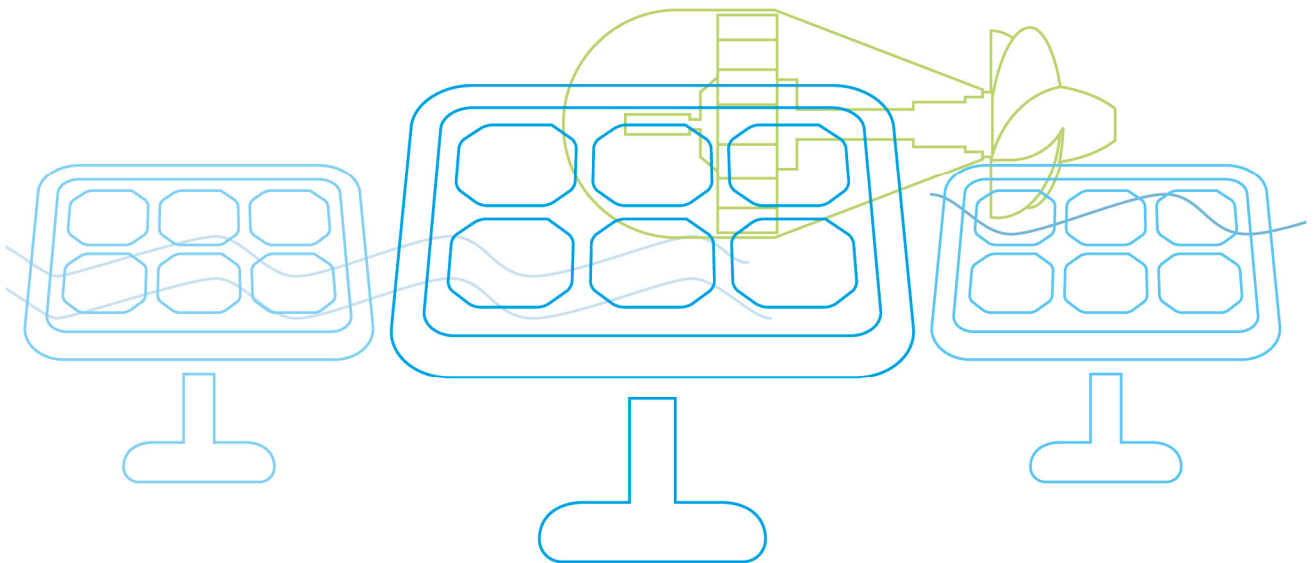




Klimagasmonitoring zur Optimierung der Energiebilanz und Verfahrenseffizienz bei Biogasanlagen



VORWORT

Die Publikationsreihe **BLUE GLOBE REPORT** macht die Kompetenz und Vielfalt, mit der die österreichische Industrie und Forschung für die Lösung der zentralen Zukunftsaufgaben arbeiten, sichtbar. Strategie des Klima- und Energiefonds ist, mit langfristig ausgerichteten Förderprogrammen gezielt Impulse zu setzen. Impulse, die heimischen Unternehmen und Institutionen im internationalen Wettbewerb eine ausgezeichnete Ausgangsposition verschaffen.

Jährlich stehen dem Klima- und Energiefonds bis zu 150 Mio. Euro für die Förderung von nachhaltigen Energie- und Verkehrsprojekten im Sinne des Klimaschutzes zur Verfügung. Mit diesem Geld unterstützt der Klima- und Energiefonds Ideen, Konzepte und Projekte in den Bereichen Forschung, Mobilität und Marktdurchdringung.

Mit dem **BLUE GLOBE REPORT** informiert der Klima- und Energiefonds über Projektergebnisse und unterstützt so die Anwendungen von Innovation in der Praxis. Neben technologischen Innovationen im Energie- und Verkehrsbereich werden gesellschaftliche Fragestellung und wissenschaftliche Grundlagen für politische Planungsprozesse präsentiert. Der **BLUE GLOBE REPORT** wird der interessierten Öffentlichkeit über die Homepage www.klimafonds.gv.at zugänglich gemacht und lädt zur kritischen Diskussion ein.

Der vorliegende Bericht dokumentiert die Ergebnisse eines Projekts aus dem Forschungs- und Technologieprogramm „Neue Energien 2020“. Mit diesem Programm verfolgt der Klima- und Energiefonds das Ziel, durch Innovationen und technischen Fortschritt den Übergang zu einem nachhaltigen Energiesystem voranzutreiben.

Wer die nachhaltige Zukunft mitgestalten will, ist bei uns richtig: Der Klima- und Energiefonds fördert innovative Lösungen für die Zukunft!

A handwritten signature in black ink, reading 'Theresia Vogel'.

Theresia Vogel
Geschäftsführerin, Klima- und Energiefonds

A handwritten signature in black ink, reading 'Ingmar Höbarth'.

Ingmar Höbarth
Geschäftsführer, Klima- und Energiefonds

1 Inhaltsverzeichnis

1	Inhaltsverzeichnis	1
2	Einleitung	3
3	Inhaltliche Darstellung	5
3.1	Untersuchte Biogasanlagen	5
3.1.1	Anlagendefinitionen	5
3.1.2	Ausgewählte Anlagen für Gärtests	8
3.1.3	Referenzbiogasanlage und Validierungsanlagen für Emissionsmessungen	10
3.2	Begleitende Laborversuche	10
3.2.1	Durchführung der Restgaspotentialerhebung mittels Gärtest	13
3.3	Feldmessungen – Ortung von Methanverlusten und Emissionsquantifizierung	15
3.3.1	Messprinzip – open-path Messgerät	15
3.3.2	Messprinzip – FID	16
3.3.3	Meteorologische Messungen	16
3.3.4	Ausbreitungsmodell, Emissions-Rückrechnung und Tracertests	17
3.3.5	Messdurchführung open-path Messung Referenzanlage	19
3.3.6	Temperaturmessungen im Gärrestlager	21
3.3.7	Sensitivitätsanalyse – Verallgemeinerte Vorgangsweise zur Erfassung der Emissionen von Biogasanlagen	22
4	Ergebnisse und Schlussfolgerungen	24
4.1	Eudiometertests – Methangasbildungspotential der Gärreste	24
4.1.1	Charakteristika der unterschiedlichen Gärverläufe	24
4.1.2	Charakterisierung der Gärreste	25
4.1.3	Effekt Temperatur	27
4.1.4	Freie Flüchtige Fettsäuren und Restmethanpotential	30
4.2	Temperaturentwicklung im offenen Gärrestlager	36
4.3	Qualitative Ortung der Methanverluste	40
4.3.1	Open-path Messungen	41
4.3.2	Flammenionisationsdetektor	43
4.4	Bestimmung des quantitativen Methanverlusts	48
4.4.1	Meteorologische Datenbasis für die Emissionsquantifizierung (Modellierung Referenzanlage)	48
4.4.2	Quantifizierung der Methanemissionen aus Anlagenteilen der Referenzanlage	49
4.4.3	Quantifizierung der Gesamtmethanemissionen der Referenzanlage	52
4.4.4	Methanfreisetzung während der Homogenisierung der Gärreste	54
4.5	Bilanzierung der Methanverluste	55
4.5.1	Bilanzierung der Methanverluste ausgewählter Biogasanlagen	55
4.5.2	Detaillierte Methanverlustbilanz der Referenzanlage	57

4.6	Verifizierung und Validierung des Modells mittels Tracertests bzw. Gasfreisetzungsversuchen	58
4.7	Verallgemeinerte Vorgangsweise zur Erfassung der Emissionen von Biogasanlagen.....	62
4.8	Maßnahmenkatalog	63
4.8.1	Darstellung des Optimierungspotentials einzelner Anlagenkomponenten.....	64
4.8.2	Darstellung des biotechnologisch/fermentativen Optimierungspotentials.....	65
5	Ausblick und Empfehlungen.....	67
6	Literaturverzeichnis	75
7	Anhang	78
8	Kontaktdaten.....	80

2 Einleitung

Das Ökostromgesetz 2002 hat durch die Endprodukt-orientierte Förderung von Biogasproduktion einen Grundstock an Biogasanlagen in Österreich initiiert. Diese Anlagen wurden nach dem Stand der Technik realisiert. Mittlerweile haben sich die Rahmenbedingungen geändert und die Technologie wurde von einem Entwicklungsstadium in realisierte Projekte mit hohem technischem Standard gehoben. Eine Technologie-Weiterentwicklung ist allerdings immer nur dann möglich, wenn Standards auf belastbaren Daten basieren bzw. sich auch weitere Verfahrensoptimierungen auf eine verlässliche Datenbasis stützen können.

Ein Bewertungskriterium für Bioenergieproduktionseinheiten können Energiebilanzen und zunehmend auch Bilanzen von Treibhausgasemissionen darstellen. Diese Zahlen stehen allerdings nur in sehr beschränktem Ausmaß zur Verfügung und sind mit herkömmlichen Messmethoden (z.B. Einhausung, Haubenmessung) nur mit sehr hohem Aufwand verlässlich zu quantifizieren. Die energetische Nutzung von Biomasse ist nicht per se klimafreundlich. Entscheidende Faktoren sind die Bedingungen des Standortes und der Erzeugung der Biomasse und die Effizienz der eingesetzten Technologie. Entlang der Prozesskette der Biogaserzeugung und –nutzung sind Emissionsquellen bei der Lagerung der Substrate, bei der Einbringung, bei der Biogaserzeugung, -aufbereitung und –nutzung, bei der Gärrestlagerung und -behandlung und bei der Ausbringung der Gärreste relevant.

Bei allen gängigen Biogasanlagen sind in den Gärresten mehr oder weniger unvollständig vergorene Substratanteile aufzufinden. Ein hohes relatives Restgaspotential kann dabei eine schlechte Ausnutzung der Substrate und Prozessprobleme andeuten. Daher ist beim Betrieb von Biogasanlagen die Lagerung des Gärrestes in offenen Gärrestlagern ein oft kritisierte Punkt. Abhängig vom Abbaugrad der Fermentation können bei der offenen Gärrestlagerung Methanemissionen in relevantem Umfang auftreten. Dies kann auch in Bezug auf den Verlust von Biogas für die Stromerzeugung einen wirtschaftlichen Nachteil darstellen.

Bisher wurden Biogasanlagen hauptsächlich nach ihrem technologischen Zustand bewertet. Bewertungsparameter wie der Abbaugrad der Fermentation oder die Emission von Treibhausgasen (Methanverluste) einer Biogasanlage können dafür in Zukunft aber eine wesentlich bessere Entscheidungsbasis für Anlagen- und Verfahrensoptimierungen sowie für politisch strategische Entscheidungen im Rahmen der österreichischen Energie- und Klimapolitik darstellen.

Um die Emissionssituation von Biogasanlagen zukünftig besser bewerten zu können, wurde im Rahmen dieses Forschungsprojektes ein möglichst einfach anwendbares Monitoringtool zur Qualitätskontrolle und zum Qualitätsmanagement von Biogasanlagen sowie zur Darstellung ihrer Methangasbilanz entwickelt. Das Projekt wurde dabei durch den „Klima- und Energiefonds“ im Rahmen des Programmes „Neue Energien 2020“ gefördert.

Ein wesentlicher Punkt in diesem Untersuchungsprogramm war die repräsentative und verlässliche Aufnahme der Methanemissionen im Feldeinsatz (bei Anlagen) in Langzeitmessreihen. Eine vielversprechende Möglichkeit um diffuse Emissionen ganzheitlich zu erfassen, bieten optische

Fernmesssysteme (z.B. open-path tunable diode laser – OP-TDLS). Durch den Einsatz einer solchen Fernmessmethode können einerseits die diffusen und temporären Quellen (z.B. Überdrucksicherung) über einen längeren Zeitraum qualitativ erfasst werden und andererseits mithilfe von meteorologischen Messungen und einem geeigneten Ausbreitungsmodell in Emissionsströme (Frachten) überführt werden. Wesentliche Evaluierungsparameter waren die Darstellung der gesamten Methanverluste einer, für Österreich repräsentativen, Biogasanlage sowie der qualitativen und quantitativen Methanemissionen aus diversen Anlagenteilen (z.B. offene Gärrestlager) über einem Zeitraum von mehr als einem Jahr. Dabei wurden tages-, jahreszeitliche und meteorologisch bedingte Schwankungen sowie anlagen- und betriebsabhängiger Veränderungen berücksichtigt. Neben der Referenzbiogasanlage wurden vier weitere Biogasanlagen zur Bestimmung der Gesamtmethanemission mittels optischem Fernmessverfahren und Ausbreitungsmodellierung ausgewählt. Parallel zu dem optischen Fernmesssystem wurden bei den Anlagen an ausgewählten Tagen Vergleichsmessungen mithilfe eines tragbaren Flammenionisationsdetektors (FID) durchgeführt, um etwaige punktuelle Methanverluste bzw. Leckagen zu detektieren.

Da Gärrestlager (vor allem offene) als besondere Methanemittenten vermutet werden, wurde das verbleibende Methangasbildungspotential (Eudiometertest) im Gärrest aus dem Ablauf der letzten Stufe in mehreren Probenahmerunden speziell untersucht. Die Bestimmung des Ausgärgrades ermöglicht eine Ableitung bzw. Bewertung der aktuellen Effizienz der jeweiligen Biogasanlage. Dabei wurden in einem ersten Schritt 20 Anlagen in Niederösterreich und in der Steiermark beprobt, welche dann in weiterer Folge auf 10 Anlagen unter Beibehaltung der Anlagenrepräsentativität reduziert wurden, um durch häufigeres Beprobieren einen besseren Zusammenhang zwischen den ermittelten Betriebsparametern und der Restmethanpotentiale zu erhalten. Zusätzlich wurden die Proben sowohl bei 38°C als auch bei Raumtemperatur (ca. 22°C) inkubiert, um das wahrscheinlich zu erwartende Restgaspotential aus den Nachfermentern (Material, welches das geschlossene System verlässt) zu ermitteln.

Der gewonnene Datenpool wurde in einem letzten Schritt zur Erstellung eines praxisgerechten Maßnahmenkataloges, in dem die Optimierungspotentiale und Lösungsansätze (technische, betriebliche, biotechnologische) hinsichtlich Effizienzsteigerung der Gasausbeute und Minimierung der Gasverluste aufgezeigt werden, herangezogen.

Im vorliegenden Bericht werden zunächst im Kapitel 3 die untersuchten Biogasanlagen näher beschrieben sowie die angewendeten Messgeräte und Methoden für den Labor- und Feldeinsatz erläutert. Im Kapitel 4 erfolgt die Darstellung der Ergebnisse von den Gaspotentialbestimmungen von Gärresten ausgesuchter Biogasanlagen. Des Weiteren werden die qualitativen aber auch quantitativen Methangasverluste aus diversen Anlagenteilen (Gärrestlager, Anlieferungsbereich, etc.) sowie eine Methanverlustbilanz ausgewählter Biogasanlagen dargestellt. Zusätzlich werden Tracergasversuche zur Validierung und Verifizierung des Quantifizierungstools beschrieben sowie eine verallgemeinerte Vorgehensweise zur Erfassung der Emissionen bei Biogasanlagen mittels optischen Fernmesssystems präsentiert. Aufbauend auf dieser Datenbasis wurde ein praxisgerechter Maßnahmenkatalog entwickelt.

3 Inhaltliche Darstellung

3.1 Untersuchte Biogasanlagen

3.1.1 Anlagendefinitionen

NAWARO-Anlagen (N)

Diese Anlagen verwenden für die Biogasproduktion als Substrat typischerweise Maissilage (MS), Ganzpflanzensilage (GPS), Schweine- oder Rindergülle, Grassilage (GS) und andere Energiepflanzen bzw. organische Reststoffe landwirtschaftlichen Ursprungs. Diese Substrate können auf Grund der Inhaltsstoffe etwas längere Verweilzeiten im Fermenter bzw. abgedecktem Systemanteil benötigen. Die NAWARO-Anlagen werden im folgenden Text und den Diagrammen als „N“ bezeichnet. Diese Anlagen verfügen, je nach technologischem Schema und eingesetzter Technologie, über abgedeckte, nicht abgedeckte oder beide Arten von Endlagertypen.

Abfallverwertungsanlagen (A)

Typische Substrate für Abfallanlagen stellen Reststoffe oder biologisch abbaubare Abfälle organischen Ursprungs dar. Zu den typischen Substraten gehören z.B. Abfälle aus der Lebensmittel- und Getränkeindustrie, überlagerte Lebensmittel, vergärbare Schlachthausabfälle, Marktabfälle, Speisereste von Großküchen und Gastronomie und dergleichen. Die mesophilen Abfallverwertungsanlagen verfügen immer über eine Hygienisierungseinheit und haben fast ausschließlich geschlossene Gärrestlager, diese sind für Abfallverwertungsanlagen charakteristisch. Die Hygienisierung des Materials kann vor (Substrat) oder nach (Gärrest) der Vergärung durchgeführt werden. Die Hygienisierung (laut 1774/2002/EG) ist eine Grundvoraussetzung für die Ausbringung von diesen Gärresten auf landwirtschaftliche Flächen. Die Abfallverwertungsanlagen werden im folgenden Text und den Diagrammen als „A“ bezeichnet.

Anlagen Typ und Betriebsschema

In der Praxis sind Biogasanlagen mit folgenden Betriebsschemen zu finden:

Anlagentyp 1: Einstufig

Eine einstufige Biogasanlage (siehe Abbildung 1) verfügt über einen Fermenter (Hauptfermenter). Dieser wird mit Substraten beschickt und die Gärreste werden in einem offenen oder geschlossenen Gärrestlager (Endlager) gesammelt. Vom Endlager werden die Gärreste als wertvolles Düngemittel zu gegebenen Terminen auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht. Als einstufiges System kann auch ein Schema bezeichnet werden, bei dem die Anlage über 2 Fermenter verfügt, aber jeder wird separat/parallel beschickt. Gärreste von beiden Fermentern werden dann z.B. in einem gemeinsamen Endlager gesammelt. Einstufiger Betrieb gilt derzeit eher schon als veraltet und wird meist durch ein zweistufiges System ersetzt.

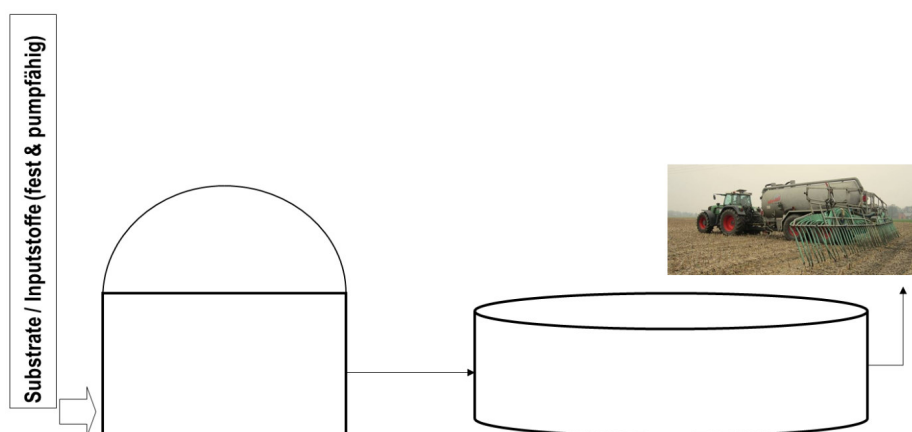


Abbildung 1: Einstufige Biogasanlage mit offenem Endlager für Gärreste

Anlagentyp 2: Zweistufig

Eine zweistufige Biogasanlage (siehe Abbildung 2 und 3) verfügt mindestens über 2 Fermenter, die seriell orientiert sind. Dabei wird der erste Fermenter (Hauptfermenter) beschickt und der zweite Fermenter (Nachfermenter) bietet zusätzliches Arbeitsvolumen für eine bessere Substratnutzung (meistens durch Verlängerung der Verweilzeit). Die Gärreste, die den Nachfermenter verlassen, werden dann in einem offenen oder geschlossenen Gärrestlager (Endlager) gesammelt. Hauptunterschied zwischen einem Fermenter und einem abgedeckten Endlager stellt eine fehlende Beheizung des abgedeckten Endlagers dar. Vom Endlager werden die Gärreste als wertvolles Düngemittel zu gegebenen Terminen auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht.

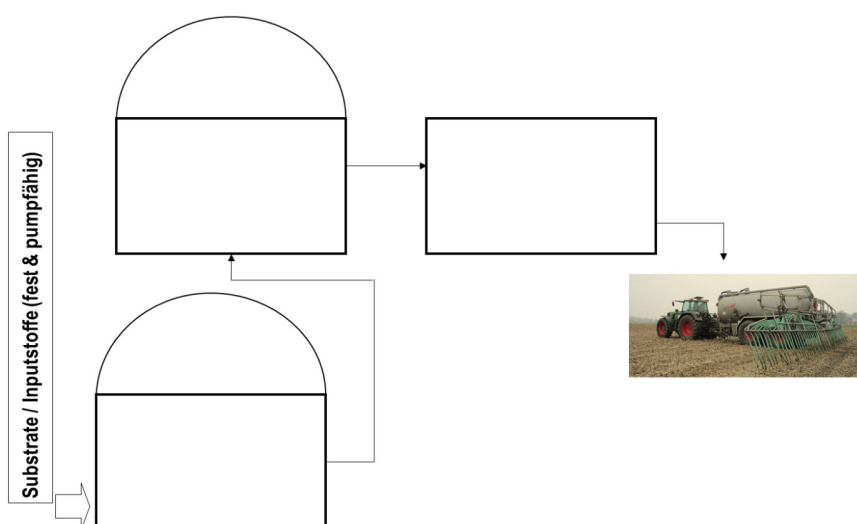


Abbildung 2: Zweistufige Biogasanlage mit offenem Endlager

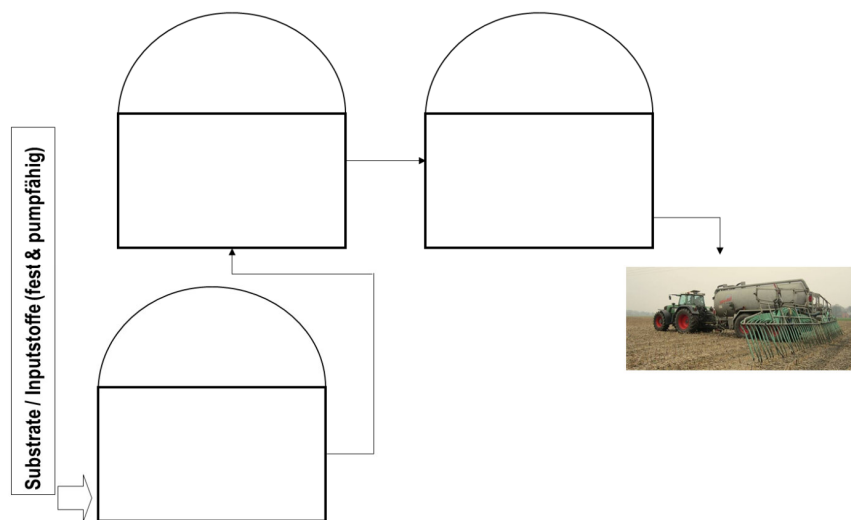


Abbildung 3: Zweistufige Biogasanlage mit abgedecktem Endlager

Anlagentyp 3: Kombinierte Systeme

Beim Anlagentyp 3 handelt es sich um verschiedene Kombinationen von überwiegend zumindest zweistufigen Systemen. Die Biogasanlagen können z.B. über mehrere seriell beheizte Fermenter oder nachgeschaltete offene Endlager nach einem abgedeckten Endlager (siehe Abbildung 4) verfügen. Je nach Verfahrensschema können weitere Fermenter, die in Serie zugeschaltet werden, auch beschickt werden.

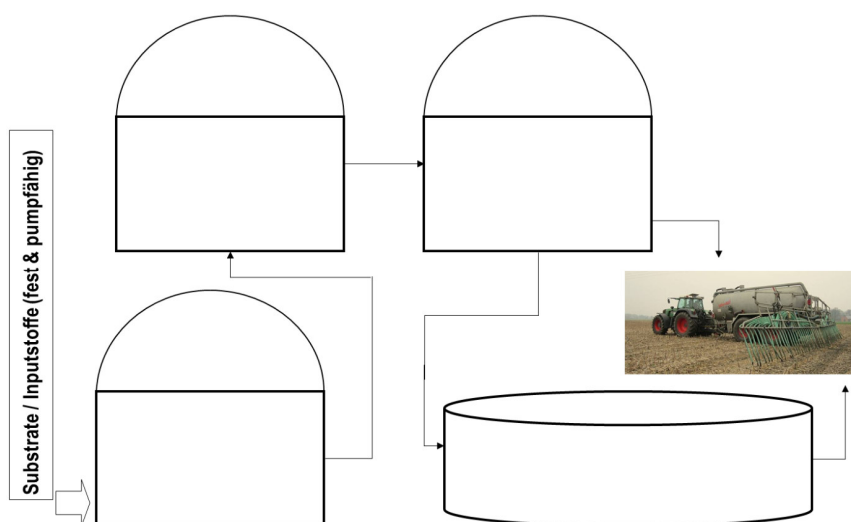


Abbildung 4: Schema einer dreistufigen oder zweistufigen Biogasanlage mit abgedecktem bzw. offenem Endlager

Bei Biogasanlagen, die über wenig oder keine flüssigen Substrate verfügen, werden die Gärreste durch einen Separator in einen festen und flüssigen Anteil getrennt. Der flüssige Gärrest wird dann zum Anmischen von festen Substraten und/oder als Prozessflüssigkeit (Rezyklat) verwendet. Das Rezyklat, das neben anderen flüssigen Inputstoffen auch zur Erhaltung eines stabilen Trockensubstanzgehaltes

im Fermenter dient, muss dann neben den Hauptsubstraten zum Fermenterinput zugerechnet werden, obwohl es sich um keinen tatsächlichen Energieträger handelt. In diesem Zusammenhang ist das Rezyklat nur als eine energiearme Prozessflüssigkeit zu verstehen, die aber, je nach verwendeten Mengen, die hydraulische Verweilzeit wesentlich verkürzen kann.

3.1.2 Ausgewählte Anlagen für Gärtests

Bei allen gängigen Anlagensystemen sind in den Gärresten (Effluent) unvollständig vergorene Substratanteile aufzufinden. Daher ist die Lagerung des Gärrestes in offenen Gärrestlagern ein oft kritisierte Punkt beim Betrieb von Biogasanlagen. Das vollständige Ausnutzen von Methanpotentialen der eingesetzten Substrate sollte für Biogasanlagen eigentlich selbstverständlich sein. Dies gilt insbesondere für Substrate mit hohen Bereitstellungskosten. Eine schlechte Gasausbeute, Verfahrenseffizienz oder hohe Substratpreise tragen oft noch zusätzlich zur wirtschaftlichen angespannten Situation von Biogasanlagen bei.

Ein wesentlicher Punkt dieser Studie bestand darin, einen Datenpool über den Ausgärgrad von Biogasanlagen durch Untersuchung des Restmethanbildungspotentials von Gärresten zu generieren und dabei die aktuelle Effektivität der jeweiligen Anlagen zu prüfen. Dabei wurden in einem ersten Schritt rund 20 Anlagen in Niederösterreich und in der Steiermark beprobt, welche dann in weiterer Folge auf 10 Anlagen unter Beibehaltung der Anlagenrepräsentativität reduziert wurden, um durch häufigeres Beprobieren (5 Probenahmerunden) einen besseren Zusammenhang zwischen den ermittelten Betriebsparametern und der Restmethanpotentiale zu erhalten. Es wurden (sofern technisch möglich) der Hauptfermenter (HF), Nachfermenter (NF) und das Endlager (EL) beprobt. Zusätzlich wurden die Proben sowohl bei 38°C als auch bei Raumtemperatur (ca. 22°C) inkubiert, um das potentielle und wahrscheinlich zu erwartende Restgaspotential zu ermitteln. Die wichtigsten Kenndaten der beprobten Anlagen sowie die Zusammensetzung des Inputmaterials sind in Tabelle 1 dargestellt. Die Probenahmezeitpunkte und die jeweiligen Entnahmestellen sind **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**im Anhang zusammengefasst.

Es wurden 23 Anlagen (der ursprüngliche Datensatz von 20 Anlagen wurde im letztem Projektjahr um 2 zusätzliche NAWARO-Anlagen und eine Abfall-Anlage erweitert) betrachtet, wovon 22 beprobt und auf die wichtigsten chemischen Parameter sowie das Restmethanpotential untersucht wurden. Die Anlage Nr. 23 ist eine Abfallanlage und wurde als Validierungsanlage nur für die open path Messungen herangezogen. Unter den 23 Anlagen waren 16 NAWARO- und 7 Abfallanlagen. Die untersuchten Anlagen wiesen einen Bereich von 100 bis 1670 kW_{el} für die installierte elektrische Leistung auf. Es wurden 19 Anlagen im mesophilen Bereich und eine Anlage im thermophilen Bereich betrieben, drei Anlagen lagen mit ihrem Temperaturregime in einem Übergangsbereich. Bezüglich der Gärrestlager hatte von den 23 Anlagen eine Anlage kein Gärrestlager (die Entnahme erfolgte direkt aus dem Nachfermenter), acht Anlagen hatten geschlossene Endlager und 13 verfügten über offene Endlager. Eine Anlage hatte sowohl ein offenes als auch ein geschlossenes Gärrestlager. Die Verweilzeiten der gasdichten Teile erstreckten sich für den Normalbetrieb von 26 bis 185 Tagen.

Tabelle 1: Darstellung der wichtigsten Kenndaten der ausgewählten Biogasanlagen

Anlage (Nr.)	Betriebstemperatur (HF/NF): Mesophil, Thermophil		Install. KW _{el}	Substrate (% Anteil oder Menge pro Tag)	Theor. VWZ (gasdichter Teil)	Gärrestlager	
	M (°C)	Th (°C)				Offen / Geschlossen	Volumen (1000m³)
1	X (38)		2x836	25 t flüssig, 25 t KüA, 25 t NAWARO, 8 t andere A	140	G	5
2	X (41)		625	25 t KS, 17 t MS+Hirse, 1 m³ Gülle	93	O	2 + 4
3	X (42)		625	23 t GS, 23 t KS, 5 t MS, 1 t Festmist Rind	66	O	4,2
4	X (38-43)		280	20 m³ KüA	ca. 60	G	0,5
5	X (42)		625	34 t MS, 4 t ZR, 2,2 t Hirse, 2,2 t Sonnenbl, 5 m³ RG/SG	85	O	4,2
6	X (38-43)		480	24 t Triticale	85	O	2,4
7	X (40-45)	X	500	30 t Küchen-A, 30 t Markt-A, 10 t FA, 20 t BT, 10 t andere A	11 (70)	O	3,6
8	X (42)		330	12 t Silomais, 5 m³ SG, 1 t Hühnermist, 3 t Maiskörner	100	O	4,5
9	X (43)		200	50 % Grünroggen, 30 % Mais, 20 % Hühnermist/RG	75-90	G	1,4
10	X (38)		100	5,5 t SR, 1 t FA, 0,4 t Frucht-A	60-80	G	0,9
11	X (44)	X (44)	526	7,5 t MS, 17,5 t KS	185	G	3 + 2,2
12	X (39)		2x526	60 % NAWAROS, 40 % SG	78	G + O	1,8 + 2
13	X (40-42)		3x526	108 t/Tag (70 % ZRschnitzel, 30 % MS)	102	O	3 x 4,9
14	X (38-40)		500	15-22 t Silomais, 2 t GS, 2-10 t Triticale GPS, 18 m³ SG	80	O	1 + 4 + 5
15	X (38)		526	18 m³ SG, 28 t MS+CCM	110-120	O	4,83
16	X (38-39)		2x 500	30 m³ SR (80 % Gemüse), 10 t SG, 10 t MS, 3-7m³ Leimleder	90-100	O	1,5 + 1,1 + 3,5*
17	X (42)		625	25-30 t MS	60	O	4,3
18	X (33)		537	26 t MS, 12 t SG	<100	-**	-**
19		X (45-49)	526	MS (63 %), KS (14 %), GS (23 %)	54	O	4
20	X (44)	X (44)	2x150	12 t GS, 1,2 t Mist, 3,6 t Hirse GPS, 7,2 t MS, 1 t CCM, 4 m³ SG/RG	160	G	2,8
21	X (40-42)		3x526	108 t/Tag (88 % MS, 12 % ZRpressschnitzel, Ausputz, Gemüse)	112	O	4,9 + 6* + 6*
22	X (38)		360+250	5 t FA, 16 t SR (verpackte Lebensmittel), 4 t Leimleder	92	G	0,6
23	X (38)		580	60 % KüA, 12 % FA, 20 % verpackte Lebensmittel, 8 % versch. organ. A	90	G	3,5 + 1

A ... Abfälle, BT ... Biotonne, CCM ... Corn-Cob-Mix, FA ... Fettabscheider, GPS ... Ganzpflanzensilage, GS ... Grassilage, KS ... Kleesilage, KüA ... Küchenabfall, RG ... Rindergülle, SG ... Schweinegülle, SR ... Speisereste, VWZ ... hydraulische Verweilzeit, ZR ... Zuckerrüben, * Lagune, **kein EL; diskontinuierlicher Betrieb – HF und NF sind kommunizierende Gefäße; Entnahme Gärrest aus NF, X...trifft zu

3.1.3 Referenzbiogasanlage und Validierungsanlagen für Emissionsmessungen

Die Messung und Bewertung punktueller sowie diffuser Emissionen von Biogasanlagen, insbesondere von Methan, stellen eine wichtige Voraussetzung dar, um eine Effizienzsteigerung der gesamten Anlage zu ermöglichen. Eine vielversprechende Möglichkeit, die Gesamtemissionen einer Anlage bzw. Methanverluste aus diversen Anlagenteilen (Gärrestlager, Silagelagerung) zu erfassen, bieten optische Fernmesssysteme. Neben der Bewertung der qualitativen Verluste (Darstellung von Konzentrationen, Visualisierung von Emissionsfahnen) können die gemessenen Konzentrationen mit Hilfe eines geeigneten Ausbreitungsmodells und meteorologischer Messungen als Emissionsströme (Frachten) quantifiziert werden. Um die Möglichkeiten und Grenzen dieses Monitorings- bzw. Quantifizierungstools bewerten zu können, wurde eine umfassende messtechnische Analyse auf einer für Österreich repräsentative Biogasanlage (Referenzbiogasanlage, Nr. 12) über einen Zeitraum von mehr als einem Jahr (Oktober 2011 – März 2013) eingesetzt. Neben der Referenzbiogasanlage (Nr. 12) wurden vier weitere Biogasanlagen (Validierungsanlagen; Nr. 15, 19, 22 und 23) zur Bestimmung der Gesamtmethanemissionen mittels optischem Fernmessverfahren und Ausbreitungsmodellierung ausgewählt. Dabei wurden jeweils an 2 Messtagen die Gesamtemissionen windabwärts der Anlagen bestimmt (durchschnittlicher Messzeitraum 5 Stunden) unter Berücksichtigung der im Kapitel 4.7 beschriebenen Minstdistanz zu einer Biogasanlage. Die Messungen wurden im Zeitraum von März – Dezember 2013 durchgeführt. Die wichtigsten Kenndaten der Anlagen sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

3.2 Begleitende Laborversuche

3.2.1 Probenahme

Eine repräsentative Probenahme des Endlagermaterials von Biogasanlagen ist die sensibelste Aufgabe der gesamten Restmethanpotentialanalyse. Schließlich müssen die untersuchten Proben (ungefähr fünf Liter Volumen) Anlagenvolumina im Bereich von bis zu 2000 m³ wiedergeben, was einem Verkleinerungsfaktor von fast einer Million entspricht.

In Abbildung 5 ist klar zu erkennen, dass die Probenahme an sich den größten Beitrag zum Gesamtfehler leistet. Der Messfehler des analytischen Gerätes trägt dabei meist am wenigsten zum Gesamtfehler bei.

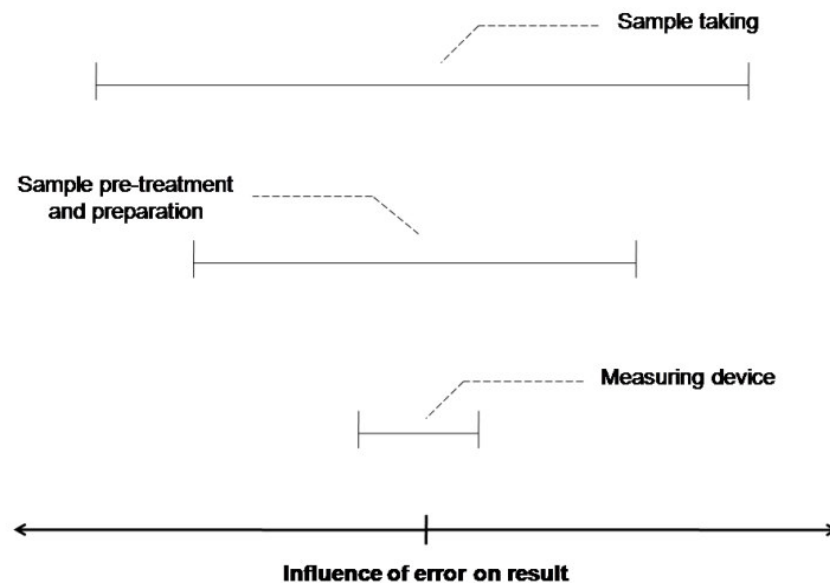


Abbildung 5: Einfluss der unterschiedlichen Schritte der Probenanalytik auf den Gesamtfehler (adaptiert nach Schwedt und Schreiber, 2007)

Die Proben wurden entweder von den Betreibern in Anwesenheit eines Projektmitarbeiters oder von dem Projektmitarbeiter selbst gezogen. Damit eine – soweit technisch möglich – repräsentative Probenahme der Gärreste gewährleistet war, wurden in diesem Projekt vor den Probenahmen die Rohrleitungen einige Minuten mit dem Probengut (Haupt-, Nachfermenter oder Endlager) gespült, um eine aktuelle und frische Probe zu entnehmen. War an den Pumpstationen keine Beprobung möglich, so wurde teilweise aus eigenen Probeventilen, die sich direkt am Behälter befinden oder aus Überlaufrohren (direkt aus dem Nachfermenter) die Probe genommen.

Unabhängig vom Anlagentyp wurden für die Erfassung des maximalen Restmethanpotentials Proben aus dem Ablauf der letzten Systemstufe gezogen (jene Stellen, wo das ausgegorene Material als Gärrest das abgeschlossene System verlässt) und somit noch relevante Methanemissionen verursachen kann (siehe Abbildung 6). Somit kann das maximale Restmethanpotential dargestellt werden. In der Praxis ist aber die tatsächliche Methanemission aus offenen Gärrestlagern allgemein durch mehrere Faktoren beeinflusst. Zu den wichtigsten gehören die biologische Prozessstabilität im Fermenter, die hydraulische Verweilzeit im Bezug zum angesetzten Substrat, Temperatur sowie physikalische und chemische Eigenschaften der Gärrestsuspension.

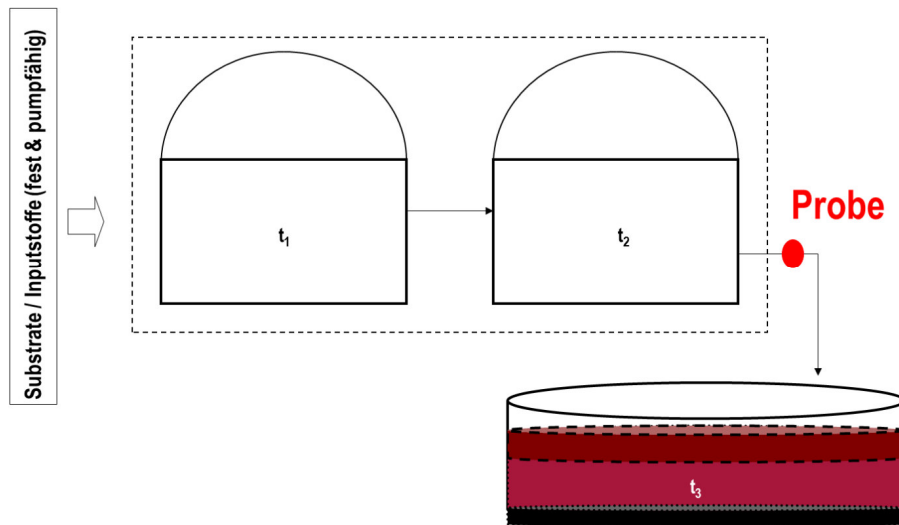


Abbildung 6: Systemgrenze und Probenahmestelle für Bestimmung des Restmethanpotentials

Die physikalischen Eigenschaften der Gärrestsuspension beeinflussen das Sedimentationsverhalten oder eine Schwimmschichtbildung in ungerührten Gärrestlagern. Wird nur der flüssige Anteil des Gärrestes im Endlager – unter Verwendung eines Separators (fest/flüssig Trennung) – gelagert, ist eine sehr geringe oder praktisch keine sichtbare Schwimmschichtbildung im Behälter zu erwarten. Bei Biogasanlagen, die über keinen Separator verfügen oder nur einen Teil des Gärrestes separieren, ist in der Regel von einer Schwimmschichtbildung im Gärrestlager auszugehen. Die Schwimmschichtbildung im Endlager ist auch sehr stark durch die Substrateigenschaften beeinflusst. Bei Anlagen, die faserhaltige Substrate mit größeren Partikeln verwenden, ist die Schwimmschichtbildung im Gärrestlager unvermeidlich. Weiter gilt, je niedriger der TS-Gehalt in den Gärresten, desto größer ist die Tendenz zum Entmischen bzw. zur Sedimentationsschichtbildung. Je nach TS-Gehalt und Partikelgröße kann die Entmischung im Endlager unterschiedlich lange Zeit in Anspruch nehmen. Beim Aufrühren vor dem Ausbringen gelingt es in der Regel die Schwimmschichten vollständig zu eliminieren, die Sedimentationsschicht bleibt aber zum Großteil ungestört (siehe Abbildung 7).

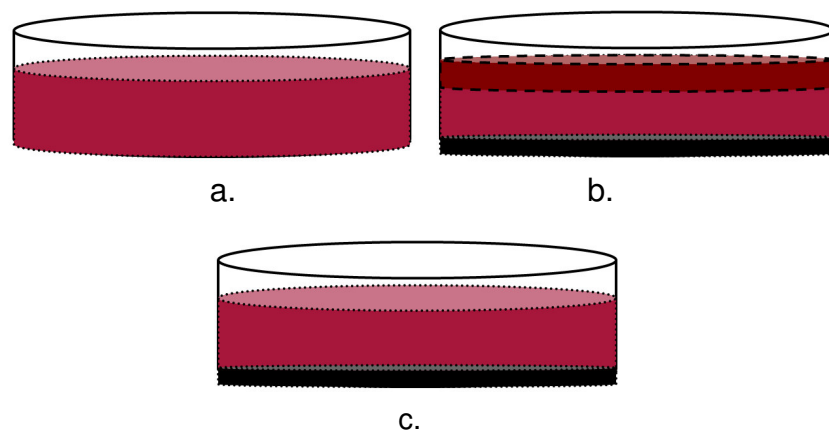


Abbildung 7: Schematische Darstellung der Situation im Gärrestlager: a) Frisch gefülltes Gärrestlager, b) Ungerührtes Gärrestlager vor der Gärrestausbringung, c) Aufgerührtes Gärrestlager vor dem Ausbringen

Aus oben erwähnten Gründen ist es daher immer schwierig, aus einem ungerührten Endlager eine repräsentative Probe zu ziehen. Aus diesen Gründen sind als die günstigsten Stellen der Endlagerzulauf (unabhängig von der Probenahmezeit) oder der Endlagerablauf (vor dem Ausbringen) zu bezeichnen (siehe Abbildung 8.).

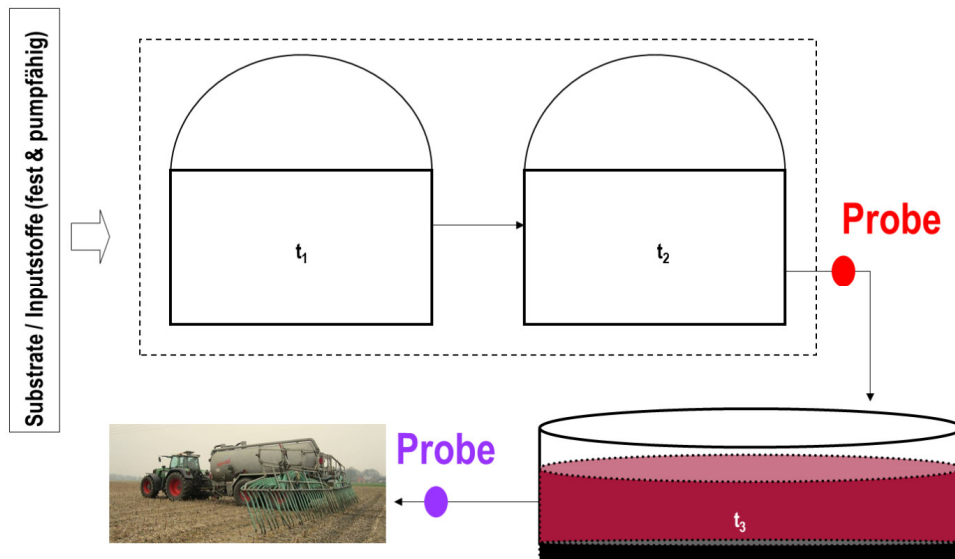


Abbildung 8: Probenahmestelle zum Charakterisieren des ausgegorenen Materials beim Verlassen des gasdichten Systems (rot) und Probenahmestelle zum Charakterisieren des gelagerten Materials vor dem Ausbringen (violett) mit Temperaturen (t_1 und $t_2 > t_3$)

Es wurde bei den gewonnenen Proben direkt die Temperatur mit einem digitalen Thermometer gemessen. Die homogenisierten Proben wurden sofort in eine 0,5 Liter und eine 5 Liter Fraktion geteilt. Die kleinere Fraktion wurde für die Fettsäurenbestimmung (Essigsäure, Propionsäure, iso-Butter und Buttersäure, iso-Valerian und Valeriansäure), Ammoniumstickstoff und Gesamtstickstoff verwendet, die größere Fraktion für die Restgasbestimmung und die TS- und oTS-Analysen. Die Proben wurden für den Transport auf ca. 5 – 10°C in einer Kühlbox mit Kühlelementen gekühlt um eine Probenverfälschung und Methanverluste so weit wie möglich zu vermeiden. Die Restmethanpotentialbestimmung wurde innerhalb von 24 Stunden nach den Probenahmen gestartet.

3.2.1 Durchführung der Restgaspotentialerhebung mittels Gärtest

Die Gärtests (siehe

Abbildung 9) wurden auf Basis der DIN 38414-8 „Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des Faulverhaltens (S8)“ und der VDI 4630 „Vergärung organischer Stoffe“ durchgeführt. Dabei erfolgt die Gasmengenmessung in Eudiometerrohren. Die Bestimmung der Gasproduktion erfolgte in einem 2-fach Ansatz. Die Gasanalysen wurden mit einem Gasanalysator GA2000+ durchgeführt (CH_4 , CO_2 , H_2S , NH_3). Die Werte im Bericht beziehen sich auf eine Gärdauer von 40 Tagen. Es wurden die erzielten Methanwerte in Normliter pro organische Trockenmasse (NL/kg oTS bzw. $\text{Nm}^3/\text{t oTS}$) und in Normliter

pro kg Gärrest (Frischmasse) ausgedrückt ($[\text{NI}/\text{kg FM}$ bzw. $[\text{Nm}^3/\text{t FM}]$). Die Proben wurden bei 38°C für 40 Tage und bei 22°C für 60 Tage untersucht. Bei den analysierten Proben wurden zusätzlich alle relevanten Parameter wie Trockensubstanzgehalt (TS), organischer Trockensubstanzgehalt (oTS), freie flüchtige Fettsäuren (volatile fatty acids, VFA), Gesamtstickstoff (TKN), Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) bzw. chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) bestimmt.

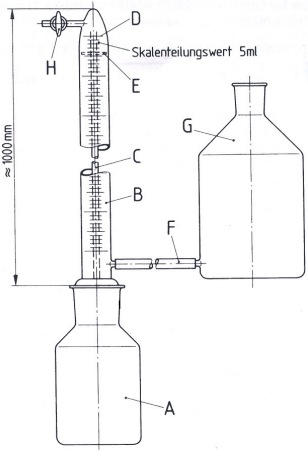
		
Schema des Gärtests	Gärtestapparatur mit geöffnetem Wasserbad (38°C).	4 Gärtestansätze bei Raumtemperatur (22°C).

Abbildung 9: Schema des Gärtests und die praktische Durchführung bei 38°C und 22°C .

3.3 Feldmessungen – Ortung von Methanverlusten und Emissionsquantifizierung

Entlang der Prozesskette der Biogaserzeugung und -nutzung können klimarelevante Emissionen und Methanverluste bei den unterschiedlichsten Verfahrenseinheiten und Anlagenteilen auftreten. Die Identifikation bzw. Ortung von Methanverlusten erfolgte mittels eines transportablen Flammenionisationsdetektors (FID) sowie eines optischen Fernmesssystems (open-path Messgerät). Während beim FID die Methanverluste nur punktuell erfasst und auf einer qualitativen Ebene bewertet werden, können durch den Einsatz eines open-path Messgerätes einerseits die diffusen und temporären Quellen (z.B. Überdrucksicherung) über einen längeren Zeitraum erfasst werden und andererseits mithilfe von meteorologischen Messungen und einem geeigneten Ausbreitungsmodell die gemessenen Konzentrationen in Emissionsströme (Frachten) überführt werden. Erst Messungen über einen längeren Zeitraum ermöglichen Schlüsse über periodische bzw. systematische Emissionen einer Biogasanlage. Die Messgeräte bzw. -methoden werden in den folgenden Kapiteln näher beschrieben.

3.3.1 Messprinzip – open-path Messgerät

Trotz des zunehmend großen Einsatzbereiches der optischen Fernmessmethodik gibt es zurzeit weltweit nur wenige Firmen, die für den Feldeinsatz geeignete und robuste Geräte anbieten. Im vorliegenden Projekt kamen die tragbaren und feldtauglichen open-path Messgeräte „GasFinder 2.0“ für CH₄ und C₂H₂, basierend auf dem TDLS System, der kanadischen Firma Boreal Laser Inc zum Einsatz (siehe Abbildung 10). Diese funktionieren nach dem Messprinzip der "Einlinien-IR-Spektroskopie". Die Laserdiode ist mit einer spezifischen Wellenlänge auf das zu quantifizierende Gas eingestellt (z.B. 1650 nm für CH₄), wodurch eine Querempfindlichkeit auf andere Gase ausgeschlossen werden kann. Die Absorptionslinie des Messgases liegt im nahen IR-Bereich und wird zwischen der Lichtquelle (Laserdiode) und einem Retroreflektor in einer offenen Messstrecke gemessen. Aus dieser Absorption wird die mittlere Gaskonzentration über die gesamte Messstrecke (ppm*m = Produkt aus Konzentration und Länge der Messstrecke) berechnet. Durch eine ständige interne Kalibrierung läuft die Messung über lange Zeit stabil.

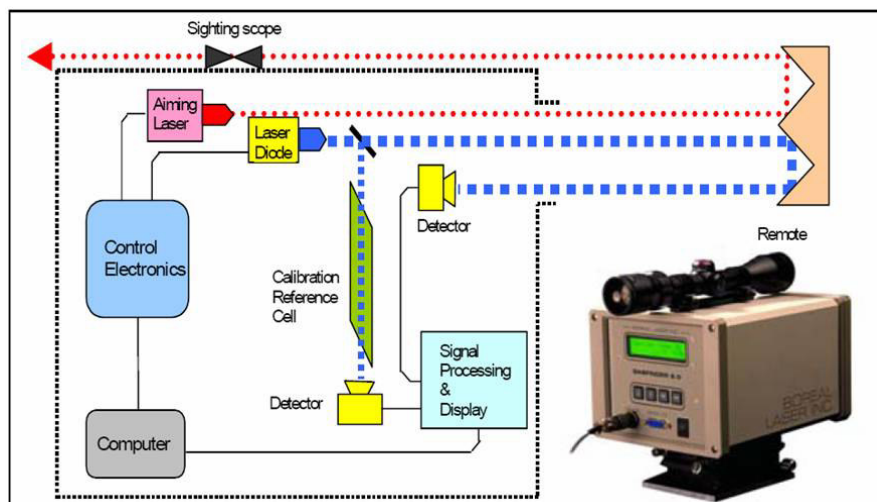


Abbildung 10: Schematischer Aufbau des GasFinder ® 2.0 (Boreal Laser Inc.)

3.3.2 Messprinzip – FID

Parallel zu den open-path Messungen wurden bei der Referenz- sowie den Validierungsanlagen an ausgewählten Tagen Vergleichsmessungen mithilfe eines tragbaren Flammenionisationsdetektors (FID) durchgeführt, um etwaige punktuelle Methanverluste bzw. Leckagen (z.B. Übergänge von Tragluftdächern an der Fermenterwand, undichte Flanschverbindungen) zu detektieren. Die Intensität des Methanaustrittes wurde mittels eines tragbaren Flammen-Ionisation-Detektors (Thermo Scientific FID, TVA-100; Messgenauigkeit: ± 25 % des Messwertes oder ± 2.5 ppm im Bereich von 1,0 bis 10.000 ppm) qualitativ ermittelt. Über eine tellerförmige Sonde (Durchmesser etwa 5 - 6 cm) und über eine im Messgerät integrierte Pumpe wird das emittierte Gas angesaugt. Die Ansaugsonde ist von einem trichterförmigen Aufsatz umgeben, um während der Messung Windschutz zu bieten.

Die graphische Darstellung der Messergebnisse erfolgte in Form von Konzentrations-Isolinien mithilfe der Auswertesoftware Surfer Version 8.0.

3.3.3 Meteorologische Messungen

Die meteorologischen Dauermessungen mittels Ultraschall-Anemometer auf der Referenzbiogasanlage wurden von Mitte September 2011 bis Mitte Oktober 2013 durchgeführt. Das 3D Ultraschall Anemometer (Model uSonic-3 Scientific, Metek GmbH, Elmshorn, Deutschland) wurde in einer Höhe von 10 m installiert (siehe Abbildung 11) und lieferte die Datenbasis für die Ausbreitungsmodellierung. Die Datenaufzeichnung erfolgte in einer Frequenz von 10 Hz, woraus in weiterer Folge 10-min Mittelwerte abgeleitet wurden.

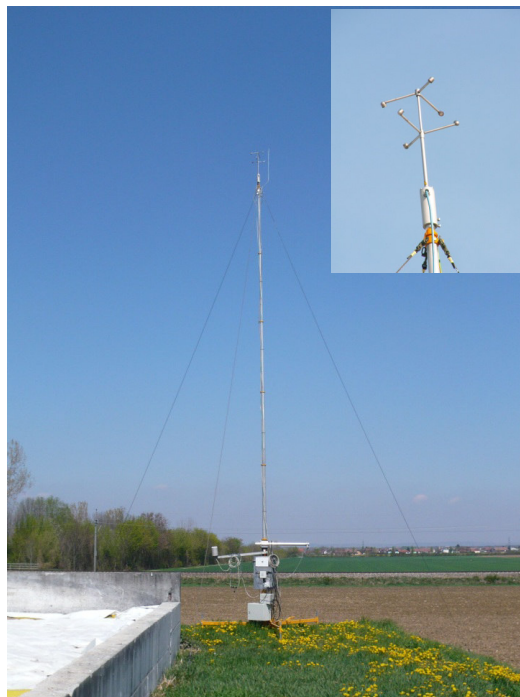


Abbildung 11: Fotoaufnahme des Ultraschallanemometers am Standort der Referenzbiogasanlage

Die meteorologischen Messungen auf den vier Validierungsanlagen erfolgten mit einem mobilen Ultraschall-Anemometer (Model 81000, R.M. Young Company, Michigan, USA), welches jeweils in 5 m Höhe installiert wurde (Datenaufzeichnung: 10 Hz).

Die Wind- und Turbulenzverhältnisse der bodennahen Atmosphäre bestimmen den Transport und die Verdünnungsfähigkeit der Abgasfahne. Während der Transport durch Windrichtung und Windgeschwindigkeit (dreidimensional) festgelegt wird, wird zur Charakterisierung des Turbulenzzustands der „Obukhov“-Stabilitätsparameter OSP (m^{-1}) ermittelt, die Inverse der „Obukhov-Länge“ L (m):

$$OSP = \frac{-\kappa g \overline{w'T'}}{u_*^3 \overline{T_k}} \quad (1)$$

- u_* Schubspanngeschwindigkeit ($u_* = \sqrt{\overline{(u'w')^2} + \overline{(v'w')^2}}$), wobei u' , v' , w' die turbulenten Schwankungen der drei Richtungskomponenten des Windes darstellen)
- κ von-Karman-Konstante ($\kappa = 0,37$)
- $\overline{w'}$ mittlere turbulente Schwankung der Vertikalkomponente des Windes
- $\overline{T'}$ mittlere turbulente Schwankung der Temperatur
- g Erdbeschleunigung ($g = 9,81 \text{ m/s}^2$)
- T_k Temperatur in Kelvin

Bei labiler Schichtung (tagsüber) ist der „Obukhov“-Stabilitätsparameter meist negativ, bei stabiler Schichtung (nachts) positiv. Bei neutraler Schichtung liegt er nahe 0.

Die erhobenen meteorologischen Daten können direkt als Eingabeparameter für das Lagrange-Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangian Simulation of Aerosol-Transport; Janicke, 1985, 2007) verwendet werden, welches zur Rückrechnung der Methanfrachten aus diversen Anlagenteilen und Verfahrenseinheiten bzw. der Erstellung einer Gesamtmethanbilanz diene.

3.3.4 Ausbreitungsmodell, Emissions-Rückrechnung und Tracertests

Die modellbasierte Ermittlung der CH_4 -Emissionen erfolgte mit dem Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangian Simulation of Aerosol-Transport; Janicke 1985, 2007). Im Allgemeinen simuliert das Lagrange'sche Partikelmodell die Ausbreitung von Substanzen mittels einer großen Anzahl von repräsentativen Teilchentrajektorien. LASAT basiert auf dem so genannten Forward-Lagrange-Modell, welches die Emissionsraten durch eine inverse Dispersionstechnik im Zeitverlauf rückrechnet (Schauberger et al., 2011; Flesch et al., 2005). Dabei können bodennahe Emissionen einer beliebigen Quellgeometrie (Punkt-, Flächen-, Volumen- und Linienquellen) berechnet werden. Neben der Berechnung von Konzentrationsfeldern in der Ebene kann auch der Einfluss von komplexem Gelände (z.B. Bebauung) mithilfe einer Windfeldsimulation berücksichtigt werden. Das Modell berechnet den Spurenstofftransport in der Atmosphäre bei Windgeschwindigkeiten $\geq 0,5 \text{ m/s}$.

Generell bestehen Biogasanlagen aus einer Vielzahl von Einzelquellen. Um die Gesamtemission dieser Anlagen zu bestimmen, geht man von einer homogenen diffusen Flächenquelle aus. Basierend auf den Konzentrationsmessungen (siehe Luv-Lee Aufbau in Abbildung 13c) und den vor Ort gemessenen meteorologischen Parametern (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, atmosphärische Stabilität) wurde die Emissionsrate mithilfe einer inversen Dispersionstechnik ermittelt.

Die Berechnung der Emissionsstärke einer Quelle (Q) wurde mit der Formel

$$Q = \frac{C}{(C/Q)_{sim}} \quad (2)$$

bestimmt, wobei C die gemessene Konzentration (abzüglich der Hintergrundkonzentration) und $(C/Q)_{sim}$ den Zusammenhang zwischen der Konzentrationsmessung und der unbekannten Emissionsrate beschreibt.

Für die Rückrechnungen auf die Methanemissionen der offenen Gärrestlager ist eine gleichzeitige Bestimmung der Emissionsraten mehrerer Quellen notwendig. Dafür müssen mindestens gleichviele Konzentrationsmessstrecken wie Quellen vorliegen, um sie in einer quadratischen Dispersionsmatrix zu invertieren. Die Dispersionsmatrix ist beispielhaft für die Bestimmung der Emissionsstärke zweier Quellen (Q_1 und Q_2) und den gemessenen Konzentrationen der Messstrecken C_A und C_B angegeben (Flesch et al., 2009):

$$\begin{bmatrix} (C_{A,1}/Q_1)_{sim} & (C_{A,2}/Q_2)_{sim} \\ (C_{B,1}/Q_1)_{sim} & (C_{B,2}/Q_2)_{sim} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} Q_1 \\ Q_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} C_A \\ C_B \end{bmatrix} \quad (3)$$

Um die Fehlerempfindlichkeit dieser Berechnungen (welche die Genauigkeit der Quellstärkenbestimmung beeinflusst) bestimmen zu können, wurde die Konditionszahl einer Matrix κ herangezogen. Im Allgemeinen beschreibt die Konditionszahl das Maß der Abhängigkeit der Lösung eines Problems von der Störung der Eingangsdaten (z.B. Messdaten) und wird für die oben angeführte Matrix wie folgt berechnet (Gerald und Wheatley 1984):

$$\kappa = \left\| (C/Q)_{sim} \right\| * \left\| (C/Q)_{sim}^{-1} \right\| \quad (4)$$

Eine große Konditionszahl ist ein Hinweis auf eine große Verstärkung von Fehlern und somit eine schlechte Konditionierung des Problems. Wenn kleine Änderungen der Inputdaten nur geringe Veränderungen im Ergebnis erzeugen, spricht man von einer gut konditionierten Matrix. Die genaue Grenzlinie zwischen gut und schlecht konditionierten Matrizen hängt meist von dem untersuchten Problem ab. Basierend auf synthetischen Tracerversuchen und einer inversen Dispersionstechnik schlagen Flesch et al. (2009) Grenzwerte für κ vor, wobei die Bestimmung einzelner Quellstärken bei einer Konditionszahl von $10 < \kappa < 20$ bzw. die Bestimmung der gesamten Emissionsrate mehrere Quellen bei $\kappa < 50$ möglich war.

Für die Bestimmung der verschiedenen Einzelquellen wurde der Einfluss der komplexen Gebäudestruktur innerhalb der Referenzbiogasanlage mithilfe der Berechnung eines 3D Windfeldes berücksichtigt (siehe Abbildung 12).

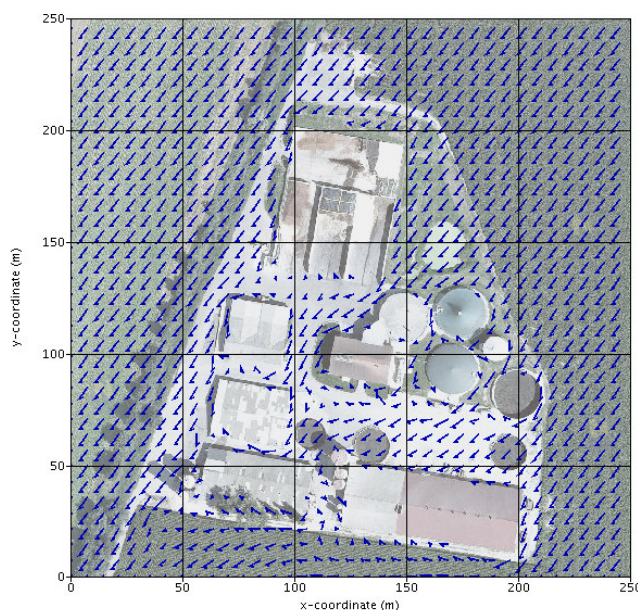


Abbildung 12: LASAT Windfeldmodell (neutrale atmosphärische Stabilität, Windrichtung Nordost (40°), 2 m Höhe)

Eine andere Möglichkeit zur Emissionsquantifizierung ist der Einsatz eines Tracergases (in diesem Fall wurde Acetylen verwendet), die auch zur Modellverifizierung angewandt wurde. Das Tracergas wird mit bekannter Emissionsrate am Ort der Quelle freigesetzt. Windabwärts der Quelle wird dann die Tracerkonzentration und die CH₄-Konzentration gemessen. Unter der Annahme, dass die Ausdünnung des Tracers gleich stark ist wie diejenige des Spurengases, kann über eine Verhältnisbildung die CH₄-Emissionsrate quantifiziert werden.

Die gemessenen Konzentrationen werden direkt in einen Volumenstrom (=Emissionsrate) mit der folgenden Gleichung überführt, wobei Q_m die Emissionsrate des zu quantifizierenden Gases, Q_t die Freisetzungsrate des Tracergases, ΔC_m die Konzentration des zu quantifizierenden Gases (minus Hintergrundkonzentration) und ΔC_t die Konzentration des Tracergases darstellt:

$$Q_m = \frac{Q_t \Delta C_m}{\Delta C_t} \quad (5)$$

Der Tracer wurde mithilfe der digitalen Massendurchflussregler (FMA-2610A, Newport Electronics GmbH, Deutschland) über eine bzw. zwei C₂H₂-Flaschen (Linde Gas GmbH, 99.6 % Reinheit) freigesetzt.

3.3.5 Messdurchführung open-path Messung Referenzanlage

Für die Durchführung von Emissionsmessungen und die Qualität der dabei erzeugten Messwerte ist eine sorgfältige Auswahl der Messstrecken und der Messebenen von großer Bedeutung. Wie in Abbildung 13c dargestellt, wurden die Messgeräte (open-path Laser, Reflektoren) abhängig von der Hauptwindrichtung windabwärts aufgestellt, um eine vollständige Gesamtmethanbilanz der Referenzanlage erstellen zu können. Zusätzlich wurden regelmäßige Konzentrationsmessungen zur

qualitativen Detektion von Methanverlusten (sowie weiterführenden Quantifizierung von CH₄-Frachten) innerhalb der Referenzbiogasanlage durchgeführt. Der open-path Laser wurde dazu an einer beweglichen Scan-Vorrichtung, die als Pan-Tilt-Unit (PTU) bezeichnet wird, angebracht, um die verschiedenen Reflektoren in einem Zeitintervall von 30 bis 60 Sekunden automatisch abzuscannen.

Insgesamt wurden 56 Messungen an 3 Messstandorten von Ende September 2011 bis März 2013 durchgeführt, um einerseits eine Methangesamtbilanz (c) der Referenzbiogasanlage zu erstellen und andererseits Methanfrachten aus diversen Anlagenteilen und Verfahrenseinheiten zu quantifizieren (a, b) (siehe Abbildung 13).

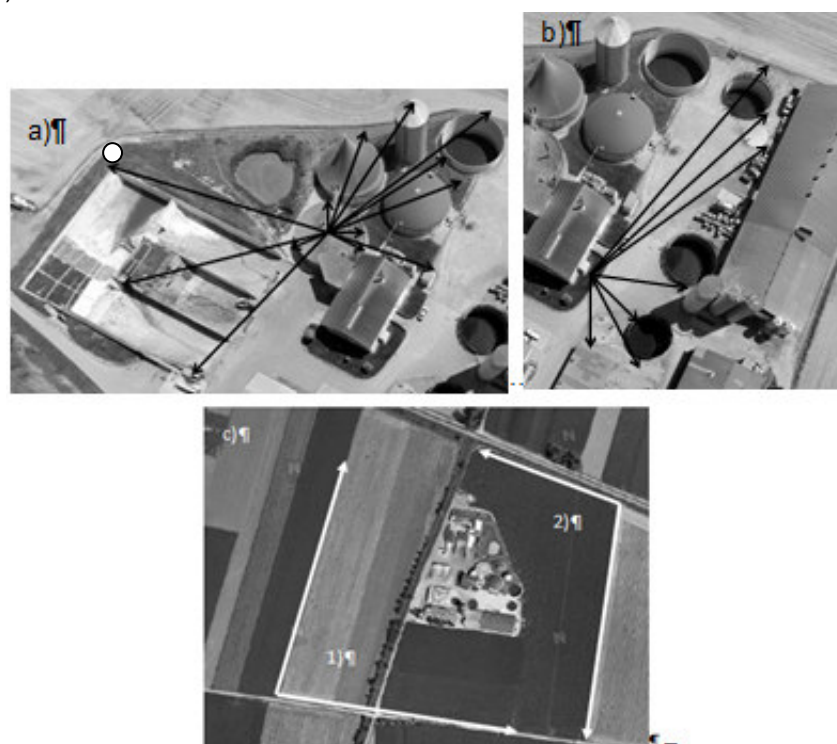


Abbildung 13: Schematische Darstellung der Messpfade (Pfeile) innerhalb (a: 13 Messstrecken 10 – 77 m; b: 9 Messstrecken 18 – 89 m) und außerhalb der Referenzbiogasanlage in Abhängigkeit der dominierenden Windrichtung zur Quantifizierung der Gesamtemissionen (1c: NO- und O-Wind; 2c: SW- und W-Wind; 238 – 379 m); der weiße Punkt markiert den Standort des Anemometers

Die durchschnittliche Messzeit mittels open-path Laser betrug 3,5 bis 6 Stunden, sodass eine ausreichende Datenbasis für die Modellierung der Emissionsraten gewährleistet war und darüber hinaus Tagesganglinien dargestellt werden konnten. Analog zu den meteorologischen Messungen wurden auch aus den Konzentrationsmessungen 10-min Mittelwerte abgeleitet. Die Messhöhe der Laser betrug 1 bis 1,5 m, die Reflektorenhöhe variierte zwischen 1 bis 2 m für die Aufstellungspunkte (b) und (c). Die Reflektoren für den Aufstellungspunkt (a) mussten teilweise aufgrund der unterschiedlichen Gebäudehöhen bis in 14 m Höhe u.a. mithilfe von Hochstativen installiert werden.

Die Bodenrauigkeit (z_0) oder auch Rauigkeitslänge (durchschnittliche Unebenheit des Bodens), welche die Reibung der Luftströmung am Boden beeinflusst, wurde mit 0,5 m für die Bestimmung der Gesamtemission bzw. 1 m für die Mehrquellen-Rekonstruktion innerhalb der Anlage angenommen.

Um die modellierten Emissionsraten mit dem Ausgärgrad des Gärrestes korrelieren zu können, wurden ein Mal pro Monat Proben aus einem offenen Gärrestlager parallel zu den open-path Messungen entnommen (9 Proben) (siehe Tabelle 6 und Tabelle 7).

3.3.6 Temperaturmessungen im Gärrestlager

Die Temperatur hat einen wesentlichen Einfluss auf die Methangasbildung und –freisetzung. Es ist davon auszugehen, dass niedrige Temperaturen, vor allem unter 20°C, eine deutliche Reduktion der Methangasbildung und somit geringe Methanemissionen bedingen. Es wird angenommen, dass die Temperatur in verschiedenen Gärrestlagerbereichen unterschiedlich ist. Um eine Vorstellung zu bekommen, wie sich die Temperatur in Endlagern während des Jahres in unterschiedlichen Schichten ändert, wurden in einem offenen Gärrestlager der Referenzanlage BGA12 bzw. in einer Gärrestlagune der Validierungsanlage BGA 19 Temperaturlogger installiert. Auf Grund von technischen Problemen (Feuchtigkeit in der Schutzhülle, Schwimmdecke, Füllstandsänderungen usw.) konnten nur Daten aus dem am Boden des Endlagers platzierten Loggers repräsentativ ausgewertet werden.

Die Referenzanlage verfügt über ein gasdichtes Endlager. Sobald die Kapazität des gasdichten Endlagers ausgeschöpft ist, werden die Gärreste zusätzlich in kaskadisch angeschlossenen offenen Endlagern (Gärrestlagern) gesammelt. Die offenen Gärrestlager werden meistens in regelbarer Reihenfolge zwei Mal pro Jahr (Februar/März und August/September), ca. 1-2 Monate vor der Ausbringung der Gärreste auf die landwirtschaftlichen Flächen, gefüllt. Die Referenzanlage verfügt über ein sehr präzises Betriebstagebuch und kann die Gärrestflüsse unter einzelnen Behältern teilweise steuern. Um die Prozesse nachvollziehbarer beobachten zu können, wurde eine Referenzgrube ausgewählt (Modellbehälter - offenes Gärrestlager Q3, $V = 600\text{m}^3$, siehe Tabelle 7), die für die Messungen ein offenes Endlager simulierte. Das ermöglichte es, repräsentativere Messungen durchzuführen. Der Füllstand war hier teilweise regelbar und konnte auf einer installierten Messskala abgelesen werden.

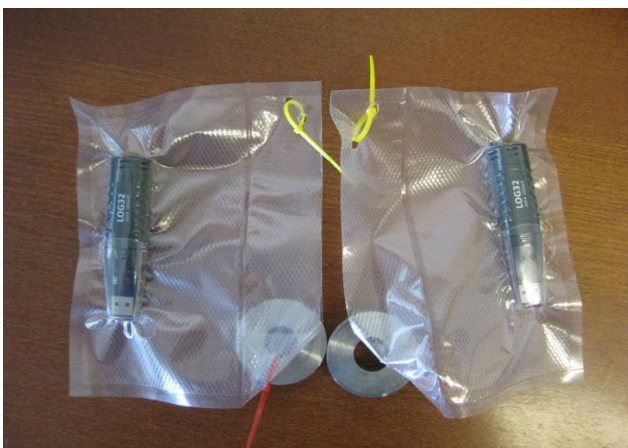


Abbildung 14: Temperatur Datenlogger LOG32 (links) für kontinuierliche Temperaturmessungen in einem Gärrestlager. Rechts: Die Referenzgrube ($V = 600\text{m}^3$) mit einer Messskala (blaue Markierungen)

3.3.7 Sensitivitätsanalyse – Verallgemeinerte Vorgangsweise zur Erfassung der Emissionen von Biogasanlagen

Um eine verallgemeinerte Vorgangsweise zur Erfassung von Emissionen bei Biogasanlagen mittels inverser Dispersionsmodellierung in Verbindung mit open-path Konzentrationsmessungen vorgeben zu können, wurde eine Sensitivitätsanalyse zur Quellparametrisierung (vereinfachte Annahme zur Quellgeometrie und Quelhöhe) in Abhängigkeit der Messdistanz zur Quelle (z.B. einer Biogasanlage) durchgeführt. Wie bereits erwähnt, müssen Annahmen zur Quellgeometrie und Quelhöhe getroffen werden, um diffuse Emissionen aus der Ferne (z.B. zur Quantifizierung der Gesamtemissionen einer Anlage) bestimmen zu können. Obwohl Biogasanlagen aus einer Vielzahl von Einzelquellen (Punkt- als auch Flächenquellen) bestehen, geht man meist von einer homogenen diffusen Flächenquelle aus, da oft die genaue Lage bzw. die Intensität jeder Einzelquelle nur schwer bestimmbar ist. Die Auswirkung dieser Annahme kann das Ergebnis der Modellierung besonders in Quellnähe oft verfälschen. In der Regel gilt, je weiter entfernt die Messung von der Quelle durchgeführt wird, desto unbedeutender werden Annahmen bezüglich der Quellgeometrie. Mithilfe der Sensitivitätsanalyse wird bestimmt, wie weit windabwärts einer Quelle (Lee) mindestens gemessen werden sollte, damit das Ergebnis nicht mehr sensitiv auf die Quellparametrisierung reagiert. Damit soll eine Minstdistanz für die Emissionsmessung bei Biogasanlagen bestimmt werden.

Der Einfluss der Annahme der homogenen Quellverteilung wurde mittels synthetischer Versuche anhand der Referenzbiogasanlage untersucht, bei welchen die eigentliche „gemessene“ Konzentration mit dem Ausbreitungsmodell berechnet wurde. Dabei wurde ein möglichst reales Szenario (detaillierte Quellgeometrie und vorgegebenen Emissionsraten, Windeinfluss durch bestehende Gebäude) mit homogenen Annahmen verglichen (siehe Abbildung 15):

- Szenario 1: Homogene Quelle (als Fläche oder Volumen) auf dem gesamten Standort
- Szenario 2: Homogene Quelle (als Fläche oder Volumen) auf der Hälfte des Standortes
- Szenario 3: Eine Punktquelle am Standort



Abbildung 15: Schematische Darstellung von Quelldimensionen am Standort der Referenzbiogasanlage zur Sensitivitätsanalyse (links: homogene Quelle als Fläche oder Volumen am gesamten Standort; Mitte: homogene Quelle als Fläche oder Volumen auf der Hälfte des Standortes, rechts: Punktquelle [grauer Kreis])

Weiters wurden verschiedene Distanzen windabwärts der Quelle (10, 50, 100, 200 und 300 m) sowie unterschiedliche Quellhöhen (bodennah, 5 und 10 m) und Quellgeometrien (Punkt-, Fläche, Volumen) berücksichtigt und die daraus resultierende Emissionsrate (im Vergleich zum „realen“ Szenario) beurteilt. Zusätzlich wurden der meteorologische Einfluss (bei neutraler, stabiler und labiler Schichtung, verschiedene Windstärken [$1, 3$ und 5 ms^{-1}]) erhoben sowie Annahmen zur Oberflächenrauigkeit ($z_0 = 0,1; 0,3; 0,5; 1 \text{ m}$) variiert.

4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der Gaspotentialbestimmungen von Gärresten sowie die qualitativen und quantitativen Methangasverluste ausgewählter Biogasanlagen dargestellt. Zusätzlich werden Gasfreisetzungsversuche zur Validierung und Verifizierung des Quantifizierungstools beschrieben sowie eine verallgemeinerte Vorgehensweise zur Erfassung der Emissionen bei Biogasanlagen mittels optischen Fernmesssystems präsentiert. Aufbauend auf dieser Datenbasis wird ein praxisgerechter Maßnahmenkatalog vorgestellt.

4.1 Eudiometertests – Methangasbildungspotential der Gärreste

4.1.1 Charakteristika der unterschiedlichen Gärverläufe

Für die Erfassung des maximal möglichen Restmethanpotentials wurden Gärtests 40 Tage lang bei 38°C durchgeführt. Es konnte kein einheitlicher Kurvenverlauf festgestellt werden, sondern es wurden im Rahmen der Untersuchungen drei verschiedene Kurventypen beobachtet.

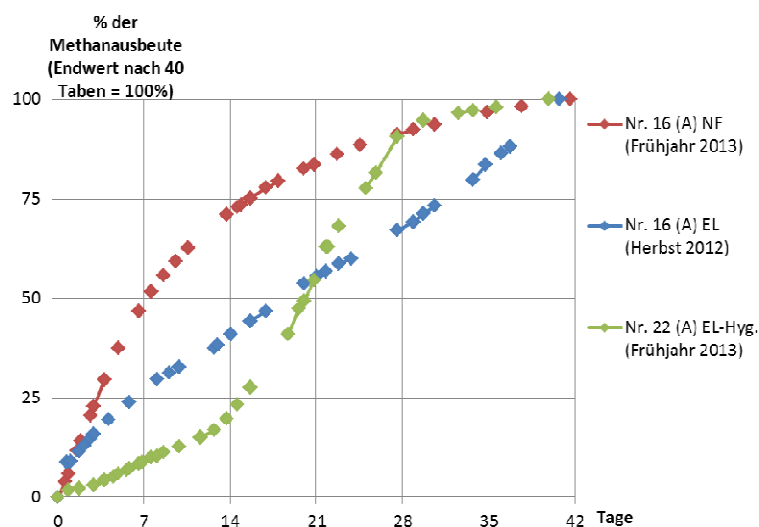


Abbildung 16: Exemplarische Kurvenverläufe der Gärtests

Die oberste Kurve (rote Markierungen) entspricht einem ungehemmten Gärverlauf, wobei die leichtverfügbaren Substanzen in den ersten Tagen rasch abgebaut werden. Dabei nimmt die Steigung der Kurve stetig ab. Dieses Muster beschreibt ca. 75-80% der untersuchten Proben. Die mittlere Kurve (blaue Markierungen) verläuft vorwiegend linear. Dabei handelt es sich um Proben mit wenig rasch abbaubaren Substanzen und eher schwieriger verfügbarer Organik. Methan wird in kleinen Mengen kontinuierlich freigesetzt. Dies betrifft ca. 10% der Fälle. Die unterste Kurve (grün) beginnt verzögert (Hemmung, Lag-Phase) und beschreibt ca. 10% der Fälle. Vorwiegend entspricht dieser Verlauf den Fällen, wo die Probe zuvor hygienisiert worden ist (Hygienisierung in der Anlage) oder eine Probe aus einem thermophilen Reaktor bei Raumtemperatur untersucht wurde. Aufgrund der großen Unterschiede der Kurvenverläufe können keine einheitlichen Zeiten für das Erreichen von z.B. 80% des Methangaspotentials angegeben werden.

4.1.2 Charakterisierung der Gärreste

Es wurden unterschiedliche Biogasanlagen hinsichtlich der Bauweise, Betriebsführung und Substratzugabe untersucht. Die Anlagen können dabei grob in zwei Kategorien eingeteilt werden: NAWARO- und Abfallanlagen. Die Gärreste dieser beiden Kategorien zeigen in den Untersuchungen des Stickstoff-, flüchtigen Fettsäuregehaltes und im Gärtest signifikante Unterschiede (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Statistische Charakteristik des untersuchten Biogasanlagendatensatz und Streuung der untersuchten Parameter eingeteilt in NAWARO- und Abfallanlage (Werte beziehen sich zu geschlossenem System)

Parameter	NAWARO (N=16)				Abfallverwertungsanlage (N=6)			
	Mittelwert	Median	Min.	Max.	Mittelwert	Median	Min.	Max.
Theor. HRT ohne Rezyklat [d]	137	107	74	364	175	128	70	445
Theor. HRT inkl. Rezyklat [d]	84	79	3	240	175	128	70	445
ORL [kg oTS/m ³ *d ⁻¹] im geschl. System	2,4	2,5	0,8	4,0	1,6	1,6	0,3	2,7
Installierte el. Leistung BHKW [kW _{el.}]	718	581	200	1875	707	568	100	1672
Substratinputmenge [t FM/d]	44,2	40	11,7	110	45,5	36,5	5,2	131
Substratinputmenge (t/100kW inst. P)	6,3	6,2	3,8	8,6	6,2	6,2	4,0	8,2
Temperatur im Fermenter [°C]	41,3	42	38	47	38,8	38,5	38	41
pH-Wert im Outputmaterial [-]	7,7	7,7	7,4	8,2	7,8	7,7	7,3	8,3
TS im Outputmaterial [%]	6,8	6,9	1,9	10,8	4,2	4,3	2,5	5,3
oTS im Outputmaterial [%]	4,8	4,8	1,2	7,6	2,8	2,7	1,6	4,1
oTS vom TS im Outputmaterial [%]	70,0	71,3	56,0	77,2	64,7	64,1	54,8	77,4
oTS abgebaut während Batch Tests [%]	13,0	10,8	1,0	28,0	19,5	21,7	6,0	38,0
TKN im Outputmaterial [g/kg]	5,4	5,6	3,8	7,4	5,2	5,3	3,9	6,3
NH ₄ -N im Outputmaterial [g/kg]	3,1	3,3	1,7	5,0	3,9	4,2	2,1	5,2
NH ₄ -N vom TKN [%]	52,5	52,6	40,2	65,4	66,1	70,4	55,0	73,0
VFA im Outputmaterial [mg/l]	196	87	26	1270	2360	1510	20	7910
CH ₄ im Biogas (Batch Test 40 Tage) [%]	58,6	58,7	46,9	68,1	69,4	71,2	54,0	78,7
CH ₄ [Nm ³ /t oTS] (Batch Test 40 Tage)	54,2	51,7	13,7	114	171	104	26,4	584
CH ₄ [Nm ³ /t oTS] (Batch Test 40 Tage)	2,6	2,7	0,2	6,2	3,4	2,2	0,78	9,2
Potentieller CH ₄ -Verlust der Gärrestes der das geschlossene System verlässt in % zu gesamt produziertem CH ₄ pro Jahr*	2,6	2,9	0,12	4,9	3,8	2,9	0,39	11,3

* Berechnungsgrundlage: Restmethanpotential vom Gärrest (Testdauer 40 Tage, 38°C, Nm³/ Mg oTS), oTS Werte im Gärrest bekannt, Gärreste machen 90% des Inputs aus; ORL=organische Raumbelastung, HRT= theoretische hydraulische Verweilzeit, FM=Frischmasse

Tabelle 2 zeigt, dass die Gärreste der untersuchten Abfallanlagen einen geringeren TS und oTS Gehalt aufweisen verglichen zu den NAWARO-Anlagen. Der Ammoniumstickstoffgehalt ist absolut und im Vergleich zum TKN höher. Ursache sind die proteinhaltigen Substrate. Besonders auffällig ist der ca. 10-fach höhere Gehalt an flüchtigen Fettsäuren im Gärrest. Bei Proben aus Abfallanlagen wird mehr oTS abgebaut, was auf oTS bezogen zu ca. einem doppelten Restmethanpotential führt. Die CH₄-Konzentration im Biogas bei Abfallanlagen ist höher als bei NAWARO-Anlagen. Die Ursache lässt sich durch die verwendeten Substrate erklären.

Wird das Restmethanpotential in einem Anlagenteil (z.B. NF) einer Anlage untersucht und als NL/kg oTS ausgedrückt, so ergeben sich keine konstanten Zahlen sondern Wertekorridore, die sich oft um den Faktor 3 zwischen den einzelnen Messungen unterscheiden können. Diese Zahlen geben den aktuellen Stand der Probe wieder und werden durch viele Faktoren beeinflusst: z.B.

- (a) Homogenität im Fermenter/Endlager,
- (b) Homogenität der Probe(nahme)
- (c) organische Raumbelastung vor der Probenahme,
- (d) Witterung (wichtig bei EL, Verdünnungsregenwasser).
- (e) Betriebsführung
 - I. wurde gerade rezykliert,
 - II. ist der Betrieb instabil,
 - III. Umstellung Substrat,
 - IV. Zufütterung von Substraten in den NF, NF Inhalt wurde ins EL gepumpt, usw.), ,

Nur 2 der 12 öfters beprobten Anlagen zeigen annähernd konstante Restmethanpotentiale. Die Schwankungen im Rahmen der Referenzanlage während der Projektlaufzeit können Tabelle 3 entnommen werden.

Tabelle 3 stellt die Unterschiede zwischen einem geschlossenen und offenen System bei der Lagerung von Gärresten dar (Referenzanlage BGA 12). Die Gärreste aus geschlossenen Systemen haben höhere TS-Gehalte, weil sie nicht so stark durch Niederschlagswasser verdünnt sind. Die Minimal- und Maximalwerte zeigen größere Inhomogenitäten des Materials im offenen und ungerührten Gärrestlager (durch Oberflächenwasser stark verdünnte flüssige Phase und Sediment). Falls die Restmethanpotentialbestimmung nur 40 Tage lang dauert, sind die auf oTS bezogenen Restmethanpotentialwerten von beiden Materialien relativ gut vergleichbar. Falls der Test auf insgesamt 140 Tage verlängert wurde, konnte in den ersten 40 Tagen ca. 50% des Gesamtrestmethanpotentials erfasst werden. Mit der Zeit ist im Gärrestmaterial ein leicht steigender Ammoniumanteil zu beobachten.

Tabelle 3: Schwankungen im Rahmen der Referenzanlage während der Projektlaufzeit

Parameter / Einheit	Referenzanlage EL _{geschl.} (N=4)			Referenzanlage EL _{GrubeOff} (N=11)		
	Min....Max.	Mittelwert	Median	Min....Max.	Mittelwert	Median
TS [%]	5,6...7,2	6,3	6,1	0,47...10,2	4,3	4,4
oTS [%]	4,2...4,4	4,2	5,4	0,28...5,8	2,9	3,2
oTS von TS [%]	73,8...76,0	74,6	74,5	55,2...75,9	67,2	68,0
NH ₄ -N von TKN [%]	59,9...62,3	60,8	60,4	41,6...80,5	63,8	63,4
VFA [mg/l]	40...129	102	120	57...930	214	133
CH ₄ / t oTS [Nm ³] (Laufzeit 40 d)	47...70	59,8	60,7	10,1...103	58,9	63,0
CH ₄ / t oTS [Nm ³] (Laufzeit 40 +100 d, *N=8)	-	-	-	*99,1...172	*123	*114

4.1.3 Effekt Temperatur

Es ergab sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Probenahmezeitpunkt und der Temperatur im Endlager (punktuelle Messung). Die Temperatur erreicht im Sommer/Herbst ihren Höhepunkt (siehe Abbildung 17). Um eine Vorstellung zu bekommen, wie sich die Temperatur in Endlagern während des Jahres in unterschiedlichen Schichten ändert, wurden zusätzlich kontinuierliche Messungen mit Datenloggern vorgenommen (siehe Kapitel 4.2). Basierend auf diesen Messungen ist davon auszugehen, dass die Temperatur im Endlager (bzw. Lagune) nie wesentlich unter 10°C fällt (Einfluss der Suspensionskonsistenz, Füllstand und Entfernung vom Gärrestzulauf) und es daher immer zu einer mehr oder weniger konstanten Methanbildung kommt.

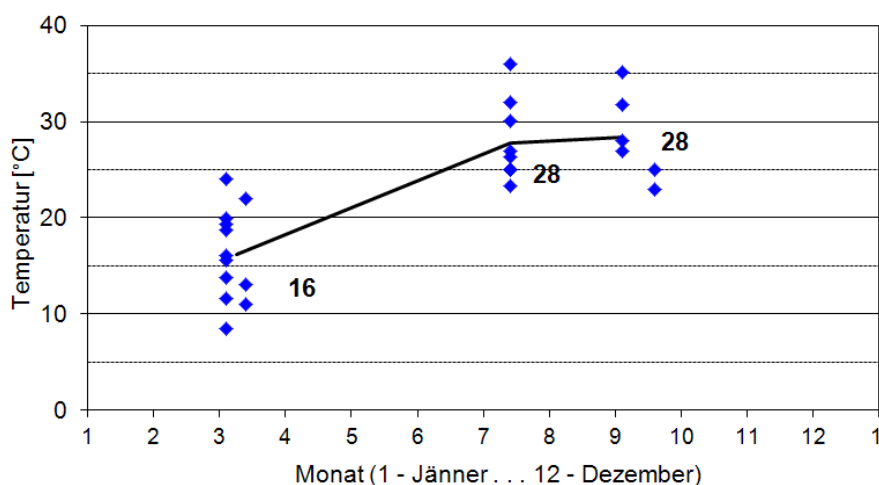


Abbildung 17: Die Temperaturen der Endlager (offen und geschlossen) sind gegen die Probenahmezeit aufgetragen. Die Zahlen stellen die Mittelwerte der drei Messbereiche dar (März, Juli, September).

Auch die aus dem Endlager gezogenen Proben wurden auf ihr Restmethanpotential untersucht. Ursprünglich wurde angenommen, dass es eine Korrelation zwischen der Probenahmetemperatur, respektive des Probenahmezeitpunktes und dem Methanpotential gibt. Bei den spezifischen Auswertungen zeigte sich aber, dass die Endlagertemperatur und die Methanbildung, die in einem Bereich von ca. 20 bis 150 NL CH₄ pro kg oTS liegt, nicht korrelieren (siehe Abbildung 18). Die Werte streuen sehr stark.

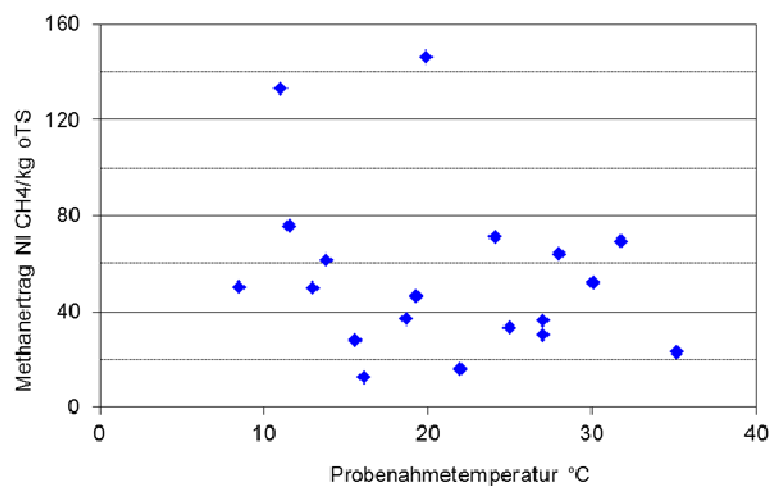


Abbildung 18: Methanertrag im Endlager in Abhängigkeit der Endlagertemperatur (Gärtest 38°C, 40 Tage)

Werden die Gärrestproben im Frühjahr gezogen, sind diese deutlich kälter als im Herbst (10-20°C), besitzen daher eine geringe mikrobielle Aktivität, und der Großteil des Materials verbrachte schon bis zu ca. 4 Monate im Endlager. Die Proben im Sommer bzw. Spätsommer sind signifikant wärmer (23-35°C). Bei diesem Material ist eine höhere mikrobielle Aktivität zu erwarten, da es auch eine kürzere Zeit (von ca. 2 bis 3 Monaten) bei höherer Temperatur verbracht hat. Die Temperaturwerte in offenen und geschlossenen Endlagern sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Die Vergleichsmessung der Gärtests bei 38°C und bei 22°C wurde vorgenommen, um das potentielle und das wahrscheinlich zu erwartende Restgaspotential aus den Nachfermentern (Material, welches das geschlossene System verlässt) zu ermitteln. Im Jahresgang liegt die Endlagertemperatur eher bei ca. 22°C als bei 10°C. Ebenso wurde mit dieser Untersuchung die in der Literatur (VDI 3475 Blatt 4) angegebene Faustzahl von 2,5 (Verhältnis der Restmethanpotentiale bei 38°C zu 22°C) überprüft. Im Mittel wird die in der Literatur angegebene Zahl von 2,5 erreicht, jedoch mit einer Streuung von 1,9 bis 3,1 für mesophil betriebene Anlagen (Inkubationsdauer 40 Tage) (siehe Abbildung 19). Bei einer thermophil betriebenen Anlage (19), die bei 45-49°C betrieben wurde, wurde sogar der Faktor 15 erreicht. Die Methanbildung bei 22°C dieser Probe war zu Beginn sehr gering. Dieser Datensatz ist in der folgenden Abbildung nicht dargestellt. Es ist anzunehmen, dass beim Abkühlen einer Probe aus einer thermophilen

Anlage um ca. 40°C die methanogenen Mikroorganismen einen „Temperaturschock“ erleiden und es dementsprechend zu Verzögerungen in der biologischen Aktivität kommt. Es lässt sich ableiten, dass im Endlager nur mehr 32 bis 51% des Restgaspotentials aus Nachfermenterproben (in Bezug auf eine normgerechte Ermittlung bei 38°C) zu erwarten sind. Aufgrund der angegebenen breiten Streuung muss das für jede Anlage jedoch einzeln betrachtet werden.

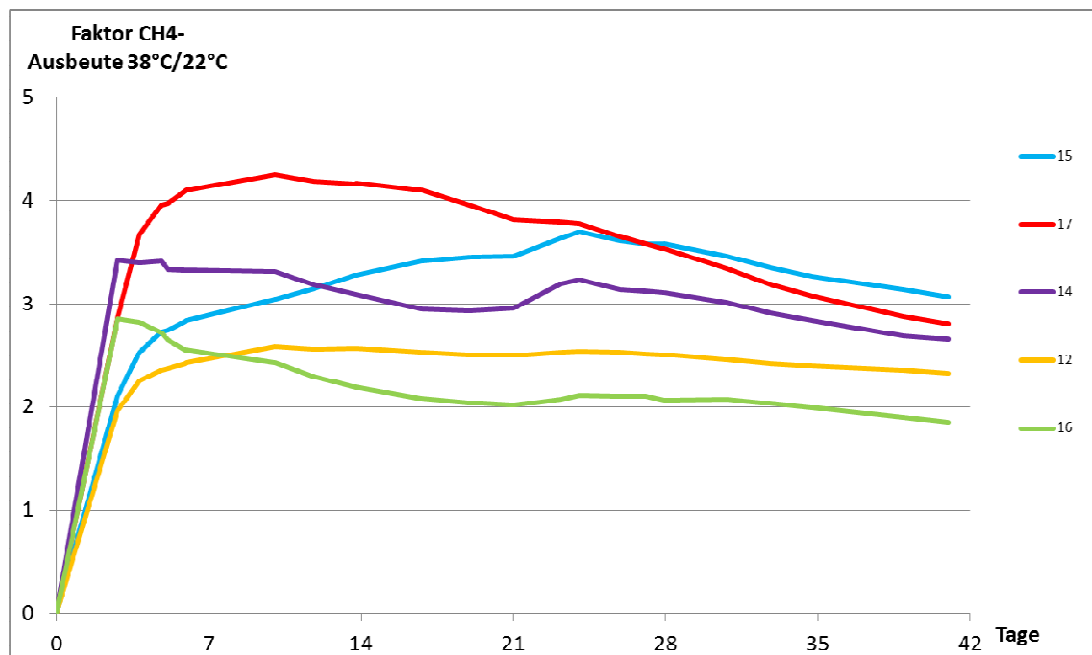


Abbildung 19: Verhältnis der Restmethanpotentiale bei 38°C zu 22°C

Die zuvor beschriebenen Wertekorridore, also die breite Streuung der Restmethanpotentiale bei den untersuchten Anlagen, decken sich gut mit den Beobachtungen von Bachmaier et al. (2011), wobei die Restmethanpotentiale der Gärreste über den genannten Zeitraum um das Zwei- bis Dreifache schwanken. Werden die Werte der Gärtests bei 38°C mit denen mit 22°C verglichen, so liegt die Schwankungsbreite der Verhältniszahl in einem Wertebereich von 1,8 bis 5,6 bei fünf untersuchten Anlagen während des Beobachtungszeitraumes von drei Jahren (Bachmaier et al., 2011) entsprechend einem Restmethanpotential von 18-55%. Diese fünf Anlagen vergären NAWARO und verwenden Maissilage und Rindergülle als Hauptsubstrate. Dieser Wertebereich spiegelt die „Probengesamtheit“ wider. Aber auch hier sind für jede einzelne Anlage Schwankungen der Verhältniszahl um das ca. Zweifache während des Beobachtungszeitraumes ganz normal und stellen nichts Außergewöhnliches dar. Die von Reinhold und Gödeke (2013) vorgenommene Untersuchung der Restbiogasfreisetzung wurde bei 38°C, 25°C bzw. 10°C (40 Tage) durchgeführt, die die Biogasfreisetzung aus dem Gärrestlager während einer Sommer- bzw. Winterlagerung simulieren sollen. Bei 25°C konnte ca. 32-67% der Restbiogasmenge erreicht werden, entsprechen 1,5 bis 3,1 als Verhältniszahl; bei 10°C werden lediglich ca. 1-6% der Restmethanmenge erreicht. Ersteres Ergebnis korreliert sehr gut mit unseren Untersuchungen.

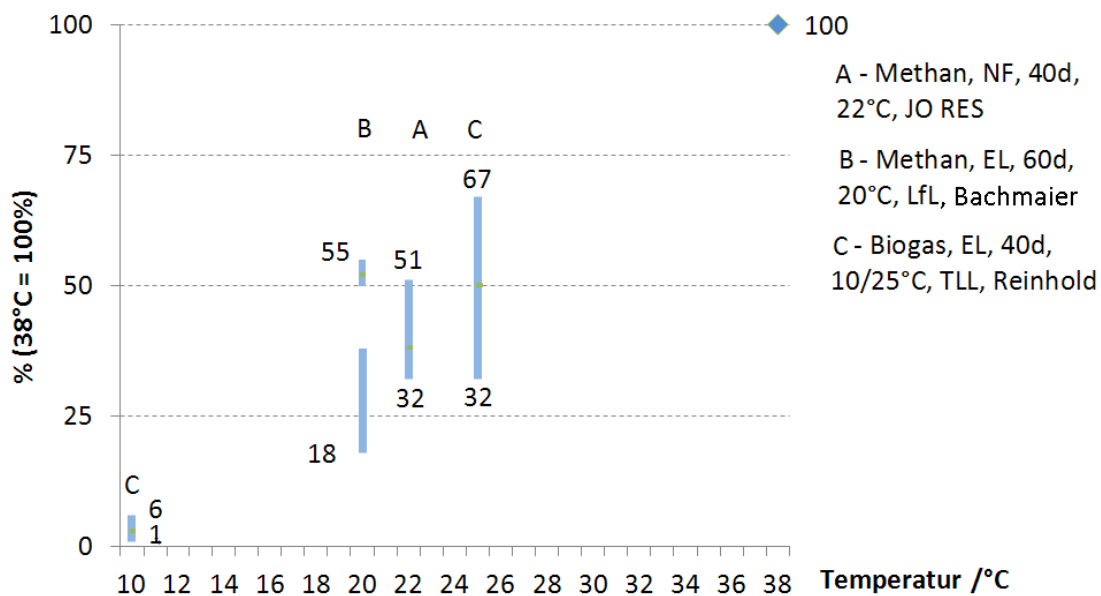


Abbildung 20: Vergleich der Daten der temperierten Gärtests (A) mit Literaturdaten (B, C)

Die Resultate der Gasbildungstests zeigen des Weiteren, dass bei einigen Anlagen das Restmethanbildungspotential im Gärrest doch noch beträchtlich sein kann und hier noch ein großer Optimierungsbedarf gegeben ist. Das nicht ausgenutzte Methanpotential im Material, welches den gasdichten Bereich verlässt, beträgt hochgerechnet ca. 2,9 % (Medianwert, Gärtest: 40 Tage, 38°C) der jährlich produzierten Methanmenge. Der tatsächliche Wert ist aber stark anlagen- und betriebsspezifisch beeinflusst und schwankt von Minimalwerten wie 1% bis zu Maximalwerten von 5% (Gärtest: 40 Tage, 38°C). Werden die Resultate der Inkubation bei 38°C auf 22°C heruntergebrochen, so ergeben sich Werte von 1,0 bis 1,5% (Spannweite 0,0 bis 4,5%) bezogen auf die gesamte erzeugte Methanmenge (100%), was sich gut mit den Werten der open-path Messung für das offene Gärrestlager der Referenzanlage deckt (siehe Kapitel 4.5.2). Die Beobachtungen von Bachmaier et al. (2011) bestätigen diese Werte; die Gärtests bei 22°C ergeben ein Restmethanpotential von durchschnittlich 1,5% bei einer Spanne von 0,5 bis 2,6%.

4.1.4 Freie Flüchtige Fettsäuren und Restmethanpotential

Im Abbildung 21 ist ein Zusammenhang zwischen Fettsäuren-Konzentration im Gärrest und dem Restmethanpotential dargestellt. Im Fall von landwirtschaftlichen Anlagen ist keine gute Korrelation erkennbar. Im Vergleich zu Abfallverwertungsanlagen sind die Fettsäuren-Konzentrationen sowie das Restmethanpotential im Gärrest von landwirtschaftlichen Anlagen mehrfach niedriger.

Die Proben von Abfallverwertungsanlagen (Abbildung 22) zeigen einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Fettsäuren-Konzentration und Restmethanpotential. Die höheren Fettsäuren- und Restmethanpotential-Werte weisen auf niedrigere Stabilität des biologischen Prozesses im Fermenter und nicht optimalen Ausgärgrad des Materials hin. Generell sind vor allem proteinhaltige Substrate

problematisch, die höhere Ammonium-Konzentrationen im System verursachen und den Gärprozess hemmen können.

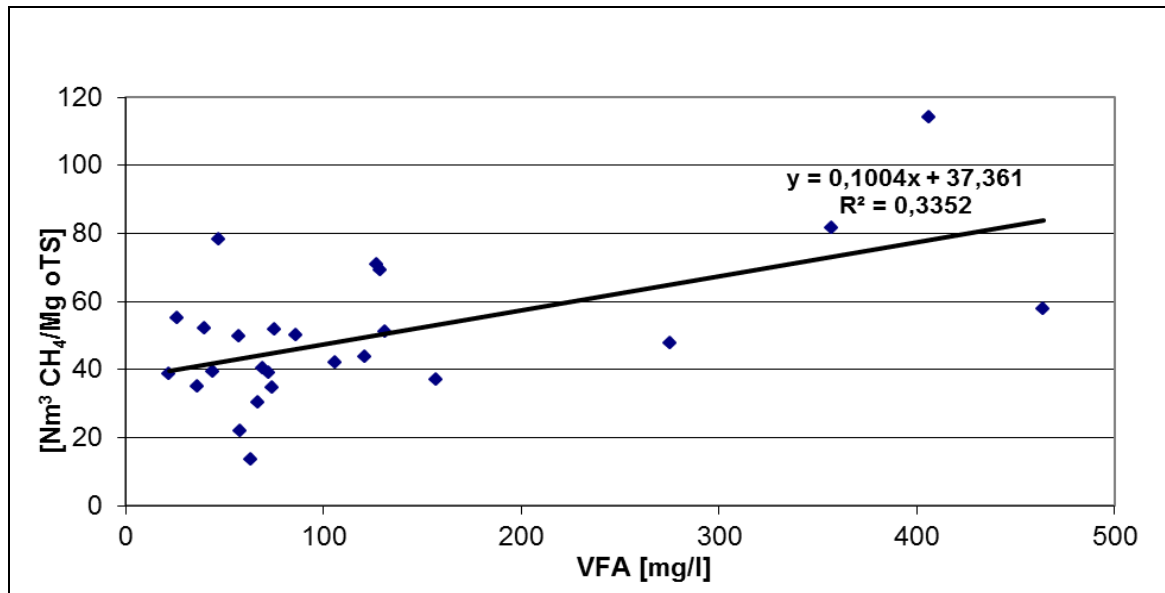


Abbildung 21: Zusammenhang zwischen Konzentration von freien flüchtigen Fettsäuren (VFA) und Restmethanpotential im Gärrest von NAWARO-Anlagen

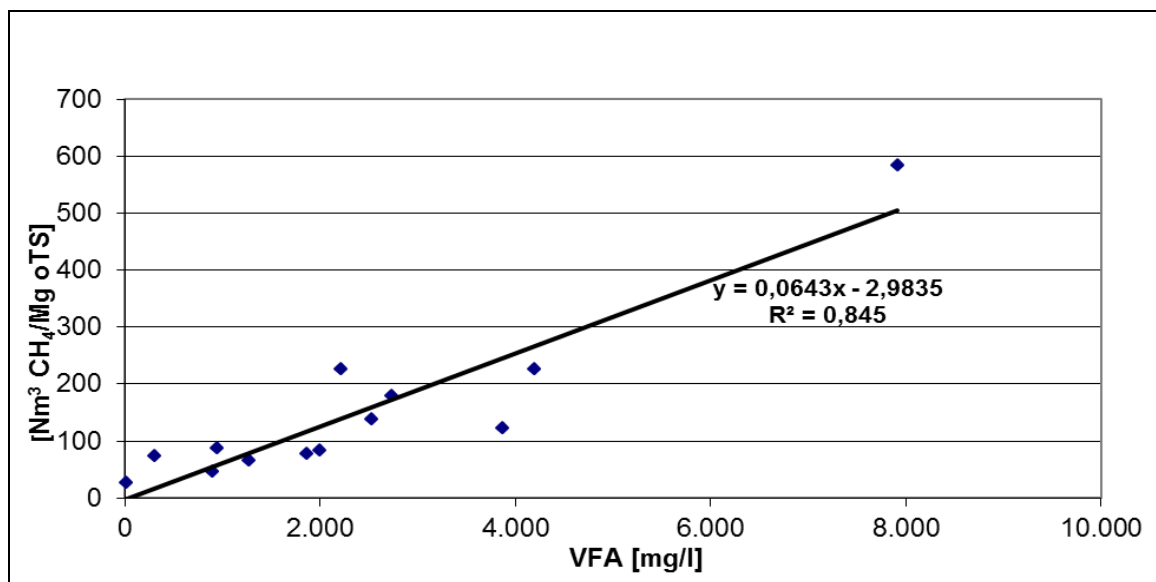


Abbildung 22: Zusammenhang zwischen Konzentration von freien flüchtigen Fettsäuren (VFA) und Restmethanpotential im Gärrest von Abfallverwertungsanlagen

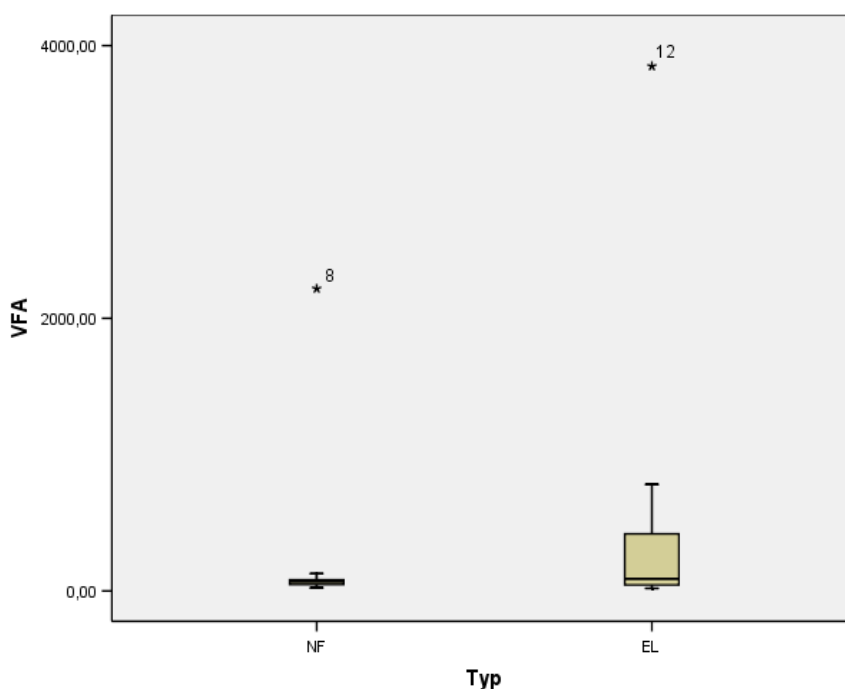


Abbildung 23: VFA-Konzentration (mg/l) im Nachfermenter (NF) und offenem Endlager (EL) bei gleichen landwirtschaftlichen Biogasanlagen (N=8)

Abbildung 23 lässt sich ableiten, dass der Parameter „Fettsäurenkonzentration“ als Prozessstabilitätsindikator für Gärreste aus Endlagern von landwirtschaftlichen Biogasanlagen nicht immer repräsentativ ist. Die gemessene Fettsäurenkonzentration im Endlager sollte in der Regel niedriger sein als im Nachfermenter. In dieser Studie hat sich aber gezeigt, dass obwohl die Fettsäurenkonzentrationen im Nachfermenter (bis auf Ausreißer) einen stabilen Gärprozess anzeigen, in den Endlagern, vor allem bei der herbstlichen Probenahmerunde, oft erhöhte Fettsäurewerte festgestellt wurden. Die Ursache sind die Sicker- und Siliersäfte aus dem Substratlager. In der Praxis werden diese Säfte oft in die Endlager gepumpt. Für diese Säfte sind hohe Fettsäurekonzentrationen und niedrige pH-Werte charakteristisch. Im Prinzip sind diese Säfte energiereich, können aber bei einer Überdosierung eine Prozessstabilitätsstörung verursachen. Nach schlechten Erfahrungen aus der Vergangenheit verzichten aber viele Anlagenbetreiber auf diese Energiequelle. Bei einem offenen Substratlager sind im Vergleich zu einem abgedeckten Substratlager größere Mengen dieser Säfte zu erwarten. Falls die Säfte nicht als Substrat verwendet werden, geht die beinhaltete Energie verloren (1kg CSB kann unter anaeroben Bedingungen bis zu ca. 0,35 Nm³ CH₄ umgewandelt werden). Dies wäre in Zukunft bei der Optimierung der Energiebilanz bzw. Reduktion der Energieverluste einer Anlage zu berücksichtigen.

Weitere Ursachen für erhöhtes Restmethanpotential von Gärresten in Endlagern können neben den biologischen Faktoren und der Betriebsorganisation auch technische Störungen darstellen. Falls im Fermenter technische Probleme wie z.B. ein Rührwerksbruch auftreten, muss der aktive Fermenterinhalt meistens in ein Gärrestlager umgepumpt werden. Dieses Material kann dann auf Grund höherer Temperatur (ca. 40°C) und der intensiven biologischen Aktivität außergewöhnliche Methanemissionen verursachen. So ein Ereignis kann noch nach längerer Zeit sowie bis zu gewissen Verdünnungsgraden feststellbar sein.

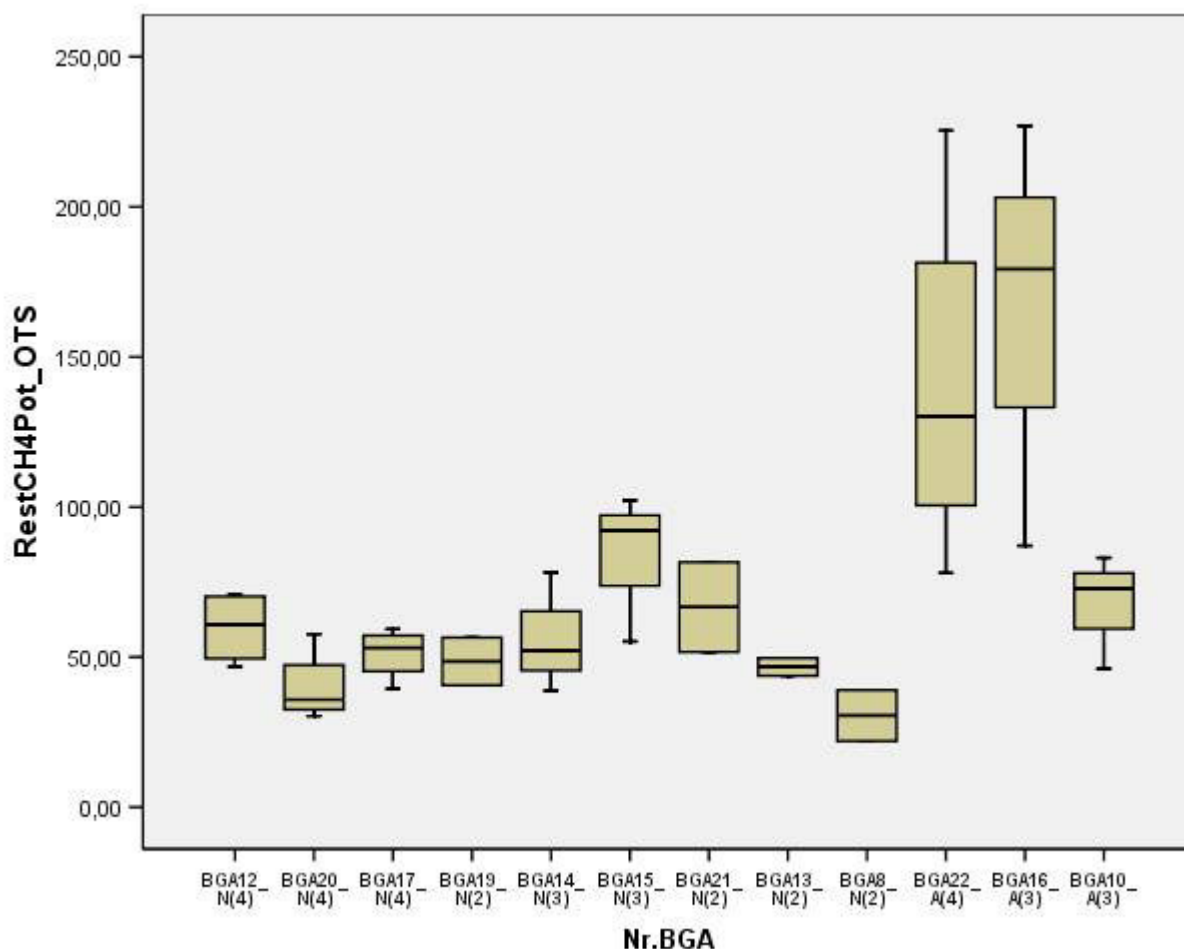


Abbildung 24: Unterschiede der Proben (Restmethanpotential) bei wiederholten Probenahmen innerhalb der Projektlaufzeit (2011-2013), Anzahl in Klammer (n=2-4), Einheit NL CH₄/kg oTS

Abbildung 24 stellt die Schwankungen des Restmethanpotentials bei wiederholten Probenahmen auf denselben Anlagen dar. Die ausgewählten Biogasanlagen wurden im Rahmen des Projektes (Sommer 2011 bis Herbst 2013) 2 bis 4-mal beprobt (Probenanzahl im Klammer). In dieser Abbildung ist ersichtlich, dass die Schwankungen der wiederholten Probennahmen bei N-Anlagen niedriger als bei A-Anlagen sind (siehe Tabelle 4). Es lässt sich davon ableiten, dass die ausgewählten landwirtschaftlichen Biogasanlagen einen stabileren - nicht nur biologischen, sondern auch technischen - Betrieb als die Abfallverwertungsanlagen aufweisen. Andererseits nähert sich das Restmethanpotential der Abfallverwertungsanlage BGA10 den landwirtschaftlichen Biogasanlagen an. Den Hauptunterschied zu

den BGA22 und BGA16 macht die wesentlich niedrigere organische Raumbelastung aus, obwohl die HRT gut vergleichbar ist (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4: Zusammenfassung der Parameter der mehrfach beprobten Biogasanlagen

		Parameter					Restmethan-potential GT 38°C, 40 d		Methanverluste in % bezogen auf Jahresgesamtmethan- produktion der Anlage errechnet aus		
Typ	BGA-Nr.	VFA [mg/l]	TS [%FM]	oTS [%FM]	HRT [d]	ORL im System [kg oTS/m ³ *d ⁻¹]	Nm ³ CH ₄ / t oTS	Rel. STABW	Open- path Messung	GT 38°C/ 40d	GT 22°C/ 40d
N	12	102	6,3	4,7	78	3,4	60	20%	3,0-4,0	3,4	1,5
N	20	191	6,9	5,0	98	1,2	40	30%		1,9	
N	17	52	8,5	6,5	58	2,8	55	7%		3,4	1,2
N	19	64	10,8	7,6	52	3,1	46	21%	3,2-5,5	4,0	
N	14	35	5,8	4,1	112	2,6	57	36%		4,9	1,8
N	15	158	6,0	4,6	111	2,2	74	36%	3,4-3,8	4,9	1,6
N	21	216	8,1	5,9	112	2,6	67	32%		3,3	
N	13	89	6,8	4,7	102	2,9	47	9%		2,0	
N	8	65	7,6	5,5	125	2,3	31	39%		2,9	
Mittelwert		108	7,4	5,4	94	2,6	53				
A	22	3.113	4,3	2,5	92	1,6	141	44%	2,8-5,2	3,6	
A	16	1.966	4,5	2,9	112	2,7	151	43%		2,9	1,6
A	10	1.063	4,3	2,4	80	0,3	67	28%		1,3	
Mittelwert		2.047	4,4	2,6	95	1,6	120				

VFA ... flüchtige Fettsäuren, HRT ...Hydraulische Verweilzeit, ORL ... organische Raumbelastung, GR ... Gärrest/Outputmaterial, GT ...Gärtest

Die Werte in Tabelle 4 decken sich gut mit jenen von Tabelle 2, welche die typischen Werte für die beprobten landwirtschaftlichen und Abfallverwertungsanlagen repräsentieren.

Die gewonnen Daten können insofern gruppiert werden, als es deutliche Unterschiede in den Parameterspannweiten zwischen Abfall- und NAWARO-Anlagen gibt. Die Gärreste der Abfallanlagen haben einen geringeren TS und oTS Gehalt. Der Ammoniumstickstoffgehalt ist absolut und im Vergleich zu TKN höher. Besonders auffällig ist der ca. 2-fach höhere Gehalt an flüchtigen Fettsäuren. Im Gärtest wird mehr oTS abgebaut, was zu einem mehr als doppelt so hohem Restmethanpotential führt.

Aufgrund der vorliegenden Daten konnten nur bei den Abfallanlagen (hier ist allerdings der Datenpool (n=3) für eine abgesicherte statistische Auswertung zu gering) tendenzielle Zusammenhänge zwischen den Parametern Konzentration der flüchtigen Fettsäuren und Restmethanpotential ausgedrückt in [Nm³ CH₄/t oTS] bzw. in [% der Gesamtmethanmenge] beobachtet werden.

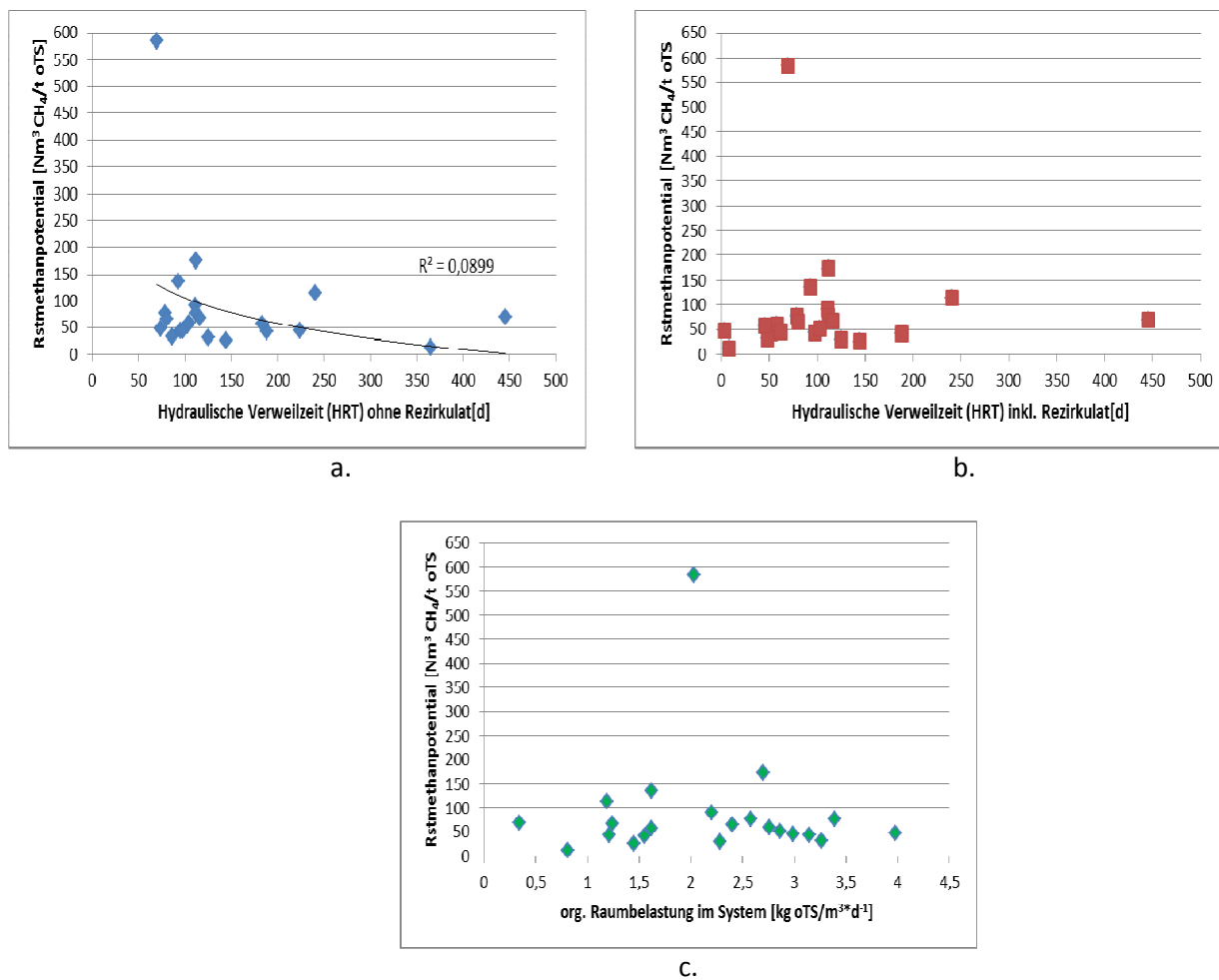


Abbildung 25: Darstellung der Zusammenhänge zwischen dem Restmethanpotential, hydraulischer Verweilzeit (HRT) und organischer Raumbelastung (ORL) – Messwerte von allen 22 beprobten Biogasanlagen (N+A)

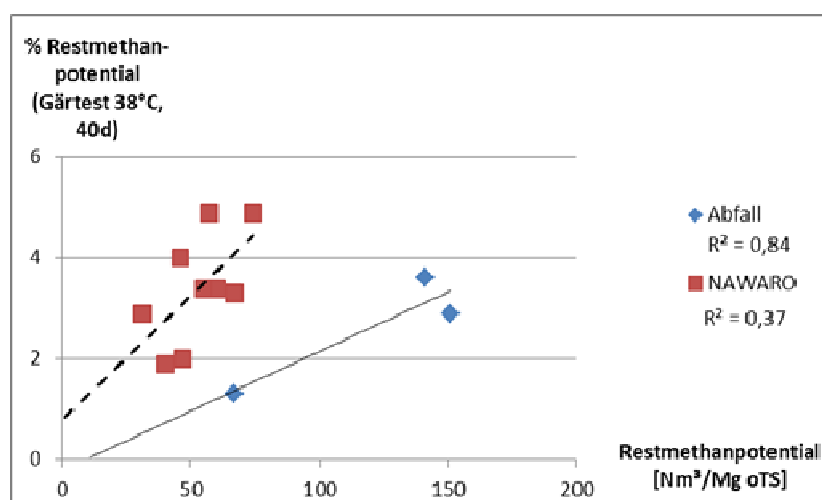


Abbildung 26: Aus der obigen Tabelle 4 abgeleiteter Zusammenhang zwischen dem Restmethanpotential in % und dem Restmethanpotential in [Nm³/Mg oTS] für die gemittelten Werte der neun NAWARO- und drei Abfallanlagen

Auf Basis der gewonnenen Daten ist es nicht möglich einen eindeutigen Zusammenhang zwischen dem Restmethanpotential und den hydraulischen Verweilzeiten (siehe Abbildung 25b und c) darzustellen. In Abbildung 25a ist eine leichte Tendenz zu beobachten, dass bei längeren Verweilzeiten im abgedeckten System ein niedrigeres Restmethanpotential zu erwarten ist. Abbildung 25a zeigt, wie deutlich die HRT durch Rezirkulieren der Prozessflüssigkeit gekürzt werden kann (vergleiche Abbildung 25b). Eine Darstellung eines signifikanten Zusammenhanges zwischen den Substratinputmengen (ausgedrückt als organische Raumbelastung) und dem Restmethanpotential war im Rahmen dieser Untersuchungen und der gewonnen Daten nicht möglich (siehe Abbildung 25c). Der in den Abbildungen sichtbare Wert von $580 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{t oTS}$ stammt von der BGA7 und stellt aufgrund einer massiven Prozessstörung einen Ausreißer dar.

4.2 Temperaturentwicklung im offenen Gärrestlager

Die Temperatur in offenen Gärrestlagern ist nicht in allen Stellen gleich und ist am besten durch Temperaturgradienten darzustellen. Praktisch ist es aber relativ aufwendig, diese Temperaturgradienten im Endlager repräsentativ zu erfassen. Im Rahmen dieses Projektes wurden nur einige kontinuierliche Temperaturmessungen durchgeführt, die aber gut zeigen können, welche Faktoren die Temperatur im Endlager tatsächlich beeinflussen. Die Messungen in der offenen Referenzgrube ($V=600\text{m}^3$) und einer offenen Lagune ($V=2000\text{m}^3$) mit einer natürlich gebildeten Schwimmschicht haben vor allem den Einfluss von Füllstand und Temperaturtiefenschichtung im Endlager aufgezeigt. Der Datenlogger LOG32 wurde am Boden des Gärrestlagers platziert.

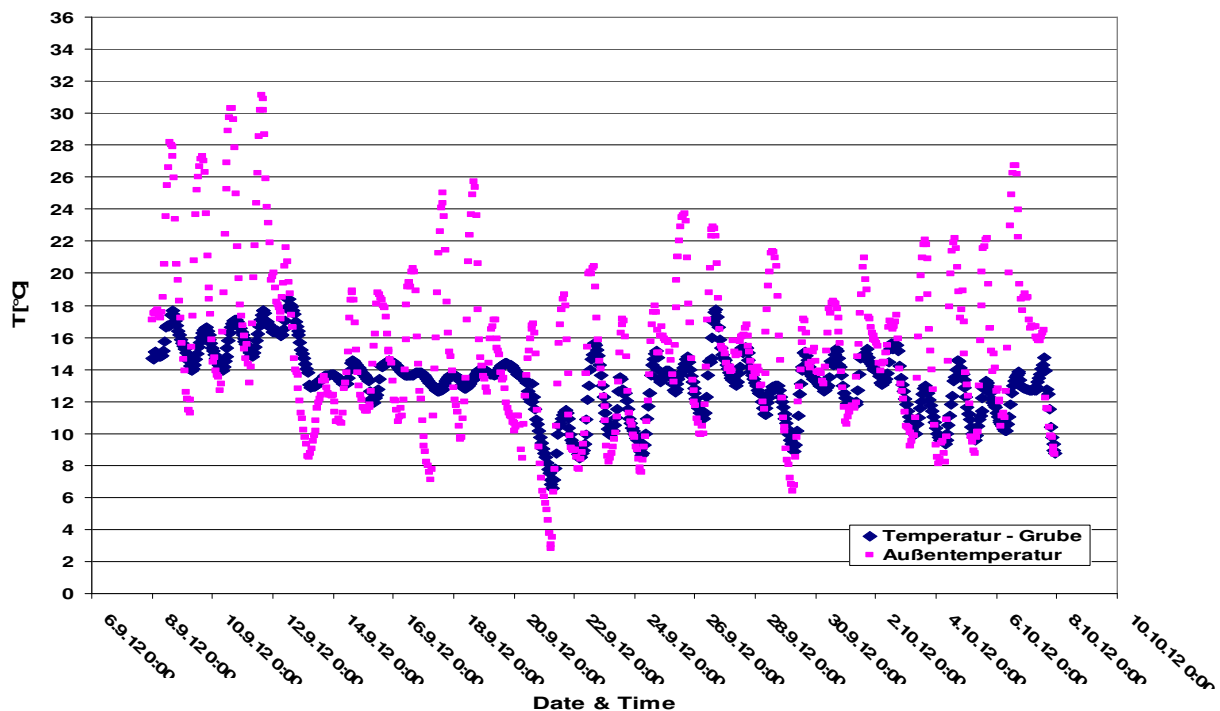


Abbildung 27: Darstellung der Gärresttemperatur in der offenen Referenzgrube und der Außentemperatur im September/Oktober 2012 (Grube fast leer)

Abbildung 27 repräsentiert die Situation in einem leeren Gärrestlager (Referenzgrube). In der Grube wurden die Gärreste ohne Zugabe von frischem Material einige Wochen vor der Messung gelagert. Der Füllstand im September 2012 entspricht ca. 0,3 m und der Trockensubstanzgehalt in der Suspension war 3,2%. Der große Einfluss der Außentemperatur ist durch den Tagesgang der Temperatur im Flüssigkeitskörper sehr gut erkennbar.

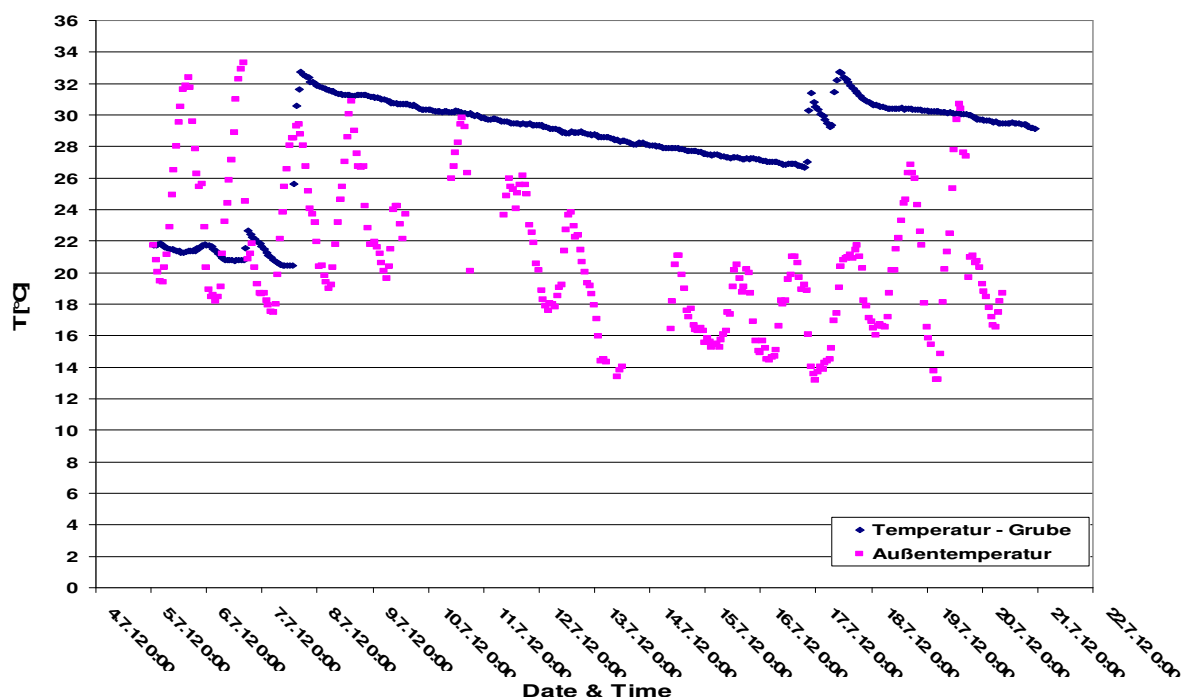


Abbildung 28: Darstellung der Gärresttemperatur in der offenen Referenzgrube und der Außentemperatur im Juli 2012 (Grube gefüllt)

In Abbildung 28 ist die Temperaturentwicklung in der gefüllten Referenzgrube zu beobachten. Anfang Juli 2012 hat sich die Temperatur des Gärrestes in der nur mehr 1/5 vollen Grube zwischen 20 und 22°C bewegt. Am 7. Juli wurde die Grube mit frischem Gärrest gefüllt und die Temperatur stieg auf 32°C und bis 16. Juli kühlte das Material (TS=5,45%) auf 27°C ab (Temperatursenkung = 0,56°C/Tag). Da ein Teil des Materials innerhalb dieser Zeit auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht wurde, konnte am 16. sowie 17. Juli frischer Gärrest zugepumpt werden. Die Temperaturänderung ist in der Abbildung sichtbar. Der Einfluss der Außentemperatur ist in diesem Fall vernachlässigbar, da kein Tagesgang in der Gärresttemperatur beobachtbar ist.

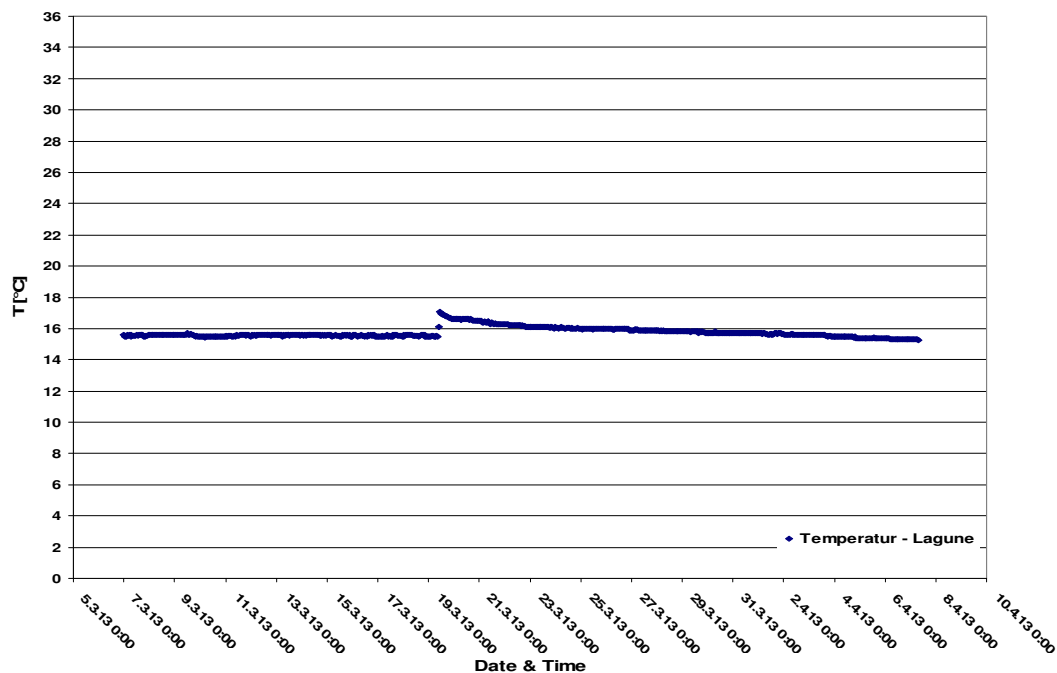


Abbildung 29: Darstellung der Gärresttemperatur in der offenen Lagune (V=2000m³), Außentemperatur bewegte sich im Bereich von -4 bis 15°C, bodennaher Temperatursensor

Abbildung 29 zeigt die Temperaturmessungen einer gefüllten, offenen Lagune (V=2000m³), die als Gärrestlager dient. Die kontinuierliche Temperaturmessung wurde im Zeitraum von Februar bis April 2013 realisiert. Die Außentemperaturwerte konnten auf Grund einer technischen Störung nur teilweise erfasst werden. Obwohl sich die Außentemperaturen im März gegen 0°C bewegten, blieb die Temperatur des Materials (TS=7,0%) sehr konstant im Bereich von 15 -16°C. Am 19.3.2013 wurde in die Lagune frischer Gärrest zugepumpt und die Temperatur ist auf 17°C gestiegen. Bis 6.4.2013 kühlte das Material wieder auf den ursprünglichen Wert ab (0,08°C/Tag).

Die kontinuierlichen Temperaturmessungen haben einen direkten Einfluss der Außentemperatur auf das Gärrestmaterial in leeren Gärrestlagern bzw. auf die obersten Schichten des Materials eines gefüllten Gärrestlagers bestätigt. In einem gefüllten Gärrestlager ist der Einfluss der Außentemperatur bezogen auf das Gesamtvolumen eher vernachlässigbar. Bei nicht isolierten oberirdischen Endlagern kann die Außentemperatur in Randbereichen größeren Einfluss haben. Auf Grund der schlechteren Wärmeleitfähigkeit verglichen zu Wasser und dem fehlenden Rühren kann die Temperatur in einer Gärrestsuspension in gewissen Bereichen von einem gefüllten Endlager sehr stabil bleiben, besonders wenn das Endlager direkt an einen beheizten Fermenter angeschlossen ist. Die höheren Temperaturen in direkt an Fermentern angeschlossenen Endlagern im Vergleich zu nicht direkt angeschlossenen Endlagern wird auch durch die Arbeit von Hansen et al. (2006) dokumentiert.

Tabelle 4: Endlagertemperatur im Vergleich

Parameter / Einheit	Probenahme im September Sommer/Herbst (N ₁ =10; N ₂ =17)			Probenahme im März Winter/Frühling (N ₁ =4; N ₂ =12)		
	Min....Max.	Mittelwert	Median	Min....Max.	Mittelwert	Median
¹⁾ Temperatur EL abgedeckt [°C]	27,7...36,0	31,7	31,9	18,7...25,0	22,6	24,1
²⁾ Temperatur EL offen [°C]	13,0...36,0	24,3	25,1	8,5...22,0	15,0	14,7

Tabelle 4 zeigt die Temperaturunterschiede zwischen abgedeckten und offenen Endlagern im September und März. Die abgedeckten Gärrestlager sind in Regel direkt an beheizte Fermenter angeschlossen. Die offenen Gärrestlager sind abhängig vom Füllstand und aktueller Situation entweder direkt oder nicht direkt an beheizte Fermenter angeschlossen.

Gärreste dürfen in Österreich ganzjährig von 15. Februar bis 15. November bzw. 30. November auf landwirtschaftliche Flächen bzw. Dauergrünland ausgebracht werden. In den Wintermonaten ist die Gärrestaushbringung gesetzlich nicht erlaubt, vom Frühling bis Herbst ist die Ausbringung durch Agrartermine und Feldarbeiten (z.B. Aussaat, Ernte, Düngen usw.) beeinflusst. Im Frühling werden die Gärreste üblicherweise mit höchster Intensität im März und April ausgebracht. Nach der Ernte wird vor allem im August und September die Ausbringung von Gärresten durchgeführt. In Abbildung 30 ist eine Simulation des Jahresverlaufs in Bezug auf die Füllstandsänderung in einem Gärrestlager zu sehen. Wie früher beschrieben, hängen die Temperaturen im Gärrestlager mit dem Füllstand des Gärrestlagers und den Anschlüssen zu den beheizten Systemteilen eng zusammen.

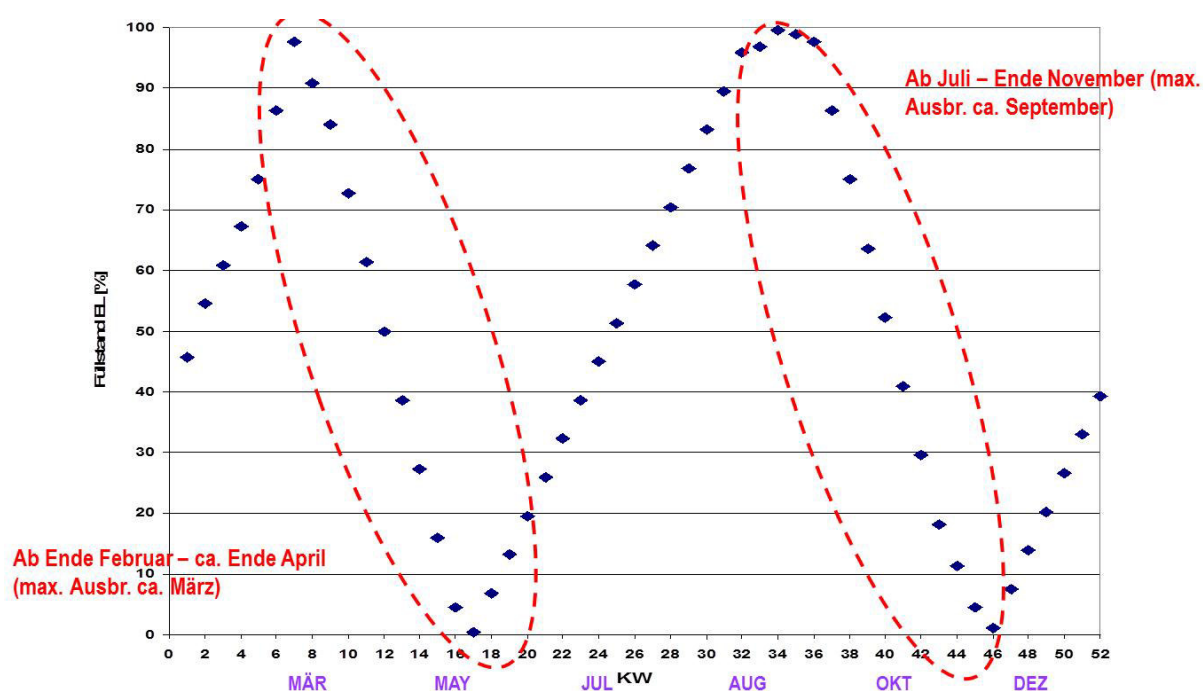


Abbildung 30: Darstellung des Füllstandes in einem Gärrestlagers - Jahresverlauf

Die offenen Gärrestlager können in Abhängigkeit von der Temperatur, pH-Wert und Ammoniumgehalt auch eine relevante Ammoniakemissionsquelle darstellen (VDI 3475, Blatt 4). Ortner (2009) hat sich in seiner Masterarbeit mit der Modellierung der Ammoniakfreisetzung in einem Biogasfermenter beschäftigt. Sein Modell wurde für eine Kalkulation der potentiell freisetzbaren Ammoniakmengen verwendet, die auf den im Rahmen dieser Studie gewonnenen Messwerten basiert. Abbildung 31 stellt die Ergebnisse dar.

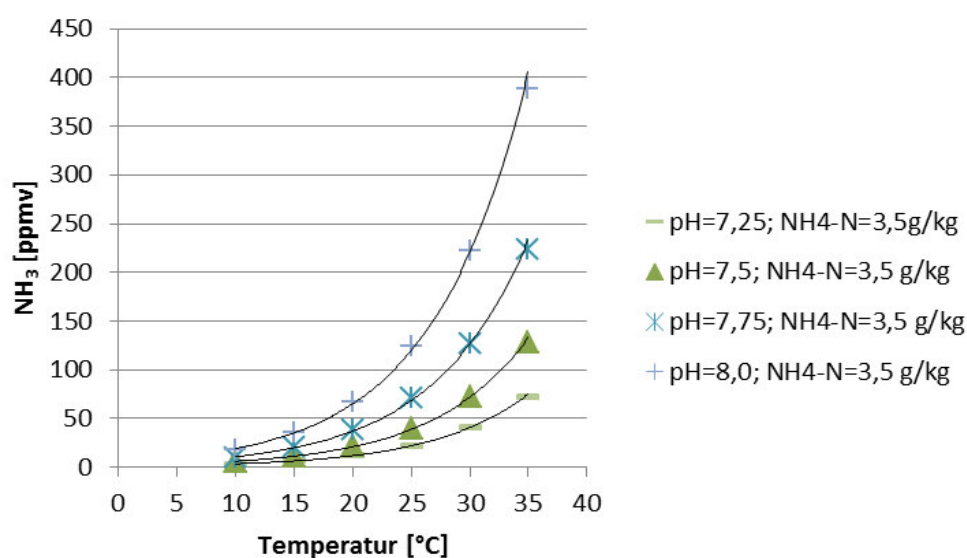


Abbildung 31: Darstellung der Ammoniakfreisetzung von offenem Gärrestlager beim für Gärreste typischen Ammoniumgehalt bei verschiedenen Temperatur- und pH-Werten in der Gärrestsuspension

Aus Abbildung 31 ist sehr gut erkennbar, dass mit steigendem pH-Wert und zunehmender Temperatur im offenen Gärrestlager eine intensivere Ammoniakfreisetzung zu erwarten ist.

4.3 Qualitative Ortung der Methanverluste

Zur Identifikation der verschiedenen Emissionsquellen wurde ein optisches Fernmesssystem (OP-TDLS) zusammen mit einem konventionellen punktförmig messenden Messsystem (portabler FID) eingesetzt. Dabei ist das OP-TDLS-System in der Lage, Methan über einen längeren Zeitraum berührungslos und über größere Entfernungen zu messen, während der FID Methan über einen zeitlich begrenzten Zeitraum punktuell mit einer tellerförmigen Sonde ansaugt. Die Ergebnisse beider Methoden sind in den folgenden Kapiteln dargestellt.

4.3.1 Open-path Messungen

Die open-path Messungen in der Referenzanlage zeigten, dass hohe Methankonzentrationen (bis 110 ppm) aus einem Überdruckventil auftreten, sobald der Druck im Gasspeicher ein kritisches Niveau erlangt (siehe Abbildung 32).

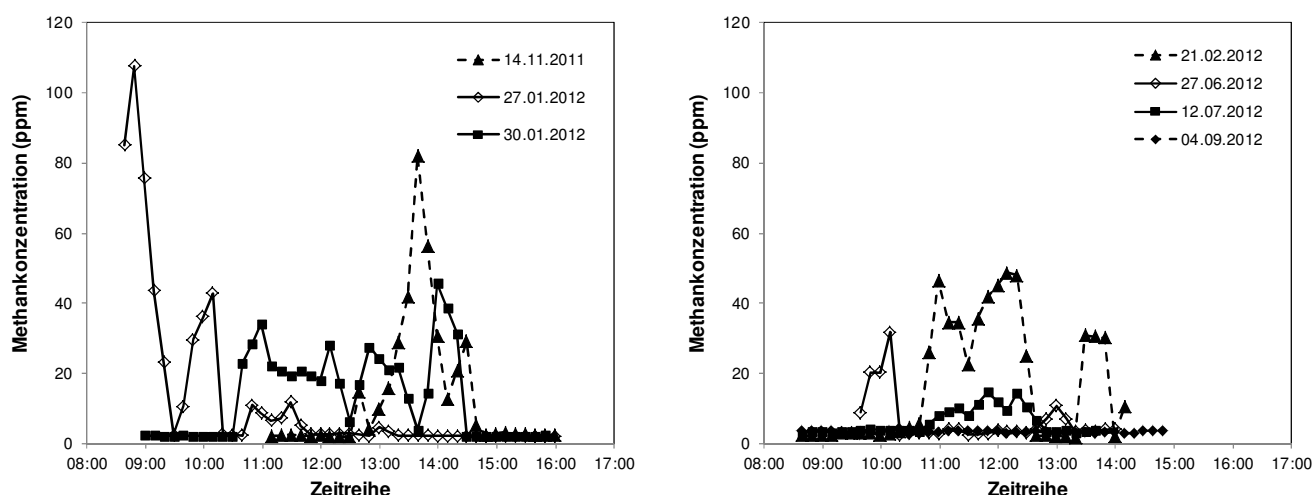


Abbildung 32: Tagesverläufe der Methankonzentrationen aus dem Überdruckventil des Trockengasspeichers

Aufgrund der langen Messperioden konnte gezeigt werden, dass bei vollem Gasspeicher die Druckstöße im System und die daraus resultierende hohe Ansprechhäufigkeit auch einer meteorologischen Beeinflussung (z.B. Sonneneinstrahlung, Windstöße) unterliegen. Es ist jedoch anzumerken, dass diese Methanaustritte meist nur über einen kurzen Zeitraum stattfinden. Der meteorologische Einfluss ist am Beispiel des fühlbaren Wärmestroms und der Windgeschwindigkeit in Abbildung 33 anhand von drei Messtagen dargestellt. Insgesamt wurden an 6 von 17 Messtagen erhöhte Methanwerte am Überdruckventil des Trockengasspeichers der Referenzanlage gemessen. Das zeigt, dass das Ansprechen von Überdrucksicherungen eine nicht zu unterschätzende Emissionsquelle sein kann. Eine Quantifizierung dieser Emissionen konnte jedoch aufgrund der sehr dichten Anordnung anderer potentieller Quellen (z.B. gasdichtes Endlager, Hauptfermenter) nicht vorgenommen werden.

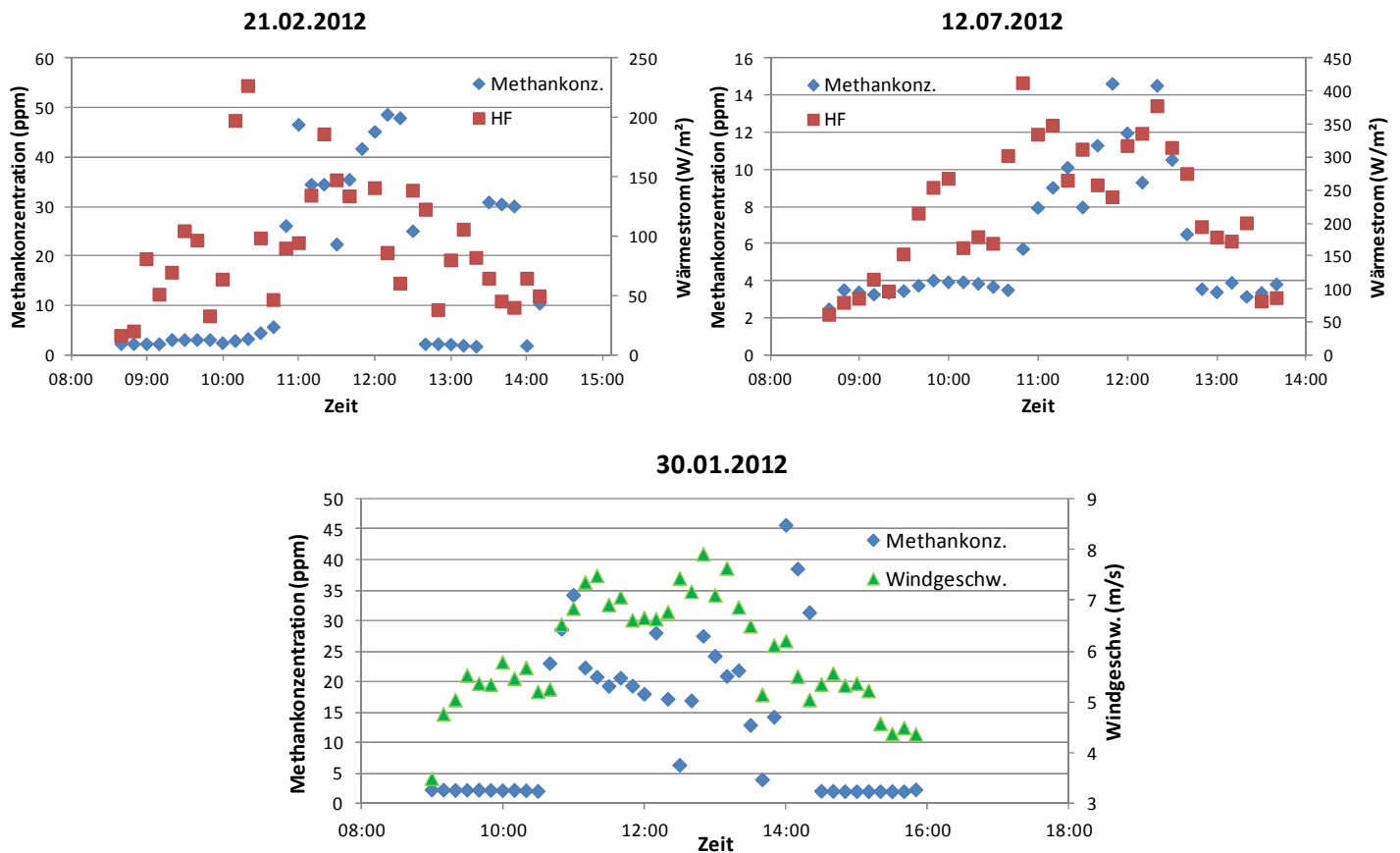


Abbildung 33: Abhängigkeit der gemessenen Methankonzentration am Überdruckventil des Trockengasspeichers von dem fühlbaren Wärmestrom (HF = Heat flux) und der Windgeschwindigkeit anhand von drei Messtagen

Mithilfe des open-path Messgeräts wurden ebenfalls erhöhte Methankonzentrationen (bis zu 20 – 40 ppm) im Bereich des 2. Hauptfermenters (Abdeckung mittels einer Doppelmembran) sowie des gasdichten Endlagers (Abdeckung mit einer einfachen Membran) der Referenzanlage detektiert. Die Konzentrationswerte wurden allerdings häufig von Austritten aus dem Überdruckventil überlagert. Eine genaue Differenzierung der Quellen war dadurch nicht möglich. Bachmeier und Gronauer (2007) gehen von der Annahme aus, dass rund 1 % der gesamten Methanproduktion über die natürliche Permeabilität der Membranen verloren geht. Nach Vorgaben der landwirtschaftlichen Berufsgenossenschaft Deutschland muss die Gasdurchlässigkeit einer Gasspeicherfolie weniger als $1000 \text{ cm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d} \cdot \text{bar}$ betragen (FNR, 2013). Abhängig von der Art der Folie (z.B. EPDM – oder Gewebefolie), der Gastemperatur, dem Differenzdruck sowie der Dicke und Dehnung der Folie können ca. 0,1 – 0,5 % Methanverlust in Bezug auf das tägliche Speichervolumen resultieren (FNR, 2013).

Gemessene Methankonzentrationen entlang eines offenen Gärrestlagers der Referenzanlage schwankten im Tagesverlauf in Abhängigkeit des Füllstandes, Prozesseffizienz bzw. Wetterbedingungen (Temperatur, Wind, Luftdruck, etc.) (siehe Abbildung 34 und Abbildung 35). Erhöhte CH_4 -Konzentrationen bei einem offenen Gärrestlager sind aber im Vergleich zu den Immissionen aus dem Sicherheitsventil um einen Faktor 10 niedriger. Ergebnisse zur Quantifizierung der Methanemissionen der offenen Gärrestlager der Referenzbiogasanlage sind im Kapitel 4.4.2 dargestellt.

Es ist anzumerken, dass das optische Fernmesssystem – im Gegensatz zum FID – nur in der Referenzanlage zur Detektion (bzw. in weiterer Folge zur Quantifizierung) potentieller Verlustquellen eingesetzt wurde.

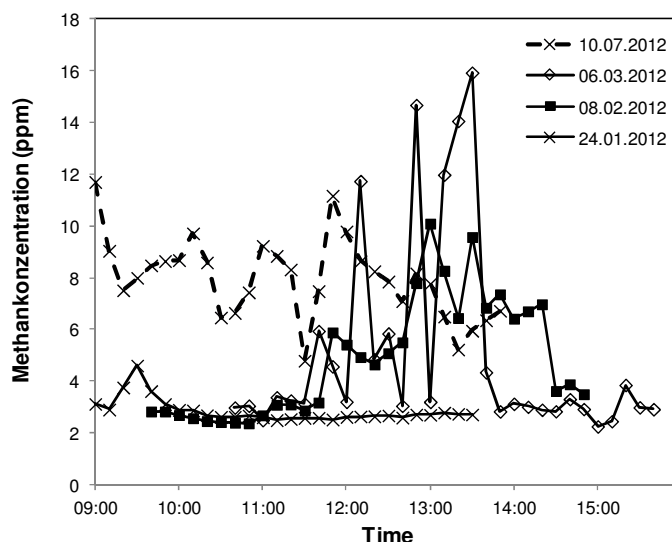


Abbildung 34: Tagesverläufe der Methankonzentrationen bei einem offenen Gärrestlager

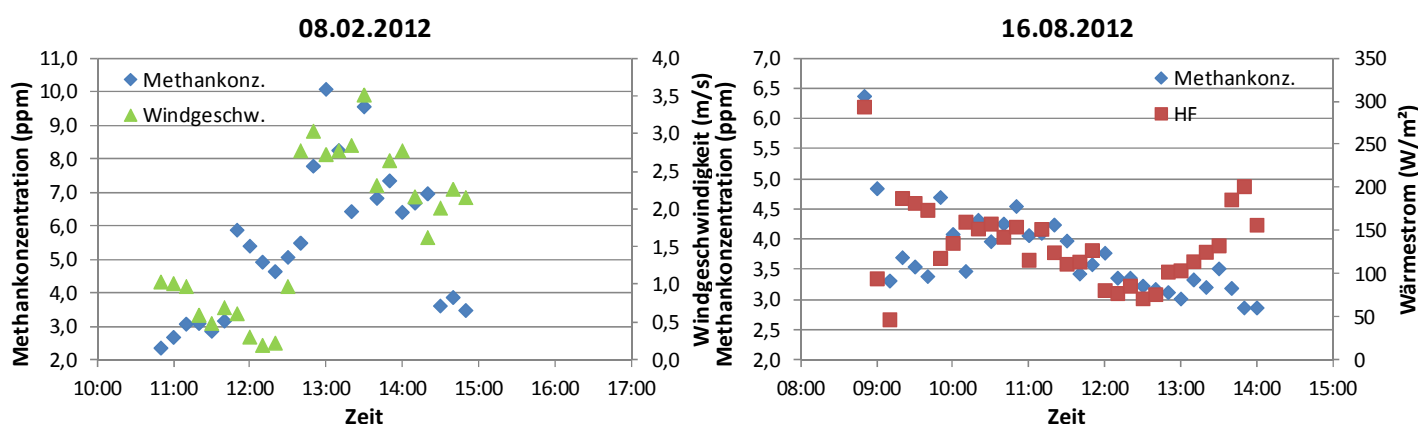


Abbildung 35: Abhängigkeit der gemessenen Methankonzentration entlang eines offenen Gärrestlagers von der Windgeschwindigkeit (links) bzw. dem fühlbaren Wärmestrom (HF = Heat flux) (rechts)

4.3.2 Flammenionisationsdetektor

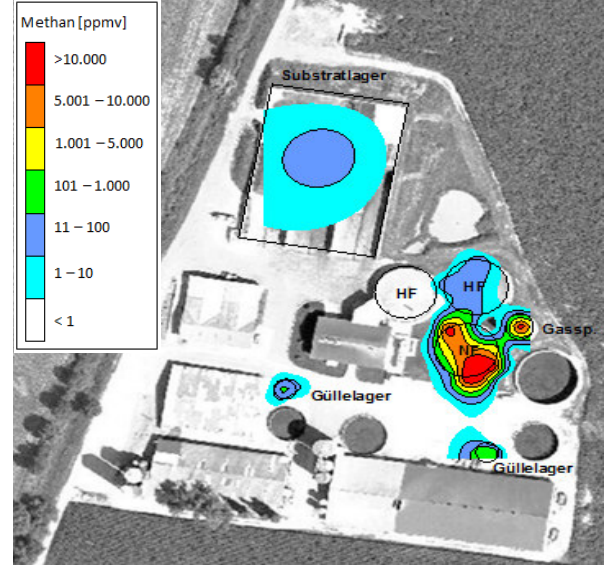
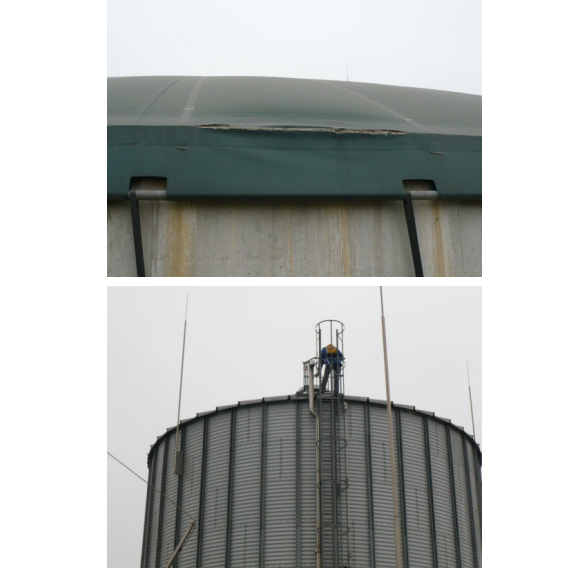
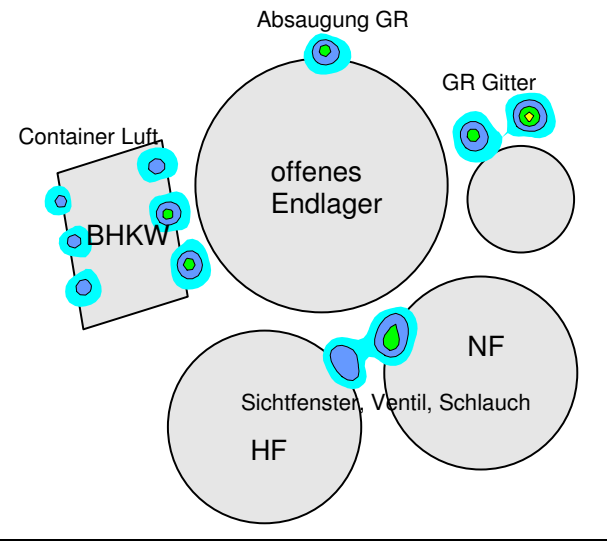
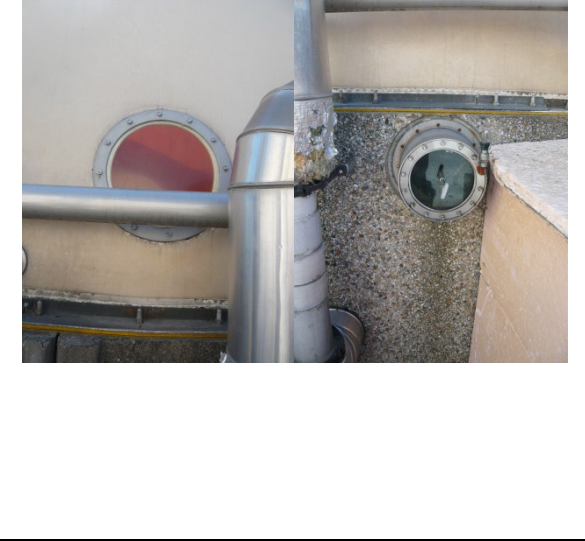
Die vergleichenden konventionellen Punktmessungen mithilfe eines tragbaren Flammenionisationsdetektors (FID) innerhalb der Referenzbiogasanlage sowie den vier Validierungsanlagen zeigten zusammenfassend folgende potentielle Verlustquellen:

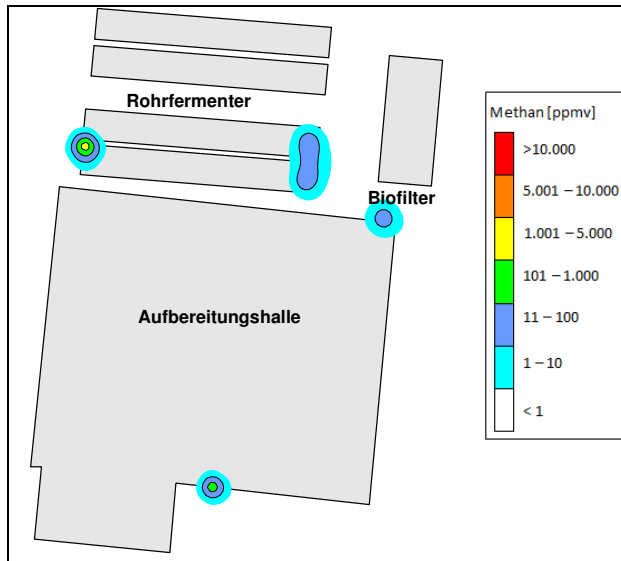
- Risse entlang des Folienrandes der Gasspeichermembran
- im Folienzwischenraum (Konzentrationsmessungen am Austrittsort der Tragluft)
- im Bereich der Schaugläser und Spülöffnungen

- im Bereich des Beschickungssystems
- im Bereich der Antriebswelle des Rührwerkes
- Flanschverbindung vom Fermenterrührwerk
- Überdruckventil des Trockengasspeichers

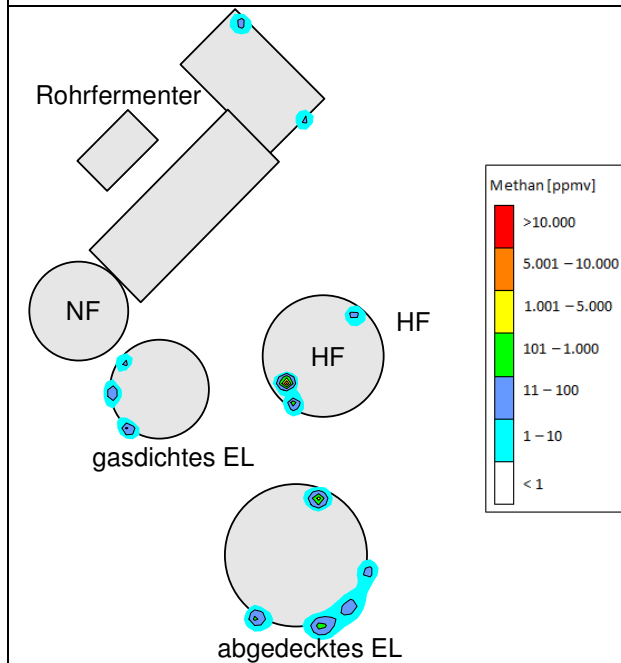
Anhand der qualitativen Konzentrationsmessungen lassen sich jedoch keinerlei Aussagen zu den austretenden Verlustmengen aus den jeweiligen Quellen machen. Die FID-Auswertung sowie eine Detailbeschreibung der detektierten Verluststellen ist Tabelle 5 zu entnehmen. Es ist zu beachten, dass die abgebildeten Emissionswolken aufgrund der durchgeführten Kriging-Interpolation vermutlich nicht der tatsächlichen Größe entsprechen, sondern nur einen Hinweis auf die Lage der Verluststellen darstellen.

Tabelle 5: FID-Auswertung und Detailbeschreibung der detektierten Verlustquellen

FID-Auswertung	Beispielfotos	Detailbeschreibung
		• Methanverluste im Bereich von Rissbildungen entlang der Folienkante der Gasspeichermembran des Hauptfermenters bzw. Endlagers • Temporäre Methanverluste beim Überdruckventil des Trockengasspeichers • Methanverluste im Bereich von Schaugläsern • Erhöhte Methanwerte bei der Flanschverbindung vom Fermenterrührwerk • Erhöhte Konzentrationen im Bereich des Rührwerkes des geschlossenen Gütlelagers
		• Methanverluste im Bereich von Schaugläsern und Spülöffnungen • Erhöhte Methankonzentrationen im Folienzwischenraum (Konzentrationsmessungen am Austrittsort der Tragluft) • Erhöhte Methanwerte im Containerraum (offene Türen) beim BHKW
FID-Auswertung	Beispielfotos	Detailbeschreibung



- Methanverluste im Bereich der Antriebswelle des Rührwerkes und Ventilen
- Erhöhte Werte in der offenen Aufbereitungshalle
- Erhöhte Methankonzentrationen bei der Zuleitung zum Biofilter

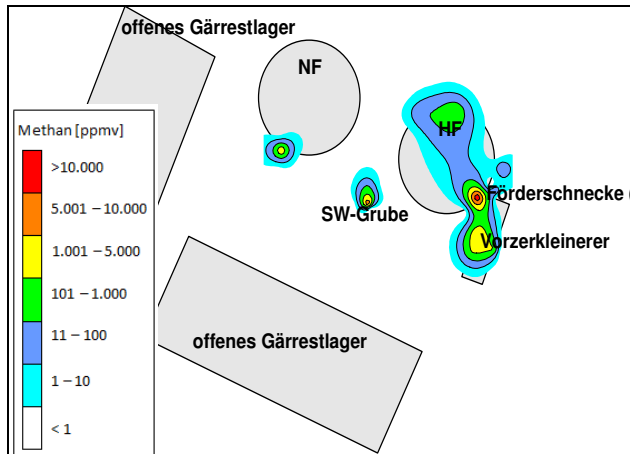


- Methanverluste entlang der Folienkante der Membranabdeckung des Endlagers bzw. der Gasspeichermembran
- Undichtigkeiten bei Verschlüssen, Spülöffnungen
- Erhöhte Werte in der offenen Aufbereitungshalle

FID-Auswertung

Beispielfotos

Detailbeschreibung



- Methanverluste beim Vorzerkleinerer bzw. bei der Förderschnecke (Beschickungssystem)
- Methanverluste im Bereich der Antriebswelle des Rührwerkes

4.4 Bestimmung des quantitativen Methanverlusts

Wie bereits erwähnt, können mithilfe optischer Fernmesssysteme neben der Bewertung der qualitativen Verluste auch Emissionsströme (Frachten) quantifiziert werden. Mittels meteorologischer Messungen und einem geeigneten Ausbreitungsmodell werden dabei die gemessenen Konzentrationen in Emissionsraten überführt. Erst eine Quantifizierung der Verluste ermöglicht und bedingt die Verbesserung und Optimierung diverser Anlagenteile und Verfahrenseinheiten und somit eine Effizienzsteigerung der gesamten Biogasanlage. Besonderer Fokus lag dabei auf der Bestimmung der gesamten Methanverluste einer, für Österreich repräsentativen, Biogasanlage sowie der quantitativen Methanemissionen aus diversen Anlagenteilen (z.B. offene Gärrestlager) über einem Zeitraum von mehr als einem Jahr. Dabei wurden tages-, jahreszeitlich und meteorologisch bedingte Schwankungen sowie anlagen- und betriebsabhängige Veränderungen berücksichtigt. Neben der Referenzbiogasanlage wurden vier weitere Biogasanlagen zur Bestimmung der Gesamtmethanemission mittels optischem Fernmessverfahren und Ausbreitungsmodellierung ausgewählt.

4.4.1 Meteorologische Datenbasis für die Emissionsquantifizierung (Modellierung Referenzanlage)

Im Bereich der Referenzanlage betrug die durchschnittliche Windgeschwindigkeit 3,25 m/s, der maximale 10 Minuten-Mittelwert 13,8 m/s; nur 7,4 % aller Werte lagen unter 0,8 m/s („windschwache Verhältnisse“). Der Standort ist somit sehr gut durchlüftet. Die Windrichtungsverteilung für die Zeit zwischen Sonnenauf- und Sonnenuntergang (siehe die linke Abbildung 36 in Form einer Geschwindigkeits-Windrose; die Länge der Balken zeigt die Häufigkeit der Windrichtung, die Farben die Windgeschwindigkeiten) zeigt Westsüdwestwind als dominante Windherkunftsrichtung. Seltener kommen auch Windrichtungen aus Ost sowie solche aus Nordwest vor. Die östlichen Richtungen kommen vor allem tagsüber bei Schönwetter vor und waren deswegen für die Messungen von großer Relevanz.

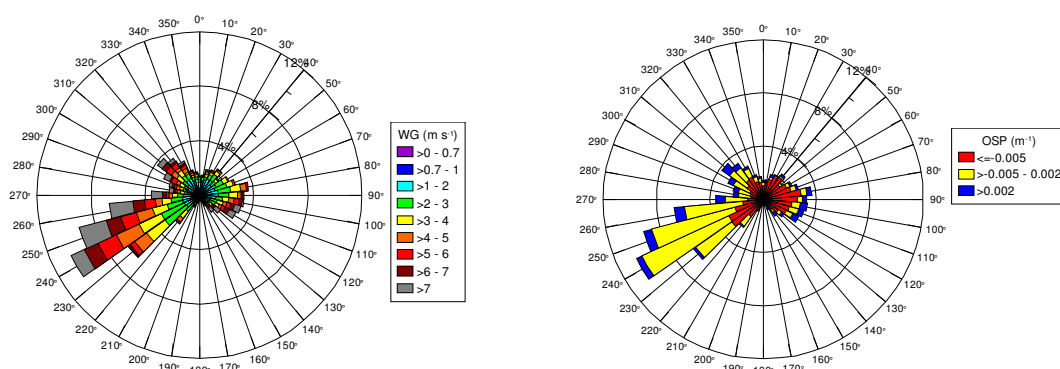


Abbildung 36: Windrichtungsverteilung (links) und Stabilitätsanalyse (rechts) der Referenzanlage im Zeitraum September 2011 bis Jänner 2013 tagsüber (Details siehe Text)

Die rechte Grafik in Abbildung 36 zeigt die Stabilität der bodennahen Atmosphäre anhand des Obukhov-Stabilitätsparameters OSP. Rot hervorgehoben sind labile, gelb neutrale und blau die tagsüber seltenen

stabilen Ausbreitungsverhältnisse mit entsprechend gutem, durchschnittlichem und herabgesetztem vertikalen Austausch. Man erkennt, dass östliche Windrichtungen häufig mit guter Durchmischung durch erhöhte bodennahe Turbulenz, südwestlicher Wind hingegen häufig mit durchschnittlichem Austauschvermögen einhergehen.

4.4.2 Quantifizierung der Methanemissionen aus Anlagenteilen der Referenzanlage

Biogasanlagen bestehen üblicherweise aus einer komplexen Gebäudestruktur, die für die Bestimmung der Methanfrachten aus diversen Anlagenteilen und Verfahrenseinheiten (Gärrestlager, Gasspeicher, etc.), eine Herausforderung darstellt. Die Rückrechnung (Mehrquellen-Rekonstruktion nach Flesch et al. (2009), Kapitel 3.3.4) erfolgte für die in Tabelle 6 dargestellten Messtage; die Versuchsanordnung ist in Abbildung 37 dargestellt.

Tabelle 6: Kurze Charakterisierung der Untersuchungstage

Datum	Ø Wind-richtung	Ø Wind-geschw	Stabilität	Gärrest Probe	n 10-min Werte	Bemerkung
13.12.2011	SO, N, SW	1.7 ms ⁻¹	variabel	x	36	Q2, 3 und 5 leer
23.01.2012	WSW	7.0 ms ⁻¹	neutral	x	40	Q2, 3 und 5 befüllt
24.01.2012	WNW	5.5 ms ⁻¹	neutral	x ¹⁾	37	Q2, 3 und 5 befüllt
08.02.2012	NO-SO	2.5 ms ⁻¹	variabel		20	Q2, 3 und 5 befüllt
06.03.2012	NO-O	2.5 ms ⁻¹	labil	x	32	Q2, 3 und 5 tw. entleert seit 15.02.12
10.07.2012	SO	2.0 ms ⁻¹	labil	x	31	nur Q3 befüllt
16.08.2012	SW	3.0 ms ⁻¹	neutral	x	31	nur Q3 befüllt

¹⁾ gleiche Probe wie am 23.01.2012



Abbildung 37: Quellen (Q1, 4: geschlossene Schweinegülle-Tanks; Q2,3,5: offene Gärrestlager; Freisetzungshöhe: 0.1 m), Laserstrecken (18 – 89 m)

Um die Fehlerempfindlichkeit und somit die Genauigkeit der Mehrquellen-Rückrechnung beurteilen zu können, wurde die Konditionszahl κ berechnet. Jede 10-min Messperiode besitzt dabei einen spezifischen Konditionswert. 64 % der 10-min Perioden der angeführten Messtage wiesen einen Konditionswert < 20 auf, während 82 % unter einem Wert von 50 lagen. Vergleichbar mit anderen Literaturquellen (Crenna et al., 2008) zeigte die Konditionszahl neben der Platzierung der Messstrecken

eine Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen (Windgeschwindigkeit, Windrichtung, atmosphärische Stabilität) (siehe Abbildung 38).

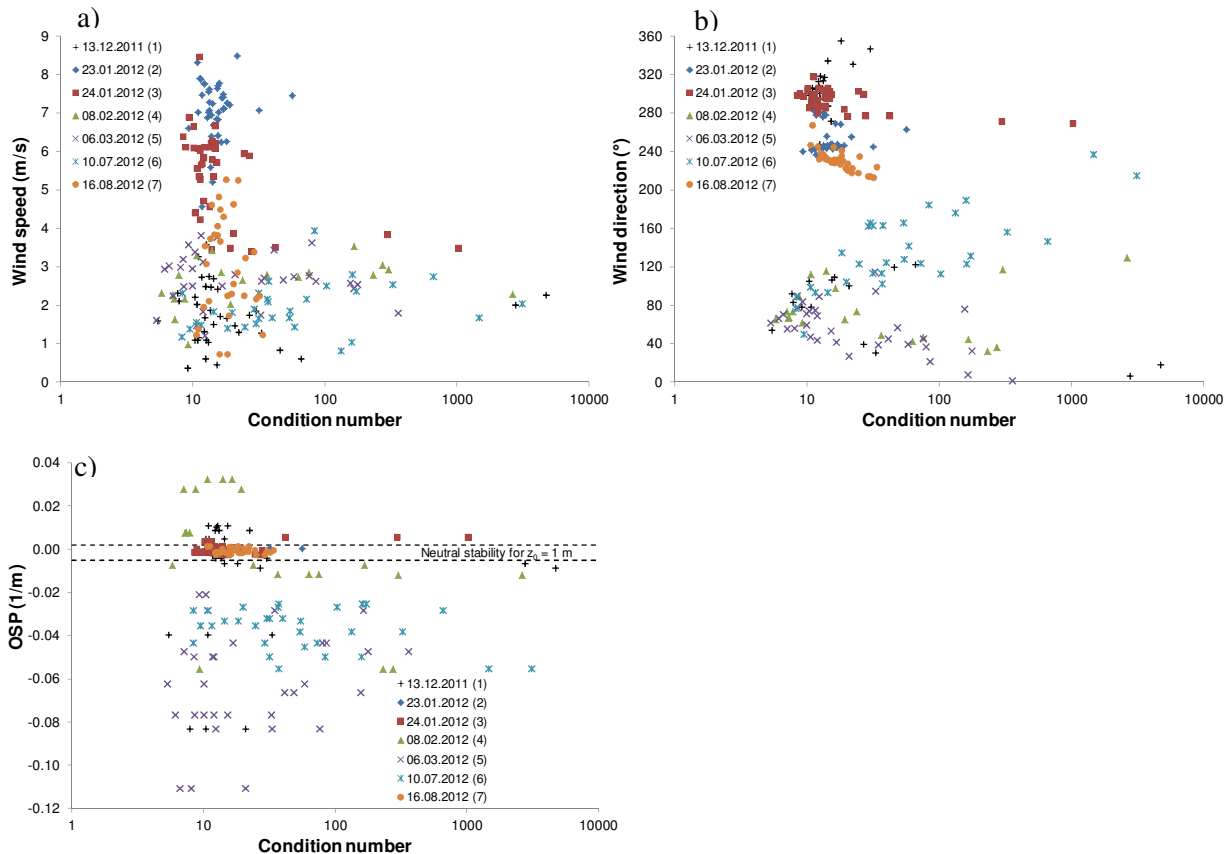


Abbildung 38: Einfluss der Konditionszahl κ auf die Windgeschwindigkeit (a), Windrichtung (b) und den Stabilitätsparameter OSP (c) für die jeweiligen Messtage

Dabei war der größte Einflussfaktor die Windgeschwindigkeit. Hohe Konditionswerte ($\kappa > 20$), die möglicherweise eine große Unsicherheit bei der Differenzierung der Quellstärken anzeigen, wurden vor allem bei einer Windgeschwindigkeit unter 4 ms^{-1} beobachtet (meist verbunden mit einer östlichen Windrichtung). Niedrige Konditionszahlen wurden überwiegend bei einer hohen Windgeschwindigkeit (verbunden mit einer westlichen Windrichtung) und einer neutralen atmosphärischen Stabilität ermittelt. Aufgrund der langen Messdauer wurden Perioden mit $\kappa > 20$ entfernt, um eine entsprechende Genauigkeit der Emissionsratenrückrechnung zu gewährleisten.

In Tabelle 7 werden die berechneten Methanemissionsraten der einzelnen Gärrestlager dem Restgaspotential der parallel gezogenen Gärrestproben aus dem Gärrestlager Q3 (unter Berücksichtigung der Füllmenge) gegenüber gestellt. Die Emissionsraten aus den geschlossenen Gülletanks (Q1 und Q4) stellen mit $0 - 0,3\text{ Nm}^3/\text{CH}_4\text{ h}$ eine sehr kleine Quelle dar, wie auch schon durch die FID-Begehungen bestätigt werden konnte. Es wird darauf hingewiesen, dass ein direkter Vergleich der Quellstärken der offenen Gärrestlager (Q2, Q3 und Q5) aufgrund der unterschiedlichen Füllzeiten nur begrenzt möglich ist. Weiters waren die Gärrestlager Q2 und Q5 an drei Messtagen (13.12.2011, 10.07.2012 und 16.08.2012) abgesehen vom Sediment, welches durch Regenwasser verdünnt wurde,

leer. Während dieser Messtage schwanken die Emissionsraten von Q2 und Q5 zwischen 0 – 0,3 Nm³/CH₄ h und liegen somit im Bereich des im Labor ermittelten Restgaspotentials des Sedimentes (0,1 Nm³/CH₄ h). Bei vollen Gärrestlagern (Q2, Q3 und Q5) liegen die Emissionsraten zwischen 0,5 – 1,0 Nm³/CH₄ h, wobei das Lager Q3 mit 0,6 – 0,8 Nm³/CH₄ h die größte Quellstärke während der Sommermessungen darstellt. Ein weiterer Plausibilitätscheck der Emissionsratenrückrechnung ermöglicht einen Vergleich mit dem Restgaspotential der parallel gezogenen Gärrestproben aus dem Gärrestlager Q3. Es ist anzumerken, dass das Gaspotential der Proben unter optimierten Bedingungen bei 35°C im Labor (für 140 Tage) bestimmt wurde und somit eine geringere Emission unter Feldbedingungen zu erwarten ist. Die Temperatur im Gärrestlager Q3 lag während der Messungen in einem Bereich von 8 – 30 °C. Während der Wintermonate (Jänner bis März 2012; -8 – 16°C Umgebungstemperatur) wurden ca. 50 % des ermittelten Restgaspotentials unter realen Verhältnissen freigesetzt; in den Sommermonate (Juli und August 2012; 20 – 31°C Umgebungstemperatur) rund 85 %.

Tabelle 7: Vergleich modellierter, mittlerer Methanemissionsraten mit dem Restgaspotential der Gärrestprobe (bei 35°C und 140 Tagen) in Nm³ CH₄/h unter Berücksichtigung des Füllstandes (Standardabweichung ist in Klammer angegeben)

Datum	Gületank Q1	Offenes GR-Lager Q2	Offenes GR-Lager Q3	Gületank Q4	Offenes GR-Lager Q5	GR-Probe aus Q3
13.12.2011	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.1)	0.0 (0.0)	0.1 (0.0)	0.1
23.01.2012	0.3 (0.1)	0.5 (0.2)	0.7 (0.1)	0.2 (0.1)	0.8 (0.1)	1.5
24.01.2012	0.1 (0.0)	0.5 (0.1)	0.8 (0.2)	0.1 (0.1)	0.9 (0.2)	1.5
08.02.2012	0.3 (0.1)	0.9 (0.2)	1.0 (0.4)	0.3 (0.3)	0.7 (0.2)	-
06.03.2012	0.1 (0.1)	0.3 (0.2)	0.5 (0.1)	0.2 (0.1)	1.0 (0.3)	0.8
10.07.2012	0.2 (0.1)	0.2 (0.1)	0.8 (0.1)	0.2 (0.1)	0.3 (0.1)	0.9
16.08.2012	0.2 (0.0)	0.3 (0.1)	0.6 (0.2)	0.2 (0.0)	0.2 (0.1)	0.7

Neben der Differenzierung der Quellstärken der einzelnen, offenen Gärrestlager konnte das meist mit Folien abgedeckte Substratlager als kleine Emissionsquelle identifiziert werden. Für die Rückrechnung der Emissionsraten mittels Ausbreitungsmodellierung wurden nur Messtage mit westlicher Windrichtung ausgewertet, um den Einfluss nahe liegender Quellen im Osten der Anlage zu minimieren. Das Substratlager wurde dabei als homogene Flächenquelle angenommen, andere potentielle Quellen blieben unberücksichtigt. In der folgenden Abbildung 39 ist die Korrelation der Methanemissionen der Silagelagerung mit der Lufttemperatur dargestellt. Obwohl die Silierung des pflanzlichen Materials eine Haltbarmachung darstellt und damit Umsetzungsprozesse möglichst weitestgehend unterbindet, konnten geringe Emissionsraten nachgewiesen werden, die sich mit zunehmender Außentemperatur erhöhten.

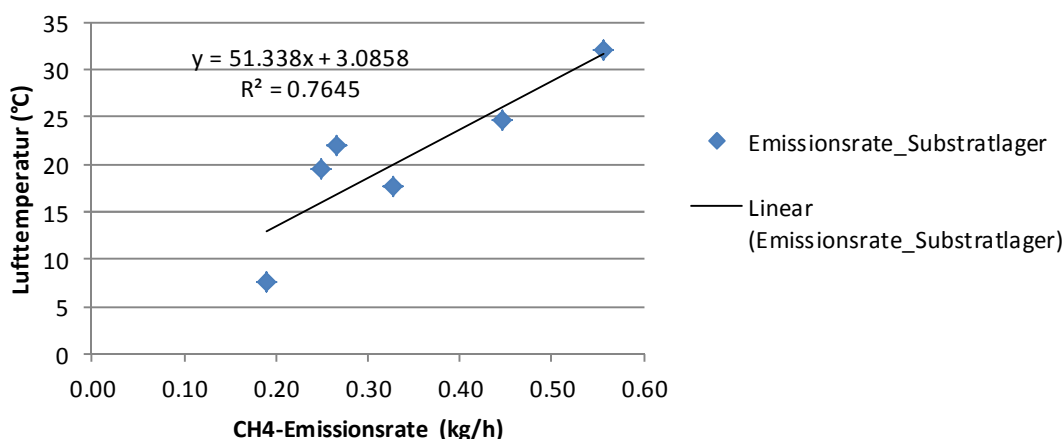


Abbildung 39: Zusammenhang der Methanemissionen des Substratlagers mit der Lufttemperatur

4.4.3 Quantifizierung der Gesamtmethanemissionen der Referenzanlage

In Abbildung 40 sind die Methanemissionen bezogen auf den gesamten Standort der Referenzbiogasanlage innerhalb eines Messzeitraumes von einem Jahr dargestellt. Die Messungen in den Wintermonaten (offene Gärrestlager gefüllt) ergaben tendenziell etwas höhere Emissionsraten (im Mittel 7,2 kg CH₄/h), verglichen mit dem restlichen Jahr (im Mittel 5,4 kg CH₄/h).

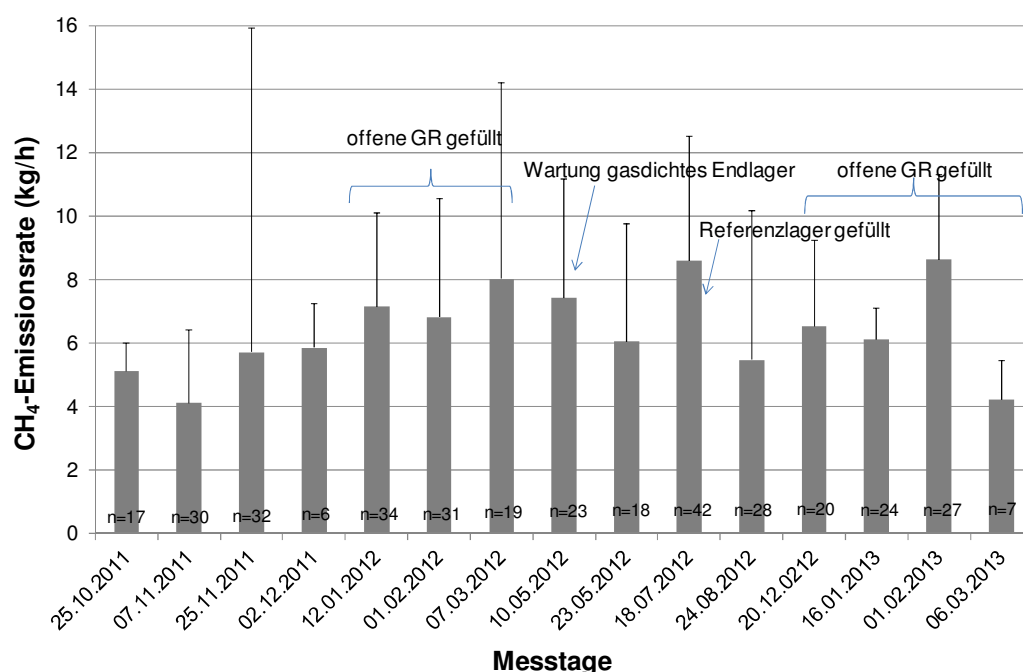


Abbildung 40: Gesamtmethanemissionen der Referenzanlage (n = Anzahl der 10-min Messperioden)

Neben dem Füllstand der offenen Gärrestlager und anderen betriebsbedingten Emissionsschwankungen konnte auch ein meteorologischer Einfluss auf die Gesamtemissionsrate identifiziert werden. Die auftretenden Schwankungen im Tagesverlauf wurden überwiegend durch Veränderungen der meteorologischen Größen wie Wind, Temperatur und Sonneneinstrahlung (fühlbarer Wärmestrom)

verursacht. Der Einfluss der Windstärke auf die gemessene Immission windabwärts der Anlage ist beispielhaft in der nachfolgenden Abbildung 41 dargestellt.

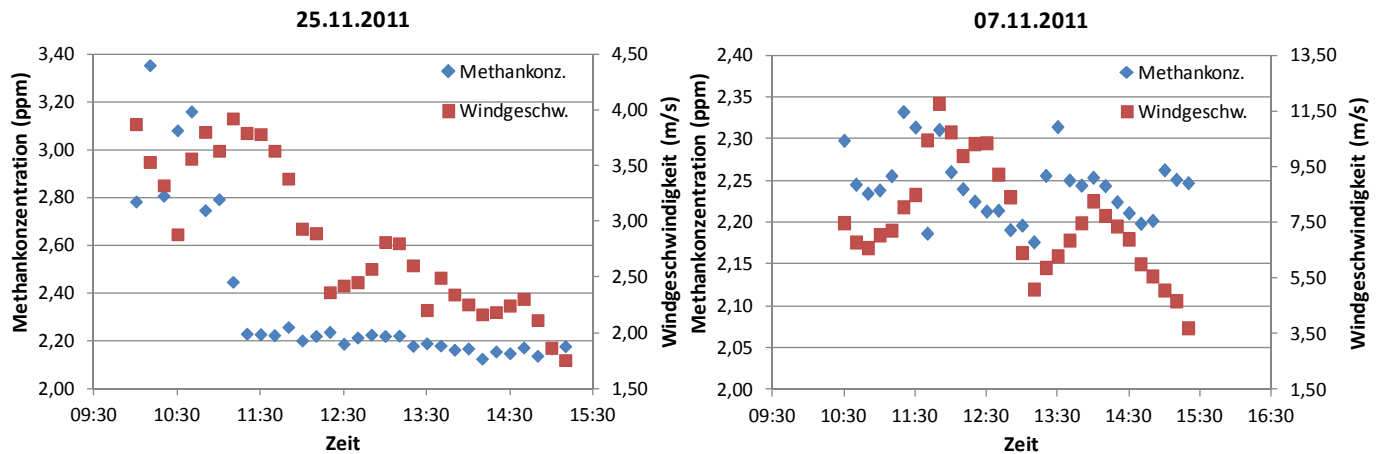


Abbildung 41: Abhängigkeit der gemessenen Methankonzentration von der Windgeschwindigkeit am Beispiel von zwei Messtagen (Darstellung in 10-min Mittelwerte)

Die Abhängigkeit der Gesamtemissionen von der Lufttemperatur soll in der Abbildung 42 verdeutlicht werden. Es ist sicherlich unstrittig, dass die Temperatur erheblichen Einfluss auf die Methanbildungsrate des gelagerten Gärrestes hat. Dies konnte auch schon durch Gärversuche im Labor bei unterschiedlichen Temperaturen gezeigt werden. Gesamtemissionsmessungen bei gefüllten Gärrestlagern ergaben eine relativ gute Korrelation mit der Lufttemperatur ($R^2 = 0,53$), welche indirekt auch die Lagerungstemperatur des Gärrestes beeinflusst. Hingegen zeigten Emissionsmessungen bei leeren Gärrestlagern nahezu keine Wechselbeziehung mit der Lufttemperatur ($R^2 = 0,13$).

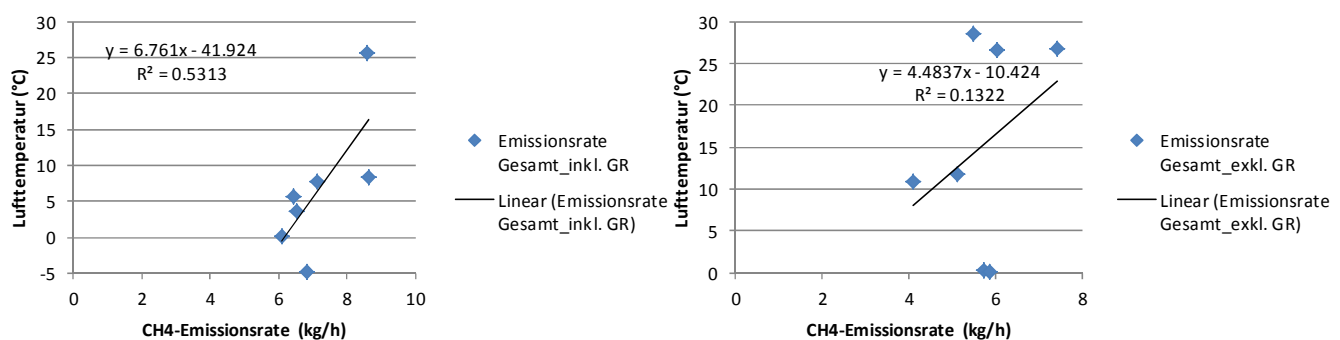


Abbildung 42: Korrelation der Gesamtemissionen bei gefüllten (offenen) Gärrestlagern (links) und bei leeren Gärrestlagern (rechts)

Mithilfe des Ausbreitungsmodells LASAT können die Emissionsfahnen visualisiert werden. In

Abbildung 43 ist beispielhaft die modellierte Konzentrationsausbreitung einiger Messtage dargestellt.

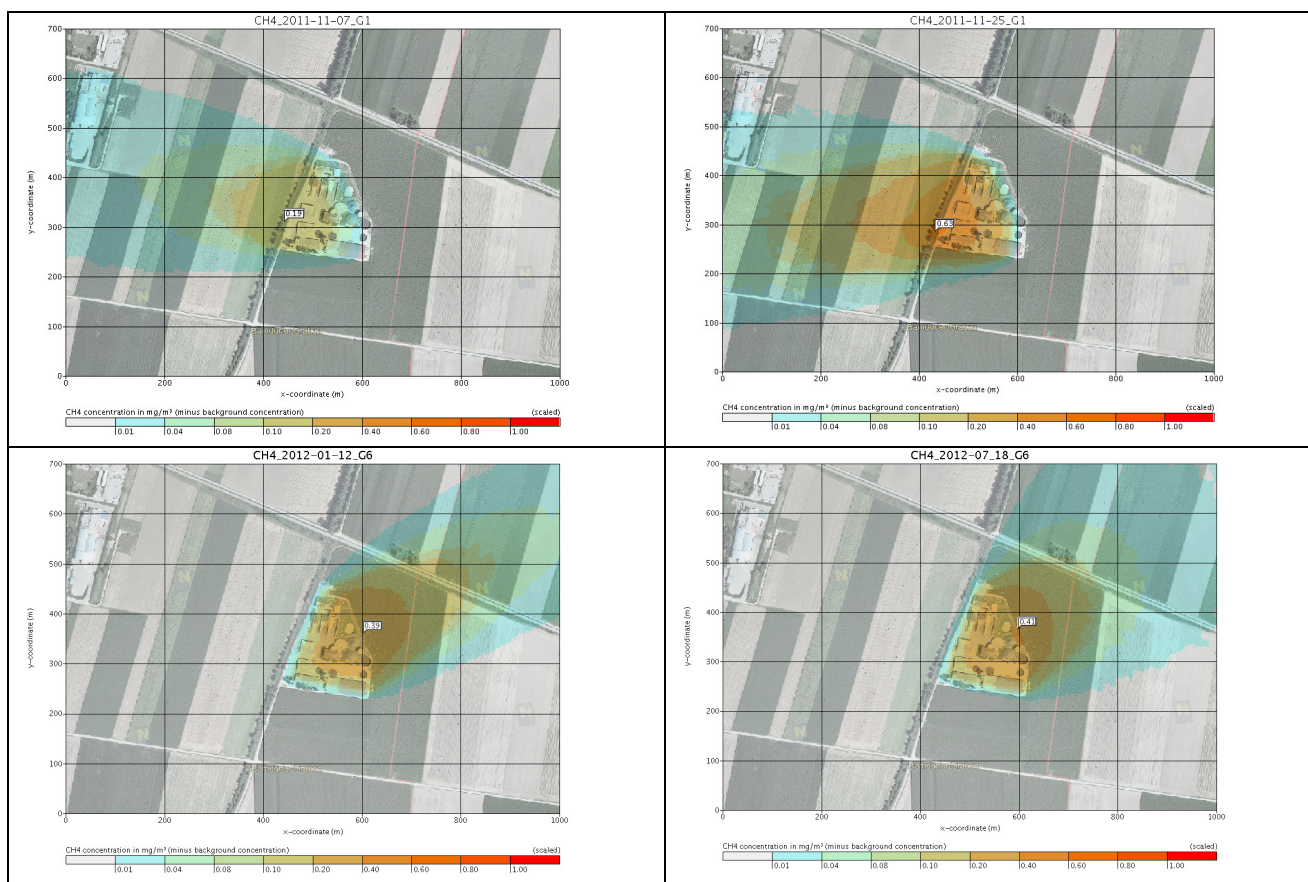


Abbildung 43: Beispiel der CH₄-Konzentrationsausbreitung der Referenzbiogasanlage am 07.11.2011 (links oben), 25.11.2011 (rechts oben), 12.01.2012 (links unten) bzw. 18.07.2012 (rechts unten)

4.4.4 Methanfreisetzung während der Homogenisierung der Gärreste

Flüssige Gärreste neigen während der Lagerung zur Schwimmdeckenbildung. Daher ist es notwendig, den Gärrest vor der Ausbringung durch Aufrühren mittels elektrischer Rührwerke unterhalb der Gärrestoberfläche zu homogenisieren. Die Methanfreisetzung während der Homogenisierung einer Gärrestlagune konnte während der Emissionsmessungen auf der Validierungsanlage BGA 19 beobachtet werden. In Abbildung 44 ist die Auswirkung des Aufrührens auf die Gesamtemission der Anlage an zwei Messtagen dargestellt. Es konnte gezeigt werden, dass unmittelbar bei Beginn der Homogenisierung das gelöste Biogas im Gärrest verstärkt ausgetrieben wird. Im weiteren Verlauf des Aufrührens war jedoch ein Rückgang der Methanemissionen erkennbar.

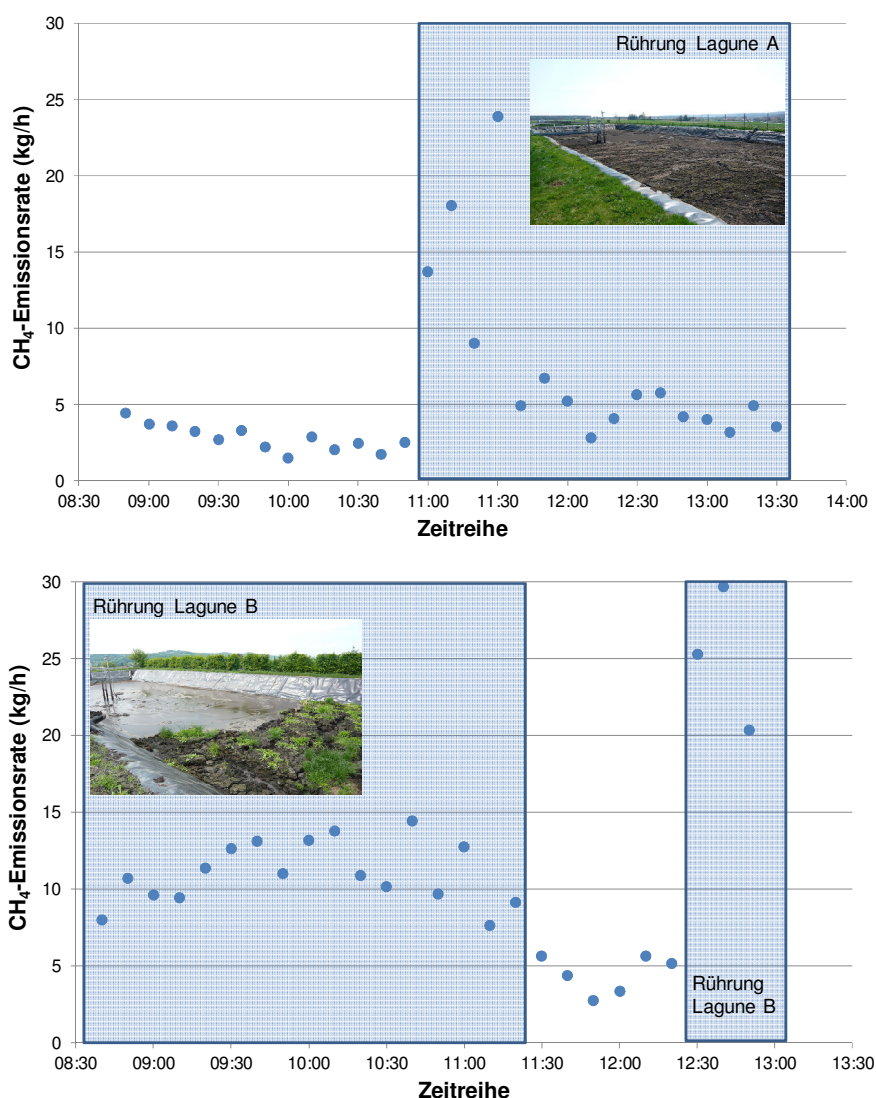


Abbildung 44: Methanfreisetzung während der Homogenisierung der Gärrestlagunen der Validierungsanlage BGA 19 am 18.04.2013 (oben) bzw. 09.05.2013 (unten)

4.5 Bilanzierung der Methanverluste

Um eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, wurde für jede Anlage eine Bilanzierung der Methanverluste vorgenommen.

4.5.1 Bilanzierung der Methanverluste ausgewählter Biogasanlagen

Zur Erstellung einer Methanverlustbilanz der einzelnen Anlagen (siehe Kapitel 3.1.3) wurden die gemessenen Emissionsströme auf die produzierte Strommenge bezogen, wobei von einer Jahresauslastung des BHKW von meist 97 % (Ausnahme 70 % bei BGA 22) ausgegangen wurde. Die theoretische, zur Auslastung der BHKW benötigte Methanmenge, wurde unter Annahme eines elektrischen Wirkungsgrades von 38 % und eines Energiegehalts von 10 kWh/m³ Methan errechnet. Bei einzelnen Anlagen (BGA 19 und BGA 23) konnte die gemessene, umgesetzte Methanmenge herangezogen werden. Diese Größe wurde als Basis genommen, um die ermittelten Emissionsraten in Relation zu der produzierten Methanmenge darzustellen.

In Tabelle 8 sind die Methanemissionsraten der einzelnen Biogasanlagen zusammengefasst. Es ist zu beachten, dass die Methanemissionen der Referenzbiogasanlage, bedingt durch die dortige Schweinezucht (ca. 8000 Schweine/Jahr), nicht von der Biogasanlage differenziert werden konnten. Nachdem die Schweinegülle (ca. 7.300 t/Jahr) in der Biogasanlage verwertet wird (und somit die entstehenden Emissionen durch die Lagerung der Gülle der Biogasanlage zugeschrieben werden können), wurde ein Literaturwert im unteren Bereich für die Methanemissionen aus der Schweinezucht mit 0,5 kg CH₄/Schwein und Jahr (Amon et al., 2007) angenommen und von den Gesamtemissionen zur Bestimmung des Methanverlustes in % und in g CH₄/kWh abgezogen.

Tabelle 8: Darstellung der gemessenen Gesamtemissionen (Medianwerte) der Anlagen

Anlage	CH ₄ -Emission (kg/h)	CH ₄ -Emission (g/kWh _{elektr.})	% der produzierte CH ₄ -Menge	Anmerkung
Referenzanlage (BGA 12)	7,2 ¹⁾ 5,4 ₂₎	7,0 ³⁾ 5,2 ³⁾	4,0 ³⁾ 3,0 ³⁾	Bei gefüllten, offenen GRL Bei leeren GRL
BGA 19	2,7 – 4,8	5,8 – 10,1	3,2 – 5,5	Bei gefüllten, offenen GRL
BGA 15	2,7 – 3,1	6,3 – 7,1	3,4 – 3,8	Offenes GRL zu 1/3 gefüllt
BGA 22	2,3 – 4,2	5,3 – 9,8	2,8 – 5,2	
BGA 23	2,2 – 3,2	4,0 – 5,7	1,6 – 1,9	

¹⁾ Medianwert von 7 Messtagen

²⁾ Medianwert von 6 Messtagen

³⁾ minus Schweinezucht (0,5 kg CH₄/Schwein und Jahr; Amon et al., 2007)

Die gemessenen Methanemissionen der Anlagen lagen zwischen 1,6 und 5,5 % der in den Fermentern produzierten Methanmenge und damit im unteren Bereich der in der Literatur angenommenen Werte von 1 – 15 % (Koch 2009, Vogt 2008). Bisher hat auch IPCC (2006) einen Standardwert von 10 % für diffuse Emissionen aus Biogasanlagen vorgegeben. In der gleichen Größenordnung wie in der vorliegenden Studie lagen die diffusen Gesamtmethanemissionen einer Biogasanlage (1 MW elektrische Leistung) in Kanada (durchschnittlich 3,1 % der Methangasproduktion), die ebenfalls unter Nutzung eines open-path Messgerätes (OP-TDLS) und eines Ausbreitungsmodells bestimmt wurden (Flesch et al., 2011).

Es ist anzumerken, dass es bei der Anlage (19) im Zeitraum der Emissionsmessungen zu Prozessproblemen kam. Demnach sind viele unvollständig vergorene Substratanteile in die offenen Endlager gepumpt worden, sodass aufgrund des hohen Restgaspotentials vermutlich mehr Methan freigesetzt wurde. Bei der Anlage (22) führen vermutlich u.a. die stark unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen an den beiden Messtagen zu dem großen Wertebereich der Methanemissionen. Wie bereits im Kapitel 4.4.3 ausgeführt, konnte neben betriebsbedingten Emissionsschwankungen ein meteorologischer Einfluss auf die Gesamtemissionsrate einer Biogasanlage identifiziert werden.

4.5.2 Detaillierte Methanverlustbilanz der Referenzanlage

Für die Referenzanlage können die Emissionen der einzelnen Bauteilgruppen wie folgt zusammengefasst werden:

- 0,1 – 0,2 % Methanemissionen aus dem Silagelager
- 1,2 % Methanemissionen aus den offenen Gärrestlagern
- 2,7 % diffuse Methanemissionen sowie Methanschluß über das BHKW

Eine weitere quantitative Differenzierung der diffusen Methanquellen konnte aufgrund der räumlich dichten Lage potenzieller Methanquellen (z.B. gasdichtes Endlager, Hauptfermenter, Trockengasspeicher) leider nicht vorgenommen werden. Es wird jedoch angenommen, dass ein Großteil der diffusen Methanemissionen aus dem Methanschluß des BHKW stammt. Dabei handelt es sich allgemein um die Menge des Brennstoffs Methan im Abgas des BHKW, die unverbrannt die Brennkammer verlässt und somit um Emissionen, die bei der energetischen Verwertung entstehen und nicht direkt der Biogastechnik alleine zugeordnet werden können. Die Menge an Methanschluß kann je nach Motorenart, Regeltechnik, durchgeführten Wartungen und Biogaszusammensetzung schwanken. In der Regel emittieren Zündstrahlmotoren mehr Methan als Gas-Ottomotoren. In einer Studie von Liebetrau et al. (2011) zeigten einzelne BHKW (insgesamt 10 BHKWs) einen durchschnittlichen Methanschluß von 1,7 %. In der gleichen Größenordnung lag der Methanschluß (1,8 %) bei einem BHKW in Woess-Gallasch et al. (2007). Gronauer et al. (2006) konnten einen Methanschluß von 0,5 % in Gasmotoren und 0,9 % in Zündstrahlmotoren des Methaninputs feststellen. Laut Liebetrau et al. (2011) und Gronauer et al. (2006) können die Methanemissionen durch eine geeignete Einstellung der Motoren, die Brennkammergeometrie sowie hauptsächlich durch eine periodische Motorenwartung (z.B. Öl- bzw. Zündkerzenwechsel, Ventilspieleinstellungen) und ggf. Austausch der Kolben begrenzt werden. Wenn alle Möglichkeiten der motorischen Einstellungen ausgeschöpft sind, können die Emissionen der BHKW nur noch mit einer Nachbehandlung des Abgases mittels thermischer Oxidation vollständig beseitigt werden (FNR, 2013). Der Einsatz von Oxidationskatalysatoren bedingt jedoch eine weitgehende vorgängige Entschwefelung des Biogases.

Der Methanverlust aus den offenen Gärrestlagern der Referenzbiogasanlage lag im Mittel bei 1,2 %. Dieser Wert basiert auf der Mehrquellenrekonstruktion (siehe Kapitel 3.3.4) und wurde für alle offenen Gärrestlager hochgerechnet. Die Differenz der Gesamtmethanemissionen bei vollen und leeren Gärrestlagerung kommt dabei auf die gleiche Größenordnung (1 % Methanverlust). Im Vergleich dazu lag das verbleibende Restmethanpotential aus dem Ablauf des Nachfermenters der Referenzanlage im Mittel bei 3,7 % der Methanausbeute (38°C, 40 Tage) bzw. 1,6 % bei 22°C (40 Tage). Weitaus höhere Methanverluste aus offenen Gärrestlagern der Nassvergärung (3,4 – 5,0 % der produzierten Methanmenge) wurden in Liebetrau et al. (2010) bestimmt. Dabei wurde wahlweise eine belüftete oder geschlossene, schwimmende Haube (0,25 m²) auf die Oberfläche am Rand des Endlagers aufgesetzt. Es ist jedoch anzumerken, dass die konventionelle Haubenmessmethode räumliche und zeitliche Einschränkungen aufweist. Daher gab es bisher kaum verlässliche Methoden zur Abschätzung der Emissionen aus der Gärrestlagerung. In der Vergangenheit wurde das Methanpotential des Gärrestes meist unter Laborbedingungen zur Einschätzung der maximal möglichen Gesamtemissionen herangezogen. Das Restgaspotential bei 37 °C für die untersuchten Biogasanlagen der Studie FNR

(2009) lag im Mittel zwischen 5,1 und 9,7 % der erzielten Methanausbeute pro t Substratinput bei mehrstufigen bzw. einstufigen Anlagen. Bei 20 – 22 °C wurde das Restgaspotential im Mittel auf 1,5 % (mehrstufig) und 3,5 % (einstufig) gesenkt. Hier besteht jedoch die Frage, wie die unter Laborbedingungen ermittelten Werte auf die realen Feldbedingungen übertragen werden können, um eine Abschätzung der Emissionen zu erhalten.

Der Methanverlust der Silagelagerung in der Referenzbiogasanlage lag zwischen 0,1 – 0,2 %. In der Studie von Liebetrau et al. (2011) wurde für die Silagelagerung mit bis zu 0,003 % ein vielfach geringerer Wert angegeben. Es ist allerdings zu beachten, dass zur Bestimmung der Gasemissionen ein aktiv belüfteter Folientunnel verwendet wurde, welcher nur eine Fläche von 1 – 2 m² des Silageanschnittes abdeckte.

Nicht nur entlang der Prozesskette der Biogaserzeugung (Umwandlung von Biomasse in Rohbiogas, Lagerung der Substrate und Gärreste und Verstromung), sondern auch bei der Aufbereitung von Biogas zur nachfolgenden Netzeinspeisung von Biomethan können Methanemissionen auftreten. Laut FNR (2013) ist der Methanschlupf bei der chemischen Wäsche am geringsten (< 0,1 %), gefolgt von der physikalischen Wäsche (1 – 2 %) und der Druckwasserwäsche (ca. 1 %). Deutlich darüber liegt die Druckwechseladsorptionstechnik mit vergleichsweise hohen Methanverlusten im Abluftstrom (ca. 1 – 5 %).

4.6 Verifizierung und Validierung des Modells mittels Tracertests bzw. Gasfreisetzungsversuchen

Für die Validierung des Ausbreitungs- bzw. Quantifizierungsmodells wurden Tracertests (siehe Beschreibung Kapitel 3.3.4) bei der Referenzanlage bzw. einer weiteren Biogasanlage (BGA 19) durchgeführt. Zusätzlich wurden auf vier weiteren Biogasanlagen (BGA 15, 19, 22 und 23) Messungen unter Nutzung des optischen Fernmessverfahrens durchgeführt, um die Gesamtemissionen dieser Anlagen zu erfassen. Eine Übersicht der ausgewählten Validierungsanlagen ist in Kapitel 3.1.3 dargestellt. Die Ergebnisse der Emissionsratenbestimmung dieser Anlagen sind im Kapitel 4.5.1 zusammengefasst.

Bei der Biogasanlage BGA 19 wurden jeweils an zwei Tagen Messungen zur Bestimmung der Emissionsrate eines offenen Gärrestlagers (Lagune) bzw. der Gesamtemission der Anlage durchgeführt. Während der Messung beim offenen Gärrestlager am 22.03.2013 wurde das Tracergas (C₂H₂) mittig und bodennah über der Lagune für ca. 3 Stunden freigesetzt (siehe Abbildung 45 links). Die mittlere Durchflussrate betrug dabei 24 l C₂H₂/min. Mithilfe der Verhältnisrechnung (siehe Formel 5) wurde eine mittlere CH₄-Emissionsrate von rund 1,4 kg CH₄/ berechnet. Im Vergleich zum Modell ergibt sich ein Fehlerwert von nur 14 %.

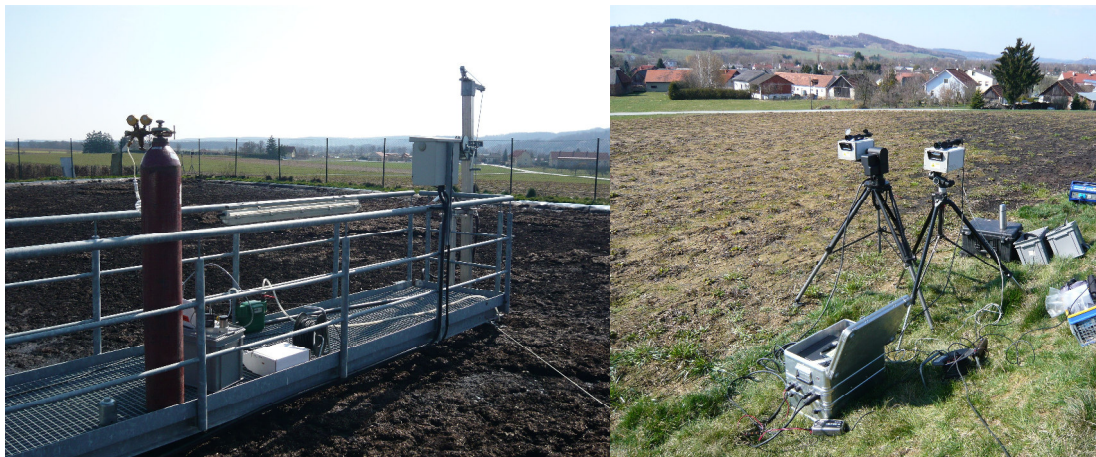


Abbildung 45: Fotoaufnahmen während der Emissionsmessung beim offenen Gärrestlager der Biogasanlage BGA 19 am 22.03.2013 (links: Tracergasfreisetzung; rechts: CH₄- und C₂H₂-Laser)

Basierend auf den durchgeführten Tracertests am 18.04.2013 bzw. 09.05.2013 zur Bestimmung der Gesamtemission der Anlage BGA 19 wurde eine CH₄-Emissionsrate von rund 1 kg CH₄/h berechnet. Im Vergleich zum Modell ergibt sich ein Fehlerwert von 80 %. Ende Juni 2013 wurde die Messgeräte entsprechend des empfohlenen Serviceintervalls zur Wartung in die Serviceabteilung in den Niederlanden retourniert. Im Zuge des Services des C₂H₂ Lasers wurde festgestellt bzw. bestätigt, dass dieser eine Querempfindlichkeit auf Wasserdampf bei Messstrecken > 50 m und einer relativen Luftfeuchtigkeit > 30 % (Faktoren, wie sie auch am 18.04.2013 bzw. 09.05.2013 vorlagen) aufweist, wodurch es zu einer massiven Unterschätzung der C₂H₂-Konzentrationen bzw. der ermittelten CH₄-Emissionsraten kommt. Der Hersteller arbeitet derzeit an einer Problemlösung. Aufgrund der beschriebenen Problematik konnte der C₂H₂-Laser nicht verlässlich zur Validierung des Ausbreitungsmodells (zur Bestimmung der Gesamtemissionen einer Anlage) eingesetzt werden.

Im Rahmen einer Diplomarbeit (Kovac, 2012) konnte mithilfe von synthetischen Versuchen die Anwendung der optischen Fernmessmethode in Verbindung mit dem Ausbreitungsmodell „LASAT“ bei verschiedenen Wetterbedingungen und Messkonstellationen erfolgreich demonstriert werden (siehe Abbildung 46). An insgesamt 6 Messtagen wurde über eine synthetische Quelle von 4 m² (siehe Abbildung 47) kontrolliert Methan wie auch Acetylen (jeweils 5 l/min) freigesetzt, um die Genauigkeit des Ausbreitungsmodells sowie der Tracerrückrechnung bei geringen Emissionsraten bestimmen zu können. Dabei wurden unterschiedliche Messhöhen (1 m und 1,7 m) sowie verschiedene Messkonstellationen (Messstrecken direkt über der synthetischen Quelle wie auch im Lee der Quelle) berücksichtigt. Generell konnte die Genauigkeit der zwei Methoden unter der alleinigen Berücksichtigung der Lee-Messstrecken erhöht werden. Die Genauigkeit beider Methoden liegt im Bereich +/- 80 – 90 % und ist somit mit anderen internationalen Studien vergleichbar (Flesch et al., 2004, 2009; Gao et al., 2010; Ro et al., 2011; Kovac, 2012).

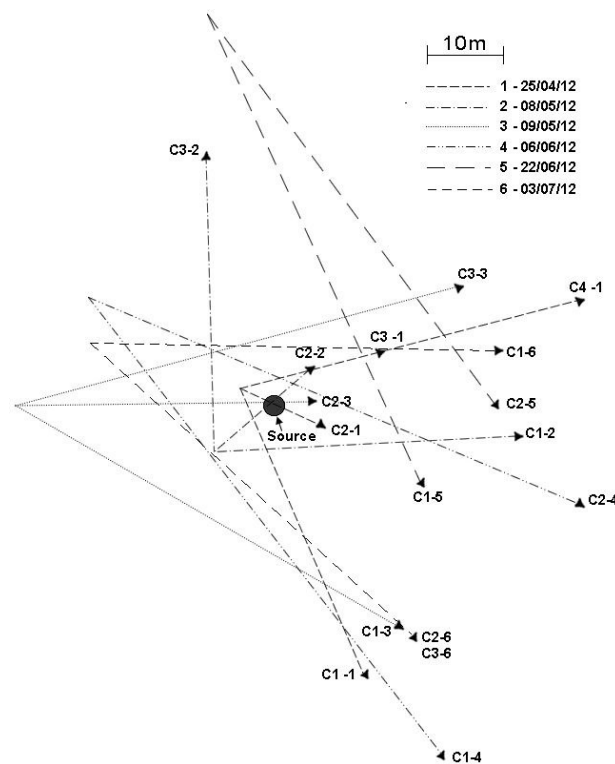


Abbildung 46: Schematische Darstellung der Messanordnung für die synthetischen Versuche (kontrollierte Freisetzung von C_2H_2 und CH_4) an den 6 unterschiedlichen Messtagen (Kovac, 2012)



Abbildung 47: Fotoaufnahmen während der synthetische Versuche (Kovac, 2012)

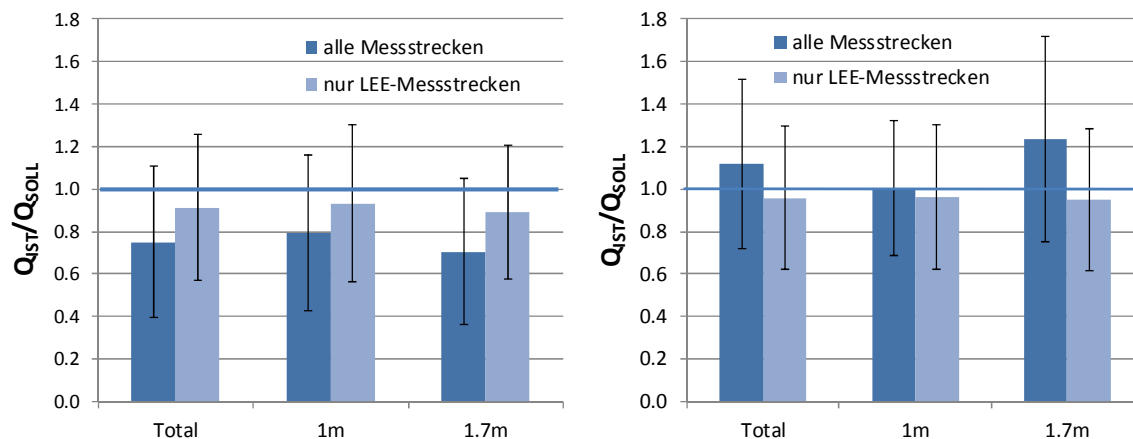


Abbildung 48: Vergleich der Genauigkeit (optimal ist ein Ist-/Sollwert von 1) der Emissionsratenbestimmung von Methan mittels Tracerrückrechnung (links) und Ausbreitungsmodellierung (rechts) bei einer Messhöhe von 1 m bzw. 1,7 m

Nachdem aufgrund der beschriebenen Problematik der C_2H_2 -Laser nur bedingt zur Validierung des Ausbreitungsmodells für die Bestimmung der Gesamtemission einer Anlage (Messstrecken > 50 m erforderlich) eingesetzt werden konnte, wurde eine alternative Validierungsmethode nach McGinn et al. (2006) angewandt. Dabei wurde innerhalb der Referenzbiogasanlage an 3 Messtagen (16.09.2013, 19.09.2013 und 23.09.2013) kontrolliert synthetisches Methan (ca. 65 l/min) freigesetzt. Um die synthetische Methanmenge von den gesamten, natürlichen Methanemissionen der Anlage differenzieren zu können, wurde das Methan in Intervallen von 30 min ausgelassen. Das Prinzip der Methode ist in Abbildung 49 dargestellt.

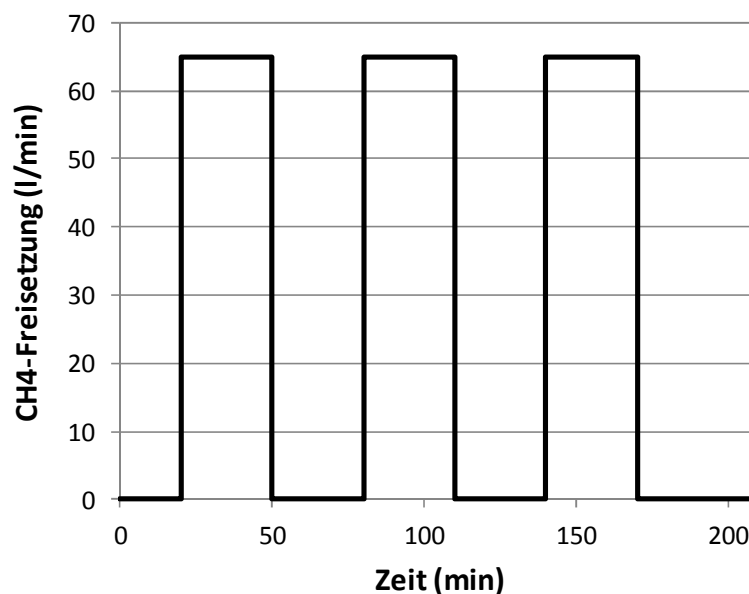


Abbildung 49: Prinzip der Intervallfreisetzung von Methan zur Validierung des Ausbreitungsmodells nach McGinn et al. (2006)

In Abbildung 50 sind beispielhaft die gemessenen Methankonzentrationen im Lee und im Luv der Anlage während der Messung am 19.09.2013 abgebildet. Während der Phasen der kontrollierten Methanfreisetzung konnte eine eindeutige Erhöhung der Methankonzentration im Lee der Anlage festgestellt werden. Bei der Emissionsratenbestimmung wurde im Mittel ein Fehlerwert von 10 – 30 % bestimmt.

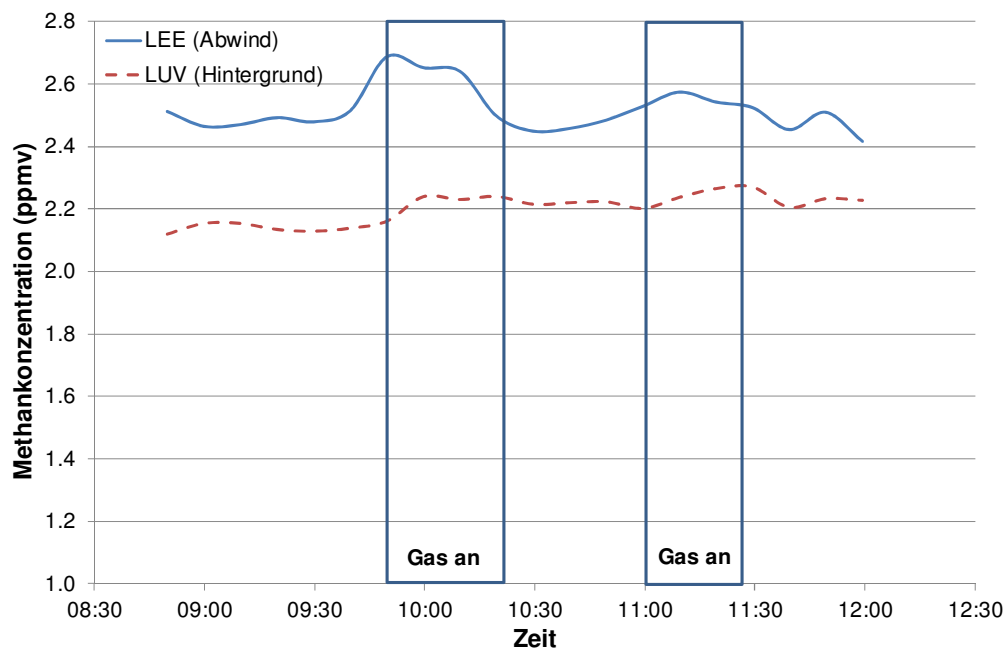


Abbildung 50: Gemessenen Methankonzentrationen im Lee und im Luv der Referenzbiogasanlage während der Messung am 19.09.2013 zur Validierung des Ausbreitungsmodells

4.7 Verallgemeinerte Vorgangsweise zur Erfassung der Emissionen von Biogasanlagen

Die minimale Distanz der Messung zur Quelle, ab welcher die homogene Annahme zu guten Ergebnissen führt, ist abhängig von der Stabilität der Atmosphäre, der Quellhöhe und der Quellgeometrie. Für Flächenquellen unterhalb von 5 m und Volumenquellen mit einer vertikalen Ausdehnung kleiner 10 m (gilt für Szenarien 1 und 2) ist diese Distanz größer als 50 m. Für diese Fälle erreicht die berechnete Emissionsrate den wahren Wert (als 1 dargestellt) (innerhalb einer Abweichung von 30 %) für Messungen, die 50 Meter oder weiter von der Quelle entfernt sind. Die Annahme der Queldimension ist ab dieser Distanz vernachlässigbar (Ausnahme Szenario 3). Für geringere Windgeschwindigkeiten ($<2 \text{ ms}^{-1}$) sollte jedoch theoretisch eine Messdistanz zur Quelle von 100 m nicht überschritten werden. Generell wird eine Messdistanz von $>150 \text{ m}$ nicht empfohlen, da sich gegebenenfalls aufgrund der erhöhten Verdünnungseffekte die Lee-Konzentration des open-path Lasers kaum von der Hintergrundkonzentration unterscheidet.

Bei Szenario 3 (Punktquelle) wird die Emissionsrate generell massiv unterschätzt, da die Konzentration der gemeinsamen Punktquelle (vor allem in unmittelbarer Nähe zur Quelle) kleiner ist als diejenige der verschiedenen Einzelquellen (realistischen Basisszenario).

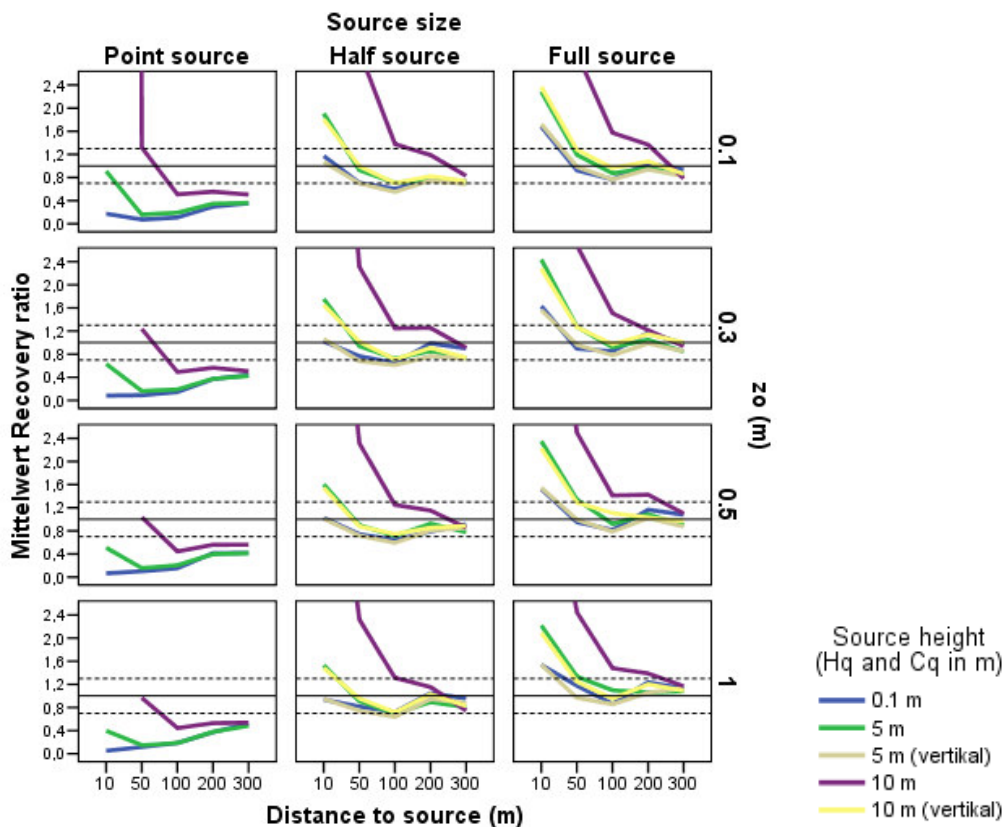


Abbildung 51: Ergebnis der Emissionsratenbestimmung (optimaler Wert als 1 dargestellt innerhalb einer Abweichung von 30 %) in Abhängigkeit der Messdistanz zur Quelle, der Quellgeometrie und der Oberflächenrauigkeit z_0 unter neutralen Bedingungen für eine Windgeschwindigkeit von 3 m/s; (H_q = Höhe der Flächenquelle, C_q = vertikale Ausdehnung der Volumenquelle)

Neben der Einhaltung der minimalen Distanz der Messung zu einer Anlage sollten folgende Kriterien bei der Modellierung erfüllt werden, um ein optimales Ergebnis zu gewährleisten (Flesch et al., 2005):

- Perioden mit extremen Stabilitätsverhältnissen (Obukhov-Länge $|L| \leq 10$ m) sollten vermieden werden.
- Perioden mit einer Schubspannungsgeschwindigkeit $u^* \leq 0,15$ m/s sollten nicht betrachtet werden.
- Die Emissionsfahne der Quelle sollte zu einem Großteil von der Offenpfadmessung abgedeckt werden (Einflussbereich [„Footprint“] > 50 %)

4.8 Maßnahmenkatalog

Im Rahmen der Emissionsmessungen wurden sowohl Emissionsquellen identifiziert als auch z. T. quantifiziert. Aus diesen Themengebieten und Ergebnissen resultieren Maßnahmenvorschläge. Diese sollen dazu dienen, den Betrieb von Biogasanlagen so emissionsarm wie möglich zu gestalten. Es lässt

sich allerdings aus den Ergebnissen der Messungen kein einzelner konkreter Methanemissionsfaktor definieren. Die Summe der Emissionsquellen ergibt die Gesamtemission - dementsprechend nur ein gesamter Katalog aus technischen, konstruktiven sowie organisatorischen Maßnahmen die mögliche Emissionsreduktion beim technischen Betrieb einer Biogasanlage.

Wie bereits beschrieben wurden zwei Methoden zur Erfassung von Methanemissionen eingesetzt. Jedes Verfahren für sich gibt unterschiedliche Informationen über die jeweilige Quelle.

Der technische Betrieb einer Anlage bringt erwartungsgemäß Emissionen von Methan mit sich. Beginnend mit der Manipulation des Substrates bis zur Manipulation des Gärrestes wurden Emissionen festgestellt. Mittels der FID-Methode konnten einzelne Emissionsquellen auf der Referenz-Biogasanlage genauer identifiziert werden.

Mit folgender Grobeinteilung können die Emissionen gruppiert werden:

- Substrat
- Gärrestlager
- Gärrestbeschaffenheit
- Mechanische Überdrucksicherungen
- Undichtigkeiten

Weiters kann festgestellt werden, dass keine „Hauptemissionsquelle“ identifiziert werden konnte. Daraus ergibt sich natürlich ein „holistischer Ansatz“, um die Ergebnisse zu bewerten:

Die Summe an Emissionsquellen ergibt die Gesamtemission. Entsprechend muss auch ein Maßnahmenkatalog zu einer Gesamtemissionsminderung führen. Dieser Katalog soll als Hinweis für die Sensibilisierung von Anlagenbetreibern und Konstrukteuren dienen. Diese Maßnahmen können sowohl bei der Auswahl der richtigen Komponenten als auch bei der Programmierung des Betriebsalgorithmus umgesetzt werden.

4.8.1 Darstellung des Optimierungspotentials einzelner Anlagenkomponenten

Mittels der FID-Messungen konnten einzelne Emissionsquellen in der Prozesskette Biogasanlage identifiziert werden. Diese lassen sich folgendermaßen gruppieren:

- Undichtigkeiten und Punkt-Emissionsquellen
- Gärrestlager
- Gasfassungssystem
 - Gasmembran
 - Druckniveaus
 - Beschickung

Wie in Tabelle 5 dargestellt, lassen sich folgende Punktemissionen identifizieren:

- Einbringsystem
 - Stopfschnecke

- Flüssigeinbringsystem
- Kontroll/Serviceöffnungen
 - Abdichtung von Serviceschächten
 - Schaugläser: Spülöffnungen, Flansche
 - Rohrleitungen und Ventile
(Wärmeausdehnung, Montage)
- Überlauf- und –pumpvorlagen
 - Anbindung an das Gasfassungssystem

Bei der Substrateinbringung muss Material in den Fermenter eingebracht werden. Stückiges Material kann nicht eingepumpt werden, sondern wird entweder mittels einer Schnecke oder einer Einspülvorrichtung eingebracht. Im ersteren Fall wird die Emission durch einen Stempel des Substrats minimiert, jedoch nicht verhindert. Bei Flüssigdosiereinheiten wird Material aus dem Fermenter dazu benutzt, das üblicherweise feste Substrat einzumischen; dies kann zur physikalischen Freisetzung von Gasen führen.

Serviceöffnungen, wie jene für die Kontrolle von Tauchmotorrührwerken, stellen bei Undichtigkeit der Tür eine Quelle für die Methanemission dar. Schaugläser werden mit außen zugänglichen Spülanschlüssen versehen, deren Ventile je nach Bauart nicht gasdicht ausgeführt sind.

Die Temperatur von Rohrleitungen und Ventilen bzw. Flanschen ist im Betrieb höher als bei der Montage. Diese Wärmeausdehnung kann zu Undichtigkeiten und folglich zu Gasleckagen führen.

Syphon-Überläufe sind die einfachste Möglichkeit, das Niveau in Fermentern konstant zu halten und gleichzeitig die Schwerkraft zu nutzen, um Fermentationsflüssigkeit in die nachfolgenden Behälter zu transportieren. Offene Überlaufschächte, die als Pumpvorlagen konzipiert werden, können nur emissionsfrei betrieben werden, wenn diese an das Gasfassungssystem angeschlossen sind.

Wie aus Tabelle 5 auch entnommen werden kann, sind Gasspeichermembranen als Flächen- bzw. diffuse Emissionen identifizierbar. Störfälle wie gerissene Membranen, aufgegangene Nähte oder schlechte Abdichtung auf der Mauerkrone können die Ursache dafür sein. Die Gaspermeabilität der eingesetzten Membranen ist partialdruckabhängig. Ein- und zweischalige Systeme stellen daher gleichwertige Systeme dar. Mit zweischaligen Systemen können Leckagen leichter erkannt werden, da Methansensoren im austretenden Stützluftstrom einen Alarm auslösen können.

4.8.2 Darstellung des biotechnologisch/fermentativen Optimierungspotentials

Aus den Messungen mittels FID bzw. mittels open-path Messgerät wurden bisher nicht oder kaum beachtete Zusammenhänge zwischen dem Betrieb der Anlage und der Methanemission klar:

Wird die Methanproduktionsrate des zugegebenen Substrates in der Prognose unterschätzt, so wird mehr oder minder kurzfristig – unerwartet – mehr Gas, als durch die Gasverbrauchseinrichtung verwertet werden kann, produziert. Um diesen Überschuss abzuarbeiten, sollten Notfackeln installiert sein. Das Füllniveau von Gasspeichern wird als Kriterium für die Motorsteuerung von BHKW's sowie die Fackelzündung herangezogen. Ist letztere fehlerhaft, löst die Fackel nicht aus, und die mechanische Überdrucksicherung löst aus und emittiert Biogas.

Gasüberschüsse oder kurzfristige Druckschwankungen werden auch durch physikalische und chemische Vorgänge ausgelöst:

Das Zudosieren von sehr saurem Material wird zur Freisetzung von Kohlendioxid führen. Ist nun das Betriebsdruckniveau der Biogasanlage sehr knapp am Maximaldruck einzelner Komponenten (wie z.B. einschaliger Gasdächer), so kann ein solcher Druckstoß dann zum Ansprechen der mechanischen Überdrucksicherung führen. Selbiges gilt auch beim Betriebszustand eines absolut vollen Gasspeichers. Letzterer kann bei sehr hoher Sonneneinstrahlung und der damit verbundenen Ausdehnung des Gases bzw. bei Windstößen zum Ansprechen der Überdrucksicherung führen.

Weitere Druckstöße können durch Wassersäcke in Gasleitungen bzw. zu klein dimensionierten Gasleitungen zum Gasspeicher ausgelöst werden.

Eine gute Abschätzung der Fermentationskinetik kann daher Methanemissionen vermeiden helfen. Einfache Prognosemodelle können hier Abhilfe schaffen.

Aus den vorliegenden Daten und Messreihen lassen sich organisatorische Maßnahmen ableiten, die bei bestehenden Anlagen zu einem emissionsarmen Betrieb führen können:

- das Beschickungsregime muss durch eine gute Abschätzung der Gasproduktionskinetik begleitet werden. So können Gasproduktionspeaks vermieden werden.
- Schnellanlaufende Rührwerke und das Zudosieren von sauren Substraten führen zu Druckstoß.
- Der optimale Betriebszustand von Gasspeichern ist nicht voll, sondern im Füllstandsbereich von 0,3 bis 0,5.
- Anlagenrundgänge sind auch mit dem Augenmerk auf Leckagen von Einzelkomponenten wie Flansche, Schaugläser und Gasmembranen durchzuführen.

Für die Umsetzung dieser Maßnahmen ist es aber auch notwendig, die Sensibilisierung der Anlagenbetreiber zu diesem Thema zu erhöhen.

Neuanlagen können durch entsprechende Spreizung von Betriebsdruck und Maximaldruck das Ansprechen der Überdrucksicherungen vermeiden. Doppelmembrangasdächer lassen Leckagen leichter erkennen. Ausreichend dimensionierte Gasleitungen können Druckstöße besser an die Gasspeicher weitergeben. Eine robuste und korrekte Messung des Gasspeicherniveaus hilft Unterschätzungen des Niveaus zu vermeiden. Damit kann in der Informationsschleife zeitgerecht auf die Gegebenheiten reagiert werden.

5 Ausblick und Empfehlungen

Probenahme und Restgaspotentialerhebung mittel Gärtests

Das Projekt hat gezeigt, dass die Repräsentativität der Probenahme sehr wichtig ist. Daher wurde bei der Wahl der Probenahmestellen darauf geachtet, möglichst repräsentativ zu sein (z.B. Spülung der Rohrleitungen mit dem Probengut, Aufrührern des Gärrestes). Trotzdem hat sich gezeigt, dass die Werte selbst innerhalb einer Anlage im Jahresgang stark streuen. Die spezifische Methanbildung dieser Studie liegt in einem Bereich von ca. 20 bis 150 NI CH_4 pro kg oTS. Deshalb können aus einer einmaligen Beprobung keine verlässlichen Aussagen getroffen werden, da jeder Einzelwert aufgrund der Beprobung und der vorangegangenen „Anlagengeschichte“ eine beträchtliche Schwankungsbreite aufweisen kann. Eine quartalsmäßige Beprobung ist daher für die Erfassung des Restmethanpotentials einer Anlage empfehlenswert.

Die Resultate der Gasbildungstests zeigen weiters, dass bei einigen Anlagen das Restmethanbildungspotential im Gärrest nicht vernachlässigbar ist. Das nicht ausgenutzte Methanpotential im Material, welches den gasdichten Bereich verlässt, beträgt hochgerechnet ca. 2,9% (Medianwert, Gärttest: 40 Tage, 38°C) der jährlich produzierten Methanmenge. Der tatsächliche Wert ist aber stark anlagen- und betriebsspezifisch beeinflusst und schwankt von Minimalwerten wie 1% bis zu Maximalwerten von 5% (Gärttest: 40 Tage, 38°C). Werden die Resultate der Inkubation bei 38°C auf 22°C heruntergebrochen, so ergeben sich Werte von 1,0 bis 1,5% (Spannweite 0,0 bis 4,5%) bezogen auf die gesamte erzeugte Methanmenge (100%), was sich recht gut mit den Werten der open-path Messung für das offene Gärrestlager der Referenzanlage deckt.

Für eine effiziente Anlagenplanung- und den Anlagenbetrieb ist es notwendig die Substrateigenschaften, die Temperatur und die geplanten Verweilzeiten zu berücksichtigen. Von leichtverfügbaren Substraten können z.B. schon nach 10 Tagen bis zu 90% des Methanpotentials freigesetzt werden. Bei schwieriger bioverfügbaren Substraten kann 90% des Methanpotentials erst nach z.B. 30 Tagen erreicht werden. Die restlichen 10% können in der Zeit relativ unregelmäßig verteilt sein. Die Temperatur spielt hier eine sehr wichtige Rolle, da allgemein gilt, dass bei höheren Temperaturen die Abbauprozesse schneller sind als bei niedrigeren Temperaturen.

Die Erfassung des Restmethanpotentials ist in Zukunft daher ein wichtiges Instrument im Sinne einer guten Betriebsführung und Optimierung der Effizienz von Biogasanlagen. Dabei spielt die biologische Prozessstabilität des Gärprozesses eine essentielle Rolle. Um auf Änderungen rechtzeitig reagieren zu können, sind regelmäßige Prozessparameteranalysen wie z.B. Methankonzentration, FOS/TAC, freie flüchtige Fettsäuren, pH-Wert, Ammoniumstickstoff oder Gesamtstickstoff sehr hilfreich. Vor allem die

bekannte und nachvollziehbare „Geschichte“ der Biogasanlage ist für die Interpretation von Analysenergebnissen unverzichtbar.

In einer konsequenten Weiterführung des Projektgedankens und der Komplettierung der Wissenslücken, ist eine Aufklärung des Temperaturjahresganges (sowie Temperaturgradienten) in offenen Endlagern an verschiedenen Stellen von Bedeutung. Ebenso wären mögliche Lachgasemissionen als weiteres klimarelevantes Gas zu betrachten. In offenen Endlagern weisen Schwimmschichten oft Stärken bis zu 2 Meter auf. Diese Schwimmschichten stellen nach wie vor eine „black box“ für Emissionen dar, da die hier vorkommenden Reaktionsmechanismen wie Methanoxidation und Lachgasbildung nur vermutet werden können, bis jetzt aber ihr Ausmaß und ihre Relevanz nicht abgeklärt sind.

Die erhobenen Gärrestdaten lassen sich in die Gruppen NAWARO- und Abfallanlagen einteilen. Hier sind deutliche Unterschiede erkennbar. Bei Gärresten aus Abfallanlagen konnte, auf oTS bezogen, ungefähr das doppelte Restmethanpotential als bei NAWARO-Anlagen festgestellt werden. Auf Basis von durchgeführten Messungen und Analysen ist es möglich, die Restmethanpotentiale für Gärreste aus Abfall- und NAWARO-Anlagen näher abzuschätzen. Nur bei den Abfallanlagen konnten tendenzielle Zusammenhänge zwischen den Parametern Konzentration der flüchtigen Fettsäuren und Restmethanpotential ausgedrückt in [$\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{t oTS}$] bzw. in [% der Gesamtmethanmenge] beobachtet werden. Es konnten im Rahmen der untersuchten Anlagen keine erkennbaren Zusammenhänge zwischen dem Restgaspotential und den Verweilzeiten, bzw. dem Substratinput (ausgedrückt als Raumbelastung) dargestellt werden. Für die Abschätzung des Restmethanpotentials sollten daher in Zukunft Proben von NAWARO-Anlagen jedenfalls einem Restmethanpotential-Test unterzogen werden. Die derzeitige Datenlage (allerdings statistisch nicht repräsentativ) hinsichtlich Abfallanlagen lässt vermuten, dass hierbei in Zukunft die alleinige Bestimmung der flüchtigen Fettsäuren ausreichend für eine Bewertung des Ausgärgrades sein könnte.

Eine gasdichte Abdeckung kann für die am Fermenter direkt angeschlossenen, vor allem versenkten, Gärrestlager empfohlen werden. Die Temperaturmessungen haben gezeigt, dass die Gärrestsuspension im Endlager höhere Temperaturen als vermutet erreichen und halten kann, und dass diese kaskadische Temperaturnutzung einen positiven Beitrag zur besseren Substratnutzung und Anlageneffizienzsteigerung leistet. Trotzdem muss dies für jede Anlage einzeln betrachtet werden, da die spezifischen Betriebsumstände eine sehr wichtige Rolle spielen können. Um das Wärmepotential der Gärsuspensionen in Zukunft besser nutzen zu können, muss die Wärmeleitfähigkeit und Temperaturverteilung in diesen Flüssigkeiten weiter untersucht werden.

Monitoring- und Quantifizierungstool

Die Identifikation bzw. Quantifizierung punktueller sowie diffuser Methanverluste von Biogasanlagen stellen hohe Anforderungen an die messtechnische Methodik. Das optische Fernmesssystem OP-TDLS in Verbindung mit meteorologischen Messungen und dem Ausbreitungsmodell „LASAT“ erwies sich als vielversprechendes und geeignetes Monitoring- bzw. Quantifizierungstool zur Erfassung der Gesamtemission einer Biogasanlage. Mithilfe der Validierungsmethode nach McGinn et al. (2006) wurde bei der Modellierung der Emissionsraten im Mittel ein Fehlerwert von 10 – 30 % bestimmt. Dieser ist mit den Genauigkeitsangaben aus der Literatur gut vergleichbar. Es konnte ebenfalls gezeigt werden, dass

meteorologische Messungen mittels 3D Ultraschall-Anemometer über den langen Zeitraum von mehr als zwei Jahren weitgehend wartungsfrei und ohne Qualitätsverlust durchgeführt werden können.

Aufgrund der langen und kontinuierlichen Messkampagnen konnten die Methanemissionen der Anlagen sowohl betriebstechnisch als auch meteorologisch interpretiert werden. Während der Messungen wird im Allgemeinen der Anlagenbetrieb nicht gestört und der Messaufwand ist unabhängig von der Anlagengröße. Ein wesentlicher Faktor stellt jedoch die Platzierung der Messgeräte dar. Um eine hohe Genauigkeit bei der Modellierung der Quellstärke (Emissionsrate) zu gewährleisten, muss bei der Aufstellung des open-path Messgerätes eine Mindestdistanz zur Biogasanlage eingehalten werden. Basierend auf der durchgeführten Sensitivitätsanalyse ist die minimale Distanz der Konzentrationsmessung zur Quelle abhängig von der Stabilität der Atmosphäre sowie der Quellhöhe und der Quellgeometrie. Für die Referenzbiogasanlage wurde eine Mindestdistanz von 50 m ermittelt. Generell wird eine Messdistanz von >150 m nicht empfohlen, da sich gegebenenfalls aufgrund der erhöhten Verdünnungseffekte die Lee-Konzentration des open-path Lasers kaum von der Hintergrundkonzentration unterscheidet. Die Topografie des Geländes sowie die Infrastruktur (Straßen, Gebäude, Hügel, Bäume, etc.) können dabei eine optimale Aufstellung der Messgeräte behindern. Zusätzlich ist die Methode (Quelltermrückrechnung sowie Messaufstellung) von den vorherrschenden meteorologischen Bedingungen abhängig. Perioden mit extrem stabiler meteorologischer Schichtung (Obukhov-Länge $|L| \leq 10$ m) sowie einer Schubspannungsgeschwindigkeit $u^* \leq 0,15$ m/s sollten vermieden werden.

Als eines der wichtigsten Ergebnisse des Projekts konnte mit dieser Methode erstmals auch die gleichzeitige Bestimmung der Emissionsraten mehrerer Quellen (offene Gärrestlager) bei dem komplexen Standort der Referenzbiogasanlage erfolgreich implementiert und angewendet werden. Eine Rückrechnung auf die einzelnen Emissionsquellen ist jedoch nur bei einer entsprechenden Entfernung der Quellen zueinander möglich. Aufgrund der dichten Lage potenzieller Verlustquellen innerhalb der Referenzanlage (z.B. gasdichtes Endlager, Hauptfermenter, Trockengasspeicher) konnte – bis auf das Silagelager – keine weitere quantitative Differenzierung der diffusen Methanquellen vorgenommen werden. Die vielversprechende Anwendung der Mehrquellenrückrechnung konnte jedoch demonstriert werden.

Das open-path Messgerät eignet sich prinzipiell auch zur Identifikation bzw. Ortung von qualitativen Methanverlusten (Darstellung von Konzentrationen, Visualisierung von Emissionsfahnen). Dabei können im Gegensatz zu FID-Messungen (oder Infrarotgas- bzw. Wärmebildkameras) diffuse und temporäre Quellen (z.B. Überdrucksicherung) über einen längeren Zeitraum erfasst werden, wobei Aufschlüsse über periodische bzw. systematische Emissionen einer Biogasanlage ermöglicht werden. Die Platzierung der Messgeräte ist allerdings sehr aufwändig und eignet sich nicht für eine rasche Lokalisierung der Leckagen. Der Einsatz von portablen FIDs sowie Gas- bzw. Wärmebildkameras könnte hierbei als Ergänzung der Fernmessmethode dienen.

Das Quantifizierungstool kann zukünftig auch für Emissionsmessungen von Treibhausgasen in unterschiedlichen Einsatzbereichen der Abfallwirtschaft (z.B. Kompostierungsanlagen, Deponien, Kläranlagen, etc.) Anwendung finden. Allerdings ist die Modellierung der Emissionsraten derzeit noch mit einem großen Aufwand verbunden und erfordert eine hinreichend fachliche Expertise. Vor allem die

Aufbereitung der Daten (vor der Modellierung) ist noch sehr zeitintensiv. Um diese Methode als Standardmethode etablieren zu können, müssen die Messungen inklusive der Aufbereitung und Auswertung benutzerfreundlicher gestaltet werden.

Für eine weiterführende statistische Auswertung bzw. Interpretation der Daten sind Dauermessungen für eine ausreichend große Datenbasis eine wesentliche Voraussetzung. Dafür bedarf es allerdings einer Adaption der Reflektoren für den Nachtbetrieb (um die Bildung von Kondenswasser zu vermeiden) sowie einer Softwareadaption für die automatische Zielerkennung und –optimierung der Scan-Vorrichtung (PTU). Weiters sollte eine möglichst autarke Stromversorgung der Geräte (mittels Solarzellen und Batterien) im Feld gewährleistet werden. Um die Genauigkeit der Emissionsrückrechnung zu erhöhen, sollten die Konzentrationsmessungen gleichzeitig im LEE und LUV der Quelle vorgenommen werden, um auch kleinste Veränderungen der Hintergrundkonzentration detektieren zu können. Weiters sollte auch eine Vertiefung der Sensitivitätsanalyse zur Emissionsmodellierung mit zusätzlichen Tracertests durchgeführt werden, um eine Messaufstellung an der jeweiligen Anlage optimieren zu können.

Maßnahmenkatalog

Aus den vorliegenden Daten und Messreihen lassen sich organisatorische Maßnahmen ableiten, die bei bestehenden Anlagen zu einem emissionsarmen Betrieb führen können:

- das Beschickungsregime muss durch eine gute Abschätzung der Gasproduktionskinetik begleitet werden. So können Gasproduktionspeaks vermieden werden.
- Schnellanlaufende Rührwerke und das Zudosieren von sauren Substraten führen zu Druckstoß.
- Der optimale Betriebszustand von Gasspeichern ist nicht voll, sondern im Füllstandsbereich von 0,3 bis 0,5.
- Anlagenrundgänge sind auch mit dem Augenmerk auf Leckagen von Einzelkomponenten wie Flansche, Schaugläsern und Gasmembranen durchzuführen.

Für die Umsetzung dieser Maßnahmen ist es aber auch notwendig, die Sensibilisierung der Anlagenbetreiber zu diesem Thema zu erhöhen.

Neuanlagen können durch entsprechende Spreizung von Betriebsdruck und Maximaldruck das Ansprechen der Überdrucksicherungen vermeiden. Doppelmembrangasdächer lassen Leckagen leichter erkennen. Ausreichend dimensionierte Gasleitungen können Druckstöße besser an die Gasspeicher weitergeben. Eine robuste und korrekte Messung des Gasspeicherniveaus hilft, Unterschätzungen des Niveaus zu vermeiden. Damit kann in der Informationsschleife zeitgerecht auf die Gegebenheiten reagiert werden.

Im Folgenden sind die wesentlichsten Empfehlungen, die aus dem generierten Datenpool abgeleitet werden konnten, nochmals übersichtlich in einem einfachen praxisgerechten „Maßnahmenkatalog“ zusammengefasst.

Empfehlungen an die Praxis – Maßnahmenkatalog

Mit Hilfe von Methan-Emissionsmessungen an Biogasanlagen im Rahmen des Projektes „Klimoneff“ wurden sowohl Emissionsquellen identifiziert als auch z.T. quantifiziert. Aus diesen Themengebieten und Ergebnissen resultieren Maßnahmenvorschläge. Diese sollen dazu dienen, den Betrieb von Biogasanlagen so emissionsarm wie möglich zu gestalten. Es lässt sich allerdings aus den Ergebnissen der Emissions-Messungen im Rahmen des Projektes kein einzelner konkreter Methanemissionsfaktor definieren. Die Summe der Emissionsquellen ergibt die Gesamtemission – dementsprechend führt nur ein Katalog aus technischen, konstruktiven sowie organisatorischen Maßnahmen zur möglichen Emissionsreduktion beim technischen Betrieb einer Biogasanlage.

Dieser Maßnahmenkatalog dient dazu, die Sensibilität von Anlagenbetreibern und Anlagenkonstrukteuren auf mögliche Methanemissionen von Biogasanlagen zu lenken.

Diese Themenfelder sind sowohl bei der Konstruktion als auch beim täglichen Betrieb, z.B. beim Anlagenrundgang, zu berücksichtigen.

1. Direkte, den technischen Komponenten und Anlagenmodulen zuordenbare Verluste und Emissionen

Mechanische Überdrucksicherungen

Die mechanische Überdrucksicherung entlässt Biogas, wenn zu viel Biogas in der Biogasanlage ist und nicht über die Gasverbrauchseinrichtung oder die Fackel abgelassen wird.

Das Ansprechen der mechanischen Überdrucksicherungen kann unterschiedliche Gründe haben:

- Biogas kann schlagartig entstehen, wenn Rührwerke eingeschaltet werden oder saure Substrate schnell zudosiert werden. Wenn das Gas nicht oder nicht schnell genug in den Gasspeicher entweichen kann, wird es über die Überdrucksicherung entweichen.
- Unterdimensionierte Gasleitungen lassen die Druckstöße nicht schnell genug in den Gasspeicher
- Ein voller Gasspeicher kann kein weiteres Gas aufnehmen
- Der Betriebsdruck der Biogasanlage ist zu nah am Maximaldruck, sodass kleine Gasdruckschwankungen bereits ein Ansprechen der mechanischen Überdrucksicherung bewirken.
- Wassersäcke in Gasleitungen können zu Druckschwankungen führen

Die mechanische Überdrucksicherung soll so konstruiert werden, dass starker Wind oder andere Witterungseinflüsse keinen Einfluss auf das Funktionieren der Sicherung haben.

Einbringeinrichtungen

Substrate sollten über so kleine Öffnungen wie möglich eingebracht werden. Biogas kann gegen den Silagestempel bei Schneckeneinbringung austreten. Bei Flüssigeinbringung sollte die Oberfläche des Rezirkulats so gering wie möglich sein.

Überlaufschächte, Pumpvorlagen

Überlaufschächte aus Fermentern bzw. Pumpvorlagen sollten wenn möglich nicht als offene Gruben ausgeführt werden, sondern – sofern sie verfahrenstechnisch nicht vermeidbar sind - an das Gasfassungssystem angeschlossen werden.

Rührwerkswellendurchführungen

Rührwerkswellendurchführungen mit Wasservorlagen müssen auf ausreichende Druckdifferenz zum Betriebsdruck ausgelegt werden. Weiters müssen diese Wasservorlagen auf eine Minderbefüllung abgesichert werden.

Gasspeichermembran

Membranen werden zur Gasspeicherung oder als Fermenterabdeckung eingesetzt. Diese Membranen weisen eine technisch nicht vermeidbare Durchlässigkeit für Biogas auf. Diese Durchlässigkeit hängt hauptsächlich vom Konzentrationsgradienten zwischen innen und außen ab. Daher lassen Ein- oder Zweischalige Dächer bzw. Gasspeicher eine ähnliche Gasmenge durch. Prinzipiell ist neben einer korrekten Montage auch auf eine minimale Gasdurchlässigkeit zu achten. Dunkle Materialien lassen die Membranen bei Sonneneinstrahlung stärker erhitzen und erhöhen dadurch die Durchlässigkeit. Es ist jenen Membranabdeckungen, die mit höheren Betriebsdrücken betreibbar sind, der Vorzug zu geben.

Beim Anlagenrundgang ist auf mechanische Beschädigung der Membran zu achten.

Doppelmembranspeicher können im Tragluftsystem mit einem Leckageerkennungssystem ausgerüstet werden, wodurch eine erhöhte Diffusion/Leckage automatisch erkannt werden kann.

Der Füllstand von Gasspeichermembranen ist üblicherweise der Steuerungsparameter für Gasverbrauchseinrichtungen bzw. Noteinrichtungen wie eine Gasfackel. Auf eine korrekte und verlässliche Anzeige des Füllniveaus ist bei der Komponentenauswahl und im Anlagenbetrieb zu achten.

Abdichtung von Serviceschächten

Werden Tauchmotorrührwerke eingesetzt, so werden aufgesetzte Serviceschächte verbaut. Lange Dichtungslippen sind sehr sorgfältig zu behandeln bzw. der richtige Sitz nach jedem Öffnen zu kontrollieren.

Ventile Spülanschlüsse

Spülanschlüsse in der Gasphase von Behältern/Fermentern (z.B. bei Schaugläsern), die sporadisch mit Wasser beaufschlagt werden, müssen jedenfalls gasdicht ausgeführt sein bzw. deren Stellung bei Anlagenrundgängen geprüft werden.

Schraubverbindungen

Rohrleitungen, Schaugläser, Flansche werden meist bei niederen Temperaturen montiert, aber bei höheren Temperaturen betrieben. Die Schraubverbindungen sind bei Betriebstemperatur auf korrekte Montage zu prüfen.

2. Diffuse nicht zuordenbare Verluste und Emissionen

Störfälle

Störfälle, wie Risse bei Membranabdeckungen etc., müssen beim Anlagenrundgang erkannt werden und möglichst rasch beseitigt werden.

3. Durch organisatorische Maßnahmen minimierbare Verluste und Emissionen

Beschickungsregime

Bei der Beschickung von Fermentern ist auf die zu erwartende Gasproduktion bzw. die Geschwindigkeit der Gasproduktion Rücksicht zu nehmen. Saure bzw. schnell abbaubare Substrate sollen langsam zudosiert werden. Zu erwartende Serviceintervalle von Gasverbrauchseinrichtungen sind zu berücksichtigen.

Füllniveau Gasspeicher

Der Gasspeicher ist immer so zu betreiben, dass „unerwartet“ produziertes Biogas aufgenommen werden kann. Gasspeicher haben ihren Betriebspunkt daher hauptsächlich im unteren Befüllniveau. Ein voller Gasspeicher kann Druckstöße schwerer aufnehmen, und Überdrucksicherungen würden daher eventuell ansprechen.

Eine schlagartige Gasproduktion durch das schnelle Zudosieren von sauren Medien bzw. das Einschalten von Rührwerken kann zu zusätzlicher Gasproduktion führen. Diese zusätzlichen Gasmengen sind beim Betrieb zu berücksichtigen.

Zusätzlich sind klimatische Einflüsse wie die Sonneneinstrahlung oder Windböen einzubeziehen. Starke Sonneneinstrahlung wird das Gas im Gasspeicher erwärmen, und dieses wird sich entsprechend ausdehnen, Windböen werden Druckstöße erzeugen.

Betriebsdruck

Bei der Auslegung, der Komponentenauswahl und auch im Betrieb einer Biogasanlage ist darauf zu achten, dass der Betriebsdruck der gesamten Anlage so weit wie möglich vom Maximaldruck der schwächsten Komponente entfernt liegt. Die Gasleitung ist so zu dimensionieren und zu verlegen, dass Druckstöße bis in den Gasspeicher weitergehen können. Nur so können Druckstöße innerhalb des Systems gehalten werden und das Biogas nicht über die mechanischen Überdrucksicherungen entweichen.

4. Durch Eingriff in die Fermentationsbiologie minimierbare Verluste und Emissionen

Substrat

Bei der Verwendung von silierten Substraten ist auf die aerobe Stabilität bzw. die Qualität der Silierung großer Wert zu legen. Ein abgedecktes und vor der Witterung geschütztes Substratlager sollte technischer Standard für jede ordnungsgemäß betriebene Biogasanlage darstellen. Ein ungewollter mikrobieller Abbau der Silage im Silagestock führt nicht nur zu Minderausbeuten, sondern auch zu Methanemissionen im Substratlager.

Offene Lagerung von Gärrest

Ein Aufrühren des Gärrestes wird die gelösten Gase freisetzen. Daher ist dies so selten wie prozesstechnisch notwendig durchzuführen. Silagesickerflüssigkeiten beinhalten abbaubare Bestandteile und sollten daher in den Fermenter gepumpt werden.

Grundsätzlich gilt für offene Gärrestlager, dass Gärreste so kalt wie möglich und mit kleinstmöglichem Gehalt an noch weiter abbaubaren Substraten (wie Faserbestandteilen) gespeichert werden sollen.

Eine gasdichte Abdeckung der an Fermentern direkt angeschlossenen, vor allem versenkten, Gärrestlager kann empfohlen werden. Ein geschlossenes Gärrestlager kann auch bei einer Behebung von technischen Betriebsstörungen vorteilhaft sein (z.B. beim Auspumpen des Fermenterinhalt). Die kaskadische Systemwärmenutzung kann einen positiven Beitrag zur Substratnutzung und Anlageneffizienzsteigerung leisten.

Vorbehandlung

Substratvorbehandlungsverfahren, die einen schnelleren Abbau der organischen Substanz bewirken, helfen, die Methanproduktion und –emission im Gärrest zu vermindern.

6 Literaturverzeichnis

- Amon, B., Krycoruchko, V., Fröhlich, M., Amon, T., Pöllinger, A., Mösenbacher, I., Hausleitner, A. (2007). Ammonia and greenhouse gas emissions from a straw flow system for fattening pigs: Housing and manure storage. *Livestock Science* 112, 199 – 207.
- Bachmaier J. und Gronauer A. (2007): Klimabilanz von Biogasstrom. Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
- Bachmaier, H., Ebertseder, F., Effenberger, M., Kissel, R., Rivera-Gracia, E., Gronauer, A. (2011). Wissenschaftliche Begleitung der Pilotbetriebe zur Biogasproduktion in Bayern – Fortsetzung 2008 – 2010. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, ISSN 1611-4159
- Crenna, B.P., Flesch, T.K. & Wilson, J.D. (2008). Influence of source-sensor geometry on multi-source emission rate estimates. *Atmospheric Environment*, 42, 7373 – 7383.
- DIN 38414-8 „Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des Faulverhaltens (S8)“
- Flesch T.K., Wilson J.D., Harper L.A., Crenna B.P., Sharpe R.R. (2004). Deducing ground-air emissions from observed trace gas concentrations: a field trial. *J Appl Meteorol* 43, p. 487 – 502.
- Flesch T.K., Wilson J.D., Harper L.A., Crenna B.P. (2005). Estimating gas emissions from a farm with an inverse-dispersion technique. *Atmos. Env.* 39, 4863 – 4874.
- Flesch, T. K., Harper, L. A. Desjardins, R. I., Gao, Z. & Crenna, B. P. (2009). Multi-source emission determination using an inverse-dispersion technique. *Boundary-Layer Meteorol.*, 132, 11-30.
- Flesch, T. K., Dejardins, R. L. & Worth, D. (2011). Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass and Bioenergy*, 35, 3927 – 3935.
- FNR – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2009). Biogas-Messprogramm II – 61 Biogasanlagen im Vergleich. 1st Edn. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Ed) Gülzow., <http://groengas.nl/wp-content/uploads/2011/09/messdaten-biogasmessprogramm.pdf>
- FNR – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2013). Leitfaden Biogas – Von der Gewinnung zur Nutzung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Ed) Gülzow. http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/l/e/leitfadenbiogas2013_web_komp.pdf
- Gerald, C.F. & Wheatley, P.O. (1984). *Applied numerical analysis*. Addison-Wesley Publishing, Reading, 579.
- Gronauer, A., Aschmann, V., Kissel, R., Stanzel, H. (2006). Emissions- und Leistungsverhalten von Biogasverbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorwartung. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben (LfU-Projekt Nr. 1325). Bayrisches Landesamt für Umwelt (HrsG). Augsburg.

- Hansen, T.L., Sommer, S.G., Gabriel, S., Christensen, T.H. (2006): Methane production during storage of anaerobically digested municipal organic waste, *Journal of Environmental Quality*, Volume 35, Issue 3, May 2006, Pages 830-836
- IPCC (2006). In: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, editors. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the national greenhouse gas inventories programme. Japan: IGES.
- Janicke, L. (1985). Particle simulation of dust transport and deposition and comparison with conventional models. *Air Pollution Modeling and its Application IV* (Ed. C. de Wispelaere). Plenum Press, N.Y., 759 – 769.
- Janicke, U. and L. Janicke (2007). Lagrangian particle modeling for regulatory purposes: A survey of recent developments in Germany. *Proc. 11th Conf. on Harmonisation*.
- Koch, M., (2009). Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl, Dissertation Universität für Karlsruhe, Fakultät für Wirtschaftswissenschaften
- Kovac, E. (2012). Tracer gas test for optimization of OP-TDLS Measurements, diploma thesis, University of Novi Sad, Faculty of Technical Sciences and University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management.
- Liebetrau, J., Clemens, J., Cuhls, C., Hafermann, C., Friehe, J., Weiland, P., Daniel-Gromke, J., (2010). Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector. *Technical Report. Eng. Life Sci* 10 (6), 595 – 599.
- Liebetrau, J., Daniel-Gromke, J., Oehmichen, K., Weiland, P., Friehe, J., Clemens, J., Hafermann, C. (2011). Emissionsanalyse und Quantifizierung von Stoffflüssen durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung und Inventarisierung der deutschen Landwirtschaft, Endbericht des Deutschen Biomasse Forschungszentrums (DBFZ), Deutschland.
- McGinn, S.M., Flesch, T.K., Harper, L.A., Beauchemin, K.A. (2006). An Approach for Measuring Methane Emissions from Whole Farms. *J. Environ. Qual.* 35, 14 – 20.
- Ortner M. (2009): Ammoniak in Biogas: Quantitative Erfassung mittels einfacher Messtechnik im Vergleich zu theoretischen Modellansätzen, Diplomarbeit, Fachhochschulstudiengänge Burgenland GmbH, 2009, Pinkafeld, 141 p.
- Pölz, W. und Salchenegger S. (2005). Biogas im Verkehrssektor. Technische Möglichkeiten, Potential und Klimarelevanz.“ Hsg: Umweltbundesamt GmbH, Wien. Auftraggeber: Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (Österreich).
- Reinhold, G und Gödeke, K. (2013). Untersuchungen zum Restgaspotential landwirtschaftlicher Biogasanlagen, VDI – 7. Fachtagung Biogas 2013 „Energieerträge der Zukunft“, Hrsg. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), 11. Juni, 2013
- Ro, Kyuon S., Johnson, M.H., Hunt, P.G., Flesch, T.K. (2011). Measuring Trace Gas Emissions from Multi-disturbed Sources Using Vertical Radial Plume Mapping (VRPM) and Backward Lagrangian Stochastic (bLS) Techniques. *Atmosphere* 2: 553-566.

Schauberger, G.; Piringer, M.; Knauder, W.; Petz, E. (2011): Odour emissions from a waste treatment plant using an inverse dispersion technique. Atmos. Env. 45, 1639 – 1647.

Schwedt, G. und Schreiber, J. (2007). Taschenatlas der Analytik, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA Weinheim; Auflage: 3. überarb. u. erw. Auflage, ISBN 978-3-527-31729-5.

Woess-Gallasch, S., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R. (2007). Treibhausgasemissionen aus Biogasanlagen; Graz,

http://www.ieabioenergytask38.org/projects/task38casestudies/THG_Biogas_Endbericht_2007.pdf

VDI-Richtlinie 3475, Blatt 4: Emissionsminderung - Biogasanlagen in der Landwirtschaft Vergärung von Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger

VDI-Richtlinie 4630: Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche

Vogt, R., (2008). Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen, ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

7 Anhang

Tabelle AH1 - Zusammenfassung der beprobten Anlagen und der gezogenen Proben

Anlage (Nr.) / Anlagentyp	Endlager Offen (O)/ Geschlossen (G)	Abfall (A) Nawaro (N)	Fermenter- probe	Runde 1	Runde 2	Runde 3	Runde 4	Runde 5
				Sommer 2011	Frühjahr 2012	Herbst 2012	Frühjahr 2013	Herbst 2013
1	G	A und N	HF	(♦) F1-3				
			EL	♦				
2	O	N	HF	(♦)				
			NF/NFÜ	♦				
			EL	(♦)				
3	O	N	HF	(♦)				
			NF/NFÜ	♦				
			EL	(♦)				
4	G	A	NF/NFÜ	♦				
			EL	(♦)				
5	O	N	HF	(♦)				
			NF/NFÜ	♦				
			EL	(♦)				
6	G	N	NF/EL	♦				
7	O	A	HF	♦ FM1				
			EL	♦				
8	O	N	NF/NFÜ	♦		♦		
			EL		♦			
9	G	N	NF/NFÜ	♦				
			EL	(♦)				
10	G	A	NF/NFÜ (nach Hyg.)	♦		♦		
			EL		♦			
11	G	N	HF	(♦)				
			NF/NFÜ					
			EL	(♦) EL1, ♦ EL2				
12*	G	N	HF					(♦)
			NF/NFÜ					♦
			EL	♦, (♦) G1+G2	♦ G1	♦	♦, (♦) Grube	(♦) Grube
13	O	N	HF				(♦)	
			NF/NFÜ				♦	

			EL				◆	
14	O	N	NF/NFÜ	◆			◆	◆
			EL	◆	◆	◆	◆	(◆)
15	O	N	HF				(◆)	(◆)
			NF/NFÜ	◆		◆	◆	◆
			EL	(◆)	◆		◆	(◆)
16	O	A	HF				(◆)	(◆)
			NF/NFÜ	◆	◆		◆	◆
			EL	(◆)		◆	◆	(◆)
17	O	N	HF				(◆)	(◆)
			NF/NFÜ	◆			◆	◆
			EL	(◆)	◆	◆	◆	(◆)
18	O	N	NF/NFÜ	◆				
19	O	N	HF				(◆)	(◆)
			NF/NFÜ	◆			◆	◆
			EL (Lagune)		◆	◆	◆	(◆)
20	G	N	HF				(◆) F1, F2	
			NF/NFÜ	◆				
			EL	(◆)	◆	◆	◆	
21	O	N	HF				(◆)	
			NF/NFÜ				◆	
			EL				◆	
22	G	A	HF	(◆) RF1-4				
			NF/NFÜ	◆				
			EL		◆	◆	◆	

* Referenzanlage, ◆ Probenahme, Gärtests, (◆) Probenahme, KEIN Gärttest

8 Kontaktdaten

ProjektleiterIn: Univ. Prof. DI Dr. Marion Huber-Humer

Institut/Unternehmen: Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien

Kontaktadresse: Muthgasse 107, 1190 Wien

Email: marion.huber-humer@boku.ac.at

Tel.: 01/318 99 00 – 341

Fax: 01/318 99 00 – 350

<http://www.wau.boku.ac.at/abf.html>

Projekt- bzw. KooperationspartnerInnen:

Hrad Marlies und Huber-Humer Marion (Institut für Abfallwirtschaft, BOKU)

Kamarad Ludek und Bochmann Günther (IFA Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie, BOKU)

Piringer Martin (ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik Wien)

Tauber Michael (JR – Joanneum Research)

Kirchmayr Roland (BDI Bioenergy International AG)

IMPRESSUM

Verfasser

Universität für Bodenkultur Wien
Institut für Abfallwirtschaft (ABF-BOKU)
Department Wasser - Atmosphäre – Umwelt

Marion Huber-Humer
Muthgasse 107, 1190 Wien
Tel: 01/318 99 00 – 341
Fax: 01/318 99 00 – 350
E-Mail: marion.huber-humer@boku.ac.at
Web: www.wau.boku.ac.at/abf

AutorInnen und Projektpartner

- Hrad Marlies und Huber-Humer Marion
(Institut für Abfallwirtschaft, BOKU)
- Kamarad Ludek und Bochmann Günther
(IFA Tulln, Institut für
Umweltbiotechnologie, BOKU)
- Piringer Martin
(ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie
und Geodynamik Wien)
- Tauber Michael
(JR – Joanneum Research)
- Kirchmayr Roland
(BDI Bioenergy International AG)

Eigentümer, Herausgeber und Medieninhaber

Klima- und Energiefonds
Gumpendorfer Straße 5/22
1060 Wien
office@klimafonds.gv.at
www.klimafonds.gv.at

Disclaimer

Die Autoren tragen die alleinige
Verantwortung für den Inhalt dieses
Berichts. Er spiegelt nicht notwendigerweise
die Meinung des Klima- und Energiefonds
wider.

Der Klima- und Energiefonds ist nicht für die
Weiternutzung der hier enthaltenen
Informationen verantwortlich.

Gestaltung des Deckblattes

ZS communication + art GmbH