

# **Nutzung regionaler abfall- und abwasserstämmiger Bioressourcen am Beispiel des Hamburger Demonstrationsvorhabens „Jenfelder Au“ – Inventur, Lagerung, Aufbereitung, Vergärung und Gärrestverwertung**

Ergebnisbericht im Rahmen des KREIS-Projektes



Saskia Hertel, Ina Körner

2017

# Ergebnisbericht der TUHH

im Rahmen des Verbundvorhabens KREIS

„Demonstrationsvorhaben Neues Wohnen in Jenfeld  
- Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung“

Für das Teilprojekt:

**Effiziente Biogaserzeugung sowie Gärreststoffnutzung mit minimalen Emissionen**

Teilarbeitspaket 1.1: Biogaserzeugung und -nutzung

Teilarbeitspaket 3.2: Verwertung von Gärresten

Förderkennzeichen des BMBF: 033L047C



Ausführung:

Technische Universität Hamburg, Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz,  
Gruppe Biokonversion und Emissionsminderung  
Saskia Hertel, Stefan Deegener, Binur Kuscu, Kirstin Boltz, Ina Körner

Laufzeit: 01.11.2011 bis 28.02.2015

Aktualisierte Neuauflage des Berichtes von 2016.

## Impressum

Technische Universität Hamburg (TUHH)  
Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz (AWW)  
Gruppe Biokonversion und Emissionsminderung  
Eißendorfer Straße 42 (M)  
21073 Hamburg

Saskia Hertel  
saskia.hertel@tuhh.de

Ina Körner  
i.koerner@tuhh.de  
+49 40 428 78 3154

Weblinks:  
<http://www.tuhh.de/aww>

DOI [10.15480/882.1585](https://doi.org/10.15480/882.1585)

Das Projekt wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert und durch den Projektträger Jülich des Bundesministeriums für Bildung und Forschung begleitet.

**Die Verantwortung für den Inhalt dieses Ergebnisberichtes liegt bei den Autoren.**

Die Autoren danken dem Mittelgeber und dem Projektträger sowie den Koordinatoren und Projektpartnern für die Unterstützung und gute Zusammenarbeit.

Darüber hinaus bedanken sich die Autoren insbesondere bei den weiteren am Projekt beteiligten Personen, vor allem bei Stefan Deegener, Binnur Kescu, Ova Candra Dewi, Christpeace Ezebuio und Kirstin Boltz sowie bei der Vielzahl an involvierten Studenten und bei der TUHH-Verwaltung, insbesondere bei Fred Sporidi, für ihre wertvollen Beiträge.

Foto des Titelblattes: Roman Jupitz, TUHH

## Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	IV
Abbildungsverzeichnis.....	VII
Tabellenverzeichnis.....	VIII
Abkürzungsverzeichnis.....	XI
1 Einleitung.....	1
2 Inventur und Eigenschaften möglicher Co-Substrate .....	2
2.1 Problemstellung .....	2
2.2 Methode.....	2
2.3 Erstbeurteilung vorhandener Reststoffströme .....	3
2.4 Ergebnisse der Inventuren .....	4
2.4.1 Schwarzwasser .....	4
2.4.2 Fettwasser .....	4
2.4.3 Rasenschnitt .....	6
2.5 Eigenschaften und Herkunft der Substrate.....	8
2.5.1 Schwarzwasser .....	8
2.5.2 Fettwasser .....	9
2.5.3 Rasenschnitt .....	10
2.6 Zusammenfassung der Inventur und der Substratanalysen .....	13
3 Lagerung und Haltbarmachung von Rasenschnitt .....	15
3.1 Problemstellung .....	15
3.2 Methode.....	15
3.3 Ergebnisse zur Silierung von Rasenschnitt.....	15
3.3.1 Grundlagen der Silierung.....	15
3.3.2 Arten der Silierung.....	16
Einfluss der Silierung auf die Biogasbildung.....	17
3.3.3 Laborversuche zur Silierung von öffentlichem und privatem Rasenschnitt.....	17
3.4 Bewertung der Silierung von Rasenschnitt für die Jenfelder Au.....	19
4 Aufbereitung von frischem und gelagertem Rasenschnitt.....	21
4.1 Problemstellung .....	21
4.2 Methode.....	21
4.3 Herstellung von Suspension .....	21
4.3.1 Auswahl und Betrieb von Zerkleinerungsgeräten .....	21
4.3.2 Partikelgrößenverteilung in Rasensuspensionen .....	23
4.3.3 Versuche zur Entmischbarkeit von Substrat-Gemischen .....	23
4.3.4 Charakterisierung der Rasensuspensionen .....	24

4.4	Herstellung von Rasensäften.....	25
4.4.1	Ergebnisse der Literaturrecherche.....	25
4.4.2	Pressversuche mit Rasenschnitt.....	25
4.4.3	Charakterisierung der Rasensäfte.....	27
4.5	Bewertung der Aufbereitungsmethoden.....	28
5	Biogasproduktion der ausgewählten Substrate.....	29
5.1	Problemstellung.....	29
5.2	Methode.....	29
5.3	Bestimmung des Biogaspotenzials mittels Batch-Test.....	29
5.3.1	Untersuchte Substrate.....	29
5.3.2	Ergebnisse der Batch-Tests.....	31
5.3.3	Biogaspotenzial der Mischungen.....	34
5.4	Semi-kontinuierliche Versuche in 10-L-Reaktoren.....	35
5.4.1	Versuchsaufbau.....	35
5.4.2	Substratzusammensetzung und Versuchsperioden.....	35
5.4.3	Herkunft und Vorbehandlung verwendeter Substrate.....	38
5.4.4	Raumbelastung der 10-L-Reaktoren.....	39
5.4.5	Biogasproduktion im semi-kontinuierlichen System.....	40
5.5	Kontinuierliche Versuche im 100-L-Reaktor.....	51
5.5.1	Versuchsaufbau.....	51
5.5.2	Substrate und Beschickung.....	53
5.5.3	Biogasproduktion im kontinuierlichen System.....	53
5.6	Bewertung der Biogasproduktion.....	54
6	Gärrestverwertung.....	55
6.1	Problemstellung.....	55
6.2	Methode.....	55
6.3	Grundlagen zur Gärrestverwertung.....	56
6.3.1	Allgemeine Möglichkeiten zur Gärrestverwertung.....	56
6.3.2	Transport und direkte Ausbringung von Gärresten.....	57
6.3.3	Fest-Flüssig-Trennung von Gärresten.....	59
6.3.4	Behandlungsmöglichkeiten für die feststoffreiche Phase.....	60
6.3.5	Behandlungsmöglichkeiten der flüssigen Phase.....	61
6.4	Laborversuche mit Gärresten.....	62
6.4.1	Ergebnisse der Gärrestanalysen.....	62
6.4.2	Ergebnisse der Fest-Flüssig-Trennungen.....	64
6.5	Bewertung der Gärrestrecherchen und -untersuchungen.....	67
7	Beschickungs- und Verwertungsszenarien für die Jenfelder Au.....	68
7.1	Kalkulationsmodel.....	68

7.2	Beschickungsszenarien für den Anaerobreaktor in der Jenfelder Au .....	69
7.3	Gärrest-Verwertungsszenarien für die Jenfelder Au.....	72
7.4	Bewertung der Szenarien .....	76
8	Abschließende Bewertung der Arbeiten und Ausblick.....	78
9	Zusammenfassung.....	83
10	Literaturverzeichnis .....	86
A	Anhang.....	10-i
A.1	Charakterisierung der Substrate .....	10-i
A.2	Organische Belastung der 10 L-Reaktoren .....	10-ii
A.3	Gärrestanalysen.....	10-iii

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Wachstumsintensität der Rasengräser unter mitteleuropäischen Bedingungen (nach Daten von Bocksch 2006); die Angaben sind prozentual bezogen auf den maximalen monatlichen Anfall .....	7
Abbildung 2.2: : Öffentliche Grünflächen in unterschiedlichen Umkreisen im Stadtquartier Jenfeld; innerhalb der Stadtbezirke HH-Wandsbek, HH-Mitte, HH-Nord .....	8
Abbildung 3.1: Verlauf der Gärsäuren und des pH-Werts in stabiler Silage (nach Daten von Thaysen 2011 zitiert in Cici 2012) .....	16
Abbildung 3.2: Silierung in Silageballen, (patpatpat, 2006) (patpatpat 2006) .....	16
Abbildung 3.3: Silierung im Fahrsilo, (Willmann, 2006) .....	17
Abbildung 3.4: Silierung im Schlauchsilobehälter, (Mahalko, 2015) .....	17
Abbildung 3.5: Rasenschnitt in Vakuumbutel siliert .....	18
Abbildung 3.6: Rasenschnitt von in Fässern siliert .....	18
Abbildung 4.1: Labormessermühle GRINDOMIX GM 200 (Retsch, 2013) .....	21
Abbildung 4.2: Rasenschnittsuspension nach einer Nasszerkleinerung mittels Messermühle .....	21
Abbildung 4.3: Zerkleinerungs-, Misch- und Eintragsaggregat Energy Jet mit Rota Cut (Vogelsang, 2016) .....	22
Abbildung 4.4: Anteile an Partikeln unterschiedlicher Größe in den Rasensuspensionen bezogen auf Gesamtanteil der Partikel in der Suspension .....	23
Abbildung 4.5: Schichtbildung in Substrat-Co-Substrat-Mischungen bei Sedimentationsversuchen; (nach Vergil 2012) .....	24
Abbildung 4.6: Pressen zur Rasenschnittpressung von links nach rechts: Werkstattpresse, Hydraulikpresse, Schneckenpresse .....	26
Abbildung 4.7: Anteil der als Rasensaft abgepressten Rasenschnittmasse bezogen auf die Gesamtmasse des Rasenschnittes in Abhängigkeit vom Trockenrückstand des Rasenschnittes; Hydraulikpresse (300 bar) .....	26
Abbildung 5.1: Schematischer Versuchsaufbau der semi-kontinuierlichen Biogasversuche (Turjanica 2014 aus Wendland 2008) .....	35
Abbildung 5.2: organische Belastung der 10 L-Reaktoren .....	39
Abbildung 5.3: Reaktor RX-1: Biogasproduktion aus Schwarzwasser und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden .....	41
Abbildung 5.4: Reaktor RX-2: Biogasproduktion einer Schwarzwasser-Fettwasser-Mischung und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden .....	42
Abbildung 5.5: Reaktor RX-8: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Rasensaft-Mischungen und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden .....	43
Abbildung 5.6: Reaktor RX-7: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Rasensaft/Rasensuspension-Mischungen und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden .....	44
Abbildung 5.7: Reaktor RX-5: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Rasensaft-Mischungen (1 : 1,2 : 0,8) und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden .....	45
Abbildung 5.8: Reaktor RX-6: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Rasensaft-Mischungen (1 : 1 : 1) und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden .....	45
Abbildung 5.9: Reaktor RX-3: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Rasensaft/Rasensuspension-Mischungen (1 : 0,3 : 1,7) und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden .....	46
Abbildung 5.10: Reaktor RX-4: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Rasensaft/Rasensuspension-Mischungen (1 : 1,2 : 0,8) und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden .....	47
Abbildung 5.11: Reaktor RX 5 und RX 8 Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Grassilagesaft -Mischungen und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden XV-XVII .....	48

Abbildung 5.12:Reaktor RX 4 und RX 7 Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Grassilagesuspension-Mischungen und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden XV-XVII .....	48
Abbildung 5.13: Biogasproduktion in den 10L-Reaktoren gemittelt über die HRT von 55, 40, 30 und 25 Tage im Vergleich zu den erwarteten Werten, die sich aus den Batch-Tests ergeben in nL/kg <sub>oTR</sub> .....	50
Abbildung 5.14: Biogasproduktion in den 10L-Reaktoren gemittelt über die HRT von 55, 40, 30 und 25 Tage im Vergleich zu den erwarteten Werten, die sich aus den Batch-Tests ergeben in nL/kg <sub>FM</sub> .....	51
Abbildung 5.15: Aufbau des 100-L-Reaktors; schematisch dargestellt.....	52
Abbildung 5.16: Spezifische Biogasproduktion im 100-L-Reaktor im konstanten Betrieb; Input - Schwarzwasser:Fettwasser im Verhältnis 1:1 bei HRT 25 d .....	53
Abbildung 5.17: Absolute Biogasproduktion im 100-L-Reaktor im täglichen Verlauf in Abhängigkeit von den Beschickungsintervallen; Ausschnitt; Input: Schwarzwasser:Fettwasser im Verhältnis 1:1; HRT 25 d .....	54
Abbildung 6.1: Überblick der Gärrestaufbereitungsverfahren .....	56
Abbildung 6.2: Transportkosten für die Ausbringung von flüssigen Gärresten in Abhängigkeit von der Entfernung (BOKU Wien zitiert, in Böhner et al. (2011)) .....	58
Abbildung 6.3: Umgebungskarte der Jenfelder Au (blaue Fläche) mit Naturschutzgebieten (rote Flächen) und Wasserschutzgebieten (blaue Schraffuren); nach (Digitaler Atlas Nord) zitiert in Huhn (2013). .....	58
Abbildung 6.4 Trenngrade für die Fest-Flüssig-Trennung mittels Sedimentation, Filtration, Pressfiltration und Zentrifugation (Huhn 2013) .....	59
Abbildung 6.5: Zusammensetzung der Gärreste aus 10-L Reaktoren im Hinblick auf TR, oTR, TC und TN .....	63
Abbildung 6.6: Anteile an Partikeln unterschiedlicher Größe bezogen auf Gesamtanteil der Partikel in den Gärresten.....	64
Abbildung 6.7: Trenngrade für die Fest-Flüssig-Trennung von ausgewählten Gärresten mit partikelarmen Inputstoffen mittels Sedimentation (mit/ohne Flockungsmittel) und Zentrifugation (ohne Flockungsmittel).....	65
Abbildung 6.8: Trenngrade für die Fest-Flüssig-Trennung von ausgewählten Gärresten mit partikelreichen Inputstoffen mittels Sedimentation (mit/ohne Flockungsmittel) und Zentrifugation (ohne Flockungsmittel).....	66
Abbildung 7.1: Input und Output verschiedener Beschickungsszenarien der Biogasanlage in der Jenfelder Au .....	71
Abbildung 7.2: Szenario A zur direkten Ausbringung der Gärreste ohne Fest-Flüssig-Trennung.....	72
Abbildung 7.3: Szenario B zur Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste mit P-Fällung und Kompostierung .....	74
Abbildung 7.4: Szenario C zur Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste mit N-Rückgewinnung, P-Fällung und Kompostierung.....	75

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Verwendete Methoden zur Bestimmung der Substrateigenschaften .....	2
Tabelle 2.2: Kurzbewertung vorhandener organischer Abfall- und Abwasserströme in der Region (aus Körner et al. 2013b) .....	3
Tabelle 2.3: Daten aus einer Fettabscheider-Inventur im Rahmen des BERBION-Projektes für den Bezirk Bergedorf .....	5
Tabelle 2.4: Überblicksdaten zur Fettwasserinventur für Hamburg insgesamt sowie die Bezirke Bergedorf und Wandsbek.....	5

Tabelle 2.5: Literaturangaben zum Rasenschnitthanfall für verschiedene Rasentypen.....	6
Tabelle 2.6: Private und öffentliche Rasenflächen sowie kalkulierte theoretisches Potenzial an Rasenschnitt in verschiedenen Umkreisen (nur im Stadtgebiet Hamburg) um die Jenfelder Au .....	7
Tabelle 2.7: Untersuchungsergebnisse für Schwarzwässer im Vergleich mit Literaturwerten .....	9
Tabelle 2.8: Untersuchungsergebnisse für Fettwässer und Vergleich mit Literaturwerten .....	9
Tabelle 2.9: Untersuchungsergebnisse für durch GALA-Unternehmen eingesammelten Rasenschnitt von vorwiegend öffentlichen Flächen.....	10
Tabelle 2.10: Untersuchungsergebnisse für frischen Rasenschnitt von Flächen der TUHH .....	11
Tabelle 2.11: Untersuchungsergebnisse für Rasenschnitt aus privaten Gärten .....	11
Tabelle 2.12: Analyseergebnisse aus der Literatur zu Rasenschnitt und Grassilage.....	12
Tabelle 2.13: Untersuchungsergebnisse zum Trockenrückstand, Organikanteil und Sandanteil von Rasenschnittproben unterschiedlicher Herkunft .....	13
Tabelle 2.14: Richtwerte für den jährlichen und durchschnittlichen täglichen potenziellen Anfall an für die Vergärung geeigneten Reststoffen in der Jenfelder Au und Umgebung .....	13
Tabelle 2.15: Richtwerte für die saisonale Aufteilung der Reststoffgenerierung .....	14
Tabelle 2.16: Eigenschaften der für die Untersuchungen ausgewählten Substrate .....	14
Tabelle 3.1: Analyseergebnisse (TR, oTR, pH-Wert) für Rasenschnittproben unterschiedlicher Herkunft und Erntemonate vor und nach einer Silierung im Laborversuch .....	19
Tabelle 4.1: Leistungsangaben für das Zerkleinerungs-, Misch- und Eintragsaggregat EnergyJet (Vogelsang 2016) .....	22
Tabelle 4.2: Zur Bestimmung der Korngrößenanalyse ausgewählte Rasensuspensionen und deren Charakteristik .....	23
Tabelle 4.3: Charakterisierung der Rasenschnittsuspensionen .....	25
Tabelle 4.4: Übersicht über die zur Rasenschnittpressung verwendeten Pressen .....	26
Tabelle 4.5: Abpressgrade unterschiedlicher Pressen, Prozentualer Anteil bezogen auf Ausgangsmenge .....	27
Tabelle 4.6: Charakterisierung von Rasensäften aus frischen Rasenschnittproben .....	27
Tabelle 4.7: Charakterisierung von Rasensäften aus silierten Rasenschnittproben .....	28
Tabelle 5.1: Übersicht über die in den Untersuchungen verwendeten ungemischten Substrate zur Bestimmung des Biogaspotenzials; Teil 1/2 .....	30
Tabelle 5.2: Übersicht über die in den Untersuchungen verwendeten ungemischten Substrate zur Bestimmung des Biogaspotenzials; Teil 2/2 .....	31
Tabelle 5.3: Ergebnisse der Biogaspotenzialbestimmung im Batch-Test (Doppelbestimmung) für verschiedene Substrate, einzelnen aufgelistet .....	33
Tabelle 5.4: Zusammenfassung der Ergebnisse der Biogaspotenzialbestimmung im Batch-Test, mittlere Werte im Vergleich mit Literaturangaben .....	34
Tabelle 5.5: Biogaspotenziale ausgewählter Substratmischungen (BW – Schwarzwasser, FW – Fettwasser, L <sub>1</sub> J- aus frischem Rasens hergestellt, gefroren gelagert, L <sub>1</sub> C- gefroren gelagerter Rasenschnitt, L <sub>3</sub> C-siliert gelagerter Rasenschnitt, L <sub>p</sub> C-Rasenschnitt-Presskuchen).....	34
Tabelle 5.6: Anteile der einzelnen Substrate in den 10-L-Reaktoren im Versuchsteil 1 ( Periode I-XIV) .....	36
Tabelle 5.7: Anteile der einzelnen Substrate in den 10-L-Reaktoren im Versuchsteil 2 ( Periode XV-XVII) .....	36
Tabelle 5.8: Versuchsperioden von Teil 1 mit durchschnittlichen Aufenthaltszeiten (HRT) und verwendeten Substraten in den semi-kontinuierlichen Versuchen; grau-Schwarzwässer, braun-Fettwässer, dunkelgrün-Rasenschnittsuspensionen, hellgrün-Rasensäfte, der Farbwechsel .....	37
Tabelle 5.9: Versuchsperioden von Teil 2 mit durchschnittlichen Aufenthaltszeiten (HRT) und verwendeten Substraten in den semi-kontinuierlichen Versuchen; grau-	

Schwarzwässer, braun-Fettwässer, dunkelgrün-Rasenschnittsuspensionen, hellgrün-Rasensäfte, der Farbwechsel .....	38
Tabelle 6.1: Zusammenstellung zum Düngemittelbedarf in Hamburg und Schleswig-Holstein .....	57
Tabelle 6.2: Aktuelle Grenzwerte für Stickstoff- und Trockenrückstandsausbringung auf landwirtschaftlichen bzw. sonstigen Flächen .....	57
Tabelle 6.3: Zusammensetzung der Inputmischungen der zur Partikelgrößenanalyse und zur Fest-Flüssig-Trennung ausgewählten Gärreste; gesammelte Gärreste aus den Versuchsperioden XII und XIII (Kapitel 5.4) .....	64
Tabelle 7.1: Charakteristik der, für die Szenarienerstellung betrachteten, Input-Substrate.....	69
Tabelle 7.2: Nährstoffgehalte der Gärreste bei Beschickung der Biogasanlage in der Jenfelder Au mit verschiedenen Substratmischungen nach Szenario 1-3 .....	72
Tabelle 7.3: Wärmebedarf, Ausbringungskosten und Düngewert bei Hygienisierung der Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2.....	73
Tabelle 7.4: Wärmebedarf, Ausbringungskosten und Düngewert bei zwei unterschiedlichen Varianten zur Eindampfung der Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2 .....	73
Tabelle 7.5: Flächenbedarf die unterschiedlichen Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2 nach DüV, BioAbfV und AbfklärV (Angaben in ha/a ).....	74
Tabelle 7.6: Charakterisierung der festen und flüssigen Phase nach der Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2.....	74
Tabelle 7.7: Masse an Kompost und Phosphat-Schlamm, die aus der abgetrennten festen Phase der Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2 hergestellt werden kann .....	75
Tabelle 7.8: Input und Output-nach Stickstoff-Strippung und -Rückgewinnung aus den flüssigen Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2 .....	76
Tabelle A.1: Charakterisierung der verwendeten Schwarzwässer.....	10-i
Tabelle A.2: Charakterisierung der verwendeten Fettwässer.....	10-i
Tabelle A.3: Charakterisierung verwendeter Rasensuspension in den semi-kontinuierlichen Versuchen .....	10-ii
Tabelle A.4: Charakterisierung der in den semi-kontinuierlichen Versuchen verwendeten Rasensäfte .....	10-ii
Tabelle A.5: Charakterisierung verwendeter Grassilage und Silagesaftes.....	10-ii
Tabelle A.6: zugeführte organische Belastung der 10-L-Reaktoren in kg oTR/m <sup>3</sup> d in den Versuchsperioden I-VII (Teil 1).....	10-ii
Tabelle A.7: zugeführte organische Belastung der 10-L-Reaktoren in kg oTR/m <sup>3</sup> d in den Versuchsperioden VIII-XIV (Teil 1) .....	10-iii
Tabelle A.8: zugeführte organische Belastung der 10-L-Reaktoren in kg oTR/m <sup>3</sup> d in den Versuchsperioden XV-XVI (Teil 2) .....	10-iii
Tabelle A.9: Ergebnisse der Gärrestanalysen aus den 10-L-Reaktoren über die Versuchsperioden I-XIII für verschiedene Inputmischungen.....	10-iii
Tabelle A.10: Ergebnisse der Gärrestanalysen aus den 10L-Reaktoren über die Versuchsperioden XV-XVII für verschiedene Inputmischungen.....	10-iv

## Abkürzungsverzeichnis

ASL	Ammoniumsulfatlösung
ATB	Leibniz-Institut für Agrartechnik in Potsdam-Bornium
BUW	Bauhaus-Universität Weimar
BW	Schwarzwasser (Blackwater)
CaP	Calciumphosphat
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
FM	Frischmasse
FOS	Flüchtige organische Substanzen
GaLa	Garten- und Landschaft
GIS	Geographic-Information-System
GW	Fettwasser (Greasy water)
HRT	hydraulische Aufenthaltszeit (hydraulic retention time)
HTC	Hydrothermale Carbonisierung
HWC	Hamburg Water Cycle
KREIS	Kopplung regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung
LC	Rasenschnitt (Lawn cuttings)
LJ	Rasensaft (Lawn juice)
LS	Rasenschnittsuspension (Lawn suspension)
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat
N	Stickstoff (Nitrogen)
$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$	Ammonium-Ammoniak-Stickstoff
oTR	Masse des organischen Trockenrückstands
P	Phosphor
TAC	Gesamter anorganischer Kohlenstoff (Total anorganic carbon)
TI	Thünen-Institut
TKN	Kjeldahl-Stickstoff (Total Kjeldahl nitrogen)
TN	Gesamt-Stickstoff (Total nitrogen)
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff (Total organic carbon)
TP	Gesamt-Phosphor (Total phosphorous)
TR	Masse des Trockenrückstands

## 1 Einleitung

Die Freie und Hansestadt Hamburg baut derzeit auf einem ehemaligen Kasernengelände im Stadtgebiet von Hamburg das neue *STADTQUARTIER JENFELDER AU* (im Folgenden kurz: Jenfelder Au) mit 770 Wohneinheiten für ca. 2000 Einwohner. In der Jenfelder Au soll u.a. ein innovatives, ganzheitliches Entwässerungs- und Energiegewinnungskonzept als Demonstrationsvorhaben umgesetzt werden. Die Planungsphase des Bauvorhabens wurde durch das Forschungsverbundprojekt KREIS (**K**opplung von **r**egenerativer **E**nergiegewinnung mit **i**nnovativer **S**tadtentwässerung) begleitet. Mit KREIS wurden innovative Konzepte und Verfahren für die Ver- und Entsorgung urbaner Räume am Beispiel der Jenfelder Au weiterentwickelt. KREIS legte auch die Grundlagen zur Umsetzung des Hamburg-Water-Cycle (HWC). Der Kern des HWC besteht in der getrennten Erfassung und Behandlung der häuslichen Abwasserfraktionen:

- Das Schwarzwasser aus Toiletten soll mittels Vakuumtechnik gewonnen und mit Hilfe einer anaeroben Behandlung zu Biogas und dieses zu Strom und Wärme transformiert werden.
- Das Grauwasser aus Duschen, Küchen und Waschmaschinen soll separat gereinigt werden.

In KREIS waren Partner aus verschiedenen wissenschaftlichen Einrichtungen und Unternehmen beteiligt (KREIS, 2012). Das Forschungsvorhaben der TUHH war in KREIS eingebettet. Die TUHH beurteilte regionale sekundäre, tertiäre bzw. quartäre Bioressourcen (Reststoffe wie Rasenschnitt, Fettabwasser und Schwarzwasser) als Co-Substrate für die anaerobe Vergärung in der geplanten Biogasanlage in der Jenfelder Au. Sie lieferte Grunddaten zur Vorbehandlung und Co-Vergärung und untersuchte Möglichkeiten zur Aufbereitung und Nutzung der Gärreste.

In Kapitel 2 werden die Ergebnisse der Inventuren mit besonderem Fokus auf Schwarzwasser, Fettwasser und Rasenschnitt vorgestellt, in den Kapiteln 3 und 4 Ergebnisse zur Lagerung, Haltbarmachung und Aufbereitung von Rasenschnitt. Kapitel 5 liefert Ergebnisse zur Biogasbildung in Batch-, semi-kontinuierlichen und kontinuierlichen Prozessen, Kapitel 6 gibt Informationen zur Verwertung von Gärresten und Kapitel 7 stellt ein Kalkulationsmodell für die Bestimmung der Biogasbildung und der Gärrestbeschaffenheit sowie Szenarien für die Bioressourcennutzung und Gärrestverwertung in der Jenfelder Au dar. In Kapitel 8 erfolgen abschließend eine Bewertung und ein Ausblick auf weitere notwendige wissenschaftliche Begleitmaßnahmen.

Die Anlage befindet sich derzeit im Bau und soll im Jahr 2018 in Betrieb genommen werden.

## 2 Inventur und Eigenschaften möglicher Co-Substrate

### 2.1 Problemstellung

Der in der Jenfelder Au geplante HWC sieht eine dezentrale und separate Sammlung und Behandlung des anfallenden Grau- und Schwarzwassers vor. Das Schwarzwasser soll vor Ort anaerob behandelt werden. Das entstehende Biogas soll mittels Gasturbinen zu Strom (Einspeisung ins Netz) und Wärme (Einsatz im Stadtquartier) transformiert werden. Ein weiteres Ziel ist die vollständige Verwertung des Schwarzwassers - auch der Gärrest soll stofflich oder energetisch genutzt werden. Insbesondere Stickstoff und Phosphor sollen aus dem Gärrest wieder gewonnen werden, um sie z.B. als Düngemittel einsetzen zu können.

Aus vorangegangenen Arbeiten ist bekannt, dass Schwarzwasser allein keinen hohen Energieertrag liefert (Alp, 2010) (Wendland, 2008). Um die Vergärungsanlage effizienter betreiben zu können, und um zudem regionale Stoffkreisläufe zu schließen sollen reststoffstämmige regionale Co-Substrate zuzugeben werden, die einen hohen Energiegehalt aufweisen und eine stabile Vergärung ermöglichen. Es sollen somit keine primären Bioressourcen wie beispielsweise Mais als Energieträger dienen. Nur vorhandene Abfallströme, die bisher ungenutzt sind, ineffizient genutzt werden oder aufwendig entsorgt werden, sollen betrachtet werden. Es soll somit gezeigt werden, welche Co-Substrate in der Umgebung der Jenfelder Au zur Verfügung stehen und genutzt werden könnten und welche Eigenschaften sie aufweisen.

### 2.2 Methode

Zunächst erfolgte eine Bestandsaufnahme vorhandener organischer Abfallströme in der Jenfelder Au und ihrer Umgebung. Die Substrate wurden bezüglich Vergärbarkeit, Aufkommen und Verfügbarkeit beurteilt. Auf Basis dieser Ergebnisse wurde eine Auswahl an Reststoffen getroffen. Nur Fettwasser und Rasenschnitt wurden weiterführend betrachtet, da nur sie für eine zeitnahe Anwendung in der Jenfelder Au verfügbar gemacht werden könnten. Das Aufkommen von Rasenschnitt wird anhand einer Inventur möglicher Grünflächen mit Hilfe von GIS (Geographic-Information-System) und einer Literaturrecherche zum Rasenwachstum ermittelt; das Aufkommen an Fettwasser wurde auf Basis von Inventurergebnissen aus einem angrenzenden Hamburger Bezirk abgeschätzt. Im Folgenden wurden diese beiden Co-Substrate sowie Schwarzwasser als Kernsubstrat auf ihre vergärungs- und gärreststoffrelevanten Eigenschaften hin analysiert. In Tabelle 2.1 sind die untersuchten Parameter und die entsprechenden Analysemethoden aufgeführt.

**Tabelle 2.1: Verwendete Methoden zur Bestimmung der Substrateigenschaften**

Parameter		Guideline /Equipment
<b>Trockenrückstand</b>	TR in %FM <sup>1</sup>	DIN EN 12880
<b>Organischer Trockenrückstand</b>	oTR in %TR	DIN EN 12879
<b>Chemischer Sauerstoffbedarf</b>	CSB in mg/L	Küvettestest von Hach Lange
<b>Gesamter organischer Kohlenstoff</b>	TOC in mg/L	TOC/TN Analyzer multi N/C 3000 von Analytika Jena
<b>Gesamt-Stickstoff</b>	TN in mg/L	TOC/TN Analyzer multi N/C 3000 von Analytika Jena, Küvettestest von Hach Lange
<b>Ammonium/Ammoniak-Stickstoff</b>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N in mg/L	Dampf-Destillation mittels K350 by Büchi,
<b>Gesamt-Phosphor</b>	TP in mg/L	Küvettestest von Hach Lange
<b>pH-Wert</b>	pH	pH-Meter, Model 323 von WTW

<sup>1</sup> FM: Frischmasse

### 2.3 Erstbeurteilung vorhandener Reststoffströme

In der betrachteten Region liegen, wie in allen Regionen, verschiedene Reststoffströme vor. Diese stammen aus privaten Haushalten, von öffentlichen Flächen und aus gewerblichen Unternehmen. Ein wesentliches Kriterium zur Beurteilung der Eignung von Stoffen zur Vergärung ist ihr Anteil an leicht vergärbaren Stoffen, Organik und Wasser. Stark lignocellulosehaltige Stoffe, vor allem holzige Stoffe, können während der Vergärung kaum abgebaut werden. Ein weiteres Kriterium für die Nutzung in der Jenfelder Au ist die regionale Verfügbarkeit. Zudem muss das vorhandene Potenzial erschließbar sein. In Tabelle 2.2 erfolgt eine Auflistung und Bewertung der wesentlichen Reststoffströme bezüglich der Vergärbarkeit und der Erschließbarkeit der verschiedenen Abfallströme. Vertiefende Informationen sind u.a. in Arbeiten von Körner und Hertel zu finden (Körner, et al., 2013)a, (Körner, et al., 2013)b, (Hertel, et al., 2015).

**Tabelle 2.2: Kurzbewertung vorhandener organischer Abfall- und Abwasserströme in der Region (aus Körner et al. 2013b)**

	Stoffstrom	Vergärbarkeit	Anfall und aktueller Verbleib	Erschließbarkeit
private Abwässer	Schwarzwasser der Jenfelder	vergärbar	ganzjährig	geplant
	Reste Grauwasserreinigung	vergärbar	ganzjährig	geplant <sup>3</sup>
	Mischabwasser	wenig Potenzial	ganzjährig/Schmutzwassersiel	nicht geeignet
Private Abfälle	Küchenabfälle	sehr gut vergärbar	ganzjährig /Biotonne, Restmülltonne	mittel bis langfristig
	Rasenschnitt	gut vergärbar	März bis Oktober/Biotonne, Restmülltonne, Recyclinghof, Sonstiges <sup>1</sup>	mittel bis langfristig
	Gartenabfälle	schlecht vergärbar	nicht betrachtet	nicht geeignet
	Laub	vergärbar	Oktober-November/ Biotonne, Restmülltonne, Laubsack, Kompost, Recyclinghof, Sonstiges <sup>1</sup>	mittel- bis langfristig
Öffentliche Abfälle	Rasenschnitt	gut vergärbar	März-Oktober/beauftragte Entsorger, Sonstiges <sup>1</sup>	kurz- bis mittelfristig
	Baum- & Grünschnitt	schwer vergärbar	nicht betrachtet	nicht geeignet
	Laub	vergärbar	Oktober-November/ETH-Umwelttechnik (Straßenlaub), beauftragte Entsorger (öffentliche Flächen), Sonstiges <sup>1</sup>	mittel- bis langfristig
Gewerbliche Abfälle	Fettwasser	gut vergärbar	ganzjährig/beauftragte Entsorger <sup>2</sup>	geplant
	Obstrestwasser	sehr gut vergärbar	ganzjährig/weit entfernte Biogasanlage	kurzfristig
	Restaurantabfälle / Kantinenabfälle	sehr gut vergärbar	ganzjährig /beauftragte Entsorger	ungeklärt

<sup>1</sup>: signifikanter Anteil wird nicht gesammelt und verbleibt auf den Flächen, Haufen oder wird anderweitig entsorgt

<sup>2</sup>:in der Anaerobanlage des Klärwerks Köhlbrandhöft verwertet.

<sup>3</sup>: sehr geringe Mengen, daher keine vertiefende Betrachtung

Schwarzwasser von Vakuumtoiletten ist das Hauptsubstrat der geplanten Vergärungsanlage der Jenfelder Au. Auf Basis ihrer Eigenschaften bezüglich der Vergärbarkeit und großer anfallender Mengen sind insbesondere Obstrestwasser (3000 Mg/a; (Fresh Factory GmbH & Co. KG)) aus einem nur 7 km entfernten obstverarbeitenden Betrieb sowie Küchenabfälle aus Haushalten priorisierte Reststoffe. Laut Wendland (zitiert (Wendler, 2005)) beträgt der jährliche Anfall an Küchenabfällen 73 kg pro Einwohner (Wendland, 2008). Im BERBION-Projekt wurde das Potenzial von Küchenabfällen mit ca. 50 kg/EW\*a abgeschätzt (Adwiraah, et al., 2014). Um diese verfügbar zu machen, bedarf es

einer intensiven Kommunikation und einer Einigung unter den beteiligten Firmen. Zum Zeitpunkt der Inventuren war eine zeitnahe Möglichkeit zum Erhalt dieser Reststoffe nicht abzusehen. Daher wurde sich für die weiteren vertiefenden Untersuchungen auf Fettwasser und Rasenschnitt konzentriert. Für mittelfristige Lösungen sollten diese Fraktionen jedoch unbedingt im Auge behalten werden.

### 2.4 Ergebnisse der Inventuren

#### 2.4.1 Schwarzwasser

Schwarzwasser (BW) ist eine quartäre Bioressource (Körner, 2015), d.h. sie ermöglicht eine Kaskadennutzung originärer Bioressourcen und somit eine gesteigerte Ressourceneffizienz. Schwarzwasser ist aus verschiedenen Fraktionen zusammengesetzt – v.a. Urin, Fäzes, Wasser und Toilettenpapier. Eine Person produziert jährlich rund 500 L Urin und 50 kg Fäzes (Otterpohl, 2000) dazu kommen etwa 15 kg Toilettenpapier (Statista, 2010). Herkömmliche in Deutschland eingesetzte Spültoiletten haben einen Wasserbedarf von 6-8 L pro Spülgang. Durch die geplante Installation von Vakuumtoiletten kann dieser auf etwa 1 L pro Spülgang reduziert werden (KREIS, 2012).

Laut Wendland (2008) beträgt die täglich produzierte Menge Schwarzwasser bei Benutzung von Vakuumtoiletten 8,3 L pro Personen. Erfahrungen aus einem ähnlichen Pilotprojekt in Lübeck, Flintenbreite haben gezeigt, dass nur ca. 60 % des täglich produzierten Schwarzwassers über die häuslichen Privattoiletten eingesammelt werden können. Grund dafür ist, dass hauptsächlich Familien dort wohnen, bei denen die Eltern berufstätig sind und die Kinder in Schule und Kindergarten gehen und die dortigen Toiletten benutzen (Wendland, 2008).

Hamburg Wasser geht von einem durchschnittlichen Schwarzwasser-Aufkommen von 6 L pro Personen und Tag für die Jenfelder Au aus (Hamburg Wasser, 2012). Laut Informationen der Projektkoordinatoren zu Projektbeginn sollten in der Jenfelder Au Wohnung für ca. 2.000 Menschen entstehen. Diese Personenzahl dient daher als Grundlage für Kalkulationen im Projekt. Es wird somit mit einer Schwarzwassermenge von pro Tag von 12 m<sup>3</sup>/d gerechnet. Im Jahr 2014 wurde das Gebiet dahingehend überplant, dass es weiter verdichtet bebaut wird, so dass die südlichste Quer-Straße nicht an den HWC angeschlossen wird. Im KREIS Projekt konnten diese Änderungen nicht mehr berücksichtigt werden (Giese, et al., 2015).

#### 2.4.2 Fettwasser

Fettwasser (GW) ist wie Schwarzwasser eine quartäre Bioressource. Es entsteht v.a. in Großküchen und Kantinen und wird in Hamburg durch private Unternehmen eingesammelt. Im, durch Hamburg Wasser betriebenen Klärwerk Köhlbrandhöft wird es derzeit als Co-Substrat der Vergärung von Klärschlammen aus der Abwassereinigung v.a. von häuslichen Abwässern zugegeben. Einige Daten zum Klärwerk Köhlbrandhöft wurden in (Körner, 2015) zusammengestellt.

Jeder lebensmittelverarbeitende Betrieb ist verpflichtet, einen Fettabscheider zu installieren. Darunter fallen hauptsächlich Restaurants, Kantinen, Kitas, Schulen und Unternehmen. Die Größe der Fettabscheider variiert von 500-3000 L. Gesetzlich ist eine monatliche Leerung vorgeschrieben. Untersuchungen im Hamburger Bezirk Bergedorf haben gezeigt, dass in der Praxis eine Leerung durchschnittlich nur etwa 5-mal pro Jahr erfolgt (Adwiraah, et al., 2014).

Tabelle 2.3: Daten aus einer Fettabscheider-Inventur im Rahmen des BERBION-Projektes für den Bezirk Bergedorf

Parameter	Werte	Einheit
Anzahl der Fettabscheider	199	-
Fettabscheideranteil bezogen auf Gesamt-Hamburg	5,3	%
Volumen der Fettabscheider	500 - 3000	L
Theoretisch zu entsorgende Fettwassermenge	2396	m <sup>3</sup> /a
Tatsächlich gesammelte Fettwassermenge	4150 - 470	m <sup>3</sup> /a
Theoretisch notwendige Entleerungshäufigkeit	12	/a
Tatsächliche durchschnittliche Entleerungshäufigkeit	5	/a
Angenommene Fettwassermenge in Köhlbrandhöft	22.000 – 25.000	Mg/a

Die Kalkulation der im Bezirk Wandsbek anfallenden Fettwassermengen erfolgte auf Basis der Daten die für den Bezirk Bergedorf im BERBION-Projekt erhoben wurden (Meinzinger, 2011). Der Bezirk Bergedorf grenzt an den Bezirk Wandsbek, in dem die Jenfelder Au liegt. Vereinfachend wurde angenommen, dass der Bezirk Wandsbek eine ähnliche Infrastruktur bezüglich der Fettabscheider aufweist wie der Bezirk Bergedorf. In Tabelle 2.3 sind die Daten, die aus dem BERBION-Projekt zur Verfügung standen, zusammengefasst (Meinzinger, 2011). Für den Bezirk Wandsbek wurden diese Werte auf die dort höhere Einwohneranzahl angepasst. Die Ergebnisse für die Fettwassermengen in Hamburg insgesamt sowie für die Bezirke Bergedorf und Wandsbek sind in Tabelle 2.4 dargestellt.

Tabelle 2.4: Überblicksdaten zur Fettwasserinventur für Hamburg insgesamt sowie die Bezirke Bergedorf und Wandsbek

Bezirk	Einwohner 2011	Anzahl Fettabscheider	Menge Fettwasser m <sup>3</sup> /a		Quelle
	lt. Zensus 2011		theoretisch	tatsächlich	
Hamburg	1.706.696	3755	45208	7830	Meinzinger 2011
Bergedorf	118.828	199	2396	415	Meinzinger 2011
Wandsbek	403.977	677	8146	1411	Prognose aus Bergedorfer Daten

Werden die Werte aus Tabelle 2.3 auf den Bezirk Wandsbek übertragen, ergibt sich ein theoretisches Potenzial an Fettwässern von etwa 8000 m<sup>3</sup>/a. Es wurde davon ausgegangen, dass die derzeit realistisch erfassbare Menge im Bezirk Wandsbek analog zum Bezirk Bergedorf bei 17 % der theoretischen Menge liegt. Als realistischer Wert für die weiteren Betrachtungen im Projekt wird angenommen, dass im Bezirk Wandsbek derzeit 1.500 m<sup>3</sup>/a eingesammelt werden. Inwieweit das Potenzial zukünftig weitergehend ausgeschöpft werden könnte, sollte in ergänzenden Studien, z.B. mit den Betreibern von Fettabscheidern und den Kontrollorganen, abgeklärt werden.

Wenn die Fettwässer in der Vergärungsanlage in der Jenfelder Au anstatt in der Vergärungsanlage Köhlbrandhöft eingesetzt werden, handelt es sich um eine Umlenkung von Stoffströmen. Die Distanz zwischen beiden Anlagen beträgt 25 km Fahrweg. Sinnvoll ist eine Umlenkung, wenn dadurch Fahrwege eingespart werden. Eine orientierende Grenze ist daher bei 12,5 km Fahrweg angesetzt. Sofern mehr als 1500 m<sup>3</sup> Fettwässer pro Jahr in der Vergärungsanlage benötigt würden, müsste neben Wandsbek auf weitere angrenzende Hamburger Gebiete zurückgegriffen werden. Das angrenzende Gebiet von Schleswig-Holstein ist dünn besiedelt und lässt daher ein geringes Potenzial erwarten.

### 2.4.3 Rasenschnitt

Rasenschnitt (LC) fällt auf öffentlichen Flächen und in privaten Gärten an. Laut Körner (2015) stellt es als Landschaftspflegematerial von minderer Qualität eine tertiäre Bioressource dar. Es wird derzeit begrenzt genutzt. Weiterhin wurden im Rahmen des BERBION-Projektes (Adwiraah, et al., 2014) Aufkommen, Zusammensetzung und Biogaspotenzial insbesondere für Fraktionen aus dem Bezirk Bergedorf untersucht (Oldenburg, 2009), (Westphal, 2010), (Kruse, 2011).

#### *Rasenschnittmengen pro Jahr*

Laut deutscher Rasengesellschaft (Bocksch, 2006) ist der Anfall von Rasenschnitt abhängig von der Art und Pflege des Rasens. Vor allem Stickstoff fördert das Wachstum und steigert den Frischmasseanfall nahezu linear mit der Stickstoffdüngung (Adwiraah, et al., 2014); (Bocksch, 2006). Darüber hinaus haben regionale Verhältnisse, wie z.B. Klima und Bodentypen einen Einfluss.

Die Pflege von öffentlichen Grünanlagen wird in Hamburg ausgeschrieben und an Garten- und Landschaftspflege (GaLa) - Unternehmen vergeben. Privatpersonen führen die Pflege zumeist selbst durch oder vergeben ebenfalls Pflegeaufträge.

Beispiele für den Rasenschnitanfall bei unterschiedlichen Rasentypen gibt Tabelle 2.5 an. (Adwiraah, et al., 2012) ermittelten für private Gärten im Hamburger Raum 0,9-1,2 kg/m<sup>2</sup>a. Die in Tabelle 2.5 genannte Rasensorte mit dem maximalen Ertrag (Berliner Tiergarten) ist häufig auf öffentlichen Flächen zu finden und hat laut (Nonn, 2008) mit 1,7 kg/m<sup>2</sup>a den höchsten Frischmasseanfall. Versuche aus dem BERBION-Projekt kommen sogar auf Wachstumsraten von 1,6-3,2 kgFM/m<sup>2</sup>a (Adwiraah, et al., 2014). Diese Werte basieren allerdings auf Wachstumsversuchen bei kontrollierten Bedingungen mit guter Pflege. Im BERBION-Bericht wird für öffentliche Grünanlagen ein Richtwert von 1,0 kg/m<sup>2</sup>a angegeben. Für die weiteren Berechnungen wird sowohl für öffentliche als auch private Grünflächen ein Richtwert von 1,0 kg/m<sup>2</sup>a angenommen (Tabelle 2.5).

**Tabelle 2.5: Literaturangaben zum Rasenschnitanfall für verschiedene Rasentypen**

Rasensorte	Jährlicher Anfall in kg/m <sup>2</sup> a
Berliner Tiergarten	1,7 <sup>1</sup>
Sportrasen	1,5 <sup>1</sup>
Strapazierrasen	1,3 <sup>1</sup>
Schattenrasen	1,3 <sup>1</sup>
Spielrasen	1,4 <sup>1</sup>
Rasen von Privatgärten	0,9-1,2 <sup>2</sup>
<b>Verwendeter Richtwert für Kalkulationen</b>	1,0

<sup>1</sup> Nonn 2008, <sup>2</sup> Adwiraah et al, 2012

#### *Rasenschnitanfall in Abhängigkeit von der Jahreszeit*

Rasenschnitt fällt saisonal an. Die Intensität des Wachstums ist neben der Herkunft und den Pflegebedingungen (z.B. Häufigkeit des Mähens, Art und Quantität der Düngung) deutlich von der Jahreszeit und den jeweiligen spezifischen klimatischen Bedingungen abhängig. Abbildung 2.1 zeigt ein Beispiel für die jahreszeitliche Verteilung der Wachstumsintensität europäischer Gräser.

Die Richtwerte, welche für die den monatlichen Rasenschnitanfall in der Jenfelder Au herangezogen werden, sind in Tabelle 2.15 zusammengestellt.

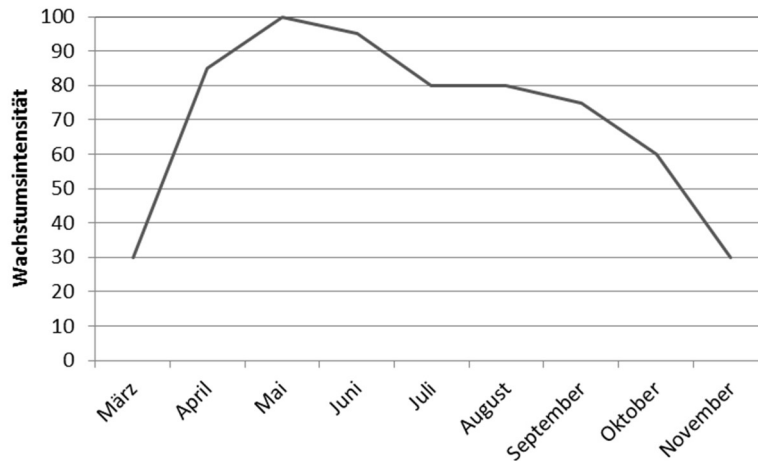


Abbildung 2.1: Wachstumsintensität der Rasengräser unter mitteleuropäischen Bedingungen (nach Daten von Bocksch 2006); die Angaben sind prozentual bezogen auf den maximalen monatlichen Anfall

*Rasenschnitterfassung*

Die Pfade für den Verbleib von Rasenschnitt sind vielfältig:

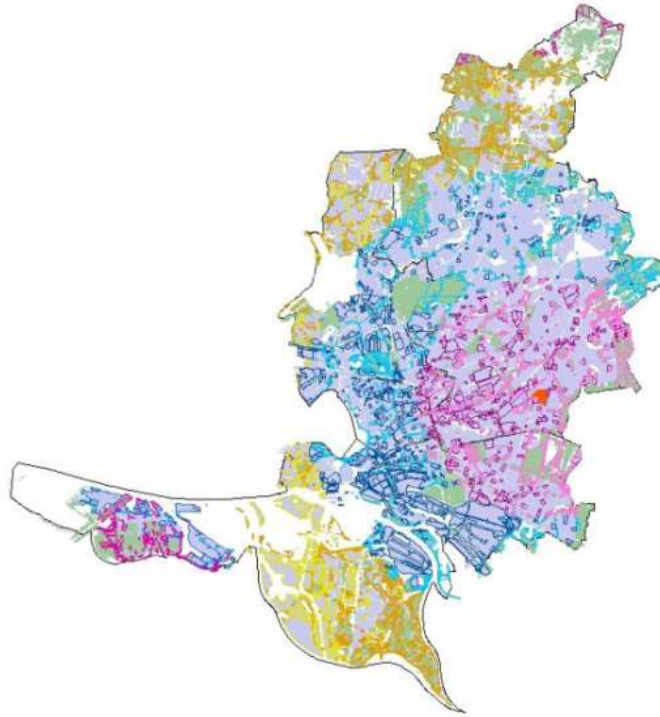
- verbleibt nach dem Mähen auf den Flächen und dortige Verrottung (Grün-Dung),
- Eigenkompostierung (bzw. Verrottung auf Haufen) auf dem Grundstück,
- Abgabe an Verwertungshöfe durch die beauftragten GaLa-Unternehmen oder durch Privatpersonen und von dort Abgabe an Kompostierungs- oder Vergärungsanlagen,
- Einfüllung in die Bio- und/oder Restmülltonne und von dort zur Verwertungs- bzw. Entsorgungsanlage.

*Rasenschnittinventur für die Jenfelder Au und Umgebung*

Auf Basis der Planungsunterlagen wurde die Fläche der öffentlichen Grünanlagen im Stadtquartier berechnet und ein jährlicher Rasenschnittanfall von ca. 15 Mg ermittelt. Zudem wurde eine ausführliche Inventur des Rasenschnitts in der Umgebung der Jenfelder Au (Flerlage, 2012) erstellt. Anhand einer GIS-basierten Flächenanalyse wurden mit Hilfe der Biotopkatasterdaten der Stadt Hamburg die Rasenflächen in Wandsbek ermittelt. Dabei wurde in private Flächen (Hausgärten, Kleingärten) und in öffentliche Flächen (Parkanlagen, Friedhöfe, Schwimmbäder, etc.) unterschieden. Flächen, die unter Naturschutz stehen, wurden nicht betrachtet. Die zu erwartenden generierten Rasenschnittmengen wurden für unterschiedliche Umkreise um die Jenfelder Au (nur Hamburger Gebiet) auf Basis der ermittelten Gesamtflächen und der in Tabelle 2.5 aufgeführten Bildungsraten für Rasenschnitt ermittelt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2.2 visualisiert und in Tabelle 2.6 zusammengestellt.

Tabelle 2.6: Private und öffentliche Rasenflächen sowie kalkuliertes theoretisches Potenzial an Rasenschnitt in verschiedenen Umkreisen (nur im Stadtgebiet Hamburg) um die Jenfelder Au

Entfernung (Luftlinie) von der Jenfelder Au	Private und öffentliche Grünflächen (Flerlage 2012)		Öffentliche Grünflächen	
	Fläche [ha]	Menge [Mg/a]	Fläche [ha]	Menge [Mg/a]
5 km	4.440	44.400	1.300	13.000
10 km	9.950	99.500	3.230	32.300
15 km	14.770	14.700	5.100	51.000
20 km	15.720	157.200	5.440	54.400
Über 20 km	16.230	162.300	5.600	56.000



**Abbildung 2.2:** Öffentliche Grünflächen in unterschiedlichen Umkreisen im Stadtquartier Jenfeld; innerhalb der Stadtbezirke HH-Wandsbek, HH-Mitte, HH-Nord (magenta – 5 km; blau – 10 km, gelb – 15 km um die Jenfelder Au (rot) (Flerlage 2012)

Eine Studie zum Biomassepotenzial Hamburgs (projects energy, 2009) kam zu dem Ergebnis, dass in Wandsbek ein Rasenschnittpotenzial hauptsächlich im Wohnumfeld (7000 ha) vorliegt und sich aus Einfamilienhausgärten und Kleingärten akquirieren lässt. Das Potenzial wird auf 30.000 Mg/a Rasenschnitt geschätzt. Hierzu müssen allerdings die Bedingungen zur Einsammlung angepasst werden. Eine weiterführende Betrachtung der angrenzenden Flächen in Schleswig-Holstein wäre denkbar.

## 2.5 Eigenschaften und Herkunft der Substrate

### 2.5.1 Schwarzwasser

Das von der TUHH analysierte Schwarzwasser stammt aus Vakuumtoiletten der Siedlung Flintenbreite in Lübeck. Es wird erwartet, dass die Zusammensetzung des in der Jenfelder Au generierten Schwarzwassers ähnlich sein wird. Nachdem die ersten Vakuumtoiletten in Betrieb genommen wurden, sollte dies jedoch verifiziert werden.

Schwarzwasser aus Lübeck, Flintenbreite, wurde bereits von (Wendland, 2008) und (Alp, 2010) untersucht. Im Versuchszeitraum 2012-2014 wurden von der TUHH insgesamt 14 verschiedene Schwarzwässer analysiert. Die von der TUHH erhaltenen Ergebnisse liegen in einem ähnlichen Bereich wie die von (Wendland, 2008) und (Alp, 2010). Einen Überblick über alle Ergebnisse gibt Tabelle 2.7. Die Feststoff- und Organikgehalte von (Alp, 2010) und die der eigenen Untersuchungen sind leicht niedriger als bei (Wendland, 2008), was auf eine Änderung der Betriebsbedingungen zwischen den Jahren 2008 und 2010 zurückzuführen sein könnte. Allerdings weisen die Proben generell einen recht hohen Schwankungsbereich auf, was die Minimal- und Maximalwerte aus den eigenen Untersuchungen deutlich zeigen. Unterschiede in der Schwarzwasserzusammensetzung können auf viele Gründe zurückgeführt werden. So spielt das Ernährungsverhalten der Bewohner eine Rolle, ebenso wie das Toilettenbenutzungsverhalten sowie Einstellungen an der Toilette.

Tabelle 2.7: Untersuchungsergebnisse für Schwarzwässer im Vergleich mit Literaturwerten

Parameter	Einheit	Eigene Untersuchungen				Literatur	
		Anzahl Proben	Mittel ± Stabw	Min	Max	Wendland (2008) Mittel ± Stabw	Alp (2010) Mittel ± Stabw
TR	% FM	14	0,54 ± 0,14	0,38	0,86	0,65 ± 0,21	0,48 ± 0,03
oTR	% TR	14	57,12 ± 6,68	42,00	68,02	62,36 ± 12,29	55,93 ± 5,04
CSB	mg/L	14	8065 ± 3351	2592	14729	8060 ± 2950	5461 ± 1634
TOC	mg/L	14	2537 ± 1006	921	4543	2410 ± 720	2253 ± 780
TC	mg/L	14	3453 ± 938	2078	5291	-	-
TN	mg/L	14	1459 ± 213	1026	1759	1495 ± 244	1382 ± 435
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	mg/L	4	1038 ± 187	1280	882	1111 ± 137	1002 ± 59
TP	mg/L	2	137 ± 30	116	158	175	229
pH	-	13	7,5 ± 0,3	6,9	7,9	7,7	7,1 ± 0,3

Mittel ± Stabw: Mittelwert mit Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum; TR: Trockenrückstand; FM: Frischmasse

Durch die Verwendung von Vakuumtoiletten ist Schwarzwasser deutlich konzentrierter als das Abwasser in herkömmlichen Toilettensystemen. Dennoch ist der Feststoffanteil mit ca. 0,5 % sehr gering. Allerdings sind relativ große Anteile an Stickstoff (N) und Phosphor (P) enthalten. Diese sind als Pflanzennährstoffe von großer Bedeutung.

### 2.5.2 Fettwasser

Von der TUHH wurden Fettwässer, welche durch Einsammelunternehmen im Klärwerk Köhlbrandhöft angeliefert wurden, untersucht. Die Fettwässer kamen größtenteils aus dem Stadtgebiet von Hamburg, waren aber den genauen Quellen nicht zuordenbar. Im Versuchszeitraum wurden insgesamt neun verschiedene Fettwässer für Vergärungsversuche verwendet (Kapitel 5). Diese wurden mehrfach analysiert. Tabelle 2.8 zeigt die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen im Vergleich mit Werten der FNR (2013) und mit Untersuchungen von 33 Fettwässern, welche im Vorfeld von KREIS ebenfalls von der TUHH und Hamburg Wasser durchgeführt wurden (Deegener, 2012).

Tabelle 2.8: Untersuchungsergebnisse für Fettwässer und Vergleich mit Literaturwerten

Parameter	Einheit	Anzahl Proben	Eigene Untersuchungen			Literatur	
			Mittel ± Stabw	Min	Max	FNR (2006) Min - Max	Deegener (2012) Mittel ± S
TR	% FM	9	3,23 ± 2,75	1,84	10,52	2-70	4,52 ± 4,03
oTR	% TR	9	85,53 ± 11,32	66,11	97,38	75-93	88,4 ± 10,5
CSB	mg/L	9	67245 ± 40282	30359	170360	-	63900 ± 56500
TOC	mg/L	9	9926 ± 3480	6197	17302	-	16100 ± 13600
TC	mg/L	9	9828 ± 3689	6250	17346	-	-
TN	mg/L	9	632 ± 264	253	1007	(0,1-3,6 %TR)	540 ± 520
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	mg/L	5	152 ± 87	92	297	(0,02-1,5 %TR)	-
TP	mg/L	2	165 ± 113	85	245	(0,1-0,6 %TR)	-
pH	-	7	4,4 ± 0,6	3,4	5,1	-	4,1 ± 0,7

Mittel ± Stabw: Mittelwert mit Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum; TR: Trockenrückstand; FM: Frischmasse

Fettwasser ist ein sehr inhomogenes Gemisch, dessen Zusammensetzung sehr stark von der Herkunft abhängt. Neben Wasser und fettigen bzw. öligen Bestandteilen können auch Küchenabfallreste enthalten sein. Fettwasser hat einen besonders unangenehmen Geruch. Die sehr großen Schwankungen in den Trockenrückstandsgehalten sind u.a. auf die Betriebs- und Entleerungsweise des Fettabseiders zurückzuführen.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass von der TUHH eher dünnes Fettwasser verwendet wurde. Nur ein Fettwasser wies einen sehr hohen Trockenrückstandsgehalt von etwa 10% FM auf, der zu 97% TR aus organischen Anteilen bestand. Der Phosphorgehalt (P) liegt in einer ähnlichen Größenordnung wie beim Schwarzwasser, der Stickstoffgehalt (N) ist jedoch deutlich geringer.

### 2.5.3 Rasenschnitt

Im Versuchszeitraum wurden 7 Rasenschnittsammlungen gemeinsam mit der Firma BUHCK durchgeführt, 2 Rasenschnittsammlungen erfolgten von Rasenflächen der TUHH und 11 Rasenschnittproben wurden von privaten Gärten erhalten. Die Ergebnisse zu den Rasenschnittsammlungen sind auch in (Hertel, et al., 2015) zusammengestellt.

#### *Rasenschnittsammlungen bei BUHCK*

Der Rasenschnitt wurde von GaLa-Unternehmen auf privaten und öffentlichen Flächen eingesammelt und auf dem BUHCK Verwertungshof in Trittau abgeliefert. Die genaue Herkunft des Materials war nicht bekannt. Die Verwertung des Rasenschnittes erfolgt aktuell in der kombinierten Vergärungs- und Kompostierungsanlage von BUHCK, welche sich ebenfalls in Trittau befindet.

Die Monate der Einsammlung von Rasenschnittproben waren Juni, Juli, September und Oktober in den Jahren 2012-2014. Die Beschaffenheit des Rasenschnittes war sehr unterschiedlich, teilweise waren sehr viele Verunreinigungen durch Sand, Moos, Steine und Stöckchen enthalten, im Herbst waren hohe Laubanteile im Gemisch. Teilweise war der Rasenschnitt sehr frisch, meist lagerte er aber schon einige Tage (z.B. auf einem Haufen) und wies Anzeichen von organischem Abbau auf (Geruchsbildung, Wärmeentwicklung). Die Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 2.9 zusammengestellt.

**Tabelle 2.9: Untersuchungsergebnisse für durch GALA-Unternehmen eingesammelten Rasenschnitt von vorwiegend öffentlichen Flächen**

Parameter	Einheit	Anzahl an Proben	Eigene Untersuchungen		
			Mittel ± Stabw	Min	Max
TR	% FM	7	36,22 ± 12,92	18,85	58,77
oTR	%TR	7	78,60 ± 7,60	65,18	84,89
CSB	mg/kg FM	4	280846 ± 75587	222264	390583
TOC	mg/kg FM	4	88936 ± 13200	69223	97133
TC	mg/kg FM	4	100919 ± 27537	70544	137429
	%TR		30,1 ± 4,8	-	-
TN	mg/kg FM	4	5499 ± 756	4520	6282
	%TR		2,0 ± 0,6	-	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	mg/kg FM	5	1887 ± 1361	221	3556
TP	mg/kg FM	1	2055	-	-
pH	-	6	5,7 ± 1,0	4,1	7,0

*Mittel ± Stabw: Mittelwert mit Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum; TR: Trockenrückstand; FM: Frischmasse*

*Rasenschnittsammlungen von den Flächen der TUHH*

Im Juli und August 2014 wurde frischer Rasenschnitt von Flächen der TUHH eingesammelt. Die Ergebnisse der Analysen sind in Tabelle 2.10 zusammengestellt.

**Tabelle 2.10: Untersuchungsergebnisse für frischen Rasenschnitt von Flächen der TUHH**

Parameter	Einheit	Anzahl an Proben	Eigene Untersuchungen		
			Mittel ± Stabw	Min	Max
TR	% FM	2	22,09 ± 0,43	22,09	22,70
oTR	%TR	2	81,47 ± 0,43	81,16	81,77
CSB	mg/kg FM	2	288000 ± 100126	217200	358800
TOC	mg/kg FM	2	108570 ± 1781	107310	109830
TC	mg/kg FM	2	111171 ± 2770	113130	109212
	%TR		49,6 ± 1,6	-	-
TN	mg/kg FM	2	7107 ± 1486	6056	8158
	%TR		3,2 ± 0,5	-	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	mg/kg FM	2	1092 ± 277	896	1288
TP	mg/kg FM	2	1100 ± 368	368	1100

Mittel ± Stabw: Mittelwert mit Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum; TR: Trockenrückstand; FM: Frischmasse

*Rasenschnitt von Privatgärten*

Zudem wurde Rasenschnitt in den Monaten April Mai, Juni, Juli und September in den Jahren 2012-2014 aus privaten Gärten eingesammelt und analysiert, die Ergebnisse sind in Tabelle 2.11 zusammengestellt.

**Tabelle 2.11: Untersuchungsergebnisse für Rasenschnitt aus privaten Gärten**

Parameter	Einheit	Anzahl an Proben	Eigene Untersuchung		
			AWW Mittel ± Stabw	Min	Max
TR	%	11	27,75 ± 14,06	14,20	67,56
oTR	% TR	11	86,30 ± 3,64	80,18	89,74
CSB	mg/kg FM	3	197117 ± 58253	105000	256000
TOC	mg/kg FM	3	76168 ± 17804	55728	88297
TC	mg/kg FM	3	77819 ± 18834	56356	91591
	%TR		38,7 ± 3,7	-	-
TN	mg/kg FM	4	4771 ± 1389	3229	6450
	%TR		2,4 ± 1,0	-	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	mg/kg FM	6	1640 ± 1353	390	4195
TP	mg/kg FM	4	622 ± 192	480	897
pH	-	2	4,08 ± 0,37	3,82	4,34

Mittel ± Stabw: Mittelwert mit Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum; TR: Trockenrückstand; FM: Frischmasse

In der Literatur fanden sich wenige Daten zu ausführlichen Analysen von Rasenschnitt. Die wesentlichen sind Tabelle 2.12 zu entnehmen.

**Tabelle 2.12: Analyseergebnisse aus der Literatur zu Rasenschnitt und Grassilage**

Parameter	Einheit	Rasenschnitt	Grassilage
		Westphal (2010) Min - Max	(Thamsiroj und Murphy 2011)
TR	% FM	18-37	30,66
oTR	% TR	77-88	92,46
CSB	mg/kg FM	-	396880
TOC	mg/kg FM	-	-
TC	%TR	34-45	43,04
TN	%TR	1,7	1,6 <sup>1</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	mg/kg FM	-	-
TP	mg/kg FM	-	-
pH	-	-	4,3

<sup>1</sup> TKN; Mittel ± S: Mittelwert mit Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum; TR: Trockenrückstand; FM: Frischmasse

#### Verunreinigungen im Rasenschnitt

Rasenschnitt kann teilweise einen sehr hohen Anteil an Verunreinigungen enthalten, muss es aber nicht. Verunreinigungen sind z.B.: Steine, Sand, Plastik, Papier, holziges Material, andere Pflanzenteile (Moos, Laub). Die Verunreinigungen können je nach Einsammelort, Jahreszeit und Art der Einsammlung (Erntemethoden) sehr unterschiedlich sein. Befürchtungen von hohen Anteilen an Plastik oder Papier im Rasenschnitt von öffentlichen Flächen konnten nicht bestätigt werden. Solche Stoffe traten nur sehr vereinzelt auf. Der Rasenschnitt von GaLa-Unternehmen wies meist höhere Anteile an Steinen, holzigen oder moosigen Bestandteilen auf im Vergleich zu privatem Rasenschnitt.

Um einen möglichst störstoffarmen Rasenschnitt zu erhalten ist darauf zu achten, dass nur gemähter Rasen eingesammelt wird und keiner von geharkten Flächen, da hier große Anteile von Erde, Blättern, Steinen, holzen Bestandteilen etc. enthalten sein können. Eine Einsammlung in den Monaten September und Oktober führt zudem zu hohen Anteilen an Laub, die den Trockenanteil stark erhöhen und weniger leicht vergärbar sind. Eine Einsammlung im frühen Frühjahr kann oft mit erhöhten Moosanteilen einhergehen, was sich bei Auspressungen störend auswirken würde (Kapitel 4.4).

Da insbesondere hinsichtlich eines zu hohen Sandanteiles Vorbehalte gegenüber Rasenschnitt bestanden, wurde eine spezifische Untersuchung zum Sandanteil an vier ausgewählten Rasenschnittproben durchgeführt. Die Proben wurden in einer Nasssiebmaschine mit Wasser gewaschen und der hierbei entfernte Sandanteil ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2.13 zusammengefasst.

Der Sandanteil lag bei ca. 1-2% FM, der größte Anteil war bei der Grassilage zu finden. Dies könnte der Lagerung auf einem sandigen Betriebshof geschuldet sein. Werden für die Einsammlung entsprechende Vorgaben gegeben, kann der Sandanteil mit einem Prozent sehr gering gehalten werden.

**Tabelle 2.13: Untersuchungsergebnisse zum Trockenrückstand, Organikanteil und Sandanteil von Rasenschnittproben unterschiedlicher Herkunft**

Rasen	Erntezeit	Erntemethode	TR/oTR-Gehalt	Sandanteil
Gepflegter Rasen aus privatem Garten	April	GaLa-Unternehmen	TR: 23,8% FM oTR: 82,7 %TR	1,66 %
Schlecht gepflegter Rasen aus privatem Garten	April	Handrasenmäher, nur Rasenschnitt aus Auffangschale	TR: 21,7 % FM oTR: 85,7 %TR	1,06 %
		Geharkter Rasen, viele Blätter enthalten	TR: 69,0 % FM oTR: 90,2 %TR	1,72 %
Grassilage von Wiesengras	Oktober und bis April als Silage gelagert	großtechnisch	TR: 23,0 % FM oTR: 80,4 %TR	2,13 %

## 2.6 Zusammenfassung der Inventur und der Substratanalysen

In Tabelle 2.14 sind die auf Basis der Inventuren (Kapitel 2.4) erhaltenen Richtwerte für die Substrat-Gesamt mengen, die für die weiterführenden Arbeiten herangezogen wurden, zusammengestellt. Alle Reststoffarten werden gewissen zeitlichen Schwankungen unterliegen. Besonders ausgeprägt sind diese bei Rasenschnitt (Kapitel 2.4.3).

**Tabelle 2.14: Richtwerte für den jährlichen und durchschnittlichen täglichen potenziellen Anfall an für die Vergärung geeigneten Reststoffen in der Jenfelder Au und Umgebung**

Substrat	Herkunft	Mg/a	Mg/d	Quelle
<i>Hauptsubstrat</i>				
Schwarzwasser	Vakuumtoiletten in der Jenfelder Au	4.380	12	Kapitel 2.4.1
<i>Potenzielle Co-Substrate</i>				
Fettwasser	Bezirk Wandsbek	1.500	4	Kapitel 2.4.2
Rasenschnitt (5 km) privat und öffentlich	Im 5 km Umkreis um die Jenfelder Au im Bezirk Wandsbek	44.400	183	Kapitel 2.4.3
Rasenschnitt (5 km) öffentlich	Im 5 km Umkreis um die Jenfelder Au im Bezirk Wandsbek	13.000	57	Kapitel 2.4.3
Obstrestwasser	Obstverarbeitender Betrieb, 7 km von der Jenfelder Au entfernt	3.000	8	Kapitel 2.3
Küchenabfall	Privatküchen in der Jenfelder Au	100	0,3	Kapitel 2.3

Bei den anderen Reststoffarten werden diese eher gering ausfallen. Zum derzeitigen Stand wird daher vereinfachend von einer gleichmäßigen Aufteilung über das Jahr als Richtwert ausgegangen. Die Aufteilung der verschiedenen Reststoffarten über das Jahr ist exemplarisch in Tabelle 2.15 zusammengestellt. Für die Reststoffarten, die später in der Vergärungsanlage der Jenfelder Au eingesetzt werden, sollte diese Aufteilung dann im ersten Jahr der Betriebsphase überprüft und ggf. korrigiert werden. Ebenso sollte das Mengenpotenzial an Reststoffen und deren Verbleib jährlich neu überprüft werden.

**Tabelle 2.15: Richtwerte für die saisonale Aufteilung der Reststoffgenerierung**

Reststoff	Monatlicher Anteil (in % des Jahresproduktion)											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Schwarzwasser	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Fettwasser	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Rasenschnitt	0	0	6,25	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	6,25	0
Obstwasser	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Küchenabfall	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33

Wichtige Eigenschaften für die Vergärung sind Trockenrückstand, Organik und Biogaspotenzial der Substrate. Für die Weiterverwertung des Gärrestes sind vor allem die Nährstoffgehalte (Stickstoff und Phosphor) von Bedeutung. Tabelle 2.16 sind die Substrataufkommen, die für die Jenfelder Au in Frage kommen, sowie die Bandbreiten der relevanten Eigenschaften für die untersuchten Substrate zusammenfassend dargestellt.

**Tabelle 2.16: Eigenschaften der für die Untersuchungen ausgewählten Substrate**

Substrat	Menge Mg/a	TR %	oTR %TR	Schütt- dichte kg/m <sup>3</sup>	CSB g/L	TN g/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N g/L	TP g/L	pH
Schwarzwasser	4.380	0,4-0,9	42-66	1.000	2,5-15	1,0-1,8	0,5-1,1	0,12-0,16	6,9-7,9
Fettwasser	1.500	2-10	60-98	1.000	30-170	0,3-1,0	0,1-0,3	0,08-0,25	3,4-5,1
Rasenschnitt	21.000	15-69	65-90	300	200-400	4,5-6,3	0,9-4,2	0,8-2,8	3,8-7,0

## **3 Lagerung und Haltbarmachung von Rasenschnitt**

### **3.1 Problemstellung**

Die Vergärungsanlage in der Jenfelder Au soll neben Schwarzwasser mit Co-Substraten beschickt werden. Gemäß Kapitel 2 wurden für die weiterführenden Untersuchungen Fettwasser und Rasenschnitt ausgewählt. Fettwasser fällt ganzjährig in etwa gleichen Mengen und in der richtigen Konsistenz an und muss nicht längerfristig gelagert werden. Rasenschnitt hingegen muss zum einen zu Rasenschnittsaft (Rasensaft) bzw. Rasenschnittsuspension (Rasensuspension) aufbereitet werden, um für die Nassvergärungsanlage geeignet zu sein (Kapitel 4). Zum anderen ist er frisch nur saisonal verfügbar. Um die Anlage ganzjährig mit Rasenschnittaufbereitungen zu versorgen, muss der frische Rasenschnitt gelagert werden. Eine offene Lagerung ist nicht möglich, da es sehr schnell zu aeroben Abbauprozessen kommt. Zudem können Emissionen entstehen. Hier durch gehen auch wertvolle Nährstoffe verloren. Der Rasenschnitt muss demnach haltbar gemacht werden, um ihn ganzjährig ohne Wertverlust in der Vergärungsanlage nutzen zu können. Die Lagerung und Haltbarmachung kann aus Platzgründen nicht auf dem Gelände der Jenfelder Au erfolgen.

### **3.2 Methode**

In landwirtschaftlichen Biogasanlagen ist die Silierung von Mais und von Gras, welches hauptsächlich von Ackerflächen stammt, ein gängiges Verfahren zur Lagerung und Haltbarmachung. In den Untersuchungen soll gezeigt werden, dass auch Rasenschnitt von öffentlichen und privaten Flächen durch Silierung konserviert und ganzjährig verfügbar gemacht werden kann. Um auf die Erkenntnisse aus dem landwirtschaftlichen Bereich aufbauen zu können, wurde zunächst eine Literaturrecherche durchgeführt. Es folgten Laborversuche zur Silierung von Rasenschnitt. Die erhaltenen Silageprodukte wurden bezüglich der Lagerstabilität beurteilt. Hierfür wurden Analysen durchgeführt (Trockenrückstand-TR, organischer Trockenrückstand-oTR, pH-Wert, Biogaspotenzial). Die Ergebnisse wurden im Hinblick auf die Einsetzbarkeit der Silierung von Rasenschnitt für die Jenfelder Au beurteilt.

### **3.3 Ergebnisse zur Silierung von Rasenschnitt**

#### **3.3.1 Grundlagen der Silierung**

Die Silierung ist ein anaerobes Konservierungsverfahren, welches hauptsächlich auf einer natürlichen Milchsäurefermentation beruht. Unter Luftabschluss werden Kohlenhydrate in organische Säuren, größtenteils in Milchsäure, umgewandelt, was zu einem Sinken des pH-Werts bis zu einem stabilen Wert zwischen 3 und 5 führt (Abbildung 3.1). In diesem sauren Milieu stellen viele vergärungsrelevante Mikroorganismen ihre Abbauprodukte ein, wodurch eine Konservierung erreicht wird. Dieser Prozess läuft auch bei der Sauerkrautherstellung ab. Der Geruch einer stabilen Silage erinnert stark an den Geruch von Sauerkraut und wird als nicht unangenehm empfunden (Cici, 2012).

Wichtig für eine erfolgreiche Silierung sind, laut Literatur, hohe Gehalte an leichtabbaubaren Kohlenhydraten, Trockenrückstände zwischen 30% und 40% und eine gute Verdichtung des Materials. Zudem muss dauerhaft für Luftausschluss gesorgt werden (Heckel, 2007).

Die Silierung läuft in vier Phasen ab (Thaysen, 2011):

- In der ersten Phase (aerobe Phase) wird der eingelagerte Luftsauerstoff verbraucht, die Temperatur steigt um 1-5°C an, der pH-Wert liegt bei 6-6,5.
- In der zweiten Phase (Gärphase) entwickeln sich Milchsäurebakterien wodurch es zur Säurebildung kommt und der pH-Wert fällt (Abbildung 3.1).

- Die stabile Phase ist erreicht, wenn innerhalb der Silage keine Veränderungen mehr auftreten und der pH-Wert konstant bleibt (Abbildung 3.1). Dies ist nach etwa sechs Wochen bis zu 3 Monaten der Fall.
- Bei der letzten Phase (Entnahmephase) dringt Sauerstoff ein. Es kommt zu aeroben Abbauprozessen durch Mikroorganismen wie Hefen, Schimmelpilzen, Bazillus-Bakterien und Clostridien verbunden mit einer Erwärmung sowie dem Ansteigen des pH-Werts.

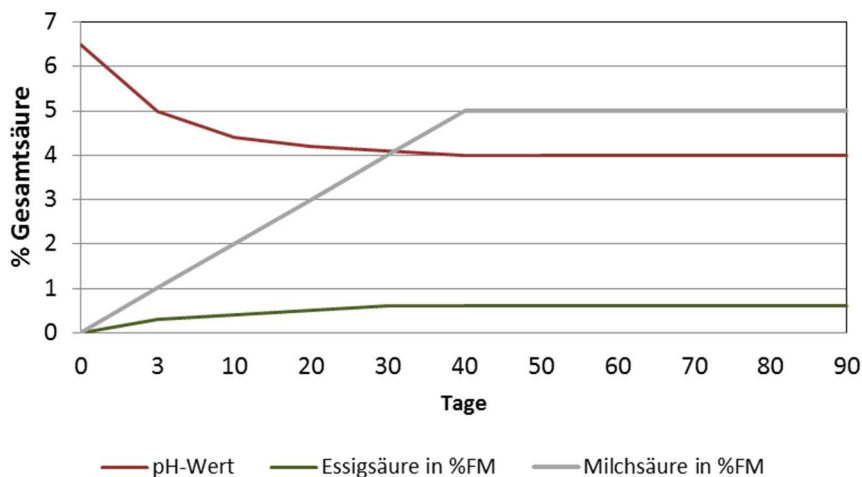


Abbildung 3.1: Verlauf der Gärsäuren und des pH-Werts in stabiler Silage (nach Daten von Thaysen 2011 zitiert in Cici 2012)

Die durchschnittliche Kerntemperatur von stabiler Silage ist unabhängig von der Umgebungstemperatur und liegt bei etwa 15 °C (Lfl, 2009). Durch die Zugabe von Siliermitteln kann der Silierungsprozess sowie die aerobe Stabilität der Silage verbessert werden. Siliermittel haben zudem Einfluss auf die Methanbildung bei der Biogaserzeugung und können diese steigern. Es können biologische Siliermittel wie homofermentative Mikroorganismen (Milchsäurebakterien), chemische Zusätze wie Siliersalze oder Siliersäuren bzw. kohlenhydratreiche Stoffe wie Zucker oder Melasse eingesetzt werden (Cici, 2012), (Pieper, 2004), (Heckel, 2007).

### 3.3.2 Arten der Silierung

#### 3.3.2.1 Überblick über Silierungsarten

In der Landwirtschaft kommen verschiedene Techniken der Silierung zum Einsatz. Die häufigsten sind die Silierung im Ballen (Kapitel 3.3.2.2), im Fahrsilo (Kapitel 3.3.2.3) oder Schlauchsilos (Kapitel 3.3.2.4).

#### 3.3.2.2 Ballensilage

Die Silierung im Ballen zeigt Abbildung 3.2. Es werden mehrere Lagen Folie um die in einer Ballenpresse gepressten Substratblöcke gelegt. Der Lufteintritt in die Ballen und der Emissionsaustritt aus den Ballen ist bei diesem Verfahren sehr gering (Heckel, 2007).

Die Silageballenerzeugung eignet sich gut für kleine Mengen. Die Technik ist sehr flexibel einsetzbar. Aufgrund der kleinen Mengen kann die Silage nach dem Öffnen schnell verwendet werden, wodurch geringe Wertstoffverluste durch Abbauprozesse auftreten.



Abbildung 3.2: Silierung in Silageballen, (patpatpat, 2006)

### 3.3.2.3 Fahrsilo

Fahrsilos werden in der Landwirtschaft am häufigsten verwendet, da sie sehr kostengünstig sind. Das Material wird auf einer Bodenplatte, mit oder ohne Seitenwände, aufgehäuft (Abbildung 3.3) und mit Radladern verdichtet. Als Abdeckung dienen Silagefolien und häufig Reifen oder Sandsäcke zur seitlichen Befestigung.

Diese Art von Silierung ist anfällig für Lufteintritt und Sickerwasseraustritt. Die Technik eignet sich nur für sehr große Mengen und einen großen Vorschub nach Öffnen des Silagesilos, da sonst zu viel Luft eindringt und es zur Nacherwärmung durch Abbauprozesse kommt (Heckel, 2007).



Abbildung 3.3: Silierung im Fahrsilo, (Willmann, 2006)

### 3.3.2.4 Schlauchsilos



Immer häufiger werden auch Schlauchsilos eingesetzt (Abbildung 3.4). Das Material wird in einen Silageschlauch gepresst. Die Schläuche garantieren eine gute Dichtigkeit auch bei Entnahme von Material (Heckel, 2007).

Hierdurch sind die Wertstoffverluste als gering einzuschätzen und auch die Entnahme von geringeren Mengen ist vermutlich möglich, ohne dass eine verstärkte Aerobisierung eintritt.

Abbildung 3.4: Silierung im Schlauchsilos, (Mahalko, 2015)

## Einfluss der Silierung auf die Biogasbildung

Während der Silierung kommt es durch die Restatmung in der ersten Phase und die Gärprozesse der Milchsäurebakterien in der zweiten Phase zu einem unvermeidbaren Abbau von Organik, der einen Energieverlust zur Folge hat. Parallel kann aber das Energiepotenzial für die Biogasbildung durch einen gleichermaßen stattfindenden Zellaufschluss von Rohfaserfraktionen positiv beeinflusst werden. Hierbei findet eine Umwandlung von komplexen Kohlenhydraten (Cellulose, Hemicellulosen) in monomere Kohlenhydrate sowie in leicht abbaubare Essig- und Milchsäure statt. Gerade für kontinuierliche Biogasanlagen kann sich dadurch die Abbauraten auch bei kurzen Aufenthaltszeiten erhöhen (Rösch, et al., 2007). So haben Versuche zum Biogaspotenzial von frischem Gras- und Rasenschnitt im Vergleich zum silierten Material eine Steigerung von 11% des silierten Materiales gegenüber dem frischen Material gezeigt (Cici, 2013).

Nach dem Öffnen der Silagesilos kann Luft eindringen und es kommt zu aeroben Abbauprozessen. Hierdurch kann ein Wertstoffverlust für die Biogasbildung eintreten.

## 3.3.3 Laborversuche zur Silierung von öffentlichem und privatem Rasenschnitt

### 3.3.3.1 Herkunft und Aufbereitung der Materialien

Die Gewinnung von Rasenschnittproben erfolgte in verschiedenen Bereichen:

- (1) Die ersten Beprobungen erfolgten auf dem Betriebsgelände der Firma BUHCK (Gelpke, et al., 2015). Hier lieferten GaLa-Unternehmen Rasenschnitt, der zumeist von öffentlichen Flächen stammte, ab. Diese Rasenschnittproben zeigten teilweise bereits deutliche Abbauerscheinungen.
- (2) Des Weiteren wurden Proben aus verschiedenen privaten Gärten entnommen. Diese Proben waren im Wesentlichen frisch (Puszies, 2013).

(3) Desweiteren wurde Rasenschnitt von den Rasenflächen der TUHH untersucht. Der TUHH-Rasen wird von den Hausmeistern regelmäßig gemäht. In den Monaten Juli und August wurden Proben gesammelt.

Die Proben aus den Sammlungen (1) und (2) wurden in 1- und 2-L-Beuteln vakuumiert. Durch die Vakuumierung erfolgte auch eine Kompaktierung (Abbildung 3.5). Die Vakuumbbeutel wurden bei 8°C für mehrere Monate gelagert. Die Proben aus den Sammlungen (3) wurden innerhalb von 2 Tagen in 30-Liter Fässern (Abbildung 3.5) gefüllt, verdichtet und luftdicht verschlossen. Sowohl für die Juli-, als auch die Augustproben wurden jeweils ein Fass bei 8°C in der Kühlkammer und ein Fass bei Umgebungstemperatur im Hof gelagert. Mittels Temperaturdatenlogger in den Fässern wurde die Temperatur der Silage über den Zeitraum des Silierungsprozesses aufgezeichnet. Eine Übersicht über die Probenarten und Silierungszeiten gibt Tabelle 3.1.



Abbildung 3.5: Rasenschnitt in Vakuumbbeutel siliert



Abbildung 3.6: Rasenschnitt von in Fässern siliert

#### 3.3.3.2 Ergebnisse der Silierungsversuche

Nach Öffnung der Behältnisse konnte ein leicht säuerlicher Geruch wahrgenommen werden, der aber weniger unangenehm einzuordnen ist, als der Geruch von Rasenschnittproben nach einwöchiger Lagerung auf einem Haufen. Eine Übersicht über die an den entnommenen Silageproben gemessenen Parameter gibt Tabelle 3.1. Der TR-Gehalt hat sich in den meisten Fällen leicht erhöht, der oTR-Gehalt ist dafür geringfügig gefallen. Der pH-Wert ist bei allen Versuchen auf Werte unter 4,5 bis 5,5 gesunken. Diese Werte liegen im oberen Bereich stabiler Silage. Durch längere Silierzeiten könnte sich der pH-Wert eventuell noch weiter verringern.

Der empfohlene TR-Gehalt für die Herstellung einer stabilen Silage liegt bei 30-40% (Kapitel 3.1.1.). Die hier verwendeten Rasenschnitte wiesen meist niedrigere TR-Gehalte von etwa 20-30% auf. In allen Fällen, in denen der Rasenschnitt luftdicht verpackt war, konnte dennoch keine Schimmelpilzbildung oder offensichtlich Fehlgärung beobachtet werden. Eine Silierung ist also auch bei, den für den verwendeten Rasenschnitt gemessenen, niedrigen TR-Gehalten möglich.

Die Temperaturentwicklung wurde für die Silagen aus den 30-Liter-Tonnen aufgezeichnet. Für die Silierungen in der Klimakammer bei 8°C stellte sich sehr schnell eine konstante Temperatur von 9°C ein. Die Temperaturen der Silagen, die bei Außentemperatur gelagert wurden, zeigten leicht über den mittleren Tageswerten liegende Temperaturen. Bei der August-Silage, die bei Außentemperatur gelagert wurde, stellte sich nach 10 Wochen ebenfalls ein konstanter Wert von 9°C ein, der 5-7°C über der Umgebungstemperatur lag. Laut Kapitel 3.1.1 liegt die Kerntemperatur von stabiler Silage bei etwa 15° C. Der hier niedrigere Wert kann auf die kleinen Mengen zurückzuführen sein. Bei diesen passen sich die Temperaturen leichter an die Umgebungstemperatur an.

**Tabelle 3.1: Analyseergebnisse (TR, oTR, pH-Wert) für Rasenschnittproben unterschiedlicher Herkunft und Erntemonate vor und nach einer Silierung im Laborversuch**

Rasenschnittprobe	Silierung	Parameter	Frisch	Silage	
Öffentlicher Rasenschnitt	Vakuumbbeutel	TR in %	18,9	21,2	23,2
BUHCK	1 Monat / 9 Monate	oTR in %TR	84,9	78,4	62,2
Juni 13		pH-Wert	6,6	4,5	5,0
Öffentlicher Rasenschnitt	Vakuumbbeutel	TR in %	24,8	33,6	
BUHCK	6 Monate	oTR in %TR	80,0	78,7	
Sep 13		pH-Wert	6,1	4,6	
Privater Rasenschnitt	Vakuumbbeutel	TR in %	14,2	21,0	
Garten	5 Monate	oTR in %TR	86,5	86,8	
Mai 14		pH-Wert	-	4,3-	
Privater Rasenschnitt	Vakuumbbeutel	TR in %	38,1	51,2	
Garten	4 Monate	oTR in %TR	70,1	58,8	
Juni 14		pH-Wert	-	-	
Öffentlicher Rasenschnitt	30-Liter Tonne,	TR in %	22,1	28,1	
TUHH	4 Monate	oTR in %TR	81,2	81,3	
Juli 14		pH-Wert	-	5,2	
Öffentlicher Rasenschnitt	30-Liter Tonne,	TR in %	22,7	19,3	
TUHH	3 Monate	oTR in %TR	81,8	81,6	
August 14		pH-Wert	-	5,4	

Von den Silagen wurde zudem das Biogasbildungspotenzial bestimmt. Die Versuche lieferten Werte im Bereich von 300 bis 600 nl/kg<sub>oTR</sub> und liegen somit im Bereich von frischem Rasenschnitt. Näheres zu den Versuchen ist in Kapitel 5.3 erläutert.

### 3.4 Bewertung der Silierung von Rasenschnitt für die Jenfelder Au

Die Herstellung einer Silage zur Lagerung und Haltbarmachung von Rasenschnitt für die Verwendung in der Jenfelder Au kann empfohlen werden. Es konnte gezeigt werden, dass sich sowohl Rasenschnitt von öffentlichen als auch privaten Flächen zur Silierung eignet. Im Hinblick auf die Logistik der Erfassung ist dem Rasenschnitt von öffentlichen Flächen der Vorzug zu geben (Gelpke, et al., 2015). Rasenschnitt als Co-Substrat kann für die Jenfelder Au ganzjährig zur Verfügung gestellt werden entweder als frischer Rasenschnitt oder als Rasenschnittsilage. Für die Silierung ist nur ein geringer Energieeintrag für die Verdichtung und Verpackung notwendig, jedoch keine Kühlung. Es muss allerdings ein geeigneter externer Platz zur Silierung gefunden werden. Auf dem Gelände der Jenfelder Au ist dies aus Platzgründen nicht möglich. Wenn die Lagerung in Form von Ballensilage erfolgt, ist es möglich, die Ballen zu stapeln und so Platz zu sparen. Die Verwendung guter Silagefolie kann bei der Ballensilage ein Eindringen von Sauerstoff minimieren und zudem Emissionsverluste in Form von Sickerwasser oder Ammoniak verhindern. Die Verwendung der Silage sollte schnell nach dem Öffnen der Ballen oder Silos erfolgen, um den organischen Abbau möglichst gering zu halten. Die empfohlene Rangreihenfolge der möglichen Silierungsverfahren für diese Eigenschaft ist: Ballensilierung vor Schlauchsilierung vor Silierung im Fahrsilo. Im Hinblick auf die Silierungskosten ist diese Rangreihenfolge vermutlich umgekehrt.

Für die Bewohner der Jenfelder Au stellt die Verwendung von Rasenschnittsilage anstatt von frischem Rasenschnitt keinen Nachteil dar. Der von Silage ausgehende Geruch ist positiver zu

bewerten als der von frischem Rasenschnitt, welcher kurzzeitig im Haufen gelagert wurde. Zudem kann die Biogasproduktion gesteigert werden, da während der Silierung leichter abbaubare Stoffe gebildet werden, was sich bei der geplanten kurzen Verweilzeit positiv auf die Vergärung auswirken kann. Die Organikverluste durch die Silierung sind sehr gering. Auch die Verwendung von Rasensaft ist für die Vergärung weiterhin möglich, da auch aus der Silage Saft abgepresst werden kann (Kapitel 4.4.). Würde Rasensaft nur aus frischem Rasenschnitt hergestellt, müsste der Saft kühl gelagert werden, was einen hohen Eintrag an Energie erfordern würde. Durch die Lagerung als Silage kann eventuell auch das Biogaspotenzial des Safts erhöht werden, da sich die entstehenden leichtvergärbaren Verbindungen besser abpressen lassen.

Für die Konzipierung der Rasenschnitterfassung, -lagerung, und -aufbereitung für die Jenfelder Au sollten im nächsten Schritt Versuche mit Rasenschnitt der Firma BUHCK unter Praxis-Bedingungen durchgeführt werden. Es wird eine Silierung nach dem Ballenverfahren empfohlen. Zu verschiedenen Erntezeitpunkten sollten Silageballen hergestellt werden. Der Einfluss der Schnittlänge und der Verdichtung des Materials sollte analysiert werden. Eine Messung des pH-Werts und der entstehenden Säuren während der Silierung sollten zusammen mit der Temperatur aufgezeichnet werden. Während der Lagerung sollten Geruchstests stattfinden, um möglich Emissionen während der Lagerung zu bewerten. Weiterhin sollte der Masseverlust während der Silierung bestimmt werden. Es sollte zudem mit höherwertigem Rasenschnitt gearbeitet werden, denn für die folgenden Aufbereitungs- und Verwertungsschritte sollte der Anteil an Fremdstoffen wie Erde, Sand und Abfällen nicht zu hoch sein. Für die Einsammlung eines qualitativ hochwertigen Rasenschnittes sind Anreize zu schaffen. Nach Angaben von BUHCK (Gelpke, et al., 2015) ist dies möglich.

## 4 Aufbereitung von frischem und gelagertem Rasenschnitt

### 4.1 Problemstellung

In der Jenfelder Au ist eine Nassvergärung von Schwarzwasser mit Co-Substraten geplant. Die Nassvergärung setzt die Pumpbarkeit der Substrate voraus. Nach Erfahrungen aus der Praxis ist die Obergrenze bei einem Trockenrückstand von ca. 10 % in der Substratmischung zu setzen. Für die Untersuchungen wurden als Co-Substrat Fettwasser und Rasenschnitt ausgewählt. Bei Fettwasser ist die Eignung für die Nassvergärung gegeben. Rasenschnitt liegt jedoch in fester Form vor. Er kann zudem auf unterschiedliche Weisen gemäht werden und liegt somit in keiner einheitlichen Form vor. Um Rasenschnitt mit Schwarzwasser und Fettwasser mischen und in der Nassvergärungsanlage nutzen zu können, muss dieser zu einem pumpbaren Substrat aufbereitet werden.

### 4.2 Methode

Es wurden zwei Optionen der Rasenschnitt-Aufbereitung untersucht: Auspressen zur Erzeugung eines Rasensaftes und Zerkleinern zu Partikeln, welche gut mit den weiteren Substraten mischbar sind. Die Rasensaftherstellung erfolgte optional mit einer Schneckenpresse, einer hydraulischen Presse bzw. mit einer Laborpresse. Die Zerkleinerung erfolgte mit einer Messermühle im Nassverfahren, sodass eine Suspension als Co-Substrat erhalten wurde (Rasensuspension). Die aufbereiteten Co-Substrate aus beiden Methoden wurden hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften (TR, oTR, CSB, TOC, TN, TP) untersucht. Für die Suspensionen wurden zudem Analysen zur Partikelgrößenverteilung durchgeführt und für die Säfte wurden Abpressgrade ermittelt. Beide Methoden wurden bewertet. Es wurde mit den in Kapitel 3.3.4.1 beschriebenen Rasenschnittproben von öffentlichen Flächen und privaten Gärten gearbeitet. Für die Versuche wurde sowohl frischer als auch als siliierter Rasenschnitt verwendet. Darüber hinaus wurden für den Praxismaßstab geeignete Geräte recherchiert.

### 4.3 Herstellung von Suspension

#### 4.3.1 Auswahl und Betrieb von Zerkleinerungsgeräten

##### 4.3.1.1 Zerkleinerungsversuche im Labor

In Laborversuchen wurden von (Vergil, 2012) und (Puszies, 2013) verschiedene Geräte zur Rasenschnittzerkleinerung untersucht. Für die Herstellung kleiner Partikelgrößen stellten sich Messermühlen als am besten geeignet heraus. Um gute Zerkleinerungsergebnisse zu erhalten, musste allerdings eine Flüssigkeit zugegeben werden, sodass das Resultat der Zerkleinerung eine Suspension war.



Abbildung 4.1: Labormessermühle GRINDOMIX GM 200 (Retsch, 2013)



Abbildung 4.2: Rasenschnittsuspension nach einer Nasszerkleinerung mittels Messermühle

Die Messermühle GRINDOMIX GM 200 der Firma Retsch (Abbildung 4.1) wurde für die weiteren Untersuchungen verwendet. In den Laborversuchen wurde Wasser als Zugabeflüssigkeit verwendet, um die Mischungen in den Reaktoren genau steuern zu können. Die für eine optimale Zerkleinerung benötigte Wasserzugabe hing stark vom Trockenrückstand des Rasenschnittes ab, sodass geeignete Massen-Verhältnisse von Rasenschnitt zu Wasser zwischen 1:3 und 1:6 variierten. In den meisten Fällen war eine Verdünnung von 1:4 optimal.

#### 4.3.1.2 Zerkleinerungsaggregate für den Praxismaßstab

Für die Umsetzung der Zerkleinerung von Rasenschnitt im großtechnischen Maßstab könnten Geräte verwendet werden, die bereits bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen zur Aufbereitung von Maissilage und deren Mischung mit Gülle zur Anwendung kommen. Eine gleichzeitige Mischung mit anderen Co-Substraten bzw. mit Schwarzwasser (oder Gärrest, Kapitel 5.4.5.4.) ist auch für die Jenfelder Au sinnvoll. Die im landwirtschaftlichen Bereich eingesetzten Aufbereitungsaggregate beruhen auf dem gleichen Prinzip, wie die in Kapitel 4.3.1.1. beschriebenen Laborzerkleinerungen. Hierbei wird die Maissilage mit einem Rezirkulationsstrom aus dem Fermenter vermischt und mittels eines Mazerators erfolgt die Zerkleinerung und es wird eine Maissilagesuspension hergestellt. Ein mögliches Aufbereitungssystem liefert beispielsweise die Firma Vogelsang (EnergyJet). Zudem übt dieses Gerät noch eine Transportfunktion aus und könnte somit auch als Eintragsaggregat dienen.

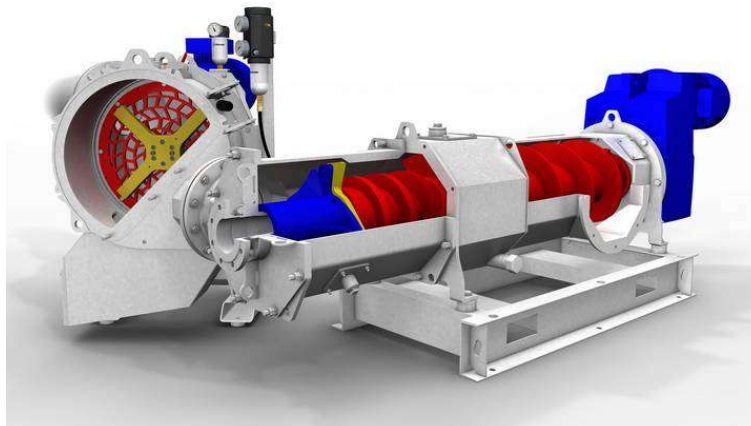


Abbildung 4.3: Zerkleinerungs-, Misch- und Eintragsaggregat Energy Jet mit Rota Cut (Vogelsang, 2016)

Tabelle 4.1: Leistungsangaben für das Zerkleinerungs-, Misch- und Eintragsaggregat EnergyJet (Vogelsang 2016)

Parameter	Wert	Einheit
Max. Eintragsleistung	8	Mg/h
Antriebsleistung	7,5-15	kW
Max. Arbeitsdruck	4	bar
Spitzendruck	6	bar

Mit dem in Abbildung 4.3 dargestellten Gerät können auch Verunreinigungen über eine Schwerstoffabscheidung abgeschiedenen werden. Bei hohen Verunreinigungen des Substrates durch Sand und Erde könnte es allerdings zu einem erhöhten Materialverschleiß durch Metallabrieb kommen. Im Verlauf der weiterführenden Entwicklung des Vergärungssystems für die Jenfelder Au sollten großtechnische Versuche mit dem in dem in Abbildung 4.3 dargestellten Gerät durchgeführt werden. Neben der Beurteilung der Zerkleinerungs- und Trenngüte für Schwerstoffe sollten der Bedarf an Flüssigkeit zur Zerkleinerung sowie die Leistungsdaten des Gerätes evaluiert werden.

Darüber hinaus ist zu beurteilen, ob durch einen eventuellen Schwermetallabrieb der Schwermetallanteil im Gärrest negativ beeinflusst wird.

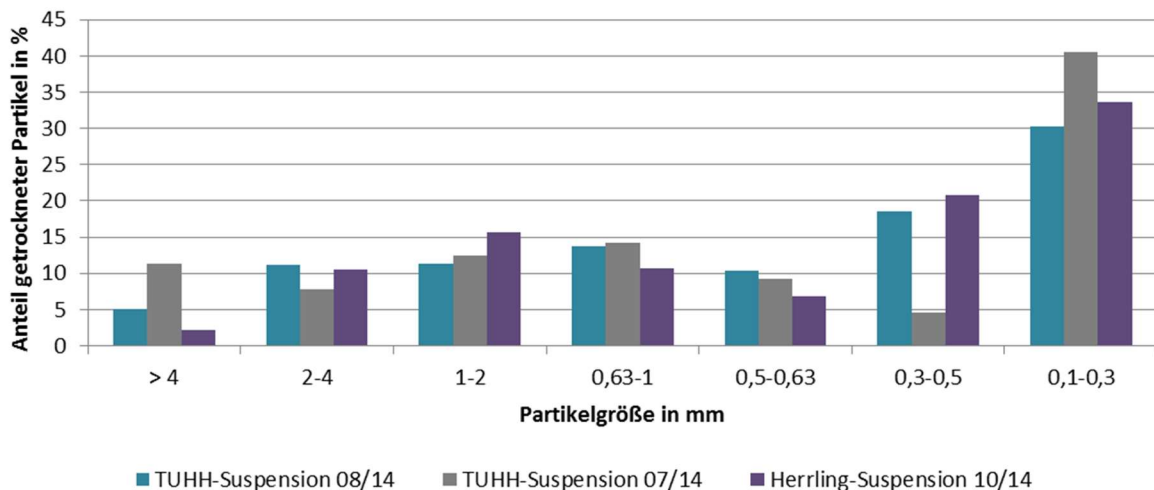
#### 4.3.2 Partikelgrößenverteilung in Rasensuspensionen

Für drei Rasenschnittsuspensionen, die mittels der in Kapitel 4.3.1.1. beschriebenen Vorgehensweise hergestellt wurden, wurde exemplarisch eine Korngrößenanalyse durchgeführt (Nadal, 2015). Die Herkunft der Substrate wurde in Kapitel 2.5.3. beschrieben. Für die drei in Tabelle 4.2 charakterisierten Substrate wurde eine Nasssiebung mit 6 unterschiedlichen Siebeinsätzen durchgeführt.

**Tabelle 4.2: Zur Bestimmung der Korngrößenanalyse ausgewählte Rasensuspensionen und deren Charakteristik**

Rasen	TR % FM	oTR %TR
Suspension aus Grasschnitt von der Fa. Herrling; Ernte 10/14	5,70	84,86
Suspension aus Rasenschnitt von TUHH – Flächen; Ernte 07/14	4,45	82,96
Suspension aus Rasenschnitt von TUHH – Flächen; Ernte 08/14	3,21	80,93

In Tabelle 4.2 sind die Anteile an Rasenschnittpartikeln der einzelnen Fraktionen bezogen auf den gesamten Trockenrückstand dargestellt. Aus Abbildung 4.4 wird deutlich, dass in allen drei Suspensionen über die Hälfte der Partikel kleiner als 0,5 mm ist. Der Anteil größer 4 mm ist gering und schwankt zwischen 3 und 11%. Es kann somit mit Hilfe der Nasszerkleinerung eine weitgehend homogene Suspension hergestellt werden, in der die Partikelgrößen deutlich unter 1 cm liegen. Derartige Suspensionen wären gut für eine kontinuierliche Beschickung der Vergärungsanlage in der Jenfelder Au geeignet. Vor der praktischen Umsetzung müssen jedoch weiterführende Versuche zur Partikelgrößenverteilung mit großtechnischen Anlagen durchgeführt werden, um eine problemlose Beschickung im Praxisbetrieb gewährleisten zu können.



**Abbildung 4.4: Anteile an Partikeln unterschiedlicher Größe in den Rasensuspensionen bezogen auf Gesamtanteil der Partikel in der Suspension**

#### 4.3.3 Versuche zur Entmischbarkeit von Substrat-Gemischen

Inwiefern die Gemische, die Rasenschnittpartikel enthalten, mittels Sedimentation entmischbar sind, wurde mittels Imhofftrichtern untersucht. Zu diesem Zweck wurden von (Vergil, 2012) Sedimentationsversuche mit zwei unterschiedlichen Substratmischungen durchgeführt. Die verwendeten Rasensuspensionen wurden nach der in Kapitel 4.3.1.1. beschriebenen Vorgehensweise hergestellt. Die Ergebnisse der Trennung sind Abbildung 4.5 zu entnehmen.

*Mischung 1: Schwarzwasser mit Rasensuspension, Volumen-Verhältnis 2:1*

Es setzten sich sofort kleine Partikel am Boden ab. Nach einer halben Stunde bildete sich eine breite Schwimmschicht etwas unter der Oberfläche. Darüber konnte die Bildung einer partikelarmen, wässrigen Phase beobachtet werden. Zwischen abgesetzten Partikeln am Boden und der feststoffreichen Schwimmschicht war eine partikelarme Schwimmschicht zu erkennen. Insgesamt bildeten sich 4 Schichten aus. Nach zwei Stunden war keine Veränderung der Schichten mehr erkennbar.

*Mischung 2: Schwarzwasser mit Rasensuspension und Fettwasser, Volumenverhältnis 1:1:1*

Auch hier setzten sich sofort kleine Partikel am Boden ab. An der Oberfläche bildete sich eine Schwimmschicht aus. Zwischen den abgesetzten Partikeln am Boden und der Schwimmschicht bildete sich eine feststoffarme Phase aus. Insgesamt waren drei Schichten erkennbar.

Aufgrund der unterschiedlichen Dichten der Inhaltsstoffe treten Entmischungen auf, wenn sich die Suspensionen im unbewegten Zustand befinden. Schwerere Partikel wie Sand und Erde sedimentieren sehr schnell. Dieser Effekt kann nutzbar gemacht werden. Wenn Sand- und Erdpartikel nicht in den Reaktor eingetragen werden sollen, könnten sie einfach mit Hilfe eines Feststoffabscheiders abgetrennt werden. Das Fettwasser bewirkte einen gewissen Auftrieb für die Rasenschnittpartikel, sodass in der Mischung 2 nur drei Schichten beobachtet werden konnten. Zudem war die partikelarme mittlere Schicht wesentlich klarer ausgebildet. Auch dieser Effekt könnte, z.B. bei der Entnahme von Gärresten aus dem Reaktor, von Nutzen sein. Eine erneute Homogenisierung erfolgt, wenn die Mischung bewegt wird, z.B. mit Hilfe des Rührwerkes im Reaktor.

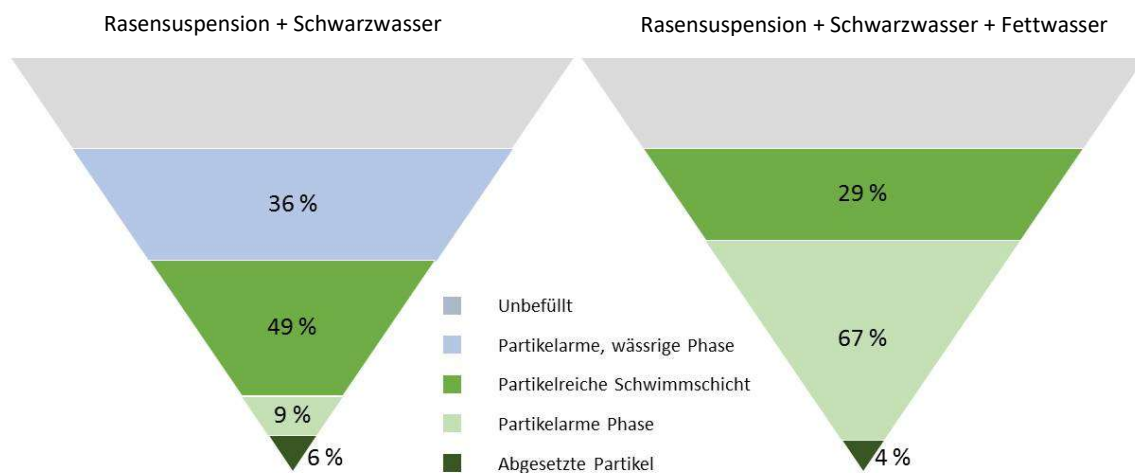


Abbildung 4.5: Schichtbildung in Substrat-Co-Substrat-Mischungen bei Sedimentationsversuchen; (nach Vergil 2012)

**4.3.4 Charakterisierung der Rasensuspensionen**

Im Versuchszeitraum wurden Suspensionen aus 11 verschiedenen Rasenschnitten hergestellt. Das Massen-Verhältnis von Rasenschnitt zu Wasser variierte von 1:2 bis 1:5 und war abhängig von der Beschaffenheit des Rasenschnittes und der Messerqualität in der Messermühle (Abrieb). Am häufigsten betrug das Verhältnis von Rasenschnitt zu Wasser 1:4. Tabelle 4.3 zeigt eine Übersicht über die charakteristischen Parameter der Suspensionen.

Tabelle 4.3: Charakterisierung der Rasenschnittsuspensionen

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert $\pm$ Stabw	Min.	Max.
TR	% FM	11	5,34 $\pm$ 2,50	2,20	10,51
$\sigma$ TR	% TR	11	75,09 $\pm$ 13,16	47,20	92,00
CSB	mg/L	11	53002 $\pm$ 26439	25500	109200
TOC	mg/L	11	12467 $\pm$ 6071	3788	24738
TN	mg/L	11	715 $\pm$ 309	71	1114
pH	-	11	6,01 $\pm$ 0,67	4,85	6,75

Im Mittel wurden im Labormaßstab Suspensionen mit einem TR-Gehalt von etwa 5% hergestellt. Im Labormaßstab können geringere Verdünnungen aufgrund der Beschränkungen in der Technik nur schwer realisiert werden. Mit großtechnischen Zerkleinerungsaggregaten und entsprechenden Pumpen können aber TR-Gehalte von 10% erreicht werden (FNR, 2010). Die Konzentration der Nährstoffe ergibt sich aus der Qualität des Ursprungsrasenschnittes und der verwendeten Wassermenge. Die absolute Nährstoffmenge wird durch die Suspensionsherstellung nicht verändert.

## 4.4 Herstellung von Rasensäften

### 4.4.1 Ergebnisse der Literaturrecherche

Der Literatur ist zu entnehmen, dass Grassäfte bisher hauptsächlich im Zusammenhang mit Bioraffinerie-Projekten hergestellt wurden. Der Begriff Gras bezeichnet hier Gras als Nutzpflanze, die extra zum Zwecke der Verwertung gesät wird und eine hohe Qualität aufweist. Rasen hingegen wird hier für die Beschreibung üblicher Garten- oder Parkflächen verwendet, die Zusammensetzung schwankt stark und ist meist nicht bekannt.

Das Ziel der Grassaftherstellung ist es zumeist, aus dem Saft Proteine bzw. Milchsäuren zur weiteren Verwendung zu extrahieren. So wurden im Rahmen des österreichischen Programmes "Energie der Zukunft" Pressversuche mit Grünlandbiomasse und Grassilage mittels Schneckenpresse (Energieverbrauch 9,3 kW<sub>el</sub>, Durchsatz 200-500 kgFM/h) durchgeführt. Dabei konnten massebezogene Abpressgrade von durchschnittlich 63% für die Grünlandbiomasse und 50% für die Grassilage erreicht werden. Die Trockenrückstände betragen 6,1% für den Grünland-Saft und 16,1% für den Silage-Saft (Koschuh, et al., 2003). (Wachendorf, et al., 2012) und (Florafuel AG, 2014) nutzen Säfte aus Abfällen auch in Biogasanlagen und geben ein Biogaspotenzial für Grassaft von rund 600 nl/kg<sub>o</sub>TR an.

### 4.4.2 Pressversuche mit Rasenschnitt

#### 4.4.2.1 Verwendete Pressen

Im Rahmen der Untersuchungen wurden drei unterschiedliche Pressen verwendet. Tabelle 4.4 und Abbildung 4.6 geben einen Überblick über die verwendeten Pressen. Die Schneckenpresse bzw. die Hydraulikpresse wurden vom ATB Potsdam bzw. vom Thünen-Institut Hamburg leihweise zur Verfügung gestellt.

Für die Pressversuche wurden sowohl private als auch öffentliche Rasenschnitte, frisch und als auch siliert, verwendet. Die Herkunft der Rasenschnitte ist in Kapitel 2.5.3 beschrieben und die Silierung in Kapitel 3.3.3.

**Tabelle 4.4: Übersicht über die zur Rasenschnittpressung verwendeten Pressen**

Art der Presse	Hersteller	Ort der Verwendung
Schneckenpresse	Typ CV, Firma Anhydro ehemals Vetter	Leibniz-Institut für Agrartechnik in Potsdam-Bornium(ATB)
Hydraulikpresse, max. 300 bar	LA 180, Firma Bürkle	Thünen-Institut (TI) für Holzforschung Hamburg-Lohbrügge
Werkstattpresse, max. 10 bar	WPT 10 HC, Raptor Tischmodell	TUHH



Abbildung 4.6: Pressen zur Rasenschnittpressung von links nach rechts: Werkstattpresse, Hydraulikpresse, Schneckenpresse

#### 4.4.2.2 Abpressgrade bei unterschiedlichen Pressen und Rasenschnitten

Die im Folgenden dargestellten Abpressgrade sind als prozentuale Massenanteile einer Komponente in der abgepressten Phase bezogen auf die Gesamtmasse der Komponente in der aufgegebenen Rasenschnittmasse angegeben. Die Versuche zeigten eine deutliche Abhängigkeit der abtrennbaren Masse vom Trockenrückstandsgehalt des Rasenschnitts. Versuche mittels Hydraulikpresse bei 300 bar ergaben eine exponentielle Abnahme der abtrennbaren Masse bei steigendem Trockenrückstand (Abbildung 4.7).

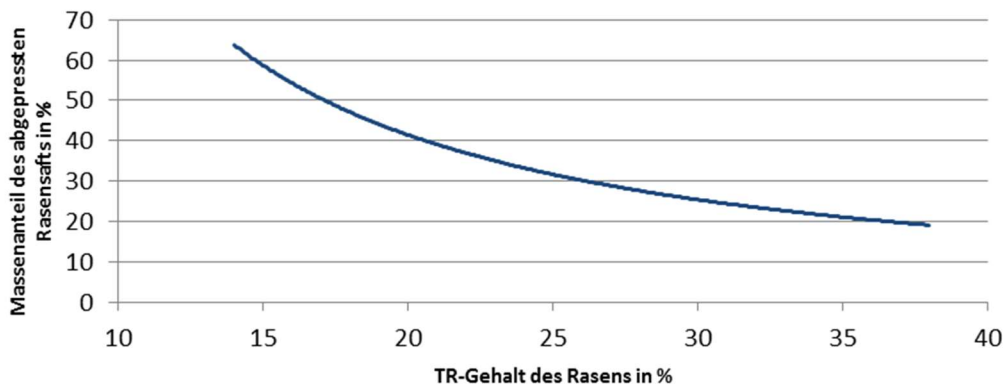


Abbildung 4.7: Anteil der als Rasensaft abgepressten Rasenschnittmasse bezogen auf die Gesamtmasse des Rasenschnittes in Abhängigkeit vom Trockenrückstand des Rasenschnittes; Hydraulikpresse (300 bar)

Die ermittelten Abpressgrade für einzelne Parameter sind in Tabelle 4.5 dargestellt. Es konnte nur eine repräsentative Pressung mittels Schneckenpresse durchgeführt werden, da hierfür große Mengen an Rasenschnitt benötigt wurden. Die meisten Versuche wurden mit der Hydraulikpresse des Thünen-Instituts bei 300 bar durchgeführt. Hier konnten verschiedene Varianten mit kleineren Rasenschnittmengen getestet und ausreichend Saft für weiterführende Vergärungsuntersuchungen

erhalten werden. Mit der Laborpresse konnten nur Säfte für Analysen hergestellt werden. Für Vergärungsuntersuchungen waren die Ausbeuten zu gering.

**Tabelle 4.5: Abpressgrade unterschiedlicher Pressen, Prozentualer Anteil bezogen auf Ausgangsmenge**

Abpressgrade in % für	Schneckenpresse	Hydraulikpresse 300bar			Hydraulik-Laborpresse 10bar		
	Einzelwert	Mittelwert	Stabw	Anzahl	Mittelwert	Stabw	Anzahl
<b>Masse</b>	26	34	14	11	20	5	3
<b>TR</b>	5	6	4	11	4	1	3
<b>oTR</b>	4	5	3	11	3	0	3
<b>CSB</b>	9	5	6	2	5	2	3
<b>TOC</b>	6	5	6	2	3	1	3
<b>TP</b>	-	34	-	1	24	3	3
<b>TN</b>	9	12	16	2	13	3	3
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub>-N</b>	9	3	4	2	5	2	3

Aus Tabelle 4.5 ist ersichtlich, dass die Hydraulikpresse mit 300 bar die besten Ergebnisse bezüglich der abgetrennten Saftmasse lieferte. Es wurde hier auch der größte Druck aufgebracht. Für alle anderen Parameter sind keine signifikanten Unterschiede der Pressen zu erkennen. Bei der Werkstattpresse wird per Hand ein Druck von nur 6-10 bar aufgegeben. Dennoch sind die Ergebnisse, im Vergleich mit denen der 300 bar-Presse, nur geringfügig kleiner. Deutlich wird, dass der abgepresste Saft nur sehr geringe Anteile des im Rasenschnitt enthaltenen TR und oTR enthält. Auch organischer Kohlenstoff (TOC) wird nur in sehr geringen Mengen abgepresst. Der größte Anteil verbleibt im Presskuchen. Den größten Abpressgrad erreichte Phosphor mit über 20-30% im Saft. Die Annahme, dass auch Ammonium zum großen Teil abgepresst werden kann, konnte durch die Versuche nicht bestätigt werden. Der abgepresste Anteil an Ammonium betrug etwa 3-5%. Nur die Schneckenpresse lieferte höhere Werte mit 9%. Es verbleibt somit auch im Presskuchen ein hoher Anteil an Organik und Nährstoffen. Durch die Steigerung des TR-Gehalt ist eventuell die Kompostierung ein geeignetes Verfahren, den Presskuchen und die enthaltenen Nährstoffe optimal zu nutzen.

#### 4.4.3 Charakterisierung der Rasensäfte

Im Versuchszeitraum wurden insgesamt neun Presssäfte aus frischem Rasenschnitt (Tabelle 4.6) hergestellt und sechs Presssäfte aus siliertem Rasenschnitt (Tabelle 4.7). Im Durchschnitt konnten Presssäfte mit einem TR-Gehalt von etwa 4 % hergestellt werden. Der Stickstoff lag im Presssaft größtenteils als organisch gebundener Stickstoff vor.

**Tabelle 4.6: Charakterisierung von Rasensäften aus frischen Rasenschnittproben**

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert ± Stabw	Min.	Max.
<b>TR</b>	%	12	4,10 ± 1,74	0,56	7,00
<b>oTR</b>	% TR	12	63,58 ± 12,23	39,73	73,79
<b>CSB</b>	mg/L	7	38480 ± 30508	3164	87420
<b>TOC</b>	mg/L	10	15435 ± 10212	1253	33307
<b>TN</b>	mg/L	10	1666 ± 1132	291	3666
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub>-N</b>	mg/L	6	395 ± 311	163	980
<b>TP</b>	mg/L	2	587 ± 358	334	840
<b>pH</b>	-	9	5,4 ± 0,6	4,3	6,3

Tabelle 4.7: Charakterisierung von Rasensäften aus silierten Rasenschnittproben

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert $\pm$ Stabw	Min.	Max.
TR	%	6	5,20 $\pm$ 1,82	3,02	8,10
oTR	% TR	6	65,42 $\pm$ 5,03	60,30	74,70
CSB	mg/L	3	598667 $\pm$ 643	59400	60600
TOC	mg/L	6	18466 $\pm$ 10588	11248	37849
TN	mg/L	6	4246 $\pm$ 1276	2885	6125
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	mg/L	6	477 $\pm$ 342	171	1015
TP	mg/L	5	934 $\pm$ 562	230	1280
pH	-	5	5,5 $\pm$ 1,1	4,2	7,1

Der Rasensaft aus siliertem Material weist geringfügig höhere TR-Gehalte auf, was auf höhere TR-Gehalte in der Silage, verglichen mit frischem Rasenschnitt, zurück zu führen ist. Auch die Werte für CSB, TOC, TP und TN liegen deutlich über denen für Rasensaft aus frischem Material. Es kann hier die Annahme getroffen werden, dass der durch die Silierung bedingte Zellaufschluss zu höheren Anteilen an gelösten Nährstoffen und leicht organisch abbaubaren Stoffen führt. Dies kann auch einen positiven Effekt auf die Vergärbarkeit und das Biogaspotenzial haben.

#### 4.5 Bewertung der Aufbereitungsmethoden

Die geeignete Aufbereitungsmethode für Rasenschnitt hängt stark von den verwendeten Materialien, dem Eintragssystem und der Vergärungsanlage ab. Beide Varianten, Zerkleinerung und Auspressung von Rasenschnitt haben Vor- und Nachteile.

Bei der Zerkleinerung ist es möglich, das gesamte Material zu verwerten und höhere Trockenrückstände im Gärrest zu erreichen. Durch geeignete Eintragssysteme ist es möglich, die Aufbereitung direkt mit der Beschickung zu realisieren. Allerdings kann es bei stark verunreinigtem Material zu Abrieb des Schneidewerkzeugs führen, was erhöhte Schwermetallwerte und Materialkosten zur Folge haben kann. Durch Zerkleinerung kann ein Zellaufschluss erreicht werden, der zur leichteren Vergärung führt und die Mischbarkeit mit Schwarzwasser vereinfacht. Wird eine Nassvergärung gewählt, ist die mögliche einzutragende Menge durch den Trockenrückstand von 10 % im Gemisch limitiert.

Der Presssaft bietet aufgrund des geringen Feststoffgehaltes den Vorteil der einfachen Pumpbarkeit und Mischbarkeit mit flüssigen Substraten. Auch Verunreinigungen durch Sand und Erde können minimiert werden. Allerdings muss die Aufbereitung vor der Beschickung erfolgen und benötigt zusätzlich Platz. Zudem kann nur ein kleiner Teil des Rasenschnitts genutzt werden und ein großer Teil der Nährstoffe verbleibt im Presskuchen. Um eine ganzheitliche Verwertung zu erzielen muss somit auch der Presskuchen weiter genutzt werden.

## 5 Biogasproduktion der ausgewählten Substrate

### 5.1 Problemstellung

Die Biogasanlage in der Jenfelder Au soll für ein Nutzvolumen von 750 m<sup>3</sup> ausgelegt und im Nassverfahren mesophil betrieben werden. Das Hauptsubstrat ist Schwarzwasser aus den Vakuumtoiletten. Dies soll mit geeigneten Co-Substraten gemischt werden. Geeignete Mischungen sollen gefunden werden, die einerseits einen stabilen Betrieb der Vergärungsanlage ermöglichen und darüber hinaus zu guten Biogaserträgen führen. Vergärungsspezifische Kenndaten für die Planungsarbeiten zum Gesamtsystem der Jenfelder Au werden benötigt. Insbesondere werden Kennzahlen zur Biogasproduktion bei verschiedenen Mischungen sowie hydraulische Aufenthaltszeiten und Stabilitätskriterien benötigt, um einen zuverlässigen Betrieb der Vergärungsanlage zu gewährleisten.

### 5.2 Methode

Mittels Batch-Tests nach VDI 4630 wurden zunächst die Biogaspotenziale von Schwarzwasser, Fettwasser und Rasenschnitt ermittelt. Als Inokulum wurde Klärschlamm aus dem Klärwerk Seevetal verwendet. Es wurde nur im mesophilen Temperaturbereich gearbeitet. Die Biogaspotenziale wurden auch für Gemische aus verschiedenen Schwarz- und Fettwässern sowie Rasenschnittaufbereitungen ermittelt. Die Ergebnisse wurden mit dem theoretischen Biogaspotenzial, berechnet aus den Ergebnissen für die einzelnen Substrate, verglichen. Die Werte vor und nach der Vergärung bezüglich TR, oTR, TOC und CSB wurden ebenfalls ermittelt (Kapitel 5.3).

Auf Basis der Ergebnisse der diskontinuierlichen Batch-Tests erfolgte eine Maßstabsübertragung auf den 10-L-Maßstab im semi-kontinuierlichen Betrieb (Kapitel 5.4) sowie weiterführend ein Scale up in den 100-L-Maßstab mit vollautomatischer Prozesssteuerung (Kapitel 5.5). Die Beschreibung dieser Systeme erfolgt in den Kapiteln 5.4.1 und 5.5.1. In Kapitel 5.6 erfolgt eine Bewertung im Hinblick auf das Biogaspotenzial der Substrate und die Vergärbarkeit der Substratmischungen.

### 5.3 Bestimmung des Biogaspotenzials mittels Batch-Test

#### 5.3.1 Untersuchte Substrate

Das Biogaspotenzial von Schwarzwasser und Fettwasser wurden bereits im Vorfeld zum KREIS-Projekt bei (Wendland, 2008) und (Skitek, 2012) bestimmt. Die Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen von (Haryani, 2013) wurden mit diesen verglichen (Kapitel 5.3.2). Die Proben entstammten jeweils der Siedlung Lübeck-Flintenbreite, welche über Vakuumtoiletten verfügt bzw. dem Klärwerk Köhlbrandhöft, welches Fettwässer annimmt.

Der Fokus der Untersuchungen lag beim Rasenschnitt. (Haryani, 2013), (Weiler, 2014) und (Nadal, 2015) untersuchten die Biogaspotenziale von unterschiedlich aufbereitetem und gelagertem Rasenschnitt. In Tabelle 5.1 und Tabelle 5.2 sind Herkunft und Vorbehandlung des verwendeten Rasenschnitts und der anderen verwendeten Substrate aufgeführt. Aus ausgewählten Rasensilageproben (TUHH-Rasensilage August 2014, Herrling-Silage) wurde zum einen eine Suspension (Kapitel 4.3) hergestellt und zum anderen wurde sie in 1 cm große Stücke geschnitten, um den Einfluss der Korngröße auf das Biogaspotenzial zu erkennen.

5 Biogasproduktion der ausgewählten Substrate

Tabelle 5.1: Übersicht über die in den Untersuchungen verwendeten ungemischten Substrate zur Bestimmung des Biogaspotenzials; Teil 1/2

Substrat	Herkunft ; Probennahme	Lagerung	Aufbereitung		Bezeichnung
			Art	Misch- verhältnis Suspension Wasser : Substrat	
<b>Schwarz- wasser</b>	Lübeck, Flintenbreite; Dezember2012	Gekühlt	Homogenisiert	-	BW <sub>c</sub> -12/12
<b>Fett- wasser</b>	Köhlbrandhöft; Dezember2012	Gekühlt	Homogenisiert	-	FW <sub>c</sub> -12/12
<b>Rasen- schnitt</b>	BUHCK; September2012  über eine Woche gesammelter Rasenschnitt angeliefert durch Garten- und Landschaftsbauer	Frisches Material, gefroren gelagert	Suspension mittels Küchenmixer	4 : 1	L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -12/09
		Saft, gefroren gelagert	Saft mittels Schneckenpresse (ATB)	-	L <sub>f</sub> J-12/09
		Gelagertes Material, 6 Wochen in Vakuumbuteln	Suspension mittels Küchenmixer	8 : 1	L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -12/09
		Presskuchen, in Vakuumbuteln gelagert	Suspension mittels Küchenmixer	5,5 : 1	L <sub>p</sub> S <sub>f</sub> -12/09
	BUHCK; Juni2013  frisch gemäht von gärtnerischen Maßnahmen der Internationalen Gartenschau Hamburg	Gelagertes Material, 9 Monate in Vakuumbuteln	Suspension mittels Messermühle	3 : 1	L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -13/06
		Saft aus frischem Material, gekühlt gelagert	Saft mittels Hydraulikpresse (TI) gepresst	-	L <sub>f</sub> J-13/06
	BUHCK; September2013  Ausgangsmaterial inhomogen, mit weiteren Grünabfällen, bereits auf Haufen gelagert, leichte Schimmelbildung und Erwärmung	Gelagertes Material, 6 Monate in Vakuumbuteln	Suspension mittels Messermühle	3 : 1	L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -13/09
		Saft aus frischem Material, gekühlt gelagert	Saft mittels Hydraulikpresse (TI) gepresst	-	L <sub>f</sub> J-13/09
	TUHH; Juli2014  Von den Hausmeistern der TUHH gemähter Rasenschnitt	Gelagertes Material, in 30-Liter Fässern 4 Monate siliert	Suspension mittels Messermühle	5 : 1	L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -14/07
			Saft mittels Hydraulik- Laborpresse	-	L <sub>s</sub> J-14/07
	TUHH; August2014  Von den Hausmeistern der TUHH gemähter Rasenschnitt	Gelagertes Material, in 30-Liter Fässern 3 Monate siliert	Suspension mittels Messermühle	5 : 1	L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -14/08
			Mittels Schere in 1cm Stücke geschnitten	-	L <sub>s</sub> C <sub>f</sub> -14/08
Saft mittels Hydraulik- Laborpresse			-	L <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/08	

**Tabelle 5.2: Übersicht über die in den Untersuchungen verwendeten ungemischten Substrate zur Bestimmung des Biogaspotenzials; Teil 2/2**

Substrat	Herkunft ; Probennahme	Lagerung	Aufbereitung		Bezeichnung
			Art	Misch- verhältnis Suspension Wasser : Substrat	
Grass- silage	Herrling-Group; Mai 2013	Silage aus Fahrsilofür Biogasanlage	Suspension mittels Messermühle	3 : 1	G <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -13/05
	Herrling-Group; Oktober2013	(Herrling-Group, Hamburg- Reitbrook), hergestellt im Praxismaßstab aus Grasschnitt von naheliegender Graslandfläche	Suspension mittels Messermühle	3 : 1	G <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -13/10
	Herrling-Group; Mai 2014		Suspension mittels Messermühle	5 : 1	G <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -14/05
	Mittels Schere in 1 cm Stücke geschnitten		-	G <sub>s</sub> C <sub>f</sub> -14/05	
	Saft mittels Hydraulik- Laborpresse		-	G <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/05a	
	Saft mittels Schneckenpresse (BUW) ausgepresst		1 : 1  Rasen vor Pressen mit Wasser gemischt	G <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/05b	

Abkürzungen:

BW – Schwarzwasser, FW – Fettwasser; TI bzw. BUW – die Geräte des Thünen-Institutes bzw. der Bauhaus-Universität Weimar wurden genutzt

Nomination Rasenschnitt: L – Rasenschnitt (Lawn), G - Gras ; S- Suspension, J-Saft (Juice), C-geschnitten (cut)

Indizes: f- frisch verwendet (fresh), s- unter Luftabschluss gelagert (silage); c- gekühlt gelagert (cool); i- gefroren gelagert (iced), p- Presskuchen (pressed)

Beispiel: L<sub>s</sub>J<sub>f</sub> – Suspension aus frischem Rasenschnitt, Suspension bis zur Verwendung in den Versuchen gefroren gelagert

### 5.3.2 Ergebnisse der Batch-Tests

Eine Übersicht über die im Batchverfahren untersuchten ungemischten Substrate geben Tabelle 5.1 und Tabelle 5.2. In Tabelle 5.3 und Tabelle 5.4 sind die Ergebnisse der Batch-Tests für die spezifischen, auf den Trockenrückstand (TR) bezogenen Biogaspotenziale sowie auf die absoluten, auf die Frischmasse (FM) bezogenen Biogaspotenziale zusammengestellt. Die in Tabelle 5.3 und Tabelle 5.4 dargestellten absoluten Werte für die Suspensionen beziehen sich auf den frischen Rasenschnitt ohne Zugabe von Wasser.

- Das ermittelte spezifische Biogaspotenzial für Schwarzwasser (425nl/kgOTR) liegt etwas unter den Werten von Wendland (2008; 500 nl/kgOTR) und Skitek (2012; 560 nl/kgOTR). Der etwas niedrigere Wert wurde darauf zurückgeführt, dass bei den eigenen Untersuchungen ein sehr dünnes Schwarzwasser mit geringen TR- und oTR verwendet wurde bei welchem zudem eventuell lagerungsbedingt bereits ein Teilabbau stattfand.
- Die spezifischen Werte für Fettwasser liegen mit 1089 nl/kgOTR geringfügig über den Durchschnittswerten des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL, 2014), welches 1000 l/kgOTR angibt. (Skitek, 2012) ermittelte für Fettwasser 1010 nl/kgOTR.
- Die spezifischen Biogaspotenzialwerte für Rasenschnitt und Rasenschnittsilage liegen im Bereich der Literaturwerte zwischen 300-600 nl/kgOTR, sind aber sehr vom Substrat abhängig. Das spezifische Biogaspotenzial des Saftes lag mit ca. 450 – 950 nl/kgOTR über dem

des ungespresten Materials. Dies ist darauf zurückzuführen, dass beim Pressen ein Großteil der löslichen, leicht vergärbaren Verbindungen in den Saft übergeht. Der Presskuchen hatte mit ca. 360 nl/kgOTR ein geringeres, aber dennoch signifikantes Biogaspotenzial. Die Werte der Silage liegen im Schnitt etwas über denen aus frischem Material. Der Einfluss des Ausgangsmaterials auf das Biogaspotenzials ist jedoch vermutlich wesentlich höher als der Einfluss durch die Silierung.

Für die Versuche mit unterschiedlichen Korngrößen von Rasensilage kann keine eindeutige Aussage geliefert werden. Die Versuche mit der TUHH-Rasenschnittsilage lieferten fast doppelt so hohe Werte bei der Suspension mit sehr kleinen Partikeln im Vergleich zu den 1 cm großen Stücken. Bei der Herrling-Grassilage konnte dem gegenüber kein nennenswerter Unterschied in Abhängigkeit von der Partikelgröße erkannt werden. Allerdings war das Fahrilo bei der Herrling-Group vor der Probenahme bereits geöffnet, so dass vermutlich ein vorzeitiger Substratabbau durch Lufteintrag eintrat. Die TUHH-Rasenschnittsilage wurde hingegen nach dem Öffnen der Silagefässer sehr schnell verwendet, was die deutlich höheren Biogaspotenzialwerte im Vergleich zur Herrling-Grassilage erklärt. Vermutlich überlagerten sich also zwei Effekte.

Silage sollte demnach nach dem Öffnen schnell verwertet werden und eine kleinere Partikelgröße ist vorteilhafter im Hinblick auf die Biogasausbeute als eine größere. Hier sind jedoch zudem die Zerkleinerungsaufwendungen entgegenzusetzen. Um hierzu vertiefende Aussagen zu treffen sind weiterführende Untersuchungen nötig.

Tabelle 5.4 zeigt eine Zusammenfassung der einzelnen Substratgruppen und vergleicht die Ergebnisse mit Literaturwerten. Es ergibt sich folgende Rangreihenfolge für die spezifischen Biogaspotenziale der einzelnen Substrate vom höchsten (etwa 1000 nl/kgOTR) zum niedrigsten Wert (etwa 300 nl/kgOTR):

*Fettwasser > Silagesaft > Rasensaft > Schwarzwasser/Rasenschnitt/Rasensilage*

Wenn man das absolute, auf die Frischmasse bezogene Biogaspotenzial der einzelnen Substrate vergleicht, ergibt sich folgende Reihenfolge vom höchsten (131 m<sup>3</sup> /kg FM) bis zum niedrigsten Wert (1 m<sup>3</sup> /kg FM):

*Rasensilage/ frischer Rasenschnitt > Fettwasser > Rasensaft/Silagesaft > Schwarzwasser*

Für die Beurteilung der Erträge der Biogasanlage in der Jenfelder Au sind die absoluten Erträge aussagekräftiger als die spezifischen. Besonders hohe Biogaserträge wären also bei besonders hohen Rasenschnitt-/ Rasensilageanteilen zu erwarten.

5 Biogasproduktion der ausgewählten Substrate

Tabelle 5.3: Ergebnisse der Biogaspotenzialbestimmung im Batch-Test (Doppelbestimmung) für verschiedene Substrate, einzelnen aufgelistet

Batch Test Dezember 2012 (Haryani, 2013)					Batch Test März 2014 (Weiler, 2014)					Batch Dezember 2014 (Nadal, 2015)						
Substrat	TR	oTR	Biogas		Substrat	TR	oTR	Biogas		CH <sub>4</sub>	Substrat	TR	oTR	Biogas		CH <sub>4</sub>
	%	%TR	m <sup>3</sup> /kg oTR	m <sup>3</sup> /kgFM		%	%TR	m <sup>3</sup> /kg oTR	m <sup>3</sup> /kgFM			%	%	%TR	m <sup>3</sup> /kg oTR	
BW <sub>c</sub> -12/12	0,5	49	425 ± 3	1												
FW <sub>c</sub> -12/12	3	94	1089 ± 2	31												
L <sub>i</sub> S <sub>f</sub> -12/09	38	77	389 ± 2	77												
L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -12/09	28	90	518 ± 2	131												
					L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -13/06	23	62	460 ± 21	66	64	L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -14/07	30	80	314 ± 10	74	60
					L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -13/09	34	78	368 ± 16	98	59	L <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -14/08	19	82	600 ± 4	95	66
											L <sub>s</sub> C <sub>f</sub> -14/08	19	82	317 ± 5	50	60
					G <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -13/05	35	90	478 ± 4	151	60	G <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -14/05	31	85	308 ± 22	82	60
					G <sub>s</sub> S <sub>f</sub> -13/10	25	84	423 ± 4	89	63	G <sub>s</sub> C <sub>f</sub> -14/05	31	85	341 ± 2	91	60
L <sub>f</sub> J <sub>i</sub> -12/09	7	72	534 ± 1	31	L <sub>f</sub> J <sub>c</sub> -13/06	4	65	664 ± 66	17	70	L <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/07	5	62	872 ± 17	29	72
					L <sub>f</sub> J <sub>c</sub> -13/09	2	55	461 ± 15	5	71	L <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/08	4	60	945 ± 5	20	78
											G <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/05a	8	67	469 ± 17	25	65
											G <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/05b	3	66	593 ± 0,4	14	70
L <sub>p</sub> S <sub>f</sub> -12/09	39	80	363 ± 45	113												

Tabelle 5.4: Zusammenfassung der Ergebnisse der Biogaspotenzialbestimmung im Batch-Test, mittlere Werte im Vergleich mit Literaturangaben

Substrat	Anzahl	TR	oTR	Biogas		Methan	oTR-Abbau	Literatur	
		%	%TR	nL/kg oTR	nL/kg FM	%	%	Werte	Quelle
<b>Schwarzwasser</b>	6	0,6	57	492 ± 67	2	75	50	500	Wendland, 2008
<b>Fettwasser</b>	10	3	94	1051 ± 39	37	-	90	1000	KTBL, 2014
<b>Rasenschnitt</b>									
<i>frisch</i>	2	38	52	389 ± 2	77	-		300	FNR, 2006
								550-680	KTBL, 2014
								300-600	Westphal, 2010
								700	Kruse, 2011
<b>Rasensilage</b>	12	27	79	434 ± 61	92	62	45	-	-
<b>Grassilage</b>	8	30	86	375 ± 51	99	61	45	600	KTBL, 2014
<b>Presssaft aus</b>									
<i>frischem Rasen</i>	6	6	68	513 ± 21	21	71	60	617	Wachendorf 2012, Florafuel AG
								550 <sup>1</sup>	
<b>Rasensilage</b>	4	4	61	909 ± 44	25	70	75	-	-
<b>Grassilage</b>	4	6	66	531 ± 73	19	71	75	-	-

<sup>1</sup> 350-400 l Methan/kg oTR mit einer angenommenen Methankonzentration von 70%

### 5.3.3 Biogaspotenzial der Mischungen

Von (Haryani, 2013) wurden unterschiedliche Substratmischungen auf ihr Biogaspotenzial untersucht. Tabelle 5.5 zeigt die Ergebnisse für das gemessene Biogaspotenzial der Mischungen im Vergleich zu den Werten, die mit Hilfe der Biogaspotenziale der Einzelsubstrate berechnet wurden. Es zeigt sich, dass die Abweichungen im Rahmen der Messungenauigkeiten liegen, die aufgrund einer hohen Partikeldichte der Substrate zustande kommt.

Tabelle 5.5: Biogaspotenziale ausgewählter Substratmischungen (BW – Schwarzwasser, FW – Fettwasser, L<sub>f</sub>J- aus frischem Rasens hergestellter Saft, gefroren gelagert, L<sub>f</sub>C-gefroren gelagerter Rasenschnitt, L<sub>s</sub>C-siliert gelagerter Rasenschnitt, L<sub>p</sub>C-Rasenschnitt-Presskuchen)

Mischungen	prozentuale Anteile der Substrate in der Mischung						Biogaspotenzial	
	BW % FM	FW % FM	L <sub>f</sub> J-12/09 % FM	L <sub>f</sub> C-12/09 % FM	L <sub>s</sub> C-12/09 % FM	L <sub>p</sub> C-12/09 % FM	gemessen nL/kg oTR	Aus Einzelwerten berechnet
Mischung 1	33	67	-	-	-	-	1044 ± 12	1063
Mischung 2	33	-	67	-	-	-	548 ± 25	532
Mischung 3	41	-	-	59	-	-	372 ± 40	388
Mischung 4	31	-	-	-	69	-	519 ± 24	518
Mischung 5	33	33	33	-	-	-	719 ± 24	714
Mischung 6	34	35	-	31	-	-	448 ± 80	455
Mischung 7	31	33	-	-	36	-	569 ± 11	569
Mischung 8	38	-	-	-	-	62	376 ± 54	363

In den Mischungen kann annähernd von einer Summierung der Potenziale der einzelnen Substrate, abhängig von ihrem Anteil in der Mischung, ausgegangen werden. Dieser Sachverhalt wird für die Modellierungen herangezogen.

## 5.4 Semi-kontinuierliche Versuche in 10-L-Reaktoren

### 5.4.1 Versuchsaufbau

Die Versuche in den 10-L-Reaktoren wurden im Rahmen verschiedener studentischer Arbeiten durchgeführt. Nähere Beschreibungen der Durchführung und der Ergebnisse im Einzelnen sind in den entsprechenden Arbeiten zu finden (Hasselder, 2013), (Navarro Nunez, 2014), (Turjanica, 2014), (Badri, 2014), (Leyva Amezcua, 2015).

Für die semi-kontinuierlichen Versuche wurden acht Reaktoren mit einem Arbeitsvolumen von je 10 L verwendet, das Füllvolumen betrug je 8,5 L. Der schematische Aufbau der Reaktoren ist Abbildung 5.1 dargestellt. Die Reaktoren wurden mittels Wasserbad auf einer konstanten Temperatur von 37,8 °C gehalten und dreimal wöchentlich beschickt. Über die Gaszähler (Modell MGC-1 V3.2 PMMA) der Firma Ritter wurde die produzierte Biogasmenge aufgezeichnet. Mittels Ankerrührer wurden die Reaktoren kontinuierlich gerührt, wodurch eine gute Durchmischung des Materials gewährleistet war.

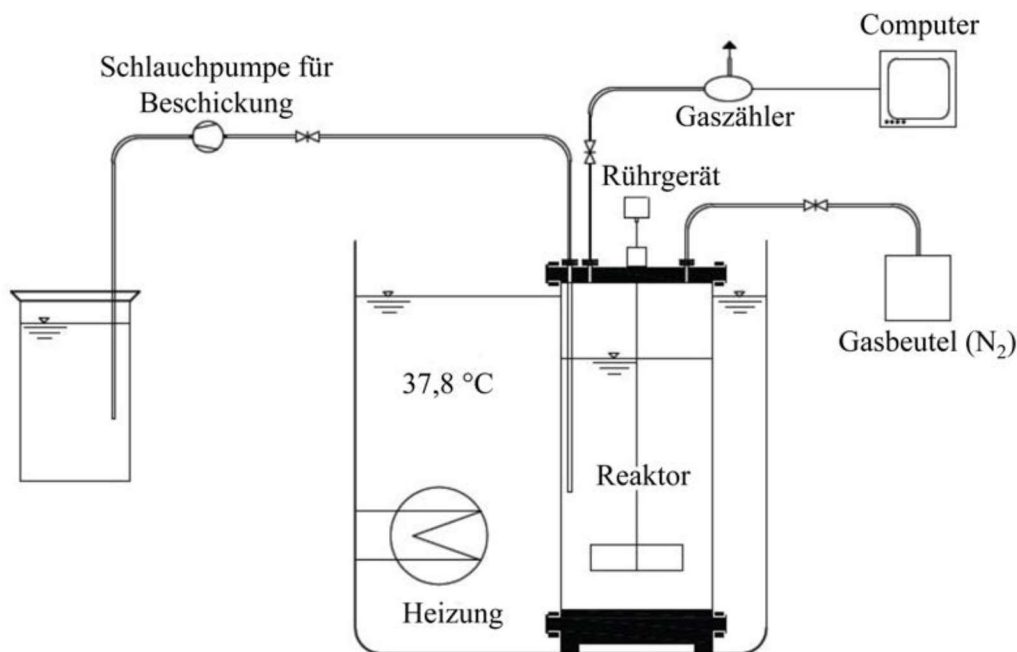


Abbildung 5.1: Schematischer Versuchsaufbau der semi-kontinuierlichen Biogasversuche (Turjanica 2014 aus Wendland 2008)

### 5.4.2 Substratzusammensetzung und Versuchsperioden

#### 5.4.2.1 Überblick über die Versuche

Die acht Reaktoren (RX-1 bis RX-8) liefen kontinuierlich von Februar 2013 bis Ende 2014 mit unterschiedlichen Mischungen. Zunächst wurden nur Mischungen aus Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft verwendet. Ab November 2013 wurde auch Rasensuspension als Substrat zugeführt. Eine homogene Suspension wurde mittels Messermühle (Grindomix GM 200 der Firma Retsch) unter Beimischung von Wasser erzeugt. Die in Tabelle 5.6 dargestellten Massenverhältnisse beziehen sich auf die so gewonnene Suspension. Ende 2014 wurden zudem Mischungen aus Grassilage und Grassilagesaft untersucht, die Zusammensetzungen der Mischungen sind in Tabelle 5.7 dargestellt.

Tabelle 5.6: Anteile der einzelnen Substrate in den 10-L-Reaktoren im Versuchsteil 1 ( Periode I-XIV)

Reaktor	Perioden	BW	FW	LJ	LS
		%FM	%FM	%FM	%FM
RX-1	I-XIV	100	-	-	-
RX-2	I-VIII	33,3	66,7	-	-
	IX-XIV	77,8	22,2	-	-
RX-3	I-VII	33,3	11,1	55,6	-
	VIII-XIV	33,3	11,1	-	55,6
RX-4	I-VII	33,3	38,9	27,8	-
	VIII-XIV	33,3	38,9	-	27,8
RX-5	I-XIV	33,3	38,9	27,8	-
RX-6	I-XIV	33,3	33,3	33,3	-
RX-7	I-VII	33,3	-	66,7	-
	VIII-XIV	33,3	-	-	66,7
RX-8	I-XIV	33,3	-	66,7	-

Tabelle 5.7: Anteile der einzelnen Substrate in den 10-L-Reaktoren im Versuchsteil 2 ( Periode XV-XVII)

Reaktor	Periode	BW	FW	G <sub>5</sub> S	Wasser	G <sub>5</sub> J
		%	%	%	%	%
Rx-4	XV	33,3	33,3	11,1	22,2	-
	XVI-XVII	33,3	33,3	16,7	16,7	-
Rx-5	XV-XVII	33,3	33,3	-	-	33,3
Rx-7	XV	50,0	25,0	8,3	16,7	-
	XVI-XVII	33,3	16,7	16,7	33,3	-
Rx-8	XV-XVII	50,0	25,0	-	-	25,0

#### 5.4.2.2 Versuchsperioden

Der Versuchszeitraum von nahezu 2 Jahren wurde in Teil 1 (vom 01.05.2013 bis 15.09.2014) und Teil 2 (vom 24.10.2014 bis 17.12.2014) unterteilt. Die Mischung der Substrate in den Reaktoren ist für Versuchsteil 1 in Tabelle 5.6 dargestellt und in Tabelle 5.7 für Versuchsteil 2.

##### Versuchsperioden im Teil 1

Der Versuchsteil 1 wurde in 14 Perioden (I-XIV) unterteilt. In diesen änderten sich die Substrate und deren Aufenthaltszeiten. Ein Überblick über verwendete Substrate, Aufenthaltszeiten und Zeiträume liefert Tabelle 5.8. Die Angaben zur durchschnittlichen Aufenthaltszeit (HRT) beziehen sich auf die Reaktoren RX-2-8. Der Reaktor RX-1 hatte über die gesamte Versuchsdauer eine Aufenthaltszeit von 20 Tagen und wurde ausschließlich mit Schwarzwasser betrieben. Im gesamten Teil 1 kamen 10 unterschiedliche Schwarzwässer, sechs Fettwässer, neun Rasenschnitt- bzw. Rasensilage-Suspensionen und sieben Presssäfte zum Einsatz. Die Charakteristika sind in den Kapitel 2.5 zusammengefasst und werden in Tabelle A.1 - Tabelle A.5 einzeln dargestellt.

Tabelle 5.8: Versuchsperioden von Teil 1 mit durchschnittlichen Aufenthaltszeiten (HRT) und verwendeten Substraten in den semi-kontinuierlichen Versuchen; grau-Schwarzwasser, braun-Fettwässer, dunkelgrün-Rasenschnittsuspensionen, hellgrün-Rasensäfte, der Farbwechsel

Periode	Zeitraum	HRT d	Substrate			
			BW	FW	LS	LJ
I	06.05.2013 -26.05.2013	55	BW <sub>c</sub> -13/04	FW <sub>c</sub> -13/01		L <sub>f</sub> J <sub>c</sub> -12/09
II	27.05.2013 - 23.06.2013	55	BW <sub>c</sub> -13/01			
III	24.06.2013 - 28.07.2013	55	BW <sub>c</sub> -13/06	FW <sub>c</sub> -13/01	-	L <sub>f</sub> J <sub>c</sub> -13/06
IV	29.07.2013 - 11.08.2013	55				
V	12.08.2013 – 27.10.2013	55 auf 40		FW <sub>c</sub> -13/09		
VI	28.10.2013 – 17.11.2013	40	BW <sub>c</sub> -13/10	FW <sub>c</sub> -13/10	L <sub>s</sub> S <sub>c</sub> -13/09	L <sub>f</sub> J <sub>c</sub> -13/10
VII	18.11.2013 – 19.01.2014	40				
VIII	20.01.2014 – 09.02.2014	40	BW <sub>c</sub> -13/08	FW <sub>c</sub> -14/02	L <sub>s</sub> S <sub>c</sub> -13/10a	L <sub>s</sub> J <sub>c</sub> -13/10
IX	10.02.2014 – 23.03.2014	40	BW <sub>c</sub> -14/02			
X	24.03.2014 – 04.05.2014	40	BW <sub>c</sub> -14/03a		L <sub>s</sub> S <sub>c</sub> -13/10b	
			BW <sub>c</sub> -14/03b	L <sub>s</sub> J <sub>c</sub> -13/10		
XI	05.05.2014 – 18.05.2014	40 auf 30	BW <sub>c</sub> -14/05	FW <sub>c</sub> -14/05	L <sub>s</sub> S <sub>c</sub> -13/10c	L <sub>h</sub> J <sub>c</sub> -13/10
XII	19.05.2014 – 22.06.2014	30			L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/05	L <sub>f</sub> J <sub>c</sub> -14/05
XIII	23.06.2014 – 17.08.2014	30	BW <sub>c</sub> -14/06	FW <sub>c</sub> -14/06	L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/06	L <sub>f</sub> J <sub>c</sub> -14/06
					L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/05	
					L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/06	
XIV	18.08.2014 – 14.09.2014	30	BW <sub>c</sub> -14/08	FW <sub>c</sub> -14/06	L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/07	L <sub>f</sub> J <sub>c</sub> -14/05
					L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/08	

### Versuchsperioden im Teil 2

Nach Abschluss des Teiles 1 wurde ca. 1 Monat keine Fütterung mehr durchgeführt, aber die für Vergärungsorganismen wesentlichen Milieubedingungen beibehalten. Für den Teil 2 wurden dann Mischungen aus den vorhergehenden Versuchen des Teil 1 als Startmedium verwendet. Dieser Teil wurde in drei Perioden untergliedert. Die Beschickung der Reaktoren ist in Tabelle 5.7 zusammengestellt. Innerhalb dieser letzten drei Perioden wurden drei verschiedene Schwarzwässer und zwei unterschiedliche Fettwässer verwendet. Die Silage und der Silagesaft wurden über den gesamten Zeitraum nicht gewechselt. Der Silagesaft wurde einmalig an der BUW mittels Schneckenpresse gepresst. Dauer der Perioden, Aufenthaltszeit und Substratarten sind Tabelle 5.9 dargestellt. Die Beschreibung der verwendeten Substrate erfolgt in Kapitel 5.4.3.

**Tabelle 5.9: Versuchsperioden von Teil 2 mit durchschnittlichen Aufenthaltszeiten (HRT) und verwendeten Substraten in den semi-kontinuierlichen Versuchen; grau-Schwarzwässer, braun-Fettwässer, dunkelgrün-Rasenschnittsuspensionen, hellgrün-Rasensäfte, der Farbwechsel**

Periode	Zeitraum	HRT (d)	Substrate			
			BW	FW	GC	GJ
XV	24.10.2014 - 30.10.2014	25	BW <sub>c</sub> -14/08	FW <sub>c</sub> -14/10	G <sub>s</sub> C <sub>r</sub> -14/05	G <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/05
XVI	31.10.2014 - 30.11.2014	25	BW <sub>c</sub> -14/10			
XVII	01.12.2014 - 17.12.2014	25	BW <sub>c</sub> -14/11	FW <sub>c</sub> -14/11		

#### 5.4.3 Herkunft und Vorbehandlung verwendeter Substrate

In den semi-kontinuierlichen Versuchen wurden Schwarzwässer, Fettwässer, Rasenschnitte und Grassilagen verwendet. Die beiden zuletzt genannten wurden zu Suspensionen und Säften aufbereitet. Die Parameter TR, oTR, CSB, TC, TOC, TN und pH-Wert der Inputmaterialien wurden regelmäßig analysiert. Die Ergebnisse sind in Anhang A.1 zusammengestellt. Im Folgenden ist die Herkunft und Aufbereitung der Substrate aufgezeigt:

**Schwarzwasser:** Im Versuchszeitraum wurden 10 verschiedene Schwarzwässer aus Vakuumtoiletten der Siedlung Lübeck Flintenbreite verwendet. Die Mittelwerte der Analysen sind in Tabelle A.1 dargestellt.

**Fettwasser:** Die verwendeten Fettwässer stammten vom Klärwerk Köhlbrandhöft. Über die Versuchszeit wurden sechs verschiedene Fettwässer verwendet. Die Ergebnisse sind in Tabelle A.2 dargestellt.

**Rasenschnitt:** Die verwendeten Rasensäfte wurden größtenteils aus Rasenschnitt, der von BUHCK eingesammelt wurde, mittels einer Hydraulikpresse am Thünen-Institut (TI), Lohbrügge, gepresst (Kapitel 4.4). Der Saft L<sub>f</sub>J<sub>r</sub>-12/09 wurde jedoch mittels Schneckenpresse am ATB-Potsdam abgepresst. L<sub>f</sub>J<sub>c</sub>-13/10 und L<sub>s</sub>J<sub>c</sub>-13/10 wurde aus trockenem Herbstrasen hergestellt, welches einen sehr geringen TR-Gehalt aufwies. L<sub>f</sub>J<sub>c</sub>-14/05 wurde aus Rasenschnitt eines privaten Gartens mittels Hydraulikpresse am TI hergestellt. L<sub>h</sub>J<sub>c</sub>-13/10 wurde von der BUW zur Verfügung gestellt. Der Rasenschnitt wurde hydrolysiert und der Saft mittels Schneckenpresse aus zuvor hydrolysierten Substrat abgepresst. Eine Übersicht über die Eigenschaften der Rasensäfte liefert Tabelle A.4 im Anhang.

Die Rasensuspensionen wurden ebenfalls größtenteils aus Rasenschnitt von BUHCK hergestellt (Kapitel 4.3). L<sub>f</sub>S<sub>c</sub>-14/05 und L<sub>f</sub>S<sub>c</sub>-14/06 wurden aus Rasenschnitt eines privaten Gartens hergestellt. Tabelle A.3 zeigt die charakteristischen Eigenschaften der verwendeten Suspensionen.

**Grassilagen:** Die verwendeten Grassilagen wurden für eine kommerziell arbeitende Biogasanlage der Herrling-Group in Hamburg-Reitbrook hergestellt und stammen von einem Grasland der Umgebung. Dieses Grasland wird zweimal im Jahr geerntet und das Material in einem Fahrsilo siliert. Das Gras der hier verwendeten Silage wurde im Mai 2014 geerntet und im Oktober 2014 für die Versuche bereitgestellt. Zur Herstellung des Saftes wurde die Silage aufgrund des hohen TR-Gehalts im

Verhältnis 1:1 mit Wasser verdünnt und mittels Schneckenpresse bei der BUW abgepresst. Die Charakteristik der Silage und des Saftes sind im Anhang in Tabelle A.5 dargestellt.

### 5.4.4 Raumbelastung der 10-L-Reaktoren

Die Raumbelastung der Reaktoren ergibt sich aus der Zufuhr organischer Trockenmasse (oTR) bezogen auf das Fermentervolumen und Zeit (Gleichung 5.1) (FNR, 2013).

$$B_R = \frac{\dot{m}_{zu} \cdot oTR}{V_R \cdot 100} \quad \text{Gl. 5.1}$$

$B_R$	Raumbelastung in kg oTR/m <sup>3</sup> *d
$\dot{m}_{zu}$	zugeführte Masse in kg/d
$oTR$	Anteil an organischer Trockenmasse in %
$V_R$	Reaktorvolumen in m <sup>3</sup>

Die Raumbelastung steht in engem Zusammenhang mit der hydraulischen Verweilzeit (HRT). Diese gibt die theoretische Dauer des Substrates im Fermenter an und wird durch Gleichung 5.2 beschrieben (FNR, 2013):

$$HRT = \frac{V_R}{\dot{V}_{zu}} \quad \text{Gl. 5.2}$$

$HRT$	hydraulische Verweilzeit in d
$\dot{V}_{zu}$	zugeführtes Substratvolumen in m <sup>3</sup> /d

In den Versuchen ergibt sich die Raumbelastung aus der vorgegebenen Verweilzeit der Substrate und dem organischen Trockenmasseanteil der verwendeten Substrate. Die Reaktoren wurden 3 mal wöchentlich beschickt, die Zusammensetzung der Substratmischung ist in Tabelle 5.6 für den Versuchsteil 1 und in Tabelle 5.7 für den Versuchsteil 2 dargestellt.

Abbildung 5.2 zeigt die organischen Belastungen der 10 L Reaktoren in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit einschließlich ihrer Schwankungsbreite.

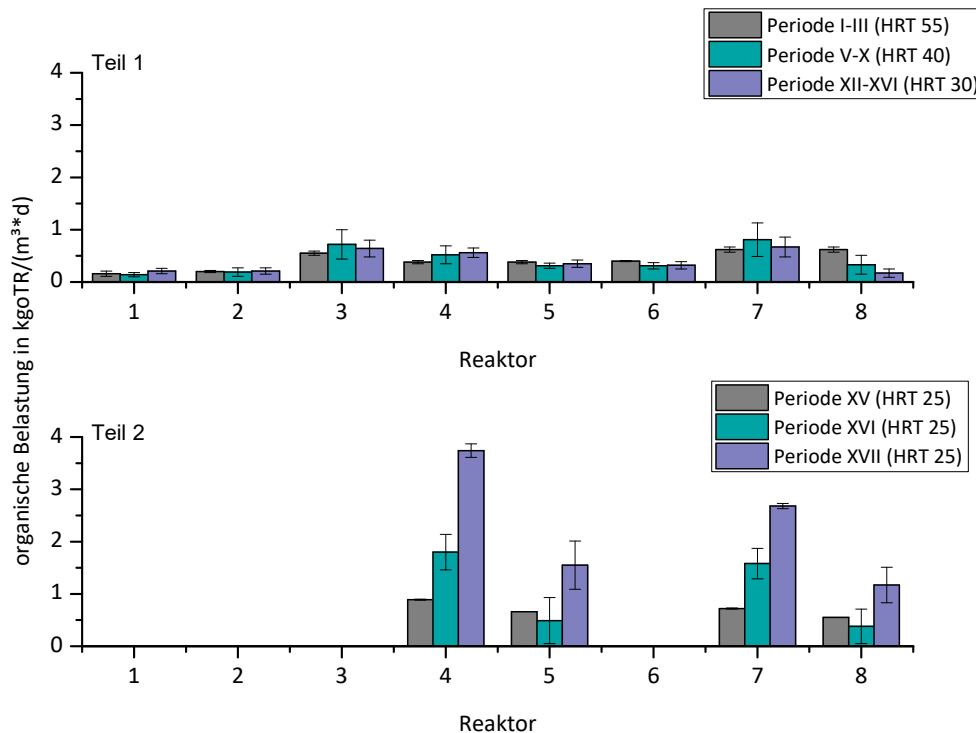


Abbildung 5.2: organische Belastung der 10 L-Reaktoren

Bei Reaktor 1 betrug die Aufenthaltszeit durchgehend 20 d und die verwendeten Schwarzwässer hatten nur geringe Schwankungen in ihrem Organikgehalt, so dass die Raumbelastung bei geringen  $0,2 \text{ kgoTR/m}^3 \cdot \text{d}$  lag. Theoretisch erhöht sich die Raumbelastung bei sinkender Aufenthaltszeit. Dies ist bei den Reaktoren 2, 3, 4 im Teil 1 auch deutlich zu erkennen. Der Einfluss der Aufenthaltszeit auf die Raumbelastung in den Reaktoren 5, 6, 7 und 8 des ersten Teils ist in Abbildung 5.2 nicht zu erkennen. Dies ist auf die Verwendung unterschiedlicher Rasensäfte zurückzuführen. Der oTR Anteil der Rasensäfte nahm im Versuchszeitraum stark ab. Gründe dafür sind unterschiedliche Auspressverfahren und unterschiedliche Trockengehalte der Rasenschnitte. Anfangs wurde eine Schneckenpresse verwendet und Rasenschnitt aus den Sommermonaten mit einem höheren Wassergehalt, dadurch konnten Säfte mit einem oTR-Gehalt von ca. 5% abgepresst werden. Presssäfte, die mittels Plattenpresse hergestellt wurden hatten einen deutlich geringeren Feststoffanteil, der Organikanteil lag teilweise unter 1%. Der Einfluss der Rasensäfte wird besonders in Reaktor 8 deutlich, in dem nur Schwarzwasser und Rasensaft verwendet wurde. Die Raumbelastung sinkt hier erheblich, trotz geringer HRT.

In Teil 2 der Versuche ist die Aufenthaltszeit durchgängig 25 Tage, die organische Belastung ändert sich jedoch stark in den einzelnen drei Perioden. Nach der Einfahrphase (Periode XV) wurde die Zusammensetzung der Suspension geändert, indem der Wasseranteil bei der Herstellung der Suspension gesenkt wurde Tabelle 5.7 und die zugeführte Substratmischung somit einen höheren Organikanteil aufwies. In der letzten Periode wurde ein Fettwasser mit sehr hohem oTR-Gehalt von 10 % verwendet, die vorhergehenden Fettwässer wiesen einen oTR-Gehalt von lediglich 1-2% auf. Die organische Belastung in den Reaktoren für die einzelnen Versuchsperioden ist im Einzelnen im Anhang in Tabelle A.6 bis Tabelle A.8 aufgeführt. Zu und abgeführte Organik sind zudem in den Abbildungen zur Gasproduktion Abbildung 5.3 bis Abbildung 5.10 dargestellt.

### 5.4.5 Biogasproduktion im semi-kontinuierlichen System

#### 5.4.5.1 *Biogas aus Schwarzwasser*

Reaktor RX-1 wurde über den gesamten Versuchszeitraum nur mit Schwarzwasser beschickt. Die Aufenthaltszeit betrug durchgängig 20 Tage. Biogasproduktion, oTR-Zufuhr und oTR-Abfuhr sind in Abbildung 5.3 dargestellt. Die durchschnittliche Biogasproduktion über den gesamten Versuchszeitraum lag bei  $545 \pm 162 \text{ nL/kgOTR}$ , und damit leicht über dem Biogaspotenzial des Schwarzwassers von ca.  $500 \text{ nL/kgOTR}$  (Kapitel 5.3.2) aus den Batchtests.

In den ersten beiden Perioden lag die Biogasproduktion unterhalb des Biogaspotenzials von  $500 \text{ nL/kgOTR}$  (Periode I ca.  $400$ , Periode II  $170 \text{ nL/kgOTR}$ ). Danach stieg sie auf über  $600 \text{ nL/kgOTR}$ . In Periode VII wurde einmalig statt Schwarzwasser Fettwasser beschickt, wodurch sich die enorm hohen Werte der nächsten Periode erklären lassen. Im weiteren Verlauf sank der Biogasertrag wieder in einen Bereich zwischen  $400$ - $700 \text{ nL/kgOTR}$ .

Ohne Betrachtung der Perioden mit einer Produktion über  $800 \text{ nL/kgOTR}$  und der ersten beiden Perioden der Einfahrphase, lag die Biogasproduktion des Schwarzwassers im semi-kontinuierlichen System durchschnittlich bei  $534 \pm 142 \text{ nL/kgOTR}$ . Bezogen auf die Frischmasse ergibt sich damit ein durchschnittlicher Wert von  $1,8 \pm 0,8 \text{ nL/kgFM}$ . Betrachtet man den Mittelwert nur für die kontinuierliche Beschickung in den Perioden X-XVI, lag er mit  $575 \pm 125 \text{ nL/kgOTR}$  (und  $1,9 \pm 0,9 \text{ nL/kgFM}$ ) sogar noch höher.

Die Steigerung der Produktionsrate im Verlauf des Versuches lässt auf die Bildung einer adaptierten Bakterienmischung schließen, die genau an das Schwarzwasser angepasst ist. Somit lässt sich auch erklären warum die Biogasproduktion über den Werten der Batch-Test Potenzialbestimmung liegt. Dabei wurde ein Inokulum verwendet, dessen Bakterienmischung nicht optimal auf das Substrat angepasst war.

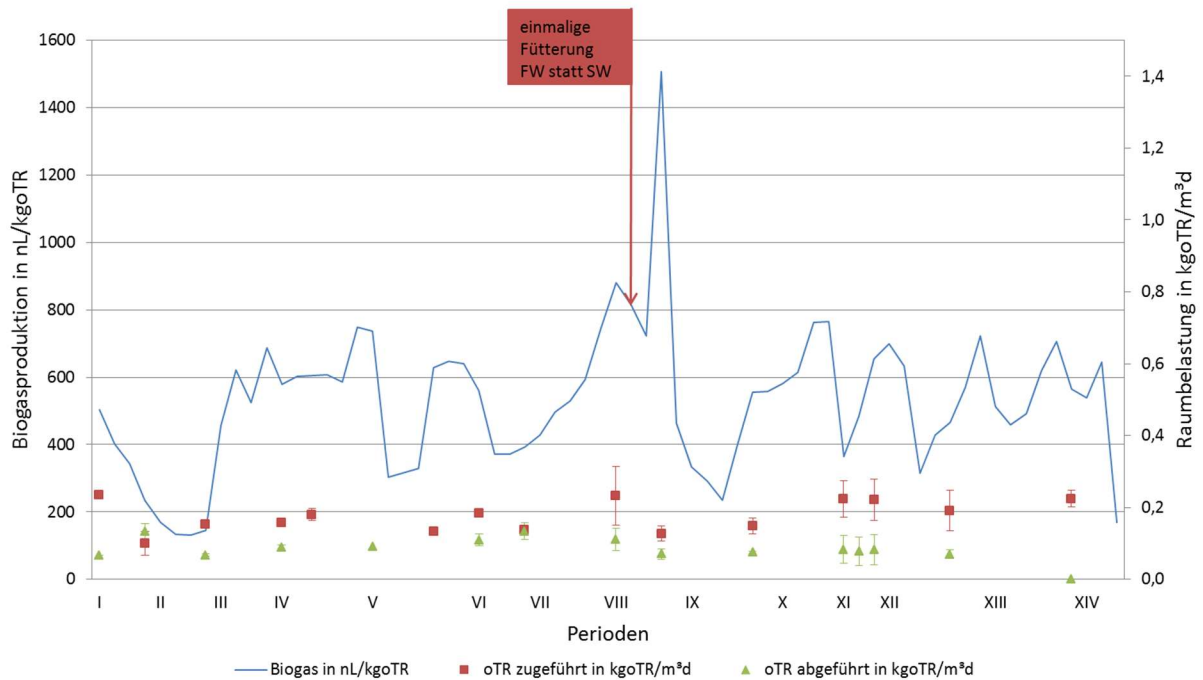


Abbildung 5.3: Reaktor RX-1: Biogasproduktion aus Schwarzwasser und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden

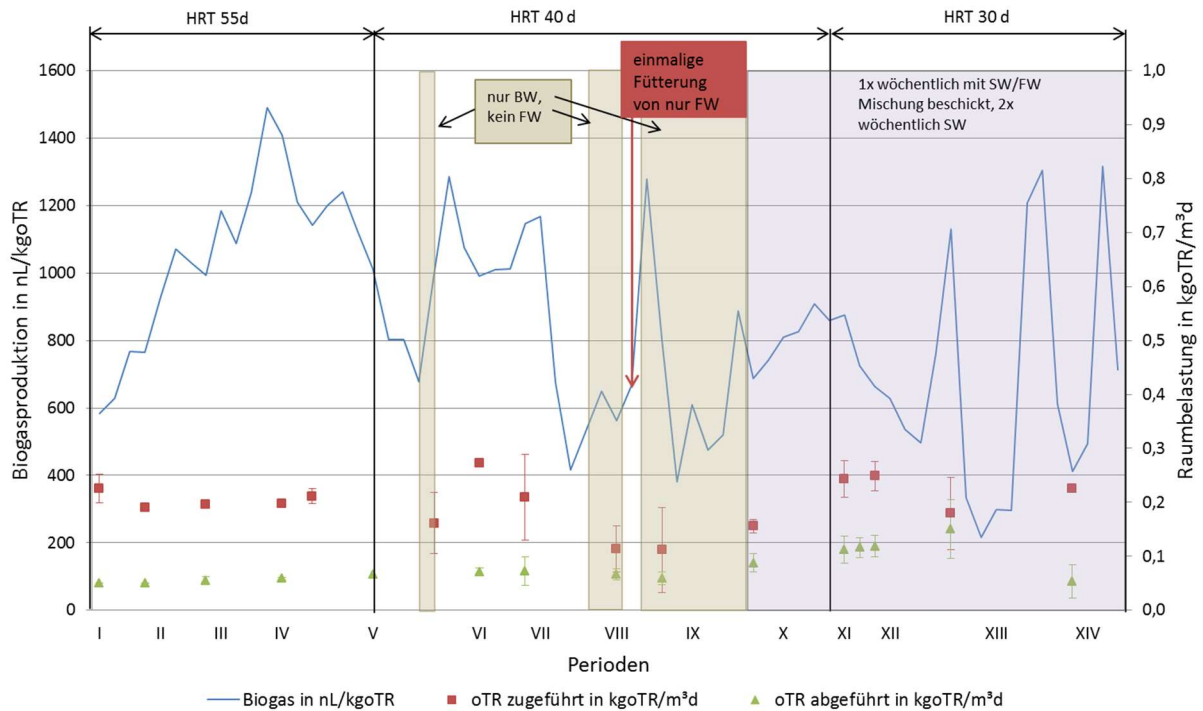
Die organische Abbaurate lag zwischen 30 und 70 % (Mittelwert:  $46 \pm 22$  %). Dies entspricht in etwa den Werten der Batch-Test, in denen eine Abbaurate von ca. 50 % ermittelt wurde.

#### 5.4.5.2 Biogas aus Schwarzwasser-Fettwasser-Mischungen

Reaktor RX-2 wurde über den gesamten Versuchszeitraum sowohl mit Schwarzwasser als auch mit Fettwasser beschickt. Biogasproduktion, oTR-Zufuhr und oTR-Abfuhr sind in Abbildung 5.4 dargestellt.

Nach einer kurzen Einfahrphase stieg die Biogasproduktion auf über 1.400 nL/kg oTR. Diese liegt über den Ergebnissen der Batch-Tests (Kapitel 5.3.2). Theoretisch ist ein so hoher Wert nicht möglich, da Fett laut VDI eine maximale Biogasrate von 1.250 nL/kg oTR besitzt. Der hohe Wert kommt aus der theoretischen Berechnung aufgrund der niedrigen Produktion am Anfang der Versuche zu Stande. Es ist zu vermuten, dass zu Beginn eine nicht optimal ausgewogene Bakterienmischung existiert, die nur einen Teil der abbaubaren Organik tatsächlich umsetzen kann. Ein Teil der Organik verbleibt unabgebaut im Reaktor. Erst nach einer Einfahrphase und einer Etablierung der Bakterienmischung kommt es zum Abbau. Da die Berechnung der Biogasrate allerdings nur die Organikkonzentration des Feed berücksichtigt und unabgebaute Organik im Reaktor unberücksichtigt bleibt, kann es zu diesen übermäßig hohen Werten kommen.

Nach der Reduzierung der Aufenthaltszeit von 55 auf 40 Tage erhöhte sich die Raumbelastung und es kam zu einem drastischen Einbruch in der Biogasproduktion. Der FOS/TAC-Wert, der das Verhältnis organischer Säuren zum anorganischen Kohlenstoffgehalt angibt, stieg enorm an. Er ist ein zuverlässiger Indikator für die Stabilität des Vergärungsprozesses und sollte konstant gehalten werden.



**Abbildung 5.4: Reaktor RX-2: Biogasproduktion einer Schwarzwasser-Fettwasser-Mischung und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden**

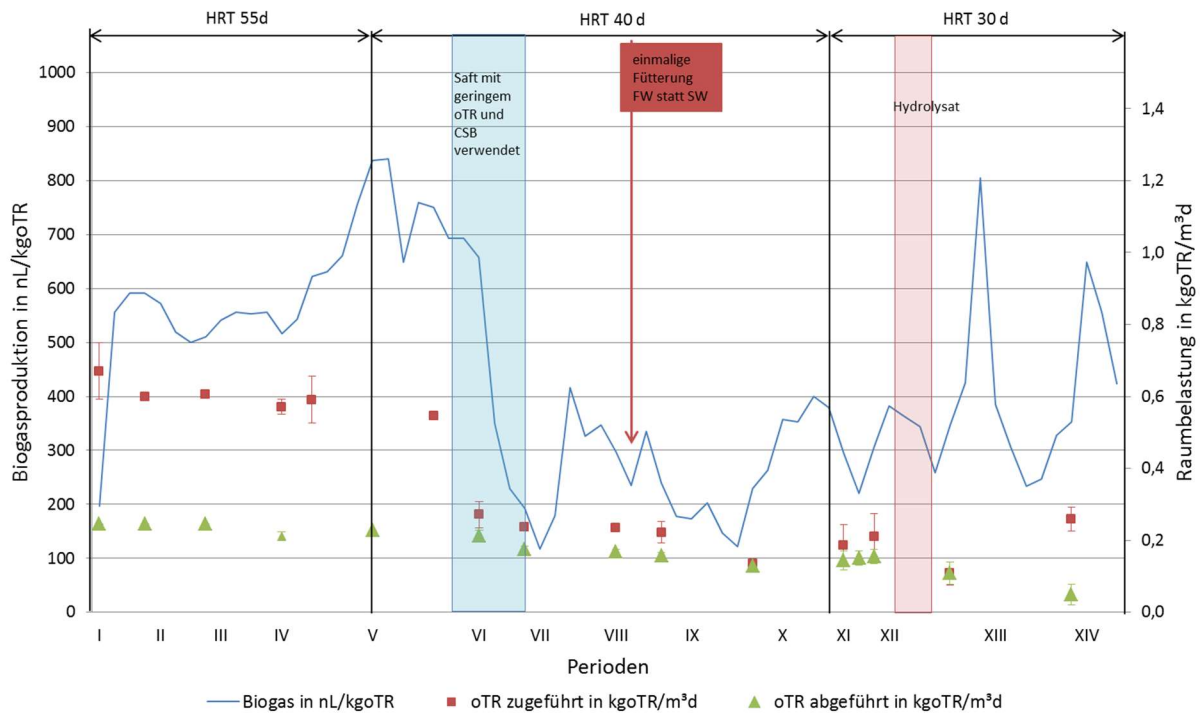
Um wieder einen stabilen Prozess zu erreichen, wurde Fettwasser durch Schwarzwasser ersetzt bis sich wieder ein konstanter FOS/TAC-Wert von 0,2 einstellte (Periode 5). Erst dann wurde die Fettwasserfütterung wieder aufgenommen. Daraufhin stieg die Biogasproduktion wieder an (Periode VI), kurzzeitig auf fast 1.300 nL/kgOTR, was wiederum der unabgebauten Organik während der Zeit davor zuzuschreiben ist, und stabilisiert sich dann bei etwa 1.000 nL/kgOTR. Dies lässt darauf schließen, dass sich eine adaptierte Bakterienmischung entwickelt hatte, die auch eine erhöhte Organikzufuhr umsetzen konnte. Allerdings nur für kurze Zeit, dann stieg der FOS/TAC Wert erneut an und wieder nahm die Biogasproduktion drastisch ab (Periode VII). Die Fettzugabe wurde wieder gestoppt und der Reaktor konnte sich erholen. Eine erneute Fettzugabe brachte zwar kurzzeitig eine hohe Biogasproduktion (Peak in Periode VIII), aber auch einen weiteren Anstieg des FOS/TAC. Daraufhin wurde der Reaktor ab Periode X nur noch einmal pro Woche mit Fett und Schwarzwasser gefüttert, und 2x pro Woche nur mit Schwarzwasser. Die Reaktorzusammensetzung änderte sich dadurch auf eine durchschnittliche Mischung von 33% SW und 67 % FW auf 78% SW und 22% FW. Darauf stellte sich eine Biogasproduktion von  $675 \pm 340$  nL/kgOTR ein, bezogen auf Frischmasse ergaben sich dafür  $4,15 \pm 1,94$  nL/kgFM. Der FOS/TAC Wert blieb stabil.

Die Mischung aus 30 % Schwarzwasser und 70% Fettwasser hat sich in den 10-L Reaktoren als sehr instabil herausgestellt, die auf Änderungen der Raumbelastung sehr stark reagiert. Bei derartigen Mischungen sollten hohe Aufenthaltszeiten eingeplant werden.

#### 5.4.5.3 Biogas aus Schwarzwasser-Rasensaft- und Schwarzwasser-Rasensuspension-Mischungen

Die Reaktoren RX-7 und RX-8 (Abbildung 5.5 und Abbildung 5.6) wurden zunächst beide mit der gleichen Mischung aus Schwarzwasser und Rasensaft bei einer Aufenthaltszeit von 55 Tagen beschickt. Die spezifische Biogasproduktion stieg nach einer kurzen Einfahrphase auf etwa 900 nL/kg oTR an. Nach der Reduzierung der Aufenthaltszeit blieb zunächst die Biogasproduktion konstant, bevor es zu einem Einbruch der Produktion kam. Der Grund dafür war die Verwendung eines anderen Saftes mit deutlich geringen oTR- und TOC -Werten ab Periode VI. Die Reduzierung der Aufenthaltszeit von 55 auf 30 Tage hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Biogasproduktion.

Ab Periode VII wurde Reaktor 7 (Abbildung 5.6) mit Rasensuspension statt Rasensaft beschickt. In Reaktor 8 (Abbildung 5.5) blieb es bei der Beschickung von Rasensaft. In beiden Reaktoren hatte die einmalige Fütterung von Fettwasser statt Schwarzwasser keinen signifikanten Einfluss.



**Abbildung 5.5: Reaktor RX-8: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Rasensaft-Mischungen und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden**

In Periode XII wurde in Reaktor 8 ein Hydrolysat verwendet, dafür wurde Rasenschnitt in Wasser eingeweicht und bei 37°C vorhydrolysiert. Im Anschluss wurde der Rasenschnitt mittels Schneckenpresse ausgepresst und das Wasser aufgefangen. Dies erklärt den niedrigen zugeführten oTR-Gehalt in dieser Periode. Die spezifische Gasproduktion wurde dadurch nicht beeinflusst. In Periode XIII ist ein plötzlicher Anstieg der Biogasproduktion bis auf 800 nL/kgOTR zu erkennen, der sich nicht direkt erklären lässt. Für den Rasensaft in dieser Zeit wurde ein sehr niedriger oTR-Gehalt gemessen. Eventuell liegt hier ein Messfehler vor. Würde man hier von einem durchschnittlichen Rasensaft ausgehen, läge die Biogasproduktion weiterhin bei 300-400 nL/kgOTR.

Die Substitution von Rasensaft durch Rasensuspension in Reaktor 7 brachte eine deutlich höhere organische Belastung mit sich. Der Organikgehalt der Suspension war großen Schwankungen unterlegen, was aber auch den schwierigen Messungen geschuldet sein kann. Die Suspension weist eine hohe Anzahl von Partikeln auf, die zu Inhomogenität führt und die Bestimmung der Zusammensetzung erschweren. Nach einem kurzen, geringen Anstieg der Biogasproduktion auf fast 400 nL/kgOTR, pendelte sich die Biogasproduktion bei 200-300 nL/kgOTR ein. Ab Periode XII wurde der Saft häufig gewechselt. Damit verbunden traten große Schwankungen im oTR-Gehalt auf. Dies führte zu Schwierigkeiten bei der Berechnung der spezifischen Biogasproduktion. Die Biogasproduktion in Abbildung 5.6 zeigt in Periode XII eine Erhöhung auf 500 nL/kgOTR. Auch hier liegt die Vermutung nahe, dass dieser hohe Wert auf Messfehler zurückzuführen ist. Die Messwerte für diese Suspension liegen in einem ungewöhnlich niedrigen Bereich, bei der Berechnung mit gemittelten Suspensionswerten liegt die Biogasproduktion auch hier im Bereich von 200-300 nL/kgOTR. Es wird aber insgesamt deutlich, dass nicht die Aufenthaltszeit sondern die Art des Saftes entscheidend für die Biogasproduktion ist.

## 5 Biogasproduktion der ausgewählten Substrate

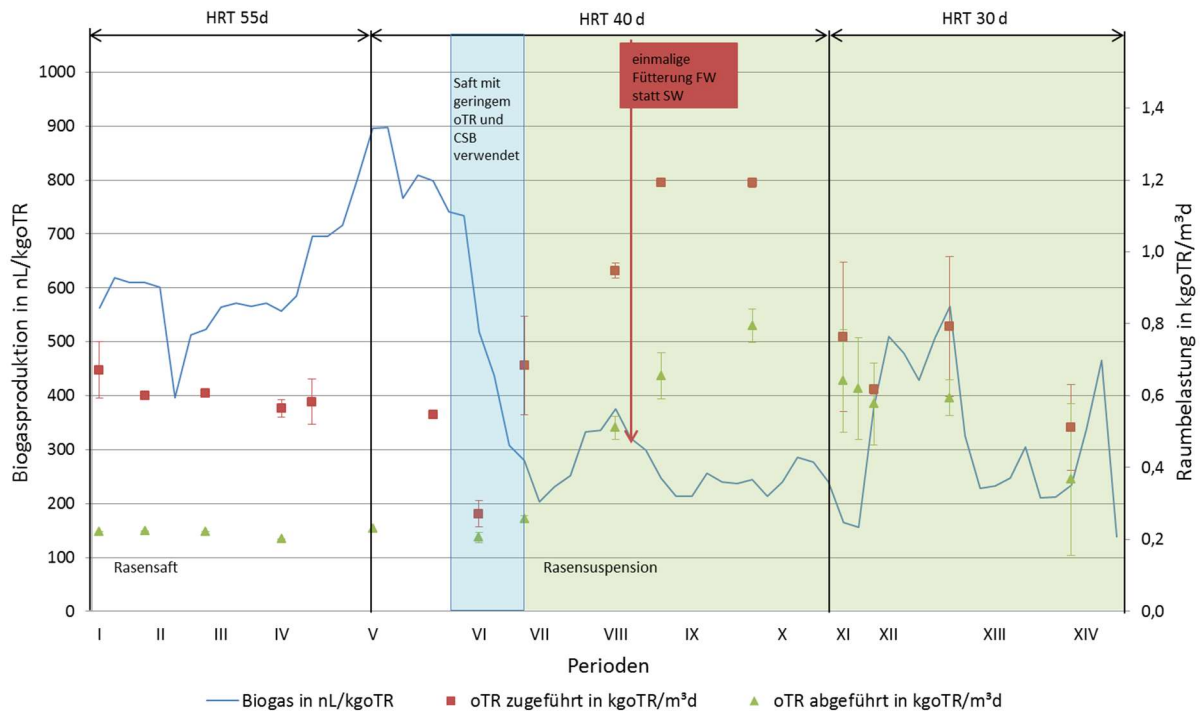


Abbildung 5.6: Reaktor RX-7: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Rasensaft/Rasensuspension-Mischungen und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden

### 5.4.5.4 Biogas aus unterschiedlichen Schwarzwasser- Co-Substrat- Mischungen

Die Ergebnisse zur Biogasproduktion aus unterschiedlichen Mischungen sind in den Abbildungen 5.7-5.12 dargestellt.

#### Biogasproduktion der Mischungen aus Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft

Die Reaktoren RX-5 (Abbildung 5.7) und RX-6 (Abbildung 5.8) mit Mischungen aus Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft (Massenverhältnis RX-5: 1:1,2:0,8 und RX-6: 1:1:1) wiesen über die gesamte Versuchsdauer eine weitgehend kontinuierliche Biogasproduktionen auf. Die geringfügigen Schwankungen sind auf die Verwendung sehr unterschiedlicher Rasensäfte zurückzuführen. Im Mittel traten aber keine hohen Schwankungen der spezifischen Biogasproduktion auf. Die Reduzierung der Aufenthaltszeit von 55 auf 30 Tage hatte keinen Einfluss auf die Stabilität des Prozesses. Der FOS/TAC-Wert lag durchgängig bei etwa 0,2.

Die Änderung der Aufenthaltszeit von 55 auf 40 Tage führte in Reaktor 5 zu keiner signifikanten Änderungen der Biogasrate. Auch die Zugabe von Fettwasser statt Schwarzwasser beeinflusst die Biogasbildung kaum. Nach der erneuten Reduzierung der Aufenthaltszeit von 40 auf 30 Tagen kommt es zu einem kurzen Absacken der Biogasproduktion. Allerdings wurde in diesem Zeitraum auch der verwendete Rasensaft sehr häufig gewechselt und unterlag enormen Schwankungen in seiner Zusammensetzung. Einen deutlichen Einbruch in der Biogasproduktion ist hier bei der Verwendung des Hydrolysats zu erkennen. Nach erneuter Beschickung mit Rasensaft stabilisierte sich die Biogasproduktion allerdings wieder und wies sehr hohe Werte von 1.000 nL/kgTR auf.

## 5 Biogasproduktion der ausgewählten Substrate

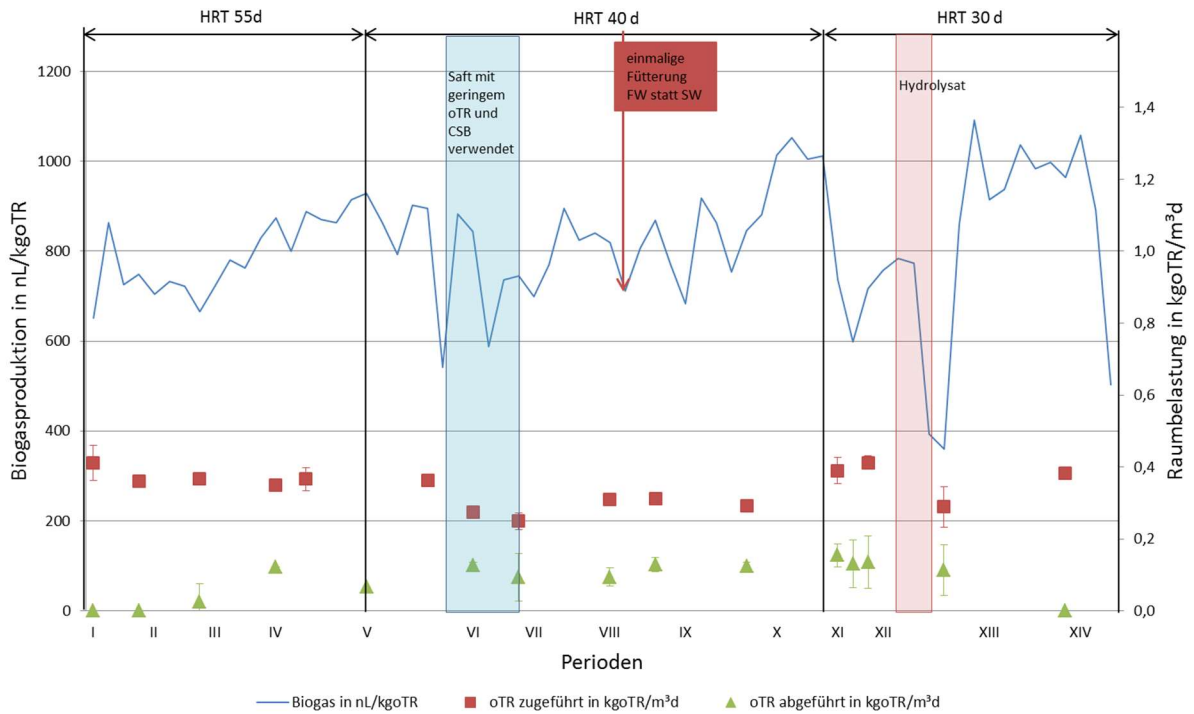


Abbildung 5.7: Reaktor RX-5: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Rasensaft-Mischungen (1 : 1,2 : 0,8) und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden

Auch Reaktor 6 liefert durchgängig stabile Biogaswerte über 700 nL/kgOTR bis hin zu über 1000 nL/kgOTR. Die Aufenthaltszeitreduzierung beeinflusste die Biogasrate kaum. Einen Einbruch der Biogasrate kam durch die Verwendung des Hydrolysats zustande. Der Mittelwert lag bei fast 800 nL/kgOTR.

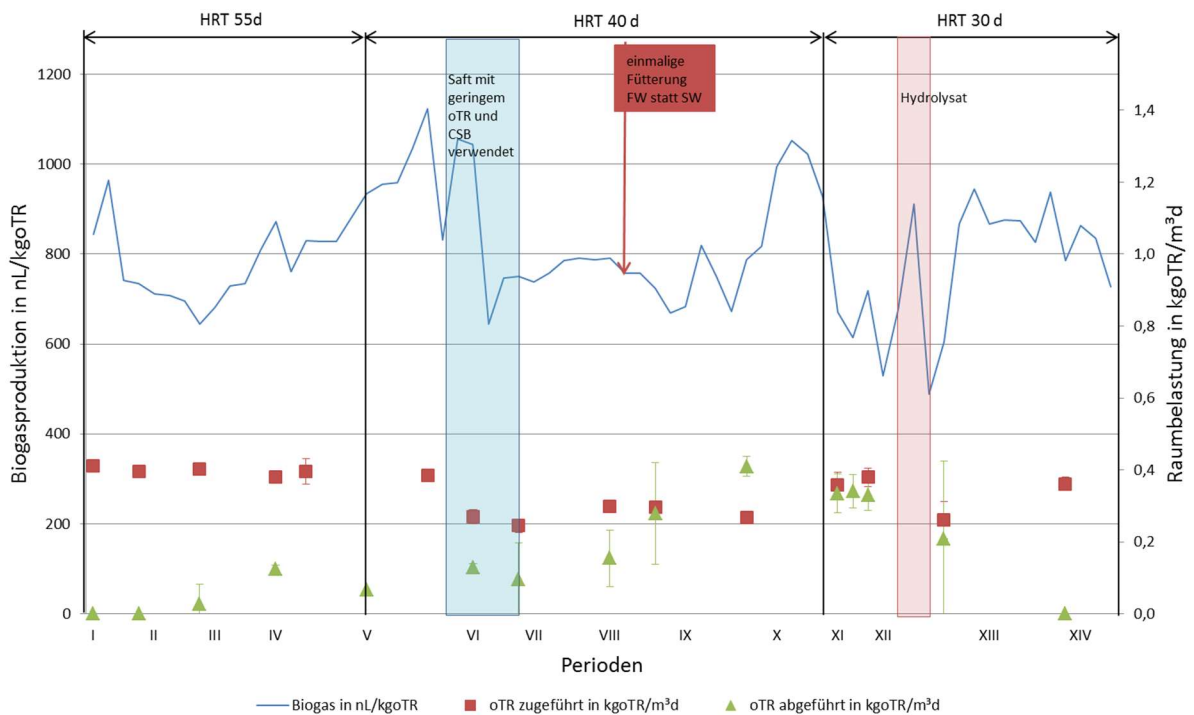
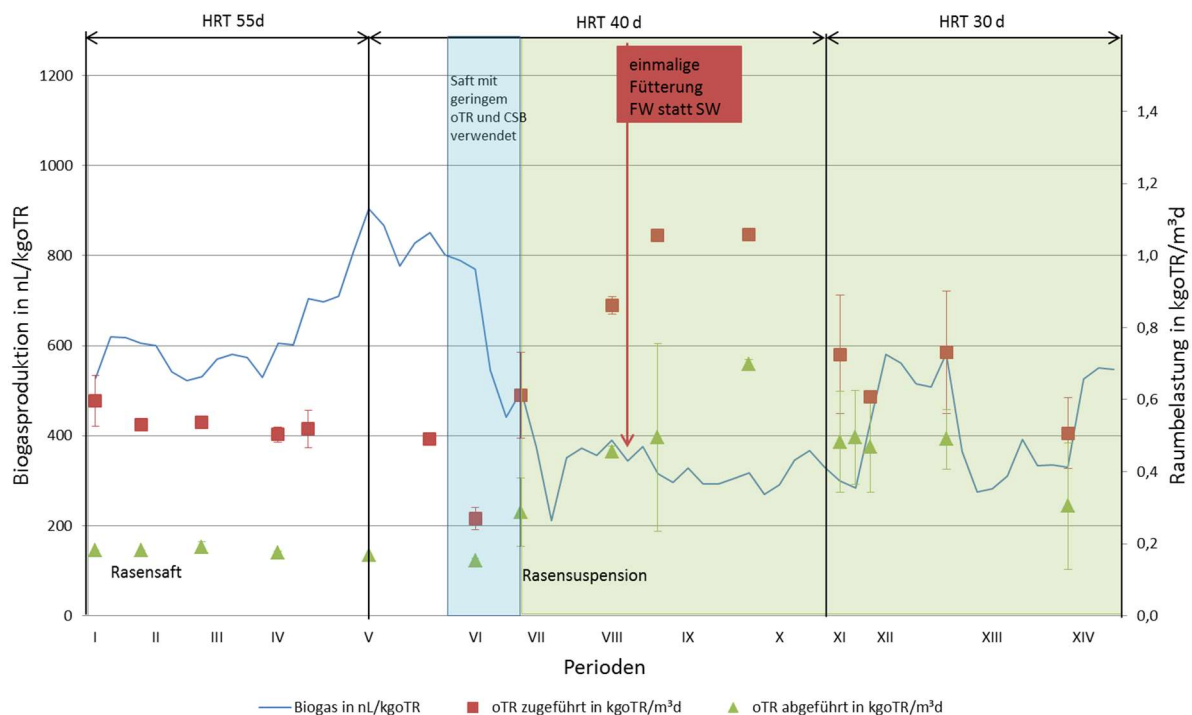


Abbildung 5.8: Reaktor RX-6: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Rasensaft-Mischungen (1 : 1 : 1) und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden

*Biogasproduktion der Mischungen Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft / Rasensuspension*

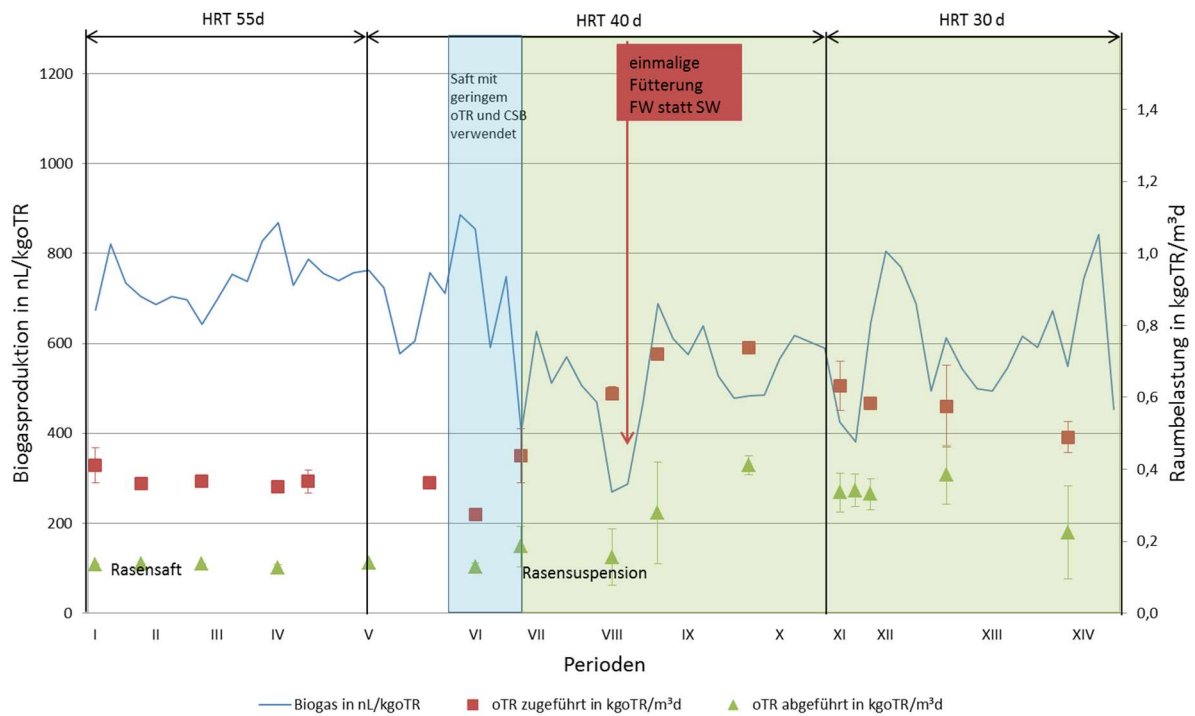
Die Reaktoren RX-3 (Abbildung 5.9) und RX-4 (Abbildung 5.10) wurden zunächst mit Mischungen aus Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft beschickt (Massenverhältnis RX-3: 1:0,3:1,7 und RX-4: 1:1,2:0,8). In Periode VII wurde der Rasensaft durch Rasensuspension ersetzt.

Es wird deutlich, dass ab diesem Zeitpunkt die spezifische Biogasproduktion sinkt. Die organische Abbaurrate sinkt ebenfalls, was zu einer Anreicherung der Organik führt. Dies ist auf schwer abbaubare Stoffe im Rasenschnitt im Vergleich zum Rasensaft zurückzuführen. Aber auch hier war der Vergärungsprozess stabil. Die Reduzierung der Aufenthaltszeit hatte keinen Einfluss auf die Stabilität des Prozesses. Der FOS/TAC-Wert lag auch in diesen Versuchen durchgängig bei etwa 0,2.



**Abbildung 5.9: Reaktor RX-3: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Rasensaft/Rasensuspension-Mischungen (1 : 0,3 : 1,7) und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden**

Die Biogasrate in Reaktor 3 liegt zunächst konstant bei durchschnittlich 570 nL/kgOTR, in Periode V kommt es zu einem Anstieg auf über 800 nL/kgOTR. Dieser Anstieg ist auch in den Reaktoren 7 und 8 zu beobachten, die mit einem hohen Anteil Rasensaft beschickt wurden. Da der verwendete Rasensaft hier nicht geändert wurde und der Anstieg schon vor der Änderung der Verweilzeit auftrat, ist davon auszugehen, dass sich die Bakterienmischung nach einer Einfahrphase auf das Substrat eingestellt hat, und eine höhere Produktionsrate möglich war. Die Änderung der Verweilzeit hat auch hier keinen sichtbaren Einfluss auf die Biogasproduktion. Erst mit Verwendung des Rasensafts mit geringem oTR-Gehalt kommt es zum Einbruch der Biogasproduktion auf ca. 450 nL/kgOTR. Die Umstellung auf Rasensuspension führt zu einem deutlichen Anstieg der organischen Beladung, die Biogasproduktion pendelt sich bei 300 -350 nL/kgOTR ein. Nur in Periode XII kommt es zu einem kurzzeitigen Ansteigen, wie auch schon in Reaktor 7, der auf einen Messfehler bei der Bestimmung des Organikgehalts in der Suspension schließen lässt.



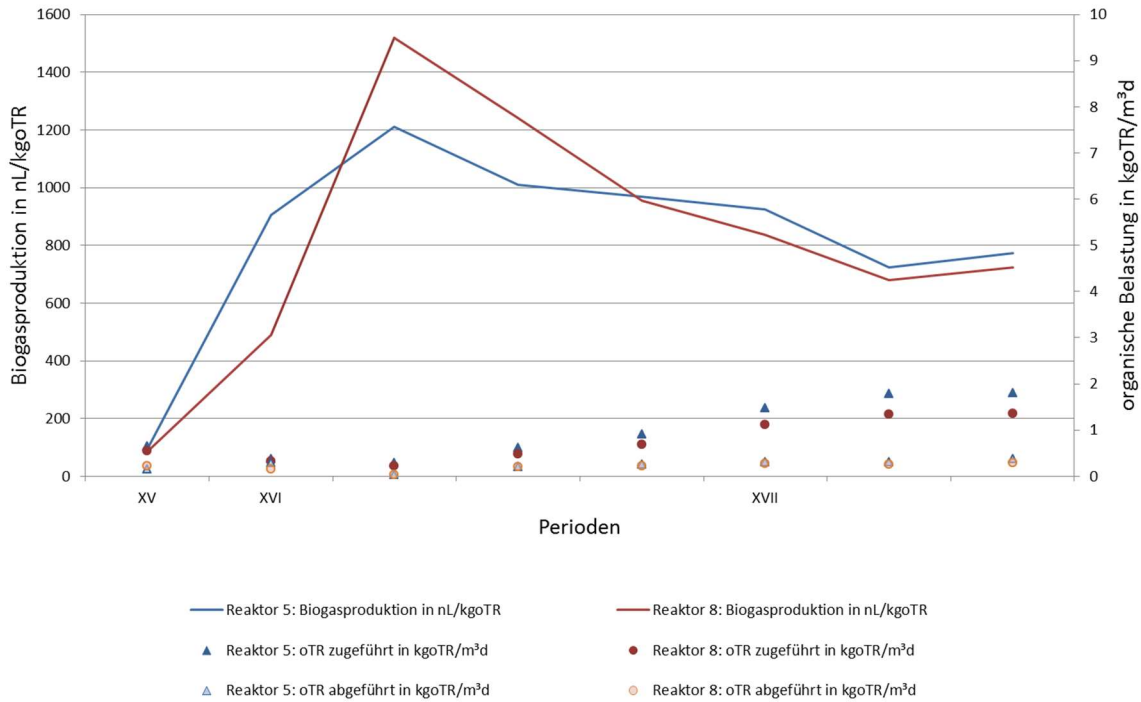
**Abbildung 5.10: Reaktor RX-4: Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Rasensaft/Rasensuspension-Mischungen (1 : 1,2 : 0,8) und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden**

Die Substratmischung in Reaktor 4 weist eine relativ kontinuierliche Biogasproduktion auf. Bei der Verwendung des Rasensafts wird eine mittlere Biogasproduktion von  $733 \pm 77$  nL/kgOTR erreicht. Bei der Verwendung von Rasensuspension stellt sich ein Mittelwert von  $558 \pm 123$  nL/kgOTR ein.

#### *Biogasproduktion der Mischungen Schwarzwasser, Fettwasser und Silageaufbereitungen*

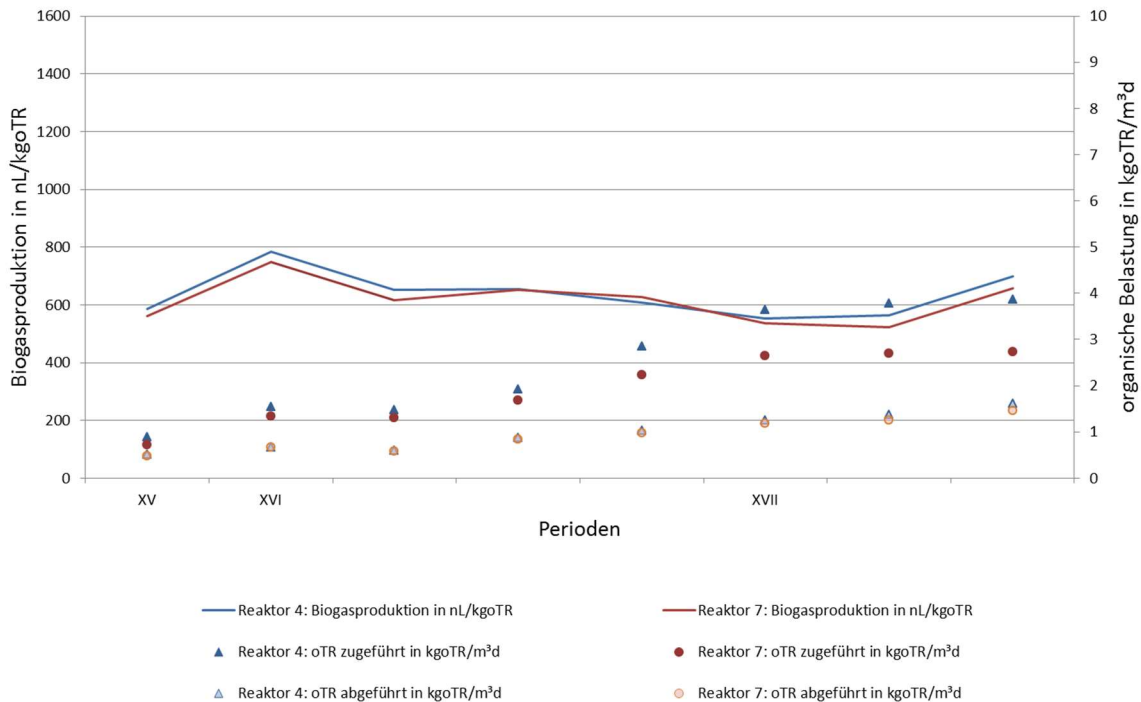
Im Versuchszeitraum Teil 2 wurden die Reaktoren RX-4, RX-5, RX-7 und RX-8 mit Grassilageaufbereitungen (Kapitel 5.4.3) anstatt mit Aufbereitungen von frischem Rasenschnitt betrieben. Die Versuche mit Grassilagesaft (Abbildung 5.11) zeigten in den ersten Wochen einen deutlichen Anstieg an organischen Säuren; der FOS/TAC-Wert lag mit etwa 0,7 deutlich über den zuvor stabilen Werten von 0,2. Um einen „Reaktor Break-down“ zu vermeiden, wurde die Zufütterung zeitweise ausgesetzt. Durch den langen Stillstand der Reaktoren vor Beginn des Versuchsteiles 2 (ca. 1 Monat) und die ungewohnt hohe Belastung mit einem neuen Substrat kam es zunächst zu einer Säureüberproduktion. Darüber hinaus war der zugesetzte Silagesaft durch den Silierungsprozess säurereich, worauf auch ihr pH-Wert von ca. 4,6 hinweist. Die Bakterien konnten sich aber nach kurzer Zeit an die Bedingungen anpassen und eine geeignete Bakterienzusammensetzung aufbauen. Nach 5 Wochen stabilisierten sich die FOS/TAC-Werte bei 0,2 und die Biogasproduktion erreichte etwa 800 nL/kgOTR. Es konnte ein stabiler Betrieb bei geringer Aufenthaltszeit von 25 HRT erreicht werden. Dies lässt auf eine gute Vergärbarkeit des Silagesafts schließen.

## 5 Biogasproduktion der ausgewählten Substrate



**Abbildung 5.11: Reaktor RX 5 und RX 8 Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Grassilagesaft-Mischungen und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden XV-XVII**

Die Zufütterung mit Silage anstatt mit Silagesaft (Abbildung 5.12) führte in keinem der Reaktoren zu erhöhten FOS/TAC-Werten und war in beiden Reaktoren durchgängig stabil bei 0,2. Die Biogasproduktion war von Anfang an stabil bei etwa 600 ml/kgOTR. Auch hier war der pH-Wert niedrig.



**Abbildung 5.12: Reaktor RX 4 und RX 7 Biogasproduktion aus Schwarzwasser-Fettwasser-Grassilagesuspension-Mischungen und oTR-Gehalt während der Versuchsperioden XV-XVII**

### *Weitere Ergebnisse zu den Untersuchungen mit Silage-Aufbereitungen*

Zeitgleich zu den semi-kontinuierlichen Versuchen mit Silage-Aufbereitungen wurden Batchversuche mit Grassilage und Silagesaft durchgeführt (Kapitel 5.3.2). Mit Hilfe dieser Werte und den Resultaten der Batch-Tests für Schwarzwasser und Fettwasser wurden die theoretischen Biogaspotenziale berechnet. Die Ergebnisse aus den semi-kontinuierlichen Versuchen wurden mit den theoretischen Biogaspotenzialen verglichen:

- Reaktor RX-4 (SW:FW:Silage 2:2:1): Das theoretische Biogaspotenzial für Periode XVII lag bei 660 nL/kg oTR, der Wert aus den semi-kontinuierlichen Versuchen im stabilen Betrieb nach der Einfahrzeit nur wenig geringer, bei durchschnittlich 600 nL/kg oTR mit steigender Tendenz.
- Reaktor RX-7 (SW:FW:Silage 2:1:1): Das theoretische Biogaspotenzial lag in Periode XVII bei durchschnittlich 560 nL/kg oTR, der Wert aus den semi-kontinuierlichen Versuche liegt in dieser Periode mit durchschnittlich 570 nL/kg oTR sogar leicht über dem theoretischen Wert. Grund für die hohen Werte könnte das verwendete Fettwasser sein, welches ein überdurchschnittlich hohen oTR-Gehalt besaß, dessen Potential eventuell etwas über dem theoretisch angenommen Wert von 1050 nL/kg oTR liegen kann.
- Reaktoren RX-5 (SW:FW:Saft 2:2:1) und RX-8 (SW:FW:Saft 2:1:1): Die berechneten Biogaspotenziale lagen für beide Mischungen bei ca. 940 nL/kg oTR. In den semi-kontinuierlichen Versuchen wurden etwas über in Periode XVII ca. 800 nL/kg oTR für RX-5 und 750 nL/kg oTR für RX-8 erreicht.

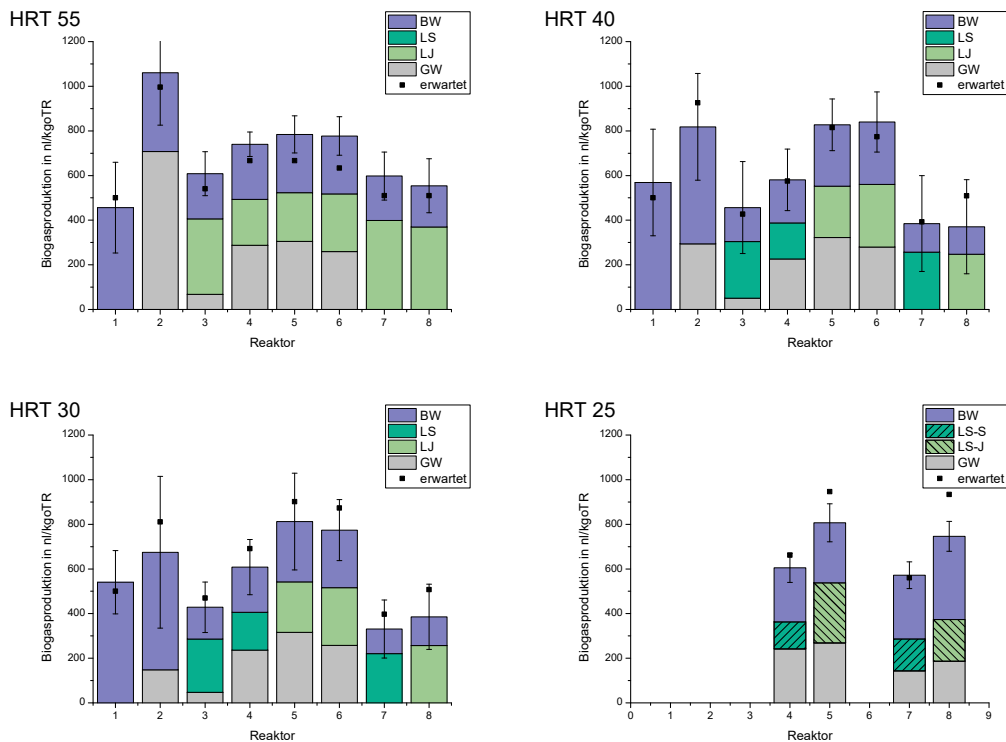
In allen Biogasverläufen der Versuche im Teil 2 ist in der letzten Versuchsphase ein Anstieg der gebildeten Biogasmengen zu beobachten. Das kann bedeuten, dass bei einer Fortführung der Versuche eine weitere Annäherung an das theoretische Biogaspotenzial möglich wäre.

Insgesamt zeigen die Versuche, dass ein stabiler Betrieb mit einer von Silageaufbereitungen mit Schwarzwasser und Fettwasser nach kurzer Zeit möglich ist. Sowohl Silage als auch Silagesaft sind dafür geeignet mit Schwarzwasser und Fettwasser vermischt zu werden. Die Mischungen weisen auch bei geringer Aufenthaltszeit von 25 Tagen eine hohe Biogasproduktion auf, die nur gering unter den mit den Ergebnissen der Batch Test errechneten Werte liegt. Die Tendenz der Biogasproduktion ist steigend. Die Abbaugrade für die Organik sind mit ca. 80 % für die Mischungen mit Saft und mit ca. 50-60 % für die Mischungen mit Silage als hoch einzuschätzen. Das Silage weniger gut abbaubar ist als der Saft war aufgrund lignocellulosischer Bestandteile zu erwarten. Eine Verminderung der Abbaurate der Organik konnte in den Versuchen in keinem der Reaktoren eindeutig beobachtet werden. Am Ende des Versuchszeitraums zeigt sich eine leichte Tendenz der Abbaurate nach unten. Um festzustellen, ob dies relevant ist, müssten die Versuche über einen weitaus längeren Zeitraum mit konsequent gleichbleibenden Bedingungen fortgeführt werden.

#### **5.4.5.5 Zusammenfassung der Ergebnisse aus den 10-L-Reaktoren**

Die semi-kontinuierlichen Versuche in den 10-L-Reaktoren haben gezeigt, dass nur die Biogasproduktion der Mischung aus Schwarzwasser und Fettwasser großen Schwankungen unterliegt. Die Zugabe von Rasenschnitt und Grassilage, sowohl als Suspension als auch als Saft führte zu einer Stabilisierung der Biogasbildung. Die Biogasproduktion bei alleiniger Zugabe von Rasenschnittaufbereitungen hängt sehr stark von der Qualität des Rasenschnittes ab. Der stabilste Betrieb mit hohen Erträgen konnte bei Mischungen aller drei Substrate beobachtet werden. Vor allem Mischungen mit Rasensaft lieferten durchgängig hohe spezifische Biogasbildungsraten von 700-900 nL/kg oTR mit geringen Schwankungen.

## 5 Biogasproduktion der ausgewählten Substrate



**Abbildung 5.13: Biogasproduktion in den 10L-Reaktoren gemittelt über die HRT von 55, 40, 30 und 25 Tagen im Vergleich zu den erwarteten Werten, die sich aus den Batch-Tests ergeben in nL/kgOTR**

In Abbildung 5.13 sind die spezifischen Biogasproduktionsraten, bezogen auf der Organik, für alle Versuchsperioden und Reaktoren in Abhängigkeit von der HRT zusammengestellt. Zudem wird der erwartete Wert angegeben, der sich aus den Ergebnissen der Batch-Tests ergibt. Für diese Berechnungen wurden folgende durchschnittliche Biogaspotenziale der einzelnen Substrate zu Grunde gelegt:

- Schwarzwasser (BW): 500 nL/kgOTR
- Fettwasser (GW): 1050 nL/kgOTR
- Rasensaft (LJ): 510 nL/kgOTR
- Rasensuspension (LS): 390 nL/kgOTR
- Grassilagesaft (LS-J): 530 nL/kgOTR
- Grassilage (LS-S): 380 nL/kgOTR

Abbildung 5.13 zeigt, dass die Biogasproduktionsrate mit abnehmender Aufenthaltszeit geringfügig abnimmt. Es wird aber deutlich, dass auch bei geringer Aufenthaltszeit von 25 d, das Biogaspotenzial der Batchtests fast erreicht werden kann. Längere Betriebszeiten könnten hier auch noch zu einer Erhöhung der Biogasproduktion führen. Bei langen Aufenthaltszeiten von 55 d wird der erwartete Wert sogar überschritten. Die Biogaspotenziale sind allerdings nur gemittelte Werte und entsprechen nicht exakt denen, der verwendeten Substrate. Es kann aber gezeigt werden, dass die Biogaspotenziale einen hinreichend genauen Wert für die zu erwartende Biogasproduktion auch im semi-kontinuierlichen Betrieb liefern und als Abschätzung verwendet werden können.

Die zu erwartenden Unterschiede für den Biogasertrag in der Jenfelder Au, abhängig von der gefütterten Substratmischung, lassen sich deutlicher in einer Darstellung basierend auf der Frischmasse veranschaulichen. Abbildung 5.14 zeigt die absolute Biogasproduktionsrate bezogen auf

die gefütterte Frischmasse. Für die Aufenthaltszeiten von 55, 40 und 30 d wurden Rasen- und Grasschnitt Suspensionen mit einem niedrigen Feststoffgehalt verwendet. Die Darstellung für HRT 25 bezieht sich auf die Menge eingefügter Silage ohne Wasserzugabe, dadurch ist der große Unterschied zu erklären.

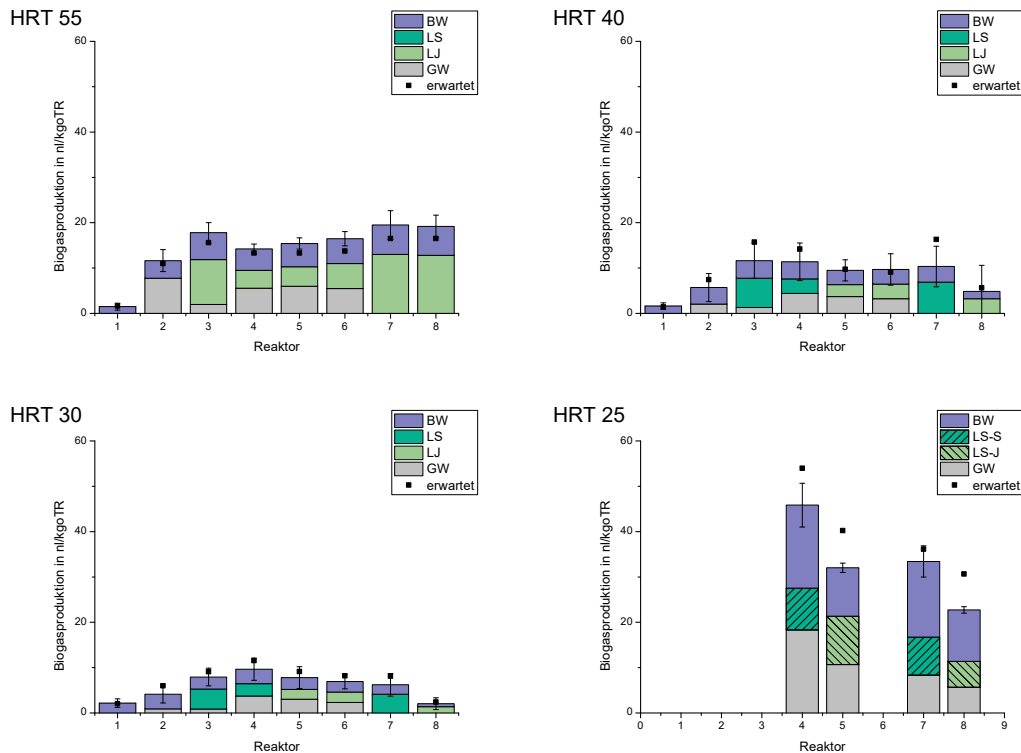


Abbildung 5.14: Biogasproduktion in den 10L-Reaktoren gemittelt über die HRT von 55, 40, 30 und 25 Tage im Vergleich zu den erwarteten Werten, die sich aus den Batch-Tests ergeben in mL/kgFM

Die Frischmasse-bezogenen absoluten Werte in Abbildung 5.14 zeigen einen deutlichen Abfall der Biogasmenge mit sinkender Aufenthaltszeit bis zu einer HRT von 30 d, dies ist allerdings hauptsächlich der Verwendung deutlich wässriger Säfte zuzuschreiben. Die Herstellung der Grassuspension für HRT 25 d erfolgte durch geringe Wasserzugabe, der Feststoffgehalt im Reaktor konnte somit deutlich erhöht werden, dies führt zu den höheren Werten. Die spezifische Biogasproduktion in Abbildung 5.13 bleibt dabei nahezu konstant. Bei der Verwendung von Saft und Suspension ist daher ein hoher Organikanteil von Vorteil.

## 5.5 Kontinuierliche Versuche im 100-L-Reaktor

Die 10-L-Reaktoren wurden nur 2 x pro Woche beschickt, zudem war das Volumen sehr klein. Um die Verhältnisse der Jenfelder Au besser abbilden zu können, wurde ein Reaktor-System größeren Maßstabs (100L) aufgebaut. Der Reaktor wurde täglich automatisch beschickt. Der Aufbau des Reaktors wurde im Rahmen der Arbeiten von (Hess, 2013) und (Claus, 2014) durchgeführt. Die Programmierung der Steuerung wurde von (Sokolinski, 2014) erstellt.

### 5.5.1 Versuchsaufbau

Der 100-L-Reaktor besteht aus einem zylinderförmigen Tank mit einem isolierten äußeren Mantel. In diesem Mantel befindet sich Wasser, welches über ein integriertes Thermostat beheizt wird und somit die Temperatur des inneren Reaktors regelt. Der Reaktor verfügt über vier hydraulische 1 Zoll große Ausgangsstutzen, zwei am Boden und zwei auf halber Höhe des Reaktors. Davon werden zwei

für die Probennahme des Reaktors verwendet und zwei für den Vor- und Rücklauf zur Umwälzpumpe sowie zum Vorlage- und Speicherbehälter. Ein Schema des Reaktoraufbaus ist in Abbildung 5.15 dargestellt.

Die Durchmischung des Reaktorinhalts wird durch eine Umwälzpumpe realisiert. Bei einer Umwälzung wird der flüssige Reaktorinhalt am unteren Auslassstutzen abgepumpt und über die zwei magnetisch angesteuerten Kugelhähne K1 und K2 sowie die Umwälzpumpe wieder über den oberen Auslassstutzen in den Reaktor gepumpt. Dadurch soll der Reaktorinhalt möglichst homogen und pumpfähig gehalten und ein optimaler Kontakt zwischen Bakterien und Substrat erzielt werden. Es sollen auch Feststoffablagerungen, Schwimmschichten und Bypässe verhindert sowie die Reaktortemperatur und der pH-Wert sowie Konzentrationsunterschiede (wie z.B. FOS) in verschiedenen Regionen des Reaktors ausgeglichen werden.

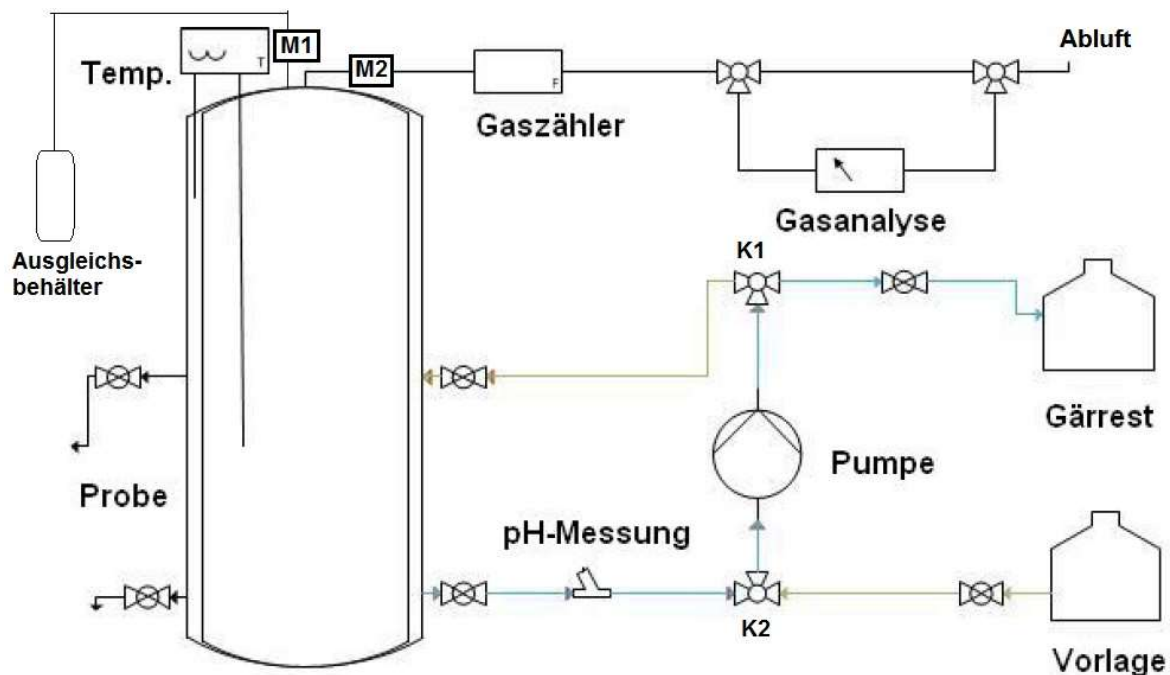


Abbildung 5.15: Aufbau des 100-L-Reaktors; schematisch dargestellt

Die Fütterung von Substrat und das Abziehen von Gärrest erfolgte einmal täglich. Dabei wurde durch die Reaktorsteuerung nach einem definierten Zeitintervall zunächst die Abzugsphase eingeleitet. Der Kugelhahn K1 wird so geschaltet, dass eine direkte Verbindung des Reaktors über die Umwälzpumpe in den Gärrestbehälter entsteht. Die Abzugsmenge richtete sich nach der Reaktorbefüllung ( $m_R$ ) und der hydraulischen Verweilzeit (HRT) gemäß Gleichung 5.3. Es wurde eine konstante Dichte für den Gärrest angenommen.

$$HRT = \frac{m_R}{\dot{m}} \quad \text{Gl. 5.3}$$

Nach Beendigung der Abzugsphase wurde mittels Schaltung der Kugelventile der Weg für die Beschickungsphase freigegeben. In der nun folgenden Beschickungsphase wurde der Reaktor mit frischem Substrat aus dem Vorlagebehälter befüllt, bis die zuvor eingestellte Ziel-Beschickungsmasse erreicht war. Dabei war die Beschickungsmasse gleich der Abzugsmasse, damit das Gesamtgewicht des Reaktors konstant blieb. Nach Abschluss der Abzugs- und der Beschickungsphase fuhr das Kugelventil K2 wieder in die Grundposition, so dass der Umwälzkreislauf wieder geschlossen war. Es folgte der Ruhe- und Umwälzungs-Zyklus.

### 5.5.2 Substrate und Beschickung

Zur Animpfung des Reaktors wurden Gärreste aus den verschiedenen 10-L-Reaktoren verwendet. Anschließend wurde über den Vorlagebehälter Substrat beschickt. Zu Beginn des Versuches war die Zusammensetzung des Inputs 1/3 Fettwasser und 2/3 Schwarzwasser. Für die Einfahrphase wurde zunächst eine HRT von 40 Tagen eingestellt und im Folgenden langsam auf 25 Tage reduziert. Nachdem sich ein stabiler Betrieb einstellte, wurde die Fettwassermenge auf 50 % erhöht.

### 5.5.3 Biogasproduktion im kontinuierlichen System

Die Versuche im 100-L-Reaktor mit einer Mischung aus 50% Schwarzwasser und 50% Fettwasser zeigten, dass auch bei Aufenthaltszeiten von 25 Tagen eine stabile Biogasproduktion von durchschnittlich 650 nL/kgOTR (Abbildung 5.16) bei konstant niedrigem FOS/TAC-Wert von 0,1-0,2 möglich ist. Legt man die theoretischen Werte des möglichen Biogaspotenzials von 500 nL/kgOTR für Schwarzwasser und 1000 nL/kgOTR für Fettwasser zu Grunde (Kapitel 5.3.2), ist eine maximale Biogasproduktion von 750 nL/kgOTR möglich.

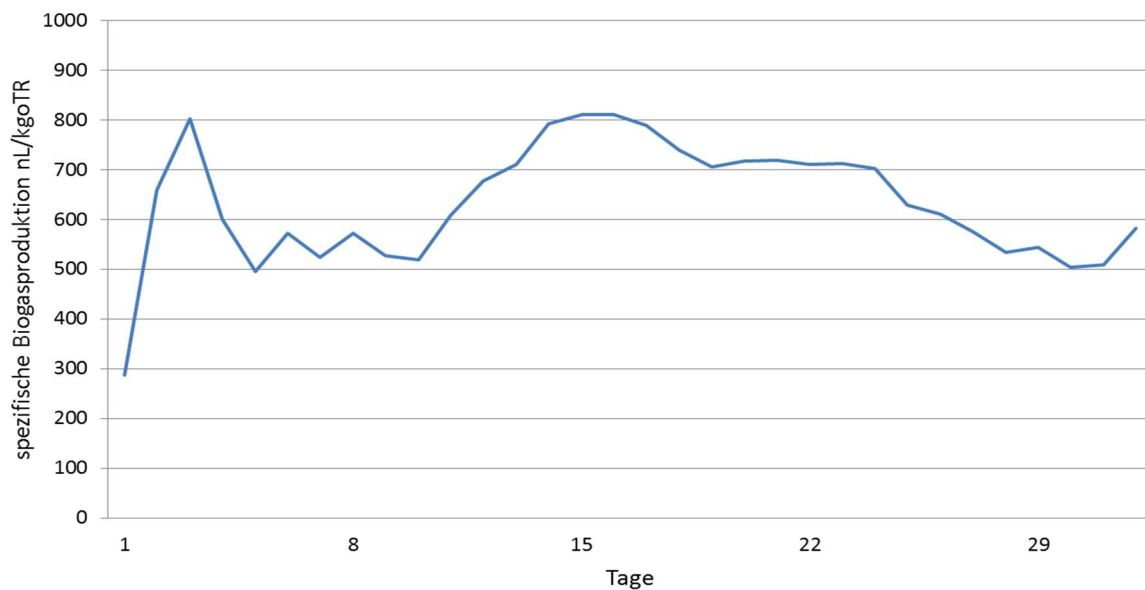


Abbildung 5.16: Spezifische Biogasproduktion im 100-L-Reaktor im konstanten Betrieb; Input - Schwarzwasser:Fettwasser im Verhältnis 1:1 bei HRT 25 d

Betrachtet man die Biogasproduktion über einen kürzeren Zeitraum (Abbildung 5.17), wird deutlich, dass die höchste Biogasproduktion direkt nach der Beschickung erfolgt und dann innerhalb eines Tages stetig abnimmt und nach 24 h nur noch sehr gering ansteigt. Dann wird der Reaktor erneut beschickt und die Biogasproduktion setzt erneut ein. Daraus lässt sich ableiten, dass für die Mischung aus Schwarzwasser und Fettwasser eine Aufenthaltszeit von etwa 25 Tagen ausreichend ist und auch bei längerer HRT keine nennenswert höheren Biogasproduktionsraten erzielt werden können.

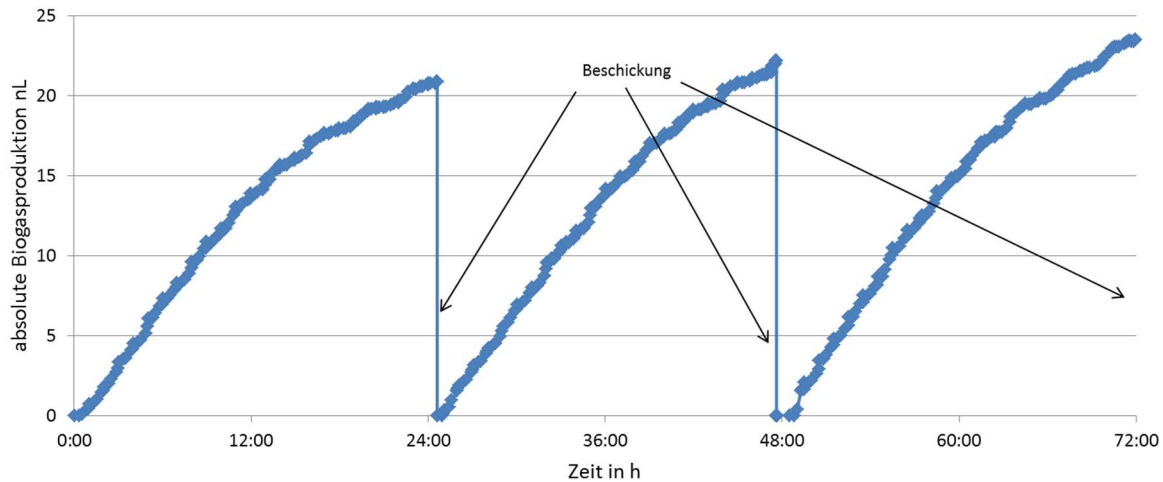


Abbildung 5.17: Absolute Biogasproduktion im 100-L-Reaktor im täglichen Verlauf in Abhängigkeit von den Beschickungsintervallen; Ausschnitt; Input: Schwarzwasser:Fettwasser im Verhältnis 1:1; HRT 25 d

## 5.6 Bewertung der Biogasproduktion

Die Batchversuche (Kapitel 5.3) haben gezeigt, dass Rasenschnitt sowohl als Suspension als auch als Saft zur Vergärung geeignet ist und ein hohes Biogaspotenzial aufweist. Die höchsten absoluten Biogaserträge sind erreichbar, wenn möglichst hohe Rasenschnittanteile im Gemisch mit Schwarzwasser und Fettwasser enthalten sind. Die Grenze setzt hierbei die Pumpfähigkeit des Gemisches. In den kontinuierlichen Versuchen (Kapitel 5.4) konnte die gute Vergärbarkeit von Rasenschnittaufbereitungen bestätigt werden.

Im 10-L-Maßstab wurde beobachtet, dass Fettwasser ein sehr schwieriges Substrat ist, wenn es in großen Mengen allein mit Schwarzwasser vergoren werden soll. Es kam immer wieder zum „Reaktor break down“. Die Zugabe von Rasenschnitt oder Grasschnitt, egal in welcher Form (frisch oder siliert, suspendiert oder ausgepresst), wirkte stabilisierend.

Alle Reaktoren die mit Mischungen aus Schwarzwasser, Fettwasser und Rasenschnittaufbereitungen betrieben wurden, zeigten einen stabilen Betrieb auch bei hohen Raumbelastungen und geringen Aufenthaltszeiten.

Die Versuche im 100-L-Reaktor haben gezeigt (Kapitel 5.5), dass die kontinuierliche Beschickung zu einem stabileren Prozess auch bei höheren Fettwasseranteilen führte. Hierbei war eine Beschickung aus Fettwasser und Schwarzwasser im Verhältnis 1:1 über einen längeren Zeitraum möglich. Die Aufenthaltszeit konnte auf 25 Tage herabgesetzt werden ohne, dass sich der FOS/TAC-Wert erhöhte. Der geringe Wert des FOS/TAC-Wert von 0,1 lässt darauf schließen, dass noch höhere Raumbelastungen möglich sind und die Aufenthaltszeit noch etwas weiter verkürzt werden könnte. Durch den Vorlagebehälter konnten zudem Schwankungen in der Fettwasserzusammensetzung ausgeglichen werden, was sehr vorteilhaft ist, da Fettwasser aus unterschiedlicher Herkunft stark in seiner Zusammensetzung schwankt (Kapitel 2.5.2).

## 6 Gärrestverwertung

### 6.1 Problemstellung

Nach einer Vergärung von Schwarzwasser mit Co-Substraten wird in der Jenfelder Au ein Gärrest anfallen, der zu einem großen Teil aus Wasser besteht. Das Abwasser enthält auch Arzneimittelrückstände, die für eine weitere Verwendung entfernt werden müssen. Untersuchungen zur Degradation von Arzneimitteln während der Vergärung wurden von der Bauhaus-Universität durchgeführt (Giese, 2015). Zudem sind Stoffe enthalten, durch die der Gärrest einen Nutzwert erhält: v.a. Stickstoff, Phosphor und Organik, die nicht anaerob abgebaut wurde. Mineralischer Stickstoff ist ein hochwertiger Dünger. Derzeit wird er zum Großteil aus elementarem Stickstoff mittels des äußerst energie-intensiven Haber-Bosch-Verfahrens gewonnen (Bodenatlas, 2015). Auch Phosphor ist ein essentieller Nährstoff für Pflanzen und auch für Menschen. Prognosen gehen davon aus, dass die Phosphat-Vorräte bereits im nächsten Jahrhundert erschöpft sein werden. (Pinnekamp, 2011)

Der hohe Energiebedarf zur Herstellung von Stickstoffdüngern und die Verknappung der Phosphat-Reserven sorgen bereits seit längerem für einen Preisanstieg bei mineralischen Düngern (Pinnekamp, 2011). Da diese wichtigen Nährstoffe im Gärrest vorhanden sind, sollten sie nutzbar gemacht werden. Würde der Gärrest über das Siel abgeleitet, würde er die gesamte Abwasserbehandlung in Köhlbrandhöft durchlaufen. Dies beinhaltet Stufen zur Nitrifikation und Denitrifikation des Abwassers, zur anaeroben Vergärung des Klärschlammes und zur Entwässerung und Trocknung des vergorenen Klärschlammes. Damit werden nicht nur die wertvollen Stoffe energieintensiv unnutzbar gemacht (mineralischer Stickstoff wird elementarerem Stickstoff umgesetzt und in die Luft abgegeben; Phosphor verbleibt in der Verbrennungsgasche und wird deponiert), der Gärrest würde zudem erneut eine Vergärungsanlage durchlaufen, was die Sinnhaftigkeit der Vergärungsanlage in der Jenfelder Au in Frage stellen würde.

Im Sinne der Kreislaufwirtschaft sollte beim Demonstrationsvorhaben in der Jenfelder Au eine vollständige, dezentrale Nutzung der Ausgangssubstrate erfolgen und neben dem Biogas auch der Gärrest verwertet werden. Priorität besitzen die Nährstoffe, jedoch ist auch ein Verwertungskonzept für die Restorganik wünschenswert.

### 6.2 Methode

Zunächst wurden die ausgewählten Substrate Schwarzwasser, Fettwasser und Rasenschnitt auf ihre Nährstoffgehalte analysiert, um das Wertstoffpotenzial des Gärrestes einschätzen zu können. Ausgewählte Substratzusammensetzungen wurden in semi-kontinuierlichen Versuchen vergoren (Kapitel 5.4). Die entstandenen Gärreste wurden im Hinblick auf TR, oTR, TN,  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ , TP analysiert. Kalkulatorisch wurden die Nährstoffgehalte für Gärreste auf Basis der Substratmischungen ermittelt und mit denen aus realen Gärresten verglichen. Anhand von Literaturrecherche und Laboranalysen wurden verschiedenen Verfahren zur Behandlung von Gärresten betrachtet und für die Verwendung in der Jenfelder Au bewertet. In Laborversuchen wurden Trenngrade für die Fest-Flüssig-Trennung mittels Sedimentation und Zentrifugation für ausgewählte Gärreststoffe ermittelt. Es wurden Szenarien zur Verwertung der Gärreste aufgestellt und hinsichtlich ihrer Nährstoffrückgewinnung bewertet.

## 6.3 Grundlagen zur Gärrestverwertung

### 6.3.1 Allgemeine Möglichkeiten zur Gärrestverwertung

Es gibt unterschiedliche Möglichkeiten Gärreste zu verwerten. Meist sind mehrere Schritte nötig, um den Gärrest in ein verwendbares Produkt zu überführen. In Abbildung 6.1 sind gängige Aufbereitungsschritte aufgeführt. Diese wurden im Rahmen einer Literaturrecherche von (Huhn, 2013) ermittelt. Das häufigste Verfahren ist die direkte Ausbringung von Gärresten in der Umgebung der Vergärungsanlage. Gelegentlich kommen Fest-Flüssig-Trennungen zum Einsatz. Der hierbei bedeutendste Pfad für die feste Fraktion ist die Kompostierung. Die flüssige Phase wird zumeist nicht behandelt und direkt als Flüssigdünger genutzt. Die weiteren Gärrestaufbereitungsverfahren in Abbildung 6.1 sind mehr oder weniger theoretische Optionen, die in der Literatur beschrieben oder aber in Pilotvorhaben eingesetzt werden.

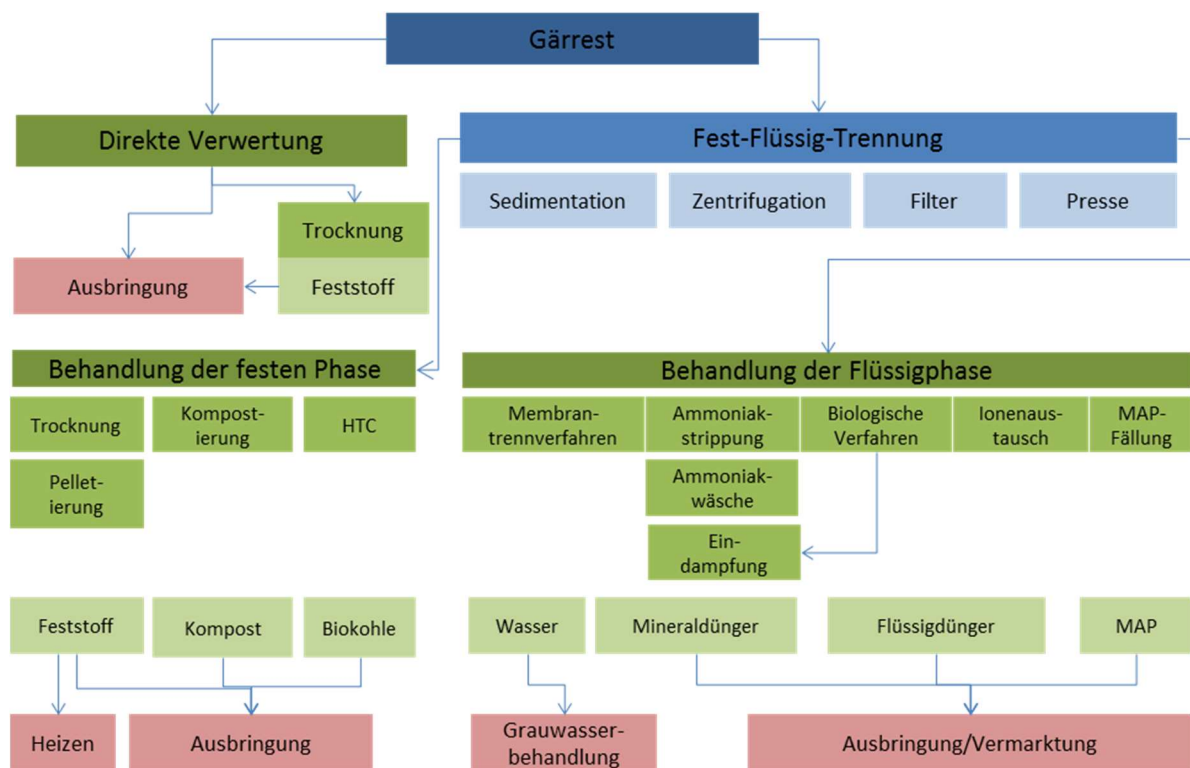


Abbildung 6.1: Überblick der Gärrestaufbereitungsverfahren

Im Bereich der Gärrestverwertung gibt es in Deutschland enorme Defizite. Der enorme Anstieg der Anzahl der Biogasanlagen in den letzten 10 Jahren auf bislang über 8000 (FNR, 2017) ging nicht einher mit der Etablierung von Gärrestbehandlungsanlagen. Um Umweltproblemen durch hohen Emissionen entgegen zu wirken, müssen Gärreste geeignet aufbereitet werden. (KTBL, 2017)

Die Gärrestverwertung könnte einen wichtigen Beitrag leisten, um Ressourcen zu sparen. Nicht nur landwirtschaftliche Flächen haben einen Bedarf an Düngemitteln, auch Gärtnereien und Privatpersonen beziehen Düngemittel. Für diese Nutzungsoptionen kann ein Gärrest nicht direkt verwendet werden, sondern er muss aufbereitet werden. Tabelle 6.1 bietet einen Überblick über potenzieller Abnehmer von Düngemitteln in Hamburg und Schleswig-Holstein.

Tabelle 6.1: Zusammenstellung zum Düngemittelbedarf in Hamburg und Schleswig-Holstein

Potenzielle Abnehmer	Anwendungsgebiet	Weiterführende Informationen	Erwerb von Düngemitteln
<b>Privathaushalte</b>	Zimmerpflanzen	1 Mio. Haushalte in Hamburg	in Baumärkte, Drogerien
	Gärten	Ca. 3100 <sup>1</sup> ha in 5 km Umgebung J.A.	
<b>Garten- / Landschaftsbau</b>	Öffentliche Grünflächen	Ca. 1300 <sup>1</sup> ha in 5 km Umgebung J.A.	im Landhandel, Düngemittelhandel, Vergärungsanlagen, Viehwirtschaft
	<b>Baumschulen</b>	Pflanzenproduktion	
<b>Blumen- und Zierpflanzen</b>	Pflanzenproduktion	231 in Hamburg <sup>2</sup>	
<b>Landwirtschaft</b>	Pflanzenproduktion	in Hamburg <sup>2</sup> : 625 Betriebe, ≈ 23 ha pro Betrieb Ackerland: ca. 5 700 ha Dauergrünland: ca. 6 800 ha	Mineraldüngereinsatz D 2013 <sup>4</sup> : Ca. 100 kg N/ ha
		In Schleswig Holstein <sup>3</sup> : 14.603 Betriebe, ≈ 79 ha pro Betrieb Ackerland: ca. 655 800 ha Dauergrünland: ca. 327 800 ha	

<sup>1</sup>Flerlage, 2012; <sup>2/3</sup>Statistikamt Nord, 2016a/b; <sup>4</sup>Destatis 2017

### 6.3.2 Transport und direkte Ausbringung von Gärresten

Eine direkte Ausbringung der Gärreste hätte den Vorteil, Energie und Kosten für die Aufbereitungsschritte einzusparen. Sie ist allerdings nur sinnvoll, wenn sie in naher Umgebung erfolgt und weite Transportstrecken vermieden werden (Huhn, 2013). Zudem müssen die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Ausbringung eingehalten werden. Grenzwerte von Schadstoffen für die Verwendung von Gärresten werden bislang in der Klärschlamm- (AbfklärV, 2017), Bioabfall- (BioAbfV, 2017) und Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) geregelt. Zudem sind in der Düngeverordnung (DüV, 2017) Grenzen für die Stickstoffausbringung festgelegt. Die BioAbfV und AbfklärV setzen Grenzen für die Ausbringung bezogen auf den Trockenrückstand im Gärrest (Tabelle 6.2).

Tabelle 6.2: Aktuelle Grenzwerte für Stickstoff- und Trockenrückstandsausbringung auf landwirtschaftlichen bzw. sonstigen Flächen

Verordnung	Grenzwert
Düngeverordnung (DüV, 2017)	170 kg <sub>N</sub> /(ha a)
Bioabfallverordnung (BioAbfV, 2017)	20 t <sub>TS</sub> /(ha 3a)
Klärschlammverordnung (AbfklärV, 2017)	5 t <sub>TS</sub> /(ha 3a)

Ein großes Hindernis bei der direkten Ausbringung von Gärresten ist ihr hoher Wassergehalt, der dazu führt, dass sie nicht weit transportiert werden sollten. Ein Beispiel für den Anstieg der Transportkosten mit der Entfernung zeigt Abbildung 6.2.

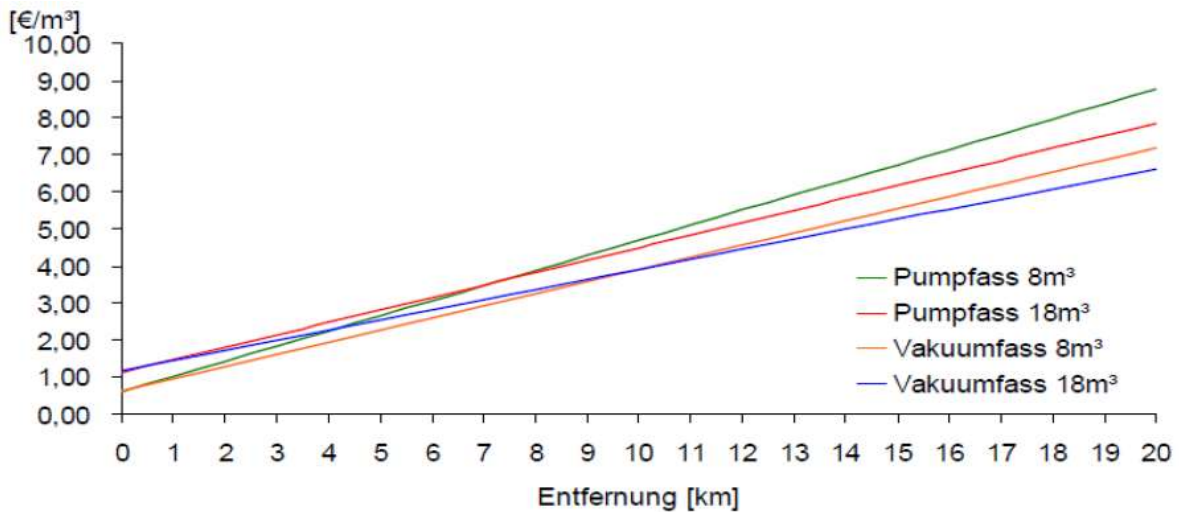


Abbildung 6.2: Transportkosten für die Ausbringung von flüssigen Gärresten in Abhängigkeit von der Entfernung (BOKU Wien zitiert, in Böhner et al. (2011))

Abbildung 6.3 zeigt die vorhandenen Flächen in der Umgebung der Jenfelder Au. Ein Großteil der Umgebung und auch Teile im angrenzenden Landkreis Schleswig-Holsteins sind Siedlungsgebiete, in denen eine Gärrestausbringung nicht zulässig ist. Ein Teil der landwirtschaftlichen Flächen sind Natur- und Wasserschutzgebieten und somit ebenfalls nicht für die Gärrestausbringung geeignet.

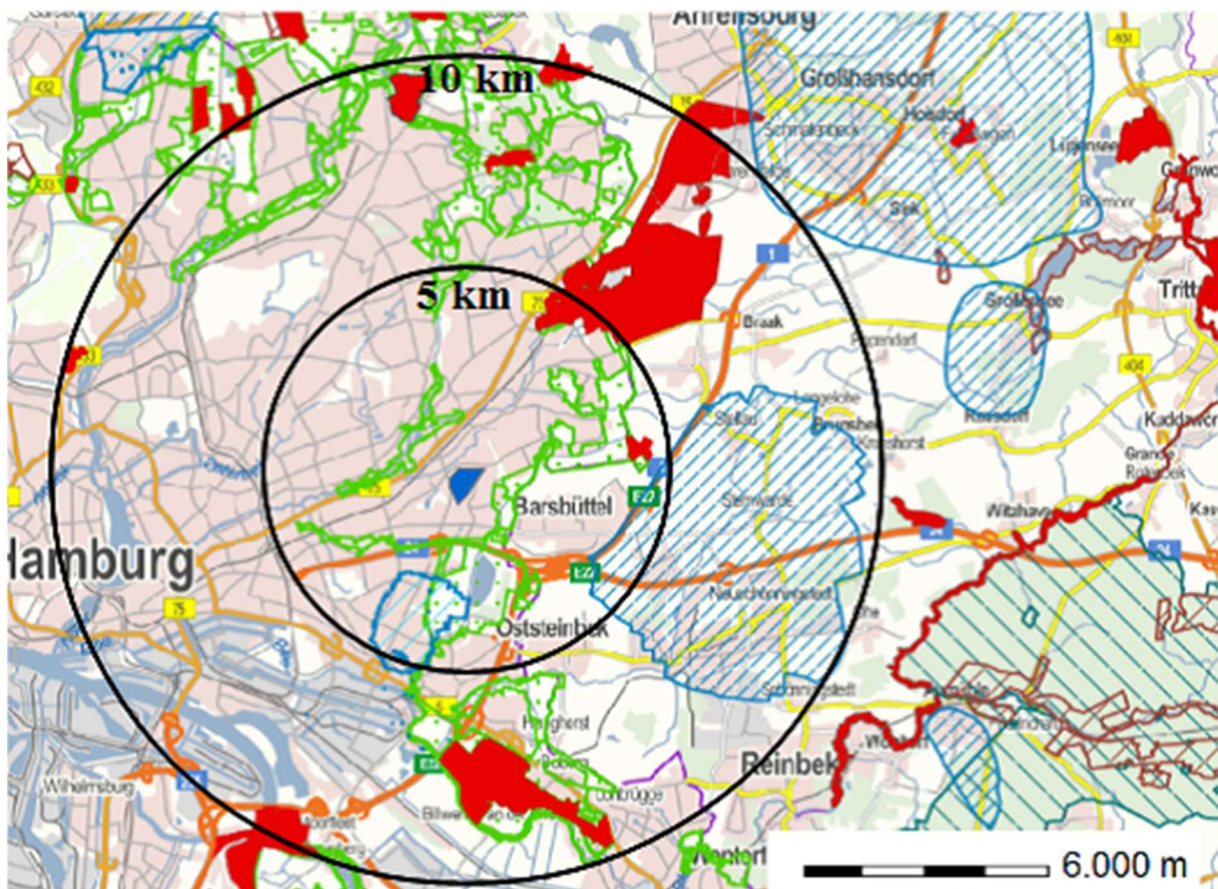


Abbildung 6.3: Umgebungskarte der Jenfelder Au (blaue Fläche) mit Naturschutzgebieten (rote Flächen) und Wasserschutzgebieten (blaue Schraffuren); nach (Digitaler Atlas Nord) zitiert in Huhn (2013).

### 6.3.3 Fest-Flüssig-Trennung von Gärresten

Über die Recherche zur Fest-Flüssig-Trennung von Gärresten konnten Trenngrade für folgende großtechnisch eingesetzten Verfahren ermittelt werden: Zentrifugation, Sedimentation, Filtration und Pressfiltration. Die Ergebnisse sind in Abbildung 6.4 dargestellt (Huhn, 2013).

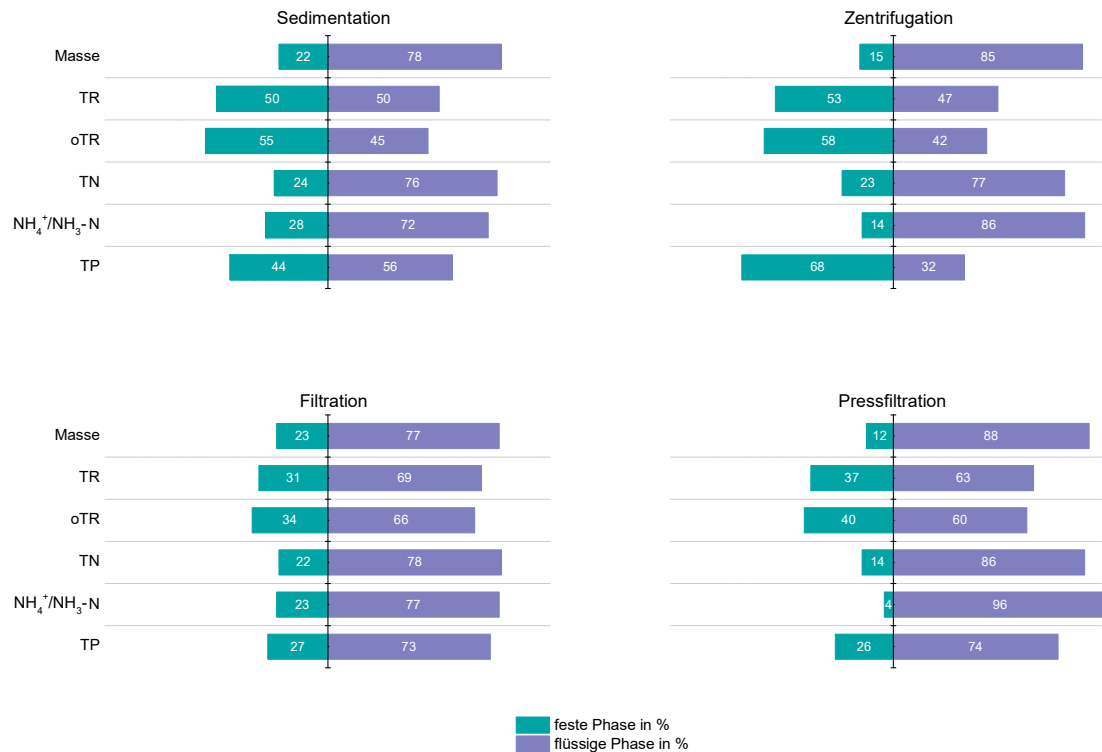


Abbildung 6.4 Trenngrade für die Fest-Flüssig-Trennung mittels Sedimentation, Filtration, Pressfiltration und Zentrifugation (Huhn 2013)

Im Folgenden werden die Verfahren kurz bewertet:

**Sedimentation:** Sie ist ein energiegunstiges Verfahren und liefert gute Abscheidegrade bezüglich TR und oTR. Der Stickstoff (N) ist größtenteils in der flüssigen Phase enthalten. Dies gilt nicht für den TP-Abscheidegrad, da der Phosphor hauptsächlich an kleine Partikel gebunden ist, die sich langsam absetzen (Hjorth, et al., 2009). Nachteile sind ein hoher Platzbedarf und Geruchsemissionen.

**Filtration:** Die Abscheidegrade in die flüssige Phase liegen für fast alle Bereiche über der Sedimentation. Nur der Abscheidegrad für die Masse liegt in einem ähnlichen Bereich. Bei der Pressfiltration, findet zusätzlich zur Filtration eine Kompression des Feststoffes statt, die zu einem höheren Feststoffgehalt in der festen Phase und einer deutlichen Reduzierung der flüssigen Phase führen. Für die Ermittlung der Abscheidegrade wurden hauptsächlich Daten von Schneckenpressen verwendet, die bereits Anwendung in der Gärrestentwässerung finden. Bei der Pressfiltration verbleibt der Ammonium/Ammoniak-Stickstoff fast vollständig in der flüssigen Phase. Auch Phosphor (P) ist hier größtenteils in der flüssigen Phase zu finden.

**Zentrifugation:** Sie liefert die besten Abscheidegrade in die flüssige Phase bezüglich TR, oTR und Phosphor. Auch die Abscheidegrade von Stickstoff sind recht hoch. Durch hohe Schleudernzahlen können auch sehr kleine Partikel in die feststoffreiche Phase überführt werden. Der Nachteil von Zentrifugen ist allerdings der hohe Energieverbrauch.

### 6.3.4 Behandlungsmöglichkeiten für die feststoffreiche Phase

#### 6.3.4.1 Kompostierung

Die Kompostierung ist ein Verfahren zum Abbau von organischem Material mittels aerober Mikroorganismen. Infolge der mikrobiellen Aktivität kommt es zur Selbsterwärmung des Materials. Bei Temperaturen oberhalb von 55°C werden pathogene Keime und Samen abgetötet bzw. inaktiviert und das Produkt bei ausreichend langen Aufenthaltszeiten hygienisiert. Die Anforderungen zur Herstellung eines hygienisierten Materials werden in der BioAbfV (2017) definiert. Ein Großteil der organischen Substanz wird während der Kompostierung in CO<sub>2</sub> und Wasser transformiert. Zudem entstehen stabile organische Verbindungen (Huminstoffe). Je nach Kompostierungsdauer bzw. Stabilität können als Produkte Frischkomposte (Rottegrad II oder III) oder Fertigkomposte (Rottegrade IV oder V) entstehen (Körner, 2008), (Fuchs, et al., 2010), (FNR, 2010). Komposte riechen im Allgemeinen angenehm erdig. Die Wassergehalte liegen z.B. für Frischkomposte ca. bei 45% FM (BGK, 2006). Während der Kompostierung kann ein Teil des Stickstoffes im Wesentlichen als Ammoniak und elementarer Stickstoff verloren gehen. Untersuchungen von (Körner, 2008) zeigten dass etwa 25-60 % des initial im Abfall enthaltenen Stickstoffes verloren gehen können. Der Stickstoff ist im Kompost zum großen Teil organisch gebunden. Als Richtwert kann angenommen werden, dass im Jahr der Kompostausbringung nur ca. 15 % pflanzenverfügbar sind und in den Folgejahren jeweils ca. 5 %. Es ist mit keinen Phosphorverlusten zu rechnen, sofern kein Sickerwasser entsteht. Komposte finden in der Landwirtschaft als Bodenverbesserungsmittel mit gewissen düngenden Eigenschaften Einsatz.

Um die feststoffreiche Phase der Gärreste zu kompostieren ist ein strukturreiches Co-Substrat nötig, da sie sehr feucht und strukturarm ist. Zu Beginn der Kompostierung sollte das Luftporenvolumen substratabhängig zwischen 20 und 50 Vol. % und der Wassergehalt zwischen 45 und 70 % liegen. Als Co-Substrat kommen z.B. holzige Abfälle in Frage. Von der BUW wurde berichtet, dass während der Kompostierung auch Arzneimittelrückstände abgebaut werden könnten (Giese, et al., 2015). Inwieweit diese Behandlung ausreicht muss jeweils im Einzelfall überprüft werden. Zudem dürfen Komposte, die aus Gärresten hergestellt werden, nicht auf Flächen zum Anbau von Lebensmitteln oder Futterpflanzen verwendet werden. (AbfklärV, 2017)

Der Prozess ist flächenintensiv und teilweise auch geruchsintensiv, sodass nur für die Jenfelder Au nur eine externe Kompostierung in Frage kommen würde. Die nächste Kompostieranlage liegt ca. 25 km entfernt und wird vom Projektpartner BUHCK betrieben. Die Kompostierung wurde in der Szenariendarstellung (Kapitel 7) mit betrachtet.

#### 6.3.4.2 Sonstige Optionen

In der Literatur werden weitere Verfahren beschrieben und betrachtet. Diese kamen jedoch aus den verschiedensten Gründen für die Jenfelder Au nicht in Frage. Im Folgenden werden die wesentlichen Verfahren mit stofflichen Produkten kurz beschrieben und die Gründe für ihren Ausschluss dargelegt. Auf Verfahren, die zu energetischen Produkten führen, wird hier nicht eingegangen, da der Fokus hier auf die stofflichen Nutzungsoptionen gelegt werden soll.

##### *Hydrothermale Carbonisierung*

Die Hydrothermale Carbonisierung (HTC) ist ein Verfahren zur Veredelung organischer Substrate. In diesem Prozess werden die Substrate, unter Abspaltung von Wasser, in ein braunkohleähnliches Produkt (Biokohle) gewandelt. Die Umsetzung erfolgt in einer wässrigen Phase bei einem Trockenrückstand von etwa 20 Masse-%. Die Prozesstemperatur liegt im Bereich von 180-210°C. Da Reaktionszeiten von mehreren Stunden zu erwarten sind, kann von einer ausreichenden Hygienisierung ausgegangen werden (Glasner, et al., 2011).

Dieser Prozess wurde verworfen, da er wesentlich komplexer als die Kompostierung ist. Es gibt flüssige und gasförmige Emissionsströme, die behandelt werden müssten. Zudem ist der Prozess

eher für sehr große Durchsatzkapazitäten geeignet. Es liegen auch deutlich weniger praktische Erfahrungen vor, als bei der Kompostierung. Es ist kein derartiger Prozess in Hamburg und Umgebung etabliert.

### *Trocknung*

Die Trocknung ist ein häufig eingesetztes thermisches Verfahren zum Abtrennen von Wasser aus dem Trocknungsgut. Für Gärreste sind teilweise bereits Trockner im Einsatz. Begünstigt wurde diese Entwicklung eine Zeit lang durch Subventionen des EEG, welche eine dezentrale Wärmenutzung förderten. Da es teilweise zu Fehlnutzungen kam wurde das EEG in der aktuellen Fassung angepasst und die hohen Subventionen sind nicht mehr möglich. Ein Gärresttrockner wird z.B. durch Dorset angeboten (Dorset Agrar- und Umwelttechnik). Das getrocknete Gut hat einen hohen TR-Gehalt im Allgemeinen von > 20 % und ist damit lagerstabil. Es ist zudem, aufgrund der TR-Gehalte, transportfähiger als Kompost. Bei der Trocknung geht jedoch deutlich mehr Stickstoff verloren, als bei der Kompostierung, da die Temperaturen höher sind und Ammoniakausträge mit der Temperatur korrelieren.

Die dezentrale Trocknung für die Jenfelder Au wurde nach Rücksprache mit einem Hersteller von Trocknungsanlagen verworfen. Selbst das kleinste Gerät hat einen sehr hohen, für die Jenfelder Au nicht vertretbaren Energiebedarf. Zudem wären Aufwendungen nötig, um die Ammoniakemissionen zu behandeln, welche sehr geruchsintensiv und umweltschädigend sind.

### *Pelletierung*

Bei der Pelletierung wird die feststoffreiche Phase der Gärreste in eine zylinderförmige Form zu Pellets gepresst. Sie zeichnen sich durch eine hohe spezifische Energiedichte und gute Transport- und Verteileigenschaften aus (Hartmann, et al., 2009). Pelletierung ist in verschiedensten Zweigen der Abfallwirtschaft ein gängiges Verfahren. In Reinbek bei Hamburg gibt es einen führenden Hersteller von Pelletpressen (Amandus Kahl Amandus Kahl GmbH & Co.KG). Bei der Pelletierung wird das Substrat, z.B. in Kollergangpressen durch Flach- oder Ringmatrizen gepresst und die entstehenden Stränge werden auf einheitliche Länge abgelängt. Für die Pressung ist ein Trockenrückstand von ca. 60-90 Masse-% nötig. Zur Verbesserung der Bindungseigenschaften kann dem Pressgut ein Presshilfsmittel zugegeben werden. Die Bindung der Feststoffpartikel beruht auf Faservernetzung, Verklebung der Partikel und der Ausbildung von Wasserstoffbrücken (Hartmann, et al., 2009), (Pollex, et al., 2012). Die Pellets haben einen geringen Wassergehalt und sind lagerstabil.

Die Pelletierung wurde verworfen, da dies ein Prozess für sehr hohe Durchsätze ist. Zudem ist die feststoffreiche Fraktion des Gärrestes viel zu feucht und müsste entweder vorgetrocknet oder aber mit trockenen Substanzen gemischt werden.

## **6.3.5 Behandlungsmöglichkeiten der flüssigen Phase**

### **6.3.5.1 Eindampfung**

Die Eindampfung ist ein Verfahren zur Volumenreduktion und damit einhergehender Aufkonzentrierung der Nährstoffe des Gärrests oder der Flüssigphase nach einer Fest- Flüssig-Trennung. Zudem findet infolge der erhöhten Temperatur eine Hygienisierung der Produktströme statt. Die zwei größten Probleme bei der Eindampfung sind der hohe Energieverbrauch und die Stickstoffverluste in Form von Ammoniak aus der Nährstofflösung (Alp, 2010).

Die Eindampfung der flüssigen Gärreste in der Jenfelder Au wurde in möglichen Verwertungsszenarien (Kapitel 7) mit einbezogen und theoretisch betrachtet.

### **6.3.5.2 Strippverfahren**

Die Ammoniakstrippung ist ein Verfahren zur Entfernung von Stickstoff aus dem Gärrest. Durch Erwärmung, Erhöhung des pH-Werts und/oder Druckabsenkung geht ein Teil des im flüssigen Gärrest

gelösten Ammoniums als Ammoniak in die Gasphase über. Mit Hilfe eines sogenannten Strippgases (meist Luft oder Wasserdampf) wird das Ammoniak entfernt und separat aufbereitet (Zeeman, et al., 2008), (Fuchs, et al., 2010).

Das ANAStrip-Verfahren der Firma GNS ermöglicht die Ammoniumentfernung aus dem Gärrest oder der feststoffarmen Phase. Es entsteht eine 40%ige-Ammoniumsulfatlösung (ASL), die als pflanzenverfügbare Dünger eingesetzt werden kann. Es können etwa 90% des  $\text{NH}_4^+$ -N in ASL gewandelt werden (Bauermeister, et al., 2009). Als Absorptionsmittel kann beispielsweise REA-Gips, ein preiswertes mineralisches Produkt, verwendet werden. Somit sind keine zusätzlichen Säuren oder Laugen notwendig.

Das ANAStrip Verfahren wird in der Betrachtung der Szenarien (Kapitel 7) berücksichtigt und theoretisch betrachtet.

### 6.3.5.3 Phosphat-Fällung

#### *MAP-Fällung*

Eine Studie des Umweltbundesamtes (Wiechmann, 2012) besagt, dass die bisher am besten erforschte Methode des Phosphor-Recyclings für Abwasser die Fällung als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) ist. Mit diesen Verfahren können Rückgewinnungsquoten von 40 – 70 % erreicht werden. MAP ist außerdem ein anerkanntes und nach der DüMV zugelassenes Düngemittel, das sich durch schnell pflanzenverfügbare Nährstoffe auszeichnet (Weiden, 2012).

Das Prinzip der MAP-Fällung besteht darin, zunächst den pH-Wert zum Beispiel durch die Zugabe einer Lauge oder durch Belüftung und eine damit verbundene Kohlenstoffdioxid-Strippung zu erhöhen. Gleichzeitig wird Magnesiumhydroxid oder Magnesiumchlorid hinzugegeben, um das MAP auszufällen.

#### *CaP-Fällung*

Um das pflanzenverfügbare Fällprodukt Calciumphosphat (CaP) zu erzeugen, wird Calciumhydroxid oder Kalkmilch zum phosphorhaltigen Gärrest hinzugegeben. Kalkmilch ist dabei eine Suspension von Calciumhydroxid und Wasser (Bever, 2002).

Für die Fällung von CaP ist, wie auch bei der Fällung von MAP, ein pH-Wert größer als 8 notwendig. Der pH-Wert wird bereits durch die Zugabe der basischen Kalkmilch erhöht. Die Erhöhung des pH-Wertes hat zwei Wirkungen. Zum einen werden Hydroxid-Ionen für die Reaktion zum CaP benötigt, zum anderen nimmt die Löslichkeit von CaP mit steigendem pH-Wert ab, sodass dieses leichter ausfällt (Bever, 2002).

#### *P-reicher Schlamm*

Im Rahmen des KREIS-Projekts wurden Versuche zur Erzeugung eines P-reichen Gärrests an der BUW durchgeführt. Durch Zugabe von Kalkmilch wird die Fällung des Phosphats bewirkt, in Kombination mit dem Flockungsmittel Praestol kann die Absetzbarkeit des P-Schlammes erhöht werden und eine feste Phase mit hohem P-Anteil abgetrennt werden (Giese, et al., 2015).

Nur das Verfahren des Projektpartners BUW wurde in der Szenarienerstellung (Kapitel 7) exemplarisch betrachtet und abtrennbare P-Anteile abgeschätzt und bewertet.

## 6.4 Laborversuche mit Gärresten

### 6.4.1 Ergebnisse der Gärrestanalysen

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Analysen der Gärreste aus den semi-kontinuierlichen 10-L-Versuchen einschließlich der Korngrößenverteilung in ausgewählten Gärresten diskutiert.

### Chemische Zusammensetzung der Gärreste

Die Gärreste der 10-L-Reaktoren (Kapitel 5.4) wurden einmal wöchentlich analysiert. In Abbildung 6.5 sind die prozentualen Anteile von TR, oTR, TC und TN aus den Proben der einzelnen Reaktoren, die über einen Zeitraum von 20 Monaten entnommen wurden, grafisch dargestellt. Die genauen Werte sind im Anhang (Tabelle A.9 und Tabelle A.10) angegeben.

Für den Phosphorgehalt wurden zudem einige Einzelwerte ermittelt (TP in mg/L: RX-1 -122; RX-2-75; RX-3-108; RX-8 – 111).

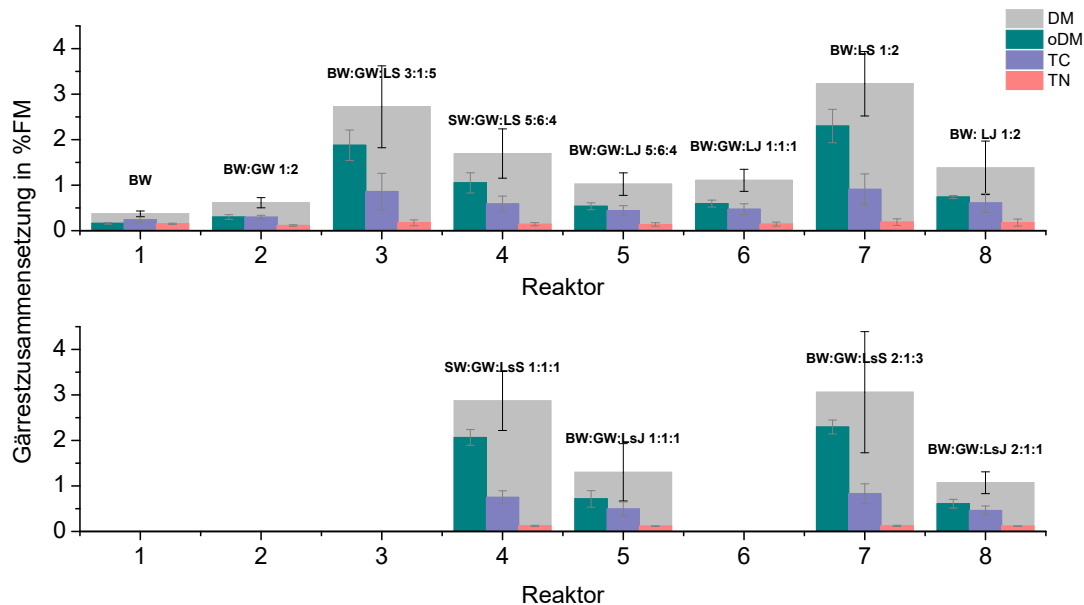


Abbildung 6.5: Zusammensetzung der Gärreste aus 10-L Reaktoren im Hinblick auf TR, oTR, TC und TN

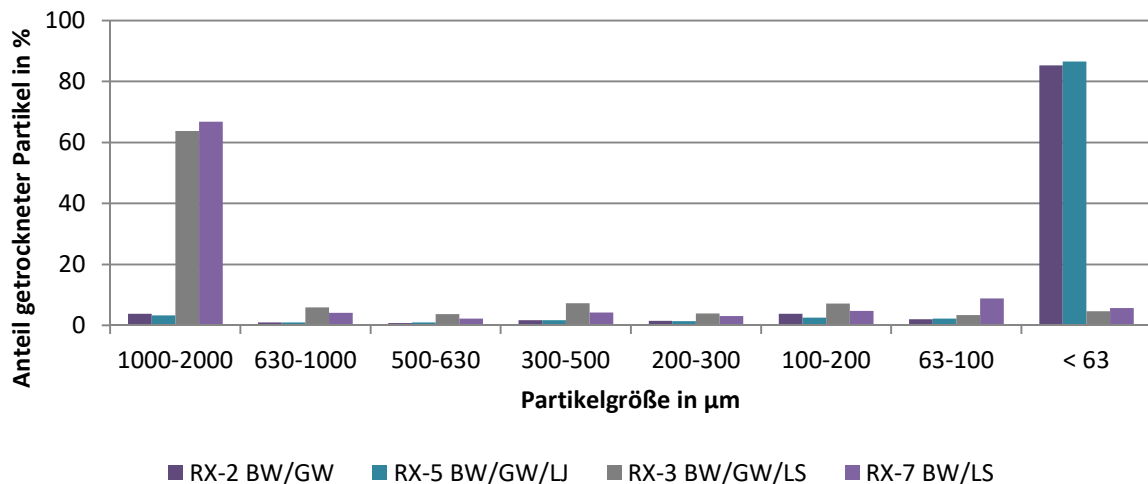
Es wird deutlich, dass der TR-Gehalt und der Organik-Gehalt im Gärrest mit Zugabe von Rasensuspension in Reaktor 3, 4 und 7 deutlich ansteigen. Der enthaltene Kohlenstoff besteht in allen Gärresten größtenteils aus organischem Kohlenstoff. Der Stickstoffanteil liegt für Gärreste, die nur aus Schwarzwasser erzeugt wurden, durchschnittlich bei 1,5 mg/L. Durch die Zugabe von großen Mengen Fettwasser wird er abgesenkt. Erhöht werden könnte er durch die Zugabe von Rasensaft. Allerdings sind die Rasensäfte in Abhängigkeit von der Herkunft des Materials deutlichen Schwankungen unterworfen und es könnte auch zu einer Absenkung kommen. Die Stickstoffanteile aller Gärreste liegen aber für alle Ausgangsmischungen, egal welcher Zusammensetzung in einem vergleichbaren Bereich von im Mittel 1,1 bis 1,7 mg/L. Der pH-Wert war ebenfalls relativ konstant und lag im Bereich 7,2-7,6. Der FOS/TAC-Wert des Gärrestes lag bei Versuchen mit großen Mengen Fettwasser im Input im Mittel deutlich über dem, der sonstigen Versuche. Dies deutet auf Fettwasser bedingte Instabilitätsprobleme während der Vergärung hin. Der Vergleich von RX-4 und RX-5 zeigt, dass Rasensaft der Säurebildung positiv entgegen wirken kann. Bei den Versuchen mit Grassilagesaft kam es zu Beginn der Versuche zu hohen FOS/TAC-Werten und damit verbundenen Stabilitätsproblemen (Kapitel 5.4.5). Nach einer kurzen Einfahrzeit stabilisierte sich aber der Prozess und die FOS/TAC-Werte waren im letzten Teil der Versuche bei ebenfalls mit 0,2 stabil. Bei der Mehrzahl der Gärreste lag der FOS/TAC-Wert über den gesamten Versuchszeitraum bei ca. 0,2 mit sehr geringen Schwankungen.

### Korngrößenverteilung ausgewählter Gärreste

Neben der chemischen Zusammensetzung wurde die Korngrößenverteilung exemplarisch für vier ausgewählte Gärreste mit Hilfe eines Nasssiebverfahrens bestimmt (Nguetsop, 2015). Bei der Auswahl wurden Arten und Mengenanteile der unterschiedlichen Co-Substrate berücksichtigt (Tabelle 6.3). Die Ergebnisse sind in Abbildung 6.6 dargestellt.

**Tabelle 6.3: Zusammensetzung der Inputmischungen der zur Partikelgrößenanalyse und zur Fest-Flüssig-Trennung ausgewählten Gärreste; gesammelte Gärreste aus den Versuchsperioden XII und XIII (Kapitel 5.4)**

Reaktor	Schwarzwasser (BW) in % FM	Fettwasser (GW) in % FM	Rasensaft (LJ) in % FM	Rasensuspension (LS) in % FM
Rx-2	78	22	-	-
Rx-3	33	11	-	56
Rx-5	33	39	28	-
Rx-7	33	-	-	67



**Abbildung 6.6: Anteile an Partikeln unterschiedlicher Größe bezogen auf Gesamtanteil der Partikel in den Gärresten**

Abbildung 6.6 zeigt, dass alle Partikel kleiner als 2 mm unabhängig von der Zusammensetzung des Inputmaterials waren. Die Mischungen, mit ausschließlich flüssigen Ausgangsstoffen (RX-2 und RX-5), aus Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft, zeigen eine nahezu identische Verteilung. Wenn diese Inputsubstrate verwendet werden kann man davon ausgehen, dass 90 Masse-% der Partikel kleiner als 0,2 mm sind. Erwartungsgemäß hatten die Gärreste mit dem höheren Anteil an flüssigen Inputsubstraten auch einen höheren Anteil an feinen Partikeln.

Bei Gärresten mit Bestandteilen an Rasensuspension (RX-3 und RX-7) in der Inputmischung haben nur ca. 30 Masse-% der Partikel eine Partikelgröße < 0,2 mm. Ca. 70 Masse-% der Partikel sind größer als 0,2 mm mit einem Hauptanteil zwischen 1-2 mm. Ein Großteil dieser Partikel ist auf die Rasensuspension zurückzuführen. Hier hängt die Partikelgröße vom verwendeten Zerkleinerungsaggregat und dessen Betriebsbedingungen ab. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse, dass sich vermutlich ein Teil der Feinpartikel aus den flüssigen Substraten an die Rasenschnittpartikel anhaften.

Für alle Gärreste zeigte sich jedoch, dass die Partikelgröße klein genug war, um eine gute Pump- und Verteilbarkeit des Materials zu gewährleisten.

#### 6.4.2 Ergebnisse der Fest-Flüssig-Trennungen

In der Literatur dokumentierte Ergebnisse zur Fest-Flüssig-Trennung mit den verschiedenen Methoden (Zentrifugation, Sedimentation, Filtration und Pressfiltration) wurden in Kapitel 6.3.3. zusammengestellt. Für die praktischen Versuche mit Gärresten aus den Substraten Schwarzwasser, Fettwasser, Rasensaft und Rasensuspension wurden zwei Trennmethode ausgewählt – die Sedimentation und die Zentrifugation. Bei der Sedimentation wurde zudem noch der Einfluss eines Flockungsmittels untersucht. Die Versuche zur Fest-Flüssig-Trennung von Gärresten wurden mit vier

ausgewählten Gärresten (Tabelle 6.3) durchgeführt (Nguetsop, 2015). Diese Gärreste entstammten den gleichen Chargen, wie sie für die Bestimmung der Partikelgrößen (Kapitel 6.4.1.) verwendet wurden. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Abbildung 6.7 und Abbildung 6.8 zusammengestellt.

### Sedimentation

Für die Sedimentationen wurden Imhofftrichter verwendet. Die Durchführung der Versuche erfolgte nach DIN 38409 zur Bestimmung absetzbarer Stoffe. Als Flockungsmittel wurde ORGANOPOL6415 NS der Firma BASF verwendet. Dieses Flockungsmittel ist ein hochmolekulares Polyacryl-Derivat und laut Hersteller biologisch abbaubar.

### Zentrifugation

Die Zentrifugation wurde mittels Zentrifuge (Thermo Fisher scientific TX-750 Multifuge X3) durchgeführt. Die Gärreste wurden bei einer Drehzahl von 4.500 rpm (revolution per minute) 15 Minuten zentrifugiert.

Nach der Trennung wurden jeweils zwei Phasen erhalten, welche im Folgenden als Flüssigphase und als Feststoffphase bezeichnet werden. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Feststoffphase ebenfalls sehr hohe Wassergehalte aufweist und in der Flüssigphase ebenfalls Feststoffpartikel enthalten sind. Die Ergebnisse der Stofftrennungen sind in Abbildung 6.7 und Abbildung 6.8 veranschaulicht.

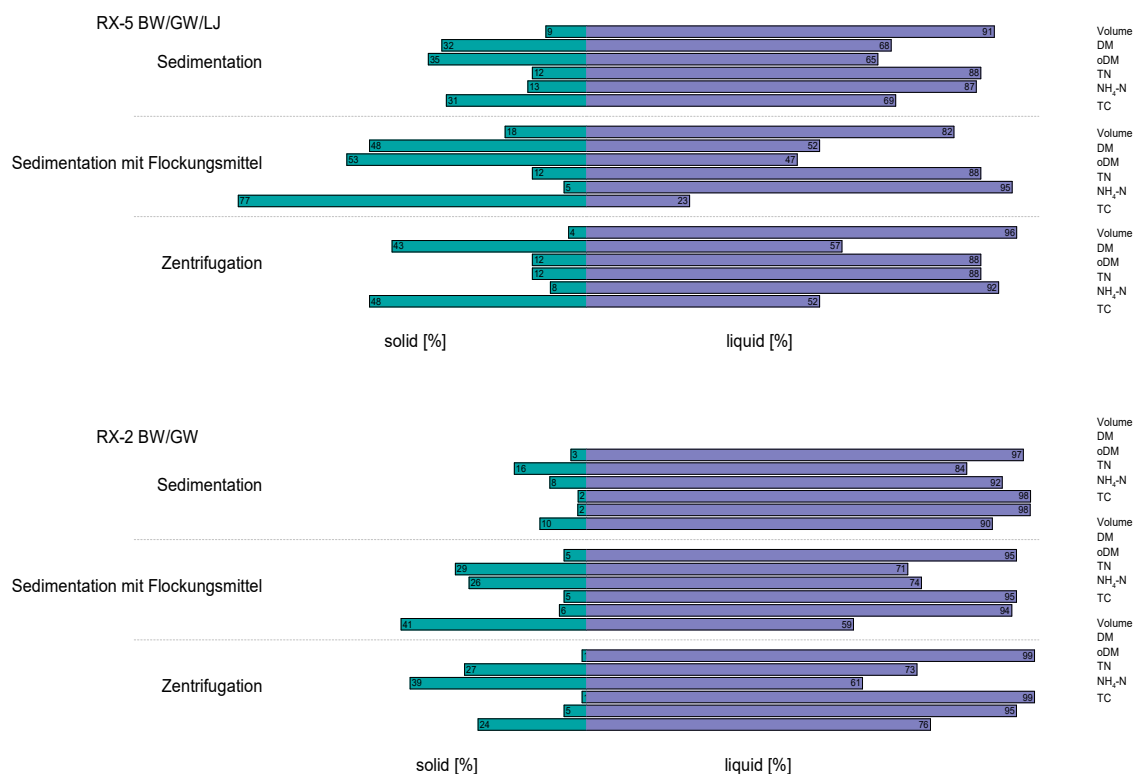
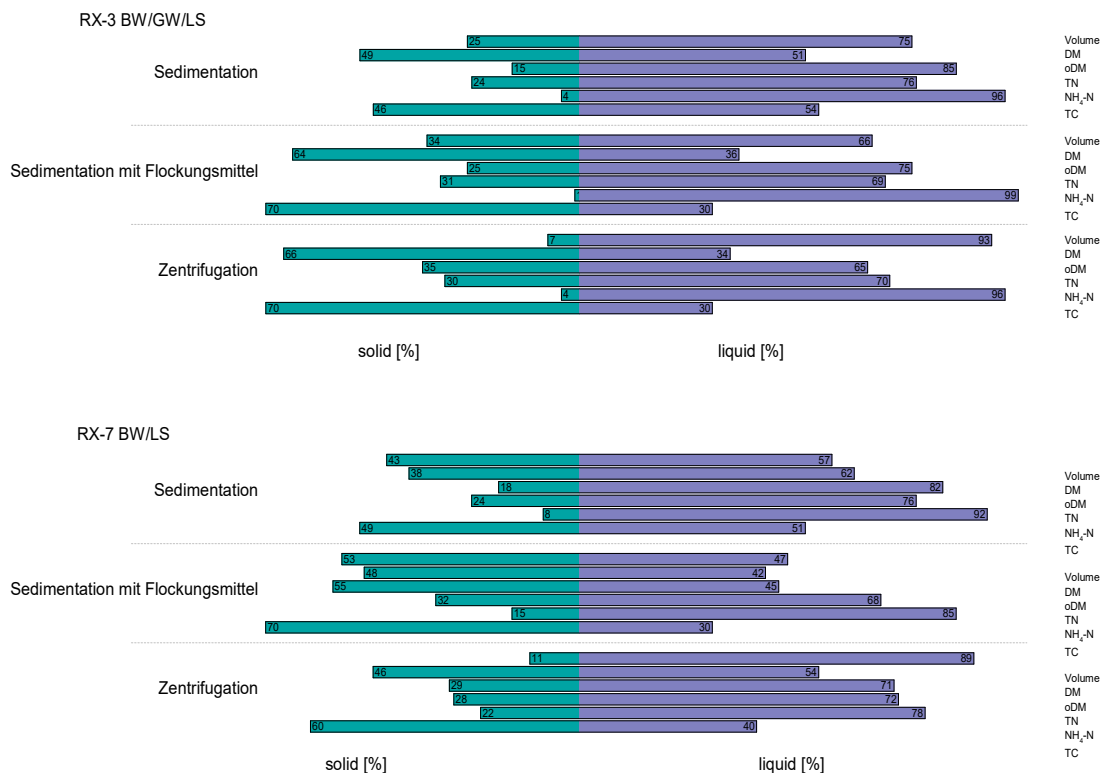


Abbildung 6.7: Trenngrade für die Fest-Flüssig-Trennung von ausgewählten Gärresten mit partikelarmen Inputstoffen mittels Sedimentation (mit/ohne Flockungsmittel) und Zentrifugation (ohne Flockungsmittel)



**Abbildung 6.8: Trenngrade für die Fest-Flüssig-Trennung von ausgewählten Gärresten mit partikelreichen Inputstoffen mittels Sedimentation (mit/ohne Flockungsmittel) und Zentrifugation (ohne Flockungsmittel)**

Mit der Sedimentation wurde eine einfache, energetisch günstige Methode gewählt, welche allerdings gemäß Kapitel 6.3.3 im Allgemeinen zu den schwächsten Trenngraden führt. Die Zentrifugation ist dagegen eine sehr effiziente Trennmethode, die allerdings auch einen hohen Energieaufwand benötigt. Trenngrade großtechnischer Anlagen wie Dekanter oder Pressen, werden zwischen den beiden Methoden liegen. Durch die Versuche konnte somit die Bandbreite möglicher Trenngrade für die Gärreste aus den verschiedenen Inputmaterialien gut abgebildet werden.

Zunächst zeigte sich, dass auch in den Laborversuchen die Trennschärfe mittels Zentrifugation bei allen vier Gärresten höher war als bei der Sedimentation. Das Flockungsmittel führte zudem dazu, dass, wie erwartet, ein höherer Anteil an Feststoffen mit der Feststoffphase abgeschieden wurde. Es zeigten sich auch deutlich unterschiedliche Ergebnisse in Abhängigkeit von der Konsistenz der Gärreste. Die flüssigen Gärreste aus den Reaktoren RX-2 und RX-5 (Kapitel 5.4), welche aus den Inputmaterialien Schwarzwasser und Fettwasser sowie Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft erhalten wurden, führten ohne Verwendung von Flockungsmitteln zu einer Feststoffphase von 1-9 % der Gärrestmasse. In diesen waren ca. 10-48 % des ursprünglich im Gärrest vorhandenen Kohlenstoffes und 1-12 % des Stickstoffes vorhanden. Die niedrigeren Werte wurden jeweils für die Variante ohne Rasensaft (RX-2) erhalten. Für RX-2 kann aufgrund der sehr kleinen Partikel allein durch Sedimentation ohne Flockungsmittel kaum eine Trennung erfolgen. Die höchsten Anteile an Wertstoffen liegen hier in der Flüssigphase vor.

Bei den Varianten mit Rasensuspension (RX -3 und RX-7) war die Feststoffphase deutlich größer und betrug 7-43 % der Gärrestmasse. Hier waren 46-70 % des Kohlenstoffes und 24-30 % des Stickstoffes in der Feststoffphase enthalten. Durch den Einsatz eines Flockungsmittels lässt sich die Verschiebung in Richtung Feststoffphase beim Kohlenstoff deutlich, beim Stickstoff geringfügig steigern.

Verglichen mit den Literaturwerten aus Abbildung 6.4 zeigt sich, dass die Anteile an Organik und Ammonium in der flüssigen Phase höher waren als in der Literatur beschrieben. Die Abscheidegrade der übrigen Komponenten stimmen für die Gärreste mit höheren Feststoffgehalten (RX-3 und RX-7) sehr gut mit denen der Literatur überein.

## 6.5 Bewertung der Gärrestrecherchen und -untersuchungen

Im Gärrest sind folgende Wertstoffe enthalten: Stickstoff, Phosphor und Organik. Weiterführend wurden die Wertstoffe Stickstoff und Organik betrachtet. Der Phosphorgehalt des Gärrestes kann kalkulatorisch aus den Gehalten der Inputstoffe bestimmt werden. Er war vergleichsweise gering und wurde daher zurückgestellt.

### *Stickstoff*

Die Stickstoffanteile aller Gärreste lagen unabhängig von den Ausgangsmischungen im Mittel zwischen 1,1 bis 1,7 mg/L (Kapitel 6.4.1). Der Stickstoff lag vorwiegend gelöst vor und verblieb auch bei Anwendung einer Fest-Flüssig-Trennung zum großen Teil in dieser Phase (Kapitel 6.4.2.).

Eine Einleitung der Gärreste bzw. der flüssigen Phase der Gärreste in das Siel hätte eine energieintensive Entfernung des Stickstoffs im Rahmen der folgenden Abwasserbehandlung mittels Nitrifikation und Denitrifikation zur Folge. Er würde im Wesentlichen als  $N_2$  in die Atmosphäre abgeben und damit als Wertstoff verloren gehen. Sofern der flüssige Gärrest zusammen mit dem Grauwasser im Rahmen eines dezentralen Abwasserbehandlungskonzeptes gereinigt werden soll ist der Stickstoff störend. So können Tropfkörperverfahren oder auch Membranverfahren die Stickstoffverbindungen, die Größtenteils als  $NH_4^+/NH_3$ -N vorliegen, nicht ausreichend entfernen. Aus diesem Grund und auch um den Stickstoff nutzbar zu machen, sollte er aus dem flüssigen Gärrest entfernt und zurückgewonnen werden, was mit Hilfe einer Strippung möglich ist. In der Praxis werden bereits Strippanlagen für Gärreste genutzt, allerdings bislang noch eher selten. Es werden Stripprate bis zu 90 % berichtet (Kapitel 6.3.5.1). Das erhaltene Produkt ist eine konzentrierte Ammoniumsulfatlösung (ASL), welche in der Landwirtschaft als Düngemittel eingesetzt werden kann. Da diese Lösung konzentriert ist, kann sie auch über weite Strecken transportiert werden, was bei dem flüssigen Gärrest (bzw. dem Gärrest insgesamt) aufgrund der hohen Wassergehalte (Kapitel 6.4.1.) und der fehlenden Flächen in der näheren Umgebung der Jenfelder Au (Kapitel 6.3.2) nicht möglich ist.

### *Organik*

Die Organikanteile in den Gärresten hängen vor allem von den verwendeten Inputströmen ab. Während bei Verwendung von Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft ein Trockenrückstand von 1,5 % FM nicht überschritten wurde, konnten bei zusätzlicher Verwendung von Rasensuspension Trockenrückstände über 3,5 % erreicht werden (Kapitel 6.4.1). Kann für die Herstellung der Suspension die Wasserzugabe minimiert werden, sind auch höhere Trockenrückstände bis ca. 10 % TR denkbar. Eine Fest-Flüssig-Trennung dient dazu, den Feststoffanteil abzuscheiden. Die darin enthaltene Organik kann zudem durch eine Kompostierung (Kapitel 6.3.4.1.) nutzbar gemacht werden. Eine Kompostierungsanlage von BUHCK befindet sich in 25 km Entfernung. Mit den in Kapitel 6.4.2. ermittelten Abscheidegraden müssten max. 2 m<sup>3</sup> der Feststofffraktion des Gärrest transportiert werden. Dies ist wesentlich vorteilhafter als der Transport der Gesamtmengen zu einer weit entfernten direkten Anwendung (Kapitel 6.3.2).

Für die Entwässerung von Gärresten werden in der Praxis häufig Dekanter (Prinzip Zentrifugation) oder Schneckenpressen (Prinzip: Pressfiltration) eingesetzt. Eine Sedimentation ist auf dem Betriebsgelände der Jenfelder Au aus Platzgründen nicht möglich. Zentrifugen eignen sich für jede Art von Gärresten. In der Klärschlammbehandlungsanlage (z.B. Köhlbrandhöft) werden Zentrifugen mit sehr großen Durchsätzen eingesetzt. Es sind aber auch kleine Modelle, wie sie für die Durchsätze in der Jenfelder Au benötigt würden, erhältlich. Nach Herstellerangaben (Bellmer Kufferath) eignen

sich Schneckenpressen nur für Gärreste mit Trockenrückstandgehalten von 5-10% im Input. Dieses kann nur mit Gärresten die Rasensuspension enthalten erreicht werden. Zur Verbesserung der Entwässerungsgrade können Flockungsmittel eingesetzt werden. Praxisüblich sind Polyacrylamide. Diese zählen zu den wassergefährdenden Stoffen und dürfen seit 2013 nicht mehr verwendet werden, wenn die Produkte für die Düngemittel und Bodenverbesserung eingesetzt werden sollen. Flockungsmittel auf natürlicher Basis sind Gegenstand verschiedenster Untersuchungen und sollten weiterführend in Betrachtung gezogen werden.

## 7 Beschickungs- und Verwertungsszenarien für die Jenfelder Au

### 7.1 Kalkulationsmodell

Im Rahmen der Versuche konnten nur ausgewählte Substratmischungen untersucht werden. Um für die Jenfelder Au die optimalen Beschickungs- und Verwertungsszenarien zu finden wurde auf Basis der Versuchsergebnisse sowie theoretischer Betrachtungen ein Modell erstellt. Mit Hilfe dieses Modelles können die Biogaserträge bei unterschiedlichsten Substratmischungen sowie die resultierende Gärrestzusammensetzungen bestimmt werden. Das Modell wurde mit dem Programm Excel erstellt. Die Berechnungen basieren auf den charakteristischen Eigenschaften der Substrate.

Die Biogasproduktion wurde durch Addition der Biogasraten der einzelnen Substrate anteilig ihrer Masse in der Substratmischung berechnet. Zunächst wurde das Biogasgesamtvolumen aus Gl. 7.1 über die Inputmasse der einzelnen Inputströme bestehend aus Schwarzwasser und verschiedenen Co-Substraten bestimmt. Über Gl. 7.2 wurde dieser in einen Massenstrom umgerechnet. Die Parameter für Schwarzwasser, Fettwasser, Rasensaft und Rasensuspension entstammen aus den eigenen Untersuchungen. Für weitere mögliche Co-Substrate wie Küchenabfälle und Obstwässer können sie der Literatur bzw. außerhalb des KREIS-Projektes durchgeführten Untersuchungen entnommen werden.

$$\dot{V}_{Biogas} = \dot{m}_{Feed} * \sum (V_{S_i} x_i * w_{TR_i} * w_{oTR_i}) \quad \text{Gl. 7.1}$$

$$\dot{m}_{Biogas} = \dot{V}_{Biogas} * \rho_{Biogas} \quad \text{Gl. 7.2}$$

mit

$\dot{V}_{Biogas}$	Biogasrate in m <sup>3</sup> <sub>Biogas</sub> /d
$\dot{m}_{Feed}$	Substratmasse in Mg <sub>FM</sub> /d
$\dot{V}_{S_i}$	spezifische Biogasproduktion der Substrate in nl/kg oTR
$x_i$	Massenanteil des Substrats <i>i</i> im Feed
$w_{TR_i}$	Trockensubstanz von Substrat <i>i</i> in kg TR/kg FM
$w_{oTR_i}$	Trockenorganikanteil von Substrat <i>i</i> in kg oTR/kg TR
$\dot{m}_{Biogas}$	Biogasmasse in Mg/d
$\rho_{Biogas}$	Dichte von Biogas abhängig vom Methananteil in Mg/m <sup>3</sup> : -0.013 *CH <sub>4</sub> +1.9933
$CH_4$	Anteil an Methan in Vol.-%
<i>i</i>	Index; <i>i</i> (= 1...n)

Für die Berechnung der Gärrestzusammensetzung (Gl. 7.3) wurden folgende Annahmen getroffen:

- Biogas wird zu 85% aus der Organik der Substrate und zu 15% aus Wasser gebildet (Reinhold, 2005).
- Die Masse an Stickstoff und Phosphor wird durch die Vergärung nicht verändert und bleibt vollständig im Gärrest enthalten.

$$m_{i\ Feed} = m_{i\ Gärrest} = c_{i\ Gärrest} * V_{Gärrest} = c_{i\ Feed} * V_{Feed} \quad \text{Gl. 7.3}$$

mit

$m_i$	Masse der Komponente i in kg
$c_i$	Konzentration der Komponente i in kg/L
$V$	Gesamtvolumen in L

Darüber hinaus wurden unterschiedliche Aufbereitungsoptionen für den Gärrest simuliert. Berücksichtigt wurden die Fest-Flüssig-Trennung, die Stickstoffstrippung und -rückgewinnung, die Phosphatfällung sowie die Kompostierung. Der Verbleib der Komponenten (Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, Phosphor und restliche Organik) wurde auf Basis folgender Annahmen berechnet:

- Die verwendeten Abtrenngrade für die Fest-Flüssig-Trennung mittels Schneckenpresse basieren auf Literaturwerten von (Fuchs, et al., 2010) und (Hjorth, et al., 2009).
- Bei der Strippung (Kapitel 6.3.5.2) wird eine 90%-ige Rückgewinnung des Ammonium-Stickstoffs angenommen und dieser vollständig in Ammoniumsulfat mit einem Stickstoffanteil von 21% überführt (Bauermeister, et al., 2009).
- Der Verbrauch an Kalk wird mittels des Verhältnisses von Kalk zu Ammoniumsulfatlösung von 0,58 errechnet. Der entstehende Düngekalk besitzt einen Kalkanteil von 70%. (Bauermeister, et al., 2009)
- Für das holzige Strukturmaterial zur Kompostierung wird ein Trockenrückstand von 70 % angenommen. Die benötigte Menge ergibt sich aus einem gewünschten Trockenrückstandanteil der Strukturmaterial-Gärrestmischung von 55% (Kapitel 6.3.4.1).
- Während der Kompostierung werden 20% Organik des Gärrestes abgebaut.
- Es wurden vier Modellsubstrate mit den in Tabelle 7.1 aufgeführten Charakteristiken in den Modellierungen betrachtet

**Tabelle 7.1: Charakteristik der, für die Szenarienerstellung betrachteten, Input-Substrate**

Substrat	TR in %	oTR in %TR	Dichte kg/m <sup>3</sup>	Biogas- produktionsrate in nL/kg <sub>oTR</sub>	TN mg/kg	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N mg/kg	TP mg/kg
BW	0,5	60	1000	500	1500	1000	150
GW	3	85	1000	1050	600	150	200
L <sub>5</sub> C	30	80	600	400	6000	2000	2000
L <sub>5</sub> J	5	65	1000	600	4000	400	700

Mit Hilfe der Berechnungen können beliebige Varianten an Inputmischungen simuliert werden. Sofern weitere Aufbereitungsschritte betrachtet werden sollen, kann das Modell einfach ergänzt werden.

## 7.2 Beschickungsszenarien für den Anaerobreaktor in der Jenfelder Au

Der Anaerobreaktor der Jenfelder Au sollte mit einer Aufenthaltszeit von 25 Tagen betrieben werden. Von geringeren Aufenthaltszeiten ist abzuraten, da es aufgrund der hohen Fettwasseranteile zu Instabilitäten beim Vergärungsprozess kommen kann (Kapitel 5.4). Es gibt jedoch ein weiterführendes Optimierungspotenzial (z.B. durch die Steuerung der Spurenelementgehalte bzw. durch Optimierung der Milieubedingungen mit Hilfe des Simulationsprogrammes SIMUCF). Zudem könnte es durch Änderungen während der Planungs- und Bauarbeiten noch zu weiteren Modifikationen kommen: Für die Szenarienberechnungen wurde von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Aufenthaltszeit: 25 Tage

- Nutzvolumen des Fermenters: 750 m<sup>3</sup>
- Einwohner mit Anschluss an Vakuumtoiletten: 2000

Aus den Aufenthaltszeiten und dem Fermenternutzvolumen kann der tägliche Substratinputstrom berechnet werden. Aufgrund des hohen Wassergehalts der Inputmaterialien (> 90%) wird der Volumenstrom, der aus der Vergärungsanlage in Form von Gärrest austritt, nur minimal verringert. Von der Inputmasse werden nur maximal 2 t/d zu Biogas umgesetzt. Der geschätzte TR-Gehalt der Gärreste liegt je nach Substratzusammensetzung zwischen 0,5 und 6,0 %. Folgende gerundete Annahmen für den In- und Output werden demnach in den Szenarienberechnungen verwendet:

- Substratinputstrom: 30 m<sup>3</sup> pro Tag
- Biogas: spezifisch berechnet für jeden Input
- Gärrestmenge: 30 m<sup>3</sup> pro Tag

In der ersten Betriebsphase der Vergärung in der Jenfelder Au soll nach Angaben der Betreiber Schwarzwasser ausschließlich zusammen mit Fettwasser vergoren werden. Die voraussichtlich besser geeigneten Co-Substrate sind dann noch nicht verfügbar. Die kalkulierte Menge an Schwarzwasser beträgt beim derzeitigen Planungsstand etwa 12 m<sup>3</sup> pro Tag. Um bei einer Aufenthaltszeit von 25 Tagen den Reaktor zu befüllen, werden 18 m<sup>3</sup> Fettwässer benötigt. Nach einer Inventur der Fettwässer (Kapitel 2.4.2) fallen im Bezirk Wandsbek allerdings nur ca. 4 m<sup>3</sup> pro Tag an. Ein zusätzlicher Teil könnte aus den umliegenden Stadtbezirken HH-Mitte und HH-Nord sowie ggf. Schleswig-Holstein bereitgestellt werden. Jedoch sollte die Transportdistanz nicht größer als 12,5 km sein. Andernfalls würde die Umlenkung von dem jetzigen Behandlungsort in der Vergärungsanlage in Köhlbrandhöft keine Vorteile im Hinblick auf nachhaltiges Wirtschaften erbringen. Um regionale Substrate zu nutzen, die derzeit als Reststoffe gelten, sollten also mittelfristig Rasenschnittaufbereitungen als Co-Substrat zugeführt werden. Hier ist ein Erfassungskonzept von BUHCK (Gelpke, et al., 2015) realisierbar. Ein stabiler Betrieb der Anaerobanlage ist bei der Verwendung von Rasensilage möglich, die zerkleinert in den Reaktor gegeben wird. Limitierender Faktor für die Verwendung von Rasenschnitt ist der Trockenrückstand der Mischung im Fermenter. Dieser darf aus betriebstechnischen Gründen 10 % der Frischmasse nicht überschreiten.

In der Szenarienberechnung wurden mittelfristig realisierbare Varianten, die die Verwendung von Rasenschnittaufbereitungen (Rasensäfte, Rasenschnittsuspensionen) beinhalten, betrachtet. Langfristig sollten auch weitere Co-Substrate (z.B. Obstwasser, Küchenabfälle) in Szenarienberechnungen einbezogen werden:

Für die folgenden Szenarien werden drei Modellrechnungen für die Biogasbildung und die Gärrestverwertung zusammengestellt. In Szenario 1 ist das Inputmaterial nur aus Fettwasser und Schwarzwasser zusammengesetzt. Szenario 2 beinhaltet die Verwendung von Rasenschnittsilage und Szenario 3 die alternative Verwendung von Rasensaft und Fettwasser als Co-Substrate. Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Abbildung 7.1 in Form von Massebilanzen dargestellt. Tabelle 7.2 zeigt die Ergebnisse für die Gärrestzusammensetzung.

Im Folgenden sind die einzelnen Szenarien, bezüglich Input und Output, kurz zusammengefasst:

- **Szenario 1:** Es wird nur Schwarzwasser (40% FM) und Fettwasser (60% FM) verwendet. Der Gehalt an Trockenrückstand ist dadurch sehr gering. Die Untersuchungsergebnisse in Kapitel 5.4 zeigen, dass Schwankungen in der Fettwasserzusammensetzung starken Einfluss auf die Biogasausbeute haben können. Eine stabile Vergärung ist nicht gewährleistet. Im Szenario 1 wurde dennoch davon ausgegangen, dass die Vergärung stabil erfolgt. Dieses Szenario liefert den geringsten Biogasertrag und den wertstoffärmsten Gärrest.
- **Szenario 2:** Es werden Schwarzwasser (40 % FM), Fettwasser (30% FM) und Rasensilage (30% FM) verwendet. Die Inputzusammensetzung wurde durch den die Pumpfähigkeit limitierenden TR-Wert von 10% festgelegt. Dieses Szenario liefert den höchsten Biogasertrag

und hohe Werte an Stickstoff und Phosphor im Gärrest. Allerdings sind höhere Investitionskosten aufgrund des zusätzlichen Eintrages von Rasensuspension nötig (z.B. Wechselcontainersystem, Mazerationssystem; erläutert in (Gelpke, et al., 2015)). Mögliche Sandeinträge müssen bei der Planung des Systems berücksichtigt werden, sodass es nicht zu Verstopfungs- oder Pumpproblemen im praktischen Betrieb kommt. Zudem sind Verbrauchsmittel insbesondere durch den Verschleiß der Zerkleinerungswerkzeuge bei der Mazeration einzuplanen.

- **Szenario 3:** Es werden Schwarzwasser (40 % FM), Fettwasser (13% FM) und Rasensaft (47 % FM) verwendet. Die verwendete Fettwassermenge entspricht der in Wandsbek vorhanden Menge, der Rest wird durch Rasensaft aufgefüllt. Der Biogasertrag liegt im Bereich des Ertrages von Szenario 1. Es kann jedoch von einer stabileren Vergärung ausgegangen werden, da weniger Fettwasser verwendet wird. Der Nährstoffgehalt des Gärrestes liegt deutlich über dem von Szenario 1, aber unter dem von Szenario 2. Auf dem Betriebshof sind keine zusätzlichen Bauten erforderlich. Jedoch muss ein Aggregat extern für die Rasensaftherstellung vorgesehen werden (Schneckenpresse).

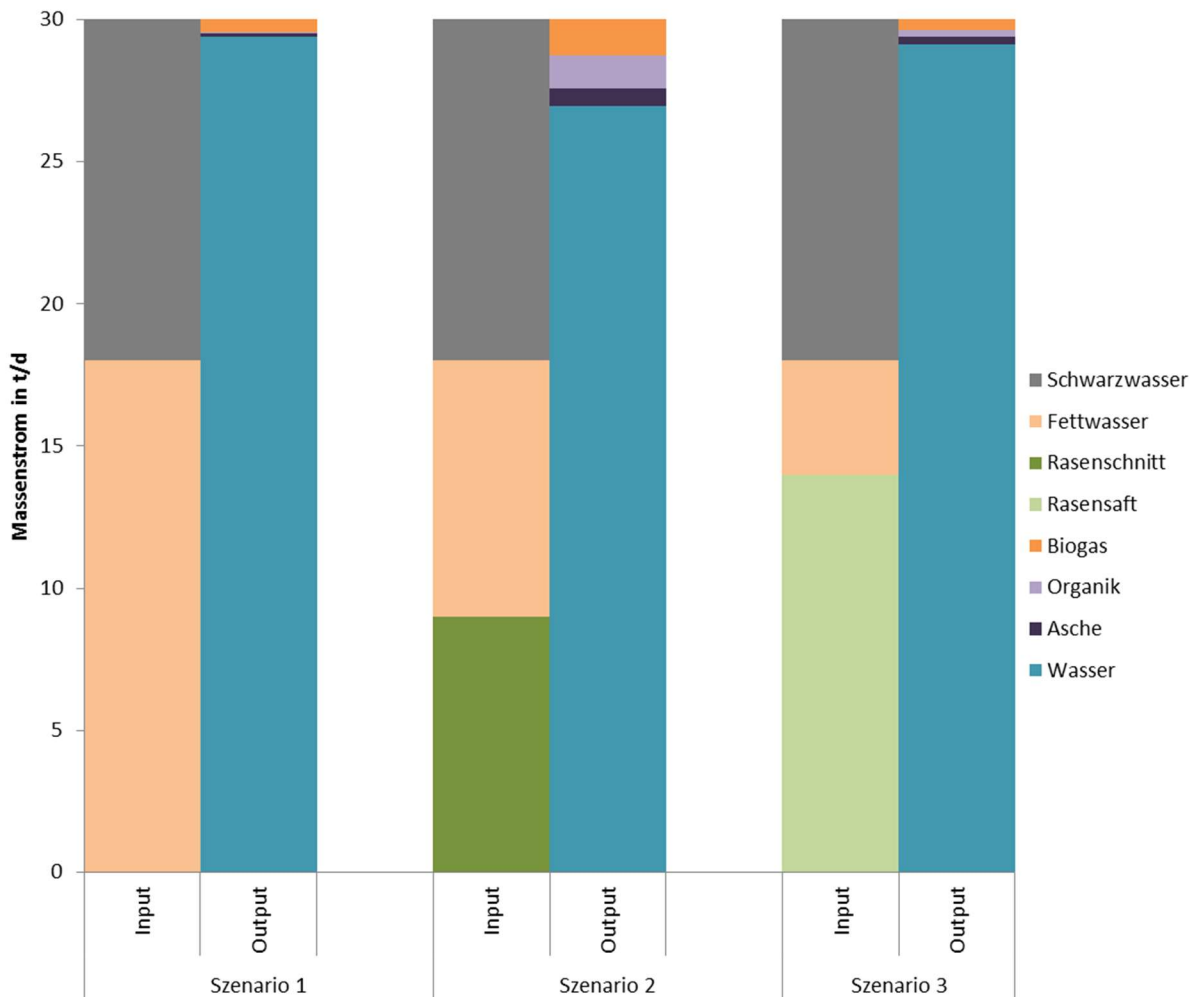


Abbildung 7.1: Input und Output verschiedener Beschickungsszenarien der Biogasanlage in der Jenfelder Au

Prozentual wird in allen Szenarien nur ein sehr kleiner Teil des Inputstroms in Biogas umgewandelt. Die Masse der Gärreste entspricht somit annähernd der Inputmasse von 30 m<sup>3</sup>/d. Der Biogasertrag in Szenario 2 liegt jedoch mit ca. 37 m<sup>3</sup>/tFM deutlich höher als der bei Szenario 1, mit 16 m<sup>3</sup>/tFM und bei Szenario 3, mit 13 m<sup>3</sup>/tFM. Szenario 2 trägt damit wesentlich stärker zum Ziel der Bereitstellung

von Energie für die regionale Nutzung bei. Zudem können derzeit ungenutzte Reststoffe in das regionale Konzept einbezogen werden. Die Zusammensetzung der Gärreste (Tabelle 7.2) unterscheidet sich ebenfalls deutlich je nach Input-Material. Szenarien für die Gärrestverwertung werden in Kapitel 7.3 diskutiert.

**Tabelle 7.2: Nährstoffgehalte der Gärreste bei Beschickung der Biogasanlage in der Jenfelder Au mit verschiedenen Substratmischungen nach Szenario 1-3**

Inputzusammensetzung	Einheit	TN	Organik-N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	TP
Szenario1	mg/L	960	470	490	180
Szenario2	mg/L	2.590	1.540	1.050	720
Szenario3	mg/L	2.550	1.940	610	410

### 7.3 Gärrest-Verwertungsszenarien für die Jenfelder Au

Im Folgenden sollen drei Szenarien für die Verwertung der Gärreste verglichen werden, eine Variante der direkten Ausbringung und zwei Varianten mit Fest-Flüssig-Trennung, welche jeweils einen Kompostierungsschritt für die feste Phase enthalten, sich jedoch in der Nutzung bzw. dem Verbleib der flüssigen Phase unterscheiden. Bei allen Ausbringungsvarianten ist zu beachten, dass die Frage des Abbaus von Arzneimittelrückständen noch ungeklärt ist (Giese et. al, 2015). Aus diesem Grund ist die Nutzung der Gärreste auf Flächen zur Lebensmittelproduktion zu vermeiden (Otterpohl, 2017). Auch rechtlich wird durch die Verwendung von Schwarzwasser als Substrat die AbfklärV wirksam, die die Möglichkeiten der Ausbringung von Klärschlämmen und Produkten aus Klärschlamm einschränkt.

Eine Entsorgung des Gesamtgärrestes über das Siel, wie sie voraussichtlich kurzfristig nach Bau der Vergärungsanlage realisiert werden wird, ist nur als Übergangslösung zu sehen, denn wertvolle Inhaltstoffe werden kosten- und energieintensiv unnutzbar gemacht. In weiterführenden Szenarien sollten Massen- und Energiebilanzen für die Prozesskette der Gärreste nach Einleitung in das Siel hinzugezogen werden: Sieltransport, Nitrifikation, Denitrifikation, Vergärung, Gärrestzentrifugation, Gärresttrocknung, Gärrestverbrennung, Ascheentsorgung.

*Szenario A: Direkte Ausbringung der Gärreste ohne Fest-Flüssig-Trennung*



**Abbildung 7.2: Szenario A zur direkten Ausbringung der Gärreste ohne Fest-Flüssig-Trennung**

Die in Szenario A betrachtete Kaskade ist in Abbildung 7.2 dargestellt. Wenn keine Fest-Flüssig-Trennung durchgeführt wird und die Vergärung im mesophilen Betrieb abläuft, müssen für den Gärrest dennoch Aufbereitungsschritte eingeplant werden – entweder eine Hygienisierung durch Temperaturen und Zeiten, wie sie in der Bioabfallverordnung (BioAbfV, 2017) vorgeschrieben werden, oder aber eine Eindampfung bei hohen Temperaturen, bei der dann gleichermaßen eine Hygienisierung erfolgt. Eine Hygienisierung ist nötig, da im Gärrest krankheitserregende Mikroorganismen enthalten sein können, welche über den Input, vor allem über das Schwarzwasser eingetragen werden können. Eine Alternative wäre die Vergärung im thermophilen Betrieb, bei der gemäß BioAbfV eine Hygienisierung eintritt.

**Tabelle 7.3: Wärmebedarf, Ausbringungskosten und Düngewert bei Hygienisierung der Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2**

Gärrest	Vergärungsanlage			Hygienisierung und Ausbringung			
	Produzierte Wärme		Masse der Gärreste t/a	Wärmebedarf Hygienisierung		Transportkosten 10 km €/a	Düngewert €/a
	kWh/a	KW		kWh/a	kW		
Szenario 1	500.000	60	11.000	400.000	50	44.000	6.200
Szenario 2	1.000.000	125	11.000	400.000	50	44.000	16.500
Szenario 3	400.000	50	11.000	400.000	50	44.000	9.500

Für die in Kapitel 7.2 in den Szenarien 1, 2 und 3 berechneten Gärreste wurden weiterführende Berechnungen für den Wärmebedarf, die Transportkosten und den Düngewert zu Szenario A durchgeführt und in Tabelle 7.3 dokumentiert. Es ist mit sehr hohen Transportkosten zu rechnen, da die Gärreste zu einem großen Teil aus Wasser bestehen. Die Transportkosten für die Ausbringung der Gärreste würden bei einer Entfernung von 10 km bei etwa 4 €/m<sup>3</sup> liegen (Böhner, et al., 2011). Allerdings ist eine Ausbringung in diesem Umkreis nicht realistisch, da es kaum Anwendungsflächen innerhalb Hamburgs gibt (Kapitel 6.3.2). Weite Transporte, z.B. in das landwirtschaftlich geprägte Schleswig-Holstein, wären nötig. Der in Tabelle 7.3 gegebene Düngewert des flüssigen Gärrestes wurde über die Düngemittelpreisen des Wirtschaftsjahrs 2015/2016 der einzelnen Komponenten Stickstoff (842 €/t N) und Phosphor (875 €/t P) berechnet. (Destatis, 2017) Für die Berechnung des Wärmebedarfs bei der Hygienisierung, wird angenommen, dass die Gärreste von 37°C Austrittstemperatur auf 70°C erhitzt werden müssen.

Alternativ könnte eine Eindampfung der Gärreste in Erwägung gezogen werden. Dadurch würde es zeitgleich zu einer Hygienisierung und Volumenverringern kommen. Dies würde die Transportkosten deutlich verringern. Eine Eindampfung macht aber nur Sinn, wenn genügend überschüssige Wärme zur Verfügung steht. Bei den Berechnungen für eine vollständige Eindampfung Tabelle 7.4 wurde eine Volumenreduktion von 90% angenommen und ein Wärmebedarf von 200 kWh/t<sub>H<sub>2</sub>O</sub>. Wird demgegenüber die Wärme genutzt, die durch den Vergärungsprozess produziert wird, ist eine Teilvolumenreduzierung möglich, welche jedoch sehr stark von den verwendeten Substraten und damit in der Vergärung produzierten Wärmemengen abhängt (Tabelle 7.4). Der Wärmebedarf und die Transportkosten sind für beide Varianten in Tabelle 7.4 gegenübergestellt. Bei der Kalkulation des Düngewertes wurde davon ausgegangen, dass es keine Nährstoffverluste durch die Eindampfung gibt. Diese ist jedoch für den Stickstoff nicht realistisch, denn hier ist mit Ammoniakausträgen zu rechnen, die zudem behandelt oder rückgewonnen werden müssten.

**Tabelle 7.4: Wärmebedarf, Ausbringungskosten und Düngewert bei zwei unterschiedlichen Varianten zur Eindampfung der Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2**

Gärrestszenario	Eindampfung mit der aus der Biogasanlage zur Verfügung stehenden Wärme					Vollständige Eindampfung				
	Wärmebedarf		Masse Gärreste t/a	Transportkosten 10 km €/a	Düngewert €/a	Wärmebedarf		Masse Gärreste t/a	Transportkosten 10 km €/a	Düngewert €/a
	kWh/a	KW				kWh/a	kW			
1	500.000	60	8.500	34.000	6.200	2.000.000	250	1.100	4.400	6.200
2	1.000.000	125	5.800	23.000	16.500	2.000.000	250	1.100	4.400	16.500
3	400.000	50	8.900	36.000	9.500	2.000.000	250	1.100	4.400	9.500

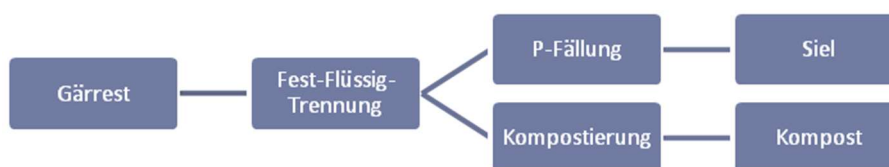
Die Fläche, die zur Ausbringung der Gärreste benötigt wird, ist in Tabelle 7.5 aufgeführt. Sie richtet sich nach der absolut ausgebrachten Stickstoff- bzw. Trockenrückstandsmenge und der

einzuhaltenden Verordnung (Kapitel 6.3.2, Tabelle 6.2). Für den Gärrest muss geklärt werden, ob er nach BioAbfV oder AbfklärV behandelt werden muss. Da die Substrate sowohl aus Bioabfall als auch aus Schwarzwasser bestehen, ist die rechtliche Grundlage nicht eindeutig geklärt. Die Grenzwerte der AbfklärV sind deutlich geringer und führen zu einem höheren Flächenbedarf. Für weiterführende Betrachtungen sollte zunächst von den größeren Flächen ausgegangen werden. Zudem müssen in allen Fällen die Grenzwerte für die Stickstoffausbringung nach DüV beachtet werden.

**Tabelle 7.5: Flächenbedarf die unterschiedlichen Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2 nach DüV, BioAbfV und AbfklärV (Angaben in ha/a )**

Flächen für Gärrest aus	DüV	BioAbfV	AbfklärV
	Grenzwert: 170 kg <sub>N</sub> /(ha a)	Grenzwert: 20 t <sub>TS</sub> /(ha 3a)	Grenzwert: 5 t <sub>TS</sub> /(ha 3a)
<b>Szenario 1</b>	61	8	31
<b>Szenario 2</b>	160	102	408
<b>Szenario 3</b>	162	27	110

*Szenario B: Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste mit P-Fällung und Kompostierung*



**Abbildung 7.3: Szenario B zur Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste mit P-Fällung und Kompostierung**

Die in Szenario B betrachtete Kaskade ist in Abbildung 7.3 dargestellt. Zur Fest-Flüssig-Trennung wurde eine Schneckenpresse angenommen. Die Trenngrade werden wie in Kapitel 6.3.3, dargestellt angenommen. Damit ergeben sich für die feste und die flüssige Phase die in Tabelle 7.6 aufgeführten Mengen an Gärrestteilströmen. Die in Tabelle 7.6 aufgeführten Parameter für die unterschiedlichen Gärreste wurden mittels der Trenngrade für Pressfiltration (Kapitel 6.3.3) aus den kalkulierten Gärrestzusammensetzungen Tabelle 7.2 ermittelt.

**Tabelle 7.6: Charakterisierung der festen und flüssigen Phase nach der Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2**

Parameter	Einheit	Gärrestzusammensetzung bei Input-Szenario 1			Gärrestzusammensetzung bei Input-Szenario 2			Gärrestzusammensetzung bei Input-Szenario 3		
		gesamt	flüssig	fest	gesamt	flüssig	fest	gesamt	flüssig	fest
Masse	t/d	29,5	26,0	3,5	28,8	25,4	3,4	29,6	26,0	3,6
TR	% FM	0,5	0,3	1,5	6,5	4,6	19,9	1,7	1,2	5,2
oTR	% TR	25	24	27	68	64	73	43	41	46
TN	g/L	0,96	0,93	1,12	2,59	2,52	3,01	2,55	2,49	2,97
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> -N	g/L	0,49	0,53	0,16	1,05	1,14	0,35	0,61	0,66	0,20
TP	g/L	0,18	0,15	0,39	0,72	0,61	1,56	0,41	0,35	0,90

Die flüssige Phase kann einer Phosphat-Fällung zugeführt werden (Kapitel 6.3.5.3). Dieser Prozessschritt wurde integriert, da hierzu von der BUW Untersuchungen durchgeführt wurden. Das Ergebnis wäre ein Phosphat-reicher Schlamm, indem zudem noch organische Verbindungen enthalten sind. Tabelle 7.7 gibt die jährlich mögliche Menge an Phosphor und deren Düngewert an, wenn von einer 90 %igen Abtrennung aus der flüssigen Phase ausgegangen wird. Ein Großteil der N-

Verbindungen verbleibt im flüssigen Gärrest. Für eine dezentrale Aufbereitung zusammen mit dem Grauwasser und die Ableitung des aufgereinigten Abwassers in die Rahlau erscheinen nach dem derzeitigen Kenntnisstand die Stickstoffgehalte zu hoch sein. Daher wurde in diesem Szenario eine Ableitung des flüssigen Gärrests ins Siel vorgenommen und in Szenario C alternativ eine Rückgewinnung des Stickstoffes mittels Stripung integriert.

**Tabelle 7.7: Masse an Kompost und Phosphat-Schlamm, die aus der abgetrennten festen Phase der Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2 hergestellt werden kann**

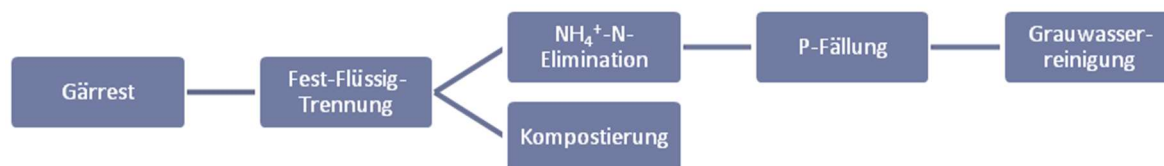
Gärrest	Masse Gärrest t/a	Masse Strukturmaterial t/a	Masse Kompost t/a	Kompostwert €/a	Transportkosten Gärrest 20km €/a	TP-Gehalt Phosphor- Schlamm t/a	Düngewert Phosphor- Schlamm €/a
Szenario 1	1.300	3.500	4.400	91.000	9.200	1,3	1.100
Szenario 2	1.300	2.200	3.500	72.000	9.200	5,0	4.400
Szenario 3	1.300	3.200	4.500	94.000	9.200	3,0	2.600

Die Massen der abgetrennten Gärreste sind für alle drei Szenarien gleich, da vereinfacht von einem Abscheidegrad für Masse von 12% ausgegangen wurde, es bestehen nur Unterschiede im TR-Gehalt.

Die feste Phase der Gärreste eignet sich zur Kompostierung. Allerdings ist auch nach der Trennung noch ein hoher Anteil an Wasser im festen Gärrest enthalten. Um den Gärrest zu kompostieren, ist die Zugabe von Strukturmaterial notwendig (Annahmen zur Berechnung aus Kapitel 7.1). Die Kompostierung könnte bei der Firma BUHCK stattfinden. Hierzu müssen die Gärreste etwa 20 km weit transportiert werden. Es wurden Transportkosten von etwa 7 €/m<sup>3</sup> veranschlagt (Böhner, et al., 2011). Der hier dargestellte Kompostwert richtet sich nur nach der Menge des Komposts und wird hauptsächlich durch das zugegebene Strukturmaterial beeinflusst. Er kann somit nur als wirklicher Gewinn gewertet werden, wenn ausreichend Strukturmaterial vorhanden ist.

#### *Szenario C: Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste mit N-Rückgewinnung, P-Fällung und Kompostierung*

Die in Szenario C betrachtete Kaskade ist in Abbildung 7.4 dargestellt. Im Gegensatz zu Szenario B wurde hier eine zusätzliche Stickstoff-Rückgewinnung integriert, die es zudem möglich macht, die flüssige Phase nach der Nährstoffrückgewinnung der dezentralen Grauwasserreinigung zuzuführen.



**Abbildung 7.4: Szenario C zur Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste mit N-Rückgewinnung, P-Fällung und Kompostierung**

Zusätzlich zur Phosphatfällung wurde in Szenario C der Ammonium/Ammoniak-Stickstoff aus der flüssigen Phase zum großen Teil abgetrennt. Als Grundlage wurden die Ergebnisse des in Kapitel 6.3.5.2 beschriebenen ANAStrip<sup>®</sup>-Verfahrens der Firma GNS herangezogen. Durch Zugabe von REA-Gips kann 40%ige Ammoniumsulfat-Lösung (ASL-Lösung) und Düngekalk als Produkte gewonnen werden. Zudem wird aus dem Abwasser etwa 90% des Ammonium-Stickstoffs entfernt, was eine

Zuführung zur Grauwasserreinigung erleichtert. Für das Verfahren ist die Bereitstellung von Wärme erforderlich. Es wurden 100 kWh/m<sup>3</sup> angenommen (Bauermeister, et al., 2009).

**Tabelle 7.8: Input und Output-nach Stickstoff-Strippung und -Rückgewinnung aus den flüssigen Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 von Kapitel 7.2**

Gärrest	REA-Gips	ASL (40%)	Düngekalk	Restwasser	Wärme		Düngewert (ASL)	Düngewert (Kalk)
	t/a	t/a	t/a	t/a	kWh/a	kW	€/a	€/a
Szenario 1	28	48	23	9.400	949.000	119	2.900	2.345
Szenario 2	58	100	48	9.200	926.000	116	6.030	4.880
Szenario 3	35	60	29	9.500	952.000	119	3.600	2.910

In Tabelle 7.8 werden der Bedarf an Energie und Gips sowie die Werte für die erhaltenen Produkte nach einer Stickstoffstrippung und -rückgewinnung für die flüssigen Gärreste aus den Szenarien 1,2 und 3 (Kapitel 7.2) gegenübergestellt. Düngekalk hat einen Düngewert von etwa 101 €/t (Destatis, 2017), der Düngewert der ASL-Lösung liegt bei 60 €/t. Tabelle 7.8 zeigt, dass bei Szenario 2 sowohl der höchste Düngewert zu erzielen ist, als auch die im Biogasprozess produzierte Wärme ausreichend für eine Stickstoffstrippung ist. Bei den beiden anderen Szenarien ist dies nicht der Fall (Tabelle 7.8). Bezüglich des Phosphors kann auf die Ergebnisse von Szenario B zurückgegriffen werden.

#### 7.4 Bewertung der Szenarien

Im Folgenden werden die Ergebnisse der, in Kapitel 7.2 und 7.3 beschriebenen, Beschickungs- und Gärrestverwertungsszenarien zusammengefasst und bezüglich der Anwendung für die Jenfelder Au bewertet.

- **Szenario 1 (SW 40 % FM und GW 60 % FM):** Die Mischung liefert nur einen geringen Biogasertrag mit 16 m<sup>3</sup>/tFM, und enthält wenig Nährstoffe (N: 0,96 g/L; P: 0,2 g/L). Mit einem 0,5 % ist der Trockenrückstand sehr gering, dies führt zu einem geringen Düngewert des Gärrestes.
  - **Verwertungsszenario A:** Für eine Hygienisierung der Gärreste wäre fast die gesamte produzierte Wärme notwendig. Die Kosten für den Transport bei direkter Ausbringung lägen mit ca. 44.000€ weit über dem des Düngewerts von etwa 6.200 €/a. Eine Eindampfung der Gärreste mittels vorhandener Wärme würde zu einer Reduktion der Transportkosten von ca. 10.000 € führen. Aufgrund der geringen Fest- und Nährstoffe wäre der Flächenbedarf bei direkter Ausbringung mit 61 ha/a am geringsten im Vergleich zu Szenario 2 und 3.
  - **Verwertungsszenario B:** Eine Fest-Flüssig-Trennung ist aufgrund des geringen TR-Gehalts von unter 1 % wenig geeignet. Für die Herstellung eines Komposts wäre eine sehr hohe Zugabe an Strukturmaterial notwendig. Der Gewinn aus dem P-Schlamm wäre mit 1.100 €/a gering.
  - **Verwertungsszenario C:** Auch in diesem Szenario ist eine Fest-Flüssig-Trennung aufgrund des geringen TR-Gehalts wenig sinnvoll. Der Gärrest könnte besser direkt der Strippung zugeführt werden, allerdings ist der Wärmebedarf für die Strippung doppelt so hoch, wie die, aus dem Biogas, erhaltene Wärme.
- **Szenario 2 (SW 40 % FM, GW 30 % FM, LC 30 % FM):** Diese Mischung liefert mit 37 m<sup>3</sup>/tFM den höchsten Biogasertrag und enthält die höchsten Anteile an Nähr- und Feststoffen (N: 2,6 g/L; P: 0,7 g/L; TR: 6,5%).

- **Verwertungsszenario A:** Für die Hygiensierung stünde ausreichend Wärme zur Verfügung. Auch der Düngewert von ca. 16.500 €/a ist im Vergleich mit den anderen beiden Szenarien sehr hoch. Durch eine Verdampfung mit der vorhandenen Wärme könnte die Gärrestmenge und somit die Transportkosten halbiert werden. Allerdings sind für die Ausbringung sehr große Flächen von ca. 400 ha/a, die durch die AbklärV (2017) bestimmt werden, notwendig.
- **Verwertungsszenario B:** Der relativ hohe TR-Gehalt macht eine Fest-Flüssig-Trennung denkbar. Es kann eine feste Phase mit fast 20 %TR erreicht werden, wodurch die Zugabe von Strukturmaterial für die Kompostierung deutlich unter der Menge des Szenarios 1 liegt. Der Düngewert des P-Schlammes liegt mit etwa 4.400 €/a viermal höher als Szenario 1.
- **Verwertungsszenario C:** Es könnte ausreichend Wärme für die Strippung aus dem produzierten Biogas generiert werden und somit zusätzliche Düngeprodukte mit einem Düngewert von ca. 10.000 €/a hergestellt werden.
- **Szenario 3 (SW 40 % FM, GW 13 % FM, LJ 47 % FM):** Der Nähr- und Feststoffgehalt des Gärrestes liegt deutlich über dem von Szenario 1, aber unter dem von Szenario 2 (N: 2,5 g/L; P: 0,4 g/L; TR: 1,7 %). Die Biogasmenge ist mit 13 m<sup>3</sup>/tFM am geringsten.
  - **Verwertungsszenario A:** Für die Hygiensierung würde die gesamte produzierte Wärme benötigt. Der Düngewert von ca. 9.500 €/a liegt zwischen den beiden anderen Szenarien 1 und 2. Eine Verdampfung mit der vorhandenen Wärme könnte die Transportkosten um ca. 8.000 € reduzieren. Der Flächenbedarf für die Ausbringung wird in diesem Fall von der DüV bestimmt und liegt bei ca. 160 ha/a.
  - **Verwertungsszenario B:** Auch hier ist der TR-Gehalt mit 1,7 % sehr niedrig und eine effektive Fest-Flüssig-Trennung nicht gewährleistet. Es könnte ein Phosphor-Schlamm mit einem Düngewert von ca. 2.600 €/a erhalten werden. Für die Kompostierung wären auch hier sehr hohe Mengen an Strukturmaterial nötig.
  - **Verwertungsszenario C:** Auch in diesem Szenario liegt die benötigte Wärmemenge für die Strippung weit über der Menge an Wärme, die aus dem Biogas generiert werden kann. Der Wert zusätzlicher Düngeprodukte liegt zwischen Szenario 1 und 2.

In allen Bereichen schneidet das Beschickungsszenario 2 bestehend aus Schwarzwasser (40 % FM), Fettwasser (30 % FM) und Rasensilage (30 % FM) am besten ab. Es liefert den höchsten Biogasertrag und der Gärrest kann aufgrund relativ hoher Anteile an TR (6,5%) gut mittels Schneckenpresse separiert werden. Die Nährstoffgehalte der Gärreste mit 0,7 g/L für Phosphor und 2,6 g/L für Stickstoff übersteigen die der Szenarien 1 und 3 und eignen sich für die weitere Verwertung.

Eine direkte Ausbringung (Szenario 2-A) würde große Flächen benötigen und kommt daher nicht in Betracht. Allein nach dem Düngewert der erhaltenen Produkte zu urteilen, schneidet Szenario 2-C am besten ab.

## 8 Abschließende Bewertung der Arbeiten und Ausblick

Im KREIS-Teilprojekt der TUHH wurden regionale und reststoffstämmige Co-Substrate (Fettwässer und Rasenschnitt) vorgeschlagen, welche für die in der Jenfelder Au geplante Vergärungsanlage geeignet sind. Darüber hinaus wurden Lösungen zur Lagerung, Haltbarmachung und Aufbereitung von Rasenschnitt diskutiert. Im Bereich der Vergärung wurden verschiedene Mischungen evaluiert, Kennparameter für den Betrieb einer Biogasanlage abgeleitet und Hinweise für einen stabilen Praxisbetrieb mit hohen Biogaserträgen gegeben. Im Bereich der Gärrestverwertung wurden Kenndaten für die weite Palette an möglichen Gärresttypen angegeben, theoretisch mögliche Aufbereitungsschritte evaluiert und für die Jenfelder Au geeignete Prozessschritte vorgeschlagen. Darüber hinaus wurden Vorschläge zur Anwendung der entstehenden Produkte gemacht.

Aus den einzelnen Arbeitsbereichen können folgende wesentliche Thesen mit speziellem Bezug auf und Vorschlägen für die Jenfelder Au abgeleitet werden. Die Vorschläge stehen vor dem Hintergrund folgender Ziele:

- Verwendung regionaler, bislang nicht oder ineffizient genutzter sekundärer, tertiärer und quartärer Bioressourcen,
- Hohe Biogasproduktion zur Erzeugung von Strom und Wärme zur Abdeckung der Energiekosten der Biogasanlage und der verbundenen Anlagen zur Vor- und Nachbereitung sowie der Erzielung eines Energieüberschusses,
- Möglichst vollständige stoffliche Verwertung der Gärreste, Bulkprodukte sollen in der Region genutzt werden, höherwertige Produkte können transportiert werden.

### Inventur:

- Fettwässer werden in Hamburg bereits verwertet. Ihre Anwendung in der Jenfelder Au ist nur sinnvoll für Chargen aus der näheren Umgebung. Diese Mengen sind aktuell nicht hoch genug für das geplante Reaktorvolumen. Gemeinsam mit den Fettwassersammelunternehmen sollte ein Erfassungskonzept ausgearbeitet werden.
- Küchenabfälle und Obstwässer sind in signifikanten Mengen in der nächsten Umgebung vorhanden und werden derzeit weit transportiert und teilweise auch ineffizient verwertet (Verbrennung von Restabfällen mit hohen Küchenabfallanteilen). Zur Erschließung dieser Abfälle sind u.a. Kommunikationsmaßnahmen nötig.
- Rasenschnitt ist in hohen Anteilen im 5-km-Umkreis der Jenfelder Au vorhanden. Die aktuellen Pfade sind diffus und es wird von hohen ungenutzten Potenzialen ausgegangen. Ein Erfassungssystem muss etabliert werden, was mittelfristig realisierbar ist. Hier bietet sich die Nutzung des Rasenschnitts von öffentlichen Flächen an. Die Lagerung des Rasenschnitts muss extern erfolgen. Der Umkreis der Jenfelder Au muss evaluiert werden im Hinblick auf die öffentlichen Flächen mit Rasenschnitt und potenzielle Lagerflächen.

### Lagerung:

- Fettwasser ist qualitativ sehr inhomogen. Im auf der Jenfelder Au geplanten Zwischenspeicher kann eine Homogenisierung stattfinden. Diese ist wichtig für die Befütterung der Vergärungsanlage. Nach Inbetriebnahme der Vergärungsanlage sollte die Fettwasserzusammensetzung der Mischung anfangs wöchentlich analysiert werden.
- Rasenschnitt fällt saisonal an. Mittels Silierung kann er ohne Qualitätsverlust haltbar gemacht werden. Es ist sogar eine Qualitätssteigerung möglich, insbesondere durch die Homogenisierung und den Zellaufschluss des Materials. Die Silierung sollte in Silageballen erfolgen. Für die Silierung sollten zunächst der Flächenbedarf ermittelt und geeignete

Flächen gefunden werden. Die Silierung in Ballen sollte dann zunächst im Demonstrationsversuch unter wissenschaftlicher Begleitung erfolgen. Wichtige Parameter sind hierbei die Optimierung der Silierung und die Charakteristik der Silagequalität.

### **Aufbereitung:**

- Rasenschnitt muss aufbereitet werden, um für die Nassvergärung in der Jenfelder Au geeignet zu sein. Dies ist möglich durch die Erzeugung eines Rasensaftes bzw. einer Rasensuspension. Beide Varianten besitzen spezifische Vor- und Nachteile. Nach weiterführender Auswertung der Pro's und Con's sollte eine Entscheidung durch die Betreiber getroffen werden, welcher Pfad weiterzuverfolgen ist.
- Rasenschnitt für eine Suspensionserzeugung sollte über ein Wechselcontainersystem in die Jenfelder Au geliefert werden. Die Erzeugung einer Rasensuspension kann dort mittels Nasszerkleinerung durchgeführt werden. Mazeratoren sind geeignete Geräte und in der Praxis bereits für Rasenschnitt im Einsatz. Für die Nasszerkleinerung sollte kein Frischwasser genutzt werden. Eine Möglichkeit ist die Verwendung eines Teiles des flüssigen Gärrestes. Optional ist auch die Verwendung von Schwarzwasser denkbar. Störend auf die Nasszerkleinerung (Abrieb der Werkzeuge) wirkt sich ein hoher Sandanteil im Rasenschnitt aus. Dieser kann durch eine geeignete Sammellogistik reduziert werden. Darüber hinaus kann ein Feststoffabscheider vor dem Eingang in den Mazerator angebracht werden. Demonstrationsversuche sollten mit wissenschaftlicher Begleitung zusammen mit den Silierungsversuchen durchgeführt werden. Wichtige zu gewinnende Kenndaten beziehen sich auf den Energie- und Betriebsmittelbedarf, Geräuschemissionen sowie die Charakteristika der entstehenden Suspensionen.
- Die Erzeugung eines Rasensaftes ist durch Auspressung möglich. Für eine Auspressung sind Schneckenpressen geeignete Geräte. Die Auspressung sollte am Ort der Silierung erfolgen. Hierfür ist auch ein mobiles Gerät denkbar. Der Rasensaft könnte dann gemeinsam mit dem Fettwasser in den Zwischenspeicher der Jenfelder Au gepumpt werden. Keine weiteren Geräte sind nötig. Demonstrationsversuche sollten mit wissenschaftlicher Begleitung zusammen mit den Silierungsversuchen durchgeführt werden. Wichtige zu gewinnende Kenndaten beziehen sich auf den Energiebedarf, die Charakteristika der entstehenden Säfte sowie die Verwertung des Pressrückstandes.

### **Vergärung:**

- Zur Vergärung sind Co-Substrate nötig. Die ausschließliche Verwertung von Fettwasser als Co-Substrat ist ungeeignet, da sie zu Instabilitätsproblemen bei der Vergärung führen kann und zudem die absoluten Biogaserträge auf Grund der hohen Wassergehalte sehr niedrig sind. Als eines von mehreren Co-Substraten ist Fettwasser jedoch sehr gut geeignet und kann empfohlen werden. Weiterführend sollten zunächst die Mengen quantifiziert werden, die im Umkreis um die Vergärungsanlage erhalten werden können (mit Transportwegen, die vorteilhaft gegenüber dem aktuellen Transportweg zur Vergärungsanlage Köhlbrandhöft sind).
- Sowohl Rasensaft als auch Rasensuspension verbessern die Vergärung: Rasensaft vor allem im Hinblick auf die Stabilität, Rasensuspension zudem sehr deutlich im Hinblick auf die Biogaserträge. Der limitierende Faktor für den Zusatz an Rasenschnitt ist die Pumpfähigkeit. Diese wurde für das Gemisch mit einem Trockenrückstand von 10 % angenommen. In Verbindung mit den Mazerationsversuchen sollte dieser Wert verifiziert werden. In wissenschaftlichen Begleitarbeiten sollten Maßnahmen untersucht werden, welche die

Pumpfähigkeit verbessern, denn je höher der Rasenschnittanteil ist, umso höher sind die möglichen Biogaserträge.

- Die Vergärbarkeit hängt sehr stark vom Inputgemisch ab. Mittels eines Berechnungsmodells der TUHH können unterschiedliche Varianten kalkuliert werden. Sind die konkret zum Einsatz kommenden Substrate bekannt, kann damit eine schnelle Abschätzung des Biogasertrags getroffen und die Substratzusammensetzung optimiert werden. Geeignet erscheinende Mischungen können im nächsten Schritt im Technikumsversuch praktisch untersucht werden. Dies ermöglicht Optimierungen auch parallel zum praktischen Betrieb der Anlage in der Jenfelder Au. In der Praxisanlage können keine Varianten untersucht werden, denn ein Neustart einer Vergärungsanlage, nach einem möglichen Prozesszusammenbruch, ist sehr zeit- und kostenintensiv und zudem muss die Schwarzwasserentsorgung der Bewohner der Jenfelder Au gewährleistet sein.

### **Gärrestverwertung:**

- Die Art der Gärrestverwertung hängt entscheidend vom Input in die Vergärungsanlage ab. Es kann entweder ein eher flüssiger Gärrest mit geringem partikulärem Anteil entstehen, was bei der Verwendung von Schwarzwasser, Fettwasser und Rasensaft der Fall ist. Und es kann ein flüssiger Gärrest mit einem hohen partikulären Anteil entstehen, was der Fall ist, wenn zusätzlich Rasensuspension eingesetzt wird. Eine Abscheidung der Partikel ist in jedem Fall ratsam, jedoch beeinflusst die Gärrestzusammensetzung das auszuwählende Aggregat und ggf. auch die Position in der Kaskade. Neben der Rasenschnittaufbereitung spielt auch die Art der Grauwasserreinigung bei der Wahl der Fest-Flüssig-Trennung eine Rolle, da ein Teilstrom diesem Prozess zugeführt werden könnte. Darüber hinaus sind die Folgeprozesse in der Kaskade festzulegen.
- Da der Gärrest in jedem Fall ein Trockenrückstand von unter 5 % aufweist (Kapitel 7.3 in Tabelle 7.6), wäre zu überlegen, die Nährstoffrückgewinnung aus dem Gärrest, durch beispielsweise Strippung und P-Fällung, vor der Fest-Flüssig-Trennung durchzuführen. Dies könnte zu einem größeren Rückgewinnungspotenzial führen und auf Grund der gefällten Phosphorverbindungen eine leichte und effizientere Fest-Flüssig-Trennung bewirken.
- Eine Sedimentation ist aus Platzgründen auf der Jenfelder Au nicht möglich. Für die Fest-Flüssig-Trennung von Gärresten mit einem geringen Anteil an partikulären Stoffen kommt die Zentrifugation in Frage. Handelsübliche Zentrifugen sind zumeist für höhere Durchsätze ausgelegt, aber es gibt auch Angebote, die den Durchsätzen in der Jenfelder Au nahe kommen. Hersteller derartiger Zentrifugen sollten von den Betreibern kontaktiert werden.
- Die Fest-Flüssig-Trennung mit einem höheren Anteil an partikulären Stoffen (TR ab etwa 3 %, besser 5%) ist mit Hilfe von Schneckenpressen möglich. Hier sind diverse Produkte auf dem Markt und es sollte ein Produktvergleich durchgeführt werden. Da sich die Zugabe von Rasenschnitt nicht nur positiv auf die Biogasbildung, sondern auch positiv auf die Entwässerung und die Gärrestverwertung auswirkt, wird diese Methode priorisiert. Zudem sind Schneckenpressen energetisch deutlich günstiger als Zentrifugen.
- Eine Ableitung der Gärreste ins Siel kann nur als Übergangsphase toleriert werden, da sonst das Ziel des Demonstrationsprojektes Jenfelder Au in Frage gestellt werden würde. Im Fall einer Sielableitung würden die vergorenen Gärreste eine weitere Vergärungsanlage in Köhlbrandhöft durchlaufen, was die Vergärung in der Jenfelder Au unnötig machen würde. Zudem würden wertvolle Wertstoffe vernichtet. Hier sollte von den Betreibern möglichst kurzfristig ein Konzept entwickelt werden, wie von der Siel-Lösung Abstand genommen werden kann.

- Der wichtigste im Gärrest enthaltene Wertstoff ist Stickstoff. Darüber hinaus besitzen die Restorganik und der Phosphor ein Wertstoffpotenzial. Während der Stickstoff nach der Fest-Flüssig-Trennung hauptsächlich in der Flüssigphase vorliegt, liegt die Organik hauptsächlich in der Feststoffphase vor. Der Phosphor liegt teilweise mit einem Schwerpunkt auf der festen Phase vor. Für die Verwertung der Organik ist die Kompostierung das geeignetste Verfahren, für die des Stickstoffs die Strippung in Kombination mit einer N-Rückgewinnung. Für die Rückgewinnung des Phosphors aus der Flüssigphase ist eine P-Fällung für die Jenfelder Au geeignet. Alle Verfahren sollten weiterführend untersucht werden.
- Die Kompostierung der Feststofffraktion ist prinzipiell auf dem Betriebsgelände des Verbundpartners BUHCK in Trittau möglich. Die Vergärungsanlage ist jedoch derzeit nicht für diese Gärreste zugelassen und eine Genehmigung muss beantragt werden. Eine Kompostierung ist nur als Co-Kompostierung möglich, denn die Gärreste sind sehr feucht und strukturarm. Als Co-Substrat kommen holzige Bioabfälle in Betracht. Es sollten Demonstrationsversuche zur Co-Kompostierung der Gärreste auf dem Betriebsgelände der Fa. BUHCK unter wissenschaftlicher Begleitung durchgeführt werden. Neben der Festlegung zu geeigneten Mischungen und der Verifizierung der Hygienisierungsfähigkeit sollte die Frage nach dem Abbau von eventuellen Arzneimittelrückständen aus dem Schwarzwasser weiter verfolgt werden.
- Die Stickstoffrückgewinnung aus der flüssigen oder optional aus der ungetrennten Phase bei sehr flüssigen Gärresten sollte auf dem Betriebsgelände der Jenfelder Au erfolgen. Ein geeignet erscheinendes Verfahren bietet die Fa. GNS an (ANAStrip-Verfahren). Für die Stickstoff-Strippung wird ein hoher Anteil an thermischer Energie benötigt. Die Bereitstellung von Wärme aus der Vergärungsanlage ist dafür ausreichend, es würde aber wenig Energie für weitere Anwendungen verbleiben. Allerdings beinhaltet der Output ein hohes Energiepotenzial, welches weiterverwertet werden könnte. In Verbindung mit Demonstrationsversuchen unter wissenschaftlicher Begleitung sollten die Kenndaten zur den Stickstoff-Rückgewinnungsraten mit verschiedenen Gärresten verifiziert werden. Es sollte auch ein Rückgewinnungskonzept für die Energie aus der Strippanlage erstellt werden. Es ist wahrscheinlich, dass Arzneimittelrückstände in der Flüssigphase verbleiben und nicht mit gestrippt werden. Diese Annahme ist jedoch zu verifizieren.
- Ein Großteil des Phosphors verbleibt in der festen Phase und wird damit im Kompost enthalten sein. Hier sind als weiterführende Maßnahme Messungen der Gehalte im Rahmen von Kompostierungs-Demonstrationsversuchen ausreichend. Der Phosphor aus der Flüssigphase kann mittels Fällungsverfahren gewonnen werden. Hier wäre ein Vergleich von Fällungsoptionen in Verbindung mit einer Beurteilung der Produktqualitäten der nächste Schritt. Es ist möglich, dass Arzneimittelrückstände mit ausgefällt werden und in das Produkt übergehen. Diese Frage sollte besonders untersucht werden.

### **Produktanwendung:**

- Das aktuelle Hauptprodukt der Jenfelder Au wird Biogas sein. Dies soll, gemäß der Betreiber, mittels Gasturbinen in elektrische und thermische Energie gewandelt werden. Der erzeugte Strom soll komplett ins Netz eingespeist werden. Die thermische Energie wird zunächst hauptsächlich im Betriebshof verbraucht werden. Genaue Energiebilanzen für alle dortigen aktuellen und geplanten Abnehmer sollten erstellt bzw. verifiziert werden. Insbesondere ist ein Wärmerückgewinnungskonzept für die thermische Energie aus der Strippanlage nötig.
- Das Produkt aus der Stickstoffstippung wird ein Flüssigdünger (ca. 40 % N) sein. Wenn das ANA-Strip-Verfahren eingesetzt wird fällt zudem ein Düngekalk an. Ausreichend Düngemittelbedarf ist in Schleswig-Holstein vorhanden. Hier sollten die Betreiber über die Fa. BUHCK Kontakte zu Landwirten aufnehmen. Wichtig ist, dass das Produkt aufgrund der

Arzneimittelproblematik zunächst auf Flächen getestet wird, welche keine Nahrungsmittel anbauen (z.B. Zierpflanzen oder NaWaRos). Es ist auch denkbar, ein Konzept zu entwickeln, wo Flüssigdünger für häusliche Zierpflanzen (im Flaschenformat) hergestellt wird. Dies wäre zudem eine gute Werbemaßnahme für das Demonstrationsprojekt Jenfelder Au.

- MAP ist ein anerkannter und bekannter Phosphordünger. Er könnte Deutschlandweit vermarktet werden, sofern keine Arzneimittelrückstände enthalten sind. Der P-reiche Schlamm des von der BUW untersuchten Verfahrens könnte als Zusatzstoff dem Kompost zugeführt werden, um dessen P-Gehalte zu erhöhen. Die verschiedenen Produktoptionen sind zu vergleichen im Hinblick auf Wertschöpfung und Verwertungswege. Im Vergleich zum Stickstoff ist der Gesamtwert des Phosphors aufgrund der deutlich geringere Gehalte im Input als deutlich geringer einzuschätzen.
- Für Kompost existieren etablierte Vermarktungswege der Fa. BUHCK und es ist könnten, laut Firmenangabe, auch noch größere Kompostmengen in Schleswig-Holstein abgesetzt werden. Für eine Vermarktung sind Aussagen zur Arzneimittelfrage der entscheidende Punkt. Es gibt Hinweise darauf, dass Arzneimittelrückstände über die aeroben Prozess ein der Kompostierung abgebaut werden können. Aufgrund der neuen DüV könnten auch die N-Gehalte im Kompost zum Problem werden. Eine vorherige Reduzierung, z.B. durch Strippung aus dem Gesamtgärrest, könnte eine Lösung sein.

## 9 Zusammenfassung

Auf dem Gelände der ehemaligen Lettow-Vorbeck Kaserne im Hamburger Stadtteil Jenfeld, entsteht ein neues Wohngebiet für ca. 2000 Personen, die Jenfelder Au. Dabei werden die rund 700 Haushalte an den, von Hamburg Wasser entwickelten, HAMBURG WATER Cycle® angeschlossen. Dieser sieht die getrennte Erfassung der drei Abwasserströme, Regenwasser, Grauwasser und Schwarzwasser, und deren Behandlung vor Ort vor. Das Schwarzwasser wird über Vakuumtoiletten eingesammelt und anaerob vergoren. Das entstehende Biogas wird zu Strom und Wärme für den Stadtteil umgewandelt. Regionale Abfallströme sollen also Co-Substrate gemeinsam mit dem Schwarzwasser behandelt werden, um die Biogasausbeute zu steigern. Im Forschungsprojekt KREIS lag der Fokus auf der ganzheitlichen Verwertung des Schwarzwassers und der Co-Substrate. Dazu wurden Laborversuche durchgeführt und Beschickungs- und Gärrestverwertungsszenarien entwickelt und bewertet.

### *Inventur und Eigenschaften möglicher Co-Substrate*

- Zunächst wurden mögliche Co-Substrate der Schwarzwasservergärung ermittelt und hinsichtlich ihrer Verfügbarkeit und Vergärbarkeit beurteilt. Als kurzfristig einsetzbare Co-Substrate wurde Rasenschnitt und Fettwasser ausgewählt. Rasenschnitt sollte vorerst nur von öffentlichen Flächen verwendet werden, da hier eine Einsammlung über GaLa-Unternehmen möglich ist. Für die Verwendung von Rasenschnitt aus privaten Gärten sind neue Einsammlungskonzepte zu entwickeln.
- Die Substrate Schwarzwasser, Fettwasser und Rasenschnitt wurden hinsichtlich Trockenrückstand, Organik, TN, TC- und TP-Gehalte charakterisiert.

### *Lagerung und Haltbarmachung von Rasenschnitt*

- Da Rasenschnitt nur von Frühjahr bis Herbst anfällt wurde nach geeigneten Lagerungsmöglichkeiten gesucht, um das Substrat ganzjährig verwenden zu können. Hierfür wurden Recherchen und Versuche zur Silierung von Rasenschnitt durchgeführt. Die Versuche ergaben, dass Rasenschnitt auch in kleinen Mengen durch Silierung haltbar gemacht werden kann und keine Qualitätsverluste hinsichtlich der Biogasausbeute zu erwarten sind.

### *Aufbereitung von frischem und gelagertem Rasenschnitt*

- Um Rasenschnitt in der Nass-Vergärungsanlage der Jenfelder Au nutzen zu können, muss er in eine pumpbare Form überführt werden. Hierzu wurden Laborversuche zur Herstellung einer Suspension durchgeführt. Für die Herstellung einer Suspension musste im Labormaßstab Flüssigkeit (Wasser) zugefügt werden, um den Rasenschnitt mittels Messermühle zu einer homogenen Suspension zu zerkleinern. Im realen Maßstab können dafür Mazeratoren, wie sie in landwirtschaftlichen Biogasanlagen Verwendung finden, geeignet sein. Die direkte Zugabe der flüssigen Co-Substrate und eine Gärrestrückführung ermöglichen dabei die Zerkleinerung und Pumpbarkeit.
- Presssäfte wurden sowohl mittels Schneckenpresse als auch mittels Plattenpresse hergestellt. Presssäfte, die mit der Schneckenpresse hergestellt wurden, wiesen einen deutlich höheren Organikanteil auf als die Säfte aus der Plattenpresse. Die abgepresste Masse ist exponentiell abhängig von dem Trockenrückstand des Rasens. Bei einem Rasen mit einem durchschnittlichen TR-gehalt von 25% konnten ca. 30 % der Masse als Saft gewonnen werden.

### *Biogasproduktion der ausgewählten Substrate*

- Das Biogaspotential der Substrate Schwarzwasser, Fettwasser und Rasenschnitt (als Suspension und Rasensaft aus frischem und siliertem Rasenschnitt) wurde in Laborversuchen (Batch-Tests) ermittelt. Für Schwarzwasser ergab sich ein Potential von ca. 500 nL/kg<sub>oTR</sub>, für Fettwasser von ca. 1100 nL/kg<sub>oTR</sub>, beide Werte liegen im Bereich der Literaturwerte. Für Rasenschnitt, frisch und siliert, konnte eine Bandbreite von 300-500 nL/kg<sub>oTR</sub> ermittelt werden. Das Biogaspotential von Rasensaft aus frischem und siliertem Material war stark vom verwendeten Rasenschnitt abhängig und lag im Bereich 500-900 nL/kg<sub>oTR</sub>.
- Das Biogaspotential von unterschiedlichen Co-Substrat-Mischungen wurde ebenfalls ermittelt und ergab eine Summierung der Einzelpotentialwerte anteilig ihres Mischungsanteils. Es konnte weder eine Steigerung oder Hemmung der Biogasproduktion beobachtet werden.
- In 10 L Reaktoren wurden unterschiedliche Co-Substrat-Mischungen im semi-kontinuierlichen Betrieb vergoren. Dabei stellte sich die Mischung von Schwarzwasser und Fettwasser als problematisch heraus, da es aufgrund eines hohen Anteils leicht vergärbare Fettsäuren schnell zu einer Übersäuerung des Reaktors kommen kann. Mischungen mit Rasenschnittsubstraten, egal in welcher Form, zeigten hingegen eine stabile Biogasproduktion.
- Versuch in einem 100-L-System haben gezeigt, dass der Einfluss von hohen Fettwassergehalten weniger problematisch ist, da durch ein Vorlagebehälter mit der Substratmischung Schwankungen der Zusammensetzung der einzelnen Fettwässer besser abgefangen werden. Diese Versuche haben zudem gezeigt, dass auch geringe Aufenthaltszeiten von 25 Tagen einen guten Abbau gewährleisten.

### *Gärrestverwertung*

- Anhand von Literaturdaten wurden Möglichkeiten der Gärrestverwertung für die Jenfelder Au ausgewählt und bewertet. Näher in Betracht kommen eine Fest-Flüssig-Trennung der Gärreste, die Behandlung der Flüssigphase durch Eindampfen, P-Fällung und N-Strippping. Für die Behandlung der festen Phase scheint die Kompostierung am sinnvollsten zu sein.
- Analysen der Gärreste haben gezeigt, dass in den Gärresten der Mischungen mit Rasenschnittsuspension der Trockenrückstand mit 3,5 % deutlich über denen der anderen Mischungen mit maximal 1,5 % lag. Der Organikanteil lag dabei bei über 70 % TR. Kann für die Herstellung der Suspension die Wasserzugabe minimiert werden, sind auch höhere Trockenrückstände bis ca. 10 % TR denkbar und sind von Vorteil für die Fest-Flüssig-Trennung.
- In Trennversuchen wurden gute Abtrenngrade für die Zentrifugation von Mischungen mit Rasensuspension ermittelt. Hier wurden Abtrenngrade von 7-11 % der Gärrestmasse als feste Phase erreicht, in der 60-70 % des Kohlenstoffs und 26-30 % des Stickstoffs enthalten waren. Diese Werte stimmen gut mit denen aus der Literatur überein. Für die Praxis könnten Dekanter oder Schneckenpressen mit ähnlichen Abtrenngraden verwendet werden.

### *Beschickungs- und Verwertungsszenarien für die Jenfelder Au*

- Ein weiterer wichtiger Aspekt war die ganzheitliche Betrachtung des Systems. Hierzu wurden 3 Beschickungsszenarien ausgewählt und hinsichtlich der Biogasproduktion sowie der möglichen Gärrestnutzung theoretisch betrachtet und bewertet. Die Gärreste zeigten ein hohes Potential an Organik und Stickstoff und sollten einer Verwertung zugeführt werden.
- Eine Substratmischung aus Schwarzwasser (40 % FM), Fettwasser (30 % FM) und Rasensilage (30 % FM) lieferte in allen Bereichen die besten Ergebnisse. Diese Mischung erreichte mit ca.

37 m<sup>3</sup> Biogas/tFM die höchsten Erträge. Auch der Gärrest beinhaltet mit 0,7 g/L Phosphor und 2,6 g/L Stickstoff die höchsten Nährstoffgehalte. Der Gärrest hat einen Trockenrückstand von 6,5 % FM und eignet sich somit gut für eine Fest-Flüssig-Trennung mittels Schneckenpresse.

- Für die Gärrestverwertung wurden ebenfalls 3 Szenarien theoretisch betrachtet. Szenario C, welches eine Fest-Flüssig-Trennung des Gärrests und die Verwertung sowohl der flüssigen als auch der festen Phase beinhaltet, hat sich bezüglich eines hohen Düngewertes als ertragreichstes Szenario herausgestellt. Die Fest-Flüssig-Trennung kann mittels Schneckenpresse erfolgen. Die feste Phase wird zusammen mit holzigen Reststoffen kompostiert. Aus der flüssigen Phase kann mittels Strippung Stickstoffdünger erzeugt werden, eine Phosphat-Fällung liefert zudem einen phosphathaltigen Schlamm, der ebenfalls dem Kompost zugefügt werden kann, um den Nährstoffgehalt zu erhöhen. Das restliche Wasser kann gegeben falls in der Grauwasserbehandlungsanlage weiter gereinigt werden und in einen nahegelegenen Bach abgeführt werden. Ob hierfür alle Voraussetzungen gegeben sind muss weiter nach Fertigstellung der Siedlung und der Behandlungsanlage geprüft werden.

Seit 2017 sind die Arbeiten an den Schwarz- und Grauwasserleitungen in der Jenfelder Au fertiggestellt, die Inbetriebnahme der Vergärungsanlage ist für Ende 2018 geplant. Die Fertigstellung des Quartiers mit dem Anschluss aller Bewohner\*innen an den HAMBURG WATER Cycle® wird voraussichtlich 2020 erreicht sein. Zunächst werden nur Schwarzwasser und Fettwasser der Vergärung zugeführt. Langfristig bietet das Gebiet aber die Möglichkeit neue Substrate auszuprobieren und Langzeitstudien im realen Betrieb umzusetzen. Auch neue Wege der Gärrestverwertung können erforscht werden und somit ganzheitliche Alternativen zur konventionellen Abwasser- und Abfallbehandlung aufgezeigt werden.

## 10 Literaturverzeichnis

- AbfKlärV (2017): *Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost (Klärschlammverordnung - AbfKlärV)*. Klärschlammverordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), die zuletzt durch Artikel 6 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist. Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz.
- Adwiraah, H.; Oldenburg, S.; Voß, T.; Bettendorf, T.; Worobei, A.; Flämig, H.; Otterpohl, R.; Kuchta, K. (2014): *BERBION - Die Stadt der Zukunft-Eine bedarfsangepasste ZERO-WASTE-Bioraffinerie*. Schlussbericht. Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft; Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz; Institut für Verkehrsplanung und Logistik. Hamburg.
- Adwiraah, H.; Oldenburg, Saskia; Körner, I.; Stegmann, R. (2012): *Bioresources inventory- GIS-based identification, quantification and charakterisation methods*. In: ORBIT 2012-Global assessment of organic resources and waste management. ORBIT. Weimar, Germany: 80–87.
- Alp, Ö. (2010): *Further treatment of digested blackwater for extraction of valuable components*. Dissertation. Universitätsbibliothek der TU Hamburg-Harburg. Hamburg.
- Badri, A. (2014): *Anaerobic digestion of Blackwater with different Co-Substrates in Continuous Stirred Tank Reactors*. Projektarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Bauermeister, U.; Wild, A. (2009): *Stickstoffabtrennung mit dem ANAStrip-Verfahren System GNS*. In: FNR (Hrsg.): *Gärrestaufbereitung für eine pflanzenbauliche Nutzung - Stand und F+E-Bedarf*. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. Gülzow: 78–95.
- Bever, J. (2002): *Weitergehende Abwasserreinigung*. Oldenbourg Industrieverlag. München.
- BGK (2006): *Bestimmung des Nutzwertes organischer Sekundärrohstoffdünger und Bodenverbesserungsmittel - Ein Konzept zur einheitlichen Bewertung organischer Sekundärrohstoffdünger und Bodenverbesserungsmittel als Boden- und Pflanzendünger*. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.. Köln.
- Bocksch, M. (2006): *Rasenschnittgut - "Fluch oder Segen"?* Manuskript: DRG Rasen-Thema Juni 2006: <http://www.rasengesellschaft.de/>. Zuletzt geprüft am 10.12.2017
- Bodenatlas (2015): *Bodenatlas-Daten und Fakten über Acker, Land und Erde*. Heinrich-Böll-Stiftung; Institute for Advanced Sustainability Studies; Bund- für Umwelt und Naturschutz Deutschland; Le Monde diplomatique. Würzburg.
- Böhner, R.; Loch, V.; Schleicher, R. (2011): *Gülle- und Gärresttransport (Teil1)-Grundüberlegung und Empfehlungen zur Lagerkapazität und Ausbringung*. Biogas Forum Bayern. Freising.
- BioAbfV (2017): *Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV)*. Bioabfallverordnung, Fassung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658), zuletzt geändert am 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465). Bundesministerium der Justiz.
- DüV (2017): *Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV)*. Bundesministerium der Justiz.
- DüMV (2012): *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV)*. Düngemittelverordnung, Fassung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), zuletzt geändert am 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305). Bundesministerium der Justiz.

- Cici, L.-S. (2012): *Theoretische Konzeptentwicklung zur Silierung von nicht wirtschaftlich genutzten Gras- und Rasenschnitt*. Bachelorarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft.
- Cici, L.-S. (2013): *Laborversuche zum Einfluss der Lagerbedingungen auf das Biogaspotenzial*. Projektarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft.
- Claus, D. (2014): *Aufbau und Einfahrbetrieb eines 100L-Reaktors zur kontinuierlichen Schwarzwasserfermentation mit Co-Substrat*. Masterthesis. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Deegener, S. (2012): *Halbtechnische Untersuchungen zur Vergärung von Schwarzwasser und Fettabscheiderabwässern*. Forschungsbericht. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Destatis (2017): *Düngemittelversorgung - Fachserie 4 Reihe 8.2*. Wiesbaden.
- DIN 38409-9: *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung des Volumenanteils der absetzbaren Stoffe in Wasser und Abwasser (H 9)*. 1980. Beuth Verlag GmbH.
- DIN EN 12880: *Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts*. 2000. Beuth Verlag GmbH.
- DIN EN 12879: *Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse*. 2001. Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4040-100: *Abscheideranlagen für Fette – Teil 100: Anwendungsbestimmungen für Abscheideranlagen für Fette nach DIN EN 1825-1 und DIN EN 1825-2*. 2016. Beuth Verlag GmbH.
- Flerlage, J. M. (2012): *GIS-basierte Analyse des Biogaspotentials im Hamburger Osten-Eine Biomassestudie im Rahmen des Projekts "Jenfelder Au"*. Bachelorarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Florafuel AG (2014): *Das florafuel-Verfahren: Bioenergie aus Biomasse*: <http://www.florafuel.de/de/florafuel-verfahren/das-florafuel-verfahren/>. Zuletzt geprüft am 10.12.2017
- FNR (2006): *Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung*. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR). Gülzow.
- FNR (2010): *Leitfaden Biogas - Von der Gewinnung zur Nutzung*. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR). [s.n.]. Gülzow-Prüzen. ISBN 3-00-014333-5.
- FNR (2013): *Leitfaden Biogas-Von der Gewinnung zur Nutzung*. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR). FNR. Gülzow.
- FNR (2017): *Basisdaten Bioenergie Deutschland 2017 - Festbrennstoffe Biokraftstoffe Biogas*. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR). Gülzow-Prüzen.
- Fresh Factory GmbH & Co. KG (2012): *Betriebliche Produktions- und Abfallströme*. Email. Hamburg.
- Fuchs, W.; Drosig, B. (2010): *Technologiebewertung von Gärrestbehandlungs- und Verwertungskonzepten*. Univ. für Bodenkultur. Wien.
- Gelpke, W.; Beger, U.; Wagstaff D. (2015): *Verwertung von Mischgrün und Gras im Demonstrationsvorhaben Stadtquartier Jenfelder Au - Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung KREIS*. Schlussbericht Buhck Umweltservices GmbH & Co.KG. Hamburg.

- Giese, T.; Londong, J. (2015): *Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung-Synthesebericht zum Forschungsprojekt KREIS*. Rhombos-Verlag. Berlin.
- Glasner, C.; Deerberg, G.; Lyko, H. (2011): *Hydrothermale Carbonisierung - Ein Überblick*. Chemie Ingenieur Technik (83): 1932–1943.
- Hamburg Wasser (2012): *Statusbericht-Bemessungswerte*. E-Mail. Persönliche Mitteilung von Skambraks, A.-K.
- Hartmann, H.; Witt, J. (2009): *Mechanische Aufbereitung*. In: Kaltschmitt, M.; Hartmann, H. u. Hofbauer, H. (Hrsg.): *Energie aus Biomasse-Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin, Heidelberg.
- Haryani, D. (2013): *Anaerobic Co-digestion Experiments of Concentrated Blackwater and other Substrates*. Projektarbeit. Technische Universität Hamburg Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Hasselder, M. (2013): *Untersuchungen zum Einfahrbetrieb der kontinuierlichen anaerob Fermentation von Schwarzwasser mit Graspresssaft und Fettabscheiderrückständen als Co-Substrate*. Bachelorarbeit. Technische Universität Hamburg Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Heckel, M. (2007): *Einfluß von Siliermitteln auf Siliererfolg und Biogasproduktion verschiedener Energiepflanzen*. Diplomarbeit. Universität Potsdam. Institut für Geoökologie.
- Hertel, S.; Navarro, P.; Deegener, S.; Körner, I. (2015): *Biogas and nutrients from blackwater, lawn cuttings and grease trap residues - experiments for Hamburg's Jenfelder Au district*. *Energy, Sustainability and Society* 5 (1): 80.
- Hess, C. (2013): *Szenarien der Substratzusammensetzung zur Schwarzwasservergärung im Modellprojekt „Jenfelder Au“ und Aufbau eines 100-Liter-Laborreaktors*. Bachelorarbeit. Hochschule für Angewandte Wissenschaft Hamburg; Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Hjorth, M.; Christensen, K. V.; Christensen, M. L.; Sommer, S. G. (2009): *Solid—liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review*. *Agronomy for Sustainable Development* 30 (1): 153–180.
- Huhn, J. (2013): *Erstellung und Vergleich von Szenarien zur Gärrestverwertung - Dargestellt am Beispiel der anaeroben Schwarzwasserbehandlungsanlage "Jenfelder Au"*. Masterarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Körner, I. (2008): *Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung - Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragsprozesse*. Habilitationsschrift. Technische Universität Hamburg-Harburg. Hamburger Berichte 33. Abfall aktuell. Hamburg.
- Körner, I. (2015): *Civilization Biorefineries*. In: Pandey, A.; Höfer, R.; Larroche, C.; Taherzadeh, M. u. Nampoothiri, K. M. (Hrsg.): *Industrial Biorefineries and White Biotechnology*. Elsevier Ltd. Amsterdam, Niederlande: 295–340.
- Körner, I.; Hertel, S.; Deegner, S. (2013): *The transformation of blackwater, lawn cuttings and grease trap residues into biogas and fertilisers in neighbourhood of Hamburg-an integrated approach on the territorial scale*. In: Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines (Hrsg.): *RAMIRAN 2013-Recycling of organic residues for agriculture: from waste management to ecosystem service*. 15th-International Conference.
- Körner, I.; Hertel, S.; Deegner, S.; Boltz, K. (2013): *Schwarzwasser von Vakuumtoiletten zur Biogaserzeugung - Aspekte zur Integration in ein Bauprojekt unter besonderer Berücksichtigung von Co-Substraten*. In: Nelles, M. (Hrsg.): *Tagungsband 7. Rostocker Bioenergieforum-Schriftenreihe Umweltingenieurwesen*. Univ., Agrar- und Umweltwiss. Fak. Rostock: 483–492.

Koschuh, W.; Kromus, S.; Krotscheck, C. (2003): *Grüne Bioraffinerie - Gewinnung von Proteinen aus Grassäften-Erforschung und Entwicklung eines technischen Verfahrens zur Proteingewinnung aus Gras bzw. Silage, in Hinsicht auf Spezialfuttermittel mittels Ultrafiltration im Vergleich zu klassischen Verfahren*. Projektbericht im Rahmen der Programmlinie FABRIK der Zukunft. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie. Feldbach.

KREIS (2012): *Versorgung durch Entsorgung - Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung*. Hamburg Wasser. Hamburg.

Kruse, A. (2011): *Einfluss der verschiedenen Lagerungsverfahren auf das Biogaspotenzial von Rasenschnitt*. Bachelorarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft.

KTBL (2017): *Düngung mit Gärresten – Eigenschaften – Ausbringung – Kosten*. KTBL-Heft 117. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Darmstadt.

KTBL (2007): *Faustzahlen Biogas*. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Darmstadt.

KTBL (2014): *Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas*: <http://daten.ktbl.de/biogas/startseite.do>. Zuletzt geprüft: Zuletzt geprüft am 05.01.2018

Leyva Amezcua, L. (2015): *Anaerobic digestion of blackwater and mixtures of co-substrates in 10-L scale semi-continuous reactors*. Projektarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.

LfL (2009): *Hygiene bayerischer Silagen-Controlling am Silo*. Institut für Tierernährung und Futterwirtschaft. Freising-Weihenstephan.

Mahalko, D. (2015): „8' x 150' Silo Bag shown just after filling and sealing“ von DMahalko: [http://commons.wikimedia.org/wiki/File:8%27\\_x\\_150%27\\_Silo\\_Bag\\_shown\\_just\\_after\\_filling\\_and\\_sealing.jpg#mediaviewer/File:8%27\\_x\\_150%27\\_Silo\\_Bag\\_shown\\_just\\_after\\_filling\\_and\\_sealing.jpg](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:8%27_x_150%27_Silo_Bag_shown_just_after_filling_and_sealing.jpg#mediaviewer/File:8%27_x_150%27_Silo_Bag_shown_just_after_filling_and_sealing.jpg). Zuletzt geprüft: Zuletzt geprüft am 10.12.2017

Meininger, F. (2011): *Abwasser als Ressource-Potenziale und Optionen für die stoffliche und energetische Verwertung*. Vortrag. Hamburg Wasser. Hamburg.

Nadal, J.-B. (2015): *Anaerobic digestion of three types of grass silage preparations*. Project work. Technischen Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.

Navarro Nunez, P. (2014): *Evaluation of Anaerobic Digestion of Blackwater with Different Co-Substrates in Bench-scale Continuous Stirred Tank Reactors*. Master thesis. Technische Universität Hamburg Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.

Nguetsop, D. (2015): *Fest-Flüssig-Trennung von Gärresten*. Projektarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.

Nonn, H. (2008): *Schnittgutanteil von Gebrauchsrasenmischungen*. Manuskript: DRG Rasen-Thema Juli 2008: <http://www.rasengesellschaft.de/>. Zuletzt geprüft am 10.12.2017

Oldenburg, S. (2009): *Inventur der organischen Abfälle im Bezirk Bergedorf-Gegenüberstellung von der aus organischen Abfällen der privaten Haushalte, der öffentlichen Grünflächen und der Naturschutzgebiete gewinnbare Energie und dem energetischen Bedarf des Bezirks Bergedorf als erste Inventur für das BERBION-Projekt*. Diplomarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft.

Otterpohl, R. (2000): *Perspektiven für neue Abwasserkonzepte*. EURO-Summer School DESAR. Wageningen, Niederlande.

Otterpohl, R. (2017): *Das neue Dorf – Vielfalt leben, lokal produzieren, mit Natur und Nachbarn kooperieren*. Oekom. München. ISBN 978-3-96006-013-0.

- patpatpat (2006): *Silageballen-patpatpat1*. flickr.com. Lizenziert unter CC BY 2.0 über Wikimedia Commons: <http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Silageballen-patpatpat1.jpg#mediaviewer/File:Silageballen-patpatpat1.jpg>.
- Pieper, B. (2004): *Tipps zur Herstellung von Topsilagen*. Dr. Pieper Technologie- und Produktentwicklung für Landwirtschaft und Umwelttechnik.
- Pinnekamp, J.; Everding, W.; Gethke, K.; Montag, D.; Weinfurtner, K.; Sartorius, S.; Horn, J. von; Tettenborn, F.; Gäth, S.; Waida, C.; Fehrenbach, H.; Reinhardt, J. (2011): *Phosphorrecycling-Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland (PhoBe)*. Rheinische-Westfälische Technische Hochschule Aachen; Fraunhofer IME; Fraunhofer ISI; Justus-Liebig-Universität Giessen. Aachen.
- Pollex, A.; Zeng, T. (2012): *Initiators Handbook-Market implementation of extraordinary biomass pellets*. Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ).
- projects energy gmbh (2009): *Energie aus heimischer Biomasse - Studie zum Biomassepotential in der Freien Hansestadt Hamburg*. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt. Hamburg.
- Puszies, M. (2013): *Charakteristik und Aufbereitung von Rasenschnitt als Co-Substrat für die anaerobe Fermentation*. Bachelorarbeit. Technische Universität Hamburg Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Reinhold, G. (2005): *Masse- und Trockensubstanzbilanz in landwirtschaftlichen Biogasanlagen*. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt.
- Retsch (2013): *Messermühle Grindomix GM 200 - RETSCH - für Lebens- und Futtermittel*: <https://www.retsch.de/de/produkte/zerkleinern/messermuehlen/gm-200/funktion-merkmale/>.
- Skitek, B. (2012): *Anaerobe Fermentation von Fettabscheiderabwässern-Bestimmung von Substrat- und Prozessparametern*. Diplomarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Sokolinski, Frank (2014): *Prozessteuerung für einen Bioreaktor-LabView-Steuer- und Messprogramm*. Unveröffentlichter Bericht. Technische Universität Hamburg-Harburg. Hamburg.
- Statista (2010): *Pro-Kopf-Verbrauch von Toilettenpapier in Deutschland und der EU | Statistik*: <https://de.statista.com>. Zuletzt geprüft: Dez. 2017
- Statistikamt Nord (2017)a: *Die Bodennutzung in Hamburg 2016*. Statistische Berichte - Kennziffer: C IV – ASE 2016 HH, Teil 1 Bodennutzung. Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein.
- Statistikamt Nord (2017)b: *Die Bodennutzung in Schleswig-Holstein 2016*. Statistische Berichte - Kennziffer: C IV – ASE 2016 SH, Teil 1 Bodennutzung. Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein.
- Stein, C.; Elster, J.; Heine, I.; Sachse, J.; Peper, H. (1988): *Entfernung von Ammonium-Stickstoff und Schwefelwasserstoff aus Raffinerieabwässern - Removal of Ammonia Nitrogen and Hydrogen Sulfide from Refinery Waste Water*. Erdöl Erdgas Kohle 114 (10): 501–506.
- Thamsiroj, T.; Murphy, J. D. (2011): *Modelling mono-digestion of grass silage in a 2-stage CSTR anaerobic digester using ADM1*. Bioresource Technology 102 (2): 948–959.
- Thaysen, J. (2011): *Qualitäts-Grassilage - Vom Feld bis in den Trog*. AID. Bonn.
- Turjanica, M. (2014): *Laborversuche zur anaeroben Vergärung von Schwarzwasser mit verschiedenen Co-Substanzen*. Masterarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- VDI-Richtlinie 4630: *Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche*. 2014.

- Vergil, A. (2012): *Methoden der Aufbereitung von Rasenschnitt zur Cofermentation mit Schwarzwasser*. Bachelorarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Vogelsang-GmbH (2016): *Vogelsang Produkte*. [www.vogelsang-gmbh.com](http://www.vogelsang-gmbh.com). Zuletzt geprüft am 10.12.2017
- Wachendorf, M.; Hensgen, F.; Bühle, L.; Möller, D.; Blumenstein, B. (2012): *Aus Gras Pellets und Biogas erzeugen*. Top Agrar -Energiemagazin (2).
- Weiden, S. v. d. (2012): *Hochwertiger Dünger aus Klärschlamm*. Ingenieur.de. Zuletzt geprüft am 14.04.2016
- Weiler, K. (2014): *Analyse des Biogaspotentials von unterschiedlich gelagerten und aufbereiteten Rasenschnitt*. Bachelorarbeit. Technische Universität Hamburg Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- Wendland, C. (2008): *Anaerobic digestion of blackwater and kitchen refuse*. Dissertation. Technische Universität Hamburg-Harburg. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 66. GFEU. Hamburg.
- Wendler, D. (2005): *Erfassung und Behandlung ausgewählter Stoffströme in der Siedlungswasserwirtschaft*. Dissertation. Leibniz Universität Hannover. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik.
- Westphal, L. (2010): *Biogaspotenzial von Gras- und Rasenschnitt-Energetische Verwertung von organischen Reststoffen am Beispiel der grasartigen Bioressourcen im Bezirk Bergedorf*. Diplomarbeit. Technische Universität Hamburg-Harburg. Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft.
- Wiechmann, B.; Dienemann, C.; Kabbe, C.; Brandt, S.; Vogel, I.; Roskosch, A. (2012): *Sewage sludge management-in Germany*. Umweltbundesamt. Bonn.
- Willmann, W. (2006): *Fahrsilo*. Lizenziert unter CC BY 2.5 über Wikimedia Commons: <http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Fahrsilo.JPG#mediaviewer/File:Fahrsilo.JPG>. Zuletzt geprüft am 12.02.2015
- Zeeman, G.; Kujawa, K.; Mes, T. de; Hernandez, L.; Graaff, M. de; Abu-Ghunmi, L.; Mels, A.; Meulman, B.; Temmink, H.; Buisman, C.; van Lier, J.; Lettinga, G. (2008): *Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water)*. Water Science & Technology 57 (8): 1207.

## A Anhang

### A.1 Charakterisierung der Substrate

Tabelle A.1: Charakterisierung der verwendeten Schwarzwässer

Bez.	TR % FM	oTR % FM	oTR % TR	CSB mg/L	TOC mg/L	TC mg/L	TN mg/L	pH
BW <sub>c</sub> -12/12	0,72	0,44	61,33	11535	3529	4421	1543	7,9
BW <sub>c</sub> -13/04	0,86	0,47	54,07	12590	3630	4588	1680	7,5
BW <sub>c</sub> -13/01	0,38	0,16	42,00	2592	922	2078	1316	7,7
BW <sub>c</sub> -13/06	0,52	0,31	60,04	7248	2280	3550	1488	7,4
BW <sub>c</sub> -13/10	0,52	0,30	57,64	8636	2436	3436	1759	7,4
BW <sub>c</sub> -13/08	0,44	0,23	53,17	6170	1954	2887	1509	7,6
BW <sub>c</sub> -14/02	0,46	0,24	52,13	4791	1560	2657	1466	7,7
BW <sub>c</sub> -14/03a	0,45	0,24	52,08	5965	1948	2608	1483	7,7
BW <sub>c</sub> -14/03b	0,52	0,31	59,01	8220	2739	3571	1563	7,4
BW <sub>c</sub> -14/05	0,53	0,36	68,02	14729	4543	5291	1657	7,1
BW <sub>c</sub> -14/06	0,44	0,24	54,00	6493	1939	2891	1345	7,7
BW <sub>c</sub> -14/08	0,75	0,49	65,90	11070	3809	4524	1343	7,0
BW <sub>c</sub> -14/10	0,41	0,23	56,93	5305	1753	2582	1026	7,3
BW <sub>c</sub> -14/11	0,57	0,36	63,40	7560	2470	3258	1184	6,9

Tabelle A.2: Charakterisierung der verwendeten Fettwässer

Bez.	TR % FM	oTR % FM	oTR %TR	CSB mg/L	TOC mg/L	TC mg/L	TN mg/L	pH
FW <sub>c</sub> -12/12	3,00	2,82	94,00	69878	11226	-	920	4,0
FW <sub>c</sub> -13/01	2,41	1,88	77,83	60007	8459	8471	825	4,7
FW <sub>c</sub> -13/09	1,84	1,21	66,11	30359	6197	6250	253	4,8
FW <sub>c</sub> -13/10	2,16	1,51	70,06	50228	7186	7310	432	5,1
FW <sub>c</sub> -14/02	2,24	2,00	89,24	58489	9635	9732	584	4,6
FW <sub>c</sub> -14/05	2,42	2,28	94,21	55888	8841	8854	450	4,3
FW <sub>c</sub> -14/06	2,11	1,92	90,79	46838	7440	7478	413	4,3
FW <sub>c</sub> -14/10	2,42	2,19	90,66	63160	13050	13186	807	4,8
FW <sub>c</sub> -14/11	10,52	10,24	97,38	170360	17302	17346	1007	3,4

Tabelle A.3: Charakterisierung verwendeter Rasensuspension in den semi-kontinuierlichen Versuchen

Bez.	TR % FM	oTR %TR	CSB mg/L	TOC mg/L	TC mg/L	TN mg/L	pH	Rasenschnitt Herkunft- Jahr/Monat
L <sub>s</sub> S <sub>c</sub> -13/09	4,83	81,34	50017	13341	13642	1007	6,3	BUHCK-13/09
L <sub>s</sub> S <sub>c</sub> -13/10a	6,75	81,31	79509	15503	15617	966	6,2	BUHCK-13/10
L <sub>s</sub> S <sub>c</sub> -13/10b	8,40	83,81	89947	24738	25044	1114	5,9	BUHCK-13/10
L <sub>s</sub> S <sub>c</sub> -13/10c	10,51	59,42	109200	3788	3833	71	6,7	BUHCK-13/10
L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/05	2,96	86,53	35086	9782	9917	668	4,9	Privat-14/05
L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/06	6,35	72,90	48767	18170	18627	969	6,8	BUHCK-14/06
L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/06	2,20	92,00	27900	6907	7058	534	5,4	Privat-14/06
L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/07	4,60	62,00	33250	9476	9508	550	6,1	TUHH-14/07
L <sub>f</sub> S <sub>c</sub> -14/08	2,80	47,20	25500	5351	5351	348	6,4	TUHH-14/08

Tabelle A.4: Charakterisierung der in den semi-kontinuierlichen Versuchen verwendeten Rasensäfte

Bez.	TR % FM	oTR %TR	CSB mg/L	TOC mg/L	TC mg/L	TN mg/L	pH	Rasenschnitt Herkunft- Jahr/Monat
L <sub>f</sub> J-12/09	6,93	70,00	92875	36744	36744	4179	4,50	BUHCK-12/09
L <sub>f</sub> J-13/06	6,25	70,19	66835	29788	29800	3470	4,20	BUHCK-13/06
L <sub>f</sub> J-13/09	4,64	67,37	58848	24302	24493	2070	4,23	BUHCK-13/09
L <sub>f</sub> J-13/10	1,94	65,94	20429	7750	8215	760	7,15	BUHCK-13/10
L <sub>s</sub> J-13/10	1,04	63,56	10902	4023	4520	743	7,07	BUHCK-13/10
L <sub>f</sub> J-14/04	0,50	64,20	4251	1371	1927	265	7,20	BUW-14/04
L <sub>f</sub> J-14/05	2,20	47,30	27633	8093	9291	2117	7,06	Privat-14/05
L <sub>f</sub> J-14/06	0,56	44,38	3164	1253	1796	291	7,64	BUHCK-14/06

Tabelle A.5: Charakterisierung verwendeter Grassilage und Silagesaftes

Bez.	TR % FM	oTR %TR	CSB mg/kg	TOC mg/kg	TC mg/kg	TN mg/kg	pH	Rasenschnitt Herkunft- Jahr/Monat
G <sub>s</sub> C <sub>f</sub> -14/05	33,07	83,62	323300	101894	105284	6929	4,41	Herrling- 14/05
G <sub>s</sub> J <sub>f</sub> -14/05	3,37	64,33	44977	13772	14010	1138	4,58	

## A.2 Organische Belastung der 10 L-Reaktoren

Tabelle A.6: zugeführte organische Belastung der 10-L-Reaktoren in kg oTR/m<sup>3</sup>d in den Versuchsperioden I-VII (Teil 1)

P	RX-1	RX-2	RX-3	RX-4	RX-5	RX-6	RX-7	RX-8
	SW	SW:FW	SW:FW:LJ	SW:FW:LJ	SW:FW: LJ	SW:FW: LJ	SW: LJ	SW: LJ
I	0,23 ± 0,00	0,23 ± 0,03	0,60 ± 0,07	0,41 ± 0,05	0,41 ± 0,05	0,41 ± 0,00	0,67 ± 0,08	0,67 ± 0,08
II	0,10 ± 0,03	0,19 ± 0,00	0,53 ± 0,00	0,36 ± 0,00	0,36 ± 0,00	0,39 ± 0,00	0,60 ± 0,00	0,60 ± 0,00
III	0,15 ± 0,01	0,20 ± 0,00	0,54 ± 0,00	0,37 ± 0,00	0,37 ± 0,00	0,40 ± 0,00	0,61 ± 0,00	0,61 ± 0,00
IV	0,16 ± 0,00	0,20 ± 0,00	0,50 ± 0,02	0,35 ± 0,01	0,35 ± 0,01	0,38 ± 0,01	0,56 ± 0,02	0,57 ± 0,02

V	0,18 ± 0,02	0,21 ± 0,01	0,52 ± 0,05	0,37 ± 0,03	0,37 ± 0,03	0,40 ± 0,03	0,58 ± 0,06	0,59 ± 0,06
	0,13 ± 0,01	0,16 ± 0,06	0,49 ± 0,00	0,36 ± 0,00	0,36 ± 0,00	0,38 ± 0,00	0,55 ± 0,00	0,55 ± 0,00
VI	0,18 ± 0,00	0,27 ± 0,01	0,27 ± 0,03	0,27 ± 0,02	0,27 ± 0,02	0,27 ± 0,02	0,27 ± 0,04	0,27 ± 0,04

Tabelle A.7: zugeführte organische Belastung der 10-L-Reaktoren in kg oTR/m<sup>3</sup>d in den Versuchsperioden VIII-XIV (Teil 1)

P	RX-1	RX-2	RX-3	RX-4	RX-5	RX-6	RX-7	RX-8
	SW	SW:FW	SW:FW: LS	SW:FW: LS	SW:FW: LJ	SW:FW: LJ	SW: LS	SW: LJ
VII	0,14 ± 0,01	0,21 ± 0,08	0,61 ± 0,12	0,44 ± 0,08	0,25 ± 0,02	0,24 ± 0,02	0,68 ± 0,14	0,24 ± 0,00
VIII	0,23 ± 0,08	0,11 ± 0,04	0,86 ± 0,02	0,61 ± 0,02	0,31 ± 0,01	0,30 ± 0,01	0,95 ± 0,02	0,23 ± 0,00
IX	0,12 ± 0,02	0,11 ± 0,08	1,06 ± 0,00	0,72 ± 0,01	0,31 ± 0,01	0,30 ± 0,01	1,19 ± 0,00	0,22 ± 0,03
X	0,15 ± 0,02	0,16 ± 0,01	1,06 ± 0,01	0,74 ± 0,01	0,29 ± 0,01	0,27 ± 0,01	1,19 ± 0,01	0,14 ± 0,00
XI	0,22 ± 0,05	0,24 ± 0,03	0,73 ± 0,17	0,63 ± 0,07	0,29 ± 0,01	0,36 ± 0,04	0,76 ± 0,21	0,19 ± 0,06
XII	0,22 ± 0,06	0,25 ± 0,03	0,61 ± 0,01	0,58 ± 0,01	0,39 ± 0,04	0,38 ± 0,02	0,62 ± 0,01	0,21 ± 0,06
XIII	0,19 ± 0,06	0,18 ± 0,07	0,73 ± 0,17	0,58 ± 0,11	0,41 ± 0,02	0,26 ± 0,05	0,79 ± 0,19	0,11 ± 0,03
XIV	0,22 ± 0,02	0,23 ± 0,01	0,51 ± 0,10	0,49 ± 0,04	0,29 ± 0,06	0,36 ± 0,02	0,51 ± 0,12	0,26 ± 0,05

Tabelle A.8: zugeführte organische Belastung der 10-L-Reaktoren in kg oTR/m<sup>3</sup>d in den Versuchsperioden XV-XVI (Teil 2)

P	RX-4	RX-5	RX-7	RX-8
	SW:FW: G <sub>5</sub> S	SW:FW: G <sub>5</sub> J	SW:FW: G <sub>5</sub> S	SW:FW: G <sub>5</sub> J
	(2:2:1)	(1:1:1)	(2:1:1)	(2:1:1)
XV	0,89 ± 0,01	0,66 ± 0,00	0,72 ± 0,01	0,55 ± 0,00
XVI	1,80 ± 0,34	0,49 ± 0,44	1,58 ± 0,29	0,38 ± 0,33
XVII	3,74 ± 0,13	1,55 ± 0,46	2,68 ± 0,05	1,17 ± 0,34

### A.3 Gärrestanalysen

#### Versuchsteil 1

Tabelle A.9: Ergebnisse der Gärrestanalysen aus den 10-L-Reaktoren über die Versuchsperioden I-XIII für verschiedene Inputmischungen

Reaktor	Substratmischung	TR	oTR <sup>1</sup>	TC	TOC <sup>2</sup>	TN <sup>2</sup>	FOS/TAC	pH
	Vol. %	%FM	%TR	mg/L	mg/L	mg/L	-	-
RX-1	BW	0,37 ± 0,06 <sup>a</sup>	43 ± 5	2.398 ± 573 <sup>d</sup>	1.196 ± 569	1.519 ± 132	0,18 ± 0,03 <sup>f</sup>	7,61 <sup>c</sup>
RX-2	BW:FW 1:2	0,61 ± 0,11 <sup>a</sup>	49 ± 9	2.970 ± 411 <sup>d</sup>	2.180 ± 502	1.133 ± 159	0,47 ± 0,32 <sup>f</sup>	7,26 <sup>c</sup>
RX-3	BW:FW:LS 3:1:5	2,93 ± 0,93 <sup>c</sup>	75 ± 6	10.132 ± 5128 <sup>e</sup>	9.359 ± 5.055	1.219 ± 391	0,25 ± 0,04 <sup>g</sup>	7,21 <sup>c</sup>
RX-4	BW:FW:LS 1:1,2:0,8	1,73 ± 0,60 <sup>c</sup>	65 ± 12	6.357 ± 2142 <sup>e</sup>	5545 ± 2174	1.129 ± 161	0,31 ± 0,17 <sup>g</sup>	7,25 <sup>c</sup>
RX-5	BW:FW:LJ 1:1,2:0,8	1,02 ± 0,25 <sup>b</sup>	52 ± 7	4.439 ± 1.060 <sup>d</sup>	3.305 ± 836	1.363 ± 384	0,21 ± 0,02 <sup>f</sup>	7,30 <sup>c</sup>

RX-6	BW:FW:LJ 1:1:1	1,11 ± 0,24 <sup>b</sup>	54 ± 7	4.725 ± 1.188 <sup>d</sup>	3.508 ± 930	1.443 ± 437	0,20 ± 0,02 <sup>f</sup>	7,32 <sup>c</sup>
RX-7	BW:LS 1:2	3,44 ± 0,64 <sup>c</sup>	77 ± 3	10.541 ± 4277 <sup>e</sup>	9.979 ± 4.547	1.230 ± 339	0,25 ± 0,02 <sup>g</sup>	7,21 <sup>c</sup>
RX-8	BW:LJ 1:2	1,38 ± 0,59 <sup>b</sup>	54 ± 2	6.093 ± 2.082 <sup>d</sup>	4.565 ± 1.592	1.779 ± 776	0,21 ± 0,02 <sup>f</sup>	7,35 <sup>c</sup>

Anzahl der Analysen:<sup>a</sup> 2, <sup>b</sup> 20, <sup>c</sup> 16, <sup>d</sup> 60, <sup>e</sup> 30, <sup>f</sup> 24, <sup>g</sup> 15, <sup>h</sup> 23;

<sup>1</sup>Anzahl der Analysen ist zur Anzahl bei TR identisch; <sup>2</sup>Anzahl der Analysen ist zur Anzahl bei TC identisch

## Versuchsteil 2

**Tabelle A.10: Ergebnisse der Gärrestanalysen aus den 10L-Reaktoren über die Versuchsperioden XV-XVII für verschiedene Inputmischungen**

Reak- tor	Substrate	TR	oTR	TC	TOC	TN	FOS/TAC	pH
		%FM	%TR	mg/L	mg/L	mg/L	-	-
RX-4	BW:FW:G <sub>S</sub> C:W 2:2:1:1	2,87 ± 0,65	72 ± 6	7.503 ± 1434	6.642 ± 1435	1.217 ± 147	0,18 ± 0,03	6,99
RX-5	BW:FW:G <sub>S</sub> J 1:1:1	1,30 ± 0,63	55 ± 14	4.957 ± 1525	3.834 ± 2536	1.159 ± 70	0,35 ± 0,12	7,21
RX-7	BW:FW: G <sub>S</sub> C:W 2:1:1:2	3,06 ± 1,33	75 ± 5	8.303 ± 2161	7.451 ± 2210	1.217 ± 132	0,16 ± 0,03	6,95
RX-8	BW:FW: G <sub>S</sub> J 2:1:1	1,07 ± 0,24	57 ± 9	4.612 ± 988	3.474 ± 1017	1.178 ± 49	0,41 ± 0,21	7,21