



Masterarbeit

Quantifizierung der Methanemissionen aus einem anaerob mesophilen Faulbehälter

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung
des akademischen Grades eines Diplomingenieurs

unter der Leitung von:

Ass.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Karl Svardal

Dipl.-Ing. Dr.techn. Vanessa Parravicini

Eingereicht an der technischen Universität Wien

E226

Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement
Forschungsbereich für Wassergütewirtschaft

von

Joseph Tauber, BSc

Matr. Nr. 00625946

Wien, 28. März 2018

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Kurzfassung | 5 |
| Abstract | 5 |
| Danksagung | 7 |
| Glossar | 8 |
| 1. Aufgabenstellung..... | 11 |
| 2. Grundlagen | 13 |
| 2.1. Die Entstehung des Lebens, in einer Welt ohne Sauerstoff..... | 13 |
| 2.2. Bakterien die keine Bakterien sind..... | 14 |
| 2.3. Aerober- und anaerober Abbau von organischen Substraten | 18 |
| 2.3.1. Bildungsmechanismus von Methan | 18 |
| 2.3.2. Die anaerobe Stoffwechselkette | 19 |
| 2.3.3. Energienutzung – Verbrennung von Methan..... | 21 |
| 2.4. Stabilisierung von Klärschlamm | 22 |
| 2.5. Emissionsquellen beim Faulungsprozess | 25 |
| 2.6. Klimarelevante Gase..... | 27 |
| 3. Messtechnik | 30 |
| 3.1. Konzentrationsmessung mittels Infrarotabsorption | 30 |
| 3.1.1. Methanmessung..... | 30 |
| 3.1.2. Kohlendioxidmessung..... | 31 |
| 3.2. Optische Leckageortung mittels IR-Kamera – Qualitative Methode..... | 33 |
| 3.3. Bestimmung von Gasmengen zur Frachtberechnung – Quantitative Methode | 34 |
| 3.4. Differenzdruck- und Geschwindigkeitsmessung | 36 |
| 3.5. Verwendete Detektoren bei der Gaschromatographie | 38 |
| 4. Beschreibung der untersuchten Abwasserreinigungsanlage | 39 |
| 4.1. Abwasserreinigungsanlage..... | 39 |
| 4.2. Faulungsanlage..... | 40 |
| 4.3. Membran Upgrade Station..... | 41 |
| 5. Bilanzierung der Anlage..... | 43 |
| 5.1. Stoffbilanz allgemein | 43 |
| 5.2. Ergebnisse der Bilanzierung | 44 |
| 6. Gasverluste aus dem Faulbehälter | 48 |
| 6.1. Methanverluste durch im Faulschlamm mitgerissene Gasblasen | 50 |
| 6.1.1. Messung der Gasemissionen aus dem Schlammschacht | 51 |
| 6.1.2. Normalbetrieb der Anlage – Serienschaltung beider Faulbehälter | 54 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 6.1.3. | Betrieb der Anlage mit nur einem Faulbehälter | 55 |
| 6.1.4. | Ergebnisse Methanverluste durch mitgerissene Gasblasen | 56 |
| 6.2. | Methanverluste durch im Schlamm gelöstes Gas | 57 |
| 6.3. | Gasverluste durch Undichtigkeiten im Faulbehälter..... | 63 |
| 6.3.1. | Gasemission aus dem Mannloch mit Schauglas..... | 63 |
| 6.3.2. | Gasemission aus dem Riss im Faulbehälter..... | 65 |
| 6.4. | Restgasverluste | 67 |
| 6.4.1. | Restgaspotential im Batchversuch | 68 |
| 6.4.2. | Co-Substrat Abbauversuche im quasikontinuierlichen Betrieb | 69 |
| 6.4.3. | Diskussion der Messergebnisse..... | 70 |
| 6.5. | Sonstige Verluste..... | 71 |
| 7. | CSB-Bilanz der Faulungsanlage..... | 72 |
| 7.1. | Übliche CSB-Bilanz..... | 72 |
| 7.2. | Erweiterte CSB-Bilanz | 72 |
| 7.2.1. | Zusätzlich berücksichtigte Terme | 73 |
| 8. | Zusammenfassung und Schlussfolgerung | 74 |
| 9. | Literaturverzeichnis..... | 75 |
| 10. | Abbildungsverzeichnis..... | 79 |
| 11. | Tabellenverzeichnis | 82 |
| Anhang 1 | Datenblatt der Wärmebildkamera FLIR GF 320 | 83 |
| Anhang 2 | Seitenkanalverdichter Becker SV 7.90/1..... | 90 |
| Anhang 3 | Datenblatt der IR-Messzelle..... | 92 |
| Anhang 4 | Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 Normalbetrieb der Anlage | 94 |
| Anhang 5 | Messdaten der Gasmessung 21.08.2015 – 23.08.2015 nur Faulbehälter 1 in Betrieb..... | 117 |
| Anhang 6 | Messdaten der Gasmessung am 25.08.2015 Mannloch mit Schauglas..... | 118 |
| Anhang 7 | Messdaten der Gasmessung am 28.08.2015; Riss im Behälterdeckel..... | 119 |
| Anhang 8 | Datenblatt des Differenzdruck-Messgerätes testo 512 | 120 |

Kurzfassung

Die Gewinnung von Energie aus erneuerbaren Quellen steht weltweit im Mittelpunkt der derzeitigen Forschung. Dabei wird nach Möglichkeiten gesucht, bei möglichst kleinem Einfluss auf die Umwelt, bereits vorhandene Ressourcen vollständig zu nutzen. Die Erzeugung von Strom und Wärme aus Biogas ist dabei eine seit über 100 Jahren bewährte Technologie. Die vorliegende Arbeit untersucht die auftretenden Faulgasverluste und klimarelevanten Emissionen bei der anaeroben mesophilen Schlammstabilisierung. Mit Hilfe von Messungen an einer Abwasserreinigungsanlage inklusive Schlammfäulung mit 260.000 Einwohnerwerten Ausbaugröße werden Verluste mit verschiedenen Messmethoden zuerst ausfindig gemacht und anschließend qualitativ sowie quantitativ untersucht. Diese Verluste entstehen durch mit dem Schlamm aus dem Faulturm mitgerissene Gasblasen, durch im ausgefaulten Schlamm gelöstes Gas und durch im ausgefaulten Schlamm vorhandenes Restgaspotential. Beim Faulungsprozess und der Gasverwertung treten weitere Verluste auf, wie zum Beispiel durch Undichtigkeiten in den Faulbehältern, durch unvollständige Verbrennung im Blockheizkraftwerk und der Fackel (Methanschlupf). Diese Verlust- und Emissionsquellen für treibhauschädliche Gasemissionen werden im Kontext der optimalen Faulgasproduktion aus Mischschlamm der untersuchten kommunalen Anlage und mitvergorenem Co-Substrat betrachtet. Das Hauptaugenmerk liegt auf dem Methan, welches nicht nur als Energieträger genutzt wird, sondern auch 25-mal klimawirksamer ist als Kohlendioxid.

Schlagwörter: Erneuerbare Energie, Methan, anaerobe Schlammstabilisierung, Treibhausgase

Abstract

Research worldwide focuses on energy from renewable sources. The goal is to completely use existing resources with the lowest possible environmental impact. Therefore, the production of electricity and heat from biogas is established over 100 years. This work investigates the losses of biogas and its climate relevance at the anaerobic mesophilic sludge stabilization. By conducting measurements with different methods on a big scale plant with 260.000 population equivalents, potential places of losses are detected at first and investigated on qualitative and quantitative aspects afterwards. These losses and emissions arise from gas bubbles carried with the sludge across the outlet of the digestion tank, in the stabilized sludge solved gas, and the rest gas potential still stored in the stabilized sludge. In addition, other losses happen during the digestion and gas utilization process. For example, through leakages in the septic tanks, incomplete combustion in the combined heat and power unit and flare (methane slip). These sources of losses and the resulting emissions of greenhouse gases are investigated in context of optimal gas production out of the treated excess and primary sludge and the co-processed co-substrate. The focus is on methane, which is not only used as a source of energy, but rather its greenhouse potential is 25 times higher than those of carbon dioxide.

Keywords: renewable energy, methane, anaerobic sludge stabilization, greenhouse gases

Danksagung

Danken möchte ich an dieser Stelle allen, die mich bei dieser Arbeit und auf dem langen Weg dahin unterstützt haben. Meinen Lehrern, meinen Freunden, meiner Familie, meinen Lieben – vielen Dank!

Ich danke meinen wissenschaftlichen Betreuern Dr. Vanessa Parravicini und Ass. Prof. Dr. techn. Karl Svardal, die mich an ihrem großen Erfahrungsschatz im Bereich der Abwasserreinigung und speziell im Bereich der Anaerobtechnik teilhaben ließen. Sie haben mich für dieses Gebiet begeistert. Ein besonderer Dank für die geduldige Unterstützung und die so familiäre Zusammenarbeit im Labor des Instituts für Wassergüte und Ressourcenmanagement gebührt Dipl. Ing. Dr. techn. Ernis Saracevic und Dipl. Ing. Zdravka Saracevic, sowie Helmut König für manch technische und praktische Hilfe. Ohne Sie wären die Versuche und Messungen im Labor, wie auch an der Großanlage nicht möglich gewesen. Auf keinen Fall vergessen möchte ich meine lieben Kollegen und Freunde Dipl. Ing. Lydia Jahn und Dipl. Ing. Thomas Baumgartner sowie Dipl. Ing. Bettina Pozsonyiné Oravec für die Unterstützung bei der Durchführung der Versuche im Labor und für die freundschaftliche Zusammenarbeit am Institut. An dieser Stelle möchte ich auch Univ. Prof. Dipl. Ing. Dr.-Ing. Jörg Krampe für seine nette und freundschaftliche Art als Chef danken, für sein Vertrauen, für die Gelegenheit bereits während meines Studiums an Forschungsprojekten mitzuarbeiten und für die vielen spannenden Aufgaben die mich für die Wissenschaft und die Tätigkeit am Institut begeistern.

Der praktische Teil dieser Arbeit erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Abwasserverband Wiener Neustadt-Süd, bei dessen Mitarbeitern ich mich ebenfalls sehr herzlich bedanken möchte. Besonders bei Geschäftsführer Dipl. Ing. Dr. Wolfgang Scherz, MBA für die Ermöglichung dieser Masterarbeit im Rahmen des Projektes „Optimierung der Schlammfäulung auf der Kläranlage Wiener Neustadt-Süd“. Bei Dipl. Ing. Armin Eitzenberger für die Bereitstellung der Betriebsdaten und den unkomplizierten Umgang, sowie Betriebsleiter Christian Braun und allen Klärwärtern des Abwasserverbandes Wiener Neustadt-Süd für die praktische Unterstützung bei den Messungen an der Anlage.

„Die Bakterien sind keine Trottel, nur die Menschen die sie nicht für sich zu nutzen wissen.“

Glossar

| | |
|--------------------|--|
| aerob | freier (gelöster) elementarer Sauerstoff ist vorhanden |
| anaerob | es ist weder gelöster noch gebundener Sauerstoff vorhanden |
| anoxisch | Sauerstoff liegt nur in gebundener Form vor, z.B. als Nitrat (NO ₃) |
| ARA | Abwasserreinigungsanlage |
| α -Wert | Verhältnis von Sauerstoffzufuhr bei Betriebs- zu Reinwasserbedingungen [-] |
| BHKW | Blockheizkraftwerk, zur gleichzeitigen Erzeugung von Wärme und Strom |
| c_i | Konzentration des Stoffes i [mol/L, mg/L] |
| CH ₄ | Methan |
| CO ₂ | Kohlendioxid |
| CO ₂ e | CO ₂ Äquivalent oder Treibhauspotential [kg CO ₂ e], es dient zum Vergleich der Klimawirksamkeit verschiedener chemischer Verbindungen |
| CSB | Chemischer Sauerstoff Bedarf [g O ₂] Summenparameter für organische Belastung, Sauerstoffbedarf für die vollständige chemische Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe |
| d | durchstrahlte Schichtdicke [m] |
| E | Einwohner |
| EW | Einwohnerwert, ein EW entspricht 150 L Abwasser/d, mit 120 g/(E · d) chemischem Sauerstoff Bedarf (CSB), 11 g/(E · d) Stickstofffracht und 1,8 g/(E · d) Phosphorfracht |
| ϵ_λ | Extinktionskoeffizient für die Wellenlänge λ , stoffspezifische Größe [m ² /mol] |
| FID | Flammenionisationsdetektor |
| GWP ₁₀₀ | Global Warming Potential, Treibhauspotential eines Stoffes bezogen auf Kohlendioxid (CO ₂) und 100 Jahre Bezugszeitraum, z.B.: GWP ₁₀₀ von CH ₄ = 25; d.h. 1 kg CH ₄ ist in einem Bezugszeitraum von 100 Jahren 25-mal klimawirksamer als 1 kg CO ₂ (IPCC, et al., 2013) |
| ges.N | Gesamtstickstoff [mg/L] |
| ges.P | Gesamtphosphor [mg/L] |
| H | Enthalpie $H = U + p \cdot V$ [J] |
| H _i | Heizwert [kJ/kg] bezieht sich auf Verbrennung mit ausschließlich gasförmigen Produkten. Wasser liegt also gasförmig und nicht als Kondensat vor. |

| | |
|------------------|---|
| H_s | Brennwert [kJ/kg] ist gleich dem Betrag der Standardverbrennungsenthalpie ΔH_v^0 . Bei der Verbrennung entstandenes Wasser liegt vollständig kondensiert vor. Das heißt H_s ist um die Kondensationsenthalpie höher als H_i |
| HRT | Hydraulik Retention Time, hydraulische Aufenthaltszeit [d] |
| I_0 | eintretende Intensität [W/m ²] |
| I_1 | austretende (transmittierte) Intensität [W/m ²] |
| Index 0 | chemische Standardbedingungen (STP): Temperatur: 298,15°K = 25°C, Druck: 10 ⁵ N/m ² (Pa) = 1 bar, pH-Wert: pH = 7 |
| Index N | Norm- oder Normalbedingungen, 273,15°K = 0°C, Druck: 101325 N/m ² (Pa) = 1,01325 bar; z.B.: m_N (Normkubikmeter), L_N (Normliter) |
| λ | Wellenlänge der Strahlung [µm] |
| KA | Kläranlage |
| KFP | Kammerfilterpresse |
| Konzentrat | Bei der Entwässerung (Aufkonzentrierung) entstehende feststoffreiche Phase |
| LD | Leitfähigkeitsdetektor |
| LBG | Liquefied Biogas, flüssiges Biogas, auch LBM (Liquefied Biomethane) |
| mesophil | Temperaturbereich zwischen 20°C und 45°C |
| MS | Mischschlamm (hier Mischung aus Primär- und Überschussschlamm) |
| MÜSE | maschinelle Überschussschlammmentwässerung |
| Mrd. | Milliarde = 10 ⁹ |
| N ₂ O | Distickstoffmonoxid, Lachgas |
| O | Opazität = 1/T [-] |
| p | Druck [Pa] = [N/mm ²] |
| PS | Primärschlamm (Schlamm der in der Vorklärung anfällt) |
| psychrophil | Temperaturbereich zwischen 10°C und 20°C |
| T | Transmission = 1/O [-] |
| thermophil | Temperaturbereich zwischen 45°C und 65°C |
| TS | Trockensubstanz [g/L] TS = aTS + oTS |
| aTS | anorganische Trockensubstanz (Glührückstand) [g/L] |
| oTS | organische Trockensubstanz (Glühverlust) [g/L] oTS = TS - aTS |

| | |
|---------------|---|
| TJ | Terajoule = 10^{12} Joule; 1 TJ = 278 MWh |
| $\Delta G'_0$ | freie Gibbs-Enthalpie bei Standardbedingungen. Ist $\Delta G'_0$ positiv, wird bei der Reaktion Energie verbraucht (endergon), ist $\Delta G'_0$ negativ (exergon) wird Energie frei. [J/mol] |
| U | innere Energie [J] |
| ΔU | Differenz der inneren Energie $\Delta U = W + Q$ [J] |
| μ_{\max} | maximale Wachstumsrate [1/d] |
| ÜSS | (biologischer) Überschussschlamm (Schlamm aus zugewachsener Bakterienmasse, wird aus der Rücklaufschlammleitung abgezogen) |
| ΔH^0 | Standardenthalpiedifferenz [J/mol] |
| Zentrat | auch Zentrifugat, ist die bei der Entwässerung entstehende Flüssigkeit, englisch sludge dewatering effluent (SDE) |

1. Aufgabenstellung

Die vorliegende Arbeit untersucht die Methangasverluste und Emissionen bei der anaeroben Klärschlammstabilisierung, insbesondere beim Austritt des Faulschlammes aus dem Faulbehälter. Weiter werden Methanemissionen durch Behälterrisse und andere Undichtigkeiten, sowie Faulgas, das gelöst im ausgefaulten Schlamm den Behälter verlässt, quantifiziert. Zusammenfassend werden folgende Verlust- und Emissionsquellen für Faulgas quantifiziert:

- Direkte Gasemission durch im Faulschlamm mitgerissene Gasblasen
- Gasemissionen durch im Faulschlamm gelöstes Gas
- Emissionen durch Undichtigkeiten im Faulbehälter
- Restgaspotential des ausgefaulten Schlammes

Dazu wurden Messungen an einer österreichischen Abwasserreinigungsanlage mit 260.000 EW_{CSB} Ausbaugröße, welche über eine anaerobe Schlammstabilisierung verfügt, durchgeführt. Das Faulbehältervolumen der betrachteten Anlage beträgt 10.000 m³ (zwei Behälter a 5.000 m³). Zusätzlich zum in der Kläranlage anfallenden kommunalen Primär- und Überschussschlamm wird Co-Substrat, welches vorwiegend aus Reststoffen (Glycerin) und Waschwässern der Biodieselproduktion besteht in der Faulungsanlage mitverwertet.

Um die Gasproduktion und die damit verbundenen auftretenden Emissionen als EW-spezifische Parameter betrachten zu können, wurde zuerst die gesamte ARA betrachtet und bezüglich der auftretenden CSB-, N-, und P-Frachten, sowie der Volumenströme bilanziert und dargestellt. Die Datenerhebung, Bilanzierung und Darstellung der Gesamtanlage erfolgte im Zuge des Projektes „Optimierung der Faulung auf der Kläranlage Wiener Neustadt-Süd“ (Tauber, Parravicini, & Svoldal, 2016).

Zur Ortung von Leckagestellen der Faulungsanlage wurden IR-Kameraaufnahmen durchgeführt. Die identifizierten Emissionsquellen werden anschließend mit folgenden Verfahren quantifiziert:

- Kontinuierliche (Online-)Messungen mit der Flux-Chamber Methode über dem Schlamm-schacht von Faulturm 1 bei verschiedenen Betriebszuständen der Faulungsanlage (beide und nur ein Faulbehälter in Betrieb), zur Quantifizierung der direkten Gasemission durch mitgerissene Gasblasen.
- Messungen der im Faulschlamm gelösten Gasmenge durch Probenahme aus der Faulschlamm-Umwälzleitung mit einem selbst entwickelten Vakuumapparat und anschließender Analyse von CH₄ und CO₂ mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC-MS). Die im Faulschlamm gelöste Gasmenge wird mit der Gleichgewichtskonzentration nach dem Gesetz von Henry verglichen, und auf eine etwaige Übersättigung der gelösten Gaskomponenten hin untersucht.
- Messungen mit der Flux-Chamber- und der Konzentrationsänderungsmethode an einem Behälterriss im Betondeckel von Faulturm 1, sowie an einem geschlossenen Mannloch mit Schauglas und Abdeckung von Faulturm 1.
- Ermittlung des Restgaspotentials von Faulschlamm der Großanlage mit Hilfe von Laborversuchen (Bachweise Nachfaulung für 10 Tage).
- Ermittlung des Stabilisierungsgrades des Faulschlammes und des eingesetzten Co-Substrates mit Hilfe von quasikontinuierlichen Laborversuchen (mit täglicher Beschickung).

Die erhaltenen Messergebnisse und durchgeführten Berechnungen werden dargestellt und in Bezug auf den Betriebszustand, sowie die CSB-Bilanz und die auftretenden klimarelevanten Emissionen der Gesamtanlage betrachtet. Die ermittelten Verluste und Emissionen aus dem Bereich der Schlammstabilisierung werden in einer erweiterten CSB-Bilanz für die Faulung zusammengefasst und übersichtlich dargestellt. Die Ergebnisse werden als Einwohner-spezifische Jahresfrachten dargestellt, um sie mit Werten aus der Literatur zu vergleichen. Methan-Emissionsfaktoren für verschiedene Betriebszustände der Faulungsanlage werden ermittelt.

2. Grundlagen

Um die oben definierten Fragestellungen zu beantworten, ist es notwendig einige Grundlagen der Physik, Chemie und Mikrobiologie, sowie der verwendeten Messtechnik zu betrachten. Dies geschieht ohne Anspruch auf Vollständigkeit, was im Rahmen dieser Arbeit unmöglich wäre. Trotzdem sollen jene, für die durchgeführten Berechnungen verwendeten und andere, allgemein für die Thematik bedeutende und interessante Grundlagen angesprochen, und die wichtigsten kurz diskutiert werden.

2.1. Die Entstehung des Lebens, in einer Welt ohne Sauerstoff

Vor 3,7 Milliarden Jahren entwickelte sich das erste Leben auf der Erde (Martin, 2009). Nach dem heutigen Stand des Wissens lag diese Kinderstube der Evolution in der Tiefsee. Damals, als auf der jungen Erde noch kaum freier Sauerstoff vorhanden war, laut Crowe (2013) weniger als 1/10.000 der heutigen Konzentration, existierten bereits Mikroorganismen, die unter diesen anaeroben Bedingungen, Methan aus verschiedenen organischen Säuren oder direkt aus Kohlendioxid und Wasserstoff produzierten und so ihre Energie für Wachstum und ihre Vermehrung bezogen. Martin (2009) geht davon aus, dass es sich bei diesen Pionieren des Lebens auf der Erde um Vorläufer der noch heute in einer Vielzahl von Habitaten existierenden Methan- und Schwefelbakterien handelte. Diese besiedelten Lebensräume in der Tiefsee, in denen neben großen Temperaturgradienten auch die chemischen Grundbausteine wie Kohlendioxid und molekularer Wasserstoff vorhanden waren. Diese strömen durch Risse aus dem Erdinneren und liefern so die chemische Energie und die Bausteine für die Entstehung, Vermehrung und Entwicklung von Organismen. Durch Spalten im Meeresboden in der Nähe der mittelozeanischen Spreizungszonen gelangt Meerwasser in die Nähe darunterliegender Magmakammern in 1–3 km Tiefe. Dort erwärmt es sich auf 800°C–200°C und steigt durch Konvektion wieder auf. Auf diesem Weg löst es große Mengen von Metallionen wie Fe(II) und Mn(II). Laut Martin (2009) kommt es durch die Nähe zur Magmakammer zu hohen Konzentrationen von Kohlendioxid ($4\text{--}215 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$), Schwefelwasserstoff ($3\text{--}110 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$) und Methan ($0,05\text{--}4,5 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$). Diese gelösten Gase bilden die Lebensgrundlage für die Mikroorganismen, welche auf den Schloten der schwarzen Raucher und der Hydrothermalquellen in Tiefen von über 2000 m Kolonien bilden. Das hier austretende Methan wird auf rein geochemischem Weg aus CO_2 und H_2 gebildet. Im Gegensatz zu den schwarzen Rauchern, bei denen das Wasser sehr sauer ist (pH 2–3), tritt es bei Hydrothermalquellen alkalisch (pH 9–11) aus den Spalten aus. So kommt es auch zu Carbonat-Ausfällungen, welche die eindrucksvollen unterseeischen Strukturen erzeugen wie wir sie kennen. Abbildung 1 zeigt die Spitze eines dieser beeindruckenden Schlote. Er ist 10 m hoch und liegt in 750 m Tiefe in Lost City, einem sehr aktiven Feld von Hydrothermalquellen am mittelatlantischen Rücken. Seine Oberfläche ist mit Kolonien von Eubakterien und einer nur dort vorkommenden Art von Methanogenen, den Lost-City-Methanosarcinales, bewachsen (Kelley, et al., 2005).



Abbildung 1: Ein 10 m hoher Carbonatschlote in 750 m Tiefe (Martin, 2009)

2.2. Bakterien die keine Bakterien sind

Methanbakterien sind streng genommen keine Bakterien, sondern gehören zu den Archaeen (Huber, Hohn, Friedrich, & Rachel, 2003). Diese auch Archaea oder Urbakterien genannte Gruppe, bildet neben den Bakterien (Bacteria) und den entwicklungsgeschichtlich erst später entstandenen Eukarionten (Eukaria) oder Eubakterien – aus denen sich im Laufe von 3,7 Mrd. Jahren Evolution auch alle Tiere und der Mensch entwickelten – eine der drei Domänen der Mikroorganismen in die alle zellulären Lebewesen eingeteilt werden. Eine von Huber et al. (2003) erstellte Einteilung in diese drei Domänen zeigt Abbildung 2. Hier ist ein phylogenetischer Stammbaum (Dendrogramm) abgebildet, bei dem die Domäne der Archaeen mit ihren Arten detailliert dargestellt ist. Die für die Biogaserzeugung wichtigen Familien der Methanbildner (Methanogene) sind durch Punkte umrandet hervorgehoben. Jene für die Bildung von Methan aus Biomasse in technischen Reaktoren relevanten vier Arten wie *Methanosaeta*, *Methanobrevibacter*, *Methanosarcina*, und *Methanobacterium* finden sich in den Familien der Methanomicrobiales und der Methanobacteriales. Diese wurden in der Darstellung von Huber et al. (2003) wegen ihrer Relevanz für diese Arbeit eingefügt. Der Balken rechts unten stellt den Verwandtschaftsgrad der verschiedenen Arten zueinander dar. 0,1 bedeutet hierbei eine Diversität von 10 % der Genome von zwei Spezies. Je länger eine Strecke ist, desto mehr unterscheiden sich also die Genome und umso geringer ist die Verwandtschaft der Arten zueinander.

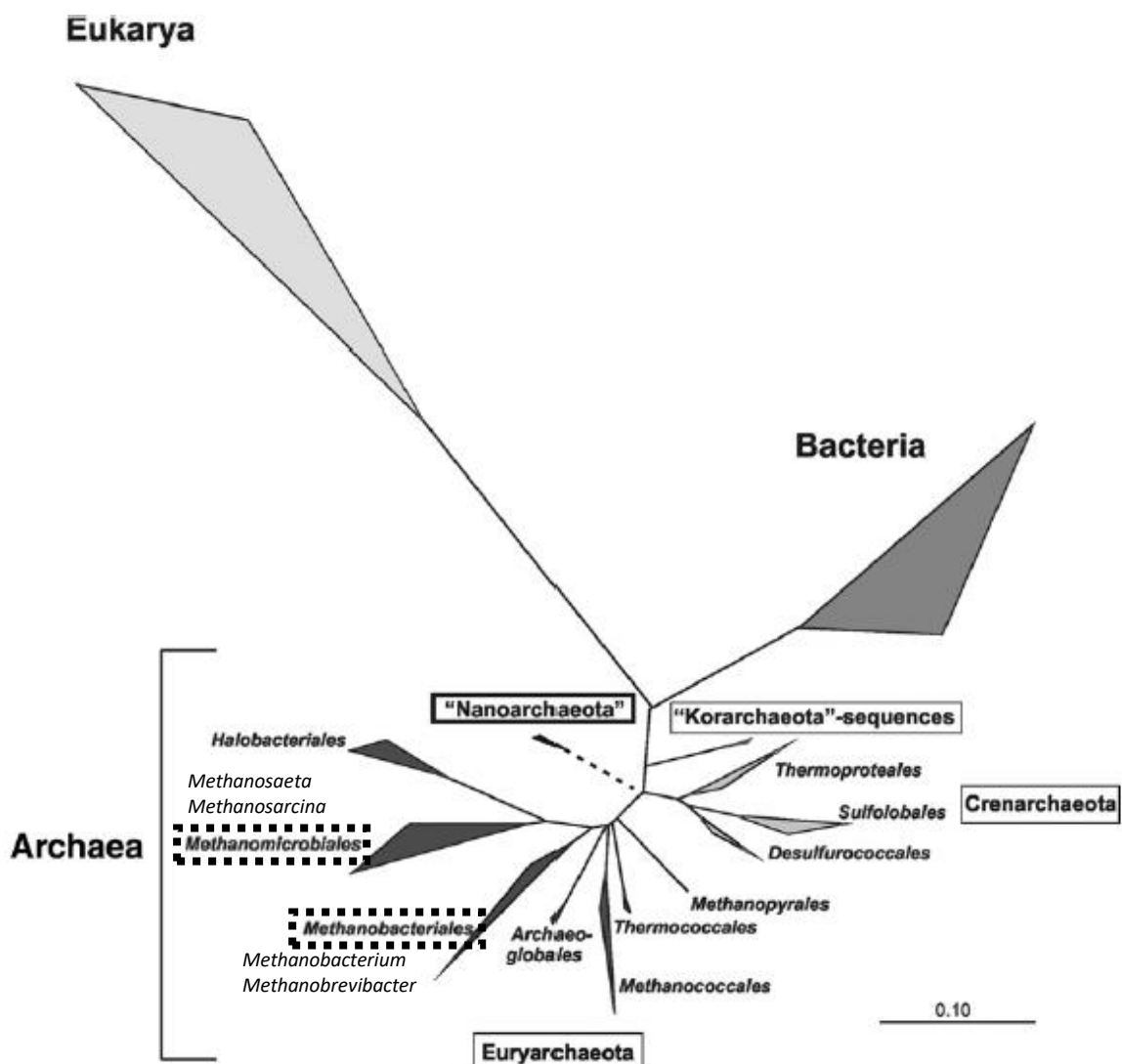


Abbildung 2: phylogenetischer Stammbaum der drei Domänen, basierend auf 16s rRNA Vergleichen, die Methanogenen Familien Methanomicrobiales und Methanobacteriales sind markiert; Abbildung verändert nach (Huber et al., 2003)

Neben den wenigen für die technische Schlammstabilisierung und Biogasproduktion interessanten Arten, existieren noch einige weitere methanbildende Archaeen, welche sich an andere, sehr spezielle Lebensräume angepasst haben und in diesen Nischen seit über 3 Mrd. Jahren erfolgreich leben.

Die zur Domäne der Archaeen zählenden Methanogenen werden heute neben den Schwefelbakterien als Ursprung des Lebens allgemein betrachtet (Martin, 2009). Sie haben sich im Laufe der Evolution an die verschiedensten Habitate angepasst und sind daher weltweit verbreitet. Nicht nur an Hydrothermalquellen in der Tiefsee oder im menschlichen Mund und Darm gedeihen sie, sondern auch an für andere Organismen lebensfeindlichen Orten, in sehr salzigen Umgebungen wie Salzseen oder bei niedrigen Temperaturen wie sie in den polaren Regionen herrschen.

Einen Überblick über die methanbildenden Archaeen und ihre vielfältigen Lebensräume geben (Chaban, Ng, & Jarell, 2006). Tabelle 1 fasst diesen Überblick zusammen.

| Habitat - Lebensraum | Vorkommende Methanogene Arten |
|--|---|
| Menschlicher Darm | <i>Methanobrevibacter</i> , <i>Methanosphaera</i> |
| Menschlicher Mund | <i>Methanobrevibacter</i> |
| Pansen | <i>Methanobacterium</i> |
| Insekten Enddarm (Termiten) | <i>Methanobrevibacter</i> , <i>Methanomicrococcus</i> |
| Endosymbionten (innerhalb einer Wirtszelle lebende Zellen) | <i>Methanoplanus</i> |
| Bäume | <i>Methanobrevibacter</i> |
| Reisfelder | <i>Methanobacterium</i> , <i>Methanosaeta</i> , <i>Methanosarcina</i> |
| Torfmoore | <i>Methanobacterium</i> , <i>Methanosarcina</i> , <i>Methanospirillum</i> |
| Böden | <i>Methanosarcina</i> |
| Süßwasser Sedimente | <i>Methanoculleus</i> , <i>Methanosarcina</i> , <i>Methanomethylovorans</i> |
| Heiße Quellen und Geysire | <i>Methanothermobacter</i> , <i>Methanothermus</i> |
| Stark salzige Umgebungen | <i>Methanocalculus</i> , <i>Methanohalophilus</i> |
| Salzseen | <i>Methanosalsum</i> |
| Salzsümpfe und Salzwiesen | <i>Methanococcus</i> , <i>Methanococcoides</i> , <i>Methanolobus</i> |
| Meeresböden | <i>Methanococcus</i> , <i>Methanogenium</i> , <i>Methanoculleus</i> |
| Hydrothermalquellen | <i>Methanocaldococcus</i> , <i>Methanopyrus</i> , <i>Methanotorris</i> |
| Erdölvorkommen | <i>Methanothermococcus</i> , <i>Methanobacterium</i> |
| Polarregion | <i>Methanococcoides</i> , <i>Methanogenium</i> |
| Tiefe Bodenschichten | <i>Methanosarcina</i> , <i>Methanobacterium</i> |
| Technische Faulbehälter | <i>Methanosaeta</i>, <i>Methanobrevibacter</i>, <i>Methanosarcina</i>, <i>Methanobacterium</i> |

Tabelle 1: Methanogene Archaeen und deren Lebensräume nach (Chaban, Ng, & Jarell, 2006)

Technisch interessant für die Schlammstabilisierung und zur Erzeugung von Biogas aus organischen Substraten sind nach Stand des Wissens vier Methanogene, nämlich *Methanosaeta*, *Methanobrevibacter*, *Methanosarcina* und *Methanobacterium* (Rosenwinkel, Kroiss, Dichtl, Seyfried, & Weiland, 2015). Sie fühlen sich unter Bedingungen wie sie in technischen Faulbehältern herrschen wohl und bilden dort Methan aus organischen Säuren, meist Essigsäure (CH₃COOH). *Methanosarcina* und *Methanobacterium* vermögen daneben aber auch direkt anorganisches Kohlendioxid (CO₂) und elementaren Wasserstoff (H₂) für ihren Stoffwechsel zu verwenden. Auch optisch unterscheiden sich diese methanogenen Archaeen stark voneinander. In Abbildung 1 bis Abbildung 6 sind Mikroskopaufnahmen dieser vier Arten dargestellt (BACMAP Genomatlas, 2016).

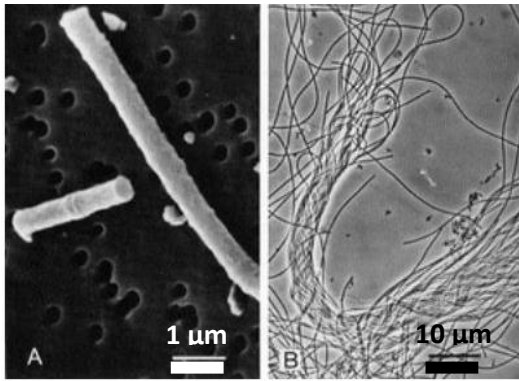


Abbildung 3: *Methanosaeta concilii* (BACMAP Genomatlas, 2016)

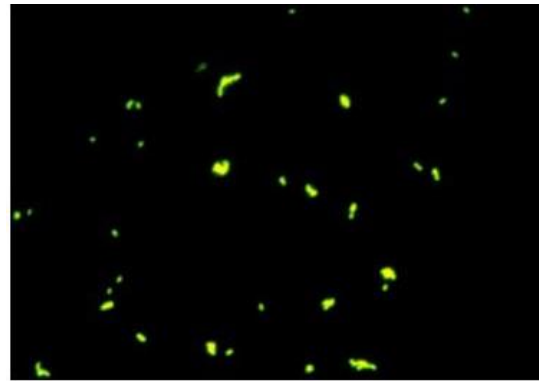


Abbildung 4: *Methanobrevibacter smithii* (Fluoreszenzfärbung) (BACMAP Genomatlas, 2016)

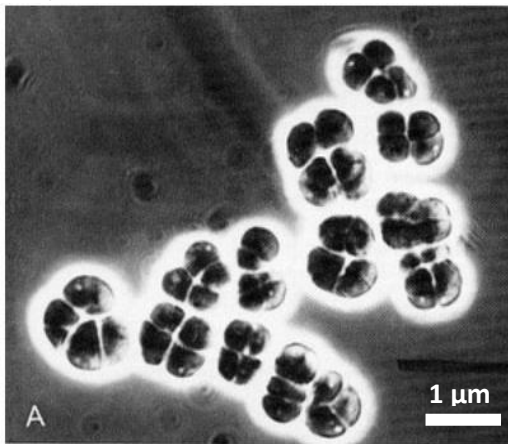


Abbildung 5: *Methanosarcina barkeri* (BACMAP Genomatlas, 2016)

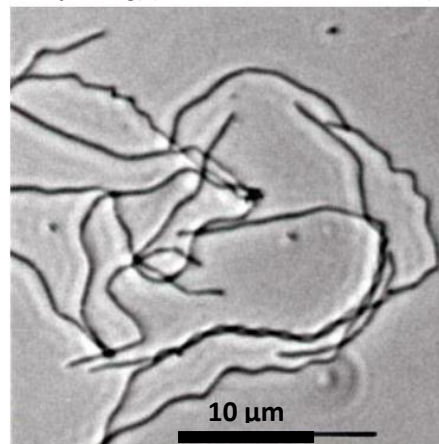


Abbildung 6: *Methanobacterium* (BACMAP Genomatlas, 2016)

Ihr Wachstumsoptimum besitzen diese vier Arten bei 35–40°C, also im mesophilen Temperaturbereich. Der optimale pH-Wert liegt im neutralen bis leicht basischen Bereich bei pH 6,5–8. Ihre maximalen Wachstumsraten liegen bei optimalen Bedingungen zwischen $\mu_{\max} = 0,13$ und $0,011$ pro Tag (BACMAP Genomatlas, 2016). Das bedeutet, für eine Verdopplung benötigen sie zwischen 3,12 und 90 h. Diese Werte gelten aber nur unter optimalen Bedingungen in Reinkulturen, ohne Substratlimitierung und etwaigen Hemmungen. Diese maximalen Wachstumsraten werden in der Realität, sowohl in ihren natürlichen Habitaten als auch in technischen Faulbehältern bei weitem nicht erreicht. Darum muss eine ausreichende Aufenthaltszeit in den Reaktoren gewährleistet sein um diese langsam wachsenden Organismen anzureichern.

Die oben gezeigten Methanogenen bilden aber nur das Ende der anaeroben Stoffwechselkette und leben in Gemeinschaft mit einer Vielzahl anderer Mikroorganismen, wie den cellulotischen und anderen hydrolysierenden Bakterien, obligativen und fakultativen Gärern, den acetogenen Bakterien, sowie acetatbildenden und symbiotischen fettsäureoxidierenden Bakterien (Rosenwinkel, Kroiss, Dichtl, Seyfried, & Weiland, 2015). Die Zusammensetzung der unterschiedlichen Arten hängt von den Umgebungsbedingungen und besonders vom Substrat ab. Mikroskopaufnahmen eines kommunalen Faulschlamm zeigen Abbildung 7 und Abbildung 8.

Von allen am anaeroben Abbau beteiligten Organismen, weisen die Methanogenen die langsamsten Reproduktionsraten auf. Dies ist durch den geringen Energiegewinn bei der Methanogenese erklärbar (siehe Abschnitt 2.3, Aerobes und Anaerobes Abbau von organischen Substraten). Durch diesen geschwindigkeitsbestimmenden Schritt der Bildung von Methan aus Kohlendioxid und Wasserstoff, bilden sie also die Engstelle in der anaeroben Fresskette, welche die Geschwindigkeit der Gesamtreaktion des Abbaus von Substraten aus Biopolymeren zu nutzbarem Faulgas hauptsächlich bestimmt.

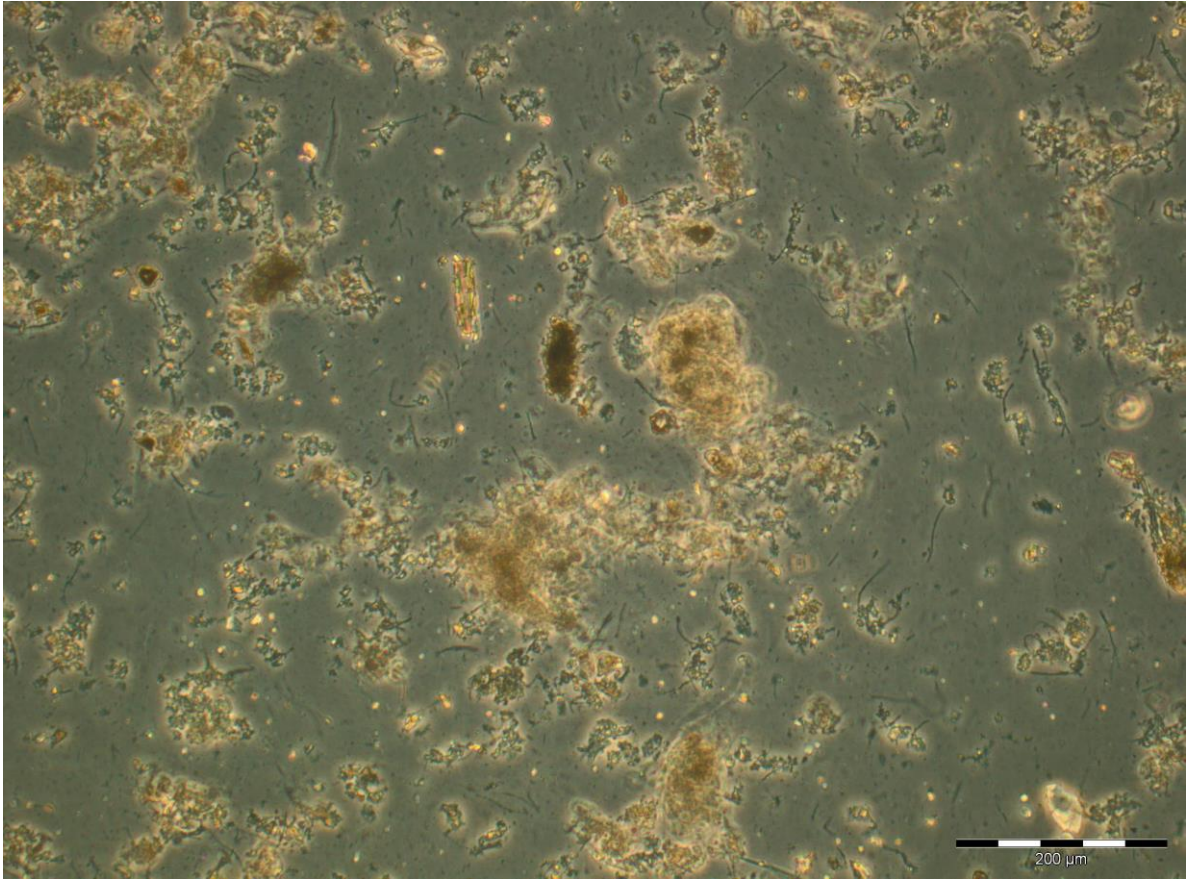


Abbildung 7: Mikroskop Aufnahme eines kommunalen Faulschlamms mit Focken, freien Bakterien und Archaeen

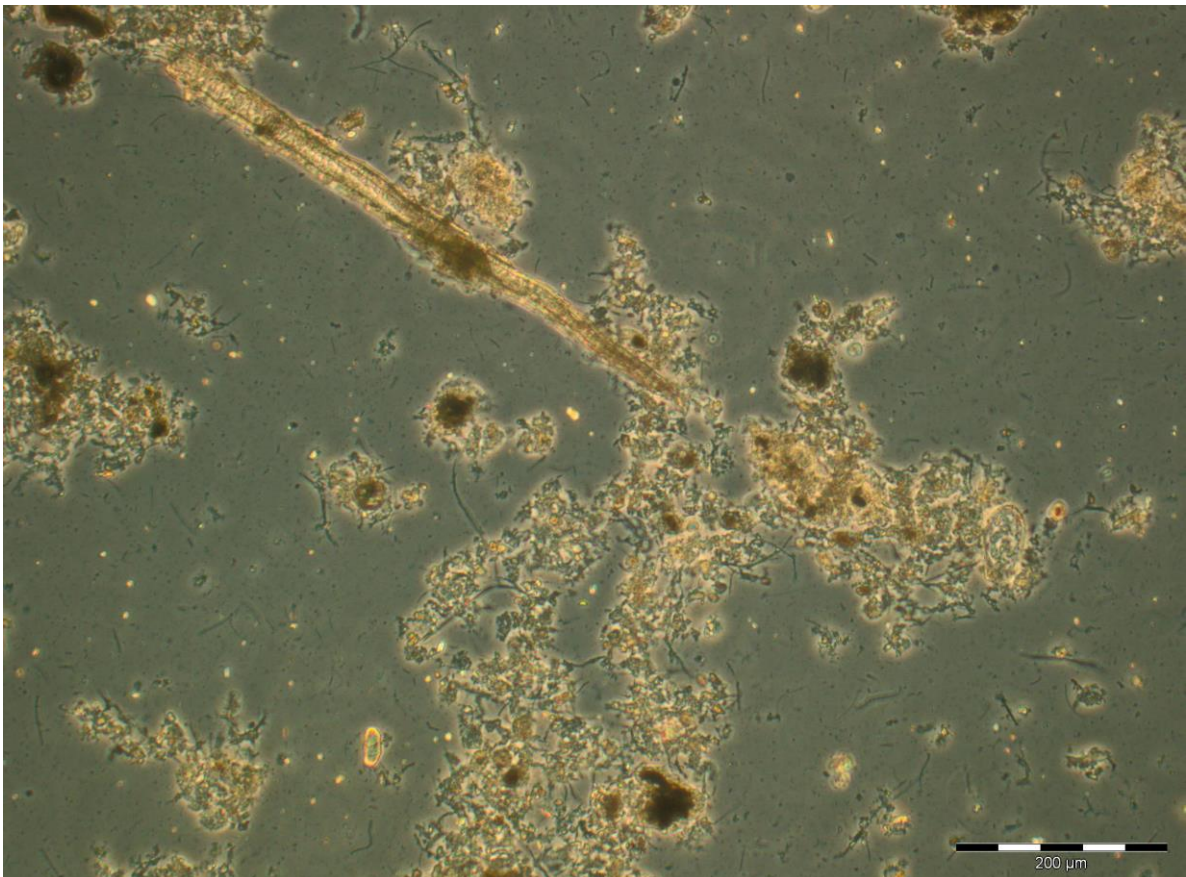
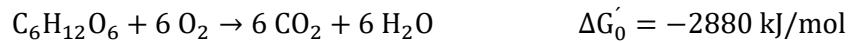


Abbildung 8: Kommunaler Faulschlamm, im Bild links oben eine Faser

2.3. Aerober- und anaerober Abbau von organischen Substraten

Aerober Abbau organischer Substrate

Beispielhaft ist hier die Oxidation von Glukose dargestellt:



Durch den hohen Sauerstoffverbrauch von sechs Mol O_2 für die Oxidation von einem Mol Glukose muss den Mikroorganismen in der Kläranlage durch eine technische Belüftung zusätzlich Sauerstoff zur Verfügung gestellt werden. Dies sorgt für einen hohen Anteil der Betriebskosten bei aeroben Reinigungsanlagen. Je Mol oxidiertes Glukose beträgt bei Standardbedingungen (pH 7 und 25°C) die freie Gibbs-Enthalpie $\Delta G'_0 = -2880 \text{ kJ/mol}$, es handelt sich also um eine exergone Reaktion, bei der – wie wir es von anderen Oxidations- (Verbrennungs-)Reaktionen gewohnt sind – Energie frei wird. Diese Energie wird von den beteiligten heterotropen Mikroorganismen für ihren Stoffwechsel und ca. 30 % davon für den Zellaufbau genutzt. Ein Teil der Energie wird auch als Abwärme frei und erhöht je nach Belastung der Anlage bzw. Atmung der Biomasse geringfügig die Temperatur im Becken. In Belebungsbecken im Bereich von wenigen Zehntel Grad, bei hoch konzentrierten Prozesswässern wie zum Beispiel bei der Trübwasserbehandlung um ca. $1\text{--}3^\circ\text{C}$.

2.3.1. Bildungsmechanismus von Methan

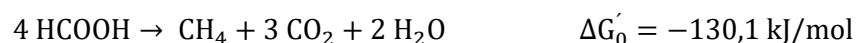
Anaerober Abbau organischer Substrate

Im Gegensatz zum aeroben Abbau – einer reinen Oxidation der Verbindungen – verläuft der anaerobe Abbau von organischen Substanzen mehrstufig über mehrere beteiligte Mikroorganismen. Das Substrat wird enzymatisch hydrolysiert (verflüssigt) und anschließend in zwei Stufen von unterschiedlichen Bakteriengruppen abgebaut. Als Endprodukt entsteht dabei eine Mischung von CO_2 und CH_4 als nutzbares Faulgas. Außerdem entstehen geringe Konzentrationen von H_2S , welche je nach dem Schwefelgehalt im Substrat schwanken und hier nicht weiter betrachtet werden sollen.

Den einfachsten Weg der biologischen Methanisierung stellt die Umwandlung von Kohlendioxid mit Wasserstoff zu Methan dar:



Viele methanogene Archaeen verwenden diese Reaktion, die freie Gibbs-Enthalpie beträgt dabei -135 kJ/mol CH_4 , was verglichen mit dem aeroben Abbau etwa einem Zwanzigstel des Energiegewinns entspricht. Anaerob lebende Mikroorganismen weisen daher einen langsameren Stoffwechsel und geringere Reproduktionsraten als ihre aerob lebenden Verwandten auf. Sie verwenden nur ca. 10 % der im Substrat enthaltenen Energie für den Zellaufbau (aerobe ca. 30 %), wodurch weniger Biomasse entsteht. Es handelt sich hier dargestellt nur um die Gesamtreaktion, das komplette Reaktionsnetzwerk der Methanisierung inklusiver aller beteiligten Enzyme und Zwischenprodukte ist um ein Vielfaches komplexer. Daneben existieren auch Bildungsreaktionen aus verschiedenen anderen Substraten. Wie zum Beispiel die Bildung von Methan aus Formiat:



Die Bildungsreaktion von Methan aus Substraten mit Methylengruppen, wie Methanol:



Oder die Bildungsreaktion von Methan aus Acetat (Essigsäure), die nach der anaeroben Versäuerung durch essigsäurebildende Bakterien am häufigsten als Substrat für die Methanisierung dient.



Es existieren noch weitere mögliche Reaktionswege für die biologische Methanisierung aus anderen Substraten, für Details dazu sei auf (Rosenwinkel, Kroiss, Dichtl, Seyfried, & Weiland, 2015) verwiesen. In dieser Arbeit wird nicht näher darauf eingegangen.

2.3.2. Die anaerobe Stoffwechselkette

Die gesamte anaerobe Stoffwechselkette ist in Abbildung 9 dargestellt. Die Umwandlung von organischen Polymeren in als Energieträger nutzbares Faulgas passiert, wie hier veranschaulicht, in zwei Stufen, der Versäuerungsphase und der Methanisierungsphase.

Dieser biologisch zweistufige Prozess wird technisch in den meisten Fällen in einem einzigen Reaktor durchgeführt, dies erhöht die Stabilität der ablaufenden Vorgänge und führt damit zu einer höheren Betriebssicherheit der Anlagen. In zweistufigen Faulungsanlagen, wo im ersten Behälter die Versäuerung und im zweiten, räumlich getrennt, die Methanisierung stattfindet, lassen sich zwar durch Optimierung der Umweltbedingungen für die Mikroorganismen höhere Umsatzraten erzielen, ein stabiler Betrieb ist jedoch viel aufwendiger zu erreichen und mit ungleich mehr Überwachungsaufwand, betrieblichem Einsatz sowie Risiko von Prozessstörungen verbunden.

Meistens werden technische Faulbehälter, wie jene zur Schlammstabilisierung auf Kläranlagen, aber auch bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen, im mesophilen Temperaturbereich betrieben. In der Praxis bedeutet dies bei ca. 30–40°C. Ein Betrieb der Faulung im thermophilen Bereich (50–70°C) erhöht zwar die Umsatzrate, sodass eine kleinere Auslegung der Behälter möglich ist, dies ist aber aus energetischen Gründen ungünstig, weil das gesamte Volumen auf die relativ hohen Temperaturen aufgewärmt und stabil gehalten werden muss (Kroiss, 1985). Dies bedarf im großtechnischen Maßstab aufwendiger und somit unwirtschaftlicher Isolierungsmaßnahmen für die Behälter und großer Wärmetauscherflächen zum Vorwärmen des Substrates. Daher werden weltweit nur wenige Faulungsanlagen - meistens aus hygienischen Gründen - thermophil betrieben. Je niedriger das Temperaturniveau, desto geringer ist auch die Empfindlichkeit der Mikroorganismen gegenüber Temperaturschwankungen (Kroiss, 1985). Die Mikroorganismen passen sich jedoch der vorherrschenden Temperatur an (Adaptierung). Eine starke Schwankung der Temperatur (>3°C pro Tag), oder gar ein Wechsel zwischen den Temperaturbereichen (mesophil und thermophil) ist aber unbedingt zu vermeiden, da es zu einer irreversiblen Störung der Biozönose kommt und dies den gesamten Abbauprozess zum Erliegen bringt (Svardal, 2009).

Die anaerobe Stoffwechselkette

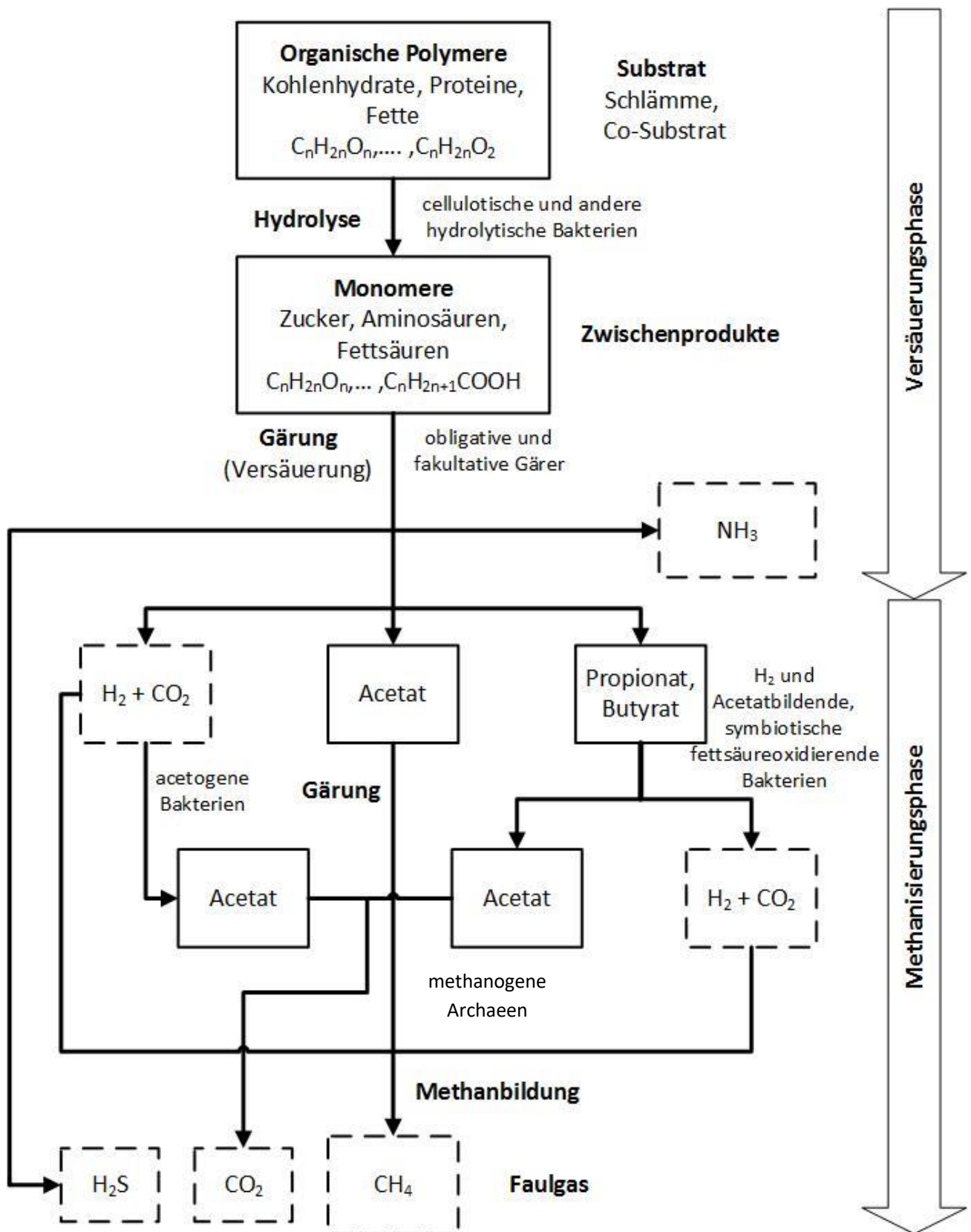
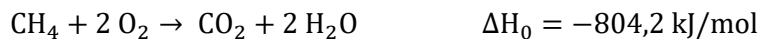


Abbildung 9: Die anaerobe Stoffwechselkette mit Zwischenprodukten und den beteiligten Bakteriengruppen

2.3.3. Energienutzung – Verbrennung von Methan

Das aus Biomasse erzeugte Faulgas kann nach einer Gasreinigung im Blockheizkraftwerk (BHKW) zur Energieerzeugung verwendet werden. Das Faulgas wird meist durch einen Kiestopf für Schlamm- und Partikelrückhalt geleitet. Dieser dient gleichzeitig als Flammen-Rückschlagsicherung und zur (Wasser-) Kondensat-Abscheidung. Teilweise werden auch Feinfilter zur Entstaubung verwendet. Je nach H₂S-Gehalt im Faulgas, wird vor der Verwertung in chemischen Wäschern (chemische Absorption), mit NaOH-, oder Amin-Wäsche, oder adsorptiv mit Raseneisenerz entschwefelt.

Methan ist die weitest reduzierte Form des Kohlenstoffes, daher resultiert eine sehr hohe spezifische Verbrennungsenthalpie von 804 kJ pro Mol Methan, die bei der Verbrennung frei wird.



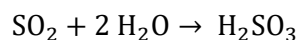
Es ergibt sich ein spezifischer Heizwert H_i von 35,883 MJ/m_N³ (50 MJ/kg) oder 9,968 kWh/m_N³ bzw. ein spezifischer Brennwert H_s (inklusive der im Wasserdampf gebundenen Verdampfungsenthalpie) von 39,819 MJ/m_N³ (55,5 MJ/kg) für Methan. Diese Werte gelten für Standardbedingungen (25°C, 1 bar). Durch den hohen Anteil an Wasserstoff im Methanmolekül entsteht bei seiner Verbrennung relativ viel Wasser (2 Mol H₂O pro Mol CH₄) dadurch ist auch der Brennwert um 11 % höher als der Heizwert. Durch einen Methananteil von ca. 60 % im Faulgas weist dieses also einen Heizwert von ca. 21,6 MJ/m_N³ bzw. ca. 6 kWh/m_N³ auf.

Auch das im Faulgas vorhandenes H₂S liefert einen Beitrag zum Heiz- bzw. Brennwert.

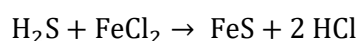


Aufgrund der sehr geringen Konzentrationen im Faulgas von meist 0,1–1 % vol wird der Schwefelwasserstoff aber bei der energetischen Betrachtung der Verbrennung üblicherweise vernachlässigt und nur enthaltenes Methan und Kohlendioxid für die Heizwertberechnung verwendet.

Das bei der Verbrennung entstandene Schwefeldioxid löst sich im Wasser und bildet schwefelige Säure, welche zu Korrosionsproblemen in Behältern, Rohrleitungen und im BHKW führen kann. Darum ist die zulässige H₂S-Konzentration für die Verbrennung in BHKW bei den meisten Herstellern auf 0,005 % vol (50 ppm) begrenzt.



Wegen der durch Schwefelwasserstoff verursachten Korrosionsprobleme wird das Gas je nach Faulgasverwertung meist chemisch durch Gaswäsche mit Natronlauge (NaOH), durch Aminwäsche (chemische Adsorption) oder adsorptiv mit Raseneisenerz entfernt. Bei Verwendung von Eisenfällmitteln zur Phosphorfällung in der biologischen Stufe der Kläranlage wird der im Abwasser enthaltene Schwefel aber bereits größtenteils als Eisensulfid (FeS) im Schlamm gebunden und eine spätere Entschwefelung des Faulgases entfällt.



2.4. Stabilisierung von Klärschlamm

Bei der Abwasserreinigung anfallende Schlämme, das heißt der Primärschlamm aus der Vorklärung sowie der Überschussschlamm (Sekundärschlamm) inklusive der Fällungsschlämme (Tertiärschlamm) aus der biologischen Stufe der ARA, müssen weitestgehend mineralisiert werden, um ohne Geruchsprobleme lagerfähig und entwässerbar zu sein. Diese Stabilisierung soll biologische und chemische Umwandlungsvorgänge soweit reduzieren oder verhindern, sodass eine sinnvolle Verwertung des Schlammes anschließend möglich ist. Der Stabilisierungsgrad hängt hauptsächlich von der Prozesstemperatur und der hydraulischen Aufenthaltszeit (HRT) des Schlammes im Behälter ab.

- **Stabilisierungsgrad und hydraulische Aufenthaltszeit (Faulzeit)**

Ein Schlamm gilt als ausreichend aerob stabilisiert, wenn sein spezifischer Sauerstoffverbrauch (bei 20°C) einen Wert von 2,0–2,5 mg O₂/ (g oTS · h) nicht überschreitet (Kroiss, 2007). Für anaerob stabilisierte Schlämme gibt es keinen entsprechenden Referenzwert für den Stabilisierungsgrad. Als Richtwerte für die ausreichende **anaerobe** Stabilisierung kommunaler Faulschlämme werden jedoch minimale hydraulische Aufenthaltszeiten angegeben, diese sind in Abbildung 10 ersichtlich (Nowak, 2002). Die dargestellten Werte gelten für typische Prozessbedingungen und sollten möglichst nicht unterschritten werden. Für den anaerob mesophilen Bereich wird eine Faulzeit von mindestens 25 Tagen für gute Stabilisierung angegeben. Unter idealen Bedingungen können bereits 10 Tage ausreichend sein (Kapp, 1984). Bei sehr kurzen Faulzeiten besteht jedoch die Gefahr des „Kippens“ des Faulungsprozesses durch Anreicherung von organischen Säuren, die zur Hemmung der Methanisierung führen. Dabei fällt der pH-Wert ab, was die biologische Methanisierung verlangsamt oder zum Erliegen bringen kann. Besonders bei hohen Co-Substrat-Anteilen können die angegebenen Zeiten jedoch stark abweichen, besonders wenn der Behälter nicht ausreichend durchmischt oder das Substrat (z. B. Speisereste oder andere feste Bioabfälle) nicht ausreichend zerkleinert wurde.

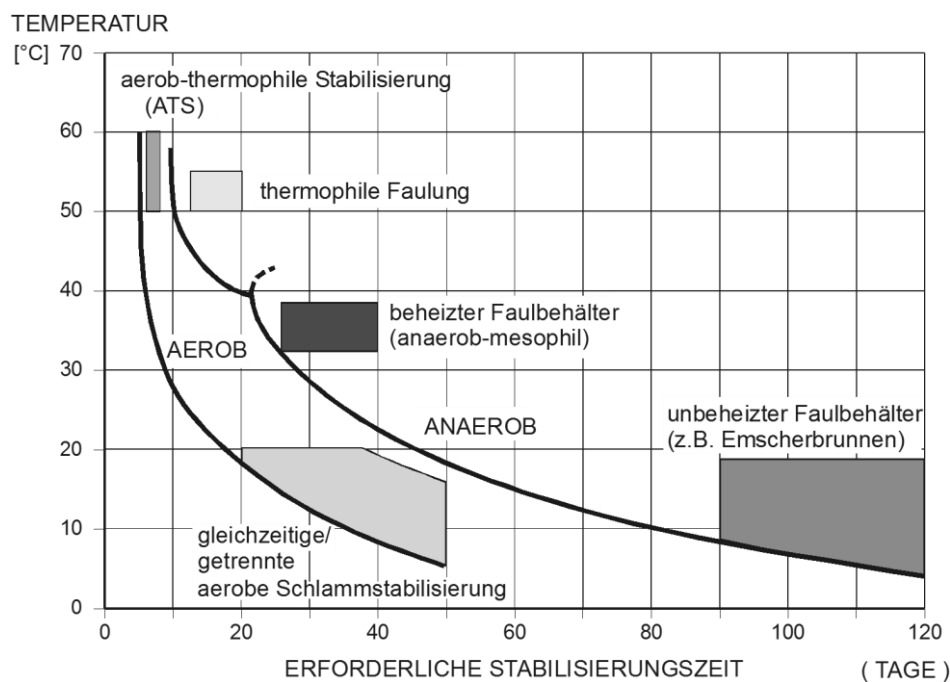


Abbildung 10: Erforderliche Stabilisierungszeit in Abhängigkeit von Verfahren und Temperatur, verändert nach (Nowak, 2002)

Gut stabilisierte Schlämme lassen sich üblicherweise auch besser entwässern als schlecht oder nicht stabilisierte. Gute Entwässerbarkeit reduziert den notwendigen Energie- und Chemikalieneinsatz bei

der maschinellen Klärschlammwässerung mit Kammerfilterpressen, Dekanter-Zentrifugen oder Schneckenpressen, was die Schlammbehandlung vergünstigt. Die Entwässerung führt zu einer deutlichen Volumenreduktion des Schlammes, die anschließenden Entsorgungskosten verringern sich dementsprechend ebenfalls.

Grundsätzlich gibt es verschiedene Möglichkeiten der Schlammstabilisierung. Dies sind aerobe, anaerobe, chemische (durch Nassoxydation), physikalisch-chemische (Zugabe von Brandkalk) und thermische Verfahren (Trocknung und Verbrennung). In weiterer Folge sollen wegen ihrer praktischen Relevanz nur die ersten beiden betrachtet werden.

- **Aerobe Stabilisierung**

- Simultane aerobe Stabilisierung im Belebungsbecken. Der Belebtschlamm wird so lange belüftet, bis er ausreichend stabilisiert ist (Schlammalter mindestens 25 d).
 - + einfaches, robustes Verfahren
 - großes Belebungsbeckenvolumen für hohes Schlammalter ($t_{rs} > 25$ d) notwendig
 - hoher Energiebedarf für die Belüftung
- Getrennte aerobe Stabilisierung in einem eigenen Stabilisierungsbecken
 - + einfaches Verfahren, sinnvoll bei Anlagen bis ca. 10.000 EW Ausbaugröße
 - kleines Stabilisierungsbecken durch hohen Trockensubstanzgehalt
 - schlechter α (Alpha)-Wert durch hohen Trockensubstanzgehalt
 - hoher Sauerstoffbedarf und damit hoher Energieverbrauch für die Belüftung
 - hohe spezifische Betriebskosten
 - keine Nutzung der im Schlamm gebundenen chemischen Energie (CSB)
- Aerob thermophile Stabilisierung (ATS). Oxidation bei höheren Temperaturen in einem isolierten Reaktor (60–80°C).
 - + kurze Verweilzeit, kleine Behälter, gleichzeitige Hygienisierung möglich
 - energetisch ungünstig, beheizter Behälter, Abluftbehandlung notwendig

- **Anaerobe Stabilisierung – Schlammfäulung**

Mesophile- oder thermophile Versäuerung (Gärung) und Methanisierung in gasdichten, beheizten Behältern, mit oder ohne energetischer Verwertung des anfallenden Faulgases.

- + geringerer Energieverbrauch
- + nutzbares Faulgas
- aufwendigere Verfahrenstechnik, großer Investitionsaufwand
- komplexere Anlagen und Prozesse, höhere Anforderungen an das Betriebspersonal
- Brand- und Explosionsgefahr

Die anaerobe Stabilisierung von Klärschlamm bietet gegenüber den anderen Methoden neben der Reduktion von Menge und der Minimierung der Geruchsentwicklung des Schlammes, zusätzlich die Möglichkeit der energetischen Nutzung des anfallenden Faulgases. Insbesondere durch die Nutzung des im Faulgas enthaltenen Methans, welches etwa durch Verbrennung in Blockheizkraftwerken zu Wärme (Raumwärme, Faulbehälterheizung und Schlamm-trocknung) und Strom gewandelt, über Membrananlagen zu Bio-Methan für die Einspeisung in das Erdgasnetz upgegradet, oder verflüssigt und in dieser Form als Liquid Natural Gas (LNG, deutsch Flüssiggas) als Treibstoff in Fahrzeugen Verwendung findet. Außerdem kann Faulgas auch direkt zum Antrieb von Arbeitsmaschinen, zur thermischen Trocknung von Faulschlamm und als Brennstoff für kombinierte Gas- und Dampf-Prozesse (GuD) genutzt werden. Nach einer Aufbereitung kann das produzierte Methangas auch zur Stromerzeugung in Brennstoffzellen verwendet werden.

Gleichzeitig wird verglichen mit der aeroben Schlammstabilisierung Energie gespart, welche ansonsten für die Belüftung des Schlammes notwendig wäre. Durch die Stabilisierung wird die anfallende Schlammmenge erheblich reduziert, was auch zu einer Senkung der Entsorgungskosten führt. 90 g TS/(EW · d) Primär-, Überschuss- und Fällschlamm aus der Phosphorfällung reduzieren sich durch die anaerobe Stabilisierung auf 50 g TS/(EW · d). Das entspricht einer Reduktion der TS um ca. 45 %. Gleichzeitig reduziert sich das Volumen von 2,25 L/(EW · d) auf ca. 0,25 L/(EW · d) nach der Stabilisierung und Entwässerung des Faulschlammes (Imhoff, et al., 2007). Dies bewirkt eine Reduktion der Kosten für die Schlammlinie und somit auch für die gesamten Betriebskosten einer Abwasserreinigungsanlage.

In den meistens mesophil betriebenen kommunalen Faulungsanlagen werden immer öfter Co-Substrate mitvergoren, um die Menge an Faulgas und damit die gewinnbare elektrische und Wärmeenergie zu steigern. Gleichzeitig ist dieses Mitvergären von Substraten mit hohen chemischen Energieinhalten (Fettabscheider-Inhalte, Flotationsschlämme, Nebenprodukte der Getränke- und Lebensmittelindustrie, usw.) eine kostengünstige und effiziente Möglichkeit ihrer Entsorgung. Einsetzbar sind dafür grundsätzlich alle biologisch abbaubaren organischen Substanzen (fest und flüssig), die zu keiner wesentlichen Verschlechterung der Prozessbedingungen in der Faulung führen. Etwaige Hemmungen durch toxische Verbindungen, Verschiebungen des pH-Wertes, der Acidität, der Pufferkapazität, oder eine Änderung des Trockensubstanzgehaltes und Ähnliches muss aber für jedes potentielle Co-Substrat einzeln betrachtet werden. In manchen Fällen ist es durchaus sinnvoll Substrate wie Küchenabfälle, Speisereste, Abfälle aus der Landwirtschaft und Lebensmittelindustrie getrennt von kommunalen Klärschlämmen zu faulen. Der so entstehende Schlamm darf, weil er aus hygienischer Sicht weniger problematisch ist als kommunaler Faulschlamm, anschließend direkt als Produkt zur Bodenverbesserung und Düngung verwendet werden und stellt damit einen Wertstoff dar.

So werden gegenüber der Stabilisierung und Kompostierung von festen organischen Abfällen mit anderen Methoden wie der Intensivrotte, anfallende klimarelevante Faulgase (CO₂ und CH₄) minimiert bzw. sinnvoll genutzt und dabei entstehende Geruchsemissionen vermieden oder zumindest stark reduziert.

Trotz vieler Vorteile, darf bei der Verwertung von Co-Substraten in kommunalen Faulbehältern die eigentliche Aufgabe einer Abwasserreinigungsanlage – nämlich Abwasser zu reinigen – nicht vernachlässigt werden. Durch den Einsatz von Co-Substraten, besonders mit hohen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen, kann es zu einer großen Belastung der biologischen Reinigungsstufe der Kläranlage durch das bei der Schlammmentwässerung anfallende Zentrat (Press- oder Trübwasser) kommen. Beispielsweise kann die Stickstoff-Rückbelastung durch die Schlammmentwässerung bereits ohne Co-Substrat bis zu 20 % des Kläranlagenzulaufs betragen (Rosenwinkel, Kroiss, Dichtl, Seyfried, & Weiland, 2015). Auch die damit verbundene größere anfallende Faulschlammmenge darf bei der technischen und wirtschaftlichen Betrachtung der Mitvergärung von Co-Substraten nicht vernachlässigt werden. Besonders bei der Faulung mit erhöhten Trockensubstanzgehalten (bis zu 10 % TS) können verstärkt Probleme aus Hemmungen durch sehr hohe Ammonium-Konzentrationen auftreten. Kapp (1984) stellt fest, dass eine Hemmung des Faulungsprozesses durch Abbauprodukte (organische Säuren, Acetat, Popionat, usw.) aufgrund der Proportionalität ihrer Konzentration bei hohen Trockensubstanzgehalten (bei TS > 8 %) zu der pro Volumeneinheit abgebauten organischen Substanz nicht auszuschließen ist Grundsätzlich sind Co-Substrate auf eine etwaige Hemmwirkung zu untersuchen, sowie regelmäßig hinsichtlich ihrer Zusammensetzung zu beproben.

2.5. Emissionsquellen beim Faulungsprozess

Bei der Nutzung des bei der Faulung entstehenden Gases ist die effiziente Umsetzung der im Schlamm enthaltenen chemischen Energie in nutzbares Faulgas im Faulbehälter genau so entscheidend wie die anschließende Umwandlung in elektrische und Wärmeenergie in Maschinen mit hohem Wirkungsgrad. Hierbei treten jedoch, wie bei allen technischen Systemen, Verluste auf, die es zu lokalisieren und minimieren gilt.

Hier darf eine zusätzliche Belastung der Umwelt durch klimawirksame Gase wie N_2O , CH_4 und H_2S keinesfalls vernachlässigt werden. Trotz vieler Vorteile von klimaneutraler Energie aus erneuerbaren Quellen (Faulschlamm und Co-Substrat) muss das entstehende Treibhauspotential berücksichtigt werden. Durch ihre vielfach höhere Klimawirksamkeit verglichen mit Kohlendioxid, sind vor allem die bei der Abwasserreinigung emittierten Gase Methan (25-mal klimawirksamer) und Lachgas (298-mal klimawirksamer) relevant (IPCC et al., 2013). Die bei der Abwasserreinigung und der anschließenden Schlammbehandlung entstehenden Gasemissionen sind für eine umfassende ökologische Bewertung unbedingt zu betrachten. Ungünstige Prozessbedingungen haben neben Energieverlusten stark negative Auswirkungen auf den CO_2 -Fußabdruck der Anlage.

Besonders die Rolle des Methans, welches bei allen anaeroben Abbauvorgängen gebildet wird und bei der Stabilisierung von Klärschlamm als Produkt gezielt erzeugt wird, soll daher wegen seiner Klimarelevanz im Zuge dieser Arbeit genauer betrachtet werden. Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf Gasverlusten und den klimarelevanten Gasemissionen die beim Faulungsprozess entstehen. Diese stammen aus verschiedenen Quellen und entstehen teilweise belastungsabhängig und/oder zeitlich variabel bei verschiedenen Prozessschritten während der gesamten Schlammbehandlung und Faulgasverwertung. Dabei werden je nach ihrem zeitlichen Verhalten zwei Typen von Emissionsquellen unterschieden. Einige Beispiele von zeitinvarianten und zeitvarianten Emissionsquellen sind anschließend aufgeführt und in Abbildung 11 bis Abbildung 16 dargestellt:

- **Zeitinvariante (statische) Emissionsquellen**, das heißt die Emissionsrate hängt hauptsächlich von der Aufenthaltszeit im (offenen) Behälter ab:
 - Statische Eindicker (Abbildung 12)
 - Vorlagebehälter für Schlämme und Co-Substrate
 - Faulschlamm-Stapelbehälter (Nacheindicker)
 - Undichtigkeiten und Risse in Behältern, Rohren oder Anschlüssen (druckabhängig)
 - Gasspeicher (Porosität bei Membranen, Alter, Anschlüsse, Abdichtungen, Wartung) (Abbildung 14)
- **Zeitvariante (variable) Emissionsquellen**, das heißt die Emissionsrate hängt vom Betriebszustand des Aggregates oder der Anlage ab (z.B. durchsatz-, druck-, oder temperaturabhängig):
 - Schlammentwässerung; Entwässerungsmaschinen (Durchsatz bei Scheiben- und Bandeindickern, Kammerfilterpressen, Zentrifugen, Exzentrerschneckenpressen, usw.) (Abbildung 13)
 - Schlammager, entwässerter Faulschlamm (Stabilisierungs- und Entwässerungsgrad)
 - BHKW (Bauform, Betriebszustand, Auslastung, Laufleistung, Wartungszustand, usw.) (Abbildung 15)
 - Fackel (Bauart, Einstellung) (Abbildung 16)

- Faulbehälter (organische Raumbelastung, hydraulische Aufenthaltszeit, Abbaugrad, Hemmstoffe, Druck, Temperatur, pH-Wert, Durchmischung, Undichtigkeiten, usw.)
- andere Quellen, Gasaufbereitung (Gasverdichter, Gaswäscher, Trockner, Membranstation für LBG, Gastankstellen, usw.)



Abbildung 11: Faulbehälter



Abbildung 12: offene Vorlagebehälter



Abbildung 13: Dekanter-Zentrifuge



Abbildung 14: Gasspeicher



Abbildung 15: Blockheizkraftwerk



Abbildung 16: Notfackel

2.6. Klimarelevante Gase

Der derzeit weltweit diskutierte Klimawandel wird auf den übermäßigen Ausstoß von so genannten Treibhausgasen zurückgeführt. Es sind damit alle klimawirksamen Gase gemeint die durch ihr Absorptionsvermögen im Infrarotspektrum Energie aus dem Sonnenlicht aufnehmen können und so zur Erwärmung der Atmosphäre beitragen. Die nach ihrer ausgestoßenen Menge und Treibhauswirkung bedeutsamsten klimawirksamen Gase sind Kohlendioxid (CO_2), Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4). Die Konzentration dieser Gase in der Erdatmosphäre hat sich seit Anfang der Industrialisierung dramatisch erhöht und steigt derzeit weiter an, siehe Abbildung 17 (IPCC, 2007).

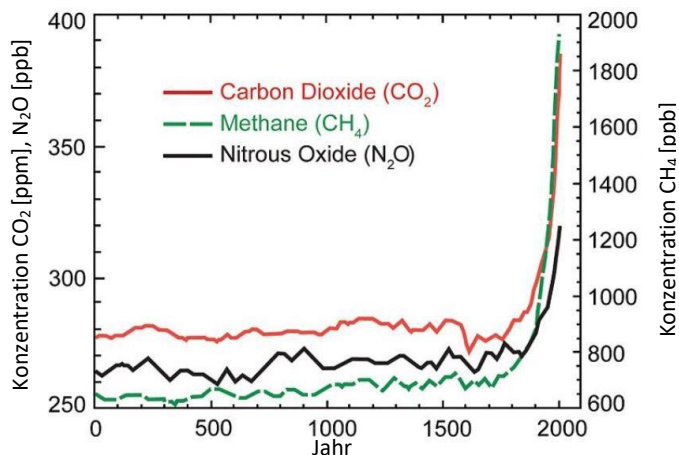


Abbildung 17: Konzentration der Klimagase CO_2 , N_2O und CH_4 in der Atmosphäre, Abb. verändert nach IPCC (2007)

Je nach ihrem Treibhauspotential (Global Warming Potential, GWP) tragen die drei wichtigsten Klimagase unterschiedlich stark zum Treibhauseffekt bei. Diese unterschiedliche Klimawirksamkeit wird, um den Einfluss verschiedener Gase und Emissionen vergleichbar zu machen, in CO_2 -Äquivalenten angegeben [$\text{kg CO}_2\text{e}/\text{kg Gas}$]. Die Treibhauspotentiale für Kohlendioxid, Lachgas und Methan werden auf einen bestimmten Zeitraum bezogen, zum Beispiel auf 20, 100 oder 500 Jahre. In Tabelle 2 sind die Werte für GWP_{100} dargestellt (IPCC, 2007). Für sämtliche Berechnungen in dieser Arbeit wurden die Zahlenwerte für GWP_{100} verwendet, da dies der mittleren Emissionsdauer von Kläranlagen am besten entspricht.

Tabelle 2: Klimagase und ihr Treibhauspotential, (IPCC, 2007)

| Treibhausgas | | GWP_{20} [$\text{CO}_2\text{e}/\text{kg Gas}$] | GWP_{100} [$\text{CO}_2\text{e} / \text{kg Gas}$] | GWP_{500} [$\text{CO}_2\text{e} / \text{kg Gas}$] |
|--------------|----------------------|---|--|--|
| Kohlendioxid | CO_2 | 1 | 1 | 1 |
| Lachgas | N_2O | 289 | 298 | 153 |
| Methan | CH_4 | 72 | 25 | 7,6 |

Aus der Menge der freigesetzten Klimagase und deren Treibhauspotentialen berechnen sich die jährlich freigesetzten anthropogenen Treibhausgasemissionen (siehe Abbildung 18).

Das durch den Menschen freigesetzte Kohlendioxid hat dabei derzeit einen Anteil von ca. 65 % am Treibhauseffekt. Lachgas trägt mit einem Anteil von ca. 6 % und Methan mit ca. 16 % zur Erderwärmung bei, wie in Abbildung 18 ersichtlich ist (IPCC, 2014).

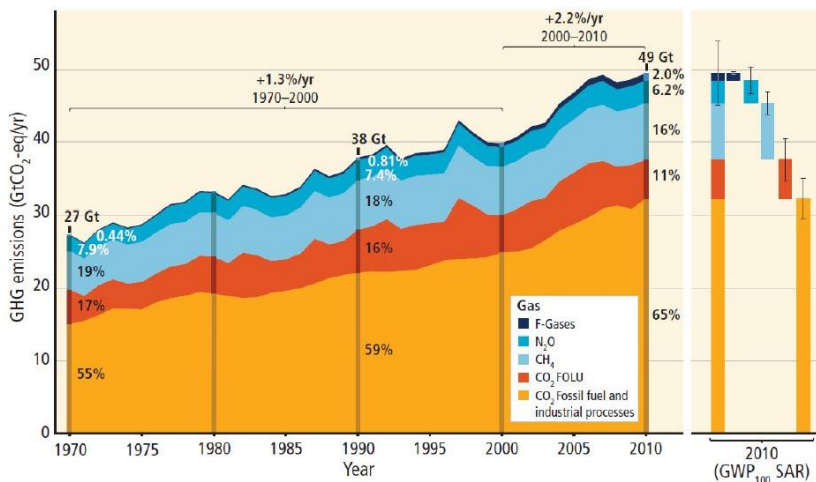


Abbildung 18: Gesamte jährliche anthropogene Treibhausgasemissionen von 1970–2010 (IPCC, 2014)

Neben dem Energiesektor, der Industrie und der Landwirtschaft stammt ein Teil der klimarelevanten Gasemissionen aus dem Bereich der Abfallwirtschaft und der Abwasserreinigung inklusive des Kanalsystems. In Österreich stammen derzeit ca. 3,8 % der klimarelevanten Emissionen aus dem Bereich der Abfallwirtschaft und der Abwasserbehandlung (Umweltbundesamt, 2017).

Kohlendioxid, das direkt bei der Abwasserreinigung freigesetzt wird, beispielsweise durch die mikrobielle Atmung im Belebungsbecken, wird dabei als klimaneutral angesehen, weil es biogenen Ursprungs ist. Tatsächlich stammt aber ein Anteil von 4–14 % der direkten CO₂-Emissionen aus Belebungsbecken aus fossilen Quellen wie (Law, Jacobsen, Smith, Yuan, & Lant, 2013) mit C¹³- und C¹⁴-Isotopenanalysen zeigen konnten.

Einen Überblick über die direkten klimarelevanten Gasemissionen aus der Abwasserreinigung und die indirekten Emissionen aus der Schlammbehandlung geben (Parravicini, Svardal, & Krampe, 2016), dieser ist in Abbildung 19 dargestellt.

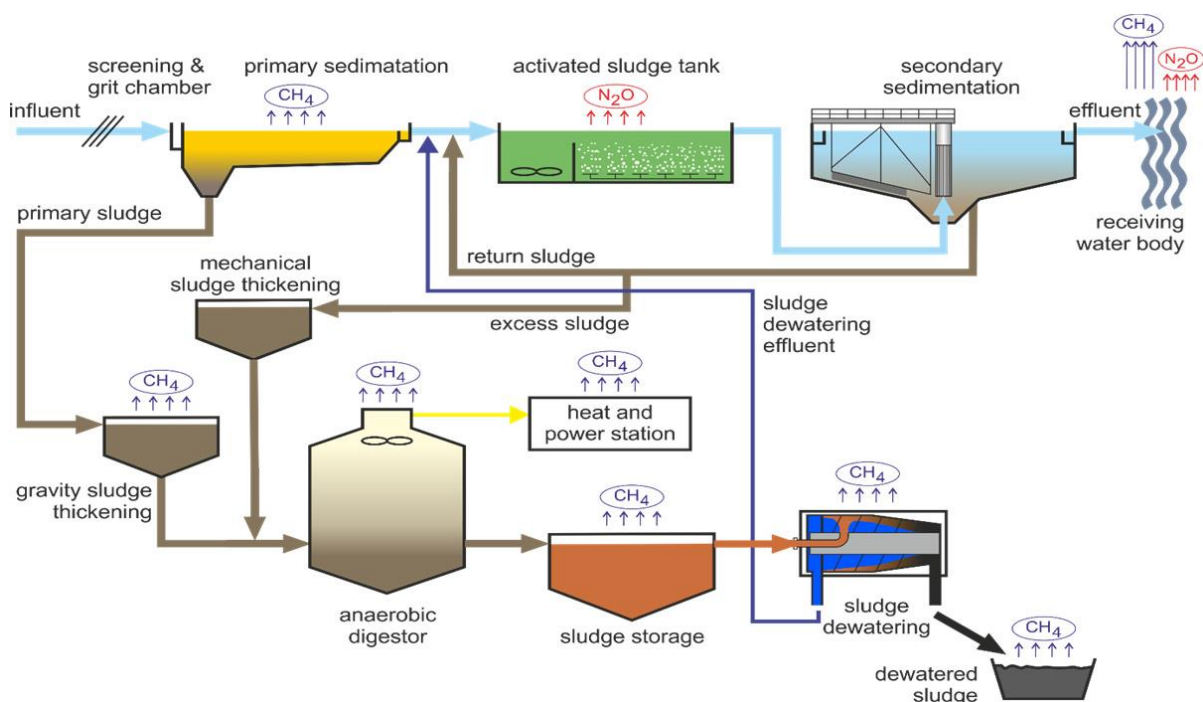


Abbildung 19: Treibhausgasemissionen aus der Abwasserreinigung inklusive Schlammlinie, Abb. nach (Parravicini et al., 2016)

Parravicini et al. (2016) verglichen Abwasserreinigungsanlagen mit 50.000 EW Ausbaugröße mit und ohne Faulungsanlagen hinsichtlich ihrer Treibhausgasemissionen (direkte und indirekte Emissionen), abhängig vom für den Anlagenbetrieb verwendeten Strommix. Der für Österreich verwendete Wert beträgt 0,38 kg CO₂e/kWh (für Deutschland 0,62 kg CO₂e/kWh), (EcoInvent 3.0, 2014). Somit entsteht durch die Abwasserreinigung ein CO₂-Fußabdruck von 36 kg CO₂e/(EW · a). Davon werden 26 % durch Methanemissionen bei der Abwasserreinigung und vor allem bei der Schlammfäulung verursacht. Die Verteilung der Emissionen auf die unterschiedlichen Prozessschritte ist in CO₂-Äquivalenten in Abbildung 20 dargestellt. Durch das in der Schlammfäulung erzeugte Biogas entsteht eine CO₂-Gutschrift von 5,9 kg CO₂e/(EW · a) (Parravicini et al., 2016). Diese Gutschrift kompensiert einen Teil (ca. 17 %) der entstandenen Emissionen und reduziert dadurch den CO₂-Fußabdruck der Kläranlage auf ca. 30 kg CO₂e/(EW · a).

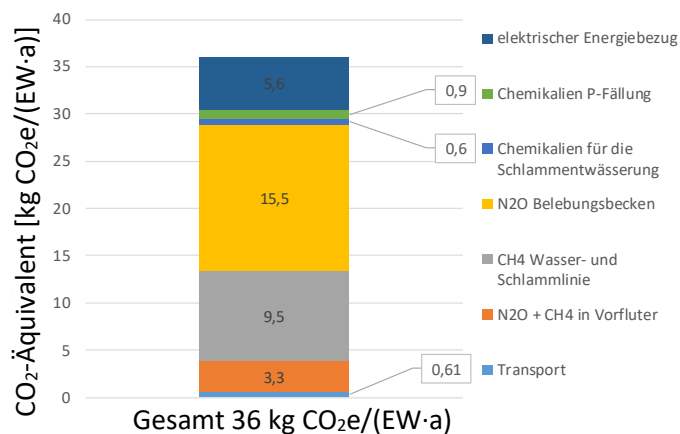


Abbildung 20: CO₂-Fußabdruck einer Modell-Kläranlage mit 50.000 EW, inkl. Schlammfäulung, ohne CO₂-Gutschrift aus Biogas, Abb. erstellt nach Parravicini et al. (2016)

Gärtner et al. (2017) berichten, die klimarelevanten Emissionen aus der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung verteilen sich zu 75 % auf Methanemissionen aus der Schlammbehandlung, gefolgt von 15 % auf Lachgasemissionen aus der Abwasserreinigung (Abbildung 21). Wie Abbildung 22 zeigt stammen die Methanemissionen zu 90 % aus der Schlammbehandlung, wobei 85 % auf Faulschlamm und 5 % auf Rohschlamm entfallen (Gärtner et al. 2017).

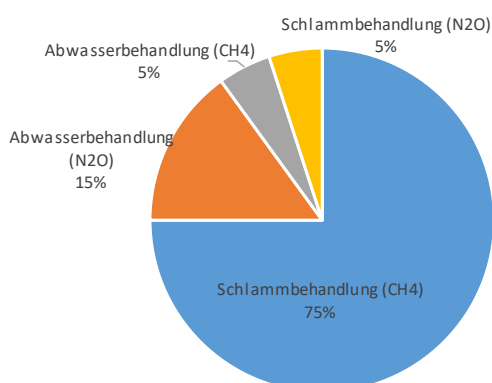


Abbildung 21: Mittlere prozentuale Verteilung der CO₂-Äquivalente aus der Abwasser und Schlammbehandlung, Abb. erstellt nach Gärtner (2017)

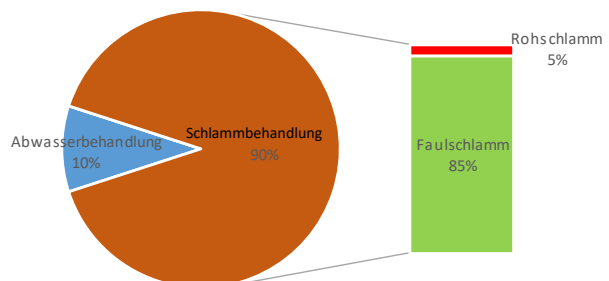


Abbildung 22: Prozentuale Verteilung der Methanemissionen nach Sektoren, Abb. erstellt nach Gärtner (2017)

3. Messtechnik

Für die quantitative Erfassung von Gasen, in diesem Fall die hauptsächlichsten Faulgasbestandteile CO_2 und CH_4 , sind einige Kenntnisse der verwendeten Messtechnik notwendig. Im Folgenden werden kurz die Infrarotspektrometrie (IR-Photometrie), die Geschwindigkeits- und Volumenstrommessung von Gasströmen und die für die gaschromatographische Messung der Konzentrationen verwendeten Detektoren, Flammenionisationsdetektor (FID) und Leitfähigkeitsdetektor (LD), vorgestellt.

3.1. Konzentrationsmessung mittels Infrarotabsorption

Bei der Konzentrationsmessung von Gasen wird oft die stoffspezifische Absorption von Strahlung bei einer bestimmten Wellenlänge λ verwendet.

3.1.1. Methanmessung

Im Falle von Methan wird dabei die bei einer Wellenlänge von $3,1 \mu\text{m}$ (Licht im infraroten Bereich) sehr ausgeprägte Absorption ausgenutzt. Diese charakteristische Wellenlänge wird durch die Anregung einer Streckschwingung zwischen dem Kohlenstoff- (C) und den Wasserstoffatomen (H) des Methanmoleküls absorbiert (siehe Abbildung 23). Dabei wird der durchdringende Strahl proportional zur Konzentration des Gases abgeschwächt. Diese Abschwächung kann gemessen und in eine Konzentration im Probevolumen umgerechnet werden.

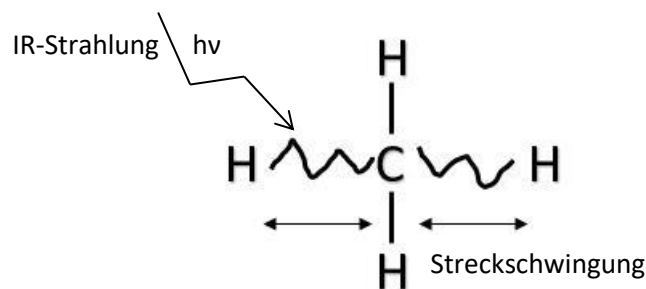


Abbildung 23: Anregung der Streckschwingung des CH_4 -Moleküls durch Strahlung

In Abbildung 24 ist das dazugehörige Infrarot-Absorptionsspektrum von Methan nach der Wellenlänge in μm dargestellt. Im Gegensatz dazu wird im chemisch-analytischen Bereich für die Darstellung von Spektren auch oft noch die historisch entwickelte Form verwendet, bei der anstelle der Wellenlänge die Wellenzahl verwendet wird (siehe Abbildung 25). Sie gibt an wie viele Perioden einer Strahlung mit bestimmter Wellenlänge pro cm Platz finden. In dieser Darstellung befindet sich das Absorptionsmaximum des Methanmoleküls bei 3225 cm^{-1} .

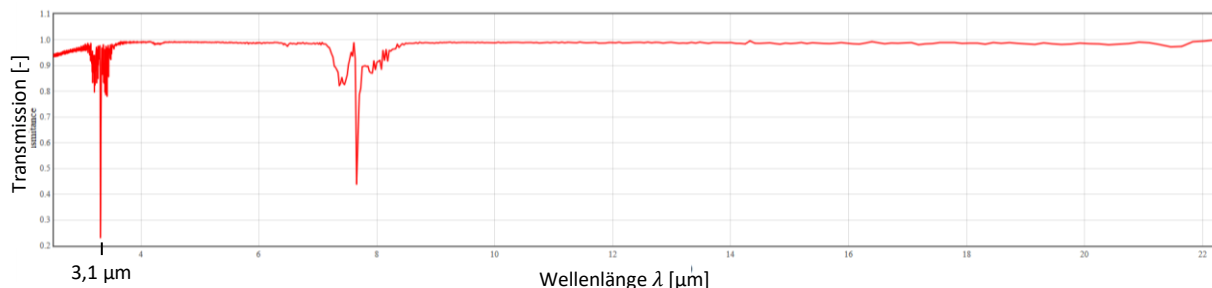


Abbildung 24: IR-Absorptionsspektrum von Methan, aufgetragen über die Wellenlänge (NIST, 2016)

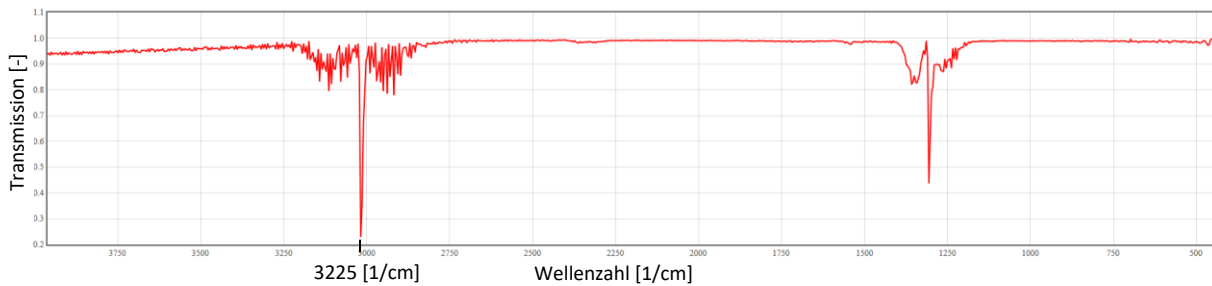


Abbildung 25: IR-Absorptionsspektrum von Methan, aufgetragen über die Wellenzahl (NIST, 2016)

3.1.2. Kohlendioxidmessung

Beim CO₂-Molekül kommt es bei einer Wellenlänge von 4,3 µm zu einer ausgeprägten Absorption durch Anregung einer Streckschwingung. Daneben existieren weitere Absorptionsfenster bei Wellenlängen von 1,4, 1,6, 2 und 2,7 µm, sowie zwischen 13,5 und 16,5 µm durch Winkelschwingungen, wie im IR-Absorptionsspektrum von CO₂ in Abbildung 27 zu sehen ist. In Abbildung 26 ist die Absorption von Strahlung durch Winkel- und Streckschwingungen eines CO₂-Moleküls schematisch dargestellt. Diese ausgeprägte Absorption im IR-Bereich und das Vorhandensein von CO₂ in der Erdatmosphäre führt gleich wie bei CH₄ zu seiner Wirkung als Treibhausgas. Ohne diesen Treibhauseffekt durch IR-absorbierende Gase wäre die Durchschnittstemperatur auf der Erde nur -18°C (Roedel, 1994). Die Abschwächung des Lichtstrahles beim durchstrahlen einer bestimmten Weglänge wird gleich wie bei CH₄ im IR-Photometer gemessen.

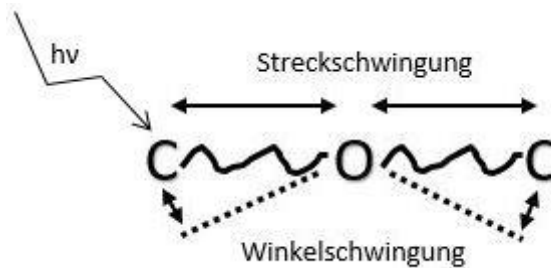


Abbildung 26: Anregung der Streck- und Winkelschwingung des CO₂-Moleküls durch Strahlung

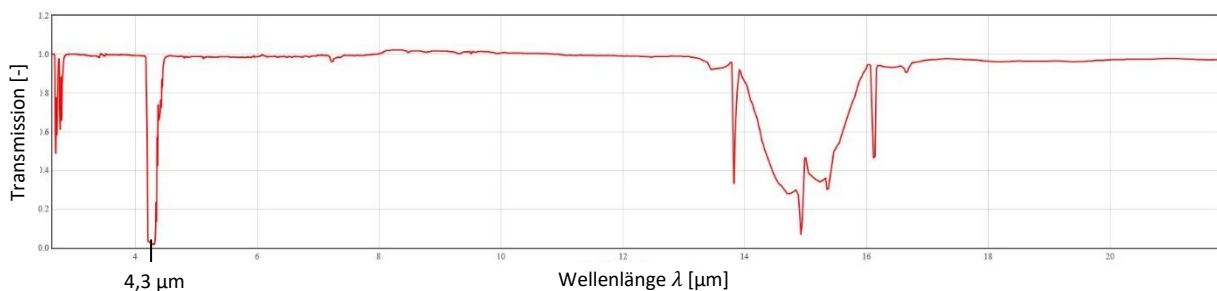


Abbildung 27: IR-Absorptionsspektrum von Kohlendioxid, aufgetragen über die Wellenlänge (NIST, 2016)

Opazität und Transmission:

Die Opazität O gibt das Verhältnis zwischen ein- und austretender Intensität einer ein Medium durchdringender Strahlung an. Oft wird zur Beschreibung der Abschwächung eines einen Stoff durchdringenden Lichtstrahles auch die Transmission T verwendet, sie ist der Kehrwert der Opazität und gibt den Anteil der Strahlung an, welcher die Schicht durchdringt (Abbildung 28).

Die Opazität wird wie folgt berechnet:

$$O = \frac{I_0}{I_1} = \frac{1}{T} \quad [-]$$

d ... Durchstrahlte Schichtdicke [m]

I_0 ... Eintretende Intensität [W/m^2]

I_1 ... Austretende (transmittierte) Intensität [W/m^2]

c ... Konzentration des Stoffes [mol/L]

λ ... Wellenlänge der Strahlung, meist Licht im sichtbaren (VIS), ultravioletten (UV) oder infraroten (IR) Spektrum

ϵ_λ ... Extinktionskoeffizient für die Wellenlänge λ , stoffspezifische Größe [m^2/mol]

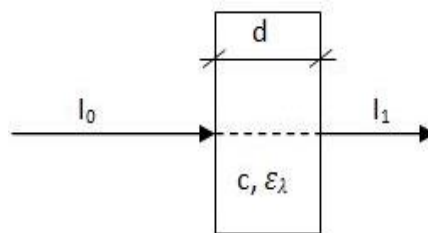


Abbildung 28: Eintretende und austretende Intensität einer Strahlung, abhängig von Schichtdicke und Extinktionskoeffizient

Aufgrund der geringen Abschwächung bei den üblichen Weglängen im Bereich weniger Zentimeter die sich in Messgeräten realisieren lassen, wird jedoch meist die Extinktion als Maß für die Abschwächung verwendet, diese ist der dekadische Logarithmus der Opazität.

Eine Möglichkeit die Empfindlichkeit von Messzellen für die IR-Photometrie zu erhöhen ist die teilweise Verspiegelung der Enden der Messzelle (bis zu 99 % der auftreffenden Intensität werden dabei reflektiert). Dadurch wird der Lichtstrahl mehrmals reflektiert, die durchstrahlte Weglänge um ein Vielfaches verlängert und so die Empfindlichkeit der Konzentrationsmessung erheblich gesteigert.

Extinktion und das Gesetz von Lambert-Beer:

Die Empfindlichkeit eines IR-Photometers und somit die messbare Gaskonzentration hängt also in erster Linie von der durch die Gasprobe durchstrahlten Weglänge (Küvettenlänge) ab.

$$E_\lambda = \lg\left(\frac{I_0}{I_1}\right) = \epsilon_\lambda * c * d \quad \text{Lambert-Beer'sches Gesetz}$$

Für die durchgeführten CO_2 -Messungen wurde eine Messzelle mit 8 cm Länge verwendet. Für die CH_4 Messung wurde eine 4 cm lange Messzelle für Konzentrationen bis zu 25 % vol CH_4 und eine empfindlichere, 12 cm lange Messzelle für Konzentrationen bis 6,25 % vol CH_4 verwendet. Das Datenblatt der verwendeten NDIR Bank 7000 (IR-Messzelle) der Saxon Junkalor GmbH befindet sich in Anhang 3.

3.2. Optische Leckageortung mittels IR-Kamera – Qualitative Methode

Durch die Verwendung von hochauflösenden IR-Kameras mit absorptionspezifischen Filtern im Wellenlängenbereich der für die jeweilige Fragestellung interessanten Gase, ist es möglich, Leckageströme ab 50 g pro Jahr (für das Kühlmittel R50) optisch zu orten und als Bild oder Video darzustellen (FLIR, 2016). Eine aktiv gekühlte Sensor- und Filtereinheit ermöglicht Temperaturunterschiede von 0,003°C zwischen zwei Bildpunkten (Pixel) zu erkennen. Durch eine integrierte Auswerteelektronik werden automatisch fünf aufeinanderfolgende Bilder miteinander verglichen und so auftretende Gasfahnen durch ihre Bewegung erkannt und im Kontrast verstärkt, was die Erkennungsrate von Leckagen deutlich erhöht.

An der untersuchten Großanlage wurden durch die Firma ITEMA Messungen durchgeführt, bei denen eine IR-Kamera der Firma FLIR (FLIR GF-320 siehe Datenblatt in Anhang 1) zum Einsatz kam. Mit Hilfe der IR-Kamera wurden die Faulbehälter qualitativ untersucht und Foto und Filmaufnahmen von den gefundenen Emissionsquellen bzw. Leckagestellen gemacht. Drei der Emissionsquellen sind in Abbildung 29 bis Abbildung 34 jeweils links als Foto in Echtfarbe und rechts als Screenshot aus einem IR-Video dargestellt. Die Gasemissionen aus dem Steigrohr, aus der Mitte des Schauglases und dem Behälterriss sind weiß dargestellt deutlich zu sehen (Abbildung 30, Abbildung 32 und Abbildung 33).



Abbildung 29: Steigrohr im Schlammschacht

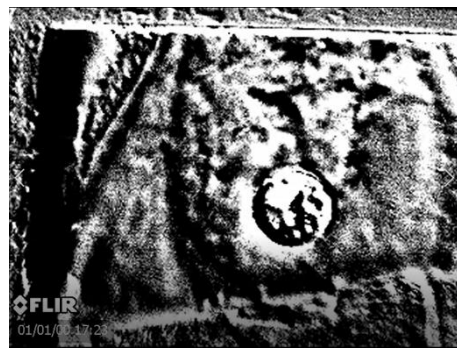


Abbildung 30: Steigrohr im Schlammschacht im IR Modus



Abbildung 31: Mannloch mit Schauglas und Abdeckung



Abbildung 32: Mannloch mit Schauglas im IR Modus



Abbildung 33: Riss im Behälter

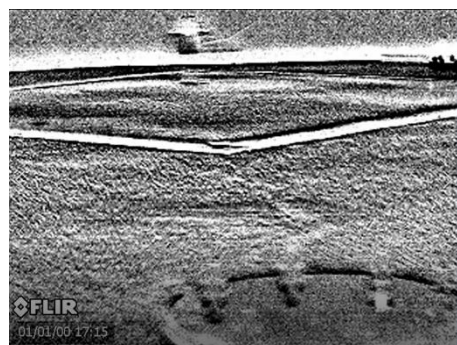


Abbildung 34: Riss im Behälter im IR Modus

3.3. Bestimmung von Gasmengen zur Frachtberechnung – Quantitative Methode

Um die aus einer Punktquelle austretende Gasemission quantitativ zu bestimmen und den zeitlichen Verlauf des austretenden Massenstroms zu erfassen, wurden verschiedene technische Lösungen entwickelt. Im Bereich der Emissionsmessung aus Böden (Reinhart, Cooper, & Walker, 1992); (Liebetrau, et al., 2013), bei der Emissionsmessung an landwirtschaftlichen Biogasanlagen (Woess-Gallash, Bird, Enzinger, Jungmeier, & Padinger, 2007); (Liebetrau, Clauß, Agostini, & Murphy, 2017), aber auch bei Messungen auf Kläranlagen (Parravicini, et al., 2015) ist die Flux-Chamber-Methode weit verbreitet und erprobt.

Flux-Chamber-Methode

Um eine aus einer Punktquelle austretende Gasmenge als Massenstrom \dot{m}_i oder als Massenstrom pro Fläche (Flux) F_i messtechnisch zu erfassen wird ein gasdichtes Volumen – die Flux-Chamber – über der Emissionsquelle gebildet. Eine schematische Darstellung der Flux-Chamber-Methode ist beispielhaft für den Austritt von Faulschlamm aus einem Faulbehälter in Abbildung 35 dargestellt.

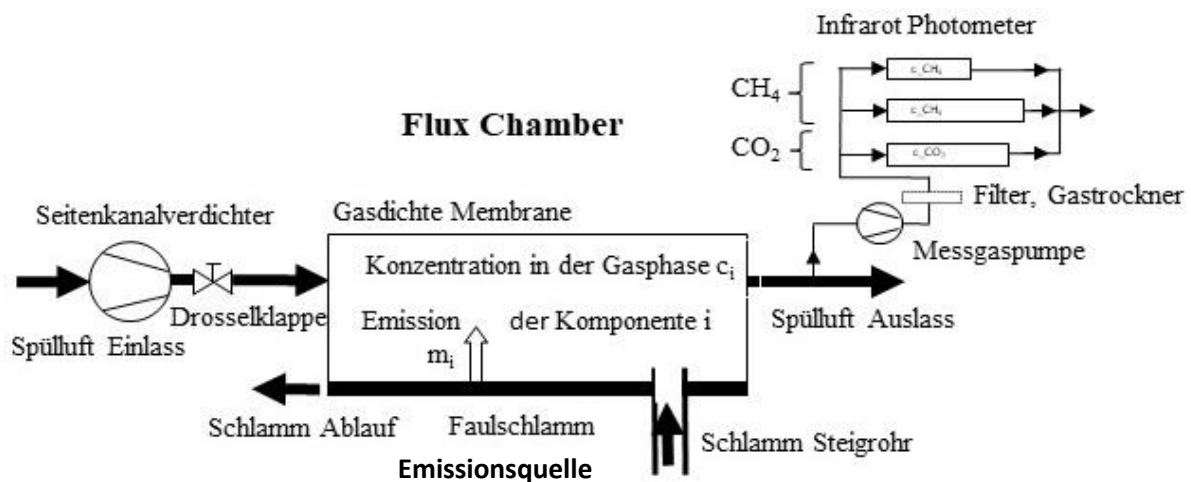


Abbildung 35: Schematische Darstellung der Flux-Chamber-Methode

Die Flux-Chamber kann entweder als starre Ablufthaube ausgeführt sein, welche über der Emissionsquelle platziert wird, oder die Emissionsquelle wird mit einer gasdichten Membrane (Kunststoffolie) abgedeckt. Die Verwendung von Planen eignet sich besonders für die Abdichtung von offenen Behältern, wie zum Beispiel offenen Schlammspeichern oder Gärrestlagern. Die Flux-Chamber wird mit Luft mit einem konstanten Volumenstrom bekannter Größe gespült. Die Konzentration der Komponente i (z. B. CH_4 oder CO_2) in der Flux-Chamber wird durch Absaugen eines Probegasstromes, der kontinuierlich (online) photometrisch bestimmt wird, gemessen. Anschließend wird aus der Konzentration im Gas c_i und dem Volumenstrom \dot{V}_{SL} der Spülluft der Massenstrom aus der Emissionsquelle \dot{m}_i berechnet.

Gasmassenstrom der Komponente i :

$$\dot{m}_i = c_i * \dot{V}_{\text{SL}} \quad \left[\frac{\text{g}}{\text{h}} \right]$$

| | |
|---------------------------|---|
| \dot{m}_i ... | Fracht oder Massenstrom der Komponente i [g/h] |
| c_i ... | Konzentration der Komponente i im Gas [g/m ³] |
| \dot{V}_{SL} ... | Volumenstrom der Spülluft [m ³ /h] |

Wichtig für die korrekte Berechnung der Emissionsrate ist das Volumen unter der Haube oder der durch Abdichten entstandenen Flux-Chamber unter der gasdichten Membrane. Bei zu langen Verweilzeiten (τ) in der Flux-Chamber verschlechtert sich die zeitliche Auflösung der gemessenen Gaskonzentrationen und es kommt zu einem Verschmieren von realen Emissionsspitzen zu abgeflachten Verläufen und zu falschen Werten für den berechneten Gasmassenstrom.

Verweilzeit in der Flux-Chamber:

$$\tau = \frac{V_{FC}}{\dot{V}_{SL}} \quad [h]$$

τ ... Verweilzeit in der Flux-Chamber [h]
 V_{FC} ... Volumen der Flux-Chamber [m³]

Weiters ist für eine repräsentative Gasmessung eine ausreichende Turbulenz für die Durchmischung von Gasemission und Spülluft im Inneren der Flux-Chamber sicherzustellen.

Der Flux F_i der Komponente i bezieht die Fracht \dot{m}_i (Massenstrom) auf die untersuchte Fläche A :

$$F_i = \frac{\dot{m}_i}{A} \quad \left[\frac{kg}{m^2 \cdot h} \right]$$

A ... Fläche der Emissionsquelle [m²]

Zur Berechnung der auftretenden Gasfrachten mit Hilfe der Flux-Chamber Methode ist neben einer genauen Messung der Gaskonzentrationen im Innern, eine ebenso genaue Messung des Volumenstromes der Spülluft notwendig. Die Bestimmung des durch das Spülluftgebläse erzeugten Volumenstromes erfolgte bei den an der Großanlage durchgeführten Versuchen mit Hilfe eines Differenzdruckmessgerätes. Mit diesem wird der Differenzdruck zwischen dem Druckstutzen des Seitenkanalverdichters und der Umgebung gemessen. Aus der Kennlinie des Verdichters (siehe Anhang 2) wird dann der Volumenstrom abgelesen. Als Kontrolle dient die Geschwindigkeit im Abluftschlauch der Flux-Chamber, die mit einer Staudrucksonde (Pitot- oder Prandtlrohr) gemessen wird. Mit folgender Gleichung lässt sich aus der Konzentration der Gaskomponente und dem Volumenstrom der Spülluft der austretende Massenstrom für die Komponente i berechnen.

Die auftretenden Gasmassenströme (Frachten) werden zur besseren Vergleichbarkeit, üblicherweise als Jahresfrachten in [g/a] oder [kg/a] angegeben.

$$\dot{m}_{i,a} = c_i \cdot \dot{V}_{SL} \quad \left[\frac{g}{a} \right]$$

$\dot{m}_{i,a}$... jährliche Fracht der Komponente i [g/a]

Diese jährliche Fracht der Gasemission wird wie in der Abwasserreinigung üblich oft auf die Belastung der Anlage (angegeben als EW) bezogen, also als einwohnerspezifische Frachten in [g CH₄/(EW · a)] angegeben.

$$\dot{m}_{i,EW} = \frac{\dot{m}_{i,a}}{EW_{CSB}} \quad \left[\frac{g}{EW \cdot a} \right]$$

$\dot{m}_{i,EW}$... jährliche einwohnerspezifische Fracht der Komponente i [g/(EW · a)]
 EW_{CSB} ... Belastung der Anlage, Einwohnerwerte bezogen auf 120 g CSB/(EW · d) [EW]

3.4. Differenzdruck- und Geschwindigkeitsmessung

Zur Bestimmung des Volumenstromes durch die Flux-Chamber wurden zwei Methoden verwendet. Einerseits eine Differenzdruckmessung zwischen dem Druckstutzen des Seitenkanalverdichters und der Umgebungsluft mit anschließendem Ablesen des Volumenstromes aus der Verdichter-Kennlinie (siehe Datenblatt des verwendeten Seitenkanalverdichters in Anhang 2). Andererseits die Berechnung des Volumenstromes \dot{V}_{SL} aus der Geschwindigkeit v im Abluftschlauch und dessen Querschnitt $A_{Schlauch}$ über die Kontinuitätsgleichung, wobei die Geschwindigkeit im Schlauch mit einer Staudrucksonde (Prandtlsonde) gemessen wurde. Anschließend werden die beiden Werte miteinander verglichen. Für die Messung der Strömungsgeschwindigkeit im Abluftschlauch der Flux-Chamber wurde eine 350 mm lange Staudrucksonde der Firma testo verwendet (rechts in Abbildung 37).



Abbildung 36: Druckstutzen mit Drossel und Anschluss für die Differenzdruckmessung



Abbildung 37: Differenzdruckmessgerät testo 512 mit Staudrucksonde rechts

Volumenstrom Berechnung mittels Differenzdruckmessung:

Die Differenzdruckmessung wurde mit einem Digital-Manometer der Firma testo durchgeführt (Abbildung 37). Das Datenblatt befindet sich in Anhang 8. Für einen gemessenen Differenzdruck von 92 hPa zwischen Druckstutzen und Umgebungsluft ergibt sich aus der Verdichter-Kennlinie (Anhang 2 Datenblatt Seitenkanalverdichter Becker SV 7.90/1) ein Spülluftvolumenstrom von 120 m³/h. Dieser Volumenstrom wurde für die gesamten Messungen mit der Flux-Chamber Methode verwendet. In Abbildung 36 sind die Drossel (Kugelhahn) und der Anschluss für die Differenzdruckmessung am Druckstutzen des Verdichters dargestellt.

Volumenstrom Berechnung mittels Staudruckmessung:

$$\dot{V}_{SL} = A_{Schlauch} * v_{Staudruck} \quad \left[\frac{m^3}{h} \right]$$

- $A_{Schlauch}$ Querschnittfläche der Spülluftschläuche [m²], $A_{Schlauch} = 0,00442 \text{ m}^2$
(Schlauch Innendurchmesser 75 mm)
- $v_{Staudruck}$... Geschwindigkeit aus der Staudruckmessung [m/s], $v_{Staudruck} = 7,5 \text{ m/s}$

Aus der mit der Staudrucksonde gemessenen Geschwindigkeit $v_{\text{Staudruck}}$ und dem Schlauchquerschnitt A_{Schlauch} ergibt sich mit dieser Methode ein Spülluftvolumenstrom von 119,34 m³/h durch die Flux-Chamber.

Staudrucksonde (Prandtl-Sonde)

Eine Staudrucksonde, wie sie rechts in Abbildung 37 und in Abbildung 38 dargestellt ist, wird im deutschen Sprachraum oft als Prandtl-Sonde nach Ludwig Prandtl, einem deutschen Physiker und Strömungsmechaniker (1875 - 1953), bezeichnet. International, vor allem im Bereich der Luftfahrt, wird dieses Messprinzip oft auch nach Henri de Pitot (1695 – 1771), einem französischen Mathematiker und Astronom, als Pitot-Rohr bezeichnet. Das Messprinzip beruht auf der Bernoulli-Gleichung für inkompressible Fluide. Diese Näherung ist für Luft und Machzahlen bis $M = 0,3$ zulässig. Für $M > 0,3$ muss der Messfehler durch die Kompressibilität von Luft über Tabellenwerte kompensiert werden. Diese Korrekturen sind meist in einem angeschlossenen Messgerät (Abbildung 37) hinterlegt und werden automatisch berücksichtigt, da es sonst bei hohen Machzahlen zu einer Unterschätzung der wahren Geschwindigkeit um bis zu 10 % kommen würde.

Aus der Bernoulli-Gleichung für inkompressible Fluide angewendet auf die Staudrucksonde,

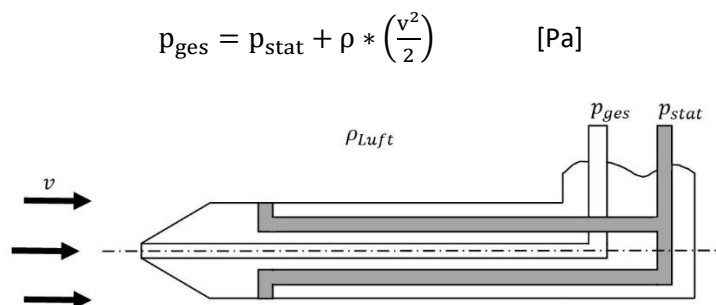


Abbildung 38: Funktionsprinzip der Staudrucksonde

ergibt sich umgeformt die Strömungsgeschwindigkeit v :

$$v = \sqrt{\frac{2(p_{\text{ges}} - p_{\text{stat}})}{\rho}} \quad [\text{m/s}]$$

- p_{ges} ... Gesamtdruck [Pa] (statischer Druck + dynamischer Druck)
- p_{stat} ... statischer Druck [Pa]
- ρ ... Dichte des Fluids [kg/m³] (für Luft: $\rho_{\text{Luft}} = 1,1839$ [kg/m³] bei 25°C)
- v ... Strömungsgeschwindigkeit [m/s]

Der Volumenstrom der Spülluft V_{SL} durch die Flux-Chamber

Zu Beginn der Messungen wurde die Flux-Chamber mit dem maximal verfügbaren Volumenstrom von 145 m³/h gespült. Da bei diesem maximalen Volumenstrom, den der Seitenkanalverdichter in der vorliegenden Konfiguration liefern konnte, aber starke Druckschwankungen auftraten und es zu einem pulsieren des Luftstromes kam, wurde nach einigen Versuchen mit anderen Durchflüssen, der Durchfluss mit dem montierten Kugelhahn (Drossel in Abbildung 36) auf $\dot{V} = 120$ m³/h gedrosselt. Dieser Volumenstrom wurde mit den zwei oben beschriebenen Methoden eingestellt und während der Gasmessung zweimal wöchentlich überprüft. Mit dieser Einstellung wurden alle Gasmessungen mit der Flux-Chamber Methode durchgeführt.

3.5. Verwendete Detektoren bei der Gaschromatographie

Die Messung der CO₂- und CH₄- Konzentrationen in den Gasproben mit je 10 ml Volumen, welche bei der Beprobung des Faulschlammes aus der Umwälzleitung (siehe 6.2 Methanverluste durch im Schlamm gelöstes Gas) gezogen wurden, wurde mit einem Gaschromatographen mit Quadrupol-Massenspektrometer (GC-QMS) durchgeführt. Zusätzlich wurden ein Flammenionisationsdetektor (FID) und ein Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD) für die Bestimmung verwendet.

Wärmeleitfähigkeitsdetektor WLD (Thermal Conductivity Detector TCD)

Für die quantitative Bestimmung von CO₂ und CH₄ nach der Auftrennung im Gaschromatographen (GC) ist der WLD (Abbildung 39) am besten geeignet. Durch seine Robustheit, die zerstörungsfreie Messung und einen linearen Messbereich von über fünf Zehnerpotenzen ist er der wichtigste Universal Detektor für die Analyse von permanent Gasen (Stickstoff, Sauerstoff, Wasserstoff und die Edelgase), sowie auch für Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, Kohlendioxid und Methan. Bei der Messung wird die Wärmeleitfähigkeit des Probengasstromes mit jener eines Referenzgasstromes verglichen. Die elektrischen Spannungen zwischen den beiden beheizten Filamenten (dünner Heizdraht mit 150–250°C) im Gasstrom und dem auf 80–120°C thermostatisierten Detektorblock werden über eine Brückenschaltung verglichen. Die Spannungsdifferenz ist proportional zur Differenz der Wärmeleitfähigkeiten der beiden Gase (Mess- und Referenzgasstrom). Bei einer bekannten Zusammensetzung des Referenzgases, lässt sich nach vorheriger Auftrennung der Analyten im GC die Konzentration im Probengasstrom bestimmen. Es können Nachweisgrenzen von ca. 1 ppm pro Analyt erreicht werden. Die Analyten werden im Detektor nicht zerstört, daher können andere Detektoren wie zum Beispiel FID nachgeschaltet werden.

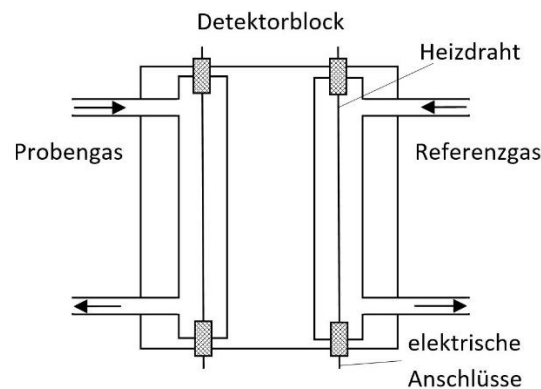


Abbildung 39: Schema eines Wärmeleitfähigkeitsdetektors

Flammenionisationsdetektor FID (Flame Ionization Detector)

Für die quantitative Bestimmung von CH₄ in den Gasproben wurde zusätzlich zum QMS und WLD auch ein Flammenionisationsdetektor (FID) eingesetzt. Er ist dem WLD direkt nachgeschaltet. Das Messprinzip beruht dabei auf der thermischen Ionisation der zu messenden organischen Verbindung in einer Knallgasflamme (Wasserstoffflamme). Die bei der Ionisierung freiwerdenden Elektronen werden auf um die Flamme angeordneten Kondensatorplatten eingefangen und detektiert. Der auftretende Strom im Bereich von 10⁻¹² Amper wird verstärkt und ausgewertet. Der Strom ist dabei proportional zur Konzentration von C-Atomen im Probengas. Im FID wird die Probe bei der Analyse thermisch zerstört. Die Nachweisgrenze beim FID liegt bei ca. 1 ng pro Analyt, er ist also ca. 1000-mal empfindlicher als der WLD mit ca. 1 µg.

4. Beschreibung der untersuchten Abwasserreinigungsanlage

inklusive Schlammlinie (Faulung und Schlammentwässerung)

4.1. Abwasserreinigungsanlage

Bei der untersuchten Großanlage handelt es sich um eine einstufige Belebungsanlage mit einer Ausbaugröße von 260.000 EW_{CSB} . Ein Luftbild der ARA inklusive Schlammlinie ist in Abbildung 40 dargestellt. Die gesamte Belastung der Wasserlinie (Zulauf zur KA) im untersuchten Zeitraum betrug im Mittel 102.036 EW_{CSB} (bezogen auf 120 g CSB/(EW · d)) bei einer mittleren hydraulischen Belastung von 46.205 m^3/d . Der Bilanzzeitraum war von 1.1.2014 bis 29.6.2015 und umfasste somit 545 Tage. Während dieser Zeit kam es laut Auskunft des Betriebspersonals zu keinen besonderen Störungen, größeren Umbauten oder anderen außergewöhnlichen Ereignissen, welche den Betrieb der Anlage übermäßig beeinflusst hätten. Außerdem lagen für diesen Zeitraum sämtliche Betriebs- und Labordaten der ARA ohne größere Lücken vor, was für eine aussagekräftige und repräsentative Bilanzierung notwendig ist.

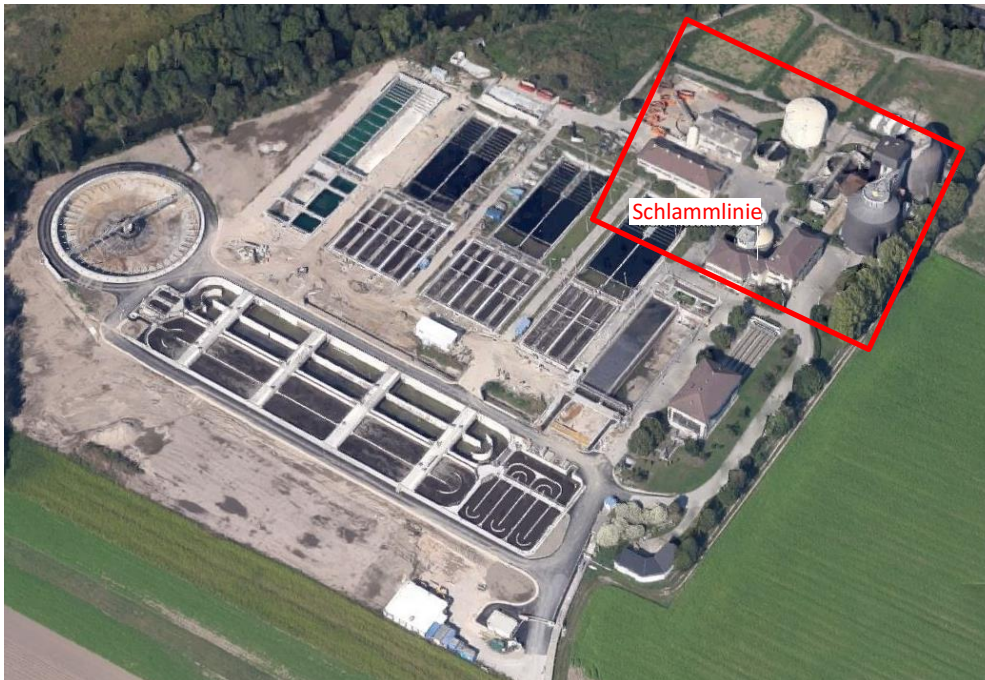


Abbildung 40: Luftbild der Abwasserreinigungsanlage, die Schlammlinie ist markiert (Google, 2016)

Der Zulauf läuft im Freispiegel zur Kläranlage, ein Abwasserhebewerk ist aufgrund der tiefen Lage der ARA nicht notwendig. Die mechanische Vorreinigung der kommunalen Kläranlage besteht aus zwei Feinrechen mit einer Spaltweite von 6 mm, einem 4-straßigen Sandfang und zwei Vorklärbecken mit je 1.200 m^3 . Anschließend wird der Ablauf der vier Straßen in einem gerührten anaeroben Selektor (Mischbecken) mit 2.500 m^3 Volumen mit dem Rücklaufschlamm aus der biologischen Stufe gemischt. Dieses Mischbecken dient der Homogenisierung des Zulaufs zur Biologie und wird gleichzeitig zur biologischen Phosphor-Entfernung als Bio-P-Becken betrieben. Die anschließende biologische Stufe besteht aus zwei Kaskaden mit Umlaufbecken. Die erste Beckenkaskade besteht aus zwei parallelen oberflächenbelüfteten Umlaufbecken mit je 6.400 m^3 Volumen und einem runden Nachklärbecken mit 6.400 m^3 Volumen. Dieses ist bei Trockenwetter leer und wird im Mischwasserfall als kombiniertes Regen- und Nachklärbecken verwendet um die rechteckigen Nachklärbecken hydraulisch zu entlasten. Dazwischen befindet sich ein 200 m^3 großes, gerührtes Becken, welches als Verteilerbauwerk für die zweite Beckenkaskade dient.

Die zweite Kaskade besteht aus 10 druckbelüfteten Belebungsbecken mit je 1.270 m³ Volumen und neun rechteckigen Nachklärbecken, davon acht mit 1.600 und einem mit 525 m³ Volumen. Der Überschussschlamm (ÜSS) wird aus der Schlammrückführungsleitung der zweiten Stufe abgezogen und anschließend auf zwei Bandeindickern mechanisch entwässert, bevor er in einem statischen Eindicker mit dem Primärschlamm (PS) aus der Vorklärung gemischt wird. Die beiden Bandeindicker zur mechanischen Überschussschlammmentwässerung (MÜSE) haben einen maximalen Durchsatz von 30 m³ ÜSS pro Stunde. Im ersten statischen Eindicker wird der Primärschlamm vor dem Mischen mit dem ÜSS im zweiten Eindicker eingedickt. Dieser zweite Eindicker dient gleichzeitig als Vorlagebehälter für den Mischschlamm aus PS und ÜSS für die Schlammbehandlung (Faulungsanlage). Beide Eindicker sind in runder Bauweise mit Krälwerk und einem Volumen von je 430 m³ ausgeführt. Von hier wird der Mischschlamm abgezogen und in die Faulung gepumpt. Sämtliche bei der Eindickung und maschinellen Entwässerung der Schlämme anfallenden Überstände und Zenträte werden wieder in den anaeroben Selektor vor der ersten biologischen Stufe zurückgeführt.

Der Ablauf der 9 Nachklärbecken der zweiten biologischen Stufe wird gemischt und in den Vorfluter geleitet. Als Vorfluter dient bei der betrachteten Anlage die Warme Fische, welche bei Pottendorf in die Leitha mündet. Diese wiederum mündet auf ungarischem Staatsgebiet bei Mosonmagyaróvár in die Donau.

4.2. Faulungsanlage

Die Faulungsanlage der betrachteten ARA besteht aus zwei Faulbehältern mit je 5.000 m³ Faulraumvolumen und 250 m³ Gasraum (Abbildung 41). Diese werden im Normalbetrieb der Anlage in Serie betrieben, wobei jeden Tag die Durchflussrichtung wechselt. Am ersten Tag wird also Faulbehälter 1 beschickt und Faulbehälter 2 ist der zweite in Serie, aus dem der ausgefaulte Schlamm verdrängt wird. Am darauffolgenden Tag wird die Richtung umgedreht und so weiter. Die Durchmischung des Faulraumes wird durch Faulgaseinpressung mit einer Leistung von 35 kW_{el.} bzw. 400 m³/h mit je 10 Lanzen pro Behälter und je einer Faulschlamm-Umwälzpumpe sichergestellt. Die Umwälzleitung ist mit zwei Wärmetauschern (Rohrwärmetauscher mit außenliegendem Heizmantel) zur Behälterheizung ausgestattet, die mit der Abwärme aus den beiden BHKW über Wasser/Wasser-Wärmetausch betrieben werden.



Abbildung 41: Untersuchte Faulungsanlage, 2 Behälter (2 x 5.250 m³) links vorne Fackel, rechts einer der beiden statischen Voreindicker



Abbildung 42: Co-Substrat-Vorlagebehälter (1.000 m³) ehemaliger Faulbehälter

Die untersuchte Faulungsanlage war im Bilanzzeitraum im Mittel zusätzlich zu den 102.036 EW_{CSB} aus den Schlämmen der kommunalen Kläranlage (40.259 EW_{CSB} Primärschlamm und 61.777 EW_{CSB} Überschussschlamm), mit 64.213 EW_{CSB} aus Co-Substraten belastet. Die gemeinsam mit dem kommunalen Mischschlamm (PS + ÜSS) gefaulten Co-Substrate bestanden zum überwiegenden Teil (>90 % des CSB) aus Reststoffen der Biodieselproduktion. Der Rest waren Nebenprodukte und Waschwässer aus der Milchverarbeitenden Industrie, welche unregelmäßig eingesetzt wurden.

Die Beschickung der Faulung mit Mischschlamm (MS) erfolgt einmal pro Stunde für jeweils 10-15 min über die Vorgabe eines Tages-Sollwerts im Betriebsleitsystem von durchschnittlich 223 m^3 MS pro Tag.

Zur Zwischenlagerung der per LKW angelieferten Co-Substrate sind zwei Behälter mit insgesamt 1.200 m^3 , davon ein Behälter mit 200 m^3 und ein Behälter mit 1.000 m^3 Volumen vorhanden (Abbildung 42). Bei dem größeren Co-Substrat-Vorlagebehälter handelt es sich um den ehemaligen Faulbehälter der Kläranlage. Die Aufgabe der im Mittel 25 m^3 Co-Substrate pro Tag erfolgt durch eine eigene Pumpe in die MS-Beschickungsleitung. Von dort werden der MS und das Co-Substrat gemeinsam in die Faulschlamm-Umwälzleitung eingebracht.

Im Normalbetrieb werden beide Faulbehälter täglich abwechselnd in Serie beschickt. Die mittlere hydraulische Verweilzeit (HRT) betrug im Bilanzzeitraum 44 Tage. Der ausgefaulte Schlamm wird aus dem zweiten Behälter in den Schlamm-schacht verdrängt und läuft durch ein Fallrohr in einen offenen Stapelbehälter, wo er zwischengespeichert und anschließend unter Kalkzugabe in einer Kammerfilterpresse entwässert wird. Der anfallende entwässerte Schlamm wies im untersuchten Zeitraum im Mittel eine Trockensubstanz von 32,23 % auf. Die beiden zusätzlich installierten Dekanter-Zentrifugen wurden im Bilanzzeitraum nur an 36 von 545 Tagen betrieben.

Das in der Faulung erzeugte Faulgas mit einer mittleren Zusammensetzung von 63,7 % CH_4 , 36,2 % CO_2 und <0,1 % H_2S wird in einem 1.500 m^3 Membran-Gasspeicher zwischengespeichert. Anschließend werden in zwei Blockheizkraftwerken Strom und Wärme, unter anderem zur Faulbehälterheizung, über die 4 Doppelrohr-Wärmetauscher erzeugt. Ein Anlagenschema der gesamten betrachteten Kläranlage ist in Abbildung 43 dargestellt.

4.3.Membran Upgrade Station

Als Besonderheit existiert auf der betrachteten Anlage eine Membran-Trennstation, mit der bis zu 100 m_N^3 Faulgas pro Stunde zu Erdgasqualität H_2 aufkonzentriert (upgegradet) werden können (Qualität H_2 , mindestens 93 % CH_4 Gehalt und 10,7 $\text{kWh}/\text{m}_\text{N}^3$ Heizwert, Qualitätskriterien der ÖVGW Richtlinie G31 (ÖVGW, 2001)). Zu Details über die notwendige Gasqualität für die Einspeisung in das Erdgasnetz sei auf (Hornbachner, Hutter, & Moor, 2005) verwiesen. Das aus dem Faulgas erzeugte Biomethan wird nach Druckerhöhung in das Erdgasnetz eingespeist. Die Membrananlage arbeitet nach dem Cross-Flow-Prinzip, wobei das Retentat in die Gasleitung zu den BHKW zurückgeführt wird. Um die geforderte Erdgasqualität zu erreichen ist der Membrananlage eine Entschwefelung vorgeschaltet, die mit einer sauren Aminwäsche (chemische Absorption) arbeitet. Im untersuchten Zeitraum war diese aber nie in Betrieb, da durch Dosierung von Eisen-Fällmittel (Eisen(III)-Chlorid) zur chemischen Phosphor-Entfernung auch der Schwefel soweit im Faulschlamm fixiert wird, sodass der erforderliche Grenzwert für H_2S (<50 ppm) im Faulgas unterschritten wurde. Wie in Abbildung 43 ersichtlich, ist auch die Membran-Anlage mit dem Gasspeicher verbunden.

Mechanische Reinigung

mechanical treatment

Biologische Reinigung

biological treatment

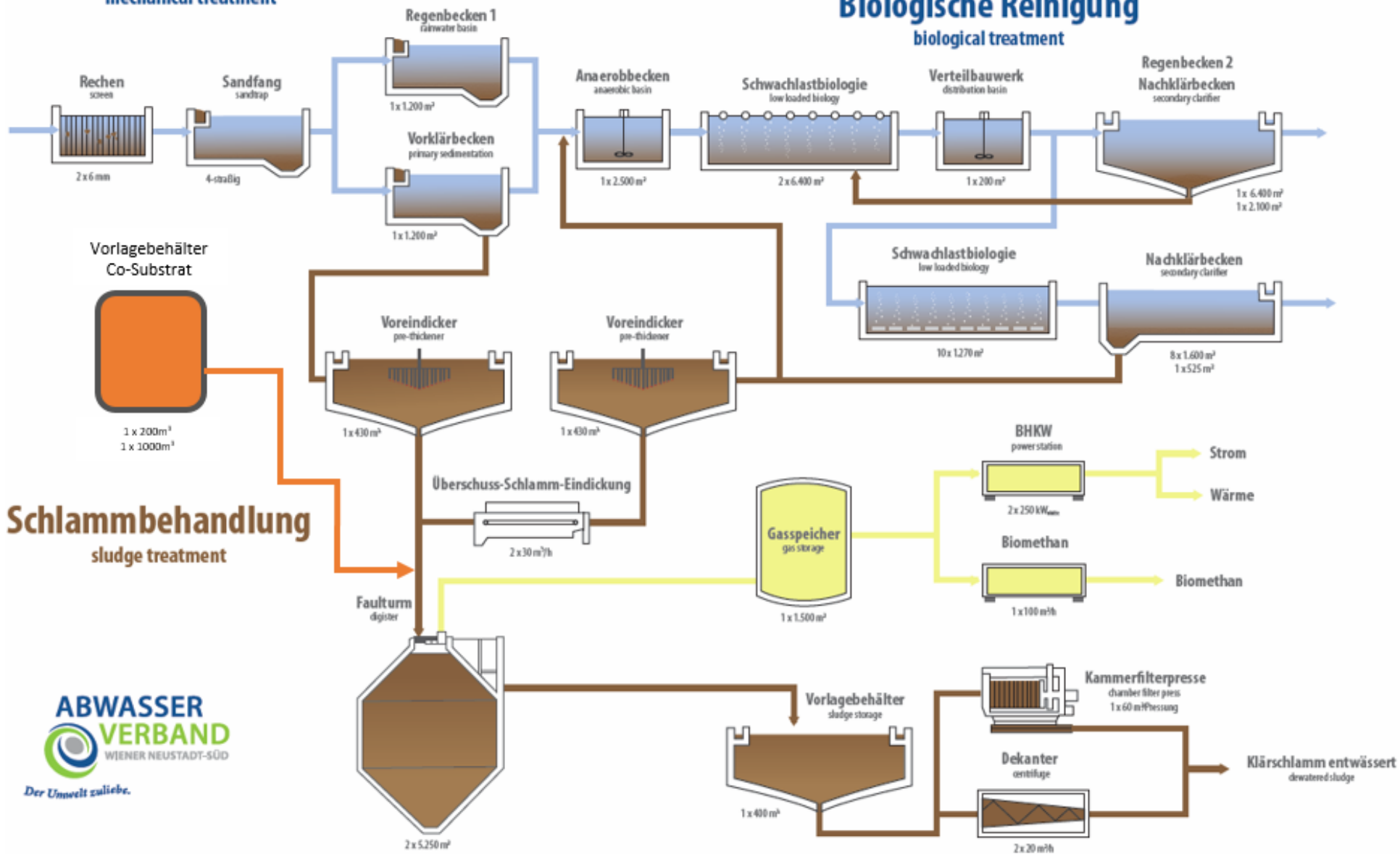


Abbildung 43: Anlagenschema der betrachteten Kläranlage erweitert um die Co-Substrat Vorlage (Abwasserverband Wiener Neustadt-Süd, 2016)

5. Bilanzierung der Anlage

Die Daten für die Bilanzierung der auftretenden Massenströme der gesamten Abwasserreinigungsanlage wurden im Zuge des Projektes *Optimierung der Schlammfäulung auf der Kläranlage Wiener Neustadt-Süd* (Tauber et al., 2016) erhoben. Für Details dazu wird auf den Projekt-Endbericht verwiesen. Für die Faulungsanlage wurden aus den Betriebsdaten für folgende Parameter Bilanzen erstellt: Volumenstrom Q , Trockensubstanz TS , organische Trockensubstanz oTS , anorganische Trockensubstanz aTS und chemischer Sauerstoffbedarf CSB . Dazu wurden die mittleren Tagesfrachten aus den Betriebsdaten und den Werten des betriebseigenen Labors für die Bilanzierung verwendet. Als Bilanzzeitraum wurde 1.1.2014 bis 29.6.2015 gewählt. Für diesen Zeitraum von 545 Tagen standen die Betriebsdaten der gesamten Kläranlage inklusive Fäulung zur Verfügung. Außerdem gab es in diesem Zeitraum laut Auskunft des Betriebspersonals keine größeren betrieblichen Änderungen und Probleme beim Betrieb der Anlage.

Ein Bilanzzeitraum von über einem Jahr bietet weitere Vorteile. Schwankungen im Betrieb (Konzentrationsschwankungen) und zufällige Messfehler (Ausreißer) werden ausgeglichen bzw. ihr Einfluss auf die Bildung von Tagesmittelwerten wird vernachlässigbar klein.

Im Labor der TU Wien wurden zusätzlich Schlammproben (Primärschlamm PS , Überschussschlamm $ÜSS$, Mischschlamm MS und Faulschlamm FS) analysiert, mit deren Hilfe über die Verhältnisse CSB/oTS , ges. N/oTS , und ges. P/oTS aus den ermittelten oTS -Tagesfrachten die mittleren Tagesfrachten für CSB , ges. N , und ges. P berechnet wurden.

Als Bilanzgrenze für die Bilanzierung wurde die komplette Schlammlinie mit der Fäulungsanlage inklusive Schlammbehandlung gewählt. Dies beinhaltet den PS -Anfall in der Vorklärung, die maschinelle Überschussschlammmentwässerung ($MÜSE$), den Mischschlammeindicker ($MS-ED$) und die Kammerfilterpresse (KFP). Die Schlammengen werden auf der Anlage mittels induktiven Durchflussmessgeräten (IDM) bestimmt, die Schlämme werden hinsichtlich TS und oTS stichprobenartig zweimal pro Woche analysiert. Die mitstabilisierten Co-Substrate werden bei jeder Anlieferung (per LKW) beprobt und hinsichtlich CSB untersucht.

5.1. Stoffbilanz allgemein

Bilanzen, wie in Abbildung 44 dargestellt bei denen alle ein- und austretenden Stoffströme gemessen werden, bieten die Möglichkeit systematische Fehler bei der Probenahme, Analyse und der Volumenstrommessung zu erkennen, wie zum Beispiel bei der CSB -Bilanz für einen Eindicker, bei der alle ein- und austretenden Volumenströme und deren Konzentrationen bekannt sind.

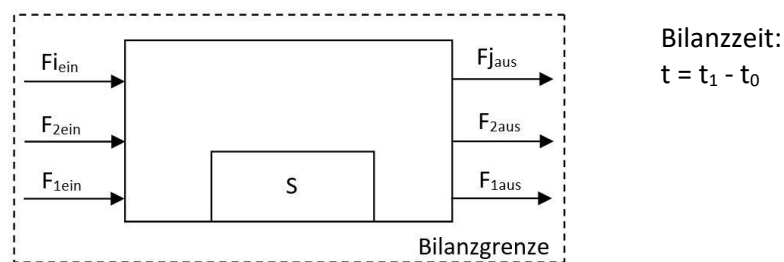


Abbildung 44: Schema einer Stoffbilanz

$$\sum_{i=1}^m F_{i\text{ein}} - \sum_{j=1}^n F_{j\text{aus}} + \frac{\Delta S}{\Delta t} = 0 \quad \text{Bilanzgleichung}$$

| | |
|------------------|--------------------------------------|
| F_{ein} | eintretende (Input) Frachten [kg/d] |
| F_{aus} | austretende (Output) Frachten [kg/d] |
| S | Speicherterm (Lager) [kg] |
| m | Anzahl der eintretenden Frachten [-] |
| n | Anzahl der austretenden Frachten [-] |
| t | Bilanzzeit [d] |

Die eintretenden minus der austretenden Stoffströme und der Lageränderung, muss laut dem Gesetz der Massenerhaltung immer Null sein, wenn im Bilanzraum keine Quellen und Senken existieren. Für lange Betrachtungszeiträume, wie zum Beispiel bei Jahresbilanzen, können Speicherterme als konstant betrachtet werden. Die Änderung des Lagers im Reaktor darf also vernachlässigt werden:

$$\lim_{t \rightarrow \infty} \frac{\Delta S}{\Delta t} = 0 \quad \text{mit: } S = \text{konst.}$$

Die Bilanzgleichung vereinfacht sich so zu:

$$\sum_{i=1}^m F_{i,\text{ein}} - \sum_{j=1}^n F_{j,\text{aus}} = 0 \quad \text{vereinfachte Bilanzgleichung}$$

Die Bilanzgüte (BG) ist dabei wie folgt definiert:

$$BG = \frac{\sum_{j=1}^n F_{j,\text{aus}}}{\sum_{i=1}^m F_{i,\text{ein}}} * 100 [\%]$$

Sind die aus dem Reaktor austretenden Stoffströme größer als die eintretenden ist $BG > 100 \%$. Sind hingegen die eintretenden Stoffströme größer als die austretenden ist $BG < 100 \%$.

5.2. Ergebnisse der Bilanzierung

Das Ergebnis der Bilanzierung ausgewählter Massenströme in der Schlammlinie ist in Abbildung 45 dargestellt. Diese erste Bilanzierung der Schlammlinie wurde mit Betriebsdaten und Labordaten der Kläranlage durchgeführt. Im vereinfachten Fließschema der Schlammlinie sind die mittleren Tagesfrachten in kg für den Bilanzzeitraum dargestellt. Im Zuge der CSB-Bilanzierung ergaben sich Auffälligkeiten im Bereich der MÜSE, der anfallenden Primärschlammmenge, der CSB-Fracht aus dem Co-Substrat und dem Volumenstrom durch die Faulung. Diese Probleme messtechnischer Natur (Probleme mit IDM) sowie Probleme bei der chemischen Analyse des Co-Substrats führen zu einer Bilanzgüte für die Faulung von lediglich 78 %. Die problematischen Stellen der Bilanz wurden genauer betrachtet, um anschließend aus den neu berechneten Werten eine korrigierte CSB-Bilanz zu erstellen (Abbildung 46).

Die Feststoffbilanz für die MÜSE, bei der die Ablauffracht um 675 kg TS/d höher ist als die Zulauffracht, ergibt eine Bilanzgüte von 117 %. Die TS-Frachten in eingedickten Überschussschlämmen lassen sich üblicherweise genauer berechnen, als jene von nicht eingedickten Überschussschlämmen, da es beim Eindicken zu einem Ausgleich der Konzentrationsschwankungen des Rücklaufschlammes kommt. Ein Vergleich der statistischen Verteilungen der TS-Frachten im Rücklaufschlamm und im Ablauf der MÜSE, zeigt ebenfalls eine geringere Streuung der Werte für den Ablauf der MÜSE. Aus diesen wird über das Verhältnis $CSB/oTS = 1,45$ die CSB-Fracht durch die MÜSE berechnet.

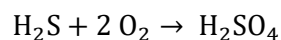
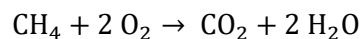
Im Primärschlamm wird aus der oTS-Fracht über das Verhältnis $CSB/oTS = 1,55$ eine CSB-Fracht von 4.151 kg CSB/d berechnet. Diese ist um 16 % kleiner als jene Fracht, die sich aus der CSB-Bilanz der Vorklärung mit 39 % CSB-Entfernung ergibt. Wegen Konzentrationsschwankungen während des Primärschlammabzuges ist die TS-Bestimmung im PS ebenfalls schwierig, besonders wenn nur tägliche

Stichproben vorliegen. Zusätzlich weist die Bilanz über den Mischeindicker ebenfalls auf eine höhere Primärschlammmenge hin. Die in den Eindicker eintretenden Schlammströme (75 m³/d PS und 64 m³/d eingedickter ÜSS) zusammen also 139 m³/d sind deutlich weniger als der mittlere gemessene austretende Volumenstrom von 223 m³/d Mischschlamm. Die mittels TS-Bilanz über die MÜSE überprüfte Volumenstrommessung und die über die Volumenstrombilanz der Faulung überprüfte Mischschlammmenge bestätigen die Vermutung, dass der tatsächliche PS-Volumenstrom über den mittels IDM gemessenen Werten liegt.

Bei genauerer Betrachtung der Faulbehälter wird der Volumenstrom im Zulauf mit 248 m³/d (223 m³/d Mischschlamm und 25 m³/d Co-Substrat) vermutlich etwas überschätzt. Der Ablaufvolumenstrom von 215 m³/d, welcher vom Betriebspersonal aus der Förderleistung der Beschickungspumpe geschätzt wurde, ist vermutlich in Wirklichkeit etwas größer. Die Durchflussmessung der Kammerfilterpresse deutet mit 234 m³/d ebenfalls auf tatsächlich höhere Werte hin. Die Ergebnisse der Stickstoff- und Phosphorbilanzen, welche in dieser Arbeit nicht dargestellt werden, deuten ebenfalls darauf hin, dass der Zulaufvolumenstrom der Faulung überschätzt und der Ablaufvolumenstrom unterschätzt wird.

Das produzierte Faulgas wird für Heizzwecke und im BHKW energetisch genutzt und zum Teil nach einem Upgrade in einer Membrananlage ins Erdgasnetz eingespeist. Die CSB-Fracht kann aus der Faulgasmenge berechnet werden, wobei 1 m_N³ Methan 2,86 kg CSB entspricht.

Umrechnung von CSB auf Gasvolumen:



Für die Oxidation der beiden Gase Methan und Schwefelwasserstoff werden je 2 Mol bzw. 64g O₂ benötigt. Ein Mol entspricht unter der Annahme eines idealen Gases bei Normalbedingungen (T = 273,15°K = 0°C und p = 1,01325 bar) einem Volumen von 22,4 L. Daraus ergibt sich 1 m_N³ CH₄ oder 1 m_N³ H₂S = 2,86 kg CSB. Umgekehrt entspricht 1 kg CSB einem Gasvolumen von 0,35 m_N CH₄ oder H₂S.

Die mittlere Methankonzentration im Bilanzzeitraum im Faulgas betrug 63,7 %. Die Faulgasmenge zur Membrananlage wird zwar erfasst, die Menge die von der Membrananlage in die Faulung zurückgepumpt wird ist allerdings unbekannt. Dieser Kreislaufstrom ist notwendig, da die Membrananlage im Cross-Flow betrieben wird. Mit Betriebsdaten von Tagen im Bilanzzeitraum an denen die Membrananlage nicht in Betrieb war, wurde die produzierte Faulgasmenge anhand der im BHKW erzeugten Strommenge (elektrischer Wirkungsgrad 30 %), sowie der Gasmenge für die Fackel und die Heizung überprüft. Die Kontrolle ergab, wie auch die installierte Faulgasmengenmessung, einen mittleren täglichen Faulgasanfall von 5.000 m_N³/d. Das entspricht einer täglichen Methanproduktion von 3.185 m_N³ CH₄/d oder 9.100 kg CSB/d.

Aufgrund der hohen Konzentrationen und der Heterogenität ist die analytische CSB-Bestimmung des Co-Substrats schwierig. Jede per LKW angelieferte Charge wird stichprobenartig beprobt. Das Co-Substrat liefert einen Anteil von 44 % der CSB-Zulauffracht der Faulung, bei einem Volumenanteil von lediglich 11 %. Bereits kleine Abweichungen bei der Konzentrations- und Volumenstrommessung für das Co-Substrat können also die Bilanzgüte der gesamten Faulung stark beeinflussen. Durch die Integration der oben diskutierten zusätzlichen Informationen und Annahmen konnte die CSB-Bilanzgüte für die Faulung von 78 % auf 87 % erhöht werden. Diese korrigierte CSB-Bilanz ist in Abbildung 46 dargestellt.

Bilanzraum Schlammbehandlung

CSB=7400kg BB Tagesmittelwerte von 1.1.2014 – 29.6.2015 korrigierte CSB-Bilanz, Stand 30.11.2015

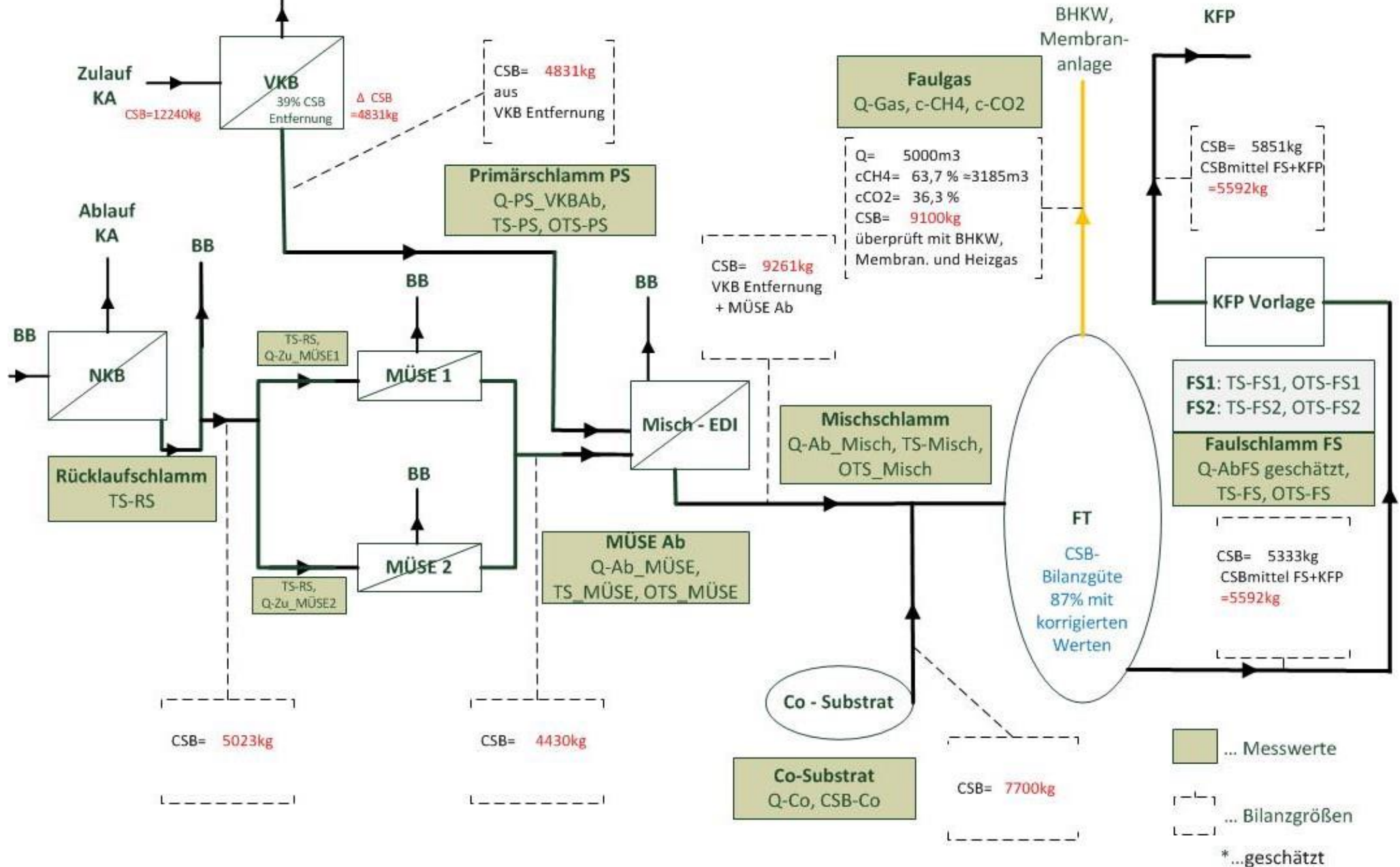


Abbildung 46: CSB-Bilanz mit korrigierten CSB-Frachten im Mischschlamm und Faulschlamm

6. Gasverluste aus dem Faulbehälter

Um die Verluste von Faulgas aus dem Faulbehälter quantitativ bewerten zu können, werden zuerst alle Stoffströme die in den Behälter ein- und austreten untersucht. Eintretende Ströme sind das Substrat, also Mischschlamm (Primär- und Überschussschlamm) und Co-Substrate die dem Faulbehälter zugeführt werden. Austretende Ströme sind der ausgefaulte Schlamm der den Faulbehälter verlässt, sowie das beim anaeroben Abbau während des Faulungsprozesses gebildete Gas, das anschließend energetisch im BHKW genutzt werden soll. Die CSB-Frachten dieser Stoffströme wurden im vorangegangenen Kapitel 5 bilanziert und sind in Abbildung 46 dargestellt.

Feststoffablagerungen aus Fällungsprodukten und partikulären organischen und anorganischen Stoffen, die sich während der Aufenthaltszeit im Behälter absetzen, werden dabei nicht betrachtet. In Abbildung 47 ist der Innenraum eines entleerten Faulbehälters (Faulturm 1) der untersuchten Anlage zu sehen. Selbst nach einer Betriebszeit von über 20 Jahren waren keine nennenswerten Ablagerungen feststellbar, eine Vernachlässigung des Speicherterms wie in Kapitel 5 diskutiert wurde ist also zulässig. Die Aufnahme wurde 2004 bei einer Revision des Faulbehälters gemacht. Zu sehen sind auch vier der zehn mit Stahlseilen abgehängten Lanzen der Gaseinpressung für die Faulraumumwälzung. In Abbildung 48 ist einer der beiden Faultürme inklusive der Lanzen für die Gaseinpressung im Querschnitt dargestellt.



Abbildung 47: Faulraum von Faulbehälter 1, bei einer Revision 2004 nach ca. 20 Jahren Betrieb

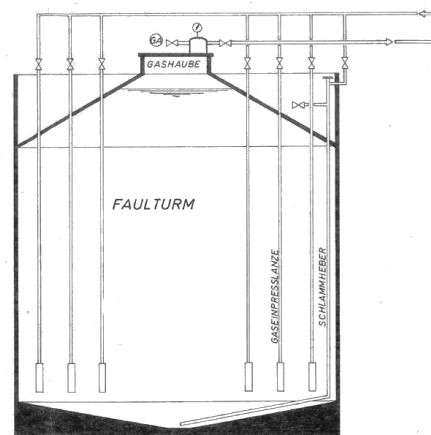


Abbildung 48: Querschnitt durch den Faulbehälter mit den abgehängten Lanzen für die Gaseinpressung

Aufbauend auf die übliche CSB-Bilanz (siehe Abbildung 46) wird eine erweiterte CSB-Bilanz für die Faulungsanlage erstellt. Dazu wird die für Faulbehälter übliche CSB-Bilanz (Tabelle 3) um weitere Terme erweitert. Diese Erweiterung berücksichtigt zusätzlich die Pfade auf denen Faulgas aus dem Reaktor verloren geht, bzw. gelöst im Faulschlamm den Behälter verlässt. Diese werden in den folgenden Abschnitten einzeln betrachtet, quantifiziert und anschließend in die erweiterte CSB-Bilanz eingefügt.

Tabelle 3: Übliche Terme der CSB-Bilanz

| Eingang | Ausgang |
|-----------------------|-------------|
| Mischschlamm (PS+ÜSS) | Faulschlamm |
| Co-Substrate | Faulgas |

Die in den Behälter eintretenden Ströme sind der Mischschlamm (9.261 kg CSB/d) aus Primär- (4.831 kg CSB/d) und entwässerter Überschussschlamm (4.430 kg CSB/d), sowie das Co-Substrat (7.700 kg CSB/d). Dieses Substrat wird vor der Umwälzpumpe in die Umwälzleitung eingebracht, mit dem zirkulierenden Faulschlamm vermischt und gemeinsam wieder in den Faulbehälter zugegeben (Abbildung 49).

Die austretenden Stoffströme sind der aus dem Behälter durch das Steigrohr in den Schlammenschacht verdrängte Faulschlamm (5.592 kg CSB/d) und das durch Abbau von organischem Substrat erzeugte Faulgas, das sich im Gasraum sammelt (9.100 kg CSB/d).

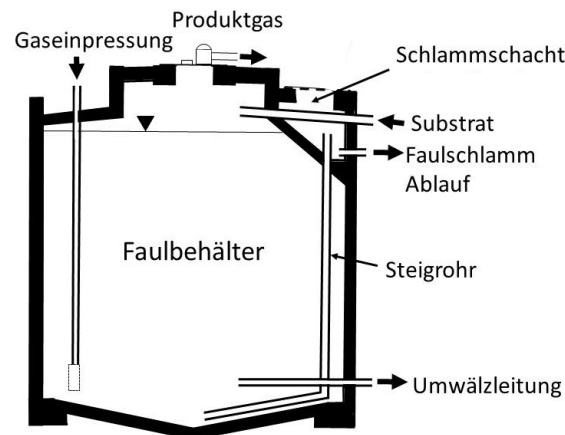


Abbildung 49: Schema des Faulbehälters Abb. verändert nach (Tauber, Parravicini, Svardal, & Krampe, 2017)

Daneben verlässt im Faulschlamm gelöstes Gas den Behälter über den Ablauf und entweicht, aufgrund des Druckabfalls im Steigrohr, als Gasblasen aus dem Schlammenschacht bzw. werden Gasblasen bis in den Vorlagebehälter der Schlammmentwässerung mitgeschleppt und entweichen dort. Außerdem treten Verluste durch undichte Behälterdeckel und Risse im Beton auf. Die im Faulschlamm noch vorhandene chemische Energie (Restgaspotential) verlässt ebenfalls über den Ablauf ungenutzt den Behälter.

Diese oben angeführten gasförmigen, flüssigen bzw. die in der Flüssigkeit gelösten Stoffströme für die Erweiterung der üblichen CSB-Bilanz sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Sie werden in den folgenden Abschnitten detailliert beschrieben, quantifiziert und anschließend in die CSB-Bilanz eingefügt.

Tabelle 4: Erweiterungsterme für die erweiterte CSB-Bilanz der Faulungsanlage

| Ausgang |
|--|
| Methanverluste durch im Faulschlamm mitgerissene Gasblasen |
| Methanverluste durch im Schlamm gelöstes Gas |
| Gasverluste durch Undichtigkeiten im Faulbehälter |
| <ul style="list-style-type: none"> • Mannloch mit Schauglas • Riss im Faulbehälter |
| Restgasverluste |

6.1. Methanverluste durch im Faulschlamm mitgerissene Gasblasen

Die Mikroorganismen, es handelt sich hauptsächlich um methanogene Archaeen und Schwefelbakterien, verwenden für ihren Stoffwechsel und Energiegewinn organische Säuren. Dabei entsteht als Stoffwechselprodukt ein Gemisch aus Methan, Kohlendioxid und, je nach Schwefelgehalt des abgebauten Substrates, Schwefelwasserstoff. Das so unter anaeroben Bedingungen erzeugte Faulgas ist je nach Druck- und Temperaturverhältnissen die im Faulbehälter vorliegen zum Teil im Faulschlamm gelöst und liegt je nach Gleichgewichtszustand der Gaskomponente als Gas vor. Diesen Zusammenhang beschreibt das Gesetz von Henry (siehe dazu auch Kapitel 6.2). In Faulbehältern zur Stabilisierung von überwiegend kommunalem Klärschlamm entsteht dabei Biogas, welches hauptsächlich aus den drei Komponenten, $\text{CH}_4 \approx 60\% \text{vol}$, $\text{CO}_2 \approx 40\% \text{vol}$ und $\text{H}_2\text{S} \approx 1\% \text{vol}$ besteht. Solange abbaubares Substrat vorhanden ist und keine Hemmung vorliegt, produzieren die Mikroorganismen ständig Gas. Sinkt der Druck oder steigt die Temperatur im Faulbehälter – dies kann auch nur lokal, wie zum Beispiel in der Faulschlammaustragsleitung der Fall sein – liegt kein Gleichgewicht mehr zwischen den gelösten Gasen und der Flüssigphase vor und es entstehen Gasblasen. Diese Blasen steigen im Faulbehälter auf und erzeugen durch den Dichteunterschied eine durchaus erwünschte Umwälzung im Behälter.

Die für eine vollständige Durchmischung durch den Dichteunterschied, notwendige volumenspezifische Gasproduktion geben Rosenwinkel et al. (2015) mit größer $1,8 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ an. In der untersuchten Anlage lag die spezifische Gasproduktion durchschnittlich bei ca. $1 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$. Eine zusätzliche Durchmischung des Faulraums wird mit Gaseinpressung über je zehn in den Behälter abgehängte Gaslanzen sichergestellt. Die Gaseinpressung ist je 15 Minuten pro Stunde in jedem der beiden Behälter aktiv und fördert 400 m_N^3 Faulgas/h. Zusätzlich wird jeder Faulbehälter mit einer Pumpe mit einem Volumenstrom von $72 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. $1.800 \text{ m}^3/\text{d}$ umgewälzt. In die Faulschlamm-Umwälzleitung werden maximal bis zu $400 \text{ m}^3/\text{d}$ Substrat zugegeben, im Bilanzzeitraum waren es im Mittel $223 \text{ m}^3/\text{d}$, davon ca. $25 \text{ m}^3/\text{d}$ Co-Substrat. Daraus ergibt sich eine hydraulische Verweilzeit von 44 Tagen für Mischschlamm und Co-Substrat im Faulbehälter.

Die aufgestiegenen Gasblasen treten aus der Flüssigkeit und sammeln sich im oberen Bereich des Faulbehälters in einem Gasraum mit 250 m^3 Volumen, dem sogenannten Gasdom. Von hier wird das wasserdampfgesättigte Faulgas abgezogen und nach Aufbereitungsschritten, wie Entschwefelung und Trocknung, anschließend der Verwertung zugeführt. Am Standort der Großanlage, an dem die Gasmessungen durchgeführt wurden, befindet sich neben einem BHKW mit zwei Gasmotoren ($2 \times 250 \text{ kW}_{\text{elektrisch}}$) zur Faulgasverwertung eine Membrananlage, in der ein Teilstrom ($100 \text{ m}_\text{N}^3/\text{h}$) des zuvor entschwefelten Faulgases durch organische Cross-Flow-Membranen auf Erdgasqualität upgegradet und nach Druckerhöhung in das Erdgasnetz eingespeist wird.

Ein Teil der in der Flüssigkeit vorhandenen Gasblasen, verlässt jedoch mit dem ausgefaulten Schlamm durch die meist als Tauchrohr bis knapp über dem Behälterboden ausgeführte Ablaufleitung den Faulturm.

Ein weiterer Teil des Gases geht auch erst in dieser Ablaufleitung durch den Druckausgleich mit der Umgebung aus der Lösung und es entstehen zusätzliche, durch die kurze für die Blasenkoagulation zur Verfügung stehende Zeit, meist sehr kleine Gasblasen im Faulschlamm.

Diese Gasblasen, egal ob sie im Faulbehälter entstehen und von dort verschleppt werden, oder erst in der Steigleitung entstehen, werden mit dem aus dem Reaktor verdrängten ausgefaulten Faulschlamm mitgerissen und auf diesem Weg ausgetragen. Dieses Faulgas steht nicht mehr für die weitere Nutzung als Energieträger zur Verfügung, sollten keine zusätzlichen Maßnahmen, wie eine dichte Bauweise der Ablaufleitung, des Vorlagebehälters und eine Gasabsaugung oder Vakuumentgasungsanlage getroffen werden. Diese Verluste verschlechtern nicht nur den energetischen Wirkungsgrad der Faulungsanlage, sondern tragen wegen des hohen Treibhauspotentials von Methan erheblich zu einer Verschlechterung der Umweltbilanz bei.

6.1.1. Messung der Gasemissionen aus dem Schlamm-schacht

Die folgenden Anschnitte beschäftigen sich mit der Quantifizierung der durch Blasen im Faulschlamm verlorenen Faulgasmenge und stellen einen Zusammenhang zwischen dem direkt am Austritt aus dem Faulbehälter emittierten Gas (Schlamm-schacht am Faulbehälterkopf) und den Betriebsbedingungen der gesamten Faulungsanlage her. Im Speziellen wurden die Beschickungsmengen von Mischschlamm aus der kommunalen ARA und dem mitvergorenem Co-Substrat, der Betriebszustand des zur Umwälzung dienenden Gasverdichters (Gaseinpressung) und die jeweils produzierte Faulgasmenge (Faulgasanfall) betrachtet. Zwei verschiedene Belastungszustände der Anlage wurden untersucht. Erstens der Normalbetrieb der Faulung mit beiden Behältern mit einer Raumbelastung von $1,69 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ und zweitens der Betrieb der Anlage mit nur einem Faulbehälter bei der doppelten organischen Raumbelastung von $3,4 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

Mit der Flux-Chamber-Methode wurden bei Normalbetrieb der Anlage 21 Tage lang (8.7.-30.7.2015) die Methanemissionen am Schlamm-schacht von Faulturm 1 gemessen (Abbildung 50). Eine Messung am Schlamm-schacht von Faulturm 2 war aufgrund der Unzugänglichkeit und seiner Ausführung als Stahlkonstruktion nicht möglich, da die Plane für die Erstellung der Flux-Chamber nicht gasdicht verklebt werden konnte. Weiter wurden 4 Tage lang (21.8.-25.8.2015) Messungen mit der Flux-Chamber-Methode durchgeführt, wobei nur ein Faulbehälter (Faulturm 1) in Betrieb war.



Abbildung 50: Mit der Flux-Chamber-Methode untersuchter Schlamm-schacht von Faulturm 1



Abbildung 51: Steigrohr von Faulturm 2 mit Gasblasen im verdrängten Schlamm

Direkte Gasemissionen, welche durch im Faulschlamm mitgerissene Blasen unmittelbar nach dem Austritt aus dem Faulbehälter entstehen und so (direkt) in die Umgebung gelangen, sollen auf diese Weise erfasst und quantifiziert werden.

Der Schlammenschicht am Kopf von Faulbehälter 1 (Abbildung 52) wurde mit einer gasdichten Plane abgedeckt. Diese Kunststoffplane wurde mit dem Behälterdeckel verklebt (Abbildung 53), und so eine Flux-Chamber mit 18 m³ Volumen erstellt.

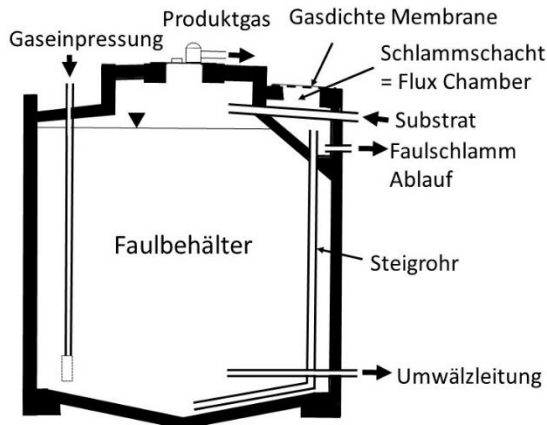


Abbildung 52: Schema des Faulturms mit dem abgedeckten Schlammenschicht (Tauber, Parravicini, Svardal, & Krampe, 2017)

Abbildung 53: Schlammenschicht mit Plane

Der abgedeckte Schlammenschicht ist in Abbildung 54 und der für die Spülluft der Flux-Chamber verwendete Seitenkanalverdichter (Becker SV 7.90/1) in Abbildung 55 dargestellt. Das Datenblatt und die Verdichter-Kennlinie des Seitenkanalverdichters befinden sich im Anhang 2.



Abbildung 54: Schlammenschicht mit Plane abgedeckt, Abb. nach (Tauber et al., 2016)



Abbildung 55: Seitenkanalverdichter für die Spülluft

Aus dem Volumen des abgedeckten Schlammenschichts (18 m³) und dem Spülluftvolumenstrom von 120 m³/h ergibt sich eine Verweilzeit des Gases in der Flux-Chamber von 0,15 Stunden oder 9 Minuten.

Die Messung der Gaskonzentrationen erfolgte kontinuierlich mittels Infrarot-Absorptionsmessung. Das verwendete IR-Photometer verfügte über 3 getrennte Messzellen, eine für die CO₂ und zwei unterschiedlich lange Messzellen (4 cm und 12 cm) mit verschiedenen Messbereichen (0–6,25 % vol und 0–25 % vol) für die CH₄ Messung. Alle Messwerte wurden für die spätere Auswertung in 10 Sekunden Schritten digital aufgezeichnet. Tabelle 5 zeigt einen Ausschnitt aus den Messdaten der Emissionsmessung am Schlammenschicht. Neben der auftretenden Methankonzentration wurden auch

die Kohlendioxidkonzentration, der Druck in den IR-Messzellen und die Temperatur im Messgasstrom kontinuierlich aufgezeichnet. Die gemessenen Konzentrationen wurden anschließend mittels Kalibration (zwei Mal wöchentlich) mit Stickstoffgas korrigiert. Diese korrigierten Messwerte wurden für die Emissionsberechnung verwendet.

| Datum | Zeit | CH4 L | CH4 H | Druck | Temp | CH4 H kor. | CO2 | Druck | Temp | CH4 L kor. | CO2 kor. |
|------------|----------|-------|-------|-------|------|------------|-------|-------|------|------------|----------|
| | | [%] | [%] | [hPa] | [°C] | [%] | [%] | [hPa] | [°C] | [%] | [%] |
| 08.07.2015 | 10:23:39 | 0,067 | 0,2 | 978 | 48,6 | 0,127 | 0,221 | 980 | 43,6 | 0,122 | 0,178 |
| 08.07.2015 | 10:23:49 | 0,065 | 0,2 | 978 | 48,7 | 0,125 | 0,216 | 980 | 43,6 | 0,12 | 0,173 |
| 08.07.2015 | 10:23:59 | 0,063 | 0,2 | 978 | 48,7 | 0,123 | 0,212 | 980 | 43,7 | 0,118 | 0,169 |
| 08.07.2015 | 10:24:09 | 0,061 | 0,2 | 978 | 48,8 | 0,121 | 0,208 | 980 | 43,7 | 0,116 | 0,165 |
| 08.07.2015 | 10:24:19 | 0,059 | 0,2 | 978 | 48,8 | 0,119 | 0,204 | 980 | 43,8 | 0,114 | 0,161 |
| 08.07.2015 | 10:24:29 | 0,057 | 0,2 | 978 | 48,9 | 0,117 | 0,2 | 980 | 43,8 | 0,112 | 0,157 |
| 08.07.2015 | 10:24:39 | 0,055 | 0,2 | 978 | 48,9 | 0,115 | 0,195 | 980 | 43,8 | 0,11 | 0,152 |
| 08.07.2015 | 10:24:49 | 0,053 | 0,2 | 978 | 49 | 0,113 | 0,191 | 980 | 43,9 | 0,108 | 0,148 |
| 08.07.2015 | 10:24:59 | 0,05 | 0,2 | 978 | 49 | 0,11 | 0,187 | 980 | 43,9 | 0,105 | 0,144 |
| 08.07.2015 | 10:25:09 | 0,048 | 0,2 | 978 | 49,1 | 0,108 | 0,182 | 980 | 44 | 0,103 | 0,139 |
| 08.07.2015 | 10:25:19 | 0,046 | 0,2 | 978 | 49,1 | 0,106 | 0,178 | 980 | 44 | 0,101 | 0,135 |
| 08.07.2015 | 10:25:29 | 0,045 | 0,2 | 978 | 49,2 | 0,105 | 0,174 | 980 | 44,1 | 0,1 | 0,131 |
| 08.07.2015 | 10:25:39 | 0,043 | 0,1 | 978 | 49,2 | 0,103 | 0,17 | 980 | 44,1 | 0,098 | 0,127 |
| 08.07.2015 | 10:25:49 | 0,042 | 0,1 | 978 | 49,3 | 0,102 | 0,166 | 980 | 44,1 | 0,097 | 0,123 |

Tabelle 5: Ausschnitt aus den Messdaten der Emissionsmessung mit der Flux-Chamber-Methode am Schlamm-schacht

6.1.2. Normalbetrieb der Anlage – Serienschaltung beider Faulbehälter

Im Normalbetrieb sind beide Faulbehälter in Serie geschaltet, wobei täglich die Durchflussrichtung geändert wird. An Tagen, an denen Faulbehälter 1 mit Substrat beschickt wird, wird also der ausgefaulte Schlamm über ein Steigrohr – den sogenannten Schlammheber – aus dem Faulraum in den Schlamm-schacht (Abbildung 50 und Abbildung 52) von Faulbehälter 2 verdrängt. Dort kommt er mit Umgebungsluft in Kontakt und erste durch den Druckabfall im Steigrohr entstandene oder aus dem Behälter mitgerissene Gasblasen können entweichen. Siehe dazu Abbildung 51, hier ist das Ende des Steigrohres mit deutlich sichtbaren Gasblasen im verdrängten Schlamm während der Beschickungsphase des Faulbehälters zu sehen.

Die Gasemissionen aus dem Schlamm-schacht wurden mittels Flux-Chamber-Methode kontinuierlich über einen Zeitraum von 21 Tagen gemessen. In Abbildung 56 und Abbildung 57 ist beispielhaft das Ergebnis für die kontinuierliche Gasmessung mit der Flux-Chamber-Methode bei Normalbetrieb der Anlage dargestellt. Die restlichen Ergebnisse der Gasmessung bei Normalbetrieb befinden sich in Anhang 4.

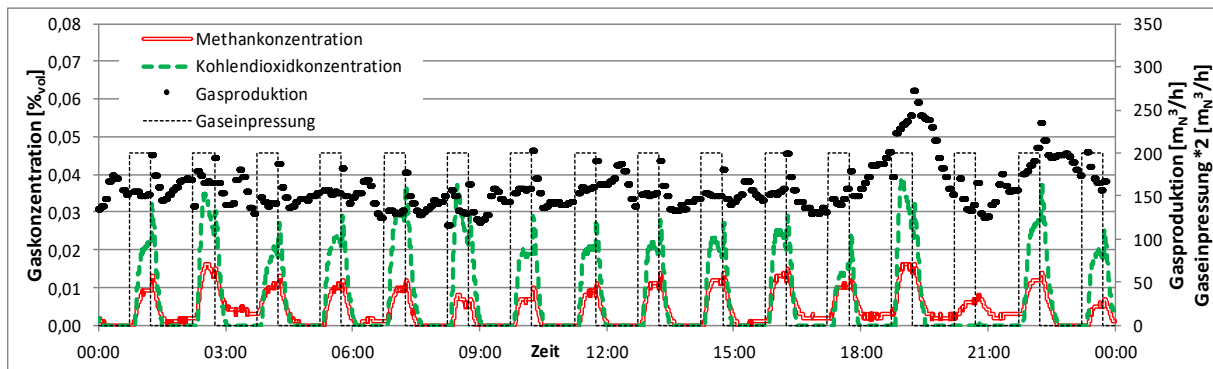


Abbildung 56: Kontinuierliche Gasmessung am Schlamm-schacht bei Normalbetrieb der Anlage

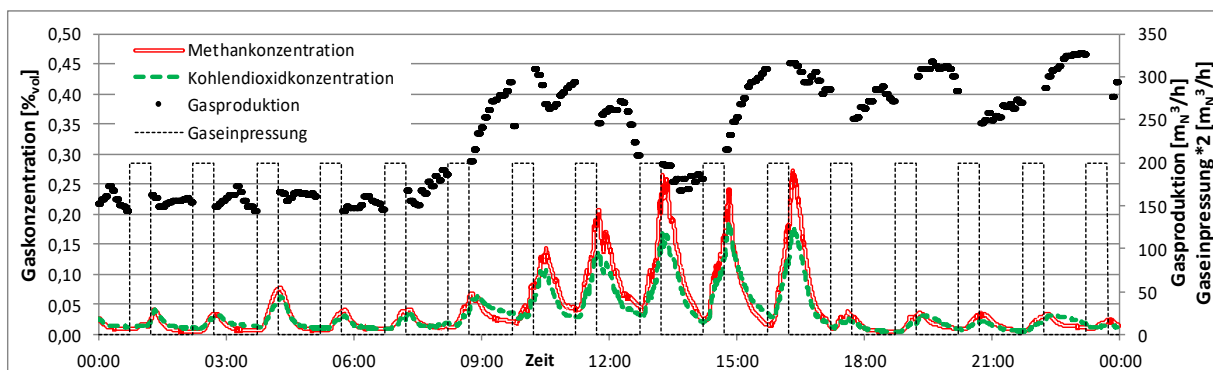


Abbildung 57: Ausgeprägte Dynamik der Gasemissionen innerhalb eines Tages

Die Tagesgänge der Gaskonzentrationen zeigten eine zeitlich und quantitativ stark ausgeprägte Dynamik der Emissionen aus dem Schlamm-schacht. An einem Tag kam es während der Messung zu einer Verstopfung der Faulschlamm-Ablaufleitung aus dem Schlamm-schacht, wodurch die Aufenthaltszeit im Schacht erhöht wurde (Abbildung 57). Innerhalb von 5 Stunden lag dadurch die emittierte Gasmenge bei 5–6-mal höheren Werten, als während des sonstigen gemessenen Zeitraumes. Durch die unterschiedliche Löslichkeit von CH_4 und CO_2 im Schlamm, kam es während dieser Zeit auch zu einer Veränderung der Konzentrationsverhältnisse im Gas (CH_4 60 %, 40 % CO_2

gegen normalerweise CH₄ 36 %, 64 % CO₂). Nach mechanischem Lösen der Verstopfung durch das Betriebspersonal sank die Gaskonzentration unmittelbar wieder auf das gewohnte Niveau ab.

Anschließend wurde aus der gemessenen Gaskonzentration und dem Spülluft-Volumenstrom die Methan-Emission aus dem Schlamm-schacht wie folgt berechnet:

$$\dot{m}_{\text{CH}_4} = c_{\text{CH}_4} \cdot \dot{V}_{\text{SL}} \left[\frac{\text{g CH}_4}{\text{h}} \right]$$

Für den betrachteten Zeitraum von 21 Tagen ergab sich somit für den Normalbetrieb der Anlage eine Methanemission aus dem im Schlamm-schacht entgasenden Faulschlamm von 19,17 g CH₄/h oder 168 kg CH₄/a. Bezogen auf die Belastung der Anlage im Messzeitraum (168.000 EW) ergibt sich daraus ein EW spezifischer Emissionsfaktor von 1,0 g CH₄/(EW·a).

6.1.3. Betrieb der Anlage mit nur einem Faulbehälter

Im Gegensatz zum Normalbetrieb der Faulungsanlage, bei dem beide Faulbehälter in Serie geschaltet sind, war beim Betrieb nur eines Faulbehälters (Faulturm 1) der zweite Behälter gänzlich durch Schieber vom System getrennt. Dieser zweite Behälter (Faulturm 2) wurde während des Messzeitraumes weder mit Substrat beschickt, noch wurde Gas zur Umwälzung eingepresst. Die Verbindungsleitungen zwischen beiden Behältern waren ebenfalls geschlossen.

Im Zeitraum von 21.8. bis 25.8.2015 wurde nur Faulturm 1 mit Substrat beschickt und der Ablauf des verdrängten, ausgefaulten Schlammes erfolgte ebenfalls ausschließlich aus der Schlamm-tasche von Faulturm 1. Die Messung der Methan Emission wurde gleich wie im Betrieb beider Faulbehälter mittels Flux-Chamber-Methode durchgeführt. In Abbildung 58 ist beispielhaft ein Tagesgang der Gaskonzentrationen während der Messung bei Betrieb mit nur einem Faulbehälter dargestellt. Auffällig ist, dass die gemessenen Konzentrationen nicht nur ca. 10 mal höher waren, als bei Normalbetrieb, es war auch die zeitliche Dynamik der Emission noch ausgeprägter als bei der Messung zuvor.

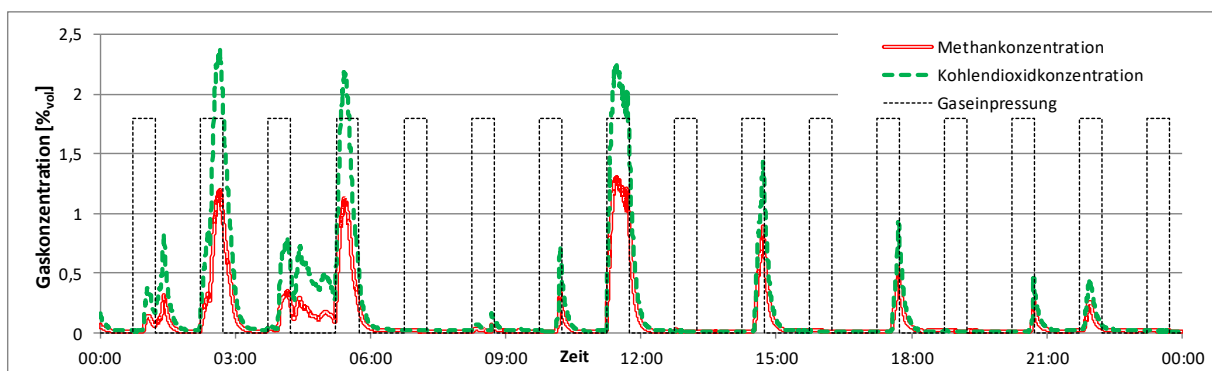


Abbildung 58: Kontinuierliche Gasmessung am Schlamm-schacht bei Betrieb der Anlage mit nur einem Faulbehälter

Wie bei Normalbetrieb, wurde aus der gemessenen Gaskonzentration und dem Spülluft-Volumenstrom die Methan-Emission aus dem Schlamm-schacht berechnet. Für den betrachteten Zeitraum von 5 Tagen ergab sich für den Betrieb der Anlage mit nur einem Faulbehälter eine deutlich höhere Methanemission aus dem im Schlamm-schacht entgasenden Faulschlamm von 185,85 g CH₄/h oder 1.628 kg CH₄/a. Bezogen auf die Belastung der Anlage im Messzeitraum von 168.000 EW ergibt sich daraus ein EW spezifischer Emissionsfaktor von 9,7 g CH₄/(EW·a). Dies entspricht ca. dem 10-fachen der gemessenen Emission bei Normalbetrieb der Anlage.

6.1.4. Ergebnisse Methanverluste durch mitgerissene Gasblasen

Wie die Messergebnisse für einen exemplarischen Tag bei Normalbetrieb der Anlage zeigen (Abbildung 56), fluktuiert die Methankonzentrationen in der Spülluft zwischen 0 und 0,02 % CH₄. Emissionsspitzen treten auf, wenn die Gaseinpressung in Betrieb ist. Dann steigt der Füllstand im Behälter durch das zur Durchmischung eingepresste Gas an, was zu einem vermehrten Austrag von Gasblasen mit dem Faulschlamm in den Schlammschacht führt.

Das Verhältnis von CH₄ zu CO₂ in der Spülluft lag bei Normalbetrieb bei 36 : 64, was durch die geringere Löslichkeit von Methan als von Kohlendioxid erklärbar ist. Auch der kleinere Diffusionskoeffizient von CH₄ gegenüber jenem von CO₂ erklärt in Verbindung mit der kurzen Aufenthaltszeit des Faulschlammes im Schacht (ca. 10 Sekunden) den geringen Anteil von CH₄ in der Spülluft (Maharajh & Walkley, 1973).

Bei Erhöhung der Aufenthaltszeit im Schacht durch Schließen des Ablaufwehrs veränderte sich die Gaszusammensetzung von CH₄ : CO₂ zu 55 : 45, was eher der Faulgaszusammensetzung entspricht. Das Emissionsverhalten war ähnlich, egal ob der untersuchte Behälter der erste oder zweite in der Serienschaltung war.

Gemäß früheren Studien (Schaum, Fundneider, & Cornel, 2016), (Becker, Düputell, Gärtner, Hirschberger, & Oberdörfer, 2012) können hohe organische Raumbelastungen eine stärkere Übersättigung von Gas im Faulschlamm verursachen und dies führt wiederum zu einer höheren Gasemission.

Bei Verdopplung der organischen Raumbelastung von 1,7 auf 3,4 kg CSB/(m³ · d) durch Betrieb nur eines Faulbehälters, stieg die gemessene Methanemission auf das 10-fache der Werte wie bei Normalbetrieb. Der Methanverlust bezogen auf die produzierte Faulgasmenge stieg gleichzeitig von 0,02 % bei Normalbetrieb auf 0,2 % bei Verdopplung der organischen Belastung an.

Für die beiden Betriebsarten wurden zwei verschiedene CH₄-Emissionsfaktoren berechnet. Diese sind in Tabelle 6 dargestellt. Berechnung A bezieht die Methanemission auf die gesamte Belastung der Faulung durch Co-Substrat und kommunalen Mischschlamm, in Berechnung B wurde die Emission nur auf den Mischschlamm bezogen. In Tabelle 6 sind neben den Emissionsfaktoren außerdem die Methanemissionen aus dem Schlammschacht als CO₂-Äquivalente dargestellt.

Tabelle 6: Berechnete CH₄-Emissionsfaktoren für zwei Betriebszustände der Anlage

| Betriebsart | Berechnung A <i>inklusive Co-Substrat</i> (169.000 EW) | | Berechnung B <i>nur kommunaler Mischschlamm</i> (102.000 EW) | |
|---|--|------------------------------|--|------------------------------|
| | g CH ₄ /(EW · a) | g CO ₂ e/(EW · a) | g CH ₄ /(EW · a) | g CO ₂ e/(EW · a) |
| <i>Zwei Behälter in Serie</i> | 1,0 | 25 | 1,6 | 40 |
| <i>Ein Behälter in Betrieb, doppelte organische Belastung</i> | 9,7 | 243 | 15,8 | 395 |

6.2. Methanverluste durch im Schlamm gelöstes Gas

Neben blasenförmigem Gas verlässt ein Teil des im Faulbehälter produzierten Faulgases diesen in Form von im Faulschlamm gelöstem Gas. Die Menge an im Faulschlamm gelöstem Gas ergibt sich aus dem Gleichgewicht zwischen dem in der Flüssigphase gelöstem Anteil und dem Partialdruck der Komponente in der darüber befindlichen Gasphase. Dieser Zusammenhang wird mit Hilfe des Gesetzes von Henry wie folgt beschrieben:

Henry'sches Gesetz

Der Partialdruck eines idealen Gases über einer Flüssigkeit ist direkt proportional zur Konzentration des Gases in der Flüssigkeit.

$$H^{cp} = \frac{c_l}{p} \quad \text{oder umgeformt} \quad c_l = H^{cp} * p \quad \text{für ein ideales Gas}$$

H^{cp} ... Henry-Konstante, c_p bezeichnet dabei den Zusammenhang zwischen Konzentration und Partialdruck, daneben existieren auch andere Henry-Konstanten wie H^{cc} (die dimensionslose Henry-Löslichkeitskonstante $H^{cc} = c_l/c_g = H^{cp} \cdot RT$) und die Henry-Löslichkeitskonstante $H^{xp} = x/p$.

c_l ... Konzentration in der Flüssigphase (l für engl. Liquide)

p ... Partialdruck

R ... Universelle Gaskonstante $R = 8,314$ [J/mol K]

T ... Temperatur [°K]

x ... Stoffmengenanteil in der Flüssigkeit

Für Methan beträgt die Henry-Konstante: $H^{cp}_{CH_4} = 1,4 \cdot 10^{-3}$ [Mol/atm] (Lide, 1995) und für CO_2 $H^{cp}_{CO_2} = 3,6 \cdot 10^{-2}$ [Mol/atm] (Zheng, 1997). CO_2 ist also in Wasser ca. 25- mal besser löslich als CH_4 .

Für ein **reales Gas** existiert jedoch eine Temperatur und Druckabhängigkeit der Henry-Konstante (Sander, 1999). Diese werden mit einer Konstanten C für das Realgas und dessen Lösungsenthalpie $\Delta_{solv}H$ aus der Henry-Konstante für das ideale Gas wie folgt berechnet.

Temperaturabhängigkeit:

$$H^{cp} = H^{cp,\theta} * \exp\left(C * \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_\theta}\right)\right)$$

Index θ bezeichnet die Normtemperatur 298,15°K. C kann also auch so geschrieben werden:

$$C = \frac{\Delta_{solv}H}{R} = \frac{-d * \ln(H^{cp})}{d(1/T)}$$

$\Delta_{solv}H$... Lösungsenthalpie

Die Konstante C ist für viele Gase tabelliert, eine sehr umfangreiche Zusammenstellung für viele organische und anorganische Verbindungen bietet zum Beispiel (Sander 1999).

Für Methan beträgt die Konstante C : $C_{CH_4} = 1600$ [°K] nach (Lide 1995)

Und für Kohlendioxid: $C_{CO_2} = 2200$ [°K] nach (Zheng, Guo, & Knapp, 1997)

Der Henry-Koeffizient und die Löslichkeit von Methan in Reinwasser in Abhängigkeit von Druck und Temperatur sind in Abbildung 59 und Abbildung 60 dargestellt. Der Betriebspunkt der Großanlage (mittlerer CH_4 -Partialdruck $p_{\text{CH}_4} = 1339 \text{ hPa} = 1,339 \text{ bar}$ und Behältertemperatur $T = 37^\circ\text{C}$) ist in beiden Abbildungen mit \times markiert.

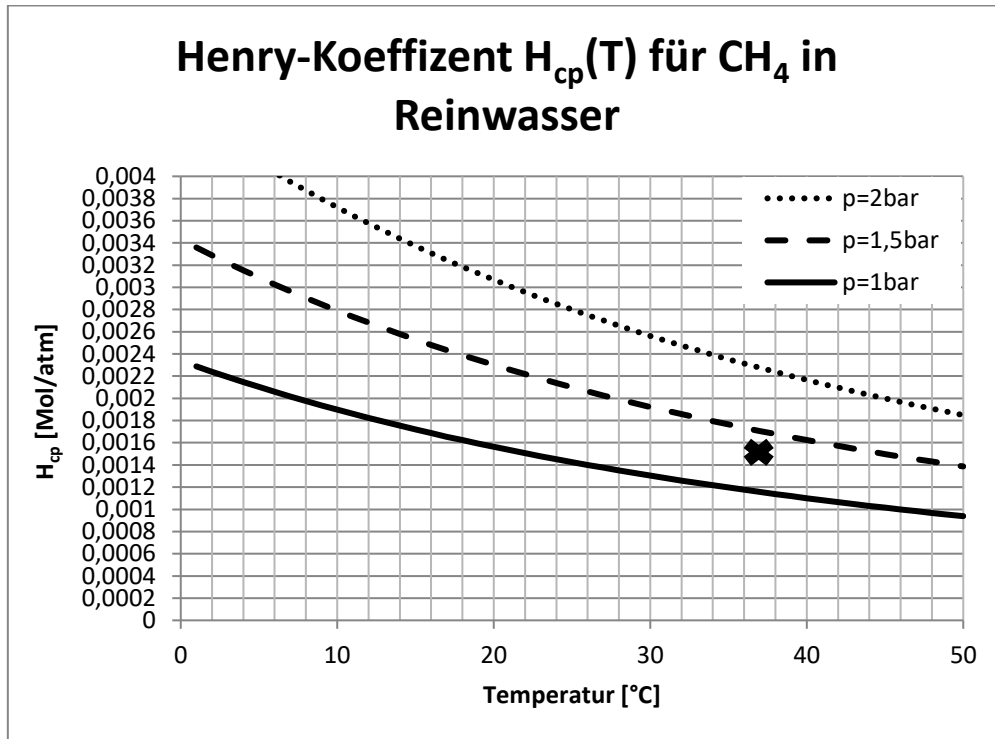


Abbildung 59: Temperaturabhängigkeit des Henry-Koeffizienten $H_{cp}(T)$ für CH_4 in Reinwasser für 3 verschiedene Drücke, der Betriebspunkt der Anlage ist mit \times markiert

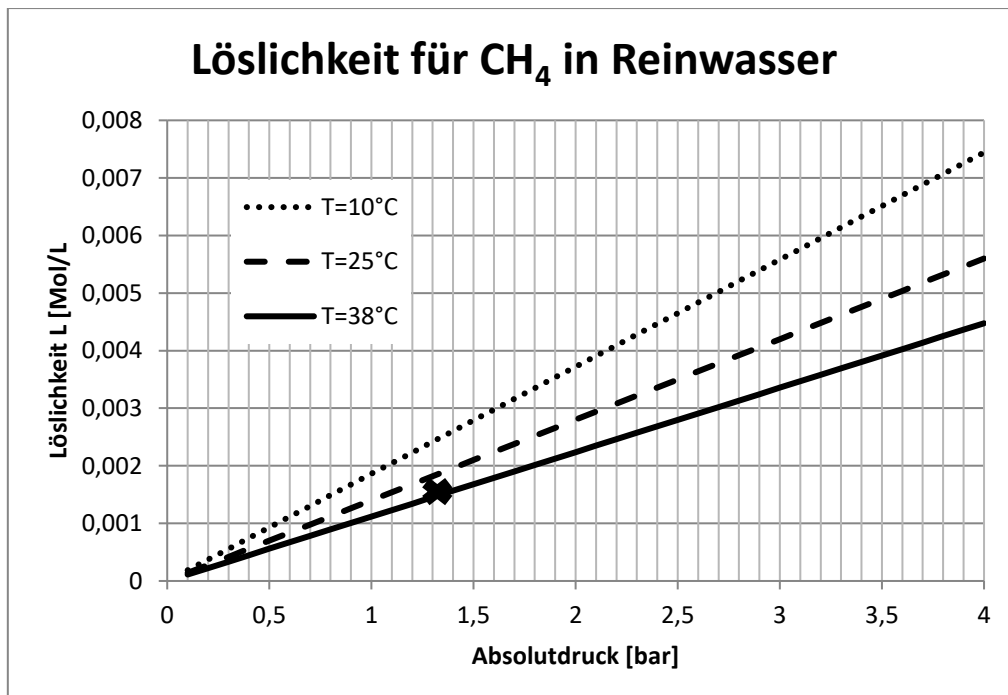


Abbildung 60: CH_4 -Löslichkeit in Reinwasser für 3 verschiedene Temperaturen, der Betriebspunkt der Anlage ist mit \times markiert

Probenahme aus der Faulschlamm Umwälzleitung

Für die Bestimmung der gelösten Gasmenge muss eine repräsentative Schlammprobe aus dem Faulbehälter genommen werden. Die Probenahmestelle befand sich vor der Faulschlamm-Umwälzpumpe im Pumpenkeller der Faulungsanlage (Abbildung 61). Neben den Proben für die Entgasungsversuche wurden auch alle FS-Proben für die chemischen Analysen an dieser Stelle gezogen. (Daelman, van Voorthuizen, van Dongen, Vlocke, & van Loosdrecht, 2012) schlagen für die Probenahme kleiner Gasmengen zur Untersuchung des Entgasungsvermögens von Faulschlamm einen einfachen Versuchsaufbau vor. Dabei wird Faulschlamm aus der Umwälzleitung rasch in einen druckbeständigen Behälter gefüllt und das Volumen des entgasenden Faulgases erfasst (Abbildung 62).



Abbildung 61: Probenahmestelle aus der Umwälzleitung vor der FS-Umwälzpumpe



Abbildung 62: Entgasungsversuch nach Daelman et al. (2013)

Die Entgasungsversuche mit dieser Methode brachten sehr unterschiedliche Ergebnisse. Das Gasvolumen, welches direkt nach der Probenahme aus dem Faulschlamm entgaste, betrug 10–40 mL Gas/L FS. Die Messung wurde jeweils nach 5 Minuten Wartezeit abgebrochen, da das Gasvolumen im Messzylinder nicht mehr anstieg. Als Problem stellte sich der hohe Druck in der Umwälzleitung heraus. Dadurch kommt es beim Ablassen aus der Umwälzleitung zu starker Turbulenz, was das Entgasen fördert. Eine Probenahme von Gasproben (zur späteren Analyse mit GC-MS) aus dem kleinen entgasenden Volumen war ebenfalls nicht möglich.

Vakuum-Methode

Darum wurde für die Probenahme aus der Faulschlamm Umwälzleitung zur Quantifizierung des im Faulschlamm gelösten CH_4 eine eigene Methode entwickelt. Als problematisch bei der Probenahme erweist sich vor allem der Druckunterschied zwischen der Umwälzleitung (4–6 bar nach der Umwälzpumpe) und der Umgebung, welcher das Entweichen der in der Faulschlammprobe gelösten Gase durch Druckausgleich bis zum Erreichen des Gleichgewichtszustandes mit der Umgebung zur Folge hat. Aus diesem Grund erfolgte die Probenahme nicht direkt aus der Umwälzleitung, sondern mit Hilfe eines eigens dafür entwickelten Vakuumapparates. Dieser ist in Abbildung 63 dargestellt. Mit diesem Vakuumapparat soll sichergestellt werden, dass während der Probenahme einerseits kein gelöstes Gas (CH_4 und CO_2) durch Gasaustausch in die Umgebung entweichen kann, und andererseits die gemessenen CO_2 - und CH_4 -Konzentrationen später auf ein bestimmtes Faulschlamm-Probevolumen mit definierten Parametern wie Druck und Temperatur bezogen werden. Dies ist unabdingbar für die anschließende Rückrechnung auf die im Faulschlamm im Faulbehälter vorliegende gelöste Methankonzentration mittels Henry'schem Gesetz.

Ablauf der Probenahme mit Hilfe der Vakuumapparatur

Zuerst werden die Absperrhähne (1) und (2) (Abbildung 63) geschlossen, die beiden in Serie geschalteten Ventile vor der 10 ml Probenahme-Spritze (8) und der Absperrhahn (3) sind geöffnet. Die gasdichte Spritze ist bereits angeschlossen und wird gemeinsam mit dem Behälter evakuiert. Der Behälter mit einem Gesamtvolumen von 12 L wird mit einer Vakuumpumpe durch den Schlauch (4) auf einen Restdruck von 390 Torr (mm Hg) oder 0,5 bar Absolutdruck evakuiert. Anschließend werden die beiden Ventile zur Probenahme und das Ventil (5) geschlossen. Am Manometer wird das Vakuum und somit die Dichtheit der Apparatur nach einigen Minuten kontrolliert.

Bleibt der Unterdruck im Behälter mindestens 5 min stabil werden die Absperrhähne (1) und (2) geöffnet. Zulaufseitig auf Anschluss (6) wird mit einem Schlauch die Probenahmestelle der Faulschlammumwälzleitung angeschlossen. Ablaufseitig auf Anschluss (7) wird ein Schlauch zu einem Gully geführt und dieser so positioniert, dass später der kontinuierliche Ablauf kontrolliert werden kann. Um das Herumspritzen von Schlamm zu vermeiden, hat sich das Einklemmen unter einem vollen Kanister bewährt. Nun wird der Hahn an der Probenahmestelle der Umwälzleitung vorsichtig geöffnet und so die Apparatur und die Zu- und Ablaufschläuche entlüftet.



Abbildung 63: Vakuumapparatur im Labor



Abbildung 64: Vakuumapparatur befüllt mit Faulschlamm, 10 ml Gasproben im Vordergrund

Die eigentliche Probenahme beginnt durch Öffnen des Absperrhahns (3). Der Unterdruck im Behälter saugt den Faulschlamm ohne Kontakt mit der Außenluft ein. Der Hahn ist nur so weit zu öffnen, sodass zu jedem Zeitpunkt der Probenahme noch Faulschlamm aus dem Ablaufschlauch tritt und das Einsaugen von Luft somit verhindert wird. Bei einem Füllstand von ca. 6 L im Behälter ist der Unterdruck abgebaut und der Faulschlamm-Probenstrom kommt von selbst zum Erliegen. Der Absperrhahn (3) wird geschlossen, damit ist die eigentliche Probenahme beendet. Der Hahn der Probenahmestelle an der Umwälzleitung wird geschlossen.

Nach verschiedenen Wartezeiten von 5-30 min zur Gleichgewichtseinstellung zwischen Flüssig- und Gasphase wurden Gasproben genommen. Diese können mit der Spritze und den zwei seriell geschalteten Ventilen, aus dem Behälter entnommen und in evakuierte Probenbehälter für die spätere Analyse mit dem Gaschromatographen im Labor überführt werden. Die Ergebnisse der Messung haben gezeigt, dass für die Gleichgewichtseinstellung im Vakuumapparat mindestens 15 Minuten notwendig sind, danach ändert sich die Konzentration in der Gasphase nur geringfügig und das Gleichgewicht zwischen Flüssig- und Gasphase ist erreicht. Ab 30 Minuten Wartezeit war keine Änderung mehr feststellbar. In Abbildung 64 ist die Vakuumapparatur während der Gleichgewichtseinstellung dargestellt. Im Vordergrund sind 3 der verwendeten 10 mL Probenbehälter für die Gasproben zu sehen. Sie wurden am Tag der Probenahme mit Butylgummisepten verschlossen und evakuiert.

Tabelle 7: Messwerte des im Faulschlamm gelösten Gases

| Gasprobe # | CH ₄ [%] | CO ₂ [%] | Tripel | Zeit | Aufenthalt [min] | FS Menge [L] | FS Temp [°C] | Druck [mmHg] |
|---------------------|---------------------|---------------------|--------|-------------|------------------|--------------|--------------|--------------|
| 1 | 0,67 | 1,58 | 1 | 13:00-13:30 | 30 | 7 | 33,5 | -380 |
| 2 | 0,69 | 1,91 | 1 | 13:00-13:30 | | 7 | 33,5 | -380 |
| 3 | 0,71 | 1,64 | 1 | 13:00-13:30 | | 7 | 33,5 | -380 |
| | 0,69 | 1,71 | | | | | | |
| 4 | 1,02 | 1,90 | 2 | 13:35-13:42 | 7 | 6,2 | 33,6 | -380 |
| 5 | 1,06 | 2,00 | 2 | 13:35-13:42 | | 6,2 | 33,6 | -380 |
| 6 | 1,04 | 2,11 | 2 | 13:35-13:42 | | 6,2 | 33,6 | -380 |
| | 1,04 | 2,00 | | | | | | |
| 7 | 0,66 | 1,78 | 3 | 14:00-14:05 | 5 | 6,2 | 34,6 | -380 |
| 8 | 0,68 | 1,85 | 3 | 14:00-14:05 | | 6,2 | 34,6 | -380 |
| 9 | 0,64 | 1,83 | 3 | 14:00-14:05 | | 6,2 | 34,6 | -380 |
| | 0,66 | 1,82 | | | | | | |
| 10 | 0,58 | 1,92 | 4 | 14:40-14:43 | 3 | 6,2 | 35,2 | -380 |
| 11 | 0,56 | 1,91 | 4 | 14:40-14:43 | | 6,2 | 35,2 | -380 |
| 12 | 0,56 | 2,21 | 4 | 14:40-14:43 | | 6,2 | 35,2 | -380 |
| Mittelwert: | 0,57 | 2,01 | | | | | | |
| Standardabw. | 0,179 | 0,161 | | Faulgas | Luft: | Summe Gas | | |
| [Vol%] | 0,74 | 1,89 | | 2,62 | 97,38 | 100,00 | | |
| gelöstes Gas | 28% | 72% | | | | | | |

Es wurden viermal je ca. 6 L Faulschlamm mit Hilfe der Vakuumapparatur aus der Umwälzleitung entnommen und nach verschiedenen Wartezeiten von 3 bis 30 min für die Gleichgewichtseinstellung zwischen Gas und Flüssigkeit Gasproben gezogen. Für jede Schlammprobe wurden drei Gasproben im Gaschromatographen-Massenspektrometer (GC-MS), mit Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WD) und Flammenionisationsdetektor (FID) analysiert. Die in der Gasphase enthaltenen Konzentrationen (12 Einzelproben) (CH₄: 0,57–1,04 % vol, im Mittel 0,74 % vol und CO₂: 1,57–2,21 % vol, im Mittel 1,89 % vol) wurden auf die im Faulschlamm gelösten Gaskonzentrationen umgerechnet. Dies entspricht einer Zusammensetzung von 28–34 % CH₄ und 66–72 % CO₂ im Gas, welches aufgrund von Übersättigung im Faulschlamm ausgast. Diese Gaszusammensetzung deckt sich mit Werten für Apparaturen zur Vakuumentgasung von Faulschlämmen in der Literatur (PONDUS Verfahrenstechnik GmbH, 2015).

Die im Faulschlamm gelöste Methanmenge entspricht 1,29 mMol/L bzw. **20,66 mg CH₄/L**, was einer Übersättigung von 1,19 mg/L bzw. 6,8 % CH₄ bezogen auf den Referenzzustand (19,47 mg CH₄/L) in Reinwasser bei 38°C und 2,11325 bar Gesamtdruck (Umgebungsdruck, Faulbehälterüberdruck und hydrostatischer Druck des Faulbehälters) entspricht. Das Verhältnis von gemessenem und berechnetem gelöstem Methan liegt also bei 1,07. (Schaum, Lensch, Bolle, & Cornel, 2015) geben hierfür je nach Belastung und Druck in sechs untersuchten Faulbehältern Werte zwischen 0,95 und 1,57 an.

Das im Faulschlamm gelöste Kohlendioxid entspricht 25,52 mMol/L CO_2 bzw. 1.123 mg CO_2 /L. Die Übersättigung lag, verglichen mit dem Referenzzustand (1.100 mg/L), bei 23 mg CO_2 /L bzw. 2,09 %. Dies bedeutet, im untersuchten Faulschlamm liegt für Methan eine höhere Übersättigung vor als für Kohlendioxid.

Eine Übersättigung um bis zu 57 % wie sie Schaum (2015) angibt, konnte – zumindest an dieser Anlage – nicht festgestellt werden. Die Beprobung wurde bei normalem Betrieb der Anlage durchgeführt. Das Verhalten beim Betrieb nur eines Faulbehälters und der damit verbundenen höheren CSB-Raumbelastung wurde nicht untersucht. Die von (Schaum, Lensch, Bolle, & Cornel, 2015) angegebene EW spezifische gelöste Methanfracht liegen im Bereich von 14–21 g CH_4 /(EW · a). Für die untersuchte Anlage wurde eine EW spezifische Methanfracht von 14,25 g CH_4 /(EW · a) berechnet. Die im Vergleich zu anderen Anlagen relativ geringe gelöste Methanmenge kann durch die lange hydraulische Aufenthaltszeit von 44 Tagen im Behälter und der damit verbundenen geringen organischen Raumbelastung erklärt werden.

6.3. Gasverluste durch Undichtigkeiten im Faulbehälter

Bei der Faulung von organischen Substraten in geschlossenen Behältern kommt es durch Undichtigkeiten zu Gasverlusten in die Umgebung. Je nach Betriebsdruck der Faulbehälter, dieser beträgt üblicherweise 50–100 mbar Überdruck, kommt es durch Risse und fehlerhafte Abdichtungen von Schaugläsern, Mannlöchern und Ähnlichem, sowie durch Undichtigkeiten in den Rohranschlüssen und Durchführungen zum Austritt von Faulgas. Die Größe dieser Verluste hängt daher stark von der Ausführung der Behälter als Beton- oder Stahlkonstruktion, von der Anzahl der Anschlüsse und Behälteröffnungen und natürlich besonders vom Alter und Wartungszustand der Anlagen ab.

Die mittels IR-Kamera auffindig gemachten Leckagestellen wurden mittels der Flux-Chamber Methode und der Konzentrationsänderungsmethode untersucht. Die Emissionsrate dieser Undichtigkeiten im Faulbehälter wurde anschließend berechnet.

Dazu wurden ein Riss im Deckel des Betonfaulbehälters und ein Mannloch mit Schauglas zum Einstieg in den Faulbehälter während der Revision untersucht. Zu diesem Zweck wurde eine gasdichte Ablufthaube mit 0,4 m³ Volumen und 1 m² Grundfläche (Abbildung 65) über die betreffenden Stellen gestülpt und das durch die Undichtigkeit austretende Faulgas messtechnisch erfasst. Dazu wurde ein Volumenstrom von 120 L/h kontinuierlich aus der Ablufthaube abgesaugt und dem IR-Photometer (Anhang 3) zur Messung der in der Abluft enthaltenen CH₄- und CO₂-Konzentration zugeführt. Aus dem abgesaugten Volumenstrom, den gemessenen Konzentrationen und deren Änderung lassen sich anschließend die austretenden Gasmengen berechnen.

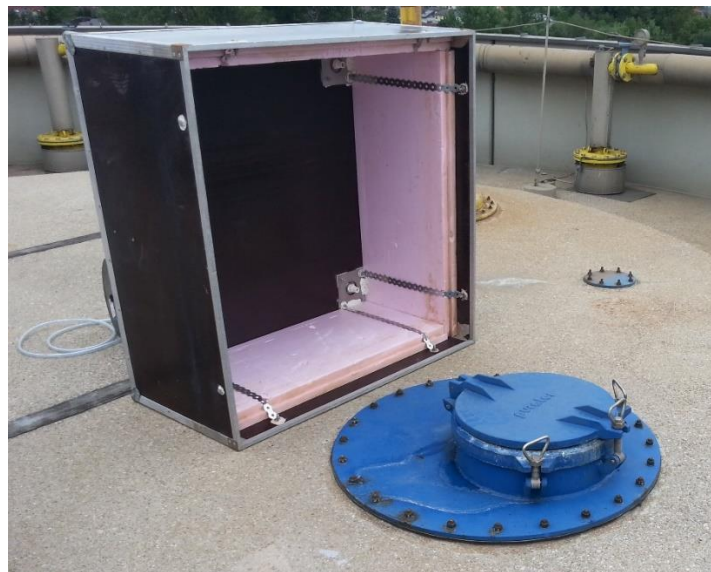


Abbildung 65: Ablufthaube und Mannloch mit geschlossener Abdeckung vor der Messung auf Faulturm 1, Abbildung nach (Tauber, Parravicini, Svardal, & Krampe, 2017)

Die Messung und Berechnung der Emissionsraten für Methan aus dem Mannloch mit Schauglas und dem Riss im Behälter sind in den beiden nachfolgenden Abschnitten beschrieben.

6.3.1. Gasemission aus dem Mannloch mit Schauglas

Am 25.08.2015 wurde eine Gasmessung über dem zuvor ausgewählten Mannloch, zuerst mit der Methode des Konzentrationsanstieges durchgeführt. Zu diesem Zweck wird die Messgaspumpe gestartet und erst nachdem sich einige Minuten lang stabile CH₄- und CO₂-Konzentrationen für die Umgebungsluft zeigten, die Ablufthaube über das Mannloch gestülpt. Im Gegensatz zu den in den

vorherigen Kapiteln beschriebenen Messungen mit der Flux-Chamber-Methode, wird bei den Gasmessungen mit der Ablufthaube durch die höheren auftretenden Faulgaskonzentrationen auch die zweite im IR-Photometer verbaute Messzelle mit 4 cm anstatt wie bisher nur jene mit 12 cm Messstrecke verwendet. Diese kürzere Messzelle ist im Gegensatz zu jener mit 12 cm Messstrecke für einen CH₄-Konzentrationsbereich bis 25 % vol geeignet. Die gleichzeitige Verwendung beider IR-Messzellen für die Methanmessung ermöglicht einen direkten Vergleich zwischen beiden Messzellen (CH₄ L bis 6,25 % vol und CH₄ H bis 25 % vol). Die CH₄- und CO₂-Messdaten der Emissionsmessung am Mannloch mit Schauglas sind in Abbildung 66 dargestellt

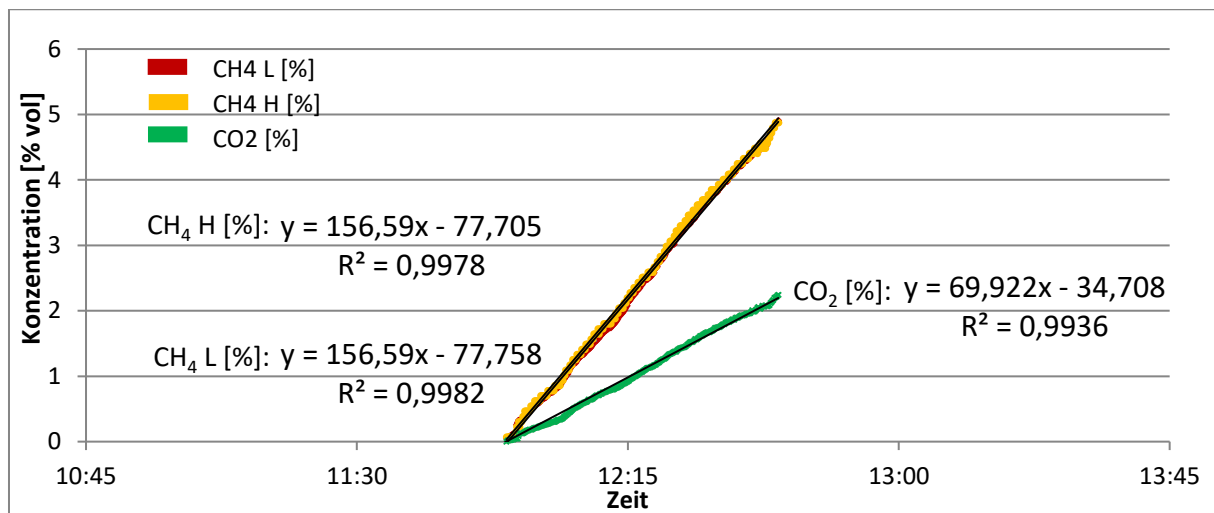


Abbildung 66: Messung der CH₄- und CO₂-Konzentration am Mannloch mit Schauglas

Nachdem die Ablufthaube über dem Mannloch positioniert war, wurden abermals die Messwerte in 10 Sekunden Intervallen aufgezeichnet. Innerhalb von 45 Minuten stieg die Methankonzentration unter der Messhaube auf ca. 5 % vol, und jene für Kohlendioxid auf ca. 2,1 % vol an. Abbildung 66 zeigt den für die Berechnung der Emission verwendeten Bereich von 11:55 Uhr bis 12:40 Uhr der Gasmessung über dem Mannloch. Der ausgeprägte lineare Anstieg der Konzentrationen, sowie die erhaltenen Steigungen für die mit den beiden verschiedenen IR-Messzellen (CH₄ H und CH₄ L), und das sehr hohe Bestimmtheitsmaß von R² > 0,99 für alle drei linearen Interpolationen sprechen für valide Messwerte.

Der Methan-Massenstrom (Emission) aus dem Mannloch mit Schauglas berechnet sich wie folgt:

$$\dot{m}_{\text{CH}_4, \text{Mannloch}} = \frac{dc_{\text{CH}_4}}{dt} * V_{\text{Haube}} \quad \left[\frac{\text{g}}{\text{h}} \right]$$

$\frac{dc_{\text{CH}_4}}{dt}$... Änderung der Methan Konzentration [% vol/h], $\frac{dc_{\text{CH}_4}}{dt} = 156,52 \text{ [% vol/d]} = 6,52 \text{ [% vol/h]}$

mit $\rho_{\text{CH}_4} = 0,77 \text{ [kg/m}_N^3]$

V_{Haube} ... Volumen der Messhaube [m³], $V_{\text{Haube}} = 0,4 \text{ m}^3$

Aus der gemessenen Anstiegsrate der Methankonzentration von 6,52 % vol CH₄/h ergibt sich eine Methanemission aus dem Mannloch mit Schauglas von 0,02 g CH₄/h bzw. von 176 kg CH₄/a. Bezogen auf die Belastung der Anlage von 16.961 kg CSB/d ergibt sich eine **EW spezifische Methan Emissionsrate von 1,1 g CH₄/(EW · a)**.

Analog dazu berechnet sich der Kohlendioxid-Massenstrom bzw. die Kohlendioxid-Emission aus dem Mannloch:

$$\dot{m}_{\text{CO}_2, \text{Mannloch}} = \frac{dc_{\text{CO}_2}}{dt} * V_{\text{Haube}} \quad \left[\frac{\text{g}}{\text{h}} \right]$$

mit einer gemessenen Änderung der Kohlendioxid-Konzentration von:

$$\frac{dc_{\text{CO}_2, \text{Mannloch}}}{dt} = 69,62 \text{ [\% vol/d]} \text{ entspricht } 2,9 \text{ [\% vol/h]} \text{ und } \rho_{\text{CO}_2} = 1,98 \text{ [kg/m}_N^3\text{]}.$$

Die Kohlendioxid-Emission aus dem Mannloch mit Abdeckung ergibt sich damit zu 0,016 g CO₂/h beziehungsweise die jährliche Kohlendioxidemission zu 136 kg CO₂/a. Das entspricht einer EW spezifischen Kohlendioxid-Emissionsrate von 0,85 g CO₂/(EW · a).

6.3.2. Gasemission aus dem Riss im Faulbehälter

Auf die gleichen Weise wie die Emissionen aus dem Mannloch mit Schauglas wurden die Emissionen aus dem zuvor identifizierten Riss im Betondeckel des Faulbehälters (Abbildung 67) mit der Flux-Chamber-Methode ermittelt. Der Riss wurde dafür mit der Ablufthaube abgedeckt und erneut die Konzentration von CH₄ und CO₂ im Gas gemessen.

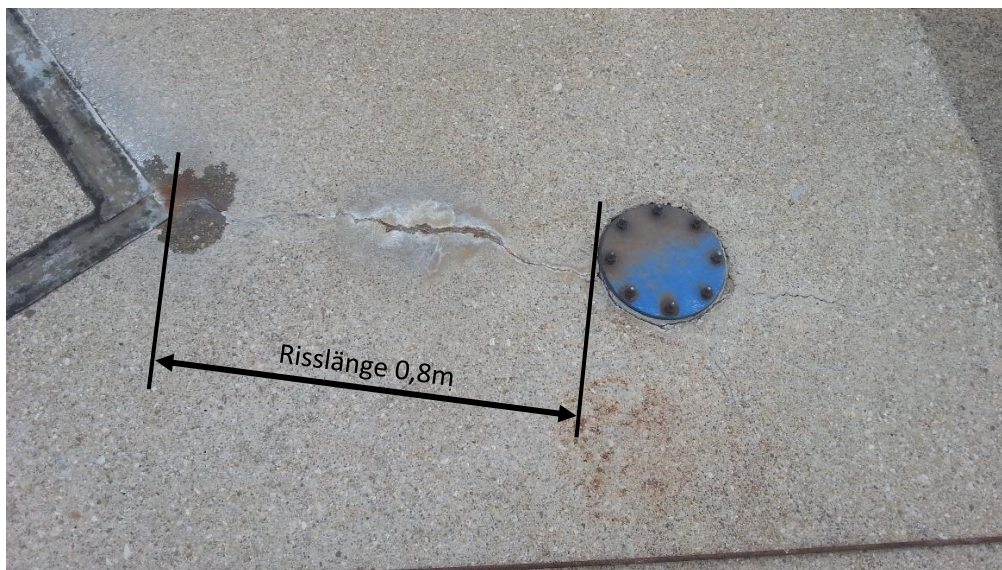


Abbildung 67: Riss im Behälterdeckel

Durch den verglichen mit dem Mannloch geringen aus dem Riss austretenden Methan- und Kohlendioxid-Massenstrom, stieg die Konzentration im Gas unter der Messhaube deutlich langsamer an als während der Messung zuvor. Wie in Abbildung 68 dargestellt stieg innerhalb von 3 Stunden die Methankonzentration um ca. 1 % vol an, die Kohlendioxidkonzentration stieg im gleichen Zeitraum um ca. 0,4 % vol an.

In Abbildung 68 ebenfalls ersichtlich, ist die unterschiedliche Steigung und Auflösung der Messwerte der beiden Messzellen des Infrarotphotometers für die Methanmessung. Durch analog/digital-Wandlung tritt eine Stufung im Signal der Methan-Messzelle für den Messbereich von 0–25 % vol auf (CH₄ H, gelbe Markierung). Trotzdem erreichte die Linearisierung der Messwerte von Messzelle CH₄ H (Messbereich 0–25 % vol CH₄) ein Bestimmtheitsmaß von R² = 0,8912 und jene von CH₄ L (Messbereich 0–6,25 % vol CH₄) ein Bestimmtheitsmaß von R² = 0,9014.

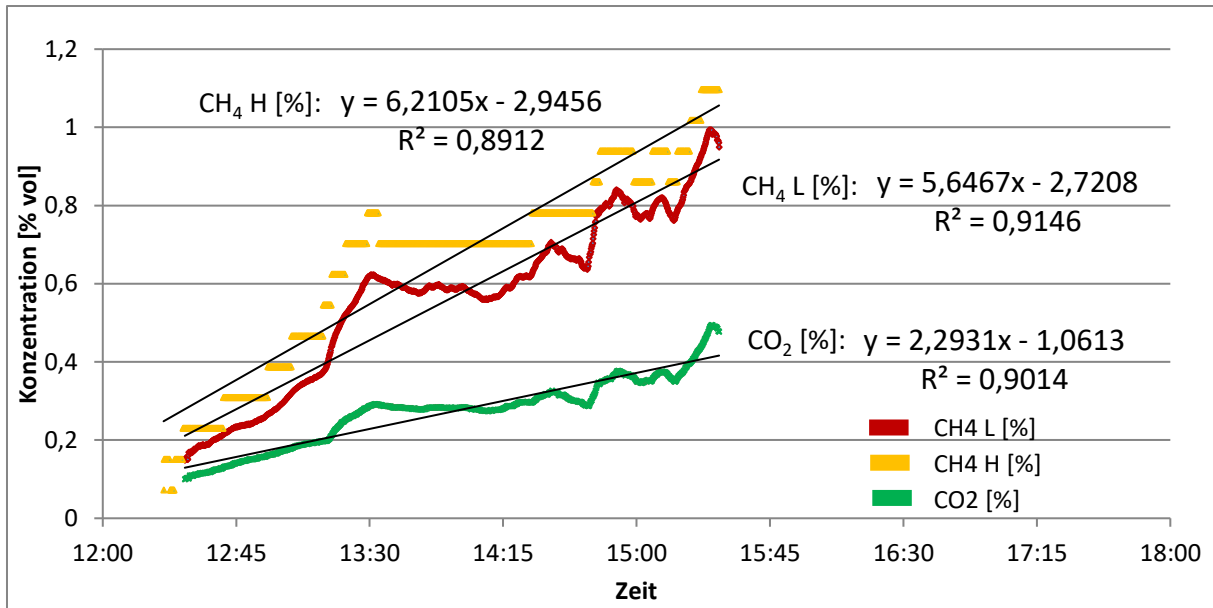


Abbildung 68: Messung der CH₄- und CO₂-Konzentration am Riss im Behälterdeckel

Weiter ist in Abbildung 68 ein vertikaler Versatz zwischen den beiden Messwerten der Methankonzentration (CH₄ H und CH₄ L) ersichtlich. Nach der Messung wurde mit N₂-Gas eine Nullpunkt-Kalibrierung im Labor durchgeführt und die Messwerte für die Auswertung korrigiert. Diese Verschiebung des Nullpunktes wurde bei der Auswertung durch Verschiebung der Regressionsgeraden durch den Nullpunkt berücksichtigt bzw. fällt bei Verwendung der Konzentrationsänderung im Gas weg.

Zur Berechnung der Emissionsrate aus dem Behälterriss wurde, wie bei der Emission aus dem Mannloch mit Schauglas, die Methode der Konzentrationsänderung verwendet.

$$\dot{m}_{\text{CH}_4, \text{Riss}} = \frac{dc_{\text{CH}_4}}{dt} * V_{\text{Haube}} \quad \left[\frac{\text{g}}{\text{h}} \right]$$

$$\dot{m}_{\text{CO}_2, \text{Riss}} = \frac{dc_{\text{CO}_2}}{dt} * V_{\text{Haube}} \quad \left[\frac{\text{g}}{\text{h}} \right]$$

Aus der gemessenen Anstiegsrate der Methankonzentration von 0,25 % vol CH₄/h ergibt sich eine Methanemission aus dem Mannloch mit Schauglas von 0,9 g CH₄/h bzw. von 8 kg CH₄/a. Bezogen auf die Belastung der Anlage von 16.961 kg CSB/d ergibt sich eine **EW spezifische Methan-Emissionsrate aus dem Riss von 0,05 g CH₄/(EW · a)**.

Aus der gemessenen Anstiegsrate der Kohlendioxidkonzentration von 0,096 % vol CO₂/h ergibt sich eine CO₂-Emission aus dem Mannloch mit Schauglas von 0,23 g CO₂/h bzw. von 2 kg CO₂/a. Bezogen auf die Belastung der Anlage von 16.961 kg CSB/d ergibt sich eine EW spezifische CO₂-Emissionsrate aus dem Riss von 0,013 g CO₂/(EW · a).

6.4. Restgasverluste

Restgasverluste oder im ausgefaulten Schlamm verbleibendes Restgaspotential stellen einen weiteren Teil von Gasverlusten da. Sie unterscheiden sich aber von den anderen zuvor betrachteten Verlusten, da es sich um noch nicht produziertes Gas, also um im Faulschlamm gespeicherte, aber nicht umgesetzte chemische Energie handelt. Um die Größe dieses Restgaspotentials zu ermitteln, wurden Laborversuche mit unterschiedlichen Faulschlammproben aus der Großanlage durchgeführt.

Zur Ermittlung des Restgaspotentials des Faulschlammes wurden Versuche im-Labor des Institutes für Wassergüte an der TU Wien durchgeführt. Insgesamt wurden 8 Versuche mit einer Dauer von je 10 Tagen durchgeführt: vier als Batchversuche zur Untersuchung des Restgaspotentials ausgeführt, weitere vier im Durchlaufbetrieb mit *diskontinuierlicher* Beschickung (einmal täglich) zur Untersuchung des Restgaspotentials des Faulschlammes sowie des Abbaugrades des auf der Kläranlage eingesetzten Co-Substrats.

Alle Versuche wurden in zwei volldurchmischten, kontinuierlich gerührten, gasdichten Reaktoren (3 L Nassvolumen) durchgeführt (Abbildung 69). Die Laborreaktoren wurden bei 37°C betrieben, was der mittleren Temperatur der Faulbehälter auf der Kläranlage entspricht (im Bilanzzeitraum von 1.1.2014–29.6.2015, FT1: 36,0°C, FT2: 37,3°C). Die Temperatur sowie der pH-Wert wurden in den Reaktoren einmal täglich kontrolliert.



Abbildung 69: Labormaßstäbliche Reaktoren R1 und R2 im thermostatisierten Wasserbad (Tauber et al., 2016)

Die mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (HRT) in den Durchlaufversuchen wurde auf 40 d eingestellt (auf der Kläranlage: 44 d).

Die produzierte Gasmenge wurde mit Hilfe von Gasuhren mit Impulszähler erfasst und täglich abgelesen. Die Zusammensetzung des produzierten Faulgases wurde am Ende jedes Versuchsdurchlaufes auf CH₄, CO₂ und H₂S untersucht. Als Kontrollparameter für die Dichtheit der verwendeten Apparatur wurde ebenfalls die O₂-Konzentration bestimmt.

Der bei den Laborversuchen verwendete Faulschlamm und das Co-Substrat wurden jeweils am gleichen Tag oder am Tag vor dem Versuchsbeginn auf der untersuchten Kläranlage entnommen und

hinsichtlich der Parameter CSB, TS und oTS untersucht. Während der Versuchsdauer wurden der Faulschlamm und das Co-Substrat gekühlt gelagert und am Ende jedes Versuchsdurchlaufes nochmals analysiert.

6.4.1. Restgaspotential im Batchversuch

Die Laborversuche zur Bestimmung des Restgaspotentials des Faulschlammes wurden als Batchversuch durchgeführt. Beide Laborreaktoren wurden mit je 3 Liter Faulschlamm befüllt und bei 37°C und unter ständigem Rühren 10 Tage lang nachgefaut. Das CSB spezifische Restgaspotential des Faulschlammes [$L_N CH_4/kg CSB FS$] ist in Abbildung 70 dargestellt.

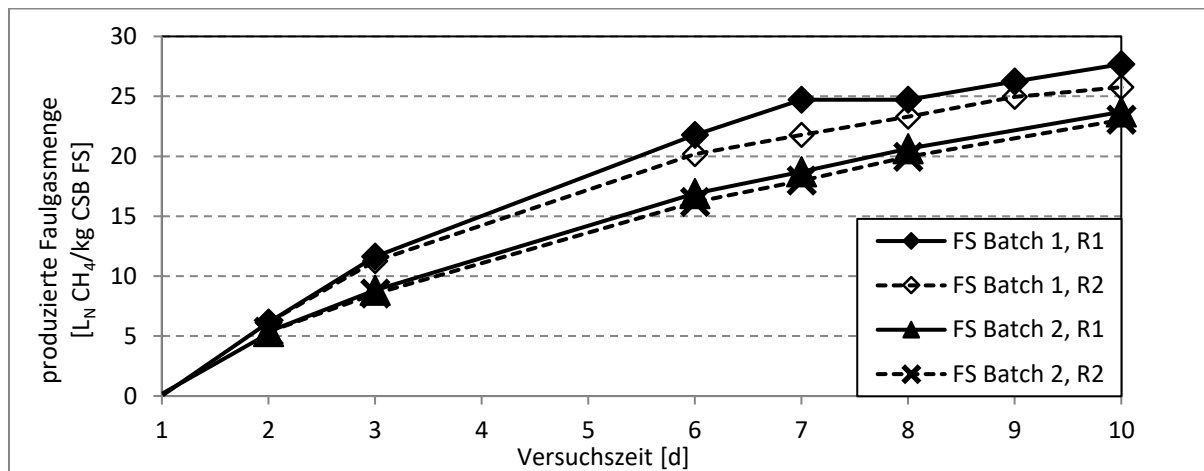


Abbildung 70: Restgaspotential im Batchversuch, kumulative Faulgasproduktion bezogen auf CSB im Faulschlamm zugeführt

Die Ergebnisse der durchgeführten Batchversuche wurden über eine CSB-Bilanz überprüft. Die Ergebnisse dieser Bilanzierung und die wesentlichen Versuchsergebnisse (Restgaspotential bzw. erzielter CSB- und oTS-Abbau) sind in Tabelle 8 zusammengefasst.

Tabelle 8: Restgaspotential und weiterer Abbau der CSB- und oTS-Fracht im Faulschlamm bei den Batchversuchen mit 10 Tagen Nachfauzeit

| | CSB-Abbau | oTS-Abbau | Restgaspotential | Bilanzgüte |
|-------------------|-------------|-------------|--------------------------|------------|
| Versuch | [%] | [%] | [$L_N CH_4/kg CSB FS$] | [%] |
| FS Batch 1, R1 | 8.9% | 8.9% | 28 | 91 |
| FS Batch 1, R2 | 7.4% | 7.4% | 26 | 91 |
| FS Batch 2, R1 | 8.0% | 8.0% | 24 | 115 |
| FS Batch 2, R2 | 7.6% | 9.0% | 23 | 120 |
| Mittelwert | 8.0% | 8.3% | 25 | |

Bei 10 Tagen Nachfauzeit des Schlammes ergibt sich also aus dem Mittel über die 4 durchgeführten Batchversuche ein **Restgaspotential von 25 $L_N CH_4/kg CSB FS$** . Außerdem kann der nach 44 Tagen Aufenthaltszeit im Behälter vorhandene Rest-CSB um weitere 8 % reduziert werden. Die vorhandene Rest-oTS wird durch 10 Tage Nachfauzeit um weitere 8,3 % reduziert. Die berechnete Bilanzgüte (siehe dazu Kapitel 5 Bilanzierung der Anlage) für die CSB-Bilanz der Batchtests betrug zwischen 91 und 120 %.

6.4.2. Co-Substrat Abbauprobungen im quasikontinuierlichen Betrieb

Im Gegensatz zu den Batchversuchen für die Ermittlung des Restgaspotentials wurden die Versuche zur Ermittlung der Abbaubarkeit des Co-Substrates mit täglicher Beschickung, also quasikontinuierlich durchgeführt. Dabei wurde Reaktor R1 mit einer Mischung aus Faulschlamm und Co-Substrat (Verhältnis 9:1) einmal täglich beschickt. Der zweite Reaktor R2 diente als Referenz und wurde täglich mit Faulschlamm beschickt. So konnte das Restgaspotential des Faulschlammes und gleichzeitig die Abbaubarkeit des Co-Substrates im Durchlaufbetrieb untersucht werden. Der bei den Durchlaufversuchen festgestellte spezifische Faulgasanfall für R1 und R2 ist in Abbildung 71 dargestellt.

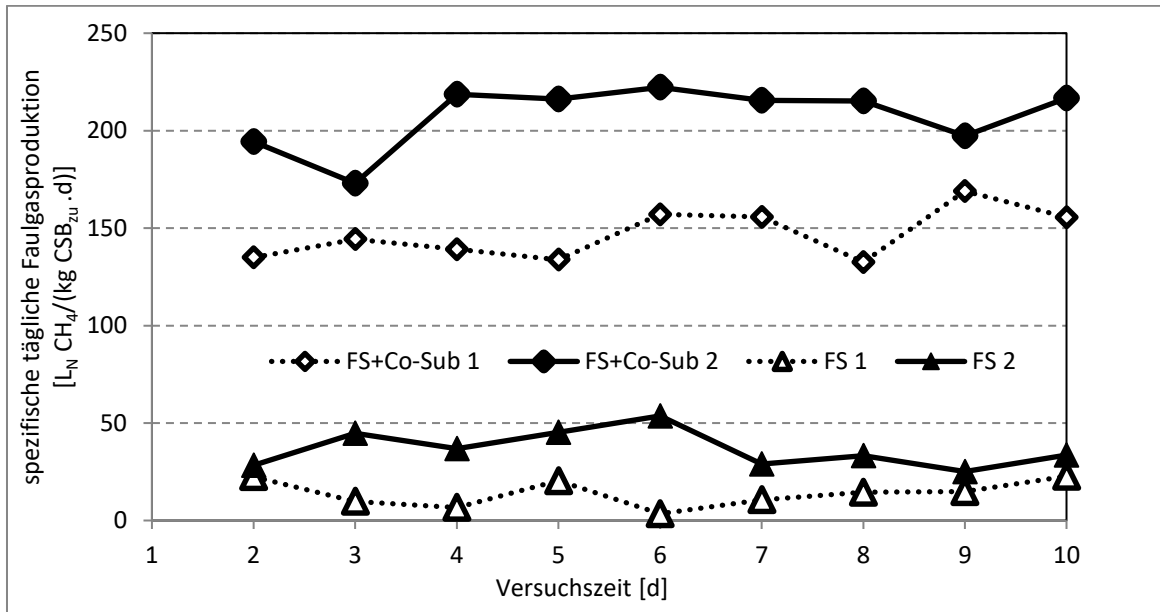


Abbildung 71: Spezifische tägliche Faulgasproduktion bei den täglich beschickten Abbauprobungen

Die unterschiedliche gemessene spezifische Faulgasproduktion bei Versuch 1 und 2 im mit Faulschlamm und Co-Substrat beschickten Reaktor ergibt sich daraus, dass bei den zwei Versuchen zwei unterschiedliche Proben von Co-Substrat verwendet wurden. Aus der Differenz der beiden Versuche (Beschickung mit und ohne Co-Substrat) lässt sich die Abbaubarkeit des Co-Substrates berechnen. Der so ermittelte CSB-Abbau für den Faulschlamm betrug 4 % bei Versuch 1 und 12 % bei Versuch 2. Dagegen betrug der CSB-Abbau für die beiden untersuchten Co-Substratchargen 77 % bzw. 97 % (Tabelle 9).

Tabelle 9: Abbauprobungen mit Faulschlamm und Co-Substrat

| | CSB-Abbau | Gasproduktion | Bilanzgüte |
|-----------------------------------|------------|---|------------|
| Versuch | [%] | [LN CH ₄ /kg CSB _{zu}] | [%] |
| FS + Co-Sub 1 | 42% | 147 | 97 |
| FS 1 | 4% | 13 | 96 |
| nur Co-Substrat 1 | 77% | 134 | |
| FS + Co-Sub 2 | 62% | 209 | 101 |
| FS 2 | 12% | 37 | 97 |
| nur Co-Substrat 2 | 97% | 171 | |
| Mittelwert nur Co-Substrat | 87% | 153 | |

Die Bilanzgüte betrug bei den quasikontinuierlichen Abbauprobungen 96–101 %, was aus den größeren produzierten Gasmengen resultiert. Die spezifische Gasproduktion des Faulschlammes betrug 13 bzw. 37 L_N CH₄/kg CSB_{zu} und für das Co-Substrat 134 bzw. 171 L_N CH₄/kg CSB_{zu}.

6.4.3. Diskussion der Messergebnisse

Bei den vier Batchtests lag die Bilanzgüte zwischen 91 % und 120 %. Die täglich beschickten Abbauprobungen wiesen mit 96 % bis 101 % eine sehr zufriedenstellende Bilanzgüte auf, was die Verlässlichkeit der durchgeführten Messungen (Faulgasmenge bzw. Schlammanalytik) bekräftigt.

Bei der Nachfäulung von Faulschlamm im Batchversuch betrug sowohl der oTS- als auch der CSB-Abbau bei den im Labor gewählten Prozessbedingungen im Mittel 8 % und war gut reproduzierbar. Ein vergleichbarer CSB-Abbau konnte im Durchschnitt aus den Durchlaufversuchen erzielt werden, wobei hier der erste Versuch ein niedrigeres Ergebnis lieferte als der zweite. Der festgestellte Restabbau deutet auf eine ausreichende Stabilisierung des Faulschlammes hin, wie ein Vergleich mit Werten aus der Literatur belegt (Parravicini, Smidt, Svardal, & Kroiss, 2006). Die spezifische oTS-Fracht im Faulschlamm würde bei einer Nachfäulung von 10 Tagen von 23 auf ca. 21 g oTS/EW/d sinken.

Der Stabilisierungsgrad des Faulschlammes in der Großanlage war, wie bei einer Aufenthaltszeit von 44 Tagen zu erwarten, hoch. 53 % des zugeführten CSB wurden zu Faulgas abgebaut. Eine Beeinträchtigung des Stabilisierungsgrades oder eine Hemmung durch das mitvergorene Co-Substrat konnte nicht festgestellt werden.

Die Methanproduktion, die sich aus dem weiteren Abbau der oTS im Faulschlamm ergibt, lag bei 25 L_N CH₄/kg CSB_{FS}. Bei einem mittleren CH₄-Gehalt von 64 % im Faulgas entspricht das einem Restgaspotential von 39 L_N Gas/kg CSB_{FS}. Wird angenommen, dass dieser weitergehende CSB-Abbau auch großtechnisch auf der Kläranlage durch Verlängerung der Verweilzeit erzielt werden kann, würde sich die Methanproduktion um 4,5 % erhöhen.

Die CSB-Fracht im eingesetzten Co-Substrat wurde zu 77 % bzw. 97 % abgebaut. Während der durchgeführten Abbauprobungen stieg die Faulgasproduktion nach vorangegangener Beschickung mit Co-Substrat sehr rasant an. 80 % der täglich produzierten Faulgasmenge fiel bereits innerhalb der ersten 5 Stunden nach der Beschickung an. Dies spricht neben der sehr guten biologischen Abbaubarkeit auch für eine schnelle Verfügbarkeit des verwendeten Co-Substrates für die anaerobe Biozönose (Tauber et al., 2016). Es ist also möglich, die Gasproduktion durch Zugabe des energiereichen Co-Substrates gezielt zu beeinflussen.

6.5. Sonstige Verluste

Neben den in den vorhergehenden Kapiteln gemessenen und diskutierten Faulgasverlusten sind weitere Quellen zu erwähnen, die aber in dieser Arbeit nicht im Detail untersucht wurden. Dies sind:

- **Methanverluste aus Schwerkrafteindickern**
Bei der statischen Eindickung von Mischschlamm wird nach IPCC (2001) 1 kg CH₄/t TS freigesetzt.
- **Rohschlamm lager**
Durch längere Lagerung von Rohschlamm, z.B. für 3 Monate in offenen Stapelbehältern, entstehen erhebliche Methanverluste. Die IPCC (2001) gibt dafür eine spezifische Methanemission von 36 kg CH₄/t TS an.
- **Mechanische Entwässerung von Roh- und Faulschlämmen**
Bei der mechanischen Eindickung von Schlämmen und der Entwässerung von Faulschlamm in Pressen, Zentrifugen und Dekantern wird laut IPCC (2001) eine spezifische Methanemission von 1 kg CH₄/t TS frei.
- **Faulschlamm Stapelbehälter**
Bei der Zwischenspeicherung von Faulschlamm im Stapelbehälter werden bei einer Aufenthaltszeit von einem Tag 76 g CH₄/(EW · a) frei (Leal Verdugo, 2014).
- **Methanschlupf im Blockheizkraftwerk**
Je nach der im BHKW verwendeten Technologie, wie Gasmotoren, Gasturbinen, Brennstoffzellen oder Kombinationen dieser Systeme, mit oder ohne nachgeschalteten Aggregaten zur Wirkungsgradsteigerung wie der ORC (Organic Rankine Cycle) oder ähnlichem, treten im letzten Schritt der Energieerzeugung aus dem in der Faulungsanlage produzierten Gas weitere Verluste auf. Pinnekamp (2012) gibt den Verlust durch Methanschlupf für Gasmotoren mit 1,5 % des Gases oder mit 5 kg CH₄/TJ erzeugter Energie an.
- **Fackel**
Je nach Ausführung und Einstellung beträgt der Verlust durch Methanschlupf 1–2 % des verbrannten Gases (mündliche Information eines Herstellers).

7. CSB-Bilanz der Faulungsanlage

7.1. Übliche CSB-Bilanz

Die übliche CSB-Bilanz einer Faulungsanlage besteht aus Mischschlamm und Co-Substrat auf der Eingangsseite sowie ausgefaultem Faulschlamm und produziertem Faulgas auf der Ausgangsseite des Behälters. Diese übliche CSB-Bilanz wird aus den Messwerten der Schlammanalytik und den Betriebsdaten berechnet (Kapitel 5) und ist für die untersuchte Anlage in Abbildung 72 dargestellt.

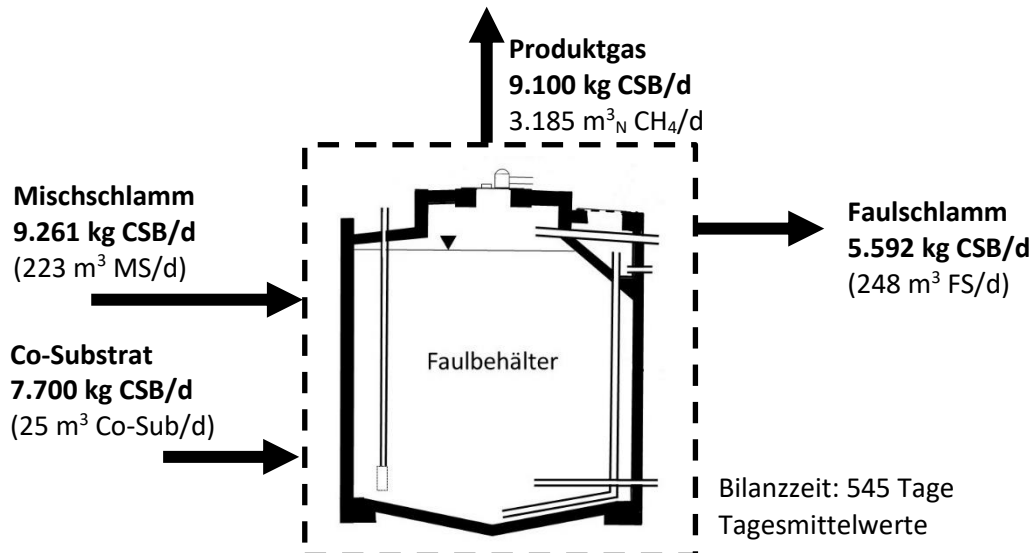


Abbildung 72: CSB-Bilanz mit Tagesmittelwerten der korrigierten CSB-Frachten für die betrachtete Faulungsanlage

Diese CSB-Bilanz wurde bereits in Abbildung 46 gezeigt und ihre Berechnung in Kapitel 5 detailliert vorgestellt. An dieser Stelle ist sie zur besseren Vergleichbarkeit nochmals vereinfacht dargestellt.

7.2. Erweiterte CSB-Bilanz

Die an der Anlage gemessenen Methanverluste durch mitgerissene Gasblasen (siehe Abschnitt 6.1), Undichtigkeiten am Mannloch (6.3.1) und dem Riss im Behälter (6.3.2), sowie die im Faulschlamm gelöste Methanfracht (6.2) und das Restgaspotential (6.4) werden nun zur üblichen CS-Bilanz hinzugefügt, dies ist in Abbildung 73 dargestellt.

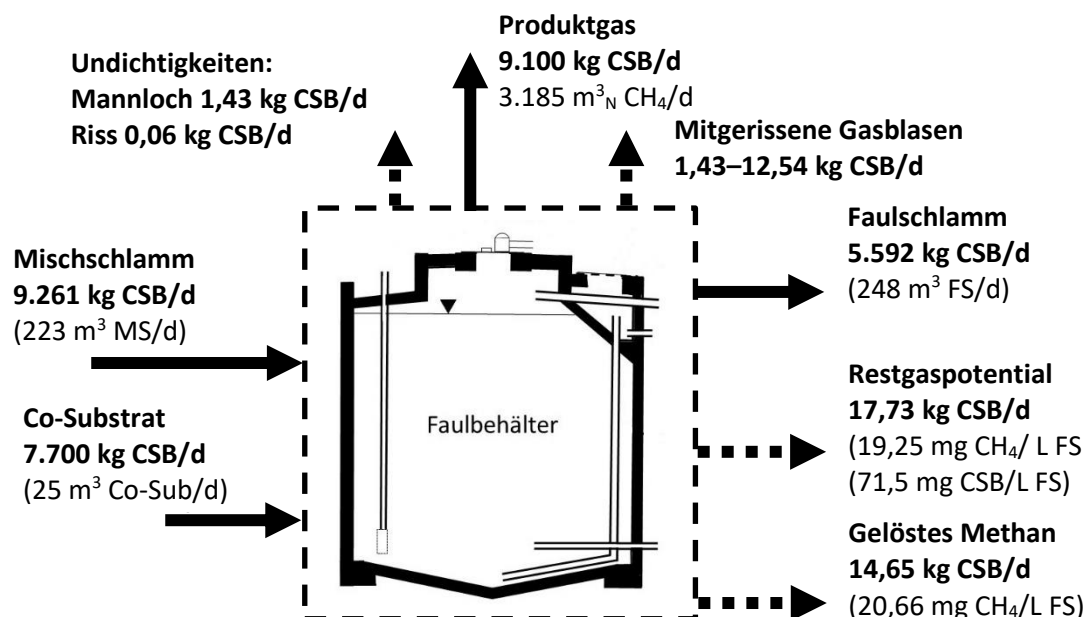


Abbildung 73: Um die gemessenen CSB-Ströme erweiterte CSB-Bilanz für die betrachtete Anlage

7.2.1. Zusätzlich berücksichtigte Terme

In Tabelle 10 ist eine Zusammenstellung der gemessenen, zusätzlich als CSB-Ströme in der Bilanz berücksichtigten Methanemissionen dargestellt.

Tabelle 10: Zusammenfassung der bilanzierten Methanemissionen

| | $\text{m}_\text{N}^3 \text{CH}_4/\text{d}$ | kg CSB/d |
|---|--|---------------|
| • Direkte Gasemission durch im Faulschlamm mitgerissene Gasblasen | 0,5 | 1,43 |
| • Direkte Gasemission durch im Faulschlamm mitgerissene Gasblasen bei doppelter Belastung (nicht in der Summe berücksichtigt) | 4,83 | 12,54 |
| • Gasemissionen durch im Faulschlamm gelöstes Gas | 5,12 | 14,65 |
| • Emissionen durch Undichtigkeiten im Faulbehälter (Summe aus Mannloch und Schauglas) | 5,2 | 1,49 |
| • Restgaspotential des ausgefaulten Schlammes (10 Tage Nachfaultzeit) | 6,2 | 17,73 |
| Summe der Methanemissionen aus dem Behälter | 17,02 | 35,30 |
| Anteil an der produzierten Faulgasmenge | 0,53 % | 0,39 % |

Von den insgesamt pro Tag in die Faulung eingebrachten 16.961 kg CSB/d werden 9.100 kg CSB/d zu Faulgas abgebaut (53 %). Das entspricht 5.000 $\text{m}^3\text{Gas}/\text{d}$ oder 3.185 $\text{m}_\text{N}^3 \text{CH}_4/\text{d}$. Von diesem werden 17 $\text{m}_\text{N}^3 \text{CH}_4/\text{d}$ aus dem Faulbehälter als Methanemission freigesetzt. Das ist ein Anteil von 0,53 % an der täglich produzierten Faulgasmenge und ein Anteil von 0,39 % an der täglich abgebauten CSB-Fracht. Diese Differenz ergibt sich aus den unterschiedlichen Methankonzentrationen im emittierten Gas (MW 36,0 %/ CH_4) und im Produktgas (63,7 %/ CH_4).

Ein Methanverlust von ca. 0,4 % der produzierten Faulgasmenge, das bedeutet eine EW spezifische Methanemission von 20,2 $\text{g}/(\text{EW} \cdot \text{a})$, liegt im Bereich der in der Literatur für ganze Abwasserreinigungsanlagen (inklusive kompletter Schlammlinie) publizierten Werte. (Schaum, Fundneider, & Cornel, 2016) und (Schaum, 2016) verglichen Werte von 11 verschiedenen Autoren und Messungen. Sie geben einen Bereich von 11–390 $\text{g CH}_4/(\text{EW} \cdot \text{a})$ als EW spezifische Methanemission von Abwasserreinigungsanlagen an. (Becker, Düputell, Gärtner, Hirschberger, & Oberdörfer, 2012) geben für die gesamte Methanemission einen Bereich von 162±87 $\text{g CH}_4/(\text{EW} \cdot \text{a})$ an.

8. Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Faulgas **Emissionsquellen** an der Faulungsanlage einer kommunalen Kläranlage wurden **mittels NDIR-Kamera geortet**, mit Film- und Fotoaufnahmen dokumentiert und qualitativ bewertet. Anschließend wurden die Emissionsquellen einzeln mit verschiedenen Methoden quantifiziert.

Die **Flux-Chamber Methode** wurde 25 Tage lang erfolgreich für die kontinuierliche Quantifizierung von Methan-Emissionen aus einem Faulbehälter angewendet. Die Messergebnisse zeigen ein **stark belastungsabhängiges Verhalten der Methanemission** aus dem Schlammschacht des Faulbehälters. Die Emission aus dem Schlammschacht steigt von **1,0 auf 9,7 g CH₄/(EW · a)** bei einer Verdopplung der organischen Belastung von 1,7 auf 3,4 kg CSB/(m³ · d).

Die Gasemissionen aus dem im Faulschlamm gelösten Gas wurden mit einer selbst entwickelten Vakuumapparatur zur Probenahme aus der Faulschlamm-Umwälzleitung gemessen. **Verglichen mit dem Gleichgewichtszustand nach dem Henry'schen Gesetz** wurde **im Faulschlamm eine 6,8 % Übersättigung** von gelöstem Methan gefunden (2,1 % für CO₂).

Aufgrund der kurzen Aufenthaltszeit im Schlammschacht werden nur **10 %** (168 kg CH₄/a) **des gelösten Methans** (1.889 kg CH₄/a) bei Normalbetrieb der Anlage direkt beim Austritt des Schlammes aus dem Behälter im Schlammschacht frei.

Die **Emissionen aus Rissen** im Betonbehälter (0,05 g CH₄/(EW · a)) und einer **fehlerhaften Mannloch-Abdichtung** (1,1 g CH₄/(EW · a)) sind in der gleichen Größenordnung (gesamt 190 kg CH₄/a).

Spezifische CH₄-Emissionsfaktoren wurden für zwei verschiedene Betriebsarten der Anlage ermittelt. Sie betragen **1,0 bzw. 9,7 g CH₄/(EW · a)** für den Normalbetrieb bzw. für den Betrieb mit nur einem der beiden Faulbehälter. Dies entspricht 0,02–0,18 % des produzierten Biogases.

Die Methan-Emissionen aus **entgasendem Faulschlamm und anderen Biogas-Verlusten** durch Behälterundichtigkeiten – **gesamt 20,2 g CH₄/(EW · a)** – waren verglichen mit der Biogasproduktion gering (4.913 g CH₄/(EW · a)). Damit entsprechen die **Methan-Emissionen aus dem Faulbehälter 0,39 % des produzierten Faulgases**. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass die anderen Emissionsquellen, wie offene Behälter, BHKW, Fackel usw., dabei nicht berücksichtigt wurden.

Diese berechneten **Methan-Emissionen der Faulung** liegen mit 20,2 g CH₄/(EW · a) in der gleichen Größenordnung wie die Werte aus der Literatur für ganze Abwasserreinigungsanlagen 11–390 g CH₄/(EW · a).

Diese Messungen wurden an nur einer österreichischen Kläranlage durchgeführt. Es sollten aber weitere Anlagen untersucht werden, um den Einfluss von verschiedenen **Mischsystemen** (Gaseinpressung, Umwälzpumpe oder Schraubenschaufler), der **organischen Raumbelastung** und der **Bauform des Faulbehälters** zu untersuchen.

Eine **Kombination von Messungen an Punktquellen** (z.B. Flux-Chamber-Methode) und **open path Methoden** wird in Zukunft helfen betriebliche Methanverluste zu erkennen und zu reduzieren. Damit kann der Ausstoß von klimarelevanten Gasemissionen verringert und der CO₂-Fußabdruck von Abwasserreinigungsanlagen weiter verbessert werden.

9. Literaturverzeichnis

- Abwasserverband Wiener Neustadt-Süd . (2016). *Prozessgrafik*. Wiener Neustadt, Österreich.
Abgerufen am 23. August 2016 von <http://www.awvwns.at/images/Abwasser-Reinigungs-Anlage-01.pdf>
- BACMAP Genomatlas. (15. Juni 2016). *bacmap.wishartlab.com*. Von <http://bacmap.wishartlab.com> abgerufen
- Becker, A. K., Düputell, D., Gärtner, A., Hirschberger, R., & Oberdörfer, M. (2012). Emissionen Klimarelevanter Gase aus Kläranlagen, Immissionsschutz, 4. *Immissionsschutz*, 4.
- Chaban, B., Ng, S., & Jarell, K. (2006). Archaeal habitats - from the extreme to the ordinary. (Q. U. Department of Microbiology and Immunology, Hrsg.) *NRC Research Press*(März 2006). doi:10.1139/W05-147
- Crowe, S. A., Dossing, L. N., Beukes, L. N., Bau, M., Kruger, S. J., Frei, R., & Canfield, D. E. (2013). *Atmospheric oxygenation three billion years ago*. Odense 5230, Denmark: Macmillan Publishers Limited. doi:10.1038/nature12426
- Daelman, M. R., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, L. G., Vlocke, E. I., & van Loosdrecht, M. C. (2012). *Methane emission during municipal wastewater treatment*. Department of Biotechnology, Delft University of Technology. Julianalaan 67, 2628 Delft, Netherlands: Water Research, 2012 Jul;46(11). doi:doi: 10.1016/j.waters.2012.04.024. Epub Apr 22
- Daelman, M. R., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, L. G., Vlocke, E. I., & van Loosdrecht, M. C. (2013). *Methane and nitrous oxide emissions from municipal waste water treatment – results from a long-term study*.
- Ecoinvent 3.0. (2014). *Ecoinvent 3.0. (2013) and 3.1 (2014)*. Kompetenzzentrum Eidgenössisches Institut für Technologie Zürich (ETH Zürich) und Lausanne (EPF Lausanne), Paul Scherrer Institut (PSI), Eidgenössische Laboratorien für Materialtests und Forschung, Eidgenössische Station Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART). Swiss Center for Live Cycle Inventory. Von <http://www.ecoinvent.org/> abgerufen
- FLIR. (2016). *www.flir.com*. Abgerufen am 18. April 2016 von <http://www.flir.com>
- Gärtner, A., Hirschberger, R., Becker, A., & Düputell, D. (2017). *Diffuse biogene Emissionen aus Kläranlagen, KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Heft Nr. 11; November 2017, Seiten 985-993*. GFA, DOI 10.3242/kae2017.11.003.
- Google. (23. August 2016). *Google Earth*. Von <http://earth.google.com> abgerufen
- Hornbachner, D., Hutter, G., & Moor, D. (2005). *Biogas-Netzeinspeisung, Rechtliche, wirtschaftliche und technische Voraussetzungen in Österreich*. Radetzkystraße 2, 1030 Wien: Bundesministerium für für Verkehr, Innovation und Technologie. Von https://nachhaltigwirtschaften.at/resources/nw_pdf/0519_biogasnetzeinspeisung.pdf?m=1469659633 abgerufen

- Huber, H., Hohn, M., Friedrich, U., & Rachel, R. (2003). *Heiss, klein und 'gemein': das neue Phylum "Nanoarchaeota"*.
- Imhoff, K., Imhoff, K., Bode, H., von der Emde, W., Kayser, R., Klopp, R., . . . Willems, G. (2007). *Taschenbuch der Stadtentwässerung* (30. Auflage Ausg.). (K. R. Jardin, Hrsg.) München: Oldenbourg Industrieverlag.
- IPCC. (2001). *CH4 and N2O emissions from wastewater handlings, Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. International Panel for Climate Change.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007 – Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.: Cambridge University Press.
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, p. 151*. Geneva, Switzerland: IPCC.
- IPCC, Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., . . . Koch, D. L. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC. Von www.climatechange2013.org and www.ipcc.ch abgerufen
- Kapp, H. (1984). *Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt - Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* (Bd. 36). Stuttgart: Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München.
- Kelley, D. S., Karson, J., G.L., F.-G., Yoerger, D. R., Shank, D. M., Butterfield, D. A., . . . Bradley, A. S. (2005). *A Serpentinite-Hosted Ecosystem: The Lost City Hydrothermal Field*. Washington: American Association for the Advancement of Science, 1200 New York Avenue NW.
- Kroiss, H. (1985). *Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 062, Anaerobe Abwasserreinigung*. Wien: Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien.
- Kroiss, H. (2007). *Wiener Mitteilungen, Betrieb von Kläranlagen* (Bd. 202). (H. Kroiss, Hrsg.) Wien: Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TUWien.
- Law, Y., Jacobsen, G. E., Smith, A. M., Yuan, Z., & Lant, P. (2013). *Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants*. *Water Research*, Volume 47, Issue 14, Pages 5270-5281, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.002>. (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135413004934>).
- Leal Verdugo, N. A. (2014). *Verwertungsmöglichkeiten von Gärresten aus der Behandlung von Schwarzwasser und Co-Substraten im Rahmen des HAMBURG WATER Cycle (Utilization possibilities out of black water and co-substrate remains within the scope of HAMBURG WATER Cycle)*. Masterthesis, TU Darmstadt, Darmstadt.
- Lide, D. R., & Frederikse, H. P. (1995). *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. Boca Raton, Florida: CRC Press.

- Liebetrau, J., C., K., Daniel-Gromke, J., V., D., Stinner, W., Nebel, E., . . . Reinhold, J. (2013). *Analyse von Emissionen klimarelevanter Gase durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der Biogasgewinnung aus Abfällen 03KB027 Endbericht*. Torgauer Straße 116 04347 Leipzig : DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH.
- Liebetrau, J., Clauß, T., Agostini, A., & Murphy, J. (2017). Methane emissions from biogas plants: methods for determination, results and relevance for greenhouse gas balances. Vortrag gehalten: *Proceedings 15th IWA World Conference on Anaerobic Digestion*. Peking (China), 17.-20.10.2017.: International Water Association (IWA).
- Maharajh, M., & Walkley, J. (1973). *The Temperature Dependence of the Diffusion Coefficients of Ar, CO₂, CH₄, CH₃Cl, CH₃Br, and CHCl₂F in Water*. Canadian Journal of Chemistry. 1973. Vol. 51.
- Martin, W. (2009). *Alles hat einen Anfang, auch die Evolution: Hydrothermalquellen und der Ursprung des Lebens*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. doi:10.1002/biuz.200910391
- NIST, National Institute of Standards and Technology. (2016). <http://webbook.nist.gov>. Abgerufen am 21. März 2016 von <http://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C74828&Type=IR-SPEC&Index=0>
- Nowak, O. (2002). *Wiener Mitteilungen 177b, 29-76, Schlammbehandlung bei Anlagen* (Bd. 177b). Wien: Institut für Wassergüte, Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement TU Wien.
- ÖVGW. (2001). *Erdgas in Österreich - Gasbeschaffenheit, ÖVGW G 31: 2001 05*.
- Parravicini, V., Smidt, E., Svardal, K., & Kroiss, H. (2006). Evaluating the stabilisation degree of digested sewage sludge: investigations at four municipal wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 53 (8), S. 81-90.
- Parravicini, V., Svardal, K., & Krampe, J. (2016). Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants. *Energy Procedia 97, European Geoscience Union General Assembly 2016*, S. 246–253. doi:10.1016/j.egypro.2016.10.067
- Parravicini, V., Valkova, T., Haslinger, J., Saracevic, E., Winkelbauer, A., Tauber, J., . . . Lampert, C. (2015). *Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes*. Wien.
- Pinnekamp, J., & Genzowsky, K. (2012). Treibhausgasemissionen aus Abwasseranlagen. *45. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft "Wasserwirtschaft und Energiewende" : 14. bis 16. März 2012 in der Messe Essen Ost*. 230, S. 4-10. Aachen: Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen.
- PONDUS Verfahrenstechnik GmbH. (Dezember 2015). www.pondus-verfahren.de. Von <http://www.pondus-verfahren.de/entgasung.pdf> abgerufen
- Reinhart, D. R., Cooper, D. C., & Walker, B. L. (1992). *Flux Chamber design and operation for the measurement of Municipal Solid Waste Landfill Gas Emission Rates*. Journal of Air and Waste Management .

- Roedel, W. (1994). *Physik unserer Umwelt: Die Atmosphäre* (2.Auflage Ausg.). Berlin: Springer.
doi:ISBN: 3-642-15728-9; 3-642-15729-7
- Rosenwinkel, K., Kroiss, H., Dichtl, N., Seyfried, C., & Weiland, P. (2015). *Anaerobtechnik*. Hannover: Rosenwinkel, K. doi:10.1007/978-3-642-24895-5
- Sander, R. (1999). *Compilation of Henry's Law Constants for Inorganic and Organic Species of Potential Importance in Environmental Chemistry*. Mainz: Air Chemistry Department Max-Planck Institute of Chemistry.
- Schaum, C. (2016). *Abwasserbehandlung der Zukunft, Gesundheits-, Gewässer-, und Ressourcenschutz, Habilitationsschrift*. Darmstadt: Verein zur Förderung des Institus IWAR der TU Darmstadt e.V.
- Schaum, C., Fundneider, T., & Cornel, P. (2016). Analysis of methane emissions from digested sludge. *Water Science & Technology* ;73 (7), S. 1599-607.
- Schaum, C., Lensch, D., Bolle, P.-Y., & Cornel, P. (2015). *Sewage sludge treatment: evaluation of the energy potential and methane emissions with COD balancing*. Darmstadt.
doi:10.2166/wrd.2015.129
- Svardal, K. (2009). Parameter zur Bewertung von Betriebsproblemen bei Faulbehältern. 18. *Sprechertag der ÖWAV Kanal- und Kläranlagennachbarschaften*. Pregarten: ÖWAV.
- Tauber, J., Parravicini, V., & Svardal, K. (2016). *Optimierung der Schlammfäulung auf der Kläranlage Wiener Neustadt-Süd*. Wien: Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien.
- Tauber, J., Parravicini, V., Svardal, K., & Krampe, J. (4.-5. Oktober 2017). Poster: Quantifizierung der Methanemission aus einem anaerob mesophilen Faulbehälter. ÖWAV (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband), Österreichische Wasserwirtschaftstagung, Linz, Österreich: Institut für Wassergüte und Ressourcenmangement.
- Umweltbundesamt. (2017). *Klimaschutzbericht 2017*. Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich: Umweltbundesamt GmbH. doi:ISBN 978-3-99004-062-2
- Woess-Gallash, S., Bird, S., Enzinger, P., Jungmeier, G., & Padinger, R. (2007). *Treibhausgasemissionen aus Biogasanlagen*. Graz, Österreich: Institute for energy research.
- Zheng, D.-Q., Guo, T.-M., & Knapp, H. (1997). *Experimental and modelling studies an the solubility of CO₂, CHClF₂, CHF₃, C₂H₂F₄ and C₂H₄F₂ in water and aqueous NaCl solutions under low pressures* (Bd. 129).

10. Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildung 1: Ein 10 m hoher Carbonatschlot in 750 m Tiefe (Martin, 2009) | 13 |
| Abbildung 2: phylogenetischer Stammbaum der drei Domänen, basierend auf 16s rRNA Vergleichen, die Methanogenen Familien Methanomicrobiales und Methanobacteriales sind markiert; Abbildung verändert nach (Huber et al., 2003) | 14 |
| Abbildung 3: Methanosaeta concilii (BACMAP Genomatlas, 2016)..... | 16 |
| Abbildung 4: Methanobrevibacter smithii (Fluoreszenzfärbung) (BACMAP Genomatlas, 2016) | 16 |
| Abbildung 5: Methanosarcina barkeri (BACMAP Genomatlas, 2016)..... | 16 |
| Abbildung 6: Methanobacterium (BACMAP Genomatlas, 2016) | 16 |
| Abbildung 7: Mikroskop Aufnahme eines kommunalen Faulschlammes mit Focken, freien Bakterien und Archaeen | 17 |
| Abbildung 8: Kommunaler Faulschlamm, im Bild links oben eine Faser..... | 17 |
| Abbildung 9: Die anaerobe Stoffwechselkette mit Zwischenprodukten und den beteiligten Bakteriengruppen..... | 20 |
| Abbildung 10: Erforderliche Stabilisierungszeit in Abhängigkeit von Verfahren und Temperatur, verändert nach (Nowak, 2002)..... | 22 |
| Abbildung 11: Faulbehälter | 26 |
| Abbildung 12: offene Vorlagebehälter | 26 |
| Abbildung 13: Dekanter-Zentrifuge..... | 26 |
| Abbildung 14: Gasspeicher | 26 |
| Abbildung 15: Blockheizkraftwerk..... | 26 |
| Abbildung 16: Notfackel | 26 |
| Abbildung 17: Konzentration der Klimagase CO ₂ , N ₂ O und CH ₄ in der Atmosphäre, Abb. verändert nach IPCC (2007) | 27 |
| Abbildung 18: Gesamte jährliche anthropogene Treibhausgasemissionen von 1970–2010 (IPCC, 2014) | 28 |
| Abbildung 19: Treibhausgasemissionen aus der Abwasserreinigung inklusive Schlammlinie, Abb. nach (Parravicini et al., 2016)..... | 28 |
| Abbildung 20: CO ₂ -Fußabdruck einer Modell-Kläranlage mit 50.000 EW, inkl. Schlammfäulung, ohne CO ₂ -Gutschrift aus Biogas, Abb. erstellt nach Parravicini et al. (2016) | 29 |
| Abbildung 21: Mittlere prozentuale Verteilung der CO ₂ -Äquivalente aus der Abwasser und Schlammbehandlung, Abb. erstellt nach Gärtner (2017) | 29 |
| Abbildung 22: Prozentuale Verteilung der Methanemissionen nach Sektoren, Abb. erstellt nach Gärtner (2017) | 29 |
| Abbildung 23: Anregung der Streckschwingung des CH ₄ -Moleküls durch Strahlung | 30 |
| Abbildung 24: IR-Absorptionsspektrum von Methan, aufgetragen über die Wellenlänge (NIST, 2016) | 30 |
| Abbildung 25: IR-Absorptionsspektrum von Methan, aufgetragen über die Wellenzahl (NIST, 2016) | 31 |
| Abbildung 26: Anregung der Streck- und Winkelschwingung des CO ₂ -Moleküls durch Strahlung..... | 31 |
| Abbildung 27: IR-Absorptionsspektrum von Kohlendioxid, aufgetragen über die Wellenlänge (NIST, 2016)..... | 31 |
| Abbildung 28: Eintretende und austretende Intensität einer Strahlung, abhängig von Schichtdicke und Extinktionskoeffizient | 32 |
| Abbildung 29: Steigrohr im Schlammenschacht | 33 |
| Abbildung 30: Steigrohr im Schlammenschacht im IR Modus | 33 |

| | |
|--|----|
| Abbildung 31: Mannloch mit Schauglas und Abdeckung | 33 |
| Abbildung 32: Mannloch mit Schauglas im IR Modus..... | 33 |
| Abbildung 33: Riss im Behälter..... | 33 |
| Abbildung 34: Riss im Behälter im IR Modus | 33 |
| Abbildung 35: Schematische Darstellung der Flux-Chamber-Methode..... | 34 |
| Abbildung 36: Druckstutzen mit Drossel und Anschluss für die Differenzdruckmessung | 36 |
| Abbildung 37: Differenzdruckmessgerät testo 512 mit Staudrucksonde rechts | 36 |
| Abbildung 38: Funktionsprinzip der Staudrucksonde | 37 |
| Abbildung 39: Schema eines Wärmeleitfähigkeitsdetektors | 38 |
| Abbildung 40: Luftbild der Abwasserreinigungsanlage, die Schlammlinie ist markiert (Google, 2016) | 39 |
| Abbildung 41: Untersuchte Faulungsanlage, 2 Behälter (2 x 5.250 m ³) links vorne Fackel, rechts einer der beiden statischen Voreindicker | 40 |
| Abbildung 42: Co-Substrat-Vorlagebehälter (1.000 m ³) ehemaliger Faulbehälter | 40 |
| Abbildung 43: Anlagenschema der betrachteten Kläranlage erweitert um die Co-Substrat Vorlage (Abwasserverband Wiener Neustadt-Süd , 2016)..... | 42 |
| Abbildung 44: Schema einer Stoffbilanz | 43 |
| Abbildung 45: Darstellung ausgewählter Massenströme im Bereich der Schlammlinie | 46 |
| Abbildung 46: CSB-Bilanz mit korrigierten CSB-Frachten im Mischschlamm und Faulschlamm | 47 |
| Abbildung 47: Faulraum von Faulbehälter 1, bei einer Revision 2004 nach ca. 20 Jahren Betrieb..... | 48 |
| Abbildung 48: Querschnitt durch den Faulbehälter mit den abgehängten Lanzen für die Gaseinpressung | 48 |
| Abbildung 49: Schema des Faulbehälters Abb. verändert nach (Tauber, Parravicini, Svardal, & Krampe, 2017)..... | 49 |
| Abbildung 50: Mit der Flux-Chamber-Methode untersuchter Schlammshacht von Faulturm 1 | 51 |
| Abbildung 51: Steigrohr von Faulturm 2 mit Gasblasen im verdrängten Schlamm..... | 51 |
| Abbildung 52: Schema des Faulturms mit dem abgedeckten Schlammshacht (Tauber, Parravicini, Svardal, & Krampe, 2017)..... | 52 |
| Abbildung 53: Schlammshacht mit Plane | 52 |
| Abbildung 54: Schlammshacht mit Plane abgedeckt, Abb. nach (Tauber et al., 2016)..... | 52 |
| Abbildung 55: Seitenkanalverdichter für die Spülluft | 52 |
| Abbildung 56: Kontinuierliche Gasmessung am Schlammshacht bei Normalbetrieb der Anlage..... | 54 |
| Abbildung 57: Ausgeprägte Dynamik der Gasemissionen innerhalb eines Tages | 54 |
| Abbildung 58: Kontinuierliche Gasmessung am Schlammshacht bei Betrieb der Anlage mit nur einem Faulbehälter | 55 |
| Abbildung 59: Temperaturabhängigkeit des Henry-Koeffizienten $H_{cp}(T)$ für CH ₄ in Reinwasser für 3 verschiedene Drücke, der Betriebspunkt der Anlage ist mit x markiert..... | 58 |
| Abbildung 60: CH ₄ -Löslichkeit in Reinwasser für 3 verschiedene Temperaturen,..... | 58 |
| Abbildung 61: Probenahmestelle aus der Umwälzleitung vor der FS-Umwälzpumpe | 59 |
| Abbildung 62: Entgasungsversuch nach Daelman et al. (2013) | 59 |
| Abbildung 63: Vakuumapparatur im Labor | 60 |
| Abbildung 64: Vakuumapparatur befüllt mit Faulschlamm, 10 mL Gasproben im Vordergrund | 60 |
| Abbildung 65: Ablufthaube und Mannloch mit geschlossener Abdeckung vor der Messung auf Faulturm 1, Abbildung nach (Tauber, Parravicini, Svardal, & Krampe, 2017)..... | 63 |
| Abbildung 66: Messung der CH ₄ - und CO ₂ -Konzentration am Mannloch mit Schauglas | 64 |
| Abbildung 67: Riss im Behälterdeckel | 65 |
| Abbildung 68: Messung der CH ₄ - und CO ₂ -Konzentration am Riss im Behälterdeckel | 66 |

| | |
|---|----|
| Abbildung 69: Labormaßstäbliche Reaktoren R1 und R2 im thermostatisierten Wasserbad (Tauber et al., 2016)..... | 67 |
| Abbildung 70: Restgaspotential im Batchversuch, kumulative Faulgasproduktion bezogen auf CSB im Faulschlamm zugeführt | 68 |
| Abbildung 71: Spezifische tägliche Faulgasproduktion bei den täglich beschickten Abbauversuchen | 69 |
| Abbildung 72: CSB-Bilanz mit Tagesmittelwerten der korrigierten CSB-Frachten für die betrachtete Faulungsanlage..... | 72 |
| Abbildung 73: Um die gemessenen CSB-Ströme erweiterte CSB-Bilanz für die betrachtete Anlage ... | 72 |

11. Tabellenverzeichnis

| | |
|---|----|
| Tabelle 1: Methanogene Archaeen und deren Lebensräume nach (Chaban, Ng, & Jarell, 2006) | 15 |
| Tabelle 2: Klimagase und ihr Treibhauspotential, (IPCC, 2007) | 27 |
| Tabelle 3: Übliche Terme der CSB-Bilanz | 48 |
| Tabelle 4: Erweiterungsterme für die erweiterte CSB-Bilanz der Faulungsanlage | 49 |
| Tabelle 5: Ausschnitt aus den Messdaten der Emissionsmessung mit der Flux-Chamber- Methode am Schlammshacht | 53 |
| Tabelle 6: Berechnete CH ₄ -Emissionsfaktoren für zwei Betriebszustände der Anlage | 56 |
| Tabelle 7: Messwerte des im Faulschlamm gelösten Gases | 61 |
| Tabelle 8: Restgaspotential und weiterer Abbau der CSB- und oTS-Fracht im Faulschlamm bei den Batchversuchen mit 10 Tagen Nachfaulzeit | 68 |
| Tabelle 9: Abbaubauversuche mit Faulschlamm und Co-Substrat | 69 |
| Tabelle 10: Zusammenfassung der bilanzierten Methanemissionen | 73 |

Anhang 1 Datenblatt der Wärmebildkamera FLIR GF 320

Aus dem Katalog Wärmebildkameras zum Aufspüren von Gasen und zur Inspektion von Öfen, FLIR GF (2016)

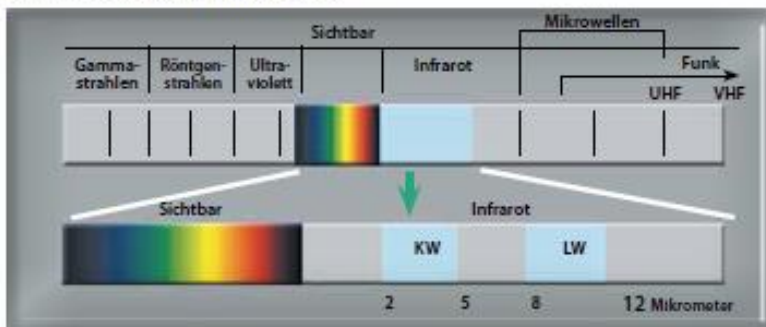
INFRAROT: mehr als das Auge erfasst

Infrarot - Teil des elektromagnetischen Spektrums

Unsere Augen sind Detektoren, die für die Erkennung des sichtbaren Lichts (oder sichtbarer Strahlung) ausgelegt sind. Es gibt andere Formen von Licht (oder Strahlung), die wir nicht sehen können. Das menschliche Auge kann nur einen sehr kleinen Teil des elektromagnetischen Spektrums erfassen. Am einen Ende des Spektrums können wir kein ultraviolettes Licht sehen, und am anderen Ende bleibt das Infrarotlicht unseren Augen verborgen. Die Wellenlänge von Infrarotstrahlung im elektromagnetischen Spektrum liegt zwischen der des (für Menschen) sichtbaren Lichtes und der von Mikrowellen. Die wichtigste Quelle von Infrarotstrahlung ist Wärme oder

thermische Strahlung.

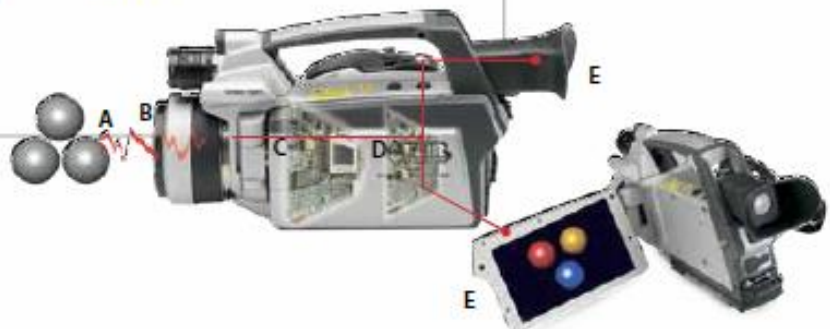
Jeder Gegenstand, der eine Temperatur über dem absoluten Nullpunkt besitzt (-273,15 Grad Celsius oder 0 Kelvin) strahlt im Infrarotbereich. Selbst Dinge, die wir für sehr kalt halten, beispielsweise Eiswürfel, strahlen in diesem Wellenbereich. Infrarotstrahlung erfahren wir jeden Tag. Die Wärme, die wir bei Sonnenlicht, einem Feuer oder nahe einem Heizkörper empfinden, ist Ausdruck dieser Strahlung. Obwohl unsere Augen sie nicht sehen, können die Nerven in unserer Haut diese Strahlung als Wärme fühlen. Je wärmer ein Gegenstand, desto mehr Infrarotstrahlung geht von ihm aus.



Die Infrarotkamera

Die von einem Gegenstand ausgesendete Infrarotenergie (A) wird von den Optiken (B) auf einen Infrarotdetektor (C) fokussiert. Der Detektor sendet die Informationen zu einer Sensorelektronik (D), welche die Bildverarbeitung vornimmt. Diese Elektronik übersetzt die vom Detektor kommenden Daten in ein Bild (E), das im Sucher oder auf einem standardmäßigen Videomonitor bzw. einem LCD-Bildschirm betrachtet werden kann.

Die Infrarot-Thermografie ist die Kunst der Umwandlung eines Infrarotbildes in ein radiometrisches Bild, aus dem sich Temperaturwerte ablesen lassen. Zu diesem Zweck sind komplexe Algorithmen in die Infrarotkamera integriert. Durch das Tunen (Filtern) eines Infrarotdetektors auf spezielle Wellenlängen kann die Kamera auch verschiedenartige unsichtbare Gase darstellen.



Was spricht für den Einsatz von Wärmebildkameras?

Warum sollten Sie sich für eine Wärmebildkamera von FLIR entscheiden? Es gibt auch andere Technologien, mit denen Sie Gas aufspüren und Temperaturen berührungsfrei messen können, zum Beispiel Gasschnüfler und Infrarot-Thermometer.

Gasschnüfler im Vergleich zu Wärmebildkameras

In einer komplexen petrochemischen Anlage gibt es viele tausend Möglichkeiten für Ursachen von Undichtigkeiten. Manche Stellen sind vielleicht undicht, aber die meisten nicht. Bei herkömmlichen Geräten zur Überprüfung auf Undichtigkeiten wie Messinstrumenten für flüchtige organische Verbindungen (auch "Schnüfler" genannt) muss der Bediener zu jeder einzelnen Stelle gehen und diese überprüfen. Dazu muss jede Komponente zugänglich sein oder für die Untersuchung zugänglich gemacht werden. Bei der Arbeit mit Gasschnüflern können Inspektoren mit unsichtbaren und möglicherweise schädlichen Chemikalien in Berührung kommen.

Mithilfe einer Wärmebildkamera zum Aufspüren von Gasen ist der Anwender in der Lage, schnell und aus der Entfernung viele potentielle Leckagen zu erfassen.

Infrarot-Thermometer im Vergleich zu Wärmebildkameras

Infrarot (IR) Thermometer sind zuverlässig und sehr hilfreich, wenn es um das Ablesen der Temperaturwerte einzelner Punkte geht. Beim Abtasten großer Bereiche oder Bauteile werden jedoch leicht kritische Komponenten übersehen, die eventuell kurz vor einem Ausfall stehen und repariert werden müssen.

Eine FLIR-Wärmebildkamera kann ganze Motoren, Bauelemente oder Schalttafeln in einem Vorgang untersuchen - und übersieht dabei keine überhitzten Gefahrenstellen, wie klein sie auch sein mögen.



IR-Thermometer, Temperaturmessung an einem Punkt

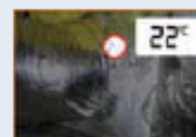


FLIR GF-Serie, Temperaturmessung an 76.800 Punkten

Verwenden Sie tausende Gasschnüfler und Infrarot-Thermometer gleichzeitig

Mit einem Infrarot-Thermometer können Sie die Temperatur an einem einzelnen Punkt messen. FLIR-Wärmebildkameras messen Temperaturen im gesamten Bildbereich. FLIR-Wärmebildkameras der GF-Serie generieren Bilder mit einer Auflösung von 320 x 240 Pixeln, das bedeutet 76.800 Pixel bzw. 76.800 Infrarot-Thermometer gleichzeitig.

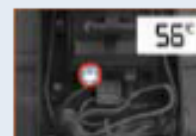
Dasselbe gilt für den Vergleich mit einem Gasschnüfler. Wenn man mit einem Gasschnüfler arbeitet, muss jede Stelle, an der ein Gasleck möglich ist, einzeln untersucht werden. Eine Wärmebildkamera der GF-Serie verschafft dem Anwender einen umfassenden Überblick über einen gesamten Bereich.



Das sieht ein IR-Thermometer.



Das sieht eine Wärmebildkamera.



Das sieht ein IR-Thermometer.



Das sieht eine Wärmebildkamera.

Mit einem Gasschnüfler kann nur ein Punkt auf einmal untersucht werden, während eine Wärmebildkamera einen Überblick über die Gesamtsituation liefert.



Wärmebildkameras für die Suche nach Gasleckagen und Untersuchungen durch Flammenwände

Wärmebildkameras werden bei einer Vielzahl von Anwendungen eingesetzt. Je nach Modell sind FLIR-Kameras der GF-Serie für verschiedene Anwendungen einsetzbar:



Aufgespürtes Gasleck an einem Produktionsstandort



Ein undichter Druckmesser



Aufgespürtes Gasleck



Das Gasleck ist auf dem Wärmebild klar zu erkennen.

Suche nach Gasleckagen

Eine Vielzahl von industriellen Gasen und chemischen Verbindungen ist für das bloße Auge unsichtbar. Zahlreiche Unternehmen arbeiten intensiv mit diesen Substanzen vor, während und nach ihrem Herstellungsprozess. Strenge Vorschriften regeln Nachverfolgung, Dokumentation, Reparatur und Meldung, wenn irgendwo eine schädliche, gasförmige Substanz entweicht, und wie oft diese Vorgänge durchzuführen sind.

Umfassend verbesserte Effizienz

Die Erfahrung zeigt, dass in einer Raffinerie bis zu 84% aller Leckagen in weniger als 1% der Komponenten auftreten*. Das heißt im Klartext, dass 99% aller teuren, zeitintensiven Inspektionswerkzeuge für die Untersuchung sicherer, intakter Komponenten eingesetzt werden.

Mit einer Gase detektierenden Kamera erhält der Anwender ein Gesamtbild und kann sofort die Bereiche ausschließen, die keiner weiteren Untersuchung bedürfen. Folglich lassen sich damit sehr viel Zeit und Personal einsparen.

Ein weiterer Vorteil ist die Tatsache, dass die Anlagen für die Inspektion nicht heruntergefahren werden müssen. Die Untersuchung erfolgt schnell und aus einer gewissen Entfernung; dadurch lassen sich Probleme, und das ist das Allerwichtigste, zu einem frühen Zeitpunkt lokalisieren.

Welche Gase erkannt werden, hängt vom jeweiligen Kameramodell ab.



Wärmebildkameras:

- Sind so einfach zu bedienen wie ein Camcorder oder eine Digitalkamera
- Liefern Ihnen ein vollständiges Bild der Situation
- Führen Inspektionen durch, wenn Systeme unter Last arbeiten
- Erkennen und lokalisieren das Problem
- Messen Temperaturen
- Speichern Informationen
- Zeigen Ihnen genau, was repariert werden muss
- Finden Schwachstellen, bevor gravierende Probleme auftreten
- Sparen Ihnen wertvolle Zeit und Geld



Das Tageslichtbild ist aufgrund der Flammen wertlos.



Wärmebild: dank des eingebauten Filters für Flammen kann die FLIR GF309 Wärmebildkamera durch Flammen hindurch sehen und sogar Temperaturen dahinter messen.



Oberhitzte Verbindungen

Untersuchung durch Flammenwände hindurch

Eine Vielzahl von Industriezweigen setzt Öfen und Kessel für Herstellungsprozesse ein. Aber diese sind störanfällig aufgrund zahlreicher Ursachen. Unter anderem Verkokungen, die sich an der Rohrwand festsetzen und dadurch den Durchfluss behindern, Schlackenbildung an der Außenwand von Rohrleitungen, Beschädigung der Klinkersteine, Unterkühlung oder Überhitzung, Flächenbeflammung der Rohre aufgrund falscher Brennerausrichtung sowie auslaufende Produkte, die sich entzünden und die Anlage ernsthaft beschädigen.

All dies führt nicht nur zu Qualitätsproblemen, sondern kann zum völligen Stillstand der Anlage führen. Die FLIR-Wärmebildkameras können die meisten dieser Störquellen während des Betriebs aufspüren, und das in einem frühen Stadium, so dass Produktionsausfälle verhindert werden. Dadurch ist es möglich, die Anlage kontrolliert herunterzufahren und die entsprechenden Bauteile zu ersetzen, so dass Wartungskosten und Produktionseinbußen gesenkt werden.

Die FLIR GF309 ist das ideale Werkzeug, um durch Flammen hindurch zu sehen und um dafür zu sorgen, dass die Produktion jederzeit einwandfrei läuft.

Inspektionen zur vorbeugenden Instandhaltung

Alle FLIR-Wärmebildkameras der GF-Serie lassen sich in zwei Bereichen einsetzen. Zum einen kann der Anwender damit Gase aufspüren und durch Flammenwände sehen. Zum anderen eignen sie sich auch für Instandhaltungsinspektionen in der Industrie. Hoch- und Niederspannungsanlagen, mechanische Anlagen, Rohrleitungen, Dämmung, Öfen - all diese Bereiche lassen sich mit einer FLIR-Wärmebildkamera der GF-Serie untersuchen.

Temperaturunterschiede, die Produktionsausfälle oder sogar Brände verursachen können, werden so entdeckt, bevor es zu echten Problemen kommt.

Ebenso lassen sich alle Kameras der FLIR GF-Serie für Inspektionen im Rahmen der vorbeugenden Instandhaltung einsetzen.

FLIR GF320



Aufspüren von Kohlenwasserstoffgasen einschließlich flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und Methan (Erdgas)

Die FLIR GF320 ist unschlagbar, wenn es darum geht, kleinste Gaslecks aufzuspüren. Die FLIR GF320 sucht große Bereiche schnell ab und lokalisiert Lecks in Echtzeit. Sie eignet sich optimal für die Überwachung von Anlagen, die für kontaktbehafte Messwerkzeuge nur schwer zugänglich sind. Buchstäblich tausende von Komponenten können pro Schicht abgesehen werden, ohne dass dazu der Prozess unterbrochen werden muss. Dadurch reduzieren sich die Stillstandszeiten für Reparaturen, und eine Überprüfung des Prozesses wird möglich. Vor allem ist dies ein sehr sicheres Verfahren, mit dem potentiell gefährliche Lecks aus mehreren Metern Entfernung überwacht werden können.



Gekühlter Detektor

Die FLIR GF320 ist mit einem gekühlten Indiumantimonid-Detektor (InSb) ausgerüstet. Dieser hochempfindliche Detektor macht Gase im Wellenbereich zwischen 3,2 und 3,4 μm sichtbar. Mit seiner Hilfe lassen sich nicht nur Gase, sondern auch minimale Temperaturunterschiede klar und deutlich erkennen.



Temperaturmessbereich

Die FLIR GF320 macht Temperaturen von $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ bis $+350\text{ }^{\circ}\text{C}$ sichtbar.



Zwei Einsatzbereiche

Die FLIR GF320 eignet sich sowohl für die Erkennung von Gaslecks als auch für Wartungsinspektionen.



Lieferbare Objektive

Die FLIR GF320 ist entweder mit einem festen 14,5°- oder einem festen 24°-Objektiv ausgestattet. Es gibt außerdem eine Version mit Wechselobjektiven, dafür ist aber eine Lizenz des US-Außenministeriums erforderlich.

FLIR GF320 erkennt folgende Gase:

- | | | |
|---------------|------------|------------|
| • Benzol | • MEK | • Butan |
| • Ethanol | • MIBK | • Ethan |
| • Ethylbenzol | • Oktan | • Methan |
| • Heptan | • Pentan | • Propan |
| • Hexan | • 1-Pentan | • Ethylen |
| • Isopren | • Toluol | • Propylen |
| • Methanol | • Xylol | |



Echtzeitbild eines Gaslecks, das auf dem eingebauten LCD-Bildschirm angezeigt wird

Industriebranche:



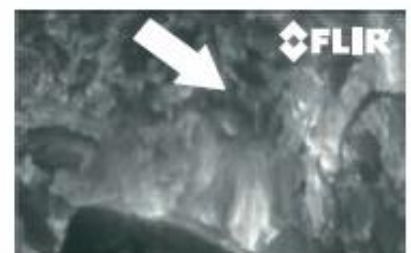
Ölraffinerien, petrochemische und chemische Industrie



Elektrische Versorgungseinrichtungen



Undichtes Ventil



Entweichendes Gas auf einer Mülldeponie



FLIR GF304 / GF306 / GF320 / GF346

Technische Kenndaten

Kameraspezifisch

| | GF304 | GF306 | GF320 | GF346 |
|---|--|--|---|--|
| Bildzeugung und optische Daten | | | | |
| Focal Plane Array (FPA) / Spektralbereich | Gekühlter QWIP-Detektor / 8,0-8,6 µm | Gekühlter QWIP-Detektor / 10,3-10,7 µm | Gekühlter InSb-Detektor / 3,2-3,4 µm | Gekühlter InSb-Detektor / Integrierter kalter Bandpassfilter 4,52 - 4,87 µm |
| Messung | | | | |
| Genauigkeit | ±1 °C für Temperaturbereich (0-100 °C) oder ±2% des Wertes für Temperaturen > +100 °C | ±1 °C für Temperaturbereich (0-100 °C) oder ±2% des Wertes für Temperaturen > +100 °C | ±1 °C für Temperaturbereich (0-100 °C) oder ±2% des Wertes für Temperaturen > +100 °C | ±1 °C oder ±1% des Wertes für Temperaturen von 0 °C bis +300 °C |
| Messbereich | -20 °C bis +500 °C | -40 °C bis +500 °C | -40 °C bis +350 °C | -20 °C bis +300 °C |
| Energiemanagement | | | | |
| Batterielebenszeit | > 3 Stunden bei 25 °C und typischem Einsatz | > 2 Stunden bei 25 °C und typischem Einsatz | > 3 Stunden bei 25 °C und typischem Einsatz | > 3 Stunden bei 25 °C und typischem Einsatz |
| Einschaltzeit | Normalerweise 8 Min. bei 25 °C | Normalerweise 10 Min. bei 25 °C | Normalerweise 7 Min. bei 25 °C | Normalerweise 7 Min. bei 25 °C |
| Umgebungsbedingungen | | | | |
| Betriebstemperaturbereich | -20 °C bis +40°C | -20 °C bis +40°C | -20 °C bis +50 °C | -20 °C bis +50 °C |
| Aufspüren von Gasen | | | | |
| Gas | <ul style="list-style-type: none"> • R404A • R407C • R410A • R134A • R417A • R422A • R507A • R143A • R125 • R245fa | <ul style="list-style-type: none"> • Schwefelhexafluorid (SF6) • Acetylchlorid • Ethansäure • Allylbromid • Allylchlorid • Allylfluorid • Ammoniak (NH3) • Methylbromid • Chloräthyl • Ethylcyanacrylat • Ethylen • Furan • Hydrazin • Methylsilan • Methyläthylketon • Methylvinylketon • Propenal • Propan • Tetrahydrofuran • Trichloräthyl • Uranylfluorid • Vinylchlorid • Vinylcyanid • Vinyläther | <ul style="list-style-type: none"> • Benzol • Ethanol • Ethylbenzol • Heptan • Hexan • Isopren • Methanol • MEK • MIBK • Diktan • Pentan • 1-Pentan • Toluol • Xylol • Butan • Ethan • Methan • Propan • Ethylen • Propylen | <ul style="list-style-type: none"> • Methylcyanid • Acetylcyanid • Arsine • Bromisocyanat • Butylisocyanid • Kohlenstoffmonoxid • Chlorisocyanat • Chlordimethylsilan • Bromcyan • Dichlormethylsilan • Ethan • Ethylthiocyanat • German • Hexylisocyanid • Ketone • Methylthiocyanat • Distickstoffmonoxid • Silane |



Durch den automatischen (one touch) und den manuellen Fokus mit 1-8fachem stufenlosen Digitalzoom ist es kinderleicht, perfekte Bilder zu machen.



Mit der neig- und klappbaren, kontrastreichen 4,3" Farb-LCD-Anzeige können Sie Ziele sicherer aus jedem beliebigen Winkel betrachten.

Allgemeine Spezifikationen

| | |
|--|--|
| Bilderzeugung und optische Daten | |
| Sichtfeld (FOV) / minimale Fokussierdistanz | 14,5°-Objektiv: 14,5° x 10,8° / 0,5 m 24°-Objektiv: 24° x 18° / 0,3 m |
| Blendenwert | 1,5 |
| Thermische Empfindlichkeit/NETD | < 15 mK bei +30 °C |
| Fokus | Automatisch (one touch) oder manuell (elektrisch oder auf dem Objektiv) |
| Zoom | 1-Blech stufenlos, Digitalzoom |
| Digitale Bildverstärkung | Rauschunterdrückungsfilter, High Sensitivity Mode (HSM) |
| Infrarotauflösung | 320 x 240 Pixel |
| Sensorkühlung | Stirling-Mikrokühler (FLIR MC-3) |
| Elektronik und Datenübertragungsrate | |
| Vollbildmodus | 60 Hz |
| Bilddarstellung | |
| Display | Integrierter Widescreen 4,3"-LCD, 800 x 480 Pixel |
| Sucher | Integriert, neigbar mit OLED-Technologie, 800 x 480 Pixel |
| Automatische Bildeinstellung | Kontinuierlich/manuell, linear oder auf Basis eines Histogramms |
| Manuelle Bildeinstellung | Bereich/Spanne |
| Bildmodi | Wärmebild, Tageslichtbild, High Sensitivity Modus (HSM) |
| Messung und Analyse | |
| Spotmeter | 10 |
| Bereich | 5 Rechteckbereiche mit max./min./Durchschnittswert |
| Profil | 1 mitlaufende Linie (horizontal oder vertikal) |
| Differenztemperatur | Temperaturunterschied zwischen Messfunktionen oder Referenztemperatur |
| Referenztemperatur | Manuell eingestellt oder erfasst von einer beliebigen Messfunktion |
| Korrektur des Emissionsgrads | Verstellbar von 0,01 bis 1,0 oder Auswahl aus gedruckten Listen mit Materialien |
| Messkorrekturen | Reflektierte Temperatur, Abstand, atmosphärischer Transmissionsgrad, Feuchtigkeit und externe Optiken |
| Einstellung | |
| Menübefehle | Bereich/Spanne Automatische Bildeinstellung (kontinuierlich/manuell/halbautomatisch) Zoom Palette Start/Stopp der Aufzeichnung Bild speichern Bild wiedergeben/abrufen |
| Bedienelemente für die Grundeinstellung | 1 programmierbare Taste, lokale Anpassung von Einheiten, Sprache, Datums- und Zeitformaten |
| Farbpaletten | Eisen, Grau, Regenbogen |
| Speicherung von Bildern | |
| Art der Bildspeicherung | Herausnehmbare SD- oder SDHC-Speicherkarte, zwei Kartensteckplätze |
| Bildspeicherkapazität | > 1200 Bilder (JPEG) mit Bildbearbeitungsmöglichkeiten über GB auf Speicherkarte |
| Bildspeicherungsmodus | Wärme-/Tageslichtbilder Automatische Zuordnung des Tageslichtbilds zu dem entsprechenden Wärmebild |
| Regelmäßige Bildspeicherung | Alle 10 Sekunden bis 24 Stunden |
| Dateiformate | Standard JPEG, 14 Bit einschließlich Messdaten |
| GPS | Positionsdaten werden automatisch vom integrierten GPS zu jedem Bild hinzugefügt |
| Videoaufzeichnung und -streaming | |
| Nicht radiometrische IR-Videoaufzeichnung | MPEG4 (bis zu 60 Minuten/Clip) auf Speicherkarte Reelbild kann automatisch der entsprechenden Aufzeichnung nicht radiometrischer IR-Videodaten zugeordnet werden. |
| Nicht radiometrisches IR-Video-Streaming | RTP/MPEG4 |
| Videoaufzeichnung der Digitalkamera | MPEG4 (bis zu 25 Minuten/Clip) auf Speicherkarte |
| Radiometrische Sequenzaufzeichnung | Voller Dynamikbereich zum PC über USB-Verbindung |
| Visuelle Videosequenzaufzeichnung | MPEG4 über Wi-Fi Unkomprimiertes Vollfarb-Video über USB |
| Digitalkamera | |
| Eingebaute Digitalkamera | 3,2 Megapixel, Autofokus und zwei Videoleuchten |
| Laserpointer | |
| Laser | Aktivierung durch spezielle Taste |
| Datenkommunikationsschnittstellen | |
| WLAN | Peer to peer (ad hoc) für iOS oder infrastructure (network) für Android |
| USB | USB-A: Anschluss externes USB-Gerät (z. B. Memorystick) USB Mini-B: Datenübertragung zu und von PC |
| USB, Norm | USB Mini-B: 2.0 High Speed |
| Video | Digitaler Videoausgang (Bild) |
| Energie-Management | |
| Batterietyp | Wiederaufladbare Lithium-Ionen-Batterie |
| Batteriespannung | 7,2 V |
| Ladesystem | In der Kamera (AC-Adapter oder 12 V von Kfz) oder Ladegerät mit 2 Ladefächern |
| Umgebungsbedingungen | |
| Lagertemperaturbereich | -30°C bis +60°C |
| Luftfeuchtigkeit (Betrieb und Lagerung) | IEC 68-2-30/24 h 95 % relative Luftfeuchtigkeit +25 °C bis +40 °C (2 Zyklen) |
| EMV | EN61000-6-4 (Abstrahlung) EN61000-6-2 (Störfestigkeit) FCC 47 CFR Teil 15 Klasse A (Abstrahlung) EN 61.000-4-8, L5 |
| Schutzart des Gehäuses | IP 54 (IEC 60529) |
| Stöße | 25 g (IEC 60068-2-29) |
| Schwingungen | 2 g (IEC 60068-2-6) |
| Physikalische Kenndaten | |
| Kameragewicht inkl. Objektiv und Batterien | 2,48 kg |
| Batteriegewicht | 0,24 kg |
| Kameramaßnahmen, inkl. Objektiv (L x B x H) | 306 x 188 x 161 mm |
| Stativmontage | Standard, 1/4"-20 |
| Gehäusematerial | Aluminium, Magnesium |
| Griffmaterial | TPE Thermoplastische Elastomere |
| Lieferumfang | |
| Wärmebildkamera, fester Transportkoffer, Batterieladegerät, Batterie (jeweils 2), Kalibrierungszertifikat, Broschüre zu möglichen Downloads, CD-ROM mit FLIR Tools PC-Software, CD-ROM mit FLIR VideoReport™ PC-Software, HDMI-DVI-Kabel, HDMI-HDMI-Kabel, Objektivabdeckung (am Objektiv befestigt), Speicherkarte mit Adapter, Netzteil inkl. Mehrfachstecker, gedruckte Kurzbetriebsanleitung, gedruckte Zusammenfassung wichtiger Informationen, Registrierungskarte, Broschüre zu Service & Schulungen, Schulterschleife, USB-Kabel, CD-ROM mit Anwenderdokumentation | |

Anhang 2 Seitenkanalverdichter Becker SV 7.90/1

Datenblatt Seitenkanalverdichters Becker SV 7.90/1;

Baureihe/series/série/serie

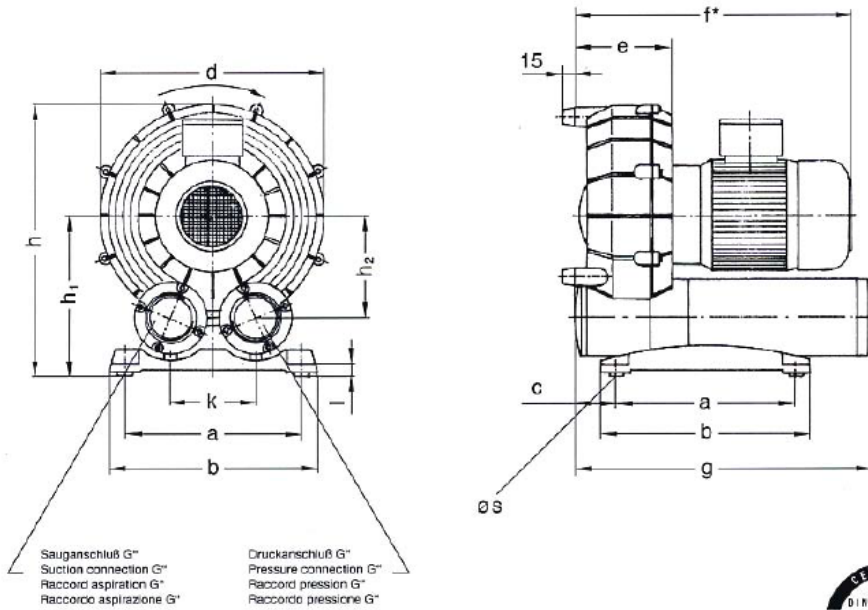
SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01



Seitenkanal-Vakuumpumpen/Verdichter
Side-channel-vacuumpumps/Compressors
Pompes à vide/Surpresseurs à canal latéral
Pompe per vuoto/Compressori a canale laterale

einstufig, luftgekühlt, mit Gerätefuß
single stage, aircooled, with foot
mono étagés, refroidis par air, avec pied
monostadio, raffreddato ad aria, con piede

Vakuumpumpen • Verdichter
Vacuum pumps • Compressors
Pompes à vide • Compresseurs
Pompe per vuoto • Compressori



Maß f* ändert sich je nach Motorbaugröße; die in der Tabelle angegebenen Werte sind die größtmöglichen Abmaße.
The length f* is different according to the motor size (f* in the table is the maximum possible length).
La longueur f* est différente selon la grandeur du moteur (f* dans le tableau est la longueur max. possible).
La lunghezza f* è differente secondo la grandezza del motore (f* nella tabella è la lunghezza max. possibile).

| Typ Type Tipo | Installierte Motorleistung Motor capacity installed Puissance du moteur installé Potenze del motore installate [kW] | | | | Motorspannung Motor voltage Voltage du moteur Voltaggio del motore [V] | | | | Drehzahl [min ⁻¹] Speed [RPM] ¹⁾ Vitesse de rotation [T/min] ¹⁾ Velocità di rotazione [G/min] ¹⁾ | | Überdruck max. Pressure max. Pression max. Pressione max. [mbar] | | Schallpegel Noise level Niveau sonore Livello rumorosità [dB(A)] | | Unterdruck max. Vacuum max. Vide max. Vuoto max. [mbar] | | Schallpegel Noise level Niveau sonore Livello rumorosità [dB(A)] | |
|---------------------|---|-------|---|-------|--|---------------------|---|-------|---|----------------|--|-------|--|-------|---|-------|--|--|
| | Drehstrom Three-phase Triphase | | Eiphasen- wechselstrom A.C. C.A. | | Drehstrom Three-phase Triphase | | Eiphasen- wechselstrom A.C. C.A. | | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz |
| | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz | 50 Hz | 60 Hz |
| SV 7.90/1-01 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SV 7.130/1-01 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SV 7.190/1-01 | 1,1 | 1,3 | 1,1 | 1,3 | 215-265/ 370-460 | 185-240/ 340-420 | 230±10% | 1) | 2900 | 3400 | 145 | 120 | 62 | 67 | -140 | -100 | 62 | 67 |
| SV 7.190/1-01 | 1,5/2,0 | 1,8 | — | — | 230/400±10% | 230/400±10% | — | — | 2900 | 3400 | 200/260 | 180 | 62 | 67 | -220 | -180 | 62 | 67 |
| SV 7.250/1-01 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SV 7.250/1-01 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SV 7.330/1-01 | 3,0 | 3,6 | — | — | 230/400±10% | 230/400±10% | — | — | 2900 | 3400 | 280 | 260 | 74 | 75 | -280 | -260 | 74 | 75 |
| SV 7.330/1-01 | 4,0 | 4,8 | — | — | 230/400±10% | 230/400±10% | — | — | 2900 | 3400 | 360 | 360 | 74 | 75 | — | — | — | — |
| SV 7.430/1-01 | 3,0 | 3,6 | — | — | 230/400±10% | 230/400±10% | — | — | 2900 | 3400 | 150 | 110 | 77 | 77 | -185 | -150 | 77 | 79 |
| SV 7.430/1-01 | 4,0 | 4,8 | — | — | 230/400±10% | 230/400±10% | — | — | 2900 | 3400 | 225 | 200 | 77 | 77 | -240 | -225 | 77 | 79 |
| Typ Type Tipo | a | b | c | d | e | f | g | h | h ₁ | h ₂ | k | l | ∅s | G* | | | | Gewicht Weight Poids Peso [kg] |
| SV 7.90/1-01 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SV 7.130/1-01 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SV 7.190/1-01 | 240 | 285 | 68 | 305 | 130 | 430 | 402 | 368 | 215 | 142 | 118 | 13 | 12 | G 2" | | | 32 | |
| SV 7.250/1-01 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SV 7.330/1-01 | 290 | 335 | 70 | 375 | 142 | 465 | 464 | 449 | 261 | 175 | 145 | 13 | 12 | G 2½" | | | 40 | |
| SV 7.430/1-01 | 290 | 335 | 82 | 375 | 166 | 497 | 476 | 449 | 261 | 175 | 145 | 13 | 12 | G 2½" | | | 40 | |

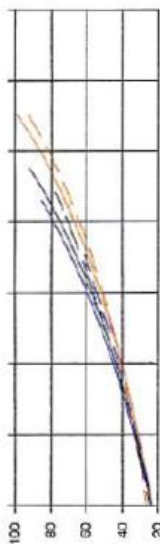
Maßangabe in mm/Measures in mm/Mesures en mm/Misure in mm

1) Spannung nach Wunsch • Voltage on request • Voltage sur demande • Voltaggio su domanda

Gebr. Becker GmbH & Co. · Postfach 250220 · D-42238 Wuppertal · Tel. (02 02) 6 97-0 · Fax (02 02) 66 08 55

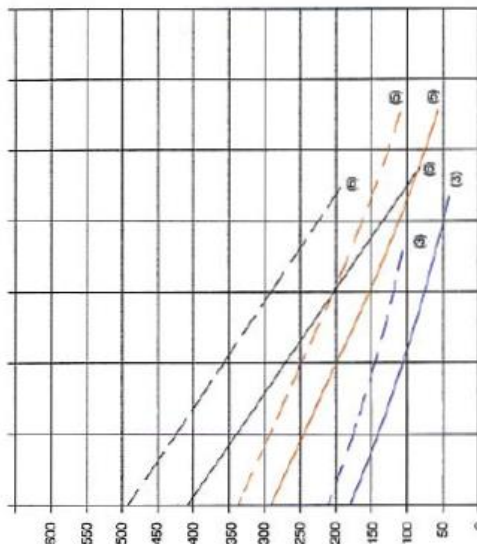
Seitenkanal- Vakumpumpen Baureihe SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01
 Side-channel-vacuum pumps series SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01
 Pompes à vide à canal latéral série SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01
 Pompe per vuoto a canale laterale serie SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01

Agostemperatur [°C]
 Exhaust air temperature [°C]
 Température d'air à l'échappement [°C]
 Temperatura dell'aria scarica [°C]

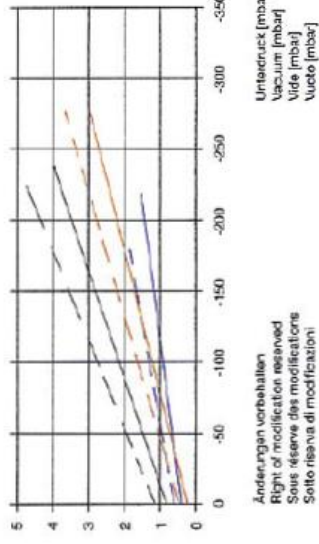


Mögliche Abweichung ± %
 Allowable tolerance ± %
 Variation possible ± %
 Variazione possibile ± %

Saugvermögen [m³/h]
 Air flow [m³/h]
 Débit d'air [m³/h]
 Portata [m³/h]



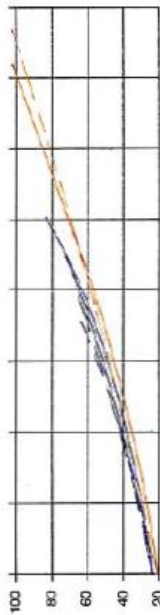
Motorleistung [kw]
 Pulsance du moteur [kw]
 Potenza del motore [kw]



Änderungen vorbehalten
 Right of modification reserved
 Sous réserve des modifications
 Sotto riserva di modificazioni

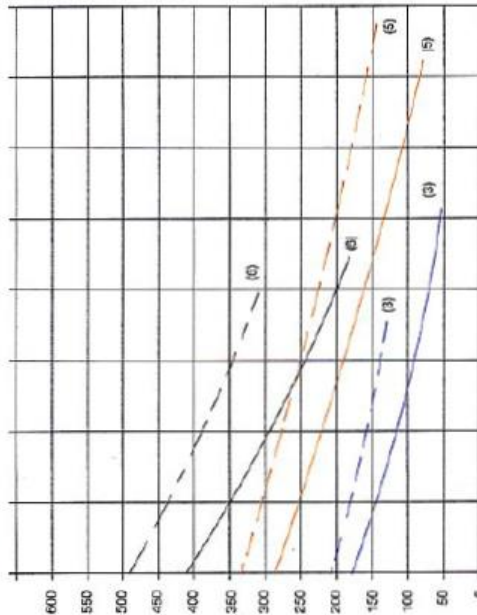
Seitenkanal- Verdichter Baureihe SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01
 Side-channel-compressors series SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01
 Surpresseurs à canal latéral série SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01
 Compressori a canale laterale serie SV 7.90/1-01 – SV 7.430/1-01

Drucktemperatur [°C]
 Temperature compressed air [°C]
 Température aria compressa [°C]

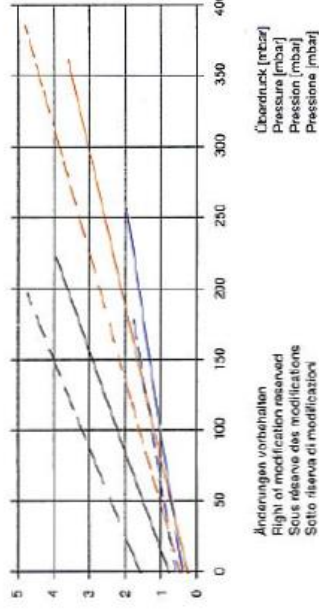


Mögliche Abweichung ± %
 Allowable tolerance ± %
 Variation possible ± %
 Variazione possibile ± %

Leistung [m³/h]
 Air flow [m³/h]
 Débit d'air [m³/h]
 Portata [m³/h]



Arbeitsleistung [kw]
 Pulsance du moteur [kw]
 Potenza del motore [kw]



Änderungen vorbehalten
 Right of modification reserved
 Sous réserve des modifications
 Sotto riserva di modificazioni

Anhang 3 Datenblatt der IR-Messzelle



Optische Bank NDIR 7000



GUTE GRÜNDE FÜR NDIR Bank 7000

- Hohe Stabilität durch Auswertung eines permanenten Referenzsignals
- Modularer Aufbau
- Messungen von bis zu 3 infrarotaktiven Gasen gleichzeitig (aufrüstbar auf maximal 6 infrarotaktive Gase)
- Erweiterungsmöglichkeit mit elektrochemischen Zellen (z.B. O₂, NO)
- Anwendung: Industrielle Gasmesstechnik

VOM SPEZIALISTEN DER INFRAROT-GASANALYSE

SAXON Junkalor GmbH
 Alte Landebahn 29
 D - 06846 Dessau-Roßlau

Tel: +49 (0)340-5510 200
 Fax: +49 (0)340-5510 201
 http://www.saxon-junkalor.de
 e-mail: junkalor@saxon.de



Optische Bank NDIR 7000

Technische Spezifikationen:

| | | |
|-------------------------|---|--------------------------|
| Arbeitsweise | NDIR (NichtDispersive InfraRot Strahlungsabsorption) | |
| Ausgangssignale | analog: 0 (4) ... 20 mA (Option) digital: 12/16 bit RS 232 über Rechner-LP | |
| Arbeitstemperatur | 5 - 45 °C | |
| Feuchtarbeitsbereich | bis zu 90 % r. F. | |
| Masse | Standardbank | Doppelbank |
| | 1,5 Kg | 2,0 kg |
| | +/- 15 V DC (150 mA) | +/- 15 V DC (250 mA) |
| | + 24 V DC (800 mA) | + 24 V DC (1200 mA) |
| | + 5 V DC (200 mA) | + 5 V DC (500 mA) |
| Abmessungen (B X H X T) | 220 mm x 140 mm x 100 mm | 350 mm x 190 mm x 100 mm |

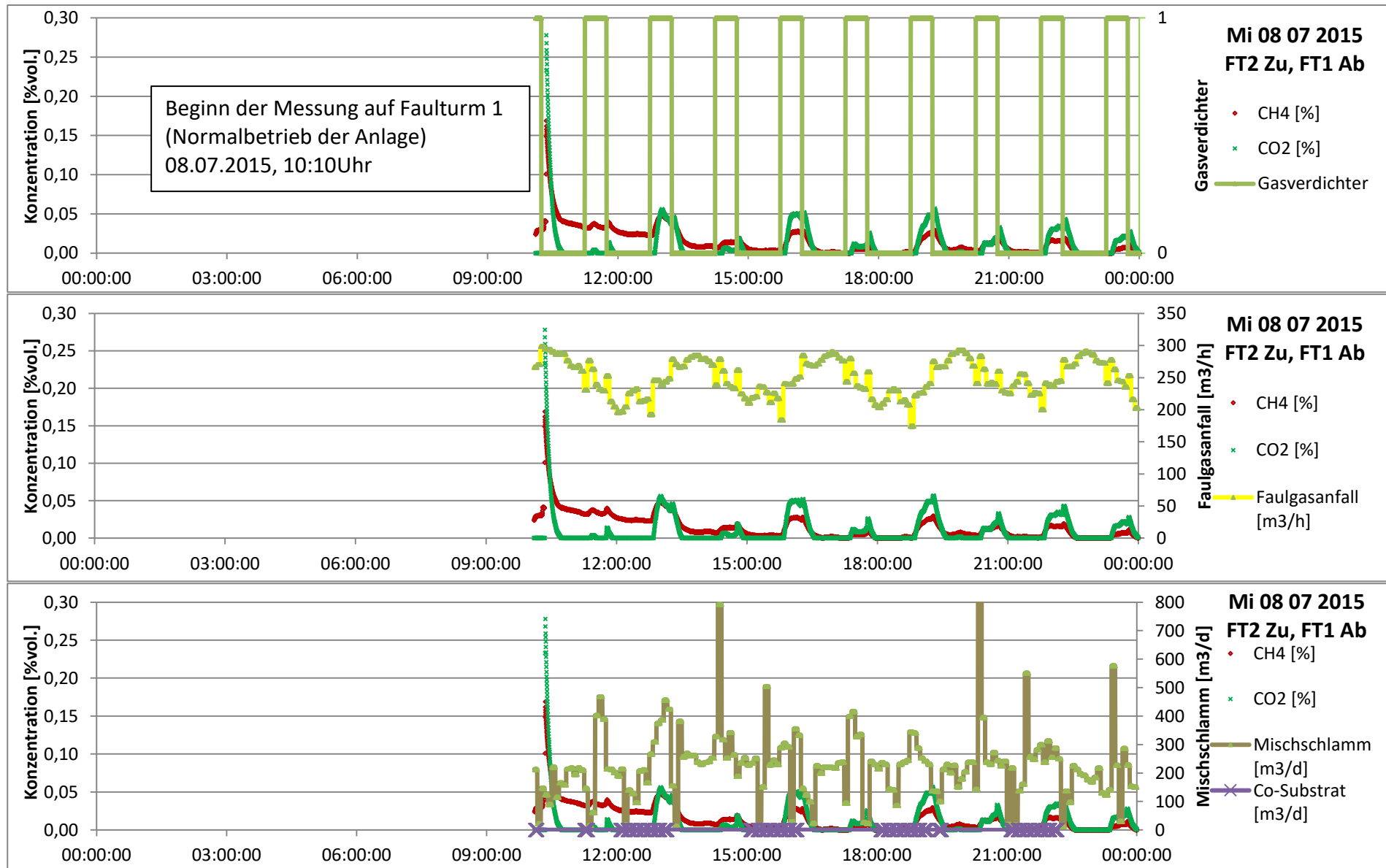
MESSKOMPONENTEN UND MESSBEREICHE (AUSWAHL)

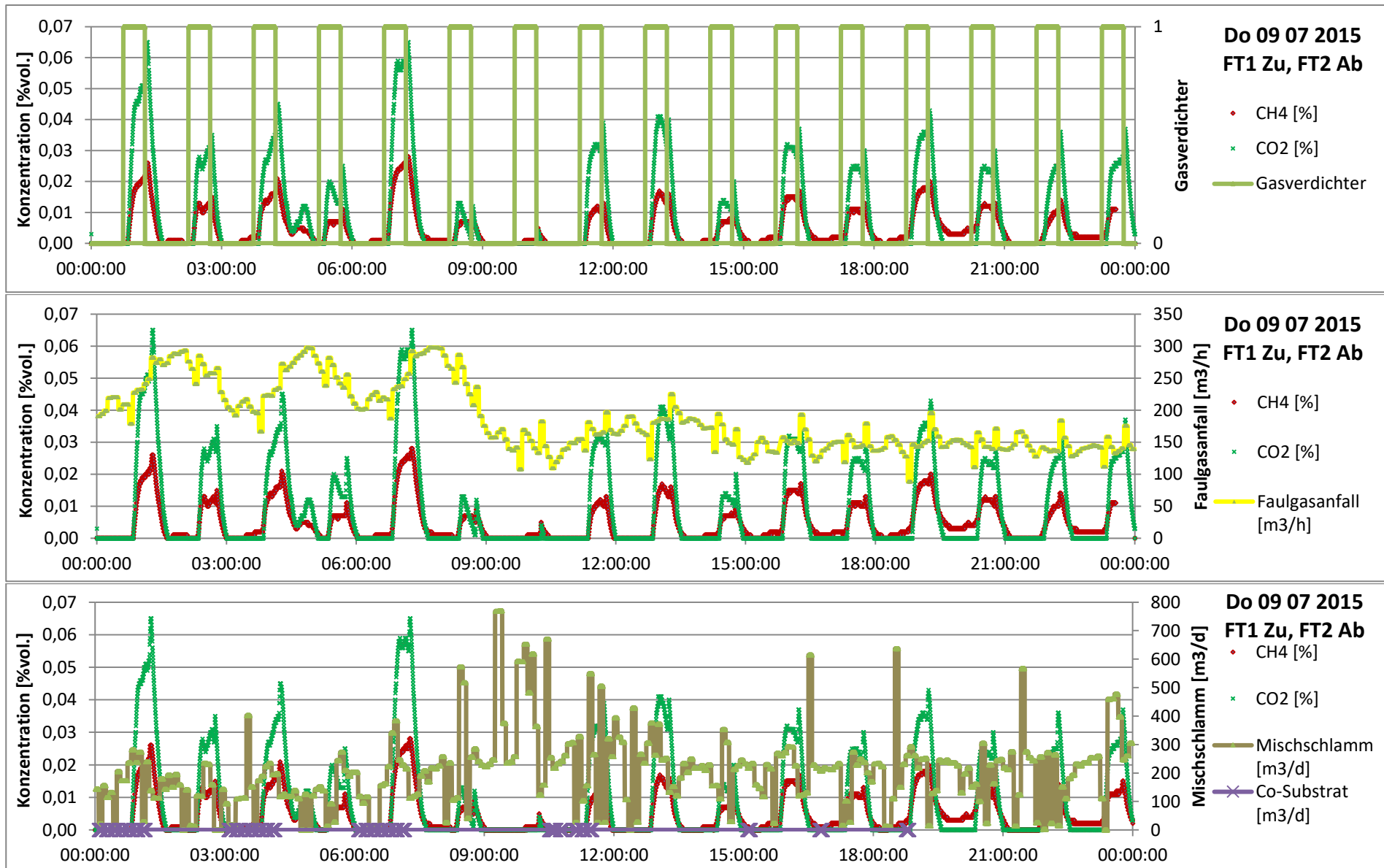
| | kleinster Messbereich | größter Messbereich |
|--------------------------------|-----------------------|------------------------------|
| CO | 0 - 1000 ppm vol | 0 - 100 % vol |
| CO ₂ | 0 - 30 ppm vol | 0 - 100 %vol |
| C ₆ H ₁₄ | 0 - 1000 ppm vol | 0 - 4 % vol (max. Sättigung) |
| C ₃ H ₈ | 0 - 2500 ppm vol | 0 - 8 % vol |
| CH ₄ | 0 - 5 % vol | 0 - 100 % vol |
| NO | 0 - 3000 ppm vol | 0 - 4 % vol |
| SO ₂ | 0 - 1000 ppm vol | 0 - 10000 ppm vol |

EIN ERFOLGREICHER NAME – EINE LANGE TRADITION

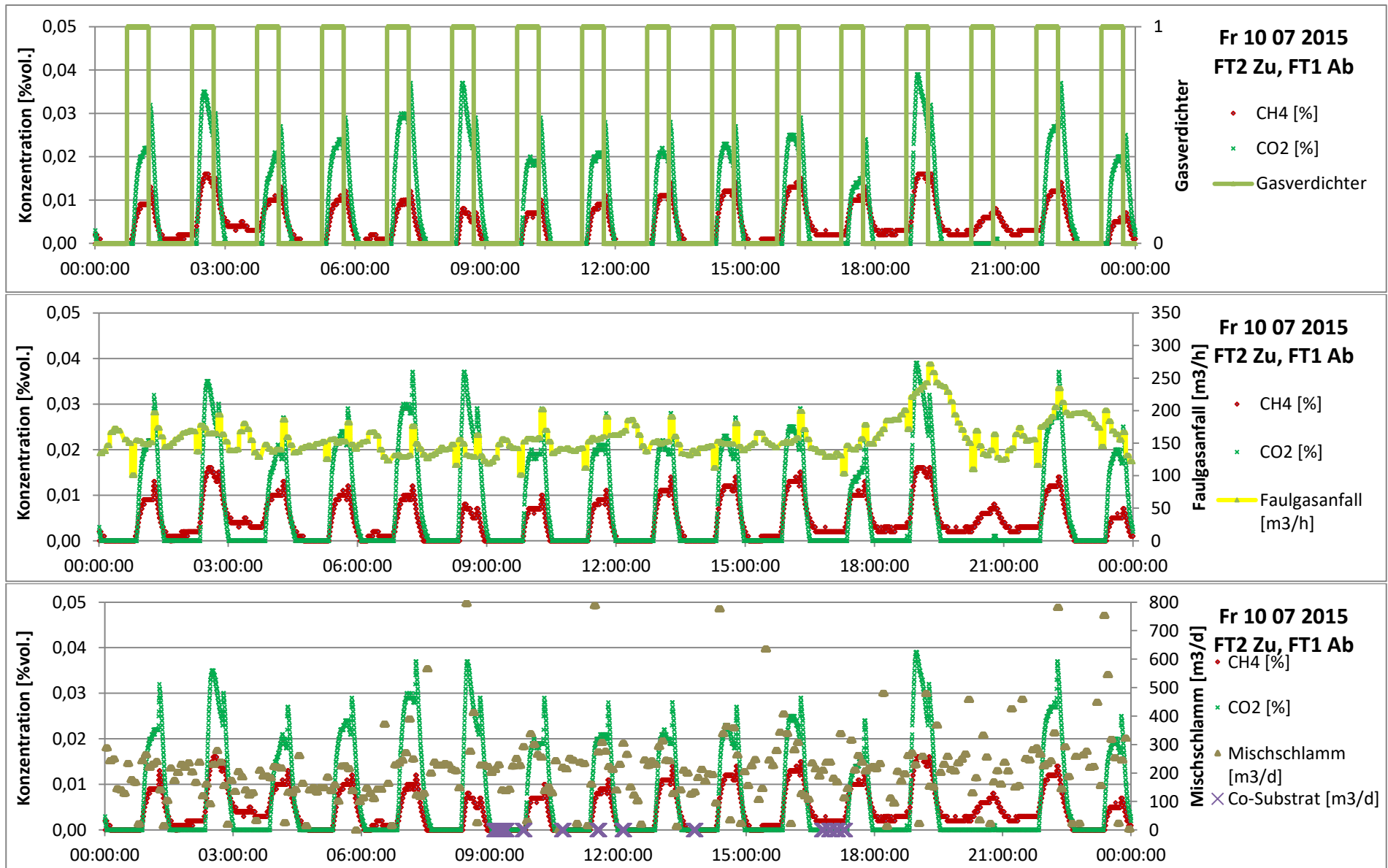
Junkalor ist ein privates high-tech Unternehmen mit langjähriger Erfahrung auf dem Gebiet der Messtechnik. Im Laufe seiner über 100-jährigen Geschichte hat sich das Unternehmen zu einem führenden Spezialisten der Gasanalyse entwickelt. Als Spezialist der Gasanalytik beherrscht Junkalor die physikalisch-technischen Grundlagen der Kfz-Abgasmesstechnik vom Messwertgeber bis hin zum kompletten Analysator.

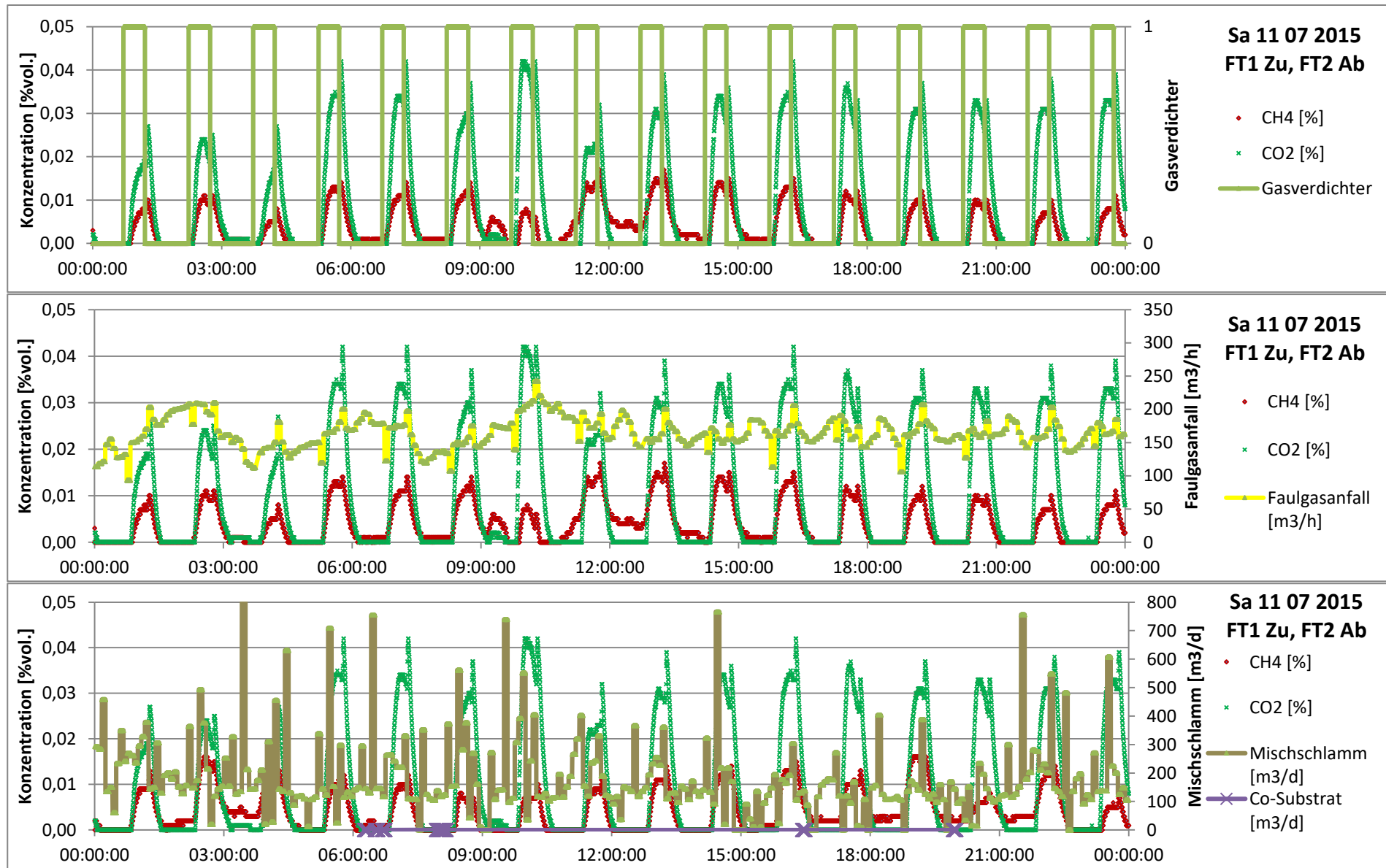
Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 Normalbetrieb der Anlage



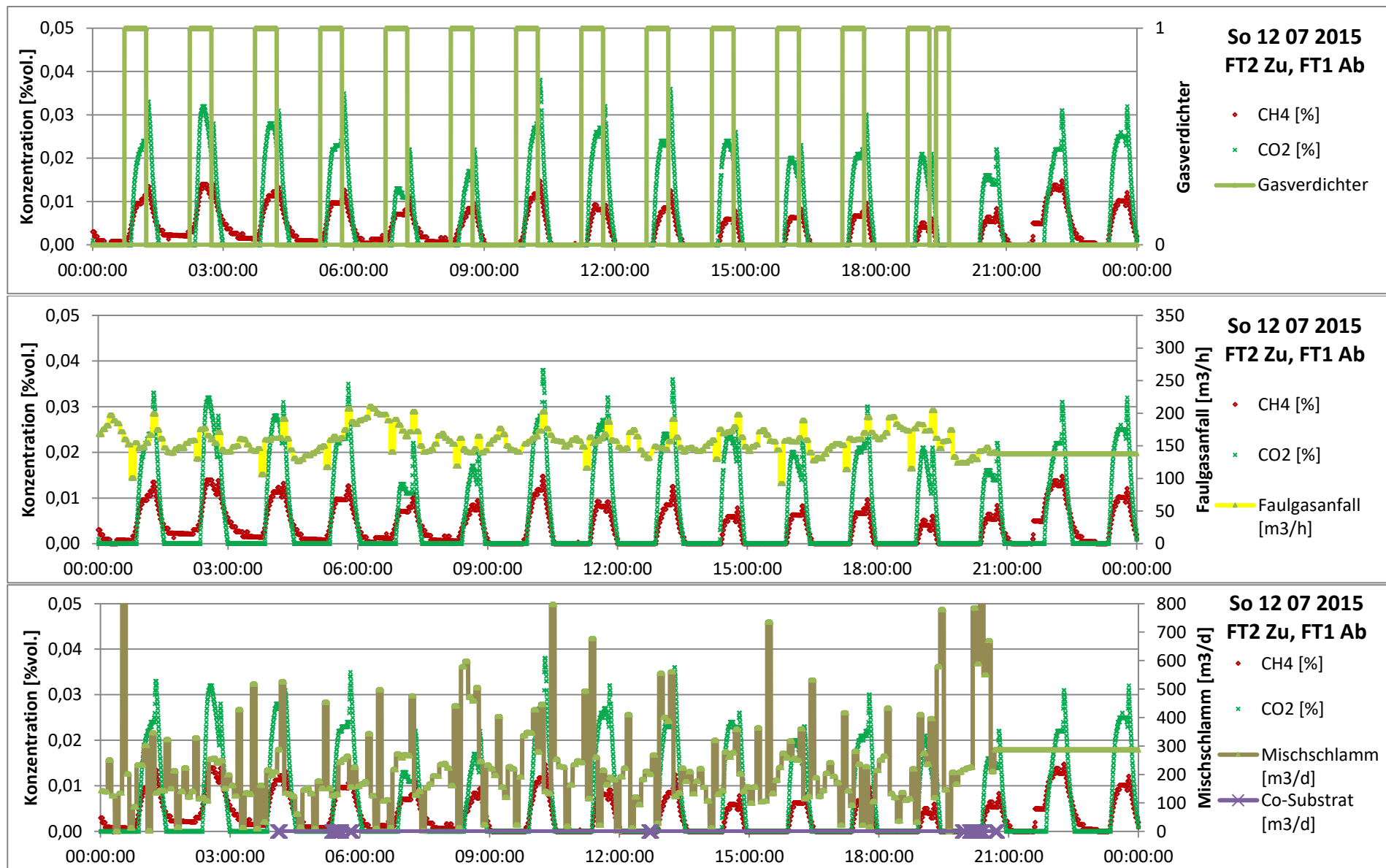


Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)

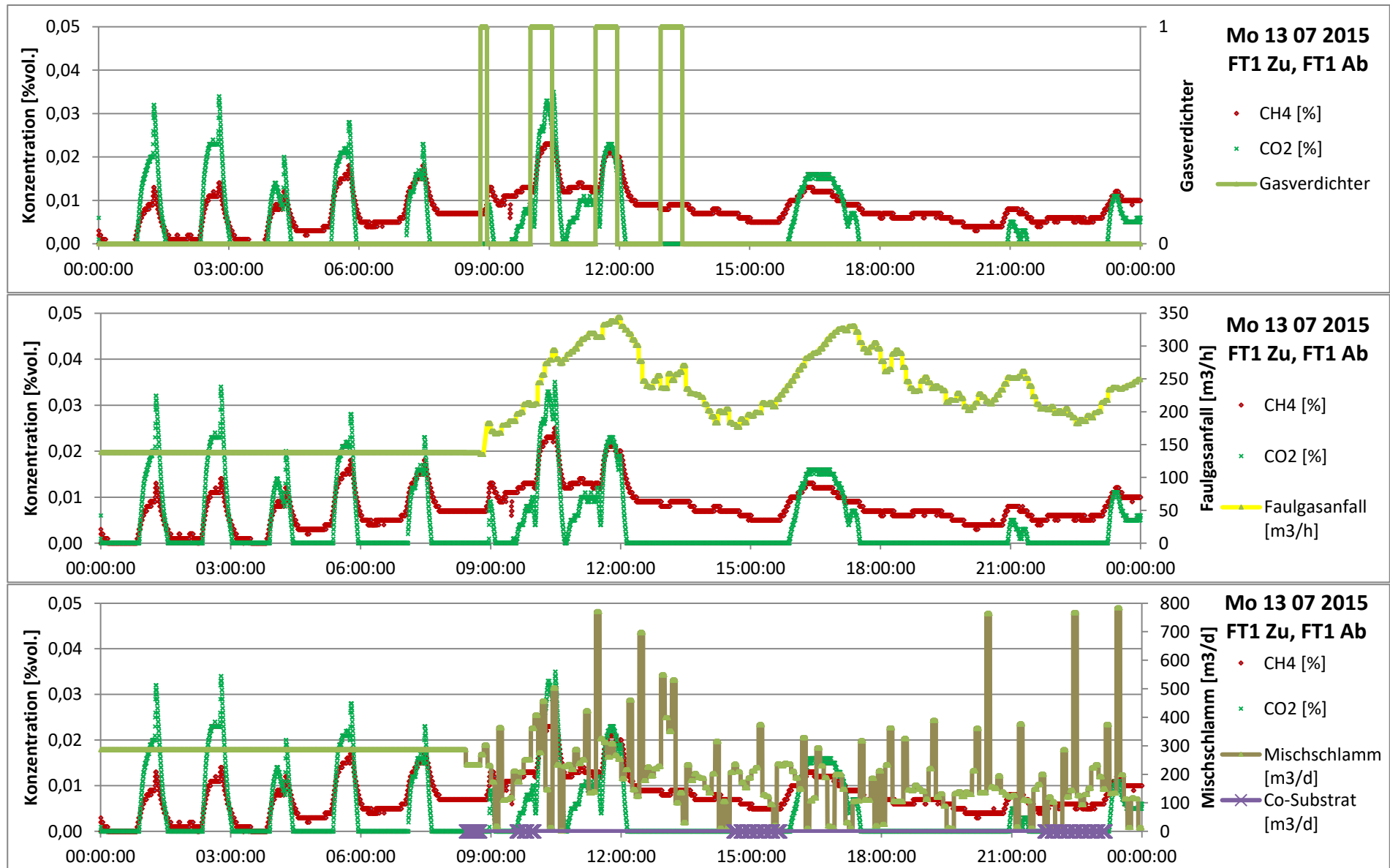


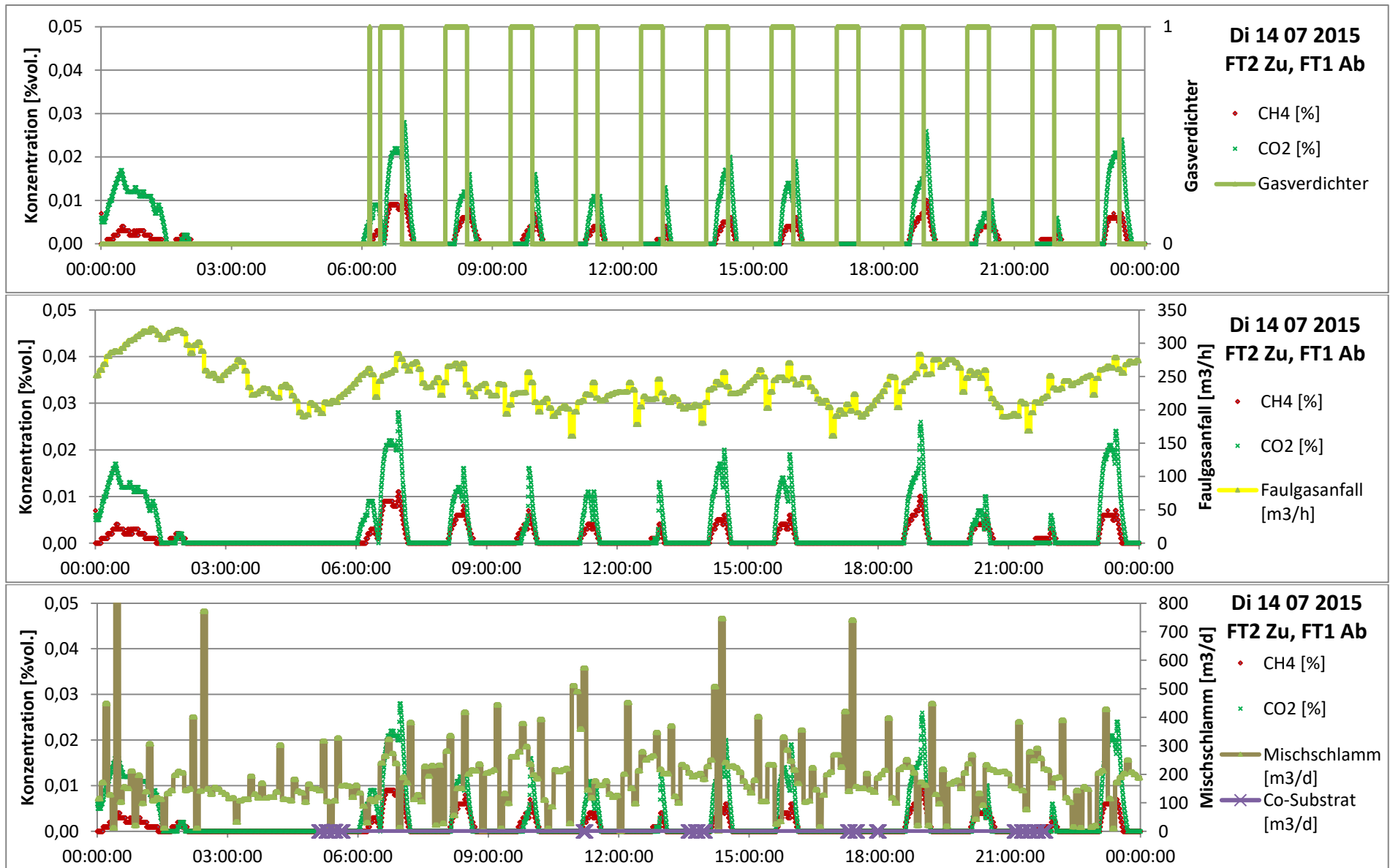


Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)



Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)

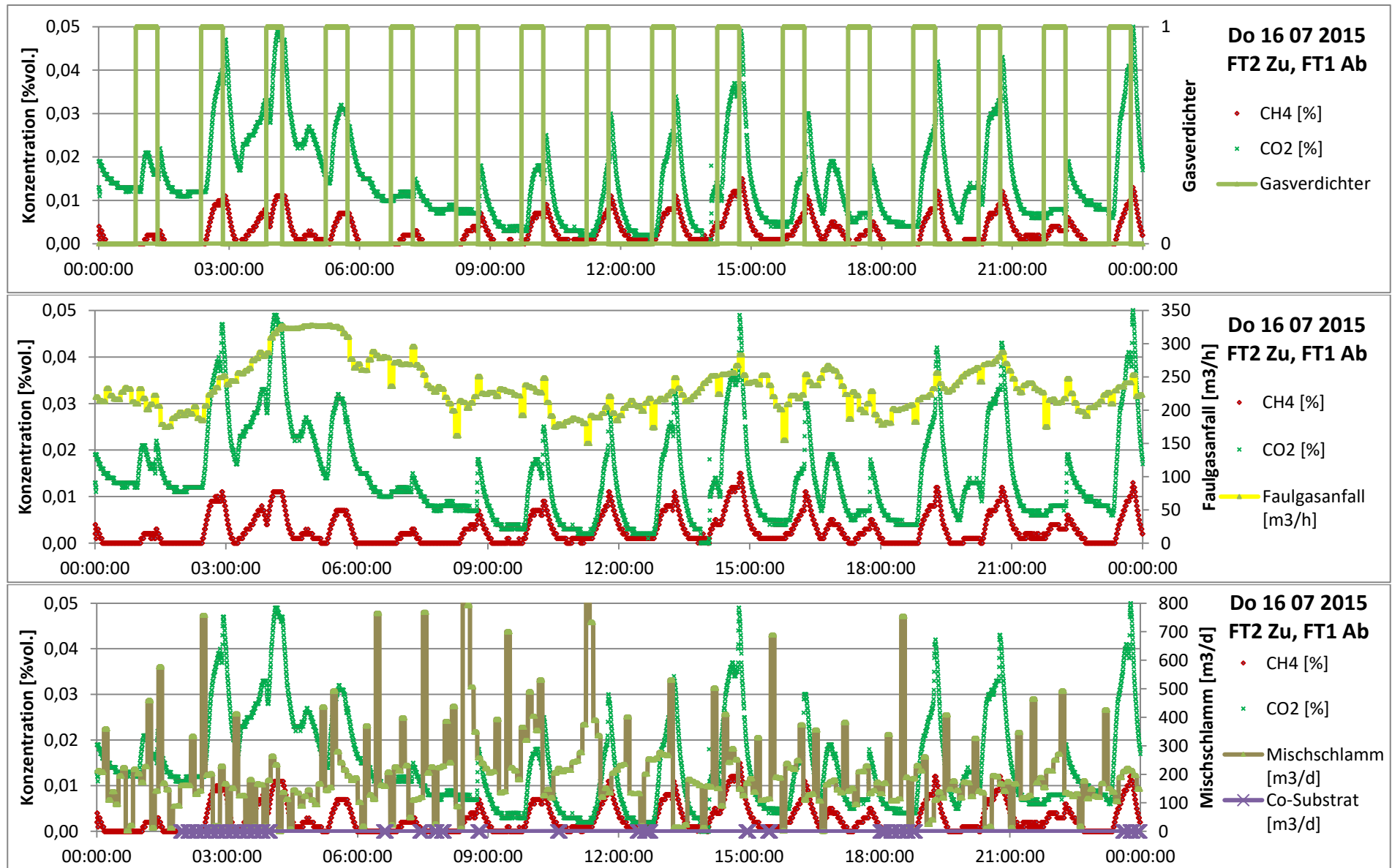




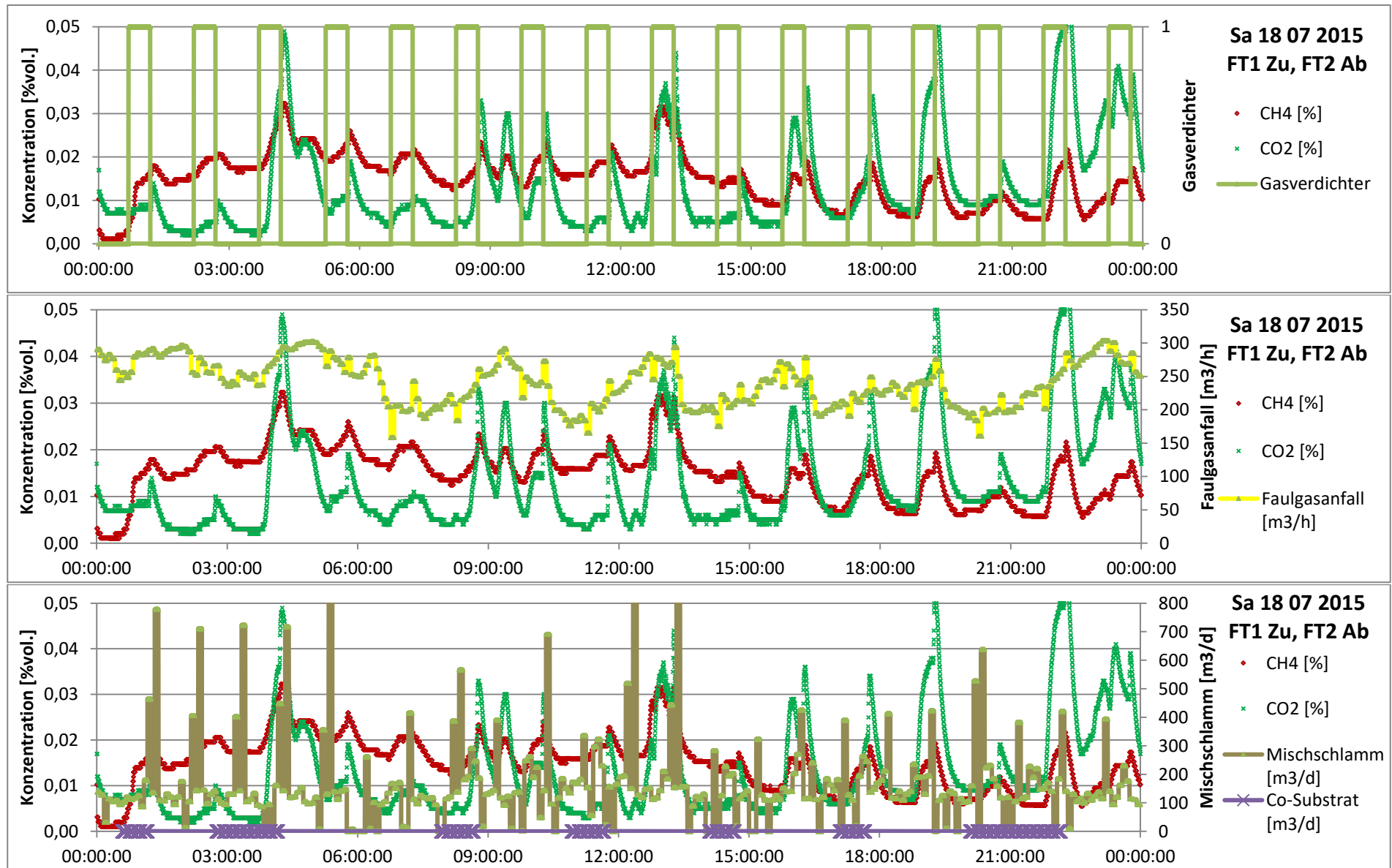
Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)



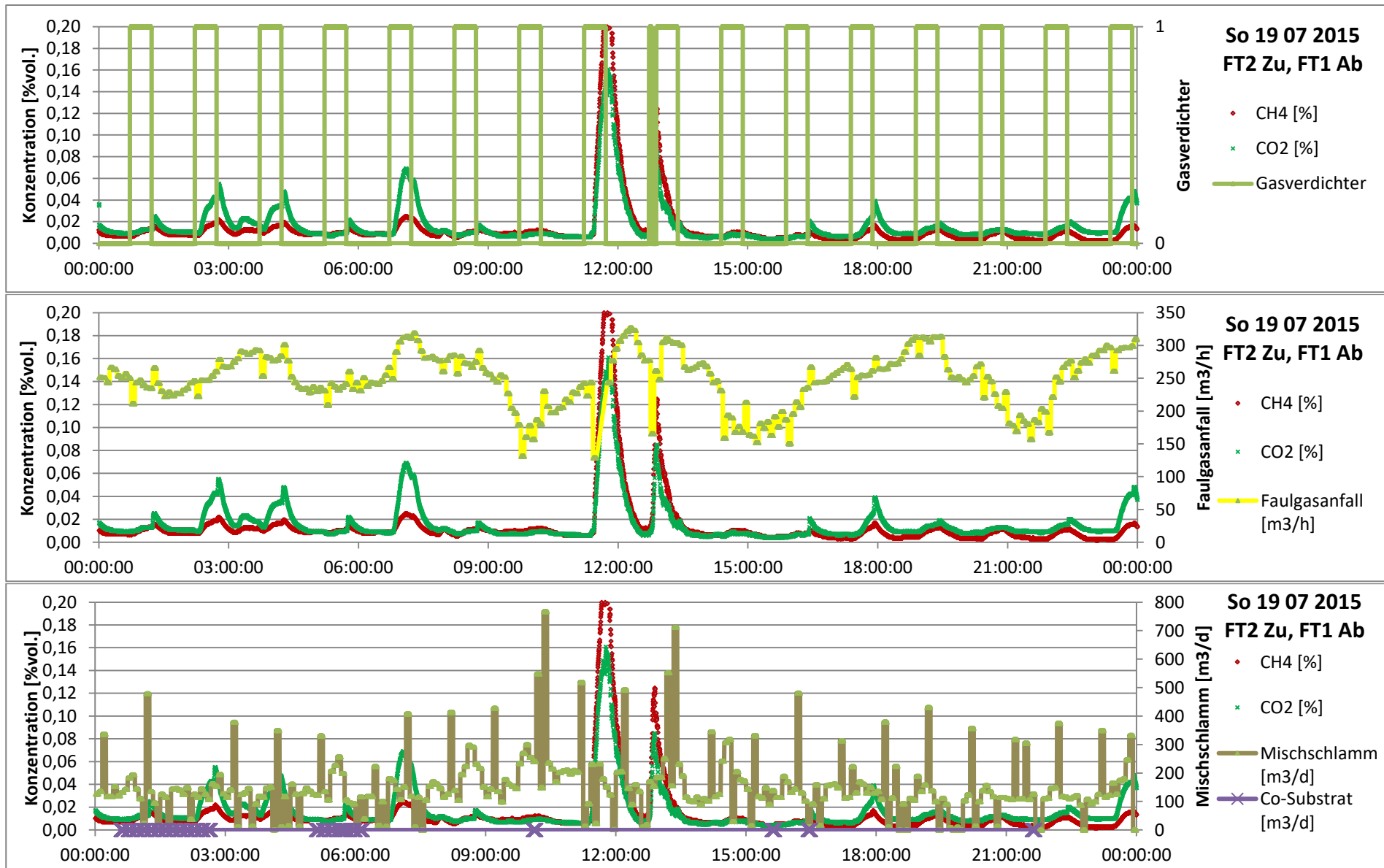
Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)

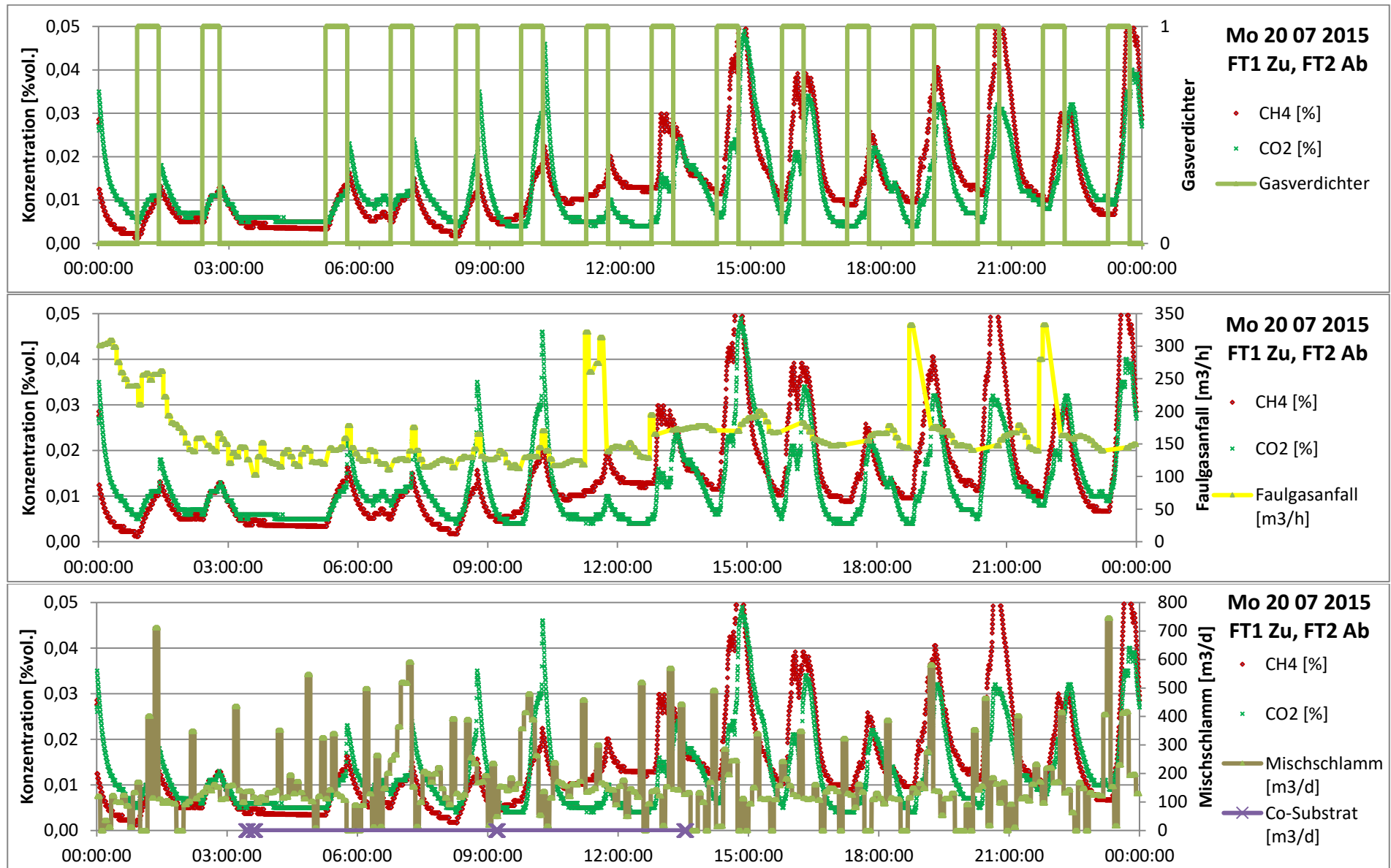


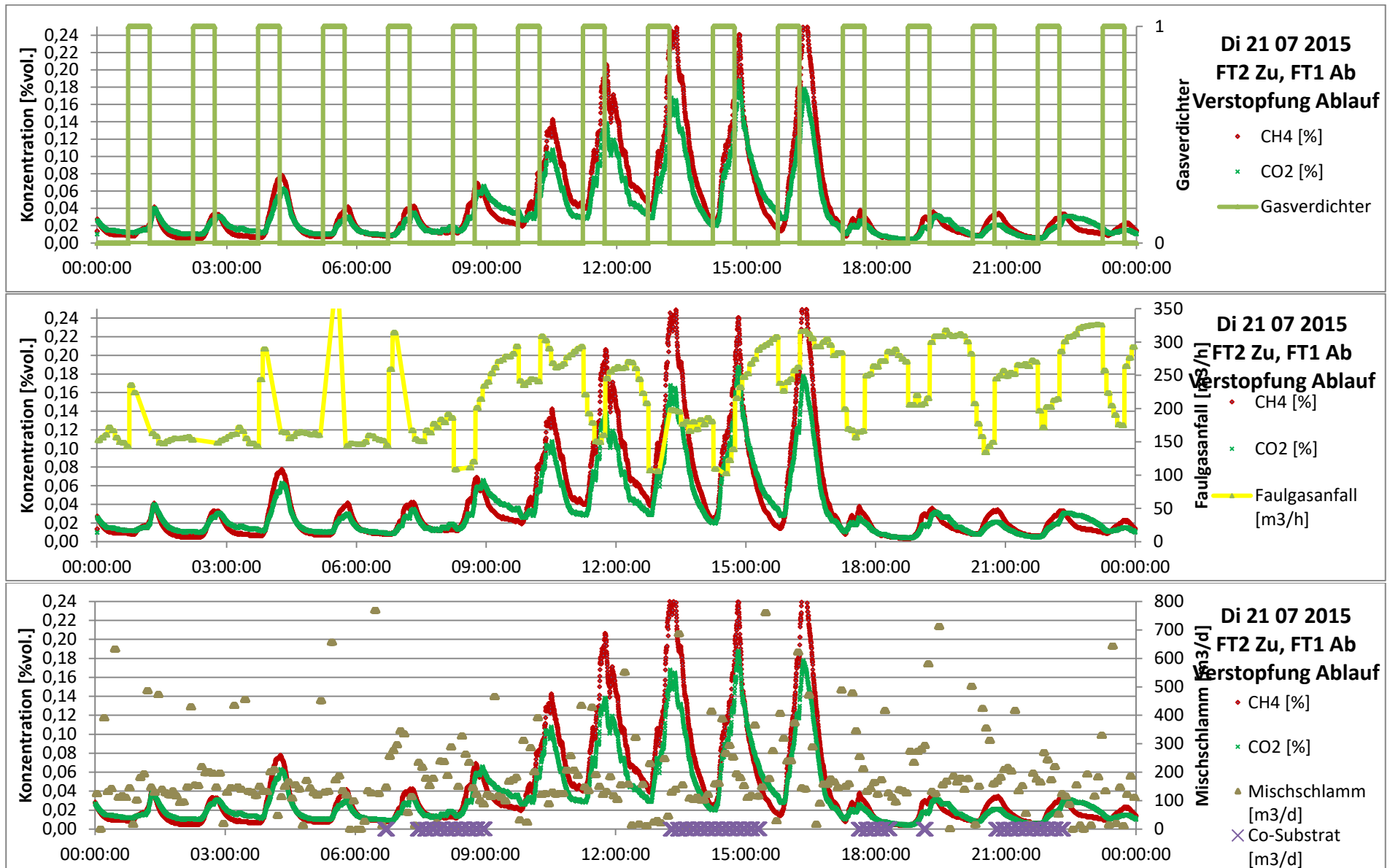




Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)

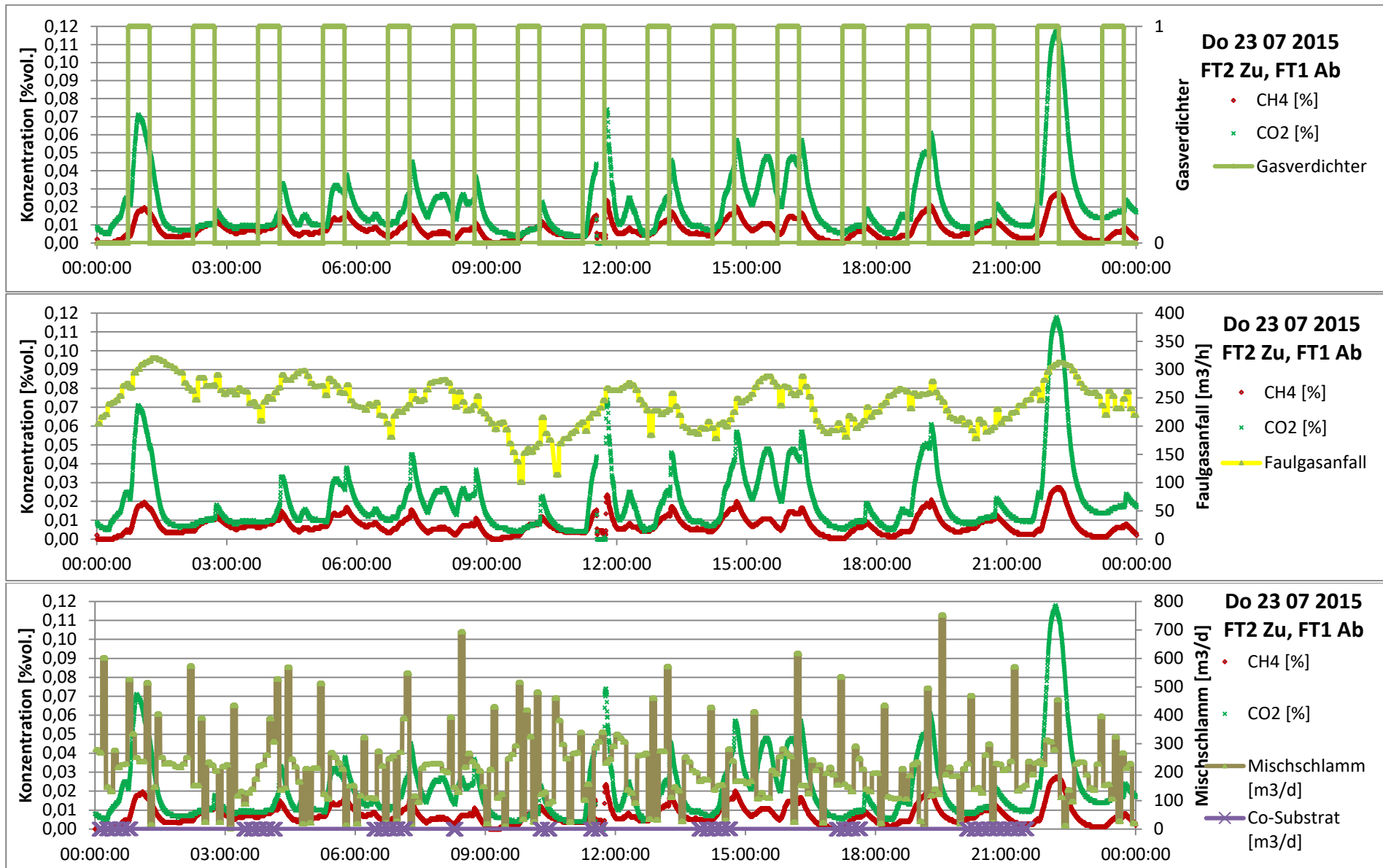


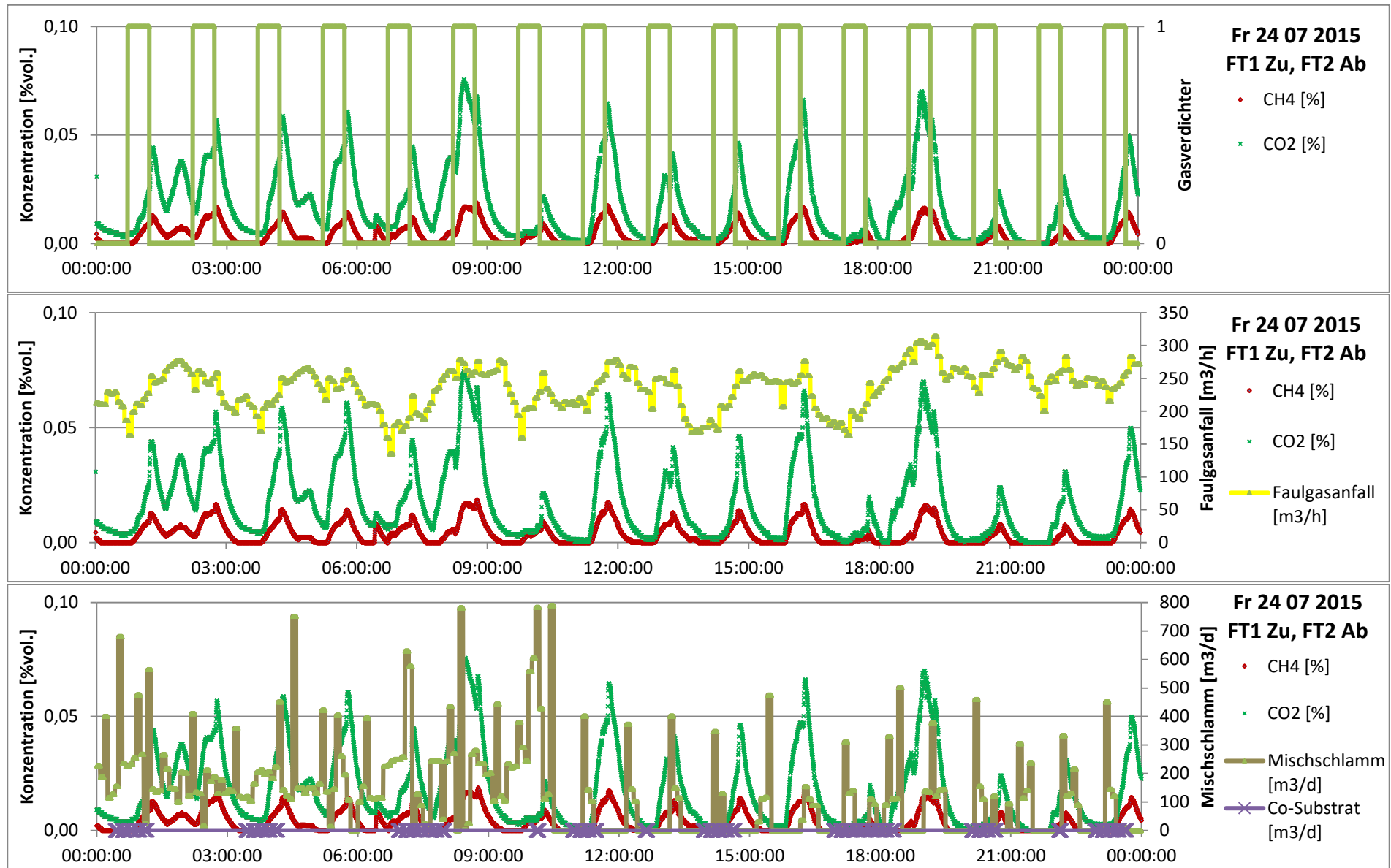




Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)



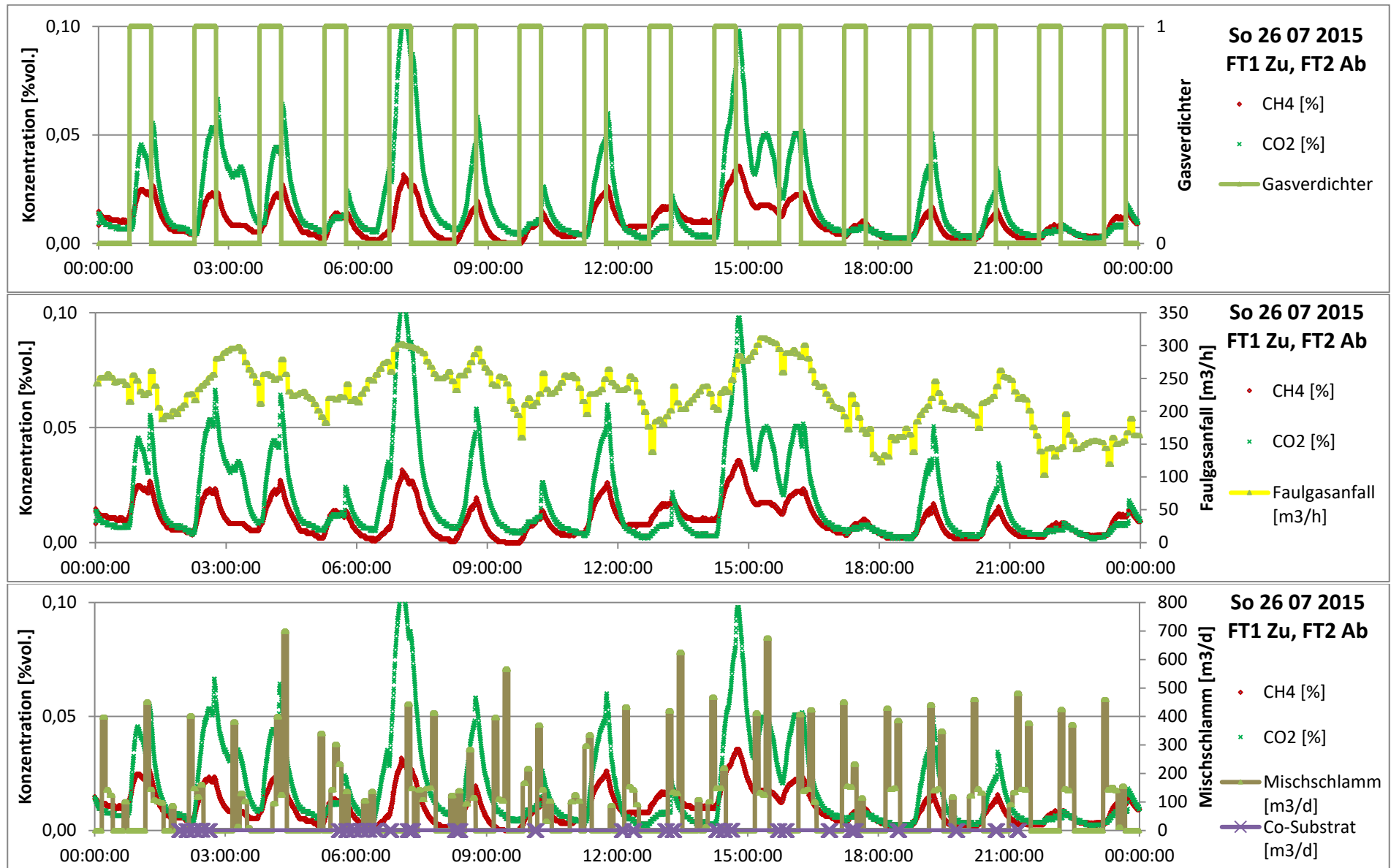




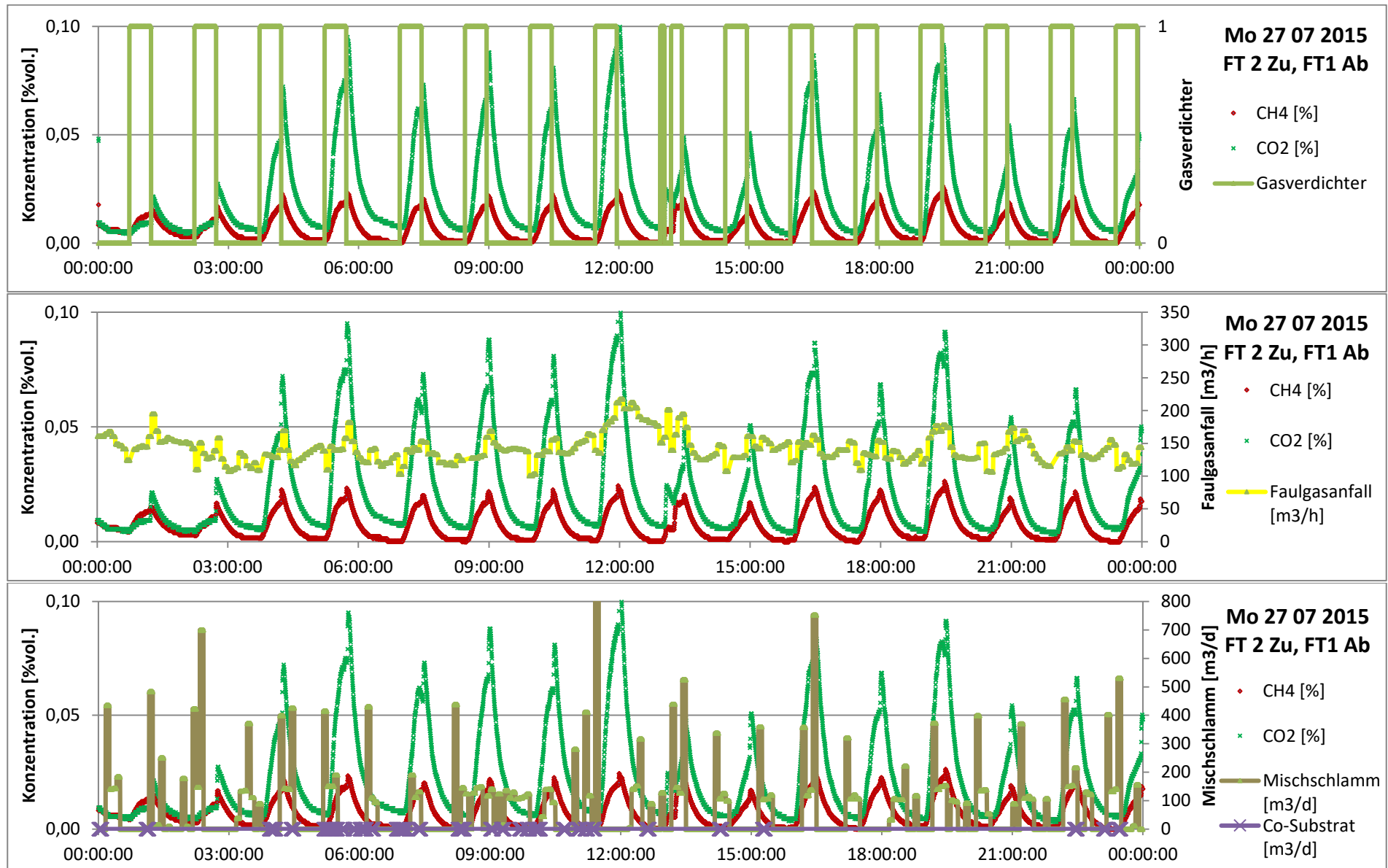
Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)



Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)

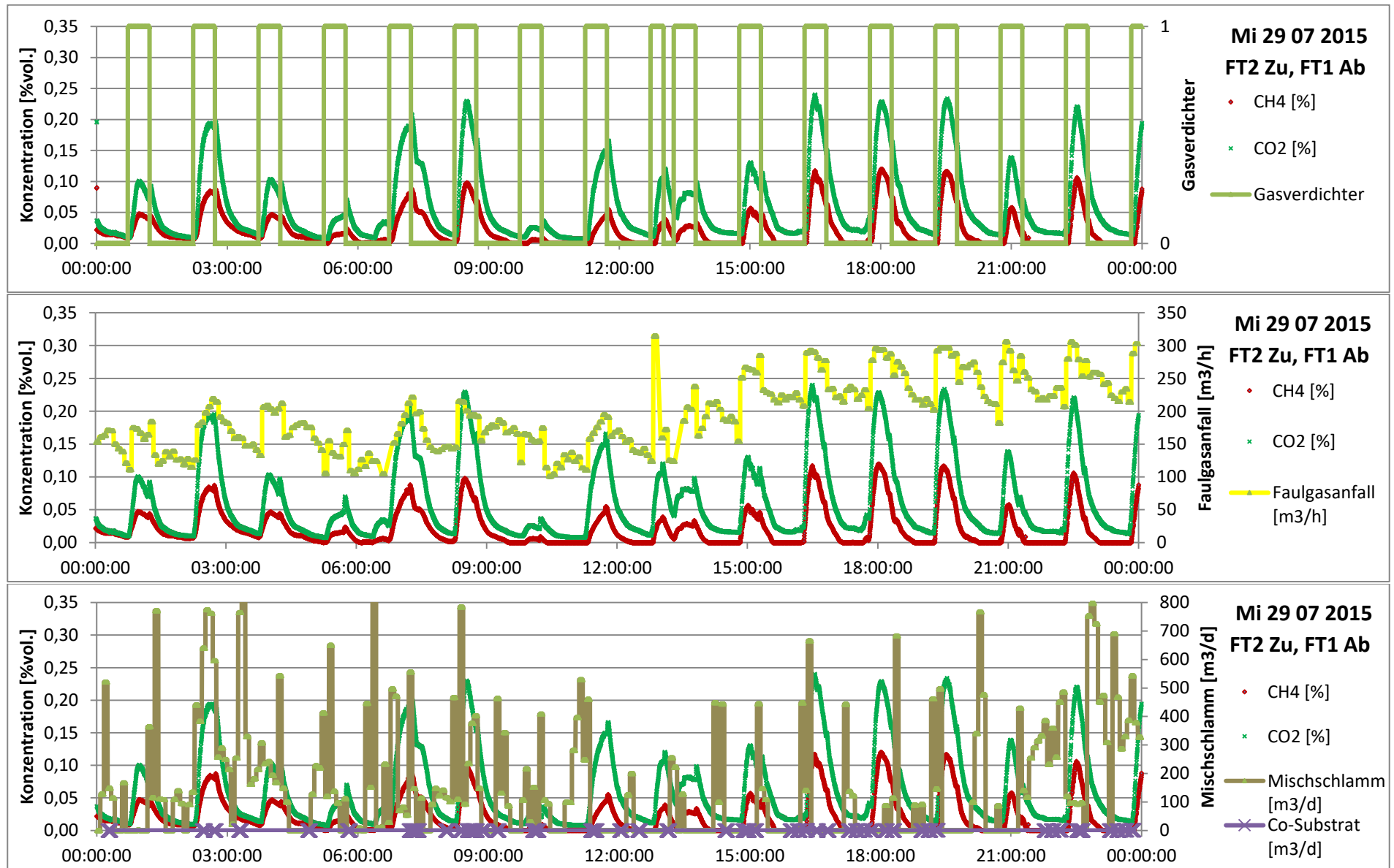


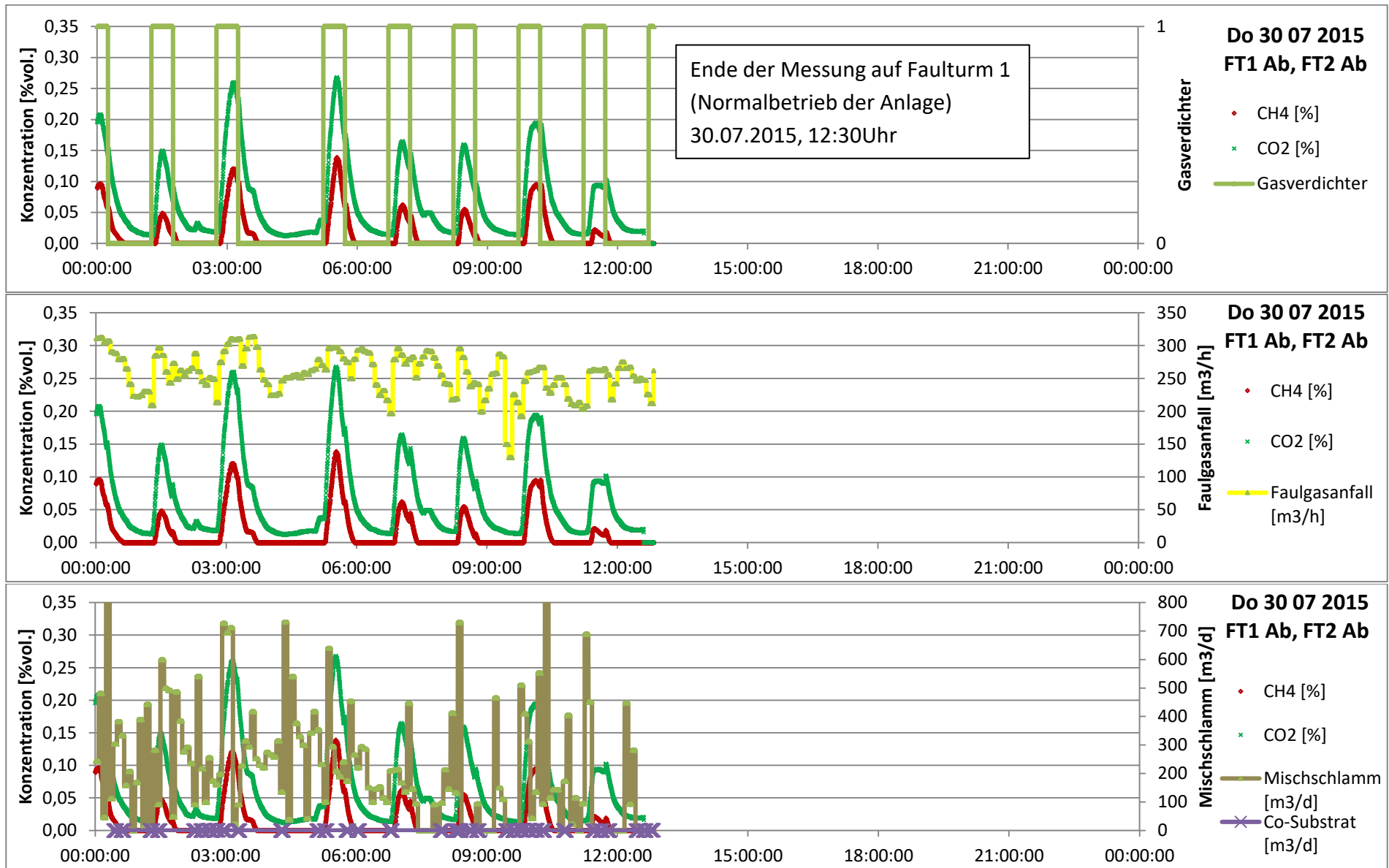
Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)



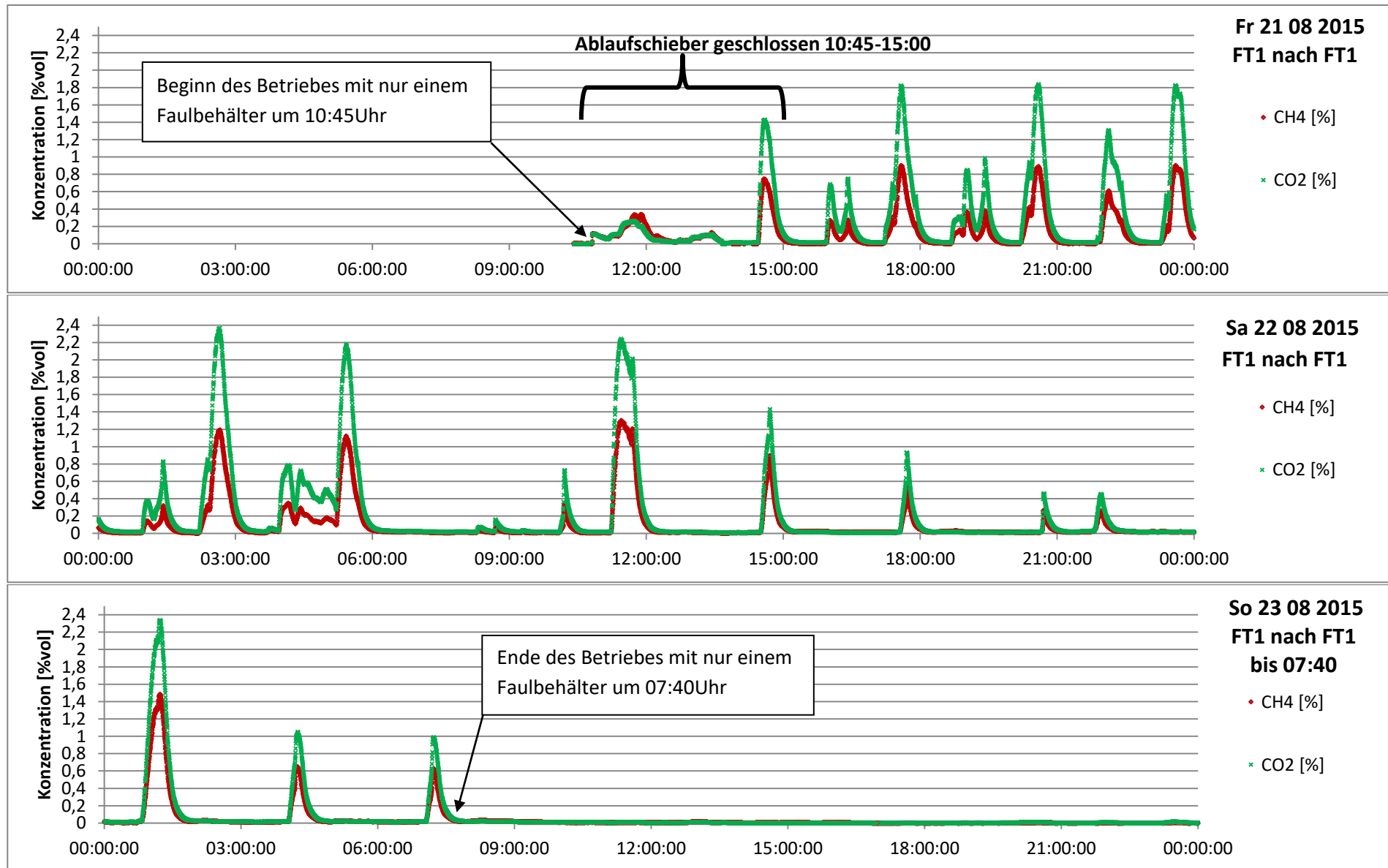


Anhang 4 Messdaten der Gasmessung 08.07.2015 – 30.07.2015 beide Faulbehälter in Betrieb (Normalbetrieb der Anlage)

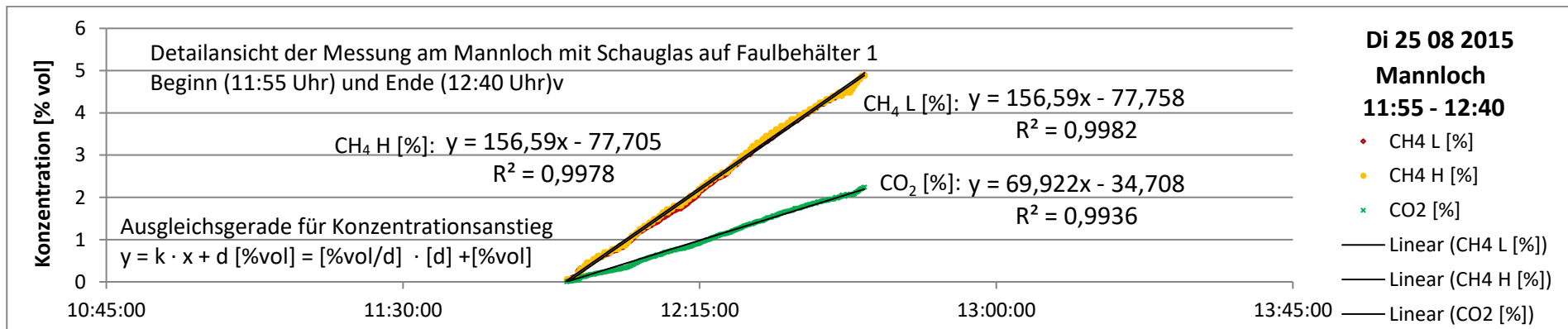
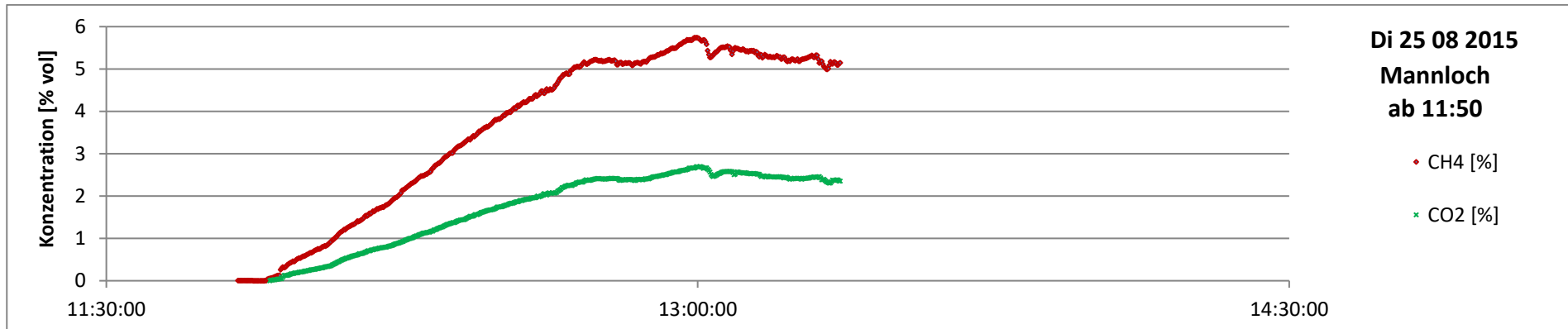
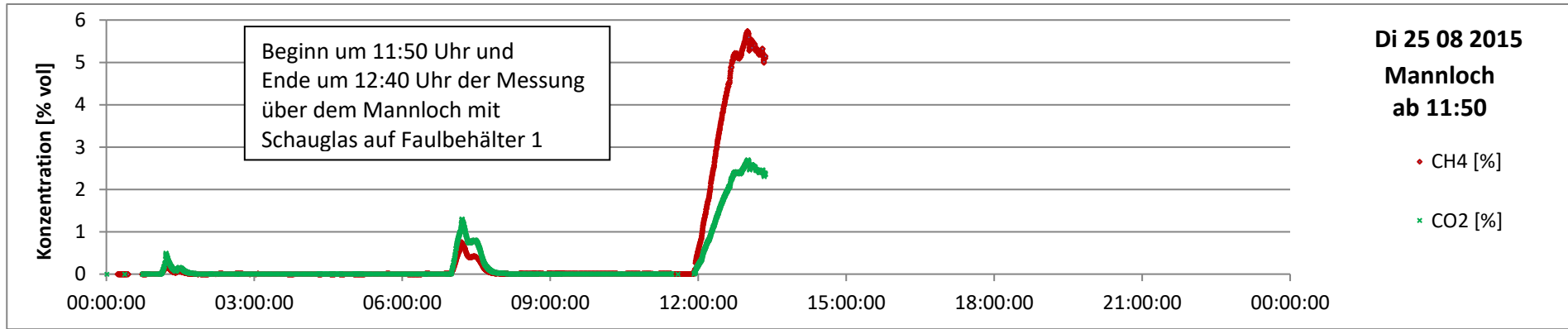




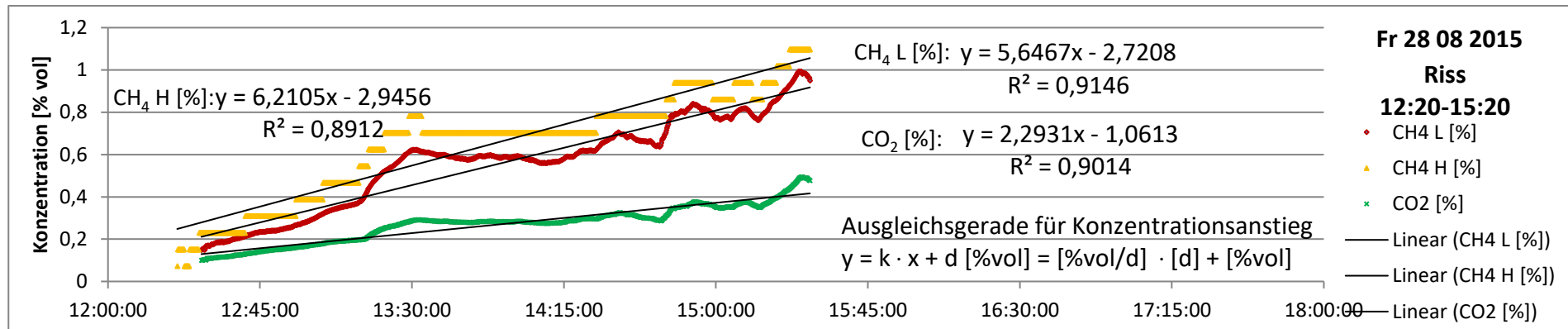
Anhang 5 Messdaten der Gasmessung 21.08.2015 – 23.08.2015 nur Faulbehälter 1 in Betrieb



Anhang 6 Messdaten der Gasmessung am 25.08.2015 Mannloch mit Schauglas



Anhang 7 Messdaten der Gasmessung am 28.08.2015 Riss im Behälterdeckel



Anhang 8 Datenblatt des Differenzdruck-Messgerätes testo 512

Differenzdruck- Messgerät

testo 512 – Der Profi in Sachen
Druck- und Strömungsmessung



8 Einheiten für Druck auswählbar: kPa, hPa, Pa, mm H₂O, mmHg, psi, inch H₂O, inch Hg

2 Einheiten für Strömung auswählbar: m/s, fpm

Dichtekompensation integriert

Display-Beleuchtung

Max.-/Min.- sowie Hold-Funktion

Ausdruck der Messwerte inkl. Datum/Uhrzeit und Min.-/Max.-Werte

Das Differenzdruck-Messgerät testo 512 ist in vier unterschiedlichen Varianten verfügbar:

- Messbereich 0 ... 2 hPa
- Messbereich 0 ... 20 hPa
- Messbereich 0 ... 200 hPa
- Messbereich 0 ... 2000 hPa (ohne Strömungs- und Pascal-Messung)

testo 512 zeigt gleichzeitig Druck und Strömung (außer Variante 0 ... 2000 hPa) im gut ablesbaren, großen, beleuchteten Display an, die Messergebnisse können mit Datum und Uhrzeit sowie Minimal- und Maximal-Werten vor Ort ausgedruckt werden.

testo 512 hat zwei umschaltbare Einheiten für Strömung, für Druck sind sogar acht Einheiten einstellbar.

Beim testo 512 lässt sich die Dämpfung für gleitende Mittelung individuell programmieren, die Dichtekompensation ist integriert. Der angezeigte Ist-Wert kann mit einem HOLD-Tastendruck im Display festgehalten und die gemessenen Minimal- und Maximal-Werte können im Gerät angezeigt und gespeichert werden.

Der TopSafe schützt das Messgerät im rauen Praxiseinsatz vor Schlag, Schmutz und Spritzwasser (optional).

www.testo.at

Differenzdruck-Messgerät

1 **testo 512** 0...2 hPa/mbar

testo 512, Differenzdruck-Messgerät mit Messbereich 0...2 hPa, inkl. Batterien



Best.-Nr. 0560 5126
EUR 377,00

2 **testo 512** 0...20 hPa/mbar

testo 512, Differenzdruck-Messgerät mit Messbereich 0...20 hPa, inkl. Batterien

Best.-Nr. 0560 5127
EUR 377,00

3 **testo 512** 0...200 hPa/mbar

testo 512, Differenzdruck-Messgerät mit Messbereich 0...200 hPa, inkl. Batterien

Best.-Nr. 0560 5128
EUR 377,00

4 **testo 512** 0...2000 hPa/mbar ohne Strömungs- und Pascalmessung

testo 512, Differenzdruck-Messgerät mit Messbereich 0...2000 hPa, inkl. Batterien

Best.-Nr. 0560 5129
EUR 377,00

Sen sortyp Differenzdrucksensor

| | 1 | 2 | 3 | 4 |
|----------------------|--|--|--|-----------------|
| Messbereich | 0 ... +2 hPa +2 ... +17.5 m/s 395 ... 3445 fpm | 0 ... +20 hPa +5 ... +55 m/s 985 ... 10830 fpm | 0 ... +200 hPa +10 ... +100 m/s 1970 ... 19690 fpm | 0 ... +2000 hPa |
| Genauigkeit ±1 Digit | 0.5% v. Ew. | 0.5% v. Ew. | 0.5% v. Ew. | 0.5% v. Ew. |
| Auflösung | 0.001 hPa 0.1 m/s 0.1 fpm | 0.01 hPa 0.1 m/s 0.1 fpm | 0.1 hPa 0.1 m/s 0.1 fpm | 1 hPa |
| Überlast | ±10 hPa | ±200 hPa | ±2000 hPa | ±4000 hPa |

Gemeinsame technische Daten

| | |
|--------------------|----------------------------|
| Messmedium | alle nichtaggressiven Gase |
| Anzeige | LCD 2-zeilig |
| Lagertemperatur | -10 ... +70 °C |
| Betriebstemperatur | 0 ... +60 °C |
| Batterietyp | 9V-Block, 6F22 |

| | |
|-----------|------------------|
| Standzeit | 120 h |
| Auto-Off | 10 min |
| Gewicht | 300 g |
| Abmessung | 202 x 57 x 42 mm |
| Garantie | 2 Jahre |