

TEXTE

39/2015

Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen

TEXTE 39/2015

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 206 33 326, 3709 44 320
UBA-FB 002084

Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen

von


Carsten Cuhls
Birte Mähl
Joachim Clemens
gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH
Gierlichstr. 6
53840 Troisdorf

Abschlussdatum:

Mai 2014

Redaktion:

Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer
Tim Hermann

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ermittlung-der-emissionssituation-bei-der>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, April 2015

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 206 33 326, 3709 44 320 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	18
1.1	Ausgangssituation	18
1.2	Inhalt und Ziel der Vorhaben	18
1.3	Untersuchungsumfang	19
1.4	Zusammenarbeit	19
2	Grundlagen der Verwertung von Bioabfällen	20
2.1	Biologische Abfallbehandlungsverfahren	20
2.1.1	Kompostierung und Kompostierungsverfahren	20
2.1.2	Vergärung und Vergärungsverfahren.....	25
2.1.3	Substrate und Produkte	29
2.1.3.1	<i>Verwertete Abfälle (Ausgangsmaterial)</i>	29
2.1.3.2	<i>Erzeugte Produkte</i>	30
2.1.3.3	<i>Ordnungsgemäße Verwertung und Gütesicherung der Produkte</i>	31
2.1.4	Ausbringung von Komposten und Gärprodukten - Stand der Technik.....	34
2.1.4.1	<i>Ausbringtechnik für flüssige und feste Sekundärrohstoffdünger (SeRo-Dünger; Komposte und Co-Fermente)</i>	34
2.1.4.2	<i>Emissionen bei der Ausbringung von Gärresten</i>	38
2.1.5	Klima- und Ressourcenschutz	39
2.2	Rahmenbedingungen und Anforderungen an Emissionen aus der biologischen Abfallbehandlung	40
2.2.1	TA Luft.....	40
2.2.2	30. BImSchV	42
3	Recherche von Emissionsmessdaten	43
3.1	Emissionen aus biologischen Abfallbehandlungsprozessen	43
3.1.1	Relevante emittierende Stoffe.....	43
3.1.1.1	<i>Kohlendioxid</i>	43
3.1.1.2	<i>Gesamtkohlenstoff</i>	43
3.1.1.3	<i>Methan</i>	44
3.1.1.4	<i>NMVOC</i>	45
3.1.1.5	<i>Ammoniak</i>	45
3.1.1.6	<i>Lachgas und Stickstoffmonoxid</i>	46
3.1.2	Qualitativer Verlauf der Emissionen an Methan, Ammoniak und Lachgas	48
3.1.3	Quantifizierung der Emissionen	49
3.1.3.1	<i>Massenkonzentrationen</i>	49
3.1.3.2	<i>Emissionsfaktoren und Kohlendioxidäquivalente</i>	51
3.2	Klimawirksame Emissionen während der Lagerung und nach der Ausbringung unterschiedlicher Produkte aus biologischen Behandlungsanlagen	54

3.2.1	Randbedingungen	54
3.2.2	Lachgas-, Ammoniak- und Methanemissionen von Kofermentationsrückständen während der Lagerung.....	54
3.2.3	Lachgas-, Ammoniak- und Methanemissionen von Kofermentationsrückständen nach der Ausbringung.....	55
4	Durchführung von Emissionsmessungen	59
4.1	Messgrößen und Messdatenangabe.....	59
4.1.1	Massenkonzentrationen.....	59
4.1.2	Massenströme	59
4.1.3	Emissionsfaktoren	60
4.1.4	Kohlendioxidäquivalent.....	60
4.2	Messprogramm: Kompostierungs- und Vergärungsanlagen.....	61
4.2.1	Verfahrenstypen - Übersicht	61
4.2.2	Anlagen und Messphasen	62
5	Ermittlung der Emissionssituation und Ableitung von Emissionsfaktoren.....	70
5.1	Beschreibung der Vorgehensweise.....	70
5.2	Verwertete Abfallmengen sowie erzeugte Kompost- und Gärproduktmengen	74
5.3	Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland.....	76
5.3.1	Emissionsfaktoren und Emissionen während des Behandlungsprozesses (PROZESS).....	76
5.3.1.1	<i>Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von den Verfahrenstypen</i>	<i>76</i>
5.3.1.2	<i>Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von einzelnen betrieblichen Bereichen</i>	<i>87</i>
5.3.1.3	<i>Zusammenfassung der Emissionsfaktoren und Ermittlung der Emissionen</i>	<i>97</i>
5.3.2	Emissionsfaktoren und Emissionen während der Produktlagerung (LAGER)	101
5.3.3	Emissionsfaktoren und Emissionen nach der Produktausbringung (AUSBRINGUNG)	102
5.3.3.1	<i>Emissionsrelevante Parameter von Komposten und Gärprodukten.....</i>	<i>102</i>
5.3.3.2	<i>Ermittlung der Emissionsfaktoren</i>	<i>103</i>
5.3.3.3	<i>Emissionsfaktoren und Emissionen für die Kompost- und Gärproduktapplikation</i>	<i>109</i>
5.3.4	Emissionen aus dem Behandlungsprozess, der Produktlagerung und der Produktausbringung.....	110
5.3.4.1	<i>Zusammenfassung der Messergebnisse</i>	<i>110</i>
5.3.4.2	<i>Bewertung der Messergebnisse (Mittelwerte, Erwartungsbereiche, Unsicherheiten).....</i>	<i>119</i>
6	Ableitung von Potenzialen und Maßnahmen zur Emissionsminderung	123
6.1	Stand der Technik und gute fachliche Praxis	123
6.2	Maßnahmen der Emissionsreduzierung.....	123
6.2.1	Betriebliche und betriebstechnische Maßnahmen.....	123

6.2.1.1	Übersicht.....	123
6.2.1.2	Materialeigenschaften des Rottegutes	124
6.2.1.3	Anlagen- bzw. Rottebetrieb	125
6.2.1.4	Emissionsquellen und Maßnahmen zur Emissionsminderung bei Kompostierungsverfahren.....	125
6.2.1.5	Emissionsquellen und Maßnahmen zur Emissionsminderung bei Vergärungsverfahren.....	128
6.2.2	Maßnahmen zur Minderung einzelner emittierender Stoffe.....	129
6.2.2.1	Spezifische Maßnahmen zur Reduzierung der Methanemissionen.....	129
6.2.2.2	Spezifische Maßnahmen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen....	130
6.2.2.3	Spezifische Maßnahmen zur Reduzierung der Lachgasemissionen	131
7	Zusammenfassung	132
8	Summary.....	138
9	Literaturverzeichnis	144

BILDVERZEICHNIS

Bild 3-1:	Emissionen an Methan (CH ₄), Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O) im Verhältnis zu Kohlendioxid (CO ₂) bei der Stallmistkompostierung in Abhängigkeit von der Rottezeit nach HELLEBRAND und KALK, 2000.....	48
Bild 3-2:	Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) schwach belasteter Abgasströme im Rohgas vor dem Flächenbiofilter (vFIBF) und im Reingas nach dem Flächenbiofilter (nFIBF).....	50
Bild 3-3:	Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) stark belasteter Abgasströme im Rohgas vor saurer Wäsche und Containerbiofilter (vConBF) sowie im Reingas nach saurer Wäsche und Containerbiofilter (nConBF).....	50
Bild 3-4:	N ₂ O-Emissionsraten nach Ausbringung unterschiedlich vergorener Gülle in Winterweizen während eines Versuchszeitraums von einem Jahr (a) und während der ersten vier Tage (b); Mittelwerte und Standardabweichung (n = 4) [WULF et al., 2003].....	56
Bild 3-5:	NH ₃ -Emissionsraten während der ersten vier Tage nach Frühjahrsdüngung von Winterweizen; Mittelwerte und Standardabweichungen (n = 4) [WULF et al., 2003].....	57
Bild 3-6:	CH ₄ -Emissionsraten während der ersten vier Tage nach Ausbringung unterschiedlich vergorener Gülle in Winterweizen; Mittelwerte und Standardabweichung (n = 4) [WULF et al., 2003].....	57
Bild 3-7:	Düngerinduzierte Emissionen von CO ₂ -Äquivalenten während eines Jahres nach Frühjahrsdüngung von Winterweizen mit verschiedenen Substraten aus WULF et al., 2003 (1 g NH ₃ = 2,96 g CO ₂ ; 1 g N ₂ O = 296 g CO ₂ ; 1 g CH ₄ = 23 g CO ₂ gemäß IPCC, 2001).....	58
Bild 5-1:	Fließschema für die Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland - 1. „Emissionen während des Behandlungsprozesses“ (PROZESS), 2. „Emissionen während der Produktlagerung (LAGER), 3. „Emissionen während der Produktausbringung (AUSBRINGUNG).....	73
Bild 5-2:	Methanemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)	83
Bild 5-3:	Lachgasemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)	83
Bild 5-4:	Ammoniakemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)	84
Bild 5-5:	Kohlendioxidäquivalente für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)	84
Bild 5-6:	Methanemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Median und Wertebereiche (Min - Max)	85
Bild 5-7:	Lachgasemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Median und Wertebereiche (Min - Max)	85
Bild 5-8:	Ammoniakemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Median und Wertebereiche (Min - Max)	86
Bild 5-9:	Kohlendioxidäquivalente für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Median und Wertebereiche (Min - Max)	86
Bild 5-10:	Methanemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Mittelwerte	89
Bild 5-11:	Anteile der Methanemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Mittelwerte	89
Bild 5-12:	Lachgasemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Mittelwerte	90

Bild 5-13:	Anteile der Lachgasemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Mittelwerte	90
Bild 5-14:	Ammoniakemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Mittelwerte	91
Bild 5-15:	Anteile der Ammoniakemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Mittelwerte	91
Bild 5-16:	Kohlendioxidäquivalente aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Mittelwerte	92
Bild 5-17:	Anteile der Kohlendioxidäquivalente aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Mittelwerte	92
Bild 5-18:	Methanemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Medianwerte	93
Bild 5-19:	Anteile der Methanemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Medianwerte	93
Bild 5-20:	Lachgasemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Medianwerte	94
Bild 5-21:	Anteile der Lachgasemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Medianwerte	94
Bild 5-22:	Ammoniakemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Medianwerte	95
Bild 5-23:	Anteile der Ammoniakemissionen aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Medianwerte	95
Bild 5-24:	Kohlendioxidäquivalente aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Medianwerte	96
Bild 5-25:	Anteile der Kohlendioxidäquivalente aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: Medianwerte	96
Bild 5-26:	Mittlere Emissionsfaktoren für Methan, Lachgas und Ammoniak aus dem Behandlungsprozess der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland	112
Bild 5-27:	Mittlere Kohlendioxidäquivalente aus dem Behandlungsprozess der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland	112
Bild 5-28:	Emissionen an Methan, Lachgas und Ammoniak aus dem Behandlungsprozess (Mittelwert) der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland	115
Bild 5-29:	Kohlendioxidäquivalente aus dem Behandlungsprozess (Mittelwert) der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland	115
Bild 5-30:	Anteile der CO₂-äquivalenten Emissionen des Behandlungsprozesses (Mittelwert) der Verwertung von Bio- und Grünabfällen, der Produktlagerung und Produktausbringung in Deutschland	116
Bild 5-31:	Emissionen an Methan, Lachgas und Ammoniak aus dem Behandlungsprozess (Median) der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland	117
Bild 5-32:	Kohlendioxidäquivalente aus dem Behandlungsprozess (Median) der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland	117
Bild 5-33:	Anteile der CO₂-äquivalenten Emissionen des Behandlungsprozesses (Median) der Verwertung von Bio- und Grünabfällen, der Produktlagerung und Produktausbringung in Deutschland	118

Bild 5-34:	Gesamtemissionsfaktoren für Methan (Mittelwert und Median, Wertebereich (Min - Max) bzw. Unsicherheitsbereich) bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007]	121
Bild 5-35:	Gesamtemissionsfaktoren für Lachgas (Mittelwert und Median, Wertebereich (Min - Max) bzw. Unsicherheitsbereich) bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007]	121
Bild 5-36:	Gesamtemissionsfaktoren für Ammoniak (Mittelwert und Median, Wertebereich (Min - Max) bzw. Unsicherheitsbereich) bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007]	122
Bild 5-37:	Gesamt-CO₂-Äquivalente (Mittelwert und Median, Wertebereich (Min - Max) bzw. Unsicherheitsbereich) bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007]	122
Bild 6-1:	Biofilterwirkungsgrade (Anzahl der Messphasen: n = 35)	127

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2-1: Dimensionen der Mietenkompostierung für Hauptrotteverfahren mit natürlicher Belüftung gemäß VDI 3475 Blatt 1.....	23
Tabelle 2-2: Analysewerte gütegesicherter Frisch- sowie Fertig- und Substratkomposte - Medianwerte für das Jahr 2007, ermittelt von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) [BGK, 2008].....	32
Tabelle 2-3: Analysewerte von flüssigen und festen Gärprodukten sowie von Fertigkompost aus Kompostierungsanlagen mit Trockenvergärung und Nachrotte - Medianwerte für das Jahr 2007, ermittelt von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) [BGK, 2008].....	33
Tabelle 2-4: Emissionsanforderungen an Kompostierungs- und Vergärungsanlagen sowie allgemeine Anforderungen an genehmigungspflichtige Anlagen gemäß TA Luft.....	40
Tabelle 2-5: Emissionsgrenzwerte gemäß § 6 Nr. 1 bis 5 der 30. BImSchV	42
Tabelle 3-1: Emissionsfaktoren sowie Kohlendioxidäquivalente (CO ₂ -Äq.) aus verschiedenen Untersuchungsprogrammen der Kompostierung und der MBA im Rohgas (Abgasstrom vor der Abgasbehandlung) und im Reingas (Abgasstrom nach Biofilter) - Kenntnisstand aus Literaturrecherchen	52
Tabelle 4-1: 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)	60
Tabelle 4-2: Geschlossene Kompostierungsanlagen (KOA g) und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (KOA tg)	63
Tabelle 4-3: Kompostierung unter semipermeabler Membran (KOA sM)	64
Tabelle 4-4: Offene Kompostierungsanlagen mit Bioabfallverwertung (KOA o (Bio+Grün)) in Dreiecksmieten (DrM) und Trapezmieten (TrM) sowie offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung (KOA o (Grün)) in Tafelmieten (TaM).....	65
Tabelle 4-5: Vergärungsanlagen mit Nassvergärung und kontinuierlicher Beschickung (VA NV).....	66
Tabelle 4-6: Vergärungsanlagen mit Trockenvergärung und kontinuierlicher Beschickung (VA TV) (1)67	
Tabelle 4-7: Vergärungsanlagen mit Trockenvergärung und kontinuierlicher Beschickung (VA TV) (2)68	
Tabelle 4-8: Vergärungsanlagen mit Feststoffvergärung und diskontinuierlicher Beschickung (VA FV)69	
Tabelle 5-1: Jährliche Mengen verwerteter Bio- und Grünabfälle sowie erzeugter Kompost- und Gärprodukte in Mio. Mg, jeweils bezogen auf das Input-Material im Anlieferzustand (Summe Bezugsjahr 2009 [UBA, 2011 a], Aufteilung der Stoffströme Bezugsjahr 2007 [BGK, 2008])	75
Tabelle 5-2: Ableitung von Emissionsfaktoren und Ermittlung der CO ₂ -Äquivalente für Kompostierungsanlagen in Abhängigkeit von der eingesetzten Behandlungstechnik - Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses (PROZESS)	81
Tabelle 5-3: Ableitung von Emissionsfaktoren und Ermittlung der CO ₂ -Äquivalente für Vergärungsanlagen in Abhängigkeit von der eingesetzten Behandlungstechnik - Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses (PROZESS)	82
Tabelle 5-4: Emissionsfaktoren für Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH ₄), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O), CO ₂ -Äquivalente sowie Inputmenge in Mio. Mg/a differenziert nach Kompostierungs- und Vergärungsverfahren, Input-Material und Produkt Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie Inputmengen in Deutschland	98
Tabelle 5-5: Mittlere Emissionsfaktoren für Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH ₄), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O), CO ₂ -Äquivalente sowie Inputmenge in Mio. Mg/a differenziert nach Kompostierungsanlagen (KOA), Vergärungsanlagen (VA) sowie Summe aus Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA + VA) Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie Inputmengen in Deutschland	99
Tabelle 5-6: Emissionen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH ₄), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O) sowie CO ₂ -Äquivalente in Gg/a differenziert nach Kompostierungs- und Vergärungsverfahren, Input-	

	Material und Produkt - Emissionen während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland; Datenbasis: Mittelwert ..	100
Tabelle 5-7:	Emissionen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH ₄), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O) sowie CO ₂ -Äquivalente in Gg/a differenziert nach Kompostierungs- und Vergärungsverfahren, Input-Material und Produkt - Emissionen während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland; Datenbasis: Median	100
Tabelle 5-8:	Emissionsrelevante Parameter von gütegesicherten Komposten und Gärprodukten (Auszug aus Tabelle 2-2 und Tabelle 2-3) - Medianwerte für das Jahr 2007, ermittelt von der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST E.V. [BGK, 2008].....	102
Tabelle 5-9:	Ermittlung der Emissionsfaktoren für die Applikation von Frisch- und Fertigkomposten	106
Tabelle 5-10:	Ermittlung der Emissionsfaktoren für die Applikation von Gärprodukten	108
Tabelle 5-11:	Emissionsfaktoren für Methan (CH ₄), Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O) sowie CO ₂ -Äquivalente je Mg des ausgebrachten Kompostes bzw. Gärproduktes differenziert nach Produkt und Input-Material - Emissionsfaktoren nach der Produktausbringung und jährliche Menge der Produkte in Deutschland	109
Tabelle 5-12:	Emissionen an Methan (CH ₄), Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O) sowie CO ₂ -Äquivalente in Gg/a differenziert nach Kompostierungs- und Vergärungsverfahren, Input-Material und Produkt - Emissionen nach der Produktausbringung in Deutschland	109
Tabelle 5-13:	Mittlere Emissionsfaktoren für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen differenziert nach Behandlungsprozess (Mittelwert), Produktlagerung und Produktausbringung je Mg FM verwerteter Abfälle, gemittelt über den Anlagenpark in Deutschland sowie bislang angesetzte Werte [UBA, 2007].....	113
Tabelle 5-14:	Gegenüberstellung der Emissionen aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c])	113
Tabelle 5-15:	Gegenüberstellung der Emissionsanteile aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c])	113
Tabelle 5-16:	Mittlere Emissionsfaktoren für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen differenziert nach Behandlungsprozess (Median), Produktlagerung und Produktausbringung je Mg FM verwerteter Abfälle, gemittelt über den Anlagenpark in Deutschland sowie bislang angesetzte Werte [UBA, 2007].....	114
Tabelle 5-17:	Gegenüberstellung der Emissionen aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c])	114
Tabelle 5-18:	Gegenüberstellung der Emissionsanteile aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c])	114
Tabelle 5-19:	Gesamtemissionsfaktoren (Mittelwert bzw. Median, Wertebereich (Min - Max), Unsicherheitsbereich) für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse UFOPLAN 2009 mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007], jeweils in g je Mg verwerteter Abfälle	120
Tabelle 7-1:	Emissionsfaktoren für den Behandlungsprozess bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Abhängigkeit von dem Verfahrenstyp	134
Tabelle 7-2:	Gegenüberstellung der Emissionen aus dem Behandlungsprozess sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten bei der biologischen Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Emissionen in Deutschland; Datenbasis Mittelwert	137
Tabelle 7-3:	Gegenüberstellung der Emissionen aus dem Behandlungsprozess sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten bei der biologischen Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Emissionen in Deutschland; Datenbasis Median	137
Table 8-1:	Emission factors for the different treatments of organic- and garden-waste depending on the type of installation or treatment technique	140
Table 8-2:	Emission factors for the total recycling (treatment process + storage + product application) of organic- and garden-waste in Germany, calculated for the data base mean	143
Table 8-3:	Emission factors for the total recycling (treatment process + storage + product	

application) of organic- and garden-waste in Germany, calculated for the data base median	143
--	-----

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

KOA	Kompostierungsanlage
KOA g	Geschlossene Kompostierungsanlage
KOA tg	Teilgeschlossene Kompostierungsanlage
KOA sM	Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen
KOA o	Offene Kompostierungsanlage
VA	Vergärungsanlage
VA NV	Vergärungsanlage mit Nassvergärung und kontinuierlicher Beschickung
VA TV	Vergärungsanlage mit Trockenvergärung und kontinuierlicher Beschickung
VA FV	Vergärungsanlage mit Feststoffvergärung und diskontinuierlicher Beschickung
NR g	Geschlossene Nachrotte von Gärrückständen
NR o	Offene Nachrotte von Gärrückständen
MBA	Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung
PNS	Probenahmestelle
	Bezeichnung für den Ort bzw. Verfahrensbereich, an dem die Emissionsmessungen durchgeführt wurden.
Anl	Abluftstrom Anlieferung
Aufb	Abluftstrom Aufbereitung
V	Abgasstrom Vergärung; Abgasströme aus den Verfahrensbereichen der Vergärungsstufe
IR	Abgasstrom Intensivrotte
NR	Abgasstrom Nachrotte
vBF	Rohgas, Gesamtabgasstrom vor Biofilter
nBF	Reingas, Gesamtabgasstrom nach Biofilter
Eta BF, η_{BF}	Wirkungsgrad Biofilter
Stoffe	
Ges.-C	Gesamtkohlenstoff
CH ₄	Methan
CH ₄ -C	Methan-Kohlenstoff
VOC	Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds)
NMVOC	Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (non methane volatile organic compounds)
NH ₃	Ammoniak
N ₂ O	Distickstoffoxid, Lachgas
GHG	greenhouse gas
THG	Treibhausgas
CO₂-Äq.	Kohlendioxidäquivalent
GWP	Globales Erwärmungspotential
AR4	Fourth Assessment Report [IPCC, 2007]
TAR	Third Assessment Report [IPCC, 2001]
SAR	Second Assessment Report [IPCC, 1996]

MW	Mittelwert
HMW	Halbstundenmittelwert
TMW	Tagesmittelwert
Einheiten	
mg/m ³ _{n;tL}	Massenkonzentration in der Einheit mg je m ³ trockene Luft im physikalischen Normzustand (n;tL)
g/h	Massenstrom in der Einheit g je Stunde
g/Mg	Emissionsfaktor in der Einheit g je Mg Abfall-Feuchtmasse
l	Liter
Material	
Bio	Bioabfall, Biotonne
Grün	Grünabfall, Grünschnitt
RG	Rottegut
IP	Inputmaterial
FM	Feuchtmasse
TM	Trockenmasse
OEG	Obere Explosionsgrenze
UEG	Unter Explosionsgrenze
k. A.	keine Angaben; Messdaten, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen nicht erhoben wurden.

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Derzeit werden in Deutschland etwa 8,6 Mio. Mg an Bio- und Grünabfällen aus Haushalten und der Garten- und Parkpflege getrennt gesammelt und verwertet. Die Verwertung erfolgt vorwiegend in reinen Kompostierungsanlagen. Zunehmend entstehen derzeit Projekte, in denen Teile der Bioabfälle oder der gesamte Bioabfallstrom in Vergärungsanlagen behandelt werden. Zum Teil werden bestehende Kompostierungsanlagen mit einer Vergärungsstufe nachgerüstet, zum Teil werden neue Vergärungsanlagen für Bioabfälle geplant, bei denen meist eine Nachrotte der Gärreste vorgesehen ist.

Die Emissionsberichterstattung gemäß der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto-Protokoll fordert eine quantitative Einschätzung der Emissionen aus der biologischen Abfallbehandlung.

Die gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH hat vor diesem Hintergrund folgende Projekte bearbeitet, deren Ergebnisse in dem vorliegenden Abschlussbericht zusammengestellt sind:

- UFOPLAN 2006, FKZ: 206 33 326
Thema: Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen
- UFOPLAN 2009, FKZ: 3709 44 320
Thema: Ermittlung der Emissionssituation bei der Vergärung von Bioabfällen und Ableitung von Vorschlägen zur Verbesserung der Klimabilanz und des Emissionsverhaltens bei Bioabfallvergärungsanlagen sowie Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen in offenen Kompostierungsanlagen

1.2 Inhalt und Ziel der Vorhaben

Inhalt der Vorhaben ist sowohl die Ermittlung von vorhandenen Emissionsmessdaten aus Kompostierungs- und Vergärungsanlagen als auch die Durchführung von Messungen an diesen Anlagen zum Schließen von Datenlücken.

Ziel ist die Ableitung von Emissionsfaktoren für die klimarelevanten Schadstoffe **Methan** und **Lachgas** sowie für **Ammoniak** und **NMVO** zum einen für den Behandlungsprozess in Abhängigkeit von der eingesetzten Behandlungstechnik, die für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen eingesetzt wird, sowie zum anderen für die Lagerung und Ausbringung der Produkte. Darüber hinaus soll untersucht werden, ob sich die Emissionen der Bioabfall- und der Grünabfallkompostierungsanlagen unterscheiden. Weiterhin sollen Emissionsquellen ermittelt und Minderungsmaßnahmen abgeleitet werden sowie Empfehlungen im Hinblick auf einen emissionsarmen Betrieb von Kompostierungs- und Bioabfallvergärungsanlagen erarbeitet werden.

1.3 Untersuchungsumfang

Der Untersuchungsumfang gliedert sich in folgende Arbeitspakete:

- Recherche von Emissionsmessdaten
- Durchführung von Emissionsmessungen
- Ableitung von Emissionsfaktoren
- Ableitung von Potenzialen und Maßnahmen zur Emissionsminderung

1.4 Zusammenarbeit

Im Rahmen der Projektbearbeitung fand eine Zusammenarbeit insbesondere mit folgenden Beteiligten statt, die in fachlicher und technischer Hinsicht unterstützt haben:

- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK)
- Gütegemeinschaft Kompost Berlin - Brandenburg - Sachsen - Anhalt e.V. (GK BBS)
- Dr. Reinhold & Kollegen, Dr. Jürgen Reinhold
- Fachverband Biogas e.V.
- Deutsches BiomasseForschungsZentrum gemeinnützige GmbH (DBFZ)
BMU-Projekt; Thema: Analyse von Emissionen klimarelevanter Gase durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der Biogasgewinnung aus Abfällen; FKZ: 03KB027; Auftragnehmer: DBFZ, Unterauftragnehmer: gewitra GmbH
- Zentrale Unterstützungsstelle Luftreinhaltung und Gefahrstoffe der Gewerbeaufsicht in Niedersachsen (ZUS), Dieter Bendick

Die Zusammenarbeit erfolgte darüber hinaus mit den Betreibern der Kompostierungs- und Vergärungsanlagen, die für die Durchführung der Emissionsuntersuchungen ihre Anlage zur Verfügung gestellt haben.

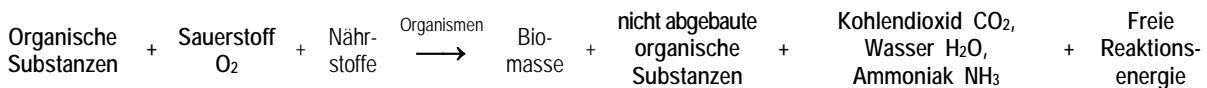
2 Grundlagen der Verwertung von Bioabfällen

2.1 Biologische Abfallbehandlungsverfahren

2.1.1 Kompostierung und Kompostierungsverfahren

Die **Kompostierung** ist ein biologisches Verfahren zur Umwandlung organischer Abfälle in ein Bodenverbesserungsmittel unter aeroben Bedingungen. Die Kompostierung in der Landwirtschaft und im häuslichen Garten wurde in China schon lange vor unserer Zeitrechnung praktiziert. Die Kompostierung als Maßnahme zur Abfallverwertung und Kreislaufführung im technischen Maßstab ist demgegenüber in Deutschland erst seit den 50er Jahren etabliert. Ziel seit Mitte der 80er Jahre basierend auf der separaten Erfassung von Bioabfällen ist, die biologische Verwertung von Abfällen weitgehend flächendeckend umzusetzen [KRANERT, 2000].

Die aeroben Abbau- und Umbauprozesse organischer Substanzen können generell durch folgende Gleichung beschrieben werden [TCHOBANOGLOUS et al., 1993; ZACHÄUS, 1995 a]:



Durch sachgerechte Kompostierung werden Unkrautsamen und schädliche Mikroorganismen abgetötet sowie einige Chemikalien abgebaut. An der Kompostierung sind Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Algen und Protozoen) beteiligt, die im Ausgangsmaterial enthalten sind. Die Mikroorganismen benötigen etwa 20 % des organischen Kohlenstoffs für ihren Baustoffwechsel und etwa 80 % für den Energiestoffwechsel zur chemischen Energiegewinnung. Die Energie wird als Wärme freigesetzt und erhöht die Temperatur im Kompost. Der Wärmeüberschuss beträgt ca. 33 bis 41 kJ je g Kohlenstoff.

Bei der Kompostierung werden drei Phasen unterschieden:

1. Anlaufphase von 12 bis 24 Stunden mit einer Temperaturerhöhung auf ca. 45 °C durch mesophile Bakterien.
2. Die anschließende 2. Phase ist durch eine starke Vermehrung von thermophilen Bakterien geprägt mit einer Erhitzung auf bis zu 75 °C. Bei Temperaturen über 75 °C finden keine mikrobiellen Umsetzungen mehr statt, die Keimzahl nimmt stark ab und es setzt die Hygienisierung ein. Höhere Temperaturen sind insbesondere auf rein chemische Prozesse zurückzuführen. Die Dauer dieser Phase ist vom Kompostierungsverfahren abhängig.
3. In der 3. Phase erfolgt abschließend die Abkühlung mit einer Zunahme der mesophilen Bakterien und vor allem von Strahlenpilzen, die die Kompostreife anzeigen. Die freiwerdende Energie wird für die Kompostierung benötigt und kann somit nicht für Heizzwecke eingesetzt werden.

Die Technologien der **Kompostierungsverfahren** hinsichtlich der biologischen Behandlungsstufe unterscheiden sich gemäß VDI 3475 Blatt 1 in die Hauptrotte und die Nachrotte. Die Hauptrotte, die häufig als Synonym für Intensivrotte verwendet wird, bildet als Hauptphase der Kompostierung die erste, thermophile Phase des mikrobiellen Ab- bzw. Umbaus organischer Substanz mit hohem Sauerstoffbedarf. Die Nachrotte ist anschließend die weitere Rotte nach der Haupt- oder Intensivrotte [VDI 3475 Blatt 1].

Hauptrotte

Hauptrotteverfahren können gemäß VDI 3475 Blatt 1 Nr. 1.3 mit Zwangsbelüftung oder mit natürlicher Belüftung betrieben werden, die nachfolgend erläutert werden.

Bei den **Hauptrotteverfahren mit Zwangsbelüftung** dient die Belüftung dazu, innerhalb möglichst kurzer Zeit den angestrebten Kompostreifegrad zu erreichen. Die Prozessabluft ist zu erfassen und in einer biologischen Abluftreinigungsanlage zu reinigen (Biofilter).

Die Rottegeschwindigkeit kann durch folgende Maßnahmen optimiert werden:

- A Das Rottegut wird mit genügend **Sauerstoff** versorgt, um einen aeroben Rotteprozess zu gewährleisten.
- B Der **Wassergehalt** des Rottegutes wird während der Rotte gesteuert. In der Regel soll der Wassergehalt in der ersten Phase möglichst schnell auf den für die Rotte optimalen Wert gesenkt werden (von z. B. 65 % (m/m) Wassergehalt auf ca. 50 % bis 55 %). Während der Rotte soll er in diesem Bereich gehalten und in der letzten Phase, meistens vor der Feinaufbereitung, auf 30 % bis 40 % gesenkt werden.
- C Der **Temperaturverlauf** des Rottegutes wird während der Hauptrotte im vorgesehenen Bereich eingeregelt oder zumindest günstig beeinflusst. Diese Zielsetzung beinhaltet unter anderem den Abtransport der freigesetzten Energie.

Grundsätzlich kann das Rottegut mit einer Druck- oder Saugbelüftung oder in entsprechenden Kombinationen belüftet werden. Je nach Zielsetzung wird nur Frischluft oder werden Frischluft und Umluft verwendet (Mehrfachnutzung der Luft). Bereits in der Planungsphase ist darauf zu achten, dass möglichst kleine Abluftmengen entstehen.

Für das Hauptrotteverfahren können u. a. folgende Rottesysteme angewendet werden:

- **Belüftete Tafelmiete**

Das Rottesystem Tafelmiete wird überwiegend für zentrale Anlagen mit mittlerer bis großer Leistung im Bereich von ca. 10.000 Mg bis 60.000 Mg Abfälle pro Jahr eingesetzt. Die Dimensionen der Tafelmieten liegen in folgenden Größenordnungen: Mietenhöhe von 2,0 m bis ca. 3,5 m, Mietenbreite von ca. 20 m bis 40 m und Mietenlänge von ca. 50 m bis 150 m. Die Rottezeit beträgt je nach Abfallzusammensetzung, Rotte- und Prozesssteuerung zur Erzeugung von Frischkompost ca. drei bis sechs Wochen, für Fertigkompost insgesamt ca. sechs bis zehn Wochen.

- **Tunnel**

Bei dem Tunnelkompostierungssystem handelt es sich um nach oben und seitlich durch Betonwände geschlossene bzw. gekapselte Rotteeinheiten, die durch ein verschließbares

Tor befüllt und nach Ablauf der Rottezeit auch so wieder entleert werden. Grundsätzlich unterscheidet man zwischen statischen und dynamischen Tunnelrotteverfahren. Letztere bieten die Möglichkeit mit einem Umsetzer das Rottegut im Tunnel umzusetzen und damit eine Homogenisierung und Auflockerung des Materials zu erreichen. Tunnel haben in der Regel einen Querschnitt von ca. 3 m x 3 m bis 5 m x 5 m und eine Länge von ca. 30 m bis 40 m. Es erfolgt eine prozessgesteuerte Bewässerung und Belüftung des Rottegutes, meistens im Druckbetrieb mit hohem Anteil an Umluft. Die Anlagenkapazität liegt je Halle bei ca. 10.000 Mg/a bis 30.000 Mg/a. Die Rottezeit beträgt je nach Abfallzusammensetzung und Prozesssteuerung zwei bis sechs Wochen zur Erzeugung von Frischkompost (Rottegrad II bis III). Zur Erzeugung von Fertigkompost (Rottegrad IV bis V) ist eine Nachrotte von zusätzlich vier bis sechs Wochen erforderlich.

- **Boxen/Container**

Die Boxen- bzw. Containerkompostierung ist ein gesteuertes Hauptrottesystem in geschlossenen Rottezellen mit ruhender Lagerung des Rottegutes. Die Rottezellen werden in unterschiedlicher Anzahl eingesetzt, die unabhängig voneinander oder gruppenweise belüftet werden können. Das Nutzungsvolumen einer Rottezelle beträgt 20 m³ (Container) bis 60 m³ (Box). Die Boxen sind ortsfeste Rottezellen, während die Container zwischen Befüll- und Rotteplatz hin- und hertransportiert werden. Der Einsatzbereich reicht bis ca. 25.000 Mg/a. Die Rottezeit für Frischkompost beträgt je nach Abfallzusammensetzung zwei bis drei Wochen. Für Fertigkompost ist eine separate Nachrotte von ca. sechs bis acht Wochen erforderlich.

- **Membranabdeckung**

Die Membranabdeckung ist ein statisches Rottesystem, bei dem das im Freien in Mieten aufgesetzte Rottematerial mit einer atmungsaktiven semipermeablen Membran abgedeckt wird. Der Mietenfuß wird belüftet. Je nach Durchlässigkeit der Membran kann eine Saug- oder Druckbelüftung installiert sein. Die Belüftungsrate richtet sich nach dem Temperaturverlauf und dem Sauerstoffbedarf für die Rotte, so dass der Abluftvolumenstrom relativ gering ist. Eine zusätzliche Befeuchtung des Rottegutes ist nicht erforderlich. Bei Saugbelüftung ist die Abluft einer biologischen Abluftreinigungsanlage zuzuführen. Bei Druckbelüftung sind die Standortbedingungen zu beachten. Die Rottezeit in den abgedeckten Mieten beträgt drei bis vier Wochen. Es wird ein Rottegrad von II bis III erreicht.

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 2-1 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. Voraussetzung für den Gasaustausch ist ein ausreichender Volumenanteil Strukturmaterial von mindestens 20 % (V/V) in der Rottmischung (z. B. im Winter bei Anlieferung von zum Teil gefrorenem Abfall). 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.

- **Trapezmiete**

Durch das ungünstige Oberflächen-Volumen-Verhältnis kann bei Trapezmieten (siehe Tabelle 2-1) 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 2-1). **Außer zur Behandlung von reinen Grünabfällen sollte dieses Verfahren nicht ohne Zwangsbelüftung angewandt werden.**

Tabelle 2-1: Dimensionen der Mietenkompostierung für Hauptrotteverfahren mit natürlicher Belüftung gemäß VDI 3475 Blatt 1

	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	1 - 100 m	30 - 100 m	30 - 100 m

Nachrotte

Zur Erzielung eines Fertigkompostes muss das Material aus der Hauptrotte gegebenenfalls noch nachbehandelt werden. Je nach Art des Eingangsmaterials, der Hauptrotte und der gewünschten Kompostqualität sind unterschiedliche Nachrottezeiten erforderlich. Die Nachrotte erfolgt meist in Trapez- oder Tafelmieten, teilweise auch in offenen Boxen oder

geschlossenen Hallen. **Voraussetzung für jede Nachrotte ist eine Basisabdichtung der Rottefläche**, die eine Erfassung und geordnete Beseitigung des Oberflächen- und Sickerwassers zulässt, sofern die Reinigung und Wiederverwendung am Standort nicht möglich ist. Auch bei der Nachrotte ist auf die Einstellung des optimalen Wassergehalts (siehe Hauptrotte) zu achten.

Zum optimalen Nachrotteverlauf wird der Kompost mehrmals mechanisch umgesetzt. Dafür werden Schaufelradlader oder standortgebundene oder mobile Mietenumsetzer benutzt. Neben der Vermischung oder Homogenisierung kann der Wasserbedarf reguliert werden.

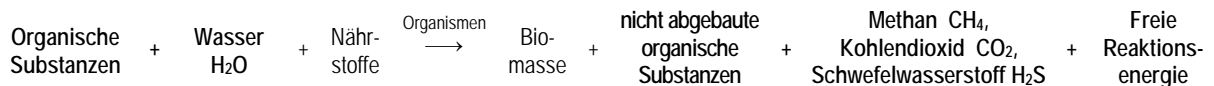
Die Dauer der Nachrottezeit wird bestimmt durch den in der Intensiv- oder Hauptrotte erzielten Rottegrad (Selbsterhitzung), das heißt, die Nachrotte kann ca. drei bis zehn Wochen dauern, um den Rottegrad V zu erreichen [VDI 3475 Blatt 1 Nr. 1.4]

Zum Ende der Nachrotte besteht potentiell die Gefahr der Bildung von N_2O , wenn die NH_3 -Emissionen abgeklungen sind, die Temperatur auf $< 45\text{ °C}$ abgefallen ist und Nitrifikation einsetzt. Mit fortlaufendem Rottefortschritt in der Nachrotte sollten daher die Umsetzintervalle verringert werden, um die mögliche Bildung von N_2O zu unterdrücken [HELLMANN, 1995].

2.1.2 Vergärung und Vergärungsverfahren

Die **Vergärung** bezeichnet den anaeroben Abbau und damit die Umwandlung von organischen Substanzen unter anaeroben Milieubedingungen. Die Vergärung als biologisches Abfallbehandlungsverfahren erfolgt technisch und gesteuert in Biogas- oder Vergärungsanlagen.

Die anaeroben Abbau- und Umbauprozesse organischer Substanzen können generell durch folgende Gleichung beschrieben werden [TCHOBANOGLIOUS et al., 1993; ZACHÄUS, 1995 b]:



Ziel der Vergärung ist die Gewinnung von Biogas (Methan, Kohlendioxid) und die Stabilisierung des Feststoffs (Gärrest). In Biogas- und Vergärungsanlagen entstehen somit zwei wesentliche Produkte, die folgende Eigenschaften aufweisen:

- **Biogas**

Während der Vergärung wird der Großteil der in der organischen Abfallmasse enthaltenen Energie in Biogas umgewandelt. Das entstehende Biogas enthält mit Methan den gleichen Hauptenergieträger wie Erdgas und kann energetisch verwertet werden. Neben der direkten Verwertung z. B. im BHKW gewinnt die Einspeisung von so genanntem Biomethan oder Bioerdgas in das öffentliche Erdgasnetz zunehmend an Bedeutung. Die Bioabfallvergärung hat damit im Vergleich zur Kompostierung den Vorteil, dass eine Energiegewinnung erfolgt und damit ein Beitrag zur Versorgung mit regenerativen Energien geleistet werden kann.

- **Gärrest (Gärrückstand)**

Das gebildete Biogas besteht hauptsächlich aus Kohlenstoffverbindungen, so dass die in den Ausgangsmaterialien enthaltenen Pflanzennährstoffe, wie Stickstoff, Phosphor, Kali, in pflanzenverfügbarer Form im Gärrest verbleiben.

Der Gärrest kann je nach Verfahren als stabilisierter Flüssigdünger direkt landwirtschaftlich verwertet oder nachbehandelt werden. Die Nachbehandlung erfolgt in Form einer Entwässerung und/oder Trocknung zur Feststoffabtrennung. Die separierten Feststoffe werden dann in der Regel aerob nachbehandelt (Kompostierung), um einen Kompost zu erhalten, der in der Landwirtschaft oder im Gartenbau eingesetzt werden kann [VDI 3475 Blatt 2]. Die separierten flüssigen Gärrückstände können als Dünger eingesetzt werden.

Nass-, Trocken- und Feststoffvergärung

Vergärungsverfahren können bei unterschiedlichen Trockensubstanzgehalten betrieben werden, die gemäß VDI 3475 Blatt 2 Nr. 2.5.2 wie folgt unterschieden werden:

- **Nassvergärung**

Die Behandlung von Gärsubstraten, die mit herkömmlicher Pumpentechnik verarbeitet werden können (bis ca. 15 % TS), wird als Nassvergärung bezeichnet. Dieses Verfahren ist weit verbreitet, insbesondere bei Eingangsstoffen mit niedrigem Trockensubstanzanteil. Kennzeichnend sind die gute Homogenisierbarkeit und der geringe technische Aufwand. Eingangsstoffe mit mehr als 15 % Trockensubstanzanteil, z. B. Bioabfälle aus Haushalten, müssen für die Nassvergärung verflüssigt werden. Dies erfordert zum Teil erhebliche Beimischungen an wässrigen Substraten, z. B. Gülle, Gärreste usw. Wenn zur Weiterverarbeitung des Gärsubstrates eine Entwässerung notwendig wird, ist mit einem höheren technischen Aufwand zu rechnen [VDI 3475 Blatt 2].

- **Trockenvergärung**

Bei Trockensubstanzgehalten des Gärsubstrates zwischen ca. 15 % und ca. 30 % spricht man von Trockenvergärung. Hier sind spezielle, in der Regel weitaus teurere Pumpen zum Stofftransport notwendig. Diese Verfahren werden oft zur Vergärung von trockensubstanzreichen Eingangsstoffen wie z. B. Bioabfällen aus dem Haushalt eingesetzt. Durch den höheren Trockensubstanzgehalt kann mit geringerem Faulraumvolumen gearbeitet werden [VDI 3475 Blatt 2].

- **Feststoffvergärung**

Bei der Feststoffvergärung wird das Gärsubstrat (z. B. Bioabfall aus Haushalten) mit Strukturmaterial vermischt, sodass ein porenreiches Gärsubstrat entsteht, aus dem das Biogas gut entweichen und in das rückgeführte Perkolat gut eindringen kann. Die Befüllung der Fermenter erfolgt z. B. mit einem Radlader. Die Beheizung des Gärsubstrates und die Versorgung der Bakterien mit Nährstoffen erfolgt über das Durchströmen des Gärsubstrates mit einem Perkolat. Feststoffverfahren sind besonders interessant für trockensubstanzreiche Eingangsstoffe, die ohne Verdünnung und mit relativ kleinen Fermentervolumina verarbeitet werden können. Diese Verfahren arbeiten meistens im Batch-Betrieb. Dabei ergeben sich besondere Anforderungen an die Sicherheitstechnik (Vermeidung explosiver Gasgemische) und an den Immissionsschutz [VDI 3475 Blatt 2].

Kontinuierliche und diskontinuierliche Gärbehälterbeschickung

Vergärungsverfahren werden aufgrund der Betriebsweise bzw. der Gärbehälterbeschickung gemäß VDI 3475 Blatt 2 Nr. 2.5.3 wie folgt unterschieden:

- **Kontinuierliche Beschickung**

Bei der kontinuierlichen Betriebsweise eines Anaerobverfahrens wird dem Gärbehälter regelmäßig sowohl Substrat zugeführt als auch ausgefaultes Material abgezogen. Durch die ständige Versorgung mit Nährstoffen in Form frischer organischer Substanz kann eine stabile Betriebsführung mit einer gleichmäßigen Biogasausbeute erreicht werden. Zur Verfügung stehen Rührkessel- und Propfenstromfermenter-Verfahren. Problematisch kann bei kontinuierlicher Betriebsweise sein, dass die tatsächliche Verweilzeit nicht exakt bestimmbar ist und gegebenenfalls die Mindestverweilzeit (Zeit zwischen zwei Beschickungsvorgängen) für den Abbau und gegebenenfalls auch für die Hygienisierungsleistung als relevant angesehen werden muss [VDI 3475 Blatt 2].

- **Diskontinuierliche Beschickung**

Die diskontinuierliche Betriebsweise (Batch-Verfahren) sieht vor, dass der Gärbehälter vollständig mit (in der Regel angeimpftem) Gärgut befüllt und nach Ablauf der Verweilzeit wieder vollständig entleert wird. Durch diese Betriebsweise können die Verweilzeit und damit definierte Abbaugrade (Ausfaulgrade) eingehalten werden. Batch-Verfahren sind technisch einfach, haben vergleichsweise geringe Kosten und eignen sich für nasse und trockene organische Stoffe. Sicherheitstechnisch relevant ist die Gefahr der Bildung explosionsfähiger Methan-Luft-Gemische beim An- oder Abfahren des Gärprozesses. Hiergegen sind betriebstechnische Maßnahmen vorzusehen, z. B. Überwachung der Gaszusammensetzung und Inertisierung (Verdrängung des Sauerstoffs aus dem Fermenter). Nachteilig sind auch der diskontinuierliche Gasanfall und die unterschiedliche Gasqualität in Abhängigkeit von den Vergärungsphasen. Deswegen sollten immer mehrere Batch-Reaktoren parallel betrieben werden [VDI 3475 Blatt 2].

Mesophiler und thermophiler Gärbehälterbetrieb

Vergärungsverfahren werden im Hinblick auf die Betriebstemperatur gemäß VDI 3475 Blatt 2 Nr. 2.5.4 wie folgt unterschieden:

- **Mesophiler Betrieb**

Mesophil betriebene Reaktoren werden auf Temperaturen zwischen 30 °C und 40 °C beheizt. Diese Betriebsweise bietet erfahrungsgemäß eine hohe Prozessstabilität. Geringe Temperaturschwankungen haben auf die mesophilen Bakterien keinen nennenswerten Einfluss [VDI 3475 Blatt 2].

- **Thermophiler Betrieb**

Im thermophilen Bereich werden Temperaturen um 55 °C angestrebt. Die thermophile Betriebsführung gewährt einen schnelleren Substratumsatz, so dass sich die Aufenthaltszeiten verkürzen. Nachteilig wirkt sich der größere Energieaufwand zur Aufrechterhaltung der Prozesstemperatur aus. Auch ist die Toleranz gegenüber Temperaturschwankungen gering. Andererseits kann bei Einhaltung definierter Aufenthaltszeiten eine Hygienisierung von seuchenhygienisch bedenklichen Substraten gewährleistet werden [VDI 3475 Blatt 2].

2.1.3 Substrate und Produkte

2.1.3.1 Verwertete Abfälle (Ausgangsmaterial)

Bei der Kompostierung und Vergärung von Bio- und Grünabfällen werden als Ausgangsmaterial (Rottegut, Gärgut), um die Schadstoffbelastung im fertigen Produkt gering zu halten, nur getrennt gesammelte Bioabfälle (Abfälle aus der Biotonne, Abfälle aus der Lebensmittelindustrie) und Grünabfälle (Garten- und Parkabfälle) verwertet.

Die zu verwertenden Abfälle sind wie folgt definiert:

- **Bioabfälle**

Zu den Bioabfällen im Sinne der Novellierung der Bioabfallverordnung gehören Abfälle tierischer oder pflanzlicher Herkunft oder aus Pilzmaterialien zur Verwertung, die durch Mikroorganismen, bodenbürtige Lebewesen oder Enzyme abgebaut werden können, einschließlich Abfälle zur Verwertung mit hohem organischen Anteil tierischer oder pflanzlicher Herkunft oder an Pilzmaterialien [BIOABFV, 2012; siehe auch VDI 3475 Blatt 1]. Zu den Bioabfällen gehören insbesondere die in der Novellierung der Bioabfallverordnung Anhang 1 Nr. 1 genannten Abfälle; Bodenmaterial ohne wesentliche Anteile an Bioabfällen gehört nicht zu den Bioabfällen; Pflanzenreste, die auf forst- oder landwirtschaftlich genutzten Flächen anfallen und auf diesen Flächen verbleiben, sind keine Bioabfälle [BIOABFV, 2012].

- **Grünabfälle**

Grünabfälle im Sinne der Richtlinie VDI 3475 Blatt 1 sind Pflanzenreste von Pflegemaßnahmen wie Gras-, Strauch- und Baumschnitt, z. B. aus Garten- und Parkanlagen. Zu den Grünabfällen zählen insbesondere die in der Novellierung der Bioabfallverordnung Anhang 1 Nr. 1 aufgezählten biologisch abbaubaren Abfälle (Abfallschlüssel 20 02 01), wie biologisch abbaubare Abfälle von Sportanlagen, Kinderspielflächen, Friedhofsabfälle, Garten- und Parkabfälle, Gehölzrodungsrückstände, Landschaftspflegeabfälle, pflanzliche Abfälle aus der Gewässerunterhaltung und pflanzliche Bestandteile des Treibbils.

Im Unterschied zur Rotte von Restabfällen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung soll bei der Kompostierung ein Qualitätsprodukt erzeugt werden, dessen Qualität durch das „Gütezeichen Kompost“, vergeben durch das Deutsche Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung (RAL), garantiert wird.

2.1.3.2 Erzeugte Produkte

Die **Produkte der Kompostierung**, die durch den Rottegrad als Maßzahl zur Kennzeichnung des Rottefortschritts gekennzeichnet sind, werden wie folgt differenziert:

- **Frischkompost**

Frischkompost ist ein hygienisiertes Rottegut mit höheren Gehalten an leicht abbaubarer organischer Substanz, das sich in der Intensivrotte befindet oder zu intensiver Rotte fähig ist. Kompost des Rottegrades II und III wird als Frischkompost bezeichnet [VDI 3475 Blatt 2].

- **Fertigkompost**

Fertigkompost ist das Endprodukt der Kompostierung in hygienisierter, biologisch stabiler Form. Die abbaubaren organischen Substanzen sind weitgehend biologisch umgesetzt. Kompost des Rottegrades IV und V wird als Fertigkompost bezeichnet [VDI 3475 Blatt 2].

Die **Produkte der Vergärung** sind flüssige Gärprodukte (Flüssigdünger) und feste Gärprodukte (entwässerter Gärrückstand) sowie Kompost bei aerober Nachbehandlung des festen Gärrückstandes (siehe Abschnitt 2.1.2).

2.1.3.3 Ordnungsgemäße Verwertung und Gütesicherung der Produkte

Die ordnungsgemäße Verwendung von Komposten und Gärprodukten wird durch die Bioabfallverordnung (BioAbfV), die Düngemittelverordnung (DüMV) und die Düngeverordnung (DüV) sowie durch die VO (EG) Nr. 1774/2002, VO (EG) Nr. 1069/2009 und VO (EU) Nr. 142/2011 geregelt.

Die Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) hat darüber hinaus ein freiwilliges System der Gütesicherung errichtet, dem zahlreiche Kompostierungs- und Vergärungsanlagen unterliegen. Grundlage und Anforderungen der Gütesicherung sind in den „Güte- und Prüfbestimmungen“ definiert. Die gütegesicherten Produkte werden mit einem entsprechenden Gütezeichen ausgewiesen. Die Gütesicherung für die **Produkte Kompost und Gärprodukt** (siehe BGK: www.kompost.de „Gütesicherung“) wird wie folgt durchgeführt:

- **Gütesicherung Kompost (RAL-GZ 251)**

Komposte sind hygienisierte Endprodukte aus der aeroben Behandlung von Bioabfällen in Kompostierungsanlagen. Komposte enthalten viele pflanzenbaulich relevante Nährstoffe, sowie wertvolle organische Substanz. Daher werden Frisch- und Fertigkomposte zur Düngung und Bodenverbesserung in der Landwirtschaft und im Garten-/Landschaftsbau eingesetzt. Substratkomposte sind besonders als Mischkomponenten für Erden und Kultursubstrate geeignet. Die Gütesicherung Kompost (RAL-GZ 251) beinhaltet die regelmäßige Güteüberwachung von Frisch-, Fertig- und Substratkomposten durch die Gütegemeinschaft bzw. die zugelassenen Prüflabore (siehe Tabelle 2-2).

- **Gütesicherung Gärprodukt (RAL-GZ 245)**

Gärprodukte sind hygienisierte Endprodukte aus Biogasanlagen in denen Bioabfälle eingesetzt werden. Gärprodukte enthalten viele pflanzenbaulich relevanten Nährstoffe, sowie wertvolle organische Substanz. Daher werden Gärprodukte zur Düngung und Bodenverbesserung in der Landwirtschaft eingesetzt. Die Gütesicherung Gärprodukt (RAL-GZ 245) beinhaltet die regelmäßige Güteüberwachung von flüssigen oder festen Endprodukten aus Biogasanlagen durch die Gütegemeinschaft bzw. die zugelassenen Prüflabore (siehe Tabelle 2-3).

Tabelle 2-2: Analysewerte gütegesicherter Frisch- sowie Fertig- und Substratkomposte - Medianwerte für das Jahr 2007, ermittelt von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) [BGK, 2008]

		Frischkomposte		Fertig- und Substratkomposte	
		Bio+Grün	Grün	Bio+Grün	Grün
Nährstoffe gesamt:					
Stickstoff gesamt (N)	% TM	1,6	1,1	1,5	1,2
Stickstoff gesamt (N)	kg/t FM	9,8	6,3	9,2	6,8
Stickstoff organisch (N)	% TM	1,4	1,1	1,4	1,1
Stickstoff organisch (N)	kg/t FM	9,0	6,1	8,6	6,5
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅)	% TM	0,8	0,5	0,8	0,5
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅)	kg/t FM	4,9	2,4	4,8	2,8
Kalium gesamt (K ₂ O)	% TM	1,3	0,9	1,2	1,0
Kalium gesamt (K ₂ O)	kg/t FM	8,1	5,0	7,8	5,5
Magnesium gesamt (MgO)	% TM	0,7	0,5	0,7	0,6
Magnesium gesamt (MgO)	kg/t FM	4,5	3,0	4,8	3,7
Nährstoffe löslich:					
Stickstoff CaCl ₂ -löslich (N)	% TM	0,12	0,05	0,09	0,04
Stickstoff CaCl ₂ -löslich (N)	kg/t FM	0,75	0,32	0,56	0,23
davon NH ₄ -N *)	kg/t FM	0,68	0,28	0,38	0,14
davon NO ₃ -N *)	kg/t FM	0,07	0,04	0,18	0,09
Stickstoff anrechenbar: löslich+5% Norg (N)	% TM	0,19	0,10	0,16	0,10
Stickstoff anrechenbar: löslich+5% Norg (N)	kg/t FM	1,20	0,56	1,03	0,57
Physikalische Parameter:					
Rohdichte	g/l FM	588,0	543,0	682,0	679,0
Trockenmasse	%	62,9	58,0	63,7	59,5
Salzgehalt	g/l FM	6,0	2,6	5,7	2,7
pH-Wert		7,6	7,4	7,7	7,5
Bodenverbesserung:					
Glühverlust	%	44,2	46,5	36,6	36,2
C/N Verhältnis		16,3	22,6	14,1	17,5
Basisch wirksame Stoffe (CaO)	% TM	3,8	2,6	4,4	3,5
Basisch wirksame Stoffe (CaO)	kg/t FM	24,1	16,3	28,5	20,7
Humus C	kg/t FM	68,4	64,6	76,3	70,8
Probenanzahl		734	89	1.075	813

*) berechnet über den prozentualen Anteil des arithmetischen Mittelwertes

Tabelle 2-3: Analysewerte von flüssigen und festen Gärprodukten sowie von Fertigkompost aus Kompostierungsanlagen mit Trockenvergärung und Nachrotte - Medianwerte für das Jahr 2007, ermittelt von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) [BGK, 2008]

		Gärprodukt flüssig Bio+Grün	Gärprodukt fest Bio+Grün	Fertigkompost aus VA + NR Bio+Grün
Nährstoffe gesamt:				
Stickstoff gesamt (N)	% TM	10,00	2,89	1,4
Stickstoff gesamt (N)	kg/t FM	6,10	9,00	8,1
Stickstoff organisch (N)	% TM	4,79	2,50	1,3
Stickstoff organisch (N)	kg/t FM	2,50	8,10	7,2
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅)	% TM	3,20	1,34	0,8
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅)	kg/t FM	1,70	5,10	
Kalium gesamt (K ₂ O)	% TM	4,46	0,93	1,2
Kalium gesamt (K ₂ O)	kg/t FM	2,10	3,10	
Magnesium gesamt (MgO)	% TM	0,53	0,89	0,9
Magnesium gesamt (MgO)	kg/t FM	0,20	2,90	
Nährstoffe löslich:				
Stickstoff CaCl ₂ -löslich (N)	% TM			0,10
Stickstoff CaCl ₂ -löslich (N)	kg/t FM	2,90	0,80	0,65
davon NH ₄ -N *)	kg/t FM	2,89	0,77	0,50
davon NO ₃ -N *)	kg/t FM	0,01	0,03	0,15
Stickstoff anrechenbar: löslich+5% Norg (N)	% TM			0,17
Stickstoff anrechenbar: löslich+5% Norg (N)	kg/t FM	3,03	1,21	0,99
Physikalische Parameter:				
Rohdichte	g/l FM	1.000,0	684,0	630,0
Trockenmasse	%	4,8	32,6	59,1
Chemische Parameter:				
Salzgehalt	g/l FM	19,8	4,10	4,6
pH-Wert		8,1	7,95	7,7
Bodenverbesserung:				
Glühverlust	%	60,7	57,1	40,8
C/N Verhältnis		3,7	12,3	17,1
Basisch wirksame Stoffe (CaO)	% TM	4,5	6,4	5,7
Basisch wirksame Stoffe (CaO)	kg/t FM	2,3	18,7	36,8
Humus C	kg/t FM	5,0	37,8	74,4
Probenanzahl		167	43	117

*) berechnet über den prozentualen Anteil des arithmetischen Mittelwertes

2.1.4 Ausbringung von Komposten und Gärprodukten - Stand der Technik

2.1.4.1 Ausbringtechnik für flüssige und feste Sekundärrohstoffdünger (SeRo-Dünger; Komposte und Co-Fermente)

Die Ausbringtechnik für feste und für flüssige Vergärungsprodukte ist grundsätzlich verschieden. Erstere entspricht der Ausbringungstechnik für Komposte und letztere der Gülle-(Flüssigmist-)Ausbringungstechnik [VDI 3475 Blatt 2].

Gemäß VDI 3475 Blatt 2 Anhang B sind für die Ausbringung von flüssigen Produkten der landwirtschaftlichen Co-Vergärung und von festen Sekundärrohstoff-Düngern (Gärresten und Komposten) folgende Randbedingungen zu beachten:

Ausbringung von flüssigen Produkten der landwirtschaftlichen Co-Vergärung

Die Vergärung von Gülle und Co-Substraten führt zu einer Veränderung der stofflichen Eigenschaften der Ausgangsstoffe. Der Abbau des organischen Stickstoffs erhöht den Anteil des Ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) im Gärrest. Ein höherer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt birgt unter ungünstigen Bedingungen - Breitverteilung ohne Einarbeitung, hohe Temperaturen - ein höheres Ammoniak- und Geruchsemissionspotential.

Da die Minderung der Geruchsstoffemissionen beim Einsatz von Emissionsminderungstechniken dem gleichen Wirkungsmechanismus folgt wie die Minderung der Ammoniakemissionen, wird zur Verdeutlichung möglicher Emissionsminderungen durch den Einsatz der im Folgenden näher beschriebenen Verteiltechniken bei der Ausbringung von Gülle/Gärrest die NH_3 -Emissionsminderung herangezogen.

„Maßnahmen zur Minimierung von NH_3 -Verlusten nach Gülleanwendung sind nahezu durchweg mit einer Zunahme an Lachgas-Emissionen verbunden. Die Optimierung von Güllestrategien muss demnach stets das gesamte mögliche Verlustpotential berücksichtigen“.

Verteilung und Verteilsysteme

Voraussetzungen für eine pflanzenbedarfsgerechte Ausbringung sind neben einem geeigneten Ausbringungstermin eine gleichmäßige Längs- und Querverteilung und eine möglichst geringe Pflanzenverschmutzung. Es gibt fünf Verteilerbauarten:

- Breitverteiler, die den Gärrest breitflächig auf der Fläche verteilen
- Schleppschlauchverteiler, die den Gärrest streifenförmig auf der Bodenoberfläche ablegen
- Schleppkufen, die den Gärrest unter die Pflanzen in den obersten Krumbereich ablegen
- Schleppscheiben, die den Gärrest im oberen Krumbereich ablegen
- Gülleinjektoren, die den Gärrest im mittleren Krumbereich ablegen

Breitverteiler

Bei diesen Verteilern wird die Gülle/der Gärrest mit Hilfe von Pralltellern, Prallköpfen, Schwenkdüsen oder Düsenbalken nach unten abgestrahlt und breitflächig bei maximal 12 m Arbeitsbreite auf die Pflanzen beziehungsweise die Bodenoberfläche verteilt. Verteiler dieser Bauart entsprechen gemäß den Regelungen der Verwaltungsvorschriften der deutschen Bundesländer zum Vollzug der Düngeverordnung (1996) (aktuelle Fassung: Düngeverordnung - DüV vom 27.02.2007) derzeit dem Stand der Technik. Bei der Breitverteilung ergibt sich unmittelbar nach der Ausbringung eine große benetzte Oberfläche, von der NH_3 und Geruchsstoffe emittiert werden können. Durch Wind wird die Verteilgenauigkeit dieses Verteilsystems stark herabgesetzt. Breitverteiler dieser Bauart sind technisch einfach gebaut.

Schleppschlauch

Beim Schleppschlauchverteiler wird der Gärrest mit geringem Druck in eine Verteileinrichtung gefördert und in die einzelnen Ablaufschläuche, die an einem klappbaren Gestänge angebracht sind, in gleichen Mengen dosiert. Am Ende des Ablaufes befinden sich keine speziellen Verteileinrichtungen. Der Ablauf wird während des Ausbringvorganges durch den Pflanzenbewuchs geschleppt. Der Gärrest wird so auf der Bodenoberfläche in etwa 5 cm bis 10 cm breiten Streifen abgelegt.

Bedingt durch die kleinere benetzte Oberfläche führt der Schleppschlauch im Vergleich zur Breitverteilung bei Schweinegülle zu ca. 30 % und bei Rindergülle zu ca. 10 % geringeren NH_3 -Freisetzungen auf unbewachsenem Ackerland oder Grünland mit geringerem Aufwuchs (Ausbringtemperatur 15 °C). Größere Minderungen von bis zu 30 % bei Rindergülle und 50 % bei Schweinegülle sind mit dieser Technik auf bewachsenem Ackerland und Grünland zu erzielen. Weitergehende Minderungen sind nur auf Ackerland durch die Kombination mit einem geeigneten Einarbeitungsverfahren möglich. Die Verteilgenauigkeit kann durch Windeinflüsse nicht beeinträchtigt werden. Da der Gärrest nur auf dem Boden abgelegt und nicht eingearbeitet wird, eignet sich der Schleppschlauch auch für Standorte mit einem höheren Steinanteil im Boden (in der Ackerkrume und im Grünland).

Schleppkufen

Beim Schleppkufenverteiler wird der Gärrest ebenfalls in einzelne an einem Verteilergestänge angebrachte Ablaufschläuche dosiert. Die einzelnen Ablaufschläuche haben in der Regel einen Abstand von 20 cm bis 30 cm zueinander. Am Ende jeden Ablaufs befinden sich spezielle Verteileinrichtungen (Schleifkufen), die während des Ausbringvorganges durch den Pflanzenbestand geschleppt werden. Der Pflanzenbewuchs wird etwas beiseite gedrückt und die Gärrestablage erfolgt in den obersten Bodenbereich (0 cm bis 3 cm), sodass Pflanzenverschmutzungen und Beschädigungen weitgehend verhindert werden.

Bei dieser Ausbringung sind die NH_3 -Freisetzungen im Vergleich zur Breitverteilung bei Schweinegülle auf Grün- und Ackerland um ca. 60 % geringer (Ausbringungstemperatur 15 °C). Für Rindergülle ist mit Emissionsminderungen von 30 % auf Acker und 40 % auf Grünland zu rechnen. Die Verteilgenauigkeit kann durch Windeinflüsse nicht beeinträchtigt werden. Auf Standorten mit größeren Hangneigungen wird die Verteilgenauigkeit negativ

beeinflusst. Die Einarbeitung bedingt einen gesteigerten Zugkraftbedarf gegenüber dem Breitverteiler.

Schleppscheibenverteiler

Beim Schleppscheibenverteiler wird der Gärrest, wie beim Schleppschlauchverteiler beschrieben, in einzelne an einem Verteilergestänge im Abstand von 20 cm bis 30 cm angebrachte Ablaufschläuche dosiert. Die Applikation erfolgt mit Hilfe einer schuhähnlichen Verstärkung bzw. Schleifkufe, vor der eine Schneidscheibe oder ein Messer angebracht ist. Diese Werkzeuge schneiden den Pflanzenbestand und den Boden mit einer Einarbeitungstiefe von 4 cm bis 8 cm auf. In diesen Schlitz wird der Gärrest abgelegt. Je tiefer die Einarbeitung erfolgt, umso größer ist die NH_3 -Emissionsminderung.

Mit der Gülleschlitztechnik sind auf Grünland bei der Ausbringung von Rindergülle Emissionsminderungen von 60 % und bei Schweinegülle von 80 % möglich (Referenz Breitverteiler, Ausbringung bei 15 °C). Mit steigender Einarbeitungstiefe erhöht sich der spezifische Zugleistungsbedarf. Bei Grünland können Narbenschädigungen auftreten, z. B. wenn eine ungünstige Wachstumsperiode gewählt oder mit einem nicht geeigneten Schlitzgerät ausgebracht wird.

Gülleinjektoren

Beim Gülleinjektor wird Flüssigmist, wie beim Schleppschlauchverfahren beschrieben, in einzelne an einem Grubber im Abstand von 20 cm bis 40 cm angebrachte Ablaufschläuche dosiert. Der Boden wird mit einem Grubberzinken oder Scheibeneggen in einer Tiefe von 5 cm bis 15 cm bearbeitet, und während der Bearbeitung wird in dessen unmittelbarer Verlängerung der Gärrest im Boden abgelegt. Mit diesen Einarbeitungstechniken können größere Stickstoffmengen zur Düngung zur Verfügung gestellt und NH_3 -Emissionsminderungen von bis zu 90 % erzielt werden. Ein weiterer Arbeitsgang mit dem Ziel der Gülleeinarbeitung ist überflüssig.

Einarbeitung des Gärrests

Die Einarbeitung der Gülle hat unverzüglich nach der Ausbringung zu erfolgen (DüV, 1996; aktuelle Fassung: DüV vom 27.02.2007). Sie ist jedoch in Abhängigkeit vom jeweils verwendeten Exaktverteiler, vom gewählten Einsatztermin und der Kultur, in der die Stoffe appliziert werden sollen, in unterschiedlichem Umfang durchführbar. Werden zur Gülleausbringung Techniken verwendet, die den Gärrest in den Boden einbringen (Schleppschuh, Gülleschlitz), ist eine zusätzliche Einarbeitung nicht sinnvoll. Mit der Kombination von Ausbringung und unmittelbar anschließender Bodenbearbeitung (z. B. Grubbern oder Saatbettvorbereitung) sind auf unbewachsenem Ackerland NH_3 -Emissionsminderungen von bis zu 80 % erzielbar. Diese Minderungen sind jedoch nur erreichbar, wenn die Einarbeitung innerhalb einer Stunde nach der Ausbringung erfolgt. Die Einarbeitung mit dem Pflug erreicht unter Umständen noch höhere Minderungen, ist jedoch mit einem größeren Zeitaufwand verbunden und kann deshalb letztendlich zu höheren Emissionen führen. Eine Einarbeitung auf Grünland ist mit einem Bodenbearbeitungsgerät nicht möglich.

Einsatztermine für flüssige Gärreste

Bei der Wahl eines günstigen Ausbringtermins besteht der Konflikt zwischen dem Ziel maximaler Emissionsminderung und pflanzenbaulichen Erfordernissen. Die weitreichendsten Emissionsminderungen sind mit der direkten Einarbeitung erreichbar. Diese ist überwiegend nur auf unbewachsenem Ackerland im Frühjahr und Herbst durchführbar. Im Frühjahr ist eine emissionsmindernde Düngung mit hohen N-Gaben bzw. hohen Aufwandsmengen möglich. Im Sommer bei Bestandesentwicklung ist eine Applikation mittels Schleppschläuchen nur bei niedrigwachsenden Früchten und auf Grünland möglich. Nach Ernte der letzten Hauptfrucht dürfen vor dem Winter maximal 80 kg Gesamtstickstoff bzw. 40 kg Ammoniumstickstoff ausgebracht werden (DüV, 27.02.2007), um Zwischenfrüchte anzubauen oder um die Mineralisation von Getreidestroh zu fördern.

Ausbringung von festen Sekundärrohstoff-Düngern (Gärresten und Komposten)

Im Gegensatz zur Ausbringung flüssiger SeRo-Dünger kann bei festen Stoffen durch die Wahl der Ausbringtechnik nur begrenzt Einfluss auf Art und Umfang der Emissionen genommen werden. Geruchsemissionen (und Ammoniakemissionen) lassen sich nur sehr bedingt vermindern, da keine direkte Einbringung in den Boden durch Injektion und/oder Einarbeitung erfolgt. Sie können erst durch eine nachgeschaltete Bodenbearbeitung, die jedoch nur auf unbewachsenen Flächen oder in Reihenkulturen erfolgen kann, verringert werden. Staubemissionen von der unbewachsenen Fläche lassen sich ohne Einarbeitung nur durch die Wahl eines günstigen Ausbringungszeitraumes (kühl-feuchte Witterung, Windstille) reduzieren. Auf bewachsenen Flächen kann die Höhe der Staubemissionen durch die Wahl des Ausbringungszeitraumes (unterschiedliche Aufwuchshöhe, Feuchtigkeit im Pflanzenbestand) beeinflusst werden. So ist mit zunehmender Aufwuchshöhe oder vorhandener Restfeuchte im Pflanzenbestand mit abnehmenden Staubemissionen zu rechnen.

Bioaerosolemissionen von der unbewachsenen Fläche lassen sich ebenfalls nur durch die unmittelbare Einarbeitung (siehe oben) sicher vermeiden bzw. verringern.

Die Emissionen von Staub und Keimen während der Ausbringung von festen SeRo-Düngern lassen sich durch verschiedene Ansätze verringern. Dies kann z. B. durch die Beeinflussung der stofflichen Eigenschaften, wie die Reduzierung des Anteils staubförmiger Partikel im Substrat, gegebenenfalls durch leichtes Anfeuchten des Substrates vor der Ausbringung, erreicht werden.

2.1.4.2 Emissionen bei der Ausbringung von Gärresten

Emissionen bei der Ausbringung von Gärresten sind gemäß VDI 3475 Blatt 4 Nr. 5.5 wie folgt zu erwarten:

Der Gärrest ist ein organischer Dünger mit wertgebenden Inhaltsstoffen (Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K), Mikronährstoffe). Der im Vergleich zu Gülle erhöhte pH-Wert und erhöhte Ammoniumkonzentrationen führen zu einer potentiellen Erhöhung der Ammoniakemissionen. Unter diesem Aspekt ist die Einhaltung der guten fachlichen Praxis unbedingt zu gewährleisten. Zur Reduzierung von Emissionen ist der Gärrest mit Maschinen und Geräten auszubringen, die das Substrat unmittelbar auf dem Boden verteilen oder direkt in den Boden applizieren.

Der geringere Trockenmassegehalt der Gärreste gegenüber Gülle führt zu einer geringeren Viskosität und damit einem schnelleren Versickern im Boden. Dies wirkt Emissionen in die Luft entgegen. Gemeinsam mit dem Abbau leicht flüchtiger Kohlenstoffverbindungen im vorhergehenden Gärprozess führt die Vergärung zu einer starken Reduzierung der Geruchsstoffemissionen im Vergleich zur herkömmlichen Gülleausbringung.

Emissionen von Methan können auftreten, wenn noch aktive methanbildende Bakterien im Boden unter anaeroben Verhältnissen organische Stoffe zersetzen. Geringe Bodentemperaturen und aerobe Milieubedingungen reduzieren die Methanbildung.

Um das Auswaschen insbesondere von Stickstoff zu verhindern, sind die Ausbringungsmengen und -termine an die Fruchtarten und deren Möglichkeiten zur Nährstoffverwertung anzupassen.

2.1.5 Klima- und Ressourcenschutz

Für die Bewertung des Klima- und Ressourcenschutzes durch die biologische Abfallverwertung sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- Durch die Kompostierung wird Kohlenstoff durch den Aufbau stabiler Humusformen im Kompost gebunden; das beim Abbau organischer Substanz freigesetzte Kohlendioxid (Produkt natürlicher aerober Abbauprozesse) entsteht aus einer nachwachsenden Ressource (im Gegensatz zu fossilen Ressourcen) und geht somit nicht als klimarelevantes Treibhausgas in die Bilanzierung ein (klimaneutral).
- Durch die Substitution von Torf durch Kompost wird die Freisetzung des im Torf fest gebundenen Kohlenstoffs verhindert. Zudem wird der Naturraum der Moore geschont. Im Gegensatz zu Torf, der heute über weite Entfernungen aus dem Baltikum beschafft wird, ist Kompost meist ein regionales Produkt mit überschaubaren Transportstrecken.
- Der in Kompost- und Gärrückständen enthaltene Stickstoff wird mit vergleichsweise geringem Energieaufwand produziert und kann energetisch aufwändig erzeugten mineralischen Stickstoff zum Teil substituieren.
- Durch die Anwendung organischer Dünger wird die Humusbilanz des Bodens positiv beeinflusst.
- Durch die Nutzung des im Kompost enthaltenen Phosphates werden Abbau und Transport von Rohphosphaten vermindert und die begrenzten Vorräte, insbesondere an cadmiumarmen Phosphaten, geschont.
- Die Entsorgung von Hausmüll wird durch die getrennte Sammlung sowie Kompostierung und Vergärung von Bio- und Grünabfällen entlastet. Dadurch sinkt der Feuchtegehalt des Restabfalls, so dass der Brennwert steigt. Dies ist vorteilhaft für die energetische Nutzung des Restabfalls bei der Müllverbrennung oder bei der Herstellung von Ersatzbrennstoffen in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen.
- Beim Einsatz einer Vergärungsstufe in der Kompostierungsanlage wird durch die Gewinnung und Nutzung von Biogas ein zusätzlicher Beitrag zum Klimaschutz geleistet. Die aus den Abfallbiomassen gewonnene Energie kann zu einem gewissen Anteil fossile Energieträger (Erdgas) ersetzen.
- Emissionen aus BHKW-Abgasen und Emissionen aus der Aufbereitung von Biogas zu Bio-Methan bzw. Bio-Erdgas werden im vorliegenden Projekt nicht erfasst.

Eine umfassende Betrachtung der Klima- und Ressourcenrelevanz von Biomasse unter adäquater Berücksichtigung der stofflichen gegenüber der energetischen Verwertung wird durch den Sachverständigenrat für Umweltfragen entsprechend dem Sondergutachten „Klimaschutz durch Biomasse“ eingefordert [SRU, 2007].

2.2 Rahmenbedingungen und Anforderungen an Emissionen aus der biologischen Abfallbehandlung

2.2.1 TA Luft

Die „Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft“ [TA Luft, 2002] enthält für Kompostierungsanlagen und für Vergärungsanlagen Emissionsanforderungen an Gesamtstaub und Geruchsstoffe im Abgas.

Darüber hinaus wird auf Prüfungen von Emissionen an Keimen und Endotoxinen hingewiesen.

Allgemeine Anforderungen zur Emissionsbegrenzung gemäß TA Luft betreffen die von Kompostierungs- und Vergärungsanlagen ausgehenden organischen Stoffe im Abgas, angegeben als Gesamtkohlenstoff (staubförmige organische Stoffe sind hier ausgenommen), und den gasförmigen anorganischen Stoff Ammoniak (Tabelle 2-4).

Tabelle 2-4: Emissionsanforderungen an Kompostierungs- und Vergärungsanlagen sowie allgemeine Anforderungen an genehmigungspflichtige Anlagen gemäß TA Luft

Emissionsart	Massenstrom	Massenkonzentration bzw. Geruchsstoffkonzentration	Anforderung gemäß TA Luft
Gesamtstaub	---	10 mg/m ³	Nr. 5.4.8.5 Kompostierungsanlagen ¹⁾ Nr. 5.4.8.6.1 Vergärungsanlagen ²⁾
Geruchsintensive Stoffe	---	500 GE/m ³	Nr. 5.4.8.5 Kompostierungsanlagen ¹⁾ , Durchsatz ≥ 10.000 Mg/a Nr. 5.4.8.6.1 Vergärungsanlagen ²⁾ , Durchsatz ≥ 30 Mg/d
Gesamtkohlenstoff	0,50 kg/h	50 mg/m ³	Nr. 5.2.5 Organische Stoffe ³⁾
Ammoniak	0,15 kg/h	30 mg/m ³	Nr. 5.2.4 Gasförmige anorganische Stoffe ³⁾

¹⁾ Anlagen zur Erzeugung von Kompost aus organischen Abfällen, TA Luft Nr. 5.4.8.5

²⁾ Anlagen zur Vergärung von Bioabfällen und Anlagen, die Bioabfälle in Kofermentationsanlagen mitverarbeiten, TA Luft Nr. 5.4.8.6.1

³⁾ Allgemeine Anforderungen zur Emissionsbegrenzung an genehmigungspflichtige Anlagen, TA Luft Nr. 5.2

Die TA Luft begründet nicht unmittelbares Recht. Sie hat als Verwaltungsvorschrift für Behörden, die für die Genehmigung und Überwachung zuständig sind, eine ermessenslenkende Wirkung. Dies bedeutet, dass Behörden die Vorgaben der TA Luft zwar zugrunde zu legen haben, bei atypischen Sachverhalten oder besonderen Gegebenheiten aber auch abweichend entscheiden können.

Die Frage, ob die allgemeinen Anforderungen in Nr. 5.2 der TA Luft auch für Anlagen unter Nr. 5.4 der TA Luft gelten (besondere Regelungen für bestimmte Anlagenarten), wie z.B. für Kompostierungsanlagen, für Anlagen zur Vergärung von Bioabfällen und für Anlagen, die Bioabfälle in Kofermentationsanlagen mitverarbeiten, ist strittig.

Die Emissionsanforderungen gemäß TA Luft können für Kompostierungs- und Vergärungsanlagen wie folgt eingeordnet werden:

- **Gesamtstaub und geruchsintensive Stoffe**

Emissionen an Gesamtstaub und geruchsintensiven Stoffen sind als unproblematisch einzustufen. Sie werden durch die Abgasreinigung im Biofilter deutlich reduziert, so dass die Emissionsanforderungen der TA Luft bei ordnungsgemäßigem Anlagen- und Biofilterbetrieb eingehalten werden.

- **Gesamtkohlenstoff und Ammoniak**

Die Emissionsanforderungen der Stoffe Gesamtkohlenstoff und Ammoniak gemäß TA Luft können von Kompostierungsanlagen bei ordnungsgemäßigem Anlagen- und Biofilterbetrieb eingehalten werden. Positive Auswirkungen auf die Gesamtkohlenstoff- und Ammoniakgehalte im Abgas haben ein hoher Strukturanteil, ein hohes und damit günstiges C/N-Verhältnis im Rottegut und eine aktive Belüftung, die als Druckbelüftung erfolgt.

Die bislang vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass die Emissionsanforderungen der Stoffe Gesamtkohlenstoff und z. T. Ammoniak gemäß TA Luft von Vergärungsanlagen nicht eingehalten werden.

2.2.2 30. BImSchV

Die von einer biologischen Abfallbehandlungsanlage für Siedlungsabfälle - Verordnung gilt nicht für Anlagen, die Kompost oder Biogas aus Bioabfällen herstellen - ausgehenden Emissionen werden gemäß § 2 Nr. 8 der 30. BImSchV wie folgt angegeben:

- a) **Massenkonzentration** in der Einheit mg/m^3 , bezogen auf das Abgasvolumen im Normzustand nach Abzug des Feuchtegehaltes an Wasserdampf.
- b) **Massenverhältnis** in der Einheit g/Mg als Verhältnis der Masse der emittierten Stoffe zu der Masse der zugeführten Einsatzstoffe im Anlieferungszustand.
- c) **Geruchsstoffkonzentration** in der Einheit GE/m^3 als olfaktometrisch gemessenes Verhältnis der Volumenströme bei Verdünnung einer Abgasprobe mit Neutralluft bis zur Geruchsschwelle, angegeben als Vielfaches der Geruchsschwelle.

Für die in die Atmosphäre abgeleiteten Abgasströme aus biologischen Restabfallbehandlungsanlagen, wie mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen (MBA) oder mechanisch-biologische Stabilisierungsanlagen (MBS), gelten gemäß § 6 Nr. 1 bis 5 der 30. BImSchV die in Tabelle 2-5 aufgeführten Emissionsgrenzwerte [30. BImSchV, 2001].

Tabelle 2-5: Emissionsgrenzwerte gemäß § 6 Nr. 1 bis 5 der 30. BImSchV

1. Tagesmittelwert	a) Gesamtstaub	10 mg/m^3
	b) Gesamtkohlenstoff	20 mg/m^3
2. Halbstundenmittelwert	a) Gesamtstaub	30 mg/m^3
	b) Gesamtkohlenstoff	40 mg/m^3
3. Monatsmittelwert	a) Distickstoffoxid	100 g/Mg
	b) Gesamtkohlenstoff	55 g/Mg
4. Messwert einer Probe	Geruchsstoffe	500 GE/m^3
5. Mittelwert einer Probenahme	Dioxine/Furane	0,1 ng/m^3

Die Emissionsgrenzwerte nach § 6 Nr. 1 bis 3. der 30. BImSchV sind gemäß § 10 Abs. 4 der 30. BImSchV eingehalten, wenn kein Tagesmittelwert, kein Halbstundenmittelwert und kein Monatsmittelwert den jeweiligen Emissionsgrenzwert überschreitet.

Die Emissionsgrenzwerte nach § 6 Nr. 4 und 5. der 30. BImSchV gelten gemäß § 12 Abs. 2 der 30. BImSchV als eingehalten, wenn kein Ergebnis einer Einzelmessung diese Emissionsgrenzwerte überschreitet.

3 Recherche von Emissionsmessdaten

3.1 Emissionen aus biologischen Abfallbehandlungsprozessen

3.1.1 Relevante emittierende Stoffe

3.1.1.1 Kohlendioxid

Die Kohlenstofffixierung in dem Kompostmaterial und der Kohlenstoffverlust in Form von Kohlendioxid (CO₂) als Zeichen der Stabilisierung des Abfallmaterials sind ausdrückliche Behandlungsziele von biologischen Abfallbehandlungsprozessen. Die CO₂-Emissionen sind nicht fossilen Ursprungs und gehen daher nicht in die Bilanzierung der klimarelevanten Treibhausgase ein. Das Ziel einer weitgehenden Bindung des organischen Kohlenstoffs in Huminstoffen rechtfertigt die Forderung nach einer stoffhaltenden (oder schonenden) biologischen Abfallbehandlung und nicht nach einem maximalen Abbau (Mengenreduzierung) wie z. B. bei der MBA mit dem Ziel der Ablagerung.

Die CO₂-Emissionen sind im wesentlichen Ausdruck der aeroben Abbauintensität und verlaufen parallel zu der Mietemperatur als Zeichen der Wärmefreisetzung.

Das Durchströmen eines Biofilters zur Abgasreinigung bewirkt eine nur unwesentliche Erhöhung der CO₂-Konzentrationen, bedingt zum einen durch den vollständigen Abbau von C-Abluftbestandteilen sowie durch den Abbau von organischem Biofiltermaterial.

3.1.1.2 Gesamtkohlenstoff

Die organischen Stoffe im Abgas, ausgenommen staubförmige organische Stoffe, werden als Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) angegeben. Der Parameter Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) setzt sich aus dem Parameter der flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (non methane volatile organic compounds, NMVOC) und dem Anteil des Kohlenstoffs im Methan (Methankohlenstoff, CH₄-C) zusammen. Der Parameter Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) fasst damit definitionsgemäß die flüchtigen organischen Verbindungen (volatile organic compounds, VOC) zusammen. Für die Messung der organischen Verbindungen wird der Flammenionisationsdetektor (FID) mit Wasserstoff als Brenngas und Propan als Bezug eingesetzt.

Flüchtige organische Verbindungen (VOC)

Die flüchtigen organischen Verbindungen (volatile organic compounds, VOC) umfassen eine Vielzahl von Stoffen, die alle ein Kohlenstoffgrundgerüst haben. Sie können die unterschiedlichsten Einwirkungen auf die Umwelt haben: Als Bildner von Photooxidantien

führen sie zusammen mit Stickstoffoxiden zur Ozonbildung; darüber hinaus sind sie als Träger von geruchsintensiven Stoffen und als gesundheitsgefährdende Stoffe von Bedeutung.

Die Anforderungen an flüchtige organische Stoffe im Abgas, die als Gesamtkohlenstoff angegeben werden, sind in der „Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft“ festgelegt (siehe Abschnitt 2.2.1).

3.1.1.3 Methan

Methan ist in dem Summenparameter Gesamtkohlenstoff die größte organische Einzelkomponente.

Die Definition der flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) umfasst alle organischen Verbindungen (Substanzen, die primär aus Kohlenstoff und Wasserstoff bestehen) mit Siedepunkten im Bereich von 50 bis 260 °C. Nach dieser Definition zählt Methan nicht zu den VOC. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wird aber Methan zu der Gruppe der VOC gezählt. Aus diesem Grunde wird ausdrücklich der Parameter „Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan“ (non methane volatile organic compounds, NMVOC), der Methan nicht enthält, verwendet (siehe Abschnitt 3.1.1.2 und Abschnitt 3.1.1.4).

Das anaerobe Stoffwechselprodukt Methan zeigt eine Unterversorgung an Sauerstoff im Rottegut an. Das Umsetzen sowie Maßnahmen der Belüftung bewirken, dass das Porenvolumen des Abfallmaterials vergrößert wird und Sauerstoff zugeführt wird. Die Folge ist eine erhöhte Aktivität aerober Prozesse, so dass die Aktivität der strikt anaeroben Methanbildner stark reduziert wird. Nach KORNER, 1990 ist der durch das Umsetzen des Abfallmaterials zugeführte Sauerstoff jedoch bereits nach wenigen Minuten verbraucht. Wenn die Sauerstoffversorgung nicht durch Diffusion oder aktive Belüftung aufrechterhalten wird, liegen dann wieder anaerobe Verhältnisse vor. Die strikt anaeroben Methanbildner werden somit immer wieder kurzzeitig aeroben Verhältnissen ausgesetzt und damit gehemmt [HELLMANN, 1995]. Ein häufiges Umsetzen in der Intensivrotte wirkt sich daher methanmindernd aus.

Unabhängig vom Umsetzintervall liegt die Hauptbildungsphase von CH₄ während der ersten 20 Rottetage. In der restlichen Zeit findet nur noch eine geringfügige CH₄-Bildung statt. Hohe Temperaturen oder hohe Wassergehalte können jedoch weiterhin Sauerstoffdefizite verursachen und die Methanbildung anregen. Das im Mietenkern gebildete Methan kann auf dem Weg an die Mietenoberfläche in aeroben Zonen zu CO₂ abgebaut werden (Methanoxidation). Durch das Aufbringen von entsprechenden Schichten kann dieses Phänomen gezielt genutzt werden.

In herkömmlichen Biofiltern mit dem vorrangigen Ziel der Geruchsreduzierung und mit Filtervolumenbelastungen von höher als 50 m³/(m³ h) wird Methan in der Regel nicht oder nur sehr gering abgebaut (CH₄-Reduktion bis maximal etwa 20 %). In stark vernässten oder ungleichmäßig durchlüfteten Biofiltern kann auch geringe Methanbildung festgestellt werden.

3.1.1.4 NMVOC

Die flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (non methane volatile organic compounds, NMVOC) bilden den Summenparameter für organische und damit kohlenstoffhaltige Stoffe, die leicht verdampfen oder bereits bei geringer Temperatur als Gas vorliegen, wobei das Gas Methan (CH_4) ausgenommen wird.

Der Parameter NMVOC wird aus der Differenz von Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) und dem Anteil des Kohlenstoffs im Methan (Methankohlenstoff, $\text{CH}_4\text{-C}$) ermittelt. Hierbei muss beachtet werden, dass es sich streng genommen um die VOC-Stoffkonzentration handelt und nicht um den C-Anteil der Stoffkonzentration. Aufgrund der häufig verwendeten Messtechniken für Gesamtkohlenstoff (FID) und Methan (IR-Spektrometrie) wird die NMVOC-Konzentration als mg Kohlenstoff je m^3 angegeben.

NMVOC sind häufig in Spuren von synthetischen organischen Lösungsmitteln im Abfall enthalten. Vielmehr werden sie jedoch als Stoffwechselprodukte des aeroben oder anaeroben Abbaus nativ organischer Substanz in erheblicher Größenordnung neu gebildet. Als flüchtige Metabolite können sie über die Prozessabluft aus dem Abfall gestrippt werden. Untersuchungen an zwangsbelüfteten geschlossenen MBA-Anlagen haben gezeigt, dass eine NMVOC-Fracht im Rohgas von insgesamt 600 bis 800 g C/Mg emittieren kann [CUHLS, 2001]. Hohe Temperaturen und hohe Luftdurchsätze verstärken den Strippeffekt.

Hinter dem NMVOC verbergen sich die für die biologische Abfallbehandlung typischen Leitkomponenten, die aufgrund ihrer ausgeprägten Konzentrationscharakteristik die NMVOC-Emissionsfracht bis zu mehr als 90 % widerspiegeln:

- Schwefelverbindungen: Schwefelkohlenstoff, Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid
- Stickstoffverbindungen: basische Amine
- Aldehyde: Acetaldehyd, 3-Methylbutanal
- Ketone: Aceton, 2-Butanon, 2-Pentanon
- Alkohole: Ethanol, 2-Propanol, 2-Butanol, 2-Methylpropanol
- Karbonsäuren: Methansäure, Ethansäure, Propansäure, Valeriansäure
- Ester: Methylacetat, Ethylacetat
- Terpene: Myrcen, α -Pinen, β -Pinen, Limonen, α -Thujon

Für die Summe an Einzelverbindungen können in gut funktionierenden Biofiltern Abbauraten von bis zu 90 % festgestellt werden [BARTELS und KRUSE, 2002]. Durch den Eigenabbau und die Vererdung (Eigengeruch) eines nativ-organischen Biofilterfüllmaterials ist eine geringe Grundbelastung von wenigen mg Kohlenstoff je m^3 Reingas allerdings nicht vermeidbar.

3.1.1.5 Ammoniak

Ammoniak (NH_3) entsteht bei der Zersetzung von organischen Stickstoffverbindungen wie z. B. Eiweißen oder Harnstoff. Es steht in einem pH-Wert abhängigen Gleichgewicht zum Ammonium-Ion NH_4^+ . Die Emissionen an Ammoniak erhöhen sich bei einem Anstieg des pH-

Wertes > 7 , bei Temperaturen $> 45\text{ °C}$ oder bei hohen Belüftungsraten und sinken bei vergleichsweise hohen C/N-Verhältnissen.

Unterschiedliche Untersuchungen haben gezeigt, dass die NH_3 -Frachten im Rohgas in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt im Abfallmaterial (C/N-Verhältnis) zwischen 20 und 700 g je Mg Abfall liegen (siehe Tabelle 3-1).

Die Abscheidung von Ammoniak in Biofiltern kann fast vollständig erfolgen, so dass sich im Reingas Frachten zwischen < 1 und 75 g je Mg Abfall ergeben. Bei der anschließenden Nitrifikation entstehen Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-). Bei dieser Reaktion werden zudem Protonen (H^+) freigesetzt, die zu einer Versauerung des Biofiltermaterials führen können. Nitrat führt bei hohen Konzentrationen ebenso zur Hemmung der Nitrifikation wie die niedrigen pH-Werte, die sich durch die Nitrifikation ergeben. Die unregelmäßige und instabile Nitritformation geht mit der Freisetzung von vorwiegend Stickstoffmonoxid und auch Lachgas einher. Eine weitere Quelle insbesondere für Lachgas ist die Denitrifikation von Nitrat, die wahrscheinlich in sauerstoffverarmten Mikroporen abläuft [SICH, 1997]. Zu den N-Umsätzen liegen unterschiedliche Angaben vor. Der Umsatz von Ammoniak in Biofiltern führt jedoch immer zur Bildung von NO und N_2O , was aus Sicht des Klimaschutzes negativ zu beurteilen ist [CUHLS, 2001; HAHNE und BRANDES, 2002].

Gärprodukte emittieren in der Nachrotte im Vergleich zur reinen Kompostierung höhere NH_3 -Emissionen. Der Grund dafür sind Strippeffekte bei den resultierenden erhöhten pH-Werten und erhöhten NH_4^+ - bzw. NH_3 -gehalten in den Gärprodukten.

3.1.1.6 Lachgas und Stickstoffmonoxid

Die N_2O -Bildung wird als Leckstrom im Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsprozess angesehen. So wird bei ungünstigen Bedingungen für den Substratabbau die Oxidation von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) bzw. die Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff (Denitrifikation) nur unvollständig durchgeführt. In beiden Fällen wird das Zwischenprodukt N_2O freigesetzt [FIRESTONE und DAVIDSON, 1989].

Die Höhe an emittierendem Lachgas (N_2O) hängt sehr stark von der Sauerstoffversorgung und Sauerstoffverteilung sowie von der Temperatur in der Rottemiete ab. Für die Bildung von CH_4 und N_2O ist neben dem Sauerstoff als Regulativ die Verfügbarkeit von Reduktionsäquivalenten ausschlaggebend [SCHARTEL et al., 1997]. Es kann somit bei Vorhandensein von Nitrat und bei Sauerstoffmangel spontan zu einer N_2O -Bildung kommen.

Diese Denitrifikation aus NO_3^- kann unmittelbar zu Beginn der Heißrotte auftreten und dann ursächlich zu einer kurzen N_2O -Freisetzung führen. Von Beginn an bzw. nach diesem eventuellen Startpeak ist die N_2O - und NO -Bildung zunächst unbedeutend. Die N_2O - und NO -Emissionen steigen im Gegensatz zu den CH_4 -Emissionen erst mit Beginn der Nitrifikation im Rotteprozess stark an. Dazu sind Temperaturen $< 45\text{ °C}$ erforderlich. Zeitgleich mit dem Erscheinen von N_2O und NO kommt die Freisetzung von NH_3 zum Erliegen. Dieses kann nach frühestens ca. 14 Rottetagen bei der Nachrotte von Gärrückständen bzw. nach spätestens ca. 60 Rottetagen bei der klassischen zwangsbelüfteten Kompostierung von Bioabfällen der Fall sein. Insbesondere Umsetzungsvorgänge mit Temperatureinbrüchen in den

späten Rottephasen können die N_2O - und NO -Bildung induzieren. Bei hohen C/N-Verhältnissen kann die Bildung von N_2O und NO auch nahezu vollständig unterdrückt sein.

Das gegenläufige Verhalten der CH_4 - und N_2O -Bildung wird im Vergleich von Analysen deutlich, die in unterschiedlichen lokalen Milieus von Rottemieten gemessen wurden [CUHLS, 2001]. Es fällt auf, dass in Zonen mit hohen CH_4 -Konzentrationen die N_2O -Konzentrationen in den Porenräumen immer niedrig sind. In der Gesamtabluft einer Miete vermischen sich diese Abluftströme aus unterschiedlichen Zonen jedoch miteinander.

Unterschiedliche Untersuchungen haben gezeigt, dass die N_2O -Konzentrationen im Reingas nach einem Biofilter in Abhängigkeit von der NH_3 -Konzentration im Rohgas bis zum Faktor 2 bis 10 höher liegen können als im Rohgas. Zusätzlich zu der aus dem Kompostierungsprozess im Rohgas vorliegenden N_2O -Fracht, die im Biofilter nicht abgebaut wird, wird somit N_2O im Biofilter produziert. Die weitestgehend aeroben Bedingungen im Biofilter legen nahe, dass die N_2O -Bildung durch die mikrobielle Oxidation von NH_4^+ zu NO_2^- überwiegen dürfte. Anhand einer Stickstoff-Bilanzierung an einem großtechnischen Biofilter mit 60 % NH_3 -Abscheidung wurde die Umsetzung des abgeschiedenen Stickstoffs zu 37 % in N_2O und zu 63 % in NO nachgewiesen (siehe Abschnitt 3.1.1.5) [CUHLS, 2001].

Darüber hinaus wurde festgestellt, dass die Bildung von NO im Biofilter temperaturabhängig ist, d. h. mit Temperaturerhöhung steigen die NO -Konzentrationen. Im Rohgas konnten dagegen keine signifikanten NO -Konzentrationen nachgewiesen werden. NO wird demnach fast ausschließlich im Biofilter gebildet [CUHLS, 2001].

Nach Untersuchungen von TRIMBORN et al., 2003 hingegen werden im Biofilter unabhängig von der Höhe der NH_3 -Zufuhr mit dem Rohgas ca. 29 % des abgebauten NH_3 zu N_2O und ca. 9 % zu NO umgewandelt. Dem gegenüber haben HAHNE und BRANDES, 2002 aufgrund von Messungen an einem Versuchsbiofilter über einen Zeitraum von 148 Tagen einen Umsatz des abgeschiedenen NH_3 von 4 % zu NO und von 5 % zu N_2O festgestellt. In weiteren Untersuchungen an zwei Biowäschern kommt HAHNE, 2007 zu dem Ergebnis, dass zwischen 4 % und 8 % des NH_3 -N Inputs zu N_2O -N und < 1 % des NH_3 -N Inputs zu NO -N umgesetzt werden. Die N_2 -Bildung (Denitrifikation) findet statt, wurde aber nicht bilanziert.

Im Anlieferbereich von Abfallbehandlungsanlagen sind es vielfach Anlieferfahrzeuge und Mobilgeräte (z.B. Radlader), die mit ihren Motorenabgasen Stickoxide (NO - und NO_2) emittieren. Sie sind daher abiotisch. Über die Hallenabsaugung in diesem Bereich gelangen die Stickoxide in die Zuluft in Richtung biologische Behandlung (Mehrfachnutzung) oder direkt als Abluft zum Biofilter.

3.1.2 Qualitativer Verlauf der Emissionen an Methan, Ammoniak und Lachgas

Der prinzipielle Verlauf der Emissionen an Methan (CH_4), Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) über die Behandlungszeit einer Miete ist in Bild 3-1 dargestellt. Die drei Typkurven sind jeweils als Verhältnis zu den Emissionen an Kohlendioxid (CO_2) angegeben.

Im Verlauf einer Kompostierungsperiode erreichen die Methan- und Ammoniakemissionen jeweils Maximalwerte bei Prozessbeginn und nehmen anschließend innerhalb der ersten drei Wochen fast vollständig ab. Die Lachgasemissionen zeigen über die gesamte Rottezeit eine hohe Streuung mit der Tendenz, dass mit abnehmenden Methan- und Ammoniakemissionen die Lachgasemissionen zunehmen und Maximalwerte erreichen, wenn die Rottetemperaturen sinken und die Nitrifikation des Stickstoffs beginnt.

Methan und Ammoniak sind reduzierte Verbindungen, Lachgas ist hingegen eine oxidierte Verbindung. Die Bildung der klimarelevanten Gase Lachgas und Methan verläuft daher generell gegensätzlich und hängt ganz entscheidend von dem C/N-Verhältnis des Ausgangsmaterials sowie von den Milieubedingungen in der Rottemiete ab, dazu zählen insbesondere die Sauerstoffversorgung, der Wassergehalt und die Temperatur.

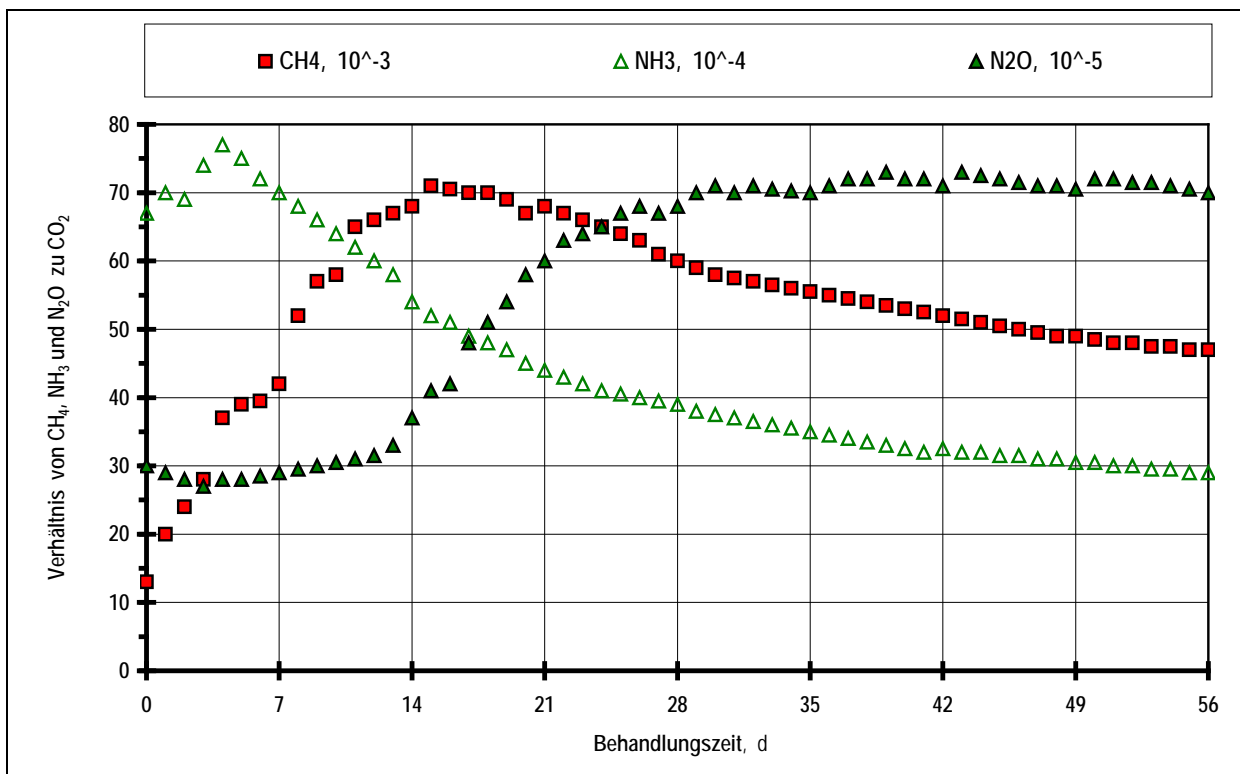


Bild 3-1: Emissionen an Methan (CH_4), Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) im Verhältnis zu Kohlendioxid (CO_2) bei der Stallmistkompostierung in Abhängigkeit von der Rottezeit nach HELLEBRAND und KALK, 2000

3.1.3 Quantifizierung der Emissionen

3.1.3.1 Massenkonzentrationen

Im Vergleich zu dem typisierten Emissionsverlauf von Methan, Ammoniak und Lachgas im Rohgas eines Kompostierungsprozesses (siehe Bild 3-1) zeigen sich bei kontinuierlich betriebenen Kompostierungsanlagen sowohl Tages- als auch Wochengänge mit teilweise starken Schwankungen.

Extreme Kurvenverläufe treten insbesondere bei schwach belasteten Abgasströmen aus den Bereichen Anlieferung und mechanische Aufbereitung auf. Einen exemplarischen Verlauf der Emissionen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) in schwach belasteten Abluftströmen sowohl im Rohgas als auch im Reingas nach einem Flächenbiofilter, jeweils gemessen als Halbstundenmittelwerte (HMW) und als Tagesmittelwerte (TMW), zeigt Bild 3-2. Während der aktiven Abfallaufbereitung liegen die maximalen Halbstundenspitzen im Rohgas zwischen 60 und 110 mg/m³ und die maximalen Tagesmittelwerte zwischen 40 und 55 mg/m³. Am Wochenende und nachts liegen die Ges.-C-Werte hingegen nur zwischen 10 und 20 mg/m³. Im Reingas nach dem Flächenbiofilter reduzieren sich die Halbstundenspitzen auf etwa 20 bis 40 mg/m³ und die Tagesmittelwerte auf 10 bis 20 mg/m³.

Die Emissionen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) in stark belasteten Abluftströmen zeigt Bild 3-3. Die dargestellten Prozessabgase von zwei Teilströmen aus einer Tunnelintensivrotte mit Ges.-C-Gehalten im Rohgas zwischen 70 und 500 mg/m³ unterliegen ebenfalls hohen Schwankungen. Im Reingas nach saurer Wäsche und Containerbiofilter verlaufen die Tagesmittelwerte auf einem Niveau zwischen 90 und 140 mg/m³.

Diskontinuierliche Prozesse, insbesondere von Batch-Anlagen, führen zu starken Schwankungen im Emissionsgeschehen. Die rechnerische Bearbeitung der Messdaten sollte daher über den Weg der Mittelwertbildung erfolgen. Das zu berücksichtigende Zeitintervall richtet sich dabei nach der Wiederholung der Ereignisse (in der Regel wöchentlich) und sollte daher mindestens eine Woche betragen.

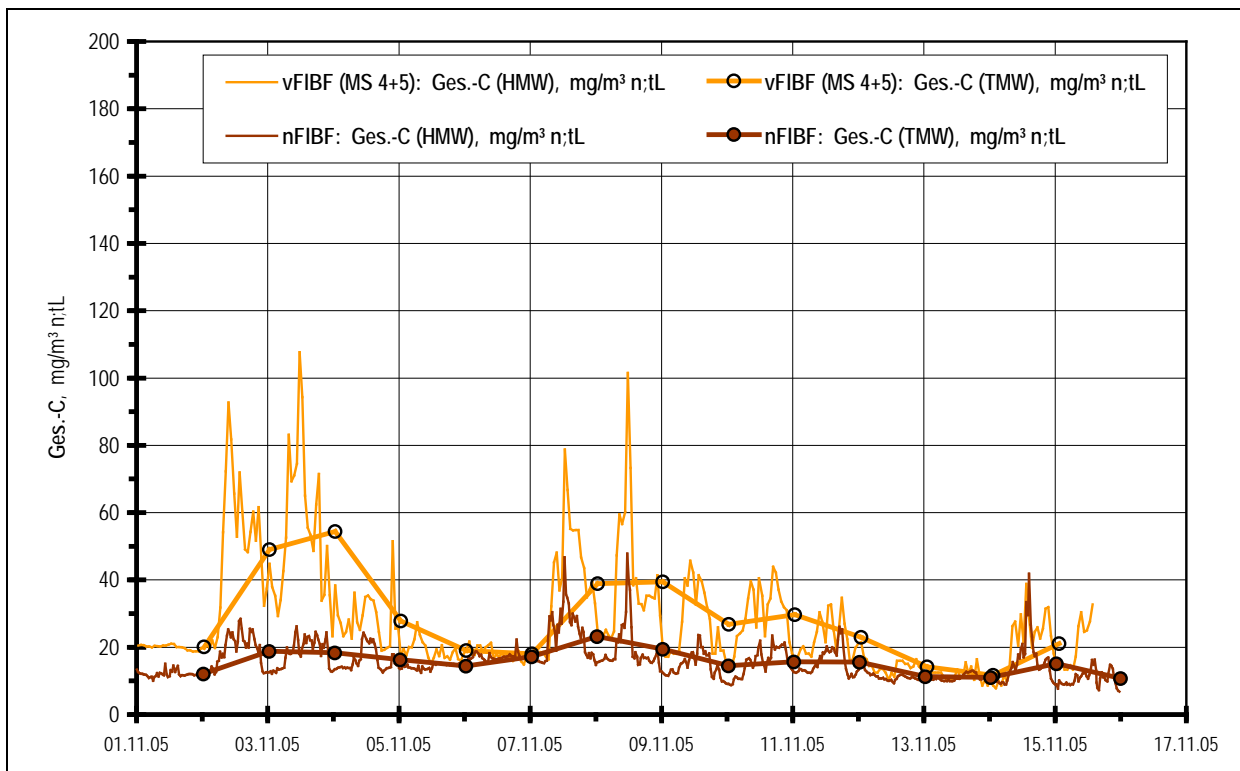


Bild 3-2: Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) schwach belasteter Abgasströme im Rohgas vor dem Flächenbiofilter (vFIBF) und im Reingas nach dem Flächenbiofilter (nFIBF)

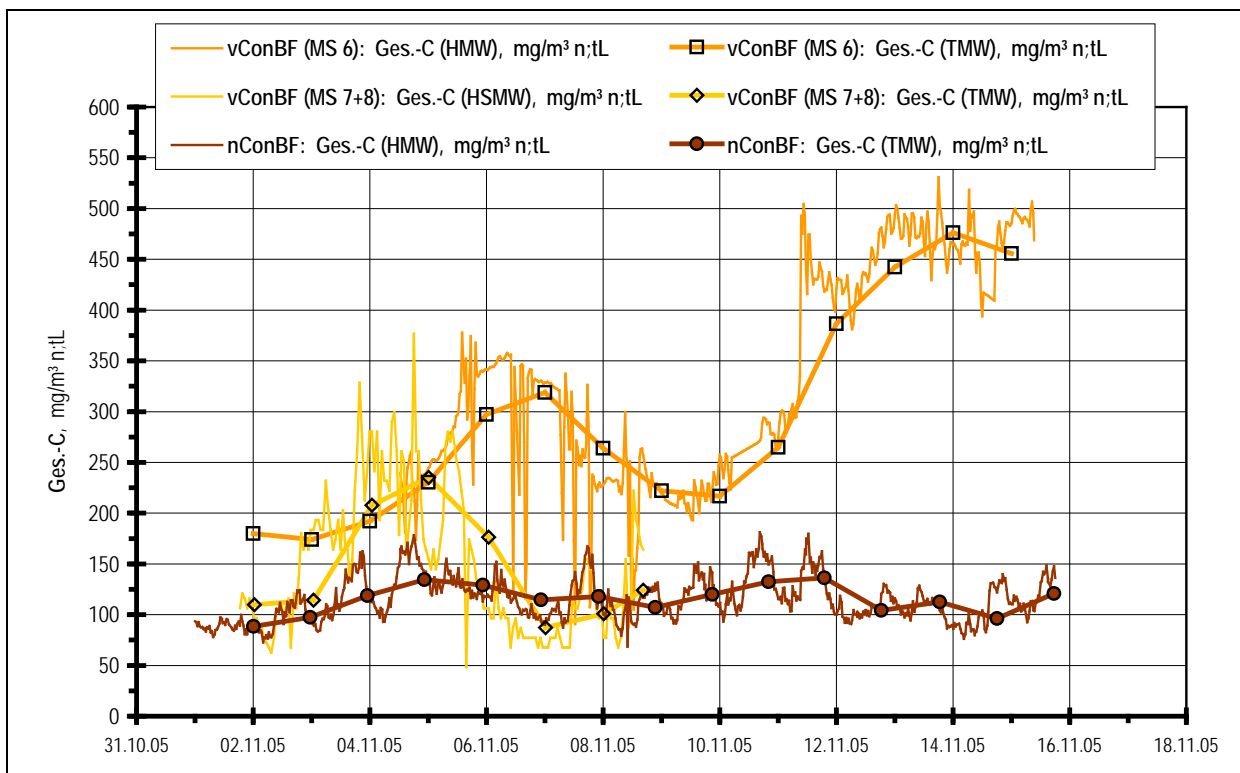


Bild 3-3: Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) stark belasteter Abgasströme im Rohgas vor saurer Wäsche und Containerbiofilter (vConBF) sowie im Reingas nach saurer Wäsche und Containerbiofilter (nConBF)

3.1.3.2 Emissionsfaktoren und Kohlendioxidäquivalente

Eine Zusammenstellung von Emissionsfaktoren und CO₂-Äquivalenten aus unterschiedlichen Prozessen zur biologischen Abfallbehandlung aus Literaturquellen zeigt Tabelle 3-1. Die aufgeführten Emissionsdaten berücksichtigen alle für die Autoren verfügbaren reproduzierbaren Messergebnisse. Einzelmessungen und Momentanalysen sind oftmals für die Bildung von Emissionsfaktoren ungeeignet und liefern zunächst nur Orientierungswerte. Aus dem Behandlungsrhythmus in Kompostanlagen resultiert ein klassischer Wochenverlauf an Emissionen, der wiederum im Jahresverlauf durch Witterung, Einsatzstoffe und Mengendurchsatz charakterisiert ist.

- **Kohlendioxid**

Emissionen an Kohlendioxid (CO₂) können in einem Bereich von ca. 100 bis 300 kg je Mg behandelte Abfall erwartet werden. Das emittierte CO₂ ist natürlichen, biogenen Ursprungs (nicht fossil) und wird daher nicht auf das klimawirksame Erwärmungspotential angerechnet.

- **Methan**

Die Emissionsfaktoren für Methan (CH₄) können in folgenden Größenbereichen liegen: Werte zwischen 100 und 200 g/Mg sind als niedrig, Werte zwischen 250 bis 1.000 g/Mg sind als mittel (realistisch) und von 1.200 bis 1.800 g/Mg als hoch zu bewerten. Emissionsfaktoren für Methan von über 2.000 g/Mg resultieren bei Rotteanlagen aus fehlerhafter Prozessführung, wie z. B. hohe Wassergehalte und unzureichende Sauerstoffversorgung. Maximalwerte von bis zu 12 kg/Mg weisen auf einen 25 %-igen anaeroben Umsatz hin. Unterschiedlichen Angaben zufolge ist zu erwarten, dass bei aktiv belüfteten Intensivrotteverfahren ca. 80 g/Mg und bei der passiven Mietenkompostierung ca. 40 g/Mg möglich sind bzw. nicht unterschritten werden können. Diese Werte bilden somit das Optimum für die aerob ablaufenden Rotteprozesse. Eine Beimischung von Strukturmaterial und häufiges Umsetzen unterdrückt die Methanbildung. Die Reduzierung von Methan im Biofilter ist mit Erfahrungswerten zwischen 0 bis maximal 20 % sehr gering. Eine vergleichende Literaturstudie der BOKU in Wien setzt den Methanemissionswert auf 650 g/Mg.

- **Ammoniak**

Die Emissionsfaktoren für Ammoniak (NH₃) können mit ca. 20 bis 700 g/Mg im Rohgas angegeben werden. Bei einer vorhandenen Einhausung mit Biofilter wird das Ammoniak im Wäscher (Luftbefeuchter) oder am Biofiltermaterial sorbiert und abgeschieden. Die Emissionsminderungsgrade von Biofiltern sind unterschiedlich und können bis ca. 90 % betragen. Der Umsatz von Ammoniak in Biofiltern führt aber immer zur Bildung von Lachgas und Stickstoffmonoxid, was aus Sicht des Klimaschutzes negativ zu beurteilen wäre. Die Vorschaltung eines Sauren Wäschers zur Ammoniakabsorption ist daher bei hohen Ammoniakkonzentrationen im Rohgas sinnvoll und unbedingt empfehlenswert. Dieses trifft für die meisten untersuchten Anlagen mit Biofilter zu. Die Höhe der NH₃-Konzentration pauschal festzuschreiben erscheint nicht sinnvoll, da die Abhängigkeit im C/N-Verhältnis liegt. Das biologisch umsetzbare C/N-Verhältnis (NMVOC / NH₃) sollte etwa 20 bis 30 betragen. Bei C/N-Verhältnissen von > 35 kann wiederum die Zugabe von Ammonium als Nährstoff notwendig werden (siehe auch Abschnitt 6.2.1). Nach dem Entwurf der VDI-Richtlinie 3475 Blatt 5 vom Dezember 2013 muss die Ammoniakkonzentration von 5 mg/m³ unterschritten werden, damit die Lachgasbildung verhindert und die Wirksamkeit des Biofilters sichergestellt werden. Ammoniumsulfat-

Lösung (ASL) aus der sauren Abluftreinigung von Anlagen zur ausschließlichen Behandlung von Bioabfällen ist gemäß Düngemittelverordnung ein mineralisches Düngemittel [DüMV, 2008].

- **Lachgas**

Die Emissionsfaktoren für Lachgas (N₂O) sind stark vom C/N-Verhältnis abhängig. Die Lachgasbildung erfolgt nach dem Abklingen von NH₃ insbesondere in späten Rottephasen bei Temperaturen von < 45 °C. Die Lachgasemissionen liegen in einem Bereich von 70 bis ca. 100 g/Mg, unter ungünstigen Bedingungen werden auch höhere Werte erreicht. Zudem ergeben sich durch den Umbau von Ammoniak im Biofilter zusätzliche Beiträge an N₂O-Emissionen im Reingas. Maximalwerte von ca. 600 g/Mg können erreicht werden. Lachgas wird im Biofilter nicht reduziert. Eine vergleichende Literaturstudie der BOKU in Wien setzt den N₂O-Emissionswert auf 60 g/Mg.

Tabelle 3-1: Emissionsfaktoren sowie Kohlendioxidäquivalente (CO₂-Äq.) aus verschiedenen Untersuchungsprogrammen der Kompostierung und der MBA im Rohgas (Abgasstrom vor der Abgasbehandlung) und im Reingas (Abgasstrom nach Biofilter) - Kenntnisstand aus Literaturrecherchen

LITERATUR	Emissionsfaktoren						CO ₂ -Äq. (AR4) kg/Mg
	CO ₂ kg/Mg	Ges.-C g/Mg	CH ₄ g/Mg	NMVOG g/Mg	NH ₃ g/Mg	N ₂ O g/Mg	
ANDERSEN et al., 2010:	Rohgas (Abgas aus offener Kompostierung von Grünabfällen):						
Miete	---	---	3.200	---	---	94	111
TAUW, 2007:	Reingas nach Biofilter						
Miete	---	---	80 - 451	---	---	40 - 160	14 - 59
Tunnel	---	---	80 - 168	---	---	80 - 98	26 - 33
Miete, seith. Wände	---	---	81 - 300	---	---	72 - 130	23 - 46
Miete, seith. Wände	---	---	80	---	---	80	26
Trockenvergärung + Nachrotte	---	---	470	---	---	20	18
ABF-BOKU, 2005:	Rohgas						
HELLMANN, 1997	---	---	200	---	---	ca. 50	20
HELLEBRAND, 1998; „Worst case“ mit seith. Wänden	---	---	6.800	---	---	54	186
YASUYUKI, 2003	---	---	1.000 - 1.900	---	---	ca. 300	114 - 137
MOSTBAUER, 2004 nur Umsetzen	---	---	ca. 400	---	---	---	---
BECK-FRIIS, 2001	---	---	---	---	---	60	---
AMLINGER, PEYR, 2003	---	---	240 - 600	---	---	120 - 180	42 - 69
AMON et al., 1998	---	---	140 - 700	---	---	30 - 50	12 - 32
HELLMANN, 1995	---	---	40 - 310	---	---	10 - 75	5 - 23
MITTEL aus o. g. Literatur	---	---	650	---	---	60	34
AMLINGER, PEYR, 2003:	Rohgas						
Miete Bio 63 d Rohgas	43	---	293	---	52	27	15
Miete Bio 84 d Rohgas	115	---	243	---	576	116	41
Miete Grün 28 d Rohgas	118	---	49	---	25	25	9
Miete Grün 147 d Rohgas	194	---	604	---	354	178	68
Miete KS+SG 28 d Rohgas	10	---	37	---	25	266	80
Miete KS+SG 49 d Rohgas	25	---	45	---	19	165	50
TRIMBORN et al., 2003:	Rohgas und Reingas nach Biofilter						
Miete Bio+Grün Rohgas	122 - 188	407 - 1.778	395 - 1.391	110 - 735	10 - 158	25 - 36	17 - 46
Miete Bio+Grün Reingas	122 - 176	172 - 1.225	428 - 1.451	70	1 - 75	29 - 129	19 - 75
Miete Bio+Grün Rohgas	124 - 188	744 - 2.014	119 - 1.918	655 - 578	353 - 1.234	38 - 639	14 - 238
Miete Bio+Grün Reingas	108 - 203	323 - 1.315	182 - 1.771	280	15 - 139	107 - 653	36 - 239

LITERATUR	Emissionsfaktoren						CO ₂ -Äq.
Untersuchungs- randbedingungen	CO ₂ kg/Mg	Ges.-C g/Mg	CH ₄ g/Mg	NMVOC g/Mg	NH ₃ g/Mg	N ₂ O g/Mg	(AR4) kg/Mg
CUHLS, 2001:	Rohgas und Reingas nach Biofilter						
MBA Miete, Restabfall Rohgas	120 - 185	920 - 1.780	440 - 1.200	590 - 880	400 - 1.600	30 - 60	20 - 48
MBA Miete, Restabfall Reingas	120 - 185	800 - 1.600	440 - 1.200	470 - 700	100 - 600	50 - 200	26 - 90
MBA vor Sanierung Reingas	---	9.600	12.000	600	---	745	522
MBA nach Sanierung Reingas	---	500	110	420	---	180	56
AMON et al., 1998:	Rohgas						
Mistikompost 77 d Rohgas	---	---	142	---	643	34	14
Mistikompost 84 d Rohgas	---	---	692	---	303	47	31
Stapelmist 77 d Rohgas	---	---	1.354	---	163	52	49
Stapelmist 84 d Rohgas	---	---	512	---	46	80	36
GRONAUER et al., 1997:	Rohgas und Reingas nach Biofilter						
Miete Ruhend Rohgas	123	1.954	1.499	830	348	93	65
Miete Umsetzen Rohgas	83	940	688	424	448	48	32
Miete Rohgas	206	2.893	2.187	1.253	796	141	97
Miete Reingas	175	2.430	1.859	1.036	29	172	98
GRONAUER et al., 1997:	Rohgas						
Umsetzen täglich	226	---	157	---	---	57	21
Umsetzen 3-tägig	216	---	357	---	---	66	29
Umsetzen 7-tägig	210	---	485	---	---	45	25
Ruhend Bio	148	---	137	---	---	43	16
Ruhend Bio + 20% SG	80	---	308	---	---	20	14
Ruhend Bio + 40% SG	101	---	88	---	---	23	9
Ruhend Bio + 60% SG	151	---	40	---	---	55	17
Ruhend Bio + 80% SG	140	---	85	---	---	7	4
Umsetzen	0,39	---	1,38	---	---	0,18	0,09
Umsetzen	0,61	---	0,88	---	---	0,37	0,13
Umsetzen	0,54	---	0,94	---	---	0,30	0,11
CZEPIEL et al., 1996:	Rohgas						
Miete Rohgas	---	---	---	---	---	150 - 220	---
HELLMANN, 1995:	Rohgas						
Miete H = 1,2 - 1,5 m	150 - 230	---	880 - 1.400	---	---	150 - 180	67 - 89
Miete Bio+Grün (40:60) 52 d	373 - 383	---	266 - 863	---	---	158 - 232	65 - 85
Miete Bio+Grün (40:60) 80 d	277 - 317	---	360 - 933	---	---	78 - 120	45 - 47
Miete Bio+Grün (100:0) 86 d	256	---	237	---	---	150	51
Miete Bio+Grün (80:20) 86 d	134	---	514	---	---	67	33
Miete Bio+Grün (60:40) 86 d	168	---	146	---	---	78	27
Miete Bio+Grün (40:60) 86 d	235	---	63	---	---	172	53
Miete Bio+Grün (20:80) 86 d	212	---	129	---	---	22	10
LEINEMANN, 1988:	Rohgas						
Tunnel; V = 10 m ³	---	---	683	---	---	62	36
BOLDWIN et al., 2009	Emissionsfaktoren Kompostierung Bioabfall						
Offene Kompostierung, Miete	118 - 413	-	50 - 6.800			25 - 178	8,7 - 220
Offene Kompostierung, Miete	43 - 173	-	30 - 1.500			7,5 - 252	3,0 - 110
Geschlossene Kompostierung	250 - 390	-	20 - 1.800			10 - 120	3,5 - 81
Eigenkompostierung	139 - 215	-	80 - 2.200			192 - 454	78 - 190
Nicht näher spezifizierte KOA	98 - 563	-	30 - 8.000			10 - 600	3,8 - 380

KOA Kompostierungsanlage
MBA Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung

Bio Bioabfall, Biotonne
Grün Grünabfall, Grünschnitt
KS Klärschlamm
SG Strukturgut

3.2 Klimawirksame Emissionen während der Lagerung und nach der Ausbringung unterschiedlicher Produkte aus biologischen Behandlungsanlagen

3.2.1 Randbedingungen

Die Betrachtung beschränkt sich auf die direkt wirksamen Klimagase Methan (CH_4) und Lachgas (Distickstoffoxid, N_2O) sowie auf das indirekt wirksame Klimagas Ammoniak (NH_3). Kohlendioxidemissionen werden als klimaneutral angesehen, da es sich um eben erst fixiertes, biogenes Kohlendioxid (CO_2) im Substrat handelt und nicht um CO_2 , welches aus fossilen Quellen freigesetzt wird.

Literaturangaben über Treibhausgasemissionsmesswerte von Kompostprodukten, die auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und häuslichen Gartenflächen ausgebracht werden, liegen bislang nicht vor. Für die Beschreibung und Einordnung der Lachgas-, Ammoniak- und Methanemissionen werden im Folgenden verfügbare Daten der Güllewirtschaft herangezogen.

3.2.2 Lachgas-, Ammoniak- und Methanemissionen von Kofermentationsrückständen während der Lagerung

Von WULF et al., 2003 wurden im Rahmen eines DBU-Vorhabens die Emissionen klimawirksamer Gase während der Kofermentation sowie während der Lagerung und nach der Ausbringung der Gärrückstände bestimmt und praxisrelevante Maßnahmen zur Emissionsreduktion entwickelt.

Emissionen während der Lagerung von Gärrückständen werden wie folgt zusammengefasst:

- **Lachgasemissionen**

Lachgasemissionen aus den Lagerbehältern waren nur selten feststellbar und für die Gesamtbilanz der klimawirksamen Gase unbedeutend. Zum Teil hohe N_2O -Emissionen können auftreten, wenn sich auf dem Gärrückstand eine aerobe Schwimmdecke bildet, die abtrocknet.

- **Ammoniakemissionen**

Der höhere pH-Wert und die höheren Ammonium-Gehalte in den Kofermentationsrückständen führen im Vergleich zu unvergorener Gülle zu potentiell höheren Ammoniak-Verlusten.

- **Methanemissionen**

Vergorene Substrate weisen in der Regel geringere Gehalte an leicht abbaubarem Kohlenstoff auf als unvergorene Gülle, wodurch die Methanemissionen während der Lagerung reduziert sind.

3.2.3 Lachgas-, Ammoniak- und Methanemissionen von Kofermentationsrückständen nach der Ausbringung

Die Untersuchungen von WULF et al., 2003 über Emissionen nach der Ausbringung von Gärrückständen führten zu folgenden Ergebnissen:

- **Lachgasemissionen**

Den Verlauf von Lachgasemissionen unterschiedlich vergorener Gülle in Winterweizen zeigt Bild 3-4. Nach den Untersuchungen von WULF et al., 2003 traten Lachgasemissionen lediglich innerhalb der ersten zwei Monate nach Ausbringung auf. Anschließend waren Emissionen bis zur Ernte kaum nachweisbar, es kam jedoch bei Regenereignissen und Bodenbearbeitung zu weiteren, kurzfristigen Emissionsspitzen. Unterschiede zwischen den verschiedenen Güllevarianten wurden nur in den ersten Tagen des Versuches deutlich. Nach Düngung mit Rohgülle und vergorener Gülle kam es innerhalb von vier Stunden zu einer Emissionsspitze mit 111 bzw. 90 $\mu\text{g N}_2\text{O-N je m}^2$ und Stunde, während die Emissionen nach Ausbringung der Kofermentationsrückstände vergleichsweise gering waren.

- **Ammoniakemissionen**

Die Ammoniak-Verluste waren unmittelbar nach Ausbringung am höchsten und nahmen mit der Zeit exponentiell ab (siehe Bild 3-5). An den folgenden Tagen unterlagen die Emissionen einem Tag-Nacht-Rhythmus, der bei der mit Rohgülle gedüngten Variante am deutlichsten war. Die mittleren Emissionsraten in den ersten vier Stunden lagen nach Ausbringung für die beiden Kofermentationsrückstände mit 306 mg $\text{NH}_3\text{-N je m}^2$ und Stunde am höchsten, für Rohgülle dagegen mit 118 mg $\text{NH}_3\text{-N je m}^2$ und Stunde am niedrigsten. Vergorene Gülle zeigte mit 169 mg $\text{NH}_3\text{-N je m}^2$ und Stunde das gleiche Emissionsniveau wie mineralische Düngung. Innerhalb der ersten 30 Stunden gingen die Emissionen der vergorenen Varianten auf ein sehr geringes Niveau zurück, während es vor allem tagsüber weiterhin zu NH_3 -Emissionen von den mit Rohgülle gedüngten Parzellen kam.

- **Methanemissionen**

Die Emissionen an Methan zeigten wie die des Ammoniaks eine exponentielle Abnahme im zeitlichen Verlauf (siehe Bild 3-6). Die Emissionen waren unmittelbar nach Ausbringung am weitaus höchsten und nahmen innerhalb von 24 Stunden schnell ab. Lediglich nach Ausbringung von Rohgülle hielten die Emissionen über einen längeren Zeitraum an und waren einem Tagesrhythmus unterworfen. Dies deutet darauf hin, dass der Freisetzung von Methan nach Ausbringung der vergorenen Substrate überwiegend ein physikalischer Prozess zugrunde liegt und hier lediglich in der Gülle gelöst vorliegendes Gas freigesetzt wurde. Zu demselben Schluss kommen auch CHADWICK et al., 2000 sowie SOMMER et al., 1996 in ihren Versuchen mit unvergorener Gülle.

Die untersuchten Substrate unterscheiden sich wie folgt:

- **Koferment B:** Kofermentationsrückstand aus der Vergärung von 50 % Schweinegülle und 50 % Reststoffen der Nahrungsmittelindustrie, die einen großen (nicht näher quantifizierten) Anteil an Fetten und Proteinen enthielten;
- **Koferment A:** Kofermentationsrückstand aus der Vergärung von 50 % Rindergülle und 50 % organischen Reststoffen der kommunalen Abfallsammlung;
- **Rohgülle:** Rohgülle aus einem Rindermastbetrieb;
- **Vergorene Gülle:** aus der Rohgülle des Rindermastbetriebes ohne Kosubstrat vergorene Gülle;
- **AHL:** Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung.

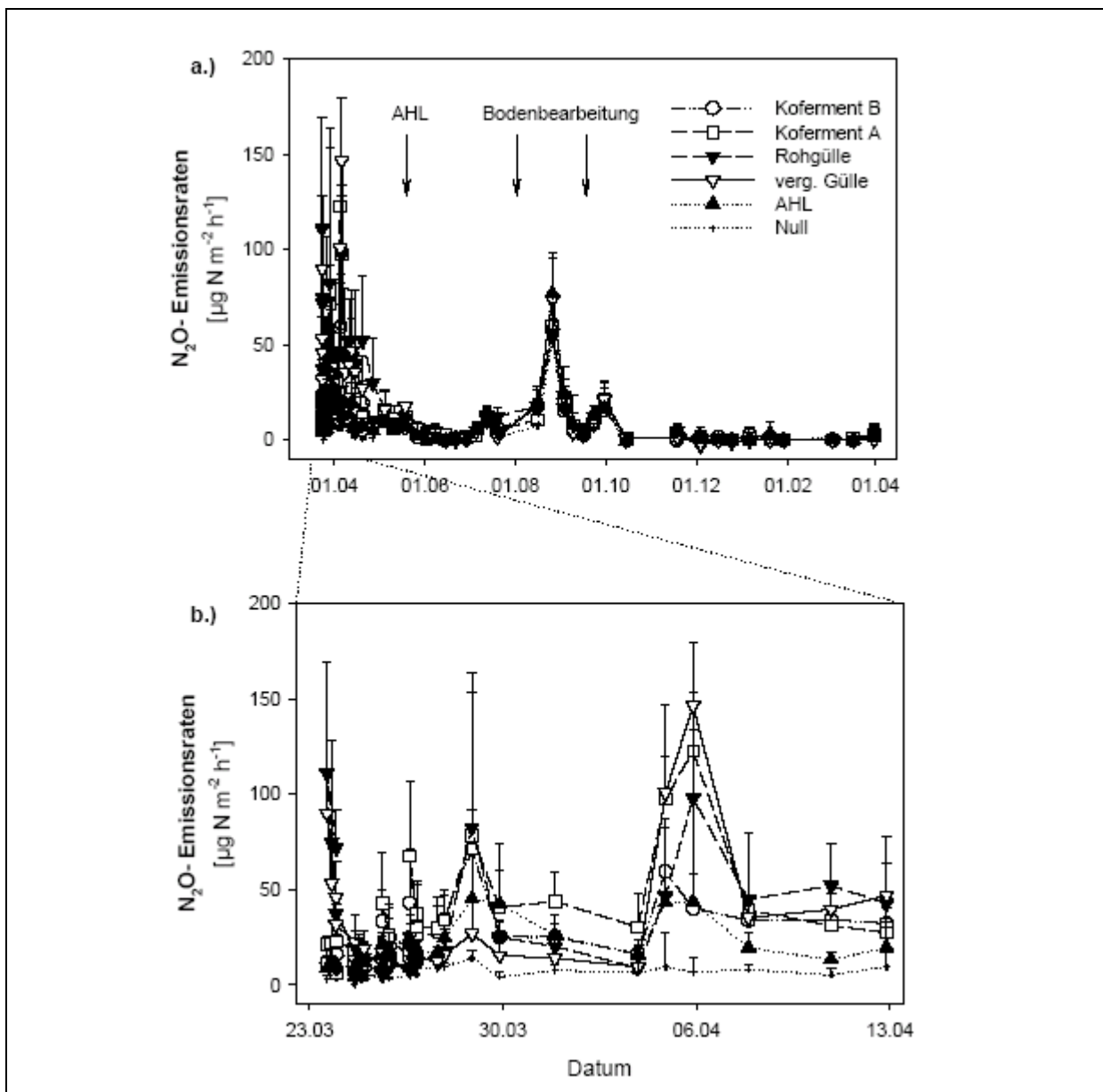


Bild 3-4: N_2O -Emissionsraten nach Ausbringung unterschiedlich vergorener Gülle in Winterweizen während eines Versuchszeitraums von einem Jahr (a) und während der ersten vier Tage (b); Mittelwerte und Standardabweichung ($n = 4$) [WULF et al., 2003]

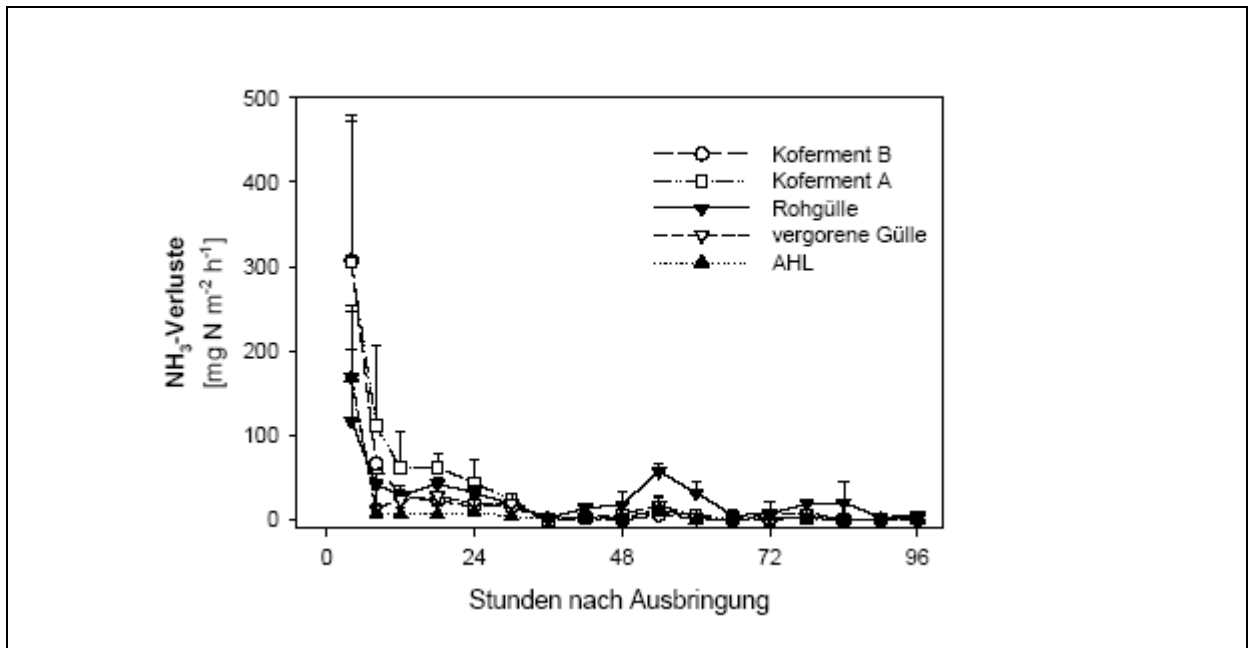


Bild 3-5: NH₃-Emissionsraten während der ersten vier Tage nach Frühjahrsdüngung von Winterweizen; Mittelwerte und Standardabweichungen (n = 4) [WULF et al., 2003]

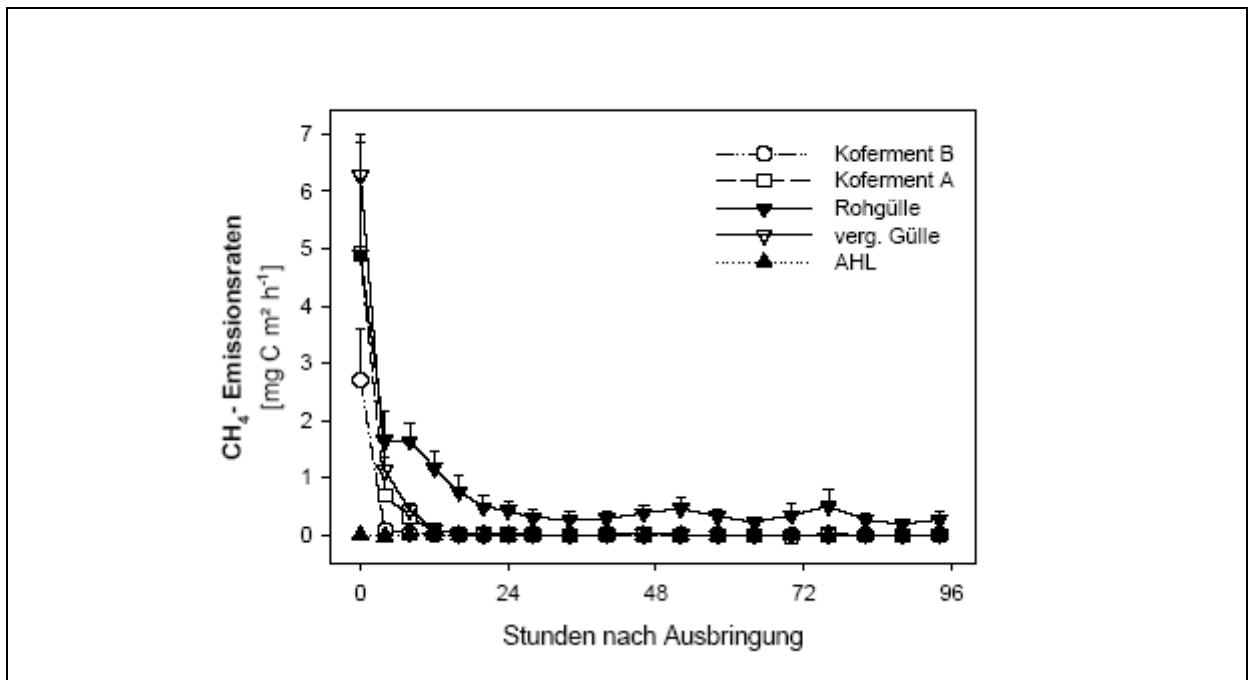


Bild 3-6: CH₄-Emissionsraten während der ersten vier Tage nach Ausbringung unterschiedlich vergorener Gülle in Winterweizen; Mittelwerte und Standardabweichung (n = 4) [WULF et al., 2003]

Die als CO₂-Äquivalent zusammengefassten Emissionen an Ammoniak (NH₃), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) der vergorenen Substrate vergorene Gülle, Koferment B und Koferment A liegen in vergleichbarer Größenordnung (siehe Bild 3-7).

Unter Berücksichtigung der angesetzten Faktoren für die Bestimmung der CO₂-Äquivalente hinsichtlich der Stoffwechselprodukte Methan (CH₄) und Ammoniak (NH₃) ergibt sich ein Verhältnis von CH₄ zu NH₃ in Höhe von rund 0,02. Das Verhältnis von N₂O zu NH₃ liegt bei rund 0,01.

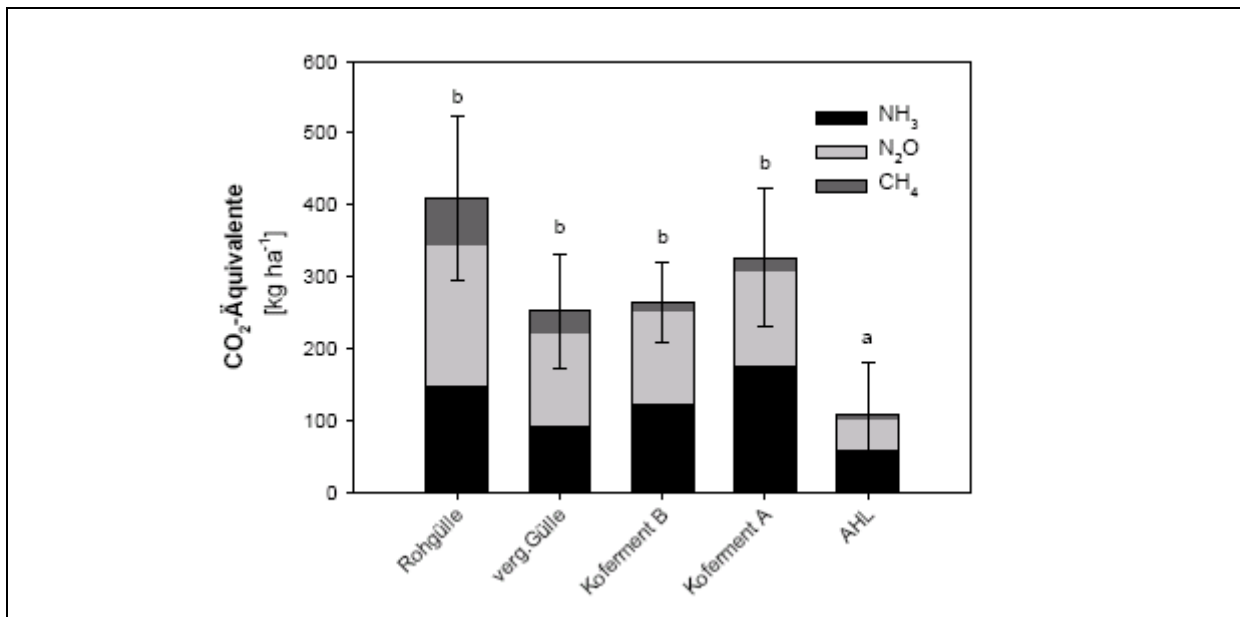


Bild 3-7: Düngerinduzierte Emissionen von CO₂-Äquivalenten während eines Jahres nach Frühjahrsdüngung von Winterweizen mit verschiedenen Substraten aus WULF et al., 2003 (1 g NH₃ = 2,96 g CO₂; 1 g N₂O = 296 g CO₂; 1 g CH₄ = 23 g CO₂ gemäß IPCC, 2001)

4 Durchführung von Emissionsmessungen

4.1 Messgrößen und Messdatenangabe

4.1.1 Massenkonzentrationen

Die Massenkonzentration bezeichnet gemäß TA Luft Abschnitt 2.5 a) die Masse der emittierten Stoffe bezogen auf das Volumen von Abgas im Normzustand (273,15 K; 101,3 kPa) nach Abzug des Feuchtegehaltes an Wasserdampf [TA Luft, 2002].

Die Massenkonzentrationen der Stoffe Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH_4) und Lachgas (Distickstoffoxid, N_2O) werden kontinuierlich mit einer Abtastrate von 1 Sekunde online erfasst und als Minuten-Mittelwert bzw. 30-Sekunden-Mittelwerte aufgezeichnet. An zeitgleich parallelen Messstellen werden Abgasproben für die Bestimmung von Methan (CH_4) und Lachgas (Distickstoffoxid, N_2O) diskontinuierlich entnommen. Der Parameter „Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan“ (non methane volatile organic compounds, NMVOC) bezeichnet die um die Kohlenstoffkonzentration des Methans verringerte Konzentration von Gesamtkohlenstoff im Messgas gemäß VDI 3481 Blatt 4.

Die Massenkonzentrationen an Ammoniak (NH_3) werden während des Messzeitraumes diskontinuierlich erfasst. Die Probenahme des Abgasstroms erfolgt über einen Zeitraum von 30 Minuten durch Absorption in Schwefelsäure gemäß VDI 3496 Blatt 1 und wird anschließend labortechnisch analysiert.

Die Massenkonzentrationen der gemessenen Stoffe werden in der Einheit mg je m^3 trockene Luft im Normzustand ($\text{mg/m}^3 \text{ n;tL}$) als Halbstundenmittelwerte (HMW) und als Tagesmittelwerte (TMW) angegeben, jeweils auf der Datenbasis der arithmetischen Mittelwertbildung.

4.1.2 Massenströme

Der Massenstrom (Emissionsmassenstrom) bezeichnet gemäß TA Luft Abschnitt 2.5 b) die Masse der emittierten Stoffe bezogen auf die Zeit. Der Massenstrom gibt die während einer Betriebsstunde bei bestimmungsgemäßem Betrieb einer Anlage unter den üblichen praktizierten Betriebsbedingungen auftretende Emission an [TA Luft, 2002].

Die Massenströme der gemessenen Stoffe werden ermittelt, indem die Massenkonzentration mit dem Abgasvolumenstrom an trockener Luft im Normzustand in der Einheit $\text{m}^3 \text{ n;tL je h}$ multipliziert wird. Die Massenströme werden in der Einheit g je h angegeben.

4.1.3 Emissionsfaktoren

Der Emissionsfaktor bezeichnet gemäß TA Luft Abschnitt 2.5 d) das Verhältnis der Masse der emittierten Stoffe zu der Masse der verarbeiteten Stoffe. In das Massenverhältnis geht die bei bestimmungsgemäßem Betrieb auftretende Emission der gesamten Anlage unter den üblichen praktizierten Betriebsbedingungen (Regelbetrieb) ein [TA Luft, 2002].

Die Emissionsfaktoren der gemessenen Stoffe werden ermittelt, indem die Summe des Massenstromes über die Messzeit in der Einheit g durch die während der Messzeit in die biologische Behandlungsstufe eingetragenen Abfälle in der Einheit Mg dividiert wird. Sofern bei Teilstromvergärungsanlagen einzelne Verfahrensbereiche betrachtet werden, wie beispielsweise die Emissionen aus dem BHKW oder aus einzelnen Verfahrensschritten der Vergärungsstufe wie Separation der Gärrückstände, bildet die Bezugsgröße die Masse der Inputmaterialien in die Vergärungsstufe, Mg Input Vergärungsanlage (Mg IP VA, siehe auch Abschnitt 5.1). Die Massenverhältnisse und damit die Emissionsfaktoren werden in der Einheit g je Mg Feuchtmasse der Inputmaterialien in die biologische Behandlungsstufe angegeben.

4.1.4 Kohlendioxidäquivalent

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 Kompostierung von Bio- und Grünabfällen ist einerseits der Abbau organischer Substanzen und andererseits der Aufbau stabiler Humusformen. 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.

Für die Berechnung des Kohlendioxidäquivalents werden gemäß Fourth Assessment Report (AR4) folgende GWP-Werte für einen Zeitraum von 100 Jahren angesetzt (siehe Tabelle 4-1): **CH₄ = 25; N₂O = 298** [IPCC, 2007]. Das Kohlendioxidäquivalent (CO₂-Äq.), ermittelt aus den Emissionsfaktoren für Methan und Lachgas, wird in der Einheit kg je Mg Feuchtmasse der Inputmaterialien in die biologische Behandlungsstufe angegeben (siehe Abschnitt 4.1.3).

Tabelle 4-1: 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)

		Methan	Lachgas
Fourth Assessment Report (AR4)	[IPCC, 2007]	25	298
Third Assessment Report (TAR)	[IPCC, 2001]	23	296
Second Assessment Report (SAR)	[IPCC, 1996]	21	310

4.2 Messprogramm: Kompostierungs- und Vergärungsanlagen

4.2.1 Verfahrenstypen - Übersicht

Die Verfahrenstypen der Kompostierungs- und Vergärungsanlagen, die für die im Rahmen der vorliegenden Projekte durchgeführten Emissionsmessungen herangezogen wurden, gliedern sich wie folgt:

- **Kompostierungsanlagen**

- **Geschlossene Kompostierungsanlagen: KOA g**
Eingehauste Kompostierungsverfahren mit Belüftung und Abgasreinigung
- **Teilgeschlossene Kompostierungsanlagen: KOA tg**
Kombination aus geschlossenen bzw. eingehausten Kompostierungsverfahren mit Belüftung und Abgasreinigung sowie nachgeschalteten offenen Kompostierungsverfahren. Die offene Nachrotte wird an diesem Verfahrenstyp messtechnisch nicht in allen Anlagen erfasst und mit einer Hochrechnung auf der Basis vorliegender Emissionen aus offenen Kompostierungsverfahren ergänzt.
- **Kompostierung unter semipermeablen Membranen: KOA sM**
Rottemieten unter semipermeabler Membran mit Belüftung und ohne Abgasreinigung
- **Offene Kompostierungsanlagen: KOA o**
Offene Rottemieten ohne Belüftung und Abgasreinigung

- **Vergärungsanlagen**

- **Vergärungsanlagen mit Nassvergärung: VA NV**
Vergärungsverfahren mit Nassvergärung und kontinuierlicher Gärbehälterbeschickung sowie ohne und mit anschließender Nachrotte
- **Vergärungsanlagen mit Trockenvergärung: VA TV**
Vergärungsverfahren mit Trockenvergärung und kontinuierlicher Gärbehälterbeschickung sowie ohne und mit anschließender Nachrotte
- **Vergärungsanlagen mit Feststoffvergärung: VA FV**
Vergärungsverfahren mit Feststoffvergärung und diskontinuierlicher Gärbehälterbeschickung sowie mit anschließender Nachrotte

4.2.2 Anlagen und Messphasen

Die Emissionsmessungen wurden in insgesamt 19 Kompostierungsanlagen und 16 Vergärungsanlagen durchgeführt. Die Kompostierungsanlagen gliedern sich in 8 geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen, 2 Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen sowie 9 offene Kompostierungsanlagen. Die Vergärungsanlagen gliedern sich in 4 Nassvergärungsanlagen mit kontinuierlicher Gärbehälterbeschickung, 9 Trockenvergärungsanlagen mit kontinuierlicher Gärbehälterbeschickung und 3 Feststoffvergärungsanlagen mit diskontinuierlicher Gärbehälterbeschickung.

Die Verfahren der einzelnen Anlagen und die jeweils eingesetzten Behandlungstechniken fassen Tabelle 4-2 bis

Tabelle 4-8 zusammen. Die Differenzierung der biologischen Behandlungsstufe in Rotte I und Rotte II stellt heraus, dass in diesen Anlagen die Kompostierung in zwei räumlich getrennten Bereichen erfolgt. Die Kompostierung erfolgt in der KOA tg 02 bis zur Erzeugung von Frischkompost (Hauptrotte), in allen weiteren Anlagen werden in der Regel sowohl Frisch- als auch Fertigkomposte erzeugt (Hauptrotte und Nachrotte).

Die Ergebnisse der Emissionsmessungen der einzelnen Anlagen sind entsprechend den anonymisierten Bezeichnungen in dem separaten Band „ANHANG zum ABSCHLUSSBERICHT“ zusammengestellt.

Tabelle 4-2: Geschlossene Kompostierungsanlagen (KOA g) und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (KOA tg)

		KOA g 1	KOA g 2	KOA g 3	KOA tg 01	KOA tg 02	KOA tg 03	KOA tg 1	KOA tg 2
Rotte I	Verfahren	Mieten, eingehaust, Druckbelüftung	Mieten, eingehaust, Saugbelüftung	Mieten, eingehaust, Saugbelüftung	Mieten, eingehaust, Belüftung	Tunnel, Druckbelüftung	Boxen, Belüftung	Tunnel, Saugbelüftung	Mieten, eingehaust, Druckbelüftung
	Anzahl	8 Mietenfelder	13 Mietenfelder	12 Mietenfelder	10 Mietenfelder	6 Tunnel	6 Boxen	15 Tunnel	3 Mietenfelder
	Behandlungszeit	8 Wochen	3 bis 4 Wochen	6 Wochen	8 bis 10 Wochen	10 Tage	ca. 5 Wochen	2 Wochen	2,5 bis 3 Wochen
	Umsetzen	1 Mal je Woche; kontinuierlicher Umsetzerbetrieb	1 Mal je Woche; kontinuierlicher Umsetzerbetrieb	1 Mal je Woche; kontinuierlicher Umsetzerbetrieb		kein Umsetzen	2 - 3 Mal Auflockerung in der Box	kein Umsetzen	2 Mal je Woche; diskontinuierlich per Radlader
Rotte II	Verfahren	---	---	Mieten, eingehaust, Saugbelüftung	Mieten, überdacht	Mieten, offen, keine Belüftung (Landwirtschaft)	Mieten, offen	Mieten, überdacht, keine Belüftung	Mieten, überdacht, Druckbelüftung
	Anzahl	---	---	6 Mietenfelder	8 Mietenfelder	unterschiedlich	unterschiedlich	3 Mietenfelder	3 Mietenfelder
	Behandlungszeit	---	---	7 Wochen	ca. 3 Monate	unterschiedlich	unterschiedlich	ca. 1 bis 2 Wochen	4 Wochen
	Umsetzen	---	---	1 Mal je Woche; kontinuierlicher Umsetzerbetrieb				1 Mal; diskontinuierlich per Radlader	2 Mal je Woche; diskontinuierlich per Radlader
Abgasreinigung		Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Saurer Wäscher, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter
Verhältnis Abgas-Volumenstrom zu Abfall-Input-Masse, m ³ n.tL/Mg		15.300	7.300	14.800	10.200	15.200	k. A.	12.200	13.500
Biofilter-Flächenbelastung, m ³ n.tL/(h x m ²)		110	52	81	k. A.	k. A.	k. A.	160	45
Biofilter-Volumenbelastung, m ³ n.tL/(h x m ³)		60	26	58	k. A.	k. A.	k. A.	98	41
Messphasen, MM.JJJJ		11.2007, 05.2008	05.2008	07.2008, 09.2008	09.2000	11.2005, 07.2006	08.2007	10.2007, 07.2008	09.2007, 07.2008

Tabelle 4-3: Kompostierung unter semipermeabler Membran (KOA sM)

		KOA sM 1	KOA sM 2				
Rotte I	Verfahren	Mieten unter semipermeabler Membran, Druckbelüftung	Mieten unter semipermeabler Membran, Druckbelüftung				
	Anzahl	1 Versuchsmiete	8 Mietenfelder				
	Behandlungszeit	4 Wochen	4 Wochen				
	Umsetzen	nach 4. Rotteweche per Radlader	nach 3. bis 4. Rotteweche per Radlader				
Rotte II	Verfahren	Mieten, offen, Druckbelüftung	Mieten unter semipermeabler Membran, Druckbelüftung				
	Anzahl	1 Versuchsmiete	4 Mietenfelder				
	Behandlungszeit	3 Wochen	3 bis 4 Wochen				
	Umsetzen	nach 6. Behandlungswoche per Radlader	nach 6. Behandlungswoche per Radlader				
Verhältnis Abgas-Volumenstrom zu Abfall-Input-Masse, m ³ _{n,tL} /Mg		k. A.	710				
Messphasen, MM.JJJJ		10.2007	09.2008				

Tabelle 4-4: Offene Kompostierungsanlagen mit Bioabfallverwertung (KOA o (Bio+Grün)) in Dreiecksmieten (DrM) und Trapezmieten (TrM) sowie offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung (KOA o (Grün)) in Tafelmieten (TaM)

	KOA o (Bio+Grün) DrM 1	KOA o (Bio+Grün) DrM 2	KOA o (Bio+Grün) DrM 3	KOA o (Bio+Grün) TrM 1	KOA o (Bio+Grün) TrM 2	KOA o (Grün) TrM 1	KOA o (Grün) TaM 1	KOA o (Grün) TaM 2	KOA o (Grün) TaM 3
Verfahren	Dreiecksmieten, unbelüftet	Dreiecksmieten, unbelüftet	Dreiecksmieten, unbelüftet, überdacht	Trapezmieten, unbelüftet	Trapezmieten, unbelüftet	Trapezmieten, unbelüftet	Tafelmieten, unbelüftet	Tafelmieten, unbelüftet	Tafelmieten, unbelüftet
Anzahl	16 Mieten	12 Mieten	10 Mieten	3 Mieten	5 Mieten	7 Mieten	3 Mieten	5 Mieten	1 Miete
Rottezeit	ca. 14 Wochen	ca. 16 Wochen	5 bis 10 Wochen	16 bis 24 Wochen	ca. 12 Wochen	16 bis 20 Wochen	30 bis 33 Wochen	ca. 30 Wochen	ca. 20 Wochen
Umsetzen	ca. 2 Mal pro Monat	ca. 1 Mal pro Monat	2 Mal pro Woche	nach der 8. - 9. Rotteweche und nach der 13. - 15. Rotteweche	nach der 6. Rotteweche und nach der 12. Rotteweche	nach der 4. Rotteweche und nach der 12. Rotteweche	nach der 6. - 8. Rotteweche und nach der 14. - 16. Rotteweche	1 Mal pro Monat	1 Mal pro Monat
Messphasen, MM.JJJJ	10.2009	09.2010	03.2010, 09.2010, 11.2010, 01.2011	07.2008, 08.2008, 10.2008, 11.2009	09.2010	06. - 09.2008	10.2009	09.2010	10.2010

Tabelle 4-5: Vergärungsanlagen mit Nassvergärung und kontinuierlicher Beschickung (VA NV)

		VA NV 1	VA NV 2	VA NV 3	VA NV 4		
Vergärung	Verfahren	Nassvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Nassvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Nassvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Nassvergärung, kontinuierlicher Betrieb		
	Voll- /Teilstromvergärung	Vollstromvergärung 100 %	Vollstromvergärung 100 %	Vollstromvergärung 100 %	Vollstromvergärung 100 %		
	Fermenter	3 Fermenter	1 Fermenter	1 Fermenter	2 Fermenter		
	TS-Gehalt		4 % TS	10 - 12 % TS			
	Temperatur	mesophil (37 °C)	thermophil (55 °C)	mesophil (39 °C)	mesophil		
	Behandlungszeit	8 Tage	20 Tage	20 Tage	25 Tage		
Separation Gärückstand	Dekanter geschlossen	Dekanter offen	Zentrifuge offen	Siebschneckenpresse geschlossen			
Bereitstellung Gärückst. fest	geschlossen	offen	offen	geschlossen			
Bereitstellung Gärückst. flüssig	offen	geschlossen	offen	offen			
Aerobisierung	Gärückst. fest	---	---	---	---		
Nachrotte I	Verfahren	Mieten, offen (Tafelmiete) ohne Belüftung	Mieten, offen (Tafelmiete) ohne Belüftung	---	---		
	Behandlungszeit	16 – 35 Wochen	4 – 20 Wochen	---	---		
	Umsetzen	alle 4 - 6 Wochen	alle 4 - 6 Wochen	---	---		
Nachrotte II	Verfahren	---	---	---	---		
	Behandlungszeit	---	---	---	---		
	Umsetzen	---	---	---	---		
Abgasreinigung	Luftbefeuchter saure Wäsche Biofilter	Biofilter, geschlossen	Biofilter, offen	Biofilter, geschlossen Biofilter, offen	Biofilter, geschlossen Biofilter, offen		
Messphasen MM.JJJJ	UFOPLAN 2006	---	---	---	---		
	gewitra GmbH	12.2008	---	---	---		
	UFOPLAN 2009 BMU (DBFZ)	08.2010 04.2011	08.2010 01.2011	09.2011	10.2011		

Tabelle 4-6: Vergärungsanlagen mit Trockenvergärung und kontinuierlicher Beschickung (VA TV) (1)

		VA TV 01	VA TV 02	VA TV 03	VA TV 04		
Vergärung	Verfahren	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb		
	Voll- /Teilstromvergärung	Vollstromvergärung 100 %	Vollstromvergärung 100 %	Vollstromvergärung 100 %	Vollstromvergärung 100 %		
	Fermenter	3 Stapelbehälter	1 Fermenter	1 Fermenter	1 Fermenter		
	TS-Gehalt						
	Temperatur	thermophil	thermophil (55 °C)	thermophil	thermophil		
	Behandlungszeit	10 - 14 Tage	ca. 14 Tage	ca. 14 Tage	ca. 14 Tage		
Separation	Gärrückstand	Siebschneckenpresse geschlossen	Siebschneckenpresse geschlossen	Siebschneckenpresse geschlossen	Siebschneckenpresse geschlossen		
	Bereitstellung Gärrückst. fest	geschlossen	geschlossen	geschlossen	geschlossen		
	Bereitstellung Gärrückst. flüssig	offen	offen	geschlossen	offen		
Aerobisierung	Gärrückst. fest						
Nachrotte I	Verfahren	Mieten eingehaust aktive Belüftung	Tunnel, oben offen, eingehaust, aktive Belüftung	Tunnel, oben offen, eingehaust, aktive Belüftung	Tunnel, oben offen, eingehaust, aktive Belüftung		
	Behandlungszeit	7 Wochen	ca. 1 Woche	ca. 1 Woche	ca. 1 Woche		
	Umsetzen	1 Mal pro Woche	---	---	---		
Nachrotte II	Verfahren	---	---	---	---		
	Behandlungszeit	---	---	---	---		
	Umsetzen	---	---	---	---		
Abgasreinigung	Luftbefeuchter	Luftbefeuchter	Luftbefeuchter	Luftbefeuchter			
	saure Wäsche Biofilter	2 Biofilter, offen	Biofilter, offen	Biofilter, offen			
Messphasen MM.JJJJ	UFOPLAN 2006	11.2007	09.2008	09.2008	---		
	gewitra GmbH	---	---	---	03.2009		
	UFOPLAN 2009 BMU (DBFZ)	---	---	---	---		

Tabelle 4-7: Vergärungsanlagen mit Trockenvergärung und kontinuierlicher Beschickung (VA TV) (2)

		VA TV 1	VA TV 2	VA TV 3	VA TV 4	VA TV 5	
Vergärung	Verfahren	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb	Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb	
	Voll- /Teilstromvergärung	Vollstromvergärung 100 %	Vollstromvergärung ca. 90 - 100 %	Teilstromvergärung ca. 50 %	Teilstromvergärung ca. 60 %	Teilstromvergärung ca. 75 %	
	Fermenter	1 Fermenter	1 Fermenter	1 Fermenter	1 Fermenter	1 Fermenter	
	TS-Gehalt		23 - 27 % TS		22 - 28 % TS		
	Temperatur	thermophil	thermophil (55 °C)	thermophil (57 °C)	thermophil (55 °C)	thermophil	
	Behandlungszeit	> 25 Tage	21 Tage	14 Tage	14 Tage	21 Tage	
Separation	Siebschneckenpresse	Trockenband	---	Siebschneckenpresse	Siebschneckenpresse		
Gärrückstand	geschlossen	geschlossen	---	geschlossen	geschlossen		
Bereitstellung	offen	offen	geschlossen	geschlossen	---		
Gärrückst. fest				(Abgasstrom Vergärung)			
Bereitstellung	geschlossen	---	---	geschlossen	abgedeckt		
Gärrückst. flüssig				(Abgasstrom Vergärung)	(Außenbereich)		
Aerobisierung	Gärrückst. fest	---	Trockenband	---	Tunnel, 2 Tage		
Nachrotte I	Verfahren	---	---	Tunnel, geschlossen eingehaust aktive Belüftung	Tunnel, eingehaust, aktive Belüftung (Druck)	Tunnel, geschlossen ei gehaust aktive Belüftung	
	Behandlungszeit	---	---	10 - 12 Tage	10 Tage	21 Tage	
	Umsetzen	---	---	---	---	---	
Nachrotte II	Verfahren	---	---	---	Dreiecksmieten, offen	---	
	Behandlungszeit	---	---	---	2 - 3 Wochen	---	
	Umsetzen	---	---	---	---	---	
Abgasreinigung	Luftbefeuchter saure Wäsche Biofilter	Biofilter, geschlossen	Biofilter, offen	2 Biofilter, geschlossen	Luftbefeuchter 2 Biofilter, offen	Luftbefeuchter saure Wäsche Biofilter, geschlossen	
Messphasen MM.JJJJ	UFOPLAN 2006	---	---	---	08.2008	---	
	gewitra GmbH	11.2009	---	11.2008	---	---	
	UFOPLAN 2009 BMU (DBFZ)	09.2010 02.2011	07.2010 10.2010	07.2010 03.2012	11.2010	05.2010 02.2011	

Tabelle 4-8: Vergärungsanlagen mit Feststoffvergärung und diskontinuierlicher Beschickung (VA FV)

		VA FV 1	VA FV 2	VA FV 3			
Vergärung	Verfahren	Feststoffvergärung diskontinuierlicher Betrieb	Feststoffvergärung diskontinuierlicher Betrieb	Feststoffvergärung diskontinuierlicher Betrieb			
	Voll- /Teilstrom	Teilstromvergärung ca. 50 %	Teilstromvergärung ca. 25 - 30 %	Vollstromvergärung ca. 90 - 100 %			
	Fermenter TS-Gehalt Temperatur Behandlungszeit	6 Fermentergerägen ca. 40 % TS mesophil (37 - 39 °C) 28 Tage	8 Fermenter mesophil (40 - 42 °C) 21 Tage	5 Fermenter mesophil (40 - 42 °C) 21 - 23 Tage			
	Separation Gärrückstand	---	---	---			
	Bereitstellung Gärrückst. fest	geschlossen	geschlossen	offen			
	Bereitstellung Gärrückst. flüssig	---	---	---			
Aerobisierung	Gärrückst. fest						
Nachrotte I	Verfahren	Mieten eingehaust aktive Belüftung (Druck)	Tunnel eingehaust aktive Belüftung	Mieten unter semipermeabler Membran aktive Belüftung (Druck)			
	Behandlungszeit	8 Wochen	3 bis 4 Wochen	4 Wochen			
	Umsetzen	1 Mal je Woche (kontinuierlicher Umsetzerbetrieb)	1 Mal	ohne Umsetzen			
Nachrotte II	Verfahren	---	Mieten, überdacht, aktive Belüftung	Mieten, offen ohne Belüftung			
	Behandlungszeit	---	3 bis 4 Wochen	60 - 70 Tage			
	Umsetzen	---	1 Mal	1 x pro Woche			
Abgas- reinigung	Luftbefeuchter saure Wäsche Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter, offen	Luftbefeuchter (Prozessw), saure Wäsche, 2 Biofilter, offen	Luftbefeuchter, Biofilter, überdacht (Container)			
Messphasen MM.JJJJ	UFOPLAN 2006	11.2007 ¹⁾ 05.2008 ¹⁾	12.2007 06.2008	---			
	gewitra GmbH	---	---	---			
	UFOPLAN 2009 BMU (DBFZ)	06.2010 12.2010 05.2012	05.2010	09.2010 03.2011			

¹⁾ Bioabfallkompostierung, vor Umrüstung zur Bioabfallvergärung; siehe Tabelle 4-2 KOA g 1

5 Ermittlung der Emissionssituation und Ableitung von Emissionsfaktoren

5.1 Beschreibung der Vorgehensweise

Die Vorgehensweise und der daraus folgende Berechnungsablauf für die Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen zeigt zusammenfassend das Fließschema in Bild 5-1.

Ziel ist die Abbildung der gesamten Emissionen von Methan, Lachgas, Ammoniak und NMVOC aus Kompostierungsanlagen sowie aus Bioabfallvergärungsanlagen mit und ohne Nachrotte in Deutschland. Die ermittelten Emissionsfaktoren für alle untersuchten Anlagentypen basieren auf Emissionsmessungen, die im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführt wurden. Die häusliche Eigenkompostierung [AMLINGER, 2002] wird nicht berücksichtigt.

Für die Ermittlung der Emissionen bei der Verwertung biogener Siedlungsabfälle werden folgende Emissionsquellen einbezogen:

1. Emissionen während des Behandlungsprozesses (PROZESS)

Der Bilanzraum „Emissionen während des Behandlungsprozesses (PROZESS)“ umfasst die gasförmigen Emissionen aus der Produktherstellung. Die Emissionen werden sowohl in Abhängigkeit von dem Kompostierungs- und Vergärungsverfahren bzw. von der Behandlungstechnik, die jeweils für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen eingesetzt wird, als auch in Abhängigkeit von einzelnen betrieblichen Bereichen dargestellt (siehe Abschnitt 5.3.1).

1.1. Emissionen in Abhängigkeit von dem Verfahren bzw. von der Behandlungstechnik (Verfahrenstypen)

Kompostierungsverfahren

Die Kompostierungsanlagen gliedern sich gemäß der angewendeten und untersuchten Verfahren bzw. der Behandlungstechnik in die Verfahrenstypen: geschlossene Kompostierungsanlagen (KOA g) mit der Unterscheidung in geschlossene Kompostierungsanlagen bis zur Herstellung von Frischkompost (KOA g (FrischK)) und geschlossene Kompostierungsanlagen bis zur Herstellung von Fertigkompost (KOA g (FertigK)), teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (KOA tg), Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen (KOA sM) und offene Kompostierungsanlagen (KOA o), siehe Abschnitt 4.2.1.

Vergärungsverfahren

Die Vergärungsanlagen gliedern sich gemäß der angewendeten Verfahren bzw. der Behandlungstechnik in die Verfahrenstypen: Vergärungsanlagen mit Nassvergärung und kontinuierlicher Gärbehälterbeschickung (VA NV), Vergärungsanlagen mit Trockenvergärung und kontinuierlicher Gärbehälterbeschickung (VA TV) sowie Vergärungsanlagen mit Feststoffvergärung und diskontinuierlicher Gärbehälterbeschickung (VA FV). Die untersuchten Vergärungsanlagen werden als Vollstrom- oder Teilstromvergärungsanlage sowie ohne oder mit Nachrotte betrieben.

Input-Materialien bzw. verwertete Abfälle (Einsatzstoffe)

Für die Berechnungen wird angesetzt, dass die Kompostierungs- und Vergärungsanlagen als Input-Materialien gemischte Bio- und Grünabfälle (Bio+Grün) verwerten. Bei den offenen Verfahren werden die Anlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung (Bio+Grün) und die Anlagen mit reiner Grünabfallverwertung (Grün) separat betrachtet.

Die Bezugsgröße für die Ermittlung der Emissionsfaktoren und Kohlendioxidäquivalente bildet grundsätzlich bei der Betrachtung der gesamten Anlage die Masse der Inputmaterialien in die Anlage, d. h. in die biologische Behandlungsstufe (Rotte- bzw. Vergärungsstufe). Sofern bei Teilstromvergärungsanlagen einzelne Verfahrensbereiche betrachtet werden, wie beispielsweise die Emissionen aus dem BHKW oder einzelnen Verfahrensschritten der Vergärungsstufe wie Separation der Gärrückstände, bildet die Bezugsgröße die Masse der Inputmaterialien in die Vergärungsstufe (siehe auch Abschnitt 4.1.3 und Abschnitt 4.1.4).

Produkte

Die Produkte des Kompostierungs- bzw. Behandlungsprozesses sind Frisch- und Fertigkomposte aus der Bio- und Grünabfallverwertung sowie Fertigkomposte aus der reinen Grünabfallverwertung.

Zusätzlich werden flüssige und feste Gärrückstände aus der Vergärungsstufe sowie Fertigkomposte aus der Nachrottestufe in das Untersuchungsprogramm einbezogen. Diese Fertigkomposte gehen als Produkt aus der Nachrotte hervor, in der einerseits feste Gärrückstände (Vollstromverfahren) oder ein Gemisch aus festen Gärrückständen und unbehandelten Bio- und Grünabfällen (Teilstromverfahren) verwertet werden.

Die Produkte werden bis zur Abgabe auf dem Gelände der Kompostierungs- und Vergärungsanlagen zwischengelagert. Hier kann der Übergang vom Ende der Nachrotte bis zur Zwischenlagerung teilweise fließend sein.

1.2. Emissionen in Abhängigkeit von einzelnen Betriebseinheiten

Die einzelnen betrieblichen Einheiten, die separat betrachtet werden, gliedern sich in die Emissionen aus folgenden Teilabgasströmen, siehe Abschnitt 5.3.1.2:

- **Anlieferung und mechanische Aufbereitung: AnI+Aufb**
- **Vergärungsanlage: VA:**
Nassaufbereitung beim Verfahrenstyp VA NV, Ein- und Austrag Fermenter, Abfahren der Fermenter bei Ende des Vergärungsprozesses und geringer Biogasproduktion, Zwischenspeicherung der Gärrückstände (Gärresttank), Separation oder Trocknung der Gärrückstände, Behandlung (Abwasserreinigung, Nachklärung) und Bereitstellung der flüssigen Gärrückstände und Bereitstellung der festen Gärrückstände, Aerobisierung der festen Gärrückstände vor der Nachrotte;
- **Hauptrotte (HR):**
Hygienisierung bis zur Herstellung von Frischkomposten inklusive deren Konfektionierung (Absiebung);

- **Nachrotte (NR):**
Stabilisierung bis zur Herstellung von Fertigkomposten inklusive deren Konfektionierung (Absiebung);
- **Zwischenlager (ZwLager):**
Zwischenlagerung der Produkte Frischkompost und Fertigkompost auf dem Gelände der Kompostierungsanlage.

2. Emissionen während der Produktlagerung (LAGER)

Der Bilanzraum „Emissionen während der Produktlagerung (LAGER)“ bezieht sich auf die Lagerung von Komposten und Gärprodukten auf Flächen, die außerhalb der Kompostierungs- und Vergärungsanlagen stattfinden. Diese können z. B. landwirtschaftliche Areale oder Flächen des Garten- und Landschaftsbaus sein. Die hier berücksichtigte Lagerzeit findet nach der Zwischenlagerung in der Anlage bis zum Zeitpunkt der Anwendung bzw. Ausbringung der Komposte und Gärprodukte (Applikation) statt (siehe Abschnitt 5.3.2).

3. Emissionen nach der Produktausbringung (AUSBRINGUNG)

Der Bilanzraum „Emissionen nach der Produktausbringung (AUSBRINGUNG)“ bezeichnet die Emissionen, die nach der Applikation der Komposte und Gärprodukte freigesetzt werden. Dazu gehören die Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen und damit Nutzung als Düngemittel sowie die Verwertung in Erdenwerken und die Anwendung im Garten- und Landschaftsbau (siehe Abschnitt 5.3.3).

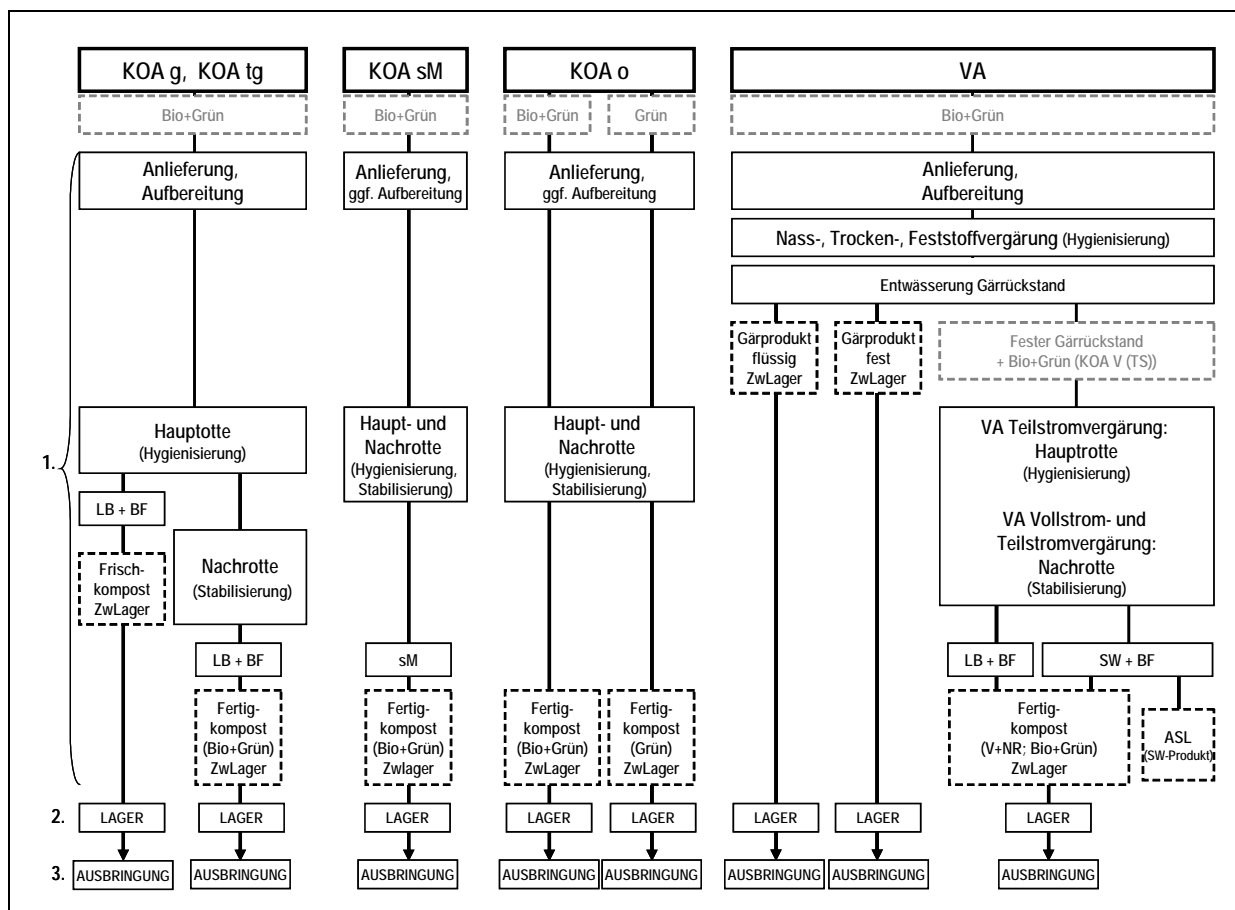


Bild 5-1: Fließschema für die Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland -
 1. „Emissionen während des Behandlungsprozesses“ (PROZESS),
 2. „Emissionen während der Produktlagerung (LAGER),
 3. „Emissionen während der Produktausbringung (AUSBRINGUNG)

Die gesamten Emissionen werden ermittelt, indem die Emissionsfaktoren jeweils für folgende drei Emissionsquellen bzw. Emissionsbereiche hergeleitet werden:

1. **Behandlungsprozess** (siehe Abschnitt 5.3.1)
2. **Produktlagerung** (siehe Abschnitt 5.3.2)
3. **Produktausbringung** (siehe Abschnitt 5.3.3)

Die Emissionen dieser einzelnen Emissionsquellen bzw. Emissionsbereiche werden anschließend mit den zugrunde gelegten jährlichen Mengen der verwerteten Abfälle und den daraus erzeugten Produkten gemäß Abschnitt 5.2 ermittelt.

5.2 Verwertete Abfallmengen sowie erzeugte Kompost- und Gärproduktmengen

In Deutschland wurden nach Angaben des Statistischen Bundesamtes im Jahr 2009 insgesamt rund **13,2 Mio. Mg** biogene Abfälle biologisch behandelt, d. h. kompostiert oder vergoren. Diese Menge umfasst Bioabfälle aus Haushalten und Gewerbe, Garten- und Parkabfälle sowie Speiseabfälle, Klärschlamm, Abfälle aus der Lebensmittelverarbeitung und Abfälle aus der Landwirtschaft, die in Bioabfall- und Grünabfallkompostierungsanlagen sowie Biogas- und Vergärungsanlagen gelangen [DESTATIS, 2011; UBA, 2011 a]. Im Jahr 2011 lag diese Menge bei rund 14 Mio. Mg.

Die Menge der im Jahr 2009 getrennt gesammelten und verwerteten biogenen Siedlungsabfälle, d. h. die Bio- und Grünabfälle aus Haushalten und Gewerbe, beträgt etwa **8,61 Mio. Mg**. Für die Verwertung dieser Abfallmengen standen rund 960 Kompostierungsanlagen und 80 Vergärungsanlagen zur Verfügung. Die biogenen Siedlungsabfälle wurden entsprechend Tabelle 5-1 mit einem Mengenanteil von etwa 88 % in Bioabfall- und Grünabfallkompostierungsanlagen verrottet, die verbleibenden etwa 12 % wurden in Anlagen mit anaerober Stufe, d. h. Bioabfallvergärungsanlagen und auch Biogasanlagen, vergoren [UBA, 2011 a].

Für die im Folgenden durchgeführte Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen wird daher eine jährlich in Deutschland verwertete Abfallmenge in Höhe von **8,61 Mio. Mg** zugrunde gelegt. Für die Aufteilung der Stoffströme differenziert nach Kompostierungsverfahren, Input-Material sowie der erzeugten Frischkompost-, Fertigungskompost- und Gärproduktmengen wurden Mengenzuflüsse der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) für das Jahr 2007 herangezogen [BGK, 2008]. Die Daten der bei der BGK organisierten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen wurden für Deutschland hochgerechnet. Tabelle 5-1 zeigt zusammenfassend die jährlichen Mengen der verwerteten Bio- und Grünabfallmengen und der daraus erzeugten Produkte an Frisch- und Fertigungskomposten sowie flüssigen Gärprodukten.

Tabelle 5-1: Jährliche Mengen verwerteter Bio- und Grünabfälle sowie erzeugter Kompost- und Gärprodukte in Mio. Mg, jeweils bezogen auf das Input-Material im Anlieferzustand (Summe Bezugsjahr 2009 [UBA, 2011 a], Aufteilung der Stoffströme Bezugsjahr 2007 [BGK, 2008])

Verfahren:	KOA g	KOA g	KOA tg	KOA sM	KOA o	KOA o	VA	VA + NR g	VA + NR o	Summe
Input:	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	
Produkte:	FrischK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	Gärprod.	Gärprod. FertigK	Gärprod. FertigK	
	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a
Verwertete Abfälle	2,00	0,95	0,63	0,13	1,47	2,40	0,17	0,60	0,26	8,61
Anteil an Summe	23,2 %	11,0 %	7,3 %	1,5 %	17,1 %	27,9 %	2,0 %	7,0 %	3,0 %	100 %
Verwertete Abfälle	Summe KOA 7,58						Summe VA 1,03			KOA + VA 8,61
Anteil an Summe	88 %						12 %			100 %
Erzeugte Produkte	1,20	0,38	0,25	0,06	0,59	1,20	0,17	0,24	0,10	4,19
Anteil an Summe	28,6 %	9,0 %	6,0 %	1,4 %	14,1 %	28,7 %	4,1 %	5,7 %	2,4 %	100 %

5.3 Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland

5.3.1 Emissionsfaktoren und Emissionen während des Behandlungsprozesses (PROZESS)

5.3.1.1 Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von den Verfahrenstypen

Die Ergebnisse der durchgeführten Emissionsmessungen, die im Einzelnen separat in dem Band „ANHANG zum ABSCHLUSSBERICHT“ zusammengestellt sind, bilden die Datengrundlage für die Ermittlung der Emissionsfaktoren.

Die ermittelten Wertebereiche (Min - Max) und die für die weiteren Berechnungen herangezogenen Mittelwerte und Medianwerte der Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von dem Verfahrenstyp zeigen Tabelle 5-2 und Tabelle 5-3. Zusätzlich zu der Differenzierung nach dem Verfahrenstyp wird der Teilabluftstrom aus der Anlieferung und Aufbereitung, der in allen Anlagentypen enthalten ist, separat herausgestellt. Für die Kompostierungsanlagen erfolgt die Unterscheidung in die Emissionen aus der Herstellung von Frischkompost und Fertigkompost. Die Emissionsmessungen haben darüber hinaus gezeigt, dass für das Emissionsverhalten von Vergärungsanlagen insbesondere die Emissionen aus der Separation und Bereitstellung des Gärrückstandes sowie die Emissionen aus der Nachrotte, die entweder geschlossen mit aktiver Belüftung oder offen in Tafelmieten stattfinden, ausschlaggebend sind. Die Werte wurden unter den jeweils praxisüblichen Betriebsbedingungen ermittelt.

Für die Ableitung der Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von dem Verfahren bzw. von der Behandlungstechnik werden die Verfahrenstypen wie folgt differenziert bzw. zusammengefasst (siehe Tabelle 5-2 und Tabelle 5-3):

- | | | |
|------------|-----------------------------|--|
| [1] | Anl + Aufb | Anlieferung und Aufbereitung |
| [2] | KOA g
(FrischK) | Geschlossene Kompostierungsanlagen;
Rotte bis zur Herstellung von Frischkompost |
| [3] | KOA g
(FertigK) | Geschlossene Kompostierungsanlagen;
Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost |
| [4] | KOA tg
(FertigK) | Teilgeschlossene Kompostierungsanlagen;
Kombination von geschlossener Hauptrotte und
anschließender offener Nachrotte;
Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost |
| [5] | KOA sM | Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen und
aktiver Belüftung;
Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost |
| [6] | KOA o
(Bio+Grün) | Offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung;
Rotte von Bioabfällen unter Zugabe von Grünabfällen zur Erhöhung
des Strukturanteils bis zur Herstellung von Fertigkompost |

- | | | |
|------|-------------------------|--|
| [7] | KOA o
(Grün) | Offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung;
Rotte von Grünabfällen bis zur Herstellung von Fertigkompost |
| [8] | VA | Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung |
| [9] | VA + NR g | Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung und anschließender geschlossener Nachrotte |
| [10] | VA + NR o | Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung und anschließender offener Nachrotte |

[1] Anlieferung und Aufbereitung (Anl + Aufb)

Die Emissionsfaktoren für den Teilabluftstrom „Anlieferung und Aufbereitung (Anl+Aufb)“ basieren auf Emissionsmessungen in den Anlagen KOA tg 02 und KOA g 2.

Die Anlage **KOA tg 02** zeichnet sich in dieser Betriebseinheit durch vergleichsweise hohe Emissionsfaktoren mit durchschnittlich 230 g Methan und 20 g Lachgas je Mg verwertete Bio- und Grünabfälle aus. Die hohen Emissionen sind auf eine permanente Materialbevorratung in den gekapselten Bereichen Anlieferhalle und mechanische Aufbereitung zurückzuführen, in denen sowohl Frischmaterial als auch Strukturmaterial zwischengelagert wird.

Die Anlage **KOA g 2** weist hingegen deutlich niedrigere Werte auf. Während der Messphase 06.2008 mit Emissionsfaktoren in Höhe von 18 g Methan und 1,4 g Lachgas je Mg erfolgte je Arbeitstag ein vollständiger Materialdurchsatz. Während der Messphase 01.2008 wurden Restmengen an frischen Bio- und Grünabfällen über Nacht bis zum nächsten Morgen in der Anlieferhalle zwischengelagert, was bereits eine Erhöhung der Emissionen auf 64 g Methan und 14 g Lachgas je Mg bewirkte.

Die Emissionsfaktoren für den Teilabluftstrom „Anlieferung und Aufbereitung“ liegen im Mittel bei: **Methan 140 g/Mg, Ammoniak 5,6 g/Mg** und **Lachgas 14 g/Mg**. Diese Werte liegen etwa um den Faktor zwei höher als bei MBA-Anlagen [CUHLS, 2001], berücksichtigen aber die teilweise längere Lagerung im Anlieferungsbereich vor der Aufbereitung.

[2] - [4] Geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (KOA g, KOA tg)

Die Emissionsfaktoren für die Verfahrensgruppe „geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (KOA g, tg)“ basieren auf Emissionsmessungen in Anlagen mit weitgehend guter fachlicher Praxis. Die herangezogenen Messergebnisse beziehen sich auf die Anlagen **KOA g 1 und 2** sowie **KOA tg 01, 02, 1 und 2**. Die Emissionsfaktoren für die Herstellung von Fertigkompost umfassen die Bereiche Anlieferung und mechanische Aufbereitung sowie Hauptrotte mit dem Ziel der Hygienisierung und Nachrotte zur Stabilisierung des Kompostmaterials. Für die Herstellung von Frischkompost findet die biologische Behandlung lediglich in Form der Hauptrotte statt, so dass die Emissionsfaktoren für Methan und Ammoniak rund 80 % und für Lachgas etwa 20 % der Emissionsfaktoren von Fertigkomposten betragen.

Bei der **KOA g 3** lagen während der Emissionsmessungen erhebliche Prozessstörungen vor, die insbesondere auf sehr hohe Wassergehalte in den Rottemieten zurückzuführen

sind. Mit steigendem Wassergehalt verringert sich das Luftporenvolumen in den Mieten, so dass sowohl die Luftdurchlässigkeit in der Holzhäckselschicht als auch die Belüftung der Rottemieten unzureichend ist. Die in der KOA g 3 unter diesen Randbedingungen ermittelten Emissionsfaktoren, insbesondere für Methan in Höhe von 11.000 g/Mg und Lachgas bis zu 300 g/Mg, stellen damit mögliche Werte dar, die in Kompostierungsanlagen mit rein aeroben Verfahren bei Fehlsteuerung erreicht werden können, wobei darauf hinzuweisen ist, dass diese Werte weit außerhalb einer guten fachlichen Praxis liegen.

- **KOA g (FrischK)**

Die Emissionsfaktoren für das Kompostierungsverfahren „Geschlossene Kompostierungsanlagen bis zur Herstellung von Frischkompost (geschlossene Hauptrotte)“ liegen im Mittel bei:

Methan 630 g/Mg, Ammoniak 60 g/Mg und Lachgas 87 g/Mg.

- **KOA g (FertigK)**

Die Emissionsfaktoren für das Kompostierungsverfahren „Geschlossene Kompostierungsanlagen bis zur Herstellung von Fertigkompost (geschlossene Hauptrotte und geschlossene Nachrotte)“ liegen im Mittel bei:

Methan 2.500 g/Mg, Ammoniak 32 g/Mg und Lachgas 77 g/Mg.

- **KOA tg (FertigK)**

Die Emissionsfaktoren für das Kompostierungsverfahren „Teilgeschlossene Kompostierungsanlagen bis zur Herstellung von Fertigkompost (geschlossene Hauptrotte und offene Nachrotte)“ liegen im Mittel bei:

Methan 3.000 g/Mg, Ammoniak 38 g/Mg und Lachgas 92 g/Mg.

[5] Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen (KOA sM)

Die Emissionsfaktoren für die „Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen“ beziehen sich auf die Emissionsmessungen in der **KOA sM 2**. In der Anlage KOA sM 2 werden gemischte Bio- und Grünabfälle über einen Zeitraum von sieben bis acht Wochen in insgesamt bis zu 12 druckbelüfteten Mieten unterschiedlichen Rottealters kompostiert, die jeweils mit einer semipermeablen Membran abgedeckt sind. Die einzelnen Mieten werden nach der sechsten Rotteweche umgesetzt. Die Kompostierung findet hier in Form von druckbelüfteten Trapezmieten statt.

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren „Kompostierung unter semipermeabler Membran (KOA sM)“ inklusive der Emissionen aus der Anlieferung und Aufbereitung betragen im Mittel:

Methan 300 g/Mg, für Ammoniak 10 g/Mg und für Lachgas 16 g/Mg.

[6] Offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung (KOA o (Bio+Grün))

Emissionsmessungen an offenen Kompostierungsanlagen, in denen gemischte Bio- und Grünabfälle verwertet werden, wurden im Rahmen der vorliegenden Projekte in insgesamt 5 Beispielanlagen anhand von insgesamt 11 Messphasen zu unterschiedlichen Jahreszeiten durchgeführt.

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren „Offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung (KOA o (Bio+Grün))“ für die Anlieferung und Aufbereitung sowie

den Rotteprozess bis zur Herstellung von Fertigkompost liegen im Mittel bei:
Methan 2.700 g/Mg, Ammoniak 450 g/Mg und Lachgas 79 g/Mg.

[7] Offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung (KOA o (Grün))

Die Emissionsmessungen an offenen Kompostierungsanlagen mit reiner Grünabfallverwertung wurden im Rahmen der vorliegenden Projekte in insgesamt 4 Beispielanlagen, die jeweils einmal gemessen wurden, durchgeführt.

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren „Offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung (KOA o (Grün))“ für die Anlieferung und Aufbereitung sowie den Rotteprozess bis zur Herstellung von Fertigkompost werden angesetzt mit:

Methan 4.300 g/Mg, Ammoniak 170 g/Mg und Lachgas 31 g/Mg.

[8] Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung (VA))

Die Emissionsmessungen wurden in Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- und Feststoffvergärung durchgeführt. Die untersuchten Anlagen unterscheiden sich insbesondere hinsichtlich der praktizierten Behandlungsstufen bzw. Verfahrensbereiche und deren Einhausung bzw. Kapselung, insbesondere:

- Anlieferung und Aufbereitung
- Eintrag und Austrag Fermenter
- Separation des Gärrückstandes (in den meisten VA: Siebschneckenpresse)
Trocknung des Gärrückstandes (eine VA: Trockenband)
- Bereitstellung des flüssigen Gärrückstandes
- Bereitstellung des festen Gärrückstandes

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren „Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung (VA)“ bis zur Herstellung und Bereitstellung von flüssigen und festen Gärrückständen liegen im Mittel:

Methan 910 g/Mg, Ammoniak 780 g/Mg¹⁾ und Lachgas 15 g/Mg.

¹⁾ Die Trocknung der Gärrückstände hat erhebliche Auswirkungen auf die Ammoniakemissionen. Die gemessene Beispielanlage emittierte Ammoniak in Höhe von 10 kg/Mg über den Biofilter, es war kein saurer Wäscher in Betrieb. Die Trocknung von Gärrückständen hat keine Auswirkungen auf Methan- und Lachgasbildung.

[9] Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung und anschließender geschlossener Nachrotte (VA + NR g)

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren „Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung und anschließender geschlossener Nachrotte (VA + NR g)“ bis zur Herstellung von Fertigkompost betragen im Mittel:

Methan 2.600 g/Mg, Ammoniak 140 g/Mg und Lachgas 66 g/Mg.

[10] Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung und anschließender offener Nachrotte (VA + NR o)

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren „Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung und anschließender offener Nachrotte (VA + NR o)“ bis zur Herstellung von Fertigkompost betragen im Mittel:

Methan 7.400 g/Mg, Ammoniak 480 g/Mg und Lachgas 75 g/Mg.

Tabelle 5-2: Ableitung von Emissionsfaktoren und Ermittlung der CO₂-Äquivalente für **Kompostierungsanlagen** in Abhängigkeit von der eingesetzten Behandlungstechnik - **Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses (PROZESS)**

	Emissionsfaktoren					CO ₂ -Äq.
	Ges.-C g/Mg	CH ₄ g/Mg	NM VOC g/Mg	NH ₃ g/Mg	N ₂ O g/Mg	(AR4) kg/Mg
[1] Anlieferung und Aufbereitung (Anl + Aufb)						
Wertebereich (Min - Max)	47 - 290	18 - 240	34 - 150	3,8 - 7,4	1,4 - 31	0,86 - 15
Mittelwert	170	140	86	5,6	14	7,6
Median	170	150	78	5,6	12	7,1
Anzahl der Beispielanlagen	2	2	2	1	2	2
Anzahl der Messphasen	4	4	4	2	4	4
[2] Geschlossene Kompostierungsanlagen (Frischkompost) (KOA g (FrischK))						
Wertebereich (Min - Max)	110 - 1.200	150 - 1.500	2,5 - 110	15 - 120	18 - 200	9,2 - 88
Mittelwert	470	630	49	60	87	42
Median	440	450	56	42	79	35
Anzahl der Beispielanlagen	4	4	4	3	4	4
Anzahl der Messphasen	7	7	7	5	7	7
[3] Geschlossene Kompostierungsanlagen (Fertigkompost) (KOA g (FertigK))						
Wertebereich (Min - Max)	30 - 9.300	50 - 11.000	0,65 - 1.100	3,4 - 93	7,7 - 300	5,6 - 360
Mittelwert	2.300	2.500	390	32	77	86
Median	690	790	95	15	41	36
Anzahl der Beispielanlagen	3	3	3	3	3	3
Anzahl der Messphasen	6	6	6	4	6	6
[4] Teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (Fertigkompost) (KOA tg (FertigK))						
Wertebereich (Min - Max)	720 - 4.400	830 - 4.800	100 - 750	16 - 61	43 - 150	38 - 170
Mittelwert	2.800	3.000	470	38	92	100
Median	1.000	1.200	140	23	62	54
Anzahl der Beispielanlagen	4	4	4	3	4	4
Anzahl der Messphasen	7	7	7	5	7	7
[5] Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen (KOA sM)						
Wertebereich (Min - Max)	250 - 770	200 - 500	100 - 400	5 - 50	10 - 50	8,0 - 27
Mittelwert	530	300	300	10	16	12
Median	530	300	300	10	16	12
Anzahl der Beispielanlagen	1	1	1	1	1	1
Anzahl der Messphasen	1	1	1	1	1	1
[6] Offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung (KOA o (Bio+Grün))						
Wertebereich (Min - Max)	740 - 4.800	730 - 5.500	190 - 690	12 - 1.400	2,1 - 270	30 - 150
Mittelwert	2.400	2.700	370	450	79	91
Median	1.700	1.800	370	370	53	97
Anzahl der Beispielanlagen	5	5	5	5	5	5
Anzahl der Messphasen	11	11	11	11	11	11
[7] Offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung (KOA o (Grün))						
Wertebereich (Min - Max)	610 - 9.500	540 - 12.000	200 - 500	1,1 - 340	17 - 60	19 - 300
Mittelwert	3.700	4.300	490	170	31	120
Median	2.300	2.400	490	170	24	73
Anzahl der Beispielanlagen	4	4	4	3	4	4
Anzahl der Messphasen	4	4	4	3	4	4

Tabelle 5-3: Ableitung von Emissionsfaktoren und Ermittlung der CO₂-Äquivalente für **Vergärungsanlagen** in Abhängigkeit von der eingesetzten Behandlungstechnik - **Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses (PROZESS)**

	Emissionsfaktoren					CO ₂ -Äq.
	Ges.-C g/Mg	CH ₄ g/Mg	NMVOG g/Mg	NH ₃ g/Mg	N ₂ O g/Mg	(AR4) kg/Mg
[8] Vergärungsanlagen (VA)						
Wertebereich (Min - Max)	60 - 3.800	63 - 3.200	0 - 1.700	2,6 - 10.000	0,84 - 69	1,8 - 90
Mittelwert	900	910	230	780	15	27
Median	520	460	98	18	9,7	16
Anzahl der Beispielanlagen	12	12	12	12	12	12
Anzahl der Messphasen	19	19	18	16	19	19
[9] Vergärungsanlagen mit geschlossener Nachrotte (VA + NR g)						
Wertebereich (Min - Max)	260 - 4.800	190 - 5.600	16 - 850	20 - 600	25 - 350	20 - 230
Mittelwert	2.300	2.600	340	140	66	84
Median	1.800	2.000	320	76	43	67
Anzahl der Beispielanlagen	6	6	6	6	6	6
Anzahl der Messphasen	13	14	13	13	14	14
[10] Vergärungsanlagen mit offener Nachrotte (VA + NR o)						
Wertebereich (Min - Max)	1.600 - 14.000	2.100 - 16.000	14 - 2.200	31 - 2.300	21 - 170	57 - 430
Mittelwert	6.100	7.400	510	480	75	210
Median	5.100	6.200	360	86	74	190
Vergärungsanlagen (VA):						
Anzahl der Beispielanlagen	11	11	11	11	11	11
Anzahl der Messphasen	17	17	16	14	17	17
Offene Nachrotte von Gärrückständen (NR o):						
Anzahl der Beispielanlagen	3	3	3	3	3	3
Anzahl der Messphasen	6	6	6	6	6	6

Die folgenden Bilder zeigen die ermittelten Emissionsfaktoren für Methan, Lachgas und Ammoniak sowie die ermittelten Kohlendioxidäquivalente gegliedert in:

- **Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)**, siehe Bild 5-2 bis Bild 5-5
- **Median und Wertebereiche (Min - Max)**, siehe Bild 5-6 bis Bild 5-9

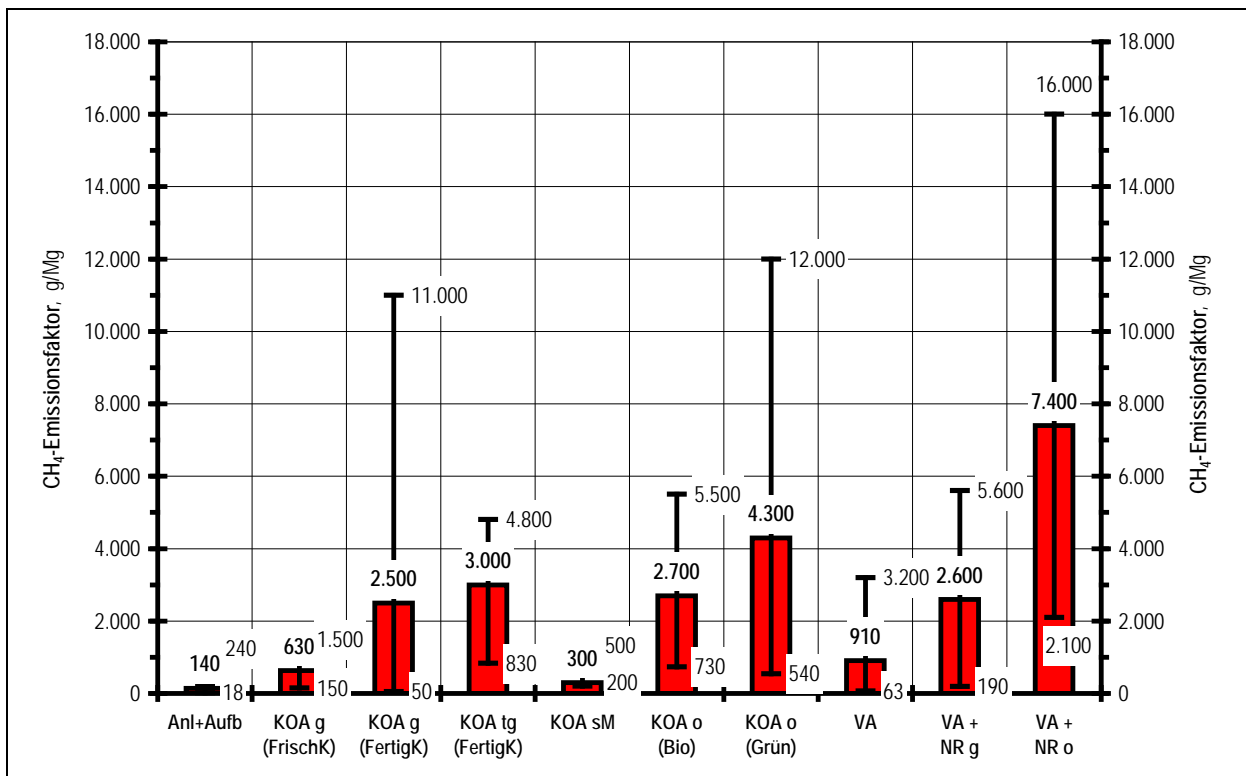


Bild 5-2: **Methanemissionsfaktoren** für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); **Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)**

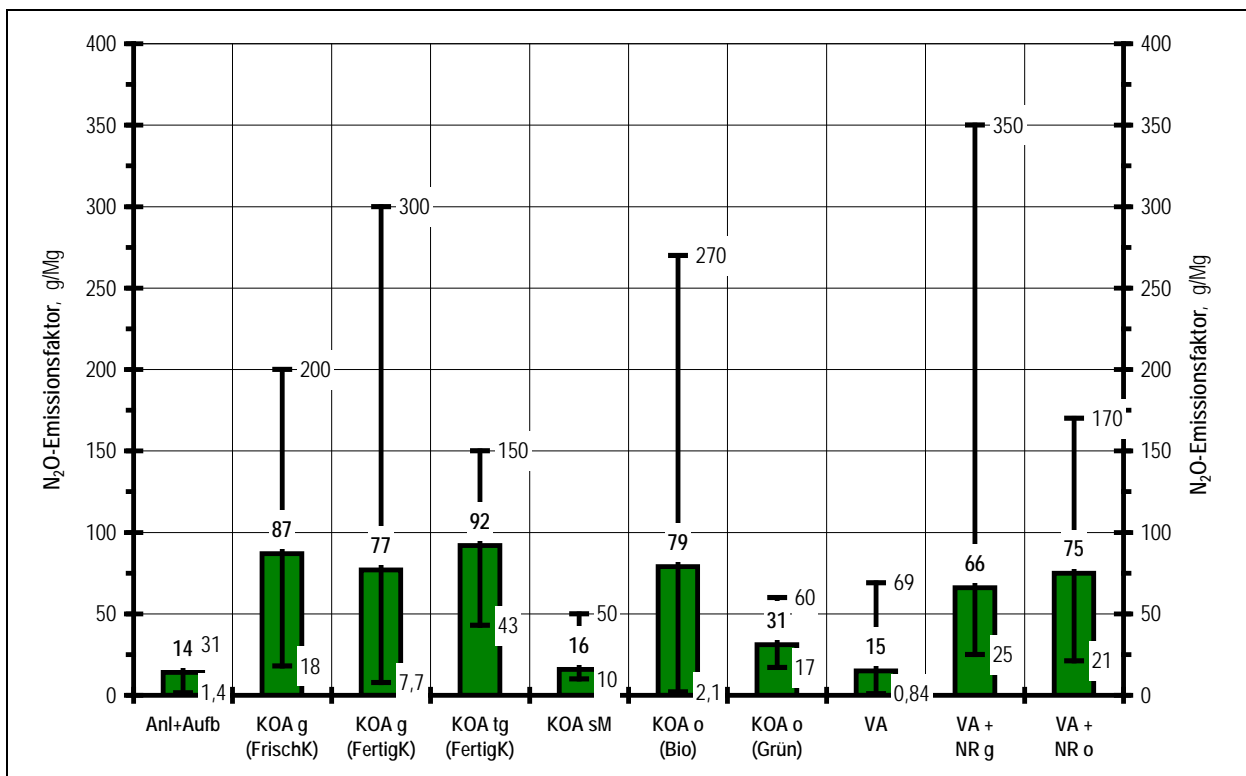


Bild 5-3: **Lachgasemissionsfaktoren** für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); **Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)**

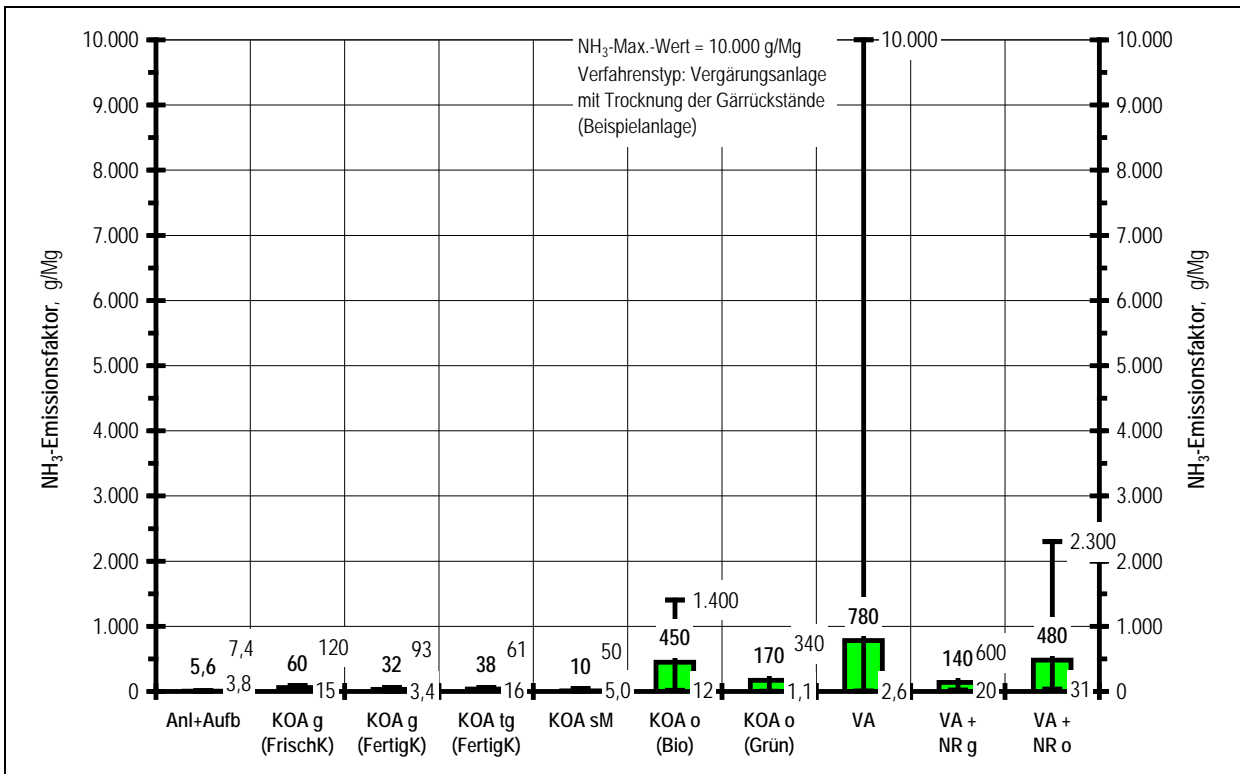


Bild 5-4: **Ammoniakemissionsfaktoren** für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); **Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)**

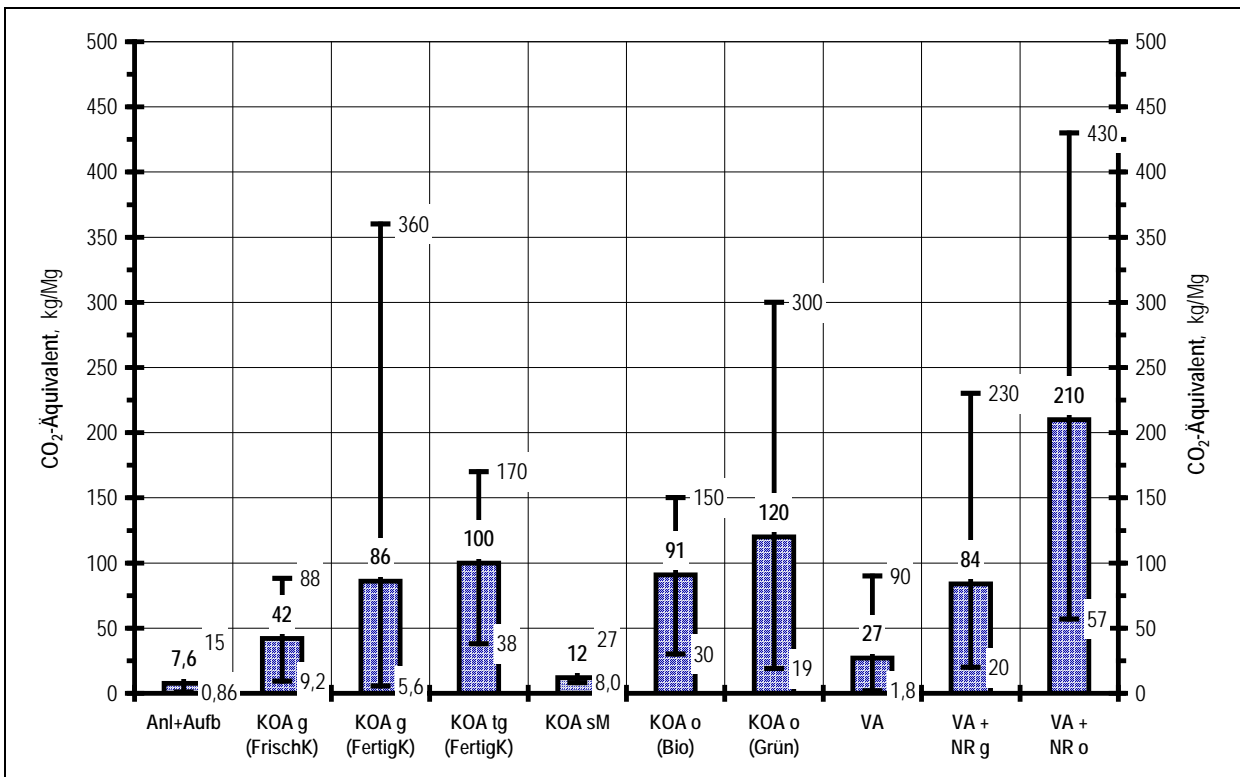


Bild 5-5: **Kohlendioxidäquivalente** für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); **Mittelwerte und Wertebereiche (Min - Max)**

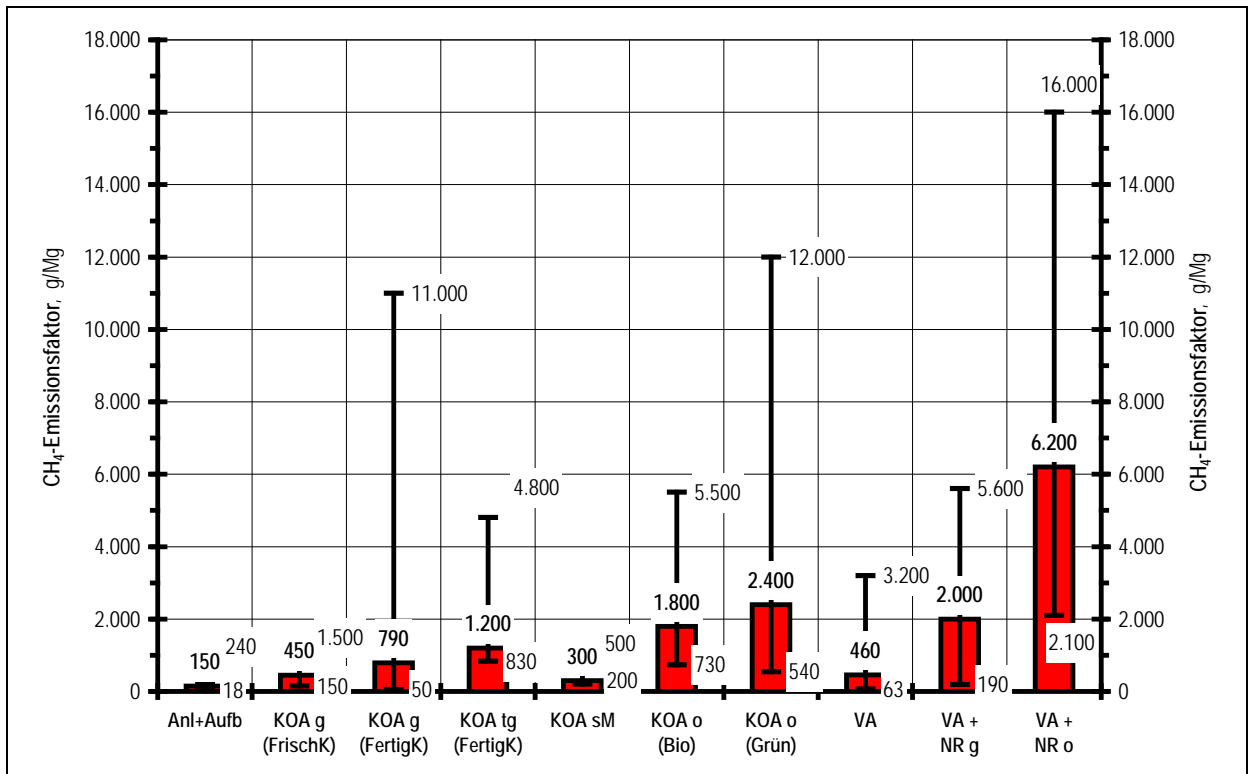


Bild 5-6: **Methanemissionsfaktoren** für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); **Median und Wertebereiche (Min - Max)**

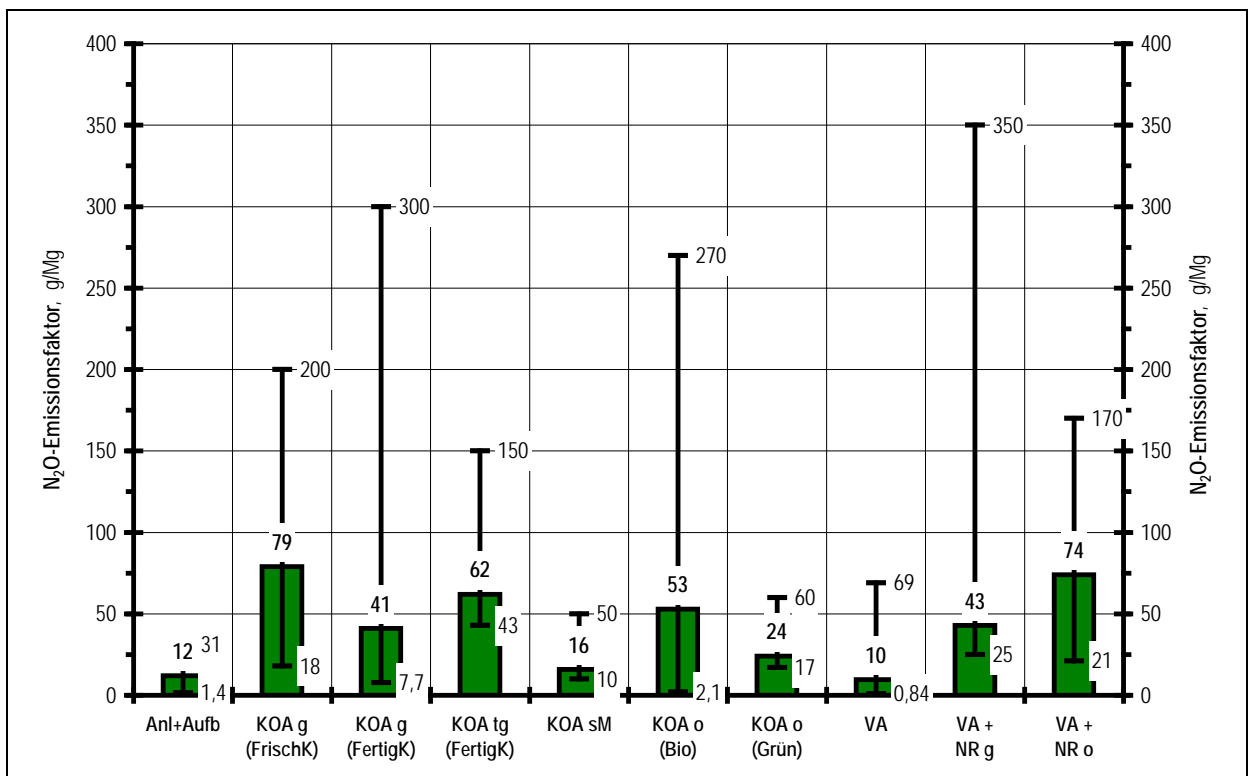


Bild 5-7: **Lachgasemissionsfaktoren** für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); **Median und Wertebereiche (Min - Max)**

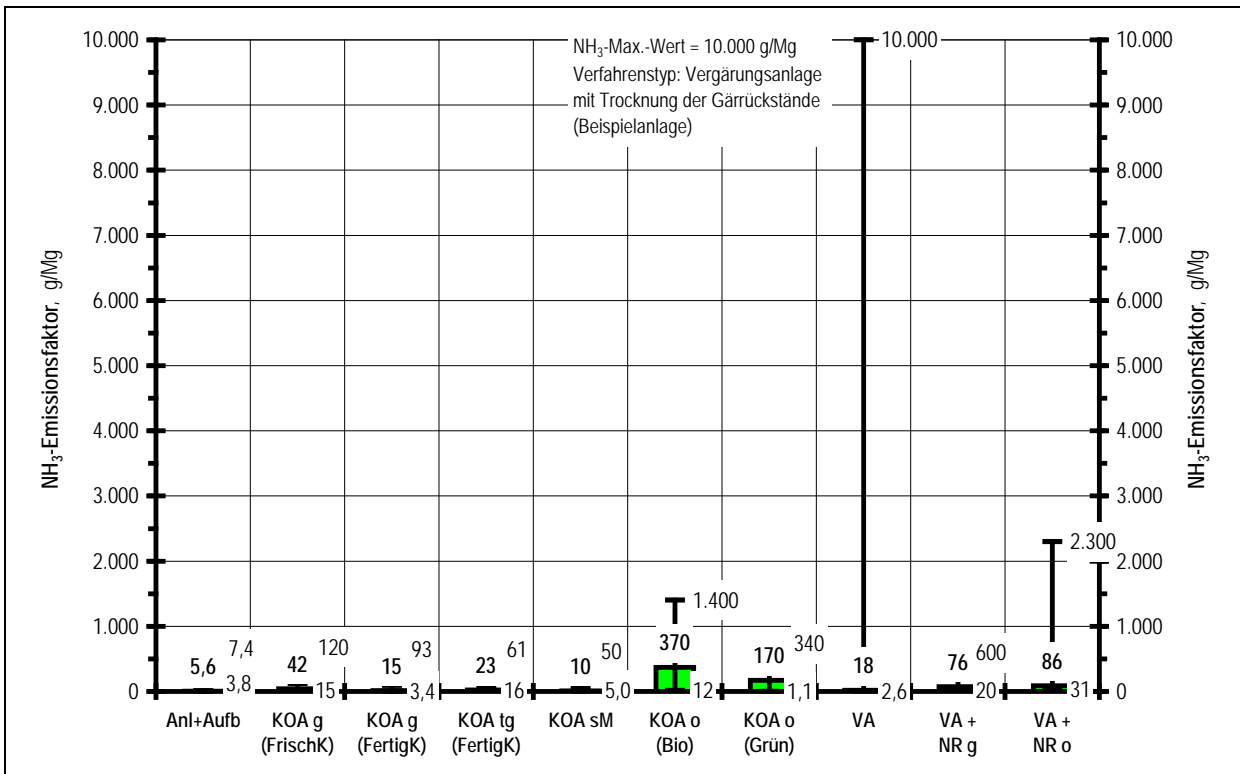


Bild 5-8: **Ammoniakemissionsfaktoren** für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); **Median und Wertebereiche (Min - Max)**

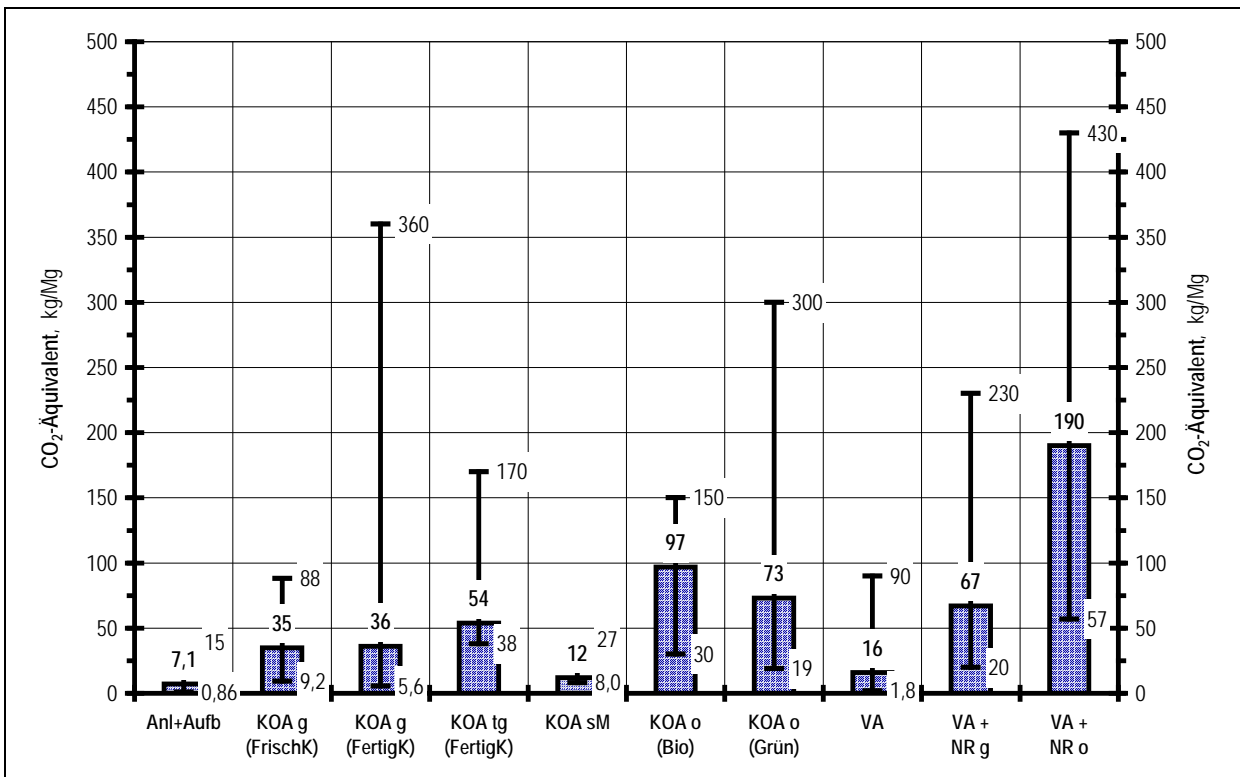


Bild 5-9: **Kohlendioxidäquivalente** für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); **Median und Wertebereiche (Min - Max)**

5.3.1.2 Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von einzelnen betrieblichen Bereichen

Die in Abhängigkeit von dem Kompostierungs- und Vergärungsverfahren bzw. von der Behandlungstechnik, die jeweils für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen eingesetzt wird, ermittelten Emissionsfaktoren für Methan, Lachgas und Ammoniak sowie Kohlendioxidäquivalente werden im Folgenden auf einzelne betriebliche Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen aufgeteilt, dazu zählen folgende Teilabgasströme des Behandlungsprozesses:

- **Anlieferung und mechanische Aufbereitung: Anl+Aufb**
- **Vergärungsanlage: VA**
Nassaufbereitung beim Verfahrenstyp VA NV, Ein- und Austrag Fermenter, Abfahren der Fermenter bei Ende des Vergärungsprozesses und geringer Biogasproduktion, Zwischenspeicherung der Gärrückstände (Gärresttank), Separation oder Trocknung der Gärrückstände, Behandlung (Abwasserreinigung, Nachklärung) und Bereitstellung der flüssigen Gärrückstände und Bereitstellung der festen Gärrückstände, Aerobisierung der festen Gärrückstände vor der Nachrotte;
- **Hauptrotte (HR)**
Hygienisierung bis zur Herstellung von Frischkomposten inklusive deren Konfektionierung (Absiebung);
- **Nachrotte (NR)**
Stabilisierung bis zur Herstellung von Fertigkomposten inklusive deren Konfektionierung (Absiebung);
- **Zwischenlager (ZwLager)**
Zwischenlagerung der Produkte Frischkompost und Fertigkompost auf dem Gelände der Kompostierungsanlage.

Für die differenzierte Betrachtung der Emissionen aus der Hauptrotte, Nachrotte und dem sogenannten Zwischenlager wird eine einheitliche Rottezeit angesetzt. Gemäß VDI 3475 beträgt die Rottezeit je nach Abfallzusammensetzung, Rotte- und Prozesssteuerung für die Erzeugung von Frischkompost ca. drei bis sechs Wochen und von Fertigkompost insgesamt ca. sechs bis zehn Wochen. Daran schließt sich eine nach Jahreszeit unterschiedlich lange Lagerzeit für die Zwischenlagerung an.

Für die Aufteilung der Emissionsfaktoren auf die einzelnen betrieblichen Bereiche werden im Folgenden sowohl mittlere Zeiten der Rotte und Zwischenlagerung als auch die Anteile der jeweils freigesetzten Stoffwechselprodukte definiert. Die damit einheitlich festgelegten Werte ermöglichen eine direkte Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse, die für die Emissionen an Methan, Lachgas und Ammoniak sowie für die aus Methan und Lachgas ermittelten Kohlendioxidäquivalente in den nachfolgenden Diagrammen gegenübergestellt sind.

- **Mittlere Zeiten**
Hauptrotte: Produkt Frischkompost, Rottezeit 4 Wochen
Nachrotte: Produkt Fertigkompost, Rottezeit 4 Wochen
Zwischenlagerung: Zwischenlagerzeit 4 Wochen

- **Anteile der jeweils freigesetzten Stoffwechselprodukte**

Die Freisetzung von flüchtigen Kohlenstoffverbindungen und Ammoniak erfolgt in der Hauptrotte zu 75 %, in der Nachrotte zu 20 % und während der Zwischenlagerung zu 5 %. Das Lachgas emittiert hingegen in Höhe von 20 % in der Hauptrotte, 75 % in der Nachrotte und 5 % während der Zwischenlagerung. Diese angesetzten mittleren Werte beruhen auf umfangreichen Untersuchungen von CUHLS, 2001 und weiteren Praxiserfahrungen.

In offenen Kompostierungsanlagen verläuft der Abbau der organischen Substanz weniger intensiv, so dass eine längere Rottezeit erforderlich ist und sich die Freisetzung der Stoffwechselprodukte über einen längeren Zeitraum verteilt. Dieses Phänomen ist auch auf lange Umsetzintervalle zurückzuführen. Durch mehrfaches Umsetzen können die Abbauprozesse erhöht werden und damit die erforderliche Rottezeit verkürzt werden.

Die auf der Grundlage dieser definierten Werte ermittelten Anteile der Emissionsfaktoren an den einzelnen betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen für die Freisetzung von Methan, Lachgas und Ammoniak sowie die jeweiligen Kohlendioxidäquivalente sind in den folgenden Bildern zusammengestellt, gegliedert in:

- **Datenbasis: Mittelwerte**, siehe Bild 5-10 bis Bild 5-17
- **Datenbasis: Medianwerte**, siehe Bild 5-18 bis Bild 5-25

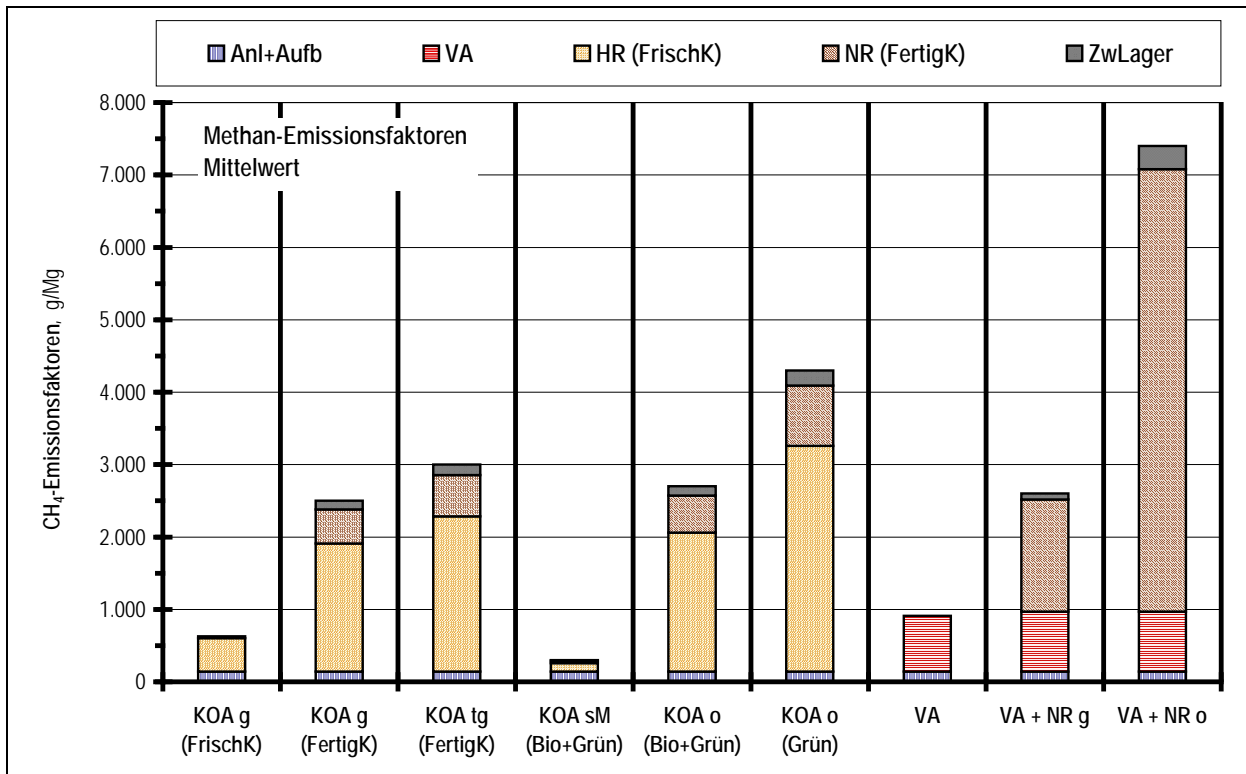


Bild 5-10: **Methanemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Mittelwerte**

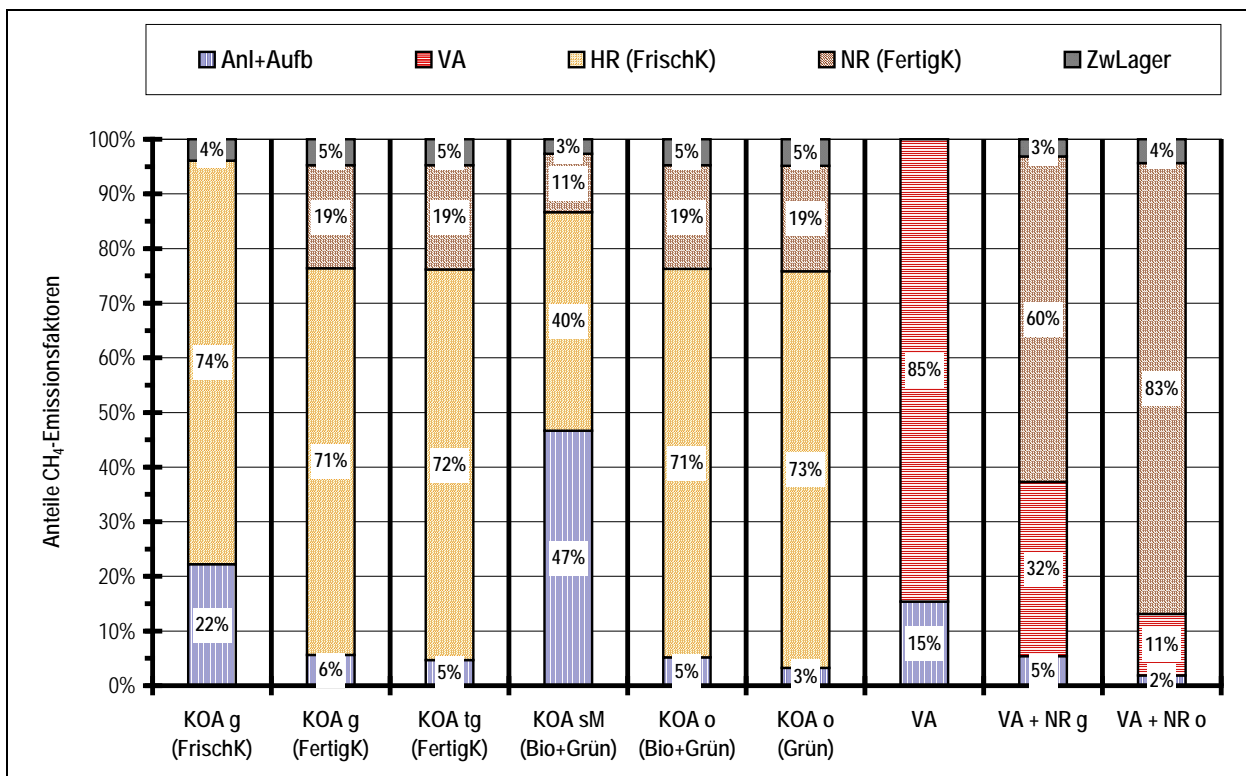


Bild 5-11: **Anteile der Methanemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Mittelwerte**

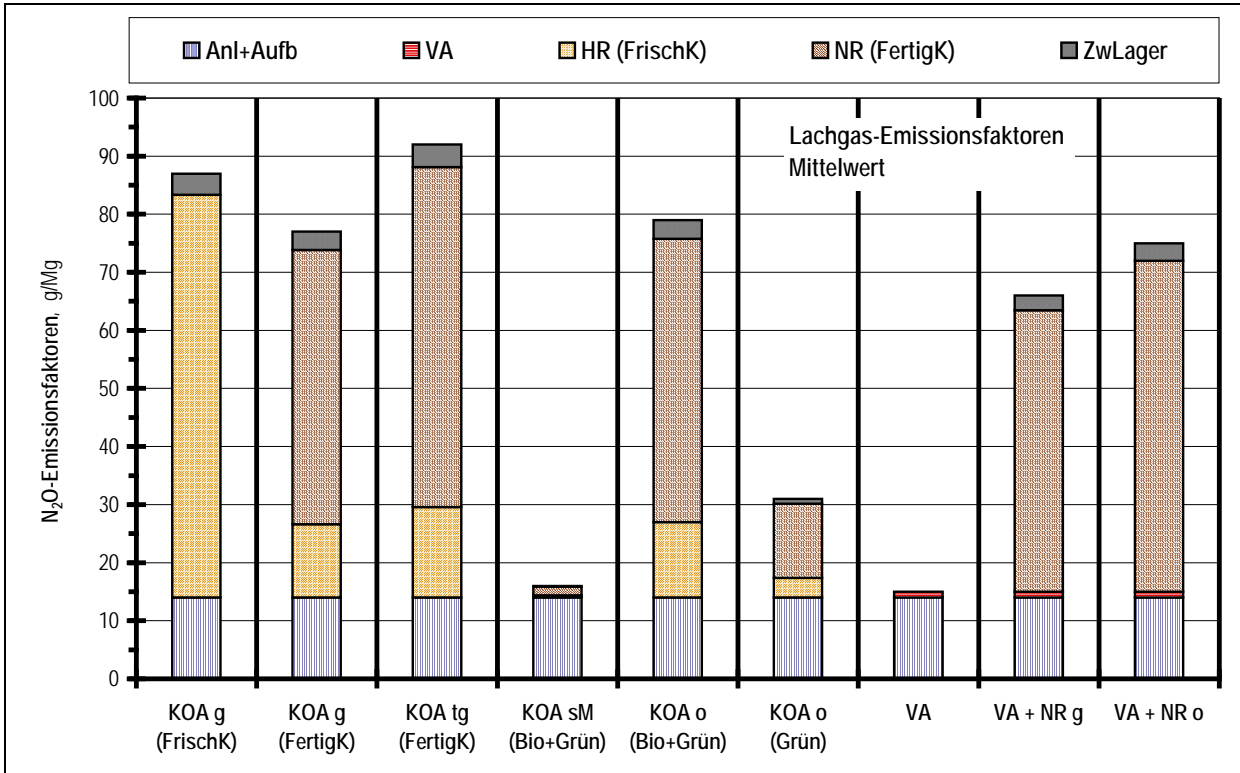


Bild 5-12: **Lachgasemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Mittelwerte**

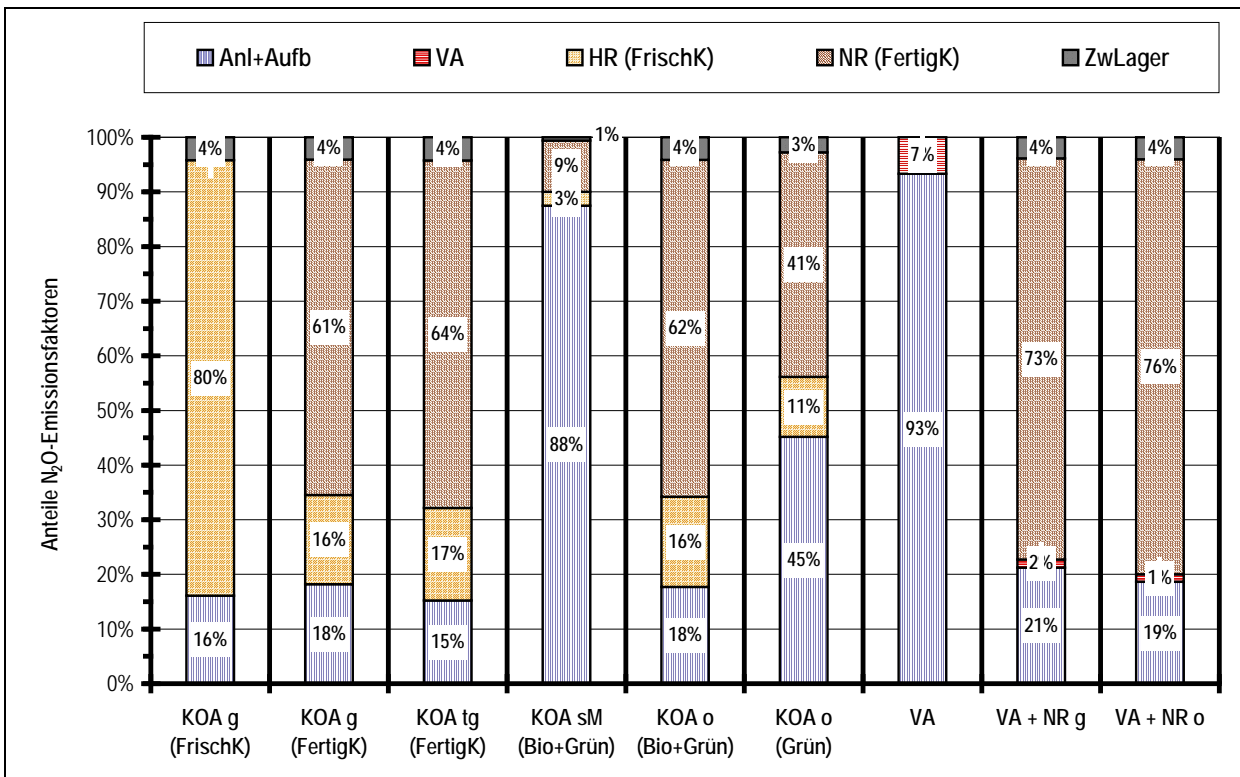


Bild 5-13: **Anteile der Lachgasemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Mittelwerte**

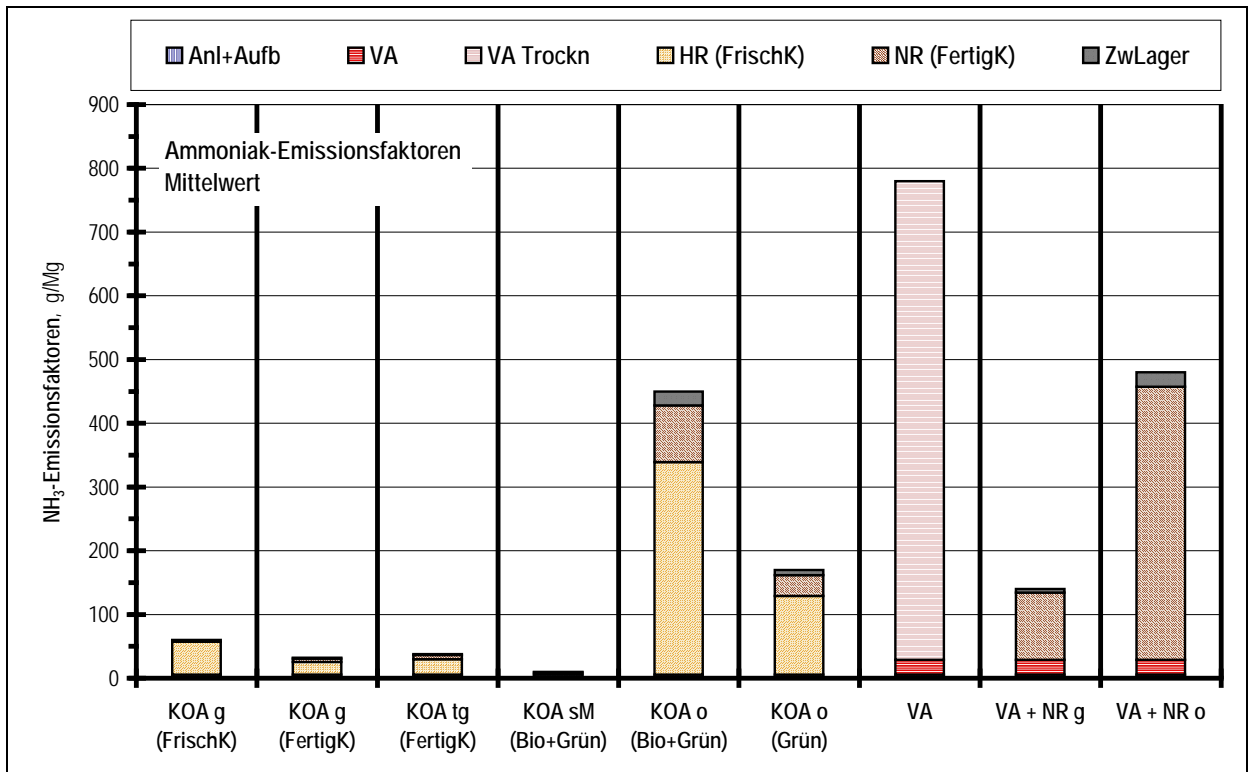


Bild 5-14: **Ammoniakemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Mittelwerte**

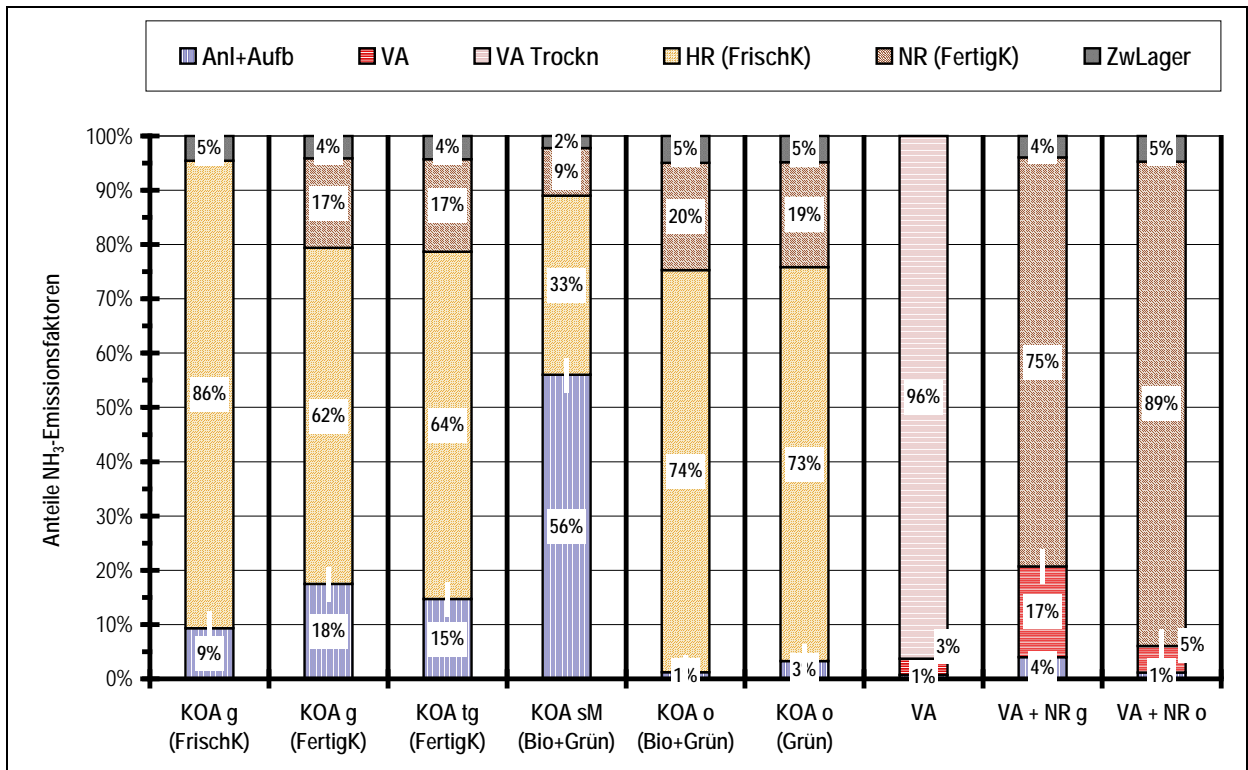


Bild 5-15: **Anteile der Ammoniakemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Mittelwerte**

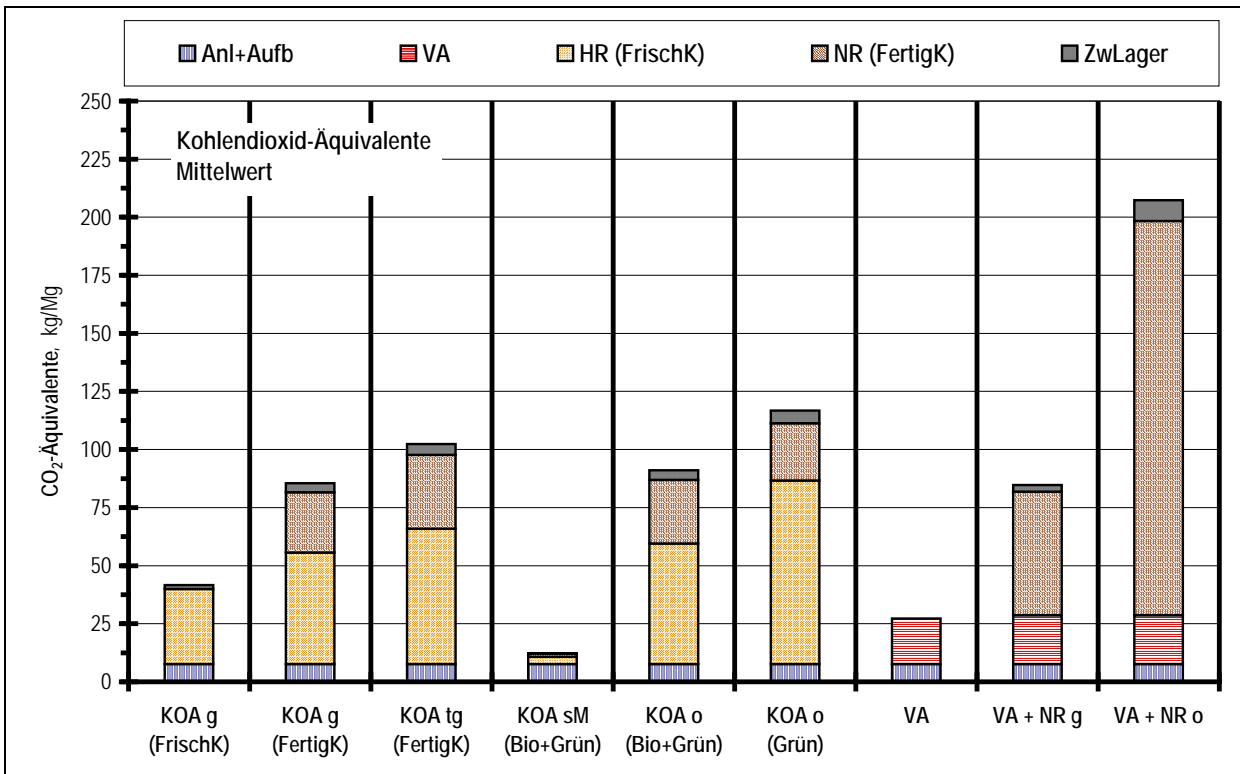


Bild 5-16: **Kohlendioxidäquivalente** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Mittelwerte**

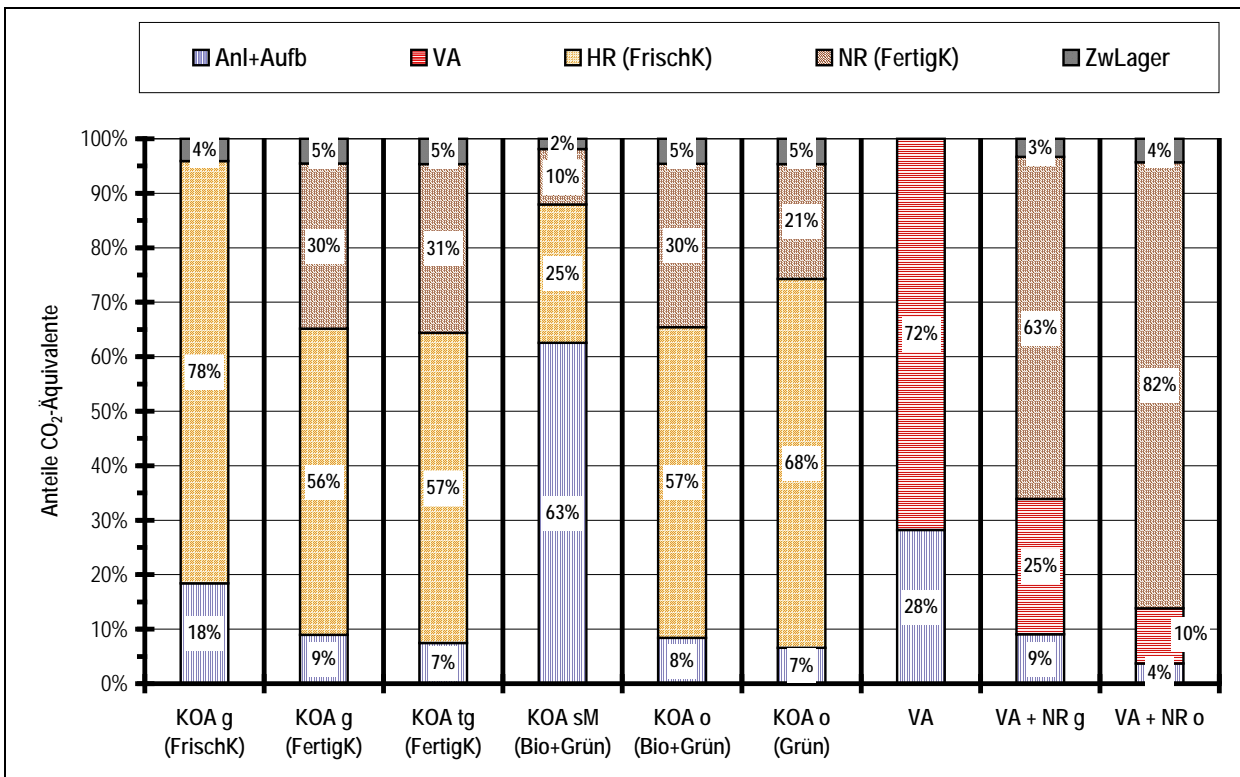


Bild 5-17: **Anteile der Kohlendioxidäquivalente** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Mittelwerte**

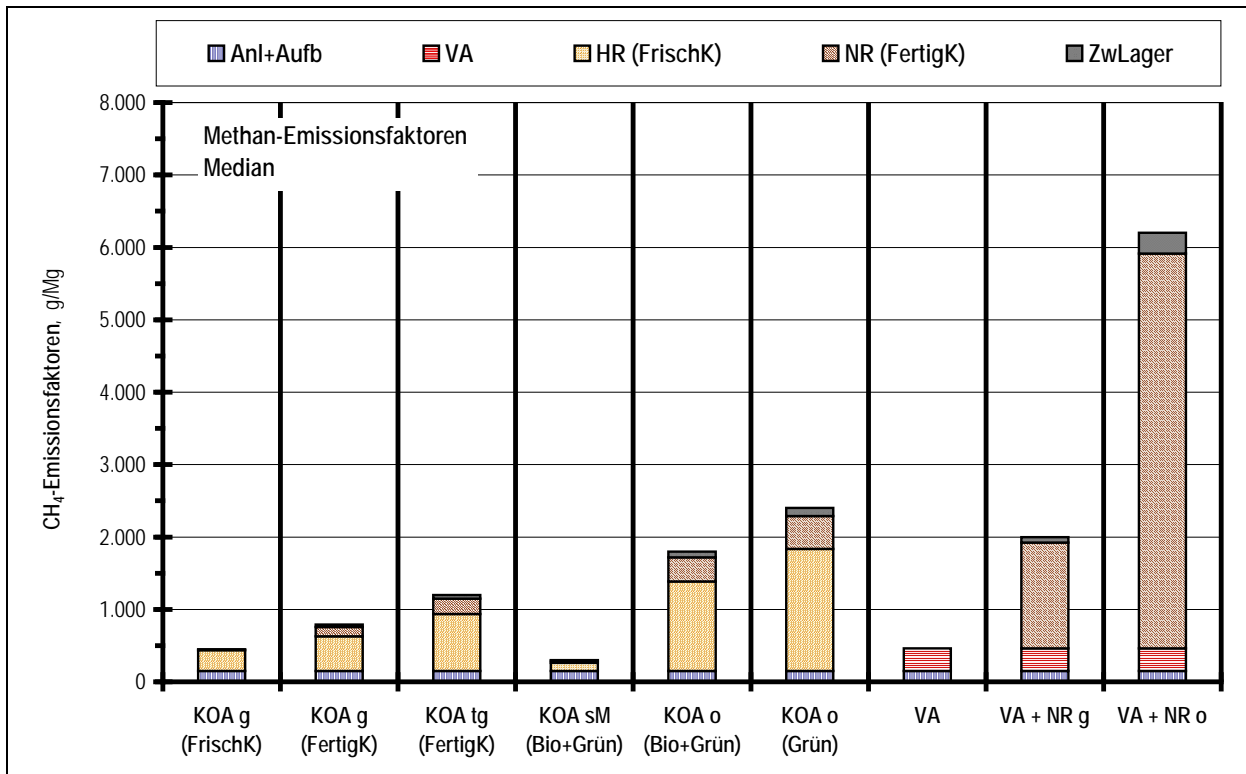


Bild 5-18: **Methanemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Medianwerte**

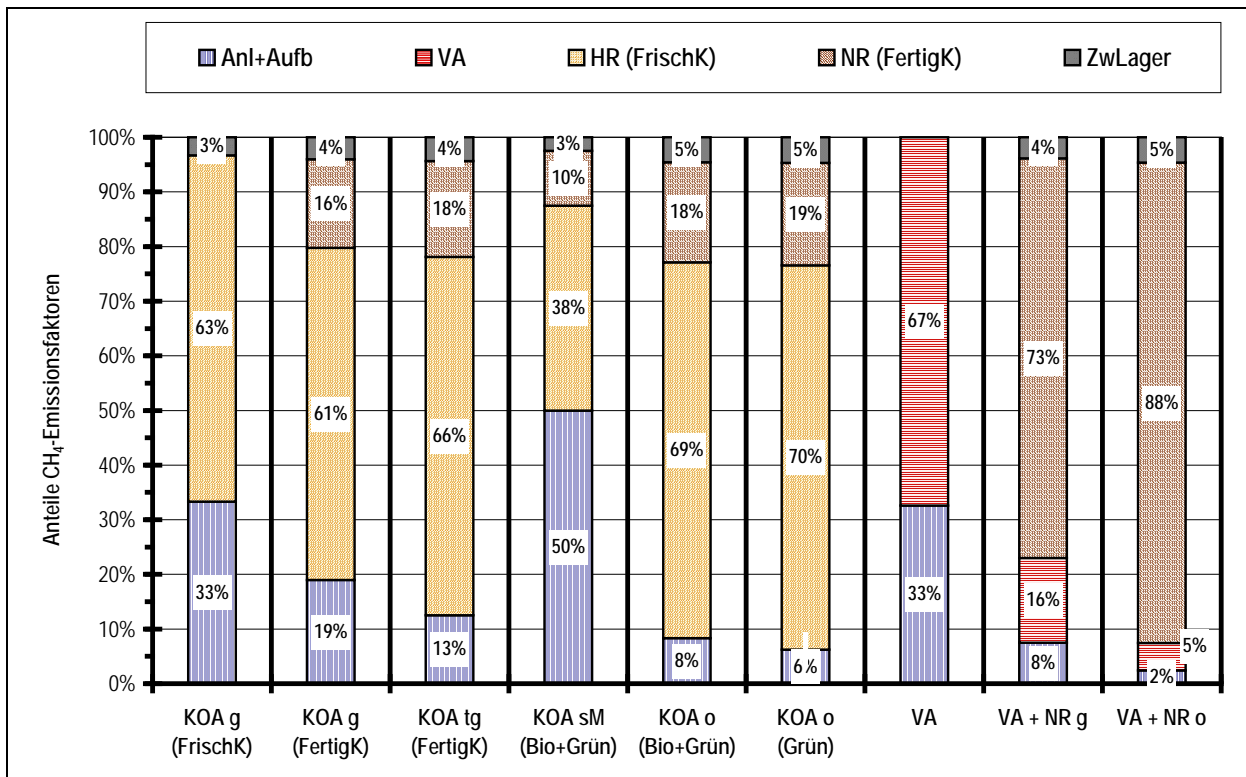


Bild 5-19: **Anteile der Methanemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Medianwerte**

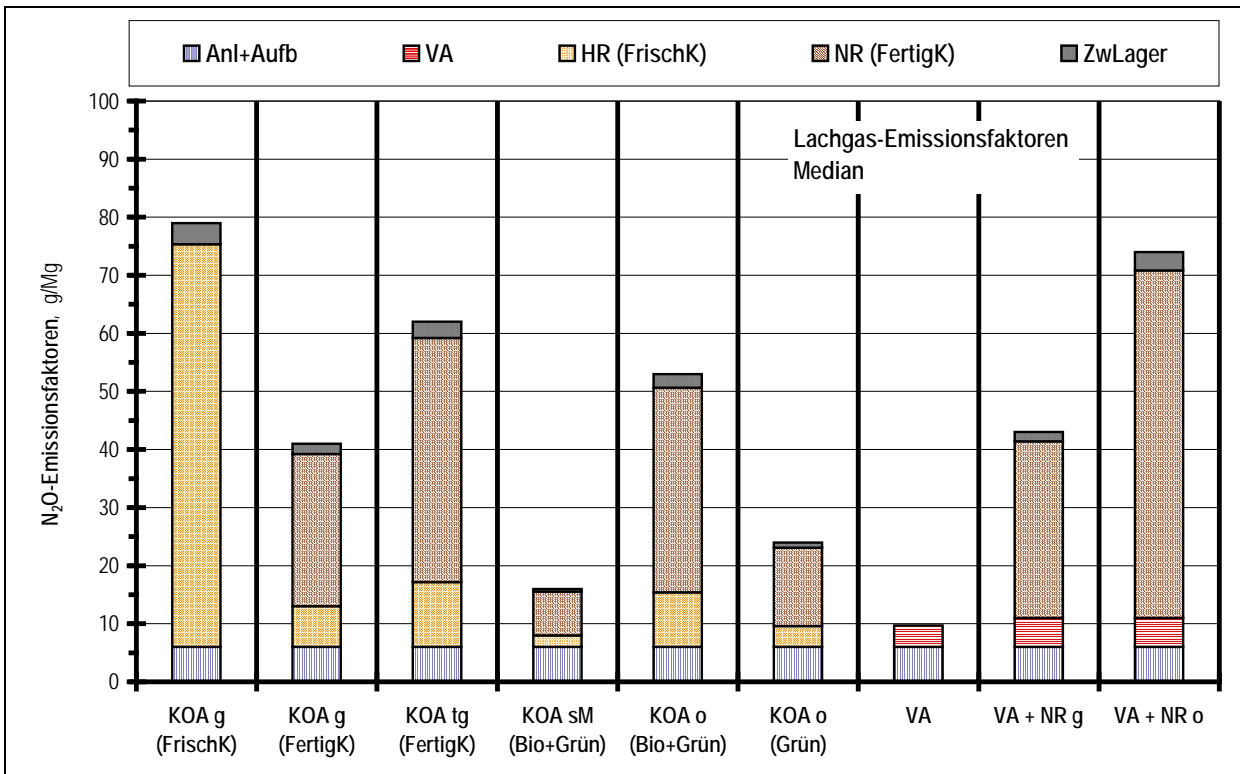


Bild 5-20: **Lachgasemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Medianwerte**

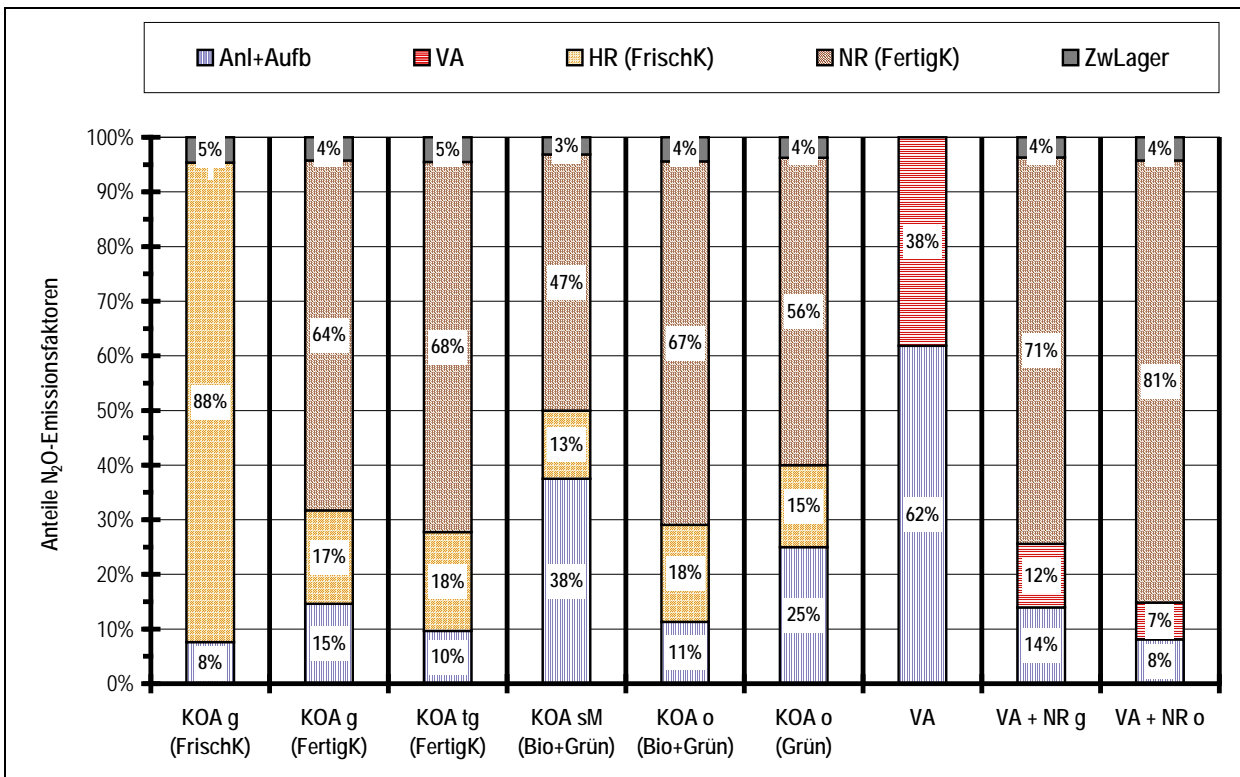


Bild 5-21: **Anteile der Lachgasemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Medianwerte**

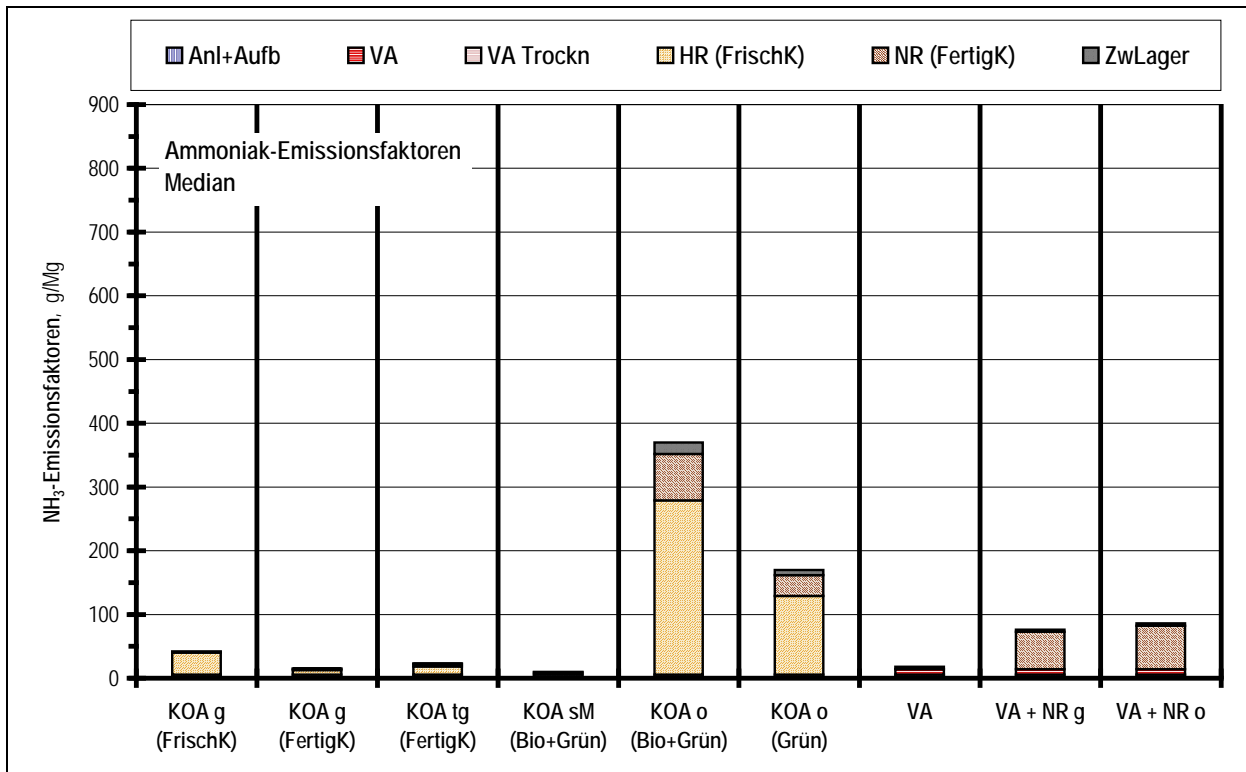


Bild 5-22: **Ammoniakemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Medianwerte**

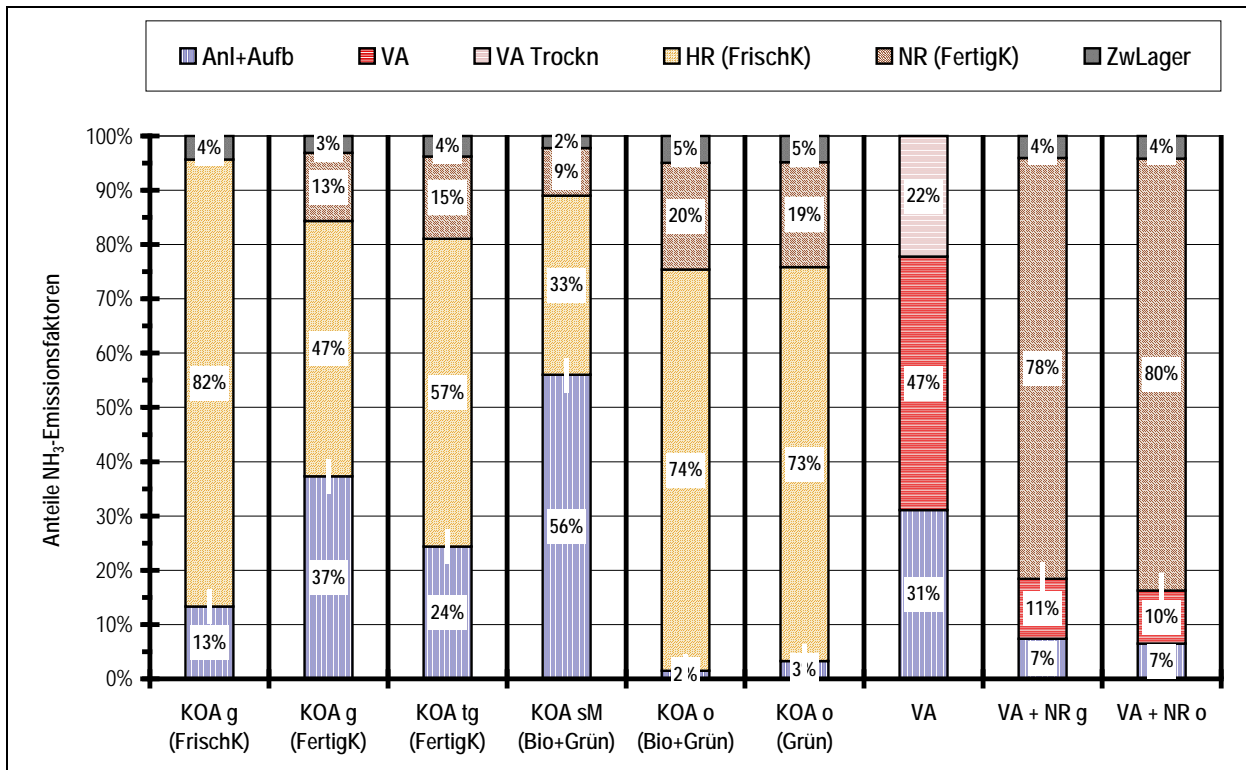


Bild 5-23: **Anteile der Ammoniakemissionen** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Medianwerte**

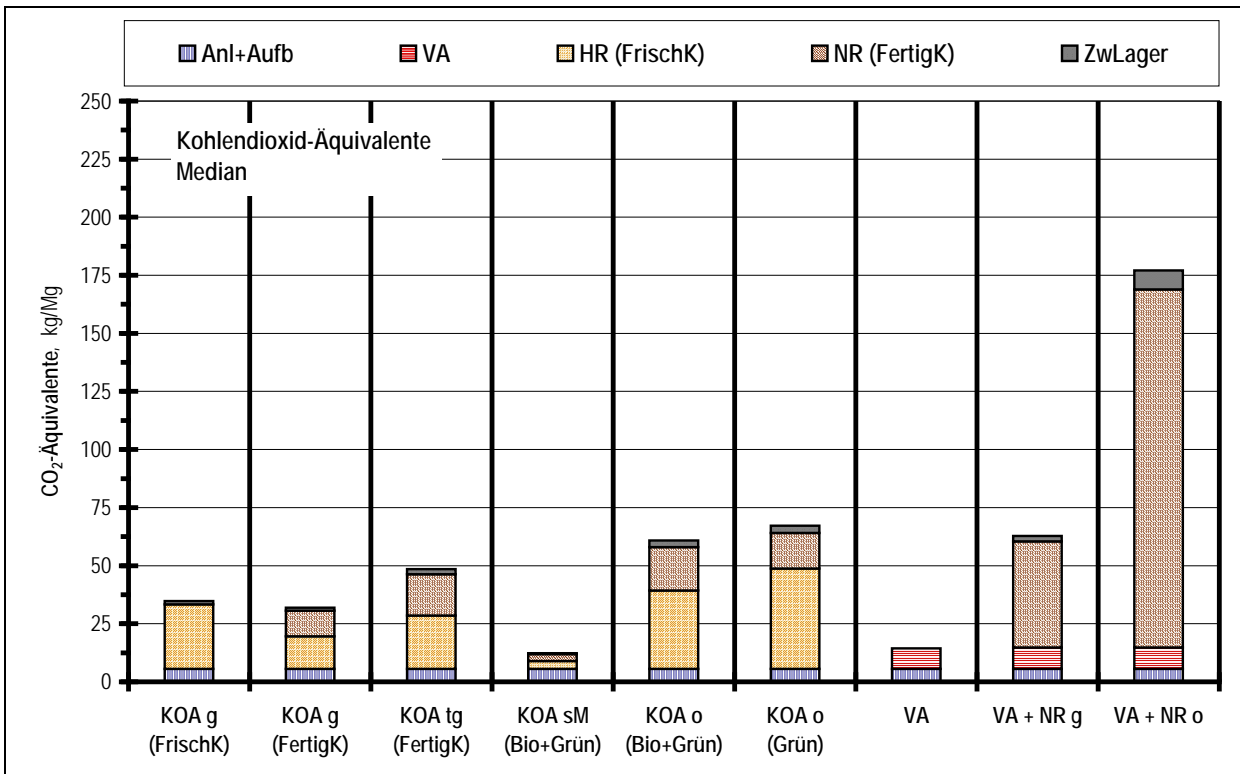


Bild 5-24: **Kohlendioxidäquivalente** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Medianwerte**

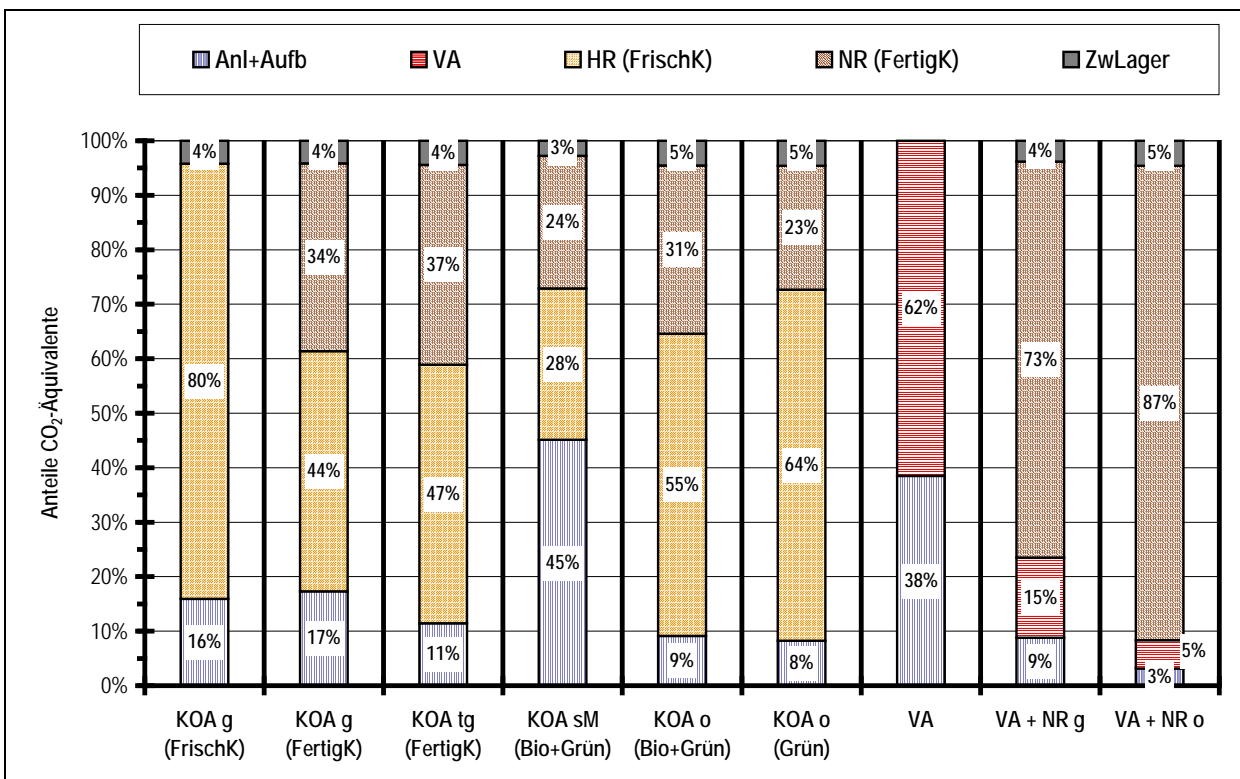


Bild 5-25: **Anteile der Kohlendioxidäquivalente** aus den betrieblichen Einrichtungen bzw. Behandlungsstufen von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren; Datenbasis: **Medianwerte**

5.3.1.3 Zusammenfassung der Emissionsfaktoren und Ermittlung der Emissionen

Für die abschließende Ermittlung der gasförmigen Emissionen, die während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland freigesetzt werden, zeigt Tabelle 5-4 zusammenfassend die zugrunde gelegten Werte für die Emissionsfaktoren und Inputmengen. Für die Emissionsfaktoren ist jeweils der Wertebereich (Min - Max) sowie der für die weiteren Berechnungen angesetzte Mittelwert und Median gemäß Tabelle 5-2 und Tabelle 5-3 aufgeführt. Die Inputmengen bezeichnen die jährlichen Mengen der verwerteten Bio- und Grünabfälle gemäß Tabelle 5-1, die für die Berechnung der mittleren Emissionsfaktoren zugrunde gelegt wurden. Die über den Anlagenpark in Deutschland gemittelten Emissionsfaktoren für den Behandlungsprozess je Mg verwertete Abfälle ergeben folgende Werte (siehe Tabelle 5-5):

- **Datenbasis Mittelwert**

- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungsanlagen (KOA)**
Methan 2.600 g/Mg, Ammoniak 160 g/Mg und Lachgas 66 g/Mg
- **Mittlere Emissionsfaktoren Vergärungsanlagen (VA)**
Methan 3.500 g/Mg, Ammoniak 330 g/Mg und Lachgas 60 g/Mg
- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA+VA)**
Methan 2.700 g/Mg, Ammoniak 180 g/Mg und Lachgas 65 g/Mg

- **Datenbasis Median**

- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungsanlagen (KOA)**
Methan 1.400 g/Mg, Ammoniak 140 g/Mg und Lachgas 49 g/Mg
- **Mittlere Emissionsfaktoren Vergärungsanlagen (VA)**
Methan 2.800 g/Mg, Ammoniak 69 g/Mg und Lachgas 45 g/Mg
- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA+VA)**
Methan 1.600 g/Mg, Ammoniak 130 g/Mg und Lachgas 49 g/Mg

Das Produkt aus den Emissionsfaktoren und den Inputmengen je Verfahrenstyp bildet die gesamten Emissionen aus der Bio- und Grünabfallverwertung in Deutschland für die hier berücksichtigten Kompostierungs- und Vergärungsverfahren bzw. Behandlungstechniken (siehe Datenbasis Mittelwert Tabelle 5-6 und Datenbasis Median Tabelle 5-7).

Tabelle 5-4: **Emissionsfaktoren** für Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH₄), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O), CO₂-Äquivalente sowie Inputmenge in Mio. Mg/a differenziert nach Kompostierungs- und Vergärungsverfahren, Input-Material und Produkt

Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie Inputmengen in Deutschland

Verfahren:		KOA g	KOA g	KOA tg	KOA sM	KOA o	KOA o	VA	VA + NR g	VA + NR o
Input:		Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün
Pro- dukte:		FrischK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	Gärprod.	Gärprod. FertigK	Gärprod. FertigK
Ges.-C, g/Mg	Min	110	30	720	250	740	610	60	260	1.600
	Max	1.200	9.300	4.400	770	4.800	9.500	3.800	4.800	14.000
	Mittel	470	2.300	2.800	530	2.400	3.700	900	2.300	6.100
	Median	440	690	1.000	530	1.700	2.300	520	1.800	5.100
CH ₄ , g/Mg	Min	150	50	830	200	730	540	63	190	2.100
	Max	1.500	11.000	4.800	500	5.500	12.000	3.200	5.600	16.000
	Mittel	630	2.500	3.000	300	2.700	4.300	910	2.600	7.400
	Median	450	790	1.200	300	1.800	2.400	460	2.000	6.200
NMVOC, g/Mg	Min	3	1	100	100	190	200	0	16	14
	Max	110	1.100	750	400	690	500	1.700	850	2.200
	Mittel	49	390	470	300	370	490	230	340	510
	Median	56	95	140	300	370	490	98	320	360
NH ₃ , g/Mg	Min	15	3	16	5	12	1	3	20	31
	Max	120	93	61	50	1.400	340	10.000	600	2.300
	Mittel	60	32	38	10	450	170	780	140	480
	Median	42	15	23	10	370	170	18	76	86
N ₂ O, g/Mg	Min	18	8	43	10	2	17	1	25	21
	Max	200	300	150	50	270	60	69	350	170
	Mittel	87	77	92	16	79	31	15	66	75
	Median	79	41	62	16	53	24	10	43	74
CO ₂ -Äq., kg/Mg	Min	9,2	5,6	38	8,0	30	19	1,8	20	57
	Max	88	360	170	27	150	300	90	230	430
	Mittel	42	86	100	12	91	120	27	84	210
	Median	35	36	54	12	97	73	16	67	190
Input, Mio. Mg/a	Summe: 8,61	2,00	0,95	0,63	0,13	1,47	2,40	0,17	0,60	0,26
Input, Anteil	100 %	23,2 %	11,0 %	7,3 %	1,5 %	17,1 %	27,9 %	2,0 %	7,0 %	3,0 %

Tabelle 5-5: **Mittlere Emissionsfaktoren** für Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH₄), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O), CO₂-Äquivalente sowie Inputmenge in Mio. Mg/a differenziert nach Kompostierungsanlagen (KOA), Vergärungsanlagen (VA) sowie Summe aus Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA + VA)
Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie Inputmengen in Deutschland

Verfahren:		Kompostierungsanlagen (KOA)	Vergärungsanlagen (VA)	Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA+VA)
Ges.-C, g/Mg	Min-Max	430 - 5.800	560 - 6.900	450 - 5.900
	Mittel	2.300	3.000	2.400
	Median	1.400	2.400	1.500
CH ₄ , g/Mg	Min-Max	430 - 7.000	650 - 7.800	460 - 7.100
	Mittel	2.600	3.500	2.700
	Median	1.400	2.800	1.600
NMVOC, g/Mg	Min-Max	110 - 530	13 - 1.300	99 - 620
	Mittel	330	360	340
	Median	270	290	270
NH ₃ , g/Mg	Min-Max	9 - 430	20 - 2.600	10 - 690
	Mittel	160	330	180
	Median	140	69	130
N ₂ O, g/Mg	Min-Max	15 - 180	20 - 260	16 - 190
	Mittel	66	60	65
	Median	49	45	49
CO ₂ -Äq., kg/Mg	Min-Max	18 - 210	26 - 260	19 - 210
	Mittel	86	110	88
	Median	60	89	64
Input, Mio. Mg/a		7,58	1,03	8,61
Input, Anteil		88 %	12 %	100 %

Tabelle 5-6: Emissionen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH₄), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) sowie CO₂-Äquivalente in Gg/a differenziert nach Kompostierungs- und Vergärungsverfahren, Input-Material und Produkt - **Emissionen während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland; Datenbasis: Mittelwert**

Verfahren:	KOA g	KOA g	KOA tg	KOA sM	KOA o	KOA o	VA	VA + NR g	VA + NR o	Summe
Input:	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	
Produkt:	FrischK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	Gärprod.	Gärprod. FertigK	Gärprod. FertigK	
	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a
Ges.-C	0,940	2,180	1,770	0,069	3,528	8,880	0,153	1,385	1,574	20,48
CH ₄	1,260	2,370	1,896	0,039	3,969	10,320	0,155	1,565	1,909	23,48
NMVOC	0,098	0,370	0,297	0,039	0,544	1,176	0,039	0,205	0,132	2,90
NH ₃	0,120	0,030	0,024	0,001	0,662	0,408	0,133	0,084	0,124	1,59
N ₂ O	0,174	0,073	0,058	0,002	0,116	0,074	0,003	0,040	0,019	0,56
CO ₂ -Äq.	83,352	81,003	64,727	1,595	133,832	280,171	4,627	50,970	53,496	753,77

Tabelle 5-7: Emissionen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH₄), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) sowie CO₂-Äquivalente in Gg/a differenziert nach Kompostierungs- und Vergärungsverfahren, Input-Material und Produkt - **Emissionen während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Deutschland; Datenbasis: Median**

Verfahren:	KOA g	KOA g	KOA tg	KOA sM	KOA o	KOA o	VA	VA + NR g	VA + NR o	Summe
Input:	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	
Produkt:	FrischK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	Gärprod.	Gärprod. FertigK	Gärprod. FertigK	
	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a
Ges.-C	0,880	0,654	0,632	0,069	2,499	5,520	0,088	1,084	1,316	12,74
CH ₄	0,900	0,749	0,758	0,039	2,646	5,760	0,078	1,204	1,600	13,73
NMVOC	0,112	0,090	0,088	0,039	0,544	1,176	0,017	0,193	0,093	2,35
NH ₃	0,084	0,014	0,015	0,001	0,544	0,408	0,003	0,046	0,022	1,14
N ₂ O	0,158	0,039	0,039	0,002	0,078	0,058	0,002	0,026	0,019	0,42
CO ₂ -Äq.	69,584	30,306	30,637	1,595	89,367	161,165	2,446	37,814	45,679	468,59

5.3.2 Emissionsfaktoren und Emissionen während der Produktlagerung (LAGER)

Die Emissionsfaktoren und Emissionen während der Produktlagerung beziehen sich auf die Lagerung von Komposten und Gärprodukten auf Flächen, die außerhalb der Kompostierungs- und Vergärungsanlagen stattfinden. Dieses können z. B. landwirtschaftliche Areale oder Flächen des Garten- und Landschaftsbaus sein. Die hier berücksichtigte Lagerzeit findet nach der Zwischenlagerung in der Kompostierungs- und Vergärungsanlage bis zum Zeitpunkt der Anwendung bzw. Ausbringung der Komposte und Gärprodukte (Applikation) statt.

Die Emissionen während der Lagerung von Komposten und Gärprodukten werden sowohl von der Menge und der Substratzusammensetzung der erzeugten Produkte als auch von deren Lagerzeit bestimmt. Die durchschnittliche Lagerzeit für die Produkte der Kompostierung und Vergärung, bezogen auf einen Betrachtungszeitraum von einem Jahr, wird mit zwei Monaten angesetzt. Die Emissionsfaktoren und Emissionen während der Produktlagerung betragen damit im Mittel 1/6 der Emissionen, die für die Kalkulation der jährlichen Emissionen nach der Produktausbringung ermittelt wurden (siehe Tabelle 5-11 und Tabelle 5-12 sowie Zusammenstellung der Emissionen in Abschnitt 5.3.4).

5.3.3 Emissionsfaktoren und Emissionen nach der Produktausbringung (AUSBRINGUNG)

5.3.3.1 Emissionsrelevante Parameter von Komposten und Gärprodukten

Die Emissionsfaktoren sind von der Substratqualität der jeweils ausgebrachten Komposte und Gärprodukte abhängig. Die für die stickstoffförmigen Emissionen relevanten Parameter sind gesamter Stickstoff, organischer Stickstoff, Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff. Die Gehalte des Gesamt-Stickstoffs von gütegesicherten Komposten liegen zwischen 1,1 und 1,6 % TM, wobei hiervon nur ein geringer Teil in mineralischer Form vorliegt, der Gehalt an Gesamt-Stickstoff von gütegesicherten flüssigen Gärprodukten beträgt hingegen 10 % TM (siehe Tabelle 5-8).

Tabelle 5-8: Emissionsrelevante Parameter von gütegesicherten Komposten und Gärprodukten (Auszug aus Tabelle 2-2 und Tabelle 2-3) - Medianwerte für das Jahr 2007, ermittelt von der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST E.V. [BGK, 2008]

Produkt:	Produkte aus Kompostierungsanlagen				Produkte aus Vergärungsanlagen mit Nachrotte		
	Frischkompost		Fertig- und Substratkompost		Gärprod. flüssig	Gärprod. fest	Fertigkompost VA + NR
Input:	Bio+Grün	Grün	Bio+Grün	Grün	Bio+Grün	Bio+Grün	Bio+Grün
Gesamt-Stickstoff % TM	1,6	1,1	1,5	1,2	10,00	2,89	1,4
Gesamt-Stickstoff kg/t FM	9,8	6,3	9,2	6,8	6,10	9,00	8,1
Organischer Stickstoff % TM	1,4	1,1	1,4	1,1	4,79	2,50	1,3
Organischer Stickstoff kg/t FM	9,0	6,1	8,6	6,5	2,50	8,10	7,2
CaCl ₂ -löslicher Stickstoff % TM	0,12	0,05	0,09	0,04			0,10
CaCl ₂ -löslicher Stickstoff kg/t FM	0,75	0,32	0,56	0,23	2,90	0,80	0,65
davon NH ₄ -N *) kg/t FM	0,68	0,28	0,38	0,14	2,89	0,77	0,50
davon NO ₃ -N *) kg/t FM	0,07	0,04	0,18	0,09	0,01	0,03	0,15
Anrechenbarer Stickstoff : löslich+5% org. N % TM	0,19	0,10	0,16	0,10			0,17
Anrechenbarer Stickstoff : löslich+5% org. N kg/t FM	1,20	0,56	1,03	0,57	3,03	1,21	0,99
Trockenmasse %	62,9	58,0	63,7	59,5	4,8	32,6	59,1
pH-Wert	7,6	7,4	7,7	7,5	8,1	7,95	7,7

*) berechnet über den prozentualen Anteil des arithmetischen Mittelwertes

5.3.3.2 Ermittlung der Emissionsfaktoren

Ermittlung der Emissionsfaktoren für die Applikation von Komposten

Treibhausgasemissionsmessungen für die Applikation von Komposten liegen keine vor. Hintergrund dürften die relativ geringen Mengen an mineralischem Stickstoff sein, die für die Bildung von Lachgas und Ammoniak verantwortlich sind. Im Folgenden werden die Treibhausgasemissionen aus Komposten abgeschätzt.

Es werden folgende **Annahmen für die Applikation von Komposten** getroffen, die in Tabelle 5-9 zusammengefasst sind:

- **Ausgebrachte Kompostmengen**

Es wird jährlich eine Kompostmenge von rund **sieben Mg TM je ha** ausgebracht, was im Mittel der guten fachlichen Praxis entspricht [BGK, 2008].

Bei größeren Mengen kann v. a. der Gehalt an Phosphor (P) die Kompostausbringung limitieren [DÜV, 2007].

Wird Kompost über einen langen Zeitraum (> etwa 20 Jahre) eingesetzt, kann auch der Gehalt an organischer Substanz die Aufwandmenge nach Maßgabe klimastandörtlicher Optimalgehalte des Bodens limitieren. Steigen Bodenhumusgehalte über den Bereich klimastandörtlicher Optimalgehalte an, werden die Aufwandmengen an Kompost nicht mehr nach dem Nährstoffbedarf, sondern nach dem Humusbedarf der Fruchtfolge (Humusreproduktion) bemessen (Annahme: 2 Mg TM je ha) [BGK, 2008].

- **Mineralisation von Kompost**

Die Mineralisation des Stickstoffs von Komposten im ersten Applikationsjahr beträgt 5 bis 10 %, bei einer mehrjährigen Anwendung etwa 25 % [KLUGE, 2008; REINHOLD, 2008]. Der Düngemittelaufwand an Stickstoff durch den Einsatz von mineralischen Düngemitteln kann entsprechend reduziert werden.

- **Lachgasemissionen**

JUNGKUNST et al., 2006 zeigten für Deutschland, dass N₂O-Emissionen tendenziell standortspezifisch auftreten und nicht unbedingt mit dem Stickstoffgehalt von Düngemitteln korrelieren. Allerdings waren in deren Literaturübersicht keine Daten über Kompostversuche enthalten. Weiterhin ist zu beachten, dass die Stickstoff-Nachlieferung aus organisch gebundenem Stickstoff über Jahre hinweg andauert. Die Emissionen finden demnach nicht alle im ersten Jahr nach der Ausbringung statt, sondern verteilen sich auf mehrere Jahre bis Jahrzehnte.

Ausgehend von dem Bemessungsansatz des IPCC-Berichtes [IPCC, 2007] für die zu erwartenden Lachgasemissionen in Höhe von 1,25 % des Gesamtstickstoffs nach der Ausbringung von mineralischen Düngern sowie unter Berücksichtigung, dass in organischen Düngern nur ein Teil des Stickstoffs in mineralischer bzw. löslicher Form (Stickstoff CaCl₂-löslich) vorliegt und der restliche Stickstoff organisch gebunden (Stickstoff organisch) ist, können folgende Bezugnahmen getroffen werden:

- a) N₂O-Emissionen betragen 1,25 % des löslichen Stickstoffs;

Begründung: Es wird lediglich der lösliche mineralische Anteil entsprechend der

Bemessung von Mineraldüngern zugrunde gelegt.

- b)** N₂O-Emissionen betragen 1,25 % des löslichen Stickstoffs zuzüglich 5 % des organischen Stickstoffs;

Begründung: Es wird zusätzlich zum löslichen Stickstoff der im ersten Anwendungsjahr freier werdende Stickstoff als Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) berücksichtigt [KLUGE, 2008].

- c)** N₂O-Emissionen betragen 1,25 % des löslichen Stickstoffs zuzüglich 25 % des organischen Stickstoffs;

Begründung: Es wird zusätzlich zum löslichen Stickstoff der bei langfristiger Anwendung anrechenbare Stickstoff als Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) berücksichtigt [KLUGE, 2008].

- d)** N₂O-Emissionen betragen 1,25 % des organischen Stickstoffs abzüglich des humusreproduktionswirksamen Stickstoffs [VDLUFA, 2008].

N₂O-Emissionen sind gemäß IPCC, 2007 in Höhe von 1,25 % des Gesamtstickstoffs zu erwarten. Es ist zu beachten, dass dieser Bemessungsansatz für mineralische Dünger festgestellt wurde. In Mineraldüngern liegt Stickstoff fast ausschließlich in mineralischer Form vor. Insbesondere in Kompost ist der wesentliche Stickstoffanteil organisch gebunden. Die Freisetzung erfolgt langsam und über längere Zeiträume. Ein Teil des Stickstoffs verbleibt darüber hinaus langfristig in der Humusmatrix des Bodens (humusreproduktionswirksamer Stickstoff).

Da die Stickstoff-Mineralisierung aus Komposten relativ langsam erfolgt, ist Kompost anders zu bewerten als Mineraldünger, bei dem der gesamte Stickstoff als sofort verfügbar anzusehen ist.

Die Ermittlung der Lachgasemissionen wird im Rahmen der vorliegenden Projektbearbeitung basierend auf der oben genannten Bezugnahme c) berechnet, die sich auf eine umfangreiche Studie zur Kompostierung von KLUGE, 2008 beziehen. Begründung: Die angesetzten Werte wurden in Versuchen belegt. Darüber hinaus wird berücksichtigt, dass Stickstoff sowohl kurzfristig als auch mittelfristig aus der organischen Substanz abgebaut wird.

Die Freisetzung von Lachgas nach der Kompostapplikation wird im Folgenden über einen Zeitraum von sechs Jahren angesetzt, Basis ist der Gehalt an organischem Stickstoff des originären Kompostes. Dieser Ansatz berücksichtigt einerseits, dass theoretisch eine Stickstoff-Nachlieferung von 100 % über die Jahre nach der Kompostausbringung möglich ist, d. h. durch die Annahme wird die N₂O-Wirkung hinsichtlich ihrer zeitlichen Wirkung unterschätzt. Andererseits ist die mineralisierbare Stickstoff-Menge relativ gering, so dass durch die Mineralisierung nur relativ geringe mineralische Stickstoff-Gehalte im Boden festzustellen sind. Damit sind auch die N₂O-Emissionen im Vergleich zu N₂O-Emissionen nach Düngemittelapplikation geringer. Bei der Anwendung mineralischer Düngemittel ist um die Düngemittelkörner bzw. um die Düngemittelflüssigkeit herum ein sehr starker Stickstoff-Gradient zu finden, der aufgrund des hohen mineralischen Stickstoff-Gehaltes zu hohen N₂O-Emissionen führen kann.

Frischkomposte und Fertigungskomposte werden für die nachfolgende Berechnung wie folgt unterschieden:

– **Frischkompost**

Für Frischkomposte wird angesetzt, dass diese im Vergleich zu Fertigungskomposten ein höheres Stickstoff-Mineralisationspotential haben, da noch nicht der gesamte Stickstoff mineralisiert ist. Deshalb kann aus Frischkompost im ersten Jahr etwa 25 % des organischen Stickstoffs mineralisiert werden. In den Folgejahren reagiert Frischkompost analog dem Fertigungskompost, d. h. es werden etwa 5 % des organischen Stickstoffs je Jahr mineralisiert.

– **Fertigungskompost**

Für Fertigungskomposte wird angenommen, dass über einen Zeitraum von insgesamt 6 Jahren etwa 5 % des organischen Stickstoffs pro Jahr freigesetzt wird.

Für die Abschätzung der N₂O-Emissionen aus der Kompostapplikation inklusive der Differenzierung von Frisch- und Fertigungskomposten besteht weiterhin sowohl Diskussions- als auch Forschungsbedarf.

• **Ammoniakemissionen**

Die Ammoniakemissionen aus Komposten sind gering, da nur das Ammonium in Abhängigkeit des pH-Wertes zur Ammoniakfreisetzung beiträgt. Wird Ammonium in geringen Mengen aus organischem Material freigesetzt, so wird dieses zeitnah von Mikroorganismen

- (i) der Pflanzen aufgenommen oder
- (ii) zu Nitrat oxidiert.

Kompost unterscheidet sich deutlich von Gärresten, da Kompost in der Regel aerob ist und nur geringste Mengen an Ammonium vorhanden sind. Dagegen sind flüssige Gärreste anaerob, so dass keine Nitrifikation stattfinden kann, da dies ein streng aerob ablaufender Prozess ist. Darüber hinaus ist die Ausgasungsrate von der Konzentration des Ammoniums sowie der Kontaktfläche zur Atmosphäre abhängig. Beides ist in Komposten im Vergleich zu flüssigen Gärresten deutlich geringer. Die von VOGT et al., 2002 angesetzten Annahmen für Ammoniakemissionen von Frischkomposten in Höhe von 22 % des gesamten Stickstoffs erscheinen den Autoren deshalb als stark überhöht.

Für die Abschätzung der Ammoniakemissionen werden folgende Ansätze vorgeschlagen:

- a) NH₃ ermittelt aus Frischkompost in Höhe von 30 % des Ammonium-Stickstoffs (NH₄-N) und aus Fertigungskompost in Höhe von 20 % des Ammonium-Stickstoffs (NH₄-N). Emissionen aus der Mineralisation des organisch gebundenen Stickstoffs werden somit nicht berücksichtigt.
- b) NH₃ ermittelt aus Frischkompost in Höhe von 20 % des originären Ammonium-Stickstoffs (NH₄-N) zuzüglich 2 % des gesamten Stickstoffs und aus Fertigungskompost in Höhe von 20 % des enthaltenen Ammonium-Stickstoffs (NH₄-N).

Für die nachfolgende Berechnung wird der Ansatz b) gewählt. Es wird davon ausgegangen, dass die Kompostausbringung nach guter fachlicher Praxis erfolgt und der Kompost zur Humusreproduktion als Fertigungskompost appliziert wird, da hier dem Boden stabile organische Substanz zugeführt werden soll.

• Methanemissionen

Die Methanemissionen nach Applikation von Komposten sind sehr gering. Dies schließen die Autoren aus den Daten zu Methanemissionen nach Applikation von flüssigen Gärresten, da sogar bei diesen anaeroben Produkten die CH₄-Emissionen sehr gering sind (siehe Tabelle 5-10). Die Methanemissionen werden daher mit < 1 g je Mg applizierter Kompost angesetzt.

Tabelle 5-9: Ermittlung der Emissionsfaktoren für die Applikation von Frisch- und Fertigkomposten

	Kompostapplikation zur Düngung und Bodenverbesserung	Kompostapplikation zur Humusreproduktion
Applikationsmenge ¹⁾	7 Mg TM/(ha a) Größenordnung für mittlere Aufwandmengen nach guter fachlicher Praxis	2 Mg TM/(ha a) Größenordnung für sehr langfristige Anwendung von Kompost auf gleichen Flächen
Verteilung der Applikation ¹⁾	95 %	5 %
Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) ²⁾		
• Frischkompost	Im 1. Jahr pro Jahr: NO ₃ -N + NH ₄ -N + 0,25 org. N Im 2. bis zum 6. Jahr pro Jahr: 0,05 org. N	---
• Fertigkompost	Im 1. Jahr pro Jahr: NO ₃ -N + NH ₄ -N + 0,05 org. N Im 2. bis zum 6. Jahr pro Jahr: 0,05 org. N	Im 1. Jahr pro Jahr: NO ₃ -N + NH ₄ -N + 0,05 org. N Im 2. bis zum 6. Jahr pro Jahr: 0,05 org. N
Mineraldüngerersatz ²⁾	Mineralischer Stickstoff im Kompost	Mineralischer Stickstoff im Kompost
Emissionsfaktor N ₂ O ³⁾	0,0125 MDÄ	0,0125 MDÄ
Emissionsfaktor NH ₃ ⁴⁾		
• Frischkompost	0,2 NH ₄ -N + 0,02 ges. N	---
• Fertigkompost	0,2 NH ₄ -N	0,2 NH ₄ -N
Emissionsfaktor CH ₄ ⁴⁾	< 1 g/Mg	< 1 g/Mg

¹⁾ Applikationsmengen und deren Verteilung: BGK, 2008

²⁾ Mineraldüngeräquivalent (MDÄ), Mineralischer Stickstoff im Kompost als Mineraldüngerersatz; Ansätze nach KLUGE, 2008 und REINHOLD, 2008

³⁾ N₂O-Emissionsfaktor

Variante I: Ansatz nach IPCC, 2007 für mineralische Dünger;

Variante II: Ansatz verändert nach KLUGE, 2008 und REINHOLD, 2008 für organische Dünger, bezogen auf den anrechenbaren Stickstoff bei kontinuierlicher bzw. langfristiger Kompostanwendung;

Ansätze siehe Erläuterungen „Annahmen für die Applikation von Komposten“

⁴⁾ NH₃- und CH₄-Emissionsfaktoren:

Ansätze siehe Erläuterungen „Annahmen für die Applikation von Komposten“

Die Emissionsfaktoren für die Applikation von Frisch- und Fertigkomposten, die auf der Grundlage der in Tabelle 5-8 und Tabelle 5-9 aufgeführten Beziehungen ermittelt wurden, sind in Tabelle 5-11 zusammengefasst.

Ermittlung der Emissionsfaktoren für die Applikation von Gärprodukten

Für die nachfolgende Betrachtung wird vorausgesetzt, dass Gärrückstände aus Vergärungsanlagen abgepresst und damit in eine Flüssig- und eine Festphase separiert werden. Werden die festen Gärprodukte in einer anschließenden Nachrotte weiterbehandelt und zu Fertigkompost verwertet, gelten die angegebenen Berechnungsansätze für die Emissionsfaktoren von Fertigkomposten (siehe Tabelle 5-9).

Für die Emissionen nach der Applikation flüssiger Gärprodukte können die verfügbaren Daten der Güllewirtschaft herangezogen werden, die im Folgenden erläutert werden. Für die Abschätzung der Emissionen nach der Applikation der festen Gärprodukte werden die Annahmen für Frischkomposte herangezogen (siehe Tabelle 5-10).

Es werden folgende **Annahmen für die Applikation flüssiger Gärprodukte** getroffen:

- **Lachgasemissionen**

Lachgas wird nach Applikation der flüssigen Gärprodukte durch die flüssige Phase selbst, durch den mikrobiell verfügbaren Kohlenstoff und durch den mineralischen Stickstoffanteil gebildet. Lachgasemissionen können, je nach Witterung, über einen längeren Zeitraum, insbesondere nach Bodenwiederbefeuchtung stattfinden. Während mineralischer Stickstoff als Ammonium vorliegt und deshalb auch N₂O-Emissionen aus der Nitrifikation entstehen können, werden durch Wasser und organischen Kohlenstoff anoxische Zonen gebildet, in denen Nitrat zu Stickstoff und Lachgas reduziert wird. Die Lachgasemissionen werden wie folgt berechnet:

N₂O-Emissionen aus flüssigen Gärprodukten und Gülle liegen bei Applikation nach guter fachlicher Praxis unter den von IPCC, 2007 vorgeschlagenen 1,25 % des applizierten gesamten Stickstoffs. Für die Berechnung wird angesetzt, dass die N₂O-Emissionen im 1. Jahr nach der Ausbringung 1,25 % des löslichen Stickstoffs in Form von Ammonium-Stickstoff zuzüglich 5 % des organischen Stickstoffs betragen. Im 2. bis zum 6. Jahr emittiert Lachgas in Höhe von 5 % des organischen Stickstoffs pro Jahr.

- **Ammoniakemissionen**

Ammoniakemissionen treten nach Applikation von flüssigen Gärprodukten während etwa einer Woche auf und sind abhängig vom Ammonium-Gehalt, pH-Wert und der Applikationstechnik. Je bodennaher die Applikation erfolgt, umso weniger Ammoniak wird emittiert, wobei die Lachgasemissionen ansteigen. Erhöhte Wassergehalte des Bodens und Niederschläge halten das Ammonium im Boden. Um den Düngerwert der Gärreste sicher zu erhalten, empfiehlt sich auf jeden Fall eine bodennahe Ausbringung, wie sie auch im Rahmen der Düngeverordnung (DüV, 2007) gefordert wird. In solchen Fällen betragen die NH₃-Emissionen etwa 30 bis 50 % des Ammonium-Gehaltes. Der organische Stickstoff liegt in einer schlecht mineralisierbaren Form vor, da leicht mineralisierbarer Stickstoff während der Vergärung zu Ammonium umgesetzt wird.

Unter der Voraussetzung, dass eine optimale Applikationstechnik angewendet wird, werden für die Kalkulation die NH₃-Emissionen mit 30 % des Ammonium-Gehaltes angesetzt.

- **Methanemissionen**

Methanemissionen treten in geringem Umfang innerhalb der ersten Wochen auf. WULF et al., 2003 haben gezeigt, dass unmittelbar nach der Ausbringung Emissionsraten zwischen

3 und 7 mg C/(m² h) erreicht werden, die aber innerhalb von 24 Stunden auf Werte von nahezu Null abnehmen. Der Vergleich der vergorenen Substrate ergibt, dass Methan in einer Größenordnung von rund 2 % der Ammoniakemissionen freigesetzt wird (siehe Abschnitt 3.2.3, Bild 3-7). Nach Untersuchungen von CLEMENS et al., 2006 emittiert Methan in Höhe von maximal 8 g je m³ Substrat nach Applikation von Gärresten. Im Folgenden wird der CH₄-Emissionsfaktor mit 8 g je Mg flüssiges Gärprodukt festgesetzt.

Tabelle 5-10: Ermittlung der Emissionsfaktoren für die Applikation von Gärprodukten

	Applikation flüssiger Gärprodukte	Applikation fester Gärprodukte
Applikationsmenge ¹⁾	1,4 Mg TM/(ha a) Größenordnung für mittlere Aufwandmengen nach guter fachlicher Praxis	Keine direkte Applikation; festes Gärprodukt wird nachgerottet und als Kompost ausgebracht.
Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) ²⁾	Im 1. Jahr pro Jahr: NH ₄ -N + 0,05 org. N Im 2. bis zum 6. Jahr pro Jahr: 0,05 org. N	Im 1. Jahr pro Jahr: NO ₃ -N + NH ₄ -N + 0,25 org. N Im 2. bis zum 6. Jahr pro Jahr: 0,05 org. N
Mineraldüngerersatz ²⁾	Mineralischer Stickstoff im Kompost	Mineralischer Stickstoff im Kompost
N ₂ O-Emissionsfaktor ³⁾	0,0125 MDÄ	0,0125 MDÄ
NH ₃ -Emissionsfaktor ⁴⁾	0,3 NH ₄ -N	0,2 NH ₄ -N + 0,02 ges. N
CH ₄ -Emissionsfaktor ⁴⁾	8 g/Mg	< 1 g/Mg

¹⁾ Applikationsmengen: BGK, 2008

²⁾ Mineraldüngeräquivalent (MDÄ), Mineralischer Stickstoff im Kompost als Mineraldüngerersatz;
Ansätze nach KLUGE, 2008 und REINHOLD, 2008

³⁾ N₂O-Emissionsfaktor

Variante I: Ansatz nach IPCC, 2007 für mineralische Dünger;

Variante II: Ansatz verändert nach KLUGE, 2008 und REINHOLD, 2008 für organische Dünger, bezogen auf den anrechenbaren Stickstoff bei kontinuierlicher bzw. langfristiger Kompostanwendung;

Ansätze siehe Erläuterungen „Annahmen für die Applikation von Komposten“

⁴⁾ NH₃- und CH₄-Emissionsfaktoren:

Ansätze siehe Erläuterungen „Annahmen für die Applikation von Komposten“

Die Emissionsfaktoren für die Applikation von Gärprodukten, die auf der Grundlage der in Tabelle 5-8 und Tabelle 5-10 aufgeführten Beziehungen ermittelt wurden, sind in Tabelle 5-11 zusammengefasst.

Einsatz von Komposten und Gärprodukten in der Düngeplanung

Bei einem nachhaltigen Einsatz von Komposten und Gärprodukten sollte unbedingt die im Anwendungsjahr mineralisierbare Menge an Stickstoff in die Düngeplanung miteinbezogen werden. Die Düngeplanung für Stickstoff bezieht sich immer nur auf das Anwendungsjahr. Durch die Düngung mit Komposten und Gärprodukten lässt sich die Menge an Mineraldünger entsprechend reduzieren und so verringern sich auch die N₂O-Emissionen, die durch Mineraldüngereinsatz induziert werden.

5.3.3.3 Emissionsfaktoren und Emissionen für die Kompost- und Gärproduktapplikation

Die ermittelten und für die weitere Berechnung angesetzten Emissionsfaktoren nach Ausbringung von Komposten und Gärprodukten, jeweils bezogen auf Mg FM des ausgebrachten Kompostes bzw. Gärproduktes, sowie die jährlich erzeugten Produktmengen gemäß Tabelle 5-1 zeigt Tabelle 5-11.

Das Produkt aus den Emissionsfaktoren und den erzeugten Kompost- und Gärproduktmengen differenziert nach Produkt und Input-Material bildet die gesamten Emissionen aus der Kompost- und Gärproduktapplikation in Deutschland für die hier berücksichtigten Behandlungstechniken bzw. Produkte (siehe Tabelle 5-12).

Tabelle 5-11: Emissionsfaktoren für Methan (CH₄), Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) sowie CO₂-Äquivalente je Mg des ausgebrachten Kompostes bzw. Gärproduktes differenziert nach Produkt und Input-Material - **Emissionsfaktoren nach der Produktausbringung und jährliche Menge der Produkte in Deutschland**

Produkt:	Produkte aus Kompostierungsanlagen				Produkte aus Vergärungsanlagen mit Nachrotte		
	Frischkompost		Fertig- und Substratkompost		Gärprod. flüssig	Gärprod. fest	Fertigkompost VA + NR
Input:	Bio+Grün	Grün	Bio+Grün	Grün	Bio+Grün	Bio+Grün	Bio+Grün
CH ₄ g/Mg	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	8,0	8,0	< 1,0
NH ₃ g/Mg	332,5	181,0	76,2	28,5	865,7	334,4	100,1
N ₂ O g/Mg	65,6	42,1	39,3	27,3	45,4	60,6	35,1
CO ₂ -Äq. kg/Mg	19,6	12,6	11,7	8,2	13,7	18,3	10,5

Tabelle 5-12: Emissionen an Methan (CH₄), Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) sowie CO₂-Äquivalente in Gg/a differenziert nach Kompostierungs- und Vergärungsverfahren, Input-Material und Produkt - **Emissionen nach der Produktausbringung in Deutschland**

Verfahren:	KOA g	KOA g	KOA tg	KOA sM	KOA o	KOA o	VA	VA + NR g	VA + NR o	Summe
Input:	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	Bio + Grün	
Produkt:	FrischK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	FertigK	Gärprod.	Gärprod. FertigK	Gärprod. FertigK	
	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a	Gg/a
CH ₄	0,0012	0,0004	0,0003	0,0001	0,0006	0,0012	0,0014	0,0002	0,0001	0,00538
NH ₃	0,3990	0,0288	0,0192	0,0046	0,0449	0,0342	0,1472	0,0238	0,0102	0,71190
N ₂ O	0,0788	0,0148	0,0099	0,0024	0,0232	0,0327	0,0077	0,0084	0,0036	0,18136
CO ₂ -Äq.	23,50	4,43	2,95	0,70	6,92	9,77	2,34	2,50	1,07	54,18

5.3.4 Emissionen aus dem Behandlungsprozess, der Produktlagerung und der Produktausbringung

5.3.4.1 Zusammenfassung der Messergebnisse

Zusammenfassend sind die ermittelten Emissionen aus den im Rahmen des vorliegenden Projektes berücksichtigten Kompostierungs- und Vergärungsverfahren sowie den Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung der erzeugten Kompost- und Gärprodukte den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009, [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c]) gegenübergestellt.

Für die in Deutschland verwerteten Bio- und Grünabfälle aus Haushalten und Gewerbe wurde eine Inputmenge von rund 8,61 Mio. Mg zugrunde gelegt. Der Anteil der in Vergärungsanlagen verwerteten biogenen Siedlungsabfälle wurde mit 12 % angesetzt. Die in Kompostierungs- und Vergärungsanlagen erzeugten Kompost- und Gärproduktmengen betragen rund 4,19 Mio. Mg (Bezugsjahre 2009 und 2007; siehe Tabelle 5-1).

Der über den Anlagenpark in Deutschland gemittelte Emissionsfaktor für den Behandlungsprozess der Verwertung von Bio- und Grünabfällen beträgt je Mg verwertete Abfälle 1.400 g für Methan, 230 g für Ammoniak und 65 g für Lachgas. Die mittleren Emissionsfaktoren für die Produktlagerung und die Produktausbringung betragen zusammen je Mg verwertete Abfälle 0,84 g für Methan, 111 g für Ammoniak und 28 g/Mg für Lachgas. Daraus ergeben sich für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen mittlere Gesamtemissionsfaktoren für Methan von 1.401 g/Mg, Ammoniak von 341 g/Mg und Lachgas von 93 g/Mg, jeweils bezogen auf die Feuchtmasse der verwerteten Abfälle (siehe Tabelle 5-13 sowie Bild 5-26 und Bild 5-27).

Die bislang vom Umweltbundesamt für die Hochrechnung der klimarelevanten Emissionen aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen angesetzten Emissionsfaktoren beruhen auf Untersuchungen des IFEU-Institutes aus dem Jahr 2003 [DETZEL et al., 2003]:

- **Methanemissionsfaktor**

Der nationale CH₄-Emissionsfaktor wurde mit 2.500 g je Mg Bioabfall aus Haushalten und 3.360 g je Mg Grünabfall ermittelt [UBA, 2007]. Der Unsicherheitsbereich wurde für Methan bisher mit + 60 % und - 30 % angesetzt [UBA, 2008].

- **Lachgasemissionsfaktor**

Der nationale N₂O-Emissionsfaktor wurde mit 83 g je Mg Bioabfall aus Haushalten und 60,3 g je Mg Grünabfall ermittelt [UBA, 2007]. Der Unsicherheitsbereich wurde für Lachgas bisher mit + 100 % und - 50 % angesetzt [UBA, 2008].

- **Ammoniakemissionsfaktor**

Für die Kompostierung von Bio- oder Grünabfall schätzte das IFEU-Institut 2003 einen Emissionsfaktor für Grünabfall von 2.170 g und für Bioabfall von 2.980 g NH₃ pro Mg Abfall [DETZEL et al., 2003].

Für die Inventarberechnungen wurden die oben genannten nationalen Emissionsfaktoren für Methan und Lachgas verwendet [UBA, 2007].

Während des Behandlungsprozesses der Verwertung von Bio- und Grünabfällen werden jährlich bezogen auf den Mittelwert 23,48 Gg Methan, 1,59 Gg Ammoniak und 0,56 Gg Lachgas emittiert, das entspricht rund 754 Gg Kohlendioxidäquivalent bzw. bezogen auf den Median 13,73 Gg Methan, 1,14 Gg Ammoniak und 0,42 Gg Lachgas emittiert, das entspricht rund 469 Gg Kohlendioxidäquivalent. Die Summe der aus dem Behandlungsprozess sowie der Produktlagerung und -ausbringung emittierten Kohlendioxidäquivalente wurde für die Datenbasis Mittelwert mit rund 817 Gg bzw. für die Datenbasis Median mit rund 532 Gg ermittelt (siehe Tabelle 5-14 und Tabelle 5-17).

Der Anteil der CO₂-äquivalenten Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung an der Summe der gesamten CO₂-Äquivalente aus Behandlungsprozess, Produktlagerung und Produktausbringung, jeweils ermittelt aus den Methan- und Lachgasemissionen, liegt bei rund 7,7 % (siehe Tabelle 5-15 und Bild 5-30 sowie Tabelle 5-18 und Bild 5-33).

Der Anteil der Emissionen von der Produktherstellung bis zur Produktausbringung an den gesamten Emissionen in Deutschland beträgt bezogen auf die Datenbasis Mittelwert für Methan etwa 1 %, für Lachgas etwa 0,36 % und für das Kohlendioxidäquivalent ergibt sich ein Anteil von nur 0,1 % bzw. bezogen auf die Datenbasis Median für Methan etwa 0,59 %, für Lachgas etwa 0,23 % und für das Kohlendioxidäquivalent ergibt sich ein Anteil von nur 0,066 % (siehe Tabelle 5-15 und Tabelle 5-18).

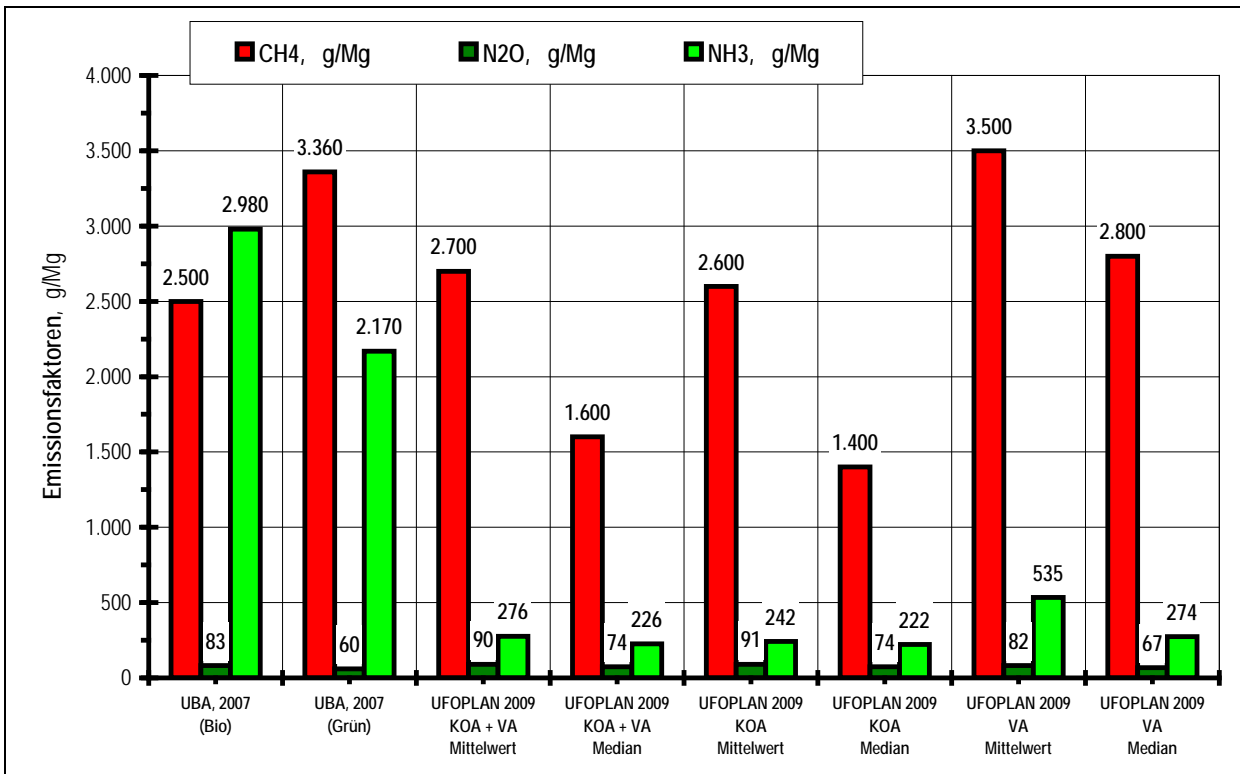


Bild 5-26: Mittlere Emissionsfaktoren für Methan, Lachgas und Ammoniak aus dem Behandlungsprozess der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland

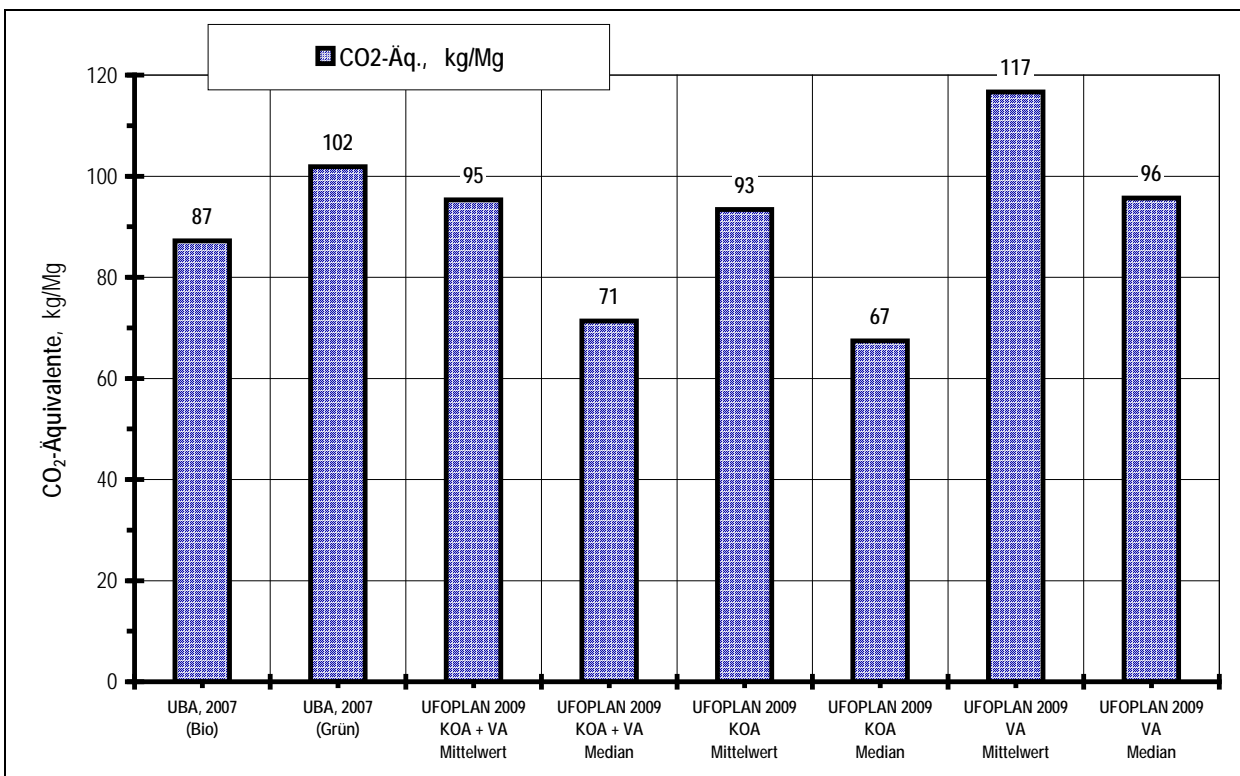


Bild 5-27: Mittlere Kohlendioxidäquivalente aus dem Behandlungsprozess der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland

Tabelle 5-13: **Mittlere Emissionsfaktoren** für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen differenziert nach **Behandlungsprozess (Mittelwert), Produktlagerung und Produktausbringung** je Mg FM verwerteter Abfälle, gemittelt über den Anlagenpark in Deutschland sowie bislang angesetzte Werte [UBA, 2007]

	Behandlungsprozess (Mittelwert) [1]	Produktlagerung [2]	Produktausbringung [3]	Summe [1] bis [3] [4]	UBA, 2007	
					(Bio)	(Grün)
Ges.-C g/Mg	2.400	---	---	2.400	---	---
CH ₄ g/Mg	2.700	0,10	0,62	2.700	2.500	3.360
NMVOG g/Mg	340	---	---	340	---	---
NH ₃ g/Mg	180	13,78	82,68	276	2.980	2.170
N ₂ O g/Mg	65	3,51	21,06	90	83	60
CO ₂ -Äq. kg/Mg	88	1,05	6,29	95	87	100

Tabelle 5-14: Gegenüberstellung der Emissionen aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c])

	Behandlungsprozess (Mittelwert) [1]	Produktlagerung [2]	Produktausbringung [3]	Summe [1] bis [3] [4]	Emissionen in Deutschland
					[5]
Ges.-C Gg/a	20,48	---	---	20,48	---
CH ₄ Gg/a	23,48	0,0009	0,005	23,49	2.324
NMVOG Gg/a	2,90	---	---	2,90	1.284
NH ₃ Gg/a	1,59	0,1187	0,712	2,42	597
N ₂ O Gg/a	0,56	0,0302	0,181	0,77	216
CO ₂ -Äq. Gg/a	753,77	9,0299	54,179	816,98	805.959

Tabelle 5-15: Gegenüberstellung der Emissionsanteile aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c])

	Anteil (Mittelwert) [1] an [4]	Anteil [2] an [4]	Anteil [3] an [4]	Anteil [4] an [5]
Ges.-C	100 %	0 %	0 %	---
CH ₄	99,973 %	0,004 %	0,023 %	1,011 %
NMVOG	100 %	0 %	0 %	0,226 %
NH ₃	65,629 %	4,910 %	29,461 %	0,405 %
N ₂ O	72,556 %	3,921 %	23,523 %	0,357 %
CO ₂ -Äq.	92,263 %	1,105 %	6,632 %	0,101 %

Tabelle 5-16: **Mittlere Emissionsfaktoren** für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen differenziert nach **Behandlungsprozess (Median), Produktlagerung und Produktausbringung** je Mg FM verwerteter Abfälle, gemittelt über den Anlagenpark in Deutschland sowie bislang angesetzte Werte [UBA, 2007]

	Behandlungsprozess (Median) [1]	Produktlagerung [2]	Produktausbringung [3]	Summe [1] bis [3] [4]	UBA, 2007	
					(Bio)	(Grün)
Ges.-C g/Mg	1.500	---	---	1.500	---	---
CH ₄ g/Mg	1.600	0,10	0,62	1.600	2.500	3.360
NMVOc g/Mg	270	---	---	270	---	---
NH ₃ g/Mg	130	13,78	82,68	226	2.980	2.170
N ₂ O g/Mg	49	3,51	21,06	74	83	60
CO ₂ -Äq. kg/Mg	64	1,05	6,29	71	87	100

Tabelle 5-17: Gegenüberstellung der Emissionen aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c])

	Behandlungsprozess (Median) [1]	Produktlagerung [2]	Produktausbringung [3]	Summe [1] bis [3] [4]	Emissionen in Deutschland
					[5]
Ges.-C Gg/a	12,74			12,74	---
CH ₄ Gg/a	13,73	0,0009	0,005	13,74	2.324
NMVOc Gg/a	2,35			2,35	1.284
NH ₃ Gg/a	1,14	0,1187	0,712	1,97	597
N ₂ O Gg/a	0,42	0,0302	0,181	0,63	216
CO ₂ -Äq. Gg/a	468,59	9,0299	54,179	531,80	805.959

Tabelle 5-18: Gegenüberstellung der Emissionsanteile aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c])

	Anteil (Median) [1] an [4]	Anteil [2] an [4]	Anteil [3] an [4]	Anteil [4] an [5]
Ges.-C	100 %	0 %	0 %	---
CH ₄	99,954 %	0,007 %	0,039 %	0,591 %
NMVOc	100 %	0 %	0 %	0,183 %
NH ₃	57,787 %	6,030 %	36,183 %	0,330 %
N ₂ O	66,514 %	4,784 %	28,703 %	0,293 %
CO ₂ -Äq.	88,114 %	1,698 %	10,188 %	0,066 %

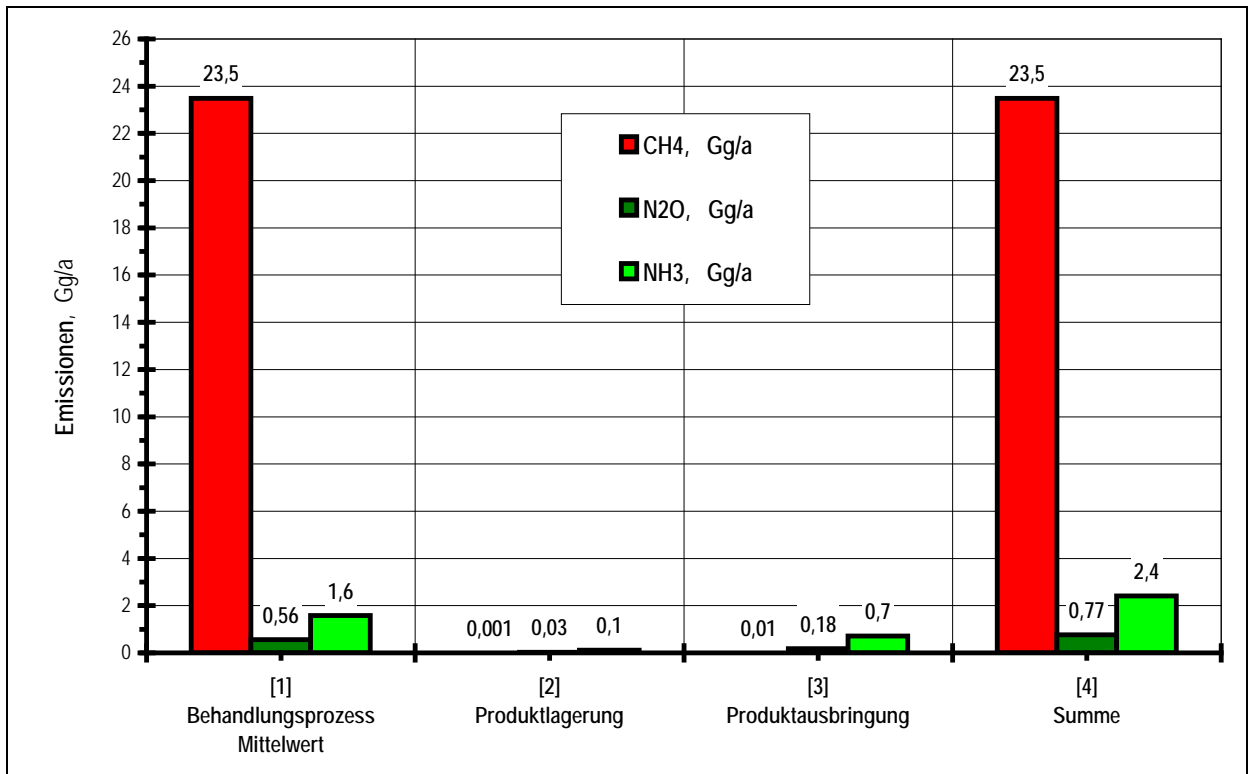


Bild 5-28: **Emissionen an Methan, Lachgas und Ammoniak aus dem Behandlungsprozess (Mittelwert)** der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland

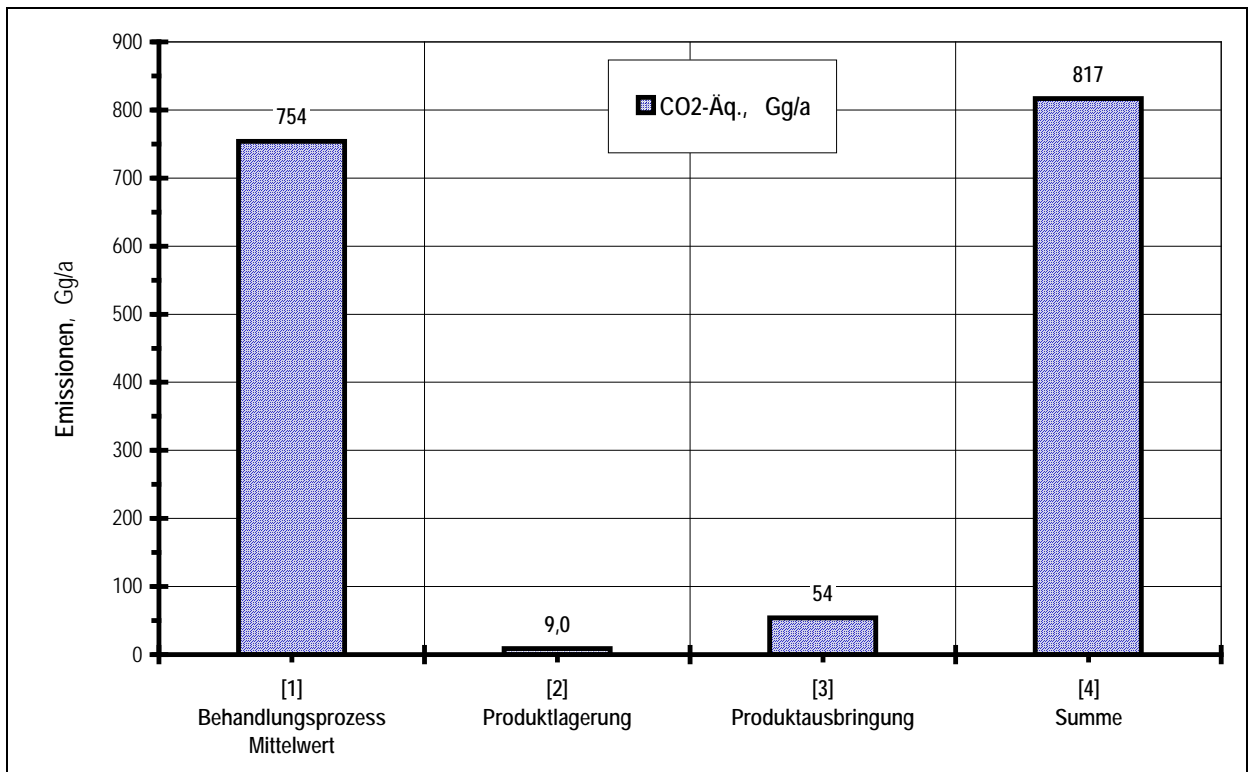


Bild 5-29: **Kohlendioxidäquivalente aus dem Behandlungsprozess (Mittelwert)** der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland

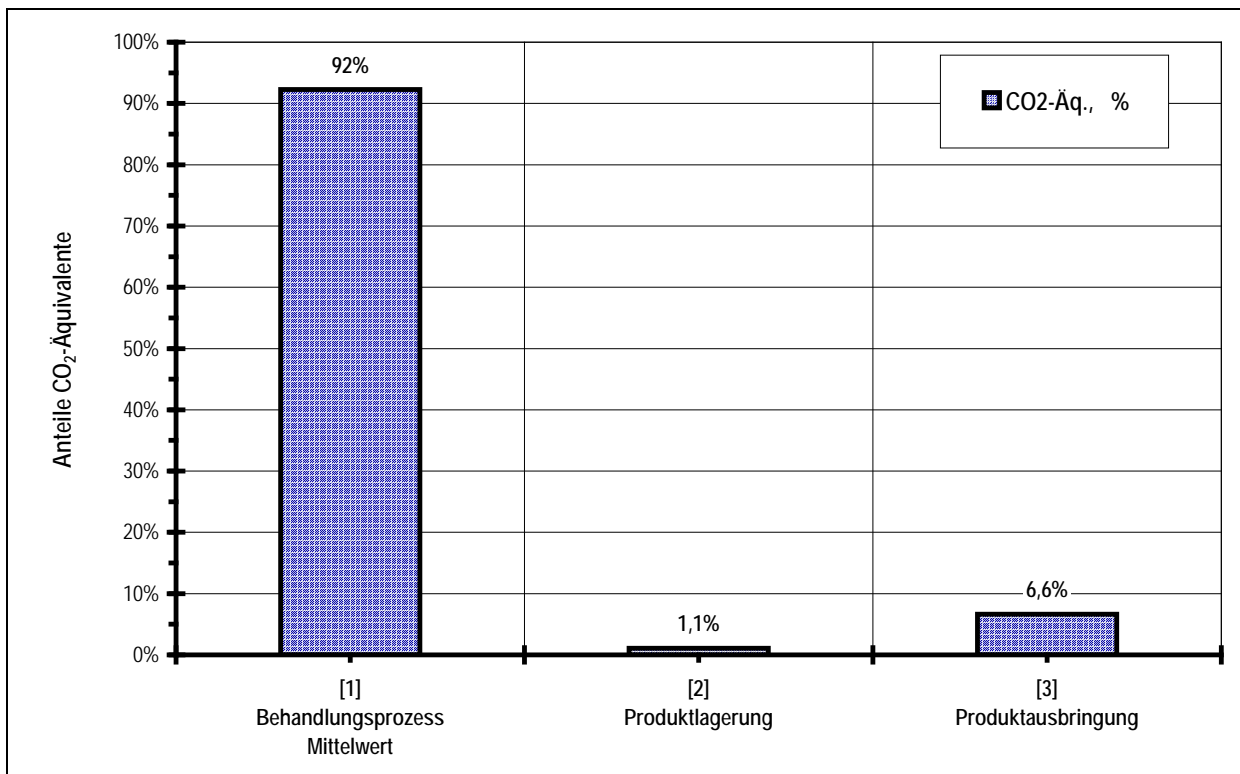


Bild 5-30: **Anteile der CO₂-äquivalenten Emissionen des Behandlungsprozesses (Mittelwert)** der Verwertung von Bio- und Grünabfällen, der Produktlagerung und Produktausbringung in Deutschland

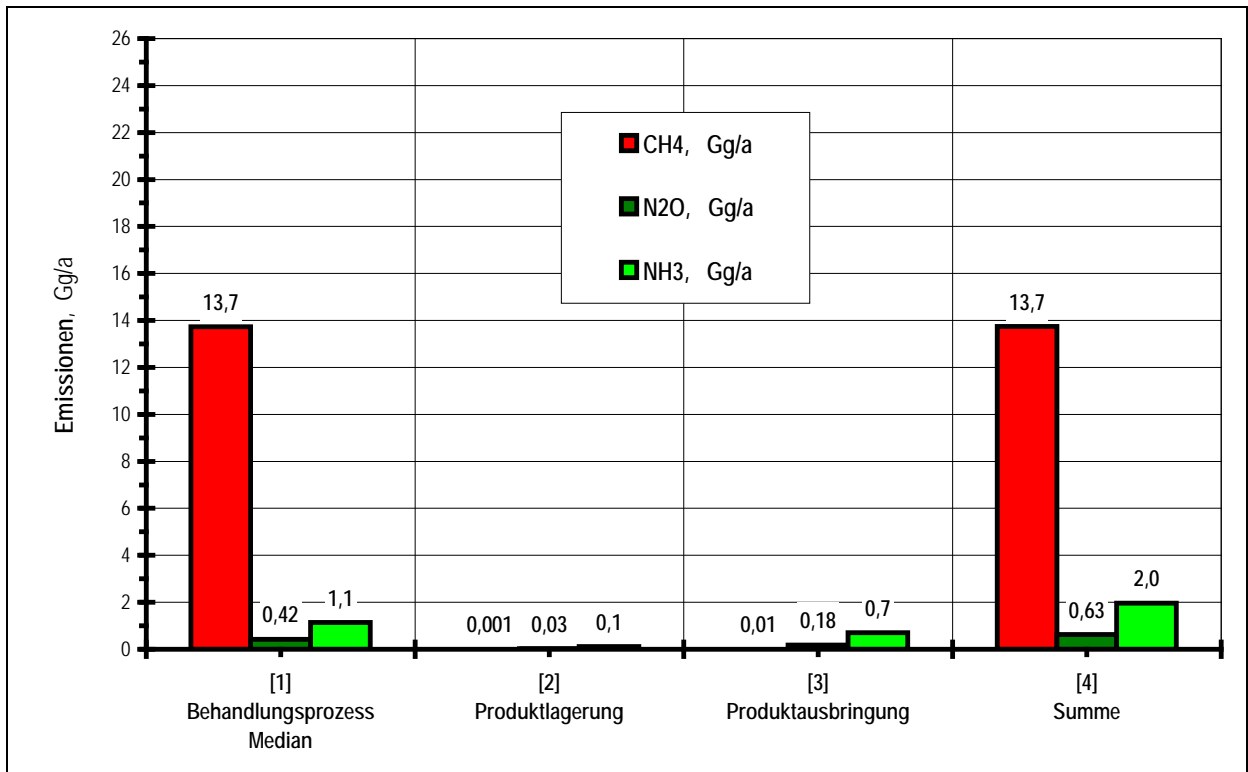


Bild 5-31: Emissionen an Methan, Lachgas und Ammoniak aus dem Behandlungsprozess (Median) der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland

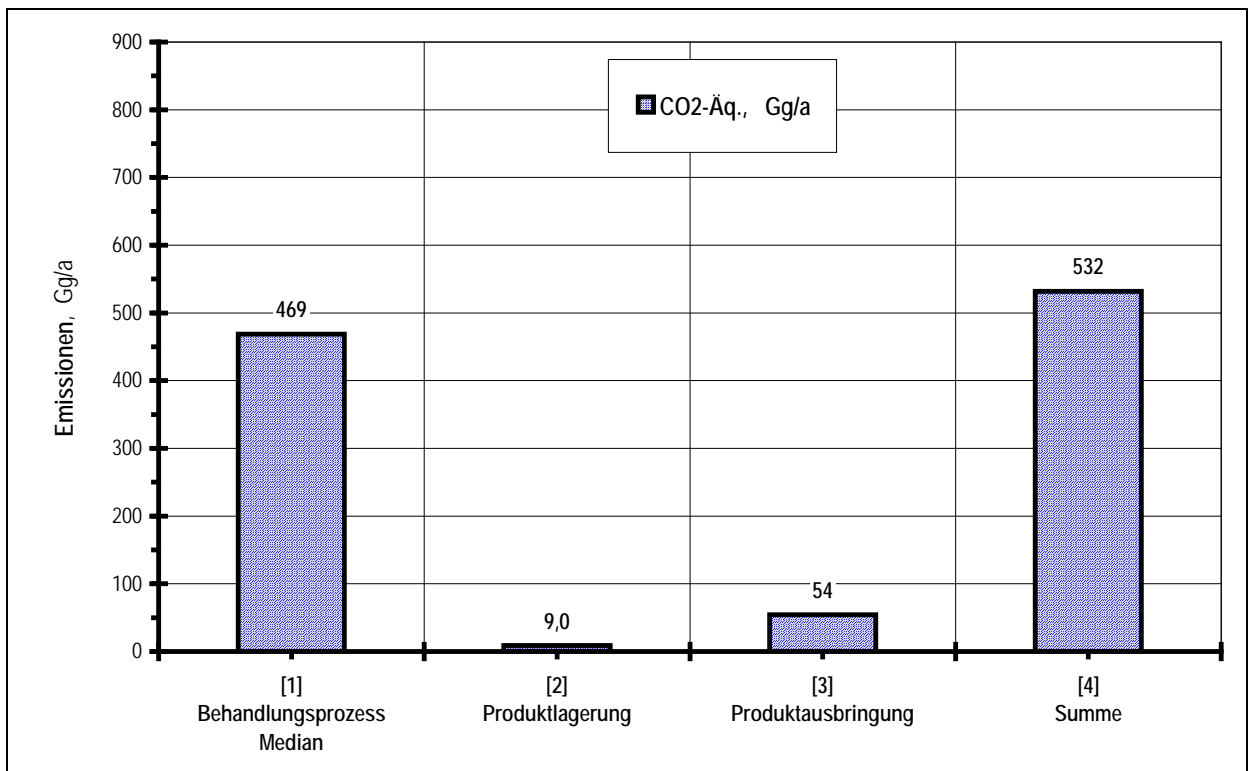


Bild 5-32: Kohlendioxidäquivalente aus dem Behandlungsprozess (Median) der Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten in Deutschland

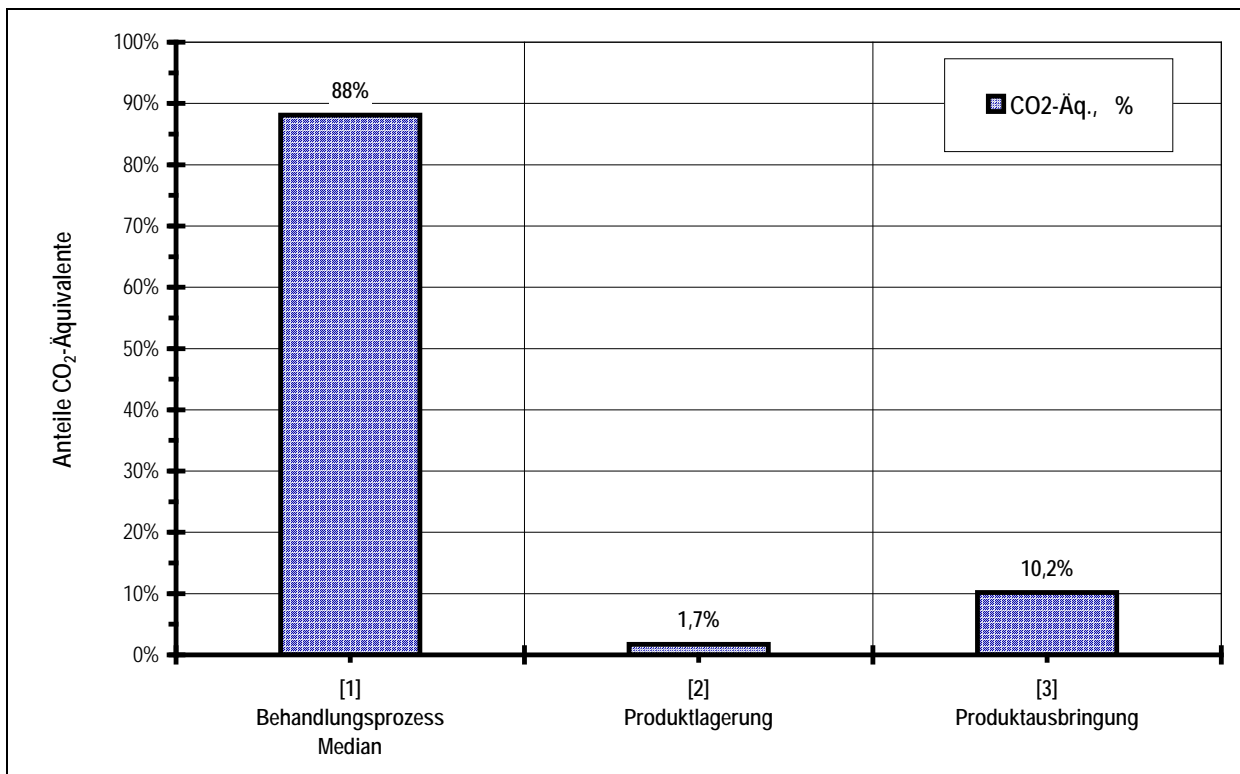


Bild 5-33: **Anteile der CO₂-äquivalenten Emissionen des Behandlungsprozesses (Median)** der Verwertung von Bio- und Grünabfällen, der Produktlagerung und Produktausbringung in Deutschland

5.3.4.2 *Bewertung der Messergebnisse (Mittelwerte, Erwartungsbereiche, Unsicherheiten)*

Die Gesamtemissionsfaktoren für Methan, Lachgas und Ammoniak sowie das Kohlendioxidäquivalent, das aus den Werten für Methan und Lachgas entsprechend IPCC, 2007 ermittelt wurde, für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen zeigen Tabelle 5-19 und Bild 5-34 bis Bild 5-37. Die Werte wurden jeweils über den Anlagenpark der berücksichtigten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen in Deutschland unter Berücksichtigung der verwerteten Abfallmengen berechnet und sind als Mittelwert bzw. Median mit dem Wertebereich (Min - Max) und dem jeweils entsprechenden Unsicherheitsbereich in g je Mg verwerteter Abfälle angegeben, die CO₂-Äquivalente in kg je Mg. Der Unsicherheitsbereich ergibt sich als Anteil in Prozent aus dem Mittelwert bzw. Median und dem Wertebereich (Min - Max).

Die Unsicherheiten beruhen zum einen auf der Ungenauigkeit der Emissionsfaktoren für die einzelnen Anlagen- und Verfahrenstypen. Zum anderen beruhen die Unsicherheiten auf der ungenauen Kenntnis der tatsächlichen Zusammensetzung des Anlagenparks. Weitere Unsicherheiten bestehen bei den Emissionen während und nach der Ausbringung.

Tabelle 5-19: Gesamtemissionsfaktoren (Mittelwert bzw. Median, Wertebereich (Min - Max), Unsicherheitsbereich) für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse UFOPLAN 2009 mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007], jeweils in g je Mg verwerteter Abfälle

	UBA, 2007 (Bio)	UBA, 2007 (Grün)	UFOPLAN 2009 KOA + VA Mittelwert	UFOPLAN 2009 KOA + VA Median	UFOPLAN 2009 KOA Mittelwert	UFOPLAN 2009 KOA Median	UFOPLAN 2009 VA Mittelwert	UFOPLAN 2009 VA Median
Methan, g/Mg								
Mittelwert / Median	2.500	3.360	2.700	1.600	2.600	1.400	3.500	2.800
Wertebereich (Min - Max)	1.750 - 4.000	2.350 - 5.380	461 - 7.100	461 - 7.100	431 - 7.000	431 - 7.000	652 - 7.800	652 - 7.800
Unsicherheitsbereich	- 30 % + 60 %	- 30 % + 60 %	- 83 % + 163 %	- 71 % + 343 %	- 83 % + 169 %	- 69 % + 400 %	- 81 % + 123 %	- 77 % + 179 %
Lachgas, g/Mg								
Mittelwert / Median	83	60	90	74	91	74	82	67
Wertebereich (Min - Max)	42 - 170	30 - 120	41 - 215	41 - 215	40 - 205	40 - 205	42 - 282	42 - 282
Unsicherheitsbereich	- 50 % + 100 %	- 50 % + 100 %	- 55 % + 140 %	- 45 % + 192 %	- 56 % + 125 %	- 46 % + 177 %	- 49 % + 243 %	- 37 % + 320 %
Ammoniak, g/Mg								
Mittelwert / Median	2.980	2.170	276	226	242	222	535	274
Wertebereich (Min - Max)	---	---	106 - 790	106 - 790	90 - 512	90 - 512	225 - 2.805	225 - 2.805
Unsicherheitsbereich	---	---	- 62 % + 185 %	- 53 % + 250 %	- 63 % + 112 %	- 59 % + 130 %	- 58 % + 424 %	- 18 % + 920 %
CO₂-Äquivalent, kg/Mg								
Mittelwert / Median	87	102	95	71	93	67	117	96
Wertebereich (Min - Max)	56 - 150	68 - 170	26 - 217	26 - 217	25 - 217	25 - 217	33 - 267	33 - 267
Unsicherheitsbereich	- 36 % + 71 %	- 34 % + 67 %	- 72 % + 128 %	- 63 % + 205 %	- 73 % + 133 %	- 62 % + 223 %	- 72 % + 129 %	- 66 % + 179 %

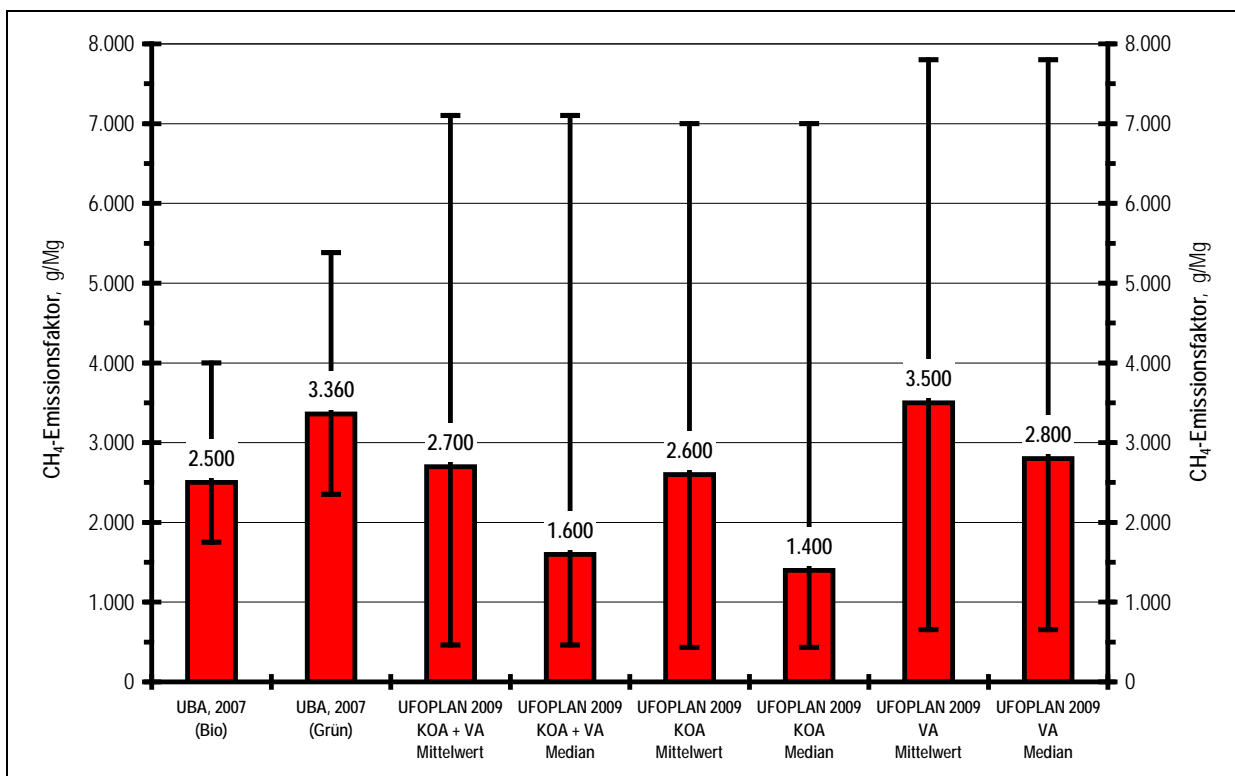


Bild 5-34: **Gesamtemissionsfaktoren für Methan** (Mittelwert und Median, Wertebereich (Min - Max) bzw. Unsicherheitsbereich) bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007]

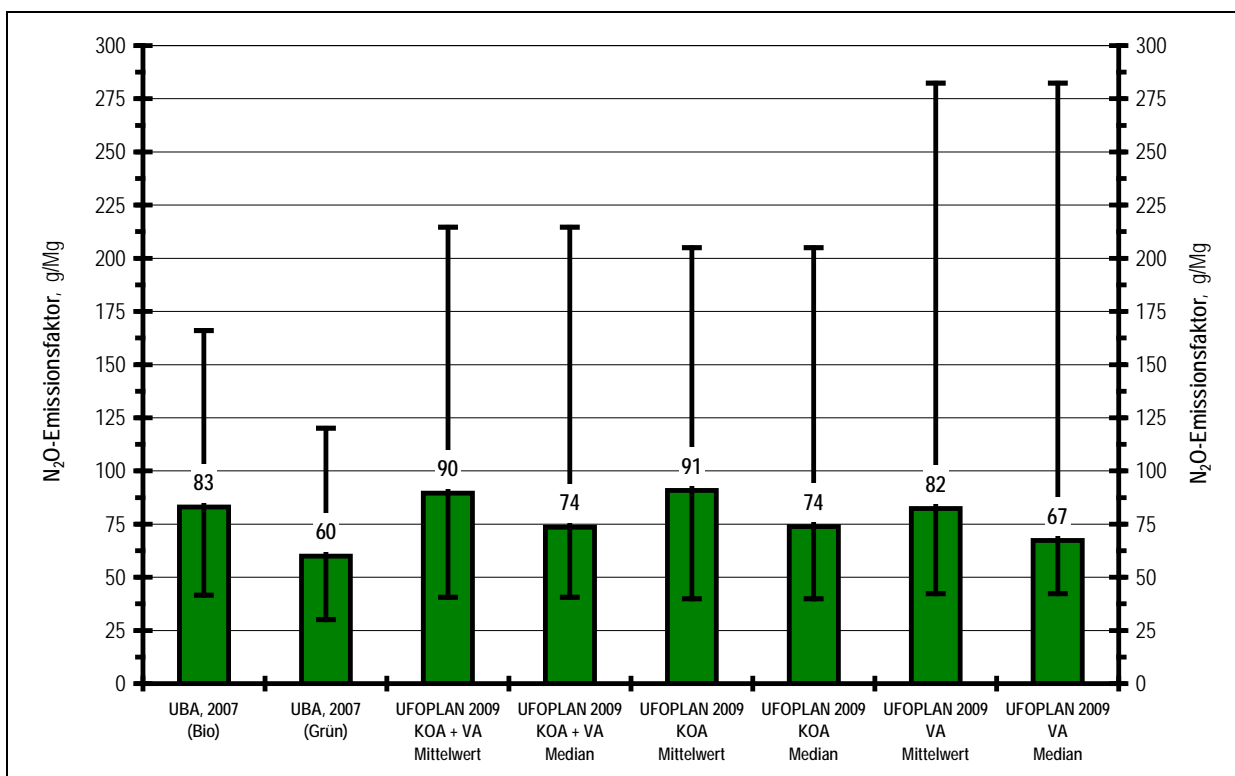


Bild 5-35: **Gesamtemissionsfaktoren für Lachgas** (Mittelwert und Median, Wertebereich (Min - Max) bzw. Unsicherheitsbereich) bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007]

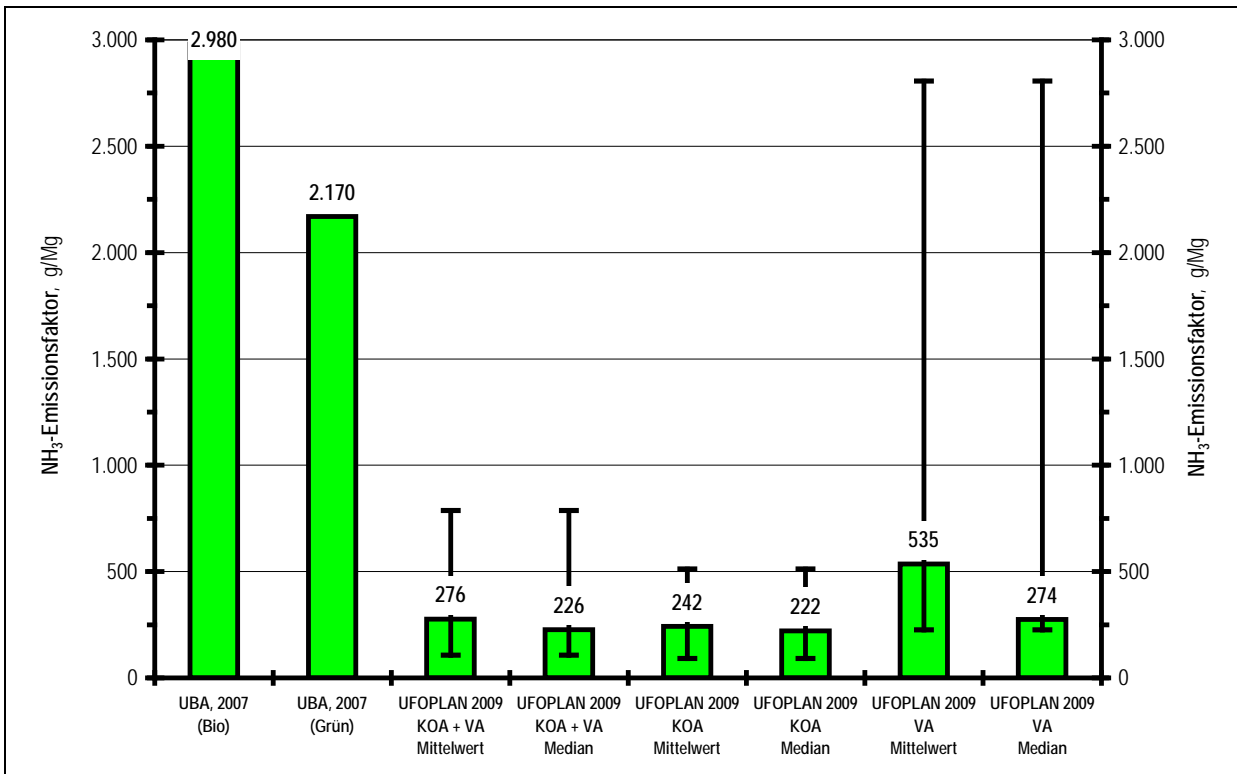


Bild 5-36: **Gesamtemissionsfaktoren für Ammoniak** (Mittelwert und Median, Wertebereich (Min - Max) bzw. Unsicherheitsbereich) bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007]

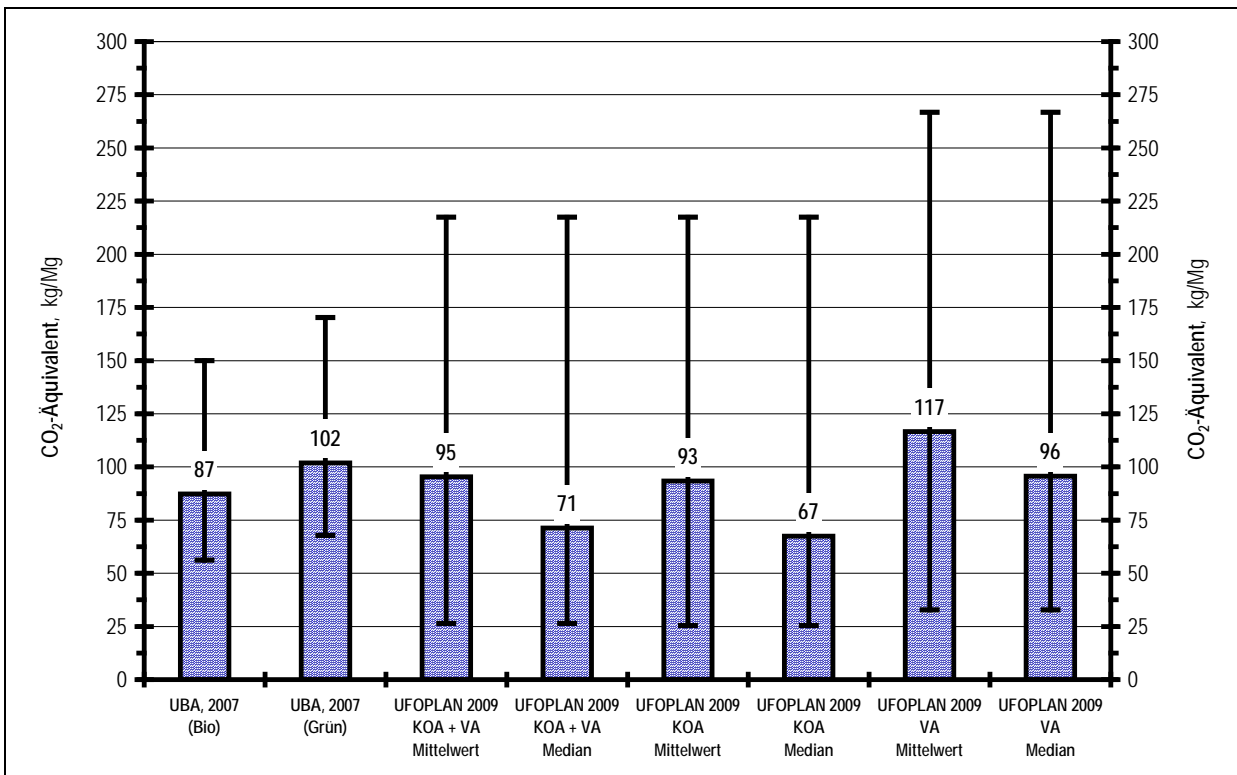


Bild 5-37: **Gesamt-CO₂-Äquivalente** (Mittelwert und Median, Wertebereich (Min - Max) bzw. Unsicherheitsbereich) bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen - Gegenüberstellung der aktuellen Messergebnisse mit den bisher vom UBA angesetzten Werten [UBA, 2007]

6 Ableitung von Potenzialen und Maßnahmen zur Emissionsminderung

6.1 Stand der Technik und gute fachliche Praxis

Die Ergebnisse der Emissionsmessungen in verschiedenen Kompostierungs- und Vergärungsanlagen unterschiedlicher Behandlungstechniken sowie Literaturlauswertungen lassen erkennen, dass die Höhe der Emissionen nicht in erster Linie von dem Verfahren und der Behandlungstechnik abhängen. Durchschnittlich liegt der Faktor 10 zwischen den besten und den schlechtesten Ergebnissen innerhalb eines untersuchten Kompostierungs- und Vergärungsverfahrens.

Die Emissionen bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen werden im Wesentlichen von der Betriebsführung bestimmt. In diesem Zusammenhang sind insbesondere folgende Faktoren herauszustellen: Abfallzusammensetzung und Strukturanteil, Wassergehalt, Belüftung, Umsetzen, Mietengeometrie. Die Bedeutung dieser Einflussfaktoren wird im Folgenden erläutert.

6.2 Maßnahmen der Emissionsreduzierung

6.2.1 Betriebliche und betriebstechnische Maßnahmen

6.2.1.1 Übersicht

Die Untersuchungsergebnisse ergeben bei detaillierter Betrachtung und im Vergleich mit der Literatur unterschiedliche Resultate. In der Gesamtbetrachtung können jedoch spezifische Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen zusammengefasst werden.

Die einzelnen Maßnahmen zur Emissionsreduzierung werden bezogen auf folgende einflussnehmende Größen erläutert:

- **Materialeigenschaften des Rottegutes**
C/N-Verhältnis, Strukturmaterial, Wassergehalt
- **Anlagen- bzw. Rottebetrieb**
Umsetzen, Mietengeometrie
- **Verfahrenstypen**
 - **Kompostierungsverfahren**
Geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen, Kompostierungsanlagen mit semipermeabler Membran, offene Kompostierungsanlagen
 - **Bioabfallvergärungsanlagen**

6.2.1.2 *Materialeigenschaften des Rottegutes*

- **C/N-Verhältnis**

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 geschreddertem Baum- und Strauchschnitt erzielt werden.

Bei einem niedrigen C/N-Verhältnis steigen die NH_3 -Emissionen bei hohen Rottetemperaturen und hohen Belüftungsraten. Ein C/N-Verhältnis > 25 minimiert die NH_3 - und N_2O -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 N_2O -Bildung im Biofilter eine NH_3 -Abscheidung in Form schwefelsaurer Wäscher vorzuschalten (siehe Abschnitt 3.1.3.2). Das entstehende Ammoniumsulfat kann nach Düngemittelverordnung als Dünger verwertet werden [DüMV, 2008]. Eine Ausnahme ist die reine Grünabfallkompostierung, bei der nur geringe NH_3 -Emissionen zu erwarten sind.

- **Strukturmaterial**

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

Bei einem zu hohem Anteil an holzreichem Grünschnitt zeigt sich, dass die N_2O -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 $35:1$ eine wichtige Maßnahme zur Minimierung der Lachgasbildung.

Zur zügigen Einleitung der Huminstoffbildung und dem Einbau flüchtiger Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen ist die Zumischung eines Volumenanteils von ca. 5 bis 10% Altkompost empfehlenswert.

- **Wassergehalt**

Der Wassergehalt des Rottegutes bei Prozessbeginn (Inputmaterial des Rotteprozesses) sollte maximal 65 bis 70% betragen. Der Wassergehalt des Rottegutes während des Rotteprozesses sollte zwischen 50 bis 60% liegen.

6.2.1.3 Anlagen- bzw. Rottebetrieb

Umsetzen und Mietengeometrie

Ein mehrfaches aber nicht tägliches Umsetzen je Woche von Kompostmieten mit entsprechendem Strukturanteil, z. B. ein Grünschnittanteil von min. 30 % im Bioabfall, verringert die Bildungsmenge von CH₄. Bei N₂O zeichnet sich ein uneinheitliches Ergebnis mit einer Tendenz zu geringeren Emissionsraten in der Nachrotte bei abnehmender Bearbeitungsintensität, d. h. Umsetzintensität nimmt ab.

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 (> 45 °C) und eine reduzierte mechanische Bearbeitung in der anschließenden Abkühlungsphase (Nachrotte; < 40 - 45 °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. Nachteilig ist jedoch, dass mit jedem Umsetzen sich die Struktur verringert und damit die Porosität abnimmt.

6.2.1.4 Emissionsquellen und Maßnahmen zur Emissionsminderung bei Kompostierungsverfahren

Geschlossene Systeme mit Biofilter (KOA g)

Aus den Untersuchungsergebnissen und Literaturquellen kann bei vergleichbarer Technik ein breites Spektrum an Emissionsfaktoren für Methan festgestellt werden, am unteren Ende mit optimalen Werten um 50 g/Mg und am oberen Ende mit unakzeptablen 11.000 g/Mg. Der ermittelte Methanemissionsfaktor in Höhe von 790 g/Mg bezogen auf die Datenbasis Median spiegelt den Stand der Technik der Kompostierung wieder. Das breite Spektrum der ermittelten Emissionswerte macht deutlich, dass in erster Linie betriebliche Ursachen das Emissionsgeschehen bestimmen. Kompostierungsanlagen mit guter fachlicher Praxis, d. h. gut geführte und mit Sorgfalt betriebene Anlagen, erreichen bestmögliche Ergebnisse. Die Technik allein ist nicht grundsätzlich entscheidend, jedoch schneiden druckbelüftete Verfahren im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen am besten ab. Geschlossene Systeme bringen im Fall von ungünstigen Standortverhältnissen den erheblichen Vorteil der Geruchs-, Staub-, Keim-, NH₃- und NMVOC-Abscheidung im Biofilter mit sich. Für die

Reduktion von Methan und Lachgas bleibt der Biofilter wirkungslos. Vielmehr wird Lachgas durch biologische Umsetzungen des Ammoniaks im Biofilter neu gebildet.

Neben der Wirkung von Ammoniak als Luftschadstoff können hohe Ammoniakkonzentrationen im Rohgas zu Beeinträchtigungen bzw. Hemmungen des Geruchsstoffabbaus im Biofilter bzw. zu erhöhten NO- und N₂O-Emissionen aufgrund deren Neubildung im Biofilter führen. Sofern die Geruchsstoffkonzentrationen im Reingas in Höhe von 500 GE/m³ wiederholt überschritten werden, ist den Ursachen auf der Stickstoff-Seite nachzugehen. Ergeben die Untersuchungen nach Ausschöpfung sonstiger prozesstechnischer Maßnahmen, wie Änderung der Materialmischung, des Belüftungs-, Feuchtigkeits- und Temperaturregimes, dass eine zu hohe Ammoniakkonzentration für die Beeinträchtigung der Biofilterfunktion verantwortlich ist, ist ein saurer Wäscher zur Abscheidung des Ammoniaks aus dem Rohgas vorzuschalten (siehe auch Abschnitt 3.1.3.2).

Biofilter-Wirkungsgrade

Emissionsmessungen zeigen, dass in Biofiltern unterschiedliche Abbauleistungen erreicht werden. Die erzielbaren Wirkungsgrade werden sowohl von 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 der im Rahmen der vorliegenden Projekte durchgeführten Untersuchungen gemäß Bild 6-1 mit folgenden Größenordnungen angegeben werden:

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

Gesamtkohlenstoff ist in Abhängigkeit von dem Methangehalt, der im Rohgas vor dem Biofilter vorliegt, im Reingas nach dem Biofilter geringer. Der Biofilter-Wirkungsgrad liegt im Mittel bei 28 %.

- **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 im Mittel bei 6 %. In stark vernässten oder ungleichmäßig durchlüfteten Biofiltern kann es zu einer geringen Methanbildung kommen.

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

In gut funktionierenden Biofiltern können für die Summe der Einzelverbindungen an NMVOC Abbauraten von bis zu 100 % und damit eine vollständige Reduzierung festgestellt werden. Die NMVOC-Reduktion liegt im Mittel bei 54 %.

- **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 hohen Rohgasgehalten steigt. Der NH_3 -Wirkungsgrad in Biofiltern liegt im Mittel bei 54 %.

Der Umsatz von Ammoniak (NH_3) in Biofiltern führt jedoch immer zur Bildung von Stickstoffmonoxid (NO) und Lachgas (N_2O) und ist somit aus der Sicht des Klimaschutzes negativ zu beurteilen.

- **Lachgas (N_2O)**

Lachgas (N_2O) wird im Biofilter nicht reduziert, sondern in Abhängigkeit von der im Rohgas vor dem Biofilter vorliegenden NH_3 -Konzentration gebildet, so dass sich negative Wirkungsgrade ergeben. Die N_2O -Emissionen im Reingas nach dem Biofilter sind um den Faktor 1,5 (Mittelwert) bis zu Faktor 8 (Maximalwert) höher als im Rohgas.

- **Kohlendioxidäquivalent (CO_2 -Äq.)**

Das Kohlendioxidäquivalent im Reingas nach dem Biofilter bzw. der Biofilterwirkungsgrad wird entscheidend von der N_2O -Bildung im Biofilter beeinflusst, und die N_2O -Bildung ist im Wesentlichen von der NH_3 -Belastung des Rohgases vor dem Biofilter abhängig. Die CO_2 -Äquivalente nehmen im Mittel um 18 % zu.

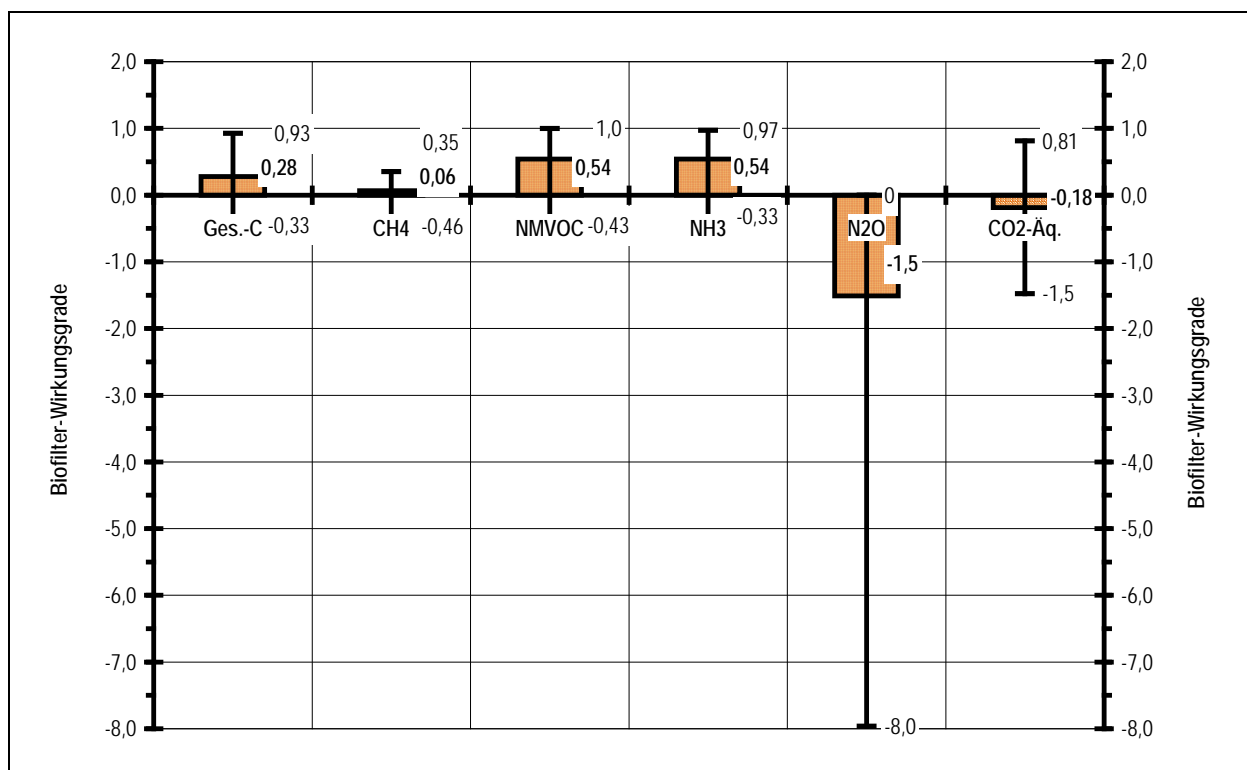


Bild 6-1: Biofilterwirkungsgrade (Anzahl der Messphasen: n = 35)

Systeme mit semipermeabler Membran (KOA sM)

Diese Verfahren erreichen ein sehr niedriges Emissionsniveau. Die Ursachen dafür sind:

- Dreiecksmieten: günstiges (großes) Oberflächen-Volumen-Verhältnis
- Aktive Druckbelüftung: gute Sauerstoffversorgung
- Semipermeable Membran: Emissionsminderung für Ammoniak (Geruchsstoffe)

Offene Systeme (KOA o)

Emissionen an CH_4 und N_2O werden ebenso in den offenen Verfahren gebildet. Da sich die genannten Gase im Biofilter nicht reduzieren lassen, sind offene Systeme bezüglich der Klimagasemissionen pauschal zunächst nicht schlechter einzustufen als geschlossene Systeme [GRONAUER et al., 1997]. Die Emissionen von NH_3 sind bei Bio- und Grünabfall im Vergleich zu geschlossenen Systemen mit Biofilter höher. Anteiliger Bioabfall kann auch beim N_2O zu erhöhten Emissionen führen. Optimal betriebene Verfahren können zwar sehr geringe Emissionsfaktoren erreichen, sie reagieren aber sehr empfindlich auf äußere Einflüsse.

Die in verschiedenen Anlagen vorgefundenen Bedingungen sind im Hinblick auf eine Verbesserung der Sauerstoffversorgung in folgenden Punkten zu optimieren:

- Zu große Mietenquerschnitte: reduziertes Oberflächen-Volumen-Verhältnis
- Fehlendes Strukturmaterial, geringe Porosität
- Lange Umsetzintervalle: Inhomogenität, Verdichtung

6.2.1.5 Emissionsquellen und Maßnahmen zur Emissionsminderung bei Vergärungsverfahren

Vergärungsanlagen ohne und mit Nachrotte

Anaerobe Verfahren und auch die Verfahrenskombination der Vergärung mit Nachrotte bergen ein hohes Emissionspotential. Die Ursachen dafür sind:

- Enges C/N-Verhältnis durch die Vergärung
- Restgasbildung durch unvollständige Vergärung
- Unzureichende Aerobisierung der festen Gärrückstände und deren praktische Umsetzung
- Offene Lagerung des flüssigen Gärproduktes, Nachgärung (CH_4)
- Anhaltend anaerobes Milieu (CH_4) der festen Gärprodukte in der Nachrotte
- Spezifisch erhöhte Ammoniak und Lachgasemissionen aus der Nachrotte

6.2.2 Maßnahmen zur Minderung einzelner emittierender Stoffe

6.2.2.1 Spezifische Maßnahmen zur Reduzierung der Methanemissionen

Um die Emissionen zu reduzieren, muss insgesamt auf das konkurrierende Verhalten von CH_4 und N_2O hingewiesen werden. Aerobe Behandlungsanlagen sowie Nachrotten von Vergärungsprozessen, die tendenziell unter Methanbildung leiden (hohe Temperaturen, hohe Wassergehalte, schlechte Sauerstoffversorgung) haben zunächst Ammoniak- und nur geringe Lachgasemissionen. Erst wenn die Ammoniakemissionen abgeklungen sind und die Nitrifikation beginnt (Nachrotte), muss mit Lachgas gerechnet werden. Dagegen sind Mietenabgase mit nennenswerten Lachgasgehalten z. B. aus der Nachrotte tendenziell methanarm (niedrige Temperaturen, geringe Wassergehalte, gute Sauerstoffversorgung).

Einer Methanbildung kann in aeroben Rotteverfahren nur durch eine sehr gute Sauerstoffversorgung begegnet werden. Diese kann sich in offenen Systemen ohne aktive Belüftung natürlich einstellen. Notwendig sind dazu ein günstiges (großes) Oberflächen-Volumen-Verhältnis, ausreichend strukturreiches Material in der Rottmischung, kurze Umsetzintervalle und Sorgfalt. Wenn diese Bedingungen nicht erfüllt sind, kann eine aktive Belüftung einen gewissen Mangel ausgleichen und damit die Betriebssicherheit erhöhen.

Bei geschlossenen Systemen führen aktive Belüftung, Eintrags- und Austragssystem und automatischer Umsetzbetrieb zu gesteigerter Kontinuität. Die Technik schützt aber nicht sicher vor betrieblichen Nachlässigkeiten. Auch hier ist auf die notwendige Erfahrung und Sorgfalt hinzuweisen, um die gute fachliche Praxis der Kompostierung im Betrieb sicher zu stellen.

Beim Einsatz einer Vergärungsstufe in der Kompostierungsanlage wird durch die Gewinnung und Nutzung von Biogas als regenerativem Energieträger ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet. Die Kombination von Vergärung mit Nachrotte und damit die Anwendung eines anaeroben Prozesses mit einem nachgeschalteten aeroben Prozess hat jedoch Entwicklungs- und Optimierungsbedarf hinsichtlich einer Verbesserung der Klimabilanz: flüssige Gärrückstände und die Nachrotte der festen Gärrückstände emittieren Methan, Ammoniak und Lachgas in nennenswerter Höhe. Emissionsminderungspotenziale bestehen in folgenden Verfahrensbereichen:

- Weitestgehende Ausschöpfung des Gasertrages in der Vergärungsstufe (hydraulische Verweilzeit, Prozessbiologie). Im Rahmen der RAL-Gütesicherung der BGK wird grundsätzlich der Nachweis der Organischen Säuren mittels Titrationsmethode von $< 1.500 \text{ mg/L FM}$ gefordert. Alternativ kann die Gasbildungsrate (GB21) als Kriterium der Abbaustabilität herangezogen werden. Dabei ist der Grenzwert 7 NL/kg FM einzuhalten.
- Konditionierung der Gärrückstände (z. B. Erniedrigung der Temperatur)
- Gasdichte Kapselung des Lagertanks für flüssigen Gärrückstand
- Gaspendelleitung des Lagertanks für Biogas aus Nachgärung
- Methanhaltige Abluft als Verbrennungsluft zum BHKW oder Verbrennung in Fackel
- Aerobisierung der festen Gärrückstände

6.2.2.2 *Spezifische Maßnahmen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen*

In eingehausten und damit geschlossenen Anlagen mit vollständiger Abgaserfassung und Abgasbehandlung lassen sich mit sauren Wäschern hohe Ammoniakgehalte im Rohgas effektiv und relativ einfach abscheiden.

Das Ammonium aus sauren Wäschern, die mit konzentrierter Schwefelsäure betrieben werden, ist darüber hinaus ein potentiell mineralisches Düngemittel und kann gemäß Düngemittelverordnung als Stickstoffdünger eingesetzt werden [DÜMV, 2008]. Dazu ist eine Aufkonzentrierung im Wäscher notwendig. An MBA-Anlagen wurden vielfach sehr gute Erfahrungen mit der sauren Wäsche und der Verwertung der ASL gemacht.

Untersuchungen von HAHNE und VORLOP, 2001 ergaben, dass bei der Stallabluftbehandlung mit sauren Wäschern eine Abscheidung von mindestens 78 % und eine Aufkonzentrierung von $\text{NH}_3\text{-N}$ in der Ammoniumsulfat-Lösung von 66 bis 79 g/kg möglich sind. Der Mindestverbrauch an elektrischer Energie wurde mit 2 kWh/1.000 m³ Rohgas angegeben. Die Einhaltung der Grenzwerte für Schwermetalle bei der Verwendung metallischer Werkstoffe ist im Wesentlichen von der Säurequalität sowie untergeordnet von einem möglichen Eintrag von staubgebundenen Schwermetallen über die Abluft abhängig.

6.2.2.3 Spezifische Maßnahmen zur Reduzierung der Lachgasemissionen

Der Beginn der Heißrotte kann bei Temperaturen $< 45\text{ °C}$ einen kleinen N_2O -Peak auslösen, der als Nebenreaktion bei der Nitrifikation zu Nitrit und Nitrat resultiert. Kommt es sehr viel später zu einer Abkühlung in der offenen Nachrotte auf $< 40 - 45\text{ °C}$, besteht außerdem die Gefahr der Bildung von N_2O . Es lässt sich folgende emissionsarme Betriebsweise über die verschiedenen Prozessabschnitte am Beispiel einer geschlossenen Anlage mit Biofilter beschreiben:

- Möglichst frühzeitiges effektives Strippen von NH_3 zu Beginn der thermophilen Rottephase bei hohem Luftdurchsatz. Durch den damit verbundenen Stickstoffverlust weitet sich das C/N-Verhältnis auf. Die Folge eines weiten C/N-Verhältnisses ist, dass die potentielle N_2O -Bildung in der Nachrotte minimiert wird.
- Das Aufrechterhalten einer Prozesstemperatur von über 45 °C bis hin zu 55 bzw. maximal 65 °C zu Beginn der Rotte trägt grundsätzlich dazu bei, das Abfallmaterial zu hygienisieren und die Nitrifikationsprozesse zu unterdrücken. Im Sinne der Qualitätsbildung (Ligninabbau, Huminstoffaufbau) aber auch zur Reduktion von Geruchsemissionen sollten Temperaturen über 55 bzw. 65 °C möglichst nur für die Dauer der erforderlichen Hygienisierung aufrechterhalten werden. Das heißt, die vorrangigen Maßnahmen zur Eindämmung der N_2O -Bildung bleiben ein optimales, leicht C-überschüssiges Mischungsverhältnis, eine gute Homogenisierung und eine ausreichende Sauerstoff- und Feuchtigkeitsversorgung.
- Im Falle einer hohen Ammoniakkonzentration in der Abluft ist die Abscheidung des ausgestrippten NH_3 durch eine saure Wäsche notwendig (siehe Abschnitt 3.1.3.2).

Weitere Maßnahmen nach Abschluss der Hauptrotte:

- In der Nachrotte sind die Umsetzintervalle und die damit im Zusammenhang stehenden Wärmeverluste zu reduzieren. Um einer Lachgasbildung vorzubeugen, sollten Temperaturen in der Rotte 45 °C nicht unterschreiten.
- Der Fertigkompost sollte zeitnah konfektioniert, ausgebracht und in den Boden eingearbeitet werden.

7 Zusammenfassung

In Deutschland werden jährlich etwa 8,6 Mio. Mg getrennt gesammelte biogene Siedlungsabfälle, d. h. Bio- und Grünabfälle aus Haushalten und Gewerbe, zu Gärprodukten und Komposten verarbeitet. Für die Verwertung dieser Abfallmengen stehen rund 960 Kompostierungsanlagen und 80 Vergärungsanlagen zur Verfügung.

Kompostierungsanlagen können in Anlehnung an die Richtlinie VDI 3475 Blatt 1 und 2 (VDI 3475 Blatt 5 Entwurf) in zwei technische Standards unterschieden werden. Zum einen handelt es sich um offene oder offene, überdachte Anlagen mit niedrigeren Verarbeitungskapazitäten. Zum anderen handelt es sich um technisch aufwändigere eingehauste oder teileingehauste Anlagen mit Abgaserfassung, die insbesondere für die Verwertung größerer Mengen an Bioabfällen eingesetzt werden. Beide Anlagenkategorien können dem Stand der Technik entsprechen.

Die in den vorliegenden Projekten untersuchten Verfahrenstypen der Kompostierung und Vergärung wurden wie folgt differenziert:

KOA g (FrischK)	Geschlossene Kompostierungsanlagen; Rotte bis zur Herstellung von Frischkompost
KOA g (FertigK)	Geschlossene Kompostierungsanlagen; Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost
KOA tg (FertigK)	Teilgeschlossene Kompostierungsanlagen; Kombination von geschlossener Hauptrotte und anschließender offener Nachrotte; Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost
KOA sM	Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen und aktiver Belüftung; Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost
KOA o (Bio+Grün)	Offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung; Rotte von Bioabfällen unter Zugabe von Grünabfällen zur Erhöhung des Strukturanteils bis zur Herstellung von Fertigkompost
KOA o (Grün)	Offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung; Rotte von Grünabfällen bis zur Herstellung von Fertigkompost
VA	Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung darunter 1 VA mit Trocknung des Gärrückstandes
VA + NR g	Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung und anschließender geschlossener Nachrotte
VA + NR o	Vergärungsanlagen mit Nass-, Trocken- oder Feststoffvergärung und anschließender offener Nachrotte

Im Hinblick auf die quantitative Einschätzung der Emissionen aus der biologischen Abfallbehandlung und -verwertung, die für die Emissionsberichterstattung gemäß der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto-Protokoll gefordert wird, lagen für die Anlagen zur biologischen Behandlung und Verwertung von Bio- und Grünabfällen bislang nur sehr vereinzelt belastbare Messdaten vor. Insbesondere fehlten Daten zum Vergleich der unterschiedlichen Verfahrenstypen bzw. praktizierten Behandlungsverfahren und der möglichen Abgasreinigungstechniken.

Im Rahmen der vorliegenden Projekte wurden für die klimarelevanten Schadstoffe Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie für Ammoniak (NH_3) und den Summenparameter der flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) Emissionskonzentrationen gemessen und Emissionsmassenströme ermittelt sowie Emissionsfaktoren berechnet.

Die Emissionsmessungen wurden in einer Auswahl von möglichst repräsentativen Praxisanlagen nach dem Stand der Technik gemäß VDI 3475 Blatt 1 und 2 (VDI 3475 Blatt 5 Entwurf) zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt. Die Darstellung der Messergebnisse für die jeweilige in das Messprogramm einbezogene Anlage wurde anonymisiert. Die einzelnen Datensätze wurden aggregiert und zu belastbaren Ergebnissen ausgewertet. Zum Vergleich wurden interne Auftragsarbeiten und Literaturdaten aus Deutschland, Österreich, Dänemark, der Schweiz und den Niederlanden herangezogen.

Die Emissionsfaktoren der untersuchten Stoffe wurden zum einen für den Behandlungsprozess in Abhängigkeit von den Verfahrenstypen der Kompostierung und Vergärung, die für die Verwertung von Bio- und Grünabfällen eingesetzt werden, sowie zum anderen für die Lagerung und Ausbringung der Produkte abgeleitet.

Emissionsfaktoren für den Behandlungsprozess von Bio- und Grünabfällen

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die Bildung der Treibhausgase Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie Ammoniak (NH_3) und den flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) bei der Kompostierung und Vergärung von Bio- und Grünabfällen im Wesentlichen vom Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalt im Ausgangsmaterial (Materialmischung), vom Strukturmaterial sowie von den Prozessbedingungen (insbesondere Sauerstoffversorgung) abhängt und weniger von der bautechnischen bzw. verfahrenstechnischen Ausstattung der Behandlungsanlage. Das anaerobe Stoffwechselprodukt Methan entsteht in unterschiedlichem Ausmaß auch bei den aeroben Rotteprozessen in Abhängigkeit von der Sauerstoffversorgung.

Bei Vergärungsanlagen ist es wichtig, das Biogaspotential möglichst weitgehend auszuschöpfen. Behälter mit anaerober Restaktivität, z. B. flüssiger Gärrückstand, sind zu kapseln und an das Biogasnetz anzuschließen. Mit Methan gering belastete Abluftströme sollten durch eine Mehrfachnutzung in der Anlage weiterverwendet oder auch einem BHKW als Verbrennungsluft zugeführt werden. Mit Methan hoch belastete Abgasströme sollten einer Verbrennung zugeführt werden, um das Methan sicher zu entsorgen. Am Standort vorhandene Biomassekraftwerke oder andere Verbrennungsanlagen können zur Synergie beitragen.

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes ermittelten Emissionsfaktoren für den Behandlungsprozess von Bio- und Grünabfällen in Abhängigkeit von dem Verfahrenstyp bzw. der Behandlungstechnik sind in Tabelle 7-1 zusammengefasst. Es wurden aus den gemessenen Emissionsdaten jeweils der arithmetische Mittelwert und der Median ermittelt. Die Hochrechnungen erfolgten jeweils auf der Datenbasis Mittelwert und Median.

Es ist insgesamt anzumerken sowie insbesondere für die Interpretation und Übertragbarkeit der ermittelten Daten zu berücksichtigen, dass die in dem vorliegenden Bericht durchgeführte Beschreibung der gesamten Emissionssituation und der Praxisverfahren keine Rückschlüsse auf eine einzelne Anlage oder eine pauschale Verfahrensbewertung erlaubt.

Tabelle 7-1: Emissionsfaktoren für den Behandlungsprozess bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen in Abhängigkeit von dem Verfahrenstyp

Verfahrenstyp:		KOA g (Frischk)	KOA g (FertigK)	KOA tg	KOA sM	KOA o (Bio+Grün)	KOA o (Grün)	VA	VA + NR g	VA + NR o
CH ₄ , g/Mg	Min	150	50	830	200	730	540	63	190	2.100
	Max	1.500	11.000	4.800	500	5.500	12.000	3.200	5.600	16.000
	Mittelwert	630	2.500	3.000	300	2.700	4.300	910	2.600	7.400
	Median	450	790	1.200	300	1.800	2.400	460	2.000	6.200
NH ₃ , g/Mg	Min	15	3	16	5	12	1	3	20	31
	Max	120	93	61	50	1.400	340	10.000	600	2.300
	Mittelwert	60	32	38	10	450	170	780	140	480
	Median	42	15	23	10	370	170	18	76	86
N ₂ O, g/Mg	Min	18	8	43	10	2	17	1	25	21
	Max	200	300	150	50	270	60	69	350	170
	Mittelwert	87	77	92	16	79	31	15	66	75
	Median	79	41	62	16	53	24	10	43	74

Es ergeben sich folgende **mittlere Emissionsfaktoren für den Behandlungsprozess von Bio- und Grünabfällen in Kompostierungs- und Vergärungsanlagen:**

- **Datenbasis Mittelwert**

- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungsanlagen (KOA)**
Methan **2.600 g/Mg**, Ammoniak **160 g/Mg** und Lachgas **66 g/Mg**
- **Mittlere Emissionsfaktoren Vergärungsanlagen (VA)**
Methan **3.500 g/Mg**, Ammoniak **330 g/Mg** und Lachgas **60 g/Mg**
- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA+VA)**
Methan **2.700 g/Mg**, Ammoniak **180 g/Mg** und Lachgas **65 g/Mg**

- **Datenbasis Median**

- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungsanlagen (KOA)**
Methan **1.400 g/Mg**, Ammoniak **140 g/Mg** und Lachgas **49 g/Mg**
- **Mittlere Emissionsfaktoren Vergärungsanlagen (VA)**
Methan **2.800 g/Mg**, Ammoniak **69 g/Mg** und Lachgas **45 g/Mg**
- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA+VA)**
Methan **1.600 g/Mg**, Ammoniak **130 g/Mg** und Lachgas **49 g/Mg**

Diese mittleren Emissionsfaktoren wurden ermittelt, indem die verwerteten Abfallmengenanteile der jeweiligen Technik am gesamten Anlagenpark in Deutschland zugrunde gelegt wurden: 43 % geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen sowie Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen (KOA g, KOA tg, KOA sM), 45 % offene Kompostierungsanlagen (KOA o) und 12 % Vergärungsanlagen mit und ohne Nachrotte (VA, VA + NR g, VA + NR o). Die Emissionsfaktoren wurden sowohl mit Bezug auf die Datenbasis Mittelwert als auch mit Bezug auf die Datenbasis Median berechnet. Die Bezugsgröße bildet jeweils die verwertete Abfallmenge (Anlageninput) in der Einheit Mg Feuchtmasse. Die Emissionsfaktoren werden als Massenverhältnis in der Einheit g emittierter Stoff je Mg Feuchtmasse der Inputmaterialien in die biologische Behandlungsstufe angegeben.

Eine vergleichbare Studie aus den Niederlanden kommt im Durchschnitt zu geringeren Emissionen der aktiv belüfteten Kompostierungsanlagen. Optimierungsmaßnahmen an Deutschen Anlagen in Folge von Sanierung bzw. Abstellen eines Fehlbetriebs zeigen, dass die Emissionen bei guter fachlicher Praxis auf ähnlich gute Ergebnisse reduziert werden können. Die offenen Anlagen ohne aktive Belüftung schneiden in der Praxis oft schlechter ab als es der Literatur vielfach zu entnehmen ist.

Die weite Spanne (Faktor 10 - 20) in der Höhe der Emissionen ist als Ausdruck unterschiedlichster Einflüsse zu werten. Signifikant hohe Emissionen resultieren meistens aus Defiziten im Betrieb. Als Gründe können z. B. angeführt werden, dass sich immer häufiger vorzufindende ungünstige Mietengeometrie, unzureichender Strukturanteil und Homogenisierung sowie mangelnde Umsetzhäufigkeit pauschal negativ auf die Sauerstoffversorgung auswirken. Hier besteht Optimierungsbedarf. Durch ein geschlossenes Rotteverfahren mit aktiver Belüftung und Abgasreinigung in einem Biofilter wird grundsätzlich eine Prozesssteuerung zur Emissionsminderung ermöglicht. In der Praxis zielen die vorgefundenen Betriebsweisen jedoch oftmals nicht auf eine Reduktion der beiden Treibhausgase Methan und Lachgas ab.

Methan wird im Biofilter nicht oder nur in sehr geringem Umfang abgebaut. Eine Weiterentwicklung biologischer Verfahren zum Methanabbau (z.B. nachgeschalteter Methan-Oxidationsfilter) wäre wünschenswert. Lachgas wird aus NH_3 -Umsetzungen und Folgeprodukten (Nitrifikation) im Biofilter neu gebildet. Bei ammoniakreichen Abgasen ist daher eine Abscheidung von NH_3 vor dem Biofilter sinnvoll und notwendig (saure Wäsche). Das hier entstehende Produkt Ammoniumsulfatlösung (ASL) kann aufkonzentriert und als Dünger verwertet werden. Dies trifft insbesondere auf die Ammoniakemissionen aus Vergärungsanlagen zu, die unter den untersuchten Anlagen die höchsten sind.

Entscheidend für die Klimagasemissionen sind die Prozessbedingungen. Es lassen sich sowohl offene als auch geschlossene Kompostierungsanlagen (mit und ohne Vergärung) bezüglich der Reduzierung von Treibhausgasemissionen optimieren.

Die Bildung von Lachgas kann nur präventiv im biologischen Behandlungsprozess (in situ) unterdrückt werden. Eine nachträgliche Minderung ist in keinem Abgasreinigungsverfahren (end of pipe) möglich. Es fehlt derzeit an technischen und betrieblichen Anforderungen an einen emissionsarmen Betrieb, insbesondere auch zur Methanreduktion.

Emissionsfaktoren für die gesamte Verwertung von Bio- und Grünabfällen

Die Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung der Produkte wurden anhand eines Modells und aufgrund von Literaturlauswertungen ermittelt und hochgerechnet. Die **mittleren Emissionsfaktoren für die gesamte Verwertung von Bio- und Grünabfällen**, die die Emissionen aus dem Behandlungsprozess in den Kompostierungs- und Vergärungsanlagen sowie die Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung der Komposte und Gärprodukte zusammenfasst, jeweils je Mg Feuchtmasse verwerteter Abfälle berechnet mit Bezug auf die Datenbasis Mittelwert und Median, sind:

• Datenbasis Mittelwert

- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungsanlagen (KOA)**
Methan 2.600 g/Mg, Ammoniak 242 g/Mg und Lachgas 91 g/Mg
- **Mittlere Emissionsfaktoren Vergärungsanlagen (VA)**
Methan 3.500 g/Mg, Ammoniak 535 g/Mg und Lachgas 82 g/Mg
- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA+VA)**
Methan 2.700 g/Mg, Ammoniak 276 g/Mg und Lachgas 90 g/Mg

• Datenbasis Median

- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungsanlagen (KOA)**
Methan 1.400 g/Mg, Ammoniak 222 g/Mg und Lachgas 74 g/Mg
- **Mittlere Emissionsfaktoren Vergärungsanlagen (VA)**
Methan 2.800 g/Mg, Ammoniak 274 g/Mg und Lachgas 67 g/Mg
- **Mittlere Emissionsfaktoren Kompostierungs- und Vergärungsanlagen (KOA+VA)**
Methan 1.600 g/Mg, Ammoniak 226 g/Mg und Lachgas 74 g/Mg

Die bislang vom Umweltbundesamt für die Berechnung der klimarelevanten Emissionen aus der Verwertung von Bio- und Grünabfällen angesetztten Emissionsfaktoren liegen für Methan und Ammoniak deutlich höher als die neuen Emissionsfaktoren auf Basis des Medians. Beim Lachgas liegen die ermittelten Werte in etwa in der gleichen Größenordnung wie die bisher verwendeten Emissionsfaktoren: Methan für Bioabfall 2.500 g/Mg und für Grünabfall 3.360 g/Mg, Lachgas für Bioabfall 83 g/Mg und für Grünabfall 60,3 g/Mg sowie Ammoniak für Bioabfall 2.980 g/Mg und für Grünabfall 2.170 g/Mg.

Die Gesamtemissionen aus dem Behandlungsprozess sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit Bezug auf die Datenbasis Mittelwert und Median sind in Tabelle 7-2 und Tabelle 7-3 zusammengestellt und den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland gegenübergestellt (Bezugsjahr: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c]).

Tabelle 7-2: Gegenüberstellung der Emissionen aus dem Behandlungsprozess sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten bei der biologischen Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Emissionen in Deutschland; **Datenbasis Mittelwert**

		Behandlungs- prozess (Mittelwert) [1]	Produkt- lagerung [2]	Produkt- ausbringung [3]	Summe [1] bis [3] (Mittelwert) [4]	Emissionen in Deutschland [5]	Anteil [4] an [5] (Mittelwert) [6]
CH ₄	Gg/a	23,48	0,0009	0,005	23,49	2.324	1,011 %
NM VOC	Gg/a	2,90	---	---	2,90	1.284	0,226 %
NH ₃	Gg/a	1,59	0,1187	0,712	2,42	597	0,405 %
N ₂ O	Gg/a	0,56	0,0302	0,181	0,77	216	0,357 %
CO ₂ -Äq.	Gg/a	753,77	9,0299	54,179	816,98	805.959	0,101 %

Tabelle 7-3: Gegenüberstellung der Emissionen aus dem Behandlungsprozess sowie der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten bei der biologischen Verwertung von Bio- und Grünabfällen mit den gesamten Emissionen in Deutschland; **Datenbasis Median**

		Behandlungs- prozess (Mittelwert) [1]	Produkt- lagerung [2]	Produkt- ausbringung [3]	Summe [1] bis [3] (Mittelwert) [4]	Emissionen in Deutschland [5]	Anteil [4] an [5] (Mittelwert) [6]
CH ₄	Gg/a	13,73	0,0009	0,005	13,74	2.324	0,591 %
NM VOC	Gg/a	2,35	---	---	2,35	1.284	0,183 %
NH ₃	Gg/a	1,14	0,1187	0,712	1,97	597	0,330 %
N ₂ O	Gg/a	0,42	0,0302	0,181	0,63	216	0,293 %
CO ₂ -Äq.	Gg/a	468,59	9,0299	54,179	531,80	805.959	0,066 %

Die Hochrechnung der Treibhausgasemissionen für CH₄ und N₂O sowie des indirekt wirksamen Treibhausgases NH₃ aus den in Deutschland betriebenen Bioabfallbehandlungsanlagen (Input 8,61 Mio. Mg/a) inklusive der Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung von Komposten und Gärprodukten ergibt einen prozentualen Anteil an den gesamten Emissionen in Deutschland bezogen auf die Datenbasis Mittelwert für Methan von 1,011 %, für Lachgas von 0,357 % und für Ammoniak für 0,405 % sowie bezogen auf die Datenbasis Median für Methan von 0,591 %, für Lachgas von 0,293 % und für Ammoniak für 0,33 %.

Bezogen auf die Summe CO₂-Äquivalente in Deutschland beträgt der Beitrag aus der biologischen Behandlung und Verwertung von Bio- und Grünabfällen bezogen auf die Datenbasis Mittelwert 0,101 % sowie bezogen auf die Datenbasis Median 0,066 %.

8 Summary

In Germany approximately 8.6 million Mg/year source-separated organic wastes, such as kitchen-, food-, garden-waste from households and commercial park-waste, are processed into compost. There are around 960 composting and 80 anaerobic digestion (AD) plants in operation.

According to the guidelines from the Association of German Engineers (VDI) VDI 3475 Blatt 1 and 2 (VDI 3475 Blatt 5 draft) different kinds of composting systems are established and state of the art in Germany: small simple open or sheltered piles (windrows) without active aeration and large closed facilities (in-vessel) with technical aeration in combination with exhaust gas treatment by biofilter. The within this project analyzed systems of composting and anaerobic digestion are differentiated as follows:

KOA g (FrischK)	Closed composting facilities with biofilter; Rotting until a fresh sanitized compost product, no maturation
KOA g (FertigK)	Closed composting facilities with biofilter; Rotting until a matured sanitized compost product
KOA tg (FertigK)	Partially closed composting facilities with biofilter in combination with open windrows; Rotting until a matured sanitized compost product
KOA sM	Composting under semipermeable membranes and active aeration; Rotting until a matured sanitized compost product
KOA o (Bio+Grün)	Open composting in static windrows (mixed bio- and garden-waste); Rotting until a matured sanitized compost product
KOA o (Grün)	Open composting in static windrows (only park- and garden-waste); Rotting until a matured sanitized compost product
VA	Anaerobic digestion in wet, semi-dry or dry fermenters; no maturation; One of these plants is thermally drying the digestate
VA + NR g	Anaerobic digestion in wet, semi-dry or dry fermenters and maturation in closed composting facilities with biofilter
VA + NR o	Anaerobic digestion in wet, semi-dry or dry fermenters and maturation in open windrows

With regard to the quantitative assessment of the greenhouse gas (GHG) emissions from the biological waste treatment and recovery, which is required for emission reporting under the UNFCCC and the Kyoto Protocol, so far only few reliable measurement data are available. In particular, data for comparison of different types of treatment procedures and the possible exhaust gas purification techniques were missing.

For the present project the emission concentrations of the most important greenhouse gases methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), ammonia (NH₃) and the calculated sum parameter for non-methane volatile organic compounds (NMVOC) were measured and afterwards transformed into emission mass streams and emission factors.

Analyzes were carried out at different points in time for a selected number of representative full scale treatment facilities. All plants were in compliance with the state of the art according the guidelines VDI 3475 Blatt 1 and 2 (VDI 3475 Blatt 5 draft).

The measurement results for the plants included in the measurement program have been anonymized. The individual datasets were aggregated and evaluated. Data from internal contract work as well as literature data from Germany, Austria, Denmark, Switzerland and the Netherlands were used for comparison.

The emission factors of the investigated GHG substances were derived for the treatment process based on the procedure types of composting and anaerobic digestion as well as for the storage and application of the compost products.

Emission factors for the treatment process of organic- and garden waste

The results of the investigation show that the formation of GHG methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), ammonia (NH₃) and non-methane volatile organic compounds (NMVOC) in composting and fermentation of organic- and garden-waste primarily depends on the carbon and nitrogen content in the raw material (material mix), the structural material as well as the process conditions (especially oxygen). It depends less on the technical standard and procedural features of the treatment plant itself. The anaerobic metabolism product methane occurs also in the aerobic composting processes; the generated amounts depending on the released anaerobic activity and oxygen supply.

For AD plants it is important to fully use the potential of biogas. Tanks and basins with anaerobic activity, e.g. liquid fermentation residue, should be encapsulated and connected to the biogas network. Slightly with methane contaminated air flows should be used in the CHP Unit as combustion air or re-used as process air within the AD plant. In order to safely dispose of methane, exhaust air flows with high loads of methane should be combusted. On site existing biomass power stations or other combustion plants contribute to the emission control synergy.

Depending on the type of installation or treatment technique the emission factors determined in this project are shown in table 8-1. From the measured emission data the arithmetic mean and the median were calculated. The projections are each on the basis of the data mean and median.

It should be mentioned that the description of the overall emission situation and procedures within this report does not allow drawing any conclusion for a single treatment plant. Neither can assumptions be made for a global assessment of the treatment procedures.

Table 8-1: Emission factors for the different treatments of organic- and garden-waste depending on the type of installation or treatment technique

Type of installation:		KOA g (FrischK)	KOA g (FertigK)	KOA tg	KOA sM	KOA o (Bio+Grün)	KOA o (Grün)	VA	VA + NR g	VA + NR o
CH ₄ , g/Mg	min	150	50	830	200	730	540	63	190	2,100
	max	1,500	11,000	4,800	500	5,500	12,000	3,200	5,600	16,000
	mean	630	2,500	3,000	300	2,700	4,300	910	2,600	7,400
	median	450	790	1,200	300	1,800	2,400	460	2,000	6,200
NH ₃ , g/Mg	min	15	3	16	5	12	1	3	20	31
	max	120	93	61	50	1,400	340	10,000	600	2,300
	mean	60	32	38	10	450	170	780	140	480
	median	42	15	23	10	370	170	18	76	86
N ₂ O, g/Mg	min	18	8	43	10	2	17	1	25	21
	max	200	300	150	50	270	60	69	350	170
	mean	87	77	92	16	79	31	15	66	75
	median	79	41	62	16	53	24	10	43	74

The following **average emission factors for the treatment process of composting and AD of organic- and garden-waste** were calculated:

- **data mean value**

- **average emission factor for composting plants (KOA)**
methane 2,600 g/Mg, ammonia 160 g/Mg and nitrous oxide 66 g/Mg
- **average emission factor for AD plants (VA)**
methane 3,500 g/Mg, ammonia 330 g/Mg and nitrous oxide 60 g/Mg
- **average emission factor for composting and AD plants (KOA+VA)**
methane 2,700 g/Mg, ammonia 180 g/Mg and nitrous oxide 65 g/Mg

- **data median value**

- **average emission factor for composting plants (KOA)**
methane 1,400 g/Mg, ammonia 140 g/Mg and nitrous oxide 49 g/Mg
- **average emission factor for composting plants (VA)**
methane 2,800 g/Mg, ammonia 69 g/Mg and nitrous oxide 45 g/Mg
- **average emission factor for composting and AD plants (KOA+VA)**
methane 1,600 g/Mg, ammonia 130 g/Mg and nitrous oxide 49 g/Mg

These average emission factors were calculated using data from the entire plant pool in Germany: 43% closed and partially closed composting plants and composting plants with semipermeable membranes (KOA g, KOA tg, KOA sM), 45% open composting plants (KOA o) and 12% AD plants with and without subsequent maturation (VA, VA + NR g, VA + NR o). The emission factors were calculated both using data based on mean and median values. The reference parameter is the recycled waste (plant input) in Mg moist mass. The emission factors are given as mass ratio of g emitted substance per Mg moist mass of waste input to the biological treatment plant (dimension: g/Mg).

A similar study from the Netherlands calculates lower emissions of actively aerated composting plants on average. Optimizations of German plants show that the emissions can be reduced to similar good results. The open composting systems in windrows without active ventilation perform worse in practice than is often quoted in the literature.

The wide range (factor 10 to 20) in the amount of emissions is an expression of diverse influences. Very high emissions mostly result from errors in operation. Reasons may be: unfavorable dimensions of windrows, insufficient use of strengthening material or turning intensity, high water content and insufficient air porosity. All of these result in an overall lack of oxygen supply. There is need for improvement. A closed composting process with active ventilation and exhaust gas cleaning enables a process control to reduce emissions. In practice the existing modes of operation often do not aim to reduce emissions of GHG methane and nitrous oxide.

Methane is not or only slightly decomposed in biofilters. A further development of biological processes to remove methane (e.g. in downstream methane oxidation filters) is desirable. Nitrous oxide is formed within the biofilter by NH_3 conversion and its secondary products (nitrification). Therefore a removal of NH_3 before the ammonia-rich gas reaches the biofilter is necessary. The solution could be acid scrubbers. The product is a dilution of ammonium sulfate, which can be concentrated and recycled as fertilizer. This applies especially to ammonia emissions from AD plants, which are the highest amongst the studied plants.

The process conditions are crucial for the GHG emissions. With regard to the reduction of GHG emissions open windrows as well as closed composting plants (with or without AD) can be improved.

The formation of nitrous oxide can only be suppressed preventive in the biological treatment process (in situ). A subsequent reduction is not possible in any exhaust gas purification (end-of-pipe). Currently there is a lack of technical and operational requirements for a low-emission operation, in particular in order to reduce methane.

Emission factors for the total recycling (treatment process + storage + product application) of organic- and garden-waste

The emissions from storage and application of the products were determined using a model and data from literature and then extrapolated. The **average emissions factors for the total recycling** (treatment process + storage + product application) of organic- and garden-waste are calculated using both mean and median as reference value. The reference parameter is the recycled waste (plant input) in Mg moist mass:

- **data mean value**
 - **average emission factor composting plants (KOA)**
methane 2,600 g/Mg, ammonia 242 g/Mg and nitrous oxide 91 g/Mg
 - **average emission factor for AD plants (VA)**
methane 3,500 g/Mg, ammonia 535 g/Mg and nitrous oxide 82 g/Mg

- **average emission factor for composting and AD plants (KOA+VA)**
methane 2,700 g/Mg, ammonia 276 g/Mg and nitrous oxide 90 g/Mg
- **data median value**
 - **average emission factor for composting plants (KOA)**
methane 1,400 g/Mg, ammonia 222 g/Mg and nitrous oxide 74 g/Mg
 - **average emission factor for AD plants (VA)**
methane 2,800 g/Mg, ammonia 274 g/Mg and nitrous oxide 67 g/Mg
 - **average emission factor for composting and AD plants (KOA+VA)**
methane 1,600 g/Mg, ammonia 226 g/Mg and nitrous oxide 74 g/Mg

The emission factors so far used by the Federal Environment Agency (UBA) for calculating the climate-relevant emissions from the total recycling of organic- and garden-waste are significantly higher than the new emission factors for methane and ammonia based on the median. The emission factors determined for nitrous oxide are roughly in the same order of magnitude as the previously used ones: methane for organic waste 2,500 g/Mg and for garden-waste 3,360 g/Mg, nitrous oxide for organic waste 83 g/Mg and for garden-waste 60.3 g/Mg as well as ammonia for organic waste 2,980 g/Mg and for garden-waste 2,170 g/Mg.

Emission factors for the total recycling (treatment process + storage + product application) of organic- and garden-waste in Germany calculated on the base of mean and median are shown in table 8-2 and table 8-3 and compared with total GHG emission in Germany (base year: 2009; [UBA, 2011 b; UBA, 2011 c]).

Table 8-2: Emission factors for the total recycling (treatment process + storage + product application) of organic- and garden-waste in Germany, calculated for the data base mean

		treatment- process (average) [1]	product- storage [2]	product- application [3]	sum [1] to [3] (average) [4]	emission in Germany [5]	part [4] of [5] (average) [6]
CH ₄	Gg/a	23.48	0.0009	0.005	23.49	2,324	1.011 %
NM VOC	Gg/a	2.90	---	---	2.90	1,284	0.226 %
NH ₃	Gg/a	1.59	0.1187	0.712	2.42	597	0.405 %
N ₂ O	Gg/a	0.56	0.0302	0.181	0.77	216	0.357 %
CO ₂ -Äq.	Gg/a	753.77	9.0299	54.179	816.98	805,959	0.101 %

Table 8-3: Emission factors for the total recycling (treatment process + storage + product application) of organic- and garden-waste in Germany, calculated for the data base median

		treatment- process (average) [1]	product- storage [2]	product- application [3]	sum [1] to [3] (average) [4]	emission in Germany [5]	part [4] of [5] (average) [6]
CH ₄	Gg/a	13.73	0.0009	0.005	13.74	2,324	0.591 %
NM VOC	Gg/a	2.35	---	---	2.35	1,284	0.183 %
NH ₃	Gg/a	1.14	0.1187	0.712	1.97	597	0.330 %
N ₂ O	Gg/a	0.42	0.0302	0.181	0.63	216	0.293 %
CO ₂ -Äq.	Gg/a	468.59	9.0299	54.179	531.80	805,959	0.066 %

The extrapolation of the average greenhouse gas emissions of CH₄ and N₂O, as well as indirectly effective greenhouse gas NH₃ from the organic waste treatment plants operated in Germany (input 8.61 million Mg/a) including the emissions from the storage and application / spreading of composts and anaerobic digestion (AD) products results to value of 1.011% for methane, value of 0.357% for nitrous oxide and value of 0.405% for ammonia based on the data mean. Based on data median it results for methane 0.591%, for nitrous oxide 0.293% and for ammonia 0.330%; in a percentage of the total emissions in Germany.

Compared to the amount of total CO₂ equivalent in Germany the contribution from the average emission of biological treatment and recycling of organic- and garden waste is only 0.101% based on the data mean and only 0.066% based on the data median.

9 Literaturverzeichnis

- ABF-BOKU 2005 Klimarelevanz der Kompostierung - Situation in Wien; Emissionen Kompostierungsprozess.
Universität für Bodenkultur Wien. Institut für Abfallwirtschaft (ABF-BOKU)
[www.wau.boku.ac.at /Klimarelevanz_der_Kompostierung.pdf](http://www.wau.boku.ac.at/Klimarelevanz_der_Kompostierung.pdf)
- AMLINGER, F.; PEYR, S. 2002 Umwelrelevanz der Hausgartenkompostierung - klimarelevante Gasemissionen. flüssige Emissionen. Massenbilanz. Hygienisierungsleistung.
Enderbericht im Auftrag und finanziert von Amt der Wiener Landesregierung - MA 48. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung - RU3. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung - Abt. Umweltschutz. Amt der Steiermärkischen Landesregierung - FA 1c. Amt der Salzburger Landesregierung – Abt. 16/01 Umweltschutz. Amt der Tiroler Landesregierung - Abt. Umweltschutz und BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Kompost – Entwicklung & Beratung, A – 2380 Perchtoldsdorf
- AMLINGER, F.; PEYR, S. 2003 Umwelrelevanz der dezentralen Kompostierung - klimarelevante Gasemissionen. flüssige Emissionen. Massenbilanz. Hygienisierungsleistung.
Enderbericht im Auftrag und finanziert von Amt der Wiener Landesregierung - MA 48. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung - RU3. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung - Abt. Umweltschutz. Amt der Steiermärkischen Landesregierung - FA 1c. Amt der Salzburger Landesregierung – Abt. 16/01 Umweltschutz. Amt der Tiroler Landesregierung - Abt. Umweltschutz und BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Kompost – Entwicklung & Beratung, A - 2380 Perchtoldsdorf
- AMLINGER, F.; PEYR, S.; HILDEBRANDT, U.; MÜSKEN, J.; CUHLS, C.; CLEMENS, J. 2005 Stand der Technik der Kompostierung - Grundlagenstudie.
Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- AMLINGER, F.; PEYR, S.; CUHLS, C. 2008 Greenhouse Gas Emissions from composting and mechanical biological treatment.
Waste management & Research 26: pages 47 – 60
- AMON, B.; AMON, T.; BOXBERGER, J. 1998 Untersuchung der Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft Österreichs zur Ermittlung der Reduktionspotentiale und Reduktionsmöglichkeiten.
Forschungsprojekt Nr. L883/94 Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft. 1998
- ANDERSEN, J. K.; BOLDRIN, A.; SAMUELSSON, J.; CHRISTENSEN, T. H.; SCHEUTZ, C. 2010 Quantification of Greenhouse Gas Emissions from Windrow Composting of Garden Waste.
J. Environ. Qual. 39: pages 713 - 724, 2010.
- BARTELS, P.; KRUSE, H. 2002 Kompostierung - Messung und toxikologische Bewertung flüchtiger organischer Substanzen (VOC) in der Abluft von Kompostierungsanlagen.
Heft 52 der Schriftenreihe des Instituts für Toxikologie, Uni Kiel
- BGK 2008 Persönliche Mitteilungen der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK). Herr Dr. Kehres

- BOLDRIN, A.;
ANDERSEN, J. K.;
MOELLER, J.;
CHRISTENSEN, T. H.;
FAVOINO, E. 2009 Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. Waste Management and Research (2009) 27, p. 800 - 812.
- CHADWICK, D. R.;
PAIN, B. F.;
BROOKMAN, S. K. E. 2000 Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. J. Environ. Qual. 29: p. 277 - 287
- CLEMENS, J.;
TRIMBORN, M.;
WEILAND, P.;
AMON, B. 2006 Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. Agriculture, Ecosystems and Environment 112: p. 171-177
- CUHLS. C. 2001 Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Dissertation; Heft 114 der Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
- CZEPIEL. P. 1996 Measurement of N₂O from Composted Organic Wastes. Environmental Science and Technology 30: p. 2519 - 2525
- DESTATIS 2011 Umwelt Abfallentsorgung 2009. Statistisches Bundesamt; Fachserie 19 Reihe 1. Erschienen am 22. Juli 2011. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2011.
- DESTATIS 2008 Umwelt Abfallentsorgung 2006. Statistisches Bundesamt; Fachserie 19 Reihe 1. Erschienen am 1. August 2008. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden 2008
- DETZEL, A.;
VOGT, R.;
FEHRENBACH, H.;
KNAPPE, F.;
GROMKE, U. 2003 Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. FKZ 299 42 245. Teilbericht Abfall/Abwasser; bearbeitet vom ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Februar 2003
- GRONAUER, A.;
HELM, M.;
SCHÖN, H. 1997 Verfahren und Konzepte der Bioabfallkompostierung. Vergleich - Bewertung - Empfehlungen. In: Gronauer. A.. Claasen. N.. Ebertseder. T.. Fischer. P.. Gutser. R.. Helm. M.. Popp. L.. Schön. H. 1997. Bioabfallkompostierung - Verfahren und Verwertung; Schriftenreihe Heft 139 des Bayrischen Landesamtes für Umweltschutz. München
- HAHNE, J.;
VORLOP, K.-D. 2001 Treatment of waste gas from piggeries with nitrogen recovery. Landbauforschung Völkenrode 3 (51) 2001, Seite 121-130.
- HELLEBRAND, H. J.;
KALK, W.-D. 2000 Emissionen bei der Stallmistkompostierung. Landtechnik 55: Seiten 184 - 185
- HELLEBRAND, H. J. 1993 Grünlandökosysteme: Eine Diskussion zu Stoffströmen und Reststoffverwertung. Landtechnik 48: Seiten 655 - 657
- 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 Third Assessment Report (TAR). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Dritter Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen der Vereinten Nationen

IPCC	1996	Second Assessment Report (SAR). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Zweiter Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen der Vereinten Nationen
JUNGKUNST, H. F.; FREIBAUER, A.; NEUFELDT, H.; BARETH, G.	2006	Review Article Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169: Seiten 341 - 351. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. Weinheim
KETELSEN, K.; KANNING, K.; CUHLS, C.	2010	Optimierung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA) unter Berücksichtigung von Ressourcen- und Klimaschutzaspekten. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA), FKZ 363 01 254, Endbericht Juni 2010; Bearbeitung: Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Energietechnik (iba), gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH.
KLUGE, R.	2008	Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft - Grundlagen der guten fachlichen Praxis. Thema des Abschlussprojektes: Kompostversuche Baden-Württemberg; Abschlussbericht April 2008; Nachfolgeprojekt des Verbund-Forschungsprojektes der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Laufzeit 2000 - 2002); Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg - LTZ (Hrsg.)
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
KRANERT, M.	2000	Grundlagen der Kompostierung. In: Biologische Abfallverwertung; W. Bidlingmaier (Hrsg.); Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart; S. 37 - 55.
LEINEMANN, B.	1998	Die Bildung klimarelevanter Spurengase während der Kompostierung in Abhängigkeit von der Prozessführung und dem Inputmaterial. Dissertation an der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität Braunschweig
REINHOLD, J.	2012	Abstimmung zur Ermittlung der Rottegut- und Inputmasse bei der offenen Kompostierung von Bio- und Grünabfällen. Persönliche Mitteilung.
REINHOLD, J.	2008	Ein Vorschlag zur Ableitung der Stickstoffwirksamkeit organischer Dünger aus stofflicher Zusammensetzung und Humusreproduktionsleistung. Bioplan Dr. Reinhold und Dr. Müller GmbH, D - 14542 Werder
SICH, I.	1997	¹⁵ N-Traceruntersuchungen zur Nitrifikation/Denitrifikation insbesondere zur Bildung von Stickstoffoxiden in Böden und wässrigen Medien. Dissertation; Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
SOMMER, S. G.; SHERLOCK, R. R.; KHAN, R. Z.	1996	Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. Soil Biol. Biochem. 28: p. 1541 - 1544
SRU	2007	Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU). Juli 2007. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin 2007.

TAUW	2007	Onderzoek bepalen kentallen methaan en lachgas composteerbedrijven. Roger Stoeltie. Henk-Jan Heres; Tauw bv afdeling Milieu & Veiligheid. Deventer. Nederlande.
TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.	1993	Integrated Solid Waste Management -Engineering Principles and Management Issues-. McGraw-Hill. Inc. New York
TRIMBORN, M.; GOLDBACH, H.; CLEMENS, J.; CUHLS, C.; BREEGER, A.	2003	Reduktion von klimawirksamen Spurengasen in der Abluft von Biofiltern auf Bioabfallbehandlungsanlagen. Band 14 der Bonner Agrikulturchemischen Reihe. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben AZ.: 15052 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU)
UBA	2011 a	Persönliche Mitteilungen des Umweltbundesamtes (UBA). Tim Hermann
UBA	2011 b	Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 - 2009 (Endstand: 17.01.2011). Umweltbundesamt; Dessau, Januar 2011.
UBA	2011 c	Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 - 2009 (Endstand 08.03.2011, v1.3.0). Umweltbundesamt; Dessau, März 2011.
UBA	2008	Persönliche Mitteilungen des Umweltbundesamtes (UBA). Tim Hermann
UBA	2007	Nationaler Inventarbericht Deutschland - 2007. Umweltbundesamt (UBA)
VOGT, R.; KNAPPE, F.; GIEGRICH, J.; DETZEL, A.	2002	Ökobilanz Bioabfallverwertung. Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Regine Vogt. Florian Knappe. Jürgen Giegrich. Andreas Detzel. ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (Hrsg.); Initiativen zum Umweltschutz Band 52; Erich Schmidt Verlag. Berlin 2002
WULF, S.; BRENNER, A.; CLEMENS, J.; DÖHLER, H.; JÄGER, P.; KROHMER, K.-H.; MAETING, M.; RIEGER, C.; SCHUMACHER, I.; TSCHEPE, M.; VANDRÉ, R.; WEILAND, P.	2003	Untersuchung der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH ₃ . N ₂ O und CH ₄) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien. Band 16 der Bonner Agrikulturchemische Reihe. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben AZ: 08912 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU)
ZACHÄUS, D.	1995 a	Grundlagen des aeroben Stoffwechsels. In: Biologische Abfallbehandlung; K. J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.); EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik. Berlin; S. 215 - 230.
ZACHÄUS, D.	1995 b	Grundlagen der Vergärung. In: Biologische Abfallbehandlung; K. J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.); EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik. Berlin; S. 360 - 372.

Rechtliche Rahmenbedingungen

30. BImSchV	2001	30. BImSchV - Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Artikel 2 der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. Stand: 20. Februar 2001.
BIOABFV	2012	Novellierung der Bioabfallverordnung (BioAbfV). Verordnung zur Änderung der Bioabfallverordnung, der Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsverordnung und der Düngemittelverordnung („Änderungsverordnung“). Vom 23. April 2012, verkündet am 27. April 2012, BGBl. I S. 611.
BIOABFV	1998	Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Bioabfallverordnung - BioAbfV; Zitierdatum: 1998-09-21.
DÜV	2007	Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV). Vom 27. Februar 2007, BGBl. I S. 221.
DÜMV	2008	Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). Vom 16. Dezember 2008, BGBl. I S. 2524.
DÜMV	2003	Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). Vom 26. November 2003; BGBl. Teil I Nr. 57.
TA LUFT	2002	TA Luft: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft). Veröffentlicht am 30. Juli 2000, in Kraft getreten am 1. Oktober 2002.

Richtlinien und Normen

EN 12619	1999	Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Massenkonzentration des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs in geringen Konzentrationen in Abgasen - Kontinuierliches Verfahren unter Verwendung eines FID. DIN EN 12619. Ausgabedatum: 1999-09. Beuth Verlag, Berlin
EN 13526	2002	Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Massenkonzentration des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs in Abgasen von Prozessen, bei denen Lösungsmittel eingesetzt werden - Kontinuierliches Verfahren unter Verwendung eines Flammenionisationsdetektors. DIN EN 13526. Ausgabedatum: 2002-05. Beuth Verlag, Berlin
EN 15259	2008	Luftbeschaffenheit - Messung von Emissionen aus stationären Quellen - Anforderungen an Messstrecken und Messplätze und an die Messaufgabe, den Messplan und den Messbericht. DIN EN 15259, Ausgabedatum: 2008-01. Beuth Verlag, Berlin
DIN EN 50054		DIN EN 50054; VDE 0400-1:1999-07:1999-07 [ACHTUNG: DOKUMENT ZURÜCKGEZOGEN]; Titel (deutsch): Elektrische Geräte für die Detektion und die Messung brennbarer Gase - Allgemeine Anforderungen und Prüfmethode; Deutsche Fassung EN 50054:1998 Dokument wurde ersetzt durch: DIN EN 60079-29-1; VDE 0400-1:2008-07:2008-07 DIN EN 61779-1; VDE 0400-1:2001-07:2001-07 Ersatz für: DIN EN 50054/A1; VDE 0400-1/A1:1996-01:1996-01 DIN EN 50054; VDE 0400-1:1993-07:1993-07
DIN EN 60079-29-1	2007	Explosionsfähige Atmosphäre - Teil 29-1: Gasmessgeräte - Anforderungen an das Betriebsverhalten von Geräten für die Messung brennbarer Gase (IEC 60079-29-1:2007, modifiziert); Deutsche Fassung EN 60079-29-1:2007 (DIN EN 60079-29-1; VDE 0400-1:2008-07:2008-07).
DIN EN 60079-20-1	2010	Explosionsfähige Atmosphären - Teil 20-1: Stoffliche Eigenschaften zur Klassifizierung von Gasen und Dämpfen - Prüfmethode und Daten (IEC 60079-20-1:2010); Deutsche Fassung EN 60079-20-1:2010 (DIN EN 60079-20-1; VDE 0170-20-1:2010-09:2010-09).
ÖWAV 518	2008	ÖWAV-Regelblatt 518: Anforderungen an den Betrieb von Kompostierungsanlagen. ÖWAV-RB 518 (Entwurf), Wien 2008
ÖWAV 531	2002	ÖWAV-Regelblatt 513: Betrieb von Biofiltern. ÖWAV-RB 513. Wien 2002
VDI 2469 Blatt 1	2005	Messen gasförmiger Emissionen - Messen von Distickstoffmonoxid - Manuelles gaschromatographisches Verfahren. VDI-Richtlinie. VDI 2469 Blatt 1. Februar 2005. Beuth Verlag, Berlin
VDI 2469 Blatt 2	2005	Messen gasförmiger Emissionen - Messen von Distickstoffmonoxid - Automatisches infrarotspektrometrisches Verfahren. VDI-Richtlinie. VDI 2469 Blatt 2. Februar 2005. Beuth Verlag, 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. Beuth Verlag, 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. Dez. 2005. Beuth Verlag, Berlin
VDI 3475 Blatt 4	2007	Emissionsminderung - Biogasanlagen in der Landwirtschaft - Vergärung von Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger. VDI-Richtlinie. VDI 3475 Blatt 4. Juli 2007. Beuth Verlag, Berlin
VDI 3475 Blatt 5, E	2013	Emissionsminderung - Biologische Abfallbehandlungsanlagen – Vergärung und Nachbehandlung. VDI-Richtlinie Entwurf, VDI 3475 Blatt 5. Dezember 2013, Beuth-Verlag, Berlin
VDI 3477	2004	Biologische Abgasreinigung – Biofilter VDI-Richtlinie. VDI 3477. November 2004. Beuth Verlag, Berlin
VDI 3477, E	2014	Biologische Abgasreinigung – Biofilter VDI-Richtlinie Entwurf. VDI 3477. Mai 2014. Beuth Verlag, Berlin
VDI 3481 Blatt 3	1995	Messen gasförmiger Emissionen - Messen von flüchtigen organischen Verbindungen. insbesondere von Lösungsmitteln mit dem Flammenionisationsdetektor (FID). VDI-Richtlinie. VDI 3481 Blatt 3. Oktober 1995. Beuth Verlag, Berlin
VDI 3481 Blatt 4	2007	Messen gasförmiger Emissionen - Messen der Konzentrationen von Gesamt-C und Methan-C mit dem Flammenionisationsdetektor. VDI-Richtlinie. VDI 3481 Blatt 4. Februar 2007. Beuth Verlag, Berlin
VDI 3496 Blatt 1	1982	Messen gasförmiger Emissionen - Bestimmung der durch Absorption in Schwefelsäure erfassbaren basischen Stickstoffverbindungen. VDI-Richtlinie. VDI 3496 Blatt 1. April 1982. Beuth Verlag, Berlin
VDI 4200	2000	Durchführung von Emissionsmessungen an geführten Quellen. VDI-Richtlinie. VDI 4200. Dezember 2000. Beuth Verlag, Berlin