

Dr. Reinhold & Kollegen

- Sachverständigenbüro
- humuswirtschaftliche Beratung
- Wissenstransfer



Analyse von Emissionen klimarelevanter Gase durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der Biogasgewinnung aus Abfällen- 03KB027

Endbericht

**Dr. Jan Liebetrau, Christian Krebs, Jaqueline Daniel-Gromke,
Velina Denysenko, Dr. Walter Stinner, Eva Nebel, Dr. Carsten
Cuhls, Birte Mähl, Dr. Jürgen Reinhold**

DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum
gemeinnützige GmbH

Torgauer Straße 116
04347 Leipzig

Tel.: +49 341 2434-112
Fax: +49 341 2434-133

www.dbfz.de
info@dbfz.de

Zuwendungsgeber Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
vertreten durch
Projektträger Jülich – Forschungszentrum Jülich GmbH
Frau Neumann/ Frau Panning
Zimmerstraße 26-27
10969 Berlin

Ansprechpartner: DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH
Torgauer Straße 116
04347 Leipzig
Tel.: +49 341 2434-112
Fax: +49 341 2434-133
E-Mail: info@dbfz.de
Internet: www.dbfz.de

Christian Krebs
Tel.: +49 341 2434-564
E-Mail: Christian.Krebs@dbfz.de

Jaqueline Daniel-Gromke
Tel.: +49 341 2434-441
E-Mail: Jaqueline.Daniel-Gromke@dbfz.de

Erstelldatum: 19.07.2013

Projektnummer DBFZ: 3230010

Gesamtseitenzahl + Anlagen 221

Aufsichtsrat:
Bernt Farcke, BMELV, Vorsitzender
Berthold Goeke, BMU
Anita Domschke, SMUL
Dirk Inger, BMVBS
Karl Wollin, BMBF

Geschäftsführung:
Prof. Dr. mont. Michael Nelles (wiss.)
Daniel Mayer (admin.)

Sitz und Gerichtsstand: Leipzig
Amtsgericht Leipzig HRB 23991
Steuernummer: 232/124/01072
USt.-IdNr.: DE 259357620
Deutsche Kreditbank AG
Kto.-Nr.: 1001210689
BLZ: 120 300 00



Inhaltsverzeichnis

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis	VI
1 Einleitung.....	1
1.1 Projektziele	2
1.2 Methodische Vorgehensweise	3
2 Grundlagen und Begriffe.....	5
3 Bioabfallvergärungsanlagen in Deutschland	16
3.1 Status quo	16
3.2 Betreiberbefragung von Bioabfallanlagen	18
3.2.1 Vorgehensweise.....	18
3.2.2 Ergebnisse ausgewählter emissionsrelevanter Parameter.....	19
4 Feldversuche Emissionen nach Gärrestausbringung	32
4.1 Versuchsbeschreibung	32
4.1.1 Feldversuch 1 – Lysimeteranlage	32
4.1.2 Feldversuch 2 – Parzellenanlage	36
4.2 Ergebnisse.....	39
5 Feldmessungen auf Bioabfallvergärungsanlagen	48
5.1 Emissionsdatenermittlung	48
5.1.1 Messparameter	48
5.1.2 Stickstoffverbindungen	49
5.1.3 Messmethoden /Messdurchführung.....	50
5.1.4 Messmethoden - VDI-Richtlinien und Normen zur Emissionsmesstechnik	56
5.1.5 Messverfahren und Messtechniken	57
5.1.6 Messgrößen- und Messdatenangabe	59
5.1.7 Erläuterung der Anlagenschemata	61
5.2 Nassvergärungsanlage VANV 1	63
5.2.1 Anlagenbeschreibung.....	63
5.2.2 Emissionsmessung und Messergebnisse.....	65
5.2.3 Bewertung der Emissionen.....	67
5.3 Nassvergärungsanlage VANV 2	70
5.3.1 Anlagenbeschreibung.....	70
5.3.2 Emissionsmessung und Messergebnisse.....	72
5.3.3 Bewertung der Emissionen.....	75
5.4 Nassvergärungsanlage VANV 3	77
5.4.1 Anlagenbeschreibung.....	77
5.4.2 Emissionsmessung und Messergebnisse.....	79
5.4.3 Bewertung der Emissionen.....	83
5.5 Nassvergärungsanlage VANV 4	86
5.5.1 Anlagenbeschreibung.....	86

5.5.2	Emissionsmessung und Messergebnisse.....	88
5.5.3	Bewertung der Emissionen.....	91
5.6	Trockenvergärungsanlage VATV 1.....	93
5.6.1	Anlagenbeschreibung.....	93
5.6.2	Emissionsmessung und Messergebnisse.....	95
5.6.3	Bewertung der Emissionen.....	97
5.7	Trockenvergärungsanlage VATV 2.....	99
5.7.1	Anlagenbeschreibung.....	99
5.7.2	Emissionsmessung und Messergebnisse.....	101
5.7.3	Bewertung der Emissionen.....	104
5.8	Trockenvergärungsanlage VATV 3.....	106
5.8.1	Anlagenbeschreibung.....	106
5.8.2	Emissionsmessung Messergebnisse	108
5.8.3	Bewertung der Emissionen.....	111
5.9	Trockenvergärungsanlage VATV 4.....	113
5.9.1	Anlagenbeschreibung.....	113
5.9.2	Emissionsmessung und Messergebnisse.....	115
5.9.3	Bewertung der Emissionen.....	118
5.10	Trockenvergärungsanlage VATV 5.....	120
5.10.1	Anlagenbeschreibung.....	120
5.10.2	Emissionsmessung und Messergebnisse.....	122
5.10.3	Bewertung der Emissionen.....	125
5.11	Feststoffvergärungsanlage VAFV 1.....	128
5.11.1	Anlagenbeschreibung.....	128
5.11.2	Emissionsmessung und Messergebnisse.....	130
5.11.3	Bewertung der Emissionen.....	133
5.12	Feststoffvergärungsanlage VAFV 2.....	136
5.12.1	Anlagenbeschreibung.....	136
5.12.2	Emissionsmessung und Messergebnisse.....	138
5.12.3	Bewertung der Emissionen.....	141
5.13	Feststoffvergärungsanlage VAFV 3.....	143
5.13.1	Anlagenbeschreibung.....	143
5.13.2	Emissionsmessung und Messergebnisse.....	145
5.13.3	Bewertung der Emissionen.....	147
5.14	Spezifische Untersuchungen	149
5.14.1	Diffuse Emissionen durch offene Hallentore	149
5.14.2	BHKW-Emissionen	152
5.14.3	Emissionsverhalten einer Tunnelintensivrotte bei unterschiedlichen Belüftungsraten	154
5.14.4	Untersuchungen zum Gärrestpotenzial	159
6	Treibhausgasbilanz.....	161
6.1	Methodik	161

6.1.1	Bilanzierungsrahmen.....	161
6.1.2	Emissionsmessungen.....	162
6.1.3	Ökobilanzielle Bewertung der Gärprodukte.....	163
6.1.4	Exkurs: Bewertung der Mobilität von Stickstoff aus Gärprodukten der Bioabfallvergärung im Boden und deren Humusreproduktionsleistung (J. Reinhold)	166
6.2	Annahmen für die THG-Bilanzierung.....	179
6.2.1	Anlagenkonzepte	179
6.2.2	Energiebedarf	179
6.2.3	Menge an Gärprodukte	180
6.2.4	BHKW-Emissionen	180
6.2.5	Emissionen bei der Gärrestausbringung	180
6.2.6	Stromgutschriften	180
6.2.7	Wärmegutschriften	181
6.2.8	Gutschriften für Gärprodukte	181
6.3	Ergebnisse der THG-Bilanzierung	186
6.4	Zusammenfassung.....	191
7	Maßnahmen zur Emissionsreduktion	192
8	Zusammenfassung und Ausblick	194
	Abbildungsverzeichnis	196
	Tabellenverzeichnis.....	200
	Literatur- und Referenzverzeichnis	204
A 1	Fragebogen zur Befragung der Anlagen zur Bioabfallvergärung 2009/2010.....	207
A 2	Anlagenschemata – Nassvergärungsanlagen	208
A 3	Anlagenschemata – Trockenvergärungsanlagen	209
A 4	Anlagenschemata – Feststoffvergärungsanlagen und VATV 2 (Trockenvergärungsanlage)	210
A 5	THG-Emissionen in kg CO₂-eq/ Mg Input der bemessenen Bioabfallvergärungsanlagen (Im Detail)	211
A 6	Grafik THG-Bilanz untersuchter Bioabfallvergärungsanlagen [kg CO₂-eq/Mg Input Bioabfall].....	212
A 7	Grafik THG-Bilanz untersuchter Bioabfallvergärungsanlagen in Bezug zur Stromerzeugung [g CO₂-eq/kWh_{el}].....	213

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Tabelle 1-1: Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
a	Jahr
AGW	Arbeitsplatzgrenzwert
ANS	Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen e.V.
BDE	Bundesverband der deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Rohstoffwirtschaft
BF	Biofilter
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
BGW	Biologischer Grenzwert
BHKW	Blockheizkraftwerk
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
C	Kohlenstoff
CH ₄	Methan
C _{org}	Organisch gebundener Kohlenstoff
CO ₂ -eq.	Kohlendioxidäquivalent
d	Tag
DBFZ	Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH
DIN	Deutsches Institut für Normung!!
DüMV	Düngemittelverordnung
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
FK	Frischkompost
FV	Feststoffvergärung
GC	Gaschromatograph
Ges-C	Gesamtkohlenstoff

Abkürzung	Erklärung
gewitra	gewitra-Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH
GP	Gärprodukt
Ha	Hektar
Häq	Humusäquivalent
HMW	Halbstundenmittelwert
ISO	Internationale Organisation für Normung
K	Kompost
Kg	Kilogramm
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
m	Meter
m ³ i.N.	Normkubikmeter im Normzustand bei 0 °C und 1013,25 mbar
M I	Messstelle I
M II	Messstelle II
Max	Maximalwert
MDÄ	Mineraldüngeräquivalenz
Mg	Einheit Megagramm, entspricht einer Tonne
Min	Minimalwert
mm	Milimeter
MW	Mittelwert
N	Stickstoff
N ₂ O	Lachgas, Distickstoffoxid
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
N _{ges}	Gesamtstickstoff
NH ₃	Ammoniak
N _{min}	Mineralischer Stickstoff
NMVOG	non methane volatile organic compounds, flüchtige organische

Abkürzung	Erklärung
	Verbindungen ohne Methan
NV	Nassvergärung
PNS	Probenahmestelle
RAL	RAL GmbH – Reichsausschuss für Lieferbedingungen
TA-Luft	Technische Anleitung „Luft“
THG	Treibhausgas
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen – Gesamtstickstoff nach Kjeldahl
TMW	Tagesmittelwert
TV	Trockenvergärung
UBA	Umweltbundesamt
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VHE	Verband der Humus- und Erdenwirtschaft
VKU	Verband kommunaler Unternehmen

1 Einleitung

Mit dem 2010 aufgestellten Energiekonzept der Bundesregierung wurden definierte Zielwerte zur Reduktion von Treibhausgasemissionen einhergehend mit dem Ausbau der Erneuerbaren Energien auf 100 % Energieversorgung bis 2050 und einer Senkung des Primärenergiebedarfes um 50 % vorgegeben (BMWi 2010). Die nachhaltige und effiziente Nutzung der Bioenergie, bedingt durch das breite Einsatzspektrum und ihre Speicherfähigkeit, ist dabei eine wichtige Komponente. Die energetische und stoffliche Nutzung anfallender Bioabfälle gewinnt in einem Zeitalter immer knapper werdender Ressourcen und einer stetig steigenden globalen Erwärmung immer mehr an Bedeutung. Mit der Novellierung des Gesetzes für den Vorrang erneuerbarer Energien z.B. § 27a (EEG) (BMJ-C 2012), der Bioabfallverordnung (BMJ-B 2012) und des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG) (BMJ-A 2012) sind gesetzliche Vorgaben und Anreize geschaffen, die einen verstärkten Einsatz von Vergärungsanlagen zur Gewinnung von Biogas bei der Behandlung von Bioabfällen erwarten lässt. Durch die fünfstufige Abfallhierarchie des aktuellen KrWG §6 (BMJ-A 2012):

- Vermeidung
- Vorbereitung zur Wiederverwendung
- Recycling
- Sonstige Verwertung, insbesondere energetische Verwertung und Verfüllung
- Beseitigung

wird insbesondere die zukünftige Ausrichtung zur stofflichen und dann folgenden energetischen Nutzung von nicht zu vermeidenden Abfällen hervorgehoben. Nach § 11 Absatz 1 KrWG sind ab dem 1. Januar 2015 Bioabfälle, die einer Unterlassungspflicht unterliegen, getrennt zu sammeln, um diese einer nachhaltigen Verwertung zuzuführen. Laut aktuellem Bericht des Statistischen Bundesamtes wurden in Deutschland im Jahr 2010 rund 8,8 Mio. Mg an organischen Abfällen aus Haushalten getrennt gesammelt und auf Basis von aeroben und anaeroben Behandlungsverfahren verwertet (Statistisches Bundesamt 2012). Schätzungen ergaben, dass sich in den Restmülltonnen Deutschlands noch Bio- und Grünabfälle in einer Größenordnung von vier bis fünf Millionen Mg pro Jahr befinden (BMU 2012). Es gilt zukünftig dieses Potential ökologisch sinnvoll zu nutzen. Mit welchen Kriterien diese Nutzung erfolgen soll ist u.a. in § 6 Absatz 2 des KrWG festgelegt. Um den Schutz von Mensch und Umwelt unter Berücksichtigung des Vorsorge- und Nachhaltigkeitsprinzips zu gewährleisten, sind die nachfolgenden vier Punkte bei der Auswahl der entsprechenden Behandlungsmethoden zu berücksichtigen (BMJ-A 2012):

- Die zu erwartenden Emissionen.
- Das Maß der Schonung der natürlichen Ressourcen.
- Die einzusetzende oder zu gewinnende Energie.
- Die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, in Abfällen zur Verwertung oder in daraus gewonnenen Erzeugnissen.

Die im vorliegenden Forschungsvorhaben generierten aktuellen Ergebnisse sind bei der Auswahl der entsprechenden Behandlungsmethoden von Bioabfällen eine nützliche Hilfe, da hier eine ökologische Bewertung der Biogasgewinnung aus Bioabfällen an Anlagen im laufenden Praxisbetrieb vorgenommen wird.

Das Forschungsvorhaben des Deutschen Biomasseforschungszentrums gemeinnützige GmbH (DBFZ) „Analyse von Emissionen klimarelevanter Gase durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der Biogasgewinnung aus Abfällen“ (FKZ 03KB027) hat u.a. das Ziel eine belastbare Einschätzung der Emissionen klimarelevanter Gase bei der Vergärung von Bioabfällen anhand aktueller Messergebnisse zu ermöglichen. Aus der bis dato existierende unzulängliche Datenlage war dies nicht möglich. Dieses Projekt baut auf Untersuchungen des im Jahr 2008 beendeten Forschungsvorhabens des Umweltbundesamtes (UBA) „Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen“ (Cuhls, et al. 2008) auf. Hier wurden durch die gewitra-Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH (gewitra) aufgrund einiger weniger Untersuchungen an Trockenvergärungsanlagen erste Problembereiche identifiziert. Die vielschichtige Struktur der Technologie der Biogasanlagen ist dabei nicht berücksichtigt.

Mit Beginn des Forschungsvorhabens am DBFZ im Jahr 2009 startete auch das Fortsetzungsprojekt des UBA (FKZ 370944320), welches ebenfalls den Focus auf die Ermittlung der Emissionssituation bei der Vergärung von Bioabfällen legt. Um den größtmöglichen Nutzen aus beiden Projekten zu gewinnen sind sie eng miteinander verknüpft und ermöglichen damit intensive, emissionsrelevante Untersuchungen auf einer größeren Anzahl von Anlagen.

Das Forschungsvorhaben des DBFZ erfährt Zuwendung durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), da es sich mit folgenden förderpolitischen Zielen beschäftigt. Das Vorhaben evaluiert klimarelevante Emissionen aus Vergärungsanlagen und trägt damit dazu bei, dass „die erzielbaren Klimaschutzeffekte durch die Bioenergiebereitstellung und -nutzung im Vergleich zum heutigen Stand der Technik signifikant verbessert und verstetigt werden“. Mit der Erfassung von tatsächlichen Emissionen wird eine Bewertung der Technologie hinsichtlich der erzielbaren Klimaschutzeffekte überhaupt erst möglich. Die systematische Untersuchung hat den Charakter eines Messprogrammes und zielt auf eine umfassende Bewertung der zur Behandlung von Abfällen eingesetzten Vergärungstechnologie ab und geht mit der Anforderung der Ausschreibung des BMU einher, nach der das Umsetzungspotenzial über das einzelne Projekt hinaus gezielt angesprochen werden soll. Das Vorhaben geht zudem konform mit dem Ziel der Bekanntmachung, Studien zur Verbesserung der Datenbasis insbesondere im Hinblick auf die die Netto Klimaschutzeffekte fördern zu wollen. Ein Ergebnis des Vorhabens ist das Aufzeigen von möglichen Maßnahmen zur Emissionsreduktion auf der Basis von definierten technischen und betrieblichen (Mindest-)Standards. Damit findet eine Weiterentwicklung nachhaltiger Bioenergiestrategie statt, indem die klimarelevanten Auswirkungen der Technologie reduziert werden.

1.1 Projektziele

Das Gesamtziel ist eine detaillierte Analyse der klimarelevanten Emissionen, welche bei der Bioabfallbehandlung mit Biogaserzeugung entstehen und die Bewertung des Prozesses in Form von Ökobilanzierungen. Das Optimierungspotential der Technologie wird in Form eines Maßnahmenkataloges für Emissionsminderungen aufgezeigt. Im Rahmen des hier vorgestellten Vorhabens sind Messungen zur Erfassung von Emissionen an 12 repräsentativen Anlagen zur

Vergärung von Abfällen erhoben worden. Um eine aktuelle und belastbare Datengrundlage für die Bewertung der klimarelevanten Auswirkungen des Betriebes aller Biogasanlagen zur Vergärung von Reststoffen und Abfällen bereitzustellen, wurden zudem emissionsrelevante Daten durch eine Betreiberbefragung erhoben. Die Daten aus Messkampagne und Betreiberbefragung bilden die Grundlage für die Überprüfung und Aktualisierung bestehender Ökobilanzen. Auf diesem Wege kann die bisher angenommene emissionsseitige Einordnung der Biogasgewinnung und -nutzung in der Abfallbehandlung präzisiert werden. Anhand der Ergebnisse kann ein emissionsbezogener Vergleich dieser Technologie zu anderen Abfallbehandlungs-, Energiebereitstellungs- und Düngemittelherstellungsverfahren durchgeführt werden. Die angestrebten Untersuchungen auf den Praxisanlagen sollen eine Optimierung der Prozesse hinsichtlich der Minderung eventuell festgestellter Emissionen ermöglichen. Zusätzlich werden Emissionen berücksichtigt, die aus der Behandlung und der Ausbringung der Gärreste resultieren. Zum Vergleich werden flüssige Gärprodukte, feste Gärprodukte und ein Kompost aus der Bioabfallbehandlung und ein Gärrest aus einer landwirtschaftlichen Anlage ausgebracht. Mit diesem Vorhaben wird eine umfassende Bewertung der entstehenden Emissionen bei der Biogaserzeugung aus Bioabfällen möglich.

1.2 Methodische Vorgehensweise

Das Vorhaben lässt sich schwerpunktmäßig in folgende Arbeitspakete untergliedern:

- Befragung der Anlagenbetreiber, welche Bioabfälle anaerob behandeln.
- Emissionsmessung nach der Ausbringung von Gärresten zur Erfassung der Treibhausgase (THG) Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) und Ammoniak (NH_3).
- Emissionsmessung an ausgewählten Biogasanlagen zur Erfassung der anlagenseitigen Emissionen der klimarelevanten Gase CH_4 , N_2O und NH_3 .
- Untersuchungen zum Restgaspotenzial der Gärreste aus der anaeroben Bioabfallbehandlung
- Ökobilanzielle Darstellung der untersuchten Biogasanlagen unter Beachtung der Dünge- und Humuswirkung der Gärprodukte und Komposte.
- Darstellung von Maßnahmen zur Emissionsminderung (Maßnahmenkatalog).

Im Vorfeld der Datenerhebung wurden die relevanten abzufragenden Kriterien mit Experten aus den Fachverbänden und verschiedenen Institutionen abgestimmt. Der Versand der Fragebögen erfolgte durch das DBFZ auf Grundlage einer vom BMU zur Verfügung gestellte umfangreichen Adressliste gemeldeter Anlagen aus dem Bereich der Bioabfallverwertung.

Nach einer Literaturrecherche zu bestehenden Messmethoden und einer Beschaffungs-, Aufbau- und Testphase geeigneter Messtechnik erfolgten in zwei Versuchsphasen Untersuchungen zur Entstehung klimarelevanter Emissionen nach der Ausbringung von Gärresten. In Versuchsphase eins wurde auf einer Lysimeteranlage mit drei unterschiedlichen Bodensorten ein flüssiges Gärprodukt einer Bioabfallvergärungsanlage ausgebracht. In Versuchsphase zwei wurden die Emissionen auf einer Parzellenanlage mit einer Bodensorte und verschiedenen Gärresten und einem Kompost bestimmt.

-

In Abstimmung mit der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) wurden repräsentative Anlagen ausgewählt, auf denen die gewitra die beim Bioabfallbehandlungs- und Verwertungsprozess entstehenden treibhausgasrelevanten Emissionen bestimmte.

Die Ergebnisse der Emissionsmessungen, die Angaben der Befragung wie z. B: Eigenenergiebedarf und erzeugte Energie sowie die produzierten Mengen an flüssigen und festen Gärprodukten unter Beachtung einer praktikablen Ausnutzung der Dünge- und Humuswirkung fließen in die spezifischen Ökobilanzen je Anlage ein.

Aus den anlagenspezifischen Messungen werden relevante Emissionsminderungsmaßnahmen abgeleitet.

2 Grundlagen und Begriffe

Das Aufkommen und die Art von **Bioabfall** sowie das genutzte Erfassungssystem sind wesentliche Kriterien dafür, welche Behandlungsmethoden zum Einsatz kommen. Zu den wichtigsten Stoffströmen zählen die Bio- und Grünabfälle, die Speiseabfälle und die Landschaftspflegeabfälle (Witzenhausen Institut 2010). Landschaftspflegeabfälle mit einem hohen Lignin- bzw. Holzanteil sind für die energetische Verwertung durch ein Vergärungsverfahren nicht geeignet. Bioabfälle aus der Getrenntsammlung (braune Tonne) oder Markt- und Speiseabfälle hingegen sind dafür bestens prädestiniert. In Tabelle 2-1 sind die wesentlichen Bioabfälle, welche hauptsächlich in den in diesem Projekt untersuchten Anlagen behandelt werden und keine zusätzlichen Anforderungen an die Verwertung stellen, mit den entsprechenden Abfallschlüsselnummern nach der BioAbfV Anhang 1 aufgeführt.

Tabelle 2-1: Ausgewählte Klassifizierungen für zur Verwertung geeigneter Bioabfälle nach BioabfV, Anhang 1 (BMJ-B 2012).

Gruppe	Abfallschlüsselnummer	darunter zählen
Gemischte Siedlungsabfälle	200301	Getrennt erfasste Bioabfälle privater Haushalte und Kleingewerbe
Biologisch abbaubare Abfälle	200201	Garten- und Parkabfälle; Abfälle von Sportanlagen, -plätzen,-stätten und Kinderspielflächen; Friedhofsabfälle; Gehölzrodungsabfälle; Landschaftspflegeabfälle; pflanzliche Abfälle aus der Gewässerunterhaltung; pflanzliche Bestandteile des Treibstoffs
Biologisch abbaubare Küchen- und Kantinenabfälle	200108	Küchen- und Kantinenabfälle, Inhalte von Fettabscheidern
Marktabfälle	200302	Pflanzliche Marktabfälle

Mit dem Aspekt der stofflichen und energetischen Nutzung der Bioabfälle erfolgt in vielen Fällen eine Kombination aus mehreren **Verwertungswegen**, deshalb ist eine Anlage zur Verwertung von Bioabfällen häufig eine Kombination aus Biogasanlage und Kompostierungsanlage. So wird verfahrensspezifisch entweder die gesamte Menge angelieferter Bioabfälle (Vollstromvergärung) oder nur ein Teil (Teilstromvergärung) durch eine Biogasanlage behandelt. Je nach Vergärungsverfahren erfolgt eine Separierung der Gärreste. Die so entstandenen **Gärrückstände flüssig und fest** können bereits als Dünger und Bodenverbesserer unter Beachtung der BioAbfV und der Düngemittelverordnung (DüMV) verwendet werden, falls es im Umfeld der Biogasanlage entsprechenden Bedarf gibt. Die BGK bietet regelmäßige Qualitätskontrollen an. Nach Erhalt des RAL-Gütesiegels dürfen die Gärrückstände als **Gärprodukt flüssig** und **Gärprodukt fest** angeboten werden. Ein anderer Weg der Weiterverwertung der anaerob behandelten Bioabfälle ist die Kompostierung der festen Gärrückstände. Diese werden

meistens mit strukturreichem Material der Kategorie biologisch abbaubarer Abfälle (Garten- und Parkabfälle) vermischt und durch verschiedenste Kompostierungsverfahren zu **Frisch- und Fertigkompost** verarbeitet. Komposte mit der Bezeichnung Frisch- und Fertigkomposte unterliegen ebenfalls der RAL-Gütekontrolle der BGK. Tabelle 2-2 gibt eine kleine Übersicht zu den in diesem Bericht vorkommenden RAL-Güteprodukten.

Tabelle 2-2: RAL Güteprodukte aus der Verwertung von Bioabfällen (BGK 2012).

Güteprodukt	Anmerkung	RAL Gütezeichen
Gärprodukt flüssig	Hygienisiertes, abgabefertiges, pumpfähiges Erzeugnis aus Biogasanlagen zur Bodenverbesserung und Düngung gemäß RAL GZ-245. Ausschließlich Inputstoffe gemäß „Liste zulässigen Ausgangsstoffe für gütegesicherte Gärprodukte“ der BGK.	
Gärprodukt fest	Hygienisiertes, abgabefertiges, streufähiges Erzeugnis aus Biogasanlagen zur Bodenverbesserung und Düngung gemäß RAL GZ-245. Ausschließlich Inputstoffe gemäß „Liste zulässigen Ausgangsstoffe für gütegesicherte Gärprodukte“ der BGK.	
Frischkompost	Hygienisiertes, in intensiver Rotte befindliches oder zu intensiver Rotte fähiges fraktioniertes Rottegut zur Bodenverbesserung und Düngung (Rottegrad II oder III). Ausschließlich aus der getrennten Sammlung geeigneter, sortenreiner und zulässiger organischer Ausgangsstoffe und Qualitäten gemäß RAL GZ-251.	
Fertigkompost	Hygienisierter, biologisch stabilerter und fraktionierter Kompost zur Bodenverbesserung und Düngung (Rottegrad IV oder V). Ausschließlich aus der getrennten Sammlung geeigneter, sortenreiner und zulässiger organischer Ausgangsstoffe und Qualitäten gemäß RAL GZ-251.	

Den **Verfahrensablauf** der Bioabfallbehandlung kann man allgemein in die Verfahrensschritte Anlieferung, Aufbereitung, Vergärung, Separierung, Lagerung, Hygienisierung, Aerobisierung, Kompostierung, Konfektionierung und Lagerung und Ausbringung der Endprodukte einteilen. Wobei bei jedem Verfahrensschritt in Abhängigkeit der eingesetzten Technik, der ordnungsgemäßen Benutzung und des verwendeten Materials treibhausgasrelevante Emissionen entstehen. In dem Fließschema (Abbildung 2-1) sind die in der Praxis üblichen Behandlungspfade zusammenfassend dargestellt. Die thermische Behandlung holziger Abfälle (z.B. Hackschnitzelfeuerungsanlagen) wird hier nicht betrachtet.

Nach der **Anlieferung** oder spätestens nach der Aufbereitung erfolgt die Auftrennung der Stoffströme für die anaerobe und aerobe Behandlung. Park- und Grünabfälle u. ä. werden meist auf offenen Lagerstätten abgegeben, Bioabfälle aus der braunen Tonne, Küchenabfälle u. ä. werden größtenteils nach der mengenmäßigen Erfassung in Annahmehallen oder Flachbunker zwischengelagert. Übliche **Aufbereitungsschritte** sind z.B. die Störstoffabscheidung (Metall- und Kunststoffausschleusung), die Materialzerkleinerung, die Ausschleusung grober Materialien und in Abhängigkeit des nachfolgenden

Vergärungsverfahrens die Vermischung mit Prozesswasser bzw. Gärückstand flüssig, um ein pumpfähiges Substrat für die Fermenterbeschickung zu erhalten.

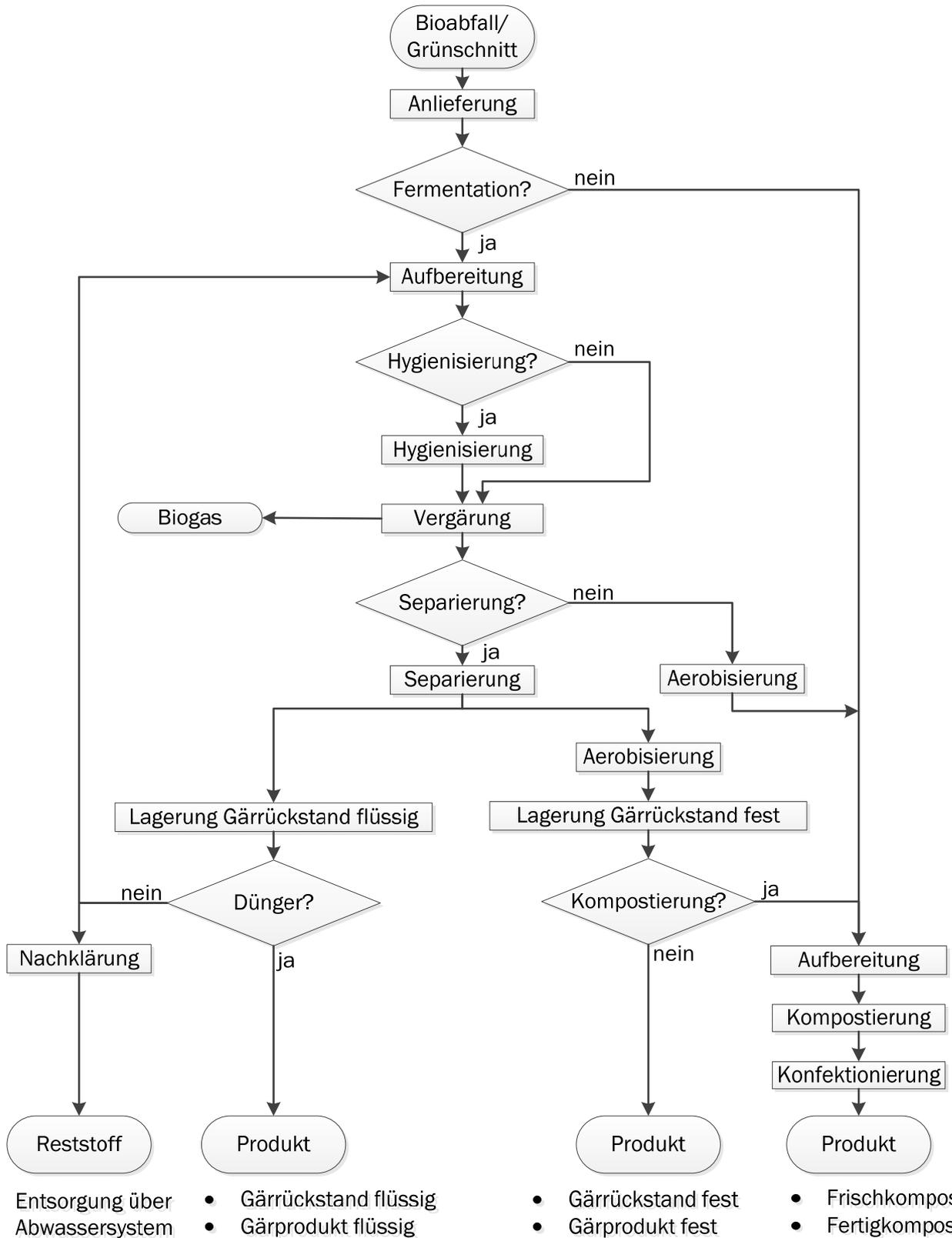


Abbildung 2-1: Fließschema Behandlungspfade Bioabfall für Vergärung und Kompostierung.

Die **Vergärungsverfahren** werden in diesem Bericht in die drei Gruppen Nass-, Trocken- und Feststoffvergärung auf Grundlage des Trockensubstanzgehaltes (TS-Gehalt) der zugeführten Substrate unterteilt (VDI 3475_2 2005). Üblicherweise erfolgt die Einteilung nur in Nassfermentation und Trockenfermentation, wobei die Trockenfermentation nochmals nach TS-Gehalt des Substrates unterschieden wird. Bei der **Nassfermentation** wird dem Fermenter kontinuierlich Substrat bis zu einem TS-Gehalt von max. 15 % zugeführt. Zum Einsatz kommen üblicherweise stehende Fermenter mit Rührwerken oder anderen Techniken der Substratumwälzung. Die Prozessführung ist meist einstufig, in wenigen Fällen kommen mehrstufige Anwendungen vor. Die Betriebsweise erfolgt mesophil oder thermophil (Tabelle 2-3). Durch die thermophile Betriebsweise kann ab einer Temperatur größer 50 °C bereits im Fermenter die seuchenhygienische Unbedenklichkeit erreicht werden, Voraussetzung dafür ist, dass das gesamte Material über die Mindestverweilzeit diesem Temperaturbereich ausgesetzt ist (BMJ-B 2012). Nach der anaeroben Behandlung erfolgt in jedem Fall eine Separierung in Fest- und Flüssigphase.

Die **Trockenvergärung** ist ebenfalls ein kontinuierliches Beschickungsverfahren für Substrate mit einem TS-Gehalt von ca. 15 % bis 30 %. Hier ist eine leistungsfähigere Förder- und Pumptechnik im Vergleich zur Nassfermentation notwendig. Verwendet werden meist liegende Fermenter mit horizontalem Rührwerk (z.B. Pfropfenstromfermenter). Die Betriebsweise kann ebenfalls mesophil oder thermophil erfolgen. In den meisten Fällen findet nach der Fermentierung eine Gärrestseparierung statt.

Der **Feststoffvergärung** werden die diskontinuierlich beschickten Boxen- oder Garagenfermenter zugeordnet. Dieses Verfahren findet bei Substraten mit hohem TS-Gehalt > 30 % Anwendung. Die Beschickung erfolgt meist per Radlader. Wenn die bei der Beschickung, der Entleerung, der Anfahr- und Abfahrphase entstehende Gasphase nicht für den Biogasverwertungsprozess nutzbar ist, müssen diese über das Abluftreinigungssystem geführt werden. Die Prozessführung findet vorwiegend im mesophilen Temperaturbereich statt, wenige Ausnahmen wenden hier thermophile Prozesstemperaturen an. Um eine kontinuierliche Gasproduktion zu erhalten, werden mehrere Fermenter, die sich in unterschiedlichen Vergärungsstadien befinden, parallel betrieben. Eine Separierung der Gärreste ist nicht erforderlich.

Tabelle 2-3: Unterteilung der geeigneten Bakterienkulturen nach Temperaturbereich für die Bioabfallbehandlung aus (Scholwin 2009), (Bischofsberger 2005) (Grepmeier 2002).

Bakterienstämme	Temperaturbereich [°C]	Optimum [°C]	Bemerkung
Mesophil	25 - 45	32 - 42	Prozessheizung mittels Niedertemperaturabwärme möglich, größere Organismenvielfalt und daher gute Abbaustabilität möglich
Thermophil	> 45	50 - 57 65 - 75	großer Energiebedarf für Prozesswärme, bessere Abtötung von pathogenen Keimen, schnelles Erreichen anaerober Bedingungen, Prozess reagiert empfindlich gegenüber Störungen und Unregelmäßigkeiten bei der Betriebsweise

Eine große Anzahl der Bioabfallvergärungsanlagen verwertet das produzierte Biogas in **Blockheizkraftwerken** (BHKW). Hier werden vorwiegend Gas-Otto-Motoren und Zündstrahlmotoren in Kombination mit einem Synchrongenerator als Kraft-Wärme-Kopplung verwendet. Der

Gesamtwirkungsgrad bestehend aus thermischem und elektrischem Wirkungsgrad liegt im Normalfall zwischen 80 % und 90 %. Der elektrische Wirkungsgrad bewegt sich in einem Bereich von 30 % bis 44 % (FNR 2010). Die ausgekoppelte Wärme dient zur Beheizung der Fermenter, der separaten Hygienisierung, falls notwendig, des genutzten Gebäudebestandes und externen Wärmeabnehmern (Nahwärmenetz), falls vorhanden.

Die **Separierung** bzw. Entwässerung der Gärreste aus den kontinuierlichen Nass- und Trockenfermentationsverfahren erfolgt in den meisten Fällen mittels Siebbandpressen, Siebschneckenpressen oder Dekanter bzw. Zentrifugen. In wenigen Fällen wird bei der kontinuierlichen Trockenvergärung auf die Separierung verzichtet oder es erfolgt eine Gärresttrocknung. Durch die Separation entstehen ein flüssiger und ein fester Stoffstrom mit in Abhängigkeit vom Lösungsverhalten der Nährstoffe unterschiedlichen oder annähernd gleichen Nährstofffrachten (Witzenhausen Institut 2010). Bei der Separierung eines Gärrestes mit 11 % TS-Gehalt auf 35 % TS-Gehalt in der festen Gärrückstandsphase ergibt sich z. B. ein flüssiger Gärrückstand mit 5 % TS-Gehalt bei einem Separationsverhältnis von 80 % flüssiger Gärrückstand zu 20 % festem Gärrückstand.

Für die Weiterverwertung des festen Gärrückstandes zu Kompost muss dieser aerobisiert werden. Diese **Aerobisierungsphase** sollte idealerweise in einem geschlossenen und belüfteten System erfolgen. Die Abluftströme sind stark geruchsbelastet und ammoniakhaltig und müssen einer Abluftreinigung zugeführt werden (VDI 3475_1 2003).

Um eine seuchenhygienische Unbedenklichkeit der Produkte aus Bioabfällen zu gewährleisten, müssen die Bioabfälle einer **Hygienisierung** unterzogen werden. Dies kann auf verschiedenen Wegen erfolgen. Zum einen ist die Hygienisierung durch Erhitzen der hergestellten Substratsuspension vor dem Vergärungsprozess möglich. Eine weitere Möglichkeit bietet die Nutzung eines thermophilen Vergärungsprozesses. Durch die Weiterverwertung des festen Gärrestes zu Kompost wird ebenfalls während der Rottephase eine Hygienisierung erreicht.

Die aerobe Behandlung bzw. **Kompostierung** unterteilt sich in die Haupt- und Nachrotte. In Abhängigkeit des gewünschten Rottegrades wird entweder nur die Hauptrotte oder Haupt- und Nachrotte betrieben. Der **Rottegrad** kategorisiert den Fortschritt des Abbaus der organischen Materialien bzw. des mikrobiologischen Umsetzungsprozesses und die biologische Stabilität (Reife) des Kompostes. Er wird durch die maximal erreichbare Temperatur durch einen Selbsterhitzungstest unter Laborbedingungen (DEWAR-Gefäß) bestimmt (Tabelle 2-4).

Tabelle 2-4: Einordnung der Rottegrade nach BGK Methodenhandbuch Kapitel IV, A1.

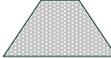
Rottegrad	Bereich der Grenztemperatur Selbsterhitzung [°C]	Einstufung
I	> 60,0	Kompostrohstoff
II	50,1 bis 60,0	Frischkompost
III	40,1 bis 50,0	Frischkompost
IV	30,1 bis 40,0	Fertigkompost
V	≤ 30,0	Fertigkompost

Für eine optimale Kompostierung sind folgende Faktoren entscheidend (VDI 3475_1 2003):

- Das Erreichen einer ausgewogenen Sauerstoff- und Wasserversorgung durch eine homogene Durchmischung der Materialien mit ausreichend Strukturmaterial, um das benötigte Luftporenvolumen sicherzustellen.
- Ein zu hoher Temperaturanstieg (>70 °C) kann den Abbauprozess vorzeitig beenden, mäßige Temperaturen um 55 C begünstigen zu Beginn des Kompostierungsprozesses hohe Umsatzraten an leicht verfügbaren Kohlenstoffquellen u.a. organischen Substanzen.
- Die Versorgung mit Nährelementen wie Stickstoff-, Phosphorverbindungen, Kalium u.a. Spurenelemente.
- Der pH-Wert sollte im neutralen Bereich liegen.

Die **Hauptrotteverfahren** lassen sich in Verfahren mit natürlicher Belüftung, Presslinge und Verfahren mit Zwangsbelüftung unterteilen (VDI 3475_1 2003). Die Betriebsweise im Freien (offen und überdacht) ist nach VDI 3475 Teil 1 nur gestattet, wenn nachgewiesen ist, dass am Standort keine umweltschädlichen Einflüsse und keine erheblichen Belästigungen in der Nachbarschaft zu erwarten sind. Wenn diese nicht gewährleistet sind, muss es demzufolge zu einer geschlossenen bzw. gekapselten Behandlung des Rottegutes kommen.

Tabelle 2-5: Übersicht zur Mietenkompostierung nach (VDI 3475_1 2003).

Art	Dreiecksmiete	Trapezmiete	Tafelmiete
			
Länge in m	1 bis 100	30 bis 100	30 bis 100
Breite in m	1,4 bis 4	4 bis 10	10 bis 50
Höhe in m	1 bis 2	2 bis 4	2 bis 3
Bemerkung	Größtes Oberflächen-Volumen-Verhältnis→optimale natürliche Belüftungsverhältnisse Umsetzung hat das Hauptziel der Materialhomogenisierung→Schaffung neuer Oberflächen für Mikroorganismen Kurze Umsetzintervalle→reduzieren Abbauleistung und verstärken Austrocknungsgefahr Im Winter Gefahr des Auskühlens→dann keine ausreichende Hygienisierung	Geringes Oberflächen–Volumen-Verhältnis→zur Sauerstoffversorgung tieferer Schichten ist ausreichend strukturreiches Material erforderlich→Empfehlung mindestens 30 %	Ungünstigstes Oberflächen-Volumen-Verhältnis→bei der Kompostierung von Bioabfällen Anwendung nur mit Zwangsbelüftung

Die Verfahren mit **natürlicher Belüftung** sind technisch einfach und beinhalten die aerobe Behandlung in Form von Aufschüttungen von Dreiecksmieten, Trapezmieten und Tafelmieten (Tabelle 2-5). Zum Aufsetzen und Umschichten werden mobile Fahrzeuge und Maschinen verwendet. Das Intervall des Umsetzens wird im Wesentlichen von der Art und Zusammensetzung des Kompostrohstoffes bestimmt. Für eine optimale natürliche Belüftung wirkt sich ein großes Oberflächen-Volumen-Verhältnis aus. Rotteverfahren mit **Zwangsbelüftung** sind kompliziert zu regelnde und energetisch aufwendige Prozesse. An dieser Stelle werden die wichtigsten Punkte aus der Norm VDI 3475 Teil 1 aufgezählt. Das Ziel der aktiven Belüftung ist in kurzer Zeit einen angestrebten Rottegrad zu erreichen. Eine Optimierung der Rottegeschwindigkeit ist jeweils durch eine der folgenden Maßnahmen möglich.

- Die Rotte wird mit genügend Sauerstoff versorgt.
- Der Wassergehalt des Rottematerials wird auf jede Rottephase hin ausgerichtet beeinflusst (Empfehlung ab Phase 1 ca.50-55 %, letzte Phase ca. 30-40 %).
- Der Temperaturverlauf wird im vorgesehenen Bereich eingeregelt bzw. positiv beeinflusst, indem die freigesetzte Energie abtransportiert wird.

Für diese drei Varianten sind unterschiedliche Volumenströme an Frisch- und/oder Umluft nötig. Es ist jeweils darauf zu achten, dass das Rottematerial auch in den späteren Rotteabschnitten nicht unter den notwendigen Feuchtegehalt austrocknet. Für die Belüftung der verschiedenen Rottesysteme stehen die **Druck- oder Saugbelüftung** oder eine Kombination aus beiden zur Verfügung (Mit der Wahl des Lüftungskonzeptes werden weitere zahlreiche Faktoren des Rotteprozesses, wie Rottetechnik, Sauerstoffzufuhr, Temperaturregelung, Wasserhaushalt, Hallenklima in der Rottehalle und in den Servicezonen, Betrieb und Wartung, Betriebssicherheit und Flexibilität der Rotte, bestimmt.

-
Tabelle 2-6). Die Auslegung der Belüftungsanlage wird im Wesentlichen durch zwei Hauptkriterien, die aus technologischen Gründen gegenläufig wirken, bestimmt. Zum einen ist das die maximal zulässige Geruchsstoffemission und zum anderen die Entsorgungs- bzw. Verwertungsmöglichkeit anfallenden Abwassers (u.a. Kondenswasser). In den meisten Fällen wird dem Kriterium **Minimierung des Geruchsstoffstromes** die höchste Priorität zugeordnet.

Mit der Wahl des Lüftungskonzeptes werden weitere zahlreiche Faktoren des Rotteprozesses, wie Rottetechnik, Sauerstoffzufuhr, Temperaturregelung, Wasserhaushalt, Hallenklima in der Rottehalle und in den Servicezonen, Betrieb und Wartung, Betriebssicherheit und Flexibilität der Rotte, bestimmt.

Tabelle 2-6: Merkmale der Belüftungsarten für die Zwangsbelüftung von Rotteverfahren nach (VDI 3475_1 2003).

Merkmal	Druckbelüftung	Saugbelüftung	Kombination
Konzept	Luftzuführung am Mietenfuß Belüftungsventilatoren arbeiten im Druckbetrieb	Luftführung von der Oberfläche zum Mietenfuß Belüftungsventilatoren arbeiten im Saugbetrieb	Aufgeteilte Luftführung in Druck- und Saugbelüftung mit Umluftnutzung
Vorteil	Minimaler Prozesswasseranfall Vergleichmäßigung der Feuchteverteilung Sehr gleichmäßige Temperaturverteilung im Mietenquerschnitt	Weniger belastetes Hallenklima als bei Druckbelüftung	Bessere Feuchte- und Temperaturverteilung im Mietenquerschnitt Nutzung der Abwärme der fortgeführten Abluft zur Erwärmung von Zuluft
Nachteil	In geschlossenen Hallen stark belastetes Hallenklima mit Nebel und Kondensatbildung an Außenwänden und Aggregaten Hallentlüftung und Gaswarneinrichtung installieren Geeignete Arbeitsschutzmaßnahmen vorsehen	Temperaturabhängige Volumenstromregelung notwendig, da es sonst bei tiefen Temperaturen zum Auskühlen der Miete kommen kann Vereisung der Hallenbauteile möglich Vorerwärmung der Zuluft auf >5 °C empfohlen Geeignete Bodenkonstruktion mit guter Zugänglichkeit für Reinigung notwendig, da größere Mengen mit Kondenswasser und Schmutz anfallen	Betriebsweise Überwachen, dass wasserdampfgesättigte und warme Mietenabluft nicht zur Belüftung kühler Kompostmassen eingesetzt wird, da sonst Vernässung auftritt

In das Gesamtsystem der Be- und Entlüftung sollen möglichst alle emissionserzeugenden Anlagenbereiche (Annahme, Aufbereitung, Separierung, Aerobisierung) eingebunden und die Mehrfachnutzung der Luft angestrebt werden, so dass z.B. die Luft aus der Annahmehalle zur Belüftung des Rottegutes benutzt wird. Dabei sollen möglichst kleine Abluftmengen entstehen. Da unabhängig vom Belüftungssystem die gleiche Energiemenge je Zeiteinheit abgeführt werden muss ergeben sich, mit der Voraussetzung der gleichen Rotteintensität, untere Grenzen durch:

- die Ablufttemperatur am Eintritt in die Abluftreinigungsanlage (< 35 °C).
- die Überschussmenge an Kondenswasser.
- die Klimabedingungen in der Rottehalle.
- den Unterdruck und Luftwechsel in anderen Anlagenteilen.
- die maximalen Arbeitsplatzkonzentrationswerte (AGW) und biologischen Grenzwerte (BGW).

Bei der zwangsbelüfteten Kompostierung können nach (VDI 3475_1 2003) die in Tabelle 2-7 aufgeführten Rottesysteme zur Anwendung kommen. Bei den in diesem Projekt untersuchten Anlagen kommen als zwangsbelüftete Rottesysteme Tafelmieten, Tunnel und semipermeable Membranen vor.

Tabelle 2-7: Übersicht zwangsbelüfteter Rottesysteme nach (VDI 3475_1 2003).

Rottesystem	Rottedauer	Anmerkungen
Tafelmiete	Frischkompost 3 bis 6 Wochen Fertigkompost 6 bis 8 Wochen	Verarbeitungskapazität 10.000 bis 60.000 Mg/a; Mietendimensionen Höhe 2 – 3,5 m, Breite 20 -40 m, Länge 50 - 150 m; gekapselte Systeme mit Abluftreinigung; automatisierte Prozesse bei Eintrag, Austrag, Materialumsetzung Bewässerung und Belüftung, Umsetzrhythmus 1 x wöchentlich
Zeile	Frischkompost 3 bis 6 Wochen Fertigkompost 6 bis 8 Wochen	Ähnliche Verfahrensabläufe wie bei der Tafelmiete; durch eingezogene Betonwände ist eine voneinander unabhängige chargenweise Bearbeitung möglich; je nach Zeilenanzahl erhöhter Installationsaufwand
Tunnel	Frischkompost 2 bis 6 Wochen	Verarbeitungskapazität 10.000 bis 30.000 Mg/a; Tunnelabmessungen Querschnitt 3 x 3 m bis 5 x 5 m, Tunnellänge 30 bis 40 m; intensive Rotte im gekapselten Tunnel, Materialein und -austrag über manuell oder automatisch durch das Tunneltor; statische und dynamische Betriebsweise; meist Druckbelüftung mit hohem Anteil an Umluft für Fertigkompost 4 bis 6 wöchige Nachrotte erforderlich
Container/Box	Frischkompost 2 bis 3 Wochen	Verarbeitung kleinerer Materialmengen bis 25.000 Mg/a, mobiler Einsatz in Containern bis 20 m ³ oder ortsfester Einsatz bis 60 m ³ Nutzvolumen; ruhende Lagerung des Rottematerials, je nach Einsatz aufwendiges Rohrleitungssystem notwendig; für Fertigkompost ist 6 bis 8 wöchige Nachrotte erforderlich
Membranabdeckung	Frischkompost 3 bis 4 Wochen	Im Freien aufgesetztes Rottematerial wird über den Mietenfuß saug- oder druckbelüftet und ist mit einer semipermeablen Membran vollständig abgedeckt; statische Betriebsweise; für Fertigkompost Nachrotte erforderlich
Trommel	Kompostrohstoff 1 Tag bis 10 Tage	meist einer Kompostmiete vorgeschaltete Homogenisierungsstufe; Größenordnung Durchmesser 2,6 - 4,25 m, Länge 8 – 40 m; Durchsatz 10 – 200Mg/d; Rottematerial kann nach Behandlung deutlich geringeres Porenvolumen im Vergleich zu anderen verfahren besitzen
Turm	Frischkompost 1 bis 4 Wochen	Unterscheidung in Etagen- und Reaktortürme, in Etagentürmen erfolgt eine 1- 2 wöchige Behandlung über mehrere Etagen (Mischen, Belüften, Verteilen)→Nachrotte ist erforderlich, in Reaktortürmen wird Material täglich gleichmäßig auf eine Fläche eingebracht und in einem Zeitraum von 3 -4 Wochen zu Frischkompost verarbeitet→Nachrotte ist ebenfalls im Reaktorturm möglich

Bei der Kombination aus anaerober und aerober Behandlung wird die nach der Vergärung folgende Kompostierung häufig als Nachrotte so z.B. auch im EEG 2012 ((BMJ-C 2012), bezeichnet, tatsächlich handelt es sich aber um einen Hauptrotteprozess dem nach Bedarf eine Nachrotte folgt. Um Fehlzuordnungen zu vermeiden, wird in diesem Bericht die der Vergärungsstufe nachfolgende Kompostierung allgemein als Rotteverfahren bezeichnet und nach Bedarf spezifisch erläutert.

Nach der Verwaltungsvorschrift TA-Luft Absatz 5.4.8.6.1 (BMU 2002) sind zur **Reinigung der Abluft** bauliche und betriebliche Maßnahmen anzuwenden, um den geforderten Grenzwert für die Geruchsstoffkonzentration in der Abluft von 500 GE/m³ nicht zu überschreiten. Die nach Stand der Technik üblichen Verfahren und weitergeltenden Richtlinien sind in der VDI Richtlinie 3475 Teil 1 Abschnitt 3.1.1.5 aufgeführt (VDI 3475_1 2003). Demnach ist die Abluft an den verschiedenen Bioabfallbehandlungspfaden zu erfassen und einer Abluftreinigung zuzuführen. In den meisten Fällen wird eine biologische Abluftreinigung in Form von Biofiltern (geschlossen oder offen) eingesetzt. Einige Anlagen kombinieren diese mit Biowäschern oder sogenannten sauren Wäschern und Rieselbettreaktoren. Durch den Biofilter werden die Geruchsstoffe minimiert. Durch einen vorgeschalteten sauren Wäscher wird Ammoniak vor dem Biofilter abgeschieden und die Lachgasbildung im Biofilter minimiert. Im Biofilter werden die flüchtigen, organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sehr gut abgebaut. Methan hingegen wird nur in sehr geringem Maße reduziert und bei ungünstigen Bedingungen (durchnässte Biofilter) kann es sogar zu einer leichten Erhöhung bei den Methanemissionen kommen.

3 Bioabfallvergärungsanlagen in Deutschland

Die energetische und stoffliche Nutzung anfallender Bioabfälle gewinnt vor dem Hintergrund immer knapper werdender Ressourcen, einer stetig steigenden globalen Erwärmung und der klaren Forcierung der Bereitstellung erneuerbarer Energie immer mehr an Bedeutung. Mit der Novellierung des Gesetzes für den Vorrang erneuerbarer Energien z.B. § 27a (EEG), der Bioabfallverordnung und des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG) sind gesetzliche Vorgaben und Anreize geschaffen, die einen verstärkten Einsatz von Vergärungsanlagen zur Gewinnung von Biogas bei der Behandlung von Bioabfällen erwarten lässt.

Bei dem Aspekt der stofflichen und energetischen Nutzung der Bioabfälle erfolgt eine Kombination aus mehreren Verwertungswegen in Form von Biogasanlage und Kompostierungsanlage. So wird verfahrensspezifisch entweder die gesamte Menge angelieferter Bioabfälle (Vollstromvergärung) oder nur ein Teil (Teilstromvergärung) durch eine Biogasanlage behandelt. Im Interesse des Klimaschutzes fordert die Emissionsberichterstattung gemäß der Klimakonvention und dem Kyoto-Protokoll eine quantitative Einschätzung der Emissionen der Energiegewinnung aus Biomasse und der biologischen Abfallbehandlung. Biogasanlagen müssen so betrieben werden, dass sie nicht durch ihre Emissionen von Treibhausgasen (THG) u. a. Luftschadstoffe im Anlagenbetrieb schädliche Umwelteinwirkungen hervorrufen oder durch Unfälle und Betriebsstörungen Umwelt und menschliche Gesundheit gefährden (Ewens 2011).

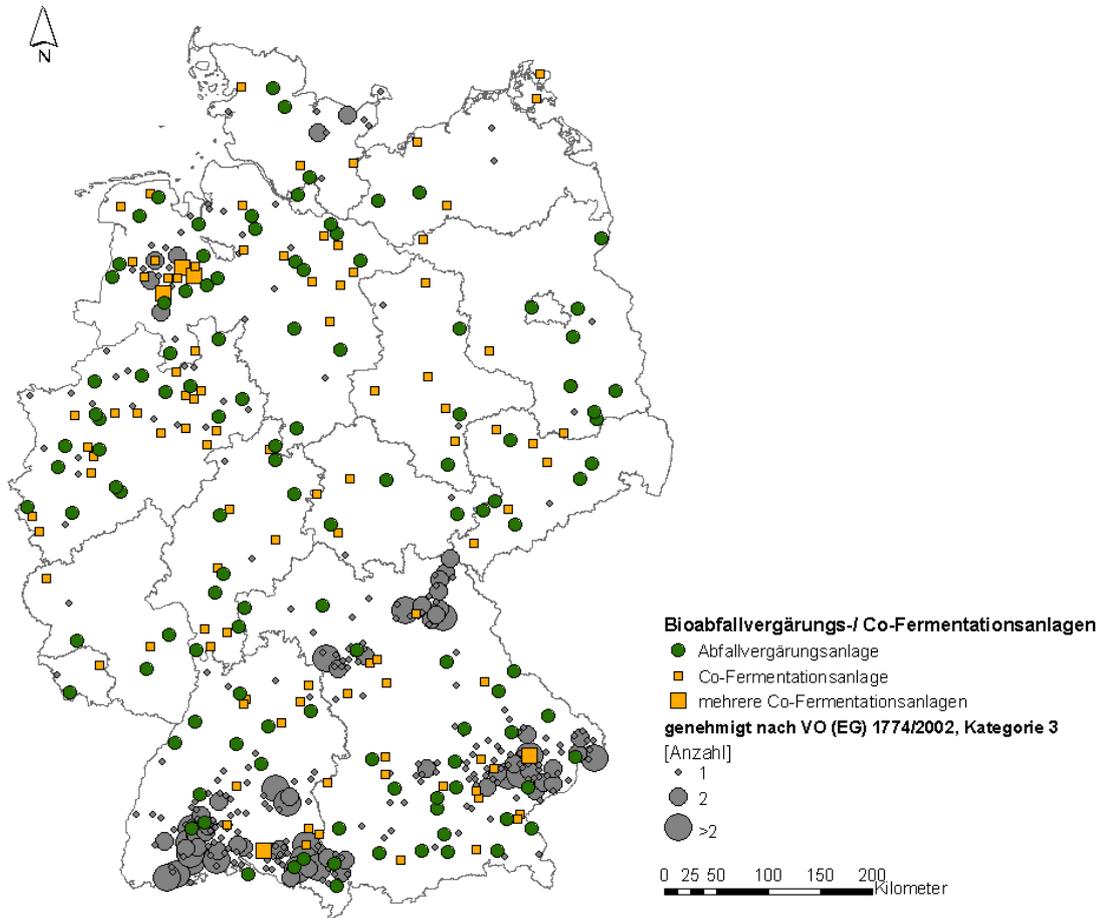
3.1 Status quo

Der Großteil der in Deutschland existierenden Biogasanlagen wird auf der Basis landwirtschaftlicher Reststoffe und nachwachsender Rohstoffe betrieben. Neben den rein landwirtschaftlichen Biogasanlagen, in denen Gülle und nachwachsende Rohstoffe eingesetzt werden, gibt es in Deutschland eine Vielzahl von Vergärungsanlagen, in denen Bioabfälle, Grünabfälle oder gewerbliche organische Abfälle, wie Lebensmittel oder Kantinen- und Küchenabfälle, eingesetzt werden.

Der Anteil der Biogasanlagen, die ausschließlich oder überwiegend Bioabfälle vergären, lag im Jahr 2010 bei rund 120 Vergärungsanlagen, die überwiegend in Bayern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg in Betrieb sind. Darüber hinaus erfolgt der Einsatz von Bioabfällen in einer deutlich größeren Anzahl von Biogasanlagen, eine eindeutige bzw. einheitliche Statistik darüber existiert allerdings nicht. Im Jahr 2009 wurden nach Angaben des Statistischen Bundesamtes in knapp 300 Biogasanlagen Bioabfälle und organische Abfälle eingesetzt. Die Zahl der in Betrieb befindlichen Co-Fermentationsanlagen lag damit 2009 bei rund 180 Anlagen zusätzlich zu den oben genannten 120 reinen Bioabfallvergärungsanlagen (DBFZ 2011). Mit den Rahmenbedingungen durch das EEG 2012 (Vergütungskategorie für die Vergärung von Bioabfällen) und den anstehenden Sanierungen / Ersatzinvestitionen in vielen bestehenden Anlagen, wird ein verstärkter Trend zur Anwendung von Vergärungsanlagen erwartet. Potenziale der zusätzlichen energetischen Nutzung von Bioabfällen sind dabei insbesondere in der Nachrüstung bestehender Kompostierungsanlagen um eine Vergärungsstufe zu sehen. (Scholwin et al. 2012)

Abbildung 3-1 zeigt die Standorte der Bioabfallvergärungs- und Co-Fermentationsanlagen in Deutschland. Aufgrund der unzureichenden Datenlage können nicht alle als Co-Fermentation betriebenen Anlagen erfasst werden. Für Anlagen, die als „genehmigt nach VO (EG) 1774/2002,

Kategorie 3“ gekennzeichnet sind, liegen gegenwärtig keine Informationen über den tatsächlichen Substrateinsatz vor.



(c) Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH (DBFZ), 2011

Abbildung 3-1: Bioabfallvergärungs- und Co-Fermentationsanlagen sowie nach VO (EG) 1774/2002 genehmigte Anlagen für den Einsatz von Substraten der Kategorie 3 (EEG-Monitoring, 6. ZB, 2010)

Ausgehend von den Daten des aktuellen Berichtes des Statistischen Bundesamtes wurden in Deutschland im Jahr 2010 rund 8,8 Mio. t an organischen Abfällen aus Haushalten getrennt gesammelt und auf Basis von aeroben und anaeroben Behandlungsverfahren verwertet (Statistisches Bundesamt 2012). Es wird davon ausgegangen, dass die Bioabfallvergärungsanlagen in Deutschland eine Kapazität von rund 2,6 Mio. t aufweisen (Kern und Raussen 2011). Diese Kapazität wird aber bei weitem nicht ausgeschöpft, da zum Teil andere Substrate (u.a. allein knapp 500.000 t Gülle) mitvergoren werden und zum Teil die Kapazität nicht ausgeschöpft wird. Es ist davon auszugehen, dass die heute in Vergärungsanlagen genutzte Menge an Bio- und Grünabfällen bei deutlich unter 1 Mio. t liegt. Hinsichtlich zukünftig erschließbarer Potenziale besteht damit noch ein deutliches Ausbaupotenzial. Zusätzlich sind im Hausmüll noch 4,6 Mio. t Bio- und Grünabfälle enthalten, wovon rund 2 Mio. nach konservativer Berechnung als abschöpfbar gelten (Bergs 2012). Weitere 1-2 Mio. t scheinen aus der Landschaftspflege noch mobilisierbar zu sein (Bergs 2012).

In den letzten Jahren wurden vergleichsweise wenig Vergärungsanlagen zugebaut, wenn dann überwiegend Trockenfermentationsanlagen.

3.2 Betreiberbefragung von Bioabfallanlagen

3.2.1 Vorgehensweise

Zum Auftakttreffen des Forschungsvorhabens am DBFZ wurden u.a. die Möglichkeiten der Fragebogenversendung an die Betreiber der Bioabfallvergärungsanlagen und die relevanten Kriterien, die abgefragt werden sollten, mit dem BMU, UBA, den Fachverbänden wie BGK, VHE, BDE, VKU, Fachverband Biogas und ANS abgestimmt. Auf Grundlage einer vom BMU zur Verfügung gestellten Adressliste gemeldeter Bioabfallvergärungsanlagen wurden 456 Anlagen vom DBFZ angeschrieben und somit ca. 50 % des Gesamtanlagenbestandes im Bioabfallbereich befragt. Zum Betriebsjahr 2009 wurden folgende Kriterien abgefragt:

- Betriebsstatus und Jahr der Inbetriebnahme
- Volllast- und Betriebsstunden pro Jahr
- Genehmigter und tatsächlicher Jahresdurchsatz der Biogasanlage
- Art der EEG-Vergütung
- Installierte elektrische Leistung
- Eingespeiste Strommenge pro Jahr
- Produzierte Biogasmenge pro Jahr
- Eigenenergiebedarf der Anlage pro Jahr (elektrisch, thermisch, Kraftstoff)
- Externe Nutzung von Wärme (KWK- Anteil)
- Durchschnittlicher Methangehalt des produzierten Biogases
- Mesophile oder thermophile Betriebsweise
- Nass-, Feststoff- oder Trockenvergärung
- Vorhandensein einer stationären Fackel
- Parameter zu den Fermentern (Anzahl, Volumen, Aufenthaltszeit)
- Ausfallzeiten auf Grund mechanischer Probleme oder Störungen im biologischen Prozess
- Welche Anlagenteile sind gekapselt, d.h. in ein Abluftreinigungssystem integriert
- Art der Abluftreinigung
- Art der Biogasnutzung
- Parameter zu den Gärrestlagern (Abdeckung, Volumen)
- Art der Gärrestaufbereitung (Separierung, Aerobisierung)
- Art und Ausführung der Kompostierung, falls vorhanden
- Art und Menge der eingesetzten Substrate

Insgesamt konnten für die Auswertungen Rückmeldungen von 77 Anlagen berücksichtigt werden. Davon wurden 42 Fragebögen Vergärungsanlagen zugeordnet, die Bioabfälle verwerten. Die restlichen 35 Anlagen verwerten zu großen Teilen nachwachsende Rohstoffe (NawaRo) und Wirtschaftsdünger und wurden als landwirtschaftliche Anlagen nicht in die Auswertungen einbezogen. Nach der Bereinigung der Rückmeldungen konnte für die Befragung eine Rücklaufquote von rund 10 % erzielt werden.

3.2.2 Ergebnisse ausgewählter emissionsrelevanter Parameter

Im Folgenden werden ausgewählte Parameter dargestellt, die bei der Auswertung der Befragungsergebnisse der Bioabfallvergärungsanlagen untersucht wurden.

3.2.2.1 Art und Menge der eingesetzten Substrate

Für die nachfolgende Darstellung des Bioabfalleinsatzes bei den Vergärungsanlagen wurden die von den Betreibern angegebenen Stoffströme in 9 Kategorien gemäß der Abfallschlüssel des Anhang 1 der Bioabfallverordnung (BMJ-B 2012) zusammengefasst. Abbildung 3-2 gibt einen Überblick über die Einsatzmengen der Bioabfallströme in den befragten Vergärungsanlagen. Mit 368.353 Mg/a sind Siedlungsabfälle das am meisten eingesetzte Substrat, gefolgt – mit einem deutlichen Abstand – von Exkrementen mit 82.053 Mg/a sowie Küchen- und Kantinenabfällen mit 80.860 Mg/a.

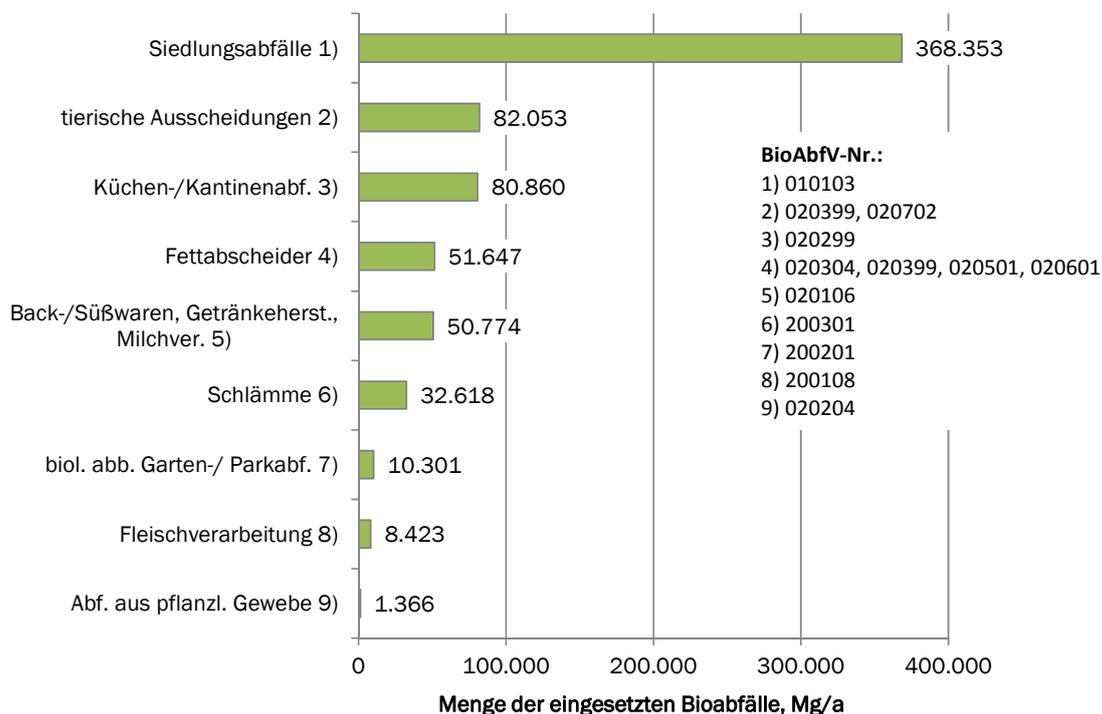


Abbildung 3-2: Bioabfalleinsatz in Bioabfallvergärungsanlagen, nach Abfallklassen gegliedert (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

Betrachtet man die Häufigkeit des Einsatzes bestimmter Abfallströme, so zeigt sich, dass neben den Siedlungsabfällen insbesondere Reststoffe der Back- und Süßwarenindustrie, der Getränkeherstellung

sowie Milchverarbeitung oftmals als Inputstoffe in den Bioabfallvergärungsanlagen dienen (Abbildung 3-3).

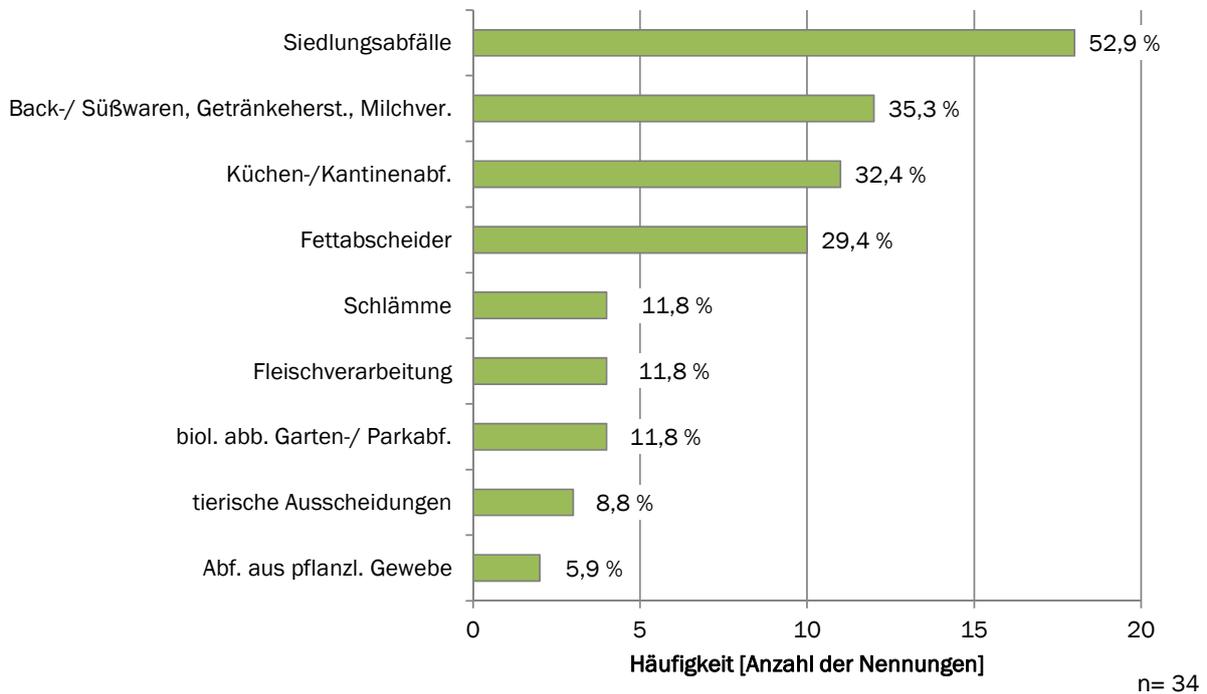


Abbildung 3-3: Bioabfalleinsatz in Bioabfallvergärungsanlagen, absolute Anzahl der Nennungen [-] und relative Häufigkeit [%]; Mehrfachnennungen möglich (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

Ein typischer massebezogener Substratmix in den befragten Vergärungsanlagen basiert wiederum im Wesentlichen fast zur Hälfte auf den Siedlungsabfällen (48 %) sowie in geringeren Mengen auf Inhalten von Fettabscheidern (13 %), Küchen- und Kantinenabfällen (12 %) sowie Nebenprodukten der Backwarenindustrie, Getränkeherstellung und Milchverarbeitung (10 %) (Abbildung 3-4). Als weitere Kofermente neben Bioabfällen werden laut den Rückmeldungen der Anlagenbetreiber NawaRo und Wirtschaftsdünger eingesetzt, wobei diese im Gesamtsubstrateinsatz eine eher untergeordnete Rolle spielen.

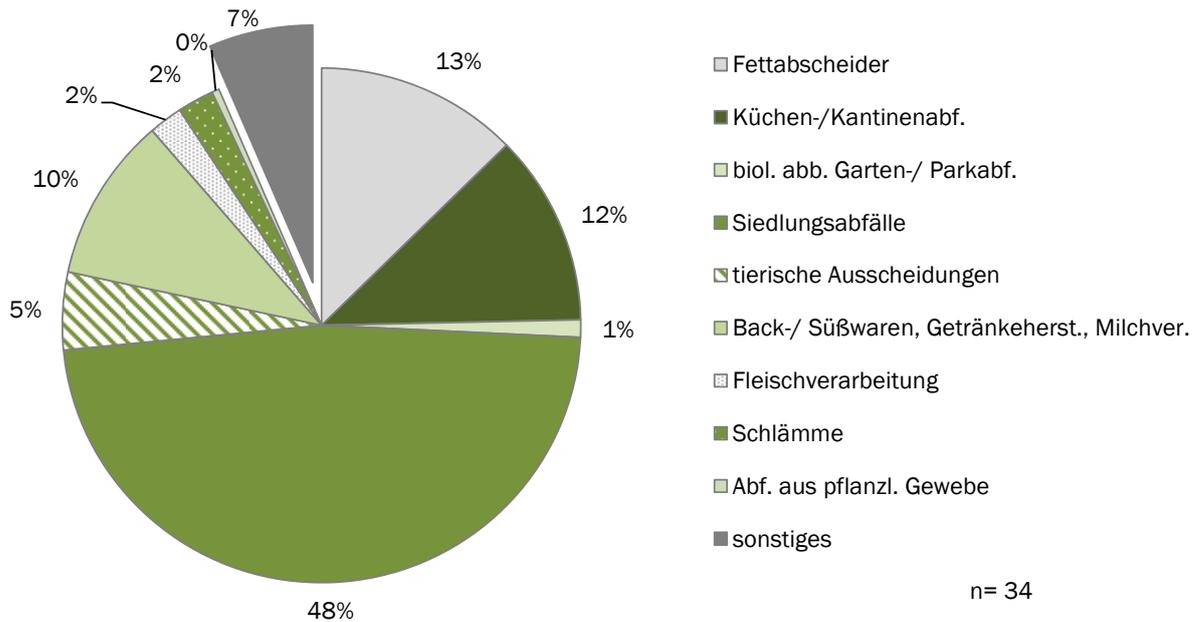


Abbildung 3-4: Durchschnittlicher massebezogener Substrateinsatz in Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

3.2.2.2 Jahresdurchsatz und Auslastung

Zur Ermittlung einer durchschnittlichen Anlagenkapazität konnten die Angaben von 33 Betreibern herangezogen werden. Der mittlere Jahresdurchsatz der befragten Bioabfallvergärungsanlagen liegt unter dem genehmigten und beträgt 21.748 Mg/a (Abbildung 3-5).

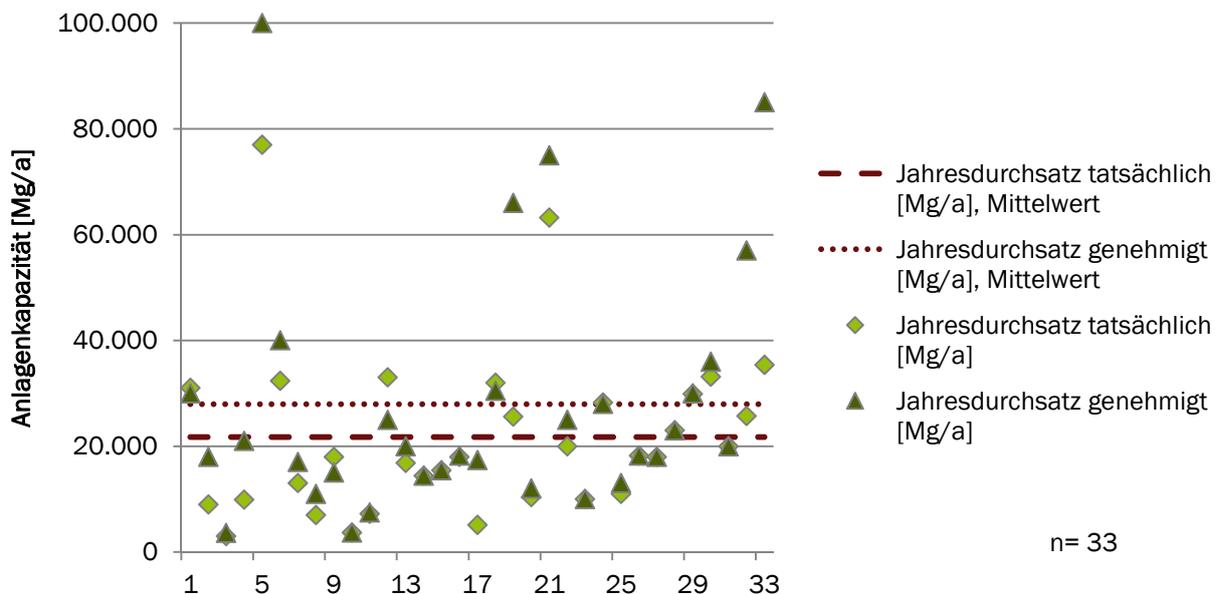


Abbildung 3-5: Genehmigte und tatsächliche mittlere Anlagenkapazitäten der befragten Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/10)

Im Durchschnitt sind die befragten Anlagen zu 83 % ausgelastet, wobei 11 davon eine volle Auslastung (100 %) aufweisen. Die voll ausgelasteten Anlagen befinden sich in den Bundesländern Hessen, Bayern und Thüringen. Ausgehend von der Differenz zwischen der genehmigten und tatsächlichen Anlagenkapazität könnten die betrachteten Anlagen zusätzlich bis zu 220.062 Mg Bioabfälle jährlich vergären und somit ihre Kapazität voll ausschöpfen. Über das größte Potenzial zur Kapazitätsausschöpfung verfügen – räumlich gesehen – die Bundesländer Sachsen, Rheinland-Pfalz und Brandenburg.

3.2.2.3 Art des Vergärungsverfahrens

Hinsichtlich der eingesetzten Vergärungsverfahren zeigt die Auswertungen der befragten Bioabfallvergärungsanlagen, dass bei rund 2/3 der betrachteten Anlagen die Nassfermentation zum Einsatz kommt, während rund 1/3 der Anlagen die Trockenfermentation¹ bzw. Feststoffvergärung nutzen (vgl. Abbildung 3-6). Im Vergleich zu landwirtschaftlichen Biogasanlagen weisen Bioabfallvergärungsanlagen einen höheren Anteil an Trockenfermentationsverfahren auf. Über ein Drittel der betrachteten Anlagen werden als Trockenfermentationsanlagen betrieben, davon rund 1/3 in diskontinuierlicher Betriebsweise mit sogenannten Garagenverfahren (Boxenfermenter). Die zunehmende Anwendung von Garagenverfahren ist auf die Technologieentwicklung und -anwendung insbesondere im Bereich der Vergärung von schwer rühr- und pumpfähigen Substraten (Siedlungsabfälle) zurückzuführen.

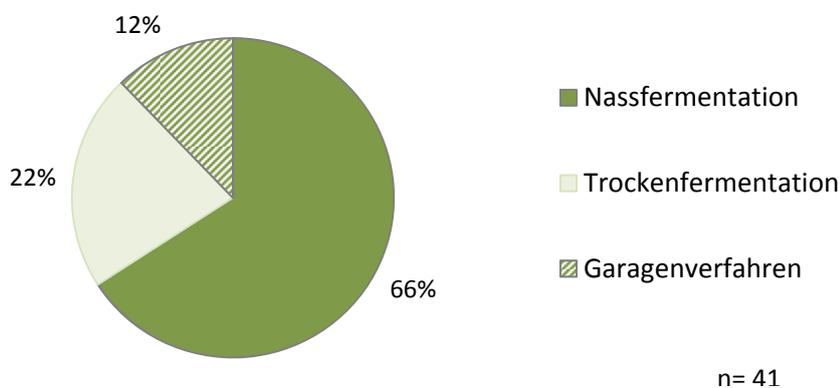


Abbildung 3-6: Art des Vergärungsverfahrens der befragten Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

¹ Nach der für den Erhalt des Technologie-Bonus nach EEG 2004 gültigen Definition; diskontinuierlich betrieben: Boxen und Garagenfermenter/Batchverfahren, kontinuierlich betrieben: Pflropfenstromverfahren.

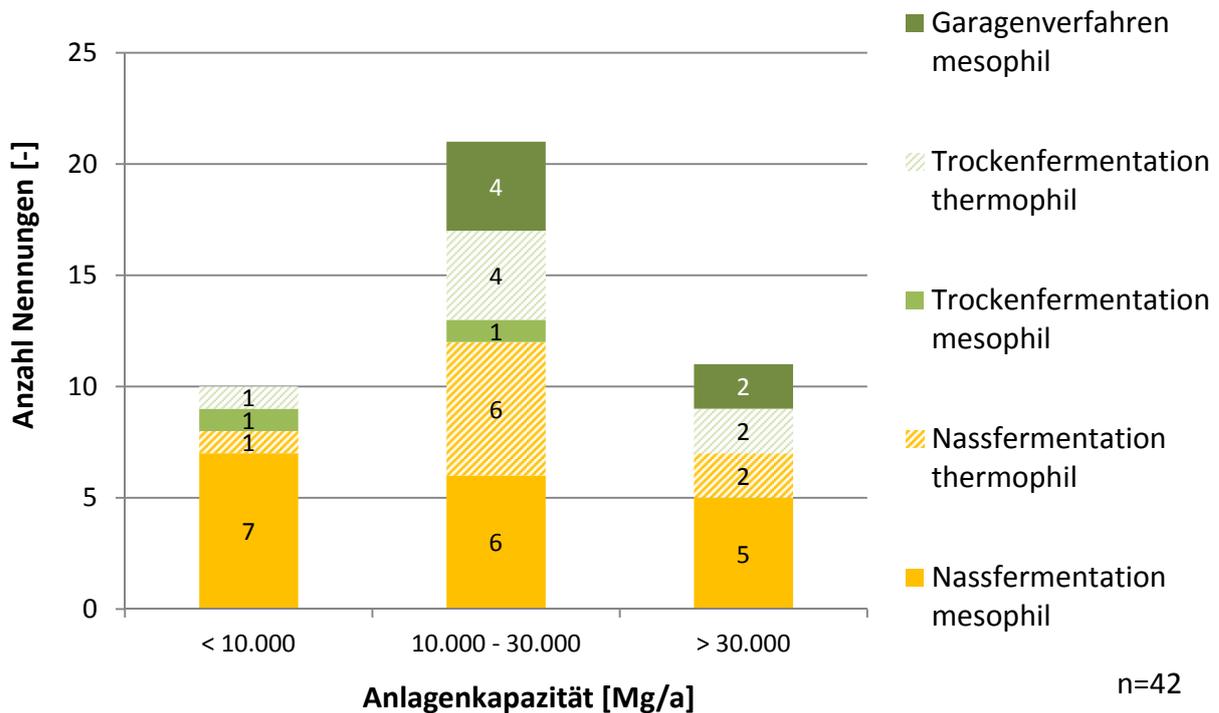


Abbildung 3-7: Häufigkeit der Vergärungsverfahren der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

In Bezug auf die Vergärungstemperatur werden bei den befragten Bioabfallvergärungsanlagen überwiegend mesophile Betriebsweisen eingesetzt, während 38 % der Anlagen im thermophil betrieben werden (vgl. Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1: Häufigkeit der mesophilen und thermophilen Betriebsweise der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

Jahreskapazität der Anlagen, [Mg/a]	Temperaturbereich	
	mesophil	thermophil
< 10.000	19%	5%
10.000 – 30.000	26%	24%
> 30.000	17%	10%
Gesamt	62%	38%

3.2.2.4 Methangehalt des produzierten Biogases

In Tabelle 3-2 sind die auf der Basis der Betreiberbefragung ermittelten durchschnittlichen Methangehalte nach Art des Vergärungsverfahrens und der Anlagenkapazität dargestellt. Der mittlere Methangehalt über alle Verfahren und Leistungsgrößen beträgt rund 60 %. Die Unterschiede hinsichtlich des Methangehaltes zwischen den betrachteten Vergärungsverfahren sind vergleichsweise

gering. Dennoch zeigt, sich dass die höchsten Methangehalte bei Nassfermentationsverfahren in der mesophilen Betriebsweise erreicht wurden, was in Zusammenhang mit dem eingesetzten Verfahren auch auf die Art der Substrate zurückzuführen ist.

Tabelle 3-2: Mittlerer Methangehalt der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Art des Vergärungsverfahrens und Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

Jahreskapazität der Anlagen, [Mg/a]	Mittlerer Methangehalt [%]					Anzahl Rückmeldungen [-]
	Garagenverfahren	Nassfermentation		Trockenfermentation		
		mesophil	mesophil	thermophil	mesophil	
< 10.000		63	58		58	9
10.000 - 30.000	56	61	62	60	57	18
> 30.000	53	62	63		58	9
Gesamt	55	62	61	60	58	36

3.2.2.5 Mittlere Verweilzeiten

Fermentervolumen und Biogasausbeute sind wesentlich abhängig von der Verweilzeit des Substrates in der Biogasanlage. Dabei ist jedoch die Verweilzeit stark von der Art des Substrates abhängig. Hinsichtlich der Verweilzeit der Anlagen weisen die befragten Bioabfallvergärungsanlagen eine große Bandbreite auf. So liegen die erfassten Verweilzeiten zwischen 8 und 140 Tagen, wobei diese große Bandbreite insbesondere bei den mesophil betriebenen Nassfermentationsverfahren auftrat. In Abbildung 3-8 sind sowohl die Verweilzeiten der Bioabfallvergärungsanlagen dargestellt, die im Rahmen der Befragung erfasst wurden, als auch die mittlere Verweilzeit nach Jahreskapazitäten.

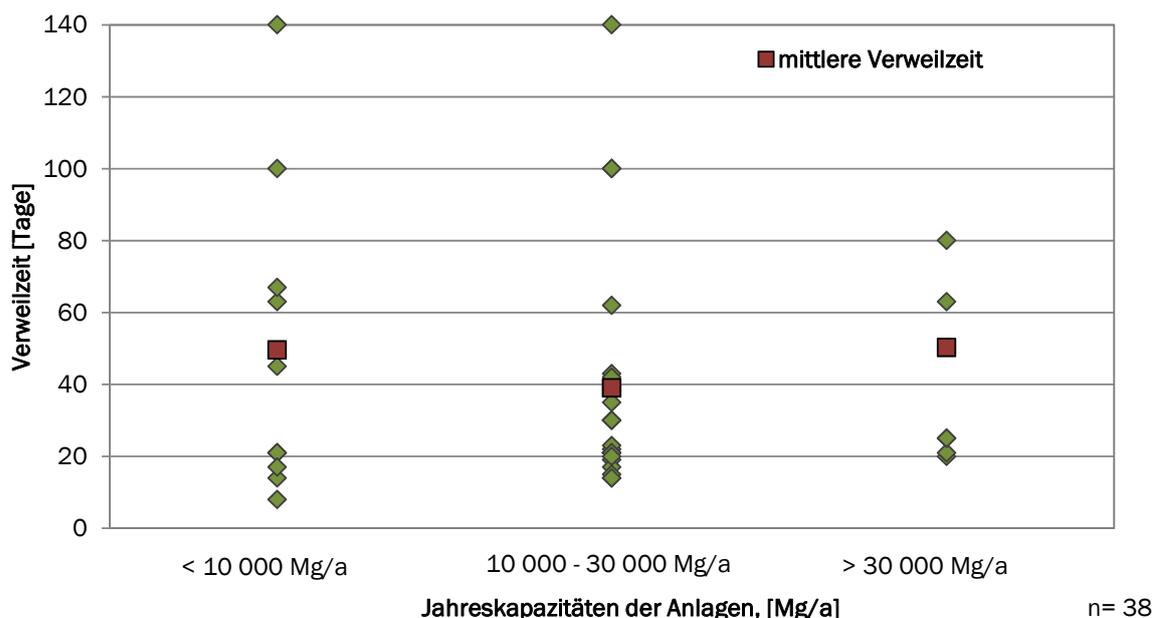


Abbildung 3-8: Verweilzeiten der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

In Tabelle 3-3 sind die mittleren, minimalen und maximalen Verweilzeiten nach Aufbereitungskapazität dargestellt. Die mittlere Verweilzeit über alle betrachteten Bioabfallvergärungsanlagen liegt bei rund 42 Tagen, wobei die Mehrzahl der Anlagen Verweilzeiten in der Größenordnung von 25 Tage aufweist (Median = 25 Tage, berücksichtigte Rückmeldungen n=38).

Tabelle 3-3: Mittlere, minimale und maximale Verweilzeiten der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

Jahreskapazität der Anlagen, [Mg/a]	Mittelwert der Verweilzeit [d]	Median der Verweilzeit [d]	Minimale Verweilzeit [d]	Maximale Verweilzeit [d]	Anzahl Rückmeldungen [-]
< 10.000	50	33	8	140	10
10.000 – 30.000	38	23	14	140	22
> 30.000	44	25	21	80	6
Gesamt	42	25	8	140	38

Die differenzierte Darstellung der mittleren Verweilzeiten der Bioabfallvergärungsanlagen nach Art des Vergärungsverfahrens zeigt, dass sowohl Nassfermentationsverfahren gegenüber Trocken- bzw. Feststofffermentationsverfahren als auch mesophil betriebene Anlagen gegenüber der thermophilen Betriebsweise im Durchschnitt höhere Verweilzeiten aufweisen (vgl. Abbildung 3-9).

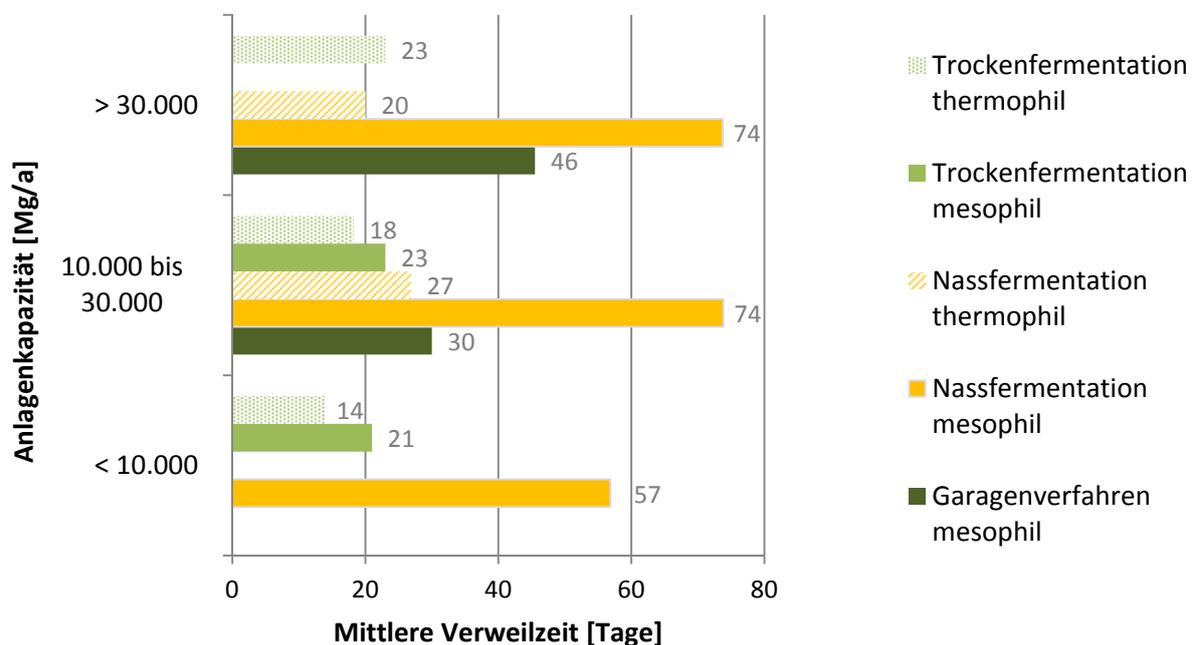


Abbildung 3-9: Mittlere Verweilzeiten der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Art des Vergärungsverfahrens und Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

3.2.2.6 Art und Ausführung der Rotteverfahren

Bei der Behandlung von Bioabfällen besteht die Möglichkeit, anaerobe und aerobe Prozesse zu kombinieren und somit der Vergärung eine nachträgliche Kompostierung von Gärresten anzuschließen (vgl. Kapitel 2). Ausgehend von den Betreiberrückmeldungen wird die Kombination von anaerober und aerober Bioabfallbehandlung in 48 % der Anlagen eingesetzt (Abbildung 3-10, A). Eine genauere Aufschlüsselung der eingesetzten Rotteverfahren wurde aufgrund der Angaben von 14 Betreibern vorgenommen (Abbildung 3-10, B). Demnach erfolgt die Kompostierung von Gärresten meist in den Tafel- bzw. Dreiecksmieten, die Trapezmieten hingegen finden in keiner der Anlagen Anwendung. Bei vier der befragten Anlagen werden unterschiedliche Rotteverfahren (Boxen/ Miete bzw. Tunnel/ Miete) parallel eingesetzt.

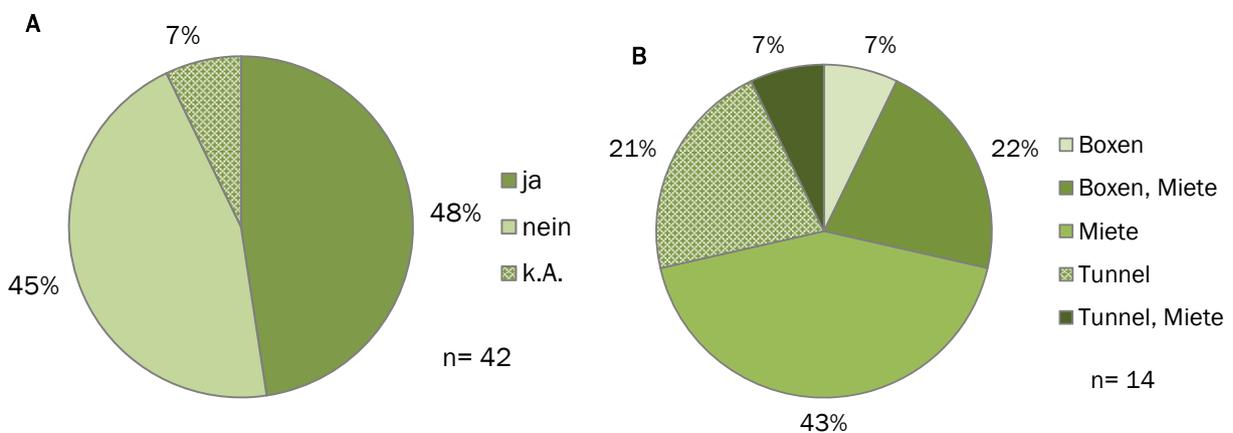


Abbildung 3-10: Durchföhrung der Rotte (A) sowie Rotteverfahren in Bioabfallvergärungsanlagen (B) (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

Betrachtet man die Belüftungsarten unterschiedlicher Rottesysteme, so zeigt sich, dass die Mehrheit der Anlagen entweder über offene (47 %) bzw. gekapselte Zwangsbelüftung (33 %) verfügt (Abbildung 3-11).

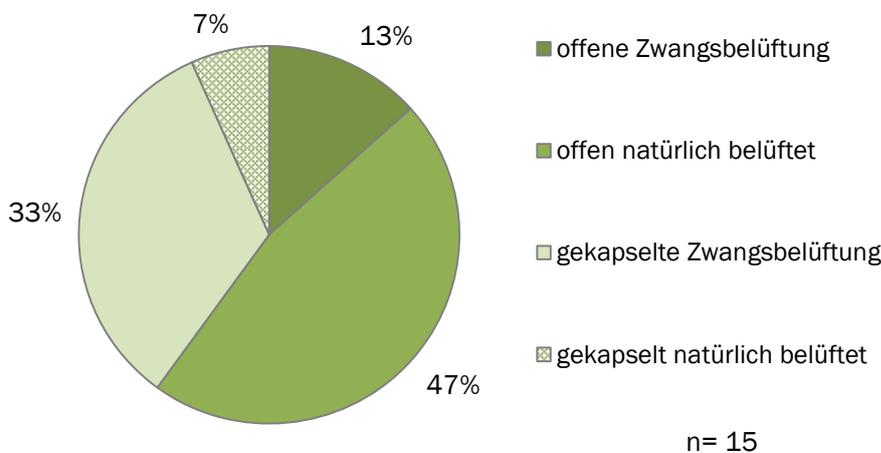


Abbildung 3-11: Belüftungsarten der Rotteverfahren der befragten Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

3.2.2.7 Gekapselte Anlagenteile

Hinsichtlich der Emissionsanforderungen an die Bioabfallvergärungsanlagen stellt die Abdeckung einzelner Anlagenteile eine mögliche Quelle der Emissionsminderung dar. Bei der Bestimmung der gekapselten Anlagenteile konnten Rückmeldungen von 28 Anlagen berücksichtigt werden, Mehrfachnennungen waren dabei möglich. Aus der Abbildung 3-12 wird ersichtlich, dass die Aufbereitung von Bioabfällen bei 70 % der befragten Anlagen als geschlossene Verfahren stattfindet. Verbreitet sind zudem eine geschlossene Führung von Bunker zur Lagerung von Bioabfällen (60,7 %) sowie von Bereichen zur abschließenden Aerobisierung/ Rotte von Gärresten (50 %).

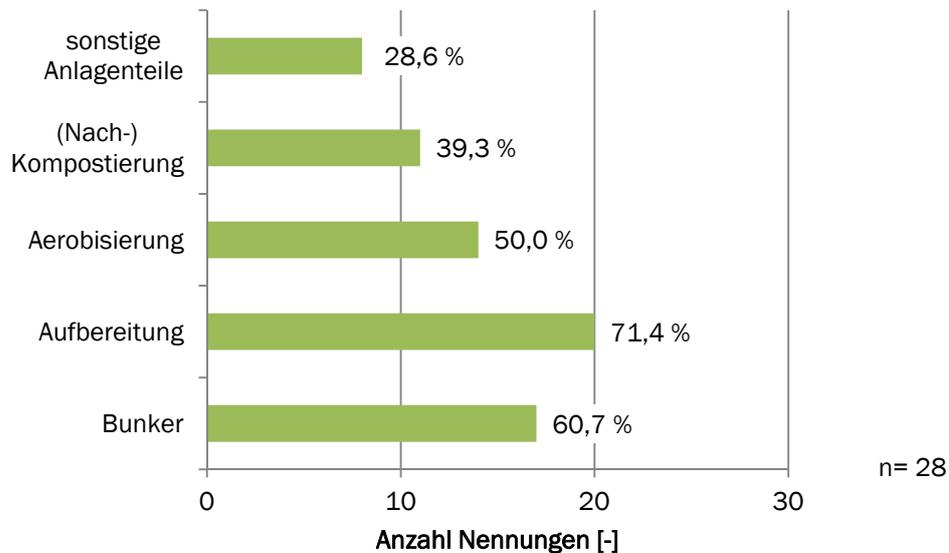


Abbildung 3-12: Gekapselte Anlagenteile der befragten Bioabfallvergärungsanlagen, absolute Anzahl der Nennungen [-] sowie relative Häufigkeit [%], Mehrfachnennungen möglich (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

3.2.2.8 Art der Abluftreinigung

Die Abluftreinigung soll in erster Linie der Emissionsreduktion dienen. Zudem erweist sie sich als ein wesentliches Kriterium zur Erhöhung der Anlagenakzeptanz in der Öffentlichkeit. Der Einsatz von Biofilter bzw. alternativen Systemen zur Geruchsreduktion und zur Reinigung der Abgase entspricht dem Stand der Technik und ist rechtlich durch die Anforderungen der TA Luft, Punkt 5.4.8.6.1 vorgegeben (BMU 2002). Für die Darstellung der Abluftreinigung konnten die Angaben von 30 Anlagen herangezogen werden. Die Mehrheit der befragten Vergärungsanlagen (90 %) ist mit einem Biofilter ausgestattet. Dabei wird in 43 % der Vergärungsanlagen ausschließlich der Biofilter eingesetzt. Rund ein Drittel aller Anlagen setzt gleichzeitig den sauren Wäscher und den Biofilter ein. Auf diese Weise wird Ammoniak bereits vor dem Biofilter abgeschieden und somit die Lachgasbildung im Biofilter reduziert. Im Biofilter werden die flüchtigen, organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sehr gut abgebaut. Methan hingegen wird nur in sehr geringem Maße reduziert. Der Einsatz von Luftbefeuchtern spielt dagegen eine eher marginale Rolle und wird in 20 % der Anlagen angewandt.

Abbildung 3-13 zeigt die Häufigkeit der Kombinationen verschiedener Abluftreinigungen, wobei nach Art des Vergärungsverfahrens differenziert wird.

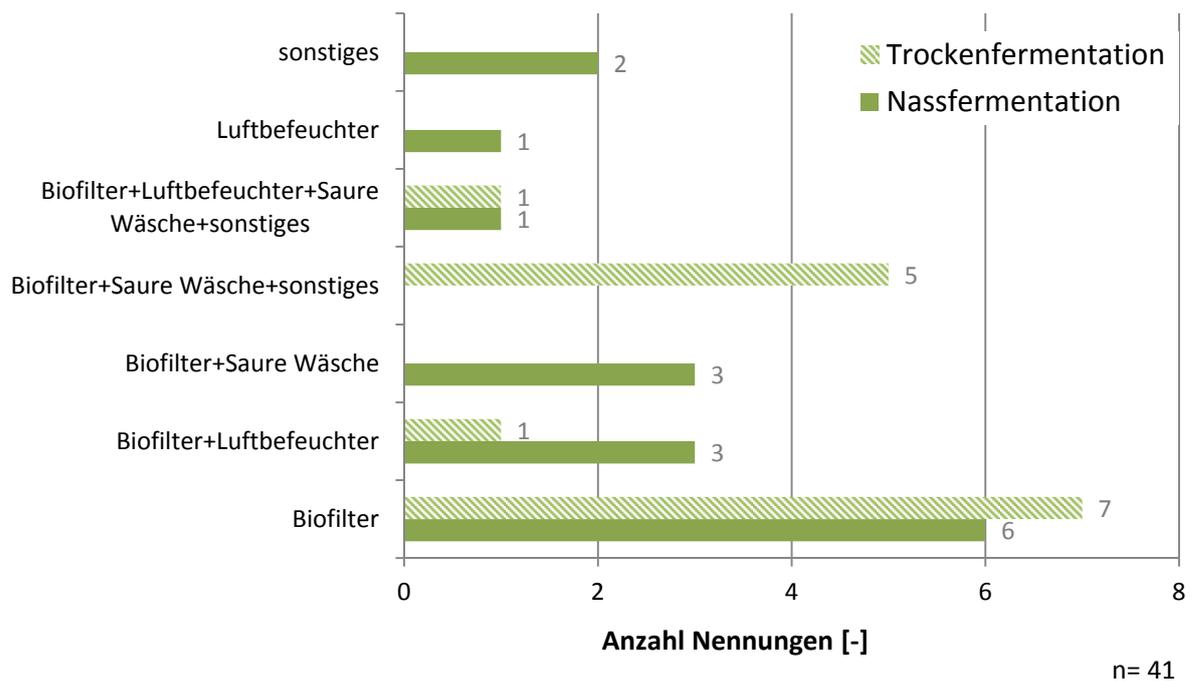


Abbildung 3-13: Abluftmanagement der befragten Bioabfallvergärungsanlagen, Anzahl der Nennungen differenziert nach Art der Vergärungsverfahren, n=30 (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

3.2.2.9 Art der Biogasnutzung

Die Biogasnutzung erfolgt meistens in Form einer parallelen Erzeugung von Strom und Wärme in Blockheizkraftwerken (BHKW). Diese sind mit einem Verbrennungsmotor ausgestattet. Zu den meist verbreiteten Motorenarten gehören Gas-Otto-Motoren sowie Zündstrahlmotoren (FNR e.V., 2010). Laut den Rückmeldungen der Betreiber werden in den Bioabfallvergärungsanlagen zur Verstromung des Biogases zu 93 % Gas-Otto-Motoren eingesetzt (Abbildung 3-14). Dagegen wird nur in einer Anlage ein Zündstrahlaggregat eingesetzt. In zwei weiteren Anlagen erfolgt nach Angaben der Betreiber eine Kombination aus Zündstrahl- und Gas-Otto-Motoren – in diesem Fall handelt es sich vermutlich um mehrere BHKWs an den jeweiligen Anlagenstandorten. Vor dem Hintergrund der in der 4. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV) festgelegten Emissionsgrenzwerte ist der Einsatz von Gas-Otto-Motoren in der Mehrheit der Bioabfallvergärungsanlagen zugunsten von Zündstrahlmotoren auf die gesetzlich vorgeschriebene Verpflichtung zur Reinhaltung der Luft zurückzuführen.

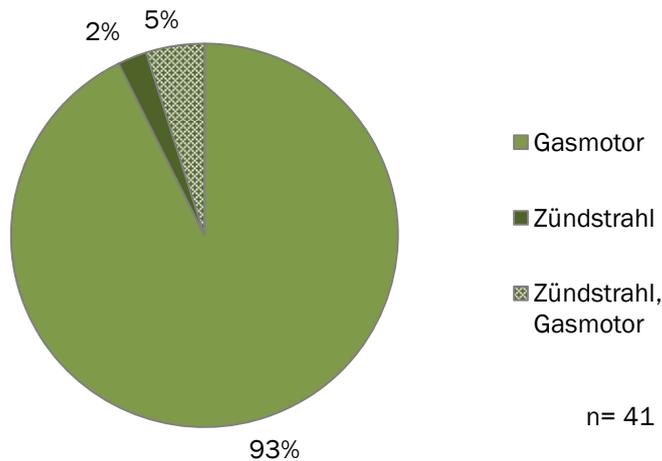


Abbildung 3-14: Einsatz von Gas-Otto-Motoren und Zündstrahlmotoren zur Verstromung des Biogases (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

3.2.2.10 Einsatz von Gasfackeln

Gasfackeln sind Notfalleinrichtungen, mit der Biogas schadlos entsorgt werden kann, sofern das produzierte Biogas in der Anlage (i.d.R. BHKW) nicht verwertet werden kann. Dies ist insbesondere bei Wartungsarbeiten, gefüllten Gasspeichern, sehr schlechter Gasqualität oder im Anfahrbetrieb der Fall. Gasfackeln dienen somit der Anlagensicherheit und der Minderung von Emissionen. Nach (VDI 3475 Blatt 4, 2010) darf das Abfackeln von Biogas im Jahresverlauf 50 h/a nicht übersteigen.

Die Verfügbarkeit von Gasfackel nach Anlagenkapazitäten ist für die betrachteten Bioabfallvergärungsanlagen in dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass mehr als $\frac{3}{4}$ der Anlagen über eine Gasfackel am Standort verfügen. Zudem zeigt sich, dass die Verfügbarkeit einer Gasfackel mit der Anlagengröße steigt. Während lediglich 60 % der Anlagen bis 30.000 Mg/a Anlagenkapazität eine Gasfackel aufweisen, liegt der Anteil bei Anlagen größerer Jahresdurchsätze bei 90 %.

Tabelle 3-4: Einsatzhäufigkeit von Gasfackeln der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

Jahreskapazität Anlagen, [Mg/a]	der	Gasfackel vorhanden	keine Gasfackel vorhanden	Anzahl Rückmeldungen [-]
< 10.000		63%	38%	8
10.000 – 30.000		60%	40%	10
> 30.000		90%	10%	21
Gesamt		77%	23%	39

3.2.2.11 Externe Wärmenutzung

Nach Abzug des Eigenwärmebedarfs der Biogasanlage stehen bei der Verstromung des Biogases im BHKW Wärmemenge für weitere externe Anwendungen mit Wärmebedarf zur Verfügung. Der Anteil der extern genutzten Wärmemenge sowie die Art der Nutzung hängen in erster Linie vom Standort, dem Wärmenutzungskonzept und der Betriebsweise der Anlage ab. Rund 50% der befragten Betreiber der Bioabfallvergärungsanlagen gaben an, die bei der Verstromung des Biogases im BHKW anfallende Wärme extern zu nutzen. Dabei werden überwiegend naheliegende Wohn- oder Betriebsgebäude bzw. Ställe beheizt oder die Wärme für Trocknungsprozesse (u.a. Holzrocknungen) verwendet (vgl. Abbildung 3-16). In wenigen Fällen wird die Wärme für die Hygienisierung von Substraten oder als sonstige Prozesswärme genutzt.

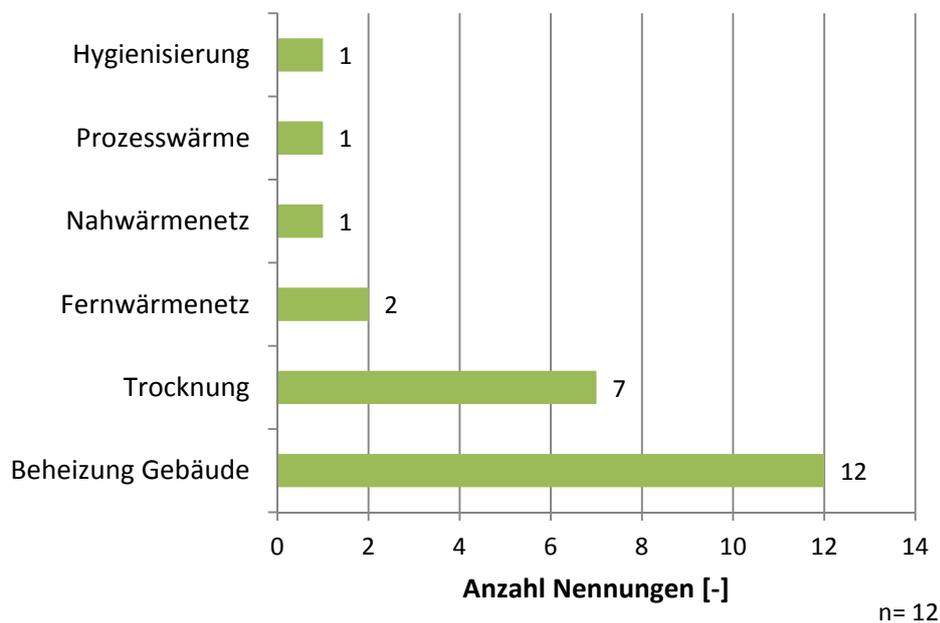


Abbildung 3-15: Art der externen Wärmenutzung der befragten Bioabfallvergärungsanlagen; Anzahl Nennungen; Mehrfachnennungen möglich (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

Ausgehend von den Rückmeldungen der Betreiber, die Angaben zur Höhe ihrer externen Wärmenutzung getroffen haben (n = 10), kann – nach Abzug des Eigenwärmebedarfs – ein durchschnittlicher Wärmenutzungsgrad der extern verfügbaren Wärmemenge von rund 68 % ermittelt werden (vgl. Abbildung 3-16).

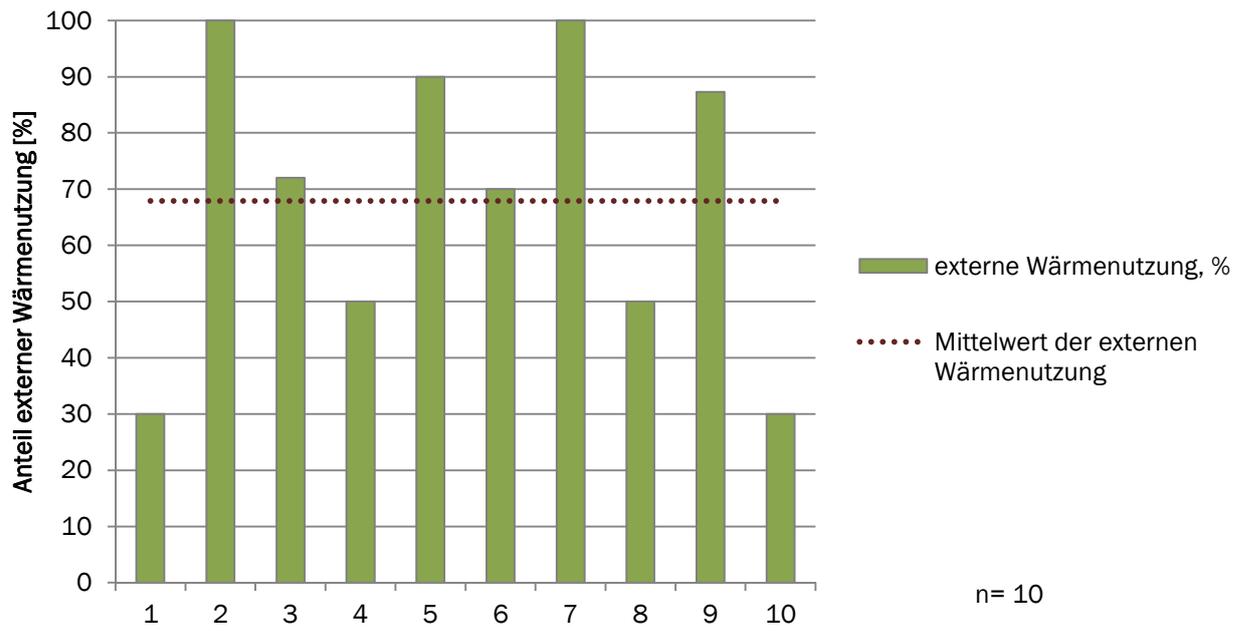


Abbildung 3-16: Anteil externer Wärmenutzung der befragten Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)

4 Feldversuche Emissionen nach Gärrestausbringung

Um die entstehenden treibhausgasrelevanten Emissionen bei der Ausbringung von organischen Düngern wie Gärreste aus Bioabfallvergärungsanlagen, landwirtschaftlichen Biogasanlagen und vergleichsweise Komposten abschätzen zu können wurden zwei Feldversuche mit unterschiedlichen Rahmenbedingungen durchgeführt. Der erste Feldversuch fand im Zeitraum August bis Oktober 2010 auf einer Lysimeteranlage des sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) statt. Hier wurde ein Gärrest aus einer Bioabfallvergärungsanlage auf drei verschiedenen Bodensorten aufgebracht. Der zweite Feldversuch wurde auf Empfehlung des LFULG auf einer ca. 5000 m² großen Feldfläche der BioChemagrar GmbH im Zeitraum April bis Juni 2011 durchgeführt. Hier wurden auf einer Bodenart verschiedene organische Dünger und ein mineralischer Dünger aufgebracht. Für die Versuche wurden im Vorfeld entsprechende Versuchsverfahren bzw. -aufbauten recherchiert, entwickelt und hergestellt. So fanden auf Grund der räumlichen Nähe und geringen Fläche der Lysimeter bei dem ersten Feldversuch nur offene und geschlossene Haubensysteme Anwendung. Beim zweiten Feldversuch wurden zur Bestimmung der Ammoniakemission Passivsammler eingesetzt, mit denen die räumlichen Verteilungsmuster bzw. Langzeitmittelwerte festgestellt werden sollten. Die Bestimmung der Methan- und Lachgasemissionen erfolgte mit einem geschlossenen Haubensystem nach gleichem Verfahren wie beim ersten Versuch.

4.1 Versuchsbeschreibung

4.1.1 Feldversuch 1 – Lysimeteranlage

In dem ersten Ausbringungsversuch wurden der Einfluss des Bodens und verschiedener Düngemittel auf die Emissionen unter gleichen klimatischen Bedingungen untersucht. Dazu wurden 30 Lysimeter mit je 1 m² Oberfläche vorbereitet (Abbildung 4-1). Zur Anwendung kommen ein Schwarzerdeboden, ein leichter Boden und ein Lehmboden (Tabelle 4-1).

Tabelle 4-1: Übersicht der verwendeten Böden zum ersten Ausbringungsversuch.

Boden-Herkunftsort	Beschreibung	Feldkapazität [Vol-%]	Bodenzahl
Spröda	sandiger Boden	21,3	30
Methau	lehmgiger Boden	33,2	60
Schafstädt	Schwarzerde	34	90

Gedüngt wurde einmal mit dem in der Landwirtschaft oft verwendeten mineralischen Stickstoffdünger Kalkammonsalpeter (KAS) und im gleichen Stickstoffverhältnis mit einem flüssigen Gärprodukt aus der Bioabfallvergärungsanlage VANV 4 (Tabelle 4-2). Zudem wird von jeder Bodenart eine Nullbestimmung durchgeführt. Die Anordnung der Lysimeter je Bodenart und Düngung ist in Abbildung 4-1 dargestellt. Als Anbaukultur wurde Winterraps verwendet.

Tabelle 4-2: Eigenschaften des verwendeten flüssigen Gärproduktes aus der Bioabfallvergärungsanlage VANV 4.

Eigenschaft	Einheit	Wert
pH-Wert		7,95
FOS (nach Kapp)	[g/l]	1,22
FOS/TAC	[(gFOS/gCaCO3)]	0,14
NH ₄ -N	[g/l]	2,56
TS	[%FM]	3,62
oTS	[%TS]	53,66
TKN	[g/kgTS]	4,88

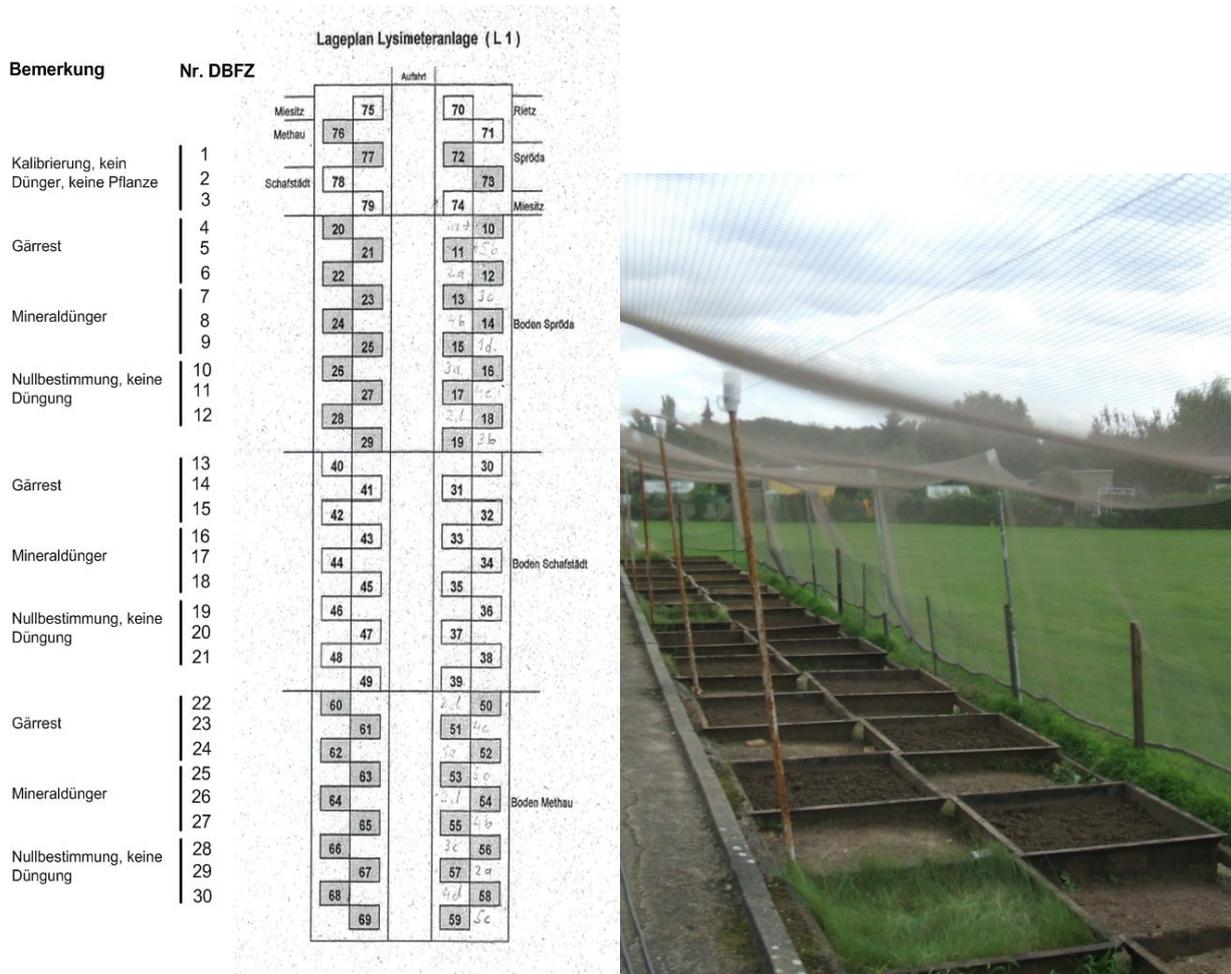


Abbildung 4-1: Lysimeteranlage auf dem Gelände der LfULG; links: Anordnung nach Bodenart und Düngung, rechts: vorbereitete Lysimeter im August 2010.

Um die **Emissionsrate des Ammoniaks** bestimmen zu können, wurde aufgrund der örtlichen Nähe der Versuchsflächen mit einem stationären Haubensystem bzw. einer "open-dynamic-chamber-Methode" gearbeitet (Abbildung 4-2). Durch eine Kammer kleinen Volumens (eingehaustes Lysimeter) wurde über einer emissionsaktiven Fläche kontinuierlich Luft mit definierter Geschwindigkeit abgesaugt, über einen sauren Wäscher (Filter) geleitet und in die Kammer zurückgegeben. Dabei wurde von einer unbehinderten Emission des Ammoniaks ausgegangen. Der sich im Luftstrom befindende Ammoniak wurde dabei in dem Filter herausgelöst und in Säure gebunden. Mittels photometrischer Methoden wurde dann die Menge gebundenes Ammoniak in der Säure ermittelt. Die Menge aufgefangenes Ammoniak pro Zeiteinheit ergab dabei die Emissionsrate.

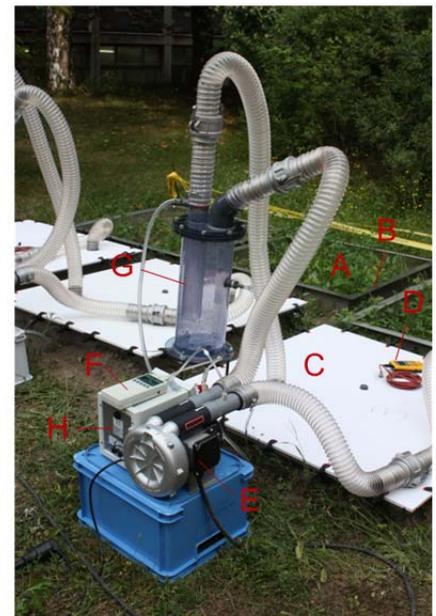
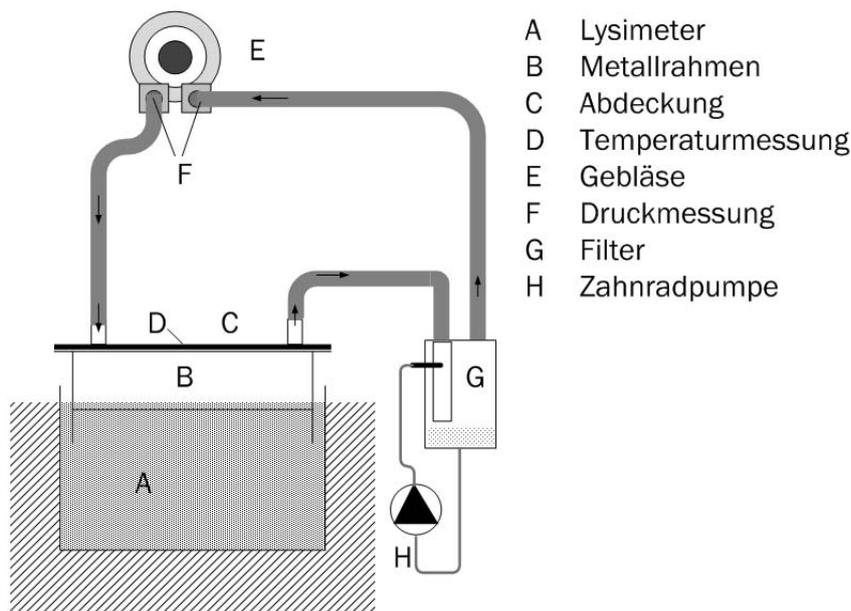


Abbildung 4-2: Aufbau der Probenahmevorrichtung für die Ammoniakmessung auf der Lysimeteranlage.

Um Funktionalität und Abweichung bzw. die Genauigkeit der verwendeten Messtechnik zu ermitteln wurde die Methode kalibriert. Die Kalibrierung erfolgte parallel zu jedem Messdurchgang in dreifacher Bestimmung. Dazu wurde in der Messhaube eine definierte Menge an Stickstoff ausgetragen und nach Analyse der Proben die Wiederfindungsrate des Messsystems bestimmt. Dabei ergab sich die Wiederfindungsrate aus dem Verhältnis der ausgetragenen Menge zu der absorbierten Menge im Filter, korrigiert mit der Nullbestimmung.

Methan und Lachgas wurden mit einem nicht stationären Haubensystem bzw. der „closed-chamber-Methode“ (Hutchinson und Mosier 1981) bestimmt. Dabei wurde die Oberfläche des Lysimeters mit einer Messhaube, die einen luftdichten Abschluss zum Erdreich ermöglichte, abgedeckt. Die Messhaube wurde direkt nach Einarbeitung der Düngemittel auf die emissionsaktive Fläche gesetzt (Abbildung 4-3). Der Konzentrationsanstieg wurde mittels zeitlich versetzter Probenahme erfasst. Auf der Messhaube befand sich eine Kanüle. Die Probenahme erfolgt durch vakuumierte Vials, die nacheinander (aller 6 min) auf die Kanüle gesteckt wurden, so dass sich nach einem Messdurchgang von 24 min 4 Proben ergaben. Die Gaskonzentrationen in den Vials wurden extern im Labor mit einem Gaschromatograph (GC) vom Typ 7890A der Firma Agilent Technologies analysiert. Durch das definierte Volumen der Messhaube und die ermittelte Gaskonzentration wurde die Emissionsrate bestimmt.

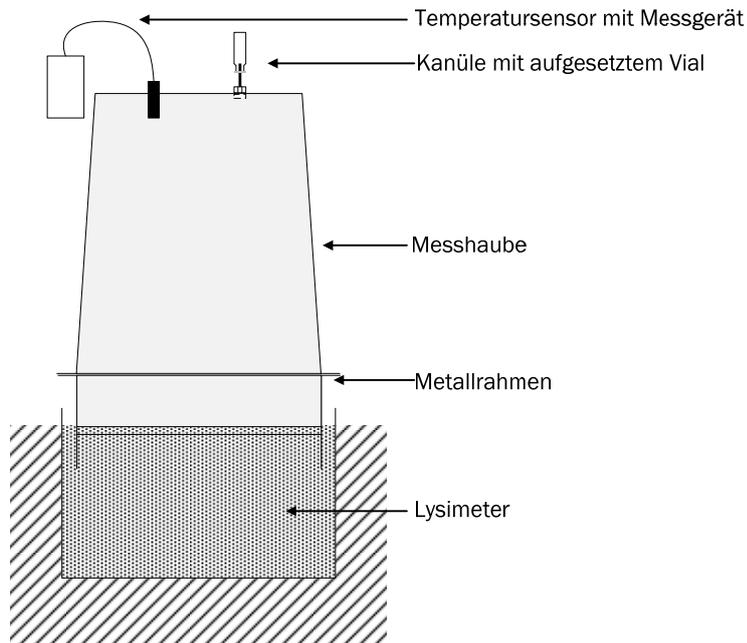


Abbildung 4-3: Aufbau des geschlossenen Haubensystems zur Methan- und Lachgaserfassung auf der Lysimeteranlage.

In der ersten Woche nach Versuchsbeginn wurden je Lysimeter 2 Messungen zur Erfassung der Ammoniakemissionen als auch der Methan- und Lachgasemissionen durchgeführt (Abbildung 4-4), danach wurden nur noch die Methan- und Lachgasmessungen in größer werdenden Abständen fortgeführt, da die Ammoniakemissionen nach der ersten Woche gegen null tendierten und auch zu erwarten war, dass die Methanemissionen stark abnehmen.



Abbildung 4-4: Gleichzeitige Probenahme von Methan, Lachgas und Ammoniak während der ersten Versuchswoche.

4.1.2 Feldversuch 2 – Parzellenanlage

Zur Bestimmung der Emissionen von NH_3 , CH_4 und N_2O verschiedener Düngeprodukte aus Bioabfallvergärungsanlagen, einer landwirtschaftlichen Biogasanlage und des mineralischen Düngers KAS wurde das Versuchsfeld mit der Fläche von 5000 m² in 42 Parzellen zu je 2 m x 2 m eingeteilt. Zusätzlich wurde ein Gärrückstand einmal mit dem Nitrifikationshemmstoff Piadin® der Stickstoffwerke Piesteritz und einmal mit Weizenstroh ausgebracht. Von den 42 Parzellen wurden drei Parzellen zur Kalibrierung der Ammoniakmessmethode verwendet und drei weitere dienten der Erfassung der Hintergrundbelastung. Auf den Parzellen wurden folgende Materialien ausgebracht:

- VANV 2 Gärrückstand nicht separiert
- VANV 2 Gärrückstand flüssig, frisch nach Separierung
- VANV 2 Gärrückstand fest, frisch nach Separierung
- VATV 1 Gärrückstand nicht separiert
- VATV 1 Gärprodukt fest, frisch nach Separierung
- VATV 1 Gärprodukt fest, separiert, gelagert (Kompostqualität laut Anlagenbetreiber)
- VATV 1 Gärprodukt flüssig, frisch nach Separierung
- VANV 4 Gärprodukt flüssig, separiert
- VANV 4 Gärprodukt flüssig, separiert, mit Piadin®
- VANV 4 Gärprodukt flüssig, separiert, mit Weizenstroh
- Landwirtschaftliche BGA, Wirtschaftsdünger
- Mineraldünger, KAS

Der Boden des Versuchsfeldes bestand aus Löß-Schwarzerde und wies eine Bodenzahl von 75 auf. Zwei Wochen vor Versuchsbeginn wurden die auszubringenden Gärreste von den ausgewählten Anlagen beschafft, da es notwendig war, noch vor Ausbringung den Gesamtstickstoffgehalt nach Kjeldahl (TKN) zu bestimmen. Mit dieser Angabe konnte die entsprechende Ausbringungsmenge auf 65 kg/ha dimensioniert werden. Der Stickstoffbedarf für Boden und Saatgut wurde seitens der BioChem agrar GmbH ermittelt. Jeder Austragsstoff wird in einer Dreifach-Bestimmung untersucht. Die Gärreste und auszubringenden Düngemittel wurden den Parzellen so zugeordnet, dass diese über der gesamten Versuchsanlage verteilt sind. Die Kalibrierfelder für die Ammoniakprobenahme sind 20 m entfernt von den ersten Ausbringungspartellen angeordnet, um evtl. Beeinflussung durch die Emission der Kalibrierfelder zu vermeiden (Abbildung 4-5).

Der Feldversuch konnte trotz Regen und starkem Wind planmäßig am 4.4.2011 beginnen. Nach Aufbau der Feldausrüstung und der Anlagentechnik wurden die Gärreste abgewogen und ausgebracht. Unmittelbar nach Auftrag auf der Parzelle wurden die Austragsstoffe mittels Bodenfräse ca. 5 bis 10 cm in den Boden eingearbeitet. Die Nutzung der Bodenfräse gewährleistete eine einheitliche Einarbeitung aller Gärreste.

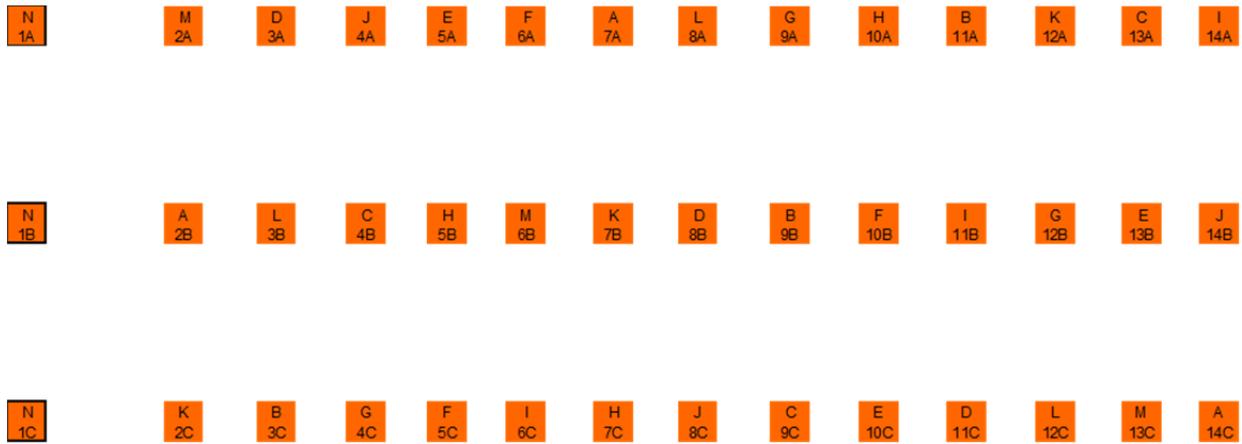


Abbildung 4-5: Skizze Parzellenübersicht

Direkt im Anschluss begannen die Probenahmen von Ammoniak, Methan und Lachgas (Abbildung 4-6). Die Probenahme erfolgte nach einem aufgestellten Zeitplan. In der ersten Versuchswoche erfolgten die Probenahme über 24 h im 3-Schichtsystem. Pro Versuchstag wurden auf den Parzellen vier bis fünfmal Proben gezogen. Ab der zweiten Versuchswoche erfolgte nur noch die Probenahme für Methan und Lachgas einmal täglich und ab der dritten Woche aller zwei bzw. später zum Versuchsende (Anfang Juni) hin aller drei Tage.



Abbildung 4-6: Feldversuch auf der Parzellenanlage: A und B-Blick über die Gesamtanlage; C-Kalibrierfelder für NH₃-Bestimmung; D-Probenahme NH₃(Passivsammler) und CH₄/N₂O (Haube).

Über die gesamte Versuchszeit wurden auf der Parzellenanlage ca. 7000 Methan/Lachgasproben und ca. 950 Ammoniakproben genommen.

Die Ausbringung der Saat (Sommergerste) war nach Beendigung der Probenahme NH_3 zum Anfang der zweiten Versuchswoche geplant. Witterungsbedingt (intensiver Regen während der zweiten Versuchswoche) konnte die Aussaat maschinell erst zum Ende der zweiten Versuchswoche ausgebracht werden.

Auf der Parzellenanlage erfolgt die **Ammoniakmessung** mittels Passivsammler. Der Messdurchgang erfolgt anlehnd an die Standard Comparison Method nach Vandre und Kaupenjohann (Vandre, et al. 1997), die ähnliche Messungen in der Größenordnung der Parzellenanlage durchführten. Vergleichend zur Messmethode im Lysimeterversuch erfolgte die Ammoniakmessung nun unter offener Atmosphäre. Auf jeder Parzelle wurde mittig ein Passivsammler positioniert und nach einem Zeitraum von 4 h ausgetauscht. Als Passivsammler wurden rechteckige, 250 ml PE-Behälter, die mit einem Deckel verschlossen sind verwendet. (Abb. 26). Der Boden des Behälters ist mit Absorptionslösung (10 ml 0,5% Phosphorsäure) gefüllt. Die Fenster auf jeder Seite des Behälters gewährleisten den Gasaustausch bzw. das Diffundieren des gasförmigen Ammoniaks in den Passivsammler. Zum Schutz vor Insekten bzw. Witterungseinflüssen, wie Niederschlag wird ein Netz angebracht bzw. die Oberseite der Fenster aufgerichtet. Zwei Fenster sind dreieckig ausgeführt und ermöglichen den Abfluss der Probe mittels einer Ausgießöffnung in Sammelfläschchen zur Probenanalyse.

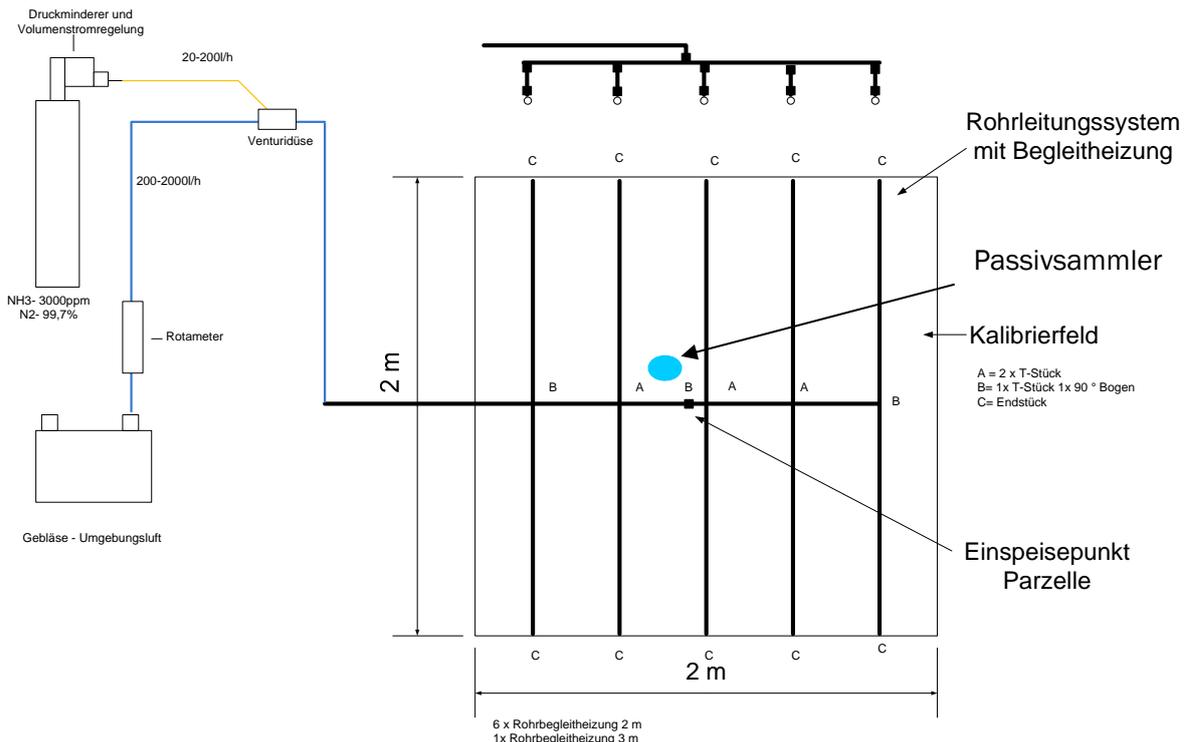


Abbildung 4-7: Aufbauskiizze des Kalibrierfeldes für die Ammoniakermessung mit Passivsammlern.

Das geschlossene Haubensystem zur Methan- und Lachgasmessung wurde modifiziert und durch ein leichteres transportableres System ersetzt (Abbildung 4-8). Das Messprinzip bzw. die zeitliche Durchführung der Probenahme mittels Vials wurde analog der Probenahme auf der Lysimeteranlage durchgeführt. Die Hauben wurden auf Wassertassen gesetzt, die gleichzeitig einen luftdichten Abschluss gewährleisteten.

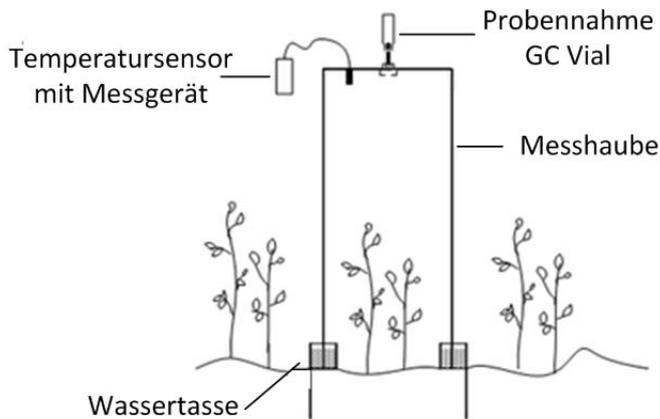


Abbildung 4-8: Haubensystem zur Methan- und Lachgasmessung mit Wassertasse. Foto: Messdurchgang auf der Parzellenanlage. Skizze: Aufbauskitze

4.2 Ergebnisse

Ammoniak

Bei dem Feldversuch auf der Lysimeteranlage zur Bestimmung der Ammoniakemissionen fielen die Stickstoffverluste bzw. Ammoniakemissionen des Mineraldüngers sehr gering aus. Auf dem Lehmboden traten lediglich Stickstoffverluste in Höhe von 0,7 % in Bezug auf den ausgebrachten Gesamtstickstoffgehalt nach Kjeldahl (TKN) aus. Auf dem Schwarzerdeboden wurden 5,7 % und dem Sandboden 9 % festgestellt (Tabelle 4-3 und Abbildung 4-9).

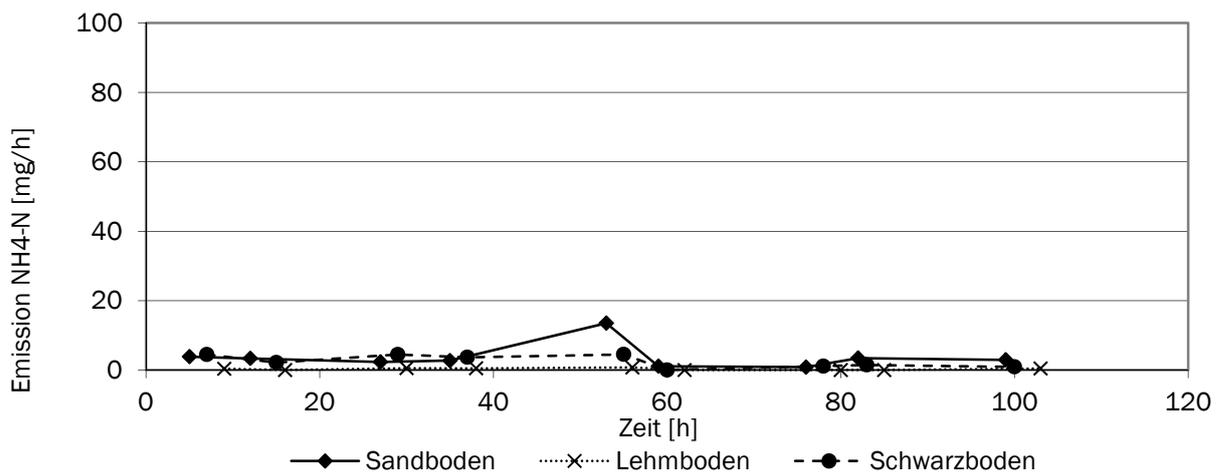


Abbildung 4-9: Lysimeterversuch: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH_3 -Emissionsraten nach Ausbringung des Mineraldüngers KAS in Abhängigkeit von der Bodenart.

Die Emissionen nach Austrag des flüssigen Gärproduktes der Anlage VANV 4 fielen deutlich höher aus (Tabelle 4-3 und Abbildung 4-10). So wurden über den Zeitraum von 100 h beim Sandboden 53,7 %, beim Schwarzerdeboden 33,9 % und beim Lehmboden Stickstoffverluste von 4,4 % ermittelt.

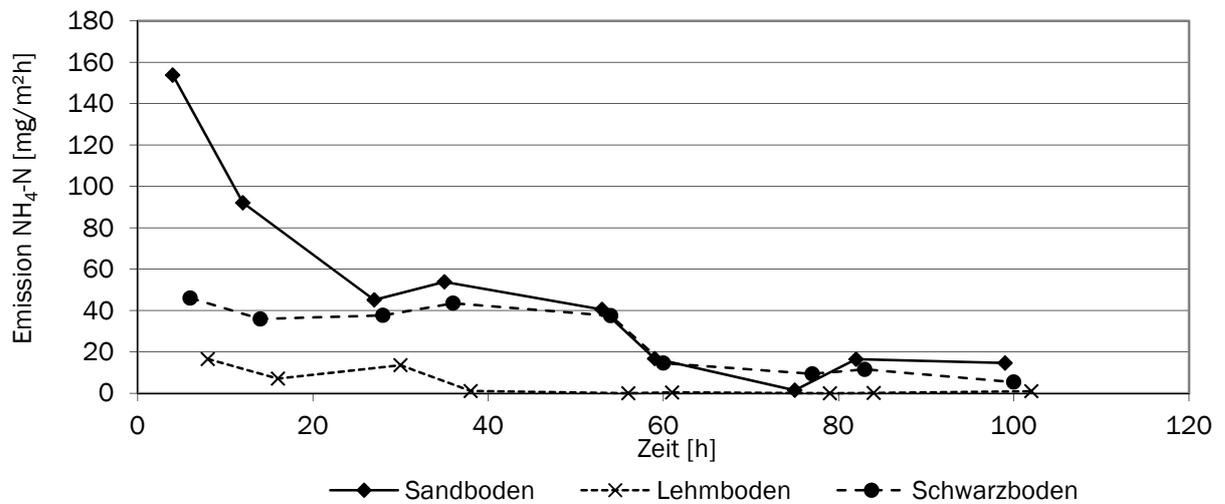


Abbildung 4-10: Lysimeterversuch: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH₃-Emissionsraten nach Ausbringung des flüssigen Gärproduktes der Anlage VANV 4 in Abhängigkeit von der Bodenart.

Anhand der durchgeführten Versuche zur Erfassung der Ammoniakemissionen nach Ausbringung verschiedener Gärreste auf der Parzellenanlage ergaben sich im Vergleich zum Lysimeterversuch ganz unterschiedliche Emissionsspektren, die in den nachfolgenden Diagrammen dargestellt sind. In Abbildung 4-11 sind die Emissionsraten nach Ausbringung des Gärrückstandes aus einer landwirtschaftlichen BGA und des Mineraldüngers abgebildet. In Abhängigkeit des zeitlichen Verlaufes wurden beim Gärrückstand Emissionsraten im Bereich 0 bis 20 mg/m²h über den gesamten Versuchszeitraum bestimmt. Danach ergab sich ein Stickstoffverlust durch NH₃-Emissionen in Bezug auf den TKN in Höhe von 26,6 % (Tabelle 4-3). Die NH₃-Emissionsraten des Mineraldüngers lagen während der ersten drei Tage im Bereich von 0 bis 17 mg/m³h. Danach war keine Emission mehr nachweisbar. Es ergab sich ein Gesamtstickstoffverlust von 21,8 %.

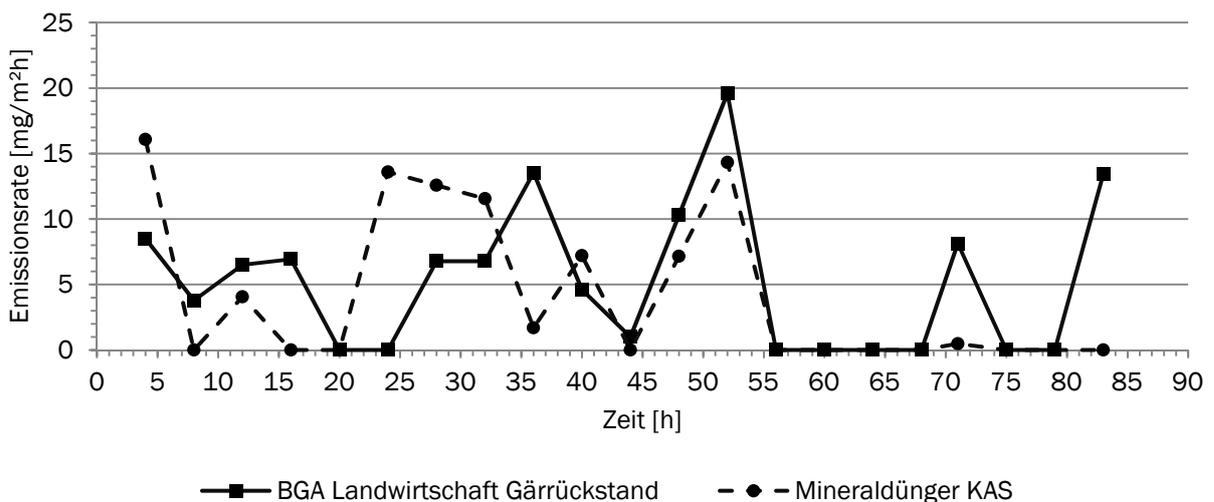


Abbildung 4-11: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH₃-Emissionsraten des ausgebrachten Gärrückstandes aus der landwirtschaftlichen BGA und des ausgebrachten Mineraldüngers KAS.

Von den Parzellen, die mit den Gärrestauren von der Anlage VANV 2 beaufschlagt worden sind, ergaben sich Emissionsraten im Bereich 0 bis 23 mg/m²h (Abbildung 4-12). Die Stickstoffverluste aller drei Gärrestaurenarten liegen nah beieinander im Bereich von 18,6 bis 24,2 % (Tabelle 4-3).

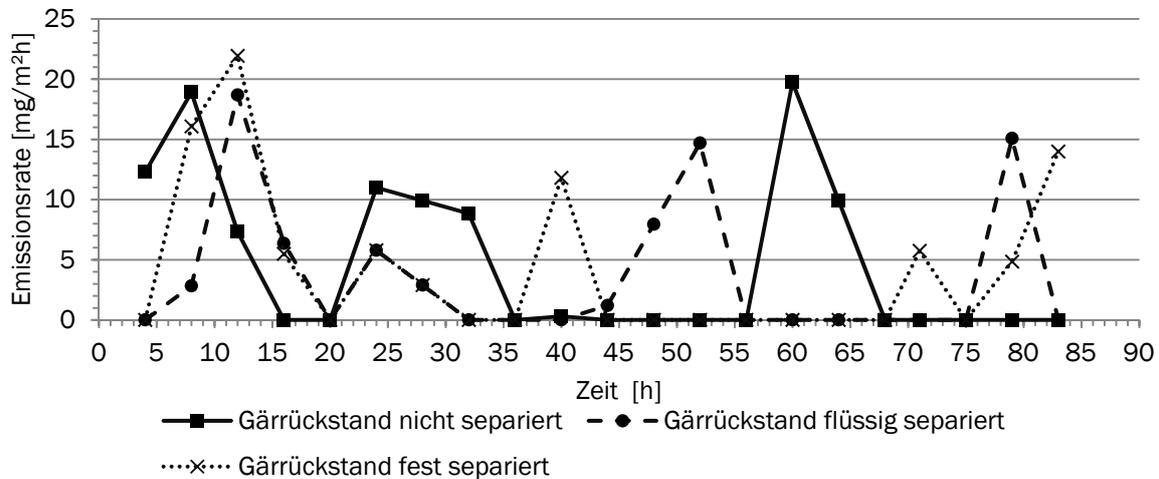


Abbildung 4-12: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH₃-Emissionsraten der ausgebrachten Gärrestauren aus der Anlage VANV 2.

Die ermittelten Stickstoffverluste nach Ausbringung des nicht separierten Gärrestaures und der Gärprodukte der Anlage VATV 1 erreichten wesentlich höhere Werte im Vergleich zu den Gärrestauren der Anlage VANV 2. Auf der Parzelle, die mit dem frisch separiertem Gärprodukt fest appliziert war, wurden Emissionsraten bis zu 45 mg/m²h erreicht (Abbildung 4-13). Der Stickstoffverlust betrug 62,9 %. Bei den anderen Materialien traten häufig Emissionsraten im Bereich von 15 bis 25 mg/m²h auf. Beim Gärprodukt fest separiert, gelagert wurde ein Stickstoffverlust von 56 % ermittelt. Mit dem Gärrest der vor der Separation abgegriffen worden ist, wurde ein Stickstoffverlust von 41,7 % nach Ausbringung bestimmt und nach Ausbringung des flüssigen Gärproduktes ergab sich über die Versuchszeit ein Stickstoffverlust von 47,3 %.

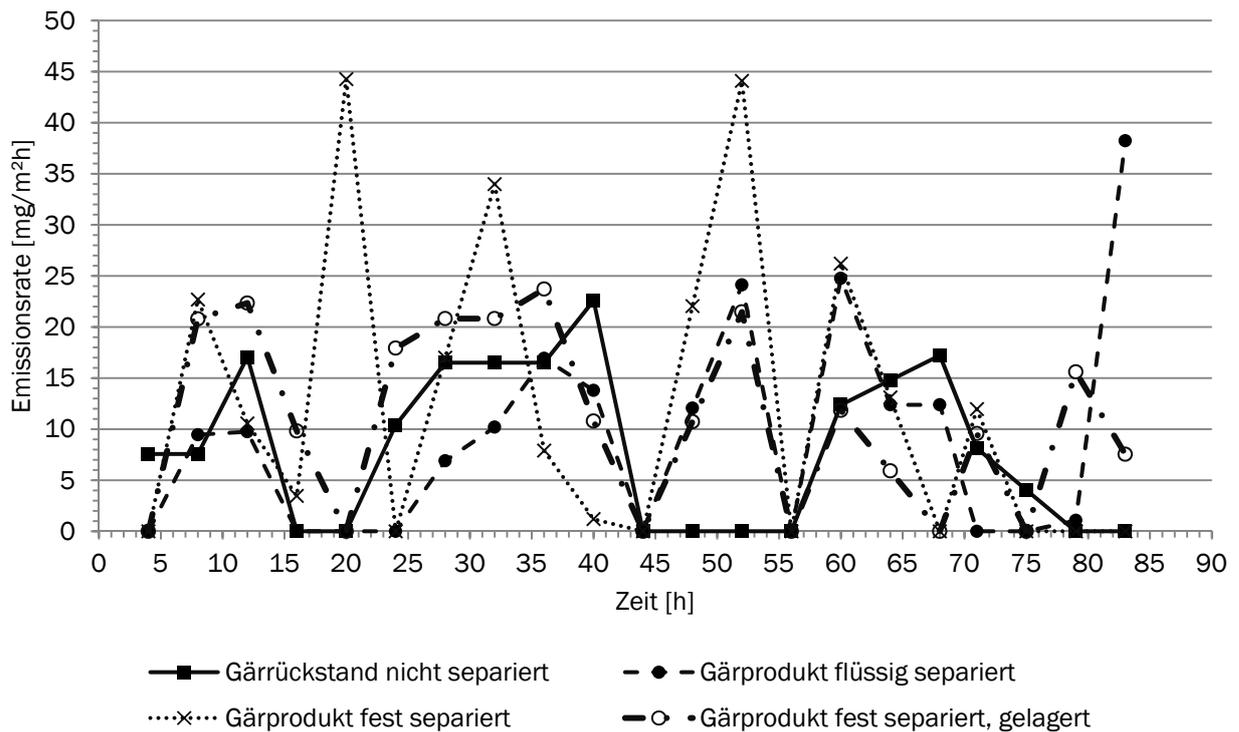


Abbildung 4-13: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH_3 -Emissionsraten des ausgebrachten Gärrückstandes und der ausgebrachten Gärprodukte aus der Anlage VATV 1.

In der Abbildung 4-14 sind die NH_3 -Emissionsraten dargestellt, welche nach Austrag des flüssigen Gärproduktes der Anlage VANV 4 ohne Zusatz und mit dem Zusatz PIADIN® sowie dem Zusatz Weizenstroh bestimmt worden sind. Während der Messphase lag eine breite Streuung der Emissionsraten im Bereich von 0 bis 27 $\text{mg}/\text{m}^2\text{h}$ vor. Vergleicht man die Stickstoffverluste mit Bezug auf den ausgebrachten Gesamtstickstoff des Parzellenversuches mit denen des Lysimeterversuches (Tabelle 4-3 und Abbildung 4-15), lag der Wert des ausgebrachten flüssigen Gärproduktes der Anlage VANV 4 auf der Parzelle mit 43 % zwischen den ermittelten Werten bei Ausbringung auf Schwarzboden mit 33,9 % und Sandboden mit 53,7 %.

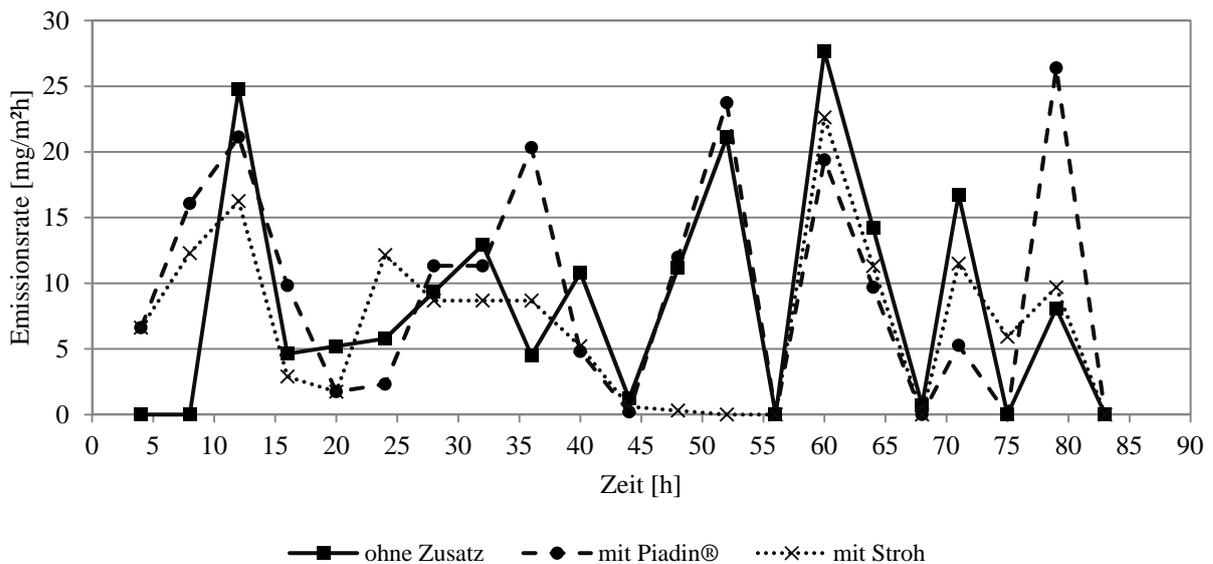


Abbildung 4-14: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH₃-Emissionsraten des ausgebrachten Gärproduktes flüssig Anlage VANV 4 mit den verschiedenen Zusätzen.

Die festgestellten erhöhten Emissionen von Ammoniak bei Verwendung des Nitrifikationsinhibitors PIADIN® und die gesenkten Emissionen bei der Verwendung von Weizenstroh bestätigen die Forschungsergebnisse von Gans et al. 2010 (Gans und Herbst 2010). Hier wurde ermittelt, dass PIADIN® bei nicht kompletter Einarbeitung des Gärrestes die Ammoniakemission erhöhen kann und Weizenstroh die Ammoniakemissionen reduziert. Die Klimawirkung fällt nach den Untersuchungen von Gans und Herbst dennoch positiv für PIADIN® aus, da durch diesen Zusatz die Lachgasemissionen bei Ihren Versuchen reduziert worden sind. Mit Nutzung von Weizenstroh fiel die Klimawirkung teilweise negativ aus, da es zu erhöhter Lachgas- und Kohlendioxidemission kam (Gans und Herbst 2010).

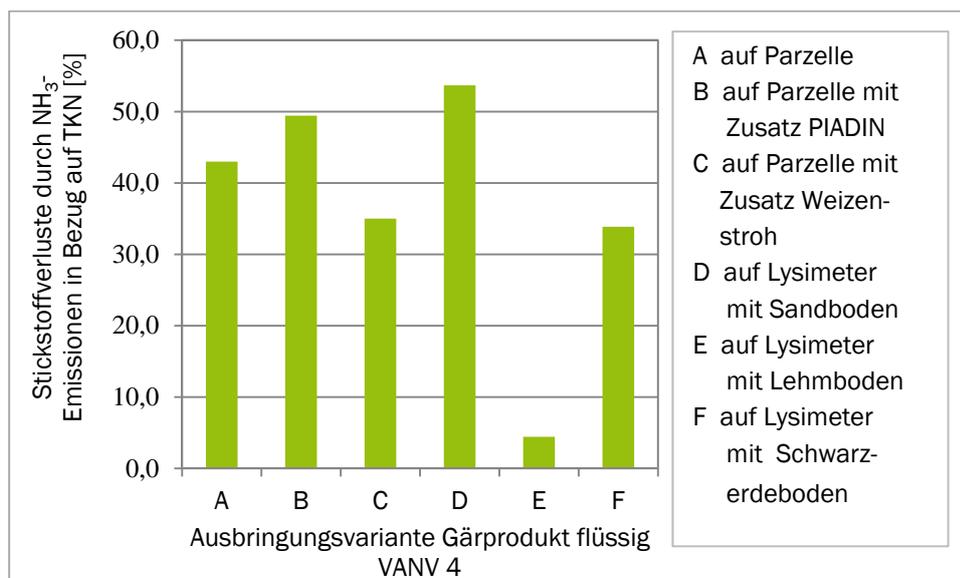


Abbildung 4-15: Vergleich der Stickstoffverluste nach Ausbringung des flüssigen Gärproduktes der Anlage VANV 4 bei den verschiedenen Ausbringungsvarianten.

Tabelle 4-3: Darstellung der Stickstoffverluste durch Ammoniakemissionen in Bezug auf den TKN der ausgebrachten Medien bei dem Lysimeter- und Parzellenversuch.

Versuch	Anlage	Detail	ausgebrachte Menge Gesamtstickstoff TKN in kg/ha	ausgebrachte Menge anteilig NH ₄ -N in kg/ha	Stickstoffverluste durch NH ₃ -Emission in Bezug auf TKN in %
Parzelle	landwirtschaftl. Anlage	Nicht separierter Gärrückstand	65	-	26,6
		Mineraldünger KAS	65	-	21,8
	VANV 2	Gärrückstand nicht separiert	65	-	24,2
		Gärrückstand flüssig separiert	65	-	18,6
		Gärrückstand fest separiert	65	-	21,4
	VATV 1	Gärrückstand nicht separiert	65	-	41,7
		Gärprodukt flüssig separiert	65	-	47,3
		Gärprodukt fest separiert	65	-	62,9
		Gärprodukt fest separiert, gelagert	65	-	56,0
	VANV 4	Gärprodukt flüssig separiert	65	-	43,0
		Gärprodukt flüssig separiert mit PIADIN	65	-	49,4
		Gärprodukt flüssig separiert mit Weizenstroh	65	-	35,0
	Lysimeter	VANV 4	Gärprodukt flüssig separiert, Sandboden	72,3	40
Gärprodukt flüssig separiert, Lehmboden			72,3	40	4,4
Gärprodukt flüssig separiert, Schwarzboden			72,3	40	33,9
		Mineraldünger, Sandboden	40	-	9,0
		Mineraldünger, Lehmboden	40	-	0,7
		Mineraldünger, Schwarzerdeboden	40	-	5,7

Methan/ Lachgas

Anhand der durchgeführten Messungen mit dem GC der auf der Lysimeteranlage und Parzellenanlage genommenen Proben von Methan und Lachgas konnten keine nennenswerten Konzentrationen an Lachgas und Methan bestimmt werden.

Um nochmals die Wirksamkeit der verwendeten Hauben bzw. Methoden zu testen und ggf. zu verbessern wurden auf dem Gelände des DBFZ Validierungsversuche im Rahmen einer Bachelorarbeit durchgeführt (Frommherz 2011). Bei den Validierungsversuchen wurden im Vergleich zu den Feldmessungen bei ähnlichen Bedingungen deutliche Konzentrationsanstiege unter der Haube ermittelt. Wir gehen davon aus, dass die Emissionen auf den Feldversuchsanlagen von Methan und Lachgas unterhalb der Nachweisgrenze lagen, so dass sie mit dem verwendeten Haubensystemen über eine Zeitspanne von 18 min nicht erfasst werden konnten.

Nachfolgend werden zur Veranschaulichung Messergebnisse aus dem Validierungsversuch und den Feldversuchen vergleichend dargestellt.

Tabelle 4-4: Dimensionierung der Messhauben V1 bis V4.

Bezeichnung	Aufbau	Fläche [m ²]	Höhe [m]	Volumen [m ³]
V1	Metallrahmen und Messhaube	1	1,15	0,97
V2	Metallrahmen, Zwischenstück, Deckel	1	0,65	0,6
V3	Metallrahmen, Deckel	1	0,15	
V4	Wassertasse, Messhaube	0,66	0,8	0,21

Die Validierungsversuche wurden mit vier Haubensystemen, die sich im eingeschlossenen Volumen unterschieden, durchgeführt. Die bei dem Lysimeterversuch verwendeten Messhauben entsprachen der Variante 1 und die im Parzellenversuch eingesetzten Hauben stimmten mit dem Aufbau in Variante 4 überein (Tabelle 4-4 und Abbildung 4-16).



Abbildung 4-16: Erweiterte Haubenmessversuche auf dem DBFZ-Gelände (Frommherz 2011).

In der nachfolgenden Abbildung 4-17 sind die ermittelten Messergebnisse der erfassten Methankonzentration vom Lysimeterversuch am 23.08.2010 im Vergleich zu den Messergebnissen des Validierungsversuches vom 7.07.2011 mit dem Messhabensystem V1 dargestellt.

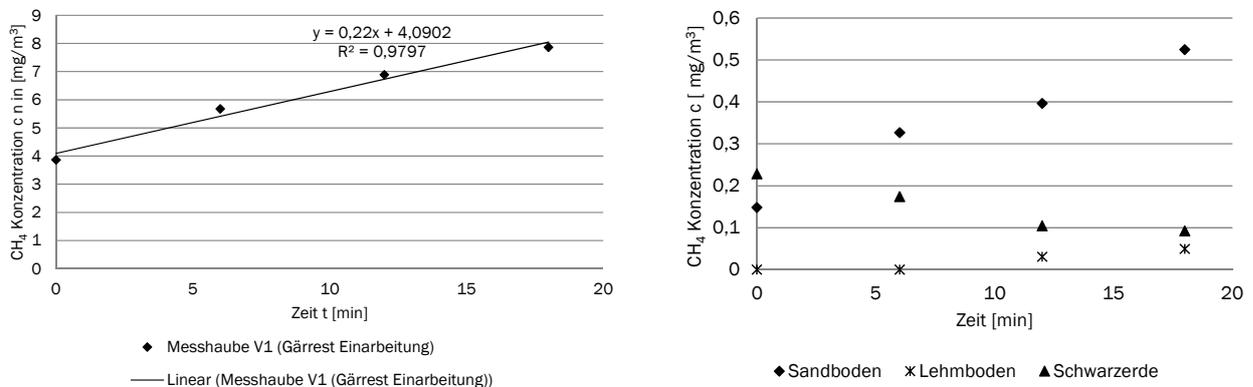


Abbildung 4-17: Messergebnisse in einer Messperiode von 18 min. Links: Validierungsversuch vom 7.7.2011 auf dem DBFZ Gelände mit der Messhaube V1 (Gärrest Einarbeitung), Rechts: Messergebnisse der Probenahme vom 23.08.2010 auf der Lysimeteranlage.

Die Messergebnisse des Validierungsversuches erreichten nach den ersten vier Durchgängen einen deutlichen Konzentrationsanstieg von 4 mg/m³. Es wurde eine Regressionsgerade mit $R^2 = 0,97$ und einem Anstieg von $0,2201 \text{ mg/m}^3 \times \text{min}$ bestimmt. Daraus ergab sich eine Emissionsrate von $128,10 \text{ g/h} \times \text{ha}$.

Im Lysimeterversuch hingegen lagen die Konzentrationen innerhalb der Messperiode um das 10 fache geringer. Auf dem Sandboden wurde ein Konzentrationsanstieg von $0,15 \text{ mg/m}^3$ bei $t=0$ auf $0,52 \text{ mg/m}^3$ bei $t=18$ erfasst. Auf den anderen Bodensorten traten innerhalb der Messperiode von 18 min nur geringe Konzentrationsanstiege bzw. Konzentrationsabfälle auf.

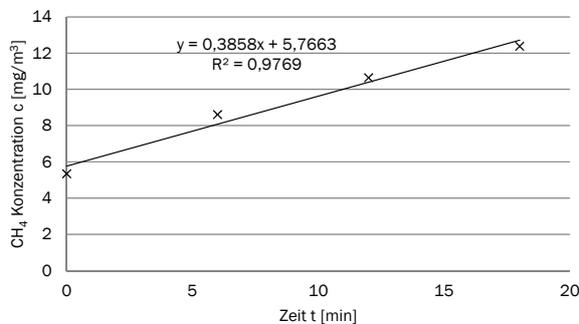
Als Beispiele für die durchweg sehr niedrig festgestellten CH₄-Konzentrationen sind in Tabelle 4-5 die ermittelten Methankonzentrationen eines Probenahmedurchlaufes für die Versuchstage 04.04.2011 (A) und 17.05.2011 (B) mit einer begrenzten Auswahl applizierter Gärückstände auf der Parzellenanlage dargestellt. Bei allen Proben wurden geringe Konzentrationsabfälle und Konzentrationsanstiege festgestellt. Eine Quantifizierung der entstehenden THG CH₄ und N₂O nach Ausbringung von Gärückständen war anhand dieser erfassten Werte nicht möglich.

In der Abbildung 4-18 sind die ermittelten Messergebnisse der erfassten Methankonzentrationen vom Lysimeterversuch am 04.04.2011 im Vergleich zu den Messergebnissen des Validierungsversuches vom 04.07.2011 mit dem Messhabensystem V4 dargestellt. Anhand der Messungen bei dem Validierungsversuch konnten innerhalb der ersten vier Durchgänge eine Konzentrationsdifferenz von $4,11 \text{ mg/m}^3$ festgestellt werden. Aus dem Konzentrationsanstieg von $0,3858 \text{ mg/m}^3 \times \text{min}$ ergab sich eine Emissionsrate von $173,6 \text{ g/h} \times \text{ha}$.

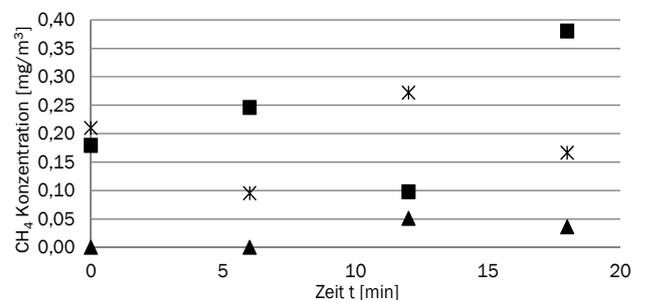
Aus den Messungen der Proben von der Parzellenanlage konnten keine kontinuierlichen Konzentrationssteigerungen ermittelt werden.

Tabelle 4-5: Ermittelte CH₄-Konzentrationen vom Versuchstag 04.04.2011 (A) und vom 17.05.2011 (B) auf der Parzellenanlage.

Durchgangsnr.	CH ₄ Konzentration in mg/m ³											
	Gärrückstand nicht separiert VANV 2		Gärrückstand nicht separiert VATV 1		Gärprodukt flüssig separiert VANV 4 + Weizenstroh		Gärrückstand fest separiert VANV 2		Gärrückstand flüssig separiert VANV 2		Gärrückstand BGA Landwirtschaft	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
1	0,21	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,10	0,03	0,00	0,00	0,25	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,27	0,25	0,05	0,23	0,10	0,10	0,00	0,08	0,00	0,00	0,10	0,25
4	0,17	0,00	0,04	0,00	0,38	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00



x Messhaube V4 (Gärrest Einarbeitung)
— Linear (Messhaube V4 (Gärrest Einarbeitung))



x Gärrückstand nicht separiert VANV 2 ■ Gärprodukt flüssig separiert VANV 4

▲ Gärrückstand nicht separiert VATV 1

Abbildung 4-18: Messergebnisse in einer Messperiode von 18 min. Links: Validierungsversuch vom 4.7.2011 auf dem DBFZ Gelände mit der Messhaube V4 (Gärrest Einarbeitung), Rechts: Messergebnisse der Probenahme von ausgewählten Gärrückständen vom 04.04.2011 auf der Parzellenanlage.

Da mit den durchgeführten Versuchen zu den Emissionsmessungen der klimarelevanten Gase NH₃, CH₄ und N₂O nach Ausbringung verschiedener Gärreste keine grundlegend neuen Erkenntnisse gewonnen werden konnten, wurde für die ökobilanzielle Bewertung der IPCC Ansatz nach (IPCC 2007) gewählt.

5 Feldmessungen auf Bioabfallvergärungsanlagen

Unter dem Punkt 5.1 werden die Grundlagen und die Methodik zu den durchgeführten Emissionsmessungen auf den Bioabfallvergärungsanlagen durch die gewitra erläutert. Ab Punkt 5.2 werden die Anlagen und die auf diesen Anlagen erhobenen spezifischen Messdaten beschrieben.

5.1 Emissionsdatenermittlung

5.1.1 Messparameter

5.1.1.1 Kohlenstoffverbindungen

Gesamtkohlenstoff (Ges.-C)

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“ Abschnitt 5.2.5 festgelegt (BMU 2002).

5.1.1.2 Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (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 (CH₄) ausgenommen wird.

Der Parameter NMVOC wird aus der Differenz von Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) und dem Anteil des Kohlenstoffs im Methan (Methankohlenstoff, CH₄-C) ermittelt.

NMVOC entstehen zu einem wesentlichen Anteil als Stoffwechselprodukte von sowohl aeroben als auch anaeroben Abbau- und Umbauprozessen aus den im Abfallmaterial enthaltenen organischen

Substanzen. Darüber hinaus können sie in Spuren in Form von Lösemitteln und lösemittelhaltigen Produkten im Abfallmaterial enthalten sein.

NMVOG gelangen aufgrund der Eigenschaft, dass sie leicht flüchtig sind, durch Strippprozesse aus dem Abfallmaterial in die Abluft bzw. Umgebung. Das gasförmige Austreiben als Strippeffekt wird durch hohe Temperaturen und hohe Luftdurchsätze verstärkt.

Die NMVOG-Emissionen der biologischen Abfallbehandlung setzen sich aus folgenden Komponenten, die insgesamt einen Anteil von mehr als 90 % des NMVOG bilden, zusammen: 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).

5.1.1.3 Methan (CH₄)

Methan (CH₄) ist in dem Summenparameter Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) die größte organische Einzelkomponente. Methan ist geruchlos und explosionsfähig.

Der Explosionsbereich von Methan-Luft-Gemischen liegt vor bei einem Sauerstoffgehalt größer 11,6 Vol.-% und einem Methangehalt nach IEC 60079-20 zwischen 4,4 Vol.-% (100 % UEG) und 16,5 Vol.-% (100 % OEG) bzw. einem Methangehalt nach PTB, EN 50054 zwischen 5,0 Vol.-% (100 % UEG) und 15,0 Vol.-% (100 % OEG).

Methan zählt zu den Treibhausgasen. Das Kohlendioxidäquivalent von Methan beträgt 25.

5.1.2 Stickstoffverbindungen

5.1.2.1 Ammoniak (NH₃)

Ammoniak (NH₃) wird beim Abbau organischer Stickstoffverbindungen durch den Prozess der Ammonifikation gebildet. Ammoniak (NH₃) entsteht bei der Zersetzung von organischen Stickstoffverbindungen wie z. B. Eiweißen oder Harnstoff. Es steht in einem pH-Wert abhängigen Gleichgewicht zum Ammonium-Ion (NH₄⁺). Die Emissionen an Ammoniak erhöhen sich bei einem Anstieg des pH-Wertes > 7, bei Temperaturen > 45 °C oder bei hohen Belüftungsraten und sinken bei vergleichsweise hohen C/N-Verhältnissen. Ammoniak hat folgende Eigenschaften:

- Ammoniak ist flüchtig, so dass ein Teil durch Verdampfen, insbesondere aus stark alkalischen Materialien in die Atmosphäre gelangen kann, bemerkbar aufgrund des stechenden salmiakartigen Geruchs von Ammoniak;
- Ammoniak existiert bei etwa neutralem pH-Wert in Form des Ammoniumions (NH₄⁺);
- Ammoniak löst sich in Wasser unter Einstellung des Gleichgewichts

$$NH_3 + H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^-$$
, das vom pH-Wert abhängt und sich mit sinkendem pH-Wert nach rechts verschiebt;
- Ammoniak bzw. Ammoniumionen (NH₄⁺) sind kationisch und werden aufgrund ihrer positiven Ladung stark an negativ geladene Tonminerale absorbiert.

Die Anforderungen an gasförmige Emissionen in Form von Ammoniak sind in der „Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft“ Abschnitt 5.2.4 festgelegt (BMU 2002).

5.1.2.2 Distickstoffoxid, Lachgas (N₂O)

Lachgas wird bei der biologischen Abfallbehandlung gebildet, wenn Ammonium vorliegt. Lachgas zählt zu den Treibhausgasen. Das Kohlendioxidäquivalent von Lachgas beträgt 298.

5.1.3 Messmethoden / Messdurchführung

5.1.3.1 Gefasste Emissionen

Die Gasprobenahme an eingehausten und gekapselten Verfahrensbestandteilen mit Abluftabsaugung bzw. Ablufferfassung erfolgt direkt in dem jeweiligen Abluftkanal. Die Gasprobenahmeleitung wird in eine entsprechende Messgasöffnung, die an dem Abluftkanal installiert ist, eingeführt.

5.1.3.2 Diffuse Emissionen

Offener Biofilter

Die Gasprobenahme an offenen Biofiltern erfolgt in dem Abgasstrom nach Durchströmen des Biofiltermaterials. Um den Abgasstrom zu erfassen, wird auf dem Biofiltermaterial eine dünne Folie aufgebracht und an den Seiten mit Sandschläuchen abgedichtet, so dass sich die Folie aufgrund der Abgasströmung wölbt. Die Gasprobenahmeleitung wird unter der Folie installiert (Abbildung 5-1).



Abbildung 5-1: Gasprobenahme an offenen Biofilter (gewitra 2012).

Offene Rottemiete - Tunnel-Messmethode

Methodenbeschreibung

Mit der Tunnel-Messmethode werden die Emissionen bestimmt, die über die Mietenoberfläche von offenen Rottemieten freigesetzt werden.

Für die Emissionsmessungen an offenen bzw. nicht eingehausten Kompostierungsanlagen wird ein von der gewitra GmbH konzipierter Windtunnel eingesetzt, bei dem die Simulation des Windes durch einen mittels Gebläse erzeugten leichten Luftstrom erfolgt (vgl. Richtlinien VDI 3475 Blatt 1 und VDI 4285 Blatt 1).

Die Emissionsmessungen erfolgen auf der Mietenoberfläche der jeweiligen Probenahmestelle (Rottemiete) mit einem belüfteten Tunnel. Der Tunnel deckt eine Grundfläche mit einer Breite von 6 bis 8 m und einer Länge von bis zu 10 m ab (Abbildung 5-2). Der Tunnel ist an den Längsseiten zum Boden hin und im Eingangsbereich zur Mietenoberfläche hin mit Sandschläuchen abgedichtet. Der Ausgangsbereich des Tunnels ist nicht abgedichtet, so dass ein möglichst realitätsnaher freier Abstrom in die Atmosphäre gewährleistet wird. An dem Tunneleingang sind zwei Ventilatoren installiert, die die Zuluft aus der Umgebungsluft aus einem Bereich mit möglichst geringer Vorbelastung ansaugen. An dem Tunnelausgang bzw. im hinteren Innenbereich des Tunnels erfolgen die Probenahmen der zu analysierenden Gase.

Die Probenahmen und Gasanalysen werden wie folgt durchgeführt:

- Die Probenahme zur Bestimmung von **CH₄** und **N₂O** erfolgt über eine Messgasleitung, die zu der Gasanalytik mit Online-Datenerfassung geführt wird. Das Messgas wird über eine Kondensatabscheidung geleitet und kontinuierlich mittels ND-Infrarotspektroskopie gemessen (Messgasfördereinheit und Gasanalysator Advance Optima URAS 14, Firma ABB). Die Analysenwerte werden während der Probenahme kontinuierlich online aufgezeichnet (A/D-Wandler LABCOM 16 und Software MemoComp, Firma Breitfuss).
- Die Probenahme zur Bestimmung von **NH₃** erfolgt direkt am Tunnelausgang. Das Messgas wird ohne Gaskühlung über zwei mit Schwefelsäure gefüllte Waschflaschen geführt (Pumpe Firma Desaga). Die Probenahme des Messgases erfolgt über einen Zeitraum von 30 Minuten durch Absorption in Schwefelsäure gemäß der Richtlinie VDI 3496 Blatt 1. Von der entnommenen Probe wird anschließend im Labor nasschemisch die Konzentration an Ammonium-Stickstoff bestimmt. Das Ergebnis bildet einen Halbstundenmittelwert.



Abbildung 5-2: Emissionsmessungen mit der Tunnel-Messmethode (Windtunnel) an offenen Kompostierungsanlagen (gewitra 2012).

Messdatenermittlung und –auswertung

Für die Ermittlung der Emissionen mit der Tunnel-Messmethode wird wie folgt vorgegangen:

- Die **Massenkonzentrationen** der einzelnen Stoffe werden an den jeweiligen Probenahmestellen der Rottemieten sowohl in der Zuluft, die mit einem oder zwei Ventilatoren aus der Umgebungsluft zugeführt wird, als auch in der Abluft der Rottemieten gemessen. Die für die Emissionsberechnungen relevanten Massenkonzentrationen in der Abluft ergeben sich aus der Differenz der gemessenen Massenkonzentrationen von Abluft und Zuluft, da die Zuluft zum Tunnel aus der unmittelbaren Umgebung stammt und entsprechend vorbelastet ist.
- Die **Massenströme** der einzelnen Stoffe werden ermittelt, indem die Massenkonzentration mit dem Abluftvolumenstrom multipliziert wird. Die Messungen werden in einem abgedichteten, belüfteten Tunnel durchgeführt, so dass der Zuluftvolumenstrom dem Abluftvolumenstrom entspricht.

- Der **Emissionsfaktor** gibt die Menge an emittierenden Stoffen je Feuchtmasse der biologisch behandelten Bio- und Grünabfälle in der Einheit g je Mg Abfallmasse an. Die Ermittlung der Emissionsfaktoren erfolgt auf Basis von gemessenen Massenkonzentrationen und Volumenströmen in der Abluft des Tunnels bezogen auf die Abfallmasse des jeweiligen Bilanzraums und unter Berücksichtigung der gesamten Rottezeit.
- Die **spezifischen Emissionsfaktoren** der einzelnen Stoffe in Abhängigkeit von der Rottezeit werden im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wie folgt berechnet: Für die Rottezeiträume zwischen den gemessenen Mieten wird jeweils der spezifische Emissionsfaktor je Miete und Tag der im Rottezeitverlauf nächsten untersuchten Miete angesetzt. Die spezifischen Emissionsfaktoren je Miete und Tag werden unter Berücksichtigung der Rottezeit aufsummiert und ergeben letztendlich die spezifischen Emissionsfaktoren der einzelnen Stoffe nach der jeweiligen gesamten Rottezeit.

Methodenvergleich bzw. Methodenabgleich - Tunnel-Messmethode

Die Emissionsmessungen zum Vergleich bzw. Abgleich der Messmethoden für eingehauste und nicht eingehauste Anlagen wurden im April 2011 wie folgt durchgeführt (Abbildung 5-3):

- **Rottemiete - Versuch zum Methodenabgleich:** Die Rottemiete wurde in Form einer Dreiecksmiete (6,5 m Breite; 2,1 m Höhe; 15,1 m Länge) in einer Halle mit Abluftabsaugung aufgesetzt.
- **Messmethode für eingehauste Anlagen bzw. eingehauste Mieten:** In eingehausten Anlagen bzw. bei eingehausten Rottemieten findet die Kompostierung in einer aktiv belüfteten Halle oder in aktiv belüfteten Tunnel-, Boxen- oder Containersystemen statt. Die Emissionen wurden über eine eingehauste Miete mit Abluftabsaugung gemessen. Der Abluftstrom der Hallenabsaugung lag bei 880 m³/h.
- **Messmethode für nicht eingehauste Anlagen bzw. nicht eingehauste Mieten → Methodenabgleich: Referenz Windtunnel:** In nicht eingehausten Anlagen bzw. bei nicht eingehausten Rottemieten erfolgt die Kompostierung in offenen und in der Regel nicht aktiv belüfteten Mieten. Für die Emissionsmessungen wird ein Windtunnel eingesetzt, in dem mittels Gebläse ein leichter Luftstrom erzeugt wird. Im Rahmen des Methodenvergleichs wurde der Tunnel in folgenden Varianten belüftet:
 - **Zwei Ventilatoren (V1 + V2):** Der Luftstrom in dem Tunnel wurde durch zwei Ventilatoren mit einem Volumenstrom von insgesamt 800 m³/h erzeugt.
 - **Ein Ventilator (V1):** Der Luftstrom in dem Tunnel wurde durch einen Ventilator mit einem Volumenstrom von insgesamt 400 m³/h erzeugt.
 - **Anreicherung (Anr):** Für den Zeitraum der Anreicherung wurde der Tunnel nicht belüftet.



Abbildung 5-3: Emissionsmessungen zum Vergleich bzw. Abgleich der Messmethoden für eingehauste Anlagen (Halle) und nicht eingehauste Anlagen (Windtunnel). (gewitra 2012)

Ergebnisse

Die Emissionsmessungen zum Vergleich der Messmethoden für eingehauste und nicht eingehauste Anlagen bzw. Rottemieten zeigen folgende Ergebnisse:

- Die **Massenkonzentrationen** an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) wurden mittels Flammenionisationsdetektor (FID) kontinuierlich gemessen (vgl. Abbildung 5-4).
- Die **Massenströme** an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) gemäß Abbildung 5-5, die kontinuierlich gemessen wurden, liegen wie folgt:
 - Abluftstrom der Hallenabsaugung; PNS 2: HALLE → In dem Abluftstrom der Hallenabsaugung wurden die Massenströme an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) im Mittel mit 66 g/h (Wertebereich: 58 bis 72 g/h) gemessen.
 - Abluftstrom des Windtunnels; PNS 1: TUNNEL → Die Massenströme an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) wurden bei einer Belüftung des Tunnels mit zwei Ventilatoren (V1+V2) in Höhe von 56 g/h (Wertebereich: 51 bis 62 g/h) und mit einem Ventilator (V1) in Höhe von 57 g/h (Wertebereich: 49 bis 63 g/h) ermittelt).

FAZIT: Die Emissionsmessungen über den Abluftstrom der Hallenabsaugung im Vergleich zu den Emissionsmessungen über den Windtunnel liegen somit in vergleichbarer Größenordnung. Die hier in dem Versuch zum Methodenabgleich ermittelten Emissionen zeigen die Tendenz, dass die Messmethode mit dem Windtunnel geringere Werte ergibt.

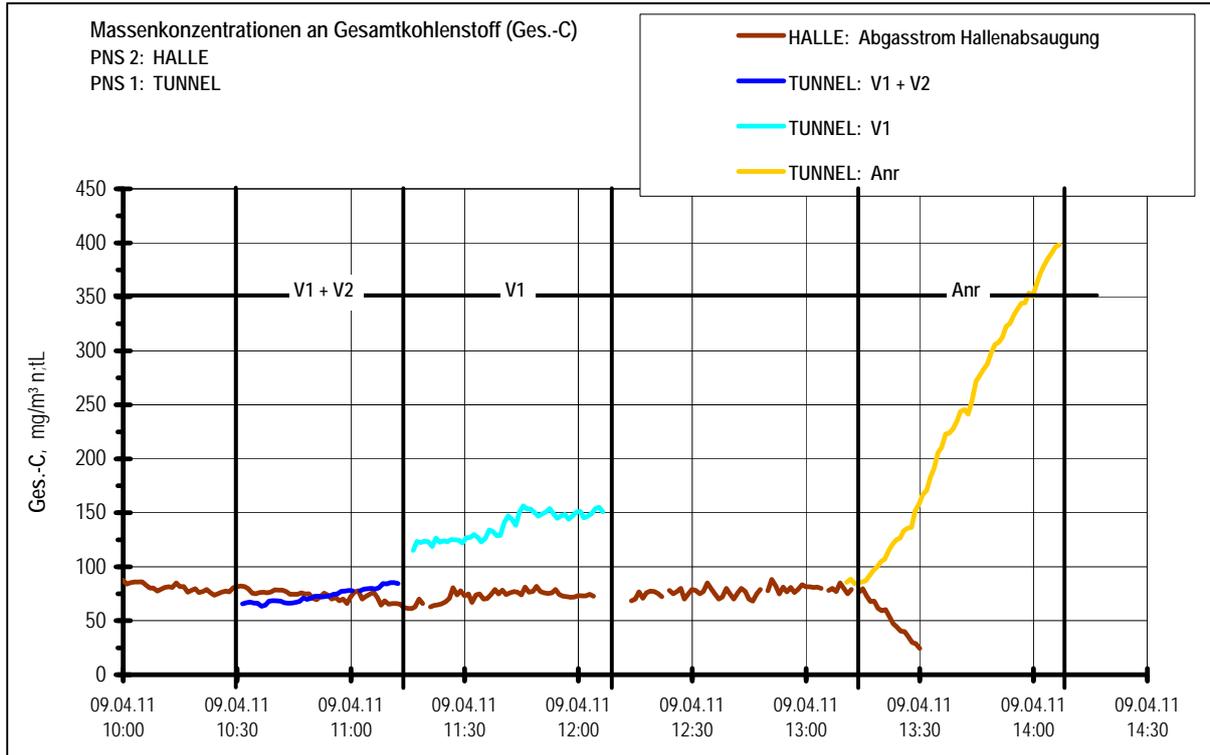


Abbildung 5-4: Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), kontinuierlich gemessen; PNS 2: HALLE, PNS 1: TUNNEL

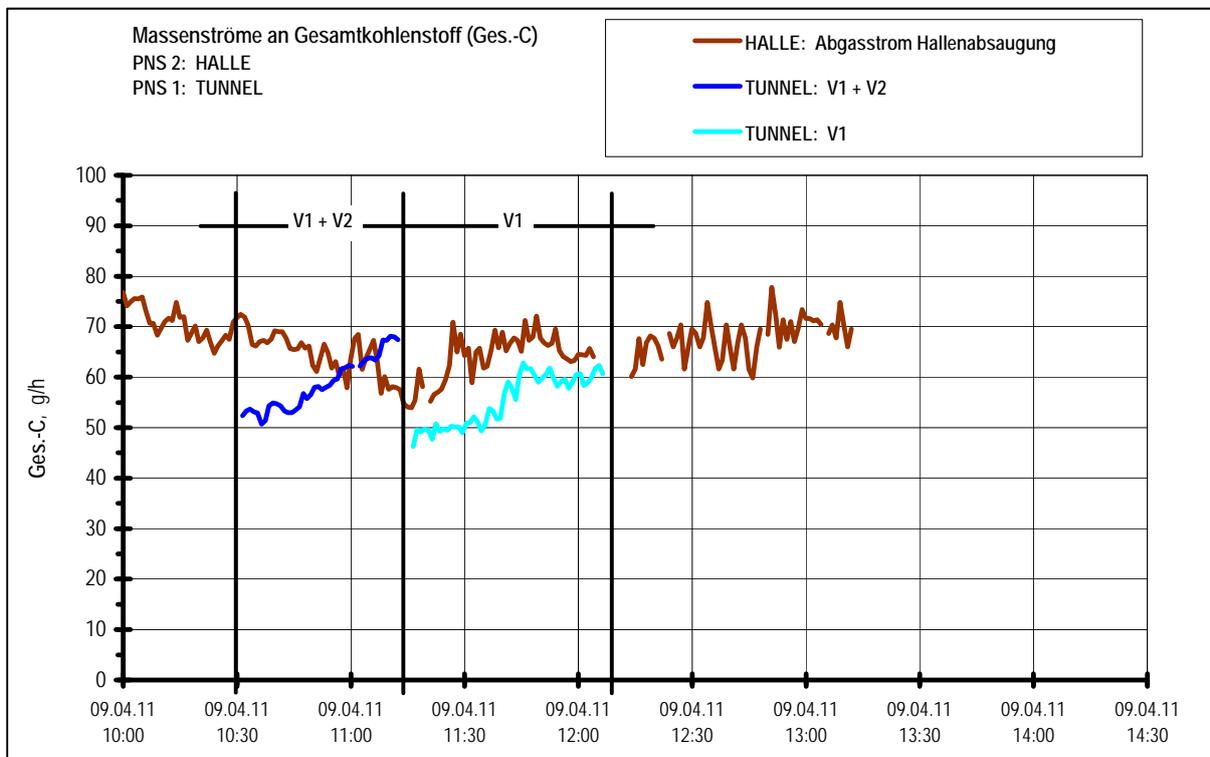


Abbildung 5-5: Massenströme an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), kontinuierlich gemessen; PNS 2: HALLE, PNS 1: TUNNEL

5.1.4 Messmethoden - VDI-Richtlinien und Normen zur Emissionsmesstechnik

5.1.4.1 Gesamtkohlenstoff und Methan

Das angewendete Messverfahren für die Bestimmung der Emissionen des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs (Gesamtkohlenstoff, Ges.-C) basiert auf folgenden Richtlinien und Normen:

- Messen gasförmiger Emissionen - Messen von flüchtigen organischen Verbindungen, insbesondere von Lösungsmitteln mit dem Flammenionisationsdetektor (FID); VDI 3481 Blatt 3
- Messen gasförmiger Emissionen - Messen der Konzentrationen von Gesamt-C und Methan-C mit dem Flammenionisationsdetektor (FID); VDI 3481 Blatt 4
- 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; Deutsche Fassung EN 13526:2001
- Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Massenkonzentration des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs in geringen Konzentrationen in Abgasen - Kontinuierliches Verfahren unter Verwendung eines Flammenionisationsdetektors; Deutsche Fassung EN 12619:1999
- Emissionen aus stationären Quellen - Manuelles Verfahren zur Bestimmung der Methan-Konzentration mit Gaschromatographie (ISO 25139:2011); Deutsche Fassung EN ISO 25139:2011

5.1.4.2 Lachgas

Die angewendeten Messmethoden für die Bestimmung von Lachgas (Distickstoffmonoxid, N_2O) entsprechen den VDI-Richtlinien wie folgt:

- Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Massenkonzentration von Distickstoffmonoxid (N_2O) - Referenzverfahren: Nicht-dispersives Infrarot-Verfahren (ISO 21258:2010); Deutsche Fassung EN ISO 21258:2010
- Messen gasförmiger Emissionen - Messen von Distickstoffmonoxid - Manuelles gaschromatographisches Verfahren; VDI 2469 Blatt 1

5.1.4.3 Ammoniak

Die Bestimmung der Ammoniakemissionen erfolgt gemäß:

- Messen gasförmiger Emissionen - Bestimmung der durch Absorption in Schwefelsäure erfassbaren basischen Stickstoffverbindungen; VDI 3496 Blatt 1

5.1.5 Messverfahren und Messtechniken

5.1.5.1 Emissionsmessungen, gasförmige Stoffe - Übersicht

Die für die Emissionsmessungen der einzelnen Stoffe eingesetzten Messverfahren und Messtechniken entsprechen den Anforderungen der jeweiligen VDI-Richtlinien und Normen (vgl. Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1: Eingesetzte Messverfahren und Messtechniken - gasförmige Stoffe (gewitra 2012).

Stoff	Messwerterfassung	Messverfahren	Messtechnik	VDI-Richtlinie, Norm
Gesamtkohlenstoff	kontinuierlich, Onlinedaten	FID-Verfahren	Bernath Atomic 3006	VDI 3481 Blatt 3, VDI 3481 Blatt 4, DIN EN 12619, DIN EN 13526
Methan	kontinuierlich, Onlinedaten	IR-Verfahren	ABB Advance Optima URAS 14	
Lachgas	kontinuierlich, Onlinedaten	IR-Verfahren	ABB Advance Optima URAS 14	DIN EN ISO 21258
Methan	diskontinuierlich, Laboranalyse	GC-Verfahren mit Autosampler	Probenahme mit evakuierten Vials	DIN EN ISO 25139
Lachgas	diskontinuierlich, Laboranalyse	GC-Verfahren mit Autosampler	Probenahme mit evakuierten Vials	VDI 2469 Blatt 1
Ammoniak	diskontinuierlich, Laboranalyse	Nasschemisches Verfahren mit Schwefelsäure	Probenahme mit Desaga-Pumpe und 2 Waschflaschen	VDI 3496 Blatt 1

5.1.5.2 Kontinuierliche Messungen - gasförmige Stoffe

Gesamtkohlenstoff

Die Probenahme zur kontinuierlichen Bestimmung von Gesamtkohlenstoff (Ges.-C) erfolgt über eine beheizte Leitung, die zu einem Flammenionisationsdetektors (FID) geführt wird.

Die Analysenwerte werden während der Probenahme kontinuierlich online aufgezeichnet (A/D-Wandler LABCOM 16 und Software MemoComp, Firma Breitfuss).

Methan, Lachgas

Die Probenahme zur kontinuierlichen Bestimmung von CH₄ und N₂O erfolgt über eine Messgasleitung, die zu der Gasanalytik mit Online-Datenerfassung geführt wird. Das Messgas wird über eine Kondensatabscheidung geleitet und kontinuierlich mittels ND-Infrarotspektroskopie gemessen (Messgasfördereinheit und Gasanalysator Advance Optima URAS 14, Firma ABB). Die Analysenwerte werden während der Probenahme kontinuierlich online aufgezeichnet (A/D-Wandler LABCOM 16 und Software MemoComp, Firma Breitfuss).

-

Messwerterfassung

Die kontinuierliche Messwerterfassung erfolgt durch den A/D-Wandler LABCOM 16 in Kombination mit der Datenerfassungssoftware MEMOCOMP der Firma Breitfuss Messtechnik GmbH.

- **LABCOM 16** → 16-Kanal A/D-Wandler-Box; Anschluss an den PC oder Notebook über serielle Schnittstelle; jeder Kanal konfigurierbar über Jumper 0-4/10 V und 0(4)-20 mA; steckbar über Bananenbuchsen 4 mm; A/D-Wandler Auflösung 12 bit; Spannungsversorgung aus PC oder Notebook über die serielle Schnittstelle RS232.
- **MEMOCOMP** → Datenerfassungssoftware für Emissionsmessungen (Labormessungen, mobile Messungen). Kernstück des Datenerfassungsprogramms MEMOCOMP liefert eine Paradox Datenbank. Diese ermöglicht eine strukturierte Ablage und einfachen Zugriff auf zeitlich begrenzten abgeschlossenen Messungen. Neben der Erfassung von Rohwerten bietet das Programm eine Vielzahl von Möglichkeiten zur Berechnung von skalierten Messwerten. Rohwerte, Messwerte und Mittelwerte über zwei frei wählbare Zeiträume können in der Datenbank abgespeichert werden. Sowohl aktuelle Werte als auch Altdaten können graphisch und tabellarisch dargestellt werden.

Die aufgezeichneten Emissionen der gemessenen Stoffe werden gemäß Abschnitt 5.1.6 ausgewertet und angegeben.

5.1.5.3 Diskontinuierliche Messungen - gasförmige Stoffe

Methan, Lachgas

Für die diskontinuierliche Bestimmung von CH₄ und N₂O werden Gasproben mit evakuierten Headspace-Vials (20 ml) mittels einer Doppelkanüle durch ein Butylseptum direkt aus dem Messgas entnommen. Die Headspace-Vials werden vor der Probenahme mit einer Drehschieber-Vakuumpumpe (Vacuubrand, Typ RE 2) bis auf einen Restdruck von 6 mbar evakuiert. Der Restdruck wird mit einem digitalen Vakuum-Meter überprüft (Greisinger Electronic, GDH 12 AN).

Für die N₂O- und CH₄-Analytik wird ein Gaschromatograph (SRI 8610 C) verwendet. N₂O wird am Elektroneneinfang-Detektor (ECD), CH₄ am Flammenionisations-Detektor (FID) gemessen. Die Quantifizierung der Proben wird mit externen Standards vorgenommen. Für die Emissionsmessungen werden Mischstandards mit Nennkonzentrationen von 0,27 ppmv, 1,5 ppmv und 2,7 ppmv N₂O bzw. 1,7 ppmv, 7,5 ppmv und 16,5 ppmv CH₄ (Air Products Spezialgase) herangezogen.

Für die Berechnungen der N₂O-Konzentrationen wird bis 4 ppmv ein linearer Verlauf der Kalibrierfunktion angenommen, während das Signal für Konzentrationen > 4 ppmv einem Polynom 2. Grades folgt. Der Signalverlauf des FID für CH₄ ist in dem relevanten Konzentrationsbereich linear. Standards werden nach jeweils 20 Proben gemessen, um eine Anpassung der Kalibrierung über die Zeit vornehmen zu können.

Ammoniak

Die Probenahme zur Bestimmung von NH₃ erfolgt über eine Messgasleitung, die ohne Gaskühlung über zwei mit Schwefelsäure gefüllte Waschflaschen geführt wird (Pumpe Firma Desaga). Die Probenahme des Messgases erfolgt über einen Zeitraum von 30 Minuten durch Absorption in Schwefelsäure gemäß der Richtlinie VDI 3496 Blatt 1. Von der entnommenen Probe wird anschließend im Labor

nasschemisch die Konzentration an Ammonium-Stickstoff bestimmt. Das Ergebnis bildet einen Halbstundenmittelwert.

5.1.5.4 Volumenstrommessungen

Die Volumenstrommessungen werden mit einem Flügelradanemometer bzw. Staurohr mit Mikromanometer (Fa. Müller) durchgeführt, die ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten werden auf die jeweilige innere Querschnittsfläche der Abluftkanäle bezogen.

Die Durchführung von Emissionsmessungen an geführten Quellen (Punktquellen) erfolgt in Anlehnung an VDI 2066 Blatt 1, VDI 4200 und DIN EN 15259.

Die Planung und Durchführung von derartigen Messungen an passiven oder aktiven großflächigen Quellen erfordert zum Teil ähnliche Überlegungen, ist aber nicht Gegenstand der Richtlinien und der Norm. Es kann in Analogie zu bestehenden Richtlinien vorgegangen werden, z. B. für Biofilter (VDI 3477) oder diffuse Quellen (VDI 3790). Die konkrete Vorgehensweise für Emissionsmessungen an offenen Mieten als passive Flächenquelle ist in Abschnitt 5.1.3.2 erläutert.

5.1.6 Messgrößen- und Messdatenangabe

5.1.6.1 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.

Die Massenkonzentrationen der Stoffe Ges.-C, CH₄ und N₂O werden kontinuierlich mit einer Abtastrate von einer Sekunde online erfasst und als Minuten-Mittelwert bzw. 30-Sekunden-Mittelwerte aufgezeichnet. An zeitgleich parallelen Messstellen werden Abgasproben für die Bestimmung von CH₄ und N₂O diskontinuierlich entnommen. Der Parameter NMVOC bezeichnet die um die Kohlenstoffkonzentration des Methans verringerte Konzentration von Gesamtkohlenstoff im Messgas gemäß VDI 3481 Blatt 4.

Die Massenkonzentrationen an Ammoniak 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 m³ trockene Luft im Normzustand (mg/m³ n;tL) als Halbstundenmittelwerte (HMW) und als Tagesmittelwerte (TMW) angegeben.

5.1.6.2 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.

Die Massenströme der gemessenen Stoffe werden ermittelt, indem die Massenkonzentration mit dem Abgasvolumenstrom an trockener Luft im Normzustand in der Einheit m³ n;tL je h multipliziert wird. Die Massenströme werden in der Einheit g je h angegeben.

5.1.6.3 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.

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. Die Massenverhältnisse und damit die Emissionsfaktoren werden in der Einheit g je Mg Feuchtmasse angegeben. Die in den nachfolgenden Abschnitten (5.2 bis 5.14) ermittelten Emissionsfaktoren sind komponentenspezifische Emissionsfaktoren, d.h. sie beziehen sich auf die Massenströme, welche ausschließlich durch die Komponente behandelt werden. Im Kapitel 6 Treibhausgasbilanz werden die ermittelten komponentenspezifischen Emissionsfaktoren auf die Gesamtanlagenkapazität umgerechnet, so dass ein Vergleich der Anlagen vorgenommen werden kann.

5.1.6.4 Kohlendioxidäquivalent

Das Kohlendioxidäquivalent (CO₂-eq.) 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 folgende GWP-Werte für einen Zeitraum von 100 Jahren angesetzt: CH₄ = 25; N₂O = 298 (IPCC 2007). Das Kohlendioxidäquivalent, ermittelt aus den Emissionsfaktoren an Methan und Lachgas, wird in der Einheit kg je Mg Feuchtmasse, welche durch diesen Verfahrensschritt behandelt wurde, angegeben.

Die in den nachfolgenden Abschnitten (5.2 bis 5.14) ermittelten CO₂-eq. sind komponentenspezifische CO₂-eq., d.h. sie beziehen sich auf die Massenströme, welche ausschließlich durch die Komponente behandelt werden. Im Kapitel 6 Treibhausgasbilanz werden die ermittelten komponentenspezifischen CO₂-eq. auf die Gesamtanlagenkapazität umgerechnet, so dass ein Vergleich der Anlagen vorgenommen werden kann.

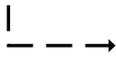
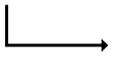
5.1.7 Erläuterung der Anlagenschemata

Um den Aufbau der beprobten Anlage besser zu veranschaulichen wurde zu jeder Anlage ein Fließschema mit den wichtigsten Verfahrensschritten erstellt. In nachfolgender Tabelle sind die verwendeten Kurzbezeichnungen erläutert.

Tabelle 5-2: Erläuterungen der verwendeten Kurzbezeichnungen in den Fließschemata.

Abkürzung und Symbole	Beschreibung
A	Anlieferung
Aerob	Aerobisierungseinheit
Au	Aufbereitung der Substrate
Austrag	Entleerung der Fermenter
BF	Biofilter
BHKW	Blockheizkraftwerk
D	Dekanter
FF	Garagenfermenter für Feststoffe
GB	Gärrestbunker
K	Kompostierungsanlage
LB	Luftbefeuchter
LFE	Lager fester Gärrest
LFL	Lager flüssiger Gärrest
NF	Fermenter für Nassvergärungsverfahren
NK	Nachklärung
NR	Nachrotte
NRsM	Nachrotte unter semipermeabler Membran
P	Probenahmestelle
Pr	Presse
PWT	Presswassertank
SW	Saurer Wäscher
TB	Trockenband
TF	Fermenter für Trockenvergärungsverfahren
vBF	vor Biofilter
nBF	nach Biofilter

-

Abkürzung und Symbole	Beschreibung
Z	Zentrifuge
	Produktstrom
	Abluftstrom
	Substratstrom
	Probenahmestelle
	geschlossene Komponente
	offene Komponente

5.2 Nassvergärungsanlage VANV 1

5.2.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VANV 1 werden kommunale Bioabfälle und Grünschnittabfälle behandelt. Sämtliche kommunalen Bioabfälle durchlaufen ein Nassvergärungsverfahren. Aus den Gärresten entsteht zusammen mit den Grünabfällen durch einen nachgeschalteten, offenen, unbelüfteten Rotteprozess das Endprodukt Fertigkompost. Der Fertigkompost soll den Rottegrad V erreichen. Während des Untersuchungszeitraumes wurde auf der Anlage allerdings nur Frischkompost mit Rottegrad III erzeugt. Das aus dem Nassvergärungsverfahren erzeugte Biogas wird in zwei BHKW`s verstromt. Die erzeugte Wärmeenergie wird ausschließlich intern genutzt.

Die allgemeinen Behandlungsschritte des Bioabfalls sind im Fließschema Abbildung 5-6 dargestellt.

Mittels Fahrzeugwaage werden die Mengen angelieferter Bioabfälle erfasst. Ein Flachbunker dient als Zwischenlager. Diesem Zwischenlager werden die Bioabfälle mittels Radlader entnommen und der Aufbereitung zugeführt. In einer Schraubenmühle erfolgt die Zerkleinerung des Bioabfalls und durch einen Magnetscheider werden alle Eisenmetalle ausgeschleust. In dem nachgeschalteten Bioabfallpulper werden die Bioabfälle durch die Zugabe von Prozesswasser zu einem pumpfähigen Material aufbereitet. An dieser Stelle werden nochmals aufgeschwemmte Störstoffe entfernt. Die so erzeugte Suspension durchläuft einen Sandabscheider und wird in einem Suspensionsspeicher zwischengelagert.

Die energetische Umwandlung zu Biogas erfolgt, in Abhängigkeit der zeitlich abbaubaren Komponenten der Suspension, mesophil in verschiedenen Vergärungsstufen. Die hydraulische Aufenthaltszeit des Bioabfalls in der Fermentationsanlage beträgt, bezogen auf das Gesamtsystem, 8 Tage.

Eine nach dem Suspensionsspeicher installierte Zentrifuge trennt die flüssigen Bestandteile von den festen Bestandteilen. Die Flüssigphase wird in einem Festbettmethanreaktor und einem nachgeschalteten Prozesswasserspeicher weiterbehandelt. Die faserigen Stoffe gelangen in eine Hydrolyseeinheit. In der Hydrolyseeinheit, dem Festbettmethanreaktor und dem Prozesswasserspeicher entsteht das Biogas, welches in den BHKW`s verstromt wird. Der Hydrolyseeinheit ist eine Zentrifuge nachgeschaltet. Die Flüssigphase wird dem Festbettmethanreaktor zugeführt. Die festen Bestandteile werden nochmals mit Prozesswasser angemischt und wieder der Hydrolyseeinheit zugeführt. Nach der Behandlung wird der Gärrest über einen Wärmetauscher erhitzt und bei mindestens 70 °C eine Stunde lang hygienisiert. Nach der Hygienisierung wird der Gärrest mittels Wärmerückgewinnung abgekühlt und in einer weiteren Zentrifuge in Flüssig- und Festphase aufgetrennt. Die Flüssigphase wird in den Festbettmethanreaktor gepumpt. Die festen Bestandteile werden in einem Bunker zwischengelagert, um später mit den Grünschnittabfällen gemischt und in einem offenen, unbelüfteten Rotteprozess in Form von Tafelmieten zu Kompost umgewandelt zu werden. Ein Teil des Gärrestes aus dem Festbettmethanreaktor wird als Prozesswasser genutzt, der andere Teil wird einem Nachklärungsprozess unterzogen und dann gereinigt in den Abwasserkanal geleitet.

Die Verfahrensstufen Aufbereitung der Bioabfälle und die Nachbehandlung der Gärreste aus der Hydrolyseeinheit finden in geschlossenen Systemen (z.B. Aufbereitungshalle) statt. Die Abluftströme dieser Systeme werden über einen Luftbefeuchter und einen geschlossenen Biofilter geführt und an die Atmosphäre abgegeben. Die Abgase aus dem Rotteprozess, aus der Konfektionierung des Kompostes und aus der Lagerung und Nachklärung des flüssigen Gärrestes bilden die diffusen Emissionen der Anlage.

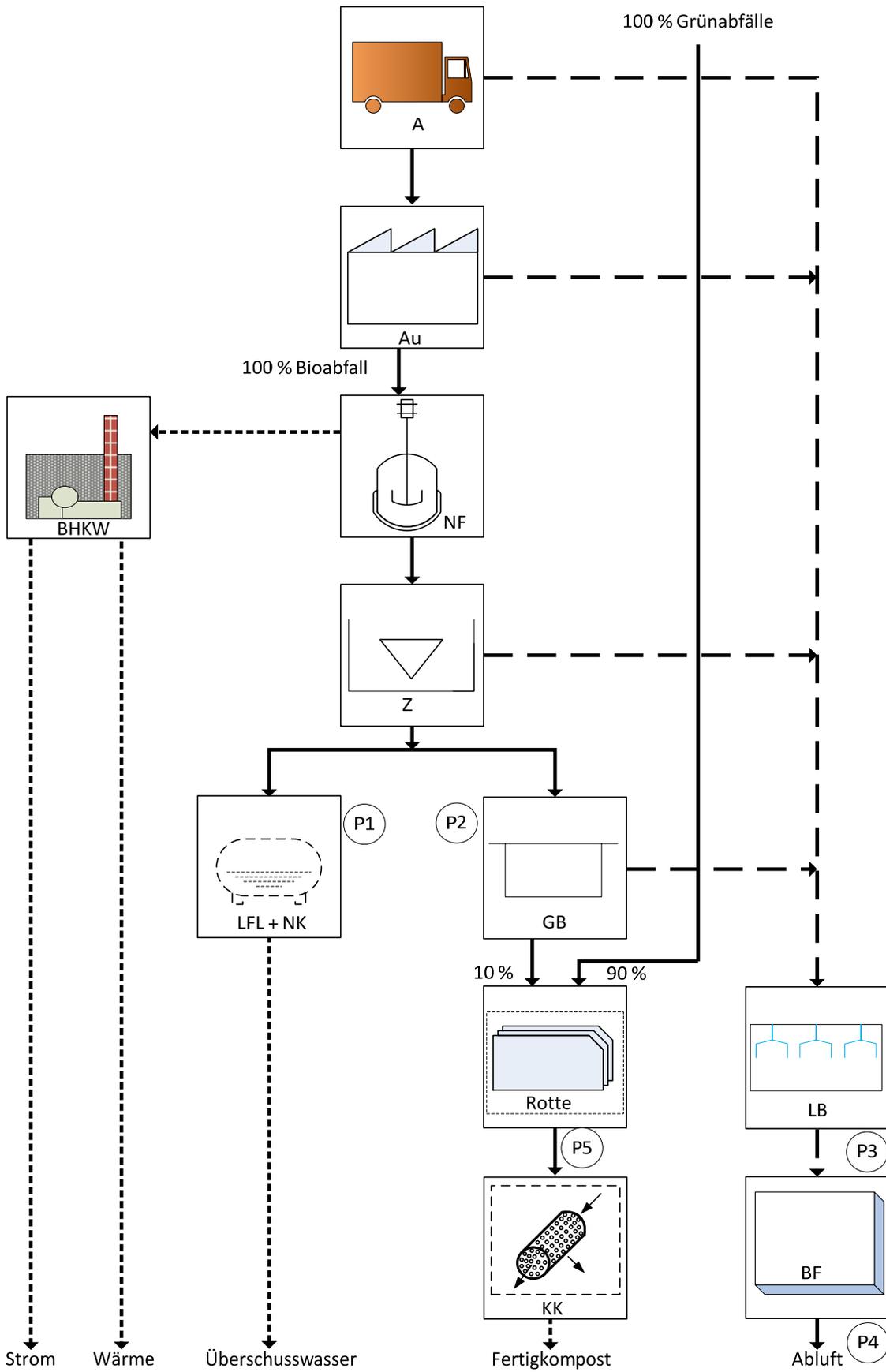


Abbildung 5-6: Fließschema der Nassvergärungsanlage VANV 1.

5.2.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Auf der Anlage wurden zwei Messphasen im Zeitraum August 2010 und April 2011 durchgeführt. In beiden Messphasen bestand die Möglichkeit Emissionsmessungen an fünf Probenahmestellen vorzunehmen. Diese sind in nachfolgender Tabelle (Tabelle 5-3) aufgelistet.

Tabelle 5-3: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VANV 1.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]	
			08/2010	04/2011
P1	Flüssiges Gärrestlager und Nachklärung	Diffuse Emissionsquelle, offen bzw. nicht gasdicht abgedeckt	2	1
P2	Lagerung Feststoff Gärrest, Gärrestbunker	Gefasste Emissionsquelle, die über den Biofilter geleitet wird	26	4
P3	Vor Biofilter	Alle gefassten Emissionsquellen vor dem Biofilter	143	47
P4	Nach Biofilter	Alle gefassten Emissionsquellen nach der Behandlung durch den Biofilter	143	47
P5	Offene Rotte	Diffuse Emissionsquelle	168	96

In der Messwoche 08/2010 lag der wöchentliche Massendurchsatz rund 25 % über dem Massendurchsatz der zweiten Messwoche 04/2011. Die Anlage wurde nach Angabe gewitra bestimmungsgemäß betrieben.

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Konfektionierung Kompost, Geöffnete Hallentore

Für die Emissionsmessungen zum Kompostierungsverfahren wurden je Messphase jeweils vier bzw. fünf Abschnitte der Tafelmiere ausgewählt, die sich durch die jeweilige Rottezeit, d. h. Alter des Mietenabschnittes bzw. des Rottematerials, unterscheiden. In Messphase 08/2010 entsprachen die Messabschnitte einer Rottezeit nach 2, 14, 28 und 35 Wochen. In Messphase 04/2011 wurden Rotteabschnitte entsprechend 12, 16, 20, 24, 35 Wochen untersucht.

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-4) und sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-5) dargestellt.

Tabelle 5-4: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen ohne offene Rotte, VANV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]							
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O	
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II

Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind

Lagerung Feststoff Gärrest, Gärrestbunker	MIN	4,8	10	37	67	4,1	3,1	4,3	1,8
	MAX	236	256	65	334	5,0	5,9	4,5	2,0
	MW	66	66	50	190	4,5	4,5	4,3	1,9
Vor Biofilter	MIN	38	41	29	28	3,6	2,0	0,0	0,3
	MAX	324	277	241	276	5,1	3,5	5,0	2,6
	MW	77	78	56	62	4,1	2,6	1,4	1,7

Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen

Nach Biofilter	MIN	31	31	28	28	2,0	2,0	0,0	0,3
	MAX	422	215	379	241	4,0	2,0	4,4	2,6
	MW	65	58	53	56	2,7	2,0	1,4	1,8
Flüssiges Gärrestlager und Nachklärung	MIN	854	5659	118	7559	2,0	2,0	350	10
	MAX	9290	9056	427	12096	3,0	2,0	881	19
	MW	3408	7546	249	10080	2,5	2,0	596	15

Tabelle 5-5: Komponentenspezifische Massenströme ohne offene Rotte, VANV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Lagerung Feststoff Gärrest, Gärrestbunker	MIN	1,1	45	8,6	59	0,9	2,7	1,0	1,6
	MAX	54	235	15	294	1,2	5,2	1,0	1,8
	MW	15	132	11	167	1,0	4,0	1,0	1,7
Vor Biofilter	MIN	611	774	461	529	58	39	0,0	5,0
	MAX	5189	5270	3861	5251	81	67	81	50
	MW	1224	1483	892	1175	66	49	22	32
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	488	598	452	532	32	39	0,1	6,2
	MAX	6755	4087	6057	4574	63	39	71	49
	MW	1038	1107	847	1073	44	39	22	34
Flüssiges Gärrestlager und Nachklärung	MIN	359	2490	49	3326	0,9	0,9	147	4,4
	MAX	3902	3985	180	5322	1,3	0,9	370	8,3
	MW	1431	3320	105	4435	1,1	0,9	250	6,6

5.2.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-6 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In Messphase II wurden durchschnittlich höhere Emissionsfaktoren bestimmt. Aus dem Betriebsablauf heraus konnten keine Unterschiede im Vergleich zu Messphase I festgestellt werden. Die erfassten Messwerte der Probenahmestelle Lagerung Feststoff Gärrest, Gärrestbunker liegen wesentlich unter denen der Messstelle vor Biofilter. Somit teilen sich die restlichen Emissionen, welche aus dem Biofilter auftreten, in die Bereiche Anlieferung, Aufbereitung und Separierung auf. Eine Erhöhung des Wertes für die Komponente Lachgas nach Biofilter, durch Abbau von Ammoniak im Biofilter, ist hier nicht zu erkennen.

Aus dem nicht gasdicht abgedeckten flüssigen Gärrestlager wurden in Messphase I Emissionen in Höhe von 56 gN₂O/Mg und in Messphase II Emissionen in Höhe von durchschnittlich 0,8 kgCH₄/Mg ermittelt. Die Beprobung der Rotte ergab in allen beiden Messphasen sehr hohe Emissionsfaktoren in Höhe von z.B. 8,7 und 12,9 kgCH₄/Mg Frischmasse.

Tabelle 5-6: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren VANV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Lagerung Feststoff Gärrest, Gärrestbunker	MIN	0,2	13,0	1,3	17	0,1	0,8	0,1	0,5
	MAX	8,1	67,9	2,2	85	0,2	1,5	0,2	0,5
	MW	2,3	38,2	1,7	48	0,2	1,1	0,2	0,5
Vor Biofilter	MIN	141	200	106	137	13	10	0,0	1,3
	MAX	1194	1362	889	1357	19	17	19	13
	MW	282	383	205	304	15	13	5,1	8,3
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	112	155	104	137	7	10	0,0	1,6
	MAX	1555	1056	1394	1182	15	10	16	13
	MW	239	286	195	277	10	10	5,0	8,7
Flüssiges Gärrestlager und Nachklärung	MIN	54	460	7	614	0,1	0,2	22	0,8
	MAX	585	736	27	983	0,2	0,2	56	1,5
	MW	215	613	16	819	0,2	0,2	38	1,2
Offene Rotte - Messwertangabe in Bezug auf verschiedene Nachrottezeitpunkte, Angabe in Wochen	2	-	-	765	-	6,8	-	3,9	-
	12	-	-	-	6497	-	49	-	11
	14	-	-	7055	-	36	-	25	-
	16	-	-	-	8254	-	56	-	17
	20	-	-	-	10108	-	64	-	28
	24	-	-	-	10976	-	70	-	41
	28	-	-	8166	-	52	-	44	-
	35	-	-	8721	12931	59	85	55	70

Die Mittel- und Endwerte (Rotte) der einzelnen Messphasen aus Tabelle 5-6 wurden in CO₂-eq. umgerechnet (Tabelle 5-7). Hier wird die Bedeutung der Emissionsquelle Rotte für die

Gesamtemissionssituation der Anlage besonders deutlich. Mit jeweils 235 und 345 kgCO₂-eq./Mg liegt sie wesentlich über den beiden anderen erfassten Emissionsquellen nach Biofilter und flüssiges Gärrestlager. Eine Optimierung der Betriebsabläufe hinsichtlich des Rotteverfahrens ist hier zu empfehlen. Mit Maßnahmen, wie in entsprechenden Richtlinien (VDI 3475_1 2003) vorgeschrieben, von z.B. einer gründlichen Aerobisierung der Gärreste und einer optimierten Belüftung der Miete würde eine Verbesserung der Emissionssituation erreicht werden. Zusätzlich lassen sich die Emissionen, hervorgerufen aus der Lagerung der flüssigen Gärreste, durch eine gasdichte Abdeckung minimieren. Auch die Verlängerung der Verweilzeit des Bioabfalls im Fermenter von jetzt 8 Tagen sollte hier geprüft werden um nicht nur die klimarelevanten Emissionen zu senken, sondern auch die Biogasproduktivität zu steigern.

Tabelle 5-7: Komponentenspezifische CO₂-eq. VANV 1 bezüglich der Mittelwerte und Endwerte (Rotte) aus Tabelle 5-6.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ eq/Mg]							
	CH ₄		NH ₃		N ₂ O		SUMME	
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten								
Lagerung Feststoff	0	1	0	0	0	0	0	1
Vor Biofilter	5	8	0	0	2	2	7	10
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen								
Nach Biofilter	5	7	0	0	1	3	6	10
Flüssiges Gärrestlager und Nachklärung	0	20	0	0	11	0	12	21
Offene Rotte	218	323	0	0	17	21	235	345

5.3 Nassvergärungsanlage VANV 2

5.3.1 Anlagenbeschreibung

Die Bioabfallbehandlungsanlage VANV 2 verarbeitet kommunale Bioabfälle, gewerbliche Speiseabfälle und Grünschnittabfälle. Die kommunalen Abfälle und gewerblichen Speiseabfälle werden in einer einstufigen Nassvergärungsanlage behandelt. Der separierte Gärrest wird mit Grünabfällen gemischt, um in einem Rotteprozess das Endprodukt Fertigkompost Rottegrad V zu gewinnen. Das in der Vergärungsstufe erzeugte Biogas wird in einem BHKW verstromt. Die dabei erzeugte Wärme wird zum einen intern genutzt und zum anderen in ein Nahwärmenetz eingespeist.

Die allgemeinen Behandlungsschritte des Bioabfalls sind im Fließschema Abbildung 5-7 dargestellt.

Die angelieferten Bio- und gewerblichen Speiseabfälle werden mittels Fahrzeugwaage erfasst und dann in einem Flachbunker bis zur Weiterbehandlung mit einer durchschnittlichen Lagerzeit von 24 h gelagert. Im Verfahrensschritt Aufbereitung wird der Bioabfall zerkleinert und durchgesiebt, dabei werden Metalle und andere Störstoffe abgeschieden. Das Material wird mit Prozesswasser zu einem pumpfähigen Substrat angemischt und durchläuft noch einen Sandabscheider. Dem stehend, kontinuierlich gerührten Fermenter ist eine Hydrolysestufe vorgeschaltet. Unter thermophilen Bedingungen, bei einer hygienisierenden Temperatur von 55 °C; verweilt das Substrat ca. 20 Tage in dem Fermenter. Dann wird der Gärrest abgezogen und über einen Dekanter entwässert. Die Flüssigphase wird in einem gasdicht abgedeckten Gärrestlager gelagert. Ein Teil wird als Prozesswasser verwendet, der Rest wird nachgeklärt und in das Abwassernetz eingeleitet. Die Festphase wird zwischengelagert und dann einem Rotteprozess unterzogen. Die als offen und unbelüftet aufgesetzte Tafelmiete besteht zu 90 % aus den separierten, festen Gärresten und zu 10 % aus den angelieferten Grünschnittabfällen. Die durchschnittliche Rottezeit beträgt ungefähr 20 Wochen, um einen Rottegrad V zu erreichen. Der Abgasstrom aus der Aufbereitungshalle und der Abgasstrom des flüssigen Gärrestlagers werden durch einen Luftbefeuchter und Flächenbiofilter von Geruchsstoffen befreit und gelangen dann in die Atmosphäre. Die entstehenden Abgase bei der Gärrestseparation, beim Rotteprozess und die Konfektionierung des Fertigkompostes werden nicht gefasst und gelangen somit unbehandelt als diffuse Emissionen in die Atmosphäre.

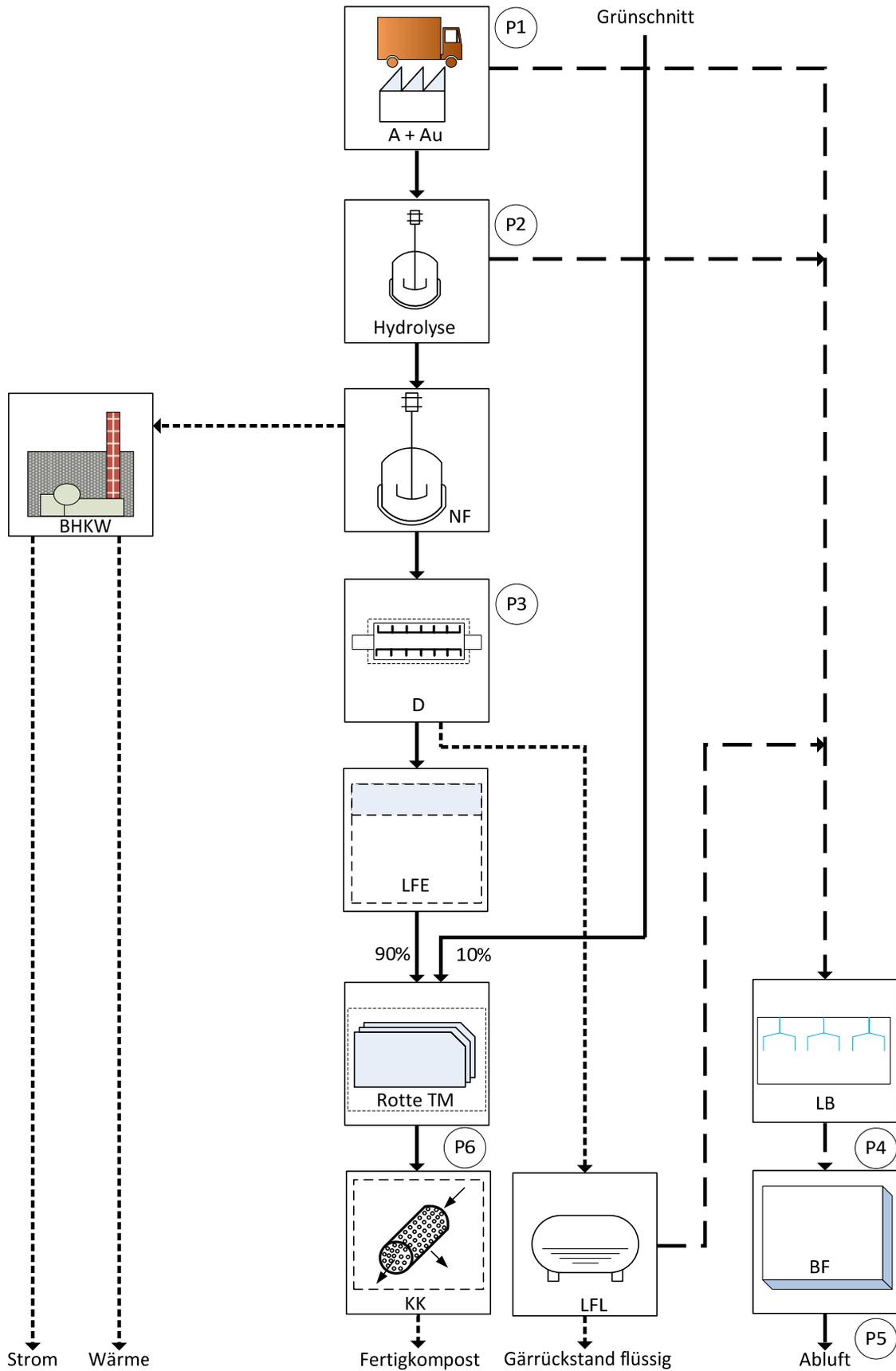


Abbildung 5-7: Fließschema der Nassvergärungsanlage VANV 2.

5.3.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Auf der Anlage wurden zwei Messkampagnen durchgeführt. Während der ersten Messphase im August 2010 waren kurzfristig größere Reparaturen durch einen Maschinenschaden an der Abluftanlage notwendig, so dass für die Messstellen P1 bis P5 nur Messergebnisse von der zweiten Messphase Januar 2011 vorliegen. Der messtechnische Versuch die diffusen Emissionen, hervorgerufen durch die Separation, zu erfassen scheiterte leider, so dass für die Probenahmestelle 3 keine repräsentativen Messwerte zur Verfügung stehen. Der Vollständigkeit halber ist die PNS in Tabelle 5-8 mit aufgeführt.

Tabelle 5-8: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VANV 2.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]	
			08/2010	01/2011
P1	Anlieferung und Aufbereitung	Gefasste Emissionsquelle die über den Biofilter geführt wird	-	21
P2	Hydrolyse	Gefasste Emissionsquelle die über den Biofilter geführt wird	-	2
P3	Dekanter, Gärrestentwässerung	Diffuse Emissionsquelle	-	2
P4	Vor Biofilter	Alle gefassten Emissionsquellen vor dem Biofilter	-	137
P5	Nach Biofilter	Alle gefassten Emissionsquellen nach der Behandlung durch den Biofilter	-	137
P6	Offene, unbelüftete Tafelmiete	Diffuse Emissionsquelle	72	168

In beiden Messwochen wurden die gleichen Mengen an Bioabfällen und Grünschnitt behandelt.

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Zwischenlager Gärrest Feststoff, Konfektionierung Kompost, Geöffnete Hallentore, Dekanter

Für die Emissionsmessungen zum Kompostierungsverfahren wurden je Messphase jeweils drei Abschnitte der Tafelmiete ausgewählt, die sich durch die jeweilige Rottezeit, d. h. Alter des Mietenabschnittes bzw. des Rottematerials, unterscheiden. In Messphase 08/2010 entsprachen die Messabschnitte einer Rottezeit nach 2,5, 15,5 und 20 Wochen. In Messphase 01/2011 wurden Rotteabschnitte entsprechend 3, 18 und 20 Wochen untersucht.

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-9) und sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-10) dargestellt.

Tabelle 5-9: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen ohne offene Rotte, VANV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Anlieferung und Aufbereitung	MIN	-	9	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	295	-	-	-	-	-	-
	MW	-	136	-	21	-	2,0	-	1,5
Hydrolyse	MIN	-	1371	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	1648	-	-	-	-	-	-
	MW	-	1566	-	1688	-	7,3	-	1,9
Vor Biofilter	MIN	-	26	-	26	-	2,0	-	0,3
	MAX	-	509	-	600	-	3,0	-	6,2
	MW	-	230	-	258	-	2,4	-	1,4
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	-	7	-	25	-	1,6	-	0,8
	MAX	-	479	-	580	-	2,0	-	6,5
	MW	-	199	-	248	-	1,8	-	1,8

Tabelle 5-10: Komponentenspezifische Massenströme ohne offene Rotte, VANV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]							
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O	
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II

Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind

Anlieferung und Aufbereitung	MIN	-	141	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	4490	-	-	-	-	-	-
	MW	-	2073	-	318	-	31	-	22
Hydrolyse	MIN	-	2056	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	2472	-	-	-	-	-	-
	MW	-	2350	-	2532	-	11	-	2,8
Vor Biofilter	MIN	-	408	-	397	-	31	-	4,6
	MAX	-	7888	-	9292	-	47	-	97
	MW	-	3566	-	3993	-	36	-	22

Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen

Nach Biofilter	MIN	-	113	-	390	-	25	-	12
	MAX	-	7423	-	8990	-	31	-	101
	MW	-	3091	-	3844	-	28	-	28

5.3.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-11 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-12 wurden aus den Mittelwerten der Tabelle 5-11 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Tabelle 5-11: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VANV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Anlieferung und Aufbereitung	MIN	-	59	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	1868	-	-	-	-	-	-
	MW	-	862	-	132	-	13	-	9,2
Hydrolyse	MIN	-	855	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	1028	-	-	-	-	-	-
	MW	-	977	-	1053	-	4,6	-	1,2
Vor Biofilter	MIN	-	170	-	165	-	13	-	1,9
	MAX	-	3281	-	3866	-	19	-	40,3
	MW	-	1483	-	1661	-	15	-	9,2
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	-	47	-	162	-	10	-	4,9
	MAX	-	3088	-	3740	-	13	-	41,9
	MW	-	1286	-	1599	-	12	-	11,6
Offen Rotte - Messwertangabe in Bezug auf verschiedene Nachrottezeitpunkte, Angabe in Wochen	2,5	-	-	679	-	5,4	-	5,6	-
	3	-	-	-	504	-	7	-	2,7
	15,5	-	-	2262	-	23	-	30	-
	18	-	-	-	1800	-	29	-	18
	20	-	-	2736	1961	28	32	38	20

Die gefassten Emissionsquellen Anlieferung und Aufbereitung und Hydrolyse sind für ca. 75 % der aus dem Biofilter austretenden Emissionen verantwortlich. Die verbleibenden 25 % scheinen von der messtechnisch nicht erfassten Lagerung des Gärrückstandes flüssig herzurühren. Betrachtet man den Messwert Lachgas vor und nach Biofilter, so ist eine Erhöhung der Lachgasemission nach Biofilter um 3 kgCO₂-eq./Mg zu verzeichnen. Um die klimarelevanten Emissionen nach Biofilter zu senken, wäre zu prüfen, ob die Abluftströme aus der Hydrolysestufe und dem flüssigen Gärrückstandslager mit in den Biogasstrang zum BHKW geleitet werden könnten. Zudem kann die Nachrüstung eines sauren Wäschers vor dem Biofilter die Lachgasbildung im Biofilter verhindern. Die ermittelten Emissionsfaktoren aus dem der Vergärungsstufe nachgeschaltetem Rotteprozess betragen in der ersten Messphase 80 kg CO₂-eq./Mg und in der zweiten Messphase 55 kg CO₂-eq./Mg. Den größten Anteil bilden die Methanemissionen. Eine gründliche Aerobisierung der festen Gärrückstände könnte auch hier das Treibhausgaspotenzial des offenen Rotteverfahrens senken. Zu prüfen ist ebenso eine Verlängerung der Verweilzeit auf die maximale mögliche verfahrenstechnische Grenze, da das festgestellte relative Restgaspotenzial des festen Gärrückstandes mit 19 % recht hoch ist (vgl. Abschnitt 5.14.4).

Tabelle 5-12: Komponentenspezifische CO₂-eq. VANV 2 bezüglich der Mittelwerte und Endwerte (Rotte) aus Tabelle 5-11.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kg CO ₂ eq/Mg]							
	CH ₄		NH ₃		N ₂ O		Summe	
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten								
Anlieferung, Aufbereitung	-	3	-	0	-	3	-	6
Hydrolyse	-	26	-	0	-	0	-	27
Vor Biofilter	-	42	-	0	-	3	-	44
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen								
Nach Biofilter	-	40	-	0	-	3	-	43
Offene Rotte	68	49	0	0	11	6	80	55

5.4 Nassvergärungsanlage VANV 3

5.4.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VANV 3 werden kommunale Bioabfälle verwertet. Die Behandlung der Abfälle erfolgt durch ein Nassvergärungsverfahren. Der separierte Feststoff wird als Gärprodukt fest vermarktet. Das produzierte Biogas wird in einem BHKW verstromt. Die dabei entstehende Wärmeenergie wird als Prozesswärme für den Behandlungsprozess des Bioabfalls genutzt. Die allgemeinen Behandlungsschritte des Bioabfalls sind im Fließschema Abbildung 5-8 dargestellt.

Die durch eine Fahrzeugwaage erfassten Bioabfälle werden in einem Flachbunker abgegeben. Mit den ersten Schritten der Aufbereitung wird das Material über Bänder auseinandergezogen, eisenhaltige Metalle werden durch einen Magnetabscheider ausgeschleust, danach erfolgt eine Aussiebung grober Teile und Störstoffe. Diese werden als Strukturmaterial in eine Kompostierungsanlage außerhalb dieser Bioabfallbehandlungsanlage transportiert. Die so vorsortierten Stoffe werden auf ein Mindestmaß zerkleinert und einem Maischungs- und Hygienisierungsprozess unterzogen. Während des Anmischens mit heißem Prozesswasser wird der Bioabfall nochmals zerkleinert und homogenisiert. Für mindestens eine Stunde wird das Substrat bei Temperaturen größer 70 °C hygienisiert. Bevor das Substrat der Vergärungsstufe zugeführt wird, werden nicht aufgelöste Stoffe und Sand abgeschieden. Die anaerobe Behandlung des Bioabfalls erfolgt in dem Fermenter unter mesophilen Bedingungen mit einer hydraulischen Verweilzeit von 17 Tagen. Zur optimalen Durchmischung des Fermenterinhaltens wird ein Teil des Biogases benutzt. Dazu wird das Biogas durch Gaslanzen in den Fermenter zurückgepresst. Der Gärrest wird durch eine Zentrifuge in Fest- und Flüssigphase getrennt. Die Flüssigphase dient größtenteils als Prozesswasser, ein geringer Anteil wird nach einer Abwasseraufbereitung nach dem Sequencing Batch Reactor-Verfahren (SBR-Verfahren) an das Klärwerk abgegeben. Der separierte feste Anteil steht als stabiles Düngemittel zur Verfügung. Die Lagerung erfolgt in Form überdachter Mieten. Der Bereich der Anlieferung und Aufbereitung bis zu dem Verfahrensschritt Gärrestaustrag Fermenter sind eingehauste Systeme, deren Abgase über zwei Biofilter geleitet werden. Die Behandlung des Materials nach der Vergärungsstufe erfolgt in nicht geschlossenen bzw. gekapselten Systemen und gehört damit zu den diffusen Emissionen der Anlage.

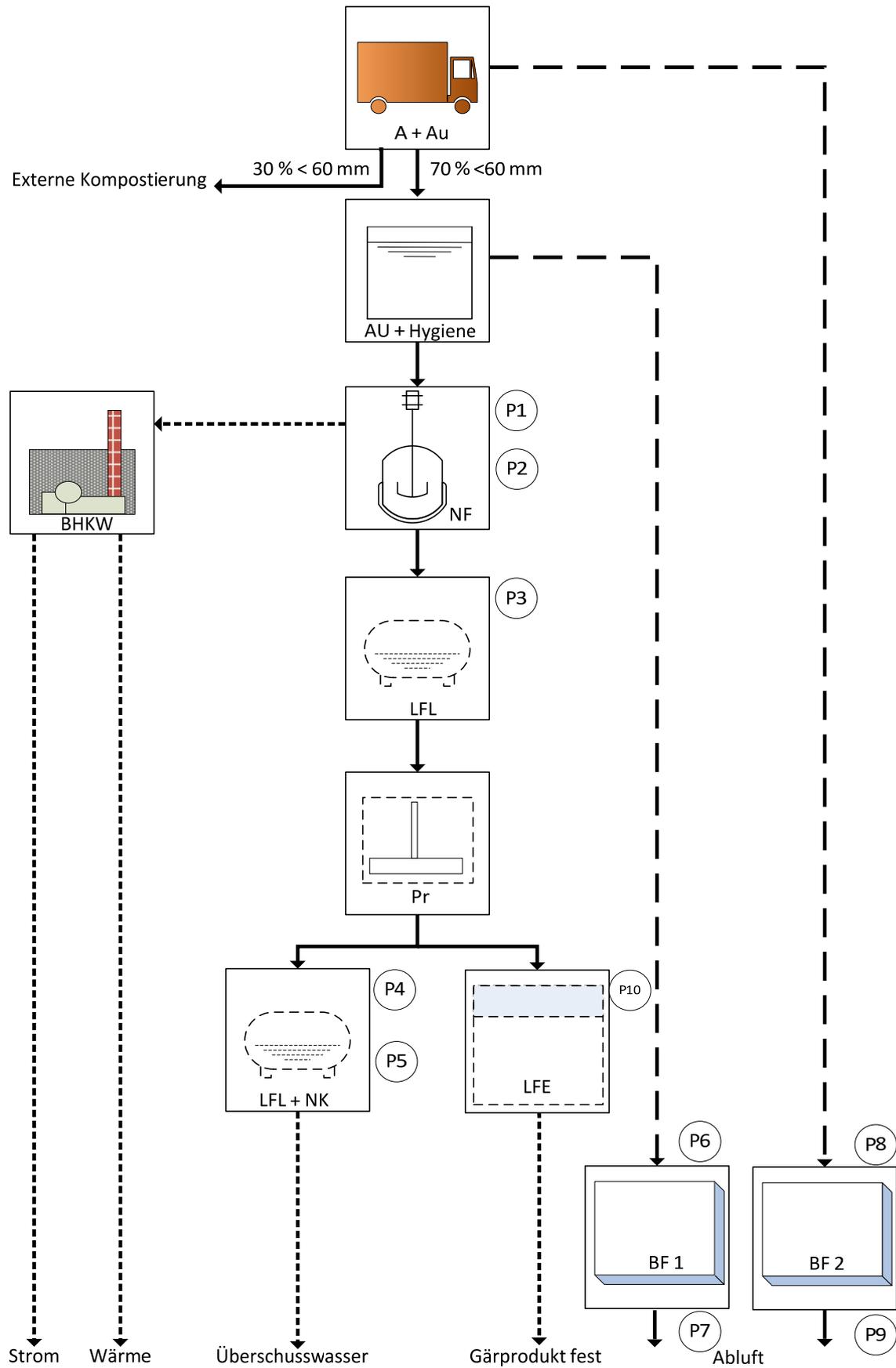


Abbildung 5-8: Fließschema der Nassvergärungsanlage VANV 3.

5.4.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Auf der Anlage wurden in einer Messkampagne im September 2011 Emissionsmessungen durchgeführt. Die Anlage wurde nach Angabe gewitra bestimmungsgemäß betrieben.

Tabelle 5-13: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VANV 3.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]	
			09/2011	-
P1	Fermenter Überlaufrinne	Diffuse Emissionsquelle	2,5	-
P2	Fermenter Flotation mit Biofilter	Diffuse Emissionsquelle	17,7	-
P3	Gärrestlager vor Separierung	Diffuse Emissionsquelle	0,4	-
P4	Abwasserbehandlung SBR Flotation	Diffuse Emissionsquelle	0,1	-
P5	Abwasserbehandlung SBR Behälter Mitte	Diffuse Emissionsquelle	2,2	-
P6	Vor Biofilter 1	Gefassten Emissionen der Homogenisierung und Hygienisierung der Eingangsstoffe vor dem Biofilter 1	23	-
P7	Nach Biofilter 1	Gefassten Emissionen der Homogenisierung und Hygienisierung der Eingangsstoffe nach der Behandlung durch Biofilter 1	23	-
P8	Vor Biofilter 2	Gefassten Emissionen der Anlieferung und groben Aufbereitung vor dem Biofilter 2	25	-
P9	Nach Biofilter 2	Gefassten Emissionen der Anlieferung und groben Aufbereitung nach der Behandlung durch Biofilter 2	25	-
P10	Lager Gärprodukt fest/ Fertigkompost	Diffuse Emissionsquelle	96	-

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Entwässerung Gärrest – Zentrifuge, Geöffnete Hallentore

Für die Emissionsmessungen auf der Lagerstätte Gärprodukt fest wurden in der Messphase drei Abschnitte der Tafelmiete ausgewählt, die sich durch die jeweilige Rottezeit, d. h. Alter des

Mietenabschnittes bzw. des Rottematerials, unterscheiden. Die Messabschnitte entsprachen einer Rottezeit von 0,5, 4 und 6 Wochen.

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-14) und sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-15) dargestellt.

Tabelle 5-14: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen ohne Lager Gärprodukt fest, VANV 3.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]				
		Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind					
Vor Biofilter 1	MIN	12	7,7	2,0	1,3
	MAX	129	18	2,0	4,8
	MW	48	12	2,0	2,5
Vor Biofilter 2	MIN	8,2	9,5	2,1	0,3
	MAX	79	24	2,1	13
	MW	42	15	2,1	3,4
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 1	MIN	6,2	6,4	2,0	1,2
	MAX	84	16	2,0	4,8
	MW	21	9,3	2,0	2,5
Nach Biofilter 2	MIN	4,2	5,3	2,0	0,2
	MAX	12	16	2,0	11
	MW	8,1	10	2,0	2,9
Fermenter Überlaufrinne	MIN	787	1265	-	1,3
	MAX	1569	1757	-	2,4
	MW	1327	1500	-	1,7
Fermenter Flotation mit Biofilter	MIN	3664	2,79	-	0,8
	MAX	9619	7521	-	7,5
	MW	6641	3762	-	4,2
Gärrestlager vor Separierung	MIN	-	6,4	-	0,6
	MAX	-	8,8	-	1,2

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]			
		Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O
Abwasserbehandlung SBR Flotation	MW	-	7,4	-	0,8
	MIN	-	4,5	-	1,2
	MAX	-	6,0	-	8,5
Abwasserbehandlung SBR Behälter Mitte	MW	-	5,1	-	4,1
	MIN	-	6,6	-	5,8
	MAX	-	165	-	50
	MW	-	35	-	30
	MIN	-	6,6	-	5,8
	MAX	-	165	-	50

Tabelle 5-15: Komponentenspezifische Massenströme ohne Lager Gärprodukt fest, VANV 3.

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Massenströme [g/h]			
		Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O

Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind

Vor Biofilter 1	MIN	163	106	28,0	17
	MAX	1781	247	28,0	67
	MW	660	171	28,0	34
Vor Biofilter 2	MIN	103	120	27	3,5
	MAX	996	304	27	164
	MW	530	185	27	43

Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen

Nach Biofilter 1	MIN	86	89	28	17
	MAX	1160	217	28	67
	MW	285	129	28	34
Nach Biofilter 2	MIN	52	67	26	3,0
	MAX	157	206	26	142
	MW	102	131	26	37

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Massenströme [g/h]			
		Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O
Fermenter Überlaufrinne	MIN	114	183	-	0,2
	MAX	228	255	-	0,4
	MW	192	218	-	0,3
Fermenter Flotation mit Biofilter	MIN	256	0,2	-	0,1
	MAX	673	526	-	0,5
	MW	465	263	-	0,3
Gärrestlager vor Separierung	MIN	-	0,0	-	0,0
	MAX	-	0,0	-	0,0
	MW	-	0,0	-	0,0
Abwasserbehandlung SBR Flotation	MIN	-	0,0	-	0,0
	MAX	-	0,0	-	0,0
	MW	-	0,0	-	0,0
Abwasserbehandlung SBR Behälter Mitte	MIN	-	0,0	-	0,0
	MAX	-	0,2	-	0,1
	MW	-	0,0	-	0,0

5.4.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-16 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-17 wurden aus den Mittelwerten der Tabelle 5-16 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Tabelle 5-16: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VANV 3.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]				
	Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind					
Vor Biofilter 1	MIN	34	22	5,8	3,6
	MAX	372	52	5,8	14
	MW	138	36	5,8	7,1
Vor Biofilter 2	MIN	14	17	3,8	0,5
	MAX	139	43	3,8	23
	MW	74	26	3,8	6,0
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 1	MIN	18	19	5,8	4
	MAX	242	45	5,8	14
	MW	60	27	5,8	7
Nach Biofilter 2	MIN	7,3	9,3	3,6	0
	MAX	22	29	3,6	20
	MW	14	18	3,6	5
Fermenter Überlaufrinne	MIN	24	38	-	0,0
	MAX	48	53	-	0,1
	MW	40	45	-	0,1
Fermenter Flotation mit Biofilter	MIN	54	0,0	-	0,0
	MAX	141	110	-	0,1
	MW	97	55	-	0,1
Gärrestlager vor	MIN	-	0,0	-	0,0

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]			
		Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O
Separierung	MAX	-	0,0	-	0,0
	MW	-	0,0	-	0,0
Abwasserbehandlung SBR Flotation	MIN	-	0,0	-	0,0
	MAX	-	0,0	-	0,0
	MW	-	0,0	-	0,0
Abwasserbehandlung SBR Behälter Mitte	MIN	-	0,0	-	0,0
	MAX	-	0,0	-	0,0
	MW	-	0,0	-	0,0
Lager Gärprodukt fest - Messwertangabe in Bezug auf verschiedene Lagerzeiten, Angabe in Wochen	0,5	-	117	1,8	3,2
	4	-	134	9	16
	6	-	149	13	19

Aus den Bereichen Anlieferung, Aufbereitung und Hygienisierung, deren Abluft über die Biofilter eins und zwei geführt wird, wurden geringe treibhausgasrelevante Emissionen von jeweils drei und zwei kgCO₂-eq./Mg verzeichnet. Auch an den diffusen Emissionsquellen P1 bis P5 wurden keine Emissionen in relevanter Größenordnung festgestellt. Bei der Lagerung der festen Gärprodukte erreichte der komponentenspezifische Emissionsfaktor für Lachgas einen Wert von rund 6 kgCO₂-eq./Mg und der von Methan betrug lediglich 4 kgCO₂-eq./Mg, so dass hier ein komponentenspezifischer Gesamtemissionsfaktor von rund 10 kgCO₂-eq./Mg bestimmt wurde. Anhand der Messergebnisse ist die Anlage unter dem Gesichtspunkt der klimarelevanten Emissionen als sehr gut einzustufen.

Tabelle 5-17: Komponentenspezifische CO₂-eq. VANV 3 bezüglich der Mittelwerte und Endwerte (Lager Gärprodukt fest) aus Tabelle 5-16.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten in kgCO ₂ -eq/Mg			
	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	Summe
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten				
Vor Biofilter 1	1	0	2	3
Vor Biofilter 2	1	0	2	3
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen				
Nach Biofilter 1	1	0	2	3
Nach Biofilter 2	0	0	2	2
Fermenter Überlaufrinne	1	-	0	1
Fermenter Flotation mit Biofilter	1	-	0	1
Gärrestlager vor Separierung	0	-	0	0
Abwasserbehandlung SBR Flotation	0	-	0	0
Abwasserbehandlung SBR Behälter Mitte	0	-	0	0
Lager Gärprodukt fest	4	0	6	10

5.5 Nassvergärungsanlage VANV 4

5.5.1 Anlagenbeschreibung

Die Bioabfallbehandlungsanlage VANV 4 verarbeitet Schlämme aus der betrieblichen Abwasserbehandlung, gewerbliche Speiseabfälle, überlagerte Lebensmittel, Gülle sowie Material der Kategorie 3 (Artikel 10 EG Nr.1069/2009³). Die Abfälle werden mit einem Nassvergärungsverfahren behandelt. Der flüssige Gärrest findet als Düngemittel in der Landwirtschaft Verwendung. Die Verstromung des produzierten Biogases erfolgt in BHKW's. Ein großer Teil der erzeugten Wärmeenergie wird auf der Anlage als Prozesswärme genutzt.

Die allgemeinen Behandlungsschritte des Bioabfalls sind im Fließschema Abbildung 5-9 dargestellt.

Die Menge der angelieferten Bioabfälle werden per Fahrzeugwaage oder Behälterwaage erfasst und in einem Tiefbunker abgeladen. Flüssige und pumpfähige Materialien werden gleich in eine Anmischgrube transportiert. Mit einer an einem Laufkatzenkran befindlichen Schaufel werden die Bioabfälle in eine Zerkleinerungseinheit befördert. Vor dem Anmischen werden die durch Siebung erfassten Störstoffe abgeschieden. Danach erfolgt eine einstündige Hygienisierung bei einer Temperatur von mindestens 70 °C. Die bei der Hygienisierung entstehende Gasphase ist mit in die Biogasleitung zu dem BHKW eingebunden. Die Nassfermentation erfolgt in zwei Stufen. Dem Hauptfermenter ist eine nicht gasdicht abgedeckte Hydrolysestufe vorgeschaltet. Bei mesophilen Temperaturen von 37 °C bis 40 °C findet die anaerobe Behandlung mit einer hydraulischen Verweilzeit von ca. 25 Tagen im Hauptfermenter statt. Der schon ziemlich trockensubstanzarme Gärrest wird mittels Schneckenpresse separiert. Für den flüssigen Gärrest, der als landwirtschaftlicher Dünger dient, stehen drei in Reihe geschaltete Gärrestlager zur Verfügung. Die im Vergleich zur Flüssigphase übrigbleibenden geringen Mengen an Feststoffen werden auf der Anlage zwischengelagert, bis diese zu einer externen Kompostierung transportiert werden. Die Abluft der Hallen, in denen die Anlieferung und Aufbereitung erfolgt, wird über einen Luftbefeuchter und Flächenbiofilter geführt, bevor sie an die Atmosphäre abgegeben wird. Die Abgase der Verfahrensstufen Separierung der Gärreste, das erste flüssige Gärrestlager und die Lagerung der separierten Feststoffe werden über einen geschlossenen Biofilter geleitet. Die Anmischgrube im Bereich Bioabfallaufbereitung, die nicht gasdicht verschlossene Hydrolysestufe, das nicht gasdicht abgedeckte zweite Gärrestlager und das offene dritte Gärrestlager bilden diffuse Emissionsquellen der Anlage.

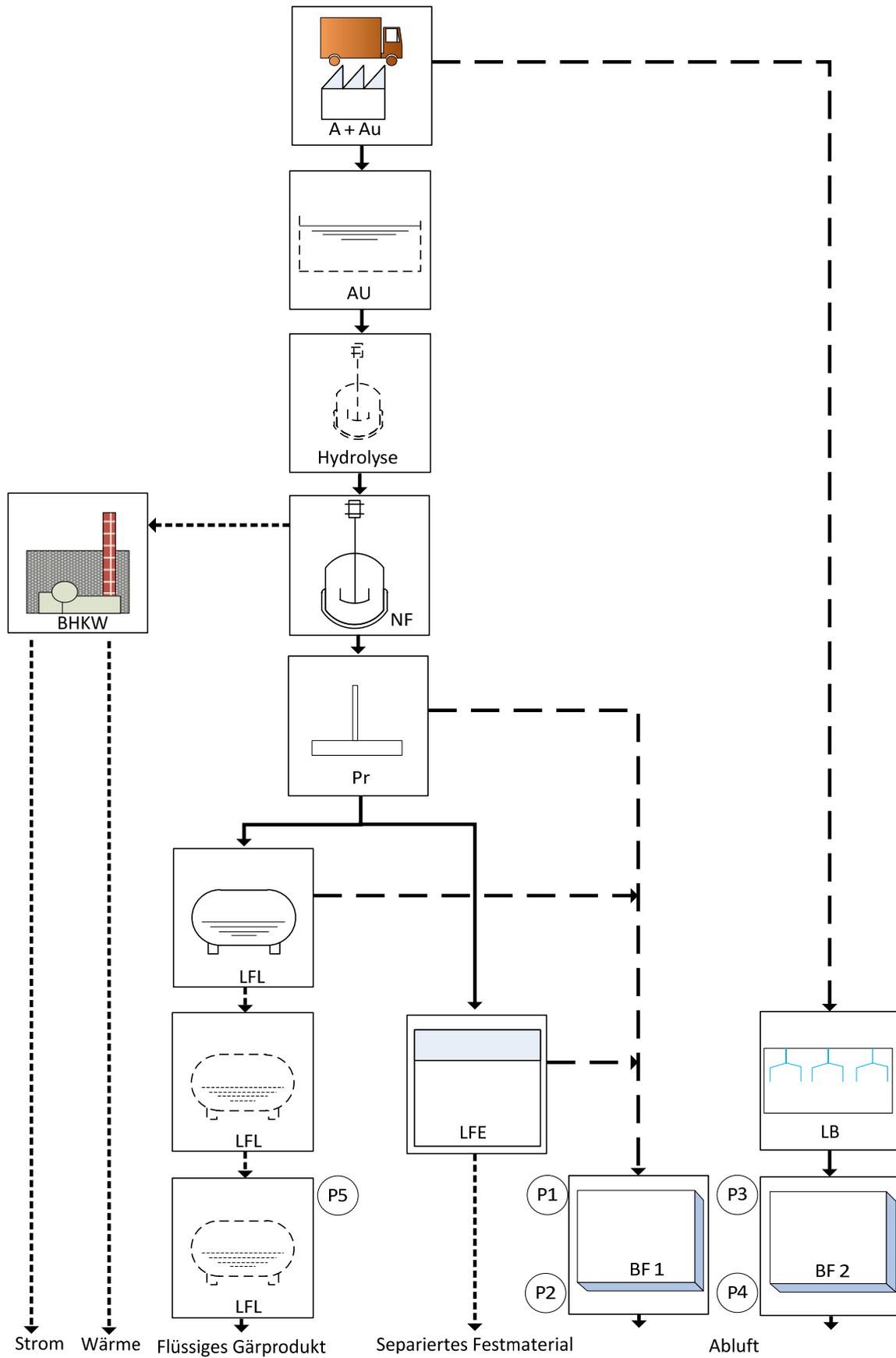


Abbildung 5-9: Fließschema der Nassvergärungsanlage VANV 4.

5.5.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Emissionsmessungen wurden auf dieser Anlage im Zeitraum Oktober 2011 durchgeführt. Während der kontinuierlichen Dauermessung am Biofilter 1 und Biofilter 2 kam es auf der Anlage zu einer kurzfristigen Stromabschaltung. Dadurch war die Messwertaufnahme für etwas mehr als einen Tag unterbrochen, ansonsten wurde die Anlage nach Angabe gewitra bestimmungsgemäß betrieben.

Tabelle 5-18: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VANV 4.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]	
			10/2011	-
P1	Vor Biofilter 1	Gefassten Emissionen der Gärrestaufbereitung vor dem Biofilter 1	120	-
P2	Nach Biofilter 1	Gefassten Emissionen der Gärrestaufbereitung nach der Behandlung durch Biofilter 1	120	-
P3	Vor Biofilter 2	Gefassten Emissionen der Anlieferung und Aufbereitung vor dem Biofilter 2	120	-
P4	Nach Biofilter 2	Gefassten Emissionen der Anlieferung und Aufbereitung nach der Behandlung durch Biofilter 2	120	-
P5	Gärrestlager 3 Gärprodukt flüssig	Diffuse Emissionsquelle	2	-

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Anmischgrube, Hydrolysebehälter, Flüssiges Gärrestlager Nr.2, Geöffnete Hallentore

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-19) und sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-20) dargestellt.

Tabelle 5-19: Komponentenspezifische Massenkonzentration, VANV 4.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]				
	Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind					
Vor Biofilter 1	MIN	199	253	41	2
	MAX	315	400	52	2
	MW	275	349	47	2
Vor Biofilter 2	MIN	55	65	2,7	0,7
	MAX	276	337	3,1	5,5
	MW	138	170	2,9	3,4
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 1	MIN	222	296	40	5
	MAX	298	398	43	7
	MW	265	354	42	6
Nach Biofilter 2	MIN	43	53	0,6	0,9
	MAX	287	358	0,7	5,9
	MW	125	163	0,7	3,8
Gärrestlager 3, Gärprodukt flüssig	MIN	-	-	-	-
	MAX	-	-	-	-
	MW	-	-	-	-

Tabelle 5-20: Komponentenspezifische Massenströme, VANV 4.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]				
	Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind					
Vor Biofilter 1	MIN	658	835	136	6
	MAX	1040	1320	171	8
	MW	909	1153	154	7
Vor Biofilter 2	MIN	393	463	18,9	5,2
	MAX	1960	2396	22,1	39,1
	MW	983	1209	20,5	24,0
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 1	MIN	732	976	133	15
	MAX	984	1313	143	24
	MW	875	1167	138	20
Nach Biofilter 2	MIN	303	379	4,2	6,2
	MAX	2039	2543	5,2	42,2
	MW	889	1159	4,7	26,8
Gärrestlager 3, Gärprodukt flüssig	MIN	-	2320	-	0,7
	MAX	-	9928	-	55,7
	MW	-	4655	-	15,9

5.5.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-21 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-22 wurden aus den Mittelwerten der Tabelle 5-21 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Tabelle 5-21: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VANV 4.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]				
	Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind					
Vor Biofilter 1	MIN	92	117	19	0,8
	MAX	146	185	24	1,1
	MW	127	161	22	0,9
Vor Biofilter 2	MIN	55	65	2,6	0,7
	MAX	274	335	3,1	5,5
	MW	138	169	2,9	3,4
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 1	MIN	102	137	19	2,1
	MAX	138	184	20	3,4
	MW	122	163	19	2,7
Nach Biofilter 2	MIN	42	53	0,6	0,9
	MAX	286	356	0,7	5,9
	MW	125	162	0,7	3,8
Gärrestlager 3, Gärprodukt flüssig	MIN	-	325	-	0,1
	MAX	-	1390	-	7,8
	MW	-	652	-	2,2

Nach dem Biofilter 1 (Separierung, Lagerung separiertes Festmaterial und Lager 1 Gärprodukt flüssig) und dem Biofilter 2 (Anlieferung und Aufbereitung) wurden komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Höhe von je fünf kgCO₂-eq./Mg bestimmt. Aus dem Vergleich der Messwerte für Lachgas vor und nach Biofilter 1 wurde eine Erhöhung der Lachgasemission um ein kg CO₂-eq./Mg festgestellt. Ein saurer Wäscher ist beiden Biofiltern nicht vorgeschaltet. Auf dem Gärrestlager 3, einem großen

Erdbecken (110 m x 70 m) wurden klimarelevante Emissionen in Höhe von 17 kgCO₂-eq./Mg erfasst. Eine gasdichte Abdeckung dieses Erdbeckens ist technisch und wirtschaftlich nicht sinnvoll.

Da es technisch nicht möglich war die diffusen Emissionsquellen Anmischgrube, Hydrolysebehälter und Gärrestlager Nr. 2 zu beproben, sind keine qualitativ, quantitativen Aussagen zu diesen möglich. Da aber besonders bei der Hydrolysestufe von einer biogasähnlichen Gaszusammensetzung auszugehen ist, wird eine gasdichte Abdeckung ggf. mit Einbindung in die Biogasleitung empfohlen. Auch bei dem Gärrestlager 2 ist eine gasdichte Abdeckung sinnvoll.

Tabelle 5-22: Komponentenspezifische CO₂-eq. VANV 4 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-21.

PNS	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ -eq./Mg]			
	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	Summe
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten				
Vor Biofilter 1	4	0	0	4
Vor Biofilter 2	4	0	1	5
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen				
Nach Biofilter 1	4	0	1	5
Nach Biofilter 2	4	0	1	5
Gärrestlager 3 flüssig	Gärprodukt 16	-	1	17

5.6 Trockenvergärungsanlage VATV 1

5.6.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VATV 1 werden kommunale Bioabfälle und gewerbliche Speiseabfälle verwertet. Der gesamte Bioabfall wird in einer Trockenvergärungsanlage behandelt. Nach dem Vergärungsprozess wird der Gärrest in Fest- und Flüssigphase getrennt und als Gärprodukte weiterverwertet. Das produzierte Biogas wird in BHKW's verstromt, die Abwärme wird intern genutzt. In der Abbildung 5-10 sind die allgemeinen Verfahrensschritte dargestellt.

Die angelieferten Mengen Bioabfall werden durch eine Fahrzeugwaage erfasst. Bevor diese dem Pflropfenstromfermenter zugeführt werden, erfolgt die Aufbereitung. Das Material wird in einer Mühle zerkleinert, Störstoffe werden über ein Bandsystem, eine Siebtrommel und einen Magnetabscheider entfernt. Der Bioabfall wird dann mit Gärrest und Prozesswasser vermischt und kontinuierlich dem Fermenter zugeführt. Bei einer minimalen Verweilzeit von 25 Tagen entsteht unter thermophilen Bedingungen Biogas. Die thermophile Fahrweise dient zugleich der Hygienisierung der Bioabfälle. Mit Hilfe einer Siebschnecken- oder Siebbandpresse wird der Gärrest in Flüssig- und Festphase getrennt. Das Flüssige Gärprodukt wird in einem gasdichten Lager, dessen Abgase zum BHKW geleitet werden, bis zur Vermarktung gelagert. Die Feststoffe sind in einem offenen, überdachten Lager bis zur Abgabe als Gärprodukt fest, untergebracht. Die Verwertung der Bioabfälle erfolgt in Hallen, welche an einem Abluftsystem angeschlossen sind. Die Abgase werden über einen sauren Wäscher und einen nachgeschalteten Biofilter geführt, ehe sie in die Atmosphäre gelangen. Die Lagerung der festen Gärreste wird nicht im gekapselten Abgasstrom erfasst und ist den diffusen Emissionen der Anlage zuzuordnen.

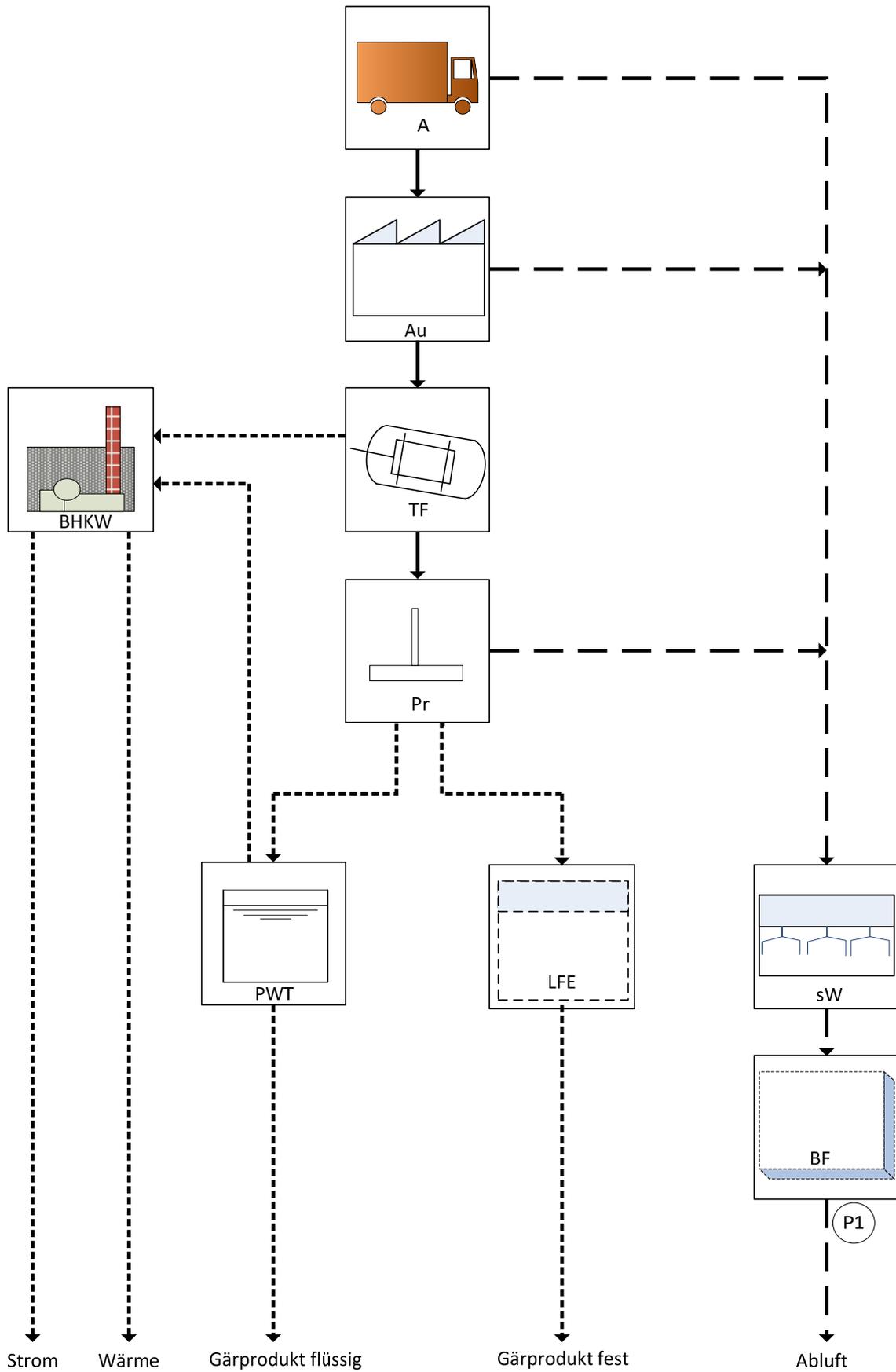


Abbildung 5-10: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 1.

5.6.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Für diese Anlage steht eine zusätzliche Messwertaufnahme aus dem Zeitraum November 2009 zur Verfügung. Im Rahmen des Projektes wurden weitere Emissionsmessungen im Zeitraum September 2010 und Februar 2011 durchgeführt.

Ab der Messphase 2010/2011 wurde die Abluft des Gärrestlagers nicht mehr über den Biofilter geleitet sondern in den Biogasstrom zum BHKW eingebunden.

Je Messphase wurden Emissionsmessungen nach dem Biofilter durchgeführt. Es konnten keine Messungen zur Komponente Ammoniak durchgeführt werden.

Tabelle 5-23: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VATV 1.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]		
			11/2009	-09/2010	02/2011
P1	Nach Biofilter	Gefassten Emissionen der Anlage nach der Behandlung durch den Biofilter	168	24	168

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Lagerung Gärprodukt Feststoff, Geöffnete Hallentore

Im Vergleich zu Messphase 09/2010 wurden während der Messphase 11/2010 rund 10 % weniger Bioabfälle verarbeitet. In Messphase 02/2011 wurden wiederum 20 % weniger Bioabfälle im Vergleich zu Messphase 09/2010 behandelt. Die Anlage wurde bestimmungsgemäß betrieben.

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-24) und sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-25) dargestellt.

Tabelle 5-24: Komponentenspezifische Massenkonzentration VATV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]				
		Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 11/2009	MIN	74	-	-	-
	MAX	281	-	-	-
	MW	157	-	-	-
Nach Biofilter 09/2010	MIN	-	-	-	-
	MAX	-	-	-	-
	MW	168	183	-	2,5
Nach Biofilter 02/2011	MIN	17	39	-	1,1
	MAX	188	80	-	2,3
	MW	79	58	-	1,6

Tabelle 5-25: Komponentenspezifische Massenströme, VATV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]				
		Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 11/2009	MIN	1760	-	-	-
	MAX	6630	-	-	-
	MW	3717	-	-	-
Nach Biofilter 09/2010	MIN	-	-	-	-
	MAX	-	-	-	-
	MW	3975	4337	-	59
Nach Biofilter 02/2011	MIN	399	932	-	26
	MAX	4439	1893	-	54
	MW	1876	1377	-	37

5.6.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-26 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-25 wurden aus den Mittelwerten der Tabelle 5-26 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Tabelle 5-26: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VATV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]				
	Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 11/2009	MIN	399	-	-	-
	MAX	1505	-	-	-
	MW	844	-	-	-
Nach Biofilter 09/2010	MIN	-	-	-	-
	MAX	-	-	-	-
	MW	824	899	-	12
Nach Biofilter 02/2011	MIN	103	241	-	6,7
	MAX	1147	489	-	14
	MW	485	356	-	10

In der letzten Messphase 02/2011 wurden wesentlich geringere Mengen an Gesamtkohlenstoff im Vergleich zu den vorherigen Messphasen detektiert. Der komponentenspezifische Emissionsfaktor für Methan verringerte sich von Messphase 09/10 mit 22 kgCO₂-eq./Mg auf 9 kgCO₂-eq./Mg in Messphase 02/11. Ein Grund kann hier die optimierende Maßnahme des Einbindens von dem gasdicht abgedeckten flüssigen Gärrestlagers in die Biogasleitung gewesen sein. In der Anlage ist ein saurer Wäscher vor dem Biofilter installiert. Da die Komponente Ammoniak nicht erfasst wurde, kann hier keine Aussage zur Wirksamkeit getroffen werden. In Messphase 09/2010 wurden durchschnittlich 12 gN₂O/Mg und in Messphase 02/2011 10 gN₂O/Mg ermittelt.

-

Tabelle 5-27: Komponentenspezifische CO₂-eq. VATV 1 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-26.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten in kgCO ₂ -eq./Mg			
	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	Summe
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen				
Nach Biofilter 11/2009	-	-	-	-
Nach Biofilter 09/2010	22	-	4	26
Nach Biofilter 02/2011	9	-	3	12

5.7 Trockenvergärungsanlage VATV 2

5.7.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VATV 2 werden weitestgehend kommunale Bioabfälle und ein geringer Anteil an Grünabfällen verwertet. Die durch die Aufbereitung ausgeschleusten groben Bioabfälle werden als Strukturmaterial einer externen Kompostierungsanlage zugeführt. Das im Vergärungsprozess entstehende Biogas wird verstromt und die Abwärme wird ausschließlich für die interne Bioabfallbehandlung genutzt.

In der Abbildung 5-11 sind die allgemeinen Verfahrensschritte dargestellt.

Alle Bioabfälle werden über eine Fahrzeugwaage erfasst und in einer Annahmehalle gelagert. Mit einem Radlader werden die Abfälle einem Zerkleinerungsaggregat zugeführt. Über ein Bandsystem werden die zerkleinerten Materialien zur Störstoffabscheidung durch eine Siebtrommel und einen Magnetabscheider geschleust. Danach erfolgen die Vermischung mit frischem Gärrest und die Beschickung des Pfpfenstromfermenters. Während einer Verweilzeit von drei Wochen, bei einer thermophilen Temperatur von 55 °C, wird der vorbehandelte Bioabfall anaerob behandelt. Der nicht dem frischem Bioabfall beigemischte Gärrest wird in einem Trockentunnel weiterbehandelt. Nachdem der gewünschte Trocknungsgrad erreicht und das Rottematerial biologisch stabil ist, wird das so behandelte Gärprodukt fest in einem geschlossenen Feststofflager aufbewahrt.

Da im ordnungsgemäßen Betriebszustand alle Behandlungsschritte der Bioabfallverwertung in geschlossenen Hallen ablaufen, werden die entstehenden Abgase abgesaugt und über einen sauren Wäscher und Biofilter geführt, bevor sie in die Atmosphäre gelangen.

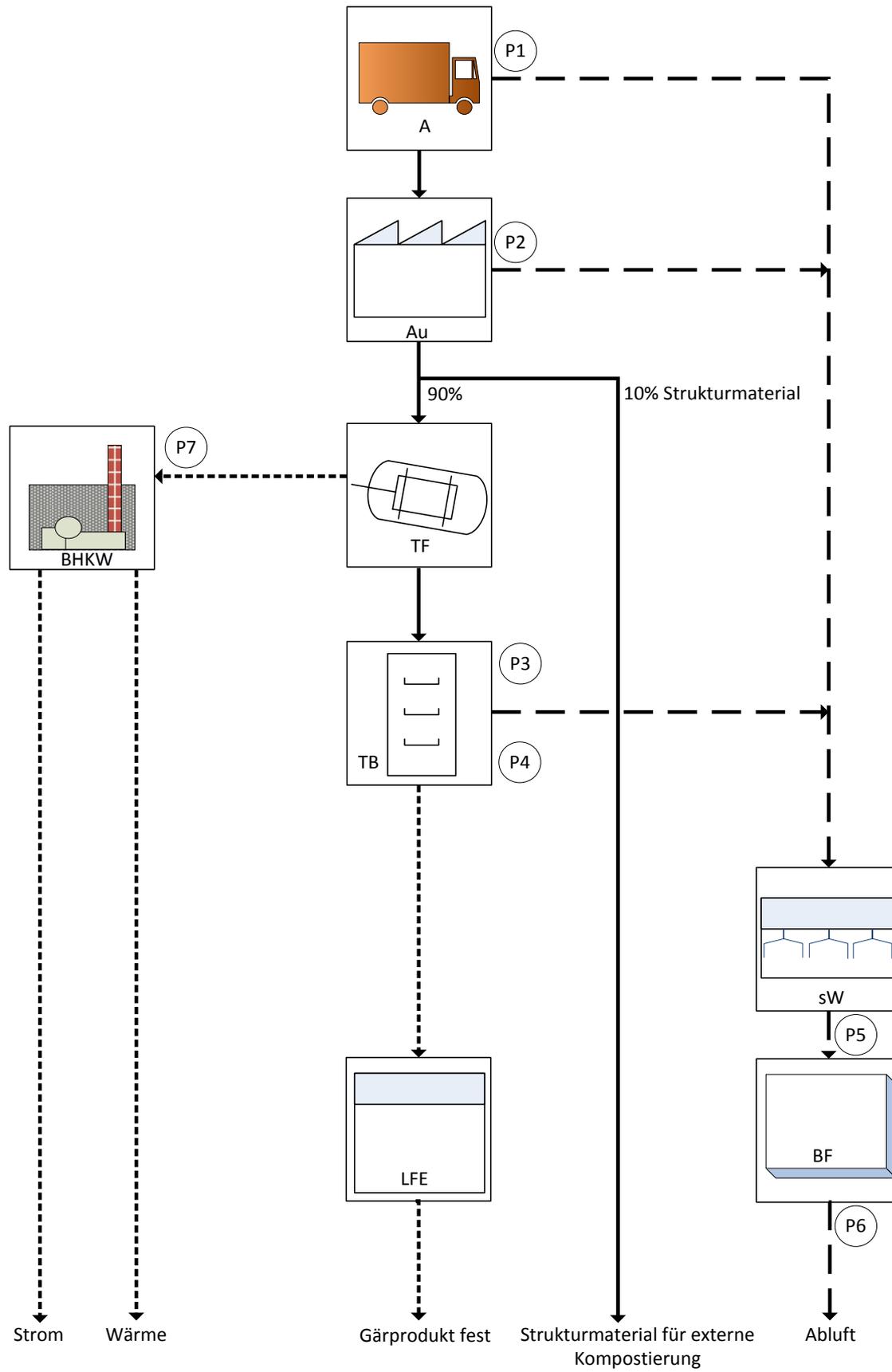


Abbildung 5-11: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 2.

5.7.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Auf der Anlage wurden zwei Messphasen im Zeitraum Juli 2010 und Oktober 2010 durchgeführt. In beiden Messphasen bestand die Möglichkeit Emissionsmessungen an sieben PNS vorzunehmen. Diese sind in nachfolgender Tabelle (Tabelle 5-28) aufgelistet.

Tabelle 5-28: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VATV 2.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]	
			07/2010	10/2010
P1	Anlieferung	Gefassten Emissionen der Anlieferung Bioabfall vor dem Biofilter	2	1,5
P2	Aufbereitung	Gefassten Emissionen der Bioabfallaufbereitung vor dem Biofilter	2,3	1
P3	Trockentunnel Eintrag	Gefassten Emissionen der Gärresttrocknung vor dem Biofilter	1,2	1,3
P4	Trockentunnel Mitte	Gefassten Emissionen der Gärresttrocknung vor dem Biofilter	1,2	1,4
P5	Vor Biofilter	Gefassten Emissionen der Anlage vor dem Biofilter	71	170
P6	Nach Biofilter	Gefassten Emissionen der Anlage nach der Behandlung durch den Biofilter	71	170
P7	BHKW	Gefassten Emissionen aus dem Abgasrohr BHKW	1	2

In beiden Messphasen wurden die gleichen Mengen an Bioabfällen und Grünschnitt behandelt. Zu vermerken ist, dass der saure Wäscher vor dem Biofilter nicht in Betrieb war.

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Diffuse Emissionsquelle: Geöffnete Hallentore

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-29) und sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-30) dargestellt.

Tabelle 5-29: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen, VATV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Anlieferung	MIN	85	11	96	10	3,0	3,8	0,7	1,2
	MAX	129	50	100	13	10	16	1,9	1,9
	MW	106	36	98	12	6,5	10	1,3	1,6
Aufbereitung	MIN	194	31	224	15	2,6	2,7	1,1	1,0
	MAX	216	45	244	19	16	2,7	1,3	1,4
	MW	206	37	235	18	9,2	2,7	1,2	1,2
Trockentunnel Eintrag	MIN	50	21	13	25	241	1052	1,0	1,3
	MAX	157	56	31	33	241	1232	1,4	1,6
	MW	111	43	25	29	241	1142	1,2	1,5
Trockentunnel Mitte	MIN	63	13	14	26	178	857	0,8	1,3
	MAX	199	58	14	35	178	900	1,4	1,5
	MW	121	46	14	30	178	878	1,1	1,4
Vor Biofilter	MIN	4,6	12	7,2	13	294	1548	0,7	0,1
	MAX	187	96	221	102	309	1883	2,3	1,1
	MW	82	35	95	43	302	1705	1,1	0,8
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	4,4	4,3	7,4	6	194	1453	0,7	0,4
	MAX	177	40	214	54	282	1684	2,3	1,1
	MW	72	16	90	21	244	1594	1,1	0,9
BHKW	MIN	1490	895	76	1118	19	2,0	0,9	1,0
	MAX	1770	1005	1362	1151	19	9,5	2,2	50
	MW	1655	940	926	1133	19	5,8	1,7	21

Tabelle 5-30: Komponentenspezifische Massenströme, VATV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Anlieferung	MIN	187	26	210	23	6,7	8,7	1,6	2,8
	MAX	284	115	221	30	22	37	4,2	4,3
	MW	233	82	216	27	14	23	2,8	3,6
Aufbereitung	MIN	603	89	694	43	8,1	7,9	3,5	2,9
	MAX	671	131	755	55	49	7,9	4,1	4,0
	MW	639	107	729	51	28	7,9	3,7	3,4
Trockentunnel Eintrag	MIN	1144	425	306	486	5474	20824	23	27
	MAX	3572	1107	705	655	5474	24395	31	33
	MW	2528	847	558	578	5474	22610	27	30
Trockentunnel Mitte	MIN	1423	251	313	509	4048	16973	19	26
	MAX	4519	1145	326	697	4048	17815	32	29
	MW	2741	902	319	598	4048	17394	25	28
Vor Biofilter	MIN	128	293	202	337	8227	38706	19	1,9
	MAX	5225	2409	6196	2555	8653	47065	64	29
	MW	2307	881	2647	1067	8445	42617	30	20
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	124	109	206	145	5419	36327	20	10
	MAX	4964	1009	5984	1348	7887	42100	63	28
	MW	2026	390	2512	520	6828	39841	30	22
BHKW	MIN	313	134	16	168	4,0	0,3	0,2	0,2
	MAX	372	151	286	173	4,0	1,4	0,5	7,6
	MW	348	141	194	170	4,0	0,9	0,3	3,1

5.7.3 Bewertung der Emissionen

Tabelle 5-31: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VATV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Anlieferung	MIN	48	7	54	6	1,7	2,2	0,4	0,7
	MAX	73	30	57	8	5,7	9,6	1,1	1,1
	MW	60	21	56	7	3,7	5,9	0,7	0,9
Aufbereitung	MIN	156	23	179	11	2,1	2,0	0,9	0,7
	MAX	173	34	195	14	13	2,0	1,1	1,0
	MW	165	28	188	13	7,3	2,0	1,0	0,9
Trockentunnel Eintrag	MIN	329	122	88	139	1572	5980	6,7	7,6
	MAX	1026	318	202	188	1572	7006	9,0	9,3
	MW	726	243	160	166	1572	6493	7,8	8,6
Trockentunnel Mitte	MIN	409	72	90	146	1163	4874	5,4	7,5
	MAX	1298	329	94	200	1163	5116	9,1	8,5
	MW	787	259	92	172	1163	4995	7,3	8,1
Vor Biofilter	MIN	33	76	52	87	2126	10004	4,9	0,5
	MAX	1350	623	1601	660	2236	12164	16	7,4
	MW	596	228	684	276	2183	11015	7,8	5,1
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	32	28	53	38	1401	9389	5,1	2,6
	MAX	1283	261	1547	348	2038	10881	16	7,3
	MW	524	101	649	135	1765	10297	7,8	5,7
BHKW	MIN	90	39	4,6	48	1,2	0,1	0,1	0,0
	MAX	107	43	82	50	1,2	0,4	0,1	2,2

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]							
		Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O	
		M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II
	MW	100	40	56	49	1,2	0,2	0,1	0,9

In Tabelle 5-31 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-32 wurden aus den Mittelwerten der Tabelle 5-31 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Sämtliche Verfahrensstufen, außer der Lagerung des festen Gärproduktes, wurden gefasst über den Biofilter geführt.

In beiden Messphasen wurden für Lachgas komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Höhe von 2 kg CO₂-eq./Mg ermittelt. Im Trockentunnel wurden für Methan komponentenspezifische Emissionsfaktoren im Bereich von zwei bis 4 kgCO₂-eq./Mg bestimmt. Die Verlängerung der Verweilzeit (vgl. Abschnitt 5.14.4 → 15 % relatives Restgaspotenzial) im Fermenter, falls möglich, sowie eine dem Trockenband vorgelagerte Aerobisierungsstufe könnten diese Emissionen reduzieren.

An den PNS Trockenband und Biofilter wurden komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Höhe von bis zu 11 kgNH₃/Mg festgestellt. Die hohen Ammoniakwerte an der PNS Trockenband bzw. Biofilter sind auf einen hohen pH-Wert und hohe Trocknungstemperaturen im Trockentunnel zurückzuführen. Bei diesem Behandlungsverfahren sollte darauf geachtet werden, dass der saure Wäscher ordnungsgemäß arbeitet.

Tabelle 5-32: Komponentenspezifische CO₂-eq. VATV 2 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-31.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten in kgCO ₂ -eq./Mg							
	CH ₄		NH ₃		N ₂ O		Summe	
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II

gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten

Anlieferung,	1	0	0	0	0	0	2	0
Aufbereitung	5	0	0	0	0	0	5	1
Trockentunnel Eintrag	4	4	5	19	2	3	11	26
Trockentunnel Mitte	2	4	3	15	2	2	8	22
Vor Biofilter	17	7	7	33	2	2	26	41

Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen

Nach Biofilter	16	3	5	31	2	2	24	36
BHKW	1	1	0	0	0	0	1	1

5.8 Trockenvergärungsanlage VATV 3

5.8.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VATV 3 werden hauptsächlich kommunale Bioabfälle verarbeitet. Ungefähr die Hälfte der angelieferten Bioabfälle wird durch eine Trockenvergärungsstufe behandelt. Der Gärrest wird mit dem frischem Bioabfall gemischt und in einem geschlossenen, belüfteten Rotteprozess zu Kompost mit einem Rottegrad III verarbeitet. Das gewonnene Biogas wird in BHKW verstromt. Die Abwärme wird ausschließlich intern genutzt. In der Abbildung 5-12 sind die allgemeinen Verfahrensschritte dargestellt.

Die angelieferten Bioabfälle, erfasst über eine Fahrzeugwaage, werden in einer Anlieferungs- und Aufbereitungshalle gelagert. Sofort nach Abgabe der Bioabfälle werden die Hallentore geschlossen. Mit dem Radlader wird der Bioabfall der Aufbereitungsstrecke zugeführt. Nach der Zerkleinerung werden metallische Teile ausgeschieden und Störstoffe ausgesiebt. Der so aufbereitete Bioabfall wird entweder in einem Zwischenlager für die kontinuierliche Beschickung des Trockenfermenters aufbewahrt oder über Bänder direkt dem Rotteprozess zugeführt. Der Bioabfall aus dem Zwischenlager wird mit Prozesswasser angemischt und dann in den Gärbehälter eingebracht. Bei thermophiler Betriebsweise beträgt die durchschnittliche hydraulische Verweilzeit 28 Tage. Der abgezogene Gärrest wird ohne vorherige Separierung dem frischen Bioabfall und Strukturmaterial in einem bestimmten Verhältnis beigemischt und über ein Bandsystem in ein Zwischenlager eingebracht. Die so entstandene Materialmischung wird dem Zwischenlager mit einem Radlader entnommen und einem Rottetunnel zugeführt. Nach vollständiger Befüllung wird dieser geschlossen. Das Material wird innerhalb eines Zeitraumes von 10 bis max. 14 Tagen einem intensiven Rotteprozess unterzogen. Die automatische, gleichmäßige, der Rottephase angepasste Sauerstoffzufuhr erfolgt durch Druckbelüftung. Über einen Schlitzboden wird Frischluft gemischt mit Abluft (Umluft) zugeführt und oberhalb der Miete wird die Abluft zum Biofilter hin abgesaugt. Während der ersten Phase des Kompostierungsprozesses erfolgt die Hygienisierung des Rottegutes. Über den Schlitzboden wird das Sickerwasser aus der Miete abgeführt. Dieses wird als Prozesswasser bei der Bioabfallbehandlung wiederverwendet. Ist der notwendige Rottegrad III erreicht wird das Tor des Tunnels geöffnet und dieser mit einem Radlader entleert. Wenn nach Bedarf Fertigkompost benötigt wird, wird die Rottephase entsprechend verlängert. Durch Siebung und Windsichtung erfolgt die Ausscheidung von restlichen Störstoffen wie Folien, Kunststoffen, Steinen, Kernen und anderen schlecht abbaubaren Materialien. Durch diese Konfektionierung entsteht das abgabefertigen Produkt. Das ausgesiebte Material wird als Strukturmaterial im Kompostierungsprozess wiederverwendet und so ständig im Kreislauf gefahren. Die Lagerung des Endproduktes Kompost erfolgt bis zur Abholung durch den Endverbraucher in der Konfektionierungshalle. Die komplette Behandlung der Bioabfälle erfolgt in einem Hallensystem, dessen Abluft über einen Luftbefeuchter und geschlossenen Biofilter geführt wird, um über einen Kamin in die Atmosphäre abgegeben zu werden.

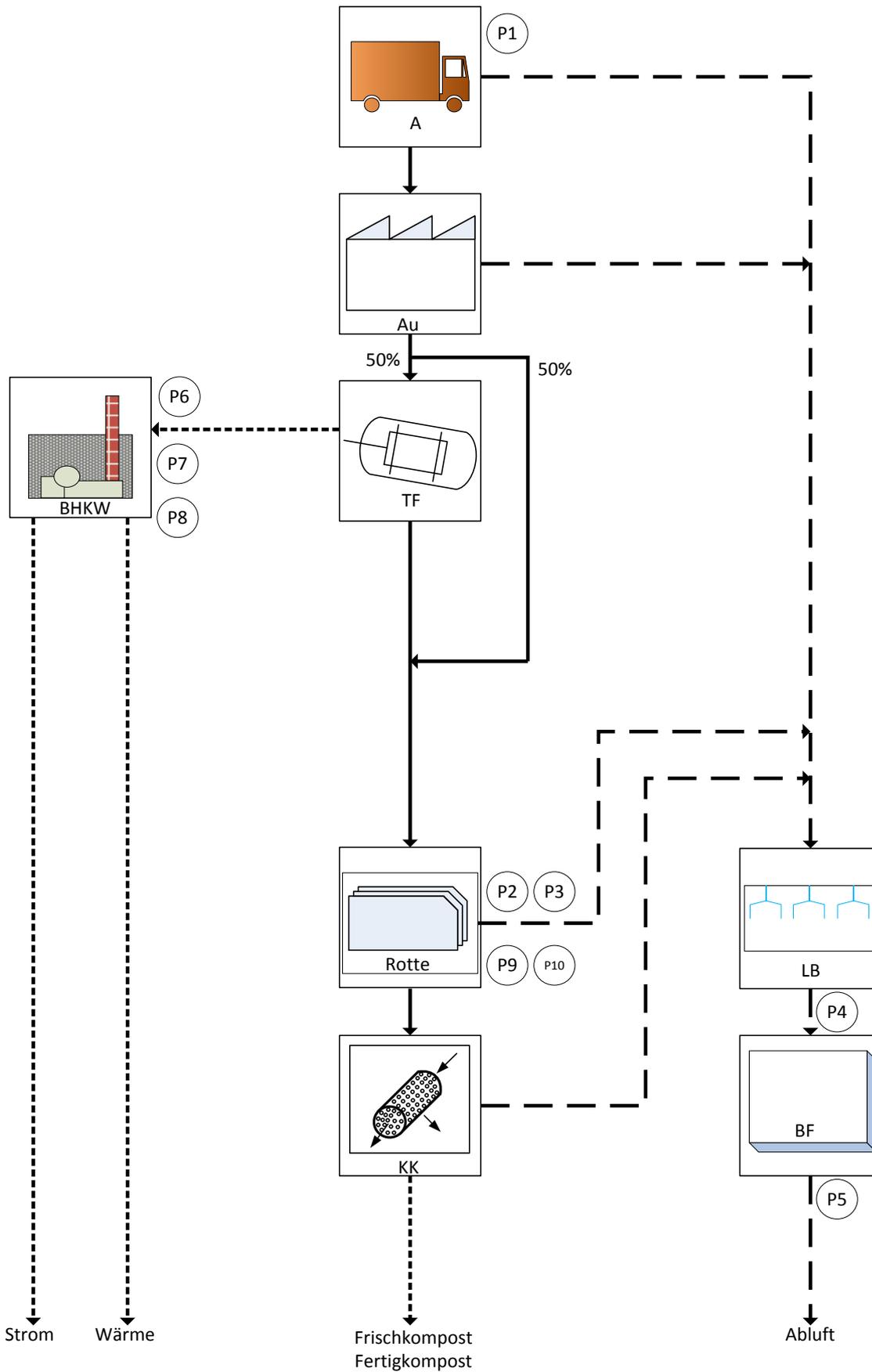


Abbildung 5-12: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 3.

5.8.2 Emissionsmessung Messergebnisse

Für diese Anlage steht eine Emissionsmessung aus dem Zeitraum November 2008 zur Verfügung. Im Rahmen des Projektes wurden Emissionsmessungen im Zeitraum Juli 2010 und März 2012 durchgeführt. Insgesamt konnten 10 PNS untersucht werden.

Die in Messphase 3 durchgeführten spezifischen Untersuchungen mit unterschiedlichen Belüftungsraten werden in Abschnitt 5.14.3 separat erläutert.

Tabelle 5-33: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VATV 3.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]		
			11/2008	07/2010	03/2012
P1	Anlieferung	Gefasste Emissionen der Anlieferung Bioabfall vor dem Biofilter	1,7	18,3	-
P2	Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 1 bis 9	Gefasste Emissionen der Tunnelintensivrotten Tunnel 1 bis 9 vor dem Biofilter	1,5	19,3	-
P3	Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 10 bis 18	Gefasste Emissionen der Tunnelintensivrotten Tunnel 10 bis 18 vor dem Biofilter	0,5	22,5	-
P4	Vor Biofilter	Gefasste Emissionen der Anlage vor dem Biofilter	6,3	139	-
P5	Nach Biofilter	Gefassten Emissionen der Anlage nach der Behandlung durch den Biofilter	7	139	-
P6	BHKW 1	Gefasste Emissionen aus dem Abgasrohr BHKW 1	-	0,5	0,2
P7	BHKW 2	Gefasste Emissionen aus dem Abgasrohr BHKW 2	-	2,7	0,2
P8	BHKW 3	Gefasste Emissionen aus dem Abgasrohr BHKW 3	-	-	0,2
P9	Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 7	Gefasste Emissionen der Tunnelintensivrotte Tunnel 7 vor dem Biofilter	-	-	191
P10	Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 8	Gefasste Emissionen der Tunnelintensivrotte Tunnel 8 vor dem Biofilter	-	-	191

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Diffuse Emissionsquelle: Geöffnete Hallentore

Tabelle 5-34: Komponentenspezifische Massenkonzentration ohne Messphase 03/2012, VATV 3.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Anlieferung	MIN	45	0	49	13	-	-	3,5	1,6
	MAX	103	46	58	33	-	-	3,7	2,7
	MW	53	20	54	24	8,9	-	3,6	2,3
Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 1 bis 9	MIN	115	21	137	33	-	-	4,9	2,5
	MAX	193	106	143	42	-	-	5,4	4,6
	MW	143	50	140	39	18	-	5,2	3,2
Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 10 bis 18	MIN	173	37	229	33	-	-	5,2	2,3
	MAX	182	64	238	46	-	-	5,8	2,6
	MW	178	50	234	38	19	-	5,5	2,4
Vor Biofilter	MIN	197	102	236	21	19	33	3,6	2,3
	MAX	424	909	362	850	26	35	5,3	13
	MW	315	263	288	252	23	34	4,3	5,6
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	128	19	216	20	8,1	13	3,5	4,8
	MAX	259	788	279	850	14	14	6,1	22
	MW	203	213	240	242	11	14	4,4	11
BHKW 1	MIN	-	2187	-	1118	-	-	-	1,9
	MAX	-	2984	-	1125	-	-	-	2,2
	MW	-	2396	-	1122	-	-	-	2,1
BHKW 2	MIN	-	739	-	374	-	-	-	1,6
	MAX	-	1320	-	455	-	-	-	1,7
	MW	-	986	-	414	-	-	-	1,7

Tabelle 5-35: Komponentenspezifische Massenströme ohne Messphase 03/2012, VATV 3.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Anlieferung	MIN	350	0,1	382	106	-	-	27	13
	MAX	792	375	450	270	-	-	28	22
	MW	412	162	416	197	69	-	28	19
Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 1 bis 9	MIN	963	156	1150	247	-	-	41	19
	MAX	1617	798	1197	318	-	-	46	35
	MW	1197	377	1173	289	149	-	43	24
Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 10 bis 18	MIN	804	202	1065	179	-	-	24	13
	MAX	845	353	1105	254	-	-	27	14
	MW	825	275	1085	207	90	-	26	13
Vor Biofilter	MIN	4333	2338	5201	488	429	759	80	53
	MAX	9343	20914	7975	19554	572	805	117	299
	MW	6933	6038	6341	5801	506	782	94	130
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	2825	438	4753	464	179	304	77	111
	MAX	5713	18131	6148	19554	304	322	135	512
	MW	4482	4893	5289	5574	250	313	98	256
BHKW 1	MIN	-	5905	-	3019	-	-	-	5,1
	MAX	-	8056	-	3037	-	-	-	6,0
	MW	-	6469	-	3028	-	-	-	5,6
BHKW 2	MIN	-	2068	-	1047	-	-	-	4,6
	MAX	-	3695	-	1273	-	-	-	4,8
	MW	-	2761	-	1160	-	-	-	4,7

5.8.3 Bewertung der Emissionen

Tabelle 5-36: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren ohne Messphase 03/2012, VATV 3.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Anlieferung	MIN	103	0	113	26	-	-	8,0	3,3
	MAX	234	91	133	66	-	-	8,3	5,4
	MW	122	40	123	48	20	-	8,2	4,7
Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 1 bis 9	MIN	284	38	339	60	-	-	12	4,6
	MAX	477	194	353	77	-	-	13	8,5
	MW	353	92	346	70	44	-	13	5,9
Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 10 bis 18	MIN	237	49	314	44	-	-	7,1	3,1
	MAX	249	86	326	62	-	-	8,0	3,4
	MW	243	67	320	50	27	-	7,5	3,3
Vor Biofilter	MIN	1277	569	1533	119	126	185	23	13
	MAX	2754	5092	2351	4761	168	196	34	73
	MW	2043	1470	1869	1412	149	190	28	32
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	833	107	1401	113	53	74	23	27
	MAX	1684	4415	1812	4761	89	78	40	125
	MW	1321	1191	1559	1357	74	76	29	62
BHKW 1	MIN	-	2875	-	1470	-	-	-	2,5
	MAX	-	3923	-	1479	-	-	-	2,9
	MW	-	3150	-	1475	-	-	-	2,7
BHKW 2	MIN	-	1007	-	510	-	-	-	2,2
	MAX	-	1799	-	620	-	-	-	2,3

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]							
		Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O	
		M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II
	MW	-	1345	-	565	-	-	-	2,3

In Tabelle 5-36 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-37 wurden aus den Mittelwerten der Tabelle 5-36 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Nach Biofilter wurden für Methan komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Messphase I in Höhe von 1559 gCH₄/Mg und in Messphase II in Höhe von 1357 gCH₄/Mg bestimmt. Der Gärrest wird ohne Separierung über ein Band direkt dem Rottematerial zu dosiert, so dass eine Aerobisierung der Gärreste nicht stattfindet. Eine Optimierung dahingehend könnten die Methanemissionen minimieren. Die Verweilzeit der Bioabfälle im Fermenter scheint bei dieser Anlage mit ca. 4 Wochen auf das Optimum abgestimmt zu sein, da hier ein relatives Restgaspotenzial von 4 % und 11 % ermittelt worden ist (Abschnitt 5.14.4).

Anhand der Messwerte ist bei dieser Anlage deutlich erkennbar, dass Ammoniak durch den Biofilter reduziert wird und Lachgas neu gebildet wird. Die Verwendung eines sauren Wäschers, anstelle eines Luftbefeuchters kann hier Abhilfe schaffen.

Tabelle 5-37: Komponentenspezifische CO₂-eq. VATV 3 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-36.

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ -eq./Mg]							
		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		Summe	
		M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II

gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten

Anlieferung,	3	1	0	-	2	1	6	3
Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 1 bis 9	9	2	0	-	4	2	13	4
Abluft Tunnelintensivrotte Tunnel 10 bis 18	8	1	0	-	2	1	10	2
Vor Biofilter	47	35	0	1	8	9	55	45

Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen

Nach Biofilter	39	34	0	0	9	19	48	53
BHKW 1	-	37	-	-	-	1	-	38
BHKW 2	-	14	-	-	-	1	-	15

5.9 Trockenvergärungsanlage VATV 4

5.9.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VATV 4 werden kommunale Bioabfälle und Grünschnittabfälle verwertet. Mehr als die Hälfte der Bioabfälle werden in einer Trockenvergärungsanlage behandelt. Aus den Gärrestfeststoffen, gemischt mit frischem Bioabfall, entstehen in einem Rotteprozess Frisch- und Fertigkomposte. Die separierte Flüssigphase steht als Gärprodukt flüssig zur Verfügung. Das produzierte Biogas wird über BHKW verstromt. Die Abwärme wird zum einen intern für den Behandlungsprozess genutzt und zum anderen in eine Nahwärmeleitung eingespeist. In der Abbildung 5-13 sind die allgemeinen Verfahrensschritte dargestellt.

Mit einer Fahrzeugwaage werden die angelieferten Mengen an Grünschnitt und Bioabfällen erfasst. Die Abfälle durchlaufen dann die Aufbereitungsphase, indem sie zerkleinert werden und grobes Material und Störstoffe über Siebe und Magnetabscheider ausgeschleust werden. Das Feinmaterial, ungefähr 60 % des angelieferten Bioabfalls, wird über ein Beschickungssystem mit Prozesswasser angemischt und in den Pfpfenstromfermenter kontinuierlich eingebracht. Die anaerobe Behandlung läuft unter thermophilen Bedingungen bei 55 °C ab. Dieser Temperaturbereich dient gleichzeitig der Hygienisierung des Materials. Die hydraulische Verweilzeit beträgt ca. zwei Wochen. Nach der Vergärungsstufe wird der Gärrest separiert. Die Flüssigphase wird in Behälter gepumpt und als flüssiges Gärprodukt vermarktet. Die abgetrennten Feststoffe werden in Aerorbisierungsboxen ca. zwei Tage belüftet und gleichzeitig mit, aus der Aufbereitung ausgeschleustem, frischem Grünschnitt und Strukturmaterial vermischt. Das so konditionierte Rottematerial wird mit einem Radlader in Tunnel eingetragen. Nach dem Verschließen der Rottetunnel reift das Material während einer 10-tägigen intensiven Rottephase zu Kompost mit Rottegrad III. Durch eine den einzelnen Kompostierungsphasen angepasste Druckbelüftung wird dem Prozess kontinuierlich Sauerstoff zugeführt. Nach Ablauf der Intensivrotte wird ein Teil des gereiften Materials abgesiebt und als Frischkompost in der Landwirtschaft eingesetzt. Der andere Teil wird in einer offenen, überdachten Nachrotte in Form von Dreiecksmieten nachgerottet. Nach einer Nachrottezeit von ca. 3 Wochen wird das Material abgesiebt und als Fertigkompost mit dem Rottegrad V angeboten. Der gefasste Abluftstrom aus der Anlieferungs- und Aufbereitungshalle wird zur Belüftung der Tunnelintensivrotte benutzt und wird von dort aus als Abluft über einen Flächenbiofilter geleitet. Die gefasste Abluft der Gärrestnachbehandlung, die Konditionierung des Rottematerials und die Lagerung der flüssigen Gärreste im ersten Lagerbehälter werden ebenfalls über einen Flächenbiofilter geführt und dann in die Atmosphäre abgegeben. Die offene Nachrotte und die Konfektionierung des Kompostes stellen diffuse Emissionsquellen dar.

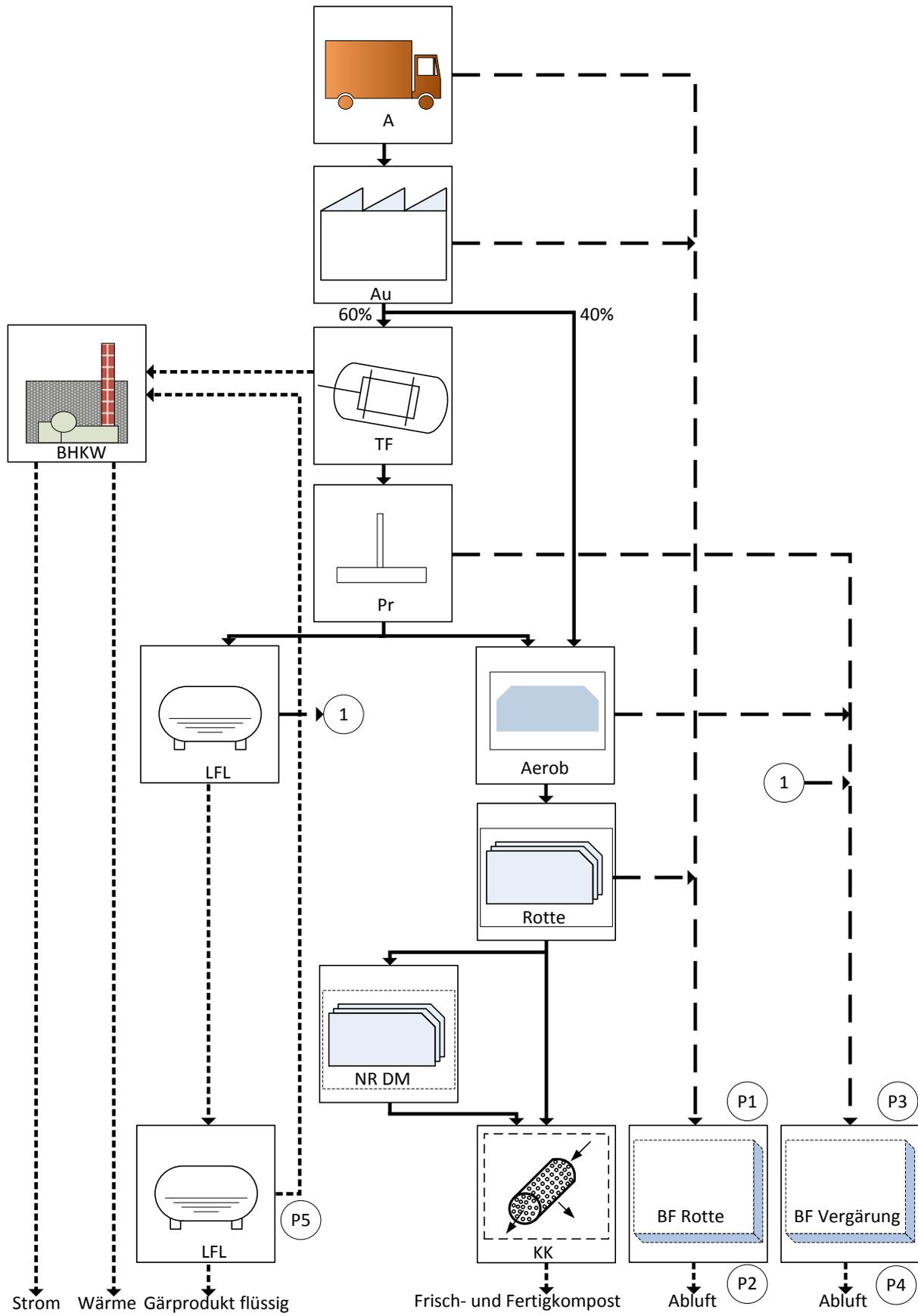


Abbildung 5-13: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 4.

5.9.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Im Rahmen des Projektes wurden auf dieser Anlage im Zeitraum November 2010 Emissionsmessungen durchgeführt. Zusätzlich stehen aus dem Zeitraum August 2008 Messungen von dieser Anlage zur Verfügung. Insgesamt konnten fünf PNS untersucht werden.

Tabelle 5-38: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VATV 4.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]	
			08/2008	11/2010
P1	Vor Biofilter Rotte	Gefassten Emissionen der Anlieferung, Aufbereitung und Intensivrotte vor dem Biofilter Rotte	163	168
P2	Nach Biofilter Rotte	Gefassten Emissionen der Anlieferung, Aufbereitung und Intensivrotte nach der Behandlung durch Biofilter Rotte	163	168
P3	Vor Biofilter Vergärung	Gefassten Emissionen der Gärrestaufbereitung vor dem Biofilter Vergärung	164	162
P4	Nach Biofilter Vergärung	Gefassten Emissionen der Gärrestaufbereitung nach der Behandlung durch Biofilter Vergärung	164	162
P5	Gärrestlager	Gefasste Emissionen des Gärrestlagers, welche im BHKW verwertet werden	-	163

Im Vergleich zu Messphase 08/2008 wurden während der Messphase 11/2010 rund 25 % weniger Bioabfälle verarbeitet.

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Nachrotte Dreiecksmiete, Konfektionierung Kompost

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-39) und sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-40) dargestellt.

Tabelle 5-39: Komponentenspezifische Massenkonzentration, VATV 4.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, eingebunden in die Biogaszufuhr BHKW									
Gärrestlager	MIN	-	788	-	1014	-	13	-	0,6
	MAX	-	1799	-	1902	-	14	-	0,7
	MW	-	1038	-	1376	-	13	-	0,7
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Vor Biofilter Rotte	MIN	420	46	443	54	21	25	0,3	1,1
	MAX	682	221	759	232	32	34	7,5	5,2
	MW	472	133	506	143	25	30	2,5	2,4
Vor Biofilter Vergärung	MIN	161	100	146	99	6,1	11	0,0	0,1
	MAX	690	592	692	602	36	40	5,4	6,3
	MW	373	403	376	400	18	22	0,9	1,7
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter Rotte	MIN	417	-	467	-	12	-	1,0	-
	MAX	626	-	671	-	14	-	9,1	-
	MW	498	174	543	190	13	14	3,7	3,4
Nach Biofilter Vergärung	MIN	-	-	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	-	-	-	-	-	-	-
	MW	-	311	-	388	-	13	-	1,7

Tabelle 5-40: Komponentenspezifische Massenströme, VATV 4.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, eingebunden in die Biogaszufuhr BHKW									
Gärrestlager	MIN	-	733	-	943	-	12	-	0,6
	MAX	-	1673	-	1768	-	13	-	0,6
	MW	-	966	-	1280	-	12	-	0,6
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Vor Biofilter Rotte	MIN	8910	924	9414	1079	454	505	5,7	23
	MAX	14488	4423	16125	4650	688	685	159	105
	MW	10024	2653	10746	2851	540	595	54	48
Vor Biofilter Vergärung	MIN	2281	1397	2068	1386	86	159	0,0	1,5
	MAX	9772	8287	9792	8433	510	559	76	88
	MW	5287	5644	5324	5604	249	305	13	23
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter Rotte	MIN	8852	-	9910	-	247	-	21	-
	MAX	13293	-	14255	-	295	-	193	-
	MW	10584	3474	11523	3795	279	289	79	68
Nach Biofilter Vergärung	MIN	-	-	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	-	-	-	-	-	-	-
	MW	-	4361	-	5435	-	176	-	23

5.9.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-41 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-42 wurden aus den Mittelwerten der Tabelle 5-41 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Tabelle 5-41: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VATV 4.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, eingebunden in die Biogaszufuhr BHKW									
Gärrestlager	MIN	-	352	-	453	-	5,7	-	0,3
	MAX	-	803	-	849	-	6,2	-	0,3
	MW	-	464	-	614	-	6,0	-	0,3
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Vor Biofilter Rotte	MIN	2512	337	2654	394	128	184	1,6	8,4
	MAX	4084	1616	4545	1698	194	250	45	38
	MW	2826	969	3029	1041	152	217	15	18
Vor Biofilter Vergärung	MIN	1036	510	939	506	39	58	0,0	0,5
	MAX	4437	3027	4446	3080	231	204	35	32
	MW	2401	2061	2418	2047	113	111	5,8	8,5
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter Rotte	MIN	2495	-	2794	-	70	-	6,0	-
	MAX	3747	-	4018	-	83	-	54	-
	MW	2983	1269	3248	1386	79	106	22	25
Nach Biofilter Vergärung	MIN	-	-	-	-	-	-	-	-
	MAX	-	-	-	-	-	-	-	-
	MW	1855	1593	2345	1985	65	64	6	8,7

In beiden Messphasen erhöht sich der komponentenspezifische Emissionsfaktor für Methan nach dem Biofilter Rotte um ca. 200 bis 300 gCH₄/Mg. Zu einer Erhöhung der Methanemissionen nach dem Biofilter kann es kommen, wenn das Material in diesem stark verdichtet und durchnässt ist. Laut Aussage gewitra war das in beiden Messphasen der Fall.

In dieser Anlage ist eine Aerobisierungsstufe wie sie nach (VDI 3475_1 2003) gefordert wird vorhanden, trotzdem sind komponentenspezifische Emissionsfaktoren für Methan in Höhe von 50 bis 59 kgCO₂-eq./Mg nach Biofilter Vergärung und 35 bis 81 kgCO₂-eq./Mg nach Biofilter Rotte festgestellt worden. Mit 14 Tagen ist die Verweilzeit im Fermenter recht kurz. Ein ermitteltes relatives Gärrestpotenzial von 23 % (Abschnitt 5.14.4) bestätigt diesen Sachverhalt. Mit einer an den verfahrenstechnischen Prozess angepassten verlängerten Verweilzeit lassen sich nicht nur die Methanemissionen reduzieren, sondern auch wirtschaftliche Gewinne in Form höherer Biogaserträge erzielen.

Tabelle 5-42: Komponentenspezifische CO₂-eq. VATV 4 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-41.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ -eq./Mg]							
	CH ₄		NH ₃		N ₂ O		Summe	
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II
gefasste Emissionsquellen eingebunden in die Biogaszufuhr BHKW								
Gärrestlager	-	15	-	0	-	0	-	15
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten								
Vor Biofilter Rotte	76	26	0	1	5	5	81	32
Vor Biofilter Vergärung	60	51	0	0	2	3	63	54
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen								
Nach Biofilter Rotte	81	35	0	0	7	7	88	42
Nach Biofilter Vergärung	59	50	0	0	2	3	61	52

5.10 Trockenvergärungsanlage VATV 5

5.10.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VATV 5 werden kommunale Bioabfälle und Grünabfälle verwertet. Ein großer Anteil der Bioabfälle wird in einer Trockenvergärungsanlage behandelt und danach in einem geschlossenen, belüfteten Rotteprozess zu Fertigkompost umgesetzt. Zudem wird die durch Separierung der Gärreste gewonnene Flüssigphase zur Düngung landwirtschaftlicher Flächen verwendet. Das erzeugte Biogas wird in BHKW's verstromt. Die entstandene Abwärme wird intern als Prozesswärme genutzt.

In der Abbildung 5-14 sind die allgemeinen Verfahrensschritte dargestellt.

Die angelieferten Mengen Bioabfall werden über eine Fahrzeugwaage erfasst und dann in einem Tiefbunker abgeladen. Von hier aus wird der Bioabfall über ein automatisches Fördersystem der Aufbereitung zugeführt. Zerkleinert, Durchgeseibt und von Störstoffen befreit werden ca. 75 % des aufbereiteten Materials über eine Schneckenpressung dem Pfropfenstromfermenter kontinuierlich zugeführt. Während einer hydraulischen Verweilzeit von ca. drei Wochen wird der Bioabfall in einem thermophilen Temperaturbereich anaerob behandelt. Der abgezogene Gärrest wird separiert. Die Flüssigphase wird im Presswassertank pastös mit 70 °C für eine Stunde behandelt und dann in ein abgedecktes Gärrestlager gepumpt, um als landwirtschaftlicher Dünger zur Verfügung zu stehen. Die Feststoffe werden mit den verbleibenden 25 % vorbehandeltem Bioabfall und Strukturmaterial vermischt. Das konditionierte Material wird einem dreiwöchigen Intensivrotteprozess, in einem geschlossenen Tunnel, unterzogen. Der für die einzelnen Rottephasen notwendige Sauerstoffbedarf wird über eine Druckbelüftung sichergestellt. Nach der Konfektionierung des gereiften Materials verbleibt als Produkt ein Fertigkompost mit Rottegrad IV oder V. Die Behandlung des Bioabfalls findet fast ausschließlich in geschlossenen Räumen statt. Dadurch können die Abgase gefasst werden und über einen sauren Wäscher und geschlossenen Biofilter in die Atmosphäre geleitet werden. Die Feinbehandlung des Kompostes und die Lagerung des Fertigkompostes finden im Freien statt.

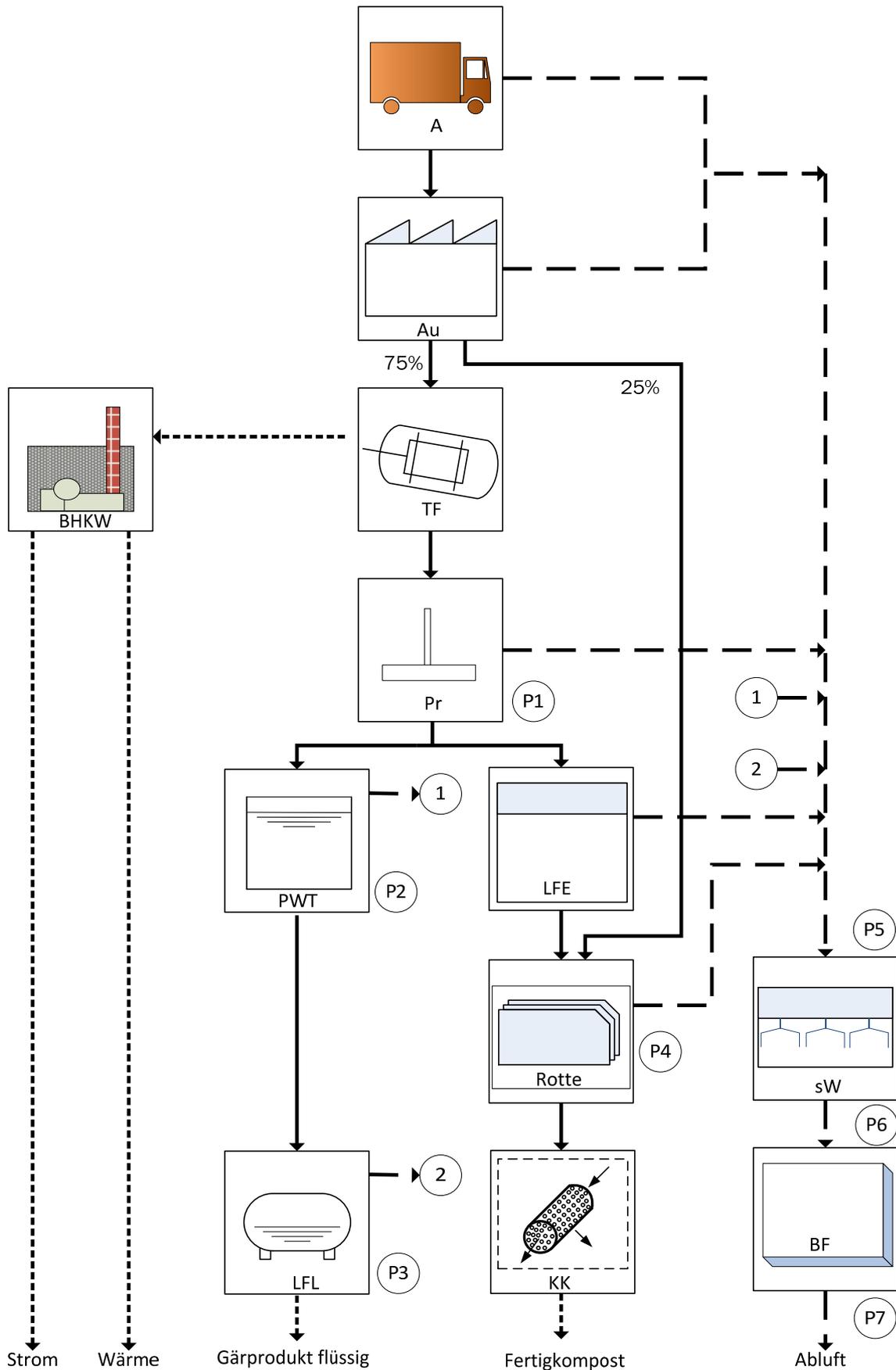


Abbildung 5-14: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 5.

5.10.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Die Emissionsmessungen wurden auf dieser Anlage im Zeitraum Mai 2010 und Februar 2011 durchgeführt. Insgesamt konnten sieben PNS untersucht werden. Die Anlage wurde bestimmungsgemäß betrieben.

Tabelle 5-43: Messstellenzuordnung und Messdauer VATV 5.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]	
			05/2010	02/2011
P1	Separierung Gärrest	Gefasste Emissionen der Abpressung Gärrest vor dem Biofilter	23	4
P2	Presswassertank	Gefasste Emissionen Gärrestbehandlung im Presswassertank vor dem Biofilter	3	18
P3	Gärrestlager Gärprodukt	Gefasste Emissionen der Lagerung Gärprodukt flüssig vor dem Biofilter	14	-
P4	Rotte	Gefasste Emissionen des intensiven Rotteprozesses vor dem Biofilter	2	-
P5	Vor Biofilter, vor saurem Wäscher	Gefasste Emissionen der Anlage vor dem Biofilter und saurem Wäscher	173	214
P6	Vor Biofilter, nach saurem Wäscher	Gefasste Emissionen der Anlage vor dem Biofilter und nach dem saurem Wäscher	2	-
P7	Nach Biofilter	Gefasste Emissionen der Anlage nach Behandlung durch den Biofilter	47	213

Im Vergleich zu Messphase 05/2010 wurden während der Messphase 02/2011 ca. 35 % weniger Bioabfälle verarbeitet.

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Konfektionierung Kompost, offene Hallentore

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-44) und die sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-45) dargestellt.

Tabelle 5-44: Komponentenspezifische Massenkonzentration, VATV 5.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Separierung	MIN	8	88	37	50	171	79	2,1	1,7
	MAX	293	333	230	155	171	146	2,3	2,2
	MW	125	192	111	98	171	112	2,2	1,9
Presswassertank	MIN	1203	7666	980	5100	397	7,3	4,6	10
	MAX	2720	9397	1356	5286	397	7,3	5,2	13
	MW	1534	9061	1226	5216	397	7,3	4,8	11
Gärrestlager Gärprodukt flüssig	MIN	46	-	71	-	88	-	2,0	-
	MAX	367	-	99	-	88	-	2,1	-
	MW	110	-	85	-	88	-	2,1	-
Rotte	MIN	153	-	108	-	34	-	1,9	-
	MAX	529	-	549	-	34	-	2,9	-
	MW	260	-	207	-	34	-	2,4	-
Vor Biofilter, vor saurem Wäscher	MIN	136	91	126	66	16	19	0,9	1,9
	MAX	520	329	574	268	31	22	4,6	4,0
	MW	233	189	243	149	23	20	2,4	2,6
Vor Biofilter, nach saurem Wäscher	MIN	173	-	198	-	12	-	1,9	-
	MAX	259	-	274	-	12	-	2,5	-
	MW	216	-	225	-	12	-	2,1	-
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	106	21	128	23	6,9	3	2,0	1,9
	MAX	225	376	331	426	6,9	4	2,8	5,6
	MW	143	169	187	186	6,9	4	2,4	3,3

Tabelle 5-45: Komponentenspezifische Massenströme, VATV 5.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Separierung	MIN	16	229	74	130	342	204	4,2	4,3
	MAX	586	866	460	402	342	380	4,5	5,7
	MW	249	500	222	254	342	292	4,3	4,8
Presswassertank	MIN	1384	9966	1127	6630	456	9,5	5,3	13
	MAX	3128	12217	1560	6872	456	9,5	6,0	17
	MW	1764	11779	1410	6781	456	9,5	5,6	15
Gärrestlager Gärprodukt flüssig	MIN	50	-	78	-	97	-	2,2	-
	MAX	403	-	109	-	97	-	2,3	-
	MW	121	-	94	-	97	-	2,3	-
Rotte	MIN	77	-	54	-	17	-	1,0	-
	MAX	265	-	274	-	17	-	1,5	-
	MW	130	-	104	-	17	-	1,2	-
Vor Biofilter, vor saurem Wäscher	MIN	2988	1999	2765	1949	348	426	20	41
	MAX	11434	7227	12631	7877	686	475	100	89
	MW	5123	4165	5348	4379	517	450	53	58
Vor Biofilter, nach saurem Wäscher	MIN	3810	-	4359	-	270	-	42	-
	MAX	5687	-	6035	-	270	-	55	-
	MW	4751	-	4950	-	270	-	47	-
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	2339	467	2826	499	153	65	44	43
	MAX	4950	8277	7284	9378	153	96	61	122
	MW	3138	3715	4104	4101	153	80	53	73

5.10.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-46 sind die sich ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In Tabelle 5-47 wurden aus den Mittelwerten die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Tabelle 5-46: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VATV 5.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Separierung	MIN	10	226	48	129	221	202	2,7	4,3
	MAX	379	856	297	397	221	376	2,9	5,6
	MW	161	494	143	251	221	289	2,8	4,8
Presswassertank	MIN	894	9849	728	6552	295	9,4	3,4	13
	MAX	2021	12073	1008	6791	295	9,4	3,8	17
	MW	1140	11641	911	6701	295	9,4	3,6	15
Gärrestlager Gärprodukt flüssig	MIN	33	-	50	-	63	-	1,4	-
	MAX	261	-	71	-	63	-	1,5	-
	MW	78	-	60	-	63	-	1,5	-
Rotte	MIN	37	-	26	-	8,2	-	0,5	-
	MAX	127	-	132	-	8,2	-	0,7	-
	MW	62	-	50	-	8,2	-	0,6	-
Vor Biofilter, vor saurem Wäscher	MIN	1434	1460	1327	1424	167	311	9,4	30
	MAX	5488	5279	6063	5754	329	347	48	65
	MW	2459	3042	2567	3198	248	329	25	42
Vor Biofilter, nach saurem Wäscher	MIN	1829	-	2092	-	130	-	20	-
	MAX	2730	-	2897	-	130	-	26	-
	MW	2280	-	2376	-	130	-	23	-

Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]							
		Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O	
		M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II
Nach Biofilter	MIN	1123	341	1356	364	73	48	21	31
	MAX	2376	6045	3496	6850	73	70	29	89
	MW	1506	2713	1970	2995	73	59	25	53

Die Abluftströme aller Bereiche (außer Konfektionierung Fertigkompost) wurden über den Biofilter geführt. Die komponentenspezifischen Emissionsfaktoren an der PNS nach Biofilter für Methan und Lachgas zusammen betragen in Messphase I 57 kgCO₂-eq./Mg und in Messphase II 91 kgCO₂-eq./Mg. Die Gärrestpotenzialanalyse ergab für den nicht separierten Gärückstand ein relatives Restgaspotenzial von 15 % (Abschnitt 5.14.4). Die beiden generellen Punkte Verlängerung der Verweilzeit und Aerobisierung der festen Gärückstände sind auch hier als Optimierungsmaßnahme zu empfehlen.

In Messphase II wurde an der PNS Presswassertank eine komponentenspezifische Massenkonzentration von mehr als 9 gCH₄/m³ festgestellt, was einen komponentenspezifischen Emissionsfaktor von 11,6 kgCH₄/Mg ergab. Wenn an dieser Stelle dauerhaft eine hohe Methankonzentration besteht, wäre die Einbindung in die Biogasleitung zum BHKW sinnvoll.

In der Messphase I konnte die PNS nach saurem Wäscher vor Biofilter aufgenommen werden. Der komponentenspezifische Emissionsfaktor für NH₃ betrug an der PNS vor Biofilter, vor saurem Wäscher (P5) 248 gNH₃/Mg, nach der PNS nach saurem Wäscher vor Biofilter (P6) 130 gNH₃/Mg und nach dem Biofilter (P7) 73 gNH₃/Mg. Damit wurde eine Erhöhung der Lachgasemissionen verhindert. Der komponentenspezifische Emissionsfaktor für N₂O betrug an der PNS P5 und an der PNS P7 durchschnittlich 25 gN₂O/Mg. In der zweiten Messphase erhöhte sich allerdings der komponentenspezifische Emissionsfaktor für Lachgas um durchschnittlich 9 gN₂O/Mg von PNS P5 zu PNS P7. Daraus kann geschlossen werden, dass die Wirkung des sauren Wäschers nachgelassen hat und die Waschlösung regeneriert bzw. ausgetauscht oder der saure Wäscher generell auf Funktion überprüft werden muss.

Tabelle 5-47: Komponentenspezifische CO₂-eq. VATV 5 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-46.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ -eq./Mg]							
	CH ₄		NH ₃		N ₂ O		Summe	
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten								
Separierung Gärrest	4	6	1	1	1	1	5	9
Presswassertank	23	168	1	0	1	4	25	172
Gärrestlager flüssig	2	-	0	-	0	-	2	-
Rotte	1	-	0	-	0	-	1	-
Vor Biofilter, vor saurem Wäscher	64	80	1	1	8	13	72	94
Vor Biofilter, nach saurem Wäscher	59	-	0	-	7	-	67	-
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen								
Nach Biofilter	49	75	0	0	8	16	57	91

5.11 Feststoffvergärungsanlage VAFV 1

5.11.1 Anlagenbeschreibung

In dieser Bioabfallverwertungsanlage werden kommunale Bioabfälle und Grünschnittabfälle behandelt. Die Hälfte der angelieferten Bioabfälle wird in einem Feststofffermenter behandelt. Der Gärrest wird mit der anderen Hälfte Bioabfall und den Grünabfällen in einem geschlossenen, zwangsbelüfteten Kompostierungsverfahren zu einem Fertigkompost mit dem Rottegrad V verarbeitet. Das erzeugte Biogas wird in einem BHKW verstromt. Die Abwärme wird intern für den Prozess und extern zur Versorgung öffentlicher Gebäude über eine Fernwärmeleitung genutzt.

In der Abbildung 5-15 sind die allgemeinen Verfahrensschritte dargestellt.

Erfasst über eine Fahrzeugwaage werden die Bioabfälle in der Anlieferungs- und Konditionierungshalle abgegeben. Fünfzig Prozent des kommunalen Bioabfalls werden mit Gärrest im Verhältnis 1:1 vermischt, um den nichtaktiven frischen Bioabfall mit Bakterienkulturen des anaeroben Abbaus anzupflanzen. Mit Hilfe eines Radladers wird das Substrat in eine Fermenterbox eingebracht. Die Feststofffermentationsanlage besteht aus mehreren Fermenterboxen, welche zeitversetzt im Batchverfahren betrieben werden, um einen kontinuierlichen Biogasbildungsprozess zu gewährleisten. Nach einer Verweilzeit von ca. 28 Tagen, unter mesophilen Bedingungen bei 37 °C bis 39 °C, wird der Garagenfermenter geöffnet. Das Material wird zur einen Hälfte in Aerobisierungsboxen deaktiviert und zur anderen Hälfte als Impfmateriale für einen neuen Vergärungsprozess verwendet. Der aerobisierte Gärrest wird mit frischen Bioabfällen und zerkleinertem Grünabfall vermischt. Nach einer weiteren Auffaserung und Zerkleinerung werden Störstoffe durch einen Magnetabscheider und eine Siebtrommel entfernt. Das so aufbereitete Rottematerial wird über ein Bandsystem in eine gekapselte Rottehalle transportiert. Als Tafelmiete aufgesetzt reift der Kompost während einer Rottezeit von ca. acht Wochen zu einem Rottegrad V. Die gleichmäßige Versorgung mit Sauerstoff erfolgt dabei durch Saug- und Druckbelüftung über eine gelochte Bodenplatte und Abzugsschächte. Einmal pro Woche wird die Miete automatisch gewendet und neu aufgesetzt. Die Hygienisierung des gesamten Bioabfalls findet bei 70 °C im aeroben Stadium Hauptrotte statt. Ist der Kompost ausgereift, wird er in eine nächste Halle zur Konfektionierung transportiert und dort bis zur Abholung gelagert. Sämtliche Abluftströme werden zusammengefasst und durch einen Flächenbiofilter behandelt, bevor sie in die Atmosphäre gelangen.

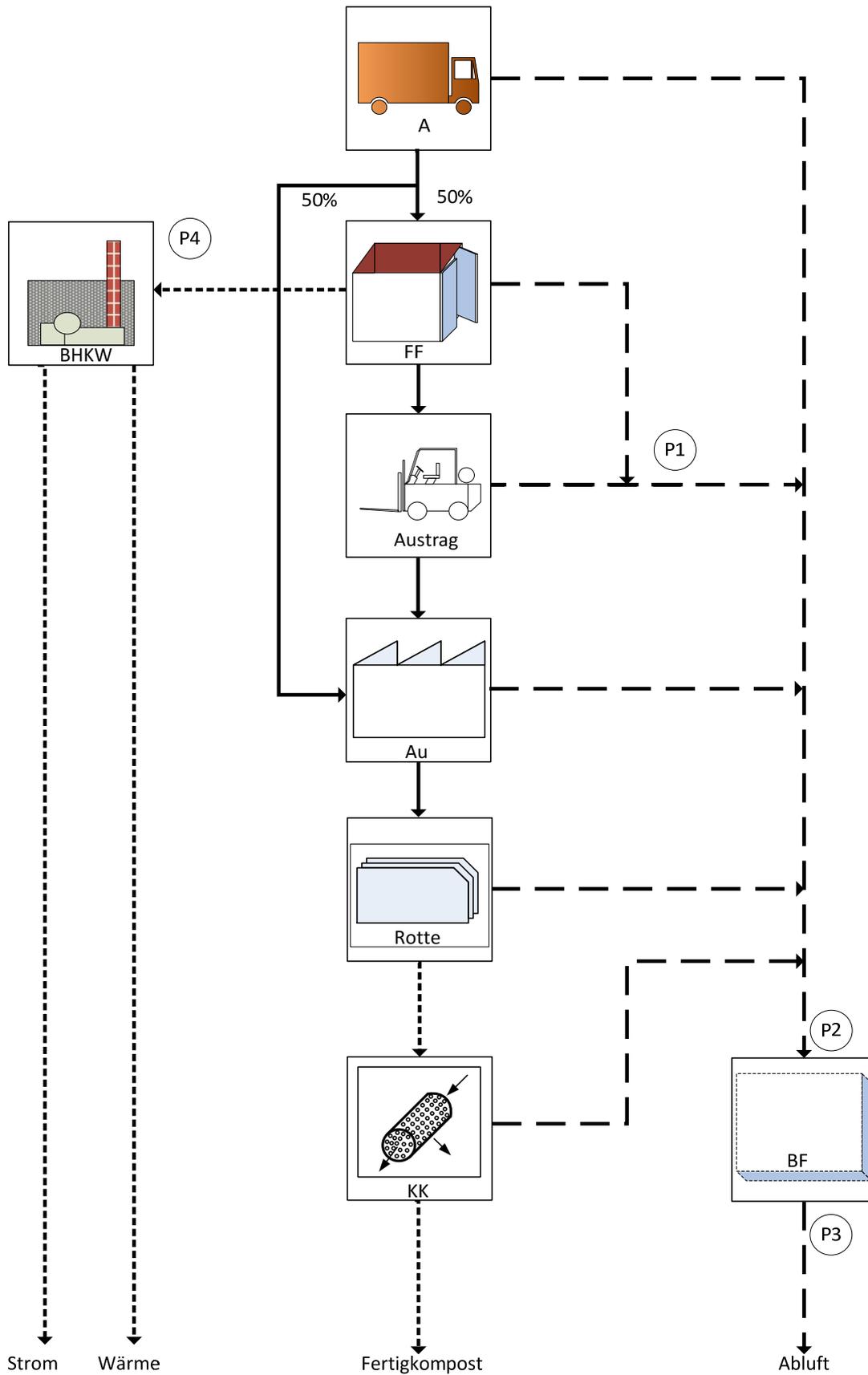


Abbildung 5-15: Fließschema der Feststoffvergärungsanlage VAFV 1.

5.11.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Die Anlage wurde auf klimarelevanten Emissionen in zwei Messphasen im Zeitraum Juni und Dezember des Jahres 2010 und in einer Messphase im Mai 2012 untersucht.

Tabelle 5-48: Messstellenzuordnung und Messdauer VAFV 1.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer in h		
			06/2010	12/2010	05/2012
P1	Fermenter	Gefasste Abgase bei Eintrag und Austrag Fermenter	14	9	-
P2	Vor Biofilter	Gefasste Emissionen der Anlage vor dem Biofilter	170	191	207
P3	Nach Biofilter	Gefasste Emissionen der Anlage nach Behandlung durch den Biofilter	170	191	207
P4	BHKW	Gefasste Emissionen aus dem Abgasrohr BHKW	3,5	5	-

Da aus technischen Gründen nur zwei PNS gleichzeitig untersucht werden konnten, wurde im Vorfeld der Messungen der Wirkungsgrad des Biofilters bezüglich der einzelnen Komponenten bestimmt. Dann wurden in der ersten und zweiten Messphase die Emissionen Fermenterwechsel PNS Fermenter (P1) und PNS vor Biofilter gleichzeitig gemessen. Die Ergebnisse zu der PNS nach Biofilter wurden anhand der im Vorfeld bestimmten Wirkungsgrade rechnerisch ermittelt. Die komponentenspezifischen Emissionsfaktoren, die das Rotteverfahren und den Fermenterwechsel einschließen, wurden aus den Einzelwerten ebenfalls rechnerisch ermittelt. In Messphase 05/212 wurde direkt vor und nach Biofilter gemessen. Der Fermenterwechsel wurde in dieser Messphase nicht extra aufgenommen.

Nachfolgend sind die Mittelwerte der messtechnisch erfassten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen und Massenströme in Tabelle 5-49 und Tabelle 5-50 aufgeführt.

Tabelle 5-49: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen VAFV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentrationen in mg/m ³								
	CH ₄			NH ₃			N ₂ O		
	M I	M II	M III	M I	M II	M III	M I	M II	M III

gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten

Fermenterwechsel Messung 1	98	83	-	36	8,4	-	16	0,1	-
Fermenterwechsel Messung 2	136	151	-	36	8,4	-	10	0,7	-
Vor Biofilter nur Rotte	10	53	-	9,3	4,7	-	2,1	0,8	-
Vor Biofilter Rotte und Fermenter	-	-	21	-	-	-	-	-	1,9

Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen

Nach Biofilter nur Rotte	8,1	53	-	1,2	2,1	-	3,0	1,4	-
Nach Biofilter Rotte und Fermenter	-	-	21	-	-	-	-	-	2,6
BHKW	965	895	-	-	1,7	-	1,2	2,1	-

-

Tabelle 5-50: Komponentenspezifische Massenströme VAFV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme in g/h								
	CH ₄			NH ₃			N ₂ O		
	M I	M II	M III	M I	M II	M III	M I	M II	M III

gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten

Fermenterwechsel Messung 1	2.684	2.275	-	973	230	-	428	2,9	-
Fermenterwechsel Messung 2	3.726	4.117	-	973	230	-	263	20	-
Vor Biofilter nur Rotte	833	4.255	-	740	377	-	263	67	-
Vor Biofilter Rotte und Fermenter	-	-	1.849	-	-	-	-	-	167

Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen

Nach Biofilter nur Rotte	644	4.207	-	96	166	-	236	109	-
Nach Biofilter Rotte und Fermenter	-	-	1.807	-	-	-	-	-	223
BHKW	1.254	842	-	-	1,6	-	1,5	2,0	-

5.11.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-51 sind die sich aus Tabelle 5-49 und Tabelle 5-50 ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-52 wurden aus den Werten der Tabelle 5-51 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet. In Tabelle 5-53 und Tabelle 5-54 sind vergleichend die komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messphase für vor und nach Biofilter dargestellt. In den Werten sind alle Abluftströme, welche über den Biofilter geleitet werden enthalten.

Tabelle 5-51: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren VAFV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]								
	CH ₄			NH ₃			N ₂ O		
	M I	M II	M III	M I	M II	M III	M I	M II	M III
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten									
Fermenterwechsel Messung 1	32	42	-	12	4,2	-	5,2	0,1	-
Fermenterwechsel Messung 2	178	82	-	46	4,6	-	13	0,4	-
Vor Biofilter nur Rotte	143	1.787	-	127	158	-	29	28	-
Vor Biofilter Rotte und Fermenter	-	-	334	-	-	-	-	-	30
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter nur Rotte	110	1.767	-	17	70	-	41	46	-
Nach Biofilter Rotte und Fermenter	-	-	326	-	-	-	-	-	40
BHKW	602	337	-	-	0,6	-	0,7	0,8	-

Die Verweilzeit des Substrates im Garagenfermenter beträgt durchschnittlich 28 Tage. In zwei Batchversuchen wurde ein relatives Restgaspotenzial von 12 % und 17 % festgestellt (Abschnitt 5.14.4.).

Alle Verfahrensbereiche sind eingehaust und die Abluftströme werden über den Biofilter geführt. Auf dem Biofilter lastet eine Grundbelastung bestehend aus der Abluft Rottehalle, Anlieferung und Konfektionierung. In Intervallen wird der Biofilter zusätzlich durch die Emissionen, welche beim Ein- und Austrag aus den Fermenterboxen entstehen, belastet.

In Messphase 06/2010 und 05/2012 wurden Gesamtemissionsfaktoren nach Biofilter mit 21 und 20 kgCO₂-eq./Mg ermittelt. In Messphase 12/2010 wurde ein Wert von 60 kgCO₂-eq./Mg bestimmt. Aus den Einzelmessungen wird ersichtlich, dass der größte Anteil in der Grundbelastung entstand, d.h. Ein- und Austrag des Materials aus den Fermentern ist nicht Ursache der erhöhten Emissionen. Was die Ursache der erhöhten Emissionen war, konnte nicht festgestellt werden.

Tabelle 5-52 Komponentenspezifische CO₂-eq. VAFV 1 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-51.

PNS	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ -eq./Mg]											
	CH ₄			NH ₃			N ₂ O			Summe		
	M I	M II	M III	M I	M II	M III	M I	M II	M III	M I	M II	M III
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten												
Fermenterwechsel Messung 1	1	1	-	0	0	-	2	0	-	2	1	-
Fermenterwechsel Messung 2	4	2	-	0	0	-	4	0	-	8	2	-
Vor Biofilter nur Rotte	4	45	-	0	0	-	9	8	-	13	54	-
Vor Biofilter Rotte und Fermenter	-	-	8	-	-	-	-	-	9	-	-	17
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen												
Nach Biofilter nur Rotte	3	44	-	0	0	-	12	14	-	15	58	-
Nach Biofilter Rotte und Fermenter	-	-	8	-	-	-	-	-	12	-	-	20
BHKW	15	8	-	-	0	-	0	0	-	15	9	-

Aus Tabelle 5-53 und Tabelle 5-54 ist zudem erkennbar, dass sich in jeder Messphase die Lachgasemissionen nach Biofilter im Bereich um drei kgCO₂-eq./Mg bis sechs kgCO₂-eq./Mg erhöhen. Mit der Nachrüstung eines sauren Wäschers könnten diese Emissionen reduziert werden.

Tabelle 5-53: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren vor und nach Biofilter VAFV 1.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]			
	Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind				
Vor Biofilter 06/2010	442	248	156	38
Vor Biofilter 12/2010	1676	1849	163	28
Vor Biofilter 05/2012	450	334	-	30
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen				
Nach Biofilter 06/2010	290	192	20	53
Nach Biofilter 12/2010	1192	1830	72	47
Nach Biofilter 05/2012	263	326	-	40

Tabelle 5-54: Komponentenspezifische CO₂-eq. VAFV 1 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-53.

PNS	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ -eq./Mg]			
	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	Summe
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten				
Vor Biofilter 06/2010	6	0	11	18
Vor Biofilter 12/2010	46	0	8	55
Vor Biofilter 05/2012	8	-	9	17
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen				
Nach Biofilter 06/2010	5	0	16	21
Nach Biofilter 12/2010	46	0	14	60
Nach Biofilter 05/2012	8	-	12	20

5.12 Feststoffvergärungsanlage VAFV 2

5.12.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VAFV 2 werden kommunale Bioabfälle und Grünschnittabfälle verwertet. Ungefähr dreißig Prozent der angelieferten Bioabfälle werden zur Biogasgewinnung in einer Feststofffermentationsanlage behandelt. Der Gärrest wird mit dem frischen Bioabfall und den Grünschnittabfällen in einem geschlossenen, belüfteten und unbelüfteten Rotteprozess zu einem Frischkompost mit Rottegrad II bis III weiterbehandelt. Das produzierte Biogas wird verstromt, die dabei entstehende Abwärme wird intern und extern über ein Nahwärmenetz zur Gebäudeversorgung genutzt. In der Abbildung 5-16 sind die allgemeinen Verfahrensschritte dargestellt.

Eine Fahrzeugwaage erfasst die angelieferte Menge Bioabfall. In der Aufbereitungshalle wird der Bioabfall gesiebt, zerkleinert und von Störstoffen wie Metallen und Nichtmetallen befreit. Mit Radladern wird etwa ein Drittel des aufbereiteten Bioabfalls anteilig mit frischem Gärrest gemischt und in einen von mehreren Fermentertunnel eingebracht. Im Batchverfahren verbleibt das Substrat ca. drei Wochen im Fermenter. Ein kontinuierlich arbeitender Perkolatkreislauf gewährleistet neben der Nährstoffversorgung der Bakterien einen mesophilen Temperaturbereich von 40 °C bis 42 °C.

Per Radlader wird der Garagenfermenter entleert. Der Gärrest wird mit den frischen, zerkleinerten Bioabfällen und Grünabfällen vermischt und über ein automatisches Band- und Einfahrtwagensystem in einen geschlossenen, aktiv belüfteten Intensivrottetunnel eingetragen. Eine gleichmäßige Versorgung des Rottegutes mit Sauerstoff erfolgt druckbelüftet über Bodendüsen. Während einer Rottezeit von ca. drei Wochen wird das Material einmal gewendet, indem es in einen anderen Intensivrottetunnel umgesetzt wird. Die Umsetzung des Rottematerials bzw. der Austrag des Rottematerials erfolgt automatisch über ein Tunnelaustragsgerät und Transportbänder. Anfallendes Sickerwasser wird gesammelt und als Prozesswasser bei der Fermentation eingesetzt. Nach dem Intensivrotteverfahren wird das Rottegut in einer geschlossenen Nachrotte (Tafelmiete), welche saugbelüftet wird, über einen Zeitraum von zwei bis vier Wochen, weiterbehandelt. Während dieser Zeit wird die Miete einmal umgesetzt. Nach Ablauf dieser Nachrotte besteht bei Bedarf die Möglichkeit das Rottematerial auf einem überdachten, unbelüfteten Nachrottefeld in Form von Dreiecksmieten für zwei Wochen reifen zu lassen, um Fertigkompost zu erzeugen. In den meisten Fällen wird das Rottematerial aber gleich nach der ersten Nachrotte mittels Radlader zur Konfektionierung transportiert. Nach der Behandlung durch eine Siebtrommel steht das Endprodukt Frischkompost zur Verfügung. Ausgeschiedene Stoffe werden als Strukturmaterial im Rotteprozess wiederverwendet. Die Abluftströme der Anlieferung, der Aufbereitung, bei offenen Fermentertoren, der geschlossenen Rotten und der Kompostkonfektionierung werden über Flächenbiofilter geführt. Durch einen sauren Wäscher wird nur der auftretende Abluftstrom bei Beladung und Entleerung der Fermenter geleitet.

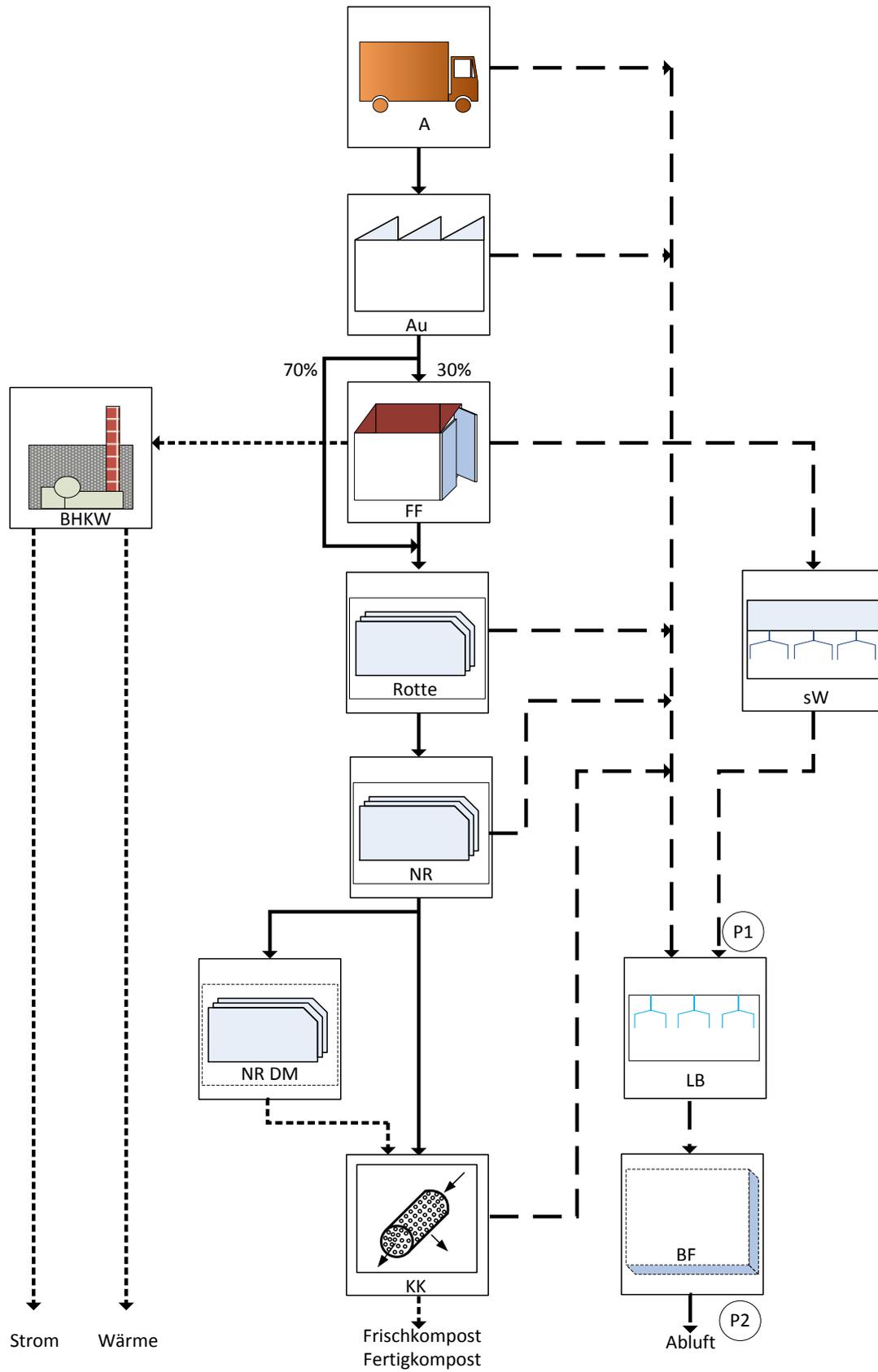


Abbildung 5-16: Fließschema der Feststoffvergärungsanlag VAFV 2.

5.12.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

In vorhergehenden Projekten, welche die gewitra durchführte, wurden klimarelevante Emissionen in den Zeiträumen Dezember 2007 und Juni 2008 untersucht. Im Rahmen des Projektes wurde die Anlage im Mai 2010 beprobt.

Tabelle 5-55: Messstellenzuordnung und Messdauer VAFV 2.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]		
			12/2007	06/2008	05/2010
P1	Vor Biofilter	Gefasste Emissionen der Anlage vor dem Biofilter	523	452	119
P2	Nach Biofilter	Gefasste Emissionen der Anlage nach Behandlung durch den Biofilter	2	451	2

Im Vergleich zu Messphase 06/2008 wurden während der Messphase 12/2007 rund 50 % weniger Bioabfälle verarbeitet. In Messphase 06/2008 wurden wiederum 10 % weniger Bioabfälle im Vergleich zu Messphase 05/2010 behandelt.

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Nachrotte Dreiecksmiete,

In den beiden nachfolgenden Tabellen sind die komponentenspezifischen Massenkonzentrationen und Volumenströme aufgelistet.

Tabelle 5-56: Komponentenspezifische Massenkonzentration, VAFV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]				
	Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind					
Vor Biofilter 12/2007	MIN	112	135	56	0,3
	MAX	1139	897	66	5,2
	MW	282	288	63	2,4
Vor Biofilter 06/2008	MIN	152	113	28	0,0
	MAX	435	429	43	3,9
	MW	272	279	37	1,2
Vor Biofilter 05/2010	MIN	260	288	72	0,3
	MAX	637	655	141	3,7
	MW	333	380	107	1,1
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 12/2007	MIN	96	129	1,8	2,4
	MAX	977	858	2,1	41
	MW	242	275	2,0	19
Nach Biofilter 06/2008	MIN	102	109	35	0,3
	MAX	994	933	56	6,1
	MW	360	407	49	2,3
Nach Biofilter 05/2010	MIN	236	265	6,8	0,8
	MAX	578	601	13	11
	MW	302	349	10	3,1

Tabelle 5-57: Komponentenspezifische Massenströme, VAFV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]				
		Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind					
Vor Biofilter 12/2007	MIN	9116	11035	4572	25
	MAX	93082	73282	5384	425
	MW	23057	23495	5109	196
Vor Biofilter 06/2008	MIN	16011	11882	2888	0,0
	MAX	45662	45046	4514	411
	MW	28544	29297	3858	123
Vor Biofilter 05/2010	MIN	28654	31713	7928	33
	MAX	70025	72030	15505	412
	MW	36598	41853	11717	122
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 12/2007	MIN	7820	10555	148	194
	MAX	79853	70094	174	3310
	MW	19780	22473	165	1523
Nach Biofilter 06/2008	MIN	10723	11412	3679	29
	MAX	104355	97994	5883	641
	MW	37830	42700	5112	239
Nach Biofilter 05/2010	MIN	26007	29104	751	93
	MAX	63555	66103	1469	1161
	MW	33217	38409	1110	345

5.12.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-58 sind die sich aus Tabelle 5-56 und Tabelle 5-57 ergebenden komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-59 wurden aus den Werten der Tabelle 5-58 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Tabelle 5-58: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VAFV 2.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]				
	Gesamt-C	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind					
Vor Biofilter 12/2007	MIN	2079	2517	1043	5,7
	MAX	21228	16712	1228	97
	MW	5258	5358	1165	45
Vor Biofilter 06/2008	MIN	1875	1391	338	0,0
	MAX	5346	5274	528	48
	MW	3342	3430	452	14
Vor Biofilter 05/2010	MIN	3009	3330	832	3,5
	MAX	7353	7563	1628	43
	MW	3843	4395	1230	13
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen					
Nach Biofilter 12/2007	MIN	1783	2407	34	44
	MAX	18211	15985	40	755
	MW	4511	5125	38	347
Nach Biofilter 06/2008	MIN	1255	1336	431	3,4
	MAX	12217	11472	689	75
	MW	4429	4999	599	28
Nach Biofilter 05/2010	MIN	2731	3056	79	10
	MAX	6673	6941	154	122
	MW	3488	4033	117	36

Von Messphase zu Messphase verringerten sich die klimarelevanten Emissionen von 232 kgCO₂eq./Mg in der ersten Messphase bis auf 112 kgCO₂-eq./Mg in der letzten Messphase. Die Emissionen klimarelevanter Gase sind aber dennoch sehr hoch. Mögliche Optimierungen können hier die Verlängerung der Verweilzeit der Bioabfälle im Fermenter und eine gründliche Aerobisierung der für die Kompostierung verwendeten Gärrückstände sein.

Bei der Beprobung der Anlage wurde festgestellt, dass der als Luftbefeuchter verwendete Behälter zugleich als Prozesswasserspeicher diene. Das erklärt unter Umständen den starken Methananstieg von 3,3 kgCH₄/Mg an der PNS vor Biofilter auf 4,4 kgCH₄/Mg an der PNS nach Biofilter in der Messphase 06/2008, da es hier bei entsprechender Aktivität des Prozesswassers zu zusätzlicher Anreicherung der Abluftströme kommen kann.

In jeder Messphase erhöhten sich die komponentenspezifischen Emissionsfaktoren für N₂O um mindestens das Doppelte. Der saure Wäscher sollte direkt vor dem Biofilter angeordnet sein, bis jetzt fasste er nur die Abluftströme Beladung und Entleerung Fermenter.

Tabelle 5-59: Komponentenspezifische CO₂-eq. VAFV 2 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-58.

PNS	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ -eq./Mg]			
	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	Summe
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten				
Vor Biofilter 12/2007	134	3	13	151
Vor Biofilter 06/2008	86	1	4	91
Vor Biofilter 05/2010	110	4	4	117
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen				
Nach Biofilter 12/2007	128	0	104	232
Nach Biofilter 06/2008	125	2	8	135
Nach Biofilter 05/2010	101	0	11	112

5.13 Feststoffvergärungsanlage VAFV 3

5.13.1 Anlagenbeschreibung

In der Bioabfallbehandlungsanlage VAFV 3 werden kommunale Bioabfälle, Grünschnittabfälle und gewerbliche Speisereste wie Brot und Backwaren verwertet. Der größte Teil dieser Bioabfälle wird zur Biogasgewinnung in einem Feststofffermenter behandelt. In einem anschließenden belüfteten Rotteprozess und einer folgenden offenen, unbelüfteten Nachrotte werden die Gärreste und die als Strukturmaterial vorgehaltenen Grünabfälle zu einem Fertigkompost des Rottegrades V verarbeitet. Das produzierte Biogas wird über eine Mikrogasleitung zu einem Satelliten-BHKW geliefert. Der erzeugte Strom wird eingespeist und die anfallende Wärme wird an ein Nahwärmenetz zur Versorgung öffentlicher Gebäude und Wohngebäude übergeben.

In der Abbildung 5-17 sind die allgemeinen Verfahrensschritte dargestellt.

Erfasst werden die Bioabfälle mit einer Fahrzeugwaage. Danach werden diese in einem offenen Flachbunker gelagert. Ungefähr 90 % dieser Bioabfälle, d.h. alles außer Grünschnitt, werden mit frischem Gärrest angeimpft und durch einen Radlader in einen von mehreren Feststofffermentern eingestapelt. Durch einen kontinuierlich laufenden Perkolatkreislaufl wird das Substrat während der rund dreiwöchigen anaeroben Behandlung im Batchverfahren mit Nährstoffen versorgt und im mesophilen Bereich von 40 °C bis 42 °C abgebaut. Die nicht zum Animpfen des frisch angelieferten Bioabfalls benutzten Gärreste werden mit Grünschnitt bzw. Strukturmaterial vermischt. Danach erfolgt eine drei bis vierwöchige Rotte unter semipermeablen Membranfolien. Diese Mieten befinden sich unter einem Schleppdach. Die Sauerstoffzufuhr erfolgt druckbelüftet durch den Mietenfuß. Bei Temperaturen von ca. 80 °C werden die Rottematerialien hygienisiert. Nach Ablauf der Hauptrotte reift das Material in einem sechs- bis achtwöchigen Nachrotteprozess zu Fertigkompost, der am Ende des Behandlungsprozesses konfektioniert wird. Für die Nachrotte werden unter einer überdachten Fläche natürlich belüftete Dreiecksmieten aufgeschichtet. Einmal pro Woche erfolgt die Materialwendung. Auf dieser Anlage werden die Abluftströme der Anlieferungshalle und die beim Vorgang des Abfahrens der Feststofffermenter belasteten Abluftströme in einem Abluftkanal gefasst und über einen Luftbefeuchter mit Biofilter geführt. Alle anderen Verfahrensschritte wirken als diffuse Emissionsquellen direkt auf die Atmosphäre.

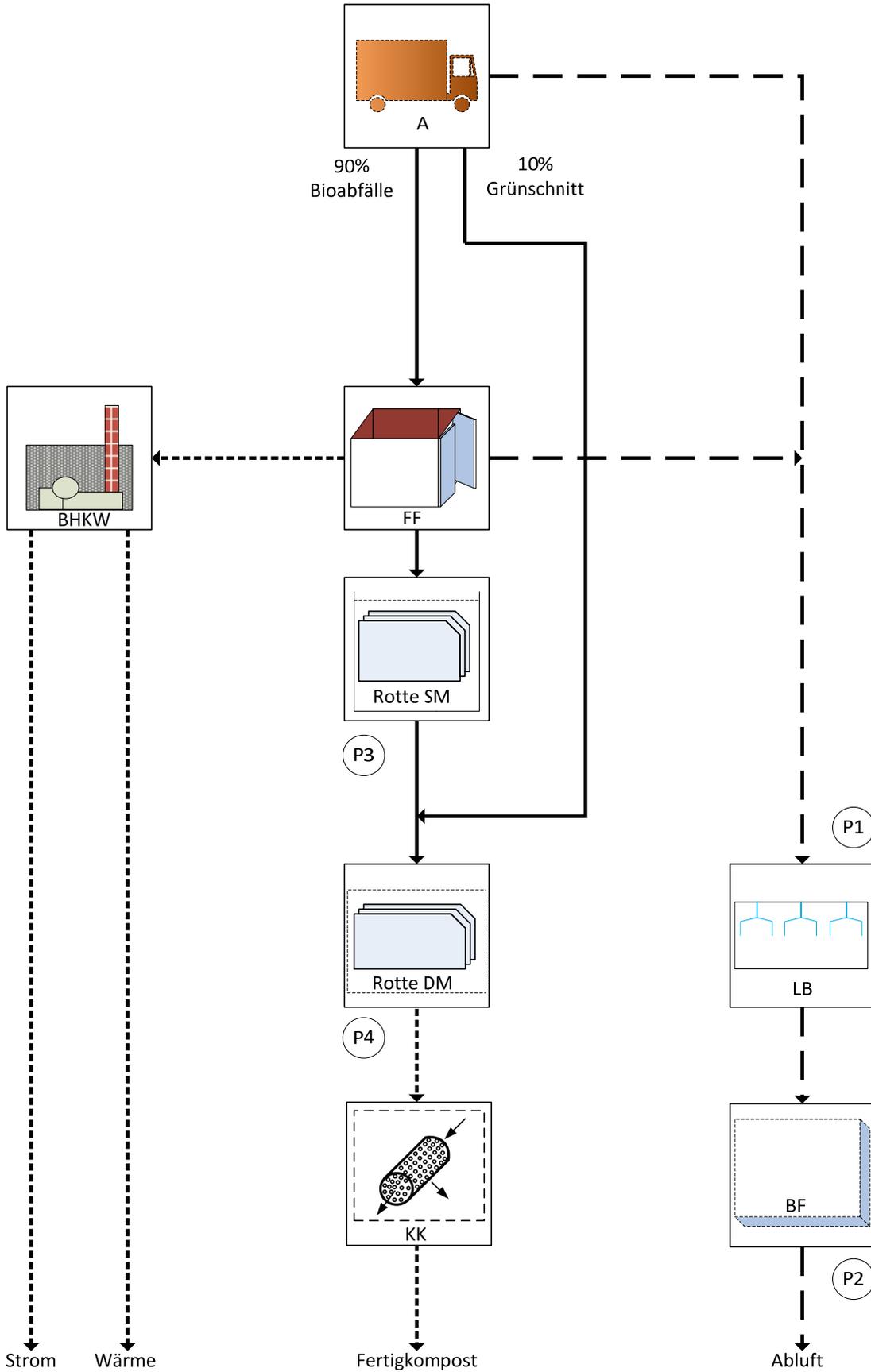


Abbildung 5-17: Fließschema der Feststoffvergärungsanlage VAFV 3.

5.13.2 Emissionsmessung und Messergebnisse

Die Anlage wurde im September 2010 und im März 2011 auf klimarelevante Emissionen hin untersucht.

Tabelle 5-60: Messstellenzuordnung und Messdauer VAFV 3.

Nr.	Bezeichnung	Emissionsseitige Zuordnung	Messdauer [h]	
			09/2010	03/2011
P1	Vor Biofilter	Gefasste Abgase bei Beendigung des Vergärungsprozesses (Abfahren) im Fermenter vor dem Biofilter	188	318
P2	Nach Biofilter	Gefasste Abgase bei Beendigung des Vergärungsprozesses (Abfahren) im Fermenter nach Behandlung durch den Biofilter	188	318
P3	Rotte Semipermeable Membran	Diffuse Emissionen während des Rotteprozesses	240	384
P4	Rotte Dreiecksmiete	Diffuse Emissionen während des Rotteprozesses	240	384

Im Vergleich zu Messphase 09/2010 wurden in Messphase 03/2011 ca. 50 % weniger Bioabfälle behandelt.

Folgende Emissionsquellen wurden messtechnisch nicht erfasst:

- Gefasste Emissionsquelle: Abgasstrom BHKW
- Diffuse Emissionsquelle: Beschickung und Austrag Fermenter, Konfektionierung Kompost

Für die Emissionsmessungen auf der Rotte mit semipermeabler Membran wurden in beiden Messphasen vier Abschnitte ausgewählt, die sich durch die jeweilige Rottezeit, d. h. Alter des Mietenabschnittes bzw. des Rottematerials, unterscheiden. Die Messabschnitte im Zeitraum 09/2010 entsprachen einer Rottezeit von 0,5, 1, 2 und 3 Wochen. Im Zeitraum 03/2011 entsprachen die untersuchten Abschnitte Rottezeiten von 0,5, 3, 5 und 6 Wochen.

Für die Emissionsmessungen auf der Dreiecksmiete wurden in der ersten Messphase vier Abschnitte und in der zweiten Messphase drei Abschnitte auf Emissionen hin untersucht. Die Messabschnitte entsprachen im Zeitraum 09/2010 sechs, zehn, 17 und 18 Wochen und im Zeitraum 03/2011 acht, neun und 18 Wochen.

Nachfolgend sind die ermittelten komponentenspezifischen Massenkonzentrationen (Tabelle 5-61) und sich ergebenden Massenströme (Tabelle 5-62) dargestellt.

Tabelle 5-61: Komponentenspezifische Massenkonzentration ohne offene Rotte, VAFV 3.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Vor Biofilter	MIN	38	41	29	28	3,6	2,0	0,0	0,3
	MAX	324	277	241	276	5,1	3,5	5,0	2,6
	MW	77	78	56	62	4,1	2,6	1,4	1,7
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	31	31	28	28	2,0	2,0	0,0	0,3
	MAX	422	215	379	241	4,0	2,0	4,4	2,6
	MW	65	58	53	56	2,7	2,0	1,4	1,8

Tabelle 5-62: Komponentenspezifische Massenströme ohne offene Rotte, VAFV 3.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Massenströme [g/h]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Vor Biofilter	MIN	12	18	17	38	6,1	8,1	0,4	0,0
	MAX	7041	4935	8711	4796	125	133	151	28
	MW	438	512	520	520	65	71	16	3,5
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	11	40	15	51	5,5	5,5	2,3	1,3
	MAX	6436	3672	8171	4671	135	26	118	28
	MW	399	375	509	477	70	16	21	8,0

5.13.3 Bewertung der Emissionen

In Tabelle 5-63 sind die komponentenspezifischen Emissionsfaktoren je Messstelle und Messphase aufgelistet. In der darauffolgenden Tabelle 5-64 wurden aus den Werten der Tabelle 5-63 die Kohlendioxidäquivalente zu den entsprechenden PNS gebildet.

Tabelle 5-63: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VAFV 3.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]								
	Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O		
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II	
Gefasste Emissionsquellen, welche im Abgasstrom Biofilter enthalten sind									
Vor Biofilter	MIN	6,8	19	9,0	40	3,3	8,5	0,2	0,0
	MAX	3816	5182	4721	5036	68	140	82	30
	MW	237	538	282	546	35	74	8,8	3,6
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen									
Nach Biofilter	MIN	6,2	42	8,3	53	3,0	5,7	1,2	1,3
	MAX	3488	3856	4428	4905	73	27	64	30
	MW	216	393	276	500	38	17	11	8,4
Rotte semipermeable Membran - Messwertangabe in Bezug auf verschiedene Rottezeitpunkte, Angabe in Wochen	0,5	-	-	46	27	479	37	0,1	0,5
	1	-	-	334	-	574	-	2,9	-
	2	-	-	426	-	635	-	14	-
	3	-	-	455	56	684	106	21	3,0
	5	-	-	-	100	-	183	-	10
	6	-	-	-	186	-	185	-	15
Rotte Dreiecksmiete - Messwertangabe in Bezug auf verschiedene Rottezeitpunkte, Angabe in Wochen	6	-	-	7881	-	1441	-	24	-
	8	-	-	-	1448	-	200	-	35
	9	-	-	-	2592	-	234	-	46
	10	-	-	9279	-	1822	-	36	-
	17	-	-	9626	-	2128	-	67	-
	18	-	-	9674	2652	2170	311	72	105

Die nach der PNS nach Biofilter ermittelten Methanemissionen in Höhe von 7 und 14 kgCO₂-eq./Mg sind größtenteils dem Abfahren der Fermenter vor Entleerung und neuer Beschickung zuzuschreiben. In einem Batchtest wurde von einer Gärrückstandsprobe dieser Anlage ein relatives Restgaspotenzial von 6 % festgestellt (Abschnitt 5.14.4). Das möglich nutzbare Biogaspotenzial wird damit schon gut ausgeschöpft. Schwerer wiegen die erfassten Emissionen aus den nach der Feststoffvergärung durchgeführten Rotteverfahren. In der vier bzw. sechswöchigen Hauptrottephase unter einer semipermeablen Membran wurden komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Höhe von 455 gCH₄/Mg und 186 gCH₄/Mg erfasst. Bei der nach sechs bzw. acht Wochen folgende Nachrotte in Form von überdachten Dreiecksmieten wurden recht hohe komponentenspezifische Emissionsfaktoren von 9674 gCH₄/Mg und 2652 gCH₄/Mg bestimmt. Eine nach dem Fermentationsvorgang durchzuführende Aerobisierungsstufe, durch die die Emissionen der nachfolgenden Rotteverfahren reduziert werden, fehlt im Prozess.

Tabelle 5-64: Komponentenspezifische CO₂-eq. VAFV 3 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-63.

Probenahmestelle	Komponentenspezifische Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten [kgCO ₂ -eq./Mg]							
	CH ₄		NH ₃		N ₂ O		Summe	
	M I	M II	M I	M II	M I	M II	M I	M II
gefasste Emissionsquellen im Abgasstrom Biofilter enthalten								
Vor Biofilter	7	14	0	0	3	1	10	15
Diffuse und gefasste anlagenspezifische Emissionsquellen								
Nach Biofilter	7	13	0	0	3	2	10	15
Rotte Semipermeable Membran	11	5	2	1	6	4	20	10
Rotte Dreiecksmiete	242	66	6	1	21	31	270	99

5.14 Spezifische Untersuchungen

5.14.1 Diffuse Emissionen durch offene Hallentore

Diffuse Emissionen (entsprechend der Definition gemäß 31. BImSchV § 2 Nr. 6) sind Emissionen in ungefassten Abgasen, die durch Fenster, Türen etc. entweichen (vergleichbar wie in der TA Luft). Die diffusen Emissionen, die im Rahmen des vorliegenden Messprogramms durch offene Hallentore ermittelt wurden, werden exemplarisch anhand von folgenden Messphasen der Anlagen VATV 4 und VAFV 1 beschrieben.

VATV 4 Messphase 11.2010

Die Emissionen des Abgasstroms der VATV 4, der den gefassten Anlagenbereich der Vergärungsstufe mit den Teilabgasströmen „Entwässerung Gärrückstand“, „Zwischenlagerung Gärrückstand flüssig“ und „Lagerung bzw. Bereitstellung Gärrückstand fest“ umfasst, sind für die Probenahmestelle vor Biofilter (vBF V) mit den Parametern Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH₄) und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) in Abbildung 5-18/Abbildung 5-18: zusammengestellt. Die Messergebnisse zeigen einen Wochenverlauf von Dienstag, 16.11.2010 16:00 Uhr bis Dienstag, 23.11.2010 10:00 Uhr. Von Montag bis Samstag sinken die Emissionsmesswerte deutlich innerhalb der Tageszeiten zwischen etwa 08:00 Uhr und 17:00 Uhr.

Das Absinken der Emissionsmesswerte ist auf geöffnete Hallentore zurückzuführen, durch die einerseits Emissionen entweichen und andererseits unbelastete Umgebungsluft in den gefassten Anlagenbereich angesaugt wird. Die an der Probenahmestelle der VATV 4 messtechnisch ermittelten Emissionswerte über den Verlauf einer Woche, die in den entsprechenden Bildern zusammengestellt sind, liegen tatsächlich um den Faktor 1,15 bis 1,2 höher. Diese erhöhten Emissionswerte wurden bei der Erhebung der anlagenspezifischen Emissionsfaktoren berücksichtigt.

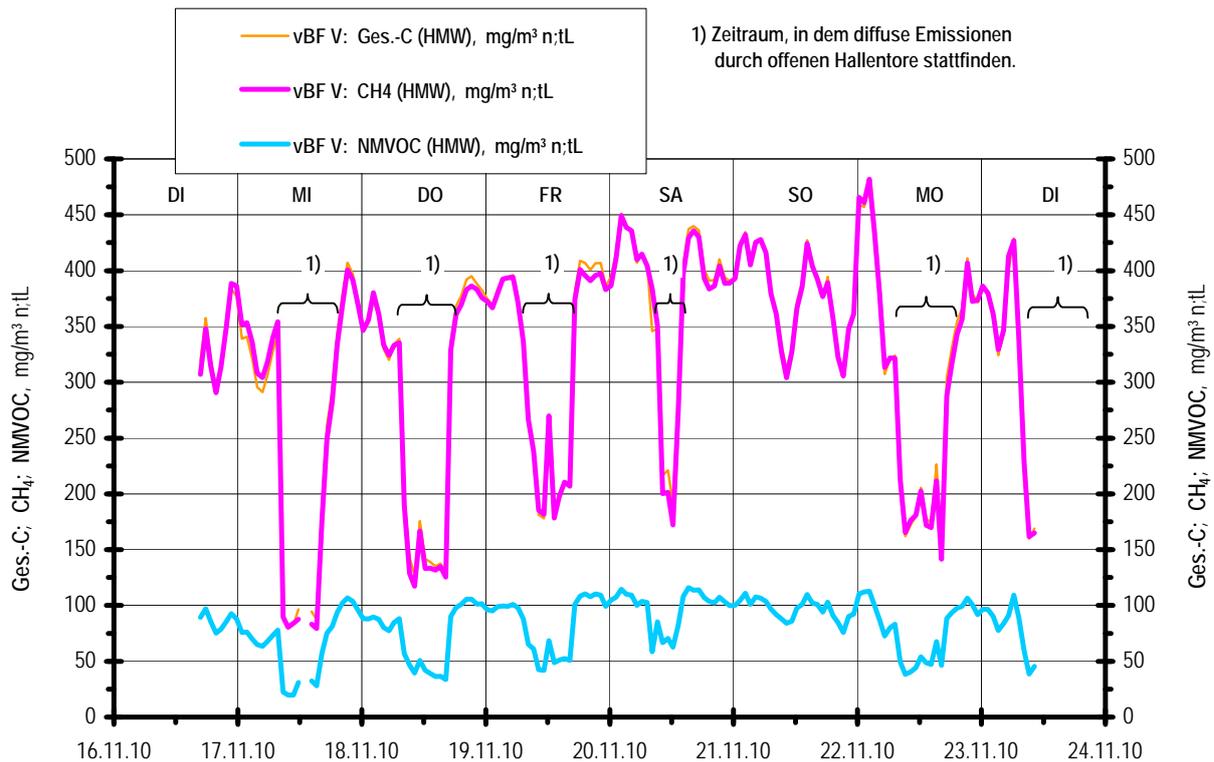


Abbildung 5-18: Erläuterung der diffusen Emissionen durch offene Hallentore am Beispiel der Vergärungsanlagen VATV 4 Abgasstrom Vergärungsstufe vor Biofilter (gewitra 2012).

VAFV 1 Messphase 2010-12

In Abbildung 5-19 sind die Emissionen der Parameter Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH₄) und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) der VAFV 1 an der Probenahmestelle Gesamtabgasstrom vor Biofilter (vBF) dargestellt. Das Absinken der Emissionsmesswerte innerhalb der mit einer 1 markierten Bereiche ist auf geöffnete Hallentore zurückzuführen, durch die einerseits Emissionen entweichen und andererseits unbelastete Umgebungsluft in den gefassten Anlagenbereich angesaugt wird.

Zudem ist bei der Anlage VAFV 1 zu berücksichtigen, dass der Gesamtabgasstrom vor Biofilter (vBF) zu einem Anteil von über 70 % den Abgasstrom aus der Rottehalle enthält. Der restliche Abgasanteil von etwa 30 % wird aus der Fermenterhalle hinzugeleitet, jedoch nur dann, wenn die Fermenter geleert und befüllt werden (so genannter „Fermenterwechsel“). In der Rottehalle werden unbehandelte Bioabfälle, die mit Gärrückständen im Verhältnis von etwa 1:1 gemischt werden, in druckbelüfteten Tafelmieten über einen Zeitraum von 8 Wochen behandelt. Die in der Rottehalle aufgesetzte Tafelmiete wird innerhalb einer Woche von einem Umsetzer durchlaufen. Die Emissionen sind somit sowohl von dem Rottezustand des jeweils umgesetzten Mietenabschnittes als auch von dem so genannten „Fermenterwechsel“ abhängig.

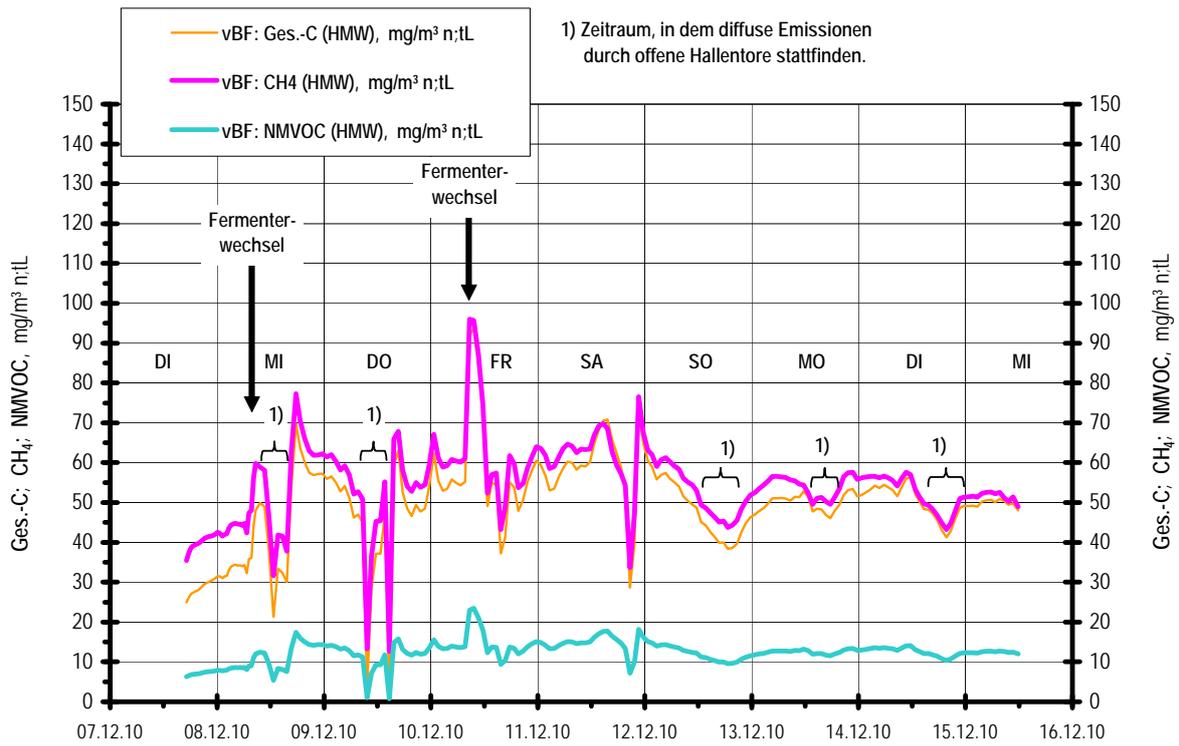


Abbildung 5-19: Erläuterung der diffusen Emissionen durch offene Hallentore am Beispiel der Vergärungsanlagen VAFV 1 Abgasstrom Rottehalle vor Biofilter (gewitra 2012).

5.14.2 BHKW-Emissionen

Da nur auf einem geringen Teil der zu untersuchenden Anlagen die treibhausgasrelevanten Emissionen aus dem BHKW gemessen werden konnten, erfolgte seitens gewitra eine Datenerhebung beruhend auf selbst durchgeführten Emissionsmessungen an 161 BHKW, welche sich auf BGA befinden und in einem Leistungsbereich von 300 kW bis 1000 kW liegen.

Emissionsfaktor Methan

Die sich aus den Messungen ergebenden Emissionsfaktoren für Methan liegen im Bereich von 7,2 gCH₄/Mg Einsatzstoff bis 15600 gCH₄/Mg Einsatzstoff. Der arithmetische Mittelwert beträgt 2030 gCH₄/Mg Einsatzstoff. Als Median wurde ein Wert von 1760 gCH₄/Mg Einsatzstoff ermittelt.

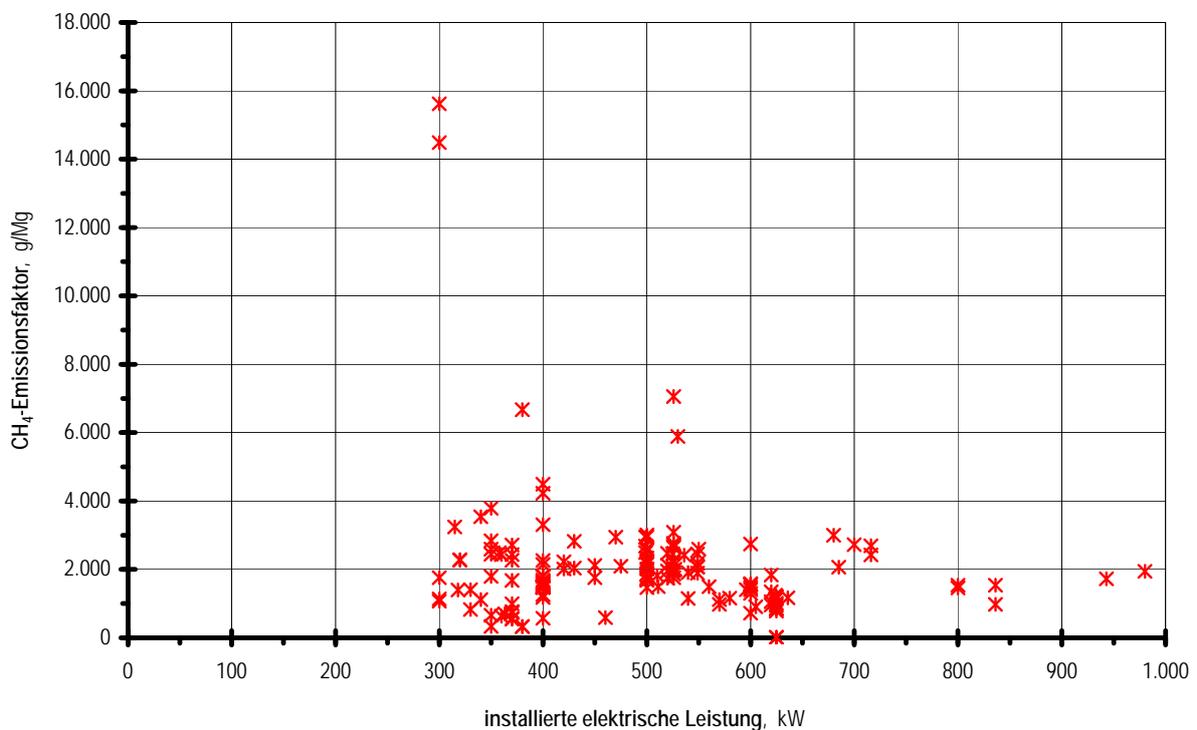


Abbildung 5-20: Emissionsfaktoren für Methan von BHKWs im Leistungsbereich zwischen 300 kW und 1.000 kW (gewitra 2012).

Emissionsfaktor Lachgas

Die sich aus den Messungen ergebenden Emissionsfaktoren für Lachgas liegen im Bereich von 0,56 gN₂O/Mg Einsatzstoff bis 72 gN₂O/Mg Einsatzstoff. Der arithmetische Mittelwert beträgt 4,6 gN₂O/Mg Einsatzstoff. Als Median wurde ein Wert von 2,1 gN₂O/Mg Einsatzstoff ermittelt.

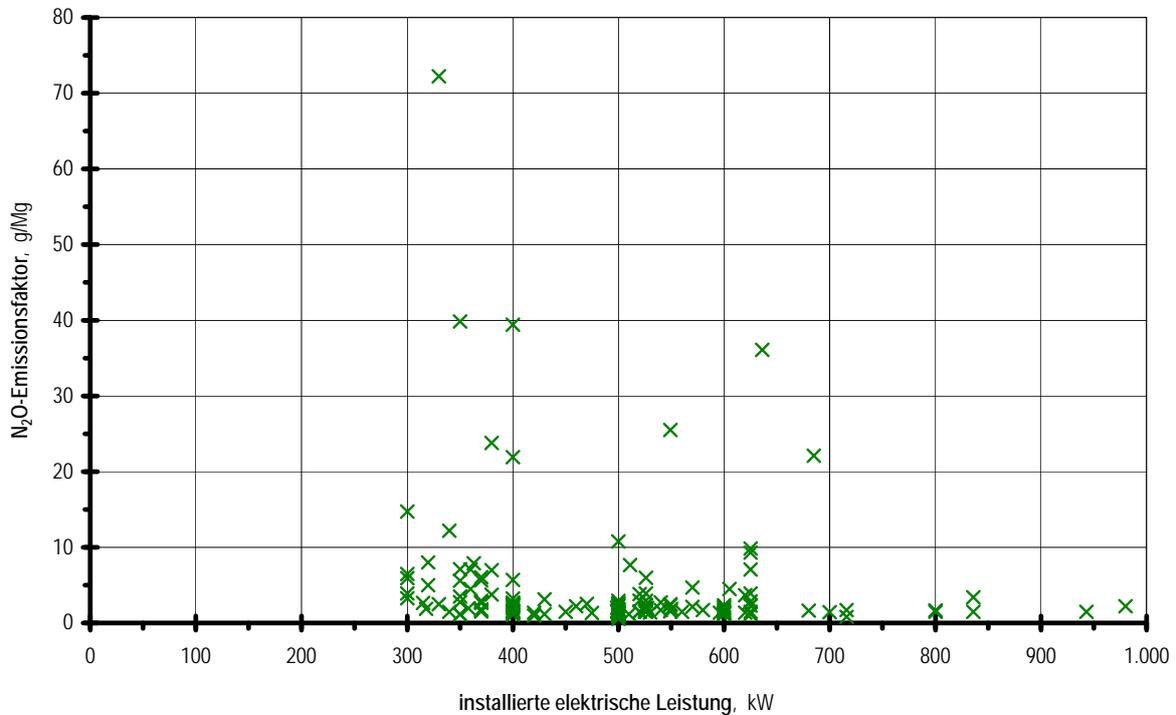


Abbildung 5-21: Emissionsfaktoren für Lachgas von BHKWs im Leistungsbereich zwischen 300 kW und 1.000 kW (gewitra 2012).

5.14.3 Emissionsverhalten einer Tunnelintensivrotte bei unterschiedlichen Belüftungsraten

Auf der Bioabfallvergärungsanlage VATV 3 konnten spezifische Untersuchungen zum Emissionsverhalten der Tunnelintensivrotte vorgenommen werden. Dazu stellte der Anlagenbetreiber zwei Rottetunnel (Tunnel 7 und Tunnel 8) zur Verfügung. Rottetunnel 7 wurde im Normalbetrieb mit einem Volumenstrom von 4800 m³/h belüftet. Am Rottetunnel 8 wurde zur Belüftung ein minimal möglicher Volumenstrom von 3900 m³/h eingestellt. Am Abluftkanal jedes Rottetunnels wurden kontinuierlich die Massenkonzentrationen von Gesamtkohlenstoff, Methan und Lachgas gemessen. Ammoniak wurde mit nasschemischem Messverfahren diskontinuierlich bestimmt.

In Tabelle 5-65 sind die Minimalwerte, Maximalwerte und Mittelwerte der bestimmten Massenkonzentrationen dargestellt. Die ermittelten Massenkonzentrationen an Probenahmestelle P10 (Tunnel 8) sind etwas geringer im Vergleich zu den Werten von Probenahmestelle P9 (Tunnel 7). Die ermittelten Massenkonzentrationen des Gesamtkohlenstoffes beider Probenahmestellen liegen durchschnittlich um das 5 bis 8-fache über den in der TA-Luft aufgeführten Wert von 50 mg/m³.

Tabelle 5-65: Komponentenspezifische Massenkonzentration der Probenahmestellen an der Abluft Tunnel 7 und Tunnel 8.

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Massenkonzentration [mg/m ³]							
		Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O	
		P9	P10	P9	P10	P9	P10	P9	P10
Abluft Tunnel- intensivrotte 7 (P9) und 8 (P10)	MIN	250	236	91	86	4,2	8,5	2,6	2,6
	MAX	2991	2145	1703	1950	152	168	120	20
	MW	489	428	238	228	99	94	8,9	4,3

Der zeitliche Verlauf der Messwerterfassung ist in den zwei nachfolgenden Abbildungen dargestellt. Während der ersten beiden Tage werden die höchsten Emissionsraten erreicht.

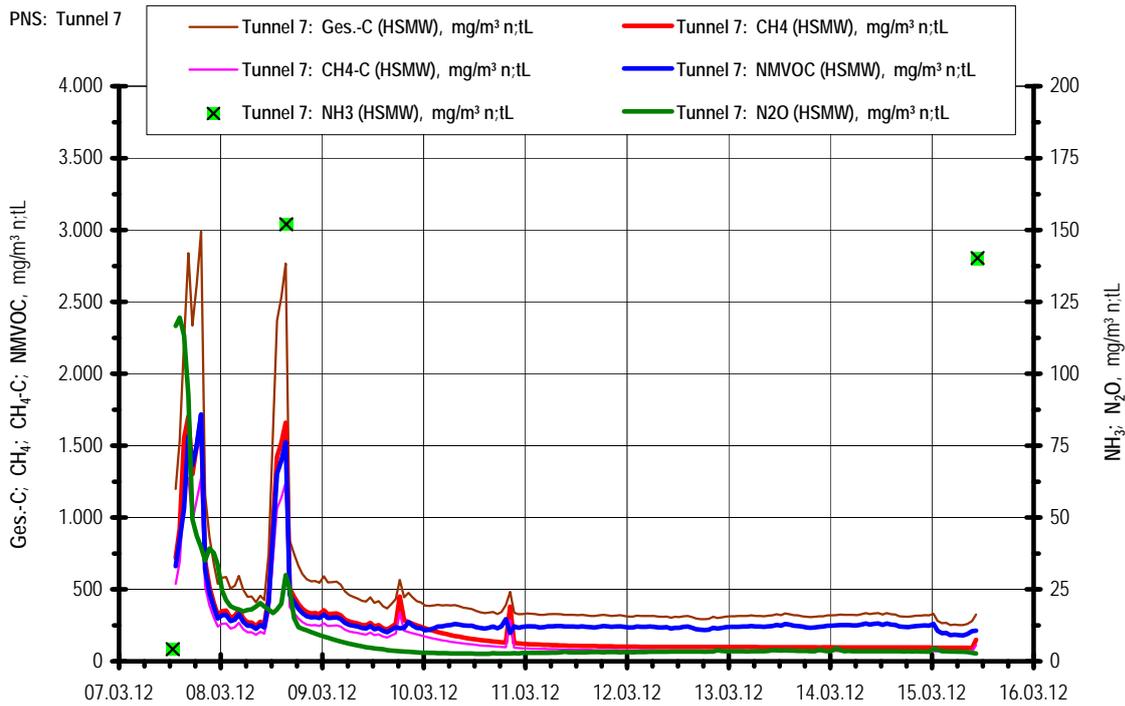


Abbildung 5-22: Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH₄), Methan-Kohlenstoff (CH₄-C), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sowie Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O); Abgasstrom Intensivrotte Tunnel 7 (gewitra 2012).

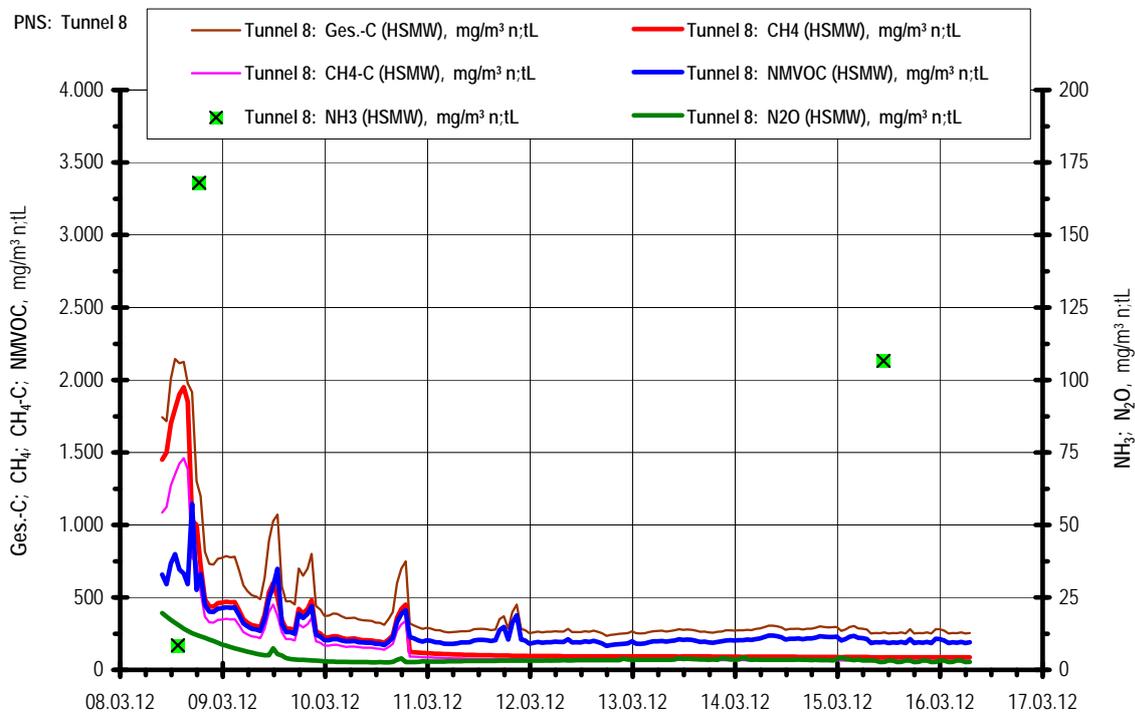


Abbildung 5-23: Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH₄), Methan-Kohlenstoff (CH₄-C), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sowie Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O); Abgasstrom Intensivrotte Tunnel 8 (gewitra 2012).

Die Massenströme in Tabelle 5-66 ergeben sich aus der Multiplikation des eingestellten Volumenstromes mit der Massenkonzentration. Da Tunnel 8 mit einem geringeren Volumenstrom durchlüftet worden ist, ergeben sich damit geringere Massenströme im Vergleich zu Tunnel 7. Der Grenzwert der TA-Luft von 0,5 kg/h Gesamtkohlenstoff wird durchschnittlich von beiden untersuchten Tunnelintensivrotten um den Faktor 3 bis 5 überschritten.

Tabelle 5-66: Komponentenspezifischer Massenstrom der Probenahmestellen an der Abluft Tunnel 7 und Tunnel 8.

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Massenströme [g/h]							
		Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O	
		P9	P10	P9	P10	P9	P10	P9	P10
Abluft Tunnel-intensivrotte 7 (P9) und 8 (P10)	MIN	1201	919	436	337	20	33	13	10
	MAX	14355	8367	8174	7605	730	655	574	76
	MW	2347	1671	1144	890	474	368	43	17

Die komponentenspezifischen Emissionsfaktoren sind in Tabelle 5-67 aufgeführt. In Tunnel 7 und Tunnel 8 lag die gleich Menge und Art an Rottematerial vor, so dass die Differenz zwischen Tunnel 7 und Tunnel 8 nur auf den reduzierten Volumenstrom der Zuluft zurückzuführen ist.

Tabelle 5-67: Komponentenspezifischer Emissionsfaktor ermittelt an den Probenahmestellen Tunnel 7 und Tunnel 8.

Probenahmestelle		Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [g/Mg]							
		Gesamt-C		CH ₄		NH ₃		N ₂ O	
		P9	P10	P9	P10	P9	P10	P9	P10
Abluft Tunnel-intensivrotte 7 (P9) und 8 (P10)	MIN	1082	828	393	303	18	30	11	9
	MAX	12940	7542	7368	6855	658	591	517	69
	MW	2116	1506	1031	802	428	332	38	15

In Tabelle 5-68 sind die komponentenspezifischen Emissionsfaktoren in Kohlendioxidäquivalenten dargestellt. Die Verringerung des Volumenstroms der Zuluft auf das verfahrenstechnisch Mögliche ergab in diesem Fall eine Einsparung von 12 kg/Mg an Kohlendioxidäquivalenten.

Tabelle 5-68: Darstellung der komponentenspezifischen Emissionsfaktoren als Kohlendioxidäquivalent.

Komponentenspezifische Emissionsfaktoren [kgCO ₂ -eq./Mg]			
	Tunnel 7 mit Belüftungsrate 4800 m ³ /h	Tunnel 8 mit Belüftungsrate 3900 m ³ /h	Differenz von Tunnel 7 zu Tunnel 8
MIN	13	10	-
MAX	340	194	-
MW	38	26	12

Zu beachten ist, dass der Volumenstrom der Zuluft nur bis zu einem anlagenspezifischen Grenzwert verringert werden kann, da ansonsten das Rottematerial einen zu hohen Feuchtegehalt aufweist und nach einer üblicher Reifezeit im Intensivrottetunnel von ca. 10 Tagen nicht als Kompost geeignet wäre. Von folgenden Materialien wurde das Biogasbildungspotenzial bzw. Gärrestpotenzial anhand von Eudiometerversuchen bestimmt.

- Bioabfall am Tag der Befüllung des Tunnels 7
- Bioabfall am Tag der Befüllung des Tunnels 8
- Gärrest am Tag der Befüllung des Tunnels 7
- Gärrest am Tag der Befüllung des Tunnels 8
- Rottematerialmischung bestehend aus Gärrückstand, Strukturmaterial und frischem Bioabfall bei Befüllung des Tunnels 7
- Rottematerialmischung bestehend aus Gärrückstand, Strukturmaterial und frischem Bioabfall bei Befüllung des Tunnels 8

Der Verlauf der Biogasbildung ist in Abbildung 5-24 dargestellt. Das Gasbildungspotenzial des Bioabfalls beider Proben ist nahezu identisch, genauso wie das Gärrestpotenzial beider Gärrückstandsproben. Der Unterschied zwischen Mischung Gärrückstand/Bioabfall Tunnel 7 und Mischung Gärrückstand/Bioabfall Tunnel 8 kann u.U. auf verfahrensbedingte Fehler bei den Probennahmen zurückgeführt werden. Bei der Probennahme wurde jeweils zu unterschiedlichen Zeitpunkten dreimal 10 Liter bei Befüllung des Rottetunnels entnommen. Diese 30 Liter wurden dann gemischt. Im Labor wurde von diesen Proben dann jeweils 1 kg gemahlen. Dieser Probe wurden dann wiederum wenige Gramm für den Eudiometerversuch entnommen. So kann es durchaus sein, dass weniger aktives Material in dem Eudiometerversuch zu Tunnel 7 gelangte als es bei Tunnel 8 der Fall war.

Das Methanbildungspotenzial des Bioabfalls entspricht in etwa 60 m³ i.N. CH₄/Mg_{Frischmasse Bioabfall}. Das Gärrestpotenzial des Gärrückstandes bezogen auf Frischmasse Bioabfall beträgt ca. 3 m³ i.N. CH₄/Mg_{Frischmasse Bioabfall}. Das entspricht einem Restgaspotenzial des Gärrestes von ca. 5 % und ist im Vergleich zu landwirtschaftlichen Biogasanlagen als gut zu bewerten.

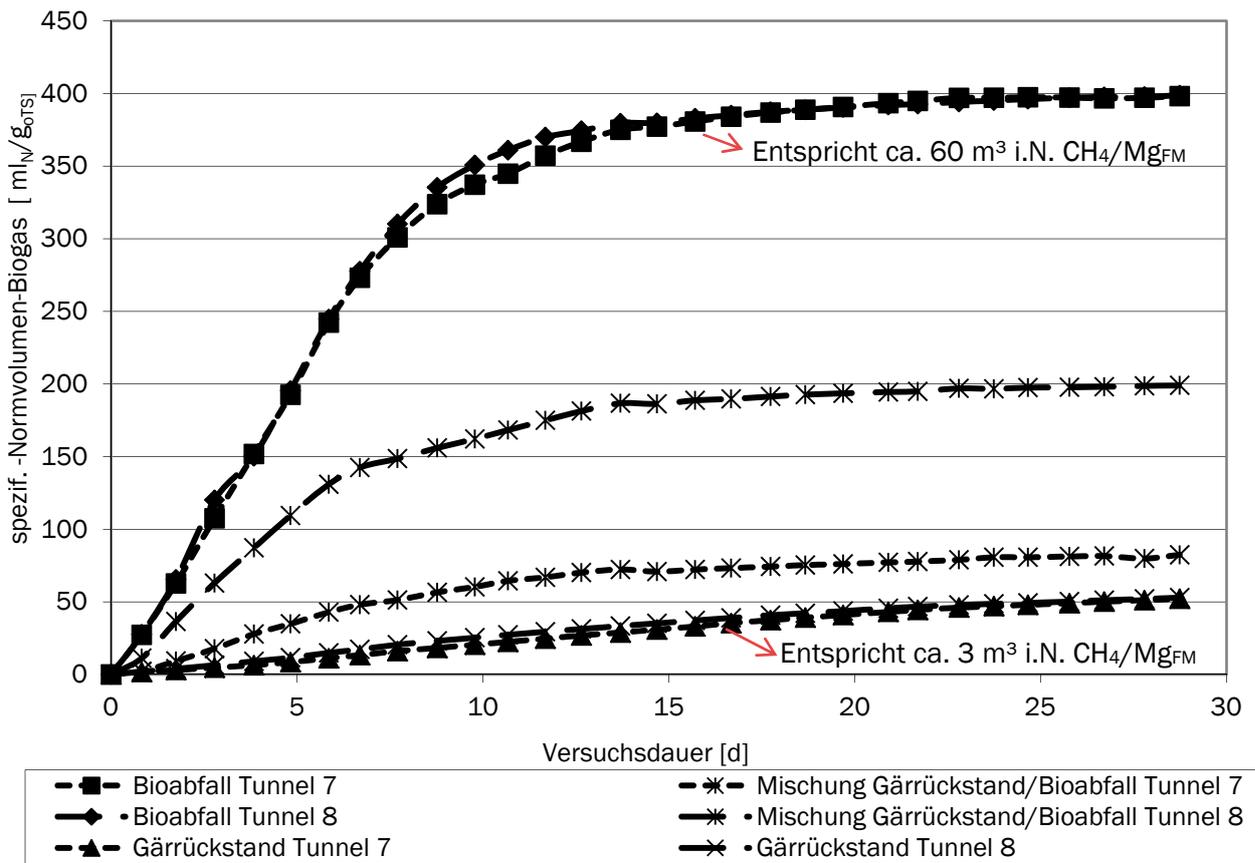


Abbildung 5-24: Spezifische Gasbildung der entnommenen Proben je Versuch: Bioabfall Anlieferung, Gärrückstand direkt nach Fermenter und Mischung Kompost aus Gärrückstand, Strukturmaterial und Bioabfall.

5.14.4 Untersuchungen zum Gärrestpotenzial

Im Rahmen der Anlagenmessung wurden Gärrestproben direkt nach dem Fermentationsschritt und nach der Separation entnommen. Mit diesen Proben wurden Batchversuche nach VDI 4630 durchgeführt (VDI 4630 2006). In Abbildung 5-25 sind die ermittelten Restgaspotenziale in Bezug auf den Gärrest dargestellt. Das festgestellte Restgaspotenzial bewegt sich bei den untersuchten Anlagen in einem Bereich von Minimum 4 m³ i.N. CH₄/Mg_{Gärrest} und Maximum 26 m³ i.N. CH₄/Mg_{Gärrest}.

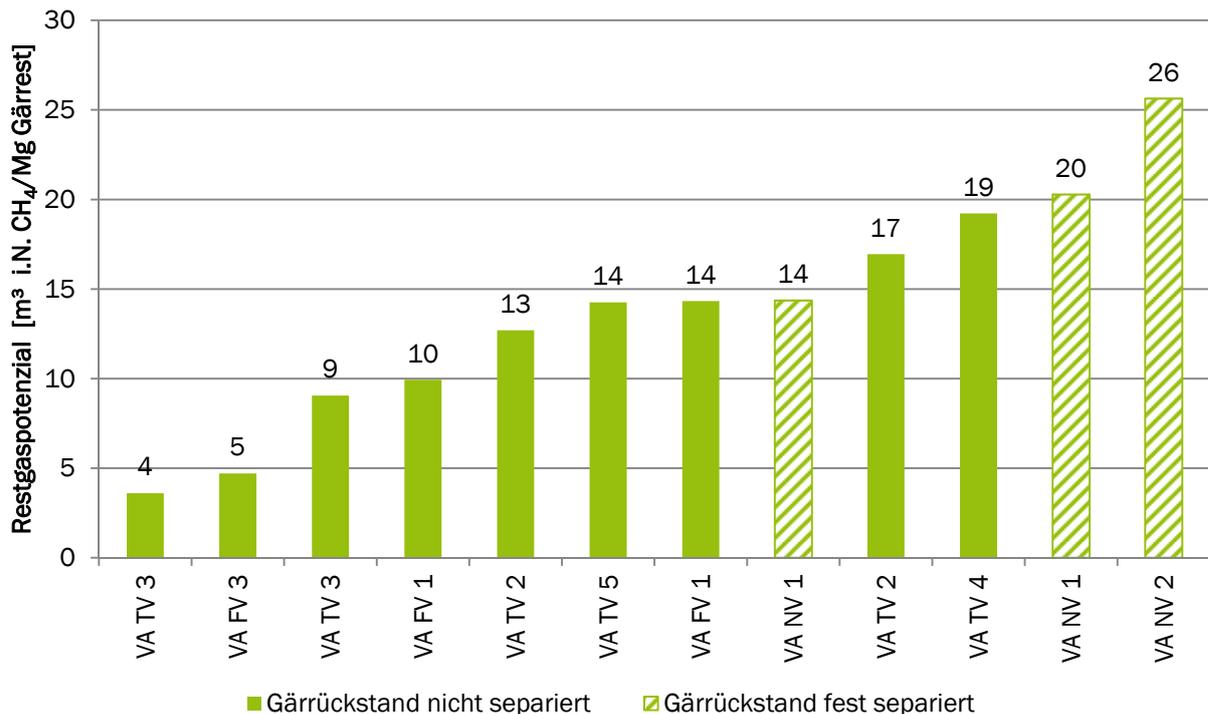


Abbildung 5-25: Restgaspotenziale der untersuchten Biogasanlagen in Bezug auf den Gärrest.

Unter Berücksichtigung eines durchschnittlichen Methanertrages von 74 m³ i.N. CH₄/Mg Frischmasse Bioabfall (FNR 2010), eines zehnpromtigen Frischmasseabbaus durch die Vergärungsstufe und einem Separationsverhältnis von 20 % festem Gärückstand zu 80 %flüssigem Gärückstand ergeben sich die in Abbildung 5-26 und Tabelle 5-69 dargestellten relativen Restgaspotenziale in Bezug auf die Frischmasse. Aus den Proben der untersuchten Anlagen wurden relative Restgaspotenziale im Bereich von 4 % bis 23 % ermittelt. Wobei zehn der zwölf Proben ein relatives Restgaspotenzial größer 10 % aufweisen. Die hydraulischen Verweilzeiten liegen im Bereich von einer bis vier Wochen. Selten wird das Biogasbildungspotenzial sehr gut ausgenutzt, so dass hier noch die Option für wirtschaftliche Gewinne in Form von höheren Biogaserträgen entsteht. Wenn es verfahrenstechnisch und logistisch möglich ist, sollten längere Aufenthaltszeiten angestrebt werden, so dass sich das Restgaspotential der Gärreste auf ein Minimum verringert. Die Wahl des Temperaturbereiches (mesophil vs. thermophil) spielt dabei eine eher untergeordnete Rolle

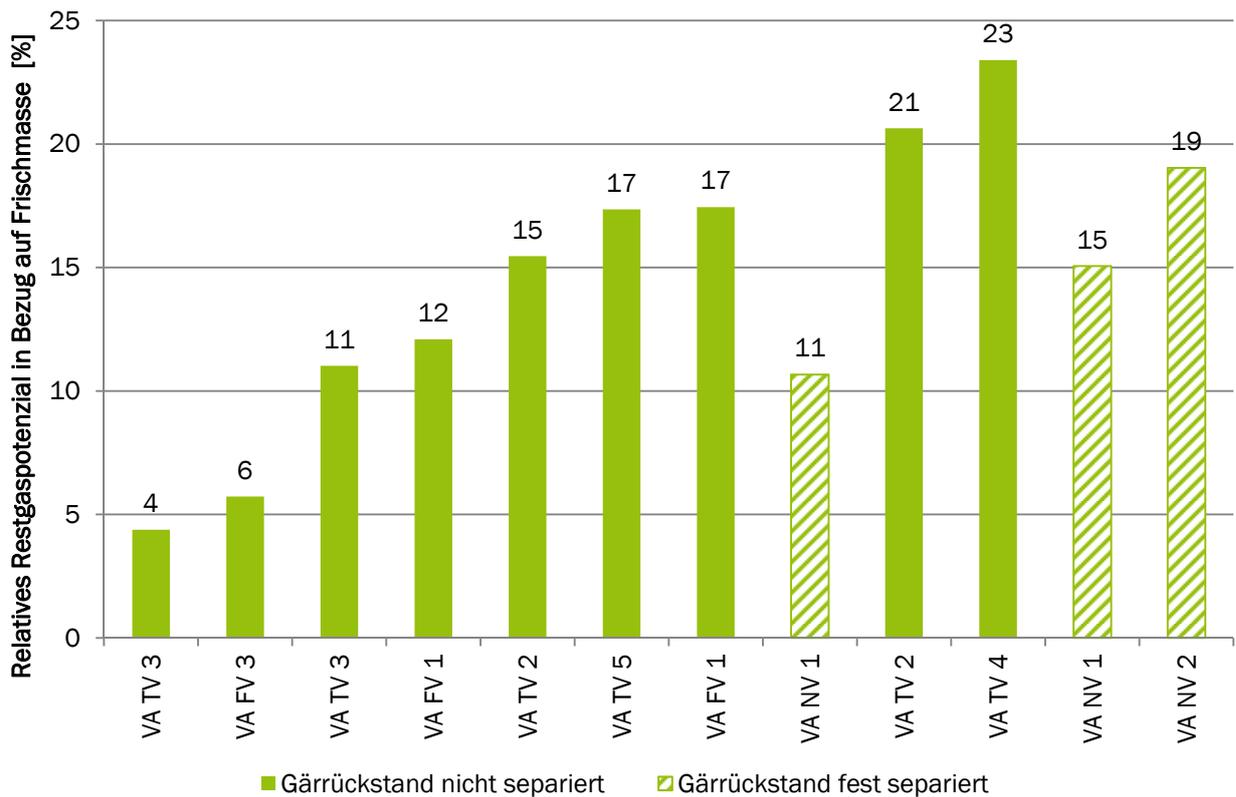


Abbildung 5-26: Restgaspotenziale von separierten und nicht separierten Gärresten aus Bioabfallvergärungsanlagen, Annahmen für Restgaspotenzial Bezug Frischmasse (FM): Gasbildungspotenzial 74 m³ i.N. CH₄/t Bioabfall; 10 % Frischmasseabbau durch Biogasbildung, Separationsverhältnis 20 % fester Gärückstand zu 80 % flüssiger Gärückstand.

Aus den Versuchen wird zudem deutlich, dass Gärückstände separiert oder nicht separiert nicht unbehandelt offen gelagert werden dürfen. Vielmehr sind feste Gärückstände, wenn sie einer nachfolgenden Kompostierung unterzogen werden, definiert zu aerobisieren.

Tabelle 5-69: Übersicht Relatives Restgaspotenzial in Bezug zur Frischmasse in Zusammenhang mit hydraulischer Verweilzeit (HRT) und Temperaturbereich der Vergärungsstufe (m=mesophil, t=thermophil).

	NV 1	NV 1	NV 2	TV 2	TV 2	TV 3	TV 3	TV 4	TV 5	FV 1	FV 1	FV 3
HRT in d	8		20	21		28		14	21	28		21
Temperaturbereich	m		t	t		t		t	t	m		m
Rel. Restgaspotenzial [%]	11	15	19	15	21	4	11	23	17	12	17	6

6 Treibhausgasbilanz

Die Bioabfallvergärungsanlagen werden mit Hilfe der Treibhausgasbilanzierung hinsichtlich ihrer Klimawirkung vergleichend bewertet. Dazu werden unter anderem die an den Anlagen gemessenen Emissionen klimarelevanter Gase (Methan, Lachgas, Ammoniak) berücksichtigt.

Im Folgenden werden Methodik, Annahmen und Ergebnisse der Treibhausgasbilanzierung auf der Basis der Messdaten der Emissionsmessungen (vgl. Kapitel 5) dargestellt.

6.1 Methodik

6.1.1 Bilanzierungsrahmen

Im Rahmen der Treibhausgasbilanzierung werden als klimarelevante Gase Methan, Lachgas und Ammoniak berücksichtigt. Die betrachteten Treibhausgase für alle zu bewertenden Prozesse werden dabei mit Hilfe der Charakterisierungsfaktoren des Intergovernmental Panel on Climate Change 2007 (IPCC 2007) in CO₂-Äquivalente umgerechnet (CO₂ = 1; N₂O = 298; CH₄ = 25). Hinsichtlich der Ammoniakemissionen wird angenommen, dass 1 % der Ammoniakemissionen zu Lachgas umgesetzt wird.

Der Bilanzierungsrahmen der betrachteten Biogaspfade umfasst die Prozesskette von der Bereitstellung der Substrate, der Konversion zu Biogas sowie der Nutzung der Endprodukte (vgl. Abbildung 6-1).

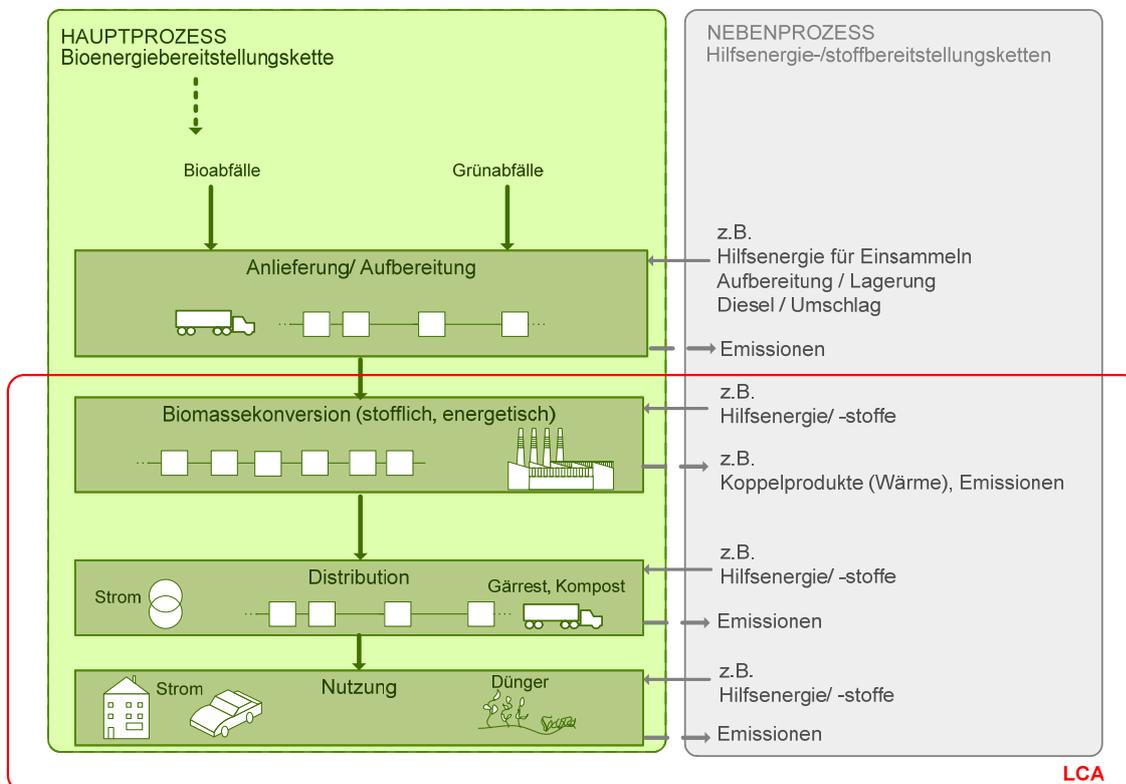


Abbildung 6-1: Systemgrenze Ökobilanzierung. Bilanzierungsrahmen der betrachteten Pfade zur Strombereitstellung aus Biogas

Die mit der Verwertung von Bioabfällen in Vergärungsanlagen verbundenen Aufwendungen und Gutschriften sowie die Nutzung der Endprodukte (Biogas, Gärprodukte) werden in der Bilanzierung berücksichtigt. Dazu gehören im Einzelnen:

- die durch die Emissionsmessungen erfassten anlagenseitigen Emissionen nach Anlagenkomponenten
- die Aufwendungen für den Betrieb der Anlagen (z.B. Strombedarf) und des BHKW
- Emissionen aus dem Betrieb des BHKW (v.a. Methanschleupf)
- Emissionen bei der Ausbringung der Gärprodukte
- Gutschriften für die Strombereitstellung aus Biogas (Substitution fossiler Strombereitstellung)
- Gutschriften für die Wärmenutzung (extern): Substitution fossiler Wärme
- Gutschriften für die Nutzung der Gärprodukte je nach Art der Gärprodukte (N,P, K-Dünger, Humus, Torfersatz)

Als funktionelle Einheit wird Mg Input Bioabfall gewählt, da bei Verwertung von Bioabfällen - nicht die Strombereitstellung - im Vordergrund steht. Die Einheit Mg Input umfasst dabei die gesamten in der Anlage behandelten Abfallmengen – nicht nur die Mengen, die der Vergärung zugeführt werden.

6.1.2 Emissionsmessungen

Die gewitra mbH führte die Messungen an den im Projekt ausgewählten Biogasanlagen durch, bei denen die Emissionen der Gase Methan, Lachgas und Ammoniak in möglichst mehreren Messphasen untersucht wurden. Bei den Anlagen zur Vergärung von Bioabfällen wurden im Rahmen der Messphasen bei allen Anlagen mindestens die Probenahmestellen aller gefassten Emissionen vor und nach der Behandlung durch den Biofilter der Vergärung untersucht. In Abhängigkeit vom Anlagenkonzept und den messtechnischen Möglichkeiten wurden weitere Verfahrensbereiche analysiert.

Bei der Analyse der auftretenden Emissionen sind grundsätzlich gefasste und offene Emissionsquellen zu unterscheiden. Abfallbehandlungsanlagen verfügen in der überwiegenden Zahl der Fälle über Ablufferfassungssysteme, die Luft aus den gekapselten Verfahrensbereichen absaugen, zusammenführen und über eine Reinigungsstufe in die Atmosphäre abgegeben. In den meisten Fällen besteht die Reinigung aus einem Biofilter, dem ggf. ein Luftbefeuchter oder ein saurer Wäscher vorgeschaltet ist.

Die an den Komponenten der einzelnen Anlagen gemessenen Emissionen wurden gemittelt, sofern es möglich war, mehrere Messwerte zu erhalten. Die gemessenen Massenströme wurden auf die gesamte behandelte Bioabfallmenge (Input) bezogen. Die Durchsatzleistung einer Anlage ist im Bereich der Bioabfallbehandlung ein wichtiges Beurteilungskriterium. Deshalb werden bei diesem Forschungsvorhaben die ermittelten Emissionen in Bezug zur behandelten Bioabfallmenge dargestellt.

Zu berücksichtigen ist, dass die Messdaten nur punktuelle Emissionsmessungen an verschiedenen Anlagenkomponenten der ausgewählten Bioabfallvergärungsanlagen sind. Darüber hinaus waren nicht alle vorhandenen Anlagenkomponenten bei allen betrachteten Anlagen gleichermaßen messtechnisch erfassbar. Die Ergebnisse können daher nur die emissionsrelevanten Quellen der Anlagen

verdeutlichen und Optimierungspotenziale aufzeigen. Bei der Messung nicht berücksichtigte Anlagenkomponenten sind in Kapitel 5 für die betrachteten Anlagen aufgeführt.

6.1.3 Ökobilanzielle Bewertung der Gärprodukte

Im Rahmen des Projektes wurde Dr. Reinhold & Kollegen Potsdam eingebunden, um die stoffliche Zusammensetzung und die Vermarktungswege der anfallenden Gärprodukte der untersuchten Bioabfallvergärungsanlagen zu erfassen und hinsichtlich ihrer Nährstoffwirkung sowie Humusreproduktionsleistung zu bewerten. Zur Bewertung der stofflichen Zusammensetzung und Art der anfallenden Gärprodukte wurden nach Zustimmung der Anlagenbetreiber die Jahreszeugnisse der Bioabfallanlagen im Rahmen der Gütesicherung des BGK e.V. für das Jahr 2011 herangezogen. Auf diese Weise konnten die Gutschriften der verschiedenen Gärprodukte anlagenspezifisch in die Treibhausgas-Bilanz aufgenommen und den anlagenspezifischen Emissionen gegenübergestellt werden.

6.1.3.1 Diskussion der ökobilanziellen Bewertung von Humuseffekten von Gärresten

Ziel der Humusbilanzierung ist nicht die Humusanreicherung, sondern das Aufrechterhalten eines stabilen Fließgleichgewichtes der Humusversorgung bei Sicherung eines nachhaltigen Umsatzes organischer Substanz im Boden (Reinhold 2012). Für die Humusbilanzierung ist eine schlagbezogene Berechnung zu empfehlen. Wenn auf Basis nährstoffreicher organischer Düngemittel (z.B. Gärreste) praxisrelevante Rückschlüsse auf die Humusbilanzen der Flächen in der Region um die Biogasanlage gezogen werden sollen, ist es wichtig, vorerst immer eine Nährstoffbilanz zu rechnen (limitierend sind bei nährstoffreichen organischen Materialien meist die Nährstoffe).

Sinnvoll ist, die knappe Ressource Kompost gezielt auf humusarmen Standorten (z. B. degradierten Flächen, Rekultivierungsflächen) einzusetzen. Die Humusanreicherung ist standortabhängig. Dazu muss der Hinweis erfolgen, dass der Bedarf für Humusanreicherung quantifizierbar ist (Standorte, Gründe sowie notwendige Mengen und Zeiträume) (Reinhold 2012). Abweichend von den in den bisherigen, unten genannten Studien gewählten Vorgehensweisen wurde die Bewertung der Effekte des Einsatzes von Kompost zur Humusreproduktion vorgenommen. Bezüglich des Einsatzes der Komposte in Erdenwerken an Stelle von Torf und des Einsatzes zur Humusanreicherung wurde mit den gleichen Annahmen gearbeitet.

In folgenden parallel laufenden Forschungsvorhaben wurde die ökobilanzielle Bewertung von Gärresten untersucht:

- UBA: Optimierung der Verwertung organischer Abfälle, FKZ: 370933340, Durchführung ifeu
- LfU: Ökoeffiziente Verwertung von Bioabfällen und Grüngut in Bayern, Durchführung bifa

In der ifeu-Studie 2012 wurden ökobilanzielle Neuberechnungen für die Verwertung organischer Abfälle durchgeführt. Im Rahmen dieses ifeu-Projektes wurden mit dessen wissenschaftlichem Beirat und der BGK e.V. für die landwirtschaftliche Verwendung zwei Einsatzzwecke der Komposte zu Humusreproduktion und Humusanreicherung abgestimmt, um eine quantifizierbare Wirkung der Kompostausbringung in der Landwirtschaft ökobilanziell darzustellen. Zur Darstellung der durchschnittlichen Kompostanwendung in Deutschland wurde in Abstimmung mit dem Beirat ein Einsatz von 20 % in Erdenwerken als Torfersatz für die übrigen 80 % eine landwirtschaftliche

Verwertung angenommen. Von diesem in der Landwirtschaft eingesetzten Anteil wurden 80 % zur Humusreproduktion (Einsatzzweck 1) und 20 % zur Humusanreicherung (Einsatzzweck 2) angenommen. Darüber hinaus wurde für den Einsatzzweck „Humusreproduktion“ (Einsatzzweck 1) von Komposten unterstellt, dass 50 % der Menge in humusäquivalentem Umfang Zwischenfrüchte ersetzt und 50 % Stroh ersetzt, das dann vom Feld abgefahren und als Pferdeeinstreu genutzt wird.

Die in der ifeu – Studie (IFEU 2012) hinsichtlich der Humusreproduktion (80 % des Kompostes im landwirtschaftlichen Einsatz) von Komposten gewählte Vorgehensweise weist folgende kritische Punkte auf:

- 1) Ansatz 50 % der Menge über die Einsparung von Aufwendungen zum Zwischenfruchtbau:
 - Die Reproduktionskoeffizienten für Zwischenfrüchte (ZF) in der VDLUFA Methodik sind historisch nur für legume Zwischenfrüchte belegt. Im Rahmen von Vereinfachungen und Kompromissfindungen wurden die Werte wegen der geringen Bedeutung, auf nichtlegume Zwischenfrüchte übertragen. Wenn die Sicherung von Humusbilanzen auf Zwischenfrüchte gestützt werden sollte, müsste dies berücksichtigt werden. Entsprechender Forschungsbedarf zur Humusreproduktionsleistung von Zwischenfrüchten wurde durch den VDLUFA-Arbeitskreis „Humus“ formuliert.
 - Der Anbau von Zwischenfrüchten ist an klimatische Bedingungen geknüpft. Niederschlagsarme Regionen und solche mit verkürzter Vegetationszeit (z. B. mittlere Höhenlagen) sind weniger geeignet bzw. bringen geringere Humusversorgungseffekte, als im VDLUFA-Standpunkt Humusbilanzierung ausgewiesen.
 - Zwischenfrüchte sind sehr vielfältig. Es müsste berücksichtigt werden, inwieweit sie in Abhängigkeit von den eingesetzten Mischungen und den weiteren pflanzenbaulichen Zielen düngedürftig sind (z.B. Abschöpfung von Stickstoffüberhängen durch großzügige Düngerbemessung, phytosanitäre Aspekte). Wegen der hohen Bedeutung von Stickstoffdüngern für Ökobilanzen (Energieverbrauch, direkte und indirekte Lachgasemissionen, u.U. Ammoniakemissionen) hat die Auswahl der eingesetzten Zwischenfrucht und der Bestandsführung bei nichtlegumen Zwischenfrüchte eine hohe Bedeutung. Ohne gute pflanzenbauliche Kenntnisse kann eine solche Auswahl nicht vorgenommen werden. Entsprechend schwierig ist die verallgemeinerte Ansetzung von Aufwendungen.
 - Zwischenfrüchte haben neben der Humuswirkung vielfältige weitere, meist positive Effekte. Zu nennen sind Erosionsschutz, Vermeidung von Nitratauswaschungen (bei N – Überhängen), Verbesserung von Bodengare, phytosanitäre Effekte und bei Einsatz legumer Arten außerdem biologische N₂ – Fixierung. Kritisch kann je nach Standort vor allem der zusätzliche Wasserbedarf sein. Ohne die Einbeziehung dieser Effekte ist die Bewertung der eingesparten Aufwendungen durch Nichtanbau als Hilfsmittel zur Bewertung von Kompost kritisch zu sehen.
- 2) Ansatz 50 % der Menge zur Einsparung von Stroh, dass dann zur Einstreu von Pferdeställen verwendet:
 - Der Pferdemist selbst wird zu großen Teilen landwirtschaftlich verwertet, auch das zur Einstreu verwendete Stroh dient dann anteilig der Humusreproduktion, auch wenn die genauen Stoffströme unbekannt sind (Anteile Pferdemist für Landwirtschaft, Gartenbau,

Kleingärten, Champignonsubstrat, Erdenwerke; Rückführung von Champignonsubstrat in die vorgenannten Einsatzbereiche).

- Wie in der Studie genannt, liegen keine Angaben zu den Äquivalentmengen Stroh – Holzspäne vor.

Die parallel laufende bifa-Studie geht hinsichtlich der Humusreproduktion von Komposten von der Substitution von Ackergras aus, da der Beirat dieses Projektes (vorwiegend die Vertreter aus der Landwirtschaft) diese Vorgehensweise für praxisrelevanter hielt (Reinhold 2012). Der Ansatz bzgl. Humusreproduktion entspricht analog der Vorstudie (Bifa 2009). Die in der bifa – Studie hinsichtlich der Humusreproduktion von Komposten gewählte Vorgehensweise ist zwar hinsichtlich der äquivalenten Zielerreichung einer ausgeglichenen Humusbilanz praktikabel. Von Landwirten kann der Anbau von Ackergras auch leicht zum Ausgleich anderweitiger Defizite der Humusversorgung angewendet werden. Wenn der Anbau von Ackergras zum Humusausgleich an Stelle von Kompost allerdings in Ökobilanzen eingebunden werden soll, sind damit jedoch mehrere Schwierigkeiten verbunden:

- Um den entsprechenden Effekt zu haben, muss Ackergras mindestens zweijährig angebaut werden, das gesamte Anbausystem muss also entsprechend erweitert werden, bis mit Kompost (ohne Ackergras) und ohne Kompost (mit Ackergras) die gleichen Humusbilanzwerte erreicht werden. Dadurch wird der Umfang der in den ökobilanziellen Vergleich eingehenden Daten u.U. schon im pflanzenbaulichen Bereich der Bewertung sehr groß.
- Das Ackergras würde normalerweise im Anbau Marktfrüchte (z.B. Zuckerrüben, Getreide, Raps usw.) ersetzen. Das erzeugte Produkt (Silage oder Heu) kann aber nicht äquivalent eingesetzt werden. Die Einbeziehung der unterschiedlichen Produkte (z.B. Milch und Fleisch sowie Freizeitpferde aus Gras, Zucker, Rapsöl, Brot, Schweine- und Geflügelfleisch aus den genannten Marktfrüchten) würde die Möglichkeiten der Vergleichbarkeit in einer Ökobilanz sprengen. Nur über sehr konstruierte Bedingungen (Gras- versus Getreide- oder Rübenvergärung oder anteiliges Ersetzen von Kraftfutter in Rinderrationen oder noch schwierigere Konstrukte) lassen sich die Produkte vergleichen. Diese Konstruktionen lassen sich jedoch kaum als praxisrelevant belegen (Anlagentechnik, anteilige Bedeutung der jeweiligen Substrate, grasbasierte Rinderhaltungssysteme bezüglich Leistung und Haltungssystem stark abweichend von Kraft- oder Ackerfutter (meist Silomais) basierten Systemen).

6.1.3.2 Verwendeter Ansatz zur Bewertung der Humuseffekte der Gärprodukte

Vor dem Hintergrund der o.g. kritischen Aspekte bei der Bewertung der Humusreproduktion wird im Rahmen dieses Projektes folgender Ansatz gewählt:

- Torfersatz ist nur gegen Kultursubstrate zu rechnen; analog Annahmen der ifeu-Studie 2012 (diese ist mit dem BGK e.V. abgestimmt)
- Der Verwendungssplit für den landwirtschaftlichen Komposteinsatz entsprechend der ifeu – Studie wird beibehalten (80% zur Humusreproduktion, 20 % zur Humusanreicherung auf degradierten ö. ä. Standorten).

- Für den Einsatz der Komposte zur Humusreproduktion (80 % Split) wird die Substitution von Stroh unterstellt. Dieses wird im Berechnungsmodell zur Biogaserzeugung genutzt. Auf eine Substitution von Zwischenfrüchten wird gänzlich verzichtet, da in diesem Fall Aspekte und Einschränkungen zu berücksichtigen wären, die die Allgemeingültigkeit der Aussagen erheblich mindern würden.

Zur Bewertung der Humuseffekte der Gärprodukte wird demnach analog (IFEU 2012) für Fertigkompost 20 % Torfersatz und 80 % landwirtschaftliche Nutzung angenommen, wobei für den Anteil der landwirtschaftlich genutzten Mengen 20 % Humusanreicherung und 80 % Humusreproduktion für die Mengen an Fertigkompost unterstellt wird. Die Vorgehensweise hinsichtlich der 20 % Nutzung des Komposts für Humusanreicherung ist praktikabel, da mit dem Einsatzzweck keine landwirtschaftlichen Maßnahmen substituiert werden. Für die Bilanzierung berücksichtigt wird die Wiederfindungsraten des Kohlenstoffs nach Reinhold (vgl. (IFEU 2012) für Komposte. Anzumerken ist, dass dieser Ansatz eine konservative Herangehensweise ist und eine begrenzte Aussagekraft hat, da die ermittelten Wiederfindungsraten auf nicht verarmten Böden untersucht wurden (Feldversuche: 12 Jahre). Für humusverarmte Böden (mit entsprechendem C-Stabilisierungspotenzial) können diese Werte als Mindestwerte bei der Betrachtung auf 100 Jahre angesetzt werden (Annahme: C-Senke nur auf humusverarmten Böden).

Für das Szenario der Humusreproduktion wird - abweichend zur Studie (IFEU 2012) - die Substitution von Stroh unterstellt, wobei eine Gutschrift für die Vergärung von Stroh mit Rückführung der Gärprodukte berücksichtigt wird (vgl. Kapitel 6.2.8.3).

6.1.4 Exkurs: Bewertung der Mobilität von Stickstoff aus Gärprodukten der Bioabfallvergärung im Boden und deren Humusreproduktionsleistung (J. Reinhold)

Die Stickstoffwirkung organischer Düngemittel ist weit komplexer und damit schwieriger zu prognostizieren als die der Mineraldüngemittel (Gutser et al. 2010). Dabei gehen die genannten Autoren von folgendem Wirkungsschema aus (vgl. Abbildung 6-2).

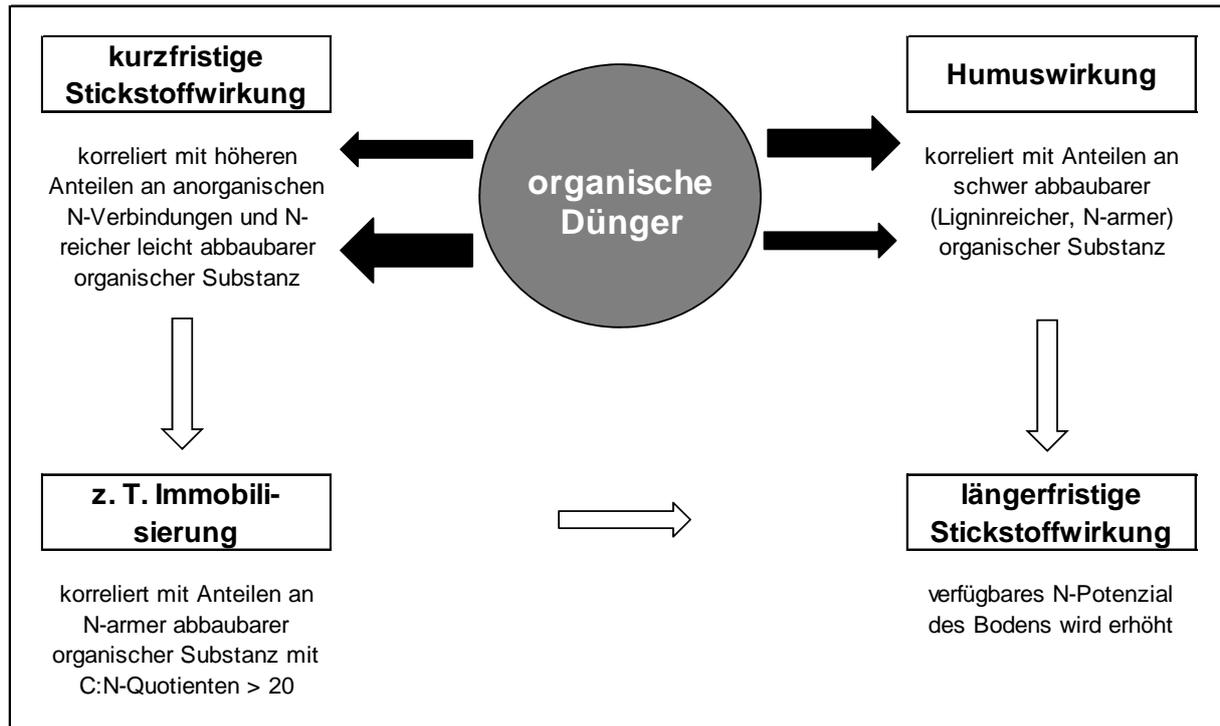


Abbildung 6-2: Stickstoff- und Humuswirkung organischer Dünger (Gutser und Ebertseder 2006)

Eine erhöhende Wirkung organischer Dünger auf den Humusgehalt wird einerseits durch deren stabilisierte organische Substanz (z. B. lignifiziert, inkohlt) mit meist geringen N-Gehalten (weites C:N-Verhältnis) und andererseits durch das Stabilisierungspotenzial des Bodens (z. B. Ton-Humus-Komplex, Mikroporen) verursacht. Dabei kann insbesondere der umsetzbare (teilstabil bis aktiv) aber auch der passive Anteil an organischer Bodensubstanz ansteigen. Dieser Vorgang wird auch als Humusreproduktion bezeichnet.

Die kurzfristige N-Wirkung wird vor allem durch hohe Anteile an mineralischem Stickstoff (bei flüssigen organischen Düngern überwiegend als $\text{NH}_4\text{-N}$) sowie durch leicht abbaubare organische Anteile (meist N-reiche proteinartige Verbindungen) der organischen Düngemittel bestimmt. Diese N-Anteile können im Jahr der Anwendung der organischen Düngemittel wirksam werden, wenn nicht insgesamt eine Luxusversorgung an pflanzenverfügbarem Stickstoff besteht.

Im Boden und in den organischen Düngemitteln sind also unterschiedliche Pools organischer Substanz zu berücksichtigen, wenn das Umsetzverhalten von organischem Kohlenstoff und damit in Verbindung das von Stickstoff bewertet werden soll. (Engels, et al. 2010) haben diese Pools organischer Substanz im Boden und in organischen Düngemitteln in einer grafischen Übersicht dargestellt (vgl. Abbildung 6-3).

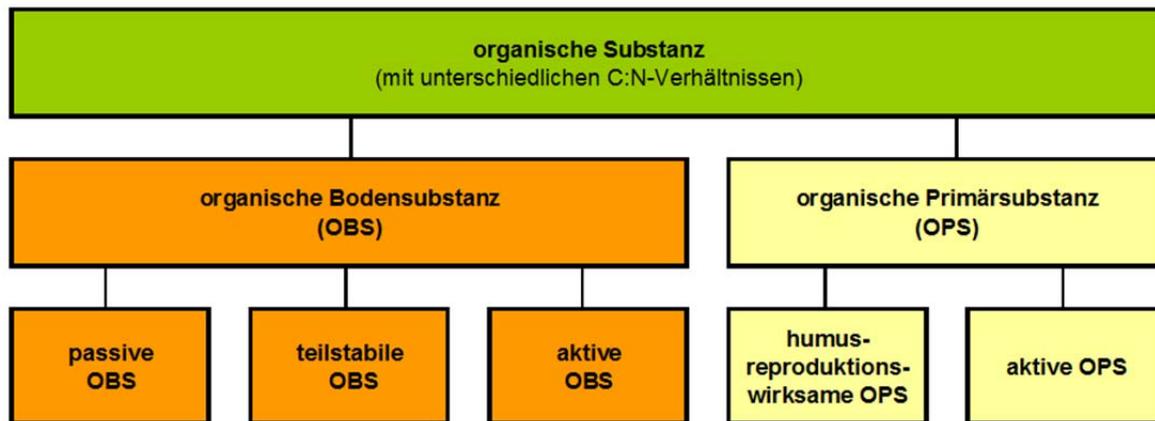


Abbildung 6-3: Pools der organischen Substanz im Boden und in organischen Primärsubstanzen (erweitert nach v. Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B., Kalbitz, K., 2008)

Wie sich die humusreproduktionswirksamen Anteile unterschiedlicher organischer Materialien in das Umsetzverhalten der Böden einordnen, wird vor allem durch die Abbaustabilität und das C:N-Verhältnis der OPS bestimmt. Während das C:N-Verhältnis labortechnisch jederzeit messbar ist, sind für die sichere Erfassung der Abbaustabilität vor allem Ergebnisse aus Dauerfeldversuchen, im Detail untersetzt durch Modelluntersuchungen im Labor erforderlich. Solche Ergebnisse liegen dem VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“ (Körschens et al. 2004) zugrunde. In dem derzeit durch den VDLUFA-Arbeitskreis „Humus“ in Arbeit befindlichen Grünentwurf zur Präzisierung des VDLUFA-Standpunktes werden dazu die Stabilitätsfaktoren für organische Düngemittel genannt (VDLUFA 2012).

Auf der Grundlage von Messergebnissen für C_{org} , N_{ges} und N_{min} (NH_4-N+NO_3-N) sowie der Stabilitätsfaktoren von organischen Düngemitteln hat (J. Reinhold 2005) einen Vorschlag zur Ableitung der Stickstoffwirksamkeit vorgestellt, der auf der Ableitung von drei unterschiedlich im Boden wirksamen N-Fractionen in den organischen Düngemitteln beruht. Dieser methodische Ansatz soll hier genutzt werden, um die grundlegenden Ausführungen von (Gutser et al. 2010) noch detaillierter untersetzen und besser quantifizieren zu können.

Der Ansatz von (J. Reinhold 2005) geht von folgenden methodischen Grundlagen aus:

- Aus dem Gehalt an organischer Substanz organischer Materialien und deren unterschiedlicher Abbaustabilität leitet sich die Humusreproduktionsleistung organischer Materialien in Ackerböden ab, wobei je Humusäquivalent etwa 1 kg organischer Kohlenstoff in die Humusmatrix des Bodens geht und dort entsprechend den standort- und nutzungsspezifischen Bedingungen mittel- bis langfristig (etwa für über 1 bis über 10 Jahre) stabilisiert und anschließend differenziert nachhaltig mineralisiert wird.
- Für den in die Humusmatrix eingehenden organischen Kohlenstoff aus organischen Materialien wird von einem C:N-Verhältnis von 10:1 ausgegangen, was den mittleren Bedingungen mikrobiologischer Umwandlungsprozesse im Boden entspricht. Damit wird der schwer abbaubare (humusreproduktionswirksame) Stickstoff aus organischen Materialien definiert, dessen Pflanzenwirksamkeit (je nach Abbaustabilität der organischen Materialien) erst mittel- bis langfristig nach einer Düngung zu erwarten ist.

- Durch Untersuchungen der organischen Materialien auf $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ wird deren löslicher bzw. sofort pflanzenwirksamer (mineralischer) Anteil nachgewiesen. Je höher diese löslichen Stickstoffgehalte sind, umso größer ist die Gefahr von Stickstoffverlusten und -emissionen bei der Ausbringung ausgeprägt. Diesen Verlust- und Emissionspotenzialen kann durch platzierte Applikation (insbesondere Injektionsverfahren) und die gezielte Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren entgegengewirkt werden.
- Durch die beiden vorgenannten Stickstofffraktionen wird in der Regel nicht der Gesamtgehalt von Stickstoff in organischen Materialien erfasst. Der noch verbleibende Reststickstoff ist auf jeden Fall organisch gebunden, jedoch nicht schwer abbaubar. Er kann somit als leicht abbaubarer organischer Stickstoff definiert werden. Dieser Stickstoffanteil wird in der Regel innerhalb eines Jahres nach Ausbringung der organischen Materialien pflanzenverfügbar, da deren nicht humusreproduktionswirksame organische Substanz meist innerhalb eines Jahres mineralisiert wird.
- Der innerhalb eines Jahres potenziell pflanzenwirksame Stickstoffanteil organischer Materialien ergibt sich aus der Summe des löslichen mineralischen Stickstoffs und des leicht abbaubar gebundenen organischen Stickstoffs. Dieser meist kurzfristig pflanzenwirksame Stickstoffanteil der organischen Materialien kann auch als Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) bezeichnet werden, da seine pflanzenbauliche Wirkung ähnlich der von Mineraldüngerstickstoff ist.

Für die hier zu bewertenden Bioabfall-Gärprodukte und für die daraus erzeugten Komposte sind die Angaben der Zentralen Auswertungsstelle der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. (BGK 2013) in den Jahreszertifikaten 2012 (Auswertung der Fremdüberwachungsergebnisse im Jahr 2011) herangezogen worden. Die mittleren nutzwertbestimmenden Merkmale für die zu bewertenden organischen Materialien sind in der Tabelle 6-1 zusammengestellt, wobei hier nur die Angaben zu organischer Substanz und Stickstoff weiter betrachtet werden.

Tabelle 6-1: Nutzwertbestimmende Merkmale der untersuchten Gärprodukte

Kennzeichnung des Gärprodukts ^{d)}	Trocken- substanz (TS)	organische Substanz	Stabilitäts- faktor	Humus- reproduktions- leistung	Gesamt-N	löslicher N	organischer N leicht abbaubar ^{c)}	organischer N schwer abbaubar ^{a)}	Gesamt- P ₂ O ₅	Gesamt- K ₂ O	Gesamt- MgO	Gesamt- CaO	C:N- Verhältnis
	in FM-%	in TS-%	nach VDLUFA ^{b)}	in Häq je Mg TS	in TS-%								
FV1_K_F	72,2	23,8	1,45	69	1,58	0,04	0,85	0,69	0,52	0,90	0,35	2,43	8,7
FV2_K_F	67,8	33,8	1,45	98	1,74	0,13	0,63	0,98	0,98	1,72	0,83	6,43	11,3
FV2_K_M	68,2	35,3	1,45	102	1,55	0,12	0,41	1,02	0,92	1,55	0,82	6,31	13,2
FV2_FK_M	65,4	39,7	1,25	99	1,56	0,08	0,48	0,99	0,90	1,68	0,89	6,93	14,8
FV3_K_F	72,3	40,8	1,45	118	1,56	0,06	0,32	1,18	0,70	1,36	1,14	3,90	15,2
FV3_K_M	64,2	41,6	1,45	121	1,62	0,10	0,32	1,21	0,86	1,52	1,13	3,99	14,9
NV1_FK_M	48,4	46,9	1,25	117	1,42	0,10	0,14	1,17	0,56	0,86	1,89	13,20	19,2
NV2_K_M	58,5	29,8	1,45	86	0,95	0,04	0,04	0,86	0,52	0,71	0,40	3,55	18,2
NV3_GP_S	30,8	60,0	1,00	120	2,58	0,10	1,28	1,20	1,36	1,03	0,87	4,34	13,5
NV4_GP_W	6,0	60,0	0,80	96	9,86	6,33	2,57	0,96	7,00	1,31	0,50	6,31	3,5
TV1_GP_W	13,4	48,6	0,80	78	2,34	1,43	0,13	0,78	1,59	3,32	1,07	6,20	12,0
TV1_GP_S	55,6	49,8	1,00	100	1,40	0,10	0,30	1,00	1,16	0,90	0,91	11,90	20,6
TV2_GP_S	55,6	50,8	1,00	102	1,40	0,10	0,28	1,02	1,16	0,90	0,91	11,90	21,0
TV3_K_F	57,8	40,4	1,45	117	1,60	0,11	0,32	1,17	0,66	1,26	0,66	4,04	14,6
TV3_K_M	67,8	39,8	1,45	115	1,25	0,10	-0,01	1,15	0,74	1,46	0,68	3,82	18,5
TV3_FK_M	58,3	37,2	1,25	93	1,46	0,08	0,45	0,93	0,76	1,60	0,68	4,10	14,8
TV4_GP_W	20,3	42,8	0,90	77	3,03	0,95	1,31	0,77	1,04	2,38	0,95	3,84	8,2
TV4_FK_F	60,1	44,7	1,25	112	1,57	0,12	0,33	1,12	0,89	1,50	1,05	5,89	16,5
TV4_K_F	69,0	40,3	1,45	117	1,56	0,13	0,26	1,17	1,00	1,48	1,20	6,68	15,0
TV5_GP_W	19,2	54,0	0,90	97	3,42	1,38	1,07	0,97	1,18	2,38	0,96	6,63	9,2

^{a)} - humusreproduktionswirksamer Anteil

^{b)} - abgeleitet entsprechend VDLUFA-Standpunkt "Humusbilanzierung" 2004

^{c)} - negative Werte kennzeichnen ein temporäres N-Fixierungspotenzial im Boden

^{d)} - Kennzeichnung der Gärprodukte (AA_nXX_{YY}):

AA - Anlagentyp: FV = Boxenvergärung, NV = Nassvergärung, TV = Pfropfenstromvergärung; n = laufende Nummer

XX - erzeugtes Material: GP = Gärprodukt, FK = Frischkompost, K = Fertigkompost

YY - Materialspezifizierung: S = fest, W = flüssig, M = Mittelkorn, F = Feinkorn

In Abbildung 6-4 sind die nach (VDLUFA 2012) aus den Materialeigenschaften abgeleiteten Humusreproduktionsleistungen der betrachteten organischen Düngemittel (bezogen auf die Frischmasse) zusammengestellt. Hier wird folgende Rangfolge der Humusreproduktionsleistung erkennbar:

nachkompostierte Gärprodukte > feste Gärprodukte > flüssige Gärprodukte

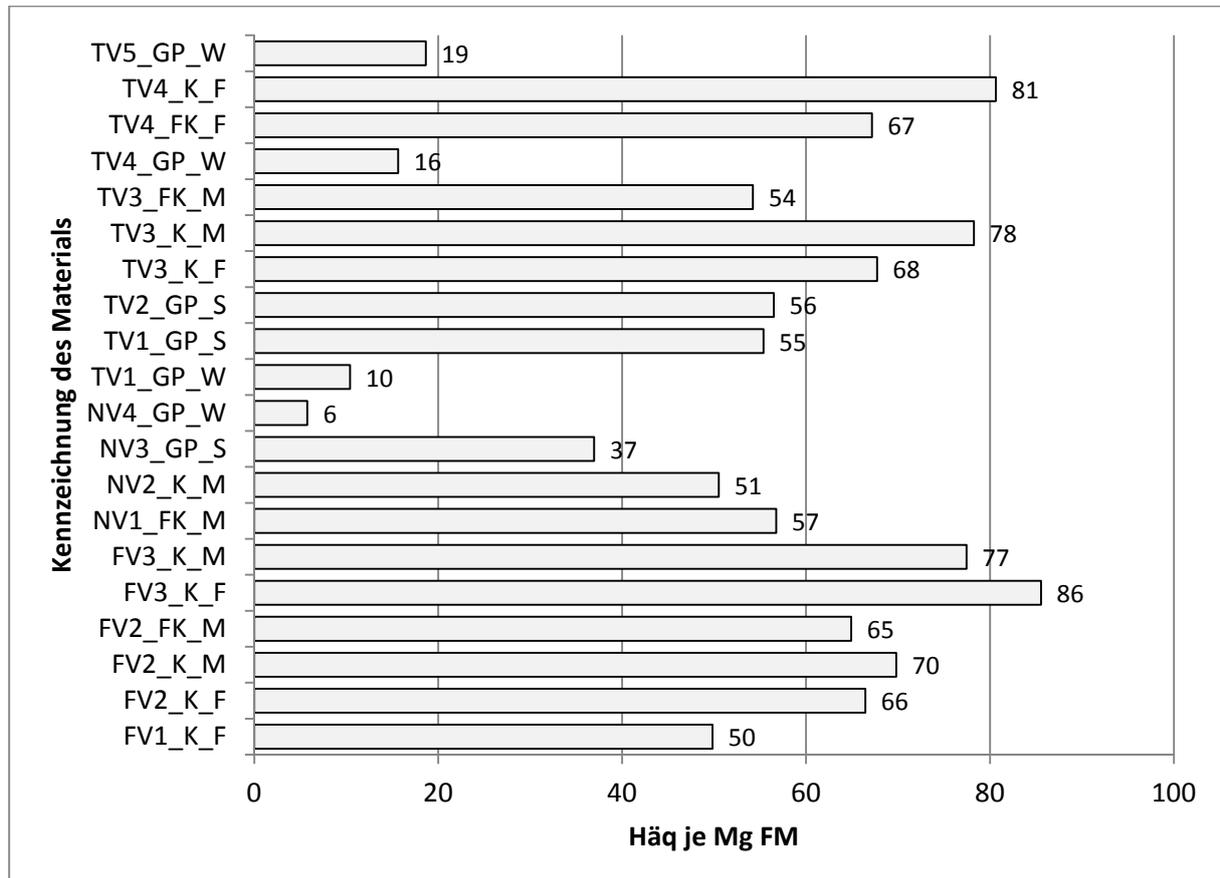


Abbildung 6-4: Humusreproduktionsleistung der zu bewertenden Gärprodukte und Komposte

In Anlehnung an (Gutser et al. 2010) wird für eine ausreichende mittlere Humusversorgung eine Aufbringungsmenge von 500 Häq je ha und Jahr angenommen. In der Tabelle 6-2 sind die sich so ergebenden Mengen an organischen Düngemittel sowie die damit in den Boden eingebrachten Mengen an C_{org} in leicht abbaubarer und abbaustabiler (humusreproduktionswirksamer) Form angegeben.

Tabelle 6-2: Höhe der Menge von festen, flüssigen und nachgerotteten Gärprodukten für eine mittlere Humusversorgung mit 500 H_{äq} (kg Humus-C) je ha und Jahr sowie die damit verbundene Aufbringung an humusreproduktionswirksamer und an leicht abbaubarer organischer Substanz

Kennzeichnung des Gärprodukts ²⁾	Gabe in t Frischmasse je ha	C _{org} -Zufuhr in kg je ha		
		organisch humusreproduktionswirksam	organisch leicht abbaubar	gesamt
FV1_K_F	10,0	500	500	1000
FV2_K_F	7,5	500	500	1000
FV2_K_M	7,2	500	500	1000
FV2_FK_M	7,7	500	659	1159
FV3_K_F	5,8	500	500	1000
FV3_K_M	6,5	500	500	1000
NV1_FK_M	8,8	500	659	1159
NV2_K_M	9,9	500	500	1000
NV3_GP_S	13,5	500	949	1449
NV4_GP_W	86,8 ¹⁾	500	1312	1812
TV1_GP_W	48,0	500	1312	1812
TV1_GP_S	9,0	500	949	1449
TV2_GP_S	8,8	500	949	1449
TV3_K_F	7,4	500	500	1000
TV3_K_M	6,4	500	500	1000
TV3_FK_M	9,2	500	659	1159
TV4_GP_W	32,0	500	1110	1610
TV4_FK_F	7,4	500	659	1159
TV4_K_F	6,2	500	500	1000
TV5_GP_W	26,8	500	1110	1610

¹⁾ - über mit einer Gabe von Flüssigstoffen ausbringbaren Menge von 50 t je ha

²⁾ - Kennzeichnung der Gärprodukte (AA_n_XX_YY):
AA - Anlagentyp: FV = Boxenvergärung, NV = Nassvergärung, TV = Pfpfenstromvergärung; n = laufende Nummer
XX - erzeugtes Material: GP = Gärprodukt, FK = Frischkompost, K = Fertigkompost
YY - Materialspezifizierung: S = fest, W = flüssig, M = Mittelkorn, F = Feinkorn

Die Gaben für eine ausreichende Humusversorgung fallen bei einem flüssigen Gärprodukt (sehr niedriger TS-Gehalt von 6 %) besonders hoch aus. Die nach guter fachlicher Düngungspraxis wegen möglichem Abflussverhalten und daraus entstehenden Ungleichmäßigkeiten in der Düngerverteilung empfohlene Höchst Einzelgabe von 50 t je ha wird hier deutlich überschritten. Diese hohe Gabe wäre demnach schon aus verfahrenstechnischen Gründen zu teilen.

Zudem zeigt sich, dass mit gleicher Humusreproduktionsleistung die Zuführung leicht abbaubarer organischer Substanz stark differiert. Das Bodenleben wird bei den weniger abbaustabilen organischen Düngemitteln (vor allem Gülle) deutlich stärker mit Nahrung versorgt, was den mikrobiologischen Stoffumsatz entsprechend anhebt. Dabei kann die abbaustabile organische Substanz durch das intensivere Bodenleben rascher umgesetzt werden, was zu Priming-Effekten (Abbau an organischer Bodensubstanz > Zuführung organischer Primärsubstanzen) führen kann.

Unter Berücksichtigung der C_{org}-Gehalte und deren Abbaustabilität, der N_{ges}-Gehalte und der N_{min}-Gehalte ausgewählter organischer Düngemittel können die in Abbildung 6-5 dargestellten N-Fractionen

im Boden entstehen, wobei die Umsatz- bzw. Stabilisierungsleistungen unterschiedlicher Böden zu Schwankungen um diese Mittelwerte führen.

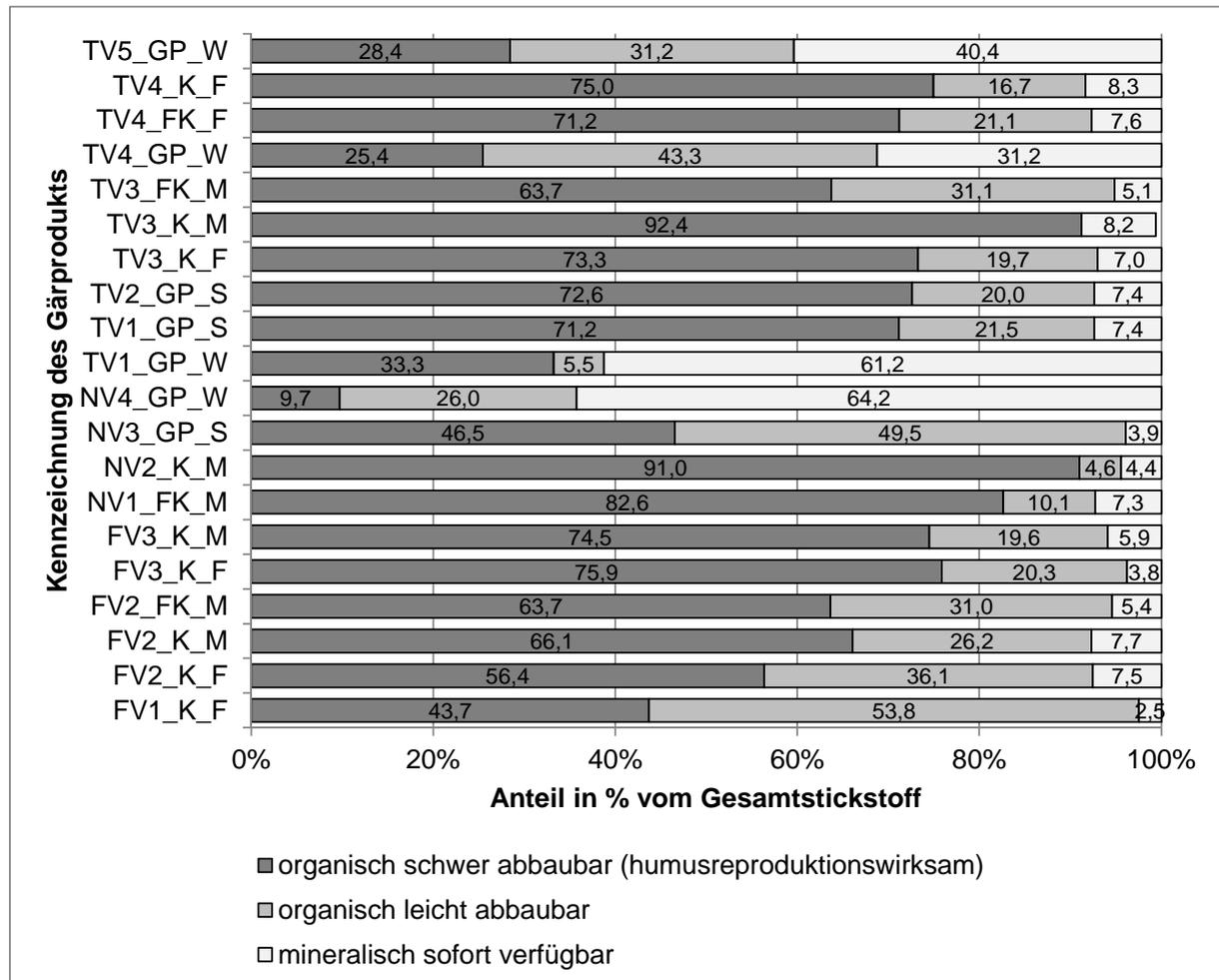


Abbildung 6-5: Bildung von N-Fractionen der ausgewählten organischen Düngemittel im Boden

Die mittlere Verfügbarkeit bzw. Stabilisierung der Stickstoffanteile der zu bewertenden Gärprodukte und Komposte zeigen große Unterschiede. Während bei den flüssigen organischen Düngemitteln die mineralischen, wasserlöslichen Anteile am stärksten auftreten und die N-Stabilisierung im Dauerhumus geringer ausfällt, ergibt sich bei den nachgerotteten, durch aerobe Umwandlungsprozesse stabilisierten Komposten eine gegenläufige Wirkung. Der Stickstoff aus diesen Gärprodukten wird im Boden weitgehend im Dauerhumus stabilisiert und die im Boden frei beweglichen Anteile sind relativ gering.

Da die Mobilität von Stickstoff sowohl die Effizienz der Nährstoffwirkung als auch die Gefährdung durch N-Emissionen von löslichen Verbindungen in das Grundwasser bzw. von gasförmigen Verbindungen (Lachgas) in die Atmosphäre entscheidend beeinflusst, ist es zielführend, diese großen Unterschiede im Mobilitätsverhalten organischer Düngemittel zu beachten. Die abbaustabilen nachgerotteten Gärprodukte bedürfen einer anderen Bewertung als die flüssigen und festen Gärprodukte.

Umfangreiche Auswertungen von 12-jährigen Versuchen zur Kompostanwendung können diese Aussage bestätigen. Hier wurden für Biogut- und Grüngutkomposte zum Versuchsende noch 57 bis 75 % der durch die Kompostgaben in den Boden gebrachten N-Mengen im Boden wiedergefunden

(Reinhold und Kluge 2013). (Kluge et al. 2008) haben zuvor schon nachgewiesen, dass es auch bei hohen jährlichen Kompostgaben (bis zur Aufwandmengenbegrenzung nach BioAbfV) kaum zu N_{min} -Erhöhungen im Boden kam ($< 20 \text{ kg N/ha}$). Damit kann das in Abbildung 6-5 gezeigte hohe Stabilisierungsvermögen von N-Verbindungen aus abbaustabilen organischen Düngern praktisch bestätigt werden.

Die Auswirkungen einer praxisüblichen Humusversorgung mit 500 Humusäquivalenten je ha (nach Gutser et al. 2010) auf die Einträge von unterschiedlich mobilen N-Fractionen in Ackerböden soll in Abbildung 6-6 verdeutlicht werden.

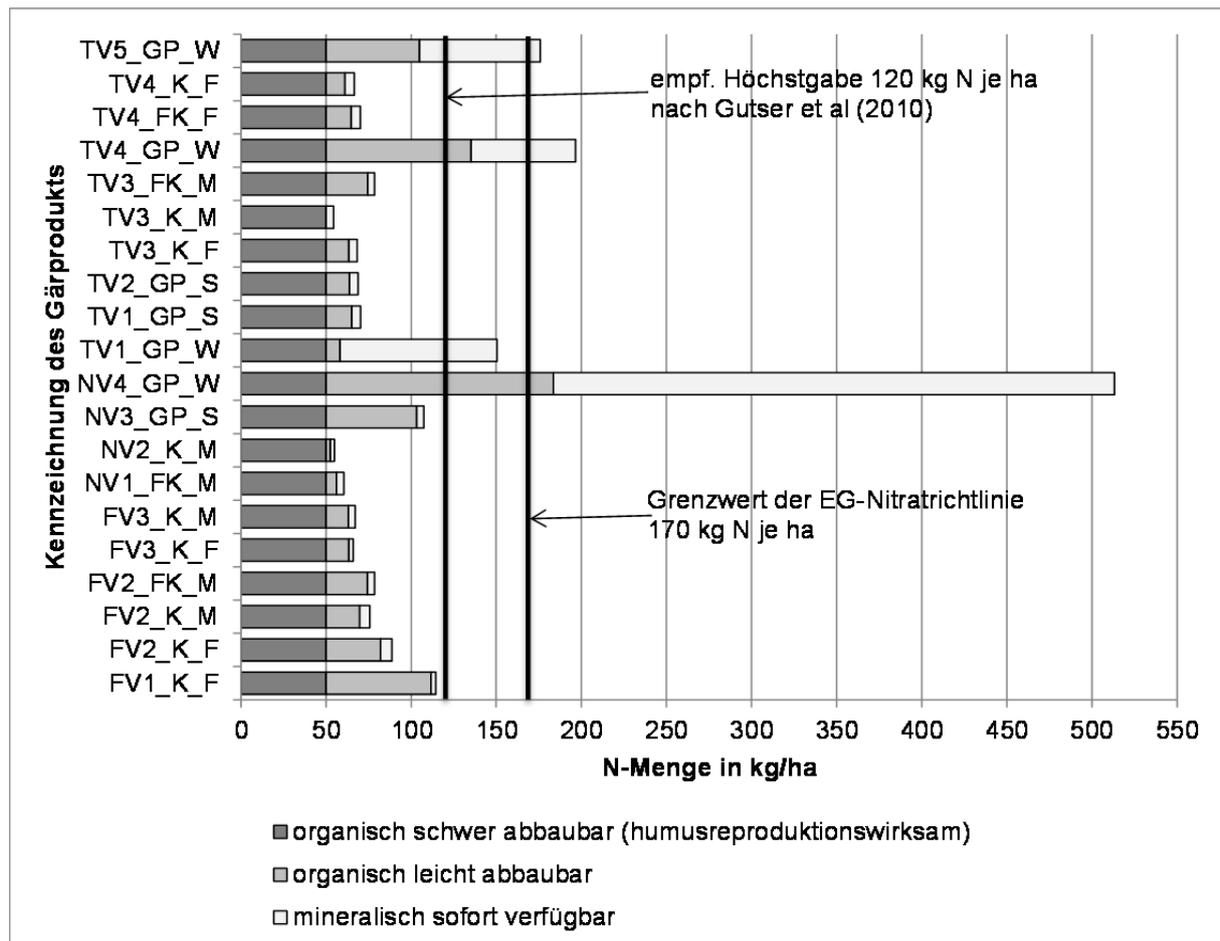


Abbildung 6-6: Stickstoffmengen in unterschiedlichen Mobilitätsfraktionen bei einer mittleren Humusversorgung mit 500 Häq (kg Humus-C) je ha und Jahr durch die zu bewertenden Gärprodukte und Komposte

Eine angemessene Humusversorgung kann in Abhängigkeit von der Beschaffenheit der eingesetzten organischen Düngemittel mit extrem unterschiedlichen Mengen an pflanzenwirksamem aber auch emissionswirksamem Stickstoff verbunden sein. Wird eine Einhaltung der Vorgaben der EG-Nitratrichtlinie (170 kg N je ha und Jahr) oder sogar der von (Gutser et al. 2010) empfohlenen Höchstgabe bei der organischen Düngung (120 kg N je ha und Jahr) für die flüssigen Gärprodukte gefordert, so lässt sich ableiten, dass die alleinige Anwendung dieser organischen Düngemittel kaum eine angemessene Humusversorgung gewährleisten kann. Bei Reduzierung der Aufwandmenge scheint hier eine ergänzende Strohdüngung bzw. der Anbau von Ackergras oder Zwischenfrüchten als Mittel der Wahl angebracht, um einen entsprechenden Ausgleich in der Humusversorgung zu schaffen.

Zugleich lässt sich aber auch feststellen, dass für die angemessene Humusversorgung durch organische Düngung (hier 500 H_{äq} je ha und Jahr) eine entsprechende N-Zuführung von 50 kg N je ha und Jahr zur temporären Stabilisierung der organischen Substanz im Boden unabdingbar ist. Da der Zeitpunkt einer Mobilisierung dieser N-Mengen jedoch nicht feststeht und bei sehr abbaustabilen organischen Materialien auch erst in einem Zeitraum von über 10 Jahren geschehen kann, sollten diese N-Mengen bei einem Nährstoffvergleich nach Düngeverordnung als notwendiger Verbrauch für eine angemessene Humusreproduktion berücksichtigt werden. Das ist auch nicht als besorgniserregend im Sinne möglicher Mineralisierungsvorgänge im Boden zu bezeichnen, wenn durch jährliche N_{min}-Untersuchungen die Auswirkungen solcher Vorgänge überwacht und deren Ergebnisse bei der jährlichen N-Düngungsempfehlung und bei der Erstellung von Nährstoffvergleichen berücksichtigt werden.

Als nächster Schritt kann nun die zu empfehlende Aufwandmenge für die zu bewertenden Gärprodukte und Komposte anhand der Humusreproduktionsleistung und der nach EG-Nitratrictlinie zu empfehlenden Höchstmenge an Stickstoff im Anwendungsjahr abgeleitet werden. Das Ergebnis dieser Ableitung ist in Tabelle 6-3 dargestellt, wobei die kurzfristige Mineraldüngeräquivalenz dem N_{min}-Anteil in den organischen Düngemitteln entspricht und bei der mittelfristigen MDÄ zusätzlich den leicht abbaubaren N_{org}-Anteilen.

Wird die gesamte N-Versorgung entsprechend den Empfehlungen zur Humusversorgung und Stickstoffversorgung von Boden und Pflanze gewährleistet, so ergibt sich für die betrachteten unterschiedlichen flüssigen, festen und nachgerotteten Gärprodukte ein sehr differenziertes Bild. Vor allem die flüssigen organischen Dünger sind bei begrenzten N-Gaben oft allein nicht in der Lage, eine angemessene Humusversorgung zu gewährleisten. Hier werden ergänzende Maßnahmen zur Humusversorgung erforderlich, die nicht mit zusätzlichen N-Einträgen verbunden sind (z. B. Strohdüngung, Ackergras, nicht legume Zwischenfrüchte).

Bei Anwendung nachgerotteter Gärprodukte kann dagegen eine angemessene Humusversorgung über mehrere Jahre gesichert werden, ohne dass ökologisch bedenkliche N-Mengen aus den organischen Düngemitteln auf die Ackerflächen gelangen. Vor allem bei den sehr abbaustabilen Komposten sind die mitgeführten mineraldüngeräquivalenten N-Mengen jedoch so gering, dass sie nur zu geringen Mineraldüngereinsparungen beitragen können. Der im Boden verbleibende humusreproduktionswirksame Stickstoff wird hier wegen der hohen Abbaustabilität der organischen Substanz längerfristig im Boden stabilisiert als es bei den leichter abbaubaren flüssigen Materialien zu erwarten ist. Feste Gärprodukte nehmen eine Zwischenstellung ein.

Die Anwendung der zu bewertenden organischen Düngemittel trägt unterschiedlich zur Humusversorgung der Böden bei, wozu jedoch auch ein entsprechender N-Eintrag gesichert werden muss. Dieser humusreproduktionswirksame N-Eintrag kann sowohl in kg je t Frischmasse als auch in Prozent vom Gesamt-N-Gehalt der organischen Düngemittel angegeben werden (vgl. Tabelle 6-4). Somit lässt sich der N-Bedarf für eine ausreichende Humusversorgung materialspezifisch ausweisen.

Die mit einem Humusaufbau parallel zu erwartenden N-Stabilisierungen treten zeitgleich auf, werden aber in ihrer Höhe zudem durch das C:N-Verhältnis der organischen Düngemittel beeinflusst. Hier kann

–

vor allem für abbaustabile organische Düngemittel (Komposte) vereinfacht mit einer temporären N-Stabilisierung von 0,1 kg N_{ges} je Häq bzw. kg Humus-C gerechnet werden.

6 Treibhausgasbilanz

Tabelle 6-3: Ableitung der Aufwandsempfehlung für ausgewählte organische Düngemittel bei Begrenzung der Gesamt-N-Gabe im Anwendungsjahr auf 200 kg/ha (Mais) und einer angestrebten mittleren Humusversorgung mit 500 Häq (kg Humus-C) je ha und Jahr

Kennzeichnung des Gärprodukts	N-Angebot aus dem Boden in kg/ha	Gabe an organischem Dünger in t FM/ha	Angaben zu unterschiedlich wirksamem N aus organischen Düngern in kg/ha im Anwendungsjahr					N-Angebot aus dem Boden + MDÄ-N in kg/ha*a	zu empfehlende Mineraldüngung im Anwendungsjahr in kg N/ha*a ¹⁾	Humusversorgung	
			als Mineraldüngeräquivalenz (MDÄ)			für Humusreproduktion ³⁾	Gesamtmenge ²⁾			in Häq/ha	ausreichend für n Jahre
			löslich	organisch leicht abbaubar	gesamt						
FV1_K_F	50	14,9	4	91	96	74	170	146	54	743	1,5
FV2_K_F	50	14,4	13	61	74	96	170	124	76	958	1,9
FV2_K_M	50	16,1	13	45	58	112	170	108	92	1123	2,2
FV2_FK_M	50	16,7	9	53	62	108	170	112	88	1082	2,2
FV3_K_F	50	15,1	6	35	41	129	170	91	109	1289	2,6
FV3_K_M	50	16,3	10	33	43	127	170	93	107	1266	2,5
NV1_FK_M	50	24,7	12	17	30	140	170	80	120	1404	2,8
NV2_K_M	50	30,6	8	8	15	155	170	65	135	1546	3,1
NV3_GP_S	50	21,4	7	84	91	79	170	141	59	791	1,6
NV4_GP_W	50	28,0	106	43	150	16	166	200	0	161	0,3
TV1_GP_W	50	50,0	104	9	113	56	170	163	37	565	1,1
TV1_GP_S	50	21,8	13	36	49	121	170	99	101	1209	2,4
TV2_GP_S	50	21,8	13	34	47	123	170	97	103	1234	2,5
TV3_K_F	50	18,4	12	34	45	124	170	95	105	1245	2,5
TV3_K_M	50	20,1	14	-1	13	157	170	63	137	1570	3,1
TV3_FK_M	50	20,0	9	53	62	108	170	112	88	1083	2,2
TV4_GP_W	50	27,6	53	74	127	43	170	177	23	432	0,9
TV4_FK_F	50	18,0	13	36	49	121	170	99	101	1210	2,4
TV4_K_F	50	15,8	14	28	43	127	170	93	107	1274	2,5
TV5_GP_W	50	25,9	69	53	122	48	170	172	28	483	1,0

1) - angenommener N-Düngungsbedarf für Mais 200 kg/ha*a (MDÄ-N + N-Angebot aus dem Boden)
2) - N aus organischem Dünger begrenzt auf 170 kg/ha*a
3) - erst nach über 1 bis über 10 Jahren verfügbar

Tabelle 6-4: Für die Humusreproduktionsleistung anrechenbare N-Anteile der zu bewertenden Gärprodukte und Komposte

Kennzeichnung des Gärprodukts ¹⁾	Anrechenbarkeit von N für Humusreproduktionsleistung	
	in kg N je t FM	in % vom Gesamt-N
FV1_K_F	5,0	44
FV2_K_F	6,6	56
FV2_K_M	7,0	66
FV2_FK_M	6,5	64
FV3_K_F	8,6	76
FV3_K_M	7,7	75
NV1_FK_M	5,7	83
NV2_K_M	5,1	91
NV3_GP_S	3,7	47
NV4_GP_W	0,6	10
TV1_GP_W	1,0	33
TV1_GP_S	5,5	71
TV2_GP_S	5,7	73
TV3_K_F	6,8	73
TV3_K_M	7,8	92
TV3_FK_M	5,4	64
TV4_GP_W	1,6	25
TV4_FK_F	6,7	71
TV4_K_F	8,1	75
TV5_GP_W	1,9	28

¹⁾ - Kennzeichnung der Gärprodukte (AA_n_XX_YY):
AA - Anlagentyp: FV = Boxenvergärung, NV = Nassvergärung, TV = Pfropfenstromvergärung; n = laufende Nummer
XX - erzeugtes Material: GP = Gärprodukt, FK = Frischkompost, K = Fertigkompost
YY - Materialspezifizierung: S = fest, W = flüssig, M = Mittelkorn, F = Feinkorn

6.2 Annahmen für die THG-Bilanzierung

6.2.1 Anlagenkonzepte

Mit der Zielstellung, einen möglichst breiten Überblick über angewendete Technologien zu erhalten, wurden repräsentative Anlagen ausgewählt.

Insgesamt wurden 12 Anlagen zur Vergärung von Bioabfällen emissionsseitig untersucht (vgl. Tabelle 6-5):

- 4 x Nassvergärung, kontinuierlicher Betrieb (stehende Fermenter)
- 5 x Trockenvergärung, kontinuierlicher Betrieb (liegende Fermenter)
- 3 x Feststoffvergärungsanlage, diskontinuierlicher Betrieb (Garage)

Tabelle 6-5: Ausgewählte Anlagenparameter der untersuchten Bioabfallvergärungsanlagen

Kod- Nr.	ierung kWel	Vergärungs- verfahren	Temperatur	externe Wärme- nutzung	Abdeckung Gärestlager	Gärrest- aufber- eitung	Nach- kompost- ierung	Art der Rotte	
1	NV 1	630 nass	mesophil		abgedeckt	x	x	Miete	offen unbelüftet
2	NV 2	536 nass	thermophil	x	abgedeckt	x	x	Miete	offen unbelüftet
3	NV 3	986 nass	mesophil		offen	x	-	-	
4	NV 4	1200 nass	mesophil		offen, abged.	x	-	-	
5	TV 1	1790 trocken	thermophil		gasdicht abged.	x	-	-	
6	TV 2	1413 trocken	thermophil		abgedeckt	x	x	Miete	offen unbelüftet
7	TV 3	816 trocken	thermophil			x	x	Tunnel	gekapselt belüftet
8	TV 4	625 trocken	thermophil	x	gasdicht abged.	x	x	Tunnel	gekapselt belüftet und unbelüftet
9	TV 5	640 trocken	thermophil		abgedeckt	x	x	Tunnel	gekapselt belüftet
10	FV 1	625 trocken	mesophil	x		x	x	Miete	gekapselt belüftet
11	FV 2	680 trocken	mesophil	x		x	x	Tunnel, Miete	offen belüftet, gekapselt belüftet
12	FV 3	370 trocken	mesophil	x		x	x	Miete	gekapselt belüftet

Die ausgewählten Anlagen weisen dabei folgende Kriterien auf:

- Mesophile und thermophile Betriebsweise, einstufig
- durchschnittliche installierte BHKW-Leistung von 600 kW_{el}
- 8 Anlagen kombiniert mit nachgeschaltetem Rotteverfahren bzw. Kompostierung
- 1 Anlage mit nachgeschaltetem Trocknungsprozess
- 3 Anlagen mit ausschließlich anaerober Behandlung

6.2.2 Energiebedarf

Auf Basis der Betreiberbefragungen wurden der Strom- und Wärmebedarf der untersuchten Bioabfallvergärungsanlagen ermittelt. Zur Deckung des Strombedarfs für den Anlagenbetrieb wird bei allen Anlagen unterstellt, dass in dem Umfang des angegebenen Strombedarfes Netzstrom bezogen wird. Die Emissionen der konventionellen Strombereitstellung werden nach (UBA 2012) mit 559 g CO₂-eq/kWh_{el} (Strommix) zu Grunde gelegt.

6.2.3 Menge an Gärprodukte

Zur Ermittlung der anlagenspezifischen Gärprodukt- und Rottemengen wurden folgende Annahmen getroffen:

- 1 Mg Bioabfall erzeugt 0,9 Mg Gärrückstand (Frischmasse)
- Nach Angaben von Dr. Reinhold & Kollegen Potsdam können bei Beginn der Rotte pauschal 15 % Masseverlust (überwiegend Wasser) abgezogen werden; bis zum Ende der Rotte verbleiben letztlich ca. 50 % Masse (Frischmasse).

Ausnahme: Biogasanlage (VANV4) – hier wurden hinsichtlich der Gärrestmengen die Angaben des Betreibers zu Grunde gelegt, da erhebliche Abweichungen hinsichtlich der angegebenen Gärrestmengen nach der Separation auftraten.

6.2.4 BHKW-Emissionen

Vor dem Hintergrund, dass im Rahmen des Emissionsmessprojektes nicht alle BHKW-Aggregate der untersuchten Anlagen emissionsseitig bemessen wurden, wird in der Darstellung der THG-Bilanz ein durchschnittlicher Emissionswert für alle BHKW zu Grunde gelegt.

Der Projektpartner gewitra hat im Zuge verschiedener Emissionsmessungen eine Vielzahl an BHKW-Aggregaten verschiedener Leistungsgrößen bemessen. Als Median aus 161 Messungen im Leistungsbereich von 300 – 1.000 kW_{el} können nach gewitra folgende BHKW-Emissionen angenommen werden:

- 1760 g Methan/Mg Input
- 2,1 g Lachgas /Mg Input

Unter Berücksichtigung der Emissionsfaktoren nach (IPCC 2007) für Lachgas (298) und Methan (25) werden für die Darstellung der BHKW-Emissionen im Durchschnitt 44,6 kg CO₂-eq/Mg Input berücksichtigt.

6.2.5 Emissionen bei der Gärrestausbringung

Bei der Ausbringung der Gärreste sind in erster Linie Lachgas- und Ammoniakemissionen relevant. Nach (IPCC 2007) sind 1 % des Gesamtstickstoffgehaltes der Gärprodukte als Lachgasemissionen zu berücksichtigen (unabhängig, ob über den Umweg der Ammoniakemissionen).

6.2.6 Stromgutschriften

Die Stromerzeugung aus Biogas ersetzt Strom fossiler Energieträger. Die Höhe der Stromgutschriften richtet sich nach der produzierten Strommenge, die im Rahmen der Betreiberbefragung anlagenspezifisch ermittelt wurde. Für den Strommix wird nach (UBA 2012) 559 g CO₂-eq/kWh_{el} zu Grunde gelegt.

6.2.7 Wärmegutschriften

Die bei der Stromerzeugung im BHKW anfallende Wärmemenge kann fossile Energieträger ersetzen. Die durch die Bereitstellung der Wärme vermiedenen Emissionen fossiler Wärmebereitstellung werden den Produktsystemen gutgeschrieben (Wärmegutschriften). Die Höhe der Wärmegutschrift richtet sich dabei nach der Höhe der Wärmemenge und der Art der fossilen Wärme, die durch die Wärmenutzung ersetzt wird. Von 12 untersuchten Bioabfallanlagen gaben 5 Anlagen an, Wärmemengen für externe Anwendungen bereitzustellen. So werden die Wärmemengen zur Beheizung von Gebäuden, Bereitstellung von Warmwasser und in einem Fall zur Trocknung von Hackschnitzeln genutzt. Eine weitere Anlage betreibt 2 Satelliten-BHKW und speist die Wärmemengen in ein vorhandenes Nahwärmenetz zur Beheizung von öffentlichen Einrichtungen und Gewerbe ein. Hinsichtlich der Substitution fossiler Energieträger wird für den Umfang der angegebenen externen Wärmemenge eine Wärmegutschrift nach (BMU 2011) von 291 g CO₂-eq/kWh_{th} zu Grunde gelegt.

6.2.8 Gutschriften für Gärprodukte

Je nach Art der Gärprodukte (mit/ohne Separation; mit/ohne Nachrotte der separierten festen und flüssigen Gärprodukte) werden unterschiedliche Verwendungswege unterstellt. Entsprechend der Verwendung der Gärprodukte können Treibhausgasemissionen eingespart werden, die bei der Bioabfallverwertung als Gutschriften berücksichtigt werden (vgl. Tabelle 6-6). Folgende Gutschriften werden je nach Art der Gärprodukte einbezogen:

- NPK-Substitution (Mineraldüngerersatz)
- Torfersatz
- Humusanreicherung und Humusreproduktion

Tabelle 6-6: Art der Gärprodukte und Komposte und Einsatzzweck der untersuchten Bioabfallvergärungsanlagen

Anlage	Art der Endprodukte	feste Gärprodukte				flüssige Gärprodukte	
		NPK-Dünger	Torf	Humusanreichg.	Humusreprod.	NPK-Dünger	Humusreprod.
NV 1	Frischkompost	x		X	x	Klärwerk	
NV 2	Fertigkompost	x	x	X	x	Klärwerk	
NV 3	Gärprodukt fest	x			x	Klärwerk/Rezirkulat	
NV 4	Überwieg. Gärprodukt flüssig	x			x	x	x
TV 1	sep. Gärprodukte ohne Rotte	x			x	x	x
TV 2*	Gärprodukt fest	x			x		
TV 3	Frisch-/Fertigkompost	x	(x)	X	x		
TV 4**	Frisch-/Fertigkompost	x	(x)	X	x	x	x
TV 5	Fertigkompost	x	x	X	x	x	x
FV 1	Fertigkompost	x	x	X	x		
FV 2	Frisch-/Fertigkompost	x	(x)	X	x		
FV 3	Fertigkompost	x	x	X	x		
* Gärprodukt fest analog TV1, da keine Untersuchungsergebnisse vorhanden							
** Fertigkompost analog TV 4, da kein Nachweis vorliegt, Verfahren und Rotte vergleichbar							
(x) Torfersatz nur für den Fertigkompost-Anteil							

6.2.8.1 N, P, K- Dünger

Hinsichtlich der Gärprodukte wird unterstellt, dass die in den Gärprodukten enthaltenden Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor und Kalium) im Falle des Einsatzes als Dünger Mineraldüngermengen substituieren. Die bei der Herstellung des industriellen Düngers anfallenden klimarelevanten Emissionen können demnach eingespart und dem Prozess der Bioabfallverwertung gutgeschrieben werden. Die Emissionsfaktoren zur Herstellung der industriellen Dünger basieren auf Angaben der (BLE 2010). Bezogen auf die einzelnen Nährstoffe sind dies 6,41 kg CO₂-eq/kg N, 1,18 kg CO₂-eq/kg P₂O₅ und 0,663 kg CO₂-eq/kg K₂O. Zusätzlich sind klimarelevante Emissionen bei der Düngung zu berücksichtigen. So werden für den Mineraldünger (ebenso wie für Gärprodukte) die aus der Düngung resultierenden Lachgasemissionen vereinfachend nach dem gängigen Faktor der (IPCC 2007) mit 1 % des Stickstoffgehaltes im Dünger berechnet.

Die N, P, K - Gehalte der Gärprodukte sind auf der Basis der Jahreszeugnisse für die BKG-Gütesicherung von Komposten und Gärprodukten anlagenspezifisch (vgl. Tabelle 6-1) berücksichtigt. Der pflanzenverfügbare N-Anteil am Gesamtstickstoff wurde durch die Bewertung der Stickstofffraktionen der Gärprodukte durch Dr. Reinhold & Kollegen Potsdam ermittelt. Die für die THG-Bilanz berücksichtigten N, P und K-Gehalte der Gärprodukte sowie der pflanzenverfügbare N-Anteil unter Berücksichtigung der N-Verluste nach Reinhold (vgl. Tabelle 6-1) sind in Tabelle 6-7 dargestellt.

Tabelle 6-7: Nährstoffgehalte der Gärprodukte und Komposte der Bioabfallvergärungsanlagen

Anlage	Art der Gärprodukte	TS-Gehalt	P ₂ O ₅	K ₂ O	N Gesamt	N anrechenbar	%-Anteil pflanzenverfügbarer Anteil bez. auf Gesamtstickstoff
		FM-%	kg/t FM	kg/t FM	kg/t FM	kg/t FM	%
FV1	Fertigkompost	72,2	3,8	6,5	11,4	6,4	56
FV2	Fertigkompost	67,8	6,6	11,7	11,8	5,1	44
FV2	Fertigkompost	68,2	6,3	10,6	10,6	3,6	34
FV2	Frischkompost	65,4	5,9	11,0	10,2	3,7	36
FV3	Fertigkompost	72,3	5,1	9,8	11,3	2,7	24
FV3	Fertigkompost	64,2	5,5	9,8	10,4	2,7	25
NV1	Frischkompost	48,4	2,7	4,2	6,9	1,2	17
NV2	Fertigkompost	58,5	3,0	4,1	5,6	0,5	9
NV3	Gärprodukt fest	30,8	4,2	3,2	7,9	4,2	53
NV4	Gärprodukt flüssig	6,0	4,2	0,8	5,9	5,3	90
TV1	Gärprodukt flüssig	13,4	2,1	4,4	3,1	2,1	67
TV1	Gärprodukt flüssig	55,6	6,4	5,0	7,8	2,2	29
TV2	Gärprodukt flüssig	55,6	6,4	5,0	7,8	2,1	27
TV3	Fertigkompost	57,8	3,8	7,3	9,2	2,5	27
TV3	Fertigkompost	67,8	5,0	9,9	8,5	0,6	8
TV3	Frischkompost	58,3	4,4	9,3	8,5	3,1	36
TV4	Gärprodukt flüssig	20,3	2,1	4,8	6,2	4,6	75
TV4	Frischkompost	60,1	5,3	9,0	9,4	2,7	29
TV4	Fertigkompost	69,0	6,9	10,2	10,8	2,7	25
TV5	Gärprodukt flüssig	19,2	2,3	4,6	6,6	4,7	72

6.2.8.2 Torfersatz

Der Ersatz von Torf wird nur für kompostierte Gärprodukte (Fertigkompost) angenommen. Nach BGK 2008 werden für Frischkompost vereinfacht folgende Absatzmärkte angenommen: 80 % Landwirtschaft, 10 % Sequestrierung/Rekultivierung, 10% Obstbau, so dass für Frischkomposte kein Torfersatz zu berücksichtigen wird. Zudem wird auf den Torfersatz von separierten Gärrückständen ohne Rotte verzichtet (konservativer Ansatz).

Für alle Fertigkomposte werden die Annahmen nach (Vogt, et al. 2002) übernommen, wonach nach (Groot 1999) 1 kg oTS Kompost 1 kg trockenen Torf und der wiederum 2 kg fossiles CO₂ ersetzen.

6.2.8.3 Humusreproduktion

Die Humusreproduktionsleistung organischer Materialien ist abhängig vom TS- und oTS-Gehalt sowie von der Abbaustabilität der oTS. Hinsichtlich der Humusreproduktionsleistung von Gärresten aus der Biogasproduktion gibt es keine einheitliche Datenlage. Die Auswirkungen des oTS-Abbaus bei der Vergärung auf die Abbaustabilität der oTS sind derzeit nicht belegt. Sie können nur in Anlehnung an die Erkenntnisse aus der Kompostierung abgeschätzt werden. Auf der Basis der Einschätzungen nach Reinhold wurde die Humusreproduktionsleistung der Gärprodukte ermittelt. Es wurden die Strohmenge berechnet, die bei der Rückführung der Gärprodukte auf landwirtschaftliche Flächen pro Mg Gärprodukt vergoren werden können (vgl. Tabelle 6-8). Die Gärprodukte aus der Strohverwertung wurden in der Modellrechnung zurückgeführt. Dabei wurde bei der Vergärung von Stroh ein oTS-Abbaugrad von 50 % angenommen.

Für die Fertigkomposte bedeutet dies beispielsweise, dass, jeweils bezogen auf die Frischmasse 1 Mg Fertigkompost demnach 0,74 Mg Stroh zur Humusreproduktion ersetzt. Bei der Vergärung von Stroh müssen bei Rückführung der Gärreste bei einem Abbaugrad von 50 % lediglich 35 % der Humusreproduktionsleistung gegenüber dem Strohverbleib auf dem Feld ersetzt werden. Durch die Rückführung von 1 Mg Fertigkompost können folglich rund 2 Mg Stroh vergoren werden.

Das durch die Strohvergärung produzierte Biogas wird im BHKW verstromt und substituiert fossile Energieträger. Die dadurch eingesparten THG-Emissionen werden dem Prozess der Bioabfallverwertung als Gutschrift angerechnet.

Tabelle 6-8: Annahmen zur Ermittlung der Substitution der Strohmenge in Abhängigkeit der Gärprodukte

	kompost. Gärprodukt (Fertig- kompost)	Frisch- kompost	Gärprodukt ohne Rotte	Flüssiger Gärrückstand
TS % (Stroh)	86%	86%	86%	86%
oTS bez. auf TS % (Stroh)	90%	90%	90%	90%
oTS absolut - % (Stroh)	77%	77%	77%	77%
Stabilitätsfaktor Stroh bei 0% Abbau	0,6	0,6	0,6	0,6
oTS -Abbau (Strohvergärung)	50%	50%	50%	50%

Stabilitätsfaktor des Gärproduktes aus Stroh bei 50% oTS-Abbau ¹⁾	0,8	0,8	0,8	0,8
Humus Verbleib im Gärprodukt gegenüber Strohdüngung	65%	65%	65%	65%
Humus-Ersatz [%] nach Strohvergärung	35%	35%	35%	35%
Stabilitätsfaktor der Bioabfall Gärprodukte	1,45	1,25	1,0	0,85
TS -Gehalt Bioabfall Gärprodukte (%)	58%	58%	35%	5%
oTS bez. auf TS in % (Bioabfall Gärprodukte)	41%	41%	42%	61%
oTS absolut - in % (Bioabfall Gärprodukte)	24%	24%	15%	3%
Humusreproduktion [Mg Stroh-TM/Mg Gärprodukt]	0,57	0,49	0,25	0,04
Humusreproduktion [Mg Stroh-FM/Mg Gärprodukt]	0,74	0,64	0,32	0,05
Mg Stroh für Vergärung/ Mg Gärprodukt	2,11	1,82	0,91	0,15

¹⁾ konservativer Ansatz in Anlehnung an Ergebnisse aus Kompostierung; nach (Leithold 2009) könnte der Stabilitätsfaktor auch deutlich höher liegen, so dass die Rückführung der Gärprodukte aus der Strohvergärung die gleiche Humusreproduktion wie die Ausgangsprodukte (hier Stroh) bewirken würde.

Folgende Annahmen wurden der Strohvergärung zu Grunde gelegt (vgl. Abbildung 6-7):

- Elektrischer Wirkungsgrad der Verstromung des erzeugten Biogases im BHKW 40 %
- Methanertrag: 158,4 m³ i.N./Mg Stroh
- 1 % Methanverlust der Biogasanlage, 1,5 % Methanverlust BHKW berücksichtigt
- Produzierte Strommenge: 638,1 kWh_{el}/Mg Stroh
- Strombedarf der Strohvergärung (Biogasanlage und BHKW): rd. 15 % (entspricht 95,7 kWh_{el}/Mg Stroh (Bezug von Netzstrom)
- Konservativer Ansatz: nur Stromerzeugung als Gutschrift berücksichtigt, keine Wärmegutschrift

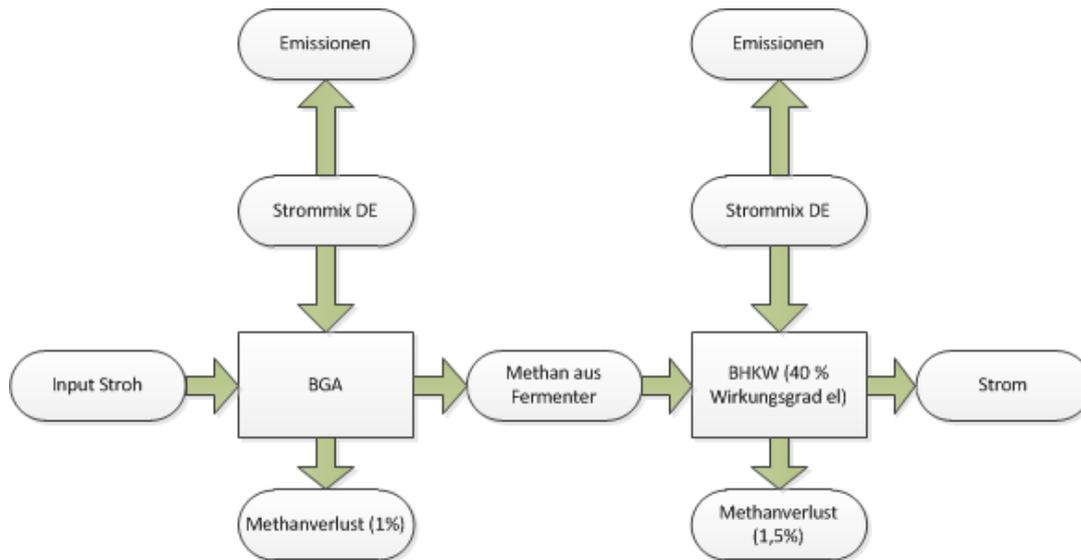


Abbildung 6-7: Modellierung der „Strohvergärung“ für das Szenario Humusreproduktion

6.2.8.4 Humusanreicherung

Unter Berücksichtigung des stöchiometrischen Verhältnisses C_{org}/CO_2 werden durch 1 Mg C_{org} rund 3,7 Mg CO_2 fixiert. Auf der Basis der Eigenschaften untersuchter Komposte (BGK 2010) in (IFEU 2012) (vgl. Tabelle 6-9) und der Wiederfindungsraten nach Reinhold bezogen auf C_{org} für Frischkompost (26%) und kompostierten Gärrest (47%) (vgl. Tabelle 6-10) werden für die kompostierten Gärprodukte die in Tabelle 6-9 dargestellten Annahmen für das Szenario der Humusanreicherung zu Grunde gelegt.

Tabelle 6-9: Eigenschaften untersuchter Komposte nach (BGK 2010) in (IFEU 2012)

Parameter	Einheit	Kompostierter Gärrest (Bioabfall/Grüngut)	Gärrest (Bioabfall/Grüngut)
TS	% FM	57,9	35
oTS	% TS	40,9	42,25
Stickstoff	% TS	1,38	1,53
Phosphat (P_2O_5)	% TS	0,85	0,72
Kalium (K_2O)	% TS	1,15	0,97
Stickstoff	kg/ t _{FM}	8,0	5,4
Phosphat (P_2O_5)	kg/ t _{FM}	4,9	2,5
Kalium (K_2O)	kg/ t _{FM}	6,7	3,4
C_{org} (58% oTS)	% TS	23,7	
Corg (58% oTS)	kg/ t _{FM}	137,2	83,0

Tabelle 6-10: Wiederfindungsraten bezogen auf C_{org} verschiedener Gärprodukte und Komposte nach Reinhold in (IFEU 2012)

	Bioabfall-Frischkompost	Bioabfall-Fertigkompost	Grünabfall-Fertigkompost	Bioabfall (kompostierter Gärrest)
C/N-Verhältnis Kompost	15,7:1	15,1:1	17,2:1	17,2:1
C/N-Verhältnis Boden	10,0:1			
Wiederfindungsrate	26%	47%	59%	47%

Tabelle 6-11: Annahmen für die Humusanreicherung kompostierter Gärprodukte für die Verwendung als Frisch- bzw. Fertigkompost nach (IFEU 2012)

	Frischkompost	Fertigkompost
kg C _{org} anrechenbar/ Mg Gärprodukt	21,6	64,5
Mg CO ₂ -eq./Mg Gärprodukt	0,08	0,24

6.3 Ergebnisse der THG-Bilanzierung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Emissionsmessungen als Treibhausgasbilanzen dargestellt. Die Emissionen sind in kg CO₂-Äquivalente je Mg Input abgebildet, wobei sich der Input auf die Gesamtmenge der in der jeweiligen Anlage verarbeiteten Bioabfallmenge bezieht. Die Emissionen gelten nur für den Zeitraum der Emissionsmessung; erlauben also keine Aussage über das Emissionsverhalten der Biogasanlagen über einen längeren Zeitraum.

Die Ergebnisse der Emissionsmessungen an Bioabfallanlagen weisen mit 40 bis 320 kg CO₂-eq/Mg Bioabfall eine große Bandbreite auf (vgl. Abbildung 6-8). Die differenzierte Darstellung nach Art der Treibhausgase zeigt, dass die Methanemissionen je nach Anlage und Betriebsweise gegenüber den anderen klimarelevanten Gasen Lachgas und Ammoniak den größten Anteil an den Treibhausgas-Äquivalenten aufweisen.

Erkennbar ist ebenfalls, dass eine zusätzliche Behandlung von Bioabfällen durch eine Vergärung keine erhöhten Emissionen verursachen muss. Die festgestellten Gesamtemissionen der Anlagen VANV3, VATV2 und VAFV1 liegen deutlich unter denen der restlichen Anlagen. Dabei sind in diesen Anlagen übliche Vergärungsverfahren wie Nass-, Trocken- und Feststoffvergärung (Garagenfermenter) integriert.

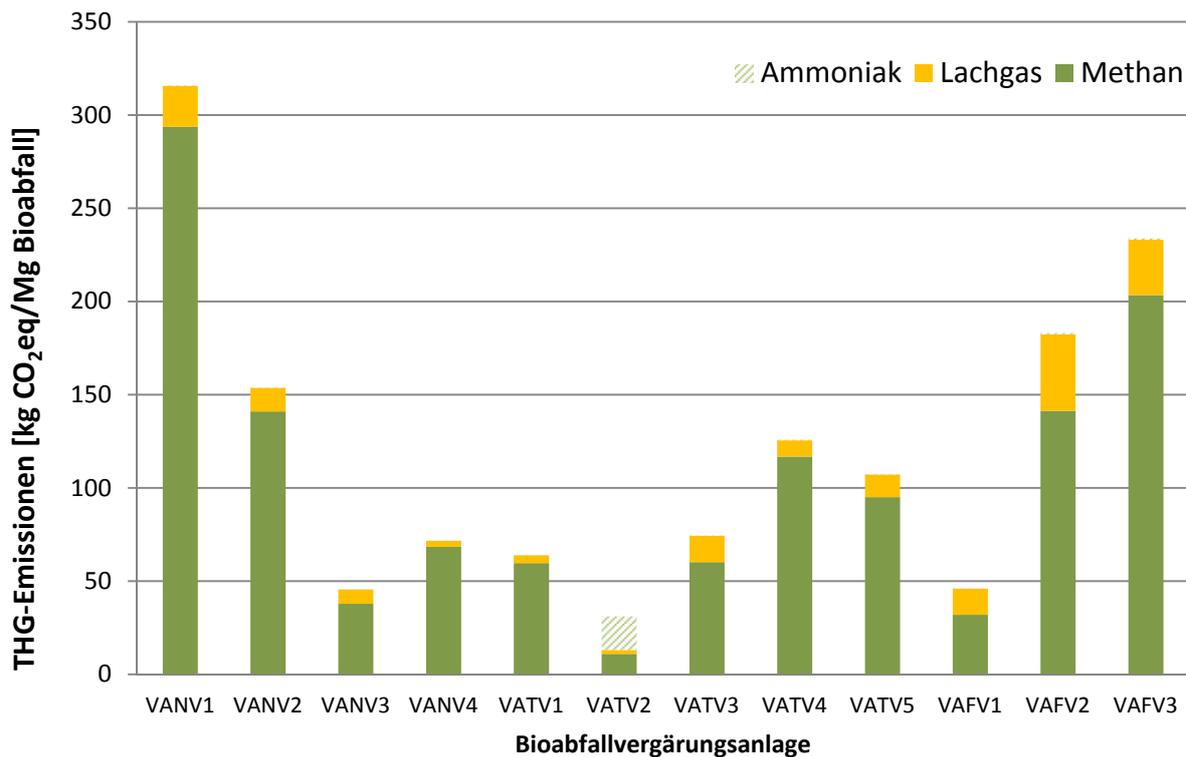


Abbildung 6-8: Anlagenseitige THG-Emissionen untersuchter Bioabfallvergärungsanlagen differenziert nach Art der Gase [kg CO₂-eq/ Mg Bioabfall]

Für die Darstellung der gesamten Treibhausgasbilanz erfolgt eine Gegenüberstellung der THG-Emissionen der betrachteten Biogasanlagenkonzepte für die jeweiligen Prozessschritte und Anlagenkomponenten mit den Einsparungen (Gutschriften) aus der energetischen und stofflichen Nutzung der anfallenden Produkte. Gutschriften werden für die Strom- und Wärmebereitstellung aus Biogas (Substitution fossiler Energieträger) sowie für die Nutzung der Gärprodukte (Substitution von Mineraldüngern, Torfersatz, Humusanreicherung) berücksichtigt. So wird neben der Nährstoffwirkung durch die Verwertung der Gärprodukte als Düngerersatz zudem die Humuswirkung der Gärprodukte berücksichtigt. Aufgrund der Effekte der Humusanreicherung (C-Senke) und der Humusreproduktionsleistungen der Gärprodukte können Treibhausgas-Emissionen eingespart werden. Unter Einbeziehung dieser Gutschriften können die dargestellten klimarelevanten Anlagenemissionen zum Teil deutlich kompensiert werden. Die Aufwendungen und Gutschriften für die Vergärung von Bioabfällen werden saldiert (grüner Summenbalken) und variieren mit -49 bis 323 kg CO₂-eq./Mg Input aufgrund der unterschiedlichen Konzepte und Emissionen deutlich.

In Tabelle 6-12 bzw. Abbildung 6-9 sind die gesamten Treibhausgasemissionen für die Aufwendungen und die Gutschriften dargestellt, die bei der Vergärung von Bioabfällen in den untersuchten Anlagen ermittelt wurden.

Bei den Gutschriften zeigt sich die hohe Bedeutung einer effizienten Vergärung zur Erzeugung von Energie. Eine hohe Stromerzeugung führt zu hohen Gutschriften, soweit eine Wärmenutzung möglich ist, hat diese ebenfalls einen hohen Einfluss. Auch die Gärrestnutzung zeigt sich als wesentlicher Einflussfaktor auf die THG-Bilanzen der Anlagen. Hier ist zu beachten, dass der Aufwand für die

Behandlung flüssiger Gärreste nach Einleitung in eine Kläranlage (NV 1, 2 und 3, siehe Abb. 6-9 und Tab. 6-10) nicht berücksichtigt ist. In den dargestellten Ergebnissen zeigt sich nur die fehlende Gutschrift der nicht genutzten Nährstoffe.

Anlage FV 3 (Abb. 6-9 und Tab. 6-10) zeigt, dass durch ein sehr gutes Energiekonzept in Verbindung mit einer guten Gärrestverwertung selbst sehr hohe Emissionen ausgeglichen werden können. Bei Anlage NV1 zeigt sich anhand der extrem schlechten Gesamtbilanz in Verbindung mit den extrem hohen Emissionen der Kompostierung und der sehr niedrigen Stromerzeugung, wie bestimmte Faktoren negativ zusammenwirken können. Ungenügende Ausfäulung des Substrates bewirkt nicht nur geringe Gasbildung und damit Stromerzeugung, sondern gleichzeitig hohe Emissionen bei der Nachkompostierung des anaerob unzureichend behandelten Materials.

Die direkte landwirtschaftliche Verwendung der Gärreste bewirkt gegenüber der Erzeugung stabiler Komposte für Erdenwerke und Humusanreicherung geringere Gärprodukt-Gutschriften, vermeidet jedoch auch das Risiko hoher Emissionen bei der Gärproduktnachbehandlung, v.a. bei der Kompostierung.

Werden die ermittelten THG-Emissionen der betrachteten Vergärungsanlagen auf die produzierte Strommenge bezogen (vgl. Anhang A 7), so zeigt sich, dass bei 4 von 12 Anlagen die Strombereitstellung aus Bioabfällen mit Nettoemissionen verbunden sind, die deutlich über den für Deutschland angenommenen Strommix mit 559 g CO₂-eq/kWh_{el} nach (UBA 2012) liegen. Der Großteil der betrachteten Anlagen liegt mit der energetischen Verwertung der Bioabfälle und der stofflichen Nutzung der anfallenden Gärprodukte, für die THG-Einsparungen berücksichtigt werden können, somit deutlich besser als die Strombereitstellung aus konventionellen Energieträgern.

6 Treibhausgasbilanz

Tabelle 6-12: Treibhausgasemissionen in kg CO₂-eq/Mg Input der bemessenen Bioabfallvergärungsanlagen

Biogasanlagen Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Kennzeichnung	NV 1	NV 2	NV 3	NV 4	TV 1	TV 2	TV 3	TV 4	TV 5	FV 1	FV 2	FV 3
Gutschrift - Strom	-14,0	-66,5	-55,7	-86,8	-158,6	-115,9	-30,0	-132,8	-77,8	-45,0	-32,9	-104,8
Gutschrift - Wärmenutzung	0,0	-4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-16,1	-5,1	-62,0
Gutschrift - Gärprodukte (NPK, Humus, Torf)	-53,3	-21,4	-12,7	-38,0	-27,1	-51,7	-90,7	-62,4	-65,6	-93,5	-99,6	-98,6
Emissionen BHKW	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6
Emissionen Fermenter			1,9									
Strombedarf (Biogasanlage + BHKW)	21,2	33,6	42,4	19,9	31,5	34,9	27,8	3,0	1,9	1,2	0,8	2,3
gefasste Emissionen nach Biofilter	3,0	42,6	4,0	10,1	19,3	35,1	50,3	99,2	73,9	40,2	159,8	12,7
Kompostierung/ Nachrotte	289,7	67,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	181,0
Gärrestlager (flüssige/ feste Gärprodukte)	6,2		6,9	17,0								
Gärrestausbringung	25,3	7,2	6,6	42,2	41,3	27,3	35,3	38,3	14,2	27,0	36,2	30,8
Saldo	322,7	102,9	38,1	9,1	-49,0	-25,7	37,4	-9,9	-8,7	-41,7	103,9	6,0

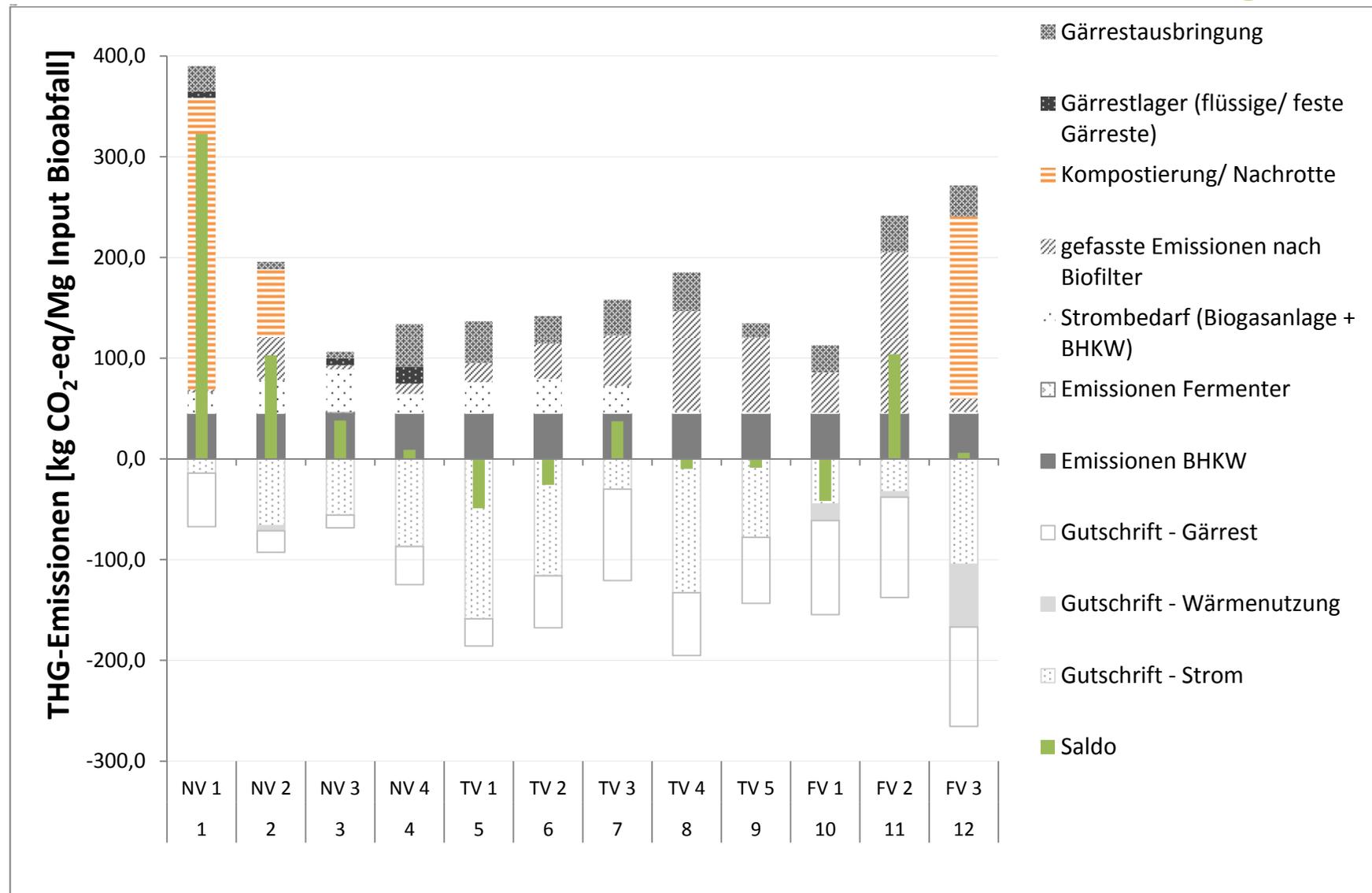


Abbildung 6-9: Treibhausgasbilanz untersuchter Bioabfallvergärungsanlagen [kg CO₂-eq/Mg Input Bioabfall]

6.4 Zusammenfassung

Anlagen zur Bioabfallvergärung dienen im Unterschied zu landwirtschaftlichen Biogasanlagen in erster Linie der Behandlung und Verwertung von Bioabfällen. Die Ergebnisse der THG-Bilanzierungen von Bioabfallanlagen weisen eine große Bandbreite in Abhängigkeit vom Anlagenkonzept und der Betriebsweise auf. Bei grober Übersicht aller Anlagen zeigt sich, dass die Ergebnisse insgesamt in vergleichbarem Maße einerseits von den Emissionen und andererseits von den Gutschriften für die erzeugten Produkte (Strom, Wärme, Gärprodukte) abhängen. Im Einzelnen wirken sich bestimmte Faktoren auf Seiten der Gutschriften und Emissionen sehr deutlich aus. Dadurch reichen die Ergebnisse der anlagenseitigen Emissionen in Höhe von 323 kg CO₂/ Mg Inputmaterial bis hin zu einer Nettovermeidung von 49 kg CO₂/ Mg Inputmaterial.

Im Einzelnen wirken sich auf Seiten der anlagenseitigen Emissionen in besonders hohem Maße sehr hohe Emissionen aus der Nachkompostierung und aus den Biofiltern aus.

Wie bereits dargestellt, lassen sich die Methanemissionen aus dem Bereich der Nachkompostierung durch längere Verweilzeiten im gasdicht anaeroben System und durch eine schnellere und bessere Durchlüftung während der Kompostierung (Zwangsbelüftung im gekapselten System, mehr Strukturmaterial, kleinere Mieten, häufigeres Umsetzen) minimieren.

Die Emissionen aus den Biofiltern lassen sich leicht durch Ammoniakentfernung im Abluftstrom vor dem Biofilter mittels sauren Wäschern (Lachgasemissionen) und durch oxidative Behandlung methanreicher Abluft (bei geeigneten Qualitäten Mitverbrennung im BHKW an Stelle der Einleitung in Biofilter, ansonsten katalytische Behandlung vor oder hinter dem Biofilter) minimieren.

Während diese beiden Emissionsquellen besonders bei einigen Anlagen enorm hoch sind, spielen als weitere Emissionsquellen offene Eintragsysteme oder Gärrestlager, Leckagen im Fermentationssystem, der Eigenstromverbrauch der Anlagen und die (pauschal angesetzten) Emissionen der BHKW eine Rolle. Die Vermeidung offener Lagerung und Behandlung von aktivem Material zeigt sich hier ebenso als Emissionsminderungsmaßnahme wie eine gründliche Wartung und Überwachung der Anlagen (auch mit Hilfe von Gasmessgeräten), eine energiesparende Konfiguration und Betriebsweise sowie die Nachbehandlung der BHKW-Abgase.

Bei den Gutschriften zeigt sich die hohe Bedeutung einer effizienten Vergärung zur Erzeugung von Energie. Eine hohe Stromerzeugung führt zu hohen Gutschriften, soweit eine Wärmenutzung möglich ist, hat diese ebenfalls einen hohen Einfluss. Auch die Gärrestnutzung zeigt sich als wesentlicher Einflussfaktor auf die THG-Bilanzen der Anlagen.

Die Heterogenität bei den verschiedenen Einflussfaktoren sowohl auf Seiten der Emissionen als auch auf Seiten der Gutschriften zeigt erhebliche Optimierungspotenziale bei allen Anlagen. So weist selbst die im Gesamtergebnis beste Anlage keinerlei externe Wärmenutzung und nur unterdurchschnittliche Gärrestgutschriften auf.

7 Maßnahmen zur Emissionsreduktion

Anhand der identifizierten Emissionsquellen können effektive Minderungsmaßnahmen abgeleitet werden.

Eine Verlängerung der hydraulischen Verweilzeiten der Substrate im Fermenter, im Rahmen der verfahrenstechnischen und logistischen Möglichkeiten, ist eine Maßnahme, um das Restgaspotenzial der Gärreste und die Gefahr erhöhter Methanemissionen nach der anaeroben Behandlung zu minimieren.

Bei der Vergärung von Bioabfällen ist im Falle einer Nachbehandlung der Gärreste durch einen Rotteprozess sicher zu stellen, dass im Sinne der guten fachlichen Kompostierung u.a. eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Mieten gewährleistet wird. Eine in gekapselten Hallen, unmittelbar nach dem Vergärungsprozess stattfindende gründliche Aerobisierung der festen Gärrückstände ist für eine emissionsreduzierte Weiterbehandlung unbedingt notwendig. Von den untersuchten Anlagen besitzt nur eine Anlage einen definierten Verfahrensschritt der Aerobisierung, bei dem die Abluft in die Abgasbehandlung (Biofilter) eingebunden ist. Dieser Punkt scheint noch ein großes Manko auf vielen Anlagen zu sein. Oft werden Gärrückstände - ob separiert oder nicht separiert - teilweise für längere Zeiträume - unbehandelt offen gelagert. Vier von sieben untersuchten Anlagen, welche flüssige Gärreste oder Prozesswässer lagern, haben diese Lagerbehälter gasdicht abgedeckt. Zwei Anlagen nutzen das dort entstehende Biogas, indem es in die Gasverwertung der BHKW eingebunden ist. Bei den anderen beiden Anlagen wird das entstehende Gas einem Biofilter zugeführt. Somit wird die in dem Gas enthaltene Energie nicht genutzt.

Bei der Konzeptionierung oder Nachrüstung einer Bioabfallbehandlungsanlage sollte angestrebt werden, dass alle Abluftströme gefasst und einer Abgasbehandlungsanlage (Biofilter) zugeführt werden. Stark mit Methan angereicherte Abluftströme können gleich in die Biogasverwertung eingebunden werden. Einem Biofilter sollte generell ein saurer Wäscher vorgeschaltet werden, wenn ammoniakhaltige Abluft erwartet werden kann, um den Ammoniak abzuscheiden und damit die Lachgasbildung im Biofilter weitestgehend zu unterbinden. Mit dem Einsatz eines Biofilters werden die flüchtigen, organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sehr gut abgebaut. Methan hingegen wird nur in sehr geringem Maße reduziert. Das sinnvollste ist es, den Betrieb des Gesamtsystems dahingehend auszurichten, dass Methanemissionen reduziert werden.

Die Emissionen der BHKW lassen sich, wenn alle Möglichkeiten der motorischen Einstellungen ausgeschöpft sind, nur noch mit einer Nachbehandlung des Abgases senken. Hier ist derzeit die Nachverbrennung die einzig verfügbare Technologie.

In der Beschickung sollte die offene Lagerung und Verarbeitung von Gülle, rezyklierten Gärresten und Mischungen dieser mit anderen Substraten auf ein Mindestmaß reduziert werden.

Da klimaschädliche Emissionen bereits durch eine Optimierung der Betriebsweisen reduziert werden können, sollten Kontrollen in Form von regelmäßigen Begehungen der Anlage durchgeführt werden, um bei auftretenden Verlusten zeitnah handeln zu können. Hilfestellung bieten der Einsatz von mobilen Gasmessgeräten bzw. Methandetektionsgeräten sowie der Einsatz verschiedener Gaskameras, die die auftretenden Emissionen im Bild darstellen können.

Die wesentlichen Maßnahmen zur Minderung klimarelevanter Emissionen bei Bioabfallvergärungsanlagen umfassen:

- Verlängerung der Verweilzeit unter Beachtung der verfahrenstechnischen Grenzen
- Intensive, schnelle Aerobisierung der Gärreste

- Gasdichte Abdeckung von Gärrestlagern und Einbindung in die Biogasverwertung
- Generell offene Lagerung von Gärrückständen und Gärprodukten vermeiden
- Kleine Mieten, häufiges Umsetzen, intensives Belüften, ausreichend Strukturmaterial verwenden
- Einsatz von sauren Wäschern vor dem Biofilter

8 Zusammenfassung und Ausblick

Die Ergebnisse der Emissionsmessungen an Bioabfallanlagen weisen mit einem Bereich von 40 bis 320 kg CO₂-eq/Mg Bioabfall eine große Bandbreite auf. Die Methanemissionen bilden den größten Anteil der Treibhausgasemissionen. Die Ergebnisse zeigen, dass nicht unbedingt die Art des Vergärungsverfahrens für erhöhte Emissionen verantwortlich ist, sondern vielmehr der Umgang mit den aktiven Materialien (Gärrückstände) eine wesentliche Rolle spielt.

Weitestgehend konnten auf den Anlagen die Emissionen des nachgeschalteten Rotteprozesses messtechnisch erfasst werden. Deutlich wurde, dass auf den Anlagen, welche zur Kompostierung der festen Gärrückstände mit Grünschnitt als Strukturmaterial und somit natürlich belüftete Rotteverfahren verwenden, die höchsten THG-Emissionen zu verzeichnen sind. Dabei ist nicht das anaerobe Verfahren das Problem erhöhter Emissionen, sondern eine nicht optimale Weiterbehandlung der Gärrückstände. Einzelmessungen zeigen, dass die Gesamtemissionen der Anlagen mit kombinierter Vergärung und Kompostierung im Bereich der Emissionen reiner Kompostierungsanlagen liegen, die ebenfalls Bioabfall aus der braunen Tonne sowie Park- und Gartenabfälle kompostieren.

Die unzulängliche Aerobisierung der Gärreste und die schlechte Sauerstoffversorgung verursachen Emissionen. Rotteverfahren mit aktiver Belüftung tragen deutlich zur Emissionsreduktion bei der Behandlung von Bioabfällen bei. So kann die Behandlung von Komposten und Gärrückständen durch zwangsbelüftete, gekapselte Kompostierungssysteme gegenüber natürlich belüfteter Kompostierung und Rotteverfahren die Emissionen deutlich reduzieren.

Anhand der Emissionsmessungen ausgewählter Biogasanlagen konnten wesentliche Quellen für Emissionen identifiziert werden. Bei den Anlagen zur Bioabfallvergärung fallen unzulängliche Aerobisierung bzw. schlecht durchlüftete nachgeschaltete Kompostierungsverfahren, offene Gärrestlager und fehlende saure Wäscher vor Biofiltern als wesentliche Emissionsquellen ins Gewicht. Werden einige der aufgezählten Optimierungsmaßnahmen umgesetzt, so ist diese emissionsreduziert ausgerichtete Betriebsführung eine ökonomisch günstige Alternative im Vergleich zu thermischen Nachbehandlungsverfahren (RTO) der Abgase.

Die Gesamt-THG-Bilanz der Anlagenkonzepte hängt in vergleichbarem Maße einerseits von den anlagenseitigen Emissionen und andererseits von den Gutschriften für die erzeugten Produkte (Strom, Wärme, Gärprodukte) ab. Unter Einbeziehung dieser Gutschriften können die dargestellten klimarelevanten Anlagenemissionen zum Teil deutlich kompensiert werden. Insgesamt variieren die betrachteten Konzepte der Bioabfallvergärung unter Einbezug der Gutschriften mit -49 bis 323 kg CO₂-eq./Mg Input aufgrund der unterschiedlichen Konzepte und Emissionen deutlich.

Neben der Nährstoffwirkung durch die Verwertung der Gärprodukte als Düngerersatz wurde zudem die Humuswirkung der Gärprodukte berücksichtigt. Aufgrund der Effekte der Humusanreicherung (C-Senke) und der Humusreproduktionsleistungen der Gärprodukte können Treibhausgas-Emissionen eingespart werden. Soweit eine Wärmenutzung möglich ist, kann diese ebenfalls zu THG-Einsparungen beitragen.

Die Heterogenität bei den verschiedenen Einflussfaktoren sowohl auf Seiten der Emissionen als auch auf Seiten der Gutschriften zeigt erhebliche Optimierungspotenziale bei allen Anlagen. So weist selbst die im Gesamtergebnis beste Anlage keinerlei externe Wärmenutzung und nur unterdurchschnittliche Gärrestgutschriften auf.

–

Werden die ermittelten THG-Emissionen der betrachteten Vergärungsanlagen auf die produzierte Strommenge bezogen, zeigt sich, dass der Großteil der Anlagen mit der energetischen Verwertung der Bioabfälle und der Nutzung der anfallenden Gärprodukte, für die THG-Einsparungen berücksichtigt werden können, besser als die Strombereitstellung aus konventionellen Energieträgern sein kann.

In diesem Vorhaben konnte keine Bewertung von Emissionen aus Überdrucksicherungen durchgeführt werden. Hier sind weitere Untersuchungen notwendig. Ferner muss die exakte Bestimmung von Emissionen aus der Gärrestlagerung weiterhin untersucht werden, um eine eindeutige und differenzierte Bewertung zu ermöglichen. Besonders hinsichtlich der Übertragung der Messergebnisse der Emissionen aus Gärrestlagern auf längere Zeiträume bestehen noch Unsicherheiten.

An dieser Stelle sei nochmals ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse dieser Studie auf Einzelmessungen beruhen. Sie zeigen sehr gut Schwachstellen und Optimierungsmöglichkeiten. Hinsichtlich der Verwertung der Emissionswerte der untersuchten Biogasanlagen in validen Treibhausgas-Bilanzen spielt die Übertragbarkeit der Ergebnisse eine wichtige Rolle. Dabei ist zum einen die zeitliche Übertragbarkeit – von der Einzelmessung auf einen längeren, für den Betrieb repräsentativen Zeitraum- und zum anderen die Übertragbarkeit auf andere Anlagen Voraussetzung. Über einen intensiveren, zeitlich enger aufgelösten Messbedarf hinaus besteht Forschungsbedarf in der Weiterentwicklung und Validierung bestehender Messmethoden zur Quantifizierung diffuser Flächenquellen und diffuser Leckagen an Biogasanlagen.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Fließschema Behandlungspfade Bioabfall für Vergärung und Kompostierung.....	7
Abbildung 3-1: Bioabfallvergärungs- und Co-Fermentationsanlagen sowie nach VO (EG) 1774/2002 genehmigte Anlagen für den Einsatz von Substraten der Kategorie 3 (EEG-Monitoring, 6. ZB, 2010).....	17
Abbildung 3-2: Bioabfalleinsatz in Bioabfallvergärungsanlagen, nach Abfallklassen gegliedert (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	19
Abbildung 3-3: Bioabfalleinsatz in Bioabfallvergärungsanlagen, absolute Anzahl der Nennungen [-] und relative Häufigkeit [%]; Mehrfachnennungen möglich (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	20
Abbildung 3-4: Durchschnittlicher massebezogener Substrateinsatz in Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	21
Abbildung 3-5: Genehmigte und tatsächliche mittlere Anlagenkapazitäten der befragten Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/10)	21
Abbildung 3-6: Art des Vergärungsverfahrens der befragten Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	22
Abbildung 3-7: Häufigkeit der Vergärungsverfahren der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	23
Abbildung 3-8: Verweilzeiten der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	24
Abbildung 3-9: Mittlere Verweilzeiten der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Art des Vergärungsverfahrens und Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	25
Abbildung 3-10: Durchführung der Rotte (A) sowie Rotteverfahren in Bioabfallvergärungsanlagen (B) (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	26
Abbildung 3-11: Belüftungsarten der Rotteverfahren der befragten Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	26
Abbildung 3-12: Gekapselte Anlagenteile der befragten Bioabfallvergärungsanlagen, absolute Anzahl der Nennungen [-] sowie relative Häufigkeit [%], Mehrfachnennungen möglich (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	27
Abbildung 3-13: Abluftmanagement der befragten Bioabfallvergärungsanlagen, Anzahl der Nennungen differenziert nach Art der Vergärungsverfahren, n=30 (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	28
Abbildung 3-14: Einsatz von Gas-Otto-Motoren und Zündstrahlmotoren zur Verstromung des Biogases (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010)	29
Abbildung 3-15: Art der externen Wärmenutzung der befragten Bioabfallvergärungsanlagen; Anzahl Nennungen; Mehrfachnennungen möglich (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	30
Abbildung 3-16: Anteil externer Wärmenutzung der befragten Bioabfallvergärungsanlagen (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	31

Abbildung 4-1: Lysimeteranlage auf dem Gelände der LfULG; links: Anordnung nach Bodenart und Düngung, rechts: vorbereitete Lysimeter im August 2010.	33
Abbildung 4-2: Aufbau der Probenahmeverrichtung für die Ammoniakmessung auf der Lysimeteranlage.....	34
Abbildung 4-3: Aufbau des geschlossenen Haubensystems zur Methan- und Lachgaserfassung auf der Lysimeteranlage.....	35
Abbildung 4-4: Gleichzeitige Probenahme von Methan, Lachgas und Ammoniak während der ersten Versuchswoche.	35
Abbildung 4-5: Skizze Parzellenübersicht.....	37
Abbildung 4-6: Feldversuch auf der Parzellenanlage: A und B-Blick über die Gesamtanlage; C- Kalibrierfelder für NH ₃ -Bestimmung; D-Probenahme NH ₃ (Passivsammler) und CH ₄ /N ₂ O (Haube).	37
Abbildung 4-7: Aufbauskitze des Kalibrierfeldes für die Ammoniakerefassung mit Passivsammlern.....	38
Abbildung 4-8: Haubensystem zur Methan- und Lachgasmessung mit Wassertasse. Foto: Messdurchgang auf der Parzellenanlage. Skizze: Aufbauskitze	39
Abbildung 4-9: Lysimeterversuch: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH ₃ -Emissionsraten nach Ausbringung des Mineraldüngers KAS in Abhängigkeit von der Bodenart.	39
Abbildung 4-10: Lysimeterversuch: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH ₃ -Emissionsraten nach Ausbringung des flüssigen Gärproduktes der Anlage VANV 4 in Abhängigkeit von der Bodenart.....	40
Abbildung 4-11: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH ₃ -Emissionsraten des ausgebrachten Gärückstandes aus der landwirtschaftlichen BGA und des ausgebrachten Mineraldüngers KAS.	40
Abbildung 4-12: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH ₃ -Emissionsraten der ausgebrachten Gärückstände aus der Anlage VANV 2.	41
Abbildung 4-13: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH ₃ -Emissionsraten des ausgebrachten Gärückstandes und der ausgebrachten Gärprodukte aus der Anlage VATV 1.....	42
Abbildung 4-14: Zeitlicher Verlauf der erfassten NH ₃ -Emissionsraten des ausgebrachten Gärproduktes flüssig Anlage VANV 4 mit den verschiedenen Zusätzen.	43
Abbildung 4-15: Vergleich der Stickstoffverluste nach Ausbringung des flüssigen Gärproduktes der Anlage VANV 4 bei den verschiedenen Ausbringungsvarianten.	43
Abbildung 4-16: Erweiterte Haubenmessversuche auf dem DBFZ-Gelände (Frommherz 2011).....	45
Abbildung 4-17: Messergebnisse in einer Messperiode von 18 min. Links: Validierungsversuch vom 7.7.2011 auf dem DBFZ Gelände mit der Messhaube V1 (Gärrest Einarbeitung), Rechts: Messergebnisse der Probenahme vom 23.08.2010 auf der Lysimeteranlage.....	46
Abbildung 4-18: Messergebnisse in einer Messperiode von 18 min. Links: Validierungsversuch vom 4.7.2011 auf dem DBFZ Gelände mit der Messhaube V4 (Gärrest Einarbeitung), Rechts: Messergebnisse der Probenahme von ausgewählten Gärückständen vom 04.04.2011 auf der Parzellenanlage.....	47
Abbildung 5-1: Gasprobenahme an offenen Biofilter (gewitra 2012).	50
Abbildung 5-2: Emissionsmessungen mit der Tunnel-Messmethode (Windtunnel) an offenen Kompostierungsanlagen (gewitra 2012).	52

Abbildung 5-3: Emissionsmessungen zum Vergleich bzw. Abgleich der Messmethoden für eingehauste Anlagen (Halle) und nicht eingehauste Anlagen (Windtunnel). (gewitra 2012).....	54
Abbildung 5-4: Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), kontinuierlich gemessen; PNS 2: HALLE, PNS 1: TUNNEL.....	55
Abbildung 5-5: Massenströme an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), kontinuierlich gemessen; PNS 2: HALLE, PNS 1: TUNNEL	55
Abbildung 5-6: Fließschema der Nassvergärungsanlage VANV 1.....	64
Abbildung 5-7: Fließschema der Nassvergärungsanlage VANV 2.....	71
Abbildung 5-8: Fließschema der Nassvergärungsanlage VANV 3.....	78
Abbildung 5-9: Fließschema der Nassvergärungsanlage VANV 4.....	87
Abbildung 5-10: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 1.....	94
Abbildung 5-11: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 2.....	100
Abbildung 5-12: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 3.....	107
Abbildung 5-13: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 4.....	114
Abbildung 5-14: Fließschema der Trockenvergärungsanlage VATV 5.....	121
Abbildung 5-15: Fließschema der Feststoffvergärungsanlage VAFV 1.....	129
Abbildung 5-16: Fließschema der Feststoffvergärungsanlage VAFV 2.....	137
Abbildung 5-17: Fließschema der Feststoffvergärungsanlage VAFV 3.....	144
Abbildung 5-18: Erläuterung der diffusen Emissionen durch offene Hallentore am Beispiel der Vergärungsanlagen VATV 4 Abgasstrom Vergärungsstufe vor Biofilter (gewitra 2012).....	150
Abbildung 5-19: Erläuterung der diffusen Emissionen durch offene Hallentore am Beispiel der Vergärungsanlagen VAFV 1 Abgasstrom Rottehalle vor Biofilter (gewitra 2012).....	151
Abbildung 5-20: Emissionsfaktoren für Methan von BHKWs im Leistungsbereich zwischen 300 kW und 1.000 kW (gewitra 2012).....	152
Abbildung 5-21: Emissionsfaktoren für Lachgas von BHKWs im Leistungsbereich zwischen 300 kW und 1.000 kW (gewitra 2012).....	153
Abbildung 5-22: Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH ₄), Methan-Kohlenstoff (CH ₄ -C), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sowie Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O); Abgasstrom Intensivrotte Tunnel 7 (gewitra 2012).	155
Abbildung 5-23: Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff (Ges.-C), Methan (CH ₄), Methan-Kohlenstoff (CH ₄ -C), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sowie Ammoniak (NH ₃) und Lachgas (N ₂ O); Abgasstrom Intensivrotte Tunnel 8 (gewitra 2012).	155
Abbildung 5-24: Spezifische Gasbildung der entnommenen Proben je Versuch: Bioabfall Anlieferung, Gärrückstand direkt nach Fermenter und Mischung Kompost aus Gärrückstand, Strukturmaterial und Bioabfall.....	158
Abbildung 5-25: Restgaspotenziale der untersuchten Biogasanlagen in Bezug auf den Gärrest.....	159
Abbildung 5-26: Restgaspotenziale von separierten und nicht separierten Gärresten aus Bioabfallvergärungsanlagen, Annahmen für Restgaspotenzial Bezug Frischmasse	

(FM): Gasbildungspotenzial 74 m ³ i.N. CH ₄ /t Bioabfall; 10 % Frischmasseabbau durch Biogasbildung, Separationsverhältnis 20 % fester Gärrückstand zu 80 % flüssiger Gärrückstand.	160
Abbildung 6-1: Systemgrenze Ökobilanzierung. Bilanzierungsrahmen der betrachteten Pfade zur Strombereitstellung aus Biogas.....	161
Abbildung 6-2: Stickstoff- und Humuswirkung organischer Dünger (Gutser und Ebertseder 2006)	167
Abbildung 6-3: Pools der organischen Substanz im Boden und in organischen Primärsubstanzen (erweitert nach v. Lützwow, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B., Kalbitz, K., 2008).....	168
Abbildung 6-4: Humusreproduktionsleistung der zu bewertenden Gärprodukte und Komposte.....	171
Abbildung 6-5: Bildung von N-Fractionen der ausgewählten organischen Düngemittel im Boden	173
Abbildung 6-6: Stickstoffmengen in unterschiedlichen Mobilitätsfraktionen bei einer mittleren Humusversorgung mit 500 Häq (kg Humus-C) je ha und Jahr durch die zu bewertenden Gärprodukte und Komposte	174
Abbildung 6-7: Modellierung der „Strohvergärung“ für das Szenario Humusreproduktion	185
Abbildung 6-8: Anlagenseitige THG-Emissionen untersuchter Bioabfallvergärungsanlagen differenziert nach Art der Gase [kg CO ₂ -eq/ Mg Bioabfall]	187
Abbildung 6-9: Treibhausgasbilanz untersuchter Bioabfallvergärungsanlagen [kg CO ₂ -eq/Mg Input Bioabfall].....	190

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1: Abkürzungs- und Symbolverzeichnis.....	VI
Tabelle 2-1: Ausgewählte Klassifizierungen für zur Verwertung geeigneter Bioabfälle nach BioabfV, Anhang 1 (BMJ-B 2012).....	5
Tabelle 2-2: RAL Güteprodukte aus der Verwertung von Bioabfällen (BGK 2012).	6
Tabelle 2-3: Unterteilung der geeigneten Bakterienkulturen nach Temperaturbereich für die Bioabfallbehandlung aus (Scholwin 2009), (Bischofsberger 2005) (Grepmeier 2002).....	8
Tabelle 2-4: Einordnung der Rottegrade nach BGK Methodenhandbuch Kapitel IV, A1.	9
Tabelle 2-5: Übersicht zur Mietenkompostierung nach (VDI 3475_1 2003).....	10
Tabelle 2-6: Merkmale der Belüftungsarten für die Zwangsbelüftung von Rotteverfahren nach (VDI 3475_1 2003).	13
Tabelle 2-7: Übersicht zwangsbelüfteter Rottesysteme nach (VDI 3475_1 2003).....	14
Tabelle 3-1: Häufigkeit der mesophilen und thermophilen Betriebsweise der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	23
Tabelle 3-2: Mittlerer Methangehalt der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Art des Vergärungsverfahrens und Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	24
Tabelle 3-3: Mittlere, minimale und maximale Verweilzeiten der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	25
Tabelle 3-4: Einsatzhäufigkeit von Gasfackeln der befragten Bioabfallvergärungsanlagen nach Jahreskapazitäten (Betreiberbefragung DBFZ 2009/2010).....	29
Tabelle 4-1: Übersicht der verwendeten Böden zum ersten Ausbringungsversuch.	32
Tabelle 4-2: Eigenschaften des verwendeten flüssigen Gärproduktes aus der Bioabfallvergärungsanlage VANV 4.	33
Tabelle 4-3: Darstellung der Stickstoffverluste durch Ammoniakemissionen in Bezug auf den TKN der ausgebrachten Medien bei dem Lysimeter- und Parzellenversuch.	44
Tabelle 4-4: Dimensionierung der Messhauben V1 bis V4.	45
Tabelle 4-5: Ermittelte CH ₄ -Konzentrationen vom Versuchstag 04.04.2011 (A) und vom 17.05.2011 (B) auf der Parzellenanlage.	47
Tabelle 5-1: Eingesetzte Messverfahren und Messtechniken - gasförmige Stoffe (gewitra 2012).....	57
Tabelle 5-2: Erläuterungen der verwendeten Kurzbezeichnungen in den Fließschemata.	61
Tabelle 5-3: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VANV 1.....	65
Tabelle 5-4: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen ohne offene Rotte, VANV 1.	66
Tabelle 5-5: Komponentenspezifische Massenströme ohne offene Rotte, VANV 1.....	67
Tabelle 5-6: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren VANV 1.....	68
Tabelle 5-7: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VANV 1 bezüglich der Mittelwerte und Endwerte (Rotte) aus Tabelle 5-6.	69

Tabelle 5-8: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VANV 2.....	72
Tabelle 5-9: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen ohne offene Rotte, VANV 2.	73
Tabelle 5-10: Komponentenspezifische Massenströme ohne offene Rotte, VANV 2.	74
Tabelle 5-11: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VANV 2.....	75
Tabelle 5-12: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VANV 2 bezüglich der Mittelwerte und Endwerte (Rotte) aus Tabelle 5-11.....	76
Tabelle 5-13: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VANV 3.....	79
Tabelle 5-14: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen ohne Lager Gärprodukt fest, VANV 3.....	80
Tabelle 5-15: Komponentenspezifische Massenströme ohne Lager Gärprodukt fest, VANV 3.	81
Tabelle 5-16: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VANV 3.....	83
Tabelle 5-17: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VANV 3 bezüglich der Mittelwerte und Endwerte (Lager Gärprodukt fest) aus Tabelle 5-16.....	85
Tabelle 5-18: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VANV 4.....	88
Tabelle 5-19: Komponentenspezifische Massenkonzentration, VANV 4.	89
Tabelle 5-20: Komponentenspezifische Massenströme, VANV 4.....	90
Tabelle 5-21: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VANV 4.....	91
Tabelle 5-22: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VANV 4 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-21.	92
Tabelle 5-23: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VATV 1.	95
Tabelle 5-24: Komponentenspezifische Massenkonzentration VATV 1.	96
Tabelle 5-25: Komponentenspezifische Massenströme, VATV 1.	96
Tabelle 5-26: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VATV 1.	97
Tabelle 5-27: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VATV 1 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-26.	98
Tabelle 5-28: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VATV 2.	101
Tabelle 5-29: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen, VATV 2.....	102
Tabelle 5-30: Komponentenspezifische Massenströme, VATV 2.	103
Tabelle 5-31: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VATV 2.	104
Tabelle 5-32: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VATV 2 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-31.	105
Tabelle 5-33: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VATV 3.	108
Tabelle 5-34: Komponentenspezifische Massenkonzentration ohne Messphase 03/2012, VATV 3.....	109
Tabelle 5-35: Komponentenspezifische Massenströme ohne Messphase 03/2012, VATV 3.....	110
Tabelle 5-36: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren ohne Messphase 03/2012, VATV 3.....	111
Tabelle 5-37: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VATV 3 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-36.	112
Tabelle 5-38: Zuordnung der Probenahmestellen und Messdauer VATV 4.	115
Tabelle 5-39: Komponentenspezifische Massenkonzentration, VATV 4.	116
Tabelle 5-40: Komponentenspezifische Massenströme, VATV 4.	117

Tabelle 5-41: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VATV 4.	118
Tabelle 5-42: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VATV 4 bezüglich der Mittelwerte aus Tabelle 5-41.	119
Tabelle 5-43: Messstellenzuordnung und Messdauer VATV 5.	122
Tabelle 5-44: Komponentenspezifische Massenkonzentration, VATV 5.	123
Tabelle 5-45: Komponentenspezifische Massenströme, VATV 5.	124
Tabelle 5-46: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VATV 5.	125
Tabelle 5-47: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VATV 5 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-46.	127
Tabelle 5-48: Messstellenzuordnung und Messdauer VAFV 1.	130
Tabelle 5-49: Komponentenspezifische Massenkonzentrationen VAFV 1.	131
Tabelle 5-50: Komponentenspezifische Massenströme VAFV 1.	132
Tabelle 5-51: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren VAFV 1.	133
Tabelle 5-52 Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VAFV 1 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-51.	134
Tabelle 5-53: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren vor und nach Biofilter VAFV 1.	135
Tabelle 5-54: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VAFV 1 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-53.	135
Tabelle 5-55: Messstellenzuordnung und Messdauer VAFV 2.	138
Tabelle 5-56: Komponentenspezifische Massenkonzentration, VAFV 2.	139
Tabelle 5-57: Komponentenspezifische Massenströme, VAFV 2.	140
Tabelle 5-58: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VAFV 2.	141
Tabelle 5-59: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VAFV 2 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-58.	142
Tabelle 5-60: Messstellenzuordnung und Messdauer VAFV 3.	145
Tabelle 5-61: Komponentenspezifische Massenkonzentration ohne offene Rotte, VAFV 3.	146
Tabelle 5-62: Komponentenspezifische Massenströme ohne offene Rotte, VAFV 3.	146
Tabelle 5-63: Komponentenspezifische Emissionsfaktoren, VAFV 3.	147
Tabelle 5-64: Komponentenspezifische CO ₂ -eq. VAFV 3 bezüglich der Werte aus Tabelle 5-63.	148
Tabelle 5-65: Komponentenspezifische Massenkonzentration der Probenahmestellen an der Abluft Tunnel 7 und Tunnel 8.	154
Tabelle 5-66: Komponentenspezifischer Massenstrom der Probenahmestellen an der Abluft Tunnel 7 und Tunnel 8.	156
Tabelle 5-67: Komponentenspezifischer Emissionsfaktor ermittelt an den Probenahmestellen Tunnel 7 und Tunnel 8.	156
Tabelle 5-68: Darstellung der komponentenspezifischen Emissionsfaktoren als Kohlendioxidäquivalent.	157
Tabelle 5-69: Übersicht Relatives Restgaspotenzial in Bezug zur Frischmasse in Zusammenhang mit hydraulischer Verweilzeit (HRT) und Temperaturbereich der Vergärungsstufe (m=mesophil, t=thermophil).	160
Tabelle 6-1: Nutzwertbestimmende Merkmale der untersuchten Gärprodukte.	170
Tabelle 6-2: Höhe der Menge von festen, flüssigen und nachgerotteten Gärprodukten für eine mittlere Humusversorgung mit 500 Häq (kg Humus-C) je ha und Jahr sowie die damit verbundene Aufbringung an humusreproduktionswirksamer und an leicht abbaubarer organischer Substanz.	172

Tabelle 6-3: Ableitung der Aufwandsempfehlung für ausgewählte organische Düngemittel bei Begrenzung der Gesamt-N-Gabe im Anwendungsjahr auf 200 kg/ha (Mais) und einer angestrebten mittleren Humusversorgung mit 500 Häq (kg Humus-C) je ha und Jahr.....	177
Tabelle 6-4: Für die Humusreproduktionsleistung anrechenbare N-Anteile der zu bewertenden Gärprodukte und Komposte	178
Tabelle 6-5: Ausgewählte Anlagenparameter der untersuchten Bioabfallvergärungsanlagen.....	179
Tabelle 6-6: Art der Gärprodukte und Komposte und Einsatzzweck der untersuchten Bioabfallvergärungsanlagen	181
Tabelle 6-7: Nährstoffgehalte der Gärprodukte und Komposte der Bioabfallvergärungsanlagen	182
Tabelle 6-8: Annahmen zur Ermittlung der Substitution der Strohmenen in Abhängigkeit der Gärprodukte	183
Tabelle 6-9: Eigenschaften untersuchter Komposte nach (BGK 2010) in (IFEU 2012).....	185
Tabelle 6-10: Wiederfindungsraten bezogen auf C _{org} verschiedener Gärprodukte und Komposte nach Reinhold in (IFEU 2012).....	186
Tabelle 6-11: Annahmen für die Humusanreicherung kompostierter Gärprodukte für die Verwendung als Frisch- bzw. Fertigkompost nach (IFEU 2012)	186
Tabelle 6-12: Treibhausgasemissionen in kg CO ₂ -eq/Mg Input der bemessenen Bioabfallvergärungsanlagen	189

Literatur- und Referenzverzeichnis

- Bergs, C. G. „KrWG und Bioabfallverordnung – Konsequenzen für die Bioabfallfassung und –
behandlung. in: Wiemer, K.; Kern, M.; Raussen, T.: „Bio- und Sekundärrohstoffverwertung VII
stofflich – energetisch.“ Witzhausen, 2012.
- BGK. „Angaben zu RAL-gütesicherten organischen Düngemittel aus dem Untersuchungsjahr 2012,
Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V.“ Köln, 2013.
- . *BGK-Gütesicherung*. 2012. <http://www.kompost.de> (Zugriff am 25. September 2012).
- BGK. *Email-Mitteilung über die Jahreszertifikate 2012 ausgewählter Bioabfallbehandlungsanlagen*.
2013.
- BGK, Interview geführt von IFEU Heideberg GmbH. *Medianwerte gütegesicherter Komposte und
Gärprodukte im Jahr 2010* (2010).
- Bischofsberger. *Anaerobtechnik*. Berlin: Springer Verlag, 2005.
- BLE. „Leitfaden Nachhaltige Biomasseherstellung.“ Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
(BLE), Bonn, 2010.
- BMJ-A. „Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen
Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz KrWG).“ Herausgeber:
Bundesministerium der Justiz. Berlin: Juris GmbH, 24. Februar 2012.
- BMJ-B. „Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und
gärtnerisch genutzten Böden (BioAbfVO).“ Berlin: juris GmbH, 23. April 2012.
- BMJ-C. „Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (EEG).“ Herausgeber: Bundesministerium der
Justiz. Berlin: juris GmbH, 17. August 2012.
- BMU. „Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz.“ *Technische
Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft*. Berlin: BMU, 2002.
- . *Methodenhandbuch-Stoffstromorientierte Bilanzierung der Klimagasemissionen*, 2011. Herausgeber:
BMU-Förderprogramm „Energetische Biomassenutzung“. 2011.
- BMU. *Ökologisch sinnvolle Verwertung von Bioabfällen-Anregung für kommunale Entscheidungsträger*.
Berlin: UBA, 2012.
- BMWi. „Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung.“
Herausgeber: BMWi/BMU. Berlin: BMWi, 28. September 2010.
- Cuhls, Mähl, Berkau, und Clemens. *Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von
Bioabfällen- FKZ20633326*. Endbericht, Dessau: UBA, 2008.
- DBFZ. „Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) auf die Entwicklung der
Stromerzeugung aus Biomasse. 6. Zwischenbericht, September 2011.“ Leipzig, 2011.
- Engels, C., J. Reinhold, T. Ebertseder, und J. Heyn. „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden –
Einflussfaktoren und deren Auswirkungen, BLE-Forschungsprojekt (AZ.: 514-06.01-
2808HS016), VDLUFA.“ Speyer, 2010.
- Ewens, P. „Umweltverträglichkeit von Biogasanlagen, Erneuerbare Energien Band 5, K.J. Thome-
Kozmiansky, Michael Beckmann, TK Verlag, S.291-300.“ Berlin, 2011.
- FNR. *Leitfaden Biogas - Von der gewinnung zur Nutzung*. Gülzow: Fachagentur für Nachwachsende
Rohstoffe e.V., 2010.

- Frommherz, Anne. „Überprüfung und Optimierung der Messmethode zur Bestimmung von Methan- und Lachgasemissionen nach Austrag von Gärresten.“ Bacheloararbeit, DBFZ, HTWK Leipzig, Leipzig, 2011.
- Gans, Wolfgang, und Friedhelm Herbst. *Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Gasen beim Einsatz von Gärrückständen aus nR-Biogasanlagen durch Zusatzstoffe und Applikationsmethoden*, FKZ:22025207. Schlussbericht, Professur für Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2010.
- gewitra. „Emissionsmessungen an Bioabfallvergärungsanlagen, DBFZ_2012-09-04_AnH_VA_ges.xdoc.“ Troisdorf, 2012.
- Grepmeier. *Dissertation, Experimentelle Untersuchungen an einer zweistufigen fuzzy-geregelten anaeroben Abwasserreinigungsanlage mit neuartigem Festbettmaterial*. München: TU München, 2002.
- Gutser et al. „Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung, in: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, KTBL-Schrift 483, S. 31-50.“ 2010.
- Gutser, R., und T. Ebertseder. „Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern – ein unterschätztes Potenzial im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe, in: Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft.“ 2006.
- Hutchinson, G. L., und A. R. Mosier. *Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes*. Soil Science Society of America Journal 45, 1981, 311 - 316.
- IFEU. „Optimierung der Verwertung organischer Abfälle.“ Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. Förderkennzeichen (UFOPLAN) 3709 33 340, Insitut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg, 2012.
- IPCC. „Climate Change 2007. Fourth Assessment Report (AR4) der WG 1 des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Vierter Sachstandsbericht der Arbeitsgruppe I.“ 2007.
- Kern, M., und T. Raussen. „Biogas-Atlas 2011/12 – Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland.“ Witzenhausen, 2011.
- Kluge et al. „Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft, Abschlussbericht 2008, Projektleitung und Hrsg.: Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg – LTZ.“ Karlsruhe, April 2008.
- Körschens et al. „Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century, Archives of Ag.“ 2012.
- Körschens et al. „Standpunkt Humusbilanzierung, Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.“ Bonn, 2004.
- Leithold, Günther. *Bedeutung von Gärsubstraten aus der landwirtschaftlichen Biogaserzeugung für die Humusbilanz*. Herausgeber: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR). Bd. 30 Gülzower Fachgespräche. Gülzow, 2009.
- Liebetrau, Jan, et al. *Emissionsanalyse und Quantifizierung von Stoffflüssen durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung und Inventarisierung der deutschen Landwirtschaft*. Abschlussbericht FKZ: 22023606, DBFZ, vTI, gewitra, Leipzig: FNR, 2011.
- Nelles, M., und G. Morschek. „Technologie- und Marktübersicht anaerober Behandlungsverfahren; Vortrag T.R.E.N.D. Hamburg, 2.2.2011.“ Hamburg, 2011.

- Reinhold. *Persönliche Mitteilung Dr. Jürgen Reinhold*. (25. Juli 2012).
- Reinhold, G., und W. Zorn. „Eigenschaften und Humuswirkung von Biogasgülle, 120. VDLUFA-Kongress vom 16. bis 19. September 2008.“ Jena, 2008.
- Reinhold, J. „Eine Möglichkeit der Ableitung der Stickstoffwirksamkeit organischer Dünger aus stofflicher Zusammensetzung und Humusreproduktionsleistung einschließlich Auswirkungen auf die betriebliche Stickstoffbilanz, , 117. VDLUFA-Kongress 26. bis 29. September 2005.“ Bonn, 2005.
- Reinhold, J., und R. Kluge. „Humusaufbau und Stickstoffumsatz im Boden, dargestellt am Beispiel 12-jähriger Untersuchungen zur Kompostanwendung in Baden-Württemberg.“ *unveröffentlicht*. 2013.
- Scholwin et al. „Überblick über den Stand der Bioabfallvergärungstechnologien.“ Stuttgart, 2012.
- Scholwin. *Handreichung Biogasgewinnung und Nutzung*. Gülzow: Fachagentur nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), 2009.
- Statistisches Bundesamt. *Umwelt, Abfallentsorgung 2009, Fachserie 19, Reihe 1*. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt, 2011.
- Statistisches Bundesamt. „Umwelt, Abfallentsorgung 2010, Fachserie 19, Reihe 1.“ Wiesbaden, 2012.
- Statistisches Bundesamt. *Umwelt, Abfallentsorgung 2010, Fachserie 19, Reihe 1*. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt, 2012.
- UBA. *Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2010 und erste Schätzungen 2011*. Dessau-Roßlau, April 2012.
- v. Lützw, M. , et al. „Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual mode.“ 2008.
- Vandre, R., J. Clemens, H. Goldbach, und M. Kaupenjohann. *NH₃ and N₂O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction .I. NH₃ emissions*. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 160, 1997, 303 - 307.
- VDI 3475_1. *Emissionsminderung, Biologische Abfallbehandlungsanlagen, Kompostierung und Vergärung, Anlagenkapazität >6000 Mg/a*. Norm, Düsseldorf: VDI, 2003.
- VDI 3475_2. *Emissionsminderung, Biologische Abfallbehandlungsanlagen, Kompostierung und (Co)-Vergärung, Anlagenkapazität bis ca. 6000Mg/a*. Norm, Düsseldorf: VDI, 2005.
- VDI 4630. *Vergärung organischer Stoffe, Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche*. Norm, Düsseldorf: VDI, 2006.
- VDLUFA. „Grünentwurf Humusbilanzierung - Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland, Stand 22. Juli 2012, AK „Humus“ des VDLUFA.“ *unveröffentlicht*. Speyer, 2012.
- Vogt, Regine, Florian Knappe, Jürgen Giegrich, und Andreas Detzel. *Ökobilanz Bioabfallverwertung*. IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2002.
- Witzenhausen Institut. *Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz*. Dessau-Roßlau: UBA, 2010.

A 1 Fragebogen zur Befragung der Anlagen zur Bioabfallvergärung 2009/2010

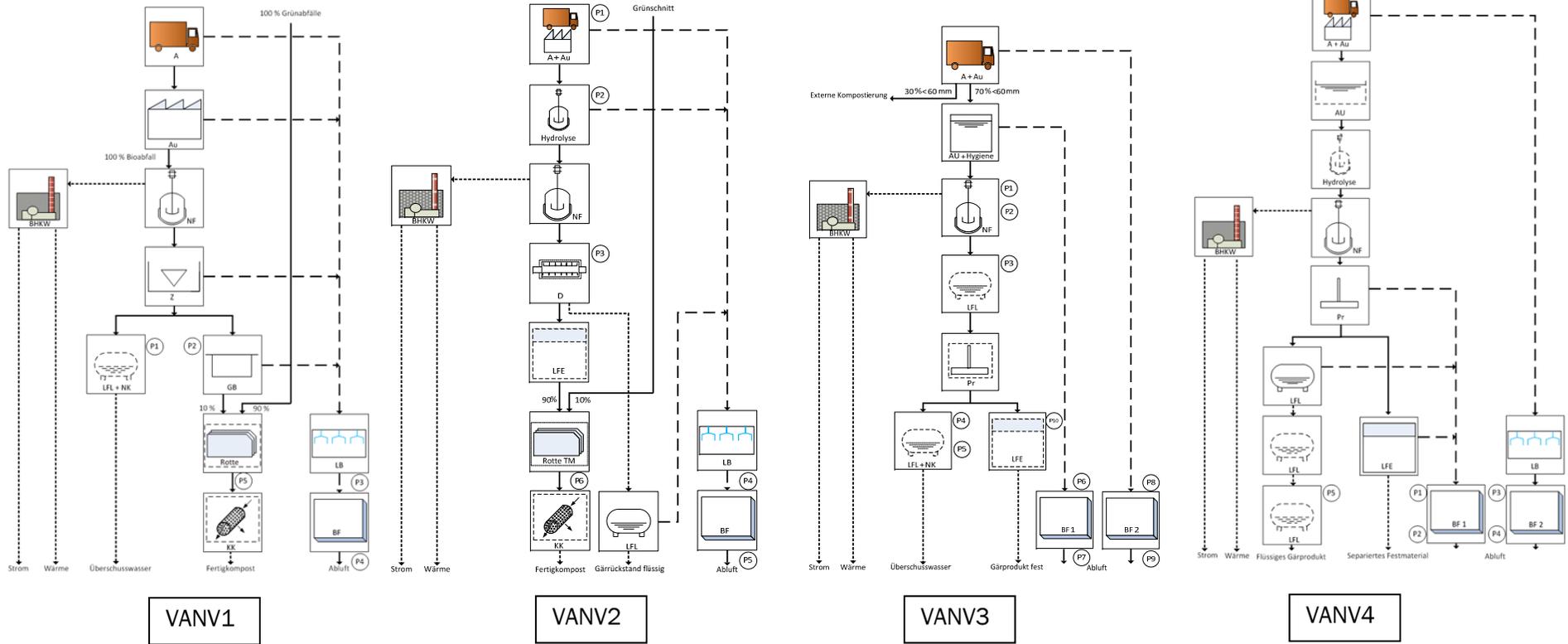


FRAGEBOGEN – BIOGASANLAGEN – FAX an: 0341/2434-133

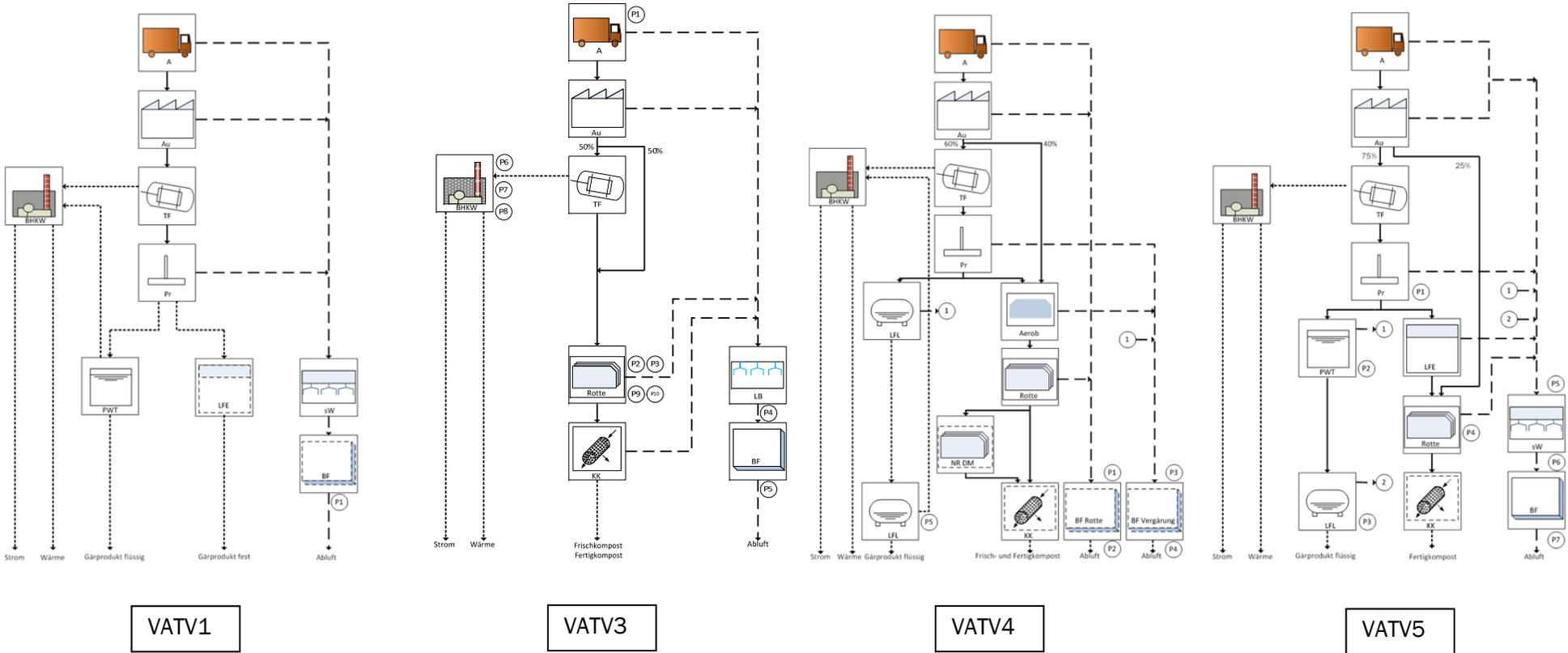
Betriebsname			
Postleitzahl / Ort		Telefon	
Status		<input type="checkbox"/> in Betrieb <input type="checkbox"/> in Planung <input type="checkbox"/> in Bau <input type="checkbox"/> Umbau <input type="checkbox"/> stillgelegt	
Jahr der Inbetriebnahme		Volllast: h/Jahr (2009)	Betriebsstunden: h/Jahr (2009)
Jahresdurchsatz Biogasanlage		genehmigt: t/Jahr (2009)	tatsächlich: t/Jahr (2009)
Wie ist Ihre Anlage nach EEG eingestuft?		<input type="checkbox"/> Grundvergütung <input type="checkbox"/> NaWaRo-Bonus <input type="checkbox"/> Gülle-Bonus <input type="checkbox"/> Innovationsbonus <input type="checkbox"/> KWK-Bonus <input type="checkbox"/> Landschaftspflege-Bonus <input type="checkbox"/> Emissions-Bonus	
Installierte elektrische Leistung		kW _{el} eingespeiste Strommenge: kWh _{el} /Jahr (2009)	
Prod. Biogasmenge (2009)		m ³ /Jahr	m ³ /t _{input} m ³ /t _{TS} Methangehalt Biogas (%)
Art des Vergärungsverfahrens		<input type="checkbox"/> Nassvergärung <input type="checkbox"/> Feststoff/Trockenvergärung	
Temperatur		<input type="checkbox"/> mesophil <input type="checkbox"/> thermophil Fackel vorhanden? <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein	
Welchem Verfahren/Hersteller zuordenbar:		<input type="checkbox"/> Valorga <input type="checkbox"/> Dranco <input type="checkbox"/> Linde trocken <input type="checkbox"/> Linde nass <input type="checkbox"/> Kompogas <input type="checkbox"/> BTA <input type="checkbox"/> HAASE <input type="checkbox"/> Garagenverfahren <input type="checkbox"/> sonstige:	
Anzahl der Fermenter		davon in Reihe:	
Fermentervolumen insgesamt (ohne Gärrestlager)		m ³	
Aufenthaltszeit/ Verweildauer der Substrate in der Vergärungsstufe (ohne Gärrestlager)		Tage	
Haben oder hatten Sie Probleme mit:		<input type="checkbox"/> Schaum <input type="checkbox"/> Schwimmschicht <input type="checkbox"/> Übersäuerung <input type="checkbox"/> Durchmischung <input type="checkbox"/> Korrosion	
Ausfallzeiten		Mechan. Aufbereitung: Tage/Jahr Biologischer Prozess (auch reduzierte Leistung) Tage/Jahr	
Eigenenergiebedarf der Anlage		Elektrisch: kWh _{el} /Jahr Wärme kWh/Jahr Kraftstoff: l Diesel/Jahr	
Welche Anlagenteile sind gekapselt?		<input type="checkbox"/> Bunker <input type="checkbox"/> Aufbereitung <input type="checkbox"/> Aerobisierung (Vorbereitung fester Gärrückstände zur Kompostierung) <input type="checkbox"/> (Nach-) Kompostierung (aerobisierter Gärückstände) <input type="checkbox"/> sonstige	
Art der Abluftreinigung?		<input type="checkbox"/> Saure Wäsche <input type="checkbox"/> Biofilter <input type="checkbox"/> Biowäscher <input type="checkbox"/> sonstige:	
Wie erfolgt die Gasnutzung?		<input type="checkbox"/> Zündstrahl-BHKW <input type="checkbox"/> Gaseinspeisung <input type="checkbox"/> Wärme/Brennkessel <input type="checkbox"/> Gasmotor-BHKW <input type="checkbox"/> Fahrzeug-Kraftstoff <input type="checkbox"/> Mikrogasturbine <input type="checkbox"/> sonstige:	
Wie viel Wärme wird extern genutzt (kWh _{th} /Jahr) bzw. KWK-Anteil?		kWh _{th} /Jahr bzw. % (KWK-Anteil) Art der Wärmenutzung/Wärme genutzt für:	
Gärrestlager (auch für flüssigen, separierter Gärrest)		<input type="checkbox"/> offen <input type="checkbox"/> abgedeckt <input type="checkbox"/> gasdicht abgedeckt Temperatur Gärrestlager: °C Volumen Gärrestlager: m ³ Oberfläche Gärrestlager: m ²	
Art der Gärrestaufbereitung?		<input type="checkbox"/> keine <input type="checkbox"/> Siebschneckenpresse <input type="checkbox"/> Dekanter <input type="checkbox"/> Siebbandpresse <input type="checkbox"/> Aerobisierung der Gärreste <input type="checkbox"/> sonstige	
Werden die aerobisierten Gärreste nachkompostiert?		<input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein Dauer der Nachrotte: Tage Angestrebter Rottegrad:	
Wenn ja, welches Verfahren?		<input type="checkbox"/> Boxen <input type="checkbox"/> Tunnel <input type="checkbox"/> Miete <input type="checkbox"/> Tafelmieten <input type="checkbox"/> Dreiecksmieten <input type="checkbox"/> offen unbelüftet <input type="checkbox"/> offen belüftet <input type="checkbox"/> gekapselt belüftet <input type="checkbox"/> gekapselt unbelüftet	
Welche Substrate werden eingesetzt?			
Substrat:	t/Jahr (Frischmasse)	<input type="checkbox"/> Erlös: €/t oder	<input type="checkbox"/> Kosten: €/t
Substrat:	t/Jahr (Frischmasse)	<input type="checkbox"/> Erlös: €/t oder	<input type="checkbox"/> Kosten: €/t
Substrat:	t/Jahr (Frischmasse)	<input type="checkbox"/> Erlös: €/t oder	<input type="checkbox"/> Kosten: €/t
Substrat:	t/Jahr (Frischmasse)	<input type="checkbox"/> Erlös: €/t oder	<input type="checkbox"/> Kosten: €/t
Substrat:	t/Jahr (Frischmasse)	<input type="checkbox"/> Erlös: €/t oder	<input type="checkbox"/> Kosten: €/t
Summe/Mittel	t/Jahr (Frischmasse)	<input type="checkbox"/> Erlös: €/t oder	<input type="checkbox"/> Kosten: €/t
Haben Sie Interesse am Informationsaustausch zur Unterstützung eines Projektes, das die Akzeptanz der Biogastechnologie verbessern möchte?			<input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein

Vielen Dank für die Beantwortung der Fragen!

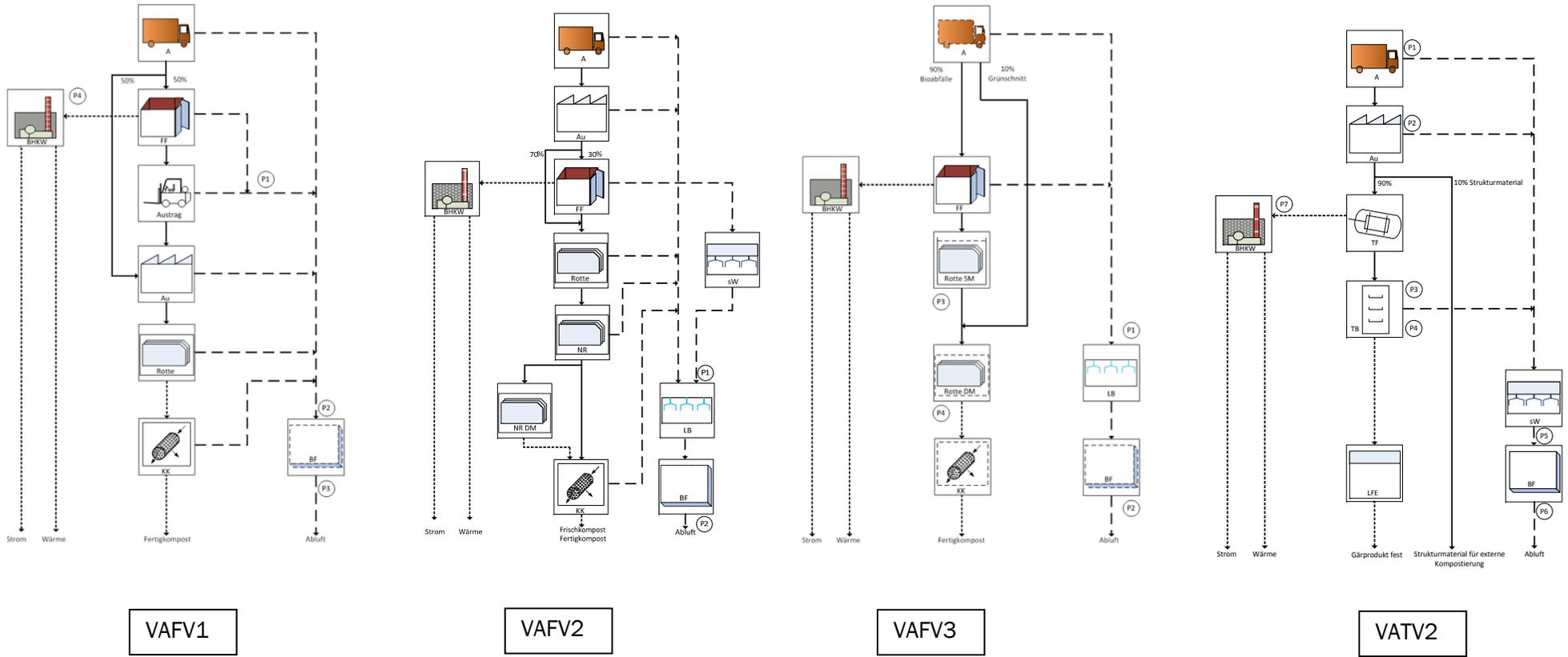
A 2 Anlagenschemata – Nassvergärungsanlagen



A 3 Anlagenschemata – Trockenvergärungsanlagen



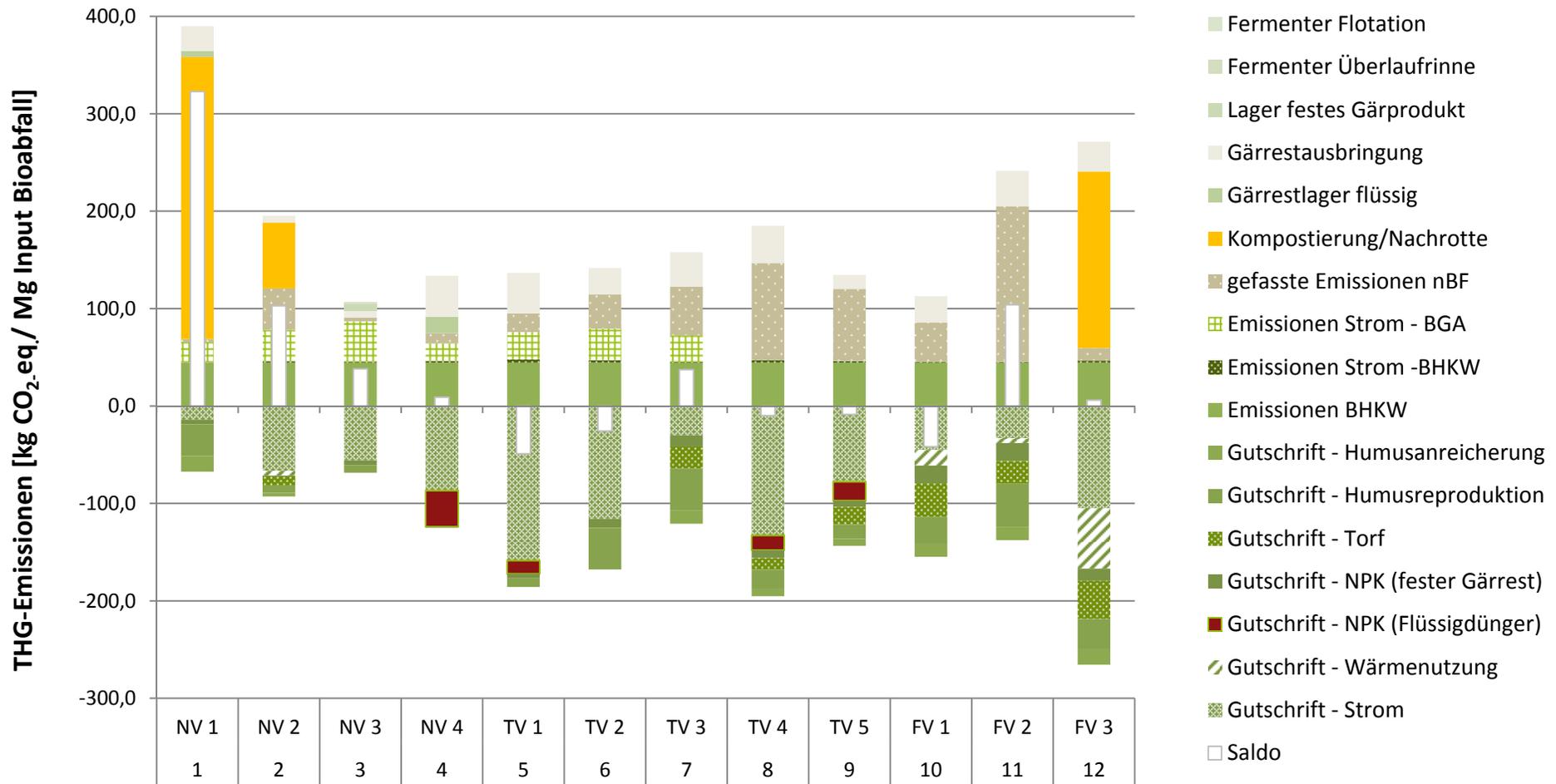
A 4 Anlagenschemata – Feststoffvergärungsanlagen und VATV 2 (Trockenvergärungsanlage)



A 5 THG-Emissionen in kg CO₂-eq/ Mg Input der bemessenen Bioabfallvergärungsanlagen (im Detail)

Biogasanlage Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Kennzeichnung	NV 1	NV 2	NV 3	NV 4	TV 1	TV 2	TV 3	TV 4	TV 5	FV 1	FV 2	FV 3
Gutschrift - Strom	-14,0	-66,5	-55,7	-86,8	-158,6	-115,9	-30,0	-132,8	-77,8	-45,0	-32,9	-104,8
Gutschrift - Wärmenutzung	0,0	-4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-16,1	-5,1	-62,0
Gutschrift - NPK (Flüssigdünger)	0,0	0,0	0,0	-37,0	-13,6	0,0	0,0	-15,2	-19,4	0,0	0,0	0,0
Gutschrift - NPK (fester Gärrest)	-4,7	-0,9	-4,8	-0,4	-4,5	-9,0	-11,4	-7,9	-6,2	-18,1	-18,3	-12,4
Gutschrift - Torf	0,0	-9,3	0,0	0,0	0,0	0,0	-22,5	-12,0	-18,2	-34,3	-23,0	-39,3
Gutschrift - Humusreproduktion	-32,4	-7,4	-7,8	-0,6	-8,9	-42,7	-43,3	-20,1	-14,5	-27,3	-44,6	-31,2
Gutschrift - Humusanreicherung	-16,2	-3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	-13,5	-7,2	-7,3	-13,7	-13,8	-15,7
Emissionen BHKW	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6	44,6
Emissionen Strom -BHKW	0,3	1,4	1,2	1,8	3,3	2,4	0,6	2,8	1,6	0,9	0,7	2,2
Emissionen Strom - BGA	20,9	32,2	41,3	18,1	28,2	32,5	27,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1
gefasste Emissionen nBF	3,0	42,6	4,0	10,1	19,3	35,1	50,3	99,2	73,9	40,2	159,8	12,7
Kompostierung/Nachrotte	289,7	67,5										181,0
Gärrestlager flüssig	6,2			17,0								
Gärrestausrückführung	25,3	7,2	6,6	42,2	41,3	27,3	35,3	38,3	14,2	27,0	36,2	30,8
Lager festes Gärprodukt			6,9									
Fermenter Überlaufrinne			0,9									
Fermenter Flotation			1,0									
Saldo	322,7	102,9	38,1	9,1	-49,0	-25,7	37,4	-9,9	-8,7	-41,7	103,9	6,0

A 6 Grafik THG-Bilanz untersuchter Bioabfallvergärungsanlagen [kg CO₂-eq/Mg Input Bioabfall]



A 7 Grafik THG-Bilanz untersuchter Bioabfallvergärungsanlagen in Bezug zur Stromerzeugung [g CO₂-eq/kWh_{el}]

