

Roman Prantl

Entwicklung der organischen Substanz im Zuge der In-Situ Belüftung von Deponien

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum naturalium technicarum

Universität für Bodenkultur, Wien
Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für Abfallwirtschaft

Begutachter:
O.Univ.Prof. Dipl.-Ing Dr.techn. Peter Lechner
Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann



Wien, März 2007



Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand am Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur. Für die wissenschaftliche Betreuung und Beurteilung danke ich Prof. DI Dr. Peter Lechner und Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann.

Weiters möchte ich mich bei all jenen bedanken, die bei der Durchführung der Versuche und am Zustandekommen dieser Arbeit mitgewirkt haben, insbesondere:

Bei Marion Huber-Humer und Carolin Heiß-Ziegler für ihre Betreuung und Unterstützung.

Bei Maria Tesar für die hervorragende Zusammenarbeit.

Bei Ena Smidt, Peter Mostbauer, Erwin Binner und Oliver Gamperling für wertvolle inhaltliche Hinweise.

Bei Thomas Ebner, Wolfgang Sprinzi, Oliver Gamperling, Johannes Tintner, Katharina Meissl und Marion Gessler für die Mitarbeit bei der Durchführung der Versuche und die Unterstützung bei der Laboranalytik.

Bei allen ProjektpartnerInnen des Forschungsprojektes INTERLAND (Innovative Technologies for Remediation of Landfills and contaminated soils) insbesondere bei den Mitarbeitern der NUA (Niederösterreichische Umweltschutzanstalt) für die Bereitstellung des Standorts Mannersdorf.

Kurzfassung

Je mehr biologisch verfügbare organische Substanz im deponierten Abfall enthalten ist, desto mehr Deponiegas und organisch belastetes Sickerwasser können entstehen. Diese Emissionen müssen so lange erfasst und behandelt werden, bis sie umweltverträgliche Grenzen erreichen. Daher ist die Reduktion abbaubarer Verbindungen in Deponien ein wesentliches Ziel vieler abfallwirtschaftlicher Maßnahmen. Dabei ist die Stabilisierung der Organik, entweder vor der Deponierung (durch mechanisch-biologische oder thermische Vorbehandlung) oder nach der Deponierung (durch In-Situ Stabilisierung) eine Strategie dieses Ziel zu erreichen.

Verschiedene natürliche Prozesse führen zur Stabilisierung organischer Substanz in Abfallmaterialien. Stabilisierung kann durch Aufbau stabiler Substanzen (z.B. Huminstoffe) erfolgen, aber auch durch Abbau (Mineralisierung) oder Auswaschung reaktiver Substanzen kann es aufgrund der relativen Anreicherung der verbleibenden stabilen Substanzen zu zunehmender Stabilität kommen. Im Deponiekörper findet der Abbau größtenteils unter anaeroben Bedingungen statt. Aerober Abbau hingegen tritt nur unmittelbar nach Einbau, in Randbereichen oder langfristig bei Lufteintritt auf. Auswaschungsprozesse finden bei der Durchsickerung des Deponiekörpers mit Niederschlagwasser statt.

Stabilisierungstechnologien verfolgen die Strategie diese natürlichen Prozesse in Gang zu setzen oder zu forcieren. Für Altdeponierungen existieren innovative Lösungsansätze den Abfallkörper in-situ zu stabilisieren. Im Wesentlichen kann dies durch Zugabe von Wasser und/oder Luft erfolgen. Dabei können unterschiedliche Strategien verfolgt werden. Während z.B. eine moderate Befeuchtung des Deponiekörpers zu einer Intensivierung der biologischen Umsetzungsprozesse führt, werden mit einer starken Bewässerung verschiedene Substanzen (Schadstoffe, organische Verbindungen, etc.) aus dem Deponiekörper ausgewaschen. Auch eine Belüftung kann mit unterschiedlichen Zielsetzungen angewandt werden. Bei Hochdruckverfahren soll im Sinne der Arbeitssicherheit, durch kurzfristige Belüftung die Geruchsentwicklung und die Explosionsgefahr minimiert werden. Bei Niederdruckbelüftung hingegen wird mit Belüftung über mehrere Jahre eine dauerhafte Stabilisierung der Organik angestrebt. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Niederdruckbelüftung (In-Situ Aerobisierung) zur dauerhaften biologischen Stabilisierung des Abfalls als Sanierungsvariante für Altdeponierungen und als Maßnahme zur Verkürzung der Nachsorge von jüngeren Deponien.

Bei In-Situ Maßnahmen ist die Beurteilung des Sanierungserfolgs ein wesentlicher Teil. Ein fundiertes Konzept dazu ist u.A. eine wichtige Voraussetzung die Entscheidungsträger (Behörden, Deponiebesitzer, etc.) zu überzeugen. Der tatsächlich erreichbare Grad an Stabilisierung und damit das verbleibende Emissionspotential lassen sich wahrscheinlich am besten über Untersuchungen des Abfalls selbst feststellen. Diese Veränderungen im Abfallfeststoff sind noch wenig untersucht, jedoch Voraussetzung um z.B. Einsatzgrenzen oder Sanierungsziele zu definieren.

Aus diesen Gründen wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit Feld- und Laborversuche durchgeführt, mit dem primären Ziel den Zustand der organischen Substanz in Altdeponierungen, dessen Zusammenhang mit dem Emissionsverhalten und dessen Veränderung bei Belüftung zu untersuchen. Folgenden konkreten Fragestellungen wird dabei Arbeit nachgegangen:

- Ist eine weitergehende biologische Stabilisierung von (Alt)ablagerungen durch In-Situ Belüftung möglich und sinnvoll?
- Welche Parameter bzw. Untersuchungsmethoden sind geeignet um den Stabilitätszustand der organischen Substanz bzw. die Veränderung bei Belüftung zu beschreiben?
- Wie verändern sich Gesamtgehalt, biologische Reaktivität und eluierbare Anteile der organischen Substanz? Werden Huminstoffe gebildet, und wenn ja in welchem Ausmaß und in welcher Phase?
- Welche Emissionsreduktionen bzw. Restemissionen sind durch Belüftung mit sinnvollem Aufwand erreichbar und welche Emissionen treten während der In-Situ Aerobisierung auf? Wie beeinflusst die veränderte Emissionssituation die ökologischen Auswirkungen einer (Alt)ablagerung?
- Welche Aussagen lassen sich durch die Kohlenstoff-Bilanz treffen? Welche Anteile des C-Pools werden mineralisiert, welche humifiziert? Über welche Pfade und in welcher Form erfolgt der C-Austrag?
- Welche Einsatzgrenzen, Betriebsparameter und Abschlusskriterien für die In-Situ Aerobisierung lassen sich aus den durchgeführten Untersuchungen ableiten? Welches Monitoringprogramm ist zum Nachweis des Sanierungserfolgs erforderlich?

Zur Untersuchung dieser Fragestellungen wurde ein umfangreiches Versuchsprogramm entwickelt und durchgeführt. Dabei kamen sowohl Laborversuche in unterschiedlichen Größenordnungen als auch ein großmaßstäblicher Feldversuch an einer Deponie zum Einsatz.

Der Feldversuch wurde auf der Deponie Mannersdorf, einer Haus- und Gewerbemülldeponie der NUA (Niederösterreichische Umweltschutzanstalt GmbH) am Fuße des Leithagebirges in Niederösterreich durchgeführt. Die Deponie besteht aus zwei Verfüllabschnitten, die Belüftungsanlage wurde auf dem jüngeren, reaktiveren Abschnitt errichtet. In diesem Abschnitt wurden zwischen 1986 und 1995 insgesamt 95.000 t FM unbehandelte kommunale und gewerbliche Abfälle bis Eluatklasse IIIb gemäß ON S 2072 (1990) abgelagert. Dieser Abschnitt verfügt über eine mineralische Basisdichtung, eine Basisentwässerung und eine Oberflächenabdeckung aus bindigem Erdmaterial. Auf 2 Versuchsfeldern wurden jeweils 3 Belüftungsbrunnen in einem Abstand von 25 m bis zu einer Tiefe von 8 m abgeteuft und mit je einem zentralen Absaugbrunnen kombiniert. Dabei wurden ca. 20.000 m³ Deponievolumen über einen Zeitraum von 2,5 Jahren belüftet. Das entstehende Gasgemisch wurde abgesaugt und über einen Biofilter gereinigt. Über die Gesamtbetriebszeit von 870 Tagen wurden mit einer mittleren Rate von 500 m³ h⁻¹ und einem Druck von 0,1 bar insgesamt 9*10⁶ m³ Umgebungsluft in den Deponiekörper eingebracht.

An 5 Terminen – zu Beginn, während und nach der Belüftung – wurden Feststoffproben aus dem Deponiekörper entnommen. Mittels Greiferbohrverfahren (Ø: 600 mm) wurden Aufschlussbohrungen bis zu einer Tiefe von 8 m unter GOK abgeteuft. Insgesamt wurden aus 65 Bohrlöchern 185 Feststoffproben entnommen. Sickerwasseranalysen wurden während des Belüftungsversuchs vierteljährlich durchgeführt und Menge und Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemischs

wurden bestimmt und online aufgezeichnet. Über In-Situ Sonden wurde die Zusammensetzung der Bodenluft im Deponiekörper ermittelt und mittels Methankonzentrationsmessungen (Flammenionisations-Detektor) wurden diffusive Gasaustritte an der Deponieoberfläche bestimmt.

Parallel dazu wurde in Simulationsversuchen im Labormaßstab (Säulenversuche) der Einfluss unterschiedlicher Rahmenbedingungen (Belüftungsrate, Bewässerungsrate) auf die Stabilisierung der organischen Substanz untersucht. Es wurden Versuchssäulen aus gasdichten Acrylglasrohren (\varnothing : 20 cm, Höhe: 65 cm) verwendet, in denen das Abfallmaterial (ca. 15 kg FM) auf einem Rost leicht verdichtet eingebaut wurde. Die Säulen wurden in einer Klimakammer bei konstanter Temperatur von 35 °C betrieben und unterschiedlich stark belüftet bzw. bewässert. Anaerobe Referenzsäulen wurden parallel dazu betrieben. Es wurden 2 Versuchsreihen durchgeführt. Anhand der Versuchsreihe 1 wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Belüftungsraten untersucht und Versuchsreihe 2 verglich die Einflüsse von Bewässerung und Belüftung auf die Stabilisierung des Abfallmaterials miteinander. Feststoffproben des Abfallmaterials wurden zu Beginn und zu mehreren Zeitpunkten im Lauf der Versuche entnommen und analysiert. Das entstehende Sickerwasser wurde im Freiraum zwischen Säulenboden und Abfall gesammelt und analysiert. Die Zusammensetzung der Abluft (O_2 , CO_2 und CH_4) wurde regelmäßig bestimmt und die produzierte Gasmenge der anaerob betriebenen Säulen wurde quantifiziert.

Um das Verhalten eines jüngeren, reaktiveren Materials bei Belüftung zu untersuchen wurden zusätzliche Laborversuche mit Deponiesimulationsreaktoren (DSR) durchgeführt. Versuchsaufbau und Durchführung sind ähnlich den Säulenversuchen, jedoch ist die eingebaute Probenmenge mit ca. 75 kg TM wesentlich größer. Es wurden zwei Reaktoren parallel – einer belüftet und einer unbelüftet – betrieben. Das eingebaute Abfallmaterial stammt aus der Haus- und Gewerbemülldeponie Hollabrunn (NUA GmbH) und wurde im Zuge von Brunnenbohrungen entnommen. Mit einem Ablagerungsalter von ein bis drei Jahren ist dieses Material wesentlich jünger als jenes der Säulenversuche und weist einen größeren Anteil an organischer Substanz auf. Zur Charakterisierung des Abfallmaterials wurden zu Beginn und zu mehreren Zeitpunkten im Lauf der Versuche Feststoffproben entnommen. Das entstehende Sickerwasser wurde regelmäßig untersucht und die Zusammensetzung der Abluft (O_2 , CO_2 und CH_4) wurde analysiert und aufgezeichnet.

Zur Bestimmung des Zustands des Abfallmaterials aller Versuchsanordnungen wurde dieses einerseits mittels konventioneller chemisch-physikalischer Untersuchungsmethoden analysiert (nach ON S-2088). Weiters wurden Methoden, die bisher für die Untersuchung von Altablagerungsmaterial routinemäßig noch nicht eingesetzt worden waren, angewandt. So wurden die Komponenten des Kohlenstoff-Pools mittels Zellulose- bzw. Huminstoffuntersuchungen bestimmt, biologische Reaktivitätstests (Atmungsaktivität, Gasspendensumme) wurden durchgeführt und die Eignung der Infrarotspektroskopie (FT-IR) zur Bestimmung des Emissionspotenzials von Altablagerungsmaterial wurde untersucht. Insgesamt wurden 206 Proben aus Labor- und Feldversuchen analysiert.

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass auch bei bereits relativ stabilen Altablagerungen eine weitergehende Stabilisierung durch In-Situ Aerobisierung möglich und sinnvoll ist. Im Sickerwasser wurden die Frachten an organischen Substanzen und Stickstoffverbindungen deutlich

reduziert. Die beobachteten Entwicklungen in den Sickerwässern der durchgeführten Versuche lassen darauf schließen, dass der Grenzwert für Indirekteinleitung der AEV, Deponiesickerwasser (2003) für den Parameter Ammonium-Stickstoff (200 mg l^{-1}) innerhalb eines Belüftungszeitraumes von 5 Jahren erreichbar ist. Der Parameter CSB hingegen kann unterhalb eines Niveaus von $500 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ nur mehr langsam reduziert werden. Der Biologische Sauerstoffbedarf wird stark reduziert und Werte für $\text{BSB}_5 < 100 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ und $\text{BSB}_5 / \text{CSB} < 0,2$ sind durch Belüftung über mehrere Jahre erreichbar.

Vor Beginn der Belüftung zeigte die Deponie Mannersdorf eine Gaszusammensetzung von 60 bis 70 % Methan und 30 bis 40 % Kohlendioxid bzw. ein gesamtes Restgasbildungspotenzial von ca. $15 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$. Der Einsatz der In-Situ Aerobisierung verändert Menge und Zusammensetzung des Deponiegases signifikant. Durch die Belüftung wird zum einen das vorhandene Deponiegas mit der zugeführten Umgebungsluft vermischt (Verdünnung mit Sauerstoff und Stickstoff) und zum anderen wird durch den eingebrachten Luftsauerstoff ein aerober Abbau der organischen Substanz in Gang gesetzt (CO_2 -Produktion und O_2 -Verbrauch). In den vollständig aerobisierten Bereichen kommt die Methanproduktion gänzlich zum Erliegen.

Durch die intensivierten Abbau- und Umwandlungsreaktionen wird der Kohlenstoff über Gasphase und Sickerwasser ausgetragen sowie in stabile organische Verbindungen eingebaut. In den Säulenversuchen konnte für die gesamte Deponie Mannersdorf ein biologisch verfügbarer Kohlenstoff-Pool von $18 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$, bzw. 25 % des TOC ermittelt werden. Der Austrag eines Großteils dieses Pools (z.B.: > 80 %) wird angestrebt. Anhand der Versuche lässt sich - unter Berücksichtigung eines abnehmenden Wirkungsgrades – eine erforderliche Belüftungsdauer von 4 bis 6 Jahren für die Deponie Mannersdorf abschätzen. Nach dieser Zeit soll der verfügbare Anteil der organischen Substanz ausgetragen sein bzw. in stabilisierter Form im Deponiekörper verbleiben.

Ein Vergleich der Umweltauswirkungen (Klimaänderung, Eutrophierung) zeigt, dass die Belüftungsmaßnahme signifikant positive Auswirkungen hat. Dabei wurde der Verlauf der Emissionen (CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. CO_2 und CH_4) über 30 Jahre anhand der Ergebnisse der durchgeführten Feld- und Laborversuche abgeschätzt und einem Szenario ohne Aerobisierung gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass durch die Belüftung die Sickerwasseremissionen (Wirkungskategorie Eutrophierung) um 60 % und die gasförmigen Emissionen ((Wirkungskategorie Klimarelevanz) um 75 % reduziert werden können. Die negativen Auswirkungen des Energieverbrauchs der Aerobisierungsanlage sind gering.

Die Feststoffuntersuchungen zeigen, dass sowohl der Zustand der organischen Substanz als auch dessen Entwicklung bei Belüftung durch Analyse des Feststoffs erfassbar ist. Die Belüftung führte zu einer deutlichen Stabilisierung des Abfallmaterials. Durch die biologische Aktivität im Zug des aeroben Abbaus stieg die Temperatur im Deponiekörper von $< 20 \text{ °C}$ auf $> 40 \text{ °C}$ an. Durch den resultierenden Masseverlust traten Setzungen von bis zu 5 % der Deponiehöhe auf. Der Wassergehalt blieb während des gesamten Belüftungsverlaufs mit 30 bis 35 % FM in einem, für den aeroben Abbau optimalen Bereich, d.h. das Einbringen der Luft führte zu keiner Austrocknung des Abfalls. In den Laborversuchen wurden die Gesamtgehalte an organischem Kohlenstoff und Stickstoff um 10 bis 30 % reduziert. Im Rahmen des Feldversuchs konnte jedoch keine signifikante Reduktion

an TOC und TN nach 2,5 Jahren Aerobisierung beobachtet werden. Die biologische Reaktivität des Abfalls (AT_4) wurde im Rahmen der Laborversuche innerhalb kurzer Belüftungszeit um > 70 % auf Werte $AT_4 < 1,0 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ reduziert. Die Untersuchung der im Rahmen des Feldversuchs gezogenen Proben zeigt eine Reduktion der AT_4 um durchschnittlich 35 % nach 2,5 Jahren Belüftung. Die Gasbildung (GS_{21}) wurde noch stärker auf $< 0,1 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ (Labor) bzw. $< 1,5 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ (Feld) reduziert.

Die Ergebnisse von Auslauguntersuchungen an den Feststoffproben des Feldversuchs zeigen einen deutlichen Rückgang der organischen Belastung. Der BSB_5 im Eluat wurde innerhalb von 0,5 Jahren Belüftung halbiert und erreichte nach 2,5 Jahren Werte von $< 5 \%$ des Ausgangszustandes. Dies ist auf den starken Abbau der leicht verfügbaren organischen Substanzen durch Belüftung zurückzuführen. Die Beprobung nach 0,5 Jahren Belüftung ergab jedoch einen deutlichen Anstieg des CSB, was die verstärkte Mobilisierung von anaerob nicht verfügbaren organischen Substanzen unmittelbar nach Einstellen des aeroben Milieus verdeutlicht. Diese Verbindungen wurden im weiteren Verlauf der Belüftung mineralisiert, was sich in sinkenden CSB-Werten widerspiegelte. Der ursprüngliche Gehalt an eluierbarem $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde durch die Belüftung um 30 % reduziert.

Von den durchgeführten innovativen Untersuchungsmethoden erwiesen sich die Infrarot-Spektroskopie und die biologischen Reaktivitätstests (Atmungsaktivität und Gasbildungspotential) als gut geeignet, die Entwicklung der organischen Substanz zu beobachten. Für die infrarotspektroskopischen Untersuchungen konnten Banden bzw. Bandenverhältnisse identifiziert werden, deren Intensität bzw. Veränderung Rückschlüsse auf den Stabilisierungsprozess zulassen. Von den konventionellen Analysen wurden die Eluatparameter CSB, BSB_5 , und $\text{NH}_4\text{-N}$ als zielführend identifiziert. Summenparameter wie TOC, Glühverlust oder Gesamtstickstoff, aber auch Huminsäure- bzw. Zellulosegehalt erwiesen sich aufgrund der hohen Stabilität des Abfalls bezüglich einer weitergehenden Stabilisierung als begrenzt aussagekräftig.

Die Kohlenstoffbilanzen der Versuche zeigen, dass durch die Belüftung ca. 25 % des gesamten organischen Kohlenstoffs umgesetzt werden können. Dabei werden 95 % mineralisiert, nur 5 % humifiziert. Der Anteil des mineralisierten C-Pools, der über das Sickerwasser ausgetragen wird beträgt weniger als 2,0 %. Der Großteil (> 98 %) wird über die Gasphase ausgetragen, hauptsächlich in Form von Kohlendioxid. Der Anteil des Zellulose-C am TOC liegt bei 10 bis 15 % und wird durch die Belüftung auf 5 bis 10 % reduziert. Der Anteil des Kohlenstoffs, welcher in Huminsäuren gebunden ist, ist gering und kann im Zuge der Belüftung nicht wesentlich gesteigert werden.

Weiters konnten die Auswirkungen variierender Belüftungs- und Bewässerungsraten identifiziert werden. Eine Erhöhung der Belüftungsrate brachte geringfügige Verbesserungen in der Anfangsphase. Die Konzentrationen an CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$, sowohl im Sickerwasser, als auch im Eluat konnten stärker reduziert und der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase gesteigert werden. Jedoch ist die Belüftungsrate ein wesentlicher Kostenfaktor, da sie sowohl die Betriebskosten (durch gesteigerten Energieaufwand) als auch die Investitionskosten (durch größere Anlagenteile) beeinflusst. Da beim Überschreiten der erforderlichen Luftmenge der Aufwand und die Kosten überproportional zu den erzielten Vorteilen steigen, sollte die Belüftungsrate so gering als möglich

gehalten werden. Ein größerer Wasserdurchsatz bringt ebenfalls gewisse Vorteile, besonders bzgl. der Sickerwasserkonzentrationen. So konnte der Gehalt an anorganischen Salzen (elektrische Leitfähigkeit) und die organische Belastung (CSB) durch höhere Wasserzugabe stärker reduziert werden. Daher kann, wenn die technischen, wirtschaftlichen und rechtlichen Voraussetzungen gegeben sind, eine aktive Erhöhung und Beschleunigung der Auswaschungsprozesse durch Bewässerung auch in Kombination mit Belüftungsmaßnahmen durchaus sinnvoll sein. Bei zu trockenen Abfällen kann eine Befeuchtung zur Intensivierung der Abbauprozesse beitragen.

Da die Deponiebelüftung das Ziel verfolgt, einen biologisch stabilen Deponiekörper zu erzeugen, ist es notwendig den Großteil der verfügbaren Organik zu mineralisieren oder zu stabilisieren. Wird dieses Ziel erreicht, sollten nach Beendigung der Belüftungsmaßnahme die Emissionen in Sickerwasser und Gas bzw. die Stabilitätskennwerte des Abfallfeststoffs konstant auf einem niedrigen Niveau bleiben. In den Simulationsversuchen wurde die Entwicklung im anaeroben Milieu nach lang anhaltender Belüftung beobachtet. Dabei zeigte die Entwicklung der Sickerwasserinhaltsstoffe, dass der Belüftungsstopp keinen Anstieg der CSB-Konzentration mehr bewirkte. Die Konzentration an Ammonium-Stickstoff stieg durch den Abbruch der Nitrifikation moderat an ($< 40 \text{ mg l}^{-1}$). Nach Belüftungsstopp konnte keine Gasbildung mehr festgestellt und in der Abluft kein Methan gemessen werden. Die Gesamtgehalte Glühverlust, TOC und Gesamtstickstoff sowie der Zellulosegehalt zeigten keinerlei signifikante Veränderungen nach Belüftungsstopp.

Abschließend konnten aus den Ergebnissen und deren Auswertungen Stabilitätskriterien definiert werden, wodurch die notwendige Diskussion über Einsatzgrenzen, Planungsgrundlagen, erreichbare Zielwerte und erforderliche Monitoringprogramme einer In-Situ Aerobisierung vorangetrieben und Vorschläge dazu geliefert werden.

Roman Prantl

Entwicklung der organischen Substanz im Zuge der In-Situ Belüftung von Deponien

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum naturalium technicarum

Universität für Bodenkultur, Wien
Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für Abfallwirtschaft

Begutachter:
O.Univ.Prof. Dipl.-Ing Dr.techn. Peter Lechner
Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann



Wien, März 2007



Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand am Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur. Für die wissenschaftliche Betreuung und Beurteilung danke ich Prof. DI Dr. Peter Lechner und Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann.

Weiters möchte ich mich bei all jenen bedanken, die bei der Durchführung der Versuche und am Zustandekommen dieser Arbeit mitgewirkt haben, insbesondere:

Bei Marion Huber-Humer und Carolin Heiß-Ziegler für ihre Betreuung und Unterstützung.

Bei Maria Tesar für die hervorragende Zusammenarbeit.

Bei Ena Smidt, Peter Mostbauer, Erwin Binner und Oliver Gamperling für wertvolle inhaltliche Hinweise.

Bei Thomas Ebner, Wolfgang Sprinzi, Oliver Gamperling, Johannes Tintner, Katharina Meissl und Marion Gessler für die Mitarbeit bei der Durchführung der Versuche und die Unterstützung bei der Laboranalytik.

Bei allen ProjektpartnerInnen des Forschungsprojektes INTERLAND (Innovative Technologies for Remediation of Landfills and contaminated soils) insbesondere bei den Mitarbeitern der NUA (Niederösterreichische Umweltschutzanstalt) für die Bereitstellung des Standorts Mannersdorf.

Kurzfassung

Je mehr biologisch verfügbare organische Substanz im deponierten Abfall enthalten ist, desto mehr Deponiegas und organisch belastetes Sickerwasser können entstehen. Diese Emissionen müssen so lange erfasst und behandelt werden, bis sie umweltverträgliche Grenzen erreichen. Daher ist die Reduktion abbaubarer Verbindungen in Deponien ein wesentliches Ziel vieler abfallwirtschaftlicher Maßnahmen. Dabei ist die Stabilisierung der Organik, entweder vor der Deponierung (durch mechanisch-biologische oder thermische Vorbehandlung) oder nach der Deponierung (durch In-Situ Stabilisierung) eine Strategie dieses Ziel zu erreichen.

Verschiedene natürliche Prozesse führen zur Stabilisierung organischer Substanz in Abfallmaterialien. Stabilisierung kann durch Aufbau stabiler Substanzen (z.B. Huminstoffe) erfolgen, aber auch durch Abbau (Mineralisierung) oder Auswaschung reaktiver Substanzen kann es aufgrund der relativen Anreicherung der verbleibenden stabilen Substanzen zu zunehmender Stabilität kommen. Im Deponiekörper findet der Abbau großteils unter anaeroben Bedingungen statt. Aerober Abbau hingegen tritt nur unmittelbar nach Einbau, in Randbereichen oder langfristig bei Lufteintritt auf. Auswaschungsprozesse finden bei der Durchsickerung des Deponiekörpers mit Niederschlagwasser statt.

Stabilisierungstechnologien verfolgen die Strategie diese natürlichen Prozesse in Gang zu setzen oder zu forcieren. Für Altablagerungen existieren innovative Lösungsansätze den Abfallkörper in-situ zu stabilisieren. Im Wesentlichen kann dies durch Zugabe von Wasser und/oder Luft erfolgen. Dabei können unterschiedliche Strategien verfolgt werden. Während z.B. eine moderate Befeuchtung des Deponiekörpers zu einer Intensivierung der biologischen Umsetzungsprozesse führt, werden mit einer starken Bewässerung verschiedene Substanzen (Schadstoffe, organische Verbindungen, etc.) aus dem Deponiekörper ausgewaschen. Auch eine Belüftung kann mit unterschiedlichen Zielsetzungen angewandt werden. Bei Hochdruckverfahren soll im Sinne der Arbeitssicherheit, durch kurzfristige Belüftung die Geruchsentwicklung und die Explosionsgefahr minimiert werden. Bei Niederdruckbelüftung hingegen wird mit Belüftung über mehrere Jahre eine dauerhafte Stabilisierung der Organik angestrebt. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Niederdruckbelüftung (In-Situ Aerobisierung) zur dauerhaften biologischen Stabilisierung des Abfalls als Sanierungsvariante für Altablagerungen und als Maßnahme zur Verkürzung der Nachsorge von jüngeren Deponien.

Bei In-Situ Maßnahmen ist die Beurteilung des Sanierungserfolgs ein wesentlicher Teil. Ein fundiertes Konzept dazu ist u.A. eine wichtige Voraussetzung die Entscheidungsträger (Behörden, Deponiebesitzer, etc.) zu überzeugen. Der tatsächlich erreichbare Grad an Stabilisierung und damit das verbleibende Emissionspotential lassen sich wahrscheinlich am besten über Untersuchungen des Abfalls selbst feststellen. Diese Veränderungen im Abfallfeststoff sind noch wenig untersucht, jedoch Voraussetzung um z.B. Einsatzgrenzen oder Sanierungsziele zu definieren.

Aus diesen Gründen wurden im Rahmen der vorliegende Arbeit Feld- und Laborversuche durchgeführt, mit dem primären Ziel den Zustand der organischen Substanz in Altablagerungen, dessen Zusammenhang mit dem Emissionsverhalten und dessen Veränderung bei Belüftung zu untersuchen. Folgenden konkreten Fragestellungen wird dabei Arbeit nachgegangen:

- Ist eine weitergehende biologische Stabilisierung von (Alt)ablagerungen durch In-Situ Belüftung möglich und sinnvoll?
- Welche Parameter bzw. Untersuchungsmethoden sind geeignet um den Stabilitätszustand der organischen Substanz bzw. die Veränderung bei Belüftung zu beschreiben?
- Wie verändern sich Gesamtgehalt, biologische Reaktivität und eluierbare Anteile der organischen Substanz? Werden Huminstoffe gebildet, und wenn ja in welchem Ausmaß und in welcher Phase?
- Welche Emissionsreduktionen bzw. Restemissionen sind durch Belüftung mit sinnvollem Aufwand erreichbar und welche Emissionen treten während der In-Situ Aerobisierung auf? Wie beeinflusst die veränderte Emissionssituation die ökologischen Auswirkungen einer (Alt)ablagerung?
- Welche Aussagen lassen sich durch die Kohlenstoff-Bilanz treffen? Welche Anteile des C-Pools werden mineralisiert, welche humifiziert? Über welche Pfade und in welcher Form erfolgt der C-Austrag?
- Welche Einsatzgrenzen, Betriebsparameter und Abschlusskriterien für die In-Situ Aerobisierung lassen sich aus den durchgeführten Untersuchungen ableiten? Welches Monitoringprogramm ist zum Nachweis des Sanierungserfolgs erforderlich?

Zur Untersuchung dieser Fragestellungen wurde ein umfangreiches Versuchsprogramm entwickelt und durchgeführt. Dabei kamen sowohl Laborversuche in unterschiedlichen Größenordnungen als auch ein großmaßstäblicher Feldversuch an einer Deponie zum Einsatz.

Der Feldversuch wurde auf der Deponie Mannersdorf, einer Haus- und Gewerbemülldeponie der NUA (Niederösterreichische Umweltschutzanstalt GmbH) am Fuße des Leithagebirges in Niederösterreich durchgeführt. Die Deponie besteht aus zwei Verfüllabschnitten, die Belüftungsanlage wurde auf dem jüngeren, reaktiveren Abschnitt errichtet. In diesem Abschnitt wurden zwischen 1986 und 1995 insgesamt 95.000 t FM unbehandelte kommunale und gewerbliche Abfälle bis Eluatklasse IIIb gemäß ON S 2072 (1990) abgelagert. Dieser Abschnitt verfügt über eine mineralische Basisdichtung, eine Basisentwässerung und eine Oberflächenabdeckung aus bindigem Erdmaterial. Auf 2 Versuchsfeldern wurden jeweils 3 Belüftungsbrunnen in einem Abstand von 25 m bis zu einer Tiefe von 8 m abgeteuft und mit je einem zentralen Absaugbrunnen kombiniert. Dabei wurden ca. 20.000 m³ Deponievolumen über einen Zeitraum von 2,5 Jahren belüftet. Das entstehende Gasgemisch wurde abgesaugt und über einen Biofilter gereinigt. Über die Gesamtbetriebszeit von 870 Tagen wurden mit einer mittleren Rate von 500 m³ h⁻¹ und einem Druck von 0,1 bar insgesamt 9*10⁶ m³ Umgebungsluft in den Deponiekörper eingebracht.

An 5 Terminen – zu Beginn, während und nach der Belüftung – wurden Feststoffproben aus dem Deponiekörper entnommen. Mittels Greiferbohrverfahren (Ø: 600 mm) wurden Aufschlussbohrungen bis zu einer Tiefe von 8 m unter GOK abgeteuft. Insgesamt wurden aus 65 Bohrlöchern 185 Feststoffproben entnommen. Sickerwasseranalysen wurden während des Belüftungsversuchs vierteljährlich durchgeführt und Menge und Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemischs

wurden bestimmt und online aufgezeichnet. Über In-Situ Sonden wurde die Zusammensetzung der Bodenluft im Deponiekörper ermittelt und mittels Methankonzentrationsmessungen (Flammenionisations-Detektor) wurden diffusive Gasaustritte an der Deponieoberfläche bestimmt.

Parallel dazu wurde in Simulationsversuchen im Labormaßstab (Säulenversuche) der Einfluss unterschiedlicher Rahmenbedingungen (Belüftungsrate, Bewässerungsrate) auf die Stabilisierung der organischen Substanz untersucht. Es wurden Versuchssäulen aus gasdichten Acrylglasrohren (\varnothing : 20 cm, Höhe: 65 cm) verwendet, in denen das Abfallmaterial (ca. 15 kg FM) auf einem Rost leicht verdichtet eingebaut wurde. Die Säulen wurden in einer Klimakammer bei konstanter Temperatur von 35 °C betrieben und unterschiedlich stark belüftet bzw. bewässert. Anaerobe Referenzsäulen wurden parallel dazu betrieben. Es wurden 2 Versuchsreihen durchgeführt. Anhand der Versuchsreihe 1 wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Belüftungsraten untersucht und Versuchsreihe 2 verglich die Einflüsse von Bewässerung und Belüftung auf die Stabilisierung des Abfallmaterials miteinander. Feststoffproben des Abfallmaterials wurden zu Beginn und zu mehreren Zeitpunkten im Lauf der Versuche entnommen und analysiert. Das entstehende Sickerwasser wurde im Freiraum zwischen Säulenboden und Abfall gesammelt und analysiert. Die Zusammensetzung der Abluft (O_2 , CO_2 und CH_4) wurde regelmäßig bestimmt und die produzierte Gasmenge der anaerob betriebenen Säulen wurde quantifiziert.

Um das Verhalten eines jüngeren, reaktiveren Materials bei Belüftung zu untersuchen wurden zusätzliche Laborversuche mit Deponiesimulationsreaktoren (DSR) durchgeführt. Versuchsaufbau und Durchführung sind ähnlich den Säulenversuchen, jedoch ist die eingebaute Probenmenge mit ca. 75 kg TM wesentlich größer. Es wurden zwei Reaktoren parallel – einer belüftet und einer unbelüftet – betrieben. Das eingebaute Abfallmaterial stammt aus der Haus- und Gewerbemülldeponie Hollabrunn (NUA GmbH) und wurde im Zuge von Brunnenbohrungen entnommen. Mit einem Ablagerungsalter von ein bis drei Jahren ist dieses Material wesentlich jünger als jenes der Säulenversuche und weist einen größeren Anteil an organischer Substanz auf. Zur Charakterisierung des Abfallmaterials wurden zu Beginn und zu mehreren Zeitpunkten im Lauf der Versuche Feststoffproben entnommen. Das entstehende Sickerwasser wurde regelmäßig untersucht und die Zusammensetzung der Abluft (O_2 , CO_2 und CH_4) wurde analysiert und aufgezeichnet.

Zur Bestimmung des Zustands des Abfallmaterials aller Versuchsanordnungen wurde dieses einerseits mittels konventioneller chemisch-physikalischer Untersuchungsmethoden analysiert (nach ON S-2088). Weiters wurden Methoden, die bisher für die Untersuchung von Altablagerungsmaterial routinemäßig noch nicht eingesetzt worden waren, angewandt. So wurden die Komponenten des Kohlenstoff-Pools mittels Zellulose- bzw. Huminstoffuntersuchungen bestimmt, biologische Reaktivitätstests (Atmungsaktivität, Gasspendensumme) wurden durchgeführt und die Eignung der Infrarotspektroskopie (FT-IR) zur Bestimmung des Emissionspotenzials von Altablagerungsmaterial wurde untersucht. Insgesamt wurden 206 Proben aus Labor- und Feldversuchen analysiert.

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass auch bei bereits relativ stabilen Altablagerungen eine weitergehende Stabilisierung durch In-Situ Aerobisierung möglich und sinnvoll ist. Im Sickerwasser wurden die Frachten an organischen Substanzen und Stickstoffverbindungen deutlich

reduziert. Die beobachteten Entwicklungen in den Sickerwässern der durchgeführten Versuche lassen darauf schließen, dass der Grenzwert für Indirekteinleitung der AEV, Deponiesickerwasser (2003) für den Parameter Ammonium-Stickstoff (200 mg l^{-1}) innerhalb eines Belüftungszeitraumes von 5 Jahren erreichbar ist. Der Parameter CSB hingegen kann unterhalb eines Niveaus von $500 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ nur mehr langsam reduziert werden. Der Biologische Sauerstoffbedarf wird stark reduziert und Werte für $\text{BSB}_5 < 100 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ und $\text{BSB}_5 / \text{CSB} < 0,2$ sind durch Belüftung über mehrere Jahre erreichbar.

Vor Beginn der Belüftung zeigte die Deponie Mannersdorf eine Gaszusammensetzung von 60 bis 70 % Methan und 30 bis 40 % Kohlendioxid bzw. ein gesamtes Restgasbildungspotenzial von ca. $15 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$. Der Einsatz der In-Situ Aerobisierung verändert Menge und Zusammensetzung des Deponiegases signifikant. Durch die Belüftung wird zum einen das vorhandene Deponiegas mit der zugeführten Umgebungsluft vermischt (Verdünnung mit Sauerstoff und Stickstoff) und zum anderen wird durch den eingebrachten Luftsauerstoff ein aerober Abbau der organischen Substanz in Gang gesetzt (CO_2 -Produktion und O_2 -Verbrauch). In den vollständig aerobisierten Bereichen kommt die Methanproduktion gänzlich zum Erliegen.

Durch die intensivierten Abbau- und Umwandlungsreaktionen wird der Kohlenstoff über Gasphase und Sickerwasser ausgetragen sowie in stabile organische Verbindungen eingebaut. In den Säulenversuchen konnte für die gesamte Deponie Mannersdorf ein biologisch verfügbarer Kohlenstoff-Pool von $18 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$, bzw. 25 % des TOC ermittelt werden. Der Austrag eines Großteils dieses Pools (z.B.: $> 80 \%$) wird angestrebt. Anhand der Versuche lässt sich - unter Berücksichtigung eines abnehmenden Wirkungsgrades – eine erforderliche Belüftungsdauer von 4 bis 6 Jahren für die Deponie Mannersdorf abschätzen. Nach dieser Zeit soll der verfügbare Anteil der organischen Substanz ausgetragen sein bzw. in stabilisierter Form im Deponiekörper verbleiben.

Ein Vergleich der Umweltauswirkungen (Klimaänderung, Eutrophierung) zeigt, dass die Belüftungsmaßnahme signifikant positive Auswirkungen hat. Dabei wurde der Verlauf der Emissionen (CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. CO_2 und CH_4) über 30 Jahre anhand der Ergebnisse der durchgeführten Feld- und Laborversuche abgeschätzt und einem Szenario ohne Aerobisierung gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass durch die Belüftung die Sickerwasseremissionen (Wirkungskategorie Eutrophierung) um 60 % und die gasförmigen Emissionen ((Wirkungskategorie Klimarelevanz) um 75 % reduziert werden können. Die negativen Auswirkungen des Energieverbrauchs der Aerobisierungsanlage sind gering.

Die Feststoffuntersuchungen zeigen, dass sowohl der Zustand der organischen Substanz als auch dessen Entwicklung bei Belüftung durch Analyse des Feststoffs erfassbar ist. Die Belüftung führte zu einer deutlichen Stabilisierung des Abfallmaterials. Durch die biologische Aktivität im Zug des aeroben Abbaus stieg die Temperatur im Deponiekörper von $< 20 \text{ °C}$ auf $> 40 \text{ °C}$ an. Durch den resultierenden Masseverlust traten Setzungen von bis zu 5 % der Deponiehöhe auf. Der Wassergehalt blieb während des gesamten Belüftungsverlaufs mit 30 bis 35 % FM in einem, für den aeroben Abbau optimalen Bereich, d.h. das Einbringen der Luft führte zu keiner Austrocknung des Abfalls. In den Laborversuchen wurden die Gesamtgehalte an organischem Kohlenstoff und Stickstoff um 10 bis 30 % reduziert. Im Rahmen des Feldversuchs konnte jedoch keine signifikante Reduktion

an TOC und TN nach 2,5 Jahren Aerobisierung beobachtet werden. Die biologische Reaktivität des Abfalls (AT_4) wurde im Rahmen der Laborversuche innerhalb kurzer Belüftungszeit um $> 70 \%$ auf Werte $AT_4 < 1,0 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ reduziert. Die Untersuchung der im Rahmen des Feldversuchs gezogenen Proben zeigt eine Reduktion der AT_4 um durchschnittlich 35% nach 2,5 Jahren Belüftung. Die Gasbildung (GS_{21}) wurde noch stärker auf $< 0,1 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ (Labor) bzw. $< 1,5 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ (Feld) reduziert.

Die Ergebnisse von Auslauguntersuchungen an den Feststoffproben des Feldversuchs zeigen einen deutlichen Rückgang der organischen Belastung. Der BSB_5 im Eluat wurde innerhalb von 0,5 Jahren Belüftung halbiert und erreichte nach 2,5 Jahren Werte von $< 5 \%$ des Ausgangszustandes. Dies ist auf den starken Abbau der leicht verfügbaren organischen Substanzen durch Belüftung zurückzuführen. Die Beprobung nach 0,5 Jahren Belüftung ergab jedoch einen deutlichen Anstieg des CSB, was die verstärkte Mobilisierung von anaerob nicht verfügbaren organischen Substanzen unmittelbar nach Einstellen des aeroben Milieus verdeutlicht. Diese Verbindungen wurden im weiteren Verlauf der Belüftung mineralisiert, was sich in sinkenden CSB-Werten widerspiegelte. Der ursprüngliche Gehalt an eluierbarem $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde durch die Belüftung um 30% reduziert.

Von den durchgeführten innovativen Untersuchungsmethoden erwiesen sich die Infrarot-Spektroskopie und die biologischen Reaktivitätstests (Atmungsaktivität und Gasbildungspotential) als gut geeignet, die Entwicklung der organischen Substanz zu beobachten. Für die infrarotspektroskopischen Untersuchungen konnten Banden bzw. Bandenverhältnisse identifiziert werden, deren Intensität bzw. Veränderung Rückschlüsse auf den Stabilisierungsprozess zulassen. Von den konventionellen Analysen wurden die Eluatparameter CSB, BSB_5 , und $\text{NH}_4\text{-N}$ als zielführend identifiziert. Summenparameter wie TOC, Glühverlust oder Gesamtstickstoff, aber auch Huminsäure- bzw. Zellulosegehalt erwiesen sich aufgrund der hohen Stabilität des Abfalls bezüglich einer weitergehenden Stabilisierung als begrenzt aussagekräftig.

Die Kohlenstoffbilanzen der Versuche zeigen, dass durch die Belüftung ca. 25% des gesamten organischen Kohlenstoffs umgesetzt werden können. Dabei werden 95% mineralisiert, nur 5% humifiziert. Der Anteil des mineralisierten C-Pools, der über das Sickerwasser ausgetragen wird beträgt weniger als $2,0 \%$. Der Großteil ($> 98 \%$) wird über die Gasphase ausgetragen, hauptsächlich in Form von Kohlendioxid. Der Anteil des Zellulose-C am TOC liegt bei 10 bis 15% und wird durch die Belüftung auf 5 bis 10% reduziert. Der Anteil des Kohlenstoffs, welcher in Huminsäuren gebunden ist, ist gering und kann im Zuge der Belüftung nicht wesentlich gesteigert werden.

Weiters konnten die Auswirkungen variierender Belüftungs- und Bewässerungsraten identifiziert werden. Eine Erhöhung der Belüftungsrate brachte geringfügige Verbesserungen in der Anfangsphase. Die Konzentrationen an CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$, sowohl im Sickerwasser, als auch im Eluat konnten stärker reduziert und der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase gesteigert werden. Jedoch ist die Belüftungsrate ein wesentlicher Kostenfaktor, da sie sowohl die Betriebskosten (durch gesteigerten Energieaufwand) als auch die Investitionskosten (durch größere Anlagenteile) beeinflusst. Da beim Überschreiten der erforderlichen Luftmenge der Aufwand und die Kosten überproportional zu den erzielten Vorteilen steigen, sollte die Belüftungsrate so gering als möglich

gehalten werden. Ein größerer Wasserdurchsatz bringt ebenfalls gewisse Vorteile, besonders bzgl. der Sickerwasserkonzentrationen. So konnte der Gehalt an anorganischen Salzen (elektrische Leitfähigkeit) und die organische Belastung (CSB) durch höhere Wasserzugabe stärker reduziert werden. Daher kann, wenn die technischen, wirtschaftlichen und rechtlichen Voraussetzungen gegeben sind, eine aktive Erhöhung und Beschleunigung der Auswaschungsprozesse durch Bewässerung auch in Kombination mit Belüftungsmaßnahmen durchaus sinnvoll sein. Bei zu trockenen Abfällen kann eine Befeuchtung zur Intensivierung der Abbauprozesse beitragen.

Da die Deponiebelüftung das Ziel verfolgt, einen biologisch stabilen Deponiekörper zu erzeugen, ist es notwendig den Großteil der verfügbaren Organik zu mineralisieren oder zu stabilisieren. Wird dieses Ziel erreicht, sollten nach Beendigung der Belüftungsmaßnahme die Emissionen in Sickerwasser und Gas bzw. die Stabilitätskennwerte des Abfallfeststoffs konstant auf einem niedrigen Niveau bleiben. In den Simulationsversuchen wurde die Entwicklung im anaeroben Milieu nach lang anhaltender Belüftung beobachtet. Dabei zeigte die Entwicklung der Sickerwasserinhaltsstoffe, dass der Belüftungsstopp keinen Anstieg der CSB-Konzentration mehr bewirkte. Die Konzentration an Ammonium-Stickstoff stieg durch den Abbruch der Nitrifikation moderat an ($< 40 \text{ mg l}^{-1}$). Nach Belüftungsstopp konnte keine Gasbildung mehr festgestellt und in der Abluft kein Methan gemessen werden. Die Gesamtgehalte Glühverlust, TOC und Gesamtstickstoff sowie der Zellulosegehalt zeigten keinerlei signifikante Veränderungen nach Belüftungsstopp.

Abschließend konnten aus den Ergebnissen und deren Auswertungen Stabilitätskriterien definiert werden, wodurch die notwendige Diskussion über Einsatzgrenzen, Planungsgrundlagen, erreichbare Zielwerte und erforderliche Monitoringprogramme einer In-Situ Aerobisierung vorangetrieben und Vorschläge dazu geliefert werden.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	5
1.1	Situation	5
1.2	Fragestellung	6
1.3	Aufbau der Arbeit	6
2	Grundlagen	9
2.1	Organische Substanz in Deponien	9
2.2	Organikbürtige Emissionen von Deponien	10
2.2.1	Sickerwasser	10
2.2.2	Deponiegas	13
2.3	Prozesse zur Stabilisierung organischer Substanz in Deponien	15
2.3.1	Anaerober Abbau	15
2.3.2	Aerober Abbau	16
2.3.3	Huminstoffaufbau	17
2.3.4	Auswaschung	17
2.3.5	Komplex- und Aggregatbildung	19
2.3.6	Weitere biologische Prozesse	19
2.4	Technologien zur Stabilisierung organischer Substanz in Deponien	20
2.4.1	Bewässerungsverfahren	21
2.4.2	Belüftungsverfahren	22
2.5	Einflussfaktoren der biologischen Prozesse bei der Aerobisierung	24
2.5.1	Temperatur	25
2.5.2	Wassergehalt	27
2.5.3	Sauerstoffgehalt	27
2.5.4	pH-Wert	27
2.5.5	Hemmstoffe	28
2.6	Methoden zur Charakterisierung organischer Substanz	28
2.6.1	Gesamtgehalte	29
2.6.2	Fraktionen von C und N	29
2.6.3	Biologische Reaktivitätstests	30
2.6.4	Infrarot-Spektroskopie	31
2.6.5	Elutatuntersuchungen	32
3	Material und Methoden	35
3.1	Versuchsprogramm	35
3.2	Feldversuch im Pilotmaßstab	35
3.2.1	Standort (Deponie Mannersdorf)	35
3.2.2	Konzeption und Ausführung der Anlage	36
3.2.3	Betrieb der Anlage	37
3.2.4	Probenahmen und Analytik	39

3.3	Säulenversuche	42
3.3.1	Versuchsdurchführung	42
3.3.2	Versuchsreihen	42
3.3.3	Eingebautes Material	43
3.3.4	Probenahmen und Analysen	44
3.4	DSR-Versuche	45
3.5	Analysemethoden	46
3.5.1	Feststoffanalysen	46
3.5.1.1	Zellulose	47
3.5.1.2	Huminsäuren	48
3.5.1.3	Nicht säurehydrolysierbarer Stickstoff	49
3.5.1.4	Atmungsaktivität	49
3.5.1.5	Gasbildungspotential	49
3.5.1.6	Infrarot-Spektroskopie	50
3.5.2	Sickerwasseranalysen	51
4	Ergebnisse	53
4.1	Ergebnisse des Feldversuchs im Pilotmaßstab	53
4.1.1	Entwicklungen im Sickerwasser	53
4.1.2	Entwicklungen in der Gasphase	54
4.1.3	Entwicklungen im Abfallfeststoff	56
4.1.3.1	Organische Substanz – Glühverlust, TOC, TN, Zellulose, Huminsäuren	56
4.1.3.2	Biologische Reaktivität - AT, GS	58
4.1.3.3	Infrarot-Spektroskopie	59
4.1.3.4	Eluatuntersuchungen	61
4.2	Ergebnisse der Säulenversuche	63
4.2.1	Entwicklungen im Sickerwasser	63
4.2.2	Entwicklungen in der Gasphase	67
4.2.3	Entwicklungen im Abfallfeststoff	68
4.2.3.1	Organische Substanz – Glühverlust, TOC, TN, Zellulose, Huminsäuren	68
4.2.3.2	Biologische Reaktivität - AT, GS	70
4.2.3.3	Infrarot-Spektroskopie	71
4.2.3.4	Eluatuntersuchungen	71
4.3	Ergebnisse der Deponiesimulationsversuche	73
4.3.1	Entwicklungen im Sickerwasser	73
4.3.2	Entwicklungen in der Gasphase	74
4.3.3	Entwicklungen im Abfallfeststoff	75
4.3.3.1	Organische Substanz und biologische Reaktivität	75
4.3.3.2	Eluatuntersuchungen	75
5	Diskussion	77
5.1	Emissionen über den Sickerwasserpfad	77
5.2	Emissionen über den Gaspfad	79

5.3	Entwicklungen im Abfallfeststoff und Aussagekraft der Analysemethoden	83
5.3.1	Organische Substanz	84
5.3.1.1	Gesamtgehalte – Glühverlust, TOC, TN	84
5.3.1.2	Zellulose	85
5.3.1.3	Extrahierbare Huminsäuren	86
5.3.1.4	Nicht säurehydrolysierbarer Stickstoff	88
5.3.2	Biologische Reaktivität	88
5.3.2.1	Atmungsaktivität	88
5.3.2.2	Gasspendensumme	89
5.3.3	Infrarot Spektroskopie	92
5.3.4	Eluierbare Substanzen	95
5.4	Kohlenstoffbilanz	98
5.5	Einfluss von Belüftungs- und Bewässerungsrate	102
5.6	Stabilität nach Abschluss der Belüftung	104
5.7	Definition von Stabilitätskriterien	105
5.7.1	Einsatzbereiche	106
5.7.2	Planungsgrundlagen	108
5.7.3	Monitoring	109
5.7.4	Zielwerte	110
6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	115
7	Literaturverzeichnis	117
8	Tabellenverzeichnis	123
9	Abbildungsverzeichnis	125
10	Abkürzungsverzeichnis	127
11	Glossar	129
12	Lebenslauf	131

1 Einleitung

Die Deponierung organikhaltiger Abfälle stellt weltweit ein großes umweltrelevantes Problem dar. Auch in Österreich gelangte der kommunale Abfall über Jahrzehnte zu einem Großteil ohne Vorbehandlung direkt auf Deponien. Biologische Prozesse im Deponiekörper unter anaeroben Bedingungen verursachen Emissionen, die über Sickerwasser und Gasphase in die Umwelt gelangen und in der Folge erhebliche Risiken für die Schutzgüter Wasser, Luft und Boden darstellen können.

Diese Emissionen sind maßgeblich von Gehalt und Reaktivität der organischen Substanz und von den im Deponiekörper vorherrschenden Milieubedingungen bestimmt. Eine Möglichkeit diese Faktoren entscheidend zu beeinflussen und somit die aktuellen Emissionen und das verbleibende Emissionspotential zu reduzieren stellt die Deponiebelüftung (In-Situ Aerobisierung) dar. Dabei wird mittels aktiver Belüftung über mehrere Jahre mit geringen Drücken und geringen Luftmengen eine dauerhafte Stabilisierung der organischen Substanz im Abfall angestrebt.

1.1 Situation

Die In-Situ Deponiebelüftung wird seit einiger Zeit mit unterschiedlichen technischen Ausführungen und Zielsetzungen erforscht und angewandt. Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Niederdruckbelüftung als Methode zur dauerhaften Stabilisierung der organischen Substanz in Ablagerungen. Die Niederdruckbelüftung wurde bereits in Laborversuchen untersucht (z.B. Ritzkowski, 2005; Hantsch, 2003) und auch schon großtechnisch z.B. in Deutschland und Italien angewandt (z.B. Heyer, 2003; Cossu, 2003). Dabei standen zumeist die Optimierung des Verfahrens und die Beobachtung der Emissionsänderungen im Vordergrund. Der Sanierungserfolg wurde aufgrund der Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemisches sowie mittels Überprüfung von Setzungen und Temperatur des Deponiekörpers beobachtet. Weiters wurde die Verbesserung der aktuellen Sicker- und Grundwasserqualität als Erfolgskriterium herangezogen.

Die Beurteilung des Sanierungserfolgs ist ein wesentlicher Punkt jeder In-Situ Sanierung. Ein fundiertes Konzept dazu ist wichtige Voraussetzung die Entscheidungsträger (Behörden, Deponiebesitzer, etc.) von einer bestimmten Sanierungsvariante zu überzeugen. Der tatsächlich erreichbare Grad an Stabilisierung und damit das verbleibende Emissionspotential lassen sich wahrscheinlich am besten über Untersuchungen des Abfalls selbst feststellen. Diese Veränderungen im Abfallfeststoff sind noch wenig untersucht, jedoch Voraussetzung um z.B. Einsatzgrenzen oder Sanierungsziele zu definieren. Aus diesen Gründen ist die Untersuchung des Zustandes der organischen Substanz im Abfall bzw. dessen Veränderung bei Belüftung primäres Ziel dieser Arbeit.

Zur Charakterisierung organikreicher Abfälle, wie z.B. Biomüll, Kompost und MBA-Material existieren bereits Untersuchungsmethoden, welche die Reaktivität hinreichend beschreiben (TOC, Atmungsaktivität, Zellulose, etc.). Im Vergleich dazu kann das Abfallmaterial aus älteren Ablagerungen aufgrund anaerober Abbauvorgänge und Auswaschungsprozesse bereits relativ stabil sein. Daraus ergibt sich zum einen die Fragestellung, ob bei (Alt)ablagerungen mit relativ stabilen Abfällen eine weitergehende Stabilisierung überhaupt noch möglich und sinnvoll ist und zum anderen,

welche Parameter bzw. Untersuchungsmethoden geeignet sind, diese Veränderung bei Belüftung zu beschreiben.

1.2 Fragestellung

Grundvoraussetzung für die folgenden Fragestellungen ist die Annahme, dass sowohl der Zustand der organischen Substanz in (Alt)ablagerungen, als auch dessen Entwicklung bei In-Situ Belüftung durch Analyse des Feststoffs erfassbar ist und mit dem Emissionsverhalten in Verbindung steht.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Feld- und Laborversuche durchgeführt, mit dem primären Ziel den Zustand der organischen Substanz in (Alt)ablagerungen zu untersuchen. Dadurch soll das langfristige Verhalten der organischen Substanz in (Alt)ablagerungen bei Aerobisierung beschrieben werden und eine bessere Abschätzung des verbleibenden Restemissionspotentials möglich sein. Folgenden konkreten Fragestellungen wird dabei nachgegangen:

- Ist eine weitergehende biologische Stabilisierung von (Alt)ablagerungen durch In-Situ Belüftung möglich und sinnvoll?
- Welche Parameter bzw. Untersuchungsmethoden sind geeignet um den Stabilitätszustand der organischen Substanz bzw. die Veränderung bei Belüftung zu beschreiben?
- Wie verändern sich Gesamtgehalt, biologische Reaktivität und eluierbare Anteile der organischen Substanz? Werden Huminstoffe gebildet, und wenn ja in welchem Ausmaß und in welcher Phase?
- Welche Emissionsreduktionen bzw. Restemissionen sind durch Belüftung mit sinnvollem Aufwand erreichbar und welche Emissionen treten während der In-Situ Aerobisierung auf? Wie beeinflusst die veränderte Emissionssituation die ökologischen Auswirkungen einer (Alt)ablagerung?
- Welche Aussagen lassen sich durch die Kohlenstoff-Bilanz treffen? Welche Anteile des C-Pools werden mineralisiert, welche humifiziert? Über welche Pfade und in welcher Form erfolgt der C-Austrag?
- Welche Einsatzgrenzen, Betriebsparameter und Abschlusskriterien für die In-Situ Aerobisierung lassen sich aus den durchgeführten Untersuchungen ableiten? Welches Monitoringprogramm ist zum Nachweis des Sanierungserfolgs erforderlich?

1.3 Aufbau der Arbeit

Im einleitenden Literaturteil (Kap. 2) werden die maßgeblichen wissenschaftlichen Grundlagen und bisherigen Forschungsarbeiten diskutiert, die im Zusammenhang mit den Fragestellungen der vorliegenden Arbeit stehen. Dabei wird zuerst die „Organische Substanz“ in Deponien beschrieben und deren Auswirkungen auf das Emissionsverhalten diskutiert. In weiterer Folge werden natürliche Prozesse und technische Verfahren beschrieben, welche zu einer Stabilisierung der organischen Substanz führen. Anschließend werden die entscheidenden biologischen Prozesse der In-Situ

Deponiebelüftung sowie deren Einflussfaktoren definiert. Abschließend werden verschiedene Möglichkeiten zur Charakterisierung organischer Substanz angeführt.

Das Kapitel 3 (Material und Methoden) beschreibt die durchgeführten Experimente (Feldversuch, sowie Simulationsversuche in Versuchsäulen und Deponiesimulationsreaktoren), die verwendeten Abfallmaterialien und die angewandten Analysemethoden.

Im vierten Teil werden die Ergebnisse der Sickerwasser-, Gas- und Feststoffuntersuchungen für die drei Versuchsanordnungen (Feldversuch, Säulenversuche, DSR-Versuche) jeweils getrennt dargestellt.

Im fünften Teil werden die Ergebnisse aller Versuche zusammengeführt und ausgewertet, mit Literaturangaben verglichen und diskutiert. Dabei wird zuerst auf die Veränderungen der Emissionen in Sickerwasser und Gasphase eingegangen. Weiters werden - als Kernpunkt dieser Arbeit - die Veränderungen im Feststoff bei Belüftung beschrieben, sowie die Aussagekraft der angewandten Untersuchungsmethoden evaluiert. Die zusammenfassenden Kohlenstoffbilanzen sollen darstellen in welcher Größenordnung die Veränderungen liegen und in welche Richtung sie sich bewegen. Die abschließende Definition von Stabilitätskriterien soll die notwendige Diskussion über Einsatzgrenzen, erreichbare Zielwerte und erforderliche Monitoringprogramme einer In-Situ Aerobisierung vorantreiben und Vorschläge dazu liefern.

2 Grundlagen

2.1 Organische Substanz in Deponien

In der Abfallwirtschaft wird der Begriff „organische Substanz“ für organische Verbindungen im Abfall verwendet, die vorwiegend biogenen Ursprungs sind, aber auch synthetische Substanzen umfassen. Organische Verbindungen befinden sich in vielen Abfallfraktionen, wie Bioabfall, Holz, Papier, Kunststoffe, etc. Die meisten abfallbürtigen organischen Substanzen lassen sich auf folgende, chemische Stoffgruppen zurückführen:

- Lignin, Hemizellulose, Zellulose
- Zucker, Stärke
- Fette, Wachse
- Proteine
- Synthetische Polymere (PE, PP, PVC, etc.)

Diese Stoffgruppen sind entweder unter Deponiebedingungen biologisch inert (z.B. Kunststoff, Leder) oder werden mikrobiell abgebaut, was zur Bildung von Deponiegas und organisch belastetem Sickerwasser führt. Je mehr biologisch abbaubarer Kohlenstoff im deponierten Abfall enthalten ist, desto mehr Deponiegas und belastetes Sickerwasser können entstehen. Daher ist die Reduktion des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs in Deponien ein wesentliches Ziel vieler abfallwirtschaftlicher Maßnahmen.

In Österreich war eine dieser Maßnahmen die Einführung der getrennten Biomüllsammlung Ende der 80er-Jahre. Vor dieser Maßnahme war ein erheblicher Teil des deponierten Restmülls biogener Natur. So beziffert Braun (1982) den Organikanteil im Restmüll mit 50 bis 80 % TM. Trotz der getrennten Erfassung von Biomüll ist der Restmüll auch heute noch reich an organischer Substanz. So zeigt die durchschnittliche Zusammensetzung des kommunalen Restmülls in Österreich 1999 einen Anteil an biogenen Abfällen von 17,8 % (BAWP, 2001). Gemeinsam mit Papier und Kartonagen (14,0 %), Holz (2,6 %) und Textilien (4,2 %) ergibt sich ein Anteil an organikhaltigen Fraktionen von 38,6 % des gesamten Restmülls.

Die Verpflichtung zur Vorbehandlung von Restmüll in der Deponieverordnung (1996 idF 2004) mit dem Ziel Gehalt und Reaktivität der Organik von abzulagernden Abfällen zu minimieren soll die entscheidende Reduktion von abbaubaren organischen Substanzen in Deponien bringen.

Vom österreichischen Umweltbundesamt wurde mit Hilfe von Literaturdaten eine Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffgehaltes des Restmülls in Österreich von 1960 bis 2003 erarbeitet (UBA, 2003). Dabei lässt sich der Einfluss der getrennten Sammlung von Bioabfällen (und Altpapier) deutlich erkennen. Der biologisch abbaubare Kohlenstoff konnte während der 90er-Jahre von 200 g kg⁻¹ FM auf rund 120 g kg⁻¹ FM reduziert werden (siehe Abb. 2-1).

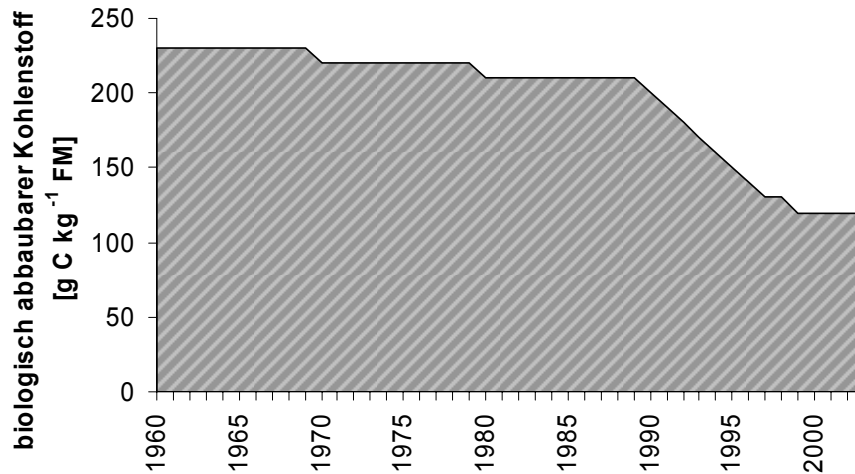


Abb. 2-1: Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs im Restmüll in Österreich von 1960 bis 2003 (UBA, 2003)

2.2 Organikbürtige Emissionen von Deponien

Emissionen, die aus Deponien kommunaler Abfälle in die Umwelt gelangen, müssen so lange erfasst und behandelt werden, bis sie umweltverträgliche Grenzen erreichen. Sickerwasser und Deponiegas sind die entscheidenden Emissionspfade von Deponien. Zahlreiche Untersuchungen beschäftigten sich mit Menge und Zusammensetzung von Gas und Sickerwasser in Gegenwart und Zukunft. Im Folgenden soll ein Überblick über vorhandenes Wissen dazu gegeben werden.

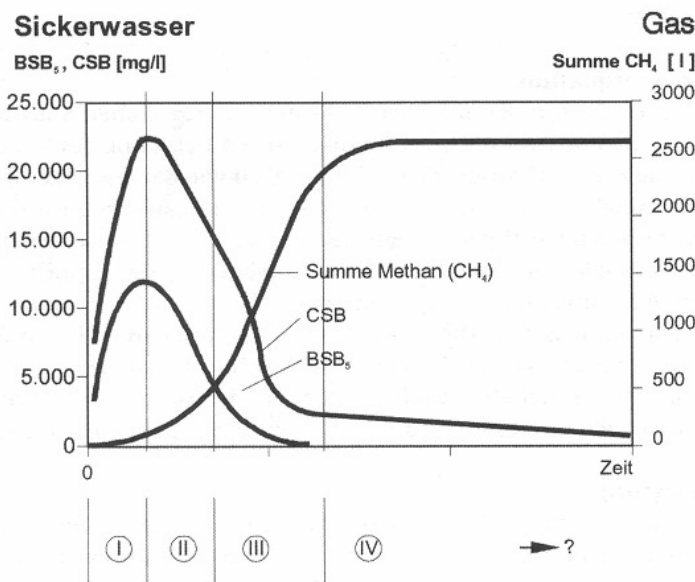
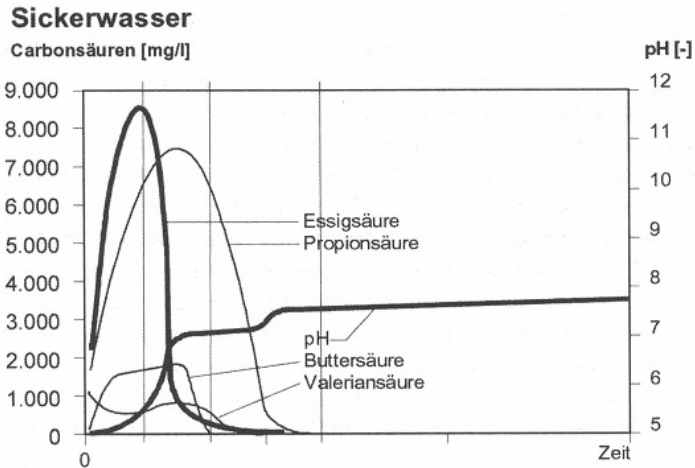
2.2.1 Sickerwasser

Wird der Deponiekörper von Niederschlagswasser durchsickert, entsteht durch die Aufnahme verschiedener Abfallinhaltsstoffe belastetes Sickerwasser. Menge und Zusammensetzung des Sickerwassers sind sowohl in der Deponienachsorge als auch in der Altlastenproblematik von entscheidender Bedeutung (Kosten, Dauer, Gefährdungspotential, etc). Das Sickerwasser wird von vielen Parametern wie z.B. Abfallart, klimatische Verhältnisse, Oberflächenabdeckung beeinflusst.

Auch der anaerobe Abbau der organischen Substanz in der Deponie bestimmt die Sickerwasserbelastung maßgeblich. Ehrig (1980) unterteilte Sickerwasserinhaltsstoffe dahingehend, ob sie von den anaeroben Abbauphasen beeinflusst werden oder nicht. So weisen z.B. organische Inhaltsstoffe, ausgedrückt durch die Parameter CSB, BSB₅, TOC signifikante Unterschiede zwischen der sauren Phase und der Methanphase auf, während z.B. Stickstoffparameter (TKN, NH₄, NO₃, NO₂) keine oder nur geringfügige Abhängigkeit zur Abbauphase zeigen.

In der sauren Phase jüngerer Deponien ist die organische Belastung des Sickerwassers z.T. sehr hoch. Dabei handelt es sich überwiegend um niedermolekulare Carbonsäuren (z.B. Essigsäure, Propionsäure), die beim anaeroben Abbau entstehen (siehe Kap. 2.3.1). In dieser Phase sind sowohl der chemische (CSB), als auch der biologische Sauerstoffbedarf (BSB₅) sehr hoch (siehe Abb. 2-2). Das Verhältnis von CSB zu BSB₅ ist mit 0,5 sehr eng (Lechner, 2004). Da die niedermolekularen

Carbonäuren leicht abbaubar sind, kommt es beim Übergang zur stabilen Methanphase zu einer raschen Abnahme des BSB₅. Die verbleibende organische Belastung besteht überwiegend aus schwer abbaubaren Verbindungen (CSB), wodurch das Verhältnis von CSB zu BSB₅ sehr weit wird (0,05 bis 0,15).



- Ⓘ Phase der Hydrolyse und Versäuerung
- Ⓜ Acetogene Phase und Startphase der Methanbildung
- Ⓜ Stabile Methanphase
- Ⓜ Auslaugphase

Abb. 2-2: Vereinfachte Darstellung der Phasen einer Reaktordeponie (Lechner et al., 2004)

Krümpelbeck (1999) wertete die Daten von 76 Deponien bzw. Deponieabschnitten aus Deutschland (Alte Bundesländer) aus einer Zeitspanne von bis zu 30 Jahren aus. Die Deponien bzw. Deponieabschnitte waren vollständig mit unvorbehandeltem Abfall verfüllt und mit unterschiedlichen Oberflächenabschlüssen versehen. Tab. 2-1 zeigt für 4 verschiedene Zeitintervalle des Ablagerungsalters die Mittelwerte relevanter Sickerwasserparameter.

Die Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und Nitrat zeigen sich unbeeinflusst vom Ablagerungsalter. Lediglich leichte Anstiege der Gehalte an Nitrit und Nitrat weisen auf einen allmählichen Sauerstoffzutritt hin. Auch die Konzentration an anorganischen Salzen, ausgedrückt durch die elektrische Leitfähigkeit ist nicht signifikant beeinflusst durch die biologischen Abbauphasen. Hingegen beträgt die gesamte organische Belastung (CSB, TOC) nach 21 bis 30 Jahren nur noch ein Drittel jener von jungen Deponien. Die leicht abbaubaren Verbindungen (BSB₅) gehen auf ein Zehntel zurück. Diese Messdaten bestätigen sehr deutlich den oben skizzierten Verlauf.

Tab. 2-1: Mittelwerte ausgewählter Sickerwasserparameter von 76 Deponien aus Deutschland (Krümpelbeck, 1999)

Parameter	Einheit	1-5 Jahre	6-10 Jahre	11-20 Jahre	21-30 Jahre
pH-Wert	-	7,3	7,5	7,6	7,7
Leitfähigkeit	$\mu\text{S cm}^{-1}$	9.280	12.160	10.610	12.930
CSB	$\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$	3.810	3.255	1.830	1.225
BSB ₅	$\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$	2.285	1.210	465	290
TOC	mg l^{-1}	1.235	845	520	475
NH ₄ -N	mg l^{-1}	405	600	555	445
NO ₃ -N	mg l^{-1}	3,6	7,6	11,7	9,2
NO ₂ -N	mg l^{-1}	0,064	0,63	0,54	0,84

In Österreich wird die Einleitung von Deponiesickerwasser in natürliche Gewässer durch die Abwasseremissionsverordnung (AEV) Deponiesickerwasser (2003) begrenzt - entweder direkt (Direkteinleitung) oder indirekt über die Einleitung in eine öffentliche Kanalisation (Indirekteinleitung). Analog dazu existieren in Deutschland im Anhang 51 der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsverordnung (1996) Grenzwerte für verschiedene Sickerwasserparameter. Tab. 2-2 gibt einen Überblick über die Grenzwerte ausgewählter Parameter dieser Verordnungen. Im Zusammenhang mit der vorliegenden Arbeit sind die Grenzwerte für Indirekteinleitung für CSB ($300 \text{ mg O}_2 \text{l}^{-1}$) und NH₄-N (200 mg l^{-1}) in Österreich, bzw. für CSB ($200 \text{ mg O}_2 \text{l}^{-1}$) und TKN (70 mg l^{-1}) in Deutschland von Bedeutung.

Tab. 2-2: Grenzwerte ausgewählter Sickerwasserparameter nach AEV Deponiesickerwasser, 2003 (Österreich) und Anhang 51 der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsverordnung, 1996 (Deutschland)

Parameter	Einheit	Österreich		Deutschland
		direkt	indirekt	
pH-Wert	-	6,5-8,5	6,5-9,5	-
TOC	mg l^{-1}	20	120 (bzw. 65 % abbaubar)	
CSB	$\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$	50	300 (bzw. 65 % abbaubar)	200
BSB ₅	$\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$	10	-	20
TKN	mg l^{-1}	-	-	70
NH ₄ -N	mg l^{-1}	10	200	-
NO ₂ -N	mg l^{-1}	2	10	2

2.2.2 Deponiegas

Wird die organische Substanz durch mikrobielle Umsetzungsprozesse unter anaeroben Bedingungen zersetzt, kommt es zu Deponiegasbildung. Die Hauptbestandteile des Deponiegases sind Methan und Kohlendioxid, wobei auch Spurengase wie z.B. Kohlenwasserstoffe, enthalten sein können. Verlässt das Gas unkontrolliert die Deponie, kann es zu erheblichen negativen Auswirkungen kommen. Direkte Risiken für den Menschen bestehen durch Explosions- und Erstickungsgefahr. Die Hauptproblematik jedoch besteht in der Treibhauswirksamkeit des Deponiegases. Die Methanemissionen aus Deponien werden alleine für Österreich mit 180.000 t jährlich angenommen (Umweltbundesamt, 2002). Dies entspricht einem Anteil von etwa 30 % der gesamten österreichischen Methanemissionen.

Je nachdem, ob aerobe oder anaerobe Zustände vorherrschen, erfolgt die Gasbildung in unterschiedlichen Phasen. Die kurzfristigen Entwicklungen der Gasbildung wurden schon von Farquhar et al. (1973) durch 4 Phasen (I bis IV) charakterisiert. An diese Anfangsphasen schließen zeitlich, die von Rettenberger (1992) beschriebenen Gasphasen V bis IX für die mittel- bis langfristige Gasentwicklung an. Abb. 2-3 zeigt eine schematische Darstellung dieses 9-Phasen-Modells (nach Rettenberger, 2005).

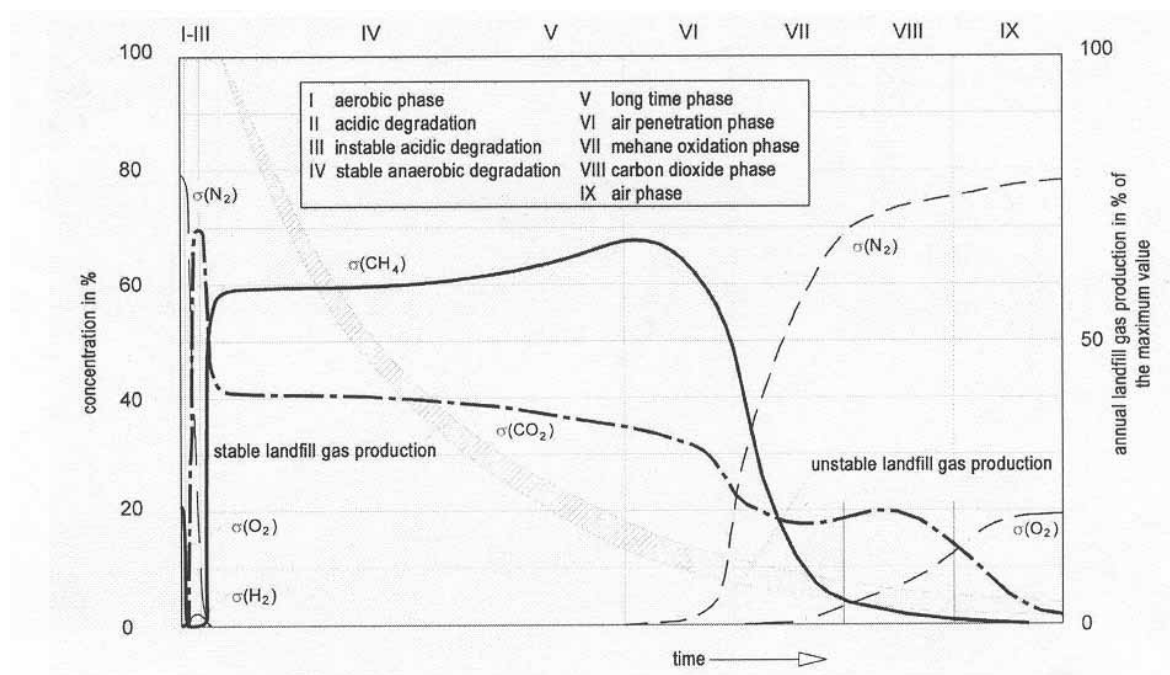


Abb. 2-3: Zeitlicher Verlauf der Deponiezusammensetzung und der Gasproduktion (Rettenberger, 2005)

Die Phasen I bis III treten zu Beginn der Gasentwicklung auf. Das Deponiegas weist in Phase II und III ein sehr hohes Geruchspotential auf. Die hohen Konzentrationen an Ammoniak sind auch hinsichtlich des hohen Treibhauspotentials von Bedeutung. Unter idealen Bedingungen dauert Phase I einige Wochen, Phase II einige Monate, und Phase III bis zu mehreren Jahren.

- Aerobe Phase (I): Der Deponiekörper enthält nach Einbau des Abfalls noch Luftsauerstoff. Durch den aeroben Abbau wird O_2 in den Poren verbraucht und es entsteht CO_2 , Wasser und Wärme.

- Saure Gärung (II): Die Poren enthalten keinen Sauerstoff mehr. Fette, Kohlenhydrate und Proteine werden anaerob in ihre Bausteine zerlegt, diese werden dann weiter zu den Gärprodukten Essigsäure, CO₂ und H₂ abgebaut (siehe Kap. 2.3.1).
- Instabile Methanphase (III): Die Gärprodukte aus Phase II werden zu Methan und Kohlendioxid umgewandelt (siehe Kap. 2.3.1).
- Stabile Methanphase (IV): Die Gaszusammensetzung bleibt mit 55 % CH₄, 44 % CO₂ und < 1 % Spurengase konstant.
- Langzeitphase (V): Die CH₄-Konzentration liegt deutlich über 60 %, die CO₂-Konzentration ist entsprechend geringer. Das Verhältnis CH₄ zu CO₂ kann Werte bis 4 erreichen.
- Luft eindringphase (VI): Die Gasbildung geht so stark zurück, dass Umgebungsluft in den Deponiekörper eindringen kann, wobei der Sauerstoff jedoch noch vollständig aufgebraucht wird. Das Auftreten von Stickstoff, bei gleichzeitiger Abwesenheit von Sauerstoff bestätigt dies.
- Methanoxidationsphase (VII): Es dringt verstärkt Luft ein und Methan kann durch methanotrophe Bakterien zu CO₂ oxidiert werden. Zusätzlich entsteht beim aeroben Abbau CO₂, wodurch das Verhältnis CH₄ zu CO₂ deutlich sinkt.
- Kohlendioxidphase (VIII): Im Deponiekörper dominieren aerobe Bedingungen. Aufgrund des Abbaus der Restorganik können die CO₂-Konzentration noch bis zu 20 % erreichen, die CH₄-Konzentration geht gegen Null.
- Luftphase (IX): Der Deponiekörper ist annähernd biologisch stabil und die Zusammensetzung der Gasphase ist vergleichbar mit jener von natürlicher Böden (Umgebungsluft mit geringfügig erhöhten CO₂-Gehalten).

Die Gasproduktion in ihrem zeitlichen Verlauf ist ein entscheidender Faktor zur Prognose des Langzeitemissionsverhaltens von Deponien. Da sie nur unvollständig gemessen werden kann, ist deren modellhafte Abschätzung wichtig. Das gesamte Gasbildungspotential wird zumeist mit folgender Gleichung nach Tabasaran (1976) abgebildet:

$$G_e = 1,868 * C_{org} * (0,014 * T + 0,28)$$

G_e	Summenwert der Gasproduktion [m ³ t ⁻¹ TM]
C_{org}	organischer Kohlenstoff [kg C t ⁻¹ TM]
T	Temperatur in °C

Die entscheidenden Faktoren der Gasbildung sind dabei der Gehalt an abbaubarem Kohlenstoff und die Temperatur. Beim vollständigen Abbau von einem Kilogramm biologisch verfügbarem organischen Kohlenstoff werden 1,868 m³ Deponiegas gebildet. Der temperaturabhängige Abminderungsfaktor berücksichtigt den Kohlenstoffeinbau in die Biomasse. Bei einer Temperatur von 25°C und einem Kohlenstoffgehalt von 250 kg t⁻¹ TM ergibt sich damit ein Gasbildungspotential von 300 m³ t⁻¹ TM. Ehrig (1986) ermittelte mit theoretischen Überlegungen zur Abbaubarkeit der einzelnen organischen Stoffgruppen mit 200 bis 230 m³ t⁻¹ TM etwas geringere Werte und bestätigte diesen Bereich anhand

von Laborversuchen mit frischem Hausmüll (160 bis 230 m³ t⁻¹ TM). Die zeitliche Beschreibung der Gasproduktion wird nach Tabasaran (1976) als Abbaukinetik 1. Ordnung beschrieben:

$$G_t = G_e * (1 - 10^{-k \cdot t})$$

G_t	bis zur Zeit t gebildete spezifische Deponiegasmenge [m ³ t ⁻¹ TM]
k	Abbaukonstante $k = -\ln 2 / t_{1/2}$
$t_{1/2}$	Halbwertszeit [a]
t	Zeit [a]

Die Abbaukonstante beschreibt den zeitlichen Verlauf der Gasproduktion und wird als Halbwertszeit ausgedrückt. Die Halbwertszeit wird z.B. von Ehrig (1986) für frischen Hausmüll mit 2 bis 3,5 Jahre und von Weber (1990) mit 6 bis 10 Jahre für abgeschlossene Deponien angegeben.

2.3 Prozesse zur Stabilisierung organischer Substanz in Deponien

Unter Stabilisierungsprozesse werden in diesem Zusammenhang natürliche Vorgänge, wie der Abbau (Mineralisierung) und die Auswaschung leichtabbaubarer Verbindungen oder die Bildung stabiler (huminstoffähnlicher) Substanzen verstanden. Ab- und Umbau organischer Substanzen sind wichtige Elemente natürlicher Stoffkreisläufe. Unter Mineralisierung wird eine Stoffumwandlung zu energieärmeren mineralischen Verbindungen durch die Aktivität von Mikroorganismen verstanden. Als Humifizierung bezeichnet man die Synthese von komplexen Molekülen als Zwischenprodukte des aeroben und anaeroben Abbaus. Im Deponiekörper herrschen anaerobe Bedingungen vor. Aerober Abbau hingegen tritt nur unmittelbar nach Einbau, in Randbereichen oder langfristig bei Lufteintritt bzw. bei künstlicher Belüftung auf. Auswaschungsprozesse finden bei der Durchsickerung des Deponiekörpers mit Niederschlagswasser statt, oder werden durch Bewässerung künstlich forciert.

2.3.1 Anaerober Abbau

Erfolgt der Abbau unter Luftabschluss, werden die organischen Verbindungen von fakultativ und obligat anaeroben Mikroorganismen zu Methan und Kohlendioxid umgewandelt. An diesem Vorgang sind verschiedene Organismengruppen in unterschiedlichen Phasen des Abbaus beteiligt.

In der ersten Phase (Hydrolyse) werden polymere, wasserunlösliche organische Substanzen (z.B. Kohlenhydrate, Proteine und Fette) von extrazellulären Enzymen in monomere Bestandteile (z.B. Monosaccharide, Aminosäuren oder Fettsäuren) zerlegt und somit für Bakterien verfügbar gemacht. In der anschließenden Phase der Säurebildung werden diese monomeren organischen Verbindungen von acidogenen (säurebildenden) Bakterien zu höheren organischen Säuren (z.B. Buttersäure, Propionsäure), Alkoholen oder direkt zu CO₂, H₂ und Essigsäure umgewandelt. Die Säuren und Alkohole werden in weiterer Folge von acetogenen (essigsäurebildenden) Bakterien zu CO₂, H₂ und Essigsäure abgebaut. In der abschließenden methanogenen Phase werden CO₂, H₂ und Essigsäure von methanbildenden Bakterien zu Methan und CO₂ umgesetzt.

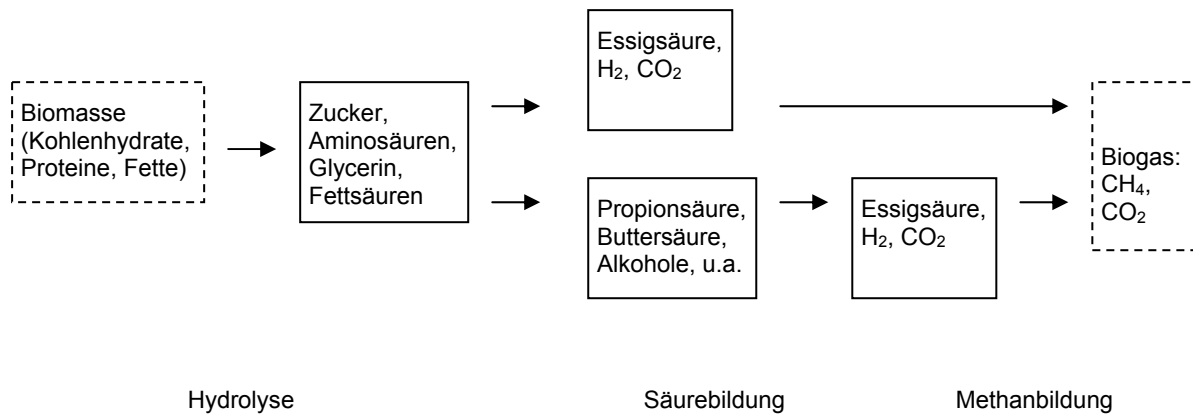
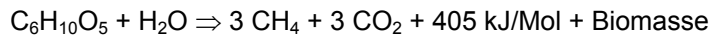


Abb. 2-4: Hauptabbauwege der organischen Abfälle unter anaeroben Bedingungen (vgl. Bahadir et.al., 1999)

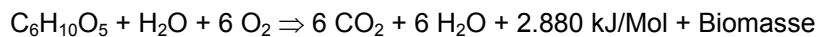
Der anaerobe Abbau für Glukose kann vereinfacht durch folgende Formel beschrieben werden:



Nach Braun (2001) ist ein Großteil (90 bis 95 %) der transformierten Energie im Biogas (CH₄) gespeichert, nur ein geringer Teil (5 bis 10 %) in der Biomasse.

2.3.2 Aerober Abbau

Beim biochemischen Abbau unter aeroben Verhältnissen werden organische Verbindungen zu CO₂ und H₂O abgebaut. Dabei wird Biomasse aufgebaut und Wärme freigesetzt. Beim vollständigen Abbau entstehen Kohlendioxid, Wasser und mineralische Bestandteile. Die folgende Gleichung beschreibt den aeroben Abbau von Glukose:



Beim aeroben Abbau werden 50 % der transformierten Energie in der Biomasse gespeichert und 50 % in Form von Wärme und CO₂ freigesetzt (Braun, 2001).

Für die Abbaubarkeit organischer Verbindungen sind chemische Bindung, Vernetzungsgrad, Struktur, und abiotische Faktoren (Temperatur, Sauerstoff, Wassergehalt, pH-Wert) entscheidend. Nach Thome´-Kozmiensky (1985) können die organischen Abfallinhaltsstoffe nach ihrer Abbaubarkeit im aeroben Milieu wie folgt eingeteilt werden:

- Leicht abbaubar:
 - Zucker, Stärke, Hemizellulose, zahlreiche Proteine
- Mittel abbaubar (über längere Zeiträume und unter speziellen Bedingungen):
 - Zellulose, Fette, Eiweißstoffe
- Schwer abbaubar:
 - Lignine, Keratine
- Nicht abbaubar:
 - Kohle, Koks, Gummi, Leder, die meisten Kunststoffe

2.3.3 Huminstoffaufbau

Beim Abbau organischer Verbindungen werden nicht alle Ausgangsstoffe vollständig abgebaut. Zum Teil reagieren Abbauprodukte miteinander und es entstehen neue höhermolekulare Verbindungen (Humifizierung). Da sich der Begriff Huminstoffe auf deren biogene Herkunft bezieht, ist im Zusammenhang mit anthropogenen Ablagerungen von huminstoffähnlichen Substanzen die Rede.

Huminstoffe spielen eine wichtige Rolle als Kohlenstoff- und Stickstoffspeicher (Lechner et al., 2004), fördern in Böden die Aggregatstabilität, das Nährstoff- und Wasserhaltevermögen und können organische sowie anorganische Schadstoffe immobilisieren. Deshalb wird beispielsweise bei der Herstellung von Kompost aus organischen Abfällen eine starke Huminstoffbildung angestrebt.

Die exakten Synthesewege beim Huminstoffaufbau sind z.T. noch unbekannt, jedoch kann nach Ziehmann (1996) die Bildung von Huminstoffen in drei Phasen unterteilt werden:

- In einem ersten Schritt erfolgt der partiell biochemische Abbau der aromatischen und nichtaromatischen Verbindungen (metabolische Phase).
- Aus den aromatischen Produkten des ersten Schrittes entstehen über radikalische Zwischenstufen Huminsäurevorstufen (Radikalphase).
- In der 3. Phase werden auch Nichthuminstoffe in den Humifizierungsprozess eingebaut. Es entstehen Huminstoffkomplexe (Konformationsphase).

Eine strukturelle Klassifizierung der Huminstoffe ist nicht möglich. Nach Cernay (1994) kann eine Einteilung aufgrund ihrer Säure- bzw. Laugenlöslichkeit erfolgen (siehe Tab. 2-3).

Tab. 2-3: Einteilung der Huminstoffe und deren Eigenschaften (Cernay, 1994)

Gruppe	Farbe	löslich in	Molekulargewicht	Biologische Stabilität
Fulvosäuren	gelb bis gelbbraun	Säure & Laugen	gering	gering
Huminsäuren	braun	Laugen	mittel	mittel
Humine	fast schwarz	unlöslich	hoch	hoch

Fulvosäuren weisen den geringsten Polymerisationsgrad auf und sind teilweise Vorstufen der Huminsäuren. Huminsäuren haben einen stärkeren aromatischen Charakter, ein größeres Molekulargewicht und eine gewisse Resistenz gegenüber mikrobiellem Abbau. Humine sind unlösliche, sehr stabile, hochmolekulare Verbindungen.

2.3.4 Auswaschung

Wasserlösliche Abfallinhaltsstoffe werden über Deponiesickerwasser ausgetragen. Diese Auswaschung passiert zum einen natürlich durch den Zutritt von Niederschlagswasser, zum anderen kann durch künstliche Bewässerungsmaßnahmen eine kontrollierte Auslaugung des Deponiekörpers herbeigeführt werden. Dieser Vorgang wird maßgeblich vom Wasserhaushalt einer Deponie beeinflusst. Dieser kann durch die Wasserhaushaltgleichung beschrieben werden (z.B. in

Heyer, 2003). Demnach hängt der Sickerwasserabfluss hauptsächlich von klimatischen Faktoren (Niederschlag, Verdunstung, etc.), der Oberflächenbeschaffenheit (Oberflächenabfluss, Verdunstung, etc.) und den abgelagerten Abfällen (Speicherung, Rückhalt, etc.) ab. Angaben zur Menge des Sickerwasserabflusses bei unterschiedlichen Randbedingungen sind u.a. bei Ehrig (1989), Kruse (1994) und Krümpelbeck (2000) zu finden. Eine gleichmäßige Durchsickerung des Deponiekörpers ist nur selten gegeben, da es in Abhängigkeit von Abfallart und Einbautechnik zu bevorzugten Fließwegen des Sickerwassers kommen kann.

Das Wasservolumen, das zum Austrag gelöster Stoffe erforderlich ist, kann modellhaft abgeschätzt werden. Dabei wird zumeist die Modellvorstellung eines vollständig durchmischten Reaktors herangezogen, d.h. neu aufgegebenes Wasser vermischt sich rasch und vollständig mit dem vorhandenen Porenwasser, wodurch überall gleiche Stoffkonzentrationen vorliegen. Knox (1996) zeigte, dass bei geringen Bewässerungsraten die realen Konzentrationsverläufe im Sickerwasser dieser Modellvorstellung gut entsprechen. Nach Heyer (2003) kann die Konzentrationsabnahme durch Verdünnung mit folgender Gleichung beschrieben werden:

$$C_t = C_0 * \left(\frac{1 - b_w}{W + b_w} \right)^t$$

C_t	Konzentration zur Zeit t
C_0	Anfangskonzentration zur Zeit t = 0
t	Zeit
b_w	Bewässerungsrate
W	Wasservolumen = $h_D * \rho * w$
h_D	Deponiehöhe
ρ	Feuchdichte
w	Wassergehalt

Beispielhaft ergibt sich daraus, dass das Wasservolumen ca. 5-mal ausgetauscht werden muss, um die Sickerwasserkonzentration eines beliebigen Stoffes von 1000 mg l^{-1} auf 10 mg l^{-1} zu reduzieren. Bei einem Wassergehalt von 40 % FM ergibt dies ein erforderliches Wasser/Feststoff-Verhältnis (W/F) von 3,3. Dabei ist jedoch nicht berücksichtigt, dass infolge biologischer und chemischer Prozesse Stoffe mobilisiert werden. Dies führt zu einer ständigen Nachlieferung und der tatsächlich erforderliche Wasserdurchsatz ist höher.

Heyer (2003) ermittelte in Simulationsversuchen für verschiedene Abfallmaterialien und verschiedene Sickerwasserinhaltsstoffe erforderliche W/F-Verhältnisse bei Auswaschung (inkl. Nachlieferung) und stellte diese Ergebnisse den modellierten erforderlichen W/F-Verhältnissen bei Auswaschung (ohne Nachlieferung) gegenüber (siehe Tab. 2-4). Dabei wird deutlich, dass die Grenzwerte für CSB und N_{ges} durch Auswaschung bei einem W/F von ca. 2,0 erreicht werden, die tatsächlich erforderlichen Wassermengen jedoch aufgrund von Nachlieferung (besonders beim Stickstoff) erheblich größer sind.

Tab. 2-4: Erforderliche Wasser/Feststoffverhältnisse infolge rein physikalischer Auswaschung und bei Auswaschung und Mobilisierung durch biochemische Prozesse nach Heyer (2003)

Parameter	Grenz- konzentration C_E	Anfangs- konzentration C_0	W/F bis C_E	W/F bis C_E
			(Modellierung)	(DSR)
			$m^3 t^{-1} TM$	$m^3 t^{-1} TM$
CSB [$mg l^{-1}$]	200	500-12.700	0,7-3,0	1,0-6,0
		(3.000)	(1,9)	(2,4)
N_{ges} [$mg l^{-1}$]	70	200-2.100	0,8-2,4	2,6-7,7
		(900)	(1,8)	(4,4)

N_{ges} Summe aus Ammonium- Nitrit- und Nitratstickstoff

W/F Wasser/Feststoff-Verhältnis

Grenzwertkonzentration: nach Anhang 51 AbwV (1996)

Werte in Klammer: Mittelwerte

2.3.5 Komplex- und Aggregatbildung

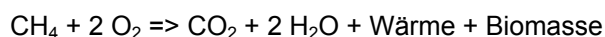
Neben den bisher genannten Vorgängen können noch weitere physikalisch-chemische Prozesse stabilisierend wirken (Lechner et al., 2004):

- Tonminerale können aufgrund ihrer besonderen chemisch-physikalischen Eigenschaften (große Oberfläche, Ladung, etc.) organische Verbindungen wie z.B. Proteine, Fette, Kohlenhydrate adsorptiv oder kovalent an sich binden und organo-mineralische Komplexe bilden. Dabei werden die organischen Substanzen schwerer verfügbar und somit vor mikrobiellem Abbau geschützt.
- Spezielle organische Verbindungen wie z.B. Exopolymere, die von Mikroorganismen unter bestimmten Bedingungen gebildet werden, können durch ihre kittende Wirkung gemeinsam mit anorganischen Stoffen größere Aggregate bilden. Dies kann durch Veränderung der physikalischen Eigenschaften bezüglich Wasseraufnahme oder Sauerstoffzutritt eine Verringerung des mikrobiellen Abbaus zur Folge haben.

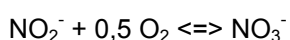
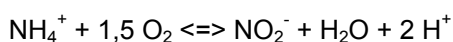
2.3.6 Weitere biologische Prozesse

Neben den bisher genannten stabilisierenden Prozessen sollen hier noch weitere biologische Prozesse kurz skizziert werden, da sie im Zusammenhang mit In-Situ Deponiebelüftung von Bedeutung sein können:

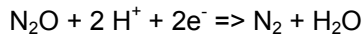
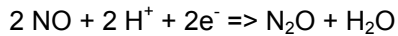
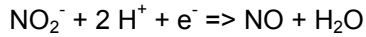
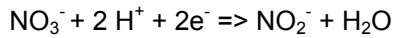
- Bei der Methanoxidation wird von metanotrophen Mikroorganismen im aeroben Milieu Methan zu Kohlendioxid oxidiert. Dabei entsteht Wärme und Biomasse.



- Als Nitrifikation wird die mikrobielle Oxidation im aeroben Milieu von Ammonium über Nitrit zu Nitrat nach folgenden Gleichungen bezeichnet.



- Unter Denitrifikation (heterotroph) versteht man den anoxischen Prozess, welcher Nitrat über Nitrit, Stickstoffoxid und Distickstoffoxid zu elementarem Stickstoff nach folgenden Gleichungen reduziert.



2.4 Technologien zur Stabilisierung organischer Substanz in Deponien

Die Entwicklung einer "Nachhaltigen Deponie" ist eines der Hauptziele der Abfallwirtschaft. Nach Cossu (2005) ist eine Deponie als nachhaltig zu bezeichnen, wenn innerhalb einer Generation (30 bis 40 Jahre) ein Gleichgewichtszustand mit der Umwelt erreicht wird. Für moderne Deponien, aber auch für (Alt)ablagerungen stehen eine Vielzahl von Technologien zur Verfügung diesen Zustand zu erreichen. In Abb. 2-5 ist eine von Cossu (2005) zusammengefasste Aufstellung möglicher Technologien und Technologie-Kombinationen zur Erreichung einer nachhaltigen Deponie dargestellt.

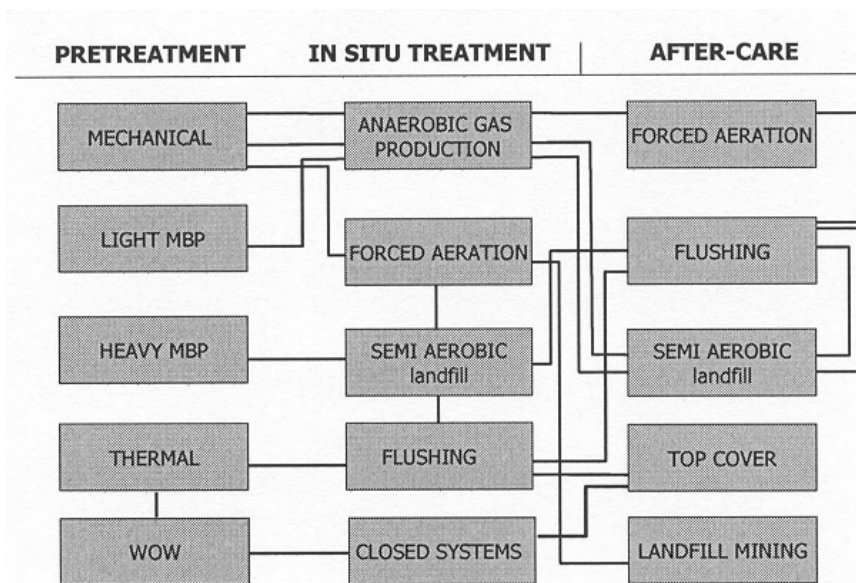


Abb. 2-5: Verfahrenskombinationen zur Erreichung einer nachhaltigen Deponie nach Cossu (2005); WOW: „Washing of waste“

Verschiedenste Maßnahmen zur Vorbehandlung, zur In-Situ Behandlung oder als Nachsorgemaßnahme können zu unterschiedlichsten Zeitpunkten eingesetzt werden. Bei dieser Auflistung wird deutlich, dass In-Situ Maßnahmen zur Stabilisierung der organischen Substanz wie Belüftung oder Bewässerung eine zentrale Stellung einnehmen. Im Folgenden werden daher unterschiedliche Konzepte im Zusammenhang mit Luft- und Wassereintrag diskutiert.

2.4.1 Bewässerungsverfahren

Durch Bewässerung können sehr unterschiedliche Zielsetzungen verfolgt werden. Während eine moderate Befeuchtung des Deponiekörpers zu einer Intensivierung (bei Austrocknung auch Initialisierung) der biologischen Umsetzungsprozesse (anaerob oder aerob) führen soll, wird mit einer starken Bewässerung (Auslaugung) das Ziel verfolgt, verschiedene Substanzen (Schadstoffe, organische Verbindungen, etc.) aus dem Deponiekörper auszuwaschen.

Bei einer Befeuchtung wird nur so viel Wasser zugegeben, dass sich der Wassergehalt in einem, für den mikrobiellen Abbau idealen Bereich befindet. Für (Alt)ablagerungen ist dies in der Regel bei ca. 40 % FM der Fall. Es soll jedoch zu keiner nennenswerten Erhöhung der Sickerwassermenge kommen. Eine Auslaugung des Deponiekörpers erfordert einen Wassergehalt deutlich oberhalb der Wasserhaltekapazität, um Auswaschungsprozesse gezielt zu forcieren. Die erforderlichen Wassermengen um die Konzentration eines Stoffes durch Auswaschung auf ein bestimmtes Maß zu reduzieren sind in Kap. 2.3.4 diskutiert.

Bei einer Bewässerung werden langfristige Prozesse vorweggenommen, wodurch der (erhöhte) Aufwand für die Sickerwasserfassung und -behandlung auf einen überschaubaren Zeitraum verkürzt wird. Bei einer gezielten Auslaugung ist zu bedenken, dass die Infiltrationsmenge aufgrund der Durchlässigkeit des Deponiekörpers begrenzt sein kann und dass einwandfreie Sickerfassung und -behandlung unbedingt erforderlich sind. Ein Anwendungsbeispiel eines Bewässerungsverfahrens ist der „high rate flushing bioreactor“ (Blakey, 1997; Walker, 1997), bei dem durch Zugabe von Brauchwasser der langfristige Schadstoffaustrag vorweggenommen werden soll.

Sowohl bei Befeuchtung als auch bei Bewässerung ist zu bedenken, dass es durch die Ausbildung bevorzugter Wegigkeiten zu einer inhomogenen Wasserzufuhr und dadurch zu einer Beeinträchtigung des Sanierungserfolgs kommen kann.

Die deutsche Deponieverordnung (2002) fordert etliche Bedingungen, unter denen eine Sickerwasserrückführung zur Intensivierung des biologischen Abbaus erlaubt ist, wie z.B. Basisabdichtung und Sickerwasserfassung, Entgasungssystem und Oberflächenabdichtung, kontrollierte Infiltration und Einrichtungen zur Kontrolle von Gas- und Wasserhaushalt sowie der Nachweis einer relevanten Menge an noch abbaubarer Organik. Eine gezielte Auslaugung des Deponiekörpers ist nicht erlaubt.

In der österreichischen Deponieverordnung (1996 idF 2004) existieren bisher keine konkreten Regelungen bezüglich Befeuchtungs- oder Bewässerungsmaßnahmen. Im Entwurf zur neuen Deponieverordnung (2007) sind Bewässerungsmaßnahmen bei Kompartimenten mit hohen biologisch abbaubaren Anteilen zur Ermöglichung einer zeitlich überschaubaren Nachsorgephase durch Intensivierung der biologischen Abbauprozesse zulässig. Voraussetzungen dafür sind u.A. ein einwandfrei funktionierendes Basisdichtungs- und Sickerwasserfassungssystem, ausreichende Kontrolle der Auswirkungen der Bewässerungsmaßnahme und eine Anpassung der Bewässerungsmaßnahme an die Gasentwicklung.

Nach Hupe et al. (2002) können folgende technische Verfahren zur Infiltration von Wasser in den Deponiekörper unterschieden werden:

- Bedingt kontrollierte Befeuchtung über klimatische Sickerwasserbildung durch schwachdurchlässige Oberflächenabdeckung
- Horizontale Infiltrationsverfahren
 - Flächige Infiltrationsverfahren
 - Linienförmige Infiltrationsverfahren
- Vertikale Infiltrationsverfahren
 - Nutzung vorhandener vertikaler Gaskollektoren
 - Einrichtung vertikaler Schluckbrunnen
 - Befeuchtung mittels Lanzen in kürzeren Rasterabständen

Vor- und Nachteile dieser Infiltrationsverfahren werden in Hupe et al. (2002) diskutiert.

2.4.2 Belüftungsverfahren

Bei der In-Situ Belüftung von Deponien soll eine Umstellung von anaeroben auf aerobe Verhältnisse erreicht werden. Dabei kommen sehr unterschiedliche Systemen zum Einsatz und es werden verschiedene Strategien verfolgt.

Bei Hochdruckverfahren (z.B. Biopuster®, Smell-Well-System) wird Umgebungsluft mit Sauerstoff angereichert und mit Druckstößen von bis zu 6 bar impulsartig in den Deponiekörper eingebracht. Dieses Verfahren wird hauptsächlich als Vormaßnahme von Deponieräumungen eingesetzt, um weitestgehende Methanfreiheit zu erreichen. Durch kurzfristige Belüftung (Tage bis maximal einige Wochen) soll im Sinne der Arbeitssicherheit die Geruchsentwicklung und die Explosionsgefahr minimiert werden. Erste Anwendung in Österreich fand das Biopuster® - Verfahren bereits im Jahr 1990 bei der Deponie „Donaupark“. Auch im Zuge der Räumung der „Berger-Deponie“ im südlichen Wiener Becken kam das Verfahren zum Einsatz (Dörrie et al., 1998). Zur Sanierung der Altdeponie „Feldbach“ in der Steiermark wurde das Biopuster® - Verfahren ein Jahr lang zur dauerhaften In-Situ Stabilisierung eingesetzt (Kaltenbrunner, 1999).

In den USA wird die In-Situ Belüftung bei Bioreaktordeponien eingesetzt, mit dem Ziel die Abfallmenge zu reduzieren um Deponiekapazitäten zu gewinnen (z.B. Hugdins & Peck, 2001 und 2005). Dazu wird die Belüftung häufig mit einer Bewässerung durch Sickerwasserkreislaufführung kombiniert. In Asien (vorwiegend in Japan) existiert bereits seit den 70-er Jahren das Konzept der semi-aeroben Deponien. Dabei werden bereits in der Betriebsphase Drainagerohre in den Deponiekörper integriert. Durch diese Rohre werden die Abfälle mittels Kaminzugverfahren (aufgrund der Temperaturentwicklung) passiv belüftet (z.B. Matsufuji et al., 2001).

In Europa, speziell in Deutschland, aber auch z.B. in Italien wird die In-Situ Belüftung in Form der Niederdruckbelüftung seit einigen Jahren zur Altlastensanierung, aber auch als Nachsorgemaßnahme

jüngerer Deponien eingesetzt. Dabei wird über ein System von Gasbrunnen mit einer aktiven Belüftung, Luftsauerstoff in den Deponiekörper eingebracht. Gleichzeitig wird über weitere Gasbrunnen die Abluft kontrolliert erfasst und behandelt. Der Lufteintrag erfolgt mittels geringer Mengen und geringer Drücke.

In Deutschland kommt bisher hauptsächlich das AEROflott® -Verfahren zum Einsatz. Dieses patentierte Verfahren (Deutsches Patent und Markenamt, 2002) ist dadurch gekennzeichnet, dass in Abhängigkeit vom jeweiligen Stand des Stabilisierungsprozesses des Deponiekörpers verschiedene Maßnahmen zur Deponiegasabsaugung bzw. Belüftung gesetzt werden. D.h. der Sauerstoffbedarf wird dem Deponiekörper angepasst, wodurch der Energieverbrauch optimiert werden kann. Das AEROflott® -Verfahren wurde bisher bei den Altdeponien Kuhstedt (Landkreis Rotenburg), Milmersdorf (Landkreis Uckermark) und Neumühle (Stadt Amberg) eingesetzt (Ritzkowski, 2005).

Die in Kap. 3.2 beschriebene Versuchsanlage entspricht weitgehend dem Verfahren der Niederdruckbelüftung mit paralleler Gasabsaugung. Dabei kommt es durch das Einbringen der Umgebungsluft zu folgenden Prozessen und Auswirkungen auf die Phasen Feststoff, Sickerwasser und Deponiegas (Abb. 2-6).

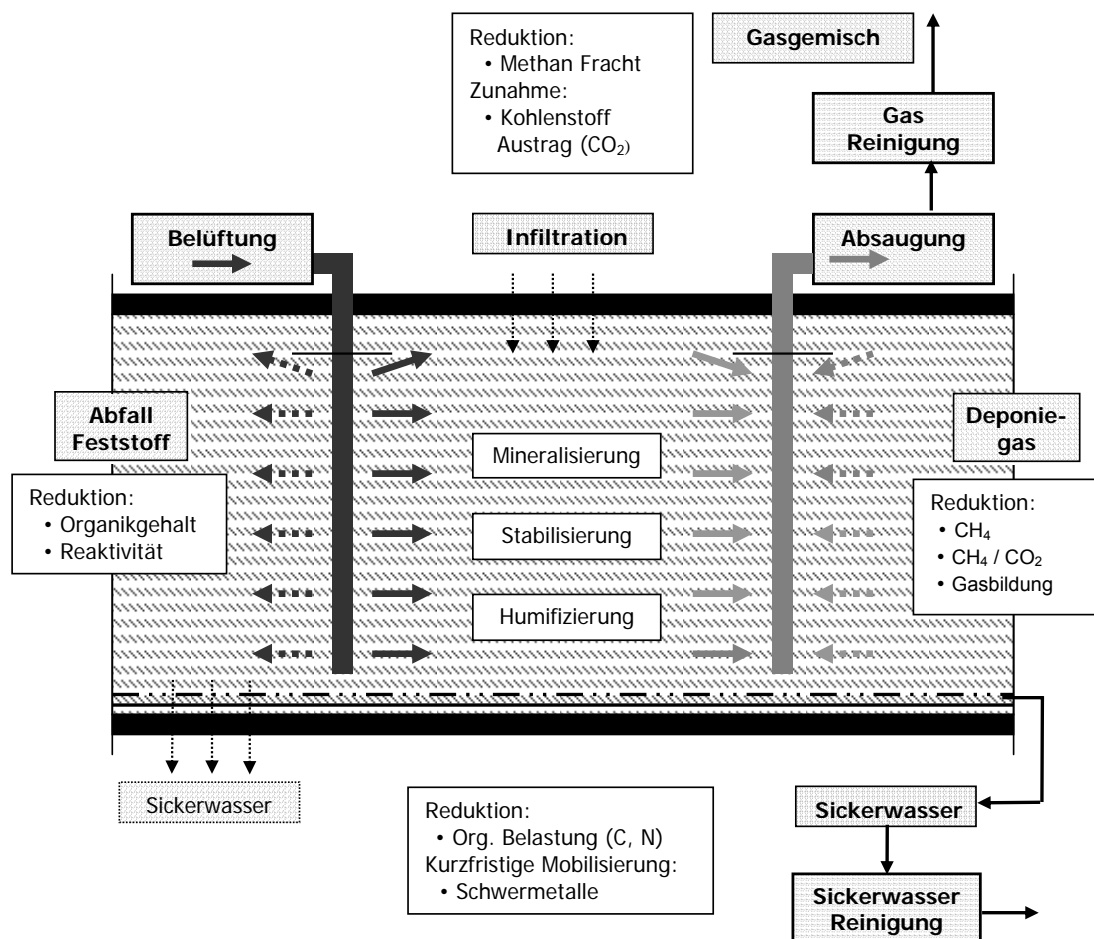


Abb. 2-6: Im Zuge Niederdruckbelüftung (In-Situ Aerobisierung) ablaufende Prozesse und deren Auswirkung auf die Phasen Feststoff, Sickerwasser und Deponiegas (Grafik aus Prantl, 2006)

- Durch den Sauerstoff der Umgebungsluft kommt der anaerobe biologische Abbau zum Erliegen und aerobe Mineralisierung wird in Gang gesetzt. Dies bewirkt einen beschleunigten und weitergehenden Abbau der organischen Substanz, wodurch Gehalt und Reaktivität der Organik reduziert werden und ein biologisch stabilerer Zustand erreicht wird. Darüber hinaus können durch Syntheseprozesse stabile huminstoffähnliche Substanzen gebildet werden.
- Der Kohlenstoffaustrag wird erhöht, hauptsächlich in Form von Kohlendioxid. Die Methanproduktion kommt im Idealfall vollständig zum Erliegen und das Gasbildungspotential des Feststoffs erreicht geringe Werte.
- Die organische Belastung im Sickerwasser wird stark reduziert, wodurch die, für die Nachsorgezeiträume entscheidenden Parameter, wie Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und Ammonium (NH₄) umweltverträgliche Konzentrationen erreichen. In der Anfangsphase der Belüftung kann es durch Mobilisierungseffekte kurzfristig zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser kommen, wobei jedoch insgesamt die ausgetragenen Gesamtfrachten in der Regel sehr gering sind.

In Deutschland und Italien wurden bereits einige erfolgreiche In-Situ Sanierungen mit Niederdruckbelüftung durchgeführt, wobei z.T. sehr unterschiedliche Sanierungsziele verfolgt wurden:

- Auf der Altdeponie Kuhstedt führten organisch belastetes Sickerwasser und fehlende technische Barrieren zu Grundwasserverunreinigungen und zu einem hohen Gefährdungspotential. Daher war eine nachhaltige Reduzierung des Eintrags belasteten Sickerwassers in das Grundwasser eines der Hauptziele der Aerobisierung dieser Deponie. Detaillierte Informationen dazu finden sich unter anderem in Ritzkowski et al. (2002).
- Die Altablagerung Lorenkamp wurde nach ihrer Schließung bebaut (Gewerbegebiet). Deponiegasbildung führte zu potentieller Brand- und Explosionsgefahr in den Gebäuden. Hier wurde das ursprüngliche Sanierungskonzept einer reinen Absaugung in ein Belüftungskonzept mit Absaugung umgewandelt. Dadurch konnten geringere Gesamtkosten (hauptsächlich durch Betriebskosteneinsparung), eine kürzere Sanierungszeit und umfassender Sanierungserfolg erreicht werden. Detaillierte Informationen dazu finden sich in Rettenberger (2001).
- Die Altdeponie Modena in Norditalien muss teilweise rückgebaut werden um den Bau einer Eisenbahntrasse zu ermöglichen. Um die Arbeitssicherheit bei den Bauarbeiten zu garantieren wurden die entsprechenden Bereiche der Deponie 6 Monate belüftet. Im Gegensatz zu den vorher erwähnten Hochdruckverfahren soll hier aber in Hinblick auf die nachfolgende Ablagerung der Abfälle auch eine teilweise Stabilisierung des Abfalls erfolgen. Detaillierte Informationen dazu finden sich in Cossu et al. (2003).

2.5 Einflussfaktoren der biologischen Prozesse bei der Aerobisierung

Verschiedene biologische Prozesse tragen zum Erfolg einer In-Situ Aerobisierungsmaßnahme bei. Diese Prozesse sind von einer Vielzahl unterschiedlicher Randbedingungen beeinflusst. Im folgenden Kapitel werden die maßgeblichen biologischen Prozesse („Schlüsselprozesse“) diskutiert und die

entscheidenden Randbedingungen („Einflussfaktoren“) anhand von Literaturangaben definiert. In Tab. 2-5 sind die, als maßgeblich angesehenen Prozesse und die Kriterien, weshalb sie als Schlüsselprozesse gelten, aufgelistet.

Als wichtigste Einflussfaktoren auf die Geschwindigkeit dieser biologischen Prozesse gelten Temperatur, Wassergehalt, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Hemmstoffe. Für jeden dieser 5 Faktoren wird im Folgenden anhand von Literaturangaben die Auswirkung auf die biologischen Schlüsselprozesse quantifiziert.

Tab. 2-5: Biologische Schlüsselprozesse der Aerobisierung

Schlüsselprozess	Kriterium
Aerobe Mineralisierung	Stabilisierung der organischen Substanz, exotherm
Nitrifikation	Eliminierung von $\text{NH}_4\text{-N}$
Denitrifikation	Eliminierung von anorganischem N
Anaerober Abbau	Stabilisierung der organischen Substanz, Gasproduktion
Methanoxidation	Stark exothermer Prozess

2.5.1 Temperatur

Mit steigender Temperatur erhöht sich die Geschwindigkeit chemischer Reaktionen und die Aktivität von Mikroorganismen, wobei aber nur wenige Organismen im thermophilen Temperaturbereich ($> 55^\circ\text{C}$) lebensfähig sind.

Die Bildung von Methan wird in einem Temperaturbereich zwischen 0°C und 72°C beobachtet. Nach Braun (1982) zeigt der überwiegende Teil der an der Methanbildung beteiligten Mischpopulationen ein Temperaturoptimum zwischen 33°C und 45°C . Für die Temperaturabhängigkeit des anaeroben Abbaus verwenden Young & Davies (1992) eine empirische Formel, die den in Abb. 2-7 dargestellten Kurvenverlauf ergibt. Mehrere Gründe sprechen jedoch für ein breites Temperaturmaximum im Bereich zwischen 30°C und 60°C , und einen steileren Rückgang unterhalb von 30°C - wie von Mostbauer (2004) im Modell LaNDy verwendet. So stellt Rilling (1994) bei Temperaturerhöhung von 30°C auf 55°C eine nur unbedeutende Erhöhung der Gasausbeute ($< 28\%$) fest. Dagegen kann kinetisch bedingt die Gasausbeute aus Müll im Bereich zwischen 10°C und 30°C stärker ansteigen als bei Young & Davis angenommen wurde. Nach Erfahrungen von Abwassertechnikern bei der anaeroben Klärschlamm-Stabilisierung beträgt das Temperaturoptimum 35°C bis 37°C (Mudrack & Kunst, 1985).

Das Temperaturoptimum der Nitrifikation liegt im Vergleich zum anaeroben Abbau etwas tiefer, über 40°C nimmt die Nitrifikation deutlich ab. Z.B. wird bei der aeroben Behandlung von Sickerwasser aus Abfalldeponien im Temperaturbereich zwischen 14°C und 20°C eine gute Abbauleistung erzielt. Wird die Temperatur hingegen auf 10°C gesenkt, fällt die Abbauleistung deutlich ab (Ilies & Mavinic, 2001). Ein vergleichbares Verhalten wird bei der aeroben Behandlung von Gülle beobachtet, die ähnliche

$\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen enthält wie Sickerwasser aus Abfalldeponien (Willers et al., 1993). Bei Böden liegt das Optimum der Nitrifikation zwischen 30°C und 37°C (zitiert bei Wang, 1998). Oberhalb von 45°C (Wang, 1998) oder 50°C (El-Zanfaly, 1981) kommt die Nitrifikation völlig zum Stillstand.

Die Temperaturabhängigkeit der Denitrifikation ist zu vernachlässigen, da im reduzierenden Milieu die Denitrifikation unabhängig von der Temperatur im Vergleich zu den anderen biologischen Prozessen immer rasch eintritt.

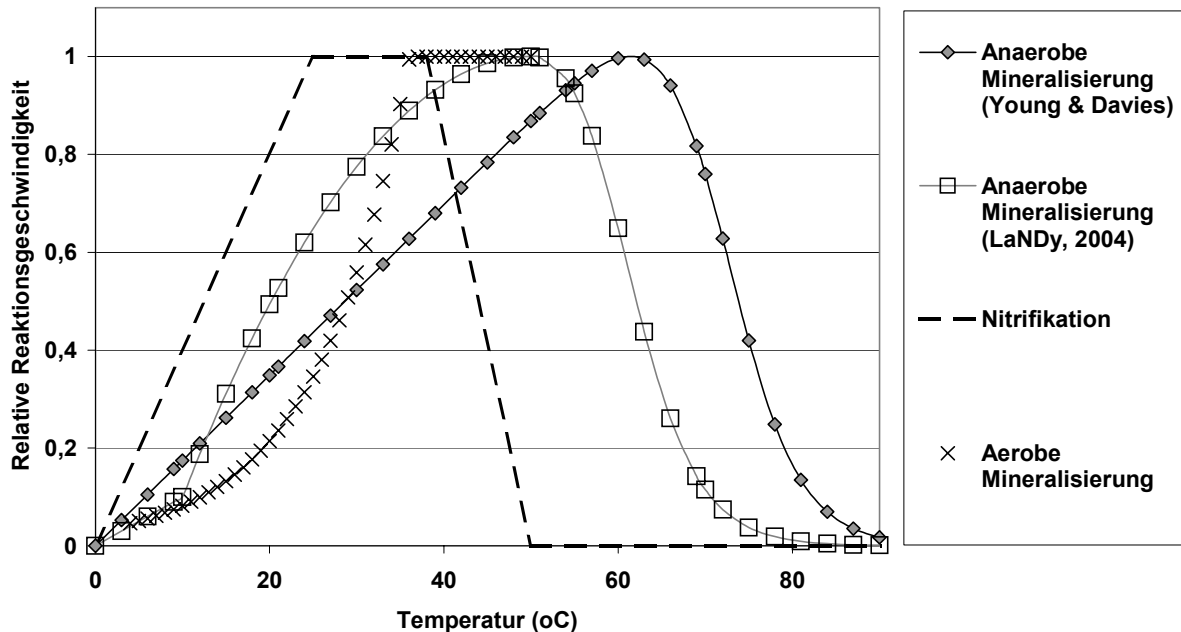


Abb. 2-7: Temperaturabhängigkeit des anaeroben Abbaus nach Young & Davies (1992) und im Modell „LaNDy“ (Grafik aus Mostbauer & Prantl, 2004) sowie der Nitrifikation und aeroben Mineralisierung; Relative Mineralisierungsraten: 0 = Stillstand; 1= optimaler Abbau

Die Temperaturabhängigkeit der Methanoxidation ist nur im psychrophilen Bereich ($< 20^\circ\text{C}$) gut dokumentiert. Thermophile Methanoxidation ist sehr sensitiv gegen andere Milieueinflüsse, wie pH-Wert, Sauerstoffversorgung oder Hemmstoffe und daher wenig erforscht. Für die Mehrzahl der Methanotrophen befindet sich das Temperaturoptimum zwischen 20°C und 37°C (Humer & Lechner, 2000). In Laborversuchen kann bei Temperaturerhöhung von 15°C auf 25°C fast eine Verdopplung der Methanoxidationsrate beobachtet werden (Whalen et al., 1990).

Die Beschreibung der Temperaturabhängigkeit des aeroben Stoffumsatzes in Altdeponien stößt auf methodische Schwierigkeiten. So wird z.B. bei Respirationsmessungen (Sapromat) oft nicht nur der Kohlenstoffumsatz, sondern auch die Sauerstoffzehrung, die auf Nitrifikation beruht, gemessen. In Abhängigkeit der Stabilität des abgelagerten Materials kann die Temperatur bei der Aerobisierung in den mesophilen oder thermophilen Bereich ansteigen, sodass unterschiedliche Temperaturoptima vorliegen können. Häufiger dürfte hierbei ein mesophiles Temperaturoptimum sein. In diesem Bereich kann die bei McKinney beschriebene Temperaturabhängigkeit des endogenen Respirationskoeffizienten (Biologische Oxidation der zelleigenen Reserven) verwendet werden. Widerin (1996) konnte zwischen 20°C und 30°C etwa eine Verdopplung der Atmungsaktivität registrieren.

2.5.2 Wassergehalt

Das Wasserangebot ist ein limitierender Faktor des biologischen Abbaus. Wassergehalte im Abfall unter 20 % sind problematisch, unter 10 % steht in den meisten Fällen der Abbau völlig still. Bei starker Vernässung und feinkörnigem Material wird der Gastransport (Konvektion, Diffusion) stark behindert. In feinkörnigen Böden verringert sich Nitrifikation am stärksten, während die Mineralisierung, die dann anaerob erfolgt, nicht ganz zum Erliegen kommt. Gleichzeitig steigt die Tendenz zur Denitrifikation (Linn & Doran, 1984). Die Methanbildung verläuft gemäß Haarstick & Hempel (2001) bei einem Wassergehalt von 27 % und 40 % annähernd gleich schnell. Bei Erhöhung des Wassergehaltes auf 84 % wurde eine Beschleunigung auf etwa das 1,8-fache registriert.

2.5.3 Sauerstoffgehalt

Sauerstoffgehalte für das einwandfreie bzw. ungehinderte Funktionieren der aeroben Schlüsselprozesse anzugeben ist nur schwer möglich. Spuren an Sauerstoff, bei denen z.B. die Nitrifikation theoretisch (nach den Gesetzen der Thermodynamik) noch funktioniert, können durch die Respiration der abgelagerten Abfälle rasch verbraucht werden. Eine vage Abgrenzung des für die Methanoxidation günstigen Sauerstoffgehaltes kann auf Basis der Messungen von Bender (1992) vorgenommen werden. Bender stellte bei seinen Versuchen anhand eines aktiv CH_4 -abbauenden Reisfeldbodens fest, dass erst bei einem O_2 -Gehalt $< 2\%$ (v/v) die Aktivität der methanotropen Organismen stark vermindert wird. Stabile anaerobe Vorgänge sowie die Denitrifikation erfordern und generieren im Allgemeinen ein sauerstofffreies Milieu. Eine Ausnahme ist die Denitrifikation mit Methangas. Diese Form der Denitrifikation funktioniert auch in Gegenwart von wenigen Prozent Sauerstoff (Waki et al., 2005).

2.5.4 pH-Wert

Die am anaeroben Abbau beteiligten Mikroorganismen besitzen unterschiedliche pH-Optima. Hydrolyse und Säurebildung tritt über einen weiteren pH-Bereich ein, aber die Methanbildung selbst ist empfindlicher gegenüber einer Verschiebung des pH-Wertes. Bei stark sauren oder alkalischen Bedingungen verringert sich die biologische Aktivität der anaeroben Mikroorganismen deutlich.

EI-Fadel et al. (1996) sowie White et al. (2003) modellierten die Verringerung der biologischen Aktivität bei saurem und basischem pH-Wert auf Basis der Studie von Clark & Speece (1971). Dabei zeigten sich beim anaeroben Abbau ein Optimum zwischen pH 6,0 und pH 8,0. Kein Abbau zeigte sich $< \text{pH } 4,5$ bzw. $> \text{pH } 9,5$. Braun (1982) nennt für Abwasser als optimalen pH-Bereich das Intervall zwischen pH 6,6 und pH 8,0.

Der Einfluss des pH-Wertes auf die Nitrifikation bei der Behandlung von Sickerwasser aus Deponien wurde von Chang (1998) bewertet. Das pH-Optimum befindet sich zwischen pH 7 und pH 9. Bei pH 6 beträgt die Reaktionsgeschwindigkeit rund 40 %, bezogen auf das Optimum, bei pH 10 rund 50 %. Bei der kommunalen Abwasserreinigung werden pH-Werte zwischen 7,2 und 8,0 als optimal betrachtet (Mudrack & Kunst, 1985).

2.5.5 Hemmstoffe

Hemmeffekte sind besonders bei der anaeroben Abwasserbehandlung untersucht. Für das Deponieverhalten von älterem organischem Material in Deponien hat die Hemmung durch organische Säuren – besonders Propionsäure – keine Bedeutung. Eine Hemmung durch H_2S kann vor allem im Fall der gemeinsamen Ablagerung mit gipshältigen Abfällen (z.B. gipshältigen Baurestmassen) von Bedeutung sein.

Bei der Hemmung des anaeroben Abbaus durch Ammoniumstickstoff wurden bei der Abwasserreinigung folgende Beobachtungen gemacht: Nach McCarty & Kinney (1961) setzt die Hemmung bei 1,5 bis $3,0 \text{ g NH}_4\text{-N l}^{-1}$ ein und ist bei Konzentrationen über $> 3,0 \text{ g l}^{-1}$ „deutlich ausgeprägt“. Geringe Konzentrationen im Bereich von $0,05$ bis $0,2 \text{ g l}^{-1}$ wirken stimulierend. Zeeman et al. (1983) beschreiben ebenfalls Hemmeffekte ab $3,0 \text{ g l}^{-1}$, während nach Angelidaki (1993) vollständige Hemmung erst bei 13 g l^{-1} eintritt.

Die hemmende Wirkung erhöhter $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen auf die Methanoxidation ist mehrfach bestätigt (z.B.: Humer & Lechner, 2000). $\text{NH}_4\text{-N}$ ist ein kompetitiver Inhibitor der Methanoxidation, weil sowohl die Methanoxidation als auch die Nitrifikation Sauerstoff benötigt. Erfahrungen mit passiv wirksamen Methanoxidationsschichten haben gezeigt, dass oberhalb des Methanoxidationshorizontes anorganischer Stickstoff überwiegend als Nitrat vorliegt, also bereits nitrifiziert wurde. Bei guter Sauerstoffversorgung kann Methanoxidation und Nitrifikation gleichzeitig erfolgen. Die stark exotherme Oxidation von Methan kann dabei eine positive Wirkung auf die Geschwindigkeit der Nitrifikation haben. Stickstoffreicher Abfall, z.B. Klärschlamm, ist kein Hemmfaktor, sondern kann sich aufgrund der allgemein höheren Nährstoffgehalte günstig auf die Methanoxidation auswirken. Jedoch kann sich die Nitrifikation durch das Zwischenprodukt Nitrit toxisch auf die Methanoxidation auswirken.

2.6 Methoden zur Charakterisierung organischer Substanz

Die Bewertung und Beschreibung der organischen Substanz - sowohl des aktuellen Zustands, als auch des langfristigen Verhaltens - ist in vielen Bereichen der Abfallwirtschaft von Bedeutung. So ist z.B. für die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen die Kenntnis von Gehalt und Reaktivität der Organik ein entscheidendes Kriterium. Dafür wurden Parameter und Untersuchungsmethoden entwickelt (z.B. Binner et al., 1998), wobei letztendlich die Parameter TOC, sowie Atmungsaktivität und Gasbildungspotential Eingang in die österreichische Deponieverordnung (1996 idF 2004) für die Ablagerung von MBA-Material auf Massenabfalldeponien fanden.

Auch zur Beschreibung des Rotteprozesses bei der Kompostierung werden sowohl chemische Parameter (TOC, TN, etc.) als auch biologische Parameter (Atmungsaktivität, Selbsterhitzung, etc.) angewandt. Darüber hinaus wird der Gehalt an Huminstoffen als Qualitätskriterium für Komposte diskutiert und innovative Untersuchungsmethoden, wie Infrarot-Spektroskopie (Smidt, 2001) oder Kernmagnetische Resonanzspektroskopie (Kögel-Knabner & Bäumler, 2002) eingesetzt.

Im Folgenden werden jene Analysen bzw. Parameter beschrieben und diskutiert, die im Rahmen dieser Arbeit zur Beurteilung des Zustandes der organischen Substanz in Deponien, bzw. zur Beobachtung der Entwicklung im Zuge der Aerobisierung angewandt und evaluiert wurden:

- Gesamtgehalte: Glühverlust (GV) und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), sowie Gesamtstickstoff (TN)
- Fraktionen der Kohlenstoff- und Stickstoff-Pools: Zellulose und huminstoffähnliche Substanzen, sowie nicht Säurehydrolysierbarer Stickstoff ($N_{ni,hyd}$)
- Biologische Reaktivitätstests: Atmungsaktivität (AT) und Gasbildungspotential (GS)
- Infrarot-Spektroskopie
- Eluatuntersuchungen: TOC, Chemischer (CSB) und biologischer (BSB₅) Sauerstoffbedarf, sowie Ammonium (NH_4), Nitrit (NO_2) und Nitrat (NO_3)

2.6.1 Gesamtgehalte

Vor- und Nachteile der Summenparameter Glühverlust, TOC und TN im Zusammenhang mit der Charakterisierung von Abfällen wurden schon des Öfteren diskutiert (z.B. in Binner et al., 1998). Glühverlust und TOC sind einfach und rasch zu bestimmen, seit langem bewährt und liefern Aussagen über den Gesamtgehalt an organischen Inhaltsstoffen des Abfallmaterials. Sie lassen jedoch keine Rückschlüsse auf den biologisch abbaubaren Anteil der organischen Substanz und somit auf die Reaktivität des Abfalls zu. Darüber hinaus kann der Glühverlust z.B. durch Kristallwasser oder anorganische Inhaltsstoffe verfälscht werden. Für den Parameter Gesamtstickstoff gilt ebenso, dass keine Aussagen über Bindungsform oder Verfügbarkeit des Stickstoffs möglich sind.

2.6.2 Fraktionen von C und N

Zellulose gehört zur Gruppe der Polysaccharide und ist eine der wichtigsten organischen Komponenten in frischem Restmüll, da sie in den verschiedensten Abfallfraktionen vorkommt (Papier, Karton, Textilien, Holz, etc.). In der Literatur werden für frische kommunale Siedlungsabfälle z.T. sehr hohe Gehalte zwischen 70 und 290 g Zellulose kg^{-1} TM (Kögel-Knabner & Pichler, 1998; Bidlingmaier, 1983) angegeben.

Da Zellulose sowohl unter anaeroben, als auch aeroben Bedingungen biologisch abbaubar ist, wurde der Einsatz des Zellulosegehaltes als Stabilitätskriterium für Abfälle schon öfters angedacht. So wurden von Müller et al. (1996) ein Wert von 60 g kg^{-1} TM für stabiles MBA Material gefordert. Zach (2000) gibt als Vorteil der Zellulosebestimmung an, dass es sich dabei um die organische Stoffgruppe mit der größten Auswirkung auf das Langzeitverhalten handelt. Jedoch ergaben seine Untersuchungen auch, dass ein Gehalt von 45 g kg^{-1} TM mittels mechanisch-biologischer Behandlung von Siedlungsabfällen theoretisch nicht mehr weiter reduziert werden kann. D.h. bei stabilem Material ist mit einem nicht zu unterschreitendem Restzellulosegehalt zu rechnen.

Aufgrund ihrer vielen positiven Eigenschaften (Kohlenstoff- und Stickstoffsенke, Schadstoffimmobilisierung, etc.) ist die Bestimmung der huminstoffähnlichen Substanzen bei der Beurteilung von Abfällen, Abfallendprodukten und Behandlungsprozessen von Bedeutung. Smidt et al. (2005) untersuchten die Huminstoffbildung als Qualitätsparameter für Komposte und zur verfahrenstechnischen Optimierung des Rotteprozesses. Heiß-Ziegler (2000) analysierte die Huminstoffbildung und deren Funktion als Stickstoffsенke bei der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restmüll. Auch im Zusammenhang mit Schwermetallen in Deponien wird die Bedeutung von huminstoffähnlichen Substanzen herausgestrichen. Heyer (2003) geht davon aus, dass Humifizierung von leicht verfügbaren Verbindungen eine ähnliche Bedeutung für eine langfristig emissionsarme Deponie hat wie Mineralisierung.

Nach der Methode von Danneberg & Schaffer (1974) können die Huminsäuren nach sequenzieller alkalischer Extraktion und Fällung mittels photometrischer Detektion bestimmt werden. Daraus ergeben sich neben der quantitativen Bestimmung der Huminsäurefraktionen zwei weitere Größen zur Beurteilung des Humifizierungsprozesses: Der Quotient Huminsäure/Fulvosäure (HS/FS) lässt Aussagen über den Grad der Humifizierung zu (Adani et al., 1995) und über das Verhältnis zwischen der Absorption bei 400 und 600 nm (E4/E6-Quotient) lassen sich Aussagen über den Polymerisationsgrad der Fulvo- bzw. Huminsäuren treffen (Schnitzer, 1978).

Heiß-Ziegler (2000) ermittelte in Untersuchungen von MBA-Prozessen den Anteil des Stickstoffs, welcher durch Salzsäure hydrolisierbar ist und definierte den Rest, als sehr widerstandsfähig gegenüber einer Mineralisierung. Dabei ließ sich ein deutlicher Anstieg des stabilen Anteils im Verlauf des Rotteprozesses erkennen. Mostbauer et al. (2004) zeigten jedoch, dass dieser Parameter üblicherweise zu einer deutlichen Unterschätzung des nicht abbaubaren Anteils führt.

2.6.3 Biologische Reaktivitätstests

Die Anwendung biologischer Reaktivitätsparameter hat nach Binner et al. (1998) den großen Vorteil, dass die natürlichen Vorgänge beim Umsatz organischer Substanzen bestmöglich simuliert werden. Nachteilig hingegen sind die lange Untersuchungsdauer und die aufwändige Versuchsdurchführung. Auch sind die Versuchsergebnisse von vielen z.T. schwer zu standardisierenden Faktoren (Temperatur, pH-Wert, Nährstoffe, Licht, etc.) beeinflusst. Während die Bestimmung der Atmungsaktivität Aussagen über das kurzfristige aerobe Verhalten zulässt, sind mit der Ermittlung der Gasspendensumme Informationen über das langfristige anaerobe Verhalten möglich.

Als Atmungsaktivität einer Abfallprobe bezeichnet man den Sauerstoffverbrauch pro Zeiteinheit während des aeroben mikrobiellen Abbaus von verfügbarer organischer Substanz. Die Bestimmung erfolgt mit einem Sapromat, einem Respiromat oder einem gleichwertigen Gerät bei einer Temperatur von 20°C. Der ermittelte Sauerstoffbedarf entspricht dem Gehalt an (aerob) mikrobiell verfügbaren organischen Verbindungen. Zur Ermittlung der Gasspendensumme wird mittels Inkubationsversuchs Material unter anaeroben Bedingungen hinsichtlich dessen Gasbildung getestet. Dabei werden die Deponie-Milieubedingungen im Labor nachgebildet. Die Menge des gebildeten Gases wird aufgezeichnet, es können Gasbildungsraten ($\text{NI kg}^{-1} \text{ TM h}^{-1}$), sowie das gesamte

Gasbildungspotenzial ($\text{NI kg}^{-1} \text{ TM}$), innerhalb einer Versuchsdauer ermittelt werden. Zur detaillierten Durchführung beider Tests existiert bereits eine Normenserie (ON S 2027-Teil 1 und 2).

Die Atmungsaktivität spiegelt die reale Deponiesituation aufgrund der Testbedingungen im aeroben Milieu und der kurzen Versuchsdauer von 4 Tagen (nur ein geringer Teil der abbaubaren Organik wird erfasst) nur begrenzt wider. Bei mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen erwies sich nach Binner et al. (1999) die Gasspendensumme im Inkubationsversuch über eine Dauer von 90 Tagen als der am besten geeignete Parameter zur Beurteilung der Reaktivität. Die Ermittlung der Atmungsaktivität über 7 Tage wird alternativ empfohlen, da Gasbildung und Atmungsaktivität sehr gut korrelieren.

Beide Reaktivitätstests finden in Österreich in folgenden Zusammenhängen Anwendungen:

- Routinemäßige Anwendung als Teil der Normenserie ON S 2027 „Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologischen Abfällen“ bzw. der „Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“ zur Prozesskontrolle (Eigen- und Fremdüberwachung) von MBA-Anlagen (ON S 2027-Teil 1 und 2).
- Die österreichische Deponieverordnung (1996 idF 2004) schreibt Grenzwerte für die Ablagerungsfähigkeit von mechanisch-biologisch behandelten Siedlungsabfällen auf Massenabfalldeponien vor (AT_4 : $7 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$; GS_{21} : $20 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$).

2.6.4 Infrarot-Spektroskopie

Mit Hilfe der Infrarot-Spektroskopie lässt sich die chemische Natur von komplex zusammengesetzten Materialien umfassend darstellen. Neben den ursprünglichen Anwendungsgebieten, wie Konstitutionsaufklärung von Molekülen, Identitätsnachweis und Quantifizierung von Reinsubstanzen, wird die Infrarot-Spektroskopie für eine Vielzahl von Fragestellungen im Bereich Lebensmittelanalytik, Mikrobiologie, Landwirtschaft, Boden und Abfallanalytik angewandt. Zur chemischen Charakterisierung komplexer Umweltproben wurde die Infrarot-Spektroskopie bisher im Rahmen der Grundlagenforschung zur Bestimmung des Humifizierungsgrades der organischen Bodensubstanz (Haberbauer et al., 1998) und zur Bestimmung des Abbaugrades der organischen Substanz in Abfällen bzw. zur Prozesskontrolle in der biologischen Abfallbehandlung angewandt (Smidt & Schwanninger, 2005).

Mittels IR können unterschiedliche (Abbau)zustände von organischer Substanz sowie der anorganischen Matrix erfasst werden. Der Grundgedanke der Anwendung von IR zur Feststoffanalytik von Material aus Ablagerungen von Haus- und Gewerbemüll ist, dass sich darin das Emissionspotenzial des Materials widerspiegelt. Im Gegensatz zu Reinsubstanzen kommt es bei komplexen Proben zur Überlagerung von Absorptionsbanden. Die Interpretation solcher Spektren stützt sich daher hauptsächlich auf einige Indikatorbanden, die davon nicht oder nur geringfügig betroffen sind.

Nach Smidt & Schwanninger (2005) sind die in Tab. 2-6 aufgelisteten Banden geeignet, Abfälle zu charakterisieren. Weitere Angaben zur Interpretation von IR-Spektren finden sich u.A. bei

Senesi et al. (2003). Die Infrarot-Spektroskopie wird seit einiger Zeit für unterschiedliche abfallrelevante Fragestellungen eingesetzt. Eine Standardisierung für routinemäßige Anwendungen befindet sich im Entwicklungsstadium:

- Identifikation von Abfall unbekannter Zusammensetzung; z.B. Identifikation von Schlämmen aus der Papierindustrie als Hauptkomponente einer Altablagerung (Smidt & Schwanninger, 2005)
- Prozesskontrolle bei der Kompostierung und Qualitätskontrolle von Kompostendprodukten (Smidt et al., 2002)
- Prozesskontrolle bei der mechanisch-biologische Restmüllbehandlung (Smidt & Schwanninger, 2005)

Tab. 2-6: Übersicht über die wichtigsten Indikatorbanden für Abfälle, deren Zuordnung zu funktionellen Gruppen von organischen und anorganischen Verbindungsklassen, sowie deren Entwicklung bei biologischer Behandlung und die daraus abzuleitende Information nach Smidt & Schwanninger (2005)

Wellenzahl (cm ⁻¹)	Schwingung	Funktionelle Gruppe bzw. Verbindungsklasse	Entwicklung im Abfall bei biologischer Behandlung
2920	C-H	aliph. Methylengruppe	Nimmt mit fortschreitendem Abbau ab
2850	C-H	aliph. Methylengruppe	Nimmt mit fortschreitendem Abbau ab
1740-1720	C=O	Aldehyde, Ketone, Karbonsäuren, Ester	Nimmt mit fortschreitendem Abbau ab und verschwindet
1650-1630	C=O	Karboxylate, Amide	Da Abbau und Synthese parallel abläuft, kann die Intensität dieser Bande schwanken
	C=C	aromat. Verbindungen, Alkene	
1540	N-H	Amide	Nur im Anfangsstadium des Abbaus vorhanden und verschwindet mit
1510		aromatische Strukturen; Lignin	Deutet auf Bioabfall hin
1425	COO ⁻	Karbonsäuren	Nimmt mit zunehmendem Reifegrad ab
1384	N-O	Nitrat	Deutet auf ein spätes Abbaustadium hin
1320	C-N	Amine	Nur in reaktivem Abfall zu finden
1260-1240	C-O	Carbonsäuren	Schon zu Beginn oft nur als Schulter vorhanden, nimmt mit zunehmender Reife ab
	C-N	Amide	
1032	Si-O	Tonminerale	Nehmen mit zunehmendem Abbau zu (zunehmende Mineralisierung)
	Si-O-Si		
875	C-O	Carbonat	

2.6.5 Elutatuntersuchungen

Die Untersuchung des Eluats einer Abfallprobe bietet die Möglichkeit die wasserlöslichen Inhaltsstoffe des Abfalls zu erfassen und somit die zu erwartende Sickerwasserbelastung abzuschätzen. Daher wurden z.B. in der ON S 2088-1 (Altlasten - Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser) Orientierungswerte für Eluate angegeben, bei deren Überschreitung Maßnahmen zu treffen sind (siehe Tab. 2-7).

Tab. 2-7: Orientierungswerte für Eluate nach ÖN S 2088-1

Parameter	Einheit	Prüfwert		Maßnahmenschwel­lenwert	
		a	b	a	b
Leitfähigkeit	mS cm ⁻¹	1,0	1,5	3,0	3,0
pH-Wert	-	<5,5; >10	<5,5; >11	<5,5; >12	<5,5; >13
CSB	mg O ₂ l ⁻¹	20	40	50	80
NH ₄ -N	mg l ⁻¹	0,5	2,0	5,0	5,0
NO ₃ -N	mg l ⁻¹	30	50	-	-
NO ₂ -N	mg l ⁻¹	0,1	0,5	1,0	1,0

a wasserrechtlich besonders geschützte oder wasserwirtschaftlich bedeutende Gebiete

b übrige Bereiche, in denen keine Grundwassernutzung erfolgt

Eine Überschreitung der Prüfwerte bedeutet, dass weitere Erhebungen notwendig sind, eine Überschreitung der Maßnahmenschwel­lenwerte, dass in der Regel Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen notwendig sind. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass diese Werte für Alt­ab­lagerungen ohne Sickerwasserfassung ausgelegt sind.

Direkte Aussagen über die Abbaubarkeit organischer Inhaltsstoffe sind jedoch anhand von Eluatuntersuchungen nur begrenzt möglich. Daher eignen sich nach Binner et al. (1999) die Eluatparameter TOC, CSB und NH₄-N nicht zur Beurteilung der Reaktivität von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll.

3 Material und Methoden

3.1 Versuchsprogramm

Um die in Kap. 1.2 erläuterten Fragestellungen zu untersuchen, wurde ein umfangreiches Versuchsprogramm entwickelt und durchgeführt (Abb. 3-1). Dabei kamen sowohl Laborversuche in unterschiedlichen Größenordnungen als auch ein großmaßstäblicher Feldversuch auf einer Deponie zum Einsatz. Die Versuchsanordnungen der durchgeführten Experimente, die verwendeten Abfallmaterialien und die angewandten Analysemethoden für Gas-, Sickerwasser- und Feststoffanalytik sind in folgendem Kapitel beschrieben.

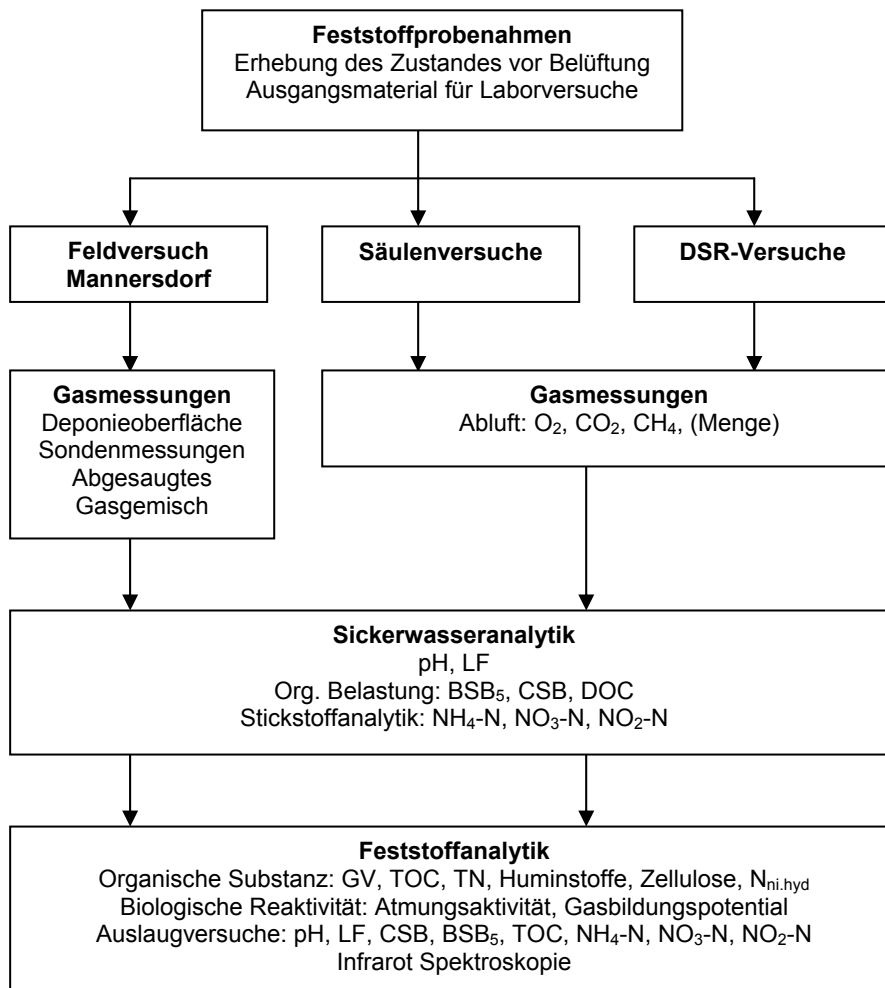


Abb. 3-1: Durchgeführtes Versuchsprogramm

3.2 Feldversuch im Pilotmaßstab

3.2.1 Standort (Deponie Mannersdorf)

Der Feldversuch zur In-Situ Aerobisierung wurde auf der Deponie Mannersdorf, einer Haus- und Gewerbemülldeponie der NUA (Niederösterreichische Umweltschutzanstalt GmbH), durchgeführt. Die

Deponie befindet sich in einem ehemaligen Steinbruch am Fuße des Leithagebirges und wurde während des Zeitraums von 1976 bis 1995 betrieben. Der Standort liegt auf einer Seehöhe von 245 m, weist einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 500 mm und eine mittlere Jahrestemperatur von 10,0°C auf. Auf einer Fläche von 2,6 ha wurden insgesamt 200.000 m³ unbehandelte kommunale und gewerbliche Abfälle bis Eluatklasse IIIb abgelagert. Die Deponie besteht aus zwei Verfüllabschnitten, deren Kenndaten in Tab. 3-1 dargestellt sind.

Tab. 3-1: Kenndaten der Deponie Mannersdorf

	Verfüllabschnitt 1 (VA01)	Verfüllabschnitt 2 (VA02)
Verfülldauer	1976 bis 1985	1986 bis 1995
Masse/Menge	113.000 t FM / 110.000 m ³	95.000 t FM / 90.000 m ³
Basisabdichtung	Lehmdichtung 20 cm	mineralische Dichtung 3 x 20 cm, $k_f = 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$
Basisentwässerung	keine	Drainagerohre 50 cm Kiesflächenfilter Sickerwasserschacht
Oberflächenabdeckung	Kompost / Erdgemisch	20-30 cm bindiges Erdmaterial
Gaserfassung	keine	keine

Die Belüftungsanlage wurde auf dem jüngeren, reaktiveren Abschnitt VA02 errichtet. In diesem Abschnitt wurden 95.000 t FM Abfälle abgelagert, welche sich in 31 % Restmüll, 25 % Gewerbemüll, 19 % Bauschutt, 13 % Kompostierabfälle und 12 % Sperrmüll unterteilen (siehe Abb. 3-2).

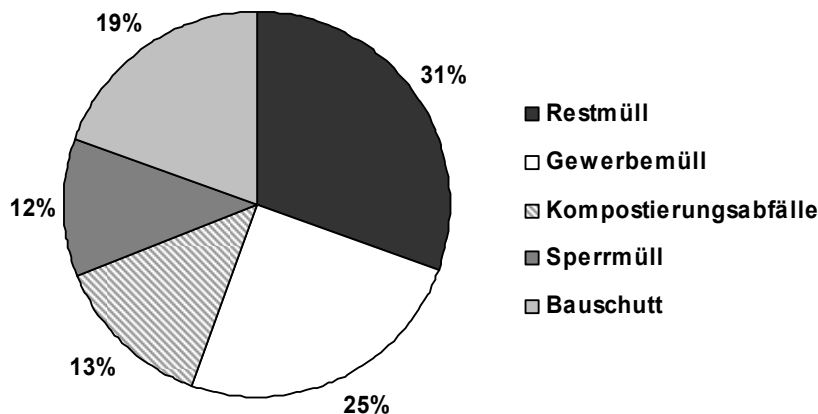


Abb. 3-2: Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle des Verfüllabschnittes VA02 der Deponie Mannersdorf

3.2.2 Konzeption und Ausführung der Anlage

Auf 2 Versuchsfeldern wurden jeweils 3 Belüftungsbrunnen in einem Abstand von 25 m bis zu einer Tiefe von 8 m abgeteuft und mit je einem zentralen Absaugbrunnen kombiniert. Der Einflussbereich dieser Felder beträgt jeweils ca. 1.250 m², wodurch sich ein gesamtes Belüftungsvolumen von ca. 20.000 m³ (14.000 t TM) ergibt. Zwischen den Belüftungsfeldern befindet sich die Betriebsstation, bestehend aus einem Betriebscontainer für die Mess- und Regeleinrichtungen, einer Verdichterstation

mit den Aggregaten zur Be- bzw. Entlüftung und einem Biofilter zur Reinigung des abgesaugten Gasmisches. Abb. 3-3 zeigt den Grundriss der Pilotanlage.

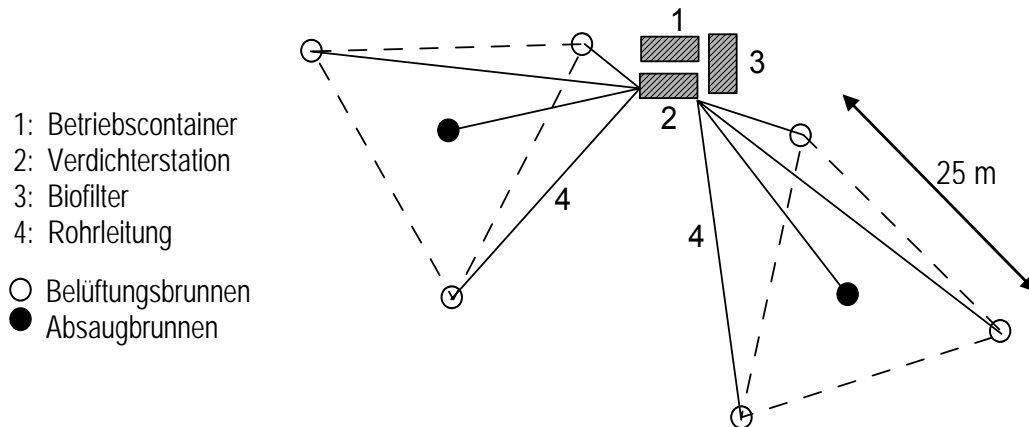


Abb. 3-3: Schematischer Grundriss der In-Situ Aerobisierungsanlage auf der Deponie Mannersdorf

Die 6 Be- und 2 Entlüftungsbrunnen bestehen aus perforierten Kunststoffrohren mit einer Kiesummantelung und einem Brunnenkopf. Jeder Brunnen ist über eine Einzelrohrleitung mit der Verdichterstation verbunden. Über einen Seitenkanalverdichter wurde Umgebungsluft mit einem Druck von 0,1 bar in den Deponiekörper eingebracht. Mit einem zweiten Seitenkanalverdichter wurde aus den Absaugbrunnen das Gasmisch mit einem maximalen Unterdruck von 0,1 bar permanent abgesaugt. Vor dem Absaugaggregat befindet sich ein Kondensatabscheider. Zur Reinigung des abgesaugten Gasmisches aus dem Deponiekörper wurde ein Biofilter installiert. Dabei wurde das zu reinigende Rohgas durch eine Schicht aus biologisch aktivem Material (Kompost & Strukturmaterial) geleitet.

3.2.3 Betrieb der Anlage

Die Anlage kann auf zwei verschiedene Arten betrieben werden:

- Im Automatikbetrieb wird die eingebrachte Luftmenge in Abhängigkeit vom kontinuierlich gemessenen O_2 -Gehalt der Abluft automatisch stufenlos geregelt und die Absaugrate in Abhängigkeit der Zulufrate geregelt.
- Im Handbetrieb wird die Abluftmenge unabhängig von der Zuluftmenge geregelt. Hier werden beide Werte fix eingestellt und die Anpassung an den aktuellen Sauerstoffbedarf erfolgt manuell.

Kontrolliert und aufgezeichnet wurde die eingebrachte Luftmenge über Durchflussmesser. So wurde die Luftmenge zu jedem Brunnen gemessen, und über manuelle Drosselklappen wurden Druckunterschiede ausgeglichen. Die Zusammensetzung des abgesaugten Gasmisches wurde laufend gemessen und online aufgezeichnet. Sämtliche Steuerungs- und Aufzeichnungseinrichtungen befinden sich in einem zentralen Schaltschrank. Alle eingehenden Werte sind am Schaltschrank ersichtlich und über einen PC verarbeitbar. Alle Anlagenteile und die Betriebs-, Mess- und Steuerabläufe sind schematisch in Abb. 3-4 dargestellt.

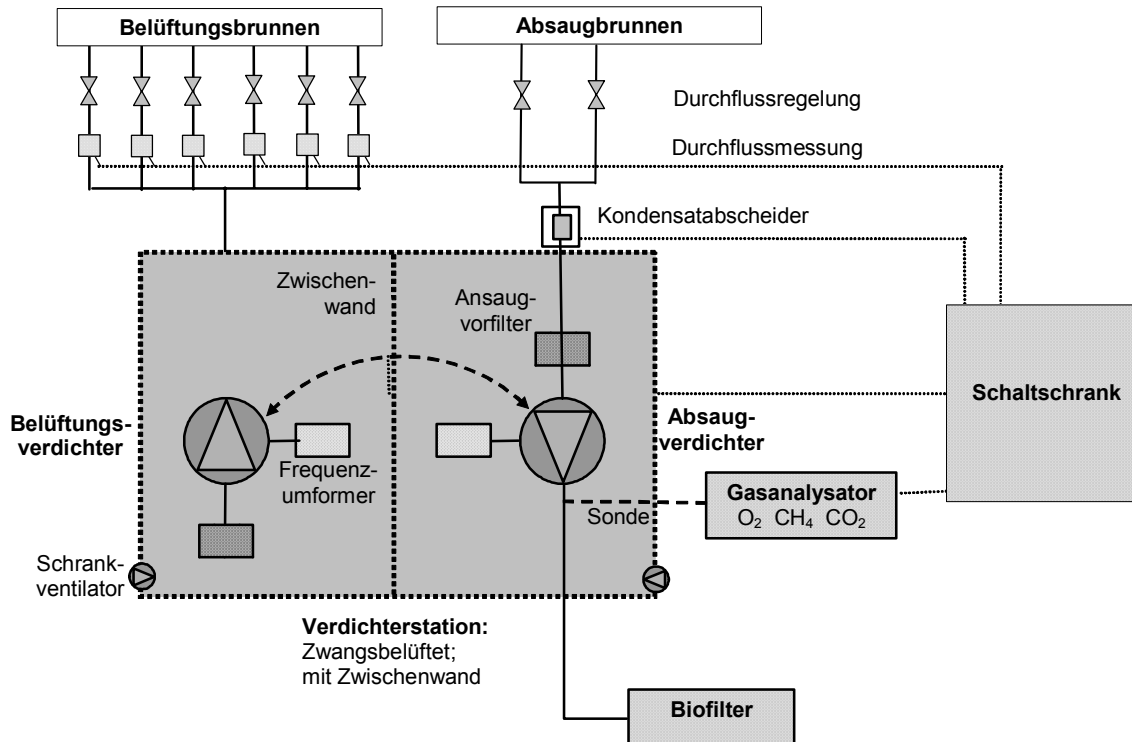


Abb. 3-4: Schematische Darstellung der Betriebsabläufe der In-Situ Aerobisierungsanlage auf der Deponie Mannersdorf

Von Mai 2003 bis Oktober 2005 wurde die Belüftungsanlage insgesamt 18.300 Stunden betrieben. Über die Gesamtzeit von 870 Tagen entspricht dies einem Tagesschnitt von ca. 21 Betriebsstunden. Betriebspausen ergaben sich durch regelmäßige Entleerung des Kondensatabscheiders, Reparatur- und Wartungsarbeiten und während der Feststoffprobenahmen. In Abb. 3-5 sind die Tagesmittelwerte der Zu- bzw. Abluftmengen während des gesamten Belüftungszeitraums dargestellt.

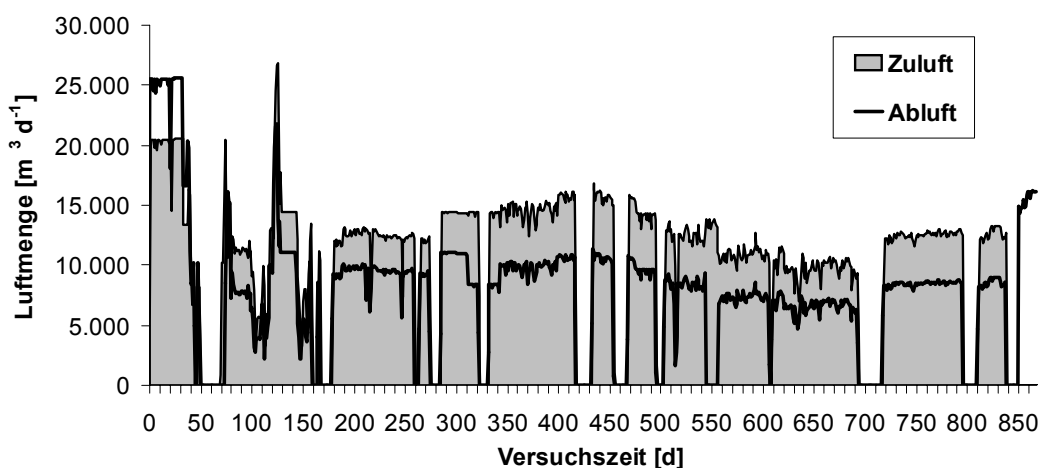


Abb. 3-5: Zu- und Abluftmenge der In-Situ Aerobisierungsanlage

In der ersten Phase wurde die Anlage im Automatikbetrieb betrieben. Dabei wurde der O₂-Gehalt auf einem Wert zwischen 10 und 15 % gehalten. Nach einer Betriebspause zur Nachjustierung einiger Anlagenteile wurde die Anlage im Handbetrieb gefahren und diverse Betriebszustände durch

unterschiedliche Be- und Entlüftungsraten getestet. Dabei erwies sich als sinnvoll, die Absaugrate unterhalb der Belüftungsrate zu halten, um eine bessere Ausnutzung des eingebrachten Luftsauerstoffs zu erreichen, um die Restemissionen zu reduzieren und den Energieaufwand zu minimieren. Deshalb wurde die Anlage ab August 2003 so geregelt, dass die Absaugrate im Mittel nur 75 % der Belüftungsrate betrug. Im letzten Monat (September 2005) wurde die Belüftung ganz eingestellt und nur abgesaugt, um die Auswirkungen dieser Betriebsweise zu untersuchen.

Über die gesamte Versuchsdauer wurden mit einer mittleren Belüftungsrate von $500 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ insgesamt ca. $9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Umgebungsluft in den Deponiekörper eingebracht. Bezogen auf das belüftete Deponievolumen entspricht dies ca. $600 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$. Die mittlere Absaugrate betrug ca. $375 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Insgesamt wurden $6,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Gasgemisch abgesaugt und durch den Biofilter geleitet.

Ein betriebstechnisches Problem stellt das Kondenswasser im Abluftstrom dar, das aus dem System ausgeschleust werden muss, um einen einwandfreien Betrieb zu gewährleisten. Dies geschah mit einem Kondensatabscheider, welcher automatisch entleert wurde. Das Kondenswasser wurde über einen Versickerungsschacht in den Deponiekörper rückgeführt. Die anfallende Wassermenge ist abhängig von der Abluftrate und vom Temperaturunterschied zwischen Deponiegas und Umgebungsluft.

Abb. 3-6 zeigt die Kondenswassermengen, bezogen auf Zeit (Tage) bzw. Abluftmenge (m^3), sowie die Umgebungstemperatur (Tagesmittelwerte). Die Kondenswassermenge betrug im Mittel über zwei Jahre (Juli 03 bis Mai 05) 127 l d^{-1} bzw. 16 ml m^{-3} . Die saisonalen Schwankungen reichten von 40 bis 200 l d^{-1} bzw. von 5 bis 30 ml m^{-3} .

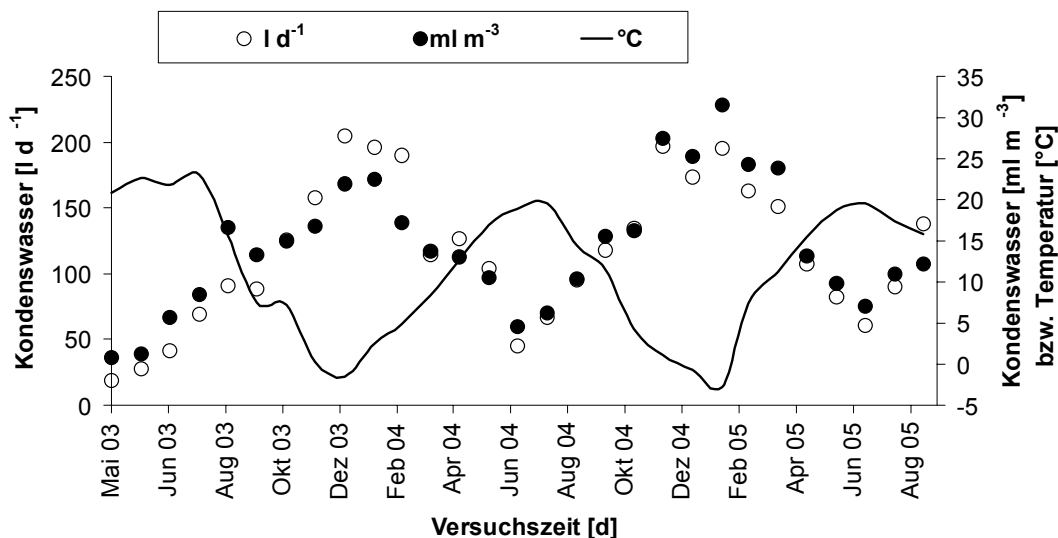


Abb. 3-6: Kondenswassermenge im Abluftstrom der In-Situ Aerobisierungsanlage

3.2.4 Probenahmen und Analytik

An 5 Terminen – zu Beginn, während und nach der Belüftung – wurden Feststoffproben aus dem Deponiekörper entnommen. Mittels Greiferbohrverfahren mit einem Bohrlochdurchmesser von

600 mm wurden Aufschlussbohrungen bis zu einer durchschnittlichen Tiefe von 8 m unter GOK abgeteuft. Je Bohrloch wurden zumeist 3 Mischproben aus unterschiedlichen Tiefen entnommen. Sofern keine augenscheinlichen Unterschiede des Abfalls an anderen Tiefen festgestellt wurden, waren dies die Bereiche 0-3 m, 3-6 m und 6-8 m.

Die Temperatur in den jeweiligen Tiefenstufen wurde unmittelbar nach Entnahme bestimmt. Insgesamt wurden aus 65 Bohrlöchern 185 Feststoffproben entnommen. Vor Beginn der Belüftung wurden 7 Bohrlöcher im Verfüllabschnitt VA01 und 13 im Verfüllabschnitt VA02 abgeteuft, wovon 8 nach der Probenahme als Gasbrunnen für die Belüftungsanlage ausgebaut wurden. Die weiteren Probenahmen fanden jeweils im belüfteten Bereich des VA02 statt, mit Ausnahme von 5 Bohrungen der Probenahme, die in einem unbelüfteten Referenzbereich des VA02 abgeteuft wurden.

Zur Ermittlung der Veränderung des Zustands des Feststoffs im Verlauf der Belüftung wurden nur Proben des VA02 aus dem belüfteten Bereich herangezogen (insgesamt 132 Mischproben). Abb. 3-7 zeigt die Lage der Bohrlöcher und Tab. 3-2 eine Auflistung der einzelnen Probenahmetermine und die Anzahl der Mischproben insgesamt bzw. für die Auswertung der Veränderung bei Belüftung verwendeten Mischproben

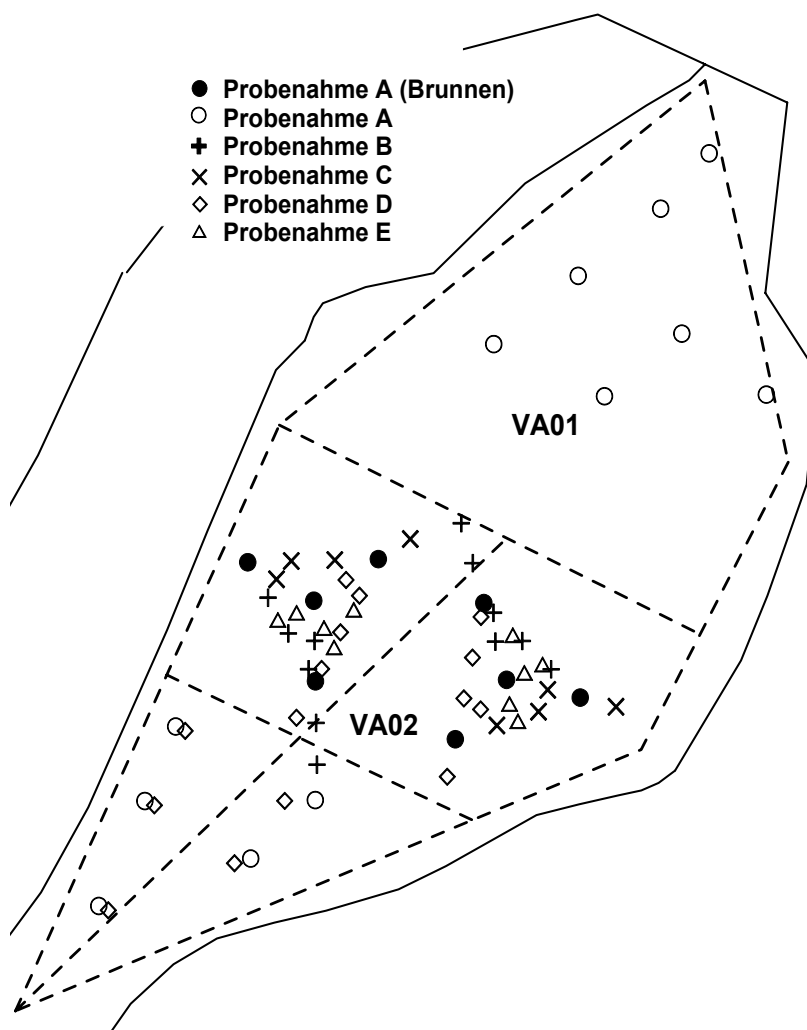


Abb. 3-7: Lage der Probenahmepunkte auf der Deponie Mannersdorf

Tab. 3-2: Feststoffprobenahmen auf der Deponie Mannersdorf

Probe- nahme	Datum	Belüftungs- dauer	Bereich	Bohrlöcher	Mischproben	Mischproben Ausgewertet
		[Tage]		[Anzahl]	[Anzahl]	[Anzahl]
A	03/03	0	VA01	7	20	-
A	03/03	0	VA02	13	35	32
B	11/03	175	VA02 (Belüftet)	12	35	24
C	10/04	515	VA02 (Belüftet)	8	23	23
D	04/05	705	VA02 (Belüftet)	10	30	24
D	04/05	705	VA02 (Anaerob)	5	13	-
E	10/05	870	VA02 (Belüftet)	10	29	29

Je Tiefenstufe wurde durch Entnahme von Material an mindestens 20 Stellen, sowie anschließendes Homogenisieren und Sieben des gesamten Materials auf < 20 mm jeweils eine Mischprobe hergestellt. Aufgrund von Erfahrungen mit MBA-Material (Binner et al., 1998) erscheint die Untersuchung von Material < 20 mm für die Bestimmung der biologischen Stabilität geeignet, da die, Emissionen verursachende organische Substanz mit dieser Fraktion größtenteils erfasst wird. Die so erhaltenen Mischproben wurden vor Ort visuell (Farbe, Feuchte, Hauptbestandteile) sowie olfaktorisch charakterisiert. Die Masseanteile der Fraktionen < 20 mm und > 20 mm wurden bestimmt. Die Probenmenge nach Siebung (bei ca. 50 % Siebdurchgang) betrug ca. 20 kg FM. Durch Probenteilung wurden daraus die Laborproben hergestellt. Die weitere Probenaufbereitung und alle durchgeführten Analysen sind in Kap. 3.5.1 beschrieben.

Sickerwasseranalysen wurden nach Schließung der Deponie 1995 bis zum Jahr 2000 vom Deponiebetreiber zweimal jährlich durchgeführt. Während des Belüftungsversuchs - von Dezember 2003 bis Oktober 2005 - wurden ca. 4-mal jährlich Sickerwasseranalysen durchgeführt. Da der erste Verfüllabschnitt über keine Sickerwasserfassung verfügt, repräsentieren die Daten nur den jüngeren Abschnitt VA02. Da jedoch lediglich 20 % dieses Abschnitts belüftet wurden, sind die Ergebnisse durch das Sickerwasser der unbelüfteten Teilbereiche stark beeinflusst. Somit können keine quantitativen Aussagen getroffen werden, sondern nur Tendenzen aufgezeigt werden. Die Probenlagerung und die durchgeführten Analysen sind in Kap. 3.5.2 aufgelistet.

Die Zusammensetzung (O_2 , CO_2 und CH_4) des abgesaugten Gasgemischs wurde von einem Deponiegasanalysator in 5-Minuten-Intervallen bestimmt und online aufgezeichnet. Diese Werte wurden zu Tagesmittelwerten zusammengefasst. Die Zusammensetzung (O_2 , CO_2 , CH_4) des Gases im Deponiekörper wurde mittels 13 Deponiegassonden in regelmäßigen Zeitabständen (ein bis zwei Wochen) in einer Tiefe von ~1,2 m unter GOK gemessen. 10 Sonden wurden im belüfteten Bereich, 3 Sonden im unbelüfteten Referenzbereich installiert. Um eventuell auftretende diffuse Gasaustritte über die Deponieoberfläche zu erkennen, wurden bei unterschiedlichen Betriebszuständen der Aerobisierungsanlage Methanmessungen durchgeführt. Dazu wurden mittels Flammen Ionisations-Detektion (FID) die Methanemissionen an der Deponieoberfläche rastermäßig (10x10 m-Raster) erhoben.

3.3 Säulenversuche

3.3.1 Versuchsdurchführung

Es wurden Versuchssäulen aus gasdichten Acrylglasrohren (\varnothing : 20 cm, Höhe: 65 cm) verwendet, in denen das Abfallmaterial (ca. 20 kg FM) auf einem Rost mit 5 cm Abstand zum Säulenboden leicht verdichtet eingebaut wurde. Die Säulen verfügen über einen Sickerwasserauslaß im Boden, 2 Öffnungen in der oberen Abdeckung (zur Bewässerung und zum Gasaustritt) und wurden durch eine seitliche Öffnung von unten mit angefeuchteter Luft durchströmt. Die Säulen wurden in einer Klimakammer bei konstanter Temperatur von 35°C betrieben und je nach Versuchsreihe unterschiedlich stark mit angefeuchteter Umgebungsluft belüftet oder anaerob betrieben und unterschiedlich stark bewässert. Abb. 3-8 zeigt schematisch den Aufbau der Versuchssäulen.

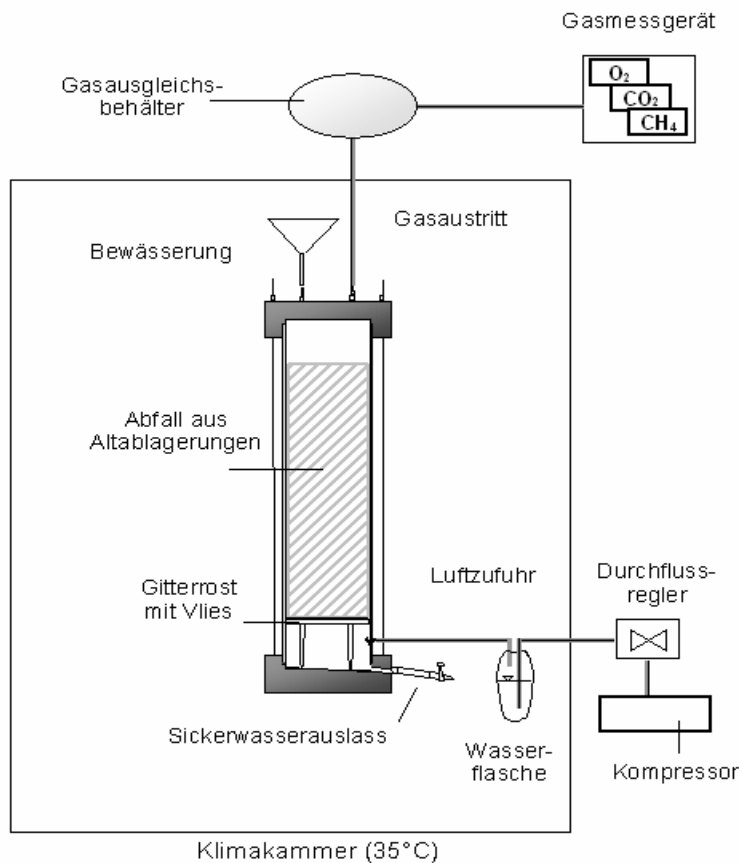


Abb. 3-8: Schematischer Aufbau der Versuchssäulen

3.3.2 Versuchsreihen

Es wurden zwei Versuchsreihen betrieben. Anhand der Versuchsreihe 1 (VR1) wurden generell die Auswirkungen der Belüftung und speziell unterschiedliche Belüftungsraten untersucht. Dazu wurden eine Säule anaerob betrieben, drei Säulen mit $0,5 \text{ l h}^{-1}$ und drei weitere mit der doppelten Menge ($1,0 \text{ l h}^{-1}$) belüftet. Alle Säulen wurden einmal pro Woche mit 0,3 l deionisiertem Wasser bewässert. Das entspricht einem Jahresniederschlag von 500 mm bei einer Infiltrationsrate von 100 %. Die Gesamtversuchsdauer betrug 514 Tage. Zu unterschiedlichen Zeitpunkten wurde Feststoffmaterial

entnommen und analysiert. Z.T. wurde das Material nach der Beprobung wieder eingebaut und der Versuch fortgesetzt. Um die ursprünglichen Milieubedingungen sogleich wieder zu etablieren, wurden die Säulen unmittelbar nach dem Einbau mit Stickstoff gespült. Von den belüfteten Säulen wurden zwei Varianten (S4, S6) in einer zweiten Betriebsphase anaerob betrieben.

Mittels Versuchsreihe 2 (VR2) wurde der Einfluss von Belüftung und Bewässerung auf die Stabilisierung des Abfallmaterials miteinander verglichen. Dazu wurden zwei Säulen mit 0,15 l pro Woche (entspricht ca. 250 mm Niederschlag) bewässert, zwei weitere mit der 4-fachen Menge (0,6 l pro Woche; ca. 1000 mm Niederschlag). Je eine Säule wurde belüftet bzw. anaerob betrieben. Die Gesamtversuchsdauer betrug 482 Tage, wobei bei den belüfteten Säulen diese Zeit in verschiedene Betriebsphasen unterteilt wurde. Tab. 3-3 zeigt eine Auflistung der Versuchsbedingungen der einzelnen Säulen der beiden Versuchsreihen.

Tab. 3-3: Versuchssäulen und deren Rahmenbedingungen

Säule	Masse	Dichte	Betriebsweise	Betriebsdauer	Belüftungsrate	Bewässerungsrate	L/F**	W/F***
	kg TM	t FM m ⁻³		Tage	l h ⁻¹	l Woche ⁻¹	l kg ⁻¹	l kg ⁻¹
Versuchsreihe 1:								
S1	12,4	1,29	A	514	-	0,30	-	2,03
S2	14,8	1,27	B	65	0,5	0,30	54	0,20
S3	16,1	1,39	B	514	0,5	0,30	426	1,57
S4	15,5	1,36	B→A	273+241*	0,5	0,30	219	0,20
S5	16,0	1,40	B	134	1,0	0,30	195	0,38
S6	16,0	1,40	B→A	273+241*	1,0	0,30	456	1,65
S7	14,8	1,32	B	62	1,0	0,30	109	0,20
Versuchsreihe 2:								
S14	13,4	1,15	A→B→A	28+342+112*	1,0	0,15	642	0,94
S15	13,3	1,14	A→B→A	28+342+112*	1,0	0,60	641	3,53
S16	13,3	1,17	A	482	-	0,15	-	0,96
S17	13,6	1,19	A	482	-	0,60	-	3,36
A	Anaerob							
B	Belüftet							
*	Betriebsdauer unterteilt in die unterschiedlichen Betriebsphasen							
**	Luft / Feststoff Verhältnis [l Luft kg ⁻¹ TM] am Ende der Gesamtbetriebsdauer							
***	Wasser / Feststoff Verhältnis [l H ₂ O kg ⁻¹ TM] am Ende der Gesamtbetriebsdauer							

3.3.3 Eingebautes Material

Die eingebauten Abfallmaterialien beider Versuchsreihen stammen aus der Deponie Mannersdorf. Für die Versuchsreihe 1 wurden 47 Mischproben der Probenahme A (VA01+VA02) homogenisiert. Das Material für die Versuchsreihe 2 wurde im VA02 der Deponie Mannersdorf mit einem Schurf gewonnen. Tab. 3-4 zeigt Wassergehalt, Glühverlust, gesamten organischen Kohlenstoff und Gesamtstickstoff des Ausgangsmaterials beider Versuchsreihen. Die beiden Ausgangsmaterialien sind ähnlich, jedoch weist das Material der Versuchsreihe 2 etwas höhere organische Summenparameter auf.

Tab. 3-4: Grundcharakterisierung des Ausgangsmaterials der Säulenversuche

Versuchsreihe	WG	GV	TOC	TN
	% FM	% TM	% TM	% TM
1	41,4	12,2	6,4	0,29
2	30,6	14,3	7,6	0,41

3.3.4 Probenahmen und Analysen

Feststoffproben wurden zu Beginn und zu mehreren Zeitpunkten im Lauf der Versuche entnommen. Tab. 3-5 zeigt eine Übersicht aller entnommenen Feststoffproben, die Versuchs- bzw. Belüftungsdauer und das entsprechende Luft/Feststoff bzw. Wasser/Feststoff-Verhältnis zum Zeitpunkt der Probenahme.

Tab. 3-5: Übersicht über die Feststoffproben der Säulenversuche

Probe	Betriebsweise	Versuchsdauer	Belüftungsdauer	L/F	W/F
		Tage	Tage	l kg ⁻¹ TM	l kg ⁻¹ TM
S1-7_0	Start	0	-	-	-
S2_65		65	65	53	0,20
S3_134		134	134	100	0,37
S4_211	Schwach belüftet	211	211	164	0,60
S4_273		273	273	219	0,81
S3_514		514	514	426	1,58
S4_514		514	273	219	1,79
S7_65		65	65	106	0,20
S5_134	Stark belüftet	134	134	200	0,38
S6_211		211	211	318	0,58
S6_273		273	273	456	0,77
S6_514		514	273	456	1,66
S1_273	Unbelüftet	273	-	-	0,97
S1_514		514	-	-	2,03
S14-17_0	Start	0	-	-	-
S14_208	Belüftet < W/F	208	180	292	0,36
S14_370		370	342	642	0,74
S14_482		482	342	642	0,94
S15_208	Belüftet > W/F	208	180	292	1,41
S15_370		370	342	642	2,67
S15_482		482	342	642	3,53
S16_208	Unbelüftet < W/F	208	-	-	0,36
S16_370		370	-	-	0,74
S16_482		482	-	-	0,96
S17_208	Unbelüftet > W/F	208	-	-	1,32
S17_370		370	-	-	2,59
S17_482		482	-	-	3,36

L/F...Luft/Feststoff-Verhältnis zum Zeitpunkt der Probenahme

W/F...Wasser/Feststoff-Verhältnis zum Zeitpunkt der Probenahme

< W/F...Bewässerungsrate von 0,15 l Woche⁻¹

> W/F...Bewässerungsrate von 0,60 l Woche⁻¹

Zur Charakterisierung des eingebauten Feststoffs (Ausgangszustand) wurde eine Teilprobe des homogenisierten und < 20 mm gesiebten Ausgangsmaterials herangezogen. Die zu unterschiedlichen Versuchszeitpunkten entnommenen Laborproben wurden durch händisches Mischen des gesamten Säuleninhalts erhalten. Probenaufbereitung und Analytik erfolgten wie im Rahmen des Feldversuchs und sind in Kap. 3.5.1 beschrieben. Das entstehende Sickerwasser wurde im Freiraum zwischen Säulenboden und Abfall gesammelt und nach einer Verweildauer von ca. 12 Stunden entnommen und analysiert (zu Versuchsbeginn wöchentlich, später jede 2. Woche bzw. monatlich). Die durchgeführten Analysen sind in Kap. 3.5.2 aufgelistet. Die Zusammensetzung der Abluft (O_2 , CO_2 und CH_4) wurde ca. 3 Mal pro Woche bestimmt und aufgezeichnet. Die produzierte Gasmenge der anaerob betriebenen Säulen wurde in unregelmäßigen Abständen (je nach Menge) quantifiziert.

3.4 DSR-Versuche

Um das Verhalten eines jüngeren, reaktiveren Materials bei Belüftung zu untersuchen wurden zusätzliche Laborversuche mit Deponiesimulationsreaktoren (DSR) durchgeführt. Versuchsaufbau und Durchführung sind ähnlich den Säulenversuchen, jedoch ist die eingebaute Probenmenge mit ca. 75 kg FM wesentlich größer (Abb. 3-9).

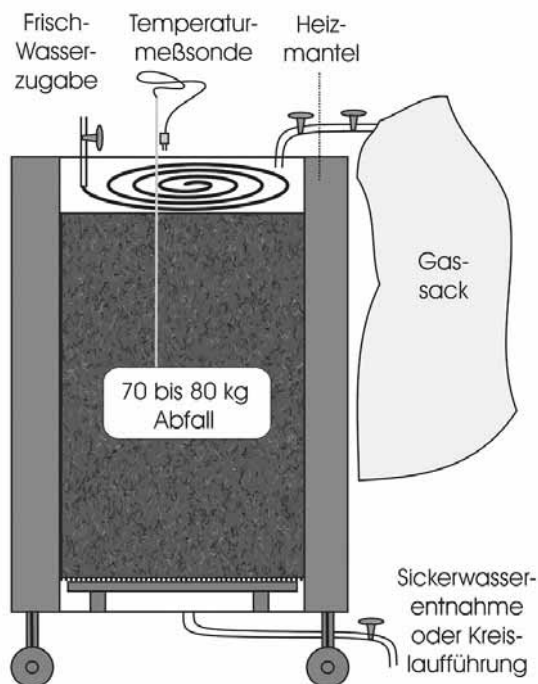


Abb. 3-9: Schematischer Aufbau der Deponiesimulationsreaktoren

Es wurden zwei Reaktoren parallel betrieben: im DSR7 wurde das Material mit einer stündlichen Rate von $5,0 \text{ l h}^{-1}$ belüftet und im DSR8 anaerob betrieben. Beide Reaktoren wurden einmal pro Woche mit 1,2 l deionisiertem Wasser bewässert. Die Gesamtlaufzeit betrug 424 Tage, wobei der Versuchsablauf beim DSR7 in eine anaerobe und eine belüftete Betriebsphase unterteilt wurde. Tab. 3-6 zeigt eine Auflistung der Randbedingungen der beiden Reaktoren. Das eingebaute Abfallmaterial stammt aus der Haus- und Gewerbemülldeponie Hollabrunn der NUA (Niederösterreichische Umweltschutzanstalt

GmbH) und wurde im Zuge von Brunnenbohrungen entnommen. Mit einem Ablagerungsalter von ein bis drei Jahren ist dieses Material wesentlich jünger als jenes der Säulenversuche (Deponie Mannersdorf) und weist mit Gehalten an gesamten organischen Kohlenstoff von 13,5 % TM und Gesamtstickstoff von 0,56 % TM einen wesentlich größeren Anteil an organischer Substanz auf.

Tab. 3-6: Deponiesimulationsreaktoren und deren Rahmenbedingungen

	Einbau- Masse	Einbau- Dichte	Betriebs- weise	Betriebs- dauer	Belüftungs- rate	Bewässerungs- rate	L/F**	W/F***
	kg TM	t FM m ⁻³		Tage	l h ⁻¹	l Woche ⁻¹	l kg ⁻¹	l kg ⁻¹
DSR7	53,4	0,94	A→B	98+326*	5,0	1,20	775	1,46
DSR8	50,2	0,92	A	424	-	1,20	-	1,54

A Anaerob

B Belüftet

* Betriebsdauer unterteilt in die unterschiedlichen Betriebsphasen

** Luft / Feststoff Verhältnis [l Luft kg⁻¹ TM] am Ende der Gesamtbetriebsdauer*** Wasser / Feststoff Verhältnis [l H₂O kg⁻¹ TM] am Ende der Gesamtbetriebsdauer

Zur Charakterisierung des Abfallmaterials wurden zu Beginn und zu mehreren Zeitpunkten im Lauf der Versuche Feststoffproben entnommen. Tab. 3-7 zeigt eine Übersicht der entnommenen Proben mit der jeweiligen Versuchs- bzw. Belüftungsdauer und den entsprechenden L/F- bzw. W/F-Verhältnissen. Probenaufbereitung und Analytik sind in Kap. 3.5.1 beschrieben.

Tab. 3-7: Übersicht über die Feststoffproben des DSR-Versuchs

Probe	Betriebsweise	Versuchs- dauer	Belüftungs- dauer	L/F	W/F
		Tage	Tage	l kg ⁻¹ TM	l kg ⁻¹ TM
DSR_0	Start	0	-	-	-
DSR7_203	Belüftet	203	105	252	0,69
DSR7_424		424	326	775	1,46
DSR8_203	Anaerob	203	-	-	0,69
DSR8_424		424	-	-	1,54

Das entstehende Sickerwasser wurde zu Versuchsbeginn wöchentlich, später jede 2. Woche bzw. monatlich untersucht. Das Sickerwasser wurde im Freiraum zwischen Boden und Abfall gesammelt und nach einer Verweildauer von ca. 12 Stunden entnommen. Die Probenlagerung und die durchgeführten Analysen sind in Kap. 3.5.2 aufgelistet. Die Zusammensetzung der Abluft (O₂, CO₂ und CH₄) wurde 2 bis 3-mal pro Woche analysiert und aufgezeichnet. Die produzierte Gasmenge des anaerob betriebenen Reaktors wurde in unregelmäßigen Abständen (je nach Menge) quantifiziert.

3.5 Analysemethoden

3.5.1 Feststoffanalysen

Tab. 3-8 zeigt eine Auflistung aller Analysen, die an den Feststoffproben von Feld-, Säulen- und DSR-Versuchen durchgeführt wurden, sowie Verweise auf die Methodenbeschreibung. Zur

Bestimmung des Wassergehalts (WG) sowie für Atmungsaktivität (AT) und Gasbildung (GS) wurde jeweils eine frische Teilprobe der Laborprobe verwendet. Für AT und GS wurden die Frischproben teilweise durch Einfrieren stabilisiert. Für die Bestimmung aller übrigen Feststoffparameter wurde eine weitere Teilprobe luftgetrocknet, mittels Zentrifugalmühle gemahlen und < 0,63 mm gesiebt. Die Bestimmung sämtlicher Eluatparameter erfolgte nach Herstellung eines Eluats nach DIN 38414-4 (1984). Dazu wurden 100 g Probe mit deionisiertem Wasser 24 Stunden bei einem Wasser/Feststoff Verhältnis von 10/1 eluiert.

Tab. 3-8: Durchgeführte Analysen an den Feststoffproben

Parameter	Einheit	Methode	Feld- versuch	Säulen- versuch	DSR- versuch
Feststoff:					
WG	% FM	Trocknung bei 105°C	X	X	X
GV	% TM	ON M 6295	X	X	X
TC, TIC, TOC	% TM	ON EN 13137	X	X	X
TN	% TM	ON EN 25663	X	X	X
Zellulose	g kg ⁻¹ TM	Siehe Kap. 3.5.1.1	tw	X	X
HS, FS	OD ₄₀₀ g ⁻¹ oTM	Siehe Kap 3.5.1.2	tw	X	X
N _{ni.hyd}	% TN	Siehe Kap 3.5.1.3	tw	tw	
AT	mg O ₂ kg ⁻¹ TM	Siehe Kap 3.5.1.4	X	tw	X
GS	NI kg ⁻¹ TM	Siehe Kap 3.5.1.5	tw	tw	tw
FT-IR	-	Siehe Kap 3.5.1.6	X	X	X
Eluat:					
pH	-	DIN 38414-4 / ON M 6244	X	X	X
LF	µS cm ⁻¹	DIN 38414-4 / ON EN 27888	X	X	X
NH ₄ -N	mg kg ⁻¹ TM	DIN 38414-4 / ON EN ISO 11732	X	X	X
NO ₂ -N	mg kg ⁻¹ TM	DIN 38414-4 / ON EN ISO 13395	X	X	
NO ₃ -N	mg kg ⁻¹ TM	DIN 38414-4 / ON EN ISO 13395	X	X	X
BSB ₅	mg kg ⁻¹ TM	DIN 38414-4 / ON M 6277	X	X	
CSB	mg kg ⁻¹ TM	DIN 38414-4 / ON M 6265	X	X	X
TOC	mg kg ⁻¹ TM	DIN 38414-4 / DIN EN 1484	X	X	

X ...an allen Feststoffproben durchgeführt

tw...nur an ausgewählten Proben durchgeführt

3.5.1.1 Zellulose

Zellulose wird durch schonende Hydrolyse mit verdünnter Schwefelsäure in Lösung gebracht. Dabei entsteht eine Glukoselösung, aus deren Konzentration der Gehalt an Zellulose errechnet werden kann. Die Glukosekonzentration wird mittels einer Farbreaktion photometrisch ermittelt. Ca. 200 mg der luftgetrockneten und gemahlten Probe werden in ein verschließbares 50 ml-Glasgefäß eingewogen, mit 3 ml H₂SO₄ (72 %) versetzt und 16 h bei Raumtemperatur am Horizontalschüttler (50 rpm) geschüttelt. Anschließend wird das Hydrolysat mit 35 ml H₂O versetzt und weitere 4 Stunden im Trockenschrank bei 105°C inkubiert. Das so erhaltene Extrakt wird mittels Glasfaserfilter gereinigt und in einen 100 ml-Meßkolben überführt. Für die Durchführung der Farbreaktion werden 1 ml Probe und 2 ml Anthronreagens in verschließbaren Reagenzgläsern im Wasserbad (10 min, 100°C)

inkubiert. Die Extinktion der Lösung wird bei 540 nm gegen den Blindwert (1 ml H₂O_{deion} + 2 ml Anthronreagenz) gemessen.

Über Erstellung einer Kalibration (0 bis 200 ml l⁻¹ Glukose) wird die Glukosekonzentration in der Lösung bestimmt. Für die Berechnung des Zellulosegehaltes ist zu berücksichtigen, dass bei der Hydrolyse pro Mol Zellulose ein Mol Wasser angelagert wird. Es ist daher ein Korrekturfaktor von 0,9 einzuführen.

3.5.1.2 Huminsäuren

Der Gehalt an extrahierbaren huminstoffähnlichen Substanzen im Abfallmaterial wurde mittels photometrischer Bestimmung nach der Methode von Danneberg & Schaffer (1974) - leicht modifiziert - durchgeführt. Dabei werden Huminstoffe mit einer alkalischen Lösung extrahiert und nach ihrem unterschiedlichen Lösungsverhalten im sauren oder alkalischen Milieu fraktioniert. Das Material wird an 4 aufeinander folgenden Tagen extrahiert, um eine möglichst vollständige Extraktion der Huminstoffe zu gewährleisten. Da extrahierbare Huminstoffe aus Altablagerungen aufgrund ihres geringen Alters vernachlässigbare Gehalte an Grauhuminsäuren aufweisen, werden - im Gegensatz zu der von Danneberg & Schaffer (1974) für Böden entwickelten Methode - die jeweiligen Gehalte an Braun- und Grauhuminsäuren nicht getrennt ermittelt, sondern als Gehalte an Huminsäuren zusammengefasst. Die Humin- und Fulvosäurefraktionen werden photometrisch durch Messung der optischen Dichte bei 400 nm und 600 nm bestimmt.

Zehn Gramm der Probe werden in 250 ml-Kunststoffflaschen eingewogen und mit 50 ml Natriumpyrophosphat (0,1 mol) 16 h auf einem Überkopfschüttler extrahiert. Der Extrakt wird durch Zentrifugation (15 min, 5000 rpm) vom festen Rückstand getrennt. Der Überstand wird ein weiteres Mal zentrifugiert (15 min, 13.500 rpm). Für die zweite Extraktion werden die Rückstände aus der ersten und zweiten Zentrifugation mit 50 ml Natriumpyrophosphat versetzt und erneut auf dem Überkopfschüttler extrahiert. Die Durchführung der Analysen an den folgenden Tagen erfolgt wie am ersten Tag. Nach der Zentrifugation wird der Überstand (Extrakt) auf ein Volumen von 100 ml ergänzt (= Ausgangsextrakt). Zur Bestimmung der Fulvosäurefraktion werden 25 ml des Ausgangsextraktes mit 0,3 ml HCl (37 %) versetzt und 5 Minuten bei 7000 rpm zentrifugiert. Nach der Zentrifugation wird der Überstand in 50 ml-Messkolben überführt. Die ausgefällten Braunhuminsäuren werden mit 0,1 molarer HCl gewaschen und ein weiteres Mal (5 min, 7000 rpm) zentrifugiert. Der Überstand wird zum Ersten hinzugefügt. Da die optische Dichte bei pH 10 bestimmt wird, werden 0,5 ml NaOH (40 %) zugegeben und mit Pufferlösung aufgefüllt.

Die optische Dichte (OD) der Lösung wird bei 400 nm und 600 nm gemessen. Die Braunhuminsäurefraktion wird rechnerisch ermittelt ($OD_{400}(\text{BHS}) = OD_{400}(\text{Ausgangsextrakt}) - OD_{400}(\text{FS})$). Die optische Dichte der extrahierbaren Huminsäuren wird sowohl auf absolute Trockenmasse ($OD_{400} \text{ g}^{-1} \text{ TM}$) als auch - unter Einbeziehung des Glühverlusts - auf die organische Trockenmasse ($OD_{400} \text{ g}^{-1} \text{ oTM}$) bezogen. Mittels einer, für diverse Abfallproben erstellten Kalibration ($\text{HS} [\text{g kg}^{-1} \text{ oTM}] = (\text{HS} [OD_{400} \text{ g}^{-1} \text{ oTM}] + 75,85) / 8,35$) wird auf die optische Dichte auf Gramm Huminsäuren $\text{kg}^{-1} \text{ TM}$ umgerechnet.

3.5.1.3 Nicht säurehydrolysierbarer Stickstoff

Durch Bestimmung des nicht mit HCl hydrolysierbaren Anteils des Stickstoffgesamtgehalts wird der im Rahmen des biologischen Abbaus nicht verfügbare Anteil bestimmt. Dazu werden ca. 1000 mg Probe auf 1 mg genau in Glaskolben eingewogen und mit 30 ml HCl (6 N) 6 Stunden unter Rückfluss schonend hydrolysiert. Das Hydrolysat wird filtriert (0,45 µm) und der N-Gehalt im Filtrat mit der Methode nach Kjeldahl bestimmt. Der Gehalt an nicht säurehydrolysierbarem N wird in % von TN angegeben.

3.5.1.4 Atmungsaktivität

Als Atmungsaktivität wird der Sauerstoffverbrauch pro Zeiteinheit während des aeroben Abbaus von organischer Substanz bezeichnet. In der vorliegenden Arbeit wurde die Atmungsaktivität im Sapromat über einen Zeitraum von 4 bzw. 7 Tagen (AT₄, AT₇) gemäß ON S 2027-1 bestimmt.

Dabei wird das frische Probenmaterial auf einen Wassergehalt von 40 bis 50 % eingestellt und ca. 40 g des Materials werden in die Reaktionsgefäße des Sapromaten eingewogen. Das im Reaktionsgefäß durch den mikrobiellen Abbau der organischen Substanz gebildete CO₂ wird im CO₂-Absorber durch die dort befindlichen NaOH-Plätzchen gebunden. Dieser Absorptionsprozess führt in der Messeinheit zu einem Unterdruck, auf den der Druckindikator anspricht. Über einen Schaltverstärker wird die Sauerstofffreisetzung aus dem mit Cu-SO₄-Lösung gefüllten Sauerstofferzeuger bis zum Druckausgleich bewirkt.

Aus Probenmenge, Stromdauer und Stromstärke wird unter Verwendung des Steuergeräts des Sapromaten der Sauerstoffbedarf der untersuchten Probe ermittelt. Der Sapromat wird bei 20°C betrieben. Jede Probe wurde im Doppelansatz bestimmt und bei einer Abweichung der beiden Wiederholungen von > 10 % vom Mittelwert wurde eine zusätzliche Doppelbestimmung angesetzt.

3.5.1.5 Gasbildungspotential

Der Inkubationsversuch testet das Probenmaterial unter anaeroben Bedingungen hinsichtlich seiner Gasbildung. In der vorliegenden Arbeit wurde die Bestimmung der Gasspendensumme gemäß ON 2027-2 in Inkubationsversuchen vorgenommen (GS₂₁ von 34 Proben; GS₉₀ von 23 Proben und von 6 Proben zusätzlich GS₂₄₀, GS₄₀₀ und GS₇₃₀).

Die Inkubationsversuche werden in gasdichten 2 l Untersuchungsmaterial fassenden Glasreaktionsgefäßen im Wasserbad bei 40 °C durchgeführt. Die frische Probe wird auf Wasserkapazität angefeuchtet und leicht verdichtet im Doppelansatz eingebaut (2 bis 3 kg FM). Zur Sammlung und Mengenummessung des gebildeten Gärgases wird ein Eudiometerrohr gasdicht aufgesetzt. Das Sammelgefäß ist mit einer durch Methylorange rosa gefärbten, gesättigten Salzlösung gefüllt. Über ein Steigrohr verdrängt das im Reaktionsgefäß gebildete Gas diese Sperrflüssigkeit in ein fix montiertes Ausgleichsgefäß, in dem der Flüssigkeitsspiegel konstant gehalten wird. Bei jeder Ablesung (täglich bis mehrmals täglich) werden Raumtemperatur und aktueller Luftdruck notiert.

Das Auswerteprogramm ist damit in der Lage, die abgelesenen Gasmengen auf Normalverhältnisse (0°C, 1013 mbar) umzurechnen und sowohl die stündlich gebildeten Gasmengen, als auch die Gesamtgas Mengen bezogen auf die eingesetzte Trockensubstanz anzugeben. Über einen an der Eudiometerrohrspitze angebrachten Einwegkegelhahn können Gasproben entnommen und mittels Gaschromatographen auf N₂, O₂, CH₄ und CO₂ analysiert werden.

3.5.1.6 Infrarot-Spektroskopie

Die Infrarotspektroskopie beruht auf der Absorption von IR-Strahlung durch Moleküle des untersuchten Materials. Der durch bestimmte funktionelle Gruppen absorbierte Energiebetrag wird als Absorptionsbande im IR-Spektrum sichtbar. Das Infrarotspektrum ist die Aufzeichnung der Intensität der absorbierten Strahlung gegen die Wellenzahl.

Die Probenvorbereitung für die Messung erfolgt folgendermaßen: die luftgetrocknete und gemahlene (< 0,63 mm) aufbereitete Probe wird im Verhältnis 1:100 mit Kaliumbromid gemischt, in einem Achatmörser verrieben und zu einem Pressling verarbeitet (Druck: 7 bis 10*10¹⁰ N cm⁻²). Es wird eine Probeneinwaage von 2 mg verwendet. Damit kann bei dem untersuchten Material gewährleistet werden, dass die Transmission der stärksten auftretenden Bande nicht unter 10 % beträgt (Günzler & Gremlich, 2003). Da von Material mit einer Korngröße von < 0,63 mm keine repräsentative Teilprobe von 2 mg zu erhalten ist (sondern laut prEN 15002:2004 mind. 1 bis 20 g erforderlich wären), wird die Messung in Wiederholungen ausgeführt (mind. 2 Presslinge je Probe).

Die Messung wird mit dem FT-IR (Fourier-Transformation) Spektrometer Equinox 55, BRUKER durchgeführt. Die Spektren werden im Bereich von 4000 cm⁻¹ bis 400 cm⁻¹ bei einer spektralen Auflösung von 4 cm⁻¹ mit einem zero-filling Faktor von 2 und einem BLACKMANN-HARRIS THREE TERM aufgenommen. 32 Scans werden gemittelt und gegen Umgebungsbedingungen korrigiert. Die Datenaquisition erfolgt im double-sided-Modus. Die Fourier Transformation erfolgt mittels Power Spectrum Phase Korrektur.

Die Spektrenauswertung erfolgt mit der BRUKER Software OPUS 5.5. Sämtliche Auswertungen werden mit den für die jeweilige Probe gemittelten Spektren durchgeführt. Zur Interpretation der Information der Spektren wurden diese visuell beurteilt (Auftreten von Indikatorbanden mit Maximum bei Wellenzahlen von ~2960, 2925, 2870, 2850, 1720, 1630, 1540, 1320, 1250 cm⁻¹). Banden, die im Absorptionsspektrum sichtbar sind, wurden als vorhanden gewertet, wenn sie als deutlich erkennbare Banden oder als Schulter ausgebildet sind. Weiters wurde die Intensität von ausgewählten Banden ausgewertet. Für die Ermittlung der Intensität der Banden mit Maxima bei Wellenzahlen von 2925 cm⁻¹ und 1630 cm⁻¹ wurde, wie in Abb. 3-10 dargestellt, vorgegangen.

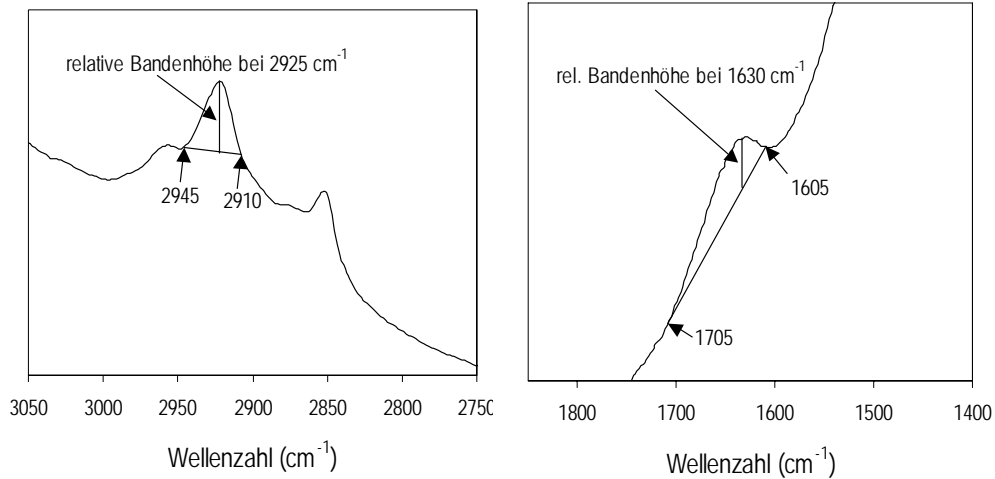


Abb. 3-10: Lage der Basislinie für die Ermittlung der Intensität der Banden mit einem Maximum bei Wellenzahlen von 2925 und 1630 cm⁻¹

3.5.2 Sickerwasseranalysen

Die im Rahmen der Feld-, Säulen- und DSR-Versuche entnommenen Sickerwasserproben wurden zur Stabilisierung tiefgefroren und auf die in Tab. 3-9 aufgelisteten Parameter untersucht. Jene Sickerwasserproben der Säulenversuche, die mittels Infrarot-Spektroskopie charakterisiert worden sind, wurden gefriergetrocknet und wie die Feststoffproben analysiert.

Tab. 3-9: Durchgeführte Analysen an den Sickerwasserproben

Parameter	Einheit	Methode	Feld- versuch	Säulen- versuch	DSR- versuch
pH	-	DIN 38414-4 / ON M 6244	X	X	X
LF	mS cm ⁻¹	DIN 38414-4 / ON EN 27888	X	X	X
NH ₄ -N	mg l ⁻¹	DIN 38414-4 / ON EN ISO 11732	X	X	X
NO ₂ -N	mg l ⁻¹	DIN 38414-4 / ON EN ISO 13395	tw		
NO ₃ -N	mg l ⁻¹	DIN 38414-4 / ON EN ISO 13395	X	X	X
BSB ₅	mg O ₂ l ⁻¹	DIN 38414-4 / ON M 6277	tw		
CSB	mg O ₂ l ⁻¹	DIN 38414-4 / ON M 6265	X	X	X
DOC	mg l ⁻¹	DIN 38414-4 / DIN EN 1484		tw	
FTIR	-	Siehe Kap 3.5.1.6		tw	

X ...an allen Sickerwasserproben durchgeführt

tw...nur an ausgewählten Sickerwasserproben durchgeführt

4 Ergebnisse

4.1 Ergebnisse des Feldversuchs im Pilotmaßstab

4.1.1 Entwicklungen im Sickerwasser

In Abb. 4-1 ist die Entwicklung einzelner Parameter im Sickerwasser der Deponie Mannersdorf von 1995 bis 2005 dargestellt. Vom Zeitpunkt der Schließung der Deponie im Jahr 1995 bis zum Jahr 1997 wurde das Sickerwasser rückverregnet. Von Mai 2003 bis Oktober 2005 wurde in einem Teilbereich der Deponie die Belüftungsanlage betrieben. Das beprobte Sickerwasser stammt ausschließlich aus dem jüngeren Verfüllabschnitt (VA02). Da nur 20 % dieses Abschnitts belüftet wurden, entspricht das beprobte Sickerwasser nicht einem Sickerwasser wie es bei vollständiger Belüftung des Deponiekörpers erwartet werden kann. Die Ergebnisse können daher nicht quantitativ ausgewertet werden, sondern nur Tendenzen aufzeigen.

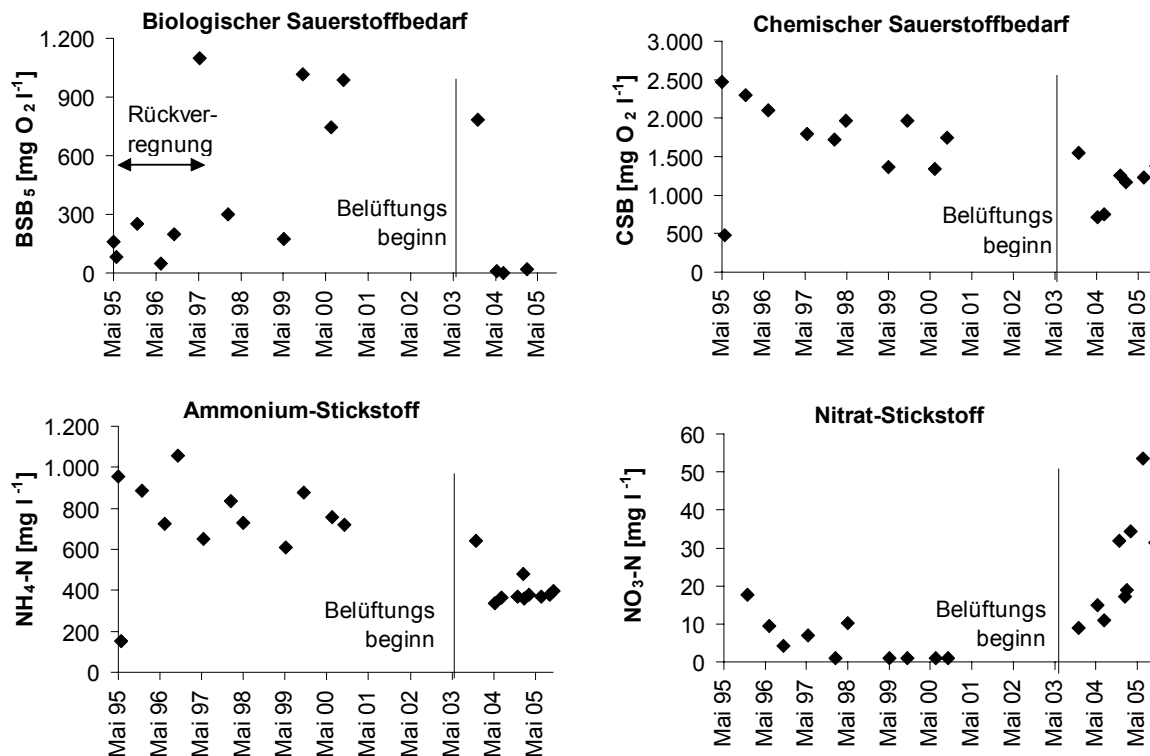


Abb. 4-1: Verlauf von Biologischem und Chemischem Sauerstoffbedarf bzw. Ammonium- und Nitratstickstoff im Sickerwasser der Deponie Mannersdorf (VA02) von 1995 bis 2005

Der Wert für den BSB₅ erreichte in der Phase der Sickerwasserrückverregnung niedrige Werte um 200 mg O₂l⁻¹. Nach Beendigung der Rückverregnung stieg der Wert und pendelte sich bei 900 mg O₂l⁻¹ ein. Nach einem Jahr Belüftung kam es zu einem deutlichen Rückgang und ab weiteren 4 Monaten lag der BSB₅ dauerhaft unter der Nachweisgrenze.

Die Werte für den CSB sanken nach Schließung der Deponie von 2.500 mg O₂l⁻¹ bis zum Jahr 2000 auf 1.500 mg O₂l⁻¹. Während 6-monatige Belüftung noch keinen Rückgang bewirkte, konnte nach

weiteren 6 Monaten ein Rückgang auf $745 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ verzeichnet werden. Im weiteren Verlauf der Belüftung stieg der CSB jedoch wieder an.

Die Konzentration an $\text{NH}_4\text{-N}$ bewegte sich in der Phase nach der Schließung zwischen 1.000 und 600 mg l^{-1} mit leicht rückläufiger Tendenz. Nach einem Jahr Belüftung kam es zu einer Reduktion auf eine Konzentration von 300 bis 400 mg l^{-1} , welche im weiteren Verlauf der Belüftung konstant blieb. Die Konzentration an $\text{NO}_3\text{-N}$ lag vor der Belüftung zumeist unter der Nachweisgrenze. Während der Belüftung wurde ein moderater aber stetiger Anstieg bis auf 60 mg l^{-1} beobachtet.

4.1.2 Entwicklungen in der Gasphase

Die Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemisches blieb über den gesamten Versuchsablauf annähernd konstant. Abb. 4-2 zeigt den zeitlichen Verlauf der Tagesmittelwerte der Hauptkomponenten O_2 , CO_2 und CH_4 . Der Sauerstoffgehalt bewegte sich in einer Größenordnung von 12 bis 16% (v/v). Die Konzentration an Kohlendioxid lag zwischen 4 und 6% (v/v) und jene von Methan um $0,5 \%$ (v/v). In den kurzen Betriebspausen stiegen die CO_2 und CH_4 -Gehalte jeweils leicht an, gingen jedoch nach Inbetriebnahme der Anlage wieder rasch zurück. Der Methangehalt zeigte über die gesamte Versuchsdauer eine abnehmende Tendenz und lag nach $2,5$ Jahren Belüftung unter der Nachweisgrenze. Der CO_2 -Gehalt stieg leicht an und dementsprechend nahm die O_2 -Konzentration ab.

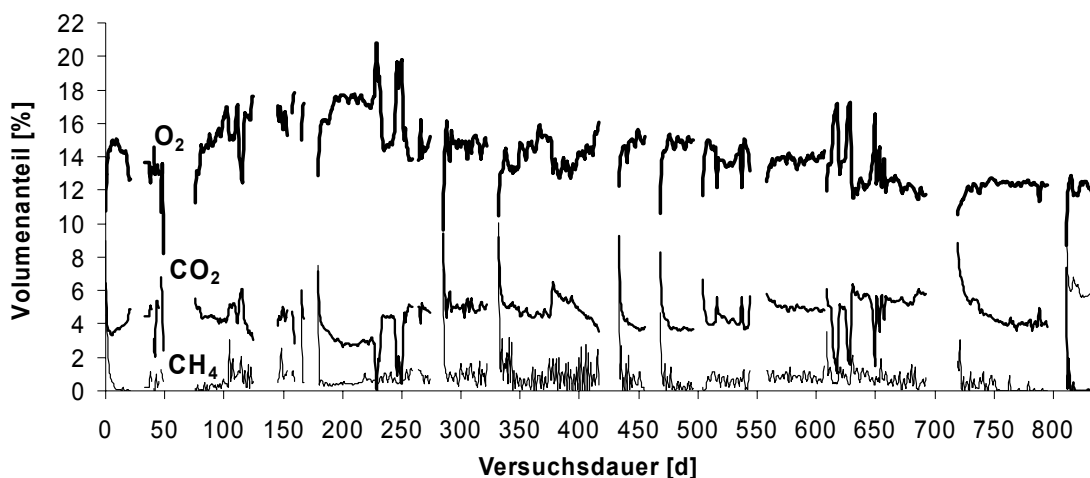


Abb. 4-2: Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemisches der Pilotanlage Mannersdorf

Die durchgeführten Gasmessungen an der Deponieoberfläche (FID-Begehungen) zeigten, dass die, während des Regelbetriebs gemessenen diffusen CH_4 -Emissionen sehr gering waren. Im unmittelbaren Bereich der Brunnen, wo die Abdeckschicht beim Einbau gestört wurde, wurden maximal bis zu $50 \text{ ppm (v/v) CH}_4$ gemessen. Im übrigen Bereich der Versuchsfläche lagen die Werte $< 10 \text{ ppm}$. Auch wenn die Absaugrate geringer als die Belüftungsrate war, wurden nur geringfügig höhere Methankonzentrationen ($< 100 \text{ ppm}$ im Bereich der Brunnen) beobachtet. Wurde ausschließlich belüftet, was im Regelbetrieb nie vorkam, waren die gemessenen Methangehalte im Bereich der Entlüftungsbrunnen sehr hoch ($> 5000 \text{ ppm}$). Dies zeigt, dass bei optimaler

Oberflächenabdeckung und Betriebsführung nur mit sehr geringfügigen diffusen Emissionen über die Deponieoberfläche gerechnet werden kann.

Abb. 4-3 zeigt die Zusammensetzung des Deponiegases in den Sonden im Deponiekörper (1,2 m Tiefe). Dabei sind für die Anteile an O_2 , CO_2 , CH_4 und das Verhältnis von CH_4 zu CO_2 jeweils die Mittelwerte von 10 Sonden im belüfteten Bereich, sowie 3 Sonden außerhalb des Belüftungsbereichs (geringfügig beeinflusst durch die Belüftung) dargestellt. Vor Beginn der Belüftung zeigte das Deponiegas eine Zusammensetzung von 70 % (v/v) Methan und 20 bis 30 % (v/v) Kohlendioxid. Die Belüftung beeinflusste die Gaszusammensetzung signifikant. Während das, über die Sonden im unbelüfteten Bereich abgesaugte Gas über den gesamten Versuchsverlauf zumeist keinen Sauerstoffgehalt aufwies, konnten im Deponiegas aus dem Belüftungsbereich O_2 -Konzentrationen zwischen 2 und 12 % (v/v) gemessen werden.

Sowohl im Gas des belüfteten Bereichs, als auch des unbelüfteten Kontrollbereichs wurde ein Anstieg der CO_2 -Konzentration während der Sommermonate beobachtet (höhere mikrobielle Aktivität) wobei aber der Gehalt an CO_2 im Gas des unbelüfteten Kontrollbereichs generell höher lag. Die Entwicklung der Methan-Konzentration zeigte einen ähnlichen saisonalen Verlauf. Hier war jedoch der Unterschied zwischen den beiden Bereichen deutlich größer. Durch die Belüftung konnte der CH_4 -Gehalt generell deutlich gesenkt werden. Allerdings wiesen CH_4 -Konzentrationen von > 30 % (v/v) im Gas einzelner Sonden auf anaerobe Teilbereiche auch noch nach 2,5 Jahren Belüftung hin. Das Verhältnis von CH_4 zu CO_2 konnte von ursprünglich > 3,0 deutlich gesenkt werden.

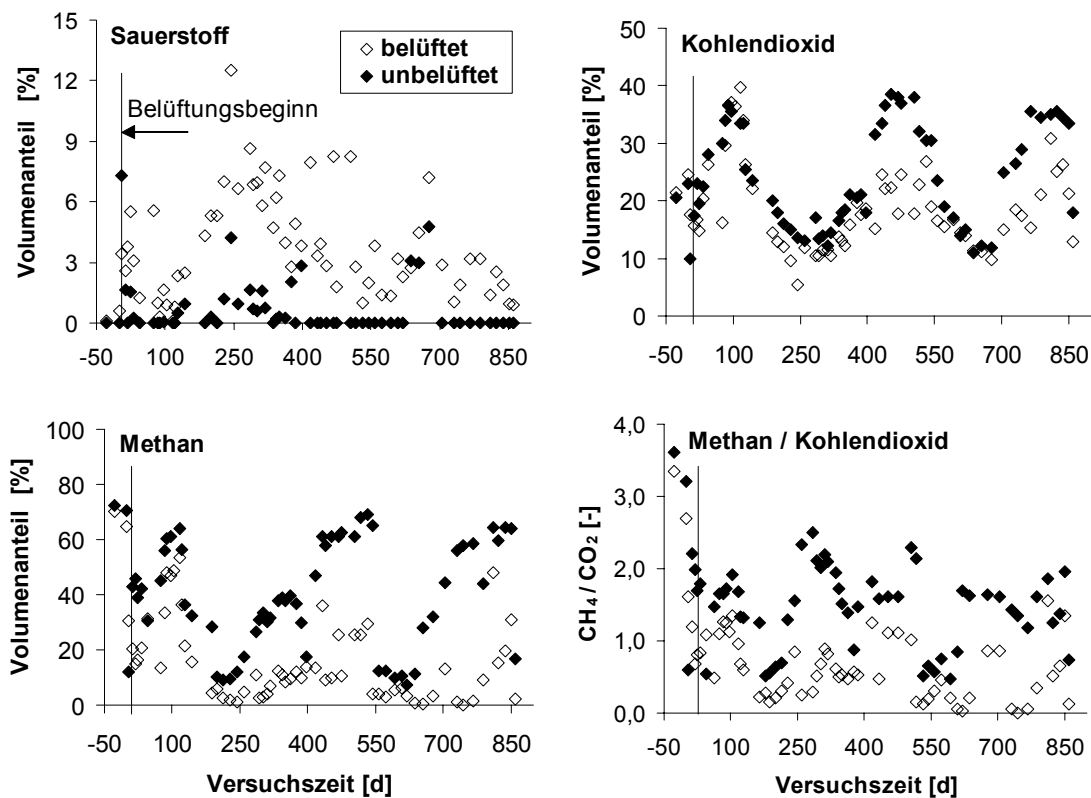


Abb. 4-3: Gaszusammensetzung in den Deponiegassonden des Feldversuchs (belüftet: MW aus 10 Sonden im Belüftungsbereich; unbelüftet: MW aus 3 Sonden außerhalb des Belüftungsbereichs)

4.1.3 Entwicklungen im Abfallfeststoff

Vor Beginn der Belüftung wurde mittels Feststoffbeprobung der Zustand der gesamten Deponie erhoben. Die beiden Deponieverfüllabschnitte VA01 und VA02 unterscheiden sich durch die Ablagerungszeiträume und durch die Art der Abdeckung (siehe Kap. 3.2.1) und zeigen daher auch unterschiedliche Zersetzungsgrade des Mülls. Die Auswertung der Analysedaten ergab sowohl einen höheren Gehalt an organischer Substanz (z.B.: TOC, Zellulose), als auch eine höhere Reaktivität des Materials (AT_4) im jüngeren Abschnitt VA02.

Da sich der belüftete Teilbereich der Deponie in diesem Abschnitt VA02 befindet, wurden als Ausgangszustand vor Belüftung nur die 32 Mischproben aus diesem Abschnitt herangezogen. Zur Ermittlung der Veränderung des Zustands des Feststoffs im Verlauf der In-Situ Aerobisierung wurden die Analyseergebnisse der Probenahme A (0 Tage, n = 32) mit jenen der Probenahmen B (175 Tage, n = 24), C (515 Tage, n = 23), D (705 Tage, n = 24) und E (870 Tage, n = 29) verglichen.

Die Abb. 4-4 bis Abb. 4-7, Abb. 4-10 und Abb. 4-11 zeigen die zeitliche Entwicklung ausgewählter Parameter während der Belüftung. Dargestellt sind jeweils der Median (mittlerer, dicker Balken) und der Interquartilbereich (Box) und die Spannweite (Bänder), Ausreißer wurden entfernt.

Die Temperatur des Abfalls zeigte im anaeroben Milieu mit 15 bis 20°C nur eine geringfügige Erhöhung durch exotherme Prozesse, stieg aber bei Belüftung aufgrund verstärkter aerober mikrobieller Aktivität auf 40°C an und blieb während der gesamten Belüftungsdauer annähernd konstant in diesem Bereich. Der Wassergehalt lag mit 30 bis 35 % FM in einem idealen Bereich für den aeroben Abbau und änderte sich im Lauf der Aerobisierung kaum.

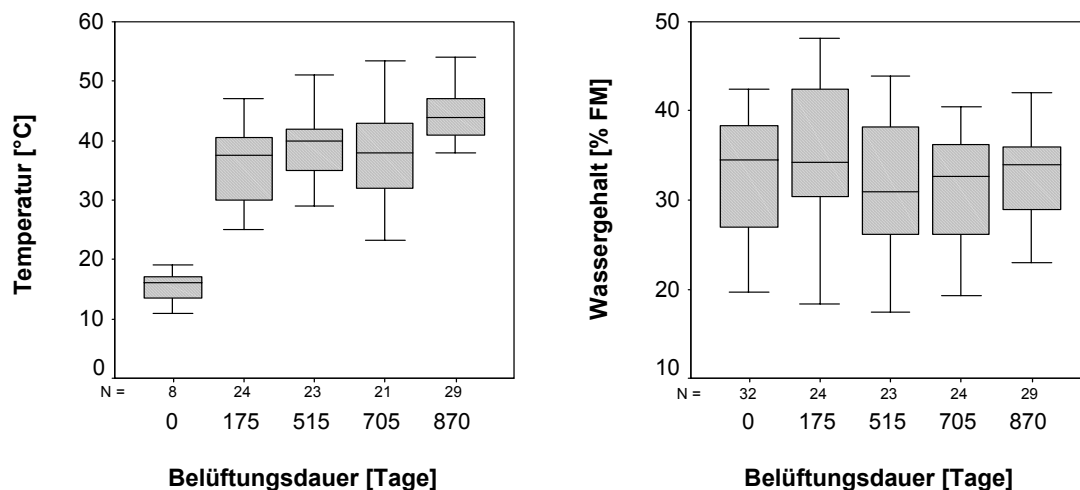


Abb. 4-4: Entwicklung von Temperatur und Wassergehalt der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch (Median, Interquartilbereich, Spannweite; Ausreißer entfernt)

4.1.3.1 Organische Substanz – Glühverlust, TOC, TN, Zellulose, Huminsäuren

Die Gehalte an Glühverlust (GV: MW = 17,6 % TM), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC: MW = 7,9 % TM) und Gesamtstickstoff (TN: MW = 0,50 % TM) waren bereits vor Beginn der Belüftung

gering (siehe Abb. 4-5) und änderten sich während der Belüftung zu keinem der Probenahmezeitpunkte signifikant. Lediglich der Gehalt an Gesamtstickstoff (TN) wurde bei Versuchsende geringfügig reduziert. Der Gehalt an Zellulose war mit MW = 28 g kg⁻¹ TM ebenfalls bereits vor Belüftung gering, konnte aber durch 705 Tage Belüftung noch signifikant (t-test: p < 0,001) auf MW = 20 g kg⁻¹ TM reduziert werden.

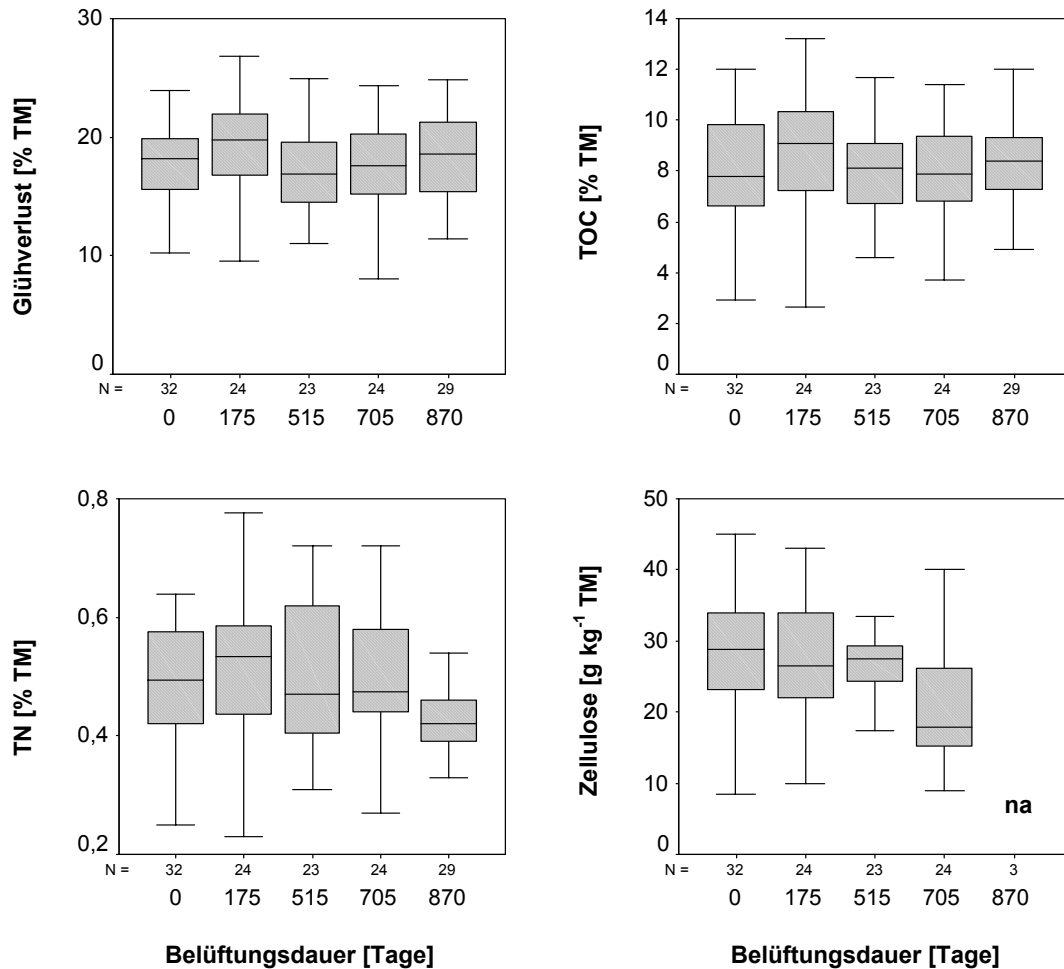


Abb. 4-5: Entwicklung von Glühverlust, TOC, TN sowie Zellulosegehalt der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch (Median, Interquartilbereich, Spannweite; Ausreißer entfernt); na...nicht analysiert

In Abb. 4-6 sind die Entwicklungen der Gehalte an extrahierbaren Fulvosäuren sowie Huminsäuren dargestellt. Beide Fraktionen zeigten keine signifikanten Veränderungen im Lauf der Belüftung. Jedoch konnten tendenziell ein temporärer Anstieg der niedermolekularen Fulvosäuren in der Anfangsphase und ein Anstieg der höhermolekularen Huminsäuren im Anschluss daran beobachtet werden.

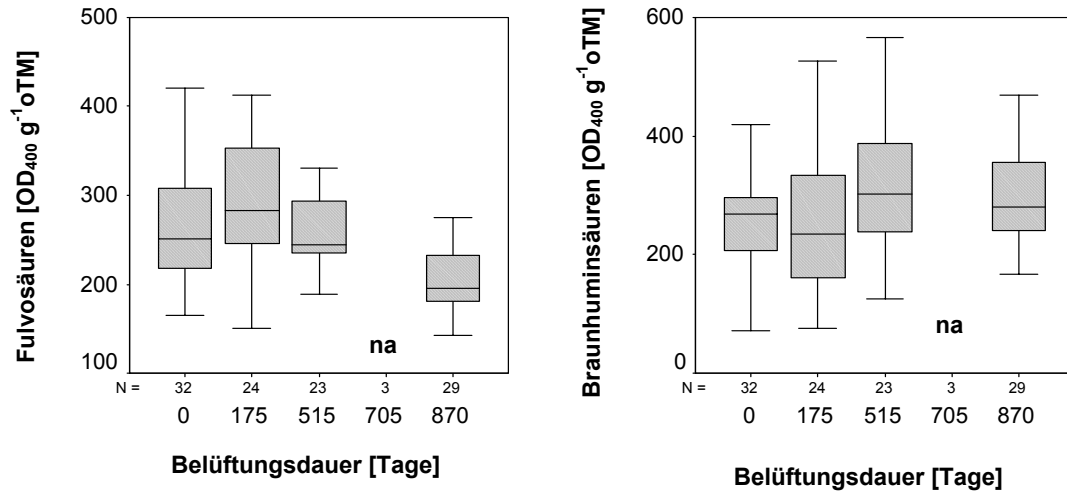


Abb. 4-6: Entwicklung von Fulvo- und Braunhuminsäuren der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch (Median, Interquartilbereich, Spannweite; Ausreißer entfernt); na...nicht analysiert

4.1.3.2 Biologische Reaktivität - AT, GS

Die Ermittlung der Atmungsaktivität der Ausgangsproben verdeutlicht mit Mittelwerten von $AT_4 = 3,5 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ bzw. $AT_7 = 4,9 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ die fortgeschrittene Stabilisierung, bereits vor Belüftung. Trotzdem konnte durch die Belüftung im Feldversuch ein signifikanter Rückgang (t-test; $p < 0,001$) der Atmungsaktivität erreicht werden (Abb. 4-7).

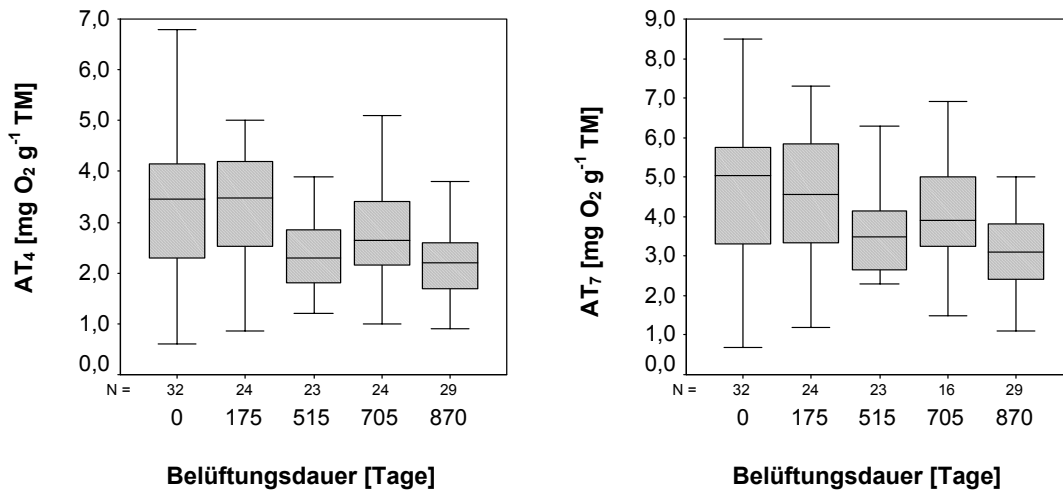


Abb. 4-7: Entwicklung der Atmungsaktivität (AT_4 und AT_7) der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch (Median, Interquartilbereich, Spannweite; Ausreißer entfernt)

Das Gasbildungspotential GS_{21} vom Ausgangsmaterial (VA02) wurde für 10 Proben ermittelt und ergab mit Werten zwischen $0,1$ und $13,5 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ eine große Spannweite. Da die Gasbildung nur bei ausgewählten Proben bestimmt wurde, ist eine statistische Auswertung nur begrenzt möglich. Eine stark abnehmende Tendenz durch die Belüftung ist aber dennoch deutlich erkennbar (Tab. 4-1).

Tab. 4-1: Gasbildungspotential (GS_{21}) ausgewählter Proben der Probenahmen A-D des Feldversuchs (n: Anzahl der Proben; MW: Mittelwert)

Probenahme	Belüftungsdauer	n	MW
A	-	10	6,2
B	175	5	5,3
C	515	6	3,1
D	705	3	1,6

Zusätzlich zur Gasspendensumme über einen Zeitraum von 21 Tagen wurde bei 32 Proben jene über 90 Tage ermittelt. Für 6 Proben der Probenahme B wurde der Inkubationsversuch über einen Zeitraum von 730 Tagen betrieben und die Werte GS_{90} , GS_{240} , GS_{400} bzw. GS_{730} ermittelt. Die Ergebnisse dieser Langzeit-Inkubationsversuche sind in Abb. 4-8 dargestellt und in Kap. 5.3.2.2 diskutiert.

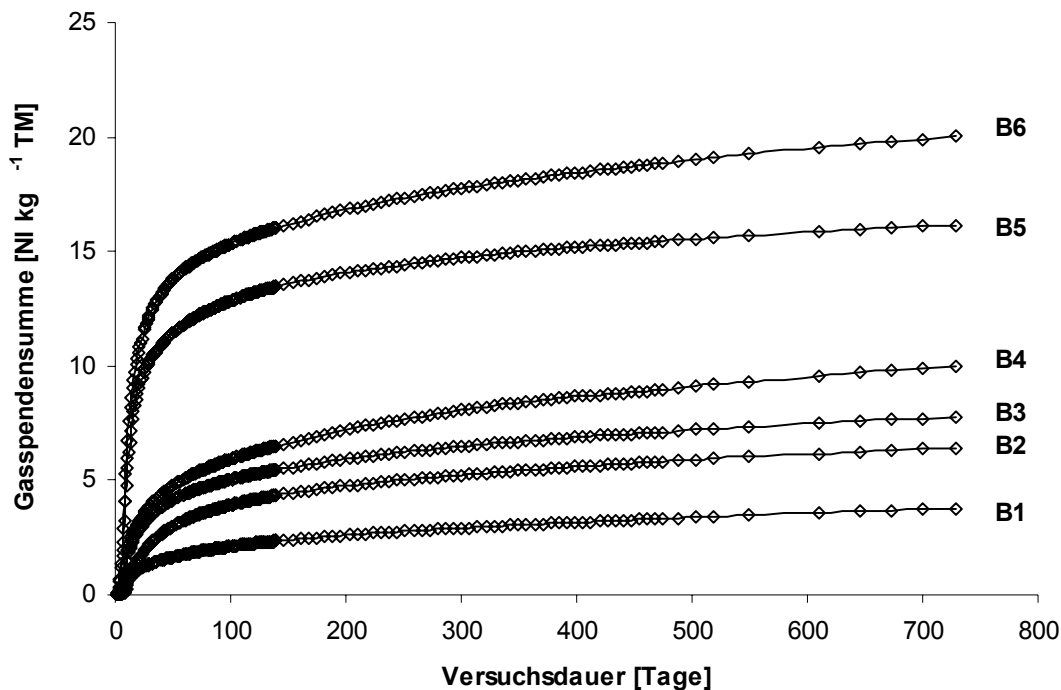


Abb. 4-8: Entwicklung der Gasbildung über 730 Tage an 6 ausgewählten Proben der Probenahme B des Feldversuchs

4.1.3.3 Infrarot-Spektroskopie

Die Untersuchungen mittels Infrarot-Spektroskopie zeigen, dass das Material der Deponie Mannersdorf verglichen mit frischem Hausmüll oder MBA-Material einen hohen Stabilitätsgrad aufweist. Abb. 4-9 stellt beispielhaft die Spektren von 2 Proben der Ausgangsbeprobung A der Deponie Mannersdorf dar. Gekennzeichnet sind die wichtigsten auftretenden Indikatorbanden organischer und anorganischer Verbindungen. Die Probe A1 repräsentiert sehr stabiles Material (TOC: 1,4 % TM; TN: 0,14 % TM; AT_4 : 0,6 mg $O_2 g^{-1}$ TM, CSB_{Eluat} : 980 mg $O_2 kg^{-1}$ TM) und die Probe A2 ist organikreich und reaktiv (TOC: 9,3 % TM; TN: 0,62 % TM; AT_4 : 7,5 mg $O_2 g^{-1}$ TM, CSB_{Eluat} : 11.040 mg $O_2 kg^{-1}$ TM).

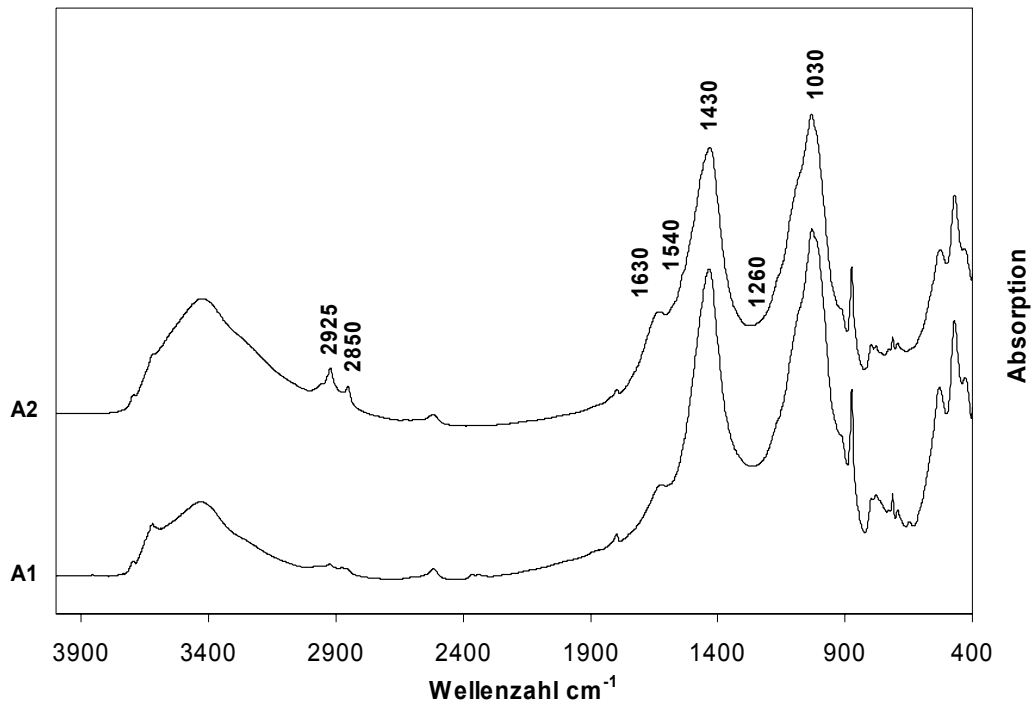


Abb. 4-9: Beispiel von IR-Spektren von 2 Proben der Deponie Mannersdorf (Probenahme A); gekennzeichnet sind die wichtigsten (auftretenden) Indikatorbanden

Die Spektren beider Proben werden von Banden dominiert, die durch anorganische Bestandteile verursacht werden; jene mit einem Maximum bei einer Wellenzahl von $\sim 1430\text{ cm}^{-1}$ und jene bei $\sim 1030\text{ cm}^{-1}$. Die Bande bei $\sim 1430\text{ cm}^{-1}$ wird durch C-O Streckerschwingungen des Karbonats oder durch COO-Schwingungen in Karbonsäuren verursacht. Bei dem vorliegenden Material kann sie dem hohen Karbonatgehalt ($\text{MW} = 170\text{ g kg}^{-1}\text{ TM}$) zugeordnet werden, da ein relevanter Gehalt an Carbonsäuren aufgrund des Alters des Materials nicht in Frage kommt. Die Bande bei $\sim 1030\text{ cm}^{-1}$ resultiert aus silikatischem Material (Si-O von Tonmineralen, Si-O-Si von Quarz).

Entsprechend dem geringen Gehalt an organischer Substanz treten wenige Banden auf, die typisch für organische Bestandteile in Siedlungsabfällen sind (Indikatorbanden). Am deutlichsten ausgeprägt sind jene Banden, die durch die Absorption von aliphatischen Methylen- ($\sim 2925\text{ cm}^{-1}$, $\sim 2850\text{ cm}^{-1}$) und Methylgruppen ($\sim 2960\text{ cm}^{-1}$, $\sim 2870\text{ cm}^{-1}$) verursacht werden. Eine weitere Bande, die durch funktionelle Gruppen organischer Moleküle verursacht wird, ist jene bei einer Wellenzahl von $\sim 1630\text{ cm}^{-1}$. Sie resultiert einerseits aus der C=O Schwingung in Amiden und Carboxylaten, andererseits aus der C=C Schwingung in Alkenen und Aromaten. Bei dem untersuchten Ablagerungsmaterial wurde beobachtet, dass es im Verlauf der Aerobisierung des Materials zu einer moderaten Abnahme der Intensität der Methylenbande ($\sim 2925\text{ cm}^{-1}$) und einer geringfügigen Zunahme der Intensität der Bande mit einem Maximum bei 1630 cm^{-1} kommt.

Die Bande mit einem Maximum bei ~ 1570 bis 1540 cm^{-1} , die durch N-H-Gruppen aus Amiden verursacht wird, ist nur in Spektren von wenigen Proben der Deponie Mannersdorf, und in denen ausschließlich als Schulter ausgebildet. Banden mit einem Maximum bei ~ 1260 bis 1240 cm^{-1} (C-O Schwingung in Karbonsäuren, C-N Schwingung in Amiden) treten in den Spektren häufig als Schulter auf. Banden bei $\sim 1080\text{ cm}^{-1}$ und $\sim 1165\text{ cm}^{-1}$ (C-O-C Schwingungen in Polysacchariden), die in

Abfallmaterialien durch hohe Gehalte an Zellulose verursacht sein können, treten in den meisten Spektren (zumindest als Schulter) auf.

Weitere typische „Indikatorbanden“ für organikreiche Abfallmaterialien, treten in den Spektren der Proben der Deponie Mannersdorf nicht auf. Darunter fallen jene mit einem Maximum bei einer Wellenzahl von ~ 1740 bis 1720 cm^{-1} . Bei dieser Frequenz absorbieren C=O-Bindungen in Ketonen, Aldehyden und Estern. Auch die Bande mit einem Maximum bei $\sim 1320\text{ cm}^{-1}$ (C-N Schwingung in aromatischen Aminen) tritt in den untersuchten Spektren nie auf. Tab. 4-2 gibt eine Übersicht jener „Organik-Banden“, deren Abwesenheit als Indikator für Stabilität gilt. Zusätzlich ist angegeben, ob und wie intensiv diese Banden in den Spektren der untersuchten Materialien (IST-Zustand; 32 Proben) der Deponie Mannersdorf (VA02) auftreten.

Tab. 4-2: Übersicht über das Auftreten jener Banden, sowie der verursachenden funktionellen Gruppe bzw. Verbindungsklasse, deren Abwesenheit als Indikator für Stabilität gilt, in Spektren basierend auf Proben zweier Altablagerungen

Wellenzahl ($\sim\text{ cm}^{-1}$)	Funktionelle Gruppe bzw. Verbindungsklasse	Auftreten
2925, 2850	C-H; aliph. Methylengruppe	Ja
2960, 2870	C-H; aliph. Methylgruppe	Ja
1740 - 1720	C=O; Aldehyde, Ketone, Karbonsäuren, Ester	Nein
1640 - 1630	C=O; Karboxylate, Amide sowie C=C; Aromate, Alkene	Ja
1570 - 1540	N-H; Amide	Ja ²
1320	C-N; Amine	Nein
1260 - 1240	C-O; Carbonsäuren sowie C-N; Amide	Ja ¹
1165	C-O-C; Polysaccharide	Ja ¹
1080	C-O-C; Polysaccharide	Ja ¹

Ja in allen analysierten Proben im Spektrum beobachtet
 Nein in keiner der analysierten Proben im Spektrum beobachtet
 Ja¹ in einem Großteil der analysierten Proben im Spektrum beobachtet
 Ja² vereinzelt in analysierten Proben im Spektrum beobachtet

4.1.3.4 Eluatuntersuchungen

In Tab. 4-3 sind die Ergebnisse der deskriptiven Statistik der Eluatuntersuchungen der Feststoffproben des Ist-Zustands (VA02; 32 Proben) dargestellt. Zusätzlich zu Minimal-(MIN) und Maximalwert (MAX), Median (MED) und arithmetischem Mittel (MW) ist der Variationskoeffizient (VK = Standardabweichung bezogen auf den Mittelwert) angegeben.

Tab. 4-3: Ergebnisse der Feststoffanalytik der IST-Zustands Erhebung der Deponie Mannersdorf (n = 32 Mischproben)

Parameter	Einheit	MIN	MAX	MED	MW	VK
pH-Wert	-	8,1	9,1	8,6	8,6	3,3
LF	$\mu\text{S cm}^{-1}$	524	2.710	1.695	1.662	32,2
BSB ₅	$\text{mg O}_2\text{ kg}^{-1}\text{TM}$	450	5.610	3.200	3.160	47,4
CSB	$\text{mg O}_2\text{ kg}^{-1}\text{TM}$	860	11.070	6.560	6.305	47,2
NH ₄ -N	$\text{mg kg}^{-1}\text{TM}$	240	2.522	1.053	1.034	43,6
NO ₂ -N	$\text{mg kg}^{-1}\text{TM}$	< 0,6	2,7	0,6	0,8	60,3
NO ₃ -N	$\text{mg kg}^{-1}\text{TM}$	< 20	77	20	27	67,7

Der mittlere pH-Wert lag im schwach alkalischen Bereich bei pH 8,6 und wies einen sehr niedrigen Variationskoeffizienten auf, die mittlere elektrische Leitfähigkeit betrug $1.700 \mu\text{S cm}^{-1}$. Der Biologische Sauerstoffbedarf (BSB_5) lag bei $\text{MED} = 3.200 \text{ mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$, der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) bei $\text{MED} = 6.560 \text{ mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$ und der Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) bei $\text{MED} = 1.053 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$. Diese drei Parameter wiesen ähnliche Variationskoeffizienten von 40 bis 50 % des Mittelwertes auf. Nitrit- bzw. Nitratstickstoff wurde nur vereinzelt (in oberflächennahen Proben) gemessen und zeigten daher auch große Schwankungsbreiten.

Die Auswirkungen der Belüftung spiegeln sich in den Eluatuntersuchungen sehr deutlich wieder. Der pH-Wert nahm während der Belüftung tendenziell ab. Die elektrische Leitfähigkeit zeigte einen Anstieg zu Beginn der Belüftung (175 Tage) und sank im weiteren Verlauf wieder auf das Anfangsniveau ($\text{MED} = \text{ca. } 1.700 \mu\text{S cm}^{-1}$).

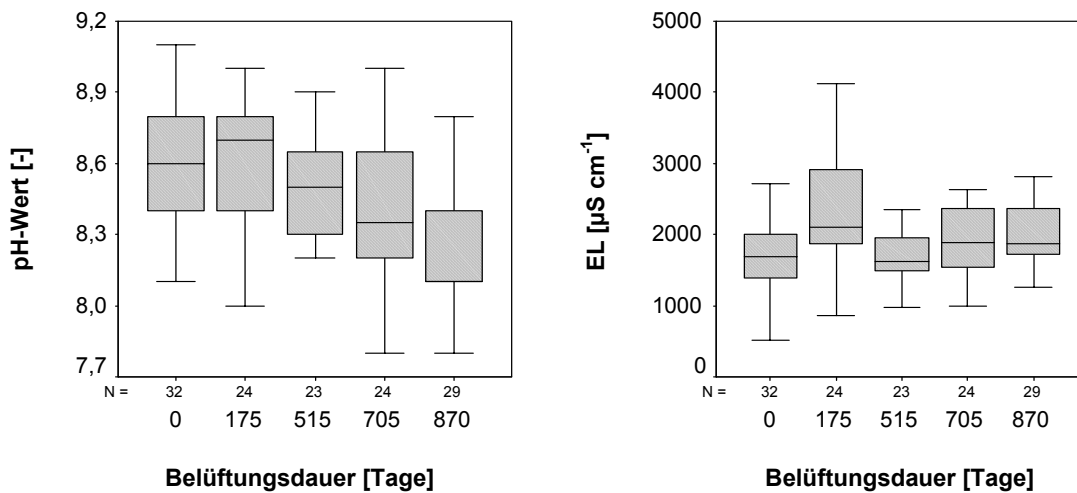


Abb. 4-10: Zeitliche Entwicklung von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit im Eluat der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch (Median, Interquartilbereich, Spannweite; Ausreißer entfernt)

Eine signifikante (t-test, $p < 0,001$) Abnahme des BSB_5 auf die Hälfte des Ausgangswerts verdeutlicht den Rückgang der leicht abbaubaren organischen Substanz bereits nach 0,5 Jahren Belüftung. Nach 2,5 Jahren Belüftung wurden mit $\text{BSB}_5 < 300 \text{ mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$ bereits $< 10\%$ des Ausgangszustandes erreicht. Die Entwicklung des CSB entspricht mit einem signifikanten Anstieg (t-test, $p < 0,005$) nach 0,5 Jahren Belüftung jener der elektrischen Leitfähigkeit. Nach einem weiteren Jahr Belüftung lag der Median für CSB deutlich unter dem Ausgangswert. Das resultierende BSB_5/CSB Verhältnis wurde von 0,5 (Ausgangszustand) bereits nach 0,5 Jahren Belüftung signifikant verringert und bewegte sich im weiteren Verlauf zwischen 0,1 und 0,2.

Die Entwicklung der Konzentration an $\text{NH}_4\text{-N}$ zeigte nach einem halben Jahr Belüftung noch keine Reduktion, nach weiteren 12 Monaten Belüftung wurde eine Reduktion um ca. 30 % des ursprünglichen Zustands ($\text{MED} = 1.050 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$) beobachtet. Eluierbares Nitrat und Nitrit waren sowohl vor als auch während der Belüftung nur in vereinzelt Proben nachweisbar.

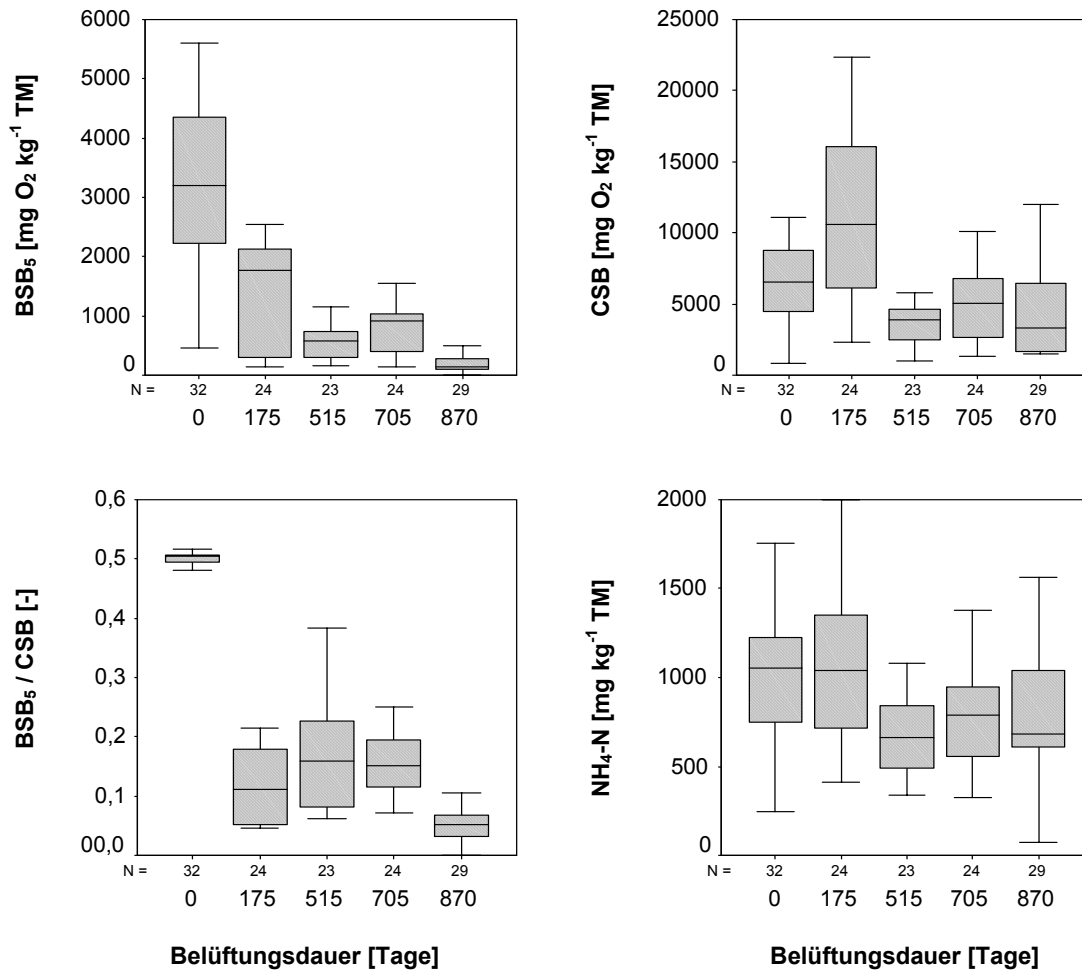


Abb. 4-11: Zeitliche Entwicklung von BSB₅, CSB und des Verhältnisses von BSB₅/CSB sowie von NH₄-N im Eluat der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch (Median, Interquartilbereich, Spannweite; Ausreißer entfernt)

4.2 Ergebnisse der Säulenversuche

4.2.1 Entwicklungen im Sickerwasser

In Abb. 4-12 ist die Entwicklung der Parameter pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser der Versuchssäulen über die gesamte Versuchsdauer dargestellt. Der pH-Wert lag generell im schwach basischen Bereich zwischen pH 7 und pH 8. Die Belüftung bewirkte tendenziell eine kurzfristige Reduktion gefolgt von einem neuerlichen Anstieg des pH-Werts. Die unbelüfteten Varianten beider Versuchsreihen zeigten einen annähernd konstanten Verlauf um pH 7,5.

Die Konzentration an anorganischen Salzen (ausgedrückt durch die elektrische Leitfähigkeit) wurde sowohl durch Belüftungs- als auch Bewässerungsmaßnahmen von $> 20 \text{ mS cm}^{-1}$ auf ca. 5 mS cm^{-1} reduziert. Generell zeigte sich, dass im anaeroben Milieu geringere Konzentrationen erreicht wurden. Die Ergebnisse der Versuchsreihe 2 zeigten, dass die Bewässerung (Wasser/Feststoff-Verhältnis) im Vergleich zur Belüftung einen stärkeren Einfluss auf die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser hat (vgl. S14 und S15 bzw. S16 und S17).

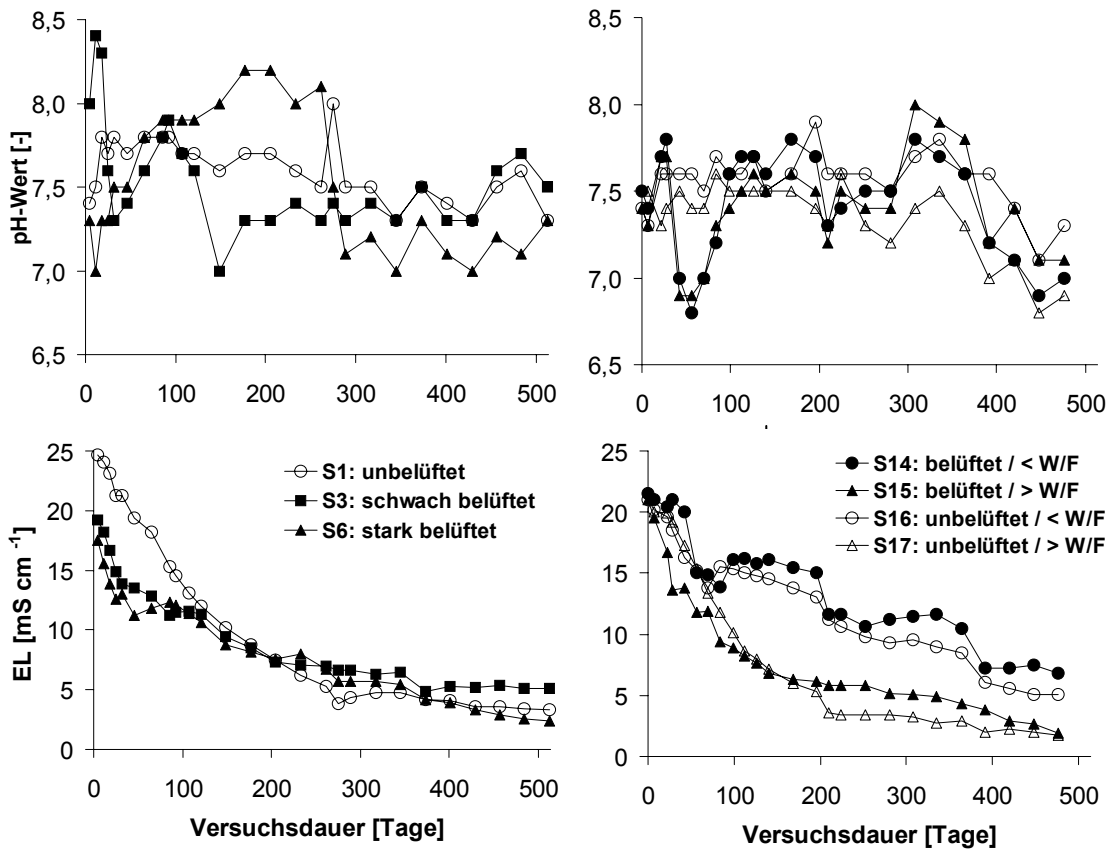


Abb. 4-12: pH-Wert und Elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser der Säulenversuche (links: VR1, rechts: VR2)
 S1, S16, S17: unbelüftet; Belüftungsbeginn: S3, S6: Tag 0; S14, S15: Tag 28
 Belüftungsende: S3: Tag 514, S6: Tag 273, S14, S15: Tag 370
 $< W/F \sim 0,0015 \text{ l d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$, $> W/F \sim 0,006 \text{ l d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$

Die organische Belastung des Sickerwassers der Versuchssäulen wurde durch die Belüftung stark reduziert (Abb. 4-13). In beiden Versuchreihen bewirkte die Belüftung eine rasche Abnahme des CSB von ca. $7.000 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ auf ca. $400 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ innerhalb von 2 Monaten. Im weiteren Versuchsverlauf nahm der CSB nur mehr geringfügig auf 100 bis $200 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ab. In den anaeroben Varianten kam es ebenfalls zu einer Reduktion des CSB, allerdings wesentlich langsamer. So wurde z.B. in der Säule S1 die Konzentration von $300 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ erst nach 400 Tagen unterschritten. Nach 273 bzw. 342 Tagen Belüftung war der Abfall soweit stabilisiert, dass der Belüftungsstopp (S6, S14, S15) keinen Anstieg der CSB-Konzentration bewirkte.

Abb. 4-14 zeigt die Entwicklung der Stickstoffverbindungen $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Sickerwasser der Versuchssäulen. Im anaeroben Milieu konnte der Gehalt an Ammonium nur sehr langsam reduziert werden. Ausgehend von einem Anfangsgehalt von 1.800 mg l^{-1} (VR1) bzw. 1.300 mg l^{-1} (VR2), nahm die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in den unbelüfteten Säulen kontinuierlich ab, lag aber bei Versuchsende immer noch, je nach Bewässerungsrate zwischen 100 mg l^{-1} (S17) und 500 mg l^{-1} (S16). Im Gegensatz dazu kam es unmittelbar nach Beginn der Belüftung zu einer starken Reduktion und die Werte der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration erreichten innerhalb von ein (S6) bis zwei (S14) Monaten die Nachweisgrenze ($< 1,0 \text{ mg l}^{-1}$). Bei Beendigung der Belüftung nach 273 bzw. 342 Tagen, zeigte sich ein neuerlicher leichter Anstieg auf 10 bis 40 mg l^{-1} . Die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser der unbelüfteten Säulen war während des gesamten Versuchs erwartungsgemäß sehr gering ($< 5 \text{ mg l}^{-1}$). Der Sauerstoff bewirkte in den belüfteten Säulen einen kontinuierlichen Anstieg der Gehalte an Nitrat

im Sickerwasser auf über 100 mg l^{-1} . In der belüfteten, schwach bewässerten Säule S14 wurde ein Maximalwert von 400 mg l^{-1} erreicht.

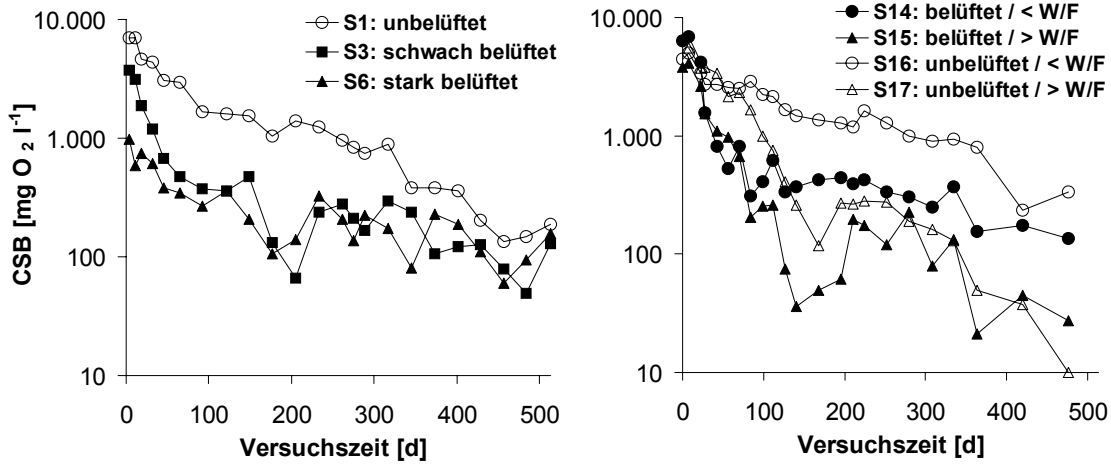


Abb. 4-13: Chemischer Sauerstoffbedarf im Sickerwasser der Säulenversuche (links: VR1, rechts: VR2)
 S1, S16, S17: unbelüftet; Belüftungsbeginn: S3, S6: Tag 0; S14, S15: Tag 28
 Belüftungsende: S3: Tag 514, S6: Tag 273, S14, S15: Tag 370
 $< \text{W/F} \sim 0,0015 \text{ l d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$, $> \text{W/F} \sim 0,006 \text{ l d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$

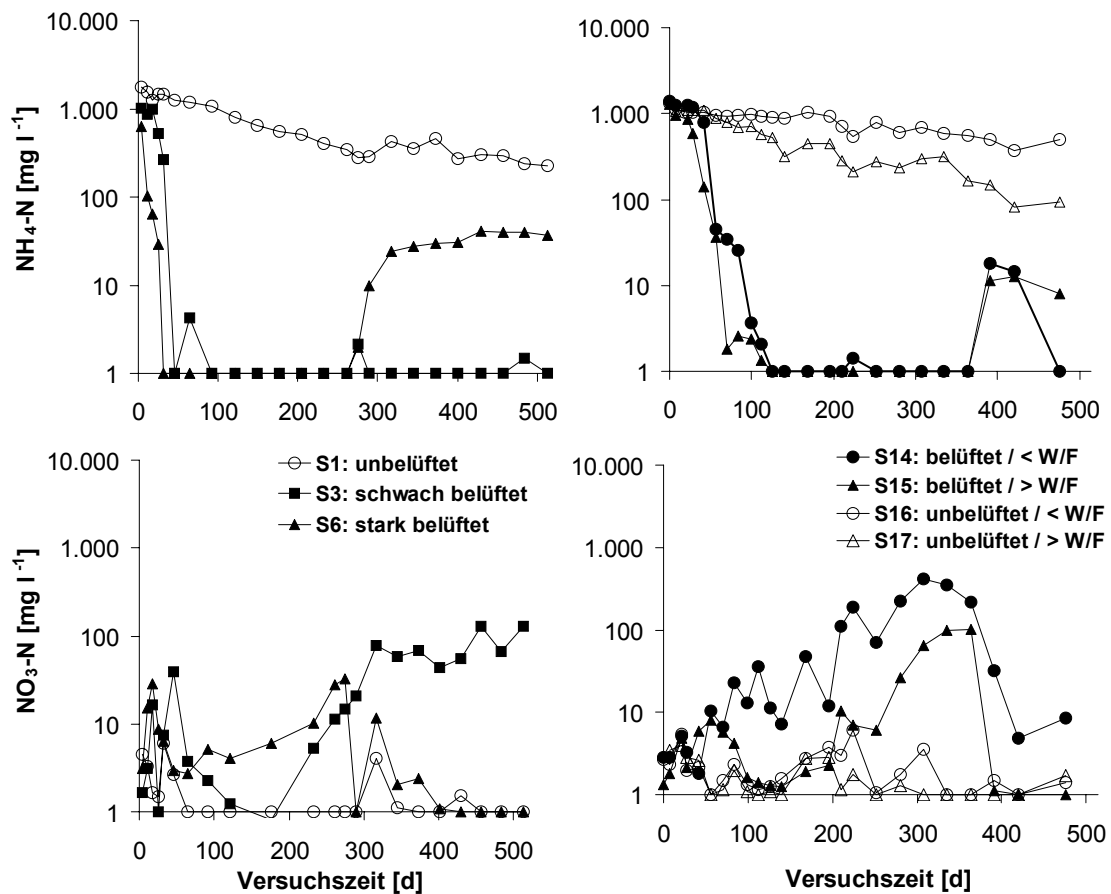


Abb. 4-14: $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Sickerwasser der Säulenversuche (links: VR1, rechts: VR2)
 S1, S16, S17: unbelüftet; Belüftungsbeginn: S3, S6: Tag 0; S14, S15: Tag 28
 Belüftungsende: S3: Tag 514, S6: Tag 273, S14, S15: Tag 370
 $< \text{W/F} \sim 0,0015 \text{ l d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$, $> \text{W/F} \sim 0,006 \text{ l d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$

Die Entwicklungen der Sickerwassereigenschaften im Zuge der Belüftung konnten auch anhand der infrarot-spektroskopischen Untersuchungen verdeutlicht werden. Von ausgewählten (gefriergetrockneten) Sickerwasserproben der Säulenversuche wurden Infrarot-Spektren erstellt. Die Abb. 4-15 zeigt beispielhaft die Spektren von zwei Sickerwasserproben der Säulenversuche (Versuchsreihe 2). Die Probe S14_284 repräsentiert Sickerwasser aus einer belüfteten und schwach bewässerten Säule (CSB: 300 mg l^{-1} , $\text{NH}_4\text{-N}$: < Nachweisgrenze, $\text{NO}_3\text{-N}$: 225 mg l^{-1}) und die Probe S17_284 Sickerwasser von anaerob behandeltem, stark bewässertem Abfallmaterial (CSB: 190 mg l^{-1} , $\text{NH}_4\text{-N}$: 237 mg l^{-1} , $\text{NO}_3\text{-N}$: < Nachweisgrenze). Zu beachten ist, dass die Sickerwasserprobe aus dem anaeroben Milieu aufgrund der starken Verdünnung einen niedrigeren CSB-Wert aufweist, als jene des belüfteten Abfallmaterials zum gleichen Zeitpunkt.

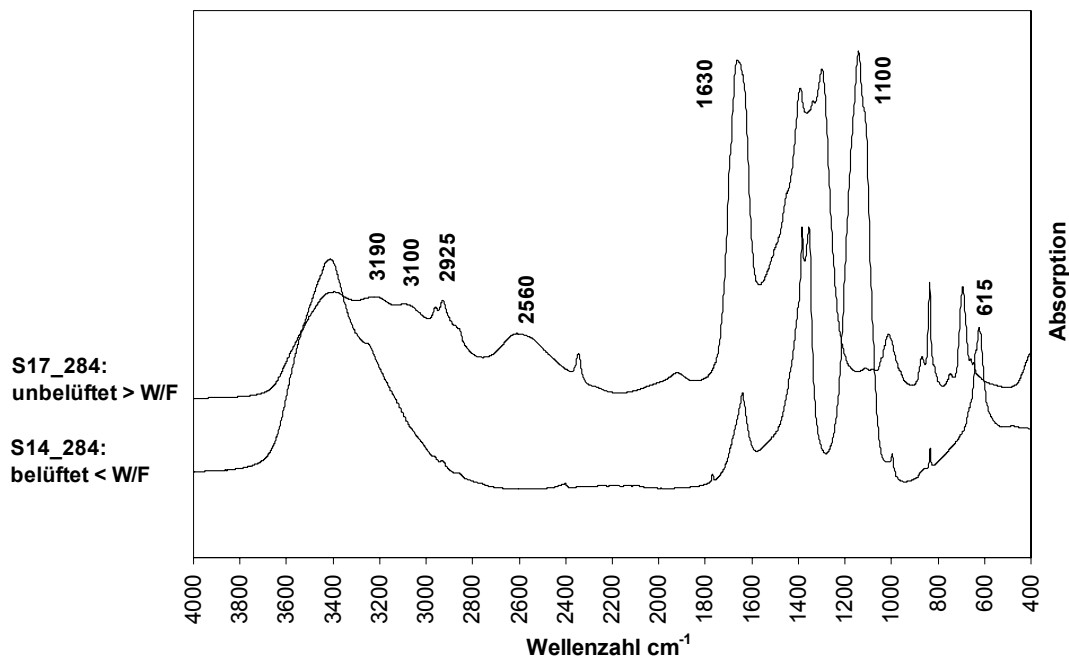


Abb. 4-15: IR-Spektren von Sickerwasserproben der Säulenversuche (VR2) bei Belüftung und schwacher Bewässerung (unten) und unbelüftet bei starker Bewässerung (oben)

Die Spektren der Sickerwasserproben der unbelüfteten Säulen weisen entsprechend den unterschiedlichen Stoffwechselprodukten eine Vielzahl an Banden auf, die auf die Reaktivität des Materials hindeuten. Die Banden im Wellenzahlbereich von 3100 und 3190 cm^{-1} weisen auf N-H Schwingung aus Ammonium oder Aminen hin. Die S-H Schwingung der Thiole finden sich bei 2560 cm^{-1} wieder. In den Spektren der belüfteten Probe sind zum einen diese Banden nicht mehr zu erkennen und zum anderen finden sich Mineralisierungsprodukte wieder, wie z.B. die S-O Schwingungen des Sulfats bei 1100 und 615 cm^{-1} .

Sehr deutlich spiegelt sich die Aerobisierung in der Intensität der Bande bei 2925 cm^{-1} , verursacht durch aliphatische Methylen- und Methylgruppen wider. Diese Bande repräsentiert leichtverfügbare organische Substanzen. Während sie im unbelüfteten Milieu stark ausgeprägt ist, kann sie bei Belüftung gar nicht mehr nachgewiesen werden. Die Intensität der Bande bei 1630 cm^{-1} , verursacht von aromatischen (stabileren) Verbindungen nimmt ebenfalls ab, tritt aber auch bei Belüftung noch deutlich in Erscheinung.

4.2.2 Entwicklungen in der Gasphase

Abb. 4-16 und Abb. 4-17 zeigen die Zusammensetzung der Abluft (O_2 , CO_2 und CH_4) aller Versuchssäulen, sowohl unter anaeroben Bedingungen als auch bei Belüftung. In den anaerob betriebenen Säulen stieg die Konzentration an CO_2 unmittelbar nach Einbau des Materials auf z.T. $> 70\%$ (v/v) an, pendelte sich anschließend bei 30 bis 40 % (v/v) ein und reduzierte sich im weiteren Verlauf konstant auf $< 20\%$ (v/v). Die Methanproduktion setzte etwas verzögert nach 5 bis 10 Tagen ein, erreichte dann mit Anteilen von $> 60\%$ (v/v) höhere Konzentrationen als CO_2 zum selben Zeitpunkt. Nach dem Öffnen der Säulen zur Entnahme von Feststoffproben wurden die davor gemessenen Konzentrationen an CO_2 und CH_4 aufgrund der geringen Mengen an eingebautem Abfallmaterial (10 bis 15 kg TM) und der geringen Gasbildung nicht mehr erreicht.

Durch die Belüftung zeigten die Konzentrationen an CH_4 und CO_2 erwartungsgemäß einen starken Rückgang. Der CO_2 -Gehalt in der Abluft wurde sofort nach Belüftungsbeginn auf 10 bis 15 % (v/v) und im weiteren Verlauf auf $< 5\%$ (v/v) reduziert. Die Methanproduktion war bereits nach 3-monatiger Belüftung in allen Säulen gänzlich zum Erliegen gekommen. Die Sauerstoff-Konzentration in der Abluft nahm mit Fortdauer der Belüftung konstant zu. Bei Versuchsende blieb ein hoher Anteil des eingebrachten Sauerstoffs ungenutzt, wodurch die Abluft hohe O_2 -Konzentrationen aufwies. So lag z.B. in der Säule S3 nach 514 Tagen die O_2 -Konzentration bei 16 % (v/v). Nach Belüftungsstopp in den Säulen 4, 6, 14 und 15 zeigte sich ein Anstieg an CO_2 auf 10 bis 15 % (v/v). Allerdings war nach wie vor kein Methan in der Abluft nachweisbar und die gebildete Gasmenge in dieser neuerlichen Anaerob-Phase sehr gering (nicht messbar).

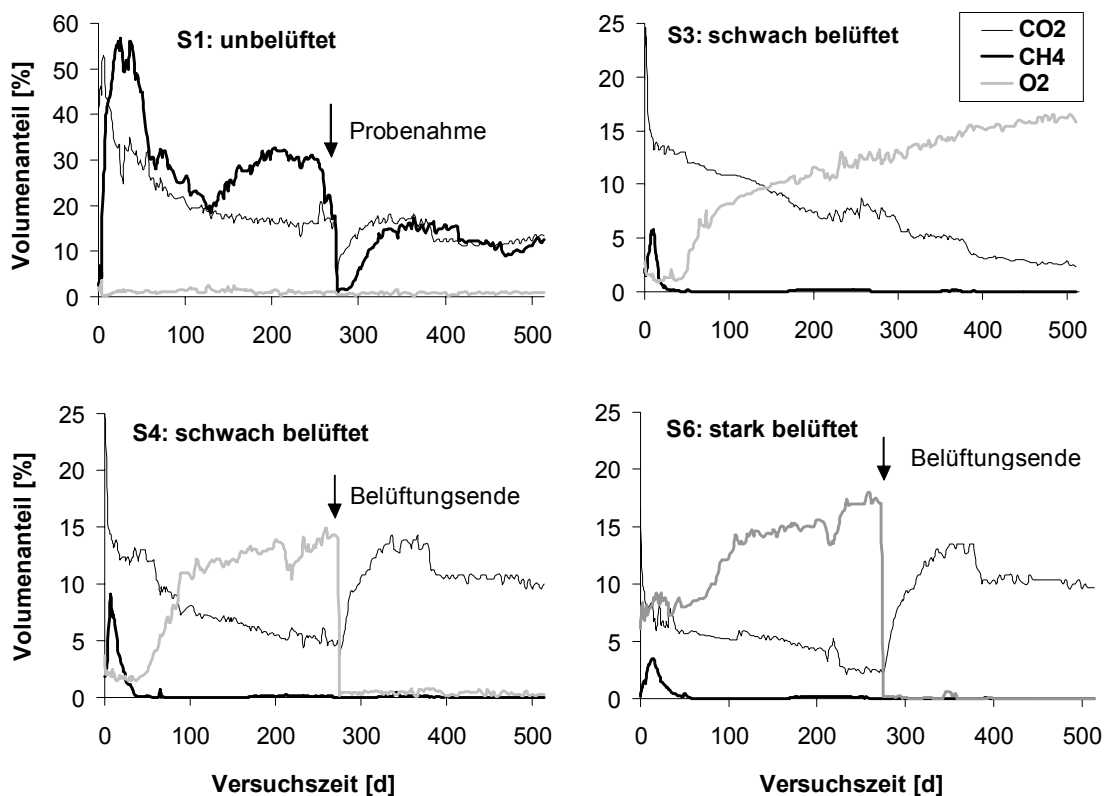


Abb. 4-16: Zusammensetzung der Abluft in Versuchsreihe 1
Belüftungsbeginn: S3, S4, S6: Tag 0; Belüftungsende: S3: Tag 514; S4, S6: Tag 273

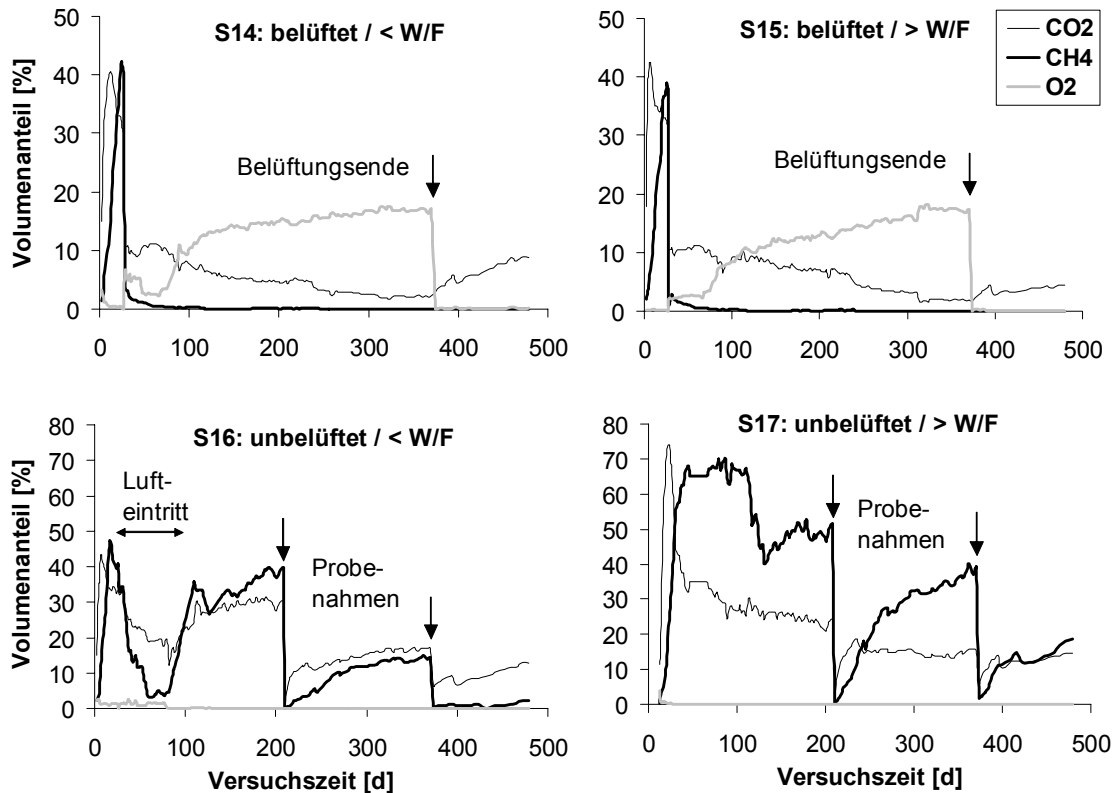


Abb. 4-17: Zusammensetzung der Abluft in Versuchsreihe 2

Belüftungsbeginn: S3, S4, S6: Tag 0; Belüftungsende: S3: Tag 514; S4, S6: Tag 273

< W/F ~ 0,0015 l d⁻¹ kg⁻¹ TM, > W/F ~ 0,006 l d⁻¹ kg⁻¹ TM

4.2.3 Entwicklungen im Abfallfeststoff

4.2.3.1 Organische Substanz – Glühverlust, TOC, TN, Zellulose, Huminsäuren

Tab. 4-4 und Tab. 4-5 zeigen die Entwicklungen der Feststoffeigenschaften im Rahmen der Säulenversuche. Die Ausgangsmaterialien beider Versuchsreihen wiesen geringe Gehalte an TOC (6,4 bzw. 7,6 % TM) auf. In Versuchsreihe 1 wurde der TOC durch die Belüftung innerhalb weniger Monate um 15 bis 35 % verringert. Danach kam es zu keiner weiteren Reduktion mehr. VR2 bestätigt mit einer Reduktion zwischen 10 und 20 % diese Größenordnung. Die Veränderungen des Glühverlustes verliefen in beiden Versuchsreihen annähernd parallel zum TOC.

Die Stickstoffgehalte waren generell sehr gering. In VR2, mit einem etwas höheren Ausgangswert (0,41 % TM), konnte eine Abnahme von bis zu 25 % (S15) beobachtet werden. Anaerobe Bedingungen mit hohem Wasserdurchsatz (S17) führten zu einer gleichen Stickstoffreduktion wie Belüftung kombiniert mit geringer Bewässerung (S14). Der Zellulosegehalt war in VR1 gering und infolge dessen die Abnahme nicht aussagekräftig. VR2 wies einen etwas höheren Anfangswert von 2,6 % TM auf. Durch die Belüftung wurde der Zelluloseanteil halbiert, während sich im anaeroben Milieu keine Reduktion einstellte.

Tab. 4-4: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen der Versuchsreihe 1 (VR1)

	GV	TOC	TN	Zellulose	FS	HS
	% TM	% TM	% TM	g kg ⁻¹ TM	OD ₄₀₀ g ⁻¹ oTM	OD ₄₀₀ g ⁻¹ oTM
Ausgangsmaterial						
S1-7_0	12,2	6,4	0,29	15	302	253
Schwach belüftet						
S2_65	12,5	5,5	0,36	19	441	341
S3_134	12,9	5,7	0,36	19	285	399
S4_211	10,0	5,3	0,27	14	268	405
S4_273	10,0	5,4	0,28	13	280	336
S4_514*	9,4	5,2	0,25	10	523	286
S3_514	9,8	5,7	0,29	10	381	331
Stark belüftet						
S7_65	9,5	4,0	0,25	12	542	360
S5_134	10,5	4,9	0,29	17	321	493
S6_211	9,4	4,9	0,29	12	371	445
S6_273	10,3	5,0	0,28	11	258	361
S6_514*	9,0	5,0	0,24	10	439	302
Anaerob						
S1_273	13,0	7,0	0,34	23	264	264
S1_514	12,3	7,2	0,36	19	356	164

*...anaerobe Betriebsphase

Tab. 4-5: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen der Versuchsreihe 2 (VR2)

	GV	TOC	TN	Zellulose	FS	HS
	% TM	% TM	% TM	g kg ⁻¹ TM	OD ₄₀₀ g ⁻¹ oTM	OD ₄₀₀ g ⁻¹ oTM
Ausgangsmaterial						
S14-17_0	14,3	7,6	0,41	26	313	188
Belüftet						
S14_208	14,0	7,5	0,41	15	232	360
S14_370	11,7	6,5	0,37	10	277	279
S14_482*	12,3	6,7	0,33	15	179	361
S15_208	13,5	8,0	0,34	14	207	311
S15_370	11,6	6,8	0,34	8	281	265
S15_482*	10,9	6,0	0,30	12	244	292
Anaerob						
S16_208	15,0	8,4	0,40	23	264	242
S16_370	14,8	9,0	0,40	20	260	122
S16_482	12,9	7,4	0,36	19	320	199
S17_208	14,8	8,9	0,37	25	259	242
S17_370	13,7	8,1	0,36	19	374	159
S17_482	13,0	7,0	0,33	20	303	175

*...anaerobe Betriebsphase

Deutlich ließ sich in VR1 eine Zunahme an Fulvosäuren bezogen auf die aktuelle organische Trockenmasse nach 2-monatiger Belüftung erkennen ($MAX = 542 \text{ OD}_{400} \text{ g}^{-1} \text{ oTM}$). Im weiteren Verlauf kam es zu einem Rückgang, der ca. das Niveau der Ausgangsprobe erreichte. Die Fraktion der extrahierbaren Huminsäuren stieg ebenfalls an, jedoch etwas verzögert im Vergleich zur Fraktion der Fulvosäuren und erreichte das Maximum nach 4 bis 6 Monaten ($493 \text{ OD}_{400} \text{ g}^{-1} \text{ oTM}$). Bei Fortdauer der Belüftung zeigte sich jedoch wieder ein leichter Rückgang. Im anaeroben Milieu konnte kein Anstieg der Huminsäuren verzeichnet werden. Bei VR2 wurde der Feststoff erst nach einem halben Jahr erstmalig beprobt. Dadurch konnte der (zu erwartende) anfängliche Anstieg der Fulvosäuren nicht erfasst werden. Die Huminsäuren stiegen innerhalb des ersten Halbjahres deutlich an, jedoch zeigte sich auch hier wieder ein Rückgang bei längerer Belüftung im 2. Halbjahr.

4.2.3.2 Biologische Reaktivität - AT, GS

Obwohl das verwendete Ausgangsmaterial bereits relativ stabil war (VR1: $AT_4 = 3,1 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$), zeigte sich eine weitere Abnahme der biologischen Reaktivität durch die Belüftung. Mit Werten um $AT_4 = 1,0 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ war bereits nach 2 Monaten Belüftung eine starke Reduktion zu verzeichnen. Innerhalb der weiteren Belüftungsdauer kam es nur mehr zu einer geringfügigen Reduktion und bei Versuchsende lagen die Werte um $AT_4 = 0,5 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$. Die Reaktivität in den unbelüfteten Säulen wurde ebenfalls reduziert ($AT_4 = 2,0 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$), blieb jedoch deutlich über jener des belüfteten Abfalls. VR2 zeigte die gleichen Entwicklungen, wobei der stärkere Wasserdurchsatz zu keiner beschleunigten Reduktion der Atmungsaktivität führte.

Tab. 4-6: Ergebnisse Reaktivitätstests der Versuchsreihe 1 (VR1)

	AT₄	AT₇	GS₂₁	GS₉₀
	mg O ₂ g ⁻¹ TM		NI kg ⁻¹ TM	
Ausgangsmaterial				
S1-7_0	3,1	4,5	5,6	9,4
Schwach belüftet				
S2_65	0,9	1,4	0,1	0,2
S3_134	0,7	1,3	na	na
S4_211	0,6	0,9	na	na
S4_273	0,2	0,3	0,1	0,2
S4_514*	1,0	1,5	na	na
S3_514	0,3	0,3	0,1	0,3
Stark belüftet				
S7_65	1,1	1,7	0,3	0,6
S5_134	0,6	0,9	0,1	0,3
S6_211	0,3	0,7	na	na
S6_273	0,5	0,7	0,1	0,3
S6_514*	0,9	1,2	na	na
Anaerob				
S1_273	1,7	2,3	na	na
S1_514	2,0	3,0	0,2	0,3

* anaerobe Betriebsphase

na nicht analysiert

Das Gasbildungspotential wurde durch die Belüftung noch stärker und rascher reduziert als die Atmungsaktivität. Bereits nach 2 Monaten war praktisch keine Gasbildung mehr nachweisbar. Jedoch kam es im anaeroben Milieu aufgrund von Auswaschung und anaerobem Abbau zu einer ähnlich deutlichen Reduktion.

4.2.3.3 Infrarot-Spektroskopie

Die Spektren der untersuchten Feststoffproben der Säulenversuche sind, wie auch jene des Feldversuchs (siehe Kap. 4.1.3.3) generell von Banden dominiert, die anorganische Verbindungen repräsentieren, wie z.B. den Karbonaten oder Silikat- und Tonmineralen zugeordneten Banden. Etliche Banden, welche reaktives organisches Material repräsentieren und für Abfälle mit hohem Organikanteil charakteristisch sind, fehlen gänzlich oder sind maximal nur als Schulter ausgeprägt. Banden, die in allen untersuchten Proben auftreten und organischen Verbindungen zugeordnet werden können sind jene bei Wellenzahl 2960 cm^{-1} , 2925 cm^{-1} und 1630 cm^{-1} .

Aufgrund dieser fehlenden typischen Banden ist eine Interpretation der Spektren begrenzt. Dennoch können in den Säulenversuchen im Zuge der Belüftung einige Tendenzen festgestellt werden. So kam es in beiden Versuchreihen während der Belüftung zu einer Abnahme der relativen Absorptionen bei den Wellenlängen 2925 cm^{-1} und 2960 cm^{-1} . Das unbelüftete Material hingegen zeigte keine, oder nur eine geringfügige Abnahme dieser Absorptionsbande. Da diese C-H Verbindungen leicht abbaubarer organischer Substanz zugeordnet werden können, verdeutlicht dieser Rückgang den Stabilisierungsprozess während der Belüftung. Die Bande bei 1630 cm^{-1} , welche stabilere organische Verbindungen repräsentiert blieb hingegen annähernd unverändert.

4.2.3.4 Eluatuntersuchungen

Die Eluatuntersuchungen der Säulenversuche (Tab. 4-7 und Tab. 4-8) bestätigen die Entwicklungen, welche im Sickerwasser beobachtet wurden. Die elektrische Leitfähigkeit wurde sowohl durch Belüftung als auch durch Bewässerung reduziert, wobei die Bewässerung (W/F-Verhältnis) im Vergleich zur Belüftung den stärkeren Einfluss hatte.

Die Werte für BSB_5 im Eluat zeigten einen deutlichen, raschen Rückgang durch die Belüftung und lagen nach ca. 200 Tagen in allen Säulen unter der Nachweisgrenze. In VR1 lag der BSB_5 auch im unbelüfteten Zustand unter der Nachweisgrenze. VR2 konnte diese Entwicklung jedoch nicht bestätigen.

Für den CSB zeigte sich ebenfalls eine deutliche Reduktion durch die Belüftung. Beide Versuchreihen wiesen – vergleichbar mit der CSB-Belastung im Sickerwasser - einen starken Rückgang zu Beginn und nur mehr geringfügige Reduktionen im weiteren Verlauf auf. VR1 zeigte den neuerlichen Anstieg des CSB nach Beendigung der Belüftung. Der TOC im Eluat zeigte ebenfalls die stärkste Reduktion zu Beginn der Belüftung, im weiteren Versuchsverlauf kam es zu keiner wesentlichen Reduktion mehr. Der TOC der unbelüfteten Säulen wies erst bei lang anhaltender (S1) oder starker (S17) Auswaschung eine Reduktion auf.

Tab. 4-7: Ergebnisse der Eluatuntersuchungen der Versuchsreihe 1 (VR1)

	LF	BSB ₅	CSB	TOC	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N
	µS cm ⁻¹	mg O ₂ kg ⁻¹ TM		mg kg ⁻¹ TM		mg kg ⁻¹ TM	
Ausgangsmaterial							
S1-7_0	1.693	210	1.080	300	479	< 20	0,8
S2_65	1.573	80	450	180	< 5	32	1,7
S3_134	1.204	130	530	150	< 5	< 20	2,3
S4_211	1.142	< 30	290	90	< 5	< 20	< 0,6
S4_273	1.240	< 30	160	114	< 5	160	< 0,6
S4_514*	466	80	740	140	49	<20	< 0,6
S3_514	521	< 30	360	110	< 5	120	< 0,6
Schwach belüftet							
S7_65	1.123	60	250	120	< 5	92	10,4
S5_134	998	90	340	110	< 5	< 20	< 0,6
S6_211	912	< 30	360	70	< 5	< 20	< 0,6
S6_270	774	< 30	190	81	< 5	117	< 0,6
S6_514*	487	90	390	130	< 5	<20	1,3
Anaerob							
S1_270	774	< 30	1270	690	196	40	< 0,6
S1_514	707	< 30	780	200	235	< 20	< 0,6

*...anaerobe Betriebsphase

Tab. 4-8: Ergebnisse der Eluatuntersuchungen der Versuchsreihe 2 (VR2)

	LF	BSB ₅	CSB	TOC	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N
	µS cm ⁻¹	mg O ₂ kg ⁻¹ TM		mg kg ⁻¹ TM		mg kg ⁻¹ TM	
Ausgangsmaterial:							
S14-17_0	1.488	450	4.050	1.380	730	< 20	< 0,6
Belüftet:							
S14_208	1.661	< 30	250	100	< 5	68	< 0,6
S14_370	1.430	< 30	160	110	< 5	689	< 0,6
S14_482*	1.494	na	150	Na	< 5	21	na
S15_208	908	< 30	190	83	< 5	< 20	< 0,6
S15_370	597	< 30	150	70	< 5	143	< 0,6
S15_482*	431	na	150	na	< 5	< 20	na
Anaerob:							
S16_208	950	700	2.540	1.277	487	< 20	< 0,6
S16_370	968	480	1.780	590	610	< 20	< 0,6
S16_482	713	na	1.673	na	450	< 20	na
S17_208	649	310	1.490	628	312	< 20	< 0,6
S17_370	1.150	210	1.070	22	305	< 20	< 0,6
S17_482	371	na	1.648	na	221	< 20	na

na nicht analysiert

*...anaerobe Betriebsphase

Der eluierbare Anteil des Stickstoffs wurde durch den eingebrachten Sauerstoff signifikant beeinflusst. Im Ausgangsmaterial war Ammonium-N in hohen Konzentrationen (479 bzw. 730 mg kg⁻¹ TM) eluierbar. Nach Belüftungsstart konnte in beiden Versuchsreihen zu keinem der weiteren Zeitpunkte NH₄-N im Eluat nachgewiesen werden. In den unbelüfteten Kontrollvarianten verringerte sich NH₄-N

ebenfalls, wies aber nach 500 Tagen noch 30 bis 60 % der Ausgangskonzentration auf. Nitrat-N konnte im Eluat des Ausgangsmaterials nicht nachgewiesen werden. Die Belüftung bewirkte einen Anstieg von Nitrat-N, anfänglich gering, mit Fortdauer der Aerobisierung jedoch z.T. beträchtlich und erreichte in der schwach bewässerten und belüfteten Säule (S16) einen Wert von 95 % der Ausgangskonzentration von $\text{NH}_4\text{-N}$. Der Nitritstickstoff stieg nur in Versuchsreihe 1 anfänglich leicht an ($\text{MAX} = 10,3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$), war jedoch sonst immer unter der Nachweisgrenze. Sowohl die dauernd anaerob betriebenen Säulen, als auch jene die nach langer Belüftung wieder anaerob betrieben wurden, zeigten Nitrit- und Nitrat-Konzentrationen unter der Nachweisgrenze.

4.3 Ergebnisse der Deponiesimulationsversuche

4.3.1 Entwicklungen im Sickerwasser

Der pH-Wert in den Sickerwässern der Deponiesimulationsreaktoren (DSR) bewegte sich, ähnlich wie jener der Säulenversuche im schwach alkalischen Bereich zwischen pH 7 und pH 8. Die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser beider DSR wurde von $> 25 \text{ mS cm}^{-1}$ auf 5 bis 8 mS cm^{-1} reduziert, wobei sich auch hier zeigte, dass im anaeroben Milieu geringere Konzentrationen erreicht wurden (Abb. 4-18). Der Chemische Sauerstoffbedarf der Sickerwässer verlief anfangs parallel, da beide Ansätze anaerob betrieben wurden. Während die Belüftung (DSR7) eine rasche Abnahme des CSB auf ca. $500 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ innerhalb von 2 Monaten bewirkte, zeigte der anaerob betriebene DSR8 eine deutlich geringere Abnahme (Abb. 4-18). Im Gegensatz zu den Säulenversuchen zeigte das Sickerwasser im anaeroben Milieu bei Versuchsende (Tag 424) noch eine wesentlich höhere organische Belastung als das Sickerwasser des belüfteten Materials.

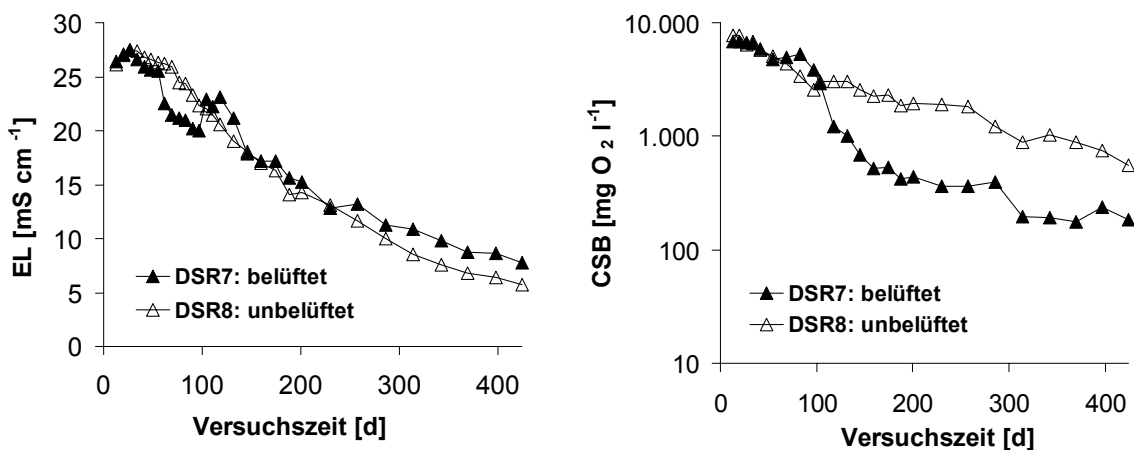


Abb. 4-18: Elektrische Leitfähigkeit und Chemischer Sauerstoffbedarf im Sickerwasser des DSR-Versuchs (DSR7: Probenahme: Tag 60, Tag 203, Belüftungsbeginn: Tag 98; Belüftungsende: Tag 424; DSR8: Probenahme: Tag 203)

Der Gehalt an Ammonium Stickstoff im Sickerwasser zeigte anfänglich einen parallelen Verlauf und pendelte zwischen 1.200 und 2.000 mg l^{-1} . Im Gegensatz zu den Säulenversuchen setzte die Reduktion nicht unmittelbar nach Beginn der Belüftung ein und verlief auch etwas langsamer. Erst

nach einem Monat Belüftung kam es zu einer starken Reduktion und nach weiteren 3 Monaten wurde die Nachweisgrenze erreicht. Die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser beider Varianten schwankte anfänglich zwischen 1 und 10 mg l⁻¹. Während der unbelüftete DSR8 im gesamten Verlauf diese Größenordnung aufwies, kam es im belüfteten DSR7 ein bis zwei Monate nach Belüftungsbeginn zu einem starken Anstieg und in weiterer Folge zu einem konstanten Verlauf während der gesamten Belüftungsdauer in einer Größenordnung zwischen 400 und 600 mg l⁻¹ (Abb. 4-19).

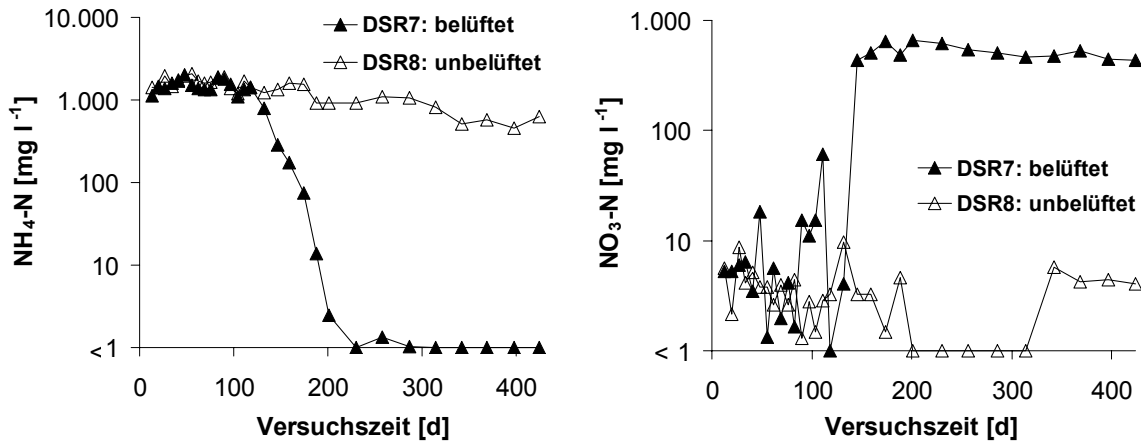


Abb. 4-19: Ammonium- und Nitratstickstoff im Sickerwasser des DSR-Versuchs (DSR7: Probenahme: Tag 60, Tag 203, Belüftungsbeginn: Tag 98; Belüftungsende: Tag 424; DSR8: Probenahme: Tag 203)

4.3.2 Entwicklungen in der Gasphase

In der anaeroben Phase zu Versuchsbeginn zeigte das Deponiegas beider DSR den raschen Anstieg der CO₂-Konzentration und den zeitlich leicht verzögerten Methananstieg, wobei sich die typische Deponiegaszusammensetzung von 60 % CH₄ und 40 % CO₂ einstellte (Abb. 4-20).

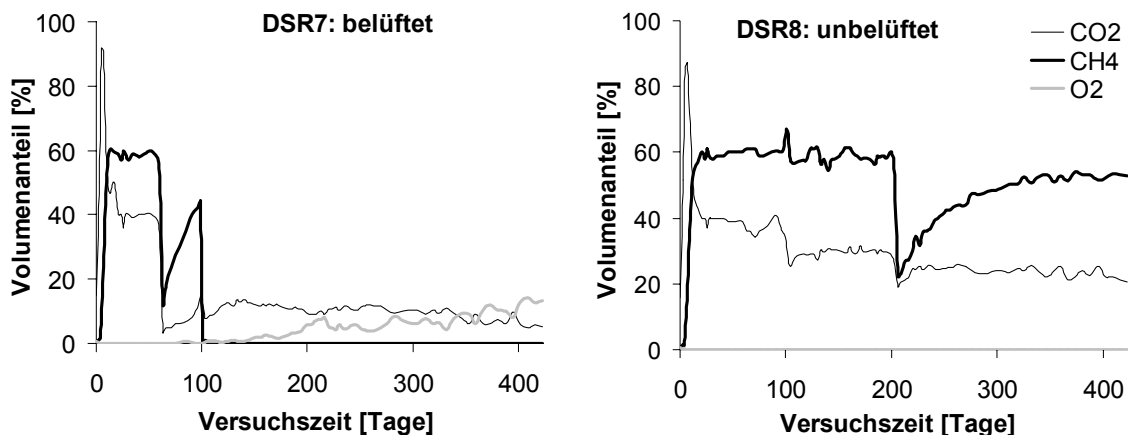


Abb. 4-20: Zusammensetzung der Abluft des DSR-Versuchs (DSR7: Probenahme: Tag 60, Tag 203, Belüftungsbeginn: Tag 98; Belüftungsende: Tag 424; DSR8: Probenahme: Tag 203)

Der unbelüftete DSR8 zeigte weiterhin diese Zusammensetzung, wobei die CO₂ Konzentration langsam auf 20 % zurückging. Das Öffnen des DSR zur Feststoffprobenahme beeinflusste die Gaszusammensetzung massiv, es stellten sich jedoch nach einiger Zeit wieder annähernd die ursprünglichen Verhältnisse ein. Durch die Belüftung im DSR7 gingen die Konzentrationen von CH₄

und CO₂ stark zurück und der O₂-Gehalt nahm zu. Jedoch waren hier im Gegensatz zu den Säulenversuchen nach einjähriger Belüftung noch relativ geringe Sauerstoffgehalte (11 bis 13 %) und hohe CO₂-Gehalte (8 bis 10 %) festzustellen. Nach Belüftungsstopp im DSR7 stieg der CO₂-Gehalt wieder leicht an, die Methanproduktion setzte trotz des anaeroben Milieus nicht mehr ein.

4.3.3 Entwicklungen im Abfallfeststoff

4.3.3.1 Organische Substanz und biologische Reaktivität

Das Ausgangsmaterial des DSR-Versuchs wies in Relation zu den Säulenversuchen deutlich höhere Gehalte an gesamtem organischem Kohlenstoff (TOC = 13,5 % TM) und Gesamtstickstoff (TN = 0,56 % TM) auf. Durch Belüftung über eine Dauer von 326 Tagen (DSR7_424) konnte der TOC um 34 % und der TN um 13 % reduziert werden. Im anaeroben Milieu kam es zu deutlich geringeren Reduktionen. Die Veränderung des Glühverlustes verlief annähernd parallel zum TOC.

Tab. 4-9: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen des DSR-Versuchs

	GV	TOC	TN	Zellulose	FS	HS	AT ₄	AT ₇
	% TM	% TM	% TM	g kg ⁻¹ TM	OD ₄₀₀ g ⁻¹ oTM		mg O ₂ g ⁻¹ TM	
Ausgangsmaterial								
DSR_0	21,9	13,5	0,56	47	230,0	236,0	5,9	9,0
Belüftet								
DSR7_203	18,5	10,3	0,57	39	210,9	367,2	1,0	1,5
DSR7_424	16,1	8,9	0,49	20	285,7	450,9	0,4	0,6
Anaerob								
DSR8_203	21,3	12,6	0,60	47	204,3	280,3	2,5	3,3
DSR8_424	21,5	11,8	0,60	48	248,0	237,7	2,1	3,1

Der Zellulosegehalt wurde durch die Belüftung von 47 g kg⁻¹ TM auf 20 g kg⁻¹ TM reduziert. Dies entspricht einem Rückgang von 57 % des Ausgangswertes, bzw. 2,7 % der gesamten Abfalltrockenmasse. Unter Luftabschluss blieb der Zellulosegehalt unverändert. Während der Gehalt an Fulvosäuren in beiden Reaktoren annähernd konstant blieb, ließ sich ein deutlicher Zuwachs an extrahierbaren Huminsäuren durch die Belüftung erkennen (vgl. DSR_0 und DSR7_424).

Die Entwicklung der Atmungsaktivität bestätigt den raschen Rückgang der biologischen Reaktivität des Abfallmaterials bei Belüftung. Ausgehend von AT₄ = 5,9 mg O₂ g⁻¹ TM wurde bereits nach ca. 100 Tagen Belüftung (DSR7_203) ein Wert von 1,0 mg O₂ g⁻¹ TM erreicht. Die Reaktivität wurde auch im anaeroben Milieu reduziert, jedoch deutlich geringer.

4.3.3.2 Eluatuntersuchungen

Die Eluatuntersuchungen der DSR-Versuche (Tab. 4-10) bestätigen die Ergebnisse der Säulenversuche. Die elektrische Leitfähigkeit wurde sowohl durch Belüftung als auch durch

Bewässerung reduziert, wobei im anaeroben Milieu deutlich geringere Konzentrationen erreicht wurden. Die eluierbaren organischen Substanzen (CSB) zeigten deutliche Reduktionen zu Beginn der Belüftung und nur mehr geringfügige Reduktionen im weiteren Verlauf. Der Gehalt an Ammonium-Stickstoff war bei Belüftungsende sehr gering, jedoch bewirkte die Sauerstoffzufuhr einen Anstieg des Nitrat-Gehaltes.

Tab. 4-10: Eluatuntersuchungen der DSR-Versuche

	Lf	CSB	NH₄-N	NO₃-N
	$\mu\text{S cm}^{-1}$	$\text{mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$	$\text{mg kg}^{-1} \text{ TM}$	$\text{mg kg}^{-1} \text{ TM}$
Ausgangsmaterial				
DSR_0	2.380	3.360	862	18
Belüftet				
DSR7_203	1.587	473	141	348
DSR7_424	1.102	105	12	128
Anaerob				
DSR8_203	504	1.106	305	4
DSR8_424	385	1.208	564	6

5 Diskussion

5.1 Emissionen über den Sickerwasserpfad

Im Sickerwasser von Ablagerungen kommunaler Abfälle sind in der Regel die Frachten an organischer Substanz und Stickstoffverbindungen von entscheidender Bedeutung. Die Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ sind wichtige Kenngrößen, welche die Dauer und Intensität der Nachsorgemaßnahmen von Deponien bestimmen. Veränderungen dieser Parameter liefern Aussagen über die Intensität des aeroben Stoffumsatzes.

Die Ergebnisse der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Simulationsversuche zeigen, dass die Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ auch im anaeroben Milieu aufgrund von Auswaschungsprozessen und anaeroben Abbauvorgängen abnehmen, jedoch nur sehr langsam. Über das Wasser/Feststoff Verhältnis (W/F) können diese Zeiträume auf die Verhältnisse der Deponie Mannersdorf übertragen werden. Dabei wurden folgende Eckdaten der Deponie herangezogen: Deponievolumen: 200.000 m^3 , Trockendichte: $0,7 \text{ t m}^{-3}$, Deponieoberfläche: 20.000 m^2 , Deponiehöhe: 10 m , Infiltration: 140 mm a^{-1} (ergibt eine Dauer von 50 Jahren bis zum Erreichen von $W/F = 1$). Diese Abschätzung ergibt für den Parameter CSB eine Zeitdauer von 50 bis 80 Jahren und für die Konzentration an $\text{NH}_4\text{-N}$ eine Zeitdauer von 100 bis 150 Jahren bis zum Erreichen der Anforderungen für Indirekteinleitung laut AEV Deponiesickerwasser (CSB: $300 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$; $\text{NH}_4\text{-N}$: 200 mg l^{-1}). Diese Größenordnungen werden von Heyer & Stegmann (1997) und Ritzkowski (2005) bestätigt. Durch Belüftung werden diese Zeiträume entscheidend verkürzt. Abb. 5-1 zeigt beispielhaft die Entwicklung der Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Sickerwasser der belüfteten Versuchssäule S14, bezogen auf jene Werte der anaerob betriebenen Säule S16.

Es ist zu erkennen, dass die organische Belastung (CSB) des Sickerwassers innerhalb von 20 Tagen Belüftung ($L/F = 30 \text{ l kg}^{-1} \text{ TM}$) auf 30 % jenes Wertes unter anaeroben Bedingungen reduziert wird. Im weiteren Versuchsverlauf pendelt sich die relative Reduktion konstant auf Werte zwischen 20 und 30 % ein. Das bedeutet, dass die weitere Reduktion hauptsächlich durch Auswaschungsprozesse verursacht wird und nicht mehr durch die Belüftung erfolgt. Dies zeigt, dass ein Teil der, durch den Parameter CSB erfassten organischen Substanzen nicht oder nur schwer abbaubar ist und eine Reduktion dieses Pools durch Auswaschung erfolgen muss. Daher ist das Erreichen eines niederen Levels (z.B. Indirekteinleitung nach AEV, 200 mg l^{-1}) durch Belüftung nur schwer möglich.

Da der CSB einen sehr hohen Anteil an nicht abbaubaren organischen Verbindungen beinhalten kann, ist seine Anwendung zur Beurteilung der organischen Belastung von Deponiesickerwässern generell zu hinterfragen. Dies wird auch anhand der infrarot-spektroskopischen Untersuchungen deutlich. Wie in Kapitel 4.2.1 dargestellt (siehe Abb. 4-15) zeigen Sickerwasserproben von unbelüftetem Material trotz geringer CSB-Konzentrationen von $< 200 \text{ mg l}^{-1}$ eine ausgeprägte Bande bei 2925 cm^{-1} , welche leicht abbaubare Verbindungen repräsentiert. Im belüfteten Zustand hingegen ist diese Bande trotz CSB-Werte von $> 300 \text{ mg l}^{-1}$ nicht mehr nachweisbar.

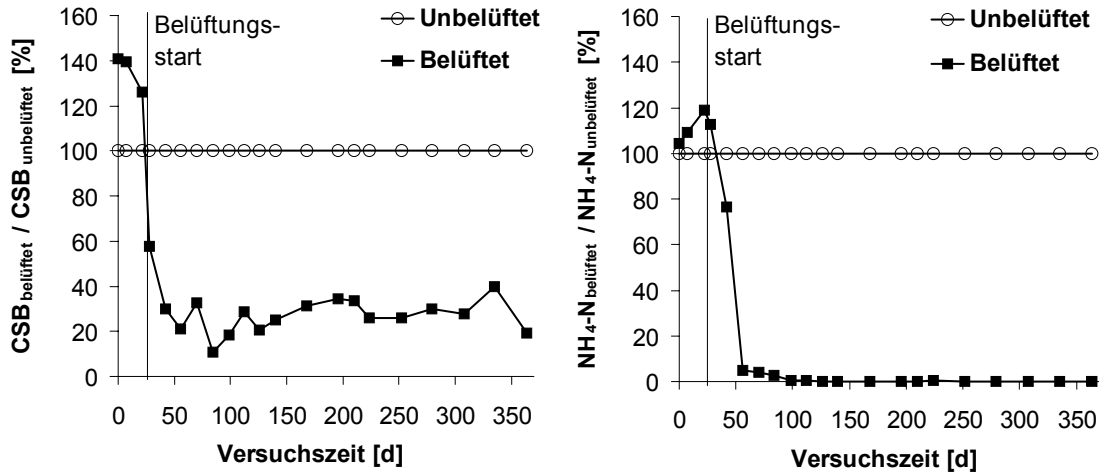


Abb. 5-1: Entwicklung von CSB (links) und $\text{NH}_4\text{-N}$ (rechts) im Sickerwasser bei Belüftung in Relation zu anaerob betriebenen Versuchssäulen (Versuchsdurchführung siehe Kap. 3.3)

Noch deutlicher wird die Konzentration an Ammonium reduziert. Bei Belüftung wird innerhalb von 30 Tagen ein Wert von 5 % jener Konzentration unter anaeroben Bedingungen erreicht. Auswaschungseffekte sind gering in diesem Zusammenhang (siehe Abb. 4-14). Der Sauerstoff führt zu einem kontinuierlichen Anstieg der Konzentration an Nitrat (Nitrifikation), jedoch sind die ausgetragenen Nitratfrachten deutlich geringer als die Differenz der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht belüfteter und unbelüfteter Versuchsvarianten. Dies kann durch Denitrifikation von Nitrat in den Versuchsbehältern erklärt werden. In diesem Fall ist elementarer Stickstoff (N_2) die letzte Senke der Stickstoffverbindungen. Darüber hinaus kann es zu einem Austrag von Ammoniak über die Gasphase (Strippung) kommen. Ritzkowski (2005) zeigte, dass in der ersten Phase der Belüftung ein Großteil des Stickstoffaustrages über Ammoniak-Strippung erfolgt. Diese Angabe stimmt mit den geringen Werten der Nitratkonzentration in der ersten Phase im Sickerwasser aller belüfteten Säulen überein.

Im Sickerwasser der Deponie Mannersdorf werden dieselben Entwicklungen, jedoch in abgeschwächtem Ausmaß beobachtet. Die deutlichsten Effekte durch die Belüftung zeigen sich dabei bei der Konzentration an $\text{NH}_4\text{-N}$ sowie beim Wert für BSB_5 (siehe Abb. 4-1). Die Kriterien für Indirekteinleitung (CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$) der Abwasseremissionsverordnung (BGBl. Nr. 263/2003) werden nach 2,5 Jahren Belüftung noch nicht erreicht. Jedoch kann - unter Berücksichtigung der Tatsache, dass nur ca. 20 % des Volumens der Ablagerung, aus dem das erfasste Sickerwasser stammt, belüftet wurden und der restliche Deponiebereich nach wie vor anaerobe Bedingungen aufweist - geschlossen werden, dass der tatsächliche Effekt der Belüftung auf die Sickerwasserqualität stärker ist als der beobachtete.

Abb. 5-2 zeigt die ökologischen Auswirkungen (Wirkungskategorie Eutrophierung) der Sickerwasserbelastung einer Altdeponie mit bzw. ohne In-Situ Aerobisierung. Für diese Berechnung wurden die Gegebenheiten (Abfallqualität, Standortfaktoren,... jedoch ohne Sickerwasserfassung) der Deponie Mannersdorf herangezogen und der Verlauf der Emissionen (CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$) über 30 Jahre anhand der Ergebnisse der durchgeführten Feld- und Laborversuche abgeschätzt. Darüber hinaus wurden die Sekundäremissionen aus der Energieproduktion für den

Strombedarf der Belüftungsanlage berücksichtigt. Es zeigt sich, dass durch die Belüftung die Sickerwasseremissionen (ausgedrückt in Phosphat-Äquivalente) um 60 % reduziert werden können. Diese Berechnungen basieren auf der Annahme, dass nach 5-jähriger Belüftungsdauer Konzentrationen von CSB = 500 mg O₂ l⁻¹ und NH₄-N = 200 mg l⁻¹ im Sickerwasser erreicht werden. Der Unterschied mit bzw. ohne Aerobisierung wird vorwiegend durch die Änderung der ausgetragenen Ammonium-Fracht verursacht. Dadurch wird deutlich, dass der hohe CSB-Wert wenig Einfluss auf das Eutrophierungspotenzial hat und die rasche Reduktion von Ammonium ausschlaggebend ist. Die Auswirkungen des Energieverbrauchs sind in diesem Zusammenhang vernachlässigbar gering.

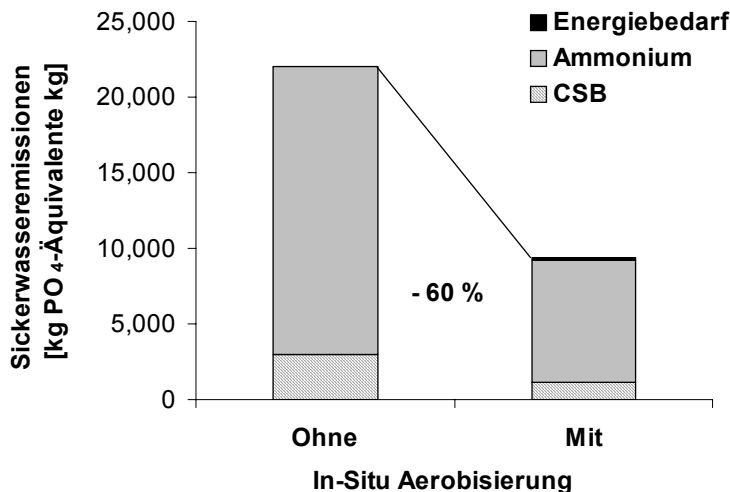


Abb. 5-2: Umweltauswirkungen (Wirkungskategorie Eutrophierung) einer Altablagerung mit und ohne In-Situ Aerobisierung

5.2 Emissionen über den Gaspfad

Die Deponie Mannersdorf zeigte vor Beginn der Belüftung eine Gaszusammensetzung von 60 bis 70 % (v/v) Methan und 30 bis 40 % (v/v) Kohlendioxid. Diese Werte charakterisieren den von Rettenberger (1992) beschriebenen Übergang von der stabilen Methanphase (Phase IV) zur Langzeitphase (Phase V) von Deponien (siehe Kap. 2.2.2). Unter Verwendung der Proben der Probenahme A wurde mittels Inkubationsversuch ein gesamtes restliche Gasbildungspotenzial von 15 m³ t⁻¹ TM ermittelt. In Relation zu dem durchschnittlichen Gasbildungspotenzial von frischem Haus- und Gewerbemüll (z.B. lt. Ehrig, 1986: 160 bis 240 m³ t⁻¹ TM) wird deutlich, dass sich in dem Ablagerungszeitraum von 10 bis 30 Jahren ein Großteil des gesamten potentiellen Deponiegases bereits gebildet hatte. Trotz dieser fortgeschrittenen Stabilisierung des Abfalls ergibt sich, auf die gesamte Deponie hochgerechnet, ein Restpotential von 900 t CH₄ und 1.300 t CO₂.

Der Einsatz der In-Situ Aerobisierung verändert Menge und Zusammensetzung des Deponiegases signifikant. Durch die Belüftung wird zum einen das vorhandene Deponiegas mit der zugeführten Umgebungsluft vermischt. Dies führt durch Verdünnung mit Sauerstoff und Stickstoff zu einer Abnahme der CO₂- und CH₄-Konzentrationen bzw. zu einer Zunahme des Sauerstoff-Gehaltes. Zum anderen wird durch den eingebrachten Luftsauerstoff ein aerober Abbau der organischen Substanz in

Gang gesetzt, was zu einer CO_2 -Produktion und einem O_2 -Verbrauch führt. In den vollständig aerobisierten Bereichen kommt die Methanproduktion gänzlich zum Erliegen. Das, in den anaeroben Teilbereichen entstehenden Methan wird bei geeigneten Milieubedingungen mikrobiell oxidiert. Das Zusammenwirken dieser Vorgänge bewirkt eine starke Abnahme der CH_4 -Konzentration auf $< 1,0\%$ (v/v), ein Einpendeln der CO_2 -Konzentration auf 10 bis 15 % und eine Zunahme der O_2 -Konzentration auf 5 bis 10 %. Bei fortgeschrittener Aerobisierung nimmt der Anteil an abbaubarer Organik konstant ab, wodurch die CO_2 -Konzentration weiter abnimmt und der Sauerstoffgehalt zunimmt.

Die Etablierung aerober biologischer Prozesse bewirkt durch intensivierte Abbau- und Umwandlungsreaktionen einen beschleunigten Kohlenstoffumsatz. Dabei wird der Kohlenstoff über Gasphase und Sickerwasser ausgetragen sowie in stabile organische Verbindungen eingebaut. Da der Großteil des Kohlestoffaustrages über die Gasphase erfolgt, lässt sich damit die Intensität der mikrobiellen Umsetzungsprozesse beobachten. In Abb. 5-3 ist der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase (bezogen auf die eingebaute TM) für die Säulenversuche dargestellt.

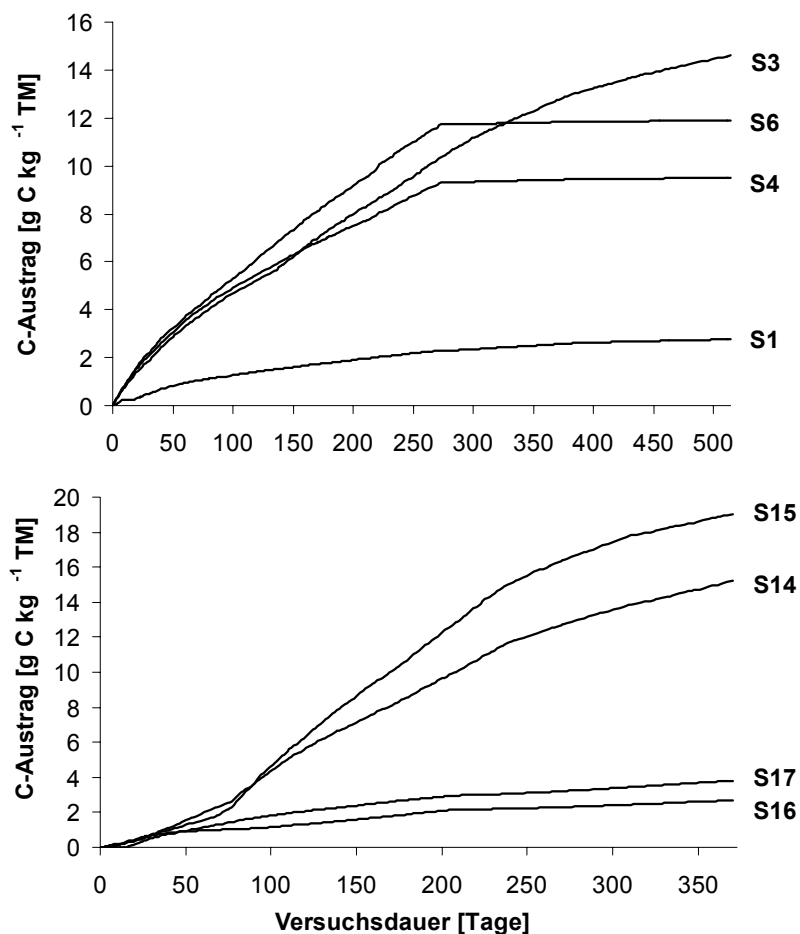


Abb. 5-3: Gesamter Kohlenstoffaustrag über die Gasphase in den Simulationsversuchen: Versuchsreihe 1 (oben), Versuchsreihe 2 (unten); S1, S16, S17: unbelüftet; Belüftungsbeginn: S3, S4, S6: Tag 0, S14, S15: Tag 28; Belüftungsende: S3: Tag 514, S4, S6: Tag 273, S14, S15: Tag 370

Unter aeroben Bedingungen wird im Vergleich zu den unbelüfteten Kontrollvarianten die 5-fache Menge an C ausgetragen (vgl. S1 und S3). Durch eine Verdoppelung der Zuluftmenge (vgl. S4 und S6) kann nur eine geringfügige Steigerung des C-Austrages von 20 % erreicht werden. Dies zeigt, dass eine Erhöhung der Luftmenge nicht automatisch eine wesentliche Steigerung des C-Umsatzes bewirkt, da bei Überschreitung der erforderlichen Luftmenge der Reaktionswirkungsgrad zurückgeht, d.h. der Anteil des Sauerstoffs, der ungenutzt bleibt, wird größer. Eine erhöhte Bewässerungsrate (vgl. S14 und S15) bewirkt eine Steigerung des C-Austrages von 25 %.

Durch Extrapolation des Kohlenstoffaustrags der beiden Säulen S3 und S15 wurde der maximale Kohlenstoffaustrag und somit der aerob abbaubare Anteil des gesamten organischen Kohlenstoffs abgeschätzt. Anhand einer Exponentialfunktion wurde eine Abbaukinetik 1. Ordnung modelliert. Dabei ergibt der Kohlenstoffaustrag der Säule S3 ($a = 0,055$, $b = 0,0035$, Halbwertszeit = 180 Tage, Lag-Phase = 70 Tage) einen Maximalwert von $18 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$ und jener der Säule S15 ($a = 0,150$, $b = 0,0075$, Halbwertszeit = 90 Tage, Lag-Phase = 90 Tage) ein Maximum von $22 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$. Obwohl die Säule S15 im Vergleich zur Säule S3 einen deutlich höheren Kohlenstoffaustrag zeigt, liegen die daraus ermittelten Maximalwerte in der gleichen Größenordnung.

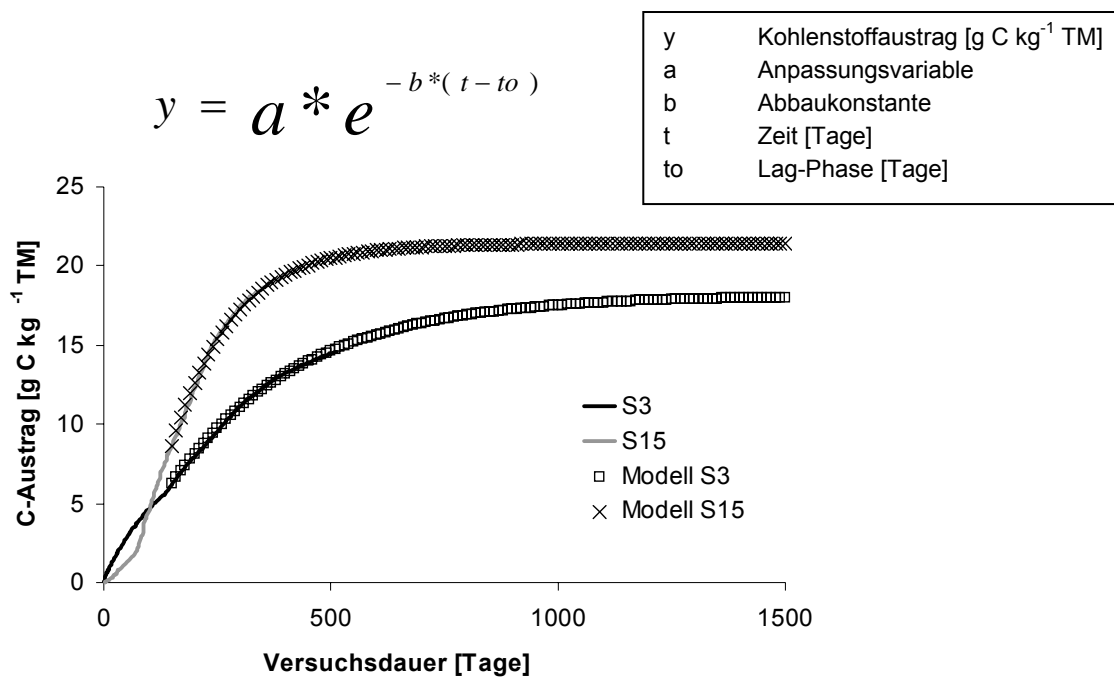


Abb. 5-4: Extrapolation des Kohlenstoffaustrages von 2 Versuchssäulen unter der Annahme einer Abbaukinetik 1. Ordnung (Exponentialfunktion)

Bezogen auf den TOC des Ausgangsmaterials von 6,4 % TM (S3) bzw. 7,6 % TM (S15) betragen diese Maximalwerte 28 % des TOC. Der unter aeroben Bedingungen biologisch verfügbare C-Pool beträgt somit ca. $20 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$, bzw. 28 % des TOC. Es ist dieser geringe (nur 2 % des gesamten Abfalls), aber reaktive Teil, der wesentlich zum Emissionspotenzial der Altdeponierung beiträgt. Eine Reduktion von 90 % dieses reaktiven Kohlenstoffpools wurde von Ritzkowski (2005) als Sanierungszielwert für eine In-Situ Aerobisierung vorgeschlagen.

Die Unterschiede, die sich durch die Versuchsbedingungen im Labor im Gegensatz zu den Bedingungen auf der Deponie ergeben, werden im Kohlenstoffaustrag beider Versuchsanordnungen deutlich (Abb. 5-5). Die Belüftungsrate bezogen auf die Abfallmasse ist in beiden Versuchen gleich ($0,03 \text{ l h}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$), jedoch zeigt sich in den Laborversuchen speziell in der Anfangsphase eine höhere Mineralisierungsrate, was zu einem stärkeren Kohlenstoffaustrag führt. Die Methanproduktion kommt vollständig zum Erliegen. Am Ende des Versuchs (514 d, $426 \text{ l Luft kg}^{-1} \text{ TM}$) ist eine Kohlenstoffmenge von $14,6 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$ über die Gasphase ausgetragen worden – nur 2 % davon in Form von Methan.

Im Rahmen des Feldversuchs wird eine geringere Mineralisierungsrate beobachtet. Bei gleichem Luft/Feststoff-Verhältnis ist ein deutlich geringerer Gesamtkohlenstoffaustrag bei gleichzeitig höherem Anteil an emittiertem Methan im Vergleich zum dargestellten Laborversuch zu verzeichnen. Aufgrund von Inhomogenitäten des Deponiekörpers können bevorzugte Wegigkeiten entstehen, durch die der Luftsauerstoff ungenutzt, bzw. mit geringem Reaktionswirkungsgrad strömt. Weiters können dicht gelagerte Deponiebereiche z.T. anaerob bleiben. Nach 2,5 Jahren Belüftung sind insgesamt $11,8 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$ ausgetragen worden – 87 % in Form von Kohlendioxid und 13 % in Form von Methan. Der Gesamtaustrag zeigt auch nach 2,5 Jahren Belüftung noch einen annähernd linearen Anstieg, d.h. es sind noch ausreichend verfügbare organische Verbindungen vorhanden. Der abnehmende Verlauf des Methanaustrages zeigt, dass die anaeroben Teilbereiche stetig weniger werden.

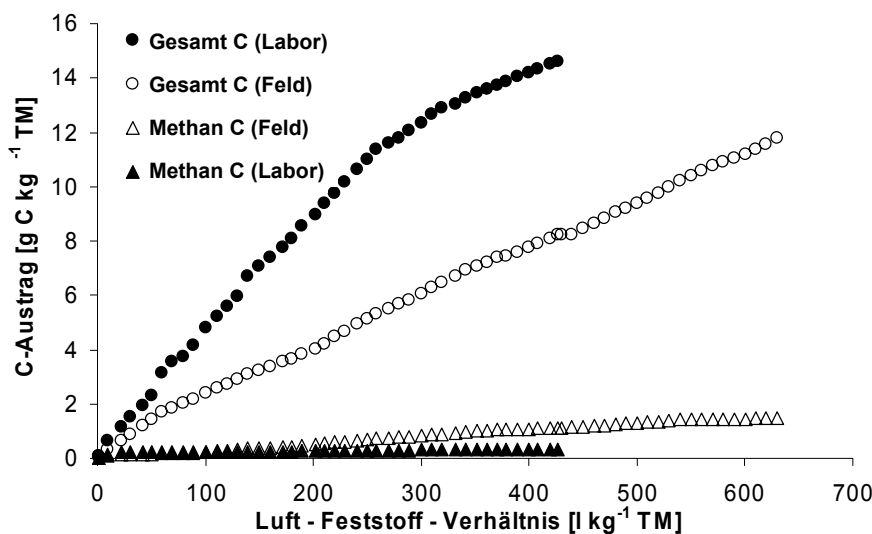


Abb. 5-5: Kohlenstoffaustrag unter aeroben Bedingungen bezogen auf das Verhältnis von eingebrachter Luft zu Abfalltrockenmasse (Labor; S3 und Feld)

Bezogen auf den verfügbaren C-Pool von $20 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$ werden im Säulenversuch nach 500 Tagen 75 % dieser Menge und im Feldversuch nach 800 Tagen 60 % ausgetragen. Anhand dieser Daten lässt sich - unter Berücksichtigung eines abnehmenden Wirkungsgrades – eine erforderliche Belüftungsdauer von 4 bis 6 Jahren für die Deponie Mannersdorf abschätzen. Nach dieser Zeit sollte der verfügbare Anteil der organischen Substanz ausgetragen sein bzw. in stabilisierter Form im Deponiekörper verbleiben.

Die massiven Veränderungen in der Gasphase manifestieren sich auch deutlich in verringerten Umweltauswirkungen. Abb. 5-6 zeigt die ökologischen Auswirkungen einer Altablagerung mit und ohne In-Situ Aerobisierung bezogen auf die Wirkungskategorie Klimaänderung in CO₂-Äquivalenten. Es wurden die CO₂- und CH₄-Emissionen und der Beitrag des Energieverbrauchs berücksichtigt. Ohne Aerobisierung werden insgesamt 20.000 t CO₂-Äquivalente an Deponiegas emittiert, der Großteil davon in Form von CH₄. Bei Belüftung wird die ausgetragene Methanfracht reduziert, jedoch jene an CO₂ erhöht. Der Beitrag des Energieverbrauchs der Aerobisierungsanlage zu den klimarelevanten Emissionen ist gering (400 t CO₂-Äquivalente). Das CO₂ kann als klimaneutral betrachtet werden, da es aus biogenen Quellen stammt und daher einen Teil des natürlichen Kohlenstoffkreislaufs darstellt. Daher ergibt sich durch die Aerobisierung eine Reduktion der klimarelevanten Gasemissionen um 75 %.

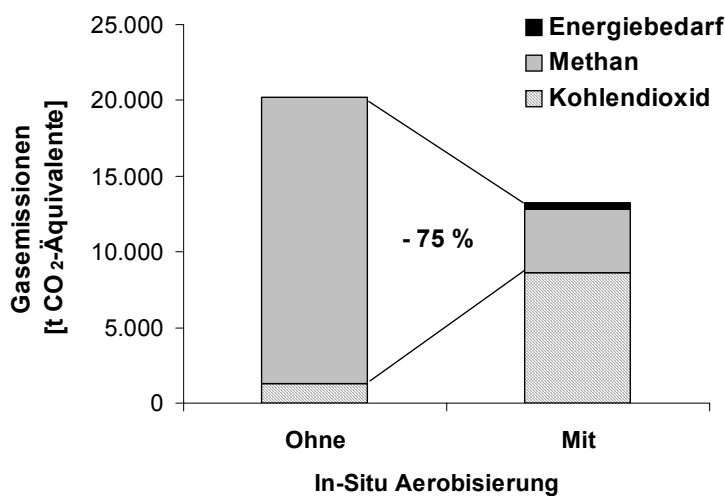


Abb. 5-6: Umweltauswirkungen (Wirkungskategorie Klimaänderung) einer Altablagerung mit und ohne In-Situ Aerobisierung

5.3 Entwicklungen im Abfallfeststoff und Aussagekraft der Analysemethoden

Im folgenden Kapitel werden die Entwicklungen des Abfallfeststoffs im Zuge der Belüftung und die Aussagekraft der angewandten Analysemethoden für das Material aus Altablagerungen betrachtet. Tab. 5-1 zeigt einen Überblick der Entwicklung ausgewählter Feststoffuntersuchungen im Zuge der Belüftung (Feldversuch). Die detaillierte Darstellung der Ergebnisse der angewandten Untersuchungsmethoden findet sich im Anschluss daran.

Durch die biologische Aktivität im Zuge des aeroben Abbaus steigt die Temperatur im Deponiekörper von < 20 °C auf > 40 °C an. Durch den resultierenden Masseverlust treten Setzungen von bis zu 5 % der Deponiehöhe auf. Beide Entwicklungen können als Indikatoren für erhöhte mikrobielle Aktivität und infolge dessen für einen erfolgreichen Verlauf der Aerobisierung herangezogen werden. Der Wassergehalt bleibt während des gesamten Belüftungsverlaufs mit 30 bis 35 % FM in einem, für den aeroben Abbau optimalen Bereich, d.h. das Einbringen der Luft führt zu keiner Austrocknung des Abfalls.

In den Laborversuchen werden die Gesamtgehalte an organischem Kohlenstoff und Stickstoff um 10 bis 30 % reduziert. Im Rahmen des Feldversuchs kann jedoch keine signifikante Reduktion an TOC und TN nach 2,5 Jahren Aerobisierung beobachtet werden. Die biologische Reaktivität des Abfalls (AT_4) wird im Rahmen der Laborversuche innerhalb kurzer Belüftungszeit um > 70 % auf Werte $AT_4 < 1,0 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ reduziert. Die Untersuchung der im Rahmen des Feldversuchs gezogenen Proben zeigt eine Reduktion der AT_4 um durchschnittlich 35 % nach 2,5 Jahren Belüftung.

Tab. 5-1: Entwicklung ausgewählter Feststoff- und Eluatparameter im Lauf des Feldversuchs (Median, n = Anzahl der Mischproben, ausschließlich Proben aus dem belüfteten Bereich)

Belüftungs- dauer	n	Temp.	TOC	AT_4	BSB ₅	CSB	NH ₄ -N
d		°C	% TM	mg O ₂ g ⁻¹ TM	mg O ₂ kg ⁻¹ TM		mg kg ⁻¹ TM
0	32	16,0	7,8	3,5	3.200	6.560	1.053
175	24	37,5	9,1	3,5	1.765	10.580	1.041
515	23	40,0	8,1	2,3	570	3.860	659
705	24	38,0	7,9	2,7	608	5.045	787
870	29	44,0	8,4	2,2	140	3.290	680

Die Ergebnisse von Auslauguntersuchungen an den Feststoffproben des Feldversuchs zeigen einen deutlichen Rückgang der organischen Belastung. Der BSB₅ im Eluat wird innerhalb von 0,5 Jahren Belüftung halbiert und erreichte nach 2,5 Jahren Werte von < 5 % des Ausgangszustandes. Dies zeigt den raschen Rückgang der leicht abbaubaren organischen Substanz durch Belüftung. Die Beprobung nach 0,5 Jahren Belüftung ergibt jedoch einen deutlichen Anstieg des CSB, was die verstärkte Mobilisierung von anaerob nicht verfügbaren organischen Substanzen unmittelbar nach Einstellen des aeroben Milieus verdeutlicht. Diese Verbindungen können dann mineralisiert werden, was sich in sinkenden CSB-Werten im weiteren Verlauf widerspiegelt. Der ursprüngliche Gehalt an eluierbarem NH₄-N wird durch die Belüftung um 30 % reduziert (siehe Tab. 5-1).

5.3.1 Organische Substanz

5.3.1.1 Gesamtgehalte – Glühverlust, TOC, TN

Das Material der Deponie Mannersdorf weist schon vor Belüftungsbeginn - in Relation zu frischem Restmüll - geringe Gehalte an organischer Substanz auf. Die Werte für den Glühverlust bewegen sich in einem Bereich von 4,8 bis 23,9 % TM (MW = 17,6 % TM), jene des TOC von 1,4 bis 12,0 % TM (MW = 7,9 % TM) und jene des Gesamtstickstoff von 0,14 bis 0,82 % TM (MW = 0,50 % TM). Heyer (1992) gibt für frischen Restmüll aus den achtziger Jahren Wertebereiche von 40 bis 65 % (Glühverlust) bzw. 0,7 bis 1,1 % (Stickstoff) an. Im Vergleich dazu weist das Abfallmaterial der Deponie Mannersdorf nur mehr 30 % (Glühverlust) bzw. 50 % (Stickstoff) dieser Werte auf. Dies ist zum einen auf die Vermengung des Restmülls mit inerten Stoffen durch die gemeinsame Ablagerung mit Sperrmüll und Bauschutt zurückzuführen. Zum anderen kann davon ausgegangen werden, dass

es während der Ablagerungsdauer von 10 bis 30 Jahren zu anaerobem Abbau und Auswaschung organischer Substanzen und Stickstoffverbindungen gekommen ist.

Beim Feldversuch bewirkt die Belüftung über 2,5 Jahre bei allen drei Parametern keinerlei signifikante Änderungen. Auch unter idealen Bedingungen im Labor können nur Reduktionen bis maximal 25 % (GV), 30 % (TOC) bzw. 27 % (TN) erreicht werden. D.h., auch bei lang anhaltender intensiver Belüftung ist die Reduktion dieser Parameter gering, weil ein Großteil der durch die Parameter erfassten organischen Substanzen biologisch nicht abbaubar ist. Dies verdeutlicht die Schwierigkeit, eine weitergehende Stabilisierung von Material, das bereits relativ stabil ist, mittels dieser Summenparameter nachzuweisen.

Auch die geringen statistischen Zusammenhänge dieser Parameter mit anderen Analysen bestätigen dies. So korreliert z.B. der TOC weder mit der Atmungsaktivität ($r = 0,51$; $n = 212$) noch mit Eluatparametern (z.B. CSB: $r = 0,43$; $n = 213$). Auch der Zusammenhang von TOC und GS_{21} ist sehr schwach ($r = 0,30$; $n = 38$), was verdeutlicht, dass der Summenparameter TOC zur Erklärung des Gasbildungspotenzials wenig beiträgt. Dies steht im Gegensatz zu Ergebnissen von Untersuchungen mit reaktiverem Material. Binner et al. (1998) fanden für MBA-Material (GS_{90} : 20 bis 80 $NI\ kg^{-1}\ TM$) eine hohe Korrelation zwischen TOC und GS_{90} ($r = 0,96$; $n = 7$). In diesem Bereich ist der verfügbare Anteil des TOC noch relativ hoch, daher lässt der TOC Aussagen über die Reaktivität zu. Für stabilere Altablagerungen hingegen kann es problematisch sein, den Gehalt an TOC als Maß für den Abbaugrad der abgelagerten Abfälle zu verwenden.

5.3.1.2 Zellulose

Die Werte für Zellulosegehalte der Proben der Deponie Mannersdorf vor Belüftungsstart bewegen sich in einem Bereich von 7 bis 45 $g\ kg^{-1}\ TM$ ($MW = 28\ g\ kg^{-1}\ TM$). Die Gehalte wie sie für frischen Hausmüll üblich sind (70 bis 290 $g\ Zellulose\ kg^{-1}\ TM$; Kögel-Knabner & Pichler, 1998; Bidlingmaier, 1983) sind bereits deutlich reduziert worden. Nicht nur der von Müller et al. (1996) geforderte Wert für stabiles MBA Material von 60 $g\ kg^{-1}\ TM$, sondern auch der von Zach (2000) berechnete theoretische Restgehalt von 45 $g\ kg^{-1}\ TM$ wird bereits unterschritten. Es zeigt sich jedoch, dass diese geringen Ausgangswerte für Zellulose durch die Belüftung noch weiter reduziert werden können. Im Labor wird eine Reduktion von bis zu 70 % erreicht. Jedoch auch bei lang anhaltender intensiver Belüftung können Werte von 10 $g\ kg^{-1}\ TM$ nicht mehr unterschritten werden.

Da Zellulose sowohl unter anaeroben, als auch aeroben Bedingungen biologisch verfügbar ist, kann sie eine der Hauptquellen der Gasbildung von frischen Abfällen darstellen. Jedoch zeigt das untersuchte Material einen schwachen Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Zellulose und der Gasbildung GS_{21} ($r = 0,42$; $n = 36$). Das verdeutlicht, dass für den geringen Bereich, in dem der Zellulosegehalt der untersuchten Altablagerung liegt, dieser nicht als wesentliche Erklärung für das Gasbildungspotenzial in Frage kommt. Es kann daher angenommen werden, dass bei vorliegendem Material der Zelluloseabbau bereits im anaeroben Milieu weit fortgeschritten ist und das restliche Gasbildungspotenzial zu einem erheblichen Teil durch andere Substanzen als Zellulose verursacht wird.

5.3.1.3 Extrahierbare Huminsäuren

Literaturangaben gehen davon aus, dass die In-Situ Aerobisierung durch verstärkte Bildung von höhermolekularen huminstoffähnlichen Substanzen einen Beitrag zum nachhaltigen Rückhalt von Schwermetallen und organischen Schadstoffen durch Komplexbildung bei Deponien leisten kann (z.B. Heyer, 2003). Der Bereich, in dem sich die Werte für den Gehalt an extrahierbaren Huminsäuren für Proben der Deponie Mannersdorf vor Belüftungsstart bewegen, liegt zwischen 1,4 % oTM und 10,8 % oTM (MW = 4,1 % oTM). Im Vergleich dazu zeigen stabile MBA-Materialien (Heiß-Ziegler, 2000) etwas höhere Gehalte (3,3 bis 16,4 % oTM) und Komposte (Binner & Tintner, 2006) deutlich höhere Gehalte (10 bis 45 % oTM) an extrahierbaren Huminsäuren.

Im Zuge der Belüftungsversuche im Labor konnte eine Veränderung sowohl der Gehalte der Fulvosäuren als auch der Huminsäurefraktion beobachtet werden (Abb. 5-7). Das aerobisierte Material zeigt die Bildung von Fulvosäuren innerhalb der ersten beiden Monate und die Bildung von Huminsäuren im Anschluss daran. Dies entspricht der Theorie, dass beim aeroben Umwandlungsprozess von organischer Substanz zunächst niedermolekulare Verbindungen gebildet werden, die in weiterer Folge zu höhermolekularen Huminsäuren umgewandelt werden.

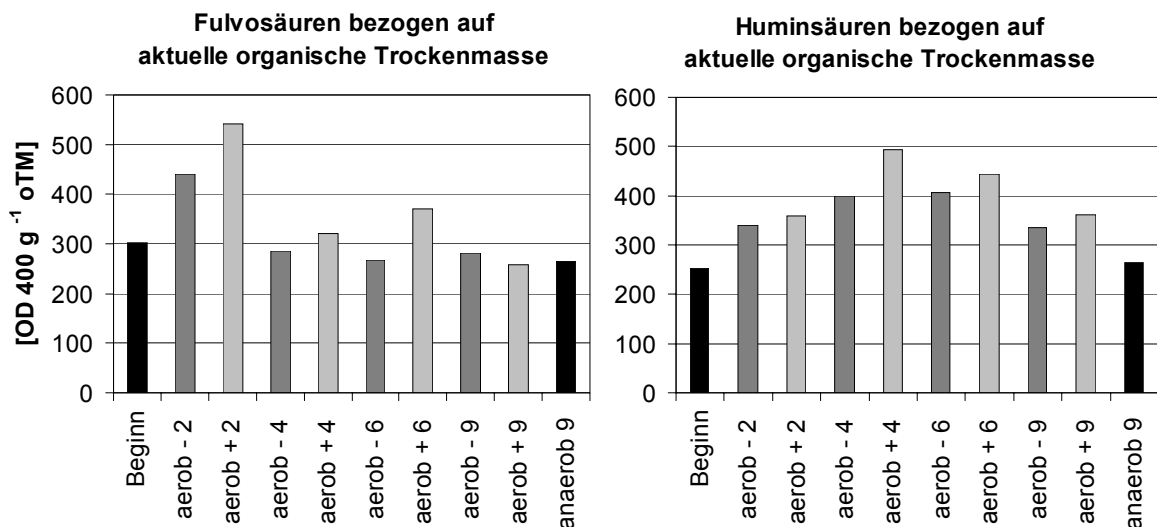


Abb. 5-7: Entwicklung der extrahierbaren Fulvo- und Huminsäuren bezogen auf organische Trockenmasse im Lauf der Säulenversuche (VR1)
 2, 4, 6, 9...Versuchsdauer [Monate]
 -...Belüftungsrate von 0,033 l h⁻¹ kg⁻¹ TM;
 +...Belüftungsrate von 0,066 l h⁻¹ kg⁻¹ TM

Es zeigt sich jedoch auch, dass die zu Beginn der Aerobisierung gebildeten Huminsäuren nicht langfristig stabil sind, sondern im Stadium der fortschreitenden Belüftung wieder abgebaut oder umgebaut bzw. ausgewaschen werden. Aulin & Neretnieks (1997) vermuten, dass unter zunächst anaeroben Bedingungen gebildete huminstoffähnliche Substanzen bei Einstellung aerober Zustände wieder instabil werden. Dies könnte ein Grund für diesen Rückgang sein. Die Huminsäuren könnten aber auch zu stabileren, nicht extrahierbaren (und daher nicht erfassbaren) Huminen umgebaut worden sein.

Im Feldversuch wurde ausgehend von einem Mittelwert von 4,1 % oTM nach 2,5 Jahren Belüftung ein mittlerer Gehalt von 4,8 % oTM erreicht (siehe Abb. 4-6). Aufgrund der großen Streuung der Werte ist ein signifikanter Unterschied jedoch nicht nachzuweisen. Diese Steigerung von 0,7 % oTM entspricht einem Kohlenstoffgehalt von $0,8 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$. Das bedeutet, dass durch Belüftung über 2,5 Jahre eine Menge von $0,8 \text{ g C kg}^{-1} \text{ TM}$ durch die Bildung von Huminsäuren festgelegt (fixiert) wurde.

Über das Verhältnis zwischen der Absorption bei 400 und 600 nm (E4/E6-Quotient) lassen sich Aussagen über den Polymerisationsgrad der Fulvo- bzw. Huminsäuren treffen, wobei mit sinkendem Quotienten der Polymerisationsgrad steigt (Schnitzer, 1978). Die Werte für den E4/E6-Quotient aller Proben der Ausgangsbeprobung der Deponie Mannersdorf liegen bei der Fraktion der Fulvosäuren zwischen 4,9 und 10,8 (MW = 7,4) und jene der Huminsäuren zwischen 2,5 und 5,8 (MW = 4,2). Dies verdeutlicht den höheren Polymerisationsgrad (höheres Molekulargewicht, aromatische Strukturen) der Huminsäuren im Vergleich mit den Fulvosäuren.

Generell liegen diese Werte sowohl für Fulvo- als auch für Huminsäuren deutlich unter jenen, wie sie von Zach (2000) in MBA-Material gefunden wurden (Fulvosäuren: 8 bis 14, Huminsäuren: 5 bis 6). Auch für Komposthuminsäuren wurden von Grassinger (1998) höhere Werte ermittelt (Fulvosäuren: 9 bis 13, Huminsäuren: 5 bis 6). Dies kann daraus resultieren, dass aufgrund der langen Ablagerungsdauer (10 bis 30 Jahre) die Fulvo- bzw. Huminsäuren im Abfall bereits eine ausgeprägte aromatische Struktur (hoher Polymerisationsgrad) erreicht haben. Es kann aber auch aufgrund von Auswaschung zu einem Austrag von niedermolekularen Komponenten kommen, wodurch ebenfalls der Polymerisationsgrad erhöht wird.

Bei Belüftung zeigt sich der Polymerisationsgrad der Huminsäuren annähernd unverändert (Abb. 5-8). Der E4/E6-Quotient der Fulvosäuren jedoch steigt im Laufe der Belüftung von MW = 7,5 auf MW = 10,0 signifikant (t-test, $p < 0,002$) an. Dies lässt darauf schließen, dass es im Zuge der Belüftung verstärkt zu einer Neubildung niedermolekularer Fulvosäuren kommt, deren Polymerisationsgrad noch gering ist.

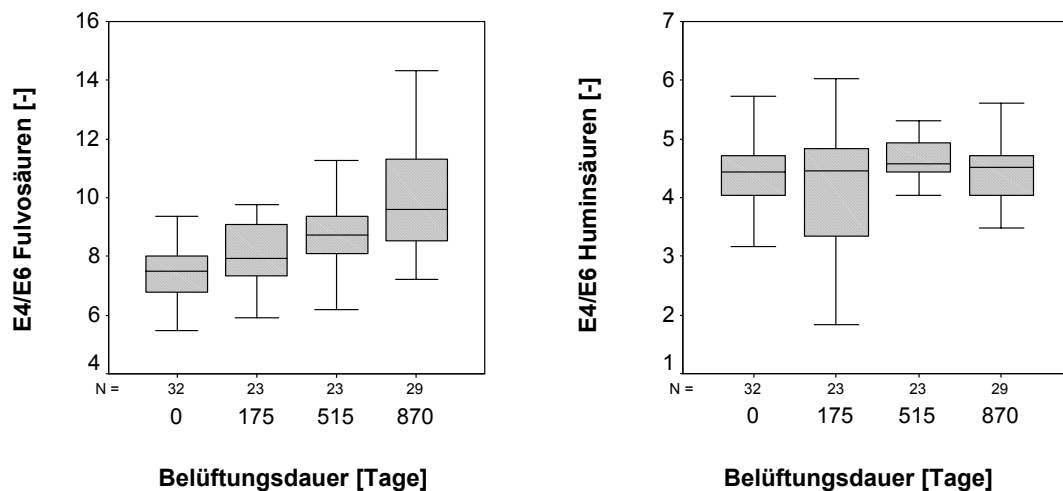


Abb. 5-8: Entwicklung des Verhältnisses der Extinktionen bei 400 nm und 600 nm (E4/E6) der Fulvo- und Huminsäurefraktion im Lauf der Belüftung beim Feldversuch; (Median, Interquartilbereich, Spannweite; Ausreißer entfernt)

5.3.1.4 Nicht säurehydrolyzierbarer Stickstoff

Die Werte für den Anteil an nicht säurehydrolyzierbarem Stickstoff ($N_{\text{ni.hyd}}$) liegen für die untersuchten Proben des Materials der Deponie Mannersdorf (VA02) im Mittel bei 35,9 % TN. Das bedeutet, dass ca. ein Drittel des vorhandenen Stickstoffs gegenüber einer Mineralisierung als sehr widerstandsfähig anzusehen ist. Frühere Untersuchungen (z.B. Mostbauer et al., 2004) zeigten jedoch, dass dieser Parameter üblicherweise zu einer Unterschätzung des nicht abbaubaren Anteils führt, d.h. es kann davon ausgegangen werden, dass dieser Anteil wesentlich höher ist. Weder die Ergebnisse der Laborversuche, noch jene des Feldversuchs zeigen, dass es durch die Belüftung zu einer signifikanten Veränderung dieses Parameters kommt.

Heiß-Ziegler (2000) ermittelte in Untersuchungen von MBA-Prozessen einen Wert von ca. 20 % TN für das Inputmaterial und ca. 40 % TN für dasselbe Material nach 24-wöchiger Rotte. Das Material der Deponie Mannersdorf liegt im Mittel somit in derselben Größenordnung, jedoch konnte der bei der MBA-Rotte ermittelte Anstieg des stabilen Anteils nicht festgestellt werden. Heiß-Ziegler (2000) fand weiters einen engen Zusammenhang zwischen $N_{\text{ni.hyd}}$ und dem Huminsäuregehalt, bezogen auf organische Trockenmasse ($n = 16$; $r = 0,89$), was darauf schließen ließ, dass bei aerober Behandlung Stickstoff vermehrt in Huminstoffen festgelegt wird. Bei den Untersuchungen zur Deponiebelüftung zeigt sich dieser Zusammenhang nicht.

Aufgrund der aufwändigen Bestimmung, der z.T. schlechten Reproduzierbarkeit (geringe Gehalte an Gesamtstickstoff, kleine Probemenge, Einfluss des Restwassergehalts) und v.a. der begrenzten Aussagekraft ist dieser Parameter zur Überprüfung des Sanierungsverlaufes einer Deponiebelüftung nicht geeignet.

5.3.2 Biologische Reaktivität

5.3.2.1 Atmungsaktivität

Die Atmungsaktivität eines Abfallmaterials gibt Auskunft über die momentane biologische Aktivität des Materials. Die Werte der untersuchten Proben vor Belüftungsbeginn bewegen sich in einem Bereich von 0,6 bis 7,5 $\text{mg O}_2 \text{g}^{-1} \text{TM}$ ($\text{MW} = 3,4 \text{ mg O}_2 \text{g}^{-1} \text{TM}$) und liegen somit größtenteils deutlich unter dem Grenzwert, welcher laut österreichischer Deponieverordnung (1996 idF 2004) für die Ablagerung von MBA-Material auf Massenabfalldeponien gefordert wird (7,0 $\text{mg O}_2 \text{g}^{-1} \text{TM}$).

Trotz dieser fortgeschrittenen biologischen Stabilisierung des Materials kann durch die Belüftung im Feldversuch ein signifikanter Rückgang (t-test; $p < 0,001$) erreicht werden (siehe Abb. 4-7). In den Säulenversuchen im Labor werden innerhalb kurzer Zeit Werte $< 1,0 \text{ mg O}_2 \text{g}^{-1} \text{TM}$ erreicht. Bereits nach 6 Monaten Belüftung ist die Reaktivität mit Werten $< 0,3 \text{ mg O}_2 \text{g}^{-1} \text{TM}$ vergleichbar mit jener, wie sie z.B. von Huber-Humer (2001) für einen Boden (humusreiche Gartenerde) ermittelt wurde (0,2 $\text{mg O}_2 \text{g}^{-1} \text{TM}$). Ritzkowski (2004) stellte in Laborversuchen (DSR) mit einer vergleichbaren Belüftungsrate nach 660 Versuchstagen eine Reduktion der AT_4 von 2,9 auf 0,4 $\text{mg O}_2 \text{g}^{-1} \text{TM}$ fest.

Für das untersuchte Material besteht ein geringer Zusammenhang ($r = 0,51$; $n = 212$) zwischen der Reaktivität (AT_4) und dem Gehalt an gesamtem organischem Kohlenstoff (TOC). Abb. 5-9 zeigt diesen Zusammenhang für die Feststoffproben der beiden Säulenversuchsreihen. Obwohl die Korrelation der beiden Parameter gering ist, ergibt sich bei dieser Darstellung ein aussagekräftiges Bild, das für alle Proben beider Versuchsreihen - trotz unterschiedlicher Randbedingungen (Versuchsdauer, Bewässerungsrate, Belüftungsrate) - gleich ist. Ausgehend von ähnlichen Anfangswerten reduziert sich im unbelüfteten Zustand nur die Atmungsaktivität geringfügig, der TOC hingegen bleibt unverändert. Bei Belüftung jedoch geht die Atmungsaktivität stark zurück und der TOC reduziert sich geringfügig um 10 bis 30 %. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die Reduktion des TOC auch bei lang anhaltender Belüftung nur innerhalb des biologisch abbaubaren Anteils von 28 % (siehe Kap. 5.2) bewegen kann. Die Reaktivität (AT_4) jedoch kann bis unter die Nachweisgrenze reduziert werden.

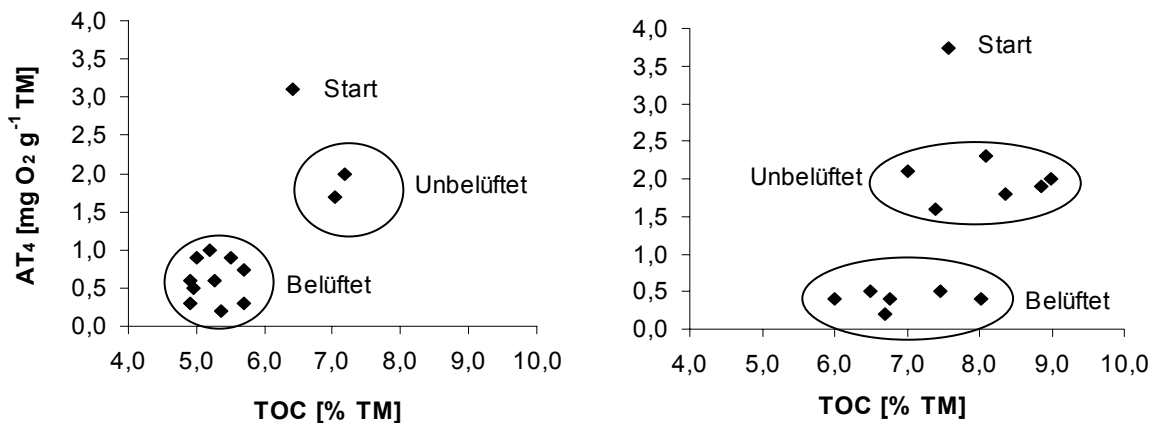


Abb. 5-9: Zusammenhang zwischen AT_4 und TOC der Säulenversuche (links: VR1; rechts: VR2)

Obwohl die untersuchten Proben z.T. hohe Toxizitäten aufwiesen, führte dies zu keinen ausgeprägten lag-Phasen bei der Durchführung des Tests. Daher zeigte sich, dass die Atmungsaktivitäten über 4 bzw. 7 Tage (AT_4 bzw. AT_7) für alle untersuchten Proben (Feld- und Laborversuche) hochkorreliert sind ($n = 157$; $r = 0,9933$; $AT_7 = 0,13 + 1,4 \cdot AT_4$). Daher erscheint für Material von Ablagerungen kommunaler Abfälle die Bestimmung der AT_4 als Maß für den Gehalt an aerob mikrobiell umsetzbarer organischer Substanz ausreichend.

5.3.2.2 Gasspendensumme

Die Bestimmung der Gasspendensumme über einen ausreichend langen Zeitraum wird (z.B. von Binner et al. 1998) als jener Parameter angesehen, der am besten Auskunft über das Restgasbildungspotenzial von kommunalen Abfällen bei Ablagerung unter anaeroben Bedingungen gibt. Daher fand die Gasspendensumme (GS_{21}) auch Eingang in die österreichische Deponieverordnung (1996 idF 2004), um die Reaktivität von MBA-Material bei dessen Deponierung auf Massenabfalldeponien zu begrenzen. In Relation zu dem geforderten Grenzwert von $GS_{21} = 20 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ zeigt das Material der Deponie Mannersdorf mit einem Maximalwert von

$GS_{21} = 13,5 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ ($MW = 6,2 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$) eine geringe Gasbildung. Bei Belüftung in den Säulenversuchen wird die Gasbildung innerhalb kurzer Zeit praktisch eingestellt ($< 0,1 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$). Beim Feldversuch ist die stark abnehmende Tendenz ebenfalls deutlich zu erkennen (Probenahme A: $MW = 6,2 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$; Probenahme D: $MW = 1,6 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$).

Die Ermittlung der Gasspendensumme über einen Zeitraum von 90 Tagen zeigt einen starken Zusammenhang zwischen GS_{21} und GS_{90} ($n = 32$; $r = 0,9938$; $GS_{90} = 0,55 + 1,42 * GS_{21}$). D.h. die aufwändigere Ermittlung der Gasspendensumme über 90 Tage liefert keine entscheidenden zusätzlichen Informationen. Um die langfristige Gasbildung zu untersuchen, wurde für 6 Proben der Inkubationsversuch über einen Zeitraum von 730 Tagen betrieben und der Zusammenhang zwischen Werten für GS_{21} und jenen für GS_{240} , GS_{400} bzw. GS_{730} geprüft (Tab. 5-2). Es bestehen sehr gute Zusammenhänge zwischen der GS_{21} und der Gasbildung über wesentlich längere Zeiträume. D.h. trotz der unterschiedlichen Gasbildungen der Proben kommt es in keiner Phase zu außergewöhnlich hohen oder niedrigen Gasbildungsraten.

Tab. 5-2: Ergebnisse der Regressionsstatistik für GS_{21} und Gasspendensummen über unterschiedliche Versuchszeiträume (GS_{240} , GS_{400} bzw. GS_{730})

Unabh. Variable	GS_{21}	GS_{21}	GS_{21}
Abh. Variable	GS_{240}	GS_{400}	GS_{730}
Korrelationskoeffizient	0,9946	0,9919	0,9876
n	6	6	6
Regressionsgerade	$GS_{240}=1,89+1,39*GS_{21}$	$GS_{400}=2,46+1,45*GS_{21}$	$GS_{730}=3,16+1,51*GS_{21}$

Jene Anteile am gesamten Gasbildungspotential (näherungsweise angenommen mit GS_{730}), welche mit der Bestimmung der Gasspendensumme über 21 Tagen (GS_{21}) erfasst werden, zeigen große Unterschiede für die unterschiedlich stabilen Materialien. Tab. 5-3 zeigt die Gasspendensummen von 6 ausgewählten Proben über unterschiedliche Versuchszeiträume und deren Anteile am gesamten Gasbildungspotential.

Tab. 5-3: Gasspendensummen von 6 ausgewählten Proben über unterschiedliche Versuchszeiträume (GS_{21} , GS_{90} , GS_{240} , GS_{400} , GS_{730}) und deren Anteile am gesamten Gasbildungspotential (GS_{730})

Probe	Einheit	GS_{21}	GS_{90}	GS_{240}	GS_{400}	GS_{730}
B1	$\text{NI kg}^{-1} \text{ TM}$	1,2	2,0	2,7	3,2	3,8
	% v. GS_{730}	32	53	71	84	100
B2	$\text{NI kg}^{-1} \text{ TM}$	2,0	3,8	5,0	5,6	6,4
	% v. GS_{730}	31	59	78	88	100
B3	$\text{NI kg}^{-1} \text{ TM}$	3,1	4,9	6,2	6,9	7,8
	% v. GS_{730}	40	63	79	88	100
B4	$\text{NI kg}^{-1} \text{ TM}$	3,5	5,7	7,6	8,7	10,0
	% v. GS_{730}	35	57	76	87	100
B5	$\text{NI kg}^{-1} \text{ TM}$	9,2	12,6	14,3	15,2	16,2
	% v. GS_{730}	57	78	88	94	100
B6	$\text{NI kg}^{-1} \text{ TM}$	10,9	15,1	17,2	18,4	20,0
	% v. GS_{730}	55	76	86	92	100

Für die Probe B1 mit dem geringsten Wert für GS_{730} werden mittels Bestimmung von GS_{21} nur 32 % der gesamten Gasbildung erfasst, für die Probe B6 mit dem höchsten Wert für GS_{730} bereits 55 % von GS_{730} . Mit der Gasbildung über 21 Tage wird folglich in Relation zum gesamten Gasbildungspotential umso weniger erfasst, je stabiler das Material ist. Dies gilt auch für die Gasbildungssummen zu anderen Zeitpunkten.

Der Zusammenhang der beiden Reaktivitätsparameter (AT und GS) für Abfallmaterial wurde schon in einigen Studien beschrieben. Binner et al. (1999) fanden für MBA-Material eine hohe Korrelation zwischen den Parametern ($n = 39$; $r = 0,895$; $AT_4 = 0,731 + 0,520 \cdot GS_{21}$). Das anaerob gelagerte Material der Deponie Mannersdorf zeigt vor Beginn der Belüftung (Probenahme A) einen sehr schlechten Zusammenhang zwischen AT_4 und GS_{21} ($n = 10$; $r = 0,58$). Jedoch weisen Proben, die im Laufe der Belüftungsmaßnahme entnommen wurden (Probenahme B+C) einen stärkeren Zusammenhang auf ($n = 11$; $r = 0,96$). Generell zeigt also das Material der Altablagerung einen schwachen Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und Gasbildung, jedoch steigt die Korrelation, mit zunehmender Dauer der Belüftung.

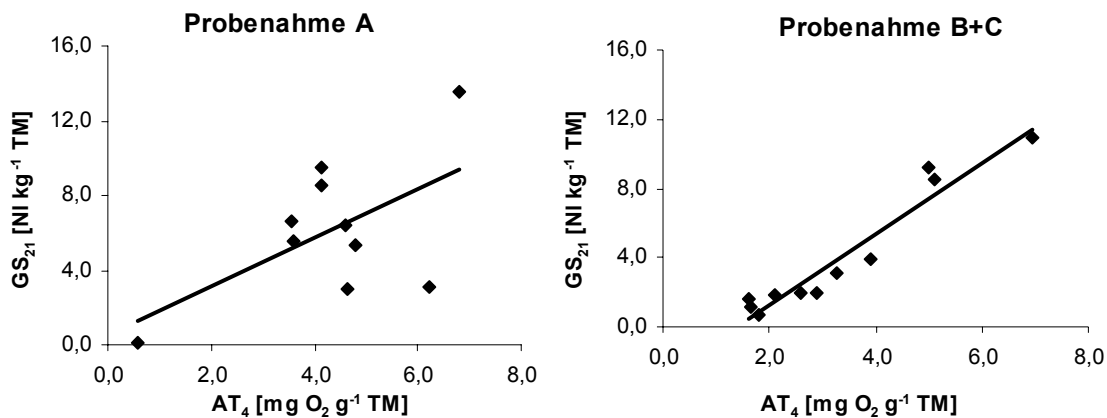


Abb. 5-10: Zusammenhang zwischen AT_4 und GS_{21} für anaerob gelagertes Ausgangsmaterial (Probenahme A) und belüftetes Material (Probenahme B+C) der Deponie Mannersdorf

Beim Vergleich von Atmungsaktivität und Gasbildung konnte weiters beobachtet werden, dass die Gasbildung (GS_{21}) bei fortschreitender Stabilisierung stärker reduziert wird, als die Atmungsaktivität (AT_4). Dadurch nimmt der Verhältniswert von GS_{21} zu AT_4 im Zuge der Aerobisierung ab. Abb. 5-11 (links) zeigt diesen Verhältniswert bei 38 Proben der Deponie Mannersdorf bezogen auf die Atmungsaktivität (eingeteilt in 3 Gruppen: < 2 , 2 bis 5 und > 5).

Es wird deutlich, dass bei erhöhter Stabilität die Gasbildung in Relation zur Atmungsaktivität stärker abnimmt. Diese Entwicklung wird durch die statistische Auswertung von Analysedaten von MBA-Material deutlich bestätigt. Abb. 5-11 (rechts) zeigt den Verhältniswert von GS_{21} zu AT_4 von 21 Proben aus unterschiedlichen MBA-Anlagen aus Österreich und Deutschland (Daten in Binner, 1999).

Dies lässt sich dadurch erklären, dass bestimmte organische Verbindungen im anaeroben Milieu stabil sind, wodurch sie nicht zur Gasbildung beitragen, aber unter aeroben Bedingungen abgebaut werden können und somit die Atmungsaktivität erhöhen. Daher nimmt die anaerob verfügbare Organik in

Relation zur aerob abbaubaren organischen Substanz mit zunehmender Stabilität des Abfalls ab und folglich auch die Gasbildung in Relation zur Atmungsaktivität.

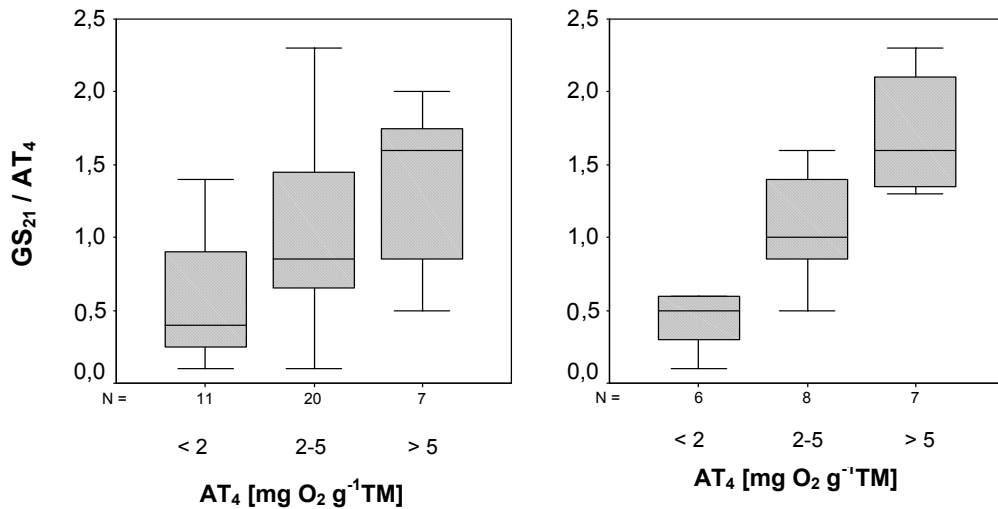


Abb. 5-11: Entwicklung des Verhältniswerts von GS₂₁ / AT₄ bei unterschiedlichen Stabilitätszuständen für Proben der Deponie Mannersdorf (links) und Proben aus verschiedenen MBA-Materialien (Binner et al. 1999)

Daraus lässt sich für die untersuchten, stabilen Materialien (Altablagerung, MBA) näherungsweise ableiten, dass

- bei einer AT₄ von > 5 mg O₂ g⁻¹ TM die GS₂₁ den 1,5-fachen Wert der AT₄,
- bei einer AT₄ von 2 bis 5 mg O₂ g⁻¹ TM die GS₂₁ den 1,0-fachen Wert der AT₄ und
- bei einer AT₄ von < 2 mg O₂ g⁻¹ TM die GS₂₁ den 0,5-fachen Wert der AT₄ beträgt.

5.3.3 Infrarot Spektroskopie

Wie die Ergebnisse in Kap. 4.1.3.3 und 4.2.3.3 zeigen, lässt sich der hohe Stabilitätsgrad des Materials der Deponie Mannersdorf durch die Auswertung der infrarot-spektroskopischen Untersuchungen verdeutlichen. Es treten in den IR-Spektren des untersuchten Materials nur wenige Banden auf, die typisch für organische Bestandteile in Siedlungsabfällen sind (Indikatorbanden). Für MBA-Material existieren Vorschläge (Smidt et al., 2002), wonach als Kriterium für einen Stabilitätszustand, bei dem eine nachhaltig emissionsarme Deponierung des Materials gewährleistet ist, die Abwesenheit folgender Banden im Spektrum herangezogen werden kann:

- bei 1240 - 1260 cm⁻¹
- bei 1570 - 1540 cm⁻¹
- bei 1740 - 1720 cm⁻¹
- bei ~1320 cm⁻¹

In den Spektren der Proben der Deponie Mannersdorf treten Banden mit einem Maximum bei 1240 bis 1260 cm^{-1} (C-O Schwingung in Karbonsäuren, C-N Schwingung in Amiden) entweder nur als Schulter oder gar nicht auf. In Spektren frischer kommunaler Abfälle ist diese Bande zumeist deutlich erkennbar. Die Bande mit einem Maximum bei $1540\text{ bis }1570\text{ cm}^{-1}$, die durch N-H-Gruppen aus Amiden verursacht wird, ist nur in Spektren von wenigen Proben der Deponie Mannersdorf, und in denen ausschließlich als Schulter ausgebildet. Das Auftreten dieser Bande wurde in bisherigen Untersuchungen insbesondere in sehr reaktivem Material, wie frischen kommunalen Abfällen oder Klärschlämmen, beschrieben. Im Zuge der Stabilisierung mittels mechanisch-biologischer Behandlung verschwindet diese Bande im Originalspektrum (Smidt et al., 2002).

Weitere „Indikatorbanden“ treten in den Spektren der untersuchten Proben nicht auf. Darunter fallen jene mit einem Maximum bei einer Wellenzahl von $1720\text{ bis }1740\text{ cm}^{-1}$. Bei dieser Frequenz absorbieren C=O-Bindungen in Ketonen, Aldehyden und Estern. Aus früheren Untersuchungen (Smidt & Schwanninger, 2005) ist bekannt, dass diese Bande im Hausmüll zwar gering - aber deutlich visuell erkennbar – auftritt und im Zuge einer Stabilisierung durch mechanisch-biologische Vorbehandlung völlig verschwindet. Auch die Bande mit einem Maximum bei $\sim 1320\text{ cm}^{-1}$ (C-N Schwingung in aromatischen Aminen) tritt in den untersuchten Spektren nie auf. Diese nimmt im Verlauf von MBA- oder Kompostierungsprozessen zunächst an Intensität zu. Im Stadium erfolgter Stabilisierung tritt sie nicht auf. Daher ist das Auftreten dieser Bande ein guter Indikator für Stabilisierungsprozesse von organischer Substanz (Smidt, 2001). Banden bei $\sim 1080\text{ cm}^{-1}$ und $\sim 1165\text{ cm}^{-1}$ (C-O-C Schwingungen in Polysacchariden), die in Abfallmaterialien durch hohe Gehalte an Zellulose verursacht sein können, treten in den untersuchten Spektren (zumindest als Schulter) auf. Da es aber in diesem Bereich zu Überlagerungen mit Banden durch Si-O-Si-Schwingungen in Quarz kommt, sind jene Banden als Indikator für den Stabilitätsgrad ungeeignet.

Da in den Spektren der untersuchten Proben bereits zu Beginn der Aerobisierung das Auftreten der beschriebenen typischen Organik-Banden selten ist, ist der Nachweis einer erfolgten Stabilisierung über deren „Verschwinden“ beschränkt. Es wurde daher nach Veränderungen in der Intensität der vorhandenen Banden gesucht, welche im Zusammenhang mit der weitergehenden Stabilisierung des Materials stehen. Eine im Absorptionsspektrum visuell erfassbare Veränderung der Intensität der Banden bei 2925 cm^{-1} und bei 1630 cm^{-1} im Zuge der Aerobisierung ist nicht gegeben. Es kann jedoch beobachtet werden, dass es im Verlauf der Aerobisierung des Materials zu einer moderaten Abnahme der Intensität der Methylenbande ($\sim 2925\text{ cm}^{-1}$) und einer geringfügigen Zunahme der Intensität der Bande mit einem Maximum bei 1630 cm^{-1} kommt. Es wurden daher die Intensitäten der beiden Banden ermittelt und das Verhältnis zueinander ($2925/1630$) berechnet.

Dieser Verhältniswert der Intensitäten der beiden Banden liegt für alle beobachteten Ablagerungsproben in einem Bereich von 0,20 bis 1,23. Die Veränderung dieses Verhältniswerts der Proben aus den Laborversuchen ist in Abb. 5-12 dargestellt. Es zeigt sich, dass im Lauf der Belüftung eine Reduktion des ursprünglichen Wertes (0,47 bzw. 0,46) um bis zu 40 % bzw. 57 % erreicht wird, während im anaeroben Milieu der Wert annähernd gleich bleibt.

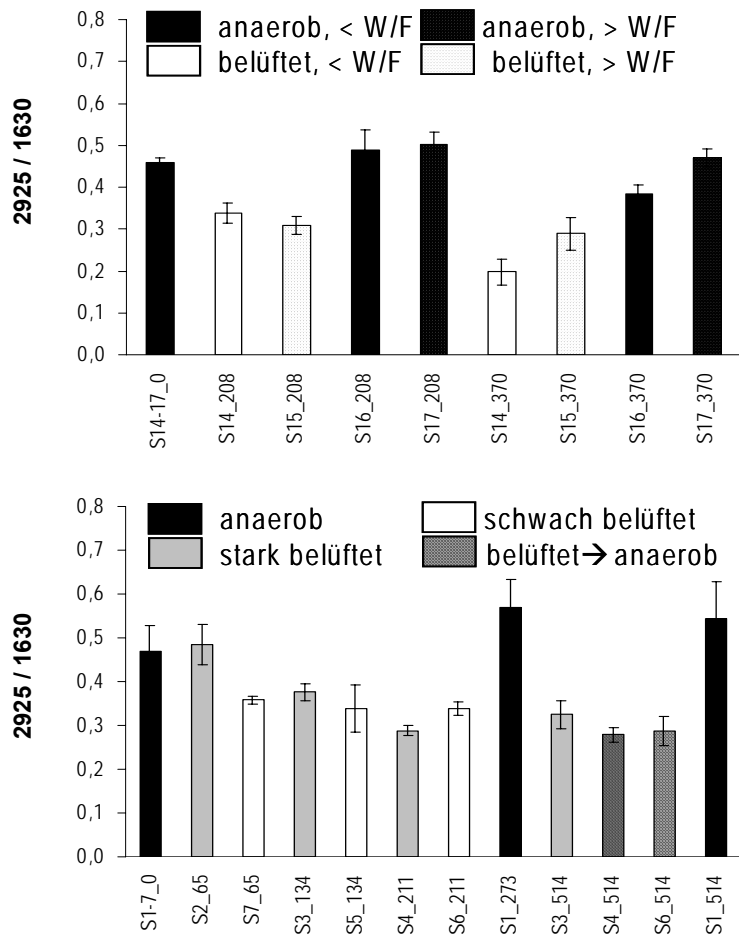


Abb. 5-12: Verlauf des Verhältnisses der Bandenintensitäten bei 2925 und 1630 cm^{-1} der Feststoffproben aus den Säulenversuchen (Mittelwerte mit Standardabweichung aus jeweils 3 - 5 Wiederholungsmessungen)
 < W/F $\sim 0,0015 \text{ l d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$; > W/F $\sim 0,006 \text{ l d}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$

Begründet werden kann dies damit, dass es durch den Abbau an leicht verfügbaren organischen Substanzen, die einen vergleichsweise hohen Anteil an aliphatischen Methyl- und Methylgruppen besitzen, zu einer messbaren Verringerung der Bande bei 2925 cm^{-1} kommt. Die Zunahme der Intensität der Bande bei 1630 cm^{-1} könnte durch die verstärkte Bildung von Carboxylaten beim Einsetzen der aeroben mikrobiellen Aktivität verursacht sein. Da aber auch bei fortgeschrittener Aerobisierung diese Bande nicht wieder an Intensität verliert, ist als Ursache für die verhältnismäßige Zunahme der Intensität der Bande die Anreicherung von schwer abbaubaren (aromatischen) Verbindungen wahrscheinlicher. Das bedeutet, dass dieser Faktor als Verhältniswert von leicht verfügbaren organischen Substanzen in Relation zu schwer abbaubaren Verbindungen interpretiert werden kann.

Auch im Zuge des Belüftungsprozesses beim Feldversuch zeigt sich, dass mit zunehmender Stabilität der Verhältniswert abnimmt (Abb. 5-13). Dabei wird anfänglich eine Zunahme von 0,57 (MW, n = 25) auf 0,61 (MW, n = 23) beobachtet. Dieser Anstieg in der Anfangsphase wurde auch bei der Entwicklung des CSB im Eluat beobachtet, und lässt auf eine Mobilisierung (Freisetzung) von gebundenen Substanzen in der Anfangsphase der Belüftung schließen. Im weiteren Verlauf der

Belüftung kommt es jedoch zu einer signifikanten (t-test; $p < 0,005$) Abnahme um 25 % des Ausgangswertes auf 0,43.

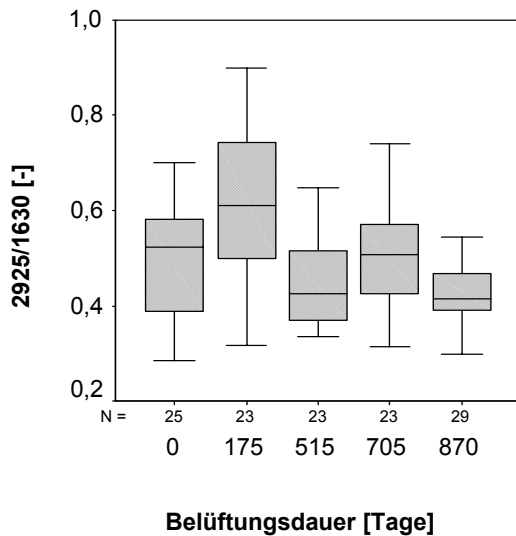


Abb. 5-13: Verlauf des Verhältnisses der Bandenintensitäten bei 2925 und 1630 cm^{-1} der Feststoffproben des Feldversuchs

Aufgrund des Auftretens bzw. Nichtauftretens der typischen Organik-Indikatorbanden und der Veränderung der Intensität der Banden bei 2925 und 1630 cm^{-1} bei den untersuchten Materialien der Deponie Mannersdorf ergibt sich, dass

- die Veränderung des Auftretens der Bande bei 1720 bis 1740 cm^{-1} und jener bei 1320 cm^{-1} für relativ stabile Ablagerungen nicht als Indikatoren für erhöhte Stabilität im Zuge der Belüftung herangezogen werden kann, da sie bereits im Ausgangsmaterial nicht auftreten.
- die Veränderung des Auftretens der Bande bei 1540 bis 1570 cm^{-1} für stabile Ablagerungen ebenfalls nicht herangezogen werden, da sie nur vereinzelt auftritt, jedoch bei etwas reaktiveren Ablagerungen ein brauchbarer Indikator sein kann.
- die Veränderung des Auftretens der Bande bei 1240 bis 1260 cm^{-1} auch noch für stabile Altablagerungen als Indikator herangezogen werden kann.
- die Veränderung der Intensitäten der Bande bei 2925 und 1630 cm^{-1} bzw. deren Verhältnis zueinander Aussagen über den Verlauf des Stabilisierungsprozesses zulassen.

5.3.4 Eluierbare Substanzen

Das Abfallmaterial der Deponie Mannersdorf zeigt, obwohl Gehalt (TOC) und Reaktivität (AT_4) der Organik gering sind, noch ein erhebliches Emissionspotential über den Sickerwasserpfad, was durch die Analysen eluierbarer Substanzen verdeutlicht wird. Alle entnommenen Feststoffproben der ersten Probenahme vor Belüftung (32 Proben) zeigen bei den Parametern CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ deutliche Überschreitungen der Maßnahmenschwel­lenwerte der ON S 2088-1 (Tab. 2-7). Diese Werte

(NH₄: 50 mg kg⁻¹ TM; CSB: 800 mg O₂ kg⁻¹ TM) werden um den Faktor 8 (CSB) bzw. 20 (NH₄-N) überschritten.

Tab. 5-4 zeigt die Größenordnung in der die Werte für BSB₅, CSB und NH₄-N der Deponie Mannersdorf liegen. Der Vergleich mit einer deutschen Haus- und Gewerbemülldeponie mit ähnlicher Müllzusammensetzung und vergleichbarem Ablagerungsalter (5 bis 18 Jahre) zeigt die gleiche Größenordnung, jedoch erreicht die Deponie Mannersdorf etwas höhere Maximalwerte. Der Vergleich mit MBA-Material zeigt, dass frischer Restmüll (3 Wochen Rotte) eine 10 bis 100-fache organische Belastung (BSB₅, CSB) und eine bis zu 10-fache Konzentration an Ammonium im Eluat aufweist. Aerob stabilisierter Restmüll nach 20 Wochen Rottedauer weist im Vergleich zum Material der Deponie Mannersdorf noch einen doppelt so hohen CSB-Wert auf, die Werte für BSB₅ und NH₄-N hingegen sind bereits geringer als jene des Deponiematerials.

Tab. 5-4: Ergebnisse der Eluatuntersuchungen der Deponie Mannersdorf und vergleichende Daten von Abfallmaterial einer deutschen Deponie und von 2 österreichischen MBA-Anlagen

Parameter	Einheit	Deponie Mannersdorf	Deponie A ¹	MBA 3 Wochen ²	MBA 20 Wochen ²
BSB ₅	mg kg ⁻¹ TM	450-5.610	410-1.500	20.000-44.000	900-1.900
CSB	mg kg ⁻¹ TM	860-11.070	3.030-9.710	66.000-85.000	16.500-27.000
NH ₄ -N	mg kg ⁻¹ TM	240-2.522	380-790	2.200-3.500	380-550

¹...Heyer (2003)

²...Binner et.al. (1998)

Dies zeigt die rasche Reduktion des biologischen Sauerstoffbedarfs bei aerober Behandlung, welche auch bei der In-Situ Aerobisierung beobachtet wird. Bei den Säulenversuchen ist der BSB₅ im Eluat nach 2-monatiger Belüftung nicht mehr nachweisbar und beim Feldversuch wird er innerhalb von 0,5 Jahren Belüftung halbiert und erreicht nach 2,5 Jahren Werte von < 10 % des Ausgangszustandes. Da der BSB₅ die biologisch leicht abbaubaren organischen Substanzen beschreibt (welche bei Belüftung rasch reduziert werden) ist dies jener Parameter, der den Einfluss der Belüftung am schnellsten und deutlichsten widerspiegelt. Der CSB hingegen zeigt zum einen eine wesentlich langsamere Reduktion - beim Feldversuch wird er innerhalb von 2,5 Jahren Belüftung halbiert. Zum anderen wird in der Anfangsphase der Belüftung ein massiver Anstieg beobachtet. Aufgrund dieser sehr unterschiedlichen Entwicklungen von biologischem und chemischem Sauerstoffbedarf im Zuge der Belüftung kann kein signifikanter Zusammenhang zwischen den beiden Parametern gefunden werden (n = 203; r = 0,52), d.h. die Bestimmung beider Parameter ist sinnvoll, da sich ergänzende Informationen geliefert werden.

Die Entwicklung der eluierbaren Stickstoffverbindungen Ammonium, Nitrit und Nitrat bestätigen die Prozesse, welche auch im Sickerwasser beobachtet werden. Beim Feldversuch erscheint die Reduktion an Ammonium um 30 % relativ gering, jedoch ist zu beachten, dass die erhöhte Nachlieferung von NH₄-N durch die verstärkte Mineralisierung organischer Stoffe (bedingt durch den Temperaturanstieg) den Verbrauch von gelöstem NH₄-N durch Nitrifikation ausgleicht. Dies bedeutet, dass nach Rückgang der Mineralisierung bei weiterer Belüftung ein rapider Rückgang der NH₄-N Konzentrationen möglich ist, ähnlich wie in den aerob betriebenen Versuchssäulen im Labor.

Für insgesamt 131 Proben (Feld- und Laborversuch) wurde neben CSB und BSB₅ im Eluat auch der Gehalt an TOC bestimmt. Dabei zeigt sich eine hohe Übereinstimmung von CSB und TOC ($n = 131$, $r = 0,93$; $\text{TOC} = 0,24 - 38,56 \cdot \text{CSB}$), jedoch ein schwacher Zusammenhang zwischen BSB₅ und TOC (siehe Abb. 5-14).

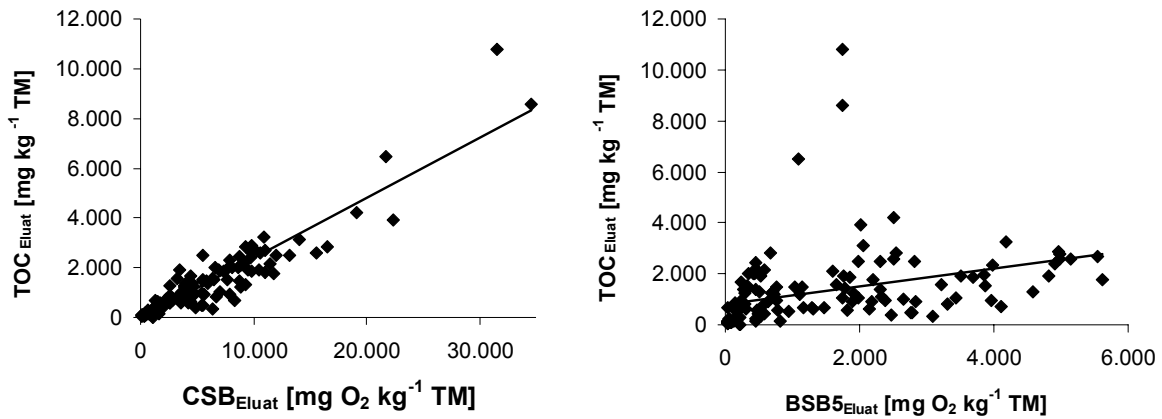


Abb. 5-14: Zusammenhang zwischen CSB und TOC ($n = 131$, $r = 0,93$) bzw. BSB₅ und TOC ($n = 131$, $r = 0,35$) im Eluat von Feststoffproben aus Feld- und Laborversuche, sowohl im anaeroben, als auch im belüfteten Zustand

Weiters zeigen sich gute Zusammenhänge zwischen den Parametern CSB und NH₄-N im Eluat und den jeweiligen Sickerwasserkonzentrationen zum selben Zeitpunkt (Abb. 5-15). Dies zeigt, dass mit Eluatuntersuchungen die Gefährdungssituation für das Schutzgut Grundwasser abgeschätzt werden kann. Für Altablagerungen ohne Sickerwasserfassung ist dies eine gute Möglichkeit das Emissionspotential über den Sickerwasserpfad zu charakterisieren, bzw. dessen Veränderung bei Aerobisierung zu beobachten. Um diesen Zusammenhang jedoch statistisch abgesichert erfassen zu können sind Untersuchungen im Feld notwendig

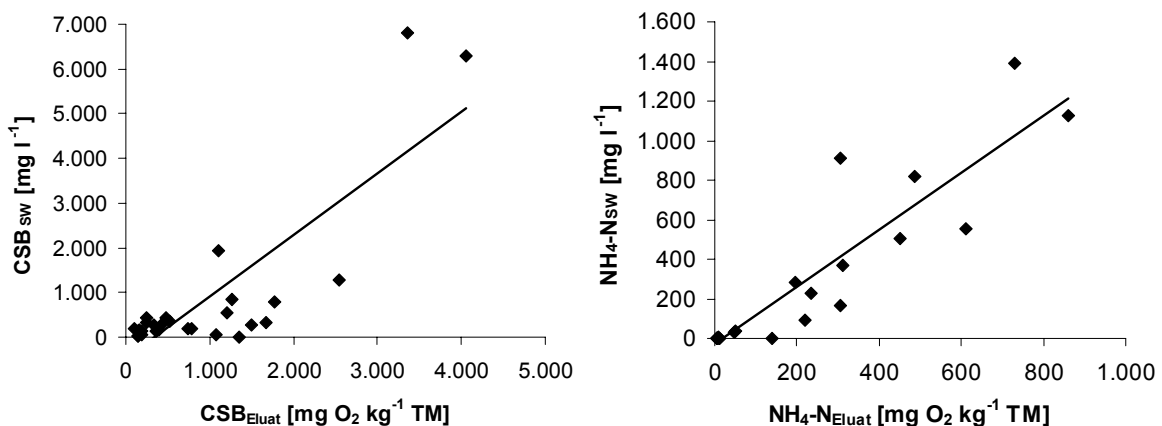


Abb. 5-15: Zusammenhang zwischen CSB im Eluat und CSB im Sickerwasser ($n = 30$, $r = 0,84$) bzw. zwischen NH₄-N im Eluat und NH₄-N im Sickerwasser ($n = 30$, $r = 0,92$) aus Versuchssäulen und DSR

5.4 Kohlenstoffbilanz

Die Veränderungen des Kohlenstoffpools bei Belüftung sind vom beschleunigten Kohlenstoffumsatz durch aerobe Abbau- und Umwandlungsreaktionen geprägt. Der Kohlenstoff wird über Gasphase und Sickerwasser ausgetragen sowie in stabile organische Verbindungen eingebaut. Tab. 5-5 und Abb. 5-16 zeigen die Kohlenstoffbilanz der Säulenversuche (jeweils der Ausgangszustand und 2 Säulen bei Belüftungsende). Es sind die Reduktionen des TOC sowie der Austrag von Kohlenstoff über die Gasphase (unterteilt in CO₂-C und CH₄-C) und über das Sickerwasser (DOC) berücksichtigt.

Tab. 5-5: Veränderungen im Kohlenstoffpool während der Belüftung bei den Säulenversuchen (Versuchsbeginn und je 2 Säulen bei Belüftungsende)

	TOC	TOC Reduktion	DOC Austrag	CH ₄ -C Austrag	CO ₂ -C Austrag	Ges-C Austrag
	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM
Versuchsreihe 1						
S1-7_0	64,1	-	-	-	-	-
S4_273	53,7	10,4	0,1	0,6	9,2	9,9
S6_273	49,5	14,6	0,1	0,7	11,6	12,4
Versuchsreihe 2						
S14-17_0	75,8	-	-	-	-	-
S14_370	64,9	10,9	0,2	0,6	14,6	15,4
S15_370	67,7	8,1	0,4	0,5	18,5	19,4

S1-7_0 und S14-17_0: Versuchsstart

S4_273: 273 Tage belüftet; L/F: 219 l kg⁻¹ TM; W/F: 0,81 l kg⁻¹ TM

S6_273: 273 Tage belüftet; L/F: 456 l kg⁻¹ TM; W/F: 0,77 l kg⁻¹ TM

S14_370: 342 Tage belüftet; L/F: 642 l kg⁻¹ TM; W/F: 0,74 l kg⁻¹ TM

S15_370: 342 Tage belüftet; L/F: 642 l kg⁻¹ TM; W/F: 2,67 l kg⁻¹ TM

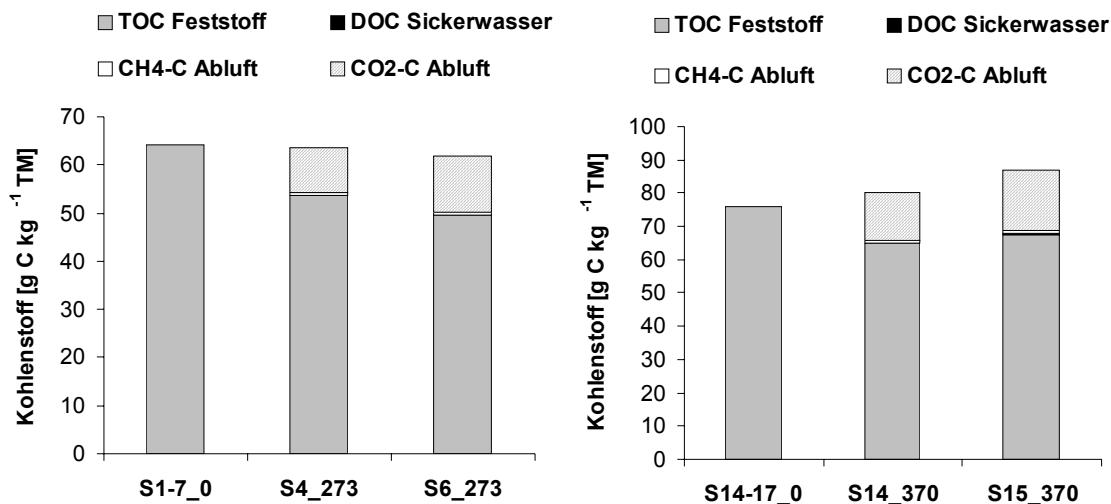


Abb. 5-16: Veränderungen im Kohlenstoffpool während der Belüftung bei den Säulenversuchen (Versuchsbeginn und je 2 Säulen bei Belüftungsende); links: VR1; rechts: VR2

Im Zuge der Belüftung kommt es zu einer Reduktion des TOC. Diese Reduktion ist sowohl über den TOC-Gehalt im Feststoff, als auch über den Kohlenstoff-Austrag über Sickerwasser und Gasphase

messbar. Die Reduktion des TOC im Feststoff bewegt sich in einem Bereich zwischen 8,1 und 14,6 g C kg⁻¹ TM bzw. 10,7 bis 22,8 % des TOC zu Beginn. Der gemessene gesamte Kohlenstoffaustrag liegt mit 9,9 bis 19,4 g C kg⁻¹ TM bzw. 15,4 bis 25,6 % TOC_{Anfang} zwar in derselben Größenordnung, jedoch zeigt sich, dass der Kohlenstoffabbau ermittelt als TOC-Reduktion und jener berechnet aus dem Kohlenstoffaustrag z.T. nur schlecht übereinstimmen. Die Schwierigkeiten bei der C-Bilanzierung wurden auch von Grassinger (1998) aufgezeigt. Die Hauptproblematik liegt dabei bei der Probenahme zur Bestimmung des TOC-Gehaltes im Feststoff. Da ein Großteil des TOC biologisch nicht abbaubar ist, ist die Reduktion gering und geringfügige Schwankungen aufgrund der Inhomogenität des Abfallmaterials wirken sich stark auf die Bilanz aus. Die Messung des C-Austrags liefert in der Regel verlässlichere Daten und ist bei der Ermittlung der TOC-Reduktion zu bevorzugen.

Weiters wird deutlich, dass der Anteil an Kohlenstoff, der über das Sickerwasser das System verlässt, sehr gering ist. Er beträgt für die dargestellten Versuchssäulen 0,1 bis 0,4 g C kg⁻¹ TM bzw. 0,4 bis 2,1 % des gesamten C-Austrages. Dies liegt im selben Bereich, wie er von Ritzkowski (2004) für ähnliche Laborversuche beschrieben wird (1 bis 2 %). Der weit größere Teil (> 98 %) wird über die Gasphase ausgetragen, aufgrund der aeroben Verhältnisse hauptsächlich in Form von CO₂ (93,6 bis 95,3 % des gesamten C-Austrages).

Der Feldversuch verdeutlicht die Schwierigkeit, eine Veränderung von bereits stabilem Abfall mittels TOC nachzuweisen. Trotz eines Kohlenstoffaustrages von 13,4 g C kg⁻¹ TM werden nach 2,5-jähriger Belüftung höhere Werte für den TOC gemessen (siehe Tab. 5-6). Die über das Sickerwasser ausgetragenen Gesamtfrachten sind in der gleichen Größenordnung wie bei den Säulenversuchen (< 1 %). Die ausgetragene Methanfracht ist aufgrund anaerober Teilbereiche im Deponiekörper etwas größer (11 %), jedoch erfolgt auch hier der Großteil (88 %) des C-Austrags in Form von CO₂-C.

Tab. 5-6: Veränderungen im Kohlenstoffpool während der Belüftung beim Feldversuch (Versuchsbeginn und bei Belüftungsende)

	TOC	TOC Reduktion	DOC Austrag	CH₄-C Austrag	CO₂-C Austrag	Ges-C Austrag
	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM	g kg ⁻¹ TM
A	79,3	-	-	-	-	-
E	82,5	-	0,1	1,5	11,8	13,4

A: Versuchsstart

E: 870 Tage belüftet; L/F: 600 l kg⁻¹ TM; W/F: 0,05 l kg⁻¹ TM

Das jüngere und reaktivere Material der DSR-Versuche zeigt eine wesentlich größere TOC-Reduktion (46 g C kg⁻¹ TM). Dies entspricht 34 % des TOC_{Anfang}, d.h. mindestens ein Drittel der organischen Substanz dieses Abfallmaterials ist biologisch abbaubar. Die Ermittlung der Reduktion über den Kohlenstoffaustrag ergibt mit 41,7 g C kg⁻¹ TM bzw. 30,9 % TOC_{Anfang} eine sehr gute Übereinstimmung. Dies lässt darauf schließen, dass sich bei einer größeren Reduktion die Schwankungen aufgrund der Inhomogenität des Feststoffs (TOC) geringer auswirken. Auch bei diesem Material wird mehr als 95 % in Form von CO₂-C ausgetragen, nur 4 % in Form von CH₄-C und weniger als 1 % über das Sickerwasser.

Tab. 5-7: Veränderungen im Kohlenstoffpool während der Belüftung beim DSR-Versuch (Versuchsbeginn und bei Belüftungsende)

	TOC	TOC Reduktion	DOC Austrag	CH₄-C Austrag	CO₂-C Austrag	Ges-C Austrag
	g C kg ⁻¹ TM	g C kg ⁻¹ TM	g C kg ⁻¹ TM	g C kg ⁻¹ TM	g C kg ⁻¹ TM	g C kg ⁻¹ TM
DSR7_0	135,0	-	-	-	-	-
DSR7_424	89,0	46,0	0,3	1,6	39,8	41,7

DSR7_0: Versuchsstart

DSR7_424: 326 Tage belüftet; L/F: 775 l kg⁻¹ TM; W/F: 1,46 l kg⁻¹ TM

Da der TOC nur begrenzt Aussagen über Reaktivität bzw. Stabilität des Materials zulässt, wurden die Kohlenstoff-Fractionen Zellulose und Huminsäure ermittelt bzw. deren Veränderung bei Belüftung bilanziert (Tab. 5-8). Dabei zeigte sich, dass der Gehalt an Zellulose-C des Materials der Deponie Mannersdorf vor der Belüftung mit 6,6 bis 12,5 g C kg⁻¹ TM einen Anteil zwischen 10 und 15 % des TOC einnimmt. Durch die Belüftung wird der Gehalt an Zellulose-C in VR 1 nur sehr geringfügig reduziert. In VR 2 kann eine Reduktion von bis zu 7,9 g C kg⁻¹ TM Zellulose-C beobachtet werden. Dies entspricht bis zu 45,6 % des Gesamtaustrags, d.h. bei dieser Versuchreihe kann annähernd die Hälfte des gesamten C-Austrages durch den Zellulose-Abbau begründet werden. Beim Feldversuch wird ein Zelluloseabbau von 3,5 g C kg⁻¹ TM beobachtet, dies entspricht einem Viertel des gesamten C-Austrages. Das reaktivere Material der DSR-Versuche hat mit 20,8 g C kg⁻¹ TM einen wesentlich höheren Gehalt an Zellulose-C, dessen Reduktion durch Belüftung von 12,0 g C kg⁻¹ TM entspricht 28,8 % des gesamten C-Austrages.

Tab. 5-8: Kohlenstoffpools der Fraktionen Zellulose und Huminsäuren und deren Veränderungen in Laufe der Belüftung (Rahmenbedingungen der Versuchsanordnungen siehe Tab. 5-5 bis Tab. 5-7)

	Zellulose-C	Zellulose-C Reduktion	Huminsäure-C	Huminsäure-C Anstieg
	g C kg ⁻¹ TM	g C kg ⁻¹ TM	g C kg ⁻¹ TM	g C kg ⁻¹ TM
Säulenversuch - Versuchsreihe 1 (VR 1):				
S1-7_0	6,6	-	2,2	-
S4_273	5,7	0,9	2,2	0,1
S6_273	4,8	1,8	2,4	0,3
Säulenversuch - Versuchsreihe 2 (VR 2):				
S14-17_0	11,4	-	2,0	-
S14_370	4,4	7,0	2,2	0,2
S15_370	3,5	7,9	2,1	0,1
Feldversuch:				
A	12,5	-	3,2	-
E	9,0	3,5	4,0	0,8
DSR-Versuch:				
DSR7_0	20,8	-	3,7	-
DSR7_322	8,8	12,0	4,6	0,9

Der Anteil des Kohlenstoffs, welcher in Huminsäuren gebunden ist, beträgt vor Belüftung zwischen 2,0 und 3,7 g C kg⁻¹ TM bzw. 2,7 bis 4,1 % des TOC. Im Zuge der Belüftung können bei allen

Versuchsanordnungen moderate Zunahmen der Huminsäuren in einem Bereich von 0,1 bis 0,9 g C kg⁻¹ TM beobachtet werden. Werden diese Zunahmen auf den ausgetragenen Kohlenstoff bezogen, zeigt sich, dass maximal 5,7 % des ausgetragenen Kohlenstoffpools durch die Bildung von Huminsäuren festgelegt (fixiert) werden. Dies bedeutet, dass der Anteil des Kohlenstoffs, welcher in Huminsäuren eingebaut wird im Vergleich zum mineralisierten Anteil sehr gering ist.

Dabei ist jedoch zu bedenken, dass das Potential der C-Fixierung in Huminstoffen durch Aerobisierung in jüngeren, reaktiveren Deponien höher sein kann. Weiters ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den ermittelten Gehalten um extrahierbare Huminsäuren handelt. Eine mögliche Anreicherung von mit Natriumpyrophosphat nicht extrahierbaren (höhermolekularen) Huminstoffen kann daher nicht ausgeschlossen werden. Es kann jedoch generell davon ausgegangen werden, dass bei Abfällen aus Altablagerungen, die durch In-Situ Aerobisierung bewirkte Bildung von Huminstoffen – entgegen der Vermutung diverser Autoren (z.B. Ritzkowski, 2005) – als gering einzustufen ist.

Zusammenfassend lässt sich bzgl. der Veränderungen des Kohlenstoffpools festhalten, dass bei den vorliegenden Materialien:

- der TOC im Zuge der Belüftung um 10 bis 25 % reduziert wird.
- der Kohlenstoffabbau, ermittelt als TOC-Reduktion, und jener berechnet aus dem Kohlenstoffaustrag z.T. schlecht übereinstimmen.
- der Anteil an Kohlenstoff, der über das Sickerwasser ausgetragen wird weniger als 2,0 % des gesamten C-Austrages beträgt.
- der Großteil (> 98 %) über die Gasphase ausgetragen wird, hauptsächlich in Form von Kohlendioxid.
- die Belüftung beim reaktiveren Materials (DSR-Versuche) eine wesentlich größere TOC-Reduktion bewirkt (46 g C kg⁻¹ TM bzw. 34 % TOC_{Anfang})
- der Anteil des Zellulose-C am TOC bei 10 bis 15 % liegt und durch die Belüftung auf 5 bis 10 % reduziert wird.
- sehr geringe Zellulosegehalte nur mehr einen unwesentlichen Beitrag zum C-Austrag liefern, aber bei höheren Ausgangswerten der Zelluloseabbau einen großen Teil des C-Austrages erklären kann.
- der Anteil des Kohlenstoffs, welcher in Huminsäuren gebunden ist, gering ist und im Zuge der Belüftung nicht wesentlich gesteigert werden kann.
- der Anteil des Kohlenstoffs, welcher im Zuge der Belüftung in Huminsäuren eingebaut wird im Vergleich zum mineralisierten Anteil sehr gering ist.

5.5 Einfluss von Belüftungs- und Bewässerungsrate

Anhand der Säulenversuche (VR2) wurden die Einflüsse von Belüftung (aerobe Mineralisierung) und Bewässerung (Auswaschung) auf die Entwicklung der organischen Substanz miteinander verglichen. Abb. 5-17 zeigt den Verlauf des CSB im Sickerwasser der belüfteten Säule S14 bezogen auf jenen der unbelüfteten Säule S16 (links), sowie den CSB der unbelüfteten, stark bewässerten Säule S17 bezogen auf jenen der unbelüfteten, schwach bewässerten Säule S16 (rechts).

Dabei zeigte sich, dass die Belüftung eine rasche Reduktion des CSB auf 20 % jenes Wertes der unbelüfteten Säule bewirkte. Im weiteren Verlauf reduzierte sich der CSB nicht mehr. Die starke Bewässerung hingegen bewirkte zwar einen gleich starken, jedoch deutlich verzögerten Rückgang im Vergleich zur Belüftung. Werden lediglich die Konzentrationen betrachtet, erscheinen die Effekte von Auswaschung und Belüftung ähnlich. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass für das Erreichen niedriger Belastungen durch Bewässerung längere Zeiträume notwendig sind und dabei insgesamt wesentlich höhere Frachten ausgetragen werden

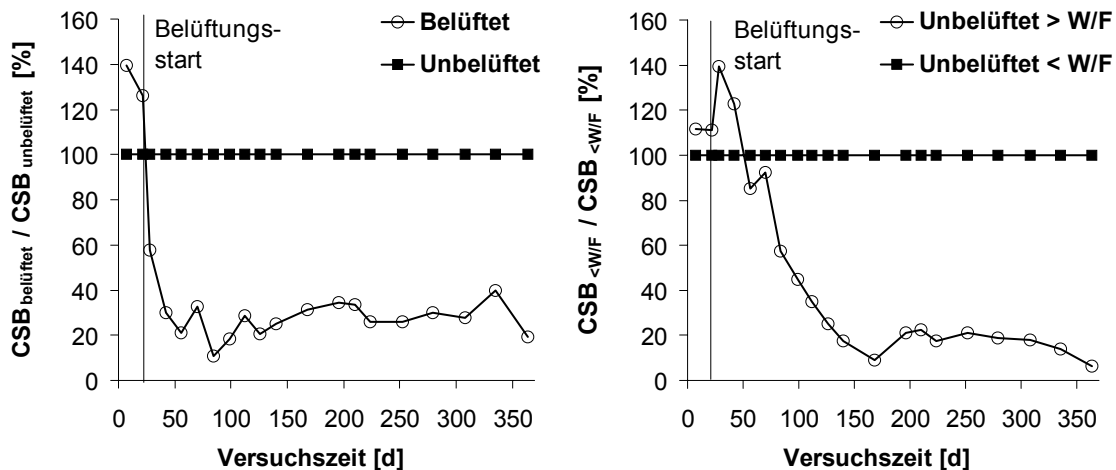


Abb. 5-17: Verlauf des CSB im Sickerwasser der Säulenversuche (VR2)
links: CSB bei Belüftung (S14) bezogen auf CSB im anaeroben Milieu (S16)
rechts: CSB bei hoher Bewässerungsrate (S17) bezogen auf CSB bei geringer Bewässerungsrate (S16)

Die gleiche Tendenz zeigt sich bei der Betrachtung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen. In Abb. 5-18 ist die Entwicklung der Konzentration an $\text{NH}_4\text{-N}$ im Sickerwasser der belüfteten Säule S14 bezogen auf jene der unbelüfteten Säule S16 (links), sowie $\text{NH}_4\text{-N}$ der unbelüfteten, stark bewässerten Säule S17 bezogen auf jenen der unbelüfteten, schwach bewässerten Säule S16 (rechts) dargestellt. Bei Belüftung kann die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration bereits nach einem Monat in Relation zum anaeroben Milieu um mehr als 95 % reduziert werden. Eine Erhöhung des Wasserdurchsatzes um den Faktor 4 ($> W/F$) bei anaeroben Bedingungen hingegen bewirkt lediglich eine Halbierung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration.

Wie in Kap. 2.3.4 beschrieben wird die Konzentrationsabnahme infolge physikalischer Auswaschungsprozesse von einer Konzentrationszunahme durch biochemische Mobilisierung überlagert. D.h. es werden Stoffe über das Sickerwasser ausgetragen, gleichzeitig werden dieselben Substanzen durch biochemische Prozesse wieder nachgeliefert. Die Geschwindigkeit und Intensität beider Prozesse bestimmt den Rückgang der Konzentration im Sickerwasser. Der langsame

Rückgang der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration auch bei starker Bewässerung ist auf die ständige Nachlieferung von $\text{NH}_4\text{-N}$ durch Mineralisierung von organischen Stickstoffverbindungen zurückzuführen. Auch bei einem Abfallmaterial mit geringem Gesamtstickstoff ($\text{TN} = 0,41 \text{ \% TM}$) ist im anaeroben Milieu eine rasche Reduktion von $\text{NH}_4\text{-N}$ im Sickerwasser auch durch starke Auswaschung nicht möglich.

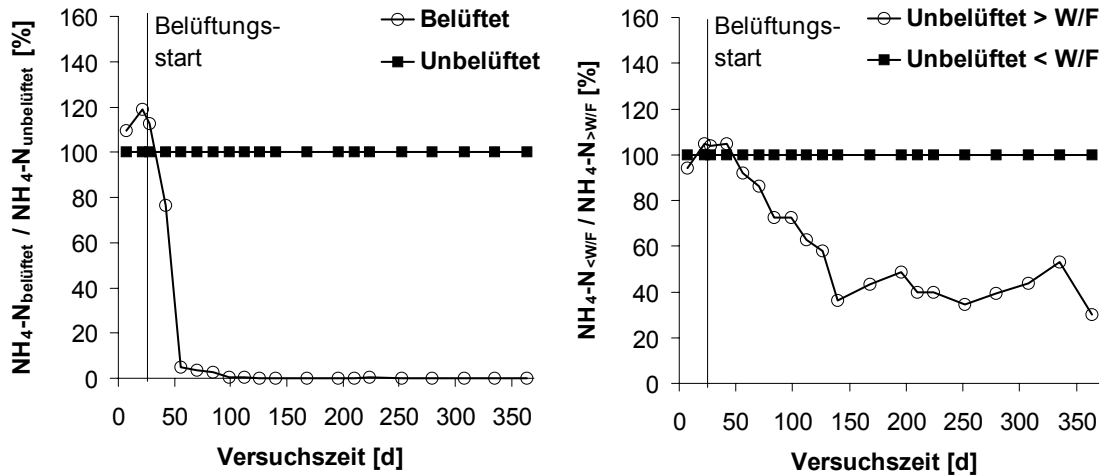


Abb. 5-18: Verlauf des $\text{NH}_4\text{-N}$ im Sickerwasser der Säulenversuche (VR2)

links: $\text{NH}_4\text{-N}$ bei Belüftung (S14) bezogen auf den $\text{NH}_4\text{-N}$ im anaeroben Milieu (S16)

rechts: $\text{NH}_4\text{-N}$ bei hoher Bewässerungsrate (S17) bezogen auf $\text{NH}_4\text{-N}$ bei geringer Bewässerungsrate (S16)

Die unterschiedlichen Entwicklungen bei variierenden Belüftungs- und Bewässerungsraten zeigen sich nicht nur in der Sickerwasserqualität, sondern auch in der Gasphase und im Verhalten des Abfallfeststoffs selbst. Tab. 5-9 gibt einen Überblick über einige der durchgeführten Analysen und zeigt wie sich die variierenden Randbedingungen auf die Konzentrationen der untersuchten Parameter auswirken.

Eine Erhöhung der Belüftungsrate bringt geringfügige Vorteile in der Anfangsphase. Die Konzentrationen an CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$, sowohl im Sickerwasser, als auch im Eluat können stärker reduziert und der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase etwas gesteigert werden. Die Reaktivität des Abfallmaterials (Atmungsaktivität, Gasbildung) und der Zellulosegehalt zeigen sich unverändert, jedoch wird bei höherer Luftzufuhr der TOC etwas stärker reduziert und die Zunahme an Huminsäuren erfolgt deutlicher.

Ein größerer Wasserdurchsatz bringt ebenfalls gewisse Vorteile, besonders bzgl. der Sickerwasserbelastung. So können die Konzentrationen an anorganischen Salzen (elektrische Leitfähigkeit) und an organischen Substanzen (CSB) durch höhere Wasserzugabe deutlich reduziert werden. Auch die Stickstoffverbindungen Ammonium um Nitrat werden verstärkt ausgewaschen. Der Kohlenstoffaustrag kann leicht gesteigert werden, der Huminsäuregehalt nimmt jedoch aufgrund der verstärkten Auswaschung ab.

Tab. 5-9: Veränderungen der untersuchten Parameter (Konzentrationen) bei variierenden Randbedingungen

Parameter	Auswirkungen höherer Belüftungsraten	Auswirkungen höherer Bewässerungsraten	
Sickerwasser			
LF	o	↓↓	
CSB	↓	↓↓	
NH ₄ -N	↓	↓	
NO ₃ -N	o	↓	
Gasphase			
CH ₄ -Austrag	o	o	
C-Austrag	↑	↑	
Feststoff			
TOC	↓	o	
TN	o	↓	
Huminsäuren	↑	↓	
Zellulose	o	o	
AT	o	o	
GS	o	o	
Eluat			
CSB, BSB ₅	↓	↓	
NH ₄ -N	↓	↓	
NO ₃ -N	↑	↓↓	
↓	Abnahme	↑	Zunahme
↓↓	Starke Abnahme	o	Unbeeinflusst

5.6 Stabilität nach Abschluss der Belüftung

Die Deponiebelüftung verfolgt das Ziel, einen biologisch stabilen Deponiekörper zu erzeugen. Dazu ist es notwendig den Großteil der verfügbaren Organik zu mineralisieren oder zu stabilisieren. Wird dieses Ziel erreicht, sollten nach Beendigung der Belüftungsmaßnahme (bei Erreichen der Zielwerte, vgl. Kap. 5.7.4) die Emissionen in Sickerwasser und Gas bzw. die Stabilitätskennwerte des Abfallfeststoffs konstant auf einem niedrigen Niveau bleiben. In den Simulationsversuchen wurde die Entwicklung im anaeroben Milieu nach lang anhaltender Belüftung (273 Tage, 456 l Luft g⁻¹ TM bzw. 342 Tage, 642 l Luft kg⁻¹ TM) beobachtet.

Dabei zeigte die Entwicklung der Sickerwasserinhaltsstoffe, dass der Abfall soweit stabilisiert war, dass der Belüftungsstopp keinen Anstieg der CSB-Konzentration mehr bewirkte (Abb. 4-13). Die Konzentration an Ammonium-Stickstoff stieg moderat an, blieb jedoch mit Werten < 40 mg l⁻¹ gering. Der Anstieg verdeutlicht den Abbruch der Nitrifikation bei Sauerstoffmangel. Jedoch erscheint das verbliebene Restpotential an verfügbaren Stickstoffverbindungen (Proteine) gering, da es auch nach langem anaerobem Betrieb nicht zu einer massiven Nachlieferung von Ammonium kommt. Die Nitratkonzentration geht bei Belüftungsstopp sofort zurück, da aufgrund von Denitrifikation im anaeroben Milieu das vorhandene Nitrat oxidiert und auch kein Nitrat mehr nachgeliefert wird (siehe Abb. 4-14).

Die Zusammensetzung der Abluft der Simulationsversuche verdeutlicht ebenfalls die Stabilisierung durch Belüftung. Nach Belüftungsstopp konnte keine (messbare) Gasbildung mehr festgestellt, und in

der Abluft kein Methan (< 0,1 % (v/v)) gemessen werden, während die Konzentration an Kohlendioxid moderat auf 10 bis 15 % (v/v) anstieg (Abb. 4-16 und Abb. 4-17). Diese Entwicklung lässt vermuten, dass es in diesem Stadium zu einem anaeroben Abbau der wenigen verbliebenen abbaubaren Verbindungen, jedoch ohne Methanbildung (saure Gärung) kommt.

Die Gesamtgehalte Glühverlust, TOC und Gesamtstickstoff sowie der Zellulosegehalt bleiben unverändert nach dem Belüftungsstopp (Tab. 4-4 und Tab. 4-5). Die biologische Reaktivität, ausgedrückt durch die Atmungsaktivität AT_4 hingegen zeigte z.T. einen neuerlichen leichten Anstieg durch den abschließenden anaeroben Betrieb. Dieser wurde jedoch nur in einer Versuchsreihe beobachtet und blieb auch nach langer anaerober Phase (241 Tage) mit $AT_4 < 1,0 \text{ mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$ sehr gering (Tab. 4-6). Die Eluatuntersuchungen bestätigen mit moderaten Zunahmen der Werte für CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt z.T. die Entwicklungen im Sickerwasser, jedoch wurde z.B. in Versuchsreihe 2 der Abfall soweit stabilisiert, dass auch trotz Belüftungsstopp keinerlei Anstieg an eluierbaren organischen Substanzen oder Stickstoffverbindungen zu beobachten war (Tab. 4-7 und Tab. 4-8).

5.7 Definition von Stabilitätskriterien

Aus den dargestellten Ergebnissen und deren Auswertungen und Interpretationen werden im Folgenden Stabilitätskriterien definiert und diskutiert, welche Entscheidungshilfen für die Maßnahme In-Situ Aerobisierung darstellen sollen. Als Stabilitätskriterien werden in diesem Zusammenhang Parameter oder Untersuchungen betrachtet, die den Zustand der Organik im Abfall beschreiben und für die Werte festgelegt werden können. Wie in Abb. 5-19 schematisch dargestellt ist, lässt sich der gesamte Aerobisierungsprozess zeitlich in die Planungsphase, die Betriebsphase und die Abschlussphase unterteilen. In allen Phasen sind Stabilitätskriterien von Bedeutung.

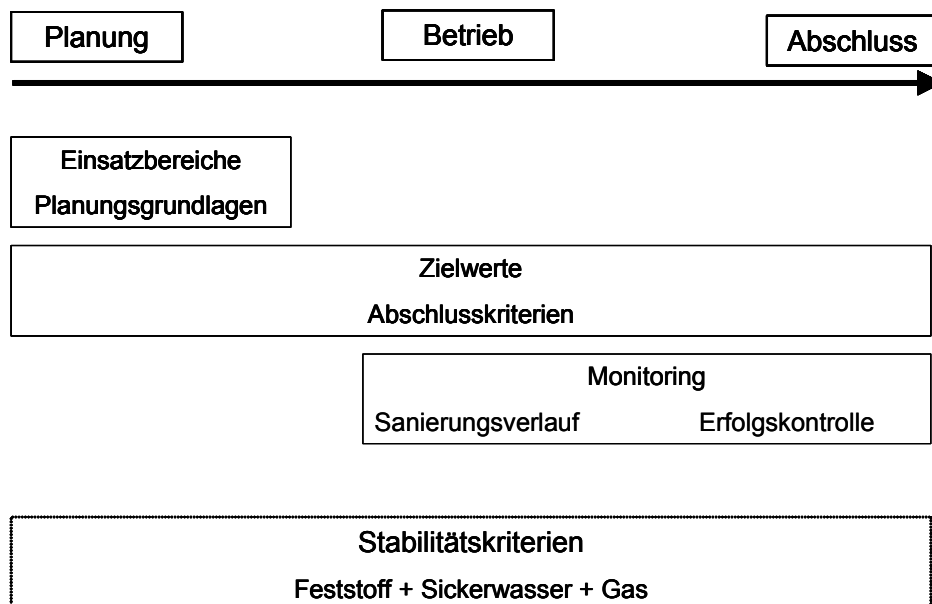


Abb. 5-19: Stabilitätskriterien als Entscheidungsparameter in unterschiedlichen Phasen der Belüftungsmaßnahme

- Als erster Schritt der Planungsphase muss anhand von definierten Einsatzgrenzen die prinzipielle Eignung dieses Verfahrens für einen bestimmten Standort überprüft werden.
- Weiters müssen Überlegungen und Untersuchungen zu den Zielwerten gemacht werden: Welche Werte sind mit vertretbarem Aufwand erreichbar? Welche Werte definieren den Abschluss der Sanierung? Dies beeinflusst schon die Planung, spielt aber auch in der Betriebs- und v.a. in der Abschlussphase eine entscheidende Rolle.
- In der Planungsphase sind Bemessungsgrundlagen, wie z.B. der erforderliche Luftbedarf zu ermitteln.
- Ein umfassendes Monitoring ist während des Betriebes zur Überwachung des Sanierungsverlaufs (inkl. Emissionskontrolle) und in der Abschlussphase als Erfolgskontrolle entscheidend.

5.7.1 Einsatzbereiche

Die Entscheidung ob die In-Situ Belüftung an einem bestimmten Standort eingesetzt werden kann, hängt von vielen Faktoren ab. Neben allgemeinen Überlegungen zu Standort und Infrastruktur der Deponie, wie technische Ausstattung, Geometrie oder Bebauung sind es hauptsächlich die Eigenschaften der abgelagerten Abfälle die den Einsatz einer Belüftung beeinflussen. Das Flussdiagramm in Abb. 5-20 gibt eine Entscheidungshilfe über die prinzipielle technische Anwendbarkeit der In-Situ Aerobisierung.

Der Einsatz der In-Situ Aerobisierung ist bei Ablagerungen sinnvoll, die mit Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbemüll verfüllt worden sind. Ist der Gewerbemüllanteil zu hoch, können toxische Substanzen zu einer Hemmung des mikrobiellen Abbaus führen und dadurch den Sanierungserfolg beeinträchtigen. Bei Abfällen mit geringem oder sehr stabilem Organikanteil ist dieses Verfahren nicht zielführend, da keine wesentliche Stabilisierung des Abfalls mehr möglich ist. Aus den Entwicklungen des Materials der Deponie Mannersdorf lässt sich ableiten, dass oberhalb folgender Grenzwerte im Feststoff noch eine deutliche Stabilisierung durch Belüftung möglich und sinnvoll ist:

- $\text{TOC} > 4 \% \text{ TM}$ bzw. $\text{GV} > 8 \% \text{ TM}$
- $\text{AT}_4 > 3,0 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ und $\text{GS}_{21} > 3,0 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$
- $2925 / 1630 \text{ cm}^{-1} > 0,40$ (siehe Kap. 5.3.3)

Ein weiterer Faktor ist der Wassergehalt des Abfalls. Bei zu trockenen Abfällen wird der mikrobielle Abbau gehemmt. Ist das Material zu nass, kann die Zufuhr und die Verteilung des Sauerstoffs behindert werden. Der optimale Wassergehalt wird von der maximalen Wasserhaltekapazität ($w_{k_{\max}}$) beeinflusst und liegt in der Regel zwischen 25 und 40 % FM bzw. zwischen 60 und 90 % $w_{k_{\max}}$. Die Untergrenze des WG liegt bei 15 % FM (30 bis 35 % von $w_{k_{\max}}$) und die Obergrenze stellt die maximale Wasserhaltekapazität dar (100 % $w_{k_{\max}}$), welche bei älteren Abfallfeststoffen Werte zwischen 40 und 50 % FM erreicht.

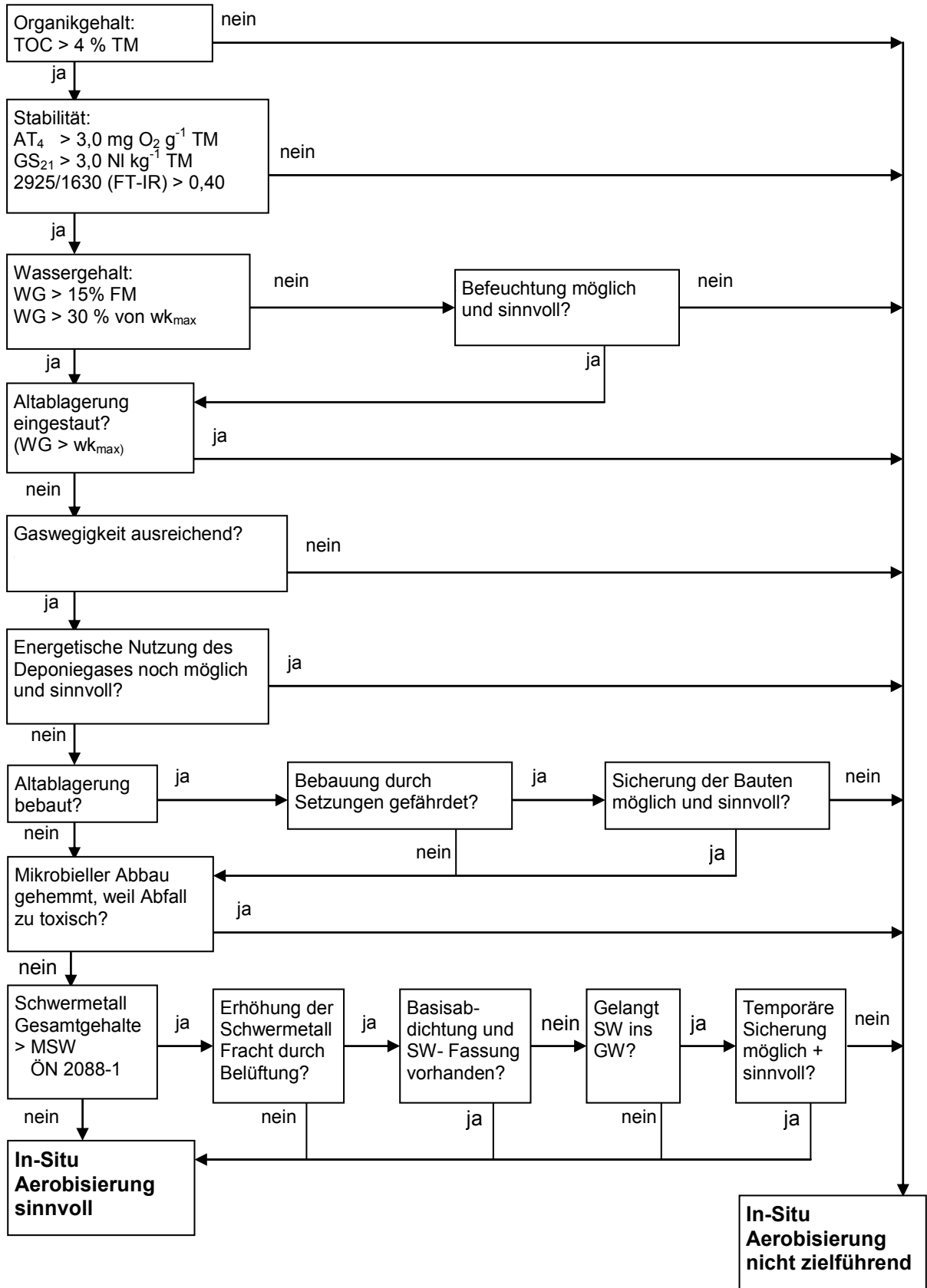


Abb. 5-20: Flussdiagramm als Entscheidungshilfe zum Einsatz der In-Situ Aerobisierung (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis Kap. 10)

Lagerungsdichte und -homogenität, Luftporenanteil und Wassergehalt bestimmen die Gaswegigkeit der Ablagerung. Ist es aufgrund der spezifischen Situation der Ablagerung technisch nicht möglich oder wirtschaftlich nicht sinnvoll mit geringem Überdruck den Deponiekörper ausreichend zu belüften, kann dieses Verfahren nicht oder nur begrenzt eingesetzt werden. Mit einem Belüftungsversuch (siehe z.B. Heyer, 2003) können diese Fragestellungen im Vorfeld geklärt werden.

Ist eine energetische Nutzung des Deponiegases noch technisch möglich und wirtschaftlich sinnvoll, ist der Rückgang der Deponiegasproduktion abzuwarten. Aufgrund des mikrobiellen Abbaus kann es zu beträchtlichen Setzungen kommen (Feldversuch Mannersdorf: bis zu 5 % der belüfteten Deponiehöhe). Besteht auf der Ablagerung eine Bebauung muss überprüft werden, ob die Setzungen zu Beschädigungen der Bauteile führen können.

Prinzipiell kann die Aerobisierung bei Deponien ohne Basisabdichtung und Sickerwasserfassung eingesetzt werden. Es ist jedoch eine mögliche Mobilisierung von Schwermetallen in der ersten Phase der Belüftung und deren Gefahrenpotential zu überprüfen. Zeigen die Gesamtgehalte an Schwermetallen im Feststoff deutliche Überschreitungen der Massnahmenschwellenwerte lt. ON 2088-1 ist durch Laborversuche, wie z.B. die hier dargestellten Säulenversuche zu untersuchen, ob es bei dem spezifischen Abfallmaterial durch die Belüftung zu einer wesentlichen Erhöhung der Schwermetallfracht im Sickerwasser kommt. Ist dies der Fall und ist kein Sickerwasserfassungssystem vorhanden, muss überprüft werden, ob das Sickerwasser ins Grundwasser gelangt und welche Auswirkung diese Schwermetallfracht im Grundwasserkörper hat. Zeigen diese Untersuchungen ein erhöhtes Risiko besteht die Möglichkeit, mit einer temporären Sicherung (z.B. mit Sperrbrunnen) den Schadstofftransport ins Grundwasser zu unterbinden.

5.7.2 Planungsgrundlagen

Sprechen diese Überlegungen an einem bestimmten Standort für eine In-Situ Aerobisierung müssen Planungsgrundlagen wie z.B. der erforderlicher Luftbedarf oder der optimale Wassergehalt abgeschätzt werden.

Es sind sowohl eine ausreichende Menge an Sauerstoff, als auch der Wassergehalt von entscheidender Bedeutung. Wie in Kap. 5.5 dargestellt, bringt eine Erhöhung der Belüftungsrate geringfügige Vorteile in der Anfangsphase, wie z.B. eine stärkere Reduktion des CSB im Sickerwasser. Jedoch ist die Belüftungsrate ein wesentlicher Kostenfaktor, da sie sich sowohl in den Betriebskosten durch gesteigerten Energieaufwand als auch in den Investitionskosten durch größere Anlagenteile widerspiegelt. Da beim Überschreiten der erforderlichen Luftmenge der Aufwand und die Kosten überproportional zu den erzielten Vorteilen steigen, sollte die Belüftungsrate so gering als möglich gehalten werden.

Die erforderliche gesamte Luftmenge lässt sich aus der Atmungsaktivität des abgelagerten Abfallmaterials abschätzen. Für die vorliegenden Materialien wurde ein erforderlicher theoretischer Luftbedarf von 100 bis 150 m³t⁻¹ TM ermittelt. Heyer (2003) ermittelte für vergleichbares Abfallmaterial mit 40 bis 140 m³t⁻¹ TM etwas niedrigere Werte. Da jedoch eine vollständige Veratmung des

Sauerstoffs praktisch nicht möglich ist und der eingebrachte Sauerstoff z.T. durch Kurzschlussströmungen wieder ungenutzt abgesaugt wird, ist der tatsächliche Luftbedarf wesentlich größer als dieser theoretische Netto-Luftbedarf. Im Feldversuch werden Nutzungsraten von 30 % erreicht, d.h. der tatsächliche Luftbedarf ist ca. 3-mal größer als der Netto-Luftbedarf. Dies ergibt für das Material der Deponie Mannersdorf einen Luftbedarf von $450 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$. Über die zu belüftende Abfallmasse [t TM] und den Belüftungszeitraum [h] kann daraus die Belüftungsrate [$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$] ermittelt werden. Die Belüftungsrate sollte dem zeitlichen Verlauf des Luftbedarfs angepasst werden (in späteren Phasen der Aerobisierung kann die Rate verringert werden).

Auch ein größerer Wasserdurchsatz bringt gewisse Vorteile (siehe Kap. 5.5). So kann z. B. der Gehalt an anorganischen Salzen (elektrische Leitfähigkeit) im Sickerwasser deutlich reduziert werden. Daher kann, wenn die technischen, wirtschaftlichen und rechtlichen Voraussetzungen gegeben sind, eine aktive Erhöhung und Beschleunigung der Auswaschungsprozesse durch Bewässerung auch in Kombination mit Belüftungsmaßnahmen durchaus sinnvoll sein. Bei zu trockenen Abfällen kann eine Befeuchtung zur Intensivierung der Abbauprozesse beitragen. Der optimale Wassergehalt liegt in der Regel zwischen 25 und 40 % FM bzw. zwischen 60 und 90 % der maximalen Wasserhaltekapazität.

5.7.3 Monitoring

Aus den Ergebnissen der durchgeführten Versuche und deren statistischer Auswertung kann beispielhaft für die In-Situ Aerobisierung der Deponie Mannersdorf das in Tab. 5-10 dargestellte Monitoringprogramm definiert werden. Dieser Untersuchungsrahmen dient sowohl der Beobachtung des Sanierungsverlaufs (Verfahrensmonitoring), als auch der Emissionskontrolle während des Betriebs und v.A. der Erfolgskontrolle nach Abschluss der Sanierung. Das exakte Monitoringprogramm ist im Einzelfall festzulegen, dieser Vorschlag soll Anhaltspunkte liefern.

Tab. 5-10: Qualitätssicherung und Monitoring einer In-Situ Aerobisierung

Medium	Parameter	Dokumentation von		
		Sanierungsverlauf	Emissionskontrolle	Sanierungserfolg
Feststoff	WG, TOC, TN, AT, GS FT-IR Eluat (LF, CSB, BSB ₅ , NH ₄ -N)	X		X
Sickerwasser	LF, CSB, BSB ₅ , NH ₄ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N, SO ₄ -S, (SM)	X	X	X
Grundwasser	LF, CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N	X	X	
Abgesaugtes Gasgemisch	Menge, O ₂ , CO ₂ , CH ₄	X	X	X
Gas Deponiekörper	O ₂ , CO ₂ , CH ₄	X		
Gas Deponieoberfläche	CH ₄		X	X
Deponiekörper	Druckverteilung	X		
Deponiekörper	Temperatur, Setzung	X		X

Es werden sowohl die Qualität von Feststoff als auch die flüssigen und gasförmigen Emissionen detailliert erfasst. Zur Ermittlung des Ausgangszustands der Deponie werden im Zuge des Einbringens der Be- und Entlüftungsbrunnen Feststoffproben entnommen. Während, und nach der Sanierung werden weitere Feststoffbeprobungen durchgeführt. Die Feststoffproben werden mittels konventioneller Parameter (TOC, TN) und Biologischer Reaktivitätstests (AT₄, GS₂₁) sowie anhand von Eluatuntersuchungen (BSB₅, CSB, NH₄-N und elektrischer Leitfähigkeit) charakterisiert. Weiters werden die Proben mittels Infrarotspektroskopie (FT-IR) analysiert.

Ist eine Sickerwasserfassung vorhanden lassen sich anhand der Veränderung der Wasserqualität Aussagen über die Sanierung treffen, jedoch sind diverse Einflussgrößen zu berücksichtigen (Klima, Oberflächenabdeckung, bevorzugte Wegigkeiten etc.). Die Analyse folgender Sickerwasserparameter ist sinnvoll: LF, CSB, BSB₅, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, SO₂-N. Um eine mögliche Mobilisierung von Schwermetallen in der Anfangsphase der Aerobisierung zu erkennen sollten zusätzlich jene Schwermetalle mit z. T. erhöhten Gesamtgehalten analysiert werden. Ist keine Sickerwasserfassung vorhanden kann eine Veränderung der Grundwasserqualität (z.B: LF, CSB, NH₄-N, NO₃-N) Anhaltspunkte zum Sanierungsverlauf und v.A. zur Emissionskontrolle liefern.

Die Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemisches gibt Aufschlüsse über den Sanierungsverlauf. Werden Teilbereiche nicht oder nur unzureichend mit Sauerstoff versorgt, verbleibt Methan in der abgesaugten Luft. Unter optimalen Bedingungen ist der Methangehalt < 1,0 % und der Sauerstoffgehalt zwischen 5 und 15 %. Über In-Situ Sonden kann die Zusammensetzung der Bodenluft im Deponiekörper gemessen werden. Methankonzentrationsmessungen (Flammenionisations-Detektor) an der Deponieoberfläche lassen diffusive Gasaustritte über die Oberfläche erkennen und dienen sowohl der Emissions-, als auch einer Betriebskontrolle.

Durch Messungen der Druckverteilung im Deponiekörper (In-Situ Sonden) lässt sich die Luftverteilung überprüfen. Zusätzlich dazu ist ein Monitoring der Parameter Temperatur und Setzung sinnvoll. Durch die biologische Aktivität im Zuge des aeroben Abbaus steigt die Temperatur im Deponiekörper an und durch den resultierenden Masseverlust treten Setzungen auf. Beide Phänomene können als Indikatoren für erhöhte aerobe mikrobielle Aktivität und ein noch ausreichendes Angebot an abbaubaren organischen Verbindungen interpretiert werden. Für beide Parameter kann eine abnehmende Tendenz im späteren Verlauf der Belüftung als Anzeichen für abklingende mikrobielle Aktivitäten angesehen werden und somit ebenfalls die Endphase der Belüftungsmaßnahme anzeigen.

5.7.4 Zielwerte

Die zu erreichenden Zielwerte für die In-Situ Aerobisierung einer bestimmten (Alt)ablagerung müssen im Einzelfall festgelegt werden. Folgende Vorgehensweise erscheint sinnvoll: Mit Simulationsversuchen im Labor kann ermittelt werden, welche Feststoffeigenschaften und Emissionsreduktionen mit realistisch vertretbarem Aufwand erreicht werden können. Für einen Großteil der untersuchten Parameter (sowohl Feststoff, als auch Sickerwasser und Gasphase) zeigte sich in der ersten Phase der Belüftung eine starke Reduktion, während nach Erreichen eines

bestimmten Niveaus eine weitere Verbesserung nur durch unverhältnismäßig lange Belüftung erreicht wird (Abb. 5-21).

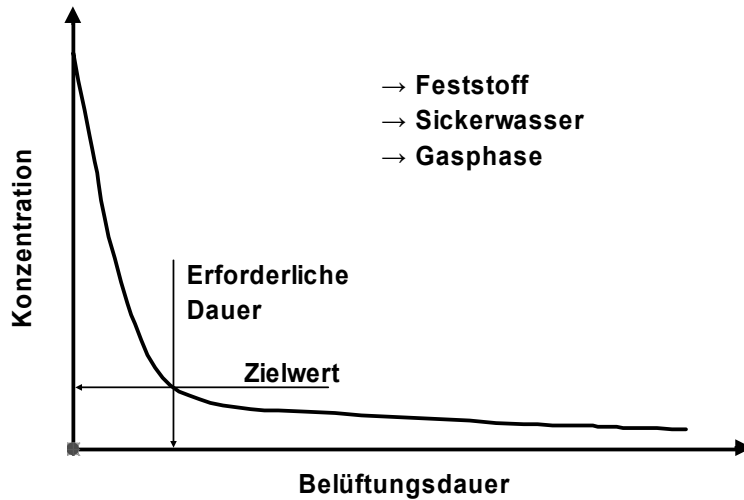


Abb. 5-21: Ermittlung von, mit realistisch vertretbarem Aufwand erreichbaren Zielwerten

Orientierend können diese Werte mit existierenden Grenzwerten, wie z.B. den Grenzwerte für die Ablagerung auf Massenabfalldeponien lt. österreichischer Deponieverordnung (1996 idF 2004) oder Kriterien für Indirekteinleitung nach AEV Deponiesickerwasser (2003) verglichen werden. Aus diesen Informationen müssen standortspezifische Zielwerte festgelegt werden. Eine Kombination aus verschiedenen Analysen, sowohl im Feststoff, als auch Sickerwasser und Gasphase erscheint sinnvoll um den Abschluss der Belüftung zu definieren. Für den Nachweis der erfolgreichen Aerobisierung der untersuchten Deponie Mannersdorf können folgende Vorgehensweise und Zielwerte vorgeschlagen werden:

Anhand der Feststoffproben der Abschlussbeprobung wird die biologische Reaktivität (Atmungsaktivität, Gasbildungspotential) des aerobisierten Materials bestimmt. Dabei werden folgende Zielwerte zur Beschreibung eines ausreichend stabilen Zustandes definiert:

- Atmungsaktivität (AT_4): Median $< 2,0 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$
- Gasbildungspotential (GS_{21}): Median $< 2,0 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$

In der Literatur werden z. T. deutlich höhere Zielwerte vorgeschlagen, wie z.B. von Ritzkowski (2005): $AT_4 < 5,0 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ und $GS_{21} < 20,0 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass Abfälle dieser Reaktivität noch ein erhebliches Emissionspotential aufweisen können (siehe Kap. 5.1 und Kap. 5.2) und die Zielwerte daher (in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial) tiefer angesetzt werden sollten. Weiters hat sich gezeigt, dass bei aerob stabilisiertem Material der Verhältniswert von GS_{21} zu AT_4 wesentlich niedriger als 4 ist (siehe Abb. 5-11). Daher erscheinen für die Deponie Mannersdorf die oben dargestellten Zielwerte sinnvoller. Von Heyer (2006) wurden als Zielwerte zur Beendigung der Deponienachsorge $AT_4 < 2,5 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ und $GS_{21} < 10,0 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ vorgeschlagen, womit der Wert für die Atmungsaktivität in derselben Größenordnung liegt.

Von den Feststoffproben werden nach DIN 38414-4 (1984) Eluate hergestellt. Dabei werden der biologische und der chemische Sauerstoffbedarf sowie das Verhältnis der beiden zueinander als Maß für die Verfügbarkeit der Organik als Zielwert definiert. Zur Beurteilung des Stickstoffaustrages wird der Gehalt an Ammonium-Stickstoff begrenzt:

- Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB₅): Median < 300 mg O₂ kg⁻¹ TM
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB): Median < 1.500 mg O₂ kg⁻¹ TM
- Verhältnis BSB₅/ CSB: Median < 0,2
- Ammonium-Stickstoff (NH₄-N): Median < 400 mg kg⁻¹ TM

Die Entwicklungen in den Sickerwässern der durchgeführten Versuche lassen darauf schließen, dass der Grenzwert für Indirekteinleitung der AEV, Deponiesickerwasser (2003) für den Parameter Ammonium-Stickstoff (200 mg l⁻¹) innerhalb eines Belüftungszeitraumes von 5 Jahren erreichbar ist. Der Parameter CSB hingegen kann unterhalb eines Niveaus von 500 mg O₂ l⁻¹ nur mehr langsam reduziert werden, weshalb der Grenzwert von 300 mg O₂ l⁻¹ innerhalb wirtschaftlich vertretbarer Belüftungszeiträume nur schwer zu erreichen sein wird. Der CSB als Kriterium für die organische Belastung von Deponiesickerwässern ist jedoch generell zu hinterfragen, da er einen sehr hohen Anteil an nicht abbaubaren organischen Verbindungen beinhalten kann (siehe Kap. 5.1). Das Verhältnis von biologischem zu chemischem Sauerstoffbedarf erscheint als Kriterium sinnvoller. Folgende Zielwerte für die Sickerwasserbelastung ergeben sich daraus:

- Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB₅): < 100 mg O₂ l⁻¹
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB): < 500 mg O₂ l⁻¹
- Verhältnis BSB₅/ CSB: < 0,2
- Ammonium-Stickstoff (NH₄-N): < 200 mg l⁻¹

Für Ablagerungen ohne Basisabdichtung und Sickerwasserfassung können z.B. die von Heyer (2006) vorgeschlagenen quantitativen Kriterien (Frachtbegrenzungen) zur Entlassung aus der Nachsorge herangezogen werden. Dies wäre z.B. für den Parameter CSB 50 bis 200 kg O₂ ha⁻¹ a⁻¹ (entspricht bei einer klimatischer Sickerwasserbildung von 100 mm einer Konzentration von 50 bis 200 mg O₂ l⁻¹), für den Parameter Gesamtstickstoff (kann langfristig dem NH₄-N gleichgesetzt werden) 25 bis 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ (entspricht bei 100 mm klimatischer Sickerwasserbildung einer Konzentration von 25 bis 100 mg l⁻¹).

In den Säulenversuchen konnte für die gesamte Deponie Mannersdorf ein biologisch verfügbarer Kohlenstoff-Pool von 18 g C kg⁻¹ TM, bzw. 25 % des TOC ermittelt werden (siehe Kap. 5.4). Der Austrag eines Großteils dieses Pools wird in Anlehnung an Ritzkowski (2005) als Zielwert vorgeschlagen:

- Austrag von 15 g C kg⁻¹ TM (> 80 % des maximal austragbaren TOC)

Da ein Großteil (> 90 %) des gesamten Kohlenstoffumsatzes in Form des Austrages über die Gasphase erfolgt (siehe Kap. 5.4), kann der Nachweis dieses Kriteriums über Menge und Zusammensetzung ($\text{CO}_2\text{-C}$, $\text{CH}_4\text{-C}$) des abgesaugten Gasgemisches errechnet werden. Der Sickerwasseraustrag und die C-Fixierung in Huminsäuren sind vernachlässigbar.

Darüber hinaus existieren Vorschläge die Restgasproduktionsrate zu begrenzen (z.B. nach Ritzkowski, 2005: 0,5 bis $1,0 \text{ l CH}_4 / \text{m}^2 \text{ h}$). Dabei wird die Strategie verfolgt dass das Restgasbildungspotential unterhalb der durchschnittlichen Methanoxidationsleistung einer Abdeckschicht liegt. Nach Angaben unterschiedlicher Autoren liegt die Methanoxidationsleistung herkömmlicher sandig-lehmiger Deponieabdeckschichten in Laborversuchen zwischen 6 und $14 \text{ l CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Kightley, 1995; De Visscher, 2001; Hilger et al., 2000). Nach Huber-Humer (2004) sind auch unter Freilandbedingungen Abbauleistungen von $> 6 \text{ l CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ erreichbar. Das oben vorgeschlagene Gasbildungspotential von $\text{GS}_{21} < 2,0 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ ergibt ein gesamtes Gasbildungspotential von $6 \text{ NI kg}^{-1} \text{ TM}$ (vgl. Regression Tab. 5-2). Über die zeitliche Verteilung der Gasbildung nach Tabasaran (1978) und auf eine 10 m hohe Deponie umgelegt ergibt sich eine stündliche Rate von $0,3 \text{ l CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, welche deutlich (Faktor 10) unter den oben genannten Oxidationskapazitäten liegt. Damit ist das Kriterium der Restgasproduktionsrate durch die Begrenzung des Gasbildungspotentials (GS_{21}) hinreichend erfüllt. Auch die von Ehrig (2003) als unproblematisches Restgas definierte Rate von 0,5 bis $1,0 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1} \text{ FM a}^{-1}$ (ca. $0,3 \text{ l CH}_4 \text{ m}^2 \text{ h}^{-1}$) wird erreicht.

Die Festlegung von einzelfallspezifischen Zielwerten zur Beendigung der Belüftungsmaßnahme ist unerlässlich. Darüber hinaus sollte die Deponiebelüftung als Teil eines umfassenden Nachsorge- und Stilllegungskonzeptes betrachtet werden. Dabei ist eine Vorgehensweise erstrebenswert, bei der von Seiten des Gesetzgebers Abschlusskriterien für die Deponienachsorge definiert werden. Dem Deponiebetreiber sollte dabei freie Hand gegeben werden, wie diese Kriterien zu erreichen sind. Die Belüftung kann dabei einen sinnvollen Teilschritt zum Erreichen dieser Zielwerte darstellen.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Arbeit wurden Feld- und Laborversuche durchgeführt, mit dem primären Ziel den Zustand der organischen Substanz in (Alt)ablagerungen, dessen Zusammenhang mit dem Emissionsverhalten und dessen Veränderung bei Belüftung zu untersuchen. Aus den durchgeführten Untersuchungen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Auch bei bereits relativ stabilen (Alt)ablagerungen ist eine weitergehende Stabilisierung durch In-Situ Aerobisierung möglich und sinnvoll.
- Sowohl der Zustand der organischen Substanz als auch deren Entwicklung bei Belüftung sind durch Analyse des Feststoffs erfassbar.
- Die Gesamtgehalte organischer Substanz bleiben annähernd unverändert, jedoch kann die biologische Reaktivität reduziert und das Auslaugverhalten deutlich verbessert werden.
- Im Sickerwasser werden die Frachten an organischen Substanzen und Stickstoffverbindungen reduziert und über die Gasphase wird hauptsächlich Kohlendioxid ausgetragen, die Methanproduktion kommt praktisch zum Erliegen.
- Ein Vergleich der Umweltauswirkungen (Klimaänderung, Eutrophierung) zeigt, dass die Belüftungsmaßnahme signifikant positive Auswirkungen hat.
- Ein Viertel des organischen Kohlenstoffs ist biologisch abbaubar, wovon 95 % mineralisiert und 5 % humifiziert werden. Der Anteil des mineralisierten C-Pools, der über das Sickerwasser ausgetragen wird, beträgt weniger als 2,0 %. Der Großteil wird über die Gasphase ausgetragen, und dabei zu mehr als 90 % in Form von Kohlendioxid.
- Der Anteil des Zellulose-C am gesamten organischen Kohlenstoff ist gering und kann nicht entscheidend reduziert werden. Der Anteil des Kohlenstoffs, welcher in Huminsäuren gebunden ist, ist ebenfalls gering und kann im Zuge der Belüftung nicht wesentlich gesteigert werden.
- Von den durchgeführten innovativen Untersuchungsmethoden sind die Infrarot-Spektroskopie und die Reaktivitätstests (Atmungsaktivität und Gasbildungspotential) gut geeignet die Entwicklung der organischen Substanz zu beobachten.
- Von den konventionellen Analysen wurden die Eluatparameter CSB, BSB₅, und NH₄-N als zielführend identifiziert. Summenparameter wie TOC oder Gesamtstickstoff, aber auch Huminsäure- bzw. Zellulosegehalt erwiesen sich aufgrund der hohen Stabilität des Abfalls bezüglich einer weitergehenden Stabilisierung als begrenzt aussagekräftig.
- Für die In-Situ Aerobisierung der Deponie Mannersdorf konnten anhand der durchgeführten Versuche Zielwerte für Feststoff, Sickerwasser und Gasphase extrapoliert und vorgeschlagen werden. Die erforderliche Belüftungsdauer bis zum Erreichen dieser Zielwerte wurde mit 4 bis 6 Jahren abgeschätzt.

7 Literaturverzeichnis

- AbwV – Abwasserverordnung (1996): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Anhang 51: Oberirdische Ablagerung von Abfällen.
- Adani et al: (1995): A new index of organic matter stability. *Comp. Sci. & Util.*, Spring 1995, Vol. 3.
- AEV Deponiesickerwasser (2003): Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien. *Bundesgesetzblatt der Republik Österreich* 263.
- Angelidaki I., Ahring B.K. (1993): Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: The effect of ammonia. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 560-564.
- Aulin C., Neretnieks I. (1997): Humic Substances in Landfills – A Literature review. KAT 97/16, Department of Chemical Engineering and Technology, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Bahadir M., Parlar H., Spittler M. (1999): *Umweltlexikon*, Springer Verlag.
- Bender M. (1992): Mikrobieller Abbau von Methan und anderen Spurengasen in Böden und Sedimenten. Dissertation an der Universität Konstanz, Fakultät für Biologie. Hartung Gorre Verlag.
- Bidlingmaier W. (1983): Das Wesen der Kompostierung von Siedlungsabfällen. W. Schenkel, G. Hösel, H. Schnurer: *Müll-Handbuch*, Erich Schmidt-Verlag, Berlin, KZ 5305.
- Binner E., Zach A., Widerin M., Lechner P. (1998): Auswahl und Anwendbarkeit von Parametern zur Charakterisierung der Endprodukte aus mechanisch-biologischen Restmüllbehandlungsverfahren, Teil 1-3 Schriftenreihe des BMUJF Band 9/1998.
- Binner E., Zach A., Lechner P. (1999): Stabilitätskriterien zur Charakterisierung der Endprodukte aus MBA-Anlagen. Unveröffentlichter Endbericht der Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Binner E., Tintner J. (2006): Impact of feedstock and rotting process on compost quality. *Proceedings: Orbit 2006, Biological waste management – From local to global*, Weimar, Germany.
- Blakey N.C., Bradshaw K., Reynolds P., Knox K. (1997): Bio-reactor landfill - A field trial of accelerated waste stabilisation. In: *Sardinia 1997, 6th International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- BMLFUW (2001): *Bundesabfallwirtschaftsplan 2001*.
- Braun R. (1982): *Biogas. Methangärung organischer Abfallstoffe*. Springer Verlag.
- Braun R. (2001): *Stand der Technik der Bioabfallvergärung*, Wien.
- Cernay T. (1994): Mineralisierung und Humifizierung zur dauerhaften Einbindung abfallbürtiger Schadstoffe. *Müllforum Freiburg: Mechanisch-biologische Behandlung für Restabfälle und Altdeponien*, Tagungsband zum Fachseminar Deponietechnik, Freiburg.
- Clark R.H., Speece R.E. (1971): The pH tolerance of anaerobic digestion. In: *Proceedings of the 5th international conference on water pollution research II-27:1-4*.
- CHANG L.(1998): Auslegung von einstufigen Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination bei Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien. *Veröff. des Inst. für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig*, Heft 62.
- Cossu R., Raga R., Rossetti D. (2003): Full scale application of in situ aerobic stabilization of old landfills. *Proceedings: Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Cossu R. (2005): The sustainable landfill concept. *Proceedings: Sardinia 2005, 10th International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

- Danneberg O.H., Schaffer K. (1974): Eine einfache kolorimetrische Analyse des Huminstoffsystems, „Die Bodenkultur“ 25 (4).
- De Visscher A. (2001). Modelling of diffusion and reaction of CH₄ and N₂O in soils. Doctoral Thesis, University Gent, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, June 2001.
- Deponieverordnung (1996 idF 2004): Verordnung über die obertägige Ablagerung von Abfällen, BGBl. Nr. 164/1996 idF BGBl. II Nr. 49/2004. Österreich.
- Deponieverordnung (2002): Verordnung über Deponien und Langzeitlager; Bgbl. I 2002, 2807. Deutschland.
- Deponieverordnung (2007): Entwurf zur Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2007) Stand: Jänner 2007
- Deutsches Patent und Markenamt (2002): Patentschrift „DE 100 05 243 C2“ vom 24.10.2002. Patentinhaber: Stegmann R., Hupe K., Heyer K-U.; Hamburg.
- DIN 38414-4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- Abwasser- und Schlammuntersuchungen. Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4).
- DIN EN 1484 (1997): Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC).
- Dörrie T., Breuer W., Schild Ch., Budde F.W. (1998): Projektdokumentation, Räumung Berger-Deponie, Bilfinger-Berger, Wien.
- EI-FADEL M., FINDIKAKIS A.N., LECKIE J.O. (1996): Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills. I. Model formulation. Waste management & research (1996), 14:483-504. II. Model application. Waste management & research (1996), 14, 537-551.
- EL-ZANFALY H.T. (1981): Temperature as an environmental factor: It's effect on nitrification. Environment International Vol.5, 3:145-148.
- Ehrig H.-J. (1980): Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Heft 26.
- Ehrig H.-J. (1986): Untersuchung zur Gasproduktion aus Hausmüll, Müll und Abfall, 5/1986.
- Ehrig H.-J. (1989): Sickerwasser aus Hausmülldeponien – Menge und Zusammensetzung. Müllhandbuch, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Ehrig H.J. (2003): Inwieweit bestimmen Sickerwasser- und Deponiegasemissionen die Dauer der Nachsorge, Seminar: Verkürzung der Deponienachsorge, Dortmund 19.11. 2003
- Farquhar G.H., Rovers F.A. (1973). Gas production during refuse decomposition. Water, air an soil pollution, 2-1973.
- Grassinger D. (1998): Einfluss von Temperatur und Sauerstoffgehalt auf die Humifizierung und die Mineralisierung bei der Verrottung von Bioabfall, Dissertation an der Universität für Bodenkultur.
- Günzler H., Gremlich H.-U. (2003): IR-Spektroskopie, Eine Einführung. Wiley-VCH Verlag. Weinheim.
- Haarstick A., Hempel D.C.: Modellierung chemischer und biologischer Reaktionsprozesse in Siedlungsabfällen. In: Das Gas- und Wasserfach / Ausgabe Wasser/Abwasser, 142,6 (2001), S. 435-442.
- Haberbauer G., Rafferty B., Strebl F., Gerzabek M. (1998): Comparison of the composition of forest soil litter derived from three different sites at various decompositional stages using FTIR-spectroscopy. Geoderma 83, 331-342.
- Hantsch S., Michalzik B., Bilitewski B. (2003): Different intensities of aeration and their effect on contaminant emission via the leachate pathway from old landfill waste – A laboratory scale study. Proceedings Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

- Heiß-Ziegler C. (2000): Stabilisierung organischer Substanz und Stickstoffeinbindung bei der mechanisch-biologischen Behandlung und Ablagerung von Restmüll, Dissertation an der Universität für Bodenkultur.
- Heyer K-U. (1992): Zum Stabilisierungsgrad von Feststoffen häuslicher Abfälle, Diplomarbeit an der TU Braunschweig.
- Heyer K-U, Stegmann R. (1997): Langfristiges Gefährdungspotential und Deponieverhalten von Ablagerungen; Bericht zum Teilvorhaben TV 4 im BMBF Verbundvorhaben „Deponiekörper“. Hamburg.
- Heyer K-U, (2003): Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge, Hamburger Berichte 21, TU Hamburg-Haburg: Verlag Abfall aktuell.
- Hilger H., Wollum A., Barlaz M. (2000). Landfill Methane Oxidation Response to Vegetation, Fertilization, and Liming, J. Environ. Qual. 29, p. 324-334.
- Humer M., Lechner P.(2000): Minimierung von Methanemissionen und Sickerwasser aus Deponien und Altlasten durch Abdeckschichten und Kompost. Im Auftrag der Kommunalkredit AG, Stadt St. Pölten und MA48 (Stadt Wien).
- Huber-Humer M. (2001): Microorganisms against the greenhouse effect – suitable cover layers for the elimination of methane emissions from landfills. 6th annual landfill symposium 2001 proceeding SWANA; San Diego.
- Huber-Humer M. (2004): Abatement of landfill methane emissions by microbial oxidation in biocovers made of compost. Dissertation an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Hudgins M., Peck J. (2001): Sustainable Landfill Management via the Use of Aerobic Bioreactors. Proceedings: Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Hudgins M., Peck J. (2005): Rehabilitation and re-development of a closed landfill using in-situ aeration approach. Proceedings: Sardinia 2005, 10th International Waste Management and Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Hupe K., Heyer K-U., Stegmann R. (2002): Gezielte Befeuchtung/Bewässerung von Altdeponien zur Beschleunigung der biologischen Umsetzungsprozesse. Hamburger Berichte 18, TU Hamburg-Haburg: Verlag Abfall aktuell.
- Ilies P., Mavinic D.S. (2001): The effect of decreased ambient temperature of the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate. Wat.Res. Vol.35, No.8:2065-2072.
- Kaltenbrunner W. (1999): Biologische in-situ-Sanierung mit Hilfe des Bio-Puster-Verfahrens am Fallbeispiel Feldbach, Diplomarbeit am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik der Montanuniversität Leoben.
- Kightley D., Nedwell D. B., Cooper M. (1995). Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 61 (2), p. 592 – 601.
- Knox K. (1996): Leachate recirculation and its role in sustainable development; IWM proceedings, March 1996.
- Kögel-Knabner I., M. Pichler (1998): Humifizierungsprozesse während der Rotte und Deponierung von Restmüll. Umweltbundesamt (Hrsg.): BMBF-Statusseminar, Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen, Potsdam.
- Kögel-Knabner I., R. Bäuml (2002): Humifizierungsstatus und Stabilität der organischen Substanz im Deponiekörper, Abschlussbericht des BayFORREST Forschungsvorhaben, München.
- Kruse K. (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, Heft 54.
- Krümpelbeck I. (2000): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfällen. Dissertation an der Gesamthochschule Wuppertal.

- Lechner P. (2004): Kommunale Abfallentsorgung. Facultas Verlag, Wien.
- Linn D. M., Doran J. W. (1984): Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. Soil Science Society of America journal ISSN 0361-5995. 1984, vol. 48, no4.
- Matsufuji Y., Sakai M., Tsuji K., Saito H. (2001): Safety closure and reuse of completed landfill sites by using the recirculatory semi-aerobic landfill system. Proceedings: Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- McCarty P.L., McKinney R.E. (1961): Salt toxicity in anaerobic digestion. Water Pollution Control Federation Journal 33:399-415.
- Mostbauer et al. (2004): Stickstoffdynamik in Deponie und deren Modellierung. Endbericht im Auftrag des FWF der Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Mostbauer P., Prantl R.(2004): Abschätzung von Nachsorgezeiträumen mit dem Modell „LaNDy“. DepoTech 2004 – Abfall- und Deponietechnik, Altlasten, Abfallwirtschaft. Hrsg: K.E. LORBER, Montanuniversität Leoben.
- Mudrack K., Kunst S. (1985): Biologie der Abwasserreinigung. Spektrum Akademischer Verlag.
- Müller W., Fricke K., Turk T., Lechner P., Doedens H. (1996): Ermittlung von Prüfmethode zur Beschreibung des Stabilisierungsgrades der organischen Substanz in mechanisch-biologisch behandeltem Restmüll. In: Biologische Abfallbehandlung III – Kompostierung. Anaerobtechnik – Mechanisch-biologische Abfallbehandlung – Klärschlammverwertung (Hrsg.: Wiemer, K.). Witzhausen.
- ÖNORM EN 13137 (2001): Charakterisierung von Abfall - Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) im Abfall, Schlämme u. Sedimenten.
- ÖNORM EN 25663 (1993): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Kjeldahl-Stickstoff - Verfahren nach Aufschluß mit Selen (ISO 5663:1984).
- ÖNORM EN 27888 (1993): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit.
- ÖNORM EN ISO 11732 (2005): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Ammoniumstickstoff mit der Fließanalyse (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion.
- ÖNORM EN ISO 13395 (1997): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Nitritstickstoff, Nitratstickstoff, u. der Summe der beiden mit der Fließanalyse (CFA u. FIA) und spektrometrischer Detektion.
- ÖNORM M 6244 (1996): Wasseruntersuchung - Bestimmung des pH-Wertes.
- ÖNORM M 6265 (1991): Wasseruntersuchung - Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfes.
- ÖNORM M 6277 (1998): Wasseruntersuchung - Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfes nach 5 Tagen (BSB₅) Verdünnungsmethode.
- ÖNORM M 6295 (1992): Untersuchung von Klärschlamm - Bestimmung des Glührückstandes u. des Glühverlustes.
- ÖNORM S 2027-1 (2002): Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen, Teil 1: Atmungsaktivität (AT₄).
- ÖNORM S 2027-2 (2002): Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen, Teil 2: Gasspendensumme im Inkubationsversuch (GS₂₁).
- ÖNORM S 2072 (1990): Eluatklassen - Gefährdungspotenzial von Abfällen.
- ÖNORM S 2088-1 (1997): Altlasten, Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser.
- Prantl R., Tesar M, Huber-Humer M., Heiß-Ziegler C. (2006): Technischer Leitfaden: In-Situ Aerobisierung von Altablagerungen. <http://interland.arcs.ac.at/extranet/interland/publikat.htm>

- prEN 15002:2004 Charakterisierung von Abfallproben – Herstellung von Prüfmengen aus der Laboratoriumsprobe.
- Rettenberger G., Metzger H. (1992): Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen – Leitfaden Deponiegas. Materialien zur Altlastenbearbeitung. Band 10. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Rettenberger G. (2001): Stabilisierung einer Altlast durch Einblasen von Luft am Beispiel der Altablagerung Lorenkamp. in: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft – Deponiegas. (Hrsg.: Rettenberger, Stegmann), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Rettenberger, G. (2005): Landfill gas characterization over time – the 9-phase-model. Proceedings: Sardinia 2005, 10th International Waste Management and Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Rilling N.(1994): Untersuchungen zur Vergärung organischer Sonderabfälle. In: Anaerobe Behandlung von festen und flüssigen Rückständen. DECHEMA Monografien, Vol.130: 185-206.
- Ritzkowski M., Heyer K.-U., Stegmann R. (2002): Praxiserfahrungen mit der in situ-Belüftung von Altdeponien. Konferenzbericht: 6. DepoTech Fachtagung, 2002, Leoben, Österreich.
- Ritzkowski M. (2004): Erkenntnisstand zur in-situ-Belüftung von Deponien am Beispiel des mehrjährigen Versuchs auf der Altdeponie Kuhstedt. Abfallforschungstage 2004 Tagungsband. Hannover: Wasteconsult international, pp. 370-389.
- Ritzkowski M. (2005): Beschleunigte aerobe In-situ Stabilisierung von Altdeponien. Hamburger Berichte 26. TU Hamburg-Haburg: Verlag Abfall aktuell.
- Schnitzer M. (1978): Some observations on the chemistry of humic substances. *Agrochimica*. Vol. XXII.
- Senesi N., D'Orazio V., Ricca G. (2003): Humic acids in the first generation of EUROSOLS. *Geoderma* 116, 325 – 344.
- Smidt E. (2001): Eignung der FTIR-Spektroskopie zur Charakterisierung der organischen Substanz in Abfällen. Dissertation. Universität für Bodenkultur. Wien.
- Smidt E., Lechner P., Schwanninger M., Haberhauer G., Gerzabek M. (2002): Characterization of Waste Organic Matter by FT-IR Spectroscopy: Application in Waste Science, *Applied Spectroscopy* 56 (2), 1170 – 1175.
- Smidt E., Binner E. Lechner, P (2005): Huminstoffe als Qualitätsparameter für Komposte und zur verfahrenstechnischen Optimierung von Kompostanlagen. FFG-Forschungsprojekt, Projekt-Nr. 808753/7872 KA/SA. Bericht über den 1. Projektabschnitt.
- Smidt E., Schwanninger M. (2005): Characterization of Waste Materials Using FT-IR Spectroscopy - Process Monitoring and Quality Assessment. *Spectroscopy Letters*. 38 (3). 247-270.
- Stegmann R. Heyer K.-U., Hupe K., Willand A. (2006): „Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge“, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Tabasaran O. (1976) Überlegungen zum Problem Deponiegas. *Müll und Abfall*, 7/1976.
- Thome´-Kozmiensky K.J. (1985): Kompostierung von Abfällen 1, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH.
- Umweltbundesamt Wien (2002): Bestandsaufnahme an Treibhausgasen in Österreich von 1990 bis 2001, Bericht gemäß Entscheidung des Rates 1999/296 EG, UBA-Berichte Nr. 217, Wien.
- Umweltbundesamt Wien (2003): Biologisch abbaubarer Kohlenstoff im Restmüll. UBA, Wien.
- Umweltbundesamt Wien (2005): Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas (2005). UBA, Wien.

- Waki M., Suzuki K., Osada T., Tanaka Y. (2005): Methane-dependent denitrification by a semi-partitioned reactor supplied separately with methane and oxygen. *Bioresource Technology* 96:921-927.
- Walker A. N., Beaven R. P., Powrie, W. (1997): Overcoming problems in the development of a high rate flushing bioreactor. In *Proceedings Sardinia 1997, 6th International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Wang C.-P. (1998): Soil and Temperature Influence on Microbiological Nitrogen Transformations – A microcosm study by dynamic ¹⁵N dilution technique. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- Weber B. (1990): Minimierung von Emissionen der Deponie. Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 76.
- Whalen S.C., Reeburgh W., Sandbeck K. (1990): Rapid methane oxidation in a landfill cover soil. *Applied Microbiology* Nov.1990:3405-3411.
- White J.K., Ren Q., Robinson J.P. (2003): A framework to contain a spatially distributed model of the degradation of solid waste in landfills. *Waste Management & Research* 21:330-345.
- Widerin M. (1996): Beurteilung der Atmungsaktivität von Abfällen. Diplomarbeit am Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.
- Willers H.C., ten Have P.J.W., Derikx P.J.L., Arts M.W. (1993): Temperature-dependency and required anoxic volume for denitrification in the biological treatment of veal calf manure. *Bioresource Technology* Vol.43, No.1:47-52.
- Young A., Davies D. (1992): Applications of computer modelling to landfill processes. DoE Report No. CWM 039A/92. Universität Oxford.
- Zach A. (2000): Bewertung der Stabilität organischer Abfallinhaltsstoffe in mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen, Dissertation an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Zeeman G., Wiegant M.W., Treffers M.E. (1983): The influence of ammonia on the thermophilic digestion of dairy cow slurry. *Proceedings AWWT*, 529-530.
- Ziechmann W. (1996): Huminstoffe und ihre Wirkung, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg - Berlin - Oxford.

8 Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1: Mittelwerte ausgewählter Sickerwasserparameter von 76 Deponien aus Deutschland (Krümpelbeck, 1999)	12
Tab. 2-2: Grenzwerte ausgewählter Sickerwasserparameter nach AEV Deponiesickerwasser (2003) und Anhang 51 der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsverordnung (1996)	12
Tab. 2-3: Einteilung der Huminstoffe und deren Eigenschaften (Cernay, 1994)	17
Tab. 2-4: Erforderliche Wasser/Feststoffverhältnisse infolge rein physikalischer Auswaschung und bei Auswaschung und Mobilisierung durch biochemische Prozesse nach Heyer (2003).....	19
Tab. 2-5: Biologische Schlüsselprozesse der Aerobisierung	25
Tab. 2-6: Übersicht über die wichtigsten Indikatorbanden für Abfälle nach Smidt & Schwanninger (2005)	32
Tab. 2-7: Orientierungswerte für Eluate nach ÖN S 2088-1	33
Tab. 3-1: Kenndaten der Deponie Mannersdorf.....	36
Tab. 3-2: Feststoffprobenahmen auf der Deponie Mannersdorf.....	41
Tab. 3-3: Versuchssäulen und deren Rahmenbedingungen.....	43
Tab. 3-4: Grundcharakterisierung des Ausgangsmaterials der Säulenversuche.....	44
Tab. 3-5: Übersicht über die Feststoffproben der Säulenversuche	44
Tab. 3-6: Deponiesimulationsreaktoren und deren Rahmenbedingungen	46
Tab. 3-7: Übersicht über die Feststoffproben des DSR-Versuchs	46
Tab. 3-8: Durchgeführte Analysen an den Feststoffproben	47
Tab. 3-9: Durchgeführte Analysen an den Sickerwasserproben.....	51
Tab. 4-1: Gasbildungspotential (GS_{21}) ausgewählter Proben der Probenahmen A-D des Feldversuchs (n: Anzahl der Proben; MW: Mittelwert)	59
Tab. 4-2: Übersicht über das Auftreten jener Banden deren Abwesenheit als Indikator für Stabilität gilt, in Spektren basierend auf Proben zweier Altablagerungen	61
Tab. 4-3: Ergebnisse der Feststoffanalytik der IST-Zustands Erhebung der Deponie Mannersdorf (n = 32 Mischproben).....	61
Tab. 4-4: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen der Versuchsreihe 1 (VR1)	69
Tab. 4-5: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen der Versuchsreihe 2 (VR2)	69
Tab. 4-6: Ergebnisse Reaktivitätstests der Versuchsreihe 1 (VR1).....	70
Tab. 4-7: Ergebnisse der Eluatuntersuchungen der Versuchsreihe 1 (VR1).....	72
Tab. 4-8: Ergebnisse der Eluatuntersuchungen der Versuchsreihe 2 (VR2).....	72
Tab. 4-9: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen des DSR-Versuchs	75
Tab. 4-10: Eluatuntersuchungen der DSR-Versuche.....	76
Tab. 5-1: Entwicklung ausgewählter Feststoff- und Eluatparameter im Lauf des Feldversuchs (Median, n = Anzahl der Mischproben, ausschließlich Proben aus dem belüfteten Bereich	84
Tab. 5-2: Ergebnisse der Regressionsstatistik für GS_{21} und Gasspendensummen über unterschiedliche Versuchszeiträume (GS_{240} , GS_{400} bzw. GS_{730})	90
Tab. 5-3: Gasspendensummen von 6 ausgewählten Proben über unterschiedliche Versuchszeiträume (GS_{21} , GS_{90} , GS_{240} , GS_{400} , GS_{730}) und deren Anteile am gesamten Gasbildungspotential.....	90
Tab. 5-4: Ergebnisse der Eluatuntersuchungen der Deponie Mannersdorf und vergleichende Daten von Abfallmaterial einer deutschen Deponie und von 2 österreichischen MBA-Anlagen	96
Tab. 5-5: Veränderungen im Kohlenstoffpool während der Belüftung bei den Säulenversuchen (Versuchsbeginn und je 2 Säulen bei Belüftungsende)	98

Tab. 5-6: Veränderungen im Kohlenstoffpool während der Belüftung beim Feldversuch (Versuchsbeginn und bei Belüftungsende)	99
Tab. 5-7: Veränderungen im Kohlenstoffpool während der Belüftung beim DSR-Versuch (Versuchsbeginn und bei Belüftungsende)	100
Tab. 5-8: Kohlenstoffpools der Fraktionen Zellulose und Huminsäuren und deren Veränderungen in Laufe der Belüftung	100
Tab. 5-9: Veränderungen der untersuchten Parameter (Konzentrationen) bei variierenden Randbedingungen	104
Tab. 5-10: Qualitätssicherung und Monitoring einer In-Situ Aerobisierung	109

9 Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1: Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs im Restmüll in Österreich (1960 -2003).	10
Abb. 2-2: Vereinfachte Darstellung der Phasen einer Reaktordeponie (Lechner et al., 2004).....	11
Abb. 2-3: Zeitlicher Verlauf der Deponiesgaszusammensetzung und Gasproduktion (Rettenberger, 2005).....	13
Abb. 2-4: Hauptabbauwege der organischen Abfälle unter anaeroben Bedingungen (vgl. Bahadir et.al., 1999)	16
Abb. 2-5: Verfahrenskombinationen zur Erreichung einer nachhaltigen Deponie (Cossu, 2005)	20
Abb. 2-6: Im Zuge Niederdruckbelüftung (In-Situ Aerobisierung) ablaufende Prozesse und deren Auswirkung auf die Phasen Feststoff, Sickerwasser und Deponiegas (Grafik aus Prantl 2006)..	23
Abb. 2-7: Temperaturabhängigkeit des anaeroben Abbaus nach Young & Davies (1992) nach Mostbauer & Prantl (2004) sowie der Nitrifikation und aeroben Mineralisierung	26
Abb. 3-1: Durchgeführtes Versuchsprogramm.....	35
Abb. 3-2: Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle des Verfüllabschnittes VA02 der Deponie Mannersdorf	36
Abb. 3-3: Schematischer Grundriss der In-Situ Aerobisierungsanlage auf der Deponie Mannersdorf.	37
Abb. 3-4: Schematische Darstellung der Betriebsabläufe der In-Situ Aerobisierungsanlage auf der Deponie Mannersdorf	38
Abb. 3-5: Zu- und Abluftmenge der In-Situ Aerobisierungsanlage	38
Abb. 3-6: Kondenswassermenge im Abluftstrom der In-Situ Aerobisierungsanlage	39
Abb. 3-7: Lage der Probenahmepunkte auf der Deponie Mannersdorf	40
Abb. 3-8: Schematischer Aufbau der Versuchssäulen.....	42
Abb. 3-9: Schematischer Aufbau der Deponiesimulationsreaktoren	45
Abb. 3-10: Lage der Basislinie für die Ermittlung der Intensität der Banden mit einem Maximum bei Wellenzahlen von 2925 und 1630 cm^{-1}	51
Abb. 4-1: Verlauf von Biologischem und Chemischem Sauerstoffbedarf bzw. Ammonium- und Nitratstickstoff im Sickerwasser der Deponie Mannersdorf (VA02) von 1995 bis 2005.....	53
Abb. 4-2: Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemisches der Pilotanlage Mannersdorf.....	54
Abb. 4-3: Gaszusammensetzung in den Deponiegassonden des Feldversuchs (belüftet: MW aus 10 Sonden im Belüftungsbereich; unbelüftet: MW aus 3 Sonden außerhalb der Belüftung	55
Abb. 4-4: Entwicklung von Temperatur und Wassergehalt der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch (Median, Interquartilbereich, Spannweite; Ausreißer entfernt).....	56
Abb. 4-5: Entwicklung von Glühverlust, TOC, TN sowie Zellulosegehalt der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch.....	57
Abb. 4-6: Entwicklung von Fulvo- und Braunhuminsäuren der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch	58
Abb. 4-7: Entwicklung der Atmungsaktivität (AT_4 und AT_7) der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch	58
Abb. 4-8: Entwicklung der Gasbildung über 730 Tage an 6 ausgewählten Proben der Probenahme B des Feldversuchs	59
Abb. 4-9: Beispiel von IR-Spektren von 2 Proben der Deponie Mannersdorf (Probenahme A); gekennzeichnet sind die wichtigsten (auftretenden) Indikatorbanden	60
Abb. 4-10: Zeitliche Entwicklung von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit im Eluat der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch	62
Abb. 4-11: Zeitliche Entwicklung von BSB_5 , CSB und des Verhältnisses von BSB_5/CSB sowie von $\text{NH}_4\text{-N}$ im Eluat der Feststoffproben im Zuge der Belüftung beim Feldversuch.....	63

Abb. 4-12: pH-Wert und Elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser der Säulenversuche	64
Abb. 4-13: Chemischer Sauerstoffbedarf im Sickerwasser der Säulenversuche	65
Abb. 4-14: $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Sickerwasser der Säulenversuche	65
Abb. 4-15: IR-Spektren von Sickerwasserproben der Säulenversuche (VR2) bei Belüftung und schwacher Bewässerung (unten) und unbelüftet bei starker Bewässerung (oben).....	66
Abb. 4-16: Zusammensetzung der Abluft in Versuchsreihe 1.....	67
Abb. 4-17: Zusammensetzung der Abluft in Versuchsreihe 2.....	68
Abb. 4-18: Elektrische Leitfähigkeit und CSB im Sickerwasser des DSR-Versuchs	73
Abb. 4-19: Ammonium- und Nitratstickstoff im Sickerwasser des DSR-Versuchs	74
Abb. 4-20: Zusammensetzung der Abluft des DSR-Versuchs.....	74
Abb. 5-1: Entwicklung von CSB (links) und $\text{NH}_4\text{-N}$ (rechts) im Sickerwasser bei Belüftung in Relation zu anaerob betriebenen Versuchssäulen.....	78
Abb. 5-2: Umweltauswirkungen (Wirkungskategorie Eutrophierung) einer Altablagerung mit und ohne In-Situ Aerobisierung.....	79
Abb. 5-3: Gesamter Kohlenstoffaustrag über die Gasphase in den Simulationsversuchen:.....	80
Abb. 5-4: Extrapolation des Kohlenstoffaustrages von 2 Versuchssäulen unter der Annahme einer Abbaukinetik 1. Ordnung (Exponentialfunktion).....	81
Abb. 5-5: Kohlenstoffaustrag unter aeroben Bedingungen bezogen auf das Verhältnis von eingebrachter Luft zu Abfalltrockenmasse (Labor; S3 und Feld).....	82
Abb. 5-6: Umweltauswirkungen (Wirkungskategorie Klimaänderung) einer Altablagerung mit und ohne In-Situ Aerobisierung.....	83
Abb. 5-7: Entwicklung der extrahierbaren Fulvo- und Huminsäuren bezogen auf organische Trockenmasse im Lauf der Säulenversuche (VR1)	86
Abb. 5-8: Entwicklung des Verhältnisses der Extinktionen bei 400 nm und 600 nm (E4/E6) der Fulvo- und Huminsäurefraktion im Lauf der Belüftung beim Feldversuch	87
Abb. 5-9: Zusammenhang zwischen AT_4 und TOC der Säulenversuche (links: VR1; rechts: VR2)	89
Abb. 5-10: Zusammenhang zwischen AT_4 und GS_{21} für anaerob gelagertes Ausgangsmaterial (Probenahme A) und belüftetes Material (Probenahme B+C) der Deponie Mannersdorf	91
Abb. 5-11: Entwicklung des Verhältniswerts von $\text{GS}_{21} / \text{AT}_4$ bei unterschiedlichen Stabilitätszuständen für Proben der Deponie Mannersdorf und Proben aus verschiedenen MBA-Materialien.....	92
Abb. 5-12: Verlauf des Verhältnisses der Bandenintensitäten bei 2925 und 1630 cm^{-1} der Feststoffproben aus den Säulenversuchen.....	94
Abb. 5-13: Verlauf des Verhältnisses der Bandenintensitäten bei 2925 und 1630 cm^{-1} der Feststoffproben des Feldversuchs	95
Abb. 5-14: Zusammenhang zwischen CSB und TOC bzw. BSB_5 und TOC im Eluat von Feststoffproben aus Feld- und Laborversuchen.....	97
Abb. 5-15: Zusammenhang zwischen CSB im Eluat und CSB im Sickerwasser bzw. zwischen $\text{NH}_4\text{-N}$ im Eluat und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Sickerwasser aus Versuchssäulen und DSR.....	97
Abb. 5-16: Veränderungen im Kohlenstoffpool während der Belüftung bei den Säulenversuchen.....	98
Abb. 5-17: Verlauf des CSB im Sickerwasser der Säulenversuche (VR2)	102
Abb. 5-18: Verlauf des $\text{NH}_4\text{-N}$ im Sickerwasser der Säulenversuche (VR2)	103
Abb. 5-19: Stabilitätskriterien als Entscheidungsparameter in unterschiedlichen Phasen der Belüftungsmaßnahme	105
Abb. 5-20: Flussdiagramm als Entscheidungshilfe zum Einsatz der In-Situ Aerobisierung	107
Abb. 5-21: Ermittlung von, mit realistisch vertretbarem Aufwand erreichbaren Zielwerten	111

10 Abkürzungsverzeichnis

AT ₄	Atmungsaktivität in 4 Tagen [mg O ₂ g ⁻¹ TM]
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen [mg O ₂ l ⁻¹] bzw. [mg O ₂ kg ⁻¹ TM]
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf [mg O ₂ l ⁻¹] bzw. [mg O ₂ kg ⁻¹ TM]
DSR	Deponiesimulationsreaktor
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon)
FID	Flame Ionisations Detektor
FM	Feuchtmasse [kg]
FS	Fulvosäuren [OD ₄₀₀ g ⁻¹ oTM]
FT-IR	Fourier-Transformation Infrarot Spektroskopie
GS ₂₁	Gasspendensumme in 21 Tagen [NI kg ⁻¹ TM]
GV	Glühverlust [% TM]
HS	Huminsäuren [OD ₄₀₀ g ⁻¹ oTM]
L/F	Luft zu Feststoff Verhältnis [%]
LF	Leitfähigkeit [μS]
MBA	Mechanisch-biologische Aufbereitung
MED	Median
MSW	Maßnahmenschwellenwert
MW	arithmetisches Mittel
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff [mg l ⁻¹] bzw. [mg kg ⁻¹ TM]
NI	Normliter
N _{ni,hyd}	nicht säurehydrolysierbarer Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff [mg l ⁻¹] bzw. [mg kg ⁻¹ TM]
O ₂	Sauerstoff
OD	optische Dichte
SW	Sickerwasser
p	Irrtumswahrscheinlichkeit
pH	pH-Wert
ppm	parts per million
PW	Prüfwert
r	Korrelationskoeffizient
TC	gesamter Kohlenstoff (Total Carbon)
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon)
TM	Trockenmasse [kg]
TN	Gesamtstickstoff (Total Nitrogen) [% TM]
oTM	organische Trockenmasse
v/v	Volumsprozent
VK	Variationskoeffizient
W/F	Wasser zu Feststoff Verhältnis [%]
w/w	Gewichtsprozent
WG	Wassergehalt [% FM]

11 Glossar

Aerober Abbau	mikrobieller Abbau bei Vorhandensein von Sauerstoff
Anaerober Abbau	mikrobieller Abbau unter Ausschluss von Sauerstoff
Atmungsaktivität	beim aeroben Abbau organischer Substanz durch Mikroorganismen verbrauchter Sauerstoff pro Zeiteinheit (Feststoff)
Biogen	biologischen oder organischen Ursprungs, d.h. nicht durch chemische Synthese gewonnen
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf beim aeroben Abbau organischer Substanz durch Mikroorganismen verbrauchter Sauerstoff pro Zeiteinheit (flüssige Phase)
Biologische Stabilität	Resistenz gegenüber mikrobiellem Abbau
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf, beschreibt als Summenparameter die Gesamtheit der oxidierbaren organischen Substanz
Denitrifikation	Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff (N ₂)
Deponiegas	von anaeroben Mikroorganismen beim Abbau organischer Substanz gebildetes Gemisch aus CO ₂ , CH ₄ und Spurenstoffen
Eluat	vom Feststoff abgetrennte Flüssigphase nach einem Auslaugversuch, deren Zusammensetzung Rückschlüsse auf den leicht mobilisierbaren Anteil des Feststoffs erlaubt
Eutrophierung	Gruppierung umweltrelevanter Emissionen (Wirkungskategorie) bezogen auf die Umweltauswirkung „Nährstoffeintrag in Gewässer“ [PO ₄ -Äquivalente]
Fulvosäuren	bei jedem pH-Wert lösliche Huminstoffbestandteile
Gasbildungspotential	die unter anaeroben Bedingungen maximal freisetzbare Gasmenge (Gemisch aus CO ₂ und CH ₄)
Glühverlust	Maß für den Gesamtgehalt an organischer Substanz, bestimmt durch Verbrennen einer Materialprobe bei definierter Temperatur (z.B. bei 550 °C)
Humine	unlösliche Huminstoffbestandteile
Huminsäuren	Braun- und Grauhuminsäuren, unter alkalischen Bedingungen lösliche Huminstoffbestandteile
Huminstoffe	hochmolekulare, gefärbte organische Substanzen
In-Situ	Maßnahmen an einer Altlast, ohne dass das kontaminierte Material aus dem Untergrund entfernt wird
In-Situ Aerobisierung	Sanierungsmaßnahme durch Belüftung des Deponiekörpers
Indirekteinleitung	Einleitung von Abwasser bzw. Deponiesickerwasser in die Kanalisation
Infiltrationsverfahren	Verfahren zum Eintrag von Wasser in den Deponiekörper
Infrarotspektroskopie	Analysenmethode zur Identifizierung und Strukturaufklärung von Substanzen

Inkubationsversuch	anaerober Laborversuch zur Abschätzung des Deponiegasbildungspotentials im Feststoffmilieu
Kaminzugverfahren	Verfahren einer natürlich Belüftung aufgrund der Temperaturentwicklung beim aeroben Abbau
Klimarelevanz	Gruppierung umweltrelevanter Emissionen (Wirkungskategorie) bezogen auf die Umweltauswirkung „Treibhauseffekt“ [CO ₂ -Äquivalente]
Kompostierung	möglichst verlustarmer Ab- und Umbau organischer Substanz unter aeroben Bedingungen
lag-Phase	Anlaufphase des mikrobiellen Wachstums bis zum Erreichen der maximalen Teilungsrate
L/F-Verhältnis	Verhältnis von eingebrachter Luft zu Abfallfeststoff bei Belüftung
Methanoxidation	Oxidation von Methan zu Kohlendioxid, Wasser und Energie durch metanotrophen Mikroorganismen im aeroben Milieu
Mineralisierung	möglichst vollständiger Abbau von organischer Substanz zu CO ₂ und Wasser
Monitoring	Erfassung, Beobachtung, Überwachung oder Steuerung eines Zustands, Vorgangs oder Prozesses
Niederdruckbelüftung	Deponiebelüftung mit geringen Drücken und Luftmengen mit paralleler Gasabsaugung
Nitrifikation	Oxidation von Ammonium-Stickstoff zu Nitrat über die Zwischenstufe Nitrit
Ö-NORM (ON)	vom Österreichischen Normungsinstitut erarbeitete standardisierte Regeln
organische Substanz	Material biogenen Ursprungs, aber auch modifizierte Biomoleküle oder synthetische Substanzen
Reaktordeponie	Deponie, in der Abfälle mit einem erhöhten Gehalt an reaktiver organischer Substanz ohne Vorbehandlung abgelagert werden
Senke	Akkumulation eines Stoffes in einem genau definierten System
Simulationsversuch	Laborversuch zur beschleunigten Nachstellung realer Deponieverhältnisse
Stabilitätskriterien	Parameter oder Untersuchung, die den Zustand der Organik im Abfall beschreiben
Summenparameter	qualifizierende Merkmale, die als Ergebnis quantitativer Analysen die gleichartigen Merkmale unterschiedlichster Substanzen beschreiben
W/F-Verhältnis	Verhältnis von aufgebrachtem Wasser zu Abfallfeststoff bzw. Auslaugmedium zu Feststoff in Auslaugversuchen
Wirkungskategorie	Gruppierung umweltrelevanter Emissionen in Abhängigkeit von ihrer Umweltauswirkung, z.B. Treibhauseffekt oder Versauerung
Zellulose	Polysaccharid; wichtige organische Komponente in frischem Restmüll; sowohl unter anaeroben, als auch aeroben Bedingungen biologisch abbaubar

12 Lebenslauf

Persönliche Daten

Name	Roman Prantl
Geburtstag	05.02.1974
Geburtsort	Hall in Tirol
Staatsbürgerschaft	Österreich
Familienstand	Ledig

Ausbildung

03/04 – 04/07	Doktoratsstudium der Universität für Bodenkultur, Wien Dissertation: Entwicklung der organischen Substanz im Zuge der In-Situ Deponiebelüftung
10/93 - 11/01	Studium der Kulturtechnik und Wasserwirtschaft an der Universität für Bodenkultur, Wien Schwerpunkte: Siedlungswasserwirtschaft, Abfallwirtschaft, Wasserwirtschaft & Konstruktiver Wasserbau, Hydrobiologie, Geodäsie, Geotechnik Diplomarbeit: Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Kraftwerk Freudenau
08/98 - 02/99	Auslandsstudium an der University of agricultural sciences in Uppsala, Schweden
10/99 - 07/01	Studienrichtungsververtretung für Kulturtechnik & Wasserwirtschaft an der ÖH - Boku
09/88 - 07/93	Höhere Technische Bundeslehranstalt für Tiefbau in Innsbruck
09/80 - 07/88	Haupt- und Volksschule in Inzing, Tirol

Beruflicher Werdegang

seit 03/07	GEO RISK PlanungsGmbH, Wien, Projektbearbeitung Altlasten
11/02 – 02/07	Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Wissenschaftlicher Mitarbeiter Forschungsschwerpunkte: Altlastenerkundung und -sanierung, Deponieemissionen, Untersuchung von Abfällen
02/02 - 10/02 & 08/96 - 07/98	MA 48, Informationsreferat, Abfallberater der Stadt Wien
02/01 - 01/02	Zivildienst als Sanitäter bei der Johanniter Unfallhilfe in Wien
02/00 - 05/01	Ludwig-Boltzmann-Institut, Abteilung für Verkehrssicherheit und Unfallforschung, Projektmitarbeiter

Publikationen (nur Erstautor):

- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M., Lechner P. (2006): Changes in carbon and nitrogen pool during in-situ aeration of old landfills under varying conditions. In: waste management, 26/2006, pp. 373-380, Elsevier, ISSN 0956-053X.
- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M., Lechner P. (2006): Pilotversuch zur In-Situ Aerobisierung von Deponien in Österreich. In: Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 1-2/2006, pp. 6-12, Verlag SpringerWienNewYork, ISSN 0945-358X.
- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M., Fritz I., Lechner P. (2006): Entwicklung eines Monitoringsystems zur Charakterisierung der organischen Substanz in Altablagerungen unter Berücksichtigung möglicher Behandlungsmethoden. In: Gerzabek M., Reichenauer T. (2006): Innovative Technologies for Remediation of Landfills and Contaminated Soils (INTERLAND).
- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M., Heiß-Ziegler C. (2006): Technischer Leitfaden: In-Situ Aerobisierung von Altablagerungen.
<http://interland.arcs.ac.at/extranet/interland/publikat.htm>
- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M., Lechner P. (2006): Stabilisation Criteria to Define the Completion of Landfill Aerobisation. Abstract in: Lagerkvist A. (Ed.): 4th Intercontinental Landfill Research Symposium, 14. - 16. Juni 2006, Gällivare/Schweden. Abstract proceedings of the 4th Intercontinental Landfill Research Symposium;
- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M. (2005): Changes in Organic Matter During In-Situ Aeration of Old Landfills. In: Raffaello Cossu, Rainer Stegmann (Ed.): SARDINIA 2005 10th International Waste Management and Landfill Symposium, 3 – 7 October 2005, S.Margherita di Pula, Cagliari, Sardinia/Italy.
- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M., Heiß-Ziegler C., Lechner P. (2004): Veränderungen der organischen Substanz im Zuge der In-Situ Aerobisierung von Altablagerungen. In: *altlasten spektrum* 6/2004, pp. 336-344, Erich Schmidt Verlag, ISSN 0942-3818.
- Prantl R., Tesar M., Heiß-Ziegler C. (2004): In-Situ Aerobisierung von Altablagerungen – Ergebnisse aus Labor- und Feldversuchen. In: Lorber K.E., Staber W., Novak J., Prochaska M., Maier J., Kastl I. (Hrsg.): Depotech 2004, 24. – 26. November 2004, Leoben. Konferenzbericht der 7. DEPOTECH Fachtagung, pp. 263-270.
- Prantl R., Tesar M., Heiß-Ziegler C., Lechner P. (2004): In-Situ Aeration and Monitoring of an Austrian Old Landfill: Evaluation of Assessment Criteria for Biological Landfill Stabilisation. Abstract in: Barlaz M., Lagerkvist A., Matsuto T. (Hrsg.): ICLRS -The 3rd Intercontinental Landfill Research Symposium, 29. November – 2. Dezember 2004, Toya, Hokkaido/Japan.
- Prantl R., Tesar M., Smidt E. (2003): Characterization and Investigation of Organic Matter in Old Landfill Sites Using FT-IR Spectroscopy and Conventional Methods. In: Technische Universität Zvolen (Hrsg.): The Fifth Banská Stiavnica Days 2003, 1. - 3. Oktober 2003, Banská Stiavnica. Tagungsband.

Vorträge:

- 4th Intercontinental Landfill Research Symposium, 14. - 16. Juni 2006, Gällivare, Schweden. "Stabilisation Criteria to Define the Completion of Landfill Aerobisation". Sieger des "Best Poster Award".
- ÖVA-Tagung - Alternative Technologien zur Altlastensanierung, 15. Mai 2006. „In-Situ Aerobisierung und Monitoring“.
7. Altlastenforum des Umweltbundesamtes, 5. Dezember 2005, Wien. „In-Situ Aerobisierung von Altablagerungen“.

SARDINIA 2005 10th International Waste Management and Landfill Symposium, 3 - 7 October 2005, S.Margherita di Pula, Cagliari, Sardinia, Italy. "Changes in Organic Matter During In-Situ Aeration of Old Landfills".

Depotech 2004, 24. – 26. November 2004, Leoben. „In-Situ Aerobisierung von Altablagerungen – Ergebnisse aus Labor- und Feldversuchen“.

ICLRS -The 3rd Intercontinental Landfill Research Symposium, 29. November – 2. Dezember 2004, Toya, Hokkaido, Japan. "In-Situ Aeration and Monitoring of an Austrian Old Landfill: Evaluation of Assessment Criteria for Biological Landfill Stabilisation".

The 5th Banská Stiavnica Days 2003, 1. - 3. Oktober 2003, Banská Stiavnica. "Characterization and Investigation of Organic Matter in Old Landfill Sites Using FT-IR Spectroscopy and Conventional Methods".

Wien, im März 2007