



Abfallwirtschaft und -technik ist eine Ingenieurdisziplin, die sich, ähnlich wie die Medizin, mit schwierigen, ja, sogar unangenehmen Fragestellungen beschäftigt. Die Probleme sind oft nur durch unkonventionelle und vor allem interdisziplinäre Ansätze zu lösen. Gerade diese Rahmenbedingungen verleihen dieser Ingenieurdisziplin eine fesselnde Spannung.

Mehr als Müll

Abfallwirtschaft in Essen

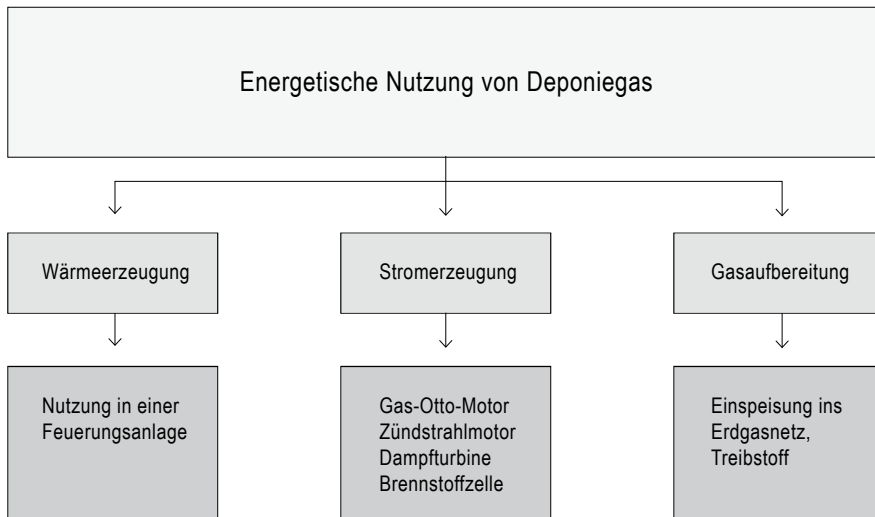
Von Martin Denecke, Christian Felske und Renatus Widmann

Abfall muss weg, ist wertlos, unhygienisch und stinkt. Die wissenschaftliche Auseinandersetzung mit dem Stoff, der ganz am Ende eines Produktlebenszyklus steht, dem keine Wertschätzung widerfährt, lohnt durchaus! Ein Rückblick auf unsere letzten Forschungsjahre zeigt, dass Abfallwirtschaft – besonders im Ruhrgebiet – notwendig, ja sogar wertschöpfend ist. Historisch und organisatorisch sind in Deutschland Abfallwirtschaftler meist dem Bauingenieurwesen zugeordnet, inhaltlich bewegen sie sich zwischen Ingenieur- und Naturwissenschaften.

Abfallwirtschaft in Essen

Abfallwirtschaft impliziert Kreislaufdenken, das im Kreislaufwirtschaftsgesetz seit 1996 ein rechtliches Fundament gefunden hat. Abfallwirtschaft ist ohne Abfalltechnik undenkbar, die Planung und technische Umsetzung ist eine klassische Ingenieuraufgabe. Dies war nicht immer so. Die historische Abfallwirtschaft war eher hygienisch und landwirtschaftlich motiviert. Im 5. Buch Moses ist folgende Anweisung niedergeschrieben: „*Und Du sollst einen Ort außerhalb des Lagers haben wohin Du gehst zur Notdurft*

der Natur. Und Du sollst ein Schöpflein am Gürtel tragen, und wenn Du gegessen bist, sollst du ringsum graben und mit Erde bedecken, was von dir gegangen, und wovon du erleichtert worden, und soll also dein Lager heilig sein und nichts unflätiges darin gesehen werden, auf dass der Herr dich nicht verlasse.“ Hier wird vor allem das ursächliche Hygieneprinzip und die Deponierung als Abfallbehandlungstechnik deutlich. Hinweise auf eine Nutzung werden hier nicht gegeben. Nicht deponierter organischer Abfall war trotzdem immer schon Rohstoff im Rahmen einer landwirtschaftlichen Kreislauf-



(1) Verfahren zur energetischen Deponiegasnutzung.

Quelle: Widmann, 2000

wirtschaft und ist es bis heute weltweit geblieben.

Die industrielle Revolution führte im Ruhrgebiet zu einer massiven Verdichtung der Bevölkerung, Siedlungsstruktur und Industrie mit einem völlig veränderten Spektrum an Abfallstoffen. Die Produktion von Nahrungsmitteln sowie die Entsorgung oder Verwertung der entsprechenden Reste wurden zunehmend geografisch entkoppelt. Die Böden vieler Nahrungsmittelproduzenten wie beispielsweise im mediterranen Raum verarmen organisch, während Ballungszentren Probleme mit einem Überangebot an organischen Abfällen aufweisen.

Organik in deponiertem Siedlungsabfall verursacht in Deponien folgende Probleme:

- Sickerwasser,
- Geruch,
- Gas und
- Setzungen.

Im Ruhrgebiet existieren eine Vielzahl von „klassischen“ Siedlungsabfalldeponien sowie einige industrielle Monodeponien wie zum Beispiel Halden. In Folge der Verdichtung und der wirtschaftlichen Aktivitäten war im Ruhrgebiet frühzeitig eine Triebfeder zur Entwicklung von entsprechenden Entsorgungstechniken gegeben. Eine der ersten deutschen Müllverbrennungsanlagen stand in Essen; zahlreiche

Techniken zur Behandlung von Abwässern und Schlämmen wurden im Ruhrgebiet entwickelt.

Der Fokus der hiesigen Abfallwirtschaft liegt auf der biologischen Abfallbehandlung und den thematisch damit zusammenhängenden Randgebieten sowie der vorsorgen den Abfallwirtschaft.

Organische Abfälle können aerob (mit Sauerstoff) oder anaerob (ohne Sauerstoff) behandelt werden. Die aerobe Behandlung (Kompostierung) ist eine relativ einfache verlässliche Technik, die sich zur Behandlung organischer Abfälle gut eignet. Anaerobverfahren (Faulung) haben den Vorteil der Energieerzeugung durch das entstehende Biogas. Gleichwohl gibt es bei Biogasanlagen noch Forschungsbedarf. So existieren zurzeit keine Sensoren, die den biologischen Zustand des Reaktors (Faulraum) zeitnah widerspiegeln. Die Biogastechnologie besitzt ein bedeutendes Wachstumspotenzial, da die Reststoffbehandlung mit der Erzeugung von Energie und Kompost zur Bodenverbesserung gekoppelt ist. In Ballungszentren machen Biogasanlagen zur Behandlung organischer Abfälle doppelt Sinn. Sie eignen sich besonders für die Behandlung der dort anfallenden sehr wasserhaltigen organischen Abfälle. Durch ihre geschlossene Bauweise und die Verbrennung des

geruchsintensiven Biogases werden Geruchsbelästigungen weitgehend vermieden. Im Ruhrgebiet sind einige Biogasanlagen entwickelt und installiert worden; nun ist es an der Zeit, Regelstrategien hierfür zu entwickeln.

Nachfolgend wird an den drei Themen

- biologischer Abbau von Deponiegasen,
 - Essigsäure zur Steuerung von Biogasanlagen,
 - spezielle Probleme der Schlamm- und Abwasserbehandlung
- die Problemstellung, Vorgehensweise und Lösung vorgestellt.

Biologischer Abbau von Deponiegasen

Die Deponierung ist, weltweit betrachtet, das gängigste Entsorgungsverfahren für Abfälle, deren weitere Behandlung und Verwertung weder wirtschaftlich noch technisch durchführbar ist. Etwa 90 bis 95 Prozent der weltweit erzeugten Abfälle werden zurzeit auf Deponien abgelagert. Die auf Siedlungsabfalldeponien abgelagerten Abfälle bestehen aus einem Gemisch von organischen und anorganischen Feststoffen, die mit verschiedenen Wassergehalten inhomogen im Deponiekörper verteilt sind. Je nach Zusammensetzung, Wassergehalt und Verdichtung der Abfälle kommt es zu aeroben und anaeroben biologischen Umsetzungsprozessen. Beim biologischen Abbau organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen entsteht Deponiegas, das zu etwa gleichen Teilen aus Methan und Kohlendioxid besteht. Die genaue Zusammensetzung des Deponiegases hängt vom Alter der Deponie und der Zusammensetzung der Abfallstoffe ab. Problematisch ist vor allem das Methan, das zum einen klimawirksam und zum anderen – in bestimmten Konzentrationen – auch explosiv ist.

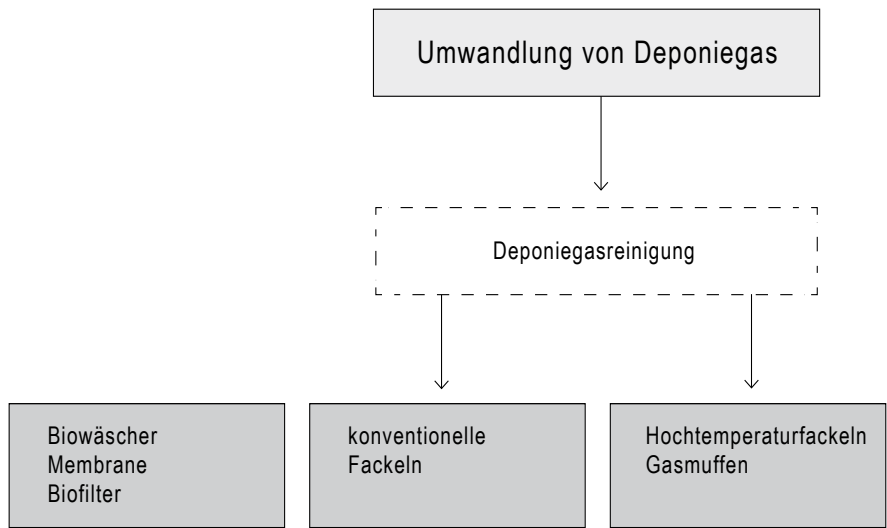
Die Klimawirksamkeit eines Stoffes wird anhand seines Treibhauspotenzials (Global Warming Potential, GWP), festgelegt. Methan

hat dabei eine atmosphärische Verweilzeit von etwa 12±3 Jahren. Für einen Zeithorizont von 20 Jahren besitzt Methan ein 56fach höheres GWP als Kohlendioxid. Verlängert sich der betrachtete Zeitraum auf 100 bzw. 500 Jahre, so sinkt das GWP auf den 21- bzw. 6,5fachen Wert im Vergleich zu Kohlendioxid. Methan entsteht überall dort, wo Organik ohne Sauerstoff biologisch abgebaut wird, so etwa im Verdauungstrakt von Wiederkäuern und Insekten, in Deponien, Reisfeldern oder in der Tundra. Deponien stellen weltweit eine der Hauptemissionsquellen für Methan dar. Deshalb stehen Fassung und Behandlung von Deponiegas im Vordergrund der Deponietechnik.

Entgasungssysteme von Siedlungsabfalldéponien

Entgasungssysteme von Deponien dienen der Erfassung und Ableitung aller gasförmigen Emissionen einer Deponie. Die vollständige Erfassung ist technisch nicht realisierbar, da anfangs schon beim Einbau der Abfälle Gase entweichen. Später, wenn die Deponie durch Abdichtungssysteme gesichert ist, gelangen immer noch (kleine) Mengen Deponiegas nach außen.

Einrichtungen zur Entgasung müssen zahlreichen sicherheitstechnischen Gesichtspunkten genügen. Direkte Gefahren sind durch Erstickung, Verpuffung und Explosion gegeben, Belästigungen ergeben sich durch Gerüche. Manchmal können die Gaskonzentrationen an der Deponieoberfläche so hoch sein, dass es zu Pflanzenschädigungen kommt. Das Rohrsystem muss auf Grund des Kondensatwassers stets entwässerbar sein. Der Eintritt von Sauerstoff stört den anaeroben Abbau in der Deponie und kann zu explosiven Gemischen führen. Deshalb muss das System vor Lufteinbrüchen geschützt werden. Das Material der Entgasungssysteme muss den zu erwartenden chemischen, physikalischen und biologischen Belastungen dauerhaft standhalten. Physikalische



(2) Möglichkeiten der Deponiegasumwandlung.
Quelle: Felske 2003

Belastungen ergeben sich durch Auflasten in Verbindung mit hohen Temperaturen im Deponiekörper (bis zu 80°C). Chemische Angriffe sind aus den Gas- und Sickerwasserinhaltsstoffen sowie den sehr aggressiven Kondenswässern der Deponiegase zu erwarten. Biologische Belastungen erfolgen durch die im Deponiekörper auftretenden Mikroorganismen. Die Funktionsfähigkeit des Entgasungssystems sollte so lange gewährleistet werden, wie mit Deponiegas in relevanten Mengen gerechnet wird.

Prinzipiell werden aktive und passive Entgasungssysteme unterschieden. Eine ausreichende Gasfassung von Siedlungsabfalldéponien ohne Abfallvorbehandlung ist in der Regel nur mit relativ aufwändigen, aktiven Entgasungssystemen zu erreichen. Hierbei wird das Gas mittels Unterdruck aus der Deponie gesaugt. Folgende Anlagenteile sind Merkmale der aktiven Deponieentgasung:

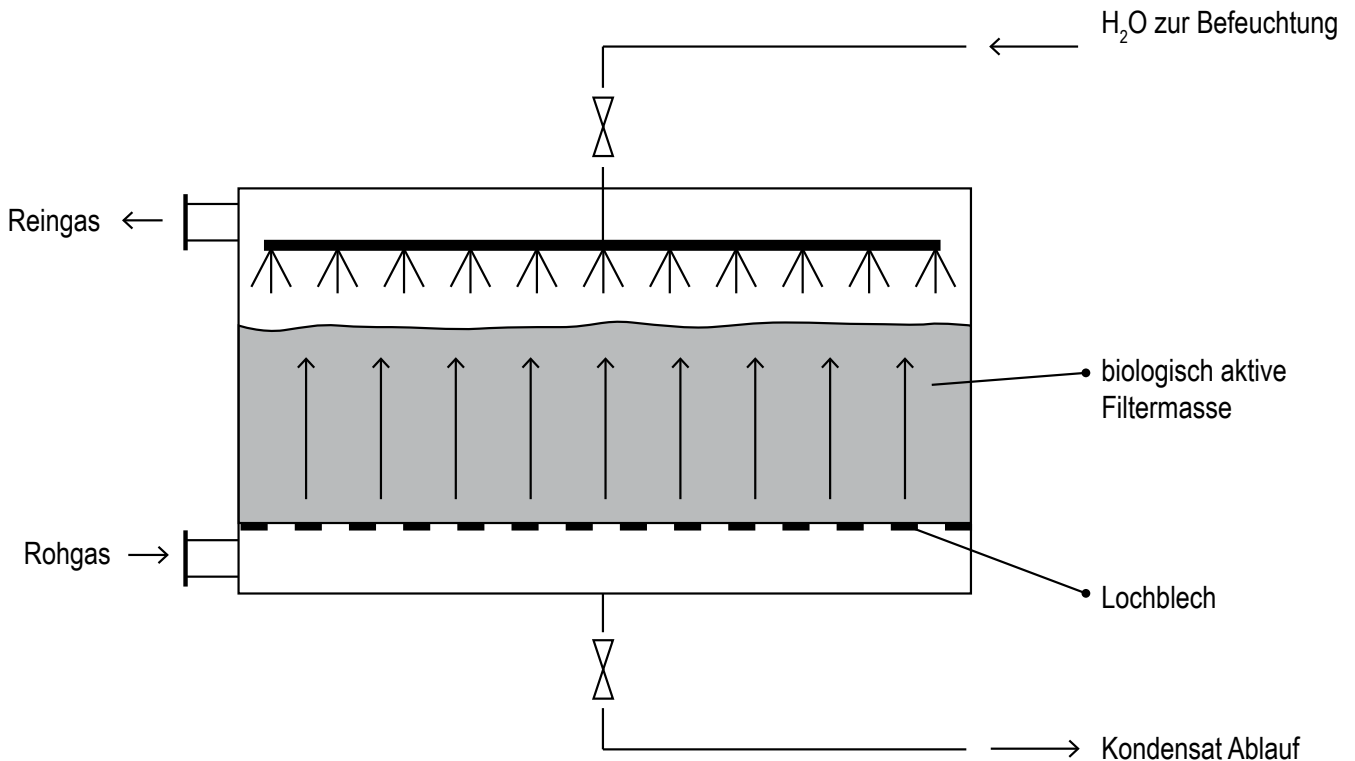
- Gaskollektor,
- Gassammelleitung,
- Gassammelstelle,
- Entwässerungseinrichtung (Kondensatabscheidung),
- Gasansaugleitung,
- Gasfördereinrichtung,
- Aggregathaus,
- Gastransportleitung,

- Gasfackeleinrichtung,
- Maschinenhaus.

Passive Entgasungssysteme, bei denen das entstehende Deponiegas durch seinen Eigendruck entweicht, wurden bisher nur im Zusammenhang mit Sonderfällen, wie Altdeponien mit sehr geringem Gasauflkommen, gebaut. Einen weiteren Anwendungsfall für passive Entgasungssysteme bilden die zukünftig zu errichtenden Deponien, auf denen mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfall deponiert wird. Abfälle, die biologisch vorbehandelt wurden, haben eine weitaus geringeres Deponiegaspotenzial als nicht vorbehandelte Abfälle. Herkömmliche Gasfassungs- und Verwertungssysteme stoßen an ihre technischen Grenzen und erweisen sich als unwirtschaftlich.

Deponiegasbehandlung

Die Nutzung von Deponiegas kann nur als positive Begleitscheinung der Deponiegasfassung angesehen werden. Vorrangiges Ziel der Entgasung von Abfalldéponien bleibt die Verhinderung von Schadstoffemissionen und die Abwehr von Gefahren und Belästigungen durch Deponiegas. Die Möglichkeit der Deponiegasnutzung vor der Umwandlung ist in erster Linie



(3) Biofilter zur Deponiegasreinigung.
Quelle: nach Bardtke und Fischer, 1986

vom Deponiegasanteil und den Methankonzentrationen abhängig. Mit der energetischen Nutzung des Deponiegases kann ein Teil der im Abfall enthaltenen Energie verwertet werden. Die in Abbildung 1 dargestellten Verfahren zur energetischen Deponiegasnutzung sind denkbar.

Zur Umwandlung von Deponiegas kommen die in Abbildung 2 gezeigten Verfahren und Varianten in Frage.

Biologische Reinigungsverfahren werden meist nur für den geruchlich relevanten Anteil am Deponiegas angewandt. Bei den Geruchsstoffen handelt es sich um zahlreiche Spurenstoffe, die in der Regel aus schwefel- und stickstoffhaltigen organischen Verbindungen bestehen und deren Konzentrationen in zum Teil äußerst niedrigen Bereichen liegen. Abbildung 3 zeigt einen Biofilter zum Abbau von Geruchsstoffen.

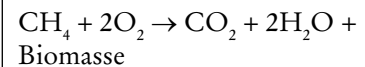
Das Rohgas gelangt von unten durch perforierte Loch- oder Schlitzplatten in das eingebaute Filtermaterial. Durch die sich hier ansammelnden Mikroorganismen

wird das Deponiegas gereinigt und gelangt im oberen Bereich aus dem Filter heraus. Das Filtermaterial kann wahlweise zur Erhaltung von bestimmten Milieubedingungen technisch befeuchtet werden. In manchen Fällen wird das eingesetzte Wasser recycelt wieder auf das Filtermaterial gegeben (hier nicht dargestellt). Wie oben bereits erwähnt, werden dabei Schwefelwasserstoffe und störende organische Verbindungen abgebaut. Der Methananteil des Deponiegases kann ebenfalls biologisch zu Kohlendioxid und weiteren Reaktionsprodukten abgebaut werden.

Einsatz der biologischen Methanoxidation auf Siedlungsabfalldeponien

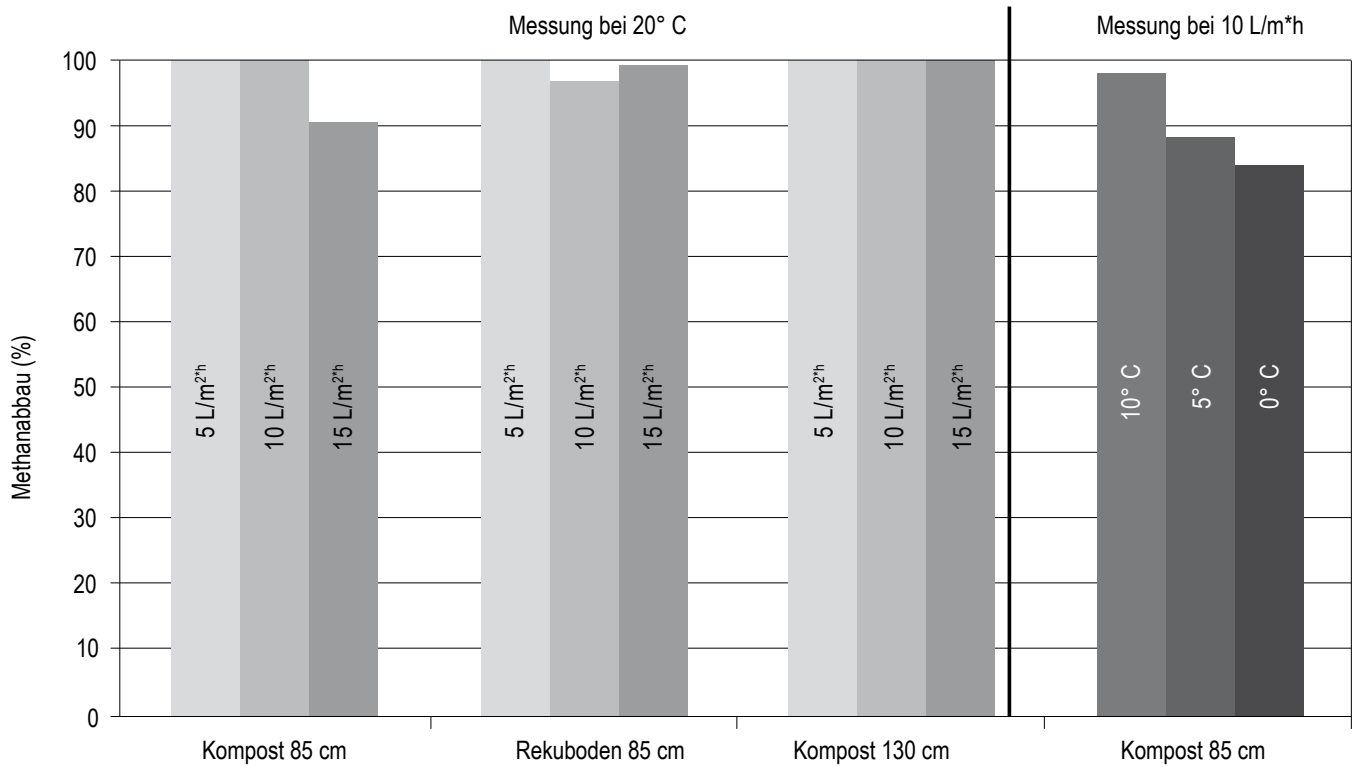
Die Oxidation von Methan ist ein Prozess des natürlichen Kohlenstoffkreislaufes. Die Methanoxidation findet vor allem in aquatischen Ökosystemen und Böden statt und hindert das im anaeroben Milieu gebildete Methan am Übertritt in die

Atmosphäre. Durch die Methanoxidation wird ein Teil des in die Atmosphäre strömenden Methans in weniger problematisches Kohlendioxid umgewandelt. Je nach den beteiligten Bakterien und deren Abbauwegen wird auch ein Teil des Methans zum Aufbau neuer Biomasse verwendet. Beschrieben wird dieser Umwandlungsprozess durch die Gleichung:



CH_4 = Methan, CO_2 = Kohlendioxid, H_2O = Wasser, Biomasse besteht im Wesentlichen aus Bakterien

Es wird ersichtlich, dass pro Methanmolekül zwei Moleküle Sauerstoff verbraucht werden. Aus drei Teilen Gas (Ausgangsprodukte) entsteht also nur ein Teil Gas (Produkt), was eine Volumenreduktion und eine Druckänderung mit sich führt¹. Da Deponien als Methanemittenten bekannt sind, gibt es seit geraumer Zeit die Überlegung die mikrobielle



(4) Methanabbauraten (gemittelt) bei unterschiedlichen Bodensubstraten, Substrattiefen, Flächenbelastungen und Temperaturen.

Methanoxidation zur Reduzierung der Methanemissionen aus Deponien zu nutzen.

Bei relativ alten Deponien nimmt der Methangasanteil im Gesamtgas ab, so dass sich eine wirtschaftliche Nutzung irgendwann verbietet. Das Gas kann dann noch eine Zeit lang relativ preiswert abgefackelt werden, um es unschädlich in die Atmosphäre zu entlassen. Nach einigen Dekaden ist aber auch dieses Verfahren aus energetischen Gründen nicht mehr aufrecht zu erhalten. Genau dann bildet die biologische Methanoxidation des Deponiegases einen Lösungsweg zur weiteren Deponiegasbehandlung. Im Ruhrgebiet existieren zahlreiche Altdeponien, die mittelfristig als Anwendungsfelder in Betracht kommen. Die biologische Methanoxidation hat somit auch regional große wirtschaftliche Relevanz.

Methanoxidierende Systeme bei Deponien werden zurzeit entweder als Biofiltersysteme in bestehende Entgasungssysteme eingebaut, oder als Methanoxidationsschichten

innerhalb der Deponieabdeckschichten ausgeführt (Passivsystem). Das Problem beim Einsatz der genannten Systeme ist, dass belastbare quantitative Daten zur Methanoxidation in situ, insbesondere in alten Deponien, fehlen. Diese Daten sind besonders als Grundlage zur Bemessung von Oxidationsschichten innerhalb der Deponieabdeckung unabdingbar. In einem von der AGR Entsorgung GmbH in Essen geförderten Projekt wurden auf empirischem Wege systematisch Grundlagen zur Bemessung von Methanoxidationsschichten erarbeitet². Dabei spielten vor allem folgende Fragen eine Rolle:

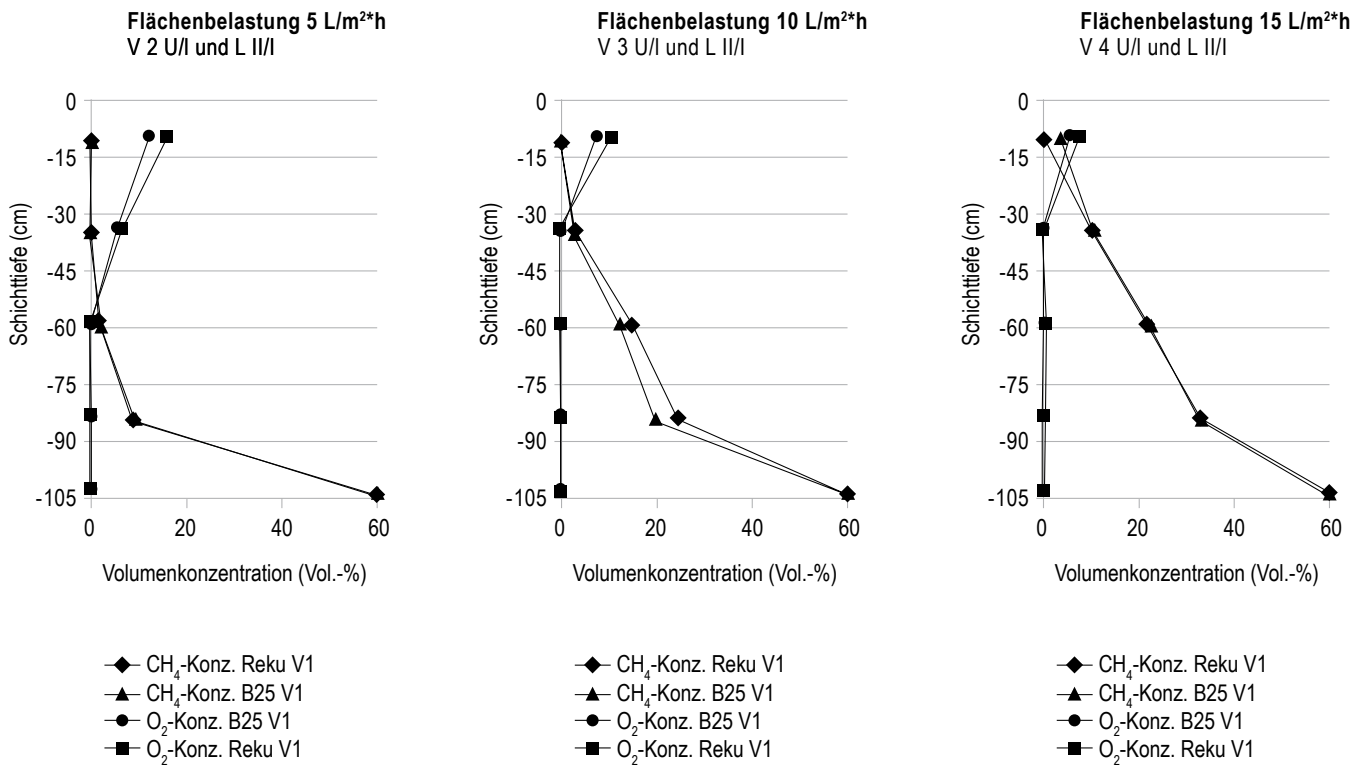
- Wie hoch ist das Abbaupotenzial maximal?
- Welche Rolle spielt die Temperatur beim Abbau?
- Welche Rolle spielen die eingesetzten Bodensubstrate?
- Welchen Einfluss hat die Bodenfeuchte?
- Welchen Einfluss hat die Gaszusammensetzung?
- Wie hoch können Bemessungspa-

rameter wie Raumbelastung angesetzt werden?

Das Projekt wurde in Zusammenarbeit mit dem Fachgebiet Mikrobiologie (Klaus Michalke) der Universität Duisburg-Essen durchgeführt. Zum Einsatz kamen vier Lysimeter, mit denen eine Deponieabdichtung im Labor simuliert werden konnte. Unsere Lysimeter waren zylindrische Behälter aus Edelstahl (ungefähr zwei Meter hoch, 0,6 Meter Durchmesser), in denen unter Laborbedingungen entsprechende Deponieschichten eingebaut und überwacht werden konnten. Folgende Parameter wurden im Wesentlichen überprüft:

Einbauhöhe: Mit zunehmender Schichthöhe steigt auch die Kontaktzeit und die Kontaktfläche zum biologischen Abbau von Methan. Es wurden Einbauhöhen von 85 beziehungsweise 130 Zentimetern getestet.

Flächenbelastung: Unter Flächenbelastung versteht man die Menge an Methan, die pro Tag durch eine Deponieoberfläche von einem



(5a,b,c) Vergleich der Sauerstoff- und Methankonzentrationen, Reku=Rekultivierungsboden, B25=Kompostmaterial.
Quelle: Felske, 2003

Quadratmeter strömt. Je größer die Flächenbelastung ist, desto stärker muss auch der biologische Abbau des Methans sein, um die Emission minimal zu halten. Ab einer bestimmten Flächenbelastung tritt mehr Methan ein als abgebaut werden kann. Je mehr Methan pro Tag durch die Schicht strömt, desto höher muss auch die Abbauleistung sein, bis eine Grenze erreicht ist. Die getesteten Flächenbelastungen betragen 4 bis 15 L/m²·h, das eingesetzte Gas bestand zu 60 Prozent aus Methan und zu 40 Prozent aus Kohlendioxid (CO₂). Die Flächenbelastung einer Deponie ist meist wesentlich geringer.

Die Temperatur hat Einfluss auf alle biologischen Vorgänge. Da die biologische Methanoxidation auf Deponien stattfindet, die relativ ungeschützt sind, ist der Temperatur besonders große Aufmerksamkeit zu widmen. Gearbeitet wurde mit Raumtemperatur (etwa 20 °C) und 15, 10, 5 und 0 °C.

Material: Materialien für Deponieabdeckungen unterscheiden sich zum Beispiel bezüglich des Gehaltes an Organik oder der spezifischen Oberfläche, die für den biologischen Abbau wichtig ist. Eingesetzt wurde ein Rekultivierungsboden (organikarm) und ein abgesiebter Kompost.

Abbildung 4 zeigt die gemittelten Methanabbauraten bei unterschiedlichen Versuchsparemtern. Aufgetragen ist der jeweilige Methanabbau in Prozent. Die linken drei Balkengruppen zeigen den Methanabbau bei unterschiedlicher Flächenbelastung mit Methan (5, 10 und 15 L/m²·h) für ein Kompostmaterial (85 und 130 Zentimeter Einbaudicke) und einen Rekultivierungsboden (Rekuboden, 85 Zentimeter Einbaudicke). Die rechte Balkengruppe dokumentiert den Methanabbau in Abhängigkeit von drei Temperaturen (10, 5 und 0 °C) in einem Kompostmaterial bei 85 Zentimetern Einbaudicke.

Die Abbildung zeigt, dass sowohl in Kompostsubstrat als auch

in organikarmem Rekuboden hohe Abbauraten möglich sind. Steigen die Flächenbelastungen deutlich höher als 5 L CH₄/m²·h, sinkt die Abbauraten etwas. Bei Erhöhung der Substrattiefe auf 130 Zentimeter können auch noch Flächenbelastungen von 10 L CH₄/m²·h fast vollständig bewältigt werden. Die genannten Leistungen wurden bei Raumtemperatur (20 °C) erzielt. Problematisch schienen deutlich niedrigere Temperaturen zu sein. Während bei 15 °C noch ein vollständiger Abbau bei einer relativ hohen Flächenbelastung von 10 L CH₄/m²·h zu messen war, sank der Wert bei 0 °C im Mittel auf unter 85 Prozent (Abb. 4).

Soyez³ gibt für mechanisch-biologisch vorbehandelte Restabfälle (MBA) mit einem Restgaspotenzial von 20 bis 40 L/kg Trockensubstanz bei einer Deponiehöhe von 20 Metern eine flächenhafte Methanemissionen von 0,55 bis 0,95 L/m²·h an. Danhamer⁴ geht bei seinen Simulationen einer Deponie

mit MBA-Abfällen von maximalen Deponiegasemissionen von $1,8 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ aus. Eine aktive Erfassung und Nutzung des anfallenden Restgases wird bei diesen Mengen als unwirtschaftlich angesehen. Das Abfackeln stößt an technische Grenzen. Eine konventionelle aktive Entgasung über Gasbrunnen erscheint daher als unzumutbar⁵. Für Siedlungsabfalldeponien beschrieb Rettenberger⁶ einen Schwellenwert der Deponiegasemissionen für die aktive Entgasung von $4 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$. Gemessen an den zitierten Emissionswerten, die zurzeit für schwachgasende Deponien diskutiert werden, liegen die von uns systematisch ermittelten Abbauraten bei den gegebenen Flächenbelastungen in einem „sicheren“ Bereich, was den biologischen Abbau betrifft. Da die Temperatur eine entscheidende Rolle spielt, muss bei der Planung von methanoxidierenden Biofiltern oder Schichten auf eine ausreichende Dämmung geachtet werden.

Neben der Ermittlung der Abbauraten ist auch der Konzentrationsverlauf von Methan und Sauerstoff in Abhängigkeit von der Substrattiefe interessant, da sich hieraus konstruktive Details für die Bemessung ergeben. Für die methanabbauenden Bakterien, die so genannten Methanotrophen, ist ein O_2/CH_4 -Verhältnis von ungefähr zwei optimal. Suboptimale Sauerstoffkonzentrationen führen zu unbefriedigenden Abbauleistungen. Abbildung 5 zeigt beispielhafte Profilmessungen. Dargestellt sind die Volumenkonzentrationen von Methan und Sauerstoff in Abhängigkeit von der Substrattiefe und Flächenbelastung bei laufendem Versuchsbetrieb. Interessant ist die Ermittlung des Oxidationshorizontes, das heißt des Bereiches, in dem sich optimale Bedingungen für den Methanabbau finden. Dieser Bereich befindet sich knapp oberhalb des Schnittpunktes der „Sauerstoff- mit der Methankurve“ in den Abbildungen.

Die Sauerstoffkonzentrationen in den oberen Messpunkten aller Lysi-

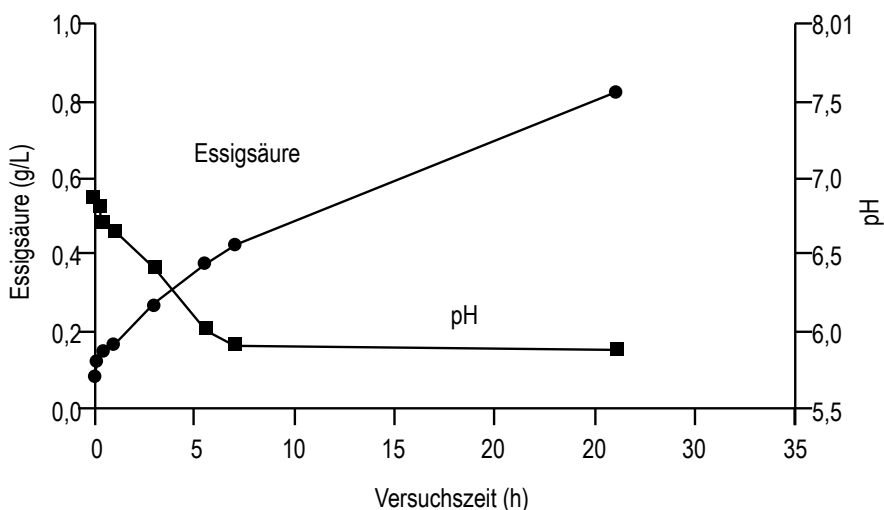
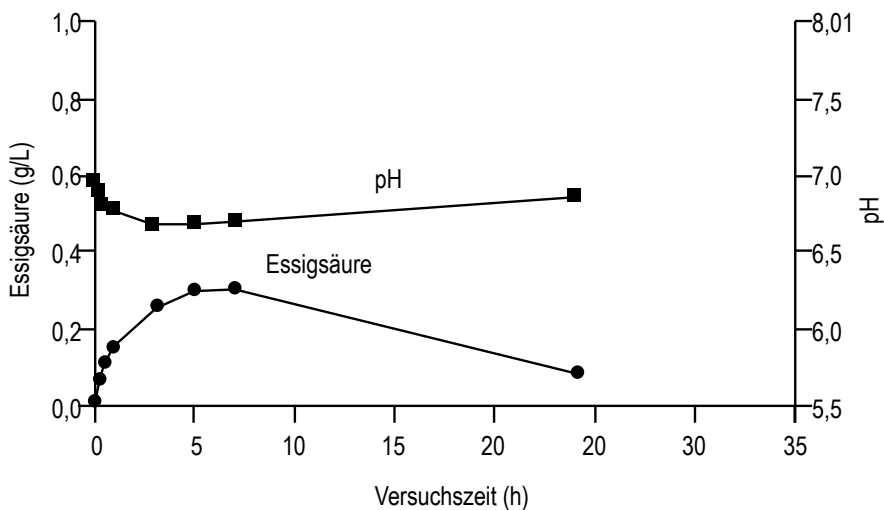
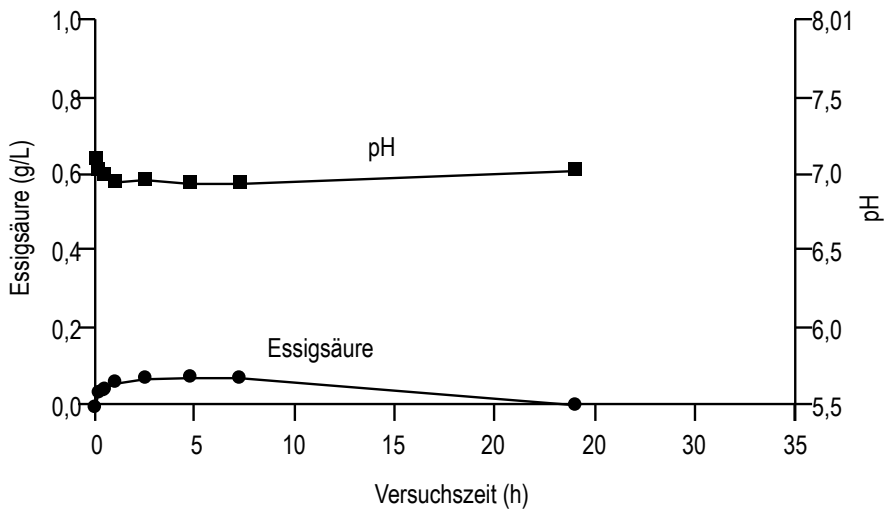
meter nahmen bei beiden Substraten mit Erhöhung der Flächenbelastung ab. Somit verschiebt sich der Oxidationshorizont mit zunehmender Flächenbelastung vertikal nach oben. Die Flächenbelastung wurde bei den gezeigten Versuchen nacheinander an den selben Substraten stufenweise von 5 bis $15 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ angehoben. Mit zunehmender Versuchsdauer zeigte sich, dass die Sauerstoffkonzentrationen im Kompostmaterial (B25) im Vergleich zum Rekultivierungsboden (Reku) etwas stärker abfiel. Beim Versuch V 4 (Abb. 5c) reichte die vorhandene Sauerstoffkonzentration ($5,6 \text{ Vol.-% O}_2$) in zehn Zentimetern Tiefe des Kompostes nicht mehr aus, um das anströmende Methan ($3,3 \text{ Vol.-% CH}_4$) zu oxidieren. Dies geschah, obwohl die Verläufe der Methankonzentrationen in den tieferen Schichten in beiden Substraten sich nahezu parallel gestalteten, und so keine höheren Methankonzentrationen in einem der beiden Substrate vorgefunden wurde. Diese Beobachtung verwunderte auf Grund der unterschiedlichen Porenstruktur der Substrate. So verfügte der Kompost über das größere Luftporenvolumen und eine lockere Einbaudichte. Eine tiefere Eindringung der zuströmenden Umgebungsluft in das Kompostsubstrat war auf Grund dessen erwartet worden. Der erhöhte Sauerstoffverbrauch wurde besonders durch die Erhöhung der Atmungsaktivität in den oberen Schichten des Kompostes im Versuchsverlauf auf Maximalwerte von $24,11 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$ ersichtlich. Diese Erhöhung deutete auf eine Konkurrenzsituation um den Sauerstoff durch andere, nicht methanotrophe, aerobe Mikroorganismen hin. Die entstehende Sauerstoffknappheit konnte so als Begründung für den nicht mehr möglichen vollständigen Methanabbau dienen. Im Rekultivierungssubstrat wurde während des Versuchsverlaufes ebenfalls in den oberen Schichten eine Erhöhung der Atmungsaktivitäten beobachtet, die allerdings wesentlich kleiner als beim Kompostsubstrat

war. Der Grund dafür kann in den geringeren Nährstoffgehalten des Rekultivierungssubstrates liegen. Im Mittel zeigte sich, dass Komposte ein etwas schwächeres Abbaupotenzial besitzen als organikarme Substrate⁷.

Mit der Methanoxidationsschicht in Deponieabdeckungen wurde durch die Abfallwirtschaft der Universität Duisburg-Essen eine vielversprechende Perspektive für den zukünftigen Umgang mit Deponiegas gefunden. Dabei spielen neben dem technisch einfachen Aufbau und der Instandhaltung auch monetäre Gesichtspunkte bei der Errichtung solcher Systeme eine wesentliche Rolle. Neben der geordneten Deponierung mit der Beherrschung der Emissionen durch passive Maßnahmen mittels Methanoxidationsschicht gerät vor allem die biologische Verwertung in Vergärungsanlagen in den wissenschaftlichen „Essener“ Blickwinkel. Ziel ist es Raum, Zeit und damit den Durchsatz zu optimieren, was mit einer erhöhten Biogasausbeute sowie Wertschöpfung einhergeht.

Essigsäure zur Steuerung von Biogasanlagen

Biogasanlagen werden meist nur auf Grund von Erfahrungswerten gesteuert. Anhaltspunkte für den Zustand der Anlage liefern pH-Wert und Gasproduktion. Beide Parameter spiegeln aber nicht den physiologischen Zustand wider und lassen letztlich viel Spielraum für die Interpretation der Leistungsfähigkeit des Reaktors. Der pH-Wert ist letztlich nur eine indirekte Größe für die Säurekonzentration, die sich während des Abbaus verändern kann. Der pH-Wert selber ist aber abhängig vom Puffervermögen der Lösung in der Biogasanlage, und das kann in Abhängigkeit von der jeweiligen Zusammensetzung der abzubauenen Abfälle stark schwanken. Weiterhin ist die pH-Skala nicht linear sondern logarithmisch aufgebaut. Das bedeutet: Sinkt der pH-Wert um eine Einheit, steigt die Anzahl



der messbaren H^+ -Ionen um das Zehnfache. Wesentlich ist, dass der pH-Wert weder den physiologischen Zustand des Systems beschreiben kann noch quantitative Aussagen zur Belastbarkeit zulässt. Die Messung der Zusammensetzung und Menge des gebildeten Biogases gibt auch nur indirekt Auskunft zur Prozessstabilität. Weiterhin steht das Biogas am Ende der Prozesskette, das heißt, wenn sich die Qualität oder Quantität des Gases ändert, hat die eigentlich Störung bereits stattgefunden.

Neben Störungen in Biogasanlagen ist die Unterlast vieler Anlagen ebenfalls ein Problem. Da Biogasanlagen bei Überlast – wie dargestellt – leicht versäuern und der Anlagenbetrieb daraufhin völlig zum Erliegen kommen kann, wird meist deutlich mit Unterlast gefahren. Unsere Recherchen für Faulbehälter auf Kläranlagen im Ruhrgebiet haben ergeben, dass zum Teil freie Kapazitäten von über 50 Prozent bestehen⁸. Eine Regelung von Biogasanlagen, und dazu gehören prinzipiell auch die Faulbehälter der Kläranlagen, wird nicht nur die Betriebssicherheit erhöhen sondern auch für eine wesentlich kleinere Dimensionierung der Faulräume sorgen. Stoßbelastungen sind für die Betriebssicherheit des Reaktors besonders heikel. Im Gegensatz zum kontinuierlichen Betrieb mit einer gleichmäßigen Beschickung kommt es bei einer Stoßbelastung zu einem raschen Anstieg organischer Säuren. Werden diese in einer bestimmten Zeit abgebaut, so ist das System wieder stabil. Treibt die Stoßbelastung die Säurekonzentration zu hoch, fällt der Reaktor aus. Verbleibende, nicht abgebaute Säurereste destabilisieren die anaerobe Abbaukette bei der nächsten Stoßbelastung entsprechend stärker.

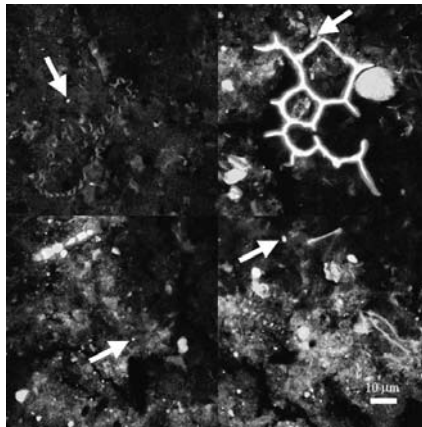
In Biogasanlagen treten kurz-kettige Carbonsäuren (C1 bis C6-Körper) als wichtige Intermediate (Zwischenprodukte) auf. Die Konzentrationen der Essigsäure (C2-Körper) ist für den Prozess besonders wichtig, da Essigsäure

(6a-c) Messergebnisse aus den Belastungsversuchen von Anaerobreaktoren.

der Hauptmetabolit der anaeroben Umsetzung und Ausgangsstoff für das Biogas ist. Obwohl es sich bei der Essigsäure um ein relativ einfach gebautes Molekül handelt, gibt es kein online-Messverfahren für Biogasanlagen. Die Beziehung zwischen der Säurekonzentration und dem Anlagenzustand und damit die Entwicklung einer online-Sonde für Essigsäure ist dabei von besonderem Interesse. Für die Messungen wird eine gekoppelte enzymatische Analyse verwendet, die sich als preiswert und bei problematischen Schlämmen zuverlässig erwiesen hat. Abbildung 6 zeigt ein repräsentatives Belastungsexperiment. Bei dem Versuch wurde ein Anaerobreaktor stufenweise mit immer mehr Substrat beaufschlagt. Die Reaktion des Systems zeigt sich jeweils in der Zunahme der Essigsäurekonzentration und der Abnahme des pH-Wertes. Weiterhin ist der Gasfluss gemessen worden, der mit zunehmender Belastung abnahm.

Die Messungen haben gezeigt, dass sich der physiologische Zustand eines Anaerobreaktors durch die Konzentration der Essigsäure beschreiben lässt. Die Einzelgrafiken (6a-c) belegen, dass mit zunehmendem „Substratdruck“ der Essigsäurespiegel steigt. Dies darf nicht weiter verwundern, da die bakteriellen Umsatzraten begrenzt sind. Der „Flaschenhals“ des Umsatzes liegt dabei klar beim Abbau von Essigsäure zum Biogas. Dieser finale Schritt bei der anaeroben Behandlung organischer Abfälle wird durch die methanogenen Bakterien bewerkstelligt, eine Bakteriengruppe, die es bereits im Erdaltertum gab, in dem die Atmosphäre noch keinen Sauerstoff besaß. Aus diesem Grund gehören die Methanogenen auch zu den Archaeobakterien. Methanogene teilen sich relativ langsam und können sich deshalb auch nicht sehr schnell an erhöhte Substratbedingungen anpassen. Weiterhin werden sie durch Säuren – auch durch ihr Substrat, die Essigsäure – gehemmt, wenn diese in zu hohen Konzent-

rationen vorliegen. Die Hemmung ist in bestimmten Grenzen zwar reversibel, kann aber den Anlagenumsatz nachhaltig reduzieren. Von besonderem Interesse ist, in welchen Grenzen sich das System wieder regeneriert und ab wann es irreversibel geschädigt ist. Obwohl der applizierte Substratstress unterschiedliche hohe „Essigsäureantworten“ induziert hat, war der Säurespiegel nach etwa 24 Stunden wieder auf einem relativ niedrigen Level, so dass von einer Regenerierung gesprochen werden kann. Klettert der Level deutlich über einen Wert von 0,3 g/L (Abb. 6c), findet eine Erholung des Systems nicht mehr statt. Eine Biogasanlage wäre



(7) Mikroskopisches Bild einer FISH-Präparation.

an dieser Stelle „umgekippt“. Für eine Regelstrategie sind nun einige Konzepte denkbar. Am einfachsten wäre es, wenn der Regler zum Beispiel bei 0,05 g/L Essigsäure im Reaktor anfängt, den Substratzufluss zu reduzieren und dann bei 0,15 g/L ganz stoppt. Es ist aber auch eine „vorausschauende“ Strategie denkbar, die sich beispielsweise an der Geschwindigkeit der Essigsäurezunahme orientiert. Wertet man die Messergebnisse daraufhin aus, erscheint diese Strategie durchaus Sinn zu machen. Grundlage ist die Tatsache, dass der biologische Umsatz in bestimmten Grenzen von der Konzentration des Ausgangssubstrates abhängt. Das heißt, dass

die Geschwindigkeit der Essigsäurebildung mit zunehmender Substratkonzentration zunimmt. Dazu wurde die Zunahme der Essigsäurekonzentration innerhalb der ersten Stunde nach Substratzugabe ermittelt und linear interpoliert. Die Steigung der Geraden markiert jeweils die Geschwindigkeit (ohne Abbildung).

Die Konsequenz aus dem Experiment könnte sein, dass der Regler in bestimmten Abständen die aktuelle Bildungsrate der Essigsäure misst und dann bei Bildungsraten wie über 0,07 Gramm Essigsäure/L³h eine Reduzierung des Inputstroms veranlasst. Diese vorausschauende Art der Regelung würde den Anlagenbetrieb sicherer machen und die Auslastung der Anlagen optimieren.

Neben physiologischen Messungen wurde auch die Anzahl der methanogenen Bakterien mit Hilfe der Fluoreszenz in Situ Hybridisierung (FISH) ermittelt. Diese Arbeiten sind zusammen mit dem Fachgebiet Mikrobiologie (Klaus Michalke) der Universität Duisburg-Essen durchgeführt worden. In dem oben gezeigten Experiment ging die Anzahl der Methanogenen im Versuchszeitraum (etwa zwei Wochen) nicht signifikant zurück, obwohl sich die Methanproduktion sehr stark reduzierte. In einem zweiten Belastungsexperiment, das sich über mehr als vier Wochen erstreckte, konnte dann aber ein leichter Rückgang der Methanogenen um etwa eine Zehnerpotenz festgestellt werden. Abbildung 7 zeigt ein mikroskopisches Bild einer FISH-Präparation.

In Abbildung 7 sieht man vier unterschiedliche Ebenen des selben Präparates. Die methanogenen Bakterien sind mit entsprechenden Gensonden (ARC915 gegen *Achaea*)⁹ behandelt worden und erscheinen im Präparat als helle Punkte (siehe Pfeile). Neben den Bakterien sind in den Präparaten zahlreiche andere Strukturen zu erkennen. Oben links erkennt man

eine spirale Struktur aus dem Leitungssystem höherer Pflanzen (Tracheiden). Rechts daneben sind eckige, wahrscheinlich zelluläre Strukturen ebenfalls aus einer höheren Pflanze zu erkennen. Die Pflanzenreste finden sich immer in Schlämmen, die aus Bioabfälle behandelnden Biogasanlagen kommen. Die FISH-Methode ermöglicht – mit etwas Erfahrung – die Zählung spezifischer Bakterienarten in situ, während bei den klassischen Methoden, noch auf einem Nährboden (Agar) angezogen werden muss. Diese Methode hat den Nachteil, dass nur Bakterien gezählt werden können, die unter den gegebenen Bedingungen auch wachsen. Da die Bedingungen – insbesondere für Methanogene – auf Agar völlig anders sind als in situ, ist die FISH-Methode sinnvoll. Weiterhin hat FISH den Vorteil, dass mehrere Bakteriengruppen wie beispielsweise Methanogene und Sulfatreduzierer gefärbt werden können. Dadurch kann man beispielsweise die zahlenmäßige Relation der Gruppen und die räumlichen Beziehungen sichtbar machen. Die Aufnahmen wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Grenzflächen-Biotechnologie (AG Flemming) an der Universität Duisburg-Essen erstellt.

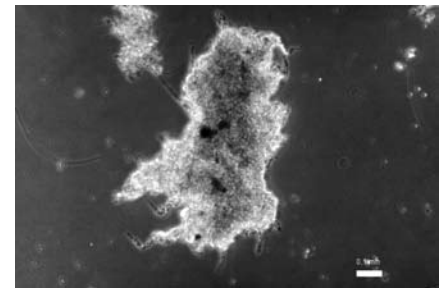
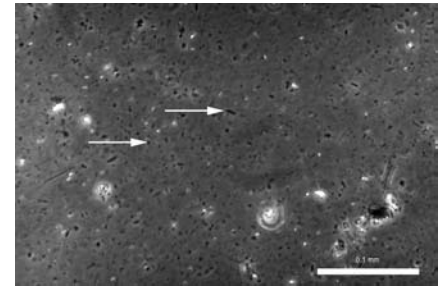
Vor der aeroben Nachbehandlung (Kompostierung) müssen anaerob vorbehandelte Bioabfälle immer entwässert werden. Das anfallende Abwasser wird intern zur Anfeuchtung des trockenen Inputmaterials verwendet, behandelt oder einer Kläranlage zugeführt. Die Reinigung spezieller Abwässer aus der Abfallbehandlung erfordert immer Einzellösungen. Das Fachgebiet Abfallwirtschaft der Universität Duisburg-Essen entwickelt angepasste, energiearme und kostengünstige Abwasserbehandlungsverfahren und erforscht die damit zusammenhängenden wissenschaftlichen Fragestellungen.

Spezielle Probleme der Schlamm- und Abwasserbehandlung

Schlämme und Abwässer entstehen bei der Behandlung organischer Reststoffe in Biogasanlagen oder Kompostwerken. Abwässer aus Abfallbehandlungsanlagen unterscheiden sich grundsätzlich von kommunalen Abwässern, die in entsprechenden kommunalen Kläranlagen gereinigt werden. Während häusliche Abwässer – von Tagesspitzen und Nachtsenken abgesehen – relativ gleichmäßig anfallen, sind die qualitativen und quantitativen Schwankungen des Abwassers bei Abfallbehandlungsanlagen erheblich größer. Der pH-Wert schwankt zum Teil von stark sauer bis stark basisch (pH 5 – 9), der Salzgehalt ist häufig höher als im Meereswasser und das Ammonium ist manchmal so hoch konzentriert, dass die Bakterien, die es umsetzen, davon gehemmt werden. Erweitert werden die schwer verdaulichen Cocktails noch durch BTX-Aromaten (Benzol, Toluol, Xylol) und AOX (adsorbierbare halogenierte organische Verbindungen) sowie Sand. Dieser führt zu verfestigten Sedimentationsschichten in den Behältern und durch seine abrasiven (Schmirgeleffekt) Eigenschaften zu erhöhtem Verschleiß bei einzelnen Aggregaten¹⁰.

Im Gegensatz zu kommunalem Abwasser ist die Streuung der Inhaltsstoffe bei Abwässern aus Kompost- und Biogasanlagen sehr groß. Das Abwasser einer großen Kompostierungsanlage wies einen überdurchschnittlich hohen Trockensubstanzgehalt auf. Hohe Trockensubstanzgehalte können die biologische Reinigung beeinträchtigen, da die Belebtschlammflocken, die den biologischen Abbau der Schadstoffe katalysieren, aus dem Reaktor verdrängt werden. Deshalb schaltet man häufig eine Filtration oder Sedimentation zum Schutze der Belebungsstufe vor. Bei der mikroskopischen Analyse des genannten Abwassers fiel auf, dass die Partikelgröße relativ gleichmäßig

war, die Partikel hatten eine relativ einheitliche Form. Der Durchmesser lag bei etwa einem μm , alles typische Hinweise dafür, dass es sich bei den Partikeln um freie Bakterien handelt. Abbauversuche und entsprechende Bilanzrechnungen haben gezeigt, dass sich die Trockensubstanz problemlos biologisch abbauen lässt und



(8a,b) Unbehandeltes Abwasser vor der Reinigung (a), Belebtschlammflocke aus dem Abwasserreaktor (b)
Quelle: Essen 2002

eine mechanische Vorreinigung des Abwassers unnötig ist. Abbildung 8 zeigt das unbehandelte Abwasser vor der Reinigung und eine Belebtschlammflocke aus dem Abwasserreaktor.

Auf dem oberen Bild (a) sind die freien Bakterien als dunkle Punkte gut zu erkennen. Die Belebtschlammflocke auf dem unteren Bild (b) zeigt einen relativ dunklen inneren Bereich, der Rand ist glatt und fädige Strukturen sind kaum zu erkennen. Das mikroskopische Bild der Flocke unterstreicht unsere Messungen zur Sedimentationsgeschwindigkeit, die wir regelmäßig am Schlamm durchführen. Schlammflocken in Abwasserreinigungsanlagen müssen sedimentieren, damit der Schlamm im Nachklärbecken nicht abgeschwemmt wird. Die

Sedimentationsfähigkeit von Belebtschlammflocken ist meist abhängig von der Anzahl und Art fädiger Mikroorganismen, die dem Schlamm Auftrieb verleihen können. Das Medium selbst hat auch Einfluss auf den Auftrieb. In salzhaltigen Abwässern ist der Auftrieb ohnehin stärker, da das Salz das spezifische Gewicht des Wassers heraufsetzt. Das Problem einer schlechten Sedimentation ließ sich durch abwechselnde Belüftung (30 Minuten Luft, 30 Minuten keine Luft) des Abwasserreaktors gut lösen. Der Vorteil der abwechselnden Belüftung liegt auch darin, dass eine Denitrifikation (Abbau von Nitrat) stattfinden kann. Ohne Luftzufuhr können auch Halogene wie Chlor, Brom oder Jod besser von organischen Verbindungen abgespalten werden. Bei Belüftung werden dann die Kohlenstoffgerüste abgebaut. Die Aufzeichnung der Sauerstoffkonzentration im Reaktor bei wechselnder Belüftung ermöglicht zeitnahe Aussagen zur Intensität der mikrobiellen Atmung. Eine intensive Aufnahme von Sauerstoff repräsentiert hohe abbaubare Schadstoffkonzentrationen im Abwasser. Je stärker die Schadstoffe abgebaut sind, desto geringer wird auch die Sauerstoffzehrung. Voraussetzung für diese Messung ist die Beaufschlagung des Reaktors im Batch-Betrieb. Bei dieser Betriebsform wird das Abwasser stoßweise in einen Reaktor gegeben und das gereinigte Wasser im selben Takt immer vor Zugabe des Abwassers entnommen. Die Betriebsweise wird auch SBR (Squencing Batch Reactor) genannt. Für die nähere Zukunft haben wir uns vorgenommen, nach den biologischen Ursachen für das gute Abschneiden von intermittierend betriebenen Abwasserreaktoren zu suchen. Dabei interessieren uns vor allem die beteiligten Bakterien, die wir, wie oben dargestellt, wieder mit der FISH-Methode sichtbar machen werden¹¹.

Abfallwirtschaft und -technik ist eine Ingenieurdisziplin die sich, ähnlich wie die Medizin, mit

schwierigen, ja, sogar unangenehmen Fragestellungen beschäftigt. Die Probleme sind oft nur durch unkonventionelle und vor allem interdisziplinäre Ansätze zu lösen. Gerade diese Rahmenbedingungen verleihen dieser Ingenieurdisziplin eine fesselnde Spannung.

Summary

The Ruhr Area is one of the most populous areas in the world and it has a history of heavy pollution. Every drop of water is used at least twice; hundreds of landfills, contaminated sites, dumps and industrial areas are waiting for clean-up or renaturation. The Ruhr area has given rise to a great deal of innovation and many new ideas have been put into practice there. One of the first incineration plants was operated in Essen. The expanding industry and the rapid population growth associated with the economic upswing led to extremely elevated water consumption in the Ruhr catchment area. The water-related problems led to the foundation of several independent water co-operatives for several watershed programs: Emschergenossenschaft (1904), Ruhrverband, and Lippeverband (1926). The water co-operatives developed many innovative procedures for the treatment of wastewater and sludge. The SVR (Ruhr Coal District Settlement Association, today AGR) was founded in the 1960s and is currently developing plans for a system of waste disposal serving a number of municipalities. The Emscherbruch central landfill, one of the largest and highest landfills in Germany and operated by the AGR, is the first controlled landfill site in Germany. It was on this site that the basic components of Germany's first waste management legislation, passed in 1972, were developed and tested. Nowadays, waste management and environmental engineering

are interdisciplinary tasks. Biological treatment of landfill gas, which is one of the main causes of global warming, is a low-cost alternative to high-tech oxidation methods. Together with the AGR Company, we are developing a system to reduce landfill gas in our atmosphere. Biological parameters are often used in the domain of medicine or biological technology. Many techniques from biotechnology are of relevance for environmental use. We intend to generate biosensor-like systems for monitoring, optimising and planning biological treatment plants.

Anmerkungen

- 1) Figueroa 1998
- 2) Felske 2003
- 3) Soyez 2001
- 4) Danhamer 2003
- 5) Jager et al. 1999, zitiert in Soyez 2001
- 6) Rettenberger 1997
- 7) Felske 2003
- 8) Ochs 2000
- 9) siehe Stahl und Amann 1991
- 10) Denecke 2003
- 11) Denecke 2002

Literatur

- Bardtke, D., Fischer, K.: Biologische Verfahren der Deponiegasreinigung, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, 1986, 237–24
- Denecke, M.; Pohland, A.; Gerdemann, V.; Issa, M.: Membrangestützte Reinigung von Abwasser aus einer Kompostanlage, GWF Wasser Abwasser, 143 Nr.7/8, 2002
- Denecke, M.; Michalke, K.: Acetic Acid: A tool to assess anaerobic processes, Proceedings of the 4th International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society 30.04.-02.05.2003, Perth, Australia, 762-769
- Denecke, M.: Abwässer aus Kompostanlagen, in: R. Widmann (Hrsg.): Abwässer aus Abfallbehandlungsanlagen und Betrieben, Entwicklungen und Beispiele, Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Heft 19, Aachen 2003
- Felske, C.; Widmann, R.: Cover Layers for Bioreactor Landfills, in: I. Zandi, R. Mersky, W. Shieh (Hrsg.): The 16th International Conference on Solid Waste Technology and Management Department of Civil Engineering – Widener University, Philadelphia, PA U.S.A., Dezember 2000
- Felske, C.; Widmann, R.: Minimierung der Restgasemissionen in simulierten Deponieabdeckungen, in: Doedens, Hensel, Stegmann (Hrsg.): Abflut 2001, Abfall Aktuell; TU

Hamburg-Harburg, November 2001
 – Felske, C.; Widmann, R.: Zum Ablagerungs- und Emissionsverhalten von vorbehandelten Restabfällen, in R. Widmann (Hrsg.): Aktuelle Entwicklungen in der Deponie- und Entwässerungsplanung, Forum – Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Heft 18, Aachen, Februar 2002
 – Felske, C.; Widmann, R.: Landfill Behavior of Mechanical-Biological Pre-Treated MSW, in M. Barlaz, A. Lagerkvist, T. Matsuo (Hrsg.): The Second Intercontinental Landfill Research Symposium, Asheville, Oktober 2002
 – Felske, C.; Widmann, R.: Legal Boundary Values and selected Analytical Methods for Landfilling of mbp MSW in Germany, Seminar on Research, Practical Experience and Views of modern Landfills in Germany; 06.02.2003, University of Jyväskylä, Finnland, 2003
 – Felske, C.; Widmann, R.: Prediction of the Long Term Behaviour of mbp MSW, Results of a Long Term Experiment, Seminar on Research, Practical Experience and Views of modern Landfills in Germany; 06.02.2003, University of Jyväskylä, Finnland, 2003
 – Felske, C.; Kraft, E.; Ustohalova V.; Widmann, R.; Bidlingmaier, W.: Experimental Analysis of the Large Scale Behaviour of MBP Waste – New Results for the Design of Future Landfills, International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, 2003
 – Felske, C.: Minimierung von Restgasemissionen aus Siedlungsabfalldeponien durch Methanoxidation in Deponieabdeckschichten, Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Band 20, Aachen 2003
 – Danhamer, H.: Emissionsprognosemodell für Deponien mit mechanisch- biologisch vorbehandelten Abfällen –Schwerpunkt, Modellierung des Gashaushaltes, WAR TU Darmstadt (Hrsg.), Band 138, Darmstadt 2002
 – Figueroa, R.A.: Gasemissionsverhalten abgedichteter Deponien, Bonn: TU Hamburg Harburg 1998
 – Jansen, M.: Grundlagen der Methanoxidation und deren Einsatz in Deponieabdeckschichten, Diplomarbeit Fachgebiet Abfallwirtschaft, Universität Essen, 2000 (unveröffentlicht)
 – Rettenberger, G.: Erkenntnisse aus dem Deponierückbau bezüglich Langzeitverhalten der Deponiegasentwicklung – Empfehlungen für die Entgasung älterer Deponien, Depo-niegas 97 (Trierer Berichte Band 9 zur Abfallwirtschaft), Abfall aktuell, Trier 1997, 56-73
 – Soyez, K.: Mechanisch- biologische Abfallbehandlung, Technologien, Ablagerungsverhalten und Bewertung, Berlin 2001
 – Stahl, D. A.; Amann, R.: Development and application of nucleic acid probes in bacterial systematics, in E. Stackebrandt and M. Goodfellow (ed.): Nucleic acid techniques in bacterial systematics, Chichester, England, 1991, 205–248
 – Ochs, A.; Widmann R.: Entwicklung eines Simulationsmodells zur Vergärung biogener Abfälle, in R. Widmann (Hrsg.): Forum Sied-

lungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Aachen 2000
 – Ochs, A.; Widmann R.: Development of a Simulation Modell for Co-Digestion Plants, in I. Zandi, R. Mersky, W. Shieh (Hrsg.): The 16th International Conference on Solid Waste Technology and Management; , Department of Civil Engineering – Widener University, Philadelphia, PA U.S.A., Dezember 2000
 – Ochs, A.; Widmann R.: A rapid method for indicating biological degradability using the example of carbohydrate-rich organic solids, International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia 2003
 – Deponiegasentwicklung – Empfehlungen für die Entgasung älterer Deponien, in: Depo-niegas 97 (Trierer Berichte Bd. 9 zur Abfallwirtschaft), Abfall aktuell, Trier 1997, 56–73
 – Soyez, K.: Mechanisch- biologische Abfallbehandlung: Technologien, Ablagerungsverhalten und Bewertung, , Berlin 2001
 – Widmann, R.: Anaerobic Procedures (Fermentation). In: Proceedings of the International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Waste and the Environment, Part I, Weimar 1999
 – Widmann, R.: Anaerobtechnik, Biologische Abfallverwertung; W. Bidlingmaier (Hrsg.), Stuttgart 2000
 – Wilms, M.; Maile, A.; Ochs, A., Widmann, R.: Characterization of an intensive rotting tunnel process by mass and water balances as well as the consumption of electricity In: Proceedings of the 4th International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society 30.04.-02.05.2003, Perth, Australia, 109-117
 – Wilms, M.; Maile, A.; Ochs, A.; Widmann R.: Blick in den Tunnel – Für das neue Intensivrotte-Verfahren auf der Deponie Mechnich wurden Massen- und Wasserbilanzen sowie der elektrische Energiebedarf analysiert, in Müllmagazin 4/2002, 25-30

Die Autoren

Martin Denecke, geboren 1959, arbeitete zunächst als Zimmermann in Remagen und studierte von 1981 bis 1988 in Bonn Biologie mit den Schwerpunkten Physiologie und Mikrobiologie. Von 1988 bis 1991 promovierte er an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn im Bereich Proteinbiochemie und monoklonale Antikörper. Danach folgte eine Tätigkeit als Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Botanik an der RWTH Aachen. Ab Ende 1992 bis Ende 1996 Tätigkeit bei der Dr.-Ing. Steffen Ingenieurgesellschaft, Abteilung Forschung und Entwicklung und Öffentlichkeitsarbeit. Seit Ende 1996 zunächst Wissenschaftlicher Mitarbeiter, ab 1998 Akademischer Rat am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft. Martin Denecke lehrt in den Bereichen biologische Abwasser- und Schlammbehandlung und betreut zahlreiche interdisziplinäre Forschungsprojekte. Sein Schwerpunkt liegt bei den biologischen Parametern zur Steuerung und Planung umwelttechnischer Anlagen.

Christian Felske, geboren 1970, studierte von 1992 bis 1999 Bauingenieurwesen mit den Schwerpunkten Abfall-/Siedlungswasserwirtschaft, Grundbau/Bodenmechanik und Städtebau, Abschluss 1999. Im Rahmen der Diplomarbeit zur Durchströmbarkeit von Abfallpackungen fünfmonatiger Aufenthalt an der University of Alberta, Edmonton, Kanada. Die Promotionsarbeit thematisiert die biologische Oxidation von Methan in Deponiedeckschichten. Nach dem Abschluss der Promotion 2003 ging Felske als Research Scientist zum Alberta Research Council Inc., Edmonton, nach Kanada.

Renatus Widmann, geboren 1961, absolvierte nach dem Abitur 1981 zunächst seinen Zivildienst und Praktika in Schreinerei und Schlosserei. 1990 fertigte er seine Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft an der Universität Stuttgart; dort wurde er 1991 diplomiert. 1992 bis 1999 Tätigkeit bei Schirmer Beratende Ingenieure, Mainz, zuletzt Abteilungsleiter. 1994 Erwerb der Planvorlageberechtigung im Bereich der Wasserwirtschaft, 1994 erfolgte seine Promotionsprüfung an der Universität Essen, von 1994 bis 1999 erhielt er einen Lehrauftrag Abfallwirtschaft an der Universität Essen, 1999 eine Professur für Abfallwirtschaft und Abfalltechnik an der Universität Essen. 2001 wurde er Dekan des Fachbereichs Bauwesen der Universität Essen und 2002 Prorektor für Qualität, Lehre und Forschung an der Universität Essen sowie Aufsichtsratsmitglied im Essener Technologie- und Entwicklungs-Centrum GmbH (ETEC).



Martin Denecke. Foto: Timo Bobert