

Wie wirksam sind biologische Methanoxidationsschichten?

1 Einleitung

Zur Behandlung der klimaschädlichen Methanemissionen aus jüngeren Deponien mit unvorbehandelten Siedlungsabfällen, wie sie in Deutschland bis Mai 2005 befüllt wurden, ist die gezielte Absaugung des Deponiegases mit anschließender energetischer Verwertung zweifellos die angemessene und beste Lösung. In Einzelfällen, in denen ein Einsatz von Gasmotoren oder die Aufbereitung des Gases nicht sinnvoll oder wirtschaftlich nicht vertretbar sind, kann das Gas in Hochtemperaturfackeln verbrannt werden.

Bei älteren Deponien und Deponien mit MBA-Abfällen reichen Menge und / oder Methankonzentration des Deponiegases häufig nicht mehr aus, um herkömmliche Fackeln und Gasmotoren zu betreiben. Bei MBA-Deponien ist eine aktive Gasfassung auch aufgrund der geringen Durchlässigkeit des Deponates wenig sinnvoll (Kühle-Weidemeier, 2005). Eine der möglichen Alternativen ist die biologische Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht. Hierzu gibt es inzwischen eine Vielzahl von Untersuchungen.

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurde u.a. die weltweite Fachliteratur zu diesem Thema ausgewertet (Kühle-Weidemeier, Bogon, 2008). Der vorliegende Beitrag fasst die Ergebnisse zur Wirksamkeit der biologischen Methanoxidation sowie die Erkenntnisse über die relevanten Einflussgrößen auf die Oxidationsleistung zusammen.

2 Funktionsweise und Einflussfaktoren

2.1 Grundlagen der biologischen Methanoxidation

Nicht nur an Deponieabdeckschichten, sondern auch im Bereich anderer Ökosysteme, in denen Methan produziert und ganz oder teilweise wieder oxidiert wird (Tundra, Reisfelder, Seeböden etc.), wurden umfangreiche Forschungen zur biologischen Methanoxidation durchgeführt. Trotz der Vielzahl von Untersuchungen ist eine Abschätzung der Methanoxidation in Deponieabdeckschichten schwierig, weil Untersuchungen häufig mit einer rein wissenschaftlichen Fragestellung durchgeführt wurden und damit die Ergebnisse nur schwer auf die reale Deponiesituation übertragbar sind. Häufig sind aber auch die Randbedingungen zu wenig beschrieben oder die durchgeführten Laborversuche zu weit von realen Bedingungen entfernt.

Methanotrophe Bakterien setzen das Methan entsprechend Bild 2-1 zu Kohlendioxid um. Dieser Umsetzungsweg über Methanol, Formaldehyd und Formiat ist relativ aufwendig mit einem recht begrenzten Energiegewinn. Die Summenformel für diese Umsetzung lautet:



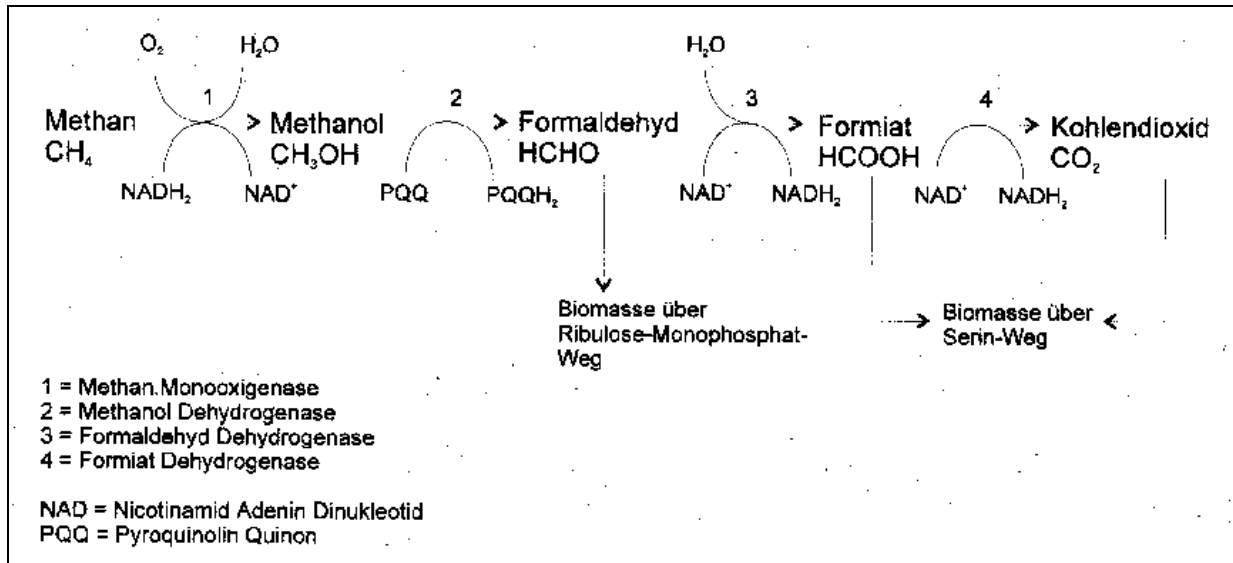


Bild 2-1: Weg der Energiegewinnung über die Oxidationsstufen von Methan zu Kohlendioxid (Humer et al., 1997)

Wie aus dieser Gleichung zu erkennen ist, werden pro mol CH_4 -Abbau 2 mol Sauerstoff verbraucht und es werden 2 mol Wasser freigesetzt. Nach einigen Literaturangaben sind Sauerstoffgehalte von mindestens 2% erforderlich.

2.2 Einflussfaktoren auf die biologische Methanoxidation

2.2.1 Übersicht

Obwohl es eine große Zahl von Untersuchungen zur Methanoxidation gibt, sind viele Einflüsse und vor allem deren gegenseitige Beeinflussung bisher nicht quantifizierbar. Aus der Literatur ergeben sich jedoch zusammenfassend die folgenden Randbedingungen für methanoxidierende Bakterien (Ehrig et al, 2000):

- Relativ lange Generationszeit, d.h. geringe Wachstumsrate
- Hohe pH-Toleranz (>5,5 - 8,5)
- Temperaturbereich wird sehr unterschiedlich angegeben (z.T. 20-37 °C, z.T. auch <20 °C)
- obligat aerob
- Erhöhte Ammoniumkonzentrationen behindern die Oxidation (das Enzym Methan-Monooxygenase katalysiert auch NH_4 und führt damit zu einer Konkurrenzsituation und Milieubeeinflussung. Ammoniak führt ebenfalls zur Milieubeeinträchtigungen)
- Das genannte Enzym kann erst bei bestimmten Kupfergehalten die volle Wirkung entfalten, erhöhte Kupfergehalte weisen dagegen Hemmwirkungen auf.
- Die Aktivität der Oxidation steigt mit zunehmenden Methangehalten. Allerdings wird die Oxidation dann begrenzt, wenn auf Grund der gestiegenen Methangehalte kein Sauerstoff mehr vorhanden ist.

- Der Wassergehalt hat einen erheblichen Einfluss auf die Aktivität (Die CH₄-Diffusion in der Gasphase ist wesentlich größer als in der Flüssigkeitsphase; die Löslichkeit von CH₄ im Wasser ist relativ gering)
- Nach Überschreiten erhöhter Methandurchsatzraten (Verringerung der Kontaktzeiten) sinkt häufig die Umsatzleistung. Dies wird auf begrenzten Diffusionstransport durch den Flüssigkeitsfilm zu den Organismen zurückgeführt.
- Die Anzahl methanoxidierender Bakterien korreliert weitgehend mit der beobachteten Oxidationsleistung
- Angaben über den Einbau des C aus dem CH₄ in die Biomasse schwanken stark (von ca. 20% bis ca. 70%). Bei Messungen des CO₂ als Endprodukt und Maß für die Oxidationsleistung kann die Nichtberücksichtigung dieses C-Verbrauchs zu erheblichen Fehlern führen
- Biologisch verwertbare organische Gehalte im Bodenmaterial erscheinen förderlich für den Oxidationsprozess und die Lebensbedingungen der beteiligten Mikroorganismen (z.B. Zugabe von Kompost o.ä.)
- Unter natürlichen Randbedingungen im Abdeckboden einer Ablagerung treffen die erforderlichen Werte für geringe Methangehalte (wenige %) und ausreichende Sauerstoffgehalte (>2%) nur in einem schmalen Bereich zusammen. Die bisherigen Untersuchungen zeigen, von der Bodenoberfläche ausgehend nach einem kleinen Bereich ohne Methankonzentrationen (damit ohne Oxidierungsaktivität) einen schnellen Anstieg der Oxidierungsaktivität bis zu einem Spitzenwert, evtl. über einige Zentimeter Tiefe gleichbleibende Werte und anschließend ein schnelles Absinken der Aktivitäten. Die bisherigen Messungen zeigen, dass dieser Oxidationsbereich insgesamt maximal eine Mächtigkeit von ca. 20 - 30cm aufweist.

Unter realen Deponiebedingungen haben die ständig wechselnden Randbedingungen in Raum und Zeit einen erheblichen Einfluss auf die biologische Methanoxidation. Der Idealfall einer gleichmäßigen Anströmung der Oxidationszone mit Methan bei guter Sauerstoffversorgung unter optimalen Feuchtebedingungen wird eher die Ausnahme als die Regel darstellen. Zudem spielt auch die Alterung der Oxidationsschicht eine wichtige Rolle.

Pflanzenbewuchs und Durchwurzelung kann sich positiv auf die Methanoxidation auswirken (Gebert, 2008), Bioturbation hingegen wirkt einerseits bodenlockernd, andererseits werden durch wühlende Bodentiere zahlreiche bevorzugte Fließwege geschaffen, die sich nachteilig auf die Gesamtleistung des Systems auswirken. Nach Langzeituntersuchungen von Giani et al, 2002 traten besonders bei Mäusegängen die höchsten Methanemissionen in Deponieabdeckschichten auf. Bei solchen „Punktquellen“ wird von Emissionsraten bis rund 110 l/m² h berichtet.

Deutlich wird auch, dass mit einer technisch optimierten Methanoxidation auf Deponien in der Stilllegungs- und Nachsorgephase ein nicht unerheblicher Material- und Kostenaufwand verbunden ist. Wenn zusätzlich noch ein Oberflächenabdichtungssystem gefordert ist, so wird dies den Aufwand nochmals vergrößern.

Bild 2-2 fasst die Einflussfaktoren auf eine biologische Methanoxidationsschicht zusammen.

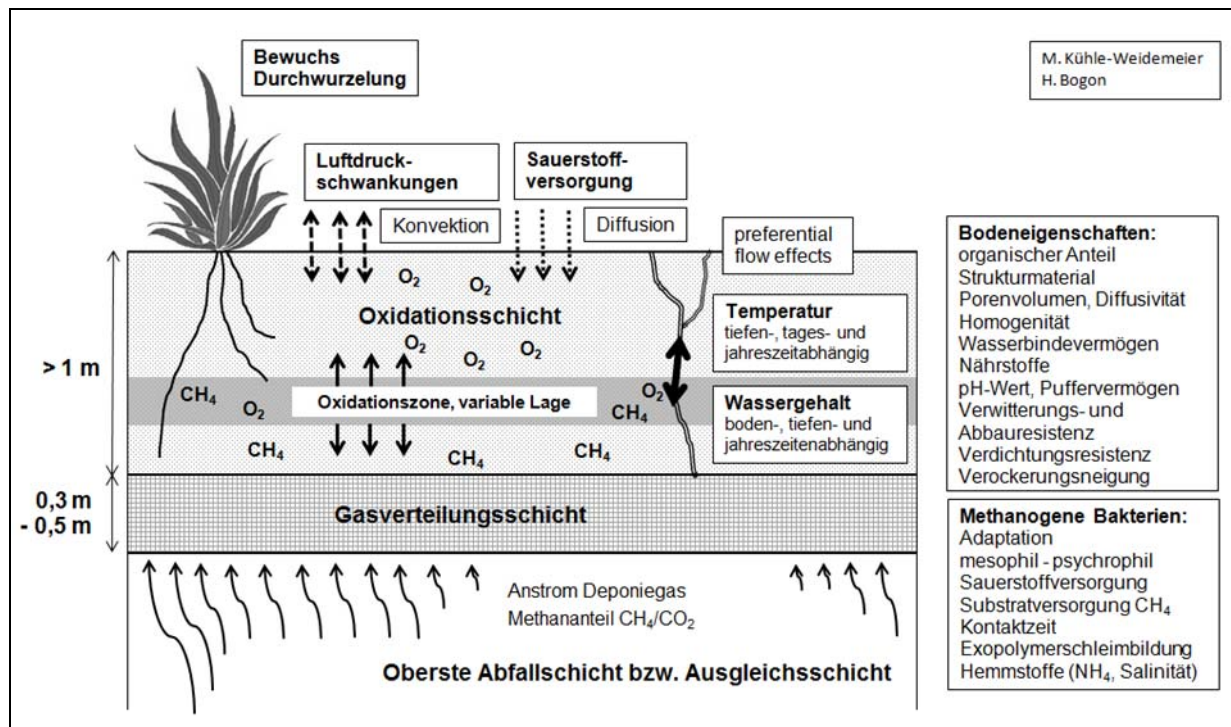


Bild 2-2 Schemadarstellung der Einflussfaktoren auf eine optimierte Methanoxidation bei passiver Entgasung

2.2.2 Einfluss von Luftdruckänderungen

Auf der Hamburger Hafenschlickdeponie Francop wurde von Gebert (2004) ein großtechnisches, passives 2-Kammer-Biofiltersystem zur Methanoxidation erprobt. Im umfangreichen Messprogramm wurden auch Differenzdruckmessungen (Luftdruck, Druck des Deponiegases in der Rohgasleitung) durchgeführt. Es wurden hierbei sehr große Einflüsse der Luftdruckänderungen auf das emittierte Gasvolumen ermittelt.

Gebert, 2004 kommt in Bezug auf den Luftdruckeinfluss bei der Methanoxidation im Biofilter zusammenfassend zu folgenden Ergebnissen:

- Zwischen der Druckveränderung der Gase und dem transportierten Volumenstrom besteht ein Zusammenhang. Mit zunehmendem Differenzdruck steigt auch der Volumenstrom.
- Ein Unterdruck in der (aus der Deponie herangeführten) Rohgasleitung gegenüber der Atmosphäre induziert einen Luftstrom in die Deponie, ein Überdruck bewirkt die Emission von Deponiegasen in die Atmosphäre (bzw. hier durch den Biofilter).
- Die Strömungsrichtung des Deponiegases ändert sich demnach häufig. Im Untersuchungszeitraum von etwa 2 Wochen erfolgten 14 Wechsel der Strömungsrichtung.
- Der Volumenstrom hängt prinzipiell von der Druckschwankung bzw. dem Differenzdruck ab. Die Durchlässigkeit des Filtermaterials begrenzt jedoch das pro Zeiteinheit mögliche austauschbare Gasvolumen.

- Mit der Änderung von Volumenstrom und Strömungsrichtung erfolgt auch eine stetige Änderung von Sauerstoff- und Methangehalten in der Rohgaszuleitung. Es gibt kaum Phasen gleichbleibender Methankonzentration.
- Eine Gasemission mit konstant hoher Methankonzentration wurde in 8% des Messzeitraumes ermittelt. Ein Drittel des Messzeitraumes war durch Methankonzentrationen nahe Null gekennzeichnet.
- Damit ist eine konstante Flächenbelastung des Biofilters ausgeschlossen. Die Phasen mit sehr geringem Methananteil sowie die Phasen mit Emissionsspitzen (und Sauerstoffmangel) führen in der Folge zu einer gegenüber einem theoretischen Wert stark verminderten Methanoxidationsleistung. Unter Gewichtung der verschiedenen Phasen ergibt sich **eine mittlere, frachtbezogene Methanabbauleistung von 58%**.
- Lufttemperaturen und Windverhältnisse zeigten keinen nennenswerten Einfluss auf das die Deponiegasemission. Es können hier jedoch kurzzeitige, windbedingte Druckschwankungen vorkommen, die sich nicht unbedingt auf die Systemleistung zur Methanoxidation auswirken.

Der durch die Emissionsdynamik bewirkte konvektive Eintrag von Sauerstoff in die methanoxidierenden Schichten hat auch positive Effekte, da dadurch auch höhere Methankonzentrationen bzw. höhere Volumenströme oxidiert werden können.

2.2.3 Temperatureinfluss

Wie jede biochemische Reaktion ist auch die Methanoxidation stark temperaturbeeinflusst. Die natürlichen Temperaturschwankungen im Boden wirken sich auf das Wachstum der Bakterien aus. Die meisten methanotrophen Bakterien vermehren sich zwischen 20 und 37 °C. Die optimale Temperatur für diese mesophilen Organismen liegt bei > 30 °C.

Versuche in Alaska und in der ehemaligen U.D.S.S.R. haben ergeben, dass auch bei Temperaturen von 6 bzw. 10°C Methanoxidation stattfindet, was auf die Existenz von psychrophilen Stämmen methanotropher Bakterien schließen lässt. Eine aktuelle Untersuchung hierzu liegt z.B. von Zimmermann, 2007 vor. Es konnte gezeigt werden, dass die methanoxidierenden Bakterien in den untersuchten nassen Tundrenböden Sibiriens eine ähnlich große Bedeutung hatten wie in vergleichbaren nassen Böden wärmerer Klimate.

Gebert (2004 und 2007) hat temperaturabhängige Methanabbauraten im Laborversuch für einen Temperaturbereich zwischen 2 – 38 °C ermittelt. Es zeigte sich eine typische mesophile Reaktion, die bei 5° C kaum noch einen Methanabbau zulässt (Bild 2-3).

Weitere Versuche mit bei 10 °C angereicherten Kulturen deuten darauf hin, dass hier psychrophile Organismen mit einem Temperaturoptimum bei 22 °C einen ähnlichen Methanabbau erlauben wie mesophile im höheren Temperaturbereich. Damit ist auch erklärbar, dass eine Methanoxidation auch in arktischen Sedimenten und Tundrenböden möglich ist. Unklar bleibt, über welchen Zeitraum eine Temperaturverschiebung wirken muss, um diese Anpassung zu ermöglichen.

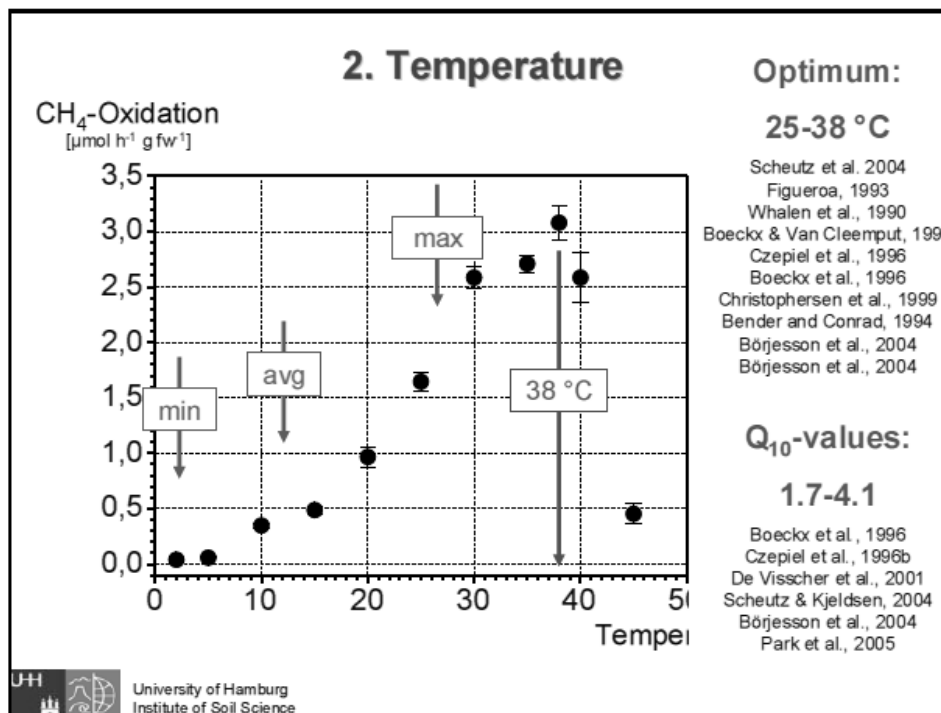


Bild 2-4: Einfluss der Temperatur auf die Methanoxidation (Gebert, 2007)

2.2.4 Bedeutung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die Methanoxidation

Eine der Grundvoraussetzungen für Methanoxidation in Abdeckschichten ist der diffusive Einstrom atmosphärischen Sauerstoffs. Der Diffusionskoeffizient hängt in starkem Maße vom Anteil des luftgefüllten Porenraumes und damit von der Porengrößenverteilung, von der Verdichtung und vom Wasserhaushalt ab.

Gebert und Gröngröft (2008) führten hierzu Untersuchungen anhand von ungestörten Bodenproben aus Abdeckschichten von 5 Altdeponien durch:

Für die untersuchte Spanne steigt der Diffusionskoeffizient mit zunehmendem luftgefülltem Porenvolumen um den Faktor 30. Gröber texturierte Substrate wie **reine, schwach lehmige oder schwach schluffige Sande** sind unter dem Aspekt der Sauerstoffnachlieferung an methanotrophe Organismen damit geeigneter als Tone oder Lehme (Gebert, Gröngröft, 2008).

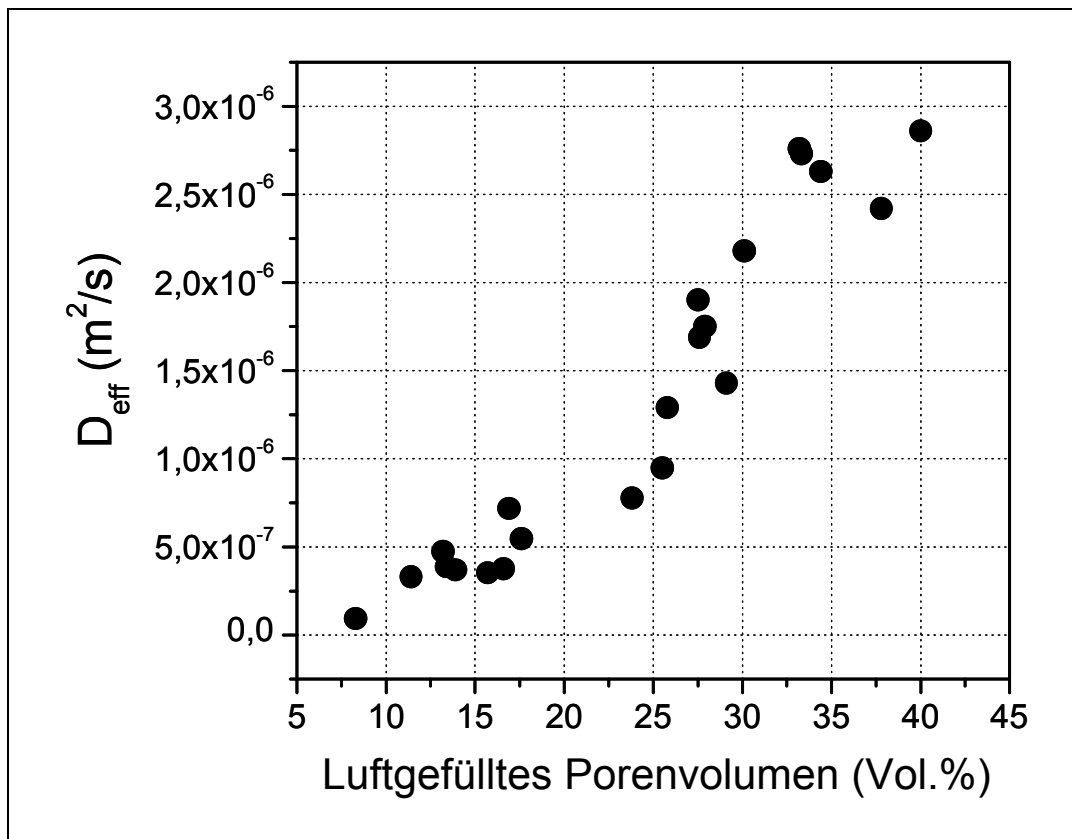


Bild 2-5 Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Diffusivität (Gebert und Gröngröft, 2008)

2.2.5 Einfluss der Verdichtung auf die Diffusivität

Bild 2-6 zeigt den Einfluss der Verdichtung auf den bei Feldkapazität noch luftgefüllten Porenanteil in einem stark lehmigen Sand: bei einer Einbaudichte von 75 % der Proctordichte weist das Material mit 33 Vol.% eine sehr hohe Luftkapazität auf, die mit zunehmender Verdichtung stark abfällt. Bei einem Verdichtungsgrad von 95 % der Proctordichte stehen in dem gewählten Material nur noch etwa 16 Vol.% für den Gasaustausch zur Verfügung. Die Diffusivität variiert für den untersuchten Bereich entsprechend um den Faktor 7. Dies unterstreicht die Bedeutung der Einbaupraxis für die Leistungsfähigkeit eines Materials, das zum Zweck der mikrobiellen Methanoxidation aufgebracht wird (Gebert, Gröngröft, 2008).

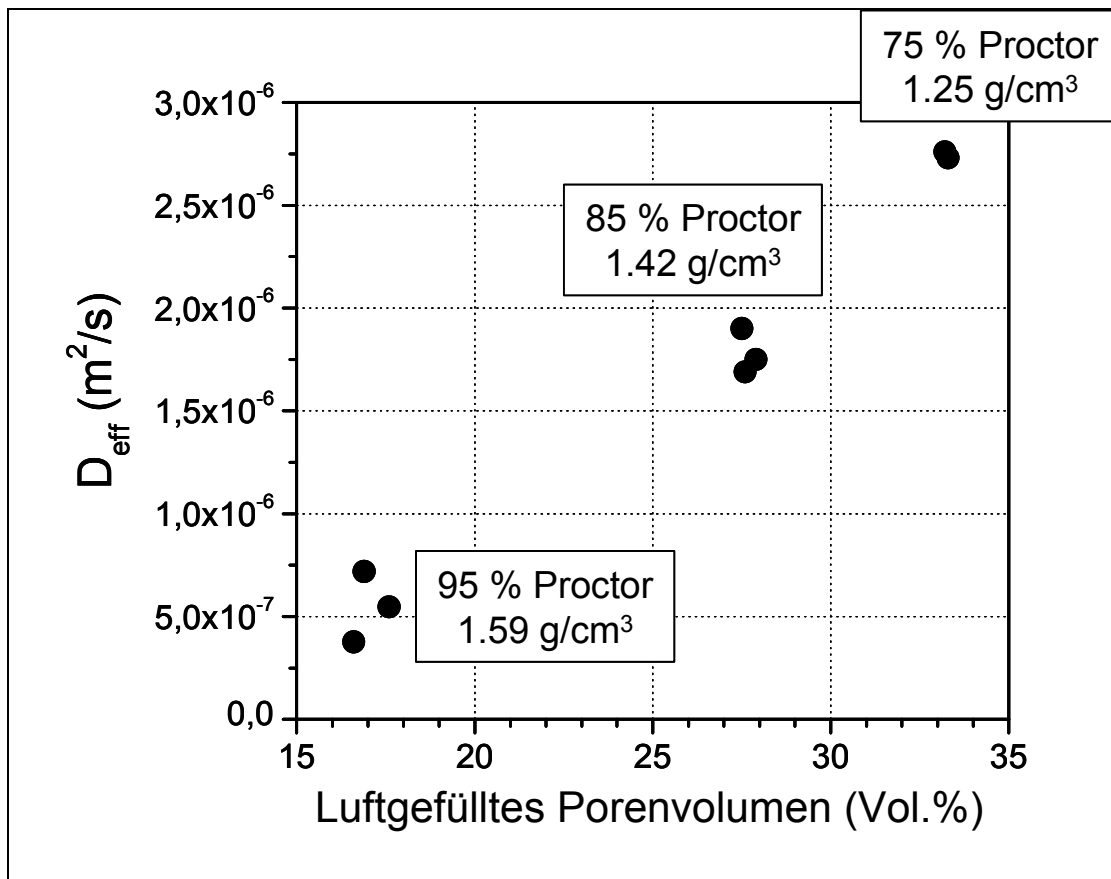


Bild 2-6 Beziehung zwischen Verdichtungsgrad, luftgefülltem Porenvolumen und Diffusivität.

Für die Praxis ist daraus allerdings nicht der Schluss zu ziehen, dass eine sehr lockere Schüttung der Abdeckung / Oxidationsschicht dauerhaft eine bessere Sauerstoffversorgung sicherstellt. Nach Al-Akel (2008) wiesen locker geschüttete Rekultivierungsböden bereits nach 1 – 1,5 Jahren einen Verdichtungsgrad von ca. 90% auf.

2.2.6 Einfluss des Bodenwassergehaltes

In Bild 2-7 und ist beispielhaft der Einfluss des Wassergehaltes des Bodens auf die Oxidationsleistung dargestellt (zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch Gebert, 2007). Dieser Parameter ist zweifellos noch vielschichtiger als der Parameter Temperatur, da Feuchtigkeit für die Mikroorganismen unabdingbar ist, u.a. die Gasbewegung im Boden stark beeinflusst, die Diffusion beider Gase (Methan und Sauerstoff) in Richtung Mikroorganismen bestimmt und insgesamt einen wichtigen Parameter für die Bodenstruktur bildet.

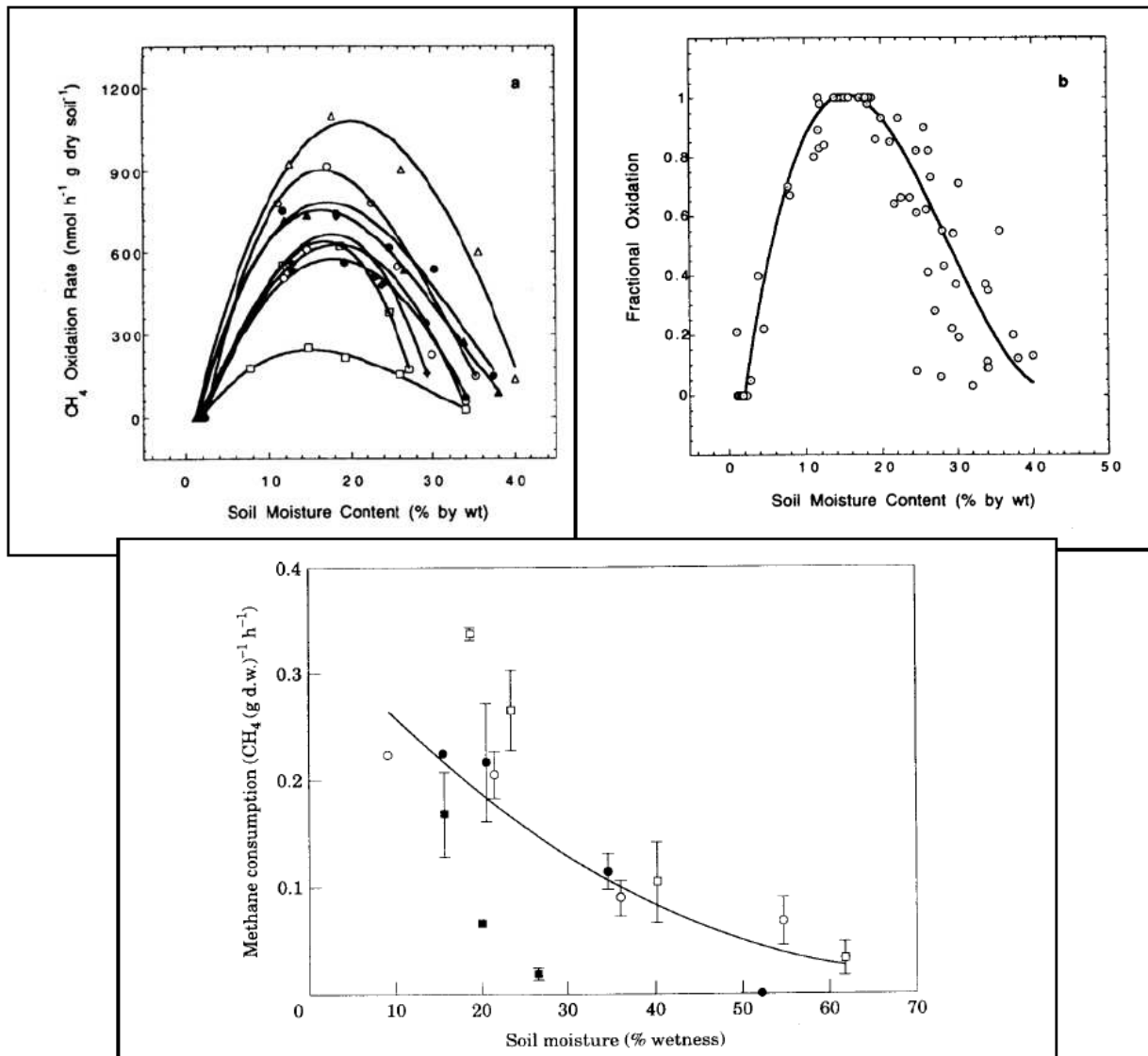


Bild 2-7: Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Methanoxidierungsrate (Czepiel et al., 1996) (a - oben links); Werte aus a normiert auf eine relative Oxidationsrate von 1 beim optimalen Wassergehalt (b – oben rechts); Einfluss des Wassergehaltes im Boden auf die Methanumsetzungsrate (Börjesson et al., 1997)(c– unten). Zusammenstellung nach Ehrig et al, 2000

2.2.7 Einfluss des konvektiven Deponiegasstroms auf die Diffusion von Sauerstoff in Deponie-Abdeckschichten

Die sich aus Bild 2-5 ergebende Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Diffusionskoeffizient wurde von Gebert und Gröngröft (2008) als Basis für eine Simulation von Sauerstoff-Konzentrationsprofilen in einer fiktiven Deponie-Abdeckschicht für verschiedene Szenarien konvektiven Deponiegasstroms genutzt. Sie schreiben hierzu:

„Die Simulationen zeigen die deutliche Abhängigkeit der Ausprägung von Sauerstoffkonzentrations-Profilen in der Bodenluft von der Diffusivität des Substrates einerseits und dem Ausmaß des konvektiven Deponiegasstromes andererseits: die Sauerstoffkonzentration nimmt mit abnehmender Diffusivität und zunehmendem konvektiven Deponiegasstrom ab.“

Bei geringer Diffusivität (hier: luftgefülltes Porenvolumen = 11 %, A) wird selbst bei sehr geringen Deponiegasflüssen von $0.83 \text{ l m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (entspricht $0.5 \text{ l CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), wie sie derzeit im Referentenentwurf der Integrierten Deponieverordnung als tolerierbare Restgasflüsse vorgesehen sind, eine Konzentration von $> 10 \%$ O_2 nur in den oberen 20 cm erreicht. Eine Luftkapazität von 11 % wird nach AG BODEN (2005) als ‚mittel‘ eingestuft und entspricht z.B. den Eigenschaften lehmiger und schluffiger Sande mittlerer und höherer Lagerungsdichte, stark sandiger Lehme geringer und mittlerer Dichte oder auch Schluffen geringer Lagerungsdichte (siehe auch Bodenkundliche Kartieranleitung, Tabelle 70).

Aus den gewonnenen Daten lässt sich gemäß des 1. Fick'schen Gesetzes die zur vollständigen Oxidation eines gesetzten Methangasstromes notwendige Diffusivität eines Materials errechnen. Wird die Mächtigkeit des effektiven Methanoxidationshorizontes zum Beispiel mit 40 cm angenommen, und sollen $0.5 \text{ l CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ oxidiert werden, wird gemäß der Reaktionsgleichung für die mikrobielle Methanoxidation ein Sauerstoff-Einstrom von $1 \text{ l m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ benötigt. Bei dem gegebenen konvektiven Gegenstrom von $0.83 \text{ l Deponiegas m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ wird hierfür ein Diffusionskoeffizient von $8 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ benötigt, dies entspricht einer Luftkapazität von etwa 18 Vol.% (siehe auch Bild 2-5). Dieses Kriterium würde bei geringer Verdichtung (bis 1.4 g/cm^3) von mittel bis stark schluffigen, lehmigen und tonigen Sanden erfüllt, bei mittlerer Verdichtung ($1.4 - 1.6 \text{ g/cm}^3$) nur noch von schwach schluffigen, lehmigen und tonigen Sanden.

Die Beispiele zeigen, dass Lehme, Schluffe und Tone aufgrund ihrer deutlich geringeren Luftkapazitäten und der damit einhergehenden verminderten Sauerstoffnachlieferung an die methanotrophen Organismen als Substrat einer Methanoxidationsschicht wenig geeignet sind.“

2.3 Pedogenetische Prozesse

In Böden enthaltene Feststoffe unterliegen Abbau- bzw. Lösungsprozessen, der Verlagerung durch Einwirkung von freiem Wasser und der Wiederausfällung bzw. Neubildung an anderer Stelle. Dies sind pedogenetische Prozesse, die durch die allgemeinen Faktoren der Bodenbildung (Ausgangsgestein, Relief, Klima, Wasser, Organismen und Zeit) beeinflusst werden (DGGT E2-21, 2006).

Unter dem Einfluss unseres humiden Klimas werden Inhaltsstoffe durch Niederschlag gelöst und mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert. Dort werden sie meist wieder ausgefällt. Besonders zu beachten sind in dieser Hinsicht Eisen, Schwefel, Calcium bzw. Carbonate und Stickstoff. Nähere Erläuterungen sind z.B. in DGGT E2-21, 2006 nachzulesen. Letztlich wird auch die organische Substanz im Boden, z.B. in Form von Reifekompost, Veränderungsprozessen und einem weiteren Abbau unterliegen. Viele dieser Prozesse sind zumindest langfristig geeignet, das Bodengefüge für eine Methanoxidation ungünstig zu verändern.

2.4 Funktionsdauer biologischer Methanoxidationsschichten

Unter ungünstigen Bedingungen kann der Porenraum in der Methanoxidationsschicht drastisch reduziert werden. Damit wird der Sauerstoffeintrag und somit eine Grundvoraussetzung für die Oxidation reduziert oder unterbunden.

Mostafid et al. (2008) untersuchten das Alterungsverhalten von Methanoxidationsschichten in Bezug auf die Durchströmbarkeit. Untersuchungsgegenstand waren 3 Testfelder auf der

Deponie des Yolo County, die alle einen hohen Anteil organischer Materialien in der Methanoxidationsschicht hatten.

Tabelle 2-1 Dichtezunahme unterschiedlicher Methanoxidationsschichten auf der Deponie Yolo County (Daten aus Mostafid et al., 2008a)

	Winter Anfang 2006	Sommer 2007	Nach 1,5 Jahren
Material	Trockendichte [g/cm ³]		Dichtezunahme
Ungesiebter Kompost	0,32	0,56	75%
Mischung aus Kompost und Holzschnitzeln	0,23	0,37	62%
Grünabfall (Gartenabfälle)	0,074	0,28	278%

Die Dichtezunahme in solchen Substraten, mit der eine Reduktion der Durchströmbarkeit verbunden ist, ist nicht weiter überraschend, verdeutlicht aber, in welchem Umfang sich entscheidende Eigenschaften solcher Schichten bereits innerhalb eines kurzen Zeitraums verändern können. Bei rein nativ organischen Substraten oder stark damit angereicherten mineralischen Böden sind daher **deutliche Veränderungen des Oxidationsverhaltens im Laufe der Zeit** zu erwarten.

Die Permeabilität der Oxidationsschicht kann auch durch das „Zuwachsen“ des Porenraumes mit Abbauprodukten stark herabgesetzt werden. Bei Säulenversuchen mit aktiv durchströmten Biofilterschichten stellten Streese-Kleeberg und Stegmann (2007) fest, dass sich eine Vielzahl von Substraten schnell zusetzte. Dies wurde durch die Ansammlung von exopolymeren Substanzen (EPS) hervorgerufen. Erfolgreich wurde schließlich eine Mischung aus Kompost, Holzfasern und Torf eingesetzt.

3 Wirksamkeit der biologischen Methanoxidation

3.1 Säulenversuche

Bei Laboruntersuchungen zur Methanoxidation kann nach Humer et Lechner (1997) zwischen zwei prinzipiellen Methoden unterschieden werden. In **Inkubationsversuchen (Batchversuchen)** kann das Methanoxidationspotenzial eines Substrates unter festgelegten Randbedingungen z.B. Einstellung des Wassergehaltes, Temperatur, Methanankfangskonzentration und Probemenge bestimmt werden. Es ist zu berücksichtigen, dass die dabei erzielten Abbauraten selten die realen Verhältnisse im Anwendungsfall Biofilter und/oder Abdeckschicht widerspiegeln. Um diese Verhältnisse besser simulieren zu können, bieten sich **Säulenversuche im technischen Maßstab** mit kontinuierlichem Gasdurchfluss an. Die vielen Interaktionen der unterschiedlichen, teilweise sich beeinflussenden Parameter im Drei-Phasensystem (Wasser, Gas und Feststoff), zur letztendlichen Aussage der Methanoxidationsabbaurate, können so detaillierter untersucht werden.

Im Technischen Leitfaden Methanoxidationsschichten (Huber-Hummer et al, 2008), wird empfohlen, die Methanabbaukapazität von Substraten vor einer großtechnischen Realisierung labortechnisch zu ermitteln.

Ein Material kann als geeignet beurteilt werden, wenn die unter idealen Laborbedingungen ermittelten Methanabbauraten nach einer etwa ein- bis zweiwöchigen Adaptionsphase möglichst konstant bei 100% liegen (d.h. das gesamte zugeführte Methan entsprechend der zu erwartenden Emissionssituation der Ablagerung sollte abgebaut werden). Bei Steigerung der Methanzufuhrmenge auf das Doppelte der vor Ort zu erwartenden Gasmenge sollten die Abbauraten 70 – 80 % nicht unterschreiten.

Tabelle 3-1 Vergleichend auf Methanoxidationskapazität untersuchte Materialien mit einigen relevanten Charakterisierungsparametern (Huber-Humer et al, 2008)

m = Median(Mittel), Min – max = Wertespanne vom kleinsten bis größten Messwert;

LPV= luftgefülltes Grob-/Mittelporenvolumen ermittelt durch Wassereinstaumethode in den Versuchssäulen

Material	Zusatz-Info	TOC	NH ₄	AT ₇	LPV	Versuchsdauer	Adaptionszeit	CH ₄ -Zufuhr	Oxidation (%)	
		% TM	ppm	mgO ₂ /gTM	vol%				Tage	Tage
Müllkompost 1	--	16,8	5	--	31	22	4	230	55 - 100	95
Müllkompost 2	Frischer Kompost	14	80	9,8	27	187	Nicht erreicht	250	13 - 100	53
Müllkompost 3	Reifkompost	12,2	38	4,5	26	187	12	250	43 - 100	100
Müllkompost 4	Gute Struktur	14,8	7	6,8	32	84	5	300	62 - 100	98
Müllkompost 5	--	16,3	105	7,1	29	56	6	250	62- 100	100
KS-Kompost 1	--	12,9	56	6,9	29	45	10	250	50 - 100	100
KS-Kompost 2	Reifkompost	13,7	8	2,7	29	53	5	250	87 - 100	100
KS-Kompost 3	Hoher NH ₄ -gehalt, NO ₂	16,4	1200	6,2	40	35	Nicht erreicht	130	5 - 71	35
KS-Kompost 4	Hohe CH ₄ -Zufuhr	13,3	4	1,9	34	84	20	300	54 - 96	85
KS-Kompost 5	Gute Struktur	14,1	1	1,1	47	32	10	250	27 - 100	100
Boden 1	Sehr feinkörnig	3,3	7	0,2	12	51	10	250	35 - 47	42
Boden 2	Gartenerde hohe CH ₄ -Zufuhr	2,6	1	0,2	27	84	15	300	51 - 100	97
Boden 3	Mineralische Deponieabdeckung	0,9	1,1	0,3	35	36	16	60	0 - 35	19
MIX 1	70% KSK1 + 30% Sand	7,7	3	4,8	26	55	32	250	50 - 100	85
MIX 2	70% KSK2 + 30% Sand	7,8	4	1,9	29	53	Nicht erreicht	250	35 - 100	75
MIX 3	60% KSK3 + 40% Boden2	10,2	451	2,5	38	35	Nicht erreicht	130	0 - 58	37
MIX 4	60% KSK4 + 40% Boden2	7,0	2	0,8	31	72	9	300	51 - 100	83
MIX 6	70% Müllkompost5 + 30% Sand	8,1	50	3,0	25	56	4	250	51 - 100	100
MBA-Material	Aerob stabilisiert, <20 mm	17,3	218	15,9	19	72	17	280	60 - 80	71
Altlastenmaterial 1	ca. 15 Jahre alter Müll, <20 mm abgesiebt	3,0	84	2,4	21	59	15	250	15 - 70	45
Altlastenmaterial 2	Altlastenmaterial 1 +30% Strukturmaterial	7,7	108	11,4	31	59	15	250	20 - 80	60

In Tabelle 3-1 sind beispielhaft einige Materialien hinsichtlich ihrer Abbauleistung und relevanter Charakterisierungsparameter (Organikgehalt, Ammoniumgehalt als möglicher Hemmer, Reifeparameter, und das LPV als ein wesentlicher physikalischer Kennwert) zusammengefasst. Die min-Werte in der Tabelle stellen vorwiegend die Oxidationsraten während der Adaptionsphase (lag-Phase) zu Beginn der Untersuchungen dar. Sie sind unter gleichen, optimalen Laborversuchsbedingungen ermittelt worden und erlauben demzufolge einen direkten Vergleich unterschiedlichster Substrate.

Vorteilhaft erscheinen hierbei zunächst Substrate mit Kompostbeimischung (Reifkompost), welche Oxidationsleistungen bis 250 – 300 l/m² d aufweisen. Bei Boden 3 (nicht näher beschriebene mineralische Deponieabdeckung) wird hingegen bei einer CH₄-Zufuhr von 60 l/m² d nur noch eine mittlere Oxidationsrate von 19% erreicht. MBA-Material < 20 mm wiederum weist eine deutlich höhere Oxidationsleistung auf, die eher im Bereich der untersuchten Komposte liegt.

Aus diesen Kurzzeit-Laborversuchen ist allerdings noch keine Aussage zur Langzeiteignung von Substraten abzuleiten. Der Vorteil der Zumischung von Reifekompost kann sich nach einiger Zeit stark relativieren, wenn die organischen Anteile des Substrats im Boden abgebaut werden und das Substrat somit sein Luftporenvolumen bzw. seine Luftdurchlässigkeit weitgehend verliert. Weiterhin kann durch Verlagerung und Ausfällung von Abbauprodukten das Porenvolumen negativ beeinflusst werden. Hinweise auf negative Auswirkungen organischen Feinmaterials finden sich z.B. in Kjeldsen, 2008. Ähnliches ist möglicherweise auch bei MBA-Substrat zu erwarten, welches seine anfänglich gute Eignung für Methanoxidations-Biozönose durch Verdichtung und Alterung teilweise einbüßen könnte, wobei dieses durch die biologische Vorbehandlung aber weiter vorgealtert / stabilisiert als Bioabfallkompost ist.

In Tabelle 3-2 sind Ergebnisse verschiedener Säulenversuche anderer Autoren aufgeschlüsselt gegenübergestellt. Dabei ist die Methanbeaufschlagung der jeweiligen Säule, der Methanoutput und der Methanabbau einheitlich in l CH₄/m²*h, ggf. durch Annahmen, umgerechnet worden. Die Methanabbaurate ist zusätzlich in [%] dargestellt. Ähnliche Zusammenstellungen sind auch bei anderen Autoren zu finden (z.B. bei Scheutz, 2002).

Die einzelnen Versuchsaufbauten unterscheiden sich allerdings in Parametern wie der Einbauhöhe der untersuchten Substrate, der gewählten Gaszusammensetzung und dem Lufteintrag ins Substrat signifikant. So liegen die einzeln gewählten Einbauhöhen in den Säulen der unterschiedlichen Autoren zwischen 45 und 100 cm, die Gaszusammensetzungen schwanken zwischen einem Methananteil von ca. 100 Vol.-% bis 3 Vol.-% und die Sauerstoffversorgung ist sehr unterschiedlich realisiert.

Tabelle 3-2: Vergleich der Ergebnisse zum Methanabbau verschiedener Autoren (Säulenversuche, Zusammenstellung nach Felske, 2003)

Autor	Jahr	Substrate	Methanbelastung [l CH ₄ /m ² *h]	Methanoutput [l CH ₄ /m ² *h]	Methanabbau [l CH ₄ /m ² *h]	Abbaurrate [%]
Mennerich	1986	Rindenkompst	13,09*	0,44		97
			195,95*	151,33		23
Croft et Emberton	1989	5 Deponieböden	0,085			50
			0,85			60
Stegmann et al.	1991	Deponieböden Komposte	bis zu 156,5			bis zu 100
Kightley et al.	1995	3 Deponieböden	ca. 17,0		10,53 ^a	
Humer et Lechner	1996- 2001	Hausmüllkompost Klärschlammkompost	bis zu 11,46		bis zu 11,46	bis zu 100
Figueroa	1998	Mutterboden Geschiebemergel Biomüllkompost	6-120	k.A.	k.A.	k.A.
Visvanathan et al.	1999	2 Böden	bis zu 10,31		bis zu 4,94 ^a	
de Visscher et al.	1999	Ackerboden	13,45°		7,97°	
		Deponieböden	22,91°		14,97°	
		Deponieböden	9,96°			95-99
Hilger et al.	2000	Deponieböden	ca. 17,9 ^a			38
Scheutz et Kjelden	2001	Deponieböden	15,63°			60-88
Stein et Hettiaratchi	2001	Torf				
		Deponieböden	9,94-19,87°		6,21°	
		Ackerboden				

* Annahme Gasdurchsatz konstant ^a: Annahme 1 bar °Annahme 1bar / 15°C

Diese experimentellen Unterschiede lassen einen genaueren Vergleich der Ergebnisse nicht zu. Dennoch können nach Felske, 2003 folgende Hauptaussagen aus den vorgestellten Ergebnissen abgeleitet werden:

- **Substrate mit höherem Organikanteil, insbesondere reife Komposte, zeigen sehr hohe Methanabbauraten.**
- **An Methan adaptierte Substrate liefern höhere Initialabbauraten**
- **Mit sinkender Flächenbelastung steigt die Methanabbauraten**

Die Kontaktzeit des Methans mit den methanotrophen Bakterien im Substrat spielt eine Schlüsselrolle für die Abbauleistung. Das Methan kann von den Mikroorganismen nur in gelöster Form aufgenommen werden. Da die Löslichkeit von Methan im flüssigen Biofilm relativ gering ist, benötigt es eine gewisse Kontaktzeit, um in eine für die Mikroorganismen verfügbare Form überzugehen.

Durch Extrapolation ihrer Ergebnisse vermuten Stein et Hettiaratchi (2001) **einen vollständigen Methanabbau bei einer Methanbeaufschlagungsrate von ca. 5,2 l CH₄/m²*h**. Diese Annahme wurde allerdings nicht experimentell bestätigt.

Aus den im experimentellen Teil von Felske (2003) gewonnenen Erkenntnissen über die Leistungsfähigkeit methanoxidierender Deponieabdeckschichten konnten praxisrelevante Werte abgeleitet werden. **So wurde für die Belastung solcher Systeme ein Grenzwert von 6 l CH₄/m²*h ermittelt**, der z.B. deutlich über den zu erwartenden Restgasemissionen einer MBA Deponie liegt. Bei einer durchgeführten Gasprognose einer herkömmlichen Siedlungsabfalldeponie, wurde darüber hinaus sichtbar, dass eine passive Entgasung über methanoxidierende Schichten in der Gesamtdeponieoberfläche theoretisch ausreichen würde, die noch vorhandenen Restgasemissionen zu kontrollieren. Dies ist jedoch eine idealisierte Modellvorstellung und bedeutet nicht, dass in einer solchen Deponie auf die aktive Gasfassung verzichtet werden kann.

3.2 Literaturobwertung Säulen- und Freilandversuche durch Chanton et al.

Die bisher umfassendste Literaturobwertung liegt (derzeit noch unveröffentlicht) von Chanton et al, 2008 vor. Die Autoren haben 42 Untersuchungen zum Anteil des oxidierten Methans sowie 30 Untersuchungen zur Methanoxidationsrate in Abhängigkeit von den Bodenarten und Deponieabdeckungen ausgewertet. Es wurden Säulenversuche und Feldversuche berücksichtigt.

Die Mittelwerte des oxidierten Methananteils beim Durchgang durch verschiedenen Böden und Abdeckungen lagen demnach zwischen 22% und 55% bei bindigen bis sandigen Böden.

Mittelwerte für Oxidationsraten lagen zwischen 3,7 und 6,4 mol / m² * d für unterschiedliche Bodentypen. Dies entspricht 59 bis 102 g / m² * d oder 82 bis 142 l / m² * d.

Der Mittelwert des oxidierten Methananteils über alle Untersuchungen beträgt 36% mit einer Standardabweichung von 6%.

Der Mittelwert der Oxidationsrate über alle Untersuchungen wurde mit 4,5 mol / m² * d ermittelt bei einer Standardabweichung von 1,0. Dies entspricht 72 g / m² * d oder 100 l / m² * d.

Eine Auswertung von 15 Studien, die über einen Jahreszyklus reichten, ergab einen CH₄-Abbaugrad zwischen 11% und 89%, im Mittel 35%, also sehr nahe am Gesamtdurchschnitt aller Untersuchungen.

9 Untersuchungen wurden in Florida, also in einer subtropisch bis tropischen Klimaregion, durchgeführt und ergaben eine mittleren Methanoxidationsgrad von 27%. 5 weitere Studien wurden in Nordeuropa, also in einer gemäßigten Klimazone, durchgeführt und ergaben eine mittlere Oxidationsrate von 54%.

Nach Chanton et al. lässt sich aus diesen Ergebnissen ableiten, dass die Methanoxidationsrate auf Deponien deutlich höher ist als der bisherige Vorgabewert von 10% (IPPC). Dieser Vorgabewert sei auf eine erste Untersuchung von Czepiel et al (1996) zurückzuführen, die erstmals einen begründeten Wert für eine Methanoxidationsrate auf Deponien lieferte und dadurch übermäßiges Gewicht bekommen habe. Der Vorgabewert von 10% solle daher an die technischen Fortschritte angepasst werden.

Eine Anpassung der Methanoxidationsrate ist deponiebezogen sicherlich überall dort angebracht, wo durch gezielte Planung auf der Grundlage aktueller Erkenntnisse eine optimierte Methanoxidation realisiert ist. Viele der von Chanton et al ausgewerteten Untersuchungen beziehen sich auf mehr oder weniger optimierte Systeme zur Methanoxidation.

In Bezug auf die nationale Bilanzierung von Treibhausgasen kann der Vorschlag von Chanton et al nicht ohne weiteres übernommen werden, da technisch optimierte Systeme zur Methanoxidation bisher der Ausnahmefall auf Deponien sind. Der Regelfall bisher und vermutlich auch in den nächsten Jahren noch, ist eine ungezielte, auf zufälligen Konstellationen beruhende Methanoxidation.

Tabelle 3-3: Zusammenfassung der Literaturlauswertung von Chanton et al, 2008, Methanoxidationsrate und Abbaugrad, aufgeschlüsselt nach Abdeckmaterial und Methode (Säule oder Feld)

Abdeckmaterial	Methode	Anzahl Unters.	CH ₄ -Oxidationsrate			CH ₄ -Abbaugrad
			mol / m ² * d	g / m ² * d	L / m ² * d	%
Organisch	Säulenversuch	2	7,836	125,4	174	60
Organisch	Feldversuch	7	0,074	1,2	2	34
Organisch	gesamt	9	3,955	63,3	88	40
Bindig	Säulenversuch	3	2,653	42,4	59	40
Bindig	Feldversuch	4	5,099	81,6	113	18
Bindig	gesamt	7	3,876	62,0	86	22
Sandig	Säulenversuch	5	10,000	160,0	222	18
Sandig	Feldversuch	3	0,473	7,6	11	53
Sandig	gesamt	8	6,427	102,8	143	55
anderes Material	Säulenversuch	5	6,483	103,7	144	39
anderes Material	Feldversuch	18	1,746	27,9	39	28
anderes Material	gesamt	23	3,722	59,6	83	30
alle Versuche		47	4,505	72,1	100	36

3.3 Literaturlauswertung Freilandversuche

3.3.1 Deponie Kuhstedt

Bei Versuchen an verschiedenen Testfeldern auf der Deponie Kuhstedt (Hupe et al., 2007) war eine vollständige Methanoxidation bei Flächenbelastungen von bis zu **1,6 l Methan/m² h** in der Rekultivierungsschicht möglich. Die Lage der Methanoxidationszone war veränderlich und hing neben dem Angebot an Methan und Sauerstoff auch von den bodenhydrologischen und klimatischen Bedingungen ab.

3.3.2 Deponie Gunsleben

Die vorliegenden Resultate aus 5 verschiedenen Technikumsversuchen (Martienssen, 2007 und Martienssen et al, 2008) belegen, dass durch geeignete Materialien und konstruktive

Maßnahmen eine effektive Methanoxidation erreicht werden kann. In Technikumsversuchen wurden Methanbefrachtungen bis zu $6 \text{ l/m}^3\cdot\text{h}$ mit einem Wirkungsgrad von ca. 90 % biologisch abgebaut. Dabei konnte überwiegend auch unter Winterbedingungen eine stabile Methanoxidation aufrechterhalten werden.

Eine weitere Verringerung dieser geringen Restgehalte fand bisher nicht mehr statt. Bei höheren Deponiegasmengen wurde die Abbauleistung erwartungsgemäß von der Gasmenge und der Methanfracht beeinflusst. Dabei lagen die bisher gemessenen Abbauleistungen bei durchschnittlich > 80%.

Die passive Methanoxidation ist nach Martienssen et al. (2008) vor allem für solche Deponien geeignet, die ein **Methanbildungspotential von ca. 6 – 8 l Methan je $\text{m}^2 \cdot \text{h}$ nicht überschreiten**. Dies trifft insbesondere für viele bereits ältere Deponien zu. Eine passive Methanoxidation mit Hilfe einer optimierten Oberflächenabdeckung kann aber auch dort ökonomisch und ökologisch sinnvoll sein, wo am Ende einer aktiven Gasfassung die Oxidation mittels Fackel nicht mehr effektiv zu gewährleisten ist.

Nach den bisher vorliegenden Resultaten kann mit hinreichender Sicherheit davon ausgegangen werden, dass bei einer Befrachtung von **bis zu $1,5 \text{ L Methan/m}^2\cdot\text{h}$ auch nicht optimierte Oberflächenabdeckungen oder auch die oberen aeroben Schichten des Deponiekörpers selbst geeignet sind, diese Frachten nahezu vollständig zu oxidieren**. Größere Methanfrachten erfordern insbesondere für einen stabilen Winterbetrieb eine entsprechend für die Methanoxidation optimierte Oberflächenabdeckung.

Auch hier gilt:

- Einbaudichten oberhalb von $1,6 \text{ kg/m}^3$ führen nachweislich zu erheblichen Beeinträchtigungen des Methanabbaus.
- Gleiches gilt für stark schluffige oder tonige Substrate.
- Bei Böden mit Wasser-Durchlässigkeitsbeiwerten von $K_f < 10^{-7} \text{ m/s}$ kann von vornherein davon ausgegangen werden, dass trotz einer ca. 100-fach höheren Luftdurchlässigkeit kein hinreichender Sauerstofftransport mehr gewährleistet werden kann.

Ein besonderes Problem stellt der Nachweis der Wirksamkeit der methanoxidierenden Schicht dar. Nach bisher vorliegenden Erkenntnissen ist unter Berücksichtigung einer **Restemission von maximal $1,5 \text{ l/m}^2\cdot\text{d}$ für FID-Oberflächenmessungen eine durchschnittliche Maximalkonzentration von 10 ppm** zu fordern.

3.3.3 Finnische Deponien

In Finnland gibt es 20 Deponien mit biologischer Methanoxidationsschicht. Die Erfahrungen mit 3 dieser Deponien werden von Ettala et al. (2008) vorgestellt. Von Interesse ist vor allem das Verhalten im Winter, das stellvertretend für extrem kalte Witterung an ungünstigen Standorten in Deutschland stehen kann.

Die **Methanemissionen** der Deponie wurden stark von Luftdruckschwankungen beeinflusst

Im Winter lag die **Methanoxidation** unter stabilen Luftdruckverhältnissen zwischen $0,5$ und $3,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ hr}^{-1}$, woraus sich trotz einer Bodentemperatur von nur $0,5^\circ\text{C}$ eine Oxidationsrate von 33% ergab. Auf der Deponie Pikijärvi wurde im Winter eine Oxidationsrate von 38% erreicht. Im Sommer verdoppelte sich die Oxidationsrate in etwa.

3.3.4 Österreichische Deponien

Ergebnisse von 7 Deponien in **Österreich** sind im Technischen Leitfaden Methanoxidationsschichten wiedergegeben (Huber-Hummer et al, 2008). Soweit entsprechende Monitoringergebnisse vorliegen, werden überwiegend sehr gute Methanoxidationsraten bis zu 100% ausgewiesen. Auf der Deponie Tulln war die Spannbereite mit 42% - 96% seit dem Jahr 2002 allerdings deutlich größer.

3.4 Zusammenstellung weiterer Ergebnisse

Huber-Humer (2004) stellte die Ergebnisse von Untersuchungen in verschiedenen Staaten zusammen. In Feldversuchen mit optimal aufgebauter Methanoxidationsschicht konnten z. B. die Restemissionen gemittelt über das ganze Jahr und die gesamte Versuchsfläche auf $< 0,15 \text{ l CH}_4/\text{m}^2\text{d}$ ($= 0,006 \text{ l CH}_4/\text{m}^2\text{h}$) reduziert werden. Das entsprach einer Emissionsreduktion von mehr als 99 % im Vergleich zu einer ungedeckten Deponieoberfläche (Referenzfläche) am selben Standort (Huber-Humer, 2004).

Die Ergebnisse weiterer, überwiegend älterer Untersuchungen sind in Stegmann et al. (2006) und Ehrig et al. 2000 zusammengestellt und auch in Kühle-Weidemeier und Bognon (2008) enthalten.

Tabelle 3-4: Erfahrungswerte aus Feldversuchen und Praxisanwendungen von unterschiedlich ausgeführten Oberflächenabdeckungen und „Methanoxidationsschichten“ nach Huber-Hummer et al, 2008

Aufbau der „Methanoxidationsschicht“	Referenzfläche bzw. Daten	Quelle	CH ₄ -Restemission (l/m ² d)	Emissionsreduktion (%)
0,9 m KS-Kompost 0,3 m Schotter	Referenz = selbe Deponie ohne Oberflächenabdeckung (aktive Entgasung)	Huber-Humer, 2004	0,145	>99
0,9 m Müll-Kompost 0,3 m Schotter			0,84	98
0,4 m KS-Kompost			17,6	68
0,3 m KS-Kompost 0,3 m lehmiges Material			14,6	74
1,2 m Kompost/Sand-Mix 0,3 m Sand	Errech. Gasproduktion der Deponie nach Tabasaran/ Rettenberger	Görtler, 2000; NUA, 2002	0 - 9,7	ca. 75
0,4 m Kompost/Sand-Mix 0,8 m KS/Müllkompost			0 - 60	ca. 65 (7 - 100 %)
1,2 m KS/Müllkompost 0,5 m Schotter			0,4	> 96
1,0 m Grünabfallkompost 0,15 m geschredderte Altreifen 0,15 m lehmiges Material	Methanoxidationsrate bestimmt mit Isotopenmethode im Feld (bei messbaren Emissionsströmen)	Barlaz et al., 2004 „Kentucky-biocover study“	0,08 - 0,59	55% = mittlere Methanoxidationsrate
1,0 m lehmiges Material			1,7 - 600 (Risse!)	21% = mittlere Methanoxidationsrate
0,4 - 0,5 m Grünabfallkompost 0,1 m Glasscherben	Referenzfläche = selbe Deponie mit Abdeckung aus sandigem Lehm	Bognon et al., 2005 „Florida-biocover study“	0,56	ca. 90
0,4 - 1,1 m sandiger Lehm (=Referenzfläche)	---		5,6	---

3.4.1 Zusammenstellung von Freilanduntersuchungen (Berger, 2008)

Tabelle 3-5: Methanoxidation in Deponieböden aus Freilanduntersuchungen (Zusammenstellung nach Berger, 2008)

Autor	Substrate	Emissionsrate ¹ [g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹]	Abbaurrate [g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹]	Wirkungs- grad [%]
Jones & Nedwell 1993	Deponieabdeckschicht, 30 cm Rekultivierungsboden		0,2	
			2,5	
			7,2	
Abichou et al. 2006	15 cm sandiger Ton ohne Vegetation	54	8,8 ²	14
	45 cm sandiger Ton/Lehm mit Vegetation	22	7,4 ²	25,2
Barlaz et al. 2004	Bodenmaterial	<0->15		21
	Kompost	-1,73-1,33 ³		54
Huber-Humer 2005	90 cm Klärschlammkompost (Grobfraktion) mit Holzschnitzeln über 30 cm Grobsand	0-0,3		99
	90 cm Klärschlammkompost (Feinfraktion) mit Holzschnitzeln über 30 cm Grobsand	0-1,9		98
	40 cm Klärschlammkompost (Grobfraktion) mit Holzschnitzeln	0-248,9		68
	30 cm Klärschlammkompost (Grobfraktion) mit Holzschnitzeln über 30 cm Lehm	3,9-108,0		74
Scharff et al. 2003	0-100 cm Boden	36	17,3 ²	32,5
		12,5	7,0 ²	38
		5,5	3,2 ²	40
		22,5	12,0 ²	36
Oonk & Boom 1995	0-100 cm Boden	86,9	32,1 ²	25
		62,2	28,3 ²	31
		57,9	23,8 ²	28
		98,3	15,1 ²	10
		39,7	0,4 ²	1
		268,2	38,3 ²	10
		83,1	28,1 ²	23
	50-100 cm Boden	18,0	11,3 ²	42
		36,6	6,7 ²	12
		13,7	1,4 ²	7

1 Durchschnittswerte, sofern keine Spannbreiten angegeben sind. Ermittelt durch unterschiedliche Messmethoden: statische und dynamische Haubenmessung, Massenbilanz

2 Umgerechnet aus Originalwerten unter der Annahme: Abbaurrate = Emissionsrate / (1-Wirkungsgrad)

3 Negative Werte kommen durch Aufnahme atmosphärischen Methans im Deponieboden zustande

4 Optimierter Aufbau von Abdeckschichten zur Methanoxidation

4.1 Eigenschaften

Für eine langfristige Funktionstüchtigkeit einer methanoxidierenden Abdeckung sind aus derzeitiger Sicht folgende Punkte von Bedeutung:

Abdeckschicht zum Ausgleich von Temperaturen und Wasserhaushalt

Für die Methanoxidation ist eine ausreichend mächtige Abdeckschicht erforderlich. Obwohl die beobachteten Oxidationsbereiche überwiegend in geringer Mächtigkeit (ca. 10 – 30cm) oberflächennah liegen, sind voraussichtlich stärkere, gut durchlüftete Abdeckungen sinnvoll. Zu begründen ist dies durch den oberflächennahen, nicht zu vermeidenden Pflanzenbewuchs, wodurch sich aus der Durchwurzelung Klüfte ergeben, durch die das Gas unoxidiert entweichen könnte. Darüber hinaus sollte die Methanoxidationsschicht einen möglichst ausgeglichenen Wasserhaushalt und auch im Winter ausreichende Temperaturen aufweisen.

Die Oxidationsschicht sollte deshalb möglichst in tiefere Zonen verlegt werden. Dazu könnte eine Mächtigkeit von mindestens 1 m (nach Setzungen) mit einem Entwässerungssystem und einer guten Bodendurchlüftung erforderlich sein. Die Struktur muss sowohl Durchlüftung als auch Entwässerung gewährleisten.

Substrateigenschaften

Zur Verbesserung der Struktur und zur Erhöhung der Oxidationsleistung kann eine Mischung mit ammoniumarmen, groben Komposten sinnvoll sein, da organische Substanz die Oxidationsrate steigern kann. Die dauerhafte Vorteilhaftigkeit solcher Kompostbeimengungen ist angesichts von Abbauvorgängen und der Gefahr der Verschmierung von Makroporen mit organischer Substanz jedoch in Frage zu stellen. Sofern keine Indikation für die Kompostbeigabe besteht, sollte davon sehr sparsam oder gar nicht Gebrauch gemacht werden. Der Einfluss von Pflanzen bzw. der Durchwurzelung auf die Oxidationsrate ist bisher noch weitgehend unbekannt. Von elementarer Bedeutung ist die diffusive Sauerstoffzufuhr, die bei sandigen Boden besonders gut ist. Stark schluffige Boden, (die wiederum eine sehr hohe nutzbare Feldkapazität haben), sind in dieser Hinsicht eher wenig geeignet.

Gasverteilungsschicht

Die Deponiegasemission erfolgt zeitlich und räumlich sehr unterschiedlich. Es muss jedoch eine möglichst gleichmäßige Gasanströmung der Abdeckung sichergestellt werden. Dies kann durch eine Gasdrainage und eine darüber liegende Schicht relativ geringer Gasdurchlässigkeit erfolgen, mit der das Gas gleichmäßiger verteilt wird.

Flächenbelastung

Die maximale Methanflächenbelastung soll höchstens 50% der Oxidationskapazität der verwendeten Materialien (basierend auf den Vorversuchen des Substrates im Labor) betragen. Als Anhaltswert kann davon ausgegangen werden, dass in geeigneten Materialien eine **Flächenbelastung von $< 4 \text{ l CH}_4/\text{m}^2 \text{ h}$** meist problemlos abgebaut werden kann.

4.2 Methanoxidation in Kombination mit Oberflächenabdichtungen

Kühle-Weidemeier et al. (2000) schlugen als zweckmäßiges Oberflächenabdichtungssystem für MBA-Deponien eine Kombination aus Kapillarsperre und methanoxidierender Rekultivierungsschicht vor. Jager et al, 2008 stellten eine entsprechende Variante vor, in der die Abdeckung durch Erhöhung der Mächtigkeit (zusätzliche Lage) zur Wasserhaushaltsschicht erweitert wurde.

Aufgrund des höheren Wasserspeichervermögens des organikreichen Oberbodens behinderte in diesen Versuchen die klare Schichtgrenze zum darunterliegenden Material das Abfließen von Beregnungswasser und es kam zu einer erhöhten Sättigung über der Schichtgrenze. Dies blockierte die Diffusion von Luftsauerstoff und limitierte damit die Tiefe des Oxidationshorizontes, was vor allem bei tiefen Außentemperaturen als kritisch anzusehen ist.

Beim Einbau der Rekultivierungsschicht sollten daher die Schichtübergänge möglichst kontinuierlich gestaltet werden. Dies gilt natürlich nicht für die Kapillarsperre. Die Mischung der Substrate vor der Aufbringung verursacht einen zusätzlichen Aufwand für das Aufnehmen, den Transport und das Absetzen des Materials. Daher sollten die Aufbringung und das Befahren getrennt mit einer nachträglichen Einarbeitung des Kompostes erfolgen. Der fließende Schichtübergang kann durch abwechselnde Materialfolgen und deren Einarbeitung erfolgen.

4.3 Vorliegende Bemessungsansätze für Methanoxidationsschichten

4.3.1 Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten (Österreich)

Bei **mittleren CH_4 -Emissionsraten bis etwa $0,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$** wird eine Methanoxidation im aktuellen Österreichischen Technischen Leitfaden Methanoxidationsschichten (Gelbdruck) für verzichtbar gehalten (Huber-Humer et al, 2008). Dies entspräche bei einer Deponie mit einer Ausdehnung von 5 ha immerhin einer Methanfracht von $25 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. rund $220.000 \text{ m}^3/\text{a}$.

Die maximale Methanflächenbelastung soll höchstens 50% der Oxidationskapazität der verwendeten Materialien (basierend auf den Vorversuchen des Substrates im Labor) betragen. Als Anhaltswert kann davon ausgegangen werden, dass in geeigneten Materialien eine **Flächenbelastung von $< 4 \text{ l } CH_4/\text{m}^2 \text{ h}$** meist problemlos abgebaut werden kann.

4.3.2 Stegmann et al, 2006 (BMBF-Abschlussbericht)

Demgegenüber wird von Stegmann et al, 2006 vorgeschlagen: Bei einer Deponiegasproduktion mit einem Methanvolumen $> 25 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}$ für den gesamten Standort oder $> 5 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h} \cdot \text{ha}$ ist eine aktive Erfassung und Behandlung des Deponiegases erforderlich.

Erst wenn $5 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h} \cdot \text{ha}$ (**entspricht $0,5 \text{ l } CH_4/\text{m}^2 \cdot \text{h}$**) unterschritten seien, sei zu prüfen, ob die Gaserfassung und Verwertung technisch und wirtschaftlich noch möglich und zumutbar ist oder eine Umstellung auf passive Restgasbehandlung z.B. über Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht erfolgen sollte.

Diese Vorschläge wurden in den Entwurf der integrierten Deponieverordnung übernommen.

4.3.3 LfU Sachsen-Anhalt, 2007

Eine Umstellung von aktiver auf passive Entgasung kann erfolgen kann, wenn die flächenspezifische Deponiegasproduktionsrate unter $15 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ha} \cdot \text{h}$ (**entspricht $1,5 \text{ l } CH_4/\text{m}^2$**)

• **h)** fällt oder das produzierte Methanvolumen $< 25 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}$ für den gesamten Standort beträgt.

Unterschreitet der Volumenstrom $15 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ha} \cdot \text{h}$, so ist eine Schwachgasbehandlung durchzuführen. Als Alternative zu technischen Gasbehandlungsverfahren können RWM (Rekultivierungs-/Wasserhaushalts-/Methanoxidationsschichten) eingesetzt werden.

Von der flächenspezifischen Deponiegasproduktionsrate von $1,5 \text{ l CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ als Richtwert kann abgewichen werden, wenn durch geeignete Maßnahmen nachgewiesen wird, dass eine RWM-Schicht das anströmende Methan effektiv zu jeder Jahreszeit zu Kohlendioxid umsetzen kann. Der Nachweis für die Leistungsfähigkeit der Methanoxidationsschicht kann z.B. durch Feldversuche oder FID-Oberflächenmessungen erbracht werden.

Untersuchungsergebnisse zeigen, dass auch für Deponiegasproduktionsraten bis $10 \text{ l Methan}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ eine passive Entgasung mittels RWM möglich ist. Durch den Abbau (80-90%) sind im Emissionsstrom an der Deponieoberfläche noch $1,5 \text{ l CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ zu erwarten.

Richtwert (FID-Messung unter definierten Bedingungen) für die Deponiegasoberflächenemission für die Entlassung von Hausmülldeponien aus der Nachsorge:

- gewichteter Konzentrationsmittelwert $< 10 \text{ ppm}$
- auf der Deponieoberfläche kein Konzentrationseinzelwert $> 50 \text{ ppm}$

5 Ableitung von Vorschlagswerten zur Methanoxidation

Gemäß IPCC Guideline 2006/2007 wird die Methanoxidation wie folgt in der Bilanz berücksichtigt:

$$\text{CH}_4\text{-Emission} = [\text{CH}_4\text{-Bildung} - \text{CH}_4\text{-Verwertung}] \cdot (1 - \text{OX})$$

Der Methanoxidationsfaktor OX beziffert demnach dimensionslos den Anteil des emittierten Methans, welcher in der Deponieabdeckung oxidiert wird. Der Wert ist im Sinne der Emissionsberichterstattung als Jahresmittelwert zu verstehen. Da er auch nicht jedes Jahr auf ggf. veränderte Situationen angepasst werden kann, ist der Faktor OX real sogar als **langjähriges Mittel** der Methanoxidationsleistung aufzufassen.

Im langjährigen Mittel sind auch ungünstige klimatische Einflüsse auf die Methanoxidation, räumliche und zeitliche Belastungsspitzen, Bodenveränderungen durch Pedogenese, Alterung, Verdichtung und Bioturbation sowie ggf. in der Praxis auch noch fehlende oder mangelnde Wartung der Oxidationsschichten zu berücksichtigen.

Diese Einflüsse bleiben in den ausgewerteten Untersuchungen weitgehend unberücksichtigt, bei aktuelleren Untersuchungen wird teilweise aber auf winterliche Wettereinflüsse eingegangen.

Der Oxidationsfaktor OX (im langjährigen Mittel) lässt sich also auch nicht direkt aus Untersuchungsberichten unter Freilandbedingungen herleiten, sondern muss zunächst unter Berücksichtigung möglicher Störeinflüsse abgeschätzt werden.

Hierbei wurde grundlegend davon ausgegangen, dass auch bei optimierten, passiven Methanoxidationsschichten in der Langzeitbetrachtung keine 100%-ige Methanoxidation möglich sein wird, sondern unvermeidliche Störeinflüsse generell im Mittel nur 60 – 80% CH_4 -Oxidation erlauben (Vorgabewert 0,7). Langfristig hängt die Leistung von Oxidationsschicht-

ten auch von Pflege- und Reparaturmaßnahmen ab, welche auf der Grundlage eines entsprechenden Monitorings rechtzeitig durchgeführt werden müssen.

Auf der anderen Seite sind bei vielen Abdeckböden auf Deponien die Voraussetzungen gegeben, dass zumindest zeitweise eine nennenswerte Methanoxidation stattfindet. Diese spontane Methanoxidation ist jedoch störanfällig und kann insbes. durch bevorzugte Fließwege umgangen werden, so dass hier konservativ nur ein Oxidationsfaktor zwischen 0,1 und 0,15 angesetzt wird.

Es ist weiterhin anzunehmen, dass die Bedingungen für eine Methanoxidation für eine offene, noch nicht abgedeckte MBA-Deponie tendenziell besser sind als für eine mit Boden abgedeckte Deponie, da das MBA-Material selbst einige günstige Voraussetzungen für die Methanoxidation liefert. Belastbare Daten für die Annahme liegen allerdings noch nicht vor.

Die Leistungsfähigkeit von Methanoxidationsschichten unter Freilandbedingungen wird unterschiedlich angegeben. Bis zu einer Flächenbelastung von etwa 4 – 5 l/m² h kann unter optimalen Bedingungen von einer weitgehenden Methanoxidation ausgegangen werden (unter Laborbedingungen sind auch deutlich höhere Werte möglich).

Nach Resultaten auf der Deponie Gunsleben kann mit hinreichender Sicherheit davon ausgegangen werden, dass bei einer Befrachtung von bis zu 1,5 l CH₄/m² h auch nicht optimierte Oberflächenabdeckungen oder auch die oberen aeroben Schichten des Deponiekörpers selbst geeignet sind, die CH₄-Frachten weitgehend zu oxidieren.

Die Oxidationsleistung hängt demnach auch mit der Flächenbelastung der Methanoxidationsschicht zusammen. Daher wurden für die Vorgabewerte grob 2 Fälle der mittleren Flächenbelastung unterschieden:

- geringe Flächenbelastung von < 2 l CH₄/m² h
- höhere Flächenbelastung von > 2 l CH₄/m² h

Auf eine Begrenzung der Flächenbelastung nach oben wurde im Sinne der Übersichtlichkeit verzichtet, da hohe Flächenbelastungen häufig lokal auf bevorzugte Fließwege und hot spots zurückzuführen sind und in der Betrachtung von langjährigen Mittelwerten und Gesamtdeponiesituationen enthalten sind.

Tabelle 5-1 Vorschläge für Vorgabewerte des Methanoxidationsfaktors OX in Abhängigkeit vom Belastungsfall und Typ der Deponieabdeckung

Abdeckung		Flächenbelastung > 2 l CH ₄ / m ² * h	Flächenbelastung < 2 l CH ₄ / m ² * h
1	bindiger Boden (schluffiger Sand, sandiger Schluff)	0,1	0,15
2	mit humosem Boden und Strukturmaterial abgedeckte Deponie	0,15	0,3
3	MBA-Deponie offen, ohne Abdeckung	nicht maßgeblich	0,35 *
4	technisch optimierte Methanoxidations- schicht, ohne Monitoring **	0,4	0,5
5	technisch optimierte Methanoxidations- schicht, mit Monitoring und Reparaturen **	0,6	0,7

* vorläufiger Wert aus modellhafter Abschätzung, Untersuchungen hierzu liegen nicht vor

** techn. Optimierung und Monitoring z.B. nach Technischem Leitfaden Methanoxidationsschichten, 2008

6 Literatur

- | | | |
|---|------|--|
| AG Boden | 2005 | Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. |
| Al-Akel, S.; Engel, J.;
Schoenherr, I.; Müller, M. | 2008 | Einsatz von Wasserhaushaltsschichten als Oberflächenabdichtungssystem – erste Ergebnisse der Lysimeteranlage Bautzen / Nadelwitz. In: Kühle-Weidemeier, M. (2008): 3. Praxistagung Deponie 2008. Cuvillier-Verlag, Göttingen, ISBN 978-3-86727-801-0 |
| Berger, J. | 2008 | Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten
Dissertation am Fachbereich 13 – Bauingenieurwesen und Geodäsie der Technischen Universität Darmstadt, Jan. 2008 |
| Chanton, J. P.
Powelson, D. K.;
Green, R. B. | 2008 | Methane oxidation in landfill cover soils, is a 10% default value reasonable? Unveröffentlicht. Vorgesehen als Publikation im Journal of environmental quality. |
| DGGT E2-21 | 2006 | Empfehlungen des Arbeitskreises 6.1 "Geotechnik der Deponiebauwerke" der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik (DGGT), E2-21 – Rekultivierungsschichten. :In: Bautechnik, 2006, Heft 9 |

- | | | |
|---|---------------|--|
| Ehrig, H.-J.
Krümpelbeck, I.
Höring, K. | 2000 | Beseitigung von Schwachgas aus Altdeponien unter Einbeziehung konkreter Fallbeispiele in NRW
Studie im Auftrag des LUA NRW, April 2000 |
| Ettala, M.; Einola, J.
Leiskallio, A.; Laurila, T. | 2008 | Full-scale biological LFG treatment at sealed landfills. Global Waste Symposium, 2008. |
| Felske, C. | 2003 | Minimierung von Restgasemissionen aus Siedlungsabfalldeponien durch Methanoxidation in Deponieabdeckschichten
Dissertation, Univ. Duisburg-Essen, 2003 |
| Gebert, J. | 2004 | Mikrobelle Methanoxidation im Biofilter zur Behandlung von Rest-Emissionen bei der passiven Deponieentgasung
Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 55, 2004 |
| Gebert, J.
Gröngröft, A. | 2007 | Potential and Limitations of Passively Vented Biofilters for the Microbial Oxidation of Landfill Methane
2nd BOKU Waste Conference, Wien, April 2007 |
| Gebert, J.
Gröngröft, A. | 2008 | Bedeutung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die Eignung von Deponie-Abdeckschichten zur mikrobiellen Oxidation von Methan.
In: Kühle-Weidemeier, M. (2008): 3. Praxistagung Deponie 2008. Cuvillier-Verlag, Göttingen. ISBN 978-3-86727-801-0 |
| Humer, M., Lechner, P. | 1997 | Grundlagen der biolog. Methanoxidation. Perspektiven für die Entsorgung von Deponiegas. Universität für Bodenkultur Wien, Waste Report 5 |
| Huber-Humer, M.
Amann, A.; Bogolte, T.;
Dos Santos, M.;
Hagenauer, I.; Pauliny, W.;
Reichenauer, T.;
Watzinger, A.; Wimmer, B. | 2008 | Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten erstellt im Rahmen der ÖVA-Arbeitsgruppe „Leitfaden Methanoxidationsschichten“, Gelbdruck, Wien, April 2008 |
| Hupe, K.; Heyer, K.-U.
Lüneburg, R.; Becker, J.-F.
Stegmann, R. | 2007 | Methanoxidation an alternativen Oberflächenabdichtungen – Erfahrungen mit Testfeldern auf der Altdeponie Kuhstedt
Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, 2007 |
| IPPC | 2006 | IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories
Volume 1, General Guidance and Reporting
Chapter 3 - Uncertainties |
| IPCC | 2006/
2007 | IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories
Volume 5, Waste, Chapter 3 – Solid Waste Disposal,
corrected chapter as of April 2007. |
| Jäger, J.
Berger, J. | 2008 | Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten – Leistungspotenzial und Treibhausgasbilanzierung
20. Kasseler Abfall- und Bioenergieforum, April 2008 |
| Kühle-Weidemeier, M.;
Doedens, H.; von Felde, D. | 2000 | Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung und die Ablagerung der biologisch behandelten Fraktion. In: Egloffstein / Burkhardt / Czurda (2000): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2000. Erich Schmidt Verlag. |
| Kühle-Weidemeier, M.;
Bogon, H. | 2008 | Methanemissionen aus passiv entgasten Deponien und der Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen - Emissionsprognose und Wirksamkeit der biologischen Methanoxidation. Schlussbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. FKZ: 360 16 015 |

-
- | | | |
|---|-------|--|
| LfU Sachsen-Anhalt | 2007 | Erweiterte Anforderungen an eine Rekultivierungs-/ Wasserhaushalts-/Methanoxidationsschicht. Prüfkriterien für die Entscheidung aktive/passive Deponieentgasung und für die Methanrestgasemission von Deponien bei der Entlassung aus der Nachsorge

Vollzugshilfe zum RdErl. des MLU vom 6.4.2004 'Auswahl von alternativen Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien', MBl. LSA Nr. 25/2004 vom 14.6.2004

Sachsen-Anhalt, Landesamt für Umwelt, Fachbereich 2, Abfallwirtschaft/Bodenschutz, Anlagentechnik Wasserwirtschaft, Fachinformationen 1/2007 (Mai 2007) |
| LUA NRW | 2004 | Arbeitshilfe Deponiegas
Landesumweltamt NRW, Materialien, Band 65, 2004 |
| Martienssen, M.; Kaiser, A.,
Schirmer, M.; Graf, W.
Kutschke, S.; Schulze, R.
Thiede, K. | 2008 | Untersuchungen zum Einsatz von Rekultivierungs-/Methanoxidationsschichten auf Deponien des Landes Sachsen-Anhalt
Müll und Abfall, 2008, Heft 5, Seite 247 - 253 |
| Mostafid, M.;
Imhoff, P.T.;
Yazdani, R. | 2008 | Quantifying flow and transport properties of various biocovers over time. In: The fifth intercontinental landfill research symposium ICLRS. |
| Mostafid, M.;
Imhoff, P.T.;
Yazdani, R. | 2008a | Impact of Aging on Biocover Performance. Powerpoint-präsentation vom fifth intercontinental landfill research symposium ICLRS. |
| Scheutz, C.; Kjeldsen, P. | 2002 | Methane oxidation and degradation of organic compounds in landfill soil covers. In: Proceedings from the Solid Waste Association of North America's 25th Annual landfill gas Symposium, Monterey, CA March 25-28, pp. 115-123. |
| Stegmann, R.
Heyer, K.-U.
Hupe, K.
Willand, A. | 2006 | Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge
Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennz. 204 34 327, März 2006 |
| Streese-Kleeberg, J.;
Stegmann, R. | 2007 | Biofiltration of landfill gas methane with active ventilation. In: Sardinia 2007, eleventh international waste management and landfill symposium. Proceedings. |
| Zimmermann, U. | 2007 | Methanoxidierende Bakteriengemeinschaften in Böden und Sedimenten des sibirischen Permafrostes. Dissertation, Department Geowissenschaften der Universität Hamburg, 2007 |