



**FORSCHUNGSINSTITUT FÜR
WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFT**
AN DER RHEIN.-WESTF. TECHNISCHEN HOCHSCHULE AACHEN

Forschungsvorhaben

Untersuchungen zur Mitbehandlung
zusätzlicher biogener Abfälle in Faulbehältern
auf kommunalen Abwasserreinigungsanlagen

Abschlussbericht

Auftraggeber:



Ministerium für
**Umwelt, Raumordnung
und Landwirtschaft**
des Landes Nordrhein-Westfalen

Aachen, Februar 2000

Inhalt

	Seite
Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	VII
1 Veranlassung und Arbeitsziele des Forschungsvorhabens	1
2 Voraussetzungen für die Mitbehandlung biogener Abfälle	3
2.1 Stoffliche Voraussetzungen	3
2.2 Verfahrenstechnische Voraussetzungen.....	8
3 Aufkommen und Identifikation relevanter biogener Abfälle für die Co-Vergärung	14
4 Durchführung der Versuche	19
4.1 Versuchsanlage	19
4.2 Probenahme und Anlagenbetreuung	23
4.3 Auswahl der biogenen Abfälle für die halbtechnischen Untersuchungen.....	26
4.4 Mischungsverhältnisse von Klärschlamm und biogenen Abfällen.....	29
4.5 Beschreibung der einzelnen Versuchsphasen	30
5 Ergebnisse der halbtechnischen Untersuchungen.....	34
5.1 CSB-Konzentrationen des Roh- und Faulschlammes.....	34
5.2 Spezifische Gasproduktion	40
5.3 Abbau der organischen Substanz	45
5.4 Gehalt an flüchtigen organischen Säuren	50
5.5 Prozesswasserbelastung	56
6 Besprechung der Ergebnisse	70
6.1 Schlamminhaltsstoffe	70
6.2 CSB-Konzentrationen	72
6.3 Spezifische Gasproduktion	74

6.4	Abbau der organischen Substanz	77
6.5	Klärschlammstabilisierung	78
6.6	Prozesswasserbelastung	79
7	Zusammenfassung	81
8	Literaturverzeichnis	86

ANHANG 1: Kenndatenblätter der eingesetzten Substrate

Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abbildung 1: Hauptinhaltsstoffe biogener Abfälle.....	4
Abbildung 2: Verfahrensschema der Co-Vergärung.....	11
Abbildung 3: Relativer Anteil der wichtigsten biogenen Abfälle am Gesamt- aufkommen.....	14
Abbildung 4: Verfahrensschema der Anlage zur Co-Vergärung und Klär- schlammfäulung sowie zugehörige Probenahmestellen.....	20
Abbildung 5: Versuchsanlage mit Faulbehältern zur Klärschlammfäulung und zur Co-Vergärung.....	21
Abbildung 6: Vorlage- und Faulbehälter der Versuchsanlage	21
Abbildung 7: Nacheindicker der Klärschlammfäulung und der Co-Vergärung.....	22
Abbildung 8: Labor auf der Versuchsanlage	23
Abbildung 9: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung.....	35
Abbildung 10: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung	36
Abbildung 11: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung	37
Abbildung 12: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlamm- fäulung	38
Abbildung 13: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlamm- fäulung	39
Abbildung 14: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Kirschsirup sowie bei der Klärschlammfäulung.....	40
Abbildung 15: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung.....	41

Abbildung 16: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Frittieröl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung.....	42
Abbildung 17: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung.....	43
Abbildung 18: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung	43
Abbildung 19: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung	44
Abbildung 20: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Kirschsirup sowie bei der Klärschlammfäulung	45
Abbildung 21: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung.....	46
Abbildung 22: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Fittieröl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung.....	47
Abbildung 23: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung	48
Abbildung 24: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung.....	48
Abbildung 25: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung	49
Abbildung 26: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Kirschsirup sowie bei der Klärschlammfäulung	51
Abbildung 27: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung	51
Abbildung 28: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung	53
Abbildung 29: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung	54
Abbildung 30: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung	54

Abbildung 31: Gehalt an flüchtig organischen Säuren bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung ..	55
Abbildung 32: CSB- und BSB ₅ -Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung	56
Abbildung 33: Ammonium-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung	57
Abbildung 34: Phosphat-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung	58
Abbildung 35: CSB- und BSB ₅ -Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung	59
Abbildung 36: Ammonium-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung	60
Abbildung 37: Phosphat-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung	61
Abbildung 38: CSB- und BSB ₅ -Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung	62
Abbildung 39: CSB- und BSB ₅ -Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung	63
Abbildung 40: Ammonium-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung	64
Abbildung 41: Ammonium-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung	64
Abbildung 42: Phosphat-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung	65
Abbildung 43: Phosphat-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung	66

Abbildung 44: CSB- und BSB ₅ -Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlamm- faulung	67
Abbildung 45: Ammonium-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlamm- faulung	68
Abbildung 46: Phosphat-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfaulung ..	68
Abbildung 47: Durchschnittliche CSB-Konzentrationen im Rohschlamm bei der Co-Vergärung verschiedener Substrate sowie bei der Klärschlammfaulung.....	73
Abbildung 48: Durchschnittliche CSB-Konzentrationen im Faulschlamm bei der Co-Vergärung verschiedener Substrate sowie bei der Klärschlammfaulung.....	74
Abbildung 49: Zusammenstellung der ermittelten spezifischen Gasproduktionsraten bei der Co-Vergärung der verschiedenen Substrate sowie bei der Klärschlammfaulung.....	75
Abbildung 50: Zunahme der spezifischen Gasproduktion bei der Co-Vergärung.....	76
Abbildung 51: Abbau der organischen Substanz bei der Co-Vergärung verschiedener Substrate sowie bei der Klärschlammfaulung	77
Abbildung 52: Gehalt an organischen Säuren im ausgefaulten Faulschlamm bei der Co-Vergärung der verschiedenen Substrate sowie bei der Klärschlammfaulung.....	78

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tabelle 1: Theoretischer Gasertrag und Zusammensetzung beim Abbau von Kohlenhydraten, Eiweißen und Fetten.....	4
Tabelle 2: Literaturangaben zum spezifischen Gasanfall in l Gas/kg oTR _{zu}	5
Tabelle 3: Einfluss des Lignin/Zellulose-Verhältnisses auf die anaerobe Abbaubarkeit biogener Abfälle	5
Tabelle 4: Stoffliche Anforderungen für eine Co-Vergärung.....	8
Tabelle 5: Bemessungswerte für beheizte Faulbehälter	9
Tabelle 6: Belastungskennwerte bestehender Faulanlagen.....	9
Tabelle 7: Verfahrenstechnische Voraussetzungen für die Durchführung einer Co-Vergärung	13
Tabelle 8: Auszug aus dem Abfallkataster des Handwerks Nordrhein-Westfalen	15
Tabelle 9: Einwohnerspezifische Bioabfallmengen in verschiedenen Bundesländern in 1997.....	16
Tabelle 10: Großtechnische Erfahrungen mit der Co-Vergärung bzw. Vergärung von Bioabfällen	18
Tabelle 11: Analyseplan für die Klärschlammfaulung und Co-Vergärung	24
Tabelle 12: Substrat-inhaltsstoffe der kohlenhydratdominierten Abfälle.....	27
Tabelle 13: Substrat-inhaltsstoffe der fettdominierten Abfälle	27
Tabelle 14: Substrat-inhaltsstoffe der proteindominierten Abfälle	28
Tabelle 15: Substrat-inhaltsstoffe der gemischten Abfälle.....	28
Tabelle 16: Übersicht der Versuchsphasen	31
Tabelle 17: Mittlere Raumbelastungen und Aufenthaltszeiten der einzelnen Versuchsphasen.....	32
Tabelle 18: Mittlere Schadstoffgehalte nach Abfallklärschlammverordnung der eingesetzten Substrate.....	71
Tabelle 19: Mittlere Schadstoffgehalte nach Abfallklärschlammverordnung der Rohschlamm-Bioabfallgemische	71

Tabelle 20: Mittlere Schadstoffgehalte des Faulschlammes der Kläranlage
 Düsseldorf Süd sowie Grenzwerte aus der
 Klärschlammverordnung.....72

Tabelle 21: Vergleich der Prozesswasserzusammensetzung aus der Klär-
 schlammfäulung und Co-Vergärung.....79

1 Veranlassung und Arbeitsziele des Forschungsvorhabens

Innerhalb der letzten Dekade wurden bundesweit die kommunalen Abwasserreinigungsanlagen gemäß den Anforderungen auf Basis bestehender Entwicklungsprognosen erweitert oder neu errichtet.

Die neusten Erhebungen zeigen, dass sich die Abwassermenge und –zusammensetzung im Vergleich zu den Prognosen in der Planungsphase zum Teil geändert haben, mit der Folge, dass Faultürme bestehender kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen über freie Kapazitäten verfügen.

Vor diesem Hintergrund wird der Einsatz fester und flüssiger biogener Abfälle zur Ausnutzung bestehender Faulturmkapazitäten diskutiert.

Für eine gemeinsame Vergärung von Faulschlamm und biogenen Abfällen in Faulungsanlagen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen sind stoffliche und verfahrenstechnische Anforderungen festzulegen.

Da zur Co-Vergärung nur wenige Erfahrungen vorliegen, sollten im Rahmen dieses Forschungsvorhabens relevante biogene Abfälle identifiziert, Vorbehandlungsverfahren aufgezeigt und Zusammenhänge zwischen Abfallzusammensetzung und Prozessverläufen aus halbtechnischen Untersuchungen abgeleitet werden.

Die Arbeitsziele der hier durchgeführten Untersuchungen sind wie folgt formuliert:

- Identifikation von biogenen Abfällen, die für eine Mitbehandlung im Faulbehälter geeignet sind.
- Definition der jeweils erforderlichen Vorbehandlungsmaßnahmen für ausgesuchte biogene Abfälle.
- Herleitung der Zusammenhänge zwischen Abfallzusammensetzung und Prozessverläufen. Es soll möglich sein, aufgrund der Fett-, Protein- und Kohlenhydratgehalte der biogenen Abfälle allgemeingültige Rückschlüsse auf den Faulprozess, vor allen Dingen auf Gasausbeute und Rückbelastung, zu ziehen.
- Empfehlungen eines für den Faulprozess günstigen Mischungsverhältnisses von Klärschlamm und biogenem Abfall.

- Identifikation der durch die Mitbehandlung auftretenden Veränderungen in folgenden Stoffströmen:
 - ausgefaultes Klärschlamm-Abfall-Gemisch
 - Prozesswasser
 - Faulgas

Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens werden in den nachfolgenden Kapiteln dargestellt.

2 Voraussetzungen für die Mitbehandlung biogener Abfälle

2.1 Stoffliche Voraussetzungen

Um eine Beurteilung über die Eignung zur Co-Vergärung vornehmen zu können, ist es notwendig, das Substrat nach verschiedenen Kriterien zu bewerten. Im Vordergrund stehen hier die Inhaltsstoffe Zucker, Eiweiß und Fett, die wesentlich das Gasbildungspotential biogener Abfälle bestimmen. Neben diesem quantitativen Aspekt ist die mikrobielle Verfügbarkeit dieser Inhaltsstoffe mitentscheidend für das Gasbildungspotential. Da die zur Co-Vergärung eingesetzten biogenen Abfälle vor dem Eintrag in den Faulbehälter einer stoffspezifischen Aufbereitung unterzogen werden müssen, sind darüber hinaus technische Anforderungen zu berücksichtigen.

Hauptinhaltsstoffe

Die Hauptinhaltsstoffe biogener Abfälle sind, wie in Abbildung 1 dargestellt, Zucker, Eiweiß, Fett und Lignin. Einem mikrobiologischen Abbau bei der Faulung unterliegen jedoch nur Zucker, Eiweiß und Fett. Lignin wird unter anaeroben Verhältnissen in den vorgesehenen Faulzeiten nur im geringen Umfang abgebaut [66, 110].

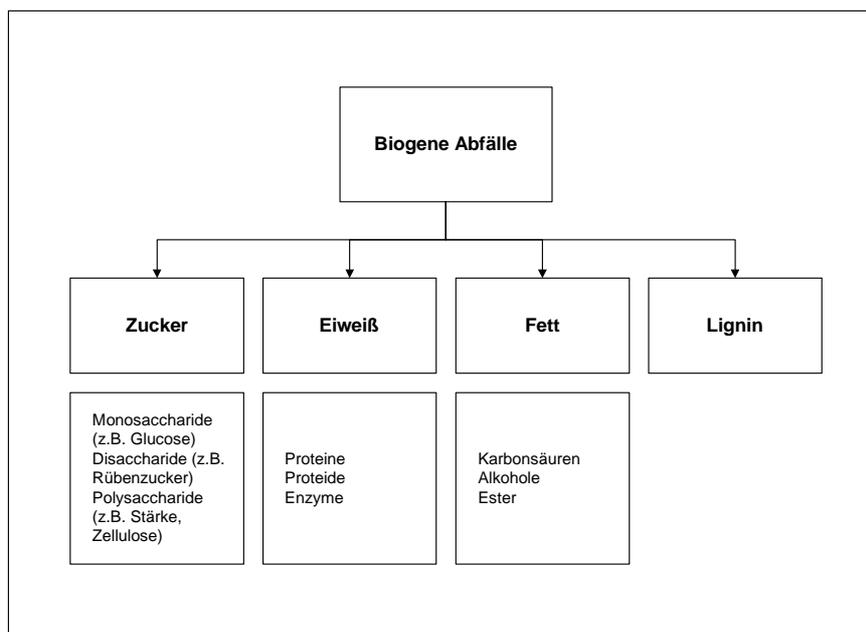


Abbildung 1: Hauptinhaltsstoffe biogener Abfälle

Die theoretische Biogasausbeute und der Methangehalt des zugeführten Substrates hängen wesentlich von der Zusammensetzung der organischen Trockensubstanz und deren mikrobielle Verfügbarkeit ab.

Die Biogasausbeuten für die einzelnen Stoffklassen lassen sich, wie in Tabelle 1 dargestellt, ermitteln. Diese hier aufgezeigten Gasausbeuten wurden durch Monofermmentation ermittelt.

Tabelle 1: Theoretischer Gasertrag und Zusammensetzung beim Abbau von Kohlenhydraten, Eiweißen und Fetten

Substrat	Biogasausbeute I_n/kg oTR	Methangehalt Vol.-%	Energie (MJ/kg oTR)
Kohlenhydrate	800 – 900	50	14,4
Proteine	700	70	17,6
Fette	1200	67	28,9

Der Übertrag der in Tabelle 1 genannten Gaserträge auf ein Verfahren wie die Co-Vergärung, in dem ein Stoffgemisch umgesetzt wird, ist nur bedingt möglich. Ein zu erwartender Gasertrag bei der Co-Vergärung kann jedoch abgeschätzt werden. Die Faulgasausbeute bei der Klärschlammstabilisierung ist aufgrund der heterogenen

Struktur des Klärschlammes nicht eindeutig zu fixieren. Die Berechnungen und Messungen unterschiedlicher Fachleute sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Literaturangaben zum spezifischen Gasanfall in l Gas/kg oTR_{zu}

Quelle	Faulgasausbeute (l Gas/kg oTR _{zu})
ATV [86]	275 – 480
IMHOFF [39]	450
ROEDIGER [94]	600
HOFFMANN [38]	480
MEYER [69]	480

Die Beschaffenheit des Faulgases wird durch die spezifischen Inhaltsstoffe im auszufaulenden Rohschlamm bzw. Rohschlamm-Abfallgemisch geprägt. Der Methangehalt liegt dabei zwischen 60 und 70 Vol.-% bei üblichen Betriebsbedingungen mit einem Heizwert von $H_{u,n}$ von 6,0 bis 7,0 kWh/Nm³ [105].

Lignin/Zellulose-Verhältnis

Neben der stofflichen Zusammensetzung der biogenen Abfälle spielt die mikrobielle Verfügbarkeit der Stoffe eine wesentliche Rolle. Viele biogene Abfälle sind stark lignin- und zellulosehaltig. Lignin kann den Zellulose- und Hemizelluloseabbau blockieren, wenn das Lignin/Zellulose-Verhältnis sehr hoch ist. Dabei liegt die Zellulose wie bei holzigen Abfällen und Reststoffen zum Teil im Lignin inkrustiert vor und ist deshalb einem anaeroben Abbau nur schwer zugänglich. Solange der schützende Ligninmantel intakt ist, bleibt die Zellulose für Enzyme schwer bzw. gar nicht zugänglich [71]. Die enzymatische Abbaubarkeit und damit der Hydrolysegrad nimmt, wie in Tabelle 3 dargestellt, mit zunehmenden Lignin/Zellulose-Verhältnis stark ab.

Tabelle 3: Einfluss des Lignin/Zellulose-Verhältnisses auf die anaerobe Abbaubarkeit biogener Abfälle [71]

Reststoff	Lignin/Zellulose-Verhältnis	Hydrolysegrad in %
Holz	0,3 – 0,6	0 – 40
Stroh	0,1 – 0,4	40 – 60
Gras	0,1 – 0,2	50 – 90

Störstoffe

Neben einem hohen Gehalt leicht verstoffwechselbarer Inhaltsstoffe sollten die biogene Abfälle weitere verfahrensspezifische Kriterien aufweisen.

Das Substrat sollte möglichst frei von Störstoffen wie Sand, Holzstücke, Plastikfolie etc. sein, die die Prozessführung durch Verstopfen der Pumpen, der Rührreinrichtungen oder Rohre und damit die Betriebssicherheit gefährden.

Sind Störstoffe vorhanden, sollten diese durch möglichst einfache Technik aus dem Substrat zu entfernen sein. Des Weiteren darf auch der nicht zu entfernende Anteil aufgrund biologischer, chemischer oder auch physikalischer Eigenschaften den Stabilisierungsprozess als solchen nicht gefährden.

Lange Faserstoffe, die vor allem die Pumpprozesse erheblich beeinträchtigen können, dürfen in den mitzubehandelnden Abfällen nicht enthalten sein oder sind vor einem Eintrag in den Faulbehälter so weit zu zerkleinern, dass von ihnen keine Störung mehr ausgehen kann [59].

C/N/P-Verhältnis

Das Kohlenstoff-Stickstoff-Phosphor-Verhältnis des Schlamm-Abfall-Gemisches beeinflusst insofern die Gasausbeute, da diese Stoffe für das Zellwachstum benötigt werden [40]. Für das Schlamm-Abfall-Gemisch ist ein Mindestnährstoffverhältnis von CSB:N:P von ca. 800:5:1 erforderlich.

Schadstoffgehalte der Co-Substrate

Da im Prozess der anaeroben Schlammbehandlung keine Schadstoffentfrachtung stattfinden kann, bedeuten zu hohe Schwermetallgehalte u.U. eine Limitierung bei der Verwertung des Faulschlammes in der Landwirtschaft und/oder eine Erhöhung der Konzentrationen im Prozesswasser. Die Schadstoff- und Nährstoffgehalte der Co-Substrate Klärschlamm und biogene Abfälle spielen eine wichtige Rolle, da diese die Qualität des anfallenden Klärschlamm-Abfall-Gemisches sowie des Prozesswassers bestimmen. Für die Co-Vergärung sollen nur Substrate als geeignet bewertet werden, die generell die Endprodukte wie Faulgas und Faulschlamm sowie die Trübwässer nicht negativ beeinflussen [102].

Hygienische Aspekte bei der Mitbehandlung von biogenen Abfällen in Faulbehältern

Aufgrund der derzeit noch nicht abschließend untersuchten Problematik der Exposition biologischer Arbeitsstoffe in Anlagen zur Abwasser- und Schlammbehandlung sollen hier kurz die nach aktuellem Kenntnisstand erforderlichen Schutzmaßnahmen genannt werden:

- Weitgehende Trennung von Keimquellen und Umgebungsluft (geschlossene Systeme)
- Geeignete raumluftechnische Anlagen
- Angepasstes Hygienekonzept
- Organisatorische Maßnahmen (Expositionszeitbegrenzung)

Die Beachtung hygienischer Aspekte beim Umgang mit biologischen Arbeitsstoffen ist umso wichtiger, da bestimmte biogene Abfälle wie Speisereste, Schlachtabfälle, Abfälle aus der Fleischverarbeitung sowie überlagerte Lebensmittel tierischen Ursprungs aufgrund ihrer stofflichen Zusammensetzung besonders geeignet für eine Co-Vergärung sind.

Nun sind Abfälle, die unter das Tierkörperbeseitigungsgesetzes fallen, grundsätzlich in Tierkörperbeseitigungsanlagen zu entsorgen. Hier gewährleistet eine Drucksterilisation (133° C, 3 bar, 20 Minuten) die Inaktivierung aller Krankheitserreger.

Unter bestimmten Voraussetzungen und Bedingungen können jedoch Ausnahmegenehmigungen für die Behandlung dieser Abfälle außerhalb von Tierkörperbeseitigungsanlagen nach §8 Tierkörperbeseitigungsgesetz durch die Kreisordnungsbehörden erteilt werden.

Die Ausnahmeregelung wird im wesentlichen von einer Hygienisierung abhängig gemacht. Die Ausnahmeregelungen des Tierkörperbeseitigungsgesetzes sollen den Weg für alternative Verwertungsmöglichkeiten öffnen. Neben seuchenhygienischen Parametern haben die Kreisordnungsbehörden auch das öffentliche Interesse an einer kostengünstigen Verwertung zu beachten. Hier kann es zu einer Konkurrenzsituation kommen. [93]

Zusammenfassung der stofflichen Voraussetzungen für die Co-Vergärung

Zusammenfassend sollten biogene Abfälle die in Tabelle 4 genannten Eingangsvoraussetzungen erfüllen, um für den Einsatz bei der Co-Vergärung geeignet zu sein.

Tabelle 4: Stoffliche Anforderungen für eine Co-Vergärung

Stoffliche Anforderungen
Hoher Gehalt an organischen Inhaltsstoffen (oTR-Gehalt > 50 % TR)
Abbaubarkeit der organischen Substanz in vorgegebener Faulzeit mind. 50 %
Geringer Gehalt an organischen und anorganischen Schadstoffen
Seuchenhygienische Unbedenklichkeit
Geringer Störstoffanteil
Bildung von homogenen Gemischen aus Klärschlamm und biogenen Abfällen

2.2 Verfahrenstechnische Voraussetzungen

Neben den stofflichen Anforderungen, die an biogene Abfälle zu stellen sind, müssen im gleichen Masse die technischen Einrichtungen kommunaler Abwasserreinigungsanlagen spezifische Anforderungen erfüllen, damit eine Co-Vergärung erfolgen kann.

Faulraumkapazitäten

Zweck der Klärschlammstabilisierung ist es, die Schlamminhaltsstoffe in eine Form zu überführen (stoffliche Veränderung), die weder durch Bildung von Geruchsstoffen noch durch andere Einwirkungen auf die Umwelt hygienische oder ästhetische Missstände hervorruft, die Schlammfeststoffmenge zu verringern, die Entwässerungseigenschaften zu verbessern und die energetischen Potentiale aus dem Faulschlamm zu nutzen.

Bis heute hat sich bei der Faulraumbemessung kein allgemein angewandter Bemessungsgrundsatz durchsetzen können. Die theoretische Aufenthaltszeit, die sich aus der Zuflussmenge und dem Faulbehältervolumen ergibt, sollte zwischen 15 und 25 Tagen betragen. Tabelle 5 zeigt die Bemessungswerte verschiedener Quellen für kleine, mittlere und größere Anlagen. Eine Reihe von Forschungsarbeiten dokumen-

tieren, dass bei konstanten Betriebs- und Milieubedingungen übliche Faulzeiten von 20 bis 30 Tagen und mehr bedenkenlos auf 15 bis 20 Tage gesenkt werden können [11].

Tabelle 5: Bemessungswerte für beheizte Faulbehälter [11]

	kleine Anlagen < 50.000 EW	mittlere Anlagen 50.000 - 100.000 EW	größere Anlagen > 100.000 EW
org. Raumbelastung [kg oTR/m ³ x d]	1,5	3,0	4,5
Mindestfaulzeit [d]	20	18	12
Empfohlene Faulzeit [d] (Richtlinie NRW)	22	20	18
Empfohlene Faulzeit [d] (Literatur)	20 - 30	15 - 20	12 - 15

Untersuchungen von KAPP zeigen im Vergleich zu den Bemessungswerten die tatsächlich vorhandene Belastung bei rd. 200 ausgewerteten Faulungsanlagen auf kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. Diese Belastungskennwerte werden auch in anderen Untersuchungen bestätigt [44].

Tabelle 6: Belastungskennwerte bestehender Faulanlagen [44]

Parameter	Einheit	Mittelwert	Medianwert	Bemessungswert
Aufenthaltszeit	[d]	rd. 39,5	rd. 33	12 - 20
Raumbelastung	kg oTR/m ³ ·d	1,01	0,87	1,5 - 4,5
TR-Gehalt im Reaktor	%	3,0	3,6	-

Aus dem Vergleich von Bemessungswerten und tatsächlicher Auslastung wird deutlich, dass große Reserven bestehen, die durchschnittlich den Faktor 2 für die Aufenthaltszeit und den Faktor 4 für die Raumbelastung betragen.

Die in Tabelle 6 beschriebenen Leistungsreserven geben einen ersten Hinweis darauf, dass grundsätzlich Kapazitäten für eine Mitbehandlung von Bioabfällen in kom-

munalen Kläranlagen vorhanden sind. Im Einzelfall sind anlagenspezifische Kapazitätsbetrachtungen erforderlich [48].

Behandlungskapazitäten der Kläranlage

In Hinblick auf die Zusatzbelastung der Kläranlage durch die erhöhten Belastungen des anfallenden Prozesswassers müssen die entsprechenden Behandlungskapazitäten durch einen rechnerischen Nachweis sichergestellt werden.

Aufbereitung der biogenen Abfälle für eine Co-Vergärung

Grundsätzlich entsprechen die erforderlichen Vorbehandlungsmaßnahmen für die Mitbehandlung von organischen Abfallfraktionen denen für Vergärungsanlagen [48, 46, 60, 62].

Die Methoden und der zu betreibende Aufwand der Aufbereitung werden bestimmt durch die Zusammensetzung der biogenen Abfälle.

Abbildung 2 zeigt ein Schema der Co-Vergärung mit den verschiedenen vor- und nachgeschalteten Verfahrensschritten.

Je nach angelieferten Stoffen ist der Einsatz von Rechenanlagen oder Sieben (z. B. Fäkalschlammannahmestationen) sinnvoll, um Sink-, Schwimm- und Grobstoffe zu entnehmen, oder es ist eine Regulierung des pH-Wertes auf Werte zwischen 7 und 8 erforderlich.

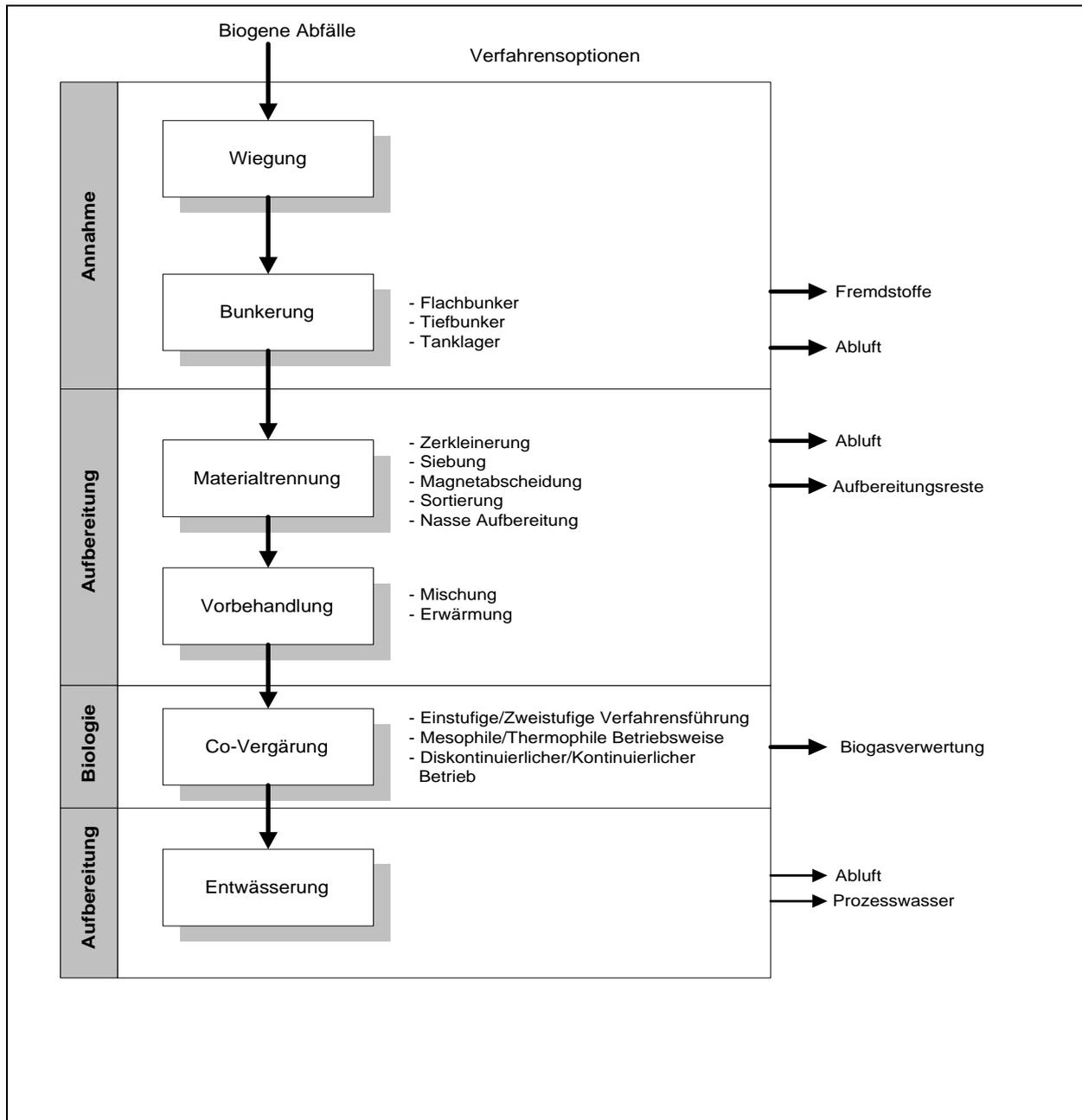


Abbildung 2: Verfahrensschema der Co-Vergärung [13]

Die industriellen und gewerblichen Bioabfälle werden mit Trockensubstanzgehalten bis zu 40 % angeliefert. Die Vorbehandlungsmaßnahmen müssen somit einen für den anaeroben Aufschluss und die Umwälzung günstigen Trockensubstanzgehalt unter 10 % TR gewährleisten. Dies ist in der Regel problemlos durch Vermischen mit vorhandenen Überschussschlämmen möglich. Eine vorherige Vermischung dient darüber hinaus der Vermeidung von bereichsweisen pH-Wert-Absenkungen [8].

Aufbereitungsrückstände

Die Aufbereitungsrückstände sollten im Verhältnis zum einsetzbaren Teil des Substrates mengenmäßig gering ausfallen und so beschaffen sein, dass sie ohne zusätzlichen Aufwand beseitigt werden können. Wie das Ausgangssubstrat sollten die Aufbereitungsrückstände keine Inhaltsstoffe besitzen, die es unmöglich machen, diese weiter zu verwerten oder auf der Deponie mit eventueller Vorbehandlung abzulagern.

Vor allem bei fetthaltigen Abfällen ist auf eine ständig ausreichende Temperierung (> 25° C) der Stoffe zu achten, da es durch Ablagerungen von entmischtem Fett zu erheblichen Problemen in Rohrleitungen und Behältern kommen kann.

Emissionen

Da die Co-Vergärung in einem geschlossenen Behälter abläuft, sind während des Faulprozesses keine geruchlichen Emissionen zu erwarten. Es können im Anlieferung und Aufbereitungsbereich und bei der Zwischenlagerung Gerüche entstehen. Daher ist darauf zu achten, die Substrate sofort nach Anlieferung in geschlossenen Behältern bis zum Einsatz zwischenzulagern und den Aufbereitungs- und Mischprozess so kurz wie möglich zu gestalten.

Zusammenfassung der technischen Voraussetzungen für die Co-Vergärung

Nachfolgend werden die technischen Voraussetzungen für die Co-Vergärung zusammengefasst.

Tabelle 7: Verfahrenstechnische Voraussetzungen für die Durchführung einer Co-Vergärung

Verfahrenstechnische Voraussetzungen
Freie Behandlungskapazität im Faulbehälter und in der Kläranlage
Leichte Entfernung der Störstoffe
Herstellung homogener Stoffgemische
Einhaltung von Hygienestandards und Beachtung hygienischer Aspekte für den Umgang mit biologischen Arbeitsstoffen

3 Aufkommen und Identifikation relevanter biogener Abfälle für die Co-Vergärung

Das jährliche Aufkommen an biogenen Abfällen in Deutschland beträgt nach neuesten Schätzungen rd. 72,5 bis 90 Mio. Mg oTR, wobei zwei Drittel in der Landwirtschaft anfallen und ein Drittel aus dem produzierenden Gewerbe sowie dem Hausmüll stammt [122].

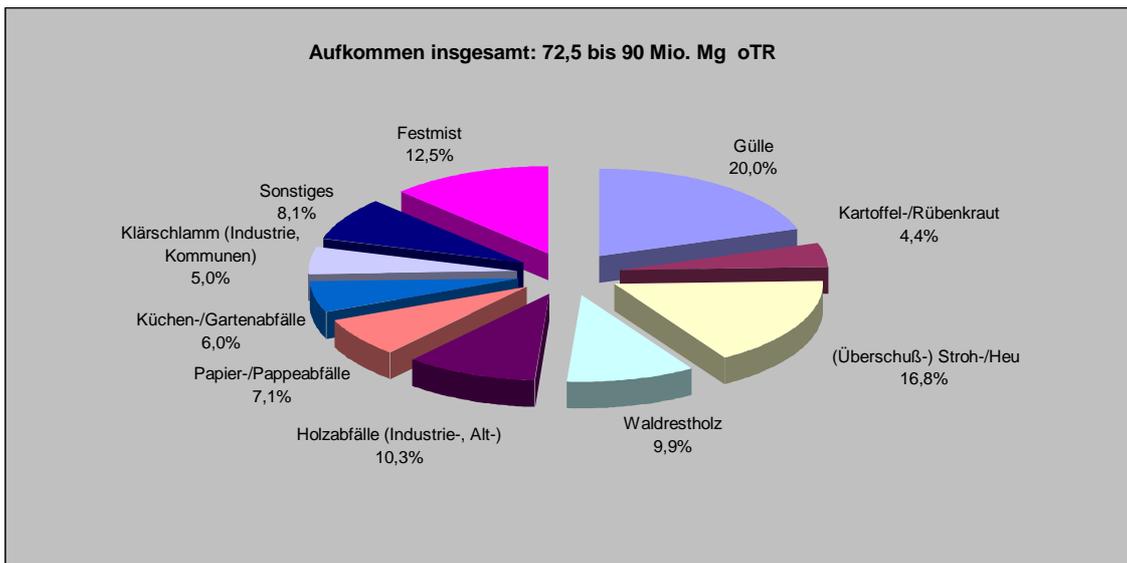


Abbildung 3: Relativer Anteil der wichtigsten biogenen Abfälle am Gesamtaufkommen, Basis 1990 [13, 122]

Die Aufschlüsselung der organischen Abfälle nach ihrer Art, wie dies in der Abbildung 3 dargestellt ist, zeigt, dass die an Trockensubstanz reichen Fraktionen mit insgesamt rd. 45 % das Gesamtaufkommen dominieren. Die relative Verteilung der organischen Reststoffe, bezogen auf die verschiedenen Herkunftsbereiche ergibt, dass die für eine Co-Vergärung in Frage kommenden biogenen Abfälle in der Summe etwa 20 – 30 % umfassen.

Zu detaillierten Abfallmengenangaben für den gewerblichen Bereich existieren nur sehr wenige Untersuchungen. Das Abfallkataster des Handwerks Nordrhein-Westfalen zeigt, wie in Tabelle 8 aufgelistet, z.B. eine Aufteilung der verschiedenen Abfallarten, ihr Aufkommen und den Anteil der stofflichen Verwertung.

Tabelle 8: Auszug aus dem Abfallkataster des Handwerks in Nordrhein-Westfalen [90]

LAGA Nr.	Bezeichnung	Aufkommen [Mg/a]	Davon stofflich verwertet [Mg/a]
11102	Überlagerte Lebensmittel	18.370	13.320
11104	Würzmittelrückstände	2.434	23
11108	Rückstände aus Konservenfabriken	720	370
11111	Teigabfälle	3.378	646
11401	Überlagerte Genußmittel	1.168	21
11404	Malztreber, Malzkeime, Malzstaub	4.615	3.900
11407	Obst-, Getreide-, Kartoffelschlempen	858	332
11414	Schlamm aus Brennereien	1,0	0
11419	Hefe und hefeähnliche Rückstände	1.231	220
12302	Fettabfälle	17.047	7.524
12501	Inhalt von Fettabscheidern	6.679	591
13103	Innereien	3.396	887
13106	Blut	1.857	292
13108	Magen- und Darminhalte	3.390	991
13109	Wildabfälle	480	197
17101	Rinden	651	57
91202	Küchen- und Kantinenabfälle	45.120	1.572

Einfacher gestaltet sich die Abschätzung des Anteils der biogenen Abfälle aus dem Hausmüll. Für die Bundesländer liegen Abfallbilanzen vor, in denen Daten über die erfassten Bioabfallmengen inbegriffen sind.

Leider lässt für einige Bundesländer die Qualität der Bilanzen keine aussagekräftige Information über die Verwertung bzw. Verfügbarkeit der Bioabfälle zu. Die Abfallstatistik des Saarlandes z.B. nennt auf Anfrage nur die Bioabfallmenge von 20.678 Mg für das Jahr 1998 [78]. Jedoch werden keine Angaben über den Anschlussgrad der

Biotonne oder Prognosen für die kommenden Jahre gemacht. In Tabelle 9 sind die in den Bundesländer erfassten einwohnerspezifischen Bioabfallmengen aus dem Jahr 1997 dargestellt.

Tabelle 9: Einwohnerspezifische Bioabfallmengen in verschiedenen Bundesländern in 1997 [75-83]

Bundesland	Bioabfall in kg/(E-a)
Bayern	114 ⁺
Brandenburg	16
Bremen	31
Hamburg	27
Hessen	96
Mecklenburg-Vorpommern	14
Niedersachsen	120
Nordrhein-Westfalen	48
Rheinland-Pfalz	68 (Jahr 1998)
Sachsen	45
Sachsen-Anhalt	25
Schleswig-Holstein	52
Thüringen	19

(+ mit kommunalem Grüngut)

Die Entwicklung der getrennten Sammlung von Bioabfällen aus Haushalten ist zwar in den letzten Jahren sehr schnell fortgeschritten, aber noch nicht überall abgeschlossen.

Neben den Bioabfällen aus Haushalten stehen gewerbliche biogene Abfälle für die Co-Vergärung zur Verfügung, wie unter anderem Küchen- und Kantinenabfälle, Fettabscheiderinhalte aus den unterschiedlichen Bereichen der Nahrungsmittelproduktion, Marktabfälle, überlagerte Nahrungs- und Genussmittel, Rückstände aus der Konservenfabrikation, um hier nur einige zu nennen.

Nicht alle Abfälle erfüllen die stofflichen Voraussetzungen für die Co-Vergärung, wie sie in der Tabelle 4 aufgelistet sind. Werden die hier genannten stofflichen Anforderungen als Auswahlkriterien auf die Liste der für die Co-Vergärung prinzipiell geeigneten biogenen Abfälle angewendet, so verbleiben als einsetzbare Abfälle:

- Bioabfälle aus Haushalten,
- Marktabfälle,
- Fettabscheiderinhalte, Fettabfälle
- Überlagerte Lebens- und Genussmittel, Fehlchargen aus der Lebens- und Genussmittelproduktion,
- Rückstände aus der Lebens- und Genussmittelproduktion,
- Treber und Schlempen sowie
- (Küchen- und Kantinenabfälle).

In der Literatur wird von einigen Kläranlagen berichtet, auf denen eine großtechnische Co-Vergärung bereits unter Verwendung oben genannter biogener Abfälle praktiziert wird, was die hier getroffene Auswahl an biogenen Abfälle unterstreicht.

In folgender Tabelle 10 sind die mitbehandelten Substrate mit EAK-Schlüssel und – Gruppe aufgelistet. Weiterhin ist angegeben, in welcher Kläranlage sie zur Co-Vergärung zugegeben werden. Weitere Angaben über Kläranlagen die eine Co-Vergärung praktizieren hat Rosenwinkel veröffentlicht [95].

Tabelle 10: Großtechnische Erfahrungen mit der Co-Vergärung bzw. Vergärung von Bioabfällen

EAK-Schlüssel	EAK-Bezeichnung	EAK-Gruppe	Abfall-Bezeichnung	Kläranlage/ Vergärungsanlage
2001 08	organische, kompostierbare Küchenabfälle, getrennt eingesammelte Fraktionen (einschließlich Frittieröl und Küchenabfällen aus Kantinen)	Getrennt eingesammelte Fraktionen	Bioabfall	Sinzheim [23]
				Hildesheim [14]
				Karlsruhe, Vergärung [52]
				Lippeverband [88]
				Baden-Baden [28]
				Rottweil, Vergärung [9]
			Hamburg, Vergärung [110]	
			Hausmüll	Gent, Vergärung
0203 04	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	Abfälle aus der Zubereitung und Verarbeitung von Obst, Gemüse, Getreide, Speiseölen, Kakao, Kaffee und Tabak, Konservenherstellung	Prozesswasser aus der Kartoffelindustrie	Niersverband [123]
0202 03	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	Abfälle aus der Zubereitung und Verarbeitung von Fleisch, Fisch und anderen Nahrungsmitteln tierischen Ursprungs	Schlachthofabfälle	Rheda-Wiedenbrück [85]
			Blut	Klärwerk Gießen [34]
			Fette	großtechnisch [120]
			Schweineblut	Niersverband [123]
0202 04	Schlämme aus der betriebseigenen Abwasserbehandlung		Flotate aus der Wurstfabrikation	Niersverband [123]
0207 02	Abfälle aus der Destillation von Spirituosen	Abfälle aus der Herstellung von alkoholischen und alkoholfreien Getränken (ohne Kaffee, Tee und Kakao)	Brennereischlempen	großtechnisch [96]
			Altfett	Klärwerk Witten-Herbede [34]
			Silageflüssigkeit	
0205 01	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	Abfälle aus der Milchverarbeitung	Molke	Bad Schwalbach [120]

4 Durchführung der Versuche

4.1 Versuchsanlage

Die Versuchsanlage bestand aus zwei identischen, parallel betriebenen Faulungsanlagen, von denen eine ausschließlich zur Klärschlammfaulung (FB1) und die andere zur Co-Vergärung (FB2) eingesetzt wurde. Eine Anlage bestand aus folgenden Komponenten:

- Vorlagebehälter mit Rührwerk (0,3 m³)
- Faulbehälter (1,1 m³ Nutzvolumen)
- Nacheindicker (0,2 m³)
- Einrichtungen zur Gasmessung
- diverse Pumpen, Rohrleitungen und Probenehmer

Die Co-Substrate wurden bei Bedarf entsprechend aufbereitet und in vorher festgelegten Zugabemengen mit dem Frischschlamm in einem Vorlagebehälter vermischt.

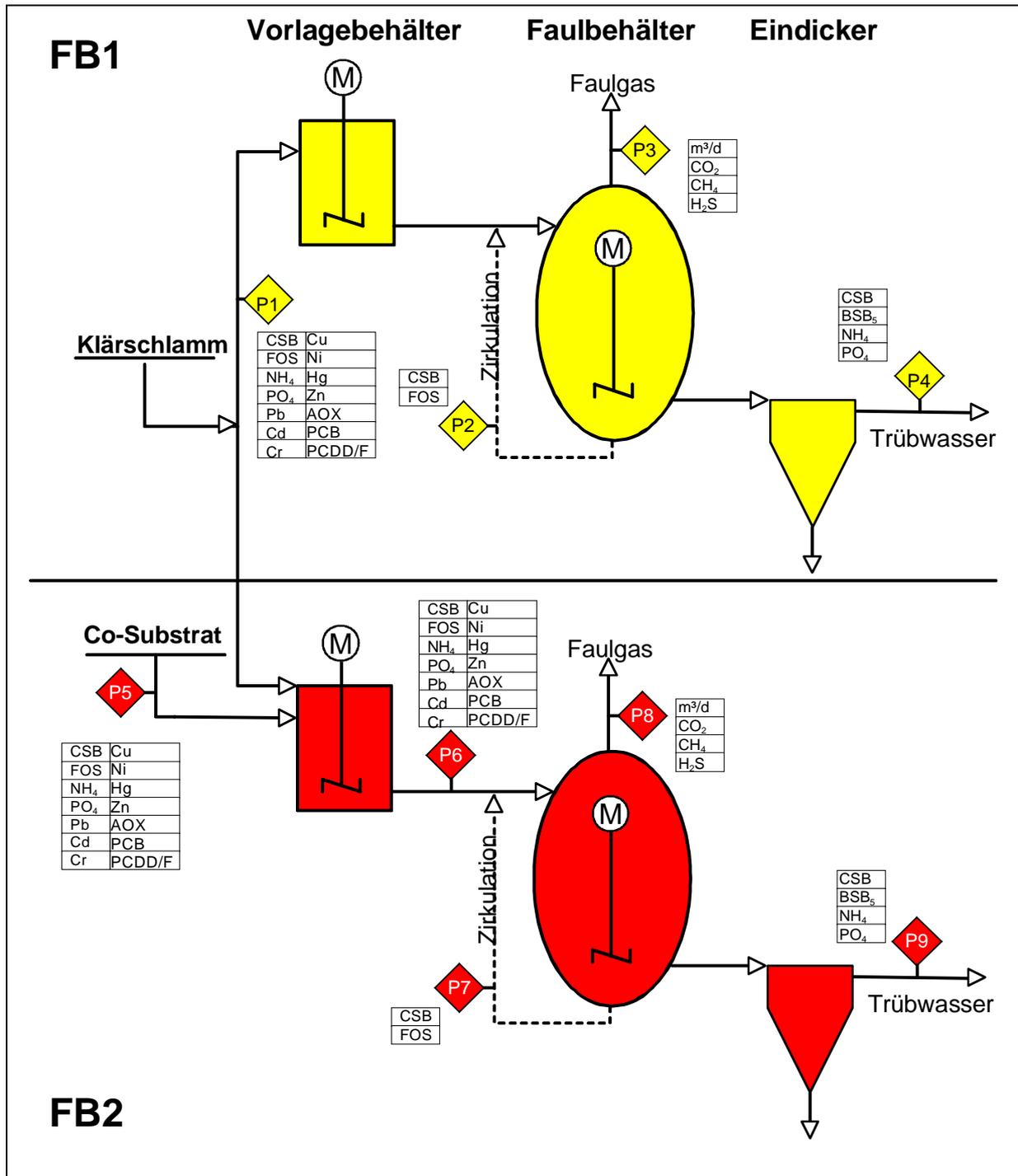


Abbildung 4: Verfahrensschema der Anlage zur Co-Vergärung (FB2) und Klärschlammfaulung (FB1) sowie zugehörige Probenahmestellen (P)

Abbildung 5 zeigt vorne links den Vorlagebehälter für die Co-Vergärung, in dem das Klärschlamm-Substrat-Gemisch hergestellt und vorgehalten wurde. Zur Homogenisierung des Gemisches wurde ein Rührer eingesetzt. Hinter dem Vorlagebehälter sieht man den Faulbehälter zur Co-Vergärung (FB2) und rechts daneben den Faulbehälter zur Klärschlammfaulung (FB1).



Abbildung 5: Versuchsanlage mit Faulbehältern zur Klärschlammfäulung (FB1, Bildmitte) und zur Co-Vergärung (FB2)



Abbildung 6: Vorlage- und Faulbehälter der Versuchsanlage

Abbildung 6 zeigt rechts im Vordergrund den Vorlagebehälter für FB1, in dem der Rohschlamm vorgehalten wurde. In der Bildmitte ist der Faulbehälter FB1 für die Klärschlammfäulung zu erkennen. Links im Hintergrund sieht man den Faulbehälter FB2 für die Co-Vergärung.

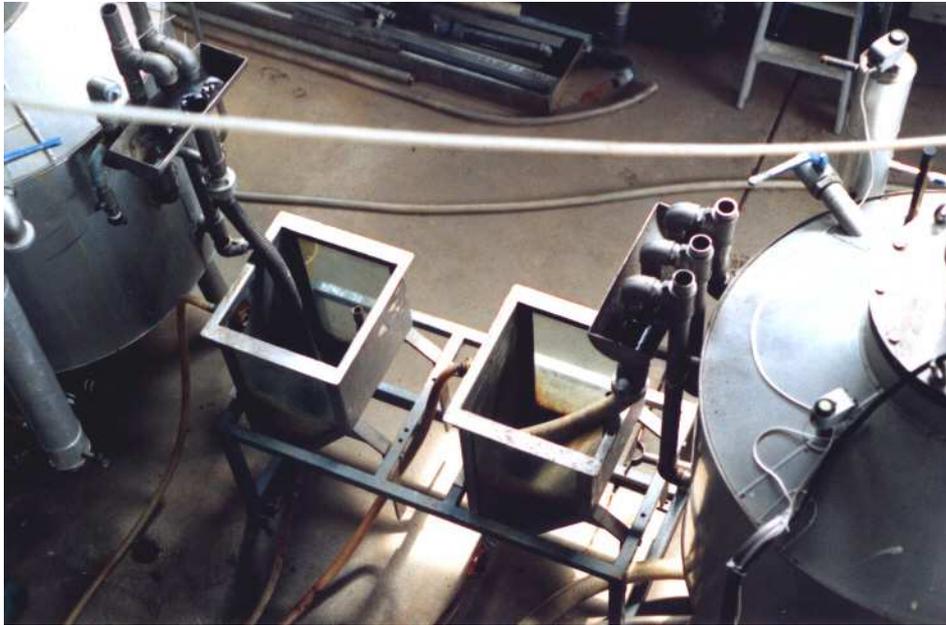


Abbildung 7: Nacheindicker der Klärschlammfäulung (Bildmitte – links) und der Co-Vergärung (Bildmitte – rechts)

In der Bildmitte (Abbildung 7) sind die Nacheindicker zu sehen. Diese dienen zum einen als Abzug des Faulschlammes sowie als Probenahmestelle für Prozesswasser und eingedickten Schlamm zwecks Ermittlung der Rückbelastung. Rechts im Bild ist der Faulbehälter FB2 zu erkennen, links der Faulbehälter FB1.

Abbildung 8 zeigt den Analytik-Bereich auf der Versuchsanlage. Hier wurden die Probenvorbereitungen und Vor-Ort-Analysen, wie z. B. Messung des TR-Gehaltes, des Glühverlustes, des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Absetzverhaltens, vorgenommen.



Abbildung 8: Labor auf der Versuchsanlage

4.2 Probenahme und Anlagenbetreuung

Ein betriebssicherer Versuchsbetrieb wurde durch eine tägliche Betreuung der Versuchsanlage gewährleistet. Die Betreuung umfasste die Neubefüllung der Vorlagebehälter, das Abpumpen der Eindicker, die Durchführung des Probenahmeprogramms und die Vor-Ort-Analytik sowie die notwendigen Wartungs- und Reinigungsarbeiten.

Die Probenahmestellen sind in Abbildung 4 dargestellt und mit dem Buchstaben P gekennzeichnet.

Die an den jeweiligen Positionen entnommenen Proben wurden entsprechend dem Analyseplan, wie in Tabelle 11 aufgeführt, auf ihre Inhaltsstoffe untersucht.

Tabelle 11: Analyseplan für die Klärschlammfäulung und Co-Vergärung

Analyseplan								
Klärschlammfäulung (FB1)				Co-Vergärung (FB2)				
P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
Rohschlamm	Umwälzschlamm	Faulgas	Trübwasser	Co-Substrat	Zul. FB 2	Zirk. FB 2	Gas FB 2	Abl. TW 2
Fett	Fett			Fett	Fett	Fett		
KH	KH			KH	KH	KH		
Protein	Protein			Protein	Protein	Protein		
CSB	CSB		CSB	CSB	CSB	CSB		CSB
			BSB ₅					BSB ₅
FOS	FOS			FOS	FOS	FOS		
NH ₄			NH ₄	NH ₄	NH ₄			NH ₄
PO ₄			PO ₄	PO ₄	PO ₄			PO ₄
Pb				Pb	Pb			
Cd				Cd	Cd			
Cr				Cr	Cr			
Cu				Cu	Cu			
Ni				Ni	Ni			
Hg				Hg	Hg			
Zn				Zn	Zn			
AOX				AOX	AOX			
PCB				PCB	PCB			
PCDD/F				PCDD/F	PCDD/F			
TR	TR			TR	TR	TR		
GV	GV			GV	GV	GV		
oTR	oTR			oTR	oTR	oTR		
pH	pH			pH	pH	pH		
	C°					C°		
Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	m ³ /d	Q
		CO ₂					CO ₂	
		CH ₄					CH ₄	
		H ₂ S					H ₂ S	

Analysehäufigkeit
 2 mal wöchentlich

 1 mal je Versuchsphase

 Analysedaten der KA

 alle 14 Tage

 werktägige Eigenanalyse des FiW

Zur Qualitätssicherung wurde immer eine Doppelbestimmung vorgenommen. Die Vorgehensweise bei der Analytik wird für die einzelnen Parameter nachfolgend genauer beschrieben:

Q: Sowohl der Volumenstrom des Rohschlammes als auch des Gemisches wurden durch Auslittern der Pumpleistung bestimmt. Der Gasstrom wurde kontinuierlich erfasst und dessen Methangehalt über eine on-line-Messung bestimmt.

TR:	Die Bestimmung des Trockenrückstandes (TR) wurde nach DIN 38409 Teil 2 vor Ort durchgeführt.
GV/oTR	Die Bestimmung des Glühverlustes erfolgte nach DIN 38414 Teil 3, der organische Trockenrückstand (oTR) wurde mit TR und GV rechnerisch ermittelt.
FOS:	Die Messung der flüchtigen organischen Säuren (FOS) erfolgte nach DEV H 21.
Pb, Cd, Cu, Hg, Ni, Cr, Zn, AOX, PCB, PCDD/F:	Die Schwermetallanalysen für die Metalle (Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Blei (Pb), Zink (Zn) und Quecksilber (Hg)) wurden nach DIN 38406 E 6, 8, 10, 12 und 19, die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) nach DIN 38414 S 18 sowie die Polychlorierten Biphenyle (PCB) nach Anh. 1, AbklärV. bestimmt. Bei den PCB und PCDD/F wurde eine Doppelbestimmung mit Gaschromatographie mit Massenspektrometer nach AbklärV (14.41992) durchgeführt.
CO₂/CH₄:	Die Bestimmung des CO ₂ -Anteils im Faulgas wurde mit Hilfe eines „Brigon Messgeräts“ manuell durchgeführt. Diese Bestimmung diente gleichzeitig der Kontrolle der On-line-Bestimmung des CH ₄ -Anteils im Faulgas. Der Methangehalt im Faulgas wurde mit einem Gerät der Firma Dräger Typ „Multivarn II“ on-line gemessen.
H₂S:	Das Vorhandensein von Schwefelwasserstoff wurde bei den Gasuntersuchungen olfaktorisch kontrolliert.
pH-Wert:	Die pH-Wert-Messungen waren Bestandteil der Versuchsanlagenbetreuung und wurden mit Hilfe mobiler Geräte vor Ort nach DIN 38404 Teil 5 durchgeführt.
Temperatur:	Die Temperaturmessung erfolgte vor Ort nach DIN 38404 Teil 4.
CSB:	Die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Trübwasser erfolgte nach DIN 38409 H 41.
BSB₅	Die Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach 5 Tagen erfolgte nach DIN 1889-1 H 51.
NH₄-N:	Die Bestimmung des NH ₄ -N wurde nach DIN 38406 E 5-2 durchgeführt.

- P_{ges.}:** Der P_{ges.}-Gehalt wurde nach DIN EN 1189 ermittelt.
- Fett:** Der Fettgehalt wurde nach DIN 38409 H 17 bestimmt.
- Kohlenhydrate:** Die Summe der Kohlenhydrate (Invertzucker) wurde nach DEV H 19/20 bestimmt.
- Protein:** Die Summe der Proteine wurde nach DIN EN 25663 bestimmt.

4.3 Auswahl der biogenen Abfälle für die halbtechnischen Untersuchungen

Die bei den halbtechnischen Untersuchungen eingesetzten Abfälle erfüllten alle in Tabelle 4 genannten notwendigen stofflichen Voraussetzungen.

Es sollten hier biogene Abfälle zur Co-Vergärung in den Faulbehälter zugegeben werden, bei denen ein Rückschluss von der Abfallzusammensetzung auf die Prozessverläufe möglich sein sollte.

Das Vorhaben umfasste 4 Versuchsphasen, wobei die in den einzelnen Versuchsphasen eingesetzten Co-Substrate nach ihren Substratinhaltsstoffen ausgewählt wurden.

Der Versuchsablauf war gegliedert in Co-Vergärung mit

- kohlenhydratdominiertem,
- proteindominiertem,
- fettdominiertem und
- gemischtem

biogenem Abfall.

Für jede Phase wurden zwei Abfälle ausgesucht, die hintereinander jeweils circa 4 Wochen zum Klärschlamm zugegeben wurden.

Die Substratkenndaten sowie Fotos der eingesetzten Substrate sind in Anhang 1 zusammengefasst.

Kohlenhydratdominierter Abfall

Für die erste Untersuchungsphase wurde ein Kirschsirup als Co-Substrat dem Klärschlamm zugegeben. Da das Substrat sehr homogen war, keine Störstoffe enthielt und nicht vorher noch zerkleinert werden musste, konnte es ohne Vorbehandlung direkt im Vorlagebehälter mit dem Rohschlamm vermischt werden.

Als zweites kohlenhydratdominiertes Substrat wurden Reste aus der Kartoffelverarbeitung eingesetzt.

Die Inhaltsstoffe der zwei Substrate sind in folgender Tabelle 12 aufgezeigt.

Tabelle 12: Substratinhaltsstoffe der kohlenhydratdominierten Abfälle

	TR	oTR	CSB	FOS	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Fett	Kohlenhydrate	Protein
	[%]	[% TR]	[g O ₂ /l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Kirschsirup	73,5	84,2	615	1370	223	50,4	906	621000	3000
Kartoffelstärke	29	63	613	387	<0,5	37,4	830	309000	2870

Fettdominierter Abfall

Während des ersten Teils der Phase II (fettdominierter Abfall) wurde gebrauchtes Frittieröl aus der Gastronomie als Co-Substrat eingesetzt. Das zweite Substrat war ein handelsübliches gehärtetes Pflanzenfett. Beide Substrate mussten vor Einmischen in den Klärschlamm auf 40° C erwärmt werden, um sie gut mit dem Rohschlamm vermischen zu können, und eine Flockenbildung zu vermeiden.

Tabelle 13: Substratinhaltsstoffe der fettdominierten Abfälle

	TR	oTR	CSB	FOS	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Fett	Kohlenhydrate	Protein
	[%]	[% TR]	[g O ₂ /kg]	[mg/l]	[mg/kg oTR]	[mg/kg oTR]	[g/kg]	[g/kg TR]	[g/kg]
Frittieröl	99,97	100	96000	-	32	< 20	950	1,0	0,51
Pflanzenfett	100	100	-	-	-	-	990	-	< 0,1

Proteindominierter Abfall

Für die Phase III mit proteindominierten Abfällen wurde als erstes Biertreber aus der Bierproduktion als Co-Substrat ausgewählt.

Als nächstes Substrat wurde Leinschrot aus der Ölproduktion mitbehandelt.

Um ein weiteres proteindominiertes Substrat in der Versuchsreihe einzusetzen, wurde Blutabwasser in die Faulung zugegeben.

Tabelle 14 gibt die Substratinhaltsstoffe der eingesetzten Abfälle (Biertreber, Leinschrot und Blutabwasser) wieder.

Tabelle 14: Substratinhaltsstoffe der proteindominierten Abfälle

	TR	oTR	CSB	FOS	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Fett	Kohlenhydrate	Protein
	[%]	[% TR]	[g O ₂ /kg TR]	[g/kg TR]	[g/kg TR]	[g/kg TR]	[g/kg TR]	[g/kg TR]	[g/kg TR]
Biertreber	21,2	85	1240	0,62	0,22	4,9	30,4	405	423
Leinschrot	88,2	93	1140	0,25	0,16	6,6	248	535	127
Blutabwasser	12	96	171,8	80,6	16,8	2,86	207	138	353

Mischsubstrat

Für das Mischsubstrat wurden überlagerte Lebensmittel entpackt, zerkleinert und homogenisiert. Die Substratinhaltsstoffe werden in Tabelle 15 aufgezeigt.

Tabelle 15: Substratinhaltsstoffe der gemischten Abfälle

	TR	oTR	CSB	FOS	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Fett	Kohlenhydrate	Protein
	[%]	[% TR]	[g O ₂ /kg TR]	[g/kg TR]	[g/kg TR]	[g/kg TR]	[g/l]	[g/l]	[g/l]
homogenisierte Lebensmittel	8,7	93,5	1225,8	23,4	1,18	4,14	37,7	12	51,0

4.4 Mischungsverhältnisse von Klärschlamm und biogenen Abfällen

Die Menge der theoretisch mitbehandelbaren biogenen Abfälle ergibt sich aus der Betrachtung des vorhandenen und des maximal möglichen Trockensubstanzgehaltes. Bei Kenntnis der Trockensubstanzgehalte des Rohschlammes TR_{RS} , des Bioabfalls TR_{Bio} und der Rohschlammmenge Q_{RS} folgt:

$$TR_{Gem,max} = \frac{(Q_{RS} \cdot TR_{RS} + Q_{Bio} \cdot TR_{Bio})}{Q_{RS} + Q_{Bio}}$$

Laut KAPP ist ein Trockensubstanzgehalt von bis zu 9 % im Faulbehälter realisierbar, ohne prozessbedingte Probleme hervorzurufen [44]. Jedoch ist auch zu beachten, dass zum Beispiel die Pumpen hinsichtlich des maximalen Trockensubstanzgehalts ein limitierender Faktor sein können, da es hier wegen steigender Viskositäten zu Förderproblemen kommen kann. Aus Gründen der Betriebssicherheit sollte ein Gehalt von 6,5 % TR nicht überschritten werden.

Die zweite Bedingung ist die Einhaltung der minimal erforderlichen Faulzeit $t_{F,gem}$, die sich aus dem Quotient des Faulbehältervolumens V und der zugegebenen Menge an Schlamm-Substrat-Gemisch ergibt.

$$t_{F,gem} = \frac{V}{Q_{RS} + Q_{Bio}}$$

Der dritte Teil der Belastungsberechnung erfolgt aus der Betrachtung der maximal möglichen organischen Raumbelastung. Die maximale Feststofffracht (FF_{Bio}) des Bioabfalls ergibt sich dann aus:

$$FF_{Bio} = \frac{(BR_{o,max} - BR_{o,vorh}) \cdot V}{oTR_{Bio}}$$

Häufig ist die Raumbelastung bei der Co-Vergärung der maßgebende Parameter, da die Co-Substrate in der Regel einen sehr hohen organischen Trockenrückstandsgehalt haben und ihr Volumenstrom im Verhältnis zur Klärschlammmenge klein ist. Zur Ermittlung der tatsächlichen Kapazität ist es immer ratsam, Faulversuche mit dem zu behandelnden Substrat durchzuführen.

4.5 Beschreibung der einzelnen Versuchsphasen

Da bei den hier durchgeführten Untersuchungen keine Beschränkungen durch die anfallenden Schlammengen, wie es in der Großtechnik der Fall ist, und einzuhaltenen Faulzeiten gegeben waren, wurde die Zugabemenge über die vorhandene organische Trockensubstanz errechnet. Mit der Steigerung der organischen Trockensubstanz um 12,5 % durch die Zugabe von Co-Substraten wurde die Versuchsanlage unter praxisnahen Belastungszuständen betrieben.

Durch die Steigerung um 25 % sollten extreme Belastungszustände simuliert werden, um die Auswirkungen auf die Prozessstabilität sowie auf die Gasproduktion, den Faulschlamm und auf das Prozesswasser zu prüfen. Die folgende Tabelle 16 gibt einen Überblick über die einzelnen Versuchsphasen hinsichtlich der Dauer und der zugegebenen Co-Substrate mit ihren Hauptinhaltsstoffen. Vor Beginn einer Phase wurden der aktuelle oTR-Gehalt im Klärschlamm sowie der oTR-Gehalt im Substrat bestimmt. Anschließend wurde die Menge an Co-Substrat pro Liter Klärschlamm zugegeben, die einer Erhöhung des oTR-Gehaltes des Klärschlammes entsprechend den Angaben in Tabelle 16 ergab.

Tabelle 16: Übersicht der Versuchsphasen

Phase	Zeitraum	Co-Substrat	Zugabemenge bezogen auf oTR – Gehalt in %	Hauptinhaltsstoff
I	10.08.98 - 6.09.98	Kirschsirup	12,5 %	Kohlenhydrat
	7.09.98 – 21.09.98		25 %	
	22.09.98 – 28.09.98	Reste aus der Kartoffelverarbeitung	12,5 %	
	29.09.98 – 22.10.98		25 %	
II	23.10.98 – 09.11.98	Frittieröl	12,5 %	Fett
	09.11.98 – 24.11.98		25 %	
	25.11.98 – 23.12.98	Fett	12,5 %	
III	18.01.99 – 29.01.99	Biertreber	12,5 %	Protein
	30.01.99 – 16.02.99		12,5 %	
	17.02.99 – 12.03.99	Leinschrot	12,5 %	
	15.03.99 – 22.03.99	Blutabwasser	12,5 %	
IV	09.04.99 – 11.05.99	Lebensmittelreste	12,5 %	Mischsubstrat

Tabelle 17 zeigt die Mittelwerte der Raumbelastungen in den einzelnen Phasen, abhängig von Art und Menge der zugegebenen Co-Substrate. Zum Vergleich wurden die Raumbelastungen im FB1, wo eine Klärschlammfäulung ohne Co-Substrat durchgeführt wurde, mitangegeben. Die Aufenthaltszeiten ergeben sich aus dem mittleren Zufluss und dem Faulbehältervolumen.

Tabelle 17 zeigt die Mittelwerte der Raumbelastungen in den einzelnen Phasen, abhängig von Art und Menge der zugegebenen Co-Substrate. Zum Vergleich wurden die Raumbelastungen im FB1, wo eine Klärschlammfäulung ohne Co-Substrat durchgeführt wurde, mitangegeben. Die Aufenthaltszeiten ergeben sich aus dem mittleren Zufluss und dem Faulbehältervolumen. In den einzelnen Phasen wurde untersucht, inwiefern die Co-Substrate Einfluss auf den Faulungsprozess, speziell auf die Gasproduktion, nehmen und inwiefern sie die Klärschlamm- und Prozesswasserqualität beeinflussen.

Davon ausgehend wurden folgende Parameter zur Beurteilung herangezogen und dementsprechend analytisch bestimmt:

- Spezifische Gasproduktion und CH_4 -Gehalte als Maß für die Biogasproduktion.
- oTR- Gehalte sowie Gehalt an flüchtigen organischen Säuren als Maß für den biologischen Abbau, wobei der Gehalt an organischen Säuren zur Beurteilung der Schlammstabilisierung herangezogen wurde.
- pH-Wert, Temperatur zur Beurteilung der Prozessstabilität
- Die Beurteilung des Roh- und Faulschlammes erfolgte anhand der Summenparameter (Fett, Kohlenhydrate, Protein, CSB, FOS), der Parameter nach Klärschlammverordnung (Blei, Chrom, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, AOX, PCB, PCDD/F) sowie der Betriebsparameter Trockenrückstand, organischer Trockenrückstand, Ammonium und Phosphor.
- CSB-, BSB_5 -, NH_4 - und PO_4 -Werte im Prozesswasser aus den Nacheindickern der Klärschlammfäulung FB1 und der Co-Vergärung FB2 als Maß für die Rückbelastung der Kläranlage.
- Schadstoffgehalte im Co-Substrat und im Co-Substrat-Schlamm-Gemisch zur Beurteilung des Einflusses auf den Klärschlamm und die daraus resultierenden Konsequenzen.

Tabelle 17: Mittlere Raumbelastungen und Aufenthaltszeiten der einzelnen Versuchsphasen

Phase	Co-Substrat	Zugabemenge bezogen auf den oTR – Gehalt im Rohschlamm [%]	Raumbelastung Faulung (FB1) [kg oTR/m ³ *d]	Raumbelastung Co-Vergärung (FB2) [kg oTR/m ³ *d]	Aufenthaltszeit FB1	Aufenthaltszeit FB2
I	Kirschsirup	12,5 %	1,3	1,5	15,2	16,2
		25 %	1,3	1,6	14,8	14,3
	Reste aus der Kartoffelverarbeitung	12,5 %	1,4	1,6	14,5	13,6
		25 %	1,0	1,3	19,1	18,8
II	Frittieröl	12,5 %	0,7	0,8	20,9	21,0
		25 %	0,7	0,9	22,6	22,1
	Fett	12,5 %	1,0	1,3	22,3	20,6
III	Biertreber	12,5 %	1,0	1,3	21,4	20,4
		25 %	0,9	1,4	22,4	21,1
	Leinschrot	12,5 %	0,9	1,1	22,0	21,8
	Blutabwasser	12,5 %	0,7	0,8	19,3	18,7
IV	Lebensmittelreste	12,5 %	1,1	1,2	21,8	22,5

5 Ergebnisse der halbtechnischen Untersuchungen

Zunächst werden die Ergebnisse der halbtechnischen Untersuchungen vorgestellt. Um Zusammenhänge zwischen der Zusammensetzung der Co-Substrate und den Prozessverläufen herauszuarbeiten wurden

- die CSB-Konzentrationen sowie
- die organischen Trockenrückstände

des Roh- und Faulschlammes prozessbegleitend ermittelt. Da der chemische Sauerstoffbedarf alle oxidierbaren Substanzen erfasst und keinen Rückschluss auf die Abbaubarkeit und damit der Verfügbarkeit für die Mikroorganismen zulässt, musste der organische Anteil ermittelt werden. Ein leicht und ständig feststellbares Maß für den Abbau der organischen Feststoffe und damit für die jeweilige biochemische Abbaubarkeit ist die

- die Faulgaserzeugung.

Diese in Relation zum Abbau des organischen Trockenrückstandes gesetzt, ergibt

- die spezifische Gasproduktion.

Gerade die spezifische Gasproduktion spiegelt das Zusammenwirken von Co-Substrateigenschaften, der Faulbehälterbiozönose sowie der technischen Verfahrensweise summarisch wieder. Im Hinblick auf die Prozessstabilität wurde neben der spezifischen Gasproduktion

- die Konzentrationen an flüchtigen organischen Säuren

ermittelt. Bei der Klärschlammstabilisierung und der Co-Vergärung werden die organischen Schlamminhaltsstoffe über organische Säuren als Zwischenprodukte für die Faulgasproduktion bzw. der Methanbildung zugänglich gemacht. Der Gehalt an flüchtig organischen Säuren lässt somit Rückschlüsse auf die biochemische Umsetzung und damit auf die mikrobielle Aktivität zu. Da durch eine Co-Vergärung eine Veränderung des anfallenden Prozesswassers zu erwartet ist, wurde

- die Zusammensetzung des Prozesswassers (CSB, BSB₅, NH₄-N, PO₄-P)

ermittelt.

Die Besprechung und Interpretation der erzielten Ergebnisse erfolgt im Kapitel 6.

5.1 CSB-Konzentrationen des Roh- und Faulschlammes

Phase I

Innerhalb der Phase I wurden die kohlenhydratreichen Stoffe

- Kirschsirup (Phase I.1 / I.2) und
- Reste aus der Kartoffelverarbeitung (Phase I.3 / I.4)

getestet.

In der ersten Versuchsphase, erfolgte die Zugabe von Kirschsirup als Co-Substrat. Auf der Basis der organischen Raumbelastung der reinen Klärschlammfäulung, wurde durch die Zugabe von Co-Substrat in einem ersten Versuchsabschnitt die organische Raumbelastung um 12,5 % und in einem zweiten Versuchsabschnitt um insgesamt 25 % gesteigert. Die organische Raumbelastung stieg somit durch die Zugabe von Kirschsirup von 1,3 kg oTR/(m³*d) auf 1,4 kg oTR/(m³*d) bzw. auf 1,6 kg oTR/(m³*d).

Für die Versuchsphase, in der durch die Zugabe von Kirschsirup die organische Raumbelastung um 12,5 % gesteigert wurde, liegen aufgrund technischer Probleme keine konkreten Untersuchungsergebnisse vor, so dass auf eine Beschreibung der Versuchsphase I.1 an diesem Punkt verzichtet werden muss.

Für die Versuchsphase I.2 zeigen die Ganglinien der Rohschlämme aus beiden Behältern die gleichen Tendenzen für den CSB-Verlauf auf (Abbildung 9). Auffallend sind die mitunter extremen Schwankungen. Durchschnittlich waren die CSB-Gehalte des zugeführten Rohschlammes bei der Co-Vergärung etwa 3.000 – 4.000 mg/l höher als bei der reinen Klärschlammfäulung.

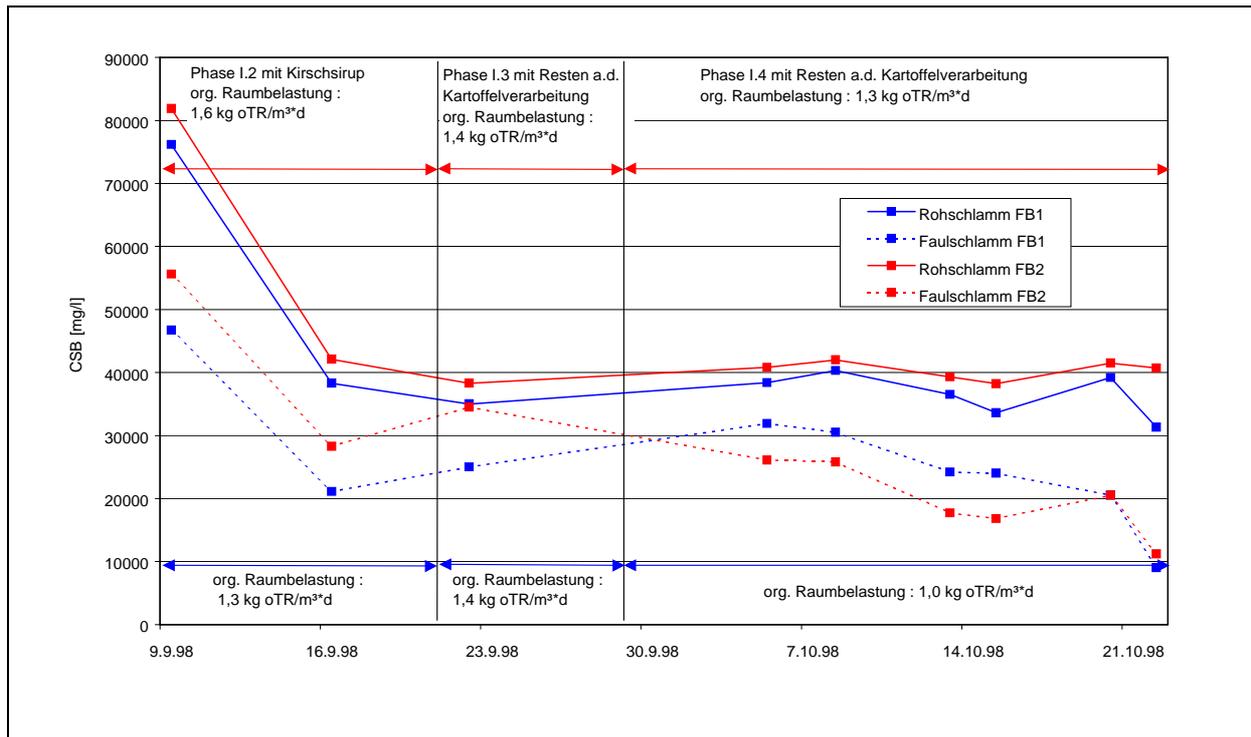


Abbildung 9: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung (die angegebenen organischen Raumbelastungen sind Phasenmittelwerte)

Auch für den Faulschlamm zeigen die CSB-Gehalte eine deutliche Übereinstimmung zwischen Klärschlammfäulung und Co-Vergärung. Die CSB-Belastung im Faulschlamm der Co-Vergärung war während der Versuche mit Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung etwa 5.000 bis 10.000 mg/l höher als bei der Klärschlammfäulung. Zeitweise wurden im Faulschlamm aus der Co-Vergärung um bis zu 6.000 mg/l niedrigere CSB-Werte ermittelt.

Phase II

Während der Phase II wurde als Co-Substrat

- Frittieröl (Phase II.1 / II.2) und
- gehärtetes Pflanzenfett (Phase II.3)

verwendet.

Wie in Abbildung 10 zu erkennen, ist der Verlauf der CSB-Ganglinien des Roh- und Faulschlammes in der Faulung und der Co-Vergärung uneinheitlich und durch starke Messwertschwankungen geprägt.

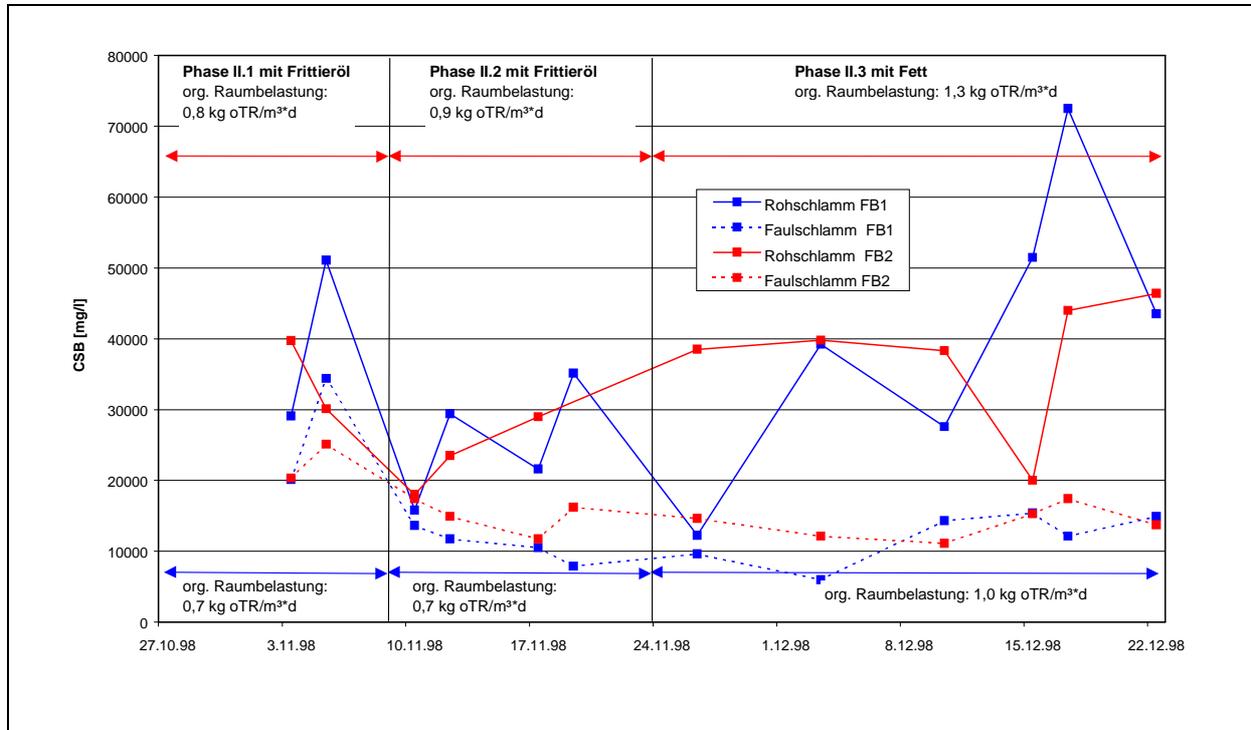


Abbildung 10: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung

So liegt der CSB-Gehalt im Rohschlamm der Faulung und der Co-Vergärung in der Phase II.1 / II.2 im Bereich von ca. 30.000 mg/l und in der Phase II.3 im Median von etwa 40.000 mg/l.

Trotz der großen Schwankungen ergaben sich jedoch in beiden Faulbehältern in etwa identische Abbauraten von etwa 30 %. Demnach ergaben sich auch keine nennenswerten Unterschiede hinsichtlich der CSB-Werte des Faulschlammes aus beiden Versuchsanlagen.

Phase III

Für die Phase III wurden als proteindominierte Co-Substrate

- Biertreber (Phase III.1 / III.2),
- Leinschrot (Phase III.3) sowie

- Blutabwasser (Phase III.4)

eingesetzt.

Die Zugabe von proteinreichen Substraten führte zu einer signifikanten Erhöhung des CSB-Gehaltes im Faulschlamm der Co-Vergärung (Abbildung 11 und 12). Beim Einsatz von Biertreber als Co-Substrat (Phase III.1 / III.2) betrug die CSB-Mehrbelastung im Faulschlamm durchschnittlich 10 %, durch die Erhöhung der organischen Raumbelastung von 1,3 kg oTR/(m³*d) auf 1,4 kg oTR/(m³*d) und nach dem Wechsel des Co-Substrates auf Leinschrot (Phase III.3) stieg die CSB-Mehrbelastung auf 22 %. Mit Blutabwasser als Co-Substrat war eine Mehrbelastung im Rohschlamm von etwa 10 % festzustellen. Der CSB lag innerhalb dieser Phase hier bei etwa 50.000 mg/l.

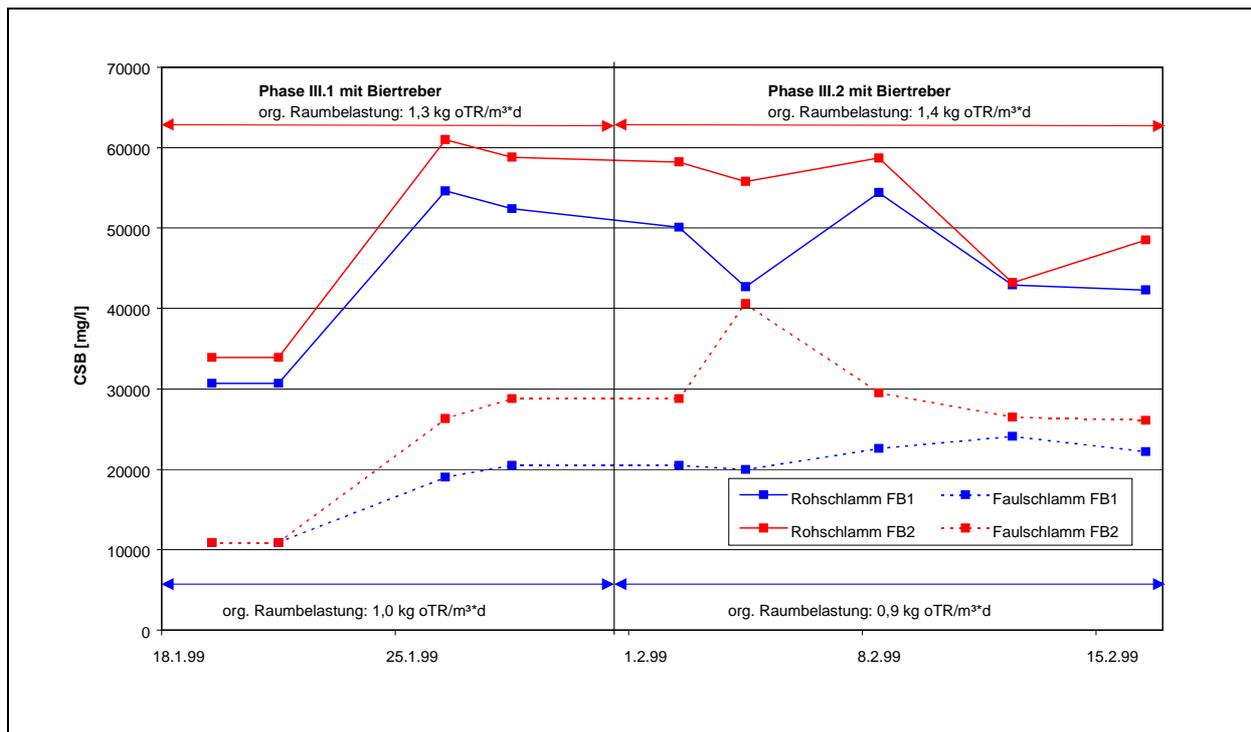


Abbildung 11: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung

Die CSB-Abbauraten bei der Co-Vergärung von Treber und Schrot lagen zwischen 60 % und 50 %. Bei der Co-Vergärung von Blutabwasser lag die Abbauraten bei etwa 40 % CSB. Dabei lag die CSB-Konzentration im Faulschlamm der Co-Vergärung bei durchschnittlich 27.000 mg/l.

Die CSB-Abbauraten bei der Klärschlammfäulung schwankten während dieser Zeit zwischen 55 % und 65 %.

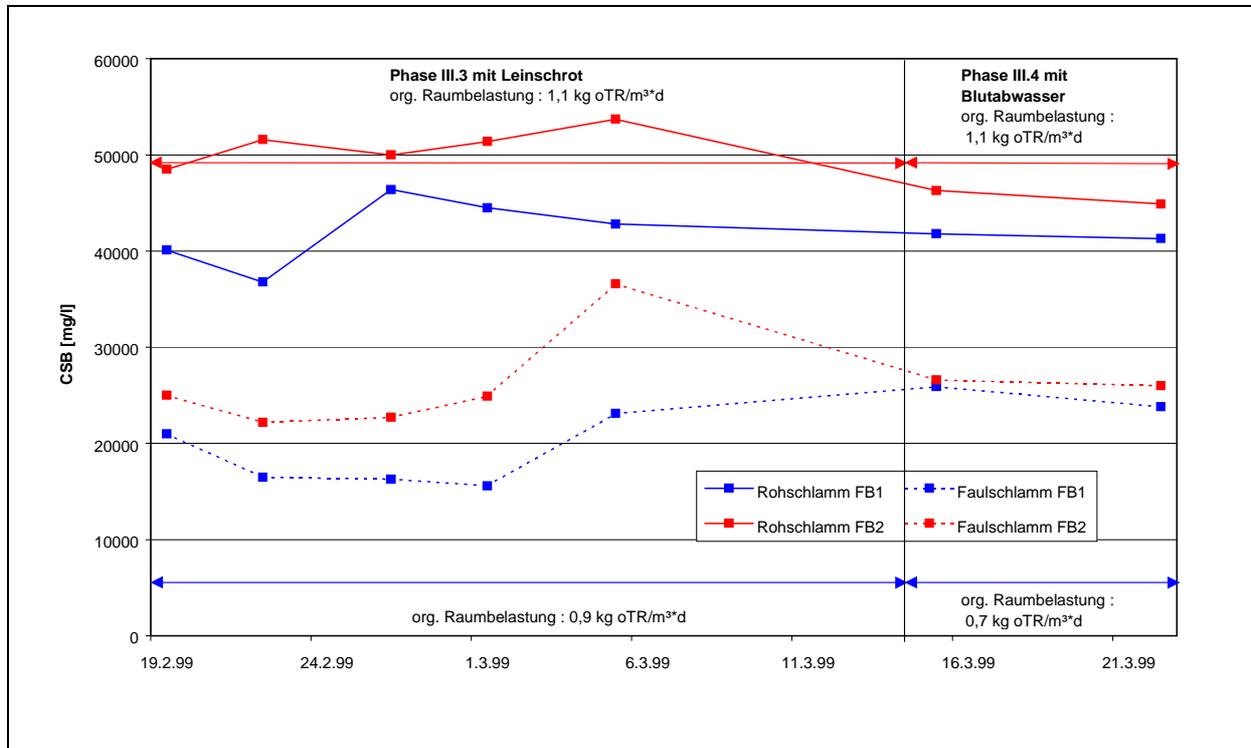


Abbildung 12: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung

Phase IV

In Phase IV wurden homogenisierte überlagerte Lebensmittel als Co-Substrat verwendet. Im Gegensatz zu den vorangegangenen Phasen wies dieses Co-Substrat keine dominierende Stoffgruppe auf.

Durchschnittlich konnte die CSB-Mehrbelastung im Rohschlamm der Co-Vergärung zu 18 % angenommen werden (Abbildung 13).

Die Abbaurate lag hier mit etwa 58 % dagegen um fast 10 % über der Abbaurate der Klärschlammfäulung, so dass hinsichtlich der CSB-Gehalte in den Faulschlämmen keine nennenswerten Unterschiede auftraten. Teilweise wurden sogar niedrigere CSB-Belastungen im Faulschlamm der Co-Vergärung gemessen als in dem der Klärschlammfäulung.

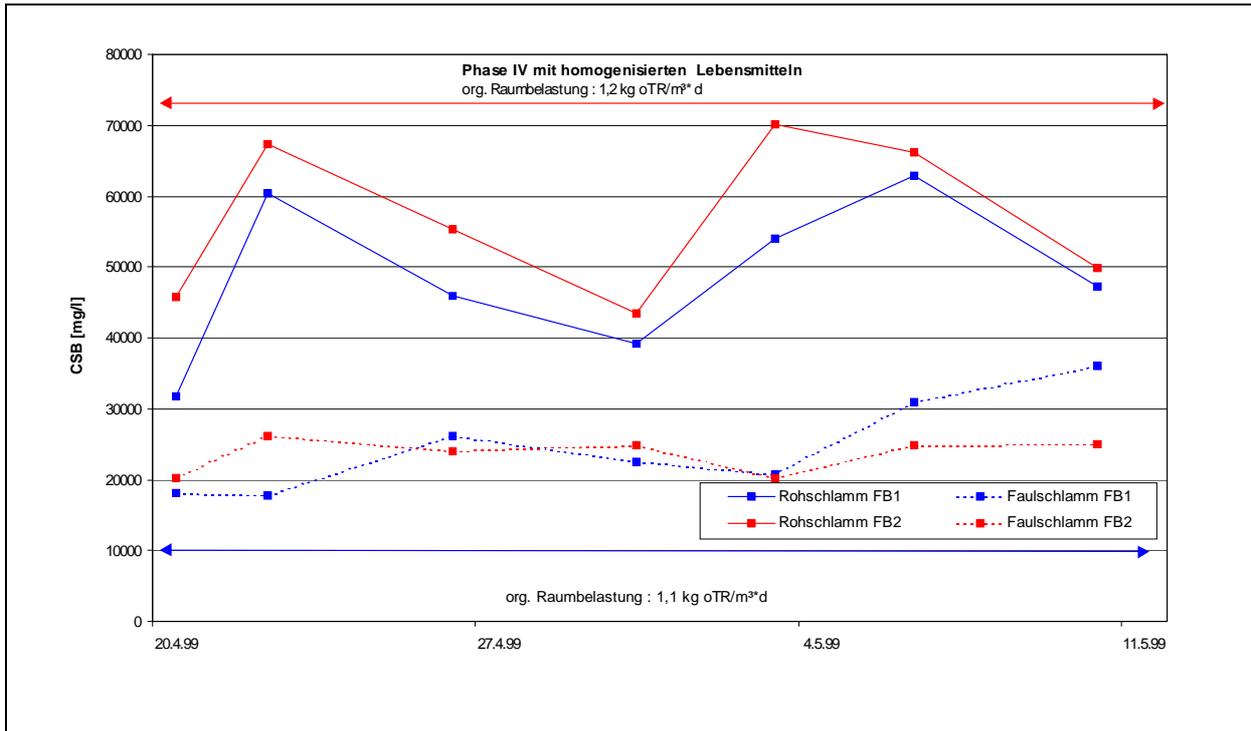


Abbildung 13: CSB-Gehalt des Roh- und Faulschlammes bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung

5.2 Differenz des organischen Trockenrückstandes im Roh- und Faulschlamm

Phase I

Wie Abbildung 20 zeigt, führte die Zugabe von Kirsirsirup zu keiner Beeinflussung der Abbaurate der organischen Inhaltsstoffe. Sowohl in der Klärschlammfäulung und der Co-Vergärung wurden mittlere Abbauraten der organischen Trockensubstanz von durchschnittlich 55 % erreicht. Während bei der Klärschlammfäulung durchweg ein oTR-Gehalt im Faulschlamm von 8 g/l gemessen wurde, konnten im Faulschlamm aus der Co-Vergärung oTR-Gehalte von etwa 9 g/l bis 10 g/l ermittelt werden.

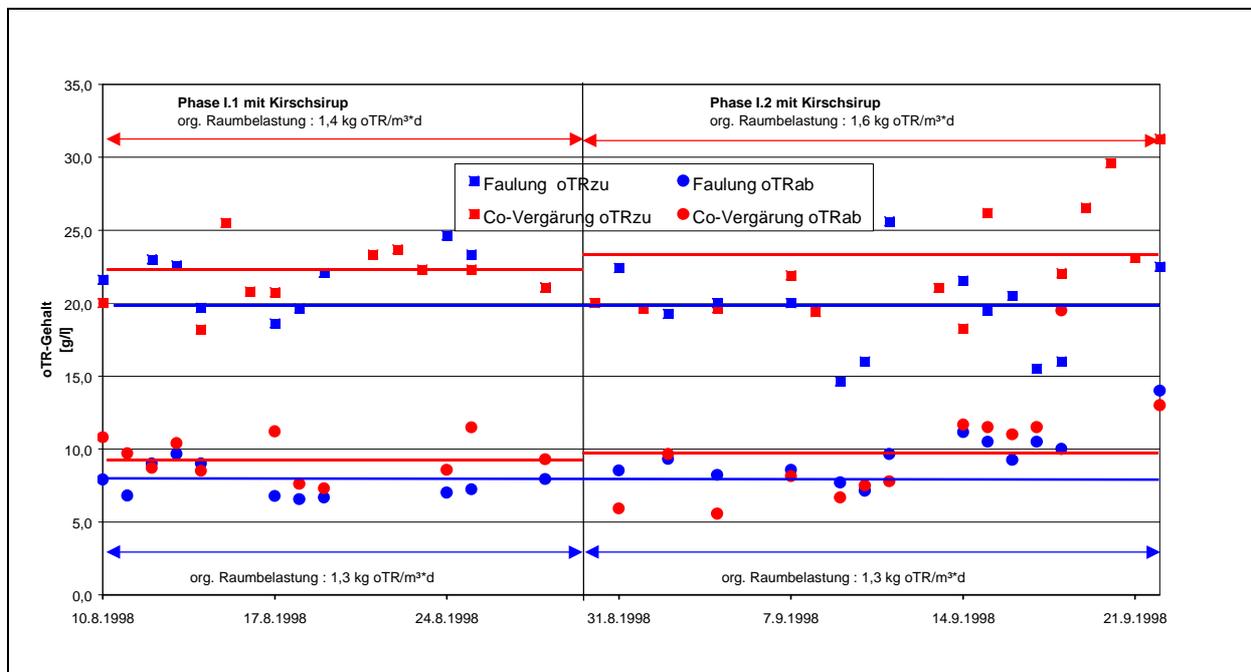


Abbildung 20: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Kirsirsirup sowie bei der Klärschlammfäulung

Bei der Co-Vergärung von Resten aus der Kartoffelverarbeitung (Phase I.3) fanden sich im Faulschlamm zu Beginn noch etwa 13,5 g/l im Vergleich zu 12 g/l im Faulschlamm der Klärschlammfäulung. Bei einer weiteren Steigerung der Raumbelastung von 1,4 kg oTR/(m³*d) auf 1,6 kg oTR/(m³*d) sank der Gehalt der organischen Trockensubstanz im Faulschlamm aus der Co-Vergärung auf das Niveau der Klärschlammfäulung ab.

Der Abbau an organischer Substanz war bei der Co-Vergärung und der Klärschlammfäulung mit etwa 50 % identisch, wobei die Co-Vergärung tendenziell eine höhere Abbauaktivität zeigte.

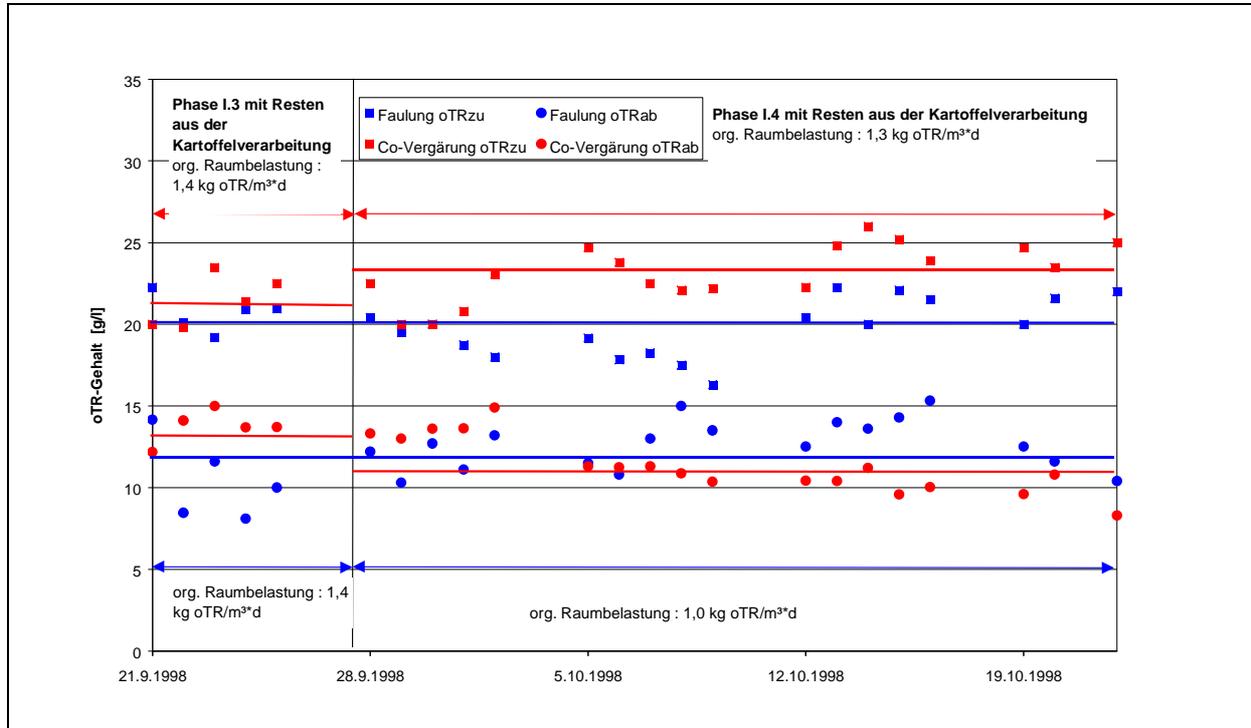


Abbildung 21: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung

Phase II

Bei der Co-Vergärung von Ölen und Fetten war über die gesamte Versuchsphase eine höhere Abbaurate der organischen Trockensubstanz als bei der Klärschlammfäulung zu verzeichnen.

Obwohl die oTR-Gehalte im Rohschlamm bei der Co-Vergärung der Versuchssteuerung entsprechend um 12,5 bzw. 25 % höher waren als bei der Klärschlammfäulung, ließen sich im Faulschlamm der Klärschlammfäulung und der Co-Vergärung fast identische oTR-Gehalte erzielen. Damit betrug die Abbaurate zuerst etwa 55 % und dann 60 %. Bei der Zugabe von gehärtetem Fett konnte die Abbaurate sogar noch auf 67 % gesteigert werden.

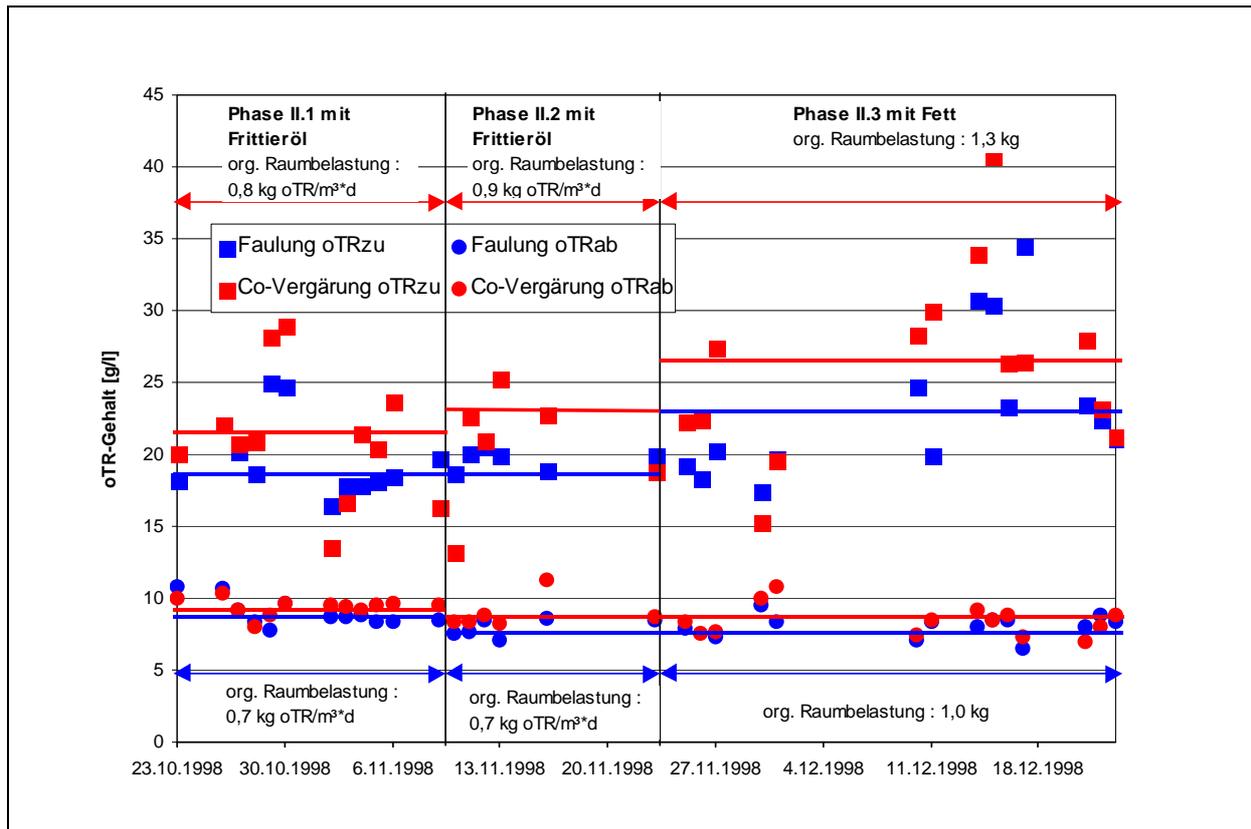


Abbildung 22: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Frittieröl und gehärtetem Fett sowie bei der Klärschlammfäulung

Phase III

Ähnlich wie in Phase I sank die Abbaurrate der organischen Stoffe in den Phasen III.1 bis III.3 durch die Zugabe von Biertreber und Leinschrot trotz steigender Gasproduktion. Sie betrug während der Phase III.1 noch durchschnittlich 50 % und nahm im Verlauf der Phase III.2 um etwa 15 % auf 35 % ab. In Phase III.3 sank die Abbaurrate auf unter 30 % (Abbildung 23). Durch die Zugabe von Blutabwasser stieg die Abbaurrate der organischen Trockensubstanz wieder auf 50 % an.

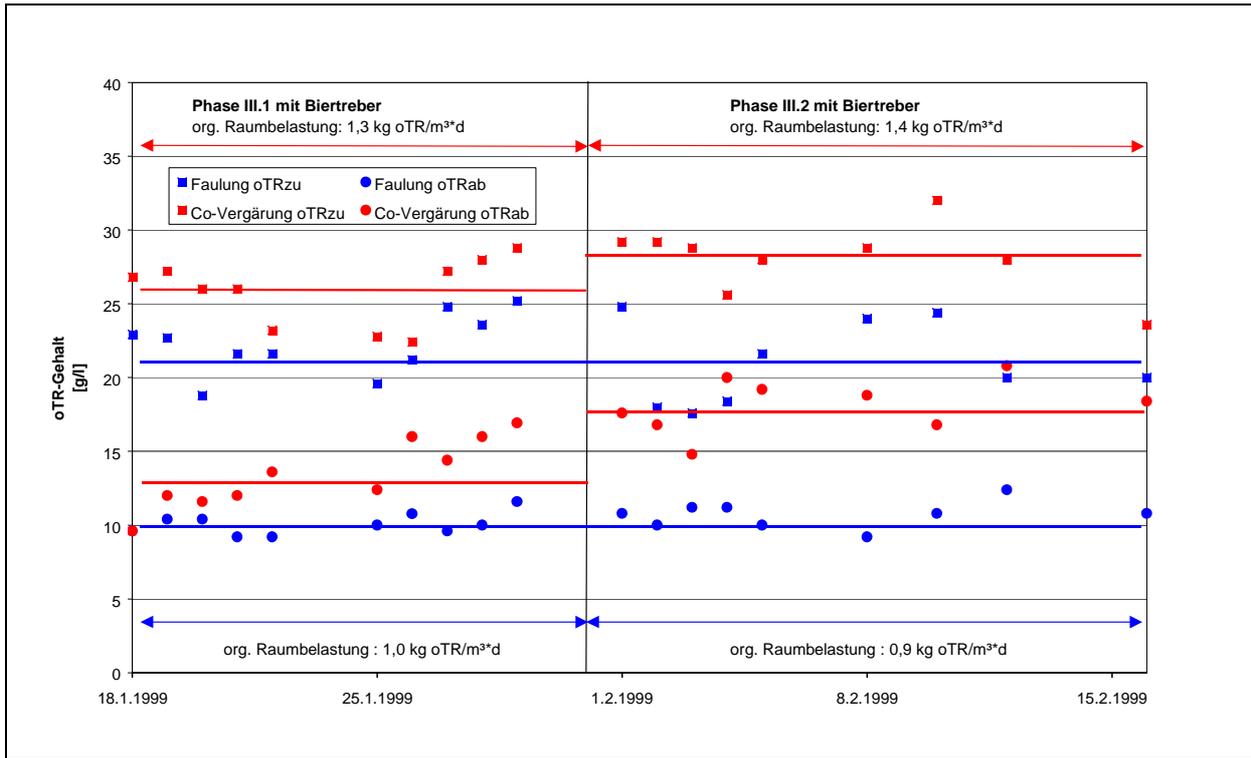


Abbildung 23: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung

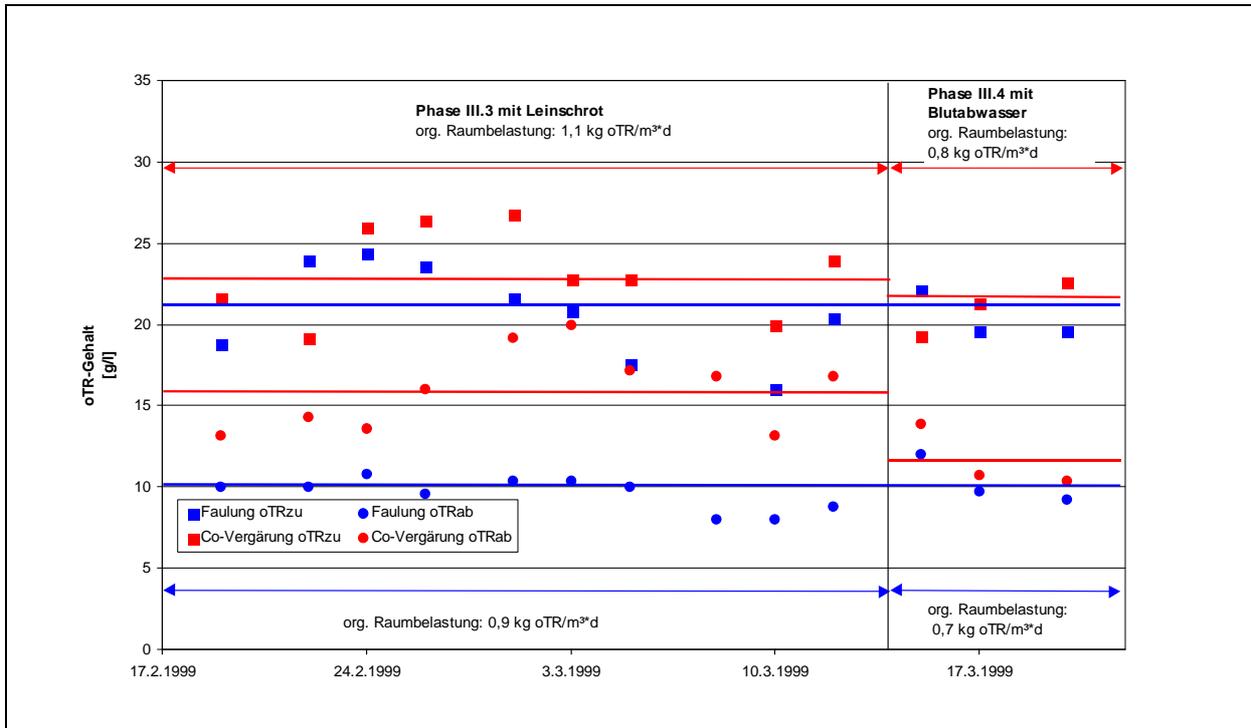


Abbildung 24: Organischer Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung

Phase IV

Während der letzten Versuchsphase wurde lediglich eine Zugabe von 12,5 % homogenisierte Lebensmittel bezogen auf den organischen Trockenrückstand vorgenommen. Dementsprechend betrug der oTR-Gehalt im Zulauf der Co-Vergärung etwa 26 g/l und im Zulauf der Klärschlammfäulung 23 g/l.

In beiden Faulbehältern war ein Abbau des organischen Trockenrückstands von rund 50 % zu erzielen. Das bedeutet, dass bei der Klärschlammfäulung ein oTR-Gehalt im Klärschlamm von rund 11 g/l und bei der Co-Vergärung von 13 g/l zu messen waren.

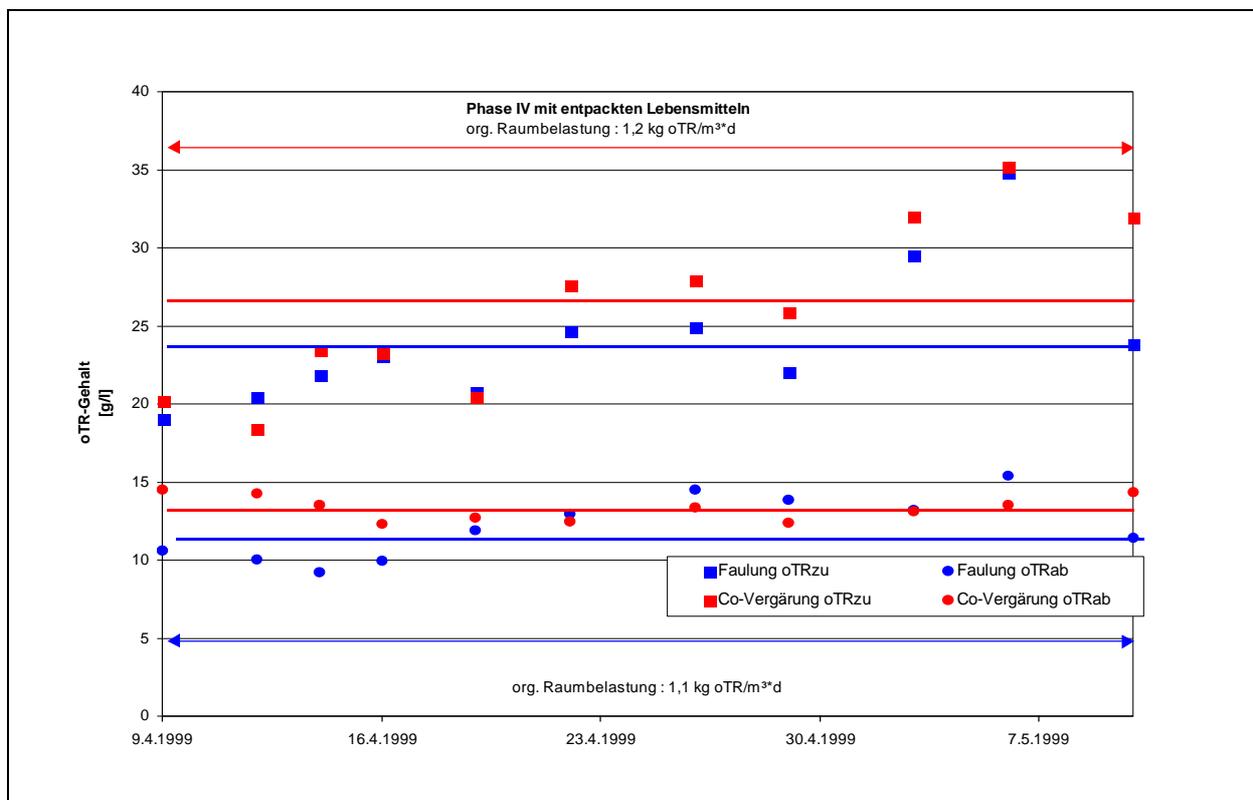


Abbildung 25: Organischem Trockenrückstand bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung

5.3 Spezifische Gasproduktion

Phase I

Eine deutliche Zunahme der spezifischen Gasproduktion ist infolge der Zugabe von Kirschsirup bei der Co-Vergärung verglichen mit der Klärschlammfäulung erkennbar. Während in der Einfahrphase die spezifischen Gasproduktionsraten erwartungsgemäß nahezu identisch waren, stieg die spezifische Gasproduktion mit der Erhöhung der organischen Raumbelastung auf im Mittel 680 l/kg oTR_{zu} durch die Zugabe von Co-Substrat an (Abbildung 14). Im Vergleich dazu betrug die spezifische Gasproduktion bei der Klärschlammfäulung durchschnittlich 390 l/kg oTR_{zu}.

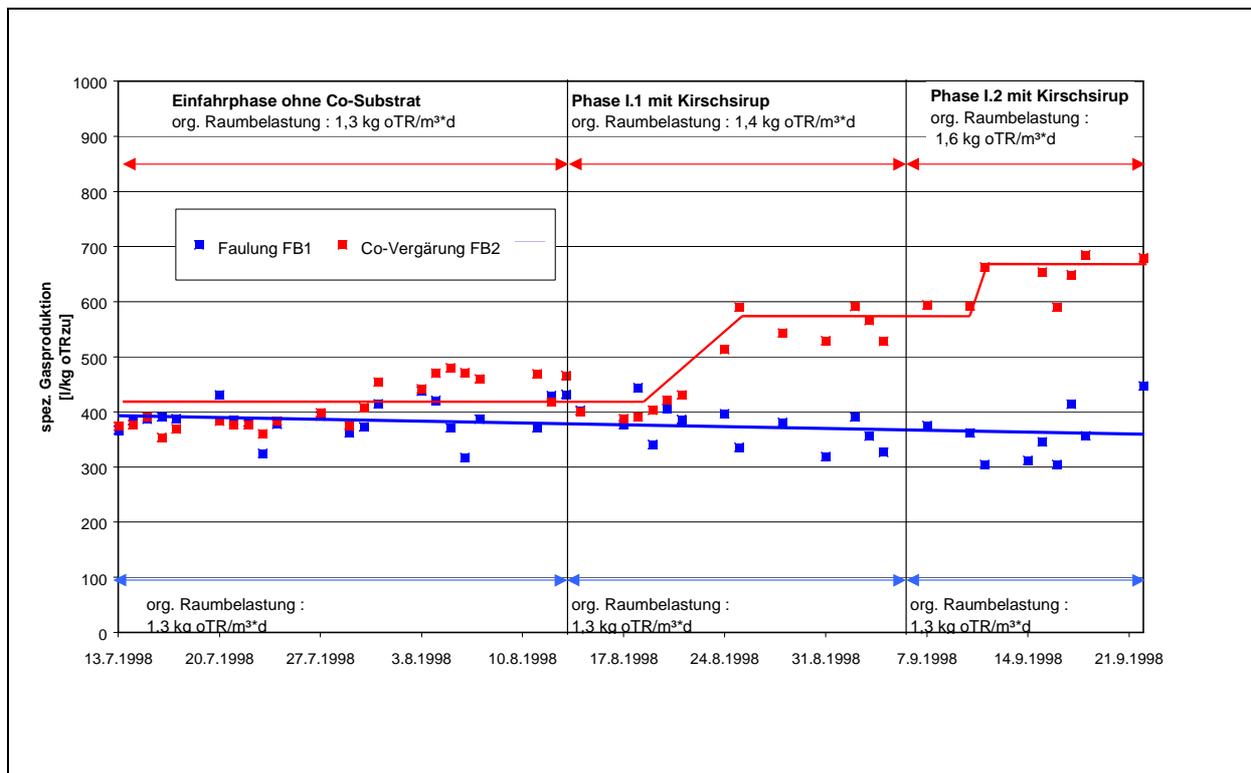


Abbildung 14: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Kirschsirup sowie bei der Klärschlammfäulung

Die in der Versuchsphase I.1 verzeichnete spezifische Gasproduktion muss mit einem Fragezeichen versehen werden, da innerhalb dieses Zeitraums die bereits beschriebenen technischen Probleme an der Versuchsanlage auftraten und so eine Werteverfälschung nicht ausgeschlossen werden kann.

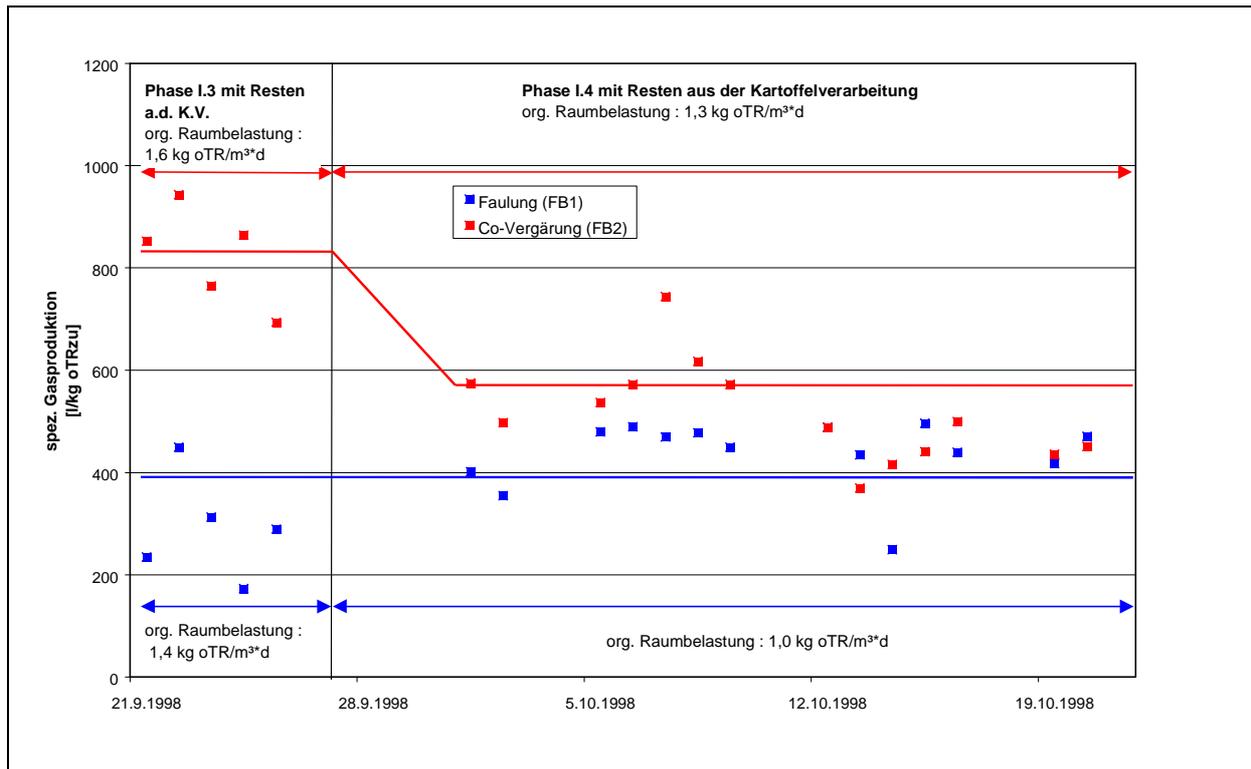


Abbildung 15: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung

Die Umstellung der Co-Substrate von Kirschsirup auf Reste aus der Kartoffelverarbeitung zeigt Phase I.3. Die hier gemessene spezifische Gasproduktion ist noch von Substratresten aus der Phase I.2 mitgeprägt, so dass die Zugabe von Resten aus der Kartoffelverarbeitung zu einer Erhöhung der spezifischen Gasproduktion führte. Weiterhin ist hier auch zu berücksichtigen, dass die Aufenthaltszeit aufgrund der in der vorhergehenden Phase gewonnenen Erkenntnisse erhöht werden musste. Wie die Tabelle 17 zeigt, konnte eine ausreichende Faulzeit erst in Phase I.4 eingestellt werden. Insgesamt muss man daher die Versuchsphase I.3 als Übergangsphase betrachten.

Wie Abbildung 15 zeigt, sank die spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung durch die Zugabe von Resten aus der Kartoffelverarbeitung zu Beginn der Phase I.4 auf 580 l/kg oTR_{zu}.

Die spezifische Gasproduktion bei der Klärschlammfäulung lag innerhalb des hier betrachteten Zeitraumes durchschnittlich bei 400 l/kg oTR_{zu}. Die Gaszusammensetzung änderte sich dagegen in Abhängigkeit von der organischen Raumbelastung in beiden Systemen nicht wesentlich. Der Methangehalt lag im Mittel bei 70 Vol-%.

Phase II

Durch die Zugabe von Öl und Fett konnte die spezifische Gasausbeute mit 780 l/kg oTR_{zu} um fast 100 % gegenüber der Klärschlammfäulung gesteigert werden, wie Abbildung 16 zeigt. Ein Einfluss der Substratmenge und Substratart auf die spezifische Gasproduktion sowie auf die Gaszusammensetzung anhand der Messwerte ist nicht zu erkennen.

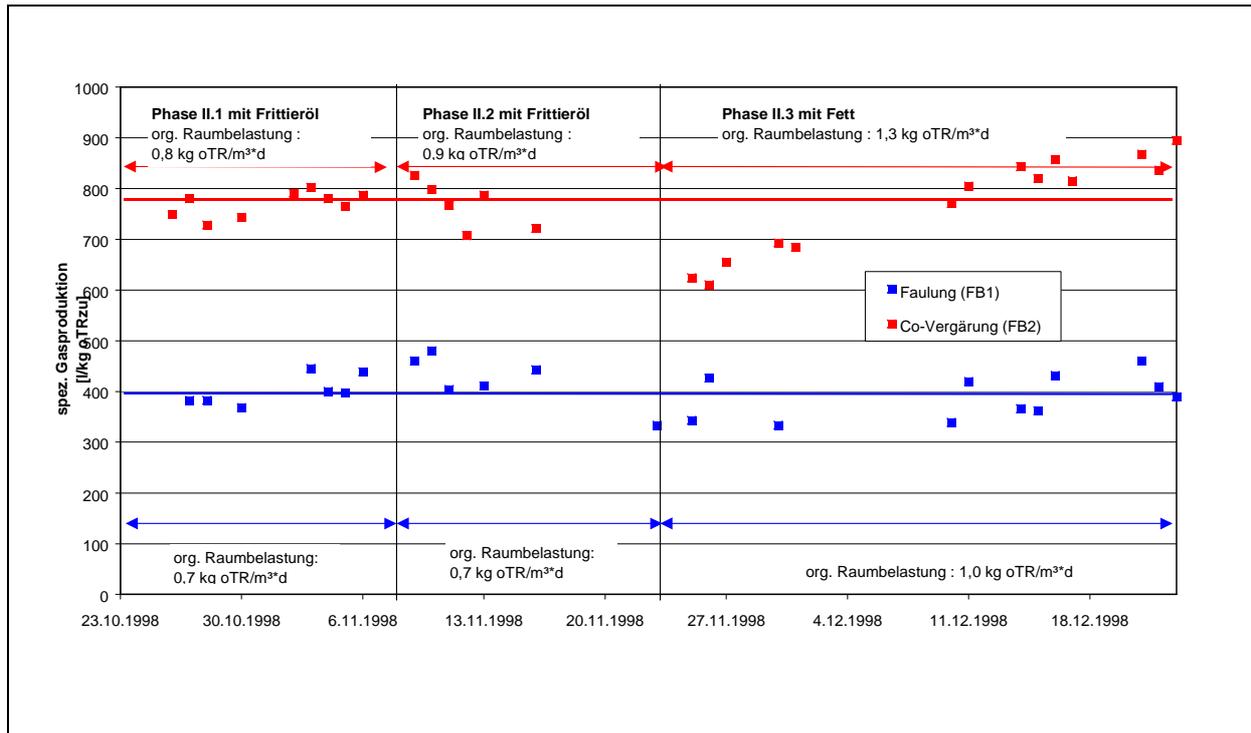


Abbildung 16: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Frittieröl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung

Phase III

Die spezifische Gasbildungsrate bei der Co-Vergärung proteindominierter Substrate steht in Abhängigkeit zur organischen Raumbelastung und der mikrobiellen Verfügbarkeit.

Durch die Zugabe von Biertreber und Leinschrot betrug die Steigerungsrate der spezifischen Gasproduktion etwa 40 %.

Durch die Zugabe von Blutabwasser konnte schon bei einer Erhöhung der organischen Raumbelastung von 12,5 % gegenüber der Klärschlammfäulung eine Verdopplung der spezifischen Gasproduktionsrate verzeichnet werden.

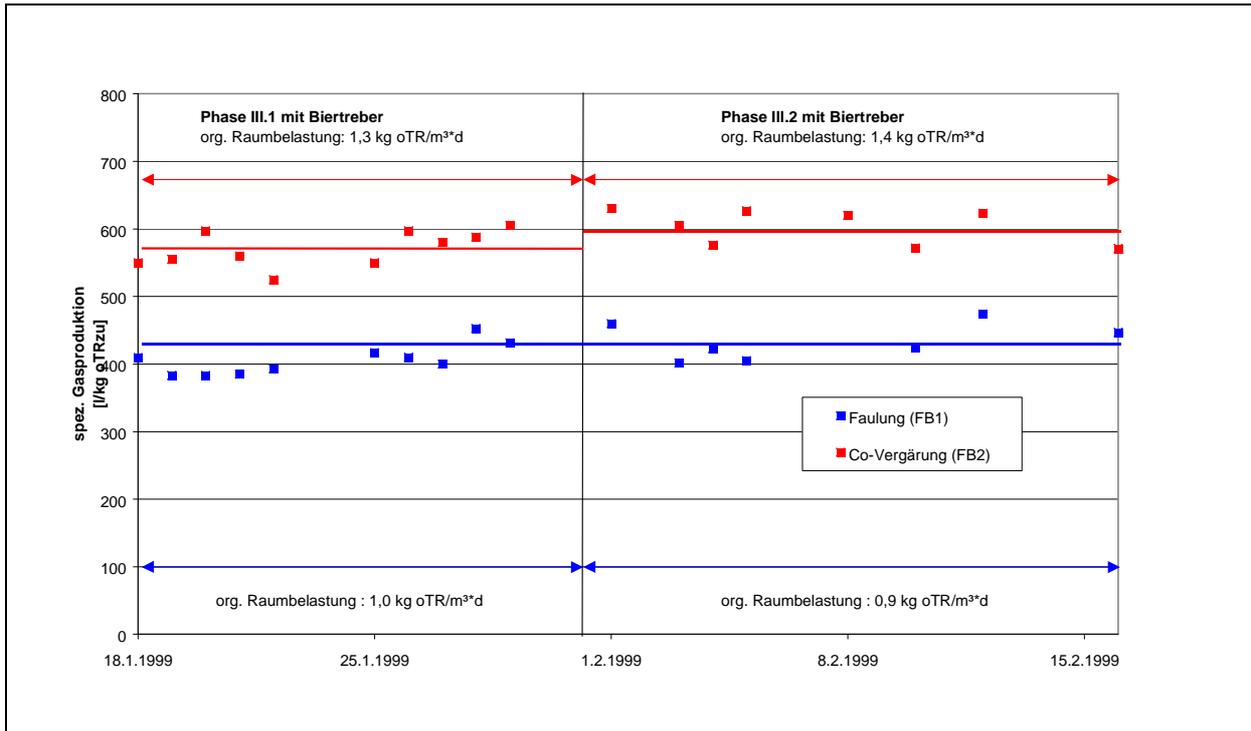


Abbildung 17: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung

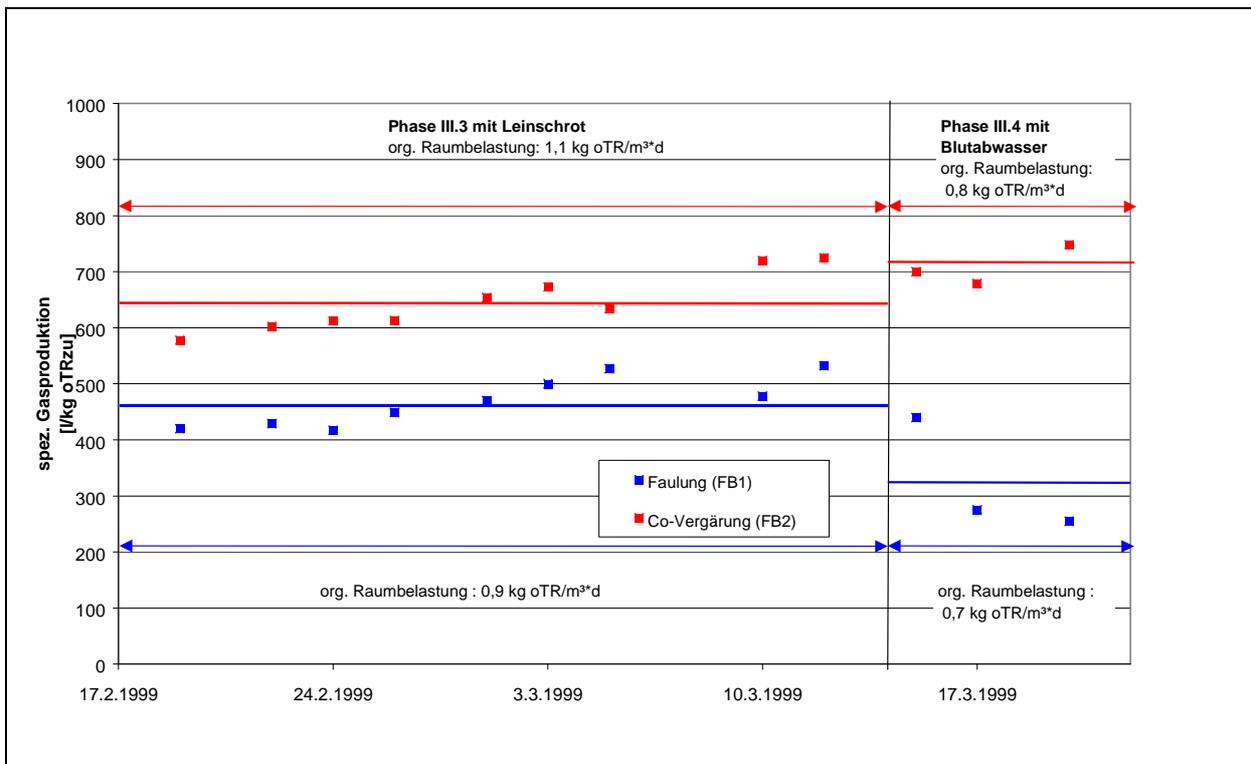


Abbildung 18: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser

Phase IV

Die spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von homogenisierten überlagerten Lebensmitteln lag um 200 l/kg oTR_{zu} höher als bei der Klärschlammfäulung.

Über den gesamten Zeitraum traten trotz der unterschiedlichen zugegebenen Lebensmittelgemischen keine großen Schwankungen auf. (Abbildung 19)

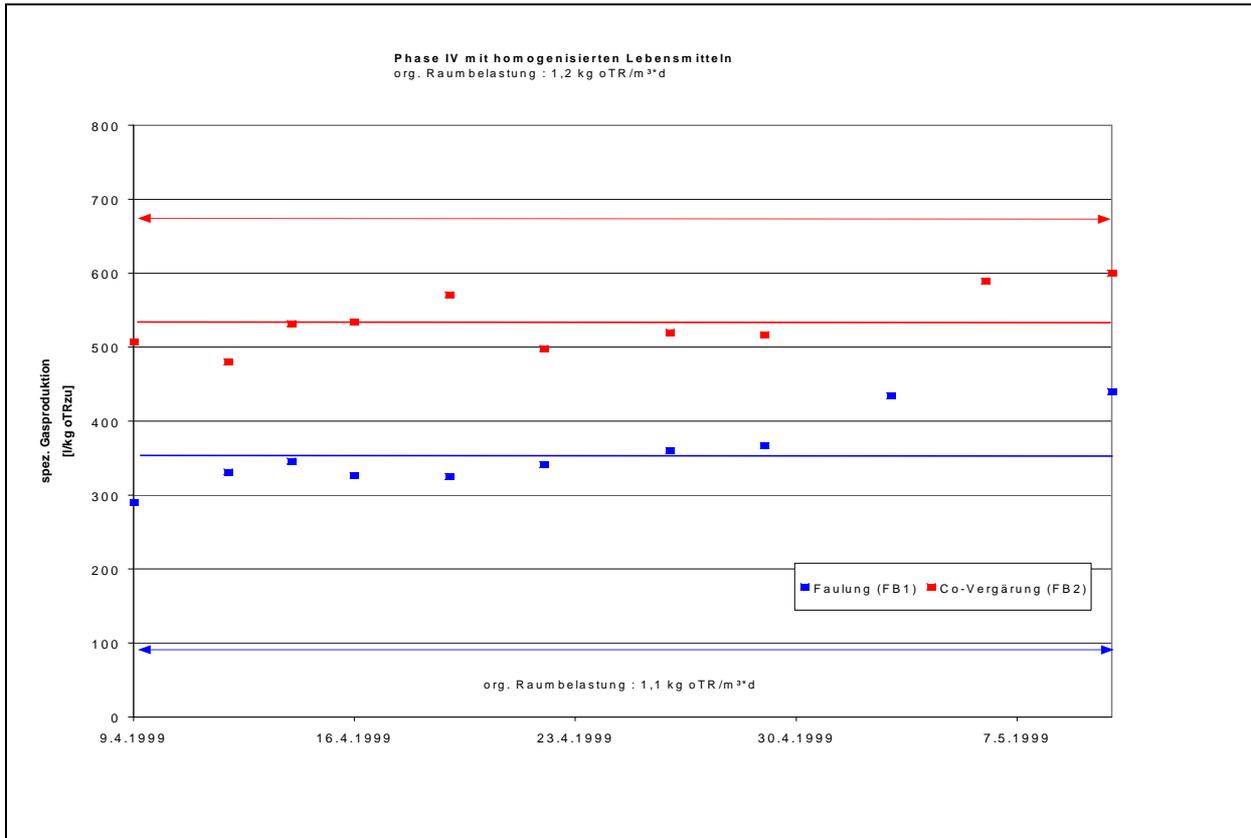


Abbildung 19: Spezifische Gasproduktion bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung

5.4 Gehalt an flüchtigen organischen Säuren

Der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren (FOS) im Faulschlamm ist ein Anzeiger für die mikrobielle Aktivität und die damit verknüpfte biochemische Umsetzung komplexer organischer Makromoleküle in verstoffwechselbare kurzkettige organische Säuren. Der Gehalt an organischen Säuren lässt immer Aussagen über das Maß der zu erwartenden biologischen Aktivität zu. Über die im Faulschlamm gemessene Konzentration an organischen Säuren sind somit Rückschlüsse auf den Stabilisierungsgrad des Faulschlammes und die hieran geknüpfte biologische Aktivität möglich. Als Kriterium für eine ausreichende Stabilisierung wurde für die Untersuchungen ein maximaler Grenzwert von 500 mg/l festgelegt.

Phase I

Wie die Abbildung 26 zeigt, stieg bei der Co-Vergärung von Kirschsirup der Gehalt an organischen Säuren im Faulbehälter nach kurzer Zeit um fast 250 % von 1.650 mg/l auf 2.250 mg/l an und verblieb während der restlichen Versuchsdauer auf diesem hohen Niveau. Die Abbaurate sank jedoch von anfänglich 40 % auf 35 %. Der Gehalt an FOS im Faulschlamm zeigt hohe Konzentrationen von annähernd 1.500 mg/l. Bei der Co-Vergärung von Kirschsirup trat keine hinreichende Stabilisierung ein.

Daraus lässt sich schließen, dass aufgrund der hohen Belastung und der zeitgleichen geringen Faulzeit nur die leicht abbaubaren Stoffe des Co-Substrates umgesetzt wurden. Die schwerer biochemisch abbaubaren organischen Inhaltsstoffe des Klärschlammes wurden nicht oder nur in geringen Raten umgesetzt.

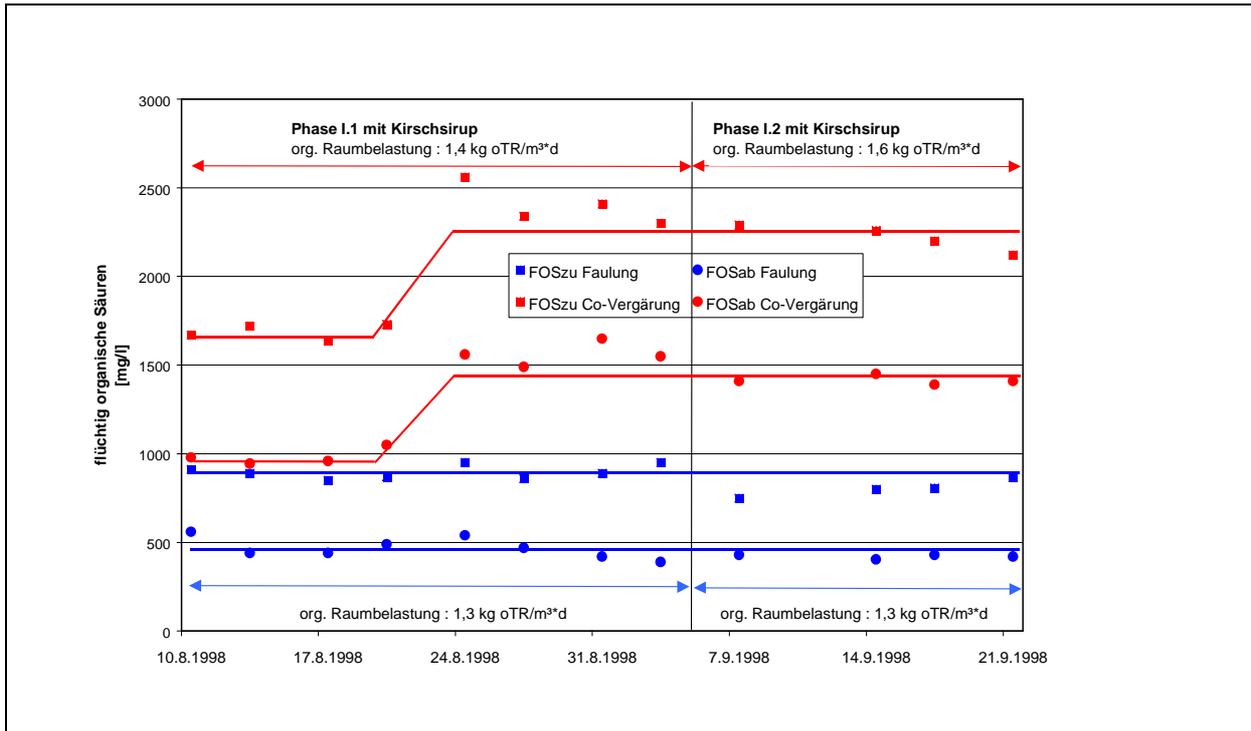


Abbildung 26: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Kirschsirup sowie bei der Klärschlammfäulung

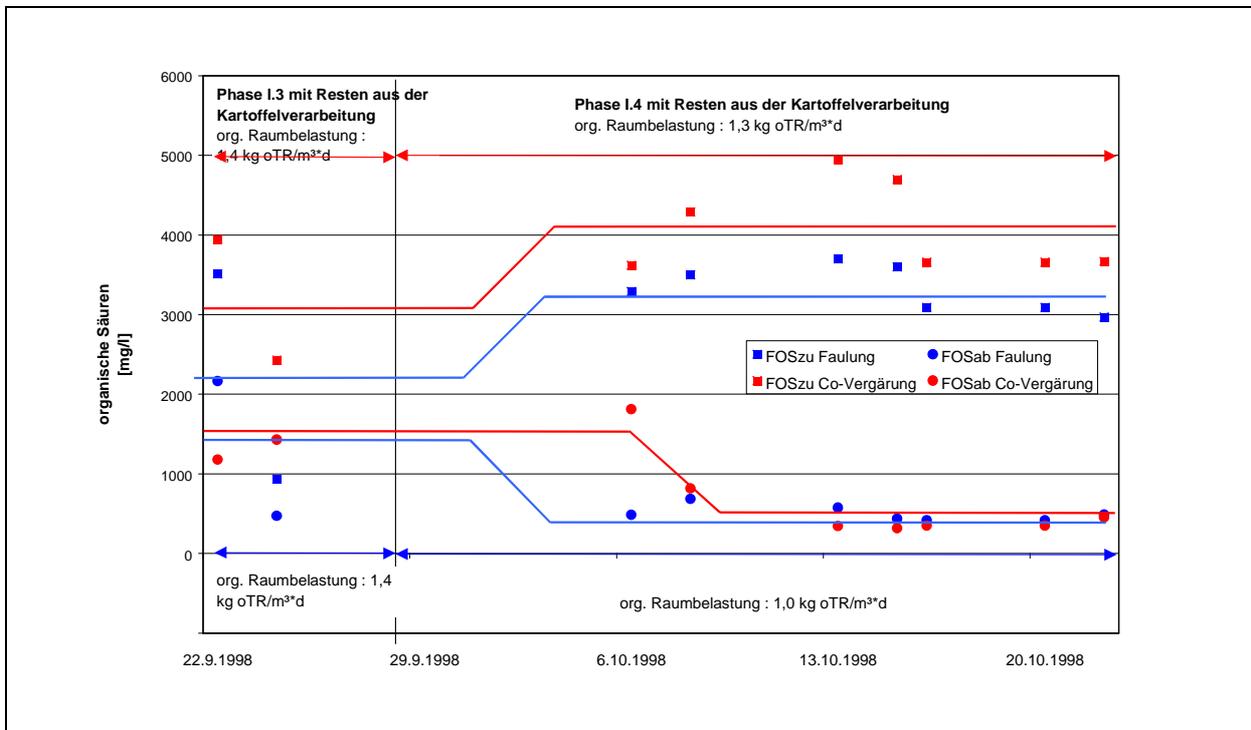


Abbildung 27: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung

Nach Wechsel des Co-Substrates von Kirschsirup auf Reste aus der Kartoffelverarbeitung (12,5 %) erhöhte sich der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren im Rohschlamm auf 3.000 mg/l und im Faulschlamm auf 1.500 mg/l, was ebenfalls auf eine unzureichende Stabilisierung schließen lässt (Abbildung 27). Jedoch war zu dieser Zeit der Gehalt an FOS im Faulschlamm der Klärschlammfäulung mit 1.400 mg/l auch extrem hoch. Hier ist deutlich zu erkennen, dass während der Aufenthaltszeit von 14,5 Tagen selbst der Rohschlamm ohne Co-Substrat nicht ausreichend stabilisiert wurde. Daher wurden die Prozessbedingungen für die zweite Versuchsphase für Reste aus der Kartoffelverarbeitung mit einer Zusatzbelastung von 25 % oTR so geändert, dass nun Aufenthaltszeiten von etwa 19 Tagen gegeben waren.

Die Verlängerung der Aufenthaltszeit hatte zur Folge, dass, obwohl der Gehalt an FOS im Rohschlamm bei der Co-Vergärung bis auf 4.050 mg/l anstieg, im Faulschlamm die für eine hinreichende Stabilisierung geltenden 500 mg/l FOS erreicht wurden. Es wurden hier fast 90 % der FOS abgebaut.

Phase II

Bei der Co-Vergärung von Öl und Fett lag der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren im Rohschlamm bei durchschnittlich 2.100 mg/l gegenüber 1.800 mg/l in der Klärschlammfäulung. Die Abbaurate der organischen Säuren lag bei 75 %. Der „Grenzwert“ von 500 mg/l organische Säuren wurde bei der Co-Vergärung sowie der Klärschlammfäulung unterschritten.

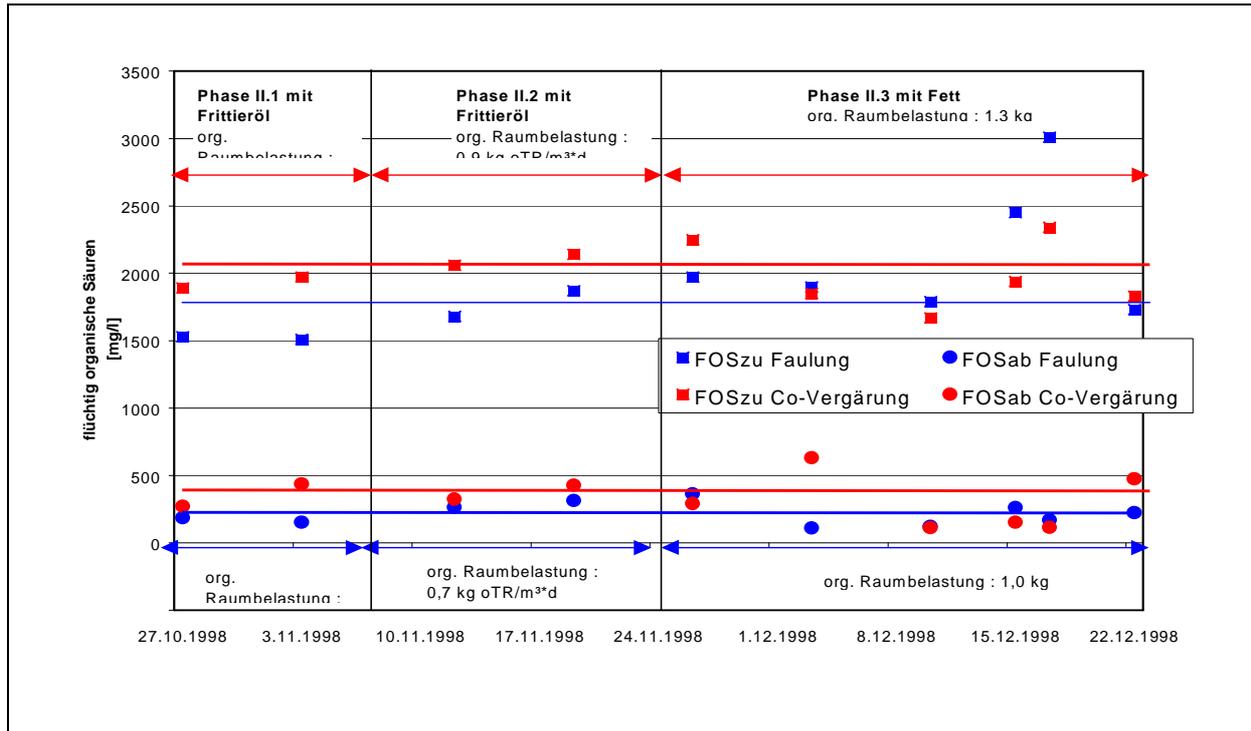


Abbildung 28: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung

Phase III

In Phase III herrschten in Bezug auf die FOS-Gehalte im Rohschlamm der Klärschlammfäulung relativ konstante Bedingungen mit durchschnittlich etwa 2.000 mg/l. Ebenfalls wurden hier auch während der Fäulung durchgängig Abbauraten von circa 75 % erreicht, was einen FOS-Gehalt im Faulschlamm von etwa 500 mg/l zur Folge hatte (Abbildung 29). Es lag also bei der Klärschlammfäulung eine hinreichende Stabilisierung vor.

Bei der Co-Vergärung von Biertreber, Leinschrot sowie Blutabwasser konnten trotz erhöhter Aufenthaltszeiten von 22 Tagen die Schlämme in der halbtechnischen Versuchsanlage nicht ausreichend stabilisiert werden. Bei dem Einsatz von Biertreber stellte sich bei FOS-Konzentrationen im Rohschlamm von 2.300 mg/l (bei 12,5 % Erhöhung) sowie 2.900 mg/l (bei 25 % Erhöhung) ein FOS-Gehalt im Faulschlamm von 750 mg/l ein (vgl. Tabelle 5).

Hier tritt eine Diskrepanz zu den in Tabelle 5 aufgezeigten Bemessungswerten auf.

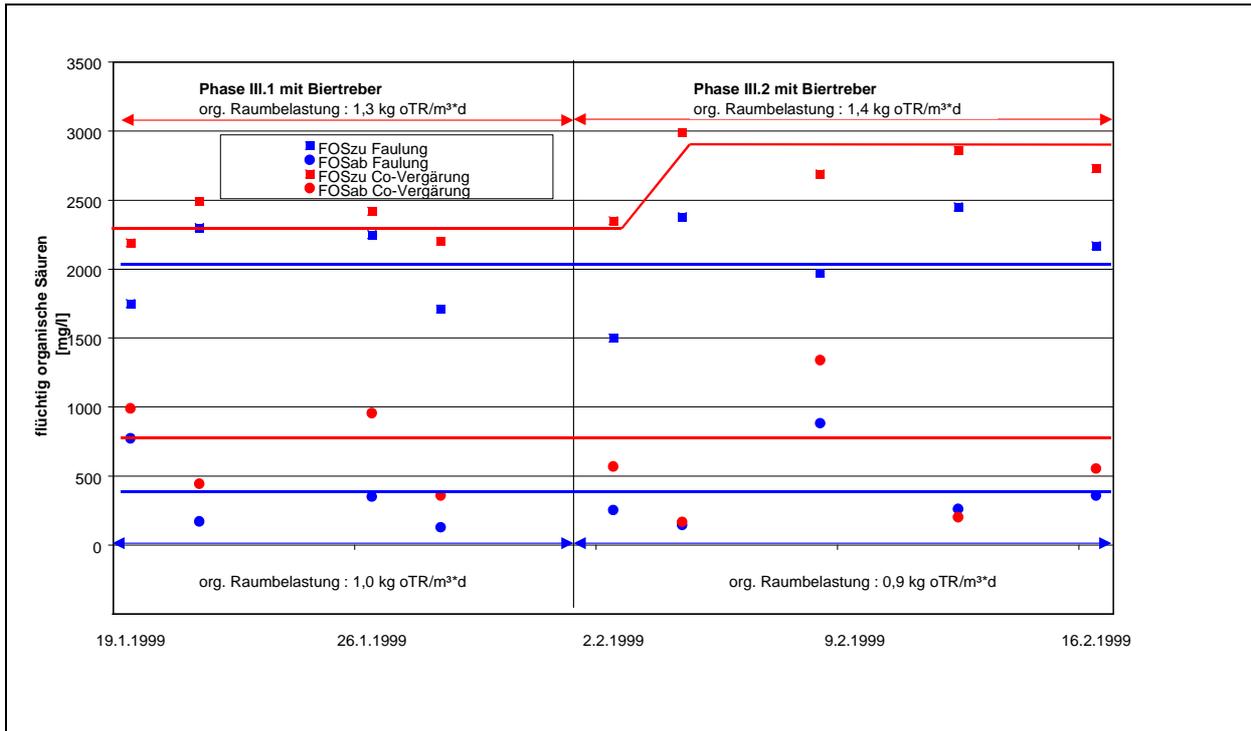


Abbildung 29: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung

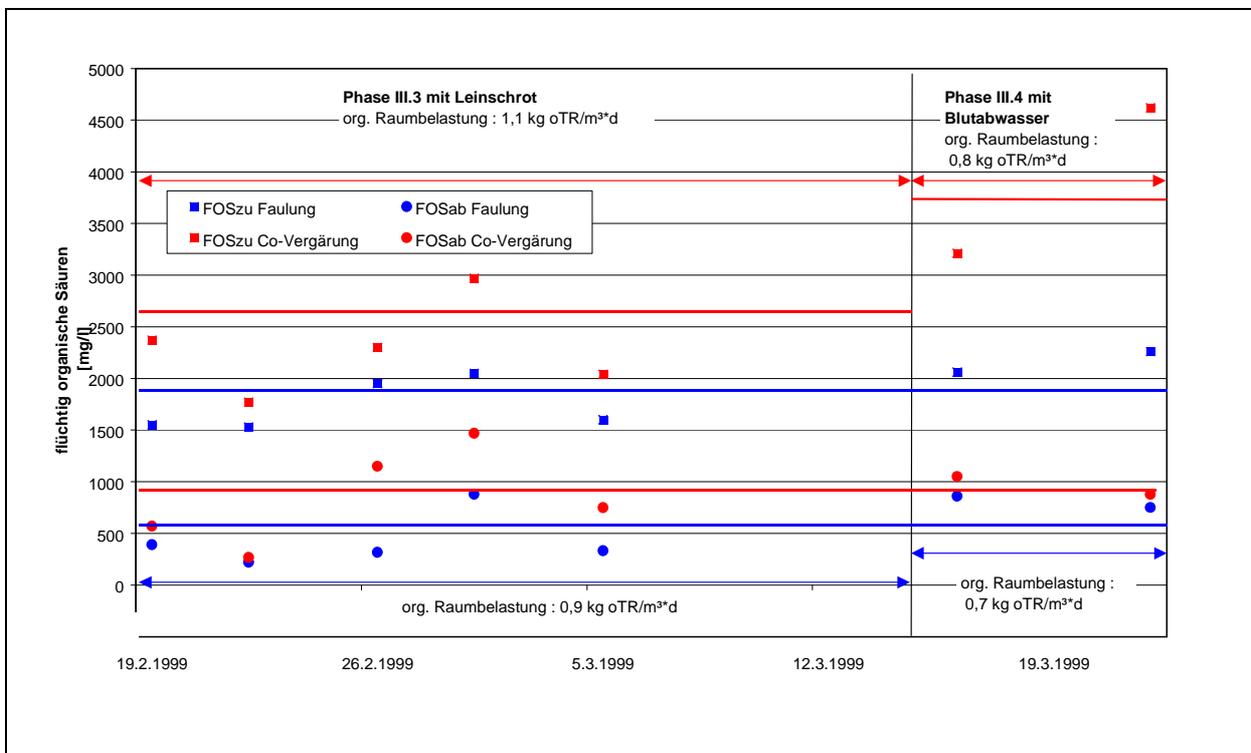


Abbildung 30: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung

Vergleichbare Ergebnisse wurden bei der Co-Vergärung von Leinschrot erzielt. Der Rohschlamm enthielt hier Konzentrationen an organischen Säuren von 2.600 mg/l, und es konnte bei einer Abbaurrate von 65 % ein FOS-Gehalt von 900 mg/l erreicht werden, was eine unzureichende Stabilisierung bedeutet. Der Einsatz von Blutabwasser als letztes proteindominiertes Co-Substrat brachte eine Erhöhung der FOS im Rohschlamm auf 3.750 mg/l, was fast eine Verdoppelung des FOS-Gehaltes gegenüber der Klärschlammfäulung ausmachte. Auch hier konnte keine ausreichende Stabilisierung in der gegebenen Aufenthaltszeit erzielt werden. Der FOS-Gehalt im Faulschlamm betrug 900 mg/l.

Phase IV

Durch den Einsatz von homogenisierten Lebensmitteln als Co-Substrat bei der Co-Vergärung stellte sich im Rohschlamm der Co-Vergärung ein FOS-Gehalt von 3.000 mg/l ein und lag damit etwa 800 mg/l über dem FOS-Gehalt des Rohschlammes bei der Klärschlammfäulung (Abbildung 31). Im Faulschlamm der Co-Vergärung wurde durchschnittlich eine FOS-Konzentration von 1.100 mg/l gemessen. Daher konnte man auch nicht davon ausgehen, dass der Klärschlamm ausreichend stabilisiert war.

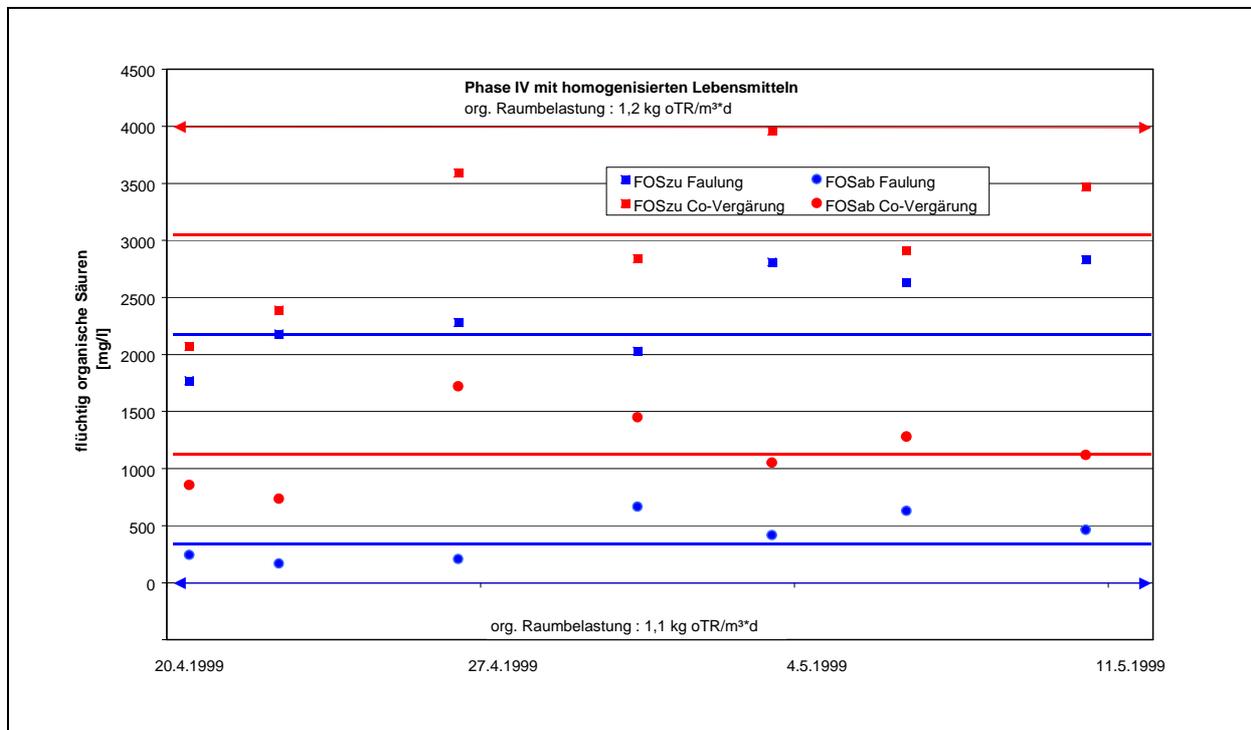


Abbildung 31: Gehalt an flüchtigen organischen Säuren bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung

5.5 Prozesswasserbelastung

Phase I

Durch die Co-Vergärung von Kirschsirup ergaben sich bei einer Steigerung der organischen Raumbelastung um 25 % CSB-Gehalte von 4.100 mg/l im Prozesswasser und damit eine Steigerung gegenüber des CSB-Gehaltes im Prozesswasser der Faulung von etwa 11 % (Abbildung 32). Bei der Umstellung des Co-Substrates auf Reste aus der Kartoffelverarbeitung stieg der CSB im Prozesswasser auf durchschnittlich 5.800 mg/l, was im Vergleich zur Klärschlammfäulung eine Steigerung von 50 % bedeutet. In der letzten Phase stieg der CSB-Gehalt aufgrund der Erhöhung der organischen Raumbelastung um 25 % durch die Zugabe von Resten aus der Kartoffelverarbeitung sogar auf über 8.000 mg/l, etwa doppelt so viel wie in der Klärschlammfäulung. Zum Ende der Versuchsphase mit Einsatz von Resten aus der Kartoffelverarbeitung fiel der CSB-Gehalt im FB2 plötzlich auf das Niveau der Faulung ab, was jedoch aufgrund der stabilen Prozessbedingungen nicht erklärt werden kann.

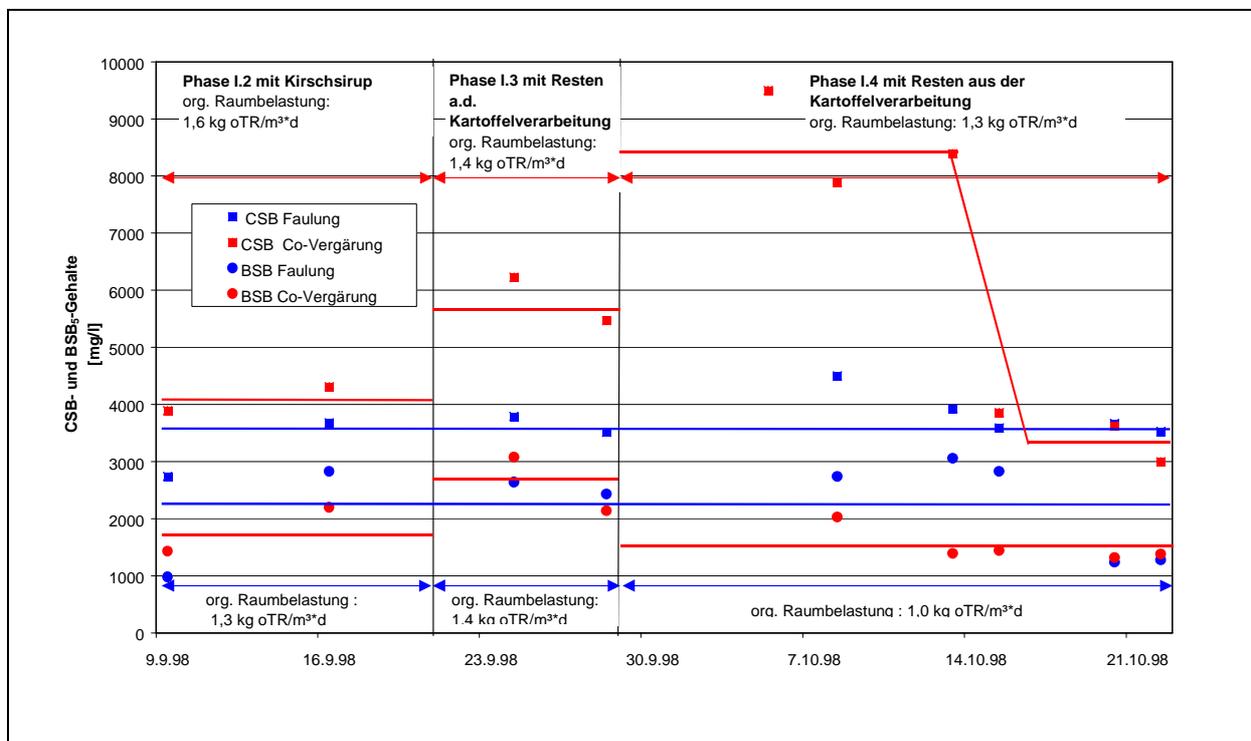


Abbildung 32: CSB- und BSB₅-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung

Wie aus Abbildung 32 zu erkennen ist, weisen die Verläufe der einzelnen Ganglinien des FB2 und des FB1 hinsichtlich des Parameters BSB_5 gleiche Tendenzen auf. Die einzelnen Verläufe lassen keine konkreten Aussagen über die Mehrbelastung des Prozesswassers durch BSB_5 bei der Co-Vergärung im Vergleich zur Faulung zu, da die BSB_5 -Gehalte der Co-Vergärung uneinheitlich teilweise über und unter denen der Faulung lagen. Durchschnittlich wurden in der Faulung BSB_5 -Gehalte von 2.200 mg/l ermittelt.

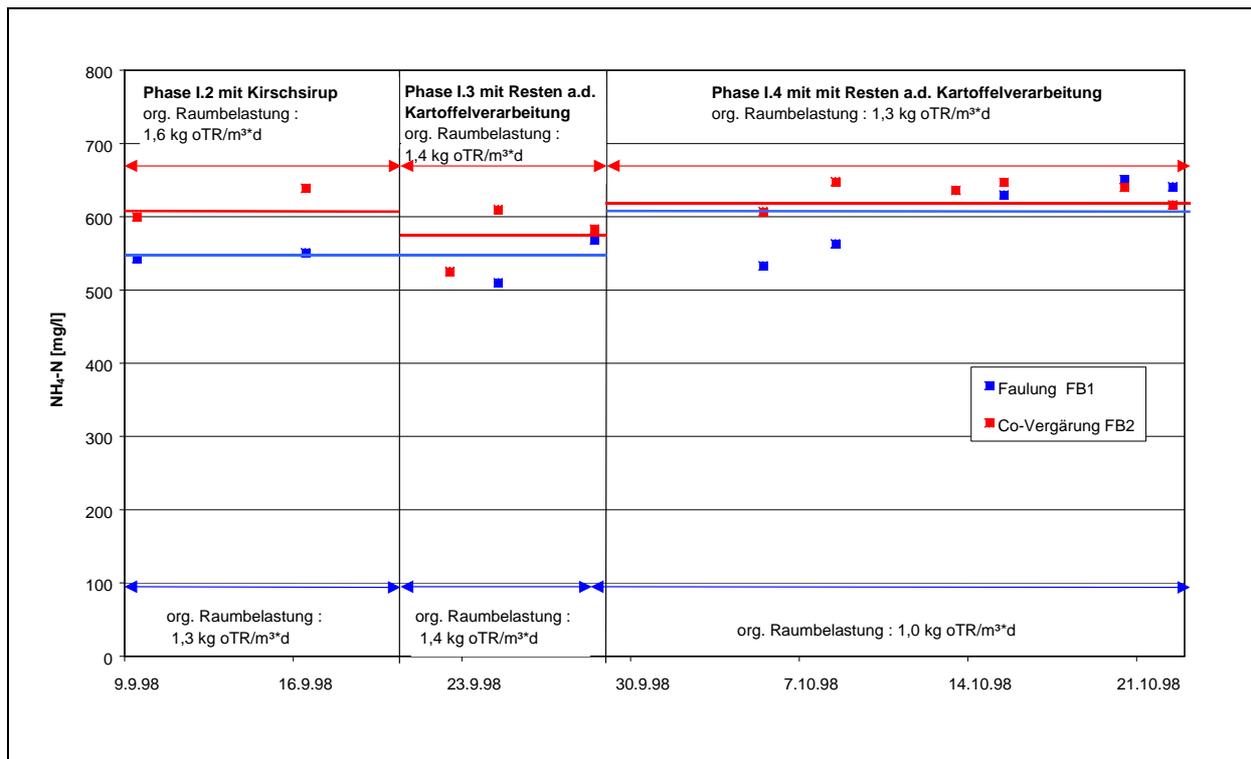


Abbildung 33: Ammonium-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfaulung

Abbildung 33 zeigt die Ammonium-Gehalte der Prozesswässer aus Faulung und Co-Vergärung. Auch hier ließen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Co-Vergärung und Faulung feststellen. Bei dem Einsatz von Kirschsirup als Co-Substrat lag die Zusatzbelastung bei der Co-Vergärung bei 55 mg/l gegenüber der Faulung. Während der Versuche mit Resten aus der Kartoffelverarbeitung entstand bei 12,5 % Steigerung des oTR eine durchschnittliche Zusatzbelastung von 20 mg/l und bei 25 % Steigerung von nur etwa 5 mg/l.

In Abbildung 34 sind die Phosphat-Belastungen des Prozesswassers des FB1 und FB2 während der einzelnen Teilphasen I.2 bis I.4 dargestellt.

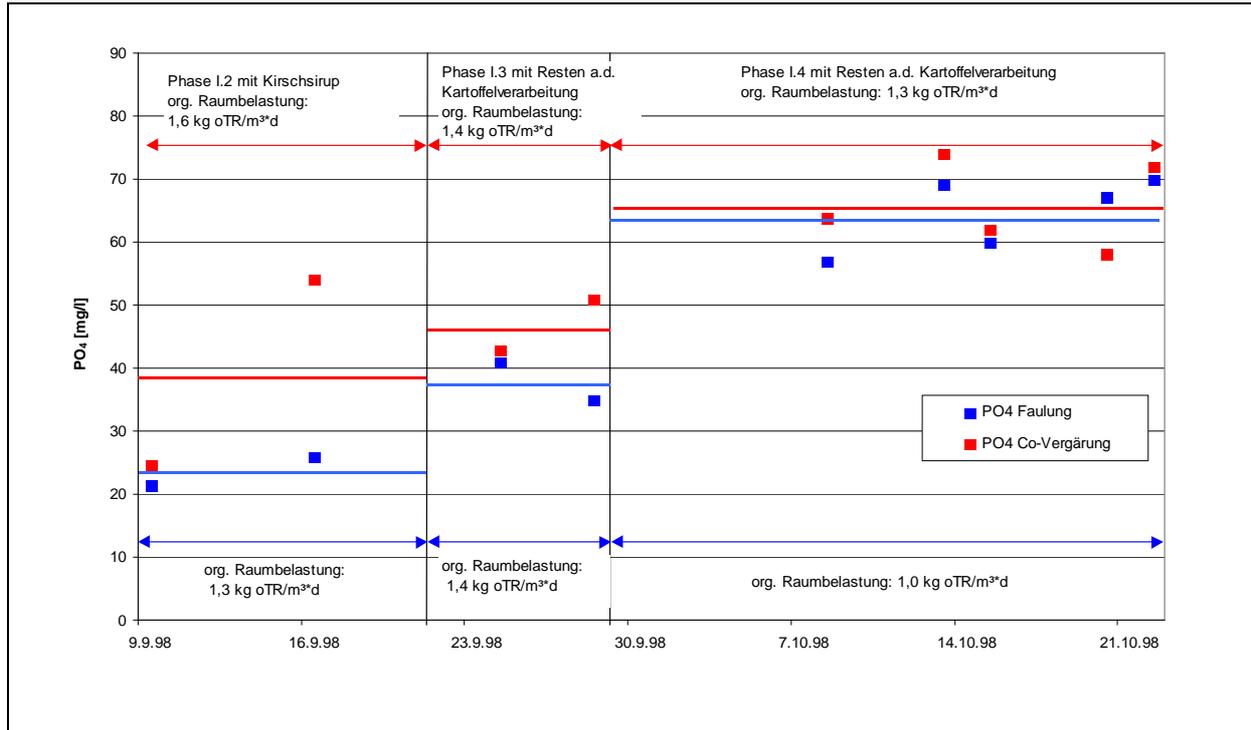


Abbildung 34: Phosphat-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Kirschsirup und Resten aus der Kartoffelverarbeitung sowie bei der Klärschlammfäulung

Zu beobachten war ein kontinuierlicher Anstieg der Phosphat-Belastung in der Klärschlammfäulung, die anfangs 23 mg/l betrug, danach 38 mg/l und zuletzt sogar 64 mg/l. Die Mehrbelastung in der Co-Vergärung sank von 26 mg/l auf 3 mg/l.

Phase II

Die Mitbehandlung von Ölen und Fetten führte zu einer generellen Mehrbelastung im Prozesswasser des FB2 bei den Parametern CSB, BSB₅, NH₄-N und PO₄-P, wie die folgenden Abbildungen 35 bis 37 belegen. Während der CSB-Gehalt im Prozesswasser der Klärschlammfäulung zu Beginn der Phase II bei durchschnittlich 1.700 mg/l und in der letzten zwei Teilphasen bei 1.500 mg/l lag, stellte sich durch die Zugabe von 12,5 % Frittieröl (bezogen auf den oTR) ein CSB-Gehalt von 2.100 mg/l ein, der auch bei der Steigerung auf 25 % Frittieröl konstant blieb. Durch die Umstellung des Co-Substrates auf gehärtetes Fett (12,5 % oTR) stieg die durchschnittliche CSB-Belastung auf 2.300 mg/l, was eine Mehrbelastung verglichen mit der Klärschlammfäulung von etwa 50 % bedeutet.

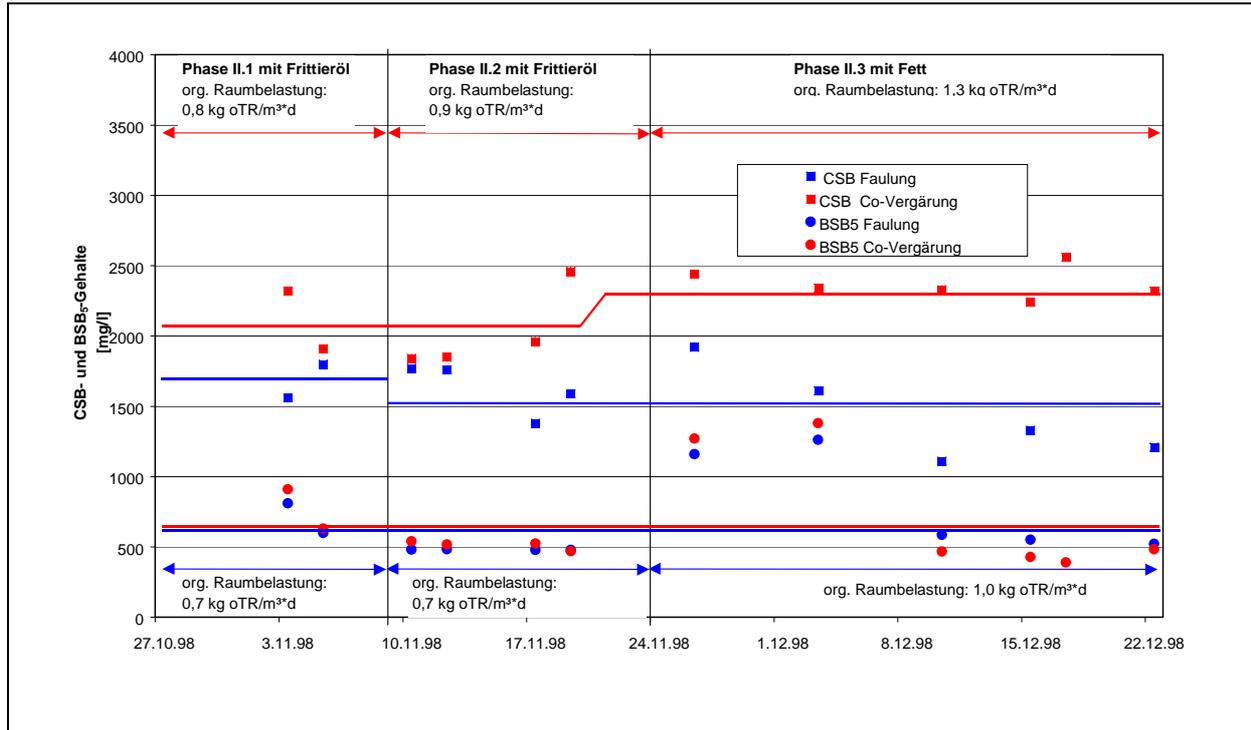


Abbildung 35: CSB- und BSB₅-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung

Hingegen kam es zu keiner nennenswerten Erhöhung der BSB₅-Belastung im Prozesswasser durch eine Co-Vergärung von Ölen und Fetten. Die BSB₅-Konzentrationen im Prozesswasser lagen sowohl bei der Klärschlammfäulung als auch bei der Co-Vergärung bei rund 650 mg/l.

Auf den Ammoniumgehalt im Prozesswasser schienen unterschiedliche Fettarten und Fettmengen keinen größeren Einfluss zu haben. Wie anhand von Abbildung 36 zu erkennen ist, lagen die NH₄-N-Konzentrationen im Prozesswasser bei der Co-Vergärung durchschnittlich um 25 mg/l über den NH₄-N-Konzentrationen der Klärschlammfäulung. Die NH₄-N-Mehrbelastung belief sich demnach auf etwa 5%. Darüber hinaus konnten jedoch keine markanten Abweichungen festgestellt werden.

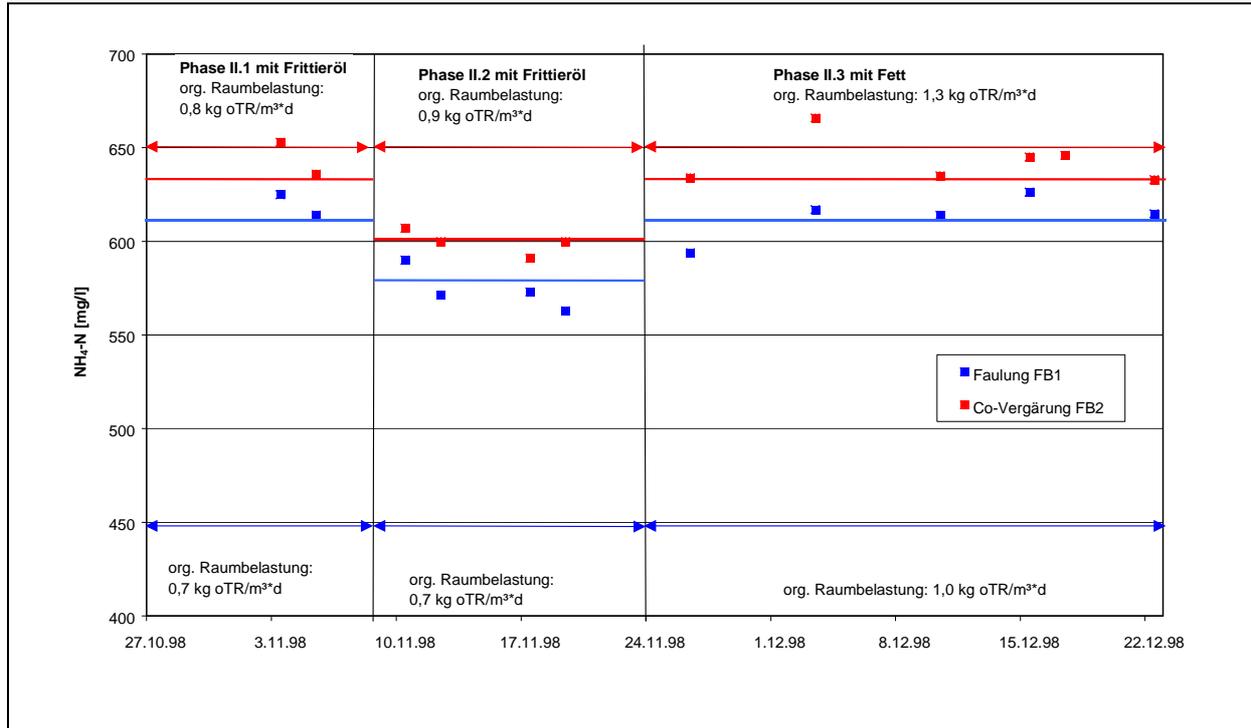


Abbildung 36: Ammonium-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung

Bei der Zugabe von 12,5 % Frittieröl kam es im Prozesswasser der Co-Vergärung zu keiner nennenswerten Steigerung der Phosphat-Belastung im Vergleich zur Klärschlammfäulung. Beide Werte lagen bei etwa 44 mg/l.

Erst die Erhöhung der Zugabemenge auf 25 % führte zu einer deutlichen Steigerung der Phosphorgehalte im Prozesswasser bei der Co-Vergärung. Die Mehrbelastung betrug hier durchschnittlich 25 %.

Nach dem Wechsel des Co-Substrates von Frittieröl auf gehärtetes Fett konnte wieder eine Abnahme des Phosphatgehaltes auf 28 mg/l festgestellt werden. Die Mehrbelastung im Vergleich zur Klärschlammfäulung, wo das Prozesswasser mit 22 mg/l Phosphat belastet war, betrug hier etwa 25 %.

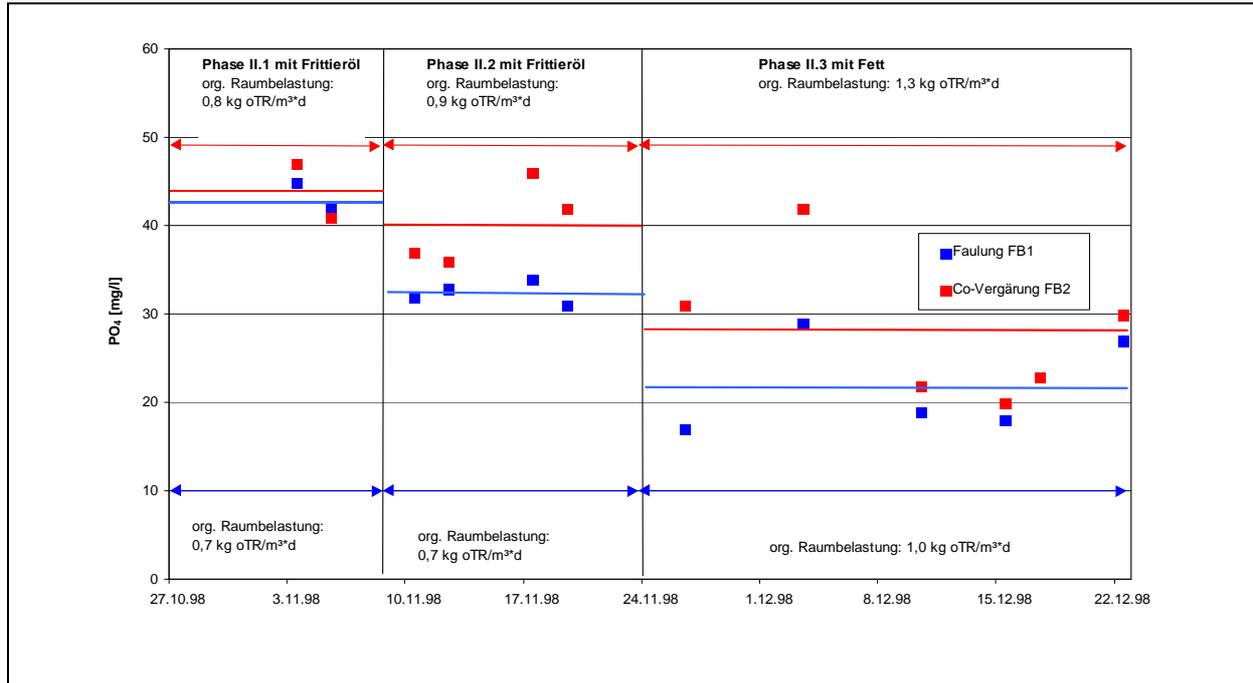


Abbildung 37: Phosphat-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Öl und Fett sowie bei der Klärschlammfäulung

Phase III

Wie aus Abbildung 38 zu erkennen ist, führte die Mitbehandlung von Biertreber anfangs zu einer maßgeblichen Erhöhung der CSB-Konzentrationen im Prozesswasser. Während der CSB-Gehalt im Prozesswasser durchweg etwa 2.000 mg/l betrug, stieg die CSB-Belastung durch die Co-Vergärung von Biertreber (12,5 % Steigerung des oTR) von anfänglich 1.700 auf 6.200 mg/l. Die maximal erreichten Konzentrationen bei der Zugabe von 25 % Biertreber lagen bei etwa 8.200 mg/l, was eine Mehrbelastung von 205 % gegenüber der Klärschlammfäulung bedeutet. Es ist fraglich, ob die Annäherung beider Trendlinien zum Ende der Versuchsphase auf eine Abnahme der CSB-Mehrbelastung im Prozesswasser der Co-Vergärung zurückzuführen ist oder das Ergebnis infolge von Messfehlern ist.

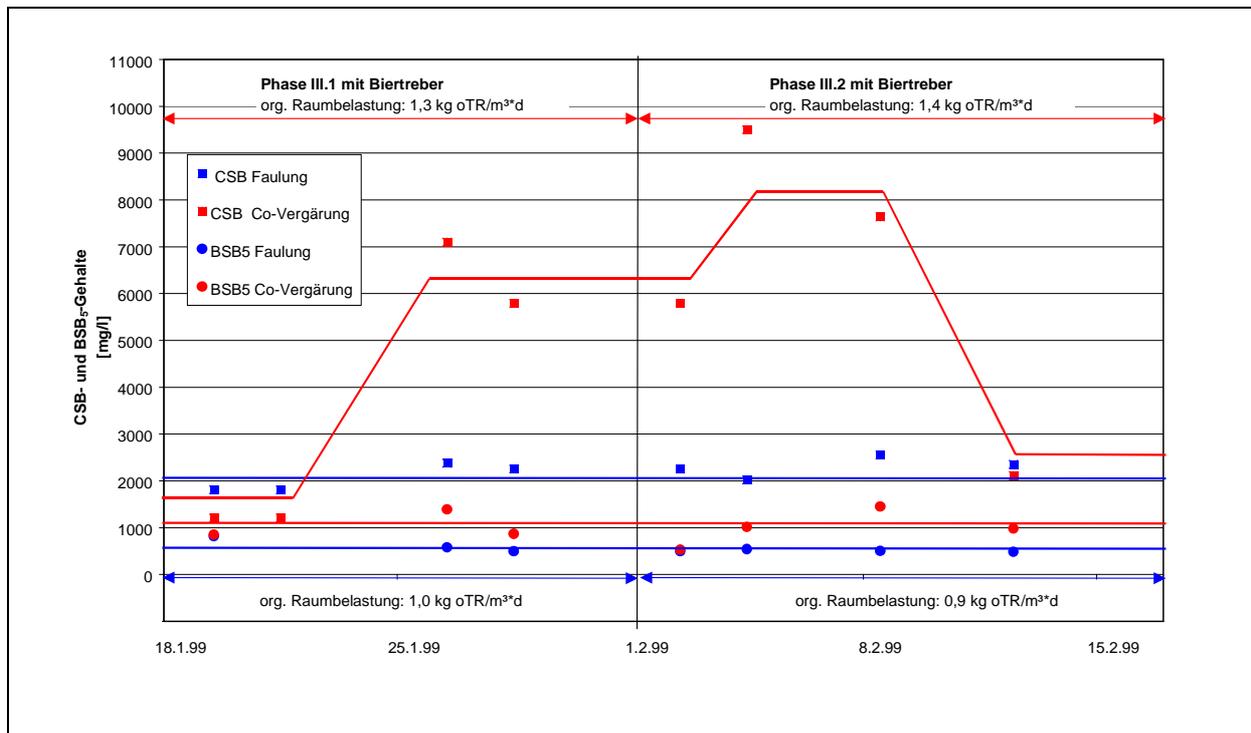


Abbildung 38: CSB- und BSB₅-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung

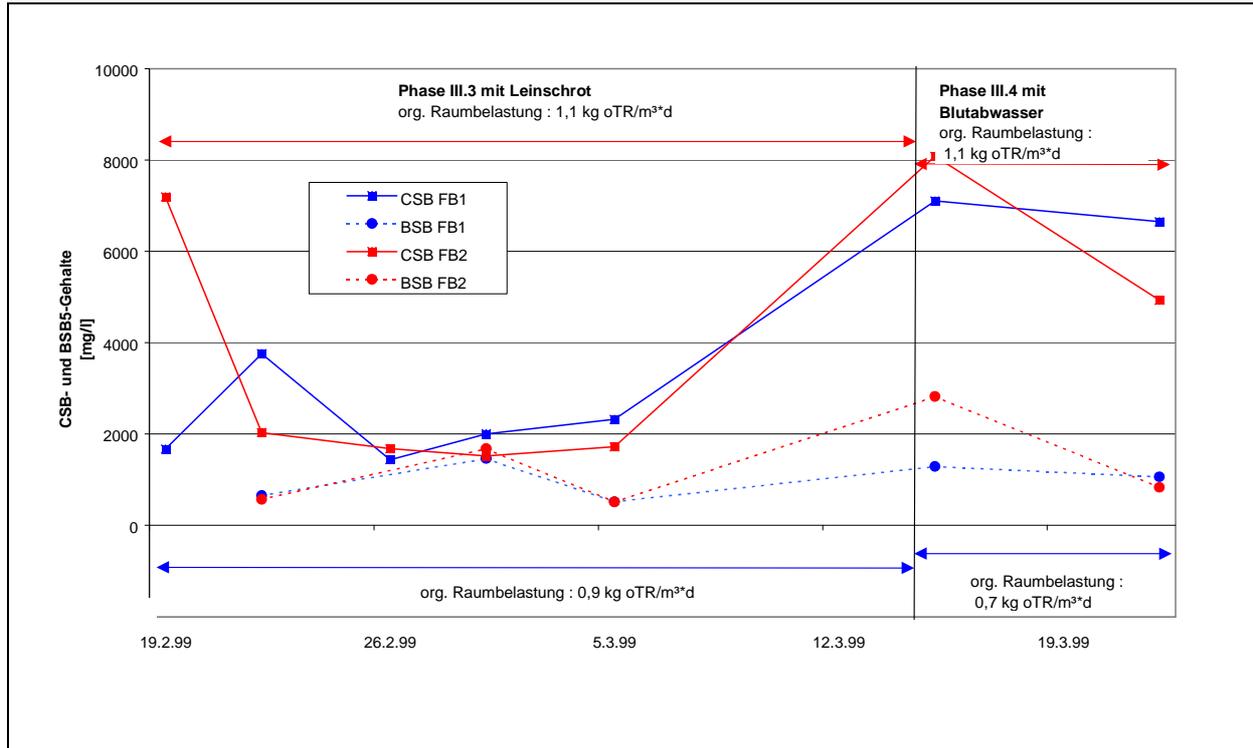


Abbildung 39: CSB- und BSB₅-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung

Die CSB-Mehrbelastung im Prozesswasser der Co-Vergärung, die durch die Zugabe von 12,5 % Leinschrot hervorgerufen wurde, kann vernachlässigt werden. Die Konzentrationen der Prozesswässer aus Klärschlammfäulung und Co-Vergärung waren sich hier sehr ähnlich, wie aus Abbildung 39 ersichtlich.

Nach Steigerung der Co-Substratzugabe auf 25 % betrug der CSB-Gehalt im Prozesswasser des FB2 im Mittel 2.000 mg/l.

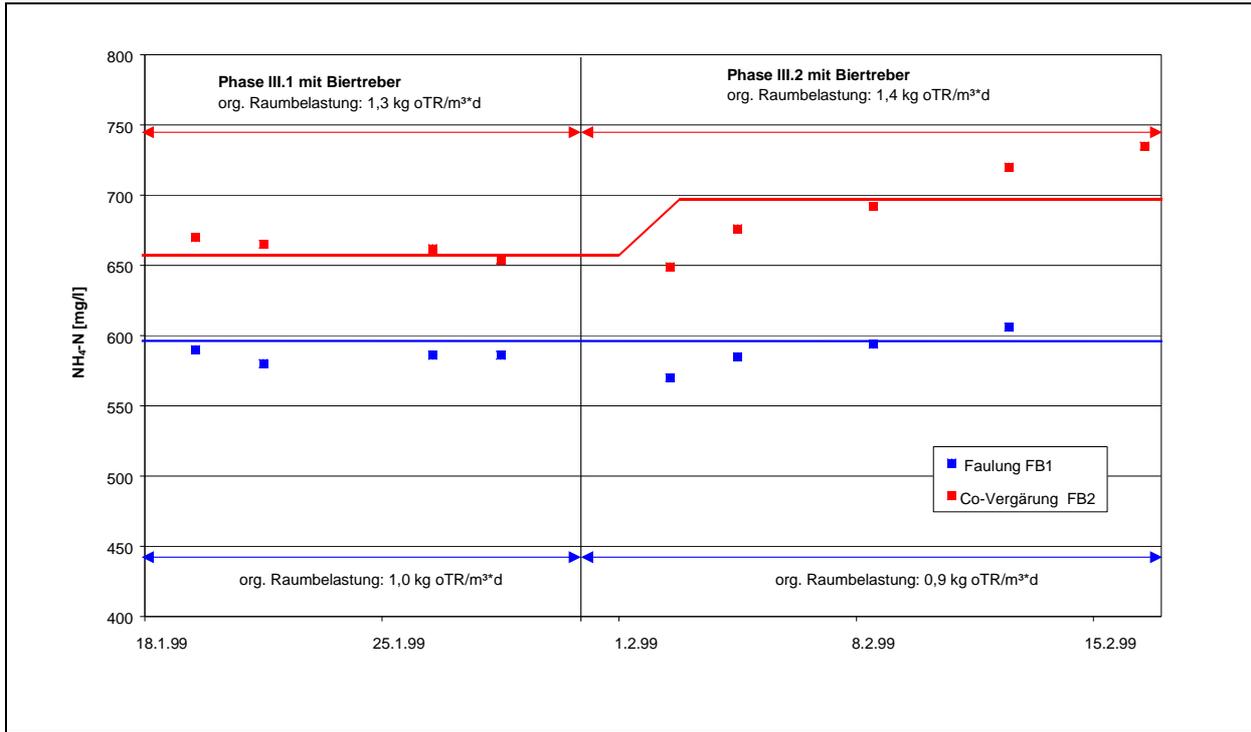


Abbildung 40: Ammonium-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung

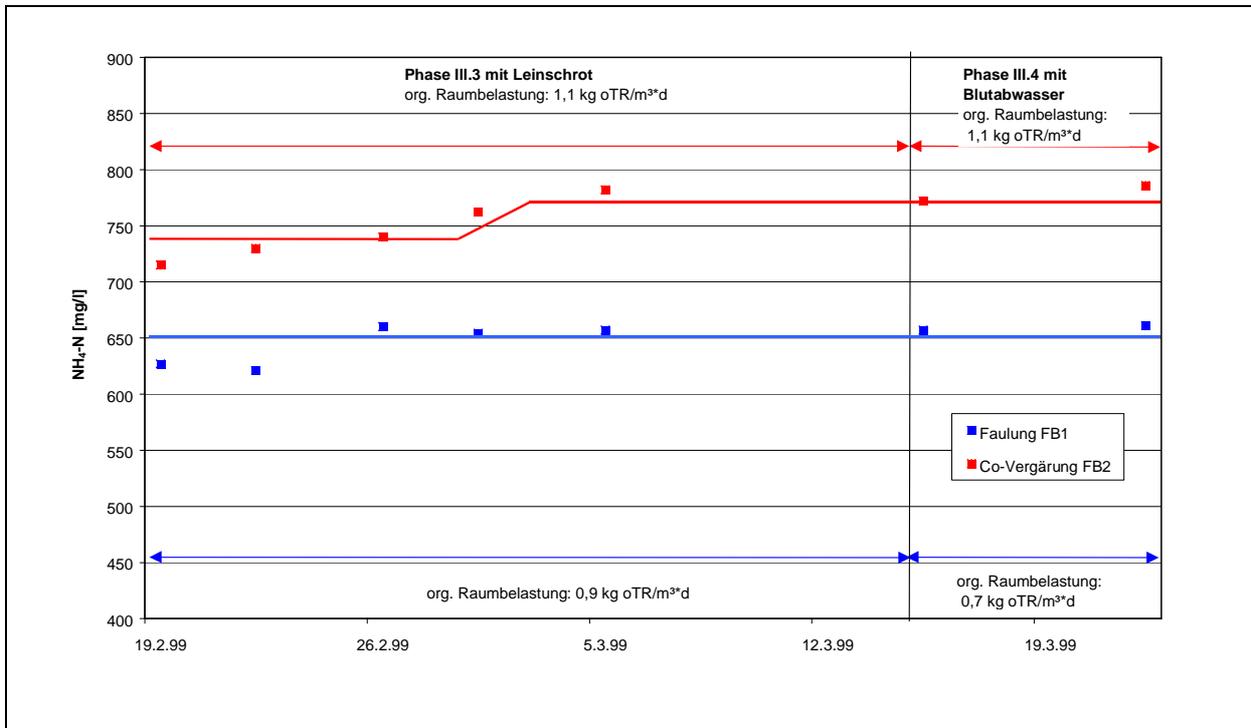


Abbildung 41: Ammonium-Werte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung

Wie Abbildung 40 zeigt, war die Ammonium-Belastung durch die Zugabe von Proteinen im Prozesswasser der Co-Vergärung durchgängig höher. Während der ersten Teilphase stieg die Ammonium-Belastung durch die Zugabe von Biertreber auf etwa 655 mg/l und war damit 55 mg/l höher als in der Klärschlammfäulung. Durch die Erhöhung der Biertreberzugabe auf 25 % stieg die Belastung auf 700 mg/l.

Bei Umstellung des Co-Substrates auf Leinschrot stieg der Ammonium-Gehalt im Prozesswasser auf 775 mg/l, jedoch auch der im Prozesswasser aus der Klärschlammfäulung auf 650 mg/l (Abbildung 41). Daher ergibt sich hier eine Ammonium-Zusatzbelastung im Prozesswasser durch die Zugabe von 12,5 % Leinschrot von 20 %.

Ein ähnliches Bild zeigte sich auch bei Steigerung der Co-Substratzugabe auf 25 %, wie in Abbildung 41 zu erkennen ist. Der Ammonium-Gehalt lag auch hier um 120 mg/l höher als im Prozesswasser der Klärschlammfäulung.

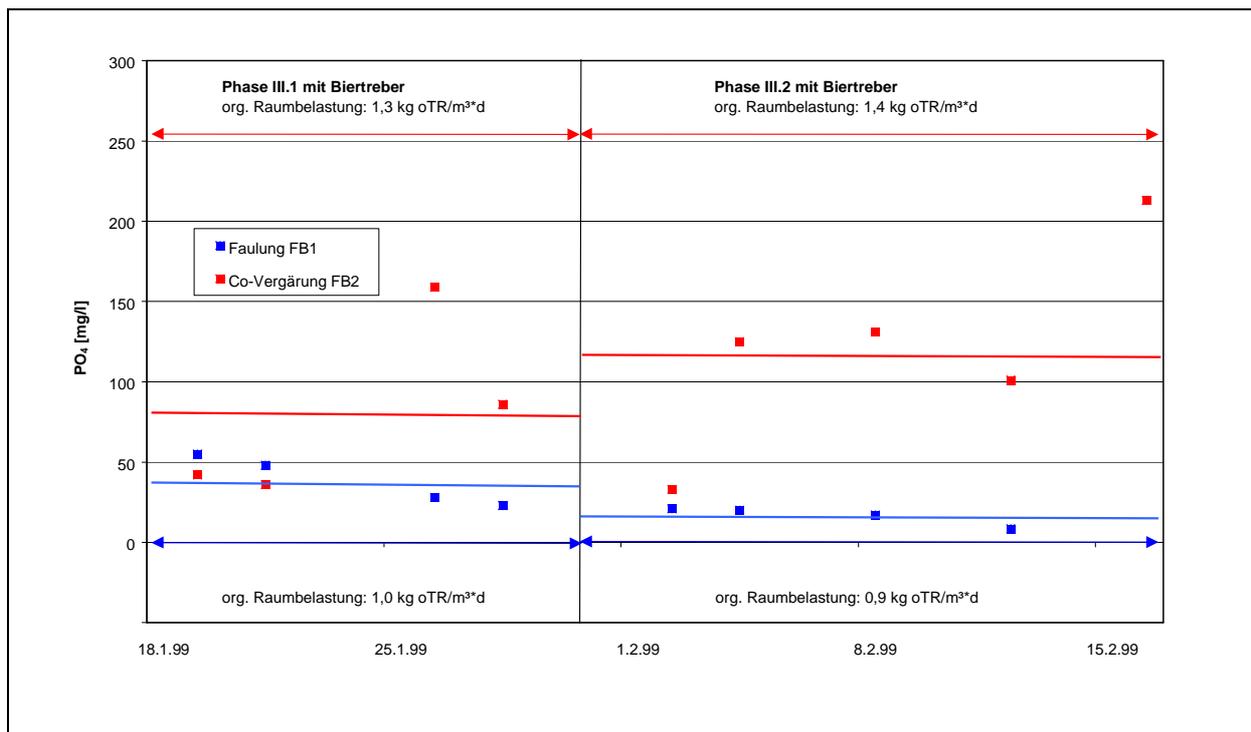


Abbildung 42: Phosphat-Werte des Prozesswasser bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie bei der Klärschlammfäulung

Eine signifikant erhöhte Phosphatbelastung trat während der Versuchsphase III nur bei der Zugabe von Biertreber ein. Die Mehrbelastung lag deutlich über 200 % in den ersten 2 Phasen. 12,5 % oTR-Steigerung stellte sich eine Phosphat-Belastung im

Prozesswasser von durchschnittlich 80 mg/l ein im Vergleich zur Klärschlammfäulung mit etwa 40 mg/l.

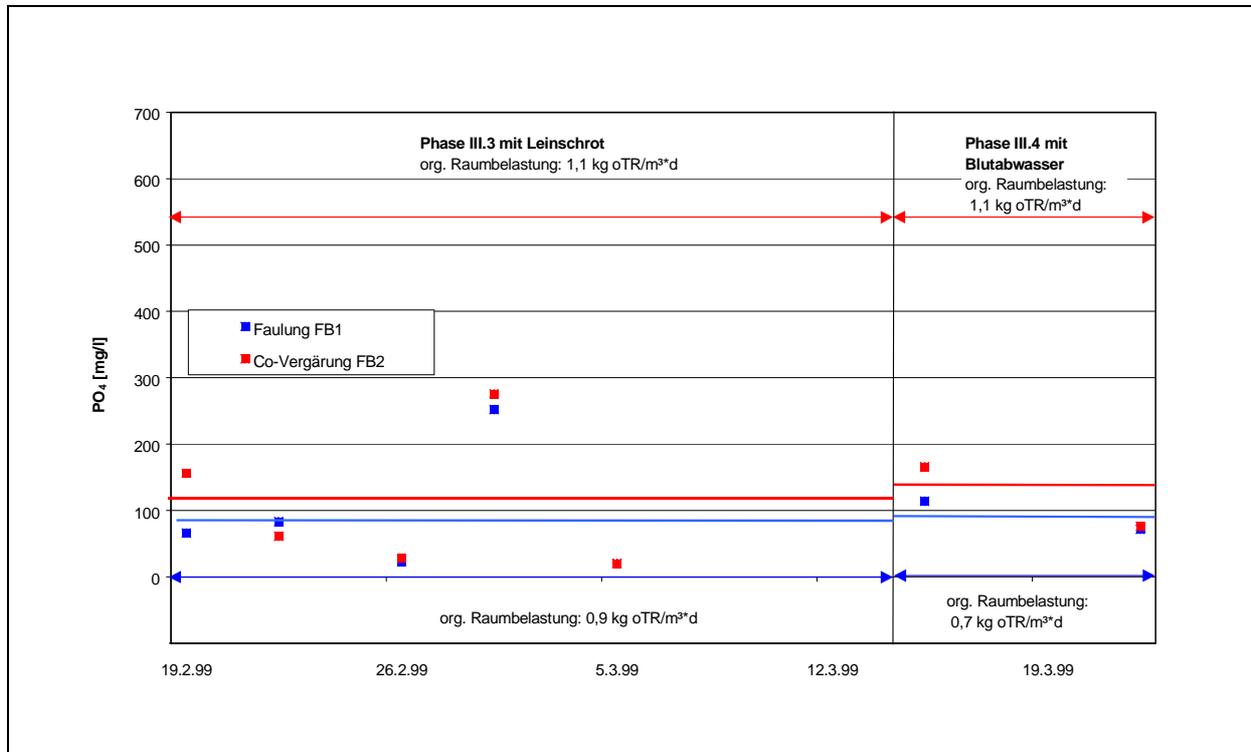


Abbildung 43: Phosphat-Werte des Prozesswasser bei der Co-Vergärung von Leinschrot und Blutabwasser sowie bei der Klärschlammfäulung

Bei dem Einsatz von Leinschrot betrug die Phosphatmehrbelastung im Prozesswasser lediglich 10 %.

Phase IV

Phase IV unterschied sich von den vorangegangenen Phasen dadurch, dass nun kein einheitliches Co-Substrat mehr zugegeben wurde, sondern verschiedene Lebensmittel, die zum einen unterschiedliche Gehalte bezüglich Kohlenhydraten, Protein und Fett aufwiesen und zum anderen sich auch hinsichtlich ihrer CSB-, Ammonium- und Phosphorgehalte voneinander unterschieden.

Durch die unterschiedliche Zusammensetzung der Lebensmittel, die zur Mitbehandlung homogenisiert wurden, schwankten die Belastungen der eingesetzten Substrate sehr stark, was wiederum in den Faulversuchen und deren Ergebnissen ersichtlich wurde.

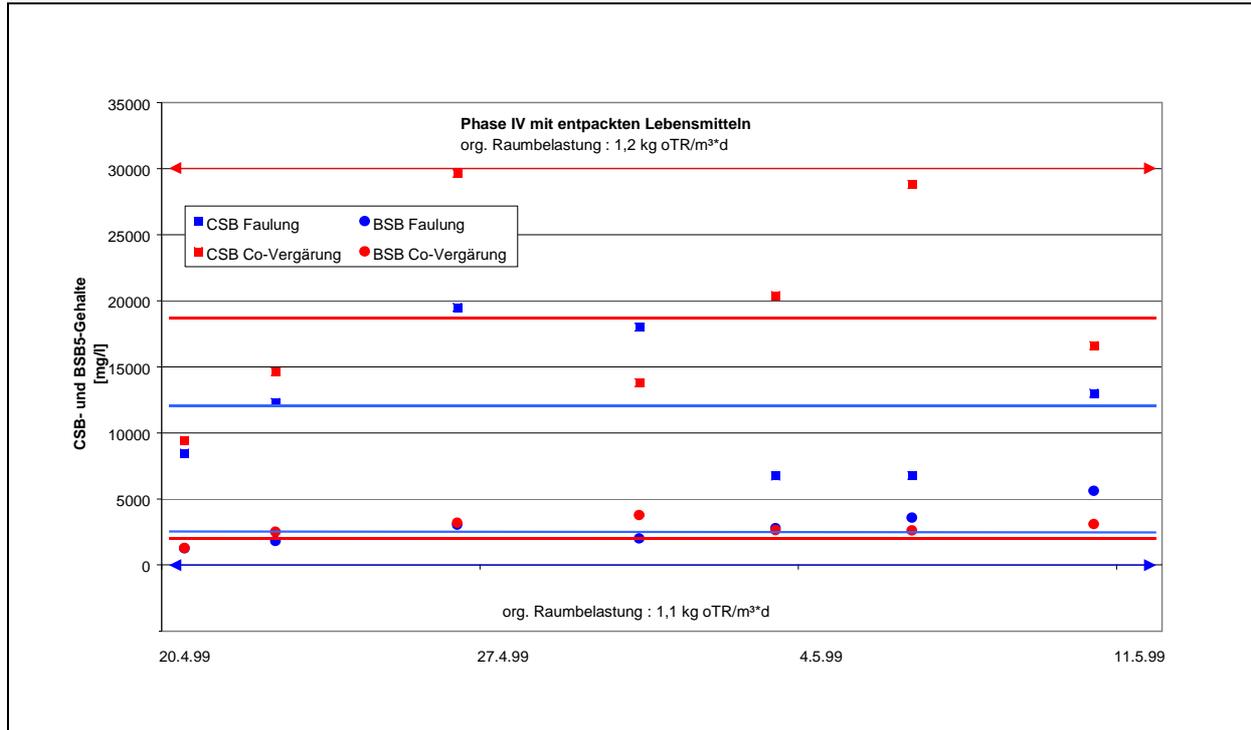


Abbildung 44: CSB und BSB₅-Gehalte des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung

Wie in Abbildung 44 zu erkennen ist, betrug die CSB-Belastung des Prozesswassers bei der Co-Vergärung im Durchschnitt ca. 18.500 mg/l. Die auftretenden Schwankungen waren, wie oben schon erwähnt, durch die unterschiedlichen eingesetzten Lebensmittel zu erklären. Jedoch war bei dieser Versuchsphase zu bemerken, dass auch starke Schwankungen bei der Klärschlammfäulung auftraten. Im Vergleich traten im Prozesswasser der Co-Vergärung um etwa 55 % erhöhte CSB-Belastungen auf.

Die BSB₅-Belastung des Prozesswassers bei der Co-Vergärung fiel mit durchschnittlich etwa 2.300 mg/l sogar geringfügig niedriger aus als bei der Klärschlammfäulung mit etwa 2.500 mg/l.

Die Belastung des Prozesswassers durch Ammonium war im FB2 durchgehend höher als im FB1. Sie betrug im FB2 durchschnittlich um 748 mg/l, während sie im FB1 um 655 mg/l betrug. Dies entsprach einer Mehrbelastung von 15 %. Die Verläufe sind in Abbildung 45 dargestellt.

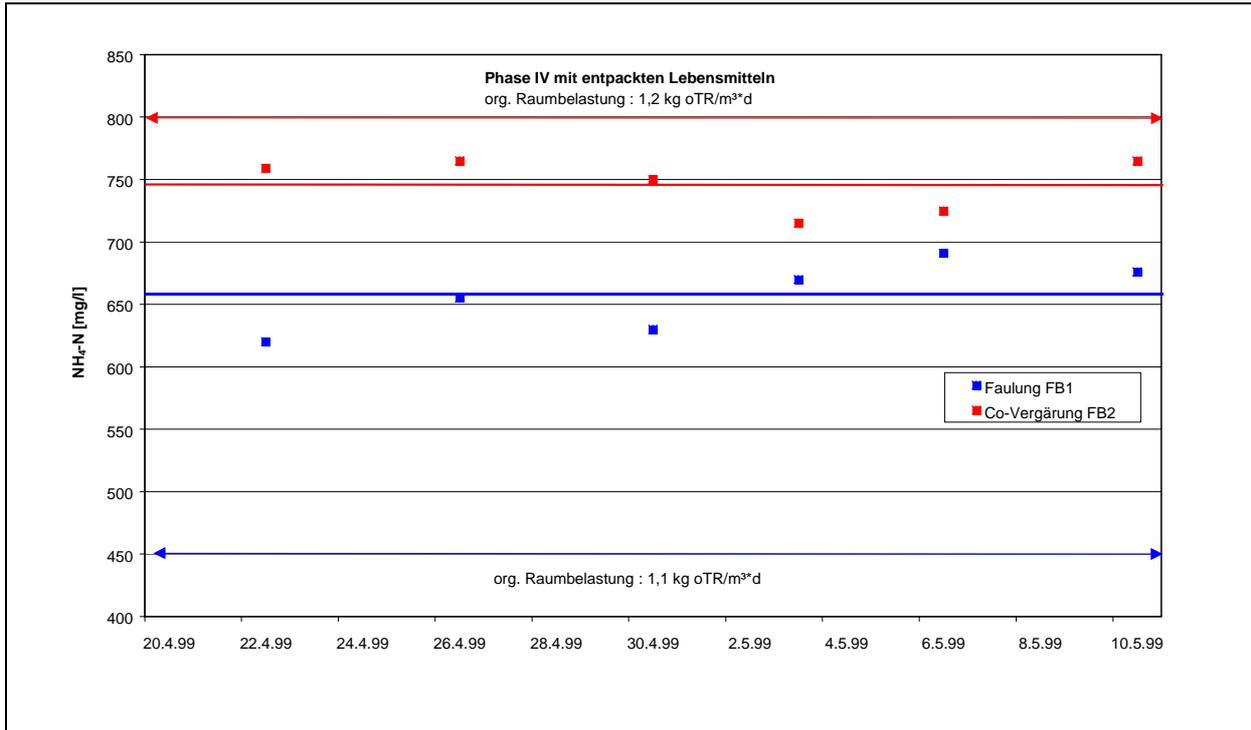


Abbildung 45: Ammonium-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung

Die Ammonium-Belastung des Prozesswassers fiel bei der Co-Vergärung mit durchschnittlich etwa 750 mg/l um 95 mg/l höher aus als bei der Klärschlammfäulung.

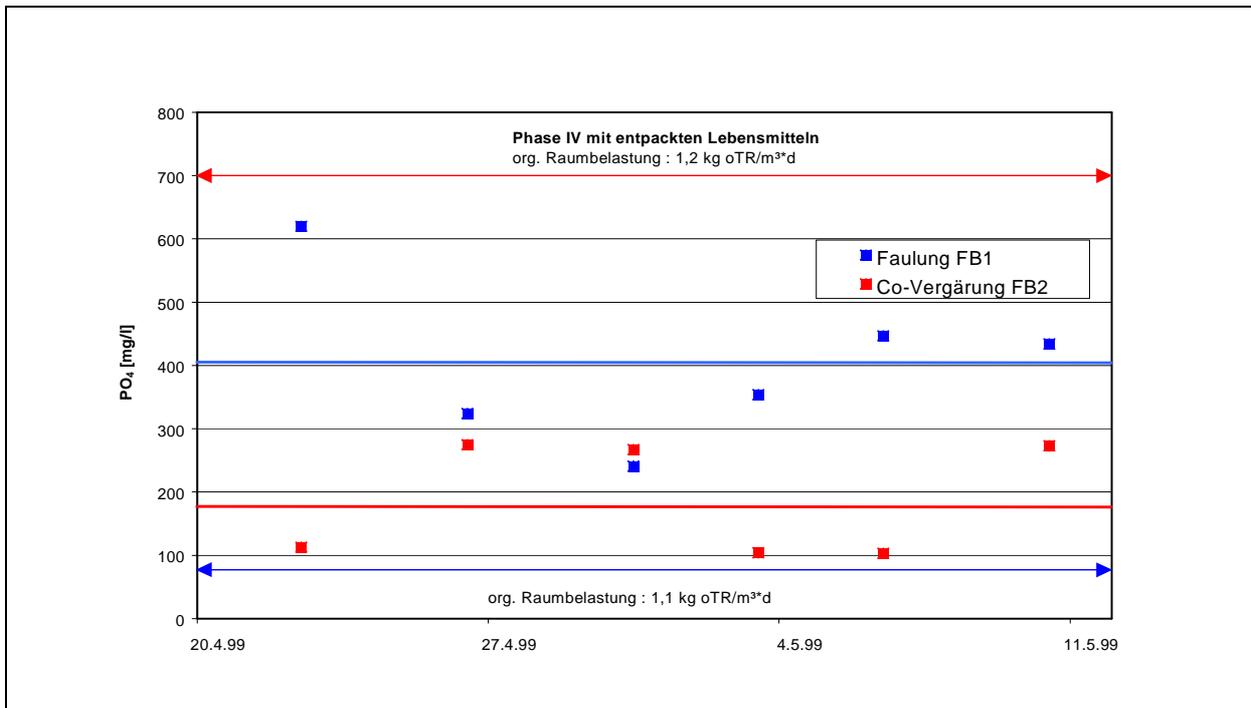


Abbildung 46: Phosphat-Gehalt des Prozesswassers bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln sowie bei der Klärschlammfäulung

Die Phosphat-Konzentrationen lagen im Prozesswasser aus der Co-Vergärung mit im Mittel 180 mg/l durchschnittlich 55 % unter den Konzentrationen der Klärschlammfäulung mit 400 mg/l (Abbildung 46).

6 Besprechung der Ergebnisse

Die im Kapitel 5 zuvor beschriebenen Untersuchungen wurden mit der Zielsetzung durchgeführt, die Zusammenhänge zwischen Abfallzusammensetzung und Prozessverläufen herzuleiten.

6.1 Schlamminhaltsstoffe

Die gemeinsame Vergärung von Klärschlamm und biogenen Abfällen führt zu einer Veränderung der Faulschlammzusammensetzung. Hier sind neben dem Gehalt an flüchtigen organischen Säuren zur Bewertung des Stabilisierungsgrades die Konzentrationen an organischen und anorganischen Schadstoffen wesentlich.

Die organischen und anorganischen Schadstoffe nach Klärschlammverordnung wurden für die eingesetzten Co-Substrate (Tabelle 18) sowie für das Rohschlamm-Bioabfallgemisch ermittelt (Tabelle 19).

Die Schwermetallgehalte des Faulschlammes der Kläranlage Düsseldorf Süd waren in Form von Jahresmittelwerten bekannt, wie in Tabelle 20 dargestellt. Diese wurden durch die Konzentrationen an PCB, PCDD/F und AOX aus eigenen Untersuchungen vervollständigt.

Tabelle 18: Mittlere Schadstoffgehalte nach Abfallklärschlammverordnung der eingesetzten Substrate

Schwermetall	Kirschsirup	Reste a.d. Kartoffelverarbeitung	Biertreber	Leinschrot	Blutabwasser	Frittieröl	gehärt. Fett	hom. Lebensmittel
mg/kg TR								
Blei	-	-	5,2	4,0	-	< 4,5	< 4,5	< 5,0
Chrom	-	-	5,0	3,0	-	-	-	< 5,0
Cadmium	-	-	0,5	0,5	-	< 0,02	< 0,02	< 0,5
Kupfer	-	-	17,8	18,7	-	< 2,2	< 2,2	4,9
Nickel	-	-	5,0	4,0	-	< 2,2	< 2,2	< 5,0
Quecksilber	-	-	0,1	0,1	-	0,05	< 0,05	< 0,1
Zink	-	-	91,9	68,5	-	< 0,9	< 0,9	22,8
AOX	-	<50	66,5	21,9	-	<37	2,4	-
PCB	-	0,1	0,01	0,01	-	0,9	<1,04	-
ng/kg TR								
PCDD/F (Toxizitätsäquivalente)	-	5,1	4,6	0,7	-	n.b.	n.b.	-

- = keine Untersuchungen, n.b. = nicht berechenbar, da Kongener nachgewiesen wurde

Tabelle 19: Mittlere Schadstoffgehalte nach Abfallklärschlammverordnung der Rohschlamm- Bioabfallgemische

Schwermetall	Kirschsirup	Reste a.d. Kartoffelverarbeitung	Biertreber	Leinschrot	Blutabwasser	Frittieröl	gehärt. Fett	hom. Lebensmittel
mg/kg TR								
Blei	46	73	91,05	66,15	-	<10	<10	61,7
Chrom	32	-	58,05	40,1	-	-	-	39,3
Cadmium	<1	<2	1,47	0,8	-	<0,05	<0,05	0,71
Kupfer	190	185	272	154	-	6,6	7,6	215
Nickel	27	37	42,3	37,9	-	<5,0	<5	34,1
Quecksilber	1,2	1,1	0,675	0,98	-	<0,1	<0,1	0,19
Zink	990	734	869	54,5	-	29	37	777
AOX	166	<50	187	77,2	-	<5	<5	53,8
PCB	0,09	0,11	<0,01	0,09	-	<0,25	<0,06	-
ng/kg TR								
PCDD/F (Toxizitätsäquivalente)	13,6	16,4	9,3	12,3	-	8	17	-

- = keine Untersuchungen

Tabelle 20: Mittlere Schadstoffgehalte des Faulschlammes der Kläranlage Düsseldorf Süd sowie Grenzwerte aus der Klärschlammverordnung

Schwermetall	Konzentration (mg/kg TR)	Grenzwerte AbfKlärV (mg/kg TR)
Quecksilber	2,1877	8
Blei	140,7	900
Chrom	73,8	900
Cadmium	2,036	10 (5)
Kupfer	334	800
Nickel	52,9	200
Zink	1484	2500 (2000)
AOX	209	500
PCB	0,255	0,2
PCDD/F (Toxizitätsäquivalente)	13 [ng/kg TR]	100 [ng/kg TR]

Ein Vergleich der Schwermetallgehalte der biogenen Abfälle und des auf der Kläranlage Düsseldorf Süd anfallenden Faulschlammes macht deutlich, dass die untersuchten biogenen Abfälle nur einen Bruchteil der Schwermetallbelastungen des Faulschlammes besitzen und dementsprechend einen sehr geringen Einfluss auf die Faulschlammqualität ausüben.

6.2 CSB-Konzentrationen

Die CSB-Konzentrationen im Rohschlamm bei der Co-Vergärung der verschiedenen Substrate sowie bei der Klärschlammfäulung während der einzelnen Versuchphasen zeigt Abbildung 47. Auffallend ist die starke Schwankung der CSB-Konzentrationen im Rohschlamm, die sich entsprechend auf die Co-Vergärung überträgt.

Bei der Co-Vergärung biogener Abfälle kam es im Rohschlamm zu einer Erhöhung der CSB-Konzentration im Vergleich zur Klärschlammfäulung von etwa 10 %.

Die durchschnittlichen CSB-Konzentrationen bei der Co-Vergärung von Fett (Phase II) und bei Blutabwasser (Phase III) sind rechnerisch niedriger als die bei der Klärschlammfäulung. Diese lassen sich nur durch Unregelmäßigkeiten bei der Probenahme bzw. Probenanalyse begründen.

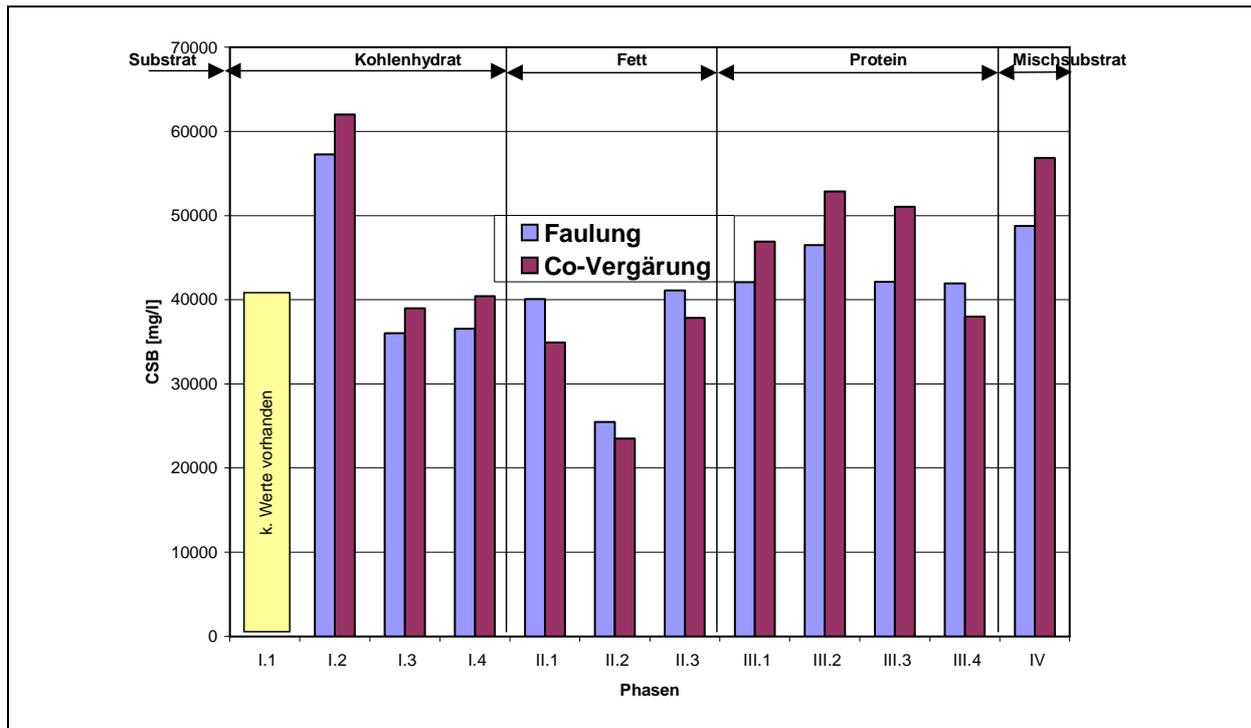


Abbildung 47: Durchschnittliche CSB-Konzentrationen im Rohschlamm bei der Co-Vergärung verschiedener Substrate sowie bei der Klärschlammfäulung

Die CSB-Gehalte im Faulschlamm (Abbildung 48) zeigten bei der Co-Vergärung der verschiedenen Substrate die gleichen Tendenzen wie beim Rohschlamm. Die höchste CSB-Zusatzbelastung ergab sich bei der Co-Vergärung von Biertreber und Leinschrot mit etwa 8.000 mg/l (Phase III.1 bis III.3). Bei der Co-Vergärung von Blutabwasser stellte sich eine Zusatzbelastung von 2.000 mg/l CSB im Faulschlamm ein.

Sehr geringe Unterschiede traten bei der Co-Vergärung von homogenisierten Lebensmitteln im Vergleich zur Klärschlammfäulung auf. Hier lag der durchschnittliche CSB-Gehalt im Faulschlamm mit 23.500 mg/l um etwa 1.000 mg/l niedriger als bei der Klärschlammfäulung.

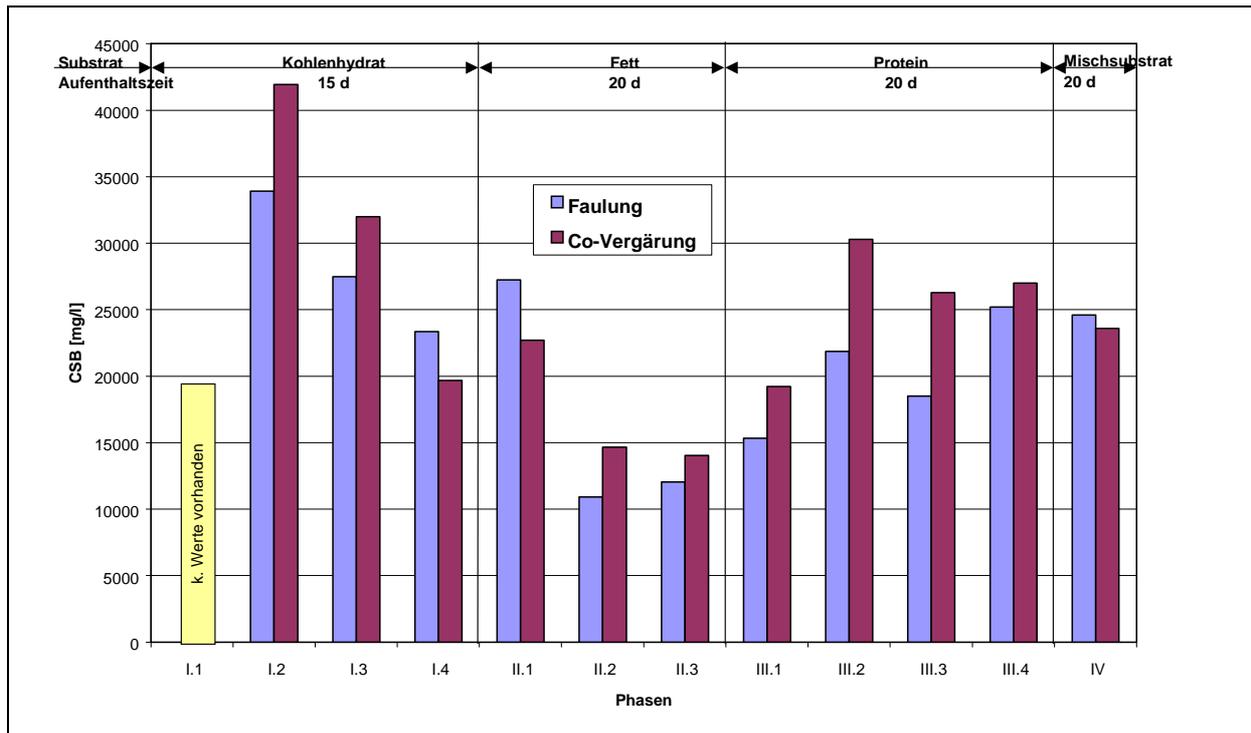


Abbildung 48: Durchschnittliche CSB-Konzentrationen im Faulschlamm bei der Co-Vergärung verschiedener Substrate sowie bei der Klärschlammfäulung

Ein Vergleich der CSB-Abbauraten zeigt für die Klärschlammfäulung und die Co-Vergärung vergleichbare Abbauleistungen auf, die in Abhängigkeit zur Qualität des eingesetzten Rohschlammes stehen.

6.3 Abbau der organischen Substanz

Eines der wichtigsten Ziele bei der Klärschlammfäulung ist der Abbau der organischen Substanz. Vergleicht man die prozentualen Abbauraten der organischen Trockensubstanz der Klärschlammfäulung und der Co-Vergärung und dessen Schwankung, zeigt sich der prägende Einfluss des Rohschlammes mit einer Ausnahme (Abbildung 51).

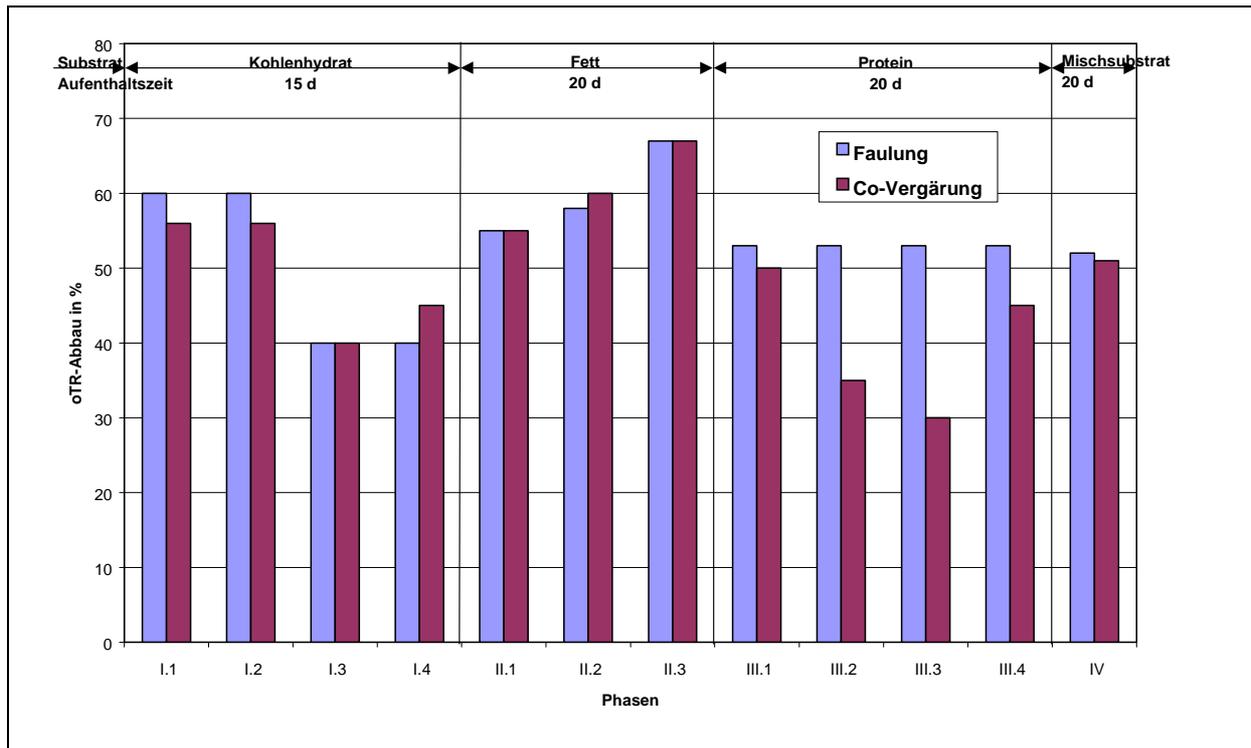


Abbildung 51: Abbau der organischen Substanz bei der Co-Vergärung verschiedener Substrate sowie bei der Klärschlammfäulung

Die geringe Abbaurate bei der Co-Vergärung von Biertreber und Leinschrot in der Proteinphase liegt hier in dem hohen Zelluloseanteil begründet. Die vorhandenen Schalen können in der vorhandenen Faulzeit nicht abgebaut werden.

Ansonsten wurden bei allen anderen eingesetzten Substraten bei der Co-Vergärung im Vergleich zur Klärschlammfäulung vergleichbare Abbauraten erreicht, die höchstens um 5 % abwichen.

6.4 Spezifische Gasproduktion

Eine Co-Vergärung soll nur dann durchgeführt werden, wenn der Einsatz von Co-Substraten zu einer erhöhten Gasproduktion beziehungsweise zu einem Energiegewinn führt.

Neben einer hinreichenden Betrachtung der einzusetzenden Energie, die eine Mitvergärung mit sich bringt, ist daher auch der Energiegewinn von großer Bedeutung.

Wie anhand von Abbildung 49 zu erkennen ist, konnte die spezifische Gasproduktion mit einer Ausnahme (Phase I.4: Einsatz von Resten aus der Kartoffelverarbeitung) durchgängig erhöht werden. Die Phase I.3 entfällt aus den in Kapitel 6 genannten Gründen aus der Betrachtung.

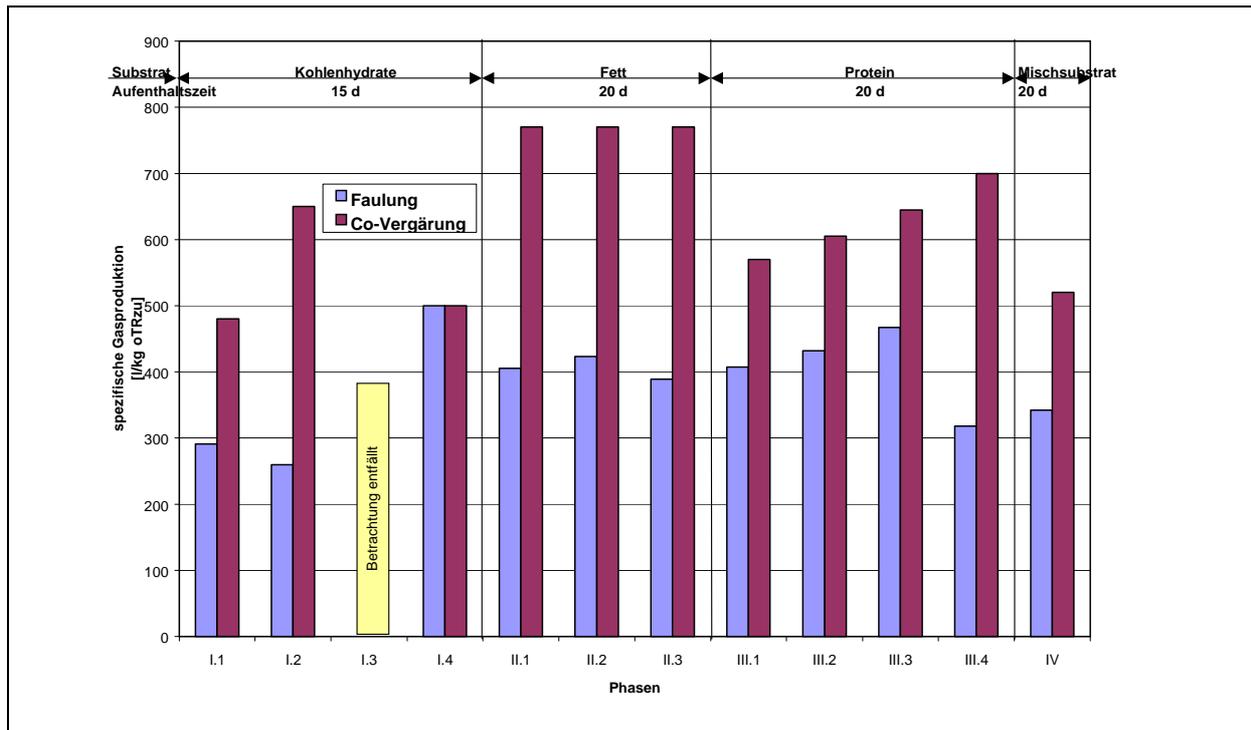


Abbildung 49: Zusammenstellung der ermittelten spezifischen Gasproduktionsraten bei der Co-Vergärung der verschiedenen Substrate sowie bei der Klärschlammfäulung

Die spezifische Gasproduktion bei der Klärschlammfäulung lag während des Versuchszeitraum zwischen knapp 300 und 500 l pro 1 kg zugeführtem organischem Trockenrückstand und entsprach somit in etwa den Angaben von Imhoff [39], Hoffmann [38] und der ATV [86].

Die Zunahme der spezifischen Gasproduktion durch eine Co-Vergärung zeigt Abbildung 50. Alle in den halbtechnischen Untersuchungen eingesetzten Substrate ergaben eine Steigerung der spezifischen Gasproduktion von 50 bis 100 %.

In der kohlenhydratdominierten Phase I entstand in der ersten Teilphase I.1 eine Zunahme der spezifischen Gasproduktionsrate von 190 l/kg oTR_{zu} und in der zweiten Teilphase I.2 von 390 l/kg oTR_{zu}. Der oTR-Gehalt setzt sich aus organischen Anteilen des Klärschlammes und des Co-Substrates zusammen. Hier zeigten sich deutliche der Einfluss der mikrobiellen Verfügbarkeit bzw. biochemischen Umsetzbarkeit des eingesetzten Substrates.

Die durchgängig höchsten Gassteigerungsergebnisse wurden in Phase II bei der Co-Vergärung von Öl und Fett erzielt. Hier lag die Zunahme der spezifischen Gaspro-

duktion durchgängig bei etwa 350 l/kg oTR_{zu}. Ein Einfluss der eingesetzten Menge und Art des Substrates auf die spezifische Gasproduktion war nicht erkennbar.

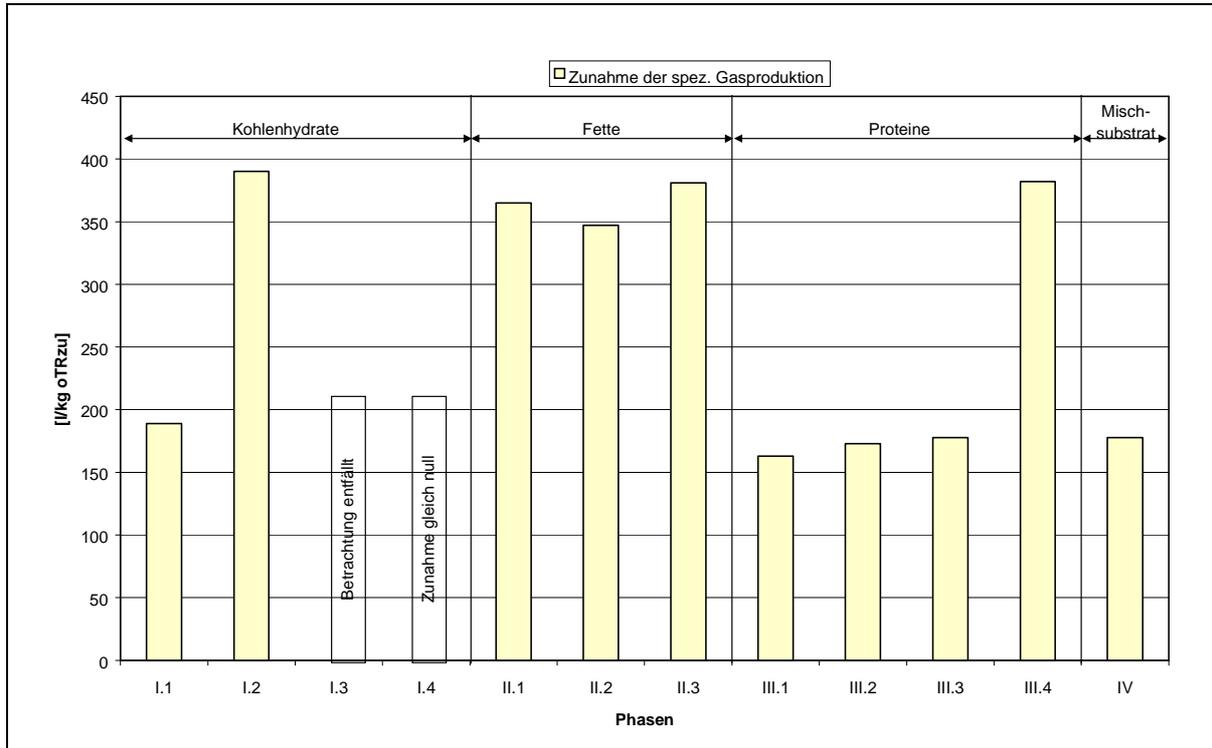


Abbildung 50: Zunahme der spezifischen Gasproduktion bei der Co-Vergärung

Beim Einsatz von proteindominierten Abfällen (Phase III) betrug die spez. Gasproduktion bezogen auf die zugeführte organische Trockensubstanz des Co-Substrates in den ersten drei Teilphasen III.1 (Biertreber, 12,5 %), III.2 (Biertreber, 25 %) und III.3 (Leinschrot, 12,5 %) 170 l. In der letzten Teilphase III.4 (Blutabwasser) lag die zusätzliche Gasausbeute bei 380 l/kg oTR_{zu}. Hier zeigte sich, wie bei den kohlenhydratdominierten Substraten, eine deutliche Korrelation zwischen der eingesetzten Substratmenge, der mikrobiellen Verfügbarkeit des eingesetzten Substrates und deren Einfluss auf die Gasproduktionsrate.

Bei der Verwendung von Mischsubstraten konnten Zunahmen der Faulgasproduktion erreicht werden, die in der Größenordnung der Zuwächse von Biertreber und Leinschrot von ca. 180 l/kg oTR_{zu} lagen.

6.5 Klärschlammstabilisierung

Das entscheidende Kriterium zur Beurteilung der Schlammstabilisierung ist der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren. Für die halbtechnischen Untersuchungen

wurde eingangs ein Grenzwert an flüchtigen organischen Säuren im ausgefaulten Klärschlamm bzw. Klärschlamm-Bioabfallgemisch von 500 mg/l als Kriterium für eine ausreichende Stabilisierung bei einer Aufenthaltszeit von 20 Tagen festgelegt.

In Abbildung 52 sind die für jede Phase gemittelten Gehalte an flüchtigen organischen Säuren in den Faulschlämmen aus der Klärschlammfäulung und den Faulschlamm-Abfallgemischen der Co-Vergärung dargestellt.

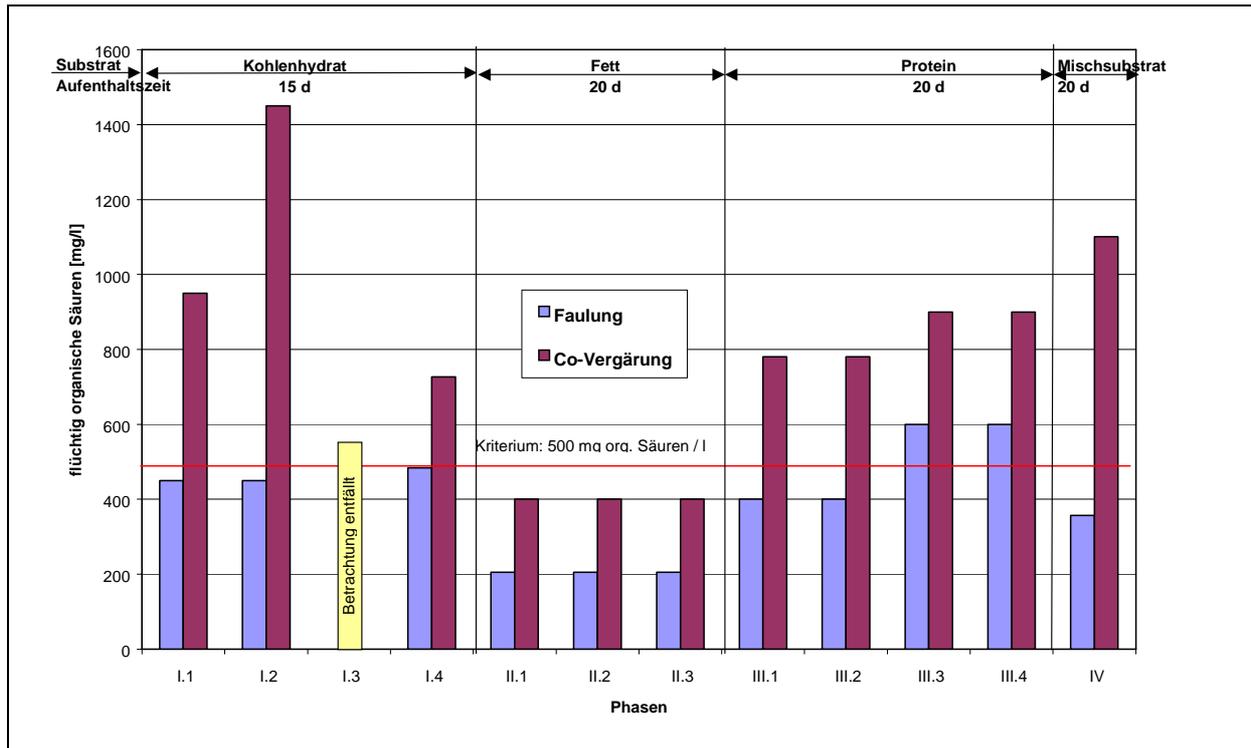


Abbildung 52: Gehalt an organischen Säuren im ausgefaulten Klärschlamm bei der Co-Vergärung der verschiedenen Substrate sowie bei der Klärschlammfäulung

Es zeigte sich, dass der vorgegebene Grenzwert von 500 mg flüchtigen organischen Säuren pro Liter Faulschlamm in der Klärschlammfäulung durchgehend bis auf zwei Untersuchungsabschnitte in der Phase III. eingehalten wurde. Bei der Co-Vergärung enthielt das Klärschlamm-Abfallgemisch am Ende der Untersuchungsphasen Konzentrationen an flüchtigen organischen Säuren, die, mit Ausnahmen in der Fettphase, deutlich über dem vorgegebenen Stabilisierungsgrenzwert lagen.

6.6 Prozesswasserbelastung

Neben der spezifischen Gasproduktion und den Zusatzbelastungen des anfallenden Klärschlammes ist es unabdingbar, die Veränderungen der Prozesswasserinhaltsstoffe zu betrachten. Die Prozesswässer werden üblicherweise nach der Faulung dem Schlamm entzogen und der Kläranlage zugegeben. Daher ist zu untersuchen, ob und wie hoch die Zusatzbelastung des Prozesswassers durch die Co-Vergärung der verschiedenen Substrate ausfällt. In der folgenden Tabelle 21 sind die Bandbreiten der während den verschiedenen Versuchsphasen gemessenen Konzentrationen der Parameter CSB, BSB₅, NH₄-N und PO₄-P im Prozesswasser der Klärschlammfäulung und der Co-Vergärung angegeben.

Tabelle 21: Vergleich der Prozesswasserzusammensetzung aus der Klärschlammfäulung und Co-Vergärung

	CSB	BSB₅	PO₄-P	NH₄-N
[mg/l]				
Phase I (kohlenhydratdominierte Substrate)				
Fäulung	2.800-4.500	1.000-3.000	22-70	510-650
Co-Vergärung	3.300-8.500	1.300-3.000	24-73	530-650
Phase II (fettdominierte Substrate)				
Fäulung	1.100-1.900	500-1.200	17-45	560-625
Co-Vergärung	1.800-2.500	400-1.400	20-47	590-670
Phase III (proteindominierte Substrate)				
Fäulung	1.900-2.600	600-1.900	10-250	570-660
Co-Vergärung	1.700-8.000	600-2.200	20-280	720-780
Phase IV (Mischsubstrat)				
Fäulung	7.000-19.000	2.000-5.500	320-440	620-690
Co-Vergärung	9.000-30.000	2.000-4.000	100-280	720-770

Beim Vergleich der Prozesswasserbelastung bei der Co-Vergärung von kohlenhydratdominierten Substraten (Phase I) zeigen sich bei BSB_5 , NH_4-N und PO_4-P keine signifikanten Unterschiede zwischen Klärschlammfäulung und Co-Vergärung. Die bei der Co-Vergärung gemessene maximale CSB-Belastung von 8.500 mg/l hingegen bedeutet eine Steigerung der Prozesswasserbelastung im Vergleich zur Klärschlammfäulung von fast 90 %. Man kann also davon ausgehen, dass für den Einsatz von kohlenhydratdominierten Substraten die Steigerung der CSB-Belastung einen für die Bemessung der maximal mitzubehandelnden Menge limitierenden Wert darstellt. Eine Steigerung der NH_4-N - und PO_4-P -Belastung ist hier auf Grund der Substratzusammensetzung nicht zu erwarten.

Bei der Co-Vergärung von fettdominierten Substraten sind bei den durchgeführten Versuchen auch durchschnittlich keine Erhöhungen der NH_4-N - und PO_4-P -Belastungen zu erkennen. Lediglich eine Abweichung der CSB-Belastung von etwa 30 % und eine geringe Zunahme der BSB_5 -Konzentration von 15 % waren hier zu verzeichnen.

Proteindominierte Substrate rufen durch ihre Co-Vergärung die größte Zunahme der Prozesswasserbelastungen bezüglich der Parameter CSB, BSB_5 , NH_4-N und PO_4-P hervor. Bei diesen Betrachtungen wurden die ermittelten Ergebnisse bei den Versuchen mit Leinschrot nicht miteinbezogen, da sie sehr großen Messwertschwankungen unterlagen. Die ermittelten Maximalbelastungen bei der Co-Vergärung von Biertreber sowie von Blutabwasser erreichten beim Parameter CSB etwa die 3-fache Menge von der Klärschlammfäulung. Die BSB_5 -Belastung war um 15 % erhöht, die NH_4-N -Belastung um 10 % sowie die PO_4-P -Belastung um 18 %.

Bei den Versuchen mit homogenisierten Lebensmitteln ergaben sich bei den Parametern BSB_5 und NH_4-N im Prozesswasser der Co-Vergärung sogar niedrigere Maximalwerte als bei der Klärschlammfäulung. Bei der PO_4-P -Belastung wurde hier eine leichte Erhöhung um 10 % festgestellt. Die größten Zusatzbelastungen beim Einsatz des Mischsubstrates ließen sich bei der CSB-Konzentration beobachten. Hier war die CSB-Belastung des Prozesswassers aus der Co-Vergärung um bis zu 50 % höher als bei der Klärschlammfäulung.

7 Zusammenfassung

Die Faultürme bestehender kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen verfügen über teilweise große freie Kapazitäten, die für die Mitbehandlung biogener Abfälle genutzt werden können.

Für eine sachgerechte Co-Vergärung sind von den in Frage kommenden biogenen Abfälle folgende stofflichen Voraussetzungen mitzubringen:

- hoher Gehalt an organischen Inhaltsstoffen (oTR-Gehalt > 50 % TR),
- Abbaubarkeit der organischen Substanz in vorgegebener Faulzeit mind. 50 %,
- geringer Gehalt an organischen und anorganischen Schadstoffen,
- seuchenhygienische Unbedenklichkeit,
- geringer Störstoffanteil sowie
- Bildung von homogenen Gemischen aus Klärschlamm und biogenen Abfällen.

Neben diesen stofflichen Voraussetzungen, die an biogene Abfälle zu stellen sind, müssen im gleichen Maße die technischen Einrichtungen kommunaler Kläranlagen verfahrenstechnische Anforderungen erfüllen, damit eine Co-Vergärung erfolgen kann. Hier zu nennen sind:

- freie Behandlungskapazität in der Klärschlammstabilisierung und der Kläranlage,
- Entfernung von Störstoffen,
- Herstellung homogener Stoffgemische und
- Einhaltung von Hygienestandards und Beachtung hygienischer Aspekte für den Umgang mit biologischen Arbeitsstoffen.

Aus der Vielzahl von verschiedenen biogenen Abfällen verbleiben unter Anwendung der stofflichen Anforderungen als für die Co-Vergärung geeignete Abfälle:

- Bioabfälle aus Haushalten,
- Marktabfälle,
- Fettabscheiderinhalte, Fettabfälle
- Abfälle aus der Lebens- und Genussmittelproduktion und

- (Abfälle nach Tierkörperbeseitigungsgesetz).

Die Mengen der mitzubehandelnden Abfälle lassen sich über die Differenzbetrachtung der tatsächlichen und möglichen Belastungszustände hinsichtlich Trockensubstanzgehalt, organischer Raumbelastung und Aufenthaltszeit ermitteln. Die Angabe einer prozentualen Zugabemenge an biogenen Abfällen zu dem Rohschlamm ist pauschal nicht möglich. Der TR-Gehalt kann unter üblichen Bedingungen auf etwa 6,5 %, die organische Raumbelastung bis auf 4,5 kg oTR/(m³·d) gesteigert werden. Die Aufenthaltszeit muss den Erfordernissen einer sicheren Stabilisierung des Faulschlamm-Abfall-Gemisches genügen.

Für die halbtechnischen Untersuchungen im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurden Abfälle aus den oben genannten Gruppen ausgewählt. Die Untersuchungen gliederten sich in 4 Phasen. Dabei unterschieden sich die eingesetzten Abfälle aufgrund ihrer dominierenden Inhaltsstoffe wie Kohlenhydrat, Fett und Proteine. Für die Versuche mit den kohlenhydratdominierten Abfällen wurden Kirschsirup und Reste aus der Kartoffelverarbeitung eingesetzt. In der zweiten Versuchsphase mit fettdominierten Abfällen wurden Frittieröl und gehärtetes Fett mitbehandelt. Als proteindominierte Abfälle wurden Biertreber, Leinschrot sowie Blutabwasser verwendet. In einer letzten Versuchsphase wurden als Mischsubstrat entpackte, zerkleinerte und homogenisierte Lebensmittel, die keine dominierende Stoffgruppe aufwiesen, für die Co-Vergärung eingesetzt.

Bei der Zugabe von Fett und Öl wurde über eine Erwärmung des Co-Substrates und des Rohschlammes auf 40 Grad Celsius die Voraussetzung für die Erzeugung eines homogenen Stoffgemisches geschaffen. Für alle anderen Co-Substrate waren keine zusätzlichen Vorbehandlungsmaßnahmen erforderlich.

Bei den Co-Vergärungsversuchen wurden die Auswirkungen des Einsatzes der verschiedenen Abfallstoffe auf

- den Abbau der organischen Substanz,
- der Veränderung der spezifischen Gasproduktion,
- der Stabilisierung des Schlammes sowie des Faulschlamm-Abfall-Gemisches
- die Veränderung des Faulschlamm- Abfallgemisches und
- die Veränderung des anfallenden Prozesswassers

in Abhängigkeit von den Inhaltsstoffen Kohlenhydrate, Fette und Proteine untersucht. Bei der Co-Vergärung biogener Abfälle kam es im Rohschlamm-Abfallgemisch zu einer Erhöhung der CSB-Konzentration im Vergleich zur Klärschlammfäulung von etwa 10 %. Ein Vergleich der CSB-Abbauraten sowie der Abbauraten der organischen Substanz zeigte für die Klärschlammfäulung und die Co-Vergärung vergleichbare Abbauleistungen auf, die in Abhängigkeit zur Qualität des eingesetzten Rohschlammes stehen bzw. von diesem maßgeblich beeinflusst sind.

Eine Co-Vergärung soll nur dann durchgeführt werden, wenn der Einsatz von Co-Substraten zu einer erhöhten Gasproduktion beziehungsweise zu einem Energiegewinn führt. Wie anhand von Abbildung 49 zu erkennen ist, konnte die spezifische Gasproduktion durch die Co-Vergärung erhöht werden. Alle in den halbertechnischen Untersuchungen eingesetzten Substrate ergaben eine Steigerung der spezifischen Gasproduktion von 50 bis 100 %.

Bei den kohlenhydrat- und proteindominierten Substraten war eine deutliche Korrelation zwischen der eingesetzten Substratmenge, der mikrobiellen Verfügbarkeit des eingesetzten Substrates und deren Einfluss auf die Gasproduktionsrate erkennbar.

Bei der Verwendung fettdominierter Co-Substrate war nur der Einfluss der eingesetzten Substratmenge entscheidend. Unterschiede zwischen Öl und gehärtetem Fett traten nicht auf.

Ein signifikanter Einfluss der eingesetzten Co-Substrate bzw. der spezifischen Substratinhaltsstoffe auf die Gasqualität war nicht feststellbar. So lag der Methangehalt über alle Versuchsphasen zwischen 65 und 70 %. Schwefelwasserstoff als negativer Faulgasinhaltsstoff konnte nicht detektiert werden.

Das entscheidende Kriterium zur Beurteilung der Schlammstabilisierung ist der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren. Für die halbertechnischen Untersuchungen wurden eingangs ein Grenzwert an flüchtigen organischen Säuren im ausgefaulten Klärschlamm bzw. Klärschlamm-Bioabfallgemisch von 500 mg/l als Kriterium für eine ausreichende Stabilisierung bei einer Aufenthaltszeit von 20 Tagen festgelegt.

Es zeigte sich, dass der vorgegebene Grenzwert von 500 mg flüchtigen organischen Säuren pro Liter Faulschlamm in der Klärschlammfäulung durchgehend bis auf zwei Untersuchungsabschnitte in der Phase III. eingehalten wurden. Bei der Co-Vergärung enthielt das Klärschlamm-Abfallgemisch am Ende der Untersuchungsphasen Konzentrationen an flüchtigen organischen Säuren, die deutlich über dem vorgegebenen Stabilisierungsgrenzwert lagen, mit Ausnahmen in der Fettphase.

Die Co-Vergärung bewirkt eine Veränderung des Faulschlamm- Abfallgemisches und die Veränderung des anfallenden Prozesswassers.

Ein Vergleich der nach Klärschlammverordnung relevanten Schadstoffe der biogenen Abfälle und des auf der Kläranlage Düsseldorf Süd anfallenden Faulschlammes macht deutlich, dass die biogenen Abfälle nur einen Bruchteil der Schwermetallbelastungen des Faulschlammes besitzen. Dementsprechend führt in diesem Fall eine Co-Vergärung zu keiner nennenswerten Erhöhung der Schwermetallkonzentrationen im Faulschlamm-Abfall-Gemisch und somit zu keiner zusätzlichen Beeinträchtigung der Faulschlammqualität.

Die Prozesswasserbelastung bei der Co-Vergärung von kohlenhydratdominierten Substraten (Phase I) zeigte keinen signifikanten Unterschiede zwischen Klärschlammfäulung und Co-Vergärung für die Parameter BSB₅, NH₄-N und PO₄-P. Die bei der Co-Vergärung gemessene maximale CSB-Belastung erhöhte sich im Vergleich zur Klärschlammfäulung um fast 90 %.

Bei der Co-Vergärung von fettdominierten Substraten war eine Erhöhung der CSB-Belastung von etwa 30 % und eine geringe Zunahme der BSB₅-Konzentration von 15 % zu verzeichnen.

Die proteindominierten Substrate bewirkten die größte Zunahme der Prozesswasserbelastungen bezüglich der Parameter CSB, BSB₅, NH₄-N und PO₄-P. Im Vergleich zur Fäulung stieg bei der Co-Vergärung der Parameter CSB um etwa die 3-fache Menge, die BSB₅-Belastung war um 15 % erhöht, die NH₄-N-Belastung um 10 % sowie die PO₄-P-Belastung um 18 %.

Bei den Versuchen mit homogenisierten Lebensmitteln ergaben sich bei den Parametern BSB₅ und NH₄-N im Prozesswasser der Co-Vergärung sogar niedrigere Maximalwerte als bei der Klärschlammfäulung. Bei der PO₄-P-Belastung wurde hier

eine leichte Erhöhung um 10 % festgestellt. Die größten Zusatzbelastungen beim Einsatz des Mischsubstrates ließen sich bei der CSB-Konzentration beobachten. Hier war die CSB-Belastung des Prozesswassers aus der Co-Vergärung um bis zu 50 % höher als bei der Klärschlammfäulung.

Zusammenfassend kann man aufgrund der im Rahmen dieses Vorhabens gewonnenen Ergebnisse zu dem Schluss kommen, dass die Co-Vergärung von Klärschlamm und biogenen Abfällen in Faulungsanlagen kommunaler Kläranlagen eine vorteilhafte Verfahren darstellt.

Positiv ist hier die Ausnutzung der freien Faulbehälterkapazitäten und die mögliche energetische Nutzung einer Vielzahl von biogenen Abfällen zu bewerten.

Grosses Augenmerk ist auf die Veränderung des Faulschlamm-Abfallgemisches und des Prozesswasser zu richten, da durch die Co-Vergärung bestehende Verwertungspfade für den Faulschlamm nicht gefährdet werden dürfen und die Gewässerqualität unbeeinflusst bleiben muss.

Augenmerk ist auch auf eine ausreichende Stabilisierung des Klärschlamm-Abfallgemisches zu richten.

8 Literaturverzeichnis

- [1] ASHENAFI, M.* Anaerobe Fermentation von Abfällen aus der Tierhaltung unter mesophilen und thermophilen Prozessbedingungen zur Hygienisierung des Faulschlammes mit Biogasgewinnung, 1996, Halle, Universität, Dissertation
- [2] BEHMEL, U.* Mehrstufige Methanisierung von Brauereireststoffen, 1993, Technische Universität München, Dissertation
- [3] U. BEHMEL, U.; MEYER-PIETROFF, R.* Risiken bei der Cofermentation organischer Reststoffe in Biogasanlagen; KA 12/96
- [4] BEHMEL, U; LEUPOLD, G.* Die Analytik prozeßbestimmender Parameter bei der Methanisierung lignocellulosehaltiger Reststoffe für den Routinebetrieb, Chem. Mikrobiol. Technol. Lebensm.,14, 1992
- [5] BEHMEL, U; HACKENSELLNER, TH.* Energie aus produktionsspezifischen Abfällen, Brauwelt, Heft 9,1994
- [6] BERGMANN, D.* Überlegungen zur Co-Vergärung von Bioabfall und Klärschlamm in der Kläranlage Dresden-Kaditz, in: Vergärung fester organischer Abfälle – Möglichkeiten und Grenzen der Biogasgewinnung, 42. Informationsgespräch der ANS, November 1989 in Basel, Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., 1989
- [7] BERGMANN, D. Gemeinsame Behandlung von Bioabfall und Klärschlamm; KA 1997 (44) Nr. 10
- [8] BIDLINGMAIER Kompostierung und Vergärung, Univ. GH Essen
- [9] BIDLINGMAIER Das Forschungsprojekt Rottweil, in: Vergärung fester organischer Abfälle - Möglichkeiten und Grenzen der Biogasgewinnung, Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., Heft 16
- [10] BIFA-STUDIE Energetische Nutzung von Biomasseanteilen in Abfällen, in: Müll und Abfall, Heft 7, 1998.
- [11] BÖHNKE, B.; SEYFRIED; BISCHOFBERGER Anaerobtechnik, Springer-Verlag, 1993
- [12] BRAUKMANN, J.; STEGMANN, R* Kovergärung von Bioabfällen mit landwirtschaftlichen Abfällen bzw. Klärschlämmen, in: Bio- und Restabfallbehandlung II, Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, K. Wiemer, M. Kern (Hrsg.) 1998
- [13] BRECKLING, A. Energetische Potentiale biogener Abfälle bei der Co-Vergärung, Diplomarbeit am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Rheinisch-Westfälische Hochschule Aachen, 1999
- [14] BRÖKER Gemeinsame Vergärung von Klärschlamm und organischen Abfällen- Ergebnisse aus halbtechnischen Versuchen in Hildesheim
- [15] BRÖKER, ELMAR Gemeinsame anaerobe Behandlung von organischen Reststoffen, in: BBR, Nr.9, 1992, S.18-23.

- [16] BUER, TH.;
KETTERN, J.* Nutzung von Faulbehältern für die Verwertung organischer Abfälle, in: Verwertung organischer Abfälle – Mode oder nachhaltige Lösung?, Abfall – Recycling – Altlasten, Band 14, Aachen, 1997
- [17] BUYSCH, H.-P. * Bei der Schlammwässerung erreichbare Feststoffgehalte und Beschaffenheit der anfallenden Schlammwässer, in: Energieminimierung auf Kläranlagen und umweltrelevante Behandlung und Beseitigung von Klärschlämmen und Abfällen, Gewässer Wasser Abwasser (GWA), Dohmann, M. (Hrsg.) Band 45, 1981
- [18] CECCHI, F. ET AL. Autonomia energetica di impianti di depurazione via codigestione anaerobica di fanghi e frazione organica di R.S.U-studio di un caso. RS = Rifiuti Solidi, 3, Nr. 4, Juli/August, 1989
- [19] DECKENA, S.; JANNSEN * Anaerobe Behandlung von Fettschlämmen aus Kommunen und der Nahrungsmittelindustrie in ein- und zweistufigen Anlagen; KA 3/95
- [20] DICHTL, N. Aerobe und anaerobe Schlammstabilisierung aus: H/3 – Schlammbehandlung und –verwertung; Perspektiven der Klärschlamm Entsorgung; ATV-Fortbildungskurse für Wassergütewirtschaft, Abwasser- und Abfalltechnik, März 1995
- [21] DICHTL, N.;
TEMPER, U.* Spezifische Steigerung der Gasproduktion in Faulbehältern durch:
- verfahrens- und maschinentechnische Optimierung
- gezielte Zugabe organischer Stoffe
- gezielte Zugabe von Enzym- und Bakterienpräparaten; aus Biogas, Verwertung und Aufbereitung, ATV-Schriftenreihe, Band 09, 1997
- [22] DÖRNER, CHR. * Biochemie und Energetik der Wasserstoff-Freisetzung in der syntrophen Vergärung von Fettsäuren und Benzoat, Dissertation an der Fakultät für Biologie der Eberhardt-Karls-Universität Tübingen, 1987
- [23] DRESCHER Chancen und Grenzen für den Einsatz der Co-Vergärung, 1. Saarländische Abwasser- und Abfalltage
- [24] EDELMANN, W.;
SCHLEISS; K.* Potential der organischen Abfallstoffe aus der Industrie und Haushalt, in: Vergärung fester organischer Abfälle, Möglichkeiten und Grenzen der Biogasgewinnung, Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen, 1989
- [25] EGGERSGLÜSS, H.;
ZIMMERMANN, C. Neues Entsorgungskonzept für Pansendung im VFZ Hamburg; Fleischwirtschaft 66 (9), 1986
- [26] EMBERGER, J. Kompostierung und Vergärung: Bioabfall, Pflanzenabfall, organische Produktionsrückstände, Würzburg, Vogel, 1993
- [27] ENGELBART W.* Studien zur Verzuckerung und Vergärung von Brennereimaischen, Berlin, Techn. Univ., Dissertation, 1983
- [28] FIESSINGER, FRICK,
FUCHS, HOFFMANN Co-Fermentation of sewage sludge and organic waste, in: sludge treatment and reuse, 10. Europäisches Abwasser- und Abfallsymposium, Documentation Sektor Abwasser
- [29] FINSTERWILDER, K.;
RETSCHY, K.* Vergärungsanlage zur anaeroben Behandlung organischer Abfälle, WLB 11-12/1994

- [30] FRICK* Verwertung organischer Abfälle durch die Vergärung nach dem BTA-Verfahren; Vortrag vom 14. September 1991 in Bremen, in: Die Fleischmehlindustrie
- [31] FRIEDRICH, H. Entwicklungen im Lande NRW bei der Entsorgung von Abfällen; 10. Aachener Kolloquium Abfallwirtschaft, Dezember 1997
- [32] GELLERT,
WEISSENFELS Gemeinsame Behandlung von Bioabfall und Klärschlamm, RAG Umwelt Kommunal GmbH, Gleiwitzer Platz 3, 46236 Bottrop
- [33] GLAUBITZ* Atlas der Gärungsorganismen: Leitfaden für mikrobiol. Übungen an Fach- und Hochschulen und für die Betriebskontrolle in der Gärungs- und Lebensmitteltechnik, 4. Aufl., 1983, Berlin
- [34] GOSCH, LUTHARDT Erhöhung der Faulgaserzeugung auf kommunalen Kläranlagen durch Zugabe fremder Biomassen Erhöhung der Faulgaserzeugung auf kommunalen Kläranlagen durch Zugabe fremder Biomassen, Heft 5/1989, Wasser und Boden
- [35] GRONEIG telefonische Auskunft am 8.4.1998, Firma Schlösser Brauerei Düsseldorf
- [36] HAGSPHIL, S.* Reststoffe in der Lebensmittelverarbeitung; EP 9/96
- [37] HOFFMANN* Niederthermische Verfahren – Gemeinsame Vergärung von Biomüll und Klärschlamm, 8. Karlsruher Flockungstage. ISWW, Uni Karlsruhe, 1994
- [38] HOFFMANN, H. Übersicht über Faulverfahren und Faulgasanfall in Nordrhein-Westfalen. Ein Beitrag zur Energiebilanzierung auf Kläranlagen. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Band 45 (1981), S. 277-294
- [39] IMHOFF Taschenbuch der Stadtentwässerung, R. Oldenburg Verlag, 1993
- [40] INDEN, P. Mikrobielle Methanerzeugung aus Biomasse durch anaerobe Fermentation im technischen Maßstab, Systemanalyse und Wirtschaftlichkeitsbetrachtung, Dissertation an der Fakultät für Maschinenwesen an der RWTH Aachen, 1977
- [41] INST. FÜR
SIEDLUNGSWASSERWIRTS
CHAFT DER RWTH,
OSWALD-SCHULZE-
STIFTUNG Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben „Gemeinsame anaerobe Behandlung von Bioabfall und Klärschlamm – AZ: 844/95
- [42] JUNG, J.* Möglichkeiten zur energetischen Verwertung von Biomüll durch Mitbehandlung auf Kläranlagen. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW) der Univ. Karlsruhe, 1991 (unveröffentlicht)
- [43] KAISER, W.* Die Vergärung von Obstmaischen – gärungstechnologisch bedeutsame chemisch-physikalische Parameter und ihre Beeinflussung durch technologische Maßnahmen, 1985, Univ. Hohenheim, Dissertation
- [44] KAPP, H. Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 86, Oldenburg Verlag München, 1984

- [45] KELLER-REINSPACH, W.* Reststoffe und Abfälle aus Brauereibetrieben und Möglichkeiten zur Verwertung und Entsorgung, Brauwelt 130, 1990, Nr. 42
- [46] KERSTING, SALLER, SINGER-POSERN Bericht zur Entsorgung von Fettabscheiderinhalten in Hessen, 4/1995, Hessisches Landesamt für Umwelt
- [47] KERSTING, Fette Möglichkeiten, Müllmagazin 3/97, S.38-43
VON DER PUETTEN
- [48] KETTERN, J.; METZEN, P. Kosteneinsparung durch Mitbehandlung zusätzlicher Reststofffraktionen im Faulbehälter; 30. Essener Tagung im März '97
- [49] KÖHLER, R. Schadenswirkungen auf den Schlammfaulungsprozeß durch stagnierend und toxisch wirkende Stoffe. Wasser-Luft und Betrieb, Nr.6 (1966), S. 388-395
- [50] KOLISCH, G.; LINKE, B.* Anaerobe Stabilisierung von Gülle und Klärschlamm; KA 1/93
- [51] KONZELI-KATSIRIIRI, A.; KARTSONAS, N. Inhibition of Anaerobic Digestion by Heavy Metals. Anaerobic Digestion of Sewage Sludge and Organic Agricultural Wastes, Edited by: BRUCE, A.M.; KONZELI-KATSIRI, A.; NEWMAN, P.J.Elivier Applied Science Publishers, London, New York (1986), S. 104-119
- [52] KORZ Neue Bioabfallvergärung auf der Deponie Karlsruhe, Entsorgungspraxis, 10/97
- [53] KORZ, D. J. Kostengünstige Bioabfallvergärung durch Integration in vorhandene Entsorgungsstrukturen, Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 7, TU Dresden, Tagungsband der Fachtagung vom 2./3. Feb. 98
- [54] KOSTER, I.W. Toxicity in anaerobic digestion: with emphasis on the effect of ammonia, sulfide and long-chain fatty acids on methanogenesis, 1988, Diss., Wageningen, Landbauuniversität
- [55] KRETSCHMER, S.* Untersuchungen zur Verkürzung der Verweilzeit bei der Hydrolyse von Cellulose und bei der anaeroben Fermentation lignocellulosehaltiger Lebensmittelreststoffe am Beispiel von Biertrebern, 1997, VDI-Verl. Düsseldorf, Reihe 17, 165
- [56] KROGMANN, U.* Kompostierung: Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung, Hamburger Berichte, 7, Abfallwirtschaft
- [57] KRULL, DIEKMANN, LINDERT* Behandlung von Bioabfall in Vergärungsanlagen – eine Marktübersicht, EP 5/95
- [58] KTBL Positionspapier Kofermentation Darmstadt, 1997
- [59] KÜBLER, H. Ausgangsmaterialien zur Vergärung fester Reststoffe; EP 12/97
- [60] LANGE, H. Küchen- bzw. Restaurantabfälle, Landbauforschung Voelkenrode, Sonderheft, Band 169, 1996, Braunschweig, Selbstverlag
- [61] LANGHANS, G.* Bestimmung der Gasausbeuten aus Abfallvergärungsanlagen; Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 7, TU Dresden, Tagungsband der Fachtagung vom 2./3. Feb. 1998

- [62] LENGENFELD, PUDEL Aufbereitung und energetische Nutzung vegetabiler Abfallfette, *Fat Sci. Technologie*, Jg. 95, 7/93
- [63] LEONARD, H.-W. Arbeitskreis zur Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen e.V., Heft 24, Oktober 1994 „Kompostierung - nicht die beste Lösung für die Verwertung aller biologischen abbaubaren Abfälle“
- [64] LIPPEVERBAND Gemeinsame Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm durch Co-Vergärung, Lippeverband, Kronprinzenstr. 25, 45128 Essen
- [65] LÜCKE* Kofermentation organischer Abfälle in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, *Abfallwirtschaftsjournal* 1-2/98
- [66] MAHR, I. Untersuchungen über die Rolle der niederen Fettsäuren beim anaeroben Faulprozess und Einblicke in seine Biozönose – ISA-Aachen; *Water Research Pergamon Press* 1969. Vol. 3, pp. 507-517
- [67] MAIBAUM*, CH. Co- Vergärung von Gülle und Bioabfall – ein Baustein im Bereich der Biogasgewinnung, *Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Beiträge zur Abfallwirtschaft*, Band 7, TU Dresden, Tagungsband der Fachtagung vom 2./3. Feb. 98
- [68] MARTENS, J.* Technische Aspekte der Biogasverwertung, *Anaerobe Behandlung von festen und flüssigen Rückständen*, Dechema Vol. 130
- [69] MEYER, H., KAIDELKA, A.;
PODEWILS, W. Technisch/wirtschaftliche Aspekte der Klärgasverwertung auf Kläranlagen in Zusammenwirken von Abwasserreinigung und Energieautarkie. *Mitteilungen der Oswald-Schulze-Stiftung*, Heft 4, 1983, S. 39-45
- [70] MEYER-JENS, TH.* Reaktionstechnische Untersuchungen der Methangärung am Beispiel der Vergärung von Abwasser aus der Hefeindustrie – Dissertation an der Technischen Universität Hamburg-Harburg
- [71] MÖLLER Chemisch-physikalischer Aufschluß von Biertreber als Vorbehandlung zur anaeroben Fermentation zu Biogas, *Fortschritt-Berichte VDI Nr. 57, Reihe 14*, VDI Verlag, 1992
- [72] MOSTOFIZADEH, CH.;
TURKOWSKY, A.;
HEINRICH-MARTELOCK, D.;
DESSEL, S.* Bioabfallverwertung in einer kombinierten Aerob-/ Anaerobanlage – Ergebnisse von Untersuchungen an Laboranlagen; *EP* 3/97
- [73] MÜSKEN, J.* Vergärung und Kompostierung von Bioabfällen, *Lfu Boden, Abfall, Altlasten*, 1994
- [74] NEUMANN* Biogas aus organischen Abfällen, *Fat Sci. Technol.* Jg. 97, 12/95
- [75] N.N. Statusbericht der Siedlungsabfallwirtschaft in Nordrhein-Westfalen, 1997, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Düsseldorf, 1999
- [76] N.N. Abfallbilanz der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger des Landes Brandenburg 1997, Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Potsdam, 1998

- [77] N.N. Abfallwirtschaft Bilanzen 1997 Hausmüll in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, CD-ROM, 1998
- [78] N.N. Abfallstatistik des Saarlandes für die Jahre 1997 und 1998
- [79] N.N. Abfallwirtschaftliche Eckdaten 1997, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 1998
- [80] N.N. Abfallbilanz 1997, Ministerium für Raumordnung und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, 1. Auflage, 1998
- [81] N.N. Abfallbilanz Rheinland-Pfalz 1998, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, 1999
- [82] N.N. Abfallwirtschaft in Schleswig-Holstein, Strukturen – Daten 1996/1997, Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, 1999
- [83] N.N. Abfallwirtschaftsplan Schleswig-Holstein, Teilplan Siedlungsabfall, Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, 1999
- [84] N.N.* Dezentrale Bioabfall- und Speiseresteverwertung durch Cofermentation in bäuerlichen Biogasanlagen, Hohenheimer Biogas-Symposium, Arbeitskreis Kompostierung & Rezirkulierung an der Universität Hohenheim, 1998
- [85] N. N. Technisch wirtschaftliche Aspekte der Klärgasverwertung auf Kläranlagen in Zusammenwirken von Abwasserreinigung, Schlammbehandlung, Energieautarkie und Berücksichtigung weitergehender Emissionsaspekte, Mitteilungen der Oswald-Schulze-Stiftung, Heft 22, 1997
- [86] N.N. ATV-Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst & Sohn Verlag, 1996
- [87] N.N. ATV/VKS-Fachausschuß 3.8 „Biogas“: Gewinnung, Aufbereitung und Nutzung von Biogas- Arbeitsbericht, Korrespondenz Abwasser 1/89, 36. Jahrgang, 1989
- [88] N.N. Gemeinsame Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm durch Co-Vergärung, Quelle unbekannt
- [89] N. N. Statistische Berichte Abfallentsorgung im produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern in Nordrhein-Westfalen, Statistische Berichte für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen, 1990
- [90] N.N. Abfallkataster des Handwerks in Nordrhein-Westfalen, Arbeitsgemeinschaft Markt und Sozialanalyse, Köln, 1992
- [91] PFIRTER, A. Vergärung fester organischer Abfälle: Möglichkeiten und Grenzen der Biogasgewinnung, Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen, 1989
- [92] PICHLER, A.;
OBERMEIER, T
- [93] RAUSCHER Vergärung von festen Abfällen; EP 11/95
- [94] ROEDIGER, H. Mitbehandlung von biogenen Abfällen in Faulbehältern, schriftliche Mitteilungen des Dezernates 23 der Bezirksregierung Düsseldorf, 1999
- [94] ROEDIGER, H. Messung, Steuerung und Automatisierung auf den Kläranlagen. Sonderdruck aus: Stadthygiene, Heft Nr. 9 (1960)

- [95] ROSENWINKEL, K.-H.; AUSTERMANN-HAUN, U. Mitbehandlung von Reststoffen im Faulbehälter, Quelle unbekannt
- [96] ROSENWINKEL, MEYER Mitbehandlung von Schlachthofabfällen in kommunalen Faulbehältern, Heft 3/1998, Abwassertechnik
- [97] SAKAGUCHI, K.* Biochemical and industrial aspects of fermentation, Tokyo: Kodansha, 1971
- [98] SCHERBER, K.; STEINER, A.* Zur Toxizität von Schwermetallen bei der biologischen Abwasserreinigung. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Band 34 (1982), S. 191-207
- [99] SCHIEDER, D. U.A.* Verwertung von Speiseabfällen, AJ 9/98
- [100] SCHMELZ, BIDLINGMAIER Nutzung freier Faulraumkapazitäten zur gemeinsamen Behandlung von Klärschlamm und Bioabfällen, Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 7, TU Dresden, Tagungsband der Fachtagung vom 2./3. Feb. 98
- [101] SCHMELZ Erfahrungen bei der Co-Vergärung von Bioabfällen und Klärschlamm, Emscher Genossenschaft Essen
- [102] SCHMELZ Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen – ein Weg für die Zukunft?, ZAF-Seminar, Sep.97, TU-Braunschweig
- [103] SCHÖN, M.* Vergärungstechnik – Effektive biologische Abfallbehandlung organischer Rückstände, WLB 4/1994
- [104] SCHÖN, M. Verfahren zur Vergärung organischer Rückstände in der Abfallwirtschaft, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis; Bd. 66
- [105] SCHÖTTL, PFIRTER, EGGER Energienutzung bei Vergärungsanlagen für organische Abfälle, Müll und Abfall 10/96, S.660-664
- [106] SCHUCHARDT, HARMSEN* Kompostierung von anaerob vorbehandeltem Markt- und Bioabfall, EP 7-8/97
- [107] SCHUCHARDT, F.; EBERMAIER, A.* Untersuchungen zu Kompostierung von Flotat aus Schlachthofabwasser; KA 10/94
- [108] SPENDLIN* Untersuchungen zur frühzeitigen Initiierung der Methanbildung bei festen Abfallstoffen, 1991, Bonn, Economica-Verlag
- [109] STATISTISCHES BUNDESAMT Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 1997
- [110] STEGMANN Das Forschungsprojekt der TU Hamburg-Harburg, in: Vergärung fester organischer Abfälle Möglichkeiten und Grenzen der Biogasgewinnung, Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., Heft 16, 1989
- [111] STOCK, STERGER* Probleme bei der Entsorgung von Fettabscheiderinhalten, WLB 5/95
- [112] STUTTGARTER BERICHTE ZUR ABFALLWIRTSCHAFT* Kalte Verfahren der Abfallbehandlung, Müllvergärung und Biomüllkompostierung, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft 51, 1992, Schmidt Verlag
- [113] TRITT, W. P.; SCHUCHARDT, F.; HÜGIN; D* Stoffströme und Entsorgungsmöglichkeiten der flüssigen und festen Abfallstoffe von Schlachtbetrieben; KA 9/91

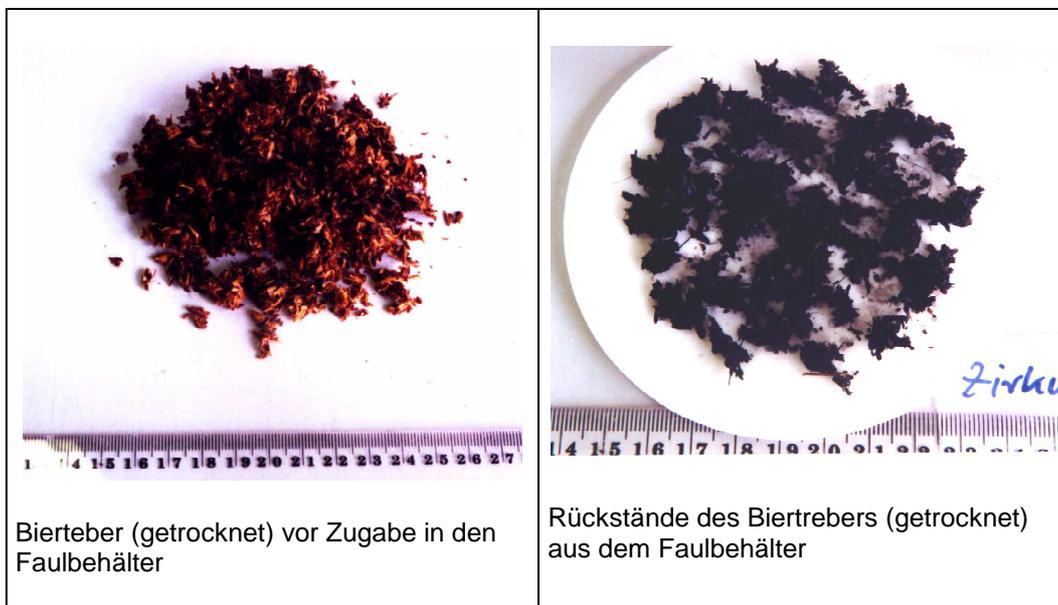
- [114] VOLLMER, G.-R.* Kofermentation von Gülle und Bioabfällen, Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 7, TU Dresden, Tagungsband der Fachtagung vom 2./3. Feb. 98
- [115] WEILAND, A.;
AHLGRIMM, H.-J.* Entwicklung und Optimierung eines Verfahrens zur Biomethanisierung fester und halbfester Reststoffe aus der Ernte und Verarbeitung nachwachsender Rohstoffe, Angewandte Wissenschaft „Produktions- und Verwendungsalternativen für Land- und Forstwirtschaft“, Münster-Hiltrup, 1991
- [116] WEILAND, P.* Biomethanisierung von Feststoffen – Neue Verfahrenslösungen für eine umweltgerechte Verwertung und Entsorgung organischer Abfälle; Chem.-Ing.-Tech. 63 (1991) Nr. 3
- [117] WEILAND, P.* Die Bedeutung der Methangärung bei Verfahren zur umweltgerechten Aufarbeitung von Flüssigmist – Erste Erfahrungen aus dem Betrieb von Demonstrationsanlagen, Anaerobe Behandlung von festen und flüssigen Rückständen, Dechema Vol. 130, 1994
- [118] WEILAND, P. Industrieabfälle und Möglichkeiten für deren Vergärung; 42. ANS-Tagung: Vergärung fester organischer Abfälle, Möglichkeiten und Grenzen der Biogasgewinnung, Basel, 7.-9.11.1989
- [119] WIEMER, K.; KERN, M. Kompost-Atlas 1996/97. Abfallwirtschaft - Neues aus Forschung und Praxis - MIC Boeza-Verlag, Witzenhausen, 1996
- [120] WINTER Zusätzlicher Energiegewinn durch Mitbehandlung von Molke in kommunalen Faulbehältern – Ergebnisse eines Großversuchs-, Nr. 3, 5 (1993), Abfallwirtschaftsjournal
- [121] WINTERBERG, R. Untersuchungen zum mikrobiellen Proteinabbau bei der zwei-stufigen anaeroben Abwasserreinigung
- [122] WINTZER ET AL. Wege zur umweltverträglichen Verwertung organischer Abfälle, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 97, Erich Schmidt Verlag, 1996
- [123] ZHAO, KUGEL* Thermophilic/mesophilic Digestion of sewage sludge and organic waste, in journal of environmental science and health, in: Journal of environmental science and health, 9/96

* nicht im Text zitierte Literaturstellen

Anhang 1

Kenndatenblatt

Biertreber



EAK-Schlüssel: 0207 04

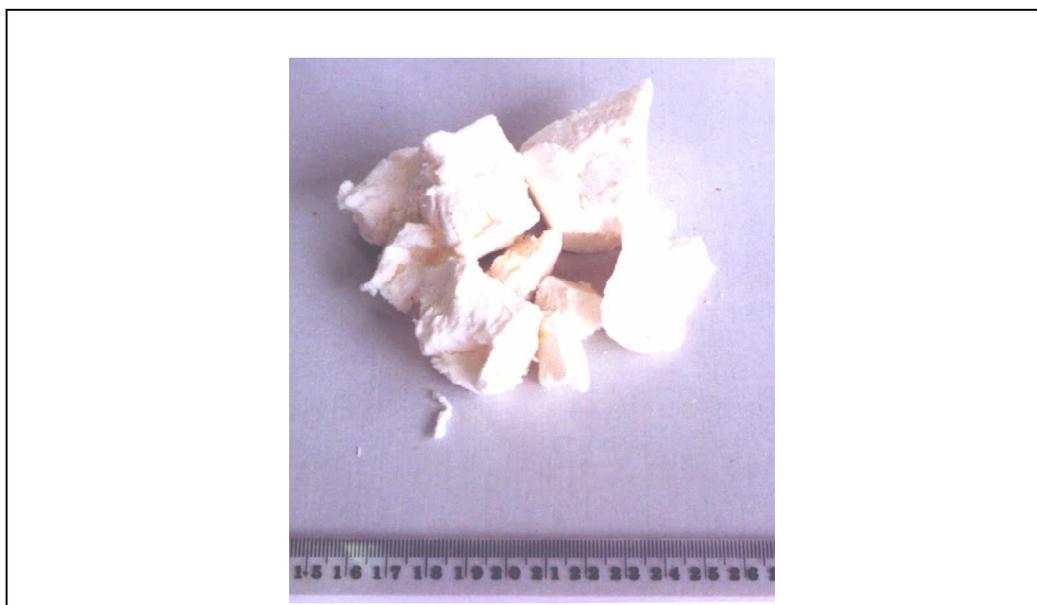
CSB [g O₂/kg TR]: 1240
org. Säuren [g/kg TR]: 0,62
NH₄-N [g/kg TR]: 0,22
PO₄ [g/kg TR]: 4,9
Fett [g/kg TR]: 30,4
Kohlenhydrate [g/kg TR]: 405
Protein [g/kg TR]: 423

Schwermetallgehalte

Blei [mg/kg TR]: 5,2
Chrom [mg/kg TR]: 5,0
Cadmium [mg/kg TR]: 0,5
Kupfer [mg/kg TR]: 17,8
Nickel [mg/kg TR]: 5,0
Quecksilber [mg/kg TR]: 0,1
Zink [mg/kg TR]: 91,9
AOX [mg/kg TR]: 66,5
PCB [mg/kg TR]: 0,01
PCDD [ng/kg TR]: 378
PCDF [ng/kg TR]: 19,2
TCDD Äquivalente: 4,6

Kenndatenblatt

gehärtetes Fett



EAK-Schlüssel : 0203 04

CSB [g/kg] : -
org. Säuren [g/kg] : -
NH₄-N [g/kg] : -
PO₄ [g/kg] : -
Fett [g/kg] : 990
Kohlenhydrate [g/kg] : -
Protein [g/kg] : < 0,1

Schwermetallgehalte

Blei [mg/kg TR] : < 4,5
Chrom [mg/kg TR] : -
Cadmium [mg/kg TR] : < 0,02
Kupfer [mg/kg TR] : < 2,2
Nickel [mg/kg TR] : < 2,2
Zink [mg/kg TR] : < 0,9
Quecksilber [mg/kg TR] : < 0,05
EOX [mg/kg ÖL] : 2,4
PCB [mg/kg TR] : < 1,04
PCDD [ng/kg TR] : < 21
PCDF [ng/kg TR] : < 19
TCDD Äquivalente: nicht berechenbar, da keine Kongener nachgewiesen wurde

Kenndatenblatt

Frittieröl

EAK-Schlüssel : 0203 04

CSB [g O₂/kg] : 96000

org. Säuren [mg/l] : -

NH₄-N [mg/ kg oTR] : 32

PO₄ [mg/kg oTR] : < 20

Fett [g/kg] : 950

Kohlenhydrate [g/kg TR] : 1,0

Protein [g/kg TR] : 5,1

Schwermetallgehalte

Blei [mg/kg TR] : < 4,5

Chrom [mg/kg TR] : -

Cadmium [mg/kg TR] : < 0,02

Kupfer [mg/kg TR] : < 2,2

Nickel [mg/kg TR] : < 2,2

Zink [mg/kg TR] : < 0,9

Quecksilber [mg/kg TR] : 0,05

AOX [mg/kg TR] : < 37

PCB [mg/kg TR] : 0,90

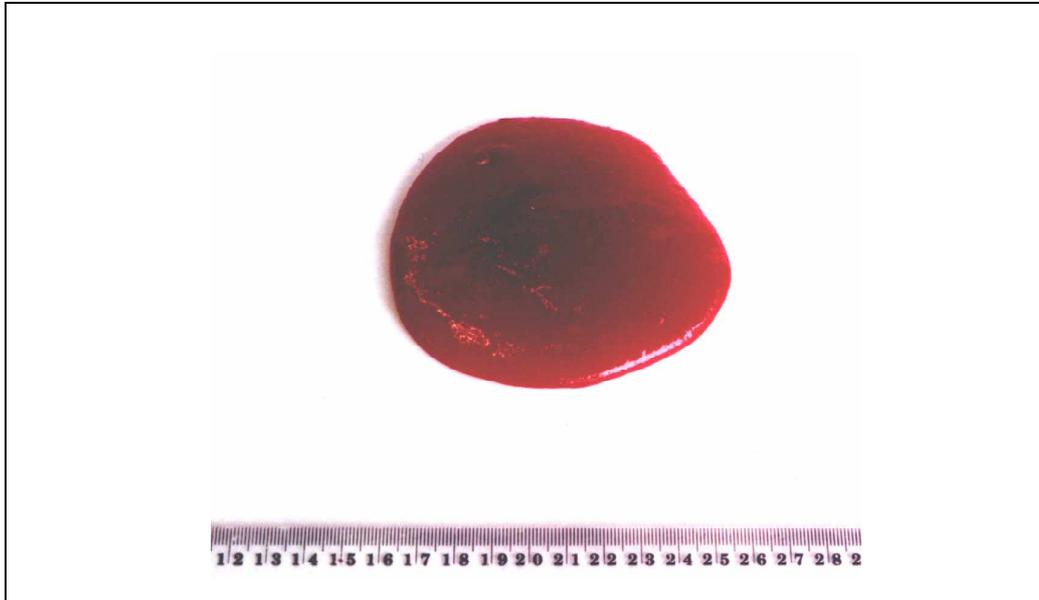
PCDD [ng/kg TR] : < 19

PCDF [ng/kg TR] : < 12

TCDD Äquivalente: nicht berechenbar, da keine Kongener nachgewiesen wurde

Kenndatenblatt

Kirschsirup



EAK-Schlüssel : 0206 01

CSB [g/l] : 615
org. Säuren [mg/l] : 1370
NH₄-N [mg/l] : 223
PO₄ [mg/l] : 50,4
Fett [mg/l] : 906
Kohlenhydrate [mg/l] : 621000
Protein [mg/l] : 300

Schwermetallgehalte

Blei [mg/kg TR] : -
Chrom [mg/kg TR] : -
Cadmium [mg/kg TR] : -
Kupfer [mg/kg TR] : -
Nickel [mg/kg TR] : -
Quecksilber [mg/kg TR] : -
Zink [mg/kg TR] : -
AOX [mg/kg TR] : -
PCB [mg/kg TR] : -
PCDD [ng/kg] : -
PCDF [ng/kg] : -
TCDD Äquivalente: -

Kenndatenblatt

homogenisierte Lebensmittel



EAK-Schlüssel : 0206 01

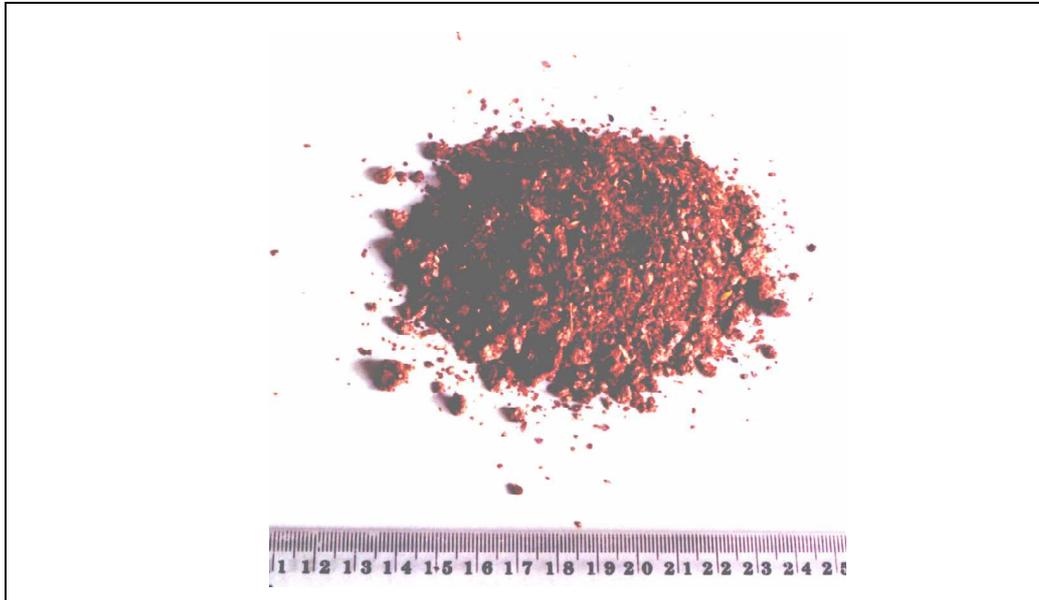
CSB [g O₂/kg TR]: 1225,8
org. Säuren [g/kg TR]: 23,4
NH₄-N [g/kg TR]: 1,18
PO₄ [g/kg TR]: 4,14
Fett [g/l]: 37,7
Kohlenhydrate [g/l] : 12
Protein [g/l] : 51,0

Schwermetallgehalte

Blei [mg/kg TR] : 5,0
Chrom [mg/kg TR] : 5,0
Cadmium [mg/kg TR] : 0,5
Kupfer [mg/kg TR] : 4,9
Nickel [mg/kg TR] : 5,0
Zink [mg/kg TR] : 0,1
Quecksilber [mg/kg TR] : 22,8
AOX [mg/kg TR] : 10,0
PCB [mg/kg TR] : -
PCDD [ng/kg TR] : -
PCDF [ng/kg TR] : -
TCDD Äquivalente: -

Kenndatenblatt

Leinschrot



EAK-Schlüssel : 0206 01

CSB [g O₂/kg TR] : 1140
org. Säuren [g/kg TR] : 0,25
NH₄-N [g/kg TR] : 0,16
PO₄-P [g/kg TR] : 6,0
Fett [g/kg TR] : 248
Kohlenhydrate [g/kg TR] : 535
Protein [g/kg TR] : 127

Schwermetallgehalte

Blei [mg/kg TR] : 4,0
Chrom [mg/kg TR] : 3,0
Cadmium [mg/kg TR] : 0,5
Kupfer [mg/kg TR] : 18,7
Nickel [mg/kg TR] : 4,0
Quecksilber [mg/kg TR] : 0,1
Zink [mg/kg TR] : 68,5
AOX [mg/kg TR] : 21,9
PCB [mg/kg TR] : 0,01
PCDD [ng/kg TR] : 127
PCDF [ng/kg TR] : 7,8
TCDD Äquivalente: 0,7

Kenndatenblatt

Reste aus der Kartoffelverarbeitung



EAK-Schlüssel : 0203 04

CSB [g/l] : 613
org. Säuren [mg/l]: 387
NH₄-N [mg/l]: < 0,5
PO₄ [mg/l]: 37,4
Fett [mg/l]: 830
Kohlenhydrate [mg/l]: 309.000
Protein [mg/l]: 2.870

Schwermetallgehalte

Blei [mg/kg TR] : -
Chrom [mg/kg TR] : -
Cadmium [mg/kg TR] : -
Kupfer [mg/kg TR] : -
Nickel [mg/kg TR] : -
Zink [mg/kg TR] : -
Quecksilber [mg/kg TR] : -
AOX [mg/kg TR] : < 50,0
PCB [mg/kg TR] : 0,1
PCDD [ng/kg] : 341,0
PCDF [ng/kg] : 84,0
TCDD Äquivalente: 5,1

Kenndatenblatt

Blutabwasser

EAK-Schlüssel : 0202 03

CSB [g O₂/kg] : 171,8

org. Säuren [g/kg TR] : 80,6

NH₄-N [g/kg oTR] : 16,8

PO₄ [g/kg oTR] : 2,86

Fett [g/kg TR] : 207

Kohlenhydrate [g/kg TR] : 138

Protein [g/kg TR] : 353

Schwermetallgehalte

Blei [mg/kg TR] : -

Chrom [mg/kg TR] : -

Cadmium [mg/kg TR] : -

Kupfer [mg/kg TR] : -

Nickel [mg/kg TR] : -

Zink [mg/kg TR] : -

Quecksilber [mg/kg TR] : -

AOX [mg/kg TR] : -

PCB [mg/kg TR] : -

PCDD [ng/kg TR] : -

PCDF [ng/kg TR] : -

TCDD Äquivalente: -