Verbrennung zugeführt wird.

Kompostierungsanlagen

- Die TASi fordert in Nr. 5.4.1.3.3 "Anforderungen an den Rottevorgang": "Die Vorrotte soll zur Verbesserung des Kompostierungsprozesses in geschlossenen, kontrollierbaren und steuerbaren Systemen stattfinden. Auf eine geschlossene Betriebsweise kann bei kleineren Anlagen verzichtet werden, wenn eine Beeinträchtigung der Nachbarschaft sowie der Qualität der erzeugten Produkte nicht zu befürchten ist".

- Über die Geruchsimmissionsschutzrichtlinie (GIRL) werden u.a. Geruchsemissionen sowie –immissionen von Kompostanlagen begrenzt.

- Die TA Luft fordert in Nr. 3.3.8.5 "Anlagen der Nr. 8.5": "Die Aufgabebunker sind geschlossen mit einer Fahrzeugschleuse zu errichten ; bei geöffneter Halle und beim Entladen der Müllfahrzeuge ist die Bunkerabluft abzusaugen und einem Biofilter oder einer gleichwertigen Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen."

Mechanisch-biologische Behandlungsanlagen

- Spezifische Anforderungen an Abluftemissionen aus MBA (etwa in Form spezieller Regelungen der TA Luft oder einer BImSchV) existier(t)en bisher nicht. In ganz aktuellen Genehmigungsbescheiden bzw. Auflagenvorbehalten für mehrere MBA zwischen 12.000 Mg/a und 115.000 Mg/a (Rotteinput 85.000 Mg/a) Gesamtinput wird der hier dargestellten Strategie im wesentlichen gefolgt. Die Emissionsbegrenzungen umfassen dabei folgende Parameter oder eine Auswahl aus: Staub, Geruchsemissionen (alternativ: Geruchsimmissionen), NH_3, ges.-C, NMVOC-Konzentration (80 mg C/m³ entsprechend Wirkungsklasse 2 nach Nr. 3.1.7 TA Luft), NMVOC-Fracht.

- Zur Ableitung immissionsschutzrechtlicher Anforderungen bezüglich organischer Stoffe kann die TA Luft herangezogen werden, wobei allerdings neuere Erkenntnisse hinsichtlich der Bewertung von Wirkungszusammenhängen und Fortschritte bezüglich des Standes der Technik der Behandlungsverfahren und der fortschrittlichen Abgasreinigungstechnik zu beachten sind. Die einzelnen Luftschadstoffe werden in der TA Luft klassifiziert und reglementiert, vor allem mit den Abschnitten 2.3 (krebserzeugende Stoffe), 3.1.3 (Gesamtstaub), 3.1.4 (staubförmige anorganische Stoffe), 3.1.6 (dampf- oder gasförmige anorganische Stoffe), 3.1.7 (organische Stoffe) mit dem Anhang E und dem Abschnitt 3.1.9 (geruchsintensive Stoffe).

- Krebserzeugende Stoffe in der Abluft werden in Nr. 2.3 der TA Luft geregelt, für MBA seien hier Benzol und CKW genannt. Die Emission von organischen Stoffen wird in

Nr. 3.1.7 der TA Luft geregelt. Im Anhang E der TA Luft sind 103 Stoffe und Stoffgruppen den Klassen 1 bis 3 zugeordnet. 1996 wurden eine neue Vorgehensweise zur Einstufung der org. Komponenten in die Klassen 1 bis 3 der Nr. 3.1.7 TA Luft erarbeitet sowie 285 Einzelstoffe klassiert (RICHTER / KOLOSSA, 1997). Die Vorgehensweise sowie die Stoffklassierung wurde anschließend in den einzelnen Bundesländern durch Erlasse eingeführt. Die den einzelnen Klassen nach 3.1.7 TA Luft zugeordneten Komponenten dürfen bei Überschreiten festgelegter Massenstromgrenzen in der Summe bestimmte Massenkonzentrationen nicht überschreiten (Tab. 9-1). Die im Anhang E der TA Luft nicht aufgeführten organischen Stoffe sind entsprechend der 1996 festgelegten Vorgehensweise den einzelnen Klassen der Nr. 3.1.7 TA Luft zuzuordnen. Hierbei werden insbesondere Toxizität, Persistenz, Akkumulierbarkeit, Geruchsrelevanz sowie die Entstehung und Wirkung möglicher Folgeprodukten berücksichtigt (LAI, 1996; RICHTER / KOLOSSA, 1997).

Wirkungsklasse	**Massenstromgrenze (kg/h)**	**max. zulässige Konzentration (mg/m³)**
1	≥ 0,1	20
2	≥ 2	100
3	≥ 3	150

Tab. 9-1: Zuordnung der Wirkungsklassen nach Nr. 3.1.7 der TA Luft zu den maximal zulässigen Massenkonzentrationen

- In einem Entwurf einer BImSch-Verordnung über anzeigebedürftige Anlagen vom Februar 1998 werden für Anlagen der Nr. 8.6 b) (MBA) Anforderungen an Emissionskonzentrationen für Staub (≤ 20 mg/m³ ab 0,5 kg/h) und Gesamt-C (≤ 20 mg/m³ ab 0,1 kg/h) gestellt sowie generell präventiv festgelegt:
  - "Anlieferungs-, Vorbehandlungs- und Vorrottebereich sind grundsätzlich geschlossen zu gestalten. Die in diesen Bereichen anfallende Abluft ist zu fassen und über geeignete Einrichtungen zur Abluftreinigung zuzuleiten.
  - Die bei der Belüftung der Mieten oder Rottesysteme auskondensierbaren Brüden und die anfallenden Sickerwasser dürfen nur im Bereich der geschlossenen Vorrotte zum Befeuchten des Rottegutes eingesetzt werden. Im Nachrottebereich ist durch betriebliche Maßnahmen zu gewährleisten, daß anaerobe Verhältnisse vermieden werden, z.B. durch luftdurchlässige Schichten am Mietenfuß.
  - Das in der mechanischen Behandlungsstufe und im Vorrottebereich gefaßte Rohgas ist vor der Zuführung zum Biofilter einer Staubabscheidung und Wasserdampfsättigung zu unterziehen oder einer gleichwertigen Abgasrenigungseinrichtung zuzuführen."
- Für Österreich wurden 1998 vom dortigen Umweltbundesamt Grundlagen für eine TA MBA formuliert (MOSTBAUER ET AL., 1998), die sich u.a. sehr detailliert mit Fragen des Immissionsschutzes und daraus abgeleiteten Anforderungen beschäftigen. Neben Grenzwerten zum Gesamtstaubgehalt von <10 mg/Nm³ und noch festzulegenden Werten für organische Schadstoffgehalte werden in Tab. 9-2 sehr weitgehende

Einschränkungen für zulässige Verfahrensbestandteile genannt, die zu erheblichen Diskussionen, z.B. von Seiten bestehender MBA in Österreich, geführt haben.

	geschlossenes System (Behälter) aufgestellt in einer Halle b)	**nicht geschlossen, aber eingehaust (in einer Halle)**	**geschlossenes System (Behälter) unter Dach oder im Freien aufgestellt b)**	**offenes System (unter Dach oder im Freien)**
Bunker (Müll, Klärschlamm)	zulässig	zulässig	nur für Klärschlamm zulässig	nicht zulässig
Aufbereitung	zulässig	zulässig	nicht zulässig	nicht zulässig
Vorrotte (falls vorhanden)	zulässig	nicht zulässig	nicht zulässig	nicht zulässig
Hauptrotte	zulässig c)	zulässig	zulässig	nicht zulässig
Nachrotte	zulässig	zulässig	zulässig	zulässig nur ab Rottegrad IV
Abluftreinigung	zulässig	nicht zulässig	zulässig	a)

a) Bei einer mehrstufigen Abluftreinigung für die letzte Stufe der Reinigung zulässig

b) Geschlossene Systeme: Die Luft kann praktisch vollständig erfaßt werden.

c) Es sind besonders für die ersten zwei bis drei Wochen der Hauptrotte bevorzugt geschlossene, in einer Halle aufgestellte Systeme einzusetzen.

Abluft aus dem Annahme- und Bunkerbereich sowie aus der gesamten Aufbereitung und Rotte ist zu erfassen und dem Abluftreinigungssystem zuzuleiten. In der gesamten Vor- und Hauptrotte muß technisch (aktiv) belüftet werden.

Tab. 9-2: MBA - Umhausung und geschlossene Systeme (MOSTBAUER ET AL., 1998)

Die Vorgaben in Tab. 9-2 sind aufgrund der vorliegenden Erkenntnisse zu den Emissionen teilweise nicht nachvollziehbar: Im Bereich der Aufbereitung ist nicht zu verstehen, warum "geschlossene Systeme (Behälter) unter Dach oder im Freien aufgestellt", bei denen eine praktisch vollständige Ablufterfassung möglich ist, nicht zulässig sein sollten. Weiter gibt es keine sachliche Begründung dafür, Rottesysteme mit einer Saugbelüftung und nachgewiesenem Lufterfassungsgrad als "nicht zulässig" einzustufen. Anstelle der zeitlich unscharfen Aufteilung in Vorrotte, Hauptrotte und Nachrotte ist im Hinblick auf den Immissionsschutz eine Differenzierung der Rotte in verfahrensabhängig unterschiedliche Prozeßphasen sinnvoll und notwendig.

9.2 Emissionen und Emissionsquellen

9.2.1 Staubemissionen

Mechanische Aufbereitung

Restabfälle weisen schon im Anlieferungszustand zum Teil sehr hohe Feinkornanteile auf. Deren Anteil steigt im Verlauf des Aufbereitungs- und Behandlungsprozesses weiter an. Insbesondere bei trockenen Abfallanlieferungen ist im Anlieferungsbereich (Flachbunker mit Abkippvorgängen und Materialaufgabe), sowie bei allen beweglichen Teilen in der mechanischen Aufbereitung (Zerkleinerungs- und Siebaggregate, Bandübergabestellen)

daher mit erheblichen Staubemissionen zu rechnen, die möglichst quellennah erfaßt oder niedergeschlagen werden sollten.

Biologische Behandlung

Staub kann bei der aeroben Behandlung beim Eintrag, Mietenaufbau, Umsetzen und Austrag freigesetzt werden, sowie bei der weiteren Aufbereitung von gerotteten Material (z.B. Absiebung und Verladung) freigesetzt werden. Durch entsprechende Einstellung und Sicherstellung ausreichender Feuchtegehalte im Rottegut (ca. 50 %) können die Staubemissionen während der Rotte minimiert werden.

Soll das vollstabilisierte Rottematerial abgelagert werden, wird in der Regel gegen Ende der Rotte der Wassergehalt lüftungstechnisch gesenkt.

Bei den Verfahren, bei denen das gerottete Material vor der Ablagerung klassiert werden soll, erfolgt gegen Ende der Rotte eine gezielte Absenkung des Feuchtegehaltes. Der Austragswassergehalt ergibt sich aus dem Kompromiß zwischen Siebfähigkeit und Staubgefährdung. Hier haben sich Wassergehalte von 30-35 % als ausreichend erwiesen.

Bei Verfahren, die vorrangig das Ziel der Trockenstabilisierung verfolgen, ist durch den angestrebten Wassergehalt (< 15 %) bei der nachfolgenden Aufbereitung grundsätzlich von höheren Staubemissionen auszugehen.

Maßnahmen zur Staubminimierung

- Staubniederschlag durch Benebelungssysteme,
- Absaugung von Punktquellen und Hallenluft,
- Abdeckung der Bandförderer,
- Vermeidung größerer Fallhöhen bei Bandübergabestellen,
- Einsatz langsam laufender Zerkleinerungsaggregate,
- Sicherstellung ausreichender Feuchte im Rottegut beim Umsetzen.

9.2.2 Lärmemissionen

Durch den notwendigen Einsatz von Zerkleinerungs-, Sieb-, Förder- und Lüftungsaggregaten ist mit zum Teil sehr hohen Schall-Leistungspegeln von 80 bis 110 dB(A) zu rechnen. Durch verfahrens- und bautechnische Maßnahmen sind die Emissionen der Gesamtanlage soweit zu minimieren, daß die in der Genehmigung festgelegten Lärmimmissionswerte eingehalten werden. Im Folgenden sind Beispiele aus Genehmigungen für Lärmimmissionsrichtwerte aufgeführt:

- tagsüber (06:00 bis 22:00 Uhr) 55 / 60 dB(A)
- nachts (22:00 bis 06:00 Uhr) 40 / 45 dB(A)

Die Anlagen sind schalltechnisch so zu errichten und zu betreiben, daß durch die von diesen Anlagen einschließlich aller Nebeneinrichtungen (wie z. B. Lüftungsanlagen, Fahrzeugverkehr) verursachten Geräuschimmissionen die festgelegten Lärmimmissionswerte in der umliegenden Wohnbebauung nicht überschritten werden (in der

Regel gemessen im Abstand von 0,5 m oder 5 m vom geöffneten, vom Lärm am stärksten betroffenen Fenster des nächstbenachbarten Wohnhauses).

Im Bereich von Arbeitsplätzen darf der Beurteilungspegel für Geräusche 85 dB(A) nicht überschreiten. Bei darüberhinaus gehenden Lautstärken wird das Tragen von persönlichen Hörschutzgeräten gefordert.

Zur Einhaltung der Emissions- und Immissionswerte sind umfangreiche aktive und passive Lärmminderungsmaßnahmen erforderlich, wie z.B.

- Kapselung lärmintensiver Aggregate,
- Einhausung lärmintensiver Bauteile und Funktionsgruppen,
- Auslegung der Aggregate und Leitungen auf niedrige Drehzahlen bzw. Strömungsgeschwindigkeiten,
- Einsatz lärmarmer Konstruktionen,
- Einsatz von Elektro- statt Dieselantrieb,
- Weitgehende Anlagenautomatisierung und damit Begrenzung der Personalpräsenz.

9.2.3 Geruchsemissionen

Die von der MBA ausgehenden Geruchsemissionen sind

- abfallspezifisch (Art, Zusammensetzung, Alter),
- prozeßspezifisch (Rotte, Vergärung),
- verfahrenstypisch (Art der Belüftung),
- betriebsbedingt (Betriebsführung),
- meteorologisch beeinflußt (Wetterlage).

Neben der Geruchsfreisetzung während der Anlieferung und mechanischen Aufbereitung bestimmen im wesentlichen die Geruchsquellen

- Rotte (aerober Abbau),
- Vergärung (Nebenanlagen),
- Abluftbehandlung (Biofilter),

die Geruchsemissionen der Anlage. Bei der Anlieferung, der Zwischenlagerung im Flachbunker und der mechanischen Aufbereitung werden vorrangig die leichtflüchtigen „mülltypischen“ Geruchsstoffe emittiert. Kurzfristige Geruchsspitzen können jedoch bei Einzelanlieferungen mit hohem Anteil „angegorener“ organischer Abfälle aus dem Gastronomie- und Kantinenbereich sowie bei Abfällen mit lösemittelhaltigen Bestandteilen auftreten. Eine zunehmende Bedeutung gewinnen insbesondere in den Sommermonaten die Hausmüllanlieferungen aus Gebieten mit 4-wöchentlichen Abfuhrintervallen (Vorvergärung im Behälter).

Vergärung

Die Vergärung ist verfahrensbedingt ein geschlossenes System. Dies gilt für den Reaktor und das Gassystem. Unter Geruchsaspekten neuralgische Punkte stellen hier jedoch die Fördertechnik, die Entwässerungseinheit und die Misch- und Homogenisierung nach der Vergärung, sowie die Nachrotte des Gärrückstandes dar. Als typischer Eigengeruch ist der auch aus der Klärschlammfaulung und Konditionierung bekannte Schwefelwasserstoffgeruch zu nennen, bzw. in der Nachrotte der Ammoniakgeruch. Die Förderung und Behandlung der Gärrückstände erfordert daher immer gekapselte bzw. eingehauste Systeme. Die Abluft aus diesen Systemen ist zu fassen (Hallen- und Quellenabsaugung) und der Abluftbehandlung zuzuleiten.

Rotte

Bekanntermaßen werden beim aeroben Abbau von organischem Material im thermophilen Milieu erhebliche Mengen an Geruchsstoffen gebildet. Deren Freisetzung aus der ruhenden Miete erfolgt über die Abluft (Druck-/Saugbelüftung, passive Belüftung) sowie bei Materialbewegungen (Eintrag, Umsetzen, Austrag). Der Hauptaustrag der Geruchsstoffe erfolgt im Regelfall in der ersten Heißrottephase, d.h. in den ersten 1 bis 2 Rottewochen. Prozeß- und betriebsbedingt können Geruchsspitzen jedoch auch in späteren Phasen auftreten.

Bei belüfteten Systemen wird die Geruchsfracht über die Mietenbelüftung aus der Miete ausgetragen. Bei offenen unbelüfteten Systeme erfolgt der Austrag über die thermisch induzierte Luftströmung, hervorgerufen durch Diffusions- und Konvektionsvorgänge und durch Luftdruckschwankungen. Im Rahmen von Geruchsmessungen in der Mietenluft wurden in ruhenden Mieten erhebliche Geruchskonzentrationen gemessen.

Die MBA ist so zu konzipieren, daß durch geeignete Maßnahmen der Abluftfassung und Abluftbehandlung die von der Gesamtanlage ausgehenden Emissionen zu keiner Überschreitung des in der Genehmigung vorgegebenen Immissionsrichtwertes führen. Dabei können folgende Annahmen getroffen werden:

- Immissionsrichtwerte < 1 bis < 3 GE/m^3
- Überschreitungshäufigkeit < 3 % der Jahresstunden

Die geforderten Abluftkonzentrationen nach dem Passieren eines Biofilters liegen in der Regel zwischen 150 und 300 GE/m^3.

9.3 Allgemeine Ziele an die Emissionsminderung nach TA Luft

Bei der Formulierung einer neuen Verordnung zum BImSchG für MBA soll nach Absicht des Umweltbundesamtes (UBA, 1999) neben einer Konzentrationsbegrenzung insbesondere für organische Stoffe auch eine Massenstrom- oder Frachtbegrenzung erfolgen. Der alternative Weg, der in der Festlegung eines Sauerstoff- bzw. Kohlendioxidbezuges gesehen wird, erscheint nicht praktikabel. Unbestritten ist weiterhin, daß die Abluft aus MBA in der Phase höherer Emissionsintensität gefaßt und behandelt werden muß, ebenso ist die Möglichkeit zur Emissionsmessung Voraussetzung für die Zulässigkeit eines mechanisch-biologischen Behandlungsverfahrens. Die Festschreibung und die Zulassung bzw. das Verbot bestimmter Verfahrenstechniken oder -komponenten birgt dagegen die Gefahr in sich, daß

Technikentwicklung be- oder verhindert wird. Zudem gewährleistet weder die Ausführung als geschlossene noch als eingehauste Anlage alleine einen ausreichenden Immissionsschutz.

Übereinstimmend haben alle bisherigen Untersuchungen von MBA-Emissionen ergeben, daß die organischen Schadstoffe überwiegend in der Anfangsphase der Heißrottezeit emittiert werden. Wenn man die im Rohgas emittierte Fracht an organisch C bis zum Erreichen der Stabilisierungsparameter Atmungsaktivität AT_4 = 5 mg O_2/gTS und Gasbildung GB_{21} = 20 ml/gTS mit 100% ansetzt, so sind nach einer Heißrottezeit von 7 Tagen ca. 65% und nach 14 Tagen mehr als 90 % dieser organischen Schadstofffracht emittiert (DOEDENS ET AL., 1999). Analog zu den Ausführungen des Umweltbundesamtes in Österreich (MOSTBAUER ET AL., 1998) könnte das Ende der Hauptrottezeit (= Einhausung) auch durch eine Beschreibung des biologischen Rottezustandes, z.B. durch Erreichen des Rottegrades IV, definiert werden.

Unabhängig von der Tatsache, daß innerhalb der ersten 14 Behandlungstage > 90 % der Schadstofffracht emittiert, kann es dennoch im weiteren Rotteverlauf zu Geruchsemissionen kommen, die im wesentlichen aus sehr geruchsintensiven Schwefelverbindungen resultieren (Bild 9-2, Bild 9-4, KETELSEN / CUHLS, 1999).

9.4 Schnittstelle zwischen gekapselten und offenen Rottephasen

Die Festlegung einer Schnittstelle zwischen vollständig zu erfassender und zu behandelnder Abluft in gekapselten (eingehausten oder geschlossenen) Systemen sowie offener Rotte ohne Abluftfassung sollte eine Erfassung von mindestens 90% der organischen Schadstofffracht zum Ziel haben. Der Nachweis dieser 90 % an der konkreten Anlage könnte nur als indirekte Prozeßprüfung gelingen, da im laufenden Betrieb die 100%-Fracht meßtechnisch nicht zu erfassen ist. Für die kontinuierliche Überwachung müssen daher andere Meßgrößen herangezogen werden. Nach bisherigen Erkenntnissen wird das organische Schadpotential in der Rotte mit Abluftfassung und -behandlung dann emittiert, wenn über eine ausreichende Zeit mit hoher Rottetemperatur ausreichende Belüftungsraten erzielt werden.

Für diese Schnittstelle können in Tab. 9-3 aus Sicht der Schadstoffemissionen in der Abluft folgende Vorschläge gemacht werden:

Vari-ante	Beschreibung	Bewertung
1.	**Mindestrottezeit,** z. B. 2-4 Wochen	• Vorteil: einfache Handhabung für Entwurf und Betrieb; • Nachteile: - keine Berücksichtigung der Rotteintensität; - keine Vorgabe für eine aktive Belüftung während dieser Zeit
2.	**Selbsterhitzungs-Temperaturmaximum ≤ 40°C nach Rottegrad IV** (MOSTBAUER et al., 1998)	• Vorteil: nur 1 Meßwert, allerdings zusätzlich und nicht online verfügbar • Nachteile: - bei MBA-Output kein verläßlich reproduzierbarer Parameter (DOEDENS et al.,1997); - keine direkte Aussage, ob vor Erreichen dieser Aktivität eine Heißrotte mit entsprechendem Luftdurchsatz stattgefunden hat (z.B. zutreffend bei einer Vergärung)

Vari-ante	Beschreibung	Bewertung
3.	**Atmungsaktivität $AT_4 \leq$ 40 mg O_2/gTS** (korrespondierend etwa mit 14 Tagen Rottezeit in gesteuerten Rottesystemen mit Umsetzung (DOEDENS, 1998))	• Vorteil: nur 1 Meßwert, besser reproduzierbar als bei Variante 2, allerdings zusätzlich und nicht online verfügbar • Nachteil: keine direkte Aussage, ob vor Erreichen dieser Aktivität eine Heißrotte mit entsprechendem Luftdurchsatz stattgefunden hat (z.B. zutreffend bei einer Vergärung oder bei relativ inaktivem Rotteinput, z.B. bei höheren Hausbrandasche-anteilen)
4.	**Mindesttemperatur in der Rottemiete bzw. -abluft** (z.B. ≥ 45°C in der Abluft oder ≥ 55°C in der Miete **während einer vorgegebenen Mindest-rottedauer mit aktiver Belüf-tung** (über ≥ 14 d mit Überschreiten der Temperaturen, wenn vor Beendigung der gekap-selten Rotte mindestens 1-mal umgesetzt wurde bzw. ≥ 28 d, wenn vor Beendigung der gekap-selten Rotte nicht umgesetzt wurde). Für die Dauer der Kapselung sind außer den 14 bzw. 28 d die Zeiten mit Unterschreiten der Temperaturen (z.B. Mietenaufsetzen / Umsetzen) hinzuzurechnen = Nettorottezeit.	• Für eine gesicherte Aussage zu Mietentemperaturen sind mehrere Meßstellen mit entsprechendem Aufwand erforderlich. • Aussagefähige Temperaturmessungen in der Rotteabluft sind hierzu nur im Saugbetrieb vor einer Vermischung mit anderen Luftströmen (z.B. Luftwechsel für Anliefererbereich) möglich. Im Druckbetrieb finden Verdünnungen mit der Hallenluft statt, und die Außentemperaturen beeinflussen die gemessenen Temperaturen, so daß diese beim Druckbetrieb nicht unmittelbar mit den Temperaturen der Rottemiete korrespondieren. • Messungen in der Miete sind quasi kontinuierlich möglich. Sie sind nur bei räumlich begrenzten, offen zugänglichen Mieten leicht möglich, bei geschlossenen Verfahren ist die Ermittlung einer mittleren Mietentemperatur dagegen stark erschwert. • Vorteil: Bei Messung der Abluft im Saugbetrieb on-line kontinuierlich anfallender Meßparameter; aussagekräftiger als die alleinige Forderung einer Mindestrottezeit oder Restaktivität • Nachteil: Ohne gleichzeitige Messung und Bewertung der Abluftmengen kann alleine über die Temperaturen nicht auf das Austragspotential der Abluft geschlossen werden. Bei effektiver Rotteführung wird allerdings die Luftmenge ohnehin den Anforderungen entsprechend ausreichend hoch gewählt sein (Sauerstoffbedarf, Kühlung).
5.	**Mindest-Rotteabluft-volumenstrom (**≥ 2.500 m³ Abluft / Mg Trockenmasse im Rohabfall, d.h. eine durchschnittliche Belüftungsrate von ≥ 2 $m^3/m^3_{Rottematerial}h$) **während einer vorgegebenen Mindestrottedauer mit aktiver Belüftung** (über ≥ 14 d mit Überschreiten der Temperaturen, wenn vor Beendigung der gekap-selten Rotte mindestens 1-mal umgesetzt wurde bzw. ≥ 28 d, wenn vor Beendigung der gekap-selten Rotte nicht umgesetzt wurde)	• Messungen in der Miete sowie Eignung bei Saug- oder Druckbetrieb: s. unter 4 • Vorteil: Bei Messung der Abluft im Saugbetrieb on-line anfallende Meßparameter bzw. einzustellende / errechnete Betriebsdaten; aussagekräftiger als die Vorschläge 1. - 4. • Nachteile: - höherer Aufwand für die Überwachung - nicht geklärte Bewertung von Rotte-/Belüftungsverfahren mit Umluftführung ; - Rotteverfahren mit passiver Belüftung (für geschlossene Intensivrotten allerdings kaum realisierbar) werden möglicherweise die geforderten Abluftvolumenströme nicht erreichen; - bisher nur wenige Messungen / wenige Auswertungen für die Begründung der Vorgaben zu 5.

Tab. 9-3: Varianten für die Vorgaben zur einer Schnittstelle zwischen gekapselten und offenen Rottephasen (DOEDENS ET AL., 1999)

Nach Abwägung der Vor- und Nachteile sowie der Praktikabilität wird für die Schnittstelle zwischen vollständig zu erfassender und behandelnder Abluft sowie offener Rotte ohne Abluftfassung eine Vorgabe nach der Variante Nr. 4 favorisiert. Eine Abweichung von diesen Vorgaben ist möglich, wenn nachgewiesen wird, daß die frei werdenden, d.h. nicht erfaßten und gereinigten Emissionen nicht größer sind als bei Verfahren, die die in Punkt 4 genannten Anforderungen erfüllen. Für die Begrenzung von Geruchsemissionen können - wiederum abhängig vom Verfahren der Abluftfassung und -behandlung und der Immissionssituation - ggf. andere Vorgaben für die Dauer der Abluftfassung und -behandlung gelten als für die Einhaltung der Schadstoffgrenzwerte (KETELSEN / CUHLS, 1999).

Ergänzend zu diesen Vorgaben in der biologischen Behandlung sollte die Abfallanlieferung eingehaust und die mechanische Aufbereitung gekapselt (eingehaust oder geschlossen) durchgeführt werden. In Bereichen, wo mit dem Aufenthalt von Betriebspersonal zu rechnen ist, sollten die Aggregate (z.B. Zerkleinerung, Absiebung, Homogenisierung) geschlossen mit entsprechender Punktabsaugung und die permanenten Aufenthaltsbereiche selbst geschlossen und den Arbeitsschutzvorschriften entsprechend ausgeführt werden.

9.5 Emissionsmeßdaten

9.5.1 Geruch

Gekapselte Systeme

Nach ersten Untersuchungen zur Geruchsentwicklung in MBA weist jede Anlage und jedes System ein charakteristisches „Geruchsverhalten“ auf, das jedoch wesentlich von der Prozeß- und Betriebsführung beeinflußt wird. Nachfolgend werden folgende Fallkonstellationen betrachtet (Bild 2):

Anlage A: Druckbelüftete statische Miete unter Membranabdeckung (Versuchsmiete)

Anlage B: gekapselte, saugbelüftete Wandermiete mit wöchentlichem Umsatzintervall

Anlage C: gekapselte, saugbelüftete Wandermiete mit vorgeschalteter Vergärung eines Teilstroms, Umsetzintervall in der Rottestufe: wöchentlich

Bei Variante A ist die Hauptgeruchsfracht schon in den ersten 2-3 Tagen nach Rottebeginn ausgeblasen worden. Durch eine Austrocknung des Materials (Trockenstabilisierung) in den ersten 14 Tagen kam es erst nach Wiederbefeuchtung zu einem Wiederanstieg der biologischen Aktivität und Geruchsentwicklung (in Bild 2 nicht dargestellt). Bei den quasidynamischen Systemen (Variante B und C) ist der gesamte Rotteprozeß mit einer Freisetzung von Geruchsemissionen unterschiedlicher Intensität verbunden. Bei Variante B erfolgt gegenüber Variante C ein stärkerer Geruchsaustrag schon in der ersten Rottewoche mit abnehmender Tendenz bis zu 4. Woche und Wiederanstieg ab der 5. Rottewoche. Der geringe Geruchsaustrag in der 3. und 4. Rottewoche ist voraussichtlich auf temporär zu geringe Wassergehalte in der Miete (= geringer biologischer Abbau) zurückzuführen. Mit Erhöhung der Wasserzugabe beginnt der biologische Prozeß und mit ihm die Geruchsentwicklung wieder neu. Die Geruchsentwicklung bei Anlage C tritt hauptsächlich in den Rottewochen 3 + 4 auf. Ob sich hier der Einfluß der vorgeschalteten Vergärung der organikhaltigen Feinfraktion ablesen läßt, kann noch nicht abschließend beurteilt werden. Über die Hallenentlüftung wurde in den Anlagen B und C auch bei Saugbelüftung zwischen 8 und 16 % der emittierten Geruchsfracht ausgetragen.

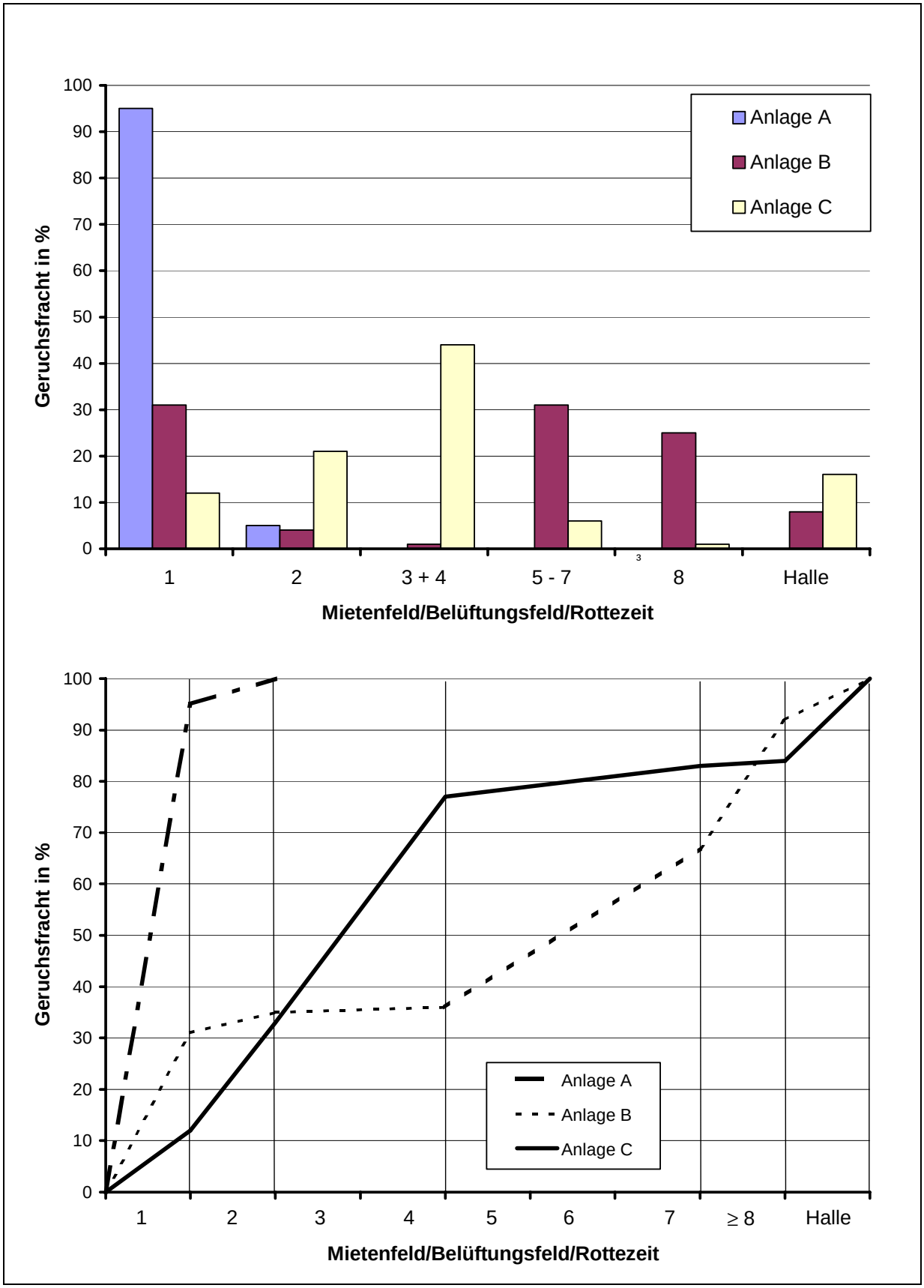


Bild 9-1: Geruchsfreisetzung bei der biologischen Behandlung von Restabfällen (Frachtenbilanzierung) (KETELSEN / CUHLS, 1999)

Die Geruchskonzentrationen in der Abluft zum Biofilter (Hallen- plus Mietenabluft) liegen zwischen 1.000 und 5.000 GE/m^3. In der Mietenabluft bei Saugbetrieb wurden im Regelfall zwischen 1.000 und 16.000 GE/m^3, bei Belüftungsraten zwischen 4 und 6 $m^3/m^3 \cdot h$ bzw. zwischen 5.000 und 60.000 GE/m^3, im Einzelfall bis zu 190.000 GE/m^3 (Primärmiete) bei Belüftungsraten zwischen 1 und 2 $m^3/m^3 \cdot h$ gemessen.

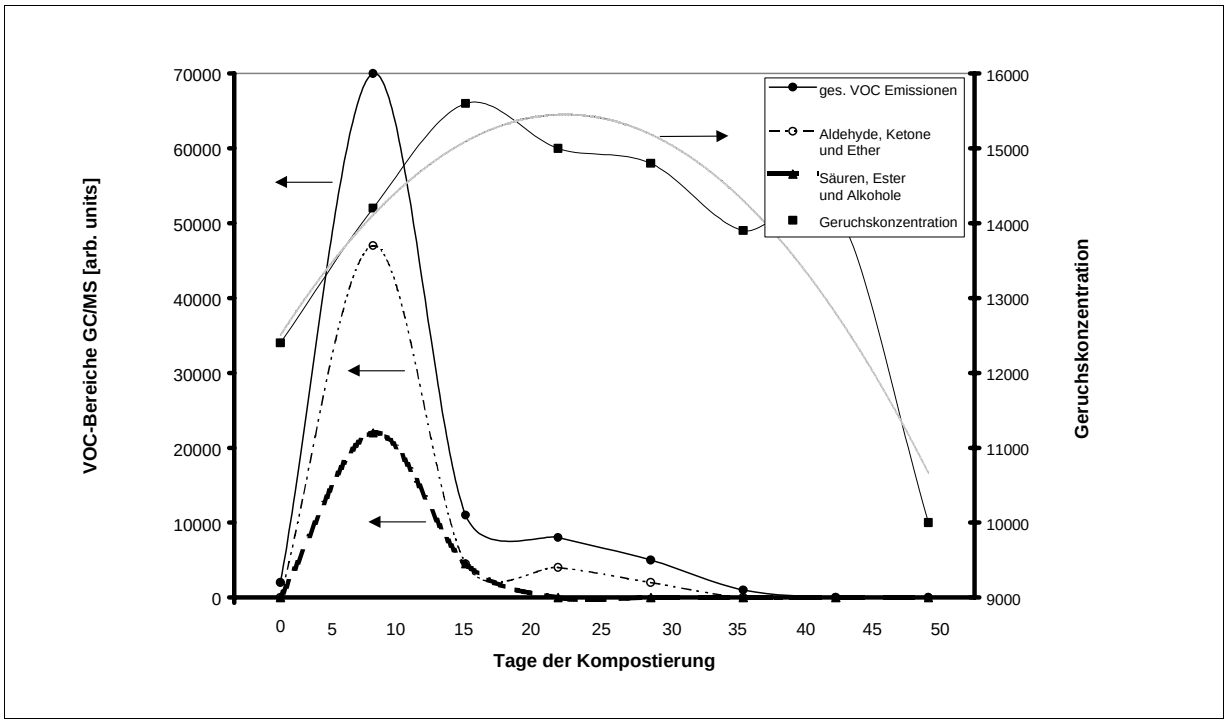


Bild 9-2: Zeitlicher Verlauf der Emissionen aus einer Kompostierungsanlage, Zusammenhang zwischen TVOC / Aldehyde, Ketone, Ether / Säuren, Ester und Alkohole im Vergleich mit der Geruchskonzentration (KRZYMIEN, 1999)

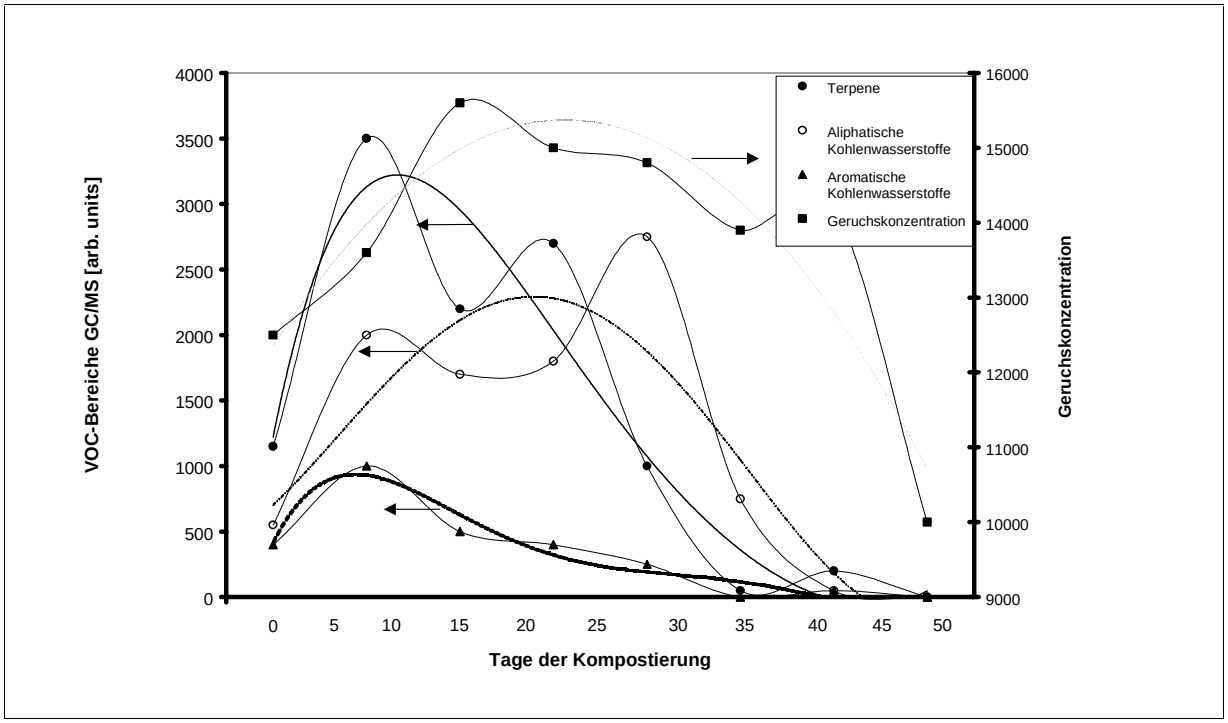


Bild 9-3: Zeitlicher Verlauf der Emissionen aus einer Kompostierungsanlage, Zusammenhang zwischen Terpenen / aliphatischen Kohlenwasserstoffen / aromat. Kohlenwasserstoffen im Vergleich zur Geruchskonzentration (KRZYMIEN, 1999)

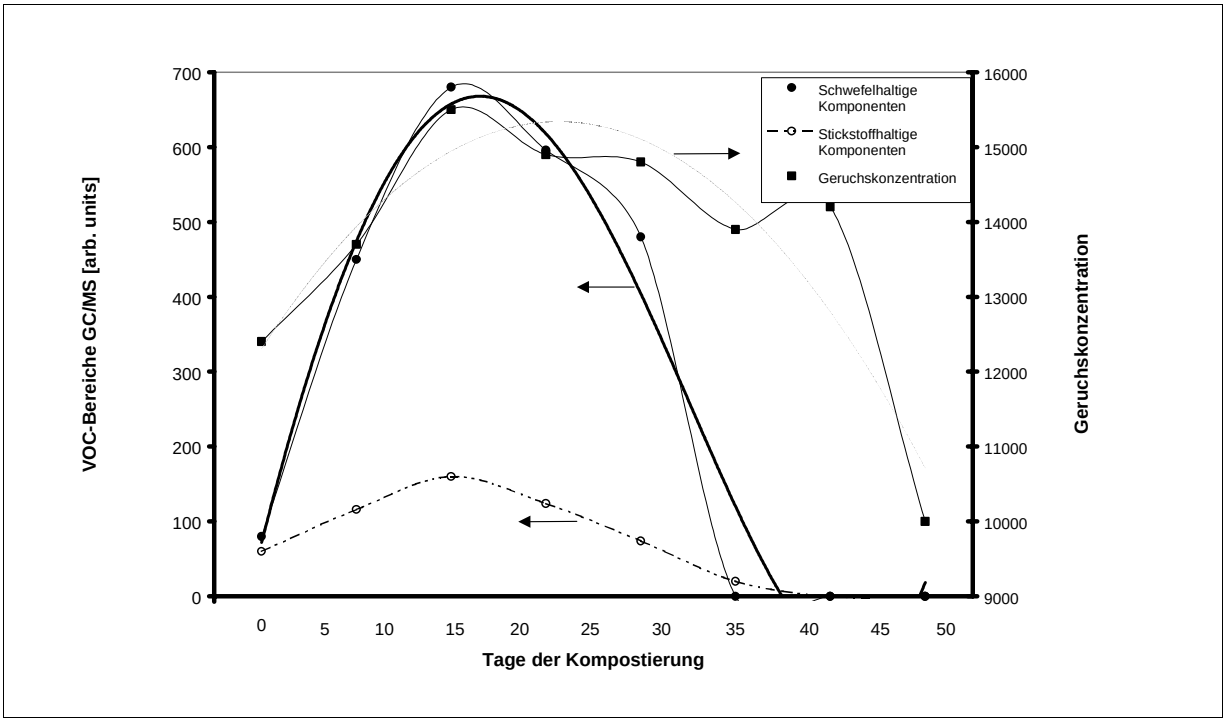


Bild 9-4 Zeitlicher Verlauf der Emissionen aus einer Kompostierungsanlage, Zusammenhang zwischen schwefelhaltigen Verbindungen / stickstoffhaltigen Verbindungen im Vergleich mit der Geruchskonzentration (KRZYMIEN, 1999)

Die freigesetzte Geruchsfracht lag zwischen 3 und 11 GE/s pro m^3 Mietenvolumen in der Halle. Die Auslegungs- bzw. vertraglich fixierten Gewährleistungswerte wurden in den bisherigen Betriebssituationen nur zu 10 bis 30 % ausgeschöpft. Diese augenscheinliche Diskrepanz ist Ausdruck dafür, daß die Lieferanten der Rottestufen die aus ihrem Leistungsteil emittierende, maximal mögliche Geruchsfracht aus Gewährleistungsgründen eher zu hoch angeben (KETELSEN / CUHLS, 1999).

KRZYMIEN (1999) untersuchte den zeitlichen Zusammenhang zwischen VOC-Emissionen von unterschiedlichen Stoffklassen und der Geruchsfreisetzung bei der Kompostierung (Bild 9-2, Bild 9-3, Bild 9-4). Aus Bild 9-2 geht die wichtige Erkenntnis hervor, daß die Geruchsfreisetzung einen anderen zeitlichen Verlauf nimmt als die VOC-Emissionen. Während der VOC-Emissionspeak bereits nach 14 Tagen abgeklungen ist (vgl. Bild 7-8), erreicht die Geruchsfreisetzung erst nach etwa 20 Tagen das Maximum und erstreckt sich über einen weiten Zeitraum von etwa 50 Tagen. Bei detaillierterer Betrachtung der Stoffklassen wird deutlich, daß die Höhe und der Verlauf der Geruchskonzentration relativ gut mit der Konzentration an schwefelhaltigen Komponenten korreliert.

Offene Systeme

Im Vergleich zu den beschriebenen gekapselten und aktiv belüfteten Rottesystemen wurden umfangreiche Untersuchungen an offenen Systemen durchgeführt (KETELSEN/HULAND 1997). Bei diesen statischen Tafelmieten, die passiv nach dem sogenannten Kaminzugverfahren oder aktiv über horizontale in der Miete verlegte Saugdräns belüftet wurden, wurden die Sauerstoff- und Geruchsverhältnisse in den Mieten und an der Oberfläche gemessen. Dabei wurden im Vergleich zu den o. g. Anlagen erheblich höhere Geruchskonzentrationen gemessen: In der Miete lagen die Werte zwischen 10.000 und 5,6 Mio. GE/m³, im Kaminaustritt zwischen 12.000 und 2,8 Mio. GE/m³.

Im Rahmen umfangreicher Sondierungen der Versuchsmieten wurden ausgedehnte Mietenbereiche lokalisiert, die eine ungenügende Sauerstoffversorgung (O_2= 0 Vol.-%) und hohe Methangehalte bis zu 22 Vol.-% aufwiesen. Mit den installierten einfachen Belüftungssystemen konnte keine ausreichende Sauerstoffversorgung in den Mieten sichergestellt werden. Trotz der gegenüber den o.g. aktiv belüfteten Systemen geringeren Belüftungsraten und selbst unter Berücksichtigung, daß ein Teil der Geruchsfracht in der Miete bzw. in den Mietenrandbereichen abgebaut wird, geht von statischen, unzureichend belüfteten Mieten eine erhebliche Emissionsgefährdung aus.

Aus den darstellten Fallbeispielen lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen (KETELSEN / CUHLS, 1999):

- Die dargestellten Beispiele zeigen exemplarisch Einzelfallsituationen in bestehenden Anlagen, die jedoch generalisierende Tendenzen verdeutlichen.
- Erwartungsgemäß ist bei absinkendem Wassergehalt aufgrund dann abklingender Rotteaktivität (bei gezielter oder ungewollter Trockenstabilisierung) auch schon nach kurzen Behandlungszeiten eine quantitative Geruchsreduktion zu erreichen.
- Bei Wiederauffeuchtung von Material aus nicht abgeschlossenen Rottephasen erfolgt die Geruchsfreisetzung in späteren Rottephasen. Dieser Aspekt ist insbesondere bei 2-stufigen Anlagen zu beachten (geschlossene Vorrotte, offene Nachrotte!).
- Bei unzureichender Belüftung der Miete kommt es bereichsweise zu einer spontanen Methanbildung. Die am Prozeß beteiligten anaeroben Abbauprodukte, insbesondere reduzierte Schwefelverbindungen, führen zu einem erheblichen Anstieg der Geruchskonzentrationen (bis zu 5,6 Mio. GE/m^3) und der Geruchsfrachten.
- Aus diesem Grund ist die von einem Rotteprozeß ausgehende maximale Geruchsfracht keine konstante Größe. Sie schwankt in Abhängigkeit von der Rotteführung und kann bei ungünstigen Verhältnissen stark ansteigen.
- Temporär ungünstige Betriebszustände, können auch zu einer „unterbrochenen“ Geruchsentwicklung und einem zeitversetzten Austrag von Geruchsemissionen in den Nachrottephasen führen.
- Dem Auftreten der o.g. Betriebszustände ist durch geeignete Verfahrenswahl, ausreichende Be- und Entlüftungssysteme, automatisierte Prozeßführung und ausreichende Rottezeit im gekapselten System Rechnung zu tragen.
- Werden aus ökonomischen Gesichtspunkten 2-stufige Verfahren gewünscht, so sollte bei sensiblen Standorten die erste Stufe auf mehr als 2 Wochen ausgelegt werden. Aus Geruchsgründen wird je nach Immissionssituation eine mindestens 5-wöchige Rotte in geschlossenen Systemen empfohlen.

9.5.2 Keime

Die im Reingas des Biofilters der RABA Bassum gemessenen Keimkonzentrationen waren im Vergleich zur unbelasteten Umgebungsluft nicht auffällig. Die untere Nachweisgrenze bei einer Probenahmedauer von 20 Minuten beträgt etwa 5 x 10^3 KBE/m^3. Dies sind Werte, die im Fall der Schimmelpilze und Gesamtbakterien in der unbelasteten Umgebungsluft , z.B. in ländlichen Gegenden und / oder im Herbst, noch häufig gemessen werden können. Die

untere Nachweisgrenze wurde nur im Falle der Gesamtbakterien bei Messung Nr. 2 deutlich überschritten (Tab. 9-4). Die in diesem Fall gemessene Konzentration von 7 x 10^3 KBE/m^3 im Reingas eines Biofilters ist als unbedenklich einzustufen. Zusätzliche Maßnahmen zur Verminderung der Keimfracht aus dem Biofilter sind nicht erforderlich (WCI, 1998).

Nr.	Gesamt-Schimmelpilze	Gesamt-Bakterien	Thermophile Actinomyceten
1	**5.000 KBE/m^3**	< 5.000 KBE/m^3	< 5.000 KBE/m^3
2	< 5.000 KBE/m^3	**7.000 KBE/m^3**	< 5.000 KBE/m^3
3	< 5.000 KBE/m^3	< 5.000 KBE/m^3	< 5.000 KBE/m^3

Tab. 9-4: Ergebnisse der Keimmessungen im Reingas des Biofilters der RABA Bassum am 07.09.1998. Die Probenahme erfolgte isokinetisch im Kamin mittels Impingement-Verfahren (WCI, 1998)

9.6 Grenzwerte für MBA-Reingas-Konzentrationen

9.6.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Der MBA-Betreiber hat die Betreiberpflichten nach §5 BImSchG zu erfüllen. Danach ist die MBA so zu errichten, daß schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft nicht hervorgerufen werden können. Zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen sind Emissionen durch die dem Stand der Technik entsprechenden Maßnahmen zu begrenzen. Diese allgemeinen Anforderungen werden durch das untergesetzliche Regelwerk konkretisiert.

Genehmigungsbedürftige Anlagen sind nach TA Luft mit Einrichtungen zur Emissionsbegrenzung nach Stand der Technik auszurüsten und zu betreiben; krebserzeugende Stoffe sind zu minimieren. Die Notwendigkeit einer weitergehenden Emissionsbegrenzung zur Geruchsminimierung bleibt von dieser Forderung unberührt. Sie ist im Einzelfall standortspezifisch zu entscheiden.

9.6.2 Regelungen des Bundes, der Länder sowie in Österreich

In Deutschland gab es den Vorschlag (nach dem Entwurf einer Verordnung über anzeigebedürftige Anlagen), den Stand der Technik der erforderlichen Abluftreinigung über die Parameter Gesamtstaub und Gesamtkohlenstoff zu definieren (Tab. 9-5). Dieser Entwurf ist jedoch wieder zurückgezogen worden.

Parameter	Emissionsgrenzwert	korrespondierender Volumenstrom bei Grenzkonzentration
Gesamtstaub	20 mg/m^3 ab 0,5 kg/h	25.000 m^3/h
Gesamtkohlenstoff	20 mgC/m^3 bei aerober Stabilisierung von Restabfall ab 0,1 kg/h	5.000 m^3/h

Tab. 9-5: Begrenzung der Abluftemissionen nach dem Entwurf einer Verordnung über anzeigebedürftige Anlagen – ..... BImSchV-Entwurf vom 18.02.1998 (zurückgezogen)

Ausgehend von dem Bericht „Ökologische Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen vom Juli 1999 (UBA, 1999) wird derzeit unter Federführung vom BMU / UBA eine 29. BImSchV für MBA entworfen. Im Vorfeld bzw. zeitgleich haben mehrere Bundesländer spezifische Regelungen zur MBA erlassen bzw. herausgegeben.

Das Umweltministerium Schleswig-Holstein hat ein Merkblatt (August 1999) zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung und die anschließende Deponierung erarbeitet, in dem unter anderem auch die Emissionsbegrenzung behandelt wird. Neben Staub, Emissionen organischer Schadstoffe, etc. werden auch Grenzwerte für Ammoniak (≤ 10 mg/m³ im Tagesmittel) und NMVOC (≤ 20 mg/m³ im Tagesmittel) formuliert. Die emittierte Kohlenstofffracht (ohne Methan) wird mit 0,5 kg C/Mg verarbeitetem Restabfall begrenzt.

Das sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft hat eine „Immissionsschutzrechtliche Anforderung bei Errichtung und Betrieb von Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen (MBA)“ herausgegeben (Juni 1999). Es werden neben Staub, Emissionen organischer Schadstoffe, Dioxine und Furane, etc. auch Grenzwerte für Staub (≤ 10 mg/m³), Ammoniak (≤ 20 mg/m³) und Gesamtkohlenstoff (≤ 20 mg/m³) angegeben.

In Österreich sind neben den Emissionsberichten von den MBA Kufstein, Siggerwiesen und Allerheiligen zwei grundlegende Arbeiten zur MBA sowie zu Abluftemissionen der MBA erschienen (LAHL ET AL., 1998; MOSTBAUER ET AL., 1998). Aus der Sicht des österreichischen Umweltbundesamtes wird ausgehend vom derzeitigen Wissensstand gefordert, daß für die organische Belastung ein Emissionsgrenzwert (Konzentration) von ≤ 20 mg C_{org}/m^3 festgelegt wird. Eine Begrenzung der organischen Fracht (g/kg_{FS}) bzw. von NH_3-Emissionen ist ebenso zu fordern, wobei Vorschläge nach Abschluß der aktuellen Messungen des Umweltbundesamtes formuliert werden. Gleichzeitig ist zu fordern, daß der Begriff einer MBA weiter zu fassen ist und damit jegliche mechanische und / oder biologische Vorbehandlungsverfahren (z. B. Kompostierung, Vererdung) von den vorgeschlagenen Regelungen betroffen sind (KOSSINA / ANGERER, 1999).

9.6.3 Stand der Technik

Von besonderer genehmigungsrechtlicher Bedeutung ist die Auslegung des Begriffs „Stand der Technik“ der TA Luft. Der Begriff „Stand der Technik“ ist im BImSchG in den Vorschriften des § 5 Abs.1 Nr.2, § 22 Abs.1 Nr. 1 und 2, § 41 Abs.1 und § 48 Nr.2 enthalten. Mit dem durch den Begriff gesetzten Maßstab soll erreicht werden, daß technische Fortschritte auf dem Gebiet der Emissionsbegrenzung soweit und so schnell wie möglich zur Verhinderung schädlicher Umwelteinwirkungen nutzbar gemacht werden. „Stand der Technik“ im Sinne von § 3 Abs.6 BImSchG ist der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung der Emission gesichert scheinen läßt. Der „Stand der Technik“ wird an fortschrittlichen vergleichbaren Verfahren gemessen, die sich im Betrieb bewährt haben (PÜTZ und BUCHHOLZ,1991).

„Fortschrittliche“ Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen müssen dem gegenwärtigen Stand der Emissionsbegrenzung entsprechen, auch wenn es sich dabei nicht um das jeweils modernste handelt. Sind Emissionswerte in den technischen Anleitungen oder in sonstigen

technischen Regelwerken vorgeschrieben, können Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen regelmäßig nicht mehr als fortschrittlich und damit als dem Stand der Technik entsprechend angesehen werden, wenn sie diese Emissionswerte nicht einzuhalten im Stand sind. Darüber hinaus werden auch Anlagen nicht mehr als fortschrittlich anzusehen sein, bei denen die Emissionswerte eingehalten werden, wenn in der Praxis wirksame Verfahren entwickelt worden sind. Bei der Entscheidung darüber, ob eine Maßnahme noch als fortschrittlich angesehen werden kann, wird es immer auf eine Abwägung des technisch Notwendigen, Geeigneten und Angemessenen ankommen (FRICKE ET AL, 1997).

Nach dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entsprechen Maßnahmen nur dem Stand der Technik, wenn sie in einer vernünftigen Relation zwischen Aufwand und Nutzen stehen. Das heißt, die Maßnahmen dürfen nicht unzumutbar sein. Ausschließlich und allein ist das eine Frage nach dem technischen Entwicklungsstand als das technisch Notwendige und Angemessene im Hinblick auf Schutzzweck des BImSchG. Damit steht der Stand der Technik im Sinne des BImSchG im Ergebnis zwischen dem technisch Machbaren und dem bisher allgemein Üblichen. Grenzwerte müssen sich an dem Stand der Technik orientieren (FELDHAUS, 1990; HANSMANN, 1990; LANDMANN und ROHMER, 1990; STICH, 1990; ULE, 1990).

Bei der derzeit realisierten Verfahrenstechnik der MBA (Randbedingungen: 15.000 bis 30.000 m³/Mg bei einer Erhöhung der Abluft-CO_2-Konzentration im Vergleich zur Zuluft CO_2-Konzentration nur um den Faktor 10 bis 20) sind keine Verfahren bekannt, die einen Grenzwert von ≤ 10 mg Gesamt-C_{FID} /m³ für MBA-Reingas mit ökologisch vertretbarem Energieaufwand und ökonomisch zumutbaren Kosten einhalten können. Insofern kann eine solche Forderung gegenwärtig nicht erhoben werden.

9.7 Empfehlung für Emissionsbegrenzungen an MBA

Bei der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung von MBA bestehen derzeit noch große Unsicherheiten und regionale Unterschiede.

Ausgehend von dem aktuellen Erkenntnisstand werden daher Empfehlungen zum Immissionschutz bei MBA formuliert:

- Für die Dauer und Qualität einer gekapselten Rotte mit Abluftfassung und –behandlung vor einer evtl. offenen Nachrotte wird empfohlen:

  Mindesttemperatur in der Rottemiete bzw. -abluft (z.B. ≥ 45°C in der Abluft oder ≥ 55°C in der Miete während einer vorgegebenen Mindestrottedauer mit aktiver Belüftung (über ≥ 14 d mit Überschreiten der Temperaturen, wenn vor Beendigung der gekapselten Rotte mindestens 1-mal umgesetzt wurde bzw. ≥ 28 d, wenn vor Beendigung der gekapselten Rotte nicht umgesetzt wurde).

- Als Grenzwerte für Konzentrationen in der behandelten Rotteabluft werden empfohlen:

  – Staub ≤ 10 mg/m³ im Tagesmittel;

  – NMVOC (ohne CH_4) ≤ 80 mg ges. C_{FID} /m³ im Tagesmittel.

  – Zusätzlich ist eine Frachtenbetrachtung für NMVOC notwendig, mit der eine tatsächliche Emissionsminderung ausgedrückt werden kann. Der Minderungsgrad

sollte sich an der Leistungsfähigkeit optimierter Biofilter oder vergleichbarer Aggregate orientieren. Eine Emissionsminderung der Fracht von 600 bis 800 gC/Mg um 50 bis 70 % auf ca. 300 gC/Mg stellt danach derzeit eine realistische Forderung dar.

  - Methanemissionen können nur durch betriebliche Maßnahmen (Belüftung, Bewässerung) beeinflußt werden, da nachträglich im Biofilter kein Methan mehr abgebaut wird.

- Auf einen Nachweis für die Summe relevanter Stoffe der Klasse 1 der TA Luft ≤ 20 mg C /m³ kann aus folgenden Gründen verzichtet werden:
  - Acetaldehyd (Ethanal) ist im Regelfall die ausschlaggebende Komponente am Anteil an Stoffen der Wirkungsklasse 1 TA Luft. Da Acetaldehyd im Reingas hinter Biofilter aufgrund des guten spezifischen Filterwirkungsgrades jedoch bislang immer < 1 mg/m³ festgestellt wurde, kann auf eine separate Bestimmung dieser Einzelkomponente in Verbindung mit dem Summenparameter NMVOC verzichtet werden. Weitere Einzelkomponenten der Klasse 1 TA Luft sind nach heutigem Kenntnisstand im Reingas hinter Biofilter immer < 1 mg/m³ bestimmt worden.
- Eine Vorgabe von Grenzwerten für NH_3 mit behördlicher Kontrolle erscheint nicht angemessen, weil auch sonst in anderen Regelwerken keine Grenzwerte für Ammoniak festgelegt werden. Um die Effektivität des Biofilters zu gewährleisten, sollten allerdings Betriebskontrollen der NH_3-Gehalte im Rohgas vor dem Biofilter erfolgen. Um die Bildung von Lachgas und Stickoxid (N_2O, NO) im Biofilter zu vermeiden, sollte die Belastung des Biofilters mit Ammoniak (NH_3) so gering wie möglich gehalten werden, zumal sich hohe Ammoniakbelastungen von Biofiltern auch als sehr ungünstig für den NMVOC-Abbau herausgestellt haben.

Eine Dynamisierung der hier gewählten Empfehlungen für den Bereich der organischen Kohlenstoffemissionen bei MBA im Sinne eines mit der thermischen Abfallbehandlung vergleichbaren Anforderungsniveaus ist durch Weiterentwicklung des Standes der Technik wünschenswert.

10 Zusammenfassung

Aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) emittieren in erheblichem Umfang flüchtige organische Stoffe (VOC). Eine intensive Suche offenbart eine ständig wachsende Anzahl identifizierter Stoffe, die jedoch nicht unbedingt typisch für dieses Verfahren sein müssen. Eine umfassende Literaturrecherche, eine qualitative Stoffbilanzierung und ihre umfassende Bewertung (Kriterien: krebserzeugendes / erbgutveränderndes Potential, Geruchsintensität, Toxizität, Persistenz und Akkumulierbarkeit, Klimarelevanz) führten zu einer Liste von Leitkomponenten sowie einer repräsentativen Stoffliste, die das spezifische Emissionsspektrum der mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen auf dem Abluftpfad zuverlässig abbildet.

Für die Emissionsbilanzierung wurden vier unterschiedliche MBA untersucht. Die realisierten Verfahrenstechniken beinhalteten Aerobverfahren mit Rottezeiten zwischen 6 Tagen und 16 Wochen sowie eine zweistufige Anlage mit integrierter Teilstromvergärung. Die Emissionsbewertung organischer Stoffe erfolgte gemäß Nr. 3.1.7 TA Luft. Die Stoffliste umfaßte die wichtigsten 81 Einzelstoffe nach den Kriterien Mengen- und / oder Umweltrelevanz. Hierbei zeichnet sich eine ständige Verschärfung in der Stoffbewertung ab, die sich auf verbesserte Kenntnis der Wirkungszusammenhänge von Stoffen stützt. Ergänzt wurden die Messungen u.a. um die Summenparameter Ges.-C, Ges.-N sowie Methan und Ammoniak.

Aus den drei Wirkungsklassen der TA Luft haben sich der Massenstrom der Klasse 1 sowie die Summe über alle drei Klassen als die kritischen Größen im Rohgas herausgestellt. Die erforderlichen Reingaskonzentrationen nach TA Luft am Ausgang der Abluftbehandlungsanlage werden problemlos eingehalten. Ausschlaggebend hierfür ist die Kombination aus Luftbefeuchter und Biofilter, die derzeit den Stand der Technik darstellt. Die erzielten Wirkungsgrade für NMVOC (Non Methane Volatile Organic Compounds) bleiben jedoch hinter den Erwartungen zurück. So ist unter großtechnischen Betriebsbedingungen nur eine 50 %ige Schadstoffabscheidung für NMVOC realistisch.

Die wesentlichen organischen Schadstofffrachten sind biogener Natur, d.h. sie werden während des biologischen Abbaus organischer Substanz als flüchtige Metabolite gebildet und emittiert. Die Leitkomponenten der MVOC (Microbial VOC) sind z.B. Ethanol, Acetaldehyd, 2-Butanon, Aceton und Terpene mit Emissionsfrachten in der Größenordnung von jeweils bis zu 100 g Substanz / Mg Abfall. Sie machen den überragenden Anteil der NMVOC-Fracht im Rohgas von insgesamt 600 bis 800 g C/Mg Abfall aus. Die MVOC lassen sich im Biofilter sehr gut abbauen, wohingegen die in deutlich geringeren Konzentrationen vorhandenen Xenobiotika (FCKW, CKW) durch ihre Persistenz den Biofilter passieren und zu den dominierenden Verbindungen im Reingas werden können.

Die Emissionen von Metallen, Metalloiden und deren Verbindungen sind in der Regel gering und somit unbedeutend. Eine Ausnahme macht das Quecksilber, welches als flüchtiges Metall auch in der Abluft wiederzufinden ist. Im Biogas aus der anaeroben Vergärung von Restabfällen konnten flüchtige methylierte Verbindungen des Arsens, Antimons und Zinns in signifikanten Konzentrationen festgestellt werden. Sie werden bei der Entschwefelung des Rohgases zusammen mit H_2S abgeschieden. Die Vergärung von Restabfällen führt zu

Vorteilen auf der Emissionsseite, da ein Teil der flüchtigen Schadstoffe mit dem Biogas schadlos verbrannt wird. Darüber hinaus wird der anaerob vorbehandelte Abfall, den eine hohe Schwefelentfrachtung auszeichnet, höchstwahrscheinlich mit äußerst geringen Geruchsemissionen abzulagern sein.

MBA produzieren und emittieren die Treibhausgase CO_2, CH_4 und N_2O. Während die Anteile von CO_2 an den Gesamtemissionen Deutschlands gering sind, beträgt der Anteil der N_2O-Emissionen aus der MBA bis zu 5 %, vorausgesetzt, die zur Zeit unbehandelten Restabfallmengen werden 2005 vollständig mechanisch-biologisch behandelt. Zusammen mit den aus der Kompostierung resultierenden Mengen ist nicht mehr von einem unbedeutenden Anteil der Treibhausgasemissionen in Deutschland zu sprechen.

Der Biofilter bildet NO und N_2O in erheblichen Mengen, wobei die Bildungsprozesse noch nicht geklärt sind. Allerdings sind höchstwahrscheinlich die hohen NH_3-Konzentrationen im Rohgas für die Bildung von NO und N_2O verantwortlich. Zusätzlich zum engen C/N-Verhältnis im Rohgas kommt die Akkumulation von Stickstoffverbindungen im Biofilter erschwerend hinzu, zumal sie sich hemmend auf den Abbau der Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen auswirkt. Die Stickstoffbilanzierung eines Biofilters offenbart den quantitativen Umsatz des abgeschiedenen NH_3 zu NO und N_2O im Reingas.

Durch eine effiziente NH_3-Entlastung des Biofilters können die NO- und N_2O-Emissionen erheblich reduziert werden. Gleichzeitig ist von einer Verbesserung des Wirkungsgrades für NMVOC auf 70 bis 90 % auszugehen, der an Versuchsbiofiltern mit vorgeschalteter 98 %-iger Ammoniakausschleusung erzielt wurde. Bei einem Anfall von bis zu 50 Mg NH_3/a*MBA kann eine wirtschaftliche Rückgewinnung und Verwertung von NH_3 in Betracht gezogen werden. Eine Weiterentwicklung des Standes der Technik der Abluftbehandlung an biologischen Behandlungsanlagen ist dazu zwingend notwendig.

Zur Minderung der CH_4-Emissionen sollte das Augenmerk auf der Rottesteuerung liegen. Eine Optimierung betrieblicher Abläufe hinsichtlich Bewässerung und Belüftung der Rotte kann CH_4-Emisionen zwar nicht ausschließen aber minimieren. Das ist besonders vor dem Hintergrund wichtig, daß eine nachträgliche CH_4-Reduktion im Biofilter nicht stattfindet.

Abschließend kann festgestellt werden, daß der Biofilter prinzipiell zur Emissionsminderungen der überwiegenden Fracht an organischen Luftschadstoffen geeignet ist. Obwohl er sich als robustes Aggregat bei vielen Anwendungen bewährt hat, ist ein gewisser Wartungsaufwand unerläßlich, um einen störungsfreien Betrieb zu gewährleisten. Bereits für die Geruchs- und NMVOC-Minderung müssen bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein. Eine vollständige Stickstoffausschleusung ist dafür ebenso unerläßlich wie die Steuerung sensibler Größen, wie Feuchte, Temperatur, pH-Wert.

Für gehobene Immissionsschutzanforderungen (Minimierung von Treibhausgasen und persistenten Verbindungen) gelangt der Biofilter an seine Grenzen. In dem Fall ist eine Weiterentwicklung des Standes der Technik gefragt.

11 Literaturverzeichnis

ABELING, U.	1994	Stickstoffelimination aus Industrieabwässern – Denitrifikation über Nitrit. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 86, 203 Seiten
ALLEMAN, J. E.	1984	Elevated nitrite occurence in biological wastewater treatment systems. Wat. Sci. Techn., 17, Amsterdam, S. 409-419
ANDREAE, M., TALBOT, R., ANDREAE, T., HARRIS, R.	1988	Formic acid over the central Amazon region. Brazil 1. Dry season. Journal of geophysical Research 93 D, S. 1616-1624.
ANDRES, B., BRANDL, A.	1999	Kontinuierliche messungen von N_2O in Rauchgasen. VDI Berichte, Nr. 1443, S. 471-480.
ANGERER, T. HÄUSLER, G. HANUS-ILNAR, K.	1999 A	Abluftemissionen der MBA - Anlage Allerheiligen. Berichte BE – 138 des Österreichischen Umweltbundesamtes.
ANGERER, T. REISENHOFER, HANUS-ILNAR, K.	1999 B	Abluftemissionen der MBA - Pilotanlage Kufstein. Berichte BE– 126 des Österreichischen Umweltbundesamtes.
ANGERER, T. HÄUSLER, G. HANUS-ILNAR, K.	1998	Abluftemissionen der MBA - Anlage Siggerwiesen. Berichte BE – 126 des Österreichischen Umweltbundesamtes.
BAHADIR, M., LAMPE, T., LOOCK, F.,	1993	Examination of the emissions of (semi-)volatile organic compounds from polymer materials used as interior trim materials in automobiles. Fresenius Journal of Analytical Chemistry, Springer-Verlag 1993 (347), S. 280-285.
BERG, W.	1995	Bewertung von Emissionen aus der Tierhaltung, am Beispiel der Schweinemast. Agrartechnische Forschung 1, H. 1, S. 24-33.
BGK	1994	Methodenbuch zur Analyse von Kompost. Bundesgütegemeisnchaft Kompost e. V. (Hrg.), Köln. 3. Auflage, Verlag Abfall Now e. V., Stuttgart.
DE BERTOLDI, M.	1988	Composting Management: A New Process Control Through O_2 Feedback. Waste Management & Research, 6, S. 239-259.
BILITEWSKI, B; URBAN A. I.	1999	Prognose der Entsorgungssituation für Siedlungsabfälle in der BRD im Jahre 2005. In: 6. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, S. 107-112. Fachhochschule Münster (Hrg), Fachbereich Bauingenieurwesen, Labor für Abfallwirtschaft.
17. BIMSCHV	1990	Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnlich brennbare Stoffe. 17. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionschutz-Gesetzes vom 23.11.1990.
BMBF	1997	Zweiter Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Umweltpolitik.

BOCKREIS, A., SCHWING, E., JAGER, J.	1997	Probenahme von Geruchsstoffen auf passiven Flächenquellen -Untersuchung und Bewertung von Probenahmesystemen-. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 57, Springer VDI-Verlag.
BONINSEGNI, C. J.-C.	1975	Analyse von Gerüchen bei der Kehrrichtkompostierung. Dissertation an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich.
BOSSET, J. O. ET AL.	1995	Comparsion of Various Sample Treatments For The Analysis Of Volatile Compounds By GC-MS: Application To The Swiss Emmental Cheese. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg. 86, S. 672-698.
BRAUER, L.	1996	Gefahrstoffsensorik: Farbe, Geruch, Geschmack, Reizwirkung, Geruchsschwellenwerte gefährlicher Stoffe. Ecomed Verlagsgesellschaft, 17 erg. Lfg., 4/1996.
BRÖKER, G. ET AL.	1995	Erfassung der Dioxinemissionen in Nordrhein-Westfalen. Landesumweltamt NRW, Jahresbericht 1994, S. 38-44.
BRÖKER, G. ET AL.	1994	Emissionen von chlorierten Dioxinen und Furanen. Staub - Reinhaltung der Luft 54, Nr. 3, S. 87-90.
BUWAL	1995	Immissionswerte 1994. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.), Umwelt-Materialien Nr. 41, Luft.
BUWAL	1998	VOC-Immissionsmessungen in der Schweiz 1991/92 und 1996. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.), Umwelt-Materialien Nr. 92, Luft.
CUHLS, C., DOEDENS, H.	1998	Emissionen aus mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen. Vortrag bei "Depo-Tech 1998" in Leoben/ Österreich, 17.-19.11.1998 und veröffentlicht in: "Restabfallbehandlung, Deponietechnik, Entsorungsbergbau und Altlastenproblematik", Verlag Balkema, Rotterdam, 1998, S. 33-48.
CZEPIEL, P.	1996	Measurements Of N_2O From Composted Arganic Wastes. Environmental Science & Technology, 30, S. 2519-2525.
DEHOUST, G. ET AL.	1999	Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung für die Stadt Münster. Öko-Institut e. V., Darmstadt 1999.
DEV S7	1983	Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen (S7). Entspricht DIN 38 414 Teil 7.
DFG	1999	MAK- und BAT-Werte-Liste 1999. Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe. Mitteilung 35, VCH Verlagsgesellschaft Weinheim.
DOEDENS, H., CUHLS, C.	1999	Emsissionen bei der mechansich-biologischen Abfallbehandlung -Parameter, Meßtechnik und Bewertung-. In: Bio- und Restabfallbehandlung III, biologisch-mechanisch-thermisch. Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.). Wietzenhausen-Institut. Neues aus Forschung und Praxis, ", Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 427 – 444.
DOEDENS, H., VON FELDE, D., CUHLS, C., KETELSEN, K., BRÖKER, E., GIEBEL, B.	1999	Wissenschaftliche Begleitung der drei großtechnischen Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen in Niedersachsen. 2. Statusbericht, Oktober 1999.

DOEDENS, H.	1998	Stand der Technik MBA - geschlossene Anlagen. Vortrag und Manuskript bei "Deponietechnik ‘98" am 28./29.01.1998 in Hamburg.
DOEDENS, H., CUHLS, C.	1998	Viel warme Luft . Müllmagazin 4/1998 S. 73-76
DOEDENS, H. CUHLS, C. MÖNKEBERG, F.	1998	Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen. BMBF-Statusseminar 17.-19.03.1998 in Potsdam, Tagungsunterlagen herausgegeben vom UBA, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMBF, S. 159-173.
DOEDENS, H., CUHLS, C.	1997	MBA vor Deponie -Neue Erkenntnisse aus laufenden Forschaungsvorhaben-. VDI Bildungswerk, Seminar 43-98-02, 3./4.03.97 in Düsseldorf.
DOEDENS, H., CUHLS, C., LEVSEN, K., ARTELT, S.	1997	Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen, Phase 1: Screening, Emissionsqualität und Stoffliste. Abschlußbericht BMBF-Verbundvorhaben, FKZ: 1490959.
DOEDENS, H., VON FELDE, D., GRIESSE, A., KETELSEN, K., BRÖKER, E., BÜLOW, W.	1997	Biologische Vorbehandlung von Rest-Siedlungsabfällen vor der Ablagerung -Anwendungsorientierte Untersuchungen zur Erstellung von Planungs- und Bewertungsgrundlagen-. Gemeinsamer Abschlußbericht des ISAH, IBA (Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Entsorgung), NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie), Hannover.
ECA	1994	Sampling Strategies For Volatile Organic Compounds (VOCs) In Indoor Air. Report No 14, EUR 16051 EN, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community. ECA (European Collaborative Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man“), 1994.
EHRENBERGER, F.	1991	Elementaranalyse: Quantitative organische Analysenmethode zur Bestimmung der Elemente im Makro-, Mikro- und Spurenbereich in organischer und anorganischer Matrix. VCH, Weinheim, 1991.
EISENBERGER, H.-J.	1998	Die On-line-Messungen von N_2O in Verbrennungsgasen. In: Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 58, Heft Nr. 6, Juni 1998.
EITZER, B. D.	1994	Volatile Organic Chemical Emissions at Waste Composting Facilities. Air & Waste Management Association.
EITZER, B. D.	1995	Emissions Of Volatile Organic Chemicals From Municipal Solid Waste Composting Facilities. Environmental Science & Technology, Vol. 29, No. 4, S. 896-902.
VON FELDE, D.	1997	Abluftemissionen mechanisch-biologischer Behandlungsanlagen und Leistungsstand der niedersächsischen Anlagen. In: 1. Ruppiner Abfalltag, Brandenburgisches Umweltforschungszentrum, Alt Ruppin, 9/97.
FELDHAUS, G.	1990	Bundes-Immissionschutzrecht – Kommentar. Loseblattausgabe, 2. Auflage, Wiesbaden. Deutscher Fachschriftenverlag Braun GmbH & Co. KG.
FELDMANN, J., GRUEMPING, R., HIRNER, A. V.	1994	Determination Of Volatile Metal And Metalloid Compounds In Gases From Domestic Waste Deposits With GC/ICP-MS. Fresenius J. Anal. Chem. (350), S. 228-234.

FELDMANN, J., KLEIMANN, J.	1997	Flüchtige Metallverbindungen im Faulgas. Korrespondenz Abwasser (44) Nr. 1, S. 99-104.
FENSKE, J. D., PAULSON, S. E.	1999	Human Breath Emssions Of VOCs. J. Air & Waste Manage. Assoc. 49, S. 594-598.
FIEDLER, H. ET AL.	1997	Dioxinbilanz für Hamburg. UWSF-Z, Umweltchemie, Ökotologie 9 (3), S. 131-135.
FINK, P. ET AL.	1997	Chloraromaten-Dioxin-Meßprogramm des Freistaates Thüringen 1993-1995. Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Nr. 22, Jena 1997.
FISCHER, K. ET AL.	1990	Biologische Abluftreinigung. Kontakt und Studium, Band 212, Expert-Verlag, Ehningen bei Böblingen.
FRICKE, K., WALLMANN, R., DOEDENS, H., CUHLS, C.	1997	Abluftemissionen bei der mechanisch – biologischen Restabfallbehandlung. In: Bio- und Restabfallbehandlung, K. Wiemer, M. Kern (Hrsg.), Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, 1997.
GALLENKEMPER, B., BRAUNGART, M.	1999	Vermeiden durch Verwerten –Untersuchung zur Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Substitut-Brennstoffen. Rethmann Entsorgung West (Hrsg.), Bochum.
VAN GEMERT, L. J., NETTENBREIJER, A. H.	1977	Compilation Of Odour Threshold Values In Air And Water. National Institute for Water Supply (Hrsg.), Voorburg, Netherlands.
GOEDKOOP, M., DEMMERS, M., COLLIGNON, M.	1990	The Eco-indicator 1995 –Manual for Designers-. NOH report 9524.
GRITSCH, TH.	1995	Manuelle Messung von Stäuben und Staubinhaltsstoffen. VDI-Seminar 43-43-16, TÜV Bayern, München
GRONAUER, A.	1997	Bioabfallkompostierung, Verfahren und Verwertung. Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe Heft 139.
GROSJEAN, D.	1990	Formis acid and acetic measurements during the southern California Air Quality Study, Atmospheric Environment 24 A, S. 132-142.
HAHNE, J.	1998 A	Abluftbehandlung aus Schweinemastanlagen. Landtechnik, 53. Jahrgang, Heft 5/1998.
HAHNE, J.	1998 B	Behandlung von Abluft aus Schweinemastanlagen. Entsorgungspraxis Heft 12/1998.
HANGEN, H. O.	1993	Kompostproduktion heute und in Zukunft. In: Sicherung des Kompostabsatzes durch Qualität. Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e. V., 24, S. 15-25.
HANUS, A.	1999	Persönliche Mitteilungen.
HANSMANN, K.	1990	Bundes-Immissionsschutzgesetz – Textausgabe mit Erläuterungen. Baden-Baden, Momos-Verlagsgesellschaft.

HARRANT, M., NELLES, M., HOFER, M., LORBER, K. E., RANINGER, B.	1999	Pilotprojekt zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung vor der Deponierung (MBRVD) im Mürzverband – 2. Projektphase: Stoffstromanalyse. Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED) Montanuniversität Leoben im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
HASSAUER, M., KALBERLAH, F.	1992	Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Abschlußbericht im Auftrage des Umweltbundesamtes.
HEIJUNGS, R. ET AL.	1993	Environmental Life Cycle Assessment Of Products, Guide (Part 1) And Backgrounds (Part 2), October 1992, prepared by CML, TNO and B&G, Leiden 1992.
HELLEBRAND, H. J.	1993	Grünlandökosysteme: Eine Diskussion zu Stoffströmen und Reststoffverwertung. Landtechnik, 48, S. 655-657
HELLMANN, B.	1995	Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen. Abschlußbericht zum Förderprojekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt vom GSF-Forschaungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, München, Institut für Bodenökologie. Zeller Verlag, Osnabrück, 1995.
HESTER, R. E., HARRISON, R. M.	1995	Volatile Organic Compounds in the Atmosphere. Issues in environmental science and technology 4, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, 1995.
HLFU	1999	Lufthygienischer Jahresbericht 1998. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Heft 262, Wiesbaden.
HLFU	1997	Lufthygienischer Jahresbericht 1996. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Heft 230, Wiesbaden.
HLFU	1996	Emissionskataster Hessen – Landesweite Abschätzung der Emissionen aus biogenen und nicht gefaßten Quellen. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Heft 184, Wiesbaden.
HÖFERT, N.	1999	Persönliche Mitteilungen.
HOFFMANN, T.	1992	Entwicklung eines Verfahrens zur Messung luftgetragener biogener Kohlenwasserstoffe und seine Anwendung zur Untersuchung von Emissionen und Abbau von Terpenen in Waldbeständen. Dissertation an der Universität Dortmund, FB Chemie
HÜBSCHMANN, H.-J.	1996	Handbuch der GC/MS. Verlag VCH Weinheim, 1996.
IPCC	1990	Climate Change – The Scientific Assessment, Intergovernmental Panel on Climate Change: Report of IPCC Working Group1, WHO/UNEP (Hrsg.), Genf.
IPCC	1992	Discussion papers of the IPCC Working Group 1, Intergovernmental Panel on Climate Change: IPCC Sekretariat, Genf.
IPCC	1996	Intergovernmantal Panel on climate Change (IPCC): climate Change 1995 – The Science of Climate Change, Contribution of Working Group 1 to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, J. T. Hougthton et al. (eds.), Cambridge 1996.

JAGER, J., KRUSE, H., LAHL, U., REINHARDT, T., ZESCHMAR-LAHL, B.	1997	Emissionen aus Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA): Anorganische und organische Stoffe mit toxischem Wirkungspotential. Müll und Abfall, Heft 6/1997, S. 333-341.
JÄGER, W., MAYER, U.	1996	Untersuchungsvorhaben zur Erhebung und Bilanzierung organischer Einzelkomponenten im Roh- und Reingas von biologischen Abfallbehandlungsanlagen (Bioabfall- und Kompostierungsanlagen). Untersuchung im Auftrage des Umweltministeriums des Landes Baden-Württemberg, Kurzfassung, 85 Seiten, Institut Dr. Jäger, Tübingen.
JANIKOWSKI, G.	1996	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungs in Brandenburg -Ergebnisse des Pilotversuches-. BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, Beiträge der 1. Tagung 13./14. März 1996, Universität Potsdam.
KÄMPFER, P., EIKMANN, T.	1999	Belastung durch Mikroorganismen im Umfeld von hessischen Kompostierungsanlagen –Meßstrategie und erste Ergebnisse-. In: Bio- und Restabfallbehandlung III, K. Wiemer, M. Kern (Hrsg.), Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, 1999.
KAPETANIOS, E.G., LOIZIDOU, M. VALKANAS, G.	1993	Compost Production From Greek Domestic Refuse. Bioresource Technology 44, S. 13 – 16.
KELLER, L., GROH, J	1997	Nachweis und qualitative Bestimmung von MVOC‘s in pilzbelasteten und –unbelasteten Innenräumen. Schriftenreihe des Institutes für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene der Universität zu Lübeck, Heft 1.
KETELSEN, K. ET AL.	1999	Aufbereitungsversuche in den MBV-Anlagen mit Massen-, Stoff- und Schadstoffbilanzen, Entwurf. IBA, ISAH, NLÖ, Hannover
KETELSEN, K., CUHLS, C.	1999	Emissionen bei der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen und deren Minimierung bei gekapselten MBA-Systemen. Vortrag bei 11. Kasseler Abfallforum, 1999, Kassel, 20.-22.04.1999 sowie veröff. In: Bio- und Restabfallbehandlung III (1999), in der Reihe „Abfallwirtschaft – Neues aus Forschung und Praxis“, Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 461 – 482.
KETELSEN, K., HULAND, G.	1997	Mietenversuche zur Rotteoptimierung auf der Deponie Oldenburg-Osternburg. Unveröffentl. Gutachten, Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Entsorgung GmbH, Hannover 1997.
KETELSEN, K.	1995	Antworten der Planung und Technik auf die Anforderungen des Arbeitsplatzes – Strukturwandel am Arbeitsplatz. Vortrag auf der 3. Weimarer Fachtagung der Abfall- und Sekundärrohstoffwirtschaft „Abfallwirtschaft im Umbruch“, Weimar.
KLICHE, R. ET AL.	1996	Zusammenhang zwischen mikrobieller Besiedlung und Geruchsemissionen. Teile 1 und 2 des Abschlußberichtes zum Teilvorhaben des BMBF-Verbundvorhabens „Neue Techniken der Kompostierung“, Leipzig.

KNARR, R., RAPPAPORT, M.	1980	Determination Of Methanthiol At ppm Air Concentrations By Gaschromatography. Anal. Chem. 52, S. 733-736.
KNAUF, S., ZIMMER, H.	1994	Biofiltration bei Ablufttemperaturen über 40°C. Staub - Reinhaltung der Luft 54, S. 41-44.
KNOFLACHER, M. H., HAUNOLD, E., LOIBL, W., ZUEGER, H., URBAN, G.	1993	Ammoniak-Emissionen in Österreich 1990. UBA-Report-92-068, Umweltbundesamt Wien.
KOCH, K., VIERLE, O.	1991	Zur Problematik von Schwermetallbestimmungen in Deponiegasen. Schriftenreiche, Heft 108, der Berichte aus dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, S. 105-107.
KOLB, B., POSPISIL, P.	1978	Die Analyse flüchtiger Schadstoffe in der Luft durch Adsorption an Aktivkohle und anschließender gas-chromatographischer Dampfraum-Analyse nach Desorption mit Benzylalkohol. Angewandte Chromatographie, 33, 1-27.
KOLB, B., POSPISIL, P.	1985	Headspace Gas Chromatography Of Volatile Halogenated Hydrocarbons. Angewandte Chromatographie, 43 E, 1-30.
KOSSINA, I., ANGERER, T.	1999	Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA). Berichte BE-156, Umweltbundesamt Wien, 1999 (vor Drucklegung).
KRZYMIEN, M.	1999	An Investigation of Odors and Volatile Organic Compounds Released during Composting. In: Journal of the Air & Waste Management Association, 49.
KUCHTA, K.	1993	Geruchsemissionen und Schadstoffemisssionen im Abgas von biologsich-mechanischen Restmüllbehandlungsanlagen. In: Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik.
LAGA	(1983)	Richtlinie PN 2/78 K Grundregeln für die Entnahme von Proben aus Abfällen und abgelagerten Stoffen. (Stand: 12/83).
LAHL, U.	1997	Minderung des Gefährdungspotentials weiterbetriebener Altdeponien durch Abfallvorbehandlung, Rückbau und/oder technische Nachrüstungsmaßnahmen. FGU: 29. Seminar, Umweltverträgliche Altdeponien. Im Rahmen der UTECH, Berlin 20.02.1997.
LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B., SCHEIDL, K., SCHARF, W., KONRAD, W.	1998	Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich. Umweltbundesamt, Monographien, M-104, Wien.
LAI	1996	Bewertungsschema zur Klassifizierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 TA Luft. LAI-Schriftenreihe (Länderausschuß für Immissionsschutz) Band 13, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
LAI	1996	Immissionswerte für Quecksilber/Quecksilberverbindungen. LAI-Schriftenreihe, Band 10, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
LAI	1996	Niederschrift über die 91. Sitzung des Länderausschusses für Immissionsschutz vom 21. Bis 23. Oktober 1996 in Münster/Westfalen zu Punkt A. 2.1 der Tagesordnung.

LAI	1996	Bewertungsschema zur Klassifizierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 TA Luft. Bericht des Unterausschusses „Wirkungsfragen“ des LAI, 23 Seiten, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
LAI	1994	Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie). 30 Seiten, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
LAI	1989	Niederschrift über die 73. Sitzung des Länderausschusses für Immissionsschutz vom 4. – 6. Oktober 1989 in Karlsruhe zu Punkt 6.3 der Tagesordnung.
LANDMANN, ROHMER	1990	Umweltrecht III – Kommentar. Loseblattausgabe, München, C. H. Beck.
LAUGWITZ, R.	(1990)	Deponiegase als Quelle halogenierter Kohlenwasserstoffe. Müll und Abfall, Heft 3, S. 142-151.
LEINEMANN, B.	1998	Die Bildung klimarelevanter Spurengase während der Kompostierung in Abhängigkeit von der Bioprozeßführung und dem Inputmaterial. Dissertation der Gemeinsamen naturwissenschaftlichen Fakultät der TU Braunschweig.
MADIGAN, M. T., MARTINKO, J. M., PARKER, J.	1997	Brock biology of microorganisms. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data.
MAYER, J.	1990	Geruchsstoffe bei der Heißrotte von Hausmüll. Dissertation an der Fakultät für Chemie und Pharmazie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen.
MITRA, S.	1998	Development of Instrumentation for Continuous On-line Monitoring of Non-Methane Organic Carbon in Air Emissions. In: Journal of the Air & Waste Management Association, S. 743-749.
MOSTBAUER, P. ET AL.	1998	Grundlagen für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen. Reports R-151; Österreichisches Umweltbundesamt; Bundesmin. Für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, 1998.
MÜLLER, K.	1997	Determination Of Aldehyds And Ketones In The Atmosphere – A Comparative Longtime Study At An Urban And A Rural Site In Eastern Germany. Chemosphere (Vol. 35) No. 9, p. 2093-2106.
MÜLLER, W. FRICKE, K.	1997	Vergärungsverfahren als integraler Bestandteil der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung – Untersuchungen auf der MBA Quarzbichl. 9. Internationaler Recycling Congress (IRC), 1./2.12.97, Hamburg.
MÜLLER, W. WALLMANN, R. FRICKE, K.	1997	Vorversuche zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Zwischenbericht "Vorversuche zur Biologie", Forschungsvorhaben SAGA, 31 Seiten, IGW, Witzenhausen
MÜLLER, W., FRICKE, K.	1993	Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Berücksichtigung der Aerob- und Anaerobtechnik. In: Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik.

MURL	1998	Leitfaden – Integration der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in ein kommunales Abfallwirtschaftskonzept. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) (Hrsg.), Düsseldorf.
NELSON, D. W., BREMNER, J. M.	1970	Gaseous products of nitrite decomposition in soils. J. Soil Biol. Biogeo., 2, S. 203-215.
NEUMANN, H.-G. ET AL.	1997	Vorschläge zur Änderung der einstufung krebserzeugender Arbeitsstoffe. Arbeitsmedizin Sozialmedizin Umweltmedizin, 32, 8.
NIEWELER, A.	1999	Vergärung von Restabfällen am Beispiel der RABA Bassum. In: Bio- und Restabfallbehandlung III, biologisch-mechanisch-thermisch. Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.). Wietzenhausen-Institut. Neues aus Forschung und Praxis.
NIOSH	1994	Method 2542: Mercaptans, Methyl-, Ethyl and n-Butylmercaptan.
NLÖ	1996	Untersuchungen einer biologischen Restabfallvorbehandlungsstufe auf der Zentraldeponie in der „Krähe“ des LK Nienburg / Weser. Zwischenbericht des NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie), Hildesheim.
ÖKO-INSTITUT E. V.	1999	Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung für die Stadt Münster. Büro Darmstadt, im Auftrag der Stadt Münster.
OSHA	1981	Method 26: Methyl, Mercaptan.
PAYNE, W.J.	1981	Denitrification. Wiley, New York.
PETERSEN, G.	1992	Belastung von Nord- und Ostsee durch ökologisch gefährliche Stoffe am Beispiel atmosphärischer Quecksilberverbindungen. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, im Auftrage des Umweltbundesamtes (UBA) 10402726.
PÖHLE, H.	1994	Geruchsstoffemissionen bei der Kompostierung von Bioabfall, Dissertation der Veterinärmedizinischen Fakultät der Universität Leipzig.
PÖHLE, H. ET AL.	1996	Neue Erkenntnisse zur Entstehung, Freisetzung und Reduzierung von Gerüchen beim mikrobiologischen Abbau von Bioabfall. In: Neue Techniken der Kompostierung, Hamburger Berichte 11.
POLLER, T.	1994	Hausmüllbürtige LCKW/FCKW und deren Wirkung auf die Methangasbildung. Hamburger Berichte 2, Abfallwirtschaft, TU Hamburg Harburg.
PÜTZ, M., BUCHHOLZ, K.-H.	1991	Die Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz. Erich Schmidt-Verlag, 4. Neubearbeitete und erweiterte Auflage.
RAFSON, H. J.	1998	Odor And VOC Control Handbook. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, New York.
REINHARDT, T.	1999	Dissertation in Vorbereitung am Institut WAR, TU Darmstadt
REINHARDT, T. JAGER, J.	1996	Schadstoffbelastung der Abluft bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und anschließenden Deponierung. In: Biologische Abfallbehandlung III, Hrsg.: K. Wiemer, M. Kern; MIC Baeza-Verlag, Witzenhausen, 1996, S. 845-906.

RICHTER, S. KOLOSSA, M.	1996	Emissionsminderung von Luftschadstoffen. Entsorgungspraxis, Heft 5/1996, S. 44-47.
RICHTER, S., KOLOSSA, M.	1997	Klassierung von organischen Stoffen nach den Regelungen der Nr. 3.1.7 TA Luft. Texte 33/97 des Umweltbundesamtes, Berlin.
SALTHAMMER, T., FUHRMANN, F.	1996	Emissions Of Monoterpenes From Wooden Furniture. Indoor Air 1996.
SCHILDKNECHT, H., JAGER, J.	1979	Zur Chemischen Ökologie der Biologischen Abfallbeseitigung. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums des Inneren, Abfallwirtschaft, Forschungsbericht 10304018, Organisch-Chemisches Institut der Universität Heidelberg.
SCHLEGEL, H. G.	1992	Allgemeine Mikrobiologie. Thieme Verlag, Stuttgart.
SCHLEGELMILCH, F.	1990	Erfassung flüchtiger Schadstoffe in Umweltproben (1), Headspace-Techniken. Laborpraxis, Heft 9/90, S. 724-728.
SCHLIPKOETER, H.-W. ET AL.	1989	Gutachten über die Wirkung umweltrelevanter Schadstoffe der Außenluft zur Ableitung von Immissionensgrenzwerten. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrage des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL NRW).
SCHMIDT, S., BERGER, R. G.	1998	Microbially Formed Aroma Compounds During The Maturation Of Dry Fermented Sausage (Salami). Food Sci. (CMTL) Vol. 20 No. 5/6, 144-152.
SCHNIEPER, A., CARLSSON, K. B.	1998	Müllverbrennungsanlage Luzern mit neuer Rauchgasreinigungsanlage. WLB 4/1998, S. 56-59.
SCHRAM, J., HORST, J.	1998	Der Einsatz der thermischen Extraktion bei der Analytik fester Proben. In: Informationen der GERSTEL GmbH, GERSTEL Aktuell, Heft Nr. 20, Mülheim an der Ruhr, April 1998.
SICH, I.	1997	15N-Traceruntersuchungen zur Nitrifikation/Denitrifikation insbesondere zur Bildung von Stickoxiden in Böden und wäßrigen Medien. Dissertation an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
SMET, E., LENS, P, VAN LANGENHOVE, H.	1998	Treatment of Waste Gases Contaminated with Odorous Sulfur Compunds. In: Critical Reviews in Environmental Science and Technology, S. 89-117.
SOHN, H., STEINHANSES, J.	1998	Luftprobenahme und Analyse flüchtiger schwefelorganischer Verbindungen. In: Jahresbericht 1998 des Fraunhofer-Institutes für Umweltchemie und Ökotoxokologie (IUCT), S. 37-41.
SPARRER, J., STEENHUIS, H.	1997	Mehrjährige Betriebserfahrungen mit den Rauchgasreinigungsanlagen Europas größter Müllverbrennungsanlage in Rotterdam. VGB Kraftwerkstechnik 77, Heft 11, S. 940 ff.
SPECTOR, M.	1998	Cocurrent biological nitrification and denitrification in wastewater treatment. Water Environm. Res., 70, 1242-1247.

STICH, R.	1990	Immissionsschutzrecht des Bundes und der Länder, Kommentar. Loseblattausgabe, Mainz-Stuttgart, Kohlhammer.
STOCKMANN, R. ET AL.	1993	PCDD/F an Arbeitsplätzen. Staub-Reinhaltung der Luft 53, Nr. 10, S. 389-393.
TA LUFT	1986	Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz – Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft vom 27.02.1986.
TA SI	1993	TA Siedlungsabfall; Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz – Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14.05.1993.
TRAPP, S., MATHIESS, M., KAUNE, A.	1994	Transfer von PCDD/F und anderen organischen Umweltchemikalien im System Boden-Pflanze-Luft. UWSF-Z, Umweltchemie, Ökotoxologie 6 (1), S. 31-40.
TURK, M.	1997	Abluftemissionen von Kaminzug-Rottemieten. Entsorgungspraxis 6/1997, S. 56-63.
UBA III 4	1999	Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Umweltbundesamt III 4, Berlin.
UFOPLAN	1997	Umweltforschungsplan 1997, Forschungskennziffer 116 06 E 078, Fachgebiet II 1.4: Klassierung organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 TA Luft, die nicht im Anhang E der TA Luft aufgeführt sind, UBA Berlin
UFOPLAN	1999	Umweltforschungsplan 1999, Forschungskennziffer 29961215, Fachgebiet II 1.4: Klassierung krebserzeugender Stoffe zur Begrenzung der Massenkonzentration im Abgas nach 2.3 TA Luft
ULE, C. H.	1990	Bundes-Immissionschutzgesetz – Kommentar. Loseblattausgabe, Heidelberg, Luchterhand.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1999	VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 – Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen: Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b, Düsseldorf.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1999	VDI-Richtlinie 4200 Entwurf – Durchführung von Emissionsmessungen an geführten Quellen. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5, Düsseldorf.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1995	VDI-Richtlinie 3481 Blatt 3. Messen gasförmiger Emissionen, Messen von flüchtigen organischen Verbindungen, insbesondere von Lösungsmitteln mit dem Flammenionisationsdetektor (FID). VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5, Düsseldorf.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1994	VDI-Richtlinie 3481 Blatt 6 - Messen gasförmiger Emissionen; Auswahl und Anwendung von C-Summenverfahren. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5, Düsseldorf.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1992	VDI 2448 BLATT 1. Planung von stichprobenartigen Emissionsmessungen an geführten Quellen.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1991	VDI-Richtlinie 3477: Biofilter. Biologische Abgas-/Abluftreinigung. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 6, Düsseldorf.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1988	VDI-Richtlinie 3482 Blatt 6 - Messen gasförmiger Immissionen. Gas-chromatographische Bestimmung organischer Verbindungen. Probenahme durch Anreicherung, thermische Desorption. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5, Düsseldorf.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1984	VDI-Richtlinie 3482 Blatt 4 - Messen gasförmiger Immissionen. Gas-chromatographische Bestimmung organischer Verbindungen mit Kapillarsäulen. Probenahme durch Anreicherung an Aktivkohle, Desorption mit Lösungsmittel. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5, Düsseldorf.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1984	VDI-Richtlinie 3482 Blatt 5 - Messen gasförmiger Immissionen. Gas-chromatographische Bestimmung organischer Verbindungen mit Kapillarsäulen. Probenahme durch Anreicherung an Aktivkohle, Desorption mit Lösungsmittel. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5, Düsseldorf.
VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI)	1982	VDI-Richtlinie 3496 Blatt 1. Messen gasförmiger Emissionen, Bestimmung der durch Absorption in Schwefelsäure erfaßbaren basischen Stickstoffverbindungen. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5, Düsseldorf.
VDI 2066 BLATT 1	1975	Staubmessungen in strömenden Gasen, Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung.
VGB-ARBEITSGRUPPE N2O	1993	N_2O in der Umwelt. VGB Kraftwerktechnik 73, S. 168.
VON FELDE, D., CUHLS, C.	1997	Abluftemissionen mechanisch-biologischer Behandlungsanlagen und Leistungsstand der niedersächsischen Anlagen. In: 1. Ruppiner Abfalltag, Brandenburgisches Umweltforschungszentrum, Alt Ruppin, 24.09.1997.
WALLMANN, R.	1999	Ökologische Bewertung der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. Heft 38 der Schriftenreihe des ANS e.V., Mettmann.
WCI UMWELTTECHNIK	1998	Bericht über Keim- und Staubmessungen an Arbeitsplätzen im Entsorgungszentrum Bassum. Erstellt im Auftrag der Abfallwirtschaftsgesellschaft (AWG), Bassum. WCI Umwelttechnik GmbH, Wennigsen.
WEBER, B.	1990	Minimierung von Emissionen der Deponie. Heft 74 der Veröff. des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Hannover 1990.
WEDEL, A.	1997	Bedeutung flüchtiger organischer Verbindungen aus landwirtschaftlich genutzten Pflanzen für die Chemie der Atmosphäre Berichte des Forschungszentrums Jülich, 3465
WELZBACHER, U.	1999	Gefahrstoffe – Datenblätter, Vorschriften, Arbeitshilfen. WEKA Fachverlag, Loseblattausgabe, Augsburg, April 1999.
WENGENROTH, K.	1999	Emissionen bei der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen und deren Minimierung -bei der Trockenstabilisierung am Beispiel Aßlar-. In: Bio- und Restabfallbehandlung III, biologisch-mechanisch-thermisch. Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.). Wietzenhausen-Institut. Neues aus Forschung und Praxis.

WEPPEN, P.	1998	Minimierung von gasförmigen und flüssigen Emissionen bei der Kompostierung organischer Abfallstoffe durch prozeßtechnische Maßnahmen. Abschlußbericht des DBU-Vorhabens AZ 08781, Uni Kiel
WHO	1989	Indoor air quality: Organic pollutants. EURO Reports and Studies No. 111. Copenhagen: World Health Organization (WHO) Regional Office for Europe.
WIEMER, K. ET AL.	1995	Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilatverfahren. Abfallwirtschaft, Neues aus Forschung und Praxis, Witzenhausen 1995.
WILKINS, K.	1996	Volatile Metabolites from Actinomycetes. Chemosphere 32 (7), S. 1427-1434.
WILKINS, K.	1994	Volatile Organic Compounds From Household Waste. Chemosphere 29 (1), S. 47-53.
ZELLNER, R.	1999	Die Ozonschicht kommt nur langsam zurück. VDI-Nachrichten Nr. 43, Düsseldorf, 29. Oktober 1999.

12 Anhang

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	8. Mrz 99 Rohgas µg/m³	8. Mrz 99 Reingas µg/m³	8. Mrz 99 η - Biofilter %	9. Mrz 99 Rohgas µg/m³	9. Mrz 99 Reingas µg/m³	9. Mrz 99 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	28	23	18	< BG	< BG	-
1	Phenol	< BG	23	-15	< BG	< BG	-
1	o-Kresol	93	< BG	89	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	113	< BG	91	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	147	< BG	93	30	20	33
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	343	< BG	97	363	20	94
1	Kampfer	100	< BG	90	127	< BG	92
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	677	31	95	507	73	86
1	Formaldehyd	< BG	28	-180	< BG	45	-350
1	Acetaldehyd	750	25	97	630	42	93
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	190	< BG	97	< BG	< BG	-
1	Dichlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**2.471**	**185**		**1.667**	**210**	
2	Toluol	377	24	94	163	30	82
2	3/4-Ethyltoluol	1.123	< BG	99	93	< BG	89
2	2-Ethyltoluol	43	< BG	77	33	< BG	70
2	Ethylbenzol	193	< BG	95	83	< BG	88
2	m/p-Xylol	570	< BG	98	233	23	90
2	o-Xylol	130	< BG	92	77	21	73
2	1,3,5-Trimethylbenzol	43	< BG	77	31	< BG	68
2	1,2,4-Trimethylbenzol	137	< BG	93	103	25	76
2	1,2,3-Trimethylbenzol	43	< BG	77	37	< BG	73
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Styrol	50	< BG	80	37	< BG	73
2	2-Heptanon	190	< BG	95	167	< BG	94
2	3-Heptanon	25	< BG	60	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	63	< BG	84	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	63	24	62	53	28	47
2	Limonen	5.300	80	98	5.550	223	96
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	400	< BG	99	240	< BG	98
2	Benzaldehyd	160	< BG	97	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	1.400	< BG	100	970	12	99
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetonitril	78	< BG	97	130	< BG	98
2	Tetrahydrofuran	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2	**10.388**	**266**		**8.000**	**440**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	8. Mrz 99 Rohgas µg/m³	8. Mrz 99 Reingas µg/m³	8. Mrz 99 η - Biofilter %	9. Mrz 99 Rohgas µg/m³	9. Mrz 99 Reingas µg/m³	9. Mrz 99 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	< BG	23	-15	< BG	< BG	-
3	n-Hexan	< BG	< BG	-	24	< BG	58
3	n-Heptan	597	20	97	117	< BG	91
3	n-Octan	123	< BG	92	47	< BG	79
3	n-Nonan	187	< BG	95	80	< BG	88
3	n-Decan	320	50	84	180	37	79
3	n-Undecan	243	< BG	96	157	< BG	94
3	n-Dodecan	93	< BG	89	73	< BG	86
3	n-Tridecan	50	< BG	80	43	< BG	77
3	n-Propylbenzol	30	< BG	67	21	< BG	52
3	2-Butanon	2.040	73	96	**	< BG	-
3	2-Pentanon	1.443	< BG	99	327	< BG	97
3	3-Pentanon	90	< BG	89	< BG	< BG	-
3	alpha-Pinen	433	< BG	98	307	< BG	97
3	beta-Pinen	363	< BG	97	207	< BG	95
3	Aceton	2.900 a)	< BG	100	2.400 a)	< BG	100
3	Ethylacetat	50	< BG	95	68	< BG	96
3	2-Propanol	60	< BG	96	110	< BG	98
3	Ethanol	280	< BG	99	460	< BG	99
3	1-Butanol	81	< BG	97	130	< BG	98
3	2-Butanol	90	< BG	97	130	< BG	98
3	1-Propanol	50	< BG	95	70	< BG	96
	Summe Klasse 3	**9.523**	**263**		**4.927**	**137**	
	Summe Klasse 1-3	**22.382**	**714**		**14.594**	**787**	
2.3	Benzol	26	< BG	62	< BG	< BG	-
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	16	16	-	18	16	11
	Summe Klasse 2.3	**42**	**26**		**18**	**16**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab A 1: MBV Lüneburg 08./09. 03.99 Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	9. Okt 98 Rohgas µg/m³	9. Okt 98 Reingas µg/m³	9. Okt 98 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	< BG	< BG	-
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	47	< BG	79
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-
1	Phenol	137	< BG	93
1	o-Kresol	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	80	< BG	88
1	Biphenyl	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	87	< BG	89
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	73	< BG	86
1	Kampfer	150	< BG	93
1	Butanthiol	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	500	120	76
1	Formaldehyd	18	< BG	72
1	Acetaldehyd	2.900	< BG	100
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	160	< BG	97
1	Dichlormethan	150	65	57
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**4.302**	**260**	
2	Toluol	213	97	54
2	3/4-Ethyltoluol	290	117	60
2	2-Ethyltoluol	97	50	48
2	Ethylbenzol	147	63	57
2	m/p-Xylol	423	220	48
2	o-Xylol	137	77	44
2	1,3,5-Trimethylbenzol	100	57	43
2	1,2,4-Trimethylbenzol	340	157	54
2	1,2,3-Trimethylbenzol	113	60	73
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	130	93	28
2	Styrol	67	< BG	85
2	2-Heptanon	170	< BG	94
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	*	*	-
2	Acetophenon	47	< BG	79
2	Limonen	4.603	1.133	75
2	Propionaldehyd	400	< BG	99
2	Butyr/Isobutyraldehyd	870	< BG	99
2	Benzaldehyd	< BG	14	-40
2	Isovaleraldehyd	< BG	< BG	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	58	< BG	96
2	Acetonitril	30	< BG	92
2	Tetrahydrofuran	13	< BG	81
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2	**8.258**	**2.186**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	9. Okt 98 Rohgas µg/m³	9. Okt 98 Reingas µg/m³	9. Okt 98 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	33	20	39
3	n-Hexan	21	< BG	52
3	n-Heptan	53	23	57
3	n-Octan	67	< BG	85
3	n-Nonan	130	< BG	92
3	n-Decan	340	21	94
3	n-Undecan	310	< BG	97
3	n-Dodecan	133	< BG	92
3	n-Tridecan	50	< BG	80
3	n-Propylbenzol	60	28	53
3	2-Butanon	3.427	< BG	100
3	2-Pentanon	850	< BG	99
3	3-Pentanon	93	< BG	89
3	alpha-Pinen	493	157	68
3	beta-Pinen	503	163	68
3	Aceton	4.600	28	99
3	Ethylacetat	220	< BG	99
3	2-Propanol	1.100	< BG	100
3	Ethanol	8.900	< BG	100
3	1-Butanol	2.100	6	100
3	2-Butanol	850	< BG	100
3	1-Propanol	1.300	< BG	100
	Summe Klasse 3	**25.633**	**549**	
	Summe Klasse 1-3	**38.193**	**2.994**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	12	7	42
	Summe Klasse 2.3	**12**	**7**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab A 2: MBV Lüneburg 09. 10.99 Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	24. Jun 98 Rohgas µg/m³	24. Jun 98 Reingas µg/m³	24. Jun 98 η - Biofilter %	25. Jun 98 Rohgas µg/m³	25. Jun 98 Reingas µg/m³	25. Jun 98 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	35	26	26	40	25	38
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	55	< BG	82	60	25	58
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	54	< BG	81	75	40	47
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	< BG	< BG	-	25	25	0
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	150	< BG	93	425	< BG	98
1	Cyclohexanon	42	< BG	76	25	< BG	60
1	2-Hexanon	48	< BG	79	100	20	80
1	Kampfer	150	< BG	93	210	25	88
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	30	-50
1	Dimethyldisulfid	310	280	10	480	330	31
1	Formaldehyd	50	< BG	90	20	< BG	50
1	Acetaldehyd	2.100	12	99	2.500	19	99
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	360	< BG	99	310	< BG	97
1	Dichlormethan	300	170	43	< BG	311	-6120
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**3.654**	**558**		**4.295**	**890**	
2	Toluol	550	460	16	490	300	39
2	3/4-Ethyltoluol	480	370	23	640	350	45
2	2-Ethyltoluol	180	120	33	220	130	41
2	Ethylbenzol	250	220	12	310	180	42
2	m/p-Xylol	850	770	9	1.400	810	42
2	o-Xylol	260	200	23	290	170	41
2	1,3,5-Trimethylbenzol	190	120	37	230	120	48
2	1,2,4-Trimethylbenzol	440	320	27	690	350	49
2	1,2,3-Trimethylbenzol	200	120	40	240	120	50
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	52	< BG	81	60	25	58
2	1,4-Dichlorbenzol	33	76	-130	40	45	-13
2	Styrol	95	75	21	130	65	50
2	2-Heptanon	230	53	77	470	75	84
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	44	< BG	77	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	41	21	49	65	50	23
2	Limonen	1.700	1.200	29	4.300	2.600	40
2	Propionaldehyd	160	< BG	97	180	19	89
2	Butyr/Isobutyraldehyd	450	18	96	420	34	92
2	Benzaldehyd	54	< BG	91	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	110	< BG	98	68	< BG	96
2	Acetonitril	a)	a)	-	a)	a)	-
2	Tetrahydrofuran	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2	**6.369**	**4.176**		**10.243**	**5.446**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	24. Jun 98 Rohgas µg/m³	24. Jun 98 Reingas µg/m³	24. Jun 98 η - Biofilter %	25. Jun 98 Rohgas µg/m³	25. Jun 98 Reingas µg/m³	25. Jun 98 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	< BG	35	-75	< BG	< BG	-
3	n-Hexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Heptan	480	150	69	550	130	76
3	n-Octan	120	64	47	120	55	54
3	n-Nonan	300	260	13	360	200	44
3	n-Decan	460	420	9	800	440	45
3	n-Undecan	410	360	12	740	410	45
3	n-Dodecan	240	140	42	360	180	50
3	n-Tridecan	82	30	63	130	50	62
3	n-Propylbenzol	95	75	21	140	85	39
3	2-Butanon	960	< BG	99	2.800	< BG	100
3	2-Pentanon	270	< BG	96	440	20	95
3	3-Pentanon	110	< BG	91	120	< BG	92
3	alpha-Pinen	370	340	8	700	390	44
3	beta-Pinen	300	290	3	800	450	44
3	Aceton	2.100	62	97	2.900	160	94
3	Ethylacetat	700	< BG	100	510	15	97
3	2-Propanol	2.200	< BG	100	2.200	< BG	100
3	Ethanol	5.200	< BG	100	5.300	19	100
3	1-Butanol	690	< BG	100	730	< BG	100
3	2-Butanol	1.400	< BG	100	2.600	< BG	100
3	1-Propanol	630	< BG	100	1.300	< BG	100
	Summe Klasse 3	**17.137**	**2.271**		**23.600**	**2.634**	
	Summe Klasse 1-3	**27.160**	**7.005**		**38.138**	**8.970**	
2.3	Benzol	20	20	0	25	20	20
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	71	38	46	46	37	20
	Summe Klasse 2.3	**91**	**58**		**71**	**57**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. B 1: MBV Friesland 24./25. 06.98 Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-	Komponente	5. Aug 98	5. Aug 98	5. Aug 98	17. Aug 98	17. Aug 98	17. Aug 98
klasse		Rohgas	Reingas	η - Biofilter	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
1	Isopropylbenzol	35	40	-14	< BG	< BG	-
1	4-tert.-Butyltoluol	40	20	50	< BG	20	-
1	Naphthalin	75	45	40	65	100	-54
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	50	30	40	25	70	-180
1	1,2,4-Trichlorbenzol	60	35	42	35	110	-214
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	155	< BG	94	165	35	79
1	o-Kresol	95	< BG	89	< BG	75	-275
1	m/p-Kresol	150	< BG	93	115	65	43
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	210	< BG	95	65	< BG	85
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	290	185	36	280	105	63
1	Kampfer	205	40	80	155	60	61
1	Butanthiol	560	105	81	65	< BG	85
1	Dimethyldisulfid	720	660	8	275	310	-13
1	Formaldehyd	n. u.	n. u.	-	< BG	24	-140
1	Acetaldehyd	n. u.	n. u.	-	3.300	70	98
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	n. u.	n. u.	-	a)	< BG	-
1	Dichlormethan	57	56	2	< BG	< BG	-
1	Trichlormethan	15	95	-533	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**2.717**	**1.351**		**4.595**	**1.069**	
2	Toluol	2.280	3.040	-33	985	1.005	-2
2	3/4-Ethyltoluol	730	915	-25	355	335	6
2	2-Ethyltoluol	210	270	-29	115	105	9
2	Ethylbenzol	400	515	-29	180	190	-6
2	m/p-Xylol	1.120	1.575	-41	525	550	-5
2	o-Xylol	360	485	-35	150	160	-7
2	1,3,5-Trimethylbenzol	125	155	-24	70	65	7
2	1,2,4-Trimethylbenzol	345	445	-29	240	205	15
2	1,2,3-Trimethylbenzol	200	255	-28	140	110	21
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	40	25	38	25	20	20
2	1,4-Dichlorbenzol	75	75	0	75	65	13
2	Styrol	230	275	-20	95	85	11
2	2-Heptanon	715	425	41	855	135	84
2	3-Heptanon	35	35	0	20	< BG	50
2	4-Methyl-3-penten-2-on	170	< BG	94	40	< BG	75
2	Acetophenon	30	20	33	110	90	18
2	Limonen	8.040	6.540	19	3.220	2.595	19
2	Propionaldehyd	n. u.	n. u.	-	51	< BG	90
2	Butyr/Isobutyraldehyd	n. u.	n. u.	-	250	< BG	98
2	Benzaldehyd	n. u.	n. u.	-	320	< BG	98
2	Isovaleraldehyd	n. u.	n. u.	-	210	< BG	98
2	Valeraldehyd	n. u.	n. u.	-	240	< BG	98
2	Methylacetat	63	< BG	96	160	< BG	98
2	Acetonitril	15	45	-200	16	< BG	84
2	Tetrahydrofuran	< BG	38	-660	< BG	< BG	-
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2	**15.188**	**15.146**		**8.447**	**5.770**	

Wirkungs-	Komponente	5. Aug 98	5. Aug 98	5. Aug 98	17. Aug 98	17. Aug 98	17. Aug 98
klasse		Rohgas	Reingas	η - Biofilter	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
3	Cyclohexan	105	205	-75	< BG	25	-25
3	n-Hexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Heptan	70	145	-107	85	105	-24
3	n-Octan	200	125	38	75	70	7
3	n-Nonan	260	375	-44	55	65	-18
3	n-Decan	960	1.220	-27	520	545	-5
3	n-Undecan	715	920	-29	480	410	15
3	n-Dodecan	395	355	10	290	160	45
3	n-Tridecan	120	65	46	115	25	78
3	n-Propylbenzol	115	135	-17	75	75	-
3	2-Butanon	48.410	41.340	15	5.595	< BG	100
3	2-Pentanon	775	655	15	1.130	< BG	99
3	3-Pentanon	135	160	-19	120	< BG	92
3	alpha-Pinen	770	920	-19	440	440	-
3	beta-Pinen	775	895	-15	500	495	1
3	Aceton	n. u.	n. u.	-	3.300	68	98
3	Ethylacetat	700	< BG	100	1.300	< BG	100
3	2-Propanol	240	< BG	99	370	< BG	99
3	Ethanol	6.300	43	99	10.654	< BG	100
3	1-Butanol	510	< BG	100	620	< BG	100
3	2-Butanol	1.200	40	97	540	< BG	100
3	1-Propanol	760	< BG	100	850	< BG	100
	Summe Klasse 3	**63.515**	**47.608**		**27.134**	**2.528**	
	Summe Klasse 1-3	**81.420**	**64.105**		**40.176**	**9.367**	
2.3	Benzol	35	45	-29	50	45	10
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	8	46	-475	740	760	-3
	Summe Klasse 2.3	**43**	**91**		**790**	**805**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung *wegen Überlappung nicht auswertbar **wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. B 2: MBV Friesland 24./25. 06.98 Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-	Komponente	18. Aug 98	18. Aug 98	18. Aug 98	18. Aug 98	18. Aug 98	18. Aug 98
klasse		Rohgas A	Reingas A	η - Biofilter	Rohgas B	Reingas B	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
1	Isopropylbenzol	45	35	22	< BG	< BG	-
1	4-tert.-Butyltoluol	20	< BG	50	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	65	55	15	60	50	17
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	30	35	-17	25	30	-20
1	1,2,4-Trichlorbenzol	35	40	-14	35	35	0
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	165	< BG	94	100	< BG	90
1	o-Kresol	80	< BG	88	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	100	< BG	90	95	< BG	89
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	3.015	35	99	65	< BG	85
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	150	100	33	135	85	37
1	Kampfer	180	40	78	100	< BG	90
1	Butanthiol	1.902	85	96	125	< BG	92
1	Dimethyldisulfid	405	335	17	355	300	15
1	Formaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	3.400	31	99	4.100	< BG	100
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	a)	a)	-	a)	< BG	-
1	Dichlormethan	14	29	-107	< BG	< BG	-
1	Trichlormethan	8	< BG	69	5	< BG	50
	Summe Klasse 1	**9.614**	**863**		**5.200**	**563**	
2	Toluol	2.140	1.900	11	880	910	-3
2	3/4-Ethyltoluol	1.055	800	24	445	425	4
2	2-Ethyltoluol	290	210	28	135	125	7
2	Ethylbenzol	775	625	19	265	265	-
2	m/p-Xylol	2.220	1.785	20	855	875	-2
2	o-Xylol	625	480	23	245	240	2
2	1,3,5-Trimethylbenzol	160	120	25	80	75	6
2	1,2,4-Trimethylbenzol	460	345	25	250	245	2
2	1,2,3-Trimethylbenzol	245	175	29	140	125	11
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	35	< BG	71	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	85	75	12	80	70	13
2	Styrol	325	245	25	285	245	14
2	2-Heptanon	560	255	54	330	150	55
2	3-Heptanon	35	30	14	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	970	< BG	99	25	< BG	60
2	Acetophenon	100	< BG	90	25	< BG	60
2	Limonen	5.645	4.415	22	3.245	3.140	3
2	Propionaldehyd	70	< BG	93	< BG	< BG	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	550	30	95	370	< BG	99
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	240	42	83	260	< BG	98
2	Valeraldehyd	340	22	94	380	< BG	99
2	Methylacetat	230	< BG	99	140	< BG	98
2	Acetonitril	41	11	73	34	25	26
2	Tetrahydrofuran	< BG	< BG	-	5	< BG	50
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	16	17	-6
	Summe Klasse 2	**17.196**	**11.603**		**8.490**	**6.972**	

Wirkungs-	Komponente	18. Aug 98	18. Aug 98	18. Aug 98	18. Aug 98	18. Aug 98	18. Aug 98
klasse		Rohgas A	Reingas A	η - Biofilter	Rohgas B	Reingas B	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
3	Cyclohexan	85	80	6	40	50	-25
3	n-Hexan	25	20	20	< BG	< BG	-
3	n-Heptan	160	145	9	95	105	-11
3	n-Octan	120	110	8	70	60	14
3	n-Nonan	410	310	24	80	85	-6
3	n-Decan	1.140	945	17	600	620	-3
3	n-Undecan	770	585	24	485	455	6
3	n-Dodecan	370	240	35	230	200	13
3	n-Tridecan	145	70	52	90	60	33
3	n-Propylbenzol	160	130	19	85	85	0
3	2-Butanon	33.640	3.845	89	23.510	3.190	86
3	2-Pentanon	545	115	79	400	65	84
3	3-Pentanon	135	50	63	100	30	70
3	alpha-Pinen	800	745	7	520	520	0
3	beta-Pinen	970	860	11	485	500	-3
3	Aceton	3.600	690	81	4.000	60	99
3	Ethylacetat	1.600	< BG	100	1.000	< BG	100
3	2-Propanol	680	< BG	100	1.287	< BG	100
3	Ethanol	24.000	160	99	40.00[0 b)]	1.500	96
3	1-Butanol	720	< BG	100	1.044	11	99
3	2-Butanol	2.000	22	99	3.200	48	99
3	1-Propanol	1.500	< BG	100	2.500	25	99
	Summe Klasse 3	**73.575**	**9.132**		**79.821**	**7.674**	
	Summe Klasse 1-3	**100.385**	**21.597**		**93.511**	**15.209**	
2.3	Benzol	65	60	8	35	40	-14
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	170	180	-6	710	410	42
	Summe Klasse 2.3	**235**	**240**		**745**	**450**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. B 3: MBV Friesland 18.08.98 Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-	Komponente	1. Feb 99	1. Feb 99	1. Feb 99	2. Feb 99	2. Feb 99	2. Feb 99
klasse		Rohgas	Reingas	η - Biofilter	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
1	Isopropylbenzol	n. u.	n. u.	-	33	41	-24
1	4-tert.-Butyltoluol	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	n. u.	n. u.	-	55	39	29
1	Chlorbenzol	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	n. u.	n. u.	-	55	45	18
1	o-Kresol	n. u.	n. u.	-	< BG	28	-40
1	m/p-Kresol	n. u.	n. u.	-	65	80	-23
1	Biphenyl	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	n. u.	n. u.	-	560	< BG	98
1	Cyclohexanon	n. u.	n. u.	-	170	180	-6
1	2-Hexanon	n. u.	n. u.	-	80	< BG	88
1	Kampfer	n. u.	n. u.	-	205	38	81
1	Butanthiol	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	n. u.	n. u.	-	450	400	11
1	Formaldehyd	250	< BG	98	310	160	48
1	Acetaldehyd	3.900	24	99	4.400	13	100
1	Tetrachlormethan	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	220	< BG	98	230	< BG	98
1	Dichlormethan	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
1	Trichlormethan	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**4.370**	**34**		**4.940**	**178**	
2	Toluol	n. u.	n. u.	-	655	630	4
2	3/4-Ethyltoluol	n. u.	n. u.	-	570	555	3
2	2-Ethyltoluol	n. u.	n. u.	-	175	175	0
2	Ethylbenzol	n. u.	n. u.	-	420	415	1
2	m/p-Xylol	n. u.	n. u.	-	1.140	1.115	2
2	o-Xylol	n. u.	n. u.	-	315	305	3
2	1,3,5-Trimethylbenzol	n. u.	n. u.	-	190	180	5
2	1,2,4-Trimethylbenzol	n. u.	n. u.	-	640	585	9
2	1,2,3-Trimethylbenzol	n. u.	n. u.	-	190	185	3
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	n. u.	n. u.	-	33	31	6
2	1,4-Dichlorbenzol	n. u.	n. u.	-	175	180	-3
2	Styrol	n. u.	n. u.	-	130	125	4
2	2-Heptanon	n. u.	n. u.	-	370	32	91
2	3-Heptanon	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	n. u.	n. u.	-	75	< BG	87
2	Acetophenon	n. u.	n. u.	-	70	42	40
2	Limonen	n. u.	n. u.	-	10.295	10.030	3
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	290	< BG	98	370	< BG	99
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	820	46	94	990	17	98
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	n. u.	n. u.	-	210	< BG	99
2	Acetonitril	n. u.	n. u.	-	410	320	22
2	Tetrahydrofuran	n. u.	n. u.	-	84	33	61
2	1,1,1-Trichlorethan	n. u.	n. u.	-	< BG	35	-600
	Summe Klasse 2	**1.110**	**51**		**2.069**	**413**	

Wirkungs-	Komponente	1. Feb 99	1. Feb 99	1. Feb 99	2. Feb 99	2. Feb 99	2. Feb 99
klasse		Rohgas	Reingas	η - Biofilter	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
3	Cyclohexan	n. u.	n. u.	-	26	32	-23
3	n-Hexan	n. u.	n. u.	-	< BG	40	-100
3	n-Heptan	n. u.	n. u.	-	635	150	76
3	n-Octan	n. u.	n. u.	-	155	130	16
3	n-Nonan	n. u.	n. u.	-	270	265	2
3	n-Decan	n. u.	n. u.	-	650	605	7
3	n-Undecan	n. u.	n. u.	-	985	820	17
3	n-Dodecan	n. u.	n. u.	-	585	435	26
3	n-Tridecan	n. u.	n. u.	-	185	120	35
3	n-Propylbenzol	n. u.	n. u.	-	130	130	0
3	2-Butanon	n. u.	n. u.	-	8.760	225	97
3	2-Pentanon	n. u.	n. u.	-	430	< BG	98
3	3-Pentanon	n. u.	n. u.	-	145	< BG	93
3	alpha-Pinen	n. u.	n. u.	-	840	810	4
3	beta-Pinen	n. u.	n. u.	-	605	565	7
3	Aceton	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	Ethylacetat	n. u.	n. u.	-	820	< BG	100
3	2-Propanol	n. u.	n. u.	-	170	< BG	99
3	Ethanol	n. u.	n. u.	-	4700 a)	< BG	100
3	1-Butanol	n. u.	n. u.	-	480	< BG	99
3	2-Butanol	n. u.	n. u.	-	350	< BG	99
3	1-Propanol	n. u.	n. u.	-	420	< BG	99
	Summe Klasse 3	**0**	**0**		**21.361**	**4.362**	
	Summe Klasse 1-3	**5.480**	**85**		**28.370**	**4.953**	
2.3	Benzol	n. u.	n. u.	-	30	27	10
2.3	1,2-Dichlorethan	n. u.	n. u.	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	n. u.	n. u.	-	23	20	13
	Summe Klasse 2.3	**-**	**-**		**53**	**47**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung *wegen Überlappung nicht auswertbar **wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. B 4 MBV Friesland 01./02. 02.99 Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-	Komponente	15. Feb 99	15. Feb 99	15. Feb 99	2. Mrz 99	2. Mrz 99	2. Mrz 99
klasse		Rohgas	Reingas	η - Biofilter	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
1	Isopropylbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	145	70	52	< BG	< BG	-
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	60	33	45	25	30	-20
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	65	45,5	30	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	50	< BG	80	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	80	< BG	88	145	< BG	93
1	Cyclohexanon	110	75	32	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	65	24	63	< BG	< BG	-
1	Kampfer	310	< BG	97	< BG	< BG	-
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	460	280	39	65	30	54
1	Formaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	110	17	85	480	< BG	98
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dichlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**1.455**	**575**		**715**	**80**	
2	Toluol	105	135	-29	190	180	5
2	3/4-Ethyltoluol	150	110	27	50	37	26
2	2-Ethyltoluol	55	40	27	< BG	< BG	-
2	Ethylbenzol	80	65	19	70	60	14
2	m/p-Xylol	245	185	24	205	160	22
2	o-Xylol	75	65	13	55	50	9
2	1,3,5-Trimethylbenzol	60	44	27	< BG	< BG	22
2	1,2,4-Trimethylbenzol	215	190	12	75	57	24
2	1,2,3-Trimethylbenzol	70	60	14	< BG	< BG	-
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	24	< BG	58	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	60	44	27	< BG	< BG	-
2	Styrol	75	50	33	< BG	< BG	-
2	2-Heptanon	130	< BG	92	25	< BG	60
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	70	31	56	33	28	15
2	Limonen	8.380	6.995	17	2.230	1.995	11
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	< BG	22	-120	150	< BG	97
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	23	< BG	89	< BG	< BG	-
2	Acetonitril	86	130	-51	18	13	28
2	Tetrahydrofuran	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2	**9.913**	**8.189**		**3.101**	**2.595**	

Wirkungs-	Komponente	15. Feb 99	15. Feb 99	15. Feb 99	2. Mrz 99	2. Mrz 99	2. Mrz 99
klasse		Rohgas	Reingas	η - Biofilter	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
3	Cyclohexan	< BG	< BG	-	23	26	-13
3	n-Hexan	< BG	26	-30	< BG	28	-40
3	n-Heptan	560	80	86	135	105	22
3	n-Octan	85	50	41	29	< BG	66
3	n-Nonan	70	42	40	37	< BG	73
3	n-Decan	270	205	24	90	70	22
3	n-Undecan	400	275	31	80	48	40
3	n-Dodecan	260	170	35	48	< BG	79
3	n-Tridecan	150	100	33	< BG	< BG	-
3	n-Propylbenzol	29	230	-693	< BG	< BG	-
3	2-Butanon	1.080	85	92	360	< BG	97
3	2-Pentanon	205	< BG	95	26	< BG	62
3	3-Pentanon	125	< BG	92	21	< BG	52
3	alpha-Pinen	665	505	24	80	65	19
3	beta-Pinen	325	250	23	85	75	12
3	Aceton	180	< BG	97	460	< BG	99
3	Ethylacetat	21	< BG	88	< BG	78	-1460
3	2-Propanol	22	< BG	89	< BG	< BG	-
3	Ethanol	1.400	< BG	100	250	< BG	99
3	1-Butanol	97	< BG	97	22	< BG	89
3	2-Butanol	120	< BG	98	< BG	< BG	-
3	1-Propanol	92	< BG	97	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 3	**6.176**	**2.058**		**1.771**	**565**	
	Summe Klasse 1-3	**17.544**	**10.821**		**5.587**	**3.240**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	14	15	-7	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2.3	**14**	**15**		**0**	**0**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. B 5: MBV Friesland 15.02./02.03.99 Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	05. Feb 99 Rohgas µg/m³	05. Feb 99 Reingas µg/m³	05. Feb 99 η - Biofilter %	05. Mrz 99 Rohgas µg/m³	05. Mrz 99 Reingas µg/m³	05. Mrz 99 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	100	95	5	155	n. u.	-
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	90	36	60	70	n. u.	-
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	Tetrachlorethen	475	340	28	47	n. u.	-
1	Phenol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	m/p-Kresol	55	45	18	55	n. u.	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	n-Butylacetat	345	43	88	165	n. u.	-
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	2-Hexanon	95	< BG	89	< BG	n. u.	-
1	Kampfer	355	42	88	390	n. u.	-
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
1	Dimethyldisulfid	530	100	81	295	n. u.	-
1	Formaldehyd	100	27	73	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	4.100	21	99	7.400	200	97
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	870	< BG	99	1.200	< BG	100
1	Dichlormethan	21	44	-110	26	45	-73
1	Trichlormethan	43	38	12	110	< BG	95
	Summe Klasse 1	**7.179**	**845**		**9.973**	**255**	
2	Toluol	1.490	625	58	1.275	n. u.	-
2	3/4-Ethyltoluol	1.735	965	44	1.765	n. u.	-
2	2-Ethyltoluol	550	495	10	2.045	n. u.	-
2	Ethylbenzol	935	485	48	970	n. u.	-
2	m/p-Xylol	2.835	1.510	47	2.990	n. u.	-
2	o-Xylol	840	760	10	980	n. u.	-
2	1,3,5-Trimethylbenzol	580	505	13	680	n. u.	-
2	1,2,4-Trimethylbenzol	1.765	1.055	40	1.830	n. u.	-
2	1,2,3-Trimethylbenzol	525	490	7	670	n. u.	-
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	55	26	54	55	n. u.	-
2	1,4-Dichlorbenzol	240	145	40	140	n. u.	-
2	Styrol	440	85	81	845	n. u.	-
2	2-Heptanon	620	< BG	98	370	n. u.	-
2	3-Heptanon	120	< BG	92	< BG	n. u.	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	n. u.	-
2	Acetophenon	80	20	75	90	n. u.	-
2	Limonen	11.275	5.850	48	10.760	n. u.	-
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	250	10	96
2	Butyr/Isobutyraldehyd	< BG	< BG	-	220	< BG	98
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	540	< BG	99	490	< BG	99
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	330	< BG	99	210	< BG	99
2	Acetonitril	980	160	84	2.000	680	66
2	Tetrahydrofuran	77	21	73	88	88	0
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	80	93	-16
	Summe Klasse 2	**26.012**	**13.224**		**28.803**	**884**	

Wirkungs-	Komponente	05. Feb 99	05. Feb 99	05. Feb 99	05. Mrz 99	05. Mrz 99	05. Mrz 99
klasse		Rohgas	Reingas	η - Biofilter	Rohgas	Reingas	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
3	Cyclohexan	85	< BG	88	75	n. u.	-
3	n-Hexan	80	< BG	88	65	n. u.	-
3	n-Heptan	150	35	77	95	n. u.	-
3	n-Octan	405	85	79	600	n. u.	-
3	n-Nonan	680	170	75	1.545	n. u.	-
3	n-Decan	1.760	210	88	2.665	n. u.	-
3	n-Undecan	2.670	315	88	2.625	n. u.	-
3	n-Dodecan	850	< BG	99	800	n. u.	-
3	n-Tridecan	360	< BG	97	575	n. u.	-
3	n-Propylbenzol	370	245	34	440	n. u.	-
3	2-Butanon	11.630	< BG	100	11.995	n. u.	-
3	2-Pentanon	565	< BG	98	< BG	n. u.	-
3	3-Pentanon	265	< BG	96	185	n. u.	-
3	alpha-Pinen	2.015	980	51	2.245	n. u.	-
3	beta-Pinen	1.110	560	50	1.030	n. u.	-
3	Aceton	3.700 a)	< BG	100	4.200 a)	330	92
3	Ethylacetat	1.200	< BG	100	1.200	< BG	100
3	2-Propanol	77	< BG	97	770	< BG	100
3	Ethanol	9.500 a)	< BG	100	3.900 a)	< BG	100
3	1-Butanol	230	< BG	98	2.400 a)	< BG	100
3	2-Butanol	160	< BG	97	3.600 a)	27	99
3	1-Propanol	580	< BG	99	7.100 a)	< BG	100
	Summe Klasse 3	**34.742**	**2.698**		**79.010**	**375**	
	Summe Klasse 1-3	**67.933**	**16.767**		**117.786**	**1.513**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	40	17	58	49	56	-14
	Summe Klasse 2.3	**40**	**17**		**49**	**56**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. C 1: MBRA Horm 05.02./05. 03.99, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	28. Sep 99 Rohgas µg/m³	28. Sep 99 Reingas µg/m³	28. Sep 99 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	95	< BG	89
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	150	< BG	93
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	65	42	35
1	Phenol	36	< BG	72
1	o-Kresol	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	160	< BG	94
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	60	< BG	83
1	Kampfer	410	< BG	98
1	Butanthiol	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	500	90	82
1	Formaldehyd	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	12.000	23	100
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	1.500	< BG	100
1	Dichlormethan	210	< BG	99
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**15.186**	**223**	
2	Toluol	905	300	67
2	3/4-Ethyltoluol	2.000	200	90
2	2-Ethyltoluol	585	75	87
2	Ethylbenzol	880	205	77
2	m/p-Xylol	2.420	450	81
2	o-Xylol	685	156	77
2	1,3,5-Trimethylbenzol	645	85	87
2	1,2,4-Trimethylbenzol	1.910	125	93
2	1,2,3-Trimethylbenzol	630	50	92
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	170	< BG	94
2	1,4-Dichlorbenzol	320	47	85
2	Styrol	375	32	91
2	2-Heptanon	580	55	91
2	3-Heptanon	29	< BG	66
2	4-Methyl-3-penten-2-on	*	*	-
2	Acetophenon	105	26	75
2	Limonen	8.480	530	94
2	Propionaldehyd	320	11	97
2	Butyr/Isobutyraldehyd	760	< BG	99
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	a	< BG	-
2	Valeraldehyd	< BG	11	-10
2	Methylacetat	93	< BG	97
2	Acetonitril	b	< BG	-
2	Tetrahydrofuran	29	< BG	91
2	1,1,1-Trichlorethan	43	< BG	94
	Summe Klasse 2	**21.974**	**2.398**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	28. Sep 99 Rohgas µg/m³	28. Sep 99 Reingas µg/m³	28. Sep 99 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	120	105	13
3	n-Hexan	65	35	46
3	n-Heptan	255	155	39
3	n-Octan	175	65	63
3	n-Nonan	635	47	93
3	n-Decan	1.825	65	96
3	n-Undecan	4.195	115	97
3	n-Dodecan	1.045	< BG	99
3	n-Tridecan	715	< BG	99
3	n-Propylbenzol	340	55	84
3	2-Butanon	42.870	< BG	100
3	2-Pentanon	450	< BG	98
3	3-Pentanon	215	21	90
3	alpha-Pinen	1.655	245	85
3	beta-Pinen	1.085	135	88
3	Aceton	7.500	32	100
3	Ethylacetat	740	< BG	100
3	2-Propanol	340	< BG	99
3	Ethanol	12.000	< BG	100
3	1-Butanol	570	< BG	100
3	2-Butanol	940	< BG	100
3	1-Propanol	1.600	< BG	100
	Summe Klasse 3	**79.335**	**1.130**	
	Summe Klasse 1-3	**116.495**	**3.751**	
2.3	Benzol	40	< BG	75
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	56	< BG	96
	Summe Klasse 2.3	**96**	**13**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. C 2: MBRA Horm 28.09.99, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-	Komponente	19. Mai 99	19. Mai 99	19. Mai 99	19. Mai 99	19. Mai 99	19. Mai 99
klasse		Rohgas A	Reingas A	η - Biofilter	Rohgas B	Reingas B	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
1	Isopropylbenzol	100	60	40	55	30	45
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	80	50	38	45	< BG	78
1	Chlorbenzol	25	25	0	20	< BG	50
1	1,2-Dichlorbenzol	20	20	0	20	20	0
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	20	20	0	20	< BG	50
1	1,2,4-Trichlorbenzol	20	< BG	50	20	< BG	50
1	Tetrachlorethen	180	120	33	130	110	15
1	Phenol	35	< BG	71	20	< BG	50
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	480	130	73	170	< BG	94
1	Cyclohexanon	40	< BG	75	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Kampfer	150	60	60	50	< BG	80
1	Butanthiol	< BG	140	-600	490	< BG	98
1	Dimethyldisulfid	560	90	84	55	85	-55
1	Formaldehyd	< BG	21	-110	n. u.	n. u.	-
1	Acetaldehyd	6.100	44	99	n. u.	n. u.	-
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
1	Crotonaldehyd	1.100	< BG	100	n. u.	n. u.	-
1	Dichlormethan	50	200	-300	n. u.	n. u.	-
1	Trichlormethan	50	40	20	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 1	**9.040**	**1.055**		**1.095**	**325**	
2	Toluol	1.000	640	36	680	520	24
2	3/4-Ethyltoluol	1.000	550	45	350	80	77
2	2-Ethyltoluol	270	160	41	110	50	55
2	Ethylbenzol	740	420	43	390	240	38
2	m/p-Xylol	2.000	1.200	40	1.100	600	45
2	o-Xylol	650	380	42	310	170	45
2	1,3,5-Trimethylbenzol	280	190	32	140	75	46
2	1,2,4-Trimethylbenzol	730	460	37	310	90	71
2	1,2,3-Trimethylbenzol	340	180	47	130	< BG	92
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	35	< BG	71	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	65	45	31	45	< BG	78
2	Styrol	550	310	44	210	85	60
2	2-Heptanon	400	160	60	130	< BG	92
2	3-Heptanon	50	30	40	90	65	28
2	4-Methyl-3-penten-2-on	55	< BG	82	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	35	20	43	< BG	< BG	-
2	Limonen	3.300	2.300	30	1.600	600	63
2	Propionaldehyd	250	< BG	98	n. u.	n. u.	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	260	< BG	98	n. u.	n. u.	-
2	Benzaldehyd	69	< BG	93	n. u.	n. u.	-
2	Isovaleraldehyd	49	< BG	90	n. u.	n. u.	-
2	Valeraldehyd	1.609	< BG	100	n. u.	n. u.	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Acetonitril	750	290	61	n. u.	n. u.	-
2	Tetrahydrofuran	70	60	14	n. u.	n. u.	-
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 2	**14.557**	**7.440**		**5.595**	**2.605**	

Wirkungs-	Komponente	19. Mai 99	19. Mai 99	19. Mai 99	19. Mai 99	19. Mai 99	19. Mai 99
klasse		Rohgas A	Reingas A	η - Biofilter	Rohgas B	Reingas B	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
3	Cyclohexan	65	30	54	50	65	-30
3	n-Hexan	< BG	55	-175	85	90	-6
3	n-Heptan	320	170	47	360	170	53
3	n-Octan	310	160	48	200	160	20
3	n-Nonan	790	440	44	530	400	25
3	n-Decan	1.200	710	41	610	260	57
3	n-Undecan	1.900	1.200	37	970	290	70
3	n-Dodecan	560	290	48	230	< BG	96
3	n-Tridecan	260	130	50	120	< BG	92
3	n-Propylbenzol	250	150	40	110	40	64
3	2-Butanon	3.800	< BG	100	12.000	630	95
3	2-Pentanon	230	< BG	96	240	< BG	96
3	3-Pentanon	60	< BG	83	45	< BG	78
3	alpha-Pinen	930	570	39	770	630	18
3	beta-Pinen	490	250	49	310	190	39
3	Aceton	8.200	220	97	n. u.	n. u.	-
3	Ethylacetat	1.830	< BG	100	n. u.	n. u.	-
3	2-Propanol	1.080	< BG	100	n. u.	n. u.	-
3	Ethanol	18.140	50	100	n. u.	n. u.	-
3	1-Butanol	1.800	< BG	100	n. u.	n. u.	-
3	2-Butanol	2.350	< BG	100	n. u.	n. u.	-
3	1-Propanol	2.640	< BG	100	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 3	**47.225**	**4.468**		**16.630**	**2.965**	
	Summe Klasse 1-3	**70.822**	**12.963**		**23.320**	**5.895**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2.3	Trichlorethen	210	200	5	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 2.3	**210**	**200**		**0**	**0**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung *wegen Überlappung nicht auswertbar **wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. C 3: MBRA Horm 19.05.99, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-	Komponente	20. Mai 99	20. Mai 99	20. Mai 99	20. Mai 99	20. Mai 99	20. Mai 99
klasse		Rohgas A	Reingas A	η - Biofilter	Rohgas B	Reingas B	η - Biofilter
nach TA Luft		µg/m³	µg/m³	%	µg/m³	µg/m³	%
1	Isopropylbenzol	80	60	25	40	30	25
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	70	< BG	86	35	< BG	71
1	Chlorbenzol	20	20	0	20	< BG	50
1	1,2-Dichlorbenzol	20	35	-75	20	25	-25
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	20	0	< BG	20	0
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	20	20	0	20	< BG	50
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	20	< BG	50
1	Tetrachlorethen	250	190	24	140	160	-14
1	Phenol	40	< BG	75	25	< BG	60
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	980	< BG	99	170	< BG	94
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Kampfer	110	25	77	< BG	< BG	-
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	460	50	89	280	30	89
1	Formaldehyd	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
1	Acetaldehyd	4.900	37	99	n. u.	n. u.	-
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
1	Crotonaldehyd	640	< BG	99	n. u.	n. u.	-
1	Dichlormethan	60	80	-33	n. u.	n. u.	-
1	Trichlormethan	10	< BG	75	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 1	**7.680**	**575**		**790**	**325**	
2	Toluol	860	740	14	460	430	7
2	3/4-Ethyltoluol	830	370	55	230	120	48
2	2-Ethyltoluol	200	110	45	80	60	25
2	Ethylbenzol	630	450	29	250	210	16
2	m/p-Xylol	1.900	1.300	32	720	580	19
2	o-Xylol	570	320	44	200	160	20
2	1,3,5-Trimethylbenzol	240	140	42	110	85	23
2	1,2,4-Trimethylbenzol	620	270	56	220	120	45
2	1,2,3-Trimethylbenzol	250	< BG	96	50	< BG	80
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	170	3.400	-1900	1.000	1.600	-60
2	Styrol	320	110	66	140	65	54
2	2-Heptanon	280	< BG	96	60	< BG	83
2	3-Heptanon	120	45	63	30	45	-50
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	50	< BG	80	20	< BG	50
2	Limonen	3.700	1.700	54	1.300	700	46
2	Propionaldehyd	210	13	94	n. u.	n. u.	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	230	53	77	n. u.	n. u.	-
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Isovaleraldehyd	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Acetonitril	490	170	65	n. u.	n. u.	-
2	Tetrahydrofuran	30	10	67	n. u.	n. u.	-
2	1,1,1-Trichlorethan	190	100	47	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 2	**11.890**	**9.331**		**4.870**	**4.205**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	20. Mai 99 Rohgas A µg/m³	20. Mai 99 Reingas A µg/m³	20. Mai 99 η - Biofilter %	20. Mai 99 Rohgas B µg/m³	20. Mai 99 Reingas B µg/m³	20. Mai 99 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	40	45	-13	60	50	17
3	n-Hexan	< BG	45	-125	100	70	30
3	n-Heptan	260	290	-12	270	150	44
3	n-Octan	380	290	24	320	120	63
3	n-Nonan	720	600	17	410	300	27
3	n-Decan	1.200	520	57	440	240	45
3	n-Undecan	1.700	640	62	630	330	48
3	n-Dodecan	440	< BG	98	120	< BG	92
3	n-Tridecan	250	< BG	96	55	< BG	82
3	n-Propylbenzol	210	120	43	75	50	33
3	2-Butanon	11.000	< BG	100	370	< BG	97
3	2-Pentanon	130	< BG	92	95	< BG	89
3	3-Pentanon	20	< BG	50	< BG	< BG	-
3	alpha-Pinen	710	480	32	560	530	5
3	beta-Pinen	390	240	38	230	140	39
3	Aceton	4.700	330	93	n. u.	n. u.	-
3	Ethylacetat	1.180	220	81	n. u.	n. u.	-
3	2-Propanol	940	10	99	n. u.	n. u.	-
3	Ethanol	14.290	50	100	n. u.	n. u.	-
3	1-Butanol	930	< BG	100	n. u.	n. u.	-
3	2-Butanol	1.390	20	99	n. u.	n. u.	-
3	1-Propanol	1.800	< BG	100	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 3	**42.700**	**3.955**		**3.735**	**2.020**	
	Summe Klasse 1-3	**62.270**	**13.861**		**9.395**	**6.550**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2.3	Trichlorethen	30	10	67	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 2.3	**30**	**10**		**0**	**0**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. C 4: MBRA Horm 20.05.99, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	17. Jun 98 Rohgas µg/m³	17. Jun 98 Reingas µg/m³	17. Jun 98 η - Biofilter %	18. Jun 98 Rohgas µg/m³	18. Jun 98 Reingas µg/m³	18. Jun 98 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	< BG	< BG	-	25	20	20
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	20	< BG	50	30	< BG	67
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	30	33	-10	20	25	-25
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	25	23	8	30	25	17
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	< BG	< BG	-	120	< BG	92
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	< BG	< BG	-	20	< BG	50
1	Kampfer	70	28	60	130	25	81
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	25	-25
1	Dimethyldisulfid	250	56	78	890	500	44
1	Formaldehyd	< BG	71	-610	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	110	130	-18	120	< BG	96
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dichlormethan	14	14	-	5	197 a)	-3840
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**529**	**365**		**1.410**	**852**	
2	Toluol	130	65	50	280	200	29
2	3/4-Ethyltoluol	120	< BG	92	260	160	38
2	2-Ethyltoluol	45	< BG	78	105	90	14
2	Ethylbenzol	95	37	61	130	95	27
2	m/p-Xylol	450	130	71	600	420	30
2	o-Xylol	90	33	63	150	140	7
2	1,3,5-Trimethylbenzol	40	< BG	75	110	75	32
2	1,2,4-Trimethylbenzol	160	33	79	340	200	41
2	1,2,3-Trimethylbenzol	45	< BG	78	130	120	8
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-	25	20	20
2	1,4-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	25	20	20
2	Styrol	45	< BG	78	110	40	64
2	2-Heptanon	25	< BG	60	90	< BG	89
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	45	37	18	40	20	50
2	Limonen	810	< BG	99	2.200	130	94
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetonitril	62	< BG	96	39	< BG	94
2	Tetrahydrofuran	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	12	< BG	79
	Summe Klasse 2	**2.162**	**408**		**4.646**	**1.745**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	17. Jun 98 Rohgas µg/m³	17. Jun 98 Reingas µg/m³	17. Jun 98 η - Biofilter %	18. Jun 98 Rohgas µg/m³	18. Jun 98 Reingas µg/m³	18. Jun 98 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Hexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Heptan	60	< BG	83	90	30	67
3	n-Octan	25	< BG	60	85	< BG	88
3	n-Nonan	70	< BG	86	100	< BG	90
3	n-Decan	110	< BG	91	280	< BG	96
3	n-Undecan	80	< BG	88	290	30	90
3	n-Dodecan	30	< BG	67	105	< BG	90
3	n-Tridecan	< BG	< BG	-	20	< BG	50
3	n-Propylbenzol	35	< BG	71	65	55	15
3	2-Butanon	280	< BG	96	760	< BG	99
3	2-Pentanon	30	< BG	67	95	< BG	89
3	3-Pentanon	< BG	< BG	-	40	< BG	75
3	alpha-Pinen	280	47	83	610	250	59
3	beta-Pinen	120	23	81	300	140	53
3	Aceton	1.200	< BG	100	1.900	< BG	100
3	Ethylacetat	< BG	< BG	-	44	< BG	94
3	2-Propanol	< BG	< BG	-	130	< BG	98
3	Ethanol	110	< BG	98	390	< BG	99
3	1-Butanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	2-Butanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	1-Propanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 3	**2.430**	**168**		**5.304**	**598**	
	Summe Klasse 1-3	**5.121**	**940**		**11.360**	**3.195**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-	35	35	0
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	20	28	-40	24	50	-108
	Summe Klasse 2.3	**20**	**28**		**59**	**85**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. D 1: RABA Bassum 17.06./18.06.98, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	2. Jul 98 Rohgas µg/m³	2. Jul 98 Reingas µg/m³	2. Jul 98 η - Biofilter %	3. Jul 98 Rohgas µg/m³	3. Jul 98 Reingas µg/m³	3. Jul 98 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	45	< BG	78	50	20	60
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	35	30	14	140	30	79
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	25	25	0	25	25	0
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	30	< BG	67	30	< BG	67
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	20	< BG	50	25	< BG	60
1	Kampfer	85	< BG	88	120	< BG	92
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	25	30	-20
1	Dimethyldisulfid	630	270	57	730	180	75
1	Formaldehyd	29	< BG	83	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	46	< BG	89	740	< BG	99
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	< BG	< BG	-	140	< BG	96
1	Dichlormethan	< BG	10	-	< BG	6	-20
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-	100	< BG	98
	Summe Klasse 1	**950**	**385**		**2.130**	**334**	
2	Toluol	140	70	50	260	150	42
2	3/4-Ethyltoluol	70	35	50	160	70	56
2	2-Ethyltoluol	25	20	20	55	35	36
2	Ethylbenzol	60	35	42	190	120	37
2	m/p-Xylol	280	160	43	620	380	39
2	o-Xylol	60	40	33	130	100	23
2	1,3,5-Trimethylbenzol	25	< BG	60	60	25	58
2	1,2,4-Trimethylbenzol	120	70	42	220	110	50
2	1,2,3-Trimethylbenzol	35	30	14	70	45	36
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-	20	< BG	50
2	1,4-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Styrol	60	< BG	83	110	25	77
2	2-Heptanon	45	< BG	78	75	< BG	87
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	50	25	50	55	25	55
2	Limonen	940	35	96	1.600	40	98
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	< BG	< BG	-	220	< BG	98
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetonitril	41	< BG	94	< BG	< BG	-
2	Tetrahydrofuran	< BG	< BG	-	53	65	-23
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2	**1.951**	**553**		**3.898**	**1.215**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	2. Jul 98 Rohgas µg/m³	2. Jul 98 Reingas µg/m³	2. Jul 98 η - Biofilter %	3. Jul 98 Rohgas µg/m³	3. Jul 98 Reingas µg/m³	3. Jul 98 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	< BG	< BG	-	70	50	29
3	n-Hexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Heptan	65	30	54	210	25	88
3	n-Octan	30	< BG	67	65	< BG	85
3	n-Nonan	35	< BG	71	75	< BG	87
3	n-Decan	100	< BG	90	200	< BG	95
3	n-Undecan	130	< BG	92	230	< BG	96
3	n-Dodecan	80	< BG	88	140	< BG	93
3	n-Tridecan	40	< BG	75	65	< BG	85
3	n-Propylbenzol	25	20	20	50	30	40
3	2-Butanon	80	< BG	88	770	< BG	99
3	2-Pentanon	95	< BG	89	120	< BG	92
3	3-Pentanon	35	< BG	71	40	< BG	75
3	alpha-Pinen	360	90	75	790	250	68
3	beta-Pinen	150	50	67	300	100	67
3	Aceton	2.00	< BG	100	2.800	25	99
3	Ethylacetat	19	< BG	87	71	< BG	96
3	2-Propanol	< BG	< BG	-	180	< BG	99
3	Ethanol	88	< BG	97	750	< BG	100
3	1-Butanol	< BG	< BG	-	160	< BG	98
3	2-Butanol	< BG	< BG	-	79	< BG	97
3	1-Propanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 3	**3.332**	**290**		**7.165**	**583**	
	Summe Klasse 1-3	**6.233**	**1.228**		**13.193**	**2.131**	
2.3	Benzol	20	20	0	30	25	17
23	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	28	30	-7	35	34	3
	Summe Klasse 2.3	**48**	**50**		**65**	**59**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. D 2: RABA Bassum 02.07./03.07.98, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	6. Aug 98 Rohgas µg/m³	6. Aug 98 Reingas µg/m³	6. Aug 98 η - Biofilter %	20. Aug 98 Rohgas µg/m³	20. Aug 98 Reingas µg/m³	20. Aug 98 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	25	25	0	25	25	0
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	45	40	11	40	35	13
1	Chlorbenzol	25	25	0	20	25	-25
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	25	25	0	25	25	0
1	1,2,4-Trichlorbenzol	35	35	0	35	35	0
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	75	45	40
1	Phenol	20	< BG	50	< BG	< BG	-
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	20	< BG	50	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	100	< BG	90	< BG	< BG	-
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	70	65	7	75	65	13
1	Kampfer	65	< BG	85	70	< BG	86
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	170	105	38	320	350	-9
1	Formaldehyd	< BG	12	-20	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	260	34	87	200	160	20
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dichlormethan	945	< BG	100	< BG	< BG	-
1	Trichlormethan	99	122	-23	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**1.914**	**531**		**885**	**775**	
2	Toluol	695	495	29	400	270	33
2	3/4-Ethyltoluol	55	30	45	40	20	50
2	2-Ethyltoluol	20	20	0	20	< BG	50
2	Ethylbenzol	70	45	36	35	25	29
2	m/p-Xylol	210	165	21	95	95	-
2	o-Xylol	50	45	10	25	25	0
2	1,3,5-Trimethylbenzol	20	< BG	50	< BG	< BG	-
2	1,2,4-Trimethylbenzol	80	70	13	75	65	13
2	1,2,3-Trimethylbenzol	25	25	0	25	25	0
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	40	45	-13	45	45	0
2	Styrol	< BG	< BG	-	25	< BG	60
2	2-Heptanon	25	< BG	60	45	< BG	78
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Limonen	480	25	95	1.100	30	97
2	Propionaldehyd	< BG	11	-10	< BG	26	-160
2	Butyr/Isobutyraldehyd	400	< BG	99	240	< BG	98
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetonitril	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Tetrahydrofuran	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,1,1-Trichlorethan	52	68	-31	14	< BG	82
	Summe Klasse 2	**2.232**	**1.069**		**2.194**	**664**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	6. Aug 98 Rohgas µg/m³	6. Aug 98 Reingas µg/m³	6. Aug 98 η - Biofilter %	20. Aug 98 Rohgas µg/m³	20. Aug 98 Reingas µg/m³	20. Aug 98 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Hexan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Heptan	< BG	< BG	-	60	40	33
3	n-Octan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	n-Nonan	25	< BG	60	30	< BG	67
3	n-Decan	65	< BG	85	110	< BG	91
3	n-Undecan	75	20	73	105	20	81
3	n-Dodecan	40	< BG	75	55	< BG	82
3	n-Tridecan	< BG	< BG	-	20	< BG	50
3	n-Propylbenzol	45	45	-	40	40	-
3	2-Butanon	340	< BG	97	880	< BG	99
3	2-Pentanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	3-Pentanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	alpha-Pinen	180	60	67	325	130	60
3	beta-Pinen	45	< BG	78	155	40	74
3	Aceton	1.300	34	97	1.900	51	97
3	Ethylacetat	160	< BG	98	< BG	< BG	-
3	2-Propanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	Ethanol	< BG	< BG	-	537	< BG	100
3	1-Butanol	60	105	-75	< BG	< BG	-
3	2-Butanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	1-Propanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 3	**2.335**	**317**		**4.217**	**374**	
	Summe Klasse 1-3	**6.481**	**1.916**		**7.296**	**1.812**	
2.3	Benzol	20	25	-25	20	30	-50
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	< BG	< BG	-	< BG	8	-60
	Summe Klasse 2.3	**20**	**25**		**25**	**38**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. D 3: RABA Bassum 06.08./20.08.98, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	8. Sep 98 Rohgas µg/m³	8. Sep 98 Reingas µg/m³	8. Sep 98 η - Biofilter %	10. Sep 98 Rohgas µg/m³	10. Sep 98 Reingas µg/m³	10. Sep 98 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	20	25	-25	20	20	0
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	30	< BG	67	70	25	64
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	20	20	0	< BG	< BG	-
1	Phenol	70	30	57	40	150	-275
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	170	< BG	94	245	< BG	96
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	30	< BG	67	60	< BG	83
1	Kampfer	190	< BG	95	240	< BG	96
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	365	270	26	805	640	20
1	Formaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	< BG	< BG	-	430	< BG	99
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dichlormethan	640	1.235	-93	41	47	-15
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-	20	15	25
	Summe Klasse 1	**1.535**	**1.620**		**1.971**	**932**	
2	Toluol	290	350	-21	350	265	24
2	3/4-Ethyltoluol	435	345	21	420	255	39
2	2-Ethyltoluol	20	20	0	20	< BG	50
2	Ethylbenzol	230	185	20	280	205	27
2	m/p-Xylol	645	600	7	790	645	18
2	o-Xylol	245	255	-4	290	280	3
2	1,3,5-Trimethylbenzol	135	125	7	155	115	26
2	1,2,4-Trimethylbenzol	440	350	20	515	350	32
2	1,2,3-Trimethylbenzol	115	120	-4	150	135	10
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	75	100	-33	35	35	-
2	Styrol	115	50	57	335	90	73
2	2-Heptanon	120	55	54	195	40	79
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	30	< BG	67
2	4-Methyl-3-penten-2-on	*	*	-	*	*	-
2	Acetophenon	95	30	68	140	95	32
2	Limonen	2.435	195	92	2.445	110	96
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	45	< BG	94
2	Acetonitril	< BG	< BG	-	160	< BG	98
2	Tetrahydrofuran	7	12	-71	45	26	42
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2	**5.402**	**2.792**		**6.400**	**2.671**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	8. Sep 98 Rohgas µg/m³	8. Sep 98 Reingas µg/m³	8. Sep 98 η - Biofilter %	10. Sep 98 Rohgas µg/m³	10. Sep 98 Reingas µg/m³	10. Sep 98 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	20	20	0	25	30	-20
3	n-Hexan	< BG	< BG	-	< BG	3.415	-16975
3	n-Heptan	50	55	-10	35	30	14
3	n-Octan	85	50	41	40	35	13
3	n-Nonan	105	< BG	90	90	< BG	89
3	n-Decan	370	30	92	360	30	92
3	n-Undecan	365	20	95	380	20	95
3	n-Dodecan	190	< BG	95	240	< BG	96
3	n-Tridecan	100	< BG	90	125	< BG	92
3	n-Propylbenzol	85	85	0	85	65	24
3	2-Butanon	1.735	95	95	2.515	75	97
3	2-Pentanon	105	30	71	210	< BG	95
3	3-Pentanon	55	40	27	75	< BG	87
3	alpha-Pinen	1.355	755	44	1.105	525	52
3	beta-Pinen	530	360	32	440	225	49
3	Aceton	< BG	< BG	-	6.600	110	98
3	Ethylacetat	36	< BG	93	322	< BG	99
3	2-Propanol	150	< BG	98	94	< BG	97
3	Ethanol	1.000	< BG	100	1.600	< BG	100
3	1-Butanol	200	< BG	99	75	< BG	97
3	2-Butanol	< BG	< BG	-	23	< BG	89
3	1-Propanol	60	< BG	96	120	< BG	98
	Summe Klasse 3	**6.596**	**1.583**		**14.579**	**4.625**	
	Summe Klasse 1-3	**13.533**	**5.995**		**22.950**	**8.228**	
2.3	Benzol	< BG	20	-	< BG	25	-25
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	100	10	90	< BG	6	-20
	Summe Klasse 2.3	**120**	**30**		**25**	**31**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. D 4: RABA Bassum 08.09./18.09.98, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	22. Sep 98 Rohgas µg/m³	22. Sep 98 Reingas µg/m³	22. Sep 98 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	< BG	20	-
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	80	45	44
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-
1	Phenol	35	< BG	71
1	o-Kresol	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	65	< BG	85
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	50	< BG	80
1	Kampfer	260	< BG	96
1	Butanthiol	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	400	< BG	98
1	Formaldehyd	< BG	42	-320
1	Acetaldehyd	3.700	< BG	100
1	Tetrachlormethan	13	13	0
1	Crotonaldehyd	< BG	< BG	-
1	Dichlormethan	13	31	-138
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**4.646**	**206**	
2	Toluol	235	215	9
2	3/4-Ethyltoluol	295	260	12
2	2-Ethyltoluol	20	< BG	50
2	Ethylbenzol	165	145	12
2	m/p-Xylol	410	410	-
2	o-Xylol	160	190	-19
2	1,3,5-Trimethylbenzol	110	115	-5
2	1,2,4-Trimethylbenzol	410	370	10
2	1,2,3-Trimethylbenzol	125	155	-24
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	< BG	20	-
2	Styrol	175	55	69
2	2-Heptanon	145	30	79
2	3-Heptanon	25	< BG	60
2	4-Methyl-3-penten-2-on	*	*	-
2	Acetophenon	115	25	78
2	Limonen	2.310	295	87
2	Propionaldehyd	200	< BG	98
2	Butyr/Isobutyraldehyd	1.200	< BG	100
2	Benzaldehyd	280	< BG	98
2	Isovaleraldehyd	1.300	< BG	100
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	50	< BG	95
2	Acetonitril	130	< BG	98
2	Tetrahydrofuran	46	47	-2
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 2	**7.926**	**2.377**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	22. Sep 98 Rohgas µg/m³	22. Sep 98 Reingas µg/m³	22. Sep 98 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	20	20	0
3	n-Hexan	20	< BG	50
3	n-Heptan	1.220	30	98
3	n-Octan	75	35	53
3	n-Nonan	60	< BG	83
3	n-Decan	275	30	89
3	n-Undecan	355	< BG	97
3	n-Dodecan	220	< BG	95
3	n-Tridecan	115	< BG	91
3	n-Propylbenzol	< BG	65	-225
3	2-Butanon	3.170	595	81
3	2-Pentanon	130	< BG	92
3	3-Pentanon	80	< BG	88
3	alpha-Pinen	1.160	860	26
3	beta-Pinen	365	320	12
3	Aceton	7.600	2.700	64
3	Ethylacetat	68	< BG	96
3	2-Propanol	170	< BG	99
3	Ethanol	1.100	< BG	100
3	1-Butanol	210	< BG	99
3	2-Butanol	24	< BG	90
3	1-Propanol	29	< BG	91
	Summe Klasse 3	**16.486**	**4.740**	
	Summe Klasse 1-3	**29.058**	**7.323**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	15	23	-53
	Summe Klasse 2.3	**15**	**23**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. D 5: RABA Bassum 22.09.98, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	30. Sep 98 Rohgas µg/m³	30. Sep 98 Reingas µg/m³	30. Sep 98 η - Biofilter %	2. Okt 98 Rohgas µg/m³	2. Okt 98 Reingas µg/m³	2. Okt 98 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	45	< BG	78	35	30	14
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	30	< BG	67	25	< BG	60
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	20	< BG	50	20	< BG	50
1	Phenol	45	25	44	20	30	-50
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	< BG	45	-125	295	180	39
1	Cyclohexanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	2-Hexanon	< BG	< BG	-	25	< BG	60
1	Kampfer	240	< BG	96	290	< BG	97
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	270	45	83	260	80	69
1	Formaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Acetaldehyd	< BG	170	-1600	1.200	1.400	-17
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	16	< BG	84
1	Crotonaldehyd	< BG	a	-	140	190	-36
1	Dichlormethan	380	320	16	110	77	30
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 1	**1.070**	**645**		**2.436**	**2.030**	
2	Toluol	605	2.165	-258	305	3.055	-902
2	3/4-Ethyltoluol	560	< BG	998	380	45	88
2	2-Ethyltoluol	195	< BG	95	110	< BG	91
2	Ethylbenzol	435	585	-34	575	1.720	-199
2	m/p-Xylol	1.355	510	62	1.765	2.370	-34
2	o-Xylol	420	115	73	685	560	18
2	1,3,5-Trimethylbenzol	195	< BG	95	130	< BG	92
2	1,2,4-Trimethylbenzol	550	< BG	98	360	< BG	97
2	1,2,3-Trimethylbenzol	175	< BG	94	90	< BG	89
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	25	< BG	60	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	25	< BG	60	20	< BG	50
2	Styrol	80	< BG	88	140	25	82
2	2-Heptanon	30	40	-33	105	20	81
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	*	*	-	*	*	-
2	Acetophenon	45	25	44	50	60	-20
2	Limonen	685	< BG	99	2.395	< BG	100
2	Propionaldehyd	11	41	-273	65	80	-23
2	Butyr/Isobutyraldehyd	< BG	17	-70	540	330	39
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	150	< BG	97
2	Isovaleraldehyd	5,3	< BG	6	a	230	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	a	210	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	52	< BG	95
2	Acetonitril	< BG	< BG	-	53	17	68
2	Tetrahydrofuran	200	35	83	< BG	20	-300
2	1,1,1-Trichlorethan	110	58	47	230	106	54
	Summe Klasse 2	**5.716**	**3.686**		**8.205**	**8.916**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	30. Sep 98 Rohgas µg/m³	30. Sep 98 Reingas µg/m³	30. Sep 98 η - Biofilter %	2. Okt 98 Rohgas µg/m³	2. Okt 98 Reingas µg/m³	2. Okt 98 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	45	35	22	50	70	-40
3	n-Hexan	20	40	-100	25	30	-20
3	n-Heptan	80	170	-113	75	245	-227
3	n-Octan	120	25	79	130	< BG	92
3	n-Nonan	150	< BG	93	130	< BG	92
3	n-Decan	95	< BG	89	435	< BG	98
3	n-Undecan	20	< BG	50	390	< BG	97
3	n-Dodecan	< BG	< BG	-	140	< BG	93
3	n-Tridecan	< BG	< BG	-	55	< BG	82
3	n-Propylbenzol	130	< BG	92	< BG	20	-
3	2-Butanon	80	2.750	-3338	1.385	2.730	-97
3	2-Pentanon	< BG	< BG	-	115	40	65
3	3-Pentanon	20	< BG	50	55	35	36
3	alpha-Pinen	785	< BG	99	1.805	240	87
3	beta-Pinen	610	< BG	98	550	30	95
3	Aceton	19	4.600	-24111	4.700	6.600	-40
3	Ethylacetat	< BG	< BG	-	190	49	74
3	2-Propanol	< BG	450	-8900	38	230	-505
3	Ethanol	< BG	< BG	-	2.400	1.200	50
3	1-Butanol	< BG	< BG	-	78	44	44
3	2-Butanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	1-Propanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
	Summe Klasse 3	**2.179**	**8.140**		**12.766**	**11.623**	
	Summe Klasse 1-3	**8.965**	**12.471**		**23.766**	**22.568**	
2.3	Benzol	< BG	< BG	-	< BG	25	-25
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	12	< BG	79	8	< BG	69
	Summe Klasse 2.3	**12**	**2,5**		**28**	**27,5**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. D 6: RABA Bassum 30.09./02.10.98, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	11. Feb 99 Rohgas µg/m³	11. Feb 99 Reingas µg/m³	11. Feb 99 η - Biofilter %	12. Feb 99 Rohgas µg/m³	12. Feb 99 Reingas µg/m³	12. Feb 99 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	24	29	-21	24	29	-21
1	4-tert.-Butyltoluol	n. u.	< BG	-	n. u.	< BG	-
1	Naphthalin	90	43	52	90	43	52
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	< BG	39	-95	< BG	39	-95
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	70	50	29	70	50	29
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	100	< BG	90	100	< BG	90
1	Cyclohexanon	215	165	23	215	165	23
1	2-Hexanon	60	< BG	83	60	< BG	83
1	Kampfer	320	26	92	320	26	92
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	1.155	805	30	1.155	805	30
1	Formaldehyd	< BG	29	-190	< BG	29	-190
1	Acetaldehyd	270	18	93	270	18	18
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Crotonaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dichlormethan	120	< BG	98	120	137	-14
1	Trichlormethan	96	21	78	24	31	-29
	Summe Klasse 1	**2.550**	**1.258**		**2.478**	**1.402**	
2	Toluol	44	45	-2	44	45	-2
2	3/4-Ethyltoluol	340	270	21	340	270	21
2	2-Ethyltoluol	115	125	-9	115	125	-9
2	Ethylbenzol	345	300	13	345	300	13
2	m/p-Xylol	1.090	1.055	3	1.090	1.055	3
2	o-Xylol	415	440	-6	415	440	-6
2	1,3,5-Trimethylbenzol	130	135	-4	130	135	-4
2	1,2,4-Trimethylbenzol	445	415	7	445	415	7
2	1,2,3-Trimethylbenzol	140	150	-7	140	150	-7
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	22	< BG	55	22	< BG	55
2	1,4-Dichlorbenzol	29	31	-7	29	31	-7
2	Styrol	170	65	62	170	65	62
2	2-Heptanon	170	< BG	94	170	< BG	94
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	90	41	54	90	41	54
2	Limonen	8.905	3.005	66	8.905	3.005	66
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Isovaleraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	30	< BG	92
2	Acetonitril	160	< BG	98	180	33	82
2	Tetrahydrofuran	6	< BG	58	63	56	11
2	1,1,1-Trichlorethan	13	< BG	81	6	< BG	58
	Summe Klasse 2	**12.629**	**6.105**		**12.729**	**6.191**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	11. Feb 99 Rohgas µg/m³	11. Feb 99 Reingas µg/m³	11. Feb 99 η - Biofilter %	12. Feb 99 Rohgas µg/m³	12. Feb 99 Reingas µg/m³	12. Feb 99 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	60	100	-67	60	100	-67
3	n-Hexan	**	85	-	**	85	-
3	n-Heptan	295	90	69	295	90	69
3	n-Octan	125	80	36	125	80	36
3	n-Nonan	110	24	78	110	24	78
3	n-Decan	380	65	83	380	65	83
3	n-Undecan	480	22	95	480	22	95
3	n-Dodecan	260	< BG	96	260	< BG	96
3	n-Tridecan	120	< BG	92	120	< BG	92
3	n-Propylbenzol	70	75	-7	70	75	-7
3	2-Butanon	3.495	180	95	3.495	180	95
3	2-Pentanon	335	< BG	97	335	< BG	97
3	3-Pentanon	130	30	77	130	30	77
3	alpha-Pinen	1.660	1.415	15	1.660	1.415	15
3	beta-Pinen	880	780	11	880	780	11
3	Aceton	1.660 a)	< BG	100	1.660 a)	< BG	100
3	Ethylacetat	< BG	< BG	-	31	< BG	92
3	2-Propanol	< BG	< BG	-	22	< BG	89
3	Ethanol	60	< BG	96	530	< BG	100
3	1-Butanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	2-Butanol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
3	1-Propanol	< BG	< BG	-	57	< BG	96
	Summe Klasse 3	**10.120**	**2.984**		**10.700**	**2.991**	
	Summe Klasse 1-3	**25.299**	**10.346**		**25.907**	**10.584**	
2.3	Benzol	44	45	-2	44	45	-2
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	< BG	< BG	-	10	11	-10
	Summe Klasse 2.3	**44**	**45**		**54**	**56**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. D 7: RABA Bassum 11.02./12.02.99, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	25. Feb 99 Rohgas µg/m³	25. Feb 99 Reingas µg/m³	25. Feb 99 η - Biofilter %	10. Mrz 99 Rohgas µg/m³	10. Mrz 99 Reingas µg/m³	10. Mrz 99 η - Biofilter %
1	Isopropylbenzol	30	35	-17	< BG	< BG	-
1	4-tert.-Butyltoluol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Naphthalin	85	55	35	585	21	96
1	Chlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,3,5-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,3-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	1,2,4-Trichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Tetrachlorethen	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Phenol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	o-Kresol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	m/p-Kresol	70	49	30	105	< BG	90
1	Biphenyl	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	n-Butylacetat	120	< BG	92	85	< BG	88
1	Cyclohexanon	235	150	36	160	100	38
1	2-Hexanon	55	< BG	82	60	< BG	83
1	Kampfer	445	38	91	270	< BG	96
1	Butanthiol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
1	Dimethyldisulfid	780	565	28	700	430	39
1	Formaldehyd	200	35	83	n. u.	n. u.	-
1	Acetaldehyd	1.300	< BG	100	n. u.	n. u.	-
1	Tetrachlormethan	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
1	Crotonaldehyd	180	< BG	97	n. u.	n. u.	-
1	Dichlormethan	430	424	1	n. u.	n. u.	-
1	Trichlormethan	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 1	**3.930**	**1.381**		**1.965**	**591**	
2	Toluol	24	27	-13	39	35	10
2	3/4-Ethyltoluol	525	405	23	110	50	55
2	2-Ethyltoluol	160	185	-16	36	30	17
2	Ethylbenzol	385	340	12	105	65	38
2	m/p-Xylol	1.185	1.110	6	275	195	29
2	o-Xylol	440	470	-7	85	75	12
2	1,3,5-Trimethylbenzol	190	195	-3	40	28	30
2	1,2,4-Trimethylbenzol	570	515	10	170	120	29
2	1,2,3-Trimethylbenzol	185	195	-5	44	34	23
2	1,2,3,4-Tetrahydronaphthalin	25	< BG	60	< BG	< BG	-
2	1,4-Dichlorbenzol	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Styrol	200	85	58	100	23	77
2	2-Heptanon	170	40	76	170	< BG	94
2	3-Heptanon	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	4-Methyl-3-penten-2-on	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2	Acetophenon	115	45	61	165	33	80
2	Limonen	9.140	3.435	62	6.980	1.315	81
2	Propionaldehyd	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Butyr/Isobutyraldehyd	520	< BG	99	n. u.	n. u.	-
2	Benzaldehyd	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Isovaleraldehyd	1.100	24	98	n. u.	n. u.	-
2	Valeraldehyd	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Methylacetat	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
2	Acetonitril	350	22	94	n. u.	n. u.	-
2	Tetrahydrofuran	15	19	-27	n. u.	n. u.	-
2	1,1,1-Trichlorethan	< BG	< BG	-	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 2	**15.299**	**7.127**		**8.319**	**2.013**	

Wirkungs-klasse nach TA Luft	Komponente	25. Feb 99 Rohgas µg/m³	25. Feb 99 Reingas µg/m³	25. Feb 99 η - Biofilter %	10. Mrz 99 Rohgas µg/m³	10. Mrz 99 Reingas µg/m³	10. Mrz 99 η - Biofilter %
3	Cyclohexan	35	48	-37	42	< BG	76
3	n-Hexan	**	**	-	**	**	-
3	n-Heptan	730	65	91	2.035	100	95
3	n-Octan	180	42	77	90	38	58
3	n-Nonan	165	42	75	60	< BG	83
3	n-Decan	395	49	88	175	125	29
3	n-Undecan	405	< BG	98	240	< BG	96
3	n-Dodecan	210	< BG	95	170	< BG	94
3	n-Tridecan	115	< BG	91	125	< BG	92
3	n-Propylbenzol	115	115	0	24	< BG	58
3	2-Butanon	5.165	35	99	2.750	< BG	100
3	2-Pentanon	350	< BG	97	340	< BG	97
3	3-Pentanon	125	< BG	92	165	< BG	94
3	alpha-Pinen	1.800	1.550	14	1.215	865	29
3	beta-Pinen	1.115	1.000	10	545	385	29
3	Aceton	4.600 a)	< BG	100	n. u.	n. u.	-
3	Ethylacetat	90	< BG	97	n. u.	n. u.	-
3	2-Propanol	180	< BG	99	n. u.	n. u.	-
3	Ethanol	1.000	< BG	100	n. u.	n. u.	-
3	1-Butanol	200	< BG	99	n. u.	n. u.	-
3	2-Butanol	51	< BG	95	n. u.	n. u.	-
3	1-Propanol	84	< BG	97	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 3	**17.110**	**3.016**		**7.976**	**1.603**	
	Summe Klasse 1-3	**36.339**	**11.524**		**18.260**	**4.207**	
2.3	Benzol	24	27	-13	39	35	10
2.3	1,2-Dichlorethan	< BG	< BG	-	< BG	< BG	-
2.3	Trichlorethen	16	20	-25	n. u.	n. u.	-
	Summe Klasse 2.3	**40**	**47**		**39**	**35**	

a) Wert liegt außerhalb der Kalibrierung * wegen Überlappung nicht auswertbar ** wegen Überladung des Detektors nicht auswertbar

Tab. D 8: RABA Bassum 25.02./10.03.99, Konzentrationen im Roh-/Reingas, Filterwirkungsgrad