



**TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN**
Vienna University of Technology



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Applied Life Sciences, Vienna

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Master of Science

der Studienrichtung Verfahrenstechnik

an der Technischen Universität Wien

Adaptierung des ANAStrip-Verfahrens für Faulschlamm

eingereicht am

**Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und
Technische Biowissenschaften**

bei

Ao. Univ.-Prof. DI Dr. Werner Fuchs

von

Astrid Katharina Zwielehner

Matr.Nr: 0725320

Muldenstraße 48

4020 Linz

Wien, November 2016

Statutory Declaration

I declare that I have authored this thesis independently, that I have not used other than the declared sources/resources, and that I have explicitly marked all material which has been quoted either literally or by content from the used sources.

Wien, _____

Date

Signature

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Wien, am _____

Datum

Unterschrift

Danksagung

„Am Ende wird alles gut. Wenn es nicht gut wird, ist es noch nicht das Ende.“

OSKAR WILDE (1854-1900)

Mein herzlicher Dank gilt all jenen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben:

Vorneweg Ao. Univ.-Prof. DI Dr. Werner Fuchs für die Übernahme der Betreuung und damit dem Ermöglichen dieser Arbeit.

Johannes Bousek, MSc für seine schier unendliche Geduld und den aufbauenden Worten während der Versuchsbetreuung und dem Prozess des Schreibens der Arbeit.

In alphabetischer Reihenfolge den beteiligten Projektpartnern von „ANAKlär“:

- AIM Technical Solutions GmbH
- HiPi Ziviltechniker GmbH
- GNS - Gesellschaft für Nachhaltige Stoffnutzung mbH
- SSM (Stepany-Stepany-Meier) – Technology GbR

Meinen Freunden Stef, Dorli und Uschi: entschuldigt bitte die nächtlichen, verzweifelten Telefonanrufe, sie waren nie umsonst.

Und schlussendlich gebührt der größte Dank meiner Familie und hier vorneweg meinen Eltern Ursula und Gottfried Zwieler. Sie haben meinen Geschwistern und mir eine großartige Erziehung und Ausbildung und damit eine tolle Grundlage für ein selbstständiges Leben ermöglicht. Mittlerweile können sie auch das Studienfach Verfahrenstechnik besser erklären als ich selbst.

Kurzfassung

Die Anforderungen an die moderne Abwasserreinigung haben sich in den letzten Jahren stetig weiterentwickelt. Abwasser und anfallende Rohstoffe wie z.B. Klärschlamm werden nunmehr als wertvolle Ressource angesehen, deren Inhaltstoffe wie z.B. verschiedene Nährstoffe weitgehend genutzt werden sollen.

Das bestehende und bereits großtechnisch umgesetzte ANAStrip-Verfahren basiert auf dem Ausstripfen von Ammoniak aus Gärresten bei etwa 80 °C und leichtem Unterdruck. Dieses Verfahren sollte für Faulschlamm als Substrat adaptiert und in einer Pilotanlage für mehrere Versuchszustände betrieben werden.

Um das Potential des ANAStrip-Verfahrens für Faulschlamm abschätzen zu können, wurde die Kläranlage Tulln bilanziert. Bei der Bilanzierung zeigte sich, dass der Abbaugrad an Stickstoff auf der KA Tulln nahezu 99 % erreicht. Der erforderliche Grenzwert für $\text{NH}_4\text{-N}$ von 5 mg/l im Ablauf konnte zu jedem Zeitpunkt der Betrachtung eingehalten werden.

Für den ökonomischen Betrieb des ANAStrip-Verfahrens steht keine ausreichende Abwärme aus dem Betrieb der Kläranlage zur Verfügung. Zusätzliche externe Energiequellen müssten hinzugefügt werden.

Die Pilotanlage bestand im Wesentlichen aus zwei Versuchsreaktoren von je 2 m³ Inhalt, von denen einer als Referenzreaktor diente und einer angehängten Strippanlage inklusive Vakuumpumpe. Nach Inbetriebnahme der Strippanlage wurde im ersten Versuch der Faulschlamm gestrippt und nicht in den Versuchsreaktor rezykliert. Im zweiten Versuch wurde ein Teil des gestrippten Faulschlammes in den Versuchsreaktor zurückgeführt.

Es sollte der Einfluss der Strippung auf den Abbaugrad des Ammoniums im Faulturm, die Biogasproduktion und die Entwässerbarkeit des Faulschlammes untersucht werden. Für die Auswertung letzterer Aufgabenstellung wurde eine Laborpresse in mehreren Schritten optimiert.

Aufgrund der beteiligten Mikroorganismen im Faulungsprozess sind bei Änderungen in der Prozessführung mit längeren Anpassungsphasen zu rechnen. Die betrachteten Versuchszeiträume reichten daher nicht aus, um signifikante Unterschiede zwischen den betrachteten Versuchen auszumachen. Tendenzen zeigen, dass die Strippung den Abbaugrad des Ammoniums nicht wesentlich beeinflusst, unabhängig von der Art der Rezyklierung. Die Biogasproduktion im Versuchsreaktor und die Entwässerbarkeit des Faulschlammes sind tendenziell besser als im Referenzreaktor.

Abstract

The requirements of modern wastewater treatment have evolved steadily in recent years. Sewage and accumulated raw materials such as sludge are now regarded as a valuable resource, as their ingredients such as different nutrients can be widely used.

The existing and already industrially implemented ANAStrip method is based on the stripping of ammonia out of digestate at about 80 °C and a slightly reduced pressure. The main aim of this thesis is to adapt this procedure for sludge as a substrate and to be operated in a pilot plant under several experimental conditions.

In order to assess the potential of the ANAStrip method for sewage sludge, the sewage treatment plant Tulln was reported. The balancing showed that the degradation rate of ammonia on the KA Tulln reaches almost 99 %. The required limit value for $\text{NH}_4\text{-N}$ of 5 mg/l in the affluent of the KA could be observed at any point of time.

Furthermore, no adequate waste heat from the operation of the sewage treatment plant is available for the economic operation of the ANAStrip process. Additional external sources would have to be added. The pilot plant consisted of two experimental 2 m³ reactors. While one served as a reference reactor, the other was used as an experimental reactor with an attached stripping system including a vacuum pump. After commissioning of the plant the sludge was stripped in the first attempt but not returned to the experimental reactor. In the second attempt a part of the stripped sludge was recycled by the experimental reactor.

The aim was to study the influence of the stripping to the degradation of the ammonia in the digester, the production of biogas and the dewatering of the digested sludge. For the last task, a laboratory press was optimized in several steps.

After changes in the process management longer adaption phases are to be expected due to the involved microorganisms in the digestion process. Therefore the observed experimental periods were not sufficient to identify significant differences between the observed trials. Trends are showing that stripping does not substantially influence the degree of degradation of ammonium. This is independent from the type of recycling. The production of biogas in the experimental reactor and the dewatering of the digested sludge tend to be better than in the reference reactor.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1. Funktionsweise einer Kläranlage	2
1.2. Klärschlamm	5
1.2.1. Arten von Klärschlamm	5
1.2.2. Eigenschaften	6
1.2.3. Anaerobe Stabilisierung - Faulturm	7
1.2.4. Eindickung und Entwässerung von Schlämmen	9
1.2.5. Konditionierung	12
1.2.6. Kammerfilterpresse	12
1.2.7. Rückbelastung von Kläranlagen	14
1.3. Ammoniakstrippung	20
1.3.1. Theoretische Grundlagen	20
1.3.2. Auslegung und Bilanzierung	22
1.3.3. Verfahren der Strippung	23
1.4. ANAStrip	26
1.5. Energieverbrauch einer Kläranlage	31
1.5.1. Begriffsabgrenzungen	31
1.5.2. Energieströme bei Kläranlagen mit Faulung	31
1.6. Rechtliche Situation in Österreich	33
1.7. Stickstoff in der Umwelt	34
1.7.1. Stickstoff in der Umwelt, im Abwasser und im Gewässer	34
2. Problemstellung und Zielsetzung	37
3. Material und Methoden	38
3.1. Kläranlage Tulln	38
3.2. Definition Parameter	39
3.3. Betrieb der Pilotanlage	40
3.3.1. Betrieb der Faultürme	40
3.3.2. Betrieb der Strippanlage	40
3.4. Begleitanalytik	43
3.4.1. Gaszusammensetzung	43
3.4.2. pH-Wert Messung	43

3.4.3. Trockensubstanz TS und organische Trockensubstanz oTS	43
3.4.4. Ammoniumstickstoff NH ₄ – N	44
3.4.5. Chemischer Sauerstoffbedarf CSB	44
3.5. Batchversuche	46
3.5.1. Vorbehandlung	46
3.5.2. Aufbau Batchtest	47
3.6. Schlammwässerung	48
3.7. Bilanzierung Kläranlage Tulln	50
3.7.1. Bilanz	50
4. Ergebnisse	61
4.1. Begleitanalytik	61
4.1.1. Gaszusammensetzung	61
4.1.2. pH-Wert Messung	63
4.1.3. TrockensubstanzTS und organische Trockensubstanz oTS	63
4.1.4. Ammoniumstickstoff -NH ₄ -N	65
4.1.5. Chemischer SauerstoffbedarfCSB	65
4.2. SPS-Daten	67
4.2.1. Gasertrag	67
4.2.2. Füllstand	69
4.2.3. Austrag	69
4.2.4. Verweilzeit	70
4.3. Betrieb der Strippanlage	71
4.3.1. Chemische Parameter	71
4.3.2. SPS-Daten	72
4.4. Batchtests	74
4.5. Schlammwässerung	78
4.6. Bilanzierung	83
4.6.1. Stickstofffrachten	83
4.6.2. Energieverbrauch KA Tulln	85
5. Zusammenfassung	97
5.1. Bilanzierung Kläranlage Tulln	97
5.2. Inbetriebnahme Pilotanlage und erste Erkenntnisse	98
5.2.1. Eliminierung von Stickstoff aus dem Faulschlamm	98
5.2.2. Erhöhung der Biogasproduktion im Faulschlamm	99

5.2.3. Allgemeine Zusammenfassung der Versuche 1 und 2	99
5.3. Inbetriebnahme und Optimierung Laborpresse	100
Abbildungsverzeichnis	103
Tabellenverzeichnis	105
Literaturverzeichnis	108
A. Analytik	109
B. Batchtests	129

1. Einleitung

„Wer mit Absicht das Wasser eines Flusses oder eines Speichers verschwendet oder verschmutzt (durch Vergiften, Abgraben oder Diebstahl), hat Strafe in Höhe des Schadens zu leisten. Wer Wasser verschmutzt, hat es auch zu reinigen.“¹

Wie obiges Zitat von Platon (428 - 348 v. Chr.) zeigt, ist die Geschichte der Abwasserreinigung eine sehr lange. Schon bei den Sumerern, also ca. 4500 v. Chr., gibt es Hinweise auf Ableitungs- und Versorgungskanäle. Während es bei den Völkern der Antike teils sehr komplexe Kanalisationsanlagen gab, ging das Wissen über deren Bau und Nutzen über die Jahrhunderte verloren. Im Mittelalter wurden Kot, Urin und Abfälle einfach auf die Straßen gekippt. Erst die schweren Epidemien im 19. Jahrhundert zwangen die Menschen über die systematische Trennung von Trink- und Abwasser nachzudenken. Die simple Einleitung der Abwässer in die Flüsse war nicht mehr zielführend, erste Überlegungen und Bauten zu einer Abwasserreinigung fanden statt [BÜ00].

Während im Laufe des 20. Jahrhunderts die Methoden der Abwasserreinigung immer ausgereifter wurden, traten neue Aufgabenstellungen auf. Es war nunmehr nicht nur wichtig, Abwasser zu reinigen und dabei anfallende Stoffe wie z.B. Klärschlamm einfach zu deponieren. Abwasser und Klärschlamm wurden nun als wertvolle Ressource angesehen, deren Inhaltsstoffe wie z.B. verschiedene Nährstoffe weitgehend genutzt werden sollten [BÜ00] [IMH98].

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit dem Nährstoff Stickstoff, der aus dem Kreislauf der Kläranlage eliminiert werden soll. Dabei wird besonders auf die Problematik der sogenannten Rückbelastung (vgl. 1.2.7) eingegangen. Es wird das ANAStrip-Verfahren vorgestellt. Im Zuge der vorliegenden Arbeit sollte dieses Verfahren für Kläranlagen (statt Biogasanlagen, vgl. 1.4) adaptiert werden.

¹Platon, Nomoi 844; Übersetzung zitiert nach Günther Garbrecht: *Mensch und Wasser im Altertum*, in: *Die Wasserversorgung antiker Städte. Mensch und Wasser - Mitteleuropa - Themen - Bau/Materialien - Hygiene*, Band 2, Mainz 1988

1.1. Funktionsweise einer Kläranlage

Zur besseren Verständlichkeit der nachfolgenden Kapitel ist es notwendig, einen groben Überblick über den Aufbau einer Kläranlage zu erlangen.

Die konventionelle Abwasserreinigung (basierend auf dem Prinzip des Belebtschlammverfahrens) besteht aus zwei Stufen:

1. Die erste Stufe besteht aus der Vorreinigung (Rechen, Sandfang, Fettabscheider) und der Vorklä- rung.
2. Die zweite Stufe ist die biologische Stufe, die das Belebungsbecken und das Nachklärbecken beinhaltet.

Bei der mechanischen Vorreinigung werden ungelöste Stoffe (Grobstoffe, Sand und Fette), die den nachfolgenden Reinigungsprozess stören könnten, zurückgehalten. Durch den Rückhalt dieser Stoffe können 30 % des organischen Materials entfernt werden. Dies funktioniert je nach Partikelgröße der Abwasserinhaltsstoffe durch Sieben, Filtern, Absetzen oder Aufschwemmen. Durch den Rückhalt von organischem Material werden die biologischen Systeme der nachfolgenden zweiten Reinigungsstufe entlastet. Weiters schützt ein Abtrennen dieser Stoffe die elektromechanische Ausrüstung der Kläranla- ge [GUJ07] [GRA05] [CHE02].

In der zweiten Reinigungsstufe, der biologischen Reinigung, werden mit Hilfe von Bakterien und anderen Mikroorganismen die Inhaltsstoffe des Abwassers abgebaut. Im sogenannten Belebungsbecken, einem biologischen Reaktor, wird Sauerstoff durch diverse Einrichtungen eingeblasen. Durch den Belebtschlamm, der sich im Belebungsbecken befindetet, werden die Schmutzstoffe des Abwassers in mehreren Schritten abgebaut und umgewandelt. Im Nachklärbecken wird das gereinigte Abwasser durch Se- dimentation vom Belebtschlamm getrennt. Ein Teil dieses Schlamms wird als Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken zurückgepumpt, um dort die Schlammkonzentration (Biomassekonzentration) aufrecht zu erhalten. Aufgrund des ständigen Biomassezuwuchses wird ein Teil des Schlamms als Überschussschlamm vom System abgezogen. Nach dem Nachklärbecken wird das nun gereinigte Wasser in den Vorfluter abgeleitet [GUJ07] [GRA05] [CHE02].

Vom oben beschriebenen Grundschema leiten sich zwei Varianten ab:

- Belebtschlammverfahren mit aerober Schlammstabilisierung
- Belebtschlammverfahren mit anaerober Schlammstabilisierung (Faulung)

In der Abbildung 1.1 ist ein typisches Schema des Belebtschlammverfahrens mit aerober Schlammsta- bilisierung dargestellt.

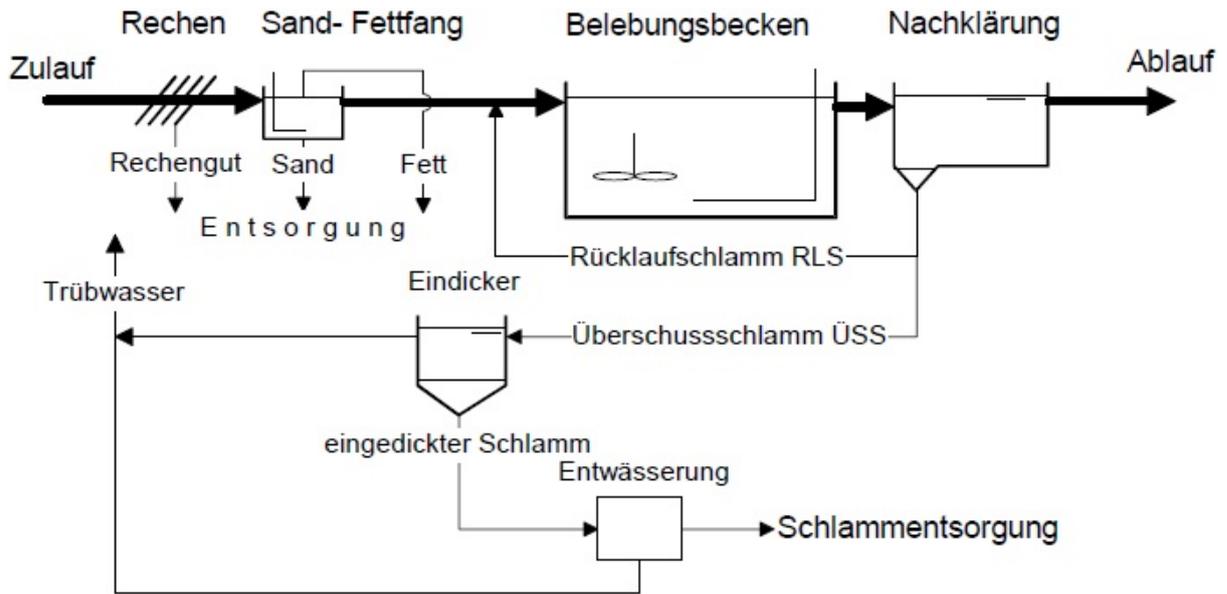


Abb. 1.1.: Schema Kläranlage mit aerober Schlammstabilisierung [AGI01]

Diese Anlagen werden ohne Faulturm (vgl. 1.2.3) und ohne Vorklärung betrieben. Der entstandene Überschussschlamm wird mit Hilfe eines Eindickers und über eine Entwässerung der Entsorgung zugeführt. Um den Schlamm zu stabilisieren, wird das Schlammalter auf über 25 Tage erhöht [AGI01]. Der Vorteil einer Kläranlage mit aerober Stabilisierung liegt in der Vermeidung des Faulturms. Dieser bedingt hohe Investitionskosten und führt zu einem erhöhten Betriebsaufwand. Nachteile sind die höheren Betriebskosten und die Nichtnutzbarkeit des Biogases, das im Faulturm entsteht [GUJ07]. Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung werden allgemein auf Kläranlagen mit einem Einwohnerwert (EW) von weniger als 30.000 betrieben. Diese Anlagen haben meist nur wenig Personal zur Verfügung, daher steht eine einfache Betriebsweise im Vordergrund [AGI01].

Zur Reduktion der sogenannten Rückbelastung (vgl. 1.2.7) sind nur Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung (s. Abb. 1.2) von Interesse. Erst durch die Schlammfäulung werden Ströme mit hohen Ammoniumkonzentrationen möglich. Durch die Verstromung des erzeugten Biogases stehen überschüssige Wärmemengen zur Verfügung, die vor allem bei der Ammoniakstrippung² die Wirtschaftlichkeit steigern können [AGI01].

Auf Kläranlagen werden entstandene Prozesswässer teilweise gemeinsam oder getrennt voneinander in den Zulauf rückgeführt. Abhängig von ihrer Schmutzfracht führen diese Rückläufe zu zusätzlichen Belastungen für die Abwasserreinigung, dies wird mit dem Begriff „Rückbelastung“ bezeichnet. Eine genauere Beschreibung dieses Phänomens folgt in 1.2.7.

²vgl. 1.3 Ammoniakstrippung

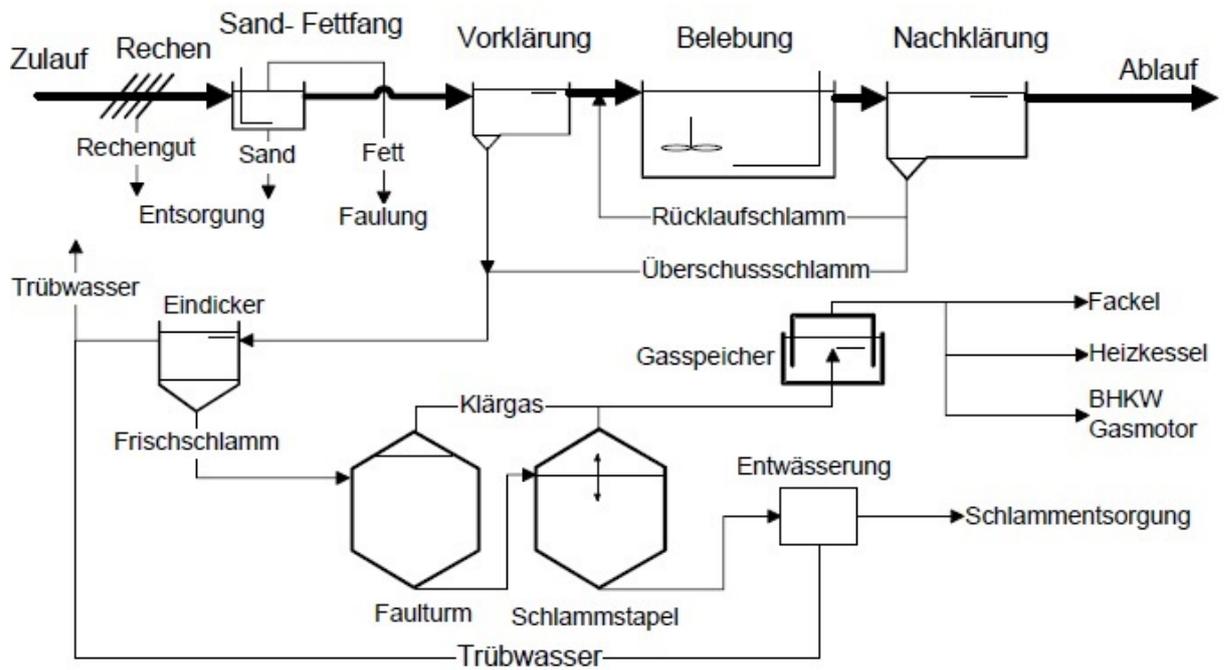


Abb. 1.2.: Schema Kläranlage mit anaerober Schlammstabilisierung [AGI01]

1.2. Klärschlamm

Klärschlämme sind Suspensionen, die aus einem festen und einem flüssigen Anteil bestehen. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um eine gewollte Senke für sämtliche auf einer kommunalen Kläranlage anfallenden Inhaltsstoffen. Nachfolgend sind zur Begriffsunterscheidung die unterschiedlichen Arten von Klärschlamm und ihre jeweiligen Anfallstellen beschrieben:

1.2.1. Arten von Klärschlamm

Primärschlamm

Primärschlamm fällt bei der mechanischen Stufe der Abwasserreinigung an (vgl. 1.1). Seine Beschaffenheit ist abhängig von der Art der mechanischen Reinigung, es können sich relativ grobe Bestandteile wie Obst- und Gemüsereste, Papier oder Kot darin befinden. Primärschlamm kann eine grauschwarze bis leicht gelbliche Farbe annehmen und geht ohne weitere Behandlung relativ schnell in stinkende Fäulnis über [ROS15] [DWA08].

Sekundärschlamm

Nach der mechanischen Reinigung ist auf Kläranlagen noch mindestens eine biologische Stufe nachgeschaltet. Hier entsteht neue Zellsubstanz durch den Baustoffwechsel der beteiligten Mikroorganismen der Sekundärschlamm, auch „Überschussschlamm“ genannt. Dieser hat eine flockige Struktur, eine bräunliche Farbe und geht noch schneller als Primärschlamm in Fäulnis über [ROS15] [DWA08].

Tertiärschlamm

Sogenannter Tertiärschlamm oder „Fällschlamm“ entsteht bei der chemischen Fällung von Phosphaten mit Eisen-Aluminium-Salzen oder Kalk. Er fällt meist an keiner separaten Anfallstelle sondern in Kombination mit Primär- oder Sekundärschlamm an. Seine Eigenschaften hängen stark von den eingesetzten Fällmitteln ab. Fällt der Fällschlamm getrennt von Primär- und Sekundärschlamm an, ist er normalerweise stabil und geruchsneutral [ROS15] [DWA08].

Rohschlamm

Darunter wird jede beliebige Mischung von Primär-, Sekundär- und gegebenenfalls Tertiärschlamm verstanden. Mit dem Begriff „Rohschlamm“ wird nicht stabilisierter Schlamm bezeichnet. Er ist von relativ grober Struktur und von gelber bis grauer Farbe [ROS15] [DWA08].

Faulschlamm

Unter „Faulschlamm“ wird Schlamm verstanden, der einer anaeroben Stabilisierung zugeführt wurde. Durch die Ausbildung von Eisensulfid (FeS) kann seine Farbe tiefschwarz werden. Der Geruch von Faulschlamm wird als leicht erdig und teerartig wahrgenommen [ROS15] [DWA08].

1.2.2. Eigenschaften

Ein Ziel der Klärschlammbehandlung ist die Reduktion des Kohlenstoffgehaltes um Faulung (z.B. auf dem Feld) zu verhindern. Ein zweites großes Ziel ist es, den festen Anteil der Suspension anzureichern. Je nach Schlammart treten unterschiedlich hohe Wassergehalte von 93 - 95 % auf. Klärschlamm hat somit ein sehr hohes Wasserbindevermögen. Zwischen dem Trockenrückstand und dem Schlammwasser treten unterschiedliche zwischenmolekulare Kräfte auf. Die Art und Menge des gebundenen Wassers und die Intensität der Bindungskräfte sind abhängig von [LES96]:

- Partikelgrößenverteilung
- organischem Trockenrückstand
- Anteilen an kolloidaler und gelartiger Inhaltsstoffen

Die obigen Parameter hängen stark von der jeweiligen Abwasserzusammensetzung und den verschiedenen Behandlungsstufen der Kläranlage ab.

Das jeweilige spezifische Wasserbindevermögen führt zu erheblichen Unterschieden in der Eindickfähigkeit und der Entwässerbarkeit des Schlamms.

Klärschlamm ist in der Regel flüssig und pumpfähig bis zu einem Wassergehalt von 85 %. Die Tabelle 1.1 zeigt die Beschaffenheit von Klärschlämmen bei abnehmendem Wassergehalt.

Tabelle 1.1.: Beschaffenheit von Klärschlämmen bei abnehmendem Wassergehalt [LES96]

Wassergehalt	Beschaffenheit
< 85 %	flüssig und pumpfähig
75 - 65 %	im Allgemeinen stichfest, noch plastisch, breiartig und schmierend
65 - 60 %	krümmelig-fest, nicht mehr schmierend
40 - 35 %	streufähig, beständig fest
15 - 10 %	staubförmig

1.2.3. Anaerobe Stabilisierung - Faulturm

Nachfolgend soll der Vorgang der anaeroben Schlammstabilisierung näher untersucht werden, da die weiteren Betrachtungen zur Entwässerung auf Grundkenntnissen über Faulschlamm aufbauen.

Die mesophile Schlammfäulung (ca. 35° C) läuft unter anaeroben Bedingungen in geschlossenen, isolierten und beheizten Behältern ab. Für die Stabilität des Faulprozesses ist besonders wichtig [BIS05]:

- gleichmäßige Beschickung
- gute Durchmischung des Inhalts
- gleichmäßige Temperatur (Heizung)
- Voreindickung auf ca. 5 - 7 % Trockensubstanz (TS)
- Aufenthaltsdauer der Feststoffe von 25 - 30 Tagen

Es muss die Einleitung von Hemmstoffen (z.B. Schwermetallen) verhindert werden. Die optimalen Bedingungen im Faulturm sind eine konstante Temperatur und ein konstanter pH-Wert von 6,8 - 7,8. Der pH- Wert wird durch Ammonium, Carbonate, Huminsäuren etc. stabilisiert (s. [GUJ07]). Der anaerobe Abbau von Substraten, den Kohlenstoffquellen, läuft in vier Teilprozessen ab:

1. Hydrolyse
2. Acidogenese (Versäuerungsphase)
3. Acetogenese (Essigsäurebildung)
4. Methanogenese

Im ersten Teilschritt, der **Hydrolyse**, werden Kohlenhydrate, Eiweiße und Fette durch die Enzyme von hydrolysierenden Bakterien in einfachere Verbindungen wie Zucker, Aminosäuren und Fettsäuren abgebaut. Anschließend zerlegen in der **Acidogenese** säurebildende Bakterien diese Verbindungen zu niederen Fettsäuren (Essig-, Propion-, Butter- und Valeriansäure), Kohlendioxid und Wasserstoff. Im dritten Teilschritt, der **Acetogenese**, bauen acetogene Bakterien die obigen Produkte zu Acetat, Kohlendioxid und Wasserstoff um. Ein hoher Wasserstoffgehalt ist für diese Bakterien schädlich, sie sind von den methanogenen Bakterien des letzten Schrittes (**Methanogenese**) abhängig. Hier wird aus den Zwischenprodukten Methan gebildet [DWA10].

Das produzierte Biogas, das sogenannte Klärgas, besteht zu ca. 65 % aus Methan CH₄ und ca. 35 % Kohlendioxid CO₂ [GUJ07]. Daneben fallen auch noch Schwefelwasserstoff H₂S und Wasserdampf an. Der Gasanfall ist abhängig von der Menge an organischem Material und somit vom Stabilisierungsgrad sowie den Faulparametern (Temperatur, pH-Wert, Aufenthaltszeit etc.).

Bezogen auf EW und Tag fallen in etwa 15 - 20 l Faulgas an. Dieses hat einen Energiegehalt von

6,5 kWh/m³ (bezogen auf 65 % Methan). Wenn von einem Wirkungsgrad von etwa 30 % bei der Verstromung ausgegangen wird, wird ein Energieinhalt des Faulgases von ca. 2 kWh/m³ erhalten [AGI01] [LIN12].

Das Schema eines Heizkreislaufes ist in Abbildung 1.3 dargestellt.

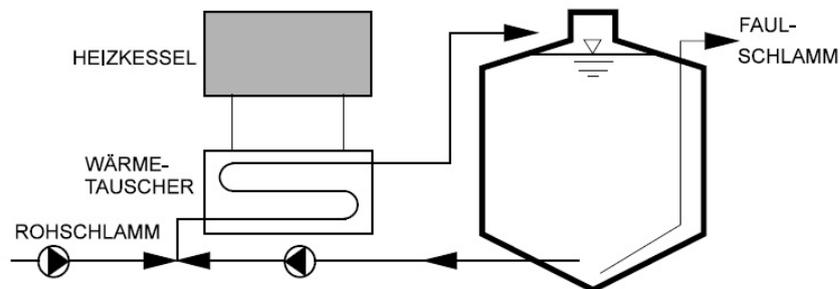


Abb. 1.3.: Schema eines Heizkreislaufes eines Faulturms [FRE16]

Um das erhaltene Faulgas nutzen zu können, sind folgende Aufbereitungsschritte nötig:

Zurückhaltung von Partikeln: Partikel können Verschmutzungen im Rohrleitungssystem und Störungen in nachgeschalteten Anlagenteilen verursachen

Entfeuchtung: der Kondensatanfall wird reduziert und der Brennwert des Gases erhöht

Entschwefelung: Schmiermittel von Faulgasmotoren werden von H₂S angegriffen, schwefelige Säure kann Korrosion bewirken

Entfernung von Siloxanen: harte Kristalle wie Siliziumdioxid im Brennraum bewirken einen hohen Verschleiß

Für die Nutzung des produzierten Klärgases gibt es mehrere Möglichkeiten. Damit kann beispielsweise die Beheizung des Faulbehälters und der Gebäude sichergestellt werden. Es ist möglich, einen thermischen Wirkungsgrad von ca. 85 % zu erreichen, der Wärmebedarf des Faulbehälters und der Gebäude kann hiermit gedeckt werden [AGI01] [LIN12]. Ein eventuell produzierter Überschuss im Sommer muss mit Hilfe einer Gasfackel verbrannt werden.

Mit Hilfe eines Blockheizkraftwerkes (BHKW) kann das Faulgas verstromt werden. Die untenstehende Grafik 1.4 zeigt die Funktionsweise eines BHKWs mit Gas-Otto-Motor-Funktion. Im ersten Schritt wird dem Motor ein im Turbolader verdichtetes Luft-Faulgasgemisch zugeführt. Das Gemisch wird im Zylinder mittels Zündkerze verbrannt. Durch die Kolbenbewegung wird mechanische Energie erzeugt und im Generator in elektrische Energie umgewandelt. Die abgegebene Wärme kann zum Großteil über Wärmetauscher gewonnen und genutzt werden [CER13].

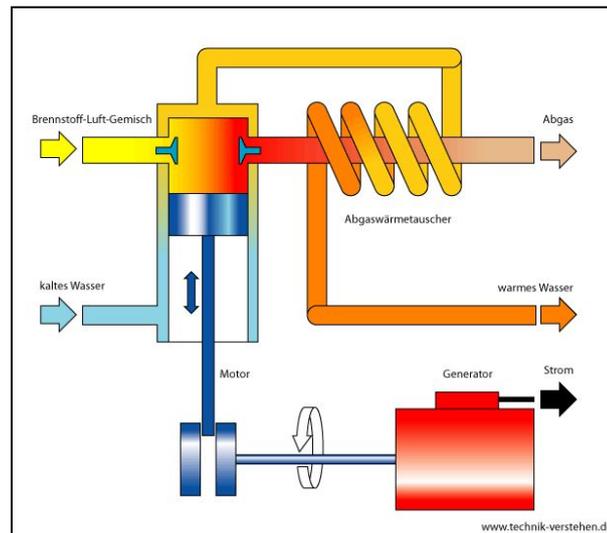


Abb. 1.4.: Funktionsweise Blockheizkraftwerk [FRE16]

1.2.4. Eindickung und Entwässerung von Schlämmen

Unter „Entwässerbarkeit“ wird nach [DWA13] die Bewertung des Entwässerungsverhalten von Schlämmen, also das Wasserabgabeverhalten von Schlämmen, in „gut“ „mittel“ oder „schlecht“ bezeichnet. Durch eine Stabilisierung des Faulschlammes steigt der relative Anteil der organischen Trockensubstanz. Dies wirkt sich positiv auf die Entwässerbarkeit aus. Eine verbesserte Entwässerbarkeit des Schlammes führt dazu, dass die Menge des zu entsorgenden Schlammes sinkt und somit auch die Entsorgungskosten weniger werden. Für die Auswahl einer Entwässerungseinrichtung kommen folgende Einflussfaktoren zu tragen: Investitionskosten, Durchsatzmenge, Strombedarf, Platzbedarf, Betriebs- und Ausfallsicherheit, Wartungsintensität, erreichbare Trockensubstanz und Bedarf und Kosten für Konditionierungsmittel.

Das im Schlamm enthaltene Wasser ist auf unterschiedliche Art und Stärke an die Feststoffe gebunden [KOP10]:

- freies Wasser, ist nicht an Schlammpartikel gebunden
- gebundenes Wasser
 - Zwischenraumwasser, ist durch Kapillarkräfte zwischen Klärschlammteilchen oder in Flocken gebunden
 - Oberflächenwasser, ist durch Adhäsionskräfte gebunden
 - in Hydrogelsystemen gebundenes Wasser
 - Zellinnenwasser (ist in Zellen enthalten) Zellflüssigkeit oder inneres Kapillarwasser
 - chemisch gebundenes Wasser, auch Kristallwasser genannt, ist durch Ionenbindungen gebunden

Die Verfahrenstechnik der Eindickung und Entwässerung wird in die drei Grundvorgänge Sedimentation, Filtration und Pressen unterteilt. Aufgrund der oben genannten unterschiedlichen Wasserbindekräfte findet die Abtrennung des Schlammwassers in drei aufeinanderfolgenden Verfahrensschritten statt [LES96]:

1. Eindickung: mit Hilfe eines natürlichen oder künstlichen Schwerefelds wird das Zwischenwasser entfernt
2. Abtrennung Kapillarwasser: aufgrund der stärkeren Bindungskräfte werden höhere, maschinell erzeugte Druckdifferenzen zur Entfernung benötigt
3. Adsorptions- und Innenwasser: kann praktisch nur durch thermische Energie entfernt werden

Die Ergebnisse für die Eindickung und Entwässerung sind in der Regel besser, wenn im Klärschlamm der Trockenrückstand, der Glührückstand und der Stabilisierungsgrad hoch sind. Wichtig sind gleichbleibende Prozessbedingungen, ein möglichst gleichmäßiger Stoffstrom und eine möglichst gleichmäßige Schlammbeschaffenheit [LES96].

In Tabelle 1.2 ist ein Überblick über mögliche Entwässerungsaggregate und ihre Leistungsdaten dargestellt. In weiterer Folge wird die Konditionierung und die Kammerfilterpresse als Entwässerungsmaschine vorgestellt.

Tabelle 1.2.: Leistungsdaten Entwässerungsmaschinen nach [DWA13]

Einheit	Zentrifugen	Bandfilterpressen ¹	Filterpressen:		Schneckenpressen	
			Kammerfilterpressen ³	Schlauchfilterpressen		
			pFM	Kalk-Eisen-Konditionierung ²		
Austrags-Feststoffkonzentration TR (%)						
Primärschlamm	%	32 - 40	30 - 35	32 - 40	35 - 45	30 - 40
Mischschlamm aus PS + ÜS (Frachtverhältnis ca. 1:1)	%	26 - 32	24 - 30	26 - 32	33 - 45	24 - 30
Aerob stabilisierter Überschussschlamm (ohne Vorklärung)	%	18 - 24	15 - 22	18 - 24	28 - 35	18 - 24
Faulschlamm	&	22 - 30	20 - 28	22 - 30	30 - 40	20 - 28
Verbrauch polymerer Flockungsmittel (bezogen auf die polymere Wirksubstanz)						
spezifischer pFM-Verbrauch	kg/Mg TM	8 - 14	6 - 12	6 - 12 8 - 15 ⁶	-	6 - 12
Stromverbrauch						
Spez. Stromverbrauch ⁴	kWh/m ³	1,0 - 1,6	0,5 - 0,8	0,7 - 0,9 1,0 - 1,2 ⁷	1,0 - 1,2	0,2 - 0,5
Spez. Stromverbrauch ⁵	kWh/m ³	1,6 - 2,2	1,1 - 1,4	1,5 - 1,8	1,8 - 2,0	0,6 - 1,0
Spez. Stromverbrauch ⁴	kWh/Mg TM	40 - 60	20 - 30	30 - 40 40 - 50	30 - 40	8 - 16
Spez. Stromverbrauch ⁵	kWh/Mg TM	60 - 90	40 - 50	60 - 70	70 - 80	20 - 40

¹ TR im Zulauf zwischen 2 % und 7 %

² abhängig von Zugabemengen von Kalk und Eisen

³ Membranfilterpressen erreichen im Vergleich zu Kammerfilterpressen bei optimaler Betriebsweise und Konditionierung einen um 2 % bis 4 % höheren TR im Austrag; der Stromverbrauch von Membranfilterpressen ist etwas höher als der von Kammerfilterpressen

⁴ Stromverbrauch der Maschine bezogen auf den Schlammumsatz bzw. die Feststofffracht ohne Konditionierungsmittelmenge

⁵ Stromverbrauch wie 4., aber einschließlich des Stromverbrauchs der Beschickungspumpe und Konditionierungsanlage

⁶ Flockungsmittelverbrauch von Schlauchfilterpressen

⁷ Stromverbrauch von Membranfilterpressen

1.2.5. Konditionierung

Wie oben beschrieben haben Klärschlämme einen sehr hohen Wassergehalt. Bei der Schlammmentwässerung kann ein Feststoffgehalt von 25 - 40 Gew%, in einigen Fällen auch bis zu 65 % erreicht werden [DWA08]. Da die Bindung des Wassers an die Feststoffe sehr stark ist, ist eine weitgehende Abtrennung ohne vorherige Aufbereitung, einer Konditionierung, äußerst schwierig [DWA13]. Die wichtigste Aufgabe der Schlammkonditionierung ist daher eine möglichst weitgehende Lockerung der Bindungen, damit der Entwässerungsvorgang verbessert und beschleunigt werden kann. Diese Konditionierung findet unter folgenden Gesichtspunkten statt [LES96]:

- Anstreben einer optimale Schlammkonzentration, immer abhängig von den nachfolgenden Verfahrensstufen und dem Verwendungszweck
- hoher Durchsatz der Entwässerungseinrichtung
- hoher Abscheidegrad, also Abtrennung des von suspendierten Stoffen freien Wassers aus dem Schlamm
- Stabilisierung organischer, faulfähiger Schlammfeststoffe

Bei der Wahl des Verfahrens ist auch zu beachten, inwieweit das Konditionierungsverfahren eine zusätzliche Belastung für die Kläranlage darstellt.

Neben der chemischen Konditionierung (anorganische, organische und beide kombiniert) gibt es auch die physikalische Konditionierung (thermische und mechanische). Am häufigsten eingesetzt wird die chemische Konditionierung. Es werden anorganische oder organische Chemikalien dem Schlamm zugesetzt. Dabei werden störende Wasserinhaltsstoffe in größere, leicht abtrennbare Agglomerate übergeführt [DWA13]. Anorganische Flockungsmittel werden in Form hydrolysierbarer Metallsalze zugeführt, welche zu einer Koagulation der Schlammpartikel führen. Organische Flockungsmittel sind hochmolekulare, wasserlösliche Polymere, meist auf Basis Polyacrylamid, welche die Makroflockenbildung begünstigen.

1.2.6. Kammerfilterpresse

Filterpressen sind Entwässerungsaggregate die batchweise betrieben werden. Sie haben Hohlräume, die an der Wand mit Filtergeweben bespannt sind, in die der Schlamm unter Druck ausfiltriert wird. Zwischen einem beweglichen Druck- und einem festen Kopfstück können eine Vielzahl von Kammern angeordnet sein (Kammerfilterplatten, Membranfilterplatten). Die Platten sind mit Hilfe einer Trag- und Führungskonstruktion verfahrbar aufgehängt. Sie werden mittels einer mechanischen oder hydraulischen

Verschlussvorrichtung zusammengedrückt. Aufgrund der einige Millimeter dicken Ausführung der Platten entstehen Zwischenräume, in denen Filtertücher gespannt sind. In diese Zwischenräume, den Filterkammern, wird das zu entwässernde Schlammwasser gepumpt. Die Feststoffe sammeln sich nach dem Prinzip der kuchenbildenden Filtration auf den Filtertüchern, während das Wasser durch die Bespannung abfließen kann. Das Plattenpaket muss durch die Verschlusseinrichtung fest zusammengedrückt werden, damit die Trübe durch den hohen Filtrationsdruck nicht zwischen den Platten herauspritzen kann. Je fester der Filtrationskuchen wird, desto höher wird der Filtrationsdruck, gleichzeitig reduziert sich die Beschickungsmenge. Wird beim Erreichen des höchsten Filtrationsdrucks kein nennenswerter Filtratfluss mehr festgestellt, wird die Filtration abgebrochen. Nach Entspannen des Verschlussmechanismus wird das Plattenpaket Platte für Platte auseinandergefahren und der Schlammkuchen fällt nach unten heraus. Bei Kammerfilterpressen wird als Filtrationsdruck bei Abwasserschlämmen bis zu 16 bar gewählt [LES96].

Abbildung 1.5 zeigt das Prinzip einer Kammerfilterpresse:

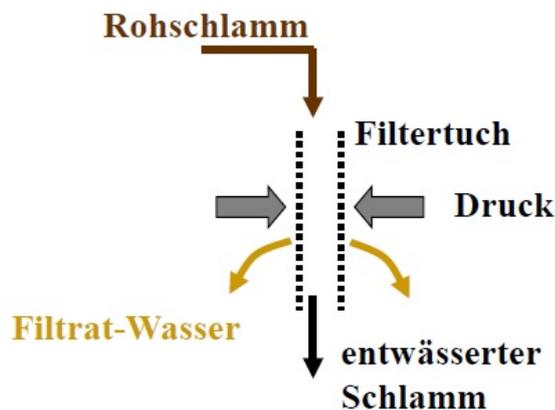


Abb. 1.5.: Prinzip einer Kammerfilterpresse

Die Membranfilterpresse, wie sie auf der Kläranlage Tulln verwendet wird, unterscheidet sich von der Kammerfilterpresse im Wesentlichen durch die Plattenkonstruktion. Jede oder jede zweite Filterplatte ist mit einer elastischen, aufblähbaren Membran ausgerüstet. Der Filtrationsvorgang findet nicht bis zum Erreichen des Enddrucks statt, sondern schon bei niedrigerem Druck werden die Membrane plattenseitig mit einem Druckmedium (Luft oder einer Flüssigkeit) beaufschlagt. Die Restentwässerung des Filterkuchens erfolgt damit durch einen Nachpressvorgang mit Hilfe der Membranen. Dadurch kann bei kürzerer Chargenzeit eine geringere Restfeuchte im Kuchen erreicht werden [LES96].

1.2.7. Rückbelastung von Kläranlagen

Einführung

Bei den nachfolgenden Betrachtungen wird das Augenmerk auf einstufige Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisierung gelegt. Ähnliche Betrachtungen können auch für Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung durchgeführt werden.

Durch die interne Rückbelastung der Prozesswässer mit Stickstoff auf kommunalen Kläranlagen resultieren hohe Kosten für dessen Entfernung. Dies führt dazu, dass verstärkt Anstrengungen im Bereich der Forschung zur Entfernung und optimalerweise auch Rückgewinnung des Stickstoffs unternommen werden. In Deutschland trat am 2. Juli 2002 die novellierte Abwasserverordnung³ in Kraft. Es fand eine Verschärfung des Überwachungswertes von 18 mg/l $N_{\text{ges,anorg}}$ auf 13 mg/l $N_{\text{ges,anorg}}$ für Anlagen der Größenklasse 5 (>100.000 EW) statt [JAR05].

Auf Kläranlagen werden Prozesswässer gemeinsam oder getrennt in den Zulauf rückgeführt (s. Abb. 1.2). Abhängig von ihrer Schmutzfracht führen Rückläufe zu zusätzlichen Belastungen für die Abwasserreinigung, dies wird mit dem Begriff „Rückbelastung“ bezeichnet. Für die Kläranlage kann es zu folgenden Auswirkungen kommen [KÜ00]:

- durch die größere nitrifizierbare Fracht kommt es zu höheren Sauerstoffbedarf im Belebungsbecken
- geringere Säurekapazität im Ablauf des biologischen Reaktors durch nitrifizierbare Fracht
- höhere Nitratblaufwerte
- geringeres Schlammalter im Belebungsbecken

Das Prozesswasser kann aus den Eindickern (als Überstandswasser), dem Faulturm (als Trübwasser) sowie aus den Entwässerungsaggregaten (als Zentrat oder Filtrat) kommen. Es können, je nach dem Entsorgungspfad des Klärschlammes, auch Kondensat aus der Klärschlamm-trocknung oder Wasser aus der Rauchgaswäsche hinzukommen.

Die Behandlung des Prozesswassers kann erfolgen:

- auf Basis von Mengen-, Konzentrations-, und Frachtenausgleich
- durch externe Behandlung der Wässer mittels biologischer oder chemisch-physikalischer Behandlung

³Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung- AbwV)

Für die Ermittlung der zu erwartenden Rückbelastung ist eine Abschätzung der anfallenden Schlammwässer erforderlich [JAR96]:

$$Q_{TW} = Q_{DUS} * \frac{TR_{DS} - TR_{DUS}}{TR_{DS} - TR_{TW}} \quad (1.1)$$

Q_{TW}	...	Schlammwasseranfall	$[m^3/h]$
Q_{DUS}	...	Schlammanfall vor der Fest-Flüssig-Trennung	$[m^3/l]$
TR_{DS}	...	Feststoffgehalt des Dickschlamms	$[g/l]$
TR_{DUS}	...	Feststoffgehalt des Dünnschlamms	$[g/l]$
TR_{TW}	...	Feststoffgehalt des Schlammwassers	$[g/l]$

Damit folgt:

$$B_{d,i-Rck} = c_{TW,i} * Q_{TW} \quad (1.2)$$

$B_{d,i-Rck}$...	Rückbelastung	$[kg/d]$
i	...	Parameter $i = BSB_5, CSB, N, P$	
$c_{TW,i}$...	Konzentration des Parameters i / $[mg/l]$	
Q_{TW}	...	Schlammwasseranfall	$[m^3/h]$

Die Teilströme der Rückbelastung sind zwar im Verhältnis zum Gesamtzulauf sehr klein, allerdings hochkonzentriert und somit eine erhebliche Mehrbelastung für die Kläranlage (s. Tabelle 1.3). Der Schlammwasseranfall variiert in einem sehr weiten Bereich, da sowohl der Schlammanfall als auch die Eindickeigenschaften sehr stark von den jeweiligen Rand- und Betriebsbedingungen der Kläranlage des Eindickers abhängig sind. Im Mittel beträgt die Menge des anfallenden Schlammwassers etwa 0,5 - 1,5 % der Menge des Zulaufs [JAR96].

Tabelle 1.3 zeigt die Bandbreite der Konzentrationen an Kohlenstoffverbindungen im Prozesswasser der Schlammbehandlung:

Tabelle 1.3.: Bandbreite für Konzentrationen an Kohlenstoffverbindungen und Nährstoffrückbelastung im Prozesswasser der Schlammbehandlung [ATV91]

Quelle der Rückbelastung	Parameter			
	BSB ₅ [mg/L]	CSB [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]	P _{ges} [mg/L]
Primärschlamm Voreindicker statisch (polymerkonditioniert)	2.000 - 6.000	6.000 - 12.000	100 - 1.000	je nach Verfahren bis 100 mg/L
Rohschlammwässerung Zentrifuge/Bandfilter (polymerkonditioniert)	1.000 - 4.000	2.000 - 8.000	50 - 800	
Rohschlammwässerung Kammerfilterpresse (Eisen- Kalk)	500 - 3.000	1.000 - 5.500	100 - 800	
Faulschlammwässerung (polymerkonditioniert)	200 - 800	2.000 - 5.000	800 - 1.200	
Faulschlammwässerung Kammerfilterpresse (Kalk- Eisen)	300 - 1.500	1.200 - 3.500	400 - 1.000	
Zulaufbelastung einer Kläranlage				
Kommunales Abwasser	200 - 400	400 - 800	40 - 60	3 - 8

Typische Stickstoffrückbelastung

Die Stickstoffrückbelastung kommunaler Kläranlagen aus der Schlammbehandlung beträgt etwa 1,5 g N/(EW.d) bzw. etwa 15-25 % bezogen auf den Gesamtstickstoff im Zulauf der biologischen Stufe [JAR05].

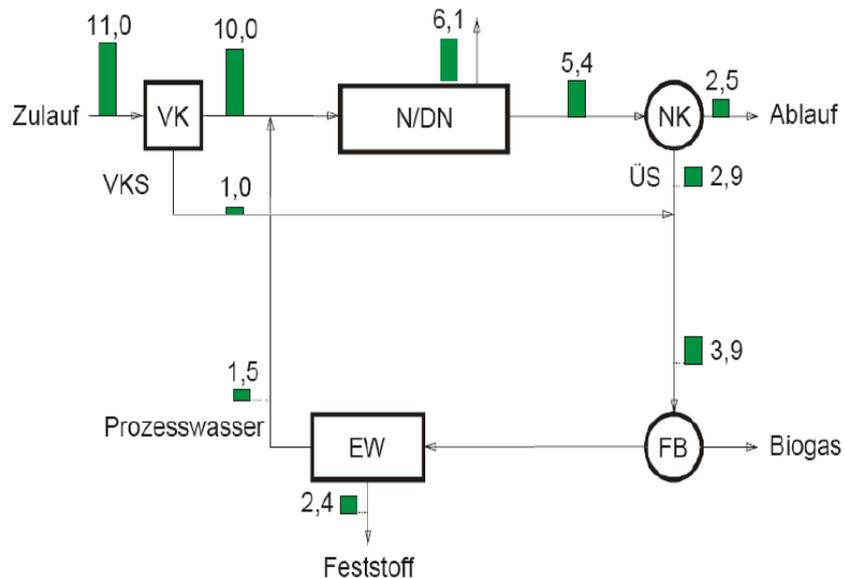


Abb. 1.6.: Beispiel einer Stickstoffbilanz für eine kommunale Kläranlage [in g N/(E • d)] (VK: Vorklärung; N/DN: Nitrifikation/Denitrifikation; NK: Nachklärung; FB: Faulung; EW: Entwässerung) nach [SCH10]

Konzepte zur Schlammbehandlung

Zur Reduktion der Rückbelastung gibt es verschiedene Varianten. Es wird zwischen der Behandlung im Hauptstrom der Kläranlage und einer getrennten Behandlung des Schlammwassers unterschieden.

Vorteile der direkten Behandlung im Hauptstrom der Anlage können folgende sein [KOL96]:

- geringe Investitionskosten
- Kappung der Spitzenbelastungen
- Erhöhung der Nitrifikationsrate im Hauptstrom

Demgegenüber stehen die Vorteile bei der Behandlung im Nebenstrom:

- geringer Platzbedarf
- Reduzierung der Belüftungskosten in der Biologie des Hauptstroms
- Reduzierung des Einsatzes von Kohlenstoff zur Denitrifikation im Hauptstrom
- sinnvolle Nutzung von Abwärme
- Verbesserung der Wirtschaftlichkeit

Abhängig von der jeweiligen Art der Behandlung, stehen die in Abbildung Abb. 1.7 gezeigten Optionen zur Verfügung. Das eingesetzte Verfahren ist abhängig von der Belastung der Anlage, dem Nährstoffverhältnis im Zulauf der biologischen Stufe, der Dynamik des Anlagenzulaufs, der technischen Umsetzbarkeit sowie der Wirtschaftlichkeit [JAR05]. Bei der Behandlung des Schlammwassers erfolgt eine Unterscheidung zwischen biologischen und chemisch-physikalischen Verfahren, es seien einige Vor- und Nachteile dieser Verfahren aufgezeigt [KOL96].

Vorteile von biologischen Verfahren:

- bekannte, bewährte Verfahren
- geringer mess- und steuerungstechnischer Aufwand
- geringer Wartungsbedarf
- vorhandenes, ausgebildetes Personal

Nachteile von biologischen Verfahren:

- große Reaktionsvolumina
- Empfindlichkeit gegen Belastungsschwankungen
- Verbrauch von externen Kohlenstoffquellen

Vorteile von chemisch-physikalischen Verfahren

- Kostensicherheit
- hohe Betriebssicherheit
- ev. Abwärme nutzbar

Nachteile von chemisch-physikalischen Verfahren

- komplizierte Behandlungsverfahren
- Rückstände von Chemikalien, die sonst nicht auf der Kläranlage vorkommen (Verwertungs- und Entsorgungspfade)
- Vorbehandlung nötig
- qualifiziertes Fachpersonal zur Betreuung erforderlich

Die Hauptanwendung von biologischen Verfahren liegt bei großen Strömen mit geringen Konzentrationen, während chemisch-physikalische Behandlungen sehr effizient bei geringen Strömen mit hohen Belastungen sind.

Nachfolgend wird die Ammoniakstrippung näher vorgestellt.

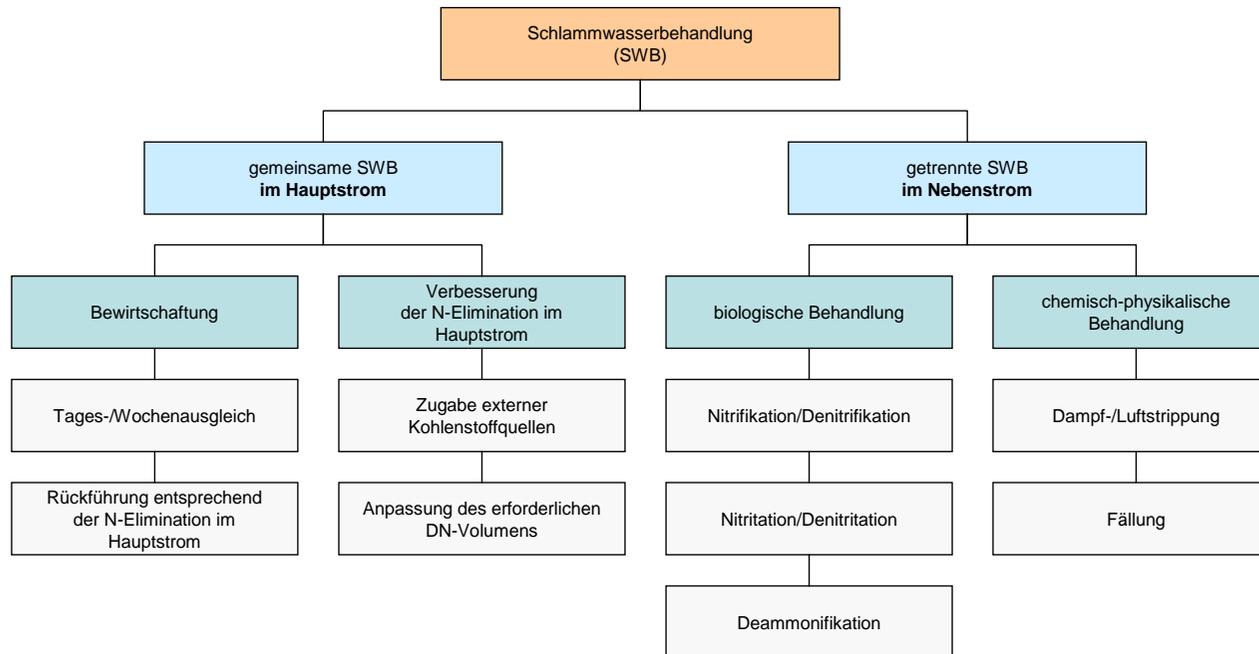


Abb. 1.7.: praktisch relevante Verfahrensansätze zur Behandlung von Schlammwasser [JAR05]

1.3. Ammoniakstrippung

Unter Strippen wird allgemein ein Prozess verstanden, bei dem flüchtige Verbindungen in einer Flüssigkeit mit Hilfe eines Gases ausgetrieben werden. Das Gas, das sogenannte Stripmedium, wird dabei im Gegenstrom zur Flüssigkeit geführt. Durch Absenken des Partialdrucks der leichter flüchtigen Komponente in der Flüssigkeit tritt diese vom gelösten Zustand in die Gasphase über. Gleichzeitig reichert sich diese Komponente in der flüssigen Phase ab [RAU96].

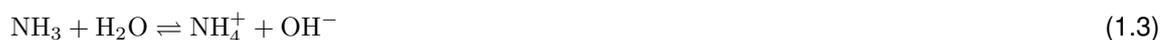
Großtechnisch haben sich die Luft- und Dampfstrippung in Füllkolonnen bewährt, um das gelöste Ammoniak in die Gasphase überzuführen. Der Vorteil von Füllkörperkolonnen liegt in der großen Austauschfläche, wodurch ein intensiver Kontakt zwischen der zu behandelnden Flüssigkeit und dem Gasstrom ermöglicht wird [FUC10].

Im Zulauf der konventionellen Kläranlage finden sich 35 - 60 mg/L Stickstoff. Durch Strippen können Eliminationsraten von über 90 % erreicht werden [HUA06].

1.3.1. Theoretische Grundlagen

Dissoziationsgleichgewicht $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$

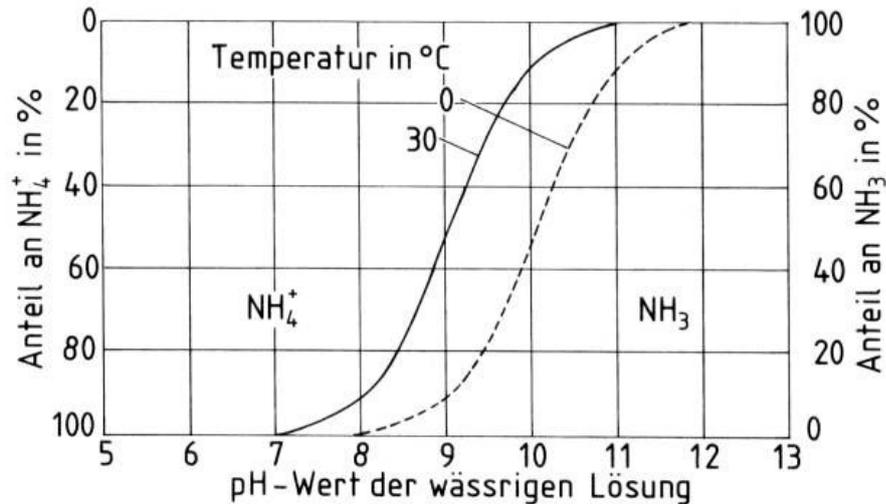
Ammoniak (NH_3) ist ein Gas, welches in Wasser gut löslich und in dieser Form strippbar ist. Im Wasser steht es im Gleichgewicht mit seiner ionischen Form, dem Ammonium:



Das obige Gleichgewicht wird durch das Löslichkeitsprodukt K^* (s. Gleichung 1.4) kontrolliert, das sich mit der Temperatur verändert. Die relative Konzentrationen c_i der Spezies hängen vom pH-Wert und der Temperatur ab [HUA06].

$$K^* = \frac{x_{\text{NH}_4}}{x_{\text{NH}_3} \cdot x_{\text{H}^+}} \quad (1.4)$$

Der Zusammenhang zwischen Temperatur, pH-Wert und relativer Konzentration ist in der Grafik 1.8 dargestellt. Bei einer Temperatur von 100 °C und einem pH-Wert von 7 oder darunter sind nur NH_4^+ -Ionen vorhanden. Ab einem pH-Wert von 7 verschiebt sich das Gleichgewicht nach links. Bei einem pH von 11,5 - 12 ist nur das gewünschte NH_3 vorhanden [RAU96]. Da das gelöste Gas in Form von NH_3 besser strippbar ist, ist eine pH-Anhebung auf 11 oder darüber nötig. Dies soll gewährleisten, dass mindestens 95 % des $\text{NH}_4\text{-N}$ in $\text{NH}_3\text{-N}$ übergeführt wird [RAU96] [HUA06].

Abb. 1.8.: Dissoziationsgleichgewicht von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ [AMM16]

Phasengleichgewicht flüssig-gasförmig

Die Menge an gestripptem Ammoniak ist abhängig vom Phasengleichgewicht. Allgemein kann man dieses mit dem Henry'schen Gesetz beschreiben:

$$y = \frac{H_e}{p \cdot x} \quad (1.5)$$

Darin ist H_e der Henry-Koeffizient, welcher von Gleichgewichtsmessungen abgeleitet wird und von der Temperatur abhängig ist. H_e ist in der Literatur für verschiedene Stoffsysteme angegeben. Der Gesamtdruck im System wird mit p gekennzeichnet, während y die Gleichgewichtskonzentration in der Gas/Dampfphase und x die Gleichgewichtskonzentration in der Flüssigphase angeben. Der Henry-Koeffizient für Ammoniak ist im System Luft bzw. Dampf/Wasser temperaturabhängig und steigt mit zunehmender Temperatur überproportional [BOR09]. Es lässt sich allgemein sagen, dass das Dissoziationsgleichgewicht die Stripbarkeit des Ammoniums wiedergibt, während das Phasengleichgewicht darüber Auskunft gibt, wie viel Aufwand betrieben werden muss, damit der Ammoniak ausgetrieben werden kann [GEB94].

1.3.2. Auslegung und Bilanzierung

Die Abbildung 1.9 zeigt den prinzipiellen Aufbau einer Stripppkolonne. Darin werden auch die ein- und austretenden Ströme und die charakteristischen geometrischen Größen dargestellt. Der Flüssigstrom \dot{L} tritt beladen mit Ammoniak am Kopf in die Kolonne ein und verlässt sie gereinigt am Fuß. Der mit Ammoniak beladene Gasstrom \dot{G} verlässt die Kolonne am Kopfende.

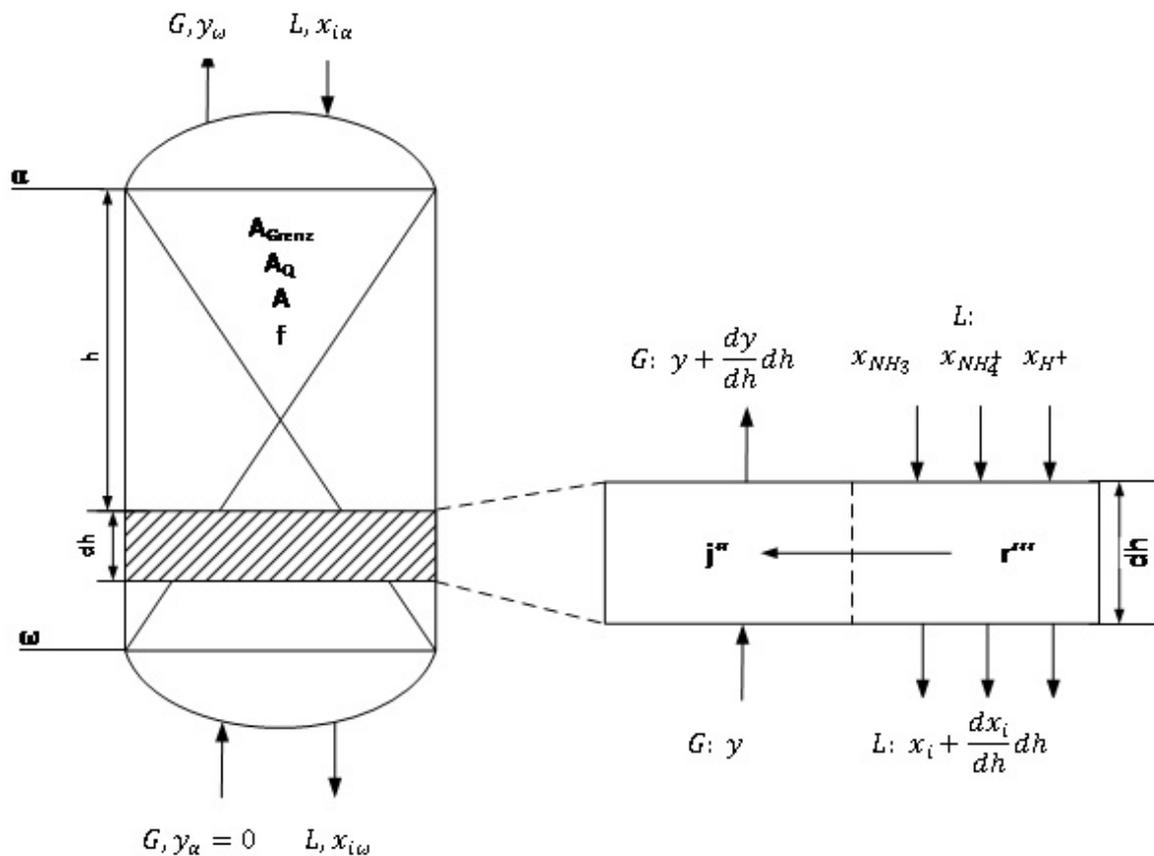


Abb. 1.9.: Bilanzgrenzen zur Auslegung einer Stripppanlage [RAU96]

Der Vollständigkeit halber sind untenstehend die Bilanzen für die einzelnen Stoffströme angegeben [RAU96]. Dabei liegt die Konzentration auf dem System $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$.

Gasstrom:

$$\dot{G} dy = j''_{\text{NH}_3} * a * f * A_Q * dh = j''_{\text{NH}_3} * A_{\text{Grenz}} \quad (1.6)$$

Flüssigstrom:

NH_3 :

$$-\dot{G} dy - \dot{L} dx_{\text{NH}_3} + r'''_{\text{NH}_3} * A_Q * dh = 0 \quad (1.7)$$

NH_4^+ :

$$-\dot{L}dx_{\text{NH}_4^+} + r_{\text{NH}_4^+}''' * A_Q * dh = 0 \quad (1.8)$$

H^+ :

$$-\dot{L}dx_{\text{H}^+} + r_{\text{H}^+}''' * A_Q * dh = 0 \quad (1.9)$$

Um die benötigte Höhe der Strippkolonne bestimmen zu können, wird auf das sogenannte HTU-NTU-Modell zurückgegriffen (vgl.[SAT12]).

1.3.3. Verfahren der Strippping

Es werden die beiden Verfahren Luft- und Dampfstripping beschrieben.

Luftstripping

In untenstehender Abb. 1.10 wird das Prinzip der Luftstripping veranschaulicht. Das Prozesswasser zirkuliert durch eine aufgeheizte Kolonne. Die Luft wird am Boden der Kolonne zugegeben und auf dem Weg durch diese mit Ammoniak angereichert. Um den Ammoniak aus der Luft entfernen zu können, wird diese anschließend einer sauren Wäsche unterzogen. Diese wird in einer Absorptionskolonne mit Schwefelsäure durchgeführt. Dabei reagieren der Ammoniak und die Schwefelsäure zu Ammoniumsulfat, das als Düngemittel Verwendung findet. Die gereinigte Luft wird anschließend wieder der Strippkolonne zugeführt [BOR09].

Normalerweise findet die Strippping mit Luft in Kolonnen unter atmosphärischem Druck und bei Temperaturen über 70°C statt [BOR09]. Die spezifische Luftmenge sinkt mit steigender Systemtemperatur. Dies führt neben niedrigeren Energiekosten für die Erzeugung des Luftstroms auch zu kleineren Kolonnenabmessungen. Ein weiterer Vorteil der Luftstripping liegt darin, dass der gewünschte Temperaturbereich meistens mit der Abwärme der Kläranlage erreicht werden kann [FUC10].

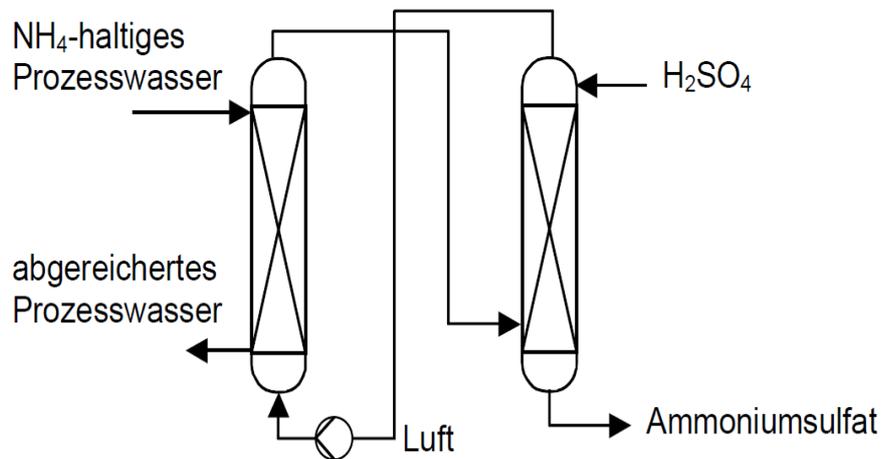


Abb. 1.10.: Prinzip der Luftstrippung mit Regenerierung der Luft durch saure Wäsche [BOR09]

Dampfstrippung

Der große Vorteil der Dampf- gegenüber der Luftstrippung liegt darin, dass bei ersterer keine Chemikalien eingesetzt werden müssen, da der Ammoniak im Wasser gelöst bleibt. Wie in der Abbildung 1.11 ersichtlich, wird das ammoniumhaltige Prozesswasser in eine Kolonne eingeleitet. Am Boden wird Dampf eingeblasen, der sich auf seinem Weg durch die Kolonne mit Ammoniak anreichert und am Kopf dieser ausgetragen wird. Anschließend wird der Dampf kondensiert und ein Teil des Kondensats in die Kolonne rückgeführt. Das abgetrennte Ammoniak-Starkwasser ist ein verkaufsfähiger Wertstoff [BOR09], der beispielsweise bei der Rauchgasreinigung eingesetzt werden kann.

Der eingesetzte Dampf wird meist nicht direkt in die Kolonne eingebracht, sondern zum Zweck der Vorwärmung über einen Wärmetauscher geführt. Durch den Dampf als Trägergas verringert sich der Bedarf an elektrischer Energie, da kein Gebläse für die Umwälzung des Stripppmediums erforderlich ist. Da die Stripppung bei höheren Temperaturen erfolgt, braucht der pH-Wert nicht eigens angehoben zu werden (vgl. 1.3.1).

Der Nachteil der Dampfstrippung besteht darin, dass eine Dampferzeugung stattfinden muss. Daher ist dieses Verfahren nur dort wirtschaftlich, wo auch genügend Wärme zur Verfügung steht [FUC10].

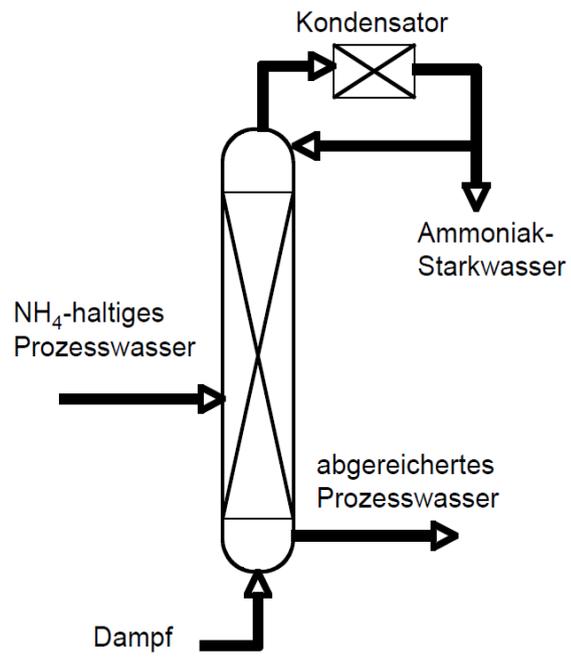


Abb. 1.11.: Prinzip der Dampfstrippung [BOR09]

1.4. ANASrip

Basierend auf der Ammoniakstrippung wird das ANASrip-Verfahren vorgestellt.

Das ANASrip-Verfahren wird in einem durchmischten Reaktor anstelle von Kolonnen durchgeführt. Dadurch wird zwar die Effizienz des NH_3 -Austrags verringert, es ermöglicht dafür aber den Einsatz in feststoffreichen Schlämmen. Der unseparierte Schlamm kann ohne vorhergehende Feststoffabtrennung behandelt werden. Dies bewirkt eine Einsparung bei der Apparatechnik, da keine Siebe oder ähnliches eingebaut werden müssen. Das Verfahren kann in einen Kreislauf des Biogasreaktor eingebaut werden und führt zu einer Verringerung der N-Konzentration.

Das Verfahren beruht darauf, dass Ammoniak und Kohlendioxid ausgetrieben werden. Die zugehörigen Reaktionsgleichungen sind in 1.10 f. und das Verfahrensschema in Abb. 1.12 dargestellt.

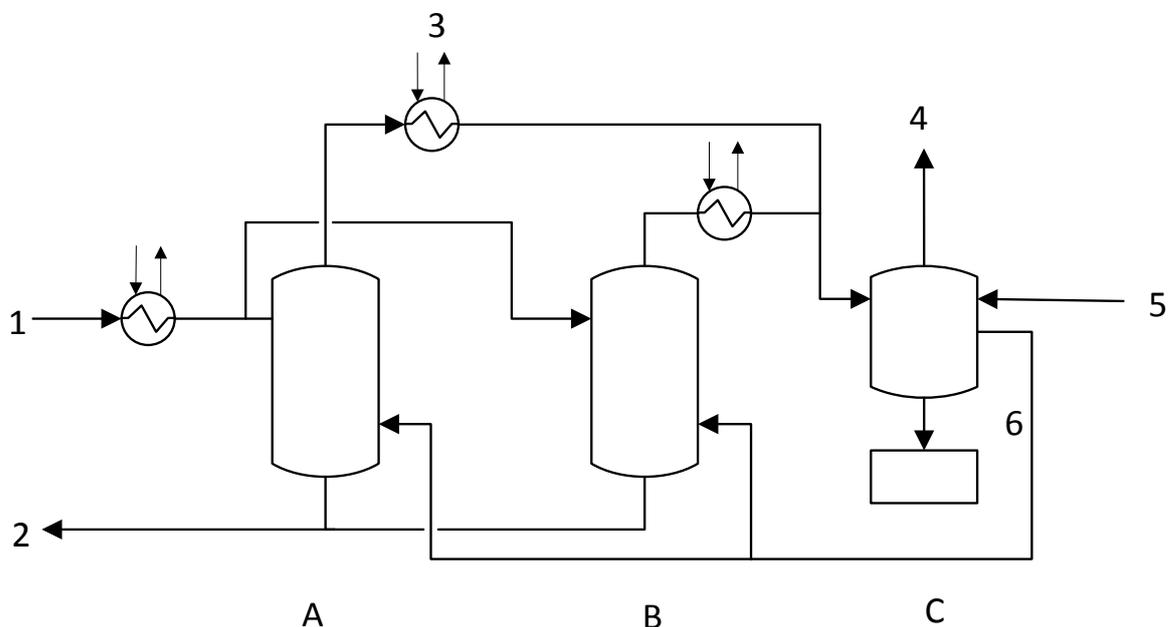


Abb. 1.12.: Fließbild des ANASrip-Verfahrens (A...Strippbehälter, B...Strippbehälter, C...Vorlagebehälter, 1...Substratzufuhr, 2...Substratabfuhr, 3...Erwärmung/Kühlung, 4...Evakuierungsluft, 5...Absorptionsmittelzufuhr, 6...Ammoniumsulfat-/Kalkabzug) nach [ANA16]

Bei einer Temperatur von 50 bis 80 °C und leichtem Unterdruck werden z.B. Gärreste behandelt. Dies geschieht ohne Verwendung von Stripppampf oder einem anderen externen Stripppmedium. Weiters wird, im Gegensatz zu der früher vorgestellten Ammoniakstrippung, keine Zudosierung von Alkalien wie Natronlauge benötigt. Es wird der Stickstoff in Form von Ammoniak ausgetrieben. Das reagierende Gas ist nun mit Ammoniak angereichert und verlässt den Verfahrenskreislauf in den Stripppbehälter. Anschließend durchströmt es einen Vorlagebehälter, in welchem der Ammoniak in wässriger Lösung mit einem Absorptionsmittel unter der Bildung von Ammoniumsulfat reagiert (s. Reaktionsgleichung 1.10). Das nun nahezu ammoniakfreie Kreislaufgas wird abschließend aus dem Vorlagebehälter mit Hilfe einer Pumpe zurück in den Stripppbehälter geblasen [BAU09]. Bis zu 70 - 95 % der Gärreste können abgebaut werden. Im Vorlagebehälter wird der ausgetriebene Ammoniak z.B. mit REA-Gips (einem Absorptionsmittel) zur Reaktion gebracht und zu Ammoniumsulfat umgewandelt. Es entstehen eine konzentrierte Düngemittellösung mit 8 % Stickstoff und 9 % Schwefel sowie ein Feststoffdünger aus Calciumcarbonat mit einer Trockensubstanz von 70 % [ANA16]. Stickstoffemissionen und Auswaschungsverluste bei der Ausbringung des Klärschlammes können so vermieden werden [ANA16] [BAU09].

Durch die direkte Bildung von Ammoniumsulfat kann die Einrichtung einer Teilanlage zur Gewinnung von konzentrierter Ammoniaklösung erspart werden. Die Lagerstabilität und die Kosten sind Vorteile von REA-Gips. Die Abwärme des BHKWs kann (wie bei der Luftstrippung) zur Deckung des nötigen Energiebedarfs genutzt werden. Das Potential der ANASTrip-Verfahrens bietet folgende Vorteile [BAU09]:

- kein Verbrauch von Natronlauge oder anderer Alkalien um Ammoniak aus Gärresten strippen zu können
- keine Neutralisation der Gärreste nach dem Strippen notwendig
- keine Aufsatzung in den Gärresten
- geringe Betriebstemperatur beim Strippen von max. 85 °C
- kein Bedarf an Stripppampf, das Verfahren arbeitet im leichten Unterdruck
- minimaler Stromverbrauch der Erstevakuierungspumpe, das ausgasende Ammoniak wird kontinuierlich im Vorlagebehälter am Absorptionsmittel gebunden, im System bleibt dadurch der Unterdruck erhalten
- direkte Bildung von Ammoniumsulfat aus dem ausgasenden Ammoniak ohne Bildung von konzentrierter Ammoniaklösung als Zwischenstufe
- keine Geruchsbelästigung durch konzentrierte Ammoniaklösung
- keine Teilanlage zur Gewinnung von konzentrierter Ammoniaklösung notwendig

- kein Verbrauch von teurer und aggressiver Schwefelsäure für die Herstellung des Düngers Ammoniumsulfat
- keine teuren Sicherheitseinrichtungen für die Lagerung und Dosierung von Ammoniaklösung, Natronlauge und Schwefelsäure erforderlich
- keine Gefährdung von Umwelt und Personal durch aggressive Chemikalien
- Betriebskostensenkung auf ca. 50 %

Nachfolgende Tabelle 1.4 zeigt den Behandlungskostenvergleich verschiedener N-Entfernungstechnologien und die Hochrechnung für ANASrip.

Tabelle 1.4.: Behandlungskostenvergleich der verschiedenen N-Entfernungstechnologien [BAU09] [GRO03]

Behandlungsmenge: 200 m ³ /d		Nitrifik./Denitrifik.	Dampfstrippung	Luftstrippung	ANASrip, adapt.
spez. Gesamtkosten	€/m ³	3,59	5,8	3,6	2,1 - 2,7
spez. Erlöse	€/m ³	0	0,13	k.A.	0,7 - 0,8
spez. Fixkosten	€/m ³	2,53	3,9	2,33	2,0 - 2,3
spez. Betriebskosten	€/m ³	1,06	2,03	1,27	0,8 - 1,2
Betriebsverbrauch					
Wärmebedarf	kWh/m ³	0	40 - 45	8,0 - 10	40 - 80
Strombedarf	kWh/m ³	4 - 6	2,8 - 3,5	1,5 - 1,8	2,6 - 5
Natronlauge (50 %)	kg/kg N		3,5 - 4,5	3,5 - 4,5	
Schwefelsäure (78 %)	kg/kg N		nur NH ₃ – Wasser	3,7 - 3,9	Gips: 6,5

Klärschlämme haben im Gegensatz zu Gärresten geringere Konzentrationen an Feststoffen, Organik und NH₄–N. Geringere Konzentrationen führen zu einem höheren Energieaufkommen für jedes entfernte kg Stickstoff. Je mehr Abwärme aus einem BHKW zur Verfügung steht, desto geringer ist das externe Energieaufkommen für die Stickstoffelimination. Es gibt verschiedene Ansatzmöglichkeiten, wo die ANASrip-Anlage auf einer Kläranlage am effizientesten zum Einsatz kommen könnte.

In der Abbildung 1.13 sind die Möglichkeiten von V1 - V4 dargestellt [HUB11].

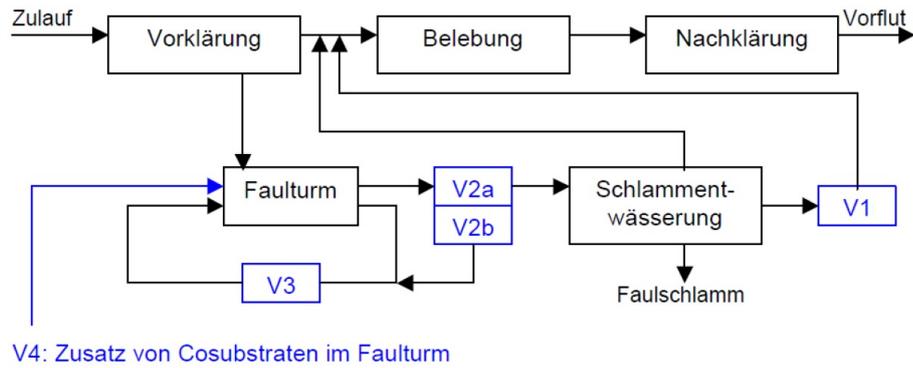


Abb. 1.13.: Einsatzmöglichkeiten einer ANASTrip-Anlage [HUB11]

1. V1 - Einsatz nach der Entwässerung

Der Trockensubstanzgehalt ist sehr niedrig. Der Schlammkuchen wurde bereits abgepresst und reduziert, damit ist das Volumen geringer, das erwärmt werden muss. Ohne Säuren und Laugen erfolgt keine Aufsatzung, dies führt zu einer Reduktion des Salzgehalts in der Flüssigphase. Die Stickstoffentfernung bringt weder zusätzliche Umwelt- noch Kostenvorteile für die Schlamm-entwässerung und landwirtschaftliche Ausbringung oder Entsorgung.

2. V2a - Einsatz vor der Entwässerung

Das ANASTrip-Verfahren bietet die Möglichkeit den Faulschlamm zu behandeln. Dies wirkt sich vorteilhaft auf die Eigenschaften des Schlammes aus. Bei der weiteren Behandlung wird weniger Flockungsmittel benötigt, trotzdem erhält man eine höhere Trockensubstanz nach der Eindickung. Dies führt zu einer Reduktion an $\text{NH}_4\text{-N}$ -Emissionen und Entwässerungs- und Ausbringungskosten.

Für die Behandlung des gesamten Faulschlammes wird mehr Wärmeenergie benötigt.

3. V2a - Einsatz vor der Entwässerung mit Teilstromrückführung in den Faulturm

Es wird ein Teilstrom des ca. 70 °C warmen und bereits reduzierten Faulschlammes in den Faulturm rückgeführt. Dadurch kann im Faulturm der Wärmebedarf reduziert und der Abbau gesteigert werden, da die thermische Desintegration der organischen Masse durch ein vorteilhaftes Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis verbessert wird.

Potentielle Nachteile sind eine Kombination der Nachteile von V2a und V3.

4. V3 - Einsatz im Umwälzschlamm zur Beheizung des Faulturms

Die benötigte Wärme für den Faulturm kann direkt aus der Behandlung des Umwälzschlammes erreicht werden. Der Gehalt an Stickstoff im Faulturm wird gesenkt, dadurch wird der Abbau verbessert, was zu einem höheren Biogasertrag führt.

Nachteilig ist, dass die verfügbare Wärme des BHKW als limitierender Faktor für den Durchsatz der ANASTrip-Anlage zu sehen ist.

5. V4 - Zusatz von Co-Substraten zur Erhöhung des Biogasertrages

Eine Co-Vergärung bietet sich an, um ausreichend Prozesswärme zu erzeugen. Dabei tragen energiereiche Reste und Abfallstoffe zum Biogasertrag bei und verbessern damit die Eigenstromabdeckung der Kläranlage.

Die technischen Eigenschaften des Faulturms können die zusätzliche Zuführung von Gärresten allerdings begrenzen.

1.5. Energieverbrauch einer Kläranlage

1.5.1. Begriffsabgrenzungen

Energiebezug

Der Energiebezug ist jene Energiemenge, die von der Gesamtanlage (inklusive etwaiger Sonderverbraucher) von extern bezogen (zugekauft) wird. Unter Sonderverbrauchern versteht man Energieverbraucher, die zwar von der Anlage mitversorgt werden, aber nicht zur Standardkläranlage gehören wie z.B. Abwasserhebewerke im Kanalnetz, Abwasserfilteranlagen, Schlamm-trocknungsanlagen oder Kompostieranlagen.

Die Energiemenge wird entsprechend dem jeweiligen Energieinhalt der Energieträger (elektrische Energie, Treib- und Brennstoffe, ect.) ermittelt. Bei der elektrischen Energie und bei Erdgas ist die direkte Erfassung der Menge für jede beliebige Periode direkt über die installierten Verrechnungszähler möglich [AGI01] [LIN12].

Energieverbrauch

Auf der Anlage wird die in den Energieträgern enthaltene Energie in andere Energieformen umgewandelt. Diese können in die Gruppen elektro- und mechanische Energie und Wärmeenergie zusammengefasst werden. Die elektro- und mechanische Energien, die der Anlage zur Verfügung gestellt werden, werden von dieser auch verbraucht. Diese Energiemengen können sowohl von der Verbrauchs- als auch von der Bereitstellungsseite betrachtet werden und dienen somit zum Erstellen einer Energiebilanz [AGI01] [LIN12].

1.5.2. Energieströme bei Kläranlagen mit Faulung

Wie im Abschnitt über Faultürme beschrieben (s.1.2.3), kann das produzierte Klärgas als Energiequelle auf Kläranlagen verwendet werden.

Die nachfolgende Abbildung 1.14 zeigen den Energiefluss einer Kläranlage mit Faulung. Es sind energieeffiziente Anlagen gleicher Größe (ca. 35.000 EW-CSB Belastung und 70.000 EW-Ausbau) und mit weitgehender Stickstoffentfernung zugrundegelegt.

Durch ihre Breite stellen die Ströme die Energiemengen je EW-CSB und Jahr dar. Sie sind im Verhältnis zueinander maßstabsrichtig dargestellt. Auf der linken Seite der Graphiken ist der Energiebezug, im mittleren Bereich der Energieverbrauch der Anlage sowie der ARA und rechts die Nutzenergie dargestellt.

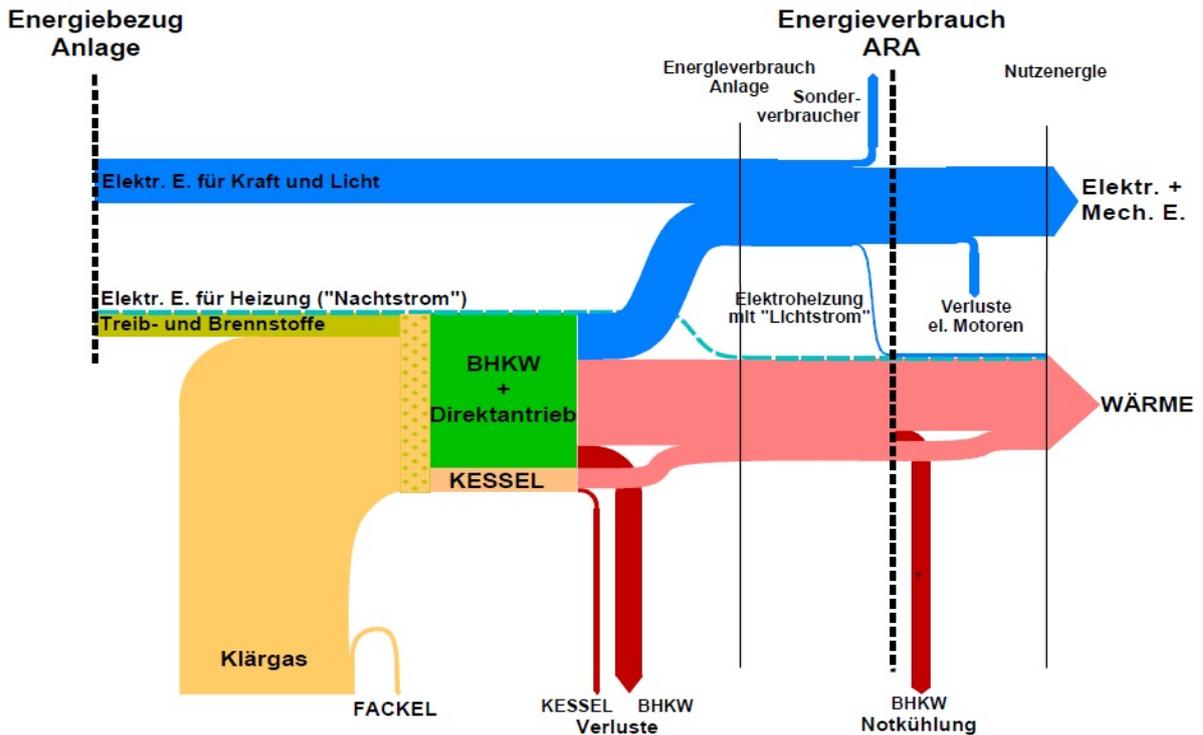


Abb. 1.14.: Energiefluss auf Kläranlagen mit Faulung [AGI01]

Bei **Anlagen mit Faulung** ist die Bewertung kompliziert, da Klärgas anfällt und dieses sowohl in Wärmeenergie als auch in elektro- und mechanische Energie umgewandelt wird. Die **Eigenerzeugung** bewirkt, dass der Energiebezug deutlich kleiner als der Energieverbrauch ist. Eine energetisch gute Anlage hat in etwa einen Verbrauch von 20 kWh/EW-CSB und Jahr. Die Anlage mit Faulung hat einen wesentlich höheren Wärmeverbrauch als die Anlage ohne Faulung, was vor allem auf das Temperieren des Faulturms zurückzuführen ist (vgl. 1.2.3) [LIN12].

1.6. Rechtliche Situation in Österreich

Kläranlagenbetreiber sind durch die entsprechenden gesetzlichen Regelungen dazu verpflichtet, diverse Grenzwerte einzuhalten:

- die Richtlinien der EU, die Verfassungsstatus haben und in Österreich durch entsprechende Gesetze umgesetzt werden müssen (z.B. die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG))
- das Österreichische Wasserrechtsgesetz von 1959, dessen Ziel der Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen und Übernutzung ist
- die Abwasseremissionsverordnungen, die u.a. die Einleitung von Abwässern in die Kanalisation und in Fließgewässer regeln

Eine dieser Verordnungen ist die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung⁴. Ihre Themengebiete gliedern sich unter anderem in:

- Grundsätze zur Behandlung von Abwasser und Inhaltsstoffen
- generelle wissenschaftliche Anforderungen an die Abwasserbehandlung
- Begrenzung und Überwachung von Abwasseremissionen sowie im Anhang angeführte Emissionswerte

Die Einteilung der Kläranlagen in der 1.AEV erfolgt in vier Kategorien, abhängig von ihrer Größe. Für Kläranlagen > 5.000 EW schreibt die Verordnung einen einzuhaltenden Grenzwert von 5 mg/L NH₄ – N im Ablauf der Kläranlage vor.

Neben der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung existieren noch rund 70 weitere Abwasseremissionsverordnungen, die die unterschiedlichen Sparten der Industrie abdecken.

⁴Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich: Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasseranlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser), 210. Verordnung, Stück 67, (1996)

1.7. Stickstoff in der Umwelt

Um den Einfluss des Stickstoffs auf die Umwelt und insbesondere die Gesundheit des Menschen darzustellen, folgt ein Exkurs zu diesem Thema.

1.7.1. Stickstoff in der Umwelt, im Abwasser und im Gewässer

Stickstoff ist als Baustein für Proteine, Aminosäuren und Nucleinsäuren ein wesentlicher Bestandteil organischer Materie und stellt in Form des molekularen Stickstoffs N_2 mit einem Anteil von rund 78 Vol% das weitaus häufigste Element in der Erdatmosphäre dar. Für den Großteil der Organismen wird er erst in Form von Ammonium und Nitrat nutzbar. Stickstoffverbindungen sind ständigen Umsetzungen unterworfen [BIS05] [GUJ07]. Als wichtigste Reaktionsschritte gelten (vgl. auch Abb. 1.15) :

Assimilation: Aufnahme von Stickstoffverbindungen zum Aufbau von Biomasse

Nitrifikation: Oxidation von Ammonium (NH_4^+) über Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-)

Denitrifikation: Reduktion oxidierter Stickstoffverbindungen zu gasförmigen Verbindungen (NO , NO_2 und N_2)

Anammox: Anaerobe Ammoniumoxidation von NH_4^+ zu N_2

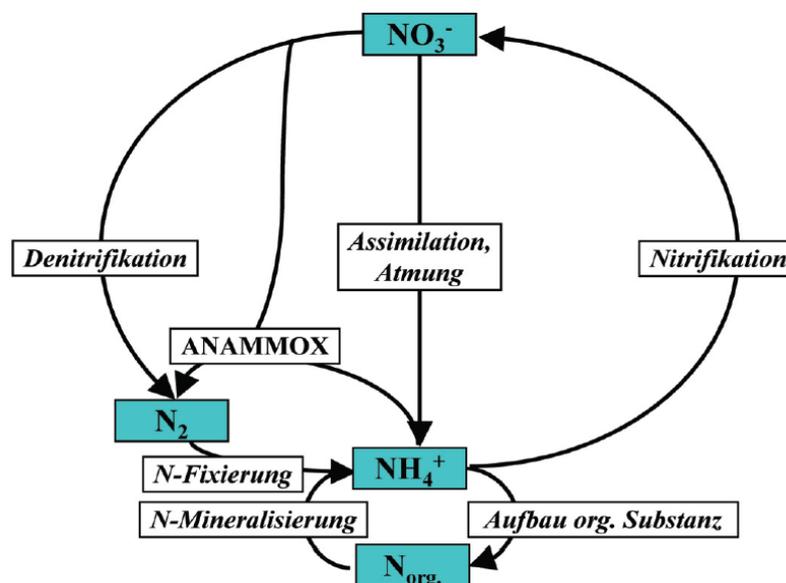


Abb. 1.15.: Stickstoffkreislauf [STI16]

Zur Gewinnung von Nährstoffen (Ammonium und Nitrat) für die Produktion von Nahrungsmitteln greift der Mensch in den natürlichen Stickstoffkreislauf ein. Verbrennungsprozesse tragen vermehrt zu Stickstoffemissionen in der Luft und damit in weiterer Folge auch in Gewässern und Böden bei. Die wichtigs-

ten Auswirkungen durch Stickstoffverbindungen in Gewässern sind Eutrophierung, Sauerstoffzehrung durch Nitrifikation, toxische Wirkungsweise auf Lebewesen und Gefährdung der menschlichen Gesundheit. Diese werden nachfolgend genauer beschrieben.

Eutrophierung

„Eutroph“ bedeutet im eigentlich Sinn des Wortes „reichlich ernährt“. 1919 führte Naumann [NAU17] zur Klassifizierung von Seen nach ihrem Gehalt an Phytoplankton die Bezeichnungen Eutrophie und Oligotrophie ein. Eutrophierung wird aber zunehmend im Sinn von „künstlicher Nährstoffanreicherung“ vor allem durch Stickstoff und Phosphor verwendet.

Durch den hohen Gehalt an Phytoplankton erscheinen eutrophe Gewässer grün. Neben den ästhetischen Folgen ist vor allem der durch den Abbau abgestorbener Algen bedingte Sauerstoffbrauch der Bakterien im Gewässer und den daraus resultierenden anoxischen bzw. anaeroben Verhältnissen ein Problem.

Sauerstoffzehrung

Höhere Lebensformen in aquatischen Ökosystemen benötigen einen Mindestsauerstoffgehalt im Wasser um überleben zu können. Für viele Fischarten stellt eine Konzentration von 3 mg/l O₂ die untere Grenze dar [GUJ07]. Der Sauerstoffgehalt und der Umsatz im Gewässer hängen von mehreren Faktoren wie z.B. der Temperatur ab. Bei höheren Temperaturen laufen biologische Prozesse wie die Nitrifikation von Ammonium schneller ab, es verringert sich allerdings die Löslichkeit des Sauerstoffs. So beträgt sie (bei einem Luftdruck von 1013 mbar) bei 10°C ca. 11 mg/l O₂ während sie bei 20°C nur mehr bei ca. 9 mg/l O₂ liegt [GUJ07].

Toxische Wirkung auf Lebewesen

Ammonium/Ammoniak

Stickstoff liegt in wässriger Lösung entweder als Ammonium oder als Ammoniak vor und zwar in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Temperatur. Eine ausführliche Beschreibung der Eigenschaften des Dissoziationsgleichgewichtes wird im Kapitel 1.3 dargestellt. Ammoniak wirkt schon in geringen Konzentrationen stark toxisch auf Fische. Der Grenzwert für die Toxizität liegt bei ca. 18 mg/l NH₃ bei 20°C und einem pH-Wert von 7,0 [SAN16].

Nitrit

Nitrit tritt im Wasser im Allgemeinen nicht als stabile Verbindung sondern als Zwischenprodukt der Ammoniumoxidation oder der Nitratreduktion auf. Bekannt ist die stark fischtoxische Wirkung [SAN16].

Gefährdung der menschlichen Gesundheit

Für den Menschen gefährlich werden Stickstoffverbindungen vor allem in Form von Nitrat im Trinkwasser. Der aktuelle Grenzwert liegt laut der Trinkwasserverordnung⁵ bei 50 mg/l. Im sauren Milieu des Magens wird Nitrat zu Nitrit reduziert. Kleinkindern unter drei Jahren fehlen noch wichtige Enzyme, die das entstandene Nitrit weiter reduzieren. Das Nitrit verbindet sich irreversibel mit dem Hämoglobin zu Methämoglobin, in welchem der Stickstoff irreversibel gebunden ist. Der Sauerstofftransport des Blutes ist nicht mehr möglich. Die Folge ist Zynose (Blausucht) und Tod durch Ersticken.

Im Magen können sich auch Nitrosamine bilden, denen eine stark krebserregende Wirkung zugeschrieben wird [GUJ07] [BIS05].

Stickstoff im Abwasser

Die Stickstoffverbindungen im kommunalen Abwasser stammen im Wesentlichen von menschlichen und tierischen Ausscheidungen in Form der Endprodukte des Proteinstoffwechsels (v.a. Harnstoff und andere organische Stickstoffverbindungen wie Eiweißkörper, Peptide und Aminosäuren). Das Arbeitsblatt A131 der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) [ATV91] geht bei seiner Bemessung für Belebungsverfahren von einer Fracht von 11 g/(E.d) aus.

Höhere spezifische Mengen an reduziertem Stickstoff sind auf gewerbliche oder landwirtschaftliche Einleitungen (Gülle, Jauche) zurückzuführen.

Der im Rohwasser des Zulaufs der kommunalen Kläranlagen enthaltene Stickstoff (Nitrat, Nitrit, Ammonium) ist ebenfalls industrieller, gewerblicher oder landwirtschaftlicher Herkunft. Auch Auswaschungen aus Düngemitteln aus landwirtschaftlich genutzten Flächen können Quellen sein [GUJ07].

Schon im Kanalnetz setzt eine Umwandlung der Stickstoffverbindungen ein. Organische Stickstoffverbindungen wie Harnstoff werden hydrolysiert und zu Ammonium umgewandelt (Ammonifikation). Stickstoff liegt im Zulauf der Kläranlage unter normalen Umständen zu 90 % als $\text{NH}_4\text{-N}$ vor [BIS05].

⁵BGBl. II 2001/304 i.d.g.F.: Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TWV)

2. Problemstellung und Zielsetzung

Diese Masterarbeit beschäftigt sich mit einem neuen Verfahren zur Reduktion der Stickstoffbelastung auf Kläranlagen. Sie wurde im Rahmen des Projekts ANAKlär auf der Kläranlage Tulln durchgeführt. Es sollte das bereits bei der Erzeugung von Biogas aus Substratresten eingesetzte Verfahren ANAStrip für den Einsatz auf Kläranlagen adaptiert werden. Dieses Verfahren dient zur Reduktion des Stickstoffs aus Gärresten.

Um den Vergleich mit einer konventionell betriebenen Kläranlage darstellen zu können, wurde die Kläranlage Tulln bilanziert, um zu detaillierten Stickstofffrachten im Jahresverlauf gelangen zu können. Gleichzeitig wurde das verfügbare Energiepotential der Kläranlage erhoben, um die ökonomischen Vor-/bzw. Nachteile des adaptierten ANAStrip-Verfahrens abschätzen zu können.

Das Hauptziel der Arbeit waren Voruntersuchungen zum Potential des ANAStrip-Verfahrens, die Inbetriebnahme der Pilotanlage und erste Erkenntnisse aus dem Betrieb.

Dazu wurden folgende Teilziele für die vorliegende Arbeit definiert:

- Bilanzierung prozessrelevanter Parameter (Stickstofffrachten, Überschussenergie) für die Kläranlage Tulln
- Adaptierung des ANAStrip-Verfahrens für Kläranlagen
 - Inbetriebnahme der Pilotanlage
 - analytische Betreuung während der Inbetriebnahmephase
 - erste Vorversuche zum Einfluss von rezyklierten, gestrippten Schlamm auf die Faultürme hinsichtlich der Eliminierung von Stickstoff aus dem Faulschlamm bzw. der Biogasproduktion
- Inbetriebnahme und Optimierung einer Labor-Mini-Pressen um den Einfluss der Strippung auf das Entwässerungsverhalten des Schlammes untersuchen zu können

3. Material und Methoden

3.1. Kläranlage Tulln

Der Aufstellungsort der Pilotanlage im Versuchszeitraum (März bis August 2013) war auf der Kläranlage Tulln in Niederösterreich. Die in den 1970er Jahren errichtete Kläranlage Tulln hatte ihre Kapazitäten erreicht und wurde 2010 durch eine moderne Anlage ersetzt. Diese ist auf einen EW (vgl. 3.2) von 45.000 ausgelegt, die erste Ausbaustufe umfasst einen EW von 22.500, die zweite Stufe wird bei Bedarf ergänzt. Täglich werden im Durchschnitt 5.400 m³ Abwasser gereinigt. Abb. 3.1 zeigt das Schema der KA Tulln. Diese vollbiologische Kläranlage beruht auf dem Prinzip des Belebtschlammverfahrens (vgl. 1.1 Funktionsweise einer Kläranlage). Die Kläranlage besteht aus einer mechanischen Vorreinigung (inklusive einer Rechenanlage, eines belüfteten Sandfangs und Fettabscheiders sowie einer Vorklärung), einer biologischen Belebungsbecken, einem Nachklärbecken sowie einem Faulturm [TUL16].

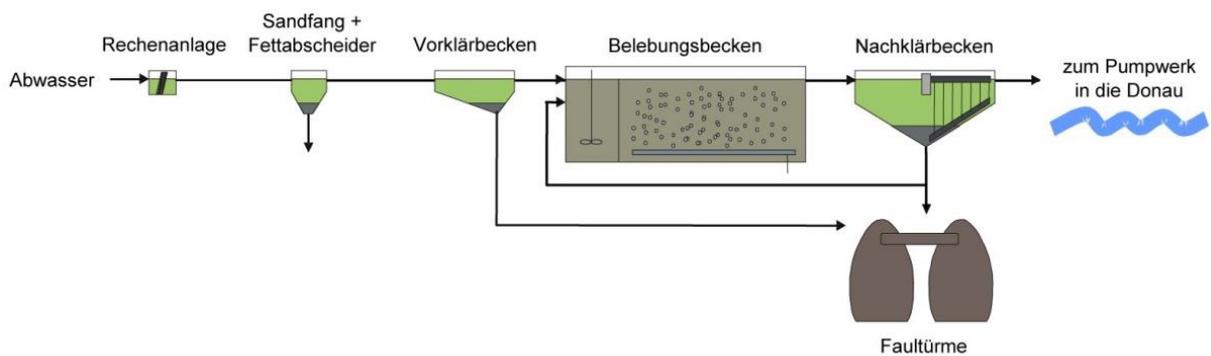


Abb. 3.1.: Schema Kläranlage [TUL16]

3.2. Definition Parameter

Einwohnergleichwert EW

Der Einwohnergleichwert (EW) gibt an, wieviel Schmutzstoffe und Abwasser ein typischer Einwohner in eine Kläranlage einleitet, dabei werden auch die Schmutzstoffe des lokalen Kleingewerbes miteingeschlossen. Aufgrund des EW werden fünf verschiedene Größenklassen für Kläranlagen unterschieden: 1 : < 1.000 EW; 2 : 1.000 - 5.000 EW; 3 : < 5.001 - 10.000 EW; 4 : 10.001 - 100.000 EW; 5 : > 100.000 EW [GUJ07].

Biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen - BSB₅

Der biochemische Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB₅) gibt an, wieviel Sauerstoff (in mg/L) für den biologischen Abbau von organischen Verbindungen von Bakterien bei einer Temperatur von 20°C innerhalb von fünf Tagen erforderlich ist. Es kann daraus der Verschmutzungsgrad des Wasser abgeleitet werden.

Chemischer Sauerstoffbedarf CSB

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist ein Summenparameter. Er drückt aus, wieviel Sauerstoff zur vollständigen Oxidation von organischen Stoffen zu CO₂ und Wasser erforderlich ist [GUJ07].

Trockensubstanz TS

Die Trockensubstanz (TS) ist ein Maß dafür, wieviel Biomasse im Schlamm enthalten ist. Sie wird in kg/m³ oder g/l angegeben [GUJ07].

Organische Trockensubstanz oTS

Die organische Trockensubstanz (oTS) gibt an, wieviel organische Bestandteile im Schlamm enthalten sind, nachdem das Wasser und alle mineralische Bestandteile vollständig entzogen wurden [GUJ07].

3.3. Betrieb der Pilotanlage

Die Abbildung 3.2 zeigt das Fließbild (inkl. der Probenahmestellen) der Pilotanlage.

3.3.1. Betrieb der Faultürme

Die beiden Faultürme (FT 1 als Versuchsfaulturm, FT 2 als Referenz) wurden kontinuierlich bestückt und auf einer Temperatur von ca. 38 °C gehalten. Die hydraulische Verweilzeit beider Reaktoren wurde durch die Festlegung der Förderleistung der Austragspumpen eingestellt.

3.3.2. Betrieb der Strippanlage

Im Versuchszeitraum wurden zwei verschiedene Verfahrensvarianten getestet:

- Verfahren ohne Rezyklieren des gestrippten Schlamms
- Verfahren mit Rezyklieren des gestrippten Schlamms

Inbetriebnahme Strippanlage

Der sich im Stripptbehälter befindende Faulschlamm wurde zur Vorbereitung des Anlagenbetriebes im Unterdruck bei ca. 68 °C für bis zu fünf Stunden entgast. Die Dauer der Entgasung war abhängig vom Anteil des nichtgestrippten Schlamms im Behälter.

Nach Ende der Phase 1, der Entgasung, wurde der Wärmeeintrag erhöht und so der Inhalt des Behälters auf Stripptemperatur gebracht. Bei Überschreiten der optimalen Temperatur (auf 73 °C festgelegt) bzw. bei Schwankungen im Vakuumsystem begann der Inhalt des Stripptbehälters zu schäumen.

Durch den aufsteigenden Brüden wurde die Kolonne (K-201) aufgewärmt. Das im Kolonnensumpf gesammelte Kondensat wurde wieder der Stripptkolonne zugeführt.

Beim Start der Substratzufuhr konnte ein leichter Temperaturrückgang von etwa 0,5°C beobachtet werden, infolgedessen sich eine Schaumschicht ausbildete. Mit Wiedererreichen der Strippttemperatur brach die Schaumschicht zusammen und der kontinuierliche Stripptbetrieb konnte gestartet werden.

Stripptung ohne Rezyklisierung

Der erste Versuch betraf die Stripptung ohne Rezyklisierung. Der gestrippte Faulschlamm wurde hierbei nicht wieder in den Faulturm zurückgeleitet. Der gesamte Austrag des Faulturm 1 (Versuchsfaulturm) von etwa 2,8 l/h wurde über den Stripptbehälter geleitet. Im weiteren zeitlichen Verlauf des Versuchs wurde der Durchsatz des Strippters auf etwa 1,5 l/h reduziert und gleichzeitig der Wärmeeintrag erhöht.

Strippung mit Rezyklierung

Bei der zweiten Versuchsanordnung wurde der gestrippte Faulschlamm wieder in den Faulturm 1 zurückgeleitet. Es wurde hierbei eine Teilung des Ablaufs in den Faulturm von 35 zu 65 gewählt. Dies bedeutet, dass 35 % (1,5 L/h) des aus dem Faulturm geleiteten Faulschlammes (von gesamt 4,3 L/h) gestrippt und rezykliert wurden, während die restlichen 65 % (2,8 L/h) ohne Behandlung aus der Anlage geleitet wurden. Da für die Entleerung des Faulturms nur eine Pumpe zuständig war, konnte entweder die Strippanlage oder der Schlammstapelbehälter versorgt werden. Bei der Strippung mit Rezyklierung konnte daher die Strippkolonne nicht kontinuierlich bestückt werden. Um die Strippung in einem stabilen Zustand (ohne Schaumbildung) halten zu können, wurden die Ventilschaltzeiten adaptiert.

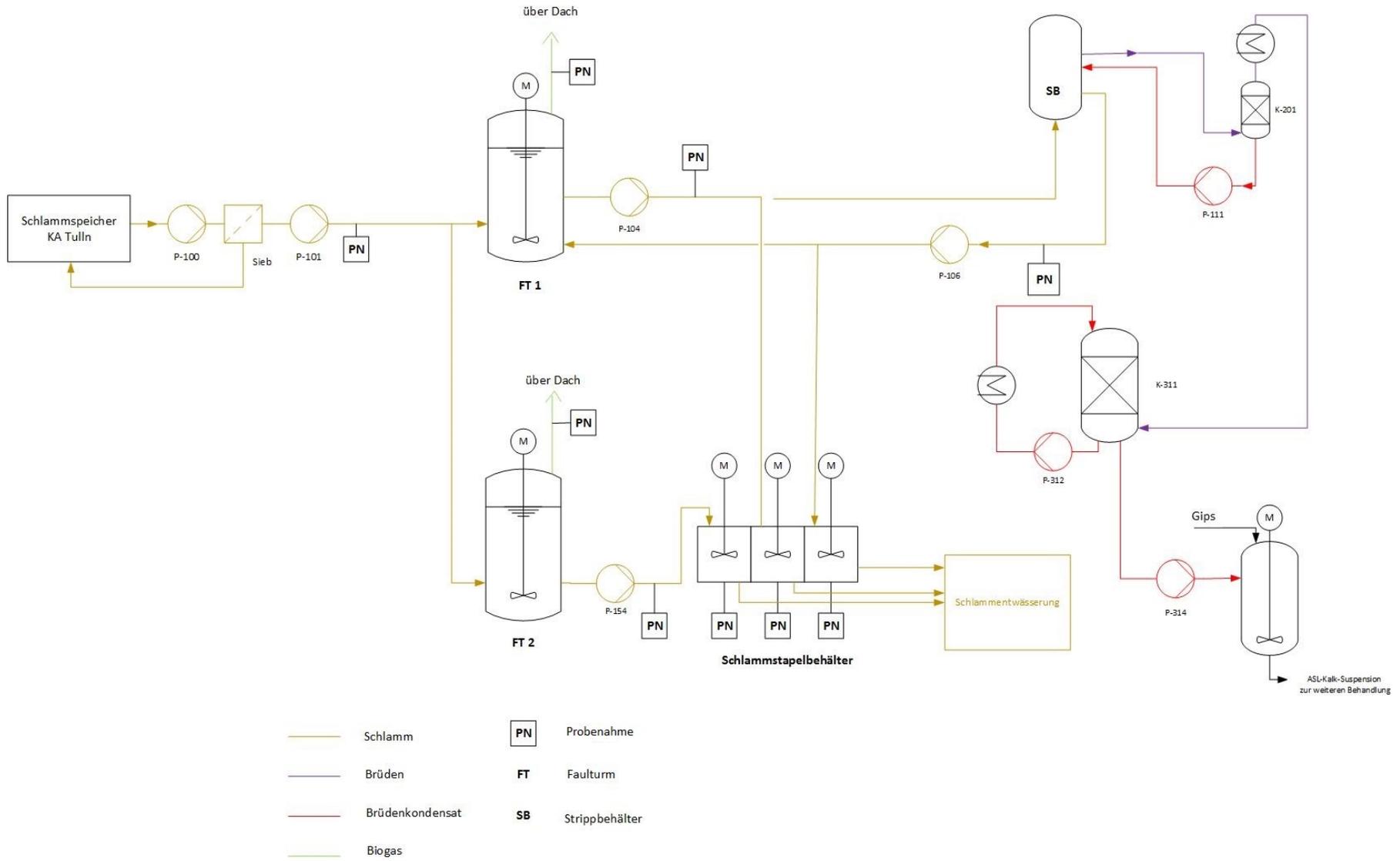


Abb. 3.2.: Fließschema Pilotanlage

3.4. Begleitanalytik

3.4.1. Gaszusammensetzung

Bei der Messung der Gaszusammensetzung wurden Methan (CH₃), Kohlendioxid (CO₂) und Sauerstoff (O₂) in Prozent (%), Wasserstoff (H₂) und Schwefelwasserstoff (H₂S) in parts per Million (ppm) ermittelt. Von jedem der beiden Faultürme wurden mit Hilfe von Gassäcken (Gassack 27 lindeplastic ®) Proben genommen. Die Messung erfolgte am Gasmessgerät (AWITE TRM 816), an welches der jeweilige Gassack angehängt wurde. Nach einer Messdauer von etwa 10 min konnten die Ergebnisse abgelesen werden.

3.4.2. pH-Wert Messung

Die pH-Messung erfolgte zeitnah nach Probennahme mittels einer pH-Elektrode (WTW 340i).

3.4.3. Trockensubstanz TS und organische Trockensubstanz oTS

Es wurde für jede Probe eine Doppelbestimmung durchgeführt. In einem vorher abgewogenen Tiegel wurden die Proben über Nacht in einen Trockenschrank bei 105°C gestellt. Nach Auskühlen in einem Exsikkator wurden die Tiegel ausgewogen.

Anschließend wurden die Tiegel in einen Muffelofen gestellt, wo folgendes Programm ablief: 105°C für 1 h, 350°C für 1 h, 550°C für 5 h, 350°C für 1 h und 105°C für 1 h. Nach Ende des Programms wurden die Tiegel im Exsikkator abgekühlt und wieder ausgewogen.

$$TS = \frac{m_a - m_t}{m_g - m_t} * 100 \quad (3.1)$$

$$oTS = \frac{m_a - m_g}{m_g - m_t} * 100 \quad (3.2)$$

TS	...	Trockensubstanz	[%]
oTS	...	organische Trockensubstanz	[%]
m _a	...	Masse Tiegel mit getrockneter Probe	[g]
m _b	...	Masse Tiegel mit ausgeglühter Probe	[g]
m _t	...	Masse Tiegel leer	[g]
m _g	...	Masse Tiegel mit Probe	[g]

3.4.4. Ammoniumstickstoff NH₄ – N

Die Analyse erfolgte unmittelbar nach Probennahme. Es war auf eine gute Homogenität der Probe zu achten. Dann wurde ca. 1 g der Probe in einen Büchi-Kolben eingewogen. Der Kolben wurde in die Auto Kjeldahl Unit K-370 (Büchi) gehängt und das vorinstallierte Programm gestartet. Zur Blindwertbestimmung wurde eine Doppelbestimmung mit Leitungswasser durchgeführt.

$$\beta(\text{NH}_4) = \frac{1,40007 * c(\text{Titrant}) * 10 * [(V(\text{Probe}) - V(\text{BW}))]}{\text{EW}} \quad (3.3)$$

$\beta(\text{NH}_4)$...	Konzentration Ammoniumstickstoff	[g/kg]
$c(\text{Titrant})$...	Konzentration Titrant	[g/kg]
$V(\text{Probe})$...	Verbrauch Titrant bei Titration der Probe	[l]
$V(\text{BW})$...	Verbrauch Titrant bei Titration des Blindwertes	[l]
EW	...	Probeneinwaage	[g]

3.4.5. Chemischer Sauerstoffbedarf CSB

Das Prinzip der Messung beruht auf einer Rücktitration. Kaliumdichromat wird als Oxidationsmittel zugesetzt, nicht verbrauchte Kaliumdichromationen anschließend mit Eisen(II)-Ionen rücktitriert.

Es war für jede Probe eine Doppelbestimmung durchzuführen. Je nach zu erwartendem CSB-Gehalt wurden 1-3 g an Probe in ein 100 ml Reaktionsgefäß eingewogen. Pro CSB-Ansatz wurden auch zwei Blindproben analysiert. In jedes Reaktionsgefäß wurden 10 ml destilliertes H₂O und 20 ml Kaliumdichromatlösung ($c(\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7) = 0,2 \text{ mol/l}$) und ein Magnetrührstäbchen zugegeben. Im Abzug wurden unter ständigem Kühlen 30 ml einer Silbersulfat-Schwefelsäure-Lösung (konz. H₂SO₄ mit $\beta(\text{AgSO}_4) = 0,2 \text{ mol/l}$) zugegeben. Die Reaktionsgefäße wurden außen getrocknet und in den Heizblock gestellt. Das Programm wurde gestartet (180 min bei 150 °C). Die Proben wurden nach dem Abkühlen quantitativ in 250 ml Messkolben übergeführt und mit destilliertem H₂O bis zur Marke aufgefüllt. 10 ml der jeweiligen Probe wurden in das Reaktionsgefäß rückgeführt und mit destilliertem H₂O auf ca. 90 ml verdünnt. Nach Zugabe von 10 ml konzentrierter H₂SO₄ im Abzug und Zugabe von ca. drei Tropfen Ferroindikator wurde mit einer Ammonium-Eisen(II)sulfatlösung ($c((\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2) = 0,2 \text{ mol/l}$) bis zu einem Farbumschlag auf rot-braun gegentitriert. Zur Bestimmung des Blindwertes wurde analog verfahren, nach der ersten Titration wurden 10 mL Quecksilber(II)sulfatlösung ($c(\text{HgSO}_4) = 0,2 \text{ mol/l}$) zugefügt und wieder bis zu einem Farbumschlag auf rot-braun titriert.

$$c_T = \frac{V_K * c_K * 6}{V_T} \quad (3.4)$$

c_T	...	Konzentration Titrant	[mol/l]
V_K	...	Volumen verbrauchtes $K_2Cr_2O_7$	[mol/l]
c_K	...	Konzentration verbrauchtes $K_2Cr_2O_7$	[l]
V_T	...	Verbrauch Titrant	[L]

$$c(\text{CSB}) = \frac{c_T * 8 * 25 * [V(\text{BW}) - V(\text{Probe})]}{V(\text{EWP})} \quad (3.5)$$

$c(\text{CSB})$...	Konzentration an CSB	[g/kg]
$V(\text{BW})$...	Verbrauch Titrant bei Titration Blindwert	[l]
$V(\text{Probe})$...	Verbrauch Titrant bei Titration Probe	[l]
EWP	...	Einwaage Probe	[g]

3.5. Batchversuche

Schlamm

Der verwendete Schlamm war eine Mischung aus zwei verschiedenen mesophilen Biogasanlagen.

- Schlamm 1
Schweinegülle, gemischt mit Maisstroh/Maissilage; sehr hoher Trockensubstanzgehalt
- Schlamm 2
Biogasanlage, die mit Zucker und Schweinefutter beliefert wurde; sehr geringer Trockensubstanzgehalt

Der Schlamm wurde im Verhältnis 1:1 gemischt und zweimal filtriert (5 mm und 1 mm) um die fasrigen Rückstände zu minimieren. In Tabelle 3.1 wird eine detaillierte Analyse gezeigt:

Tabelle 3.1.: Charakterisierung der gesiebten Schlammischung, aus einer Einzelbestimmung

Schlammischung		
pH		8,1 ± 0,1
NH ₄ -N	[mg/l]	2.700 ± 50
TS	[%]	4,75
oTS	[%]	3,35
Gesamtfettsäuren	[mg/l]	470

3.5.1. Vorbehandlung

Der Einfluss des Strippprozesses auf die anaeroben Vorgänge im Faulturm (die Temperaturerhöhung und der Kontakt mit Sauerstoff während der Luft-Strippung) wurden untersucht. Dazu wurden drei Varianten gewählt:

- Schlamm belüftet mit 75 l/h
- Schlamm auf 65 °C erhitzt
- Schlamm belüftet und erhitzt

Um den Einfluss der unterschiedlichen Behandlung zu untersuchen, wurden nach 30 min, 90 min und 180 min Proben genommen.

3.5.2. Aufbau Batchtest

Die Batchtests wurden anhand des Protokolls für die Bestimmung von Biomethan (BMP-Tests), wie sie in VDI 4630¹ beschrieben werden, durchgeführt.

Der Ansatz des BMP-Tests besteht darin, ein organisches Substrat bei definierten Betriebsbedingungen mit einem anaeroben Impfstoff zu versetzen. Die Menge des erzeugten Gases wird über die Menge des verdrängten Wassers quantifiziert.

Ein Batchtest (s. Abb. 3.3) besteht aus einem Biogas-Batchreaktor (rechts), einem Verdrängungsgefäß (Mitte) und einem Sammelgefäß (links). 1000 ml Schrott-Flaschen (die Reaktoren) wurden mit 400 ml vorbehandeltem Schlamm gefüllt. Zu jedem Reaktor wurde Substrat (1,5 g Sucrose) zugefügt. Die Batchtests wurden 28 Tage in einem klimatisierten Raum bei konstanten $37 \pm 1^\circ\text{C}$ inkubiert. Biogas, das im linken Reaktor produziert wurde, verdrängte im Verdrängungsreaktor Wasser, das anschließend aufgefangen wurde. Das Volumen des Wassers korrespondierte direkt mit dem Volumen des erzeugten Gases.

Das Wasservolumen wurde täglich zur etwa gleichen Zeit gemessen, anschließend der Reaktor per Hand gerührt.

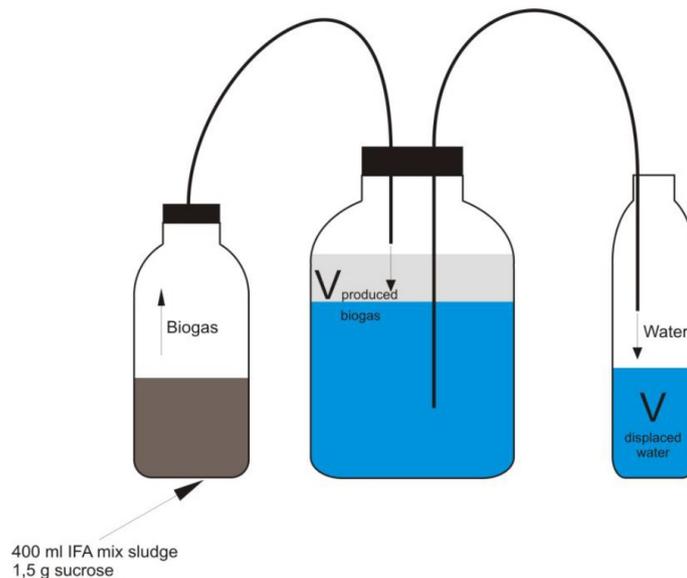


Abb. 3.3.: Schema eines Batchtests

¹Verein Deutscher Ingenieure: Richtlinie VDI 4630 „Vergärung organischer Stoffe; Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche“, Berlin Beuth Verlag GmbH, 2006

3.6. Schlammentwässerung

Die Entwässerungsversuche wurden an einer Laborminipresse der Firma Afmitech durchgeführt. Sie wurde mit Luftdruck betrieben und verdoppelte diesen hydraulisch zum Pressdruck. Die Presse hatte ein Fassungsvermögen von 250 ml. Zum Finden geeigneter Pressbedingungen wurden Optimierungsversuche durchgeführt. In den Versuchen mit beiden Pressvarianten wurden folgenden Parameter untersucht.:

- Geschwindigkeit des Pressstempels
- Pressdruck
- Presszeit

Die Geschwindigkeit des Pressstempels wurde als Einstellvariable wieder aufgegeben, da die Einstellungsmöglichkeiten auf der Presse keine feine Justierung zuließen. Insgesamt können diese Versuche in zwei Kategorien eingeteilt werden. Zunächst wurde eine Einfachpressung untersucht, die im Wesentlichen den Vorgängen in einer Kammerfilterpresse entspricht. Da die erhaltenen Ergebnisse jedoch nicht befriedigend waren (TS-Werte > 30%), wurde in Folge Zweifachpressungen, d.h. Vorpressung zur ersten Entwässerung und Nachpressung mit erhöhtem hydraulischen Druck, vorgenommen. Diese Verhältnisse entsprechen einer Membrankammerfilterpresse, wie sie z.B. auch auf der Kläranlage Tulln zum Einsatz kommt. Für die begleitenden Pressversuche wurde die zuletzt verwendete Zweifachpressung ausgewählt, da mit ihr die höchsten Trockensubstanzwerte im Presskuchen erreicht werden konnten.

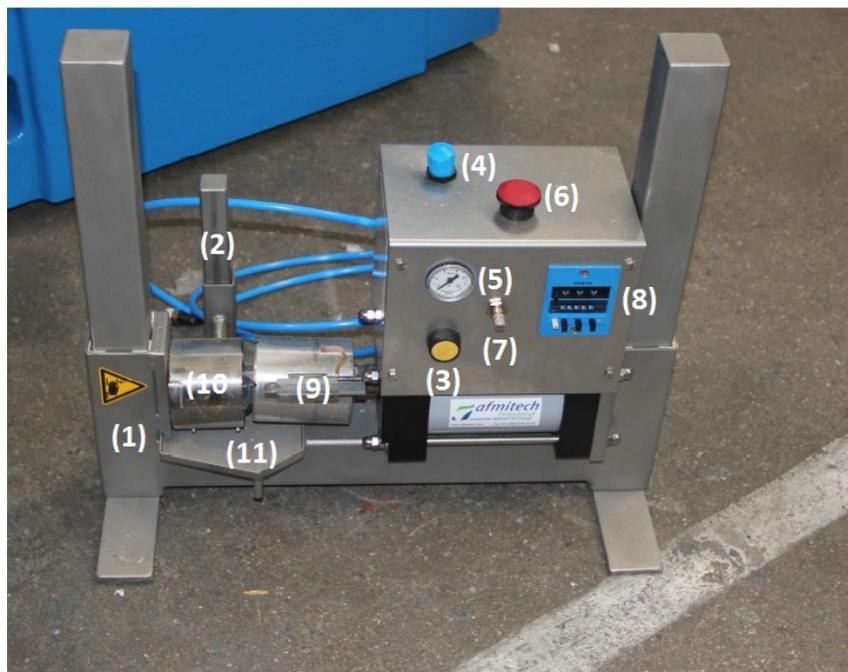


Abb. 3.4.: Laborminipresse zur Durchführung der Schlammversuche

1. Pressführung
2. Stempelführung
3. Startknopf
4. Drehknopf für Druckventil
5. Druckanzeige
6. Not-Aus
7. Geschwindigkeitsregler
8. Zeiteinstellung
9. Messung für Schlammdicke
10. Halterung für Stempel
11. Abrinntasse

500 ml des Schlammes wurden in einen Erlenmeyerkolben abgemessen, mit 3 ml einer Eisen(II)chloridlösung ($w(\text{FeCl}_2) = 40 \%$) versetzt, gut durchgeschüttelt und für etwa 5 min stehen gelassen. Anschließend wurde für Schlamm aus den Faultürmen 40 ml, für Schlamm aus dem Strippbehälter 20 ml einer Polymerlösung ($w(\text{Polymer}) = 0,3 \%$) zugesetzt und wieder gut geschüttelt. Nach ca. 10 min wurden etwa 210 ml abgemessen und in den Stempel der Presse gefüllt. Es wurde 15 min bei 4 bar vor- und 15 min bei 8 bar nachgepresst. Der Filterkuchen wurde über Nacht bei $105 \text{ }^\circ\text{C}$ im Trockenschrank getrocknet und am nächsten Tag ausgewogen.

3.7. Bilanzierung Kläranlage Tulln

3.7.1. Bilanz

In der Verfahrenstechnik dienen sogenannte „Bilanzen“ zum Erfassen von ein- und ausgehenden Strömen aus einem Bereich, der „System“ genannt wird. Zu diesem Zweck wird eine Anlage in mehrere Systeme unterteilt, um welche jeweils eine Systemgrenze gezogen wird. Die allgemeine Vorgangsweise bei der Erstellung einer Bilanz ist folgende: Zuerst wird eine Bilanzgröße festgelegt, der Bilanzraum geeignet abgegrenzt, die Bilanzgleichungen aufgestellt und diese anschließend gelöst.

Es werden drei Hauptarten von Bilanzgleichungen unterschieden: Stoff-, Energie- und Impulsbilanz. Basis für jede Bilanzierung ist dabei der jeweilige Erhaltungssatz für Masse, Energie bzw. Impuls. Dieser sagt aus, dass die in ein System ein- und austretenden Ströme gleich groß sein müssen, es werden allerdings auch Transformationen innerhalb des Systems berücksichtigt (vgl. Abb. 3.5) [CHR10] [SAT12].

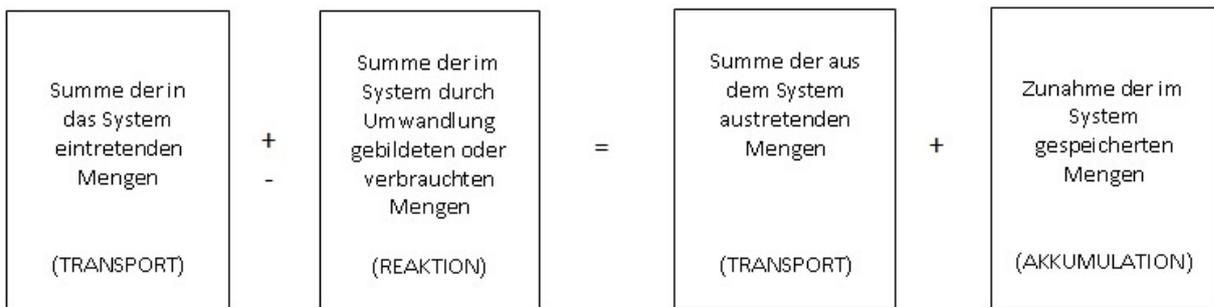


Abb. 3.5.: Bilanz [SAT12]

Neben der Auswahl geeigneter Stoffe für die Bilanzierung ist auch die Wahl des Bilanzzeitraums Δt entscheidend. Die im System vorhandene Menge ist für viele Stoffe um ein Vielfaches höher als die täglich zu- bzw. abtransportierte Mengen. Wird der Betrachtungszeitraum zu kurz gewählt, ist die Änderung der im System vorhandenen Stoffmengen womöglich so gering, dass sie im Bereich der Messungenauigkeit liegt und keine Aussagekraft hat. Zeiträume werden normalerweise so gewählt, dass sie mehreren Aufenthaltszeiten der entsprechenden Stoffe entsprechen [CHR10] [SAT12].

Untenstehend sind sämtliche Formeln angeführt, die zur Bilanzierung der Kläranlage Tulln verwendet wurden. Die Daten sind im Anhang (s. 4.6) angeführt. Die dazugehörige Grafik ist in 3.6 und die zugehörigen Abkürzungen in 3.2 dargestellt.

Zu-/Ablauf

$$Q_{ZL,ber} = Q_{ZL,gem} - Q_Z - Q_{PK} \quad (3.6)$$

$$TS_{ZL,ber} = \frac{TS_{ZL,gem} * Q_{ZL,gem} - TS_{PW} * Q_{PW}}{Q_{ZL,ber}} \quad (3.7)$$

$$TN_{ZL,ber} = \frac{TN_{ZL,gem} * Q_{ZL,gem} - TN_{PW} * Q_{PW}}{Q_{ZL,ber}} \quad (3.8)$$

$$NH_4N_{ZL,ber} = \frac{NH_4N_{ZL,gem} * Q_{ZL,gem} - NH_4N_{PW} * Q_{PW}}{Q_{ZL,ber}} \quad (3.9)$$

$$CSB_{ZL,ber} = \frac{CSB_{ZL,gem} * Q_{ZL,gem} - CSB_{PW} * Q_{PW}}{Q_{ZL,ber}} \quad (3.10)$$

$$BSB_{5,ZL,ber} = \frac{BSB_{5,ZL,gem} * Q_{ZL,gem} - BSB_{5,PW} * Q_{PW}}{Q_{ZL,ber}} \quad (3.11)$$

$$TS_{AL} = \frac{CSB_{AL}}{2} \quad (3.12)$$

Rückbelastung

$$Q_{RB,PW,TW} = Q_{PW} + Q_{TW} \quad (3.13)$$

$$TS_{RB,PW,TW} = \frac{TS_{PW} * Q_{PW} + TS_{TW} * Q_{TW}}{Q_{RB,PW,TW}} \quad (3.14)$$

$$TN_{RB,PW,TW} = \frac{TN_{PW} * Q_{PW} + TN_{TW} * Q_{TW}}{Q_{RB,PW,TW}} \quad (3.15)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{RB,PW,TW}} = \frac{\text{NH}_4\text{N}_{\text{PW}} * Q_{\text{PW}} + \text{NH}_4\text{N}_{\text{TW}} * Q_{\text{TW}}}{Q_{\text{RB,PW,TW}}} \quad (3.16)$$

$$Q_{\text{RB}} = Q_{\text{RB,PW,TW}} + Q_{\text{Z}} \quad (3.17)$$

$$\text{TS}_{\text{RB}} = \frac{\text{TS}_{\text{RB,PW,TW}} * Q_{\text{RB,PW,TW}} + \text{TS}_{\text{Z}} * Q_{\text{Z}}}{Q_{\text{RB}}} \quad (3.18)$$

$$\text{TN}_{\text{RB}} = \frac{\text{TN}_{\text{RB,PW,TW}} * Q_{\text{RB,PW,TW}} + \text{TN}_{\text{Z}} * Q_{\text{Z}}}{Q_{\text{RB}}} \quad (3.19)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{RB}} = \frac{\text{NH}_4\text{N}_{\text{RB,PW,TW}} * Q_{\text{RB,PW,TW}} + \text{NH}_4\text{N}_{\text{Z}} * Q_{\text{Z}}}{Q_{\text{RB}}} \quad (3.20)$$

Gesamtbelastung

$$Q_{\text{GB}} = Q_{\text{ZL,gem}} + Q_{\text{PW}} \quad (3.21)$$

$$\text{TS}_{\text{GB}} = \frac{\text{TS}_{\text{ZL,gem}} * Q_{\text{ZL,gem}} + \text{TS}_{\text{Z}} * Q_{\text{Z}}}{Q_{\text{GB}}} \quad (3.22)$$

$$\text{TN}_{\text{GB}} = \frac{\text{TN}_{\text{ZL,gem}} * Q_{\text{ZL,gem}} + \text{TN}_{\text{Z}} * Q_{\text{Z}}}{Q_{\text{GB}}} \quad (3.23)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{GB}} = \frac{\text{NH}_4\text{N}_{\text{ZL,gem}} * Q_{\text{ZL,gem}} + \text{NH}_4\text{N}_{\text{Z}} * Q_{\text{Z}}}{Q_{\text{GB}}} \quad (3.24)$$

$$\text{CSB}_{\text{GB}} = \frac{\text{CSB}_{\text{ZL,gem}} * Q_{\text{ZL,gem}} + \text{CSB}_{\text{Z}} * Q_{\text{Z}}}{Q_{\text{GB}}} \quad (3.25)$$

$$BSB_{5,GB} = \frac{BSB_{5,ZL,gem} * Q_{ZL,gem} + BSB_{5,Z} * Q_Z}{Q_{GB}} \quad (3.26)$$

Denitrifikation

$$dM_{DN} = TN_{GB,F} - TN_{PS,F} - TN_{SS,F} - TN_{AL,F} \quad (3.27)$$

Einbau in Überschussschlamm

$$dM_{ÜS} = BSB_{5,GB} \cdot 0,06 \cdot 0,67 \quad (3.28)$$

$$dM_{ÜS,F} = dM_{ÜS} * Q_{GB} \quad (3.29)$$

Zulauf Vorklärung

$$Q_{ZLVK} = Q_{ZL,gem} \quad (3.30)$$

$$TS_{ZLVK} = TS_{ZL,gem} \quad (3.31)$$

$$TN_{ZLVK} = TN_{ZL,gem} \quad (3.32)$$

$$NH_4N_{ZLVK} = NH_4N_{ZL,gem} \quad (3.33)$$

Zulauf Belebung

$$Q_{ZLBB} = Q_{ZLVK} - Q_{PS,neu} + Q_Z \quad (3.34)$$

$$TS_{ZLBB} = \frac{TS_{GB} * Q_{GB} - TS_{PS,neu} * Q_{PS,neu}}{Q_{ZLBB}} \quad (3.35)$$

$$\text{TN}_{\text{ZLBB}} = \frac{\text{TN}_{\text{GB}} * \text{Q}_{\text{GB}} - \text{TN}_{\text{PS,neu}} * \text{Q}_{\text{PS,neu}}}{\text{Q}_{\text{ZLBB}}} \quad (3.36)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{ZLBB}} = \frac{\text{NH}_4\text{N}_{\text{GB}} * \text{Q}_{\text{GB}} - \text{NH}_4\text{N}_{\text{PS,neu}} * \text{Q}_{\text{PS,neu}}}{\text{Q}_{\text{ZLBB}}} \quad (3.37)$$

Ablauf Belebung

$$\text{Q}_{\text{ALBB}} = \text{Q}_{\text{ZLBB}} \quad (3.38)$$

$$\text{TS}_{\text{ALBB}} = \frac{\text{TS}_{\text{SS,neu}} * \text{Q}_{\text{SS,neu}} + \text{TS}_{\text{AL}} * \text{Q}_{\text{AL}}}{\text{Q}_{\text{ALBB}}} \quad (3.39)$$

$$\text{TN}_{\text{ALBB}} = \frac{\text{TN}_{\text{SS,neu}} * \text{Q}_{\text{SS,neu}} + \text{TN}_{\text{AL}} * \text{Q}_{\text{AL}}}{\text{Q}_{\text{ALBB}}} \quad (3.40)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{ALBB}} = \frac{\text{NH}_4\text{N}_{\text{SS,neu}} * \text{Q}_{\text{SS,neu}} + \text{NH}_4\text{N}_{\text{AL}} * \text{Q}_{\text{AL}}}{\text{Q}_{\text{ALBB}}} \quad (3.41)$$

Schlämme

Primärschlamm

$$\text{TN}_{\text{PS,neu}} = \frac{1}{11} * \frac{\text{TN}_{\text{ZL,gem}} * \text{Q}_{\text{ZL,gem}}}{\text{Q}_{\text{PS,neu}}} \quad (3.42)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{PS,neu}} = \text{NH}_4\text{N}_{\text{ZL,gem}} \quad (3.43)$$

$$\text{TN}_{\text{PS,alt}} = \text{TN}_{\text{ZL}} \quad (3.44)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{PS,alt}} = \text{NH}_4\text{N}_{\text{ZL,gem}} \quad (3.45)$$

$$Q_{\text{PS}} = Q_{\text{PS,alt}} + Q_{\text{PS,neu}} \quad (3.46)$$

$$\text{TS}_{\text{PS}} = \frac{\text{TS}_{\text{PS,neu}} * Q_{\text{PS,neu}} + \text{TS}_{\text{PS,alt}} * Q_{\text{PS,alt}}}{Q_{\text{PS}}} \quad (3.47)$$

$$\text{TN}_{\text{PS}} = \frac{\text{TN}_{\text{PS,neu}} * Q_{\text{PS,neu}} + \text{TN}_{\text{PS,alt}} * Q_{\text{PS,alt}}}{Q_{\text{PS}}} \quad (3.48)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{PS}} = \frac{\text{NH}_4\text{N}_{\text{PS,neu}} * Q_{\text{PS,neu}} + \text{NH}_4\text{N}_{\text{PS,alt}} * Q_{\text{PS,alt}}}{Q_{\text{PS}}} \quad (3.49)$$

Sekundärschlamm

$$\text{TS}_{\text{SS,neu}} = \frac{\text{BSB}_{5,\text{ZL,gem}} * 0,67 * 0,69 * Q_{\text{ZL,gem}}}{Q_{\text{SS,neu}}} * [1 + 0009(12 - T_{\text{AL}})] \quad (3.50)$$

$$\text{TN}_{\text{SS,neu}} = \frac{\text{dM}_{\text{ÜS,F}}}{Q_{\text{SS,neu}}} * 1000 + \text{NH}_4\text{N}_{\text{SS,neu}} \quad (3.51)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{SS,neu}} = \text{NH}_4\text{N}_{\text{ZL,gem}} \quad (3.52)$$

$$\text{NH}_4\text{N}_{\text{SS,alt}} = \text{NH}_4\text{N}_{\text{ZL,gem}} \quad (3.53)$$

$$Q_{\text{SS}} = Q_{\text{SS,alt}} + Q_{\text{SS,neu}} \quad (3.54)$$

$$TS_{SS} = \frac{TS_{SS,neu} * Q_{SS,neu} + TS_{SS,alt} * Q_{SS,alt}}{Q_{SS}} \quad (3.55)$$

$$TN_{SS} = \frac{TN_{SS,neu} * Q_{SS,neu} + TN_{SS,alt} * Q_{SS,alt}}{Q_{SS}} \quad (3.56)$$

$$NH_4N_{SS} = \frac{NH_4N_{SS,neu} * Q_{SS,neu} + NH_4N_{SS,alt} * Q_{SS,alt}}{Q_{SS}} \quad (3.57)$$

Sekundärschlamm nach MÜSE

$$Q_{SS,MUSE} = Q_{MS} - Q_{PS} \quad (3.58)$$

$$TS_{MUSE} = \frac{TS_{SS} * Q_{SS} - TS_Z * Q_Z}{Q_{MUSE}} \quad (3.59)$$

$$TN_{MUSE} = \frac{TN_{SS} * Q_{SS} - TN_Z * Q_Z}{Q_{MUSE}} \quad (3.60)$$

Zentrat

$$Q_Z = Q_{SS} + Q_{PM} - Q_{SS,MUSE} \quad (3.61)$$

$$TS_Z = \frac{TS_{SS,F} * 0,0155}{Q_Z} * 1000 \quad (3.62)$$

$$TN_Z = \frac{(TN_{SS} * Q_{SS} - NH_4N_Z * Q_Z) * 0,02}{Q_Z} + NH_4N_{MUSE} \quad (3.63)$$

Mischschlamm

$$TN_{MS} = \frac{TN_{PS} * Q_{PS} + TN_{SS} * Q_{SS}}{Q_{MS}} \quad (3.64)$$

$$NH_4N_{MS} = \frac{Q_{PS} * (NH_4N_{PS} + 70) + NH_4N_{MUSE} * Q_{MUSE}}{Q_{MS}} \quad (3.65)$$

Schlamm entwässerung**Faulschlamm**

$$Q_{FS,ber} = Q_{PS} + Q_{SS} - Q_Z \quad (3.66)$$

$$TS_{FS} = \frac{TS_{PS} * Q_{PS} * 0,67 + TS_{SS} * Q_{SS} * 0,33}{Q_{PS} + Q_{SS} - Q_Z} \quad (3.67)$$

$$TN_{FS} = \frac{TN_{MS} * Q_{MS}}{Q_{FS,ber}} \quad (3.68)$$

$$NH_4N_{FS} = \frac{TN_{PS} * Q_{PS} * 0,67 + TN_{SS} * Q_{SS} * 0,33}{Q_{PS} + Q_{SS} - Q_Z} + \frac{NH_4N_{PS} * Q_{PS} + NH_4N_{SS} * Q_{SS}}{Q_{PS} + Q_{SS} - Q_Z} \quad (3.69)$$

Faulschlamm nach Konditionierung

$$Q_{PM} = Q_{KM} * 0,0013 * 1000 \quad (3.70)$$

$$Q_{FSK} = Q_{FS,gem} + Q_{KM} \quad (3.71)$$

$$TN_{FSK} = \frac{TN_{FS} * Q_{FS,gem} - NH_{3,Luft} * 1000}{Q_{FSK}} \quad (3.72)$$

$$NH_4N_{FSK} = \frac{NH_4N_{FS} * Q_{FS,gem} - NH_{3,Luft} * 1000}{Q_{FSK}} \quad (3.73)$$

Presskuchen

$$Q_{PK} = \frac{TS_{FS} * Q_{FS,gem}}{TS_{PK}} \quad (3.74)$$

$$TS_{PK} = \frac{(TN_{FSK} - NH_4N_{FSK}) * Q_{FSK} * 0,99}{Q_{PK}} + NH_4N_{PK} \quad (3.75)$$

$$NH_4N_{PK} = \frac{NH_4N_{FS} * Q_{FS} - NH_4N_{PW} * Q_{PW}}{Q_{PK}} \quad (3.76)$$

Presswasser

$$Q_{PW} = Q_{FS,gem} - Q_{PK} \quad (3.77)$$

$$TS_{PW} = \frac{TS_{PK} * Q_{PK} * 0,01}{Q_{PW} * 0,99} \quad (3.78)$$

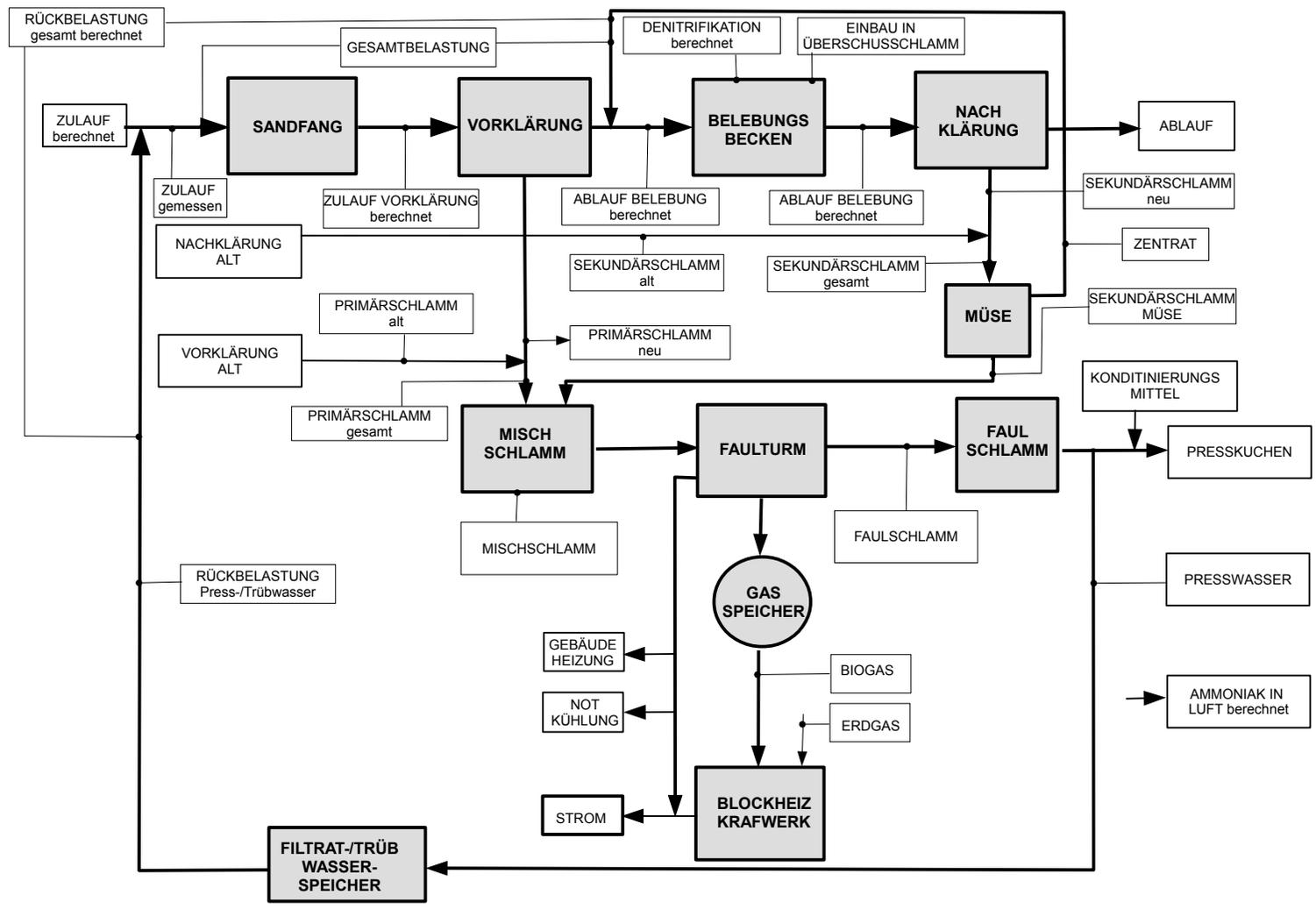


Abb. 3.6.: Flowsheet Bilanzierung Kläranlage

Tabelle 3.2.: Abkürzungen Bilanzierung

Abkürzung	Langtext
AL	... Ablauf
ALBB	... Ablauf Belebung
ber	... berechnet
BSB ₅	... Biologischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen
CSB	... Chemischer Sauerstoffbedarf
dM	... Masse
F	... Fracht
FS	... Faulschlamm
FSK	... Faulschlamm konditioniert
GB	... Gesamtbelastung
gem	... gemessen
MS	... Mischschlamm
MÜSE	... Maschinelle Überschusseindickung
NH ₄ -N	... Ammoniumstickstoff
PK	... Presskuchen
PS	... Primärschlamm
PW	... Presswasser
Q	... Massenstrom
RB	... Rückbelastung
SS	... Sekundärschlamm
TN	... Gesamtstickstoff
TS	... Trockensubstanz
TW	... Trübwasser
ÜS	... Überschussschlamm
Z	... Zentrat
ZL	... Zulauf
ZLBB	... Zulauf Belebung
ZLVK	... Zulauf Vorklärung

4. Ergebnisse

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Begleitanalytik und der Aufzeichnungen der SPS-Daten dargestellt. Die Begleitanalytik wird von Beginn an, die Aufzeichnungen der SPS erst ab Anfang Mai gezeigt, da erst ab dann längere Stripppversuche regelmäßig möglich waren. Die untersuchten Zulaufproben wurden nach dem Sieb, direkt vor der Pumpe P101 gezogen. Die Proben des Faulturms 1 wurden abhängig vom Betriebszustand der Strippanlage an unterschiedlichen Orten gezogen. Wenn die Strippanlage nicht in Betrieb war, konnte die Probe aus der Austragsrohrleitung nach dem IDM gezogen werden. Bei laufender Strippanlage musste die Probe aus dem entsprechenden Schlammstapeltank gezogen werden, da die andere Probenahmestelle im Unterdruckbereich der Anlage lag. Die Proben für den Faulturm 2 wurden an den entsprechenden Gegenstücken gezogen. Zu Beginn des Versuchszeitraums wurden die Faultürme im Durchschnitt 2 - 3 Mal wöchentlich beprobt. Später wurde die Messhäufigkeit auf einmal pro Woche gesenkt.

4.1. Begleitanalytik

4.1.1. Gaszusammensetzung

Die Zusammensetzungen des jeweiligen Biogases, das in den beiden Faultürmen produziert wurde, unterscheiden sich nicht relevant voneinander. Die Abbildung 4.1 zeigt den Methan-, Kohlendioxid-, und Sauerstoffgehalt des Biogases, während in Abbildung 4.2 die Gehalte an Wasserstoff- und Schwefelwasserstoff abgebildet sind. Die zugehörigen Daten finden sich im Anhang in der Tabelle A.7. Zwischen Versuch 1 (nicht rezyklierter Schlamm) und Versuch 2 (rezyklierter Schlamm) ist kein signifikanter Unterschied zu bemerken.

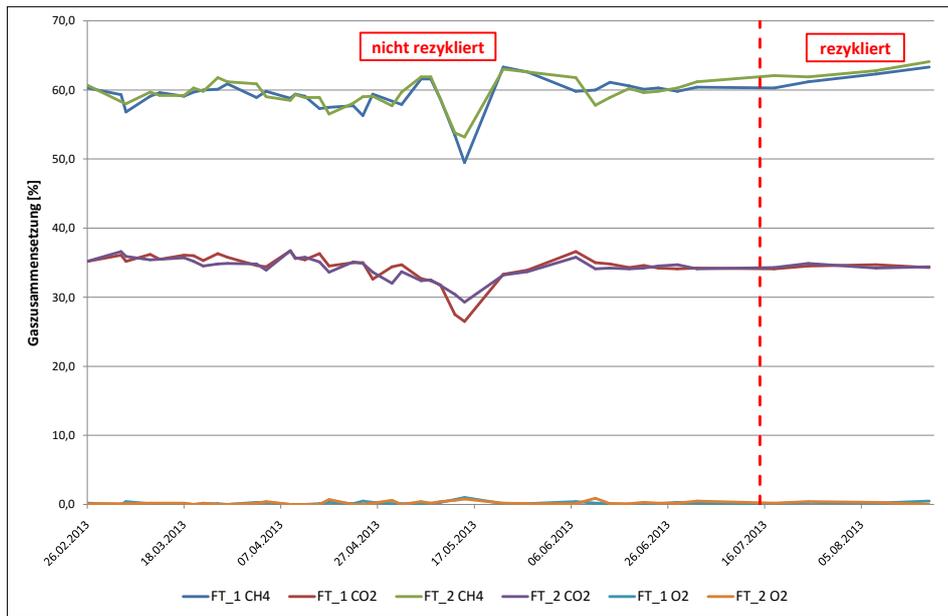


Abb. 4.1.: Gas: Zusammensetzung des Gases in %

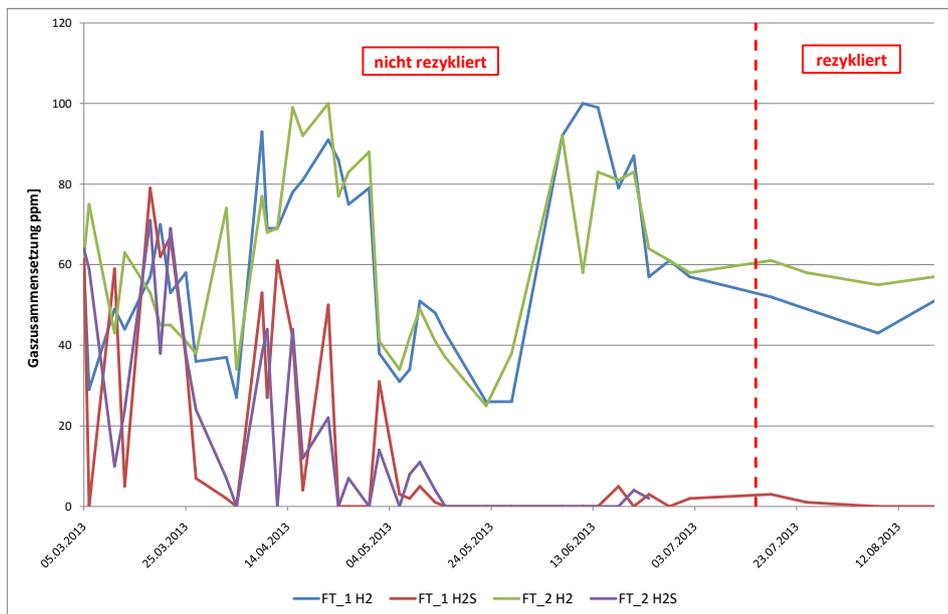


Abb. 4.2.: Gas: Zusammensetzung des Gases in ppm

4.1.2. pH-Wert Messung

Der Verlauf des pH-Wertes ist in Tabelle A.5 und in Abbildung 4.3 ersichtlich. Wie aufgrund der Ammoniumbildung zu erwarten war, liegt der pH-Wert beider Faultürme über jenem des Zulaufs. Der pH-Wert beider Reaktoren ist über den gesamten Versuchszeitraum als konstant anzusehen. Es ist kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Versuchen zu bemerken.

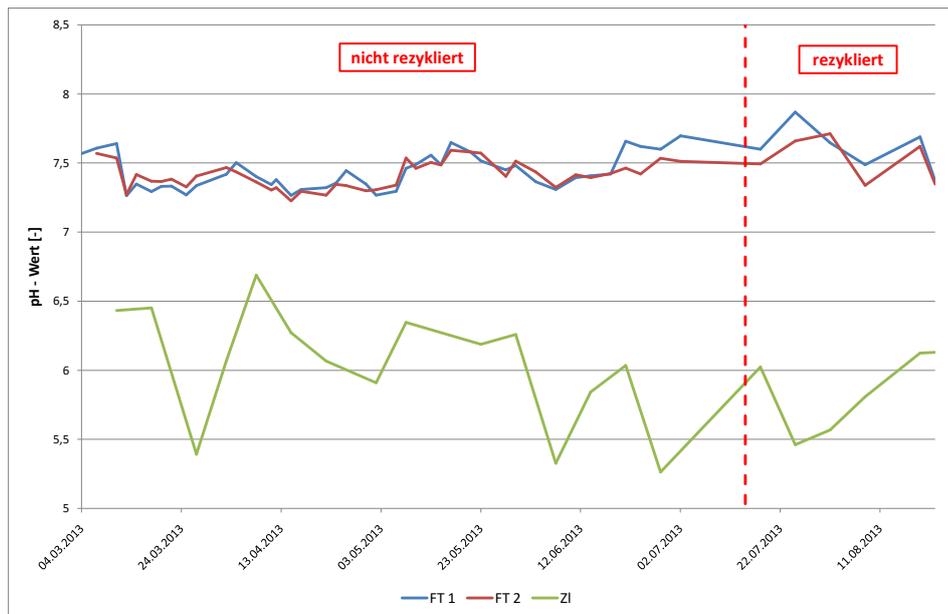


Abb. 4.3.: pH-Wert: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleitdauer

4.1.3. Trockensubstanz TS und organische Trockensubstanz oTS

Die Abbildungen 4.4 und 4.5 zeigen den Verlauf der Trockensubstanz bzw. der organischen Trockensubstanz in beiden Faultürmen und dem Zulauf. Die tabellarischen Werte sind im Anhang in den Tabellen A.1 und A.2 gelistet. Die Zulaufproben wurden nach dem Sieb entnommen, welches die Trockensubstanz des Zulaufs um ca. 0,5 - 1,0 % reduzierte. Die genaue Filterwirkung ist von der Ausbildung eines Filterkuchens auf dem Sieb abhängig. Die Trockensubstanz verläuft in beiden Faultürmen gesamt gesehen parallel und liegt bei einem relativ konstanten Wert. Über die organische Trockensubstanz lässt sich die gleiche Aussage treffen, auch sie zeigt über den Versuchszeitraum für beide Reaktoren einen sehr konstanten Wert. Weiters ist kein Unterschied zwischen nicht rezykliertem und rezykliertem Schlamm zu erkennen.

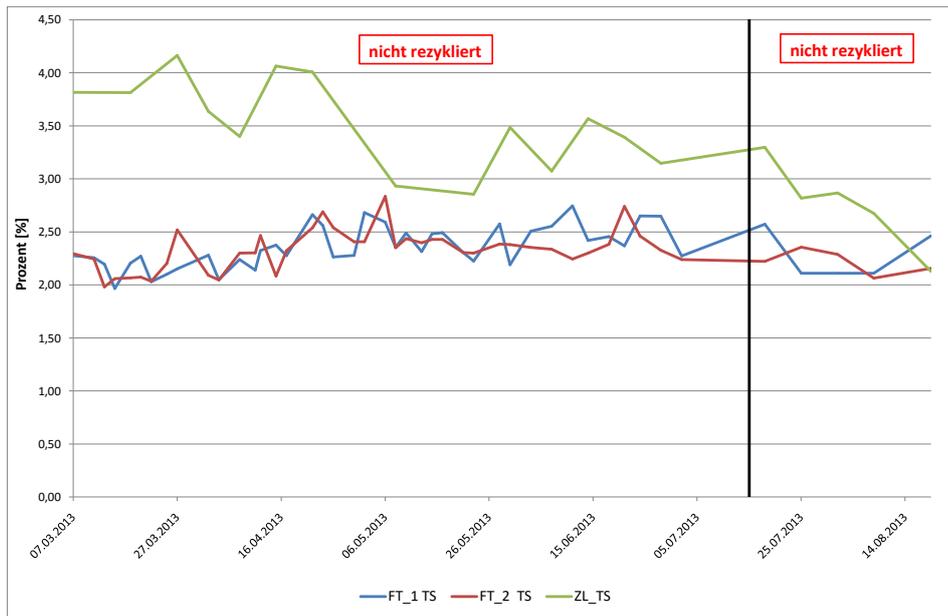


Abb. 4.4.: Trockensubstanz: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleittauer

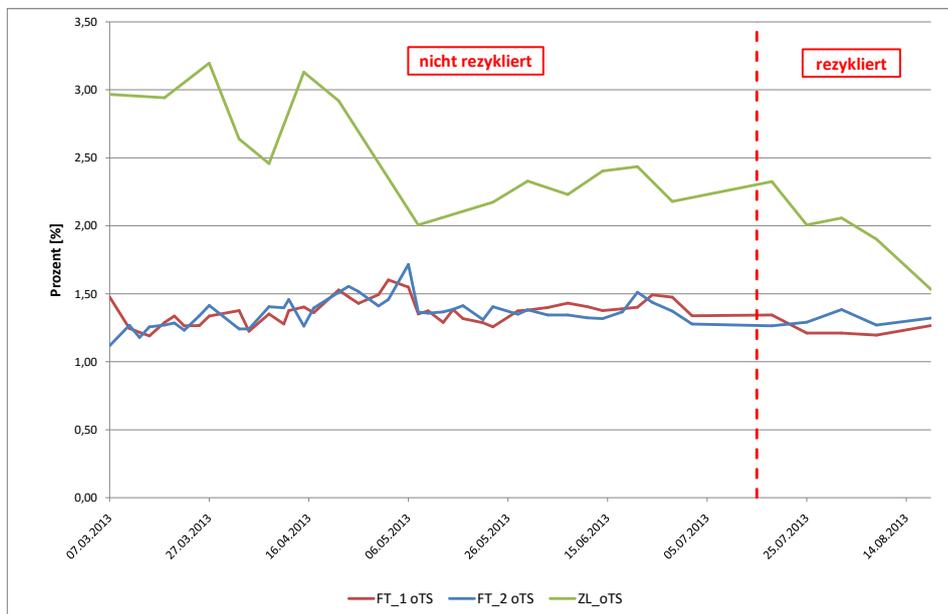


Abb. 4.5.: organische Trockensubstanz: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleittauer

4.1.4. Ammoniumstickstoff -NH₄-N

Abbildung 4.6 und Tabelle A.6 im Anhang zeigen den synchronen Verlauf der Ammoniumkonzentrationen in den Faultürmen. Auf den ersten Blick erscheint eine Abnahme der Ammoniumkonzentration beim rezyklierten Schlamm im Vergleich zum nicht rezyklierten. Da aber auch die Ammoniumkonzentration im Zulauf bzw. jene im Vergleichsreaktor (Faulturm 2) gleichermaßen abnimmt, kann kein Schluss über den Einfluss des gestrippten Schlammes gezogen werden.

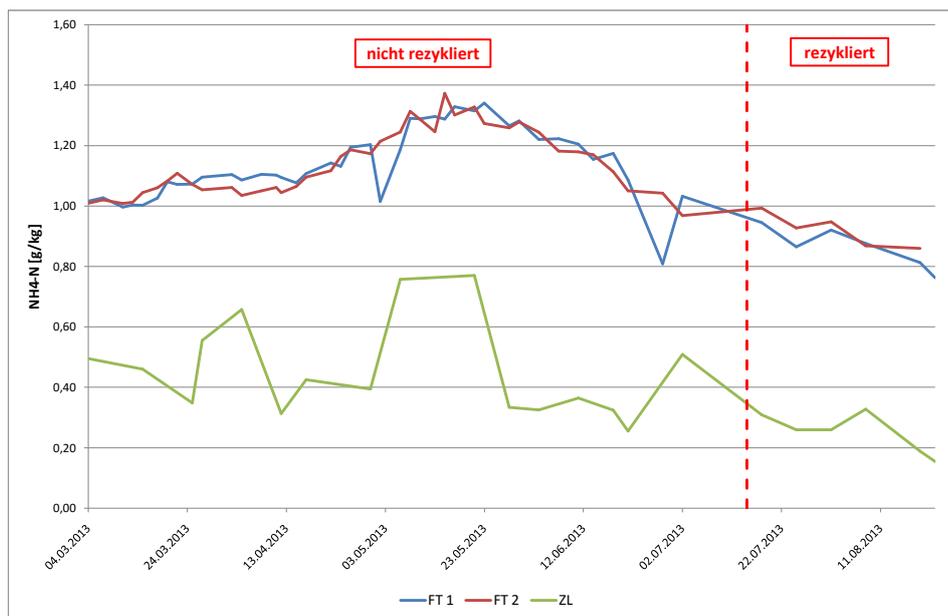


Abb. 4.6.: Ammonium-Konzentration: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleitdauer

4.1.5. Chemischer SauerstoffbedarfCSB

Der CSB des Zulaufs und beider Faultürme wird in Abbildung 4.7 und Tabelle A.3 dargestellt. Es ist in beiden Faultürmen der Abbau des Zulauf-CSB ersichtlich. Der prozentuelle Abbau (Abbildung 4.8 und Tabelle A.4) ist leicht abnehmend.

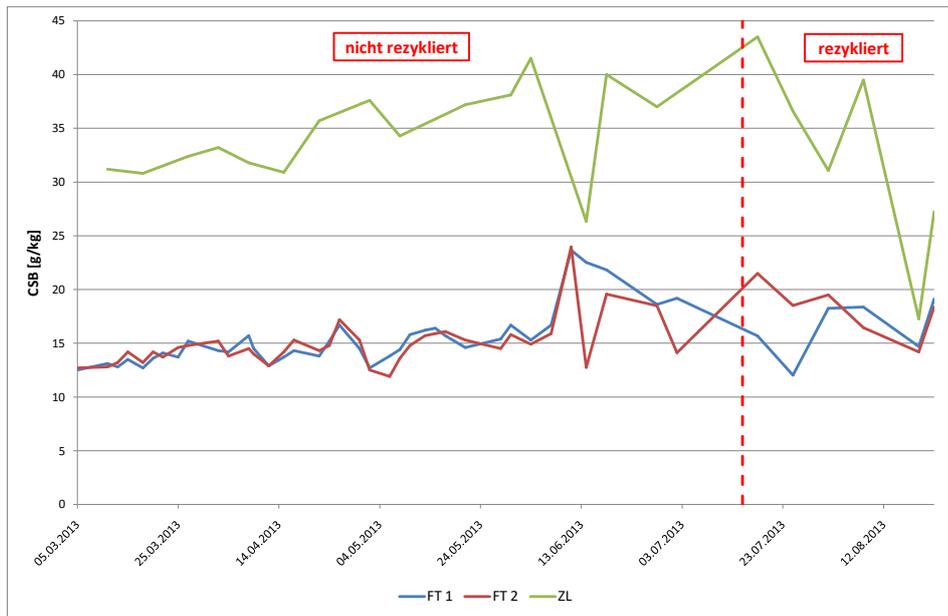


Abb. 4.7.: chemischer Sauerstoffbedarf: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleitdauer

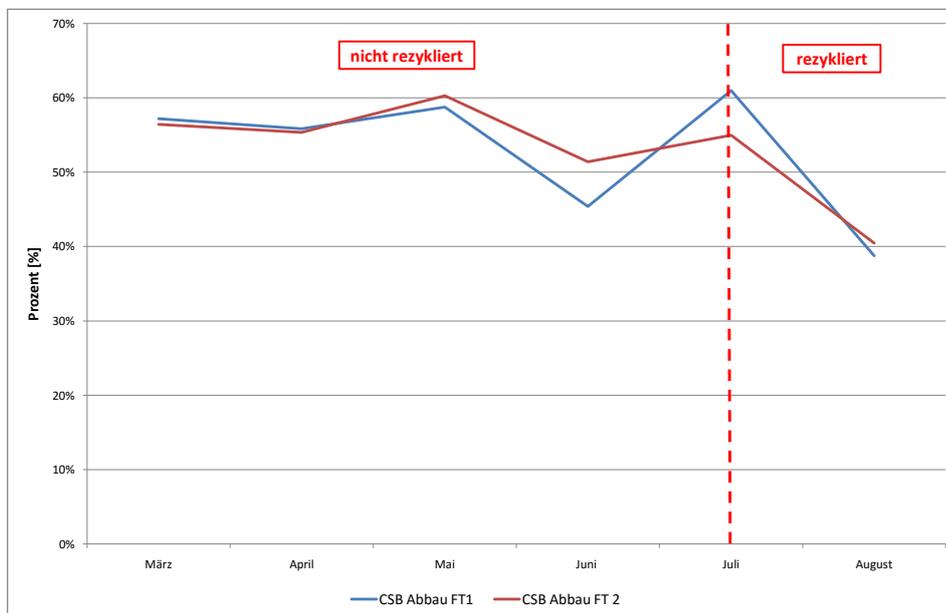


Abb. 4.8.: Prozentualer CSB-Abbau von Faulturm 1 & 2 im Vergleich zum Zulauf

4.2. SPS-Daten

4.2.1. Gasertrag

Das eingebaute Gasmesssystem zeigte eine starke Abweichung der Werte aus beiden Faultürmen. Da diese Ergebnisse nicht plausibel waren, wurde eine Neukalibration (06.07.2016) der beiden Messvorrichtungen mit Luft vorgenommen. Nach einem Austausch der Blenden wurde diese Kalibrierung nochmals vorgenommen (25.07.2013). Die vertikale schwarze Linie in den nachfolgenden Diagrammen bzw. die sogenannten „korrigierten“ Daten beziehen sich auf die Kalibrierung vom 25.07.2013.

Es scheint, dass der Versuchsreaktor tendenziell weniger Biogas erzeugt als der Referenzfaulturm. Diese Beobachtung ist allerdings auch schon im Versuch 1 mit nicht rezyklierten Schlamm zu machen. Das Messsystem wurde vermutlich durch diverse Umwelteinflüsse (Luftdruck, Temperatur, Ansammlung von Kondenswasser in den Messblenden) beeinflusst. Auf Basis dieser Erkenntnisse kann daher über den Mehr- bzw Minderertrag an Biogas durch gestrippten und rezyklierten Schlamm anhand der vorliegenden Daten aus der Pilotanlage keine Aussage getroffen werden.

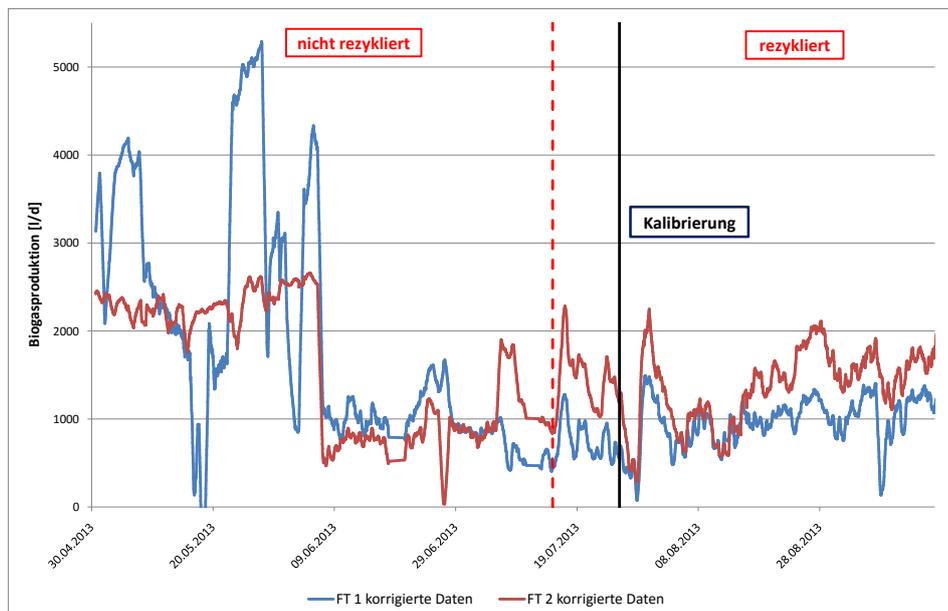


Abb. 4.9.: Gasertrag beider Faultürme, die korrigierten Daten sind dargestellt

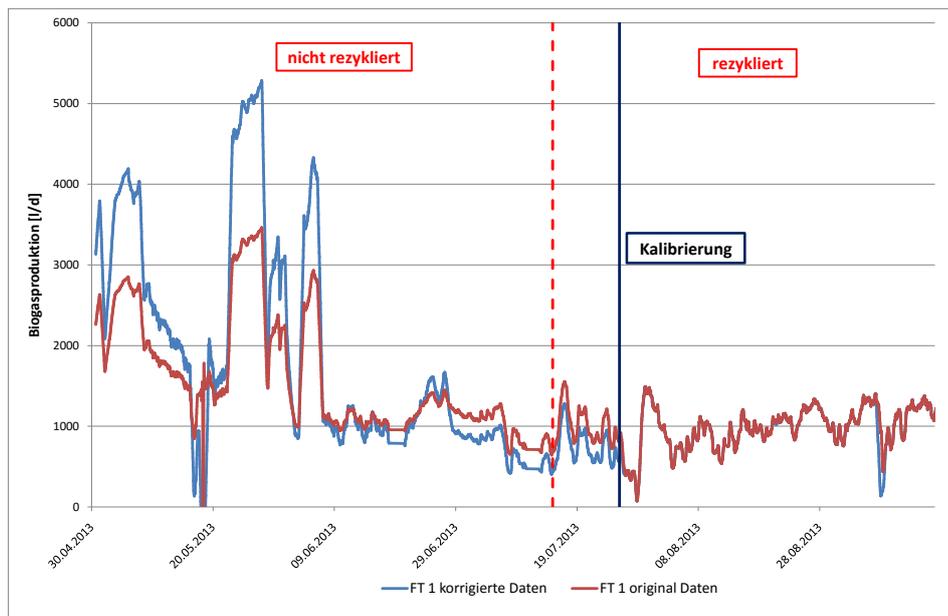


Abb. 4.10.: Gasertrag Faulturm 1: Darstellung der Auswirkung der Kalibration

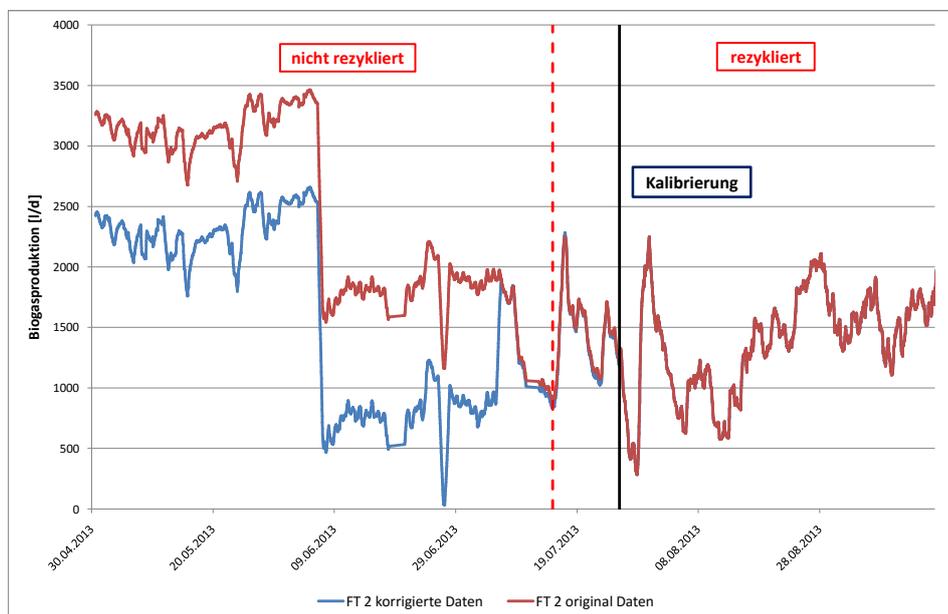


Abb. 4.11.: Gasertrag Faulturm 2: Darstellung der Auswirkung der Kalibration

4.2.2. Füllstand

In der Darstellung des Füllstandes (Abbildung 4.12) beider Reaktoren sind Füllschwankungen aufgrund des mehrfachen Ausfalles des Beschickungssystems zu erkennen. Im Zuge der Parametrierung der Sensoren wurde eine Umrechnung des Füllstandes in ein entsprechendes Betriebsvolumen vorgenommen. Die als Sollwert eingestellten 95 % sind 2.000 l gleichzusetzen. Die starke Schwankung des Füllstands ist dem Ausfall der Beschickungspumpe geschuldet (mechanische Probleme, die provisorisch gelöst werden konnten).

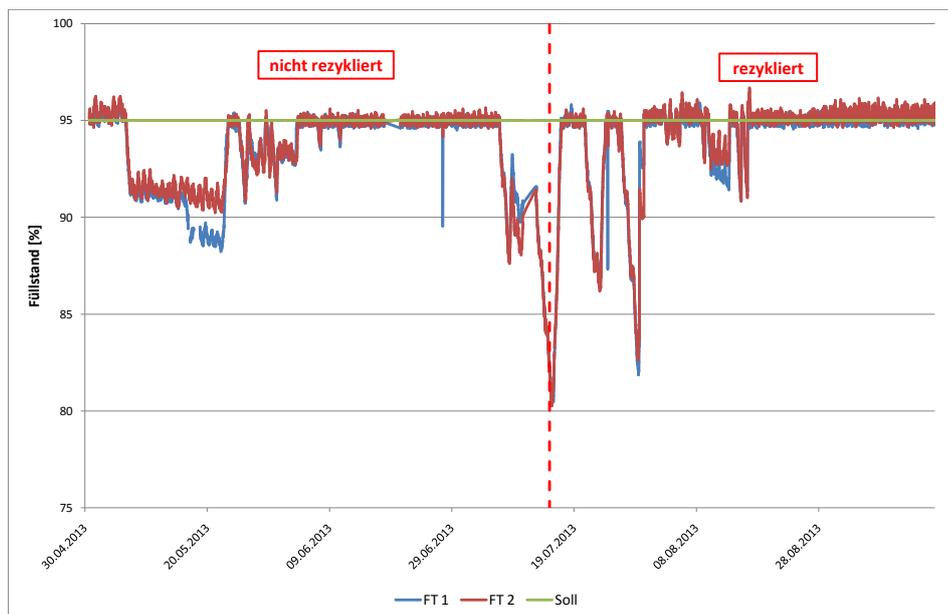


Abb. 4.12.: Verlauf des Füllstandes beider Faultürme in Vergleich zum Sollfüllstand (95 %)

4.2.3. Austrag

Der Austrag aus beiden Faultürmen wurde von der SPS aufgezeichnet und ist in Abbildung 4.13 dargestellt. Da aber die Zuteilung des Ablaufs zum Strippbehälter nicht erfasst wurde, kann anhand der SPS-Daten nicht direkt auf die Beschickung des Strippbehälters und damit auf die Laufzeit der Strippanlage geschlossen werden. Der erhöhte Austrag aus dem Faulturm 1 ab Ende Juli ergibt sich aus der Inbetriebnahme der Schlammrückführung und inkludiert die zu rezyklierende Schlammmenge.

Die kurze Erhöhung des Austrags im Faulturm 2 lässt sich auf eine falsche Einstellung in der SPS zurückführen.

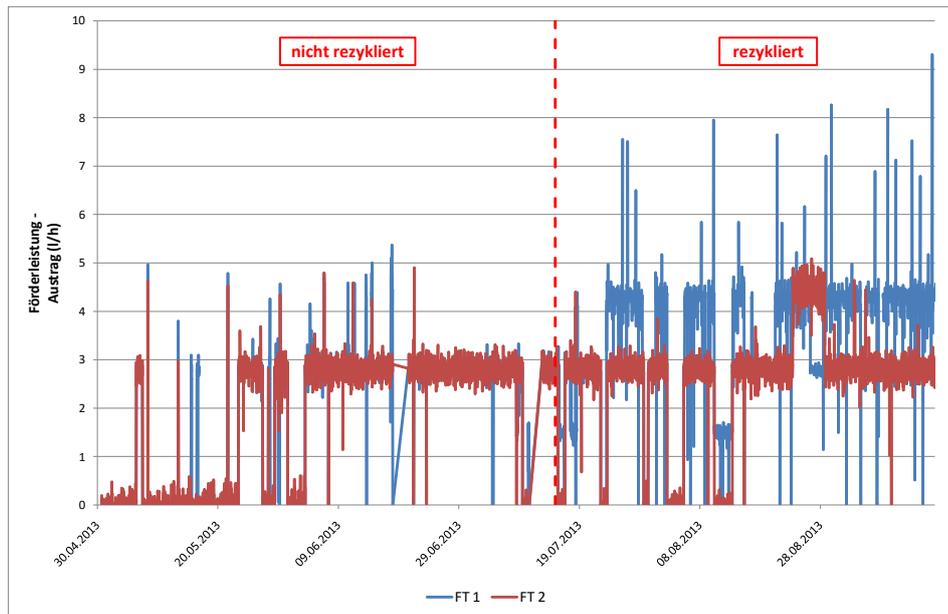


Abb. 4.13.: Austrag aus Faulturm 1 & 2; der Austrag aus dem Faulturm 1 inkludiert den rezyklierten Faulschlammstrom

4.2.4. Verweilzeit

Abbildung 4.14 zeigt die Verweilzeit des Faulschlammes in beiden Reaktoren. Die Lücken in der Verweilzeit sind Stellen, an denen die Reaktoren nicht beschickt wurden. Die dadurch entstehende Erhöhung der Verweilzeit wurde nicht miteinberechnet.

Bis zum Beginn der Rückführung durch den ANAStrip-Prozess war die hydraulische mit der mikrobiologischen Verweilzeit deckungsgleich. Danach sank die mikrobiologische Verweilzeit auf die in der Abbildung dargestellten Werte. Die hydraulische Verweilzeit des Faulturm 1 lag immer bei 20 Tagen.

Da der Faulturm 2 als Vergleichsreaktor diente, waren die hydraulische und mikrobiologische Verweilzeit in diesem Reaktor gleich groß.

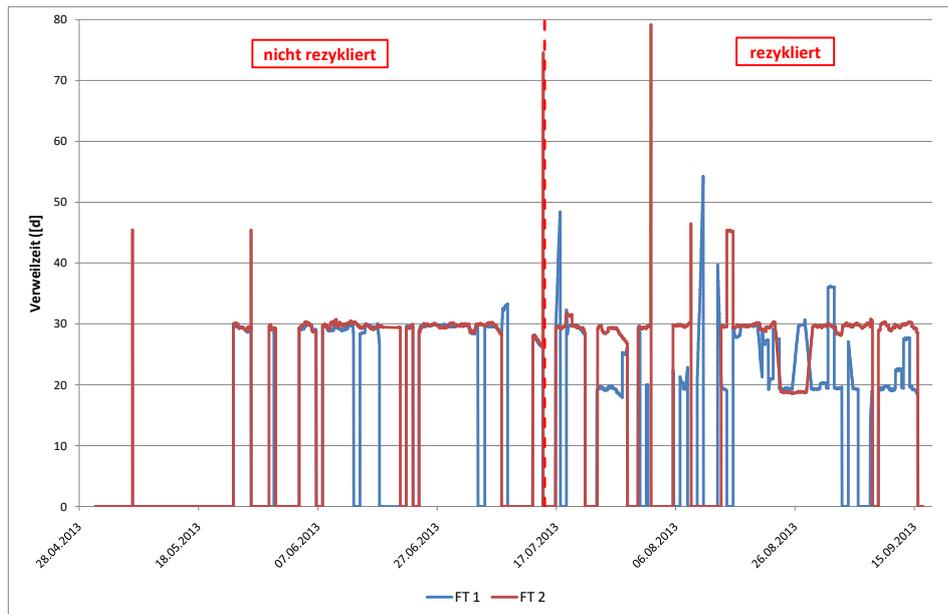


Abb. 4.14.: Verlauf der mikrobiologischen Verweilzeit in den Faultürmen

4.3. Betrieb der Strippanlage

4.3.1. Chemische Parameter

Der Ammoniumgehalt und der pH-Wert des Strippbehälters (tabellarische Darstellung der Werte in der Tabelle A.10) wurde regelmäßig analysiert. Während der Inbetriebnahme wurden zum Teil mehrmals täglich Proben gezogen, um die Effektivität der Strippung beurteilen zu können. In der Phase des kontinuierlichen Betriebs wurden seltener Proben gezogen. Abbildung 4.15 zeigt die Ammoniumkonzentration des Strippbehälters im Vergleich zu der Konzentration in den beiden Faultürmen. Es ist klar zu erkennen, dass Ammonium im Strippbehälter entfernt wird. Im Laufe der Versuchsdauer konnten Entfernungsraten bis über 70 % erreicht werden.

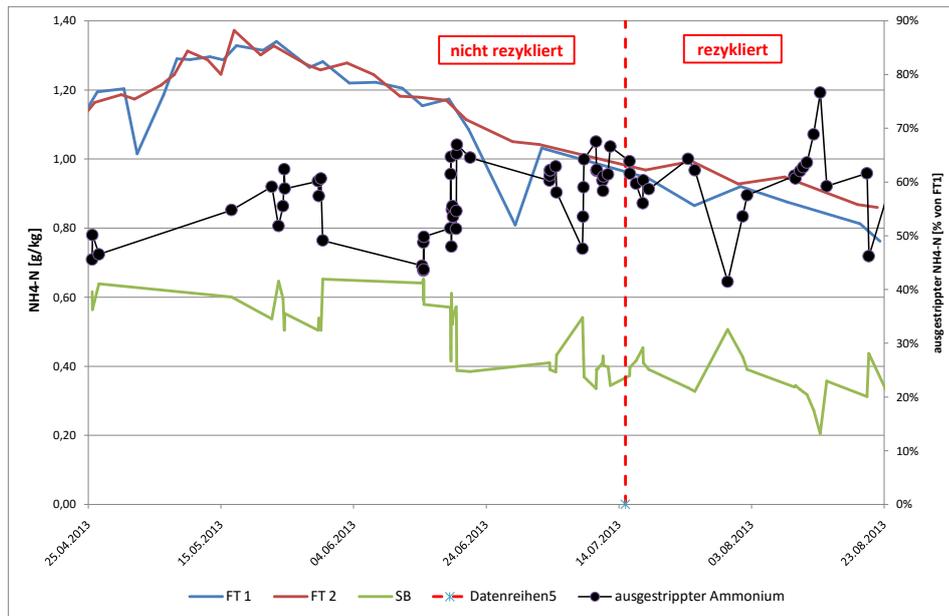


Abb. 4.15.: Verlauf der Ammoniumkonzentration in den Faultürmen und im Strippbehälter

4.3.2. SPS-Daten

Laufzeit und Rezyklierung

Durch stetige Optimierungs- und Verbesserungsarbeiten konnte der kontinuierliche Betrieb der Strippanlage immer wieder verlängert werden. Abbildung 4.16 und Tabelle A.11 zeigen die Betriebsdauer und den Durchsatz durch den Strippbehälter. Da die zur Verfügung stehende Pumpenleistung zu gering war, konnte im Rezyklierungsbetrieb nur eine Einstellung getestet werden (vgl. 3.3.2).

Die aufsummierte Menge (1.492 l) des gestrippten Faulschlammes wird in Tabelle A und Abbildung 4.17 gezeigt. Durch die Verlängerung der möglichen Laufzeit wurde im Beobachtungszeitraum mehr Faulschlamm rezykliert (1.248 l) als nicht rezykliert (243 l).

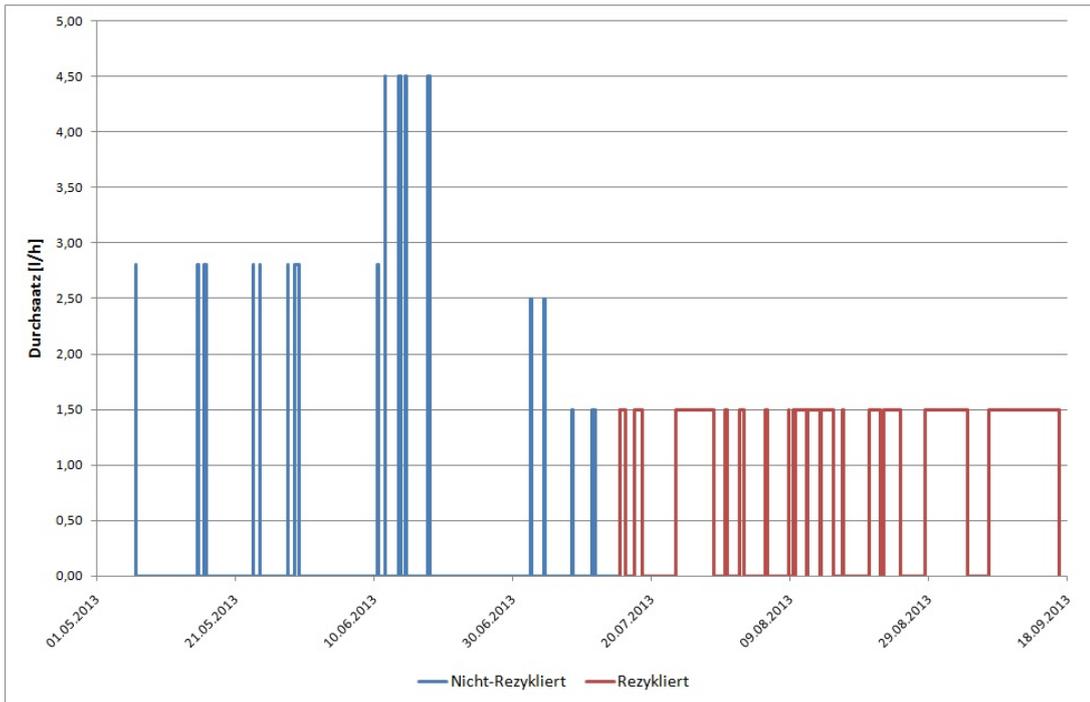


Abb. 4.16.: Laufzeit der Strippanlage und Durchsatz durch den Strippbehälter

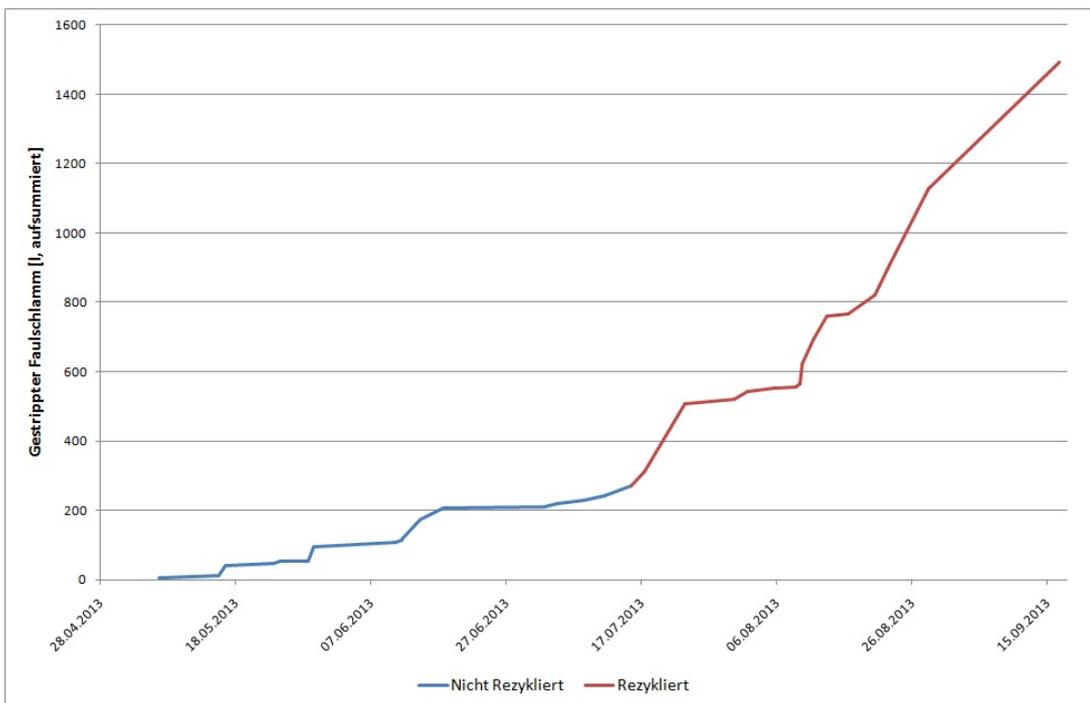


Abb. 4.17.: Aufsummierte Menge des gestrippten Faulschlammes

4.4. Batchtests

Die folgenden Abbildungen zeigen die durchschnittliche kumulierte Biogasproduktion und die Inhibition jeder Variante der Vorbehandlung. Da jedes biologische System anders reagiert, ist es möglich, dass einige Batch-Tests eine höhere Gesamt-Biogasproduktion als die Blanks haben, was in einer negativen Inhibition resultiert.

- Abbildungen 4.18 und 4.19: Vorbehandlung mit Luft
- Abbildungen 4.20 und 4.21: Vorbehandlung mit Wärme
- Abbildungen 4.22 und 4.23: Vorbehandlung mit Luft und Wärme

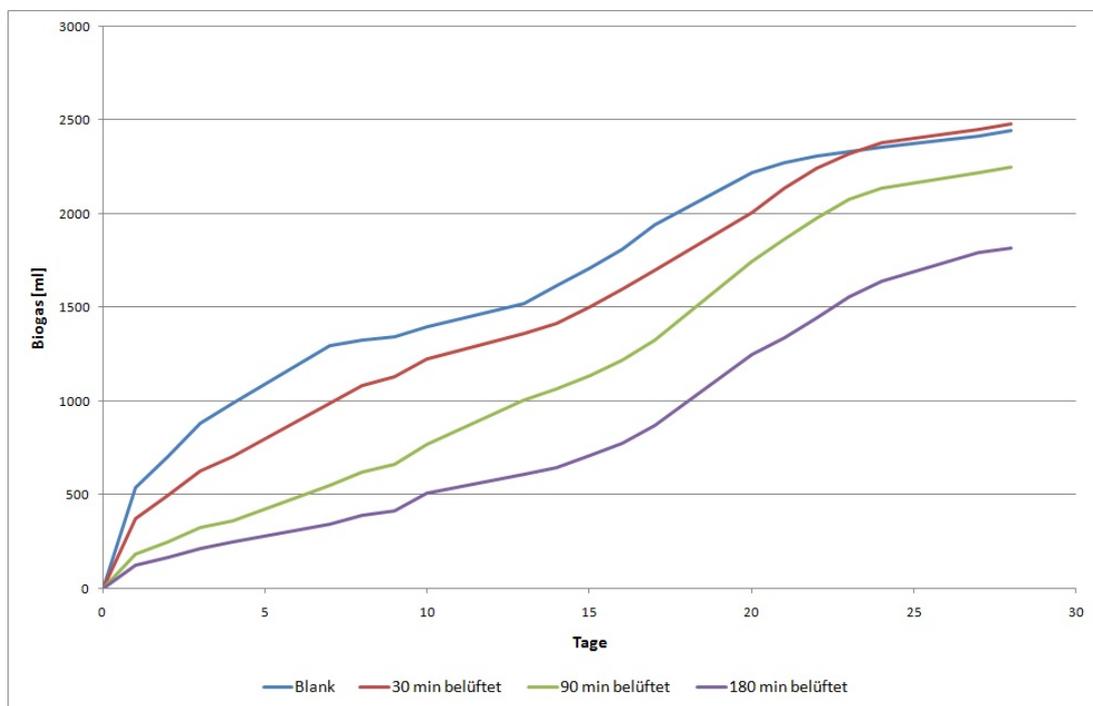


Abb. 4.18.: Biogasproduktion der belüfteten Proben

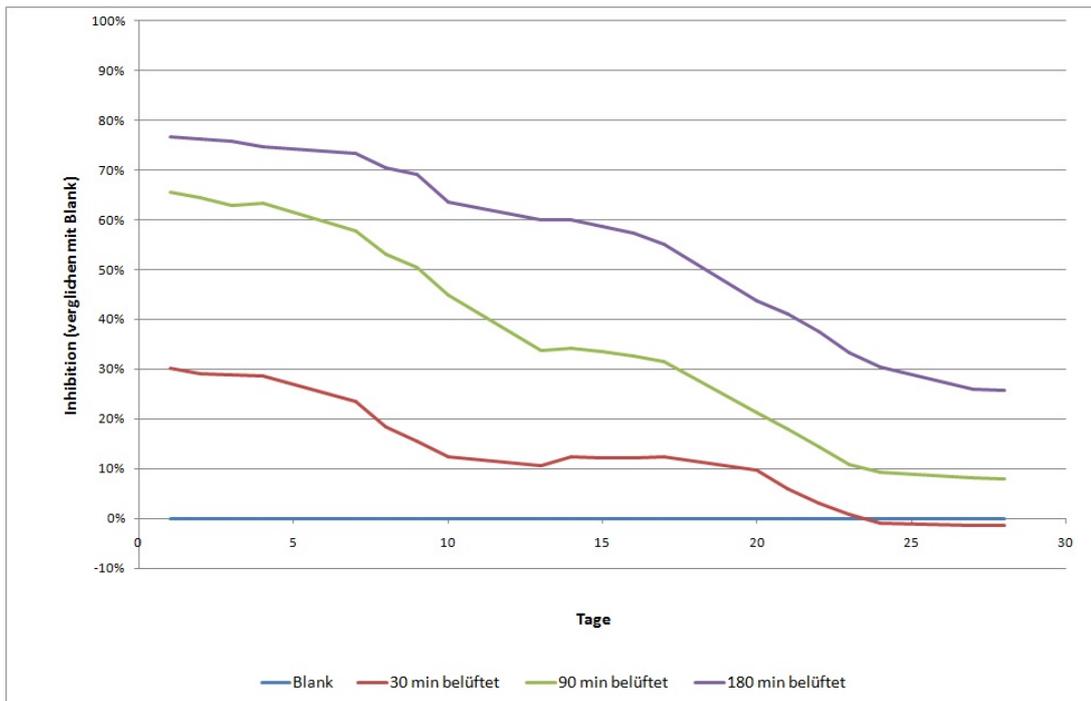


Abb. 4.19.: Inhibition der belüfteten Proben verglichen mit dem Blank

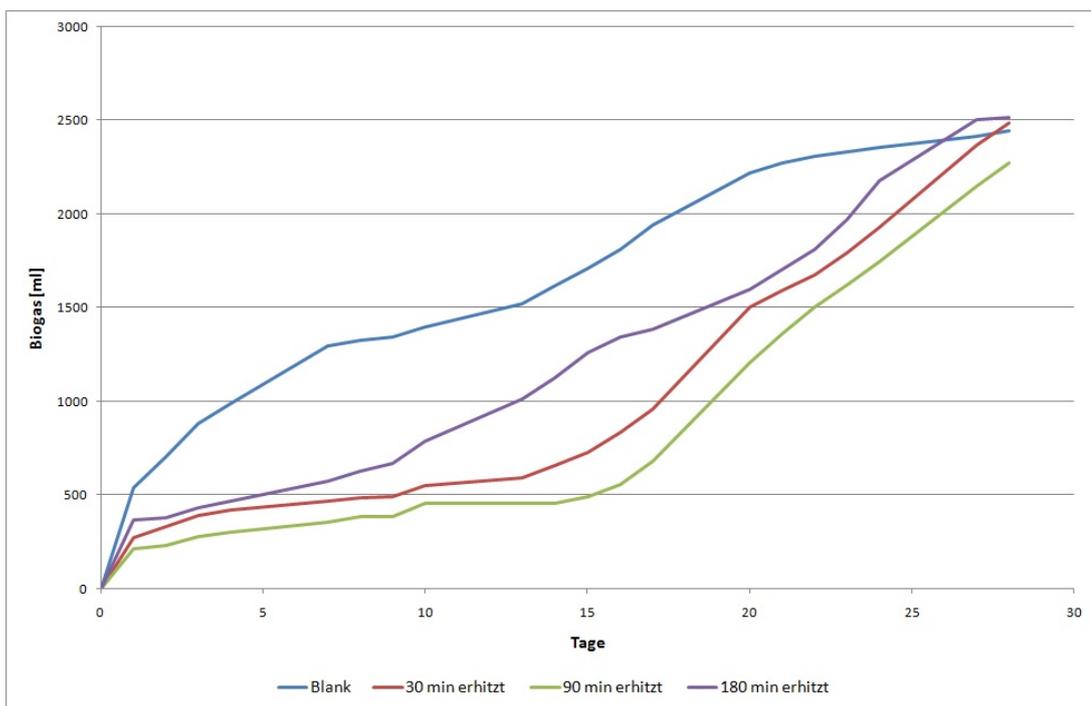


Abb. 4.20.: Biogasproduktion der erhitzten Proben

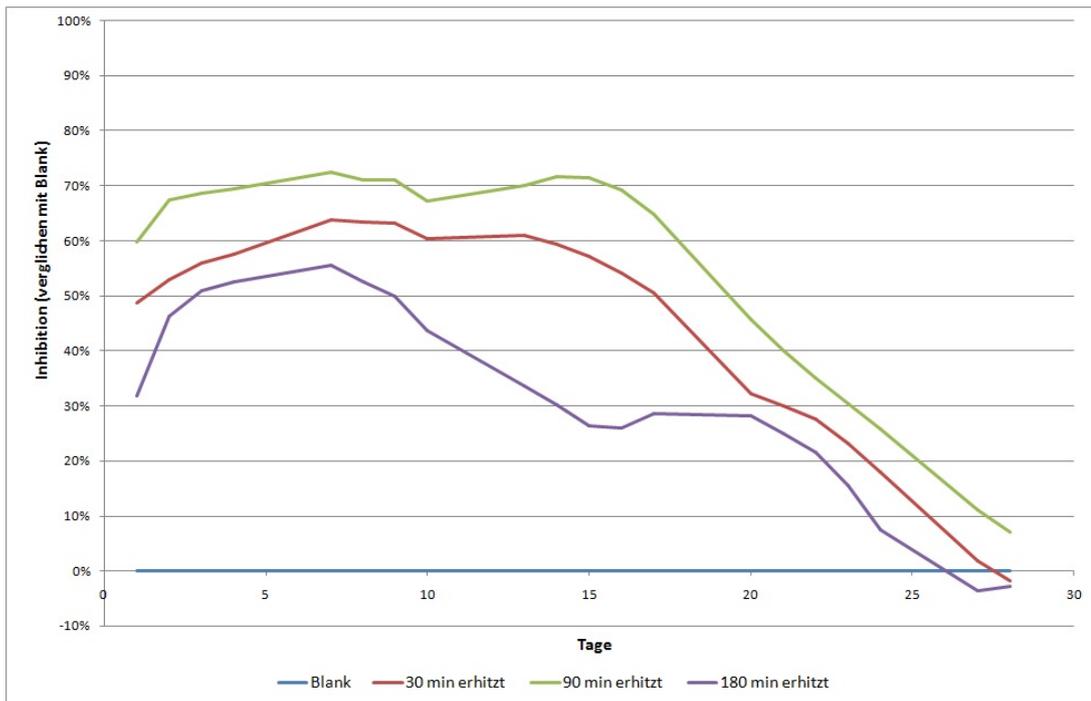


Abb. 4.21.: Inhibition der erhitzten Proben verglichen mit dem Blank

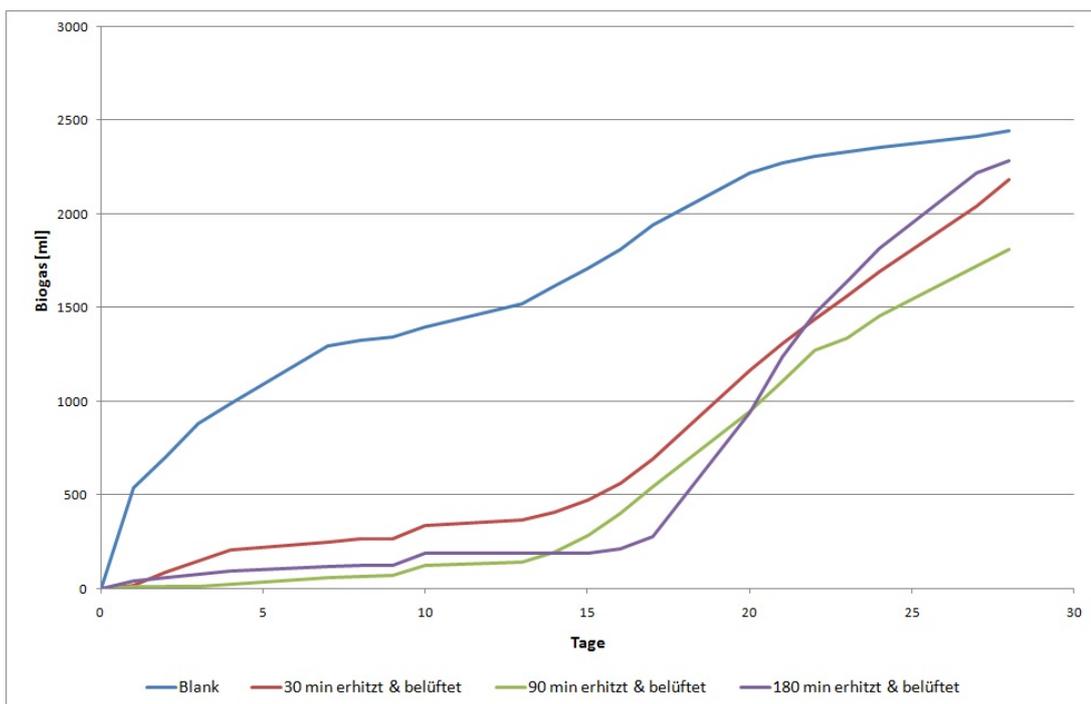


Abb. 4.22.: Biogasproduktion der erhitzten und belüfteten Proben

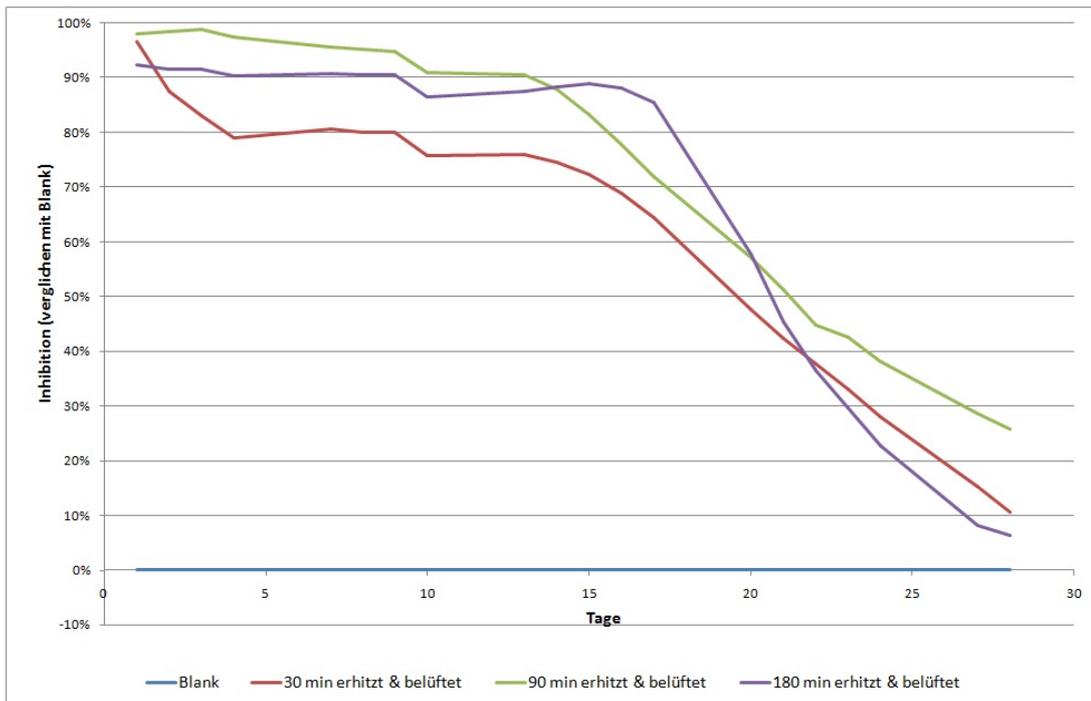


Abb. 4.23.: Inhibition der erhitzten und belüfteten Proben verglichen mit dem Blank

Eine Übersicht über die totale Biogasproduktion (Durchschnitt von zwei Batch-Tests) für jeden Vorbehandlungsschritt und die resultierende Inhibition im Vergleich zum Blank gibt folgende Tabelle 4.1:

Tabelle 4.1.: Totale Biogasproduktion und Inhibition an ausgewählten Tagen

Probe	Gesamtbiogas- produktion [ml]	max. Inhibition [%]	Inhibition [%] @ Tag 1	Inhibition [%] @ Tag 10	Inhibition [%] @ Tag 15	Inhibition [%] @ Tag 20	Inhibition [%] @ Tag 25
Blank	2.445	0	0	0	0	0	0
30 min belüftet	2.480	30	30	12	12	10	0
90 min belüftet	2.250	66	66	45	34	21	8
180 min belüftet	1.820	77	77	63	59	44	26
30 min erhitzt	2.490	64	49	60	57	32	0
90 min erhitzt	2.275	72	60	67	71	46	7
180 min erhitzt	2.520	56	32	44	26	28	0
30 min belüftet und erhitzt	2.185	97	97	76	72	48	11
90 min belüftet und erhitzt	1.810	99	98	91	83	57	26
180 min belüftet und erhitzt	2.290	92	92	86	89	58	6

Wie aus obigen Diagrammen 4.18 bis 4.23 und der Tabelle 4.1 ersichtlich ist, führten alle Varianten der Vorbehandlung zu einer Inhibition der Biogasproduktion. Die stärksten Effekte waren bei den realen Strippbedingungen (kombinierte Belüftung und Heizung) zu sehen. Die zunehmende Kontaktzeit hatte den Verlauf der Inhibition nicht verändert. Die Behandlung führte zu einer Lag-Phase von über 20 Tagen (mit einer durchschnittlichen Inhibition von 80 % am Tag 15. Nach 20 Tagen wurde die Inhibition auf 50 % reduziert. Die hemmende Wirkung von Sauerstoff und der Erhöhung der Temperatur waren unterschiedlich. Die Einwirkung von Hitze führte zu einer zeitunabhängigen Lag-Phase, während die Hemmung durch Eintrag von Sauerstoff zeitabhängig war. Am Ende des Versuchs war die Hemmung durch Sauerstoff stärker als jene durch Wärme.

4.5. Schlammmentwässerung

Eine verbesserte Entwässerung des Schlammes führt zu einer geringeren Menge an zu entsorgendem Schlamm (vgl. 1.2.4).

Um mit der Schlammmentwässerung einer Kläranlage vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, musste die Labor-Filterpresse über mehrere Schritte optimiert werden.

Im Zuge dieser Optimierungsversuche wurde die Schlammkonditionierung (Tabelle 4.2) mehrfach umgestellt. Die Bedingungen für den ersten Ansatz, verwendet während der einstufigen Versuche, wurden direkt von der Kläranlage übernommen und machte die Polymermenge von der Trockensubstanz des Faulschlammes abhängig. Dafür waren vorbereitende und zeitaufwändige Trockensubstanzbestimmungen nötig. Daher wurde für die zweistufigen Versuche auf eine fixierte Zugabe umgestellt, die im Pressbetrieb weiter optimiert wurde.

Im ersten Optimierungsversuch (Abbildung 4.24 und Tabelle A.13) wurde nach der optimalen Presszeit (bis zu 420 s) gesucht. Aufgrund der erhaltenen geringen TS wurde in den anschließenden Versuchen die Presszeit wesentlich länger eingestellt (900 s).

Im zweiten Schritt (Abbildung 4.25 und Tabelle A.14) wurde versucht, die Standardabweichung des Verfahrens zu ermitteln.

Der Einfluss der Pressgeschwindigkeit auf die Trockensubstanz wurde im dritten Optimierungsversuch (Abbildung 4.27 und Tabelle A.16) dargestellt.

Da mit dem einstufigen Pressverfahren nicht die erwünschten TS-Ergebnisse (ca. 30 - 35 %) konstant erreicht werden konnten, wurden Versuche (Abbildung 4.26 und Tabelle A.16) zu einem zweistufigen Pressverfahren (Haupt- und Nachpressung) durchgeführt. Dies entspricht auch eher der auf der Kläranlage Tulln verwendeten Membrankammerfilterpresse.

Im fünften Optimierungsversuch wurde der Frage nach der für die zweistufige Pressung optimale

Pressdauer nachgegangen.

Tabelle 4.2.: Änderungen in der Schlammkonditionierung

Schlammkonditionierung	
<i>1-stufige Versuche</i>	
FeCl ₃ (40 % Lsg, m/l FS)	6
Roh-Polymer (kg/t TS)	7
<i>2-stufige Versuche</i>	
FeCl ₃ (40 % Lsg, m/l FS)	6
Roh-Polymer (kg/t TS)	100
<i>Pressbetrieb</i>	
FeCl ₃ (40 % Lsg, m/l FS)	6
Roh-Polymer (kg/t TS)	
FT 1 & 2	40
SB	20

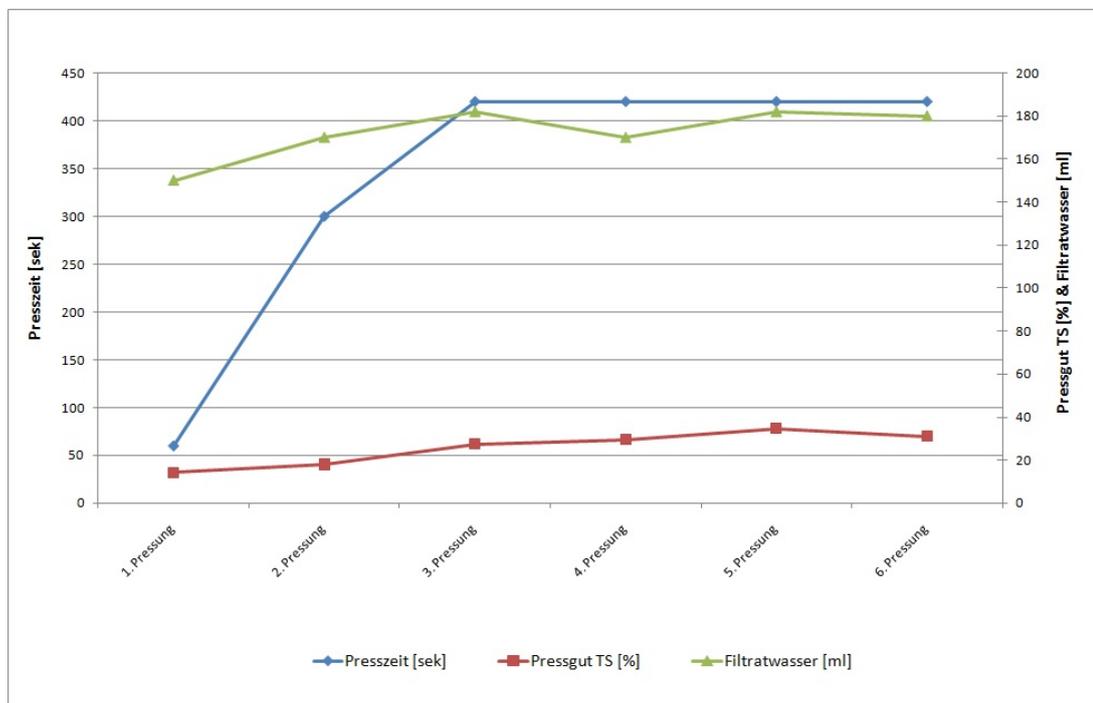


Abb. 4.24.: 1. Optimierungsversuch: Anpassung der Presszeit

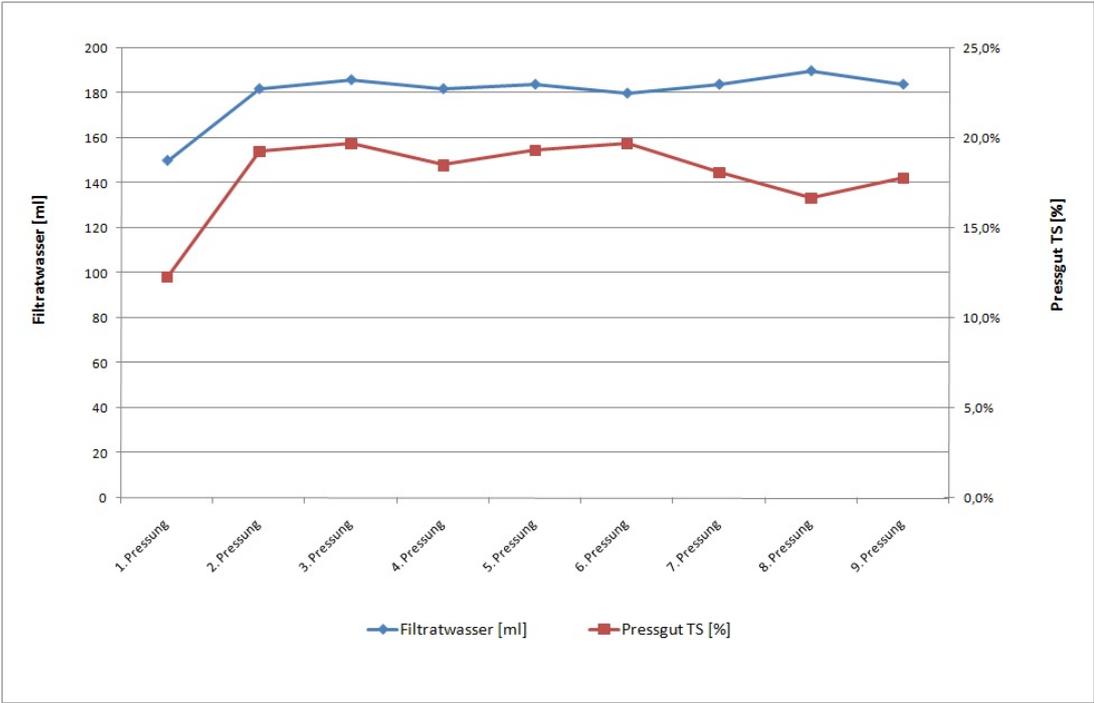


Abb. 4.25.: 2. Optimierungsversuch: Testung auf Wiederholbarkeit der Pressung

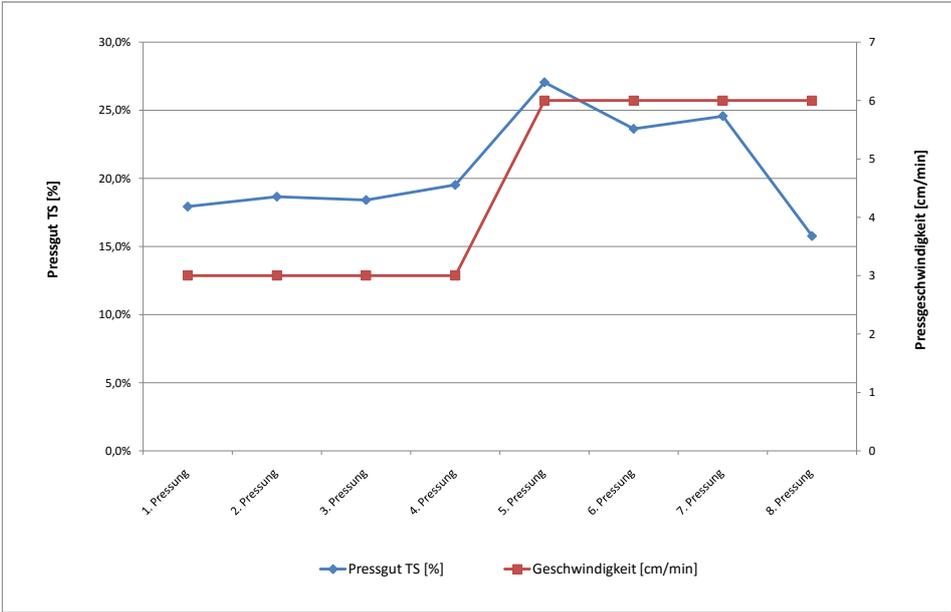


Abb. 4.26.: 3. Optimierungsversuch: Optimale Pressgeschwindigkeit

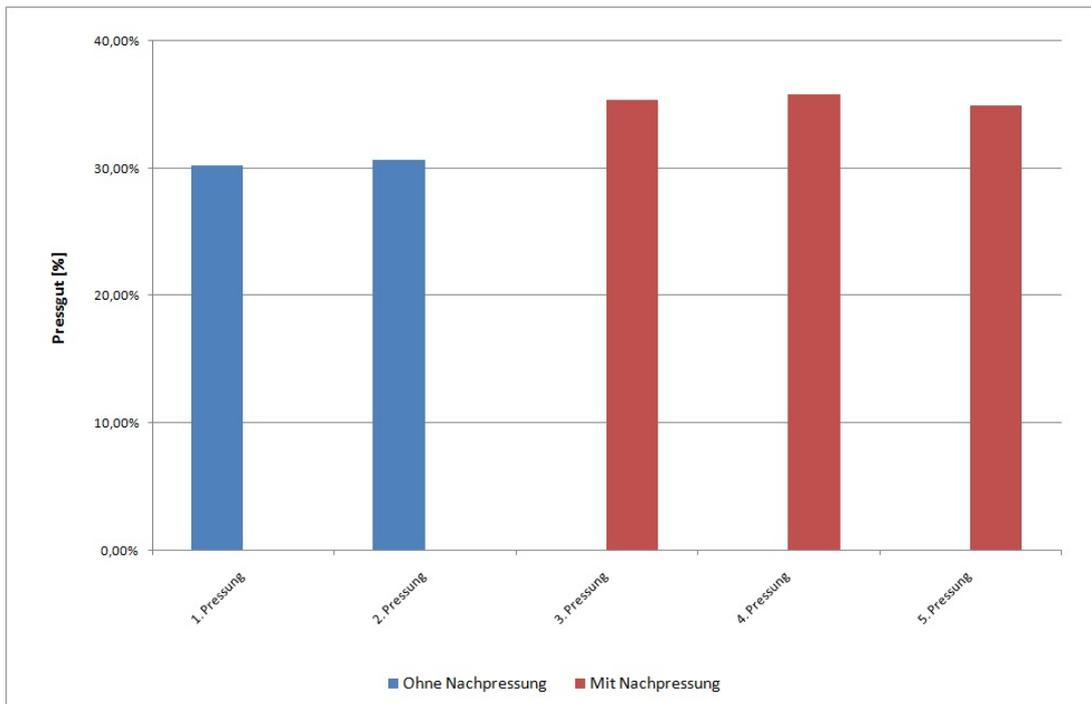


Abb. 4.27.: 4. Optimierungsversuch: Vergleich der 1-stufigen zur 2-stufigen Pressung

Tabelle 4.3.: 5.Optimierungsversuch: Anpassung der Pressdauer im 2-stufigen Presssystem

Pressdauer [sek]	Pressguttrockensubstanz [%]	Standardabweichung [%]
999	32,8	2,1
900	34,8	1,0

Pressbetrieb

Tabelle 4.4 zeigt die im normalen Pressbetrieb verwendeten Einstellungen der Minipresse. Die Gesamtdauer pro Pressvorgang beträgt in etwa 40 Minuten.

In Tabelle 4.5 wird die erreichte Trockensubstanz der durchgeführten Pressungen im normalen Pressbetrieb dargestellt. Die Mittelwerte wurden jeweils aus vier Einzelbestimmungen errechnet.

Tabelle 4.4.: Parameter des 2-stufigen Betriebs

Demopressung	
Versuchsvolumen [m/l]	ca. 200 - 250
Presseinstellungen	
<i>Hauptpressung</i>	
Druck (Luftdruck) [bar]	4
Geschwindigkeit [cm/min]	2,5
Presszeit [sek]	900
<i>Nachpressung</i>	
Druck (Luftdruck) [bar]	8
Geschwindigkeit [cm/min]	2,5
Presszeit [sek]	900

Tabelle 4.5.: Ergebnisse des Pressbetriebs als Mittelwerte aus 4-fach Bestimmungen

Datum	Faulturm 1	Faulturm 2	Strippbehälter
18.07.2013	41,2 % ± 0,7 %	40,9 % ± 2,9 %	-
25.07.2013	39,2 % ± 0,5 %	37,8 % ± 0,6 %	-
09.08.2013	-	-	39,1 % ± 1,2 %
12.08.2013	-	-	35,7 % ± 1,6 %
13.08.2013	36,7 % ± 1,8 %	36,0 % ± 0,1 %	-
20.08.2013	37,1 % ± 1,4 %	-	40,4 % ± 0,8 %

Wie obenstehende Tabelle 4.5 darstellt, konnte nicht gezeigt werden, dass der gestrippte und rezyklierte Schlamm eine bessere Entwässerbarkeit zeigt, als der aus dem Referenzfaulturm. Der reine, nicht rezyklierte Schlamm (direkt aus dem Strippbehälter) zeigte tendenziell eine bessere Entwässerbarkeit um

bis zu drei Prozentpunkten. Eine mögliche Erklärung ist, dass durch das Aufheizen des Schlammes seine Struktur verändert und gebundenes Wasser freigesetzt wird (vgl. 1.2.4 Entwässerung). Aufgrund des Endes des Versuchszeitraumes konnten keine weiteren Pressversuche mit gestriipten bzw. rezyklierten gestriipten Versuch gemacht werden um die Tendenz zu verifizieren.

4.6. Bilanzierung

Die Bilanzierung der Kläranlage Tulln erfolgte nach bestem Wissen und Gewissen nach vorhandenen Daten und Messung an noralgischen Punkten.

4.6.1. Stickstofffrachten

Untenstehende Abbildung 4.28 zeigt den Abbaugrad des Ammonium-Stickstoffs auf der Kläranlage Tulln. Im Zulauf sind Konzentrationen bis 45 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ erkennbar, im Ablauf max. 4 mg/l. Damit wurde zu jedem Zeitpunkt der vorgeschriebene Grenzwert von 5 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ (vgl. 1.6) im Ablauf der Kläranlage eingehalten.

Es sind Abbauraten von bis zu 99 % über die gesamte Anlage erkennbar. Der erhöhte Wert im Monat November kann als Messschwankung angesehen werden. Die Abbauraten entsprechen den gesetzlichen Vorschriften (vgl. 1.6 Rechtliche Situation in Österreich und 1.7.1 Stickstoff in der Umwelt).

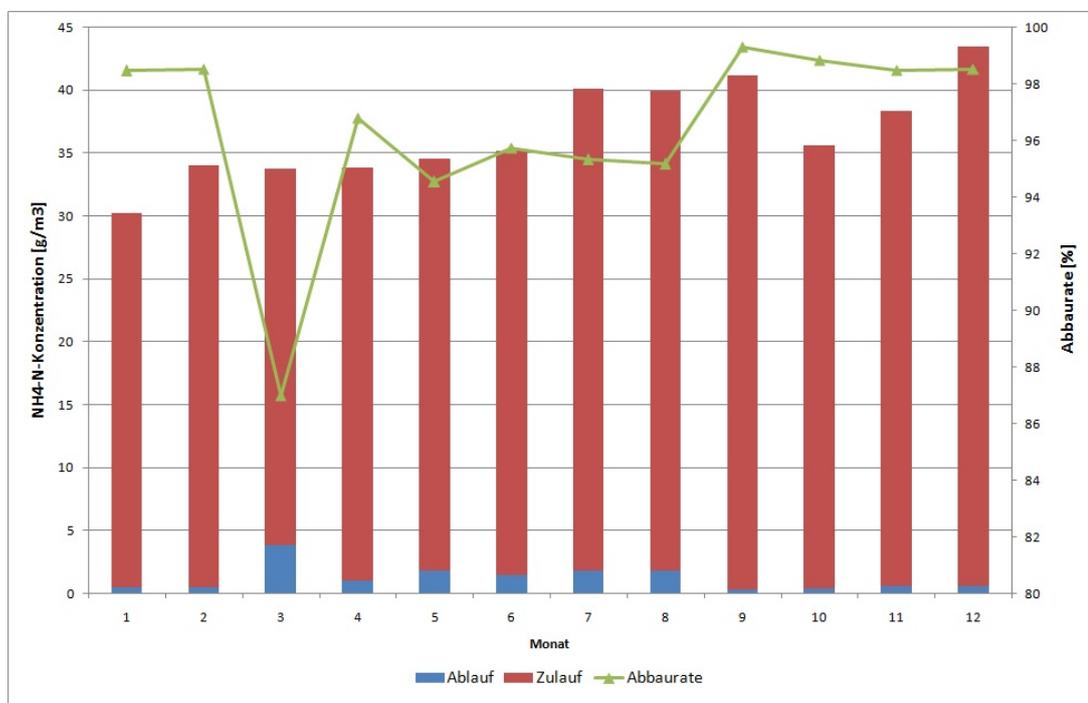


Abb. 4.28.: NH_4 : Zulauf und Ablauf der Kläranlage

Die Abbildung 4.29 beschreibt den Anteil der Stickstofffrachten sowohl im Zulauf als auch im Faul-

schlamm. Die Stickstofffrachten lagen um 200 kg/d im Zulauf und 75 kg/d im Faulschlamm. Sowohl die Stickstofffrachten im Zulauf der Kläranlage als auch im Faulschlamm variierten stark über das Jahr, es war kein saisonaler Verlauf erkennbar.

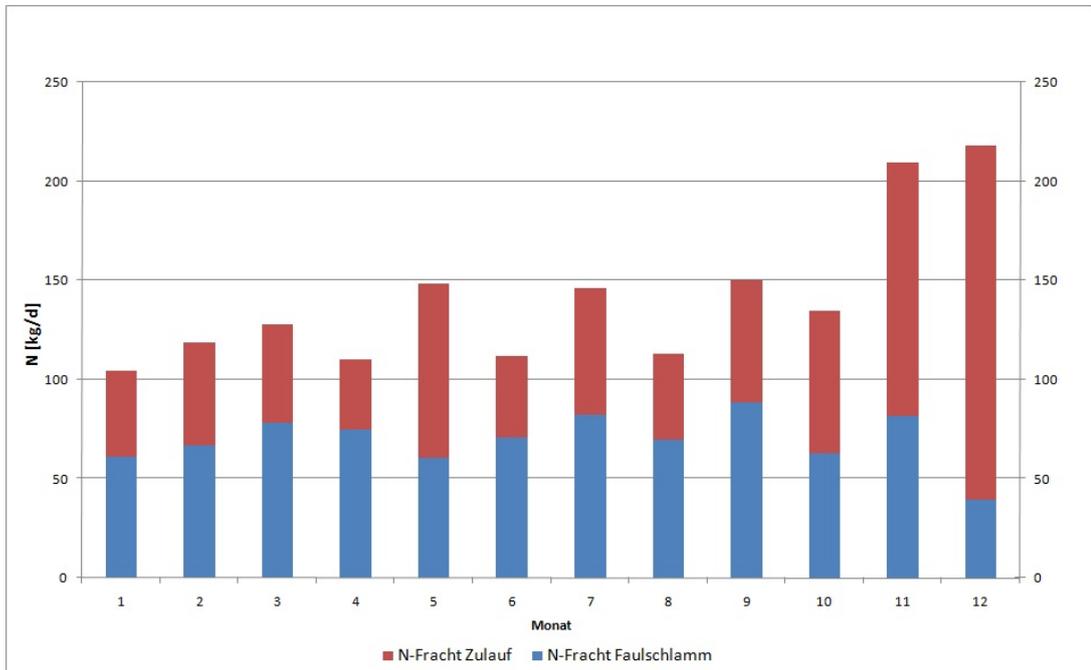


Abb. 4.29.: TN: Stickstofffrachten

4.6.2. Energieverbrauch KA Tulln

Abbildung 4.30 zeigt den elektrischen Abdeckungsgrad der Kläranlage Tulln. Es ist eine Schwankung von 35 bis 60 % erkennbar. In den Sommermonaten Juni, Juli und August sinkt der Abdeckungsgrad auf konstante 40 % ab.

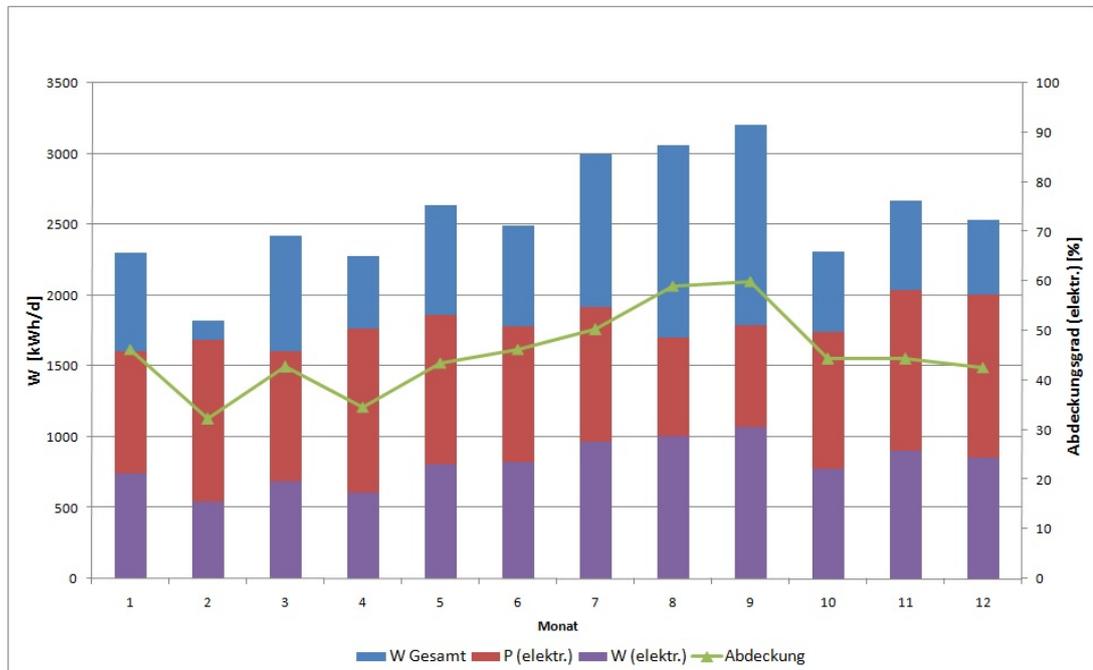


Abb. 4.30.: Energie: Energieverbrauch der Kläranlage

Tabelle 4.6.: Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
DATEN														
Zu-/Ablauf														
Zulauf berechnet														
	Q	m ³ /d	2788,89	2658,39	2759,67	2747,44	3329,53	2475,39	2722,60	2288,31	2615,68	2914,90	3836,90	3711,87
	TS	g/m ³	252,48	266,69	310,44	316,74	334,44	295,77	392,25	322,66	333,63	290,99	372,39	310,98
	TN	g/m ³	37,44	44,74	46,36	40,07	44,65	45,17	53,62	49,39	57,44	46,29	54,57	64,68
	NH ₄ -N	g/m ³	23,51	25,33	23,88	24,76	26,94	24,72	29,95	26,77	31,84	30,66	34,65	41,19
	CSB	g/m ³	430,72	453,28	530,88	540,49	572,07	504,49	669,65	548,96	567,10	496,60	637,20	531,89
	BSB ₅	g/m ³	307,44	320,50	373,81	335,28	252,38	369,60	420,36	372,14	355,35	360,74	416,55	427,22
Zulauf gemessen														
Zu-/Ablauf	Q	m ³ /d	2891,00	2770,00	2893,00	2873,00	3452,00	2598,00	2859,0	2406,00	2755,00	3028,00	3941,00	3498,00
	Q TW	m ³ /d	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Q RW	m ³ /d	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	TS	g/m ³	245,99	258,42	299,02	306,13	325,33	285,54	376,95	310,98	319,49	281,75	363,94	300,65
	TN	g/m ³	44,30	53,50	52,40	48,80	50,90	54,70	62,30	61,50	66,80	51,10	57,80	65,90
	NH ₄ -N	g/m ³	29,80	33,50	29,90	32,80	32,80	32,70	38,30	38,10	40,90	35,20	37,80	42,80
	CSB	g/m ³	471,70	443,00	512,60	524,80	557,70	489,50	646,20	533,10	547,7	483,00	623,90	515,40
	BSB ₅	g/m ³	300,00	312,00	360,00	325,00	246,70	347,50	405,00	360,00	342,50	350,00	407,50	413,30

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Ablauf														
Zu-/Ablauf	Q	m ³ /d	2646,00	2611,00	2749,00	2800,00	3347,00	2650,00	3347,00	2509,00	2717,00	2921,00	3604,00	3313,00
	TS	g/m ³	9,40	11,15	11,95	12,90	13,35	13,00	13,35	15,00	13,80	11,30	12,75	11,65
	TN	g/m ³	7,10	7,60	8,30	8,90	8,60	8,70	8,60	11,20	10,50	10,60	8,50	11,20
	NH ₄ -N	g/m ³	0,46	0,50	3,89	1,05	1,79	1,44	1,79	1,84	0,28	0,41	0,57	0,63
	CSB	g/m ³	18,80	22,30	23,90	25,80	26,70	26,00	26,70	30,00	27,60	22,60	25,50	23,30
	BSB ₅	g/m ³	16,60	6,30	7,60	19,60	10,18	12,80	10,18	11,00	9,50	4,00	3,80	5,00
	T	^c ircC	18,5	15,8	14,8	10,7	10,7	10,3	10,8	14,2	16,7	19,4	19,7	20,4
Rückbelastung														
Rückbelastung Filtrat/Trübwasser berechnet														
Rückbelastung	Q	m ³ /d	27,44	33,94	27,45	34,93	31,39	35,16	37,27	40,55	39,18	22,96	21,36	14,43
	TS	g/m ³	256,36	201,44	304,29	265,92	302,48	275,44	261,68	242,85	192,34	215,08	255,46	214,95
	TN	g/m ³	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00
	NH ₄ -N	g/m ³	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00
	Rückbelastung gesamt berechnet													
	Q	m ³ /d	126,89	142,79	157,43	156,72	149,55	153,53	169,64	154,09	175,18	133,92	123,32	139,39
	TS	g/m ³	133,90	128,95	141,08	136,84	131,08	138,49	149,15	132,22	113,81	122,77	157,54	111,86
TN	g/m ³	270,91	286,81	239,63	275,55	264,66	280,02	273,92	305,36	276,19	238,68	242,81	186,42	
NH ₄ -N	g/m ³	201,38	216,37	172,06	206,02	196,92	210,30	203,79	234,21	206,57	170,03	171,27	122,46	

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Gesamtbelastung													
Q	m ³ /d	2918,44	2803,94	2920,45	2907,93	3483,39	2633,16	2896,27	2446,55	2794,18	3050,96	3962,36	3512,43
TS	g/m ³	247,09	259,42	300,95	306,64	325,30	286,13	377,47	310,12	319,45	283,40	365,51	302,97
TN	g/m ³	47,56	57,02	56,72	52,71	54,04	58,79	66,45	65,43	71,09	54,70	60,40	69,49
NH ₄ -N	g/m ³	31,22	35,04	31,84	34,50	34,20	35,50	40,09	39,79	42,76	36,75	38,88	44,40
CSB	g/m ³	442,64	466,02	540,32	549,11	577,47	515,83	671,29	558,19	575,60	505,95	639,35	539,29
BSB ₅	g/m ³	301,27	312,88	361,96	326,12	248,55	348,25	405,27	359,60	343,54	351,73	408,39	415,87
Denitrifikation berechnet													
dM	kg/d	57,58	71,47	60,39	51,28	93,21	57,03	78,50	63,04	82,75	53,63	113,59	127,20
Einbau in Überschussschlamm berechnet													
dM	m ³ /d	12,11	12,58	14,55	13,11	9,99	14,00	16,29	14,46	13,81	14,14	16,42	16,72
dM	kg/d	35,35	35,27	42,49	38,12	34,80	36,86	47,19	35,37	38,59	43,14	65,05	58,72
Zulauf Vorklärung berechnet													
Q	m ³ /d	2891,00	2770,00	2893,00	2873,00	3452,00	2598,00	2859,00	2406,00	2755,00	3028,00	3941,00	3498,00
TS der SS	g/m ³	245,99	58,42	299,02	306,13	325,33	285,54	376,95	310,98	319,49	281,75	363,94	300,65
TN	g/m ³	44,30	53,50	52,40	48,80	50,90	54,70	62,30	61,50	66,80	51,10	57,80	65,90
NH ₄ -N	g/m ³	29,80	33,50	29,90	32,80	32,80	33,70	38,30	38,10	40,90	35,20	37,80	42,80
Zulauf Belebung berechnet													
Q	m ³ /d	2980,45	2867,85	3012,98	2983,79	3555,16	2702,37	2973,37	2506,54	2880,00	3127,96	4028,96	3606,96
TS	g/m ³	147,33	204,54	145,67	136,63	133,08	50,85	143,69	183,41	222,08	195,54	279,54	193,01
TN	g/m ³	42,66	51,06	50,41	47,10	48,45	52,50	59,28	58,49	63,16	48,86	54,26	61,86
NH ₄ -N	g/m ³	30,47	34,13	30,77	33,50	33,37	34,41	38,82	38,64	41,33	35,73	38,11	43,05

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ablauf Belebung berechnet													
Q	m ³ /d	2980,45	2867,85	3012,98	2983,79	3555,16	2702,37	2973,37	2506,54	2880,00	3127,96	4028,96	3606,96
TS	g/m ³	173,55	185,65	214,09	203,01	158,70	217,28	252,38	219,26	202,23	201,25	235,11	234,12
TN	g/m ³	18,18	19,23	21,80	21,16	17,94	22,22	25,61	25,40	23,31	23,70	23,76	26,59
NH ₄ -N	g/m ³	0,42	0,47	3,67	1,02	1,74	1,46	2,08	1,92	0,27	0,39	0,52	0,60
SCHLÄMME													
Primärschlamm KA neu													
Q	m ³ /d	10,00	11,00	10,00	11,00	15,00	14,00	18,00	13,00	11,00	11,00	14,00	16,00
TS	g/m ³	28200	12800	44000	44000	44000	44000	37000	23000	23000	23000	23000	23000
TN	g/m ³	1164,28	1224,75	1378,12	1158,70	1064,89	922,80	899,57	1034,75	1520,94	1278,77	1479,15	1309,76
NH ₄ -N	g/m ³	29,80	33,50	29,90	32,80	32,80	33,70	38,30	38,10	40,90	35,20	37,80	42,80
Primärschlamm KA alt													
Q	m ³ /d	10	15	10	15	10	15	8	14	15	10	3	0
TS	g/m ³	28400	23250	20250	20500	27000	18250	10400	39530	18000	19680	19680	0,00
TN	g/m ³	700,00	600,00	900,00	900,00	900,00	900,00	900,00	900,00	900,00	900,00	900,00	0,00
NH ₄ -N	g/m ³	29,80 3	3,50	29,90	32,80	32,80	33,70	38,30	38,10	40,90	35,20	37,80	0,00
Primärschlamm gesamt													
Q	m ³ /d	20,00	26,00	20,00	26,00	25,00	29,00	26,00	27,00	26,00	21,00	17,00	16,00
TS	g/m ³	28300	18828	32125	30442	37200	30681	28815	31571	20115	21419	22414	23000
TN	g/m ³	932,14	864,32	1139,06	1009,45	998,93	911,01	899,71	964,88	1162,71	1098,40	1376,95	1309,76
NH ₄ -N	g/m ³	29,80	33,50	29,90	32,80	32,80	33,70	38,30	38,10	40,90	35,20	37,80	42,80

Primärschlamm

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Trübwasser													
Q	m ³ /d	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TS	g/m ³	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TN	g/m ³	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NH ₄ -N	g/m ³	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sekundärschlamm KA neu													
Q	m ³ /d	84,00	87,00	95,00	97,00	106,00	95,00	106,00	102,00	98,00	86,00	99,00	135,00
TS	g/m ³	5862	5785	6444	5872	4901	5818	6658	5019	5560	6936	9104	5969
TN	g/m ³	421,24	405,87	451,20	394,07	330,14	389,48	446,94	348,58	394,04	502,03	657,65	435,60
NH ₄ -N	g/m ³	0,46	0,50	3,89	1,05	1,79	1,44	1,79	1,84	0,28	0,41	0,57	0,63
Sekundärschlamm KA alt													
Q	m ³ /d	21	27	42	32	19	29	36	21	47	32	10	0
TS	g/m ³	7140	9020	6710	6710	6980	6700	8260	7960	5430	4550	5	0
TN	g/m ³	400,00	400,00	400,00	394,07	330,14	389,48	400,00	348,58	394,04	502,03	657,65	0,00
NH ₄ -N	g/m ³	0,46	0,50	3,89	1,05	1,79	1,44	1,79	1,84	0,28	0,41	0,57	0,00
Sekundärschlamm gesamt													
Q	m ³ /d	105,00	114,00	137,00	129,00	125,00	124,00	142,00	123,00	145,00	118,00	109,00	135,00
TS	g/m ³	6117,40	6551,35	6525,60	6080,18	5217,18	6024,36	7064,16	5521,24	5518,11	6288,97	8269,11	5969,37
TN	g/m ³	416,99	404,48	435,50	394,07	330,14	389,48	435,04	348,58	394,04	502,03	657,65	435,60
NH ₄ -N	g/m ³	0,46	0,50	3,89	1,05	1,79	1,44	1,79	1,84	0,28	0,41	0,57	0,63

Sekundärschlamm KA

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Sekundärschlamm nach MÜSE														
Sekundärschlamm KA	Q	m ³ /d	9,00	9,00	11,00	10,00	10,00	8,00	12,00	12,00	12,00	9,00	9,00	12,00
	Polymer	m ³ /d	3,45	3,85	3,98	2,79	3,16	2,37	2,37	2,54	3,00	1,96	1,96	1,96
	TS	kg/m ³	70263	81698	80014	77219	64204	91930	82297	55716	65644	81177	98596	66114
	TN	g/m ³	3673,62	3823,63	4145,71	3776,15	2874,3	4451,37	3952,96	2564,77	3544,07	5229,95	6684,07	3771,56
	NH ₄ -N	g/m ³	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
	Zentrat													
	Q	m ³ /d	99,45	108,85	129,98	121,79	118,16	118,37	132,37	113,54	136,00	110,96	101,96	124,96
	TS	g/m ³	100,11	106,35	106,61	99,82	85,55	97,82	117,46	92,71	91,19	103,66	137,02	99,96
	TN	g/m ³	107,81	107,47	108,18	107,35	105,98	107,16	108,33	106,55	107,40	109,68	113,06	108,41
	NH ₄ -N	g/m ³	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00
CSB	g/m ³	731,00	731,00	731,00	731,00	731,00	731,00	731,00	731,00	731,00	731,00	731,00	731,00	
BSB ₅	g/m ³	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	
Mischschlamm														
Mischschlamm	Q	m ³ /d	29	35	31	36	35	37	38	39	38	30	26	28
	TS	g/m ³	41140	31900	43500	48330	71300	33500	37750	39980	47550	42360	53650	42650
	TN	g/m ³	1782,95	1625,28	2205,93	1777,98	1534,78	1676,49	1863,89	1457,15	1914,71	2337,87	3214,03	2364,82
	NH ₄ -N	g/m ³	99,86	102,60	99,94	102,02	102,00	102,90	105,68	105,61	107,46	103,64	105,10	107,31

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Schlammwässerung	Schlammwässerung													
	Faulschlamm													
	Q _{berech}	m ³ /d	25,55	31,15	27,02	33,21	31,84	34,63	35,63	36,46	35	28,04	24,04	26,04
	Q _{mess}	m ³ /d	30,1	36,7	30,8	38,7	35,7	39,4	41,3	44,7	42,5	25,1	23,5	15,6
	TS	g/m ³	23138	18442	26850	23762	26329	24333	23379	21811	17556	19481	2299 2	19681
	TN	g/m ³	2023,70	1826,16	2530,86	1927,35	1687,10	1791,22	1987,87	1558,67	2078,83	2501,28	3476,07	2542,82
	NH ₄ -N	g/m ³	1079,60	1001,64	1335,44	1064,39	985,99	1004,74	1047,12	901,22	1148,94	1276,43	1665,72	1314,00
	pH	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	T	^c ircC	36,5	36,3	36,5	36,3	36,3	35,7	36,32	36,6	36,6	36,6	36,6	36,6
	Konditionierungsmittel													
	Q	m ³ /d	2,32	2,32	2,32	2,32	1,28	1,36	2,32	1,44	1,40	1,40	1,40	1,40
	Polymer	g/d	3016,00	3016,00	3016,00	3016,00	1664,00	1768,00	3016,00	1872,00	1820,00	1820,00	1820,00	1820,00
	Faulschlamm nach Konditionierung													
	Q _{mess}	m ³ /d	32,42	39,02	33,12	41,02	36,98	40,76	43,62	46,14	43,9	26,5	24,9	17
	TS	g/m ³	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	TN	g/m ³	1878,88	1717,58	2353,58	1818,34	1628,70	1731,46	1882,14	1510,02	2012,54	2369,14	3280,63	2333,41
	NH ₄ -N	g/m ³	1002,34	942,09	1241,89	1004,19	951,86	971,22	991,43	873,09	1112,30	1209,00	1572,07	1205,78
pH	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
T	^c ircC	36,50	36,32	36,32	36,32	36,32	36,32	36,32	36,32	36,32	36,32	36,32	36,32	

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Schlammwässerung	Presskuchen													
	Q	m ³ /d	2,66	2,76	3,35	3,77	4,31	4,24	4,03	4,15	3,32	2,14	2,14	1,17
	TS	kg/m ³	262	245	247	244	218	226	239,6	235	225	229	253	262
	TN	g/m ³	15065	14937	17022	12751	8451	10348	13340	9392	17662	21192	30548	24453
	NH ₄ -N	g/m ³	4482,06	4093,05	6135,50	3978,35	2703,99	3116,00	3795,03	2379,30	5863,00	6938,08	10826,32	8258,07
	Ammoniak in Luft berechnet													
	dM	kg/d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Presswasser													
	Q	m ³ /d	27,44	33,94	27,45	34,93	31,39	35,16	37,27	40,55	39,18	22,96	21,36	14,43
	TS	g/m ³	256,36	201,44	304,29	265,92	302,48	275,44	261,68	242,85	192,34	215,08	255,46	214,95
	TN	g/m ³	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00	862,00
	NH ₄ -N	g/m ³	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00
	CSB	g/m ³	652,00	652,00	652,00	652,00	652,00	652,00	652,00	652,00	652,00	652,00	652,00	652,00
	BSB ₅	g/m ³	360,00	360,00	360,00	360,00	360,00	360,00	360,00	360,00	360,00	360,00	360,00	360,00
pH	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
T	^c ircC	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
BHKW	Input													
	Biogas													
	Q (FG)	m ³ /d	423,00	347,00	472,00	453,00	496,00	454,00	551,00	557,00	579,00	417,00	479,00	457,00
	W (FG/Methan)	kWh/d	2733,00	2241,97	3049,59	2926,83	3204,66	2933,29	3560,01	3598,78	3740,92	2694,24	3094,82	2952,68
	Methan	%	65	65	65	65	65	65	65	65	65	65	65	65
	CO ₂	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	
	Q (Methan)	m ³ /d	274,95	225,55	306,80	294,45	322,40	295,10	358,15	362,05	376,35	271,05	311,35	297,05
	Erdgas													
	Q (EG)	m ³ /d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	W (EG)	kWh/d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gesamtgas													
	W	kWh/d	2733,00	2241,97	3049,59	2926,83	3204,66	2933,29	3560,01	3598,78	3740,92	2694,24	3094,82	2952,68
	Output													
	Strom													
	W (elektr)	kWh/d	743,00	544,00	686,00	610,00	810,00	824,00	964,00	1006,00	1073,00	774,00	902,00	853,00
	WG (elektr)	%	27,2	24,3	22,5	20,8	25,3	28,1	27,1	28,0	28,7	28,7	29,1	28,9
Wärme														
Faulturmheizung und Gebäudeheizung														
W (therm)	kWh/d	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Notkühlung														
W (therm)	kWh/d	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
BHKW	Wärme therm. ges													
	W (therm)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	W (therm) ber.	1557,81	1277,92	1738,27	1668,29	1826,65	1671,98	2029,21	2051,30	2132,32	1535,72	1764,05	1683,03	
	WG (therm)	57,00	57,00	57,00	57,00	57,00	57,00	57,00	57,00	57,00	57,00	57,00	57,00	
	Wärme ges.													
W	kWh/d	2300,81	1821,92	2424,27	2278,29	2636,65	2495,98	2993,21	3057,30	3205,32	2309,72	2666,05	2536,03	
KA	Stromverbrauch													
	Belebungsbecken-Belüftung													
	P (elektr)	kWh/d	476	482	476	479	542	549	628	554	587	567	785	791
	Kläranlage gesamt													
	P (elektr)	kWh/d	1605	1689	1605	1765	1860	1783	1917	1704	1787	1745	2034	2004
	Fremdbezug													
	P (elektr)	kWh/d	862,00	1144,00	862,00	1155,00	1050,00	959,00	953,00	699,00	714,00	972,00	1132,00	1151,00
Abdeckung	%	46,29	32,21	42,74	34,56	43,55	46,21	50,29	59,04	60,04	44,36	44,35	42,56	

Jahresbilanz Kläranlage Tulln

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Bezogen auf Einwohner via BSB ₅													
EW der Kläranlage aus BSB ₅ -Fracht													
EW	-	14.290	14.200	17.193	15.352	14.005	14.836	19.075	14.193	15.491	17.526	26.638	24.009
Abwasservolumen pro EW													
Q/EW.d	l/EW.d	195	187	161	179	238	167	143	161	169	166	144	140
Gasproduktion													
Q/EW.d	NI/EW.d	29,6	24,4	27,5	29,5	35,4	30,6	28,9	39,2	37,4	23,8	18,0	19,0
Q/TS	NI/g	0,353	0,283	0,310	0,290	0,316	0,279	0,317	0,366	0,442	0,353	0,378	0,393
Trockensubstanz aus KA in Faulschlamm													
TS/EW.d	g/EW.d	53,7	44,8	60,6	68,1	83,6	78,2	71,3	56,6	51,0	47,9	45,4	48,4
Trockensubstanz fremd in Faulturm													
TS/EW.d	g/EW.d	30,2	41,4	27,9	33,8	28,6	31,3	19,7	50,6	33,6	19,4	2,2	-
Trockensubstanz in Faulturm													
TS/EW.d	g/EW.d	83,9	86,3	88,6	101,9	112,2	109,5	91,1	107,2	84,6	67,4	47,6	48,4
Volumen Faulschlamm aus Faulturm													
Q/EW.d	m ³ /EW.d	2,11	2,58	1,79	2,52	2,55	2,66	2,17	3,15	2,74	1,43	0,88	0,65
Volumen Presswasser													
Q/EW.d	m ³ /EW.d	1,92	2,39	1,60	2,28	2,24	2,37	1,95	2,86	2,53	1,31	0,80	0,60
N-Fracht Presswasser													
N/EW.d	g/EW.d	1,66	2,06	1,38	1,96	1,93	2,04	1,68	2,48	2,18	1,13	0,69	0,52
Verfügbare Energiemenge (therm)													
W (therm)/EW.d	Wh/EW.d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Auf Einwohner bezogen

5. Zusammenfassung

In der Aufgabenstellung (vgl. 2) wurden folgende Teilziele der vorliegenden Masterarbeit aufgelistet:

- Bilanzierung prozessrelevanter Parameter (Stickstofffrachten, Überschussenergie) für die Kläranlage Tulln
- Adaptierung des ANAStrip-Verfahrens für Kläranlagen
 - Inbetriebnahme der Pilotanlage
 - analytische Betreuung während der Inbetriebnahmephase
 - erste Vorversuche zum Einfluss von rezyklierten, gestripten Schlamm auf die Faultürme hinsichtlich der Eliminierung von Stickstoff aus dem Faulschlamm bzw. der Biogasproduktion
- Inbetriebnahme und Optimierung einer Labor-Mini-Pressen um den Einfluss der Strippung auf das Entwässerungsverhalten des Schlammes untersuchen zu können

5.1. Bilanzierung Kläranlage Tulln

Die Bilanzierung der Kläranlage Tulln zeigte, dass im Faulturm $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von 1,0 - 1,5 g/L zu erwarten sind. Diese Werte wurden bei der Beprobung der Pilotanlage bestätigt. Die Stickstoffkonzentrationen zeigten sich im Jahresverlauf relativ konstant. Da auf der Kläranlage Tulln im betrachteten Zeitraum zu jedem Zeitpunkt der vorgeschriebene Grenzwert im Ablauf von 5 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ eingehalten werden konnte, besteht hier kein aktueller Handlungsbedarf zur Implementierung eines zusätzlichen Stickstoffreduktionsverfahrens.

Der saisonale Verlauf des Wärmebedarfs auf der Kläranlage zeigte hohe Unterschiede, dies resultiert in einer geringen zur Verfügung stehenden Restwärme im Winter. Dies ist für das ANAStrip-Verfahren als nachteilig zu sehen.

Als Anlage zu Vergleichszwecken kann eine mit dem ANA-Strip-Verfahren betriebene Gärrestanlage in Bremen herangezogen werden [BAU09]. [BAU09] beschreibt, dass für den Betrieb ihrer Anlage, bei einer Substratmenge von 600 m³/d, 50 kW Strom und 2,3 MW Abwärme benötigt wird. Die ermittelte Schlammfracht auf der KA Tulln beträgt 30 - 40 m³/d. Daraus resultierend müsste für das ANAStrip-Verfahren auf der KA Tulln 3,3 kW Strom und 150 kW Abwärme zur freien Verfügung stehen. Wie die Bilanzierung zeigt, liegt der Eigenabdeckungsgrad auf der KA Tulln zwischen 35 und 60 %. Es steht damit keine freie Energie zum Betrieb der ANAStrip-Anlage zur Verfügung, sondern müsste über eine externe Versorgung eingebracht werden. Aus der heutigen Sicht ist das ANAStrip-Verfahren zur Reduktion von Stickstoff aus Faulschlamm nicht ökonomisch zu betreiben und stellt daher im Moment keine Alternative zu konventionellen Behandlungsverfahren dar.

5.2. Inbetriebnahme Pilotanlage und erste Erkenntnisse

5.2.1. Eliminierung von Stickstoff aus dem Faulschlamm

Abbildung 5.1 zeigt den Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in den beiden Faultürmen und im Strippbehälter im betrachteten Zeitraum von 04.03.2013 - 23.08.2013. Zwischen den beiden Faultürmen ist bis zum Start der Rezyklierung des gestrippten Schlammes kein wesentlicher Unterschied erkennbar. Danach sind im Faulturm 1 tendenziell geringere Ammonium-Werte zu erkennen.

Die Abbauraten an Ammonium durch die Strippanlagen variierten zwischen 25 und maximal 56 %. Es ist kein klarer Unterschied zwischen den beiden Versuchszuständen (nicht rezykliert und rezykliert) zu erkennen. Klar zu erkennen ist, dass durch den Vorgang der Strippung des Faulschlammes eine Reduktion des Stickstoffs aus dem Faulschlamm stattfindet.

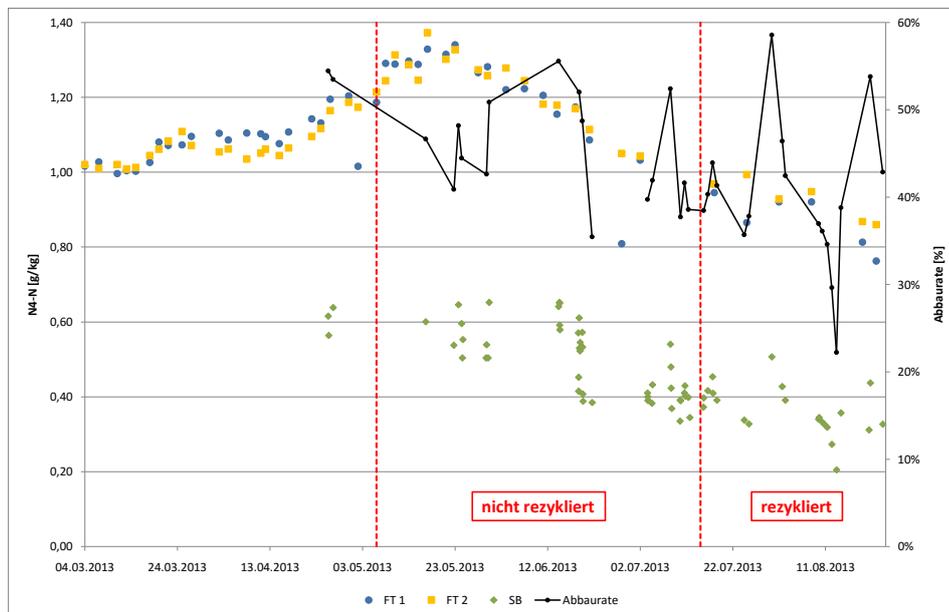


Abb. 5.1.: Abbaurate Strippbehälter

Die kontinuierliche Strippung des Faulschlammes war aufgrund der beobachteten Neigung desselben zur Schaumbildung schwierig zu bewerkstelligen. Das gesamte System der Strippung reagierte empfindlich auf kleine Schwankungen in der Wärmezufuhr bzw. des aufgesetzten Vakuums. Für eine Verbesserung der Strippgrade müsste eine Adaption des Settings angedacht werden bzw. eine Feinjustierung der Parameter angestrebt werden.

5.2.2. Erhöhung der Biogasproduktion im Faulschlamm

Über den Mehr- bzw. Minderertrag an Biogas durch gestrippten und rezyklierten Schlamm kann anhand der vorliegenden Daten aus der Pilotanlage keine Aussage getroffen werden.

Versuch 1 (nicht rezyklierter Schlamm) und Versuch 2 (rezyklierter Schlamm) zeigen weder in der Zusammensetzung noch in der produzierten Menge verglichen mit dem Referenzreaktor signifikante Unterschiede. Für eine detaillierte Aussage ist eine Verbesserung des Messsystems (z.B. Messung Gasstrom über Gasuhren statt über Messblenden, Einbau eines Abscheidebehälters für Kondensat) anzudenken.

5.2.3. Allgemeine Zusammenfassung der Versuche 1 und 2

Aufgrund diverser Modifikationen bedingt durch das Setting der Pilotanlage konnten die beiden Versuchszustände nicht zyklierter bzw. zyklierter gestrippter Schlamm nur über vergleichsweise kurze Zeiträume gefahren werden. In anaeroben Systemen ist aufgrund der langsamen Wachstumsraten aller beteiligten Mikroorganismen mit sehr langen Adaptionszeiten nach Veränderung der Versuchsbedingungen zu rechnen, sodass diese über entsprechend lange Zeiträume angelegt werden müssen.

Durch diverse technische bzw. verfahrenstechnische Restriktionen und des sensibel reagierenden Systems der Strippanlage fanden teils längere Anfahrkurven bzw. Unterbrechungen im Prozess statt. Dies war selbst bei der als kontinuierlich zu bezeichnenden Betriebsphase der Fall. Nach jedem Neuanfahren der Anlage musste der Stripptbehälter für mehrere Stunden ausgestrippt werden, um ein Übersäumen in andere Anlagenteile zu verhindern. Durch technische Einschränkungen der Beschickungspumpe konnten nur relativ geringe Rezirkulationsmengen des gestrippten Schlamms erreicht werden.

Aus obigen genannten Gründen konnte im Untersuchungszeitraum kein signifikanter Unterschied zwischen dem mit dem ANAStrip-Verfahren betriebenen Versuchsreaktor (Faulturm 1) und dem Referenzreaktor (Faulturm 2) gefunden werden.

Zusammenfassend lassen sich aus den stattgefunden Versuchen zwar Tendenzen über die betrachteten Hauptziele des adaptierten ANAStrip-Verfahrens erkennen. Diese können zum Abschluss der vorliegenden Arbeit noch nicht eindeutig klassifiziert werden.

5.3. Inbetriebnahme und Optimierung Laborpresse

Die Inbetriebnahme und Adaptierung der Laborpresse führte zum Erzielen von Trockensubstanzen im Bereich von 36 - 40 % für den Schlamm des Referenzfaulturms. Dies ist durchaus vergleichbar mit den zu erzielenden Werten auf Kammerfilterpressen für eine Kalk-Eisen-Konditionierung (30- -40 %), vgl. 1.2 Entwässerungsmaschinen).

Der reine, nicht rezyklierte Schlamm direkt aus dem Strippbehälter zeigte tendenziell eine bessere Entwässerung um bis zu drei Prozentpunkte. Für eine Bestätigung dieser Tendenz müsste eine größer angelegte Versuchsreihe mit statistischer Auswertung durchgeführt werden.

Eine Verbesserung der Entwässerung resultiert direkt in geringeren Entsorgungskosten des Schlammes. Um auf eine Reduktion von 10 % der Entsorgungskosten zu kommen, müsste die Entwässerbarkeit des Schlammes um 4 % gesteigert werden.

Abkürzungen

Abkürzung	Langtext
AEV	... Abwasseremissionsverordnung
anorg	... anorganisch
ATV	... Abwassertechnische Vereinigung
BHKW	... Blockheizkraftwerk
BMP	... Bestimmung von Biomethan
BSB ₅	... Biologischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen
CH ₄	... Methan
CSB	... Chemischer Sauerstoffbedarf
CO ₂	... Kohlendioxid
d	... Tag
E	... Einwohner
EW	... Einwohnerwert
EU	... Europäische Union
FT	... Faulturm
ges	... gesamt
H ₂	... Wasserstoff
H ₂ S	... Schwefelwasserstoff
kWh	... Kilowattstunden
m ³	... Kubikmeter
mg	... Milligramm
min	... Minute
N ₂	... Stickstoff
NH ₃	... Ammoniak
NH ₄ ⁺	... Ammonium
NH ₄ -N	... Ammonium-Stickstoff
NO ₂ ⁻	... Nitrit
NO ₃ ⁻	... Nitrat
O ₂	... Sauerstoff
oTS	... organische Trockensubstanz
TS	... Trockensubstanz

Abbildungsverzeichnis

1.1. Schema Kläranlage mit aerober Schlammstabilisierung [AGI01]	3
1.2. Schema Kläranlage mit anaerober Schlammstabilisierung [AGI01]	4
1.3. Schema eines Heizkreislaufes eines Faulturms [FRE16]	8
1.4. Funktionsweise Blockheizkraftwerk [FRE16]	9
1.5. Prinzip einer Kammerfilterpresse	13
1.6. Beispiel einer Stickstoffbilanz für eine kommunale Kläranlage [in g N/(E • d)] (VK: Vor- klärung; N/DN: Nitrifikation/Denitrifikation; NK: Nachklärung; FB: Faulung; EW: Entwäs- serung) nach [SCH10]	16
1.7. praktisch relevante Verfahrensansätze zur Behandlung von Schlammwasser [JAR05] . . .	19
1.8. Dissoziationsgleichgewicht von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ [AMM16]	21
1.9. Bilanzgrenzen zur Auslegung einer Strippanlage [RAU96]	22
1.10. Prinzip der Luftstrippung mit Regenerierung der Luft durch saure Wäsche [BOR09]	24
1.11. Prinzip der Dampfstrippung [BOR09]	25
1.12. Fließbild des ANAStrip-Verfahrens (A...Strippebehälter, B...Strippebehälter, C...Vorlagebehälter, 1...Substratzufuhr, 2...Substratabfuhr, 3...Erwärmung/Kühlung, 4...Evakuierungsluft, 5...Absorptionsmittelzufuhr, 6...Ammoniumsulfat-/Kalkabzug) nach [ANA16]	26
1.13. Einsatzmöglichkeiten einer ANAStrip-Anlage [HUB11]	29
1.14. Energiefluss auf Kläranlagen mit Faulung [AGI01]	32
1.15. Stickstoffkreislauf [STI16]	34
3.1. Schema Kläranlage [TUL16]	38
3.2. Fließschema Pilotanlage	42
3.3. Schema eines Batchtests	47
3.4. Laborminipresse zur Durchführung der Schlammversuche	48
3.5. Bilanz [SAT12]	50
3.6. Flowsheet Bilanzierung Kläranlage	59
4.1. Gas: Zusammensetzung des Gases in %	62
4.2. Gas: Zusammensetzung des Gases in ppm	62
4.3. pH-Wert: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleitdauer	63
4.4. Trockensubstanz: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleitdauer . . .	64

4.5. organische Trockensubstanz: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleitdauer	64
4.6. Ammonium-Konzentration: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleitdauer	65
4.7. chemischer Sauerstoffbedarf: Verlauf der Faultürme 1 & 2 und des Zulaufs über die Begleitdauer	66
4.8. Prozentualer CSB-Abbau von Faulturm 1 & 2 im Vergleich zum Zulauf	66
4.9. Gasertrag beider Faultürme, die korrigierten Daten sind dargestellt	67
4.10. Gasertrag Faulturm 1: Darstellung der Auswirkung der Kalibration	68
4.11. Gasertrag Faulturm 2: Darstellung der Auswirkung der Kalibration	68
4.12. Verlauf des Füllstandes beider Faultürme in Vergleich zum Sollfüllstand (95 %)	69
4.13. Austrag aus Faulturm 1 & 2; der Austrag aus dem Faulturm 1 inkludiert den rezyklierten Faulschlammstrom	70
4.14. Verlauf der mikrobiologischen Verweilzeit in den Faultürmen	71
4.15. Verlauf der Ammoniumkonzentration in den Faultürmen und im Strippbehälter	72
4.16. Laufzeit der Strippanlage und Durchsatz durch den Strippbehälter	73
4.17. Aufsummierte Menge des gestrippten Faulschlammes	73
4.18. Biogasproduktion der belüfteten Proben	74
4.19. Inhibition der belüfteten Proben verglichen mit dem Blank	75
4.20. Biogasproduktion der erhitzten Proben	75
4.21. Inhibition der erhitzten Proben verglichen mit dem Blank	76
4.22. Biogasproduktion der erhitzten und belüfteten Proben	76
4.23. Inhibition der erhitzten und belüfteten Proben verglichen mit dem Blank	77
4.24. 1. Optimierungsversuch: Anpassung der Presszeit	79
4.25. 2. Optimierungsversuch: Testung auf Wiederholbarkeit der Pressung	80
4.26. 3. Optimierungsversuch: Optimale Pressgeschwindigkeit	80
4.27. 4. Optimierungsversuch: Vergleich der 1-stufigen zur 2-stufigen Pressung	81
4.28. NH ₄ : Zulauf und Ablauf der Kläranlage	83
4.29. TN: Stickstofffrachten	84
4.30. Energie: Energieverbrauch der Kläranlage	85
5.1. Abbaurate Strippbehälter	98

Tabellenverzeichnis

1.1. Beschaffenheit von Klärschlämmen bei abnehmendem Wassergehalt [LES96]	6
1.2. Leistungsdaten Entwässerungsmaschinen nach [DWA13]	11
1.3. Bandbreite für Konzentrationen an Kohlenstoffverbindungen und Nährstoffrückbelastung im Prozesswasser der Schlammbehandlung [ATV91]	16
1.4. Behandlungskostenvergleich der verschiedenen N-Entfernungstechnologien [BAU09] [GRO03]	28
3.1. Charakterisierung der gesiebten Schlammischung, aus einer Einzelbestimmung	46
3.2. Abkürzungen Bilanzierung	60
4.1. Totale Biogasproduktion und Inhibition an ausgewählten Tagen	77
4.2. Änderungen in der Schlammkonditionierung	79
4.3. 5.Optimierungsversuch: Anpassung der Pressdauer im 2-stufigen Presssystem	81
4.4. Parameter des 2-stufigen Betriebs	82
4.5. Ergebnisse des Pressbetriebs als Mittelwerte aus 4-fach Bestimmungen	82
4.6. Jahresbilanz Kläranlage Tulln	86
A.1. Verlauf der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz von Faulturm 1 & 2 über den Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)	109
A.2. Verlauf der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz des Zulaufs über den Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)	110
A.3. Chemischer Sauerstoffbedarf von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüber- wachung (7.3.13 – 19.8.13)	111
A.4. Prozentualer CSB Abbau von Faulturm 1 & 2 im Vergleich zum Zulauf	113
A.5. Verlauf des pH-Werts von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)	113
A.6. Verlauf der Ammoniumkonzentration von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Be- gleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)	116
A.7. Gaszusammensetzung von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwa- chung (7.3.13 – 19.8.13)	117
A.8. Gasproduktion beider Faultürme im wöchentlichen Durchschnitt	119
A.9. Gesamtgasproduktion im ausgewerteten Zeitraum	120
A.10.Verlauf der Ammoniumkonzentration und des pH-Werts im Strippbehälter über den Zeit- lauf der Begleitüberwachung(7.3.13 – 19.8.13)	120

A.11.Darstellung der Laufzeit der Strippanlage von Anfang Mai bis Mitte September	122
A.12.Gesamtmenge des gestrippten Faulschlammes	123
A.13.Erster Optimierungsversuch: Suche nach der optimalen Presszeit	124
A.14.Zweiter Optimierungsversuch: Versuch der Ermittlung der Standardabweichung	124
A.15.Dritter Optimierungsversuch: Ermittlung der optimalen Pressgeschwindigkeit	125
A.16.Vierter Optimierungsversuch: Erste Tests zur 2-stufigen Pressung	126
A.17.Fünfter Optimierungsversuch: Ermittlung der optimalen Pressbedingungen bei der 2- stufigen Pressung	127
A.18.Sechster Optimierungsversuch: Festlegung der Pressbedingungen bei der 2-stufigen Pressung	128
B.1. Biogasproduktion der belüfteten Proben	129
B.2. Inhibition der belüfteten Proben verglichen mit Blank	130
B.3. Biogasproduktion der erhitzten Proben	131
B.4. Inhibition der erhitzten Proben verglichen mit Blank	132
B.5. Biogasproduktion der belüfteten und erhitzten Proben	133
B.6. Inhibition der belüfteten und erhitzten Proben verglichen mit Blank	134

Literaturverzeichnis

- [AGI01] AGIS: *Energieoptimierung von Kläranlagen Pilotprojekt Detailuntersuchung von 21 Anlagen - Endbericht Teil A*. 2001
- [AIM11] AIM: *Erschließung und Anpassung des ANAStrip-Verfahrens zur N-Rückgewinnung für Kläranlagen mit Klärschlammfäulung*. Timelkam, 2011
- [AMM16] <http://www.nibis.ni.schule.de/glue2n21/Jeetzel/jeetzel.html>; zuletzt aufgerufen am 05.02.2016
- [ANA16] <http://www.ssm-technology.com>; zuletzt abgerufen am 05.02.2016
- [ATV91] ATV: *Arbeitsblatt A131 Bemessung und Betrieb von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnergleichwerten*. Abwassertechnische Vereinigung e.V., 1991
- [BÜ00] BÜKER: *Mensch - Kultur - Abwasser. Von der Annehmlichkeit für wenige zur Existenzfrage der Gesellschaft - Der Umgang des Menschen mit Abwässern*. Essen : Die blaue Eule, 2000
- [BAU09] BAUERMEISTER ET AL: *Stickstoffabtrennung mit ANAStrip GNS-Verfahren*. In: *Gülzower Fachgespräche* (2009)
- [BIS05] BISCHOFBERGER ET AL: *Anaerobtechnik*. Berlin Heidelberg : Springer, 2005
- [BOR09] BORMANN ET AL: *Auswirkungen der thermischen Klärschlammhydrolyse und der prozessintegrierten Nährstoffrückgewinnung auf die Stoffstrom- und Energiebilanzen auf Kläranlagen AZ 24507-23*. Osnabrück : Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 2009
- [CER13] CERBE ET AL: *Technische Thermodynamik - Theoretische Grundlagen und praktische Anwendungen*. München : Carl Hanser Verlag, 2013
- [CHE02] CHEREMISINOFF: *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies*. Woburn : Butterworth-Heinemann, 2002
- [CHR10] CHRISTEN: *Praxiswissen der chemischen Verfahrenstechnik*. Berlin Heidelberg : Springer, 2010
- [DWA08] DWA: *Merkblatt DWA-M 383 Kennwerte der Klärschlammwässerung*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2008
- [DWA10] DWA: *Merkblatt DWA-M 363 Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogas*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2010

- [DWA13] DWA: *Merkblatt DWA-M 366 Maschinelle Schlammwässerung*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2013
- [DWA15] DWA: *Merkblatt DWA-M 302 Klärschlammintegration*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2015
- [FRE16] <http://www.aabfrey.com>; zuletzt abgerufen am 05.02.2016
- [FUC10] FUCHS ET AL: *Technologiebewertung von Gärrestbehandlungs- und Verwertungskonzepten*. Tulln : Universität für Bodenkultur, 2010
- [GEB94] GEBEL ET AL: Ammoniakrecycling aus den Prozeßwässern der Schlammwässerung. In: *Korrespondenz Abwasser* (1994)
- [GRA05] GRAY: *Water Technology - An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*. Elsevier Science & Technology Books, 2005
- [GRO03] GROEMPING: Entscheidungskriterien und Wirtschaftlichkeitsaspekte zur Einbindung der Stickstoffrückbelastung in den Klärprozess. In: *Stickstoffrückbelastung - Stand der Technik* (2003)
- [GUJ07] GUJER: *Siedlungswasserwirtschaft*. Berlin, Heidelberg : Springer, 2007
- [HUA06] HUANG ET AL: Air stripping. In: *Advanced Physicochemical Treatment Processes*. Springer, 2006, S. 47–79
- [HUB11] HUBWEBER: Erschließung und Anpassung des ANAStrip-Verfahrens zur N-Rückgewinnung für Kläranlagen mit Klärschlammfäulung. In: *AIM Technical Solutions GmbH COIN-Antrag* (2011)
- [IMH98] IMHOFF: Geschichte der Abwasserreinigung. In: *Korrespondenz Abwasserreinigung* (1998)
- [JAR96] JARDIN: Menge und Beschaffenheit der Prozesswässer aus der Schlammbehandlung. In: *Stickstoffrückbelastung-Stand der Technik* (1996)
- [JAR05] JARDIN ET AL: *Rückbelastung aus der Schlammbehandlung - Verfahren zur Schlammwasserbehandlung*. Essen, 2005
- [KÜ00] KÜHN: *Die Einordnung der Stickstoffrückbelastung aus der anaeroben Schlammstabilisierung in den Bilanzrahmen einer kommunalen Kläranlage*. Dresden : Dresdner Berichte, 2000
- [KOL96] KOLLBACH ET AL: Einführung in die Problematik der Stickstoff-Rückbelastung. In: *Stickstoffrückbelastung-Stand der Technik* (1996)

- [KOP10] KOPP: Beurteilung der Entwässerbarkeit von Klärschlämmen. In: *Filtrieren und Separieren* (2010)
- [KRO09] KROISS: Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* (2009)
- [LES96] LESCHBER ET AL: *ATV-Handbuch: Klärschlamm*. Berlin : Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, 1996
- [LIN12] LINDTNER: Energiekonzepte für kommunale Kläranlagen - Potentiale und Praxisbeispiele. Energieoptimierung und -gewinnung für siedlungswasserwirtschaftliche Aufgaben. (2012)
- [NAU17] NAUMANN: *Undersögningar ofver fytoplankton och ander den pelagiska regionen foursing gäende gytja - och dybildningar iom vissa sydnoch mellansvenska urbergsvatten*. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar, 1917
- [PAN] PANOS: *Praxisbuch Energiewirtschaft*. Berlin Heidelberg, year = 2009, : Springer-Verlag
- [RAU96] RAUTENBACH ET AL: Bilanzierung einer Ammoniak-Strippkolonnen unter Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes Ammoniak/Ammonium. In: *Korrespondenz Abwasser* Vol 42 (1996)
- [ROS15] ROSENWINKEL ET AL: *Anaerobtechnik: Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. Springer Verlag, 2015
- [SAN16] [http://www.fv-heilbronn.de/pdf/Uebersichtzuletzt abgerufen am 05.02.2016](http://www.fv-heilbronn.de/pdf/Uebersichtzuletzt%20abgerufen%20am%2005.02.2016)
- [SAT12] SATTLER: *Thermische Trennverfahren: Grundlagen, Auslegung, Apparate*. Wiley-VCH Verlag GmbH, 2012
- [SCH10] SCHREFF: *Stickstoffrückbelastung Quellen Relevanz Lösungsansätze*. 2010
- [STI16] <http://www.mpg.de/341914/pdf.pdf>; zuletzt aufgerufen am 05.02.2016
- [TUL16] <http://www.tulln.at>; zuletzt abgerufen am 05.02.2016
- [WEI03] WEINER ET AL: *Environmental Engineering*. Burlington : Butterworth-Heinemann, 2003

A. Analytik

Tabelle A.1.: Verlauf der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz von Faulturm 1 & 2 über den Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FAULTURM 1			FAULTURM 2		
	TS	oTS	oTS	TS	oTS	oTS
	[%]	[%]	[% TS]	[%]	[%]	[% TS]
07.03.2013	2,28	1,48	65%	2,29	1,12	49%
11.03.2013	2,26	1,25	55%	2,24	1,27	57%
13.03.2013	2,20	1,22	55%	1,98	1,18	59%
15.03.2013	1,97	1,19	61%	2,06	1,26	61%
18.03.2013	2,20	1,29	58%	2,07	1,27	61%
20.03.2013	2,27	1,34	59%	2,07	1,29	62%
22.03.2013	2,03	1,27	62%	2,04	1,23	61%
25.03.2013	2,10	1,27	60%	2,20	1,34	61%
27.03.2013	2,15	1,34	62%	2,52	1,42	56%
02.04.2013	2,28	1,38	60%	2,09	1,24	59%
08.04.2013	2,24	1,35	60%	2,30	1,40	61%
11.04.2013	2,14	1,28	60%	2,30	1,40	61%
12.04.2013	2,32	1,38	59%	2,47	1,46	59%
15.04.2013	2,38	1,40	59%	2,08	1,26	61%
17.04.2013	2,28	1,36	60%	2,32	1,40	60%
22.04.2013	2,66	1,53	57%	2,54	1,51	60%
24.04.2013	2,56	1,48	58%	2,69	1,55	58%
26.04.2013	2,27	1,43	63%	2,54	1,52	60%
30.04.2013	2,28	1,49	66%	2,41	1,41	59%
02.05.2013	2,68	1,60	60%	2,41	1,46	61%
06.05.2013	2,59	1,55	60%	2,84	1,72	60%
08.05.2013	2,36	1,35	57%	2,35	1,37	58%
10.05.2013	2,49	1,38	55%	2,44	1,36	56%
13.05.2013	2,31	1,29	56%	2,40	1,37	57%
15.05.2013	2,48	1,38	56%	2,43	1,39	57%
17.05.2013	2,49	1,32	53%	2,43	1,41	58%

Verlauf der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz von Faulturm 1 & 2 über den Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FAULTURM 1			FAULTURM 2		
	TS	oTS	oTS	TS	oTS	oTS
	[%]	[%]	[% TS]	[%]	[%]	[% TS]
21.05.2013	2,31	1,29	56%	2,30	1,31	57%
23.05.2013	2,23	1,26	56%	2,30	1,41	61%
28.05.2013	2,58	1,37	53%	2,39	1,35	57%
30.05.2013	2,19	1,38	63%	2,38	1,38	58%
03.06.2013	2,51	1,40	56%	2,35	1,35	57%
07.06.2013	2,55	1,43	56%	2,34	1,35	58%
11.06.2013	2,75	1,40	51%	2,24	1,32	59%
14.06.2013	2,42	1,38	57%	2,30	1,32	57%
18.06.2013	2,46	1,39	57%	2,38	1,37	57%
21.06.2013	2,37	1,40	59%	2,74	1,51	55%
24.06.2013	2,65	1,49	56%	2,46	1,44	58%
28.06.2013	2,65	1,48	56%	2,33	1,37	59%
18.07.2013	2,57	1,34	52%	2,22	1,26	57%
25.07.2013	2,11	1,21	58%	2,36	1,29	55%
01.08.2013	2,11	1,21	57%	2,29	1,38	61%
08.08.2013	2,11	1,20	57%	2,06	1,27	62%
19.08.2013	2,46	1,27	51%	2,16	1,32	61%

Tabelle A.2.: Verlauf der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz des Zulaufs über den Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

ZULAUF			
DATUM	TS	oTS	oTS
	[%]	[%]	[% TS]
07.03.2013	3,82	2,97	78%
18.03.2013	3,82	2,94	77%
02.04.2013	3,64	2,64	73%
08.04.2013	3,40	2,46	72%
15.04.2013	4,07	3,13	77%
22.04.2013	4,01	2,92	73%

Verlauf der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz des Zulaufs über den Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

ZULAUF			
DATUM	TS	oTS	oTS
	[%]	[%]	[% TS]
08.05.2013	2,93	2,01	68%
23.05.2013	2,85	2,17	76%
30.05.2013	3,49	2,33	67%
07.06.2013	3,08	2,23	73%
14.06.2013	3,57	2,40	67%
21.06.2013	3,39	2,44	72%
28.06.2013	3,15	2,18	69%
18.07.2013	3,30	2,33	71%
25.07.2013	2,82	2,01	71%
01.08.2013	2,87	2,06	72%
08.08.2013	2,68	1,90	71%
19.08.2013	2,13	1,53	72%

Tabelle A.3.: Chemischer Sauerstoffbedarf von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FT 1	FT2	ZL
	[g COD/kg]	[g COD/kg]	[g COD/kg]
05.03.2013	12,5	12,7	
11.03.2013	13,1	12,8	31,2
13.03.2013	12,8	13,2	
15.03.2013	13,5	14,2	
18.03.2013	12,7	13,2	30,8
20.03.2013	13,6	14,2	
22.03.2013	14,1	13,7	
25.03.2013	13,7	14,6	
27.03.2013	15,2	14,8	32,4
02.04.2013	14,3	15,2	33,2
04.04.2013	14,2	13,8	
08.04.2013	15,7	14,5	31,8

Chemischer Sauerstoffbedarf von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung
(7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FT 1	FT 2	ZL
	[g COD/kg]	[g COD/kg]	[g COD/kg]
09.04.2013	14,5	14	
12.04.2013	12,9	12,9	
15.04.2013	13,7	14,2	30,9
17.04.2013	14,3	15,3	
22.04.2013	13,8	14,3	35,7
24.04.2013	15,2	14,8	
26.04.2013	16,7	17,2	
30.04.2013	14,5	15,3	
02.05.2013	12,7	12,5	37,6
06.05.2013	13,8	11,9	
08.05.2013	14,4	13,6	34,3
10.05.2013	15,8	14,8	
13.05.2013	16,2	15,7	
15.05.2013	16,4	15,9	
17.05.2013	15,7	16,1	
21.05.2013	14,6	15,3	37,2
28.05.2013	15,4	14,5	
30.05.2013	16,7	15,8	38,1
03.06.2013	15,3	14,9	41,51
07.06.2013	16,7	15,9	
11.06.2013	23,65	23,96	
14.06.2013	22,53	12,75	26,33
18.06.2013	21,83	19,58	40,01
28.06.2013	18,6	18,48	37
02.07.2013	19,19	14,12	
18.07.2013	15,67	21,48	43,51
25.07.2013	12,03	18,51	36,6
01.08.2013	18,25	19,51	31,08
08.08.2013	18,36	16,44	39,49
19.08.2013	14,69	14,19	17,26

Chemischer Sauerstoffbedarf von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung
(7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FT 1	FT 2	ZL
	[g COD/kg]	[g COD/kg]	[g COD/kg]
22.08.2013	19,12	18,36	27,22

Tabelle A.4.: Prozentualer CSB Abbau von Faulturm 1 & 2 im Vergleich zum Zulauf

CSB-ABBAU		
MONAT	FT 1	FT 2
März	57%	56%
April	56%	55%
Mai	59%	60%
Juni	45%	51%
Juli	61%	55%
August	39%	40%

Tabelle A.5.: Verlauf des pH-Werts von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung
(7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FT 1	FT 2	ZL
04.03.2013	7,57		
07.03.2013	7,61	7,57	
11.03.2013	7,64	7,54	6,43
13.03.2013	7,26	7,27	
15.03.2013	7,35	7,42	
18.03.2013	7,29	7,37	6,45
20.03.2013	7,33	7,37	
22.03.2013	7,33	7,38	
25.03.2013	7,27	7,33	
27.03.2013	7,34	7,41	5,39
02.04.2013	7,42	7,47	6,07
04.04.2013	7,5	7,44	
08.04.2013	7,4	7,36	6,69
11.04.2013	7,34	7,31	

Verlauf des pH-Werts von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

Datum	FT 1	FT 2	ZL
12.04.2013	7,38	7,32	
15.04.2013	7,27	7,23	6,27
17.04.2013	7,31	7,3	
22.04.2013	7,32	7,27	6,07
24.04.2013	7,36	7,35	
26.04.2013	7,45	7,34	
30.04.2013	7,35	7,3	
02.05.2013	7,27	7,31	5,91
06.05.2013	7,3	7,34	
08.05.2013	7,46	7,54	6,35
10.05.2013	7,49	7,46	
13.05.2013	7,56	7,51	
15.05.2013	7,49	7,49	
17.05.2013	7,65	7,59	
21.05.2013	7,58	7,58	6,19
23.05.2013	7,52	7,57	
28.05.2013	7,45	7,4	
30.05.2013	7,48	7,51	6,26
03.06.2013	7,36	7,44	
07.06.2013	7,31	7,32	5,33
11.06.2013	7,4	7,42	
14.06.2013	7,41	7,39	5,84
18.06.2013	7,42	7,43	
21.06.2013	7,66	7,46	6,04
24.06.2013	7,62	7,42	
28.06.2013	7,6	7,54	5,26
02.07.2013	7,7	7,51	
18.07.2013	7,6	7,49	6,02
25.07.2013	7,87	7,66	5,46
01.08.2013	7,65	7,71	5,57
08.08.2013	7,49	7,34	5,81

Verlauf des pH-Werts von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

Datum	FT 1	FT 2	ZL
19.08.2013	7,69	7,62	6,12
22.08.2013	7,37	7,35	6,13

Tabelle A.6.: Verlauf der Ammoniumkonzentration von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FT 1	FT 2	ZL
	NH₄ [g/kg]	NH₄ [g/kg]	NH₄ [g/kg]
04.03.2013	1,02	1,02	0,50
07.03.2013	1,03	1,01	
11.03.2013	1,00	1,02	
13.03.2013	1,00	1,01	
15.03.2013	1,00	1,01	0,46
18.03.2013	1,03	1,04	
20.03.2013	1,08	1,06	
22.03.2013	1,07	1,08	
25.03.2013	1,07	1,11	0,35
27.03.2013	1,10	1,07	0,55
02.04.2013	1,10	1,05	
04.04.2013	1,09	1,06	0,66
08.04.2013	1,10	1,03	
11.04.2013	1,10	1,05	
12.04.2013	1,09	1,06	0,31
15.04.2013	1,08	1,04	
17.04.2013	1,11	1,06	0,42
22.04.2013	1,14	1,10	
24.04.2013	1,13	1,12	
26.04.2013	1,19	1,16	
30.04.2013	1,20	1,19	0,39
02.05.2013	1,02	1,17	
06.05.2013	1,19	1,21	0,76
08.05.2013	1,29	1,24	
10.05.2013	1,29	1,31	
13.05.2013	1,30	1,29	
15.05.2013	1,29	1,25	
17.05.2013	1,33	1,37	
21.05.2013	1,31	1,30	0,77
23.05.2013	1,34	1,33	

Verlauf der Ammoniumkonzentration von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FT 1	FT 2	ZL
	NH₄ [g/kg]	NH₄ [g/kg]	NH₄ [g/kg]
28.05.2013	1,27	1,27	0,33
30.05.2013	1,28	1,26	
03.06.2013	1,22	1,28	0,33
07.06.2013	1,22	1,24	
11.06.2013	1,21	1,18	0,36
14.06.2013	1,15	1,18	
18.06.2013	1,17	1,17	0,32
21.06.2013	1,09	1,11	0,26
28.06.2013	0,81	1,05	
02.07.2013	1,03	1,04	0,51
18.07.2013	0,95	0,97	0,31
25.07.2013	0,86	0,99	0,26
01.08.2013	0,92	0,93	0,26
08.08.2013	0,88	0,95	0,33
19.08.2013	0,81	0,87	0,19
22.08.2013	0,76	0,86	0,15

Tabelle A.7.: Gaszusammensetzung von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FAULTURM 1					FAULTURM 2				
	CH₄	CO₂	O₂	H₂	H₂S	CH₄	CO₂	O₂	H₂	H₂S
	[%]	[%]	[%]	[ppm]	[ppm]	[%]	[%]	[%]	[ppm]	[ppm]
26.02.2013	60,3	35,2	0,2	54	58	60,7	35,2	0,1	62	44
05.03.2013	59,3	36,1	0,0	60	64	58,3	36,6	0,1	62	64
06.03.2013	56,8	35,2	0,4	29	0	58,0	35,9	0,1	75	59
11.03.2013	59,1	36,2	0,1	49	59	59,7	35,4	0,2	43	10
13.03.2013	59,6	35,5	0,0	44	5	59,2	35,5	0,2	63	24
18.03.2013	59,1	36,1	0,1	57	79	59,2	35,7	0,2	53	71
20.03.2013	59,7	36,0	0,0	70	62	60,3	35,2	0,0	45	38
22.03.2013	60,0	35,3	0,1	53	67	59,8	34,5	0,2	45	69

Gaszusammensetzung von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FAULTURM 1					FAULTURM 2				
	CH ₄ [%]	CO ₂ [%]	O ₂ [%]	H ₂ [ppm]	H ₂ S [ppm]	CH ₄ [%]	CO ₂ [%]	O ₂ [%]	H ₂ [ppm]	H ₂ S [ppm]
25.03.2013	60,1	36,3	0,1	58	37	61,8	34,8	0,0	41	38
27.03.2013	60,9	35,8	0,0	36	7	61,2	34,9	0,0	38	24
02.04.2013	58,9	34,6	0,3	37	2	60,9	34,8	0,2	74	7
04.04.2013	59,8	34,4	0,3	27	0	59,0	33,9	0,4	34	0
09.04.2013	58,8	36,7	0,0	93	53	58,5	36,7	0,0	77	38
10.04.2013	59,4	35,7	0,0	69	27	59,3	35,6	0,0	68	44
12.04.2013	59,1	35,4	0,0	69	61	58,9	35,8	0,0	69	0
15.04.2013	57,3	36,3	0,1	78	42	58,9	35,1	0,0	99	44
17.04.2013	57,5	34,5	0,3	81	4	56,5	33,6	0,7	92	12
22.04.2013	57,7	35,0	0,1	91	50	58,1	35,1	0,0	100	22
24.04.2013	56,3	35,0	0,5	86	0	59,0	34,9	0,0	77	0
26.04.2013	59,4	32,6	0,3	75	0	59,1	33,6	0,2	83	7
30.04.2013	58,4	34,4	0,1	79	0	57,7	32,0	0,6	88	0
02.05.2013	57,9	34,7	0,1	38	31	59,7	33,7	0,0	41	14
06.05.2013	61,6	32,7	0,1	31	3	61,9	32,4	0,4	34	0
08.05.2013	61,6	32,4	0,1	34	2	61,9	32,5	0,2	42	8
10.05.2013	58,7	31,8	0,3	51	5	58,7	31,7	0,4	49	11
13.05.2013	53,4	27,5	0,7	48	1	53,8	30,4	0,6	41	4
15.05.2013	49,5	26,5	1,0	43	0	53,2	29,3	0,8	37	0
23.05.2013	63,3	33,3	0,1	26	0	63,0	33,2	0,2	25	0
28.05.2013	62,6	33,9	0,1	26	0	62,6	33,7	0,1	38	0
07.06.2013	59,8	36,6	0,4	92	0	61,8	35,8	0,1	92	0
11.06.2013	60,0	35,0	0,2	100	0	57,8	34,1	0,9	58	0
14.06.2013	61,1	34,8	0,1	99	0	58,9	34,2	0,1	83	0
18.06.2013	60,6	34,3	0,0	79	5	60,2	34,1	0,1	81	0
21.06.2013	60,1	34,6	0,2	87	0	59,6	34,2	0,3	83	4
24.06.2013	60,3	34,2	0,1	57	3	59,8	34,5	0,2	64	2
28.06.2013	59,8	34,1	0,3	61	0	60,3	34,7	0,2	61	3
02.07.2013	60,4	34,2	0,2	57	2	61,2	34,1	0,5	58	1

Gaszusammensetzung von Faulturm 1 & 2 und Zulauf im Zeitraum der Begleitüberwachung (7.3.13 – 19.8.13)

DATUM	FAULTURM 1					FAULTURM 2				
	CH ₄	CO ₂	O ₂	H ₂	H ₂ S	CH ₄	CO ₂	O ₂	H ₂	H ₂ S
	[%]	[%]	[%]	[ppm]	[ppm]	[%]	[%]	[%]	[ppm]	[ppm]
18.07.2013	60,3	34,1	0,1	52	3	62,1	34,3	0,2	61	0
25.07.2013	61,2	34,5	0,3	49	1	61,9	34,9	0,4	58	2
08.08.2013	62,3	34,7	0,2	43	0	62,8	34,2	0,3	55	0
19.08.2013	63,3	34,3	0,5	51	0	64,1	34,4	0,0	57	1

Tabelle A.8.: Gasproduktion beider Faultürme im wöchentlichen Durchschnitt

WOCHE	FT 1 [m ³]	FT 2 [m ³]
30.4.-5.5.13	3272	2346
6.5.-12.5.13	3031	2230
13.5.-19.5.13	1187	2129
20.5.-26.5.13	3293	2240
27.5.-2.6.13	3204	2457
3.6.-9.6.13	2502	1797
10.6.-16.6.13	1020	788
17.6.-23.6.13	995	729
24.6.-30.6.13	1307	847
1.7.-7.7.13	884	998
8.7.-14.7.13	567	1270
15.7.-21.7.13	835	1571
22.7.-28.7.13	605	1162
29.7.-4.8.13	1026	1483
5.8.-11.8.13	849	970
12.8.-18.8.13	916	1068
19.8.-25.8.13	1020	1500
26.8.-1.9.13	1070	1783
2.9.-8.9.13	1030	1595
9.9.-15.9.13	1167	1578

Tabelle A.9.: Gesamtgasproduktion im ausgewerteten Zeitraum

	FT 1 [m ³]	FT 2 [m ³]
30.04.-15.09.13	9275	9620

Tabelle A.10.: Verlauf der Ammoniumkonzentration und des pH-Werts im Strippbehälter über den Zeitlauf der Begleitüberwachung(7.3.13 – 19.8.13)

STRIPPBEHÄLTER		
Datum	NH ₄ ⁺	pH
25.04.2013 14:00	0,62	7,41
25.04.2013 15:45	0,56	8,41
26.04.2013 15:00	0,64	7,91
16.05.2013 15:00	0,60	8,63
22.05.2013 17:00	0,54	8,11
23.05.2013 16:40	0,65	8
24.05.2013 09:15	0,60	8,4
24.05.2013 13:40	0,50	8,9
24.05.2013 15:50	0,55	8,98
29.05.2013 16:20	0,50	8,64
29.05.2013 18:30	0,54	9,02
30.05.2013 02:10	0,50	9,13
30.05.2013 08:45	0,65	9,09
14.06.2013 08:00	0,64	8,67
14.06.2013 12:40	0,65	8,31
14.06.2013 13:20	0,59	8,56
14.06.2013 14:10	0,65	8,62
14.06.2013 14:55	0,58	8,65
18.06.2013 14:33	0,57	8,07
18.06.2013 15:35	0,45	7,94
18.06.2013 16:20	0,41	7,62
18.06.2013 18:25	0,61	8,3
18.06.2013 20:30	0,53	8,53
18.06.2013 22:30	0,52	8,6
19.06.2013 00:05	0,55	8,57
19.06.2013 11:25	0,57	8,71

Verlauf der Ammoniumkonzentration und des pH-Werts im Strippbehälter über den Zeitlauf der Begleitüberwachung(7.3.13 – 19.8.13)

STRIPPBEHÄLTER		
Datum	NH₄⁺	pH
19.06.2013 12:25	0,53	8,35
19.06.2013 13:25	0,41	7,85
19.06.2013 14:25	0,39	7,61
21.06.2013 14:05	0,38	7,28
03.07.2013 13:26	0,41	7,27
03.07.2013 14:31	0,40	7,28
03.07.2013 15:26	0,39	7,27
03.07.2013 16:30	0,39	7,27
04.07.2013 12:00	0,38	7,27
04.07.2013 15:00	0,43	7,25
08.07.2013 12:36	0,54	7,19
08.07.2013 15:04	0,48	7,27
08.07.2013 16:20	0,42	7,4
08.07.2013 18:15	0,37	7,16
10.07.2013 13:30	0,34	7,32
10.07.2013 15:30	0,39	7,65
10.07.2013 16:20	0,39	7,37
11.07.2013 13:00	0,41	7,13
11.07.2013 15:00	0,43	7,21
11.07.2013 17:00	0,40	7,85
12.07.2013 08:48	0,40	7,6
12.07.2013 17:10	0,34	7,59
15.07.2013 14:40	0,37	8,15
15.07.2013 16:15	0,40	8,33
16.07.2013 14:20	0,42	8,61
17.07.2013 14:40	0,45	8,08
17.07.2013 16:45	0,41	7,91
18.07.2013 13:00	0,39	7,6
24.07.2013 11:00	0,34	7,97
25.07.2013 11:30	0,33	7,87

Verlauf der Ammoniumkonzentration und des pH-Werts im Strippbehälter über den Zeitlauf der Begleitüberwachung(7.3.13 – 19.8.13)

STRIPPBEHÄLTER		
Datum	NH₄⁺	pH
30.07.2013 09:50	0,51	8,22
01.08.2013 16:07	0,43	7,65
02.08.2013 08:30	0,39	8,07
09.08.2013 12:00	0,34	7,23
09.08.2013 15:15	0,34	7,5
10.08.2013 08:05	0,33	7,82
10.08.2013 19:45	0,33	7,48
11.08.2013 09:08	0,32	7,75
12.08.2013 08:50	0,27	7,77
13.08.2013 09:00	0,20	8,26
14.08.2013 08:30	0,36	8,17
20.08.2013 10:05	0,31	7,66
20.08.2013 16:45	0,44	8,12
23.08.2013 09:30	0,33	8,59

Tabelle A.11.: Darstellung der Laufzeit der Strippanlage von Anfang Mai bis Mitte September

DATUM		DURCHSATZ - SB			
BEGINN	ENDE	DAUER [h]	[l/h]	[l/gesamt]	REZYKLIERUNG
06.05.2013 16:45	06.05.2013 18:30	1,8	2,8	4,9	n
15.05.2013 13:20	15.05.2013 16:00	2,7	2,8	7,5	n
16.05.2013 12:00	16.05.2013 21:50	9,8	2,8	27,5	n
23.05.2013 13:50	23.05.2013 16:40	2,8	2,8	7,9	n
24.05.2013 13:40	24.05.2013 15:45	2,1	2,8	5,8	n
28.05.2013 15:30	28.05.2013 16:00	0,5	2,8	1,4	n
29.05.2013 14:10	30.05.2013 05:00	14,8	2,8	41,5	n
10.06.2013 13:00	10.06.2013 17:30	4,5	2,8	12,6	n
11.06.2013 14:45	11.06.2013 16:00	1,2	2,8	3,5	n
11.06.2013 16:00	11.06.2013 17:00	1,0	4,5	4,5	n
13.06.2013 13:30	13.06.2013 22:30	9,0	4,5	40,5	n
14.06.2013 11:30	14.06.2013 15:00	3,5	4,5	15,8	n

Darstellung der Laufzeit der Strippanlage von Anfang Mai bis Mitte September

DATUM		DURCHSATZ - SB			
BEGINN	ENDE	DAUER [h]	[l/h]	[l/gesamt]	REZYKLIERUNG
17.06.2013 16:30	18.06.2013 00:00	7,5	4,5	33,8	n
02.07.2013 14:30	02.07.2013 16:00	1,5	2,5	3,8	n
04.07.2013 12:00	04.07.2013 16:00	4,0	2,5	10,0	n
08.07.2013 12:30	08.07.2013 17:30	5,0	1,5	7,5	n
11.07.2013 12:00	11.07.2013 22:00	10,0	1,5	15,0	n
15.07.2013 11:30	16.07.2013 05:30	18,0	1,5	27,0	j
17.07.2013 12:30	18.07.2013 16:30	28,0	1,5	42,0	j
23.07.2013 11:40	28.07.2013 22:30	130,8	1,5	196,3	j
30.07.2013 15:30	30.07.2013 22:30	7,0	1,5	10,5	j
01.08.2013 16:30	02.08.2013 08:30	16,00	1,5	24,0	j
05.08.2013 11:00	05.08.2013 17:45	6,75	1,5	10,1	j
08.08.2013 18:30	08.08.2013 20:00	1,50	1,5	2,3	j
09.08.2013 09:00	09.08.2013 15:00	6,00	1,5	9,0	j
09.08.2013 17:45	11.08.2013 09:30	39,75	1,5	59,6	j
11.08.2013 11:30	13.08.2013 09:15	45,75	1,5	68,6	j
13.08.2013 11:15	15.08.2013 08:00	44,75	1,5	67,1	j
16.08.2013 13:15	16.08.2013 16:45	3,50	1,5	5,2	j
20.08.2013 11:30	22.08.2013 01:13	37,72	1,5	56,6	j
22.08.2013 14:00	24.08.2013 22:00	56,00	1,5	84,0	j
28.08.2013 11:00	03.09.2013 16:00	149,00	1,5	223,5	j
06.09.2013 16:00	16.09.2013 18:00	242,00	1,5	363,0	j

Tabelle A.12.: Gesamtmenge des gestrippten Faulschlammes

SUMMEN	DURCHSATZ [l FS]	PROZENTUAL
Menge Gestrippt	1492,3	100 %
Nicht-Rezykliert	243,4	16 %
Rezykliert	1248,8	84 %

Tabelle A.13.: Erster Optimierungsversuch: Suche nach der optimalen Presszeit

	NR 1	NR 2	NR 3	NR 4	NR 5	NR 6
Versuchsvolumen [ml]	210	210	210	210	210	210
Presseinstellungen						
Luftdruck [bar]	5	5	5	5	5	5
Geschwindigkeit [cm/min]	4	4	4	4	4	4
Presszeit [sek]	60	300	420	420	420	420
Filtratwasser [ml]	150	170	182	170	182	180
Pressgut TS [%]	14,42	18,22	27,54	29,53	34,63	31,2

Tabelle A.14.: Zweiter Optimierungsversuch: Versuch der Ermittlung der Standardabweichung

	NR 1	NR 2	NR 3	NR 4	NR 5	NR 6	NR 7	NR 8	NR 9
Versuchsvolumen [ml]	210	210	210	210	210	210	210	210	210
Presseinstellungen									
Luftdruck [bar]	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Geschwindigkeit [cm/min]	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Presszeit [sek]	300	300	300	300	300	300	300	300	300
Filtratwasser [ml]	150	182	186	182	184	180	184	190	184
Pressgut TS [%]	12,3	19,3	19,7	18,5	19,4	19,7	18,1	16,7	17,8

Tabelle A.15.: Dritter Optimierungsversuch: Ermittlung der optimalen Pressgeschwindigkeit

	NR 1	NR 2	NR 3	NR 4	NR 5	NR 6	NR 7	NR 8
Versuchsvolumen [ml]	210	210	210	210	210	210	210	210
Presseinstellungen								
Luftdruck [bar]	5	5	5	5	5	5	5	5
Geschwindigkeit [cm/min]	3	3	3	3	6	6	6	6
Presszeit [sek]	300	300	300	300	300	300	300	300
Filtratwasser [ml]	172	184	186	180	182	180	184	190
Pressgut TS [%]	17,9	18,7	18,4	19,5	27,0	23,6	24,6	15,8

Tabelle A.16.: Vierter Optimierungsversuch: Erste Tests zur 2-stufigen Pressung

	NR 1	NR 2	NR 3	NR 4	NR 5
Versuchsvolumen [ml]	210	210	210	210	210
Presseinstellungen					
HAUPTPRESSUNG					
Luftdruck [bar]	5	5	5	5	5
Geschwindigkeit [cm/min]	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Presszeit [sek]	999	999	999	999	999
NACHPRESSUNG					
Luftdruck [bar]			9	9	9
Geschwindigkeit [cm/min]			2,5	2,5	2,5
Presszeit [sek]			999	999	999
Filtratwasser [ml]	170	172	170	174	194
Pressgut TS [%]	30,2	30,6	35,3	35,8	34,9

Tabelle A.17.: Fünfter Optimierungsversuch: Ermittlung der optimalen Pressbedingungen bei der 2-stufigen Pressung

	NR 1	NR 2	NR 3	NR 4	NR 5	NR 6
Versuchsvolumen [ml]	210	228	222	208	220	204
Presseinstellungen						
HAUPTPRESSUNG						
Luftdruck [bar]	6	6	6	6	6	6
Geschwindigkeit [cm/min]	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Presszeit [sek]	999	999	999	999	999	999
NACHPRESSUNG						
Luftdruck [bar]	8	8	8	8	8	8
Geschwindigkeit [cm/min]			2,5	2,5	2,5	2,5
Presszeit [sek]	999	999	999	999	999	999
Filtratwasser [ml]	182	204	188	188	184	180
Pressgut TS [%]	35,5	31,4	30,4	31,9	35,0	32,5

Tabelle A.18.: Sechster Optimierungsversuch: Festlegung der Pressbedingungen bei der 2-stufigen Pressung

	NR 1	NR 2	NR 3	NR 4	NR 5	NR 6
Versuchsvolumen [ml]	208	214	208	210	220	210
Presseinstellungen						
HAUPTPRESSUNG						
Luftdruck [bar]	4	4	4	4	4	4
Geschwindigkeit [cm/min]	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Presszeit [sek]	900	900	900	900	900	900
NACHPRESSUNG						
Luftdruck [bar]	8	8	8	8	8	8
Geschwindigkeit [cm/min]			2,5	2,5	2,5	2,5
Presszeit [sek]	900	900	900	900	900	900
Filtratwasser [ml]	172	192	194	192	196	190
Pressgut TS [%]	36,2	34,4	34,9	35,6	34,3	33,2

B. Batchtests

Tabelle B.1.: Biogasproduktion der belüfteten Proben

Tag	Blank	30 min	90 min	180 min
0	0	0	0	0
1	537	375	185	126
2	702	498	250	167
3	883	628	328	215
4	987	705	363	250
7	1294	990	548	345
8	1325	1081	621	391
9	1341	1132	665	413
10	1399	1225	770	512
13	1522	1360	1008	608
14	1614	1414	1063	645
15	1709	1500	1136	707
16	1813	1594	1223	776
17	1940	1700	1329	870
20	2221	2005	1748	1248
21	2272	2135	1865	1338
22	2309	2240	1975	1443
23	2335	2318	2080	1558
24	2354	2377	2135	1638
27	2417	2451	2219	1792
28	2445	2478	2250	1816

Tabelle B.2.: Inhibition der belüfteten Proben verglichen mit Blank

Tag	Blank	30 min	90 min	180 min
1	0%	30%	66%	77%
2	0%	29%	64%	76%
3	0%	29%	63%	76%
4	0%	29%	63%	75%
7	0%	23%	58%	73%
8	0%	18%	53%	71%
9	0%	16%	50%	69%
10	0%	12%	45%	63%
13	0%	11%	34%	60%
14	0%	12%	34%	60%
15	0%	12%	34%	59%
16	0%	12%	33%	57%
17	0%	12%	32%	55%
20	0%	10%	21%	44%
21	0%	6%	18%	41%
22	0%	3%	14%	38%
23	0%	1%	11%	33%
24	0%	-1%	9%	30%
27	0%	-1%	8%	26%
28	0%	-1%	8%	26%

Tabelle B.3.: Biogasproduktion der erhitzten Proben

Tag	Blank	30 min	90 min	180 min
0	0	0	0	0
1	537	276	216	366
2	702	330	230	377
3	883	390	278	433
4	987	419	302	470
7	1294	469	357	575
8	1325	486	383	630
9	1341	493	388	671
10	1399	553	458	787
13	1522	595	458	1011
14	1614	656	458	1126
15	1709	732	490	1259
16	1813	833	559	1342
17	1940	959	682	1387
20	2221	1506	1207	1597
21	2272	1592	1362	1704
22	2309	1674	1502	1813
23	2335	1797	1624	1972
24	2354	1932	1747	2176
27	2417	2372	2149	2502
28	2445	2489	2274	2516

Tabelle B.4.: Inhibition der erhitzten Proben verglichen mit Blank

Tag	Blank	30 min	90 min	180 min
1	0%	49%	60%	32%
2	0%	53%	67%	46%
3	0%	56%	69%	51%
4	0%	58%	69%	52%
7	0%	64%	72%	56%
8	0%	63%	71%	52%
9	0%	63%	71%	50%
10	0%	60%	67%	44%
13	0%	61%	70%	34%
14	0%	59%	72%	30%
15	0%	57%	71%	26%
16	0%	54%	69%	26%
17	0%	51%	65%	29%
20	0%	32%	46%	28%
21	0%	30%	40%	25%
22	0%	27%	35%	21%
23	0%	23%	30%	16%
24	0%	18%	26%	8%
27	0%	2%	11%	-4%
28	0%	-2%	7%	-3%

Tabelle B.5.: Biogasproduktion der belüfteten und erhitzten Proben

Tag	Blank	30 min	90 min	180 min
0	0	0	0	0
1	537	19	11	41
2	702	88	11	59
3	883	149	11	75
4	987	208	26	96
7	1294	251	58	119
8	1325	1264	65	125
9	1341	268	70	127
10	1399	338	126	189
13	1522	366	145	189
14	1614	410	196	189
15	1709	474	286	189
16	1813	564	404	215
17	1940	691	544	280
20	2221	1164	950	940
21	2272	1308	1107	1241
22	2309	1440	1274	1468
23	2335	1563	1340	1644
24	2354	1693	1457	1818
27	2417	2046	1727	2221
28	2445	2186	1813	2288

Tabelle B.6.: Inhibition der belüfteten und erhitzten Proben verglichen mit Blank

Tag	30 min	90 min	180 min
1	97%	98%	92%
2	87%	98%	92%
3	83%	99%	92%
4	79%	97%	90%
7	81%	96%	91%
8	80%	95%	91%
9	80%	95%	91%
10	76%	91%	86%
13	76%	90%	88%
14	75%	88%	88%
15	72%	83%	89%
16	69%	78%	88%
17	64%	72%	86%
20	48%	57%	58%
21	42%	51%	45%
22	38%	45%	36%
23	33%	43%	30%
24	28%	38%	23%
27	15%	29%	8%
28	11%	26%	6%
