

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Einsatz eines alternativen Abluftreinigungsverfahrens
kombiniert mit dem bestehenden biologischen
Abluftreinigungsverfahren in einer mechanisch-biologischen
Restabfallbehandlungsanlage**

Technische Universität Darmstadt
Fachgebiet Abfalltechnik

Förderkennzeichen BWD 21013

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des
Landes Baden-Württemberg gefördert

März 2004

Projektleitung

Fachgebiet Abfalltechnik – TU Darmstadt

Prof. Dr. Johannes Jäger

Dr.-Ing. Anke Bockreis

Petersenstraße 13

64287 Darmstadt

Projektbearbeitung (Fachgebiet Abfalltechnik, TU Darmstadt)

Dipl.-Ing. Iris Steinberg

Dr.-Ing. Anke Bockreis

Unter Mitarbeit von:

Dipl.-Ing. Clemens Rohde (Fachgebiet Abfalltechnik, TU Darmstadt)

Dr.-Ing. Udo Laser (Neutralox Umwelttechnik GmbH, Hennef)

Kurzfassung

Ziel des Forschungsprojektes war die Erprobung der Leistungsfähigkeit des Ionisationsverfahrens in Kombination mit einem biologischen Abluftreinigungsverfahren vor dem Hintergrund der gesetzlichen Anforderungen an die Emissionsbegrenzung. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass keine Einhaltung aller gesetzlichen Grenzwerte möglich ist, wobei sich insbesondere der Grenzwert für organischen Kohlenstoff als kritischer Parameter herausgestellt hat. Eine weitergehende Minderung der Geruchsemissionen erscheint aufgrund der bisherigen Kenntnisse möglich. Weiterhin lassen die Untersuchungsergebnisse den Schluss zu, dass vor dem Hintergrund der im Rahmen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung herrschenden Randbedingungen, wie z.B. die hohen relativen Luftfeuchtigkeiten des Abgases, die Installation der Ionisation im Bypass und der biologischen Stufe nachgeschaltet als vergleichsweise günstigere Alternative erscheint.

Summary

The main focus of the proposed project was to investigate the efficiency of an ionisation technique combined with a biological waste gas purification system in light of compliance with the existing emission standards. Results of the investigations showed that compliance with the emission standards is not feasible. The most critical parameter appeared to be the emission limit for organic carbon. On the other hand, the results confirm the capability of the investigated air purification system to substantially reduce odour emissions. Additionally, the results demonstrated that under the conditions existing in a mechanical-biological treatment plant, i.e. high relative humidity of waste gas, installation of the ionisation step in bypass, followed by biological air purification of the whole waste gas stream showed the best results out of the considered configurations.

Danksagung

Das Fachgebiet Abfalltechnik bedankt sich herzlich für die Bereitstellung der biologischen Abluftreinigungsanlage mit nachgeschalteter Ionisationsanlage sowie das Interesse an der Durchführung des Projektes beim Zweckverband Abfallbehandlung Kahlenberg.

Besonderer Dank gilt Herrn Dipl.-Ing. Matthias Schreiber und Herrn Dr. Georg Person sowie den Mitarbeitern der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage des Zweckverbandes Abfallbehandlung Kahlenberg für die stets freundliche, kompetente und tatkräftige Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen im Rahmen des Projektes.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Problemstellung	1
2	Gesetzliche Anforderungen zur Emissionsbegrenzung aus MBA-Anlagen ..	2
2.1	Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen - 30. BImSchV).....	2
2.2	TA Luft.....	3
3	Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung	6
3.1	Überblick über gasförmige Emissionen	6
3.1.1	Staub.....	7
3.1.2	Organische Stoffe.....	8
3.1.3	Polychlorierte Dibenz(o,p)-Dioxine/Furane	11
3.1.4	Stickstoffverbindungen	11
3.1.5	Quecksilber und sonstige Metalle	12
3.1.6	Mikroorganismen	12
3.1.7	Geruch.....	13
3.2	Bewertung der Emissionen und Ermittlung umweltrelevanter Leitindikatoren.....	15
3.2.1	Vorgehensweise	15
3.2.2	Umweltrelevante Leitindikatoren	17
3.2.2.1	Leitindikatoren aus der Literatur – Umweltwirkungskategorie Humantoxizität.....	17
3.2.2.2	Leitindikatoren aus der Literatur – Umweltwirkungskategorie Geruch.....	18
3.2.2.3	Leitindikatoren aus der Literatur – Umweltwirkungskategorie Photooxidantienbildung	19

4	Abgasreinigungssysteme	21
4.1	Grundlagen der biologischen Abluftreinigung.....	21
4.2	Grundlagen der Ionisation.....	24
5	Beschreibung der Versuchsanlage	26
5.1	Allgemeine Verfahrensbeschreibung	26
5.2	Beschreibung des eingesetzten Abluftreinigungsverfahrens.....	27
5.2.1	Biologische Stufe	30
5.2.2	Ionisations-Stufe (Neutralox Umwelttechnik GmbH).....	30
5.2.2.1	Grundsätzliches zum Ionisationsverfahren	30
5.2.2.2	Beschreibung der großtechnischen Ionisationsanlage	31
5.2.2.3	Beschreibung der Testanlage zur Ionisation.....	32
5.2.3	Beschreibung der halbtechnischen Ionisationsanlage für Durchführung von Parameterstudien.....	35
6	Darstellung und Diskussion der Messergebnisse.....	36
6.1	Übersicht über die Messkampagnen	36
6.2	Volumenströme	39
6.3	Gesamtstaub	40
6.4	Gesamtkohlenstoff (TOC).....	40
6.5	Distickstoffoxid.....	49
6.6	Geruchsstoffe	50
6.7	Flüchtige organische Substanzen (VOC)	56
6.8	Bioaerosole.....	75

6.9	Kombinierte Darstellung der Messwerte verschiedener Parameter	76
7	Bewertung des untersuchten Verfahrens	78
7.1	Bewertung anhand von Grenzwerten	78
7.2	Bewertung der potentiellen Umweltwirkungen mit der Methodik des Impact Assessments	79
7.2.1	Ermittlung umweltrelevanter Leitindikatoren.....	79
7.2.1.1	Umweltwirkungskategorie Humantoxizität.....	80
7.2.1.2	Umweltwirkungskategorie Geruch.....	81
7.2.1.3	Umweltwirkungskategorie Photooxidantienbildung	83
7.2.2	Prinzipielle Leistungsfähigkeit des Ionisationsverfahrens gegenüber umweltrelevanten Leitindikatoren	84
7.3	Ökonomische Bewertung (Neutralox Umwelttechnik GmbH).....	87
7.3.1	Kapitalgebundene Kosten	87
7.3.2	Verbrauchsgebundene Kosten.....	88
7.3.3	Betriebsgebundene Kosten.....	89
7.3.4	Kostenoptimierung.....	91
7.4	Einflussfaktoren auf das Messergebnis	91
8	Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen ..	94
8.1	Verfahrensspezifische Untersuchungen	94
8.2	Emissionsspezifische Untersuchungen	96
9	Zusammenfassung	100
10	Literatur	101
11	Anhang	107

11.1	Messmethoden und Geräte	107
11.1.1	Physikalische Parameter	107
11.1.1.1	Wasserdampfanteil im Abgas (Abgasfeuchte)	107
11.1.1.2	Temperatur.....	107
11.1.1.3	Druck	108
11.1.1.4	Strömungsgeschwindigkeit.....	108
11.1.1.5	Volumenstrom	109
11.1.2	Chemische Parameter.....	110
11.1.2.1	Partikelförmige Emissionen (Gesamtstaub)	110
11.1.2.2	TOC	110
11.1.2.3	Methan	111
11.1.2.4	VOC	111
11.1.2.5	Distickstoffoxid	112
11.1.3	Sensorische Parameter	113
11.1.4	Bioaerosole.....	114
11.2	Photodokumentation.....	115

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1:	In- und Outputflüsse einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage.....	6
Abbildung 3-2:	VOC pflanzlichen und mikrobiellen Ursprungs aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen, nach Bartels & Kruse (2002).....	9
Abbildung 3-3:	Leitindikatoren Humantoxizität nach (Cuhls, 2001).....	18
Abbildung 3-4:	Leitindikatoren Geruch nach (Cuhls, 2001).....	19
Abbildung 3-5:	Leitindikatoren Photooxidantienbildung nach (Cuhls, 2001).....	20
Abbildung 4-1:	Übersicht über Verfahren zur Abgasreinigung.....	21
Abbildung 4-2:	Verfahrenstechnisches Prinzip der Biofiltration (Bockreis, 2001).....	23
Abbildung 4-3:	Ionisationsröhre.....	25
Abbildung 5-1:	Fließbild der untersuchten MBA, nach Schreiber & Person (2001).....	27
Abbildung 5-2:	Abluftreinigungssystem der untersuchten mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage (nach Schreiber, 2001).....	29
Abbildung 5-3:	Fließbild der Ionisations-Testanlage.....	33
Abbildung 5-4:	Aufbau des halbtechnischen Ionisationsmoduls.....	35
Abbildung 6-1:	Volumenströme Roh- und Reingas im Normzustand trocken.....	39
Abbildung 6-2:	Strömungsgeschwindigkeiten im Roh- und Reingas.....	40
Abbildung 6-3:	Kohlenstoffkonzentrationen im Roh- und Reingas, Kampagne I.....	41
Abbildung 6-4:	Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Kampagne II.....	42
Abbildung 6-5:	Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen (Ausschnitt), Kampagne II.....	43
Abbildung 6-6:	Halbstundenmittelwerte der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Kampagne II.....	44

Abbildung 6-7:	Frachten Gesamtkohlenstoff, Kampagne II	45
Abbildung 6-8:	Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Kampagne III.....	46
Abbildung 6-9:	Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Kampagne IV.....	46
Abbildung 6-10:	Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Versuch 1 und 2, Kampagne V	48
Abbildung 6-11:	Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen (bereinigt), Versuch 1 und 2, Kampagne V	48
Abbildung 6-12:	Verlauf der Gesamtkohlenstoff- und Methankonzentrationen (bereinigt), Versuch 1, Kampagne V	49
Abbildung 6-13:	Distickstoffoxid-Frachten	50
Abbildung 6-14:	Mittlere Geruchsstoffkonzentrationen (Z50-Werte), Kampagnen I bis IV	51
Abbildung 6-15:	Reduktionen der mittleren Geruchsstoffkonzentrationen (Z50-Werte), Kampagnen I bis IV	52
Abbildung 6-16:	Mittlere Geruchsstofffrachten (Z50-Werte), Kampagnen I bis IV	52
Abbildung 6-17:	Reduktionen der mittleren Geruchsstofffrachten bezogen auf das Rohgas vor Biofilter, Kampagnen I bis IV	53
Abbildung 6-18:	Geruchsstoffkonzentrationen (Testversuch zur direkten Behandlung geruchsintensiven Prozessabgases, Kampagne II).....	55
Abbildung 6-19:	Reduktionen der Geruchsstoffkonzentrationen (Testversuch zur direkten Behandlung geruchsintensiven Prozessabgases, Kampagne II)	55
Abbildung 6-20:	VOC-Konzentrationen nach Substanzgruppen, Kampagne II.....	56
Abbildung 6-21:	Reinigungsleistung der Kombination Biofilter und Ionisation in Abhängigkeit des Tag- und Nachtbetriebs der MBA.....	57
Abbildung 6-22:	Anteile der Substanzgruppen an den VOC-Emissionen, Kampagne II	57

Abbildung 6-23: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Aliphaten, Alkene, Cycloalkane, Kampagne II.....	58
Abbildung 6-24: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Alkohole, Kampagne II...	59
Abbildung 6-25: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Aromaten, Kampagne II .	60
Abbildung 6-26: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Halogene, Kampagne II ..	61
Abbildung 6-27: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Terpene, Kampagne II	62
Abbildung 6-28: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Ketone und Aldehyde, Kampagne II.....	63
Abbildung 6-29: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Ester, Kampagne II	64
Abbildung 6-30: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Carbonyle, Kampagne II.	65
Abbildung 6-31: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Sonstige, Kampagne II....	66
Abbildung 6-32: Reinigungsleistung der Kombination Biofilter und Ionisation hinsichtlich der VOC-Konzentrationen der MBA.....	68
Abbildung 6-33: Reinigungsleistung der Kombination Biofilter und Ionisation hinsichtlich der VOC-Frachten der MBA.....	69
Abbildung 6-34: VOC-Konzentrationen nach Substanzklassen (absolut), Kampagne V	70
Abbildung 6-35: VOC-Konzentrationen nach Substanzklassen (bereinigt), Kampagne V ..	71
Abbildung 6-36: Anteile der Substanzklassen an den VOC-Konzentrationen, Kampagne V	72
Abbildung 6-37: Anteile der Substanzen mit einem Anteil > 5 % an den VOC-Konzentrationen, Kampagne V.....	73
Abbildung 6-38: Anteile der Substanzen mit einem Anteil > 2 % an den VOC-Konzentrationen, Kampagne V.....	73
Abbildung 6-39: Reduktionsraten der Emissionen in den VOC-Substanzklassen, Kampagne V.....	74

Abbildung 6-40:	Reduktionsraten ausgewählter VOC-Emissionen, Kampagne V.....	75
Abbildung 6-41:	Reduktionen der TOC-Konzentrationen und Geruchsstoffkonzentrationen (Testversuch zur direkten Behandlung geruchsintensiven Prozessabgases, Kampagne II)	77
Abbildung 7-1:	Leitindikatoren Humantoxizität Rohgas	80
Abbildung 7-2:	Leitindikatoren Humantoxizität Reingas	81
Abbildung 7-3:	Leitindikatoren Geruch Rohgas	82
Abbildung 7-4:	Leitindikatoren Geruch Reingas	82
Abbildung 7-5:	Leitindikatoren Photooxidantienbildung Rohgas.....	83
Abbildung 7-6:	Leitindikatoren Photooxidantienbildung Reingas.....	84
Abbildung 7-7:	Reduktionen ausgewählter Leitindikatoren bei Einsatz des Ionisationsverfahrens, Kampagne V	85
Abbildung 7-8:	Mittlere Konzentrationen ausgewählter Leitindikatoren bei Einsatz des Ionisationsverfahrens im Einzelsubstanzversuch, Kampagne VI.....	86
Abbildung 7-9:	Mittlere Reduktionen ausgewählter Leitindikatoren bei Einsatz des Ionisationsverfahrens im Einzelsubstanzversuch, Kampagne VI.....	86
Abbildung 7-10:	TOC-Konzentrationen für Limonen bei der Behandlung mit Ionisation im Hauptstrom in Abhängigkeit verschiedener Luftfechtigkeiten, Kampagne VI	92
Abbildung 7-11:	Spannweiten der Reduktion von Limonen bei der Behandlung mit Ionisation im Hauptstrom und Bypass in Abhängigkeit verschiedener Luftfechtigkeiten, Kampagne VI, modifiziert Steinberg et al. (2004).....	93
Abbildung 11-1:	Ansicht Biofilteranlage und Ionisation (Zustand: 3 Biofilter), Frühjahr 2002.....	115
Abbildung 11-2:	Ansicht Probennahmestelle Rohgas vor Biofilter	115
Abbildung 11-3:	Ansichten Probennahmestelle nach Biofilter 3 (nB3).....	116

Abbildung 11-4: Probennahmestellen nB, nBV, nBIV, Kamin Reingas, und Probennahme	116
Abbildung 11-5: Ansichten Ionisationsaggregat Neutralox, Messkampganen II, IV	117
Abbildung 11-6: Ansichten Versuchsanordnung und Probennahme, Messkampagne V....	118
Abbildung 11-7: Ansichten Ionisationsaggregat und diverse Messgeräte, Institut WAR, Messkampagne VI.....	119

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Emissionsgrenzwerte der 30. BImSchV für MBA-Anlagen (30. BImSchV, 2001)	3
Tabelle 2-2:	Emissionsgrenzwerte der TA Luft für Anlagen zur Trocknung von Abfällen sowie zur mechanischen Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen (TA Luft, 2002)	4
Tabelle 2-3:	Emissionsgrenzwerte der TA Luft für organische und krebserzeugende Stoffe (TA Luft, 2002)	5
Tabelle 3-1:	Klassifikation organischer Innenraumschadstoffe (WHO, 1989 in VDI 4300 Bl. 6, 2000).....	8
Tabelle 3-2:	Organische Inhaltsstoffe im MBA-Abgas (Mönkeberg, 2001)	10
Tabelle 4-1:	Mittels Ionisationsverfahren abbaubare Substanzen (Daniels, 2001).....	25
Tabelle 6-1:	Übersicht über die Messkampagnen und die untersuchten Parameter.....	36
Tabelle 6-2:	Übersicht über die untersuchten Reinigungsstufen.....	37
Tabelle 6-3:	Überblick über die Versuche zur Behandlung des Abgases aus der biologischen Trocknung des Perkulationsrückstandes	38
Tabelle 6-4:	Überblick über die Versuche zur direkten Behandlung geruchsintensiver Perkolatorabluft mittels Ionisation.....	54
Tabelle 6-5:	Überblick über die Versuche zur Behandlung des Abgases nach Biofilter mittels Ionisation hinsichtlich der Bioaerosol-Emissionen.....	76
Tabelle 6-6:	Emissionen von Bakterien und Pilzen	76
Tabelle 7-1:	Beurteilung der Einhaltung von Emissionsgrenzwerten der 30. BImSchV und der TA Luft durch die Kombination Biofilter und Ionisation.....	78
Tabelle 7-2:	Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach VDI 2067 Bl. 1, 2000 für die Desodorierung eines gering belasteten Abgases	90

Tabelle 7-3:	Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach VDI 2067 Bl. 1, 2000 für die Reinigung eines Abgases mit $150 \text{ mg}_C/\text{m}^3$ 90
--------------	---

1 Einleitung und Problemstellung

Bei der mechanisch-biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen hat sich in Untersuchungen und Praxiserfahrungen der letzten Jahre gezeigt, dass der Biofilter nicht ausreicht, um die Abluft zu reinigen und die Anforderungen der TA Luft an eine effektive Reduktion aller kritischen organischen Stoffe der Klassen I und II zu erfüllen (Cuhls, 2001; Reinhardt & Jäger, 1996). Die 30. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen (30. BImSchV, 2001) sowie die Neufassung der TA Luft 2002 (TA Luft, 2002) stellen Anforderungen an die Emissionsminderung, die von Biofiltern allein nicht einzuhalten sind. Somit sind für mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen weitergehende bzw. alternative Abluftreinigungsverfahren notwendig, um die Emissionsgrenzwerte einzuhalten.

2 Gesetzliche Anforderungen zur Emissionsbegrenzung aus MBA-Anlagen

2.1 Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen - 30. BImSchV)

Die Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen - 30. BImSchV) erstreckt sich gemäß des Artikels 2 auf Anlagen, in denen „Siedlungsabfälle und Abfälle, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können (...) mit biologischen oder einer Kombination von biologischen und physikalischen Verfahren behandelt werden, soweit

- biologisch stabilisierte Abfälle zur Ablagerung oder vor einer thermischen Ablagerung erzeugt,
- heizwertreiche Fraktionen oder Ersatzbrennstoffe gewonnen oder
- Biogase zur energetischen Nutzung erzeugt werden (...).“

Explizit ausgenommen sind Anlagen, die verwertbaren Kompost oder Biogas ausschließlich aus Bioabfall erzeugen sowie für die Ausfäulung von Klärschlämmen bestimmt sind.

Im zweiten Teil der 30. BImSchV sind Anforderungen an die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb festgelegt, insbesondere bezüglich der einzuhaltenden luftseitigen Emissionsgrenzwerte (vgl. Tabelle 2-1).

Tabelle 2-1: Emissionsgrenzwerte der 30. BImSchV für MBA-Anlagen
(30. BImSchV, 2001)

Parameter	Grenzwert	
Gesamtstaub	10 mg/m ³ Tagesmittelwert	30 mg/m ³ Halbstundenmittelwert
organische Stoffe, angegeben als Gesamtkohlenstoff	20 mg/m ³ Tagesmittelwert	40 mg/m ³ Halbstundenmittelwert
Distickstoffoxid (Lachgas)	100 g/Mg Monatsmittelwert	
organische Stoffe, angegeben als Gesamtkohlenstoff	55 g/Mg Monatsmittelwert	
Geruchsstoffe	500 GE/m ³	
PCDD/F	0,1 ng/m ³	

2.2 TA Luft

Zu den Zielsetzungen der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) in der Neufassung vom 24. Juli 2002 zählen der Schutz „vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen“ und die „Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen (...)“. (TA Luft, 2002)

Kapitel 5.4.8.11.1 der TA Luft behandelt Anlagen zur mechanischen Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen. Zu den baulichen und betrieblichen Anforderungen an solche Anlagen zählen beispielsweise die Erfassung der Abgasströme und die Behandlung in einer Abgasreinigungseinrichtung, wobei Verfahren nach dem Stand der Technik Anwendung finden sollen.

In Tabelle 2-2 sind die Grenzwerte für Anlagen zur Trocknung von Abfällen (Kap. 5.4.8.10.1 (TA Luft, 2002)) sowie für Anlagen zur mechanischen Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen (Kap. 5.4.8.11.1 (TA Luft, 2002)) dargestellt.

Tabelle 2-2: Emissionsgrenzwerte der TA Luft für Anlagen zur Trocknung von Abfällen sowie zur mechanischen Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen (TA Luft, 2002)

Parameter	Grenzwert Trocknung	Grenzwert mechanische Behandlung
Mindestabstand zur nächsten Bebauung	300 m	
staubförmige Emissionen	10 mg/m ³	10 mg/m ³
Ammoniak	0,1 kg/h oder 20 mg/m ³	
Gasförmige anorganische Chlorverbindungen der Nummer 5.2.4 Klasse III, angegeben als Chlorwasserstoff	0,10 kg/h oder 20 mg/m ³	0,10 kg/h oder 20 mg/m ³
Organische Stoffe (angegeben als Gesamtkohlenstoff)	20 mg/m ³	20 mg/m ³
Geruchsintensive Stoffe	500 GE/m ³	500 GE/m ³

Neben den Emissionsgrenzwerten für spezielle Anlagentypen stellt die TA Luft allgemeine Anforderungen an die Begrenzung von Luftemissionen. Von besonderer Bedeutung für biologische Abfallbehandlungsanlagen sind die Emissionsgrenzwerte für organische und insbesondere krebserzeugende Stoffe, die in Tabelle 2-3 dargestellt sind. Dabei dürfen auch beim Vorhandensein mehrerer Stoffe derselben Klasse bestimmte Massenkonzentrationen nicht überschritten werden. Bei einem Zusammentreffen von Stoffen der Klassen I und II dürfen insgesamt die Emissionswerte der Klasse II nicht überschritten werden, während beim Zusammentreffen von Stoffen der Klassen I und III, der Klassen II und III oder der Klassen I bis III im Abgas insgesamt die Emissionswerte der Klasse III limitierend sind. Weiterhin sind Substanzen bzw. deren Folgeprodukte, die nicht namentlich im Anhang 4 genannt sind, die beispielsweise unter dem Verdacht reproduktionstoxische Wirkungen stehen, giftig oder sehr giftig sind oder eine hohe Geruchsintensität aufweisen, grundsätzlich der Klasse I zuzuordnen. Zur Einstufung sind das „Verzeichnis von Grenzwerten in der Luft am Arbeitsplatz“ (TRGS 900), das „Verzeichnis krebserzeugender, erbgutverändernder oder fortpflanzungsgefährdender Stoffe“ (TRGS 905) und der Anhang I der Richtlinie 67/548/EWG entsprechend der Liste gefährlicher Stoffe nach § 4a Abs. 1 der Verordnung zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (GefStoffV) zu berücksichtigen. Nicht namentlich aufgeführte krebserzeugende Substanzen sind jeweils den Klassen zuzuordnen, deren Stoffen sie in ihrer Wirkungsstärke am meisten ähneln. (TA Luft, 2002)

Tabelle 2-3: Emissionsgrenzwerte der TA Luft für organische und krebserzeugende Stoffe (TA Luft, 2002)

Parameter	Grenzwert
5.2.5 Organische Stoffe Organische Stoffe im Abgas, ausgenommen staubförmige organische Stoffe	Massenstrom 0,50 kg/h oder die Massenkonzentration 50 mg/m ³ (angegeben als Gesamtkohlenstoff)
Klasse I (Stoffe nach Anhang 4)	Massenstrom 0,10 kg/h oder Massenkonzentration 20 mg/m ³
Klasse II <ul style="list-style-type: none"> • 1-Brom-3-Chlorpropan • 1,1-Dichlorethan • 1,2-Dichlorethylen, cis und trans • Essigsäure • Methylformiat • Nitroethan • Nitromethan • Octamethylcyclotetrasiloxan • 1,1,1-Trichlorethan • 1,3,5-Trioxan 	Massenstrom 0,50 kg/h oder Massenkonzentration 0,10 g/m ³
5.2.7.1.1 Krebserzeugende Stoffe Klasse III <ul style="list-style-type: none"> • Benzol • Bromethan • 1,3-Butadien • 1,2-Dichlorethan • 1,2-Propylenoxid (1,2-Epoxypropan) • Styroloxid • o-Toluidin • Trichlorethen • Vinylchlorid 	Massenstrom 2,5 g/h oder Massenkonzentration 1 mg/m ³
5.2.7.2 Schwer abbaubare, leicht anreicherbare und hochtoxische organische Stoffe	Massenstrom im Abgas 0,25 µg/h oder Massenkonzentration im Abgas 0,1 ng/m ³
<ul style="list-style-type: none"> • Dioxine und Furane 	

3 Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung

3.1 Überblick über gasförmige Emissionen

Die Entstehung von Emissionen bei der mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen ist nicht zu vermeiden. Notwendig sind daher entsprechende Maßnahmen, um die Emissionen zu mindern bzw. zu beseitigen. Abbildung 3-1 zeigt ein Stoffflussdiagramm einer MBA-Anlage, das sich je nach der angewandten Behandlungstechnologie und dem Behandlungsziel unterscheiden kann.

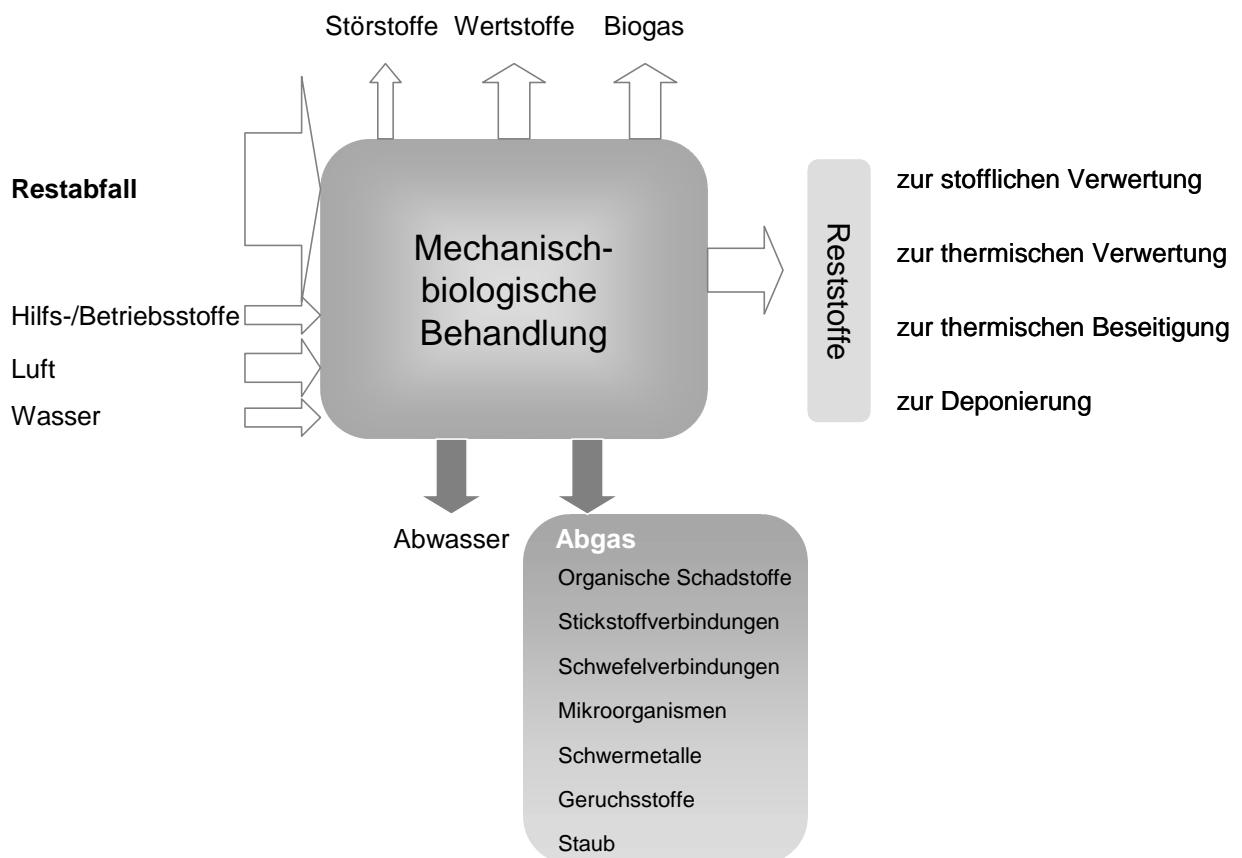


Abbildung 3-1: In- und Outputflüsse einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage

Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung

Untersuchungen von Abgasen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen haben ergeben, dass die folgenden Stoffe in der Regel immer messbar sind und dass sie den größten Anteil an der Emissionsfracht aufweisen (Doedens & Cuhls, 2000):

- Methan und Ammoniak
- Methanol, Ethanol und weitere Alkohole
- kurzkettige Alkane
- Toluol, Ethylbenzol, Xylole und weitere aromatische Kohlenwasserstoffe
- Dichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen (CKW)
- Trichlorfluormethan (R11), Dichlordifluormethan (R12), (FCKW)
- α -Pinen, β -Pinen, Limonen (Terpene)
- Acetaldehyd (Aldehyde)
- Aceton, 2-Butanon (Ketone)
- Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid

Im Folgenden werden die möglichen Inhaltsstoffe des MBA-Abgases nach ihren Eigenschaften und ihrer Entstehung erläutert.

3.1.1 Staub

Staubemissionen entstehen überwiegend bei der Anlieferung und bei der mechanischen Aufbereitung des Abfalls. In der 30. BImSchV und in der TA Luft werden eine Begrenzung der Staubemissionen von 10 mg/m^3 des Tagesmittelwertes festgesetzt. Dieses Ziel kann mit Erfassung der Abluftströme und Behandlung in einer Kombination aus Wäscher und Biofilter erreicht werden (Ketelsen & Cuhls, 1999).

3.1.2 Organische Stoffe

Unter organischen Verbindungen werden die Verbindungen verstanden, die je nach ihrem Siedepunkt in der Gasphase oder gebunden an Schwebstaubpartikeln oder abgelagertem Staub vorliegen (VDI 4300 Bl. 6, 2000). Die Unterteilung dieser Verbindungen in Abhängigkeit vom Siedepunkt ist in Tabelle 3-1 angegeben.

Tabelle 3-1: Klassifikation organischer Innenraumschadstoffe (WHO, 1989 in VDI 4300 Bl. 6, 2000)

Beschreibung	Bezeichnung	Siedepunktbereich	
		von °C	bis °C
Sehr flüchtige organische Verbindungen	VVOC (Very Volatile Organic Compounds)	< 0	50 – 100
Flüchtige organische Verbindungen	VOC (Volatile Organic Compounds)	50 – 100	240 – 260
Schwerflüchtige organische Verbindungen	SVOC (Semi-Volatile Organic Compounds)	240 – 260	380 – 400
Staubgebundene organische Verbindungen	POM (Particulate Organic Matter)	> 380	

Unterschieden werden die VOC weiterhin nach ihrem Ursprung. In Abbildung 3-2 ist die Unterteilung der VOC nach ihrem pflanzlichen und mikrobiellen Ursprung dargestellt.

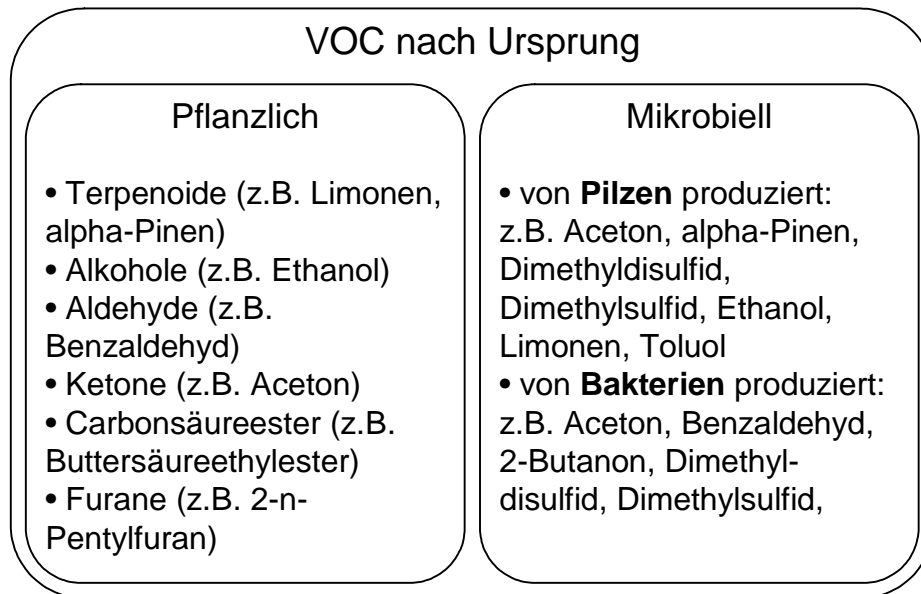


Abbildung 3-2: VOC pflanzlichen und mikrobiellen Ursprungs aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen, nach Bartels & Kruse (2002)

Ein weiterer Summenparameter zur Betrachtung der organischen Verbindungen ist der Gesamtkohlenstoff/TOC (Total Organic Carbon), der im Gegensatz zu dem Summenparameter VOC Methan beinhaltet. Nach TA Luft '86 gibt es keine Emissionsbegrenzung von Methan, das jedoch abhängig von den Betriebsbedingungen in erheblichen Konzentrationen im MBA-Abgas auftritt und im Biofilter nicht abgebaut wird (Cuhls, 2001).

Einen Überblick über organische Stoffe, die in MBA-Abgas gemessen wurden, gibt Tabelle 3-2.

Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung

Tabelle 3-2: Organische Inhaltsstoffe im MBA-Abgas (Mönkeberg, 2001)

Substanzname	Stoffgruppenbezeichnung	Substanzname	Stoffgruppenbezeichnung
Chlormethan	Halogenierte Kohlenwasserstoffe – HKW	Benzol	BTEX
Trichlorfluormethan		Toluol	
trans-1,2-Dichlorethen		Ethylbenzol	
Dichlormethan		o-Xylol	
cis-1,2-Dichlorethen		m- Xylol	
1,1-Dichlorethan		p- Xylol	
Chloroform		alpha-Pinen	Terpene
Tetrachlorkohlenstoff		Camphen	
Trichlorethen		beta-Pinen	
Tetrachlorethen		Limonen	
Chlorbenzol	Phenylsubstituierte Kohlenwasserstoffe – PKW	Aceton	Sauerstoffhaltige Kohlenwasserstoffe- SKW
1,3-Dichlorbenzol		Essigsäure	
1,4-Dichlorbenzol		2-Heptanon	
1,2-Dichlorbenzol		Acetaldehyd	
1,2,4-Trichlorbenzol		Ethanol	
Styrol		Methylacetat	Aromatische SKW – ASKW
iso-Propylbenzol		Ethylacetat	
n-Propylbenzol		Phenol	
1,3,5-Trimethylbenzol		Acetophenon	
tert.-Butylbenzol		Benzoessäure	
1,2,4-Trimethylbenzol	Benzaldehyd		
sec.-Butylbenzol			
p-Isopropyltoluol			
n-Butylbenzol			
Naphthalin			

3.1.3 Polychlorierte Dibenzo(p)-Dioxine/Furane

Emissionen von polychlorierten Dibenzo(p)-Dioxine/Furanen (PCDD/F) kommt weniger Bedeutung bei der Freisetzung aus dem Abfallbehandlungsprozess selbst, sondern beim Einsatz einer thermischen Abgasbehandlungsanlage zu. Die Ergebnisse verschiedener eigener Messungen an mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen zeigen, dass die Konzentrationen im Abgas zwischen $2,80E-05 \text{ ng/Nm}^3$ und $6,26E-03 \text{ ng/m}^3$ betragen und somit um 2 bis 4 Größenordnungen unter dem Grenzwert der 30. BImSchV von $0,1 \text{ ng/m}^3$ liegen. (Reinhardt & Jager, 1996)

3.1.4 Stickstoffverbindungen

Die maßgebliche Verbindung bei den Stickstoffemissionen ist Ammoniak (NH_3), für welches in der TA Luft '86 keine Begrenzung festgelegt war und nun in der Neufassung der TA Luft 2002 mit $0,10 \text{ kg/h}$ Massenstrom oder 20 mg/m^3 Massenkonzentration begrenzt wurde (TA Luft, 2002, Kap. 5.4.8.10.1).

Ammoniak wurde im Rohgas von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen in Konzentrationen von 10 bis 70 mg/m^3 (Cuhls, 2001) bzw. 30 bis 100 mg/m^3 gemessen (Lahl & Zeschmar-Lahl, 2001). Höhere nativ organische Stickstoffanteile im Abfall, höhere pH-Werte oder eine starke Durchlüftung des Materials verursachen höhere Ammoniakgehalte in der Abluft.

Ammoniak begünstigt im Biofilter bei gehemmter Nitrifikation die Bildung des klimarelevanten Distickstoffoxides (N_2O) sowie von Stickoxid (NO) (Cuhls, 2001; Doedens et al., 2003). Cuhls schließt eine Bildung von Stickstoff im Biofilter weitgehend aus, weil keine günstigen Bedingungen für eine Denitrifikation von NO_3 zu N_2 herrschen (Cuhls, 2001). Clemens & Trimborn berichten von einem linearen Zusammenhang zwischen der Abscheidung von Ammoniak und der Entstehung von Distickstoffoxid im Biofilter (Clemens & Trimborn, 2003).

Die 30. BImSchV begrenzt die Emissionen von Distickstoffoxid auf 100 g/Mg (Monatsmittelwert) (30 BImSchV, 2001).

Dem Biofilter vorgeschaltete Biowäschersysteme eliminieren Ammoniak in der Abluft und verhindern damit die Entstehung von Lachgas im Biofilter. Weiterhin können so hohe

Ammoniakkonzentrationen im Biofilter vermieden werden, die auf die Mikroorganismen toxisch wirken und eine Abnahme des Wirkungsgrades des Biofilters zur Folge haben.

3.1.5 Quecksilber und sonstige Metalle

Die schwerflüchtigen Metalle in der Abluft werden an Staub gebunden freigesetzt, d.h. ihr Vorkommen hängt von den Staubemissionen ab. Die Emissionen von Quecksilber als flüchtigstes Metall sowie 12 weitere, in der 17. BImSchV aufgeführte, Schwermetalle wurden von Cuhls im Roh- und Reingas von 4 MBA gemessen. Dabei hielten die Emissionen die Begrenzungen der 17. BImSchV sicher ein. Insgesamt konnten die Emissionen als „signifikant (Quecksilber), aber unkritisch“ eingestuft werden. (Cuhls, 2001)

Doedens bewertet die Schwermetall-Emissionen ebenfalls als unkritisch (Doedens et al., 2003).

3.1.6 Mikroorganismen

Unter der Bezeichnung „Bioaerosole“ werden Bakterien, Viren, Pilze und deren Stoffwechselprodukte verstanden, die über den Luftpfad emittieren. Diese können gesundheitliche Risiken einerseits für die Beschäftigten der Abfallbehandlungsanlage und andererseits für die Anwohner im Umfeld der Anlage bergen. Da bisher nur wenig Kenntnisse hinsichtlich der Keimemissionen und der Dosis-Wirkungs-Beziehung für den menschlichen Organismus besteht, werden derzeit verstärkt Untersuchungen vorangetrieben, um die Basis für die Ableitung von Richt- und Grenzwerten zu schaffen. (Kummer, 2003)

Bakterien und Pilze sind auch für die Bildung von flüchtigen organischen Substanzen (flüchtige organische Substanzen mikrobiellen Ursprungs - MVOC) verantwortlich (vgl. Abbildung 3-2).

Eine Kombination von Biowäscher und Biofilter ermöglicht eine Reduktion der Gesamtkeimzahl in der Abluft um bis zu zwei Zehnerpotenzen. Bei den mesophilen und thermophilen Schimmelpilzen konnten Reduktionsraten von 80 - 90 %, bei thermophilen Bakterien von ca. 77 % und bei mesophilen Bakterien von ca. 21 % festgestellt werden. Thermophile Aktinomyzeten konnten im Biofilter um bis zu 62 -93 % eliminiert werden. Andere Mikroorganismenarten konnten jedoch durch Biofilter nicht zufrieden stellend

zurückgehalten werden. Die in der Reinluft gemessenen Bioaerosole erwiesen sich größtenteils als Sekundäremissionen aus dem Biofiltermaterial. (Schlegelmilch et al., 2003b)

3.1.7 Geruch

Gerüche sind chemisch und physikalisch nicht eindeutig definierbar, weil sie oft aus einer Vielzahl von Verbindungen bestehen und häufig in kleinen Mengen vorkommen. Als Folge der Wirkung von flüchtigen Verbindungen auf das olfaktorische System nehmen Lebewesen den Geruch wahr. Chemische Substanzen, die folgende Eigenschaften besitzen, können als Geruch wahrgenommen werden (Jager & Schildknecht, 1979a):

- Flüchtigkeit (Molekulargewicht bis 350),
- Wasserlöslichkeit
- Lösbarkeit in Fetten
- Funktionelle Einheit

Von der Quelle freigesetzte Geruchsstoffe werden mit der Luft zu den Lebewesen transportiert. Dort gelangen sie an das Riechepithel, wo sie mit den Sinneszellen reagieren und einen Geruchseindruck bewirken. Es gibt Substanzen mit unterschiedlicher Struktur, die jedoch einen ähnlichen Geruchseindruck hervorrufen, sowie Substanzen mit gleicher Struktur, aber mit unterschiedlichen Geruchseindrücken. Beispielsweise weisen Undecanon-2, Undecanon-6 und Vanillin die gleiche Struktur auf, verursachen jedoch unterschiedliche Geruchseindrücke. Die Substanzen Campher, Hexachlorethan und Hexachlorbenzol haben trotz ähnlicher Geruchseindrücke unterschiedliche Strukturen. Zwischen der Geruchsstärke und der Geruchskonzentration besteht ein logarithmischer Zusammenhang. Demzufolge führt eine zehnfache Erhöhung der Konzentration dazu, dass der Geruch nur doppelt so stark wahrgenommen wird. (Jager & Schildknecht, 1979a)

Mehrere geruchswirksame Einzelsubstanzen können in einem Gemisch additiv oder kompensatorisch wirken (Bartsch, 2001).

Die Wirkung des Geruchs auf Menschen hängt weiterhin von folgenden Kriterien ab (Jager & Schildknecht, 1979a; Homans & Paduch, 1990):

Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung

- Intensität des Geruchs (Stärke der Geruchsempfindung)
- hedonische Geruchswirkung (angenehmer oder unangenehmer Geruch)
- Qualität/Charakteristik des Geruchs (es riecht nach...)
- Konzentration der Geruchsträger in Luft (Stärke des Geruchsreizes)
- Dauer der Geruchseinwirkung
- Häufigkeit der Geruchseinwirkung

Die undefinierbarkeit der Gerüche bei der Messung mit chemisch-physikalischen Methoden erschwert auch deren Erfassung und Bewertung. Stand der Technik bei der Geruchsmessung ist deshalb die Olfaktometrie, bei der die menschliche Nase als Messsensor eingesetzt wird. Olfaktometrie ist als „die kontrollierte Darbietung von Geruchsträgern und die Erfassung der dadurch beim Menschen hervorgerufenen Sinnesempfindungen“ definiert (VDI 3881 Bl. 1, 1986 S.3), gemessen wird somit die „Reaktion der Prüfer auf Geruchsreize“ (DIN EN 13725, 2003 S. 10).

Biedermann untersuchte das Abgas einer Kompostierungsanlage mit unterschiedlichen Methoden wie Olfaktometrie, chemische Analysen und Einsatz einer elektronischen Nase nach Geruchsstoffen. Die folgenden 6 Substanzen konnten als geruchswirksame Leitindikatoren identifiziert werden (Biedermann, 2001):

- Ethanol, Ethylacetat und Butanon
- Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid
- Limonen

Die wasserlöslichen Stoffe Ethanol, Ethylacetat und Butanon zeigen in Biofiltern eine gute Abbaubarkeit (Biedermann, 2001; Schlegelmilch et al., 2003a). Die organischen Sulfide Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid werden in Biofiltern teils abgebaut, teils gebildet (Biedermann, 2001). Schlegelmilch et al. (2003a) stellten überwiegend eine Bildung von Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid im Biofilter fest; vereinzelt konnte ein biologischer Abbau von Dimethyldisulfid festgestellt werden. Es konnte eine lineare Korrelation zwischen den Abbaugraden von Limonen und der Reduktion der Geruchsemissionen festgestellt

werden, der Grad des Limonenabbaus jedoch stark von der Filterbettbelastung abhängt (Biedermann, 2001; Schlegelmilch et al., 2003a).

Die Geruchsemissionen aus der Abfallbehandlung werden durch folgende Faktoren beeinflusst:

- Art und Zusammensetzung des Abfalls
- Art der biologischen Stufe (aerob oder anaerob)
- Betriebsführung
- Klimatische Randbedingungen

3.2 Bewertung der Emissionen und Ermittlung umweltrelevanter Leitindikatoren

3.2.1 Vorgehensweise

Zur Bewertung der Umweltwirkungen von Abgasen aus der Abfallbehandlung wurde eine Methodik, die an die Vorgehensweise der Ökobilanz nach DIN ISO 14040 (DIN EN ISO, 1997) angelehnt ist, gewählt. Die Vorgehensweise gliedert sich dabei in drei maßgebliche Schritte: Zuerst ist das Ziel der Untersuchung sowie der dazugehörige Bilanzrahmen festzulegen. Anschließend werden in der Sachbilanz die für die Bewertung maßgeblichen Kennzahlen, z.B. Emissionen, ermittelt. Im letzten Schritt, der Wirkungsabschätzung, folgt dann die Bewertung der in der Sachbilanz erhobenen Daten und die Aggregation der potentiellen Wirkungen der einzelnen Substanzen und Prozesse zu einem Wirkungsindikator. Begleitend findet immer eine Bewertung und Diskussion der Ergebnisse statt.

Die Wirkungsindikatoren der Wirkungsabschätzung geben den potentiellen Einfluss des untersuchten Systems auf verschiedene Schutzgüter wieder. Dabei werden den einzelnen Emissionen über Äquivalenzfaktoren Gewichtungen zugeordnet, die das Schädigungspotential der Substanz wiedergeben.

Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung

Für die Bewertung der Abgasbehandlung wurden drei Wirkungskategorien ausgewählt, die maßgeblich von den gemessenen Emissionen beeinflusst werden. Bewertet werden die Wirkungen der Abluft hinsichtlich ihres humantoxischen¹, olfaktorischen und photooxidantienbildenden² Potentials. Für die einzelnen Wirkungskategorien wird dabei den Einzelsubstanzen ein Wirkungsäquivalent zugeordnet, welches die potentielle Wirkung für die betrachtete Wirkungskategorie ausdrückt (Guinée, 2002).

Für das humantoxische Potential wird die potentielle toxische Wirkung in 1,4-Dichlorbenzol-äquivalenten angegeben. Dabei ist das berechnete Wirkungsäquivalent die Masse an 1,4-Dichlorbenzol, die dieselbe toxische Wirkung hervorrufen würde, wie die betrachteten Emissionen. (Guinée, 2002)

Das olfaktorische Potential wird mit einem Ansatz des kritischen Volumens abgebildet. Dabei ist das Wirkungsäquivalent die Summe der Luftmengen, die nötig ist, um die Einzelsubstanzen unter ihre Geruchsschwellenkonzentration zu verdünnen.

Die potentielle Photooxidantienbildung wird als äquivalente Emission von Ethylen berechnet. Wie beim humantoxischen Potential ist das gesamte Wirkungsäquivalent die Menge an Ethylen, die dieselbe Wirkung wie die betrachteten Emissionen hervorruft. (Guinée, 2002)

In diesen drei Wirkungskategorien sind die Emissionen flüchtiger Kohlenwasserstoffe auf Grund der bisherigen Erfahrungen bei der Bewertung von Emissionen biologischer Abfallbehandlungsanlagen ergebnisbestimmend. Andere Kategorien wie Treibhaus- oder Versauerungspotential werden im Allgemeinen von Massenschadstoffen wie Kohlendioxid oder Schwefeldioxid dominiert, die im Rahmen der biologischen Abfallbehandlung von untergeordneter Bedeutung sind.

¹ Zur Bewertung der Humantoxizität werden Äquivalenzfaktoren für Chemikalien definiert, die sowohl den Verbleib in der Umwelt als auch die Ausbreitung dieser Substanzen berücksichtigen. Hierzu werden Daten über die Persistenz, den Stofftransport über verschiedene Umweltmedien hinweg, die menschliche Toxizität, den Ausbreitungsweg über die Luftaufnahme und die Aufnahme von Trinkwasser als auch die Aufnahme von Fisch, Fleisch, Milchprodukten und Gemüse verwendet.

² Die Bildung von Photooxidantien erfolgt in den unteren Schichten der Troposphäre durch die Emission von flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen und von Stickoxiden bei gleichzeitiger Einwirkung von Sonnenstrahlung (photochemischer Smog). Die Folgen können sowohl humantoxischer als auch ökotoxischer Natur sein.

3.2.2 Umweltrelevante Leitindikatoren

Um die für die weiteren Betrachtungen relevanten Substanzen zu ermitteln, wurden Messwerte aus dem Abgas verschiedener mechanisch-biologischer Restabfallbehandlungsanlagen aus der Literatur recherchiert. Auf Basis dieser Messwerte wurden Emissionsdatensätze generiert und einer ökologischen Bewertung in den drei o.g. Kategorien unterzogen. Die Rohgasdatensätze repräsentieren die Schadstoffbelastung vor, die Reingasdatensätze nach der biologischen Abluftbehandlung.

Zur Bewertung wurde das am Fachgebiet Abfalltechnik entwickelte Tool EcoFIPS³ eingesetzt, welches insbesondere auf die Bewertung von Emissionsdatensätzen und die Ermittlung von Leitindikatoren spezialisiert ist (Steinberg et al., 2004).

Die Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien sind im Folgenden dargestellt.

3.2.2.1 Leitindikatoren aus der Literatur – Umweltwirkungskategorie Humantoxizität

In Abbildung 3-3 sind die Anteile der Einzelsubstanzen am Wirkungsergebnis für Datensätze nach Cuhls (2001) dargestellt. Einen Beitrag zum Wirkungsergebnis leisten dabei nur aromatische Verbindungen. Insbesondere Benzol wird als Leitindikator bestätigt. Ein prinzipieller Unterschied zwischen Roh- und Reingasproben bei der biologischen Abluftbehandlung ist nicht festzustellen.

³ **Ecological Flexibel Impact Pre-Estimation System**

Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung

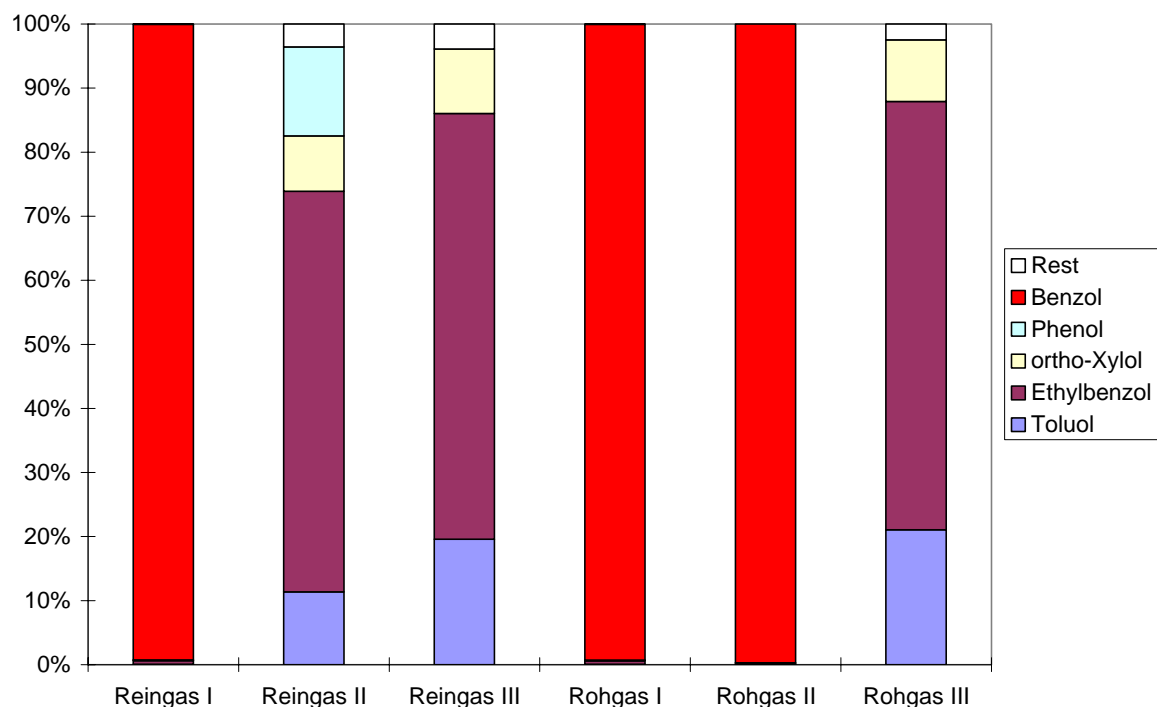


Abbildung 3-3: Leitindikatoren Humantoxizität nach (Cuhls, 2001)

3.2.2.2 Leitindikatoren aus der Literatur – Umweltwirkungskategorie Geruch

Abbildung 3-4 zeigt die Anteile der Einzelsubstanzen am Wirkungsergebnis für Datensätze nach Cuhls (Cuhls, 2001) in der Wirkungskategorie Geruch. Für den Geruch ist die Anzahl der Substanzen, die als Leitindikator identifiziert werden können, begrenzt. Einen wichtigen Stellenwert nimmt das Limonen ein, das auch über die dargestellten Datensätze hinaus dominierend auftritt. Weiterhin haben das Dimethyldisulfid, die Kresole sowie alpha-Pinen einen maßgeblichen Einfluss auf das Wirkungsergebnis.

Wie bei der Untersuchung des humantoxischen Potentials ist auch bei der Bewertung des Geruchspotentials kein prinzipieller Unterschied in der Zusammensetzung des Wirkungsergebnisses zwischen Roh- und Reingas festzustellen.

Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung

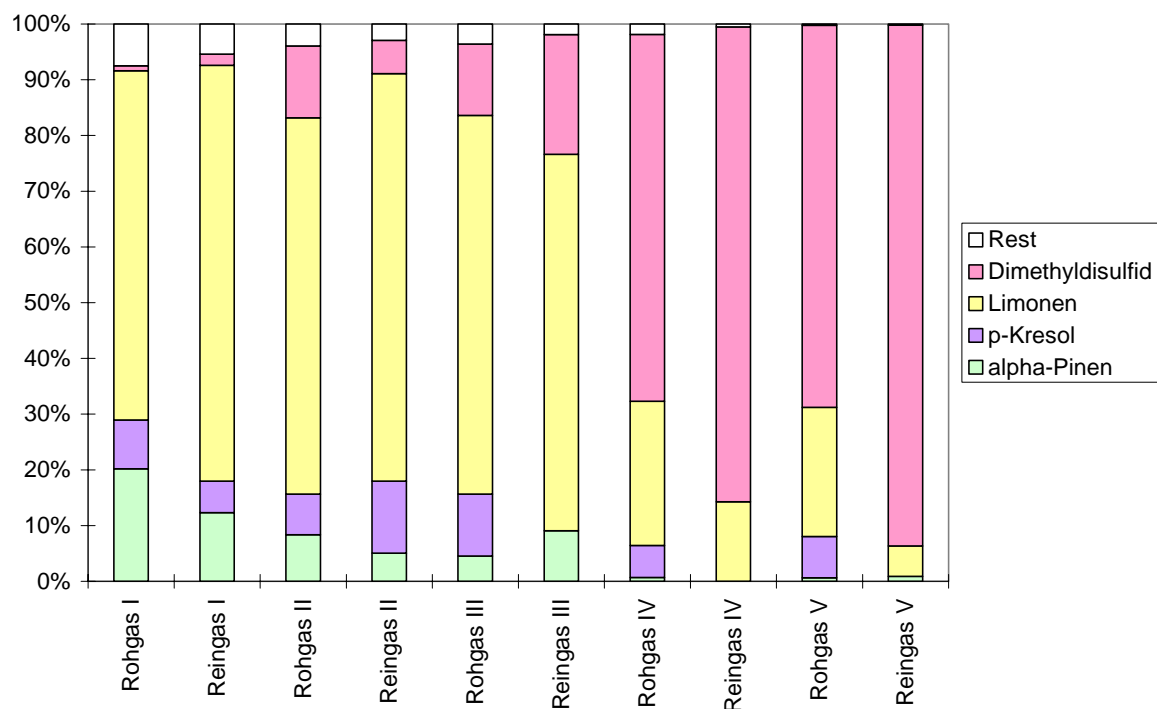


Abbildung 3-4: Leitindikatoren Geruch nach (Cuhls, 2001)

3.2.2.3 Leitindikatoren aus der Literatur – Umweltwirkungskategorie Photooxidantienbildung

In Abbildung 3-5 sind die Leitindikatoren in der Umweltwirkungskategorie Photooxidantienbildung dargestellt. Es ist zu erkennen, dass für die potentielle Photooxidantienbildung 2-Butanon als Leitindikator ermittelt werden kann. Bezüglich weiterer Leitindikatoren kann keine klare Aussage getroffen werden kann, d.h. weitere Einzelsubstanzen können nicht als durchgehend ergebnisbestimmend identifiziert werden. Vielmehr ist hier die Summe an VOCs für das Gesamtergebnis maßgeblich, wobei die Zusammensetzung weniger von Bedeutung ist. Dies gilt sowohl für die Roh- als auch für die Reingasproben.

Kenntnisstand zu gasförmigen Emissionen aus der Abfallbehandlung

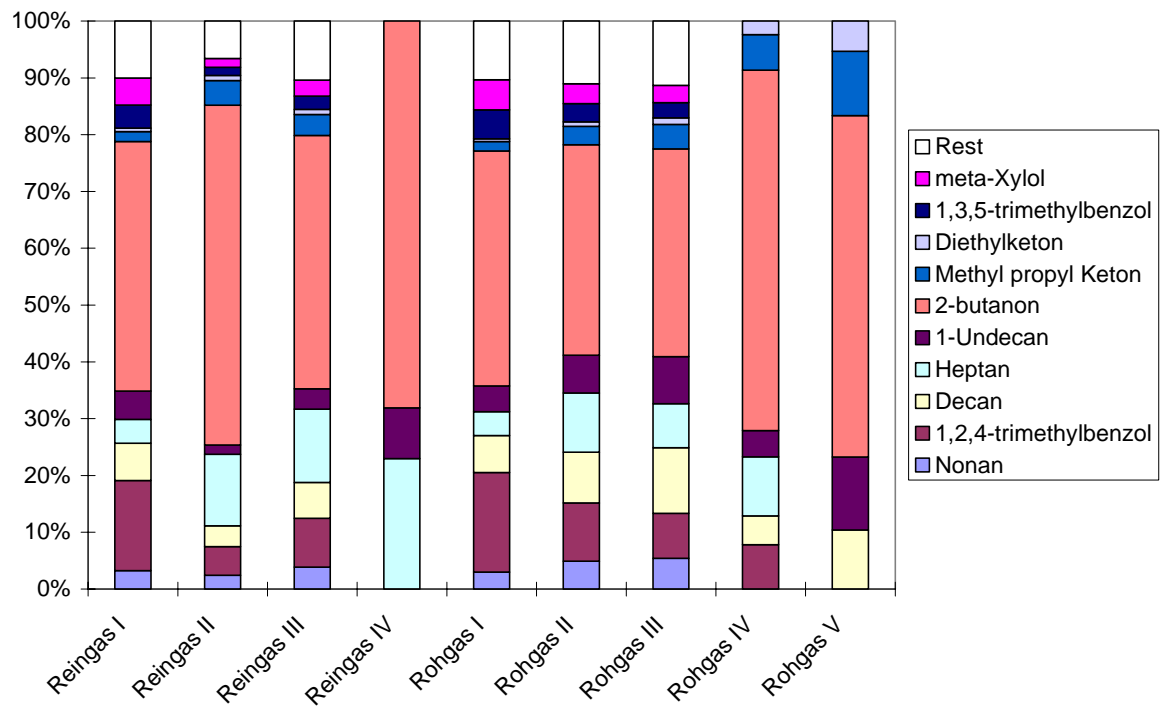


Abbildung 3-5: Leitindikatoren Photooxidantienbildung nach (Cuhls, 2001)

4 Abgasreinigungssysteme

Auf dem Markt haben sich verschiedene Verfahren zur Behandlung von Abgasen etabliert. Eine Übersicht über die Abgasreinigungsverfahren gibt Abbildung 4-1.

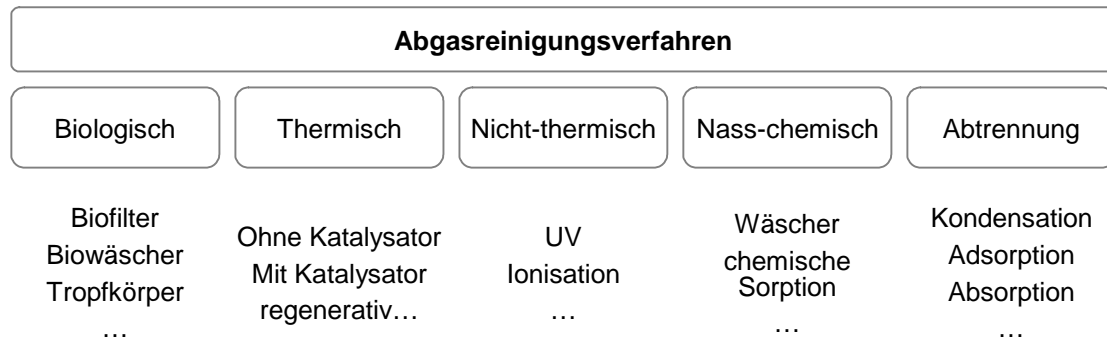


Abbildung 4-1: Übersicht über Verfahren zur Abgasreinigung

Im Bereich der biologischen Abfallbehandlung finden hauptsächlich biologische Verfahren Einsatz. Neben Anlagen zur Behandlung von Bioabfällen mit dem Ziel der Komposterzeugung wurden biologische Abgasreinigungsverfahren auch bei der ersten Generation von Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen eingesetzt. Mit Inkrafttreten der 30. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen (30. BImSchV, 2001), vgl. Kap. 2.1) sowie der Neufassung der TA Luft 2002 (TA Luft, 2002; vgl. Kap. 2.2) wurden Anforderungen an die Emissionsminderung gestellt, die von biologischen Verfahren allein nicht einzuhalten waren. Dies erforderte die Installation alternativer sowie weitergehender Verfahren.

Im Rahmen des Projektes wurde eine Kombination aus biologischem Verfahren mit einem nicht-thermischen Ionisationsverfahren untersucht, weswegen nachfolgend kurz auf die Grundlagen dieser beiden Verfahren eingegangen wird.

4.1 Grundlagen der biologischen Abluftreinigung

Die biologische Abluftreinigung basiert auf der Schadstoff- und Geruchsstoffminderung durch biologische Abbau- und Umsetzungsprozesse. Das ihr zugrunde liegende Wirkprinzip ist der aerobe Stoffab- und -umbau durch Mikroorganismen. Beteiligt an diesem Prozess sind eine Vielzahl verschiedener Mikroorganismen, wie Bakterien, Actinomyceten und Pilze.

Abgasreinigungssysteme

Durch die Fähigkeit der Mikroorganismen zur Anpassung an verschiedene Substanzen kann die biologische Abluftreinigung zur Behandlung einer großen Bandbreite an Stoffen eingesetzt werden.

Grundlage der biologischen Abluftreinigung ist der Stofftransport der Schadstoffe aus der Gasphase in die wässrige Phase, um sie einem mikrobiellen Abbau zugänglich zu machen sowie die biochemische Umsetzung der sorbierten Schadstoffe.

Durch folgende Teilschritte können diese Prozesse beschrieben werden [Fischer & Sabo 1996]:

- großräumige Transportvorgänge in der Gasphase (Strömungsvorgänge)
- Diffusionsvorgänge sowohl in der Gas- als auch in der Wasserphase
- Sorptionsvorgänge
- Schadstoffumsetzung aufgrund biochemischer Reaktionen

Folgende Voraussetzungen müssen für den Einsatz biologischer Abluftreinigungsverfahren erfüllt sein:

- Die Abluftinhaltsstoffe müssen grundsätzlich wasserlöslich sein und in ausreichendem Umfang durch Sorptionsprozesse in die wässrige Phase überführt werden können.
- Die Abluftinhaltsstoffe müssen biologisch abbaubar sein und dürfen nicht toxisch wirken.
- Die Ablufttemperatur soll zwischen 5 und 60 °C liegen, mit einem Optimum bei 15 bis 35 °C.
- In der Abluft sollen möglichst kein Staub und kein Fett enthalten sein.
- Die Abluft soll eine ausreichende Feuchte besitzen (mind. 95 % rF).

(Fischer & Sabo 1996, Kobelt 1995)

Die Verfahrenstechnik bei Biofilteranlagen besteht im Allgemeinen aus zwei Anlagenstufen:

- die technische Stufe der Rohgaskonditionierung und
- die biologische Stufe der Schadstoffbehandlung.

Unter der technischen Stufe werden sämtliche Anlagenteile verstanden, die zur Ablufterfassung, zum Ablufttransport und zur Abluftkonditionierung notwendig sind. Unter Abluftkonditionierung wird die Anpassung der Abluftparameter an die nachfolgende biologische Stufe verstanden (z.B. Temperierung, Befeuchtung).

In der biologischen Stufe findet die eigentliche Behandlung bzw. Reinigung der Abluft statt. Die Hauptbedeutung kommt hier dem Filtermaterial zu, in dem die Absorption bzw. der mikrobielle Abbau stattfindet. In nachfolgender Abbildung ist das verfahrenstechnische Prinzip der Biofiltration dargestellt.

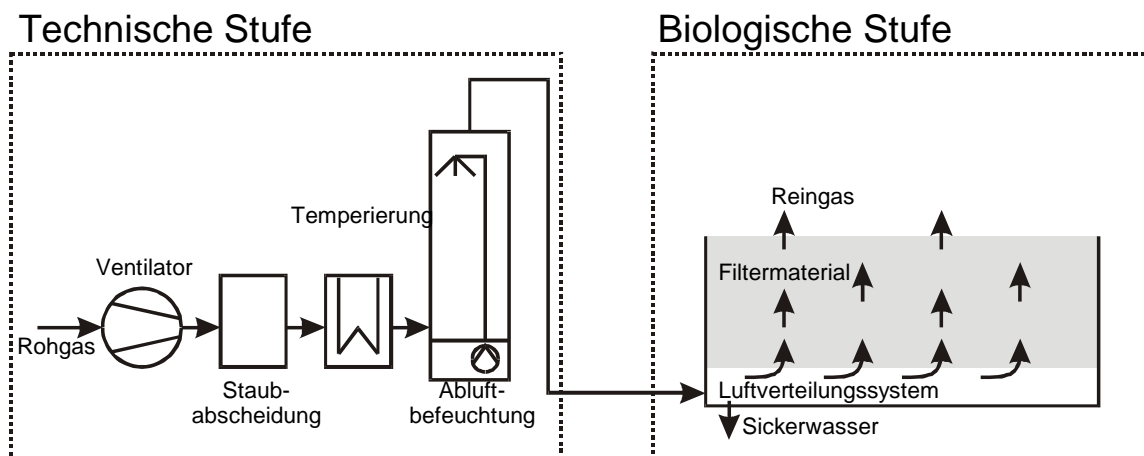


Abbildung 4-2: Verfahrenstechnisches Prinzip der Biofiltration (Bockreis, 2001)

Die zu reinigende Rohluft tritt von unten über ein Luftverteilungssystem in das auf dem Filterboden aufgeschichtete Filtermaterial ein. Als Luftverteilungssysteme lassen sich Varianten mit strukturierter Luftverteilung mittels gelochten oder geschlitzten Elementen aus Beton oder Kunststoff, Gitterroste oder Belüftungssteine oder solche mit vor oder unter dem Filter angeordneten Druckkammern unterscheiden, was sich auf die Größe des auftretenden Druckverlustes auswirkt. Unterhalb des Luftverteilungssystems befindet sich eine Drainage zur Fassung von Überschusswasser, um eine Vernässung des Filtermaterials zu verhindern.

(Bockreis 2001, Fischer et al. 1990)

4.2 Grundlagen der Ionisation

Als Ionisation wird ein Vorgang bezeichnet, bei dem aus einem Atom oder Molekül ein Elektron entfernt oder durch ein Atom oder Molekül aufgenommen wird und infolge dessen ein Ion entsteht. Es entstehen sowohl positive als auch negative Ionen. (Kegel, 1998; Daniels, 2001). Die Ionisierungsenergie wird mit Hilfe von gezielten Entladungen durch den Einsatz von Ionisationsröhren künstlich herbeigeführt. Als Folge der Bildung von reaktiven Spezies infolge von Elektron-Molekül-Wechselwirkungen finden bereits bei Umgebungstemperaturen Reaktionen statt, die normalerweise erst bei wesentlich höheren Temperaturen ablaufen. Dieser Zustand wird auch als nichtthermisches Plasma bezeichnet. (Rückauf, 2002; Sjöberg, 1999; Daniels, 2001)

Der Abbau von Geruchsstoffen und anderen organischen und anorganischen Substanzen erfolgt durch Oxidationsprozesse von Sauerstoffionen und anderen Radikalen, die durch die Ionisation gebildet werden (Kegel, 1998).

Weiterhin können auch Moleküle angezogen werden, die ein elektrisches Dipolmoment aufweisen und sich dann als so genannte „Cluster“ zusammenlagern. Je nach involvierten Partikeln und Partikelanzahl können diese in verschiedene Ionenkategorien eingeteilt werden, die sich beispielsweise anhand der Lebensdauer unterscheiden. Für die Abluftreinigung durch Ionisation sind Klein- und Mittelionen von Bedeutung, die sich durch eine große Beweglichkeit und eine geringe Lebensdauer charakterisieren lassen und daher sehr reaktiv auf kurzen Distanzen agieren. (Ehlers, 1999)

Untersuchungen zeigen, dass die in Tabelle 4-1 genannten Substanzen prinzipiell durch Ionisationsverfahren abgebaut werden können.

Tabelle 4-1: Mittels Ionisationsverfahren abbaubare Substanzen (Daniels, 2001)

1.1.1-Trichlorethan	1.1.2-Trichlorethan	1.2.4-Trimethylbenzol
Acetaldehyd	alpha-Pinen	Ammoniak
Benzol	Butan	Cyclohexan
Dichlormethan	Ethan	Ethen
Ethylbenzol	Formaldehyd	Hexafluorethan
Hexan	Kohlenmonoxid	Methan
Methylalkohol	Methylethylketone	Naphthalin
Pentan	Stickoxide	Styrol
Tetrachlorethylen	Tetrachlormethan	Toluol
Xylol (o-, m-, p-)		

Die an der untersuchten MBA eingesetzten Ionisationsröhren sind in Abbildung 4-3 dargestellt.

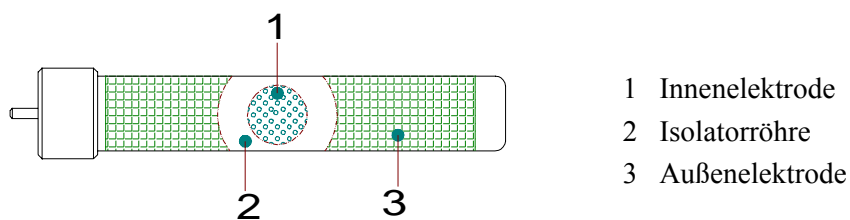


Abbildung 4-3: Ionisationsröhre

Die strahlungsfreie Ionisationsröhre besitzt eine Isolatorröhre (2), in deren Innenraum sich eine hülsenförmige Innenelektrode ((1), Anode aus Edelstahl) befindet, während eine hülsenförmige Außenelektrode ((3), Kathode aus Edelstahl) auf der Außenfläche der Isolatorglasröhre aufgeschoben ist. Die Außenelektrode ist aus einem speziellen Drahtgewebe (Edelstahl) geformt. Nach Anlegen einer Hochspannung von ca. 2.800 V an der Innenelektrode findet die Hochspannungsübertragung statt. Auf der Außenelektrode entstehen Koronaren, durch die eine diffuse Elektronenemission erreicht wird.

5 Beschreibung der Versuchsanlage

5.1 Allgemeine Verfahrensbeschreibung

Die Untersuchungen wurden an einer Versuchsanlage zur mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen, die vom Zweckverband Abfallbehandlung Kahlenberg (ZAK) betrieben wird, durchgeführt.

Als biologische Stufe kommt das sogenannte BIOPERCOLAT[®]-Verfahren zur Anwendung, bei dem eine aerob-anaerobe Behandlung des Abfalls erfolgt. Die biologische Stufe besteht im Wesentlichen aus den Elementen Perkolator und Biogas-Fermenter. Der Perkolator ist ein geschlossener Reaktor mit Horizontalrührwerk, in dem aus den mechanisch aufbereiteten Restabfällen mineralische und organische Feinsubstanzen unter aeroben Bedingungen ausgewaschen (perkoliert) werden. Die Belüftung des Restabfalls im Perkolator fördert die aerobe Hydrolyse, wodurch leicht auswaschbare, organische Feinsubstanzen gebildet werden. Das Rühren bewirkt einen zusätzlichen mechanischen Aufschluss (selektive Zerkleinerung von Bioabfällen, Papier, Folien, Windeln, etc.) und unterstützt so den biologischen Prozess. Das organikreiche „Waschwasser“ (Perkolat) gelangt nach Abtrennung mineralischer Bestandteile in den Biogas-Fermenter und wird dort anaerob behandelt. Das dabei entstehende Biogas kann zur Energiegewinnung über Kraft-Wärme-Kopplung verwertet werden. Das nur noch gering organisch belastete Perkolat wird wieder rückgeführt und zur Berieselung des Abfalls genutzt. (Schreiber & Person, 2001)

Einen Überblick über das Verfahren gibt Abbildung 5-1.

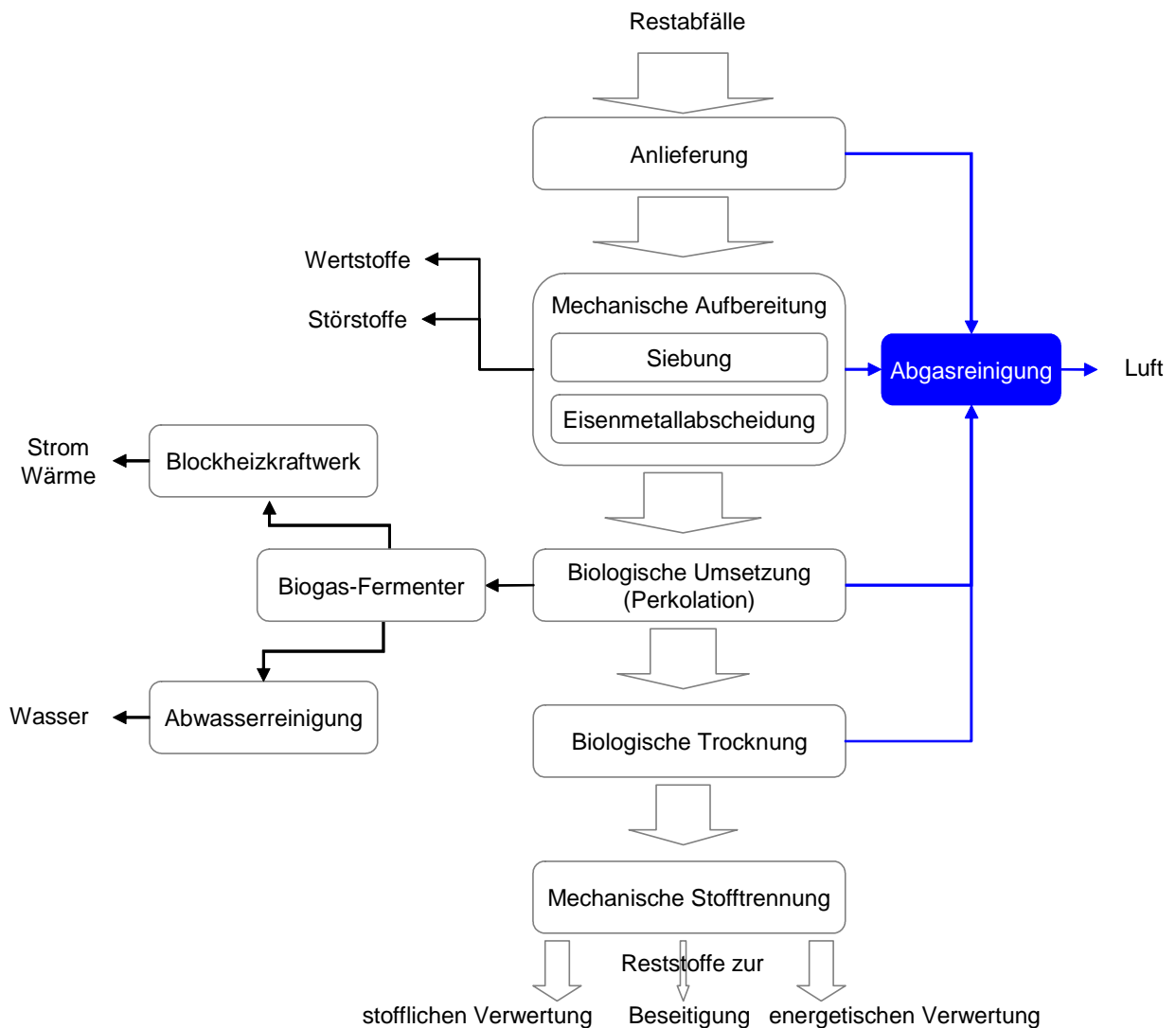


Abbildung 5-1: Fließbild der untersuchten MBA, nach Schreiber & Person (2001)

5.2 Beschreibung des eingesetzten Abluftreinigungsverfahrens

Alle Anlagenteile der untersuchten mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage sind eingekapselt und die Abluftströme werden abgesaugt. Die Abluftreinigung der MBA bestand bei Beginn der Untersuchungen aus einem geschlossenen modularen Biofiltersystem mit vorgeschalteter Konditionierungsstufe (zweistufiges Wäschersystem) sowie einer nachgeschalteten Ionisationsanlage. Die Ableitung der gereinigten Abluft erfolgte über einen Kamin.

Im Laufe des Demonstrationsbetriebs der Anlage wurde das Abluftreinigungssystem mehrfach modifiziert.

Beschreibung der Versuchsanlage

Seit September 2002 wurde das hochbelastete Prozessabgas in einer Kondensationsanlage behandelt und das behandelte Abgas wieder zur Belüftung des Perkolators verwendet. Im Zeitraum Oktober – Mitte Dezember 2002 wurden weiterhin Versuche zur Behandlung eines Teilstroms des hochbelasteten Prozessabgases in einer regenerativ-thermischen Oxidationsanlage durchgeführt.

Einen Überblick über das System zur Abluftreinigung gibt Abbildung 5-2, in der die Messstellen, die in Tabelle 6-2 beschrieben sind, blau eingezeichnet sind.

Beschreibung der Versuchsanlage

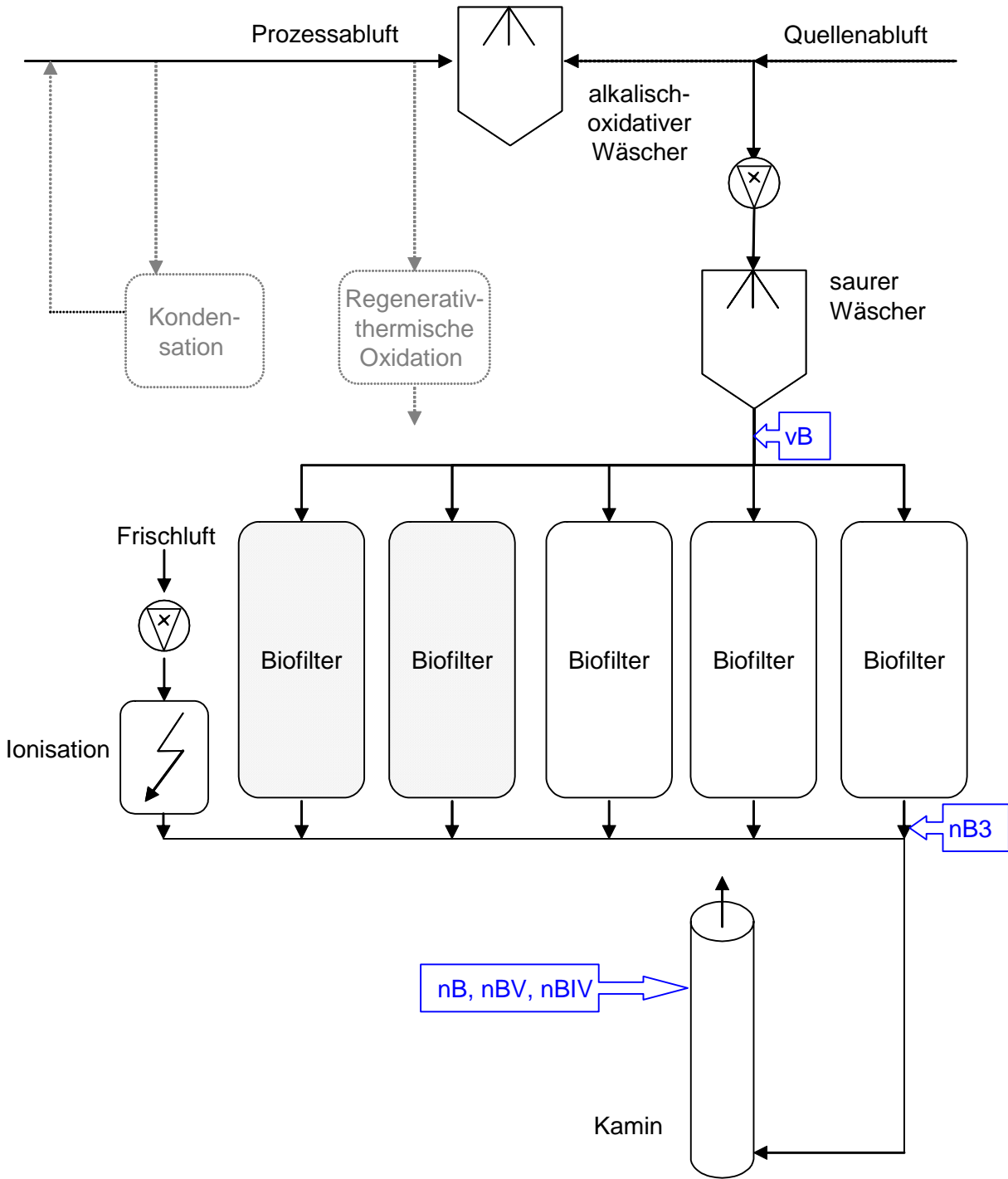


Abbildung 5-2: Abluftreinigungssystem der untersuchten mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage (nach Schreiber, 2001)

5.2.1 Biologische Stufe

Die biologische Stufe des Abluftreinigungssystems beinhaltet zwei Biowäscher und fünf parallel betriebene Biofilter in geschlossener Containerbauweise.

Der alkalische und der saure Wäscher werden im Gegenstromprinzip betrieben. Zu den anfangs vorhandenen drei Container-Biofiltern wurden im Juni 2002 noch zwei Biofilter in gleicher Bauweise installiert. Mit dem Einbau dieser zwei zusätzlichen Biofilter wurde die Filterflächenbelastung von $80 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ auf $50 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ reduziert. Die Anströmung erfolgt bei allen Biofiltern im down-flow, um eine bessere Durchfeuchtung des Filtermaterials und einen optimalen Stoffaustausch zu erreichen.

5.2.2 Ionisations-Stufe (Neutralox Umwelttechnik GmbH)

5.2.2.1 Grundsätzliches zum Ionisationsverfahren

Die Luftreinigung mit Aktivsauerstoff ist ein natürlicher Vorgang, der in einer intakten Umwelt die Luft entkeimt und Gerüche neutralisiert. In geruchsbeladener Abluft muss dieser natürliche Vorgang durch technisch erzeugte Sauerstoffionen unterstützt werden.

Die verbrauchte bzw. belastete Abluft wird über die NEUTRALOX-Ionisationsröhren geleitet und dort durch Hochspannung mit negativen und positiven Sauerstoffionen angereichert. Bei dieser elektronischen Anregung bilden sich als Reaktionsmittel Radikale, stark oxidierende Moleküle, freie Atome sowie kurzlebige Ionen und langlebigere Ionencluster. Das entstehende hoch reaktive, instabile Gas wird auch als nichtthermisches Plasma bezeichnet. Der Energiegehalt entspricht dem eines über 1000°C heißen Gases, wobei die tatsächliche Gastemperatur nur unwesentlich erhöht wird. Die erzeugten Reaktionsmittel bewirken durch eine sofortige Oxidation eine effektive Luftentkeimung und Geruchsneutralisation.

Die Wirkung des Ionisationsverfahrens steht sofort nach dem Einschalten zur Verfügung. Da die Reaktionsmittel im System erzeugt werden, sind keine Chemikalien oder sonstigen Hilfsstoffe vorzuhalten. Es wird lediglich elektrische Energie benötigt. Der erforderliche spezifische Energieeinsatz ist relativ gering und steigt unterproportional mit der Rohgasbelastung an.

Beschreibung der Versuchsanlage

Werden an die Ionisationsröhren Spannungen deutlich über 3.000 V angelegt, dann entsteht zusätzlich Ozon, welches ebenfalls Schadstoffe oxidiert.

Ionisierte Oxidationsprodukte der Schadstoffe unterstützen den Schadstoffabbau.

Die Schadstoffzusammensetzung in der Abluft von Kompostieranlagen und auch Müllbehandlungsanlagen variiert stark von Anlage zu Anlage. Eine allgemeinverbindliche Aussage über den Energiebedarf ist daher nicht möglich. In dem untersuchten System variierte die volumenspezifische Energie für die Ionisation von $0,04 \text{ W/m}^3_{\text{Abluft}}$ (Hauptanlage) bis $0,7 \text{ W/m}^3_{\text{Abluft}}$ (Testversuche mit leistungsgesteigerter Ionisation). Aufgrund der geringen Druckverluste des Ionisationsverfahrens ist in der Regel ein geringerer Energiebedarf erforderlich als bei konventionellen Verfahren.

Die optimale Verweilzeit für die Abluftreinigung richtet sich nach einer Vielzahl an Parametern, wie beispielsweise Schadstoffzusammensetzung, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Geometrie des Reaktionsraumes. Die Verweilzeit wird anhand von Erfahrungswerten und Testergebnissen empirisch bestimmt. Für die Versuchsanlage sind aufgrund ihrer Abmessungen Verweilzeiten von 3 bis 4 Sekunden vorteilhaft, während bei großen Abluftvolumina eine geringere Verweilzeit (1 – 2 s) die effektivste Lösung darstellt.

Die garantierte Standzeit der Röhrenelektroden beträgt bis zu 22.000 h. Die Standzeit der Röhren verkürzt sich, wenn höhere Betriebsspannungen angelegt werden.

5.2.2.2 Beschreibung der großtechnischen Ionisationsanlage

Die charakteristischen Parameter der Ionisationsanlage in Kahlenberg sind:

- Röhrenelektroden des Typs Bioclimatic
- Länge = 580 mm
- Durchmesser = 38 mm
- Innenelektrode = Aluminium-Gitter
- Dielektrikum = Glas
- Material der Außenelektrode = Edelstahl-Gewebe

Beschreibung der Versuchsanlage

- Leistungsaufnahme = 6 W
- Mittlerer Energieverbrauch = 5 Watt
- Anzahl der Röhren je Modul (Typ Vario 8/100) = 8
- Anzahl der Module = 15
- Luftgeschwindigkeit über den Röhren = 0,7 m/s
- Luftvolumenstrom = 14.000 m³/h
- Verweilzeit in der Anlage = 1,5 s
- Investitionskosten:
 - Absolute Investitionskosten = 75.000 €
 - Spez. Investitionskosten = 5,4 €/m³
 - Stromkosten (bei 0,06 €/kWh) = 0,35 €/h
 - Stromkosten (nur Ionisation) = 0,04 €/kWh (d.h. die Stromkosten ergeben sich im wesentlichen durch Überwindung von Druckverlusten, z.B. im nachgeschalteten Biofilter)

5.2.2.3 Beschreibung der Testanlage zur Ionisation

In Abbildung 5-3 ist das Grundfließbild der Testanlage dargestellt. Das Abgas wird von einem Ventilator durch einen Feststofffilter angesaugt und in die Ionisationsanlage gefördert. Dort ionisieren die Röhrenelektroden den Luftsauerstoff und die Schadstoffe. Zusätzlich wird in einer Bypass-Anlage, die ähnlich arbeitet wie die Hauptanlage, hochionisierte Umgebungsluft erzeugt.

Die ionisierte Abluft wird im Reaktionskanal mit der hochionisierten Umgebungsluft vermischt. Hierbei werden die Geruchsstoffe abgebaut und gereinigte, weitgehend geruchsfreie Luft entweicht in die Umgebung.

Beschreibung der Versuchsanlage

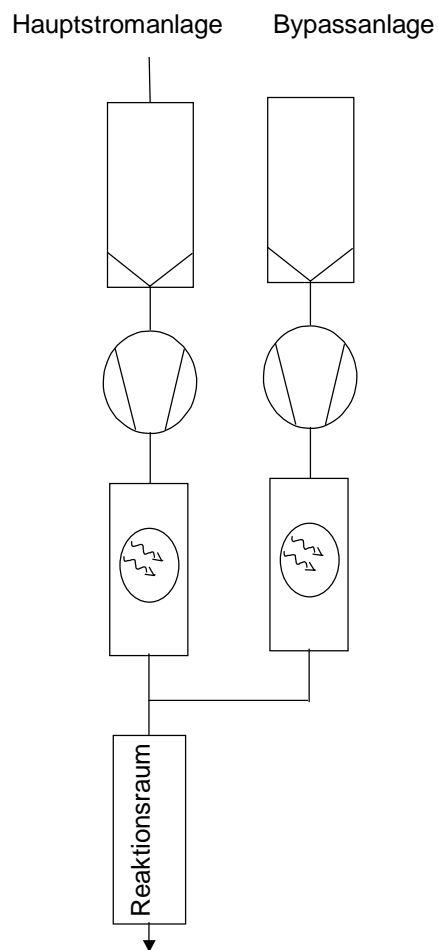


Abbildung 5-3: Fließbild der Ionisations-Testanlage

Die charakteristischen Parameter der im Test eingesetzten Hauptstromanlage sind:

- Röhrenelektroden des Typs Bioclimatic
- Länge = 580 mm
- Durchmesser = 38 mm
- Innenelektrode = Aluminium-Gitter
- Dielektrikum = Glas
- Material der Außenelektrode = Edelstahl-Gewebe
- Leistungsaufnahme = 6 W

Beschreibung der Versuchsanlage

- Mittlerer Energieverbrauch = 5 Watt
- Anzahl der Röhren je Modul (Typ Vario 5f) = 5
- Anzahl der Module = 4
- Luftgeschwindigkeit über den Röhren = 0,4 m/s
- Luftvolumenstrom = 300 m³/h
- Verweilzeit in der Anlage inkl. Reaktionsraum = 4,5 s

Die charakteristischen Parameter der im Test eingesetzten Bypassanlage sind:

- Röhrenelektroden des Typs Bioclimatic, silberbedampft
- Länge = 580 mm
- Durchmesser = 38 mm
- Innenelektrode = vollflächig Silber
- Dielektrikum = Glas
- Material der Außenelektrode = Edelstahl-Gewebe, feine Maschenweite
- Leistungsaufnahme = ca. 7 W
- Mittlerer Energieverbrauch = 6 Watt
- Anzahl der Röhren je Modul (Typ Vario 8/120) = 8
- Anzahl der Module = 3
- Luftgeschwindigkeit über den Röhren = 0,4 m/s
- Luftvolumenstrom = 250 m³/h

Die Leistung der Röhren und Module der Bypass-Anlage wurde um ca. 20 % gesteigert, um hierdurch die Bypassluft höher zu ionisieren. Dies wurde erreicht durch leistungsgesteigerte Transformatoren und Röhren mit niedrigeren elektrischen Widerständen.

5.2.3 Beschreibung der halbtechnischen Ionisationsanlage für Durchführung von Parameterstudien

Zur Untersuchung ausgewählter Betriebszustände und zur Variation einzelner Parameter wurde am Institut WAR der TU Darmstadt eine halbtechnische Versuchsanlage errichtet. Mit Hilfe dieser Anlage sollten gezielt Studien zu ausgewählten Parametern unter variierenden Bedingungen durchgeführt werden. Zu diesen Parametern zählen beispielsweise die Untersuchung des Einflusses der Luftfeuchte, die Leistungsfähigkeit des Ionisationssystems in Abhängigkeit physikalischer Parameter, wie z.B. der Strömungsgeschwindigkeit und des Volumenstroms, und gegenüber ausgewählten umweltrelevanten Einzelsubstanzen. Die Konstruktion des Aggregates erfolgte in Anlehnung an die großtechnische Anlage und die Testanlage. Hauptbestandteil der Anlage ist ein Ionisationsmodul mit bis zu 5 Röhren, wie es in der Testanlage installiert ist.

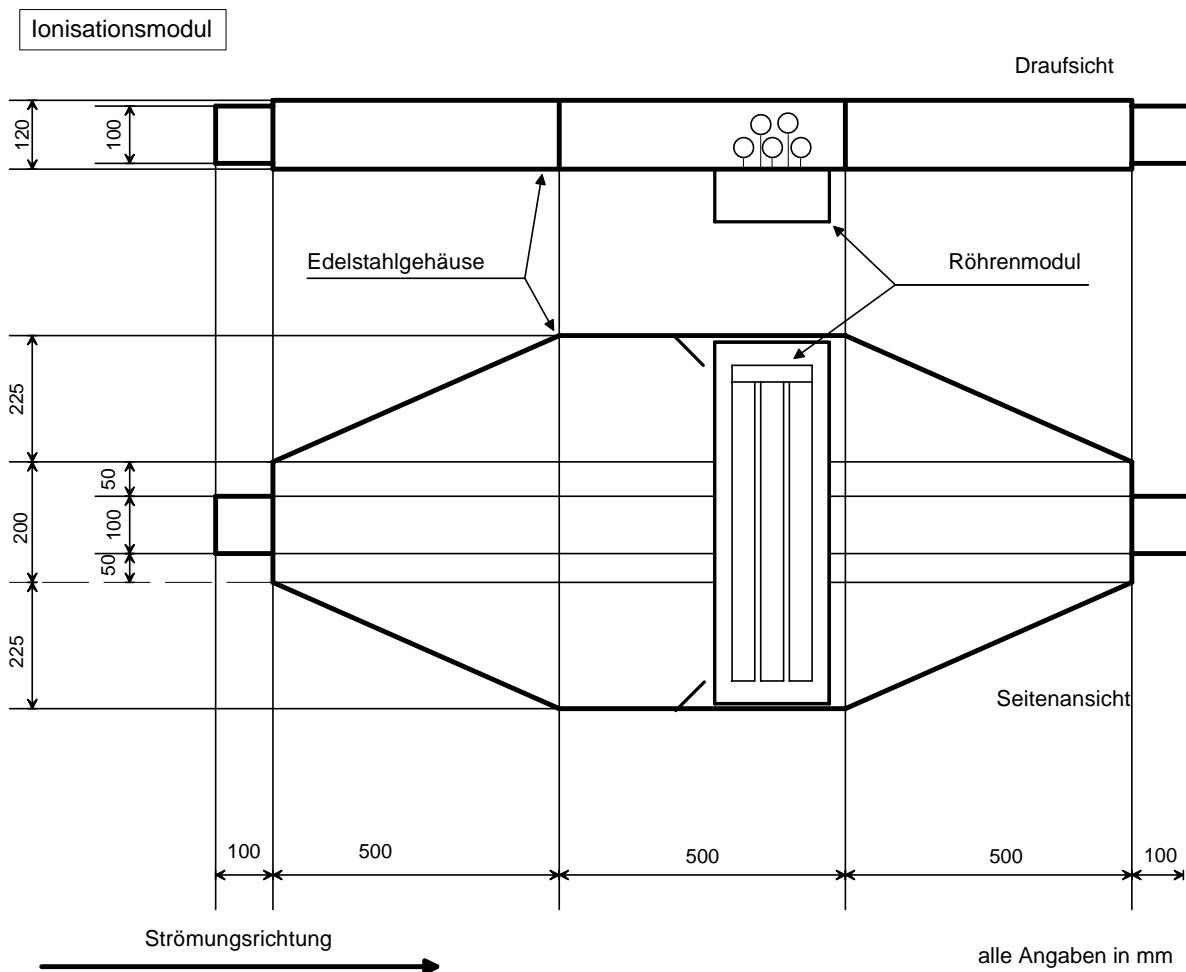


Abbildung 5-4: Aufbau des halbtechnischen Ionisationsmoduls

6 Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

6.1 Übersicht über die Messkampagnen

Eine Übersicht über die Messkampagnen, ihre Nummerierung, die Art der untersuchten Abgasvolumina und die untersuchten chemischen sowie sensorischen Parameter gibt Tabelle 6-1.

Tabelle 6-1: Übersicht über die Messkampagnen und die untersuchten Parameter

Nr.	Abgasquelle	Chemische und sensorische Parameter
I	MBA-Abgas	Geruch, TOC
II	MBA-Abgas	VOC, Geruch, TOC, Distickstoffoxid
III	MBA-Abgas	VOC, Geruch, TOC, Distickstoffoxid
IV	MBA-Abgas	VOC, Geruch, TOC, Distickstoffoxid
V	MBA-Abgas (Biologische Trocknung)	VOC, TOC, NMVOC, Methan, Distickstoffoxid
VI	Ionisation und Biofilter	VOC, TOC, Ozon, Bioaerosole

Legende

großtechnisch

halbtechnisch

Kampagnen I bis IV

Die Kampagnen I bis IV wurden an der großtechnischen Abgasreinigungsanlage, bestehend aus der Kombination Biofilter und Ionisation, durchgeführt. Für die Beschreibung des Abgasreinigungssystems allgemein wird auf Kap. 4, für technische Angaben zur Ionisationsanlage auf Kap. 5.2.2.2 und für die Luftvolumina auf Kap. 6.2 verwiesen.

Einen Überblick über die jeweils untersuchten Stufen des Abgasreinigungssystems gibt Tabelle 6-2 (vgl. Lage der Messstellen in Abbildung 5-2).

Eine Messung des Reingases im Mischstrom nach allen Biofiltern war aufgrund der Konstruktion nicht möglich, da bei Abschalten der Ventilatoren der Ionisationsanlage aufgrund von auftretendem Unterdruck und Undichtigkeiten an Klappen Umgebungsluft angesaugt wurde. Daraufhin wurden Messungen zur Bestimmung der Biofilter in der Regel an

einem mit einer Probennahmestelle versehenen Biofilter (bezeichnet als Biofilter B3, siehe auch Abbildung 11-3) durchgeführt.

Tabelle 6-2: Übersicht über die untersuchten Reinigungsstufen

Bezeichnung	Beschreibung
vB	Rohgas vor B iofilter
nB	nach B iofilter
nBV	nach B iofilter und V entilatoren Ionisationsanlage
nBIV	nach B iofilter und I onisationsröhren und V entilatoren Ionisationsanlage

Kampagne V

Das Ziel der Kampagne V war die direkte Anwendung der Ionisation als alleiniges Abgasbehandlungsverfahren, um die Reinigungsleistung gegenüber hoch belasteten Abgasströmen hinsichtlich einer Vorschaltung vor ein biologisches Verfahren zu überprüfen.

Im Rahmen der Messkampagne V wurde das Abgas aus einem großtechnischen Versuch zur biologischen Trocknung der perkolierten Abfälle im Rahmen des Versuchsbetriebs der untersuchten MBA mittels Ionisation behandelt. Als Reinigungsaggregat fand die in Kap. 5.2.2.3 beschriebene und die in Abbildung 11-5 und Abbildung 11-6 abgebildete Testanlage Verwendung. Entnommen wurde ein Abgasvolumen von 250 m³/h, das zunächst im Hauptstrom direkt behandelt wurde. Da das Abgas aus dem biologischen Trocknungsprozess mit Wassersättigung in das kältere Abgasrohr eintrat, kam es zur Auskondensation von Wasser und damit verbunden zu Kurzschlussreaktionen der Ionisationsröhren. Aus diesem Grund konnten nur Versuche im Bypass durchgeführt werden. Dazu wurden dem Abgasstrom in einem ersten Schritt rund 80 % (bezogen auf das zu behandelnde Volumen) ionisierte Luft im Bypass zugegeben. Da selbst bei dieser hohen Verdünnungsrate mit Umgebungsluft am Ende der Reaktionsstrecke immer noch eine relative Luftfeuchtigkeit von 100 % herrschte, war mit der Auskondensation von Substanzen auf der Reaktionsstrecke von 10 m zu rechnen. Daraufhin wurde in einem zweiten Versuch das Bypassvolumen so gewählt, dass sich am Ende der Reaktionsstrecke eine relative Luftfeuchtigkeit von durchschnittlich 95 % einstellte. In diesem Fall betrug das Bypassvolumen rund 200 % bezogen auf das zu behandelnde Abgasvolumen.

Tabelle 6-3: Überblick über die Versuche zur Behandlung des Abgases aus der biologischen Trocknung des Perkolationsrückstandes

Versuch	Art des Abgases	Ionisation	Volumenstrom Hauptstrom m³/h	Volumenstrom Bypass m³/h
1	Abgas aus biologischer Trocknung	24 Röhren im Bypass	250	200
2	Abgas aus biologischer Trocknung	24 Röhren im Bypass	250	450

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist darauf hinzuweisen, dass die Versuche 1 und 2 nicht direkt miteinander vergleichbar sind, da das Abgas aus dem biologischen Trocknungsprozess aufgrund der Prozesssteuerung Schwankungen unterlag. Dies ist darauf zurückzuführen, dass eine diskontinuierliche Belüftung des Rottecontainers in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes stattfand und demzufolge kein kontinuierlicher aktiver Abgasvolumenstrom herrschte.

Kampagne VI

Die Ergebnisse der Versuche an der großtechnischen Anlage zeigten, dass infolge der wechselnden Betriebszustände der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage sehr heterogene Abgasströme und insbesondere Abgaszusammensetzungen herrschten, so dass kaum vergleichbare Messbedingungen auftraten. Weiterhin konnten aufgrund der vergleichsweise großen Abgasvolumina nur bedingt eine qualitative und quantitative Ermittlung der Einflüsse auf die Reinigungsleistung erfolgen. Zu diesem Zweck wurden an einer halbtechnischen Versuchsanlage am Institut WAR der TU Darmstadt Untersuchungen zu ausgewählten Parametern unter variierenden Bedingungen durchgeführt. In diesem Rahmen wurden der Einfluss der Luftfeuchtigkeit, der Strömungsgeschwindigkeit sowie des Volumenstroms auf die Leistungsfähigkeit des Systems generell sowie gegenüber ausgewählten umweltrelevanten Einzelsubstanzen untersucht.

6.2 Volumenströme

In Abbildung 6-1 sind die Volumina des Roh- und Reingases der großtechnischen Kombination von Biofilter und Ionisation im Normzustand (trocken) dargestellt. Während die durchschnittliche Volumenmenge des Rohgases 6.960 Nm³/h betrug, wurde für den Volumenstrom des Reingases am Kamin durchschnittlich ein Wert 13.062 Nm³/h ermittelt. Die Differenz zwischen den beiden Volumenströmen lag somit bei durchschnittlich 6.100 Nm³/h. Das bedeutet, dass durch die Ionisationsstufe ca. 50 % Umgebungsluft dem zu reinigenden Abgas zugeführt wird.

Abbildung 6-2 zeigt die Strömungsgeschwindigkeiten vor dem Biofilter und nach Biofilter und Ionisation. Aufgrund der Erhöhung des Volumenstroms kommt es bei gleichem Rohrquerschnitt somit nahezu zu einer Verdopplung der Strömungsgeschwindigkeit.

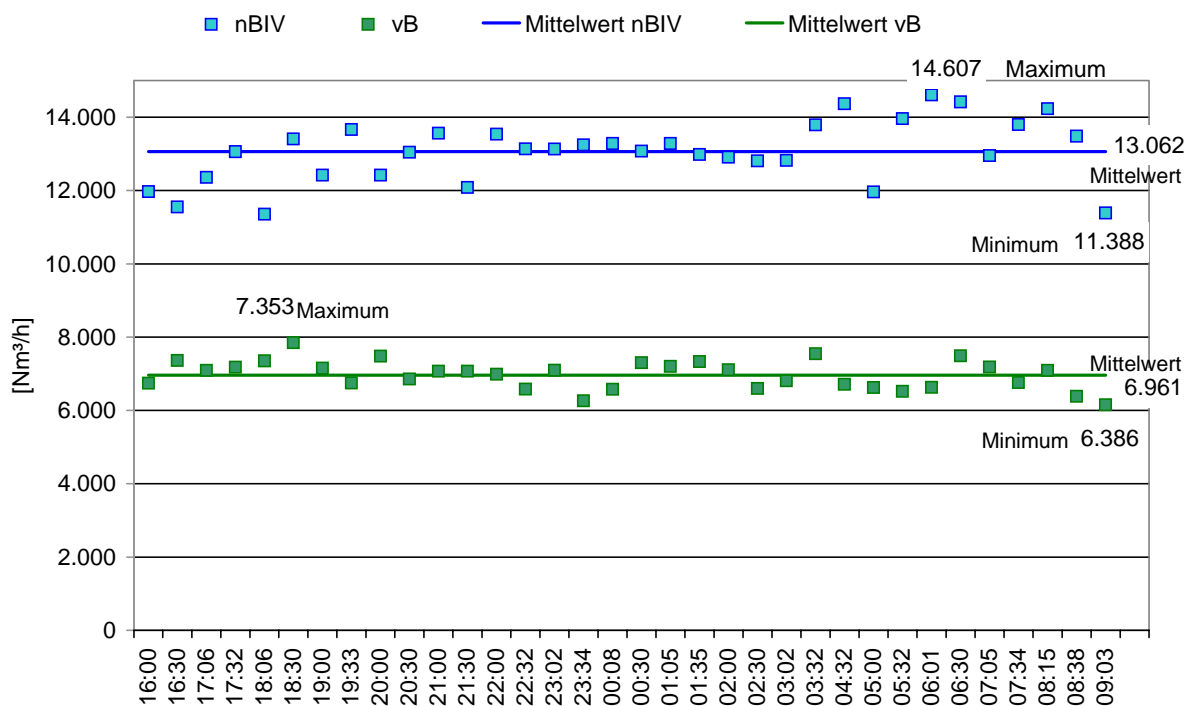


Abbildung 6-1: Volumenströme Roh- und Reingas im Normzustand trocken

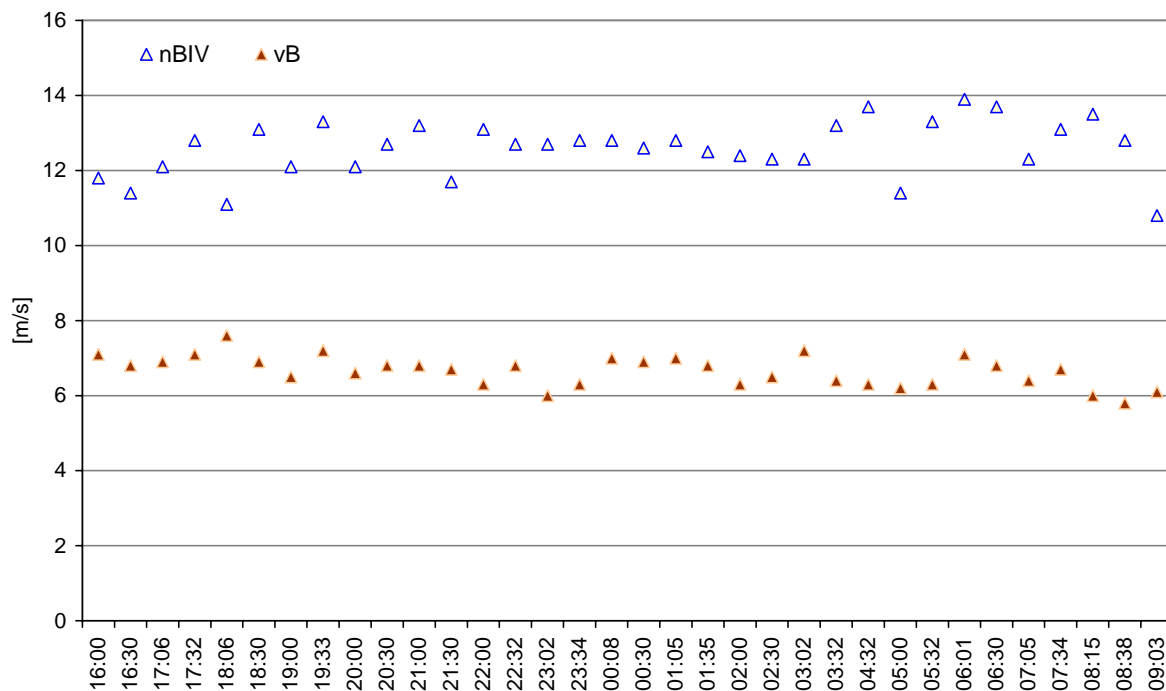


Abbildung 6-2: Strömungsgeschwindigkeiten im Roh- und Reingas

6.3 Gesamtstaub

Aufgrund der Kombination aus Biofilter und Ionisation sowie vorgeschalteter Konditionierungsstufe mit einem zweistufigen Wäschersystem liegen die Emissionen an Gesamtstaub im Bereich der Nachweisgrenze und somit deutlich unterhalb der Grenzwerte der 30. BImSchV.

6.4 Gesamtkohlenstoff (TOC)

Um einen Überblick über die Reinigungsleistung hinsichtlich der Emissionen an Gesamtkohlenstoff (TOC) zu erhalten, wurde das Abgas jeweils nach den verschiedenen Stufen des Abgasreinigungssystems in mehreren Messkampagnen beprobt. Die Bezeichnungen und Beschreibungen der einzelnen Reinigungsstufen sind Tabelle 6-2 zu entnehmen.

In Abbildung 6-3 sind die Verläufe der TOC-Konzentrationen der Reinigungszustände nBIV, nBV und vB den Grenzwerten der 30. BImSchV gegenübergestellt. Es ist zu erkennen, dass

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

im Reingas mit den beiden untersuchten Reinigungszuständen die Grenzwerte nicht eingehalten werden können. Weiterhin ist ersichtlich, dass zwischen dem Betrieb der Abgasreinigung mit ein- oder ausgeschalteten Röhren (Zustand nBIV bzw. nBV) kein signifikanter Unterschied im Verlauf der TOC-Konzentrationen festzustellen ist. Demzufolge ist die Reduktion des Gehalts an organischem Kohlenstoff maßgeblich auf den Verdünnungseffekt der im Bypass über die Ionisationsanlage zugeführten Umgebungsluft zurückzuführen.

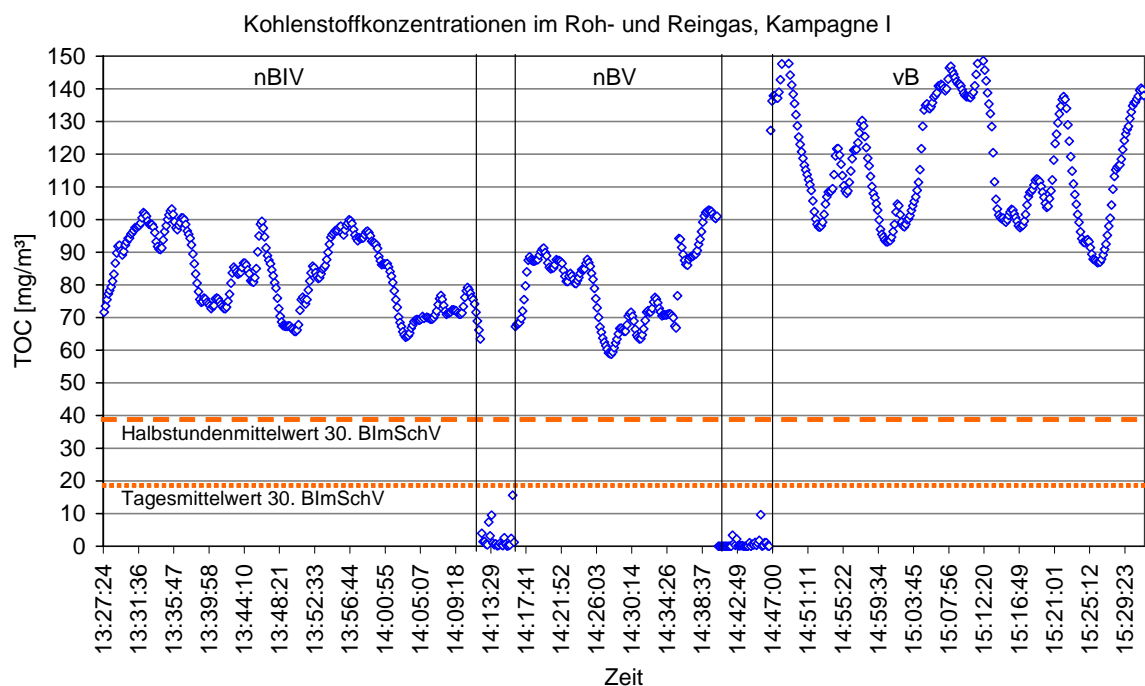


Abbildung 6-3: Kohlenstoffkonzentrationen im Roh- und Reingas, Kampagne I

Abbildung 6-4 zeigt exemplarisch den Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen der Reinigungsstufen vB, nB3 und nBIV über eine Zeitdauer von ca. 17 Stunden. Die Messdauer betrug jeweils 30 min pro Messstelle. Dabei wurde als Messwert für den Gesamtkohlenstoff über jeweils 13 s der Mittelwert aufgezeichnet. Die Umschaltung und Ansteuerung des FID erfolgte dabei automatisch mittels einer Ventilschaltung. Es ist zu erkennen, dass innerhalb des Messzyklus des Rohgases vor Biofilter (vB) Schwankungen von bis zu 60 mgC/m³

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

auftreten, während im Reingas nach Biofilter (nB3⁴) und nach Biofilter und Ionisation (nBIV) noch Schwankungen von bis zu 40 mgC/m³ feststellbar sind. Eine Pufferung der Emissionsspitzen ist mit dem Abgasreinigungssystem demzufolge nur in geringem Maße möglich. Betrachtet man einen kürzeren Zeitraum (vgl. Abbildung 6-5), so lässt sich erkennen, dass der Verlauf der TOC-Konzentration den Ablauf des Betriebsprogramms des Perkolators in 5 Minuten-Intervallen (Nachtprogramm) widerspiegelt.

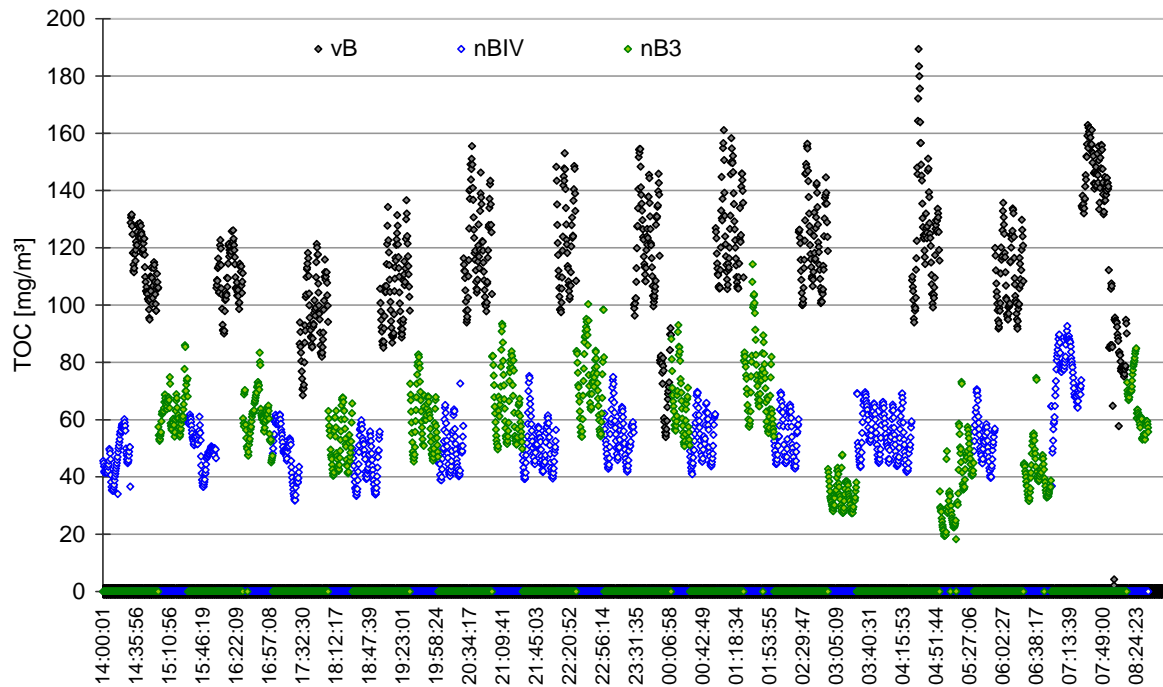


Abbildung 6-4: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Kampagne II

⁴ Von ca. 3:00 Uhr bis 07:00 Uhr wurden niedrigere TOC-Werte registriert, was auf die Auskondensation der Abluft im Probennahmeschlauch zurückzuführen ist.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

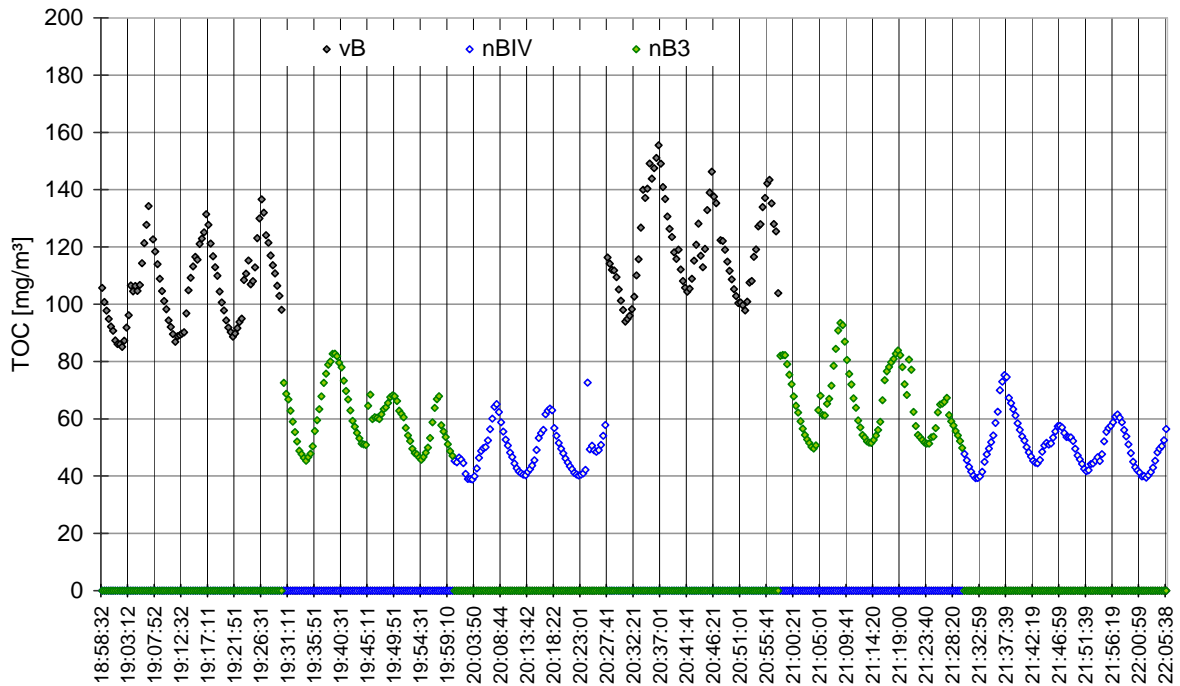


Abbildung 6-5: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen (Ausschnitt), Kampagne II

In Abbildung 6-6 sind exemplarisch die Messergebnisse der in Abbildung 6-4 dargestellten TOC-Verläufe der Reinigungsstufen als Halbstundenmittelwerte dargestellt. Es ist zu erkennen, dass weder der Halbstundenmittel-Grenzwert von 40 mg/m³ noch der Tagesmittel-Grenzwert von 20 mg/m³ der 30. BImSchV eingehalten bzw. unterschritten wird. Während die gesamte Reduktion des Gesamtkohlenstoffs bei durchschnittlich 50 % liegt, wird durch die Ionisationsanlage rund 25 % der gesamten Reduktion erreicht. Die weiteren Messkampagnen bestätigen die Aussage, dass die Grenzwerte der 30. BImSchV nicht eingehalten werden. Aufgrund teilweise stark wechselnder Betriebsbedingungen der MBA wurden z.T. höhere TOC-Konzentrationen sowohl im Roh- als auch im Reingas gemessen. Die Reduktionsrate durch die Abgasreinigungsanlage war jedoch bei allen Messungen vergleichbar.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

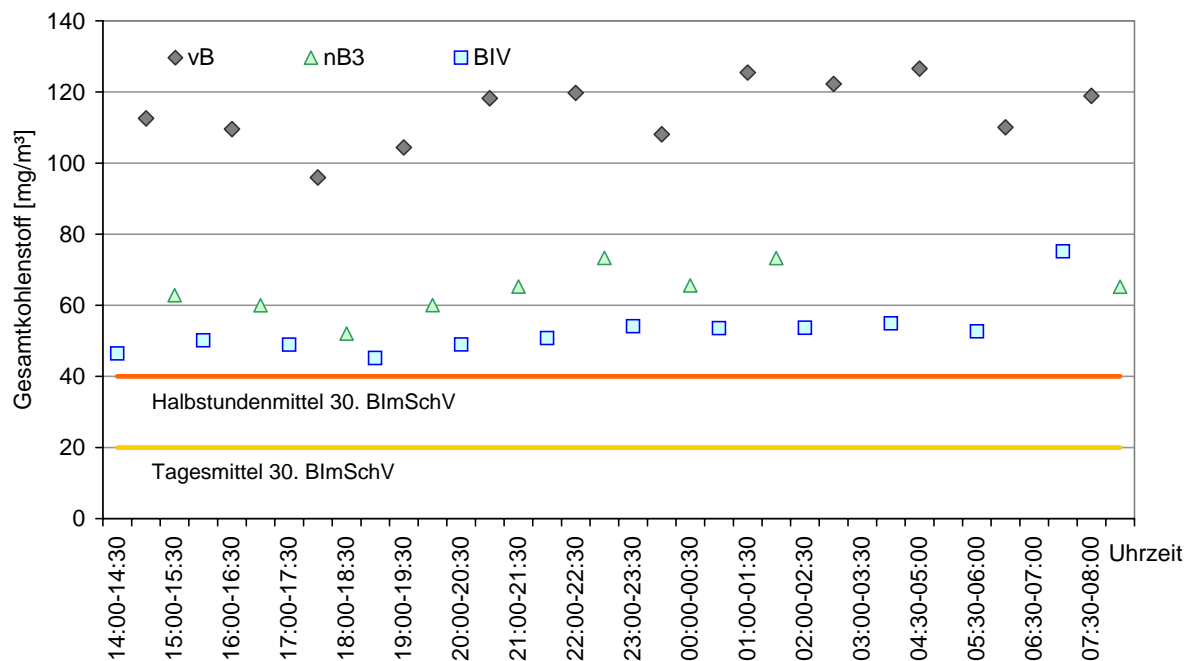


Abbildung 6-6: Halbstundenmittelwerte der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Kampagne II

Die Fracht an organischem Kohlenstoff im Reingas ist gemäß den Vorgaben der 30. BImSchV auf einen Monatsmittelwert von 55 g/Mg beschränkt. Unter Zugrundelegung eines mittleren Durchsatzes während der Messkampagne von rund 28 Mg in 8 h und Normvolumina (trocken) von im Mittel 6.961 Nm³/h für die Zustände vB und nB3 und von im Mittel 13.062 Nm³/h für den Zustand nBIV wurden die Frachten an organischem Kohlenstoff ermittelt (vgl. Abbildung 6-7). Es ist zu erkennen, dass weder im Roh- noch im Reingas die Vorgabe der 30. BImSchV eingehalten wird. Im Zustand nach Biofilter (nB3) werden die vergleichsweise geringsten Frachten erzielt, was darauf zurückzuführen ist, dass durch die Ionisationsanlage der Volumenstrom fast verdoppelt wird, aber kaum eine Reduktion des Gehalts an organischem Kohlenstoff stattfindet.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

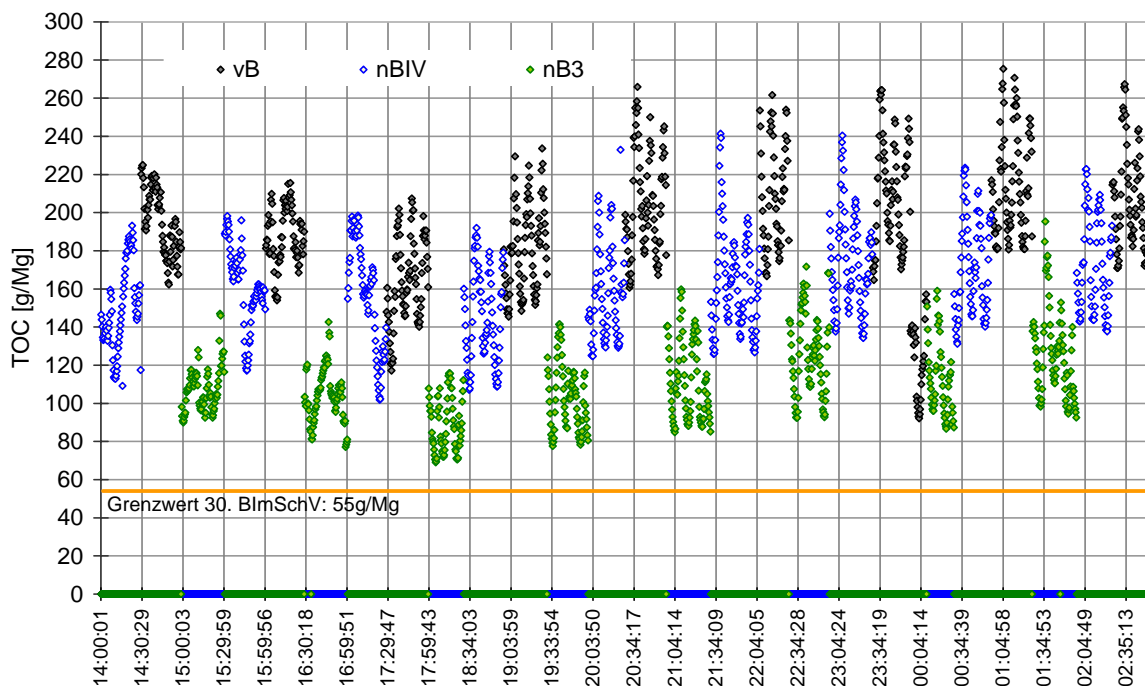


Abbildung 6-7: Frachten Gesamtkohlenstoff, Kampagne II

In Abbildung 6-8 und in Abbildung 6-9 sind die Verläufe der Gesamtkohlenstoffemissionen der Kampagnen III und IV dargestellt.

Bei dem Verlauf der TOC-Gesamtkonzentration in Kampagne III traten am Anfang des dargestellten Zeitraumes zunächst vergleichsweise hohe Kohlenstoffemissionen auf, bis um 11:48 Uhr der Austrag aus dem Perkolator beendet war (zwischen 11:48 und 13:00 Uhr: Schlauch Absaugung abgesprungen).

Wie auch in den ersten beiden Messkampagnen ist kein Unterschied bezüglich der Höhe der Kohlenstoffemissionen im Betriebszustand der Ionisationsanlage mit ein- bzw. ausgeschalteten Röhren (Zustand nBIV bzw. nBV) zu erkennen. Demzufolge lässt sich schlussfolgern, dass eine Reduktion des Gesamtkohlenstoffgehalts durch die Ionisation nicht bzw. nur in geringem Maße möglich ist. In diesem Zusammenhang ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die Betrachtung des Summenparameters TOC keine Aussage zulässt, inwieweit Partialoxidationen stattgefunden haben und ob dies aus ökologischer Sicht vorteilhaft wäre.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

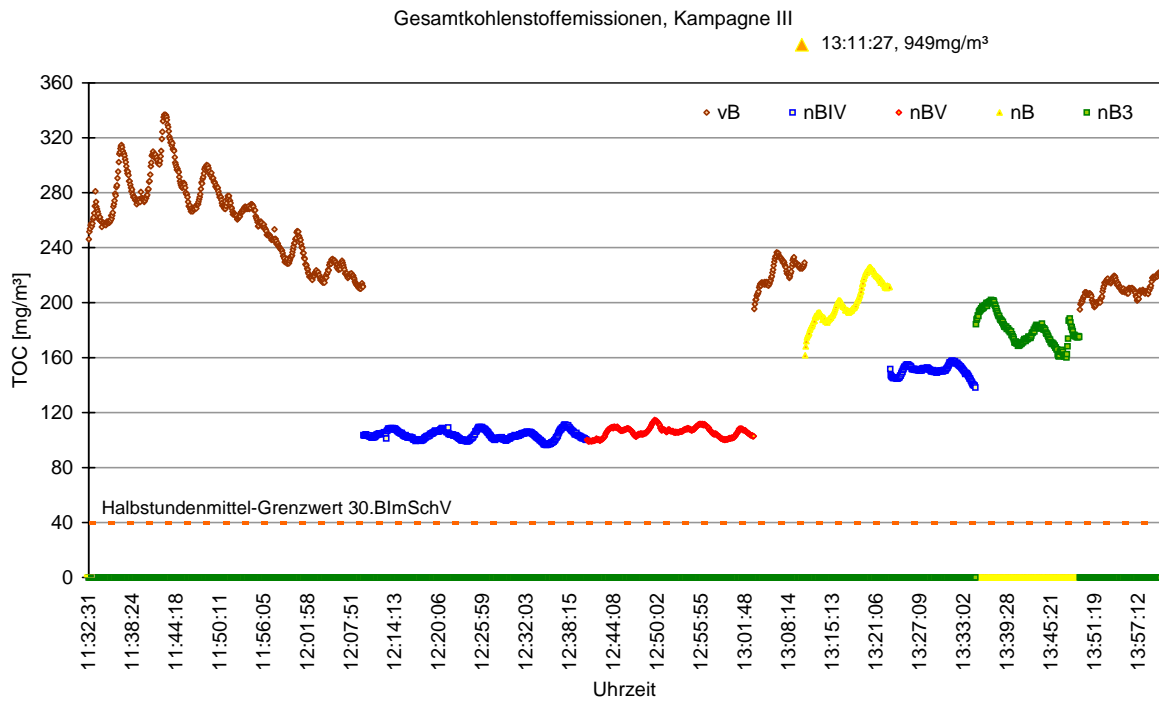


Abbildung 6-8: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Kampagne III

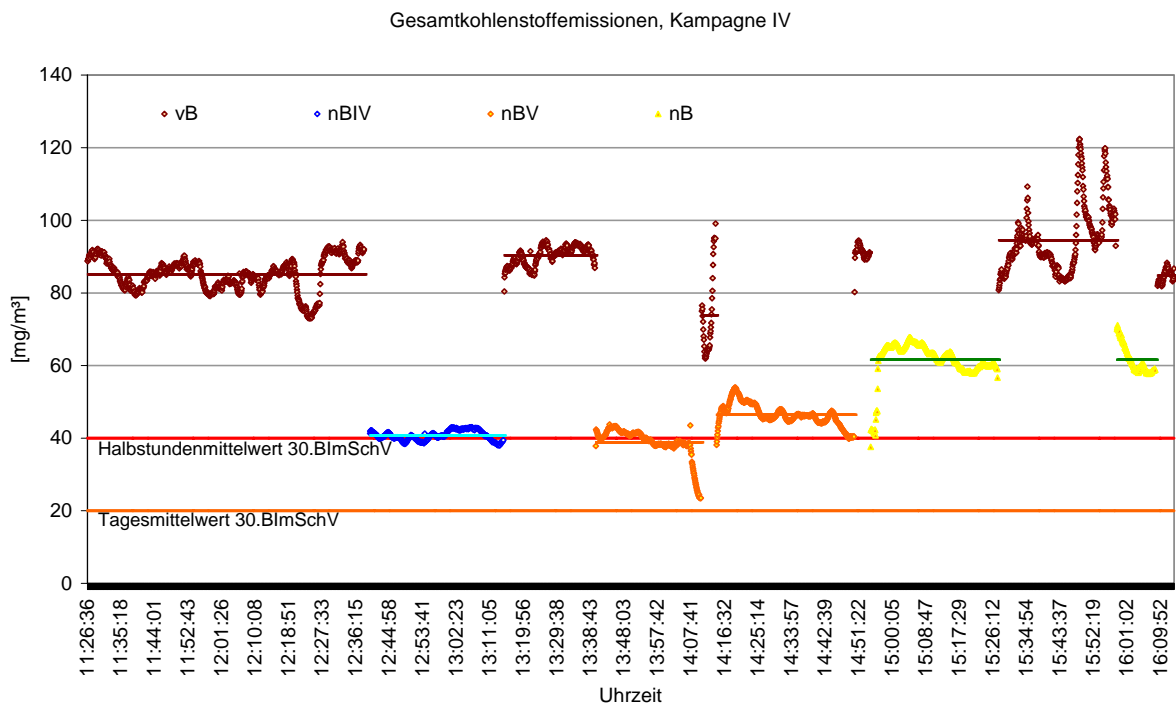


Abbildung 6-9: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Kampagne IV

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

Während der Messkampagne V wurden sowohl der Gehalt an organischem Kohlenstoff als auch der Gehalt an Methan im Abgas aus der biologischen Trocknung perkolierter Restabfälle gemessen. Die Versuchsbeschreibung ist in Kap. 6.1 zu finden. In Abbildung 6-10 ist der Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen absolut und in Abbildung 6-11 bereinigt um die Bypassluft dargestellt. Im Rohgas traten beim Versuch 1 TOC-Konzentrationen von durchschnittlich 370 mgC/m^3 und im Versuch 2 TOC-Konzentrationen von durchschnittlich 500 mgC/m^3 auf. Im Reingas wurden in den beiden Versuchen durchschnittlich 200 mgC/m^3 gemessen. Werden die Messwerte im Reingas um das Luftvolumen im Bypass bereinigt, so ist die Konzentration im Reingas durchschnittlich gleich der des Rohgases (vgl. Abbildung 6-11). Eine Reduktion des Gesamtkohlenstoffgehaltes als Folge von Totaloxidationen der organischen Substanzen im Abgas ist demzufolge nicht mit dem Flammenionisationsdetektor (FID) messbar. In Abbildung 6-12 ist neben dem TOC-Verlauf auch der Verlauf der Methankonzentration (im Reingas jeweils bereinigt) dargestellt. Die Konzentrationen an Methan liegen bei 21 bis 28 mgC/m^3 im Rohgas und 21 bis 24 mgC/m^3 im Reingas. Der Anteil an Methan am Gesamtkohlenstoff betrug demzufolge 6 bis 8 %. Unter Berücksichtigung, dass im Rohgas Schwankungen der Konzentrationen in Abhängigkeit der Prozesssteuerung auftraten und die Messungen im Roh- und Reingas zeitversetzt durchgeführt wurden, ist davon auszugehen, dass keine Reduktion des Gehaltes an Methan erreicht werden konnte.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

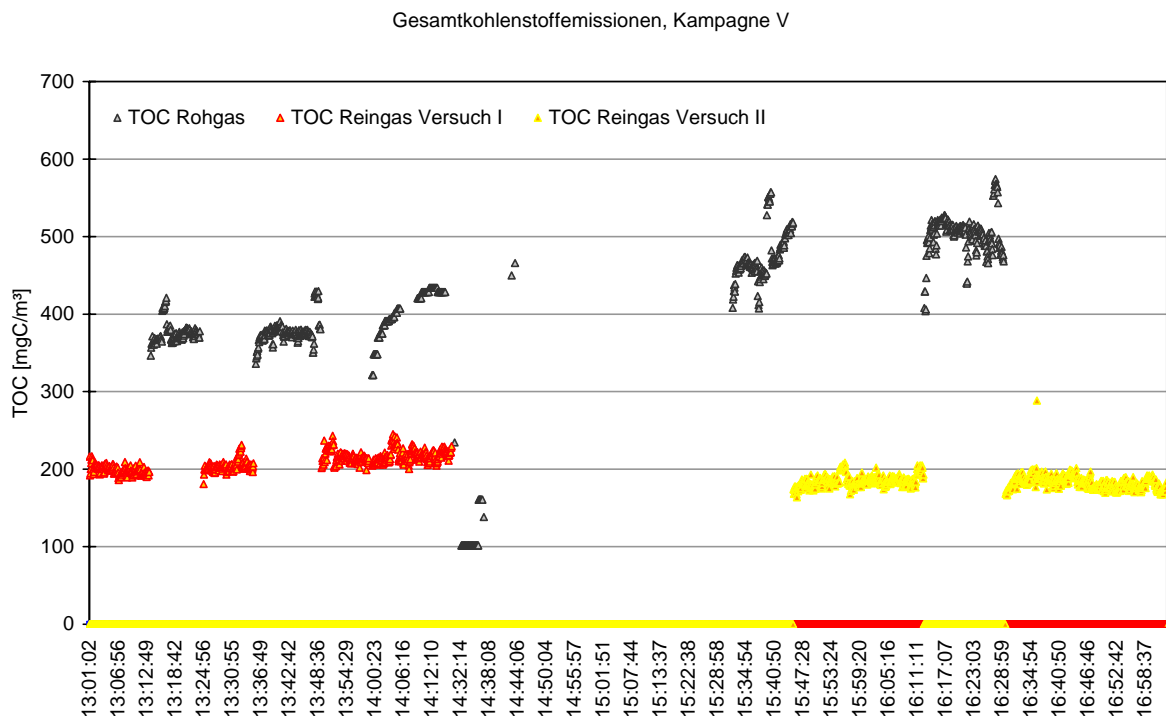


Abbildung 6-10: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Versuch 1 und 2, Kampagne V

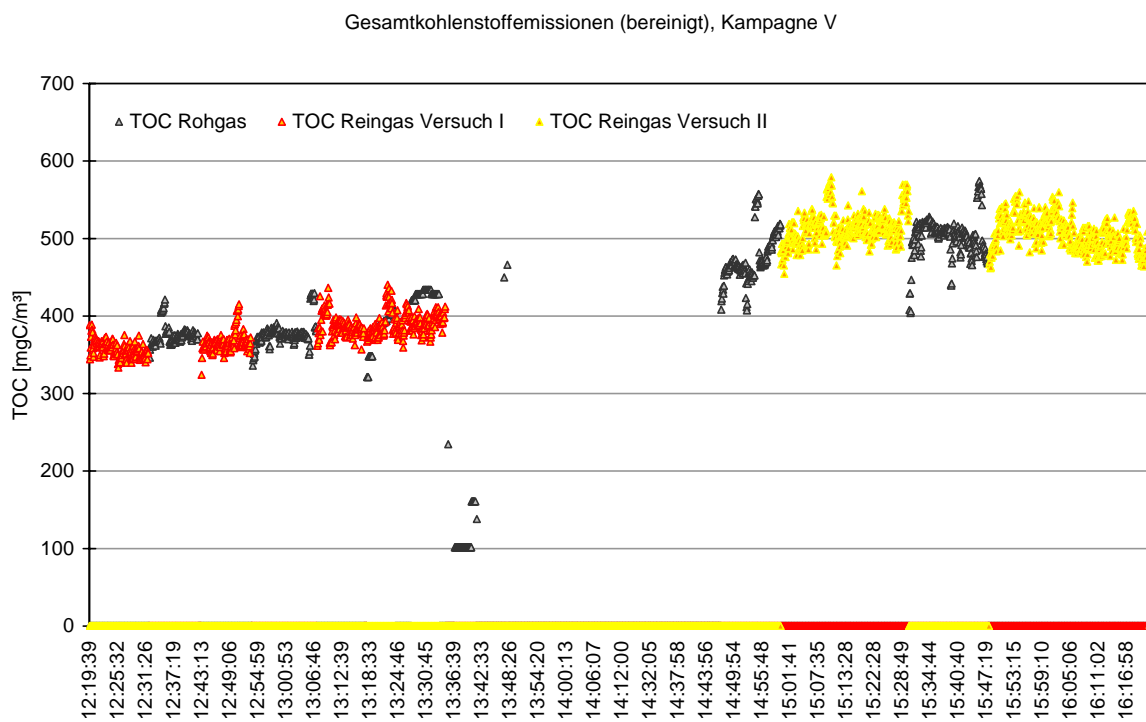


Abbildung 6-11: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen (bereinigt), Versuch 1 und 2, Kampagne V

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

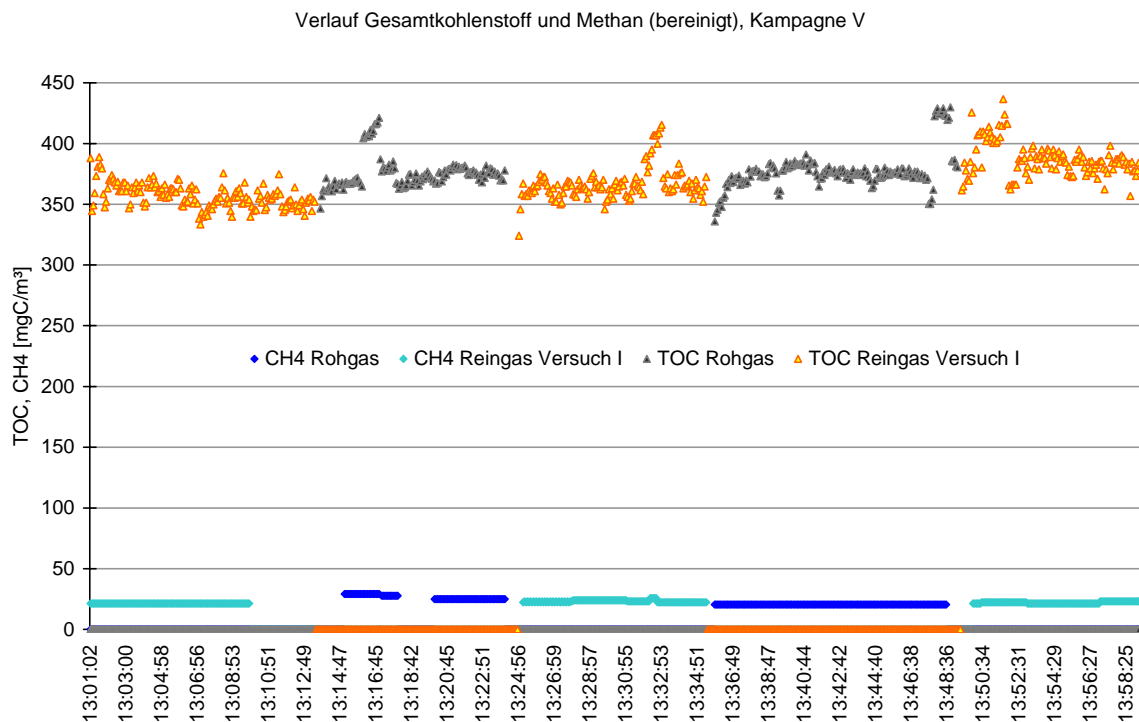


Abbildung 6-12: Verlauf der Gesamtkohlenstoff- und Methankonzentrationen (bereinigt), Versuch 1, Kampagne V

6.5 Distickstoffoxid

Für den Parameter Distickstoffoxid (Lachgas) schreibt die 30. BImSchV einen frachtbezogenen Grenzwert von 100 g/Mg im Monatsmittel vor (30. BImSchV, 2001). Um der Bildung von Distickstoffoxid entgegenzuwirken, empfiehlt sich die Installation eines sauren Wäschers zur Entfernung von Ammoniak aus dem Abgas. Ein saurer Wäscher ist an der untersuchten Restabfallbehandlungsanlage der biologischen Stufe vorgeschaltet. In Abbildung 6-13 sind die Ergebnisse der Messungen der Distickstoffoxid-Frachten verschiedener Reinigungsstufen und Betriebszustände dem Monatsmittel-Grenzwert der 30. BImSchV von 100 g/Mg gegenübergestellt. Es ist ersichtlich, dass die Distickstoffoxid-Frachten aller untersuchten Betriebszustände des Reinigungssystems den Grenzwert um bis zu 2/3 unterschreiten. Es konnte sowohl eine Reduktion als auch eine Anreicherung über die einzelnen Reinigungsstufen festgestellt werden. Generell ist jedoch festzustellen, dass aufgrund der vergleichsweise geringen Frachten nach der biologischen Stufe durch die Installation eines sauren Wäschers der Bildung von Distickstoffoxid im Biofilter entgegengewirkt wird.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

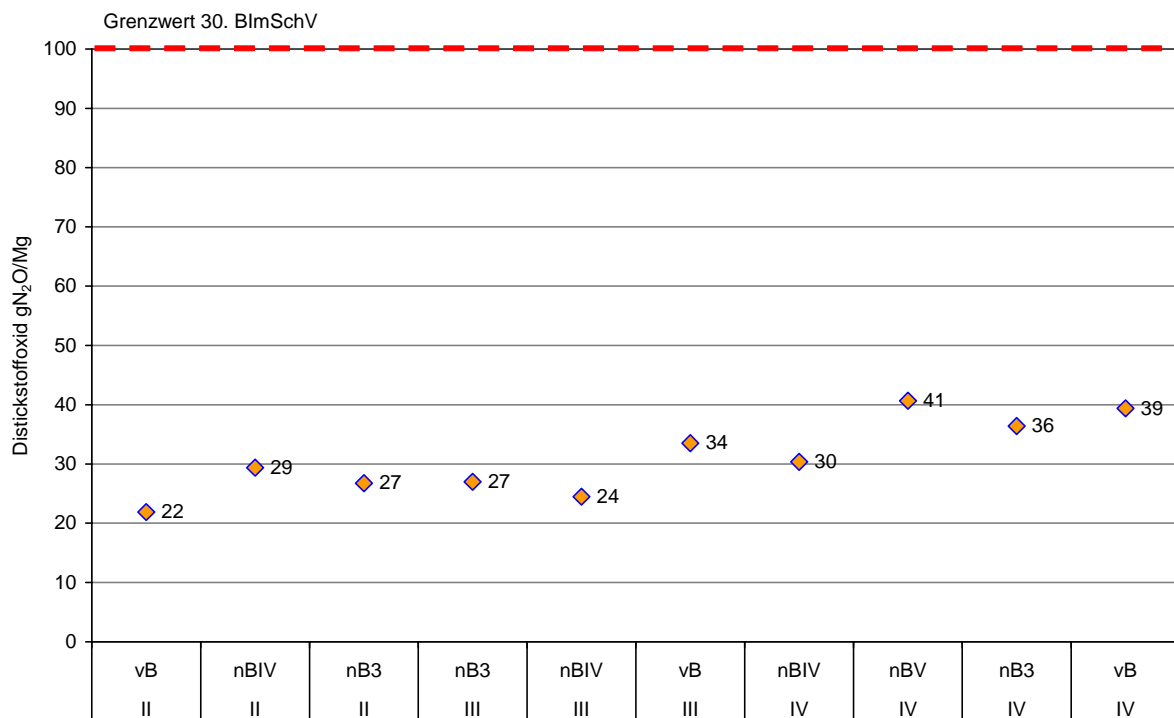


Abbildung 6-13: Distickstoffoxid-Frachten

6.6 Geruchsstoffe

Abbildung 6-14 gibt eine Übersicht über die mittleren Geruchsstoffkonzentrationen (Z50-Werte) der Kampagnen I bis IV. Während in der Kampagne I der Grenzwert der 30. BImSchV von 500 GE/m³ im Reingas deutlich überschritten wurde, konnte er in Kampagne II knapp eingehalten und in den Kampagnen III und IV unterschritten werden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass mit Vorbehandlung des Perkolator-Abgasstromes⁵ aus dem System Biofilter und Ionisation eine deutlich geringere Geruchsbelastung des Rohgases (vB) vorlag: von rund 14.200 bzw. knapp 9.200 GE/m³ in den Kampagnen I und II auf rund 2.600 bzw. 1.150 GE/m³ in den Kampagnen III und IV. Während der Messkampagne IV traten mehrere kurze Stillstände des Anlagenbetriebs auf. Es ist davon auszugehen, dass dies zu diskontinuierlich erniedrigten bzw. erhöhten Belastungen des Abgases führte, was sich in dem niedrigen Wert für das Rohgas widerspiegelt. Während Kampagne II wurde auch das Abgas aus einem einzelnen Biofilter (nB3) beprobt und es ist zu erkennen, dass die biologische Abgasreinigung den Hauptanteil der Geruchsstoffreduktion leistet.

⁵ Mit Geruchsstoffkonzentrationen von bis zu 65.000 GE/m³

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

Die Reduktionsraten liegen mit Ausnahme der Kampagne IV, bei der eine vergleichsweise niedrige Rohgasbelastung festgestellt wurde, über 90 % (vgl. Abbildung 6-15). In Abbildung 6-16 sind die aus den Geruchsstoffkonzentrationen und den Normabgasvolumina ermittelten Geruchsstofffrachten und in Abbildung 6-17 die zugehörigen Reduktionsraten dargestellt. Es ist zu erkennen, dass bei Frachtbezug der Effekt der Bypassluft der Ionisationsanlage sich auf die Reduktionsraten mindernd auswirkt. Dennoch werden je nach Belastung des Rohgasstromes in den Kampagnen II bis IV Reduktionsraten von mehr als 80 % erreicht.

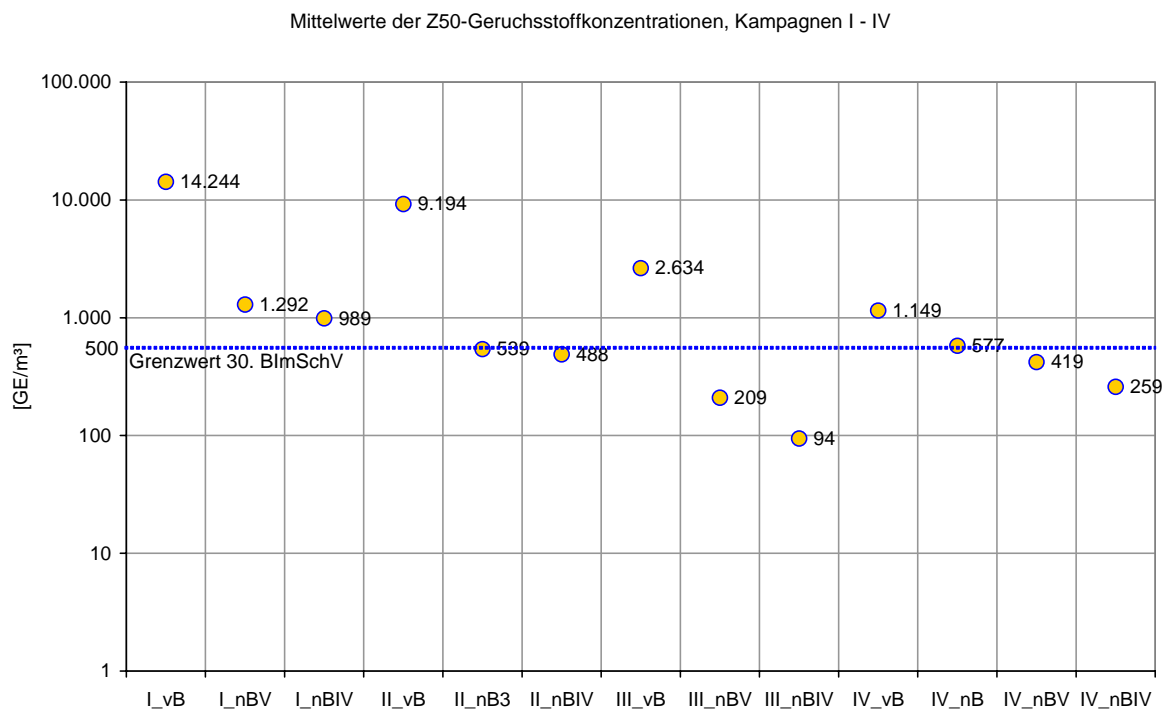


Abbildung 6-14: Mittlere Geruchsstoffkonzentrationen (Z50-Werte), Kampagnen I bis IV

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

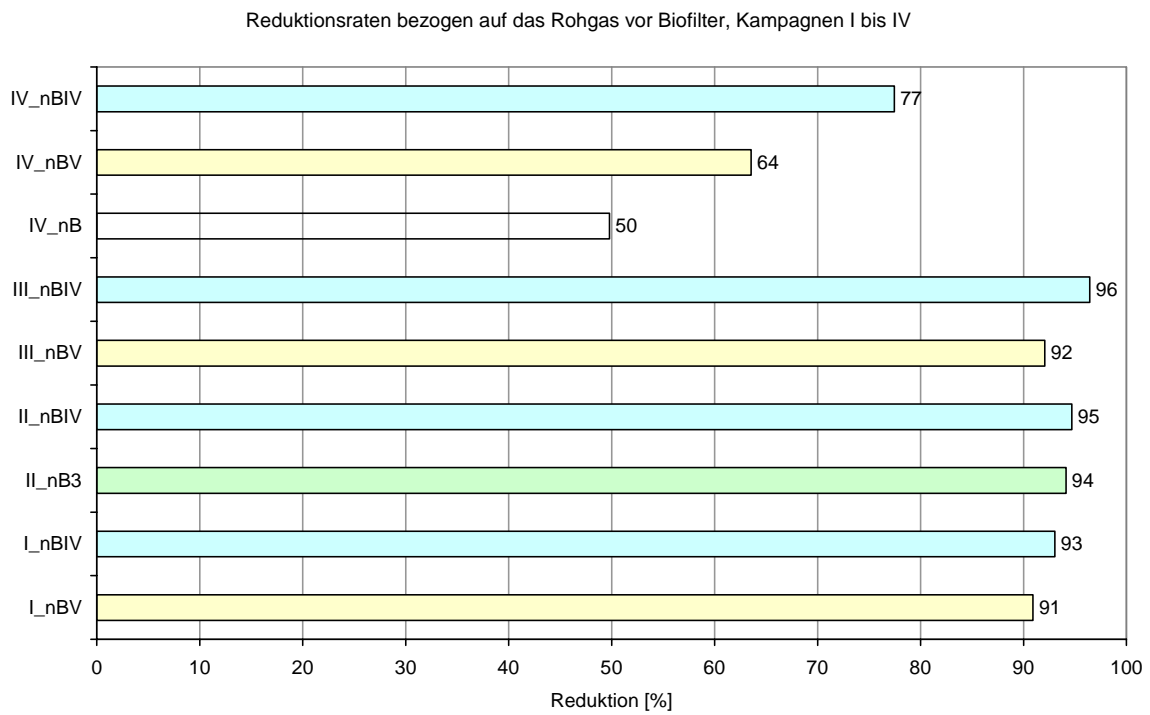


Abbildung 6-15: Reduktionen der mittleren Geruchsstoffkonzentrationen (Z50-Werte), Kampagnen I bis IV

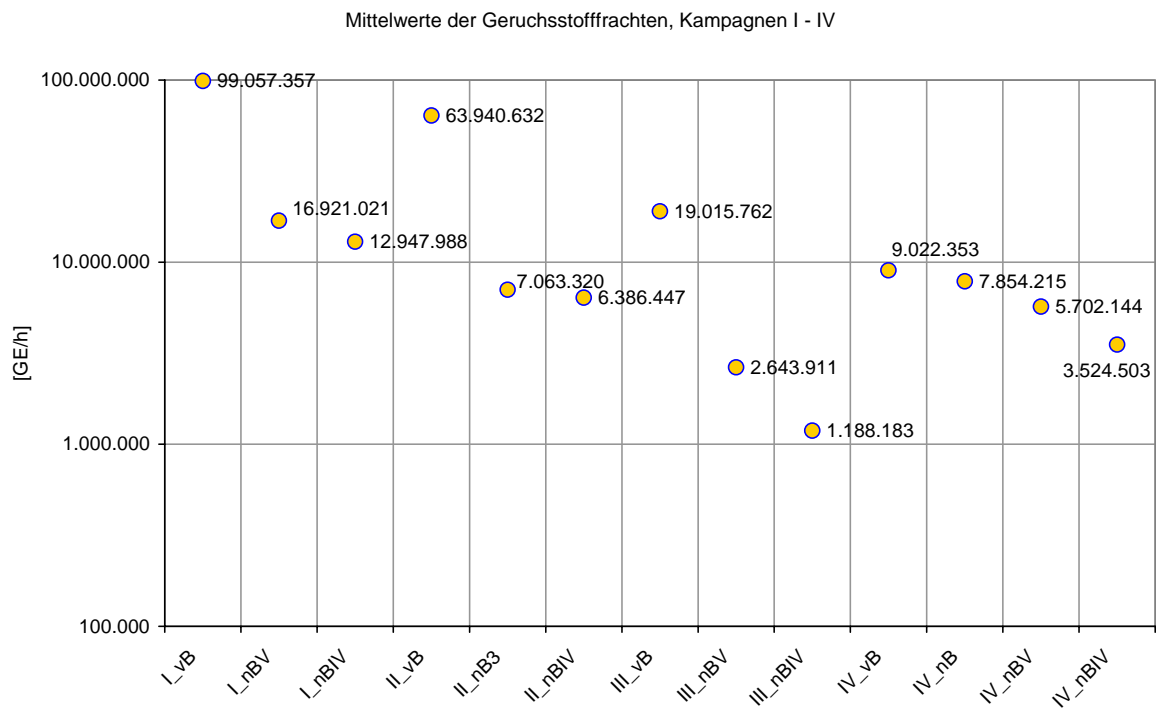


Abbildung 6-16: Mittlere Geruchsstofffrachten (Z50-Werte), Kampagnen I bis IV

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

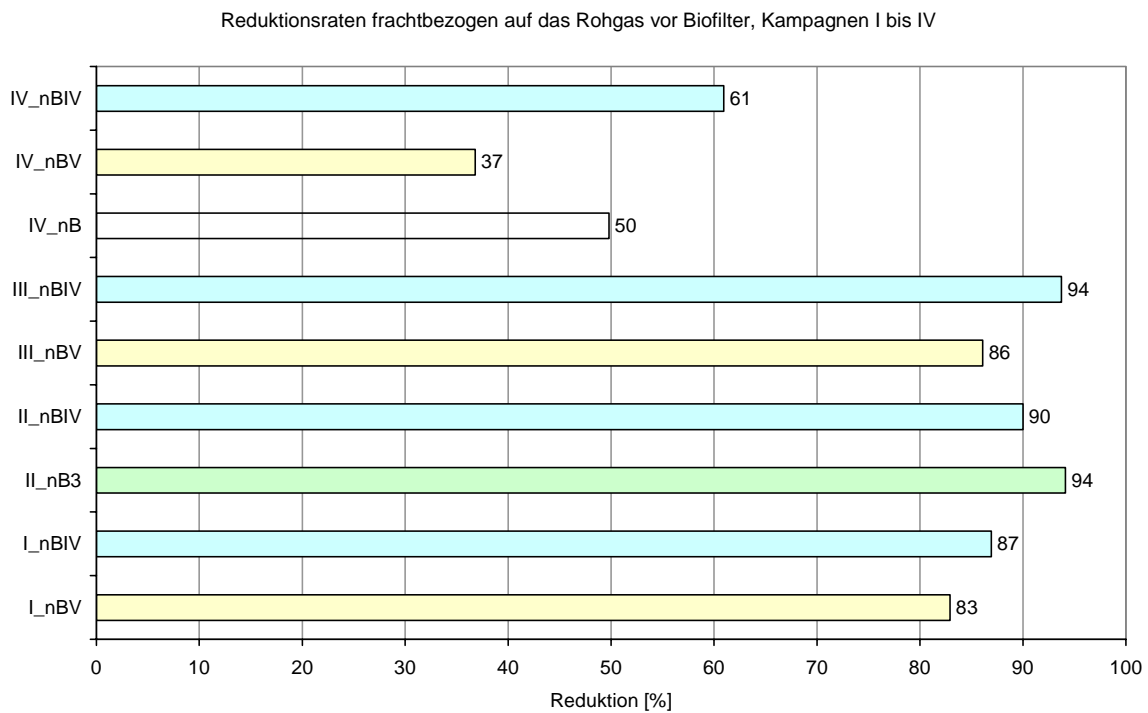


Abbildung 6-17: Reduktionen der mittleren Geruchsstofffrachten bezogen auf das Rohgas vor Biofilter, Kampagnen I bis IV

Im Rahmen der Messkampagne II wurden Versuche zur direkten Behandlung geruchsintensiven Prozessabgases aus dem Behandlungsschritt der Perkolation der Abfälle durchgeführt. Zur Behandlung des Abgases wurde die in 5.2.2.3 beschriebene Testanlage verwendet, die sowohl die Behandlung des Abgases direkt im Hauptstrom als auch die Zugabe ionisierter Umgebungsluft im Bypass erlaubt. In den Versuchsdurchführungen wurden einerseits die Volumina der Umgebungsluft im Bypass und andererseits die Ionisation mittels ionisierter Bypassluft und die direkte Ionisation im Hauptstrom untersucht. Eine Übersicht über die Parameter der untersuchten Konfigurationen findet sich in Tabelle 6-4.

Tabelle 6-4: Überblick über die Versuche zur direkten Behandlung geruchsintensiver Perkolatorabluft mittels Ionisation

Versuch	Art des Abgases	Ionisation	Volumenstrom	Volumenstrom
			Hauptstrom m ³ /h	Bypass m ³ /h
pk	Rohgas nach Perkolator	---	500	0
pk30B	Reingas mit 30% Bypassluft	24 Röhren im Bypass	500	150
pk50B	Reingas mit 50% Umgebungsluft im Bypass	24 Röhren im Bypass	500	150
pk50B+H	Reingas mit 50% Umgebungsluft im Bypass	24 Röhren im Bypass, 20 Röhren im Hauptstrom	500	150
Umgebung	Umgebungsluft	---		

In Abbildung 6-18 sind die Ergebnisse der Ermittlung der Geruchsstoffkonzentrationen der einzelnen Versuchskonfigurationen dargestellt. Im linken Teil des Diagramms sind die absoluten Ergebnisse zur Beurteilung der Geruchsstoffkonzentration zu sehen, während im rechten Teil die um die Geruchsstoffkonzentration der Umgebungsluft⁶ bereinigten Ergebnisse zur Beurteilung der Reinigungsleistung dargestellt sind. In Abbildung 6-19 sind die entsprechenden Reduktionen dargestellt. Es ist zu erkennen, dass sich die Geruchsstoffkonzentration des Rohgases von rund 65.000 GE/m³ auf im günstigsten Fall auf rund 39.000 GE/m³ reduzieren lässt. In diesem Fall ergibt sich eine Reduktionsrate von 40 %. Betrachtet man die um den Einfluss der Umgebungsluft bereinigten Ergebnisse, so lässt sich folgendes feststellen: Lediglich der Zustand „pk50B+H“ führt zu einer Geruchsreduktion und zwar in einer Größenordnung von 10 %. Die beiden Versuchsanordnungen „pk30B“ und „pk50B“ erzielen keine Reduktion der Geruchsstoffkonzentration, sondern die Geruchsstoffkonzentration absolut wird nur durch die Verdünnung mit der Umgebungsluft bewirkt.

⁶ Für die Geruchsstoffkonzentration der Umgebungsluft ergab sich ein Mittelwert von 30 GE/m³.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

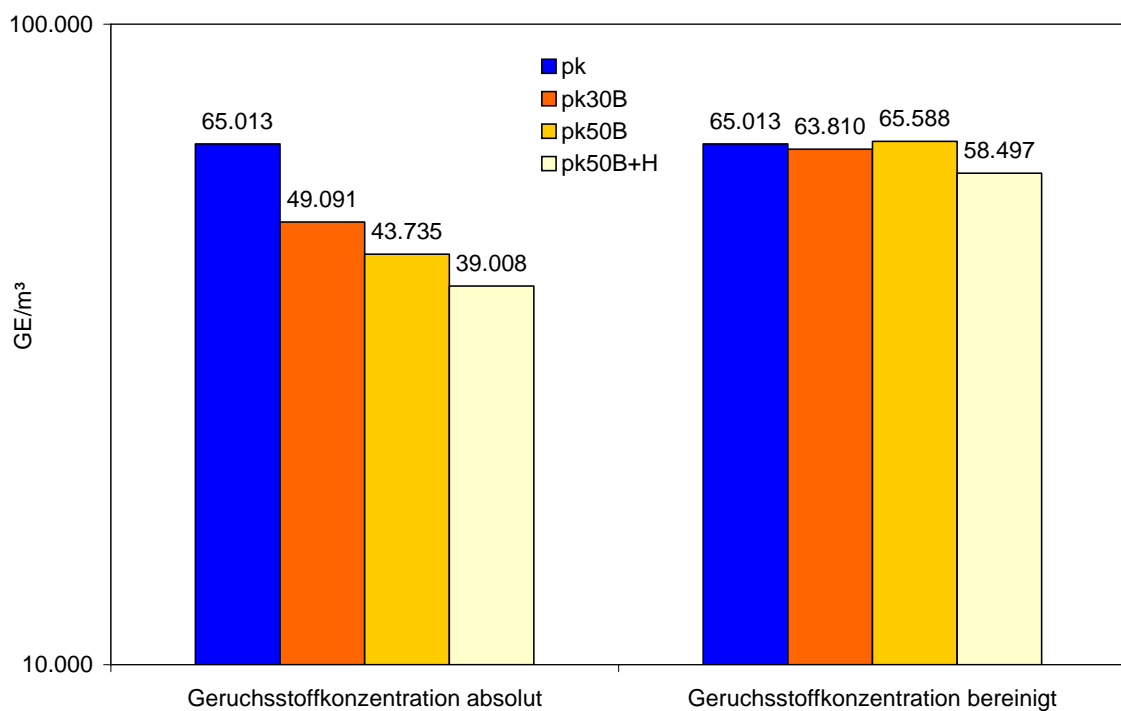


Abbildung 6-18: Geruchsstoffkonzentrationen (Testversuch zur direkten Behandlung geruchsintensiven Prozessabgases, Kampagne II)

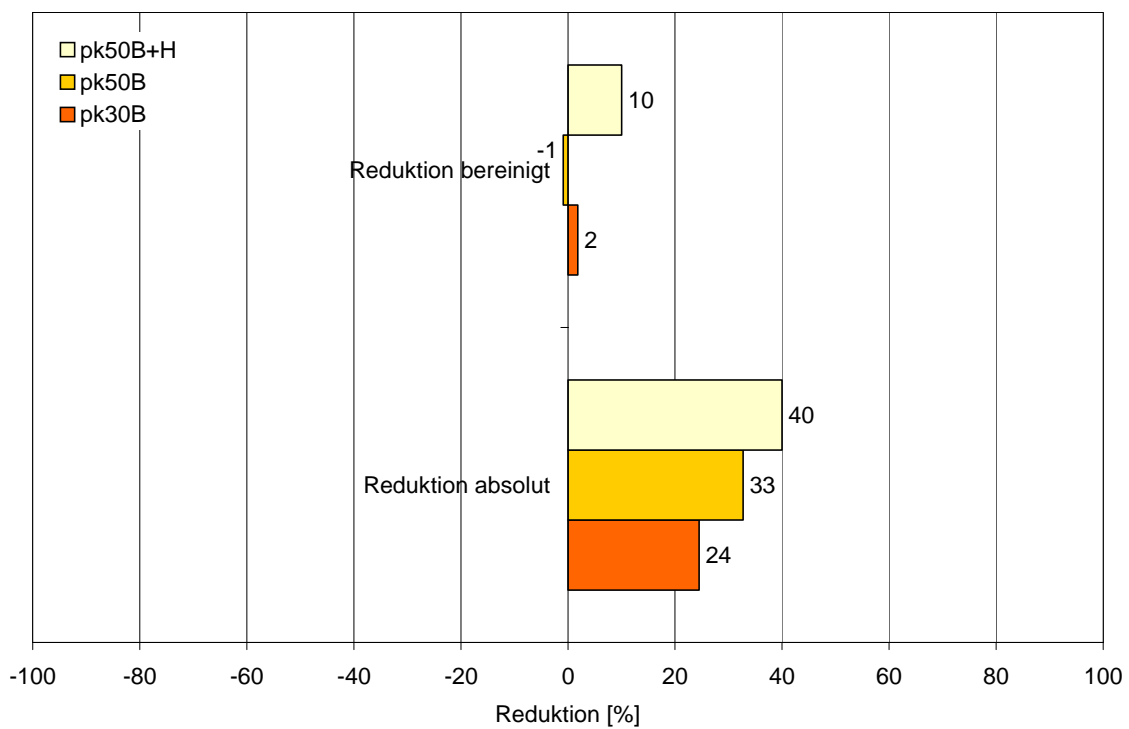


Abbildung 6-19: Reduktionen der Geruchsstoffkonzentrationen (Testversuch zur direkten Behandlung geruchsintensiven Prozessabgases, Kampagne II)

6.7 Flüchtige organische Substanzen (VOC)

Abbildung 6-20 zeigt die VOC-Konzentrationen nach Substanzgruppen, die während der Kampagne II aus Messungen während des Tag- und Nachtbetriebs der MBA jeweils vor Biofilter (bezeichnet als Rohgas) und nach der Kombination Biofilter und Ionisation (Reingas) gemessen wurden.

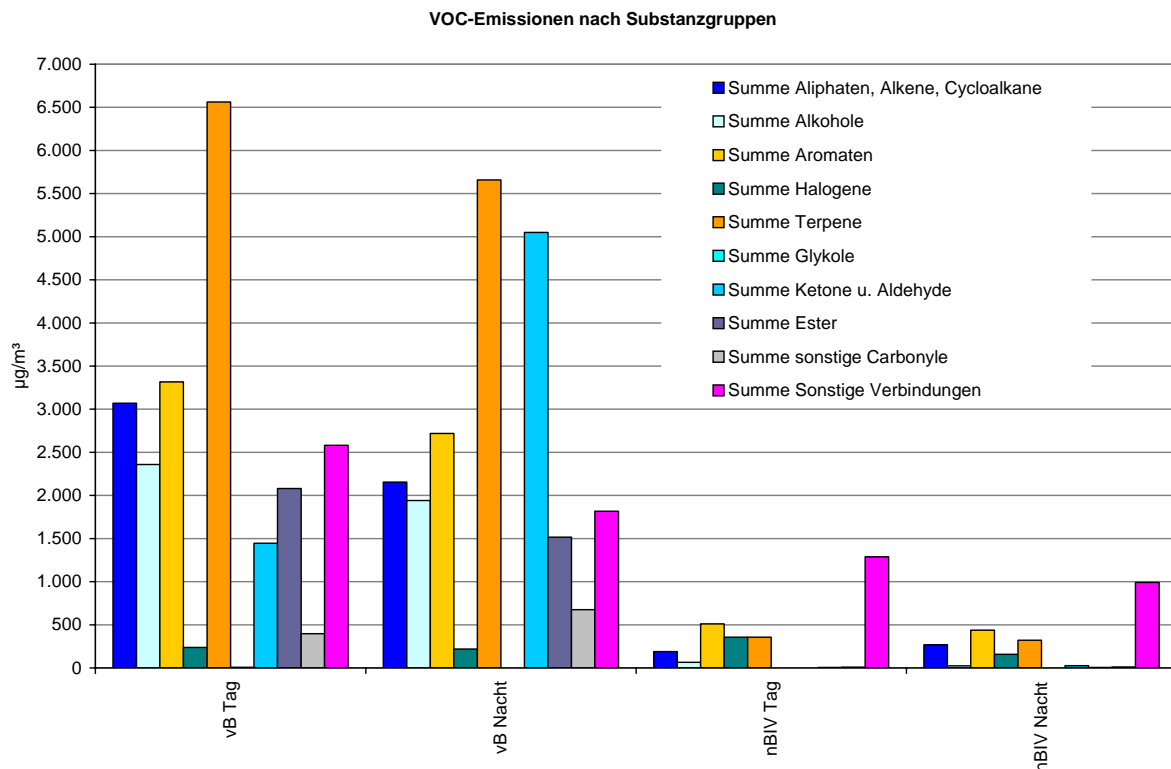


Abbildung 6-20: VOC-Konzentrationen nach Substanzgruppen, Kampagne II

Die Effektivität der Reinigungsleistung durch die Kombination Biofilter und Ionisation bezüglich VOC ist in Abbildung 6-21 dargestellt. Es lässt sich erkennen, dass durch die Kombination Biofilter und Ionisation bei fast allen Summenparametern eine gute bis sehr gute Reduktion erreicht wird. Eine Ausnahme bildet die Gruppe der Halogene, die sich im Tagbetrieb um ca. 50 % anreichern. Während in den darauf folgenden Versuchen ebenfalls eine Anreicherung bei den Halogenen festgestellt werden konnte, ergab sich nach einer getrennten Behandlung des hochbelasteten Prozessabgases eine Reduktion.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

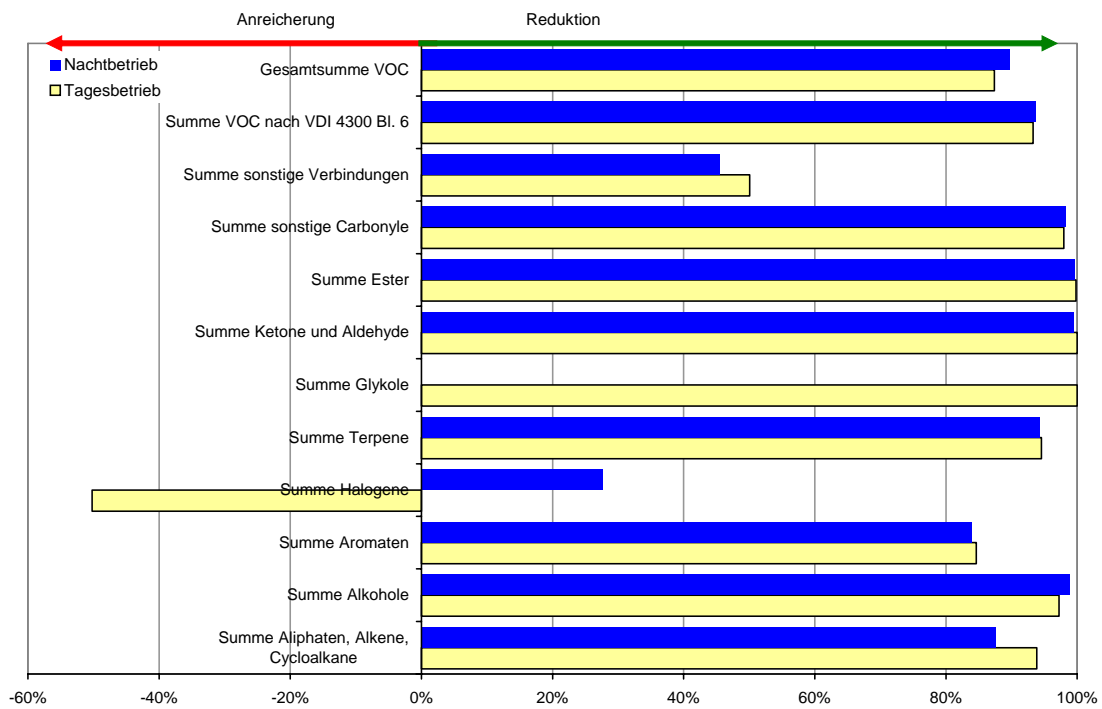


Abbildung 6-21: Reinigungsleistung der Kombination Biofilter und Ionisation in Abhängigkeit des Tag- und Nachtbetriebs der MBA

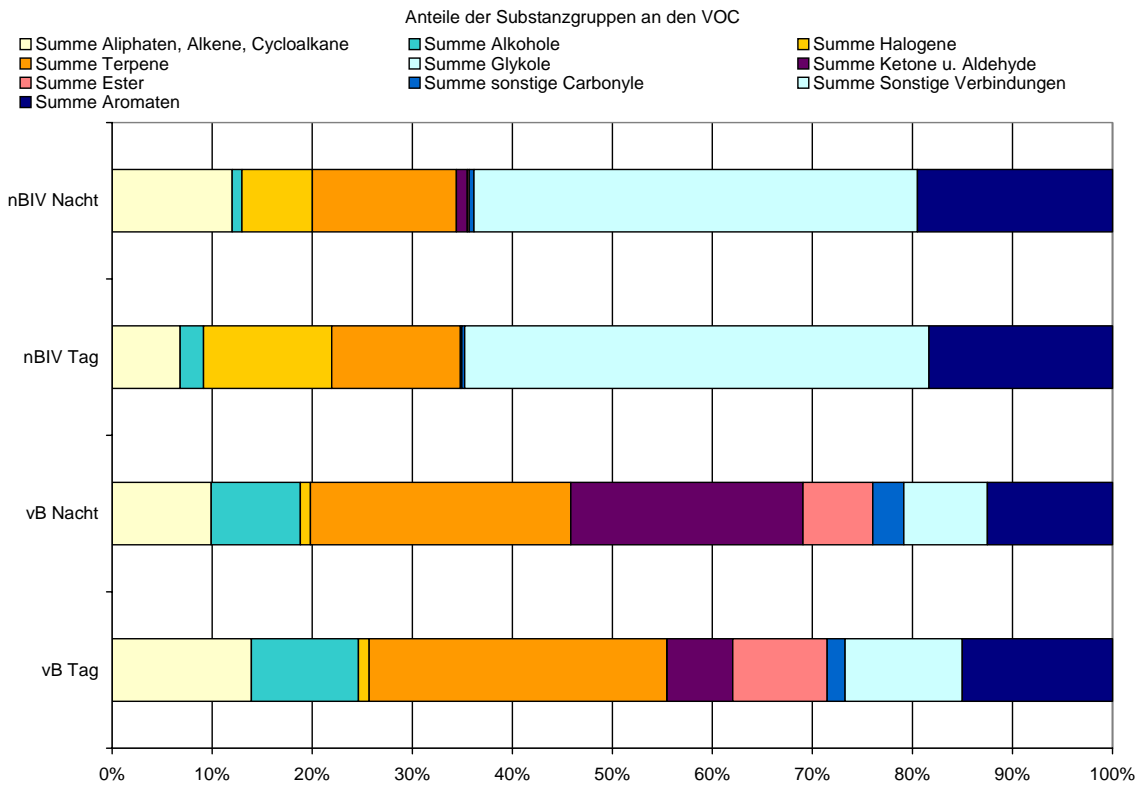


Abbildung 6-22: Anteile der Substanzgruppen an den VOC-Emissionen, Kampagne II

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

Abbildung 6-22 zeigt die Anteile der Substanzgruppen an den VOC-Emissionen. Im Rohgas (vB) dominierte die Substanzgruppe der Terpene, im Nachtbetrieb die Terpene sowie Ketone und Aldehyde. Terpene, Alkohole, Ketone und Aldehyde, Ester und sonstige Carbonyle weisen im Reingas einen geringeren Anteil auf, während Aromaten, Halogene und sonstige Verbindungen einen größeren Anteil an den VOC-Gesamtemissionen im Reingas haben.

In den nachfolgenden Abbildungen werden die Anteile der Einzelsubstanzen in der Substanzklasse VOC dargestellt.

Wie anhand Abbildung 6-23 ersichtlich, treten aus der Substanzklasse Aliphaten, Alkene, Cycloalkane eine Vielzahl von Substanzen sowohl im Roh- als auch im Reingas auf. Im Rohgas weisen C9-Nonan, C10-Dekan, C11-Undekan und C12-Dodekan die größten Anteile auf, im Reingas C7-Heptan, C9-Nonan und C10-Dekan, gefolgt von Methylcyclohexan.

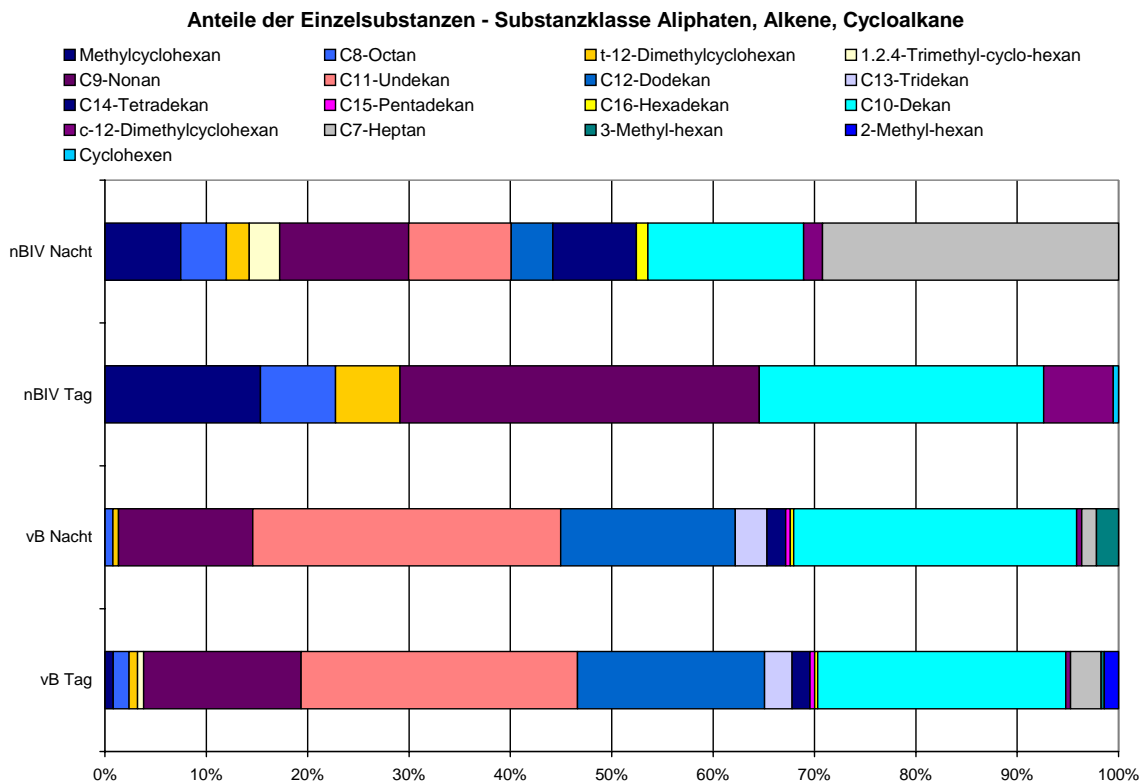


Abbildung 6-23: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Aliphaten, Alkene, Cycloalkane, Kampagne II

Abbildung 6-24 zeigt die Anteile der Einzelsubstanzen in der Substanzklasse der Alkohole. Im Rohgas dominieren Ethanol, 2-Ethylhexanol sowie im Nachtbetrieb 2-Butanol, darüber hinaus treten bis zu 7 weitere Substanzen auf. Im Reingas können deutlich weniger

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

Substanzen detektiert werden; die größten Anteile haben 1-Heptanol, iso-Propanol und im Tagregime Benzylalkohol, den geringsten Anteil weist n-Butanol auf.

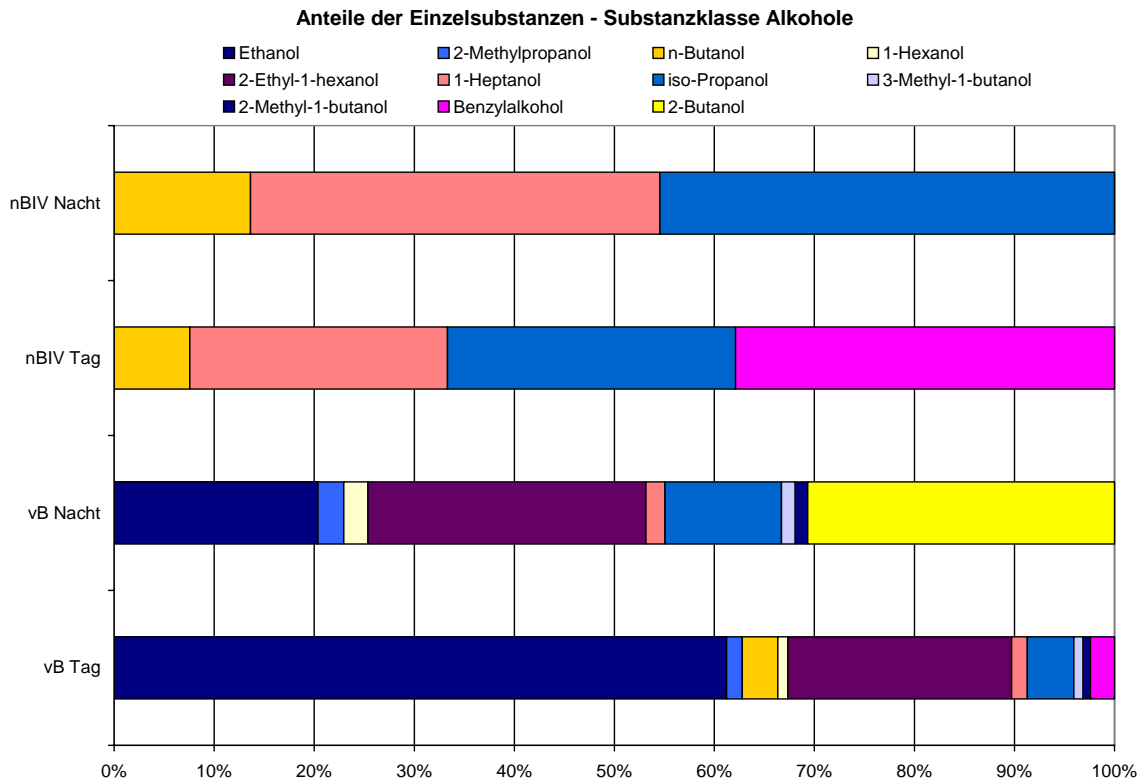


Abbildung 6-24: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Alkohole, Kampagne II

In Abbildung 6-25 sind Anteile der Einzelsubstanzen in der Substanzklasse der Aromaten dargestellt. Hierbei handelt es sich um diejenige Substanzklasse mit der größten Anzahl an Substanzen. Zu den Substanzen mit vergleichsweise höherem Anteil zählen Toluol, 1,3+1,4-Xylol, 3+4-Ethylbenzol im Roh- und Reingas sowie 1245-Tetramethylbenzol im Rohgas und c-Cymol im Reingas. Von besonderem Interesse für die Betrachtung der humantoxischen Wirkungen ist vor allem das Benzol (vgl. Kap. 3.2.2.1). Benzol ist im Diagramm rot dargestellt und befindet sich in den Balken jeweils ganz links. Die Anteile von Benzol sind in allen Zuständen jeweils kleiner als 0,5 %.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

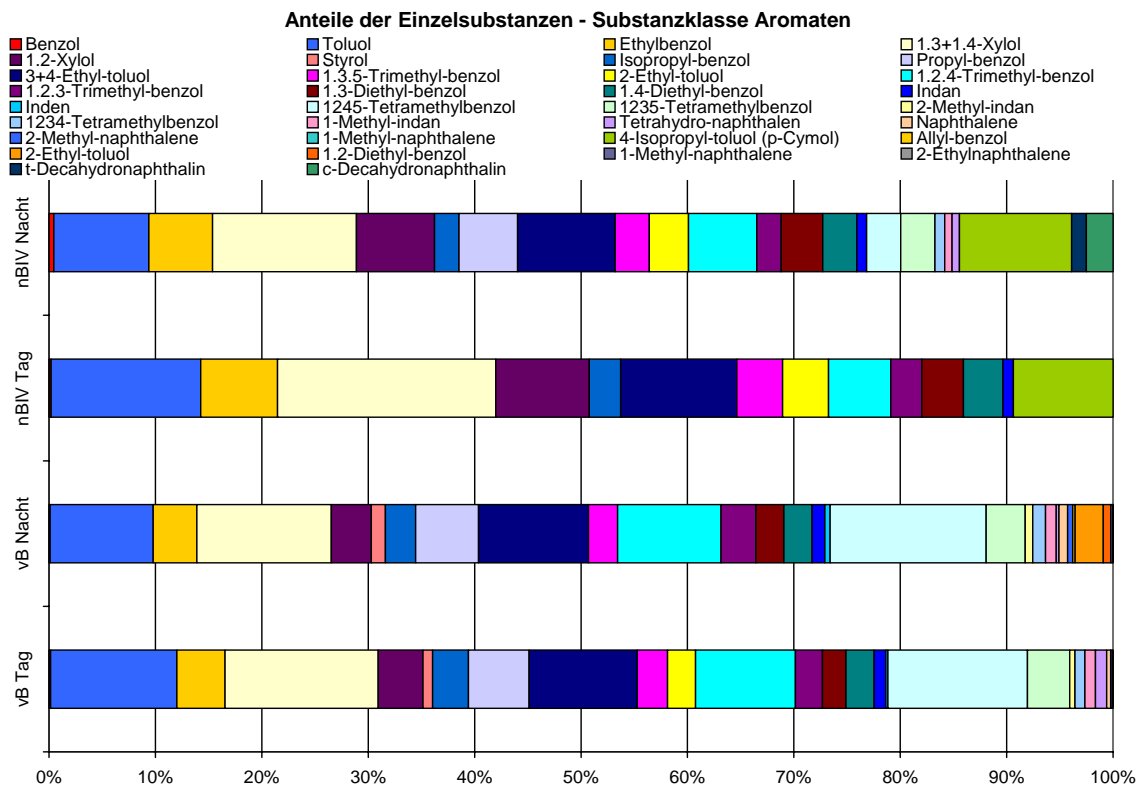


Abbildung 6-25: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Aromaten, Kampagne II

Abbildung 6-26 gibt die Anteile der Substanzen in der Gruppe der Halogene wieder. Als dominierend erweisen sich im Tagbetrieb Trichlorfluormethan und im Nachtbetrieb 1,4-Dichlorbenzol. Im Reingas konnten weiterhin geringe Mengen an Chloroform und Trichlorethen gemessen werden.

In der Gruppe der Terpene weist Limonen mit über 70 % sowohl im Roh- als auch im Reingas den größten Anteil auf (vgl. Abbildung 6-27). Alpha-Pinen und beta-Pinen treten sowohl im Roh- als auch im Reingas auf, Camphen mit einem vergleichsweise großen Anteil im Reingas. Insgesamt reduziert sich die Anzahl der gemessenen Substanzen vom Roh- zum Reingas.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

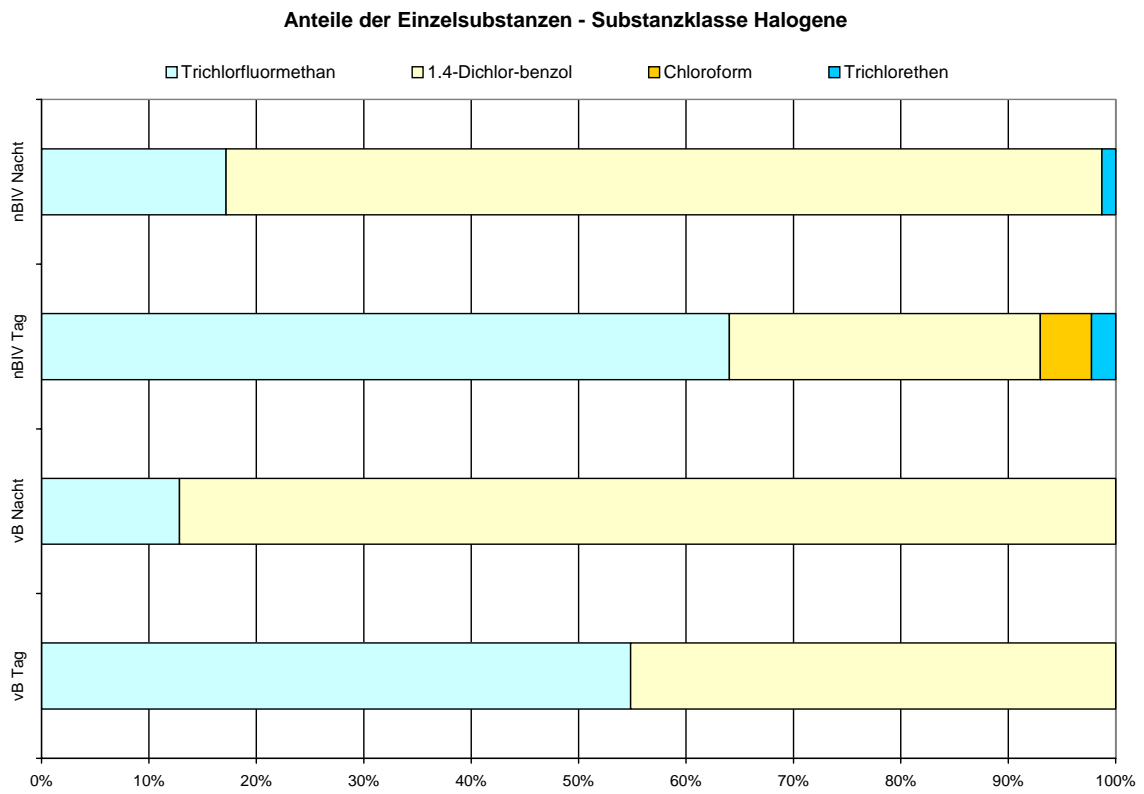


Abbildung 6-26: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Halogene, Kampagne II

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

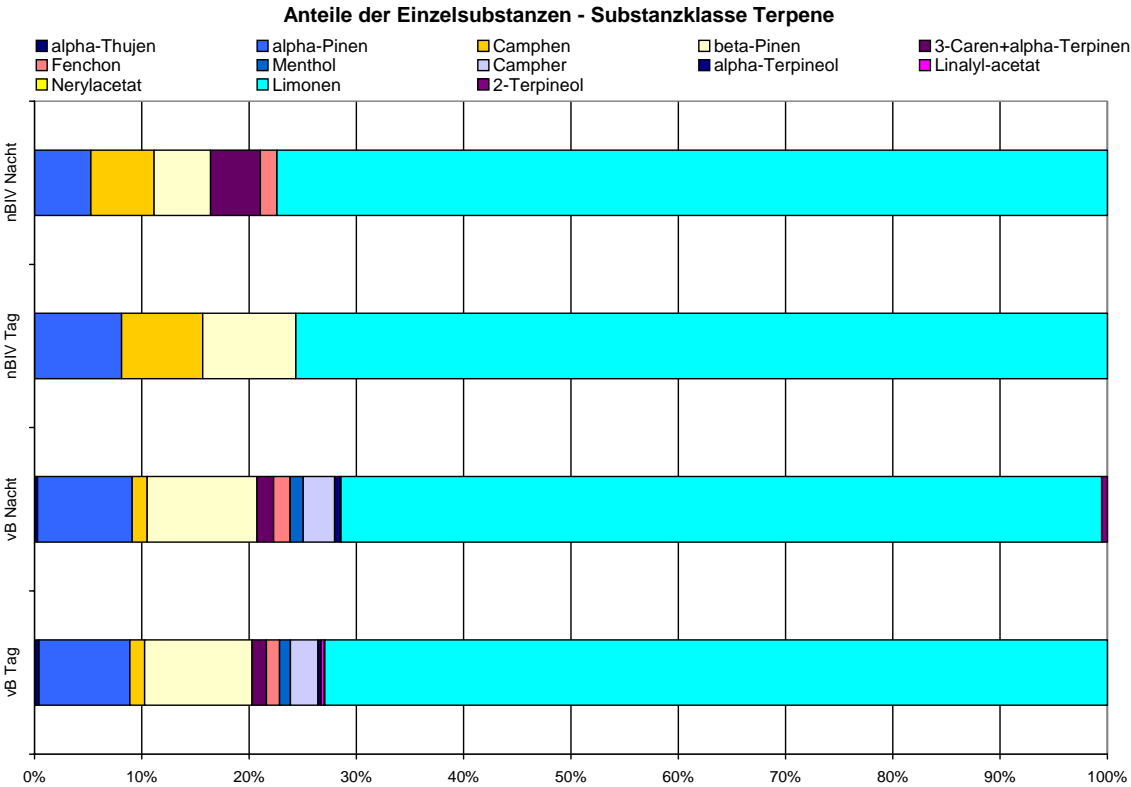


Abbildung 6-27: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Terpene, Kampagne II

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

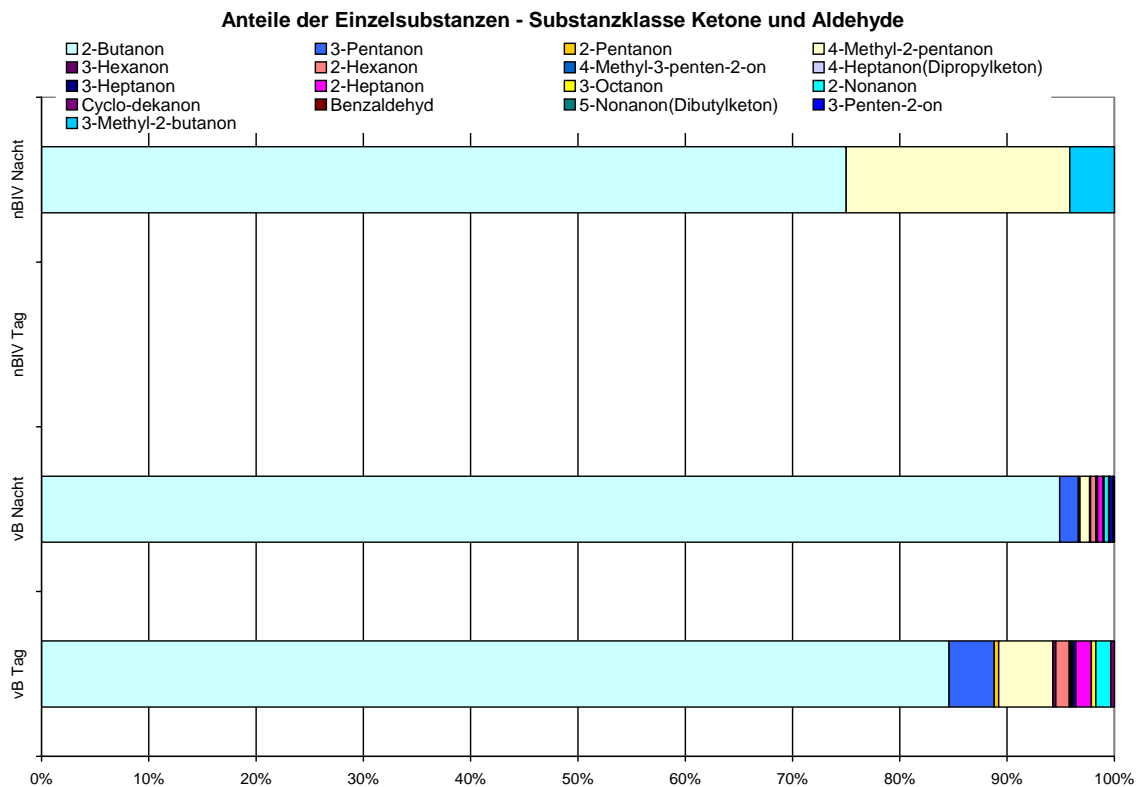


Abbildung 6-28: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Ketone und Aldehyde, Kampagne II

Abbildung 6-28 zeigt die Anteile der Einzelsubstanzen in der Substanzklasse der Ketone und Aldehyde. Mit einem Anteil von größer als 70 % bzw. größer als 80 % dominiert 2-Butanon in dieser Substanzklasse. Generell ist festzustellen, dass im Reingas eine deutlich geringere Anzahl an Substanzen auftritt. Auffallend ist, dass im Reingas-Tag keine Ketone und Aldehyde gemessen werden konnten.

In der Substanzklasse der Ester dominieren im Rohgas Ethylacetat, Ethyl-Capronat und n-Butyl-Acetat. Im Reingas weist Ethyl-Capronat den größten Anteil auf, ansonsten treten im Reingas-Tag nur noch n-Butyl-Acetat und im Reingas-Nacht Ethylbutyrat und iso-Pentyl-Acetat auf. Ethylbutyrat trägt aufgrund seiner vergleichsweise geringen Geruchsschwelle maßgeblich zu den Geruchsemissionen bei.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

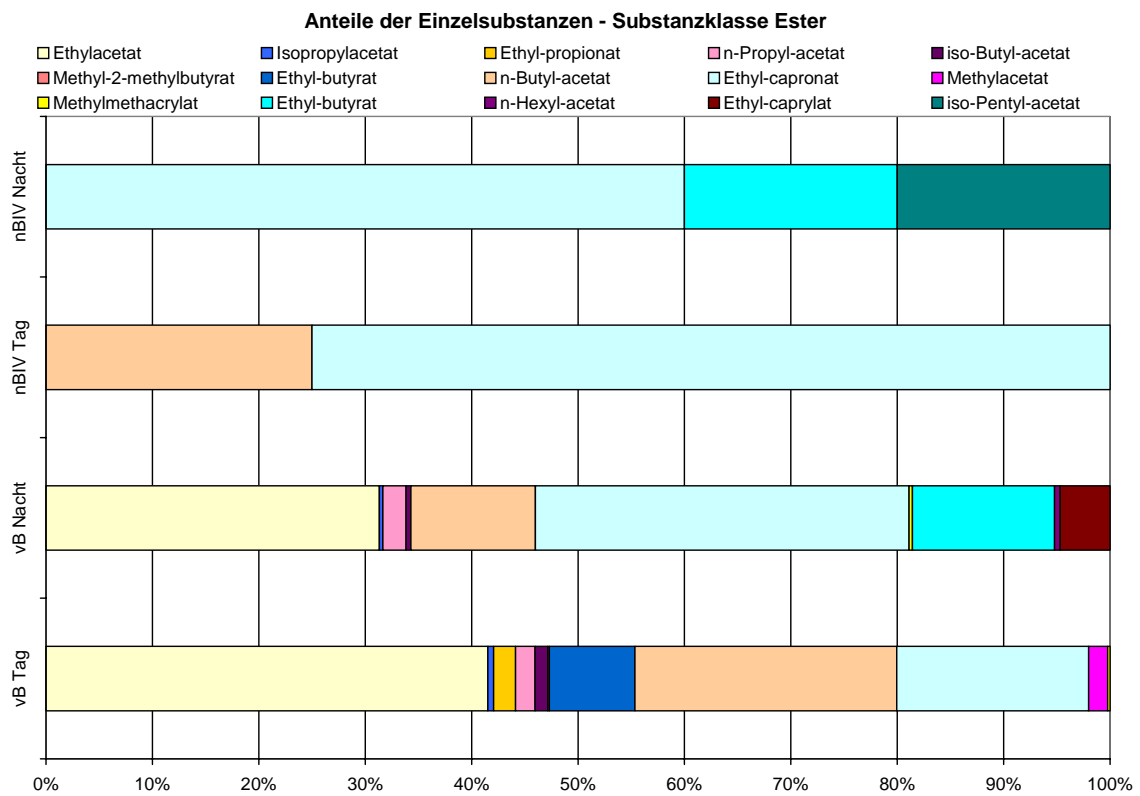


Abbildung 6-29: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Ester, Kampagne II

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

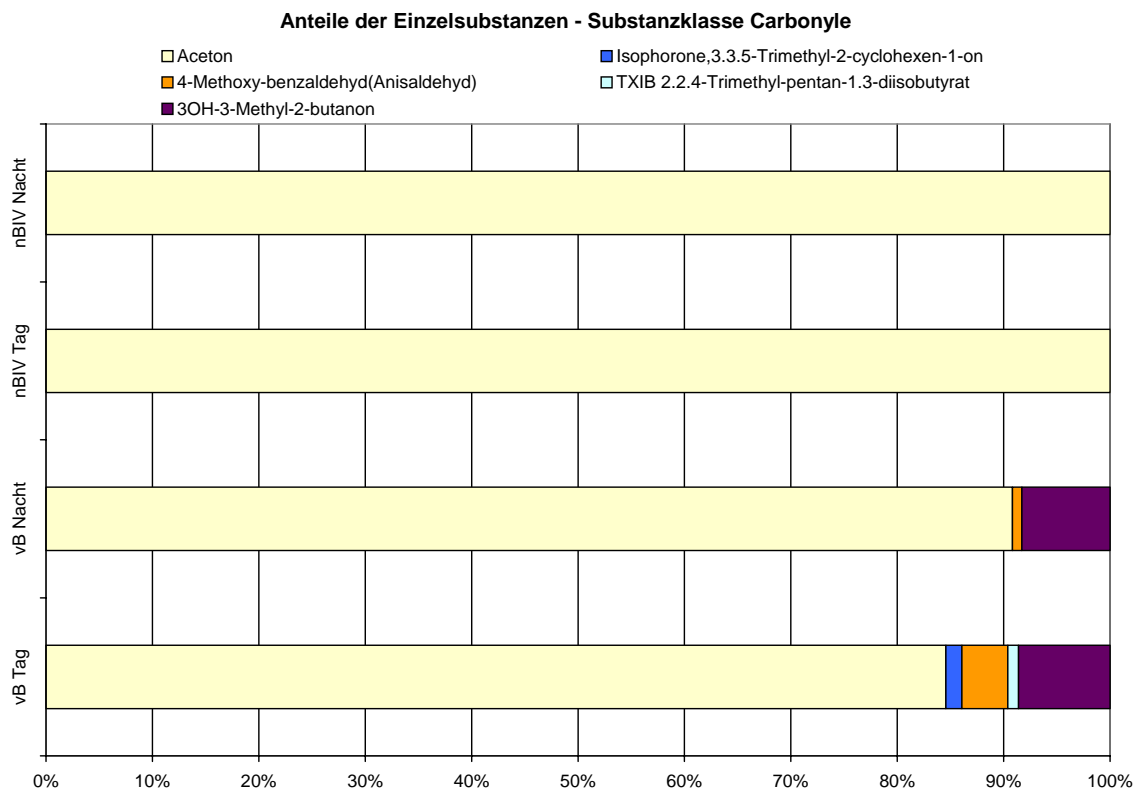


Abbildung 6-30: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Carbonyle, Kampagne II

In Abbildung 6-30 sind die Einzelsubstanzen der Substanzklasse Carbonyle dargestellt. Mit über 80 % dominiert im Rohgas Aceton, das als einzige Substanz im Reingas gemessen werden konnte.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

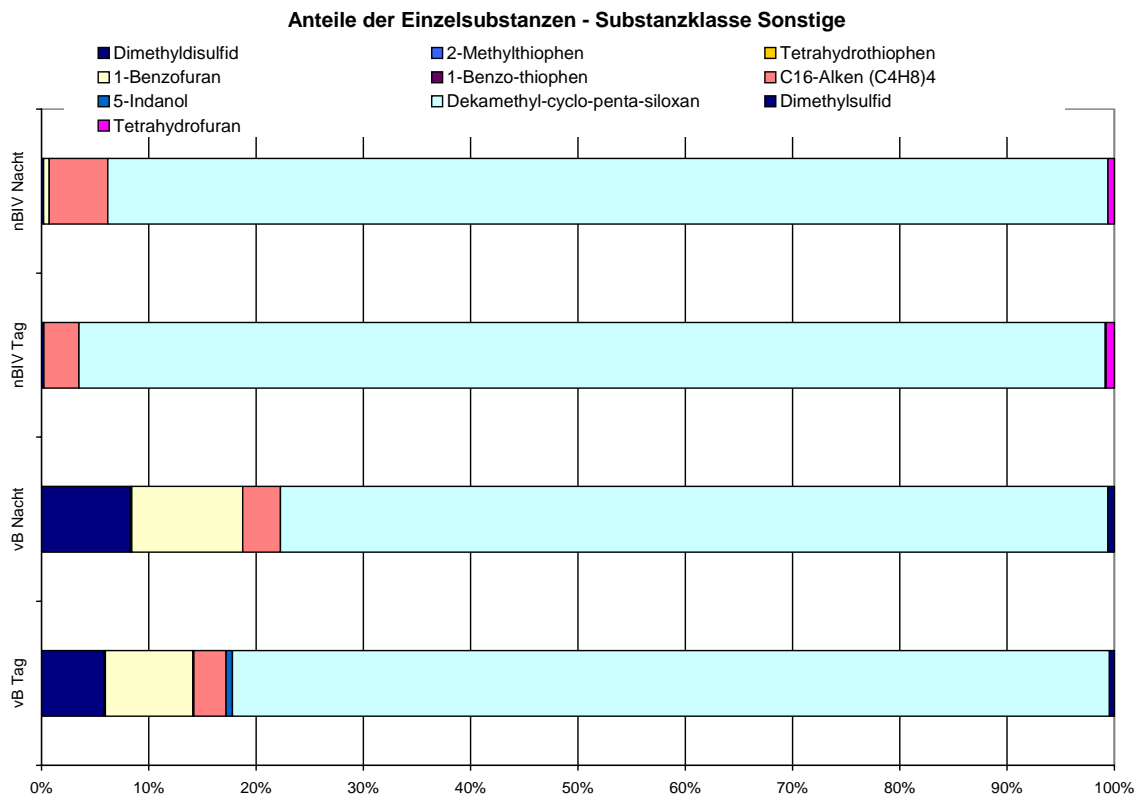


Abbildung 6-31: Anteile der Einzelsubstanzen - Substanzklasse Sonstige, Kampagne II

Betrachtet man die in Abbildung 6-31 dargestellten Einzelsubstanzen der Substanzklasse „Sonstige“ fällt auf, dass massenmäßig eine Siliciumverbindung dominiert. Aufgrund der großen Verbreitung siliziumorganischer Verbindungen, wie beispielsweise in der Kosmetikindustrie als Bestandteil von Shampoos oder Hautcremes oder Zahnpasta, in Silikon-Ölen, Pflegemitteln, bei der Herstellung von Lacken und Farben als technische Hilfsstoffe oder bei der Sanierung von feuchten Fassaden verwendet, gelangt eine große Vielzahl an flüchtigen Silizium-Verbindungen in den Abfall. Seit den 80-iger Jahren haben Siloxane im Deponiegas verstärkt Aufmerksamkeit auf sich gezogen⁷. Grund dafür ist die Bildung mikrokristallinen Siliziumdioxids während der Verbrennung, das zu einer Abrasion/Korrosion der Verbrennungskammer führt⁸.

⁷ Beispiele hierzu finden sich in Schneider, 1984; Martin et al., 1997

⁸ vgl. Arendt et al. 1996, Waerdet et al. 1996

In der aktuellen Diskussion um die Abluftreinigungsverfahren für den Einsatz im Rahmen der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen kommt den Siloxanen erneut große Bedeutung zu. Für die Einhaltung der in der 30. BImSchV (2001) festgelegten luftseitigen Emissionsgrenzwerte für mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen sind über die bisher eingesetzten biologischen Abluftreinigungsverfahren hinaus weitergehende bzw. alternative Reinigungsverfahren erforderlich. Zum Einsatz kommen deshalb in verstärktem Maße thermische Verfahren, in der Regel regenerativ-thermische Oxidationsverfahren. Organische Siliciumverbindungen können für regenerativ-thermische Abluftreinigungsanlagen ein Problem darstellen. Beimengungen von Siloxanen in der Abluft würden entweder eine regelmäßige Reinigung der Brennkammer erforderlich machen und somit die Verfügbarkeit reduzieren oder wie bei dem Betrieb von Gasmotoren mit Deponiegas eine Aufbereitung mit Reinigung erfordern⁹.

Die weiteren Messkampagnen ergaben vergleichsweise niedrigere Anteile an Siliciumverbindungen, so dass die Emissionen auf eine höhere Belastung des Abfallinputs mit Siliciumverbindungen während der Messkampagne II zurückgeführt werden können.

Übersicht Kampagnen II bis IV

In den beiden nachfolgenden Abbildungen sind - bezogen auf das Rohgas vor Biofilter - einerseits die Reduktionen der Konzentrationen und andererseits die Reduktionen der Frachten der VOC gesamt und der VOC-Gruppen nach Biofilter und Ionisation der Messkampagnen II, III und IV dargestellt. Hinsichtlich der Konzentrationen konnten bei den VOC gesamt und den VOC nach VDI 4300, Bl. 6 (2000) Reduktionen von 80 bis über 90 % erzielt werden. Die höchsten Konzentrations-Reduktionen konnten mit jeweils rund 100 % bei den Gruppen sonstige Carbonyle, Ester, Ketone und Aldehyde, Glykole und Alkohole festgestellt werden. Mit Ausnahme der Kampagne IV konnten die Terpen-Konzentrationen ebenfalls um über 90 % reduziert werden. Die geringsten Konzentrations-Reduktionen treten bei den Aromaten und Halogenen auf. Bei der Ermittlung der Fracht verringern sich die Reduktionen aufgrund des Verdünnungseffektes der ionisierten Bypassluft der VOC gesamt und in der Gruppe VOC nach VDI 4300, Bl. 6 (2000) auf Werte von über 60 bis über 80%. Bei den VOC-Frachten der Gruppen sonstige Carbonyle, Ester, Ketone und Aldehyde, Glykole und Alkohole werden vergleichbare Reduktionen erzielt, bei den Aromaten um bis zu

⁹ vgl. Hagen, 2001; Waerdt, 2000

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

20 % geringere Reduktionen. Hinsichtlich der Halogene und sonstigen Carbonyle ergeben sich deutlich geringere Reduktionen bzw. in zwei Fällen Anreicherungen.

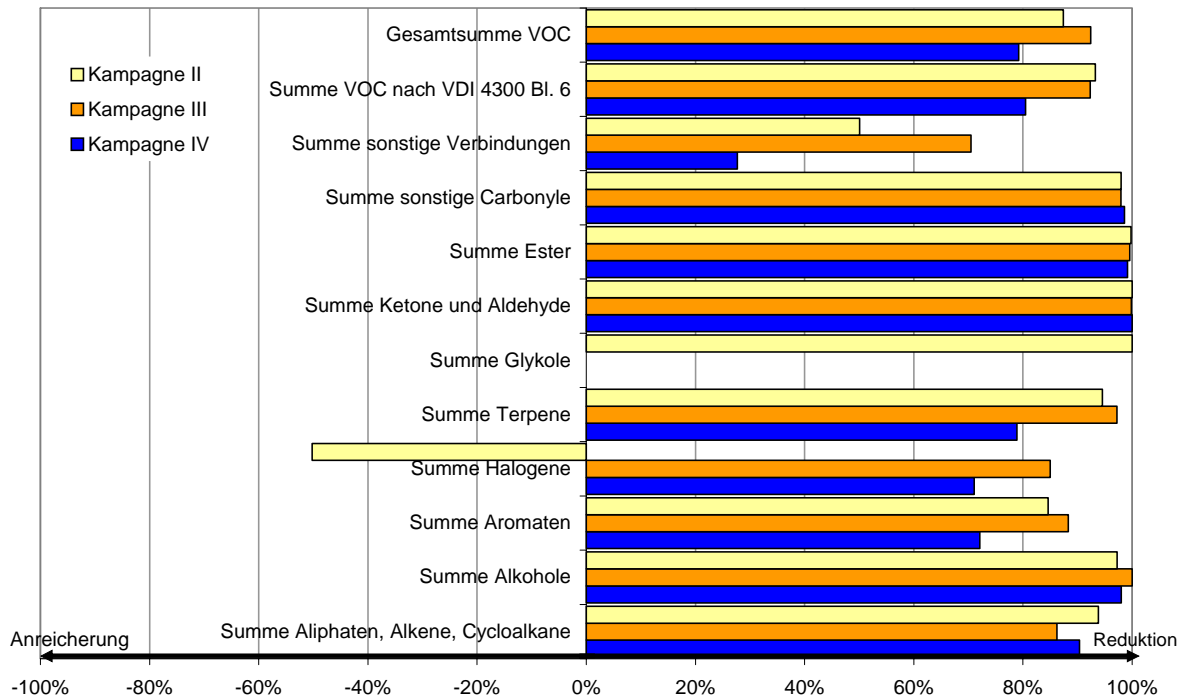


Abbildung 6-32: Reinigungsleistung der Kombination Biofilter und Ionisation hinsichtlich der VOC-Konzentrationen der MBA

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

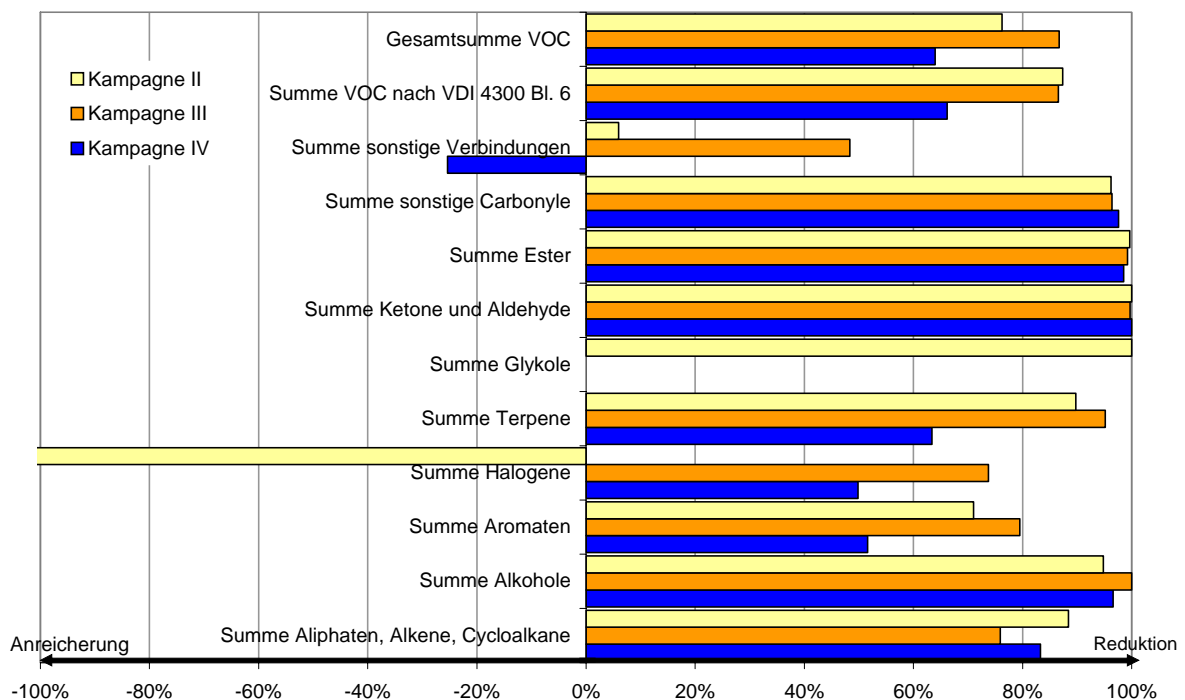


Abbildung 6-33: Reinigungsleistung der Kombination Biofilter und Ionisation hinsichtlich der VOC-Frachten der MBA

Versuch Kampagne V

In Abbildung 6-34 sind die Messwerte der absoluten VOC-Konzentrationen nach Substanzklassen dargestellt. Die Proben Z1g und Z2g bezeichnen die Abgasproben nach biologischer Trocknung und die Proben A1g und A2g bezeichnen die Abgasproben nach Ionisation. Bei den Messungen wurde dem eigentlichen Probennahme-Röhrchen ein weiteres Röhrchen nachgeschaltet, um Durchbrüche einzelner Substanzen zu verhindern. Die Beladung beider Röhrchen wurde addiert und die Proben mit der Bezeichnung „g“ für die „gesamt“ gemessene Konzentration versehen. Demzufolge lag die Gesamtkonzentration der VOC aus der biologischen Trocknung bei ca. 220.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Von den einzelnen Substanzgruppen wiesen die Terpene mit 106.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. rund 71.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ die höchste Konzentration auf, während die Aromaten, Ketone und Aldehyde sowie Aliphaten, Alkene und Cycloalkane in Konzentrationsbereichen von 24.000 bis 32.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Versuch 1 bzw. 32.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis 41.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Versuch 2 lagen. Sonstige Carbonyle, Ester, Glykole und Halogene traten in Konzentrationen kleiner rund 3.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. Für die Berechnung der Reduktionsleistungen in den Versuchen wurde die im Bypass angesaugte Umgebungsluft hinsichtlich der VOC quantifiziert und in die Berechnung einbezogen (Abbildung 6-35). Dadurch ergibt sich bei

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

den Abgasproben nach biologischer Trocknung (Z1* und Z2*) eine geringere Konzentration verglichen mit den absoluten Messwerten (Z1g und Z2g). Beispielsweise betragen die Konzentrationen „Summe VOC“ nur noch rund 121.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. 81.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die nach der Ionisation gemessenen Konzentrationen beziehen sich bereits auf den gesamten Volumenstrom, d.h. $A1g = A1^*$ und $A2g = A2^*$.

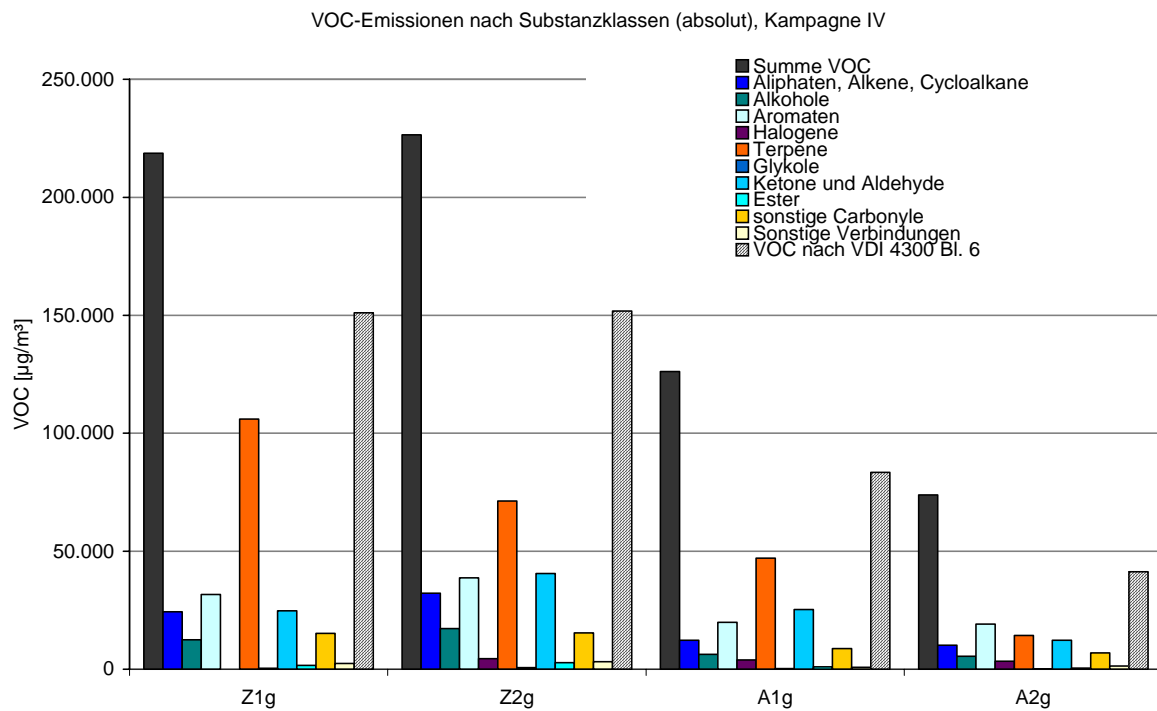


Abbildung 6-34: VOC-Konzentrationen nach Substanzklassen (absolut), Kampagne V

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

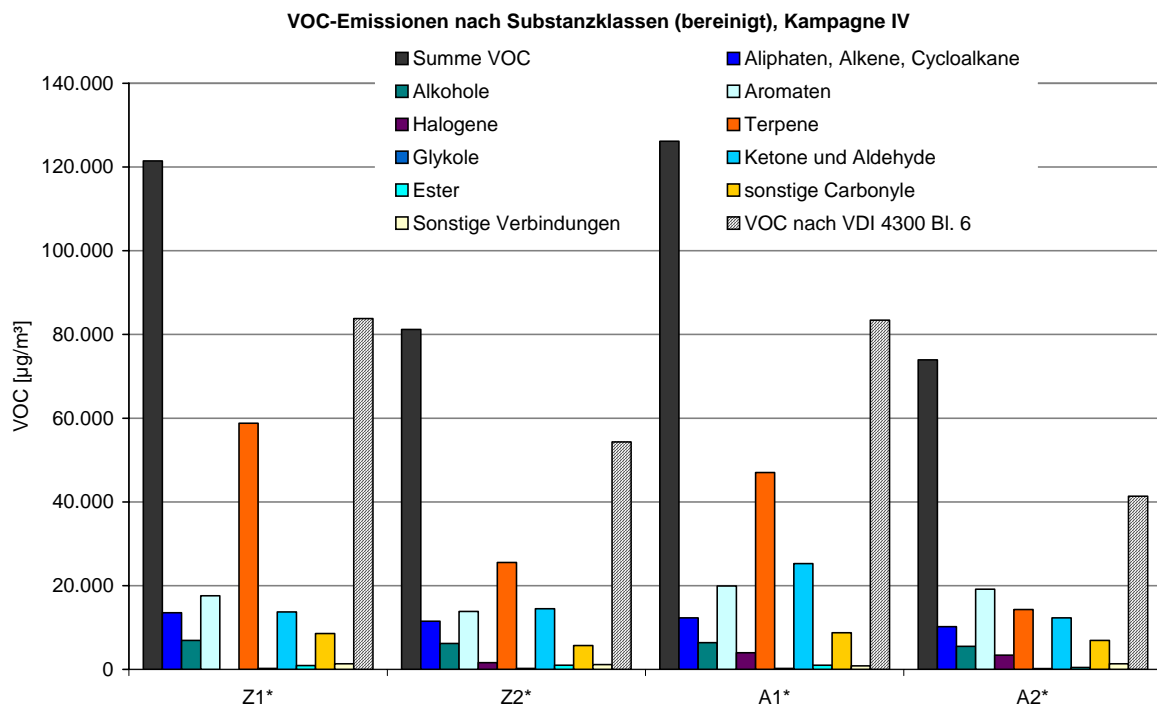


Abbildung 6-35: VOC-Konzentrationen nach Substanzklassen (bereinigt), Kampagne V

Abbildung 6-36 gibt eine Übersicht über die Anteile der jeweiligen Substanzklassen an den VOC-Konzentrationen. Als massenmäßig dominant erweist sich die Substanzklasse der Terpene mit durchschnittlich 30 % – 50 % im Abgas nach biologischer Trocknung und knapp 20 % – rund 40 % nach Ionisation, weiterhin die Aromaten (14 – 17 % nach biologischer Trocknung bzw. 16 – 26 % nach Ionisation) und die Ketone/Aldehyde (11 – 18 % nach biologischer Trocknung bzw. 17 - 20 % nach Ionisation).

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

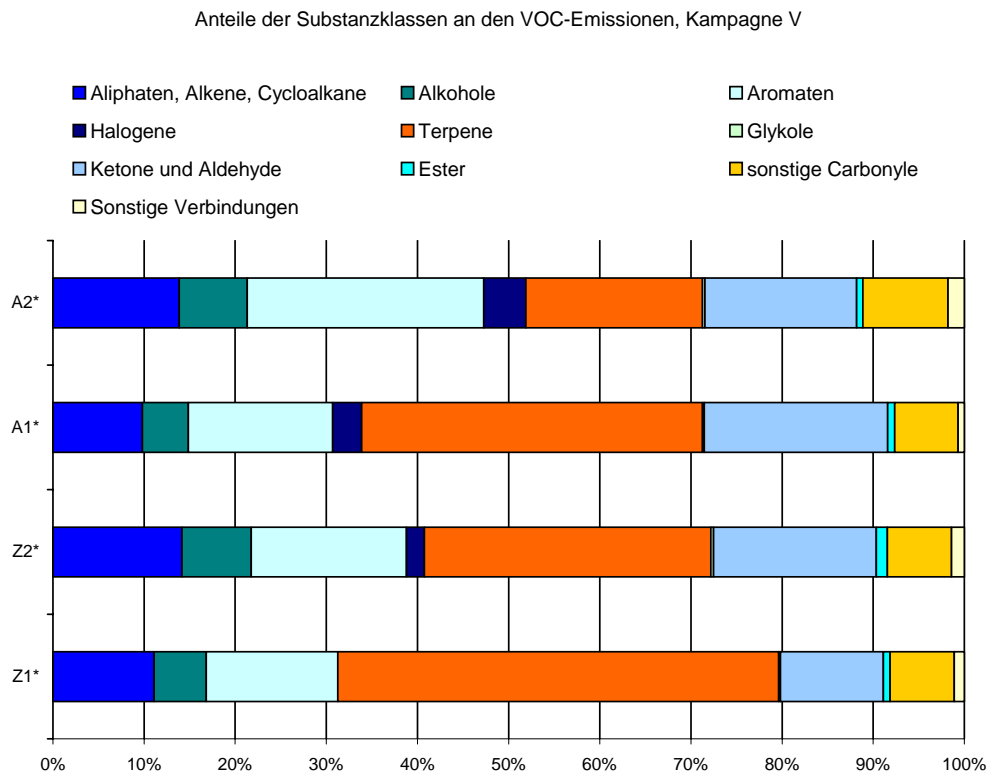


Abbildung 6-36: Anteile der Substanzklassen an den VOC-Konzentrationen, Kampagne V

Insgesamt konnten in der Gruppe der VOC 136 verschiedene Substanzen gemessen werden. In Abbildung 6-37 sind die Anteile der Substanzen mit einem Anteil > 5 % an den VOC-Konzentrationen dargestellt. Lediglich 4 Substanzen, d.h. rund 2 % der detektierten Substanzen weisen jeweils Anteile > 5 % auf. In der Umgebungsluft repräsentieren Acteon, Limonen und iso-Propanol mit zusammen rund 90 % Gesamtanteil die VOC-Konzentrationen. In den unbereinigten Rohgasproben treten Limonen, 2-Butanon und Aceton mit einem Gesamtanteil von maximal 45 %, im Reingas mit 43 % bzw. 15 % auf. Dabei ist der geringere Anteil im Versuch 2 darauf zurückzuführen, dass kein Limonen mehr auftrat.

Abbildung 6-38 zeigt die Anteile der Substanzen mit einem Anteil > 2 % an den VOC-Emissionen. Es ist zu erkennen, dass 18 Substanzen mit einem Anteil von über 2 % an der Gesamtkonzentration auftreten, d.h. rund 85 % aller Substanzen weisen jeweils Anteile < 2 % auf. Zu den Substanzen mit Anteilen > 2 % zählen neben den bereits mit Anteilen > 5 % genannten noch die Terpene alpha- und beta-Pinen, Campher und Eucalyptol, das Halogen 1,4-Dichlorbenzol; aus der Gruppe der Aliphaten, Alkene, Cycloalkane C10-Dekan, C11-Undekan und C12-Dodekan; von den Aromaten 1,2,3,4-Tetramethylbenzol, 1,2,4-Trimethylbenzol und 3+4-Ethyltoluol; der Alkohol 2-Ethyl-1-hexanol sowie 3-Pentanon aus der Gruppe der Ketone und Aldehyde.

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

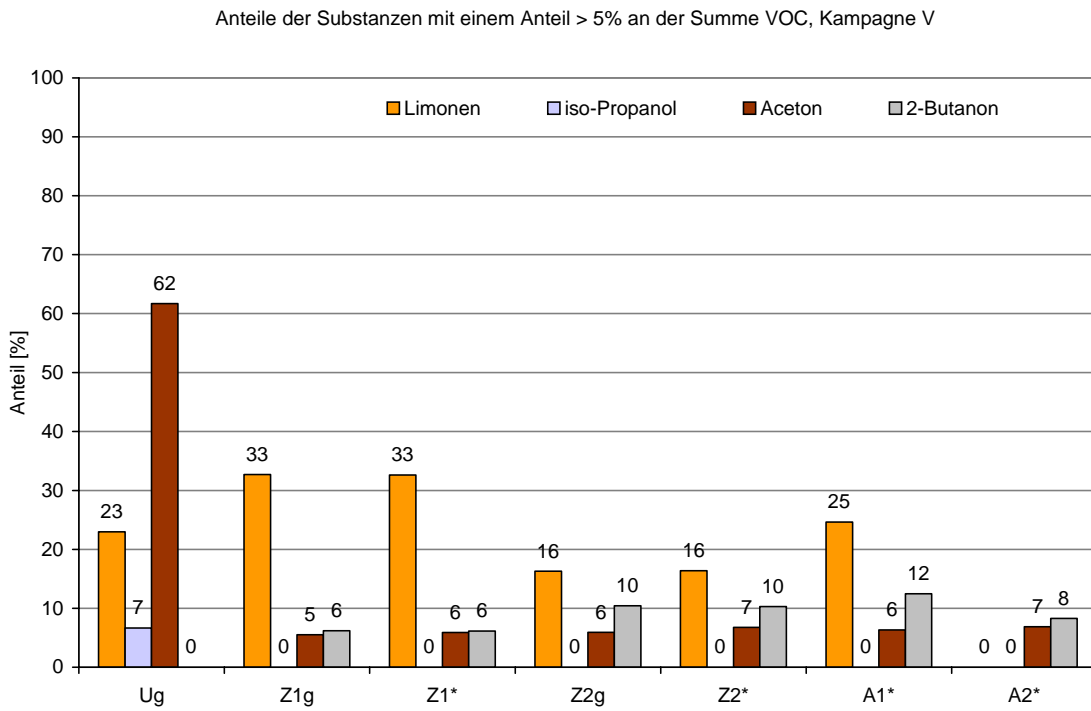


Abbildung 6-37: Anteile der Substanzen mit einem Anteil > 5% an den VOC-Konzentrationen, Kampagne V

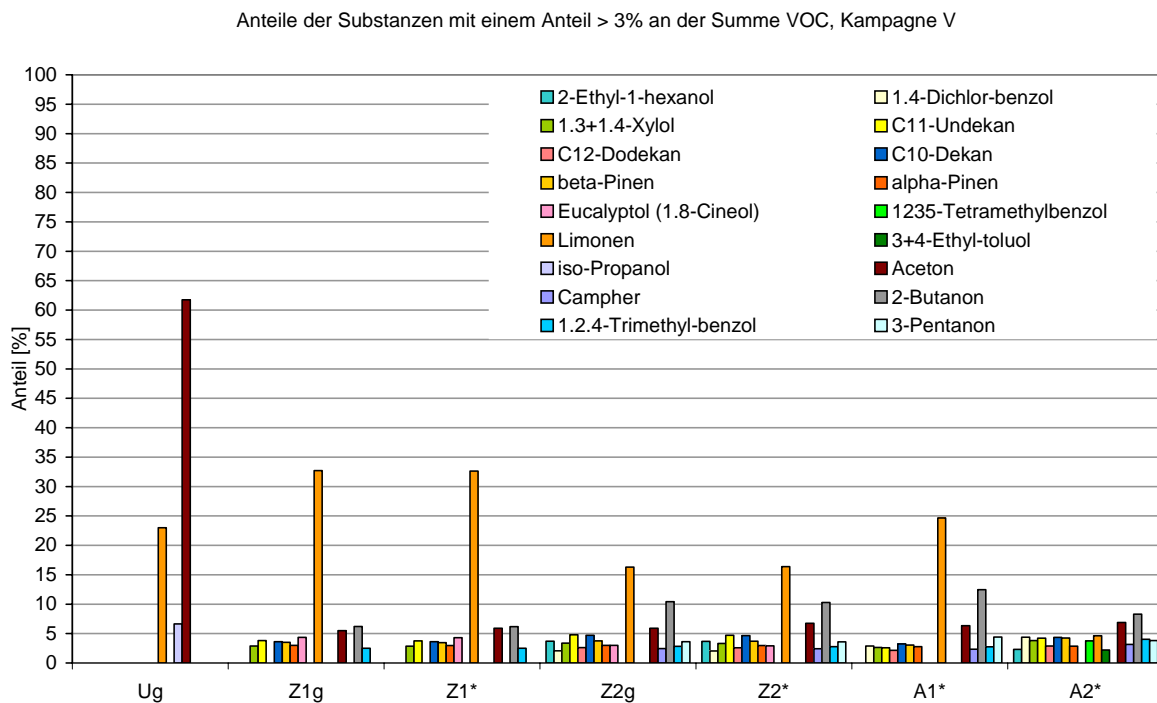


Abbildung 6-38: Anteile der Substanzen mit einem Anteil > 2% an den VOC-Konzentrationen, Kampagne V

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

Für die einzelnen Substanzklassen sowie die VOC gesamt und VOC nach VDI 4300 Bl. 6, wurden die Reduktions- bzw. Anreicherungsrate aus den bereinigten Konzentrationen ermittelt. Signifikante Reduktionen sind in der Substanzklasse der Terpene festzustellen, hier werden Raten von 20 % bzw. 44 % erzielt. Glykole werden im Versuch 2 um 22 % reduziert; Alkohole und Aliphaten, Alkene, Cycloalkane in beiden Versuchen um durchschnittlich um 10 %. Halogene reichern sich in beiden Versuchen um über 100 % an. Weiterhin ist insbesondere in der Substanzgruppe der Aromaten in beiden Versuchen und bei den sonstigen Carbonylen im Versuch 2 eine Anreicherung festzustellen. Sonstige Verbindungen, Ketone und Aldehyde sowie Ester zeigen kein einheitliches Verhalten hinsichtlich einer Reduktion bzw. Anreicherung. Insgesamt lässt sich bei der Summe VOC gesamt keine eindeutige Aussage treffen, lediglich im Versuch 2 kann bei den VOC nach VDI 4300 Bl. 6 eine Reduktion von 24 % festgestellt werden.

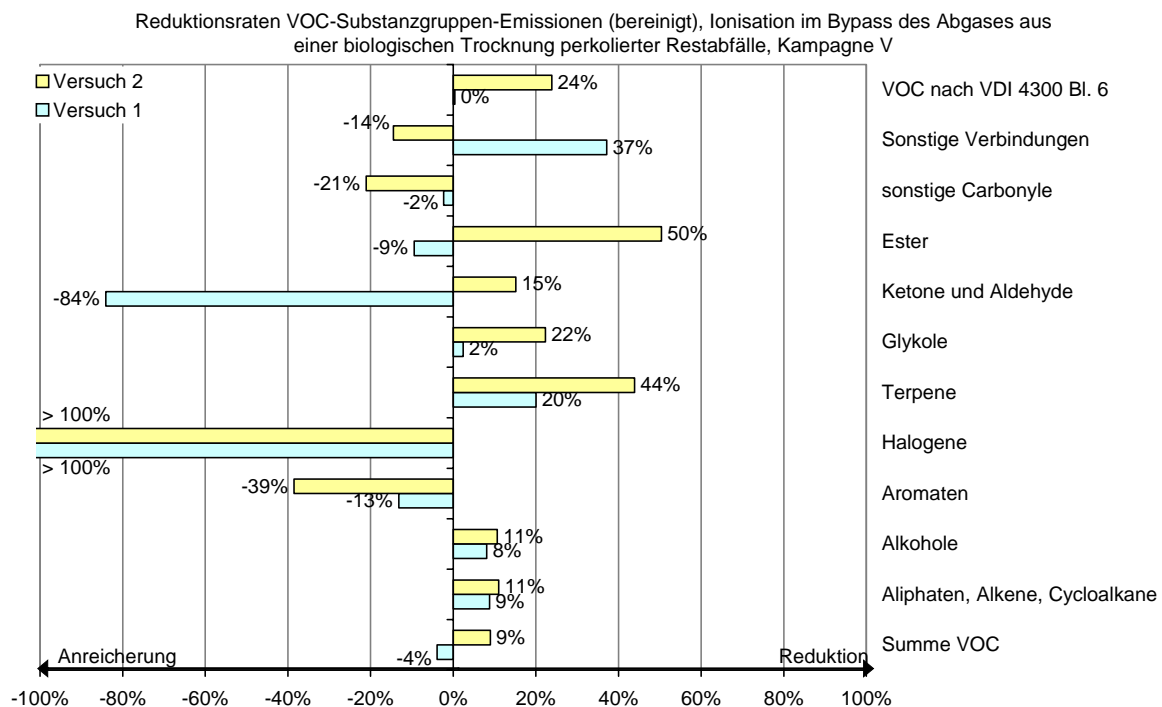


Abbildung 6-39: Reduktionsraten der Emissionen in den VOC-Substanzklassen, Kampagne V

Neben der Betrachtung der einzelnen Substanzklassen wurden die Reduktions- bzw. Anreicherungsrate der detektierten Einzelsubstanzen ermittelt. In Abbildung 6-40 sind die Reduktions- bzw. Anreicherungsrate der Substanzen mit einem Massenanteil $> 2\%$ (vgl. Abbildung 6-38) dargestellt. Eine signifikante Reduktion ist bei den Terpenen, insbesondere bei Limonen und Eucalyptol, zu verzeichnen. Limonen trägt aufgrund seiner vergleichsweise niedrigen Geruchsschwelle stark zu den Geruchsemissionen bei. Für die Alkohole konnten

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

ebenfalls Reduktionen ermittelt werden. Von den Aliphaten, Alkenen, Cycloalkanen zeigt sich eine Reduktion von C10-Dekane, C11-Undekane und C12-Dodekane. Bei den Aromaten konnten Anreicherungen in fast allen Fällen festgestellt werden. Hinsichtlich Aceton, 2-Butanon und 3-Pentanone kann keine eindeutige Aussage getroffen werden.

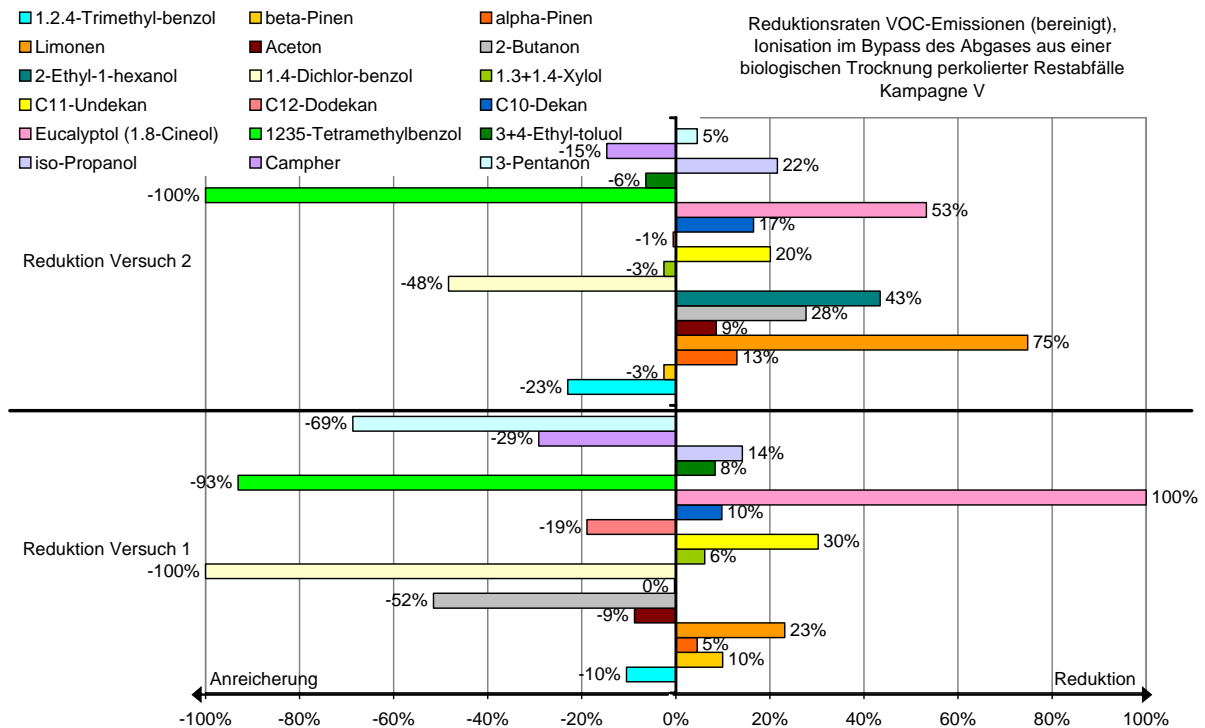


Abbildung 6-40: Reduktionsraten ausgewählter VOC-Emissionen, Kampagne V

6.8 Bioaerosole

Im Rahmen der Kampagne VI wurden Untersuchungen hinsichtlich der Bioaerosolemissionen bei der Behandlung des Abgases nach Biofilter mittels Ionisation durchgeführt, da der Biofilter selbst als Sekundärquelle maßgeblich zu den Emissionen von Bioaerosolen im Reingas beiträgt (vgl. Kap. 3.1.6).

In einer Versuchsreihe wurde dem Abgasstrom ionisierte Luft im Bypass zugegeben. Eine direkte Behandlung des Abgases mittels Ionisation im Hauptstrom erwies sich aufgrund der relativen Luftfeuchtigkeit von 100 % nach Biofilter aufgrund von Kurzschlusseffekten der Ionisationsröhren sowie der Möglichkeit der Kondensation in der Reaktionsstrecke als nicht zielführend. Die Parameter der einzelnen Versuche sind in Tabelle 6-5 aufgeführt. Untersucht

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

wurde die Reinigungsleistung der Ionisation gegenüber Bakterien und mesophilen Schimmelpilzen, die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 6-6 zu finden.

Tabelle 6-5: Überblick über die Versuche zur Behandlung des Abgases nach Biofilter mittels Ionisation hinsichtlich der Bioaerosol-Emissionen

Versuch	Art des Abgases	Ionisation	Volumenstrom Hauptstrom m ³ /h	Volumenstrom Bypass m ³ /h
1	Reingas nach Biofilter	---	20	0
2	Reingas mit 25% Bypassluft	---	20	5
3	Reingas mit 25% Bypassluft	1 Röhre im Bypass	20	5

Tabelle 6-6: Emissionen von Bakterien und Pilzen

Versuch	Bakterien KBE/m ³	Mesophile Pilze KBE/m ³
1	1,3E+04	2,0E+04
2	1,2E+04	1,8E+04
3	1,1E+04	1,8E+04

Wie die Ergebnisse zeigen, wurde durch die Zugabe ionisierter Bypassluft eine Reduktion bezüglich der Emissionen an Bakterien von 8 % erreicht, während hinsichtlich der Konzentration an mesophilen Pilzen, bei denen es sich vor allem um *Penicillium* spp. handelt, keine Verminderung festgestellt werden konnte.

6.9 Kombinierte Darstellung der Messwerte verschiedener Parameter

In Abbildung 6-41 sind die Reduktionsraten der TOC-Konzentrationen sowie der Geruchsstoffkonzentrationen der direkten Behandlung geruchsintensiven Prozessabgases aus dem Behandlungsschritt der Perkolatation der Abfälle dargestellt. Die Beschreibung der Versuchskonfigurationen ist in Tabelle 6-4 zu finden. Das Diagramm beinhaltet zum Einen die absoluten und zum Anderen die um die TOC-Konzentration und die

Darstellung und Diskussion der Messergebnisse

Geruchsstoffkonzentration der Umgebungsluft¹⁰ bereinigten Reduktionen. Es ist zu erkennen, dass sich die TOC-Konzentration des Rohgases im günstigsten Fall um 29 % und die Geruchsstoffkonzentration um rund 40 % absolut reduzieren lässt. Betrachtet man die um den Einfluss der Umgebungsluft bereinigten Ergebnisse, so lässt sich folgendes feststellen: Bezüglich der TOC-Konzentration ist nahezu keine Reduktion, sondern eher ein Anstieg festzustellen. Hinsichtlich der Geruchsstoffkonzentration kann maximal eine Reduktion in einer Größenordnung von 10 % erzielt werden.

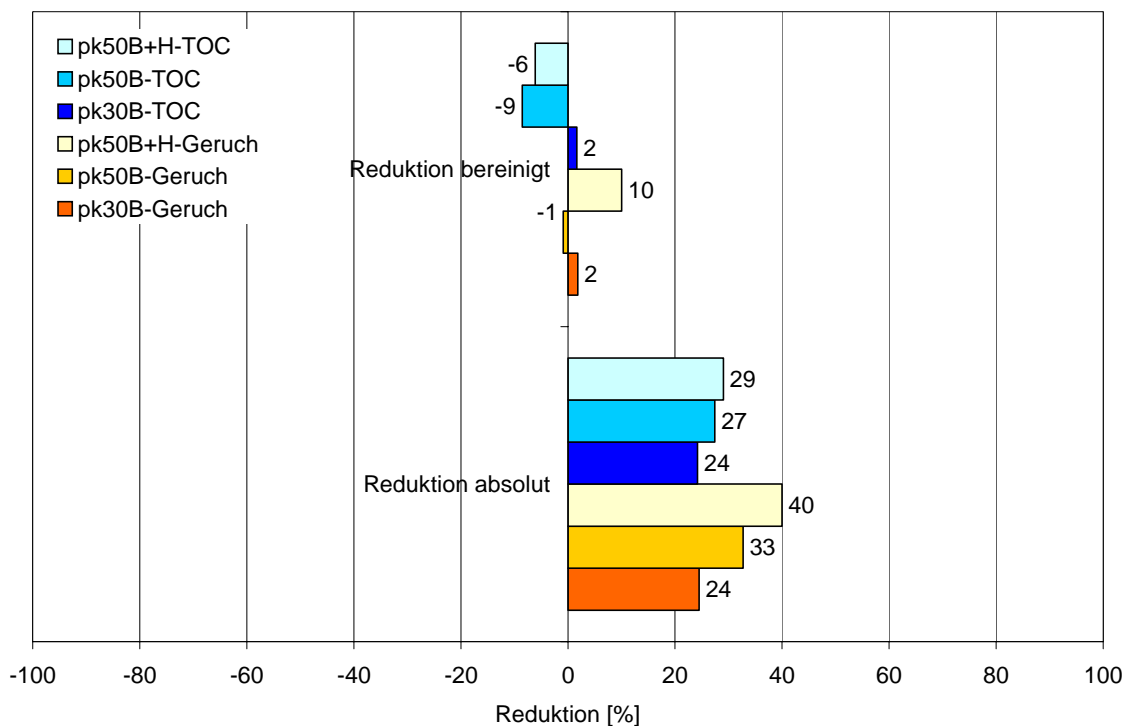


Abbildung 6-41: Reduktionen der TOC-Konzentrationen und Geruchsstoffkonzentrationen (Testversuch zur direkten Behandlung geruchsintensiven Prozessabgases, Kampagne II)

¹⁰ Für die TOC-Konzentration der Umgebungsluft ergab sich ein Mittelwert von 3 mgC/m³ und für die Geruchsstoffkonzentration ein Mittelwert von 30 GE/m³.

7 Bewertung des untersuchten Verfahrens

Im Rahmen der ökologischen Bewertung wurden zwei Strategien verfolgt: Zum Einen erfolgte eine Bewertung der Grenzwerte der Emissionen mit Hilfe der 30. BImSchV sowie der TA Luft und zum Anderen erfolgte eine wirkungsorientierte Bewertung der Emissionen mit Hilfe der Methodik des Life Cycle Impact Assessment (vgl. Kap. 3.2.1). Während die Bewertung der Einhaltung von Emissionsgrenzwerten dazu dient, die Reinigungsleistung zu überprüfen, erlaubt die Ermittlung der potentiellen Umweltwirkungen die Identifikation derjenigen Substanzen, die aufgrund ihres Verhaltens in der Umwelt zu minimieren sind, um Auswirkungen auf die Umwelt zu verringern.

In Kap. 7.3 wurde eine ökonomische Bewertung des Ionisationsverfahrens durchgeführt.

7.1 Bewertung anhand von Grenzwerten

Grenzwerte für die Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen sind in der 30. BImSchV und der TA Luft festgelegt. Die untersuchte großtechnische Verfahrenskombination von Biofilter und Ionisation wurde anhand der in den genannten Regelwerken festgelegten Emissionsgrenzwerte beurteilt und die Ergebnisse in Tabelle 7-1 zusammenfassend dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die Emissionsgrenzwerte der 30. BImSchV und der TA Luft für Staub und Geruchsstoffe sowie der Emissionsgrenzwert der 30. BImSchV für Distickstoffoxid eingehalten werden. Die in den beiden Regelwerken festgeschriebenen Grenzwerte für die Freisetzung organischer Substanzen (gemessen als TOC) werden durch die untersuchte Verfahrenskombination nicht eingehalten.

Tabelle 7-1: Beurteilung der Einhaltung von Emissionsgrenzwerten der 30. BImSchV und der TA Luft durch die Kombination Biofilter und Ionisation

	30. BImSchV	TA Luft
Staub	Ja	Ja
TOC	Nein	Nein
Distickstoffoxid	Ja	
Geruchsstoffe	Ja	Ja

Bewertung des untersuchten Verfahrens

Weiterhin wurden die Emissionen der organischen Stoffe basierend auf folgenden Kapiteln der TA Luft beurteilt:

- 5.2.5 Organische Stoffe Kl. I (Stoffe nach Anhang 4)
- 5.2.5 Organische Stoffe Kl. II
- 5.2.7.1.1 Krebserzeugende Stoffe, Klasse III

Die Ermittlung der relevanten Emissionen und der zugehörigen Konzentration erfolgte anhand der in Tabelle 2-3 genannten Grenzwerte unter Berücksichtigung des Auftretens von Substanzen mehrerer Klassen gleichzeitig. Beurteilt wurden die Konzentrationen organischer Substanzen in den Reinigungsstufen der großtechnischen Anlage. Es konnte festgestellt werden, dass der Grenzwert für die Kl. I und II weder im Rohgas vor Biofilter, noch im Reingas in den betrachteten Reinigungsstufen überschritten wurde.

Überprüfung des Summengrenzwertes nach TA Luft,:

Der Grenzwert für krebserzeugende Stoffe mit einer Massenkonzentration von 1 mg/m^3 wird in allen Messkampagnen weder im Roh- noch im Reingas überschritten. Von den der Klasse III zugeordneten Substanzen (vgl. Tabelle 3-2) konnten in allen Messkampagnen Benzol und in den Messkampagnen II bis IV Trichlorethen ermittelt werden. Dabei dominiert die Konzentration an Benzol die Summe der Massenkonzentrationen.

7.2 Bewertung der potentiellen Umweltwirkungen mit der Methodik des Impact Assessments

7.2.1 Ermittlung umweltrelevanter Leitindikatoren

Anhand der in Kap. 3.2 beschriebenen Vorgehensweise wurden auch für die in den gemessenen Emissionen die Leitindikatoren ermittelt. Damit kann die Richtigkeit der Auswahl der Leitindikatoren auch für das betrachtete System bestätigt werden. Diese Auswahl ist für die Bewertung des untersuchten Reinigungssystems von Bedeutung, da die Maßnahmen zur Abluftreinigung insbesondere auf die wirkungsbestimmenden Substanzen ausgerichtet sein sollen. Dabei ergeben sich für die betrachteten Wirkungskategorien verschiedene Ergebnisse, die eine Aussage über die Wirksamkeit der Abluftreinigung hinsichtlich der Wirkungskategorien zulassen.

7.2.1.1 Umweltwirkungskategorie Humantoxizität

Die Leitindikatoren für das humantoxische Potential zeigen Abbildung 7-2 für das Rohgas und Abbildung 7-1 für das Reingas. Maßgebliche Substanz ist in beiden Fällen das Benzol mit einem Anteil am Wirkungsergebnis von etwa 90 %. Eine signifikante Veränderung des Anteils ist dabei nicht festzustellen. Im Gegensatz zu den Literaturwerten spielen andere Aromaten keine nennenswerte Rolle für das Wirkungsergebnis.

Die Ionisation bringt hierbei keinen Vorteil gegenüber der ausschließlichen Behandlung mit einem Biofilter, da in beiden Fällen eine Reduktion der maßgeblichen Substanz, des Benzols, nicht stattfindet. Eine Verringerung des humantoxischen Potentials ist daher mit dem gewählten Abluftreinigungssystem nicht möglich.

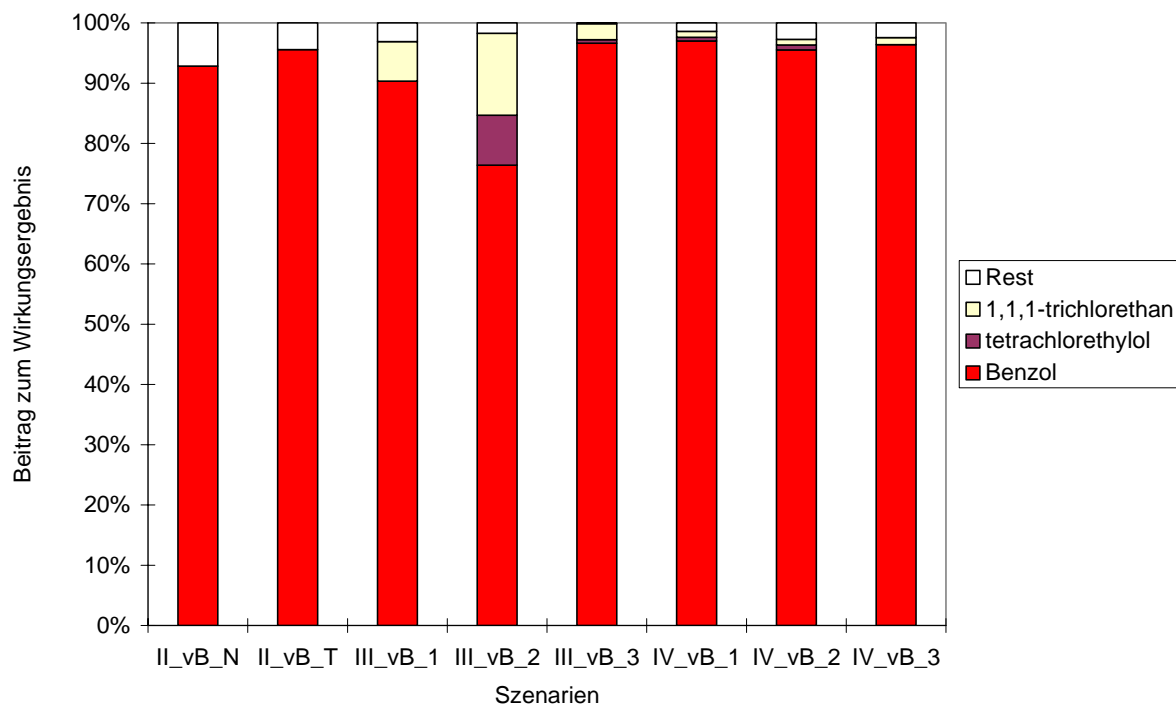


Abbildung 7-1: Leitindikatoren Humantoxizität Rohgas

Bewertung des untersuchten Verfahrens

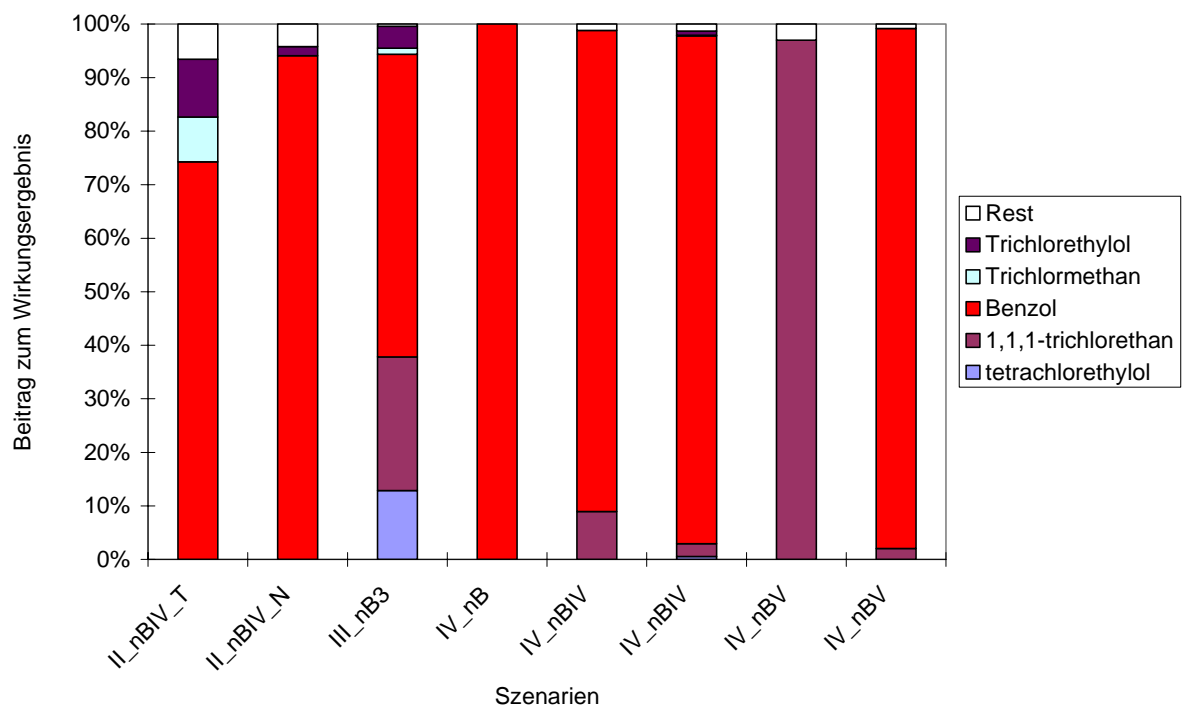


Abbildung 7-2: Leitindikatoren Humantoxizität Reingas

7.2.1.2 Umweltwirkungskategorie Geruch

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Leitindikatoren für die Umweltwirkung „Geruch“ dargestellt. Als dominierend ergibt sich ähnlich wie beim humantoxischen Potential, wenn auch weniger deutlich, eine einzelne Substanz, das Limonen (Steinberg et al., 2003a). Es hat am Wirkungsergebnis im Mittel einen Anteil von 70 %. Dabei ist es wiederum irrelevant, ob das Roh- oder das Reingas betrachtet wird. Weitere Substanzen mit signifikantem Einfluss sind alpha-Pinen, Dimethylsulfid sowie für das Rohgas Buttersäureethylester. Einzig bei Buttersäureethylester findet eine maßgebliche Reduktion des Anteils am Wirkungsergebnis statt.

Maßgebliche Substanz für die Abluftreinigung hinsichtlich des Geruchs ist somit Limonen und dessen Reduktion durch das Reinigungsverfahren.

Bewertung des untersuchten Verfahrens

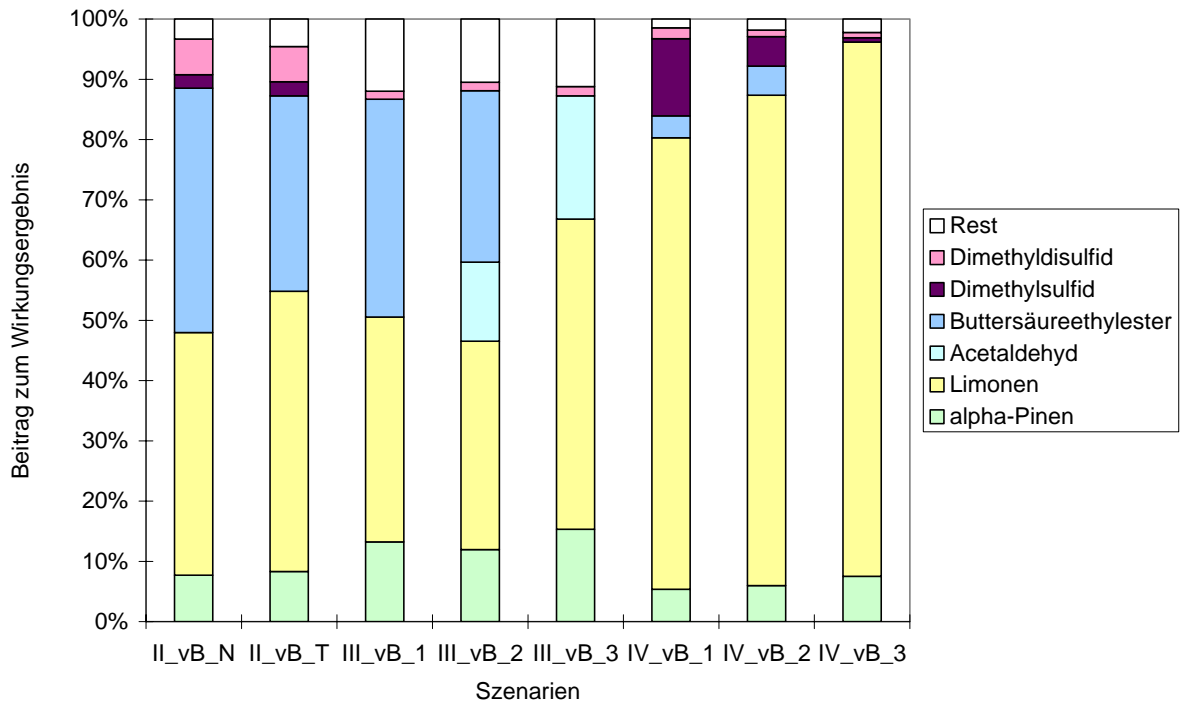


Abbildung 7-3: Leitindikatoren Geruch Rohgas

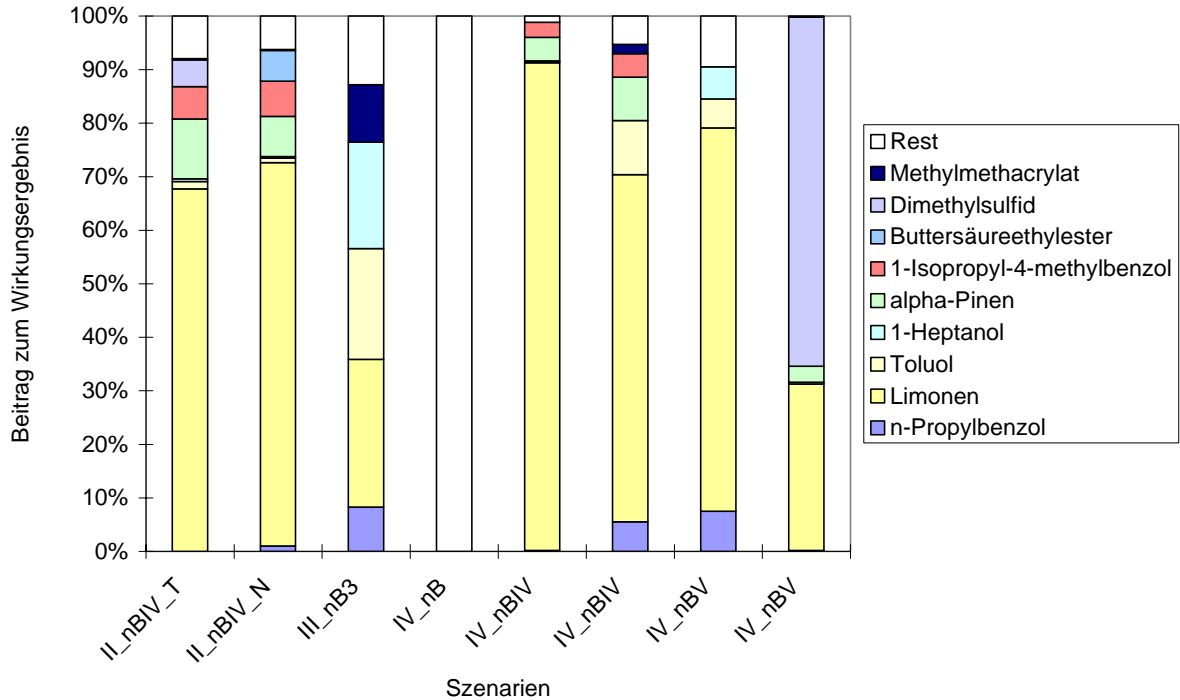


Abbildung 7-4: Leitindikatoren Geruch Reingas

7.2.1.3 Umweltwirkungskategorie Photooxidantienbildung

Die Leitindikatoren für die Photooxidantienbildung zeigen Abbildung 7-5 für das Rohgas und Abbildung 7-6 für das Reingas. Innerhalb der Wirkungskategorie „Photooxidantienbildung“ ist das Ergebnis der Bewertung der Messwerte ähnlich dem der Untersuchung der Literaturwerte. Eine Vielzahl von Substanzen weist einen Anteil von mehr als 5 % am Gesamtergebnis in mindestens einer Messung auf. Dabei erreicht keine Einzelsubstanz einen dominierenden Anteil am Gesamtergebnis. Auch keine einzelne Stoffgruppe innerhalb der VOCs lässt sich als wirkungsbestimmend identifizieren. Eine Reduktion der potentiellen Photooxidantienbildung lässt sich daher nicht durch die Emissionsreduktion einer Einzelsubstanz erreichen, sondern nur über die Reduktion der gesamten Emissionen an VOC.

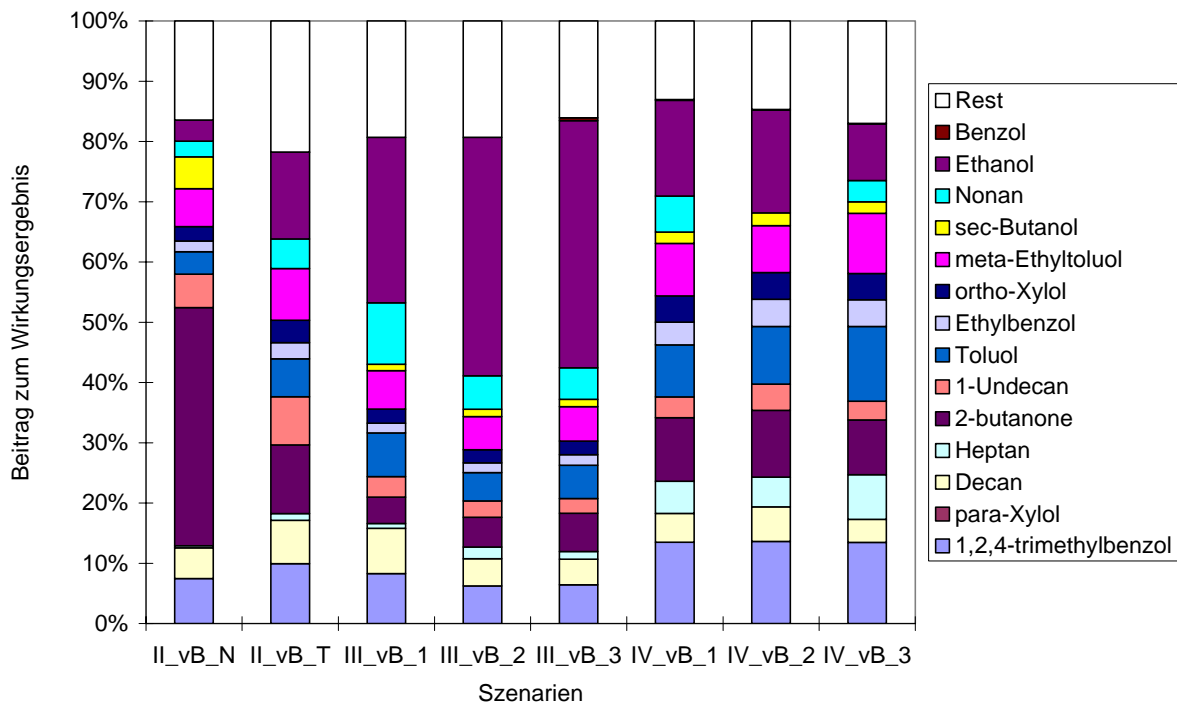


Abbildung 7-5: Leitindikatoren Photooxidantienbildung Rohgas

Bewertung des untersuchten Verfahrens

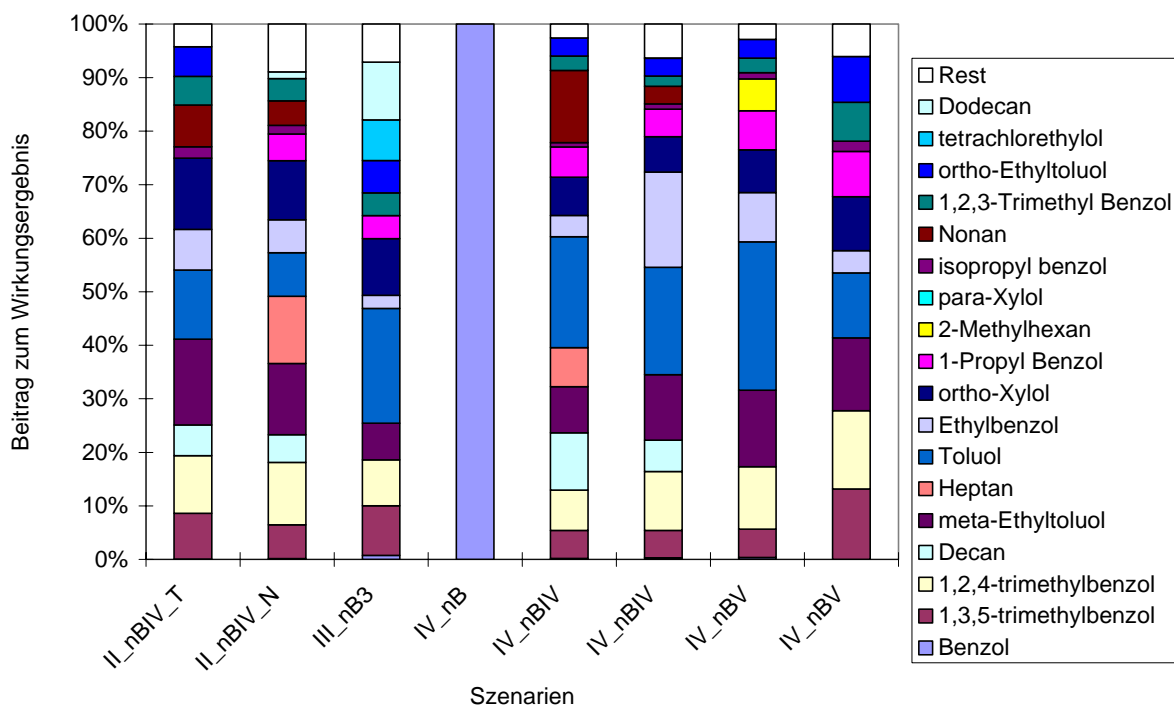


Abbildung 7-6: Leitindikatoren Photooxidantienbildung Reingas

7.2.2 Prinzipielle Leistungsfähigkeit des Ionisationsverfahrens gegenüber umweltrelevanten Leitindikatoren

In Abbildung 7-7 sind die die Reduktions- bzw. Anreicherungsraten ausgewählter Substanzen der Roh- und Reingasmessungen der Kampagne V (biologische Trocknung) vor dem Hintergrund ihrer potentiellen Umweltrelevanz dargestellt. Eine signifikante Reduktion ist bei Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid zu verzeichnen. Diese beiden Substanzen tragen aufgrund ihrer vergleichsweise niedrigen Geruchsschwelle stark zu den Geruchsemissionen bei. Hinsichtlich der Bedeutung bezüglich des Geruchs verhält es sich ähnlich mit Limonen, das ebenfalls in beiden Versuchen reduziert werden kann. Auffallend ist die Bildung von Menthol im Versuch 1, das weder im Abgas nach biologischer Trocknung noch in der Umgebungsluft vorhanden ist (Steinberg et al., 2003b). Möglicherweise ist die Bildung auf die Reaktion des Limonens mit Wassermolekülen in dem wasserübersättigten Abgas zurückzuführen. Anreicherungen von 100 % und größer konnten bei Acetaldehyd und 2-Butanon beobachtet werden; hinsichtlich Aceton, Toluol, Xylol, Benzol und beta-Pinen kann keine eindeutige Aussage getroffen werden. (Steinberg et al., 2003b; Steinberg et al., 2003c)

Bewertung des untersuchten Verfahrens

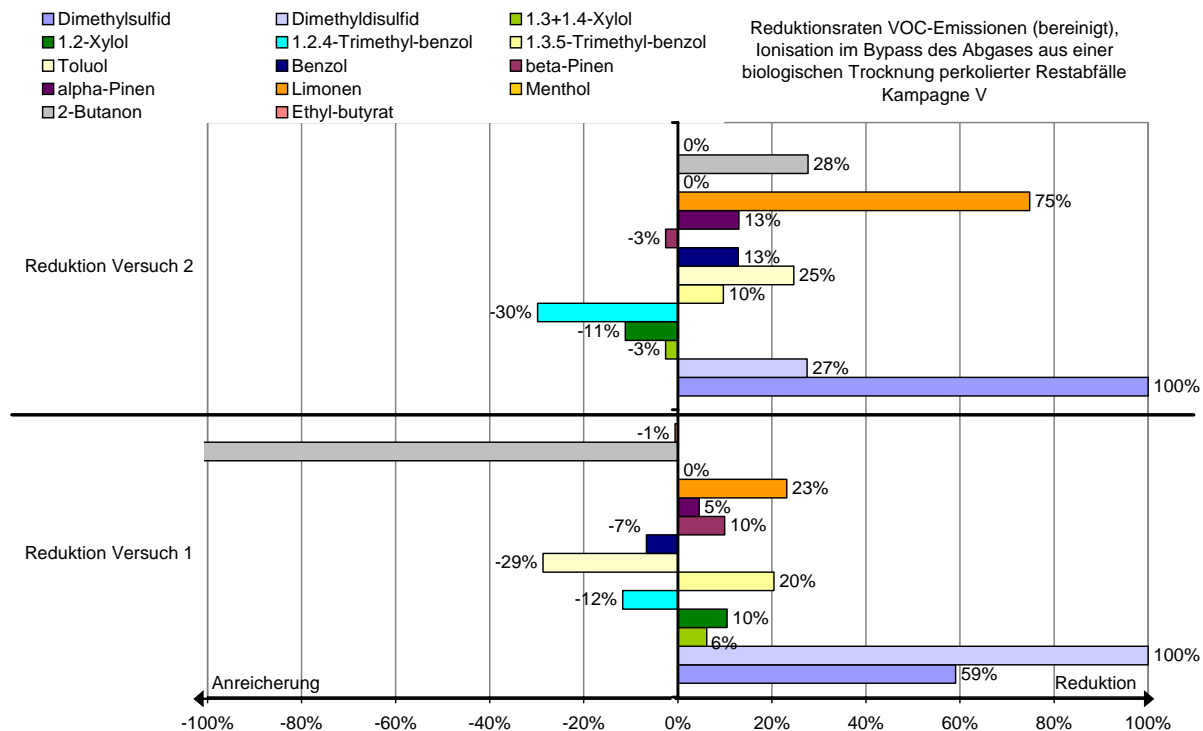


Abbildung 7-7: Reduktionen ausgewählter Leitindikatoren bei Einsatz des Ionisationsverfahrens, Kampagne V

Die Abgasströme aus der Abfallbehandlung stellen ein Vielstoffgemisch mit variierenden Substanzen in unterschiedlichen Konzentrationen dar. Die Oxidationsreaktionen der einzelnen Substanzen laufen nicht getrennt voneinander ab, sondern vielmehr finden Reaktionen zwischen den einzelnen Substanzen statt. Bei über 100 Substanzen im Abgas ist dies ein komplexer Vorgang, von dem eine Vielzahl der Reaktionstypen bisher nicht bekannt ist. Aus diesem Grund können auf Basis der Ergebnisse von Partialoxidationen nur eingeschränkt Aussagen getroffen werden, welche Substanzen reduziert werden bzw. ob sie infolge weiterer Reaktionen gebildet werden. Aus diesem Grund wurden Versuche zur Oxidierbarkeit ausgewählter Einzelsubstanzen unter definierten und vergleichbaren Bedingungen durchgeführt. Im Hinblick auf ihre Umweltrelevanz wurden Benzol, Ethanol, 1.3+1.4-Xylol, Limonen und alpha-Pinen mit der Ionisation behandelt. In Abbildung 7-8 sind die Konzentrationen der genannten Substanzen vor und nach der Ionisation im Hauptstrom dargestellt. Es ist zu erkennen, dass bei den geruchswirksamen Terpenen Limonen und alpha-Pinen eine vollständige Oxidation erreicht werden kann. Die Reduktionsraten sind Abbildung 7-9 zu entnehmen.

Bewertung des untersuchten Verfahrens

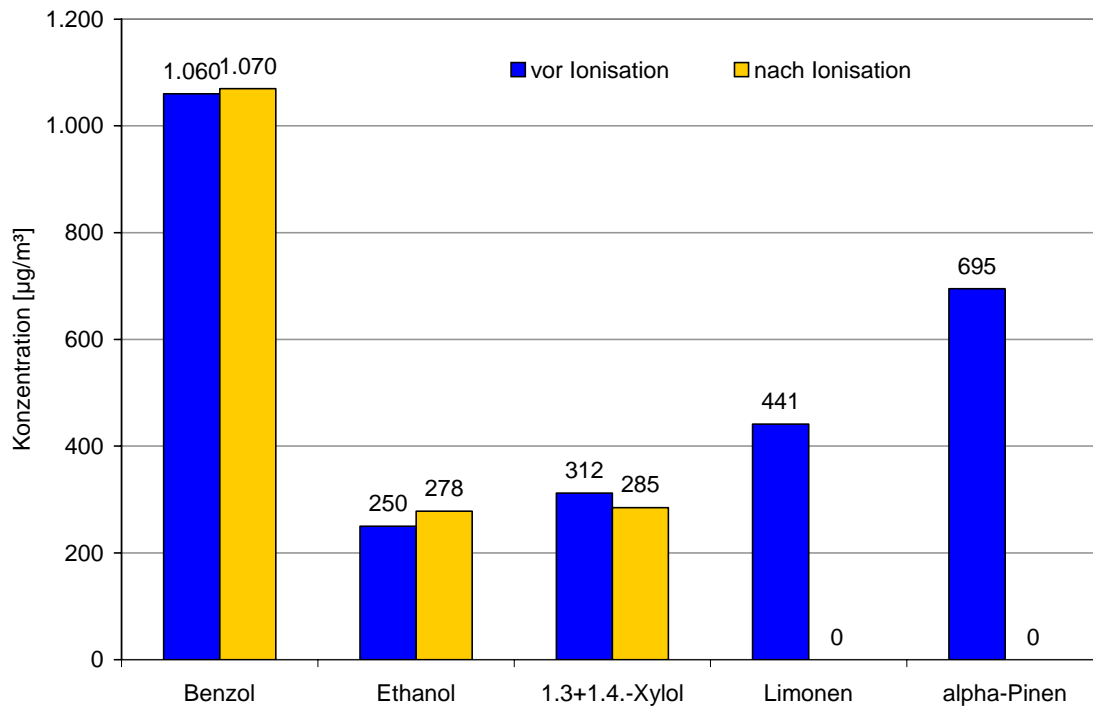


Abbildung 7-8: Mittlere Konzentrationen ausgewählter Leitindikatoren bei Einsatz des Ionisationsverfahrens im Einzelsubstanzversuch, Kampagne VI

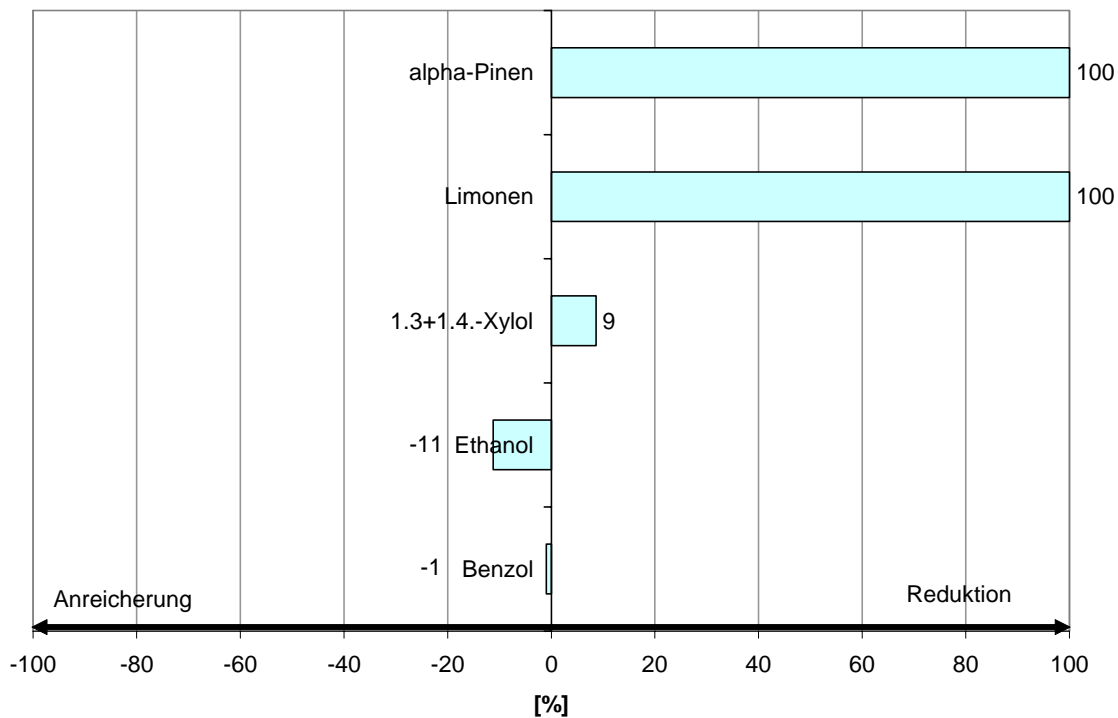


Abbildung 7-9: Mittlere Reduktionen ausgewählter Leitindikatoren bei Einsatz des Ionisationsverfahrens im Einzelsubstanzversuch, Kampagne VI

7.3 Ökonomische Bewertung (Neutralox Umwelttechnik GmbH)

Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen sind für die spezifischen Randbedingungen jeder MBA durchzuführen, da folgende Parameter signifikanten Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit haben:

- Abgasvolumenstrom
- Abgaszusammensetzung
- Geforderter Ausstattungsumfang der Anlage
 - Regel- und Steuerungstechnik
 - Messtechnik
 - Peripherie und Visualisierung
 - Grad der Redundanz
 - Rohrleitungswerkstoff
 - Entfernung der Stellfläche für die Abgasreinigung zu den Emissionsquellen
- Kaminhöhe
- Geforderte Reingasqualität

Basierend auf der VDI 2067 Bl. 1, 2000, erfolgt nachfolgend die Abschätzung der Wirtschaftlichkeit für unterschiedliche Abgasströme. Hierbei wird eine vergleichbare Abgasbelastung, Ausstattungsumfang, Kaminhöhe und Reingasqualität angenommen.

7.3.1 Kapitalgebundene Kosten

Zu den kapitalgebundenen Kosten gehören alle Investitionskosten inkl. Steuer- und Regelungstechnik, Verrohrung innerhalb der Anlage, Montage und Inbetriebnahme. Die Investitionskosten für den Abgaskamin, die Emissionsmesstechnik und das Abgas-Rohrleitungssystem werden bei dem Verfahrenvergleich nicht berücksichtigt, da sie bei einer zentralen Abgasbehandlung für alle Verfahren gleich hoch sind. Mit dieser Voraussetzung betragen die Investitionskosten je m^3/h Abgas:

Bewertung des untersuchten Verfahrens

- bei Ionisationsanlagen 5,5 - 8,0 €/m³/h
- bei Biofiltern 5,0 – 9,5 €/m³/h
- bei chemischen Wäschern 4,5 – 16,0 €/m³/h

Die Ermittlung von Investitionskosten für Ionisationsanlagen, Biofilteranlagen und chemische Wäscher erfolgten anhand von Herstellerangaben und Angeboten für die Reinigung von Abgasströmen mit vergleichbarer Abgasbelastung.

Für alle Anlagen wurde eine Amortisierungsdauer von 15 Jahren und ein Zinssatz von 6 % angenommen.

Unberücksichtigt bleiben die Rohrleitungskosten und die Kosten für die Stellfläche (Grundstückskosten) der Abgasanlage, welche insbesondere bei Biofilteranlagen zu berücksichtigen sind.

7.3.2 Verbrauchsgebundene Kosten

In den verbrauchsgebundenen Kosten sind alle Kosten zusammengefasst, die von der Abgaszusammensetzung bestimmt werden. Diese sind:

- bei der Ionisationsanlage
 - Ionisationsröhren mit einer Standzeit von 22.000 h
 - Stromverbrauch für die Ionisation
 - Taschenfilter mit einer Standzeit von 9.000 h
- beim Biofilter
 - Biofiltermaterial
- bei chemischen Wäschern
 - Chemikalien, deren Kosten je nach Lieferbedingungen stark variieren können. Der Verbrauch kann mittels stöchiometrischer Gleichungen abgeschätzt werden.

Bewertung des untersuchten Verfahrens

- Wasser
- Entsorgungskosten für die Reaktionsprodukte

7.3.3 Betriebsgebundene Kosten

Zu den wesentlichen betriebsgebundenen Kosten gehören alle Faktoren, die unabhängig von der Abgaszusammensetzung sind. Bei einem Druckverlust von 800 Pa in den Abgasrohrleitungen sind dies für:

- bei der Ionisationsanlage
 - Stromverbrauch für den Ventilator ($\Delta p = 1.000 \text{ Pa}$)
 - Personalkosten für Wartung
- beim Biofilter
 - Stromverbrauch für den Ventilator ($\Delta p = 2.600 \text{ Pa}$) und die Befeuchterstation
 - Stromverbrauch für Frostschutz
 - Wasserverbrauch
 - Personalkosten für Wartung
- bei chemischen Wäschern
 - Stromverbrauch für den Ventilator ($\Delta p = 2.600 \text{ Pa}$), Umwälzpumpe und Chemikalienpumpe
 - Stromverbrauch für Frostschutz
 - Personalkosten für Wartung

In den Kostenberechnungen wurde angenommen:

- Strompreis von 0,07 €/kWh

Bewertung des untersuchten Verfahrens

- mittlerer Chemikalienpreis (inkl. Entsorgungskosten) von 350 €/m³
- Wasserpreis von 1,4 €/m³

In den nachfolgenden Tabellen sind die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung für die Reinigung von zwei unterschiedlich belasteten Abgasströmen zusammengefasst. Für jede Kostenart ist der jährliche Kostenbedarf je m³/h Abgasstrom angegeben, d.h. die Jahreskosten sind durch Multiplikation mit dem Volumenstrom zu bestimmen.

Tabelle 7-2: Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach VDI 2067 Bl. 1, 2000 für die Desodorierung eines gering belasteten Abgases

Verfahren	Ionisation	Biofilter	Chem. Wäscher (zweistufig)
Kostenart			
Kapitalgeb. Kosten	0,6–0,8 €/ (a*m ³ /h)	0,5–1,0 €/ (a*m ³ /h)	0,4–1,5 €/ (a*m ³ /h)
Verbrauchsg. Kosten	0,6 €/ (a*m ³ /h)	0,4-0,5 €/ (a*m ³ /h)	0,3 - 0,4 €/ (a*m ³ /h)
Betriebsgeb. Kosten	0,3 €/ (a*m ³ /h)	0,7-1,0 €/ (a*m ³ /h)	0,8 €/ (a*m ³ /h)
Gesamtkosten	1,5–1,7 €(a*m³/h)	1,6–2,5 €(a*m³/h)	1,5 – 2,7 €(a*m³/h)

Tabelle 7-3: Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach VDI 2067 Bl. 1, 2000 für die Reinigung eines Abgases mit 150 mg_C/m³

Verfahren	Ionisation	Biofilter	Chem. Wäscher (zweistufig)
Kostenart			
Kapitalgeb. Kosten	3,0 – 4,0 €/ (a*m ³ /h)	0,5–1,0 €/ (a*m ³ /h)	0,7–2,4 €/ (a*m ³ /h)
Verbrauchsg. Kosten	7,0 -8,0 €/ (a*m ³ /h)	0,4 -0,5 €/ (a*m ³ /h)	37 - 44 €/ (a*m ³ /h)
Betriebsgeb. Kosten	1,0 €/ (a*m ³ /h)	0,7-1,0 €/ (a*m ³ /h)	1,0 €/ (a*m ³ /h)
Gesamtkosten	11–13 €(a*m³/h)	1,6–2,5 €(a*m³/h)	38,7–47,4 €(a*m³/h)

7.3.4 Kostenoptimierung

Je nach erforderlicher Emissionsmesstechnik ermöglichen die kompakten, wartungsarmen Ionisationsanlagen zudem preiswerte Insellösungen, bei denen das Abgas am Ort der Entstehung gereinigt wird. Hierdurch können erhebliche Betriebs- und Investitionskosten für Rohrleitungen eingespart werden. Gleichzeitig wird der Energiebedarf und somit der CO₂-Ausstoß durch reduzierte Ventilatorleistung deutlich verringert.

Wenn aufgrund hoher Abgasbelastungen RTO-Anlagen sinnvoll sind, bietet eine Teilstrombehandlung gering belasteter Abgasströme (z.B. Hallenabluft) ebenfalls ein signifikantes Optimierungspotential. Der Investitionsbedarf einer RTO-Anlage (5–20 €/m³/h) und deren Betriebskosten (bis zu 5,5 €/m³/h, Doedens et al., 2003) können durch den geringeren Volumenstrom und die höhere Rohgasbelastung des Teilluftstroms deutlich gesenkt werden.

7.4 Einflussfaktoren auf das Messergebnis

Als bedeutendster Einfluss auf die Reinigungsleistung der Ionisation konnte die Luftfeuchtigkeit des Abgases identifiziert werden. Um diesen Einfluss zu quantifizieren, wurden im Rahmen der Kampagne VI Versuche zur Oxidation bei verschiedenen Luftfeuchtigkeiten durchgeführt. Unterschieden wurden dabei noch die Betriebszustände „direkte Ionisation im Hauptstrom“ sowie „Zugabe ionisierter Luft im Bypass in den substanzbeladenen Abgasstrom“.

Abbildung 7-10 zeigt einen Ausschnitt aus dem Verlauf der Limonen-Konzentration, gemessen als TOC mittels FID in Abhängigkeit der Luftfeuchtigkeit. Jeder Messpunkt entspricht dabei dem Mittelwert eines Messintervalls von 5 Sekunden. In der linken Bildhälfte sind die Konzentrationen vor der Ionisation und in der rechten Bildhälfte die Konzentrationen nach der Ionisation dargestellt. Wie anhand des Diagramms ersichtlich wird, treten bei höherer Luftfeuchtigkeit auch höhere Konzentrationen im Abgas nach der Ionisation auf.

Bewertung des untersuchten Verfahrens

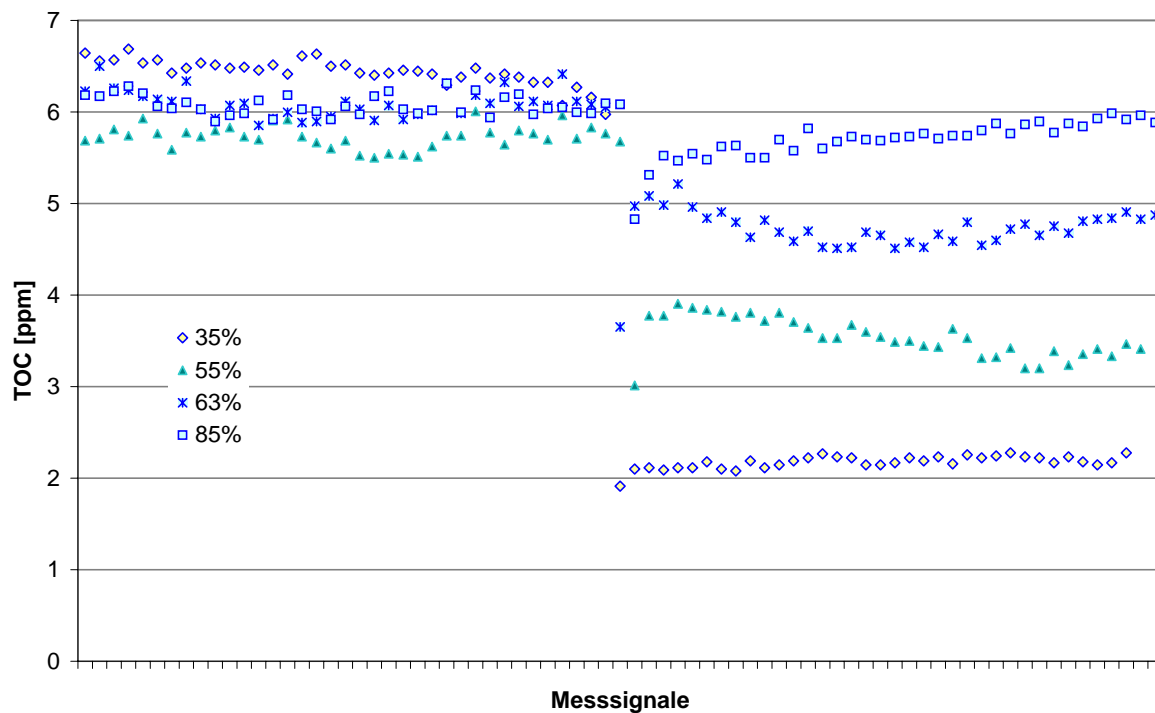


Abbildung 7-10: TOC-Konzentrationen für Limonen bei der Behandlung mit Ionisation im Hauptstrom in Abhängigkeit verschiedener Luftfechtigkeiten, Kampagne VI

In Abbildung 7-11 sind die Spannweiten der Reduktion von Limonen bei der Behandlung mit Ionisation im Hauptstrom und Bypass in Abhängigkeit verschiedener Luftfechtigkeiten dargestellt. Im linken Bildteil sind die Ergebnisse der Untersuchungen bei Anwendung der Ionisation im Hauptstrom dargestellt. Bei einer Luftfeuchte von 35 % kann eine mittlere Reduktionsrate von 63 % erzielt werden. Mit zunehmender Luftfeuchtigkeit nimmt die Reduktionsrate ab und bei 85 % Luftfeuchtigkeit liegt die Reinigungsleistung bei nur noch bei 3 %. Im Vergleich dazu kann bei der Installation der Ionisation im Bypass bei einer Luftfeuchtigkeit von 96 % eine mittlere Reinigungsleistung von 61 % erreicht werden. Dieses Ergebnis ist mit dem bei einer Luftfeuchtigkeit von 35 % im Hauptstrom vergleichbar.

Bewertung des untersuchten Verfahrens

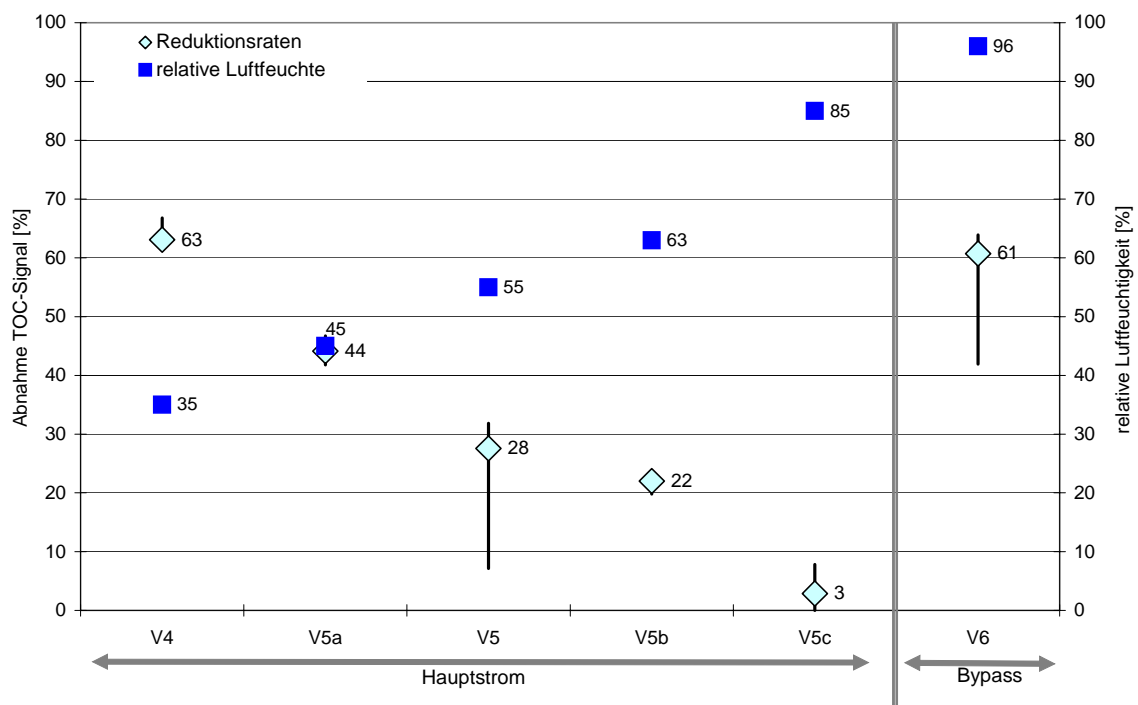


Abbildung 7-11: Spannweiten der Reduktion von Limonen bei der Behandlung mit Ionisation im Hauptstrom und Bypass in Abhängigkeit verschiedener Luftfeuchtigkeiten, Kampagne VI, modifiziert Steinberg et al. (2004)

8 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden verfahrensspezifische und emissionsspezifische Untersuchungen durchgeführt, deren Ergebnisse nachfolgend zusammenfassend dargestellt sowie darauf basierend Schlussfolgerungen abgeleitet werden.

8.1 Verfahrensspezifische Untersuchungen

Im Rahmen des Projektes wurden **verfahrensspezifische Untersuchungen** zur

- Ermittlung der maßgeblichen Einflussgröße im Hinblick auf die Reinigungsleistung
- Ermittlung der Potentiale und Grenzen der Installationsmöglichkeiten
 - Hauptstrom / Bypass
 - Vorschaltung / Nachschaltung

durchgeführt.

Als bedeutendster Einfluss auf die Reinigungsleistung der Ionisation konnte die Luftfeuchtigkeit des Abgases identifiziert werden. Um diesen Einfluss zu quantifizieren, wurden Versuche zur Oxidation bei verschiedenen Luftfeuchtigkeiten durchgeführt. Unterschieden wurden dabei noch die Betriebszustände „direkte Ionisation im Hauptstrom“ sowie „Zugabe ionisierter Luft im Bypass in den substanzbeladenen Abgasstrom“. Um den Einfluss der Luftfeuchtigkeit auf die Reinigungsleistung quantifizieren zu können, wurden Versuche einer Modellsubstanz durchgeführt, deren prinzipielle Oxidierbarkeit mittels Ionisation nachgewiesen wurde. Im vorliegenden Fall wurde Limonen als Modellsubstanz ausgewählt.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass bei einer direkten Behandlung des substanzbeladenen Abgasstroms im Hauptstrom mit zunehmender Luftfeuchtigkeit ein starker Abfall der Reduktionsleistung festgestellt werden kann. Während bei einer Luftfeuchtigkeit von 35 % eine mittlere Reduktionsrate von 63 % erzielt werden kann, beträgt die Reduktionsrate bei 85 % Luftfeuchtigkeit nur noch 3 %. Im Vergleich dazu kann bei der Installation der Ionisation bei gleichen Einstellungen im Bypass und der Zugabe ionisierter

Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Luft in den substanzbeladenen Abgasstrom bei einer Luftfeuchtigkeit von 96 % eine mittlere Reinigungsleistung von 61 % erreicht werden. Dieses Ergebnis ist mit dem bei einer Luftfeuchtigkeit von 35 % im Hauptstrom vergleichbar. Messungen der Ionenanzahl zeigen, dass mit zunehmender Luftfeuchtigkeit weniger Ionen entstehen und ein Rückgang der Oxidationen zu verzeichnen ist (Sánchez-Monedero et al., 2004).

Somit ist festzustellen, dass im Falle hoher relativer Luftfeuchtigkeiten, d.h. unter Bedingungen wie sie in biologischen Abfallbehandlungsanlagen herrschen, die Installation im Bypass vergleichsweise höhere Reinigungsleistungen ermöglicht. In diesem Fall wäre die Nutzung gering belasteter Abgasströme innerhalb einer Anlage sinnvoll, um die Luftvolumina im Hinblick auf die Emissionsfrachten und deren Begrenzungen in der 30. BImSchV nicht zu vergrößern.

Beim Betrieb der Ionisationsanlage im Bypass und der Zugabe ionisierter Luft mit vergleichsweise geringen Luftfeuchtigkeiten in den Abgasstrom kommt es zu einer Abnahme der Luftfeuchtigkeit im Mischstrom. Da die Eingriffsmöglichkeiten in den Prozess selbst und die konstruktiven Verfahrensbestandteile an der MBA nicht möglich waren, konnten keine praktischen Versuche zur Kombination aus Biofilter und vorgeschalteter Ionisationsanlage durchgeführt werden. Versuche im halbtechnischen Maßstab zeigen, dass der Abgasstrom mit ionisierter Bypassluft im Verhältnis 1:1 gemischt werden musste, um Oxidationen nachweisen zu können. Demzufolge wäre von keiner Entlastung der biologischen Stufe auszugehen, wenn das Abgasvolumen bei nur geringfügiger Reduktion der Inhaltsstoffe verdoppelt würde. Weiterhin müsste eine entsprechende Konditionierung erfolgen, in der der Abgasstrom wieder bis zu einer Luftfeuchtigkeit von 100 % befeuchtet werden müsste, um eine ausreichende Feuchtigkeit im Biofilter als Voraussetzung für dessen optimale Reinigung zu gewährleisten. Aus diesem Grund und der Tatsache, dass durch die Ionisation geruchswirksame Substanzen, die biologisch schlecht abbaubar sind, wie z.B. Limonen, oxidiert werden können, ist auf Basis der bisherigen Ergebnisse eine Anordnung nach der biologischen Stufe zu favorisieren.

8.2 Emissionsspezifische Untersuchungen

Im Rahmen des Projektes wurden **emissionsspezifische Untersuchungen** zur Behandlung

- des Abgasstroms aus einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage mittels einer Kombination aus Biofilter und nachgeschalteter Ionisationsanlage
- von Abgasströmen aus biologischen Prozessstufen
- von Einzelsubstanzen von bedeutender Umweltrelevanz

durchgeführt.

Die Ergebnisse der Messungen des **Gesamtstaubs** zeigten, dass bereits durch die der Kombination aus Biofilter und Ionisation vorgeschalteten Wäscher eine Reduktion deutlich unter den Grenzwert der 30. BImSchV von 10 mg/m^3 im Tagesmittel erreicht wurde. Nach der Kombination Biofilter und Ionisation lagen die Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze.

Die **Kohlenstoffgehalte** im Rohgas der MBA lagen im Bereich von 80 bis 300 mgC/m^3 , während im Reingas am Kamin Gesamtkohlenstoffkonzentrationen von 40 bis 200 mgC/m^3 gemessen werden konnten. Der Halbstundenmittelwert der 30. BImSchV (2001) von 40 mgC/m^3 konnte in der Kampagne IV erreicht werden, während der Tagesmittelwert von 20 mgC/m^3 in keiner Messung eingehalten werden konnte. Der Frachtgrenzwert der 30. BImSchV von 55 g/Mg konnte nicht eingehalten werden, da bei einer Rohgasfracht von durchschnittlich 195 g/Mg an der Messstelle eines Biofilters die Fracht 100 g/Mg und am Kamin nach den Biofiltern und Ionisation die Fracht 170 g/Mg betrug. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei der Ermittlung der Frachten die zur Behandlung erforderliche Luftmenge berücksichtigt wird und sich somit der Verdünnungseffekt der bei Ionisation im Bypass zugegebenen Luftvolumina auswirkt und demzufolge die Fracht nach den Biofiltern und Ionisation höher liegt als nach der Messstelle an einem Biofilter. Die Reinigungsleistung der Kombination von Biofilter und Ionisation bezüglich der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen im Rohgas betrug im Mittel 50% , wobei eine Reduktion der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen durch Oxidationen in den Biofiltern erzielt wurde, während durch die ionisierte Bypassluft hauptsächlich eine Verdünnung stattfand und die Reinigungsleistung im Bereich unter 10% lag.

Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Bei den Versuchen zur Behandlung von Abgasströmen aus biologischen Prozessstufen traten im Rohgas Gesamtkohlenstoffkonzentrationen von 350 bis 500 mgC/m³ auf. Im Reingas nach Ionisation wurden Gesamtkohlenstoffkonzentrationen von 200 mgC/m³ (unbereinigt) gemessen. Nach Bereinigung um den Anteil der Bypassluft ergaben sich für das Reingas ähnliche Konzentrationen wie auch im Rohgas, so dass bezüglich des Gesamtkohlenstoffs keine signifikante Reinigungsleistung zu verzeichnen war.

Die 30. BImSchV begrenzt die Fracht von emittiertem **Distickstoffoxid** auf 100 g/Mg. Die Fracht nach den Biofiltern bzw. nach den Biofiltern und der Ionisations-Stufe lag um 60 – 80 % unter dem Grenzwert. Dies ist auf die Vorschaltung eines sauren Wäschers vor den Biofiltern zurückzuführen.

Bei den **Geruchsmessungen** im Reingas am Kamin wurde in der Kampagne I der Grenzwert der 30. BImSchV überschritten und in der Kampagne II knapp unterschritten. Mit Vorbehandlung des hochbelasteten Perkolator-Abgasstroms ergaben sich im Rohgas vor Biofilter vergleichsweise deutlich niedrigere Geruchsstoffkonzentrationen und im Reingas wurde der Grenzwert sicher eingehalten. Die Geruchsstoffkonzentrationen lagen im Reingas (nach Biofiltern und Ionisation) in den Kampagnen I bis III um über 90 % unter denen des Rohgases; in der Kampagne IV betrug die Reduktion knapp 80 %. Die Ermittlung der Geruchsstofffrachten zeigt, dass die Reduktion infolge der Verdünnung durch die Zugabe ionisierter Bypassluft um 2 bis zu 8 % in den Kampagnen I bis III und bis zu 27 % in der Kampagne IV im Vergleich zur gemessenen Geruchsstoffkonzentration zurückging. Bei der alleinigen Behandlung von Abgas aus der biologischen Trocknung mittels Ionisation im Bypass konnte eine Reduktion der Geruchsstofffracht von maximal 10 % erzielt werden.

Hinsichtlich der Konzentrationen vor den Biofiltern sowie nach der Kombination aus Biofiltern und der Ionisation konnten bei den **VOC** gesamt und den VOC nach VDI 4300, Bl. 6 (2000), Reduktionen von 80 bis über 90 % ermittelt werden. Die Reduktionen bezüglich der Frachten verringern sich aufgrund des Verdünnungseffektes der ionisierten Bypassluft an VOC gesamt und in der Gruppe VOC nach VDI 4300, Bl. 6 (2000), auf Werte von über 60 bis über 80%. In den Gruppen sonstige Carbonyle, Ester, Ketone und Aldehyde, Glykole und Alkohole traten die höchsten Konzentrations-Reduktionen mit jeweils rund 100 % auf. Die geringsten Konzentrations-Reduktionen waren bei Aromaten und Halogenen festzustellen. Vergleichbare Reduktionen werden bei den VOC-Frachten der Gruppen sonstige Carbonyle, Ester, Ketone und Aldehyde, Glykole und Alkohole erzielt, während bei den Aromaten um bis zu 20 % geringere Reduktionen festzustellen waren. Hinsichtlich der Halogene und sonstigen Carbonyle ergeben sich deutlich geringere Reduktionen bzw. vereinzelt Anreicherungen.

Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Im Rahmen der Behandlung des Abgases aus der biologischen Trocknung mit der Ionisation allein konnte eine Reduktion der Fracht an VOC nach VDI 4300, Bl. 6 (2000), von maximal 24 % festgestellt werden. Die höchsten Reduktionen traten in der Substanzklasse der Terpene mit bis zu 44 % auf. Glykole konnten bis zu 22 % reduziert werden; die Gruppen Alkohole und Aliphaten, Alkene, Cycloalkane um durchschnittlich 10 %.

Bei der Betrachtung von **Substanzen mit potentieller Umweltrelevanz** zeigte sich folgendes Bild: Benzol, das maßgeblich die humantoxischen Wirkungen dominiert, lässt sich durch die Ionisation selbst nicht reduzieren, was mit Hilfe von Einzelsubstanzversuchen verifiziert wurde. Eine signifikante Reduktion ist bei Dimethylsulfid und Dimethyldisulfid zu verzeichnen. Diese beiden Substanzen tragen aufgrund ihrer vergleichsweise niedrigen Geruchsschwelle stark zu den Geruchsemissionen bei. Hinsichtlich der Bedeutung bezüglich des Geruchs verhält es sich ähnlich mit Limonen, das ebenfalls reduziert wurde. Die Ergebnisse der durchgeführten Einzelsubstanzversuche bestätigten diese Aussage. Hinsichtlich 2-Butanon, Aceton, Toluol, der Xylole, Benzol und beta-Pinen kann keine eindeutige Aussage getroffen werden, da sowohl Reduktionen als auch Anreicherungen festgestellt wurden. In den Einzelsubstanzversuchen konnte ein vollständiger Abbau von alpha-Pinen festgestellt werden, während bei den Xylole keine Reduktion gemessen werden konnte.

Im Rahmen der Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit der Ionisation hinsichtlich der Reduktion von **Bioaerosolen** nach Biofilter konnte festgestellt werden, dass durch die Zugabe ionisierter Bypassluft eine Reduktion der Emission von Bakterien kleiner 10 % erreicht werden konnte. Bei den Pilz-Emissionen konnte keine Reduktion festgestellt werden. Es ist davon auszugehen, dass Kontaktzeiten unter 1 min der homogenen Gasphase zu kurz sind, um Bioaerosole abzutöten.

Zusammenfassend ist zu schlussfolgern, dass mit der Konfiguration aus Biofilter und Ionisation an der untersuchten MBA nicht alle Grenzwerte der 30. BImSchV eingehalten werden können. Maßgeblichen Anteil an der Reinigungsleistung haben die Biofilter, die Reinigungsleistung der Ionisation wird maßgeblich durch die Zuführung von Luft im Bypass in den Abgasstrom nach Biofilter erzielt. Als problematisch ist die konstruktive Anordnung der Ionisation zu sehen: die ionisierte Bypassluft wird über die Länge des Rottecontainers geführt, so dass zu vermuten ist, dass Ionen in der Bypassluft bei der Vermischung mit dem Abgas nach Biofilter bereits reagiert haben und nicht mehr zur Verfügung stehen und demzufolge die Reinigungsleistung geringer ausfällt. Dies wird durch die Versuchsergebnisse, bei denen im Rahmen der Parameterstudien die ionisierte Luft unmittelbar mit dem zu behandelnden Abgasstrom zugegeben wurde, bestätigt.

Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Weiterer Forschungsbedarf wird aufgrund der Ergebnisse für den Einsatz im Rahmen der biologischen Abfallbehandlung von Bioabfällen mit dem Ziel der Komposterzeugung gesehen. Der Betrieb solcher Anlagen ist mit der Freisetzung von Geruchsemissionen verbunden, die oftmals zu massiven Beschwerden und in Einzelfällen sogar zur Schließung ganzer Anlagen führen. In den Fällen, wo ein autothermer Betrieb einer thermischen Abgasreinigungsanlage aufgrund zu geringer Kohlenstoffgehalte nicht möglich ist, könnte die Ergänzung der biologischen Abgasreinigungsstufe um eine nicht-thermische Reinigungsstufe eine Möglichkeit zur Reduktion der Geruchsemissionen darstellen.

9 Zusammenfassung

Im Juni 2002 erhielt das Fachgebiet Abfalltechnik an der TU Darmstadt, Institut WAR (Wasserversorgung und Grundwasserschutz, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Industrielle Stoffkreisläufe, Umwelt- und Raumplanung) die Bewilligung zur Bearbeitung des vorliegenden Forschungsprojektes durch das Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträgerschaft Programm Lebensgrundlage und ihre Sicherung des Landes Baden-Württemberg.

Zu diesem Zeitpunkt wurden Anforderungen an den Betrieb und die Reststoffe und Emissionen aus mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen durch die 30. BImSchV (2001) definiert. Die in der 30. BImSchV festgelegten Grenzwerte für die luftseitigen Emissionen waren mit biologischen Verfahren nicht mehr einzuhalten, so dass weitergehende bzw. alternative Reinigungsverfahren hinsichtlich des Einsatzes für mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen gefunden und erprobt werden mussten.

Am Standort Kahlenberg wurde eine Demonstrationsanlage zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen betrieben, die das ursprünglich installierte biologische Abgasreinigungssystem um eine Ionisations-Stufe zur nicht-thermischen Oxidation erweitert hatte. Ziel des vorliegenden Forschungsprojektes war es, zu untersuchen, inwieweit diese Kombination aus Biofilter und Ionisation geeignet ist, die gesetzlichen Anforderungen an die Emissionsbegrenzung zu erfüllen.

Als Basis für die Bewertung wurden einerseits gesetzlich festgeschriebene Grenzwerte und andererseits eine Abschätzung potentieller Umweltwirkungen herangezogen.

Aufgrund der Ergebnisse im Rahmen der verfahrensspezifischen Untersuchungen vor dem Hintergrund der im Rahmen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung herrschenden Randbedingungen, wie z.B. die hohen relativen Luftfeuchtigkeiten des Abgases, erscheint die Installation der Ionisation im Bypass und der biologischen Stufe nachgeschaltet als vergleichsweise günstigere Alternative.

Im Rahmen der emissionspezifischen Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass eine Einhaltung aller gesetzlichen Grenzwerte nicht möglich ist. Als kritischer Parameter hat sich insbesondere der Grenzwert für organischen Kohlenstoff herausgestellt. Eine weitergehende Minderung geruchsintensiver Substanzen erscheint aufgrund der bisherigen Kenntnisse möglich.

10 Literatur

30. BImSchV, 2001 Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen – 30. BImSchV), Artikel 2 der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen in der Fassung vom 20.02.2001. Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 10, S. 305-324, Bonn, 27.02.2001
- Arendt et al., 1996 Arendt, G.; Kohl, E. G.: Spurenstoffe in Deponiegas - Neue Erkenntnisse über siliziumorganische Verbindungen. In: Rettenberger, G. (Hrsg.): Deponiegas 1995: Nutzung und Erfassung. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 9, Economica Verlag, Bonn, 1996, ISBN 3-87081-345-8
- Bartels & Kruse, 2002 Bartels, P.; Kruse, H.: Kompostierung – Messung und toxikologische Bewertung flüchtiger organischer Substanzen (VOC) in der Abluft von Kompostieranlagen, Schriftenreihe des Instituts für Experimentelle Toxikologie, Heft 52, Kiel, 2002, ISSN 1618-9965
- Bartsch, 2001 Bartsch, B.: Geruchsemissionen bei der biologischen Abfallbehandlung: Ergebnisse zur kontinuierlichen Messbarkeit von Geruchsemissionen. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie. Neues aus Forschung und Praxis, Witzenhausen, 2001, ISBN 3-928673-35-1
- Biedermann, 2001 Biedermann, W.: Methoden zur Messung von Gerüchen am Beispiel einer Hochbiofilteranlage zur Reinigung von Intensivrotteabluft. In: Stegmann, R.; Doedens, H.; Hensel, A. (Hrsg.): Abluft 2001 Biologische Abfallbehandlung – Emissionen und deren Behandlung, Hamburger Berichte Bd. 17, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 2001, ISBN 3-9806505-9-6
- Bockreis, 2001 Bockreis, A.: Infrarot-Thermographie zur Überwachung von Flächenbiofiltern, Dissertation, Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.), Schriftenreihe WAR Bd. 136, Darmstadt, 2001, ISBN 3932518-32-2
- Clemens & Trimborn, 2003 Clemens, J.; Trimborn, M.: Wirkung von Biofiltern bezüglich Stickstoffemissionen. In: Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.): 67. Darmstädter Seminar – Abfalltechnik – Emissionen aus der Abfallbehandlung: Energie - Emissionen - Messtechnik, Schriftenreihe WAR Bd. 150, Darmstadt, 2003, ISBN 3-932518-46-2
- Cuhls, 2001 Cuhls, C.: Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, in: Prof. Dr.-Ing. K. H. Rosenwinkel (Hrsg.): Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 114, Hannover, 2001, ISBN 3-921421-43-8

Literatur

- Daniels, 2001 Daniels, S. L.: On the ionization of air for removal of noxious effluvia (Air ionization of indoor environments for control of volatile and particulate contaminants with nonthermal plasmas generated by dielectric barrier discharge). In: Proceedings ElectroMed2001, Second International Symposium on Nonthermal Medical/Biological Treatments Using Electromagnetic Fields and Ionized Gases, Portsmouth, VA, USA, May 20-23, 2001
- DIN EN 13725, 2003 Deutsches Institut für Normung (DIN, Hrsg.): DIN EN 13725: Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, Beuth, Berlin, 2003
- DIN EN ISO,1997 Deutsches Institut für Normung (DIN, Hrsg.): DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmen, Beuth, Berlin, 1997
- Doedens & Cuhls, 2000 Doedens, H.; Cuhls, C.: Bewertung der Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen im Hinblick auf die neue BImSchV, in Bio- und Restabfallbehandlung IV (2000), in: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IV, 1: Auflage, Reihe „Abfallwirtschaft – Neues aus Forschung und Praxis“, Baeza Verlag, Witzenhausen, S. 607-629, Witzenhausen, 2000, ISBN 3-928673-31-9
- Doedens et al., 2003 Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, Fachgebiet Abfallwirtschaft, Prof. Dr.-Ing. habil. H. Doedens; Haase Energietechnik AG (Hrsg.): Abschlussbericht BMBF-Verbundvorhaben „Erprobung einer nichtkatalytischen thermischen Oxidation zur Behandlung von Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung“, Teilvorhaben 1: „Verfahrenstechnische Überprüfung der Anlagenkonzeption“ Förderkennzeichen: 0330240, Teilvorhaben 2: „Untersuchungen zur Führung des Abluftmanagements“ Förderkennzeichen: 03361257, 2003, <http://www.deponie-stief.de/fachlit/forschung/mba/index.htm>
- Ehlers, 1999 Ehlers, E.: Chemie I, Kurzlehrbuch Allgemeine und anorganische Chemie, 7. Auflage, Deutscher Apotheker Verlag, Berlin, 1999, ISBN 3769224906
- Fischer & Sabo, 1996 Fischer, K.; Sabo, F.: Abscheidung gasförmiger Schadstoffe durch biologische Reaktionen. in Brauer, H. (Hrsg.): Behandlung von Abluft und Abgasen. Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik. Bd. 3. Springer Verlag, Berlin, 1996, ISBN 3-540-58060-3
- Fischer, 1990 Fischer, K.: Biofilter: Aufbau, Verfahrensvarianten, Dimensionierung. In: Fischer, K. (Hrsg.): Biologische Abluftreinigung, Anwendungsbeispiele, Möglichkeiten und Grenzen für Biofilter und Biowäscher. Kontakt & Studium, Band 212, expert verlag, Ehningen bei Böblingen, 1990, ISBN 3-8169-0428-9
- Guinée, 2002 Guinée, J. B. (Editor): Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL), 2002, ISBN 1-4020-0557-1

Literatur

- Hagen, 2001 Hagen, M.: Regenerative thermische Oxidation zur Einhaltung der 30. BimSchV. In: Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.). 63. Darmstädter Seminar – Abfalltechnik – Auswirkungen der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Behandlungsanlagen. Pp. 66-77. Schriftenreihe WAR Bd. 135, pp. 78-91 Darmstadt, 2001, ISBN 3-932518-31-4
- Homans & Paduch, 1990 Homans, W. J.; Paduch, M.: Olfaktometrie zur Beurteilung von Abluftreinigungsanlagen. In: Fischer, K. (Hrsg.): Biologische Abluftreinigung, Anwendungsbeispiele, Möglichkeiten und Grenzen für Biofilter und Biowäscher. Kontakt & Studium, Band 212, expert verlag, Ehningen bei Böblingen, 1990, ISBN 3-8169-0428-9
- Jager & Schildknecht, 1979a Jager, J.; Schildknecht, H.: Grundlagen der biologischen Abluftreinigung, Teil I. Chemie der organischen Luftverunreinigungen und Geruchsstoffe, in Staub – Reinhaltung der Luft, Bd. 39, Nr. 5 Mai, S. 145-196, 1979
- Jager & Schildknecht, 1979b Jager, J.; Schildknecht, H.: Grundlagen der biologischen Abluftreinigung, Teil III. Analytik der Geruchsemissionen in Staub – Reinhaltung der Luft, Bd. 39, Nr. 9 September, S. 305-348, 1979
- Jager, 1979 Jager, J.: Zur chemischen Ökologie der biologischen Abfallbeseitigung. Dissertation, Ruprecht-Karl-Universität, Naturwissenschaftliche Gesamtfakultät, Heidelberg, 1979
- Kegel, 1998 Kegel, W.H.: Plasmaphysik – Eine Einführung, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 1998, ISBN 354063701X
- Ketelsen & Cuhls, 1999 Ketelsen, K.; Cuhls, C.: Emissionen bei der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen und deren Minimierung bei gekapselten MBA-Systemen. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung III, biologisch – mechanisch- thermisch. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie. Neues aus Forschung und Praxis, M.I.C. Baeza Verlag, S. 461-482, Witzenhausen, 1999, ISBN 3-928673-29-7
- Kobelt, 1995 Kobelt, G.: Biologische Abluftreinigung: Grundlagen – Planung – Betrieb. VDI Verlag, Düsseldorf, 1995, ISBN 3-18-401357-X
- Kummer, 2003 Bioaerosolemissionen bei der biologischen Abfallbehandlung und mögliche Minderungsmaßnahmen. In: Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.): 67. Darmstädter Seminar – Abfalltechnik – Emissionen aus der Abfallbehandlung: Energie – Emissionen – Messtechnik, Schriftenreihe WAR Bd. 150, Darmstadt 2003, ISBN 3-932518-46-2
- Lahl & Zeschmar-Lahl, 2001 Lahl, U.; Zeschmar-Lahl, B.: Lösungsansätze zur Umsetzung der Emissionsanforderungen der 30. BimSchV. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V, biologisch – mechanisch-thermisch. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie. Neues aus Forschung und Praxis, M.I.C. Baeza Verlag, S. 591-617, Witzenhausen, 2001, ISBN 3-928673-34-3
- Martin et al., 1997 Martin, P.; Ellersdorfer, E.; Zeman, A.: Auswirkungen flüchtiger Siloxane in Abwasser und Klärgas auf Verbrennungsmotoren. In: Korrespondenz Abwasser, 43, 1996, pp. 1574-1578

Literatur

- Mitzkat, 2001 Mitzkat, L.: Die Optimierung des mikrobiellen Abbaus von Limonen in Biofiltern, Doktorarbeit an der Veterinärmedizinischen Fakultät der Universität Leipzig, Leipzig, 2001
- Mönkeberg, 2001 Mönkeberg, F.: Photooxidative Behandlung der Abluft aus mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen, Dissertation, Fachbereich Chemie der Universität Hannover, Hannover, 2001
- Reinhardt & Jager, 1996 Reinhardt, T.; Jager, J.: Schadstoffbelastung der Abluft bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und anschließenden Deponierung. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung III, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie. Neues aus Forschung und Praxis, M.I.C. Baeza Verlag, S. 845-906, Witzenhausen, 1996, ISBN 3-928673-18-1
- Sánchez-Monedero et al., 2004 Sánchez-Monedero, M. A.; Fletcher, L. A.; Stentiford, E. I.; Beggs, C. B.: Novel techniques for the control of bioaerosols at waste handling and treatment facilities. In: Papadimitiou, E. K.; Stentiford, E. I. (Ed.): Biodegradable and Residual Waste Management, Publisher: CalRecovery Europe Ltd., Leeds (UK), 2004, ISBN 0-9544708-1-8
- Schlegelmilch et al., 2003a Schlegelmilch, M., W. Biedermann, O. Hempel, T. Herold, J. Streese, A. Hensel, R. Stegmann (2003): Schwerpunkt Bioabfallverwertung: Biologische Abluftreinigung bei der Kompostierung. Abschlussbericht. In: Initiativen zum Umweltschutz, Erich Schmidt Verlag – im Druck.
- Schlegelmilch et al., 2003b Schlegelmilch, M.; Bockreis, A.; Herold, T.; Kleeberg, K.; Steinberg, I.; Streese, J.; Stegmann, R.: Aktuelle Projekte im Bereich der biologischen Abluftbehandlung. In: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN (Hrsg.): VDI-Berichte Nr. 1777 Biologische Abgasreinigung – Gase, Gerüche, Keime. VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 2003, ISBN 3-18-091777-5
- Schneider, 1984 Schneider, J.: Untersuchung der Ursachen von Ablagerungen in einem mit Deponiegas befeuerten Kessel. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Deponiegasnutzung, Hamburg, 1984, pp. 55-66
- Schreiber & Person, 2001 Mechanisch-biologische Behandlung von Resthausabfällen nach dem ZAK-Verfahren. In: Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.): 63. Darmstädter Seminar - Abfalltechnik - Auswirkungen der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Behandlungsanlagen, Schriftenreihe WAR Bd. 135, Darmstadt 2001, ISBN 3-932518-31-4
- Schreiber, 2002 Schreiber, M.: Verfahrensschema Abluftreinigungsanlage ZAK – Demonstrationsanlage, nicht veröffentlicht
- Sjöberg, 1999 Sjöberg, A.: Toluene removal from waste air by combined biological and non-thermal plasma techniques. Diss. Techn. Wiss. ETH Zürich, Nr. 13092, 1999,
<http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=13092>

Literatur

- Steinberg et al., 2003a Steinberg, I.; Bockreis, A.; Rohde, C.; Jager, J.: Use of life cycle impact assessment to evaluate biological waste air treatment in combination with an alternative system. In: Pullammanappallil, P.; McComb, A.; Diaz, L.F.; Bidlingmaier, W. (Ed.): ORBIT 2003: Organic Recovery and Biological Treatment; Proceedings of the Fourth International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society, Part II, pp. 650-660, 2003, ISBN 3-935974-04-3
- Steinberg et al., 2003b Steinberg, I.; Bockreis, A.; Rohde, C.; Jager, J.: Ecological assessment of waste air treatment systems in case of biological waste treatment. In: Proceedings of the 2nd IWA International Conference on Odour & VOCs - Measurement, Regulation and Control Techniques, Singapore, 2003
- Steinberg et al., 2003c Steinberg, I.; Bockreis, A.; Jager, J.: Evaluation of the efficiency of biological waste gas treatment in combination with an alternative system, SARDINIA 2003 - Ninth International Waste Management and Landfill Symposium
- Steinberg et al., 2004 Steinberg, I.; Rohde, C.; Bockreis, A.; Jager, J.: Increase of the purification efficiency of biofilters by the use of a complementary ionisation step. In: Papadimitiou, E. K.; Stentiford, E. I. (Ed.): Biodegradable and Residual Waste Management, Publisher: CalRecovery Europe Ltd., Leeds (UK), 2004, ISBN 0-9544708-1-8
- TA Luft, 2002 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), vom 24. Juli 2002, Internetfassung, www.bmu.de
- VDI 2066 Bl. 1, 1975 VDI-Richtlinie 2066, Blatt 1: Staubmessung in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung - Übersicht, Beuth Verlag, Berlin 10/1975, In: DIN Deutsches Institut für Normung e.V., VDI Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): DIN-VDI-Taschenbuch 335: Luft – Analysenverfahren, Emissionsmesstechnik, Staubmessung in strömenden Gasen, 1. Auflage, Beuth Verlag GmbH, Berlin, 1999, ISBN 3-410-14240-1
- VDI 2067 Bl. 1, 2000 VDI-Richtlinie 2067, Blatt 1: Wirtschaftlichkeit gebäudetechnischer Anlagen - Grundlagen und Kostenberechnung. 09/2000
- VDI 3477, 1991 VDI-Richtlinie 3477: Biologische Abgas-/Abluftreinigung; Biofilter, Beuth Verlag, Berlin 12/1991, in: DIN Deutsches Institut für Normung e.V., VDI Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): DIN-VDI-Taschenbuch 329: Verfahren und Einrichtungen zur Emissionsminderung, Technische Regeln, 1. Auflage, Beuth Verlag GmbH, Berlin Wien Zürich, 1999, ISBN 3-410-14236-3
- VDI 4300 Bl. 6, 2000 VDI-Richtlinie 4300, Blatt 6: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messstrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC), Dezember 2000
- VDI 3881 Bl. 1, 1986 VDI-Richtlinie 3881, Blatt 1: Olfaktometrie – Geruchsschwellenbestimmung - Grundlagen, Beuth Verlag, Berlin 05/1986, In: DIN Deutsches Institut für Normung e.V., VDI Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): DIN-VDI-Taschenbuch 336: Messen und Bewerten von Gerüchen, 1. Auflage, Beuth Verlag GmbH, Berlin, 1999, ISBN 3-410-14241-X

Literatur

- Waerdt et al., 1996 Waerdt, S.: Silicium-Verbindungen in Deponiegas – Auswirkungen und Maßnahmen bei der ottomotorischen Nutzung. In: Rettenberger, G. (Hrsg.): Deponiegas 1995: Nutzung und Erfassung. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 9, Economica Verlag, Bonn, 1996, ISBN 3-87081-345-8
- Waerdt, 2000 Waerdt, S.: Klär- und Biogas-Nutzung in Blockheizkraftwerken – Neue Rahmenbedingungen und Techniken. In: Widmann, R. (Hrsg.): Erfahrungen und Tendenzen bei der Verwertung biogener Abfälle, Tagungsband, Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Heft 16, Shaker Verlag, Aachen, 2000, ISBN 3-8265-8112-1

11 Anhang

11.1 Messmethoden und Geräte

11.1.1 Physikalische Parameter

11.1.1.1 Wasserdampfanteil im Abgas (Abgasfeuchte)

Handmessgerät Testo 601, Firma Testo zur Messung der Temperatur

Kenndaten

Feuchte 0...100 %

Kenndaten für den Fühler Testo 601

Feuchte 0...100 % rF

Hygroclip Sensoren, Firma Rotronic AG

Kenndaten

Messbereich

Feuchte 0...100% rF

Genauigkeit +/-1,5% rF

11.1.1.2 Temperatur

Handmessgerät Testo 601, Firma Testo

Kenndaten

Temperatur -200,0...+800,0 °C

Kenndaten für den Fühler Testo 601

Temperatur -20...+70 °C

Almemo 2290-8 mit Fühler PT100, Firma Almemo

Temperatur bis max. 300°C

Temperaturmessgerät GTH 1200 Digitalthermometer, Firma Greisinger

Kenndaten

Temperatur -65,0...+199,9 °C

Anhang

Hygroclip Sensoren, Firma Rotronic AG

Kenndaten

Messbereich

Temperatur -40...+85 °C

Genauigkeit +/-0,3 K

11.1.1.3 Druck

Druckfühler vom TypPAA-23 / 8465.1, Firma Keller

Kenndaten

Messbereich 0,8...1,2 bar

Genauigkeit 0,5 %

Druckmessgerät GDH 12 AN Digital- Baro-/Vakuum-Meter, Firma Greisinger

Kenndaten

Messbereich 0...1.300 mbar abs

Maximaldruck 2 bar abs

Prandtl'sche Staurohre in Verbindung mit Almemo 2290-8, Firma Almemo

Messbereich +/- 1.250 Pa

1 40 m/s

Prandtl'sches Staurohr in Verbindung mit ManoAir 100, Firma Schiltknecht

Messbereich +/- 2.000 Pa

11.1.1.4 Strömungsgeschwindigkeit

Prandtl'sche Staurohre in Verbindung mit Almemo 2290-8, Firma Almemo

Messbereich +/- 1.250 Pa

1 40 m/s

Prandtl'sches Staurohr in Verbindung mit ManoAir 100, Firma Schiltknecht

Messbereich +/- 2.000 Pa

Flügelradanemometer Testo 440, Firma Testo

Messbereich 0,2 bis 40 m/s

Genauigkeit +/- 2 %

11.1.1.5 Volumenstrom

Einsatz bei den Untersuchungen an der halbtechnischen Versuchsanlage des Institutes WAR, TU Darmstadt

Drehkolbengaszähler der Firma Aerzen Maschinenfabrik GmbH, Typ ZA 038.05

Kenndaten

minimaler Durchfluss	1,3 m ³ /h
maximaler Durchfluss	65 m ³ /h
maximaler Druck	16 bar

Gasuhr der Firma Elster AG Mainz, Typ B2

Kenndaten

minimaler Durchfluss	16 m ³ /h
maximaler Durchfluss	250 m ³ /h
maximaler Druck	10 bar

Anhang

11.1.2 Chemische Parameter

11.1.2.1 Partikelförmige Emissionen (Gesamtstaub)

Messverfahren	VDI 2066
Grundlage des Verfahrens	Isokinetische Entnahme eines Abgasteilvolumenstroms mit Abscheidung partikulärer Anteile auf einem Planfilter
Probennahmegeräte	1. Fingerfilterhülsenhafter aus Glas mit Filterhülse Munktell Typ ET/MK 360 d = 45 mm 2. Luftfiltrationsgerät aus Edelstahl von Schleicher und Schuell ML 050/0 mit Glasfaser-Vorfilter GF 92, d = 50 mm
Aufarbeitung und Auswertung des Abscheidemediums	
Trocknung vor und nach der Beprobung	2 h bei 105 °C im Trockenschrank 24 h im Exsikkator
klimatisierter Wägeraum	ja
Waage	Digitalwaage, Sartorius R 160 P

11.1.2.2 TOC

TOC als Gesamtkohlenstoff wurde mit den Flammenionisationsdetektoren (FID) RS53-T und RS55 T der Firma Ratfisch kontinuierlich gemessen und die Werte über ein Programm der Firma Ratfisch aufgezeichnet. Der Messeffekt des FID beruht auf der Ionisation des organischen gebundenen Kohlenstoffes in einer Wasserstoffflamme. Der dabei in einem elektrischen Feld auftretende Ionenstrom wird elektrisch verstärkt und angezeigt. (VDI 3481, Bl. 3, 1995)

FID RS 53-T (GKW Analysator), Firma Ratfisch

Kenndaten

Messbereich	automatische Umschaltung (0 – 1000 ppm)
Nachweisgrenze	0,1 ppm Propan
Brenngas	Wasserstoff
Kalibrier gas	90 ppm Propan aus Stahlflasche
Nullgas	über Aktivkohlefilter Umgebungsluft

Kenndaten FID RS 55-T (Methan / GWK Analysator), Firma Ratfisch

Kenndaten

Messbereich	(0 – 100.000 ppm) Methan
Nachweisgrenze	0,2 % bez. Auf Messbereichsendwert
Brenngas	Wasserstoff
Kalibriergas	Propan
Nullgas	Synthetische Luft (KW frei)

11.1.2.3 Methan

Methan wurde mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) RS55 T (siehe oben) der Firma Ratfisch kontinuierlich gemessen und die Werte über ein Programm der Firma Ratfisch aufgezeichnet.

11.1.2.4 VOC

Die Probennahme für die VOC-Analytik wurde mit Aktivkohleröhrchen vom Typ B/G der Firma Draeger durchgeführt. Die in sehr geringen Mengen vorhandenen Stoffe werden an die Aktivkohle durch Adsorption angereichert. Die Aktivkohle als Adsorptionsmittel ist für die meisten flüchtigen organischen Substanzen gut geeignet. (VDI 4300 Bl. 6, 2000) Über zwei Gasprobennehmer des Modells GS 301 und einen Gasprobennehmer des Modells GS 312 der Firma Desaga wurden die Gasproben auf die Aktivkohleröhrchen gezogen.

Das Adsorbens wird mit Lösungsmittel (Schwefelkohlenstoff) und einem internen Standard eluiert. Der entstehende Extrakt wird über einen Heißverdampfer kapillargaschromatographisch analysiert. Die erzielbare Nachweisgrenze liegt in Abhängigkeit von der chemischen Struktur der Verbindung zwischen 0,1 und 5 µg/m³ bei ca. 100 l Probenvolumen.

Gasprobennehmer GS 301, Firma DESAGA

Kenndaten

Fluss	0,1...1,5 Nl/min
Volumen	0,1...999,9 l
Zeit	1 min...23 h 59 min

Anhang

Gasprobennehmer GS 312, Firma DESAGA

Kenndaten

Fluss	0,2...12 l/min
Volumen	1...9999 l
Zeit	1 min...999 min

11.1.2.5 Distickstoffoxid

Gaschromatograph Typ Agilent 6890N, Firma Agilent

Kenngößen

Messprinzip	ECD
Kalibrierung	Externe Messgase

11.1.3 Sensorische Parameter

Geruchsemissionen

Messverfahren, Grundlage des Verfahrens, VDI-Richtlinien

Die Ermittlungen wurden auf der Grundlage der VDI-Richtlinie 3881 Blatt 1-4 durchgeführt.

Die Geruchsstoffkonzentration der Geruchsstoffprobe wird durch Verdünnung mit Neutralluft (synthetischer Luft) bis zur Geruchsschwelle bestimmt. Die Verdünnung wird mit einem Olfaktometer TO 6 hergestellt und den Probanden über Atemmasken angeboten. Aus dem Verhältnis der Volumenströme von Geruchsstoffprobe und Neutralluft bei Erreichen der Geruchsschwelle ergibt sich die Geruchsstoffkonzentration (angegeben in GE/m³) der Probe.

Der Olfaktometer TO 6 entspricht der VDI-Richtlinie 3881 [VDI 3881 Bl. 1, 1986].

Probennahmeeinrichtung

Mit Hilfe eines Unterdruckprobennehmers werden Proben aus der Mess- und Probennahmeöffnung gezogen.

Olfaktometer

Mehrplatzolfaktometer Typ TO 6 SiH, System Mannebeck

Beschreibung des Probandenkollektivs

gemäß Geruchsimmissionsrichtlinie [GIRL 1996] geeignete und geschulte Probanden

Auswertung der Proben

nach der Probennahme in geruchsneutralen Räumen der TU Darmstadt

Anzahl der Messreihen

3 je Probe

Darbietungszeiten

2,2 s

Pausenzeiten des Probandenkollektivs

Zwischen den einzelnen Messreihen werden dem Team geräteseitig Pausenzeiten von mindestens 60 s gewährt.

11.1.4 Bioaerosole

Messverfahren

Verfahren zur Bestimmung von Keimzahlen in der Luft mittels Andersen-6-Stufen Impaktor

Probennahmeeinrichtung

Bei diesem Messverfahren wird Luft mittels einer Vakuumpumpe durch einen 6-stufigen Siebsammler gezogen. Unter jede Siebstufe mit jeweils 400 Löchern (bei abnehmendem Lochdurchmesser von oben nach unten) wird eine Petrischale mit einem festen Nährmedium gelegt. Die in der Luft enthaltenen Partikel und Keime werden durch die Siebe gezogen und je nach Größe auf dem Nährmedium zurückgehalten. Die größeren Partikel werden in den oberen Stufen abgeschieden. Mit Hilfe eines Unterdruckprobennehmers werden Proben aus der Mess- und Probennahmeöffnung gezogen. Die Messzeit liegt bei 1-10 Minuten bei einem Luftdurchsatz von 28,4 l/min.

Auswertung der Proben

Die beaufschlagten Petrischalen werden verschlossen und bei Optimaltemperatur (Bakterien ca. 37°C, Schimmelpilze ca. 25°C) bebrütet. Es wurden verschiedene Nähragararten für Bakterien und Schimmelpilze eingesetzt. Zum einen DG-18-Agar (Dichloran-Glycerol-Agar, Fa. Merck) nach der Empfehlung in der BIA-Arbeitsmappe für xerophile d.h. Trockenheit bevorzugende Pilze (zur Bestimmung von Luftpilzgehalten in vielen Studien erfolgreich eingesetzt). Zum anderen CASO-Agar (Caseinpepton-Sojamehlpepton-Agar, Fa. Merck), zur Bestimmung der mesophilen Bakterienzahl. Die gewachsenen Keime = Koloniebildende Einheiten (KBE) werden gezählt, statistisch korrigiert (lt. Tabelle) und das Ergebnis in KBE pro Kubikmeter (m³) beprobter Luft angegeben.

11.2 Photodokumentation



Abbildung 11-1: Ansicht Biofilteranlage und Ionisation (Zustand: 3 Biofilter), Frühjahr 2002



Abbildung 11-2: Ansicht Probennahmestelle Rohgas vor Biofilter



Abbildung 11-3: Ansichten Probennahmestelle nach Biofilter 3 (nB3)



Abbildung 11-4: Probennahmestellen nB, nBV, nBIV, Kamin Reingas, und Probennahme

Anhang



Abbildung 11-5: Ansichten Ionisationsaggregat Neutralox, Messkampagnen II, IV



Abbildung 11-6: Ansichten Versuchsanordnung und Probennahme, Messkampagne V



Abbildung 11-7: Ansichten Ionisationsaggregat und diverse Messgeräte, Institut WAR, Messkampagne VI