



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK
Bundesamt für Energie BFE

Schlussbericht 8. Februar 2010

Anaerobe Behandlung kommunaler Abwässer in der Schweiz

Auftraggeber:

Bundesamt für Energie BFE

Forschungsprogramm Biomasse und Holzenergie

CH-3003 Bern

www.bfe.admin.ch

Auftragnehmer:

ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften

Life Sciences und Facility Management

Institut für Biotechnologie

Fachstelle Umweltbiotechnologie

Einsiedlerstrasse 31 / Campus Reidbach

CH-8820 Wädenswil

Autoren:

Dr. Rolf Warthmann, ZHAW, E-Mail: Rolf.Warthmann@zhaw.ch

Martin Kühni, ZHAW, E-Mail: Martin.Kuehni@zhaw.ch

Prof. Dr. Urs Baier, ZHAW, E-Mail: Urs.Baier@zhaw.ch

BFE-Bereichsleiter: Sandra Hermle

BFE-Programmleiter: Sandra Hermle

BFE-Vertrags- und Projektnummer: 153588 / 102784

Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen ist ausschliesslich der Autor dieses Berichts verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	6
1.1 Ausgangslage	7
2. Methodik	8
2.1. Qualität des Datenmaterials	8
2.2 Systemgrenzen	8
2.3 Innovationen zur nachhaltigen Abwasserreinigung	9
2.3.1 Nährstoffrecycling	9
Phosphat-Rückgewinnung bei der anaeroben Behandlung	9
2.3.2 Stickstoffelimination durch das Anammox Verfahren	11
2.3.3 Energie aus Klärschlamm	11
2.4 Herausforderungen	12
2.4.2 Steigerungspotenziale & Hemmung der Methangasproduktion	14
2.5 Emissionen bei der anaeroben Behandlung	15
2.5.1 Übersicht	15
2.5.2 Geruchsemissionen	15
2.5.3 Spurenverunreinigungen in der anaeroben Behandlung	16
2.5.4 Methanverluste durch CH ₄ -Lösung im Ablauf	18
2.6 Energiebilanzen der anaeroben Behandlung	20
3. Stand der Technik	21
3.1 Membran-Filtrationsverfahren	21
3.2 Reaktortechnologien zur anaeroben Behandlung	23
3.3 Typen, Design und Abbauleistungen anaerober Reaktoren	23
3.4 Optimierte konventionelle Abwasserreinigung als Referenzstandard	35
3.5 Peripherie Verfahren	36
4. Stoffliche und energetische Bilanzierung / Berechnungen verschiedener Varianten der anaeroben Behandlung	39
4.1 Das Abwasser – Herkunft und Zusammensetzung	39
4.2 Stoffflüsse und energetische Bilanzierung der anaeroben Behandlung	42
4.2.1 Chemisch gebundene Energie im Abwasser	42
4.2.2 Technische Berechnungsgrundlagen	43
4.2.3 ARA-Modelle	46
5. Diskussion	60
5.1 Vergleich der Modelle	60
5.2 Analyse der Modelle	61
5.5 Abwasser, Energie und Klima	68
6. Szenarien	70
6.1 Stadt	70
6.2 Land	71
6.3 Tourismus	71
6.4 Industrie	72
6.5 Entscheidungskriterien für Erneuerung der Infrastruktur	72
6.6 Analyse der Merkmale	73
6.7 Schlussfolgerungen und Ausblick	73
6.8 Zusammenfassung	75
6.9 Fazit	77
7. Literaturverzeichnis	78

Abstract

In der vorliegenden wissenschaftlichen Studie wurde die Möglichkeit einer energiesparenden anaeroben Abwasserbehandlung unter Schweizer Bedingungen untersucht und evaluiert. Im Abwasser ist reichlich Energie in Form von organischen Kohlenstoffverbindungen gespeichert, die zurzeit nur teilweise genutzt wird. Zudem enthält Abwasser wertvolle Nährstoffe, die rezykliert und sinnvoll in der Landwirtschaft eingesetzt werden könnten, anstatt sie aufwändig zu eliminieren, zu deponieren oder Gewässer damit zu belasten. Durch eine weitgehend anaerobe Behandlung von kommunalem Abwasser kann mehr Biomethan als erneuerbarer Energieträger gewonnen werden, als es bei herkömmlichen Anlagen der Fall ist. Neuartige Membrantechnologien eröffnen Möglichkeiten, die Energieausbeuten zu steigern und zugleich die Ablaufqualität des Wassers zu verbessern. Was grundsätzlich sehr positiv erscheint, zeigt Tücken im Detail. Emissionen von Treibhausgasen, insbesondere von Methan, könnten weitaus klimaschädlicher sein, als die entsprechende Entlastung infolge der CO₂ Reduktion durch die Produktion von erneuerbarer Energie. Deshalb muss gelöstes Methan im Wasser physikalisch oder biologisch entfernt werden, was zusätzlichen Aufwand und Energieverbrauch bedeutet. Verschiedene Modelle von anaeroben ARAs wurden entworfen und berechnet. Es zeigte sich, dass der Unterschied in der Energiebilanz von anaeroben Modellen und energieoptimierten konventionellen ARAs marginal ist. Viele klassische ARAs haben in den vergangenen Jahren in Bezug auf Energieeffizienz durch Optimierungsmassnahmen grosse Fortschritte erzielt. Da die Infrastruktur von anaeroben ARAs grössere Investitionen erfordert, macht eine Anwendung im Bereich von kommunalem Abwasser nur in Ausnahmefällen Sinn. Würden konsequent Regen- und Fremdwasser-einträge in ARAs verhindert, stiegen die Konzentrationen organischer Inhaltsstoffe im Abwasser an, wodurch die anaerobe Behandlung gegenüber der heutigen Situation konkurrenzfähiger würde. Die Abwasserbehandlung von morgen sollte sich zudem bemühen, nicht nur die Energie im Abwasser, sondern auch dessen Inhaltstoffe zu verwerten. Es wäre wichtig und sinnvoll, die gesamte Prozesskette der anaeroben Behandlung kommunaler Abwässer an einem geeigneten Standort in einer realen Pilotstudie abzubilden und zu untersuchen, da eine entsprechende Anlage bisher nicht existiert.

Abkürzungen

a	Jahr
AnMBR	Anaerober Membranbioreaktor
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BHKW	Blockheizkraftwerk
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
CH	Schweiz
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf, engl. COD
d	Tag
EW	Einwohner(gleich)wert
Fr.	Franken
HRT	Hydraulische Verweilzeit
kDa	Kilo Dalton
kJ	Kilojoule
kW	Kilowatt
kWh	Kilowattstunde
MBR	Membranbioreaktor
MJ	Megajoule
N	Stickstoff
NH4-N	Ammonium-Stickstoff (inkl. Ammoniak-Stickstoff NH3-N)
org. C	Organischer Kohlenstoff
P	Phosphor
Q	Hydraulische Belastung (Abwasservolumen pro Zeiteinheit)
SRT	Sludge Retention Time (Schlammalter)
THG	Treibhausgas
TOC	Total Organic Carbon (Totaler organischer Kohlenstoffgehalt)
TS	Trockensubstanz
TSS	ungelöste Substanzen im Abwasser
VRM	Vacuum Rotation Membrane-System®

1. Einleitung

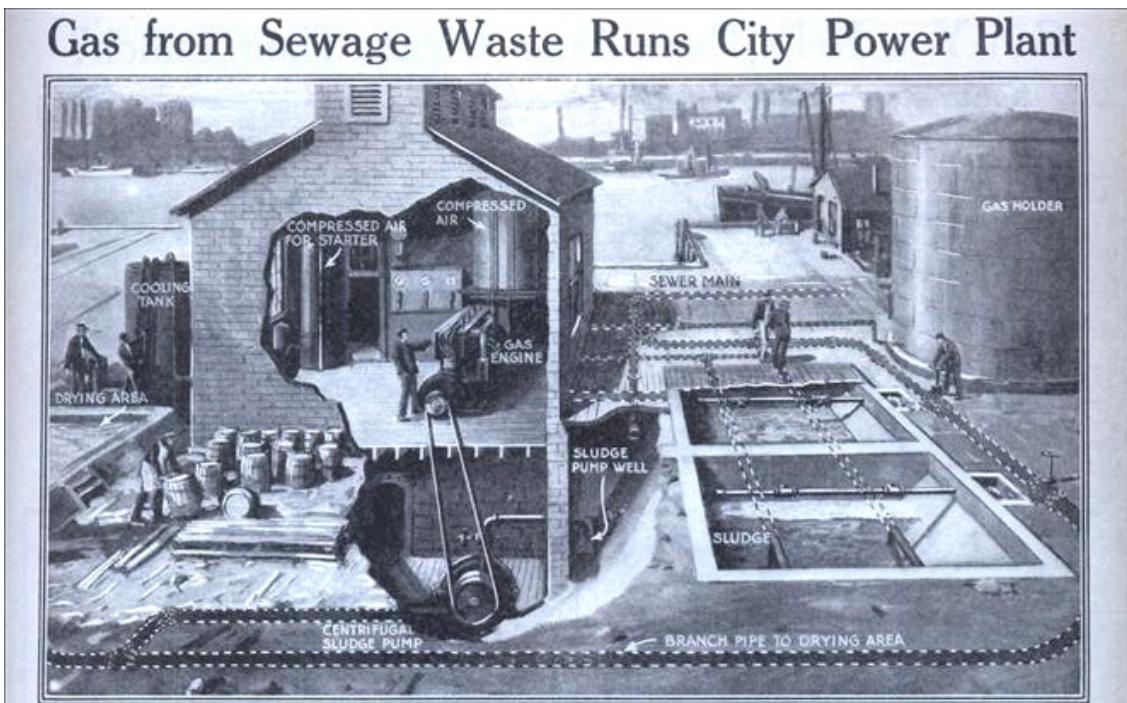


Abbildung 1: Birmingham im Mai 1922. Bereits Anfang der 20er Jahre wurde in Birmingham aus Klärschlamm anaerob Methangas produziert, womit ein Motor betrieben wurde der wiederum eine Schlammzentrifuge antrieb. Es wurde hochgerechnet, dass damit die gesamte Straßenbeleuchtung der Stadt Birmingham betrieben werden könnte, wenn alles Material auf diese Weise verarbeitet würde. Bild: Archiv Popular Science Magazine, 1922.

Die anaerobe Vergärung ist ein Prozess des biologischen Abbaus von organischen Stoffen, welcher in Abwesenheit von Sauerstoff zur Bildung von Biogas führen kann. Die anaerobe Behandlung von Fäkalien ist bereits seit vorchristlicher Zeit bekannt, wo Aspekte wie Hygiene und Seuchenprävention im Vordergrund standen. Die erste städtische Schwemmkanalisation wird von Propertius (49-15 v. Chr.) beschrieben. Die *Cloaca Maxima* verlief in Rom zwischen Kapitol und dem *Mons Palatinus*. Im 6 Jh. v. Chr. als Drainagenanlage errichtet, wurde sie nach Einführung der römischen Wasserversorgung zum Abwasserkanal umfunktioniert (Winkle, 1984). Die älteste und einfachste anaerobe Behandlungsart stellt die Jauchegrube dar, welche Absetzung mit Abbau organischen Materials kombiniert. In Deutschland waren bis 1945 mehr als 12 Mio. Menschen an so genannte anaerobe Imhoff-Tanks angeschlossen. Die anaerobe Behandlung verlor im Laufe der Zeit an Attraktivität, unter anderem aufgrund von Geruchsproblemen (vor allem Schwefelwasserstoffbildung), und wurde durch grosstechnische aerobe Verfahren ersetzt. In den vergangenen Jahrzehnten erlangt die anaerobe Behandlung erneut grossen Zuwachs in Industriebetrieben mit Abwässern hoher Konzentrationen an organischen Stoffen, welche gut zu Biogas umgesetzt werden können. In der kommunalen Abwassertechnik wird die anaerobe Behandlung heutzutage vor allem in der Schlammbehandlung eingesetzt. Im landwirtschaftlichen Sektor wird die anaerobe Behandlung seit längerem eingesetzt um Biogas aus Reststoffen wie Gülle und Mist zu produzieren. Hier setzen auch aktuelle Forschungsvorhaben an, da prozentual die grössten Mengen an Abfallbiomasse in der Landwirtschaft anfallen. Im Zusammenhang mit der aktuellen Diskussion über die Klimaerwärmung und den notwendigen Ersatz fossiler Treibstoffe durch erneuerbare Energien stellt die anaerobe Behandlung eine sehr interessante und nachhaltige Option dar, sofern kein Methangas aus den Anlagen in die Umwelt gelangt. Methan stellt ein 21-fach stärkeres Treibhausgas als CO₂ dar.

1.1 Ausgangslage

Kommunales Abwasser enthält gebundene Energie und andere wertvolle Ressourcen wie Stickstoff und Phosphor. Jedoch bleibt ein Grossteil dieser Ressourcen weitgehend ungenutzt. In der Schweiz beruht die kommunale Abwassereinigung meist auf der herkömmlichen, bewährten Belebtschlamm-Technologie. Diese Technik erfüllt zwar die gesetzlichen Standards in Bezug auf die Reinigungsleistung, jedoch ist der Energieaufwand für die Reinigung relativ hoch, obwohl das Abwasser reichlich Energie in Form von organischem Kohlenstoff enthält, die nur teilweise genutzt wird (Müller, 1994). Das Potenzial für die Stromproduktion von Abwasserreinigungsanlagen (ARA) wird bis ins Jahr 2030 auf 400 % des heutigen Wertes geschätzt (Kernen und Müller, 2006). Der Schweizerische Bundesrat fördert laut Energiegesetz (EnG, 1998) und Stromversorgungsgesetz (StromVG, 2007) zudem die Erschliessung und Nutzung erneuerbarer Energien aus Biomasse, zu denen auch das Klärgas aus ARAs zählt.

Ziel der vorliegenden Studie ist, in Bezug auf kommende Infrastruktur-Erneuerungen innovative und nachhaltige Ansätze zu evaluieren sowie diese in die künftige Anlagenplanung zu integrieren und dadurch eine optimierte energetische und stoffliche Bilanz zu erreichen. Besondere Aufmerksamkeit soll auf die anaerobe Behandlung, bzw. auf die Kombination von anaeroben und aeroben Verfahren und auf neuartige Filtrationstechniken im Bereich der kommunalen Abwässer gelegt werden. Diese Technologien könnten in Verbindung mit einer optimierten Peripherie (z.B. Brennstoffzelle zur Stromerzeugung) folgende Vorteile mit sich bringen:

Mögliche Vorteile der anaeroben Behandlung:

- Rückgewinnung von hochwertiger Energie (Methangas, Strom)
- Geringerer Energieeinsatz als bei den herkömmlichen Verfahren
- Effiziente Nährstoffrückgewinnung
- Geringer Anfall von überschüssigem Schlamm, der entsorgt werden muss
- Niedrigere Kosten für Betrieb und Unterhalt
- Erwerb von Energiegutschriften

Mögliche Nachteile der anaeroben Behandlung:

- Die Abwasserreinigung geht bei niedrigen Temperaturen kinetisch langsamer vorstatten als im mesophilen Temperaturbereich.
- Eine aerobe Nachbehandlung zum Abbau des restlichen CSB wie auch zur Nitrifikation ist notwendig.
- Risiko von klimaschädlichen Methanemissionen in die Atmosphäre.
- Risiko der Geruchsbildung durch Schwefelwasserstoff und andere flüchtige Substanzen.

2. Methodik

2.1. Qualität des Datenmaterials

Die Thematik der anaeroben Behandlung kommunaler Abwässer ist eine relative neue Entwicklung und es finden sich daher in der Literatur vor allem punktuelle Untersuchungen. Das bedeutet, dass die neuesten technologischen Entwicklungen wie Membranbioreaktoren, anaerobe Verfahren und Möglichkeiten zur Nährstoffrückgewinnung in den Standardwerken der Abwasserreinigung noch kaum berücksichtigt sind. Meist handelt es sich in der derzeitigen Literatur um Einzelbetrachtungen von Verfahren oder Anlagenteilen, die unter sehr verschiedenen Rahmenbedingungen untersucht wurden und die eine grosse Streubreite in den Ergebnissen aufzeigen. Es gibt eine grosse Anzahl von Publikationen über die anaerobe Behandlung von Abwasser unter tropischen Bedingungen, die für die Schweiz wegen der veränderten klimatischen Voraussetzungen kaum relevant sind. In Laborstudien unterscheiden sich die Grössen der Versuchsanlagen um mehrere Zehnerpotenzen, wodurch ein Vergleich der Daten ebenfalls mit Vorsicht zu betrachten ist. Ferner sind die untersuchten Abwässer in den Einzelstudien recht unterschiedlich und es wird teilweise „synthetisches Abwasser“ eingesetzt, was nicht mit natürlichem Abwasser vergleichbar ist. Ein weiterer Unsicherheitsfaktor in der Literatur ist, dass meist nur die Daten entsprechend der optimalen Effizienz eines Verfahrens angegeben werden, welche unter Umständen nur für kurze Zeit unter optimalen Bedingungen andauerte. Dies ist insbesondere bei Membrantechnologien relevant, da Langzeitbeobachtungen oft einen starken Abfall der Effizienz zeigen. In realen ARA's wird zwar das Thema Energieoptimierung bewusst zur Kenntnis genommen, jedoch hat die sichere Einhaltung der Gewässerschutzvorgaben grundsätzliche Priorität.

2.2 Systemgrenzen

Die anaerobe Behandlung kommunaler Abwässer bezieht sich in dieser Studie vor allem auf den Kohlenstoffabbau, welcher in der klassischen Abwassereinigung in einer aeroben Stufe (Belebung, Tropfkörper) und in einem anaeroben Bereich (Schlammfaulung, Faulturm) stattfindet. Ein weiterer anaerober Prozess stellt die Denitrifikation dar. Da eine zukünftige moderne ARA jedoch mehr als nur Reinigungsaufgaben wahrnehmen soll, werden auch die peripheren Methoden zur Nährstoffrückgewinnung aufgezeigt und diskutiert, da sie zum einen die Energiebilanz verbessern können und andererseits auch in der Wertschöpfung des Gesamtprozesses „ARA“ eine wichtige Rolle spielen.

Besonderheit der vorliegenden Studie

In der Literatur finden sich meist nur isolierte Untersuchungen von Teilespekten, wie anaerobe Reaktoren in verschiedenen Konfigurationen oder Beschreibungen von anaeroben Kleinanlagen ohne Energiebilanzen, jedoch keine Studien mit Anlagenbeispielen, welche die Thematik für die Schweiz abbilden. Oft fehlt bei Beschreibungen von neuartigen Systemen entweder die energetische oder die stoffliche Bilanzierung. Ein Ziel der vorliegenden Studie ist es, bestehende und zukünftige Abwasserreinigungskonzepte möglichst übersichtlich, unkompliziert und vergleichbar darzustellen.

2.3 Innovationen zur nachhaltigen Abwasserreinigung

2.3.1 Nährstoffrecycling

Für eine zukünftige nachhaltige und gesamthaft Betrachtung der Abwasserbehandlung gehört die Rückgewinnung von Nährstoffen, insbesondere von Phosphat und Stickstoff, mit in die Betrachtung. Die gesamte ökonomische, ökologische und energetische Effizienz einer Anlage steht im Zusammenhang mit zurück gewonnenen Nährstoffen. Heute wird für die N-Eliminierung inklusive Nitrifikation meist Energie aufgewendet (in Form von Methanol und Belüftungsenergie, etwa 6 kWh/kg N_{elim}). Für die P-Elimination werden Chemikalien eingesetzt (Eisensalze). Bei zukünftigen Anlagen bei denen N und P zurück gewonnen wird, kann der Einsatz von Energie und die Verwendung von chemischen Hilfsstoffen reduziert werden. Dies verbessert die gesamte ökologische- und energetische Bilanz einer ARA. Die Idee ist, aus einem einstigen Problem Kapital zu schöpfen, gemäss dem Zitat „Turning a problem to an asset“ = Ein Problem zum Vorteil umkehren (Shu et al., 2006; Evans, 2009). Außerdem können durch die Massnahmen beim Nährstoffrecycling Energiegutschriften erwirtschaftet werden.

Tabelle 1: Vergleich der Kosten der Phosphat-Eliminierung gegenüber Phosphat-Recycling am Beispiel von drei Anlagen vor und nach der Betriebsumstellung

1) Eliminierung

Kosten pro t P₂O₅

669 CHF	Göteborg, Schweden
778 CHF	UK Water, Anlage A
1243 CHF	UK Water, Anlage B

2) Recycling

400 CHF	Göteborg, SE
880 CHF	UK Water, Anlage A
596 CHF	UK Water, Anlage B

Daten aus (Evans, 2009)

Tabelle 1 veranschaulicht deutlich, dass die Betriebskosten beim Recycling von Phosphor niedriger sein können als bei der Elimination von P aus dem Abwasser, welche im Gegensatz zum Recycling keinen ökologischen Vorteil bringt.

Phosphat-Rückgewinnung bei der anaeroben Behandlung

Eine effiziente Phosphat-Rückgewinnung aus kommunalem Abwasser ist wünschenswert, da die globalen P-Reserven in absehbarer Zeit aufgebraucht sein werden. Schätzungen gehen davon aus, dass bei dem derzeitigen Verbrauch die geologischen Phosphorvorkommen in 60-80 Jahren vollständig abgebaut sein werden. Phosphat ist ein wichtiger Bestandteil von Pflanzendünger in der Landwirtschaft und wird in der Schweiz zum grössten Teil importiert. Phosphor kann durch nichts substituiert werden. Prinzipiell kann man aussagen, dass ohne Phosphor keine effektive Nahrungsmittelproduktion möglich ist (European Fertilizer Manufacturer Association, 2000). Im Zuge einer zukunftsorientierten Abwasserbehandlung ist auf die P-Rückgewinnung eine besondere Aufmerksamkeit zu richten. Auch ökonomisch gesehen kann eine P-Rückgewinnung einen Vorteil bedeuten, da die P-Preise in Zukunft weiter ansteigen werden. Bereits 2008 sind die Düngerpreise extrem angestiegen und es kommt stellenweise zu Lieferengpässen. Die Phosphor-Rückgewinnung aus Abwasser auf

einer Grossanlage weist Betriebskosten in Höhe von etwa 600 Fr./t P₂O₅ aus (Göteborg, SE). Dem gegenüber steht ein aktueller Marktpreis von ca. 2300 Fr./t für reines P₂O₅. Das bedeutet, dass neben den ökologisch positiven Gesichtspunkten auch ein Profit erwirtschaftet werden kann (Evans, 2009).

Tabelle 2: Kosten und Erlöse der chemischen Phosphor-Rückgewinnung aus Presswasser

Kosten	CHF pro Tonne Struvit
Magnesiumchlorid	324
Na-Hydroxid	67
Trocknung	20
Unterhalt/Personal	42
Total	453
Wertschöpfung	CHF
Gebundenes Mg	33
Gebundener N	127
Gebundener P	785
Total (Struvit)	945

Daten aus (Evans, 2009)

Aktuell wird an verschiedenen Methoden der Phosphor-Rückgewinnung geforscht. Neben der biologischen P-Akkumulation in der Biomasse werden verstärkt Verfahren untersucht, welche Phosphor als anorganische Salze präzipitieren. Vor allem die Ausfällung von Struvit ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$) erscheint interessant, da Struvit durch das ebenfalls enthaltene NH₄ ein idealer, hochqualitativer Dünger darstellt. Die Nährstoff-Zusammensetzung von Struvit entspricht einem Dünger der Zusammensetzung N:P₂O₅:K₂O:MgO = 7:34:0:20. Durch Zusatz von Kalium erhält man einen Dünger, der sehr gut für Saatbeete geeignet ist. Der Prozess der Struvit-Ausfällung kann verfahrenstechnisch recht gut gesteuert werden kann, läuft kinetisch schnell ab und liefert eine bis zu 67 %-ige Rückgewinnung aus Klärschlamm, bzw. Presswasser (Liquor), in welchen anorganisches Phosphat reichlich vorhanden ist (Doyle und Parsons, 2002; Marti et al., 2008; Pastor et al., 2008). Nebenbei kommt es auch zu Ausfällung von Hydroxyapatit (bis zu 27 %), was zusammen eine Phosphat-Ausbeute bis über 90 % bedeutet (Parsons et al., 2001; Forrest et al., 2008; Evans, 2009). In Europa wird die N- und P-Rückgewinnung bereits in einigen grossen Anlagen praktiziert, z.B. ARA Göteborg.

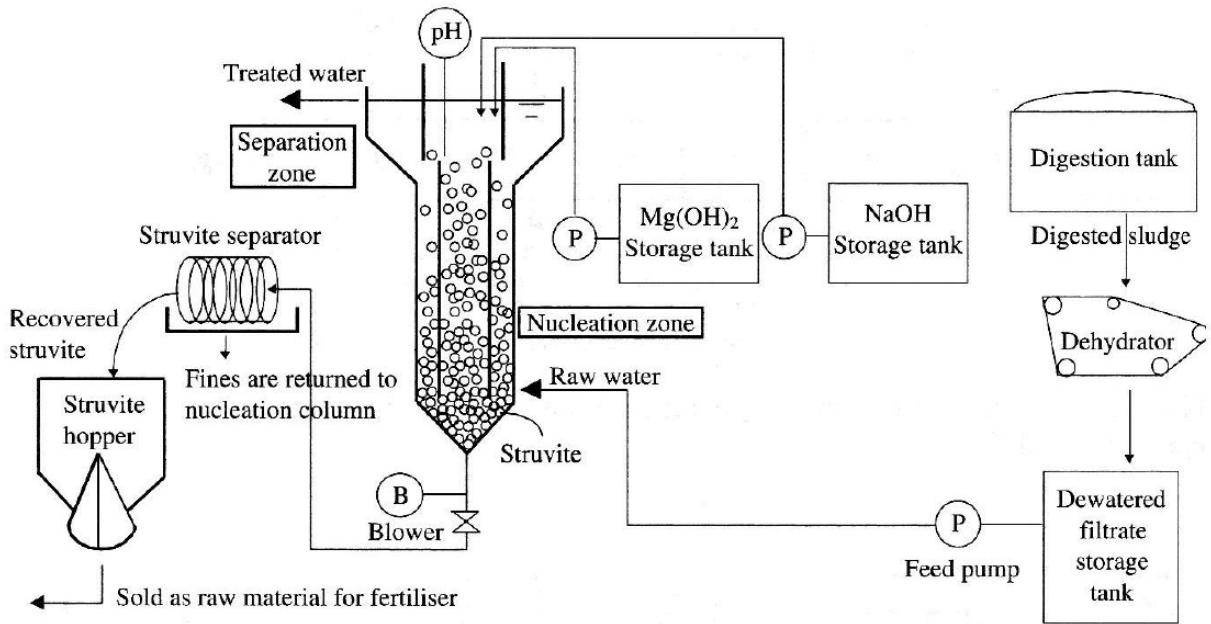


Abb. 2: Anlagenschema zur P- und N-Rückgewinnung aus Presswasser; ARA Edmonton, Kanada. Der pH wird durch Einblasen von Luft und gleichzeitiges Austreiben von CO₂ auf über 8.5 erhöht, was zur Struvitfällung notwendig ist. Das zurück gewonnene Produkt Struvit kann direkt als Dünger eingesetzt werden und ist ökologisch sinnvoll und nachhaltig. Abbildung aus (Evans, 2009).

2.3.2 Stickstoffelimination durch das Anammox Verfahren

Das von der EAWAG mitentwickelte mikrobiologische Anammox-Verfahren zur Stickstoffelimination zielt darauf ab, ohne Einsatz einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle (herkömmlich meist Methanol) gelösten Stickstoff als N₂-Gas freizusetzen (Fux et al., 2002), was umweltökologisch eine saubere Lösung darstellt. Anammox wird bereits in einigen Anlagen grosstechnisch eingesetzt, z.B. in Rotterdam (van der Star et al., 2007). Das Anammox-Verfahren (auch als DEMON® bezeichnet) kann kombiniert mit einem SBR (Sequential Batch Reaktor) den Energieverbrauch der Abwasserreinigung inkl. N-Eliminierung um bis zu 44 % senken (Wett und Dengg, 2006). Folglich verringern sich auch die Betriebskosten.

2.3.3 Energie aus Klärschlamm

In der Schweiz ist seit Okt. 2006 die Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft verboten. Seitdem muss Klärschlamm gemäss der technischen Verordnung über Abfälle (TVA) verbrannt werden, entweder in Monoverbrennung oder Verbrennung zusammen mit anderen Abfällen in der KVA. Es gibt derzeit drei thermische Verwertungsverfahren in KVA bzw. in Zementwerken:

- Frischschlammverbrennung
- Verbrennung von entwässertem Faulschlamm
- Verbrennung von getrocknetem Klärschlamm

Insbesondere wenn überschüssige Abwärme aus der Stromproduktion, Abwärme aus Abwasser oder Sonnenenergie zur Trocknung des Klärschlammes verwendet werden kann, lohnt sich die Verbrennung des Schlammes energetisch und wirtschaftlich (Zweifel et al., 2001; Caduff, 2007). Die Energieverwertung von Klärschlamm ist jedoch nicht Inhalt der

vorliegenden Arbeit, da sie ausserhalb der gesetzten Systemgrenzen liegt und sehr standortspezifisch ist. Eine aktuelle Übersicht der energetischen Verwertungsmöglichkeiten findet sich in (Kind, 2009) und ein Beispiel aus dem Reusstal in (Schmid, 2006).

2.4 Herausforderungen

2.4.1 Temperatur der anaeroben Umsetzung

Die Temperatur der anaeroben Behandlung ist ein Schlüsselpunkt. In der Schweiz fällt das Abwasser mit einer durchschnittlichen Temperatur von 13 °C an (8 – 21 °C je nach Saison und Höhenlage). Extremsituationen wie bei der Schneeschmelze im Frühjahr, welche zu einem erhöhten, kalten Regen- und Fremdwassereintrag führen, können die Abwassertemperatur noch weiter nach unten ziehen. Die mikrobielle Biogas-Produktion ist stark temperaturabhängig, mit einem Optimum bei 32-38 °C bei der mesophilen Vergärung und 50-55 °C bei der thermophilen Biogasproduktion (Abb. 2). Mesophile Bedingungen, wie sie in tropischen Regionen vorherrschen, liefern gute Methanerträge und sind vielfach untersucht, z.B. in (Yu und Anderson, 1996; Saddoud et al., 2007; Al-Shayah und Mahmoud, 2008; Bodkhe, 2008). Das Verhalten der Biogasproduktionsrate resp. der Ertrag bei relativ tiefen Abwassertemperaturen (<15 °C), die hierzulande oft auftreten, ist wissenschaftlich und in der praktischen Anwendung noch weitgehend unklar. Es gibt kontroverse Ansichten darüber, ob eine spezielle kälteliebende (psychophile, bzw. cryophile) Biologie notwendig ist oder ob es möglich ist, eine mesophile Biozönose (mesophilen Schlamm) an tiefen Temperaturen zu adaptieren (Collins et al., 2003; Akila und Chandra, 2007). Erste Pionierarbeiten wurden von Schweizer Wissenschaftlern in den 80er Jahren durchgeführt, die hervorragende Biogaserträge bei Temperaturen um 15 °C lieferten, indem sie spezielle Kulturen einsetzten, welche bei 5-10 °C angezogen worden waren (Wellinger und Kauffman, 1982; Zeeman et al., 1988). Das Substrat war jedoch Schweinegülle und -mist und ist somit nicht direkt mit kommunalem Abwasser vergleichbar. Der Einfluss der Temperatur auf die Gasproduktion ist sehr substratspezifisch (Lettinga et al., 2001).

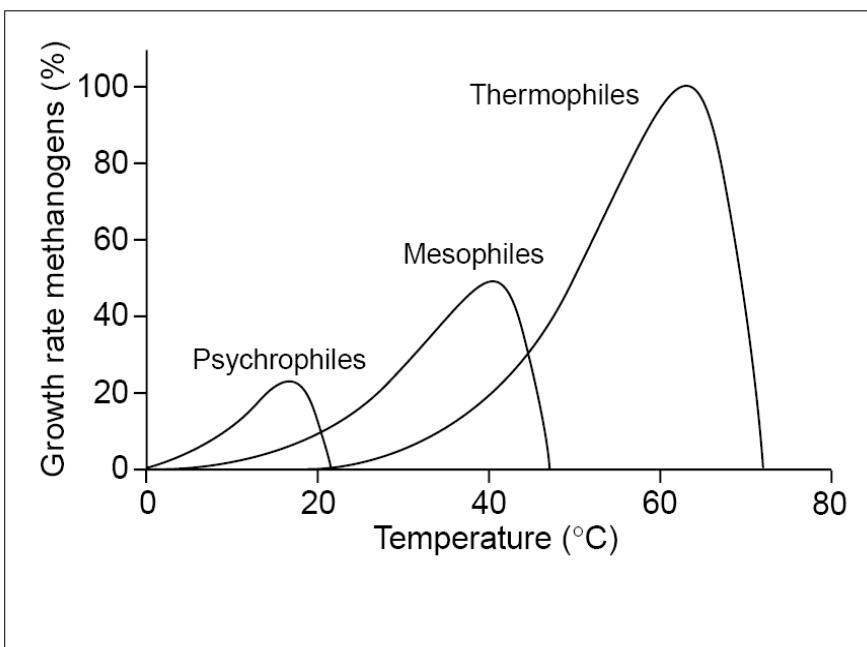


Abb. 3: Wachstumsoptima der drei Gruppen methanogener Archaea bei verschiedenen Temperaturen, nach (Wiegel, 1989). Abbildung aus (Lettinga et al., 2001)

Tabelle 3: Vergleich der Effizienz der anaeroben Behandlung bei niedrigen Temperaturen (<15 °C), siehe vorletzte Spalte. Aus (Lettinga et al., 2001)

Reactor type	Influent	Concentration (g COD dm ⁻³)	OLR (kg COD m ⁻³ d ⁻¹)	Temperature (°C)	HRT (h)	Efficiency (%)	Refs
AAFEB ^a	Glucose	0.2–0.6	4–16	10	1–6	40–80	9
ASF ^b	Peptone	0.2 ^h	0.64	5–10	7.5	27–35	14
UASB ^c	Sugar Vinasse	0.2–0.4	0.7–6.5	8	1.5–14	32–65	27
EGSB ^d	VFA	2.6	2.0	12	32	50	27
UASB ^e	Beef consommé	1.4–7.0	2–10	10	16	49–80	28
EGSB ^d	VFA	0.5–0.8	10–12	10–12	1.6–2.5	90	16
ASBR ^e	Dry milk	0.6	0.6–2.4	5–10	6	65–85	37
EGSB ^f	Malting	0.2–1.8	3–12	10–15	3.5	67–78	38
EGSB ^f	VFA	0.5–0.9	5–12	4–8	2–4	90	18
UASB ^c	Wine Vinasse	1.2–5.2	0.3–7.3	4–11	12–38	15–92	39
UASB ^g	Wine Vinasse	1.1–5.4	0.8–5.5	4–10	19–31	16–80	39

^aAnaerobic attached film expanded bed reactor. ^bAnaerobic submerged filter tank. ^cUpflow anaerobic sludge blanket reactor. ^dSingle stage expanded granular sludge bed reactor. ^eAnaerobic sequencing batch reactor. ^fTwo stage expanded granular sludge bed reactor. ^gTwo stage upflow anaerobic sludge blanket reactor. ^hg BOD dm⁻³.

Tabelle 3, zeigt die Resultate verschiedener Studien zur Methanbildung bei tiefen Temperaturen. Es wurde hier nicht kommunales Abwasser für die Experimente eingesetzt, sondern Substrate aus der Lebensmittelindustrie wie Rinder-Kraftbrühe (Beef consommé), Trockenmilch (Dry milk), Mälzerei-Rückstände (malting), Zuckerrüben- und Traubenmelasse (Sugar-, Wine vinasse), und Fettsäuren (VFA), welche durch ihre recht gute biologische Verfügbarkeit recht schnell abgebaut werden. Teilweise wurden die Substrate in höheren Konzentrationen eingesetzt als es den Konzentrationen organischer Substanz im kommunalen Abwasser entspricht. Generell kann jedoch daraus geschlossen werden, dass

auch bei tiefen Temperaturen die Methanbildung gut funktioniert und durchaus mit den aeroben Abbauraten verglichen werden kann. Als Beispiel wird in Wasser gelöstes Trockenmilchpulver in einem Festbettreaktor bei 5-10 °C innerhalb sechs Stunden bis zu 85 % abgebaut, was durchaus der Abbauleistung einer aeroben ARA entspricht (Banik und Dague, 1996).

2.4.2 Steigerungspotenziale & Hemmung der Methangasproduktion

In Bezug auf die Biogasausbeute werden im Bereich der anaeroben Biozönose noch erhebliche Steigerungspotenziale in Aussicht gestellt. Ein so genannter „Flaschenhals“ im Abbau der organischen Stoffe in kommunalem Abwasser stellt die Hydrolyse der suspendierten organischen Substanzen (TSS) dar. Der Abbau der TSS kann gesteigert werden, indem kommerziell produzierte hydrolytische Enzyme (Proteinasen, Amylasen und Cellulasen) dem anaeroben Reaktor zugesetzt werden. Es konnte, in COD (=CSB) ausgedrückt, ein bis zu 97%-iger Abbau erreicht werden (Roman et al., 2006). Diese Enzymzugaben sind verfahrenstechnisch einfach zu bewerkstelligen und wirkungsvoll, jedoch sind sie wirtschaftlich weniger interessant, da die Enzyme recht teuer sind und die Steigerung der Biogasproduktion nicht in jedem Fall den finanziellen Aufwand für die Enzyme abdeckt. Es empfiehlt sich, eine Kosten – Nutzen Analyse zu erstellen. An einer Optimierung der Enzyme in Richtung Langzeitstabilität und niedrigere Herstellungskosten wird geforscht (Roman et al., 2006; Romano et al., 2009).

Ein weiterer Engpass in der biochemischen Sequenz der Methanbildung kann die Wasserstoff-Konzentration darstellen. Die Zugabe spezieller Wasserstoff-produzierender Organismen (z.B. *Caldicellulosyruptor saccharolyticus*) können in einem anaeroben thermophilen Reaktor die Methanproduktionsrate um 70 % steigern, da der H₂-Transfer zwischen den Organismen, der als ein limitierender Schritt angesehen wird, durch eine erhöhte H₂-Konzentration verbessert wird (Bagi et al., 2007). Eine gezielte Steuerung dieser Organismen im Gesamtprozess (z.B. durch spezielle Co-Substrate, Glycerin) wäre wünschenswert und ist derzeit in der Entwicklung (Bagi et al., 2007).

Im Gegensatz dazu kommt es bei der anaeroben Vergärung auch vielfach zu Hemmungen, welche die Raten und Methanausbeuten herabsetzen. Solche Hemmungen, die z.B. durch hohe Ammonium-Konzentration, Sulfid, Schwermetalle und organische Substanzen verursacht werden, sollten möglichst vermieden werden. Dazu ist einerseits zu verhindern, dass solche hemmenden Substanzen in den Reaktor gelangen. Andererseits kann eine adaptierte Biologie die Hemmung minimieren (Chen et al., 2008). Auch in Bezug auf Hemmung durch organische Substanzen wie VFA-Anreicherungen (kurzkettige Fettsäuren) können spezielle Enzyme eingesetzt werden, um die Substanzen hydrolytisch zu spalten (Roman et al., 2006).

2.5 Emissionen bei der anaeroben Behandlung

2.5.1 Übersicht

Schwefelwasserstoff ist ein Nebenprodukt bei anaeroben Prozessen und hängt vom Sulfatgehalt des Wassers ab. Schwefelwasserstoff kommt teilweise gelöst als HS⁻-Ionen und teils als giftiges, aggressives, stark riechendes H₂S Gas vor. Bei einer anaeroben Vergärung im Hauptstrom können dadurch grosse Mengen an Schwefelwasserstoff-haltigem Wasser produziert werden, welches nachbehandelt werden muss. Üblicherweise erfolgt das durch Durchgasung und Oxidation mit Sauerstoff (oder Luft). Je nach Konzentration müssen hier nicht unerhebliche Mengen an Luft in das System gepumpt werden, was die energetische Effizienz der anaeroben Behandlung beeinträchtigt und zusätzliche Infrastruktur (Reaktor, Gebläse etc.) benötigt. Alternativ kann H₂S mit Fe³⁺-Salzen gebunden werden, was jedoch unvorteilhaft für eine nachgeschaltete P-Rückgewinnung ist, da durch Fe³⁺ auch anorganisches Phosphat mit ausgefällt wird und im Klärschlamm verloren geht.

Ammonium: Ähnlich gestaltet sich die Situation mit dem Ammonium. Beim anaeroben Abbau werden organischen N-Verbindungen zu Ammonium reduziert. Geschieht das im Hauptabwasserstrom, fallen entsprechende hohe Konzenterationen und grosse Volumina an, die aerob nachbehandelt werden müssen.

Methan: Bei einer Temperatur von 10 °C beträgt die Löslichkeit von Methan 0.34 mM (Duan und Mao, 2006). Berücksichtigt man den Partialdruck von CH₄ in Biogas, sind es noch etwa 0.22 mM (5.95 ml / kg Wasser). Diese Menge verbleibt im Abfluss des anaeroben Reaktors. Dieser Verlust hat Einfluss auf die Energiebilanz der anaeroben Behandlung und verschlechtert die Ökobilanz durch Freisetzung von Treibhausgasen. Bei einer angenommenen hydraulischen Belastung von 1000 m³ Abwasser / Tag, sind es ca. 6000 l Methan, die in die Atmosphäre gelangen können, falls keine Nachbehandlung stattfindet. Mit einer Vakumentgasung kann das Methangas dem Wasser relativ effizient entzogen und über die Gasline verwertet werden. Es wird ein Unterdruck von 0.7 – 0.9 bar angelegt, welcher das gelöste Gas in die Gasphase überführt. Die erforderliche Energie für die Vakumanlage beträgt laut Anbieter (Pondus Verfahrenstechnik GmbH, Teltow) ca. 0.15 bis 0.3 kWh/m³ und verschlechtert damit den energetischen Wirkungsgrad der anaeroben Abwasserbehandlung erheblich.

Fazit: Aufgrund des anfallenden Schwefelwasserstoffs, geruchsintensiver Fettsäuren, Ammoniums, gelösten Methans und des restlichen organischen Materials (CSB) muss auf jeden Fall eine konventionelle aerobe Behandlung der anaeroben Behandlung nachgeschaltet werden. Damit kann das Abwasser von den restlichen unerwünschten Bestandteilen befreit werden. Für gelöstes Methan im Abfluss empfiehlt sich eine Vakuum-Entgasung, die jedoch nicht unerheblich Energie benötigt.

2.5.2 Geruchsemissionen

Anaerobe Prozesse sind aufgrund anfallender volatiler Nebenprodukte generell geruchsintensiv (Methan selbst ist geruchlos). Ein hermetisch abgeschlossenes Vergärungs-System ist daher unumgänglich. Beim Verlassen der Vergärung können jedoch aus oben genannten Stofffreisetzungen Geruchsprobleme entstehen. Eine von der Umgebungsluft abgeschlossene aerobe Nachbehandlung ist deshalb notwendig. Als Lösungen bieten sich geschlossene Tropfkörperfilter an, mit dem Risiko, dass sich im Ablauf noch geringe Mengen an ungelösten Stoffen (GUS) befinden. Alternativ kann die Nachbehandlung in einem aeroben Belüftungsbecken erfolgen. Die Abluft muss in beiden Fällen durch einen Biofilter geleitet werden, um Restkonzentrationen von Methan und Geruchsstoffen weitgehend zu eliminieren. Reicht der Biofilter allein nicht aus, um die Geruchsstoffe zu entfernen, sollte ein Aktivkohlefilter nachgeschaltet werden. Abluftreinigung erhöht den Wasser- und

Energieverbrauch einer ARA und kann bis zu 10 % des Stromverbrauchs einer konventionellen ARA ausmachen und ist daher nicht als unerheblich einzustufen (Wett und Dengg, 2006).

2.5.3 Spurenverunreinigungen in der anaeroben Behandlung

Eine grosse Anzahl chemischer Verunreinigungen wird über Haushalte, Spitäler und Industrie ins Abwasser eingebracht. Dazu zählen Arzneimittel wie Antibiotika, Hormonpräparate und Antirheumatika, Röntgenkontrastmittel, Kunststoff-Weichmacher und Tenside. Gesamthaft machen sie nur einen kleinen Teil der organischen Belastung aus (weniger als 1 mg pro Liter), jedoch sind sie oft in geringsten Konzentrationen wirksam, besonders die hormonaktiven Substanzen. Manche Stoffe reagieren erst im Abwasser zu bioaktiven Substanzen, wie das Beispiel des hormonaktiv wirkendem Nonylphenol zeigt, das aus einem harmlosen Tensid entstehen kann (GIGER et al., 2002). Durch die stetig zunehmende Menge an Mikroverunreinigungen besteht ein beträchtliches Umweltgefährdungspotential. Die beste Lösung wäre, die problematischen Stoffe gar nicht ins Abwasser gelangen zu lassen oder sie an der Quelle, z.B. in Spitäler abzufangen. Der Eintrag der Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässer und damit allenfalls ins Grundwasser kann die Gesundheit von Mensch und Tier gefährden (Jordi, 2006). Über den Verbleib und Abbau Tausender von Substanzen sind nur wenige punktuelle Studien durchgeführt worden. Das Verhalten von Mikroverunreinigungen in der anaeroben Behandlung ist weitgehend unerforscht. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass ähnliche physikalisch-chemische Mechanismen zur Eliminierung der Mikroverunreinigungen führen, wie bei der konventionellen aeroben Behandlung. Insbesondere hydrophobe Substanzen (z.B. Aromaten) können über hydrophobe Wechselwirkungen an die Biomasse des Klärschlammes binden und werden damit entsorgt. Viele andere Substanzen werden jedoch biologisch nicht oder nur unvollständig abgebaut. Im anaeroben Bereich ist der biologische Abbau mancher Substanzen oft nicht möglich, da der Abbau freien Sauerstoff (O_2) benötigt. Andere Stoffe wurden experimentell im anaeroben Milieu sehr gut abgebaut, wie die Stoffe Ibuprofen, Bezafibrate, lopromide and Estrone (Abegglen et al., 2009b). In Zukunft sind sehr wahrscheinlich zusätzliche Massnahmen zur Eliminierung von Mikroverunreinigungen notwendig. Denkbar ist eine zusätzliche Behandlung des Abwassers mit Ozon oder der Einsatz von Aktivkohle in den Kläranlagen, siehe Abb. 4. Pilotversuche mit einer der Nachklärung folgenden Ozonierung, wie sie in der ARA Regensdorf vorgenommen wurden, sind recht viel versprechend. Eine Vielzahl der untersuchten organischen Mikroverunreinigungen konnte mit nachfolgender Ozonierung annähernd zu 100 % eliminiert werden, siehe Tabelle 4. Natürliche Hormone wurden bereits biologisch weitgehend eliminiert. Einzig das Herbizid Atrazin-Desethyl erwies sich als sehr persistent, es wurde weder biologisch noch durch Ozonierung abgebaut. Der Energieverbrauch der Ozonierung lag bei knapp 0.04 kWh/m³. Dies entspricht etwa 15 % des gesamten Strombedarfes der ARA Regensdorf und ist vergleichbar mit dem Stromverbrauch der bestehenden Filtration, resp. entspricht einem Drittel des Verbrauchs für die Belüftung der biologischen Stufe (Abegglen et al., 2009a).

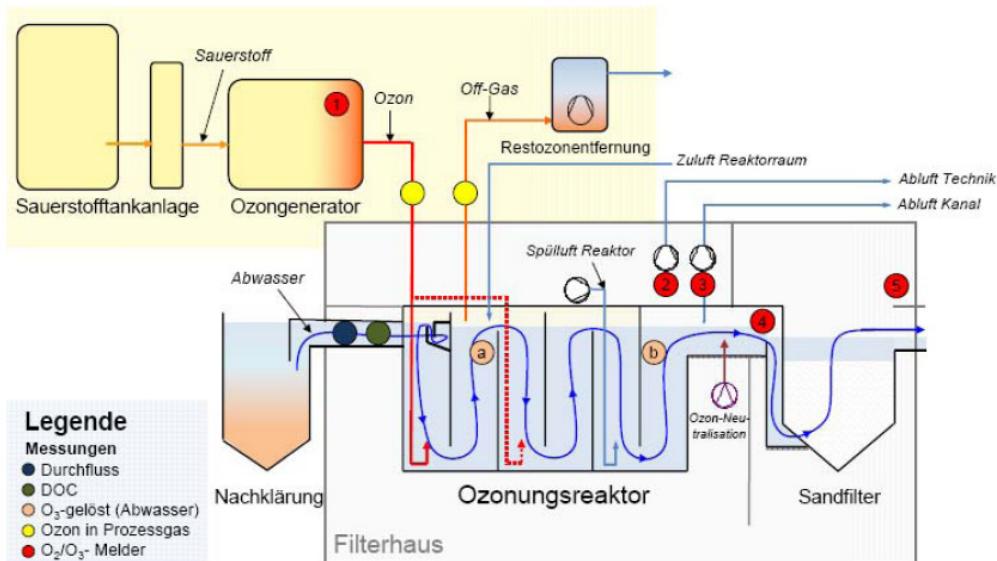


Abb. 4: Schematische Darstellung des Ozonierungs-Pilotreaktors der ARA Regensdorf, welcher aus sechs Kompartimenten und einem biologisch aktiven Sandfilter besteht. Die Reaktionszeit beträgt ca. 20 min. Aus (Abegglen et al., 2009a)

Tabelle 4: Übersicht über den Abbau organischer Mikroverunreinigungen in der ARA Regensdorf, Daten aus (Abegglen et al., 2009a)

Substanz	Klasse	Abbau Biologisch	Abbau Gesamt*
Acetylsulfamethoxazol	Antibiotikummetabolit	97	-
Atrazin-Desethyl	Herbizid-TP	7	7
Bisphenol A	Industriechemikalie	88	99
Clarithromycin	Antibiotikum	49	100
Diatrizoate	Röntgenkontrastmittel	40	71
Diclofenac	Analgetikum	16	100
Estron	Estrogen	95	100
Ibuprofen	Analgetikum	99	100
Mefenaminsäure	Analgetikum	94	100
Paracetamol	Analgetikum	99	100
Propranolol	Betablocker	11	97
Sotalol	Betablocker	15	99
Trimethoprim	Antibiotikum	16	98

* Gesamter Abbau der Substanzen im Versuch der ARA Regensdorf, nach Ozonierung.

2.5.4 Methanverluste durch CH₄-Lösung im Ablauf

Durch die Lösung von Methan im Ablauf eines anaeroben Reaktors kann Methan in die Umwelt gelangen und somit als ein klimaschädliches Treibhausgas freigesetzt werden. Zusätzlich wird die Effizienz der Biogasproduktion durch den Methanverlust verringert. Die tatsächliche CH₄-Löslichkeit ist neben der Henry-Konstante abhängig von einer Reihe von Parametern wie CH₄-Partialdruck, Temperatur und anderen gelösten Substanzen im Wasser. Der exakte Löslichkeitswert kann praktisch nur experimentell bestimmt werden, siehe Abb. 6. Als Anhaltswert sind bei 15 °C und einem Partialdruck von 1 bar in reinem Wasser maximal 0.026 g CH₄ löslich. Das entspricht 36.4 ml CH₄-Gas pro Liter Wasser bei Standardbedingungen, resp. einem CSB-Wert von 104 mg/l. In einem flüssigen Medium mit Nährsalzen kann die Löslichkeit um bis zu 10 % abfallen (Serra et al., 2006). Die CH₄-Verluste bei niedrigen Temperaturen (10-14 °C) können je nach Methanproduktionsrate im Reaktor generell 50 % - 100 % betragen, siehe Abb. 5 (Elmitwalli et al., 2001; Jefferson, 2009). Präzisere Werte werden von (Abdel-Halim, 2005) mit 18 % Verlust bei 37 °C und 35 % bei 14 °C angegeben. Eigene Berechnungen ergaben einen Methanverlust von ca. 27 %, siehe Abschnitt „Stoffliche und energetische Bilanzierung“.

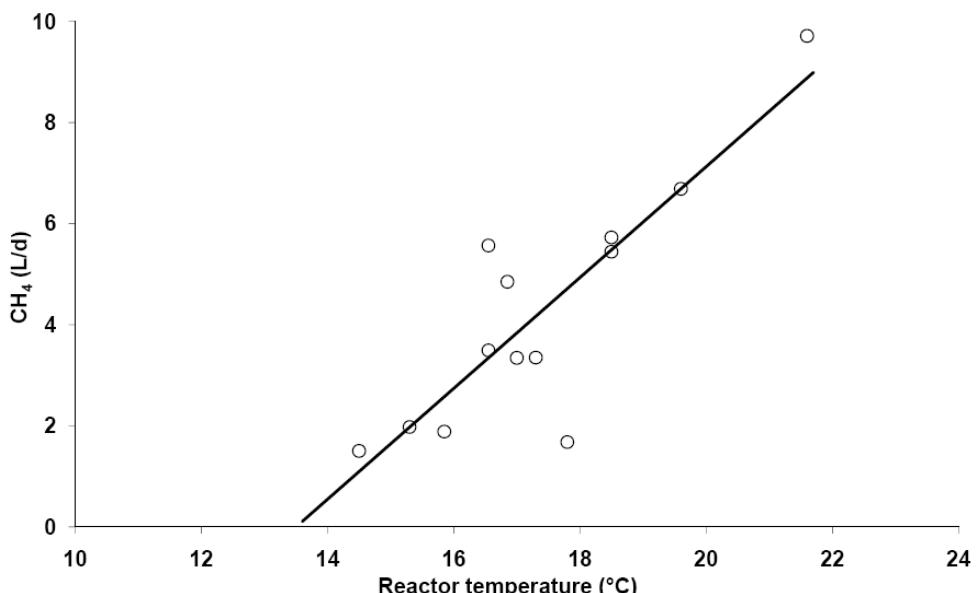


Abb. 5: Experimentelle Daten der Methanbildung aus kommunalem Abwasser in Abhängigkeit von der Temperatur. In einem anaeroben EGSB Labor-Reaktor (Expanded granular sludge bed) wurde die Temperatur als einziger Parameter verändert. Bei Temperaturen unter 14 °C wurde praktisch kein CH₄ mehr freigesetzt, bedingt durch geringere CH₄-Produktionsraten und eine erhöhte CH₄-Löslichkeit. Abbildung aus (Jefferson, 2009).

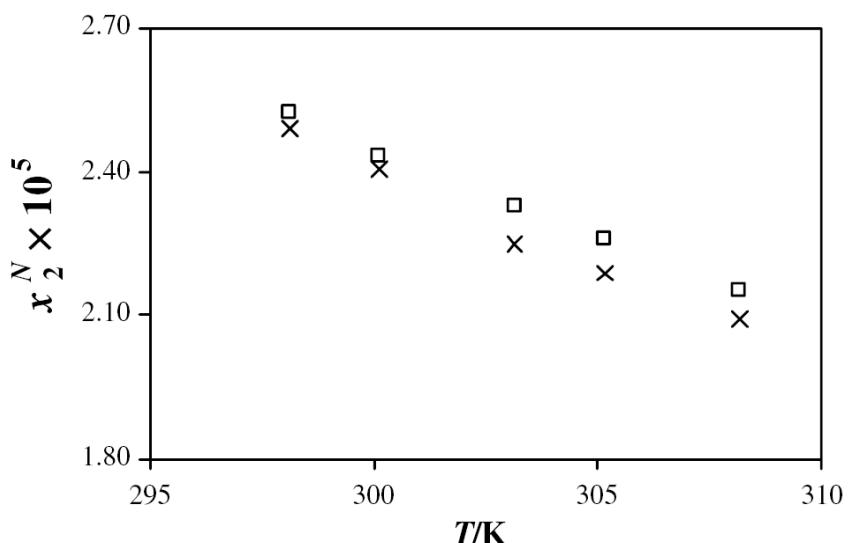


Abb. 6: Diagramm der experimentellen CH₄-Molfraktion in Fermentations-Flüssigmedium bei verschiedenen Temperaturen und einem CH₄-Partialdruck von 1 bar. 295 K = 22 °C, 310 K = 37 °C; aus (Serra et al., 2006). Die Abnahme der CH₄-Molfraktion mit steigender Temperatur ist deutlich erkennbar. Symbole: □, gelöstes CH₄ in reinem Wasser; x, gelöstes CH₄ in Fermenterflüssigkeit.

Eine technische Möglichkeit das im Abwasserstrom gelöste Methan zurückzugewinnen besteht durch Vakuum-Entgasung des gesamten Wassers. Dieses Verfahren wird bereits erfolgreich im Bereich Klärschlamm angewandt (siehe Abb. 7). Der Vorteil ist neben der Verhinderung der Emission von Methan in die Atmosphäre die Verbesserung der Schlammeigenschaften. Die Entgasung, speziell von gasreichem Schwimmschlamm, verbessert das Absetzverhalten und die Schlammtennwässerung. Für die anaerobe Behandlung von kommunalem Abwasser erscheint die Vakumentgasung als ideale Lösung, mit dem Nachteil, dass diese Methode mit 0.15 kWh/m³ relativ energieintensiv ist und damit den Wirkungsgrad einer anaeroben ARA erheblich mindert.

Generell gilt, je geringer der CSB-Wert des Abwassers, desto weniger lohnt sich die Methanproduktion und –Rückgewinnung aus dem Abwasser, denn der relative Anteil an gelöstem Methan steigt mit abnehmendem CSB stark an. Deswegen schlagen Cakir und Stenstrom vor, bei COD-Werten unter 300 mg/l das Abwasser generell **aerob** zu behandeln (Cakir und Stenstrom, 2005). Das Schweizer Roh-Abwasser liegt mit einem durchschnittlichen COD-Wert von 385 mg/l nur knapp über diesem Grenzwert.

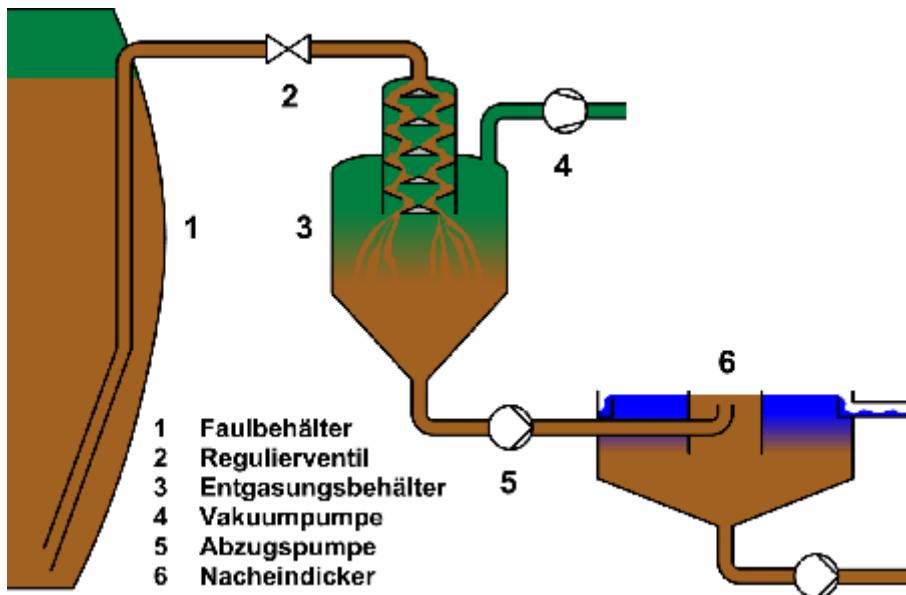


Abb. 7: Prinzip der Vakuum-Entgasung von flüssigen Substraten. Durch die Entgasung kann gelöstes Methan der Verwertung zugeführt werden, anstatt es ungenutzt in die Atmosphäre zu emittieren. Das Verfahren ist jedoch recht energieintensiv und das gewonnene Methan deckt nicht den Energiebedarf der Vakuumpumpen. Abbildung Firma Pondus Verfahrenstechnik GmbH, Teltow (D).

2.6 Energiebilanzen der anaeroben Behandlung

Ein hauptsächlicher Beweggrund für die Evaluierung der anaeroben Behandlung liegt in der Verbesserung der Energiebilanz der kommunalen Abwasserreinigung. Ein Kubikmeter kommunales CH-Rohabwasser enthält die Energiemenge von etwa 1.2 KWh, von dem heute nur ein Teil genutzt wird. Weitaus grösser als die Nutzung ist die Energiemenge, die derzeit für die Reinigungsverfahren investiert wird (ca. 0.5 KWh/m³) (Müller et al., 2008). Ein in den letzten Dekaden zu beobachtender Trend ist, dass mit zunehmender Reinigungsleistung und spezifischeren Reinigungskapazitäten der ARA's der Energieaufwand ansteigt. Zwar wird parallel die Energieausbeute aus der Schlammfaulung verbessert, was aber den ansteigenden Energieverbrauch der ARA nicht wettmacht.

Ziel einer zukünftigen energieeffizienten Abwasserreinigung kann nicht nur die Steigerung der Biogasausbeute bedeuten, sondern auch die Verringerung des Energieaufwands, z.B. durch Wegfall der herkömmlichen Belebungsstufe, die mit ihren Gebläsen einen Haupt-Energieverbrauch darstellt. Der Anteil der aeroben Belebung liegt im Durchschnitt bei 50 – 80 % des Stromverbrauchs einer ARA und ist abhängig von der Anlagengrösse, der Betriebsweise (z.B. Schlammalter), dem Modernisierungsgrad und der Art der Stickstoffbehandlung. Diese Spannweite ist sehr weit gefasst und als pauschal anzusehen. In einfachen ARA's stellt die Belüftung den Haupt-Stromverbrauch dar, wogegen in technisch hoch entwickelten ARA's dieser Wert wegen anderer stromintensiver Prozesse relativ gering ist. Die Zahlen liegen in einer grossen Bandbreite zwischen 18 % des Gesamt-Stromverbrauchs (ARA-Mellingen, 2008), durchschnittlich 50 % in deutschen ARA's mit anaerober Schlammfaulung (Haberkern et al., 2008), 54 % in der ARA Zillertal (Österreich), und ca. 63 % der Reinigungs-Energie in britischen ARA's (Trattersall, 2009). Der Wegfall der intensiven Belüftung der Belebungsstufe wäre ein Schlüsselfaktor auf dem Weg in Richtung einer energieneutralen Abwasserreinigung.

3. Stand der Technik

Die aktuellen Technologien zur anaeroben Abwasserbehandlung können in zwei Gruppen eingeteilt werden. Dies sind einerseits die bereits etablierten Technologien, die grosstechnisch als kommerzielle Anlagen verfügbar oder auf den Weg dort hin sind. Zum anderen sind es die neu entstehenden Technologien, deren Wirksamkeit nur im Labormassstab oder als Pilotanlagen demonstriert wurde. Im Folgenden werden diese mit besonderer Aufmerksamkeit betrachtet. All diese Methoden verfolgen jedoch dasselbe Ziel, diejenigen biologischen, mechanischen und chemische Prozesse zu nutzen, die zu einer Steigerung der Energieausbeute aus Abwasser beisteuern können, bei gleichzeitiger Erhaltung oder Steigerung der Reinigungsleistung.

3.1 Membran-Filtrationsverfahren

Über die Stabilität und Funktion von Membranfiltern in der anaeroben kommunalen Abwasserbehandlung liegen noch relativ wenige Literaturdaten vor. Anfragen bei renommierten Herstellern und Anlagenbauern, z.B. VA-Tech Wabag GmbH, Wien; HYDAC International GmbH, Sulzbach (D); Kubota Corporation Osaka, Japan, ergaben keine konkreten Daten und Erfahrungswerte zu diesem Thema. Einzig von der Fa. Huber Technology Berching (D) war freundlicherweise ein aktueller Forschungsbericht erhältlich, siehe unten 3.3 „VRM-System“.

Ein generelles Problem bei den Membranverfahren ist die Biofilmbildung, welche den transmembranen Flüssigkeitsdurchsatz drastisch herabsetzen kann. Besonders tritt das Phänomen in Erscheinung, wenn Membranfilter für die Filtration des primären Abwasserstroms eingesetzt werden, in dem es aufgrund des hohen Gehalts an leicht abbaubarem Material vermehrt zu Biofilmbildung, so genanntem „cake layer“ auf den Filtrationselementen und zu „Fouling“ kommen kann (Chu et al., 2005; Lew et al., 2007; Wang et al., 2008) und Abb. 8. „Fouling“ (chemisch-biologische Membranbeschädigungen) und hydraulische Membranblockierungen sind stark von der Zusammensetzung des Abwassers, der Art der Flockenbildung des Schlammes und der hydraulischen Aufenthaltszeit (HRT) abhängig (Jeison und Van Lier, 2008a). Durch gezielte verfahrenstechnische Steuerung der Betriebszustände können diese Probleme verminder, jedoch nicht ganz verhindert werden (McAdam et al., 2007; Meng et al., 2009). Ein innovativer Ansatz beinhaltet die Zugabe von Polypropylen-Granulat in den Filtrationstank für die mechanische Reinigung der Filtermodule. Somit kann chemische Reinigungslösung gespart und ein hoher, energiesparender Membrandurchfluss erreicht werden (Zimmermann et al., 2009). Da viele neue Ansätze in der anaeroben Abwasserreinigung Membran-Filtrationsschritte beinhalten, sind weitere Daten, Pilotstudien und Innovationen im anaeroben Bereich dringend notwendig. Im Bereich der aeroben Abwasserreinigung nimmt die Anzahl installierter Membranalgen kontinuierlich zu, wie in Abb. 9 zu erkennen ist. In aeroben ARAs werden meist „Niederdruck-Tauchmembranen“ verwendet. Sie werden als grossflächige Module direkt in das Belebtschlammbecken eingetaucht und zeichnen sich durch eine niedrige Druckdifferenz aus. Es wird typischerweise ein Vakuum von 0.1 bis 0.5 bar angelegt. Die notwendige *cross-flow* Strömung wird durch eine intensive Lufteinblasung bewerkstelligt.

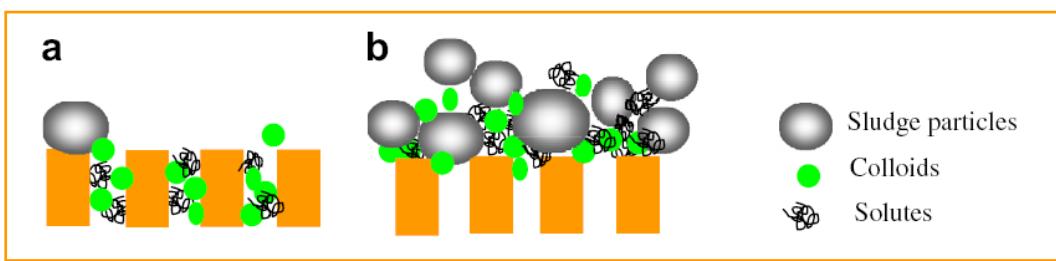


Abb. 8: Membranfouling und – Blockierung in Membranbioreaktoren: a) Porenblockierung; b) Biofilmbildung (cake layer). Aus: (Meng et al., 2009)

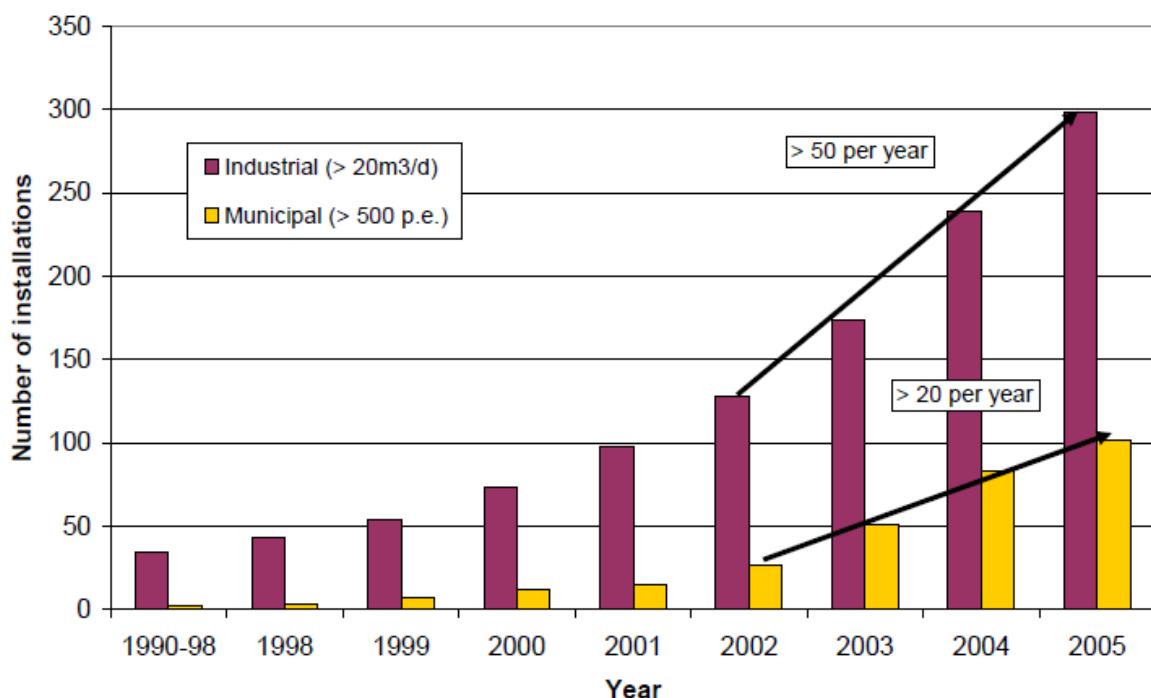


Abb. 9: Im aeroben Bereich der Abwasserreinigung (industriell und kommunal) erfreuen sich Membranbioreaktoren zunehmender Beliebtheit wie die Zunahme installierter Anlagen in Europa in den Jahren 1997 bis 2005 beweist. Die folgende Entwicklung ab 2003 stellt eine lineare Extrapolation dar. In der anaeroben kommunalen Abwasserreinigung gibt es derzeit noch keine vergleichbaren Grossanlagen. Abbildung aus (Lesjean und Huisjes, 2007). p.e. = EW. In rot: industrielle Anlagen über 20 m³/d; in gelb: aerobe kommunale Anlagen mit mehr als 500 EW.

3.2 Reaktortechnologien zur anaeroben Behandlung

Moderne Membranbioreaktoren zur Abwasserbehandlung haben einige herausragende Vorteile, wie die Hygiene des Abflusses durch Bakterien- und Virenelimination, Partikelfreiheit, und Wiederverwertungsmöglichkeiten des gereinigten Abwassers, dem so genannten „Permeat“. Auch eine direkte Aufreinigung des produzierten Biogases mit speziellen gaspermeablen Membranen ist denkbar (Jefferson, pers. Mitteilung). Jedoch sind Membrantechnologien aus energetischer Sicht und vom technischen Aufwand her weniger vorteilhaft. Ein Hauptproblem bei der Verwendung von Tauch-Membranen ist das so genannte „Fouling“ und „cakelayer formation“ (chem-biol. Membranzerstörung, Biofilmbildung) (Jefferson, 2009). Um dies zu verhindern, müssen die Membranen ständig in physikalischer Bewegung gehalten werden. Dazu muss bei der anaeroben Behandlung ein anaerober Gasfluss aufrechterhalten werden, der zwar nicht so hoch ausfällt wie die Belüftung im konventionellen Belebtschlammverfahren (etwa um den Faktor 10 weniger), aber dennoch die Energieeffizienz der Methode schmälert (Jefferson, 2009). Zusätzlich muss noch Energie aufgewendet werden, um den notwendigen hydraulischen Druckunterschied zu erreichen. Dieser liegt bei modernen Tauchmembranen (Membranmodule, die direkt in das Becken eingetaucht werden) bei ca. 0.1 – 0.3 bar, wozu etwa 0.3 kWh/m³ elektrische Energie aufgewendet werden müssen (Jahres-Durchschnittswert ARA Wädenswil, persönliche Mitteilung). Deshalb wird in Fachkreisen über die Bauart und Betriebsweise des idealen anaeroben Reaktors diskutiert. Als Alternative kommen UASB Reaktoren mit granulärem Schlamm („Granular sludge“) in Frage. Erste Vergleichsstudien haben gezeigt, dass die Abbauleistung des anaeroben Kohlenstoffabbaus bei beiden Reaktortypen (AnMBR, USAB mit granulärem Schlamm) etwa gleich ausfällt. (Jefferson, 2009). Diese Ergebnisse würden aus Gründen der einfachen Bauweise, weniger Unterhalt und der geringeren Energiezufuhr den UASB Reaktortyp bevorzugen. Eines steht jedoch fest: Es gibt derzeit noch sehr wenig praktische Erfahrung in Bezug auf verschiedene Reaktortypen unter gegebenen Betriebsbedingungen. Hier ist noch erheblicher Forschungsaufwand nötig. Erste Versuche in dieser Richtung laufen laut persönlicher Mitteilungen derzeit bei der Firma Kubota (Japan) und an der Cranfield University (UK), (Trattersall, 2009).

3.3 Typen, Design und Abbauleistungen anaerober Reaktoren

Anforderungen

Das Herzstück der anaeroben Behandlung stellt der Typ und die Bauweise des anaeroben Reaktors dar. Nach Durchsicht der relevanten Literatur stellt sich jedoch heraus, dass es noch relativ wenige systematische Studien gibt, welche die Möglichkeiten der anaeroben Behandlung unter psychrophilen (mikrobiol. Ausdruck für „kälteliebend“) Bedingungen untersuchten und einen genauen Vergleich zulassen. Meist wird in Studien keine spezielle psychophile „Biologie“ eingesetzt, sondern lediglich die mesophile „Biologie“ an die niedrigen Temperaturen adaptiert, siehe oben Abschnitt „Temperatur“ und (Kashyap et al., 2003). Als Abhilfe des „Kälteproblems“ wird meist die Erwärmung des Prozesses durch Abwärme aus einem BHKW auf mesophile Temperaturen empfohlen um die besten Methanausbeuten zu erzielen.

Zur anaeroben Behandlung von kommunalem Abwasser werden im Folgenden verschiedene Reaktortypen/Systeme aus der Literatur in Bezug auf Abbauleistung und Biogasausbeute evaluiert/diskutiert, sowie auch die Möglichkeiten der Nährstoffelimination und des Recyclings von Nährstoffen. Was das Recycling bzw. die Eliminierung der Nährstoffe NH₄ und PO₄ betrifft, hat der anaerobe Reaktortyp systembedingt keinen grossen Einfluss, da im anaeroben Milieu weder Ammonium noch Phosphat abgebaut werden, sondern lediglich chemisch reduziert werden können.

In den letzten Jahrzehnten wurden mehrere so genannte „Hochleistungssysteme“ entwickelt, die sich durch eine kurze hydraulische Aufenthaltszeit (HRT) und ein hohes Schlammalter auszeichnen. Beispiele hierfür sind der Anaerobfilter (AF) (Young, 1969), der Upflow anaerobic sludge blanket-Reaktor (UASB) (Lettinga, 1980) und der Schikanen-Reaktor, engl. „baffled reactor“ (ABR), (Bachmann, 1985). Später hinzugekommen sind der Anaerobic Sequential Batch Reactor (AnSBR) und durch die Applikation neuartiger Werkstoffe der Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR) (Kayawake et al., 1991).

Es wird im Folgenden auf die verschiedenen Typen näher eingegangen und diese verglichen, sofern es die Daten zulassen, siehe Tabelle 5. Ein genauer direkter Vergleich ist oft nicht möglich, da die Fragestellungen und Versuchsaufbauten in der Literatur meist recht unterschiedlich sind und Daten fehlen bzw. ungenau angegeben sind (z.B. „Raumtemperatur“).

– (1a) UASB Reaktor

Klassischerweise wird für Industrieabwässer bei mesophilen Temperaturen der UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) Reaktor eingesetzt. UASB Reaktoren eignen sich für Abwässer mit hoher CSB-Raumbelastung und erlauben damit relativ kleine Reaktorvolumina. Die Durchmischung des Schlammbettes erfolgt im Wesentlichen durch die im unteren Reaktorbereich stattfindende Biogasproduktion, so dass mechanische Mischeinrichtungen nicht erforderlich sind. Typischerweise sind UASB-Reaktoren funktionsbedingt als schlanke Türme mit einer Höhe von 10 – 20 m errichtet. Im Bereich des kommunalen Abwassers bei niedrigen Temperaturen, gibt es noch recht wenige Studien über UASB-Systeme. Eine Pilotanlage von (Álvarez et al., 2006) wurde bei 15 °C mit einer Abwasserbelastung von 240-340 mg/l CSB und einer hydraulischen Verweilzeit (HTR) von 10-11 h betrieben. Die beste Effizienz in der COD Elimination betrug nur 57.5 % und lag damit unter dem Durchschnitt der nachfolgenden Systeme. Besser war die Elimination der Suspendierten Feststoffe (TSS) von bis zu 85.3 % und von Fettsäuren mit bis zu 100 % Effizienz. Zusammenfassend zeigte der untersuchte UASB-Reaktor Schwächen bei niedrigen Temperaturen, auch nach längerer Adaptationsphase.

– (1b) UASB Hybrid Reaktoren

Der Prozess der biologischen Methanproduktion umfasst mindestens zwei Stufen; eine Erste mit Hydrolyse und Versäuerung und nachfolgend eine Methanbildung aus den gebildeten Säuren und Wasserstoff. Im Sinne der mehrstufigen biologischen Prozesse werden auch mehrstufige technische Anordnungen propagiert, wie unten beschrieben.

Eine logische Weiterentwicklung stellt die zweistufige Anordnung bestehend aus einem „Hydrolytic upflow sludge bed“ (HUSB)-Reaktor, gefolgt von einem UASB Reaktor dar (Álvarez et al., 2008). In der ersten HUSB Stufe wurden hydrolytisch-acetogene Bedingungen (Versäuerungsstufe) durch die HRT und Schlammalter (SRT) eingestellt. Die zweite UASB Stufe dient der Umsetzung der organischen Substanz zu Biomethan. Die Idee dieser Konfiguration ist, den meistens limitierenden Schritt der Hydrolyse und H₂-Freisetzung aus polymerem organischem Material zwecks separater Optimierung vorwegzunehmen.

Pilotanlagen mit je 25 m³ und 20 m³ Volumen wurden in Santiago de Compostela mit kommunalem Rohabwasser gespeist, welches von der Zusammensetzung und Temperatur (14.0 bis 20.7 °C) etwa dem kommunalen Abwasser in der Schweiz entspricht. Die besten Reinigungswerte wurden bei einer CSB-Konzentration von über 250 mg/l erreicht (Schweizer Durchschnitts Roh-Abwasser enthält 285 mg/l CSB, (Amt für Umweltschutz, 2005)). Die Abbauleistung des CSB betrug maximal 69.3 % bei einer HRT von 14.9 h (beide Reaktoren kombiniert) und der TSS Abbau 76.4 %. Darüber hinaus zeigte sich das System relativ unstabil gegenüber schwankender Abwasserzusammensetzung und wechselnder hydraulischer Belastung (Q).

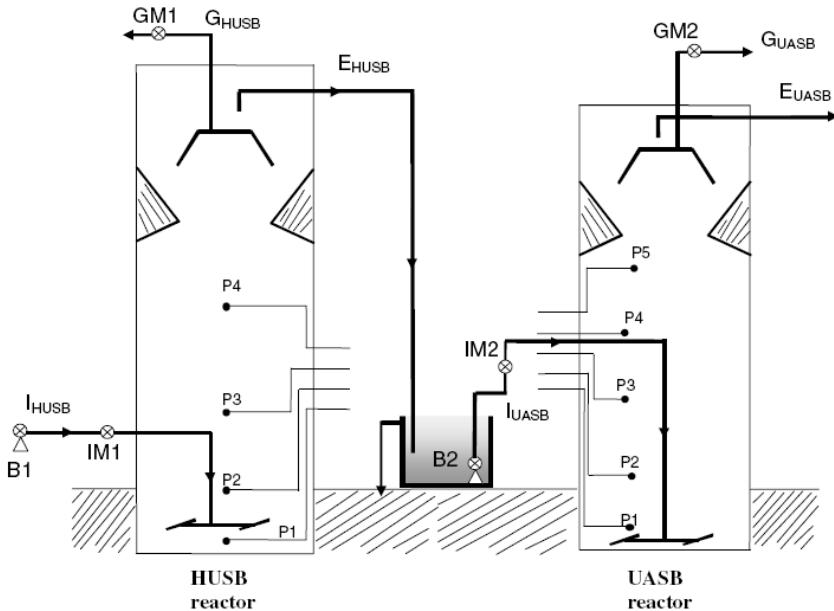


Abb. 10: Zweistufige HUSB–UASB Hybrid-Pilotanlage aus (Álvarez et al., 2008). Die erste Stufe ist ein HUSB Reaktor (hydrolytic upflow sludge bed) mit relativ kurzer HRT (hydraulische Verweilzeit) in dem partikuläre und polymere Substanzen teilweise aufgeschlossen werden. I: Zulauf, E: Ablauf, G: Biogas, B: Zuflusspumpe. IM: Zuflussmessung, and GM: Biogasvolumenmessung. Aus: (Álvarez et al., 2008)

– (2) UAF Typ Reaktor (Upflow Anerob Filter)

Der UAF-Festbettreaktor, gefüllt mit 2 cm Ø Kunststoff-Trägermaterial wurde im Labormassstab (1.5 l) mit kommunalem Abwasser gestestet (Bodík et al., 2002), welches eine Belastung von 100-250 mg/L CSB aufwies. Die Temperatur wurde Thermostat-geregelt und im Bereich von 8-23 °C variiert, sowie auch die HRT von 10-46 h. Bei mesophilen Temperaturen (24 °C) zeigten sich gute Abbauwerte was CSB und ungelöste Feststoffe (SS) betrifft, bei mittleren und tiefen Temperaturen fiel die Abbaueffizienz deutlich ab, was jedoch durch eine verlängerte HRT (20 h) teilweise wieder ausgeglichen werden konnte. So wurden bei 8 °C noch 72 % der SS entfernt und 63 % des COD. Zusammenfassend eignet sich der UAF Typ besonders gut, um einen niedrigen SS Ablaufwert zu erreichen. Die Abbauleistung von COD war auch bei geringen Temperaturen noch zufriedenstellend.

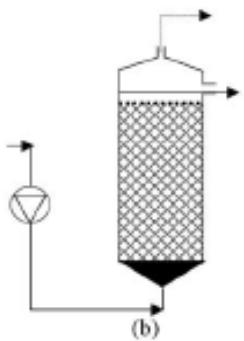


Abb. 11: UAF Festbett-Reaktor aus (Bodík et al., 2002).

– (3) AnSBR

Unter denselben Bedingungen wie (2) wurde ein anaerober Anaerobic Sequential Batch Reaktor (AnSBR) untersucht und verglichen. Der AnSBR hat dieselbe diskontinuierliche Funktionsweise wie ein konventioneller aerober Sequential Batch Reaktor (SBR), jedoch wird unter Luftabschluss, d.h. anaerob, gearbeitet. Ein SBR zeichnet sich durch verschiedene Betriebsphasen wie Befüllen, Belüften, Absetzen und Abzug aus. Neben dem Kohlenstoffabbau können im SBR auch Nitrifikation und Denitrifikation im selben Reaktor ausgeführt werden. Diese Phasen können sehr gut kontrolliert und gesteuert werden. Somit kann man die Behandlung dem jeweiligen Abwasser angepassen. Beim SBR handelt es sich um eine fortschrittliche Technologie mit guten Ablaufwerten. In einer Studie von (Bodík et al., 2002) wurde ein SBR anaerob betrieben (AnSBR), welcher ab etwa 10 °C gute COD Abbauwerte bei einer HRT von 20 h zeigte, siehe Abbildung. Ab 15 °C kann die Verweilzeit (HRT) auf 10 h verkürzt werden. Ferner zeigte der Reaktortyp eine gute Effizienz um Suspendierte Stoffe (SS) zu eliminieren.

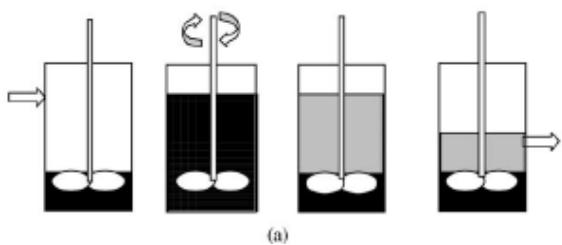


Abb. 12: AnSBR (Anerobic Sequential Batch Reactor) mit den vier Zyklen (Befüllen, Belüften, Absetzen und Abzug) aus (Bodík et al., 2002).

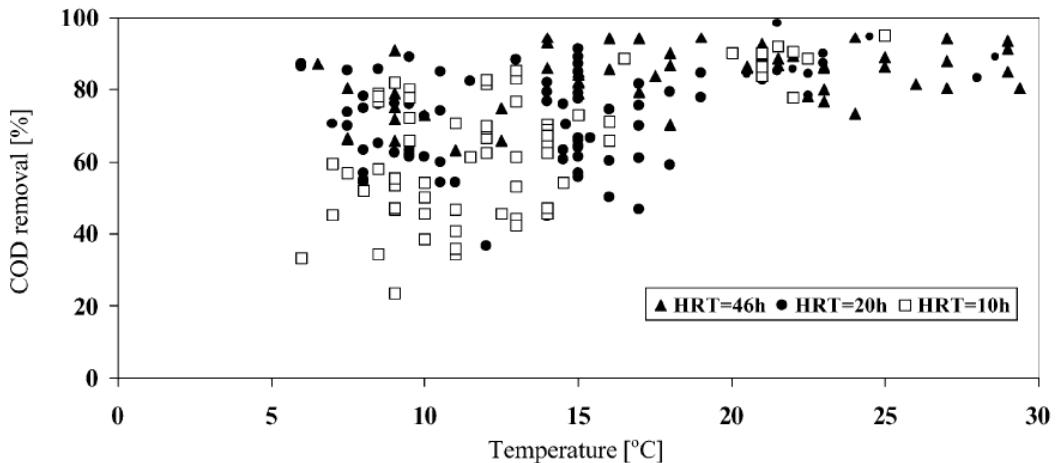


Abb. 13: Einfluss der Temperatur und hydraulische Verweilzeit (HRT) auf die COD-Abbaueffizienz in einem anaeroben SBR. Aus: (Bodík et al., 2002)

– (4) ABR

Ein (engl.) Anerobic Baffled Reactor (ABR) besteht aus hintereinander angeordneten Kammern in denen sich der Fluss alternierend aufwärts und abwärts hindurchbewegt. In den verschiedenen Kompartimenten können sich verschiedene Bedingungen einstellen, die für den anaeroben Abbau förderlich sein können. Ferner werden relative hohe Fliessgeschwindigkeiten erreicht, was gut für den Transport von ungelösten Substanzen ist.

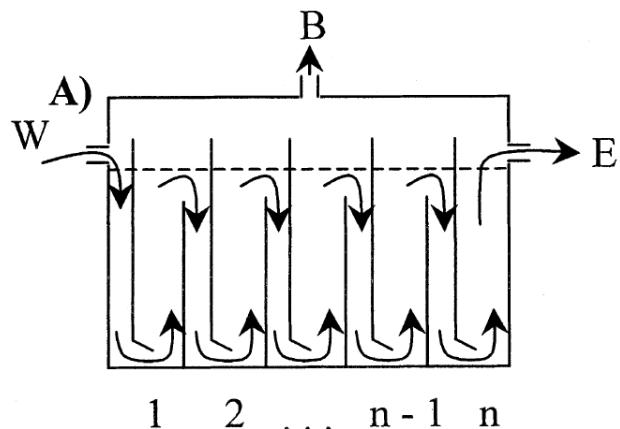


Abb. 14: Anerobic Baffled Reactor (ABR), der aus hintereinander angeordneten Kammern aufgebaut ist. A = Input, B = Biogas Output, E= Effluent. Abbildung aus (Barber und Stuckey, 1999).

Vorteile des ABR sind laut (Barber, 2009):

Konstruktion:

- Einfaches kostengünstiges Design
- keine beweglichen Teile
- geringe Verstopfungsanfälligkeit
- geringe Unterhaltskosten

Betrieb:

- Hohe Zurückhaltung von Feststoffen
- Biomasserrückhalt ohne ein Festbett oder eine Absetzkammer
- Kurze hydraulische Aufenthaltsdauer (HRT) möglich
- Resistenz gegen hydraulische Stosswellen
- Resistenz gegenüber organischer Stossbelastung
- Betriebsunterbrüche problemlos möglich

Laborversuche bestätigten die Wirksamkeit des ABR mit einem synthetischen Kohlehydrat-Substrat, bei denen bis zu 98 % des Substrats bei mesophilen Temperaturen und einer HRT von 20 h abgebaut wurden (Nachaiyasit und Stuckey, 1997a; Nachaiyasit und Stuckey, 1997b). Zumindest bei hoher organischer Belastung scheint der ABR ein geeigneter Reaktortyp darzustellen. Bei der anaeroben Behandlung von realem Grauwasser zeigte der ABR durchschnittliche Abbauwerte (75 % CSB Abbau) und eine sehr geringe Biogasproduktion (35 ml / Liter * d), (Witthauer und Stucky, 1982).

– **(4b) Hybrid Version des ABR**

Der von Yu und Anderson untersuchte ABR Reaktor, ist aus drei hintereinander geschalteten Kammern aufgebaut (Yu und Anderson, 1996). Die erste Kammer entspricht einem klassischen UASB Reaktor, die zweite Kammer entspricht einem Anaerobfilter (AF) und die dritte Stufe einem Hybrid Reaktor (UASB-AF). Das Abwasser durchströmt die drei Stufen wechselweise von unten nach oben und umgekehrt. Es wurde somit versucht, die Vorteile der verschiedenen Reaktortypen zu kombinieren. Bei einer hydraulischen Verweilzeit (HRT) von nur 10 h und 18.28 °C wurde eine maximale Abbaurate von 84.5 % bezüglich des CSB-Wertes gemessen. Die Suspended Solids (SS) wurden praktisch nicht vermindert (Ablaufwerte 23-35 mg/l), wie auch der Ammoniumwert ($\text{NH}_4\text{-N}$) praktisch unverändert blieb. Die Gasproduktion nahm mit zunehmender HRT ab, von $0.22 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ bei HRT von 6h, auf $0.09 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ bei einer HTR von 10 h. Zusammenfassend hing die Abbauleistung stark von der HRT ab (max. 10h) und erreichte trotz der hohen Komplexität des Aufbaus nur durchschnittliche Werte.

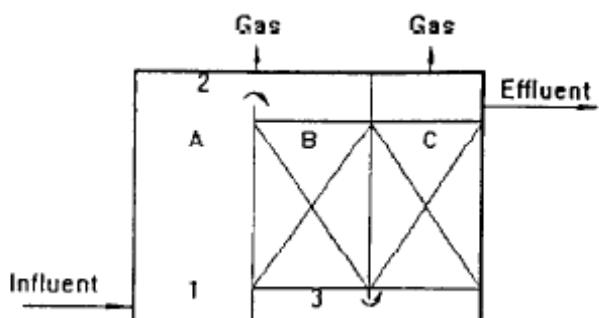


Abb. 15: Schematisches Diagramm des anaeroben Dreikammerreaktors (ABR) aus (Yu und Anderson, 1996). Die erste Kammer entspricht einem klassischen USAB Reaktor, die zweite Kammer entspricht einem Anaerobfilter (AF) und die dritte Stufe einem UASB-AF-Hybrid Reaktor.

– (5) Anaerober Membranbioreaktor (AnMBR)

Membranbioreaktoren (MBRs), bei denen der Reaktor durch eine Filtermembran vom Abfluss separiert ist, vereinigen gleich mehrere Vorteile:

- Die Entkopplung von hydraulischer Aufenthaltszeit und dem Schlammalter ermöglicht eine bessere betriebliche Anpassung an die Reinigungsaufgabe.
- Es kommt zu einem verbesserten biologischen Abbau der organischen Substanz, da ein grösseres Spektrum an Mikroorganismen angereichert werden kann, wie z.B. nicht Flocken bildende und langsam wachsende Abbauspezialisten.
- Ein praktisch keimfreier Abfluss, welcher die Badegewässerrichtlinie erfüllt (hohe Biosicherheit!)
- Verkleinerte Reaktorvolumina: Das Wegfallen der Sedimentation als beschränkender Faktor erlaubt den Betrieb der Belebung bei hohen Biomassekonzentrationen im Reaktor und damit verbundenen hohen Abbauraten.
- Kein Problem mit Blähchlamm: Blähchlamm setzt sich schlecht ab und wird deshalb bei der konventionellen Nachklärung im Ablauf teilweise ausgetragen. Bei Membranablagen besteht die Problematik nicht

Es muss jedoch bei Membranbioreaktoren mit folgenden Nachteilen gerechnet werden:

- Höhere Investitionskosten: im Allgemeinen gelten Membranverfahren noch als etwas teurer als konventionelle Verfahren. Der Unterschied verkleinert sich jedoch laufend.
- Höherer Energieaufwand für den Betrieb: Während für die konventionelle Abwassereinigung mit etwa $0.3 - 0.5 \text{ kWh/m}^3$ gerechnet werden muss, liegt diese Grösse bei Membranverfahren höherer.
- Geringe Betriebserfahrungen: Verschiedene Betriebskennzahlen können aufgrund der gegenwärtigen Erfahrung noch nicht eindeutig festgelegt werden, so z.B. die Standzeit der Membranen.

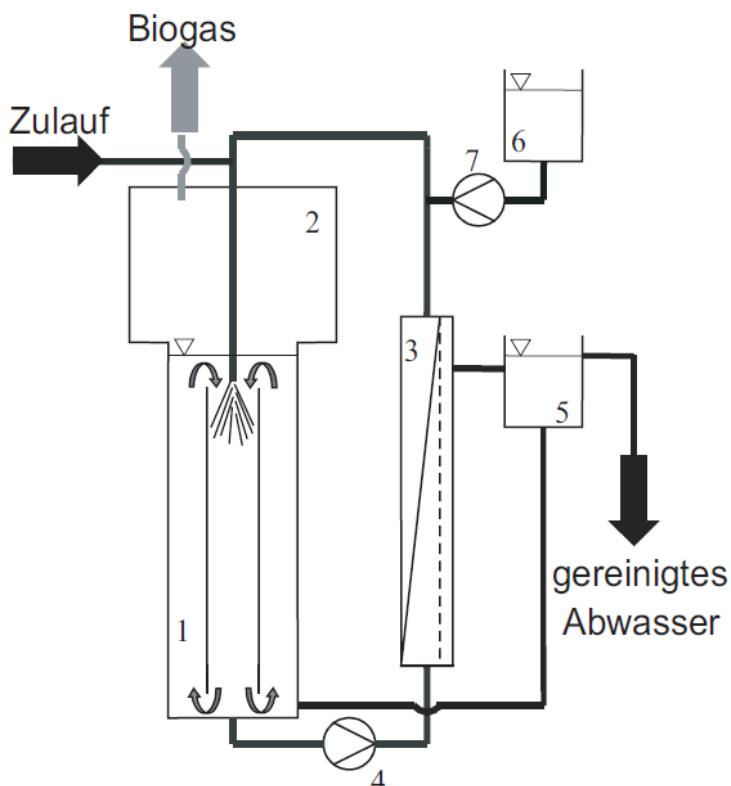


Abb. 16: Schematischer Aufbau eines Membranbioreaktors. 1) Schlaufenreaktor, 2) Entgasungskopf, 3) Membranmodul, 4) Kreiselpumpe, 5) Permeat-Überlaufgefäß, 6) NaOH-Vorlagetank, 7) pH-geregelte Dosierpumpe. Abbildung aus (Fitzke, 2003).

Beispiele von Membranbioreaktoren: Eine kombinierte anaerobe UASB-AnMBR-Pilotanlage in Singapore zeigt erste Erfolge und versprechende Resultate. So konnte die Methanproduktion um 93 % gesteigert werden, bei gleichzeitiger Halbierung der hydraulischen Aufenthaltszeit auf nur 5.5 Stunden (YingYu et al., 2009). In 6h HRT konnten laut Studien von Lew bis zu 88 % des CSB in kommunalem Abwasser in AnMBR-Reaktoren abgebaut werden (Lew et al., 2007; Lew et al., 2009). Nachteil dieses Reaktor-Typs ist ein höherer Energieeinsatz, sowie die höheren Investitions- und Betriebskosten. Ferner besteht noch relativ wenig Langzeiterfahrung in Bezug auf die Haltbarkeit der Membranen und des Problems des „Membran-Foulings“ unter anaeroben Bedingungen. Eine aktuelle Studie von (Jeison et al., 2009) bestätigt, dass Tauchmembranen (Hohlfaser-Membranmodule, die direkt in die Abwasserbecken eingetaucht werden) in einem anaeroben Reaktor noch keine

Langzeitstabilität aufweisen. Nach relativ kurzer Zeit (> 2 Monate) kam es zu reversibler Blockierung/Reduzierung des Flusses über die Membran und zu irreversiblen Schäden durch „Membran Fouling“. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen die Untersuchungen von (Jeison und van Lier, 2008b), die eine so genannte „Kuchenbildung“ (cakelayer = Biolfilm) auf der Membran nachwiesen, was den Durchfluss auf nur noch 35 % des Anfangswertes herabsetzte.

Möchte man die Probleme durch Fouling und Biofilmbildung verlangsamen, muss die Membrankassette durch Gaseinpressung (z.B. mit Methan-Gas) mechanisch stark bewegt werden, um eine so genannte „cross-flow“ – Strömung zu erzielen. Es kommt somit ein nicht unerheblicher Energieinput zur mechanischen Membranbewegung hinzu, den man im Zuge der anaeroben Behandlung grundsätzlich vermeiden will. Zusätzlich fallen Energiekosten für die Pumpen und die Rückspülung der Filter zu Reinigungszwecken an. Der Gesamtenergiebedarf für einen aeroben MBR wurde in 2005 auf 0,71 kWh/m³ beziffert (Krause, 2005), wobei der Energiebedarf zur Belüftung mit knapp 0,6 kWh/m³ etwa 85 % beträgt. Aktuelle Messwerte geben etwa die Hälfte an. Ob sich eine anaerobe Behandlung von kommunalem Abwasser mittels AnMBR energetisch rechnet, wurde von (Garcia et al., 2008) untersucht und modelliert, siehe Abb. 17.

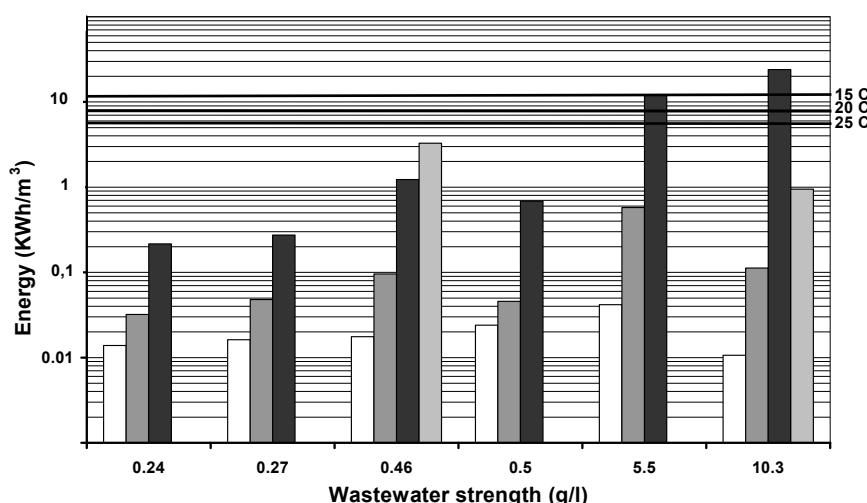


Abb. 17. Energiebedarf und –Gewinn Rechnung für einen AnMBR, ausgerüstet mit Tauchmembranfiltern bei verschiedenen organischen Belastungen. Die horizontalen Linien zeigen an, welche Energiemenge notwendig ist, das zufliessende Abwasser (mit 15, 20, und 25 °C) auf mesophile Temperaturen (35 °C) aufzuwärmen. Der schwarze Balken zeigt den Energiegewinn (elektrisch) durch Methanproduktion, die anderen Balken sind die Stromverbräuche.

Permeatpumpe □ , Membranbewegung ■ , Methan ■ , Membran Reinigungsenergie □

In der Studie von (Garcia et al., 2008) wurde angenommen, dass eine effektive Reinigung erst bei mesophilen Temperaturen erfolgt und das Abwasser im Reaktor deshalb mit Energiezufuhr auf die erforderliche Temperatur von 35 °C gebracht werden muss. Unter dieser Annahme lohnt sich eine anaerobe Behandlung nur bei CSB-Konzentrationen über 5 g/l, da der Energie Input ansonsten wesentlich höher ist als der Methan Output. Jedoch wurde in anderen Studien gezeigt, dass der anaerobe Abbau auch bei niedrigen Temperaturen effektiv stattfinden kann, siehe z.B. (Fawehinmi, 2004), die einen 96 % anaeroben Abbau von kommunalem Abwasser in 6 h bei 12 °C demonstrierten konnten.

– (6) VRM System

Eine neuartige Konstruktion eines Membranbioreaktors stellt die Firma Huber Technologies vor, welche bereits in der Schweiz im industriellen Bereich, z.B. beim Extraktionswerk Lyss (GZM) Anwendung findet. Anstatt flächigen Membranen oder Hohlmembranen sind hier Filtrations-Module auf einem rotierenden Zylinder angebracht. Die Rotation erzeugt eine radiale *cross-flow*-Strömung die zusätzlich durch gezielte Lufteinblasung unterstützt wird. Das 150 kDa-Filtrat wird durch Anlegen eines Vakuums aus dem Permeatsammler im Rotor abgesaugt. Hauptsächliche Ziele des neuen Verfahrens sind verminderter Energieverbrauch und ein geringerer Reinigungsaufwand der Ultrafiltrations-Membranen bei konstant hoher Durchflussrate (Huber-Technology; Kian, 2008). Bei der aeroben Version kann gänzlich auf eine periodische Rückspülung verzichtet werden. Der Permeatablauf entspricht der Richtlinie für EU-Badegewässer. Derzeit wird an einer anaeroben Version des VRM gearbeitet. Erste Resultate sind viel versprechend, es wurden bis zu 83 % des organischen Materials zu Methan umgesetzt. 10-15 % des gebildeten Methans wurden mit dem Permeat ausgeschleust (Bujalance, 2008).

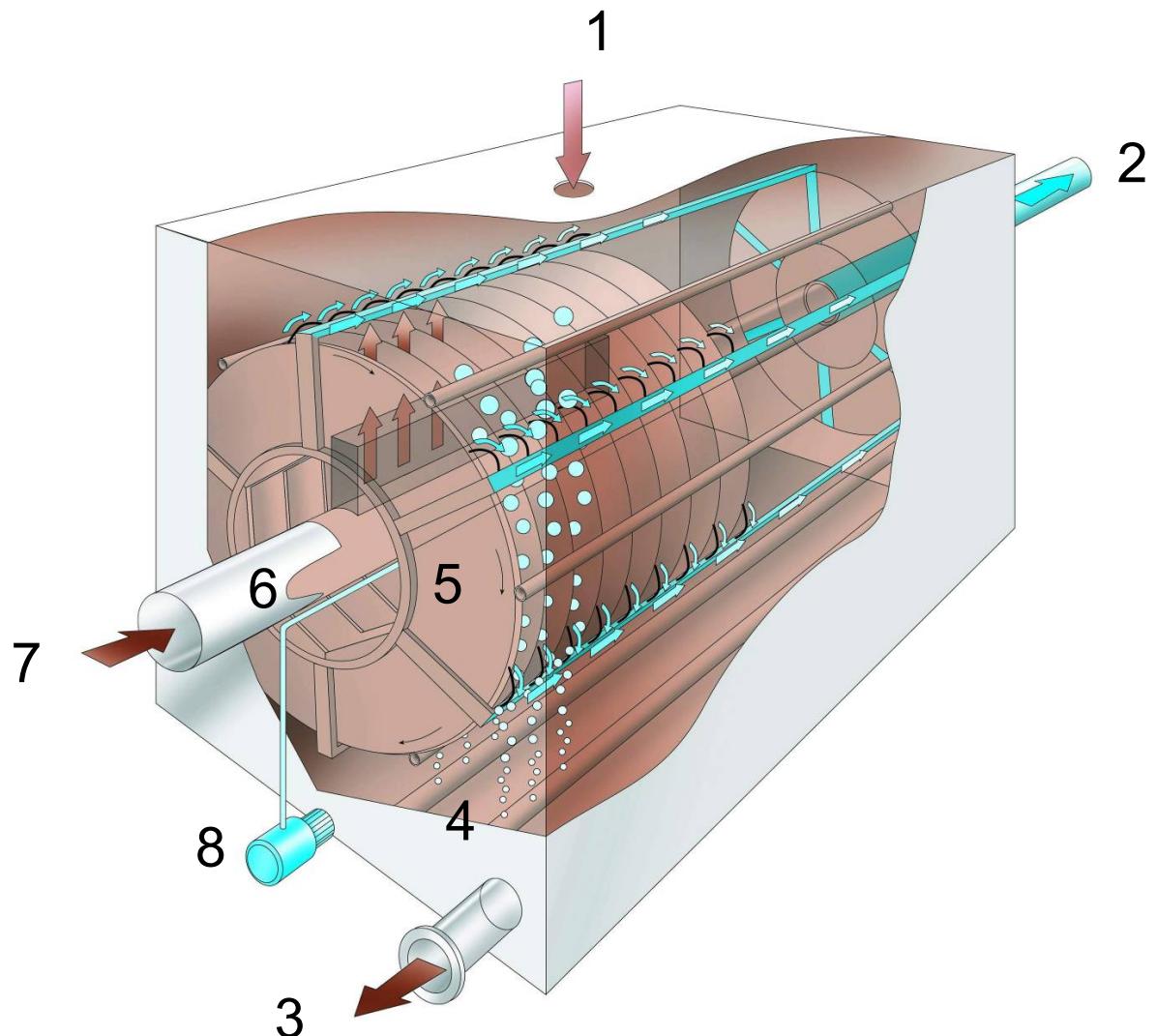


Abb. 18: VRM-System. Das biologisch gereinigte Abwasser wird mittels der transmembranen Druckdifferenz bei einer molekularen Trengrenze von 150 kDa durch die Membranen gesaugt und über die Permeatsammler dem Ablauf zugeführt. Um der Deckschichtbildung und somit einer Verringerung der Flussraten während des Durchtritts der flüssigen Komponente des Belebtschlammgemisches durch die Membran entgegenzuwirken, wird

eine Querströmung (*Cross-Flow*) an der Membranoberfläche erzeugt. Das Prinzip der VRM-Membranreinigung besteht in der Erzeugung zielgerichteter Luft- und Mediumströmungen unter gleichzeitiger Nutzung der radialen Beschleunigung entlang der rotierenden Membranen im Reaktor. Bei dem VRM-Verfahren muss stets nur ein einzelnes Membransegment mit hoher Intensität, bei gleichzeitig minimierten Energiekosten, gereinigt werden. Symbole: 1. Zulauf Abwasser, 2. Permeatablauf, 3. Schlammabzug, 4. Feinblasige Belüftung – Belebung, 5. Membran, 6. Rotierende Hohlwelle, 7. Zulauf Spülmedium – Belebtschlamm, 8. SpülLuftgebläse. Abbildung und Beschreibung mit freundlicher Genehmigung der Hans Huber SE, Berching (D), www.huber.de.

Zusammenfassung AnMBR

Eine anaerobe Behandlung von Abwasser mittels AnMBR scheint eine saubere und effektive Lösung darzustellen. Die Energiebilanz eines anaeroben MBR-Verfahrens hängt jedoch stark von der CSB-Konzentration im Abwasser, vom Membranbetrieb und der Konfiguration ab. Für dünne kommunale Abwässer ist eine Heizung des Reaktors auf mesophile Verhältnisse unrentabel. Nach Modellrechnungen, wird bei einem anaeroben MBR in der Summe mehr Energie benötigt als bei aeroben MBR (z.B. ARA Wädenswil) mit Literatur-Werten von 0,75 bis 4 KWh pro m³ Abwasser im aeroben Fall. Eine Ausnahme bildet das VRM-System der Firma Huber, das mit einem viel geringeren Energieverbrauch beeindruckt, als die anderen erwähnten Membranverfahren.

Die Energiebilanz der anaeroben Behandlung für „dünnes“ kommunales Abwasser fällt mit Membranverfahren meist negativ aus. Zwar gibt es im Vergleich zu der aeroben Behandlung Einsparungen bei der Belüftungsenergie, welche jedoch nicht den erhöhten Aufwand für den Betrieb der Membranen ausgleichen. Schätzungen gehen davon aus, dass bei dünnem Abwasser (z.B. 930 mg CSB/l) mit dem gewonnenen Methan gerade einmal 10 bis 50 % des Stromverbrauchs des anaeroben Membranbioreaktors gedeckt werden können (Garcia et al., 2008).

Kombinierte anaerob/aerob Systeme

Um die Vorteile der anaeroben Behandlung und der aeroben Abwasserreinigung zu kombinieren, wurden von (Elmitwalli et al., 2002b) zwei anaerobe Reaktoren (AF und UASB) und ein zusätzlicher aerober Festbettfilter (*Trickling filter*) hintereinander geschaltet. Mit kommunalem Abwasser bei niedrigen Temperaturen (13 °C) betrieben, fielen die Reinigung und die Biogasausbeute sehr positiv aus. 46 % des gesamten organischen Kohlenstoffs wurden zu Methan umgesetzt. Obwohl die HRT nur 3 h in Stufe1 und 6 Stunden in Stufe2 betrug, wurde 85 % des CSB aus dem Abwasser entfernt, bezüglich der Reinigungsleistung durchaus aeroben Anlagen entspricht. Es wird angenommen, dass in der ersten Stufe (AF) vor allem Hydrolysereaktionen stattfinden, in der zweiten Stufe Methan gebildet wird und in der dritten aeroben Stufe die restlichen fein suspendierten Feststoffe (SS) entfernt werden. Durch die recht kurze Verweilzeit in den Reaktoren könnte eine solche Anordnung auch grosstechnisch relativ platzsparend realisiert werden.

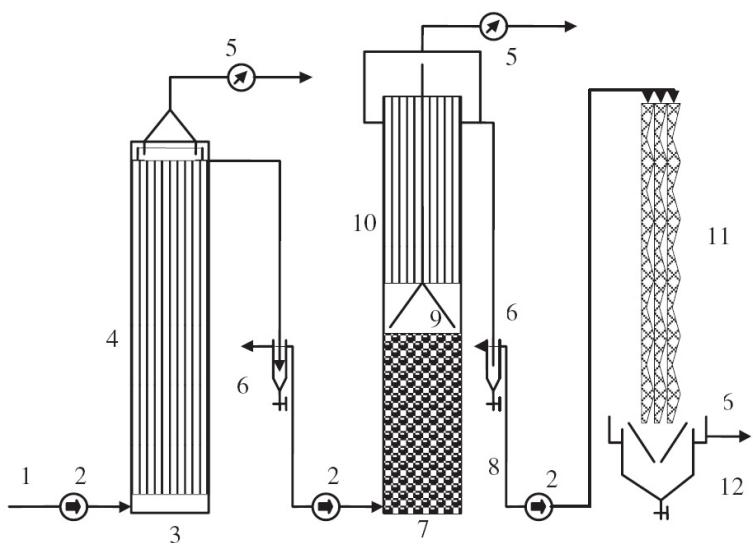


Abb. 19: Schematische Zeichnung eines kombinierten anaeroben / aeroben Systems im Labormassstab. 1, Zufluss; 2, Peristaltikpumpe; 3, AF Reaktor; 4, Strukturmaterial in Reaktor; 5, Gasmessung; 6, Ablauf; 7, Anaerober Hybridreaktor (AH); 9, Gas/flüssig Trennung; 10, Strukturmaterial im AH Reaktor; 11, aerober *Trickling Filter*; 12, Schlamm-Absetzbecken des *Trickling Filters*. Nach (Elmitwalli et al., 2002b).

Tabelle 5: Vergleich der Abbau-Effizienz verschiedener anaerober Reaktorsysteme, betrieben mit kommunalem Abwasser oder vergleichbaren Substraten

Reaktortyp	Temp. (°C)	HRT (h)	Effizienz COD (%)	Effizienz SS (%)	Referenz
3-Kammer	18-28	10	83.5	4.5	(Yu und Anderson, 1996)
3-Kammer	18-28	6	72.7	3.0	(Yu und Anderson, 1996)
UAF	8	20	63	72	(Bodík et al., 2002)
UAF	15	10	84	90	(Bodík et al., 2002)
UAF	24	10	92	95	(Bodík et al., 2002)
AnMBR	25	6	88	-	(Lew et al., 2009)
AnSBR	8	20	69	84	(Bodík et al., 2002)
AnSBR	15	10	62	80	(Bodík et al., 2002)
HUASB+UASB	17	14	49.3	86.4	(Álvarez et al., 2008)
HUASB+UASB	14	17.3	53.3	81.1	(Álvarez et al., 2008)
CSTR ¹	37	480	62	59	(Wendland, 2009)
UASB	30	16	64	83.5	(Elmitwalli und Otterpohl, 2007)
UASB	15	6	79	90	(Singh und Viraraghavan, 2001)
AF	13	4	-	82	(Elmitwalli et al., 2001)
Hybridreaktor	13	4+8	70.6	91.3	(Elmitwalli et al., 2002a)

Kombinierte Systeme anaerob/aerob

UASB + SAF	6	91	94	(Goncalves et al., 1998)
Hybrid + PTF ²	3+6	85	97	(Elmitwalli et al., 2002b)

Abkürzungen: UAF = Upflow anaerobic filter, AnSBR = Anerobic sequential batch reactor, UASB = Upflow anaerobic sludge blanket reactor, AF = Anerobic Filter, CSTR = Rührkesselreaktor; PTF = Aerober Trickling Filter; SAF = Submerged aerobic filter; Hybridreaktor = Kombination aus zwei verschiedenen Anaerobreaktoren.

3.4 Optimierte konventionelle Abwasserreinigung als Referenzstandard

Neben neuartigen anaeroben Systemen der Abwasserbehandlung, sind auch Optimierungen der konventionellen aeroben Systeme im Gange. Ein Beispiel für eine konsequente Optimierung zeigt sich am Beispiel der ARA Strass (Zillertal, Österreich), die durch Verfahrens- und Betriebsoptimierungen eine positive Energiebilanz von 108 % (elektrisch) ausweisen kann (Wett und Dengg, 2006) (Abb. 20). Kennzeichen dieser Anlage ist das zweistufige Belebungsverfahren. Hierbei eliminiert die erste Stufe bis zu 60 % des BSB₅ durch Adsorption, Akkumulation und Flockulation der Inhaltsstoffe aus dem Abwasser. Das Schlammalter in Stufe A ist gering. Die zweite Stufe B arbeitet ähnlich wie die Belebungsstufe beim herkömmlichen Belebungsverfahren mit hohem Schlammalter (Müller et al., 2008). Der Rücklauf aus der Schlammbehandlung wird in einem SBR behandelt, welcher nach dem so genannten „DEMON“ System arbeitet, (Deammonifikation, entspricht dem Anammox-Verfahren), welches effizient und Ressourcen sparend NH₄-N eliminiert. Wesentliche Optimierungen der ARA Strass fanden in den Bereichen Steuerung, Belüftung, Anpassung des Schlammalters, Nitrifikation, N-Elimination und Schlammbehandlung statt. Bereits der Einsatz des SBR brachte eine wesentliche Verringerung der Belüftungsenergie mit sich. Durch Co-Vergärung von Abfällen aus häuslichen Kleinkläranlagen,

Fettabscheiderrückständen und Industrieabfällen in der Faulanlage konnte die Biogasausbeute zusätzlich um 10 % gesteigert werden (Wett et al., 2007). Somit behandelt die ARA Strass nicht ausschliesslich kommunales Abwasser, was die Energiebilanz verbessert, jedoch den direkten Vergleich mit anderen ARA's, die ausschliesslich kommunales Abwasser verwerten, erschwert. Ohne die zusätzliche Co-Vergärung hätte die ARA eine etwa ausgewogene Energiebilanz, d.h. volle Deckung des Eigenenergiebedarfs. Diese optimierte ARA stellt quasi den Standard einer optimalen aeroben Behandlung dar, an welcher sich die anaerobe Behandlung messen muss.

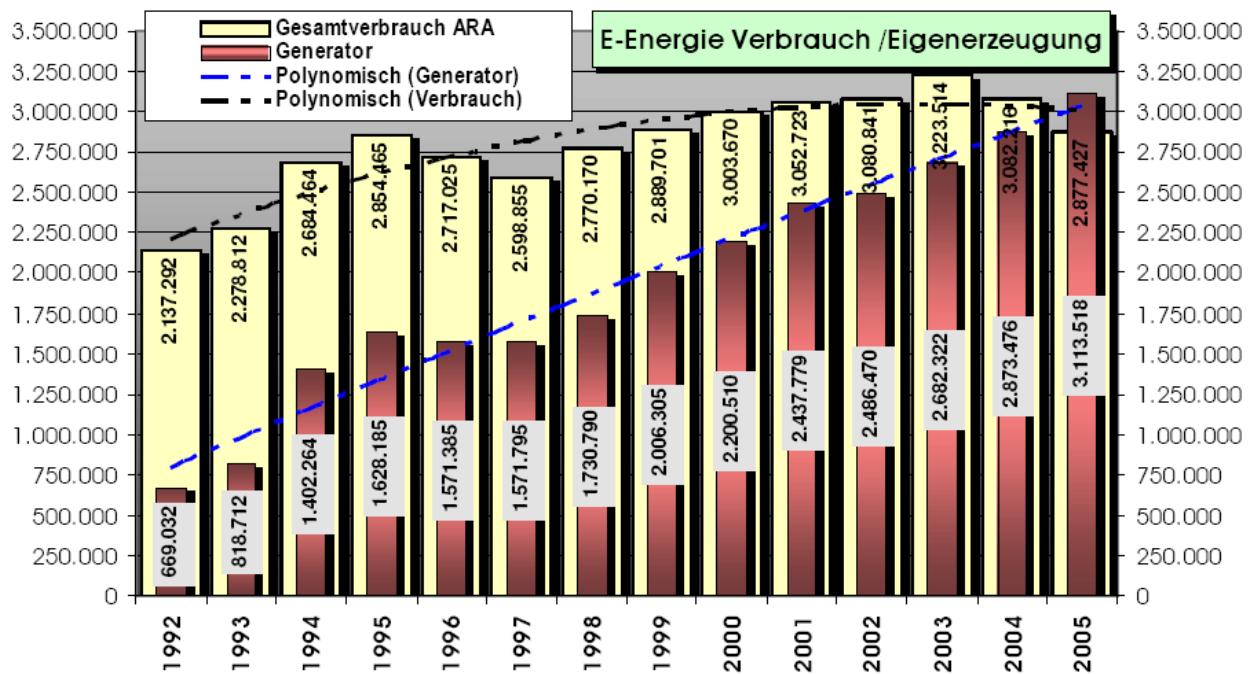


Abb. 20: Entwicklung der Energiebilanz der ARA Strass von 1992- 2005. In Gelb = Elektrischer Gesamt-Energieverbrauch der ARA; rote Balken = Durch das Biogas-betriebene BHKW produzierte elektrische Energie. Aus (Wett und Dengg, 2006).

3.5 Periphere Verfahren

Physikalisch-chemische und biochemische Methoden zum Aufschluss partikulärer Substanzen in kommunalem Abwasser

Die anaerobe biologische Abbaubarkeit partikulärer organischer Substanzen, wie sie im Abwasser vorkommen, hängt wesentlich von der Partikelgrösse, der Oberfläche der Partikel und der biochemischen Verfügbarkeit ab. Durch geeignete Vorbehandlungsmassnahmen kann aus Erfahrungen aus dem Bereich Biogasanlagen und Klärschlammvergärung die Biogasproduktion bis zu einem Faktor 3 gesteigert werden, laut Zitat (Barber, 2009).

3.5.1 Schlamm-Desintegration / Ultraschall

Das derzeit häufigste mechanische Verfahren zur Desintegration von Klärschlamm ist Ultraschall (Dogan und Sanin, Xie et al., 2009). Es führt zur besseren biologischen Abbaubarkeit, wodurch sich die Biogasausbeute erhöht und sich der Teil der Restbiomasse verringert. Es lässt sich etwa ein Drittel des Klärschlammvolumens desintegrieren, mit einem Energieaufwand von etwa 1.4 kWh/EW*a (Haberkern et al., 2008). Das Verfahren wird grosstechnisch bereits in einigen ARA's angewendet, z.B. ARA Ludwigshafen (D). Andere mechanische Verfahren wie Hochdruck/Vakuum Desintegration von Klärschlamm oder neuartige Hochtemperatur-Pyrolyseverfahren (Yoshida et al., 2009) erscheinen energetisch nicht sinnvoll, d.h. der Energieaufwand für die Desintegration ist weitaus grösser als die zu erwartende Steigerung der Methanausbeute (Barber, 2009).

3.5.2 Biologische Vor-Hydrolyse

Die biologische Hydrolyse, auch „Vorversäuerung“ genannt, nutzt Eigenschaften von speziellen hydrolytisch aktiven Mikroorganismen, das ungelöste partikuläre organische Material durch Exoenzyme abzubauen. Es werden dadurch vor allem organische Säuren produziert (Acetogenese), die von nachfolgenden Mikroorganismen einfach zu Methan umgesetzt werden können. Oft ist die Hydrolyse der partikulären Substanz der kinetisch limitiere Abbauschritt, was bedeutet, dass eine Steigerung der Hydrolyse den gesamten Ablauf beschleunigt (Vavilin et al., 2008). In einigen Biogasanlagen wird diese Methode bereits praktiziert. Da dieser Verfahrensschritt in einem separaten Tank/Fermenter mit kürzerer Aufenthaltszeit als die Hauptvergärung räumlich und zeitlich vor dem Hauptreaktor liegt, wird von „Vorversäuerung“ gesprochen.

3.5.3 Anwendung von hydrolytischen Enzymen

Andere Möglichkeiten der Steigerung der Biogasausbeute bietet der Einsatz von Enzymen in der anaeroben Vergärung. Insbesondere gilt das für Cellulose und Lignozellulose-haltige Substrate, die im anaeroben Milieu nur schwer abgebaut werden. Durch Enzyme und Enzymmischungen, die aus Zellulasen, Hemizellulasen, Amylasen, Proteinasen bestehen, kann das Substrat auch anaerob gut abgebaut werden. Wissenschaftlich bestätigt für einen positiven Effekt ist der Zusatz von Zellulose-spaltenden Enzymen aus Pilzen für die Hydrolyse von Cellulose und Ligno-Cellulose-haltigem Material (Cheng-Sun, 2002; Romano et al., 2009). Es wurden Experimente durchgeführt, in denen die Enzymbehandlung dem eigentlichen Anaerobreaktor vorgeschaltet wurde (Parawira et al., 2005), analog zu der oben genannten Vorversäuerungsstufe. Bei der anaeroben Behandlung von kommunalem Abwasser wäre es zudem sinnvoll, die Enzyme auf Oberflächen zu fixieren (fixed bed), damit sie bei hohem Durchfluss in der Abwasserbehandlung nicht ständig ausgeschwemmt werden. Die Verwendung von Enzymen in Anaerobanlagen aller Art ist jedoch relativ kostspielig.

3.5.4 Prozesse und Prozessschritte der anaeroben Behandlung

Die Vorteile von mehrstufigen Anaerob-Anlagen liegen auf der Hand. Die vier Haupt - Abbauschritte (Hydrolyse, Oxidation, Säurebildung und Methanogenese) vom organischen Material bis zu Methan benötigt eine Vielzahl von Mikroorganismen und Bedingungen. Wird die Hydrolyse dem eigentlichen Anaerobreaktor vorgeschaltet, kann das Gesamtsystem besser reguliert werden, was die Bedingungen (Temperatur, pH, etc.) und die Verweildauer betrifft. Mehrstufigkeit kann zu einer Steigerung der Gasausbeute und einer verbesserten Kinetik der Abbauleistung führen, siehe Abb. 21.

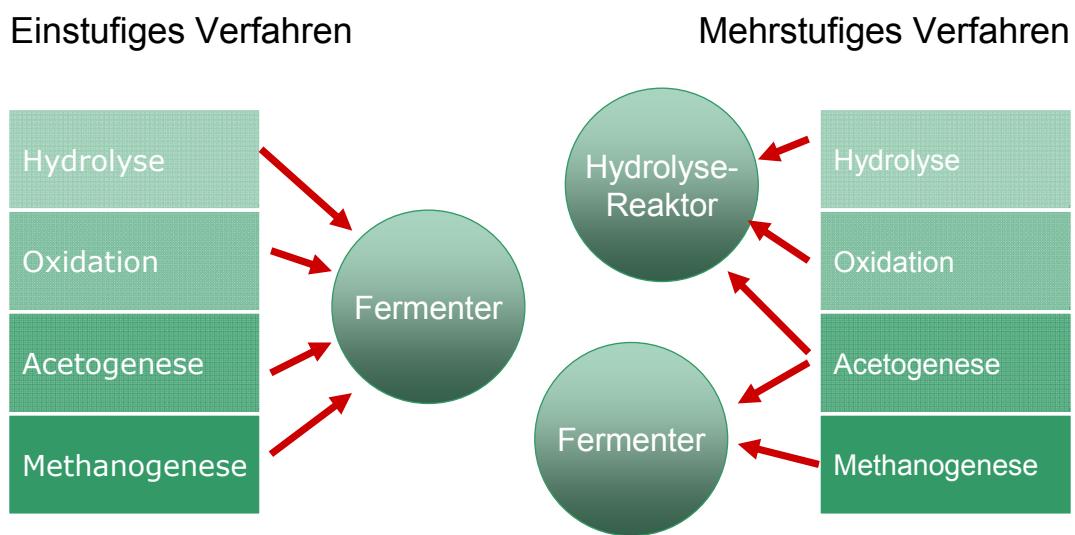


Abb. 21: Diagramm zum Vergleich von einstufigen Anaerobanlagen zu zweistufigen Systemen, in denen die vier verschiedenen biochemischen Prozesse der anaeroben Behandlung (Hydrolyse, Oxidation, Säurebildung und Methanogenese) besser gesteuert werden können. Abbildung nach ZORG Ukraine Biogas Plants, www.zorg-biogas.com.

4. Stoffliche und energetische Bilanzierung / Berechnungen verschiedener Varianten der anaeroben Behandlung

4.1 Das Abwasser – Herkunft und Zusammensetzung

Kommunales Abwasser setzt sich aus mehreren Teilströmen zusammen, wie in Abb. 22 dargestellt.

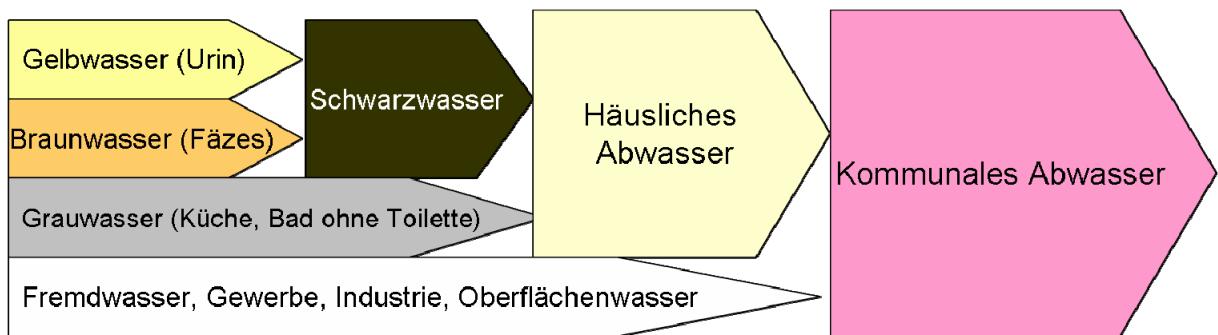


Abb. 22: Häusliches Abwasser setzt sich aus dem so genannten Gelbwasser (Urin), Braunwasser (v.a. Fäzes) und dem Grauwasser zusammen, welches den gesamten Rest wie Küchen-, Waschmaschinen- und Badabwässer umfasst. Gelb- und Braunwasser zusammen werden als Schwarzwasser bezeichnet (entspricht dem normalen Toilettenabwasser). Kommunales Abwasser, wie es in durch die Mischkanalisation der ARA ankommt, beinhaltet zusätzlich das gesamte Gewerbeabwasser, Oberflächenabfluss, Regenwasser (von versiegelten Flächen, kleineren Bächen etc.) und Fremdwasser, welches durch Undichtigkeiten in die Kanalisation infiltriert. Der Anteil an sauberem Fremd- und Regenwasser in der ARA kann 36 % bis maximal 90 % des gesamten kommunalen Abwassers in der Schweiz ausmachen, (Carrard, 2006) und Abb. 23. Im Vergleich dazu besteht das Abwasser in Deutschland durchschnittlich zu 44 % aus häuslichem Schmutzwasser, zu 35 % aus Niederschlagswasser und zu 21 % aus Fremdwasser (Drücker, 2004).

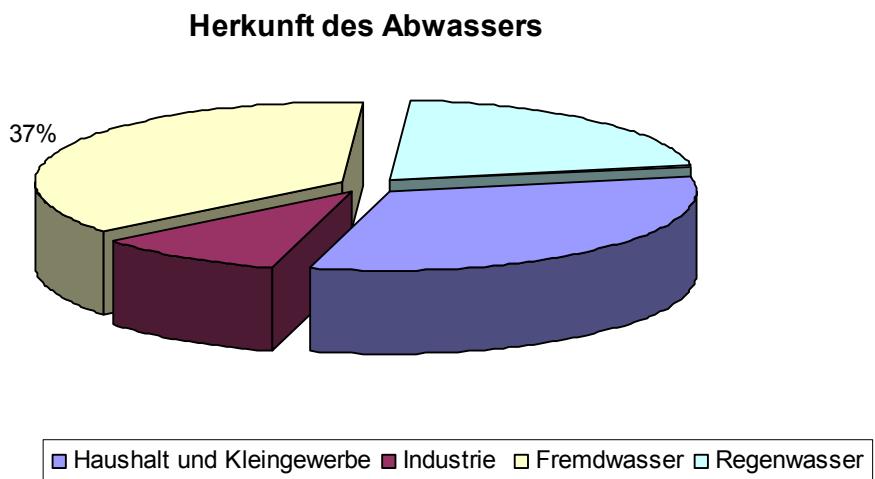


Abb: 23: Prozentuale Herkunft des kommunalen Abwassers in der Schweiz. Der Fremd- und Regenwasseranteil kann saisonal und regional sehr schwanken. Daten aus (Manser, 2008)

Begriffsdefinition der Teilströme kommunalen Abwassers:

Schwarzwasser:	Fäkalien, Urin und Toilettenspülwasser
Braunwasser:	Fäkalien und Toilettenspülwasser
Gelbwasser:	Urin mit oder ohne Spülwasser
Grauwasser:	Häusliches Abwasser ohne Schwarz-, Braun- und Gelbwasser
Rohabwasser:	Abwasser, so wie es in der ARA eintrifft

Zusammensetzung des kommunalen Schweizer Abwassers

Die Zusammensetzung des kommunalen Abwassers variiert regional und temporär. Für Berechnungen wurden soweit nichts anderes vermerkt, die Daten des durchschnittlichen Schweizer Abwasser verwendet die vom (Amt für Umweltschutz, 2005) publiziert wurden.

Die wichtigsten Kennzahlen kommunalen Abwassers der Schweiz:

Zulauf-Werte:

BSB ₅	150	mg/l
TSS	180	mg/l
CSB	350	mg/l
NH4-N	20	mg/l
TKN	30	mg/l
TP	5	mg/l

Ablauf ARA:

BSB5	15	mg/l
TSS	15	mg/l
CSB	50	mg/l
TOC	17	mg/l
DOC	10	mg/l

Sonstige Parameter:

HRT Belebung	4-5	h
HRT Nachklärung	2-6	h
Schlammfaulung	30	d
Klärgas	0.9	m ³ /kg abgebauter Biomasse
Abbaugrad Schlamm	55	%
Abwasseranfall	170	l/EW*d

Pro Einwohnerwert (E) gilt:

Schwarzwasser: 47 l/d*E mit 88 g CSB/d*E (32.1 kg TS/a*E)
Grauwasser: 123 l/d*E mit 61 g CSB/d*E (22.2 kg TS/a*E)

4.2 Stoffflüsse und energetische Bilanzierung der anaeroben Behandlung

4.2.1 Chemisch gebundene Energie im Abwasser

Die chemisch gebundene Energie im Abwasser kann über den CSB- und den TOC-Wert (Total Organic Carbon) abgeschätzt werden. Die genaue Zusammensetzung der komplexen organischen Substanz im Abwasser ist jedoch nicht bekannt und somit kann der TOC-Wert je nach dem Reduzierungsgrad der Kohlenstoffverbindungen einen anderen Energieinhalt bedeuten. Zwei verschiedene Berechnungsarten wurden für das Schweizer Durchschnittsabwasser durchgeführt, die zu ähnlichen Ergebnissen führten. Beispielhaft wurde angenommen, dass die organische Substanz der Summenformel $\langle\text{CH}_2\text{O}\rangle$ entspricht, was Stärke oder Cellulose nahe kommt. Größere Abweichungen ergeben sich, wenn das Material stark reduziert ist, das heißt einen hohen Anteil an Fettsäuren oder Proteinen enthält.

Berechnung der Energie im Abwasser nach der Bildungs-Enthalpie von Biomasse:

Der Energiegehalt berechnet sich nach der Gibbs'schen freien Energie (= freie Standard Reaktionsenthalpie): $\Delta G = \Delta H - T * \Delta S$. Bei Biomasse $\langle\text{CH}_2\text{O}\rangle$ werden die biochemischen Standardbedingungen ΔG_f^0 verwendet, die für pH7 und 20 °C gelten. Das Ausgangsmaterial 1 m³ CH-Rohabwasser enthält 104 g TOC (Amt für Umweltschutz, 2005), welches 8.66 mol Kohlenstoff entspricht ($104 \text{ g C} / 12 \text{ g} * \text{mol}^{-1} = 8.66 \text{ mol C}$).

Die „Freie Bildungs-Enthalpie“ von Biomasse $\langle\text{CH}_2\text{O}\rangle \Delta G_f^0 = 478 \text{ kJ/mol}$ entspricht der Energie, die chemisch im Abwasser gespeichert ist. Umgerechnet auf die Konzentration im Schweizer Abwasser ergibt sich:

$$8.66 \text{ mol } \langle\text{CH}_2\text{O}\rangle * 478 \text{ kJ/mol} = 4140 \text{ kJ} = \mathbf{1.15 \text{ kWh} / \text{m}^3 \text{ Abwasser}}$$

Zum Vergleich kann die Energie berechnet werden, welche bei vollständiger Umwandlung aus der Verbrennung des Methans freigesetzt wird (816 kJ/mol). Die Methanmenge ergibt sich dabei aus dem angegebenen TOC-Wert (104 g/m³).

Berechnung der Energie im Abwasser aus dem TOC Gehalt und der daraus zu erwartenden Biogasmenge:

- 104 g TOC / m³ Abwasser = 8.66 mol org. C
- ergibt = 8.66 mol Biogas (Methan + CO₂)
- bei einem typischen Anteil von 63 vol. % CH₄ = 5.19 mol Methan
- 5.19 mol CH₄ * 816 kJ/mol (Verbrennungsenthalpie) = 4242 kJ
- Die Umrechnung in kWh ergibt **1.18 kWh / m³ Abwasser**

Dieser Wert stellt das Maximum dar, was als organische Verbindungen im CH-Abwasser gespeichert und somit prinzipiell zurückgewinnbar ist. Anorganische chemische Energie wie

Ammoniak wird in den Bilanzen nicht berücksichtigt. Das einzige derzeit etablierte Verfahren zur Nutzung der im Ammoniak gespeicherten Energie ist die Nitrifikation, in der die erwähnte Energie in die Neubildung von Biomasse investiert wird (autotrophe Nitrifikanten). Diese Biomasse ist in den Anlagen quantitativ nicht von Bedeutung.

4.2.2 Technische Berechnungsgrundlagen

Biologische Parameter

- Durchschnittliche CSB-Abbauleistung aerobe Belebtschlammtechnologie 85 %
- Durchschnittliche anaerobe CSB-Abbauleistung bei 15 °C: 72.2 % *)
- Durchschnittliche CSB-Abbauleistung AnMBR bei 15 °C: 80 %
- CSB-Abbauleistung ANAMEM Reaktor Fa. Huber: 83 %
- Schlammanfall aerob; 50 % des abgebauten CSB
- Schlammanfall (Yield) anaerob 5 % des abgebauten CSB
- Biogasertrag in der konventionellen Schlammfaulung: 55 % des CSB

*) Der durchschnittliche anaerobe CSB-Abbauwert ergibt sich aus folgenden Pilotstudien: 84 % (Bodík et al., 2002), 71 % (Elmitwalli et al., 2002b), 71 % (Elmitwalli und Otterpohl, 2007) und 63 % (Elmitwalli et al., 2002b).

Belüftungsenergie

- Konventionelle Belebung: 1.08 kWh/kg CSB abgebaut
- Im SBR für Anammox bzw. DEMON-Verfahren: 0.55 kWh/m³

Physikalisch-technische Parameter

- Abluftbehandlung 0.034 kWh/m³ behandeltes Abwasser (Wett 2006)
- Elektrischer Wirkungsgrad BHKW: 38 % (ARA Zillertal)
- Energie für Pumpen, Rührer, Steuerung: 0.1 kWh/m³ (typisch, Ara Zillertal)
- Membranbewegung durch Gaseinpressung (crossflow) 0.10 kWh/m³ Abwasser (Garcia et al., 2008)
- Physikalische Pumpenergie für 10 m Höhe: 0.038 kWh/m³ (70 % Wirkungsgrad)
- Energie Tauchmembranfiltration 0.32 kWh/m³ (ARA Wädenswil, pers. Mitteilung Herr Giacomini, und Firma Wabag)
- Rechen und Sandfang 0.008 kWh/m³ (Wett 2006)
- Schlammbehandlung 0.136 kWh pro kg CSB (Fimmi ARA Zillertal, pers. Mitteilung)
- Vakuum-Entgasung von Abwasser 0.150 kWh/m³ (Firma Pondus Verfahrenstechnik)

Sonstige Berechnungsgrundlagen

- Abwassertemperatur Sommer 20 °C, Winter 13 °C
- 1 EW entspricht 170 L Abwasser (ohne Fremd- und Regenwasser)
- 1 g Methan entspricht 4 g CSB
- Brennwert von Methan = 50,0 MJ/kg bei 25 °C
- Energie in Methan = 3,5 kWh/kg CSB_{CH4}
- 1 MJ entspricht 0.277 kWh
- Löslichkeit von Methan in Wasser: 26 mg/l bei 15 °C (= 104 mg CSB bei einem Partialdruck von 0.63 bar)
- Elektrischer Eigenversorgungsgrad = elektrische Energie erzeugt durch Generator / Summe aller elektrischen Aufwändungen

Systemgrenzen der Berechnungen

Die Systemgrenzen zur Abschätzung der Energiebilanz der Abwasserreinigung wurden im Vergleich zu anderen Studien weit gewählt und erstrecken sich vom Zufluss des Abwassers einer ARA bis zum Ablauf in den Vorfluter und beinhalten im Weiteren die Energie der Schlammbehandlung. Die weitere Schlammverwertung ist jedoch nicht berücksichtigt. Ein grosser Anteil chemisch gebundener Energie fällt bereits im Vorklarbecken als Primärschlamm an, welcher in der Energiebilanz eine wichtige positive Rolle spielt. Bei der Schlammbehandlung, welche relativ energieintensiv ist, kommt der weitaus geringere Sekundärschlammfall der anaeroben Behandlung zur Geltung und ist in den Berechnungen berücksichtigt. Hebewerke wurden nicht in die Betrachtungen einbezogen, da sie mit dem biologischen Verfahren direkt nichts zu tun haben und von den topografischen Gegebenheiten einer Anlage abhängig sind.

Ein grosser Teil der Energie aus der ARA tritt als Wärme auf, die im BHKW frei wird sowie im Abwasser selbst enthalten ist. Diese Wärmeenergie aus der ARA wurde nicht in die Berechnungen aufgenommen, da Wärme keine hochwertige Energieform darstellt (z.B. gegenüber Strom), die Wärme abseits von Abnehmern auftreten kann und saisonal ungleichmäßig verfügbar ist. Wärme kann gut ARA-intern verwertet werden. Neben Gebäudeheizungen kann es sinnvoll sein, die anaeroben Reaktoren zur Prozessbeschleunigung zu erwärmen.

Energie der Stickstoffbehandlung

Die Stickstoffbehandlung wurde aus den energetischen Berechnungen herausgenommen, da derzeit noch nicht abzusehen ist, in welche Richtung sich die zukünftige Massnahmen in diesem Bereich entwickeln werden und jedes der verschiedenen Verfahren einen anderen Energie- und Stoffbedarf hat. Es gibt verschiedene Ansätze der Stickstoffbehandlung: Nitrifikation, Nitrifikation - Denitrifikation, Nitritation – Denitritation, Anammox und Stickstofffällung als Ammoniumsalze (z.B. Struvit). Im Gesichtspunkt einer nachhaltigen Entwicklung bei der Abwasserreinigung steht die Wiedergewinnung der Nährstoffe im Vordergrund.

Die herkömmliche Stickstoffelimination über Nitrifikation und Denitrifikation verbraucht etwa 6 kWh/kg N_{elim}. Bei einer Konzentration im CH-Standardabwasser von 20 mg/l, bedeutet das einen Aufwand von 0.12 kWh/m³ (0.02 kg/m³ * 6 kWh/kg). Dazu wird noch ein organisches Substrat zur Denitrifikation benötigt, welches entweder aus dem Abwasser selbst oder einem zugesetzten Substrat (Methanol) stammt. Bei der N-Eliminierung mit dem Anammox-Verfahren ist der Sauerstoffbedarf; und somit der Energiebedarf um etwa die Hälfte geringer als bei Nitrifikation – Denitrifikation und es entfällt der Einsatz von zusätzlichem organischen Substrat. Keine Energie ist notwendig, um Ammonium und anorganisches Phosphat als Struvit aus dem Abwasser zu fällen. Jedoch ist das entsprechende Verfahren derzeit technisch nur bei hohen Konzentrationen von N und P machbar (wie das im Übrigen auch für alle anderen Verfahren außer der Nitrifikation – Denitrifikation gilt), Konzentrationen, wie sie z.B. im Presswasser der Schlammbehandlung auftreten.

Bezug auf einen Kubikmeter Abwasser und CSB

Üblicherweise beziehen sich energetische und ökonomische Betrachtungen in der Abwasserbranche auf den Praxiswert EW (Einwohnerwert), welcher sich auf Abwasserwerte eines durchschnittlichen Einwohners bezieht. Die Problematik dabei ist, dass die Grösse EW unterschiedliche Werte annimmt, je nach dem auf welche Abwasserwerte sie bezogen wird. Dementsprechend ist zwischen hydraulischen EW, die sich auf die Abwassermenge von 170 l/d und CSB-EW, die sich auf die CSB-Fracht von 150 g CSB/d beziehen, etc. zu unterscheiden.

In den folgenden Bilanzen wurde auf einen Kubikmeter Abwasser (m³) normiert. Die Berücksichtigung der Wassermenge Q ist besonders bei der anaeroben Behandlung sehr wichtig, da die Verdünnung des Abwassers und das Volumen (Q) entscheidend für die Energiebilanz sind (je konzentrierter desto besser). Zusätzlich hat die Angabe m³ den Vorteil, dass bei manchen Geräten wie z.B. Pumpen der Energieverbrauch klarer, einheitlicher und anschaulicher dargestellt werden kann als im Fall einer Energie-Angabe pro EW, bei welcher meist uneindeutig ist, ob sich der Parameter EW auf das Wassermenge oder die organische Belastung bezieht. Bei den nachfolgenden Berechnungen können die auf 1 m³ bezogenen Werte durch 5.88 dividiert werden um die auf EW_{hydraulisch} bezogenen Werte zu erhalten (1000 l/170 l = 5.88).

Minimalwert, Idealwert und Realwert der Systemleistung

In der Fachliteratur gibt es oft recht verschiedene Angaben zur Reinigungsleistung, Gasertrag und dem Energiebedarf von Anlagen oder Verfahrensschritten in der Abwassereinigung. In der Realität der Abwasserreinigung kommt es zu erheblichen täglichen und saisonalen Schwankungen der Prozessgrössen wie Abwassermenge Q, Auslastung und Temperatur. Die Berechnungsgrundlagen und Ergebnisse in der Fachliteratur stellen entweder den Realwert, den Minimalwert oder den Idealwert dar. Ein Realwert ist der tatsächlich auf einer grosstechnischen Anlage gemessene Wert in einem repräsentativen Zeitrahmen (ein Jahr oder Monat). Ein Idealwert ist der beste Wert, der in einer Pilotphase gemessen und publiziert wurde. Der Minimalwert kann im Fall einer ungünstigen Konstellation verschiedener Parameter zustande kommen, wie beispielsweise beim Anfall von grossen Mengen an verdünntem kaltem Abwasser, wie das bei der Schneeschmelze in der Schweiz auftreten kann. In den folgenden Berechnungen wird meist

ein Real- bzw. Idealwert angenommen, d.h. der Fall, dass alle Parameter und die Anlagenauslastung im optimalen Bereich liegen.

4.2.3 ARA-Modelle

Es folgen Bilanzierungen und Berechnungen von Stoffströmen und der Energiebilanz verschiedener anaerober Modell-ARA's mit unterschiedlichen Verfahrenskombinationen.

Modelle:

1. Anaerober Membranbioreaktor im Abwasser-Hauptstrom
2. VRM-System im Abwasser Hauptstrom
3. UASB Reaktor im Hauptstrom
4. UASB Reaktor mit Vakuum-Entgasung
5. Optimierte konventionelle ARA (AB-System)
6. Sanitäres Vakuum Trennsystem
7. Sanitäres Trennsystem

Modell 1: Anaerober Membranbioreaktor (AnMBR) im Hauptabwasserstrom

Steckbrief AnMBR-ARA:

Die Abwasserreinigung mit einem anaeroben Membranbioreaktor erscheint aus mehreren Gründen attraktiv. Hoher Biomasserrückhalt im Fermenter ermöglicht kurze Aufenthaltszeiten und damit relativ geringere bauliche Volumina. Ausserdem ist der Ablauf des Reaktors klar und frei von pathogenen Mikroorganismen. Es gibt weltweit noch keine kommunale ARA, die mit einem anaeroben Tauchmembran-Prinzip arbeitet (Stand 2009). Nachteile einer AnMBR – Behandlung sind der unvollständige Abbau organischer Substanz und im Wasser gelöstes Methan im Ablauf. Deshalb sind aerobe Nachbehandlung und Abluftbehandlung (Biowäscher / Biofilter) zwingend notwendig. Daten zum Energieverbrauch wurden von aeroben MBR Anlagen herangezogen, bzw. aus der Fachliteratur entnommen, welche meist kleinere AnMBR Labor- und Pilotanlagen beschreiben. Die Werte sind damit nur mit Vorbehalt auf eine grosstechnische Anlage zu extrapolieren.

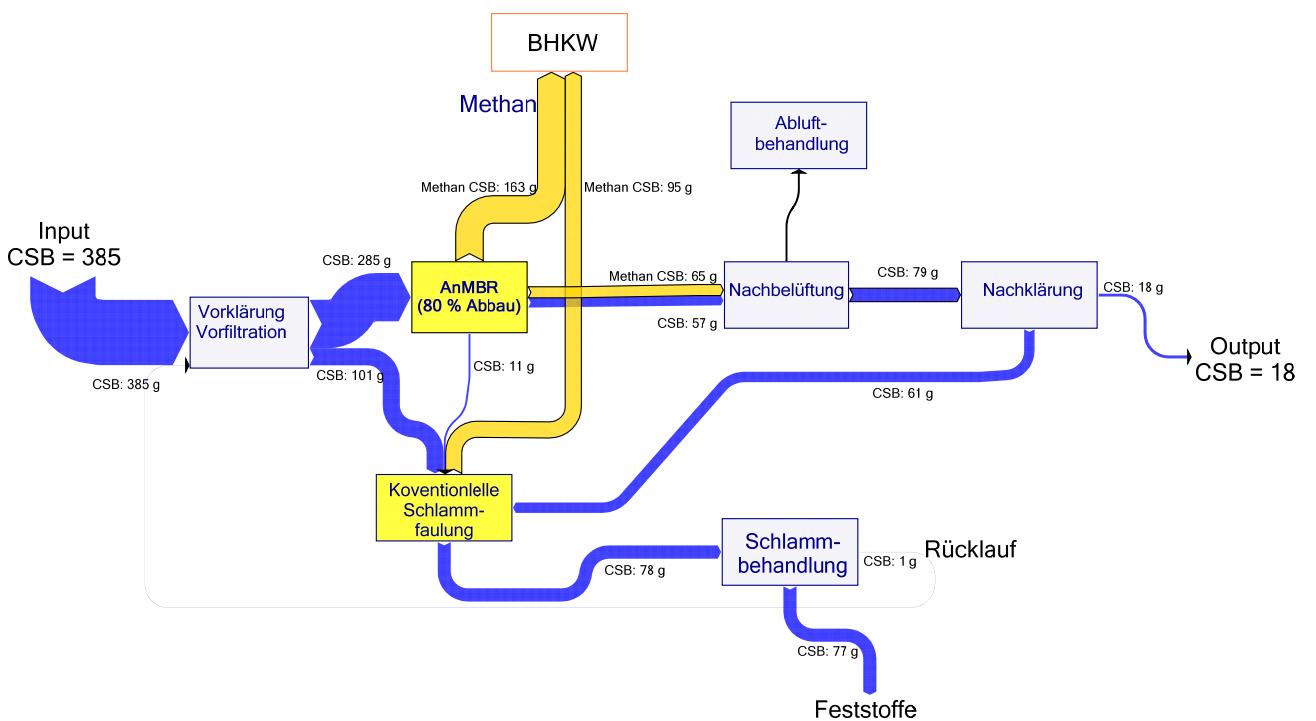


Abb. 24: Modell 1, Stoffflussdiagramm der Stoffflüsse einer ARA mit anaerobem Membranbioreaktor (AnMBR) im Haupt-Abwasserstrom. Problematisch bei diesem Modell ist der Methanverlust von 28 % des gebildeten Methans durch Lösung im Ablaufwasser. Alle Zahlenwerte in g CSB/m³ behandelten Abwassers. Blau = CSB-Flüsse (gelöst und suspendiertes organisches Material), Gelb = Methanflüsse (als CSB).

Energetische Bilanzierung AnMBR bei 15 °C

Energetischer Output:

Summe CH₄ aus anaerobem Reaktor + Schlammfaulung
= 64.5 g CH₄, entspricht 3.22 MJ = **0.894 kWh / m³** Gesamtenergie
= **0.339 kWh** elektrische Energie bei 38 % Umwandlungseffizienz im BHKW.

Input elektrisch I_{EL} pro m³ Abwasser:

0.320 kWh Membranfiltration (Pumpen & cross-flow Gebläse)
0.111 kWh Aerobe Nachbelüftung (0.103 kg * 1.08 kWh / kg O₂)
0.022 kWh Abluftbehandlung
0.011 kWh Schlammbehandlung (0.136 kWh/kg * 0.78 kg)
0.108 kWh Sonstiges (Pumpen, Rührer, Rechen, Sandfang, etc.)

Summe I_{EL} = 0.572 kWh per m³ behandeltes Abwasser

Verhältnis Output_{EL}:Input_{EL} elektrisch = **59.2 % Eigenversorgungsgrad V_E**

Optimierungspotentiale:

Variante (1.1)

Ein maximaler Wert von 83 % CSB-Abbauleistung eines mit kommunalem Abwasser gespeisten AnMBR findet sich in einer aktuellen Pilotstudie der TU München in Zusammenarbeit mit dem Hersteller Huber Technology, (Bujalance, 2008). Das System arbeitet sehr effizient ohne Vorklärung. Wird die Energetik einer ARA mit diesen Werten berechnet, erhöht sich der elektrische Eigenversorgungsgrad dieses Modells auf ca. 60.6 %.

= 0.552 kWh 60.6 % Eigenversorgungsgrad

Modell 2: VRM Vakuum-Rotations-System – ARA

Steckbrief VRM-System ARA:

Der Energieaufwand der Membranfiltration kann mit dem neu entwickelten Rotations-Membran-Verfahren (VRM-System) der Fa. Huber Technology auf lediglich 0.2 kWh/m³ gesenkt werden, womit der Eigenversorgungsgrad rechnerisch auf ca. 92 % gesteigert werden könnte. Diese noch unbestätigten Daten sind daher als Optimalwerte zu betrachten.

Eine Besonderheit dieses Modells stellt der Wegfall einer Vorklärung dar, d.h. das gesamte Abwasser gelangt direkt in den anaeroben Membranbioreaktor.

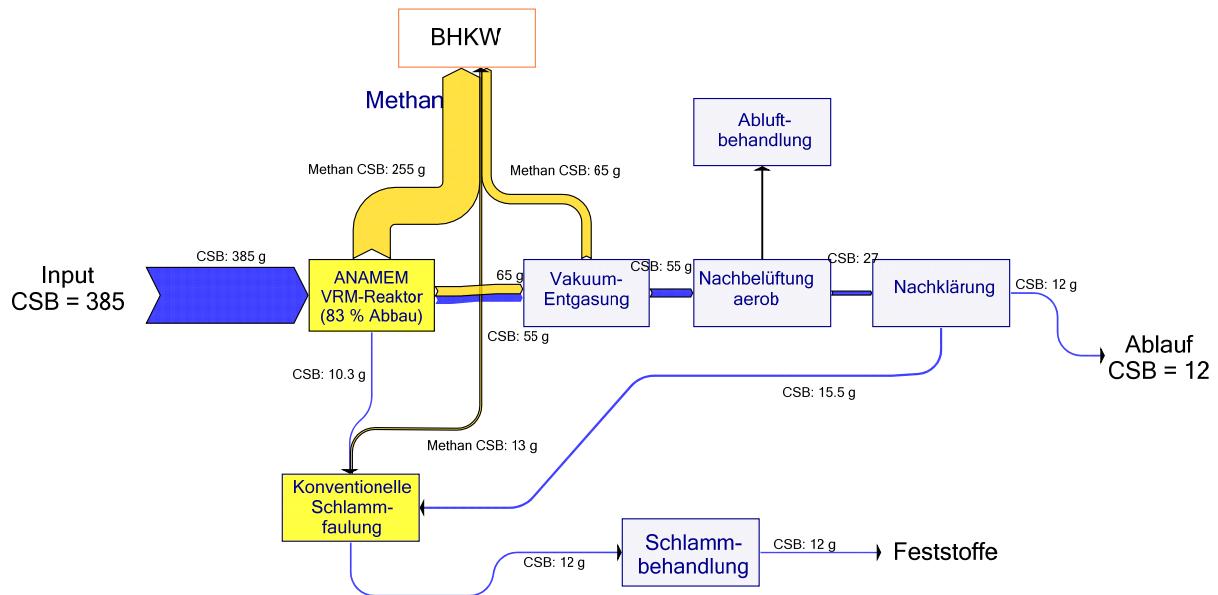


Abb. 25: Modell 2; Stoffflussdiagramm der Stoffflüsse einer ARA mit anaerobem Membranbioreaktor Typ VRM-System (auch Anamem genannt) im Haupt-Abwasserstrom. Es findet keine Vorklärung statt. Der gesamte Abwasserstrom durchläuft den Membranbioreaktor. Gelöstes Methan wird hier durch Vakuumbehandlung zurückgewonnen. Alle Zahlenwerte in g CSB/m³ behandelten Abwassers. Blau = CSB-Flüsse (gelöstes und suspendiertes organisches Material), Gelb = Methanflüsse (als CSB).

Energetischer Output Modell VRM-System

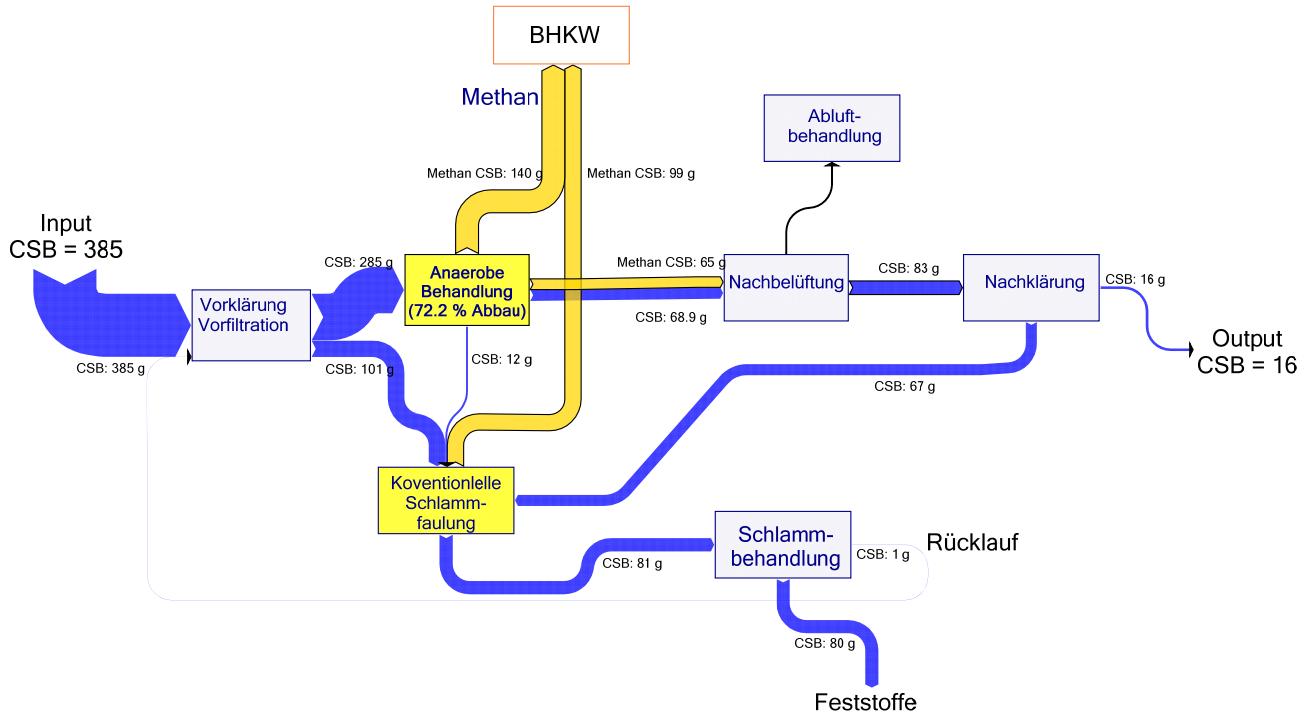
83.25 g CH₄, entspricht 4.16 MJ = **1.15 kWh / m³**

= **0.438 kWh** elektrische Energie bei 38 % Umwandlungseffizienz

Input elektrisch I_{EL} pro m³ Abwasser:

- 0.200 kWh VRM-Membransystem (Herstellerangabe)
- 0.150 kWh Vakuumanlage
- 0.006 kWh aerobe Nachbelüftung (0.055 kg * 1.08 kWh / kg O₂)
- 0.011 kWh Abluftbehandlung
- 0.002 kWh Schlammbehandlung (0.136 kWh/kg * 0.012 kg)
- 0.108 kWh Sonstiges (Pumpen, Rührer, Rechen, Sandfang, etc.)

Summe $I_{EL} = 0.477 \text{ kWh}$ per m³ behandeltes Abwasser



Verhältnis Output_{EL}:Input_{EL} elektrisch = **91.8 % Eigenversorgungsgrad V_E**

Modell 3: Anaerober UASB Reaktor im Hauptabwasserstrom

Steckbrief einer UASB-ARA:

Eine anaerobe Behandlung im Hauptabwasserstrom mit einem UASB-Reaktor (oder ähnlichem Aufbau) eliminiert durchschnittlich 72.25 % des CSB im kommunalen Abwasser und wandelt den organischen Kohlenstoff in Methan um. Bei diesen Daten handelt es sich meist um Laborwerte, aus denen ein Durchschnittswert ermittelt wurde (siehe 4.2.2). Eine aerobe Nachbehandlung ist dringend notwendig, um restliches, gelöstes Methan und Rest-CSB abzubauen. Auch ist eine Abluftbehandlung zwingend erforderlich. Die anfallenden Schlämme aus der Vorklärung, dem Hybridreaktor und der aeroben Nachbelüftungsstufe werden zusammengeführt und klassisch anaerob vergärt, wodurch zusätzlich Methan produziert wird. Somit wird in der Summe 57 % des organischen Kohlenstoffs zu Methan umgesetzt. Vorteil dieses Verfahrens ist der relativ einfache Aufbau und der geringe Eigenenergieverbrauch.

Abb. 26: Modell 3; Stoffflussdiagramm der anaeroben Behandlung mittels UASB Reaktor im Hauptabwasserstrom. Problematisch bei diesem Modell ist der Methanverlust von 27 % des gebildeten Methans durch Lösung im Abflusswasser. Das gelöste Methan muss aufwändig in einem geschlossenen System mit Abluftbehandlung biologisch abgebaut werden. Alle

Zahlenwerte in g CSB/m³ behandelten Abwassers. Blau = CSB-Flüsse (gelöstes und suspendiertes organisches Material), Gelb = Methanflüsse (als CSB).

Energetische Bilanzierung UASB-ARA bei 15 °C

Energetischer Output:

Summe CH₄ aus anaerobem Reaktor + Schlammfaulung

= 59.75 g CH₄, entspricht 2.98 MJ = **0.829 kWh / m³**

= **0.315 kWh** elektrische Energie bei 38 % Umwandlungseffizienz (Wert BHKW)

Input elektrisch I_{EL} pro m³ Abwasser:

0.038 kWh Substratpumpe 10 m Höhe

0.129 kWh Aerobe Nachbelüftung (0.118 kg * 1.08 kWh / kg O₂)

0.022 kWh Abluftbehandlung

0.011 kWh Schlammbehandlung (0.136 kWh/kg * 0.81 kg)

0.108 kWh Sonstiges (Pumpen, Rührer, Rechen, Sandfang, etc.)

Summe I_{EL} = 0.308 kWh per m³ behandeltes Abwasser

Verhältnis Output_{EL}:Input_{EL} elektrisch = **102.2 % Eigenversorgungsgrad V_E**

Modell 4: Anaerobreaktor mit Vakuum-Entgasung

Steckbrief anaerobe ARA mit Vakuum Entgasung:

Zur Vermeidung von Methanemissionen in die Umwelt wird durch eine Vakuum-Entgasung das gelöste Methan bei diesem Modell weitgehend aus dem Abflusswasser entfernt und verwertet. Die Vakuum Pumpe ist energieintensiv und stellt den höchsten Einzelverbrauch dieser Konfiguration dar. Ansonsten entspricht diese Konfiguration dem Modell 3, siehe oben.

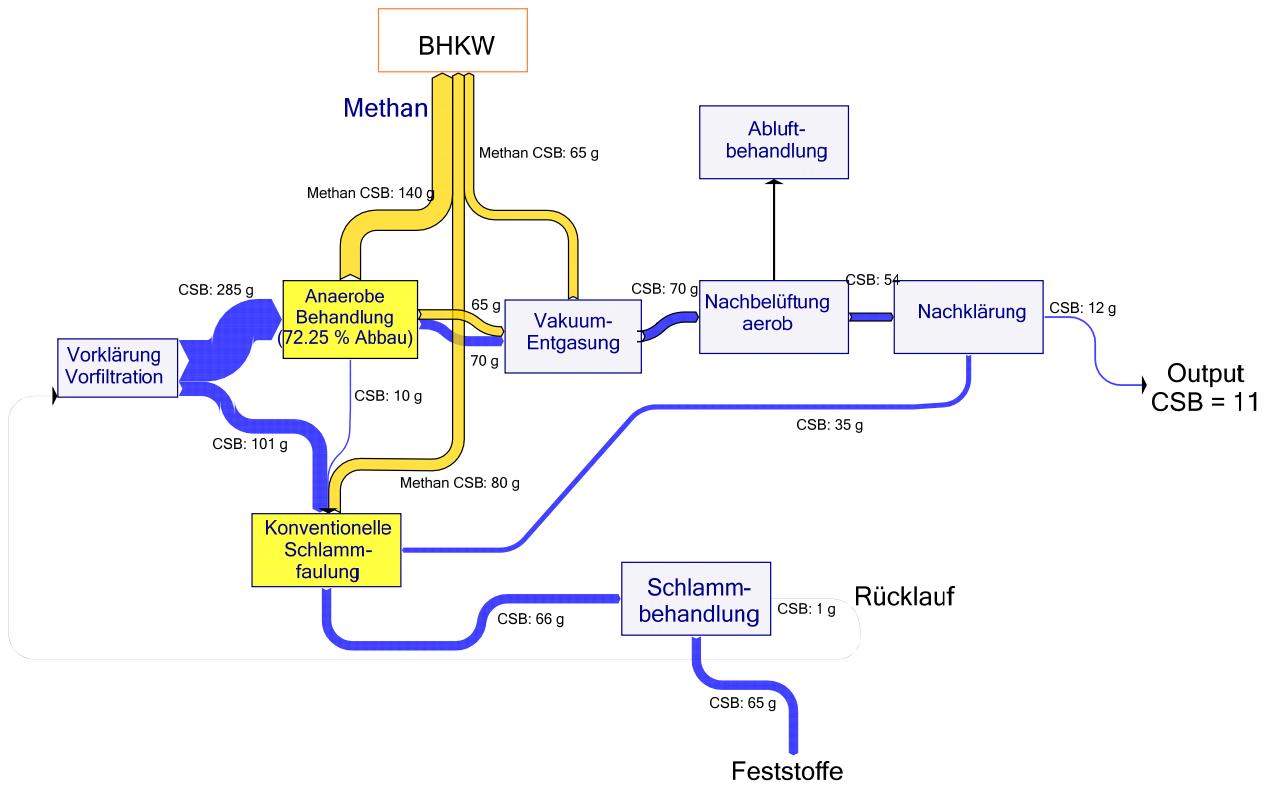


Abb. 27: Modell 4; Stoffflussdiagramm Anaerobe Behandlung mittels UASB Reaktor im Hauptabwasserstrom. Im Ablauf wird gelöstes Methan durch eine Vakuumbehandlung weitgehend zurückgewonnen. Alle Zahlenwerte in g CSB/m³ behandelten Abwassers. Blau = CSB-Flüsse (gelöstes und suspendiertes organisches Material), Gelb = Methanflüsse (als CSB).

Energetische Bilanzierung UASB mit Vakuum-Entgasung, 15 °C

Energetischer Output:

Summe CH₄ aus anaerobem Reaktor + Schlammvergärung + Vakuumentgasung
= 68.25 g CH₄ / m³ Abwasser und Tag, entspricht 3.41 MJ = **0.947 kWh / m³**
= **0.360 kWh** Elektrische Energie bei 38 % Umwandlungseffizienz (Wert BHKW)

Input elektrisch IEL pro m³ Abwasser:

0.038 kWh Substratpumpe, Förderhöhe 10 m
0.063 kWh Aerobe Nachbelüftung (0.059 kg * 1.08 kWh / kg O₂)
0.150 kWh Vakuum-Entgasung (Herstellerangabe)
0.022 kWh Abluftbehandlung
0.009 kWh Schlammbehandlung (0.136 * 0.068)
0.108 kWh Sonstiges (Pumpen, Rührer, Rechen, Sandfang, etc.)

Summe IEL = **0.394 kWh** per m³ behandeltes Abwasser

Verhältnis OutputEL:InputEL elektrisch = **81.3 % Eigenversorgungsgrad VE**

Modell 5: Optimierte konventionelle ARA mit Adsorptionsbelebungsverfahren (AB-Verfahren)

Steckbrief optimierte konventionelle ARA:

Die ARA Strass im Zillertal war Vorreiter in Sachen Energieoptimierung. Bereits in den Jahren 2004-2005 konnte sie eine 100 %-ige Eigenversorgungsquote für Strom und Wärme vorweisen. Die Besonderheit der ARA Strass ist, dass in der ersten aeroben Belebungsstufe (Hochlaststufe A) nicht der Abbau der organischen Substanz angestrebt wird, sondern Biomasseaufbau und Adsorption von organischen Stoffen an die Biomasse, das so genannte „Adsorptionsbelebungsverfahren“. Dies wird durch eine kurze Verweilzeit und ein kurzes Schlammalter (SRT) von nur 12 Stunden erreicht. Die gebildete Überschussbiomasse, welche über 60 % der organischen Inhaltsstoffe enthält, wird anaerob vergoren und effizient zu Gas und Strom umgewandelt. Restlicher CSB wird in der Schwachlaststufe B bei einem Schlammalter von 14 Tagen abgebaut. Das hohe Schlammalter ist zudem hilfreich für die Nitrifizierung. Sonstige Optimierungsmassnahmen unterstützen die Energieeffizienz, wie eine moderne Steuer- und Regelungstechnik, optimierte Belüftung und Denitrifikation mittels DEMON-Verfahren (entspricht dem Anammox Verfahren).

Die Kennzahlen der ARA Strass stammen aus den Betriebsjahren 2004-2005: Ausgelegt für 167000 EW, Durchschnittstemperatur 16.8 °C, Durchschnittlicher Zulauf $Q = 23771 \text{ m}^3/\text{d}$, Fracht 17736 kg CSB/d, entspricht einer Konzentration von 750 mg CSB / l. Originaldaten aus (Wett und Dengg, 2006; Wett et al., 2007) und C. Fimmi pers. Mitteilung. Der CSB Wert liegt damit etwa doppelt so hoch wie beim durchschnittlichen CH-Abwasser, was den gesamten Wirkungsrad der Anlage verbessert, jedoch die Vergleichbarkeit mit der Situation in der Schweiz erschwert.

Systemgrenzen: Es wurden hier die Systemgrenzen vom Rohabwasser-Zulauf bis zum Ablauf inklusive der Schlammbehandlung betrachtet. Sonstiger Stromverbrauch für Verwaltungsgebäude, Labors und Fuhrpark wurde nicht mit einbezogen, da es sich um individuelle Ausstattungen handelt, die nicht unmittelbar mit der Abwasserbehandlung in Verbindung stehen. Ebenfalls nicht berücksichtigt ist die energetische Verwertung des Klärschlams.

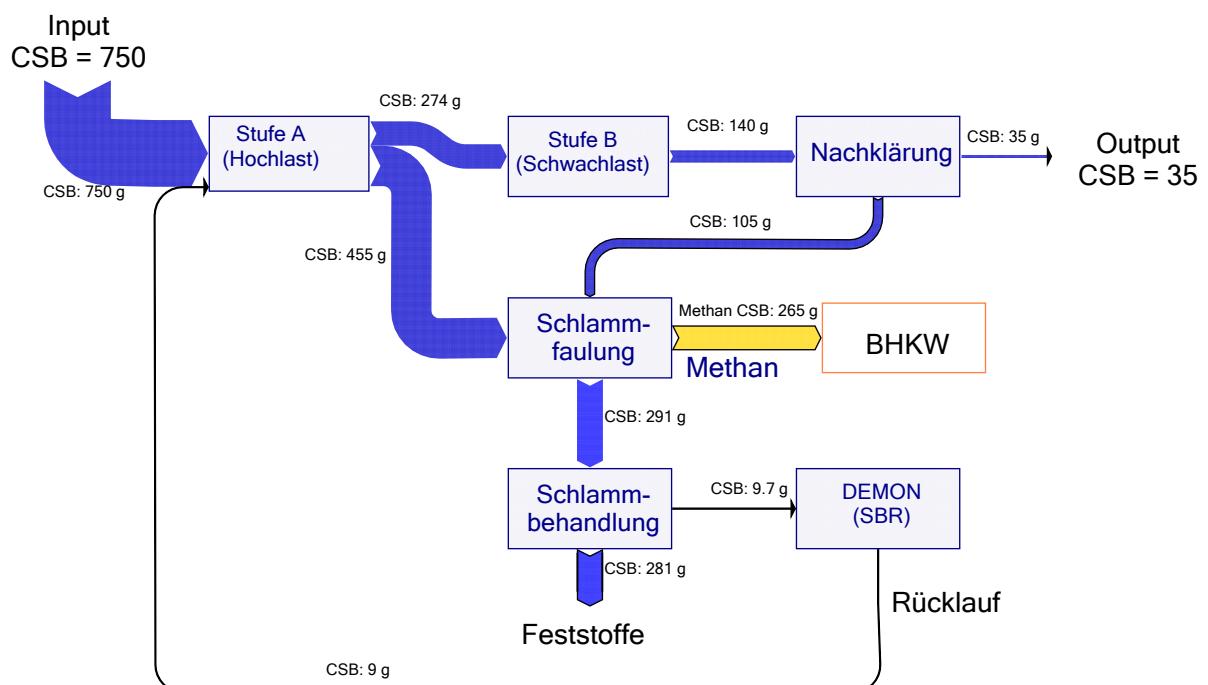


Abb. 28: Modell 5; Stoffflussdiagramm einer real bestehenden betrieboptimierten konventionellen ARA mit Hoch- und Schwachlaststufe (AB-System). Die Daten wurden im Sommer 2004 auf der ARA Zillertal erhoben, siehe (Wett et al., 2007). Die ARA Strass (Zillertal) weist seit 2004 eine 100 %-ige Eigenenergieversorgung von Strom und Wärme auf. DEMON® = Stickstoffelimination nach dem Anammox-Prinzip. Alle Zahlenwerte in g CSB/m³ behandelten Abwassers. Blau = CSB-Flüsse (gelöstes und suspendiertes organisches Material), Gelb = Methanflüsse (als CSB).

Energetische Bilanzierung

Energetischer Output:

Methan-Output aus der Schlammfaulung

= 69 g CH₄ / m³ Abwasser und Tag, entspricht 3.47 MJ = **0.963 kWh / m³**

= **0.366 kWh** Elektrische Energie bei 38 % Umwandlungseffizienz
(Wert BHKW ARA Strass)

Input elektrisch I_{EL} pro m³ Abwasser:

0.032 kWh Belüftung Stufe A

0.166 kWh Belüftung Stufe B

0.022 kWh Abluftbehandlung

0.032 kWh Schlammbehandlung

0.108 kWh Sonstiges (Pumpen, Rührer, Rechen, Sandfang, etc.)

Summe = 0.360 kWh per m³ behandeltes Abwasser

Verhältnis Output_{EL}:Input_{EL} elektrisch = **102 % Eigenversorgungsgrad V_E**

Modell 6: Dezentrales sanitäres Trennsystem mit Wasser- Verbrauchsoptimierung durch Vakuumkanalisation

Steckbrief energetische Bilanzierung Trennsystem:

Ziel ist die Nutzung der Energie im Schwarzwasser (hauptsächlich Fäkalien & Toilettenpapier) und Recycling der Nährstoffe die im Urin vorhanden sind. Ein solches Fallbeispiel der dezentralen anaeroben Behandlung wurde für die kleine Siedlung Flintenbreite (111 Einwohner) bei Lübeck, (D) von (Wendland, 2009) und (Oldenburg et al., 2008) beschrieben. Das hoch mit organischem Kohlenstoff belastete Schwarzwasser aus der Toilettenspülung wird in einer anaeroben Vergärung zu Biomethan umgesetzt. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 15-20 Tagen wurden in einem voll durchmischten Laborreaktor zur Anaerobbehandlung von Schwarzwasser über 60 % des CSB zu Biogas umgesetzt, was laut (Wendland, 2009) 87 % des maximalen anaeroben Abbaugrades entspricht. Nach anderen Literaturangaben ist ein CSB-Abbau von bis zu 80 % erreichbar. Anfallendes Grauwasser wird energieneutral in eine Pflanzenkläranlage geleitet. Reste aus der anaeroben Behandlung fallen als Gärkompost an und können zusammen mit anderen Substraten kompostiert werden oder werden in einer ARA entsorgt. Es besteht kein Niederschlags- und Fremdwassereintrag, ein um 31 % reduzierter häuslicher Wasserverbrauch auf 128 l/d und Person. Das Wasser sparende Trennsystem ist ausgestattet mit Trenntoiletten der Firma Roediger Vacuum GmbH, Hanau. Es wird mit einer Vollspülung 6l, und 5 Teilschlüpfungen a 1 l gerechnet. Eine zentrale Vakuumstation benötigt im Jahr etwa 25-50 kWh Energie pro Einwohner (Oldenburg et al., 2008). Die Fraktion Gelbwasser (Urin) wird zur gesammelt und zu Dünger aufbereitet.

Beispiel Trennsystem von Gelbwasser, Braunwasser und Grauwasser in Privathaushalten

Eine Weiterentwicklung des Trennsystems ist die komplette Trennung der häuslichen Abwasserströme in Gelb-, Braun-, und Grauwasser. Dies ist nur mit speziellen Trenntoiletten und separater Ableitung der verschiedenen Ströme möglich. Solche Systeme wurden bereits in der Praxis von konzipiert und untersucht. Es gab mehrere Feldstudien auf diesem Gebiet, in Berlin (D) (Peter-Fröhlich et al., 2007), Siedlung Lambertsmühle (Otterpohl und Oldenburg, 1998; Oldenburg et al., 2003) und die Siedlung Lübeck-Flintenbreite (Oldenburg et al., 2008; Wendland, 2009). Es wurden verschiedene Kombinationen von Vakuum- und Gravitations-Trenntoiletten, anaerobe und aerobe Behandlung, mit und ohne Zusatz von Cosubstraten in der anaeroben Behandlung getestet. Der SCST Abschlussbericht von (Peter-Fröhlich et al., 2007) umfasst neben den technischen Daten und Bilanzen auch Umfragen über die Akzeptanz von Trenntoiletten bei den Benutzern und eine grobe Ökobilanz der neuartigen Trennsysteme.

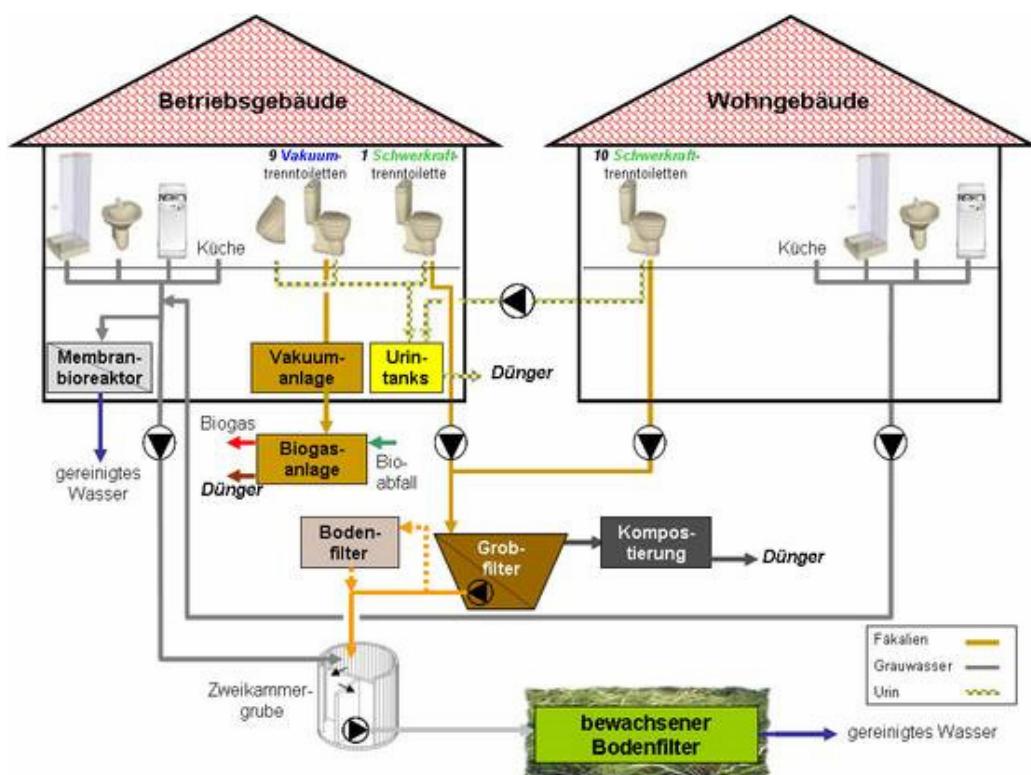


Abb. 29. Schema einer getrennten Erfassung und Behandlung der drei verschiedenen Abwasserströme (Braun-, Grau, und Gelbwasser). Abbildung aus dem Bericht über die Versuchsanlage der ARA Stahnsdorf Brandenburg (D) (Peter-Fröhlich et al., 2007).

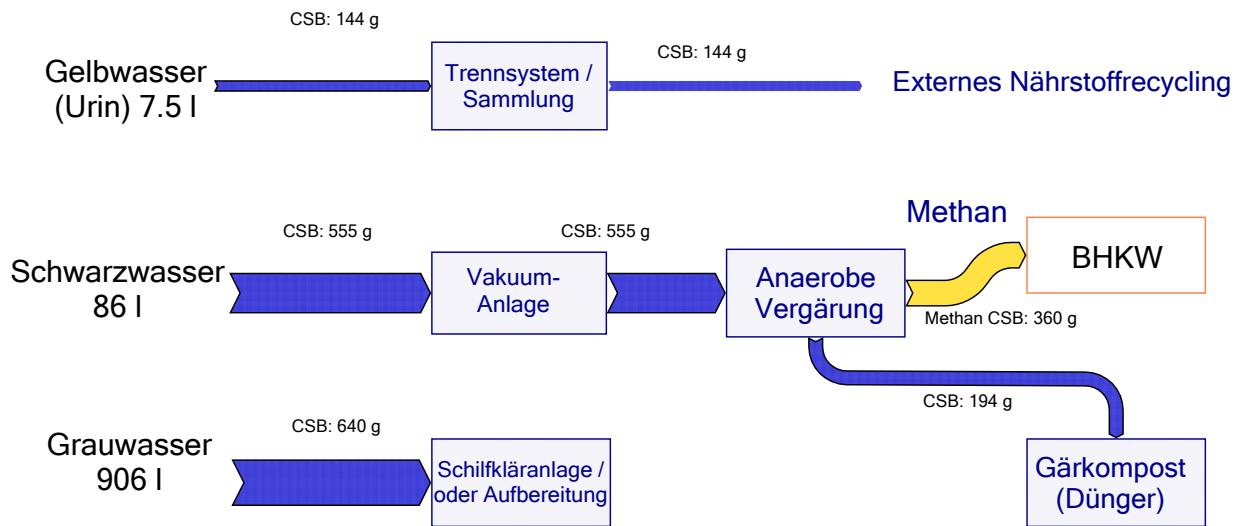


Abb. 30: Modell 6; Stoffflussdiagramm eines Sanitären Trennsystems mit separater Erfassung von Gelb-, Schwarz- und Grauwasser mit einem Vakuum No-Mix-System. Alle Zahlenwerte in g CSB/m³ behandelten Abwassers. Blau = CSB-Flüsse (gelöstes und suspendiertes organisches Material), Gelb = Methanflüsse (als CSB). Das vorgestellte Trennsystem ist nicht direkt mit vorherigen Modellen 1-5 vergleichbar, da Produkte entstehen, welche in diesen Systemgrenzen nicht die Schweizer Gewässerschutzbedingungen erfüllen.

Energetische Bilanzierung Trennsystem

Darstellung der Energie- und Stoffbilanz für 1 m³ Abwasser, davon 7.5 l Urin, 86 l Schwarzwasser und 906 l Grauwasser. Dieses Volumen wird durchschnittlich von 7.8 Personen produziert. 65 % der gebundenen Energie werden laut Literaturangaben als Methan freigesetzt. Für die Vakumanlage wird der Minimalwert von 25 kWh / EW und Jahr angenommen. Originaldaten aus (Otterpohl und Oldenburg, 1998; Otterpohl, 1999; Lange und Otterpohl, 2000; Drücker, 2004; Bischofsberger, 2005).

Energetischer Output:

90 g CH₄ / m³ Abwasser, entspricht 5.4 MJ = **1.25 kWh / m³**

Entspricht **0.475 kWh** elektrischer Energie bei 38 % Umwandlungseffizienz

Input elektrisch I_{EL} pro m³ Abwasser:

0.53 kWh Vakuumsystem (anteilig für 7.8 EW/d)

0.10 kWh Sonstiges (Pumpen, Rührer, etc., keine Schlammbehandlung)

Summe I_{EL} = **0.63 kWh** per m³ behandeltes Abwasser

Verhältnis Output_{EL}:Input_{EL} elektrisch = **75.4 % Eigenversorgungsgrad V_E**

Optimierungspotential Variante 6.1

Würde die Vakuum-Trennkanalisation durch eine Schwemmkanalisation ersetzt werden, fällt der grösste Energieverbraucher im System weg. Die energetische Effizienz steigert sich rein rechnerisch auf 470 % Eigenversorgung, was einen signifikanten Energieüberschuss bedeuten würde.

Modell 7: Einfaches dezentrales Sanitäres Trennsystem mit Wasser-Verbrauchsoptimierung

Steckbrief energetische Bilanzierung Trennsystem:

Wie Modell 6, Trennsystem, jedoch gemeinsame energetische Nutzung von Schwarz- und Grauwasser. Es wird kein Vakuumsystem, sondern ein Schwemmsystem eingesetzt. Die Entsorgung des Gärkomposts ist hier nicht berücksichtigt. Da für solche einfache Anlagen von einer langen Aufenthaltszeit, ähnlich wie bei Biogasanlagen ausgegangen werden muss (21 d), ergibt sich ein relativ grosses Volumen für die anaerobe Behandlung, im Bereich von 2700 l/EW. Dieses Modell kommt deswegen nicht für grosse Siedlungen oder Städte in Frage.

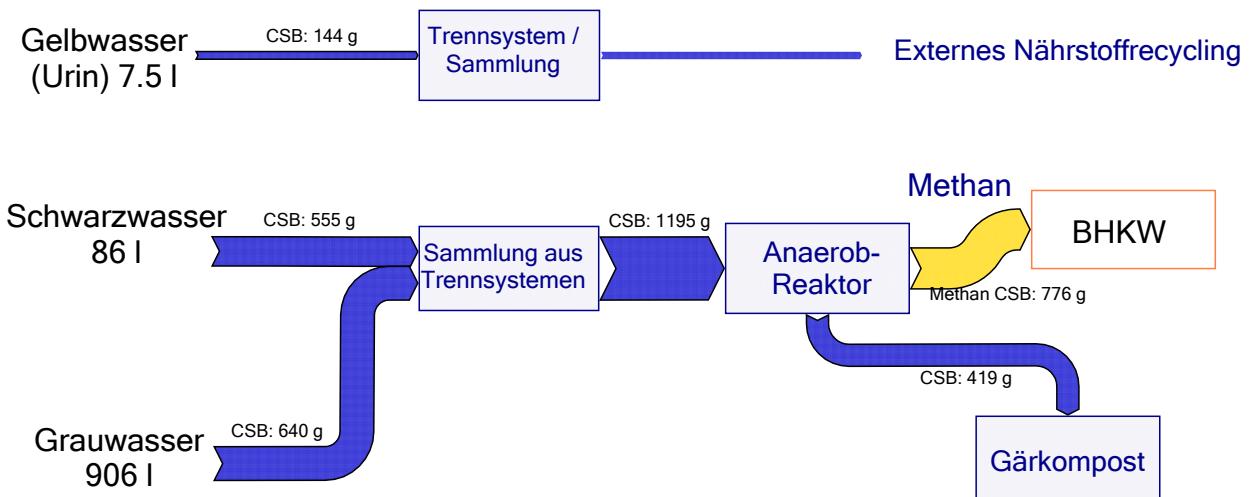


Abb. 31: Modell 7; Stoffflussdiagramm eines sanitären Trennsystems, welches die Energie im Schwarz- und Grauwasser verwendet. Die Trennung der Ströme erfolgt über ein No-Mix Toiletten-System. Alle Zahlenwerte in g CSB/m³ behandelten Abwassers. Blau = CSB-Flüsse (gelöstes und suspendiertes organisches Material), Gelb = Methanflüsse (als CSB). Das vorgestellte Trennsystem ist nicht direkt mit den Modellen 1-5 vergleichbar, da ein Produkt (Gärkompost) entsteht, welches weiterverarbeitet werden muss und in diesen Systemgrenzen nicht die Schweizer Gewässerschutzbestimmungen erfüllt.

Energetische Bilanzierung Trennsystem

Darstellung der Energie- und Stoffbilanz für 1 m³ Abwasser, davon 7.5 l Urin, 86 l Schwarzwasser und 906 l Grauwasser. Dieses Volumen wird durchschnittlich von 7.8 Personen produziert. 65 % der gebundenen Energie werden laut Literaturangaben als Methan freigesetzt (Otterpohl, 1999).

Energetischer Output:

194 g CH₄ / m³ Abwasser, entspricht 9.7 MJ = **2.69 kWh / m³**

Entspricht **1.02 kWh** elektrischer Energie bei 38 % Umwandlungseffizienz

Input elektrisch I_{EL} pro m³ Abwasser:

0.10 kWh Sonstiges (Pumpen, Rührer, etc., keine Schlammbehandlung)

I_{EL} = **0.10 kWh** per m³ behandeltes Abwasser

Verhältnis Output_{EL}:Input_{EL} elektrisch = **10-facher Energieüberschuss**

5. Diskussion

5.1 Vergleich der Modelle

Die anaerobe Behandlung kommunaler Abwässer resultiert nicht zwangsläufig in einer bessere Energieausbeute als eine optimierte konventionelle ARA, siehe Abb. 32., Die anaerobe Umsetzung mittels anaeroben Reaktoren im Hauptabwasserstrom (Modell 3) liefert genau soviel elektrische Energie, wie für den Betrieb der Anlage notwendig ist. Somit kann man dieses System als energieautark bezeichnen. Absolut gesehen wird in diesem Modell jedoch weniger Methan gewonnen als bei anderen anaeroben Modellen. Der hohe Eigenversorgungsgrad wird hauptsächlich durch einen relativ niedrigen Energieaufwand in diesem Modell hervorgerufen.

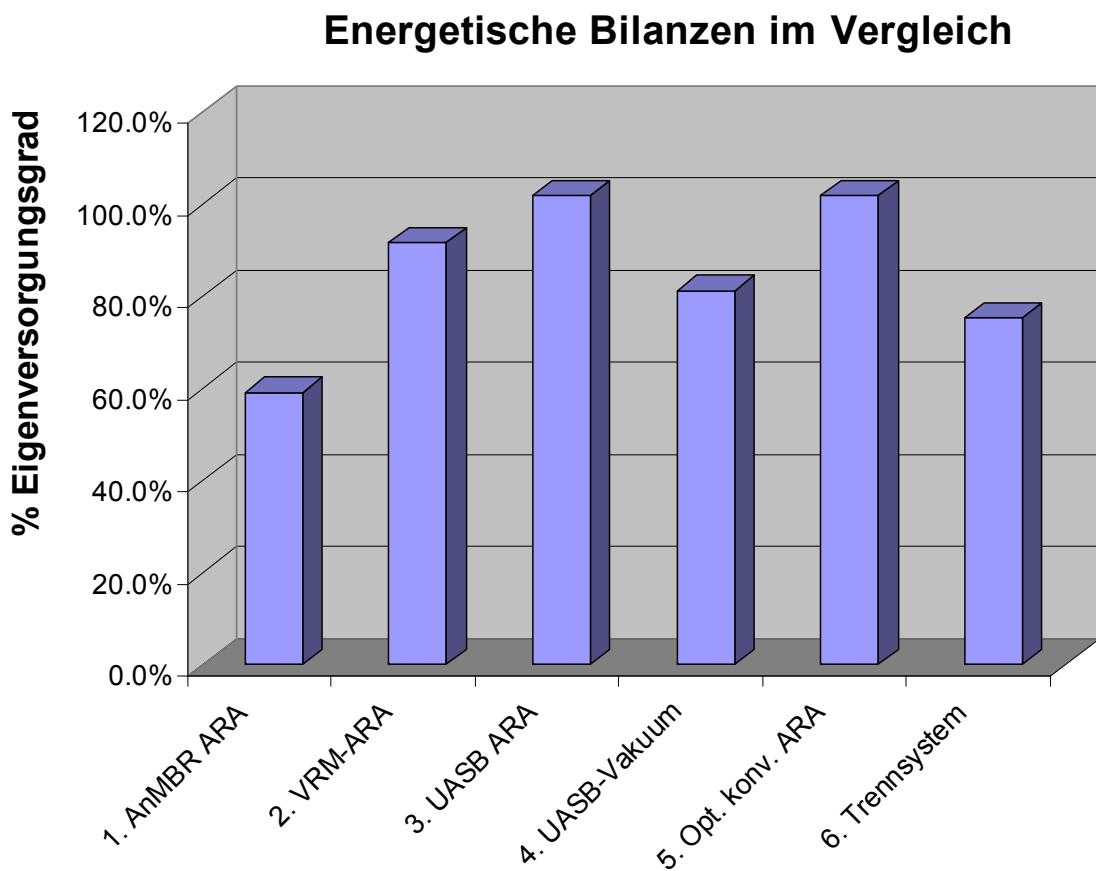


Abb. 32. Energetische Bilanzen der verschiedenen Modell in der Einheit „Elektrischer Eigenversorgungsgrad“, welcher nicht mit dem Methanertrag gleichzusetzen ist. Der Eigenversorgungsgrad stellt das Verhältnis aller elektrischen Aufwendungen zum elektrischen Ertrag durch ein BHKW dar. Die anaerobe UASB-ARA (Modell 3) liegt gleichauf mit der optimierten konventionellen ARA (Modell 5), bei etwa 100 % Eigenversorgung.

Eine optimierte konventionelle ARA (Modell 5) kann ebenfalls den elektrischen Eigenbedarf zu gut 100 % decken, wie am Beispiel der ARA Zillertal aufgezeigt wird. Nicht inbegriffen ist die Energie die noch im Klärschlamm steckt und durch Mono-Verbrennung zusätzlich gewonnen werden könnte. Beim Modell 5 ist der spezifische Klärschlammanfall am höchsten und eine energetische Verwertung des Schlamms wäre zu prüfen.

Die anaeroben Membrantechnologien Modelle 1 und 1.1 schneiden energetisch relativ schlecht ab. Verantwortlich dafür ist die elektrische Energie, welche für das Membranpumpverfahren aufgewendet werden muss (Cross-flow- und Substratpumpe). Wesentlich besser schneidet das VRM-Verfahren (Modell 2) ab, welches ebenfalls auf Membrantechnologie basiert, jedoch energieoptimiert ist. Wird gelöstes Methan per Vakuum aus dem Ablaufwasser entzogen und der Verwertung zugeführt, verschlechtert sich der Gesamtwirkungsgrad, aufgrund der Energie für die Vakuumpumpen, denn das zurückgewonnene Methan kann den Aufwand dafür nicht decken. Somit können Verfahren mit Membranfiltration derzeit trotz ihrer Vorteile (siehe Kap. 3.1) energetisch meist nicht mit den anderen Modellen konkurrieren.

Die Modelle mit sanitären Trennsystemen wurden zum Vergleich mit aufgenommen, obwohl die Ergebnisse nicht 1:1 mit den anderen Modellen vergleichbar sind, da kein Produkt nach Schweizer Gewässerschutzverordnung entsteht. Jedoch kann eine solche Lösung für isolierte Regionen interessant sein, wo ohnehin kein Anschluss an eine kommunale ARA möglich ist. Sanitäre Trennsysteme werden als ökologisch sinnvoll dargestellt. In Bezug auf die Recyclingfähigkeit der Grundnährstoffe (P, N) aus dem separat gesammelten Urin trifft das definitiv zu. Weniger gut ist jedoch die Energiebilanz solcher Anlagen, wenn sie mit einem Vakuumsystem ausgerüstet sind. Das gebildete Biogas bei Kleinanlagen ist aufgrund der geringen absoluten Mengen eher als „Nebenprodukt“ anzusehen, Zitat laut (Oldenburg et al., 2008).

Es ist zu prüfen, ob auf ein Vakuumsystem zugunsten einer Schwemmkanalisation verzichtet werden kann, denn ohne energieintensive Vakumanlagen sind Trennsysteme energieeffizient.

Trennsysteme bei denen ausschliesslich Urin nach dem No-Mix System separiert wird (Larsen, 2007) (EAWAG), und das restliche Abwasser per Schwemmkanalisation in einer Kommunalen ARA gereinigt werden, sind energetisch betrachtet mit der herkömmlichen Abwasserreinigung gleichzusetzen, da die Urinseparierung quantitativ keinen wesentlichen Einfluss auf die Energiebilanz der ARA hat. (Betrachtet man jedoch spezielle Einzelfälle, wie z.B. ein Bürogebäude, in welchem hauptsächlich Gelbwasser anfällt, kann es sehr wohl eine Energieeinsparung darstellen, da die Energie für die Stickstoffbehandlung komplett entfällt). Langzeit-Beobachtungen der Siedlung Flintenbreite zeigten, dass das Prinzip der Trennkanalisation und der anaerobe Behandlung in der Praxis recht zuverlässig funktionierte, abgesehen von einem erhöhten Serviceaufwand aufgrund der komplexen Technik.

5.2 Analyse der Modelle

5.2.1 Anteil der Anaerobie

Die vorgestellten Modelle, sowohl konventionell wie auch anaerob, beinhalten sowohl anaerobe wie auch anaerobe Abschnitte im Prozessablauf. Bei einer zeitgemässen konventionellen ARA stellt die Schlammfaulung den anaeroben Prozessteil dar. Bei den vorgestellten anaeroben Modellen ist die erforderliche Nachbehandlung des Abwassers ein aerober Prozess. Somit kann im Prinzip nicht strikt von „aerober“ oder „anaerober Behandlung“ von kommunalem Abwasser gesprochen werden, da beide Typen beides enthalten. Der prozentuale Anteil der organischen Substanz, die anaerob abgebaut wird, ist jedoch in den Modellen verschieden und bildet ungefähr den Ertrag an Methan ab, welcher

maximal gewonnen werden kann, siehe Abb. 33. Der anaerobe Abbau gibt jedoch keine unmittelbare Aussage auf die Energieeffizienz einer ARA.

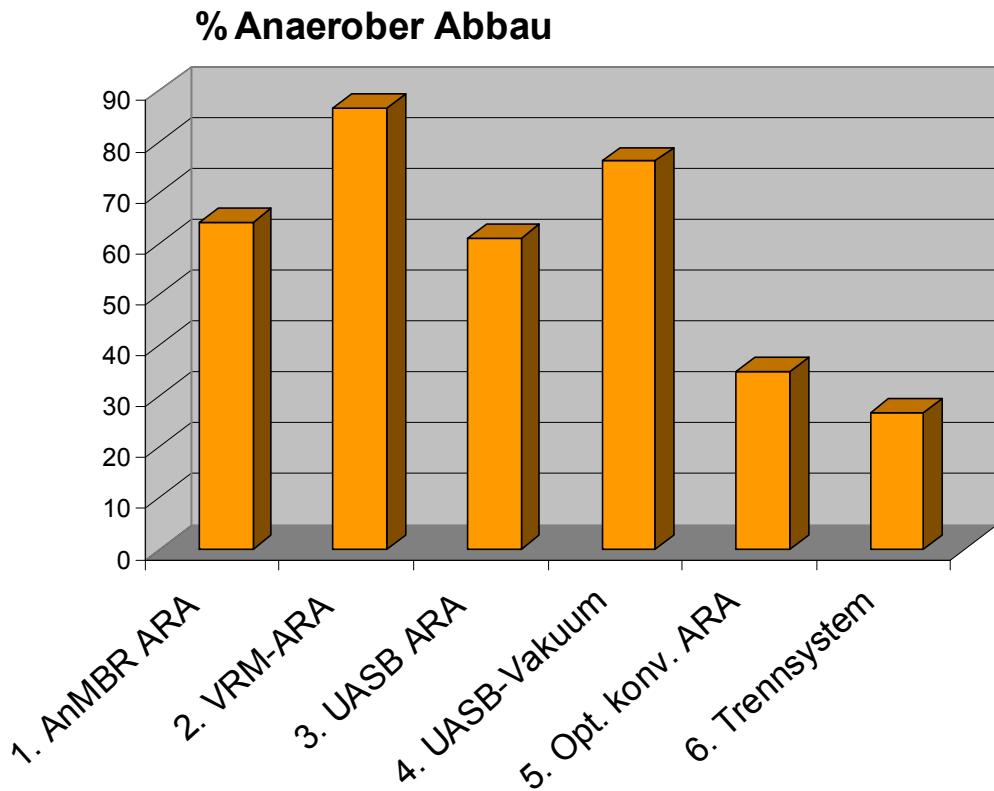


Abb. 33. Anteil des organischen Materials in (%), welches in den verschiedenen Modellen anaerob abgebaut wird. Der Anteil der Anaerobie in den einzelnen Systemen reflektiert in etwa den Methanertrag der Systeme. Die Daten sind aus den modellierten CSB Stoffflüssen generiert.

5.2.2 Spezifischer Methanertrag und Methanverluste

Der spezifische Methanertrag ist eine Grösse, die angibt, wie viel der Energie, die in Form von organischer Substanz im Abwasser gespeichert ist, in Methan umgewandelt wird. Es gibt die stoffliche Effizienz des Prozesses der Umwandlung wieder. Das theoretische Maximum ist 25 g Methan / 100 g CSB. Die Differenz zum Maximum geht als nicht abgebaute organischen Substanz im Klärschlamm, bzw. durch gelöstes Methan im Ablauf verloren. Wird das gelöste Methan im Ablauf nicht mittels Vakuum zurückgewonnen, kommt es zu einem energetischen Verlust von 20-30 %. Es ist ersichtlich, dass die Modelle 1, 2 und 4 recht nahe an das Maximum herankommen. Trotzdem erreichen diese ARA-Modelle nicht den Status der Energieautarkie (siehe Abb. 32). Optimierungsmöglichkeiten liegen hier vor allem im Senkung des Strominputs.

Spezifischer Methanertrag

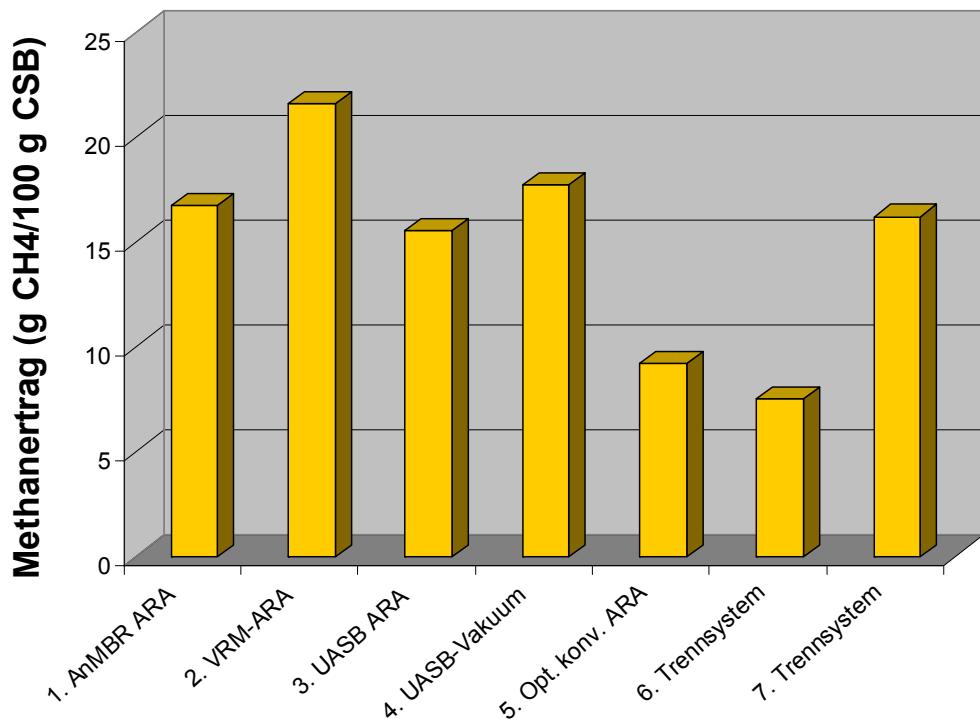


Abb. 34: Spezifischer Methanertrag der verschiedenen Modelle. Es zeigt, wie effizient die stoffliche Umwandlung organischer Substanz zu Methan erfolgt. Das erreichbare Maximum stellt der Wert 25 g CH₄ dar, wenn kommunales Abwasser verwendet wird.

5.2.3 Strombilanz der verschiedenen Modelle

Entscheidend für den Betreiber der Anlagen und schliesslich für den Konsument ist die absolute elektrische Bilanz der Anlage, denn sie gibt an wie viel Stromkosten der Betrieb aufwenden muss, resp. ob ein Überschuss verkauft werden kann. Strom aus Biomasse und deren Abfälle gelten laut Energiegesetzrevision (ENG, 1998), Stromversorgungsgesetz (StromVG, 2007) und Energieverordnung (EnV, 2007) als erneuerbar und können laut der kostendeckenden Einspeisevergütung (KEV) gefördert werden. Dies trifft auch auf die Stromproduktion von ARAs zu. Wirtschaftlich interessant ist, dass der gesamte produzierte Strom gefördert werden kann, nicht nur der Netto-Stromüberschuss. Die Betrachtung der Energiefüsse einer ARA und energetische Optimierung können somit nicht nur ökologisch sinnvoll sein, sondern durchaus ökonomische Vorteile bringen. Anfallende Wärme, die prinzipiell ebenfalls verkauft werden kann, wird in dieser Studie über anaerobe Behandlung nicht berücksichtigt, da diese Faktoren sehr vom Standort abhängig sind, wie oben bereits beschrieben. Sinnvoller ist es, überschüssige Wärme für die Klärschlammabtrocknung oder zur Prozesserwärmung einzusetzen. Die Analyse der Daten zeigt in Abb. 35, dass eine konventionelle ARA auf dem Stand von 1999 den grössten Netto-Strombedarf von 23.5 kWh / (EW * Jahr) aufweist. Bis im Jahr 2005 konnte in Einzelfällen durch Optimierungsmassnahmen der Bedarf auf Null reduziert werden, resp. ein kleiner Überschuss produziert werden (Modell 5). Die anaeroben Modelle befinden sich zwischen diesen beiden Extremwerten, siehe Abb. 35. Einzig das Modell (3) UASB-ARA erzielt ebenfalls einen geringen Überschuss.

Strombilanz pro EW und Jahr

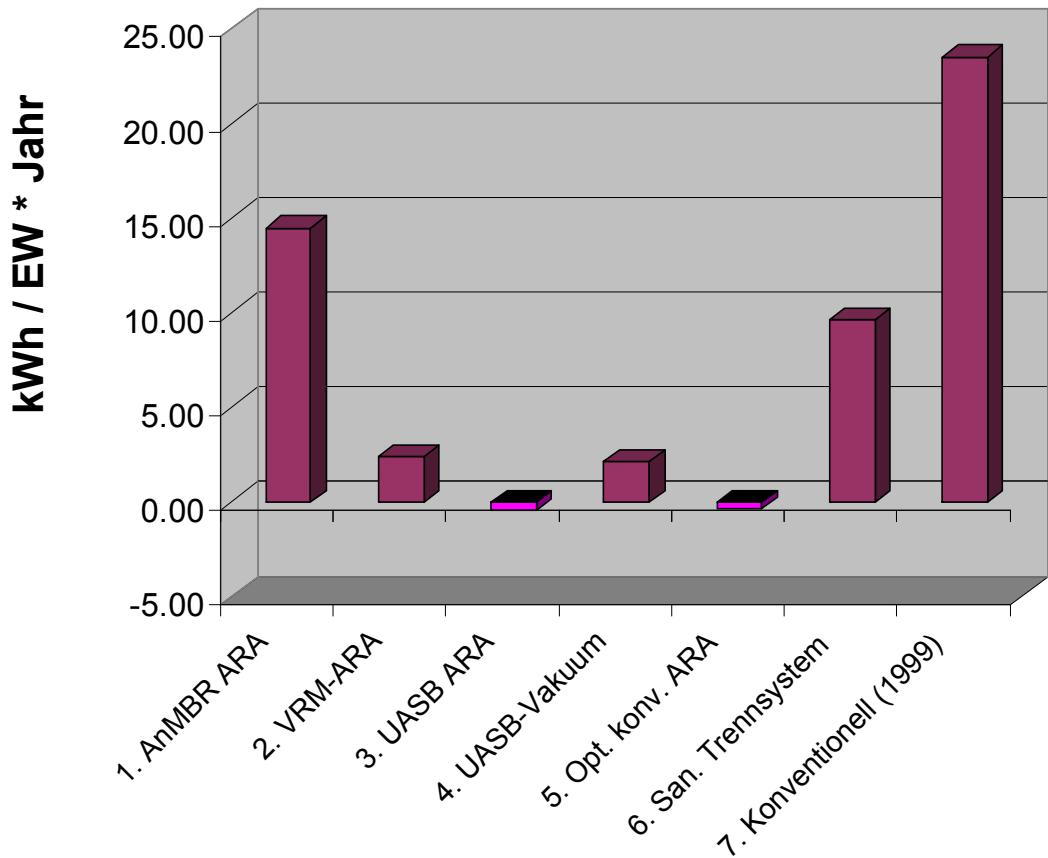


Abb. 35: Vergleich der Strombilanzen (**Input-Output**) der berechneten Modelle und Vergleich mit einer konventionellen Belebungsanlage (7). Der Eigenenergieverbrauch von konventionellen ARAs hat sich seit 1999 durch kontinuierliche Optimierungsmassnahmen gesenkt und geht ansatzweise in Richtung Energieautarkie, wie das Modell 5 beweist. Die Daten sind ausser (5) und (7) aus den Modellrechnungen generiert.

5.3.4 Absoluter elektrischer Input der verschiedenen Modelle

Im gleichen Umfang wie die aus dem Abwasser gewonnen Energie, beeinflusst der energetische Aufwand die Gesamtbilanz des Systems ARA. Vergleicht man die elektrischen Inputs, so wird ersichtlich, dass die anaeroben ARA-Modelle einen relativ hohen elektrischen Input benötigen, welcher teilweise über dem eines konventionellen ARA von 1999 liegt (Abb. 36). Dies resultiert vor allem aus zwei energieaufwändigen Prozessen, - Erzeugung einer *cross-flow* Strömung bei Membrananlagen (1, 2) und der Vakuum-Behandlung der Abwassers im Hauptsstrom in den Modellen (2) und (4). Ansatzpunkte für eine Optimierung der anaeroben Behandlung müssen hier beim Energieverbrauch angreifen, da die Energieproduktion nicht viel weiter gesteigert werden kann, da sie bereits relativ nahe am Optimum liegt, siehe Abb. 34, Methanertrag.

Strom-Aufwand pro m³ Abwasser

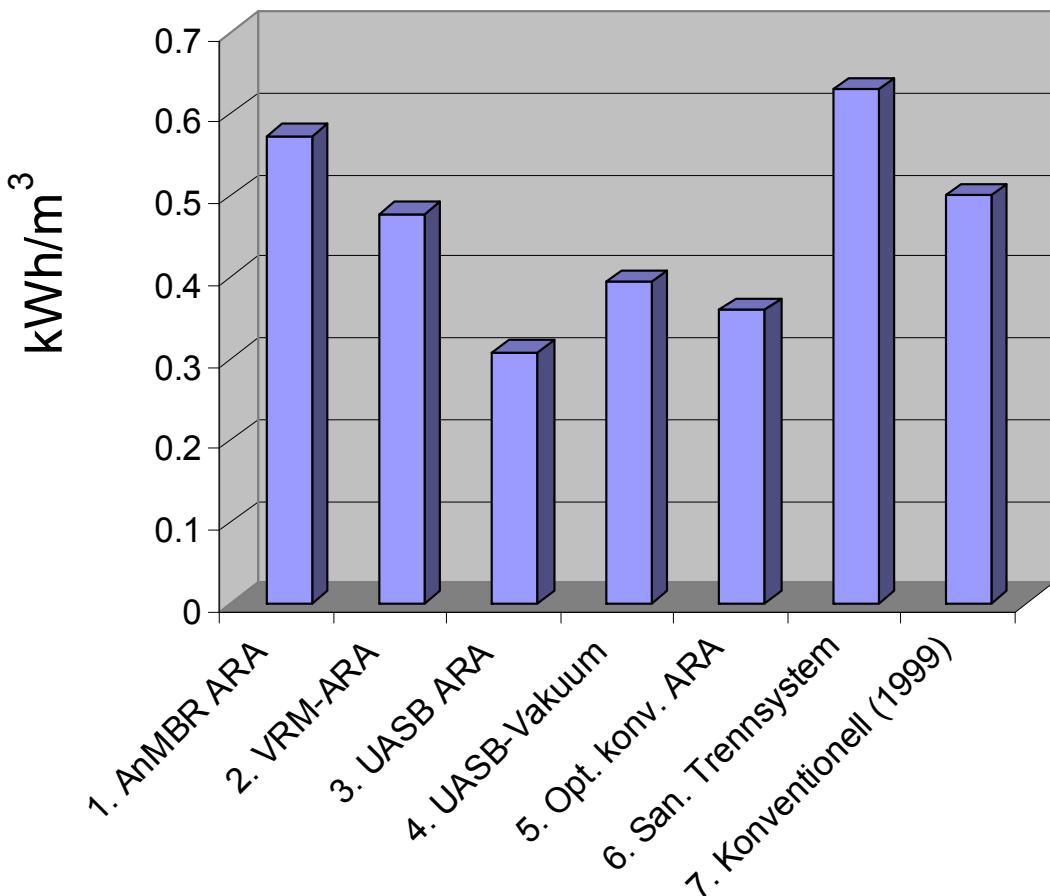


Abb. 36: Netto-Stromverbrauch (**Input**) der verschiedenen ARA-Modelle. In Bezug auf die Stromaufnahme liegen die anaeroben Modelle meist höher als eine optimierte konventionelle ARA. Gründe hierfür sind energieaufwändige Filtrationsschritte und die Vakuumbehandlung des Abwassers.

5.4 Nutzung bestehender Infrastruktur

Für eine praktische Umsetzung anaerober Konzepte in der Abwasserreinigung spielen die Kosten und die Wirtschaftlichkeit eine zentrale Rolle. Bei einer Umstellung fallen zunächst Investitionskosten für Infrastruktur und eventuell erhöhten Flächenbedarf an. Gleich vorweg ist die Optimierung einer konventionellen ARA in Richtung AB-Verfahren (Modell 3) die weitaus einfachste Lösung um eine energetische Optimierung einer ARA zu erreichen. Es kann prinzipiell dieselbe Infrastruktur weiter verwendet werden. Veränderungen gibt es hauptsächlich in der Re-Dimensionierung der verschiedenen Baugruppen (Becken) und der Mess-, Steuer- und Regeltechnik (EMSR). Am Beispiel der ARA Zillertal wurde ein neues SBR-Becken zur Filtratwasserbehandlung aus der Schlammbehandlung errichtet. Der Umbau der Belebtsäulen zum AB-Verfahren konnte durch einen relativ geringen finanziellen Aufwand von 220'000 € inklusive der maschinellen, elektrotechnischen und steuerungstechnische Ausrüstung bewerkstelligt werden. Viele der Installationen in der Prozessleittechnik konnten in Eigenleistung vom Betriebspersonal durchgeführt werden (Wett und Dengg, 2001; Wett und Dengg, 2006).

Von den anaeroben Modellen ist das AnMBR-Verfahren vermutlich am einfachsten zu installieren, da es ähnliche Membranverfahren in der konventionellen ARA-Technologie gibt.

Es müssten hauptsächlich die Filtermodule eingebaut und ein MBR-Becken zur Methangewinnung gasdicht abgedeckt werden. Die anderen Teile der Anlage könnten weitgehend weiterverwendet werden, jedoch in redimensionierter Ausführung, mit einer kleineren aeroben Nachbehandlungsstufe. Ein ähnlicher Umbau der ARA Wädenswil mit einer aeroben MBR-Anlage kostete etwa 9 Mio. CHF (Baggenstoss, 2005). Jedoch bestehen derzeit keine anaeroben Vergleichsanlagen im kommunalen Bereich in Mitteleuropa und es liegen somit keine Erfahrungswerte vor.

Anaerobe Reinigungssysteme (Modelle 2 und 2.1), welche auf einem UASB-Reaktor-Typ basieren, weisen gute Energieeffizienzen auf, jedoch ist die technische Umsetzung aufwändig und deshalb kostspielig. Dieser Reaktor-Typ muss funktionsbedingt in die Höhe gebaut werden. Im industriellen Bereich handelt sich oftmals um aufrecht stehende, zylindrische Fermenter, siehe Abb. 37A. Es kommen jedoch auch rechteckig errichtete Versionen aus Beton zum Einsatz, siehe Abb. 37B. Um die grossen und im Vergleich zur Industrie verdünnten Abwassermengen im Hauptstrom behandeln zu können, müssen grosse Reaktorvolumina zur Verfügung stehen. Eine Abschätzung bei einer kommunalen ARA mit einer Kapazität von 50000 EW ergibt, dass hier sechs Reaktoren mit einem Durchmesser von 10 m einer Höhe von 20 m errichtet werden müssten. Es wurde hierbei ein recht optimistischer Wert von 6 Stunden hydraulischer Verweilzeit des Abwassers im Reaktor angenommen. Von der benötigten Grundfläche würde sich die UASB-Anlage nicht wesentlich vergrössern, da das Volumen in die Höhe gebaut wird. Bei einem Umbau einer ARA zur anaeroben Behandlung könnte bestehende Infrastruktur für die aerobe Nachbehandlung und Schlammbehandlung weiter verwendet werden, die jedoch weitaus kleiner dimensioniert werden könnte.



Abb. 37: A) UASB-Reaktoren zur anaeroben Behandlung industrieller Abwässer. Für die Reinigung kommunaler Abwässer könnten ebenfalls UASB Reaktoren zum Einsatz kommen, ohne die Grundfläche zu vergrössern. Bilder: A) Urs Baier, Fa. Frutarom Wädenswil. B) UASB Reaktoren in Brasilien, Firma AquaLimpia Consultores, Brasilien.

Sanitäre Trennsysteme kommen nur bei einem kompletten Neubau von ARA, Kanalisation und Haustechnik in Frage, da sich die Infrastruktur grundlegend von anderen Modellen unterscheidet. Somit sind sie nur realisierbar, wenn eine neue Siedlung von Grund auf geplant wird, wie es bei den Siedlungen Lambertsmühle in Burscheid und der Expo Siedlung Lübeck-Flintenbreite der Fall war (Oldenburg et al., 2003; Oldenburg et al., 2008). Solche Trennsystem-Konzepte sind kostspieliger als der einfache Anschluss an eine bestehende kommunale ARA. Jedoch spielt hier der Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit eine wichtige Rolle. Zum einen kann regenerative Energie erzeugt werden, und bei Substitution von Kunstdünger durch Recycling von Nährstoffen kommt es zur Einsparung von grauer Energie. Zudem sind sanitäre Trennsysteme ausgelegt, die Ressource Wasser zu sparen und somit auch den Abwasseranfall zu minimieren. Insgesamt betrachtet ergibt sich eine positive ökologische Bilanz. In der Schweiz sind solche Modelle denkbar wenn beispielsweise in einem Tourismusgebiet eine komplett neue Siedlung errichtet wird, siehe auch Kapitel 6 „Szenarien“.

5.5 Abwasser, Energie und Klima

Für die Bevölkerung praktisch unsichtbar, führt die Abwasserreinigung zu einer gewissen Belastung der Atmosphäre durch Treibhausgase wie Kohlendioxid, Methan und N₂O. Unter der Annahme, dass elektrischer Strom aus fossilen Energieträgern produziert werden würde, was für den Schweizer Strommix nur teilweise zutrifft, produziert eine konventionelle ARA neben CO₂, welches durch den Abbau organischer Substanz freigesetzt wird, auch zusätzlich fossile CO₂-Emissionen durch den Stromverbrauch der Anlagen. Der durchschnittliche derzeitige Stromverbrauch von 35 kWh / EW * Jahr in einer konventionellen ARA erzeugt Emissionen von rund 22 kg CO₂ / Einwohner * Jahr bei Verwendung von deutschem UCTE-Strommix¹ (Pinnenkamp, 2008). Verglichen mit dem derzeitigen Schweizer CO₂ Ausstoss von 9 Tonnen /Jahr und Einwohner, erscheint die Problematik der Energieeffizienz der Abwasserreinigung als geringfügig, da sie nur 0.2 % der CO₂ Emissionen bedeutet. Die Infrastrukturplanung der kommunalen Abwasserreinigung ist jedoch eine langfristige und recht träge Angelegenheit, und verlangt deshalb eine Sichtweise in die mittel- bis langfristige Zukunft. Ein Strategiepapier herausgegeben vom *Energy Science Center* der ETH Zürich fordert bis Ende des 21. Jahrhunderts eine Umkehr zu einer 1 t CO₂-Gesellschaft, um der drohenden Erderwärmung gegenzusteuern (Boulouchos et al., 2008). Vor diesem Hintergrund würden die heutigen Emissionen der Abwasserreinigung bereits 2.2 % des CO₂ Ausstoss pro Person bedeuten. Eine nachhaltige Abwasserreinigung in der Zukunft sollte sich mindestens energie- und klimaneutral verhalten. Zu beachten ist auch, dass andere Treibhausgase (CH₄, N₂O) in der ARA auf ein absolutes Minimum reduziert werden müssen. Das Potential der Entstehung und Freisetzung ist in ARA relativ hoch.

Wünschenswert wäre ein Netto-Energieertrag aus der Abwasser-Biomasse, als ein erneuerbarer Energieträger. An diesem technologischen Wendepunkt, - vom Energieverbraucher zum Energielieferant befindet sich die Abwasserreinigung derzeit. Weitere Steigerungen der Effizienz der Biogasproduktion sind vermutlich nur noch in einem sehr begrenzten Umfang durch technologische Innovationen möglich, da in modernen ARAs bereits ein Grossteil der im Abwasser gespeicherten Energie zurückgewonnen werden kann. Für eine weitere Erhöhung der Energieproduktion kommen dann lediglich zwei Konzepte in Frage: Zum einen die Verringerung der Wassermenge pro Einwohner (und damit eine Aufkonzentration des Abwassers) und zweitens, eine Erhöhung des organischen Inputs in die ARA durch Cosubstrate. Letzteres konkurriert jedoch mit anderen Strategien zur Energieproduktion aus Biomasse, vornehmlich Biogasanlagen. Aus Gründen der

¹ UCTE (Union for the Coordination of Transmission of Electricity), UCTE-Mix, ca 470 g CO₂ pro kWh

Schadstoffproblematik und Hygiene sollten die zwei Verwertungslinien Klärschlamm und Bioabfälle auch in Zukunft möglichst getrennt bleiben.

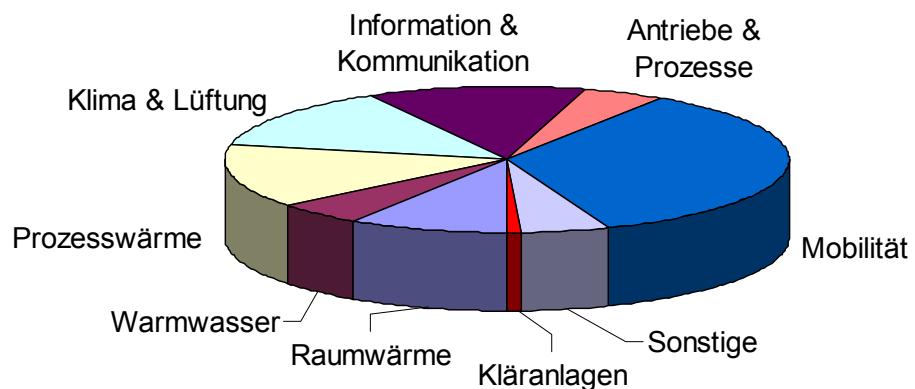


Abb. 38: Anteil des Stromverbrauchs der Abwassereinigung (rot) in der Schweiz am Gesamt-Stromverbrauch. Daten aus (Müller et al., 2008) und (Prognos et al., 2008). Die ARAs verbrauchen zurzeit etwa 1% des Schweizer Stroms.

6. Szenarien

Vier unterschiedliche Schweizer Modellregionen werden in Bezug auf eine zukünftige, energieeffiziente Abwasserbehandlung erarbeitet und werden im Folgenden dargestellt. In einer kommenden Projektphase sollen Kooperationspartner zur Umsetzung von (Pilot-) Projekten zur anaeroben Behandlung kommunalen Abwassers ausfindig gemacht werden.



Abb. 39. Mögliche geografische Regionen zur Evaluation innovativer anaerober Abwasser-Behandlungsmodelle. Bilder: Wikipedia, Stadt Visp.

6.1 Stadt

Region „Stadt“ beschreibt eine grössere Stadt im Mittelland mit einem Anschlusswert > 50'000 EW. Das Abwasser ist ausgeglichen in Bezug auf chemische Zusammensetzung und Saisonalität. Der grösste Anteil stellt häusliches Abwasser mit einem geringen Anteil von Industrieabwasser dar. Die CSB Fracht ist im unteren Bereich angesiedelt, die Abwassertemperatur beträgt durchschnittlich 14 °C und ist im Jahresverlauf relativ

ausgeglichen. Eine Tagesdynamik ist bei der N- und C-Belastung zu erkennen. Aufgrund der vielen versiegelten Flächen kommt es bei stärkeren Niederschlägen zu grossen Regenwassereinträgen, neben dem üblichen Fremdwasseranteil. Da das Wasser aus dem Einzugsbereich von Seen und Karbonat-gepufferten Quellen stammt, ist der pH-Wert gut stabilisiert. Aufgrund der Grösse der Anlage lohnt sich jede Massnahme, die zu einer besseren Energiebilanz führt. Ein konkretes Beispiel ist die Stadt Zürich mit der ARA Werdhölzli. Die Anlage befindet sich in einem guten Modernisierungsstandard mit einer überdurchschnittlichen Reinigungsleistung. Die genauen Daten sind verfügbar und die Betreiber der ARA sind aufgeschlossen gegenüber Innovationen. Im Fall Werdhölzli wäre eine Optimierung in Richtung AB-System (Modell 5) die bestmögliche Lösung, da eine komplette Neuausrichtung zu einem anaeroben System wahrscheinlich zu komplex und zu teuer wäre. Wärmeenergienutzung aus dem Abwasser ist eine zusätzlich Option, welche hier seit 2007 genutzt wird, da sich ein Abnehmer in der Nähe befindet (Postzentrum Mülligen).

6.2 Land

Region „Land“ beschreibt eine ländliche Region im Schweizer Voralpengebiet, welche geprägt ist durch zahlreiche Viehbetriebe und kleinere milchverarbeitende Industriebetriebe. Durch die weitläufige Kanalisation werden leicht abbaubare Substanzen bereits im auf dem Weg zur ARA im Kanalisationsnetz abgebaut, was an einem geringen BSB:CSB Verhältnis erkennbar ist. Das Abwasser hat einen relativ tiefen pH Wert aufgrund der sauren Molkereiabwässer. Die typischen Tagesgänge sind schwach ausgebildet. Vielmehr kommt es durch die milchverarbeitenden Betriebe unregelmässig zu Stossbelastungen der organischen Fracht. Es besteht in der hügeligen Landschaft ein natürliches hydraulisches Gefälle, welches eventuell für eine energetische Nutzung und für Filtrationsvorgänge genutzt werden kann, in analoger Funktionsweise zu den aufkommenden Trinkwasserkraftwerken (Energie_Schweiz, 2004).

Konkretes Beispiel könnte die Region Hirzel (ZH) darstellen, welche geprägt ist durch kleine Ortschaften mit vielen Milchviehbetrieben. Die ARA Hirzel arbeitet nach dem SBR-Prinzip, welches prinzipiell auch anaerob betrieben werden kann. Es existieren jedoch noch keine Pilotstudien in diesem Bereich. Eine Pilot- bzw. Machbarkeitsstudie könnte interessante Ergebnisse liefern.

6.3 Tourismus

Region „Tourismus“ beschreibt eine alpine Tourismusregion im Einzugsbereich des Schweizerischen Hochgebirges. Es herrscht hohe Saisonalität in der Belegung der Hotels und Ferienwohnungen. Es gibt zwei Hauptsaisons jeweils im Sommer und Winter. Das vornehmlich häusliche Abwasser ist relativ kalt (häufig < 10 °C) und fällt sehr unregelmässig und stossweise an. Besonders zu Beginn der Wintersaison kann es zu grossen Instabilitäten der ARA durch saisonale Ammoniumpeaks kommen, welche durch die schlagartige Anreise der Besucher verursacht wird. Das Wasser aus dem kristallinen Einzugsgebiet (weite Teile der Zentralalpen, Graubünden, Wallis) ist nur gering pH-gepuffert, was Probleme beim Betrieb der ARA bereiten kann. Die Region hat sich aus Prestigegründen ökologischen und energiebewussten Grundsätzen verpflichtet.

Als konkretes Beispiel sehen wir hier beispielsweise die Region Goms, die sich „Energieregion Goms“ nennt, da sie sich einer nachhaltigen Bewirtschaftung der wertvollen Bergregion verpflichtet hat und damit wirbt (www.unternehmengoms.ch).

Für neu zu erstellenden Feriensiedlungen wäre eine von Beginn an konzipiertes Trennsystem zu prüfen, um mehreren Gesichtspunkten gerecht zu werden. Ein Trennsystem ermöglicht einfaches und effizientes Nährstoffrecycling, was zusammen mit der Energieproduktion aus Abwasser dem ökologischen Prestige der Region zugute kommt. Zusätzlich wird durch ein Trennsystem der Eintrag von Fremd- und Oberflächenwasser weitgehend verhindert, was eine Grundvoraussetzung für eine effektive anaerobe Behandlung des Abwasserst darstellt. Zudem ist die Abwassertemperatur bei Ausschluss von kaltem Fremdwasser höher, was bei der anaeroben Behandlung generell zu besseren Reinigungsleistungen und höheren Gasproduktionen führt.

6.4 Industrie

Region „Industrie“ beschreibt eine Region, in der das kommunale Abwasser hauptsächlich aus Industriebrieben der chemisch/pharmazeutischen Industrie stammt. Das Abwasser ist oft stark belastet mit teils fremden und schwer abbaubaren Problemstoffen, sowie einer hohen Salzfracht (Sulfate). Einhaltung der Gewässerschutzziele hat die höchste Priorität. Die Werte an Ammonium und Phosphat sind gering.

Als ein Beispiel können wir uns hier die Gemeinde Visp vorstellen, in welcher 95 % der BSB₅-Fracht und 50 % der Abwassermenge vom ansässigen Chemiebetrieb stammen. Die Firma Lonza AG befindet sich geographisch in einer ökologisch sensiblen Bergregion der Schweiz. Sicherheit und Gewässerschutz sind sehr wichtig für das Ansehen der Firma in der Region. Die ARA von Visp wird von der Lonza AG betrieben und entspricht wegen dem geringen Anteil kommunalen Abwassers eher einer Industrieanlage. Für eine anaerobe Behandlung könnte das Abwasser aus mehreren Gesichtspunkten interessant sein. (1) Hoch mit organischen Stoffen belastetes Abwasser eignet sich prinzipiell gut für eine anaerobe Behandlung. (2) Für manche organischen Verunreinigungen kann eine anaerobe resp. anaerob-aerob-Behandlung zu besseren Abbauwerten führen als eine reine Aerobbehandlung. (3) Die bei der Gasverwertung entstehende Wärme kann gut als Prozesswärme im Industriebetrieb eingesetzt werden. Eine Pilotierung wäre nach Abklärungen der Eignung des Abwassers vorstellbar.

6.5 Entscheidungskriterien für Erneuerung der Infrastruktur

Wie in Tabelle 6 ersichtlich wird, haben unterschiedliche Regionen sehr verschiedene Interessen und Vorgaben in Bezug auf eine zeitgemäße Abwasserreinigung. Zum einen sind es natürliche, physikalische Vorgaben, wie eine geringe Abwassertemperatur in Bergregionen, andererseits sind es Prestige und Kostenfragen, welche zukünftige Abwasserreinigungs-Strategien betreffen.

Tabelle 6: Entscheidungsmatrix für Energie-, Kosten und gewässerrelevante Aspekte der Abwasserreinigung in den verschiedenen Modellregionen.

Merkmal	Stadt	Land	Tourismus	Industrie
Einhaltung der Gewässer-schutzziele	+	O	O	+
Hauptinteresse ist Energieop-timierung	+	O	+ (teilw.)	-
Saisonalität des Abwassers	-	O	+	-
Abwasser-Temperatur	O	O	-	+
Umwelt-Prestige der Region wichtig	-	-	+	O
Kosten für neue Infrastruktur	+	+	O	-
Nutzung von Abwärme mög-lich	+	-	O	+

- gering/unwichtig, O = mittel, + hoch/wichtig

6.6 Analyse der Merkmale

Wie die Matrix zeigt, sind in den verschiedenen Regionen die gegebenen Voraussetzungen und Ansprüche an eine nachhaltige Abwassereinigung sehr verschieden. Es muss im Einzelfall geprüft werden, ob eine andere Möglichkeit als die derzeitige konventionelle Art der Abwasserbehandlung eine sinnvolle Lösung darstellen könnte. Dies hängt nicht nur von der technischen Machbarkeit ab, sondern von vielen Faktoren, wie das finanzielle Budget, Nutzbarkeit der Abwärme und Prestige der Region. Auf jeden Fall sollte die Möglichkeit einer energieeffizienten anaeroben Behandlung geprüft und gegebenenfalls pilotiert werden. Es gibt praktisch keine Vergleichsanlagen weltweit, die genau mit den Gegebenheiten und Ansprüchen der jeweiligen Schweizer Regionen übereinstimmen, weshalb Forschungs- und Pilotstudien unabdingbar sind.

6.7 Schlussfolgerungen und Ausblick

- Die anaerobe Abwasserbehandlung in der Schweiz ist grenzwertig in Bezug auf die Konzentration organischer Inhaltsstoffe. Nach Aussage von Experten lohnt sich die Anaerobbehandlung erst ab einer organischen Belastung von 300 mg/l CSB (Cakir 2005). Das durchschnittliche Schweizer Roh-Abwasser liegt nur knapp über dieser Konzentration, bei hohem Fremd- und Regenwassereintrag liegt die Konzentration beim Eintreffen in der ARA darunter. Als Konsequenz für eine zukünftige anaerobe Behandlung müsste der Fremd- und Regenwassereintrag deutlich gesenkt werden, um eine höhere energetische Effizienz zu erreichen.

- Es gibt leistungsfähige anaerobe Behandlungs-Systeme, die einen Grossteil der organischen Substanz von kommunalem Abwasser zu Energie lieferndem Methan im Laborversuch umsetzen. Grosstechnische Anlagen sind im Bereich Industrieabwässer, wo der energetische Vorteil klar ersichtlich ist, bereits etabliert. Im kommunalen Bereich gibt es jedoch noch keine Grossanlagen. Entscheidend bei einer kommunalen anaeroben Behandlung ist die elektrische Leistungsaufnahme der Systeme, da die Energie im Abwasser sehr begrenzt und im Gegensatz zu Industrieabwässern gering ist.

- Es gibt in modernen ARAs heutzutage keine ausschliesslich aerobe Behandlung von kommunalem Abwasser mehr. Der Anteil des organischen Kohlenstoffs, der anaerob abgebaut wird, kann in den verschiedenen Anlagen jedoch variieren. Je mehr Substanz in der anaeroben Linie abgebaut wird, desto höher ist der Methanertrag. Das heisst jedoch nicht, dass zwangsläufig der elektrische Netto-Energieertrag höher ist.

- Hauptproblem der anaeroben Behandlung in der Schweiz ist nicht, - wie zunächst angenommen, die relativ tiefe Abwassertemperatur, sondern Methan-Emissionen durch gelöstes Methan im Ablauf, sog. „Methanschlupf“, welche extrem klimaschädlich sind, falls sie in die Atmosphäre gelangen. Das gelöste Methan im Ablauf muss auf jeden Fall energieaufwändig zurückgewonnen oder biologisch abgebaut werden. Wird das gelöste Methan nicht zurückgewonnen, gehen ca. 20-30 % des Methans verloren.

- Es gibt bereits konventionelle Verfahren in der Abwasserreinigung, die in Bezug auf Energiebilanz und Reinigungsleistung einer anaeroben Behandlung gleich kommen. Die Optimierung der klassischen Behandlung kann mit relativ geringem Infrastruktur- und Kostenaufwand bewerkstelligt werden. Der Methanertrag bei der optimierten klassischen ARA ist jedoch geringer (50 %) als bei den Modellen mit anaerober Behandlung.

- Nährstoffrecycling (P, N) ist im Zuge einer nachhaltigen Entwicklung ein immer bedeutenderer Gesichtspunkt. Aktuell findet Nährstoffrecycling in Schweizer ARAs noch kaum Anwendung. In zukünftigen Abwasserreinigungs-Systemen kann und soll das Recycling integriert werden, welches im Prinzip unabhängig davon ist, ob die Abwasserbehandlung aerob oder anaerob stattfindet.

- Sanitäre Trennsysteme sind ökologisch sinnvoll um Stoffkreisläufe zu schliessen und die Energie im Abwasser zu nutzen. Sie sind jedoch nur regional ausführbar, da sie kein Konzept für Städte darstellen in denen die Kanalisation auf Mischkanalisation beruht. Zudem genügen kleine sanitäre Trenn- und Reinigungssysteme meist nicht den Schweizer Qualitätsansprüchen der Gewässerschutzverordnung. Vakumanlagen erweisen sich als energetisch nicht vorteilhaft, besonders bei Kleinanlagen.

- In Zukunft sollen mehr Pilotanlagen für die Untersuchung und Optimierung der anaeroben Behandlung kommunaler Abwässer zur Verfügung stehen. Bisherige Laborstudien zeigen meist ein sehr optimistisches Bild, resp. es handelt sich um unbestätigte Idealwerte von Firmen. Das Zusammenspiel aller Komponenten einer anaeroben kommunalen ARA und deren Umweltbilanz (Stichwort Treibhausgas-Emissionen) ist noch kaum erforscht.

6.8 Zusammenfassung

In dieser wissenschaftlichen Studie wurde die Möglichkeit einer energieeffizienten anaeroben Abwasserbehandlung unter Schweizer Bedingungen untersucht und evaluiert. Im Abwasser ist reichlich Energie in Form von organischen Kohlenstoffverbindungen gespeichert, die zurzeit nur teilweise genutzt wird. Zudem enthält Abwasser wertvolle Nährstoffe, die rezykliert und sinnvoll in der Landwirtschaft eingesetzt werden könnten, anstatt sie aufwändig zu eliminieren, zu deponieren oder Gewässer damit zu belasten. Durch eine weitgehend anaerobe Behandlung von kommunalem Abwasser kann mehr Biomethan als erneuerbarer Energieträger gewonnen werden, als es bei herkömmlichen Anlagen mit Schlammfaulung der Fall ist. Neue Membrantechnologien eröffnen ebenso Möglichkeiten die Energieausbeuten zu steigern und zugleich die Ablaufqualität des Wassers zu verbessern.

Technische Machbarkeit: Die relativ niedrige Temperatur des Schweizer Abwassers (ca. 14 °C) scheint laut mehrerer Studien kein generelles Problem darzustellen. Auch bei tieferen Temperaturen funktioniert die Biologie der anaeroben Abwasserbehandlung noch zufriedenstellend, es wurden in Laborstudien die organischen Inhaltsstoffe innerhalb weniger Stunden bei einer Temperatur von 4-8 °C abgebaut. Der anaerobe Abbau ist jedoch bei Weitem nicht so effizient, wie der aerobe Abbau, weshalb das Ablaufprodukt des Anaerobreaktors nicht den Schweizer Gewässerschutzkriterien entspricht. Eine aerobe Nachbehandlung ist notwendig, was den technischen und energetischen Aufwand wiederum erhöht.

Emissionen bei der anaeroben Behandlung sind ein ernstzunehmendes Problem, da die gesamte Abwassermenge nach dem anaeroben Behandlungsschritt mit Methan gesättigt ist und noch andere flüchtige geruchsintensive Substanzen enthält (Fettsäuren, H₂S). Diese Substanzen müssen möglichst vollständig dem Wasser entzogen werden, bevor es in ein Gewässer eingeleitet werden kann. Emissionen von Treibhausgasen, insbesondere von Methan könnten weitaus klimaschädlicher sein, als es die Vorteile der Produktion erneuerbarer Energie aus Biomasse kompensieren könnte. Aus diesen Gründen ist eine aerobe Nachbehandlung zwingend erforderlich, was den technischen Aufwand erhöht und zum Verlust eines Teils des Methans führt (bis zu 30 %). Methan kann auch technisch durch Vakuum aus dem Wasser entfernt und verwertet werden, was jedoch den Energiebedarf der Vakuumbehandlung nicht wettmacht.

Die technischen Möglichkeiten für eine anaerobe Behandlung sind vorhanden, und sind im Bereich der industriellen Abwässer etabliert. Verschiedene Reaktortechnologien (UASB, ABR, UAF, MBR, ESGB, VRM etc.) stehen prinzipiell zur Verfügung. Membranbioreaktoren mit ihren Vorteilen sind im Kommen und werden bereits vielerorts in der aeroben Abwasserreinigung eingesetzt. Im Bereich der kommunalen anaeroben Abwasserreinigung gibt es jedoch noch kaum Studien. Im derzeitigen Entwicklungsstadium wird noch über Probleme wie „Membran-Fouling“ und Biofilmbildung berichtet, was darauf hindeutet, dass es noch eine gewisse Zeit braucht, bis sich diese neue Technologie voll etabliert hat.

Nährstoffrecycling aus Abwasser wird in Zukunft ein wichtiges Thema werden. Die anaerobe Behandlung an sich kann zum Recycling direkt nicht viel beitragen. Nährstoffrecycling aus dem Hauptabwasserstrom ist wegen der hohen Verdünnung technisch praktisch nicht machbar. Nährstoffe können aus Nebenströmen wie dem Presswasser aus der Schlammbehandlung und aus der Verbrennungsasche des Klärschlamm zurückgewonnen werden. Dies ist jedoch unabhängig von aeroben oder anaeroben Behandlung des Abwassers möglich. Recycling kann sich auch ökonomisch lohnen, wenn Nährstoffe aufgrund strenger Grenzwerte eliminiert werden müssen. Bei steigenden Rohstoffpreisen

lohnt es sich, das Produkt als Dünger zu verkaufen, anstatt es ohne ökologischen und ökonomischen Nutzen zu eliminieren.

Modelle: Es wurden verschiedene Modelle von anaeroben ARAs mit den Systemgrenzen vom Zulauf bis Ablauf entworfen und berechnet. Diese Modelle wurden untereinander und zusätzlich mit konventionellen ARAs verglichen. Es zeigte sich, dass der Unterschied in der Energiebilanz (Output zu Input) von anaeroben Modellen und energieoptimierten konventionellen ARAs gering ist. Der absolute Methanertrag ist bei den anaeroben Modellen jedoch signifikant höher als der Klärgasertrag bei klassischen ARAs, wird aber durch erhöhten Energieverbrauch an anderer Stelle bei den anaeroben Anlagen grösstenteils wieder aufgehoben. Klassische ARAs haben in den vergangenen Jahren punkto Energieeffizienz durch Optimierungsmassnahmen grosse Fortschritte erzielt.

Infrastruktur: Eine Umstellung einer ARA auf anaerobe Behandlung erfordert grössere Investitionen und Änderungen der Infrastruktur, je nach Art des Verfahrens. Bei anaeroben Membransystemen kann die vorhandene Infrastruktur teilweise verwendet werden. Hauptsächliche Veränderungen wären der Einbau von Membranelementen in die ehemalige Belebungsstufe, gasdichte Versiegelung des Reaktors sowie der Aufbau einer gasdicht geschlossenen aeroben Nachbehandlung mit Abluftreinigung. Im Falle von UASB-Typ Reaktoren müssten aufrecht stehende Türme als Reaktoren eingesetzt werden. Das hat den Vorteil dass keine neuen Flächen beansprucht werden. Bestehende Anlagenteile können weiterhin zur Vor- und Nachklärung resp. -behandlung in evtl. kleinerer Dimension verwendet werden.

Da diese Anpassungen zur anaeroben Behandlung grössere Investitionen erfordert, macht eine Anwendung im Bereich von kommunalem Abwasser vermutlich nur in Ausnahmefällen Sinn. Eine solche Ausnahme kann für kleine isolierte Siedlungen auch ein sanitäres Trennsystem darstellen, welches ökologisch sinnvoll sein kann, aber in Bezug auf Energieeffizienz nicht gut abschneidet, wenn es mit Vakuum betrieben wird. Generell sind anaerobe Trennsysteme nur bedingt mit kommunalen ARAs vergleichbar, da meist kein Produkt gemäss den Schweizerischen Gewässerschutzbestimmungen entsteht.

Energie aus Klärschlamm-Verbrennung ist ein weiterer interessanter energetischer Gesichtspunkt. Hier besteht noch ein erhebliches Energiepotential. Dieses Potential wurde jedoch bei unseren Berechnungen nicht mit einbezogen, da dieser Faktor sehr vom Standort abhängig ist, und das Thema Energie in Klärschlamm nicht Schwerpunkt der vorliegenden Studie war.

Regionen: Es wurde versucht, verschiedene Schweizer Regionen mit der anaeroben Behandlung von Abwasser zu assoziieren. Der zunächst als kritisch angesehene Faktor Abwassertemperatur hat sich zugunsten der Abwasserbelastung verschoben. Je konzentrierter das Abwasser, desto besser ist es für eine energieeffiziente anaerobe Abwasserbehandlung geeignet. Die lässt sich jedoch nicht direkt mit verschiedenen geografischen Regionen verbinden. Es stellte sich jedoch heraus, dass die verschiedenen Regionen unterschiedliche Ansprüche in Bezug auf eine zukünftige Abwasserreinigung aufweisen. Faktoren wie das Umweltprestige einer Region kann ausschlaggebend sein, wie eine Region politisch zu einer Art der Abwasserbehandlung steht, welche erneuerbare Energie produziert aber dadurch möglicherweise ökonomisch weniger profitabel ist.

6.9 Fazit

- Wenn konsequent Regen- und Fremdwassereinträge in ARAs vermindert werden, steigt folglich die Konzentration von organischen Inhaltsstoffen im Abwasser an, wodurch die anaerobe Behandlung konkurrenzfähiger wäre, als das heutzutage der Fall ist. Unterhalb eines bestimmten Grenzwerts der organischen Fracht, wird eine anaerobe Abwasserreinigung nicht rentabel betrieben werden können. Das durchschnittliche Schweizer Abwasser befindet sich nur knapp über diesem Grenzwert.
- Die Abwasserbehandlung von morgen sollte sich zudem bemühen, nicht nur die Energie im Abwasser, sondern auch Inhaltstoffe zu verwerten.
- Eine weitere Senkung des Energieverbrauchs der Anlagen ist notwendig um ARAs in Richtung energieneutral zu steuern. Das gilt sowohl für konventionelle ARAs als auch für anaerobe Modelle. Es gibt erfolgreiche Beispiele von Anlagen, welche bereits energieautark sind.
- Es braucht in Zukunft mehr Pilotanlagen für die Untersuchung und Optimierung der anaeroben Behandlung kommunaler Abwässer. Bisherige Laborstudien zeigen meist ein (zu) optimistisches Bild, besonders wenn es sich um Angaben von Firmen handelt.
- Das Zusammenspiel aller Komponenten einer anaeroben ARA und deren Umweltbilanz, (Stichwort Treibhausgasemissionen), ist noch kaum erforscht.

7. Literaturverzeichnis

- Abdel-Halim WS (2005) Anaerobic Municipal Wastewater Treatment. Dissertation Uni Hannover, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover Heft 133
- Abegglen C et al. (2009a) Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, BAFU, EAWAG, AWEL
- Abegglen C et al. (2009b) The fate of selected micropollutants in a single-house MBR. Water Research 43:2036-2046
- Akila G, Chandra TS (2007) Performance of an UASB reactor treating synthetic wastewater at low-temperature using cold-adapted seed slurry. Process Biochemistry 42:466-471
- Al-Shayah M, Mahmoud N (2008) Start-up of an UASB-septic tank for community on-site treatment of strong domestic sewage. Bioresource Technology 99:7758-7766
- Álvarez JA, Armstrong E, Gómez M, Soto M (2008) Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. Bioresource Technology 99:7051-7062
- Álvarez JA, Ruiz I, Gómez M, Presas J, Soto M (2006) Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. Bioresource Technology 97:1640-1649
- Amt-für-Umweltschutz (2005) Kennzahlen kommunale Abwasserreinigung. In: Departement des Intern KS (ed). Amt für Umweltschutz, Schwyz, pp 1-5
- ARA-Mellingen (2008) Geschäftsbericht Abwasserverband Region Mellingen. In:
- Bachmann A, Beard, V. L., and McCarty, P. L. (1985) Performance and characteristics of the anaerobic baffled reactor. Wat Res 23:1483-1490
- Baggenstoss M (2005) Einsatz von getauchten Membranen an den Beispielen der ARA Wädenswil und ARA Uerikon. VSA Publikation Nr. 567 <http://www.vsa.ch/>
- Bagi Z et al. (2007) Biotechnological intensification of biogas production. Applied Microbiology and Biotechnology 76:473–482
- Banik GC, Dague RR (1996) ASBR treatment of dilute wastewater at psychrophilic temperatures. In: Proceedings of the 69th Annual Water Environment Conference, Dallas, pp. 235–246
- Barber B (2009) Use of advanced anaerobic digestion of sewage sludge to increase renewable energy and reduce carbon footprint. In: Resource Recovery. Geological Society, London
- Barber WP, Stuckey DC (1999) The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review. Water Research 33:1559-1578
- Bischofsberger WD, N.; Rosenwinkel, K.-H.; Seyfried, C.F.; Böhnke, B. (2005) Anaerobtechnik, 2. vollst. überarb. Aufl. Springer Verlag, Berlin Heidelberg
- Bodík I, Herdová B, Drtil M (2002) The use of upflow anaerobic filter and AnSBR for wastewater treatment at ambient temperature. Water Research 36:1084-1088
- Bodkhe S (2008) Development of an improved anaerobic filter for municipal wastewater treatment. Bioresource Technology 99:222-226
- Boulouchos K, Casciaro C, Fröhlich K, Hellweg S, Leibundgut H, Spreng D (2008) Energiestrategie für die ETH Zürich. Herausgeber: ETH Zurich, Energy Science Center, 8092 Zurich.
- Bujalance L, Wichern, M., Netter, T., Paris, S., Bischof, F., Martinez, D., Horn, H. (2008) Increasing methane yield in municipal wastewater treatment at ambient temperature in a Vacuum An-aerobic Membrane Bioreactor (ANAMEM). In: IWA Conference „Design and operation of membrane plants for water, wastewater, industrial effluents”, Amsterdam 1.-2. Oktober 2008
- Caduff G (2007) Klärschlammtröcknung durch Abwärmennutzung am Beispiel der KVA Biel. GWA - Gas Wasser Abwasser Journal 6/2007:421 - 427
- Cakir FY, Stenstrom MK (2005) Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and an-aerobic wastewater treatment technology. Water Research 39:4197-4203
- Carrard M (2006) Abwasserreinigung: Die Gewässerqualität lässt sich noch verbessern. In: Dossier Wege des Wassers. BAFU, Bern
- Chen Y, Cheng JJ, Creamer KS (2008) Inhibition of anaerobic digestion process: A review. Bioresource Technology 99:4044-4064
- Cheng-Sun YJ (2002) Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review. Bioresource Technology 83:11-11

- Chu L-B, Yang F-L, Zhang X-W (2005) Anaerobic treatment of domestic wastewater in a membrane-coupled expanded granular sludge bed (EGSB) reactor under moderate to low temperature. *Process Biochemistry* 40:1063-1070
- Collins G, Woods A, McHugh S, Carton MW, O'Flaherty V (2003) Microbial community structure and methanogenic activity during start-up of psychrophilic anaerobic digesters treating synthetic industrial wastewaters. *FEMS Microbiology Ecology* 46:159-170
- Dogan I, Sanin FD Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method. *Water Research* In Press, Corrected Proof
- Doyle JD, Parsons SA (2002) Struvite formation, control and recovery. *Water Research* 36:3925-3940
- Drücker N (2004) Modellhafte Auslegung einer auf Stoffstromtrennung basierenden Abwasserverwertung für eine Hochhausapartementsiedlung in Seoul, Südkorea. In: Fachbereich Bauingenieurwissenschaften. Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg, Hamburg
- Duan Z, Mao S (2006) A thermodynamic model for calculating methane solubility, density and gas phase composition of methane-bearing aqueous fluids from 273 to 523 K and from 1 to 2000 bar. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70:3369-3386
- Elmitwalli T, Zeeman G, Lettinga G (2001) Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature *Water Science & Technology* 44:33-40
- Elmitwalli TA, Oahn KLT, Zeeman G, Lettinga G (2002a) Treatment of domestic sewage in a two-step anaerobic filter/anaerobic hybrid system at low temperature. *Water Research* 36:2225-2232
- Elmitwalli TA, Otterpohl R (2007) Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Water Research* 41:1379-1387
- Elmitwalli TA, van Lier J, Zeeman G, Lettinga G (2002b) Treatment of domestic sewage at low temperature in a two-anaerobic step system followed by a trickling filter. *Water Science and Technology* 48:199-206
- Energie_Schweiz (2004) Ein Modell mit Signalwirkung: Strom aus Trinkwasser. Energielnnovation Nr. 60d, Re-edition Juni 2004
- EnG (1998) Energiegesetz (EnG) vom 26. Juni 1998 (Stand am 1. Januar 2009) Die Bundesversammlung der Schweizerischen Eidgenossenschaft
- EnV (2007) Energieverordnung Vernehmllassungsentwurf vom 27. Juni 2007 (EnV). Der Schweizerische Bundesrat
- Evans T (2009) Stripping N and P for Recycling, Recovering ammonium and struvite fertilizers from digested sludge dewatering liquors. In: Resource Recovery Conference 2009, Geological Society. Geological Society, London
- Fawehinmi F, Lens, P., Stephenson, T., Rogalla, F. and Jefferson, B. (2004) The influence of operating conditions on extracellular polymeric substances (EPS), soluble microbial products (SMP) and bio-fouling in anaerobic membrane bioreactors. In: Proc. IWA Water Environment Membrane Technology [WEMT 2004], 7-10th June, Seoul, South Korea, pp 469-477
- Fitzke B, Vogelpohl, A., Geissen, S (2003) Ein anaerob betriebener Membranbioreaktor zur vollständigen Kohlenstoffelimination aus schwach belasteten Abwässern. *Chemie Ingenieur Technik* 75: 447 - 450
- Forrest AL, Fattah KP, Mavinic DS, Koch FA (2008) Optimizing Struvite Production for Phosphate Recovery in WWTP. *Journal of Environmental Engineering* 134:395-402
- Fux C, Boehler M, Huber P, Brunner I, Siegrist H (2002) Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *Journal of Biotechnology* 99:295-306
- Garcia NM, Soarez A, Pidou M, Lester JN, Judd S, Jefferson B (2008) Modelling the energy requirements in aerobic and anaerobic MBRs. In: School of Water Sciences, Cranfield University, Cranfield, Bedfordshire MK43 0AL, UK
- GIGER W et al. (2002) NEUE VERUNREINIGUNGEN IN ABWASSER UND GEWÄSSERN. Bulletin der RTH Zürich Nr. 289. Mai 2003:46-49
- Goncalves RF, de Araujo VL, Chernicharo CAL (1998) Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment. *Water Science and Technology* 38:189-195
- Haberkern B, Maier W, Schneider U (2008) Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. In: Umweltbundesamt (ed). Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, Berlin, pp 1-226
- Huber-Technology www.huber.de HUBER SE, Industriepark Erasbach, D-92334 Berching. In:
- Jefferson B (2009) Sewage works of the future: Energy drain or energy gain? In: Resource Recovery Conference 2009, London. Geological Society, London
- Jeison D, Plugge CM, Pereira A, Lier JBv (2009) Effects of the acidogenic biomass on the performance of an anaerobic membrane bioreactor for wastewater treatment. *Bioresource Technology* 100:1951-1956

- Jeison D, Van Lier JB (2008a) Anaerobic wastewater treatment and membrane filtration: a one night stand or a sustainable relationship? *Water Science and Technology* 57:527-532
- Jeison D, van Lier JB (2008b) Feasibility of thermophilic anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment. *Desalination* 231:227-235
- Jordi B (2006) Die Gewässerqualität lässt sich noch verbessern. In: Umwelt 04/06, Dossier Wege des Wassers, p. 13-16. BAFU, Bern
- Kashyap DR, Dadhich KS, Sharma SK (2003) Biomethanation under psychrophilic conditions: a review. *Bioresource Technology* 87:147-153
- Kayawake E, Narukami Y, Yamagata M (1991) ANAEROBIC-DIGESTION BY A CERAMIC MEMBRANE ENCLOSED REACTOR. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 71:122-125
- Kernen M, Müller EA (2006) Erneuerbare Energien in der Schweiz: Potenzial (ARA, KVA, WV) und politische Weichenstellungen. *GWA - Gas Wasser Abwasser* 3/2006:179 - 185
- Kian OT (2008) WWA Editors Note: Operating experience with MBRs in municipal and industrial applications. In: *Water & Wastewater Asia*, September/October 2008, Singapore, pp 34-39
- Kind E (2009) Klärschlamm – ein erneuerbarer Energieträger. *GWA - Gas Wasser Abwasser Journal*, 06/2009:461 - 467
- Krause S (2005) Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen, Schriftenreihe WAR 166, Darmstadt 2005. ISBN 3-932518-62-4
- Lange J, Otterpohl R (2000) Abwasser. Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft. Mall-Beton-Verlag, Donaueschingen-Pföhren, p 209
- Larsen TA, Lienert, J. (2007) Novaquatis Abschlussbericht. NoMix – Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. Eawag, 8600 Dübendorf, Schweiz
- Lesjean B, Huisjes EH (2007) Survey of European MBR market, trends and perspectives. In: IWA 4th International Membrane Technologies Conference, 15 - 17 May 2007, Harrogate, UK
- Lettinga G, Rebac S, Zeeman G (2001) Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends in Biotechnology* 19:363-370
- Lettinga G, van Velsen, A. F. M., Hobma, S. W., De Zeeuw, W., Klapwijk, A. (1980) Use of the upflow sludge blanket reactor concept for biological waste water treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotech & Bioeng* 22:699-734
- Lew B, Tarre S, Beliavski M, C D, M G (2007) Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment. In: 4th IWA Conference on membranes for water and wastewater treatment, 15-17 May 2007 Harrogate (United Kingdom)
- Lew B, Tarre S, Beliavski M, Dosoretz C, Green M (2009) Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment. *Desalination* 243:251-257
- Manser R (2008) Biologische Abwasserreinigung im Wandel: Gestern, heute, morgen. In. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, VSA Tagung 2008
- Marti N, Bouzas A, Seco A, Ferrer J (2008) Struvite precipitation assessment in anaerobic digestion processes. *Chemical Engineering Journal* 141:67-74
- McAdam EJ, Judd SJ, Cartmell E, Jefferson B (2007) Influence of substrate on fouling in anoxic immersed membrane bioreactors. *Water Research* 41:3859-3867
- Meng F, Chae S-R, Drews A, Kraume M, Shin H-S, Yang F (2009) Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Research* 43:1489-1512
- Müller EA, Kobel B, Schmid F (2008) Handbuch Energie in ARA. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), Glattbrugg
- Müller EA, Thommen, R., Stähli, P. (1994) Energie in ARA. Handbuch. Bundesamt für Konjunkturfragen, Bern
- Nachaiyasit S, Stuckey DC (1997a) The effect of shock loads on the performance of an anaerobic baffled reactor (ABR). 1. Step changes in feed concentration at constant retention time. *Water Research* 31:2737-2746
- Nachaiyasit S, Stuckey DC (1997b) The effect of shock loads on the performance of an anaerobic baffled reactor (ABR). 2. Step and transient hydraulic shocks at constant feed strength. *Water Research* 31:2747-2754
- Oldenburg M, Albold A, Wendland C, Otterpohl R (2008) Erfahrungen aus dem Betrieb eines neuen Sanitärsystems über einen Zeitraum von acht Jahren. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 55:1100-1105
- Oldenburg M, Bastian A, Londong J, Niederste-Hollenberg J (2003) Neue Abwassertechnik am Beispiel der Lambertsmühle. *gwf Wasser Abwasser* 10:S.660-665
- Otterpohl R, Oldenburg M (1998) Separate Behandlung von Toilettenabwasser durch ein Vakuumsystem und gemeinsamer Vergärung mit Bioabfällen - ein Weg zur integrierten Siedlungstechnik. In: Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft TU München, München, pp p. 85-103

- Otterpohl R, Oldenburg, M., Büttner, S. (1999) Alternative Entwässerungskonzepte zum Stoffstrommanagement,. Korrespondenz Abwasser 46/2:204-212
- Parawira W, Murto M, Read JS, Mattiasson B (2005) Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. *Process Biochemistry* 40:2945-2952
- Parsons SA, Wall F, Doyle J, Oldring K, Churchley J (2001) Assessing the Potential for struvite recovery at sewage treatment works. *Environmental Technology* 22:1279-1286
- Pastor L, Mangin D, Barat R, Seco A (2008) A pilot-scale study of struvite precipitation in a stirred tank reactor: Conditions influencing the process. *Bioresource Technology* 99:6285-6291
- Peter-Fröhlich A, Bonhomme A, Oldenburg M (2007) Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater (SCST). In: Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin, pp www.kompetenz-wasser.de
- Pinnekamp J (2008) Energieperspektiven für die Kläranlagen der Zukunft. In: Fachtagung der VSA-Kommission "Energie", 19. Nov. 2008, Olten
- Prognos, Infras, CEPE, Basics (2008) Analyse des schweizerischen Energieverbrauchs 2000 - 2006 nach Verwendungszwecken, Bundesamt für Energie BFE, Bern. In:
- Roman HJ, Burgess JE, Pletschke BI (2006) Enzyme treatment to decrease solids and improve digestion of primary sewage sludge. *African Journal of Biotechnology* 5:963-967
- Romano RT, Zhang R, Teter S, McGarvey JA (2009) The effect of enzyme addition on anaerobic digestion of Jose Tall Wheat Grass. *Bioresource Technology* 100:4564-4571
- Saddoud A, Ellouze M, Dhoubi A, Sayadi S (2007) Anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater in Tunisia. *Desalination* 207:205-215
- Schmid F (2006) Ökonomische Klärschlamm-Trocknung. Nutzung von erneuerbarer Energie. gwa 3/2006:195-201
- Serra MCC, Pessoa FLP, Palavra AMF (2006) Solubility of methane in water and in a medium for the cultivation of methanotrophs bacteria. *The Journal of Chemical Thermodynamics* 38:1629-1633
- Shu L, Schneider P, Jegatheesan V, Johnson J (2006) An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource Technology* 97:2211-2216
- Singh KS, Viraraghavan T (2001) Impact of temperature on performance, microbiological, and hydrodynamic aspects of UASB reactors treating municipal wastewater. In: 7th Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion, Merida, Mexico, pp 211-217
- StromVG (2007) Bundesgesetz über die Stromversorgung (Stromversorgungsgesetz, StromVG) vom 23. März 2007 (Stand am 1. Januar 2009). Der Schweizerische Bundesrat
- Trattersall J (2009) Sewage – Energy Liability or Asset? In: Resource Recovery. Geological Society, London
- van der Star WRL et al. (2007) Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Research* 41:4149-4163
- Vavilin VA, Fernandez B, Palatsi J, Flotats X (2008) Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Management* 28:939-951
- Wang Z, Wu Z, Yin X, Tian L (2008) Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (MBR) under sub-critical flux operation: Membrane foulant and gel layer characterization. *Journal of Membrane Science* 325:238-244
- Wellinger A, Kauffman R (1982) Psychrophilic methane generation from pig manure. *Process Biochemistry* Sept./Oct.:26-30
- Wendland C (2009) Anaerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse. In: Online Dissertationen TUHH, <http://doku.b.tu-harburg.de/volltexte/2009/553/>, Hamburg
- Wett B, Buchauer K, Fimml C (2007) Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems. In: Leading Edge Technology Conference, Singapore 2007
- Wett B, Dengg J (2001) Anpassung der Verbandskläranlage Achental - Inntal – Zillertal durch separate Trübwasserbehandlung. In: Umweltbundesamt B-W (ed). Institut für Wassergüte / TU-Wien, Wien, pp 1-21
- Wett B, Dengg J (2006) Verfahrens- und Betriebsoptimierungen am Beispiel der ARA-Strass. In: Wiener Mitteilungen. Institut für Wassergüte / TU-Wien, Wien, pp 1-36
- Wiegel J (1989) Temperature span for growth - Hypothesis and discussion. In: Workshop on Adaptation of Microorganisms to Extreme Environments, Groningen, Netherlands, pp 155-169
- Winkle S (1984) Die sanitären und ökologischen Zustände im alten Rom und die sich daraus ergebenden städte- und seuchenhygienischen Maßnahmen. Sonderdruck aus Hamburger Ärzteblatt Hefte 6 und 8

- Witthauer D, Stucky DC (1982) Laboratory studies on anaerobic processes to treat dilute organic waster in developing countries. Study by IRCWD, . In: IRCWD Study. EAWAG Duebendorf, Switzerland.
- Xie B, Liu H, Yan Y (2009) Improvement of the activity of anaerobic sludge by low-intensity ultrasound. *Journal of Environmental Management* 90:260-264
- YingYu A, FengLin Y, Benjamin B, FookSin W (2009) Municipal Wastewater Treatment Using a UASB Coupled with Cross-Flow Membrane Filtration. *Journal of Environmental Engineering* 135:86-91
- Yoshida H, Tokumoto H, Ishii K, Ishii R (2009) Efficient, high-speed methane fermentation for sewage sludge using subcritical water hydrolysis as pretreatment. *Bioresource Technology* 100:2933-2939
- Young JCaM, P. L. (1969) The Anaerobic Filter for Waste Treatment. *JWPCF - Journal of the Water Pollution Control Federation* 41:R160 - R173
- Yu H, Anderson GK (1996) Performance of a combined anaerobic reactor for municipal wastewater treatment at ambient temperature. *Resources, Conservation and Recycling* 17:259-271
- Zeeman G, Sutter K, Vens T, Koster M, Wellinger A (1988) Psychrophilic digestion of dairy cattle and pig manure: Start-up procedures of batch, fed-batch and CSTR-type digesters. *Biological Wastes* 26:15-31
- Zimmermann B, Krause S, Siembida B, Cornel P (2009) Enhanced cleaning process for MBR. In: Conference Proceedings MBR-Network workshop Berlin, 2009
- Zweifel H-R, Fischli O, Brauchli H, Herrmann P (2001) Solare Klärschlammtröcknung in der Praxis. Erfahrungen auf der ARA Glarnerland. *gwa* 7/2001:459-463