



lebensministerium.at

Emissionen von Lachgas aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Studie erstellt im Auftrag des Lebensministeriums

lebensministerium.at



lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at



NACHHALTIG FÜR NATUR UND MENSCH SUSTAINABLE FOR NATURE AND MANKIND

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich.

We create and we safeguard the prerequisites for a high quality of life in Austria.

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für vorsorgende Verwaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt.

We stand for a preventive preservation and responsible use of the bases of life, soil, water, air, energy, and biodiversity.

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein.

We support an environmentally benign development and the protection of living environments in urban and rural areas.

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe.

We provide for the sustainable production in particular of safe and high-quality foodstuffs and of renewable resources.

IMPRESSUM

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
1010 Wien, Stubenring 1

Gesamtkoordination:

Abteilung VI/3

Copyright:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Alle Rechte vorbehalten.





lebensministerium.at

Emissionen von Lachgas aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Studie erstellt im Auftrag des Lebensministeriums

Dr.-Ing. Carsten Cuhls

Priv. Doz. Dr. Joachim Clemens

Inhaltsverzeichnis

1	Relevanz des Parameters Lachgas	7
1.1	Kohlendioxidäquivalent	7
1.2	Treibhaus- und Lachgasemissionen in Österreich	8
1.3	Lachgasemissionen in der EU.....	13
1.4	Lachgasemissionen in Deutschland.....	16
1.5	Klimarelevanz von Lachgas in der Abfallwirtschaft in Deutschland	17
1.6	Methan und Lachgas aus der Rotte	19
1.7	Lachgas aus Biofiltern und RTO	22
1.8	Lachgasbedingte Klimarelevanz (CO ₂ -Äquivalente) im Vergleich mit Methan aus der MBA.....	24
2	Grundlagen zur Entstehung von Lachgas	26
2.1	Der Stickstoffkreislauf.....	26
2.2	Primäres und sekundäres Lachgas	27
2.3	Thermische Bildung von Lachgas	29
2.4	Biologische Bildung von Lachgas	33
2.4.1	Allgemeines.....	33
2.4.2	Denitrifikation	34
2.4.2.1	<i>pH-Wert</i>	34
2.4.2.2	<i>Temperatur</i>	34
2.4.2.3	<i>Wassersättigung und Durchlüftung</i>	34
2.4.2.4	<i>Substratverfügbarkeit</i>	35
2.4.3	Nitrifikation	36
2.4.3.1	<i>Temperatur</i>	36
2.4.3.2	<i>Nitrifikation in der Nachrotte</i>	36
3	Emissionen aus der aeroben Abfallbehandlung	37
3.1	Einflussfaktoren auf Emissionen und Maßnahmen zur Minderung vermeidbarer Emissionen bei der Kompostierung	37
3.1.1	Beschaffenheit des Rottekörpers	37
3.1.1.1	<i>Struktur und Strukturstabilität</i>	37
3.1.1.2	<i>Wassergehalt</i>	37
3.1.1.3	<i>Biologie / Abbauintensität, C/N-Verhältnis</i>	38
3.1.1.4	<i>Gaszusammensetzung</i>	40
3.1.2	Maßnahmen des Rottebetriebes	40
3.1.2.1	<i>Mietengestaltung</i>	40
3.1.2.2	<i>Auf- und Umsetzen</i>	42
3.1.2.3	<i>Belüftung</i>	43
3.1.2.4	<i>Bewässerung</i>	44
3.1.2.5	<i>Abdeckung</i>	45
3.2	Emissionsdaten bei der Bioabfallkompostierung (Methan und Lachgas) ...	46
3.2.1	Einfluss des Umsetzintervalls auf die N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen.....	46

3.2.2	Einfluss des Strukturanteils auf die N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen	48
3.2.3	Einfluss der Temperatur auf die Emissionen der Kompostierung	50
3.2.4	Einfluss des C/N-Verhältnisses auf Lachgasemissionen	51
3.3	Übertragbarkeit der Kompostierungsdaten auf die MBA.....	52
4	Spezifische Quellen für die Entstehung von Lachgas in der MBA	53
4.1	MBA mit aerober Behandlung: Intensivrottstufe	53
4.2	MBA mit anaerob-aerober Behandlung: Vergärungsstufe	56
4.3	MBA mit anaerob-aerober Behandlung: Nachrottstufe.....	56
4.4	MBA mit aerober Behandlung: Nachrottstufe.....	61
4.5	MBA: Aerobe thermophile Stabilisierung.....	64
4.6	Differenzierung der Lachgasproblematik auf aerobe MBA-Anlagen und anaerob - aerobe MBA-Anlagen	67
5	Beschreibung der Abreinigungsmöglichkeiten	69
5.1	Biofilter	69
5.1.1	Biofilter an MBA-Anlagen	69
5.1.2	Biofilter an Kompostierungsanlagen und Tierställen	76
5.2	Regenerativ Thermische Oxidation (RTO)	79
5.3	Saure Wäsche	87
6	Maßnahmen zur Minimierung der Lachgasbildung bei der MBA	89
7	Erfahrungswerte / Messergebnisse / Anlagenoptimierungen	91
8	Messmethoden zur Bestimmung von Lachgas	95
9	Grundlagen für die Grenzwertfestlegung	102
10	Kurzfassung.....	104
11	Literatur.....	105

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	THG-Emissionen in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010].....	8
Abbildung 1-2:	Anteil von CO ₂ , CH ₄ und N ₂ O an den gesamten THG Emissionen in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010].....	9
Abbildung 1-3:	Anteil der Sektoren an den nationalen THG-Emissionen in Österreich im Jahre 2007 [UMWELTBUNDESAMT, 2009]	10
Abbildung 1-4:	THG-Emissionen aus dem Sektor Abfallwirtschaft in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010].....	11
Abbildung 1-5:	THG-Emissionen aus dem Sektor Abfallwirtschaft für einzelne Bereiche in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010]	11
Abbildung 1-6:	Abfallablagerung - Jährlich deponierte Abfallmengen in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010].....	12
Abbildung 1-7:	N ₂ O-Emissionen aus einzelnen Bereichen in der EU27 im Jahre 2007 [EEA, 2009]	13
Abbildung 1-8:	N ₂ O-Emission aus einzelnen Nationen in der EU27 im Jahre 2007 [EEA, 2009]...	14
Abbildung 1-9:	N ₂ O-Emission aus dem Bereich Abfall in der EU15 und EU27 im Jahre 2007 [EEA, 2009].....	15
Abbildung 1-10:	N ₂ O-Emission in Gg CO ₂ -Äquivalent - Emissionsentwicklung in Deutschland seit 1990 nach Quellgruppen [UBA, 2008].....	16
Abbildung 1-11:	THG-Emissionen in Deutschland von 1990 bis 2008 aus der Abwasserbehandlung, Abfalldeponierung sowie mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) und Kompostierung [UBA, 2008]	17
Abbildung 1-12:	N ₂ O-Emissionen in der deutschen Abfallwirtschaft von 1990 bis 2007 [UBA, 2008]	18
Abbildung 1-13:	Zusammenhang der Spurengase CH ₄ und N ₂ O in einzelnen lokalen Gasproben von unterschiedlichen Rottemieten	19
Abbildung 1-14:	Methan Abluftkonzentrationen aus einer MBA-Nachrotte in Containern.....	20
Abbildung 1-15:	Lachgas Abluftkonzentrationen aus einer MBA-Nachrotte in Containern	20
Abbildung 1-16:	Minderung der Lachgasbildung in der Nachrotte mit und ohne Zusatz (Additiv) zur Lachgasminderung (Grenzwerte für AT ₄ und N ₂ O aus Deutschland)	21
Abbildung 1-17:	Biofilter Wirkungsgrade (Bereiche und Mittelwerte), eigene Untersuchungen an > 30 Anlagen zur biologischen Abfallbehandlung (Kompostierung).....	23
Abbildung 2-1:	Aminogruppe, in der Stickstoff in reduzierter Form vorkommt	26
Abbildung 2-2:	Der Stickstoffkreislauf und die verschiedenen Oxidationsstufen des Stickstoffs [SIEVEKING, 2009].....	27
Abbildung 2-3:	Reaktionsmechanismen in thermischen Anlagen; aus: KOLB, 1990; SCHOPF und KÖNIG, 1993; SYBON, 1994; ATV, 1996; zitiert in: STOCKINGER, 2004	28
Abbildung 2-4:	N ₂ O und NO-Emissionen bei der Verbrennung von Gaskohle bei Temperaturen zwischen 700 und 1050 °C ($\lambda = 1,25$, $t = 5,6$ s) [VGB, 1994]	29
Abbildung 2-5:	Reaktionsverläufe NH ₃ -Dosierung bei RTO, Vergleich der NH ₃ - und Stickoxid-Konzentrationen in Abhängigkeit der NH ₃ -Eingangskonzentration für T _{BRK} = 850 °C; 2.000 m ³ /h; T _{Ein} = 100 °C, Abluftvorerwärmung (Brennerbetrieb) [CARLOWITZ, 2008]	32
Abbildung 2-6:	Die Bildung von N ₂ O als Resultat einer „Leckage“ bei der Oxidation von Ammonium zu Nitrat bzw. der Reduktion von Nitrat zu Stickstoff; nach FIRESTONE und DAVIDSON, 1989	33
Abbildung 2-7:	Beziehung zwischen Wassersättigung des Bodens und relativer Nitrifikation und Denitrifikation; nach LINN und DORAN, 1984, in BEESE, 1994	35
Abbildung 3-1:	Temperatur (°C), Kohlenstoffabbau (%), Ammoniumbildung (mg/kg TM) und pH-Wert über die Rottedauer; Quelle: ABF-BOKU in ÖWAV-RB 518, 2009	39
Abbildung 3-2:	Kumulierte CH ₄ -Emissionen aus Bioabfall; berechnet aus HELLMANN, 1995; Anmerkung: Daten wurden auf 50 % TS bezogen; zusätzlich ist zu beachten, dass bei einem Vergleich mit MBA-Substrat es sich hier um Rotteinput und nicht MBA-Input handelt. Um einen Vergleich mit MBA-Input anzustellen, müssten die Daten	

	noch um etwa 50 % reduziert werden, da durch die mechanische Vorbehandlung ca. 50 % des Inputs vor der Rotte aussortiert wird).47
Abbildung 3-3:	Kumulierte N ₂ O-Emissionen aus Bioabfall; berechnet aus HELLMANN, 1995 Anmerkung: Daten wurden auf 50 % TS bezogen; zusätzlich ist zu beachten, dass bei einem Vergleich mit MBA-Substrat es sich hier um Rotteinput und nicht MBA-Input handelt. Um einen Vergleich mit MBA-Input anzustellen, müssten die Daten noch um etwa 50 % reduziert werden, da durch die mechanische Vorbehandlung ca. 50 % des Inputs vor der Rotte aussortiert wird).47
Abbildung 3-4:	Emissionen im Verhältnis zu Kohlendioxid (CO ₂) von Methan (Faktor 10 ⁻³ CH ₄), Ammoniak (Faktor 10 ⁻⁴ NH ₃) und Lachgas (Faktor 10 ⁻⁵ N ₂ O) bei der Stallmistkompostierung in Abhängigkeit von der Rottezeit; modifiziert nach HELLEBRAND und KALK, 200048
Abbildung 3-5:	Kumulierte CH ₄ -Emissionen während der Bioabfallkompostierung mit verschiedenen Strukturanteilen [HELLMANN, 1995] Anmerkung: Daten wurden auf 50 % TS bezogen; zusätzlich ist zu beachten, dass bei einem Vergleich mit MBA-Substrat es sich hier um Rotteinput und nicht MBA-Input handelt. Um einen Vergleich mit MBA-Input anzustellen, müssten die Daten noch um etwa 50 % reduziert werden, da durch die mechanische Vorbehandlung ca. 50 % des Inputs vor der Rotte aussortiert wird).49
Abbildung 3-6:	Kumulierte N ₂ O-Emissionen während der Bioabfallkompostierung mit verschiedenen Strukturanteilen [HELLMANN, 1995] Anmerkung: Daten wurden auf 50 % TS bezogen; zusätzlich ist zu beachten, dass bei einem Vergleich mit MBA-Substrat es sich hier um Rotteinput und nicht MBA-Input handelt. Um einen Vergleich mit MBA-Input anzustellen, müssten die Daten noch um etwa 50% reduziert werden, da durch die mechanische Vorbehandlung ca. 50% des Inputs vor der Rotte aussortiert wird).49
Abbildung 3-7:	Verlauf der Bildung von Lachgas aus städtischen Biomüll (MBIO) während der Kompostierung, Umsetzen (R) [BACHELEY et al., 2008]51
Abbildung 4-1:	Konzentration von Sauerstoff, Distickstoffmonoxid, Kohlenmonoxid und Ges,-C. während der Messkampagne 2 an der MBA Cröbern [MATTERSTEIG, 2009].....54
Abbildung 4-2:	CH ₄ - und N ₂ O-Konzentrationen der Belüftungsfelder der Tafelrotte der MBA Lüneburg in Abhängigkeit von der Behandlungsdauer (Belüftungsfeld 1: Rotteeintrag, Belüftungsfeld 7: Rotteaustrag nicht dargestellt), [CUHLS, 2001]54
Abbildung 4-3:	Lachgasentwicklung im Verlauf der 3-wöchigen Intensivrotte (incl. Anlieferung und mechanische Aufbereitung) der MBA Linkenbach (Rohgas), jedes Mietenfeld entspricht einer Behandlungsdauer von 4 Tagen [WALLMANN, 2002]55
Abbildung 4-4:	Verläufe von Mietentemperatur und Außentemperatur in den ersten 7 Wochen der Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (Versuch Hannover), ↓ markiert Umsetzzeitpunkte59
Abbildung 4-5:	Verläufe von N ₂ O (Rohgas) und Ammonium, Nitrit, Nitrat (Eluatwerte) in den ersten 10 Wochen der Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (Versuch Hannover), ↓ markiert Umsetzzeitpunkte59
Abbildung 4-6:	Verläufe der N ₂ O-Konzentrationen im Rohgas und in den Reingasen nach 3-Kammer RTO (TRO 3-K.), nach 2-Kammer RTO (TRO 2-K.) und nach saurer Wäsche + Biofilter (BCO) während der ersten 5 Wochen der Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (Versuch Hannover), ↓ markiert Umsetzzeitpunkte60
Abbildung 4-7:	Treibhausgasemissionen (CO ₂ , N ₂ O, CH ₄) und O ₂ -Verbrauch während der aktiven Kompostierung von Stallmist, bezogen auf die Mietenoberfläche zu Beginn der Behandlung, ▲ markiert die Umsetzzeitpunkte [HAO et al., 2001].....61
Abbildung 4-8:	Verlauf der CH ₄ -Konzentrationen in der Absaugung und in der Mietenabluft über die Oberfläche während einer 12-wöchigen belüfteten MBA-Nachrotte in Containern (nach dreiwöchiger Intensivrotte).....62
Abbildung 4-9:	Verlauf der N ₂ O-Konzentrationen in der Absaugung und in der Mietenabluft über die Oberfläche während einer 12-wöchigen belüfteten MBA-Nachrotte in Containern (nach dreiwöchiger Intensivrotte).....63
Abbildung 4-10:	Exemplarisch kumulierte Lachgasfracht mit (N2O I) und ohne (N2O II) N2O-Zusatz

	zur Ammoniumbindung und typischer AT ₄ -Verlauf in der Nachrotte (aus: Deutsche Patentanmeldung 102004003038.3)	64
Abbildung 4-11:	Volumenstrom sowie Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) und Lachgas (N ₂ O) als 5-Minuten-Werte bezogen auf Normkubikmeter trockene Luft (n;tL), Intervall-Belüftung zwischen 9:43 Uhr und 11:20 Uhr	65
Abbildung 4-12:	Volumenstrom sowie Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) und Lachgas (N ₂ O) als Halbstundenmittelwerte (HSMW) bezogen auf Normkubikmeter trockene Luft (n;tL), Intervall-Belüftung zwischen 9:43 Uhr und 11:20 Uhr.....	65
Abbildung 4-13:	Lachgas (N ₂ O) Monatsmittelwerte der MBA Südniedersachsen (Nassvergärung mit ATS des Gärrückstandes), [FRICKE & KUGELSTADT, 2010]	66
Abbildung 5-1:	NH ₃ -Konzentrationen im Roh- und Reingas der RABA Bassum [CUHLS, 2001]	70
Abbildung 5-2:	NH ₃ -Frachten im Roh- und Reingas der RABA Bassum [CUHLS, 2001]	71
Abbildung 5-3:	N ₂ O-Gehalte im Roh- und Reingas der RABA Bassum [CUHLS, 2001].....	71
Abbildung 5-4:	Stickstoffbilanz des Biofilters der RABA Bassum [CUHLS, 2001]	72
Abbildung 5-5:	NH ₃ -Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBA Friesland [CUHLS, 2001]	72
Abbildung 5-6:	NH ₃ -Frachten im Roh- und Reingas der MBA Friesland [CUHLS, 2001]	73
Abbildung 5-7:	NH ₃ -Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg [CUHLS, 2001].....	73
Abbildung 5-8:	NH ₃ -Frachten im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg [CUHLS, 2001]	74
Abbildung 5-9:	Biofilter-Wirkungsgrade (n = 30) von biologischen Abfallbehandlungsanlagen [CUHLS et al., 2011].....	75
Abbildung 5-10:	N ₂ O-Emissionskonzentrationen [mg/Nm ³], Standardabweichung N ₂ O-Emissionsmassenstrom [g/h], Standardabweichung N ₂ O-Emissionsfaktor [g/Mg FS], Standardabweichung [CUHLS, 2001].....	76
Abbildung 5-11:	Stickstofffluss im Biofilter [HAHNE, BRANDES, 2002].....	77
Abbildung 5-12:	Stickstoffbilanz des Biofilters [HAHNE, BRANDES, 2002]	77
Abbildung 5-13:	N-Spezies im Roh- und Reingas, 5.12.2001	80
Abbildung 5-14:	N-Spezies im Roh- und Reingas, 6.12.2001	82
Abbildung 5-15:	N-Spezies im Roh- und Reingas, 7.12.2001	84
Abbildung 5-16:	N-Spezies im Roh- und Reingas, 7.12.2001 und 11.12.2001	85
Abbildung 5-17:	Sekundäre Lachgasbildung in der RTO durch erhöhten Ammoniakslupf in der vorgeschalteten Sauren Wäsche [WALLMANN et al., 2006].....	88
Abbildung 8-1:	Messmethode manuelles gaschromatographisches Verfahren gemäß VDI 2469 Blatt 1: Lachgas- und CO ₂ -Signal mit GC/ECD, Methan-Signal mit FID.....	96
Abbildung 8-2:	Container-Biofilter mit Ableitung der Abluft als geführte Punktquelle.....	97
Abbildung 8-3:	Flächenbiofilter mit offener Ausströmung, im Bild zum Zweck der Abluftprobenahme mit dünner Folie kurzzeitig gekapselt.....	97
Abbildung 8-4:	Probenahmehaube mit Druckausgleich für aktive Flächenquellen (VDI 3475).....	98
Abbildung 8-5:	Prinzipskizze der Probenahme auf passiven Flächenquellen mit Windtunnel / Haube und neutralem Zuluftstrom (VDI 3475).....	98
Abbildung 8-6:	Probenahme diffuser Quellen (Nachrotte) mit Hilfe des großen Windtunnels	100
Abbildung 8-7:	Auswertung der Probenahme und Messung von CH ₄ und N ₂ O an diffusen Quellen mit Hilfe des großen Windtunnels (dynamisch und statisch) [CUHLS ET AL., 2011].....	100

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Gegenüberstellung der GWP-Werte für einen Zeitraum von 100 Jahren gemäß Fourth Assessment Report (AR4), Third Assessment Report (TAR) und Second Assessment Report (SAR) des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)7
Tabelle 1-2:	Anteile von Abfallbehandlung und -recycling („households and similar establishments“) in Österreich von 1989 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010].....12
Tabelle 1-3:	Betriebsdaten aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland, bei guter fachlicher Praxis25
Tabelle 3-1:	Dimensionen der Mietenkompostierung für Hauptrotteverfahren mit natürlicher Belüftung gemäß VDI 3475 Blatt 141
Tabelle 3-2:	Mietenformen und Abmessungen der Mieten [AMLINGER et al., 2005 b]41
Tabelle 4-1:	Versuchsergebnisse der Abgasreinigungsaggregate während der Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (Versuch Hannover) im Vergleich zu den Grenzwerten der 30. BImSchV [WALLMANN et al., 2001].....60
Tabelle 4-2:	Übersicht potentiell relevanter Lachgasquellen in den unterschiedlichen Prozessstufen von aeroben und anaerob – aeroben MBA-Anlagen, bei guter fachlicher Praxis68
Tabelle 5-1:	Zudosierte Menge an NH ₃ ins Rohgas, NH ₃ : relative Menge, die im Reingas im Vergleich zum Rohgas ermittelt wurde; andere Spezies: prozentuale Bildung aus dem zudosierten NH ₃ -N, 5.12.200180
Tabelle 5-2:	Verhältnis der N-Spezies im Roh- und Reingas. Summe der gemessenen Gase (mg N Nm ⁻³) im Reingas/ Summe der gemessenen Gase (mg N Nm ⁻³) im Rohgas, 5.12.200181
Tabelle 5-3:	Zudosierte Menge an NH ₃ ins Rohgas, NH ₃ : relative Menge, die im Reingas im Vergleich zum Rohgas ermittelt wurde; andere Spezies: prozentuale Bildung aus dem zudosierten NH ₃ -N, 6.12.200182
Tabelle 5-4:	Verhältnis der N-Spezies im Roh- und Reingas. Summe der gemessenen Gase (mg N Nm ⁻³) im Reingas/ Summe der gemessenen Gase (mg N Nm ⁻³) im Rohgas, 6.12.200183
Tabelle 5-5:	Zudosierte Menge an NH ₃ ins Rohgas, NH ₃ : relative Menge, die im Reingas im Vergleich zum Rohgas ermittelt wurde; andere Spezies: prozentuale Bildung aus dem zudosierten NH ₃ -N, 7.12.200184
Tabelle 5-6:	Verhältnis der N-Spezies im Roh- und Reingas. Summe der gemessenen Gase (mg N Nm ⁻³) im Reingas/ Summe der gemessenen Gase (mg N Nm ⁻³) im Rohgas, 7.12.200185
Tabelle 5-7:	Zudosierte Menge an NH ₃ ins Rohgas, NH ₃ : relative Menge, die im Reingas im Vergleich zum Rohgas ermittelt wurde; andere Spezies: prozentuale Bildung aus dem zudosierten NH ₃ -N, 7.12.2001 und 11.12.2001.....86
Tabelle 5-8:	Verhältnis der N-Spezies im Roh- und Reingas. Summe der gemessenen Gase (mg N Nm ⁻³) im Reingas/ Summe der gemessenen Gase (mg N Nm ⁻³) im Rohgas, 7.12.2001 und 11.12.200186
Tabelle 7-1:	Grenzwerte gemäß §6 der 30. BImSchV (ohne PCDD/F), i. d. R. ohne Nachrotte 91
Tabelle 7-2:	Emissionsdaten N ₂ O im Reingas verschiedener MBA-Anlagen aus Österreich (MATTERSTEIG, 2011)92
Tabelle 7-3:	Emissionsdaten N ₂ O im Reingas verschiedener MBA-Anlagen aus Deutschland .94
Tabelle 8-1:	Grundlage der zwei erprobten, zugelassenen Verfahren zur N ₂ O-Messung95
Tabelle 9-1:	Quellen für Lachgas aus MBA-Betriebseinheiten..... 102

1 Relevanz des Parameters Lachgas

1.1 Kohlendioxidäquivalent

Lachgas ist neben Kohlendioxid und Methan das drittbedeutendste Treibhausgas. Gemäß IPCC, 2007 beträgt das Klimapotenzial (Global Warming Potential, GWP) von Lachgas 298 Kohlendioxidäquivalente (CO₂-Äq.) (siehe Tabelle 1-1).

Das Kohlendioxidäquivalent (CO₂-Äq.) stellt eine Maßeinheit für den Vergleich von Emissionen unterschiedlicher Treibhausgase dar, bedeutet jedoch nicht die gleichen Reaktionen bezüglich einer Klimaänderung. Die äquivalente CO₂-Emission wird ermittelt, indem die Emission eines Treibhausgases mit seinem Globalen Erwärmungspotential (GWP) für einen festgelegten Zeitraum multipliziert wird. Für eine Mischung von Treibhausgasen wird sie ermittelt, indem die äquivalenten CO₂-Emissionen für jedes einzelne Gas addiert werden. Für die Auswertungen in dem vorliegenden Projekt gilt: Ziel der mechanisch-biologischen Anfallbehandlung (MBA) ist die Stabilisierung von Abfall durch mechanische Aufbereitung (Abtrennung von z. B. heizwertreicher Fraktionen) und intensiven biologischen Abbau organischer Substanzen vor der Deponierung. Die gezielte biologische Stabilisierung führt im Gegensatz zu der zuvor praktizierten direkten Deponierung des unbehandelten Abfalls zu deutlich verminderten Restreaktionen, d. h. Deponiegasbildung (Kohlendioxid und Methan) und Sicherwasserbelastung. Das während der biologischen Stabilisierungsprozesse als mikrobielles Stoffwechselprodukt freigesetzte Kohlendioxid stammt nicht aus fossiler Quelle, sondern aus einer nachwachsenden Ressource und geht somit nicht als klimarelevantes Treibhausgas, sondern klimaneutral in die Bilanzierung ein. Methan (CH₄) hingegen wird in voller Höhe als klimarelevantes Treibhausgas berücksichtigt. Lachgas (N₂O) ist im Gegensatz zum reduzierten Methan eine oxidierte Komponente, die im Deponiegas nicht vorkommt.

Für die Berechnung des Kohlendioxidäquivalents werden gemäß Fourth Assessment Report (AR4) folgende GWP-Werte für einen Zeitraum von 100 Jahren angesetzt (siehe Tabelle 1-1): CH₄ = 25; N₂O = 298 [IPCC, 2007]. Zwischen den GWP-Faktoren für CH₄ in Höhe von 25 und für N₂O in Höhe von 298 besteht das Verhältnis von etwa 1:12. Das bedeutet, dass Lachgas etwa 12 Mal stärker als Methan als Treibhausgas wirksam ist.

Die Einzelkomponenten werden zunächst in der Einheit mg/m³ Abgas gemessen. In der deutschen 30. BImSchV ist für N₂O aber lediglich ein Massenverhältnis in der Einheit g emittierter Stoff je Mg Abfallfeuchtmasse als Emissionsgrenzwert angegeben. Das Kohlendioxidäquivalent (CO₂-Äq.), ermittelt aus den Massenverhältnissen, die auch als Emissionsfaktoren bezeichnet werden, an Methan und Lachgas, wird ebenfalls zur Vergleichbarkeit der Emissionen in der Einheit kg CO₂-Äquivalent je Mg Abfallfeuchtmasse angegeben.

Tabelle 1-1: Gegenüberstellung der GWP-Werte für einen Zeitraum von 100 Jahren gemäß Fourth Assessment Report (AR4), Third Assessment Report (TAR) und Second Assessment Report (SAR) des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)

Global Warming Potential (GWP)	Literatur	Kohlendioxid	Methan	Lachgas
Fourth Assessment Report (AR4)	[IPCC, 2007]	1	25	298
Third Assessment Report (TAR)	[IPCC, 2001]	1	23	296
Second Assessment Report (SAR)	[IPCC, 1996]	1	21	310

1.2 Treibhaus- und Lachgasemissionen in Österreich

Die Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) in Österreich lagen im Jahre 2008 bei etwa 87.000 Gg CO₂-Äquivalent [UMWELTBUNDESAMT, 2010]. Die Treibhausgase, ebenfalls als CO₂-Äquivalent ermittelt, sind von 1990 bis 2008 um 10,8 % gestiegen, während die Lachgasemissionen (N₂O) von rund 6.200 auf rund 5.700 Gg CO₂-Äquivalent gesunken sind (siehe Abbildung 1-1).

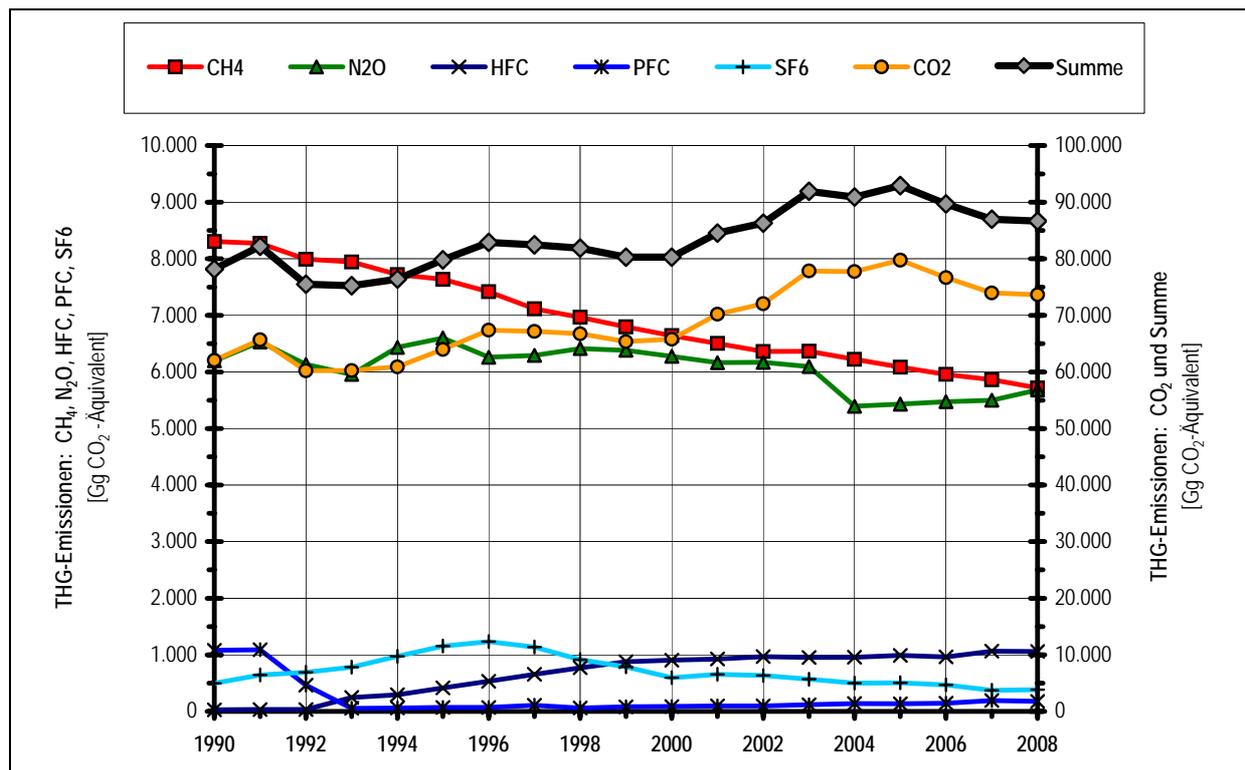


Abbildung 1-1: THG-Emissionen in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010]

Der Anteil an den Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) in Österreich im Jahre 2008 lag von Kohlendioxid (CO₂) bei rund 85 % und von Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) jeweils bei 6,6 %. Der Anteil an den THG-Emissionen von Lachgas (N₂O) sank von 1990 bis 2008 von 7,9 % auf 6,6 % (siehe Abbildung 1-2).

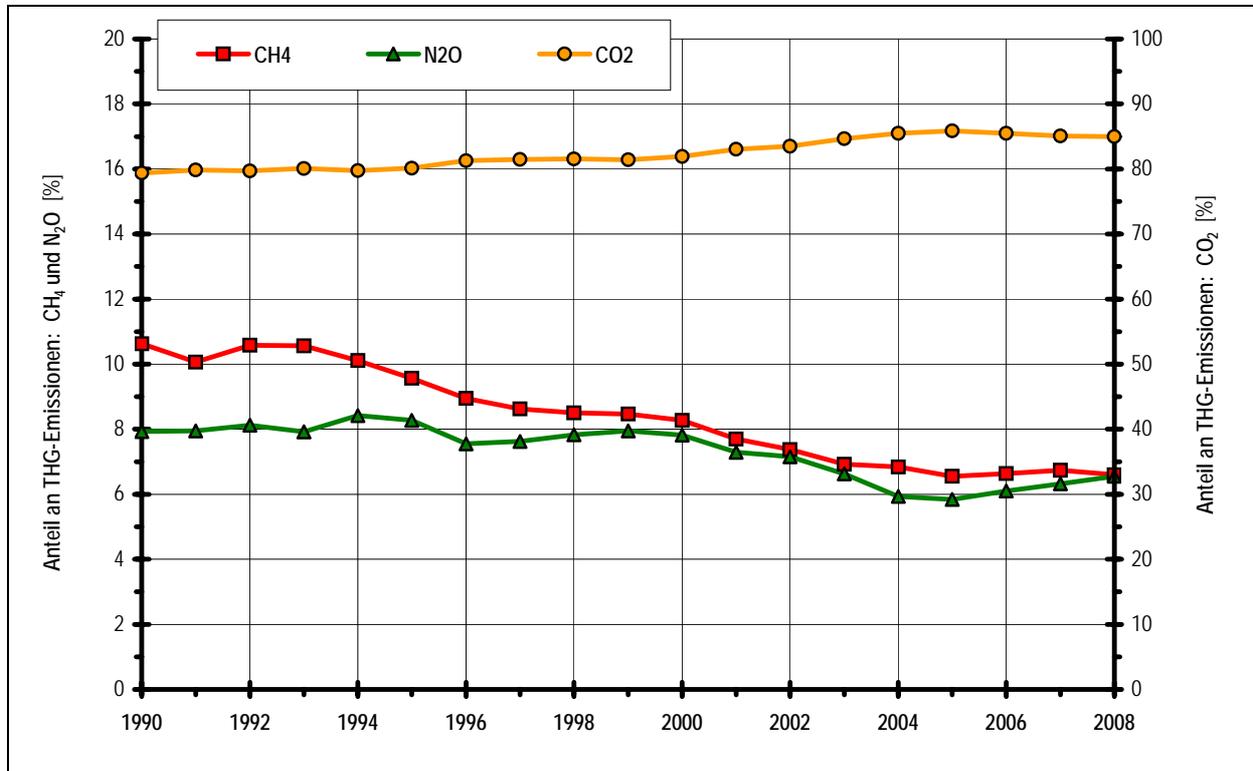


Abbildung 1-2: Anteil von CO₂, CH₄ und N₂O an den gesamten THG Emissionen in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010]

Der Anteil des Sektors Abfallwirtschaft in Österreich an den gesamten THG-Emissionen in CO₂-Äquivalenten lag im Jahre 2007 bei etwa 2 % (siehe Abbildung 1-3).

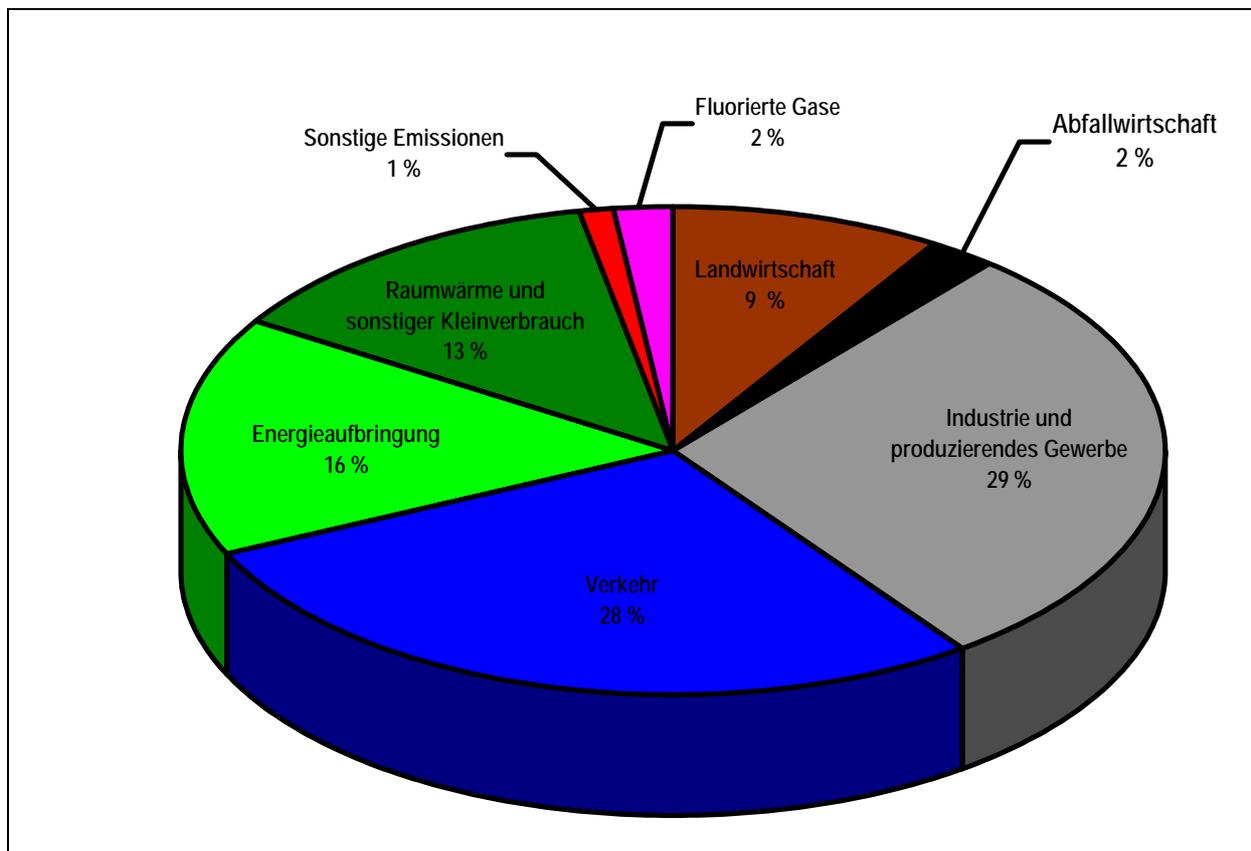


Abbildung 1-3: Anteil der Sektoren an den nationalen THG-Emissionen in Österreich im Jahre 2007 [UMWELTBUNDESAMT, 2009]

Sektor Abfallwirtschaft

Die THG-Emissionen aus dem Sektor Abfallwirtschaft lagen 2008 bei 2.024 Gg CO₂-Äquivalente (entsprechend 2,3 % der gesamten nationalen Emissionen) im Vergleich zu 3.586 Gg CO₂-Äquivalente im Jahre 1990. Im Jahre 2008 trug CH₄ mit 81 % zu den THG-Emissionen bei, gefolgt von N₂O (18 %) und CO₂ (< 1 %) (siehe Abbildung 1-4). Deutlich macht sich die stetige Abnahme der Methanemissionen bemerkbar, die auf die zurückgehende direkte Deponierung zurückzuführen ist. Dem gegenüber ist jedoch ein Anstieg der Lachgasemissionen aus dem Abfallsektor zu verzeichnen, und zwar von + 180 % seit 1990. Lachgas gewinnt somit in der Abfallwirtschaft zunehmend an Bedeutung: Die Lachgasemissionen in Höhe von rund 467 Gg CO₂-Äquivalenten stammten zu etwa 62 % aus der Abwasserbehandlung, zu etwa 36 % aus der weiteren Abfallbehandlung (Kompostierung und MBA) und zu rund 2 % aus der Abfallverbrennung.

Im Sektor Abfallwirtschaft hatte die Abfallbehandlung (incl. Deponierung) den bedeutendsten Anteil mit 1.557 Gg CO₂-Äquivalent (bzw. 77 % der gesamten THG-Emissionen) (siehe Abbildung 1-5). Die Lachgasemissionen aus der Abfallbehandlung (incl. Deponierung) wurden nicht berücksichtigt. Die THG-Emissionen aus der Abwasserbehandlung hatten einen Anteil von 14 %, gefolgt von weiteren Abfällen (8 %), zu denen auch die Kompostierung und die MBA zählen, und letztlich die Verbrennung mit einem Anteil < 1 %.

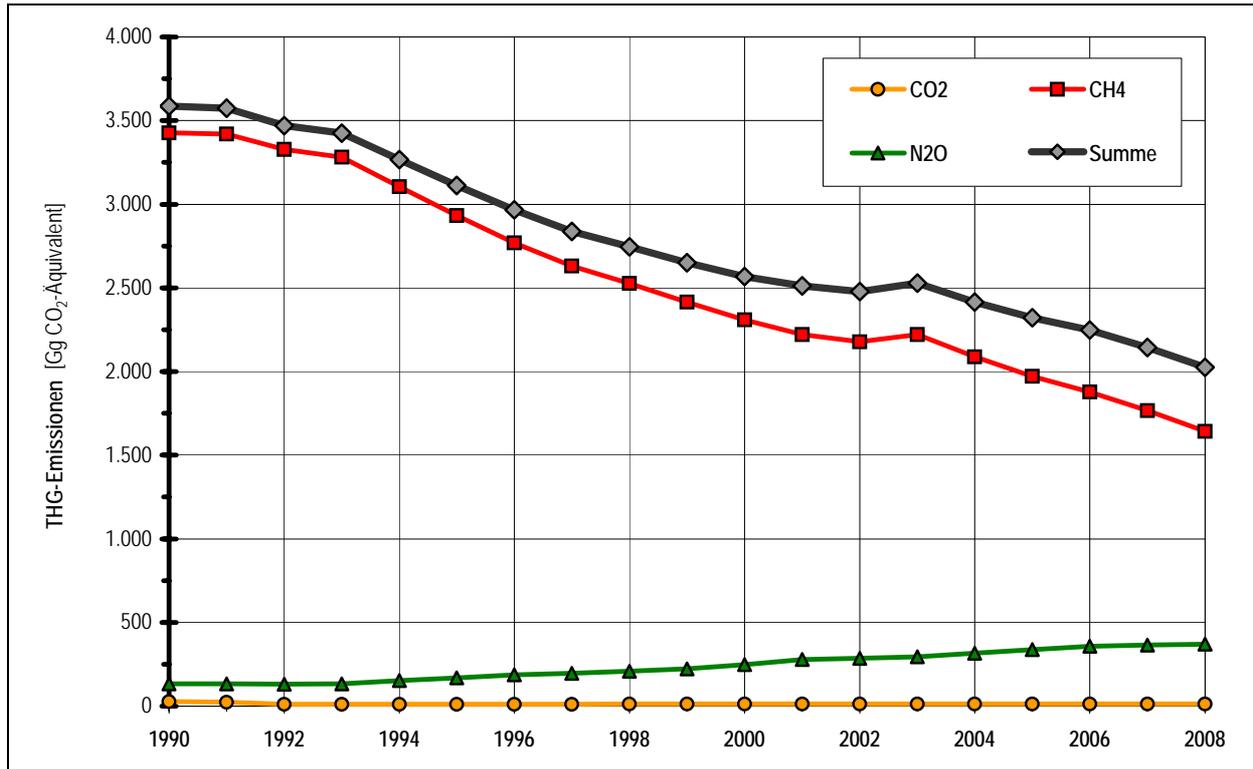


Abbildung 1-4: THG-Emissionen aus dem Sektor Abfallwirtschaft in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010]

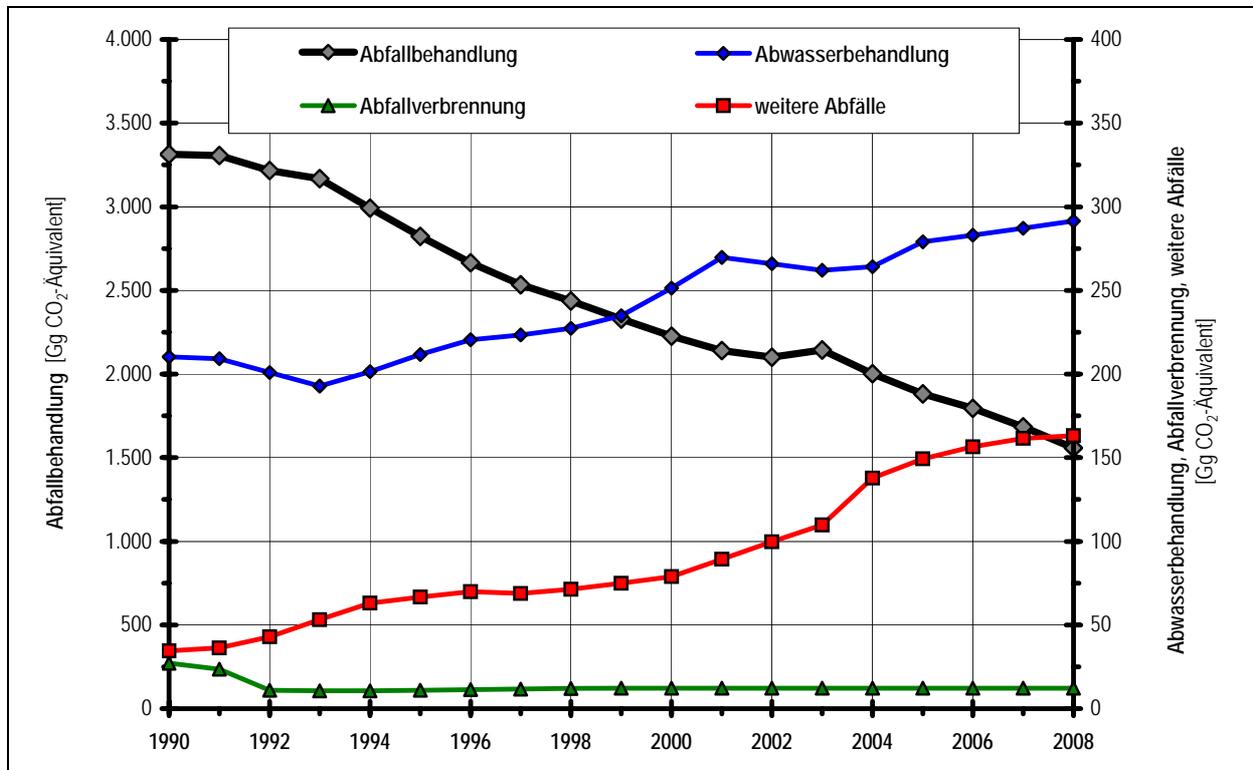


Abbildung 1-5: THG-Emissionen aus dem Sektor Abfallwirtschaft für einzelne Bereiche in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010]

Die Mengen der Abfallablagerung, d. h. die jährlich deponierten Abfallmengen, sanken in dem Zeitraum 1990 bis 2008 von rund 2.644.000 auf 449.000 Mg pro Jahr. Ab dem Jahr 2004 sanken die deponierten Abfallmengen deutlich aufgrund der getrennten Erfassung und Verwertung von Abfällen sowie durch die verstärkte thermische und mechanisch-biologische Abfallbehandlung als Folge des Deponierungsverbots von unbehandelten Siedlungsabfällen (siehe Abbildung 1-6).

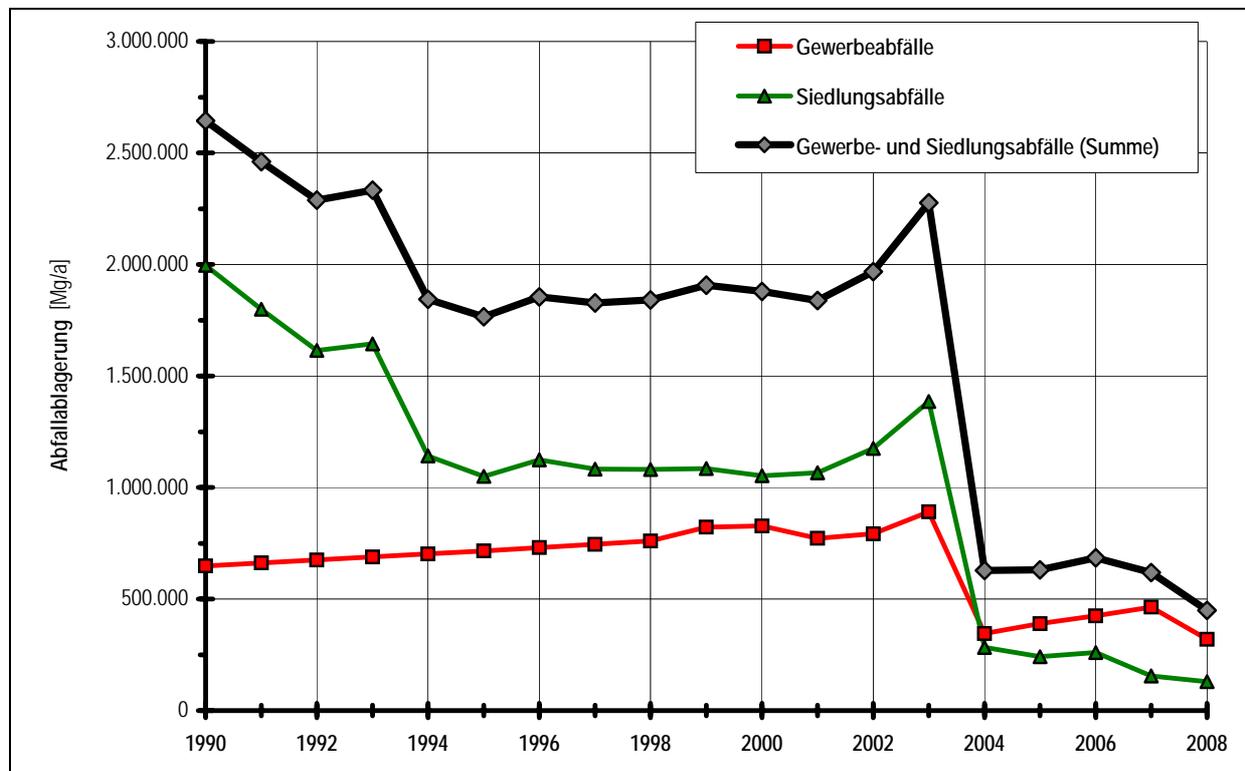


Abbildung 1-6: Abfallablagerung - Jährlich deponierte Abfallmengen in Österreich von 1990 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010]

Im Jahre 2008 waren die bedeutendsten Behandlungswege für Siedlungsabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen das Recycling (50,5 %) gefolgt von der thermischen Verwertung (34,7 %) gefolgt von der mechanisch-biologischen Behandlung (8,8 %). Direkt deponiert wurden lediglich 3,7 % (siehe Tabelle 1-2).

Tabelle 1-2: Anteile von Abfallbehandlung und -recycling („households and similar establishments“) in Österreich von 1989 bis 2008 [UMWELTBUNDESAMT, 2010]

	1989	1999	2004	2006	2008
MBA	16,7 %	6,3 %	11,2 %	17,9 %	8,8 %
Thermische Verwertung	5,9 %	14,7 %	28,3 %	23,7 %	34,7 %
Sonderabfallbehandlung	0,4 %	0,8 %	1,2 %	1,8 %	2,3 %
Recycling	12,9 %	34,3 %	35,6 %	34,8 %	32,3 %
Recycling (biogene Abfälle)	1,0 %	15,4 %	16,0 %	17,9 %	18,2 %
direkte Deponierung	63,1 %	28,5 %	7,7 %	3,8 %	3,7 %

1.3 Lachgasemissionen in der EU

Die Lachgasemissionen (N₂O-Emissionen) in der EU lagen im Jahre 2007 insgesamt bei 374 Tg CO₂-Äquivalent (Tg: million tonnes) [EEA, 2009]. Von den gesamten N₂O-Emissionen stammten 3,7 % aus dem Bereich Abfall, wobei hier auch Emissionen aus der Abwasserbehandlung integriert sind (siehe Abbildung 1-7).

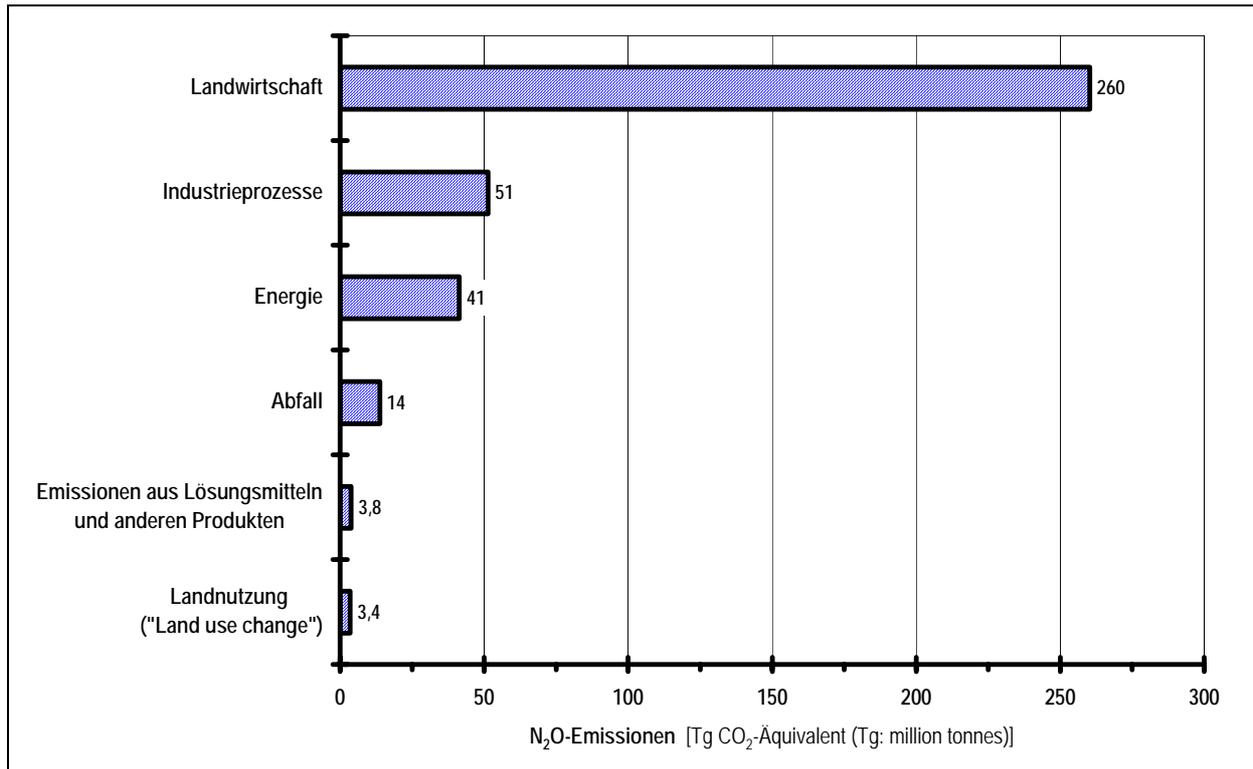


Abbildung 1-7: N₂O-Emissionen aus einzelnen Bereichen in der EU27 im Jahre 2007 [EEA, 2009]

Die Hauptemittenten im Abfallbereich in der EU27 sind Deutschland, Italien, Frankreich, England, Spanien und Polen mit N₂O-Emissionen zwischen 2,6 und 1,1 Tg CO₂-Äquivalent (Tg: million tonnes) (siehe Abbildung 1-8).

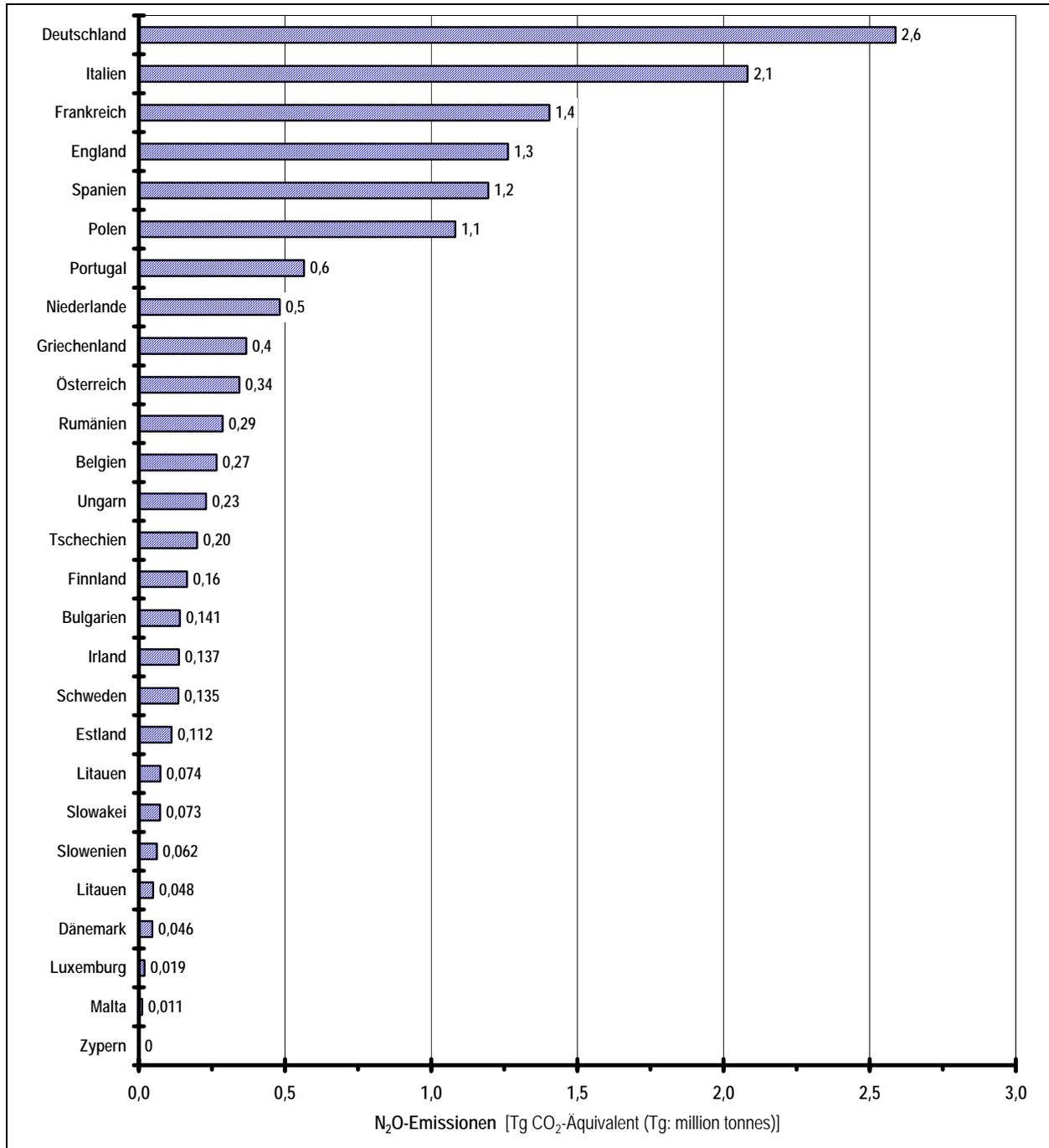


Abbildung 1-8: N₂O-Emission aus einzelnen Nationen in der EU27 im Jahre 2007 [EEA, 2009]

Die Berichte an die EEA zeigen, dass die Abfallbehandlung keine N₂O-Emissionen bewirkt, was sich in den nationalen Berichten so nicht widerspiegelt (siehe Abbildung 1-9; siehe Abschnitt 1.4 und Abschnitt 1.5).

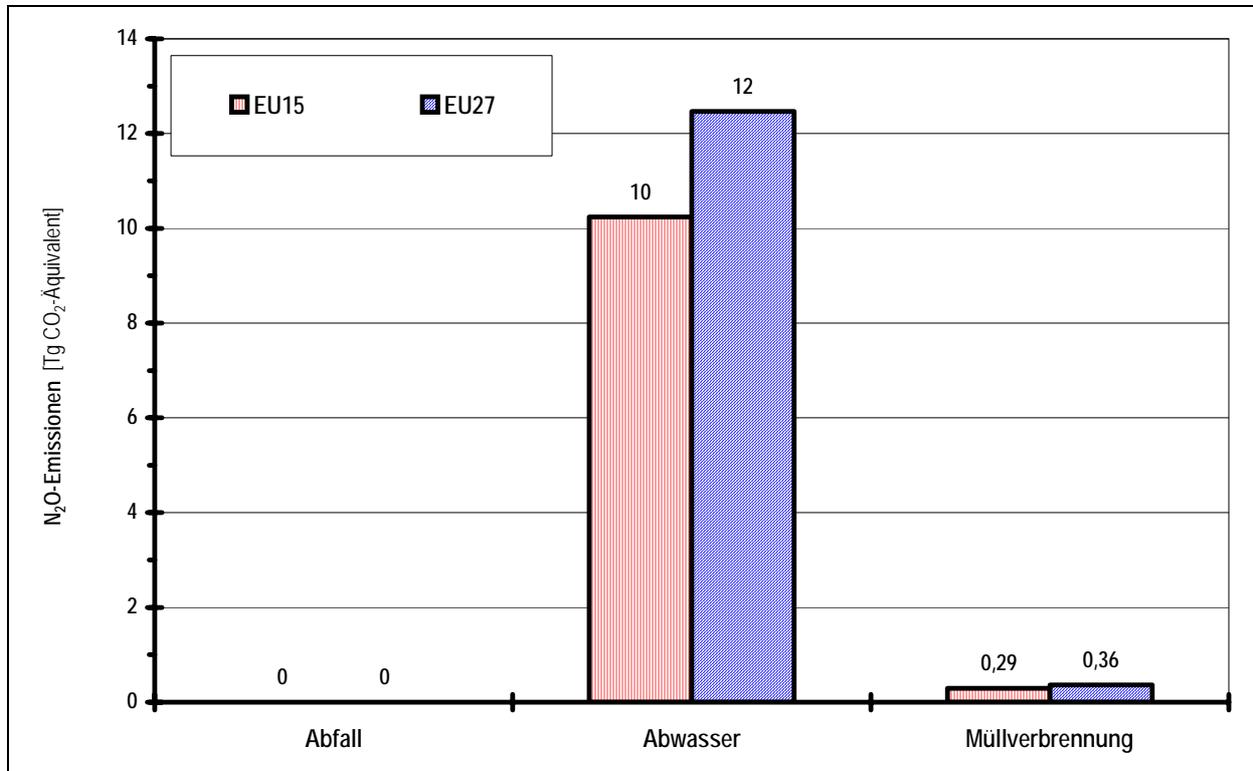


Abbildung 1-9: N₂O-Emission aus dem Bereich Abfall in der EU15 und EU27 im Jahre 2007 [EEA, 2009]

1.4 Lachgasemissionen in Deutschland

Die Lachgasemissionen (N₂O-Emissionen) werden hauptsächlich durch Landwirtschaft, Industrieprozesse und Energie verursacht (siehe Abbildung 1-10). Die Lachgasemissionen tragen mit einem Anteil von 5,8 % zu den Treibhausgasemissionen in Deutschland bei.

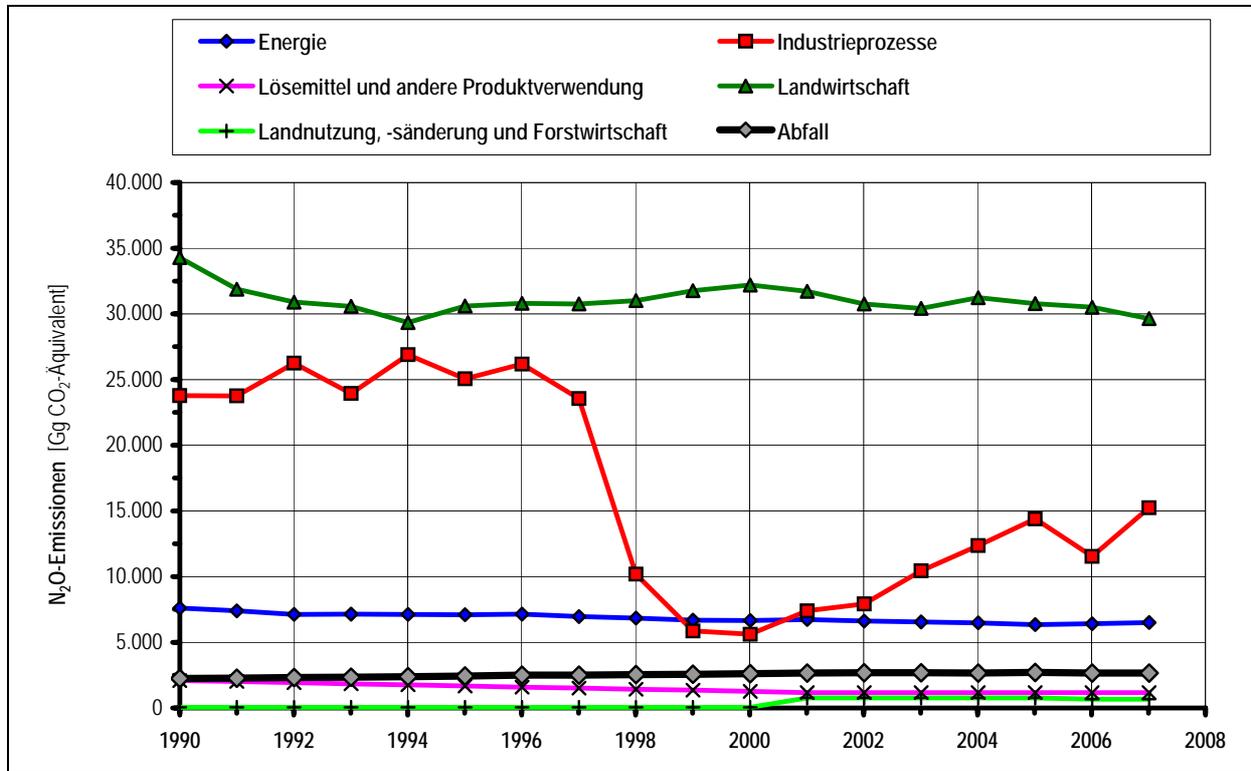


Abbildung 1-10: N₂O-Emission in Gg CO₂-Äquivalent - Emissionsentwicklung in Deutschland seit 1990 nach Quellgruppen [UBA, 2008]

1.5 Klimarelevanz von Lachgas in der Abfallwirtschaft in Deutschland

Die Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) in Deutschland aus der Abfallwirtschaft werden insbesondere durch die Emissionen aus der Abfalldeponierung bestimmt (v. a. Methanemissionen). Diese gingen in den letzten Jahren stark zurück und betragen im Jahre 2007 rund 11.520 Gg CO₂-Äquivalent. Die Treibhausgasemissionen aus der MBA und Kompostierung betragen im Jahre 2007 etwa 860 Gg CO₂-Äquivalent.

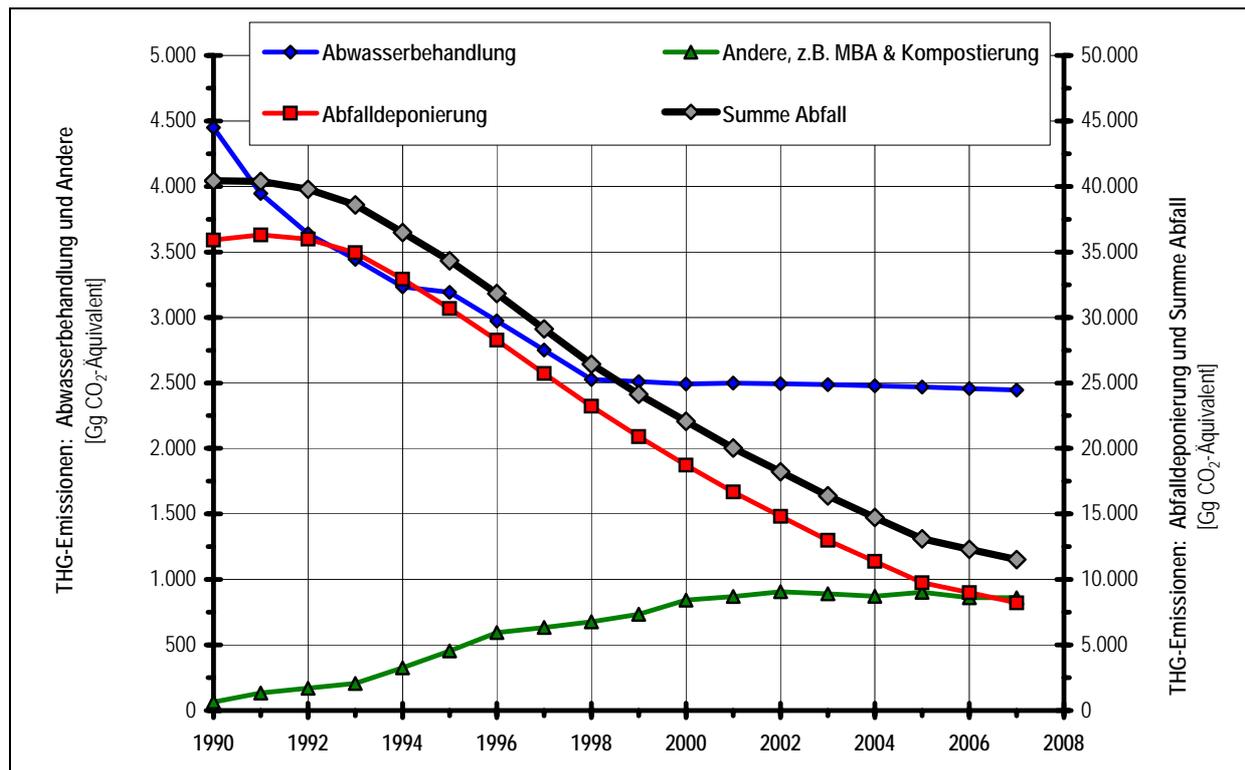


Abbildung 1-11: THG-Emissionen in Deutschland von 1990 bis 2008 aus der Abwasserbehandlung, Abfalldeponierung sowie mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) und Kompostierung [UBA, 2008]

Während aus der Abfalldéponierung insbesondere Methan (CH_4) emittiert, wurden im Jahre 2007 aus der Abwasserbehandlung rund 2.340 Gg CO_2 -Äquivalent und aus anderen Quellen, u. a. MBA und Kompostierung, rund 320 Gg CO_2 -Äquivalent, insbesondere auch N_2O , freigesetzt (siehe Abbildung 1-12).

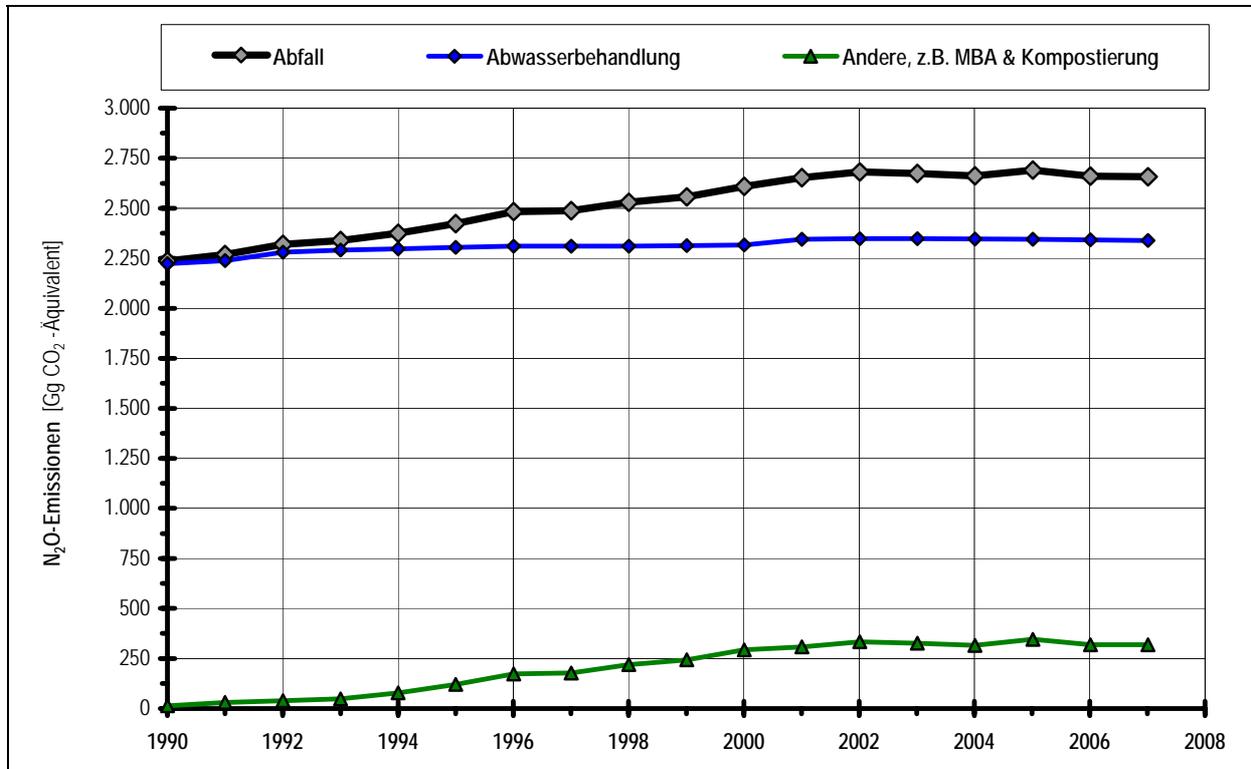


Abbildung 1-12: N_2O -Emissionen in der deutschen Abfallwirtschaft von 1990 bis 2007 [UBA, 2008]

1.6 Methan und Lachgas aus der Rotte

Aus den Erfahrungen in der biologischen Abfallbehandlung können bezüglich der Bildung der Treibhausgase in Rottemieten folgende Aussagen zum konträren Verhalten von Methan und Lachgas getroffen werden:

- Ein Mietenmilieu mit verstärkter Methanbildung weist keine Lachgasbildung auf
- Ein Mietenmilieu mit verstärkter Lachgasbildung weist keine Methanbildung auf

Dieser Zusammenhang wird in Abbildung 1-13 deutlich.

Für die Sauerstoffversorgung von Rottemieten bedeutet dieses, dass eine erhöhte Belüftung zu Beginn einer aeroben Behandlung die Bildung von Methan unterdrücken kann und dass eine reduzierte Belüftung während der Nachrotte (Nitrifikation) die Bildung von Lachgas mindern kann.

Die Messung der lokalen Gaskonzentrationen über eine Einstechsonde mit Porengasanalyse ermöglicht eine Erkennung von Bereichen in denen eine Lachgasbildung besteht. Am besten geschieht dieses in Korrelation mit der Mieten Temperatur, da Lachgas nur bei Temperaturen $< 45\text{ °C}$ gebildet wird.

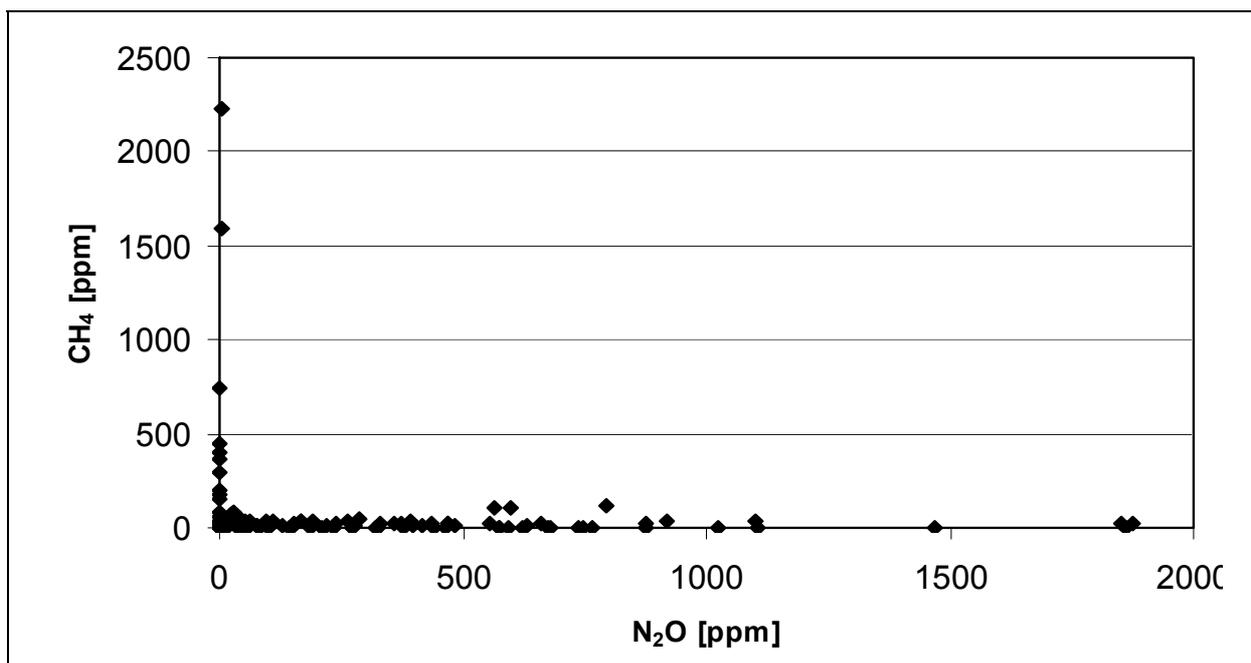


Abbildung 1-13: Zusammenhang der Spurengase CH₄ und N₂O in einzelnen lokalen Gasporen von unterschiedlichen Rottemieten

In klar definierten einheitlichen Rottebereichen spiegeln die Abluftkonzentrationen meistens gut das Rottemilieu wider. Werden aber unterschiedliche Bereiche von Rottemieten abluftseitig zusammen erfasst, kommt es zu Vermischungen unterschiedlich belasteter Ströme. Eine Analyse der Gaskonzentration ist dann häufig wenig aussagefähig.

Ein weiteres Beispiel der konträren Bildung von CH₄ und N₂O zeigt die Abgasbelastung aus einer belüfteten MBA-Nachrotte (siehe folgende zwei Abbildungen) im Containerversuch.

Während am Anfang der Nachrotte noch deutliche Methanemissionen festzustellen sind, die dann abklingen, kommt es im Anschluss daran spontan zu hohen Lachgasemissionen.

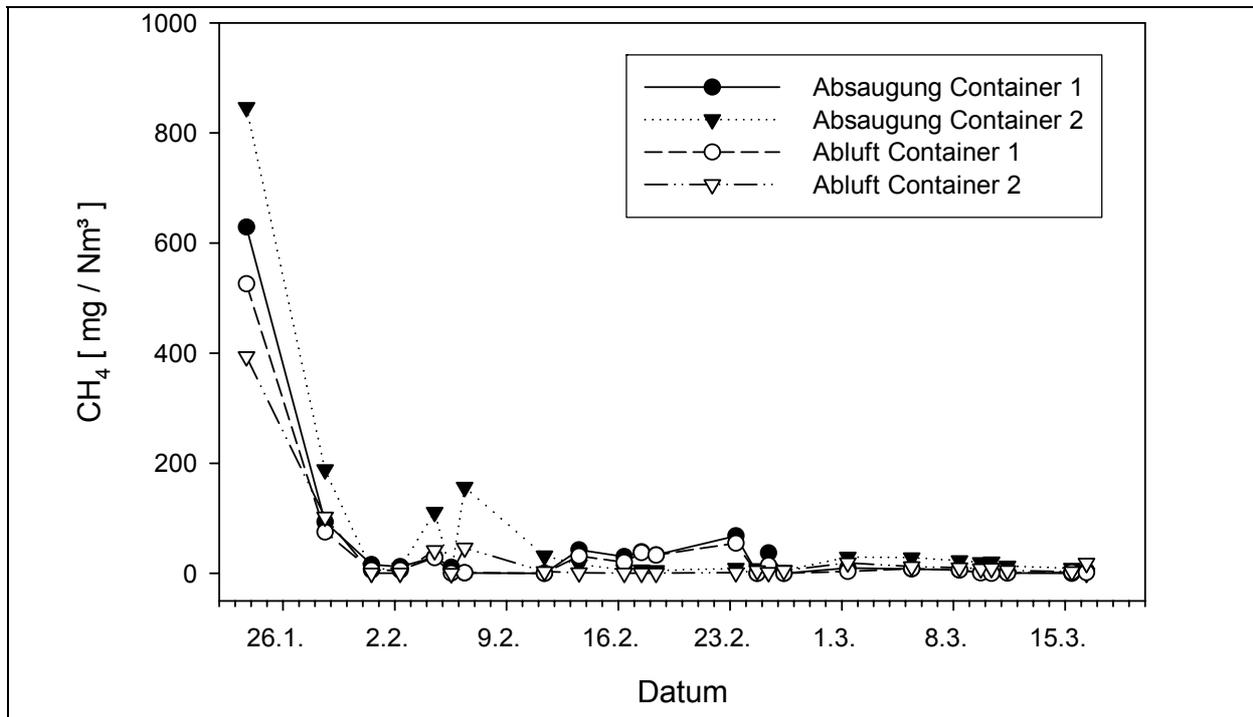


Abbildung 1-14: Methan Abluftkonzentrationen aus einer MBA-Nachrotte in Containern

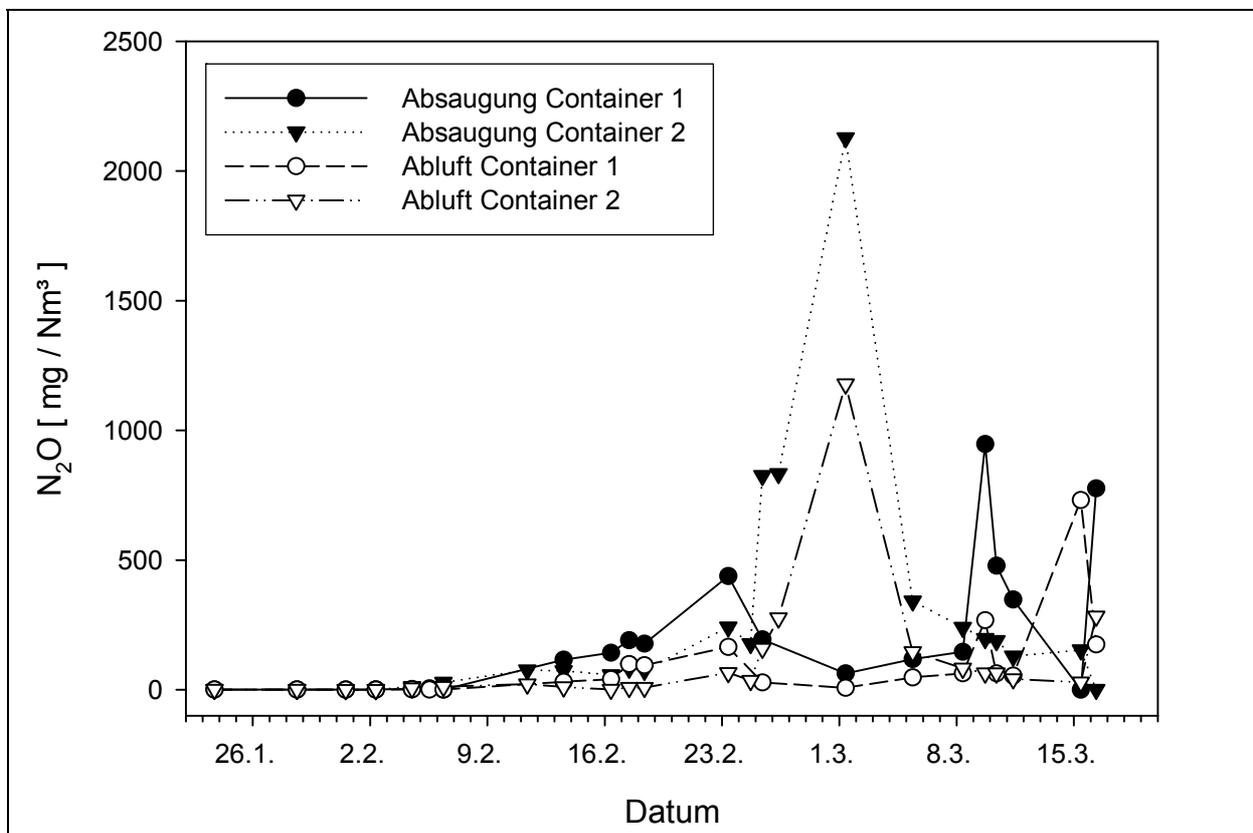


Abbildung 1-15: Lachgas Abluftkonzentrationen aus einer MBA-Nachrotte in Containern

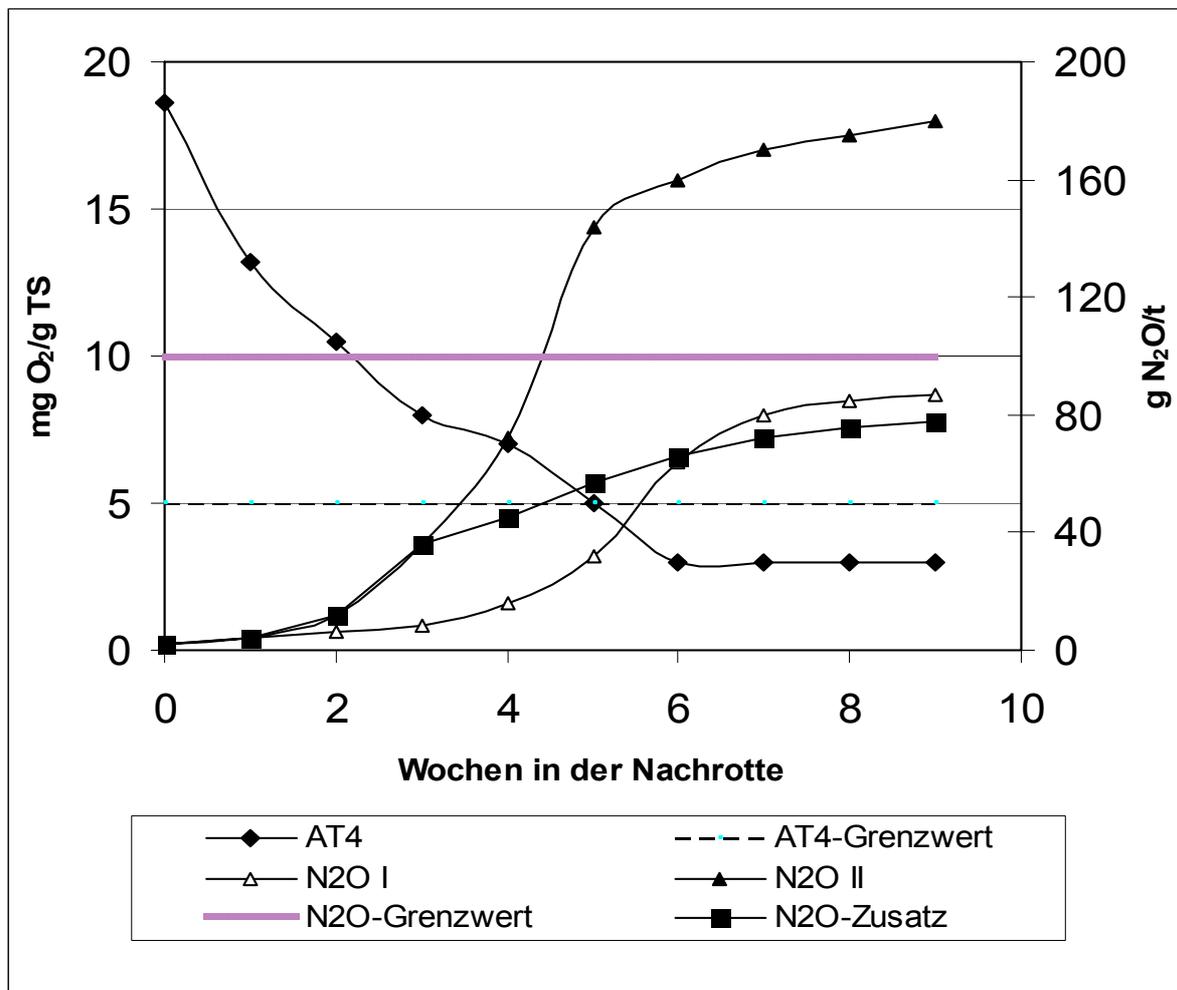


Abbildung 1-16: Minderung der Lachgasbildung in der Nachrotte mit und ohne Zusatz (Additiv) zur Lachgasminderung (Grenzwerte für AT₄ und N₂O aus Deutschland)

Auf Grund der möglichen Lachgasbildung in der Nachrotte (bei Temperaturen < 45 °C) kann der Lachgas-Grenzwert in Deutschland von 100 g/Mg überschritten werden. Experimente zur Minderung der Lachgasemissionen im Rotteprozess haben gezeigt, dass bestimmte Zusätze (Additive) in der Lage sind, die Lachgasbildung gezielt zu drosseln. Abbildung 1-16 zeigt dazu die N₂O-Frachtzunahme in der Nachrotte an drei Beispielen:

N₂O I, Lachgas (85 g/Mg) unterschreitet den Frachtwert am Ende der Nachrotte (9 Wochen)

N₂O II, Lachgas (180 g/Mg) überschreitet den Frachtwert am Ende der Nachrotte (9 Wochen).

N₂O-Zusatz, Durch Zugabe eines Additivs in der 3. Nachrottewoche des Beispiels N₂O II wird der Frachtwert nach 9 Wochen auf 79 g/Mg gesenkt. Im konkreten Fall ist die erkennbar einsetzende Lachgasbildung durch das Additiv auf ein Maß reduziert worden, das zu einer Unterschreitung des Frachtgrenzwertes geführt hat.

Zum Einsatz und zur Verwendung des Additivs, das auf einer Bindung des Ammoniums beruht, gibt es eine deutsche Patentanmeldung 102004003038.3 mit dem Titel „Verfahren zur Begrenzung der Lachgasemission einer offenen oder geschlossenen Rotte“.

1.7 Lachgas aus Biofiltern und RTO

Emissionsmessungen zeigen, dass in **Biofiltern** unterschiedliche Abbauleistungen erreicht werden. Die erzielbaren Wirkungsgrade werden sowohl von der Auslegung und dem Betrieb des Biofilters als auch von den im Rohgas vor dem Biofilter vorliegenden Belastungen beeinflusst.

Die einzelnen stoffspezifischen Abbauleistungen und Wirkungsgrade können auf Basis von vorliegenden Untersuchungsergebnissen an großtechnischen Biofiltern gemäß Abbildung 1-17 mit den nachfolgend aufgeführten Größenordnungen angegeben werden [CUHLS et al., 2008]. Die ausgewählten Biofilter hatten keine vorgeschaltete saure Wäsche.

- **Gesamtkohlenstoff (Ges.-C)**

Der Parameter Gesamtkohlenstoff setzt sich aus den beiden Fraktionen Methan und NMVOC zusammen. Insofern resultiert der Wirkungsgrad für Ges.-C aus einem schlechten Wirkungsgrad für Methan und einem sehr guten Wirkungsgrad für NMVOC. Entscheidend für den konkreten Wirkungsgrad sind daher die Höhe der Konzentrationen von Methan und NMVOC, wie sie im Rohgas vor dem Biofilter tatsächlich vorliegen. Der Biofilter-Wirkungsgrad für Ges.-C liegt im Mittel der gemessenen Anlagen bei etwa 60 %, er hängt aber im Einzelfall von den Anteilen an Methan und NMVOC ab.

- **Methan (CH₄)**

In herkömmlichen Biofiltern mit dem vorrangigen Ziel der Geruchsreduzierung und mit Filtervolumenbelastungen von höher als 50 m³/(m³ x h) wird Methan in der Regel nicht oder nur gering abgebaut. Die CH₄-Reduktion liegt zwischen 0 % bis maximal etwa 30 %, im Mittel bei 10 %. In stark vernässten, verdichteten oder ungleichmäßig durchlüfteten Biofiltern kann es auch zu einer geringen Methanneubildung kommen.

- **Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC)**

In gut funktionierenden Biofiltern können für die Summe der Einzelverbindungen an NMVOC Abbauraten von 80 % bis zu 100 % und damit eine vollständige Reduktion festgestellt werden. Die NMVOC-Reduktion liegt im Mittel bei 90 %.

- **Ammoniak (NH₃)**

Die Reduzierung von Ammoniak (NH₃) in Biofiltern kann nahezu vollständig erfolgen, der Abbaugrad ist jedoch stark von der im Rohgas vorliegenden NH₃-Belastung abhängig. Es ist zu beobachten, dass die Abbauleistung bei erhöhten Rohgasgehalten steigt. Bei hohen Rohgasgehalten kann es jedoch auch zu einer Überlastung des Biofilters kommen, bei der die Stoffwechselprodukte zu einer Schädigung des Biofilters führen können (Versauerung, Versalzung). Der NH₃-Wirkungsgrad in Biofiltern liegt im Mittel bei etwa 60 % (Bereich von 20 % bis > 95 %). Die Umsetzung von Ammoniak (NH₃) in Biofiltern führt über Ammonium im Wesentlichen zu Nitrit und Nitrat. Dabei kommt es jedoch immer auch zur Bildung von Stickstoffmonoxid (NO) und Lachgas (N₂O), was aus der Sicht des Klimaschutzes negativ zu beurteilen ist. Würde durch eine saure Wäsche die NH₃-Rohgasbelastung zum Biofilter bereits reduziert werden, können in Summe Wirkungsgrade > 99 % in der NH₃-Abscheidung erzielt werden.

- **Lachgas (N₂O)**

Lachgas (N₂O) wird im Biofilter nicht reduziert, sondern in Abhängigkeit von der im Rohgas vor dem Biofilter vorliegenden NH₃-Konzentration neu gebildet, so dass sich negative Wirkungsgrade ergeben. Die N₂O-Emissionen im Reingas nach dem Biofilter sind um den Faktor 0,5 bis Faktor 7,5, im Mittel um den Faktor 3, höher als im Rohgas. Würde NH₃ durch eine saure Wäsche vor dem Biofilter abgeschieden, ließe sich die Neubildung von N₂O minimieren. Der Vorentwurf der VDI Richtlinie (Biofilter) empfiehlt daher eine Abluftkonzentration von NH₃ < 5 mg/m³ im Eingang zum Biofilter (Stand: 4/2012).

• **Kohlendioxidäquivalent (CO₂-Äq.)**

Das Kohlendioxidäquivalent im Reingas nach dem Biofilter bzw. der Biofilterwirkungsgrad wird entscheidend von der N₂O-Bildung im Biofilter beeinflusst, und die N₂O-Bildung ist im Wesentlichen von der NH₃-Belastung des Rohgases vor dem Biofilter abhängig. Die CO₂-Äquivalente nehmen im Mittel der untersuchten Anlagen um 60 % zu. Würde NH₃ durch eine saure Wäsche vor dem Biofilter abgeschieden, ließen sich über die Reduzierung der N₂O-Neubildung im Biofilter auch die CO₂-Äquivalente minimieren.

Die vorangestellten Aussagen treffen sowohl für die klassische Kompostierung als auch für die MBA zu. Für beide Anwendungsfälle trifft im Allgemeinen zu, dass mit höheren Ges.-C-Gehalten der Anteil an Methan in Prozent am Ges.-C zunimmt.

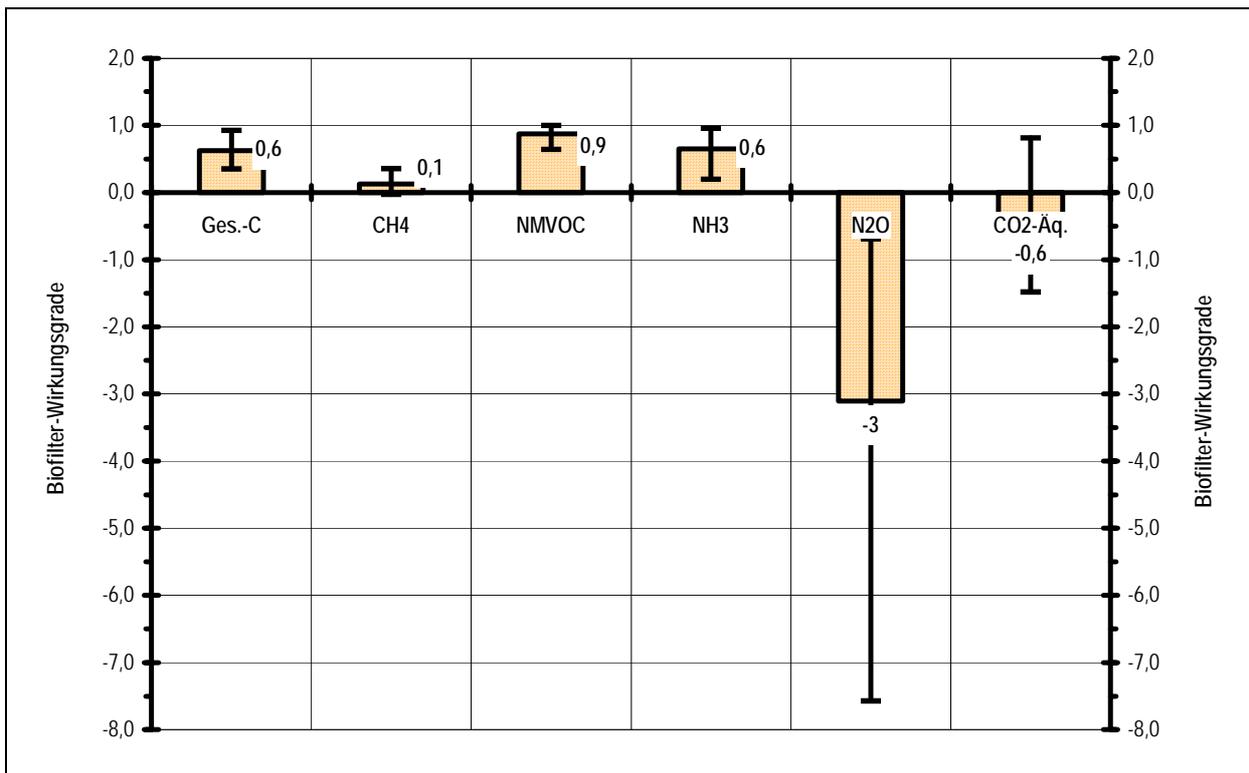


Abbildung 1-17: Biofilter Wirkungsgrade (Bereiche und Mittelwerte), eigene Untersuchungen an > 30 Anlagen zur biologischen Abfallbehandlung (Kompostierung)

Die **regenerativ thermische Oxidation (RTO)** wird an MBA-Anlagen fast immer mit einer vorgeschalteten sauren Wäsche zur Ammoniakabscheidung betrieben. Bei physikalischen und biologischen Trocknungsanlagen (Stabilisierung) wird teilweise auf die saure Wäsche verzichtet. Bei der RTO hängen die Reingasemissionen primär von folgenden Einflussfaktoren ab:

- Höhe der N₂O Rohgaskonzentration zur RTO (primäres N₂O aus dem biologischen Behandlungsprozess)
- Höhe der NH₃ Rohgaskonzentration zur RTO (hinter saurer Wäsche)
- Betriebsbedingungen der RTO (Reaktionstemperaturen, Verweilzeiten)

Zur Bilanzierung von N₂O, d.h. die Überlagerung von Bildung und Abbau, wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass das Rohgas N₂O unverändert die RTO passiert, das Rohgas NH₃ zu bestimmten Anteilen umgesetzt wird zu: N₂O (sekundäres N₂O), NO, NO₂ und N₂.

In einer Untersuchung für die ASA e.V. aus dem Jahr 2007 wurden N₂O Reingaswerte hinter RTO aus Praxismessungen von 3 mg/m³ bis 12 mg/m³ angesetzt. Unter ungünstigen Betriebsbedingungen sind auch deutlich höhere Konzentrationen möglich, die auf primäres N₂O zurückgeführt werden können.

Die N₂O-Bildung ist praktisch vollständig vom Stickstoffgehalt des Brennstoffs abhängig. Die Bildung aus stickstoffhaltigen Molekülen erreicht unter Verbrennungsbedingungen im Laborversuch ein Maximum bei etwa 800 °C und geht mit steigenden Temperaturen, bei etwa 1.000 °C, gegen Null. Wegen der Gegenläufigkeit der NO- und N₂O-Bildung ist eine Optimierung der Emissionsminderung (NO_x zu N₂O) vor dem Hintergrund der Minimierung des Brenngasverbrauchs der RTO erforderlich. Bei dieser Ermittlung der optimalen Betriebsbedingungen spielen jedoch auch der Korrosionsschutz (Taupunktüberschreitung) und die Standzeit der keramischen Wärmetauscher (Verblockung durch SiO₂ Ablagerungen) eine zentrale Rolle.

Weitere Ausführungen zur Lachgasbildung in der RTO befinden sich sowohl in Kap. 5.2 als auch in Kap.2.3.

1.8 Lachgasbedingte Klimarelevanz (CO₂-Äquivalente) im Vergleich mit Methan aus der MBA

Folgende überschlägliche Berechnung zeigt die Relevanz der N₂O- und CH₄-Emissionen: die gesamte Abfallmenge, die im Jahr 2008 in Österreich mechanisch-biologisch behandelt wurde, betrug 576.336 Mg.

Der Grenzwert für N₂O in Deutschland gemäß 30. BImSchV beträgt 100 g je Mg. Würden je Mg Abfall 100 g N₂O (Annahme: Grenzwertausschöpfung) aus den vorhandenen MBA-Anlagen entstehen, würden insgesamt 57,634 Mg N₂O pro Jahr freigesetzt.

Der Grenzwert für Ges.-C in Österreich gemäß MBA-Richtlinie beträgt 100 g je Mg. Würden je Mg Abfall 100 g CH₄ (Annahme: Grenzwertausschöpfung ausschließlich mit CH₄) aus den vorhandenen MBA-Anlagen entstehen, würden insgesamt 57,634 Mg CH₄ freigesetzt. Das CO₂-Äquivalent beträgt bei Grenzwertausschöpfung 17.175 Gg bezogen auf die freigesetzten N₂O-Emissionen (Faktor 298) zuzüglich 1.441 Gg bezogen auf die freigesetzten CH₄-Emissionen (Faktor 25). Die N₂O-Emissionen würden sich ca. zwölfmal stärker auswirken als die CH₄-Emissionen. In Summe angegeben resultierten ca. 19 Gg CO₂-Äquivalente aus den Emissionen von Lachgas und Methan bei der MBA im Jahr 2008.

Im Vergleich dazu belaufen sich die nationalen Inventare an N₂O-Emissionen aus Maßnahmen der Abfallwirtschaft ohne Deponierung, d.h. Abwasser, weitere Abfallbehandlung (Kompostierung und MBA) und Verbrennung, auf rund 467 Gg CO₂-Äquivalente (siehe Abbildung 1-4 sowie Abbildung 1-5). Die Lachgasemissionen aus dem Sektor Abfallwirtschaft insgesamt liegen im Jahr 2008 bei ca. 370 Gg CO₂-Äquivalente (Abbildung 1-4) und davon kommen wie abgeschätzt ca. 17,2 Gg CO₂-Äquivalente aus der MBA (= nur aus Lachgas) – das sind 4,65 % der CO₂-Äquivalente aus Lachgasemissionen im Sektor Abfallwirtschaft. In Bezug auf die gesamten THG-Emissionen, d.h. Lachgas und Methan zusammen, aus dem Sektor Abfallwirtschaft insgesamt – das sind 2044 Gg CO₂-Äquivalente im Jahr 2008) stellen die abgeschätzten rd. 19 Gg CO₂-Äquivalente aus der MBA (= aus Lachgas + Methan) ca. 1 % dar.

Eine Erhebung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen in Deutschland kommt zu dem Schluss, dass durchschnittlich etwa 1.500 g/Mg Methan und 66 g/Mg Lachgas tatsächlich aus den Behandlungsanlagen emittieren. [CUHLS et al., 2011]. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen CO₂-Äquivalente liegt die Klimarelevanz für jedes der

beiden Treibhausgase mit 27,5 bzw. 20,0 kg CO₂-Äquivalente/Mg in vergleichbarer Größenordnung. Auch hier wird die Bedeutung von Methan und Lachgas offensichtlich.

Parameter für den Emissionsfaktor	Stoffliche Verwertung von Bioabfällen durch Kompostierung und Vergärung [CUHLS et al, 2011]	Mechanisch-biologische Behandlung von Restabfällen vor 2005 [CUHLS, 2001]
Methan	Mittelwert 1.500 g/Mg bzw. 37,5 kg CO ₂ -Äq./Mg	400 bis 1.200 g/Mg bzw. 10 bis 30 kg CO ₂ -Äq./Mg
Lachgas	Mittelwert 66 g/Mg bzw. 19,7 kg CO ₂ -Äq./Mg	20 bis 180 g/Mg bzw. 6,0 bis 53,6 kg CO ₂ -Äq./Mg

Tabelle 1-3: Betriebsdaten aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland, bei guter fachlicher Praxis

Weitere Messdaten aus deutschen MBA-Anlagen befinden sich in Kap. 7.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Treibhausgase Methan und Lachgas für die biologische Abfallbehandlung gleichermaßen klimarelevant sind. Dieser Sachverhalt stützt die Wichtigkeit der vorliegenden Studie.

2 Grundlagen zur Entstehung von Lachgas

2.1 Der Stickstoffkreislauf

Stickstoff ist ein essentielles Element, welches alle Lebewesen in ihren Aminosäuren benötigen. Aus Aminosäuren werden Proteine, Enzyme und andere Moleküle synthetisiert. Deshalb enthalten alle Lebewesen und somit auch Abfälle Stickstoff in Form von Aminogruppen (siehe Abbildung 2-1). In Aminogruppen liegt der Stickstoff in reduzierter Form vor.

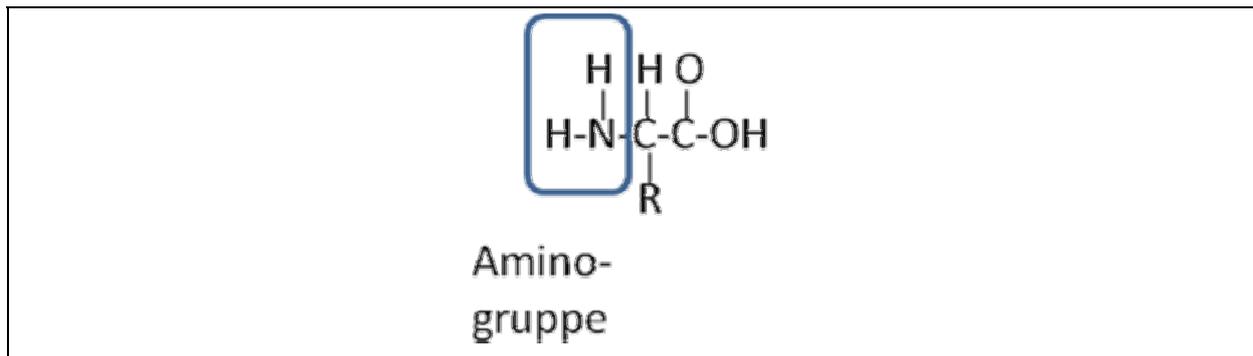


Abbildung 2-1: Aminogruppe, in der Stickstoff in reduzierter Form vorkommt

Pflanzen und Mikroorganismen nehmen Stickstoff meist in mineralischer Form auf, d.h. in Form von Nitrat und Ammonium. In der Umwelt kommt Stickstoff in mineralischer Form nur in relativ geringen Mengen vor. Stickstoff unterliegt verschiedensten chemischen Redoxreaktionen in der Umwelt, bei denen auch Lachgas gebildet wird (siehe Abbildung 2-2).

Allgemein kann die Lachgasbildung im Wesentlichen auf zwei unterschiedlichen Wegen verlaufen:

1. während der Nitrifikation (Nitrifizierung) und
2. während der Denitrifikation (Denitrifizierung).

In der biologischen Abfallbehandlung ist nach heutiger Erkenntnis der Weg über die Nitrifikation von größerer Bedeutung sowohl in der aeroben Rotte als auch im Biofilter. Aus N-haltigen organischen Substanzen (z.B. Aminosäuren, Harnstoff) entstehen zunächst Ammoniak (NH_3) bzw. in Anhängigkeit vom pH-Wert Ammonium (NH_4^+). Hier liegt Stickstoff in der niedrigsten Oxidationsstufe (-III) vor. Im ersten Schritt der Nitrifikation wird Ammonium durch die Organismengruppe der Nitrosomonas zu Nitrit (NO_2^-) oxidiert. Auf der Zwischenstufe des Hydroxylamins (H_2NOH) kann Lachgas (N_2O) als gasförmiges Nebenprodukt abgespalten und freigesetzt werden.

Kommt es im Verlauf der aeroben Nitrifizierung zur Oxidation des Nitrits zum Nitrat (NO_3^-), ist die höchste Oxidationsstufe des Stickstoffs (V) erreicht. Ausgehend vom Nitrat kann unter anoxischen (kein gelöster Sauerstoff) Bedingungen die Denitrifikation stattfinden. Dabei können auf dem Weg zum gasförmigen Stickstoff (N_2) zuerst Stickoxid (NO) und dann Lachgas (N_2O) wiederum als gasförmige Nebenprodukte gebildet werden.

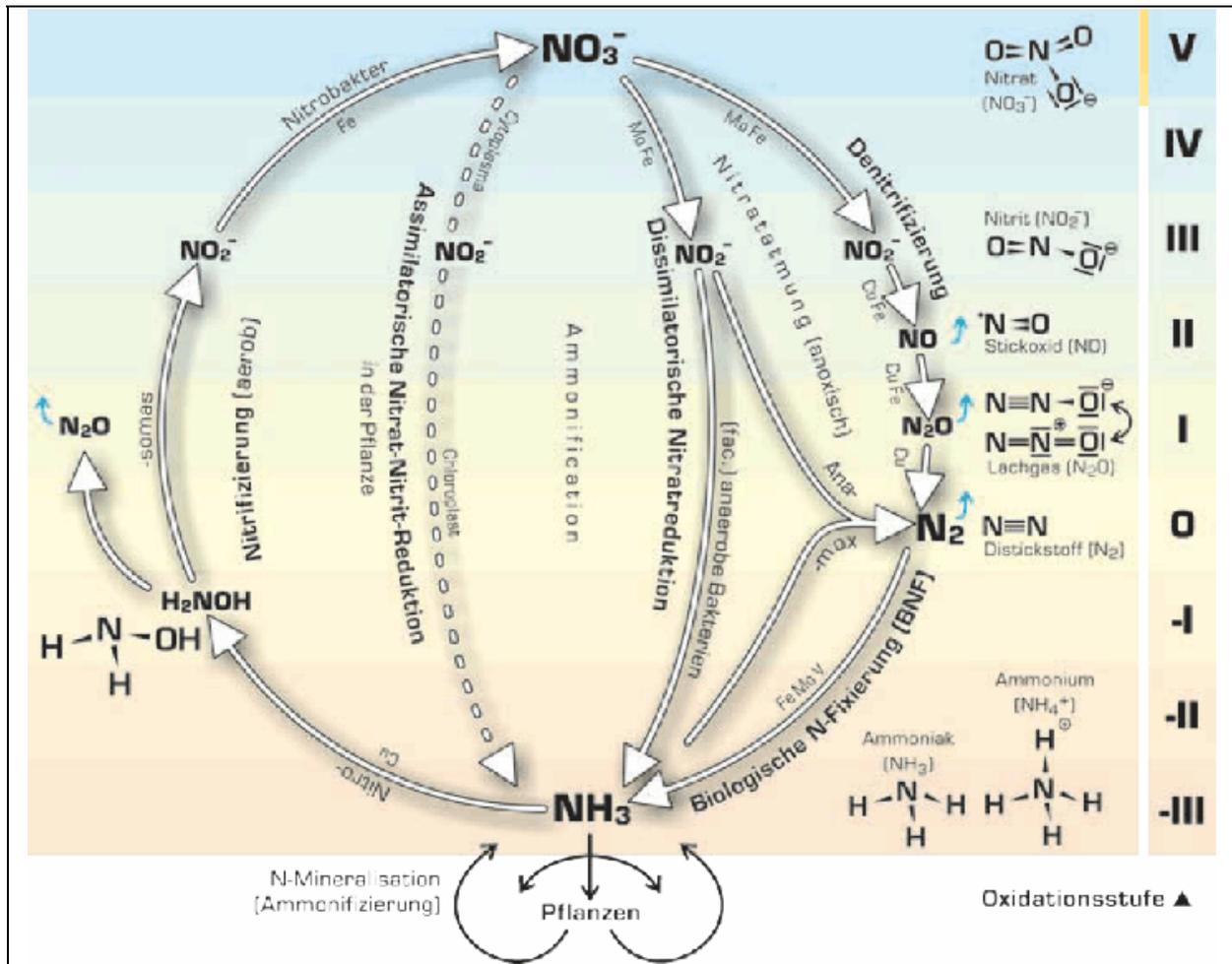


Abbildung 2-2: Der Stickstoffkreislauf und die verschiedenen Oxidationsstufen des Stickstoffs [SIEVEKING, 2009]

2.2 Primäres und sekundäres Lachgas

Das so genannte **primäre Lachgas** entsteht während des biologischen Umsatzes der organischen Substanz in der Rotte [FRISCHEN und VIELHABER, 2000] oder bei der aeroben Abwasserreinigung.

Als **sekundäres Lachgas** wird von FRISCHEN und VIELHABER, 2000 die Bildung von Lachgas während der thermischen Abluftbehandlung aus Ammonium (NH_3) bzw. organischen N-Verbindungen (z. B. Amine) definiert. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wird diese Definition dahingehend erweitert, dass sekundäres Lachgas nicht während der eigentlichen Rotte der organischen Substanz, sondern während der Abluftreinigung gebildet wird. Damit werden neben der thermischen Abluftbehandlung auch biologische Prozesse im Biofilter mit eingeschlossen.

Die thermische Bildung von Lachgas ist bei thermischen Abgasbehandlungsverfahren (z.B. Regenerativ Thermische Oxidation, RTO) von Bedeutung. Die konkreten Reaktionswege von Ammoniak, organischen N-Verbindungen und Luftstickstoff bei der thermischen Oxidation sind weitgehend unbekannt. Aus vorliegenden Ergebnissen an anderen thermischen Anlagen und aus Analogien können jedoch grobe Ableitungen für die Praxis getroffen werden, so dass zumindest Tendenzen möglich sein sollten. In Abbildung 2-3 sind die allgemeinen Reaktionsmechanismen der Stickstoffumsetzung, die an anderen thermischen Aggregaten (z. B. Wirbelschichtfeuerung etc.) ermittelt wurden, graphisch zusammengefasst.

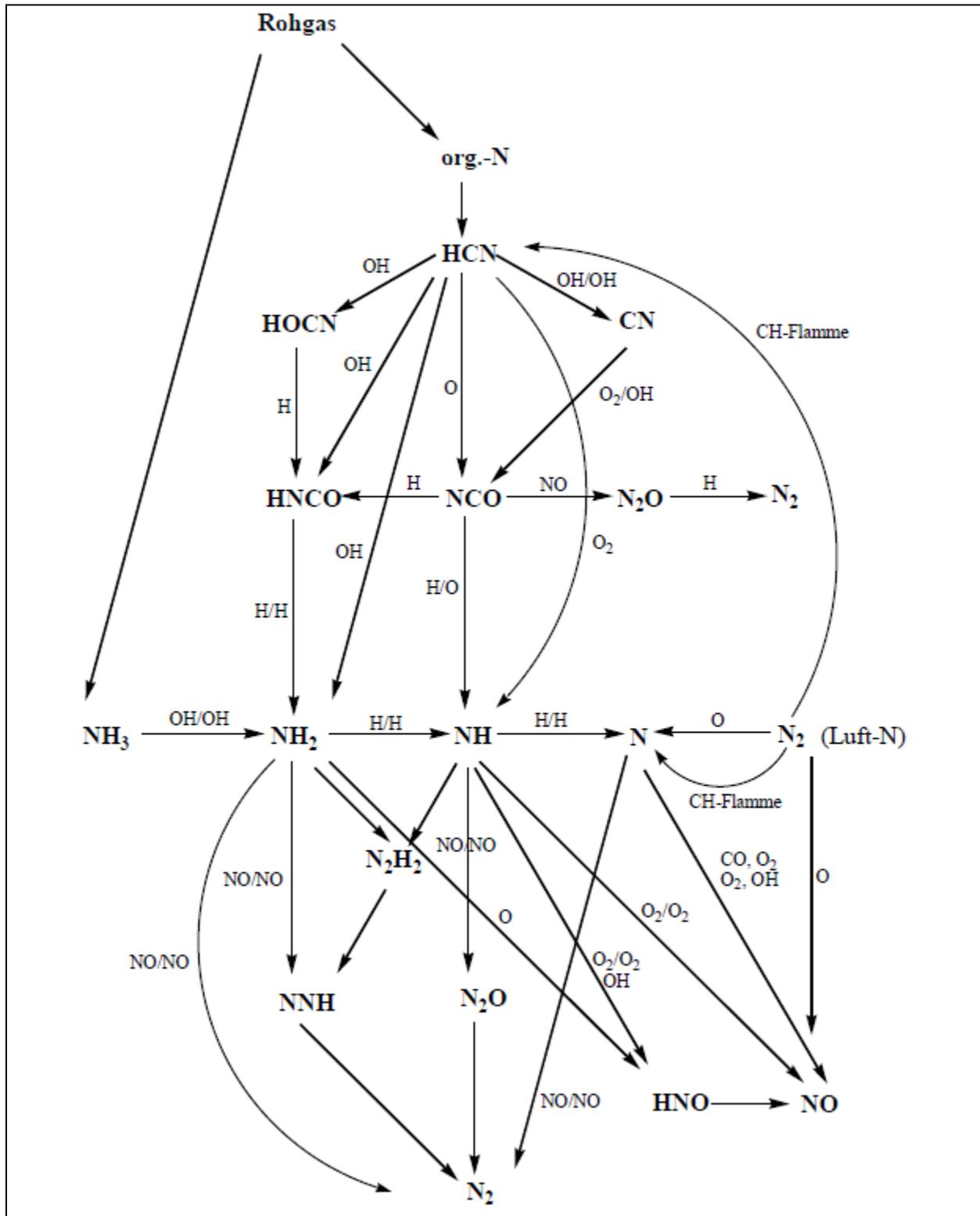


Abbildung 2-3: Reaktionsmechanismen in thermischen Anlagen; aus: KOLB, 1990; SCHOPF und KÖNIG, 1993; SYBON, 1994; ATV, 1996; zitiert in: STOCKINGER, 2004

2.3 Thermische Bildung von Lachgas

Die Chemie zur Bildung und Zersetzung von N_2O in Wirbelschichten ist relativ gut untersucht und kann als Grundlage für die hier dargestellten Zusammenhänge dienen. Die N-Umsetzungen insgesamt umfassen homogene Gasphasenreaktionen und heterogene Reaktionen, welche sowohl die Gas – Feststoffreaktionen als auch katalytische Reaktionen an den Feststoffen beinhalten.

Die Emission des Treibhausgases N_2O aus einer thermischen Abgasbehandlung ist das Ergebnis vielfältiger Bildungs- und Zersetzungsprozesse, die durch verschiedene Parameter beeinflusst werden können. Zum einen hat die Eigenschaft des Brennstoffs eine große Bedeutung, zum anderen können Betriebsparameter wie Verbrennungstemperatur, Luftüberschuss, Turbulenz und Reaktionszeit einen Einfluss haben. Ihr Zusammenwirken führt zu den unterschiedlichsten Reaktionsbedingungen, an deren Ende immer die Emissionen der Luftschadstoffe N_2O und NO_x (NO und NO_2) stehen.

Die Bildung von N_2O aus N-haltigen Molekülen unter Verbrennungsbedingungen besitzt im Laborversuch ein Maximum bei etwa 800 °C und geht mit steigenden Temperaturen, bei etwa 1.000 °C, gegen Null (Abbildung 2-4). Damit sind praktisch alle Kraftwerksfeuerungen N_2O -arm. Allerdings kann es auch bei Hochtemperaturfeuerungen zu Nachreaktionen kommen. Sogar nach der Emission der Abgase in die Atmosphäre kann sich aus NO in Anwesenheit von SO_x und Wasserdampf N_2O bilden.

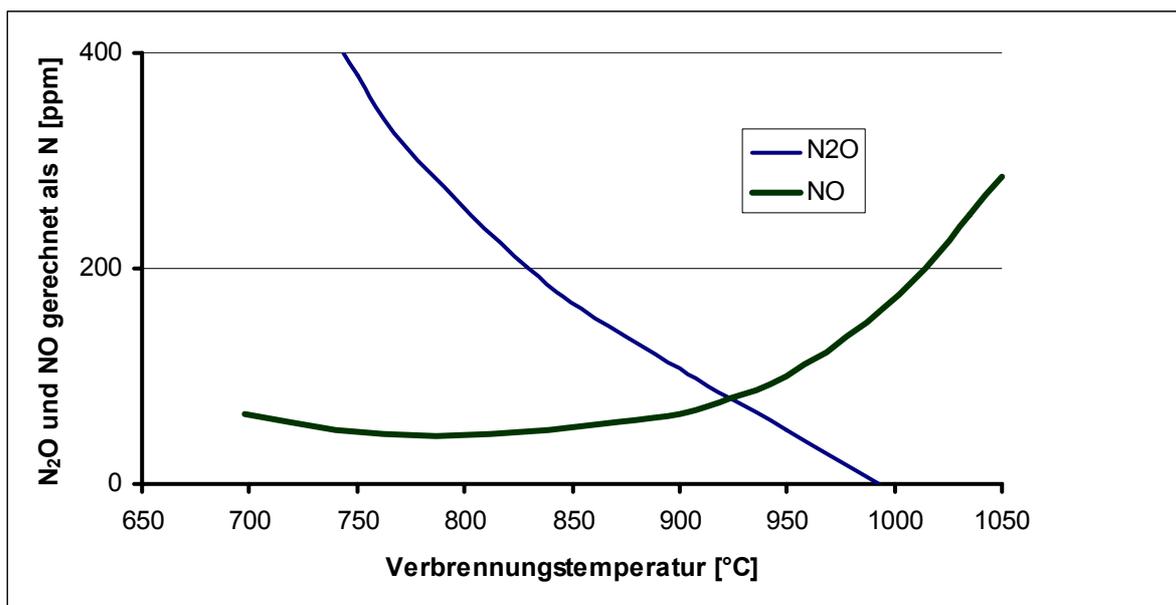


Abbildung 2-4: N_2O und NO -Emissionen bei der Verbrennung von Gaskohle bei Temperaturen zwischen 700 und 1050 °C ($\lambda = 1,25$, $t = 5,6$ s) [VGB, 1994]

Bildung und Minderung von Lachgas und Stickoxiden in der RTO

Thermische Abgasreinigungsanlagen mit regenerativer Abluftvorerwärmung (RNV: Regenerative Nachverbrennung, RTO: Regenerative Thermische Oxidation) werden zur Behandlung kohlenwasserstoffhaltiger Abgase seit etwa 15 Jahren in verstärktem Umfang europaweit eingesetzt, im MBA-Bereich in Deutschland seit 2005 mit Inkrafttreten der 30. BImSchV. RTO-Anlagen zeichnen sich durch sehr hohe Abluftvorwärmtemperaturen und dadurch entsprechend niedrigen Zusatzbrennstoffeinsatz aus. Dies wird mit Hilfe zyklisch umgeschalteter Wärmespeicherbetten aus keramischen Werkstoffen erreicht.

Anwendungsbereiche für eine RTO sind niedrige bis mittlere Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen wie z. B. organische Lösungsmittel oder Methan. Bei einer Abgasbeladung mit Kohlenwasserstoffen unterhalb von ca. 1.600 bis 2.000 mg/m³ (= autothermer Betriebspunkt) ist ein entsprechender Bedarf an Zusatzbrennstoff (Erdgas, Biogas) notwendig. Die Zufuhr des Brennstoffes kann flammenlos in Form einer Eindüsung des Gases in das Rohgas oder über Brenner (Flamme) in die Brennkammer erfolgen. Durch die vorliegenden Prozessbedingungen werden bei der Behandlung von reinen Kohlenwasserstoffen sehr geringe Konzentrationen an NO und NO₂ im Reingas erreicht. Im Einsatzfall an MBA-Anlagen spielen die Ammoniakkonzentration sowie Anteile weiterer organisch gebundener N-Verbindungen im Rohgas eine wesentliche Rolle auf die Bildung von NO, NO₂ und N₂O.

Die grundsätzlichen Bildungsmechanismen von Stickoxiden lassen sich in Abhängigkeit von den Verbrennungsbedingungen und dem NO-Bildungsweg folgende Basismechanismen unterscheiden:

- Der thermische Mechanismus, nach dem eine Oxidation des molekularen Luftstickstoffs bei hohen Temperaturen (> 1.200 bis 1.500 °C) stattfindet.
- Der Prompt-NO-Mechanismus, bei dem der molekulare Luftstickstoff an der Flammenfront durch CH-Radikale zu HCN und atomarem Stickstoff und dann weiter zu NO reagiert.
- Der Brennstoff-Stickstoff-Mechanismus, bei dem der im Brennstoff gebundene Stickstoff zu NO oxidiert wird.

Bei der Stickoxidbildung in thermischen Abgasreinigungsanlagen sind im Vergleich zu herkömmlichen Verbrennungssystemen grundsätzlich andere Randbedingungen anzutreffen [CARLOWITZ, 2008]:

- An Stelle der Verbrennungsluft wird kohlenwasserstoffhaltige Abluft eingesetzt. Es treten Wechselwirkungen zwischen in der Brennerflamme mit Zusatzbrennstoff gebildeten Stickoxiden und den Kohlenwasserstoffen aus der Abluft auf.
- In den zu behandelnden Schadstoffen vorliegende stickstoffhaltige Verbindungen werden nicht über den Brennstoffpfad, sondern über den Abluftpfad zugeführt, so dass die Abhängigkeit der Stickoxidemissionen von der Art der Brennstoff-Stickstoffverbindung vielfach stärker ausgeprägt ist, als bei herkömmlichen Feuerungen zur Wärmeerzeugung. Dies liegt darin begründet, dass der Verbrennungsvorgang fast vollständig in einer oxidierenden Atmosphäre stattfindet und die bei herkömmlichen Feuerungen ausgeprägten brennstoffreichen Reaktionszonen fehlen.
- Das mittlere Oxidationstemperaturniveau liegt für viele Abluftzusammensetzungen mit ca. 800 bis 900 °C deutlich unterhalb desjenigen von herkömmlichen Feuerungen.
- Das Sauerstoffangebot für die Reaktion ist infolge der hohen Abluftvorwärmungen und dem damit verbundenen geringen Brennstoffbedarf – bezogen auf den Gesamtprozess – mit einem Luftverhältnis $\lambda \sim 7$ (thermische Nachverbrennung) bis $\lambda \sim 20$ (regenerative Nachverbrennung) sehr viel höher als das von herkömmlichen Gas- und Ölfeuerungen ($\lambda = 1,1$ bis 1,3).
- Im flammenlosen Betrieb sind im Reaktor keine Flammenfronten vorhanden.

Auf Grund der vergleichsweise niedrigen Reaktionstemperaturen und der fehlenden Flammenfronten kann die Stickoxidbildung über den thermischen bzw. prompten Mechanismus als weniger bedeutsam angesehen werden. Den Hauptbeitrag liefert der Brennstoff-Stickstoff-Mechanismus.

Unterschiedliche Bindungsarten des Stickstoffs führen bei vergleichbaren Ausgangskonzentrationen in RTO-Anlagen zu differierenden Stickoxidkonzentrationen. Höhere Konzentrationen an N-Verbindungen erzeugen bei vergleichbaren Brennkammertemperaturen in der Regel kleinere Umwandlungsraten in die Stickoxide NO und NO₂. Die Stickoxidkonzentration steigt jedoch mit zunehmender Konzentration der N-

Verbindungen. Bei steigender Brennkammertemperatur erhöht sich die Umwandlungsrate zu den Stickoxiden NO und NO₂. Wenn neben Brennstoff-N gleichzeitig noch weitere Kohlenwasserstoffe im Abgas vorhanden sind, kann das zu einem Anstieg der NO_x-Konzentration im Reingas führen. Im flammenlosen Betrieb einer RTO ergeben sich höhere Konzentrationen an NO und NO₂. Neben den Stickoxiden NO und NO₂ werden teilweise erhebliche Mengen an N₂O gebildet. Die Anwesenheit des Zwischenproduktes Cyanwasserstoff HCN in relativ hohen Konzentrationen scheint die Bildung von N₂O zu begünstigen [CARLOWITZ, 2008].

Am Beispiel der Dosierung von Ammoniak ins Rohgas zur RTO und dem Konzentrationsverlauf der beteiligten Reaktionsprodukte innerhalb der RTO kann ein effektiver NH₃-Abbau in der Brennkammer festgestellt werden. Als Produkte im Reingas erscheinen dann allerdings in erheblichen Konzentrationen NO und NO₂ sowie sekundäres N₂O (Abbildung 2-5). In technischen Versuchen mit einer RTO am CUTEC - Institut ergaben sich bei zwei unterschiedlichen NH₃-Rohgasdosierungen folgende Resultate:

Rohgaskonzentration NH₃ von 420 mg/m³:
 NH₃ wird von ca. 450 ppm auf ca. 20 ppm abgebaut
 N₂O steigt von ca. 0 ppm auf ca. 20 ppm
 NO_x steigt von ca. 10 ppm auf ca. 80 ppm (NO + NO₂)

Rohgaskonzentration NH₃ von 210 mg/m³:
 NH₃ wird von ca. 260 ppm auf ca. 20 ppm abgebaut
 N₂O steigt von ca. 0 ppm auf ca. 15 ppm
 NO_x steigt von ca. 5 ppm auf ca. 58 ppm (NO + NO₂)

Aus den vorangestellten Versuchen zur NH₃-Dosierung resultiert eine Neubildung an Lachgas in Höhe von etwa 4 bis 5 % des abgebauten Ammoniaks bezogen auf NH₃-N.

Der erste Messpunkt in Abbildung 2-5 bei 900 mm Strömungslänge ist nicht mit dem Rohgas gleichzusetzen. Es handelt sich dabei um eine Probenahmestelle zwischen der dritten und vierten Wabenkörperlage im Abluft führenden Regenerator. Da die Temperatur an dieser Stelle unter den angegebenen Versuchsbedingungen etwa 550 °C beträgt, kann bis dahin schon ein geringer Teil reagiert sein [CARLOWITZ, 2008].

Weitere Ergebnisse aus Ammoniak-Dosierungsversuchen mit der RTO (VocsiBox®) befinden sich in Kapitel 5.2.

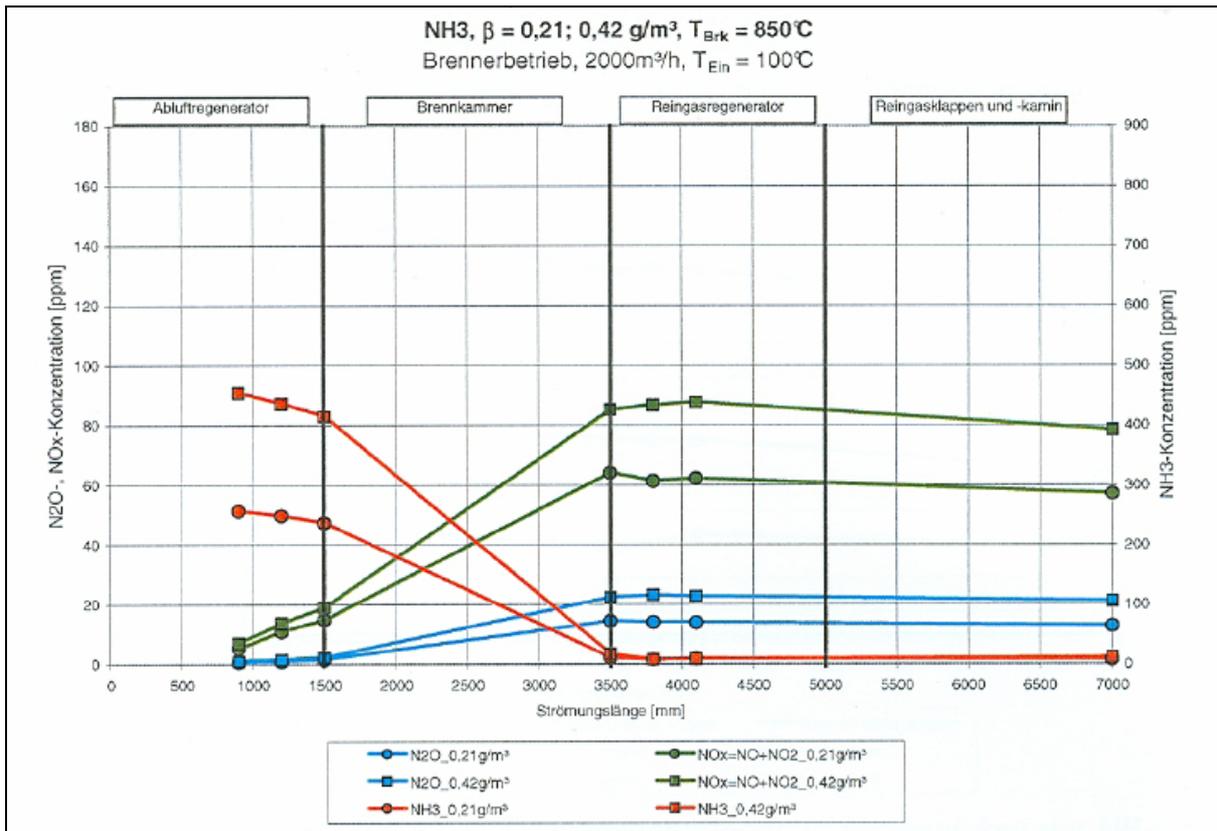


Abbildung 2-5: Reaktionsverläufe NH₃-Dosierung bei RTO, Vergleich der NH₃- und Stickoxid-Konzentrationen in Abhängigkeit der NH₃-Eingangskonzentration für $T_{\text{BRK}} = 850^\circ\text{C}$; $2.000 \text{ m}^3/\text{h}$; $T_{\text{Ein}} = 100^\circ\text{C}$, Abluftvorerwärmung (Brennerbetrieb) [CARLOWITZ, 2008]

Die Stickoxide NO und NO₂ lassen sich durch Eindüsung von Reduktionsmitteln wie Harnstofflösungen unmittelbar in die Brennkammer reduzieren (integriertes SNCR-Verfahren). Hierfür ist ein im Vergleich zum reinen Oxidationsbetrieb höheres Temperaturniveau notwendig. In durchgeführten Versuchen wurde das Temperaturniveau in der Brennkammer um 100 Kelvin auf 950 °C angehoben. Die dabei erreichten Reduktionsgrade sind etwa mit denen aus der SNCR-Technik bekannten vergleichbar (ca. 70 %). Bei Einspeisung einer Harnstofflösung auf Wasserbasis ist zu beachten, dass der Zusatzbrennstoffbedarf durch die aufzubringende Verdampfungswärme des Wassers erheblich steigen kann. Die Einspeisung einer Harnstofflösung zur Reduktion der Stickoxide NO und NO₂ kann zu einer deutlichen Erhöhung der Emissionen an N₂O führen [CARLOWITZ, 2008].

2.4 Biologische Bildung von Lachgas

2.4.1 Allgemeines

Bei der biologischen Bildung von Lachgas sind Nitrifikanten und Denitrifikanten beteiligt. Es kann davon ausgegangen werden, dass in einer Rotte beide Prozesse parallel an verschiedenen Orten ablaufen. Es deutet sich an, dass hohe N_2O -Emissionen eher während der Nitrifikation und nicht während der Denitrifikation entstehen (siehe unten). Veranschaulicht dargestellt haben FIRESTONE und DAVIDSON, 1989 die Bildung von Lachgas während der Nitrifikation und Denitrifikation mit dem sogenannten „whole in the pipe“ model. Im Normalfall wird Ammonium zu Nitrat oxidiert. Nur ein kleiner Anteil des Stickstoffes entweicht als NO oder N_2O . Stehen jedoch große Mengen an Ammonium zur Verfügung, wird zwangsläufig auch die „Leckagerate“ an NO und N_2O größer. Gleiches gilt bei der Reduktion von Nitrat zu Stickstoff (siehe Abbildung 2-6).

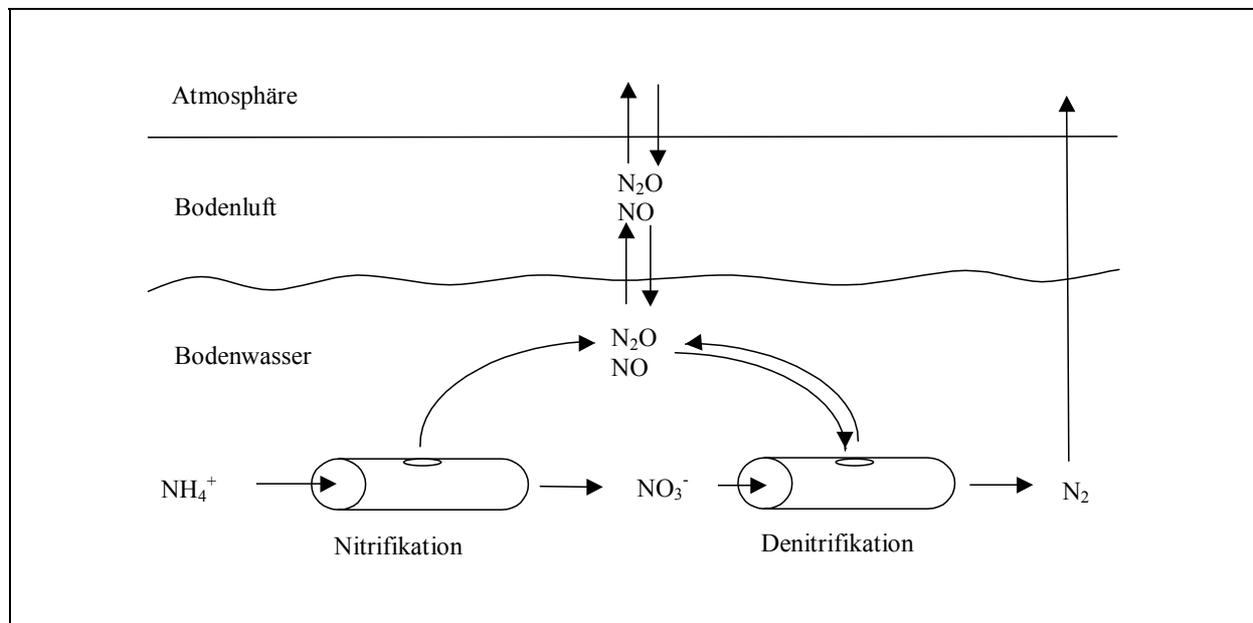


Abbildung 2-6: Die Bildung von N_2O als Resultat einer „Leckage“ bei der Oxidation von Ammonium zu Nitrat bzw. der Reduktion von Nitrat zu Stickstoff; nach FIRESTONE und DAVIDSON, 1989

In Bereichen mit hohem Wassergehalt ist die Denitrifikation der wichtigere Prozess, während in trockeneren Bereichen die Bedeutung der Nitrifikation steigt [AULAKH et al., 1984]. KLEMEDTSSON et al., 1988 kamen in einem Laborversuch zu dem Ergebnis, dass die N_2O -Produktion durch Nitrifikation einen größeren Beitrag zur Entstehung von N_2O leistet als die Denitrifikation.

2.4.2 Denitrifikation

Die Denitrifikation ist die dissimilatorische Reduktion von Nitrat über Nitrit zu den gasförmigen Endprodukten N_2O und N_2 . Vereinfacht stellt sich der Vorgang nach AULAKH et al., 1991 wie folgt dar:



Nitrat wird hier in anaerobem Milieu anstelle von Sauerstoff als terminaler Elektronenakzeptor verwendet [OTTOW und FABIG, 1984].

Der Energiegewinn bei der Denitrifikation ist für Mikroorganismen bei Verwendung von Nitrat am höchsten und verringert sich mit abnehmender Oxidationsstufe immer weiter. Daher ist bei ausreichend vorhandenem Nitrat die Reduktion eines neuen Nitratmoleküls energetisch günstiger als die Reduktion von N_2O zu N_2 [BLACKMER und BREMNER, 1978].

Eine große Zahl von Mikroorganismen ist zur Denitrifikation befähigt. Dazu zählen hauptsächlich aerobe heterotrophe Bakterien, beispielsweise Pseudomonaden und Azospirillen. Die für die Denitrifikation notwendigen Enzyme (membrangebundene Nitrat-Reduktase und Nitrit-Reduktase) werden nur unter Sauerstofflimitation aktiviert. Zur Denitrifikation befähigte obligate Anaerobier sind nicht bekannt [SCHLEGEL, 1992].

Die entscheidenden Faktoren, die das Ausmaß und den Ablauf der Denitrifikation regeln, sind pH-Wert des Materials, Gehalt an verfügbarem Kohlenstoff und Nitrat sowie Temperatur, Durchlüftung und Wassergehalt des Materials [AULAKH et al., 1991].

2.4.2.1 pH-Wert

Die meisten denitrifizierenden Mikroorganismen haben ein pH-Optimum von 6-8. Es wurde aber noch bis zu einem pH-Wert von 3,5 denitrifizierende Aktivität gemessen [PAYNE, 1981]. Abnehmender pH-Wert erhöht den Anteil an N_2O in den Denitrifikationsprodukten [FIRESTONE et al., 1980].

2.4.2.2 Temperatur

DORLAND und BEAUCHAMP, 1991 untersuchten den Zusammenhang von Substrattemperatur und Denitrifikationsrate. Die Denitrifikationsrate steigt im Bereich von 2 - 25 °C quadratisch mit der Temperatur an. Die Temperatur verändert nicht nur die Intensität der Denitrifikation, sondern auch das Verhältnis der entstehenden Produkte. Im Bereich von 15 - 30 °C dominiert N_2 , darunter steigt der Anteil des N_2O an den Denitrifikationsprodukten [AULAKH et al., 1991].

2.4.2.3 Wassersättigung und Durchlüftung

Aus den Bodenwissenschaften ist bekannt, dass der Wassergehalt des Bodens die Denitrifikation und damit die N_2O -Produktion in verschiedener Hinsicht beeinflusst [AULAKH et al., 1991] (siehe auch Abbildung 2-7):

- Wassermangel hemmt das Wachstum und die Aktivität der Mikroorganismen.

- Durch die Füllung des Porenraums mit Wasser wird die Sauerstoffzufuhr begrenzt.
- Durch wiederholtes Trocknen und Befeuchten des Bodens wird verfügbarer Kohlenstoff und Stickstoff freigesetzt.
- Die Diffusionsbedingungen werden verändert.

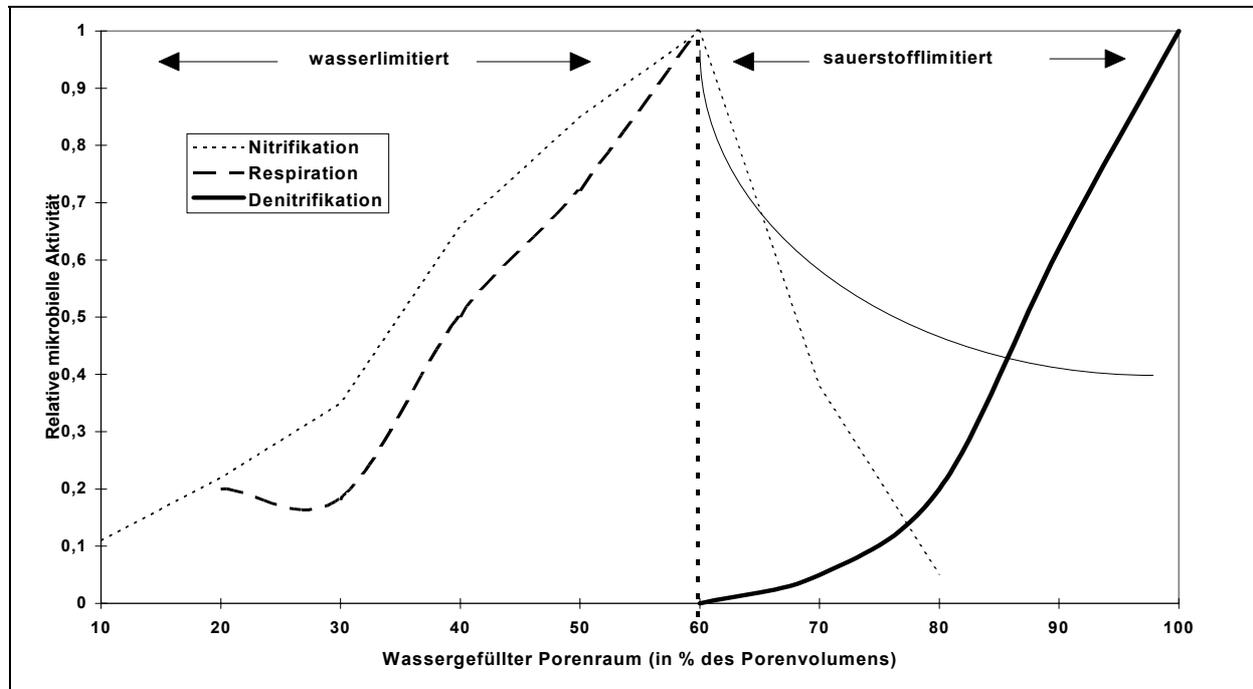


Abbildung 2-7: Beziehung zwischen Wassersättigung des Bodens und relativer Nitrifikation und Denitrifikation; nach LINN und DORAN, 1984, in BEESE, 1994

Aerobe mikrobielle Aktivität erreicht ihr Maximum bei einer Füllung des Porenraums von 60 %. Unterhalb dieses Wertes ist die Denitrifikationsrate vernachlässigbar gering [AULAKH et al., 1991].

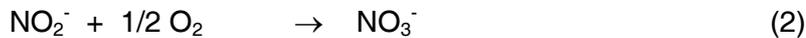
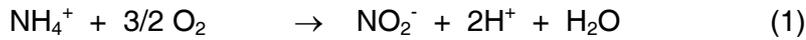
Faktoren, die das Verhältnis von N_2O zu N_2 erhöhen, sind steigende Konzentration von Nitrit oder Nitrat, Anstieg des Sauerstoffpartialdrucks, Abnahme der Kohlenstoffverfügbarkeit, sinkender pH-Wert, sinkende Temperatur und eine erniedrigte N_2O -Reduktase-Aktivität [FIRESTONE und DAVIDSON, 1989].

2.4.2.4 Substratverfügbarkeit

Die Denitrifikation wird durch das Vorhandensein von Kohlenstoff, in Form von Fettsäuren und wasserlöslichen C-Verbindungen, stark beeinflusst [PAUL und BEAUCHAMP, 1989]. So stellt beispielsweise der Kohlenstoff bei niedrigen C-Gehalten in Böden den limitierenden Faktor für die Denitrifikation dar, auch bei uneingeschränkter Verfügbarkeit von Nitrat [THOMPSON, 1989]. Für die autotrophe Nitrifikation durch Mikroorganismen ist dagegen die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff nicht erforderlich [BEESE, 1994] (siehe Abschnitt 2.4.3).

2.4.3 Nitrifikation

Unter autotropher Nitrifikation wird die Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat verstanden. Der Vorgang läuft in zwei Schritten ab:



Der erste Schritt wird überwiegend von Mikroorganismen der Gattungen Nitrosomas, Nitrosolobus, Nitrosococcus und Nitrospira durchgeführt, während der zweite Schritt, die Oxidation von Nitrit zu Nitrat, von Bakterien der Gattung Nitrobakter geleistet wird [BEESE, 1994].

2.4.3.1 Temperatur

Nitrifikanten sind inaktiv bei höheren Temperaturen über 50 °C. Erst darunter werden sie aktiv. Als Risikobereich für die Bildung von Lachgas in Rotteprozessen werden Temperaturen < 45 °C angesehen. Lachgasemissionen bei hohen Temperaturen sind deshalb nur Denitrifikanten zuzuordnen.

2.4.3.2 Nitrifikation in der Nachrotte

Autotrophe Nitrifizierer benötigen zum Wachstum nur CO₂, O₂ und NH₄⁺. Sie haben deshalb in der Nachrotte gute Milieubedingungen, da der mikrobiell verfügbare Kohlenstoff gering ist, dagegen die CO₂- und O₂-Konzentrationen hoch sind.

3 Emissionen aus der aeroben Abfallbehandlung

3.1 Einflussfaktoren auf Emissionen und Maßnahmen zur Minderung vermeidbarer Emissionen bei der Kompostierung

Die Ausführungen in Kapitel 3.1 beziehen sich primär auf die Kompostierung und die dort gemachten Erfahrungen. Inhaltlich können die Zusammenhänge vielfach auch auf die MBA-Rotte übertragen werden, siehe Kapitel 3.3.

3.1.1 Beschaffenheit des Rottekörpers

3.1.1.1 Struktur und Strukturstabilität

Strukturmaterial hat die Funktion, das erforderliche luftführende Porenvolumen (Luftporenvolumen) in der Abfallmiete zur Verfügung zu stellen. Der Anteil an strukturbildenden Materialien, dazu zählen Schreddergut, Siebüberlauf etc., sollte einen Volumenanteil von mindestens 30 % betragen.

Bei einem zu hohen Anteil an holzreichem Grünschnitt zeigt sich, dass die N₂O-Emissionen zunehmen können, da dann kein Einbau von mineralischem Stickstoff in Biomasse bzw. Organik möglich ist. Daher ist ein sorgfältig eingestelltes C/N-Verhältnis zwischen 25 und 35 eine wichtige Maßnahme zur Minimierung der Lachgasbildung bei der Kompostierung (siehe Abschnitt 3.1.1.3).

Zur zügigen Einleitung der Huminstoffbildung und dem Einbau flüchtiger Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen ist die Zumischung eines Volumenanteils von ca. 5 % bis 10 % Altkompost empfehlenswert [CUHLS et al., 2008].

Originaler Restabfall enthält – auch nach Zerkleinerung - in der Regel genügend Strukturmaterial, um die für die Luftführung notwendige Porigkeit zu gewährleisten. Wird jedoch für die Rotte lediglich abgesiebtes Material mit einem Siebschnitt z.B. < 60 mm eingesetzt, kann sich aufgrund der erhöhten Dichte eine verringerte Belüftbarkeit des Rottekörpers einstellen.

Geruchsminderung bei offener Mietenkompostierung

Aufgrund der beim Abbau entstehenden geruchsintensiven Stoffwechselprodukte sind Maßnahmen erwünscht, die einer Verbesserung der Sauerstoffversorgung und dem Erreichen bzw. Erhaltung einer aeroben Rotte dienen. Hilfreich dabei ist die Bestimmung der Schüttdichte des angelieferten Materials zur Festlegung der erforderlichen Strukturmaterialzugabe (Vorschlag: ca. 0,60 Mg/m³ Feuchtrohdichte);

Quelle: Geruchsminderung bei offener Mietenkompostierung - Gewerbliche Komposterzeugung; Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Heft-Nr. 55, 2000.

Zur praktischen Schüttdichtebestimmung siehe: Methodenhandbuch Kompost der BGK, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. in Köln.

3.1.1.2 Wassergehalt

Im Zuge des Rotteprozesses wird die in den Abfallstoffen enthaltene abbaubare organische Substanz von aeroben Mikroorganismen unter Sauerstoffaufnahme als Energie- und Nährstoffquelle verwertet. Wesentlich dafür ist ein ausreichender Wassergehalt, weil Mikroorganismen Nährstoffe und Sauerstoff nur in gelöster Form aufnehmen können. Bei zu

geringem Wassergehalt kommt der Abbau daher zum Stillstand – man spricht von Trockenstabilisierung [ÖWAV-RB 518, 2009].

Der Wassergehalt im Kompostmaterial sollte bei Prozessbeginn 50 % bis maximal 60 % betragen, während des Prozesses sollten 40 % bis 50 % aufrechterhalten werden.

3.1.1.3 Biologie / Abbauintensität, C/N-Verhältnis

Gemäß ÖWAV-RB 518 gelten folgende Grundlagen:

Beim biologischen Abbau wird ein Teil des Kohlenstoffs in die Zellsubstanz der Mikroorganismen eingebaut, der überwiegende Rest zu Kohlendioxid (CO₂) und Wasser (H₂O) abgebaut. Beides geschieht unter Abgabe von Wärme. In der Bioabfallkompostierung ist diese Selbsterhitzung aus drei Gründen erwünscht. Zum Ersten kommt es zu einer Änderung der Mikroorganismenpopulation (thermophile Mikroorganismen lösen mesophile ab) und damit zum Abbau der vielfältig zusammengesetzten organischen Substanz, zum Zweiten kommt es neben der antibiotischen Wirkung durch Actinomyceten auch zu einer thermischen Hygienisierung des Materials. Drittens wird die Huminstoffbildung günstig beeinflusst.

Zunächst werden leicht verfügbare Verbindungen abgebaut bzw. entsteht daraus neue Biomasse (Mikroorganismen, Vorläufersubstanzen von Huminstoffen). Erst wenn die Temperaturen wieder unter 60 °C absinken, entwickelt sich eine aus Bakterien, Actinomyceten und Pilzen bestehende Mischpopulation, die auch schwerer verfügbare organische Substanzen verwerten kann. Es ist daher sehr wichtig, dass die erzeugte Wärme (bei Bioabfall ca. 14 MJ/kg abgebauter oTM; Großtechnische Überprüfungen im Biokompostwerk Esslingen, Austrian Energy & Environment 96/96)) ausreichend abgeführt werden kann. Bei der offenen Mietenkompostierung reicht in der Regel die Wärmeabfuhr über die Mietenoberfläche - auch bei Einsatz von semipermeablen Vliesabdeckungen - aus. Bei geschlossenen Systemen mit Abluftkreislaufführung sind dafür entsprechende technische Einrichtungen für den Wärmeaustausch erforderlich. Eine Unterdimensionierung kann in geschlossenen Rottehallen zu Betriebszuständen führen, die arbeitsrechtlich unzulässig und bautechnisch sehr bedenklich sind.

Humifizierung ist im Gegensatz zur Mineralisierung ein aufbauender Prozess. Der Aufbau stabiler Huminsubstanzen beginnt bereits während der Intensivrotte. Der Huminstoffaufbau wird von den herrschenden Milieubedingungen wesentlich beeinflusst. Dieser wird durch eine vielfältige Ausgangsmaterialzusammensetzung, ausreichende Sauerstoffversorgung und die höheren Temperaturbereiche während der Intensivrotte gefördert. Mit zunehmender Rottedauer und der damit einhergehenden Abnahme der Rottetemperaturen werden aus Tonmineralien und Huminstoffen Ton-Humus-Komplexe gebildet.

Aus verfahrenstechnischen Gründen ist es hilfreich, gemäß ÖWAV-RB 518 die Kompostierung in die Prozessschritte zu unterteilen:

- Hauptrotte (Intensivrotte),
- Nachrotte,
- Nachlagerung (Kompostreife).

Eine exakte, gegenseitige Abgrenzung dieser Prozessschritte ist aufgrund der biologischen Natur des Prozesses nicht möglich. Allerdings lassen sich die wesentlichen, für die einzelnen Prozessschritte charakteristischen Kriterien gut darstellen (siehe Abbildung 3-1).

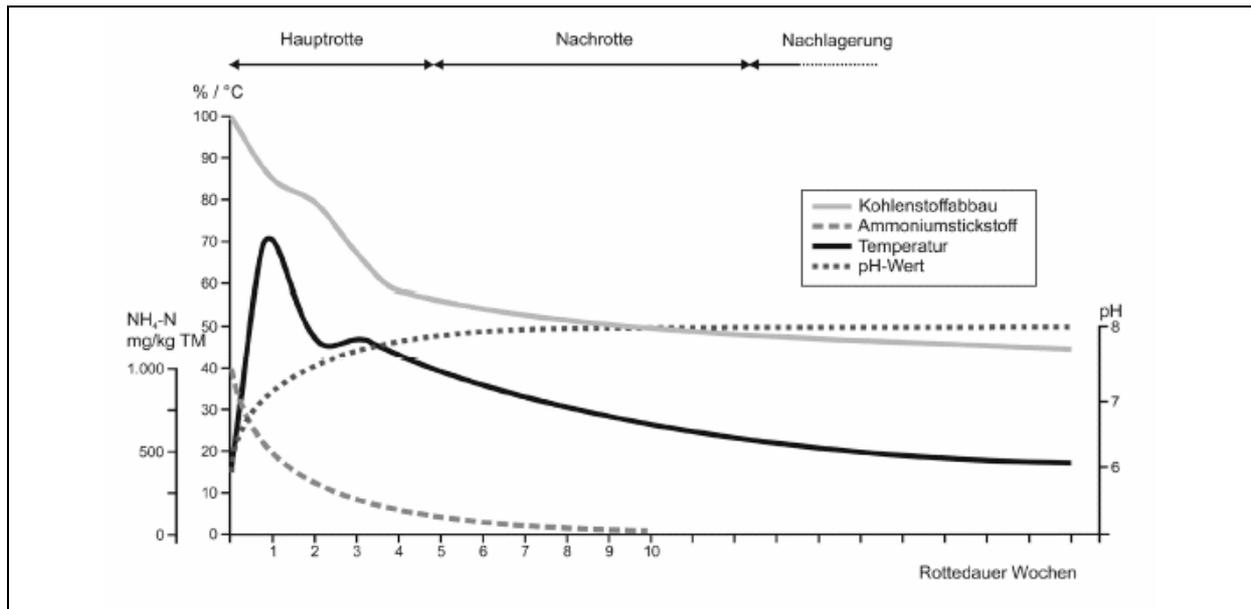


Abbildung 3-1: Temperatur (°C), Kohlenstoffabbau (%), Ammoniumbildung (mg/kg TM) und pH-Wert über die Rottedauer; Quelle: ABF-BOKU in ÖWAV-RB 518, 2009

Für die Mikroorganismen müssen Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) ausreichend verfügbar sein. Günstig ist ein C/N-Verhältnis von 35 bis 20. Bei zu weitem C/N-Verhältnis stagniert der Abbau, bei zu engem erhöht sich die Gefahr von Stickstoffemissionen (Ammoniak). Durch den mikrobiellen Abbauprozess während der Rotte (Freisetzung von CO₂) verengt sich das C/N-Verhältnis. Im ausgereiften Kompost (Fertigkompost) beträgt das C/N-Verhältnis etwa 15 bis 10 [ÖWAV-RB 518, 2009].

Es besteht eine grundsätzliche Tendenz, dass ein sehr enges C/N-Verhältnis in dem Ausgangsmaterial, also ein deutlicher Stickstoffüberschuss, zu einer Erhöhung der Ammoniakemissionen und später zu einer Lachgasbildung führt. Es ist daher darauf zu achten, einen ausreichend hohen Kohlenstoffanteil zur Verfügung zu stellen. Dies kann durch Zugabe von fein und auffasernd geshreddertem Baum- und Strauchschnitt erzielt werden.

Bei einem niedrigen C/N-Verhältnis steigen die NH₃-Emissionen bei hohen Rottetemperaturen und hohen Belüftungsraten. Ein C/N-Verhältnis > 25 minimiert die NH₃- und N₂O-Emissionen, andererseits kann ab einem C/N-Verhältnis > 35 der verfügbare Stickstoff bereits ins Minimum gelangen und somit der Rotteprozess deutlich verzögert werden.

Stickstoffreiche Materialien, wie Klärschlamm, Gärrückstände, spezifische Gewerbeabfälle, Küchen- und Speiseabfälle, Hühnermist und Bioabfälle mit einem Anteil von ca. > 30 % an Küchenabfällen, sind daher ausreichend mit kohlenstoffreichen Materialien homogen zu mischen. Im Falle der Kompostierung in geschlossenen Hauptrotteverfahren mit Abluftbehandlung empfiehlt es sich zur Reduktion der N₂O-Bildung im Biofilter eine NH₃-Abscheidung in Form schwefelsaurer Wäscher vorzuschalten. Das entstehende Ammoniumsulfat kann gemäß der Düngemittelverordnung [DüMV, 2008] als Dünger verwertet werden. Eine Ausnahme ist die reine Grünabfallkompostierung, bei der nur geringe NH₃-Emissionen zu erwarten sind.

3.1.1.4 Gaszusammensetzung

Sauerstoff-, Kohlendioxid- und Methangehalt in der Mietenluft

Erfahrungswerte in der Mietenkompostierung zeigen, dass bei optimaler Betriebsweise ein Mindest-Sauerstoffgehalt von 5 % (v/v) in der Mietenluft nicht unterschritten werden sollte. Normalwerte in der ersten Phase der Hauptrotte liegen zwischen 7 und 12 % (v/v) O₂.

Darüber hinaus sollte der CO₂-Gehalt 10 % - 12 % (v/v) und der CH₄-Gehalt 1 % (v/v) nicht überschreiten; Quelle: Richtlinie „Stand der Technik der Kompostierung“, Österreich [AMLINGER et al., 2005 a].

Ein Fehlen von Sauerstoff muss jedoch noch kein Indikator für eine mangelhafte Belüftung sein, wenn der gesamte vorhandene Sauerstoff nämlich gerade verbraucht wird. Eine mangelhafte Belüftung macht sich erst bemerkbar, wenn neben Sauerstoffschwund auch CH₄ nennenswert in den Gasproben festgestellt werden kann.

3.1.2 Maßnahmen des Rottebetriebes

3.1.2.1 Mietengestaltung

Die natürlich belüfteten Hauptrotteverfahren sind die technisch einfachsten Verfahren, mit denen die zu kompostierenden Abfälle (das Rottegut) entweder auf Dreiecks-, Trapez- oder Tafelmieten aufgeschichtet werden. Die Rotteflächen benötigen eine Untergrundabdichtung, um Oberflächenwasser und eventuell anfallendes Sickerwasser aufzufangen.

Die anzuwendenden Formen der Mietenkompostierung unterscheiden sich gemäß VDI 3475 Blatt 1, Nr. 1.3 unter Berücksichtigung der Dimensionen gemäß Tabelle 3-1 wie folgt:

- **Dreiecksmiete**

Durch die Dreiecksform dieser Mieten ist das Oberflächen-Volumen-Verhältnis größer als bei den übrigen Mietenformen. Dies bewirkt, dass kleinere Dreiecksmieten (maximale Basisbreite 3 m, maximale Höhe 1,5 m) allein durch die natürliche Konvektion ausreichend belüftet werden können. Voraussetzung für den Gasaustausch ist ein ausreichender Volumenanteil Strukturmaterial von mindestens 20 % (V/V) in der Rottemischung. Größere Strukturmaterialanteile erhöhen bei diesen relativ kleinen Mieten die Gefahr des Auskühlens im Winter. Das kann zur Folge haben, dass die für die Hygienisierung notwendigen Temperaturen je Zeiteinheit nicht erreicht werden.

Im Verlauf der Rotte steht als Folge des Umsetzens weniger der Eintrag von O₂ in das Rottegut im Vordergrund, als vielmehr die Homogenisierung des Materials (z. B. Vermischung feuchter und trockener, nährstoffarmer und nährstoffreicher Zonen) und die Schaffung neuer Oberflächen für Mikroorganismen. Zu kurze Umsetzintervalle während des gesamten Rotteverlaufs reduzieren die Abbauleistung und verstärken die Tendenz zum Austrocknen und Auskühlen.

- **Trapezmiete**

Durch das ungünstige Oberflächen-Volumen-Verhältnis kann bei Trapezmieten (siehe Tabelle 3-1) sauerstoffreiche Luft nur bei strukturreichem Material in tiefere Schichten vordringen. Bei der Kompostierung von Bioabfall in offenen Trapezmieten soll deshalb ein Volumengehalt von mindestens 30 % (V/V) strukturreichen Materials im Rohkompost vorhanden sein.

• **Tafelmiete**

Der Übergang von Trapez- zu Tafelmieten ist fließend. Bei Tafelmieten ist das Oberflächen-Volumen-Verhältnis weiter reduziert (siehe Tabelle 3-1). Außer zur Behandlung von strukturreichen Grünabfällen sollte dieses Verfahren nicht ohne Zwangsbelüftung angewandt werden.

Tabelle 3-1: Dimensionen der Mietenkompostierung für Hauptrotteverfahren mit natürlicher Belüftung gemäß VDI 3475 Blatt 1

Dimensionen	Mietenform	Dreiecksmiete	Trapezmiete	Tafelmiete
Mietenbreite (Basisbreite, Mietenfuß)		1,4 - 4 m	4 - 10 m	10 - 50 m
Mietenhöhe		1 - 2 m	2 - 4 m	2 - 3 m
Mietenlänge		10 - 100 m	30 - 100 m	30 - 100 m

Daten aus der Praxiserhebung in Österreich zeigen, dass nahezu sämtliche Mietengeometrien zu finden sind (siehe Tabelle 3-2). Tafelmieten sind jedoch überwiegend in geschlossenen Rottehallen mit Zwangsbelüftung und automatischem Wendesystemen zu finden (Quelle: Grundlagenstudie „Stand der Technik der Kompostierung“, Österreich [AMLINGER et al., 2005 b]).

Tabelle 3-2: Mietenformen und Abmessungen der Mieten [AMLINGER et al., 2005 b]

Abmessungen	Mietenform	Dreiecksmiete	Trapezmiete	Tafelmiete
Mietenbreite		3 - 6 m	4 - 6 m	6 - 75 m
Mietenhöhe		1,5 - 3 (6) m	2 - 2,5 m	1,5 - 4 m
Mietenlänge		30 - 160 m, beliebig	30 - 60 m, beliebig	8 - 85 m, beliebig

Geruchsminderung bei offener Mietenkompostierung

Maßnahme, die dem Erreichen bzw. Erhaltung einer aeroben Rotte und einem geruchsminierten Anlagenbetrieb dient:

Gewährleistung eines sachgerechten Mietenaufbaus mit:

- Bodenbelüftungsschicht (Strukturmatte) ca. 30 cm
- Strukturmaterialanteil ca. 50 Vol.-%
- Mietenhöhenbegrenzung auf maximal 2,50 Meter

Quelle: Geruchsminderung bei offener Mietenkompostierung - Gewerbliche Komposterzeugung; Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Heft-Nr. 55, 2000.

3.1.2.2 Auf- und Umsetzen

Aufsetzen

Die wichtigsten Varianten gemäß ÖWAV-RB 518 sind entweder Aufsetzen mittels Radlader, Vorabmischen und Aufsetzen in einem Miststreuer, Aufsetzwagen bzw. Transportfahrzeug oder Aufsetzen mittels Förderband. Aufsetzen mittels Radlader bietet den Vorteil, rasch und flexibel aufsetzen zu können, während der Eintrag mittels Förderbändern im Allgemeinen den Eintrag von fertig aufbereitetem Material in mehreren Schichten erlaubt, was beim ersten Umsetzvorgang zu einer systematischen Durchmischung beiträgt.

Darüber hinaus ist bei allen Systemen auf mögliche Beeinträchtigungen des Belüftungssystems zu achten. Herabfallendes nasses Material entwässert beim Aufprall und kann Belüftungsrinnen oder -düsen verstopfen. Radladerreifen bzw. -schaufeln können auch frisch gereinigte Belüftungssysteme verstopfen.

Viele Rottesysteme beugen diesen Effekten mittels Verschleißschichten aus Hackschnitzeln, Strukturmaterial oder Kies über den Belüftungselementen oder über die gesamte Rottebettbreite vor. Sollte im Rottesystem keine ausreichende Vorsorge vor derartigen Beeinträchtigungen des Belüftungssystems gegeben sein, so kann die Aufbringung einer Schicht strukturreichen Materials unmittelbar vor dem Aufsetzen der Miete erfolgen.

Wesentlich für die Rotte sind die Gleichmäßigkeit der Schüttung sowie die mögliche Beeinträchtigung des Belüftungssystems durch bodengebundene Eintragungssysteme, vor allem beim Aufsetzen mittels Radlader.

Jede Charge (Miete) soll sowohl hinsichtlich ihrer Materialzusammensetzung, als auch ihrer biologischen Entwicklung (Alter) homogen sein. Bei Tafelmieten, also auch bei Tunnel- und Boxensystemen, ist ein flächiges Aufsetzen in mehreren Lagen anzustreben. Auf eine zeitnahe Fertigstellung der Miete ist zu achten, wobei als Zielsetzung eine Miete oder Lage in einem Arbeitsgang aufgesetzt werden soll. Bei längeren Aufsetz- bzw. Sammelzyklen ist ein Homogenisierungsschritt für die Charge erforderlich.

Umsetzen / Auflockern

Durch Umsetzen wird gemäß ÖWAV-RB 518 eine Durchmischung, Homogenisierung und Auflockerung erreicht, was Gasaustausch, Wärmeabfuhr und Wasserverdunstung fördert. Weiterhin ist eine gleichmäßige Befeuchtung des Rotteguts nur während des Umsetzprozesses möglich. Es ist jedoch zu beachten, dass durch das Umsetzen auch eine Zerkleinerung des Rotteguts erfolgt und damit das Luftporenvolumen verringert wird. Umsetzsysteme sind ein sehr wesentlicher Teil der meisten Rottesysteme und sollten dem Betreiber ausreichend Spielraum für Eingriffe bieten.

Übliche Umsetzsysteme sind z. B. bodengebundene selbstfahrende Umsetzer für Zeilen- oder Tafelmieten, schienengeführte Becherwerk- oder Schaufelradumsetzer und Systeme mit vertikaler Schnecke für Tafelmieten.

Zeilenmieten ohne Seitenversatz und Anlagen mit Auflockerungsschnecke bieten gegenüber den anderen Systemen den Vorteil, dass die Auflockerung individuell je Miete unabhängig vom Gesamttablauf erfolgen kann.

Ein Umsetzen von ein- bis zweimal je Woche der Rottemieten mit entsprechendem Strukturanteil, z. B. ein Grünschnittanteil von mindestens 30 % im Rottematerial, verringert die Menge der CH₄-Bildung. In Bezug auf die N₂O-Bildung zeichnet sich ein uneinheitliches Ergebnis mit einer Tendenz zu geringeren Emissionsraten in der Nachrotte bei abnehmender Bearbeitungsintensität, d. h. Umsetzintensität ab. Dies führt zu geringen Wärmeverlusten bzw. zu einem Halten erhöhter Temperaturen und einer geringen Sauerstoffnachlieferung;

beides unterdrückt in der Nachrotte die Lachgasbildung. Daher sollte im Zuge der weiteren Behandlung die Rottezeit nicht über das unbedingt notwendige Maß verlängert werden. Im Fall einer weiteren Lagerung des Deponiegutes bis zum Einbau auf der Deponie sollte darauf geachtet werden, dass das kompakte Haufwerk weiterhin eine Temperatur von möglichst > 45 C aufweist, damit kein Lachgas gebildet wird.

Da die Prozesse der CH₄-Bildung und N₂O-Bildung gegenläufig sind, ist der Betrieb zu Beginn der thermophilen Rotte (CH₄-lastig) auf eine Reduktion der CH₄-Bildung und im fortgeschrittenen Rottestadium (N₂O-lastig) auf eine Minimierung der N₂O-Bildung abzustellen. Das bedeutet eine höhere Umsetzhäufigkeit während der thermophilen Hauptrotte (60 bis 70°C) und eine reduzierte mechanische Bearbeitung in der anschließenden Abkühlungsphase (Nachrotte ohne Nitrifikation bei 45 bis 50°C).

Eine Optimierung wird demnach immer einen Kompromiss darstellen, wobei eine Kombination von optimalen Strukturverhältnissen, C/N-Verhältnis und ein an den Mietenquerschnitt angepassten Umsetzrhythmus in offenen sowie geschlossenen Systemen anzustreben ist. Tendenziell dürfte für kleinere Mietenquerschnitte ohne Belüftung bis ca. 1,50 m Aufsetzhöhe ein wöchentliches Umsetzen in der Hauptrotte ausreichen.

Größere Mieten bis ca. 2,50 m und höher sollten vor allem zur Reduktion der Methanemission zu Rottebeginn alle 3 bis 4 Tage umgesetzt werden [CUHLS et al., 2008].

3.1.2.3 **Belüftung**

Gemäß ÖWAV-RB 518 ist ein erforderlicher und somit allen Rottesystemen gemeinsamer Verfahrensbestandteil die Belüftung des Rotteguts.

Die einfachste Form der Belüftung ist die **passive oder konvektive Belüftung**. Die Eingriffsmöglichkeiten beschränken sich auf die geeignete Wahl der Mietengeometrie, die Materialaufbereitung (z. B. Strukturmaterialanteil) sowie auf bedarfsgerechtes Umsetzen. Für eine **aktive Belüftung oder Zwangsbelüftung** existieren Systeme mit wenigen zentralen Ventilatoren und einer Zuteilung der Luft zu einzelnen Mieten über Klappen oder mit Einzelventilatoren je Miete. Die Anpassung der Luftmenge an den Bedarf erfolgt entweder durch Drehzahlregelung bzw. Ein- und Ausschalten der Ventilatoren oder durch Öffnen und Schließen von Belüftungsklappen. Im Folgenden werden wesentliche Aspekte zwangsbelüfteter Systeme beschrieben.

Eine sehr verbreitete Form der Belüftung ist die **Druckbelüftung**. Dabei wird Luft entweder mit geringem Druck unter dem Rottegut verteilt oder mit höheren Drücken durch düsenartige Öffnungen in das Rottegut eingebracht. Druckbelüftungssysteme können mit Verschleißschichten zur besseren Luftverteilung und zum Schutz der Luftaustrittsöffnungen (Verstopfung) ausgestattet sein. Diese bestehen bei Systemen mit geringem Druck, wie perforierten Zwischenböden (z. B. Spaltböden, Lochplatten), aus Strukturmaterial, bei Systemen mit hohem Druck, wie Rohr- und Rinnensystemen, aus Kies bzw. Hackschnitzeln. Neben den Rohr- und Rinnensystemen sind Belüftungssysteme mit perforierten Zwischenböden und einem Luftverteilteraum unter dem Rottegut vor allem bei Tunnelrotteanlagen verbreitet. Durch die geringe Strömungsgeschwindigkeit im Luftverteilteraum erfolgt eine gleichmäßige Luftverteilung bei geringem Druckverlust. Wesentlich ist die Qualität der Luftverteilung, welche sich durch Verschmutzung im laufenden Betrieb verschlechtert. Regelmäßige Inspektion und Reinigung bzw. Wartung sind eine Grundvoraussetzung für einen gleichmäßig gut funktionierenden Rotteprozess. Da bei der Druckbelüftung die Entwässerung gegen die Luftströmung erfolgt, ist besonders auf die Aspekte der Entwässerung und gleichmäßigen Wasserverteilung hinzuweisen. Bei mangelhafter Entwässerung wird der Prozess durch aufgestautes Wasser gestört oder die Belüftung kommt zum Erliegen.

Die dritte Grundform der Belüftung ist die **Saugbelüftung**. Dabei wird Luft unter dem Rottegut abgesaugt, sodass die nachströmende Luft zu einer Zwangsbelüftung führt. Die technische Ausführung ist mit jener bei Druckbelüftungssystemen weitgehend identisch. Sowohl bei saug- als auch bei druckbelüfteten Systemen werden bei geschlossenen Kompostierungsanlagen neben Frischluftsystemen auch Umluftsysteme eingesetzt. Bei Umluftsystemen wird die Luft nach Durchtritt durch das Rottegut ganz oder teilweise wieder zurückgeführt und als Zuluft für die Miete eingesetzt. Dadurch kann einerseits der Austrag von Energie und Feuchtigkeit verringert bzw. gleichmäßig gemacht werden, andererseits besteht die Gefahr von Prozessbeeinträchtigungen durch Sauerstoffmangel bzw. Anreicherung von CO₂ in der Umluft. In Umluftsystemen sollte daher stets der O₂- und/oder CO₂-Gehalt der Luft geregelt bzw. überwacht werden. Den Messsystemen kommt dabei eine wesentliche Aufgabe zu.

Weiterhin sind gemäß ÖWAV-RB 518 folgende allgemeine Zusammenhänge zu beachten:

Belüftung führt neben Sauerstoffeintrag immer auch zu verstärktem Energie- und Wasseraustrag (Kühlung) aus der Miete. Für zwangsbelüftete Systeme gilt:

- Belüftung verstärkt den Wasseraustrag
- Kontinuierliche Belüftung führt aufgrund der verstärkten Bildung bevorzugter Luftkanäle zu ungleichmäßigerer Austrocknung als diskontinuierliche Belüftung
- Saugbelüftung wirkt gleichmäßiger auf Luft- und Wasserverteilung im Rottekörper als Druckbelüftung
- Ausstattung mit einer Regelung oder Steuerung. Geregelte Prozesse sind weniger fehleranfällig als gesteuerte Prozesse.

Wesentlich für den Betrieb der Anlage ist immer die Beachtung der individuellen Grenzen jedes Belüftungssystems (Auslegungsparameter, spezifische Kenngrößen).

3.1.2.4 Bewässerung

Gemäß ÖWAV-RB 518 ist ein weiterer erforderlicher Verfahrensschritt die Befeuchtung des Rotteguts. Diese erfolgt bei einigen Rottesystemen während, bei anderen zwischen den Umsetzungsvorgängen bzw. in Kombination.

Bei der **offenen Kompostierung** erfolgt die Bewässerung meist während bzw. unmittelbar vor dem Umsetzen.

Nicht hygienisiertes Sickerwasser darf nur am Beginn der Heißrottephase eingesetzt werden.

Bei **offenen Mieten** können Niederschläge den Wasserhaushalt stark beeinflussen. Eine Vernässung ist durch geeignete Maßnahmen (z. B. Abdeckung mit Kompostvliesen) zu vermeiden.

Zusätzlich zum Wassereintrag über die Oberfläche kann bei geschlossenen Systemen während des Umsetzens und durch Konditionierung (Befeuchtung) der Zuluft Einfluss auf den Wasserhaushalt genommen werden.

Damit unter realen Bedingungen (Verschmutzung, Verkalkung, Abnutzung von Düsen) die Qualität der Verteilung sichergestellt werden kann, ist eine regelmäßige Wartung erforderlich.

3.1.2.5 Abdeckung

Geruchsminderung bei offener Mietenkompostierung

Maßnahme, die dem Erreichen bzw. Erhaltung einer aeroben Rotte und einem geruchsminimierten Anlagenbetrieb dient:

Abdecken der Rotteflächen mit semipermeabler Folie bei Stark- und Dauerregen-Ereignissen zur Vermeidung von vernässten und damit anaeroben Mieten

Quelle: Geruchsminderung bei offener Mietenkompostierung - Gewerbliche Komposterzeugung; Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Heft-Nr. 55, 2000.

Gemäß ÖWAV-RB 518 ist die Abdeckung von Materialien wie folgt einzusetzen:

- **Anlieferung, Problem Press- und Sickerwasser**
eventuell Abdeckung (z. B. Kompostvlies oder Häckselgut) oder
eventuell Überdachung (Niederschlagsschutz). Bei Niederschlägen von > 1.300 mm/a und Übernahmemengen von > 3.000 t Gesamtinput sind die Vorgaben der Richtlinie „Stand der Technik der Kompostierung“ anzuwenden.
- **Hauptrotte und Nachrotte, Problem: Mangelhafte Sauerstoffversorgung**
Abdecken der Mieten zum Schutz vor dem Eindringen von Niederschlag;
Maßnahmen tragen zur Verringerung des Sickerwassers aus den Rottekörpern bei.
Vermeidung der Gefahr Vernässung, zu hoher Wassergehalt im Rottegut;
Bei offenen Mieten können Niederschläge den Wasserhaushalt stark beeinflussen. Eine Vernässung ist durch geeignete Maßnahmen (z. B. Abdeckung mit Kompostvliesen) zu vermeiden.
- **Nachrotte, Problem: Materialverfrachtung sowie Staub- und Keimemissionen**
Abdecken der Mieten zur Vermeidung von Materialverfrachtung sowie Staub- und Keimemissionen
- **Produktlagerung, Problem: Nachträgliche Verunreinigung**
Ein Eintrag von Unkrautsamen lässt sich ausschließlich durch Abdeckung oder Einhausung verhindern.

3.2 Emissionsdaten bei der Bioabfallkompostierung (Methan und Lachgas)

Die im Folgenden aufgeführten Emissionsdaten aus dem Bereich Bioabfallkompostierung wurden u. a. dem Abschlußbericht „Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen“ für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück (Juli 1993 bis Februar 1995) entnommen [HELLMANN, 1995] und auf die Fragestellung hin analysiert, in welchem Zeitraum mit den höchsten Emissionen an CH_4 und N_2O zu rechnen ist. Hierfür wurden kumulierte Emissionen in jeweils 10-Tagesabschnitten berechnet. In der folgenden Betrachtung wird von einer Intensivrotte von 30 Tagen ausgegangen. Emissionen, die nach 30 Tagen auftreten, können der Nachrotte zugerechnet werden.

Während der Nachrotte von Bioabfällen scheinen folgende Parameter die Emissionen in relevantem Ausmaße zu beeinflussen:

- Umsetzintervall
- Strukturanteil
- Temperatur
- C/N-Verhältnis

Die genannten Einflussfaktoren werden in den folgenden Kapiteln weitergehend erläutert.

3.2.1 Einfluss des Umsetzintervalls auf die N_2O -und CH_4 -Emissionen

Durch das Umsetzen wird das Material gelockert und Sauerstoff in das Material eingebracht. Die Folge ist eine erhöhte Aktivität aerober Prozesse. Dadurch wird die Aktivität der strikt anaeroben Methanbildner stark reduziert. Auch wenn in der Intensivrotte nach dem Umsetzen der Mieten bereits nach wenigen Minuten das eingebrachte Sauerstoff (O_2) wieder veratmet ist und nach KORNER, 1990 anaerobe Verhältnisse wieder hergestellt sind, werden die strikt anaeroben Methanbildner doch immer wieder kurzzeitig aeroben Verhältnissen ausgesetzt und damit gehemmt [HELLMANN, 1995]. Darauf kann eine deutliche Reduktion der Methanemissionen bei täglichem Umsetzen zurückzuführen sein (Abbildung 3-2).

Bereits Untersuchungen aus 1987 zeigen auch hohe Methanbildungsraten (als CH_4 -Anteil im Porengas) unmittelbar nach dem Umsetzen in der Intensivrotte ohne aktive Belüftung, hervorgerufen durch einen umsetzbedingten starken Aktivitätsschub, bei dem es in Folge zu einer Unterversorgung an Sauerstoff kommt. Je nach Ausprägung – bedingt durch die Höhe an Aktivität und die Möglichkeit der Sauerstoffnachlieferung – kann so ein Methanschub mehrere Tage andauern [DOEDENS, SEYFRIED, KETELSEN, , 1987].

Durch den erhöhten Sauerstoffeintrag stiegen dagegen die N_2O -Emissionen durch häufiges Umsetzen (Abbildung 3-3). Bei täglichem Umsetzen waren die N_2O -Emissionen am höchsten. Der in die Miete eingebrachte Sauerstoff bewirkte wahrscheinlich einen kurzfristigen Nitrifikationsschub. Nachdem der Sauerstoff verbraucht war, wurde das gebildete Nitrat aufgrund der nun wieder herrschenden anoxischen Bedingungen im Rahmen der Denitrifikation nicht bis zu elementarem Stickstoff sondern nur bis zu N_2O umgesetzt. Wahrscheinlich durch den verringerten Sauerstoffeintrag waren die N_2O -Emissionen durch dreitägiges Umsetzen niedriger als bei eintägigem Umsetzen.

Unabhängig vom Umsetzungsintervall lag die Hauptbildungsphase von CH_4 während der ersten 20 Rottetage. In der restlichen Zeit fand nur noch eine geringfügige CH_4 -Bildung statt. Dagegen stiegen die N_2O -Emissionen erst nach 20 Tagen stark an. Dies könnte durch sinkende Temperaturen (d. h. nach Abklingen der thermophilen Phase) und verringerte C/N-

Verhältnisse bedingt sein. Einen analogen Emissionsverlauf fanden HELLEBRAND und KALK, 2000 bei der Stallmistkompostierung. Erst als die NH_3 - und CH_4 -Emissionen abnahmen, stiegen die N_2O -Emissionen an (Abbildung 3-4).

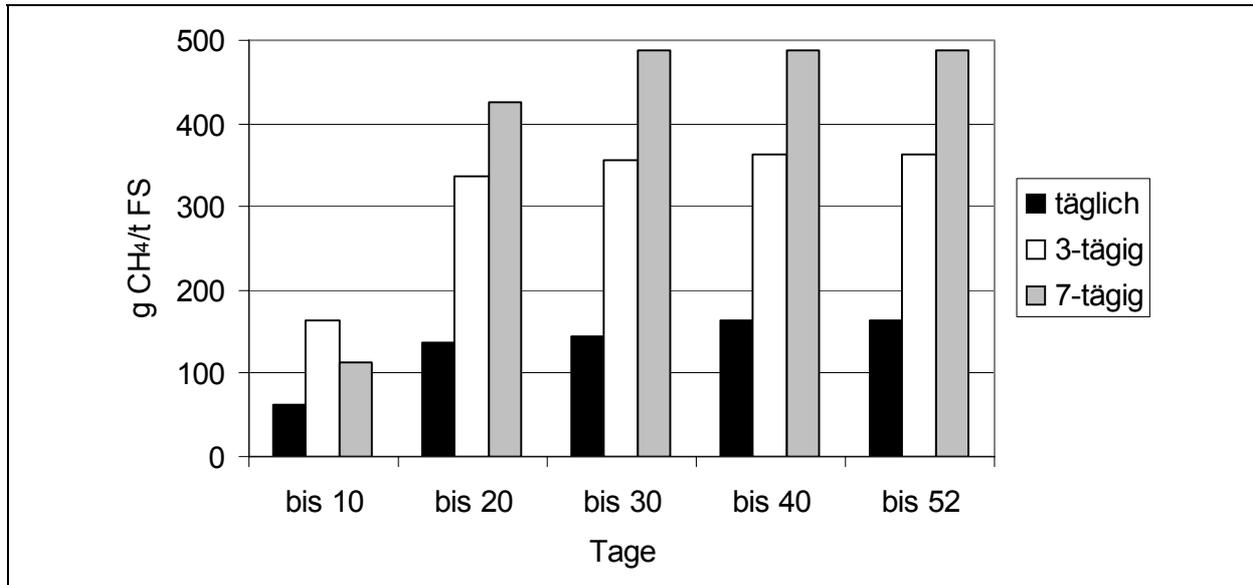


Abbildung 3-2: Kumulierte CH_4 -Emissionen aus Bioabfall; berechnet aus HELLMANN, 1995;
 Anmerkung: Daten wurden auf 50 % TS bezogen; zusätzlich ist zu beachten, dass bei einem Vergleich mit MBA-Substrat es sich hier um Rotteinput und nicht MBA-Input handelt. Um einen Vergleich mit MBA-Input anzustellen, müssten die Daten noch um etwa 50 % reduziert werden, da durch die mechanische Vorbehandlung ca. 50 % des Inputs vor der Rotte aussortiert wird).

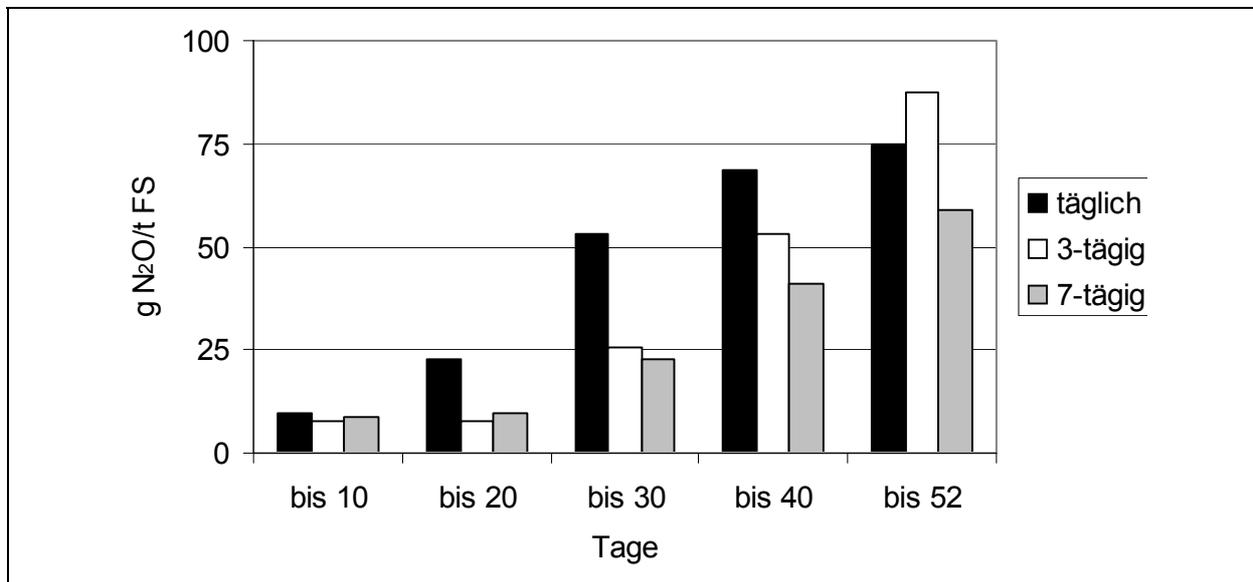


Abbildung 3-3: Kumulierte N_2O -Emissionen aus Bioabfall; berechnet aus HELLMANN, 1995
 Anmerkung: Daten wurden auf 50 % TS bezogen; zusätzlich ist zu beachten, dass bei einem Vergleich mit MBA-Substrat es sich hier um Rotteinput und nicht MBA-Input handelt. Um einen Vergleich mit MBA-Input anzustellen, müssten die Daten noch um etwa 50 % reduziert werden, da durch die mechanische Vorbehandlung ca. 50 % des Inputs vor der Rotte aussortiert wird).

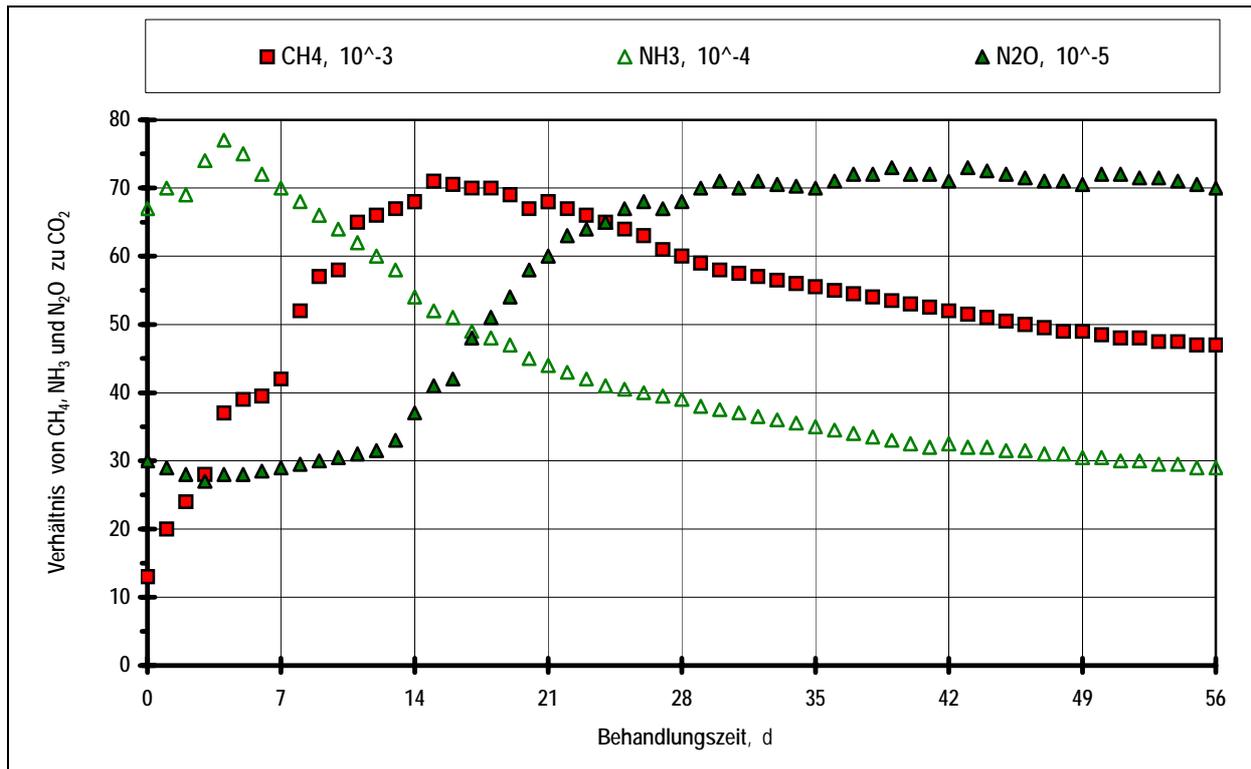


Abbildung 3-4: Emissionen im Verhältnis zu Kohlendioxid (CO₂) von Methan (Faktor 10⁻³ CH₄), Ammoniak (Faktor 10⁻⁴ NH₃) und Lachgas (Faktor 10⁻⁵ N₂O) bei der Stallmistkompostierung in Abhängigkeit von der Rottezeit; modifiziert nach HELLEBRAND und KALK, 2000

3.2.2 Einfluss des Strukturanteils auf die N₂O- und CH₄-Emissionen

Bei Bioabfall kann durch die Variation des Grüngutanteiles die Substratstruktur verändert werden. Ein hoher Grüngutanteil erhöht den Strukturanteil und verbessert die Permeabilität des Substrates für Gase. Dadurch kann ein erhöhter Gastransport sichergestellt werden (Sauerstoffzufuhr, aber auch Gasaustritt).

In den Untersuchungen von HELLMANN, 1995 konnten die CH₄-Emissionen durch einen erhöhten Strukturanteil reduziert werden (Abbildung 3-5). Dagegen traten gleichzeitig N₂O-Emissionen im ganzen Spektrum auf, mit Ausnahme der Variante mit 80 % Grüngutanteil, bei der die Emissionen am geringsten waren (Abbildung 3-6). Da während der Untersuchungen, die im Winter stattfanden, das Material mehrfach einfrohr und auftaute, sind die Ergebnisse jedoch nur eingeschränkt aussagekräftig.

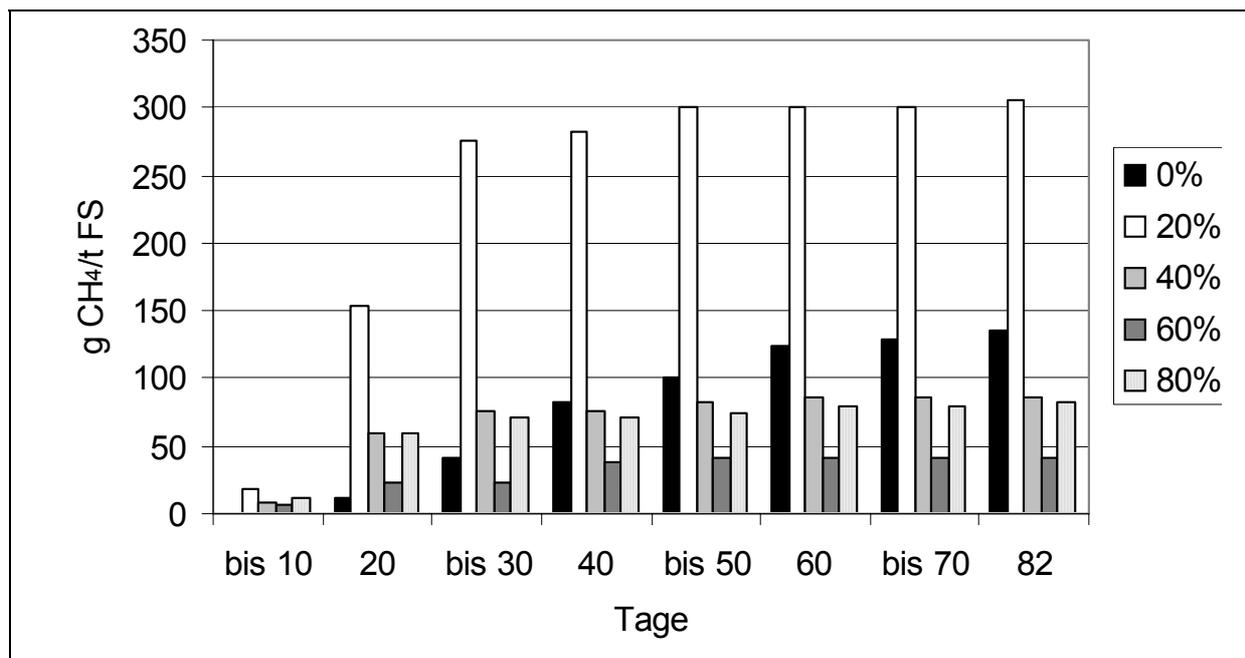


Abbildung 3-5: Kumulierte CH₄-Emissionen während der Bioabfallkompostierung mit verschiedenen Strukturanteilen [HELLMANN, 1995]

Anmerkung: Daten wurden auf 50 % TS bezogen; zusätzlich ist zu beachten, dass bei einem Vergleich mit MBA-Substrat es sich hier um Rotteinput und nicht MBA-Input handelt. Um einen Vergleich mit MBA-Input anzustellen, müssten die Daten noch um etwa 50 % reduziert werden, da durch die mechanische Vorbehandlung ca. 50 % des Inputs vor der Rotte aussortiert wird).

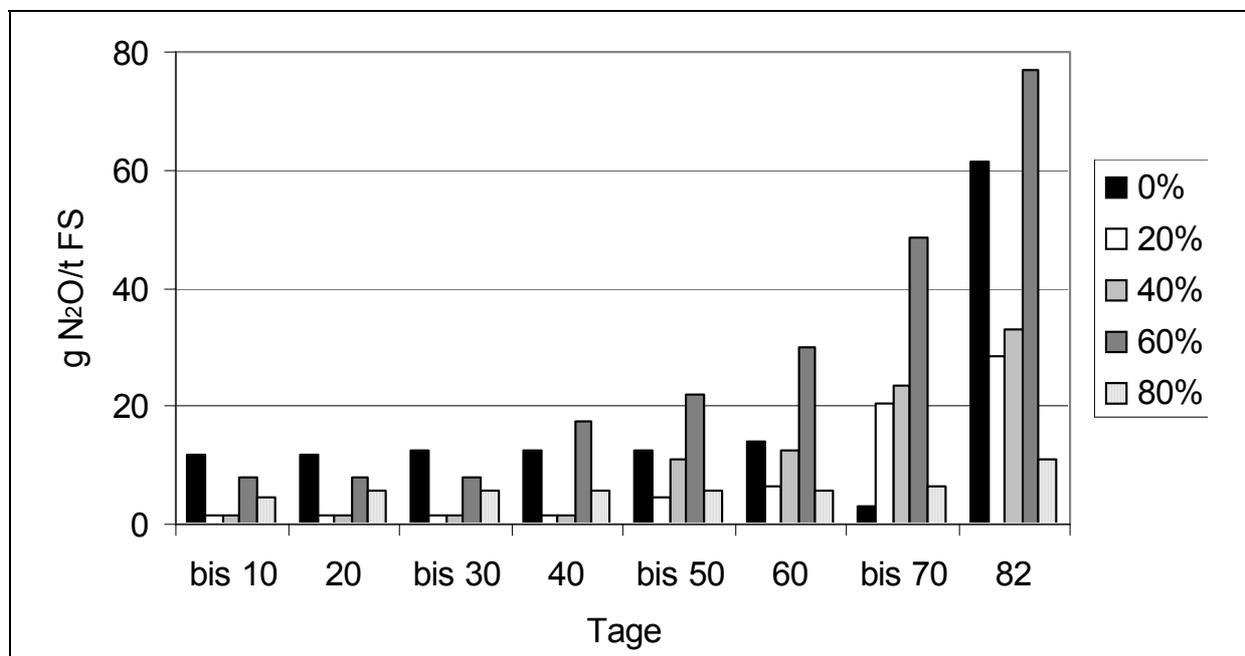


Abbildung 3-6: Kumulierte N₂O-Emissionen während der Bioabfallkompostierung mit verschiedenen Strukturanteilen [HELLMANN, 1995]

Anmerkung: Daten wurden auf 50 % TS bezogen; zusätzlich ist zu beachten, dass bei einem Vergleich mit MBA-Substrat es sich hier um Rotteinput und nicht MBA-Input handelt. Um einen Vergleich mit MBA-Input anzustellen, müssten die Daten noch um etwa 50% reduziert werden, da durch die mechanische Vorbehandlung ca. 50% des Inputs vor der Rotte aussortiert wird).

3.2.3 Einfluss der Temperatur auf die Emissionen der Kompostierung

Die biologische Spannweite des tolerierbaren Bereiches von Mikroorganismen bezogen auf die Temperatur, sowie ihre Fähigkeit sich an neue Verhältnisse zu adaptieren ist sehr unterschiedlich.

Die Temperatur in einer Rottemiete folgt einem charakteristischen Muster und ist bestimmt von einem Wechsel der Temperaturphasen.

Nach dem Aufschütten der Miete kommt es durch die beginnenden intensiven Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen und der zu geringen Möglichkeit des Entweichens der entstehenden Wärme zu einem Anstieg der Temperatur in der Miete.

Die maximale Temperatur, die durch mikrobielle Aktivität erreicht werden kann, liegt bei 75 °C [NELL und WIECHERS, 1975]. Höhere Temperaturen können in Mieten u. a. durch Isolationseffekte auftreten. Die Mikroorganismen, die für die jeweiligen Emissionen verantwortlich sind, zeitweise gehemmt und zeitweise gefördert, je nach ihren spezifischen Ansprüchen.

Die CH₄-Bildung kann im ganzen Temperaturspektrum stattfinden, also gerade auch während der thermophilen Phase der Intensivrotte bei 60 bis 70 °C [REINHARD et al., 1994]. Dagegen finden N₂O-Emissionen erst bei Temperaturen i. d. R. < 50 °C statt [SCHIEBL, 1995; TOLLKNÄPPER, 1996, HELLMANN, 1995; HAO, 2001]. Erhöhte N₂O-Emissionen finden jedoch erst in der zweiten mesophilen Phase statt, d. h. nachdem ein starker Kohlenstoffabbau stattgefunden hat.

Untersuchungen der VEOLIA Environment von BACHELEY et al., 2008 kommen zu dem Ergebnis, dass N₂O im wesentlichen während der Nachrotte / zum Ende des Prozesses gebildet wird, wenn die Temperaturen unter 45 °C gefallen sind und nachdem die NH₃ Emissionen zum Erliegen gekommen sind. Beim genaueren Hinsehen kommt es auch am ersten Tag während der Selbsterhitzung (< 45 °C) zu vergleichsweise geringen Lachgas-Emissionen. Zu diesem Zeitpunkt hat die NH₃-Bildung noch nicht eingesetzt. Es handelte sich um Laborversuche in 160 Liter Reaktoren, die während der Intensivrotte über 6 Wochen mit 300 L/h belüftet wurden und 2 mal (R) umgesetzt wurden. In der anschließenden Nachrotte wurde über weitere 55 Tage mit 175 L/h belüftet.

Insgesamt wurden 7 % von N des Frischmaterials als NH₃-N und 0,9 % als N₂O-N freigesetzt. Begünstigend für die NH₃ Freisetzung waren dabei Temperaturen > 45 °C, pH-Werte > 7 und eine intensive Belüftung sowie zweimaliges Umsetzen. Die Freisetzung von N₂O fand bei Temperaturen < 45 °C statt, wenn ein ausreichendes N-Angebot vorhanden war, aber noch keine NH₃ Bildung begonnen hatte, bzw. die NH₃-Bildung abgeklungen war.

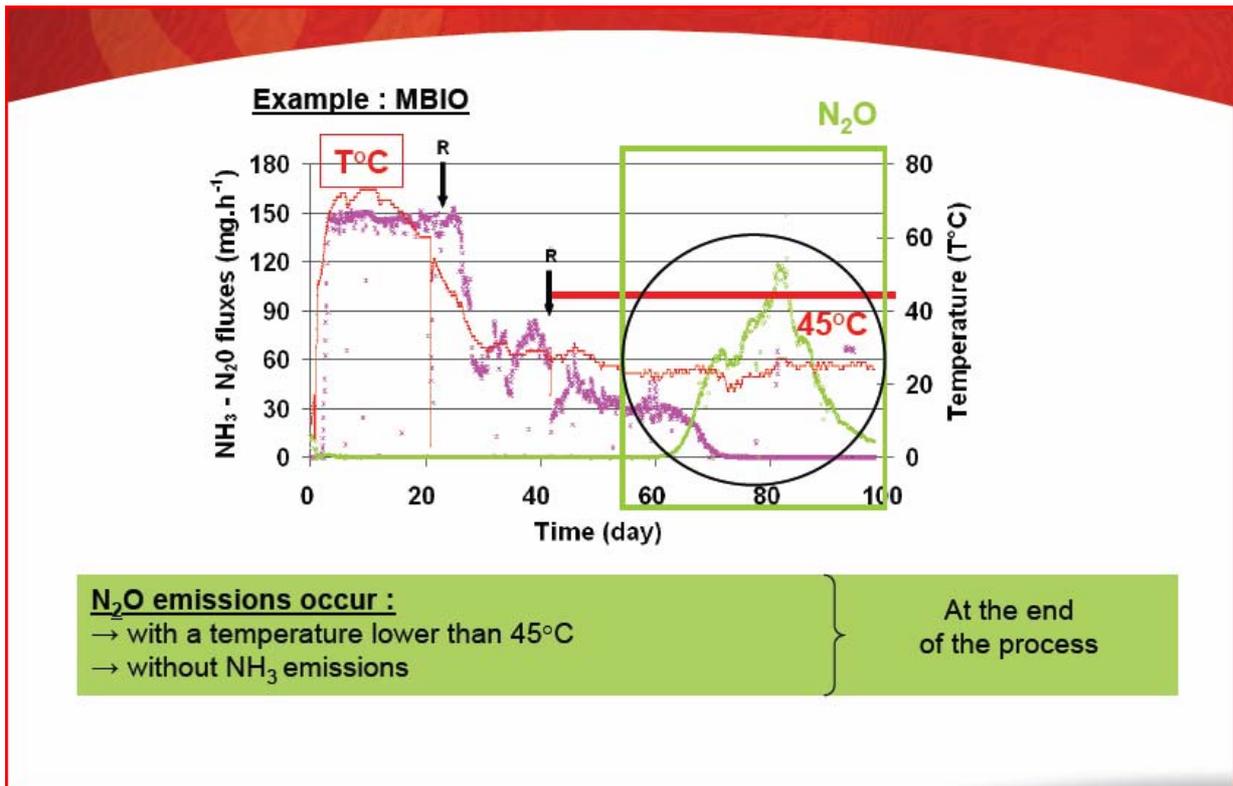


Abbildung 3-7: Verlauf der Bildung von Lachgas aus städtischen Biomüll (MBIO) während der Kompostierung, Umsetzen (R) [BACHELEY et al., 2008]

3.2.4 Einfluss des C/N-Verhältnisses auf Lachgasemissionen

Bei der Kompostierung von ausschließlich biogenen Stoffen zeigte sich ein Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis und auftretenden N₂O-Emissionen. Bei einem hohen C/N-Verhältnis (> 25) wird der durch den mikrobiellen Abbau der Biomasse freiwerdende Stickstoff, der in Form von Ammonium (NH₄⁺) vorliegt, für das mikrobielle Wachstum benötigt. Somit kann wenig Stickstoff gasförmig entweichen. Dennoch gebildetes Nitrat wird im Mietenkörper aufgrund der geringen Sauerstoffverfügbarkeit und hohen Konzentration an leicht verfügbarem Kohlenstoff während der Intensivrotte fast vollständig zu elementarem Stickstoff reduziert. Verringert sich der Gehalt an leicht verfügbarem Kohlenstoff, z. B. nach der Intensivrotte, reduziert sich auch die mikrobielle Aktivität. Der vorliegende mineralische Stickstoff und zusätzlich aus der organischen Substanz freigesetzte Stickstoff wird nun nicht mehr in gleichem Maße für die mikrobielle Biomasse benötigt. Die Folge können gasförmige Verluste in Form von Ammoniak (NH₃) oder Lachgas sein, wenn der Ammonium-Stickstoff über Nitrit zu Nitrat nitrifiziert wird. Bei C/N-Verhältnissen < 17 wurden je nach Ausgangssubstrat erhöhte N₂O-Emissionen gefunden [SCHIEBL, 1995; TOLLKNÄPPER, 1996].

3.3 Übertragbarkeit der Kompostierungsdaten auf die MBA

Emissionsdaten der Kompostierung von Bioabfällen und Stallmist sind hinsichtlich der qualitativen Aussagen auf MBA-Material übertragbar, da in allen Substraten organische Substanz durch mikrobielle Aktivität abgebaut wird. Allerdings ist ein quantitativer Vergleich nur eingeschränkt möglich, denn die Inhaltsstoffe der Substrate unterscheiden sich z. T. erheblich:

So ist im MBA-Material ein geringerer Anteil von verfügbarem organischen Kohlenstoff vorhanden. Kunststoffabfälle, die zwar zur Fraktion des organischen Kohlenstoffe gehören, werden nicht oder nur sehr eingeschränkt durch die mikrobielle Aktivität abgebaut. Hinsichtlich der TOC-Emissionen kann deshalb angenommen werden, dass diese während der Kompostierung ausschließlich biogener Materialien (z. B. Bioabfall) höher liegen.

Bei der Kompostierung wird unter anderem organisches Strukturmaterial (z. B. Holz, Astschnitt) zur besseren Durchlüftung zugesetzt, um eine Erhöhung der aeroben mikrobiellen Aktivität zu erreichen.

Bei der MBA können auch Klärschlämme mitbehandelt werden. Klärschlamm erniedrigt in der Regel die Porosität und das C/N-Verhältnis. Beides ist in den meisten Fällen für den aeroben Prozess nicht vorteilhaft, kann aber durch entsprechende Maßnahmen kompensiert werden.

Im Hinblick auf das Einhalten der Zuordnungskriterien für die Deponierung (Heizwert, TOC) ist das Vorhandensein von Strukturmaterial bei MBA-Anlagen nicht sinnvoll. Hier kann jedoch durch den Zerkleinerungsgrad und die Abscheiderate der heizwertreichen Grobfraction im Rahmen der vorgelagerten mechanischen Aufbereitung in begrenztem Maße Einfluss auf die Struktur genommen werden. Im Gegensatz zur Vorabsiebung z.B. < 60 mm ist unter Belüftungsaspekten eine Nachabsiebung der Grobfraction bzw. des Strukturmaterials nach der Rotte vorteilhafter.

Über die Stickstofffraktionen in MBA-Material ist relativ wenig bekannt. Analog zu TOC-Emissionen, können N₂O-Emissionen nur von mikrobiell verfügbarem Stickstoff stammen. Stickstoff in Kunststoffen dürfte keine N-Emissionen induzieren. Neben Temperatur und Redoxverhältnissen, beeinflusst das C/N-Verhältnis der mikrobiell verfügbaren C- und N-Fractionen wesentlich die N₂O-Emissionen. Bei einem hohen C/N-Verhältnis kann mineralischer Stickstoff (Ammonium, Nitrit und Nitrat) in die mikrobielle Biomasse eingebaut werden. Bei einem geringen C/N-Verhältnis wird mineralischer Stickstoff frei, der dann in Form von NH₃, N₂, NO und N₂O emittiert werden kann. Dies kann z. B. bei Speiseresten der Fall sein, die nicht mit Strukturmaterial, das ein hohes C/N-Verhältnis aufweist, vermischt werden.

4 Spezifische Quellen für die Entstehung von Lachgas in der MBA

4.1 MBA mit aerober Behandlung: Intensivrottstufe

In der Intensivrotte steht ausreichend mikrobiell verfügbarer Kohlenstoff zur Verfügung. Aufgrund der hohen mikrobiellen Aktivität der heterotrophen Mikroorganismen steigt die Temperatur rasch an. Das beim Abbau organischer Substanz freiwerdende Ammonium wird von der schnell wachsenden Biomasse rasch aufgenommen. Dadurch steht wenig freier mineralischer Stickstoff zur Verfügung, der Voraussetzung für eine Lachgasbildung ist. Die hohe Aktivität der Heterotrophen und die hohen Temperaturen in der Intensivrotte reduzieren bzw. hemmen die Aktivität der Nitrifikanten. Aus diesem Grund sind die Lachgasemissionen aus der Intensivrotte bis auf den kurzen Zeitraum der Selbsterhitzung über ca. 30 Stunden gering.

Am Beispiel der Tunnelrotte der MBA Cröbern (D) betragen die Halbstundenmittelwerte an Lachgas 7 Stunden nach Rottestart bis zu 350 mg/m^3 (Abbildung 4-1). Im weiteren Verlauf der Rotte lagen die Konzentrationen von N_2O meist unterhalb der Nachweisgrenze von 2 mg/m^3 [MATTERSTEIG, 2009]. Ein Distickstoffmonoxidpeak wurde zu Beginn der jeweiligen Messkampagnen registriert. Nach HELLEBRAND (1999) beginnt bei reduzierenden Bedingungen eines organischen Abfalls die Nitratatmung. In den Übergangszonen zwischen aeroben und anaeroben Zustand läuft die Denitrifikation nicht vollständig ab und die Distickstoffmonoxidfreisetzung nimmt zu. Nachdem ein Intensivrottetunnel mit frischem Material befüllt und die Belüftung gestartet wird, wird das gebildete Distickstoffmonoxid ausgetragen. Untersuchungen an zwei weiteren MBA-Anlagen bestätigen die erhöhten Distickstoffmonoxidkonzentrationen zu Beginn der Intensivrotte [MATTERSTEIG, 2009].

Anmerkung der Verfasser dieser Studie: Neben der erwähnten Nitratatmung (Denitrifikation) kann ebenso auch die Nitrifikation die Quelle des Lachgases sein, vorausgesetzt die Rottetemperaturen liegen $< 45 \text{ }^\circ\text{C}$. Diese Randbedingung sollte für die ersten 30 Stunden der Intensivrotte (Phase der Selbsterhitzung) zutreffend sein. Danach kann solange keine Nitrifikation mit Lachgasbildung mehr stattfinden, bis die Temperaturen wieder auf $< 45 \text{ }^\circ\text{C}$ absinken, d.h. bis zur Phase der Nachrotte.

Eine Lachgasbildung vor der Intensivrotte, d.h. bei der Anlieferung und mechanischen Aufbereitung von Restabfall ist bei guter fachlicher Praxis nicht gegeben. Sollte jedoch der Anlieferbereich für Lagerzwecke bzw. längere Vorhaltung (z.B. über Nacht, Wochenende) genutzt werden, bei der es zur Selbsterhitzung im Haufwerk kommen kann, muss auch hier bereits mit einer Lachgasbildung gerechnet werden. Im Prinzip wäre dann der Rottebeginn vorverlagert worden. Auch zur Unterdrückung organischer Emissionen muss es Ziel sein, dass der Abfall den Anlieferbereich schnell durchläuft und erst in der Rottestufe kontrolliert und aktiv mikrobiologisch intensiviert wird.

Ein vergleichbares Beispiel stellt die MBA Lüneburg mit einer 16-wöchigen Rotte in Tafelmieten dar, die auf insgesamt 7 unterschiedlich große Belüftungsfelder aufgeteilt sind (Abbildung 4-2). Der Rotteeintrag mit Frischmaterial findet über eine Woche im Belüftungsfeld 1 statt. Hier kommt es während der Selbsterhitzung aus den gleichen Gründen wie im vorhergehenden Beispiel der MBA Cröbern zur Freisetzung von Lachgas. Im Übrigen ist die Methanbildung im Eintragsfeld erwartungsgemäß niedrig. Nach dem Rotteeintrag in Feld 1 über einen Zeitraum von einer Woche wird auf Feld 2 ungesetzt. Im weiteren Verlauf bis zum Belüftungsfeld 6 ist die Bildung von Lachgas unbedeutend, die Rottetemperaturen sind hoch, d.h. eine Lachgasbildung über Nitrifikation ist nicht zu erwarten [CUHLS, 2001].

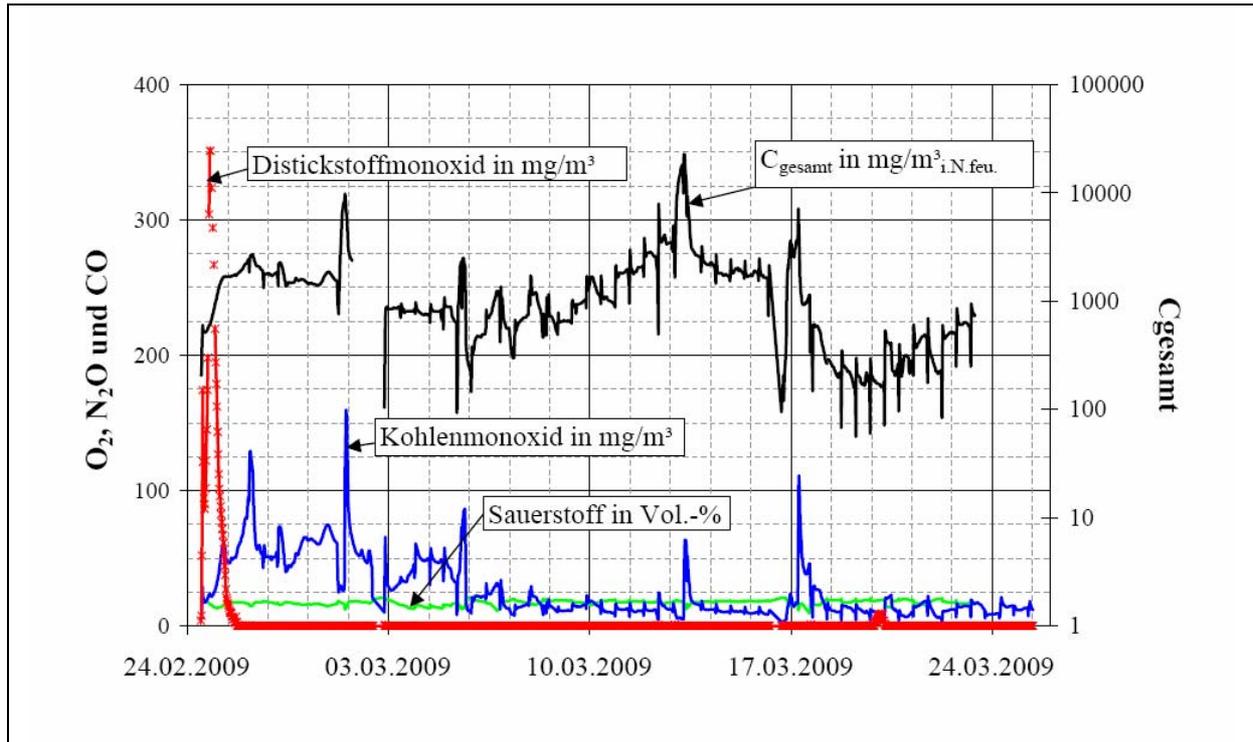


Abbildung 4-1: Konzentration von Sauerstoff, Distickstoffmonoxid, Kohlenmonoxid und Ges,-C. während der Messkampagne 2 an der MBA Cröbern [MATTERSTEIG, 2009]

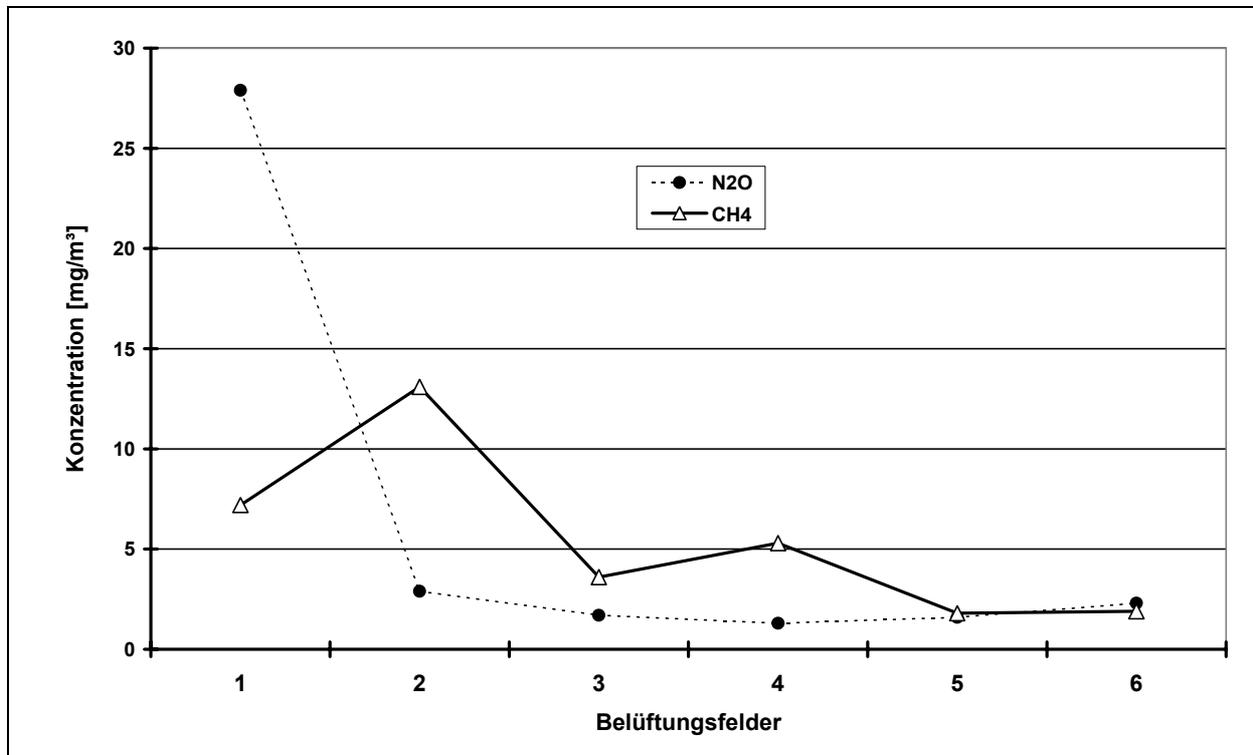


Abbildung 4-2: CH₄- und N₂O-Konzentrationen der Belüftungsfelder der Tafelrotte der MBA Lüneburg in Abhängigkeit von der Behandlungsdauer (Belüftungsfeld 1: Rotteeintrag, Belüftungsfeld 7: Rotteaustag nicht dargestellt), [CUHLS, 2001]

Umfangreiche Emissionsmessungen wurden in der MBA Linkenbach im Jahr 2001 durchgeführt [WALLMANN, 2002]. Neben der Prozessabluft aus der 3-wöchigen Intensivrotte (jedes Mietenfeld entsprach einer Rottedauer von ca. 4 Tagen) wurden auch die vorgelagerten Abluftströme aus den Bereichen Anlieferung und mechanische Aufbereitung, die in Linkenbach als Zuluft für die Rottehalle eingesetzt wurden, u. a. im Hinblick auf die Parameter TOC, Lachgas und Ammoniak untersucht. Die wesentlichen Erkenntnisse der N₂O-Messungen sind in Abbildung 4-3 beschrieben.

Die Lachgaskonzentration nahm im Verlauf der Intensivrotte der MBA Linkenbach ab. Die während der Intensivrotte ausgetragene Lachgasfracht lag mit ca. 30 g/Mg MBA-Input deutlich unter dem Grenzwert der 30. BImSchV von 100 g/Mg. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ca. 40 % der gemessenen N₂O-Emissionen durch die Abluft aus der Anlieferung und mechanischen Aufbereitung als Zuluft in die biologische Stufe der Anlage gelangt sind (siehe Abbildung 4-3). Bei Wiederholungsmessungen unter erhöhtem Durchsatz wurden 2002 auf der MBA Linkenbach 25 g N₂O/Mg MBA-Input festgestellt. Darin enthalten waren die Anlieferung, mechanische Aufbereitung und Intensivrotte [WALLMANN, 2005].

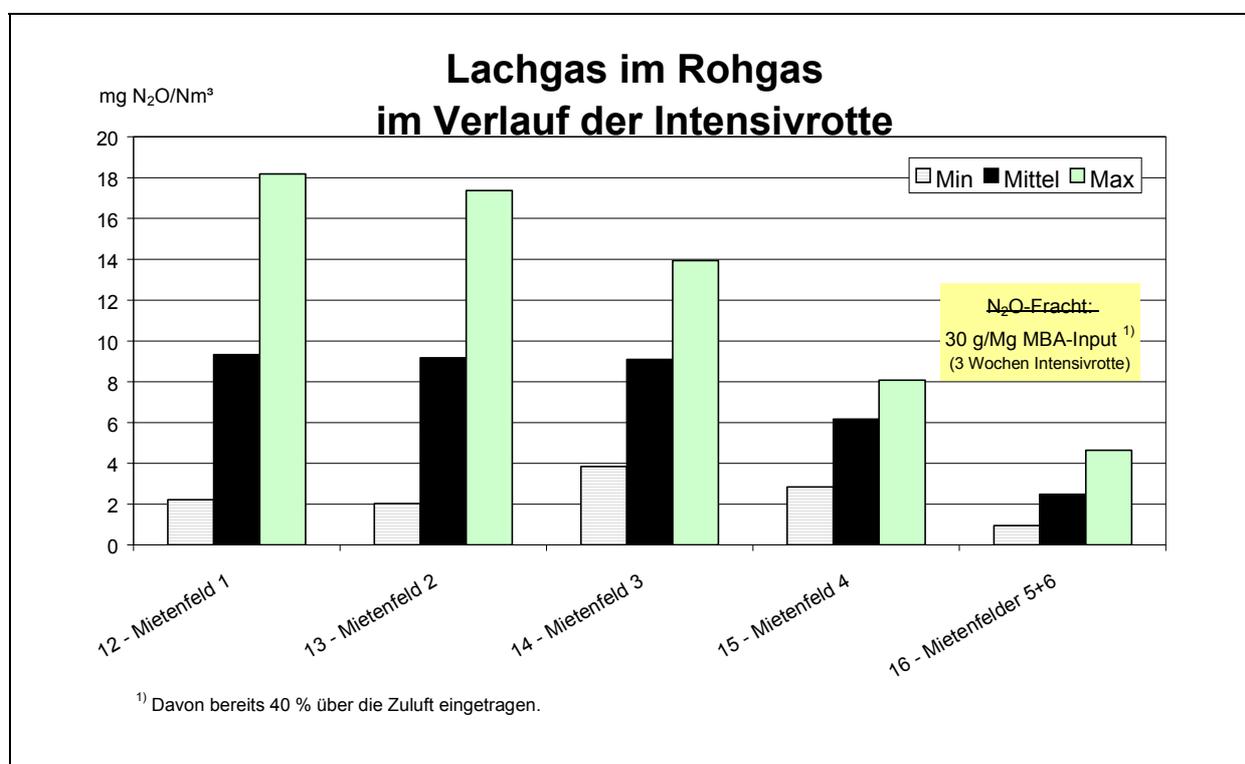


Abbildung 4-3: Lachgasentwicklung im Verlauf der 3-wöchigen Intensivrotte (incl. Anlieferung und mechanische Aufbereitung) der MBA Linkenbach (Rohgas), jedes Mietenfeld entspricht einer Behandlungsdauer von 4 Tagen [WALLMANN, 2002]

4.2 MBA mit anaerob-aerober Behandlung: Vergärungsstufe

Im Abfall liegt der Stickstoff in der Regel als organisch gebundener Stickstoff oder in Form von Ammonium vor. Da während der Vergärung anaerobe Bedingungen vorherrschen, können keine N₂O-Emissionen auftreten, denn dafür müsste Nitrat vorliegen. Eine Nitrifikation findet nicht statt, weil der Sauerstoff fehlt. Durch den Kohlenstoffaustrag in der Vergärung in Form von Biogas (CH₄, CO₂) findet indirekt eine Anreicherung des organisch gebundenen Stickstoffs und des Ammoniums im Gäraustrag statt. NH₃ entsteht in der Regel nicht. In der Vergärungsstufe verringert sich also das C/N-Verhältnis, was die Gefahr der Lachgasbildung in der Nachrotte erhöht (siehe Kap. 4.3).

Die Maximierung des Biogasertrages geht auch immer mit einer Verringerung der Restaktivität des Gäraustrages einher. Für die anschließende Nachrotte kann eine geringe aerobe Restaktivität bedeuten, dass die gewünschte Selbsterhitzung ausbleibt bzw. die Rottetemperatur schnell wieder abklingt. Auch hier besteht die Gefahr der Lachgasbildung (siehe Kap. 4.3).

Da die Vergärung nur den anaeroben Teilschritt der biologischen Behandlung darstellt, muss immer auch auf die nachgeschalteten Prozesse der aeroben Behandlung - bis zum Erreichen der Ablagerungskriterien - gesehen werden.

Im Fall der Trockenvergärung sind dieses die Aerobisierung und Nachrotte der festen Gärrückstände, siehe Kapitel 4.3: Nachrotte.

Im Fall der Nassvergärung sind dieses die Nassoxidation bzw. aerobe Stabilisierung der gesamten Gärreste, siehe Kapitel 4.4: aerobe thermophile Stabilisierung.

4.3 MBA mit anaerob-aerober Behandlung: Nachrottstufe

In der Nachrotte hinter Vergärungsstufen können hohe N₂O-Emissionen entstehen. Der mikrobiell verfügbare Kohlenstoff ist im Gäraustrag abgemindert; es liegen nur geringe C/N-Verhältnisse im Substrat vor. Dafür kann nun das Ammonium im Substrat oxidiert / nitrifiziert werden, da nun die Temperaturen unter 50 °C sinken und die Nitrifikanten ab < 45 °C wieder aktiv werden. Dabei können zum Teil hohe NO₂⁻ (Nitrit) -Peaks auftreten, die dann i. d. R. mit hohen N₂O-Emissionen einhergehen. Eine Möglichkeit, die aerobe Aktivität anzuheben, besteht in der Zumischung von frischem, unbehandeltem Abfall (z.B. Siebüberlauf) aus der mechanischen Aufbereitung zum Gäraustrag.

Ein Beispiel für die Lachgasbildung in der Nachrotte aus Laborversuchen ist bereits in Kapitel 3.2.3 vorgestellt (Abbildung 3-7), desgleichen bei der Nachrotte in Containern in Kapitel 1.6 (Abbildung 1-15).

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse eines großtechnischen Versuches zur Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (MBA Hannover) bezüglich der Lachgasbildung dargestellt [WALLMANN et al., 2001].

Insgesamt wurden bei dem Versuch 300 Mg Gärrückstände in einer Tafelmiere unter Überdachung nachgerottet, zunächst 5 Wochen mit insgesamt 1.300 m³/Mg MBA-Input belüftet. Danach wurde nicht mehr aktiv belüftet. Umgesetzt wurden die Gärrückstände nach der ersten, zweiten, vierten und fünften Rotteweche.

In Abbildung 4-4 sind die Verläufe von Mietentemperatur und Außentemperatur in den ersten 7 Wochen der Nachrotte dargestellt. In der ersten Behandlungswoche blieb die max. Temperatur knapp unter 50 °C. Nach dem Umsetzen fiel die Temperatur auf 31 °C ab. Am Ende der zweiten Rotteweche wurden 64 °C erreicht. Nach dem Umsetzen fiel die

Temperatur auf unter 30 °C. Über die nächsten zwei Rottewochen stieg die Temperatur auf fast 70 °C. Durch das Umsetzen sank die Temperatur erneut auf 23 °C ab. Im weiteren Verlauf erholte sich die Temperatur nur langsam und stagnierte bei ca. 50 °C ohne aktive Belüftung. Die wiederholte starke Abkühlung während des Umsetzens resultierte aus den niedrigen Umgebungstemperaturen während des Versuches.

In Abbildung 4-5 sind die korrespondierenden Verläufe von N₂O (Rohgas) und Ammonium, Nitrit, Nitrat (Eluatkonzentrationen) während der ersten 10 Wochen der Nachrotte dargestellt. Die Eluatwerte wurden aus dem Ausgangsmaterial und aus Proben bestimmt, die während des Umsetzens nach der zweiten, vierten, siebten und zehnten Rottewoche entnommen wurden. Bis zum zweiten Umsetzen liegen die Stickstoffverbindungen vollständig in reduzierter Form als Ammonium vor. Beim dritten Umsetzen nach vier Wochen sank die Ammoniumkonzentration und sowohl Nitrit als auch Nitrat wurden erstmalig in deutlichen Gehalten im Eluat festgestellt. Bei den nächsten Bestimmungen nach der siebten und nach der zehnten Woche gingen Ammonium, Nitrit und Nitrat zurück. Der Verlauf an Lachgas zeigte zu Beginn einen kleinen Peak (vgl. Abbildung 4-5), danach einen unauffälligen Verlauf bis zum zweiten Umsetzen und dann einen zweiten Peak mit einer Konzentration von über 200 mg/m³, der gegen Ende der zweiten Rottewoche auf ca. 130 mg/m³ abfiel. Nach dem dritten Umsetzen am Ende der dritten Rottewoche zeigte sich ein ausgeprägter N₂O-Peak von 800 mg/m³, der gegen Ende der vierten Woche wieder auf unter 200 mg/m³ zurückging. Danach wurde N₂O nicht weiter gemessen, weil die aktive Belüftung eingestellt wurde.

Aus der Verknüpfung der Inhalte der 3 Bilder können folgende Aussagen belegt werden:

- In der Phase der Nachrotte kommt es - insbesondere bei kalten Umgebungstemperaturen - beim Umsetzen zu Temperatureinbrüchen auf < 45 °C, die eine Lachgasbildung ermöglichen.
- Steigen die Rottetemperaturen danach wieder auf über ca. 50 °C an, kommt die Lachgasbildung zum Erliegen.
- Die Lachgasbildung ist an den mikrobiologischen Prozess der Nitrifikation (Ammonium → Nitrit → Nitrat) gekoppelt.
- Insgesamt ist die Nachrotte durch einen Stickstoffverlust / Stickstoffemission in Form von NH₃, N₂O, NO und N₂ in die Atmosphäre geprägt.

Der Abbildung 4-6 und der Tabelle 4-1 ist zu entnehmen, dass die eingesetzten Abluftbehandlungsanlagen die N₂O-Fracht nicht nennenswert reduzieren konnten. Bei hohen Ammoniakkonzentrationen im Rohgas zu Beginn der Nachrotte wurden durch die thermischen Anlagen (TRO) teilweise deutliche zusätzliche N₂O-Bildungen festgestellt, während bei sehr hohen N₂O-Konzentrationen um 600 bis 800 mg/Nm³ durch die thermische Behandlung Reduktionen von ca. 20 % beobachtet wurden. Durch den Einsatz einer sauren Wäsche zur Ammoniakabscheidung vor der TRO (< 10 mg NH₃/Nm³) konnte in einem 2. Versuchsdurchgang die sekundäre Bildung von Lachgas nahezu ausgeschlossen werden. Die in Tabelle 4-1 für die 3-Kammer-TRO ausgewiesene höhere N₂O-Fracht (285 g/Mg) in Vergleich zur 2-Kammer-TRO (250 g/Mg) ist durch die umfangreichere Ammoniakverbrennung bzw. die daraus resultierende erhöhte Sekundärbildung von N₂O in der TRO zu erklären (Versuchsphase ohne saure Wäsche) [WALLMANN et al., 2001].

Die im durchgeführten Nachrotteversuch mit Gärrückständen aufgetretene Überschreitung des Lachgasgrenzwertes kann durch suboptimale Rahmenbedingungen im Versuch erklärt werden. Vor dem Hintergrund, dass weitgehend vergleichbare Praxisanlagen wie z.B. die RABA Bassum den Grenzwert unterschreiten [CUHLS, 2001], kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der Lachgasgrenzwert der 30. BImSchV durch entsprechende Prozessteuerung eingehalten wird [WALLMANN et al., 2001].

In der Phase der Umsetzung der 30. BImSchV in Deutschland hatte sich gezeigt, dass insbesondere die MBA-Anlagen mit trockener Vergärungsstufe zunächst von Überschreitungen des Lachgasgrenzwertes betroffen waren. Ursächlich dafür war die Lachgasbildung in der Nachrotte. Durch Anpassung der Betriebsführung in der Nachrotte durch:

- Verstärkte Strippung des Ammoniaks in der Aerobisierung bzw. zu Beginn der Nachrotte,
- Bedarfsweise Zugabe von Wasser, welches nur geringe N-Konzentrationen aufweist,
- Erhöhung des Temperaturniveaus auf > 45 bis 50 °C,
- Zugabe von Hilfsstoffen zur Ammoniakbindung

konnte der Emissionsgrenzwert von 100 g N₂O/Mg deutlich unterschritten werden. Es ist zu beachten, dass bei MBA-Anlagen mit einer offenen Nachrotte der Emissionsgrenzwert meistens nur für den eingehausten, gekapselten Anlagenbereich gilt. Die Emissionen aus der offenen Nachrotte bleiben dann unberücksichtigt.

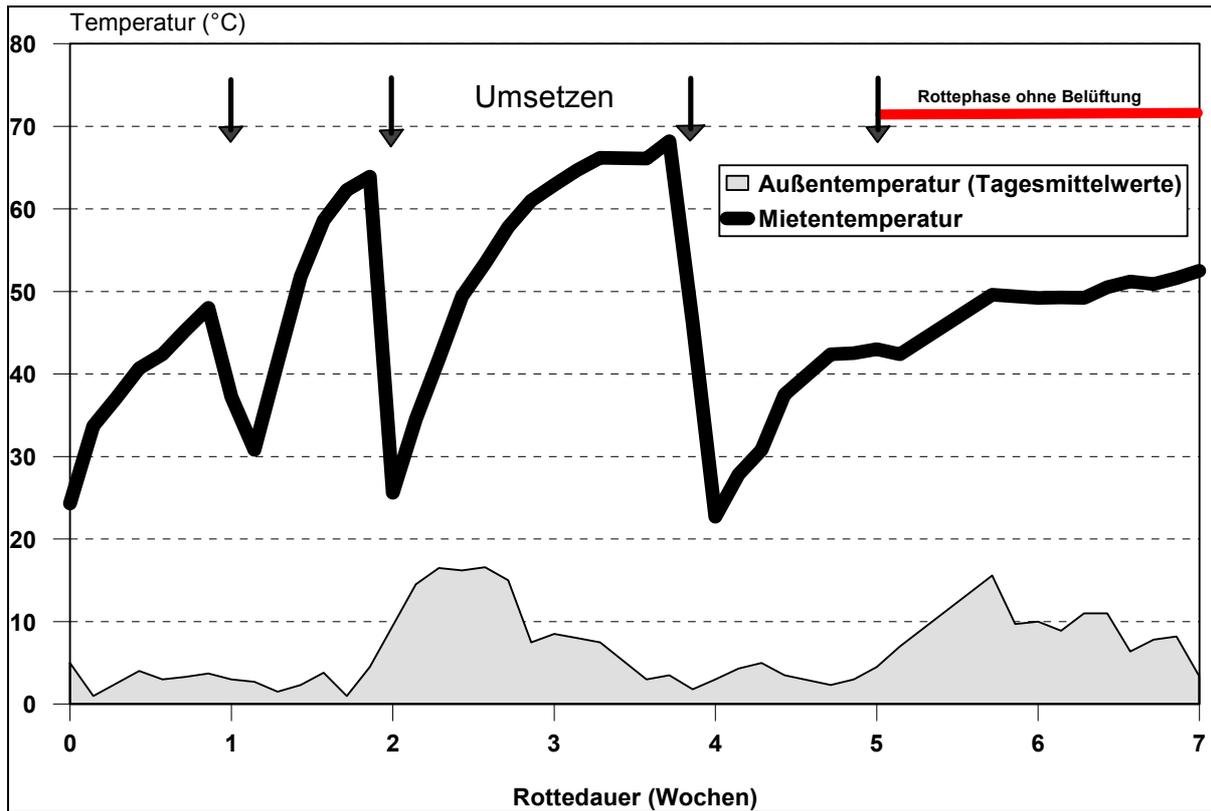


Abbildung 4-4: Verläufe von Miettemperatur und Außentemperatur in den ersten 7 Wochen der Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (Versuch Hannover), ↓ markiert Umsetzzeitpunkte

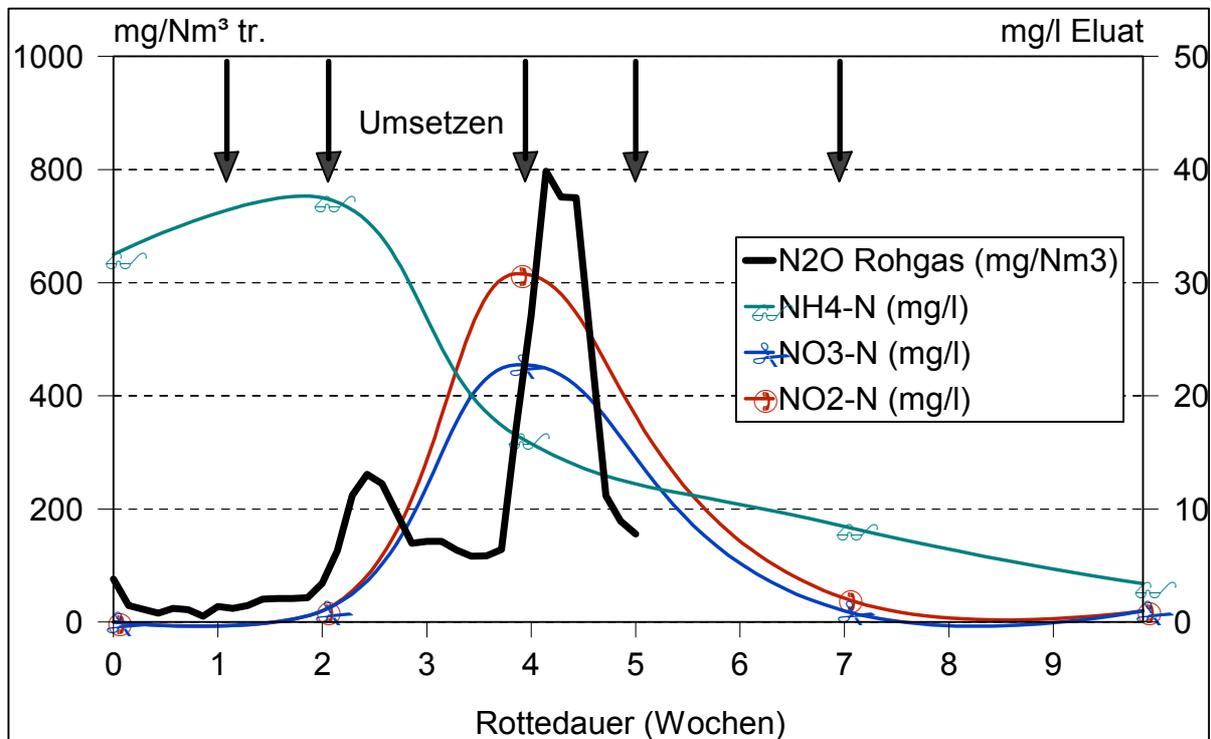


Abbildung 4-5: Verläufe von N₂O (Rohgas) und Ammonium, Nitrit, Nitrat (Eluatwerte) in den ersten 10 Wochen der Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (Versuch Hannover), ↓ markiert Umsetzzeitpunkte

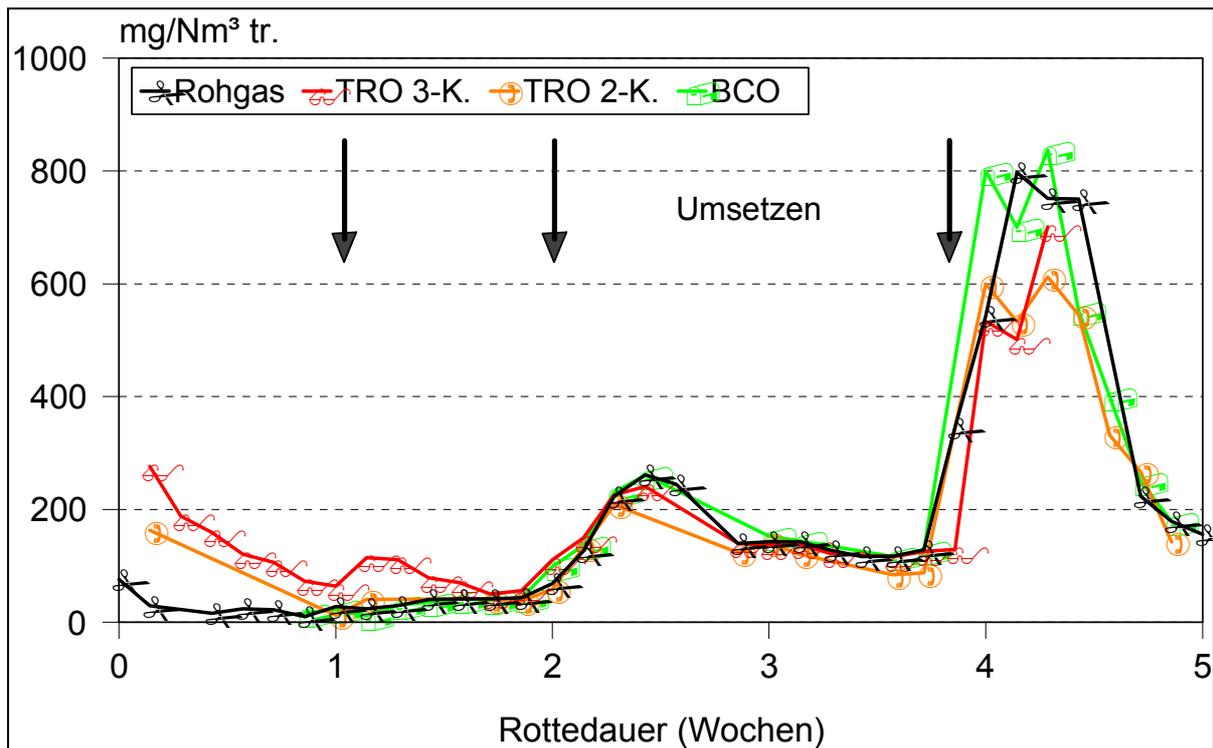


Abbildung 4-6: Verläufe der N₂O-Konzentrationen im Rohgas und in den Reingasen nach 3-Kammer RTO (TRO 3-K.), nach 2-Kammer RTO (TRO 2-K.) und nach saurer Wäsche + Biofilter (BCO) während der ersten 5 Wochen der Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (Versuch Hannover), ↓ markiert Umsetzzeitpunkte

Parameter	Einheit	Grenzwert 30. BImSchV (TMW/HMW)	Versuchsergebnisse			
			Rohgas	RTO (3-Kammer)	RTO (2-Kammer)	Saure Wäsche + Biofilter
TOC	mg/Nm ³	20 / 40	10 - 200	< 4	< 7	10 - 200
TOC	g/Mg	55	80	5	10	78
Staub	mg/Nm ³	10 / 30	-	-	-	-
Geruch	GE/m ³	500	2.000 – 40.000	180	860	< 500
PCDD/F	ng/Nm ³	0,1	< 0,005			
Lachgas	g/Mg	100	275	285	250	285

Tabelle 4-1: Versuchsergebnisse der Abgasreinigungsaggregate während der Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren (Versuch Hannover) im Vergleich zu den Grenzwerten der 30. BImSchV [WALLMANN et al., 2001]

4.4 MBA mit aerober Behandlung: Nachrottstufe

An anderes Beispiel aus Kanada untersuchte die Treibhausgasbildung bei der Kompostierung von Stallmist aus der Rinderhaltung [HAO et al., 2001]. In Feldversuchen wurden Mieten von Stallmist mit den Abmessungen 3,6 m Breite x 14 m Länge x 1,4 m bis 1,6 m Höhe aufgesetzt. Es gab eine Variante mit aktiver Belüftung (6 x Umsetzen) und eine passive Variante ohne Belüftung und ohne Umsetzen mit jeweils 3 Wiederholungen. Die Behandlungsdauer betrug 99 Tage. Das Ergebnis der aktiven Kompostierung mit den täglichen Oberflächenemissionen ist in Abbildung 4-7 dargestellt. Abgesehen von der Lachgasbildung zu Beginn der Rotte zeigten sich nach dem 5. und insbesondere nach dem 6. Umsetzen (70. und 84. Tag) zwei deutliche Lachgaspeaks. Der Stallmist wies ein C/N-Verhältnis von 19,3 auf. Da an dieser Stelle eine qualitative Betrachtung des Phänomens ausreichen soll, wird auf eine weitergehende Diskussion und Ergebnisdarstellung verzichtet und auf die Originalarbeit verwiesen.

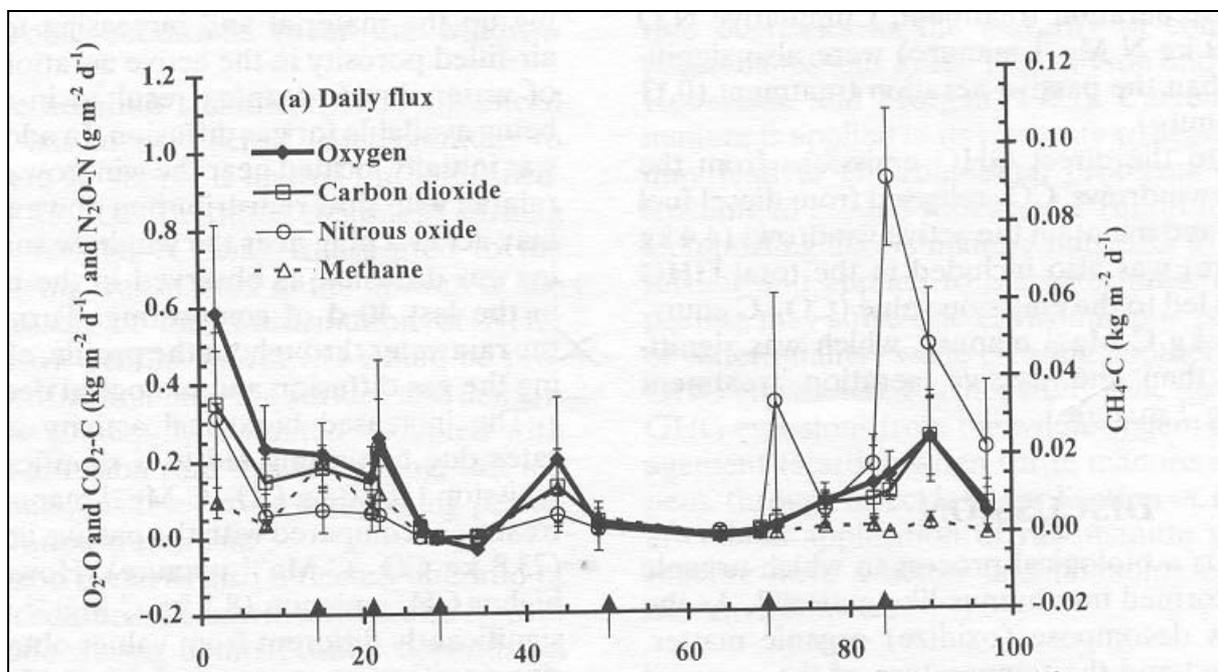


Abbildung 4-7: Treibhausgasemissionen (CO_2 , N_2O , CH_4) und O_2 -Verbrauch während der aktiven Kompostierung von Stallmist, bezogen auf die Mietenoberfläche zu Beginn der Behandlung, \blacktriangle markiert die Umsetzzeitpunkte [HAO et al., 2001]

In einer tschechischen Studie [HABART et al., 2009] wurden die Einflüsse von Temperatur, Belüftungsintensität und Materialmix auf die N_2O -Bildung während der Kompostierung in 70 Liter Reaktoren untersucht. Zwei Mischungen auf der Basis von Holzhackschnitzel, frischem Grass und Laub wurden einmal Schweinegülle bzw. einmal Harnstoff zur Optimierung des C/N-Verhältnisses zugesetzt. Der Ansatz mit Harnstoff zeigte eine hohe N_2O -Produktion bei niedrigen Temperaturen sowie eine dreifach geringere N_2O -Produktion bei hoher Temperatur. Die Mischung ohne Harnstoffzusatz zeigte bei hoher Temperatur fast keine N_2O -Produktion. Die N_2O -Bildung war am höchsten, wenn die Nitratkonzentration zunahm. Daher wurde N_2O hauptsächlich als ein Nebenprodukt der Nitrifikation vermutet.

Ein weiteres Beispiel aus Deutschland zeigt die Bildung von Methan und Lachgas während einer 12-wöchigen Nachrotte in 36 m³ Containern im Anschluss an eine 3-wöchige Intensivrotte (siehe Abbildung 4-3). Die Container verfügten über eine Absaugung der Luft am Boden und über eine Abluftfassung der diffusen Emissionen aus der Rotteoberfläche. Während der Nachrotte wurde in unterschiedlichen Intervallen umgesetzt und bei Bedarf bewässert. Die ermittelten CH₄-Konzentrationen sind in Abbildung 4-8 und die gemessenen N₂O-Konzentrationen in Abbildung 4-9 dargestellt. Insgesamt waren nennenswerte Methanemissionen zu Beginn der Nachrotte festzustellen und konträr dazu setzte die Lachgasbildung erst in der zweiten Hälfte der Nachrotte ein. Dabei traten sowohl in der Saugluft als auch über die Oberfläche der Mieten (diffus) hohe Konzentrationen mit um 1.000 mg N₂O/m³ auf.

In Summe wurden über die Saugluft und die Mietenoberfläche jeweils ca. 9,5 g Lachgas je Mg MBA-Input emittiert, was eine Fracht von 19 g/Mg ergibt. Für den geschlossenen Anlagenteil (Anlieferung, Mechanische Aufbereitung und 3-wöchige Intensivrotte) wurde 2002 eine emittierte Lachgasfracht von ca. 25 g/Mg MBA-Input ermittelt. Für die gesamte Anlage kann auf dieser Basis eine Lachgasemission von ca. 44 g/Mg berechnet werden. Der Grenzwert der 30. BImSchV von 100 g/Mg wäre demnach sehr deutlich unterschritten. [WALLMANN et al., 2005]

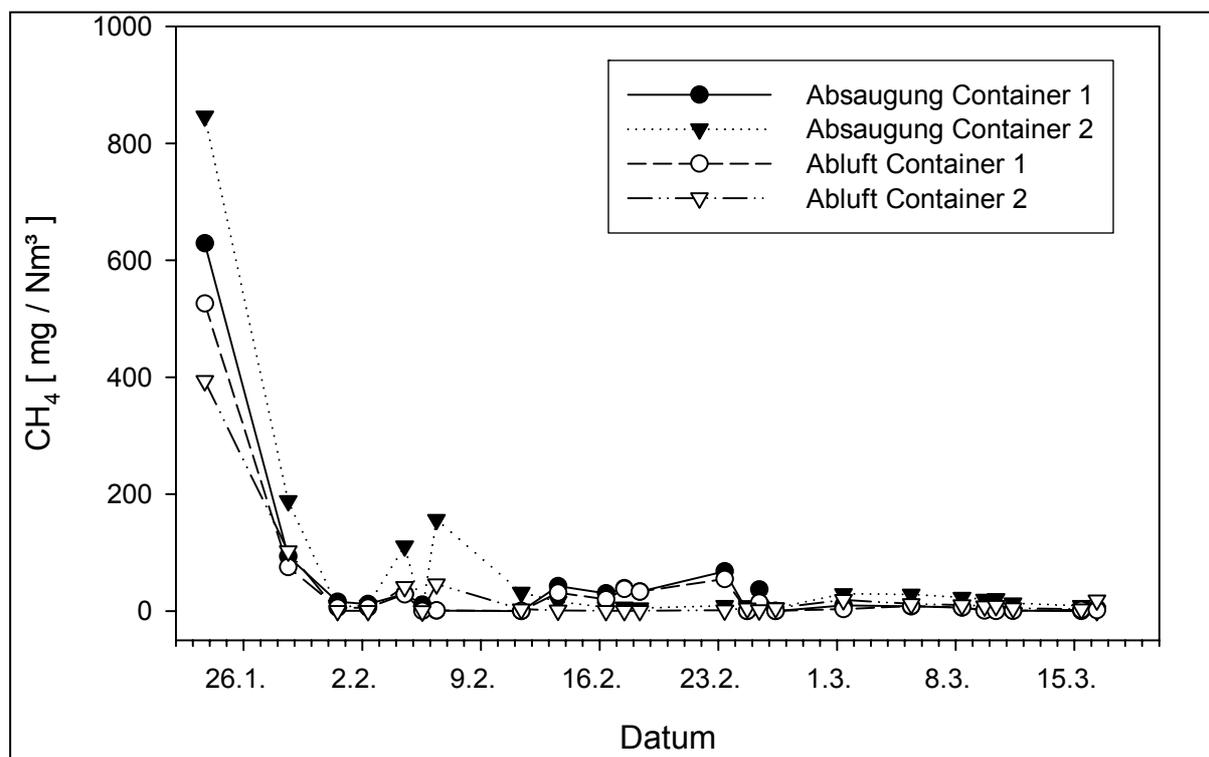


Abbildung 4-8: Verlauf der CH₄-Konzentrationen in der Absaugung und in der Mietenabluft über die Oberfläche während einer 12-wöchigen belüfteten MBA-Nachrotte in Containern (nach dreiwöchiger Intensivrotte)

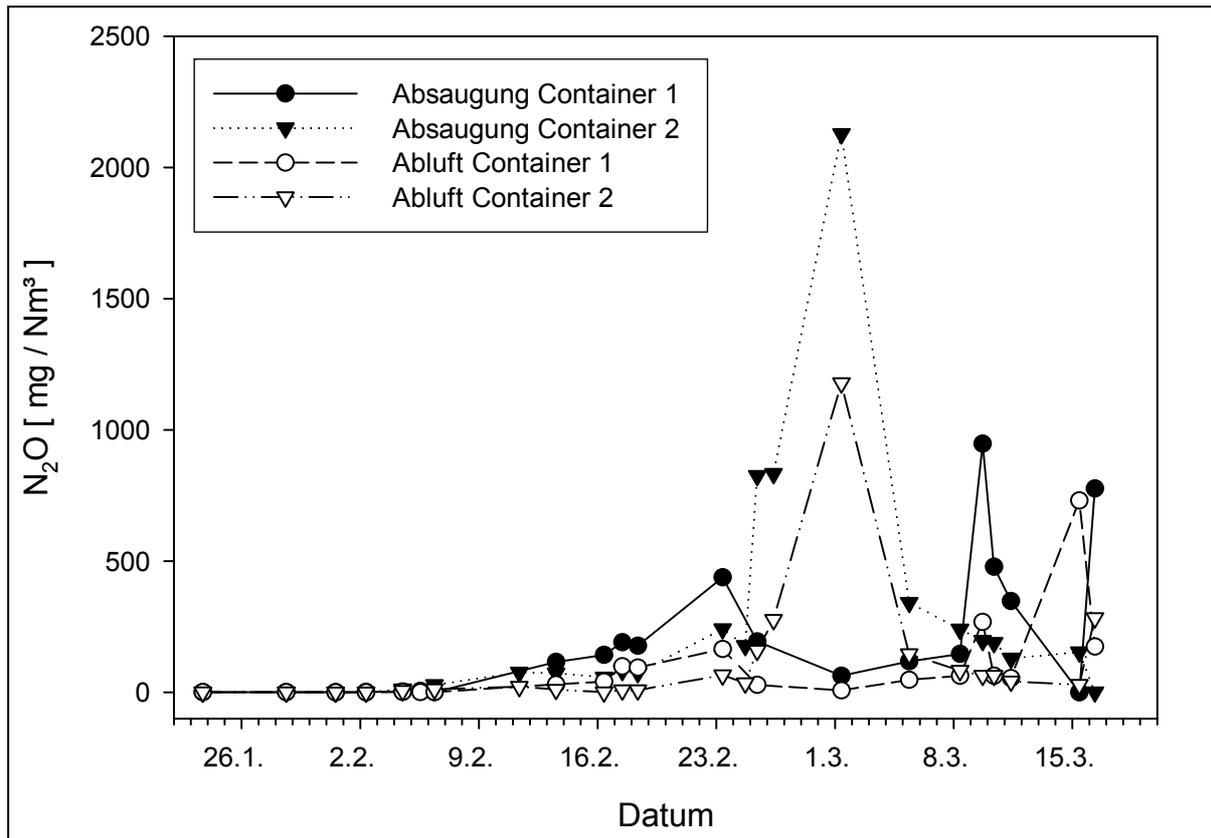


Abbildung 4-9: Verlauf der N₂O-Konzentrationen in der Absaugung und in der Mietenabluft über die Oberfläche während einer 12-wöchigen belüfteten MBA-Nachrotte in Containern (nach dreiwöchiger Intensivrotte)

Neben den betrieblichen Möglichkeiten über eine erhöhte Rottetemperatur zur einer Minderung der primären Lachgasbildung in der Nachrotte zu gelangen, kann auch eine Erhöhung des C/N-Verhältnisses zum Ziel führen. Das C/N-Verhältnis kann einerseits durch die Zugabe von C-reichen Abfallbestandteilen, andererseits durch die Entnahme von N aus dem Rottegut erfolgen. Stickstoff kann z.B. in Form von Ammoniak verstärkt ausgestrippt werden. Eine andere Möglichkeit ist die Bindung des Ammoniums mit Hilfe von Zusätzen / Additiven im Abfall, so dass der im Ammonium gebundene Stickstoff nicht mehr biologisch verfügbar ist. Dazu liegt eine Deutsche Patentanmeldung 102004003038.3 vor: „Verfahren zur Begrenzung der Lachgasemission einer offenen oder geschlossenen Rotte“ (Abbildung 4-10). Das Verfahren ist großtechnisch mit Erfolg zum Einsatz gekommen. Die Vorzüge bzw. Besonderheiten des Einsatzes bestehen darin, dass die Anwendung als Sofortmaßnahme unmittelbare Wirkung zeigt und dass über die Höhe der Dosierung des Additivs die Reduktion des Lachgases gesteuert werden kann.

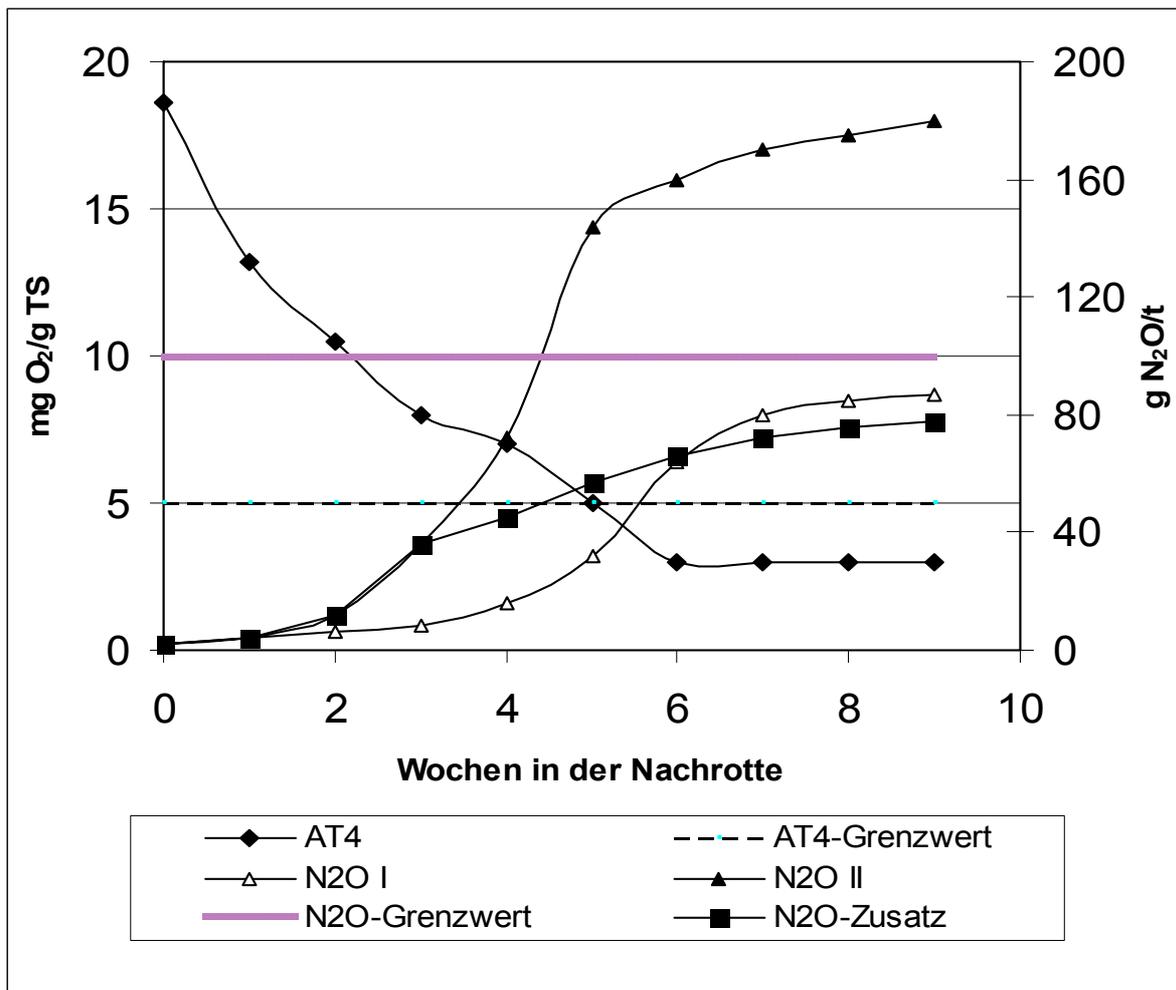


Abbildung 4-10: Exemplarisch kumulierte Lachgasfracht mit (N2O I) und ohne (N2O II) N2O-Zusatz zur Ammoniumbindung und typischer AT₄-Verlauf in der Nachrotte (aus: Deutsche Patentanmeldung 102004003038.3)

4.5 MBA: Aerobe thermophile Stabilisierung

Bei einer MBA mit Nassvergärungsstufe ist in der Regel dem Fermenter eine flüssige aerobe Stabilisierung oder Nassoxidation nachgeschaltet. Da es in dieser Prozessstufe zu einer Temperaturentwicklung kommt, wird allgemein auch von aerober thermophiler Stabilisierung (ATS) gesprochen. Auch hier kann es bei hohen Ammoniumkonzentrationen im Fermenteroutput über die Nitrifikation in der ATS zu hohen NO_2^- -Konzentrationen im flüssigen Gärrückstand kommen. In der Folge kann dies zu hohen N_2O -Emissionen führen. Eine falsche Prozessführung der ATS zum Beispiel (um 9:43 Uhr Intervall-Belüftung ein, um 11:20 Uhr Intervall-Belüftung aus) registriert die automatische Messeinrichtung am Kamin der Abgasbehandlungsanlage mit N_2O -Spitzen von ca. 200 mg/m^3 (5-Minuten-Werte) bzw. mit bis zu 150 mg/m^3 als Halbstundenmittelwert (Abbildung 4-11 und Abbildung 4-12).

In der Phase der Umsetzung der 30. BImSchV in Deutschland hatte sich gezeigt, dass auch die MBA-Anlagen mit nasser Vergärungsstufe zunächst von Überschreitungen des Lachgasgrenzwertes betroffen waren (Abbildung 4-13). Ursächlich dafür war die Lachgasbildung in der ATS. Durch Anpassung der Betriebsführung in der ATS über eine belüftungsgesteuerte Regelung der Nitrifikation und Denitrifikation konnte der Emissionsgrenzwert von 100 $\text{g N}_2\text{O}/\text{Mg}$ mittlerweile auf allen Anlagen deutlich unterschritten werden.

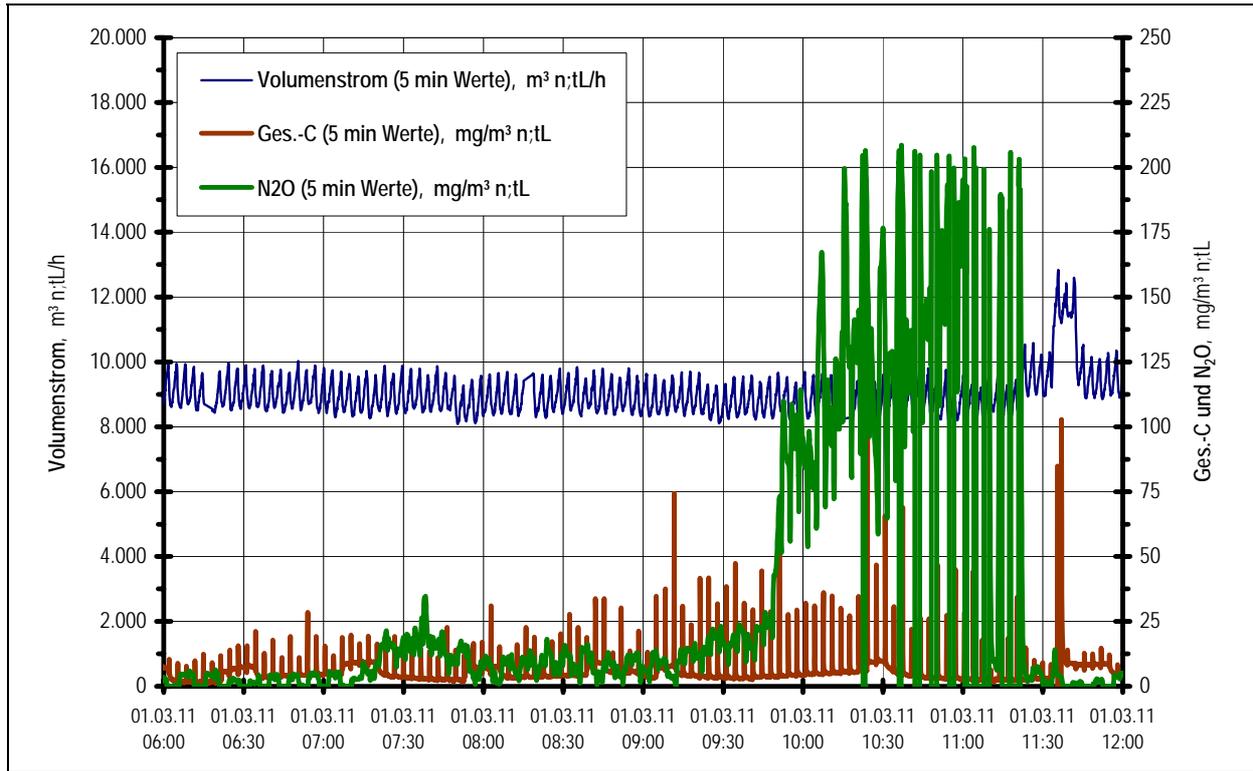


Abbildung 4-11: Volumenstrom sowie Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) und Lachgas (N₂O) als 5-Minuten-Werte bezogen auf Normkubikmeter trockene Luft (n;tL), Intervall-Belüftung zwischen 9:43 Uhr und 11:20 Uhr

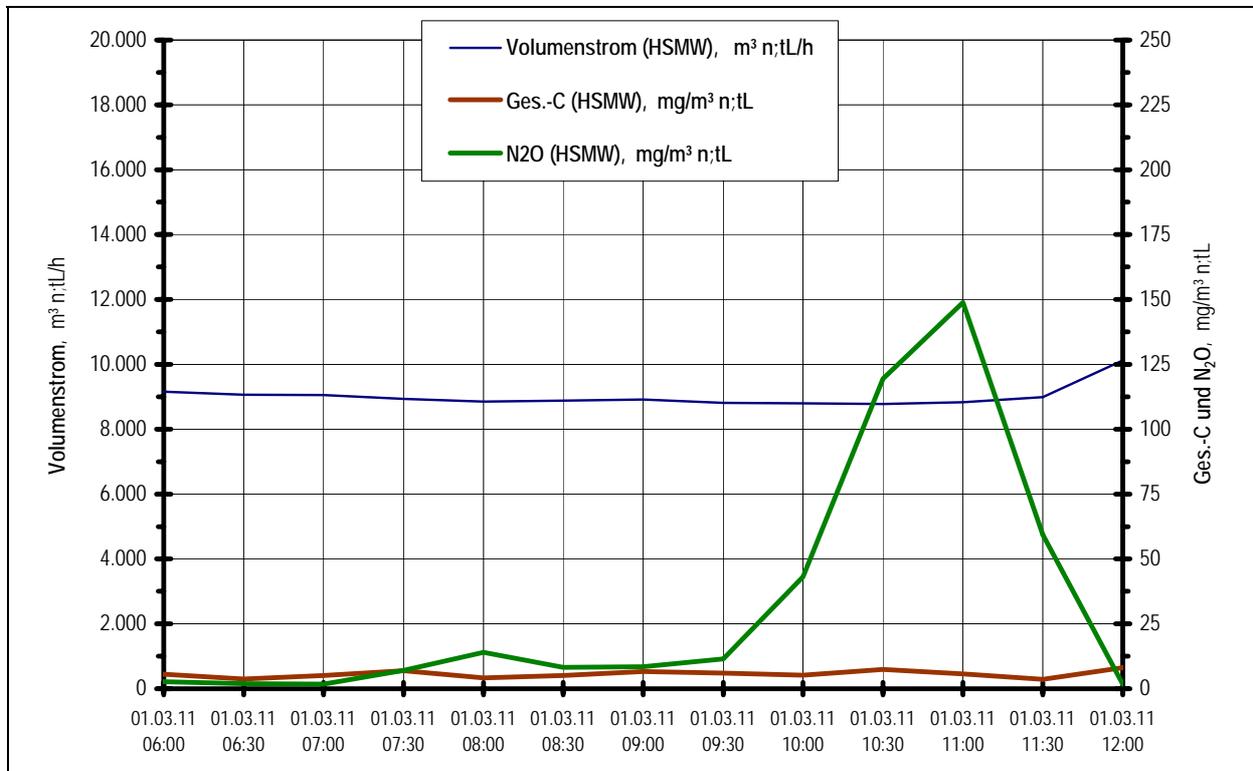


Abbildung 4-12: Volumenstrom sowie Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) und Lachgas (N₂O) als Halbstundenmittelwerte (HSMW) bezogen auf Normkubikmeter trockene Luft (n;tL), Intervall-Belüftung zwischen 9:43 Uhr und 11:20 Uhr

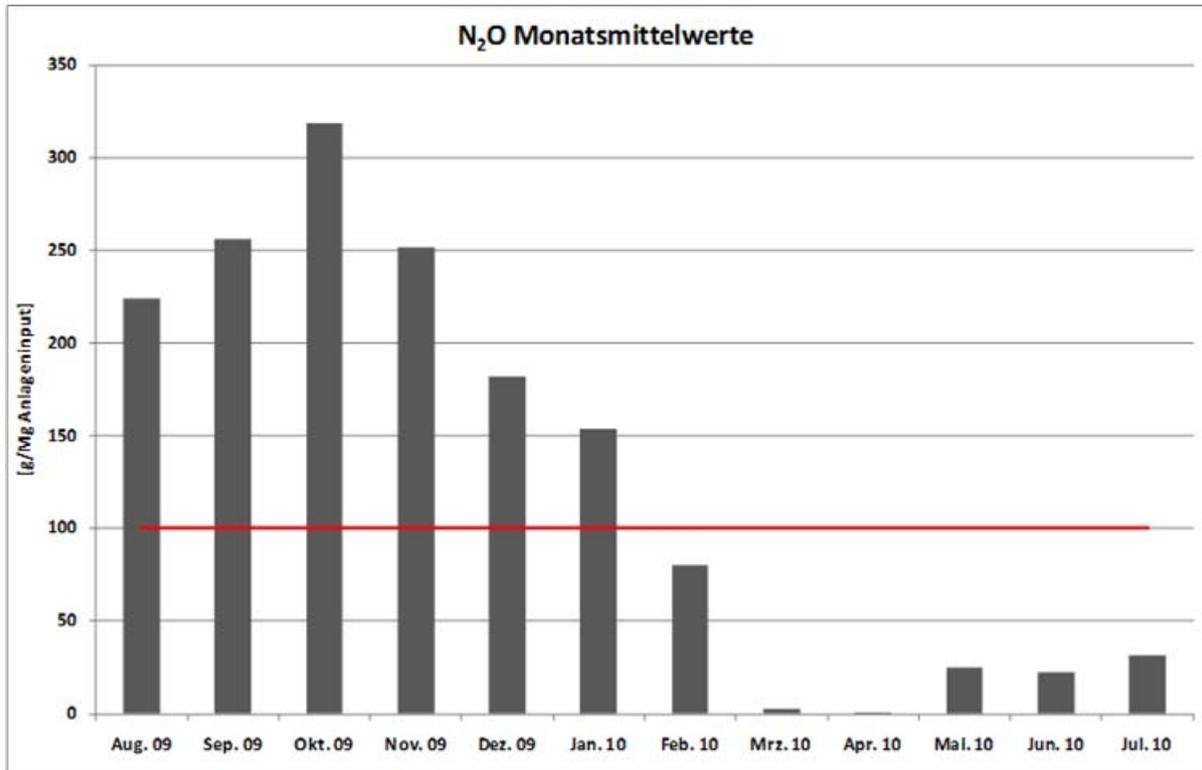


Abbildung 4-13: Lachgas (N₂O) Monatsmittelwerte der MBA Südniedersachsen (Nassvergärung mit ATS des Gärrückstandes), [FRICKE & KUGELSTADT, 2010]

4.6 Differenzierung der Lachgasproblematik auf aerobe MBA-Anlagen und anaerob - aerobe MBA-Anlagen

Vorbemerkung: Die atmosphärische Hintergrundbelastung (Immissionsmittel) beträgt etwa 0,32 ppm bzw. 0,58 mg N₂O/m³ (im Vergleich: CH₄ etwa 1,8 ppm). Bei der Berechnung von Emissionsfaktoren kommt dieser ubiquitär vorbelasteten Zuluft in die MBA besondere Bedeutung zu, da ein resultierender Abluftvolumenstrom von z.B. 10.000 m³/Mg Abfallinput bereits eine Fracht von 5,8 g N₂O/Mg verursacht, ohne dass eine Emission aus der Abfallbehandlung berücksichtigt wird. Die nachstehenden Betrachtungen zu Emissionsfaktoren weisen daher nur die erwartete Zusatzbelastung aus der biologischen Abfallbehandlung aus.

Der Bereich Anlieferung und mechanische Aufbereitung stellt in der Regel keine Lachgasquelle dar. Die VDI Richtlinie 3475 Blatt 3 nennt hier bei bestimmungsgemäßen Betrieb Konzentrationen < 3 mg/m³ bzw. Emissionsfaktoren < 2 g/Mg. Kommt es dahingegen – bei nicht bestimmungsgemäßen Betrieb – zu vermehrter Lagerung von frischen Restabfällen im Anlieferungsbereich, z.B. über Nacht oder übers Wochenende kann die Lachgasbildung während der spontanen Selbsterhitzung einsetzen. Dann sind Werte von bis zu 20 g N₂O/Mg aus diesem Bereich möglich. Eine Lagerung bzw. Vorhaltung von Abfall in diesem Bereich sollte daher auf ein Minimum begrenzt oder ganz vermieden werden. Ein durchschnittlicher Emissionsfaktor von < 10 g N₂O/Mg wird als realistisch angesehen, möglich sind Werte < 2 g/Mg.

Die Intensivrotte ist ebenfalls keine relevante Quelle für Lachgas. Lediglich zu Beginn der Intensivrotte kommt es zu einem mehr oder weniger ausgeprägten kurzzeitigen Lachgaspeak, dessen Intensität im Wesentlichen vom Rotteverfahren abhängt. Ein günstiges Verfahren zeichnet sich durch eine möglichst kurze Dauer bis zum Erreichen der Rottetemperatur von 60 bis 70 °C aus. Für die Fracht hat dieser N₂O-Startpeak jedoch kaum Bedeutung. Unter ungünstigen Bedingungen (z.B. bei Kälte) kann der Lachgaspeak jedoch auch ausgeprägter ausfallen, indem sich die Phase der Selbsterhitzung länger hinzieht und die günstige Prozesstemperatur > 50 °C erst nach längerer Dauer erreicht wird. In der anaeroben Vergärung wird prozessbedingt kein Lachgas gebildet. Ein durchschnittlicher Emissionsfaktor von ebenfalls < 10 g N₂O/Mg wird für die Intensivrotte als realistisch angesehen, möglich sind ebenfalls Werte < 2 g/Mg.

Die Nachrotte kann bei einem ungünstigen C/N-Verhältnis und ungünstigen Betriebsbedingungen den wesentlichen Lachgas-Frachtbeitrag bringen. Hier sind insbesondere die Vergärungsverfahren betroffen: bei max. Konzentrationen von bis zu 800 mg/m³ können Emissionsfrachten von bis zu 275 g/Mg in der Nachrotte resultieren [BENDICK / CUHLS, 2005]. An dieser Stelle muss durch betriebliche und prozesstechnische Maßnahmen die einsetzende Lachgasbildung wirkungsvoll und sicher unterdrückt werden. Die in der Vergangenheit betroffenen MBA-Anlagen könnten durch entsprechende Betriebsanpassungen und Steuerungen der Nachrotte bzw. der ATS eine deutliche Reduktion der Lachgasbildung erreichen. Ein durchschnittlicher Emissionsfaktor von ca. 10 bis 20 g N₂O/Mg wird unter optimierten Bedingungen als realistisch angesehen. Hohe C/N-Verhältnisse im Abfall der Nachrotte können die Lachgasbildung auf Emissionsfaktoren von wenigen g/Mg drosseln.

Bei der Abluftbehandlung wird sowohl im Biofilter als auch in der RTO primäres Lachgas nicht zerstört. Es wird vielmehr zusätzlich sekundäres Lachgas aus Ammoniak neu gebildet. Als Empfehlung gilt, eine Vorschaltung einer sauren Wäsche bei NH₃-Gehalten > 30 mg/m³ im Rohgas vorzusehen. Eine durchschnittlicher Emissionszunahme von 5 bis 10 g N₂O/Mg durch die Abluftreinigung ohne saure Wäsche wird als realistisch angesehen, möglich sind Werte < 5 g/Mg (mit saurer Wäsche).

Prozessstufe	aerobe MBA	anaerobe – aerobe MBA
Anlieferung, Mechanik	-	-
Intensivbehandlung	- Rotte	- Vergärung
Nachrotte	+	+ nach Trockenvergärung
Aerob thermophile Stabilisierung (ATS)	nicht vorhanden	+ nach Nassvergärung
Biofilter (ohne Saure Wäsche)	+	+
RTO (ohne Saure Wäsche)	+	+

Voraussetzung: gute fachliche Praxis - keine Quelle + potentiell relevante Quelle

Tabelle 4-2: Übersicht potentiell relevanter Lachgasquellen in den unterschiedlichen Prozessstufen von aeroben und anaerob – aeroben MBA-Anlagen, bei guter fachlicher Praxis

Günstige Betriebswerte sind sowohl für Rotteverfahren als auch für Vergärungsverfahren mit Nachrotte oder ATS in einem Bereich von 2 bis 30 g N₂O/Mg Input zu erreichen. Leider gibt es im Bereich der Abgasbehandlungsverfahren keine end-of-pipe Technologie zur Minderung von Lachgas, die zum Einsatz kommen und eine Minderung herbeiführen könnte. Der Anlagenbetrieb muss daher präventiv auf eine Unterdrückung der primären Lachgasbildung im biologischen Behandlungsprozess ausgerichtet sein.

In der Summe über alle mechanischen und biologischen Verfahrensstufen sowie Abgasbehandlungen einer MBA resultieren bei geeigneter Technik und unter guter fachlicher Praxis bzw. optimierten Bedingungen N₂O-Emissionsfaktoren in Höhe von durchschnittlich rd. 30 g N₂O/Mg Input. Wenn vom Substrat und den Rotte-Bedingungen her alles optimal passt, sollten auch Werte von wenigen g bis zu 10 g N₂O/Mg Input möglich sein.

5 Beschreibung der Abreinigungsmöglichkeiten

N_2O entsteht im Biofilter und der RTO durch die Oxidation von NH_3 . Weitere N-haltige organische Verbindungen wie z.B. Amine spielen eine nur untergeordnete Rolle. Als anorganische Vorläufersubstanz kommt theoretisch nur das NO in Frage, welches jedoch unbedeutend eingeschätzt wird. Inwieweit Luftstickstoff bei den hohen Reaktionstemperaturen in der RTO auch zu N_2O reagieren kann ist weitgehend unbekannt.

Sobald die Zufuhr von NH_3 zu den in Einsatz befindlichen Aggregaten Biofilter bzw. RTO unterbunden ist, ist auch die N_2O -Bildung unterbunden. Dies kann durch einen sauren Wäscher sehr effizient gewährleistet werden. Im sauren Wäscher wird NH_3 zu NH_4^+ unter Einsatz einer Säure (meist Schwefelsäure) umgewandelt. Es entsteht eine Lösung von Ammoniumsulfat (ASL). N_2O wird in einem sauren Wäscher nicht abgereinigt.

5.1 Biofilter

Aus den vorliegenden Untersuchungen und Erkenntnissen ist davon auszugehen, dass Biofilter an MBA-Anlagen keine Senke für N_2O darstellen. Eine Reduktion des einströmenden Lachgases findet nicht statt. Vielmehr kann es durch Abbaureaktionen von zuvor aus der Abluft absorbierten Stickstoffverbindungen (NH_3 , basische Amine usw.) zu einer Neubildung und damit zu einer Zunahme der Lachgaskonzentration in der ausströmenden Luft kommen.

Ammoniak wird teilweise im Biofilter absorbiert und liegt dann in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Temperatur als Ammonium (NH_4^+) vor. Es wird im Biofilter zu (Nitrit) NO_2^- oxidiert, die weitergehende Oxidation zu (Nitrat) NO_3^- scheint gehemmt. Vereinzelt Messungen des Perkolationswassers aus dem Biofilter zeigten sehr hohe NH_4^+ -, NO_2^- - und NO_3^- -Gehalte. Es ist bekannt, dass erhöhte NO_2^- -Konzentrationen die weitere Umsetzung zu NO_3^- hemmen (SPECTOR, 1998). Das anfallende NO_2^- kann nun ohne den „Umweg“ über NO_3^- mikrobiell reduziert, d.h. denitrifiziert werden. Ein Teilprodukt der Denitrifikation ist das NO. Durch die im Vergleich mit anderen System (z.B. Boden, Kompostmieten) stark erhöhten NH_3 -Gehalte im Biofilter könnte die Mikrobenpopulation im Biofilter so „verschoben“ sein, dass im Biofilter Mikroorganismen mit einer reduzierten Denitrifikationsenzymkette vorherrschen. Weiterhin wäre es denkbar, dass die erhöhten NO_2^- -Gehalte im Biofilter dazu führen, dass die Mikroorganismen hauptsächlich das Enzym Nitritreduktase bilden. Andere Enzyme, wie z.B. NO- oder N_2O -Reduktase, werden dagegen in geringerem Umfang gebildet. Insofern sind die Prozesse im Biofilter ähnlich bzw. vergleichbar derer in der aeroben Rotte zuvor.

5.1.1 Biofilter an MBA-Anlagen

Aus der Zeit der ersten Anlagengeneration und den Demonstrationsanlagen in Deutschland vor dem Inkrafttreten der 30. BImSchV konnten die folgenden Erfahrungen gesammelt werden, die exemplarisch an drei Anlagen mit neutralen Luftbefeuchter und Biofilter zusammengefasst werden können:

1. RABA Bassum: Vergärung mit anschließend 8 Wochen Nachrotte, geschlossener Biofilter mit Berieselung (ab 12/1998)

NH_3 Rohgas 36 mg/m³, Reingas 12 mg/m³ (Abbildung 5-1)

NH_3 Rohgas 800 g/Mg, Reingas 300 g/Mg (Abbildung 5-2)

N_2O Rohgas 1,5 mg/m³, Reingas 8 mg/m³ (Abbildung 5-3)

Eine Bilanzierung des Biofilters ergab, dass vom einströmenden NH_3 -N 60% abgebaut wird. Die Abbauprodukte waren zu 63% NO-N und zu ca. 37% N_2O -N

(Abbildung 5-4). Anders ausgedrückt wurden 22% des zugeführten $\text{NH}_3\text{-N}$ im Rohgas zu N_2O umgewandelt.

2. MBA Friesland: 2 Wochen Intensivrotte, geschlossener Biofilter ohne Berieselung (Fehlsteuerung!)

NH_3 Rohgas 24 mg/m^3 , Reingas 21 mg/m^3 (Abbildung 5-5)

NH_3 Rohgas 600 g/Mg , Reingas 600 g/Mg (Abbildung 5-6)

3. MBV Lüneburg: 16 Wochen Intensivrotte, offener Flächenbiofilter mit natürlicher Berieselung (Niederschlag)

NH_3 Rohgas 42 mg/m^3 , Reingas 5 mg/m^3 (Abbildung 5-7)

NH_3 Rohgas 1.400 g/Mg , Reingas 200 g/Mg (Abbildung 5-8)

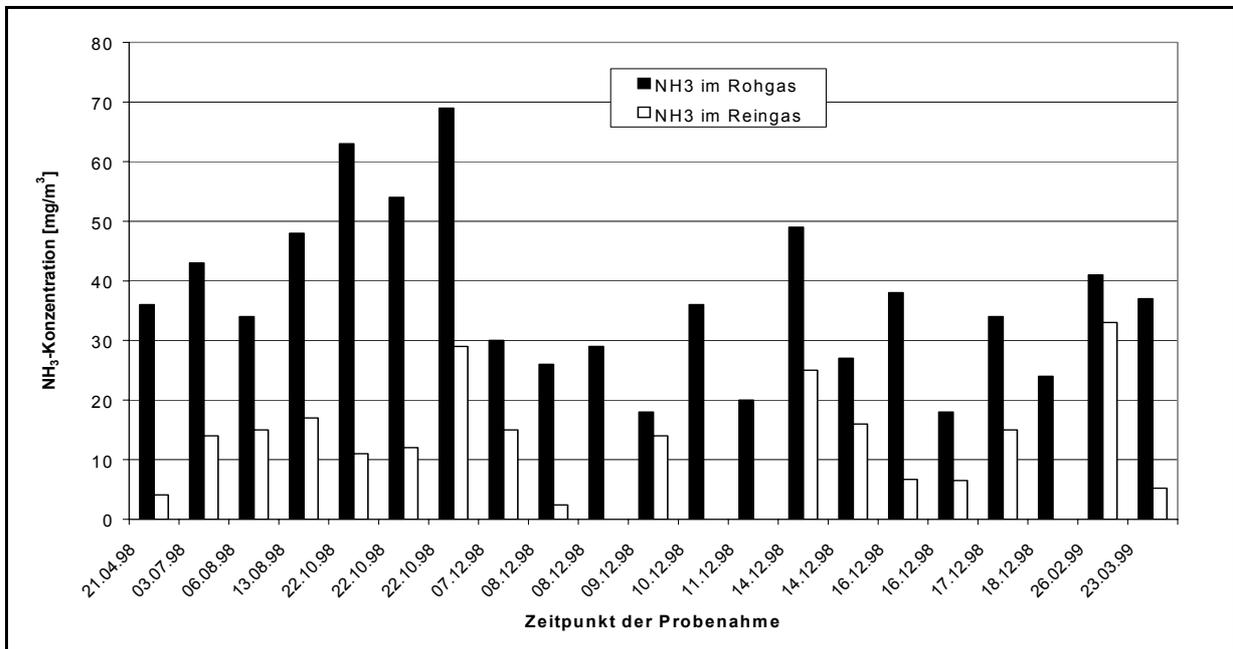


Abbildung 5-1: NH_3 -Konzentrationen im Roh- und Reingas der RABA Bassum [CUHLS, 2001]

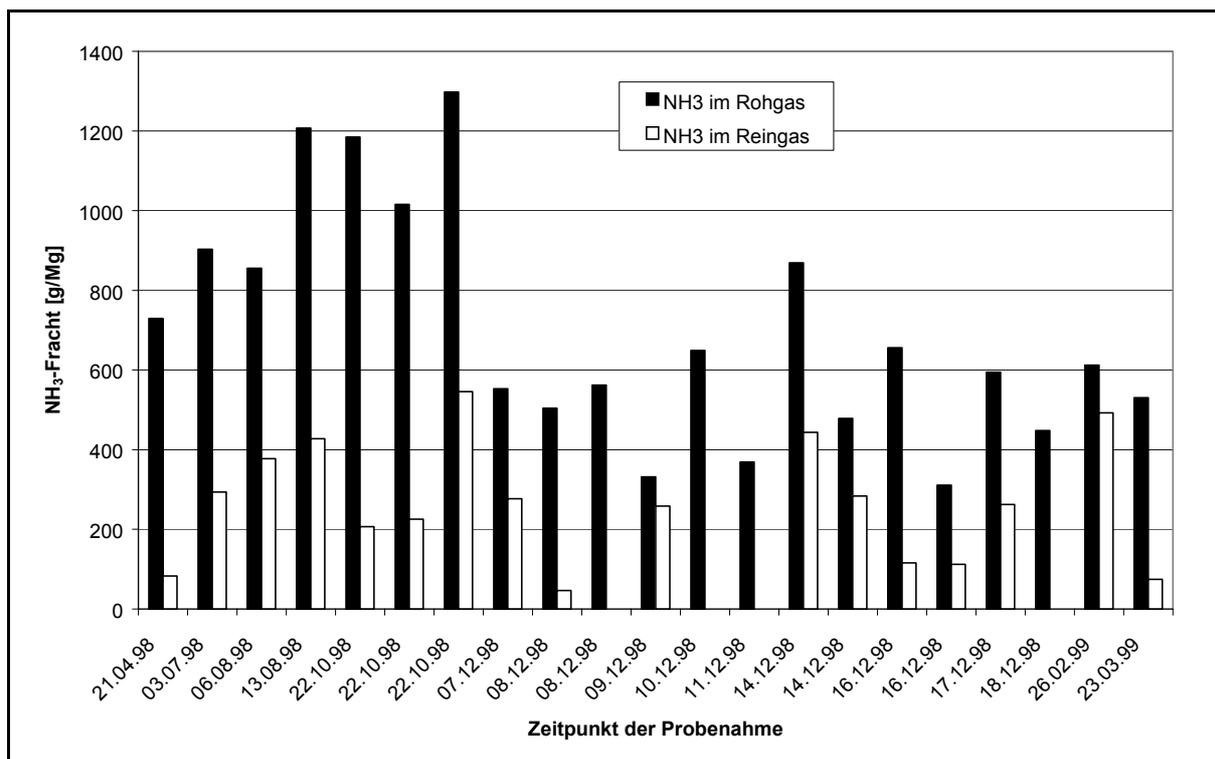


Abbildung 5-2: NH₃-Frachten im Roh- und Reingas der RABA Bassum [CUHLS, 2001]

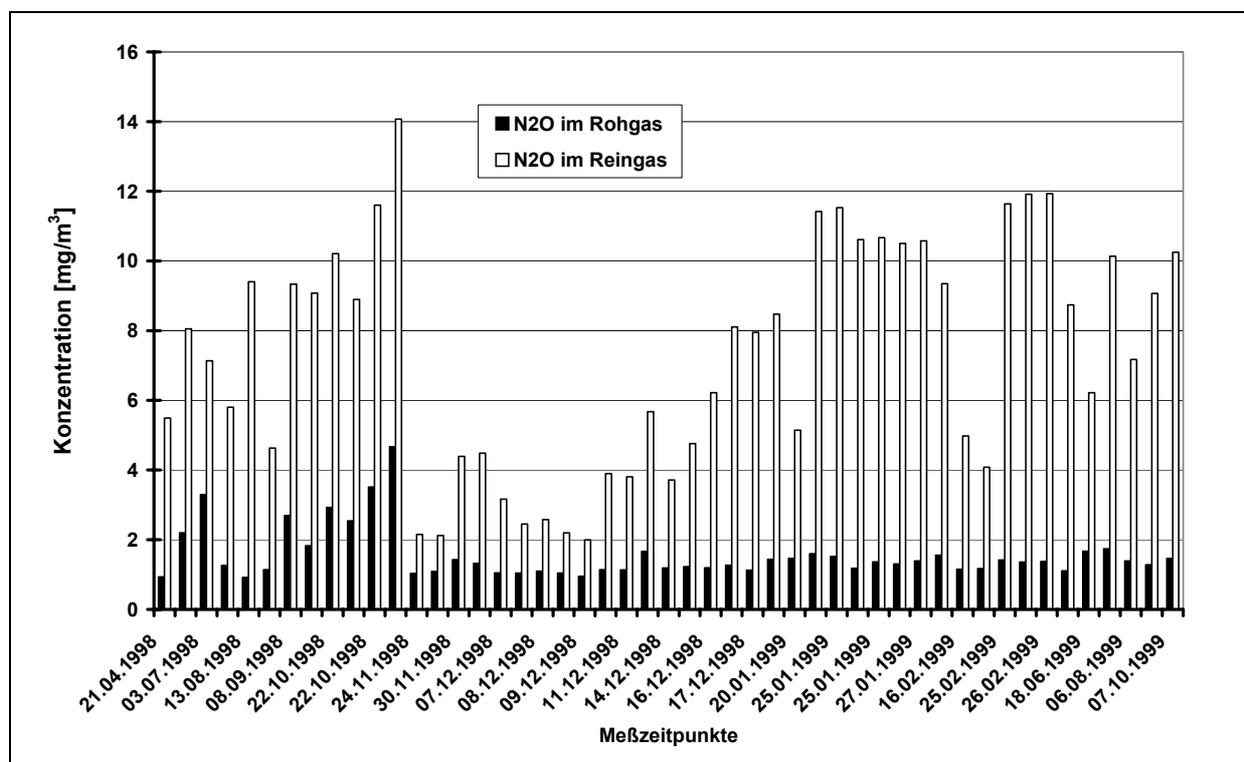


Abbildung 5-3: N₂O-Gehalte im Roh- und Reingas der RABA Bassum [CUHLS, 2001]

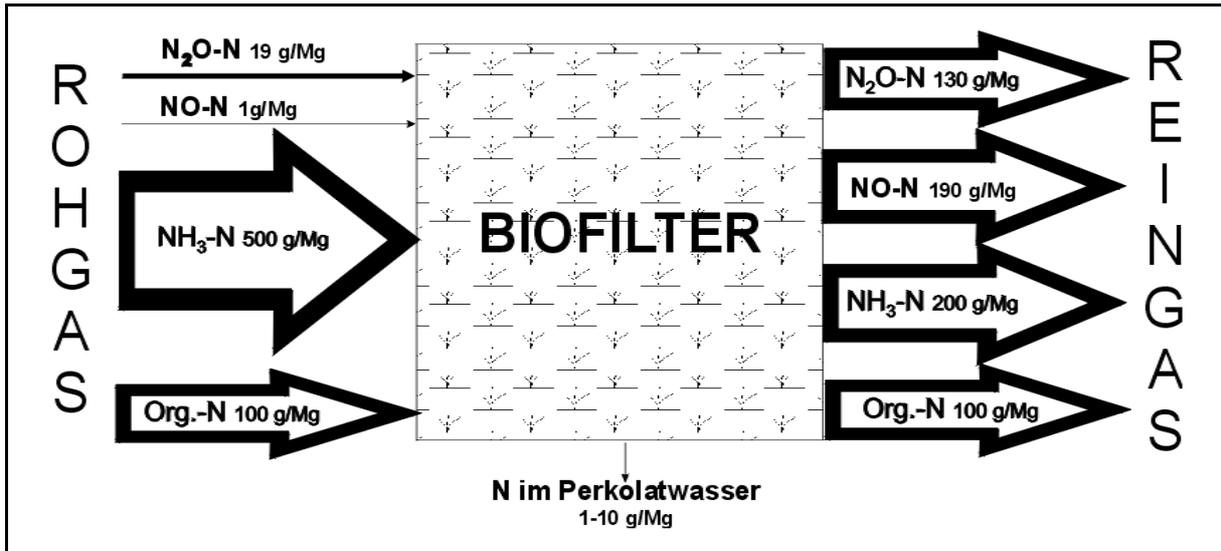


Abbildung 5-4: Stickstoffbilanz des Biofilters der RABA Bassum [CUHLS, 2001]

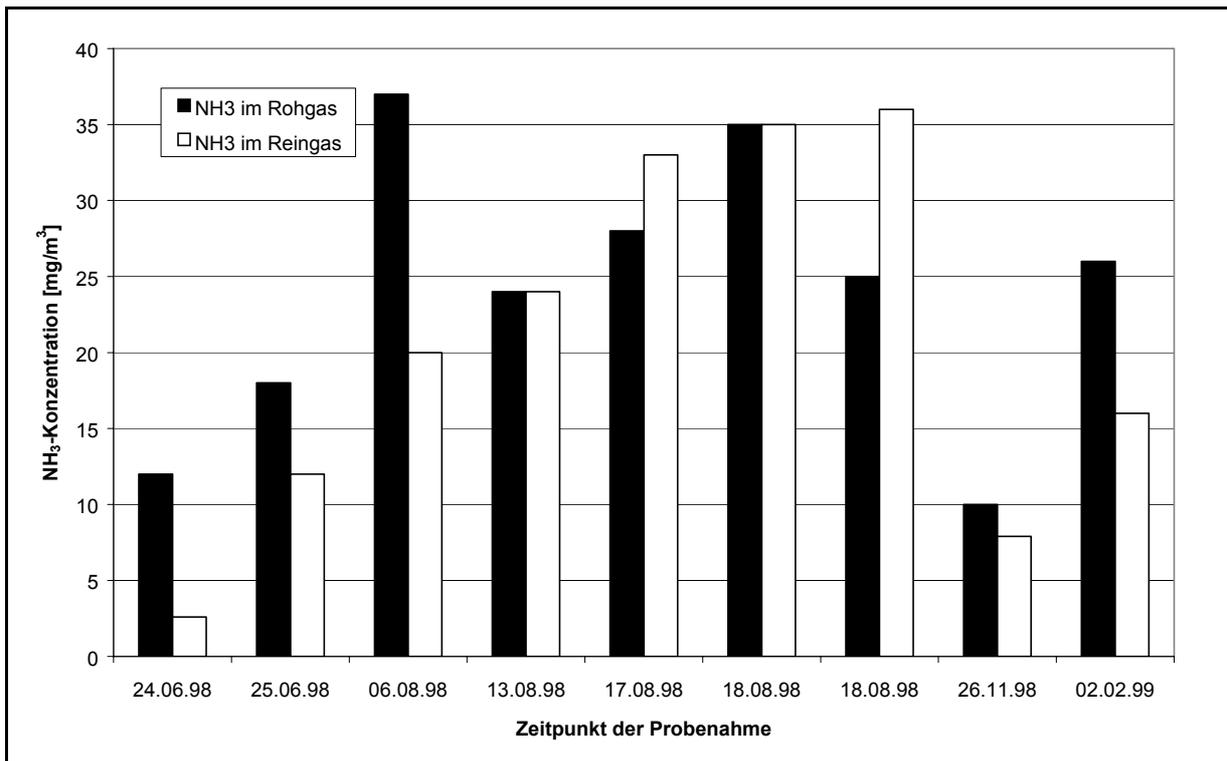


Abbildung 5-5: NH₃-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBA Friesland [CUHLS, 2001]

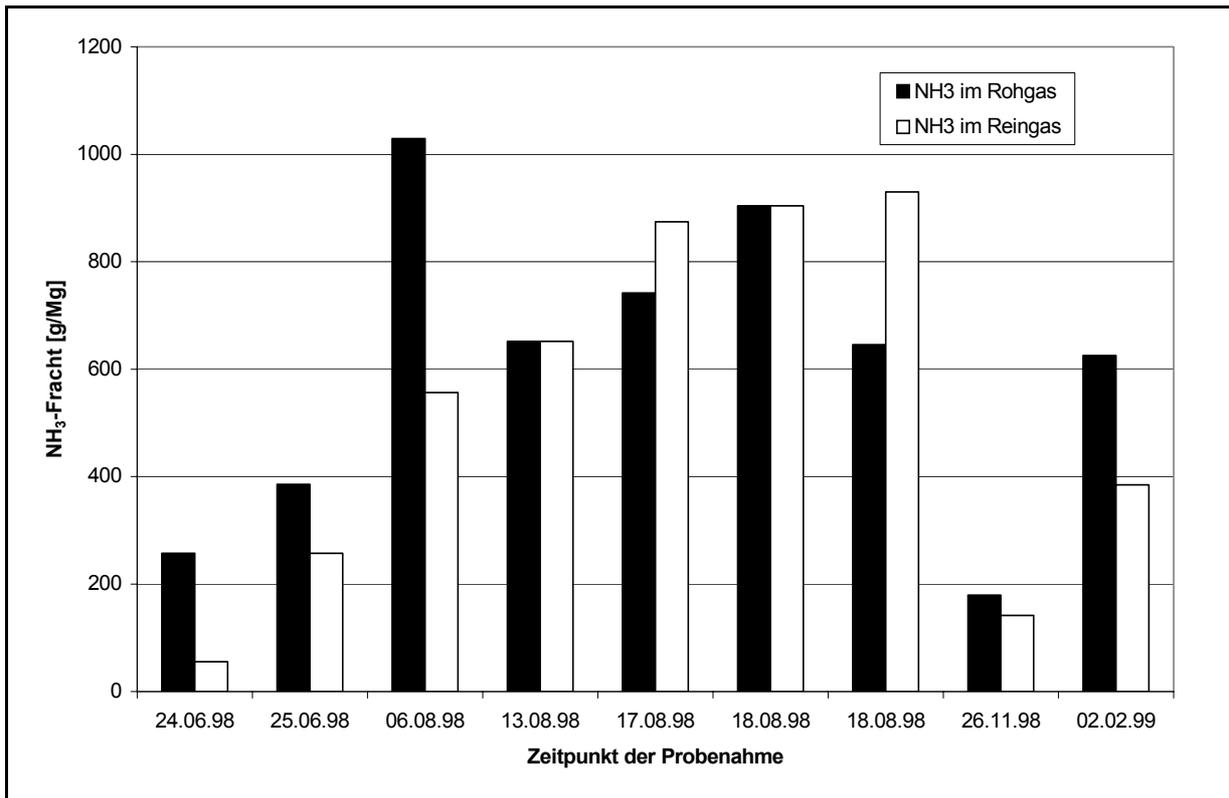


Abbildung 5-6: NH₃-Frachten im Roh- und Reingas der MBA Friesland [CUHLS, 2001]

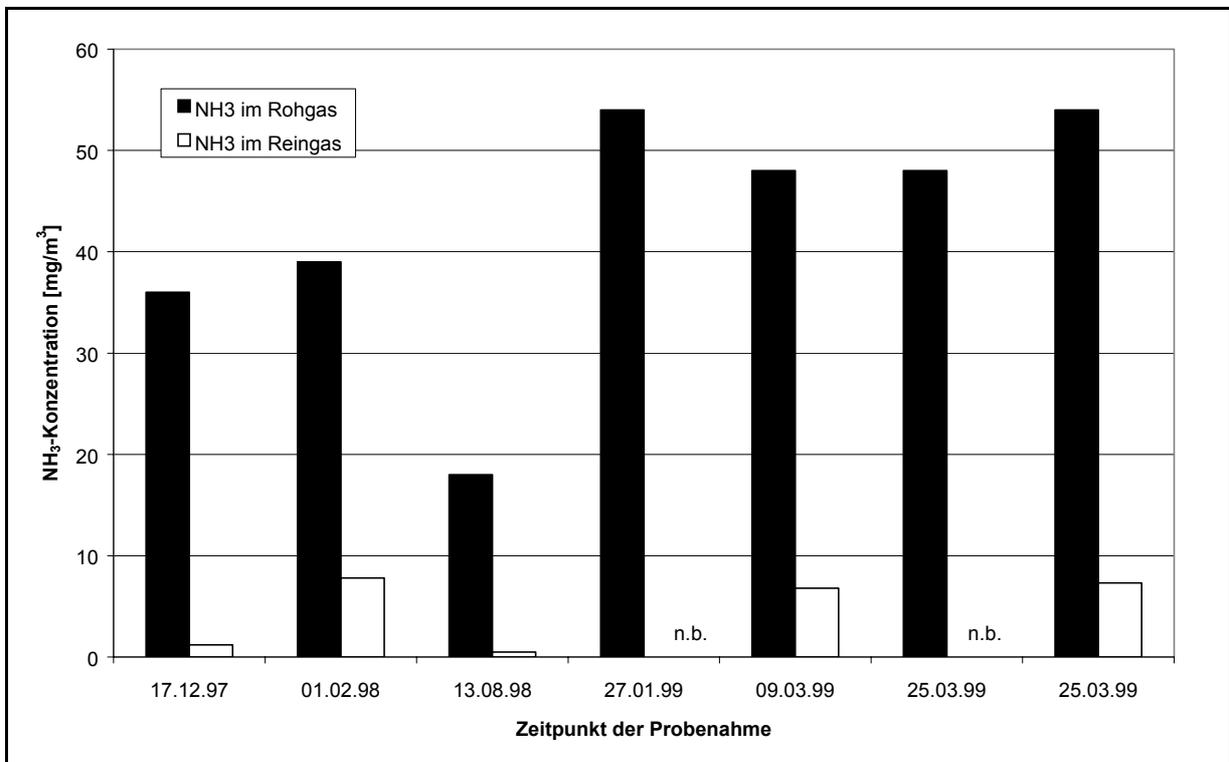


Abbildung 5-7: NH₃-Konzentrationen im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg [CUHLS, 2001]

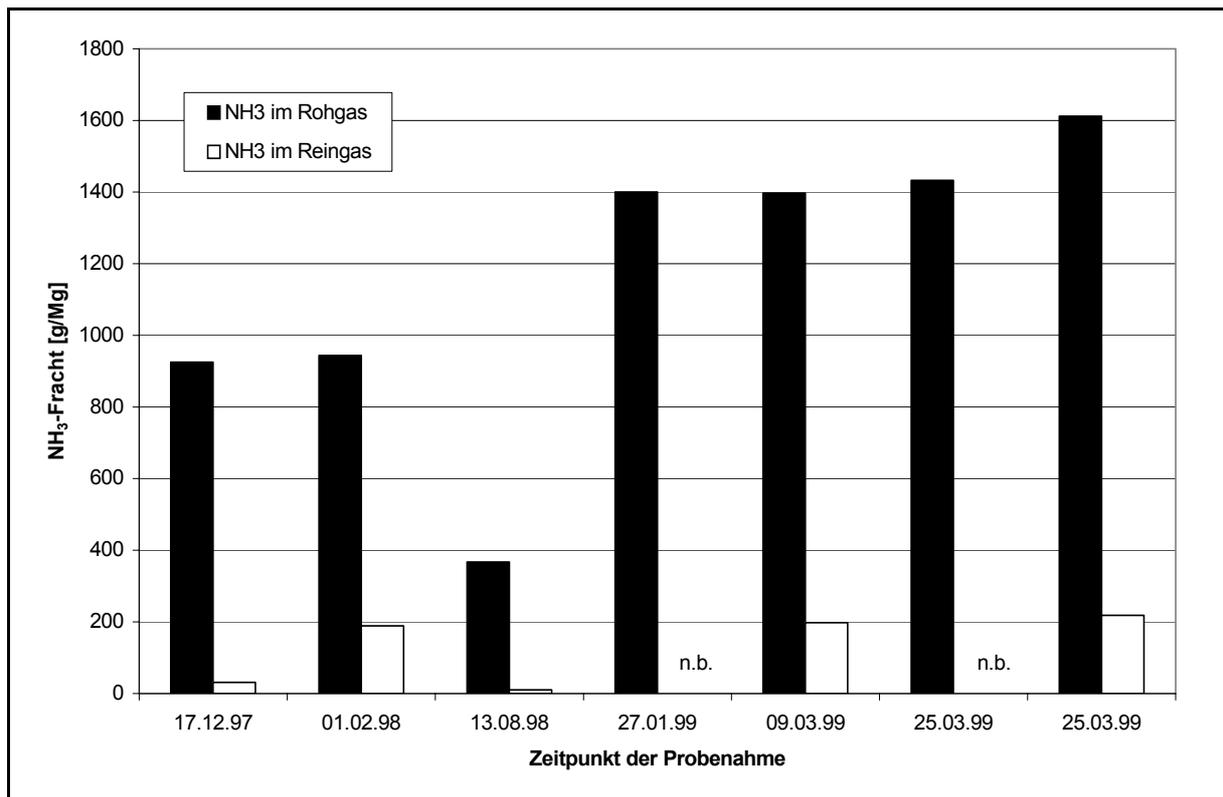


Abbildung 5-8: NH₃-Frachten im Roh- und Reingas der MBV Lüneburg [CUHLS, 2001]

Je nach MBA-Anlage wurden im Reingas mittlere Emissionskonzentrationen zwischen 3 (Friesland) und 28 mg/Nm³ (Lüneburg) gemessen, die N₂O-Gehalte waren im Rohgas z.T. deutlich niedriger. Die Anlagen emittierten stündlich 68 (Horm) bis 1.100 g N₂O (Lüneburg), wobei der Emissionsfaktor zwischen 5 (Horm) und 745 g (Lüneburg) N₂O/Mg FS betrug. Die N₂O-Zuluffracht lag für die Anlagen in Friesland, Bassum und Lüneburg zwischen 9 und 18 g/Mg. Diese Fracht ist für die Angabe der Netto-N₂O-Emission von den Bruttodaten abzuziehen (Abbildung 5-10). Die Optimierung der MBV Lüneburg (nach der Sanierung 99) verfolgte eine Reduzierung des Methans. Der erhoffte Erfolg stellte sich ein. Im Hinblick auf das Lachgas führten die Maßnahmen jedoch nur zu einer geringfügigen Verbesserung. Der spätere Grenzwert von 100 g/Mg wurde auch nach der Sanierung nicht unterschritten.

Zusätzlich zu der Rohgasfracht an N₂O wird im Biofilter N₂O produziert, wodurch die Reingasfrachten ansteigen. Die möglichen Bildungsursachen sind bereits bei den NO-Emissionen erläutert worden. Die durchgehend aeroben Bedingungen im Biofilter legen nahe, dass die N₂O-Bildung ebenfalls durch die mikrobielle Oxidation von NH₄⁺ zu NO₂⁻ überwiegen dürfte.

In Abbildung 5-3 sind die N₂O-Gehalte im Roh- und Reingas der RABA Bassum dargestellt. Es findet eine Bildung von N₂O im Biofilter statt. Daraus resultiert eine Erhöhung der Reingasgehalte um etwa Faktor 2 bis 10 gegenüber den Rohgasgehalten.

Eine Auswertung in Abbildung 5-9 von etwa 30 Messungen an Biofiltern von biologischen Abfallbehandlungsanlagen ergab eine Erhöhung zwischen Faktor 0,5 und 7,5 (durchschnittlich Faktor 3).

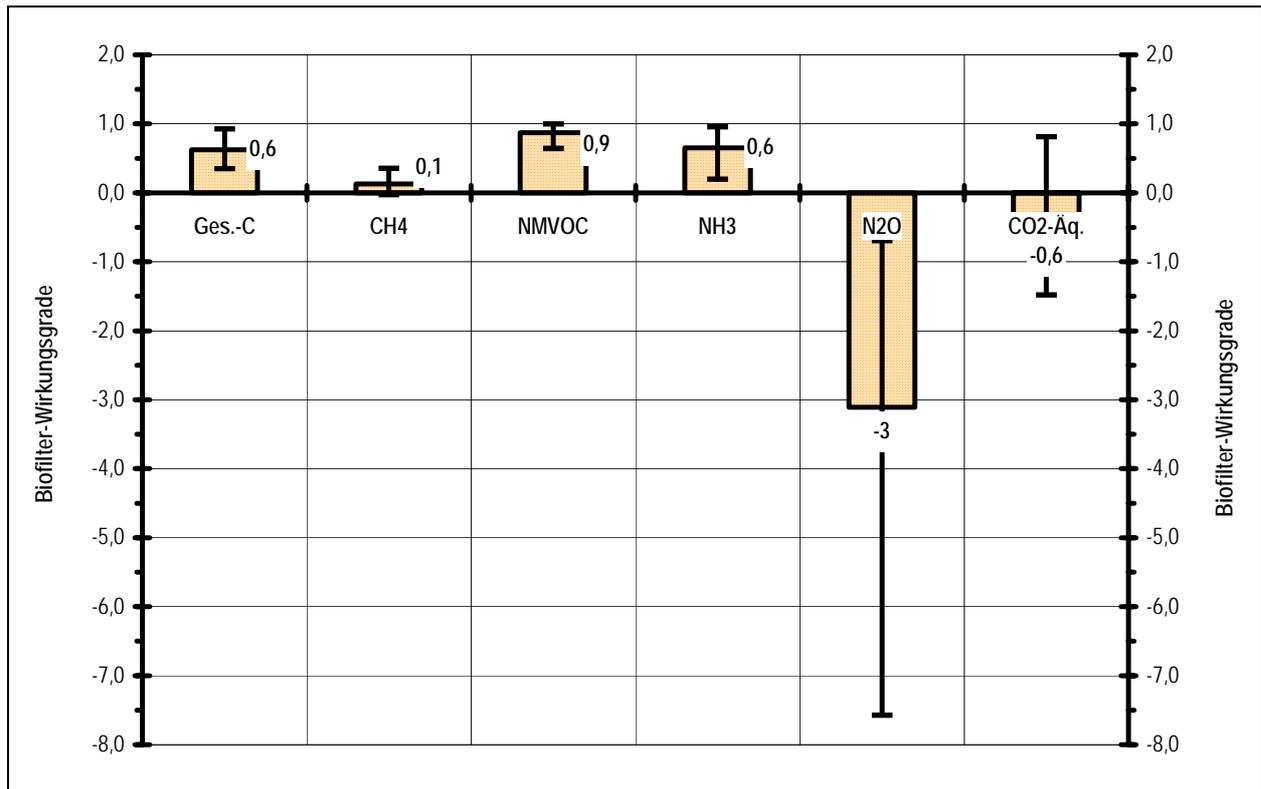
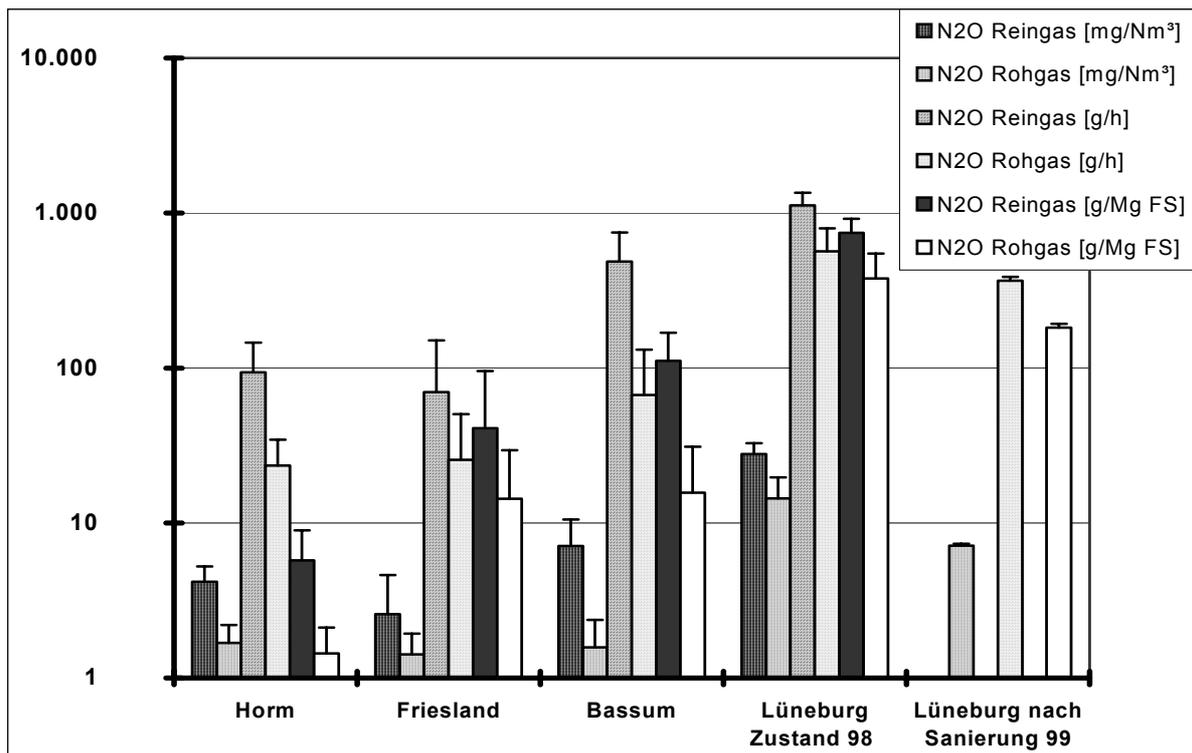


Abbildung 5-9: Biofilter-Wirkungsgrade (n = 30) von biologischen Abfallbehandlungsanlagen [CuHLS et al., 2011]

Werden NH_4^+ und die Stoffwechselprodukte aus dem Biofilter nicht durch Berieselung oder natürliche Niederschläge ausgeschwemmt, kann es zu einer verminderter Ammoniakabscheidung (Beispiel MBA Friesland, Abbildung 5-5 und Abbildung 5-6) und / oder einer verstärkten Lachgasbildung kommen (Störungen). Auf der einen Seite kann NH_3 eine pH-Wert Anhebung auf alkalisches Niveau bewirken, was eine weitere Absorption vermindert. Auf der anderen Seite kann die Nitrifikation zu einer pH-Wert Absenkung führen, was eine weitere Absorption von NH_3 begünstigt.

Störungen der Biofilterfunktion durch Ammoniak eintrag können auch am Biofiltermaterial erkannt werden. Eine Akkumulation von Ammonium (NH_4^+) > 1.000 mg/kg TS und Nitrat (NO_3^-) > 10.000 mg/kg TS zeigen bereits eine deutliche Überdüngung an. Kommt es darüber hinaus auch noch zu einer Anreicherung von giftigem Nitrit (NO_2^-) liegt definitiv eine Störung bzw. Hemmung des biologischen Abbaus vor, die sich bereits in der Unterbrechung der Nitrifikation auf der Stufe des Nitrits widerspiegelt.



**Abbildung 5-10: N₂O–Emissionskonzentrationen [mg/Nm³], Standardabweichung
N₂O–Emissionsmassentrom [g/h], Standardabweichung
N₂O-Emissionsfaktor [g/Mg FS], Standardabweichung [CUHLS, 2001]**

Bei systematischen Untersuchungen an Versuchsbiofiltern im Labormaßstab (Ø 30 cm x Höhe 200 cm) wurde bei einer NH₃-Zufuhr von 100 ppm ein weitgehender NH₃-Abbau im Biofilter festgestellt. Bei einer Zufuhr von 200 ppm sanken die Abbauraten jedoch zum Ende des Versuchs auf 68% ab. Schon bei meiner Konzentration von 5 ppm im Rohgas wurden N₂O und NO gebildet, und es konnte ein enger Zusammenhang zwischen dem NH₃-Abbau und der N₂O- bzw. NO-Bildung im Biofilter festgestellt werden. Für die Bildung der Spurengase wurde die Nitrifikation verantwortlich gemacht. Es wurden 29% des abgebauten NH₃-N zu N₂O und 9% zu NO umgewandelt. Im Profil des Biofilters lagen der wesentliche NH₃-Abbau und die N₂O-bzw. NO-Bildung in derselben Zone. (TRIMBORN et al., 2003)

5.1.2 Biofilter an Kompostierungsanlagen und Tierställen

Nachstehendes Beispiel von HAHNE UND BRANDES (2002) erläutert die Bilanzierung eines Biofilters einer Schweinemastanlage. Da die biologischen Vorgänge in Biofiltern vergleichbar sind, können die Ergebnisse prinzipiell auch auf die Abluft von MBA-Anlagen übertragen werden.

Ergebnisse einer Stickstoffbilanzierung beim Einsatz von Biofiltern zur Stallablufbehandlung zeigten bei einer Stickstoff-Wiederfindungsrate von 86,3 %, dass 31,6 % des eingetragenen Stickstoffs als gasförmige Emissionen aus dem Biofilter freigesetzt wurden, 26,2 % wurden im Biofiltermaterial und 28,5 % im Sumpfwasser akkumuliert. Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge führten zur Freisetzung von Stickoxiden und Lachgas in erheblichen Mengen. Grundlage der Untersuchung war ein Versuchsbiofilter (Plexiglassäule mit 2 m Höhe und 0,29 m Innendurchmesser) mit 35 Liter Rindenmulch als Filtermaterial und Filtervolumenbelastungen von 57 und 151 m³/(m³ h), der über 148 Tage mit Stallabluf aus einer Schweinemastanlage beaufschlagt wurde. [HAHNE, BRANDES, 2002]

Nach den vorliegenden Versuchsergebnissen kann der Einsatz von einfachen Biofiltern zur Reinigung von Stallabluft nicht empfohlen werden. Die Ammoniakabtrennung aus der Abluft führt im Biofilter zu einer unregelmäßigen und instabilen Nitrifikation, die mit der Freisetzung von Stickoxiden und des klimarelevanten Lachgases einhergeht. Darüber hinaus entstehen erhebliche Lachgasmengen über die Denitrifikation, wenn keine ausreichende Durchlüftung des Biofilters gegeben ist [HAHNE, BRANDES, 2002].

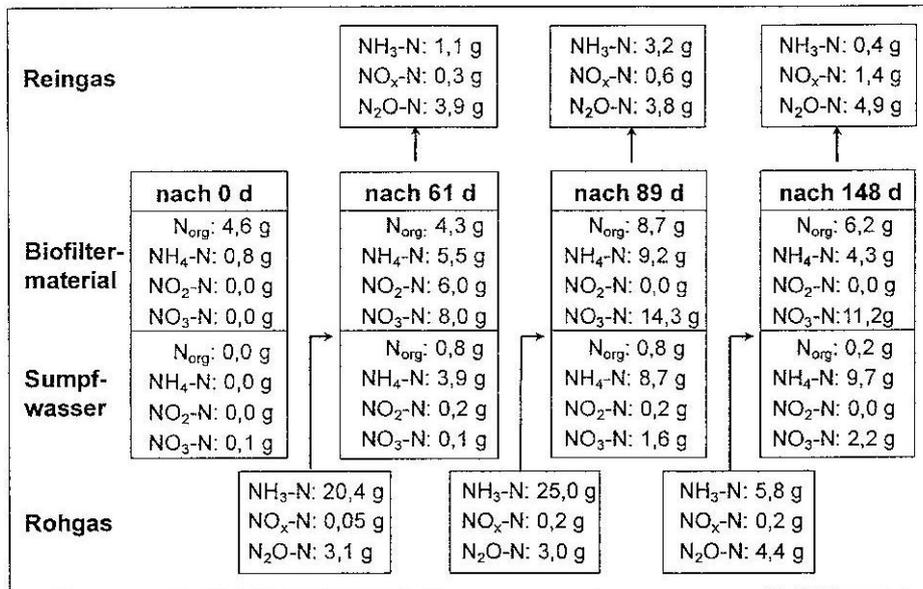


Abbildung 5-11: Stickstofffluss im Biofilter [HAHNE, BRANDES, 2002]

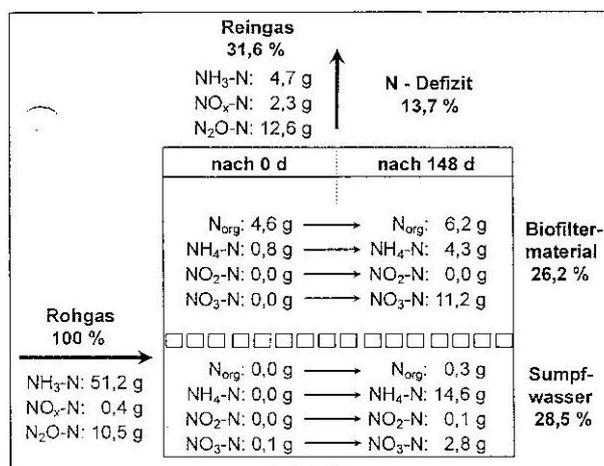


Abbildung 5-12: Stickstoffbilanz des Biofilters [HAHNE, BRANDES, 2002]

Das eingesetzte, nicht mit Biomasse angeimpfte Filtermaterial enthielt zu Versuchsbeginn 0,8 g NH₄-N und 4,6 g Kjeldahl-Stickstoff, aber weder NO₂-N noch NO₃-N. Im Sumpfwasser lag lediglich eine Masse von 0,1 g NO₃-N vor. Die pH-Werte lagen bei 4,7 (Rindenmulch) und 6,8 (Sumpfwasser). Bei einer mittleren Rohgaskonzentration von 7,5 ppm NH₃, 0,1 ppm NO_x und 0,65 ppm N₂O wurden im ersten Versuchsabschnitt (0 bis 61 d) 20,4 g NH₃-N, 0,05 g NO_x-N und 3,1 g N₂O in das System eingetragen. Im Reingas wurden 1,1 g NH₃-N, 0,3 g NO_x-N und 3,9 g N₂O nachgewiesen. Die Ammoniakabscheidung des Biofilters betrug in diesem Zeitraum über 95 %, während die Stickoxidemissionen um 500% und die Lachgasemissionen um 26% anstiegen. Die erhöhten Stickoxid- und Lachgasemissionen

sind auf die mikrobielle Ammoniakoxidation (Nitrifikation) zurückzuführen. Dementsprechend stiegen sowohl die Nitrit- und Nitratgehalte im Biofiltermaterial. Auffallend ist, dass im Sumpfwasser nur geringe Mengen dieser Stickstofffraktionen nachzuweisen waren, also kaum eine Auswaschung mit der Beregnung des Biofilters erreicht wurde. Die Ammoniumgehalte stiegen sowohl im Biofiltermaterial als auch im Sumpfwasser deutlich an, was auf eine nicht quantitative Nitrifikation zurückzuführen ist. Aufgrund des überschüssigen Ammoniaeintrages lag der pH-Wert im Filtermaterial bei 8,0 und 8,3 im Sumpfwasser. Im zweiten Versuchsabschnitt (61 bis 89 d) wurden weitere 25 g $\text{NH}_3\text{-N}$, 0,2 g $\text{NO}_x\text{-N}$ und 3,0 g $\text{N}_2\text{O-N}$ in das System eingetragen. Die Ammoniakabscheidung sank auf 87% trotz sinkender pH-Werte im Filtermaterial und im Sumpfwasser. Die Stickoxidemissionen stiegen um 200% und die Lachgasemissionen um 27%. Das Zwischenzeitlich im Biofiltermaterial gebildete Nitrit wurde vollständig abgebaut, wobei im wesentlichen Nitrat gebildet und im Filtermaterial akkumuliert wurde. Darüber hinaus trat eine starke Ammoniumanreicherung sowohl im Filtermaterial als auch im Sumpfwasser auf. Während die Nitratmenge nur noch geringfügig zunahm. Diese Befunde deuten auf eine einsetzende Hemmung der Ammoniakoxidation hin. Im letzten Versuchsabschnitt (89 bis 148 d) wurden nur noch 5,8 g $\text{NH}_3\text{-N}$, 0,2 g $\text{NO}_x\text{-N}$ und 4,4 g $\text{N}_2\text{O-N}$ eingetragen. Bei einer Ammoniakabscheidung von 93% stiegen in dieser Versuchsphase vor allem die Stickoxidemissionen um 600% an. Die Lachgasemissionen nahmen um 11% zu. Durch die niedrigen pH-Werte im Filtermaterial (4,4) und im Sumpfwasser (4,7) brach die Nitrifikation im System vollständig zusammen. (Abbildung 5-11)

Die Stickstoffbilanz über den ganzen Zeitraum zeigt, dass 31,6% des in den Biofilter eingetragenen Stickstoffs als gasförmige Emissionen wieder freigesetzt wurden. Die Stickoxidemissionen stiegen um 475% und die Lachgasemissionen um 20%. Bezogen auf die Emissionsfaktoren entspricht 1 kg N ($\text{NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N}$) 3,83 kg CO_2 und 1 kg $\text{N}_2\text{O-N}$ 296 kg CO_2 . Im durchgeführten Versuch wurden 46,5 g $\text{NH}_3\text{-N}$ abgetrennt und 1,9 g $\text{NO}_x\text{-N}$ sowie 2,1 g $\text{N}_2\text{O-N}$ zusätzlich gebildet. Dementsprechend wurden durch die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Abtrennung 0,18 kg CO_2 -Äquivalente reduziert, durch die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Bildung aber 0,007 kg und die Lachgasbildung 0,62 kg CO_2 -Äquivalente neu gebildet (Abbildung 5-12). Aus Sicht des Klimaschutzes wäre die einstufige Biofiltration negativ zu beurteilen [HAHNE, BRANDES, 2002].

Im Biofiltermaterial wurden 26,2% des eingetragenen Stickstoffs akkumuliert, wobei insbesondere eine starke Nitratanreicherung zu beobachten war. Nitrat führt bei hohen Konzentrationen ebenso zur Hemmung der Nitrifikation wie die niedrigen pH-Werte, die sich durch die Nitrifikation (Salpetersäurebildung) ergeben. Bei Sauerstoffmangel (Reduzierung oder Abschaltung der Lüftungsanlage, Verdichtung des Biofiltermaterials) tritt eine Denitrifikation auf, bei der Nitrat zu elementarem Stickstoff (N_2), Stickoxiden und Lachgas umgesetzt wird. In diesem Fall wurden bei der Unterschreitung einer Filtervolumenbelastung von $20 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \text{ h})$ 20% des eingetragenen $\text{NH}_3\text{-N}$ zu $\text{N}_2\text{O-N}$ umgesetzt (Abbildung 5-12). Auch diese Ergebnisse sprechen gegen einen Einsatz einstufiger Biofilter zur Stallluftbereinigung [HAHNE, BRANDES, 2002].

Im Sumpfwasser wurden 28,5% des eingetragenen Stickstoffs im Wesentlichen als Ammonium akkumuliert (Abbildung 5-12). Durch regelmäßigen Wasserwechsel könnte der Stickstoff des Sumpfwassers aus dem System entfernt werden und somit die beschriebenen Prozesse im Biofiltermaterial verzögern. Hierfür wären jedoch erhebliche Wassermengen erforderlich, zu deren Lagerung die Kapazität des Güllelagers vergrößert werden müsste. Hohe Wassergehalte im Biofiltermaterial wirken sich darüber hinaus negativ auf den Geruchsminderungsgrad aus. Die Wiederfindungsrate des eingetragenen Stickstoffs war mit über 86% ausreichend. Hauptursache für die Minderbefunde dürften Denitrifikationsvorgänge sein, die auch zur Bildung von elementarem Stickstoff (N_2) führten und nicht erfasst werden konnten.

5.2 Regenerativ Thermische Oxidation (RTO)

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens (DOEDENS et al., 2003) wurde die Eignung der RTO zur MBA-Abgasbehandlung untersucht. Zur Verfügung stand eine RTO-Demonstrationsanlage VocsiBox® der Fa. Haase Energietechnik mit einem Volumenstrom von 300 – 900 Nm³/h, welche zur Behandlung eines Teilabgasstromes der RABA Bassum betrieben wurde. Die Reaktionstemperaturen im Bett lagen zwischen 900 und 1.000 °C. Vorgeschaltet war zunächst ein Sprühwäscher, der neutral gefahren wurde. Ab November 2001 wurde ein saurer Wäscher zur Abscheidung des NH₃ im Abgasstrom aus der RABA eingesetzt.

Von der Fa. Haase Energietechnik wurden folgende Zielwerte im Reingas genannt:

Gesamt-C (bei 0 – 500 mg/Nm ³ C im Rohgas):	< 10 mg/Nm ³
CO-Gehalt im Reingas:	< 100 mg/Nm ³
NO _x (ohne N ₂ O ohne NH ₃ im Rohgas):	< 10 mg/Nm ³ über NO _x im Rohgas
NO _x (ohne N ₂ O mit 50 mg/Nm ³ NH ₃ im Rohgas):	< 100 mg/Nm ³ über NO _x im Rohgas
N ₂ O (bei 50 mg/Nm ³ NH ₃ im Rohgas):	< 10 mg/Nm ³ über N ₂ O im Rohgas
Geruchsstoffe (bei < 15.000 GE/m ³ im Rohgas):	< 500 GE/m ³

Um gezielt die Abbauprodukte des Ammoniaks zu quantifizieren, wurde im Dezember 2001 eine Dosierung von NH₃ unterschiedlicher Konzentration in den Teilabgasstrom der RABA und zum Vergleich in die unbelastete Umgebungsluft zur VocsiBox® durchgeführt. Als Stützgas zum Betrieb der RTO wurden Biogas der RABA und alternativ Propangas eingesetzt.

Die begleitenden Messungen umfassten die diskontinuierliche Bestimmung von Distickstoffoxid (N₂O), Ammoniak (NH₃), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO₂) im Roh- und Reingas während der gleichmäßigen Zudosierung von NH₃ ins Rohgas. Da nur ein Messgerät zur Verfügung stand, konnten Roh- und Reingas nur nacheinander und nicht zeitgleich erfasst werden. Zur besseren Vergleichbarkeit der verschiedenen Gase wurden die gemessenen Konzentrationen der N-haltigen Gase auf N normiert (z.B. mg/m³ NH₃-N). Tabellarisch sind die relativen Umwandlungen des zudosierten NH₃ in andere Spezies sowie Bilanzierungsrechnungen dargestellt. Dies erlaubt eingeschränkt eine Aussage darüber, um wie viel Prozent sich ein gemessenes Gas unter den eingestellten Betriebsbedingungen aufgrund der Zudosierung von NH₃ in eine andere Spezies umwandelt.

Folgende Annahmen werden getroffen: NO, NO₂ und N₂O, das sich im Rohgas befindet, wird durch die Behandlung nicht umgesetzt. Während NO₂ im Rohgas nur in Spuren gemessen wurde, waren insbesondere bei den Untersuchungen mit Abluft aus der RABA zum Teil erhöhte NO- und N₂O-Konzentrationen im Rohgas messbar (bis zu 22 mg N₂O-N/m³). Für NH₃ war die Rohgaskonzentration zu vernachlässigen, da vor der Vocsi-Box® ein Säurewäscher vorgeschaltet war, der das NH₃ aus dem Rohgas entfernte.

Messreihe mit Dosierung von NH₃ zur Umgebungsluft und Propanbetrieb der VocsiBox® am 5.12.2001, (Abbildung 5-13)

Das zudosierte NH₃ wurde zum Großteil zu NO und zu geringerem Umfang zu NO₂ und N₂O umgewandelt. Auch ein NH₃-„Schlupf“ (= Anteil unbehandelt durch die RTO) konnte festgestellt werden. In Tabelle 5-1 sind die relativen Umwandlungen des NH₃ dargestellt. Der NH₃-„Schlupf“ betrug < 58 % bei der geringsten Zudosierungsmenge (16 mg NH₃-N Nm⁻³), wobei mit steigender NH₃-Konzentration im Rohgas der relative Schlupf abnahm. Die Bildung von N₂O durch zudosiertes NH₃ betrug < 17 % und die NO₂-Bildung < 14 %. Die Gesamtbilanz (Summe der gebildeten Spezies = Summe der Ausgangspezies) zeigte z. T. Abweichungen von 50 % (siehe Tabelle 5-2).

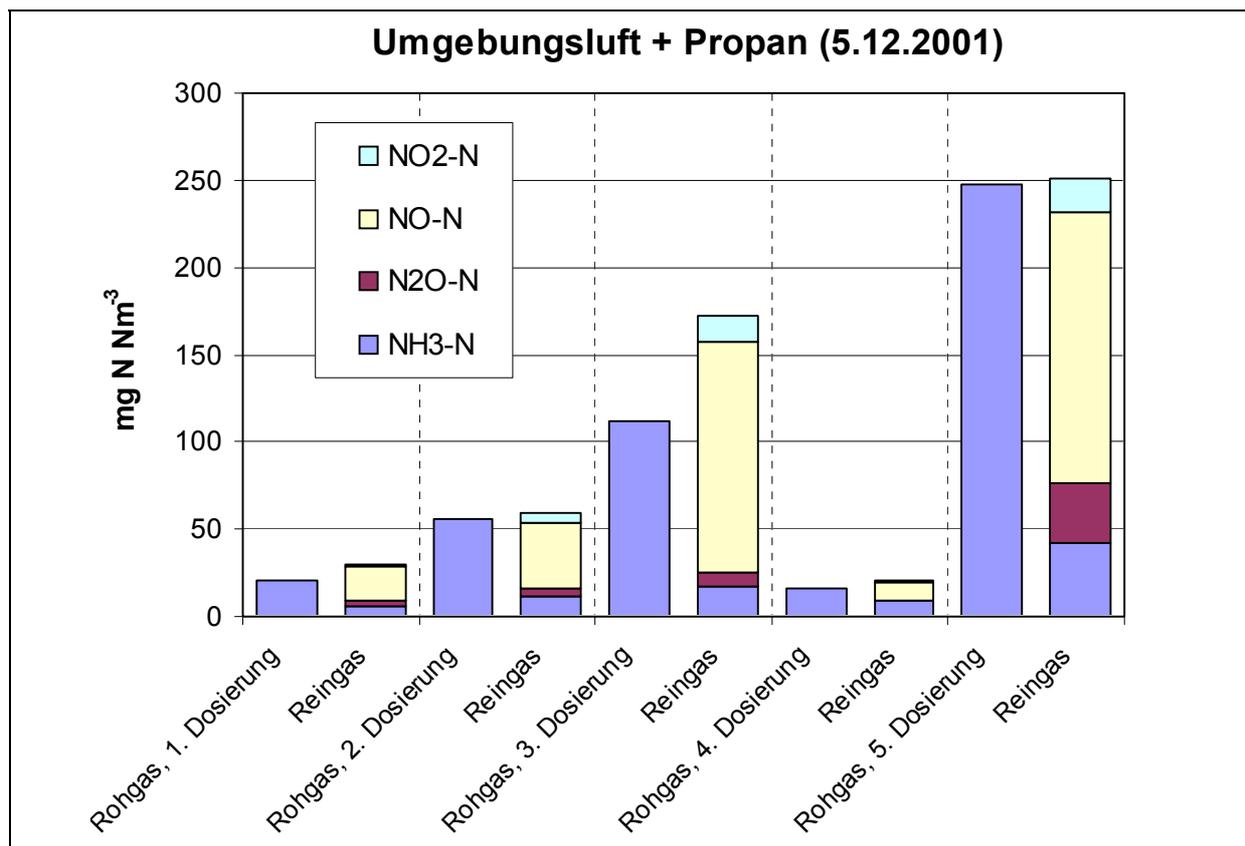


Abbildung 5-13: N-Spezies im Roh- und Reingas, 5.12.2001

	zudosiertes Rohgas NH ₃ -N (mg N Nm ⁻³)	Rein-/Rohgas NH ₃ -N	prozentuale Bildung von N ₂ O-N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]	prozentuale Bildung von NO-N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]	prozentuale Bildung von NO ₂ -N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]
1. Dosierung	21	0,29	16	94	8
2. Dosierung	56	0,21	8	67	10
3. Dosierung	112	0,15	3	119	13
4. Dosierung	16	0,57	3	68	8
5. Dosierung	248	0,17	14	63	8

Tabelle 5-1: Zudosierte Menge an NH₃ ins Rohgas, NH₃: relative Menge, die im Reingas im Vergleich zum Rohgas ermittelt wurde; andere Spezies: prozentuale Bildung aus dem zudosierten NH₃-N, 5.12.2001

In Tabelle 5-2 sind die gemessenen Summen der analysierten N-Spezies im Rohgas und im Reingas verglichen.

	Verhältnis Σ N-Spezies Reingas/Rohgas
1. Dosierung	1,47
2. Dosierung	1,06
3. Dosierung	1,50
4. Dosierung	1,36
5. Dosierung	1,02

**Tabelle 5-2: Verhältnis der N-Spezies im Roh- und Reingas.
Summe der gemessenen Gase (mg N Nm⁻³) im Reingas/
Summe der gemessenen Gase (mg N Nm⁻³) im Rohgas, 5.12.2001**

Messreihe mit Dosierung von NH₃ zum Rohgas der RABA und Propanbetrieb der VocsiBox® am 6.12.2001, (Abbildung 5-14)

Das Rohgas der RABA enthielt 5,7 - 22 mg N₂O-N Nm⁻³. In Tabelle 5-3 ist der relative Umsatz des NH₃ in die gemessenen N-Spezies dargestellt. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass ein Teil des N₂O durch die Behandlung abgebaut wurde. Erst bei NH₃-Dosierungen > 90 mg N Nm⁻³ konnte eine Netto-N₂O-Bildung festgestellt werden. Dennoch bestätigt sich der Trend aus den Versuchen vom Vortag, dass mit steigender NH₃-Zudosierung der relative NH₃-„Schlupf“ geringer wird.

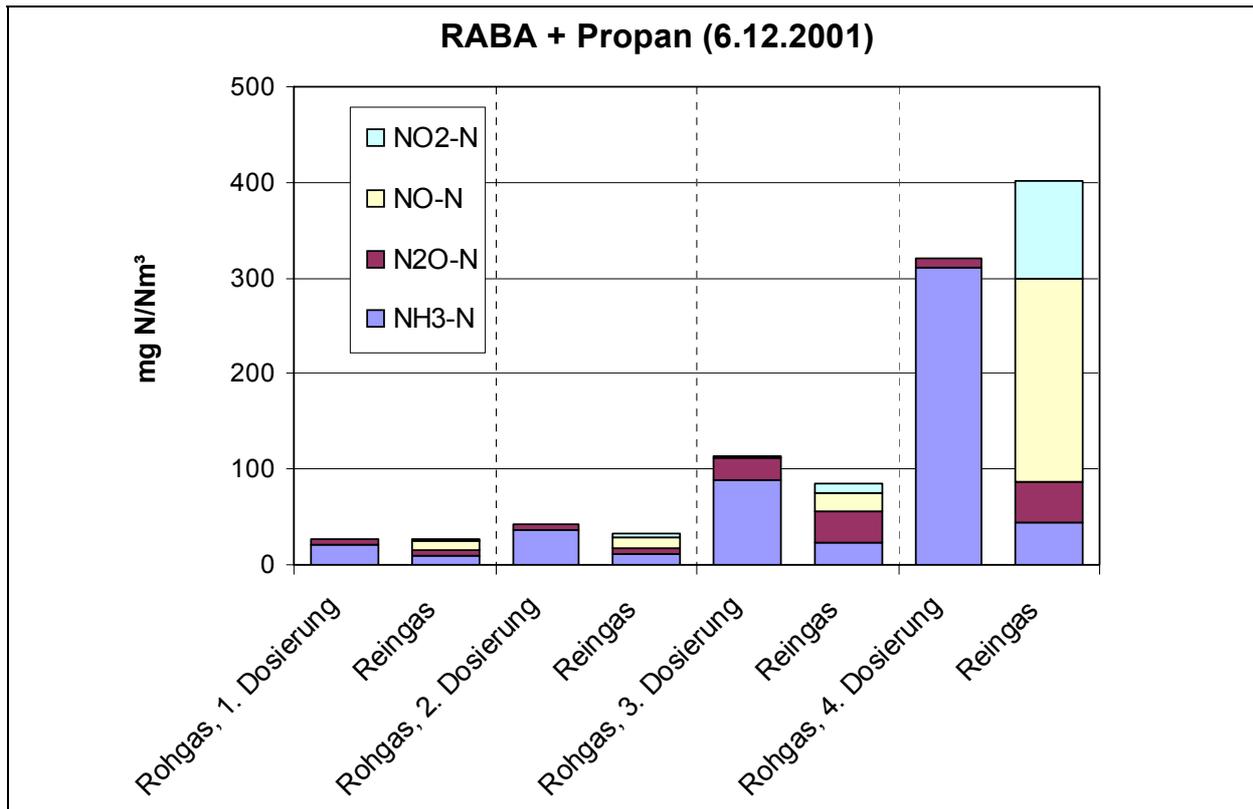


Abbildung 5-14: N-Spezies im Roh- und Reingas, 6.12.2001

In Tabelle 5-3 sind die gemessenen Summen der analysierten N-Spezies im Rohgas und im Reingas verglichen.

	zudosiertes Rohgas NH ₃ -N (mg N Nm ⁻³)	Rein-/Rohgas NH ₃ -N	prozentuale Bildung von N ₂ O-N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]	prozentuale Bildung von NO-N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]	prozentuale Bildung von NO ₂ -N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]
1. Dosierung	21	0,48	0	38	12
2. Dosierung	37	0,32	1	32	10
3. Dosierung	90	0,25	12	19	11
4. Dosierung	310	0,22	9	54	28

Tabelle 5-3: Zudosierte Menge an NH₃ ins Rohgas, NH₃: relative Menge, die im Reingas im Vergleich zum Rohgas ermittelt wurde; andere Spezies: prozentuale Bildung aus dem zudosierten NH₃-N, 6.12.2001

Weiterhin ist NO das Hauptumwandlungsprodukt. In Tabelle 5-4 sind die gemessenen Summen der analysierten N-Spezies im Rohgas und im Reingas verglichen. Bei drei der vier Dosierungen betragen die Abweichungen < 33 %.

	Verhältnis Σ N-Spezies Reingas/Rohgas
1. Dosierung	0,98
2. Dosierung	0,75
3. Dosierung	0,67
4. Dosierung	1,13

**Tabelle 5-4: Verhältnis der N-Spezies im Roh- und Reingas.
Summe der gemessenen Gase (mg N Nm⁻³) im Reingas/
Summe der gemessenen Gase (mg N Nm⁻³) im Rohgas, 6.12.2001**

Messreihe mit Dosierung von NH₃ zum Rohgas der RABA und Biogasbetrieb der VocsiBox® am 7.12.2001, (Abbildung 5-15)

Der relative NH₃-„Schlupf“ nahm auch in dieser Betriebsweise mit steigender NH₃-Zudosierung ab. Während bei einer NH₃-Konzentration von 15 mg NH₃-N Nm⁻³ 58 % im Reingas wieder gefunden wurden, sank der NH₃-Anteil im Reingas auf 11 % bei einer Konzentration von 462 mg NH₃-N Nm⁻³.

Es zeigte sich, dass beim Betrieb mit Biogas die VocsiBox® bei NH₃-Dosierungen < ca. 100 mg NH₃-N eine Netto Senke für Lachgas darstellte. Mit steigender Zudosierung verringerte sich jedoch die relative N₂O-Reduktion von 41 % (15 mg NH₃-N Nm⁻³ zudosiert) auf 6 % (98 mg NH₃-N Nm⁻³ zudosiert). Der hohe Abbaugrad von N₂O in diesem Fall widerspricht den bisherigen Erfahrungen und erscheint unplausibel. Gegebenenfalls liegt hier ein Messfehler vor. Bei der höchsten Dosierung (462 mg NH₃-N Nm⁻³) kam es zu einer N₂O-Bildung von 7 % des Ammoniaks.

Die relative NO₂-Bildung nahm aufgrund der höheren Prozesstemperaturen beim Biogasbetrieb im Vergleich zum Propangas zu und war ähnlich hoch wie die relative NO-Bildung, d.h. zwischen 11 und 65 % des zudosierten Ammoniaks.

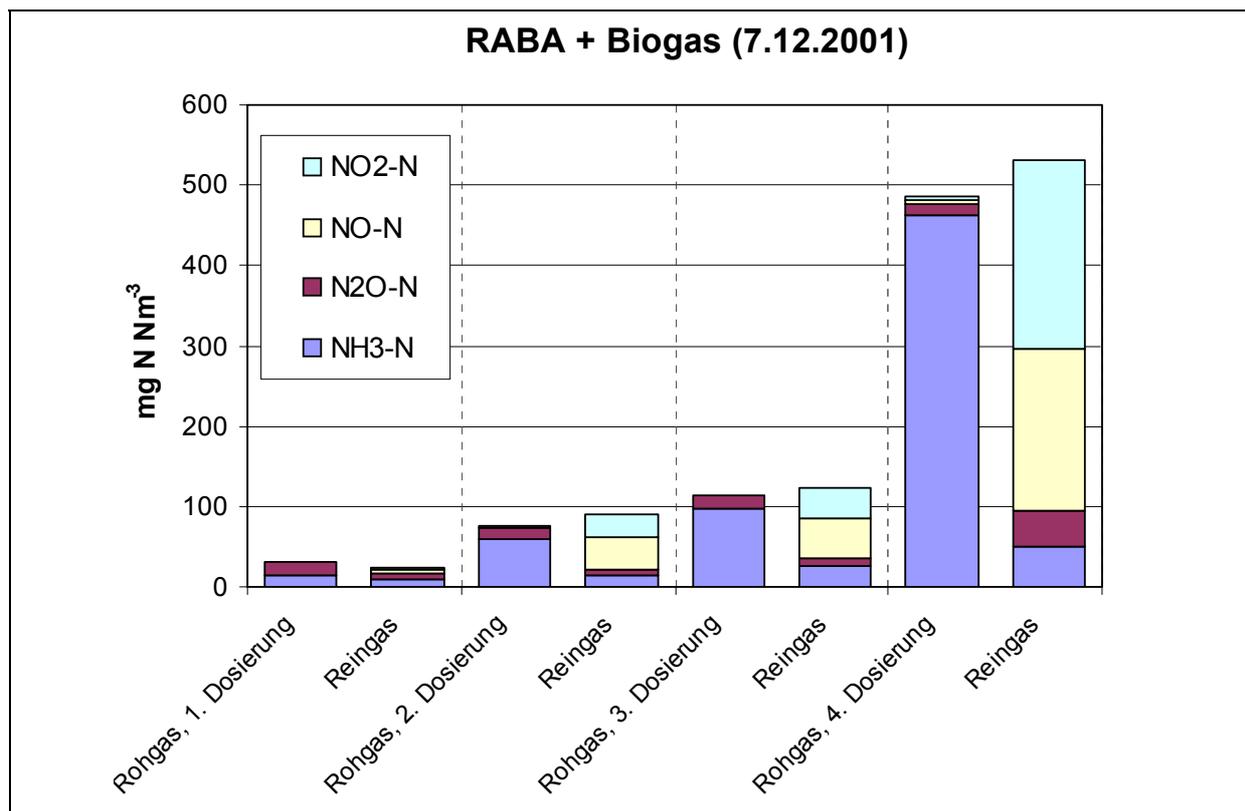


Abbildung 5-15: N-Spezies im Roh- und Reingas, 7.12.2001

In Tabelle 5-5 sind die gemessenen Summen der analysierten N-Spezies im Rohgas und im Reingas verglichen.

	zudosiertes Rohgas NH ₃ -N (mg N Nm ⁻³)	Rein-/Rohgas NH ₃ -N	prozentuale Bildung von N ₂ O-N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]	prozentuale Bildung von NO-N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]	prozentuale Bildung von NO ₂ -N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]
1. Dosierung	15	0,58	- 41	30	11
2. Dosierung	59	0,23	- 10	65	49
3. Dosierung	98	0,26	- 6	50	39
4. Dosierung	462	0,11	7	43	50

Tabelle 5-5: Zudosierte Menge an NH₃ ins Rohgas, NH₃: relative Menge, die im Reingas im Vergleich zum Rohgas ermittelt wurde; andere Spezies: prozentuale Bildung aus dem zudosierten NH₃-N, 7.12.2001

	Verhältnis Σ N-Spezies Reingas/Rohgas
1. Dosierung	0,58
2. Dosierung	1,27
3. Dosierung	1,09
4. Dosierung	1,11

Tabelle 5-6: Verhältnis der N-Spezies im Roh- und Reingas.
Summe der gemessenen Gase (mg N Nm⁻³) im Reingas/
Summe der gemessenen Gase (mg N Nm⁻³) im Rohgas, 7.12.2001

Messreihe mit Dosierung von NH₃ zur Umgebungsluft und Biogasbetrieb der VocsiBox® am 7.12.2001 und 11.12.2001, (Abbildung 5-16)

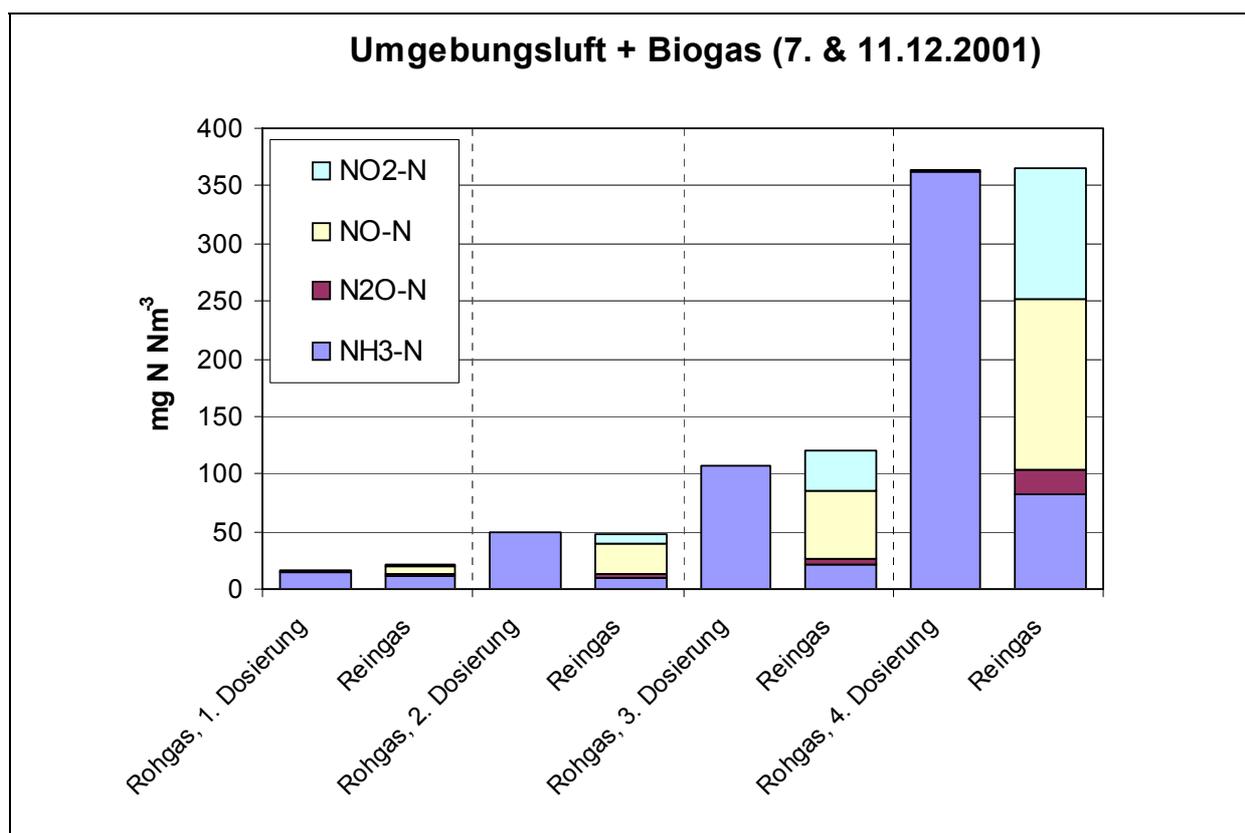


Abbildung 5-16: N-Spezies im Roh- und Reingas, 7.12.2001 und 11.12.2001

Die Dosierung von 15 mg NH₃-N Nm⁻³ ergab einen Schlupf von 72 %. Ab einer Zudosierung von 50 mg NH₃-N Nm⁻³ bleibt der NH₃-„Schlupf“ etwa konstant bei 21 - 23 %. Da in diesem Versuch die Zudosierung in Umgebungsluft erfolgte, ist es hier möglich, die relative Bildung der N-Spezies durch NH₃-Dosierung zu kalkulieren (siehe Tabelle 5-7). NO ist das bedeutendste Umwandlungsprodukt. Während bei niedrigen NH₃-N Konzentrationen die

N₂O-Bildung stärker ist als bei höheren NH₃-N Konzentrationen, steigt die NO₂-Bildung mit zunehmender NH₃-N Zudosierung. Mit zunehmender NH₃-N Konzentration nimmt dagegen die NO₂-Bildung zu.

In Tabelle 5-8 sind die gemessenen Summen der analysierten N-Spezies im Rohgas und im Reingas verglichen. Bei der Bilanzierung der vier Dosierungen betragen die Differenzen der gemessenen Spezies zwischen -6 % und +30 %.

	zudosiertes Rohgas NH ₃ -N (mg N Nm ⁻³)	Rein-/Rohgas NH ₃ -N	prozentuale Bildung von N ₂ O-N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]	prozentuale Bildung von NO-N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]	prozentuale Bildung von NO ₂ -N aus zudosiertem NH ₃ -N [%]
1. Dosierung (7.12.)	15	0,72	12	36	10
2. Dosierung	50	0,21	5	52	16
3. Dosierung	107	0,19	5	55	32
4. Dosierung	362	0,23	6	41	31

Tabelle 5-7: Zudosierte Menge an NH₃ ins Rohgas, NH₃: relative Menge, die im Reingas im Vergleich zum Rohgas ermittelt wurde; andere Spezies: prozentuale Bildung aus dem zudosierten NH₃-N, 7.12.2001 und 11.12.2001

	Verhältnis Σ N-Spezies Reingas/Rohgas
1. Dosierung	1,30
2. Dosierung	0,94
3. Dosierung	1,11
4. Dosierung	1,01

Tabelle 5-8: Verhältnis der N-Spezies im Roh- und Reingas. Summe der gemessenen Gase (mg N Nm⁻³) im Reingas/ Summe der gemessenen Gase (mg N Nm⁻³) im Rohgas, 7.12.2001 und 11.12.2001

Fazit aus den Ammoniak-Dosierungsversuchen mit der VocsiBox®:

Aus den vorliegenden Untersuchungen und Erkenntnissen ist davon auszugehen, dass die RTO an MBA-Anlagen keine Senke für N₂O darstellt. Vielmehr wird N₂O im Wesentlichen aus NH₃ neu gebildet. Aus den 17 Dosierungsversuchen einer RTO-Versuchsanlage in Verbindung mit einer MBA resultiert ein Mittelwert von 2,6 % bzw. ein Median von 5,0 % Neubildung von N₂O-N aus zudosiertem NH₃-N. Etwa 80 % des zudosierten NH₃ wird in der RTO abgebaut. In deutlich größerem Umfang wird NO und – insbesondere bei hohen Reaktionstemperaturen – NO₂ gebildet. Im Vergleich dazu berichtet CARLOWITZ (2008) von einer Neubildung an N₂O in Höhe von 4 bis 5 % des abgebauten NH₃ an einer ähnlichen Versuchs-RTO, an der zwei Dosierungen mit Ammoniak durchgeführt und detailliert gemessen wurden (siehe Abbildung 2-5). Somit passen die Ergebnisse sehr gut zueinander.

5.3 Saure Wäsche

Wie aus den vorhergehenden Kapiteln zu erfahren ist, stellen sowohl Biofilter als auch RTO in der Anwendung an einer MBA keine Senke für N_2O dar, weil im Wesentlichen beim Abbau des Ammoniaks N_2O und NO_x neu entstehen. Höhe und Ausmaß der Neubildung in den Aggregaten hängt von den technischen Randbedingungen ab. Um die Zufuhr des basisch reagierenden Ammoniaks zu reduzieren, kommen in erster Linie Wäscher mit einer sauren Waschflüssigkeit in Frage. Diese sauren Wäscher werden in der Regel mit Schwefelsäure (H_2SO_4) betrieben und dem Biofilter bzw. der RTO vorgeschaltet, wenn die Eingangskonzentration an NH_3 zu hoch ist. Aus Ammoniak und Schwefelsäure bildet sich Ammoniumsulfatlösung ASL ($[NH_4]_2SO_4$), die periodisch aus dem System ausgeschleust werden muss.

Die VDI-Richtlinie 3475 Blatt 3 empfiehlt bei hohen Ammoniakgehalten im Rohgas (ab ca. 60 mg/m^3 bzw. 100 mg/m^3) dem Biofilter oder der thermischen Abgasbehandlung eine saure Wäsche vorzuschalten. Abbildung 5-17 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen pH-Wert der Waschflüssigkeit und Bildung von sekundärem N_2O . Bei pH-Werten < 5 scheidet der Wäscher über 95 % des zugeführten NH_3 ab. Kommt es jedoch zu einer Störung und die Säuredosierung fällt aus, steigt der pH-Wert durch die NH_3 -Absorption schnell an. Anschließend kann kaum noch NH_3 absorbiert werden und der Schlupf führt zum erhöhten Eintrag von NH_3 in die RTO wodurch die Lachgaskonzentrationen im Reingas stark ansteigen.

Nach dem ÖWAV-Regelblatt 513 sind keine allgemein gültigen quantitativen Aussagen möglich. Die Toleranz der verschiedenen Filtermaterialien gegenüber Ammoniak ist unterschiedlich und hängt u.a. von deren verfügbarem Organikanteil ab. Daher sind vom Hersteller / Lieferanten entsprechende Angaben zu machen. Liegen keine spezifischen Angaben der Herstellers vor, so ist ein Sollwertbereich von < 200 ppm einzuhalten. Ammoniakkonzentrationen über 50 ppm sind bereits relevant. Konzentrationen von über 200 ppm führen kurzfristig (binnen 0 bis 2 Jahren) zu einer wesentlichen Beeinträchtigung der Filterwirkung.

Aus aktuellen Diskussionen werden weitergehende Anforderungen formuliert: Für Biofilter werden Eingangskonzentrationen < 5 mg/m^3 empfohlen (VDI Richtlinie 3477 im Vorentwurf, Stand 11/2011), um die Bildung von NO und N_2O zu minimieren.

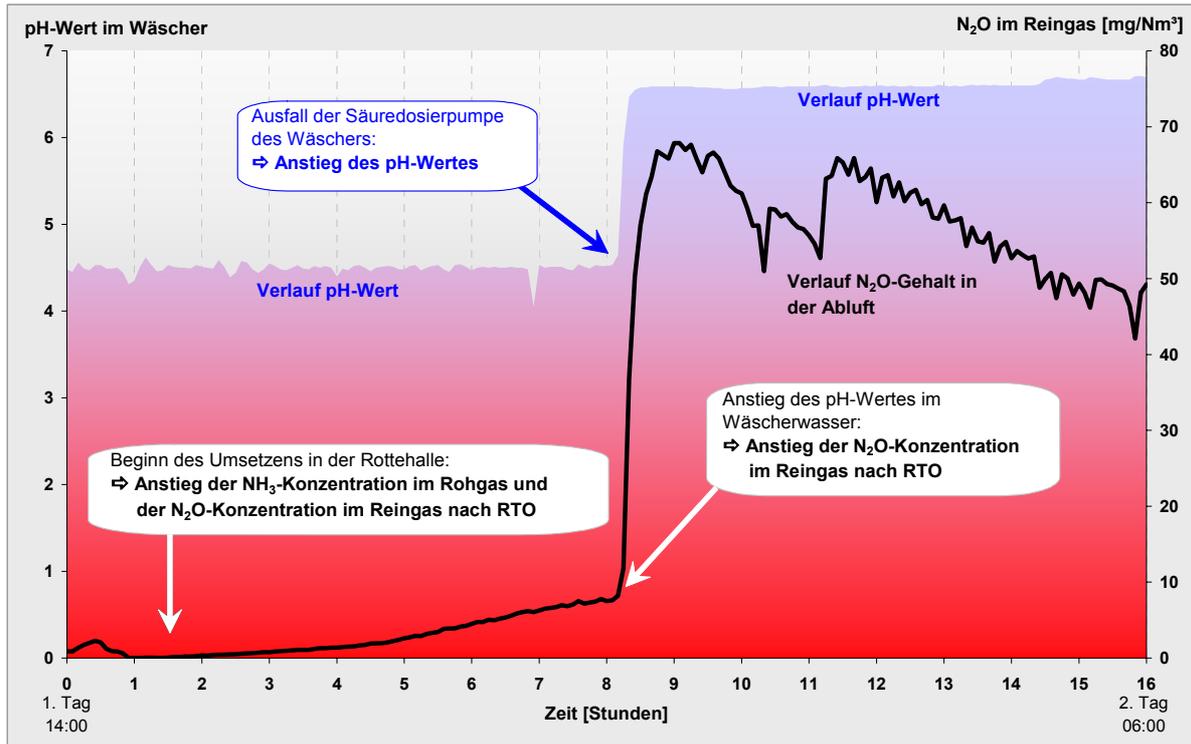


Abbildung 5-17: Sekundäre Lachgasbildung in der RTO durch erhöhten Ammoniakschlupf in der vorgeschalteten Sauren Wäsche [WALLMANN et al., 2006]

6 Maßnahmen zur Minimierung der Lachgasbildung bei der MBA

Die Maßnahmen zur Minderung und Minimierung der Lachgasbildung können aus den vorhergehenden Kapiteln wie folgt zusammengestellt werden:

Maßnahmen bei der Anlieferung und mechanischen Aufbereitung:

- Kurze tägliche Lagerzeiten und keine Lagerung von Abfall über Wochenenden oder an Feiertagen reduzieren pauschal das Emissions- und Brandpotenzial. Homogenisierung und gleichartige Beschickung.
- Wenn sich eine gewisse Lagermenge nicht vermeiden lässt, anfängliche unkontrollierte biologische Reaktionen (Selbsterwärmung in Haufwerken) durch z.B. eher flächige Lagerung unterbinden – diese Maßnahme dient auch dem vorbeugenden Brandschutz.
- Ein guter mechanischer Stoffaufschluss fördert eine gute Homogenisierung. Strukturarmes Rottegut muss Strukturgut untergemischt werden. Strukturgut vorhalten.
- Eine Vorabsiebung auf kleine Siebschnitte < 60 mm bedeutet einen Verlust von Strukturmaterial und ist häufig mit geringerer Porosität, höherer Dichte und schlechterer Belüftbarkeit bei der aeroben Rotte verbunden.

Anforderungen an das Substrat, Rotteeingang:

- Erfahrungswerte an gute Eingangsgehalte sind ein Wassergehalt von ca. 50 % und eine Feuchtrohdichte von ca. 0,60 Mg/m³.
- Um eine gute und möglichst gleichmäßige Sauerstoffversorgung zu gewährleisten, ist – abhängig vom Belüftungsverfahren – ausreichend Strukturmaterial wichtig; zur Orientierung ist von einem günstigen Strukturanteil von mind. 30 % auszugehen.
- Eine wichtige Größe ist das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff im Substrat; ein C/N-Verhältnis zwischen 25:1 und 35:1 minimiert NH₃- und N₂O-Emissionen. Höhere Verhältnisse weisen bereits auf einen Mangel an N hin, geringere auf einen Überschuss an N und < 20:1 auf einen deutlichen Überschuss an N.

Maßnahmen bei der Intensivrotte (Temperatur!):

- Ein zügiges Aufsetzen der Mieten / Tunnelbefüllen trägt dazu bei, eine schnelle Selbsterhitzung auf > 45 °C zu erreichen, damit die Möglichkeit zur Nitrifikation (N₂O-Bildung) durch ein enges Zeitfenster eingeschränkt wird. Dieses kann gezielt, z.B. durch Umluftführung in der Startphase unterstützt werden.
- Die Temperaturführung in der Intensivrotte sollte auf einen thermophilen Bereich > 50 °C (< 70 °C) ausgelegt sein, damit es möglichst nicht zur Nitrifikation (N₂O-Bildung) kommt.
- Es ist auf eine ausreichende Sauerstoffversorgung zu achten, damit es nicht zu Methanemissionen kommt. Höhere CO₂-Konzentrationen sind nicht nachteilig.
- Ein schnelles Umsetzen der Mieten / Tunnel ist wichtig, um die Temperatur möglichst durchgehend auf > 45 °C zu halten. Temperaturen > 70 °C sind zu vermeiden, da sie die Bildung von Methan begünstigen.
- Um den Erfolg der Maßnahmen zu kontrollieren, sollte regelmäßig die Mietentemperatur gemessen und geregelt werden (Umluftführung/Frischluffführung).
- Um NH₃ effektiv auszustrippen und abzuscheiden, kann eine Säurewäsche auch im Teilstrom „Umluftbetrieb“ der Intensivrotte sinnvoll sein.

Maßnahmen bei der Nachrotte:

- Ziel ist es, eine Abkühlung der Rottetemperatur zum Ende der Nachrotte auf $< 45^{\circ}\text{C}$ zu vermeiden. Dieses kann über verschiedene Wege geschehen: z.B. Mietengeometrie optimieren, Mieten abdecken, Belüftung reduzieren, Umsetzfrequenz reduzieren.
- Bei Erreichen der Ablagerungsparameter wird ein zügiges Konfektionieren und Deponieren empfohlen, um mögliche Lachgasemissionen zu unterbinden.
- Nach Trocken-Vergärungsverfahren sollte eine schnelle Aerobisierung eingeleitet werden und ein möglichst starker Ammoniakaustrag über die Abluft erfolgen („Stripping“), die Temperatur lange möglichst $> 45^{\circ}\text{C}$ halten.
- Nach Nass-Vergärungsverfahren sollte eine aerob-thermophile Stabilisierung (ATS) mit kontrollierter Nitrifikation und Denitrifikation über eine gezielte Belüftungsregelung durchgeführt werden.
- Um den Erfolg der Maßnahmen zu kontrollieren, sollte die Mietentemperatur regelmäßig gemessen und geregelt werden.

Anforderungen an die Abluftreinigung (Minderung von sek. N_2O):

- Sowohl Biofilter als auch RTO stellen für primäres N_2O keine Senke dar.
- Zur Vermeidung der Neubildung von sek. N_2O sollte eine saure Wäsche zur NH_3 -Abscheidung vor Biofilter und RTO (Zielkonzentration $< 5 \text{ mg/m}^3$) installiert werden.
- Die in der sauren Wäsche entstehende Ammoniumsulfatlösung (ASL) muss einer externen Verwertung zugeführt werden und darf nicht zur Befeuchtung der Mieten verwendet werden.
- Eine ausreichende Dimensionierung des Biofilters und die Möglichkeit der Befeuchtung und Nährstoffzugabe ist Grundlage für eine akzeptable Abluftreinigung.
- Eine ausreichende Dimensionierung der RTO ist Grundlage für eine akzeptable Abgasreinigung. Je höher die Reaktionstemperaturen, desto geringer die N_2O -Neubildung und desto größer die NO_x -Bildung

Der Betreiber ist explizit aufgefordert, über die Messwerte zu den Lachgaskonzentrationen Rückschlüsse auf seinen Rottebetrieb zu ziehen, um durch Anlagenoptimierungen eine Verbesserung der Emissionssituation herbei zu führen. Ebenso ist eine Reduzierung der Emissionen von Stickstoffverbindungen durch Optimierung des C:N-Verhältnisses zu erreichen. Dieses betrifft selbstverständlich sowohl die gekapselte Intensivrotte als auch die gegebenenfalls offene Nachrotte, wo insbesondere ein Lachgasbildungspotenzial lauert. Hilfreich für die Kontrolle eines emissionsarmen Betriebes können laufende Korrelationen von Temperaturmessungen, CH_4 / N_2O -Porengasmessungen und Emissionsmessungen sein. Nach dem BVT Dokument (2006) *Abfallbehandlung* Nr. 69.h. und 69.i. ist dieses Vorgehen für IPPC-Anlagen verpflichtend.

Die Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK e.V.) in Köln hat dazu einen Leitfaden für die *gute fachliche Praxis* der Kompostierung erstellt, der vielfach auf die Erfordernisse an MBA-Anlagen übertragen werden kann: Betrieb von Kompostierungsanlagen mit geringen Emissionen klimarelevanter Gase (BGK, 2010).

7 Erfahrungswerte / Messergebnisse / Anlagenoptimierungen

Die Abgasemissionen von MBA-Anlagen in Deutschland werden spätestens seit 1. März 2006 gemäß der 30. BImSchV begrenzt (Tabelle 7-1). Emissionen aus offenen Nachrotten werden i. d. R. nicht berücksichtigt, teilweise sind in den Genehmigungsbescheiden anteilig pauschale Frachtbeiträge am Emissionsfaktor für Ges.-C und N₂O aus der Nachrotte festgelegt. Lachgas ist nur als Emissionsfaktor bezogen auf den MBA-Input und zwar als Monatsmittelwert vom 100 g/Mg limitiert. Gesamt-C hat ebenfalls eine Begrenzung des Monatsmittelwertes und zusätzlich je einen max. Halbstundenmittel- und Tagesmittelwert. Durch den Monatsmittelwert für N₂O wird die Trägheit / biologische Reaktionszeit des Rotteprozesses im Zusammenhang mit der fehlenden End-of-pipe Technik berücksichtigt.

In der MBA-Richtlinie in Österreich (März 2002) ist kein Grenzwert für Lachgas vorgesehen, wohl aber für Stickoxide, wenn auf Grund der angewandten Abluftreinigungstechnologie die Entstehung von Stickstoffoxiden (NO_x) nicht auszuschließen ist. Die Emissionsgrenzwerte für NO_x betragen 100 mg/m³ (TMW) und 150 mg/m³ (HMW), angegeben als NO₂. Im Gegensatz zur 30. BImSchV gibt es auch einen Ammoniakgrenzwert, der 20 mg/m³ beträgt. In Abhängigkeit von den geplanten Technologien und den zu behandelnden Abfällen sind insbesondere auch alle treibhausrelevanten Gase (z.B. N₂O) in die Betrachtung der möglichen Emissionen einzubeziehen und gegebenenfalls zu begrenzen.

Tabelle 7-1: Grenzwerte gemäß §6 der 30. BImSchV (ohne PCDD/F), i. d. R. ohne Nachrotte

Parameter	Einzelwert	Halbstunden-Mittelwert	Tages-Mittelwert	Emissionsfaktor
Geruch	500 GE/m ³			
Staub		30 mg/m ³	10 mg/m ³	
Gesamt-C		40 mg/m ³	20 mg/m ³	55 g/Mg
Lachgas				100 g/Mg

Aus der ersten Anlagengeneration und den Demonstrationsanlagen in Deutschland vor dem Inkrafttreten der 30. BImSchV konnten folgende Erfahrungen gemacht werden:

- Rotteabgase wiesen teilweise hohe Gesamt-C Gehalte auf, darin im wesentlichen CH₄.
- Im Rotteabgas lagen – insbesondere in Verbindung mit Vergärungsverfahren – hohe Gehalte an Ammoniak vor, die im Biofilter und in einer RTO zur Neubildung von NO und N₂O geführt haben.
- Im Rotteabgas wurden teilweise stark erhöhte N₂O-Konzentrationen gefunden, die auf Fehlsteuerungen (geringe C/N-Verhältnisse, Nitrifikation) hingewiesen haben.
- Im Rotteabgas wurden teilweise stark erhöhte CH₄-Konzentrationen gefunden, die auf eine Fehlsteuerung in der Sauerstoffversorgung (hohe Atmungsaktivität, hohe Wassergehalte, hohe Dichten, geringe Luftdurchlässigkeit, geringe Luftporositäten, hohe Temperaturen) hingewiesen haben.
- Insofern stehen die Methanbildung und die Lachgasbildung in Konkurrenz zueinander.
- Vorhandene Biofilter reduzierten die Methan-Konzentration wenn, dann nur unwesentlich.

Aufgrund der hohen Anforderungen an die Gesamt-C Abscheidung mit Inkrafttreten der 30. BImSchV haben sich in Deutschland folgende Aggregate etabliert:

- Staubfilter zur alleinigen Staubabscheidung (z.B. bei nur mechanischer Aufbereitung)
- Säurewäscher für die Ammoniakabscheidung, insbesondere vor RTO
- RTO zur effizienten Gesamt-C Reduktion
- Biofilter zu Behandlung schwach belasteter Abgasströme aus Anlieferungs- und Aufbereitungsbereichen sowie Hallen

Je nach MBA-Anlagenkonfiguration sind derzeit folgende Abgas-Konzepte im Einsatz:

- (Kaskadenartige) Mehrfachnutzung von Abluftströmen mit und ohne Kühlung
- Abgas-Teilstrombehandlung über Säurewäsche, RTO (mehrlinig) und Biofilter (mehrlinig)
- Abgas-Vollstrombehandlung über Säurewäsche und RTO (mehrlinig)

In einer Studie von KNAPPE et al. (2007) wird für das Abgasmanagement von Gesamt-C Rohgasbelastungen zur RTO zwischen 300 und 600 (mit Vergärungsstufe 800) mg/m³ und zum Biofilter von 50 bis 80 mg/m³ ausgegangen. Für die Gesamt-C Frachten im Rohgas werden zur RTO 990 bis 1.500 g/Mg und zum Biofilter 66 bis 110 g/Mg genannt.

In einer weiteren Zusammenstellung von unterschiedlichen Rohgaswerten [BENDICK und CUHLS, 2004] werden Lachgas-Konzentrationen von 0 bis 5 mg/m³ und Lachgas-Frachten von 0 bis 30 g/Mg für die Gesamtabluft angegeben. Erhöhte Lachgasemissionen resultieren durch Nitrifikation in stickstoffreichen Materialien vorzugsweise aus der Nachrotte und aus der Nassoxidation bei Temperaturen < 45 °C. Vergärungsanlagen können insofern von einer erhöhten Lachgasbildung besonders betroffen sein (Fehlsteuerung mit max. 800 mg/m³ und max. 275 g/Mg in der Nachrotte).

Tabelle 7-2: Emissionsdaten N₂O im Reingas verschiedener MBA-Anlagen aus Österreich (MATTERSTEIG, 2011)

Anlage/Kapazität	MBA Oberpullendorf 81.250 Mg/a Zerkleinerung/Siebung DANO Vorrotte (25-80mm) 4-6 Wo.Intensivrotte (<25mm) saure Wäsche + Biofilter 05./06.09.2011	MBA St. Pölten 42.000 Mg/a Zerkleinerung/Siebung <160mm 4 Wo. Intensivrotte Wäscher + Biofilter 07./08.09.2011	BA Frohnleiten 65.000 Mg/a Anlieferung <80mm 4 Wo. Intensivrotte saure Wäsche + Biofilter 06.07.2009	BA Frohnleiten 65.000 Mg/a Anlieferung <80mm 4 Wo. Intensivrotte saure Wäsche + Biofilter 24.11.2009	BA Frohnleiten 65.000 Mg/a Anlieferung <80mm 4 Wo. Intensivrotte saure Wäsche + Biofilter 20./21.07.2011
Abfalldurchsatz [Mg/Monat]	6.586 (August 2011)	2.741 (August 2011)	5.205 (Ø in 2009)	5.205 (Ø in 2009)	5.195
Volumenstrom [Nm ³ /h]	52.500	50.300 (mit MA) 42.200 (ohne MA)	49.500	49.500	49.500
N ₂ O [mg/Nm ³]	9,92	9,44 (mit MA) 14,0 (ohne MA)	<1,5	<1,5	<1,5
N ₂ O [g/Mg]	58,8	151,0	<10,4	<10,4	<10,5
O ₂ /CO ₂ [Vol-%]	20,0 / 0,6	20,2 / 0,3	19,8 / 0,9	19,5 / 1,3	19,4 / 1,3

Aus den vorliegenden Emissionsfaktoren von drei Rotte-MBA-Anlagen (Tabelle 7-2) aus Österreich kann abgeleitet werden, dass die Biologische Stufe (BA) in Frohnleiten kein Lachgas produziert; hingegen die MBA-Anlagen in Oberpullendorf und St. Pölten zwischen ca. 59 und 151 g/Mg. Bezogen auf den deutschen Grenzwert von 100 g/Mg würde eine

sichere Unterschreitung nicht attestiert werden können. Bezogen auf die Erfahrungswerte und die optimierten Ansätze aus Kapitel 4.6 wäre eine deutliche Reduktion möglich und ökologisch notwendig, z.B. durch eine verbesserte Betriebsführung (Temperatursteuerung) und eine saure Wäsche vor Biofilter der MBA St. Pölten. Auf Seiten der Lachgasminimierung besteht erhebliches Optimierungspotenzial.

Die MBA Oberpullendorf unterschreitet beim N_2O mit 59 g/Mg den Frachtwert von 100 g/Mg deutlich. Angesichts einer MBA mit reiner Vorrotte und Intensivrotte, d.h. N_2O -Fracht ohne Nachrotteemissionen, besteht jedoch betrieblicher Optimierungsbedarf.

Tabelle 7-3 zeigt N_2O -Emissionsfaktoren im Reingas unterschiedlicher MBA-Anlagen aus Deutschland (ASA-Umfrage, Daten 2009/2010). Die Faktoren sind teilweise recht unterschiedlich im zulässigen rechtlichen Rahmen verteilt, wobei die meisten Anlagen mit < 50 g/Mg überhaupt keine Probleme haben. Eine Vergärungs-MBA und eine Rotte-MBA erreichen den 100 g/Mg Grenzwert jedoch kritisch nah.

Tabelle 7-3: Emissionsdaten N₂O im Reingas verschiedener MBA-Anlagen aus Deutschland

Anlagentyp	Bezugs-jahr	Monatsmittelwert												Auswertung 2009			
		Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Min.	MW <i>(Angabe)</i>	Median	Max
MBA (V)	2009	97,23	52,611	21,735	44,43	62,399	69,029	72,149	94,664	54,834	47,966	87,545	31,816	21,7		58,6	97,2
MBA (V)	2009	4,39	0,002	0,001	0	0,001	0,015	0,0003	0,003	0,286	0,521	2,349	0,007	0,0		0,01	4,4
MBA (R)	2009														45,5		
MBA (R)	2009														2,2		
MBA (R)	2009	2,41	8,49	9,46	2,55	9,27	3,03	3,9	1,62	19,93	14,7	0,48	0,29	0,3		3,5	19,9
MBA (R)	2009	5,79	6	9,14	11,84	9,93	7,23	6,64	7,49	7,72	6,44	6,7	8,96	5,8		7,4	11,8
MBA (R)	2009	1,7	1,61	2,93	2,49	2,41	1,76	1,59	1,91	1,12	1,14	2,24	1,23	1,1	1,9	1,7	2,9
MBA (R)	2009	5,892	2,829	44,904	19,506	69,266	46,757	86,095	16,835	39,875	19,25	24,772	6,796	2,8		22,1	86,1
MBS	2009														1,30		
MBS	2009	26,8	44,4	27,7	32,9	38,6	32	21,5	9,9	11,3	8,2	11,8	9,1	8,2		24,2	44,4
MBS	2009	16,7	14,9	15,6	19	17,2	21,6	24,9	22,2	20,1	17,6	18,1	17,3	14,9		17,9	24,9

MBA (V): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung mit Vergärungsstufe

MBA (R): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung mit Rottestufe

MBS: Mechanisch-biologische Stabilisierung

MW: Mittelwert

8 Messmethoden zur Bestimmung von Lachgas

Distickstoffmonoxid (N₂O) ist ein Treibhausgas und wirkt als Katalysator für den stratosphärischen Abbau von Ozon. Der Anteil von N₂O in der unteren Atmosphäre beträgt gegenwärtig ca. 0,3 ppm mit einer jährlichen Steigerungsrate von 0,2 bis 0,5 %. Auf Grund seiner Klimarelevanz ist eine gesicherte messtechnische Erfassung der N₂O-Emissionen erforderlich. Die 30. BImSchV in Deutschland setzt eine zulässige Obergrenze für N₂O-Emissionen aus MBA-Anlagen von 100 g/Mg Abfall als Monatsmittelwert fest.

Als erprobte, zugelassene analytische Messverfahren kommen zwei Verfahren zur Messung von Distickstoffmonoxid in Betracht:

- **Manuelles gaschromatographisches Verfahren, VDI 2469 Blatt 1:**

Messen gasförmiger Emissionen - Messen von Distickstoffmonoxid - Manuelles gaschromatographisches Verfahren, Ausgabedatum 02/2005

- **Automatisches, kontinuierliches infrarotspektrometrisches Verfahren:**

Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Massenkonzentration von Distickstoffmonoxid (N₂O) - Referenzverfahren: Nicht-dispersives Infrarot-Verfahren (ISO 21258:2010); Deutsche Fassung EN ISO 21258:2010, Ausgabedatum 11/2010

Tabelle 8-1: Grundlage der zwei erprobten, zugelassenen Verfahren zur N₂O-Messung

Manuelles gaschromatographisches Verfahren, VDI 2469 Blatt 1	Automatisches infrarotspektrometrisches Verfahren, EN ISO 21258
<p>Das Probengas wird über ein Probenahmesystem aus dem Abgaskanal entnommen. Zur Entfernung der Störkomponenten SO₂ und Wasser wird das Probengas über Sorptionsmedien geleitet. Die Probenahme erfolgt z.B. in einem Gassammelbeutel oder Glasgefäß. Aus dem Gassammelbeutel wird eine Teilprobe entnommen. Nach gaschromatographischer Trennung wird das N₂O mit einem Elektroneneinfangdetektor (ECD) bestimmt.</p> <p>(Abbildung 8-1)</p>	<p>Die Gasanalytoren benutzen als Messprinzip die Absorption infraroter Strahlung (IR) durch die Messkomponente in charakteristischen Wellenlängenbereichen (siehe VDI 2460 Blatt 1). Die Messgeräte arbeiten nach dem nichtdispersiven Verfahren (NDIR), das heißt es findet keine spektrale Zerlegung der von der Strahlungsquelle ausgehenden Infrarotstrahlung statt. Die notwendige Selektivität wird durch den Strahlungsdetektor erreicht, der mit der zu messenden Komponente gefüllt ist. Zur Reduzierung des Einflusses von Störgasen, z.B. CO und CO₂ sind Filterküvetten oder optische Filter in den Strahlengang eingesetzt oder es sind andere Möglichkeiten zur Kompensation der Querempfindlichkeit ausgeführt.</p> <p>Da Wasserdampf die Messung stören und zu Kondensationen im Messgerät führen könnte, wird das im Messgas enthaltene Wasser vor dem Messgerät in einem Messgaskühler auskondensiert. Um die Neubildung von N₂O aus im Kondensat gelöstem NO₂ und SO₂ zu verhindern und somit einem falschen Messergebnis vorzubeugen, werden besondere Anforderungen an Messgaskühlung und Messgasaufbereitung gestellt.</p>

Geräte und Betriebsmittel, Aufbau der Probenahme- und Messeinrichtung, Kalibrieren, Durchführen der Messung sowie Verfahrenskenngrößen, Störeinflüsse und Qualitätssicherung sind in der VDI-Richtlinie und der EN ISO beschrieben. Die Grundlagen

der messtechnischen Verfahren und die Validierung der Emissionsmessverfahren wurden von der Universität Stuttgart erarbeitet [BAUMBACH et al., 2001].

Für die manuelle VDI-Methode eignen sich Gassammelbeutel aus aluminiumkaschiertem Polyethylen oder Polyvinylfluorid mit einem Volumen von 2 L oder größer. Die Lagerstabilität ist verhältnismäßig gut. Nach einer Lagerzeit von 14 Tagen konnten noch mehr als 93 % der N₂O-Anfangskonzentration wieder gefunden werden. Bei der Überführung der Gasprobe aus dem Gassammelbeutel in die Analyseneinheit können jedoch wiederum Verluste auftreten. Eine sehr gute Sammelmethode ist daher die direkte Probensammlung in den Gefäßen der Analyseneinheit (Autosampler), sog. HS-Vials aus Glas (Volumen z. B. 20 mL), die eine sehr gute Lagerstabilität haben. Sie werden vor der Probenahme im Labor durch ein Septum evakuiert. Für die Probenahme wird das Septum mit einer Kanüle durchstochen. Dadurch wird das HS-Vial innerhalb kürzester Zeit mit dem Probengas gefüllt. Nach Herausziehen der Kanüle ist die Probe im HS-Vial dicht verschlossen, und es kann danach direkt in die GC-Analyseneinheit überführt werden.

Eignungsgeprüfte Messgeräte für N₂O sind auf der Internetseite des Umweltbundesamtes in Deutschland gelistet:

http://www.umweltbundesamt.de/luft/messeinrichtungen/e_distickstoffmonoxid.pdf

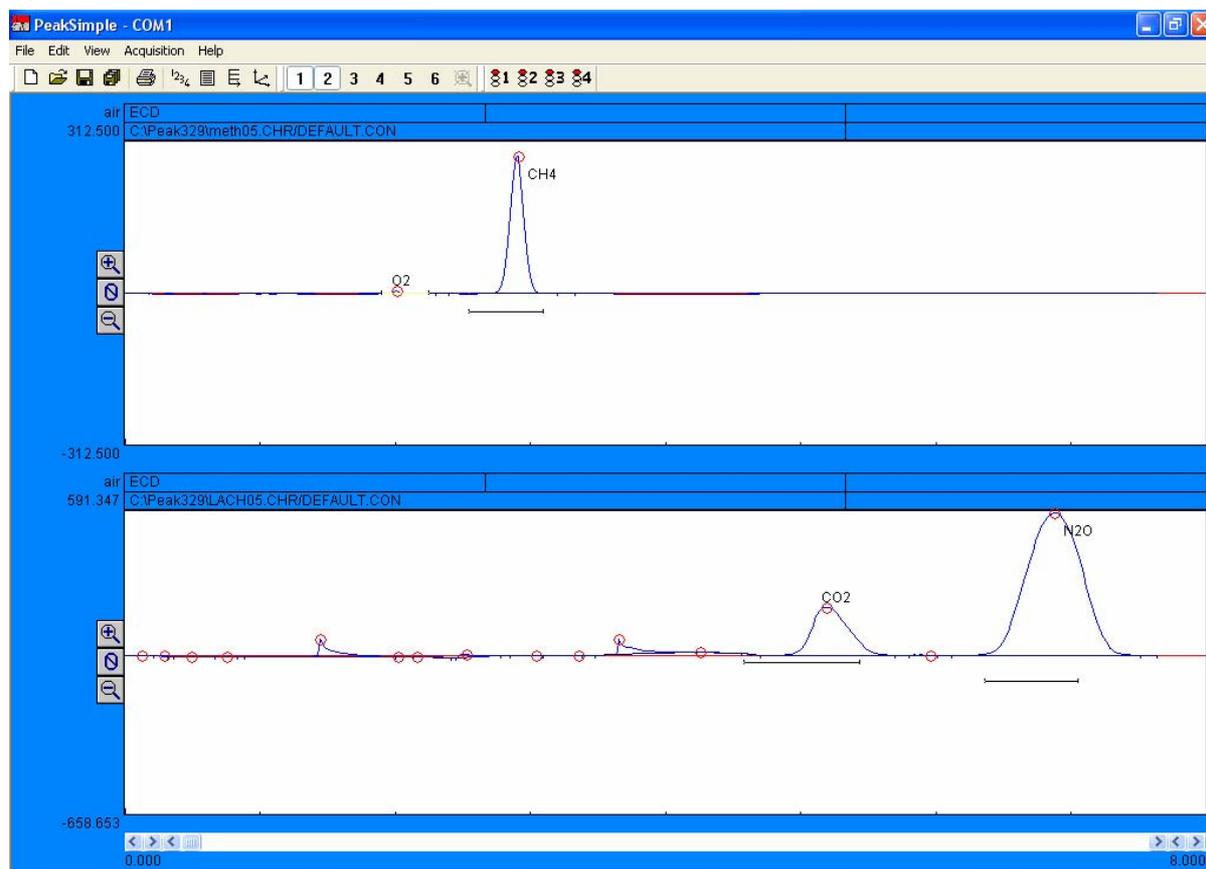


Abbildung 8-1: Messmethode manuelles gaschromatographisches Verfahren gemäß VDI 2469 Blatt 1: Lachgas- und CO₂-Signal mit GC/ECD, Methan-Signal mit FID

Es wird davon ausgegangen, dass zumindest die Anlieferung und mechanische Aufbereitung sowie die Intensivrotte von MBA-Anlagen geschlossen ausgeführt sind. Die belasteten Abluftströme werden gefasst und abgereinigt. Die resultierende Emissionsquelle kann eine Punktquelle (Kamin) oder eine Flächenquelle (offener Biofilter) sein. Die Nachrotte kann ebenfalls geschlossen sein, optional aber auch offen. Eine offene unbelüftete Nachrottemiete stellt eine diffuse Emissionsquelle dar.

Die Durchführung der Probenahme unter Berücksichtigung von Quelltypen ist in der VDI-Richtlinie 3880 beschrieben. Dort wird auch die Abgrenzung zwischen aktiven und passiven Quellen vorgenommen.

- **Messungen in geschlossenen Anlagen (gefasste Abluftströme) mit Punktquellen und Flächenquellen:**

Punktquellen (Kamin, Schornstein): Durchführung von Emissionsmessungen an geführten Quellen →



Abbildung 8-2: Container-Biofilter mit Ableitung der Abluft als geführte Punktquelle

Aktive Flächenquellen (offene Flächenbiofilter) →



Abbildung 8-3: Flächenbiofilter mit offener Ausströmung, im Bild zum Zweck der Abluftprobenahme mit dünner Folie kurzzeitig gekapselt

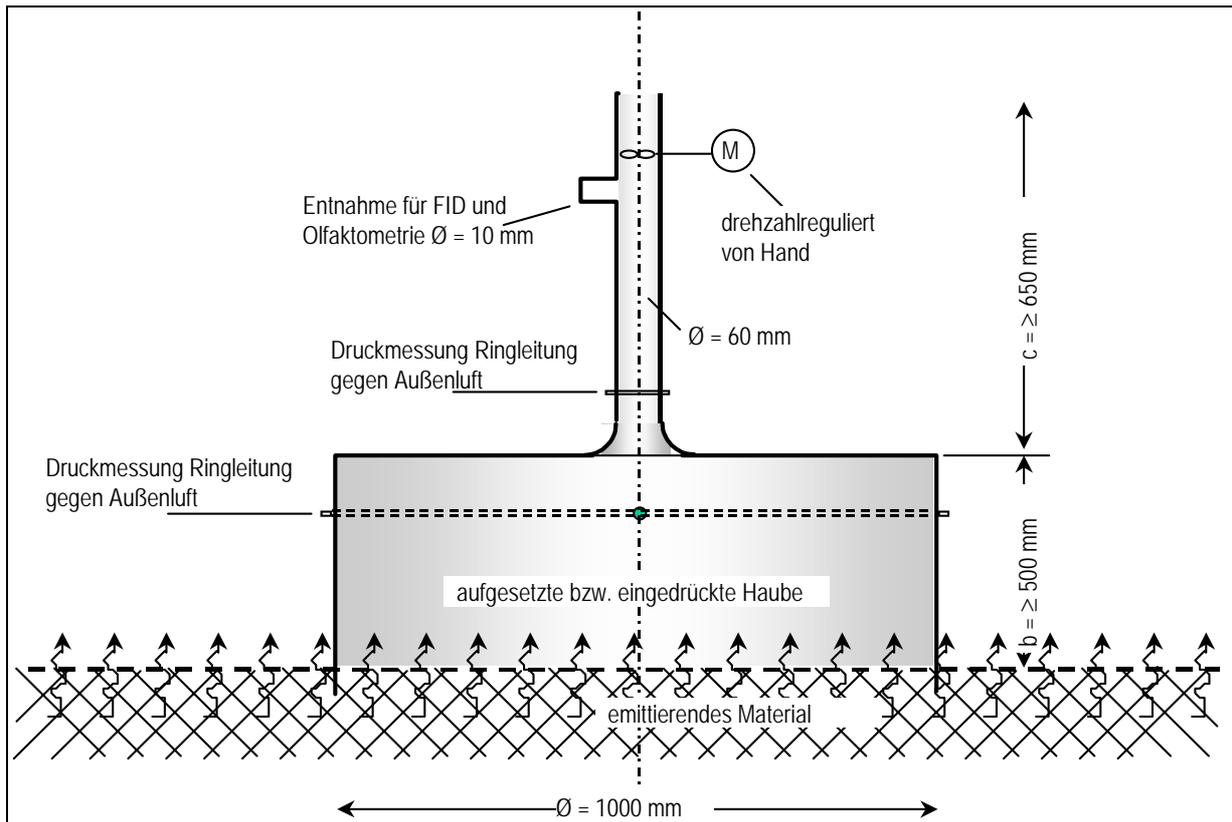


Abbildung 8-4: Probenahmehaube mit Druckausgleich für aktive Flächenquellen (VDI 3475)

- Messungen in teilgeschlossenen Anlagen (gefasste Abluftströme und diffuse Quellen) mit Punktquellen, Flächenquellen und offenen, diffusen Quellen:

Punktquellen (gefasste Abluftströme, Kamin), siehe Abbildung 8-2

Aktive Flächenquellen (offene Flächenbiofilter), siehe Abbildung 8-3, Abbildung 8-4

Diffuse Quellen (unbelüftete, offene Nachrottemieten), siehe Abbildung 8-5, Abbildung 8-6

Methodenbeschreibung →

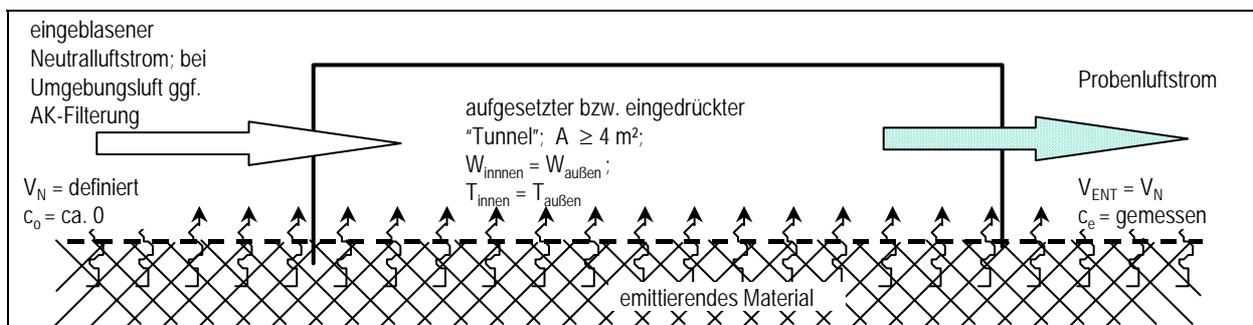


Abbildung 8-5: Prinzipskizze der Probenahme auf passiven Flächenquellen mit Windtunnel / Haube und neutralem Zuluftstrom (VDI 3475)

Eine weitere Messanordnung, die besonders für passive Flächenquellen geeignet ist, besteht aus einem mit Neutralluft definiert durchströmten Windtunnel bzw. Haube. Mit der Tunnel-Messmethode werden die Emissionen bestimmt, die diffus und konvektiv über die Mietenoberfläche von offenen Nachrottemieten freigesetzt werden. Für die Emissionsmessungen an offenen bzw. nicht eingehausten Kompostierungsanlagen wird ein von der gewitra GmbH konzipierter großer Windtunnel eingesetzt, bei dem die Simulation des Windes durch einen mittels Gebläse und Heizung erzeugten leichten Luftstrom erfolgt (siehe Richtlinien VDI 3475 Blatt 1, VDI 3880 und VDI 4285 Blatt 1).

Die Emissionsmessungen erfolgen auf der Mietenoberfläche der jeweiligen Rottemiete mit dem belüfteten Tunnel. Der Tunnel deckt eine Grundfläche mit einer Breite von 6 bis 8 m und einer Länge von bis zu 10 m ab (siehe Abbildung 8-6). Der Tunnel ist an den Längsseiten zum Boden und im Eingangsbereich zur Mietenoberfläche mit Sandschläuchen abgedichtet. Der Ausgangsbereich des Tunnels ist nicht abgedichtet, so dass ein möglichst realitätsnaher freier Abstrom in die Atmosphäre gewährleistet wird (dynamisch). An dem Tunneleingang sind zwei Ventilatoren mit Heizung installiert, die die Zuluft aus der Umgebungsluft aus einem Bereich mit möglichst geringer Vorbelastung ansaugen und in den Tunnel hineinblasen. An dem Tunnelausgang erfolgen die Probenahmen der zu analysierenden Gase im Abluftstrom. Der Windtunnel kann auch unbelüftet (statisch) betrieben werden. Dann reichern sich die konvektiv und diffus entweichenden Gase im Tunnel unterhalb der Folie an (Abbildung 8-7). Dargestellt sind die Phasen 2 bis 4:

- (2) der Konzentrationsverlauf CH_4 und N_2O in der Zuluft (Neutralluft) zum Tunnel
- (3) der Konzentrationsverlauf CH_4 und N_2O in der Abluft aus dem Tunnel
- (4) der Konzentrationsverlauf CH_4 und N_2O im Tunnel ohne Durchströmung (statisch)

Die Auswertung der Methode dynamischer Windtunnel erfolgt über die Berechnung des Netto-Emissionsmassenstroms (Abluftkonzentration [Phase 3] minus Zuluftkonzentration [Phase 2]) aus dem dynamischen Windtunnel mit Bezug auf die vom Windtunnel überdeckte Masse und der zugehörigen Rottedauer (Annahme: Abluftvolumenstrom gleich Zuluftvolumenstrom). Die einzustellende Strömungsgeschwindigkeit der Tunnelluft über der Miete sollte sich dabei an realistischen Windgeschwindigkeiten orientieren.

Die alternative Auswertung der Anreicherung bei statischer Betriebsweise des Tunnels [Phase 4] erfolgt direkt aus der Konzentrationsanreicherung im Tunnelzelt bezogen auf die überdeckte Masse und der Rottedauer. Der Windtunnel muss bei einer offenen Nachrotte in Abhängigkeit von der Rottedauer mehrfach aufgesetzt werden. Die Gesamtemission wird durch Interpolation der jeweiligen Einzelergebnisse ermittelt. Der Massenbezug erfolgt durch Wiegen oder durch Berechnung über das gemessene Abfallvolumen und die Dichte. Außerdem muss der Massenverlust der Rottemiete (Wasser, biologischer Abbau) bezogen auf die zugeführten Einsatzstoffe im Anlieferungszustand berücksichtigt werden.

In der Praxis führt das dynamische Verfahren im Windtunnel zu etwas höheren Emissionen als die statische Anreicherung im Tunnel ohne Durchströmung. Steht ein großer Windtunnel nicht zur Verfügung kann auch auf kleinere Windtunnel (Abbildung 8-5) zurückgegriffen werden; aber je kleiner die Abmessungen desto größer ist der Messfehler. Idealerweise sollte ein ganzes Mietensegment (Scheibe) vom Fußpunkt (Basis) bis zur First (Spitze) beprobt werden. Ansonsten wird die Konvektion (Kaminzugeffekt) behindert. Eine kleine statische Haube mit Anreicherung ist daher zur repräsentativen Emissionsermittlung bei Rottemieten ungeeignet, weil hauptsächlich der diffuse Anteil der Emissionen erfasst wird.

Im Endergebnis werden die Emissionen aus dem gefassten Abgasstrom (Kamin), aus aktiven Flächenquellen (Biofilter) und aus offenen Mieten (Nachrotte) aufaddiert. Daten aus Flächenbiofilter und offenen Nachrotten, die i. d. R. nur diskontinuierlich (z.B. aus Wochenmittelwerten) überwacht werden, sollten durch eine geeignete und vergleichbare Vorgehensweise zusammengeführt werden.



Abbildung 8-6: Probenahme diffuser Quellen (Nachrotte) mit Hilfe des großen Windtunnels

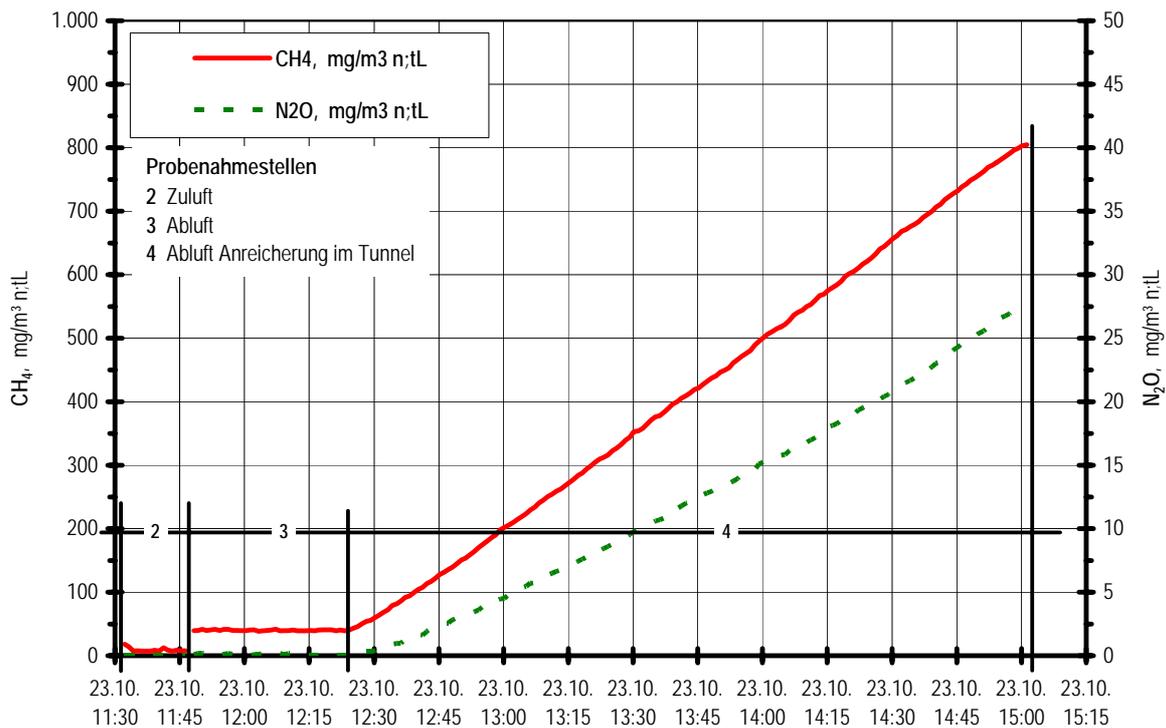


Abbildung 8-7: Auswertung der Probenahme und Messung von CH₄ und N₂O an diffusen Quellen mit Hilfe des großen Windtunnels (dynamisch und statisch) [CUHLS ET AL., 2011]

Nach § 16 der 30. BImSchV kann abweichend von der festgelegten Kapselung und vollständigen Zuführung des beim Rottevorgang entstehenden Abgases zu einer Abgasreinigung eine aerobe Nachrotte in nicht gekapselten Einrichtungen oder in nicht geschlossenen Räumen ohne Abgas erfassung und Abgasreinigung zugelassen werden, wenn,

1. der zur Nachrotte vorgesehene Abfall den AT₄-Wert von 20 mg O₂/gTM unterschreitet und
2. durch sonstige betriebliche Maßnahmen sichergestellt wird, dass Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen auf andere Weise Genüge getan ist.

Die Überwachung der Lachgas- und Methanemissionen sollte mit einer kontinuierlichen Messung und Messsignalauswertung für den eingehausten und abgesaugten Betriebsteil erfolgen, in der Regel am Kamin. An offenen, diffusen Emissionsquellen - insbesondere offenen Nachrottemieten - sollten wiederkehrend Emissionsmessungen mit durchströmten Hauben oder größeren Windtunneln möglichst repräsentativ durchgeführt werden. Darüber hinaus sollten arbeitstäglich vom Betriebspersonal die Mietentemperaturen gemessen werden, um gegebenenfalls z.B. Maßnahmen gegen Auskühlung ergreifen zu können. Regelmäßige Porengasmessungen von O₂, CO₂, CH₄, (N₂O) dienen dazu, die Sauerstoffversorgung der Mieten und die Unterdrückung der Treibhausgasbildung zu überprüfen.

9 Grundlagen für die Grenzwertfestlegung

Auf der Basis von Messergebnissen an großtechnischen MBA-Anlagen in Deutschland ist die Relevanz von Lachgasemissionen wegen des hohen Treibhauspotentials (GWP) erkannt worden. Rechtliche Grundlage dafür ist die 30. BImSchV, die spätestens seit 2006 eine kontinuierliche Emissionsmessung vorschreibt und eine max. zulässige Monatsfracht von 100 g Lachgas pro Mg angelieferte Abfallmasse begrenzt. Mittlerweile halten alle 46 MBA-Anlagen den Grenzwert ein, wobei die Spanne von wenigen g bis zu 100 g pro Mg voll ausgeschöpft wird (siehe Tabelle 7-3). Eine gezielte weitere Reduktion der Lachgasemissionen in Richtung < 50 g pro Mg ist im Praxisbetrieb durch Optimierungen möglich. Tatsächlich wird aber nur vereinzelt auf eine betriebliche Minimierung geachtet, solange die Emissionsbegrenzung eingehalten wird. Angesichts des hohen GWP von 298 im Vergleich zu CO₂ wird der Lachgasemission eine große ökologische Bedeutung beim Klimaschutz zuteil. So resultieren bei Grenzwertausschöpfung rund 30 kg CO₂-Äquivalente pro Mg Abfall allein aus der bei der biologischen Behandlung freigesetzten Lachgasfracht. Zusätzlich ist die emittierende Methanfracht klimawirksam zu berücksichtigen.

Erste MBA-Messergebnisse aus Österreich vermitteln zwar eine günstige Situation der BA Frohnleiten, weisen jedoch mit Lachgas-Emissionen zwischen 59 und 151 g/Mg Abfall bei der MBA-Anlage in Oberpullendorf und insbesondere in St. Pölten ein erhebliches Optimierungspotential auf (siehe Tabelle 7-2).

Hinsichtlich der Lachgasreduktion betrieblich optimierte MBA-Anlagen in D liegen zwischen wenigen g/Mg und rund 30 g/Mg MBA Input. Die Nachrotte von Gärrückständen kann einen zusätzlichen Beitrag an Lachgas bringen, wenn die Temperaturen > 45 - 50 °C nicht eingehalten werden können und es deswegen verstärkt zur Nitrifikation kommt. Für besonders günstige Emissionsfaktoren < 10 g/Mg sind optimierte Betriebsabläufe und zusätzlich ein hohes C/N-Verhältnis im Abfall von Bedeutung. Die entscheidende Rolle spielt aber immer die Nachrotte (Temperatur). Hinsichtlich der Temperatursteuerung sind eingehauste / gekapselte Verfahren hier im Vorteil. Die Quellen für Lachgas (Tabelle 9-1) können folgenden Betriebseinheiten zugerechnet werden:

Tabelle 9-1: Quellen für Lachgas aus MBA-Betriebseinheiten

Lachgas-Quelle	Bereich Emissionsfaktor	Optimaler Emissionsfaktor
Anlieferung u. Aufbereitung über Biofilter	< 10 g/Mg	< 2 g/Mg
BA Intensivrotte über Biofilter	< 10 g/Mg	< 2 g/Mg
BA Nachrotte (<i>Gärrückstände</i>) über Biofilter oder offen / diffus	10 bis 20 (40) g/Mg	< 2 (10) g/Mg
Abluftbehandlung ohne SW	zusätzlich 10 g/Mg	←
Abluftbehandlung mit SW	Zusätzlich < 5 g/Mg	←
Summe MBA (Input)	10 bis 30 (50) g/Mg	2 bis 10 g/Mg

Die Emissionsbegrenzung von 100 g Lachgas/Mg ist für alle MBA-Anlagenkonzepte (Rotte / Vergärung) sicher erreichbar, ökologisch jedoch wenig anspruchsvoll (= 30 kg CO₂-Äq./Mg). Prinzipiell wäre daher die Zielgröße < 50 g/Mg wünschenswert und unter geeigneten Rahmenbedingungen ebenfalls erreichbar; es bedarf dazu aber ein besonderes Augenmerk auf die Zusammenhänge der Lachgasbildung und die Kontrolle im täglichen Betrieb. Für

Substrate mit niedrigen C/N-Verhältnissen besteht ein größeres Lachgasrisiko bei der Nachrotte. Dazu gehören in jedem Fall Gärrückstände sowie original stickstoffreiche Substrate.

Zu beachten ist, dass die biologische Lachgasbildung ein schleicher aerober Prozess ist, der im Wesentlichen vom Temperaturniveau der biologischen Behandlung abhängt (Nitrifikation). Die Lachgasbildung muss durch stoffliche, technische und betriebliche Maßnahmen präventiv unterdrückt werden. Einmal freigesetztes Lachgas kann in dem vorliegenden Konzentrationsbereich auch durch keine Abluftreinigung (end-of-pipe) reduziert werden.

Zusammenfassend ist zu folgern, dass die Emissionsbegrenzung für Lachgas in Höhe von **100 g/Mg Abfall** ohne besondere Aufmerksamkeit des Betreibers sicher eingehalten werden kann. Der zu Grunde liegende Zeitintervall (**Monatsmittelwert**) berücksichtigt in angemessener Weise die Trägheit der biologischen Bildungsprozesse und das nicht Vorhandensein einer effektiven Abluftreinigung.

Ist das Augenmerk des Betreibers auf einen emissionsarmen Anlagenbetrieb gerichtet, kann auch ein Massenverhältnis in Höhe von **50 g/Mg Abfall** eingehalten werden. Um den jahreszeitlichen Schwankungen an Einsatzstoffen und Umgebungsbedingungen gerecht zu werden, sollte dieses ambitionierte Ziel der Emissionsbegrenzung an einen **Jahresmittelwert** gekoppelt werden.

Die Überwachung der Lachgasemissionen sollte mit einer kontinuierlichen Messung und Messsignalauswertung für den eingehausten und abgesaugten Betriebsteil erfolgen, in der Regel am Kamin. An offenen, diffusen Emissionsquellen - insbesondere Nachrottemieten - sollten wiederkehrend Emissionsmessungen mit durchströmten Hauben oder größeren Windtunneln möglichst repräsentativ durchgeführt werden.

Ein neuer, zielführender innovativer Ansatz zum Klimaschutz wäre die Regelung der max. CO₂-Äquivalente, berechnet aus Lachgas + Methan. Die Bildung der beiden Treibhausgase verläuft konkurrierend (anaerob/aerob) und verknüpft insofern die unterschiedlichen Emissionssituationen in der Wirkungskategorie GWP. In dieser Betrachtung würde Lachgas mit dem GWP von 298 und Methan mit dem GWP von 25 gewichtet. Für die 30. BImSchV ergibt sich daraus (Annahme: Gesamt-C = CH₄):

$$100 \text{ g Lachgas} \times 298 + 55 \text{ g Methan} \times 25 = 31,175 \text{ kg CO}_2\text{-Äq pro Mg Abfall (>90\% N}_2\text{O)}$$

Auf gleichem Klimaschutzniveau bedeutet die Halbierung des Lachgas-Grenzwertes etwa eine 12-fach höhere zulässige Methanfracht:

$$50 \text{ g Lachgas} \times 298 + 651 \text{ g Methan} \times 25 = 31,175 \text{ kg CO}_2\text{-Äq pro Mg Abfall (<50\% N}_2\text{O)}$$

Ein anspruchsvolles Ziel für den Klimaschutz bei der biologischen Abfallbehandlung könnte sich daher an einer Begrenzung der THG Emissionen (CH₄ + N₂O) in Höhe von **30 kg CO₂-Äq/Mg** Abfallinput (Jahresmittelwert) orientieren. Dieser Frachtwert (Emissionsfaktor) orientiert sich an den anspruchsvollen Zielen der 30. BImSchV und wäre als gleichwertig anzusehen. Unabhängig von diesem Lösungsansatz und der genannten Emissionswerte sollte das Minimierungsgebot beim Klima- und Emissionsschutz im Vordergrund stehen.

In der Praxis festzustellen ist noch eine gewisse Unkenntnis aller Beteiligten über die gegenläufigen Bildungsmechanismen der Treibhausgase Lachgas und Methan im biologischen Prozess und die Möglichkeiten der Einflussnahme. Dieses ist vielfach auch dem Fehlen von Messdaten aus dem Prozessgeschehen geschuldet. Eine Besonderheit stellt auch die Trägheit der biologischen Prozesse dar, indem betriebliche Änderungen oftmals nicht sofort die erhoffte Wirkung zeigen, sondern zunächst eine biologische Reaktionszeit benötigen. Das Verständnis für die Zusammenhänge bei den Beteiligten ist durch Praxisschulungen zu verbessern.

10 Kurzfassung

Die Bildung der Treibhausgase Methan (CH_4 , GWP 25) und Lachgas (N_2O , GWP 298) spielen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) eine große Rolle. Die Situation ist geprägt durch ein gegenläufiges Verhalten bei der Bildung von Lachgas (aerob) und Methan (anaerob). Da die biologischen Prozesse relativ träge reagieren, sind wiederkehrende Prozesse der Methan- und Lachgasbildung festzustellen. Allein durch Kenntnis der wesentlichen Bildungsreaktionen ist es möglich, die Treibhausgasbildung im biologischen Prozess zu steuern und zu minimieren. Ziel der individuellen Betriebsführung einer MBA muss es sein, ein Optimum einzustellen und präventiv die N_2O -Bildung zu unterdrücken, denn eine nachträgliche Emissionsminderung von Lachgas als end-of-pipe Lösung steht technisch nicht zur Verfügung.

Wichtig sind das Erkennen der Zusammenhänge in den unterschiedlichen Rottestufen (Intensivrotte, Nachrotte) und die gezielte Einflussnahme auf die ablaufenden Reaktionen. Dieses bezieht sich auf die stoffliche Charakteristika im Ausgangssubstrat (C/N-Verhältnis, Wassergehalt, O_2 -Versorgung) und insbesondere auf die Temperatursteuerung in der Nachrotte (Nitrifikation bei $< 45\text{ °C}$).

Neben dem prozessbürtigen (primären) Lachgas, welches die Abluftreinigungsaggregate unverändert passiert, entsteht in der Abluftbehandlung zusätzlich (sekundäres) Lachgas über den Abbau des eingetragenen Ammoniaks. Als Verfahren der Abluftbehandlung steht neben dem etablierten Biofilter auch die regenerativ thermische Oxidation (RTO) zur Verfügung. Die Bildungswege verlaufen im Biofilter bei 30 bis 40 °C im Wesentlichen über Nebenreaktionen der Nitrifikation ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$) und in der RTO bei 800 bis 900 °C über den Brennstoff-Stickstoff-Mechanismus und dem Zwischenprodukt Cyanwasserstoff (HCN).

Auf biologischem Weg werden etwa 20 % bis 29 % des im Biofilter abgebauten $\text{NH}_3\text{-N}$ zu sekundärem $\text{N}_2\text{O-N}$ oxidiert und freigesetzt. Thermisch werden etwa 3 % bis 7 % des abgebauten $\text{NH}_3\text{-N}$ als Lachgas emittiert. In deutlich größerem Umfang wird sowohl im Biofilter als auch in der RTO das Stickoxid NO gebildet.

Vorgeschaltete Säurewäscher eignen sich, um den Ammoniak eintrag in Biofilter oder RTO zu minimieren. Sie werden mit Schwefelsäure betrieben, wirken sehr effektiv auf basische N-Verbindungen (Abscheidung $> 95\%$ NH_3) und erzeugen eine Ammoniumsulfatlösung (ASL), die direkt als Pflanzendünger eingesetzt oder in Industrieprozessen weiterverwendet werden kann.

Die Lachgasfrachten aus MBA Anlagen streuten zu Beginn der Messungen an MBA-Anlagen zwischen 2 und 300 g/Mg Input. Nach Einführung des Emissionsgrenzwertes in Deutschland von 100 g Lachgas pro Mg Abfall (30. BImSchV) und einer zunehmenden Technisierung haben mittlerweile Maßnahmen zur Reduktion gegriffen. Der Grenzwert wird von allen in Betrieb befindlichen Anlagen in Deutschland eingehalten. An der oberen Grenze besteht angesichts der erheblichen Wirkung von Lachgas als Treibhausgas (298 x größer als CO_2) weiter Optimierungsbedarf. Dieses betrifft insbesondere Vergärungsanlagen wegen des kleinen C/N-Verhältnisses der Gärreste und ihrer geringen Restaktivität (= Wärmeentwicklung) in der Nachrotte.

Die Ausschöpfung der Emissionsbegrenzung von 100 g Lachgas / Mg (Monatsmittelwert) ist seitens des Klimaschutzes keine Wohltat, denn umgerechnet schlagen etwa 30 kg $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ / Mg zu Buche; zuzüglich dem Methanbeitrag. Eine Verschärfung / Halbierung auf 50 g Lachgas / Mg stellt ein anspruchsvolles Ziel dar, kann aber von allen MBA-Anlagen im Jahresmittel sicher eingehalten werden. Im Gegenzug könnte beim Methan über ein deutliches Heraufsetzen des Gesamt-C Grenzwertes nachgedacht werden, wenn das hohe Klimaschutzniveau von insgesamt 30 kg $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ / Mg gehalten wird. Ein innovativer Schritt wäre die gemeinsame Begrenzung von N_2O und CH_4 in dem Parameter 30 kg $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ / Mg.

11 Literatur

- AMLINGER, F. 2005 a Stand der Technik der Kompostierung - Richtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
PEYR, S. Lebensmittelministerium Österreich; Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Autoren: DI Florian Amlinger und DI Stefan Peyr, Kompost - Entwicklung & Beratung; Urs Hildebrandt, Beratung für Boden und Kompost; Dr.-Ing. Joachim Müsken, Dr. Müsken + Partner; Dr.-Ing. Carsten Cuhls und Dr. habil. Joachim Clemens, gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH; Wien, 10.02.2005.
HILDEBRANDT, U.
MÜSKEN, J.
CUHLS, C.
CLEMENS, J.
- AMLINGER, F. 2005 b Stand der Technik der Kompostierung – Grundlagenstudie.
PEYR, S. Herausgeber: BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
HILDEBRANDT, U.
MÜSKEN, J.
CUHLS, C.
CLEMENS, J.
- AULAKH, M. S. 1984 Acetylene and N-serve effects upon N_2O emissions from NH_4^+ and NO_3^- treated soils under aerobic and anaerobic conditions. Soil Biology & Biochemistry, 351 – 356.
RENNIE, D. A.
PAUL, E. A.
- AULAKH, M. S. 1991 Effectiveness of acetylene inhibition of N_2O reduction for measuring denitrification in soils of varying wetness. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 11 – 21.
DORAN, J. W.
- BACHELEY, H. 2008 Control of gas emissions during composting of municipal solid waste, municipal biowaste an industrial biowaste. Presentation of ORBIT 2008, Wageningen (NL).
FRANCOU, C.
CHEVALLIER, M.
POITRENAUD, M.
- BAUMBACH, G. 2001 Erarbeitung messtechnischer Verfahren zur Einführung von Emissionsgrenzwerten für klimarelevante Gase (N_2O) – Validierung der Emissionsmessverfahren. IVD der Universität Stuttgart, UFOPLAN des BMU, Forschungsbericht 299 44 244, im Auftrag des Umweltbundesamtes.
PFEIFFER, F.
PARAKENINGS, S.
- BEESE, F. 1994 Stickstoffflüsse zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen und Konsumenten (Graphik). Schutz der grünen Erde. E. K. S. d. E. d. D. Bundestages. Bonn, Economica Verlag: 137 (Abb. 132.135).
- BENDICK, D. 2005 Erläuterungen zur 30. BImSchV.
CUHLS, C. TA Luft, WEKA MEDIA GmbH & Co. KG, 40 Seiten, Lieferung Mai 2005
- BGK E.V. 2010 Betrieb von Kompostierungsanlagen mit geringen Emissionen klimarelevanter Gase. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln, 1. Auflage vom November 2010, 43 Seiten

BLACKMER, A. M. BREMNER, J. M.	1978	Inhibitory effect of nitrate on reduction of N ₂ O to N ₂ by soil-microorganisms. Soil Biology & Biochemistry, 187-191
CARLOWITZ, O.	2008	Bildung und Minderung von Stickoxiden aus Brennstoff-Stickstoff-Verbindungen in thermischen Abgasreinigungsanlagen mit regenerativer Abluftvorwärmung. AIF-Vorhaben-Nr. 14084-N / 2; IGF-Forschungsvorhaben, Schlussbericht; CUTEC-Institut GmbH; Clausthal-Zellerfeld, 2008.
CUHLS, C.	2001	Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 114
CUHLS, C. MÄHL, B. BERKAU, S. CLEMENS, J.	2008	Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Abschlussbericht; Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Abfallwirtschaft; Förderkennzeichen: 206 33 326; Bearbeitung: Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer Gewitra GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dezember 2008.
CUHLS, C. ET AL.	2011	Ermittlung der Emissionssituation bei der Vergärung von Bioabfällen und Ableitung von Vorschlägen zur Verbesserung der Klimabilanz und des Emissionsverhaltens bei Bioabfallvergärungsanlagen. Abschlussbericht; Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Abfallwirtschaft; Förderkennzeichen: 3709 44 320; Bearbeitung: Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer Gewitra GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes, Entwurf vom 06. Dezember 2011.
DOEDENS, H. SEYFRIED, C.-F. KETELSEN, K.	1987	Kompostierung pflanzlicher Abfälle aus Gärten und öffentlichen Anlagen - Untersuchungen zur Reduzierung der auf Deponien abzulagernden Abfallmengen durch eine Kompostierung pflanzlicher Abfälle aus Gärten und öffentlichen Anlagen zur Gewinnung eines hochwertigen Abdeckmaterials für Rekultivierungsmaßnahmen. ISAH, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
DOEDENS, H. KAHN, R. GLÜSING, J. STOCKINGER, J.	2003	Erprobung einer nichtkatalytischen thermischen Oxidation zur Behandlung von Abluft aus der Mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. BMBF-Verbundvorhaben FKZ 0330240 und FKZ 03361257 ISAH der Universität Hannover und Haase Energietechnik AG in Neumünster
DORLAND, S. BEAUCHAMP, E. G.	1991	Denitrification and ammonification at low soil temperatures. Canadian Journal of Soil Science 71, 293-303.
EEA (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY)	2009	Greenhouse gas emission trends and projections in Europe 2009. Tracking progress towards Kyoto targets, EEA Report 9/2009 ISBN 978-92-9213-035-0.
FIRESTONE, M. K. DAVIDSON, E. A.	1989	Microbiological basis of NO and N ₂ O production and consumption in soil. Andreae, M. O. und Schimel, D. S.: Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, p. 7-21.

FIRESTONE, M. K. FIRESTONE, R. B. TIEDJIE, J. M.	1980	Nitrous oxide from soil denitrification – factors controlling its biological production. Science, 749 – 751
FRICKE, K. KUGELSTADT, O.	2010	Abschlussbericht zur wissenschaftlich-technischen Begleitung der MBA Südniedersachsen. TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Abfall- und Ressourcenmanagement, in Auftrag des Abfallzweckverband Südniedersachsen in Friedland, 60 Seiten, 29.11.2010
FRISCHEN, N. VIELHABER, B.	2008	Optimierungsmaßnahmen einer Trockenvergärungsanlage für Restabfall am Beispiel der MBA Hannover. 20. Kasseler Abfallforum.
HABART, H. TLUSTOŠ, P. HANČ, A. ŠVEHLA, P. VÁŇA, J. TLUKA, P. JELÍNEK, F.	2009	The role of aeration intensity, temperature regimes and composting mixture on gaseous emission during composting. Compost Science & Utilization, Autumn 2009, p. 208.
HAHNE, J. BRANDES, M.	2002	Einsatz von Biofiltern zur Stallabluftbehandlung. Landtechnik 57, Seiten 336 – 337.
HAO, X. CHANG, C. LARNEY, F. J. TRAVIS, G. R.	2001	Greenhouse Gas Emissions during Cattle Feedlot Manure Composting. J. Environ. Qual. 30, S. 376 - 386.
HELLEBRAND, H. J. KALK, W.-D.	2000	Emissionen bei der Stallmistkompostierung. Landtechnik 55, Seiten 184 - 185.
HELLMANN, B.	1995	Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen. Oberschleißheim. Abschlussbericht der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Osnabrück).
IPCC	2007	Climate Change 2007. Fourth Assessment Report (AR4) der WG 1 des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Vierter Sachstandsbericht der Arbeitsgruppe I.
IPCC	2001	Climate Change 2001. Third Assessment Report (TAR). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Dritter Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen der Vereinten Nationen.
IPCC	1996	Climate Change 1996. Second Assessment Report (SAR). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Zweiter Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen der Vereinten Nationen.
KLEMEDTSSON, L. SVENSSON, B. H. ROSSWALL, C.	1988	Relationships between soil-moisture content and nitrous-oxide production during nitrification and denitrification. Biology and Fertility of Soils, 106 – 111

- | | | |
|---|------|--|
| KNAPPE, F.
VOGT, R. | 2007 | Vergleichende Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Abluftreinigungskonzepte einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBA).
Studie des IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg – im Auftrag der ASA e.V. Ennigerloh, 38 Seiten, Februar 2007 |
| KORNER, M. | 1990 | Der Einfluß der Temperatur, der Feuchte und des kapillaren O ₂ -Gehaltes auf die Abbaurate und die Humifikation während der Hochtemperaturphase einer Walmenkompostierung, sowie ein Vorschlag für eine zweidimensionale Modellierung.
Diplomarbeit am Institut für Terrestrische Ökologie, ETH Zürich |
| MATTERSTEIG, S.
BRUNN, L.
BILITEWSKI, B.
FRIESE, M.
HOHMANN, F. | 2009 | Verhalten von siliziumorganischen Verbindungen in Mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen am Fallbeispiel der MBA Cröbern.
Seiten 548 – 554, Müll und Abfall (42), Heft 11/2009 |
| MATTERSTEIG & Co. | 2011 | Bericht über die Durchführung von Emissionsmessungen im Roh- und Reingas an der MBA Oberpullendorf der Umweltdienst Burgenland GmbH und an der MBA St. Pölten der Abfall und Verwertung „Am Ziegelofen“ GmbH sowie Auswertung von internen Emissionsmessungen im Roh- und Reingas an der BA Frohnleiten.
Messbericht der Mattersteig & Co. Ingenieurgesellschaft mbH, Markranstädt (bei Leipzig), 55 Seiten und Anlagen, 28.10.2011 |
| NELL, J.
WIECHERS, S. | 1975 | High temperature composting.
Water SA. 4(4), 203-215. |
| OTTOW, J. C. G.
FABIG, P. | 1984 | Influence of oxygen-supply on the intensity of denitrification of acinetobacter sp and moraxella sp in batch cultures.
ZBL Bakt Mikrobiol Hyg, 536. |
| PAUL, J. W.
BEAUCHAMP, E. G. | 1989 | Relationship between volatile fatty acids, total ammonia and pH in manure slurries.
Biological Wastes 29, 313-318. |
| PAYNE, W. J. | 1981 | Denitrification.
New York, Wiley-Verlag. |
| REINHARD, T.
DACH, J.
SCHWING, E. | 1994 | Grundlagen des Emissionspotentials der biologisch-mechanischen Behandlung von Restmüll und der anschließenden Deponierung.
In: Tagungsband "Umweltbeeinflussung durch biologische Abfallbehandlungsverfahren", 42. Darmstädter Seminar Abfalltechnik vom 8. und 9.04.1994 in Berlin |
| SCHIEBL, K. | 1995 | N ₂ O-Emissionen aus der offenen Mietenkompostierung.
Diplomarbeit in der Abteilung Agrarökologie der Universität Bayreuth, 1995. |
| SCHLEGEL, H. G. | 1992 | Allgemeine Mikrobiologie.
7. Auflage; Georg Thieme Verlag, Stuttgart. |
| SIEVEKING, J. | 2009 | Stickstoffkreislauf – Nitrifizierung und Denitrifizierung
AEE Arbeitsgemeinschaft Erneuerbare Energie, Gleisdorf |
| STOCKINGER, J. | 2004 | Abluftmanagement und Abluftbehandlung an Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung.
Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 126 |

THOMPSON, T.	1989	Denitrification in slurry-treated soil – occurrence at low-temperatures, relationship with soil nitrate and reduction by nitrification inhibitors. Soil Biology & Biochemistry, 875-882
TOLLKNÄPPER, K.	1996	Untersuchungen zum Rotteverlauf bei der Bioabfallkompostierung mit unterschiedlicher Bioabfallzugabe. Diplomarbeit in der Abteilung Agrarökologie der Universität Bayreuth, 1996.
TRIMBORN, M. GOLDBACH, H. CLEMENS, J. CUHLS, C. BREEGER, A.	2003	Reduktion von klimawirksamen Spurengasen in der Abluft von Biofiltern auf Bioabfallbehandlungsanlagen. Endbericht zum DBU-Forschungsvorhaben AZ.: 15052 Band 14 der Bonner Agrikulturchemischen Reihe, 45 Seiten
UBA	2008	Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 - 2007 (Endstand: 12.11.2008). Umweltbundesamt (UBA). Dessau, November 2008.
UBA	2006	Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU) „Merkmale über die besten verfügbaren Techniken für Abfallbehandlungsanlagen“ mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung 592 Seiten, August 2006
UMWELTBUNDESAMT	2010	Austria's National Inventory Report 2010. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol, Report 0265; Wien.
UMWELTBUNDESAMT	2009	Klimaschutzbericht. Report 0226, Wien.
VGB	1994	Untersuchungen der N ₂ O-Emissionen aus Wirbelschichtfeuerungen und deren Minderungspotential. VGB Technisch-wissenschaftliche Berichte „Wärmeleistungwerke“ (Hrsg.); VGW-TW 204; Essen, 1994.
WALLMANN, R. CUHLS, C. FRENZEL, J. HAKE, J. FRICKE, K.	2001	Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren. Seiten 624 – 628, Müll und Abfall (33), Heft 11/2001
WALLMANN, R.	2002	unveröffentlichter Untersuchungsbericht der IGW, 2002
WALLMANN, R. DACH, J. IDELMANN, M. HAKE, J.	2005	Messung diffuser Abluftemissionen bei der offenen Nachrotte von MBA. Seiten 246 – 252, Müll und Abfall (37), Heft 5/2005
WALLMANN, R. DORSTEWITZ, H. HAKE, J. SANTEN, H. FRICKE, K.	2006	Betriebserfahrungen mit der Abluftbehandlung nach 30. BImSchV. Seiten 304 – 309, Müll und Abfall (38), Heft 6/2006

Verordnungen, Richtlinien und Normen

DüMV	2008	Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln. Bodenhilfsstoffen. Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). Vom 16. Dezember 2008, BGBl. I S. 2524
E DIN EN ISO 25139	2009	Messen aus stationären Quellen. Manuelles Verfahren zur Bestimmung der Methan-Konzentration mit Gaschromatographie. Entwurf, 10.08.2009. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
ÖWAV-RB 513	2002	Betrieb von Biofiltern. ÖWAV-Regelblatt 513; Dezember 2002; Regelblätter des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), Wien 2002.
ÖWAV-RB 518	2009	Anforderungen an den Betrieb von Kompostierungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 518; Oktober 2009; Regelblätter des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), Wien 2009.
VDI 2469 Blatt 1	2005	Messen gasförmiger Emissionen. Messen von Distickstoffmonoxid. Manuelles gaschromatographisches Verfahren. VDI-Richtlinie; VDI 2469 Blatt 1; Februar 2005; Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf; Beuth Verlag GmbH, Berlin.
VDI 2469 Blatt 2	2005	Messen gasförmiger Emissionen. Messen von Distickstoffmonoxid. Automatisches infrarotspektrometrisches Verfahren. VDI-Richtlinie; VDI 3475 Blatt 1; Februar 2005; Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf; Beuth Verlag GmbH, Berlin.
VDI 4285 Blatt 1	2005	Messtechnische bestimmung der Emissionen diffuser Quellen – Grundlagen. VDI-Richtlinie; VDI 4285 Blatt 1; Juni 2005; Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf; Beuth Verlag GmbH, Berlin.
VDI 3475 Blatt 1	2003	Emissionsminderung; Biologische Abfallbehandlungsanlagen; Kompostierung und Vergärung; Anlagenkapazität mehr als ca. 6.000 Mg/a. VDI-Richtlinie; VDI 3475 Blatt 1; Januar 2003; Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf; Beuth Verlag GmbH, Berlin.
VDI 3475 Blatt 2	2005	Emissionsminderung - Biologische Abfallbehandlungsanlagen - Kompostierung und (Co-)Vergärung - Anlagenkapazität bis ca. 6.000 Mg/a. VDI-Richtlinie; VDI 3475 Blatt 2; Dezember 2005; Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf; Beuth Verlag GmbH, Berlin.
VDI 3475 Blatt 3	2006	Emissionsminderung; Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen. VDI-Richtlinie; VDI 3475 Blatt 3; Dezember 2006; Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf; Beuth Verlag GmbH, Berlin.
VDI 3880	2011	Olfaktometrie – Statische Probenahme. VDI-Richtlinie; VDI 3880; Oktober 2011; Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf; Beuth Verlag GmbH, Berlin.

Informationen zu Landwirtschaft, Lebensmittel,
Wald, Umwelt und Wasser:

www.lebensministerium.at



lebensministerium.at

Die Initiative GENUSS REGION ÖSTERREICH
hebt gezielt die Bedeutung regionaler Spezialitäten hervor:

www.genuss-region.at



„Bio“ bedeutet gesunde, hochwertige Lebensmittel, die keine Spritzmittel oder Antibiotika enthalten:

www.biolebensmittel.at



biolebensmittel.at
das Natürlichste auf der Welt

Das Aktionsprogramm des Lebensministeriums für aktiven Klimaschutz:

www.klimaaktiv.at



Die Jugendplattform zur Bewusstseinsbildung rund ums Wasser:

www.generationblue.at



Das Österreichische Umweltzeichen ist Garant für umweltfreundliche Produkte und Dienstleistungen:

www.umweltzeichen.at



Der Ökologische Fußabdruck ist die einfachste Möglichkeit, die Zukunftsfähigkeit des eigenen Lebensstils zu testen. Errechnen Sie Ihren persönlichen Footprint unter:

www.mein-fussabdruck.at



www.mein-fussabdruck.at

Das Internetportal der Österreichischen Nationalparks:

www.nationalparksaustria.at



Das Lehrpfade-Portal beschreibt zahlreiche österreichische Lehrpfade, Themen- und Erlebniswege:

www.lehrpfade.lebensministerium.at





lebensministerium.at