

Neue Verfahrenskombinationen mit dem Potential einer energieeffizienteren Abwasserbehandlung

Franz Bischof, Amberg; Harald Horn, München

EINLEITUNG

In Folge des Klimawandels ergeben sich neue Handlungsstrategien für die Bewältigung zukünftiger Aufgaben der Abwasserentsorgung und Abwasserreinigung. Die Folge für den regionalen Wasserhaushalt ist unter anderem, dass sich beispielsweise in weiten Teilen Deutschlands, insbesondere im Osten, die Problematik der Verfügbarkeit von Wasser im Sommer verstärken wird (Hattermann, 2008). Die Einsparung fossiler Energieträger, die Reduzierung des Energieaufwands, der Einsatz neuer leistungsfähiger Maschinen, die sich durch hohe Qualität und lange Lebensdauer auszeichnen und die Entwicklung neuer Verfahren treten verstärkt in den Blickpunkt ingenieurwissenschaftlicher Aufgabenstellungen, unter Beibehaltung der hohen Qualitätsansprüche bei der Reinigungsleistung. Die Einsparung von Ressourcen und Bereitstellung von Brauchwasser spielt darüber hinaus eine zentrale Rolle.

Die Aufgaben einer Kläranlage werden sich daher in der Zukunft abhängig von der Wasserverfügbarkeit in der betreffenden Region von denjenigen unterscheiden, die sie heute zu erfüllen hat. Es werden diese sein:

- Produktion von Wasser mit an die nachfolgende Wiederverwendung angepasster Qualität.
- Produktion von Energieträgern und Energie
- Produktion von Substanzen, die als Substrate für die Anwendung neuer Verfahren benötigt werden, um die Reinigungsaufgaben zu erfüllen.

In Folge von Neuentwicklungen auf dem Gebiet der Maschinenteknik sowie biotechnologischer Prozesse ergeben sich zahlreiche neue Ansätze, die ihre Vorteile stets dann vollständig in Einsatz bringen können, wenn

- Niederschlagswasser nicht mehr in Kombination mit häuslichen beziehungsweise kommunalem Abwasser behandelt wird, und/oder

- eine weitestgehende hydraulische Vergleichmäßigung des Zulaufs für die nachfolgenden Behandlungsschritte erfolgt.

Um diese Ziele erreichen zu können, werden Kläranlagen in der Zukunft technischer werden müssen. Einfache Bedienung und stabile Reinigungsqualität werden heutzutage sehr oft mit Hilfe großvolumiger Verfahren erkaufte. Kleinvolumige Verfahren, optimierte Steuerung und Regelungen sowie sich selbst kontrollierende und überwachende Maschinen werden zukünftig diese Aufgabe übernehmen können.

AUSGANGSPUNKT DER ÜBERLEGUNGEN

Eine zentrale Stellung nimmt bei den hier angestellten Überlegungen, die sich auf die Einsparung von Energie bzw. dessen Bereitstellung konzentrieren, die erweiterte anaerobe Behandlung von kommunalen Abwässern ein. Dabei wird der Tatsache Rechnung getragen, dass es sowohl im Bereich der Verfahrenstechnik für anaerobe Prozesse als auch beim Prozessverständnis selbst in den letzten Jahren deutliche Fortschritte gegeben hat. Zurzeit ist die Produktion von Biogas aus Primär- und Sekundärschlamm eine Möglichkeit, einen Teil der benötigten elektrischen Energie durch Verstromung des Klärgases zu gewinnen. Durch die starke Fixierung auf den organischen Kohlenstoff (CSB), der für die Denitrifikation benötigt wird, verstellt sich zum Teil der Blick auf das energetische Potenzial im kommunalen Abwasser.

Die Autoren sind sich darüber im Klaren, dass weder Abwasser noch Abfall eine nennenswerte Energiequelle in einer so hoch technisierten Gesellschaft wie Deutschland darstellen. Unabhängig davon sollten jedoch alle technologischen Möglichkeiten genutzt werden, den Energiebedarf für die Abwasserreinigung abzusenken bzw. ihn dort zu vermeiden, wo neue Verfahren neue Möglichkeiten aufzeigen könnten; darüber hinaus eine erhöhte Reinigungsstabilität mit geringerem Energieaufwand sicherzustellen.

Die ca. 10.200 Kläranlagen in Deutschland benötigen rund 4.400 GWh/a (ca. 0,7% des bundesweiten Stromverbrauchs). Das entspricht bei 126 Mio. angeschlossenen Einwohnerwerten einem spezifischen Verbrauch von 35 kWh/EW a, bzw. insgesamt 3 Mio. t CO₂-Äquivalenten (Haber Kern, 2008). 86% des Stromverbrauchs konzentriert sich dabei auf Anlagen größer 10.000 EW. Die spezifische Faulgasproduktion liegt

bei 8,54 m³/a (Haber Kern, 2008). Dieses Faulgas wird aus der Vergärung von durchschnittlich 29 kg/E*a Schlamm Trockenmasse aus Primär- und Sekundärschlamm gewonnen.

Es stellt sich die Frage, ob durch die direkte Vergärung des im Abwasser verfügbaren organischen Kohlenstoffs mehr Klärgas gewonnen werden könnte.

Pro Einwohner steht jedes Jahr auf den kommunalen Kläranlagen eine CSB-Fracht von rund 44 kg zur Verfügung. Darunter zum Teil viel besser abbaubare Kohlenstoffverbindungen wie im Sekundärschlamm und in größerer Menge. Eine direkte anaerobe Behandlung des Rohabwassers ist mit Hilfe der Membrantechnik vorstellbar, muss aber noch intensiv beforscht werden (Bujalance et. al., 2008) und wird abschließend nochmals diskutiert. Eine zurzeit technische, durchaus machbare Möglichkeit ist, durch Fällung und Flockung mit anschließender Feinsiebung einen Großteil der CSB Fracht direkt in den Faulprozess einzuschleusen. Konservativ geschätzt, würde das eine Klärgasmenge von 15 m³/E a ergeben – eine Verdoppelung des heute nutzbaren Energiepotentials - ohne die Restfaulgasmenge aus dem verbleibenden Sekundärschlamm berücksichtigt zu haben.

Die Kläranlage der Stadt Oslo betreibt seit 1995 eine vergleichbare Verfahrenskombination. Hintergrund waren erhöhte Anforderungen an die Abwasserreinigung und Platzmangel. Durch Vorfällung und Flockung können damit bis zu 65 % der organischen Schmutzfracht direkt in die Anaerobstufe gefahren werden. Zur Nitrifikation/Denitrifikation werden Biofilter eingesetzt. Als Kohlenstoffquelle dient Methanol (Sagberg et al., 2006).

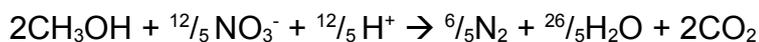
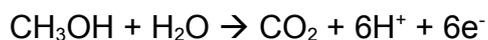
Für die Zukunft würde sich bei einer solchen Vorgehensweise jedoch sofort die Frage nach einer geeigneteren Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation stellen. Hier muss man technologisches Neuland betreten und das in der Anaerobstufe gewonnene Methan wiederum zur Denitrifikation einsetzen. Dazu sind zwei Wege bekannt, Methan als direkte Kohlenstoffquelle zu nutzen:



Der Einsatz von Methan als Kohlenstoffquelle hat einen entscheidenden Vorteil im Vergleich zu den heutzutage etablierten Verfahren: es kann stöchiometrisch dosiert

werden und ist im Vergleich zu einer vorgeschalteten klassischen Denitrifikation deutlich besser regelbar. Für die oben gezeigte Variante würden 3,6 m³/E*a an Klärgas benötigt. Bisher ist es aber noch nicht gelungen, den oben dargestellten Prozess stabil zu betreiben.

Im Vergleich dazu ist die zweite im Folgenden gezeigte Variante bereits erfolgreich getestet worden (siehe Tabelle 1). Dabei wird zunächst Methan mit Hilfe von Sauerstoff zu Methanol oxidiert und dann als klassische Kohlenstoffquelle verwendet.



Durch die notwendige Oxidation würden für diesen Schritt 7,2 m³/E*a Klärgas benötigt. Aber auch hier wäre die Verfahrenstechnik durch die klaren stöchiometrischen Verhältnisse regelungstechnisch gut handhabbar.

Tabelle 1: Zusammenstellung einiger Untersuchungen zur aeroben Methanoxidation gekoppelt mit Denitrifikation; r_N = volumenbezogene Nitratabbaurate

Versuchsaufbau	Medium	r_N mgN/(L·h)	Literatur
Wirbelschicht	Synthetisch	0,24	Rhee und Fuhs, 1978
Belebtschlamm	Deponiesickerwasser	2,5	Werner und Kayser, 1991
Tropfkörper	Deponiesickerwasser	6,3	Werner und Kayser, 1991
Wirbelbett (Sand)	Deponiesickerwasser	22,9	Werner und Kayser, 1991
Rohrreaktor mit Silikonkautschukmembran	Trinkwasser	1,8	Wisotzky und Bardtke, 1992
Batchreaktor (0,4 L)	Synthetisch	2,1	Thassalo et al., 1997
Batchreaktor (5 L)	Synthetisch	2,1	Houbron et al., 1999
Säule, verschiedene Aufwuchskörper	Leitungswasser	10,8	Rajapakse und Scutt, 1999

Im Folgenden werden mögliche verfahrenstechnische Varianten zusammengestellt und diskutiert, die den zugrunde liegenden Zielen und dem Schwerpunkt dieses Beitrags bei Zukunftsaufgaben der Abwasserbehandlung entsprechen.

NEUE VERFAHRENSKOMBINATIONEN

Primäre Maßnahmen am Zulauf des mechanisch grob gereinigten Rohabwassers stehen immer wieder in der Diskussion bei Kläranlagen, um die nachfolgende biologische Stufe kleiner dimensionieren und den Energieaufwand für Belüftung reduzieren zu können. Waren es in den 90er Jahren z.B. die Verfahrensvorschläge mit der Fällung von Kalk, so sind es in jüngerer Zeit Vorschläge, neu entwickelte Siebmaschinen mit Maschenweiten/Lochgrößen weit unterhalb von 1,0 mm in Einsatz zu bringen. Prinzipiell wären noch weitere Verfahren, wie beispielsweise die Flotation oder Zentrifugalbeschleuniger, wie Hydrozyklone für solche Einsätze theoretisch denkbar. Derartige Maßnahmen am Zulaufstrom einer Kläranlage bleiben nicht ohne Konsequenz für deren Betrieb. Das zu behandelnde Schlammvolumen erhöht sich stark (wünschenswerterweise in Hinblick auf Energiegewinnung), das Nährstoffverhältnis ändert sich und kann bei sehr starker Kohlenstoffentfrachtung bspw. dazu führen, dass eine Denitrifikation nicht mehr möglich ist (siehe vorstehende Erläuterungen).

Automatische Siebanlagen haben heutzutage bereits einen Stand erreicht, der es ermöglicht, im Mittel 30% des im Rohabwasser befindlichen CSB mechanisch zu entfernen (Bischof et al., 2006). Dies ist Ausgangsbasis für eine Anzahl verschiedener verfahrenstechnischer Möglichkeiten:

Variante 1-1:

Erhöhung der Biogasmenge - Denitrifikation mit Methan – Erhöhung der Reinigungsstabilität – Reduzierung der Energie für Belüftung

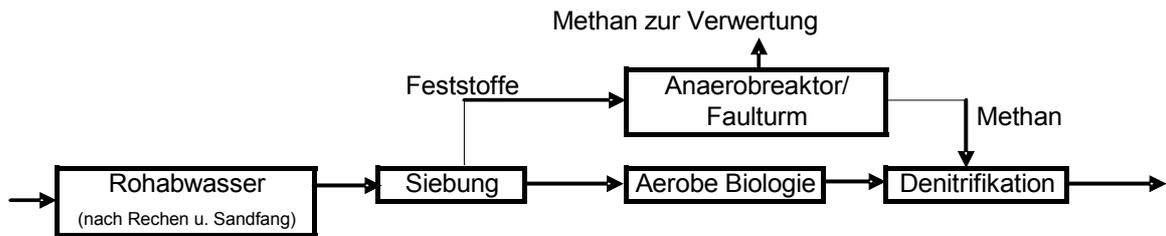


Abb.1: Einsatz der Siebung zur Erhöhung der Methanmenge und Denitrifikation mit Methan

Bei dieser in Abb. 1 dargestellten Variante bildet die Feinstsiegung (Maschenweite 1,0 – 0,2mm) des mechanisch vorbehandelten Rohabwassers (Entfernung Störstoffe und Sand) die Ausgangsbasis für alle nachfolgenden Schritte. Für die Realisierung stehen vollautomatisierte Anlagen zur Verfügung, die sowohl im Gerinne eingebaut als auch extern aufgebaut werden können; letztere werden dann mit Hilfe einer Pumpe beschickt. Sehr hohe hydraulische Durchsätze von bis zu 720m³/h mit nur einer Maschine werden heutzutage bereits angeboten.

Der CSB -Gehalt des Abwassers wird durch Feinstsiegung mit einem Maschengewebe von 0,2 mm um 20 - 30 % reduziert. Die Entnahme von abfiltrierbaren Feststoffen liegt zwischen 50 bis 70%. Kommen Fällungs- und/oder Flockungshilfsmittel zum Einsatz, so kann diese Rate in Abhängigkeit des Abwassers auf bis zu 70 % gesteigert werden (siehe Abb. 2).

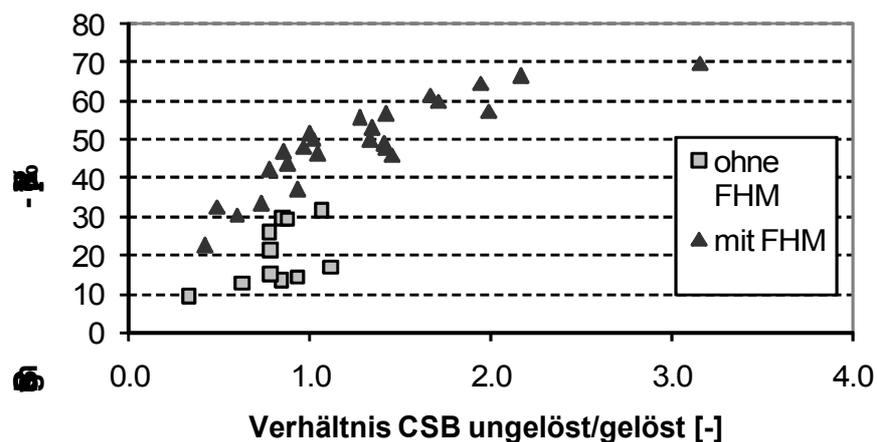


Abb.2: Entfernung von CSB aus Rohabwasser durch mechanische (Feinstsiegung ohne FHM) und mechanisch-chemische (Feinstsiegung mit FHM) Verfahren (nach Huber et al., 2005). FHM = Flockungshilfsmittel

Für den Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ erhöht sich der Wert bei Einsatz von Chemikalien auf bis zu 95%.

Bei Anwendung dieser verfahrenstechnischen Variante ergeben sich zahlreiche Vorteile:

- Deutliche Erhöhung der Kohlenstofffracht in den Faulturn
- Reduktion der für den Kohlenstoffabbau benötigten Sauerstoffmenge
- stöchiometrische Dosierung des notwendigen Kohlenstoffs für die Denitrifikation möglich und damit Sicherstellung hoher Reinigungsstabilität
- Verkleinerung von Anlagenteilen für die Behandlung des Abwassers
- keine zusätzliche Energie für Rezirkulation von Abwasser erforderlich
- Einsatz von biologischen Hochleistungsstufen für Nitrifikation und Denitrifikation aufgrund des weitestgehenden Fehlens von Trübstoffen empfehlenswert
- Entnahme von Phosphor bereits über die mechanische Trennstufe möglich

Die Umsetzung dieser verfahrenstechnischen Variante würde über dies hinaus eine Reihe technischer Innovationen hervorrufen, um das Methan vollständig in der Denitrifikationsstufe im stöchiometrisch notwendigen Verhältnis zu lösen. In Abhängigkeit des gewählten biologischen Verfahrens könnte beispielsweise die Denitrifikationsstufe selbst als Gaswaschverfahren für das Methan gestaltet werden, um in Abhängigkeit der Ausbaugröße der Kläranlage weitergehende Nutzungen für Methan zu ermöglichen. Denkbar wären auch technische Lösungen, bei denen mithilfe von Membranen das notwendige Methan in der biologischen Stufe eindiffundieren kann.

Ferner könnte eine derartige Variante die Bestrebungen zur Entwicklung von Fällungschemikalien intensivieren, um mithilfe auf biologischer Basis produzierter Chemikalien nochmals zusätzliche Wege in Richtung nachhaltiger Abwassertechnologien beschreiten zu können.

Als biologische Hochleistungsstufen könnten aufgrund der hohen Entnahme der Kohlenstofffracht beispielsweise die in den 90er Jahren intensiv diskutierten Biofilterverfahren erneut in den Mittelpunkt des wissenschaftlichen Interesses und in Einsatz für die praktische Anwendung gelangen.

Variante 1-2

Die mechanische Entnahme des Kohlenstoffs am Zulauf der Kläranlage erfolgt in diesem Fall durch eine Flotation, wobei sich die nachfolgenden Schritte nicht von Variante 1-1 unterscheiden.

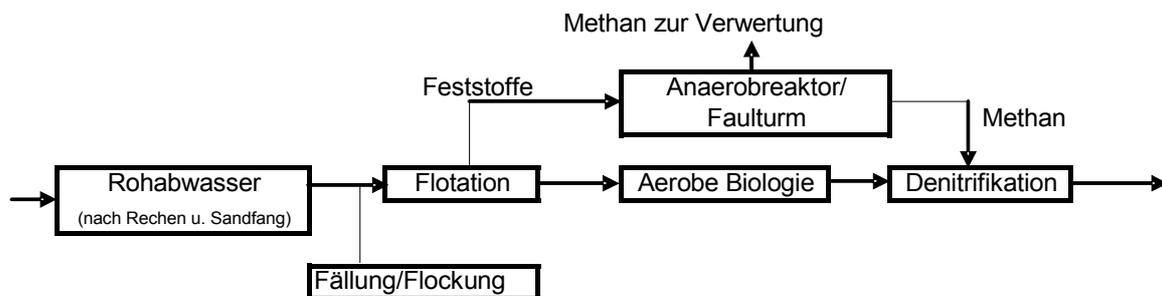


Abb. 3: Einsatz der Flotation mit Fällung/Flockung zur Erhöhung der Methanmenge und Denitrifikation mit Methan

Auf den ersten Blick scheinen sich bei Betrachtung dieser verfahrenstechnischen Variante keine Vorteile gegenüber Abbildung 1 zu ergeben. Im Gegenteil; wird doch der Energieaufwand durch Einsatz einer Flotation gegenüber der mechanischen Siebung zusätzlich erhöht. Dennoch kann diese Variante in Abhängigkeit der Ausbaugröße und der gewählten nachfolgenden biologischen Reinigungsstufe Vorteile aufweisen. Diese begründen sich zum einen in der Tatsache, dass die Entnahme von Flocken durch das Verfahren der Flotation scherkraftarmer stattfindet, als dies mit einem mechanischen Verfahren möglich wäre. Die Effizienz der Kohlenstoffentfrachtung am Zulauf einer Kläranlage ließe sich mit dieser verfahrenstechnischen Variante demzufolge zusätzlich steigern. Zum anderen, erfolgt durch den Eintrag von Luftblasen in der Flotationsstufe eine zusätzliche Anreicherung bzw. vollständige Sättigung des Abwassers mit Sauerstoff. Dieser Effekt kann vorteilhaft genutzt werden, wenn als nachfolgendes biologisches Verfahren beispielsweise ein flacher Tropfkörper eingesetzt wird, um damit die weiteren notwendigen biologischen Reinigungsprozesse durchzuführen. Der Vorteil, dass ein Tropfkörper keine zusätzliche Energie wie Druckluft-Belüftungssysteme benötigt, muss an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt werden; einfache technische Maßnahmen, wie die zusätzliche Belüftung des Tropfkörpers mit Hilfe eines relativ energiearmen Gebläses sind leicht umsetzbar. In der Zwischenzeit stehen Materialien für den Einbau in Tropfkörper zur Verfügung, die

weit höhere Umsatzraten ermöglichen, als dies in der Vergangenheit mit konventionellen Tropfkörpern möglich war.

Prinzipiell ist die Verwendung eines Tropfkörpers auch mit einer vorgeschalteten Siebung möglich. Ausschlaggebend für die entsprechende Entscheidung wird die Größenordnung der betrachteten Kläranlage sein.

Variante 1-3

Anstelle einer Denitrifikation wird die relativ hohe Ammoniumablaufkonzentration genutzt, um den Anammox-Prozess zu betreiben. Weitere Energieeinsparungen in der aeroben Biologie sind die Folge, da die Oxidation von Ammonium nur noch bis zum Nitrit erfolgen braucht. Um tatsächlich ausreichend hohe Ammoniumkonzentrationen für den Anammox-Prozess zu erreichen ist für diese Variante eine Trennkanalisation zwingende Voraussetzung.

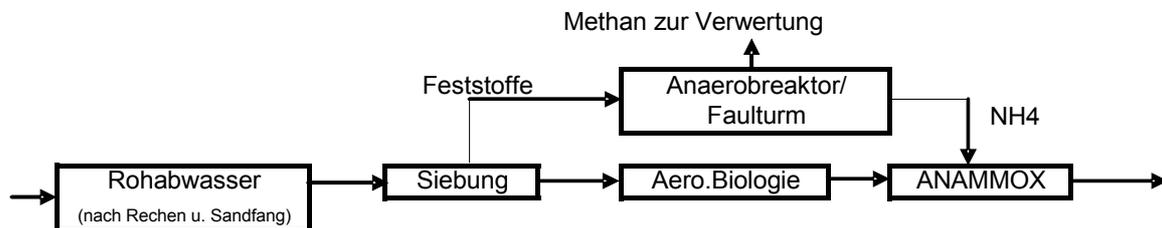


Abb. 4: Erhöhte Kohlenstofffracht zur Erhöhung der Methanmenge und weitergehende biologische Reinigung mit dem Anammox-Verfahren

Die Deammonifikation (auch Anammox-Verfahren genannt) wurde vor über 10 Jahren entdeckt und seitdem vorwiegend an Universitäten wissenschaftlich untersucht. Nur in wenigen Fällen kommt die Deammonifikation derzeit großtechnisch zum Einsatz, beispielsweise auf der Kläranlage Hattingen (Brockmann, 2006) oder der Sickerwasserbehandlung in Mechernich (Hippen, 2001). Entwickelt wurde das Verfahren ursprünglich zur Behandlung hochstickstoffhaltiger Abwässer $> 500 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^3$, wie sie während der Faulschlammbehandlung bei kommunalen Kläranlagen oder bei industriellem Abwasser auftreten können. Das Verfahren ist wirtschaftlich interessant, weil die Überschussschlammproduktion sehr gering ist, eine zusätzliche Koh-

lenstoffquelle zur Stickstoffentfernung wie bei der Denitrifikation nicht nötig ist und zudem Belüfterenergie eingespart werden kann (Van Loosdrecht et al., 2004; Wett, 2007). Wenn über die Einsatzmöglichkeiten der Deammonifikation bei zukünftigen Verfahren der kommunalen Abwasserreinigung nachgedacht wird, ist der Energiegewinn von Bedeutung, der dadurch entsteht, dass der organische Kohlenstoff nicht mehr zu Denitrifikation verwendet wird, sondern in einem anaeroben Verfahren fermentiert wird. Grundsätzlich kann dann etwa von einer maximalen Biogasproduktion von 395 L CH₄/kg_{abb}CSB ausgegangen werden. Letztendlich ist der erzielte Energiegewinn durch die anaerobe Vergärung mit den Kosten zu vergleichen, die durch die Betriebs- und Kapitalkosten im Zuge der Deammonifikation entstehen. Für die Stickstoffentfernung mit dem neuen Verfahren sind zusätzliche Reaktoren zu errichten und zu betreiben, in denen der zweistufige Prozess aus Nitrifikation und Anammox-Verfahren abläuft. In der ersten Stufe werden etwa 50% des anfallenden Stickstoffs bis zum Nitrit aufoxidiert. Dies kann beispielsweise mit Hilfe einer Temperaturregelung > 30°C oder über den pH-Wert in Kombination mit dem Sauerstoffgehalt gesteuert werden. In der zweiten Stufe werden die Anammox-Bakterien angereichert und wandeln dort den Nitrit- und Ammoniumstickstoff zu gasförmigem Stickstoff um. Hierbei sind maximale Umsatzraten von bis zu 2,5-3,5 kgN/(m³*d) bei Temperaturen zwischen 25-30°C möglich (Fux, 2003). Das Anammox-Verfahren kann nach einer Einfahrphase von mehreren Monaten dauerhaft installiert werden, wenn der pH-Wert bei 8 verbleibt, keine Hemmung durch Nitrit auftritt und die Biomassensedimentation sichergestellt werden kann.

Variante 2:

Anstelle der biologischen Umsetzung der abgetrennten Feststoffe gemeinsam mit dem Überschussschlamm, wie in den Varianten 1-1 bis 1-3 dargestellt, erfolgt im Anschluss an die Siebung eine Trocknung und Verbrennung.

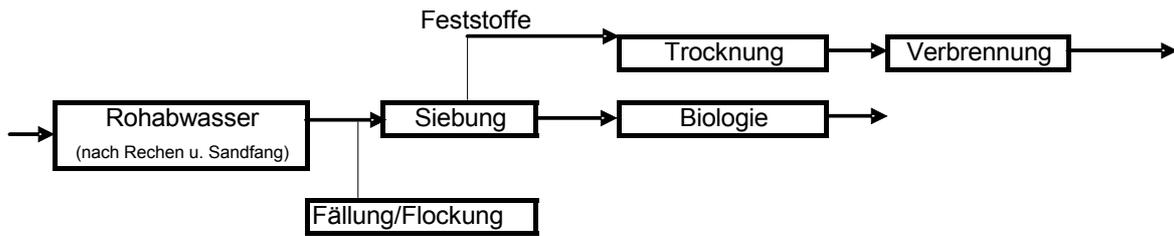


Abb. 5: Erhöhte Kohlenstoffentfrachtung mit anschließender Trocknung und Verbrennung zur Energiegewinnung

In Abhängigkeit der Anlagengröße und der gestellten Aufgaben an die Abwasserreinigung, stellt die in Abbildung 5 dargestellte Variante möglicherweise eine Alternative zur Produktion von Biogas dar und kann den Energieinhalt der Kohlenstoffverbindungen vollständig ausnutzen. Bei dieser Lösung würde der aus dem Rohabwasser entfernte Kohlenstoff gemeinsam mit dem produzierten Überschussschlamm entwässert, getrocknet und anschließend in einer dezentralen Verbrennung thermisch verwertet werden. Durch die Entwicklung von Mikrogasturbinen im Bereich von 100 kW würden sich neue Möglichkeiten der Stromproduktion ergeben und somit auch neue Möglichkeiten auf dem Gebiet der Abwasserreinigung anbieten (vgl. den Beitrag B. Eder in diesem Band). Die Bereitstellung des für die Biologie notwendigen Kohlenstoffs könnte durch Rückführung der Brüdenkondensate aus der Trocknung sowie alternativer Kohlenstoffquellen gesichert werden.

Variante 3

Im Vergleich zur energieintensiven, aeroben mikrobiologischen Oxidation vorhandener Schad- und Nährstoffe im Abwasser bieten anaerobe Prozesse den Vorteil der direkten Energierückgewinnung aus Abwasserinhaltsstoffen. Die Klärschlammproduktion dieser Prozesse ist außerdem deutlich geringer. Allerdings benötigen anaerobe Verfahren erhöhte Temperaturen, wodurch sich einige Vorteile relativieren, insbesondere dann, wenn nur geringe Kohlenstoffkonzentrationen im Abwasser vorliegen. Bisherige Untersuchungen zur anaeroben Abwasserbehandlung im kommunalen oder industriellen Bereich zeigen, dass die Elimination der organischen Fracht (CSB) besonders bei Abwasser mit geringeren CSB-Konzentrationen und/oder niedrigeren Temperaturen ($< 20^{\circ}\text{C}$) oft nur sehr ungünstige Ergebnisse hervorbringt. Ur-

sache hierfür ist, dass es trotz funktionierendem Anaerobprozess nicht gelingt, für eine ausreichende Entfernung des Methangases im Reaktor selbst zu sorgen. Sollte die Ausgasung des Methans unkontrolliert zu einem späteren Zeitpunkt z.B. im Vorfluter stattfinden, kann diese Technik dann nicht mehr das Attribut der Nachhaltigkeit für sich in Anspruch nehmen. Freigesetztes Methan (CH_4) hat ein um das 21-fache höhere Treibhauspotenzial als CO_2 .

Den genannten Problemen könnte mit Entwicklung eines anaeroben Membranverfahrens (ANAMEM) in vorteilhafter Weise begegnet werden, welches die Autoren gemeinsam mit der Hans Huber AG im Rahmen eines BMBF-Forschungsprojektes durchführen. Damit könnten sich in der Zukunft zahlreiche neue Anwendungen und Vorteile im Bereich der Nachrüstung oder der Neukonzeption von Kläranlagen ergeben (Bischof, 2007). Auch international ist das Interesse an dieser Thematik und der Entwicklung anaerober Reinigungsprozesse mit Hilfe von Membranverfahren gegeben (Jeison, 2007 und Stensel et.al. 2005)

Eine mögliche Integration eines anaeroben Membranverfahrens in einem Abwasserreinigungsprozess mit Entfernung der Nährstoffe ist in Abbildung 6 dargestellt

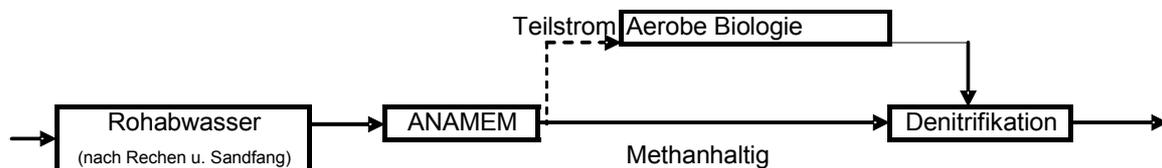


Abb. 6: Integration eines anaeroben Membranverfahrens mit weitergehender Abwasserreinigung

Das Verfahren ist so aufgebaut, dass in einem ersten Schritt die maximale Kohlenstofffracht anaerob in Biogas umgebaut werden kann. Voraussetzung hierfür sind Trennkanalisation sowie der Verzicht auf Vorklärung beziehungsweise Siebung. Ein Teilstrom des noch Ammonium enthaltenden Ablaufs kann einer leistungsfähigen Nitrifikation (Ablauf aus ANAMEM ist partikelfrei) zugeleitet werden. Als Kohlenstoffquellen für die Denitrifikation könnte sich das im Ablauf eines Anaerobreaktors gelöste Methan anbieten (siehe vorausgehende Erläuterungen). Einsparung von Belüfterenergie, eine gute Regelungsmöglichkeit, die Verkleinerung von Anlagenteilen sowie

ein nur noch reduzierter Anfall von Klärschlamm wären das Ergebnis dieser verfahrenstechnischen Variante.

ZUSAMMENFASSUNG

In Folge des Klimawandels werden sich in der Zukunft neue Herausforderungen und Aufgabenstellungen bezüglich des Umgangs und der Reinigung von Abwasser ergeben. Die Reduzierung des Energieaufwandes, die Produktion von Energie und die Bereitstellung wichtiger Ressourcen wie Wasser und Nährstoffe werden im Mittelpunkt zukünftiger Ingenieursaufgaben stehen müssen. In dem vorliegenden Beitrag werden eine Reihe von verfahrenstechnischen Varianten dargestellt und hinsichtlich ihrer Wirkung diskutiert, wie vermehrt Biogas auf Kläranlagen produziert werden kann. Einen wichtigen Schritt bei dieser Betrachtung stellt dabei die mechanische Abwasserreinigung mit Siebung und Flotation dar. Die Konsequenzen für weitergehende Reinigungsschritte wie Denitrifikation werden diskutiert und neue Möglichkeiten werden aufgezeigt. Eine Variante ist die Verwendung von Methan direkt, beziehungsweise über die Umsetzung zu Methanol, als Kohlenstoffquelle zur Denitrifikation.

Als weitere Möglichkeiten, deren Umsetzung noch weiter entfernt in der Zukunft liegen, wurden Trocknung und Verbrennung der aus dem Rohabwasser entfernten Feststoffe, sowie anaerobe Membranverfahren vorgestellt. Letztere beinhalten große Potenziale, da eine direkte Nutzung der im Rohabwasser enthaltenen Kohlenstoffquelle ermöglicht wird und der Ablauf als für die Bewässerung hygienisch unbedenklich eingestuft werden kann. Der Vorteil der in einem so behandelten Abwasser verbliebenen Stickstoff- und Phosphatfracht wird wohl erst mit zunehmender Phosphatverknappung vollständig zum Tragen kommen. Diese Variante ist dann nicht nur für den Weltmarkt interessant, sondern durchaus auch für den EU-Raum.

Eine wirtschaftliche Anwendung könnte sich durch den Einsatz von Membranen, wie sie heutzutage bereits in der aeroben Abwasserreinigung eingesetzt werden, ergeben, da durch die starke Aufkonzentrierung der anaeroben Biologie die Entwicklung von Hochleistungsreaktoren und der Betrieb bei niedrigeren Temperaturen ermöglicht wird.

LITERATUR

Bischof, F. (2007): Sustainability and Innovation – Challenges and Opportunities for Medium-Sized Enterprises, International Symposium “Water and Supply for All”, Garching, Proceedings, S.341-347

Bischof, F., Frommann, C., Reber, S., Branner, W. (2006): Neue Entwicklungen im Bereich von Rechen, Sieben sowie Rechen- und Siebgutpressen bei der Abwasserableitung und –behandlung, 78. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik– am 02. November 2006 in Darmstadt, Band 176

Brockmann, D. (2006): Modelling Nitrification and Deammonification in Biofilms: Sensitivity Analysis, Identifiability Analysis and Design of Experiments, Schriftenreihe des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Leibniz-Universität Hannover, Band 135.

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 an Vacuum Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR), eingereicht bei der IWA-Aquatech conference: design and operation of membrane plants for water, wastewater, industrial effluents, 1. - 2 October 2008, Amsterdam, The Netherlands.

Fux, C (2003): Biological Nitrogen Elimination from Ammonium-Rich Sludge Digester Liquids, Eawag Diss. ETH Nr. 15018.

Haberkern, B. (2008): Potenziale und mögliche Standards für Energieeffizienz auf Kläranlagen, Tagungsband, 41. Essener Tagung, Band 211, S. 6/1-6/13

Hattermann, F.F. (2008): Klimawandel und Wasserressourcen, Tagungsband, 41. Essener Tagung, Band 211, S. 1/1-1/12

Hippen, A. (2001): Einsatz der Deammonifikation zur Behandlung hoch stickstoffhaltiger Abwässer, Schriftenreihe des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Leibniz-Universität Hannover, Band 116.

Houbron, E., Torrijos, M., Capdeville, B. (1999): An alternative use of biogas applied at the water denitrification. Wat. Sci. Tech. 40 (8), 115-122.

Huber, H., Bischof, F., Köppl, S., Frommann, C. (2005): Maschinelle und verfahrenstechnische Methoden zur Abwasserreinigung, 32. Abwassertechnisches Seminar (ATS), Abwasserreinigung ohne Biologie?, 15. Juli 2005, Garching

Jeison, D., (2007): Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: Feasibility and potential applications. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands

Rajapakse, J.P., Scutt, J.E. (1999): Denitrification with natural gas and various new growth media. Wat. Res. 33 (18), 3723–3734.

Rhee, G.Y., Fuhs, G.W. (1978): Wastewater denitrification with one carbon compounds as energy source. *J. Water Pollut. Control Fed.* 50 (9), 2111-2119.

Sagberg, P., Ryrfors, P., Berg, K. G. (2006): 10 years of operation of an integrated nutrient removal treatment plant: ups and downs. Background and water treatment. *Water Science & Technology* 53(12), 83–90.

Stensel, D., Strand, S.E. (2005): Preliminary Investigation of an Anaerobic Membrane Separation Process for Treatment of Low-Strength Wastewaters, WERF Report (Project 00-CTS-10Ta) ISBN: 9781843397298

Thalasso, F., Vallecillo, A., Garcia-Encina, P., Fdz-Polanco, F. (1997): The use of methane as a sole carbon source for wastewater denitrification. *Wat. Res.* 31 (1), 55-60.

Van Loosdrecht, M. C. M., Hao, X., Jetten, M. S. M., Abma, W. (2004): Use of Anammox in urban wastewater treatment, *Wat. Sci. Tech.: Water Supply* 4(1), 87-94.

Werner, M., Kayser, R., (1991): Denitrification with biogas as external carbon source. *Wat. Sci. Tech.* 23 (4-6), 701-708.

Wett, B. (2007): Development and implementation of a robust deammonification process, *Wat. Sci. Tech.* 56(7), 81–88.

Wisotzky, R., Bardtke, D. (1992): Denitrifikation von Trinkwasser mit Methan als Elektronendonator. *gwf-Wasser, Abwasser* 133 (10), 550-556.

ANSCHRIFT DER AUTOREN

Franz Bischof

Hochschule Amberg-Weiden
Fakultät Maschinenbau/Umwelttechnik
Labor Angepasste Wassertechnologien
Kaiser-Wilhelm-Ring 23
92224 Amberg
f.bischof@haw-aw.de

Harald Horn

Institut für Wasser und Umwelt
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft
TU München
Am Coulombwall
85748 Garching
horn@bv.tum.de