

Betriebliche und energetische Aspekte von Schlammfaulung und -stabilisierung

Prof. Dr.-Ing. Joachim Hansen, Research Unit in Engineering Science, Université du Luxembourg

1 Einleitung

Neben der eigentlichen Abwasserreinigung mit dem Ziel der ganzjährigen betriebssicheren Einhaltung der Überwachungswerte mit einem möglichst geringen betrieblichen und wirtschaftlichen Aufwand stellt die weitgehenden Stabilisierung des anfallenden Klärschlammes ein wesentliches Ziel dar.

Unter Stabilisierung wird hierbei die Reduzierung der organischen, potenziell geruchsbildenden Inhaltsstoffe verstanden. Vereinfachend heißt das, dass der Schlamm in einen Zustand zu überführen ist, in dem er nach der Ausschleusung aus dem Klärprozess nicht mehr zu weitergehenden Abbaureaktionen neigt und keine unangenehmen Gerüche verbreitet.

Das DWA-Merkblatt M 368 „Biologische Stabilisierung von Klärschlamm“ /2003/ definiert neben diesem eigentlichen Hauptziel der Stabilisierung u.a. folgende „Nebenziele“:

- die Verringerung der Schlamm- bzw. Feststoffmenge
- die Verbesserung der Entwässerbarkeit des Schlamms
- die Verminderung von im Schlamm vorhandenen Krankheitserregern

Daneben ist bei der anaeroben Stabilisierung der Schlämme die Gewinnung von Biogas ein immer wichtiger werdendes Ziel.

Prinzipiell existieren zwei wesentliche biochemische Grundoperationen mit diversen Varianten die dazu geeignet sind, den Schlamm zu stabilisieren: die aerobe Schlammstabilisierung (die in der Praxis meist als simultan aerobe Stabilisierung durchgeführt wird) sowie die anaerobe Stabilisierung (die in der Praxis meist im mesophilen Temperaturbereich, d.h. bei Temperaturen zwischen 30 und 40°C durchgeführt wird). Die Wahl des Stabilisierungsverfahrens hat vielfältige Auswirkungen auf die Bemessung sowie den Betrieb der Gesamtanlage.

Vor dem Hintergrund der derzeitigen Diskussion, aus energetischen Gründen aerobe Stabilisierungsanlagen auf Faulungsbetrieb umzustellen, sollen im nachfolgenden Beitrag – quasi als theoretische Grundlage für die weiteren Ausführungen – eine vergleichende Betrachtung von aeroben Stabilisierungsanlagen und Faulungsanlagen durchgeführt werden.

Hierbei soll insbesondere auf die Auswirkungen des Stabilisierungsverfahrens auf die Bemessung der biologischen Anlagenstufe, die Energiebilanz der Anlage sowie die Auswirkungen auf Schlammmengen, Entwässerungseigenschaften und Rückbelastungen aus der Schlammbehandlung eingegangen werden. Hierbei erfolgt eine Konzentration auf die in der Praxis gängigen Verfahren der simultan aeroben Schlammstabilisierung sowie das Verfahren der mesophilen Schlammfaulung.

2 Prinzipielle Möglichkeiten der Schlammstabilisierung

Zur Klärschlammstabilisierung existieren aus verfahrenstechnischer Sicht im Wesentlichen zwei verschiedene Möglichkeiten:

- Verfahren, die zu einer Verminderung der organischen Substanz über den biochemischen Stoffumsatz führen
- Verfahren, die durch thermische oder chemische Einflüsse zu einer Veränderung des Milieus führen

Während die thermischen bzw. chemischen Verfahren, wie z. B. die Kalkzugabe, von eher untergeordneter Bedeutung sind, und daher an dieser Stelle nicht weiter betrachtet werden, stellen die biologischen Stabilisierungsverfahren die Hauptanwendungen dar. Dabei wird in Verfahren mit

aerobem und anaerobem Stoffumsatz unterschieden. Lässt man auch hier die wenig verbreiteten Verfahren der getrennten aeroben und aerob thermophilen Stabilisierung sowie der "ungeregelten" kalten Faulung außer Acht, stehen folgende Verfahrensführungen im Blickpunkt:

- die simultane aerobe Stabilisierung
- die getrennte anaerobe Stabilisierung im mesophilen Temperaturbereich

2.1 Aerobe Stabilisierung

Bei der aeroben Schlammstabilisierung (siehe Bild 1) wird ein Teil der abbaubaren organischen Substanz von den aeroben Mikroorganismen zu den anorganischen Endprodukten CO_2 , H_2O , NO_3 , u.a. oxidiert. Bei diesem Energiestoffwechsel (dem sogenannten Katabolismus) wird Sauerstoff verbraucht. Mit dem anderen Teil der abbaubaren organischen Substanz wird neue Zellmasse aufgebaut, und es werden Reservestoffe gebildet. Dieser Baustoffwechsel („Anabolismus“) benötigt Energie (in Form von Luftsauerstoff, der über Gebläseaggregate in das Abwasser eingetragen wird). Die von den Mikroorganismen benötigte Grundenergiemenge wird durch das Nährstoffangebot im Schlamm bereitgestellt. Ist dieses erschöpft, so verwenden die Mikroorganismen zuerst ihre gespeicherten Reserven, und dann schließlich ihre körpereigenen endogenen Substrate.

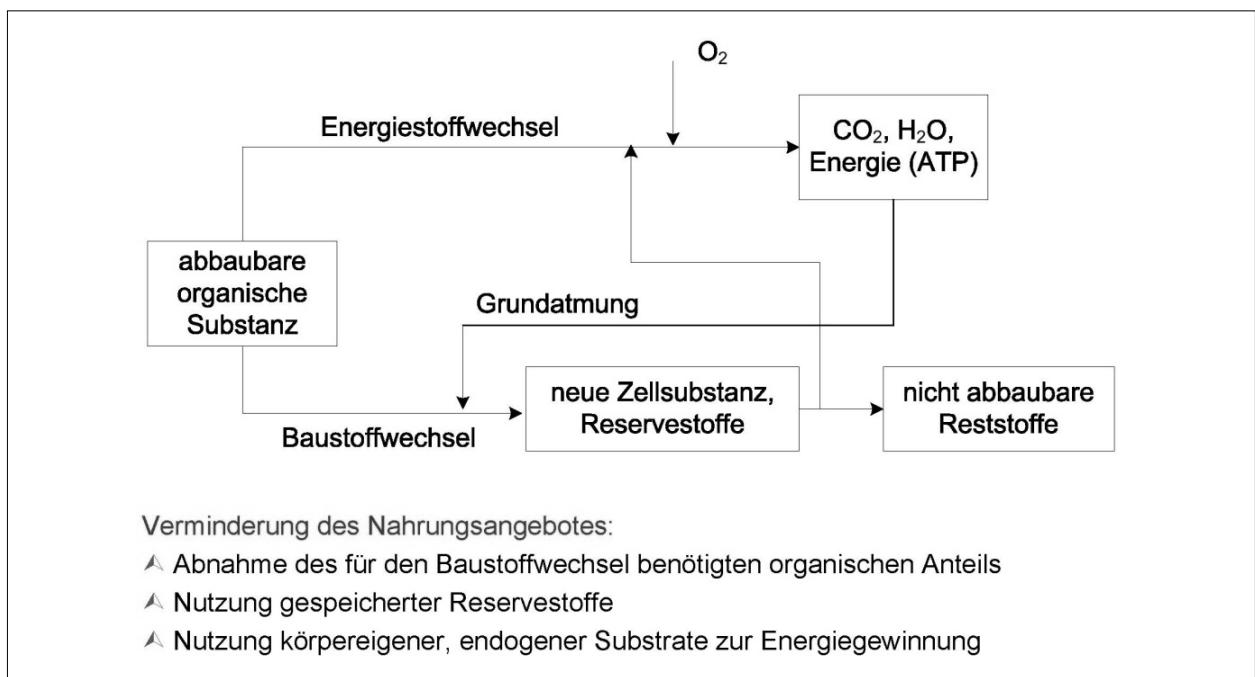


Bild 1: Stoffwechselprozesse bei der aeroben Schlammstabilisierung /Leschber, Loll 1996/

Bei der simultanen aeroben Schlammstabilisierung erfolgt die Stabilisierung gemeinsam mit der biologischen Abwasserreinigung im Belebungsreaktor. Dabei wird das Nährstoffangebot durch die Einstellung einer sehr niedrigen BSB_5 -Schlammbelastung für die Mikroorganismen so gering gehalten, dass diese die abbaubaren organischen Stoffe hauptsächlich im Energiestoffwechsel oxidieren. Die Mikroorganismen enthalten keine gespeicherten Reservestoffe mehr, wodurch eine anschließende Lagerung ermöglicht wird.

Die schematische Darstellung einer Anlage mit simultan aeroben Schlammstabilisierung ist der nachfolgenden Abbildung 2 zu entnehmen.

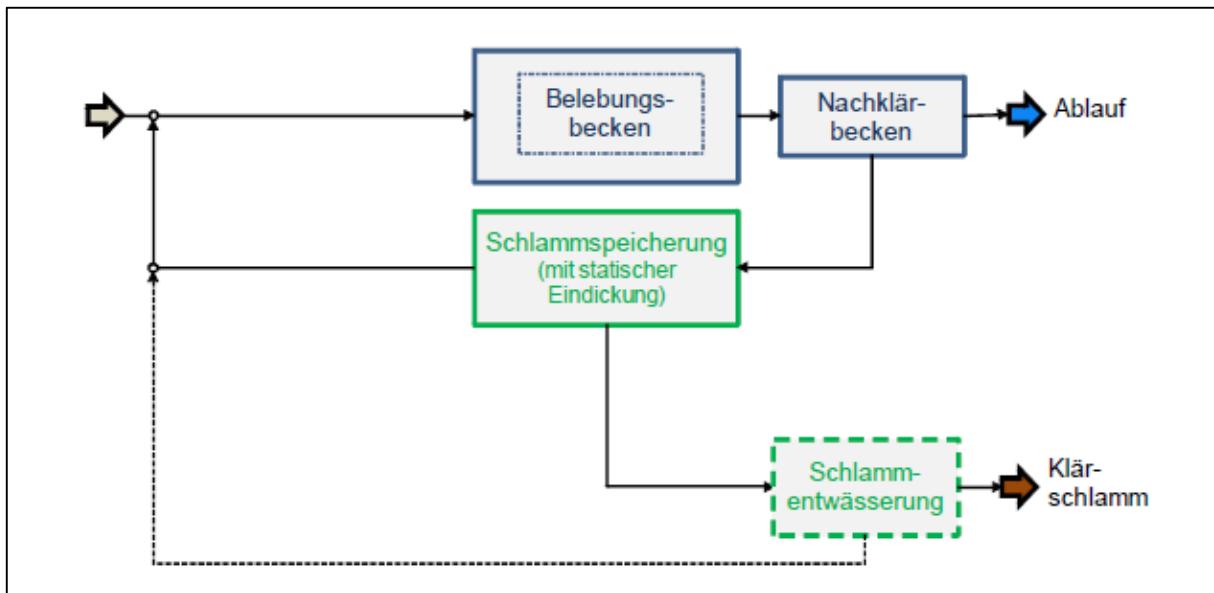


Bild 2: Schematische Darstellung einer Kläranlage mit simultan aerober Schlammstabilisierung /Schreff 2010/

2.2 Anaerobe Stabilisierung

Bei der anaeroben Stabilisierung kann die biologische Anlagenstufe deutlich höher befrachtet werden, so dass das Belebungsbeckenvolumen erheblich reduziert werden kann. Allerdings ist der Klärschlamm, der aus diesem System entnommen wird, noch äußerst aktiv. Er muss daher in einer weiteren Anlagenstufe, dem Faulturm, unter Abschluss von Luftsauerstoff separat stabilisiert werden. Das hierbei entstehende Faulgas kann dann z.B. mit Hilfe eines Blockheizkraftwerkes verstromt werden.

Die anaerobe Schlammstabilisierung ist unter dem Begriff der Faulung bekannt und findet in Faulbehältern statt. Der vorliegende Energiegehalt des Rohschlamms soll dabei weitgehend abgebaut werden. Dieser Abbau von hochmolekularen reduzierten Verbindungen zu niedermolekularen oxidierten Verbindungen erfolgt in vier Schritten (vgl. Bild 3). Bei einem vollständigen anaeroben Abbau entsteht als Endprodukt das gasförmige Methan.

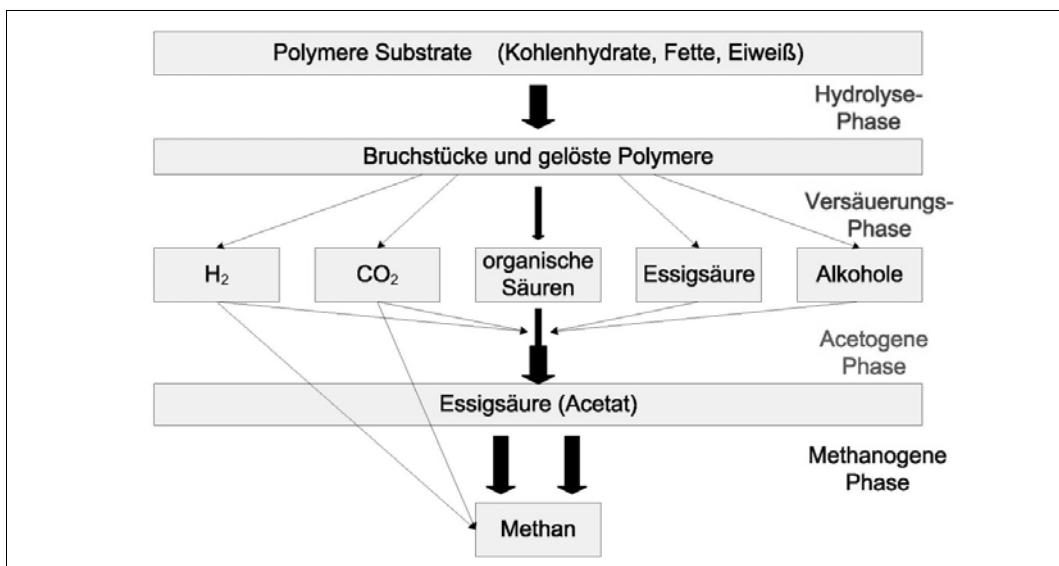


Bild 3: Anaerober Abbau in vier Stufen (Leschber, Loll 1996)

Während der Hydrolyse-Phase spalten Enzyme die hochmolekularen, oft ungelösten, Verbindungen zu Bruchstücken und gelösten Polymeren auf. Von verschiedenen, fakultativen und obligaten, anaeroben Bakterienarten werden in der Versäuerungsphase kurzkettige organische Säuren (z.B. Buttersäure, Propionsäure und Essigsäure), Alkohole, Wasserstoff (H_2) und CO_2 gebildet. Im dritten Verfahrensschritt, der acetogenen Phase, werden die gebildeten organischen Säuren und die Alkohole durch die acetogenen Bakterien in Essigsäure (Acetat) umgewandelt, die dann von Methanbakterien in der methanogenen Phase in energetisch hochwertiges Methan umgesetzt wird.

Die schematische Darstellung einer Anlage mit Schlammfaulung ist dem nachfolgenden Bild 4 zu entnehmen.

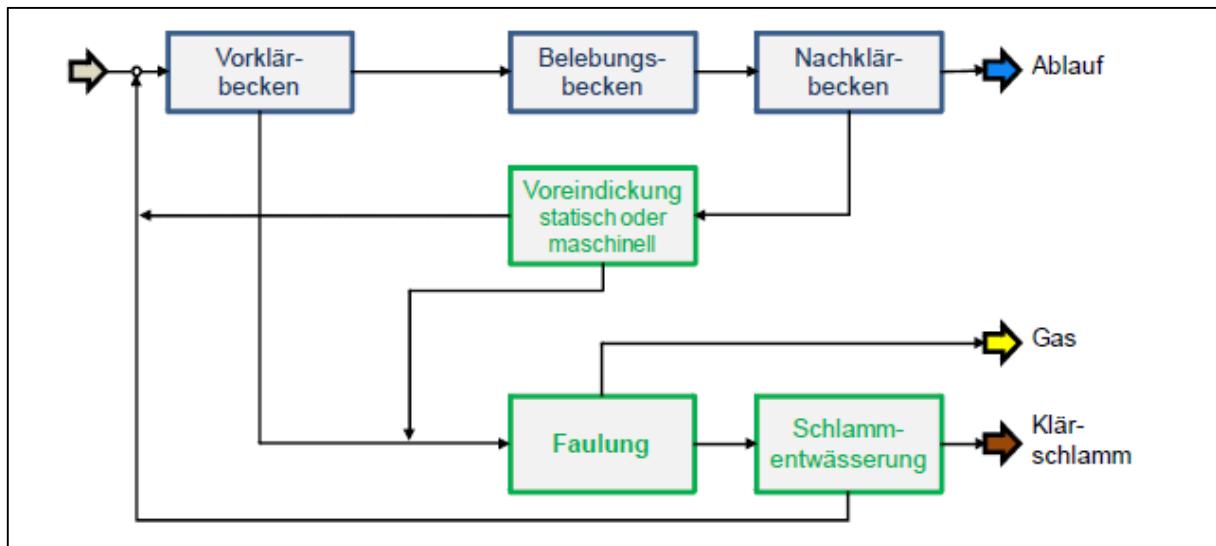


Bild 4: Schematische Darstellung einer Kläranlage mit Schlammfaulung /Schreff 2010/

3 Bemessung der biologischen Reinigungsstufe

Der wesentliche Bemessungsparameter zur Dimensionierung der biologischen Prozessstufe stellt das Schlammalter t_{RS} dar. Das erforderliche Schlammalter ist hierbei abhängig vom Reinigungsziel, der Temperatur und der Kläranlagengröße. Das Bemessungsschlammalter nach ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 bei aeroben Stabilisierungsanlagen mit Stickstoffelimination liegt bei mindestens 25 Tagen, bei Faulungsanlagen bei etwa 10 bis 15 d.

Das erforderliche Schlammhalter hat unmittelbaren Einfluss auf das benötigte Belebungsbeckenvolumen. Das erforderliche, einwohnerspezifische Belebungsbeckenvolumen liegt bei der aeroben Schlammstabilisierung zwischen 300 und 400 l/EW, während es sich bei der Faulung erfahrungsgemäß in einem Bereich zwischen 100 und 200 l/EW bewegt. Damit wird deutlich, dass bei einer Umstellung von aerober Schlammstabilisierung auf Faulung bis zu 50 des bisherigen Belebungsbeckenvolumens nicht mehr erforderlich sind.

Die Reduzierung des spezifischen Beckenvolumens ist hierbei neben dem geringeren erforderlichen Schlammalter auch auf einen Vorabbau der leichtabbaubaren organischen Abwasserinhaltsstoffe (gemessen als BSB_5) durch die Vorklärung zurückzuführen. Eine Vorklärung ist in der Regel bei Faulungsanlagen angeordnet, während bei aeroben Stabilisierungsanlagen auf eine Vorklärung zu verzichten ist.

Bild 5 verdeutlicht beispielhaft die Unterschiede des erforderlichen Belebungsbeckenvolumens zwischen aerober Stabilisierung und Faulung. Das einwohnerspezifische Beckenvolumen liegt im betrachteten Fall bei 395 l/EW bzw. 185 l/EW.

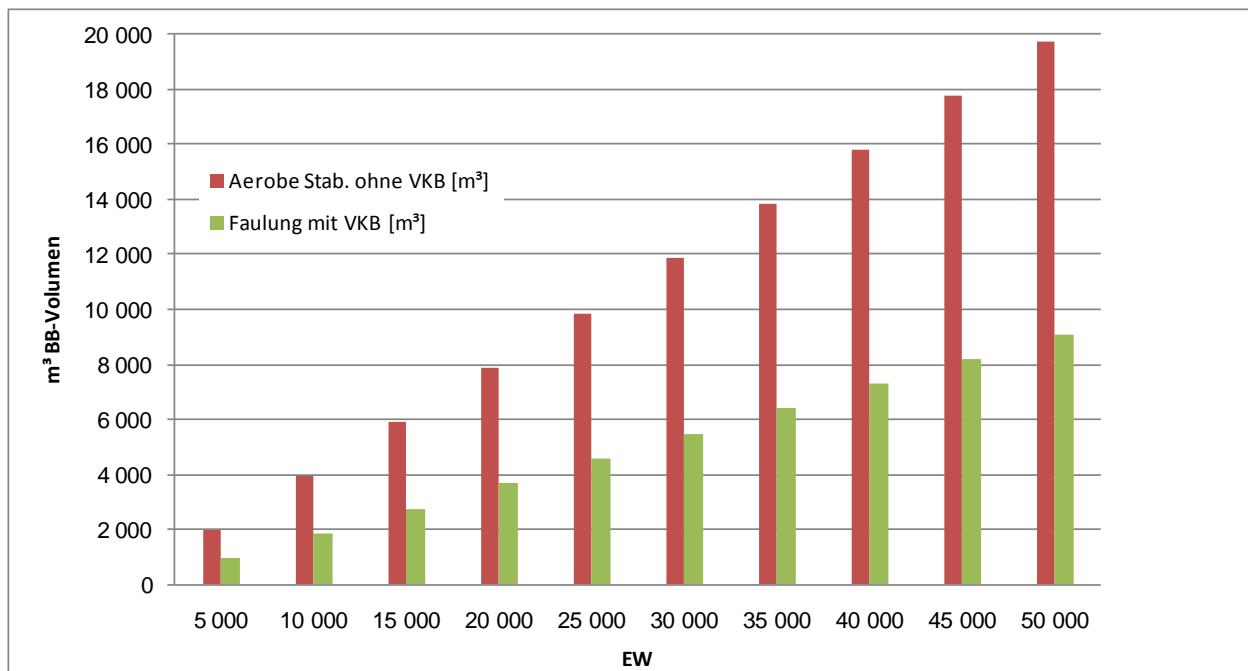


Bild 5: Erforderliches Belebungsbecken-Volumen bei aerober Stabilisierung im Vergleich zu Faulung

Das geringere Schlammalter bedingt bei den Faulungsanlagen eine deutlich geringe Feststoffmasse im Belebungsbecken $M_{TS,BB}$. Dies bedeutet, dass deutlich weniger heterotrophe und autotrophe Bakterienmasse in der Anlage vorhanden ist. Dies bedingt auf der einen Seite eine Reduzierung der Fähigkeit der Anlage, Frachtstöße abzubauen, auf der anderen Seite wird der erforderliche Sauerstoffverbrauch reduziert, da deutlich weniger Bakterien für ihre endogene Atmung („Grundatmung“) mit Sauerstoff versorgt werden müssen.

Die unterschiedlichen Schlammalter bei den Anlagen mit simultan aerober Stabilisierung und den Anlagen mit Schlamfaulung bedingen weiterhin unterschiedliche Restorganikgehalte im abgezogenen Überschussschlamm: während bei den aeroben Stabilisierungsanlagen der Glühverlust bzw. organische Trockenmassenanteil oTR (als Maß für die verbliebene organische Substanz im Schlamm) ca. 50 – 55% beträgt, liegen im Überschussschlamm von Faulungsanlagen noch ca. 70 – 75% oTR vor.

Insofern ist bei einer Umstellung von aeroben Stabilisierungsanlagen auf Faulungsbetrieb darauf zu achten, dass in diesem Fall das Schlammalter im Belebungsreaktor deutlich reduziert wird, da ansonsten neben einem erhöhten Sauerstoffbedarf eine Abnahme des potenziellen Biogasanfalls durch verringerte oTR-Gehalte zu verzeichnen ist.

Die Auswirkungen unterschiedlicher Schlammalter im Falle eines Faulungsbetriebes auf den spezifischen Sauerstoffverbrauch je Einwohner und Tag sind in Bild 6 – zusammen mit dem spezifischen Gasertrag – beispielhaft für eine 1-stündige Vorklärdauer und eine Abwassertemperatur von 15°C dargestellt.

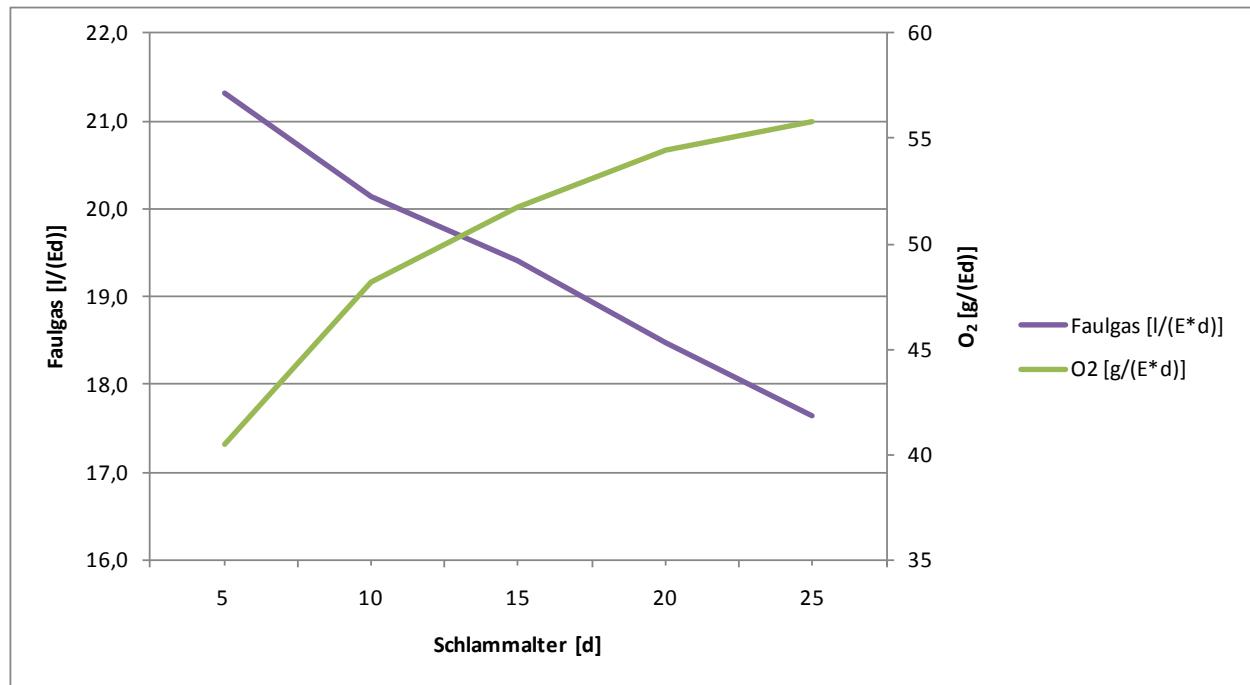


Bild 6: Auswirkungen eines erhöhten Schlammalters auf den Faulgasertrag und den spezifischen Sauerstoffverbrauch pro Einwohner und Tag bei 1h Vorklärdauer und 15°C Abwassertemperatur (nach ATV-A 131, Tabelle 7)

4 Energiebilanz der Anlagen

Die vorstehenden Ausführungen zeigen, dass die Wahl des Stabilisierungsverfahrens gravierende Auswirkungen auf die Energiebilanz der Kläranlagen hat. Nachfolgend soll diese Thematik explizit beleuchtet werden.

4.1 Gesamtenenergieinhalt des Abwassers

Im Abwasser ist Energie in verschiedenen Formen gespeichert:

- als thermische Energie (Wärmeenergie)
- als hydrostatische Energie (Lageenergie)
- als Energie in den organischen Frachten.

Bei der biologischen Abwasserreinigung werden die im Abwasser in reduzierter Form vorliegenden Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen unter Zufuhr von Luftsauerstoff biochemisch oxidiert. Endprodukte des Prozesses sind im Wesentlichen Kohlenstoffdioxid und Wasser. Der Energieinhalt dieser Abbauprodukte ist deutlich niedriger als Energieinhalt der Ausgangssubstrate. Die Energiedifferenz geht als praktisch nicht nutzbare Energie in Form von Abwärme verloren.

Bei der Schlammfaulung wird das ursprünglich im Abwasser in Form der reduzierten Kohlenstoffverbindungen enthaltene Energiepotenzial zum Teil in Methangas gebunden, welches zur Stromerzeugung bspw. über eine Kraft-Wärme-Maschine (z.B. ein Blockheizkraftwerk BHKW) genutzt werden kann. Der anaerobe Prozess verbraucht selbst nur eine nahezu unbedeutende Energiemenge, d. h. die Abwärmemenge ist im Verhältnis zu jener beim aeroben Abbau praktisch vernachlässigbar. Damit ergibt sich die Möglichkeit, einen Anteil des erforderlichen Energieaufwands durch die Verwertung des bei der Schlammfaulung gewonnenen Methangases abzudecken.

Ein ungefähre Maß für das relevante Energiepotenzial im Abwasser ist der CSB. Ausgehend von einer spez. CSB-Fracht von 120 g/EW/d im Rohabwasser und einem Heizwert für Methan von 3,49 kWh/kg CSB berechnet sich der einwohnerwertbezogene Energieinhalt des Abwasser zu: 0,12 kg CSB/EW/d x 365 d/a x 3,49 kWh/kg CSB = rd. 153 kWh/EW/a.

4.2 Nutzbarer Energieinhalt des Abwassers

Der auf Basis des theoretischen Ansatzes des vollständigen anaeroben Abbaus der organischen Verunreinigungen berechnete Wert erlaubt jedoch keine Aussage darüber, zu welchem Anteil die in der organischen Masse gebundene Energie in nutzbare Energie (Strom und/oder Wärme) umgesetzt werden kann. Da im ausgefaulten bzw. aus dem Prozess ausgeschleusten Klärschlamm noch Energie enthalten ist (organische Trockenmasse), ein Großteil des Energieinhalts über den Energiestoffwechsel des aeroben biologischen Abwasserreinigungsprozess "veratmet" wird und ein Restanteil über den Inert-CSB im gereinigten Abwasser verbleibt, stellt die energetische Nutzung des anfallenden Faulgases als Produkt der Schlammfaulung die wesentliche Verwertungsmöglichkeit dar.

Über den anaeroben Abbau des aus dem Reinigungsprozess ausgeschleusten Primär- und Überschussschlamm ergibt sich bei einem Faulgasanfall von ca. 400 l/kg oTS_{zu}, einem Schlammanfall von rund 80 gTS/(E x d) (Primär- und Überschussschlamm) und einem organischen Anteil im Schlamm von 64 Prozent die spez. Klärgasmenge zu $400 \text{ l/kg oTS}_{\text{zu}} \times 0,08 \text{ kg/E} \times 0,64 = \text{ca. } 20 \text{ l/(EW x d)}$.

Bei einem Energiegehalt im Faulgas von bis zu 6,5 kWh/m³ (Annahme: ca. 65 Prozent Methangehalt) ergibt sich mit der vorstehenden Abschätzung des Faulgasanfalls von 20 l/(E x d) eine verwertbare max. spezifische Jahresenergiemenge von $6,5 \text{ kWh/m}^3 \times 0,02 \text{ m}^3/(\text{EW x d}) \times 365 \text{ d/a} = \text{rund } 48 \text{ kWh/(\text{EW x a})}$.

Mit einem elektrischen Gesamt-Wirkungsgrad eines gut ausgelasteten BHKW von etwa 35 % und einem thermischen Wirkungsgrad von etwa 55 % lassen sich aus der verfügbaren Energiemenge

$$48 \text{ kWh/(\text{E x a})} \times 0,35 = \text{ca. } 17 \text{ kWh/(\text{E x a}) \text{ an elektrischer Energie und}}$$

$$48 \text{ kWh/(\text{E x a})} \times 0,55 = \text{ca. } 27 \text{ kWh/(\text{E x a}) \text{ an thermischer Energie}}$$

erzeugen.

4.3 CSB-Bilanzierung

Energie- und Stoffbilanzen sind ein geeignetes Werkzeug um die betrieblichen und wirtschaftlichen Aspekte der beiden Verfahrensvarianten zu beurteilen bzw. zu vergleichen. Zur Bilanzierung bietet sich dabei der CSB an. Der CSB ist der einzige Abwasserparameter für die organische Verunreinigung, der direkt mit Energiekenngrößen (J, WS, kWh) verknüpft werden kann. Als Ergebnis der biologischen Behandlung ergibt sich der CSB im Ablauf aus der Nachklärung und der als CSB gemessene Überschussschlamm.

Die nachfolgende Abbildung 7 zeigt die vergleichenden Ergebnisse einer Bilanzierung bei aerober Stabilisierung und anaerober Stabilisierung (ohne und mit VK):

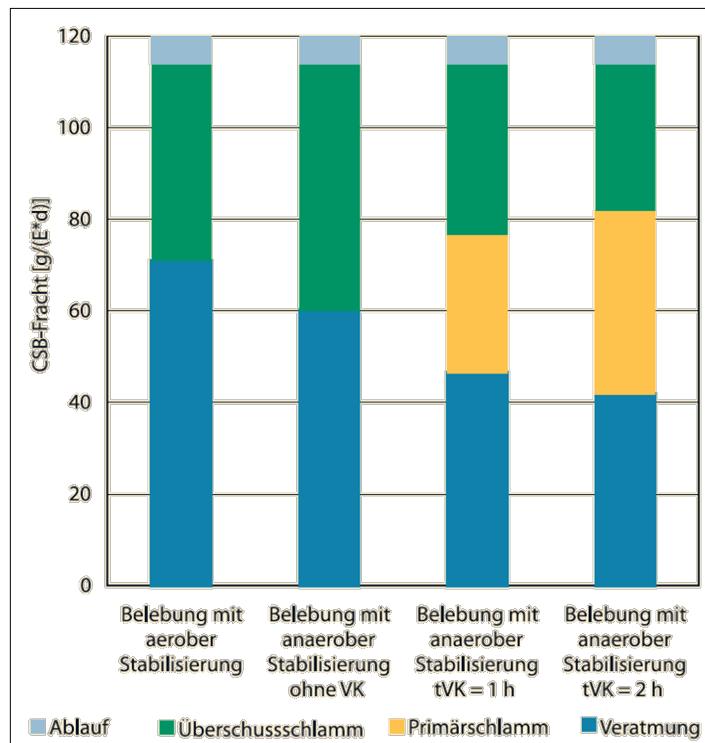


Bild 7: CSB-Bilanzen bei der aeroben und der anaeroben Schlammbestabilisierung (Kolisch et al. 2009)

Die Abbildung zeigt, dass der Anteil des mit dem Überschusschlamm abgezogenen CSB mit der Verkürzung des Schlammtalters in der biologischen Stufe ansteigt. Durch die Integration einer Vorklärung wird der Anteil des über den Schlamm entnommenen CSB nochmals vergrößert und der Anteil des veratmeten CSB geht proportional zurück.

4.4 Energiebilanzierung

Aufgrund der vorstehenden Überlegungen wird nachfolgend eine Energiebilanzierung für unterschiedliche Varianten der Schlammbestabilisierung durchgeführt. Hierbei wird sowohl der Energiebedarf (für die Sauerstoffversorgung) als auch die potenzielle Energieerzeugung (aus der Umwandlung des Biogases in elektrische Energie) abgeschätzt.

Die Abbildung 8 zeigt exemplarisch, dass der Energiebedarf für die Belüftung im Falle der Beispielanlage für die aerobe Stabilisierungsanlage bei ca. 19 kWh elekt. je Einwohner und Jahr liegt. Eine Energieerzeugung erfolgt bei diesem Anlagentyp nicht, da keine Biogasverwertung erfolgen kann. Bei einer Faulungsanlage ohne Vorklärung reduziert sich der erforderliche Energiebedarf durch den verringerten Anteil der endogenen Atmung etwas, die potenzielle Energieerzeugung (nur aus dem anfallenden Überschusschlamm) beträgt rund 9 kWh elekt. je Einwohner und Jahr. Durch die Integration einer Vorklärung mit einer Aufenthaltszeit von 1 h verringert sich der Energiebedarf durch den Abbau von BSB in der Vorklärung deutlich auf ca. 14 kWh, während die potenzielle Erzeugung von elektrischer Energie auf ca. 16 kWh elekt. je Einwohner und Jahr ansteigt.

Bereits hier kann somit der Energiebedarf für die Belüftung durch die Eigenstromerzeugung gedeckt werden. Die Erhöhung der Aufenthaltszeit in der Vorklärung auf 2 h verstärkt diese Tendenz, hier ergibt sich dann in Summe ein ‚Energieplus‘ von ca. 3...4 kWh je Einwohner und Jahr.

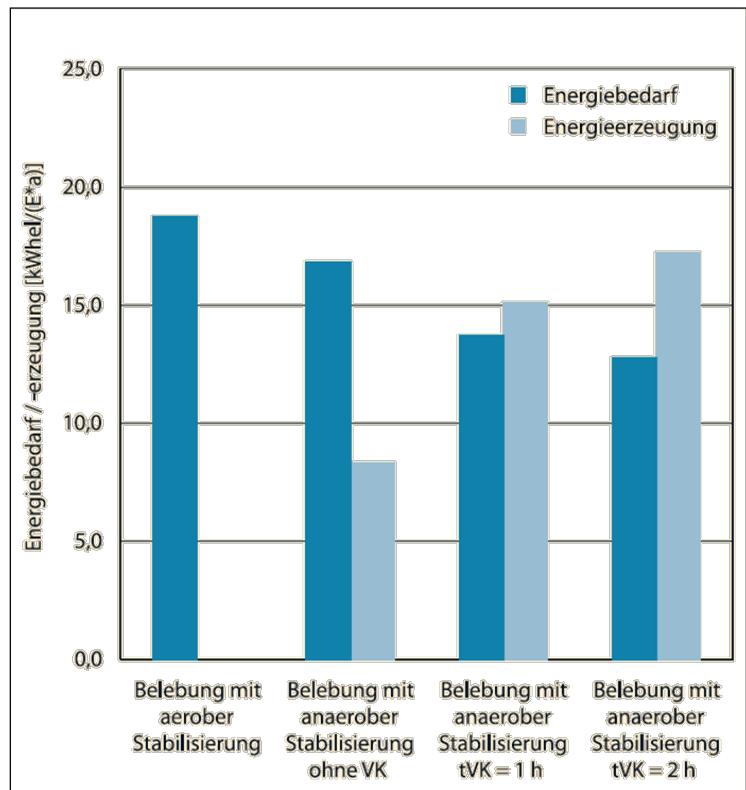


Bild 8: Energiebedarf für den Sauerstoffeintrag in der biologischen Stufe im Vergleich zu der Stromerzeugung aus dem produzierten Klärgas (Kolisch et al. 2009)

4.5 Beispielanlage

Die nachfolgenden Abbildungen 9 und 10 zeigen vergleichend die Energiebilanz einer Kläranlage mit 20 000 EW, zum einen bei Betrieb als Simultanstabilisierung und zum anderen als Faulung mit Klärgasverstromung.

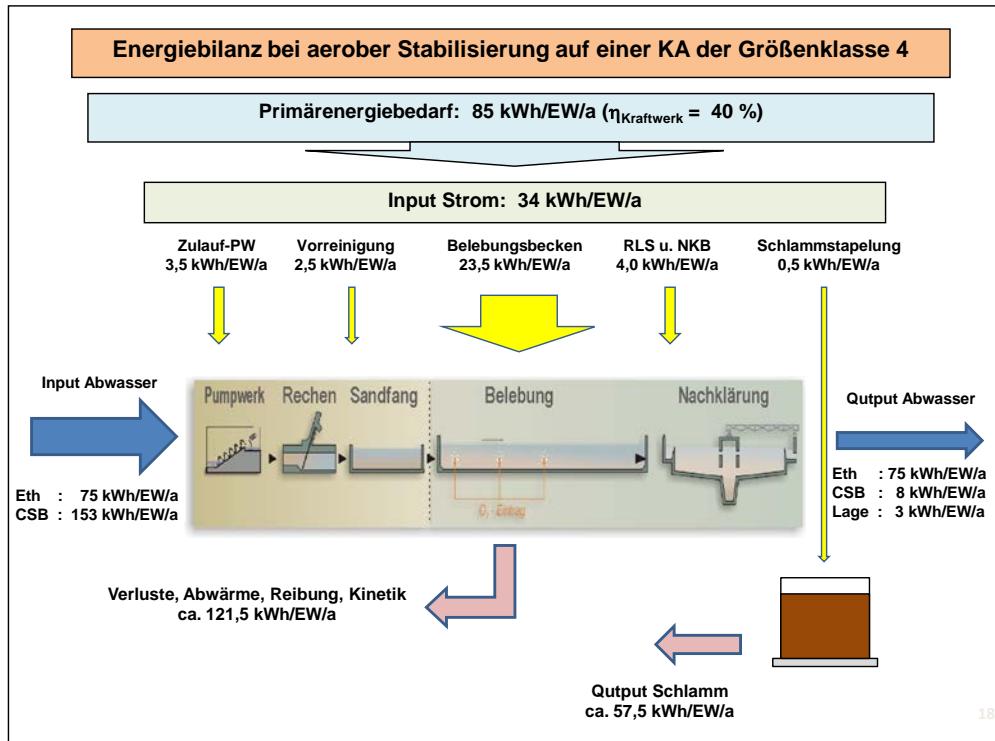


Bild 9: Energiebilanz einer Musterkläranlage mit 20 000 EW bei aerober Stabilisierung /Schmitt et al. 2010/

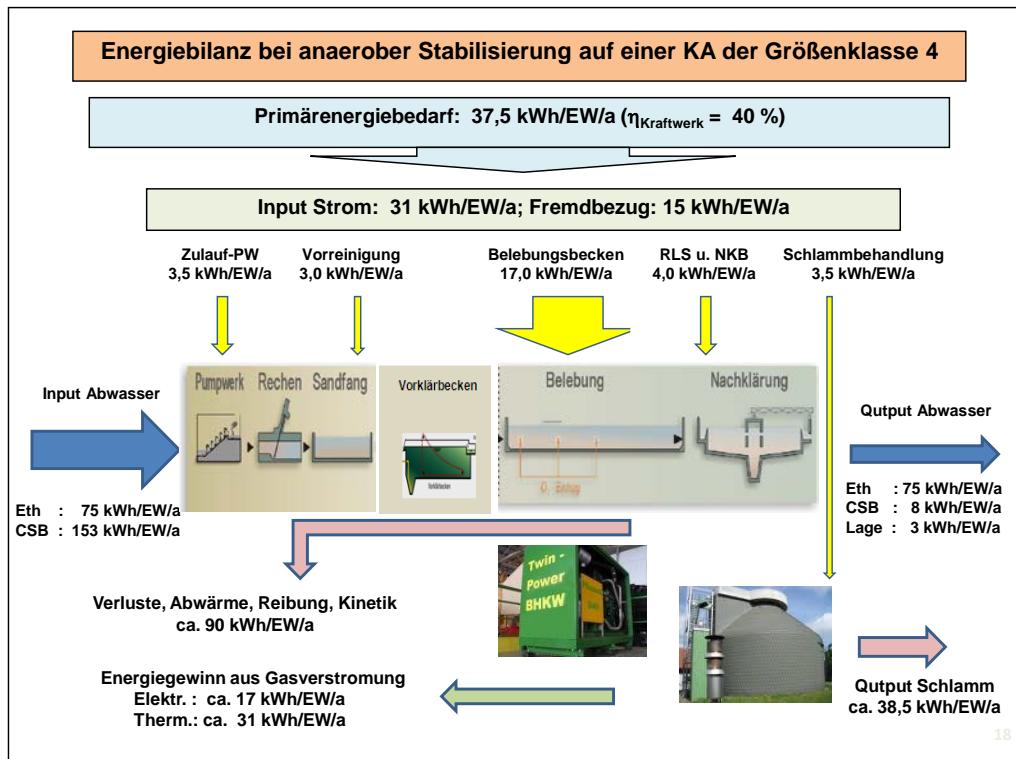


Bild 10: Energiebilanz einer Musterkläranlage mit 20 000 EW bei anaerober Stabilisierung /Schmitt et al. 2010/

Wie aus der Energiebilanzierung hervorgeht, liegt der Energiebedarf bei der aeroben Stabilisierung bei ca. 34 kWh/EW/a während bei einer Kläranlage mit Schlammfaulung nur ca. 14,5 kWh/EW/a an Fremdenergie zugekauft werden müssen. Ursächlich hierfür ist

- die Vorentlastung der Biologie durch die Primärschlammmentnahme in der Vorklärung
- der aufgrund der kleineren Belebungsbecken niedrigere Energiebedarf für die Umwälzung und Durchmischung
- der Energiewinn durch die Verstromung des Faulgases über ein BHKW.

Unter Berücksichtigung der Aspekte des Klimaschutzes und der Ressourcenschonung ergibt sich für die Faulung ein um den Faktor $85/36,25 = 2,3$ geringerer Primärenergieverbrauch.

Während bei der aeroben Stabilisierung demnach in erheblichem Maße Energie zugeführt werden muss, zeichnet sich die anaerobe Stabilisierung dadurch aus, dass sie bei geringerem Energieverbrauch zudem einen Energiegewinn durch die mögliche Stromerzeugung aus Faulgas verzeichnet.

5. Schlammengen und Entwässerungseigenschaften

5.1 Schlammengen

Bei der Simultanstabilisierung ermittelt sich die zu entsorgende spezifische TR-Fracht aus dem Überschussschlamm zu 58,7 g/EW/d, während diese bei der getrennten anaeroben Stabilisierung als Summe aus Primär- und Überschussschlamm bei 72,3 g/EW/d liegt. Diese spezifische Fracht wird dann im Faulbehälter durch den weitergehenden organischen Abbau auf rund 49,8 g/EW/d weiter reduziert. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass sich die ausgefaulten Schlämme im Vergleich zu den aerob stabilisierten Schlämmen im Allgemeinen besser maschinell entwässern lassen (vgl. Denkert 2007) können die zu entsorgenden spezifischen Schlammengen wie folgt angegeben werden:

Tabelle 1: Entwässerte Schlammengen bei aerober und anaerober Stabilisierung

Stabilisierungsart	Reststofffracht	Entwässerung auf *)	Schlammengen
	[g/EW/d]	[%]	[l/EW/d]
aerob	58,7	18 – 26 (i. M. 22)	0,267 l/EW/d
anaerob	49,8	24 – 30 (i. M. 27)	0,184 l/EW/d

*) Betriebsergebnisse von Hochleistungs-Zentrifugen

Demzufolge ergibt sich für die Faulung ein Schlammengenvorteil von rd. 30 % der sich entsprechend auf die anfallenden Entsorgungskosten auswirkt. Nachfolgend wird eine Gegenüberstellung der Schlammengen für eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 20 000 EW vorgenommen.

Tabelle 2: Exemplarische Gegenüberstellung der Schlammmengen bei aerober Stabilisierung und Faulung für eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 20.000 EW

Beschreibung	Kürzel	Einheit	aerob	anaerob
Primärschlamm	TR _{PS}	g/(EW*d)	0,0	35,0
Aufenthaltszeit Vorklärung	t _{VK}	h	0,0	1,0
Überschusschlamm	TR _{ÜS}	g/(EW*d)	56,2	34,8
P-Elimination	TR _P	g/(EW*d)	2,5	2,5
Schlammalter	t _S	d	25,0	15,0
Fracht	TR	g/(EW*d)	58,7	72,3
Faktor PS				0,67
Faktor ÜS				0,70
Fracht	oTR _{PS}	g oTR/EW		23,5
Fracht	oTR _{ÜS}	g oTR/EW		24,4
Aufenthaltszeit Faulbehälter	t _{FB}	d		20,0
Abbau org. Feststoffanteil im FB	η _{oTR,PS}	%		57
Abbau org. Feststoffanteil im FB	η _{oTR,ÜS}	%		35
oTR-Abbau, PS		oTR/(EW*d)		13,4
oTR-Abbau, ÜS		oTR/(EW*d)		8,5
Gesamtfracht		kg TR / d	1 174,0	1 008,2
Entwässerungsgrad		%	23,0	28,0
Schlammenge	Q _{Schlamm}	m ³ /d	5,1	3,6
Schlammenge	Q _{Schlamm}	m ³ /a	1 863,1	1 314,2
Abweichung			100%	71%

Die zu entsorgende entwässerte Klärschlammmenge einer Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 20 000 EW liegt demnach bei einer Anlage mit Schlammfaulung im Vergleich zu einer Anlage mit gemeinsamer aerober Stabilisierung um rd. 550 m³/a niedriger. Praktische Erfahrungen bestätigen diesen Minderanfall.

5.2 Schlammeigenschaften

Die wesentlichste Auswirkung in Bezug auf die Klärschlammverwertung/entsorgung bilden die Eindick- und Entwässerungseigenschaften, der organische Feststoffgehalt sowie der Heizwert. Während der Glühverlust aerob stabilisierter Schlämme zwischen etwa 50 – 60 % liegt weisen gut ausgefaulte Klärschlämme einen Glühverlust von weniger als 50 % auf. Hierdurch bedingt ist der Heizwert der Faulschlämme prinzipiell niedriger als bei aerob stabilisierten Schlämmen.

Das maßgebende Kriterium stellt jedoch die Eindick- und Entwässerungsfähigkeit dar, die erfahrungs-gemäß bei gut ausgefaulten Schlämmen deutlich besser ist als bei aerob stabilisierten Schlämmen.

Die Beschaffenheit der Klärschlämme hat einen erheblichen Einfluss auf die nachfolgende Verwertungs- bzw. Entsorgungsschiene. Vor dem Hintergrund möglichst niedriger Entsorgungsmengen haben Schlämme mit guten Eindick- und Entwässerungseigenschaften prinzipielle Vorteile gegenüber schlechter entwässerbaren Schlämmen. Dies gilt sowohl für den Bereich der landwirtschaftlichen Verwertung als auch für die weitergehende thermische Verwertung. Aufgrund der restmengenbezogenen Vorteile, sowie der besseren Entwässerungseigenschaften verspricht die Schlammfaulung demnach gegenüber der aeroben Schlammstabilisierung entsprechende wirtschaftliche Vorteile.

Zu beachten ist jedoch der im Hinblick auf eine evtl. thermische Verwertung niedrigere Heizwert aufgrund des höheren oTR-Abbaus der ausgefaulten Klärschlämme. Da der Energiegewinn bei der thermischen Verwertung gegenüber dem Vorteil der Stromerzeugung aus dem gewonnenen Faulgas jedoch von eher nachrangiger Bedeutung ist, kann dieser Aspekt vernachlässigt werden.

5 Rückbelastung aus der Schlammbehandlung

Anlagen mit simultan aerober Schlammstabilisierung weisen in der Regel keine nennenswerten Rückbelastungen aus der Schlammbehandlung auf. Nur die Trübwässer aus den Schlammspeichern führen hier zu einer geringen Belastung des rückgeführten Wassers.

Beim Betrieb einer Anlage mit Faulung sind hingegen die Rückbelastungen aus der Schlammbehandlung z.T. erheblich und darum beim Betrieb der biologischen Stufe in Betracht zu ziehen. Infolge der Prozesse beim anaeroben Abbau werden Stoffe, die im Belebtschlamm inkorporiert wurden, wieder freigesetzt und gehen in Lösung. Die entscheidende Stofffraktion bei der Rückbelastung aus der Eindickung und Entwässerung von Faulschlamm ist die Stickstofffracht. Sie liegt bei ca. 20 % des $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{zu}}$. Der Rückbelastung durch Kohlenstoff kommt nur eine geringe Bedeutung zu. Der CSB aus der Schlammfaulung ist großteils inert und entspricht ca. 10 % der Ablaufkonzentration. Ebenfalls von nur geringer Bedeutung ist die Phosphor-Rückbelastung. Bei der chemisch-physikalischen Phosphorelimination ist sie i. d. R. vernachlässigbar gering. Im Falle einer Bio-P-Elimination erfolgt im Rahmen der Faulung im Faulbehälter eine P-Rücklösung. Jedoch erfolgt parallel eine erneute Fixierung durch chemisch-physikalische Prozesse wie Adsorption und Fällung. Die P-Rückbelastung beträgt selten mehr als 5 % bezogen auf die Rohabwasserfracht.

In Bild 11 sind zusammenfassend die Rückbelastungen im Verhältnis zu den Zulauffrachten im Rahmen der Faulung dargestellt.

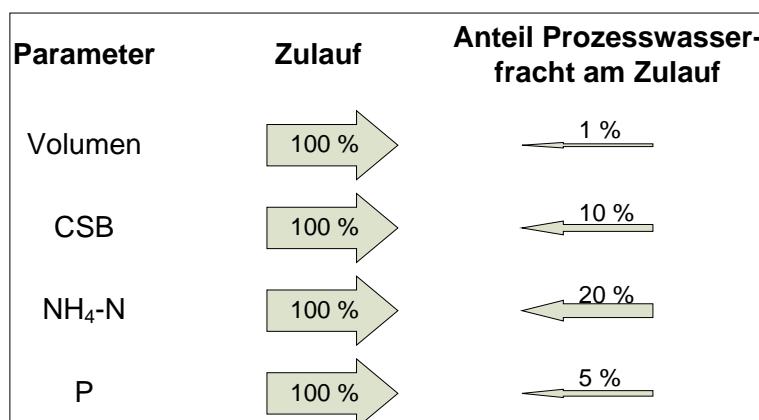


Bild 11: Vergleich der prozentualen Anteile der Prozesswasserströme / Frachten am Kläranlagenzulauf, nach /Cornel 2002/

Basierend auf den oben beschriebenen Frachtverhältnissen ist bei der Konzeption diese zusätzliche Fracht zu berücksichtigen. In Abhängigkeit der Verhältnisse muss dann entschieden werden, ob eine Zwischenspeicherung oder möglicherweise sogar eine Behandlung der Prozesswässer erforderlich ist. Ggf. wird auch der Einsatz einer externen Kohlenstoffquelle erforderlich sein, um die rückgeführten Stickstofffrachten vollständig eliminieren zu können.

6 Fazit und Ausblick

Wie vorstehend ausgeführt ergeben sich aus der Wahl des Stabilisierungsverfahrens unterschiedliche Rahmenbedingungen für die Planung, die Dimensionierung und den Betrieb der Anlagen.

Die wesentlichen Kriterien sind in der nachfolgenden Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 1: Einflussfaktoren auf den Betrieb der Kläranlage bei aerober und anaerober Schlammstabilisierung

Merkmal	Stabilisierungsanlage	Faulungsanlage
Verfahrensführung	einfach	komplexer
Erforderliche Beckenvolumina	grösser	kleiner
Sicherheit gegenüber Stoßbelastung	höher	niedriger
Eindickfähigkeit	schlechter	besser
Entwässerbarkeit	schlechter	besser
Abbau organischer Substanz	weniger	mehr
Energieaufwand	mehr	weniger
Wärmeerzeugung	nein	ja
Stromerzeugung	nein	ja
Investitionskosten	niedriger	höher
Betriebskosten	höher	niedriger
Kläranlagenrückbelastung	gering	höher

Zusammenfassend ist festzustellen, dass aus rein energetischer Betrachtungsweise die Faulung der aeroben Stabilisierung vorzuziehen ist. Zu bedenken sind hierbei jedoch die in der Regel höheren Investitionskosten, die für den Bau von Vorklärung, Faulturm, Gasspeicher etc. anfallen. Dem gegenüber stehen wiederum das verminderte Belebungsbeckenvolumen sowie die Vorteile beim Schlammanfall.

Aufgrund der gestiegenen Strompreise sowie den weitergehenden Prognosen für die Strompreisentwicklung wird – insbesondere aufgrund der Vorteile bei den Betriebskosten – die mesophile Faulung auch für kleinere Anlagen interessant werden. Hierbei gilt es, kostengünstige Verfahren zur Schlammm Faulung und Gasspeicherung einzusetzen. Neuentwicklungen aus dem Bereich der Biogasanlagen können hierbei zu einer weiteren Attraktivierung der Faulung auch für kleinere Einheiten beitragen.

Literatur

Cornel, P. /2002/: Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammassen. In: Geo- und Wassertechnologie, Jg. 1, H. 3, S. 102–114.

Denkert, R. /2007/: Eindickung, Entwässerung und Trocknung von Klärschlamm. DWA-Fortbildungskurs M/4 "Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung". Veranstaltung vom 2007. Kasssel. Veranstalter: DWA.

DWA /2000/: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131

DWA /2003/: Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. ATV-DVWK Merkblatt M-368.

Kolisch, G.; Osthoff, T.; Salomon, D. /2009/: Energieeinsatz auf Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern. Leitfaden zur Optimierung. Herausgegeben von Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern Ministerium für Landwirtschaft. Online verfügbar unter http://www.regierung-v.de/cms2/Regierungsportal_prod/Regierungsportal/de/Im/Service/Publikationen/

Leschber, R.; Loll, U. /1996/: Klärschlamm. 4. Aufl. Berlin: Ernst (ATV-Handbuch).

Schmitt, T., Gretschel, O., Hansen, J., Siekmann, K., Jakob, J. /2010/: Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation in Rheinland-Pfalz – NawaS. Schlussbericht Modul 1 im Auftrag des MUFV Rheinland-Pfalz. Unveröffentlicht

Schreff, D. /2010/: Stickstoffrückbelastungen – Quellen, Relevanz, Lösungsansätze. Online verfügbar unter: <http://www.ib-schreff.de/fachinfos.html>

Anschrift des Verfassers:

Université du Luxembourg, Research Unit in Engineering Science
6, rue Coudenhove-Kalergi
L-1359 Luxembourg
Tel. +352/466644-5283
E-Mail: joachim.hansen@uni.lu