

Sensitivitätsanalysen und Prognosen des Langzeitverhaltens von Deponien

Jeannet A. Meima, Andreas Haarstrick, Hilke Heinke, Dietmar C. Hempel

Institut für Bioverfahrenstechnik, TU Braunschweig

1 Einleitung

Das langfristige Gefährdungspotential von Deponiebauwerken mit nicht vorbehandelten Abfällen hängt vor allem von den chemischen und biologischen Reaktionsprozessen ab. Durch die biologischen und chemischen Aktivitäten wird die in die Deponie eingelagerte organische Kohlenstoffmasse zu 90 % wieder über die Gasphase als CH_4 und CO_2 ausgetragen [Lechner und Bidlingmaier, 1996]. Dadurch resultiert eine Volumenreduktion, die zu großen mechanischen Instabilitäten des Abfallkörpers führt und damit sowohl zur Gefährdung des Gesamtbauwerks als auch zur Gefährdung der Umwelt beiträgt.

Um zu genaueren Aussagen über die Dauer der Emissionen und damit auch über die Entwicklung des Risikopotentials während der Nachsorgephase zu kommen, wird im Rahmen des im Jahre 1998 an der TU Braunschweig eingerichteten Sonderforschungsbereiches SFB 477 „Bauwerküberwachung“ ein Reaktionsmodell entwickelt. Das Reaktionsmodell beinhaltet grundlegende Reaktionsprozesse auf der Basis kinetischer Veränderungen und thermodynamischer Gleichgewichte. In das Modell wurden eine Reihe von biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen eingearbeitet, die auch zum überwiegenden Teil durch experimentelle Untersuchungen bereits verfeinert und validiert werden konnten [Haarstrick et al., 2000, 2003; Mora Naranjo et al., 2002a, 2002b, 2003; Meima et al., 2002, in Pröp., Heinke et al., 2004]. Dabei wurde eine Sensitivitätsanalyse der Modellkonstanten und Modellvariablen durchgeführt, um die Labor- und Feldexperimente gezielt auf diese Modellparameter ausrichten zu können.

Der aktuelle Entwicklungsstand des *lokalen* Reaktionsmodells (ohne Transport), die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sowie erste Prognosen über das Langzeitverhalten eingekapselter Abfallkörper werden im Folgenden vorgestellt.

2 Modellkonzept

Der aktuelle Entwicklungsstand des lokalen Reaktionsmodells lässt sich zusammenfassend mit der allgemeinen Differentialgleichung (Gl. 1) und der allgemeinen Modellstruktur nach Abb. 1 beschreiben:

$$\frac{dS}{dt} = S \cdot K \cdot R_{(S)} \cdot f_{\text{Temp}} \cdot f_{\text{pH}} \cdot f_{\text{Wasser}} + \hat{s} \quad (1)$$

In Gleichung 1 stellen S die Komponentenkonzentrationen, K die Reaktionskoeffizienten, $R_{(S)}$ die Reaktionsgeschwindigkeiten, f_{Temp} den Temperaturfaktor, f_{pH} den pH-Faktor, f_{Wasser} den Wasserfaktor und \hat{s} einen Quellen- und Senkenterm (z. B. zur Beschreibung von Stoffübergängen) dar.

Die Prozessmatrix in Abb. 1 enthält die Konzentrationen der organischen und anorganischen Komponenten im Feststoffabfall, im Sickerwasser und in der Gasphase. Sowohl der Einfluss von chemischen Reaktionsprozessen auf die aktuellen Konzentrationen der Komponenten als auch der aktuelle pH-Wert werden über thermodynamische Gleichgewichtsreaktionssysteme berechnet.

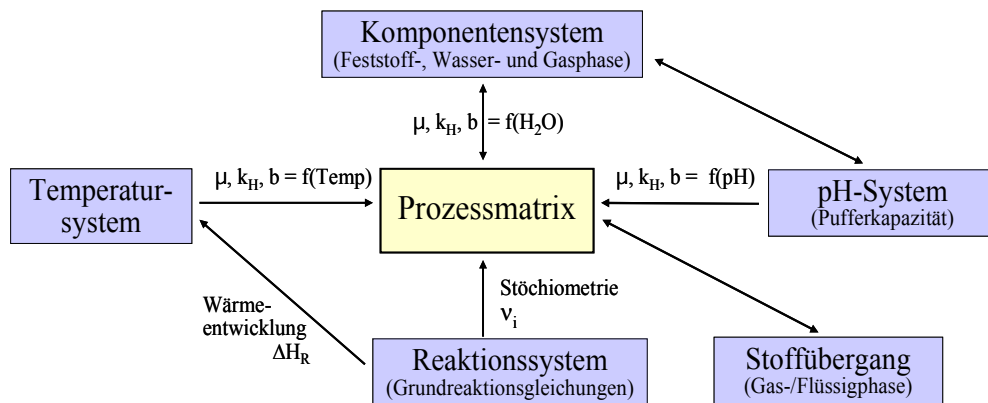


Abbildung 1: Allgemeine Modellstruktur (μ : spezifische Wachstumsrate, k_H : spezifische Hydrolyserate, b : Absterberate, v : stöchiometrischer Koeffizient, ΔH_R : Reaktionssenthalpie)

Die Koeffizientenmatrix enthält die stöchiometrischen Reaktionskoeffizienten der Abbaureaktionen. Der Abbau von organischen Feststoffen bis zum CO_2 , CH_4 , H_2S und H_2O ist in mehrere Reaktionsschritte und Folgereaktionen unterteilt. Diese Reaktionsschritte sind in Abb. 2 dargestellt. Diese Strukturierung der Reaktionssysteme erlaubt die Segregation von Deponien. Dieses bedeutet, dass im „Reaktionssystem“ Deponie gekoppelte Reaktionsprozesse lokal getrennt und individuelle Milieueinflüsse auf diese Prozesse genauer untersucht werden können.

Über die Reaktionsmatrix und den *Monod*-Kinetiken im lokalen Modell werden die aktuellen Reaktionsraten der Abbauvorgänge berechnet. Die aktuellen Reaktionsraten sind abhängig von den Komponentenkonzentrationen, so dass darüber Substratlimitierungen und/oder Inhibierungen der biologischen Aktivität erfasst werden können.

Über den Temperaturfaktor, den pH-Faktor und den Wasserfaktor werden diese Milieueffekte in ihrer Einflussnahme auf die Reaktionsraten beschrieben. Die durch die Gl. 2

bis 4 definierten Faktoren nehmen Werte zwischen 0 und 1 an. Das Modell berücksichtigt darüber hinaus auch Änderungen der Temperatur, des pH und des Wassergehalts, die durch lokale biologische und chemische Reaktionen verursacht werden.

$$f_{\text{temp}} = \exp - (\kappa (T_{\text{akt}} - T_{\text{opt}}))^2 \quad (2)$$

$$f_{\text{pH}} = \frac{K_{\text{pH}}}{(K_{\text{pH}} + (10^{\text{pH}_{\text{akt}}} / 10^{\text{pH}_{\text{opt1}}} + 10^{\text{pH}_{\text{opt2}}} / 10^{\text{pH}_{\text{akt}}} - 2))} \quad (3)$$

$$f_{\text{WG}} = a \cdot \text{WG}_{\text{akt}} + b \quad (4)$$

In den Gl. 2 bis 4 repräsentiert der Index „akt“ die aktuellen Milieuwerte und der Index „opt“ die optimalen Milieuwerte für die Mikroorganismen, T ist die Temperatur, K_{pH} , a und b sind Konstanten und WG ist der Wassergehalt.

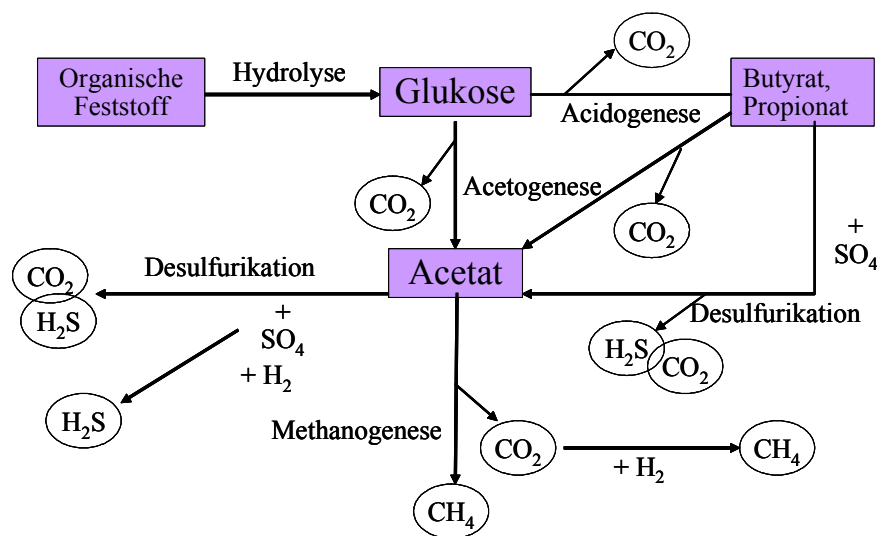


Abbildung 2: Reaktionssystem

3 Sensitivitätsanalysen

3.1 Methoden

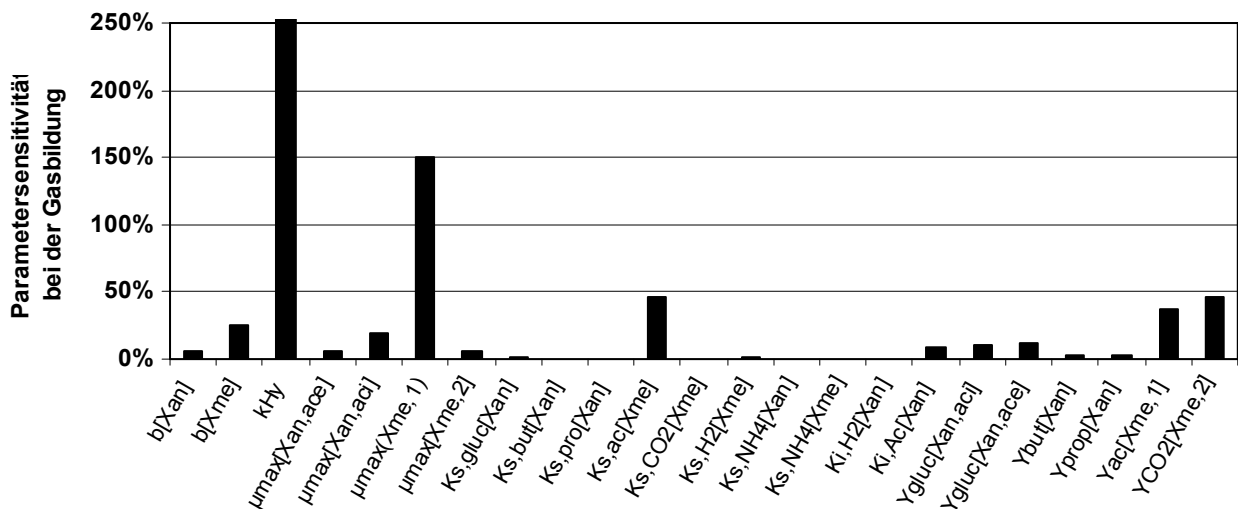
Eine Sensitivitätsanalyse wurde sowohl für die kinetische Modellkonstanten als für die Modellvariablen durchgeführt. In einer Literaturrecherche wurde ermittelt, welche Werte die Modellkonstanten und Modellvariablen annehmen können [Meima et al., in Pröp.]. Die Sensitivität eines Modellparameters wurde über den Einfluss auf die Methanbildungsrate bestimmt. Der Einfluss eines Modellparameters auf die Methanbildungsrate beruht dabei auf jeweils zwei Simulationen, wobei einmal ein Parameterwert mit dem niedrigsten dokumentierten Wert und ein anderes Mal mit dem höchsten dokumentierten Wert verwendet wurde.

Die Berechnung der Sensitivitäten erfolgte nach folgender Beziehung:

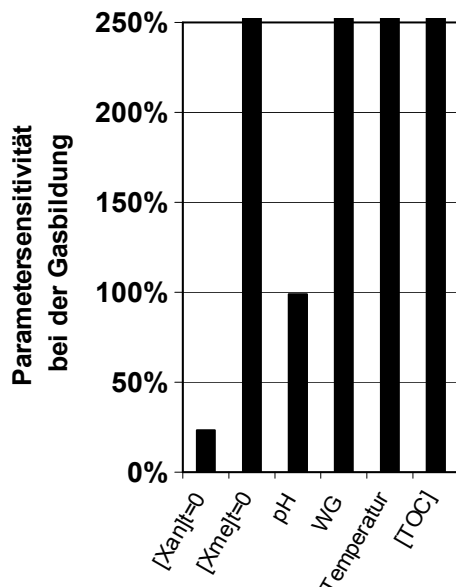
$$S = \frac{t_{\max,[TOC=0]} - t_{\min,[TOC=0]}}{t_{\min,[TOC=0]}} \cdot 100 \quad (5)$$

In Gl. 5 stellen S die Sensitivität (in %), und $t_{\max,[TOC=0]}$ und $t_{\min,[TOC=0]}$ (in Tagen) die maximale und minimale Zeitspanne dar, in der der gesamtorganische Kohlenstoff TOC vollständig abgebaut wird.

(a)



(b)



(c)

- Symbole:
- b Absterberate
 - kHy max. spezifische Hydrolyserate
 - μmax max. spezifische Wachstumsrate
 - Ks, Ki Sättigungs-, Inhibierungskonstante
 - Y Ausbeutekoeffizient
 - WG Wassergehalt
 - TOC gesamtorganischer Kohlenstoff
- Indices:
- Xan, Xme Anaerobe, Methanogene Biomasse
 - ace, aci Acetogenesis, Acidogenesis
 - me1, 2 Methanbakterien Spezies 1 u. 2
 - ac, but Acetat, Butyrat
 - gluc, prop Glukose, Propionat

Abbildung 3: (a) Sensitivität der Modellkonstanten, (b) Sensitivität der Modellvariablen, (c) Liste der Symbole und Indices.

3.2 Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 3 a sind die Sensitivitäten der Modellkonstanten dargestellt. Die Mehrzahl der Modellkonstanten hat nur einen geringen Einfluss auf die Methanbildungsrate. Die Modellkonstante mit dem größten Einfluss auf die Methanbildungsrate ist die spezifische Hydrolyserate. Dieses Ergebnis geht konform mit Ergebnissen, die auch von El-Fadel et al. (1996) berichtet werden. Der Hydrolyseprozess bildet einen so- genannten kinetischen „Flaschenhals“ und ist der geschwindigkeitsbestimmende Schritt im biologischen Abbauprozess. Bei der Hydrolyse werden polymere organische Verbindungen enzymatisch in kleinere wasserlösliche monomere Verbindungen gespalten. Weitere Modellkonstanten, die einen signifikanten Einfluss (Sensitivitäten über 40%) erkennen lassen, sind die maximale spezifische Wachstumsrate der methanogenen Biomasse, die Sättigungskonstante für Acetat und die Ausbeute-koeffizienten für die methanogenen Abbaureaktionen. Auf der Grundlage dieser Ergebnisse, wird es daher erforderlich sein, sich im Rahmen der Modellvalidierung und -weiterentwicklung gezielt auf diese Modellparameter und dabei insbesondere auf die Hydrolyserate zu konzentrieren.

In Abb. 3 b sind die Sensitivitäten der Modellvariablen dargestellt. Die untersuchten Variablen umfassen die Anfangskonzentrationen der Biomasse, den pH-Wert, den Wassergehalt (WG), die Temperatur, und die organische Feststoffkonzentration. Mit Ausnahme der acetogenen Biomassekonzentration und des pH-Wertes wurde für alle anderen Variablen eine hohe Sensitivität ermittelt. Die organische Feststoffkonzentration ist eine entscheidende Variable, da aus den im Abfall vorhandenen hohen organischen Feststoffanteilen große Methanmengen freigesetzt werden können. Hinsichtlich des Wassergehalts und der Temperatur können Grenzwerte unter- bzw. überschreiten werden, die eine signifikante Limitierung bzw. Inhibierung der biologischen Abbauprozesse bewirken. Die methanogene Biomassekonzentration wurde als sensitiv eingeordnet, da die Wachstumsrate dieser Mikroorganismen im Vergleich zu den anderen anaerob lebenden Spezies sehr niedrig ist.

4 Simulationsbeispiele

4.1 Methoden

Für die Simulationen wurden Untersuchungsergebnisse einer Kernbohrung auf der Deponie Deiderode (Landkreis Göttingen) verwendet (Ziehmann et al., 2003). Dort erfolgten Messungen bezüglich der Abfallzusammensetzung, der Kohlenstoffmassenanteile und Milieubedingungen. Diese Daten wurden als Startwerte und Randbedingungen in das Reaktionsmodell eingegeben (Tab. 1). Mit Hilfe des erstellten Modells erfolgte für einen Zeitraum von 50 Jahren eine Prognose über die Emissionsentwicklung von Methan und Kohlendioxid (angegeben als gesamt Gasvolumen $\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) und von orga-

nischen Belastungen im Sickerwasser (angegeben als CSB). Insgesamt wurden drei Simulationsrechnungen durchgeführt: (1) eine Simulation unter Einbeziehung der gemessenen Milieuparametern (Tab. 1), (2) eine Simulation in Anwesenheit des Inhibitors Schwefeldiwasserstoff (3) und eine Simulation unter einer Erhöhung des Wassergehalts bis max. 50 Gew.-%. Schwefeldiwasserstoff (H_2S) wirkt toxisch auf die Hydrolyse und die Methanogenese [Mora Naranjo et al., 2002 b] und entsteht während der Desulfurikation aus Sulphat. Als Startwert wurde ein Durchschnittswert von 5 g/l Sulphat im Modell verwendet [Meima et al., in Pröp.]. Für die Simulationen wurde der pH-Wert, die Temperatur, und der Wassergehalt konstant gehalten (Tab. 1).

Tabelle 1: Eingabedaten für die Simulation der CSB- und Deponiegasentwicklung in verschiedenen Tiefen für einen Zeitraum von 50 Jahren [Ziehmann et al., 2003].

Parameter	Tiefe 3.5 m	Tiefe 5 m	Tiefe 7 m	Tiefe 10 m
pH [-]	6,5	8,0	7,5	7,8
Temperatur [°C]	30	30	30	30
Wassergehalt [Feuchtfraction]	0,32	0,35	0,30	0,30
Organik, leicht abbaubar [$kg.m^{-3}$]	22	76	34	16
Organik, mittelschwer abbaubar [$kg.m^{-3}$]	51	52	84	159
Organik, schwer abbaubar [$kg.m^{-3}$]	73	67	108	226
Anaerobe Biomasse [$kg.m^{-3}$]	2,2	2,2	2,2	2,2
Methanogene Biomasse [$kg.m^{-3}$]	2,2	2,2	2,2	2,2

Auf Grund der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse spielt die Hydrolyse eine entscheidende Rolle bei den biologischen Abbauprozessen. Deswegen sind die Charakterisierung der organischen Kohlenstoffanteile und die Zuordnung der richtigen Hydrolysekonstanten von entscheidender Bedeutung für das Simulationsergebnis. Auf der Grundlage der Analyse der Abfallzusammensetzung, des Kohlenstoffanteils und der biologischen Abbaubarkeit der in den Proben enthaltenen organischen Verbindungen wurde eine Einteilung in leichte, mittelschwere, und schwer abbaubare organische Abfallfraktionen vorgenommen. Zur leicht abbaubaren organischen Abfallfraktion wurden Feinstmaterial mit Korngrößen < 4 mm und Mischmaterial mit Korngrößen < 8 mm sowie Pappe und Papier gezählt. Als Hydrolysekonstante für die leicht abbaubare Abfallfraktion wurde ein Wert von $0.2 d^{-1}$ in den Modellrechnungen verwendet. Der Wert stammt aus Laboruntersuchungen, die von Mora Naranjo et al. (2002a) und Christ et al. (2000) durchgeführt wurden. Die mittelschwer abbaubare organische Abfallfraktion bestand aus Mischmaterial mit Partikelgrößen zwischen 8 und 40 mm. Es wurde hier angenommen, dass die

Hälfte des Mischmaterials in dieser Partikelgroßenfraktionen aus mittelschwer abbaubaren und die andere Hälfte aus schwer abbaubaren organischen Verbindungen bestanden. Als Hydrolysekonstante für die mittelschwer abbaubaren organischen Verbindungen wurde nach Christ et al. (2000) ein Wert von 0.01 d^{-1} (der sich überwiegend auf Proteine und Lipide bezieht) in den Modellrechnungen verwendet. Zur schwer abbaubaren organischen Abfallfraktion wurden weiche Kunststoffe, Holz und Leder sowie die eine Hälfte der Partikelgrößenfraktionen 8 - 40 mm gezählt. Für die schwer abbaubare organische Abfallfraktion wurde im Modell eine Hydrolysekonstante von 0.0001 d^{-1} berücksichtigt. Aus der Elementanalyse der organischen Abfallfraktion konnte eine Strukturformel mit der Zusammensetzung $\text{C}_{16}\text{H}_{26}\text{O}_7\text{N}$ ermittelt und für stöchiometrischen Berechnungen verwendet werden.

4.2 Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 4 sind die Simulationsergebnisse der Gasbildungsrate und der Sickerwasserbelastung (angegeben als CSB) für einen Zeitraum von 50 Jahren dargestellt. Da Transportvorgänge nicht berücksichtigt wurden, beziehen sich die Simulationsergebnisse auf lokale, geschlossene Segmente des beprobten Deponiebereichs.

Die Unterschiede zwischen den Kurven für die verschiedenen Bohrlochtiefen lassen sich im Wesentlichen dadurch erklären, dass unterschiedlichen Konzentrationen von leicht- und mittelschwerabbaubaren organischen Verbindungen ermittelt und in das Modell eingegeben wurden (Tab. 1). So wurden beispielsweise bei einer Tiefe von 10 m relativ wenig leicht- und relativ viel mittelschwerabbaubare organische Verbindungen festgestellt. Hinsichtlich der Gasemissionen ist zu erwarten, dass diese im Vergleich zu den anderen Tiefen länger andauern werden. Bei einer Tiefe von 5 m lagen relativ viel leichtabbaubare organische Verbindungen vor, mit dem Ergebnis, dass die organische Belastung des Sickerwassers (als CSB) im Vergleich zu den anderen Tiefen in der Simulation relativ hoch ausfiel.

Durch die Erhöhung des Wassergehaltes von durchschnittlich 30 Gew.-% auf durchschnittlich 50 Gew.-% wird in der Simulation die Emissionsdauer um nahezu 50% verkürzt. Eine Erhöhung des Wassergehaltes bedeutet für die Mikroorganismen eine erhöhte Verfügbarkeit von organischen Verbindungen und Nährstoffen, wodurch sich insgesamt eine Verbesserung der Wachstumsbedingungen für mehr Mikroorganismen ergibt. Dieses Ergebnis legt den Schluss nahe, Deponiekörper zwecks Emissionsreduzierung nicht vollständig und hermetisch abzudecken bzw. abzudichten. Die Emissionsprobleme würden im Fall einer vollständigen und hermetischen Kapselung der Deponie lediglich „konserviert“ und an nachfolgende Generationen weitergereicht.

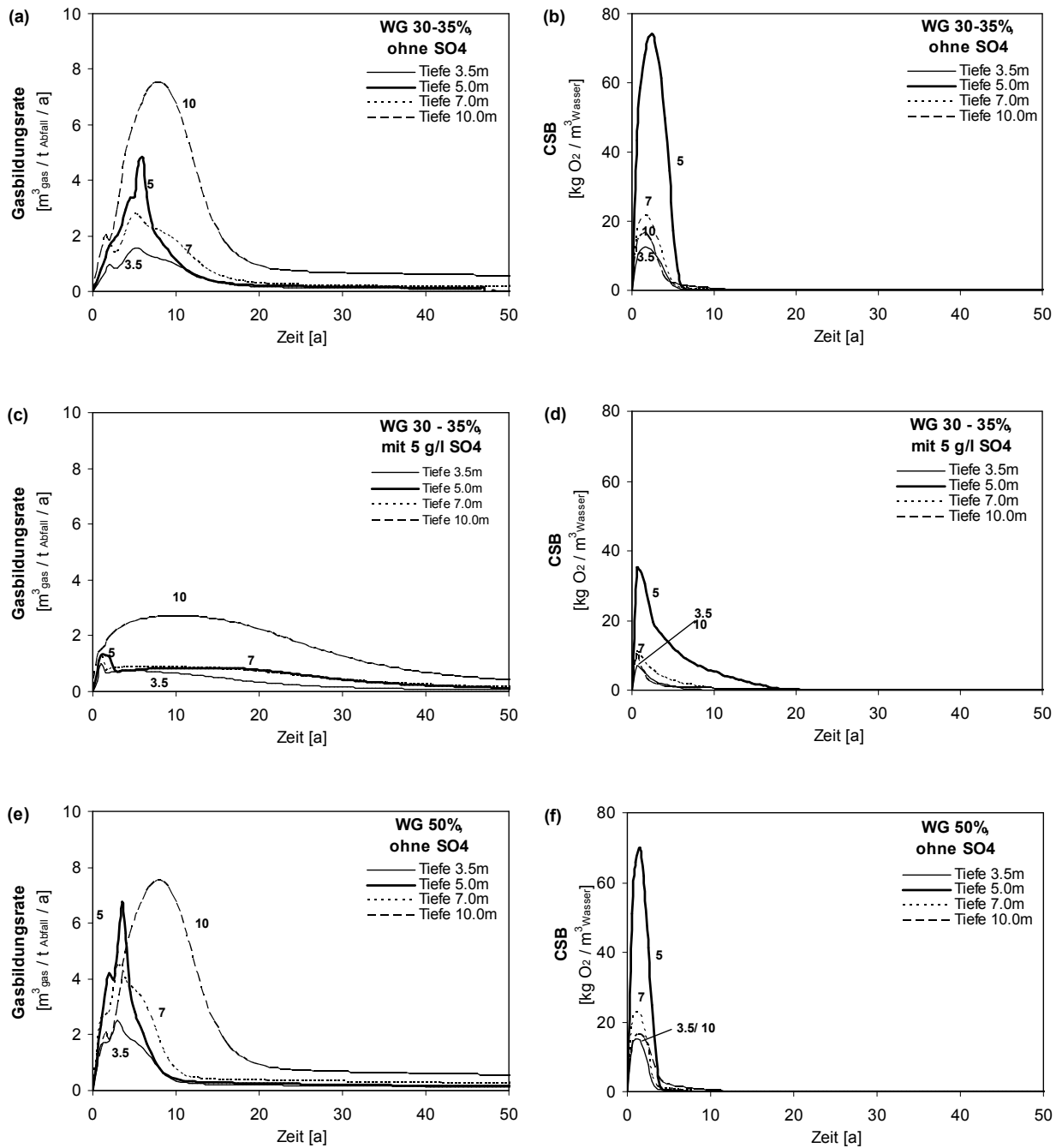


Abb. 4: Simulation der Gasbildungsrate ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) und Sickerwasserbelastung (CSB) in Abhängigkeit von der Zeit und unter Einbeziehung von Abfall- und Sickerwasserdaten von gemessenen Proben, die aus verschiedenen Bohrlochtliefen eines Bohrlochs der Deponie Deiderode (Landkreis Göttingen) entnommen wurden (vg. Tab. 1): **(a,b)** Simulation unter Einbeziehung der gemessenen Wassergehalte, **(c,d)** Simulation in Anwesenheit des Inhibitors Schwefeldiwasserstoff (Zugabe von 5 g/l Sulphat), **(e,f)** Simulation unter Veränderung des Wassergehaltes bis zur 50 Gew.-% für Bohrlochtliefen 3.5, 5.0 und 7.0 m.

Ein weiterer wichtiger Effekt der Erhöhung des Wassergehaltes ist die Mobilisierung der Stoffe die biologische Abbauvorgänge inhibieren können. Aus Abb. 4 kann gefolgert werden, dass die Emissionsdauer sehr viel länger ausfällt, wenn die Abbauvorgänge

Inhibierungen unterliegen. Wie auch die vorhergehende Simulationen, bezieht sich die Simulation der H₂S-Inhibierung ebenfalls auf das Vorliegen einer residualen Wassersättigung ohne Transporteinflüsse auf die Reaktionsprozesse. Eine Erhöhung des Wassergehaltes würde zwar die Mobilisierung von H₂S zur Folge haben, aber durch den höheren Wassergehalt einen schnelleren Austrag aus der Deponie bewirken, so dass die Emissionsdauer durch Aufhebung der H₂S-Inhibierung zusätzlich verkürzt wird. Diese Verkürzung der Emissionsdauer könnte so noch mehr als die ermittelten 50% betragen.

Die vorgestellten Simulationsergebnisse sind jeweils streng im Kontext der Definition der Umgebungs- und Randbedingungen sowie der zugrunde liegenden mathematisch-physikalischen Modellgleichungen zu sehen und zu interpretieren. Ein Modell ist in diesem Zusammenhang immer so gut wie die auf experimentelle Daten beruhenden Verfeinerungen und mögliche Validierung des Modells. Eine vollständige Wiedergabe von realen Verhältnissen wird bei einem so heterogenen und dynamischen System wie das eines Deponiekörpers kaum zu erreichen sein. Die Chance, um dennoch zu einer guten Langzeitprognose über Emissionen und Stabilität des Abfalls zu gelangen, wird eindeutig im Bereich statistischer Auswertungen, stochastischer Modelle und einer ausgedehnten Kopplung mit Transportprozessen liegen. Ein Anfang ist mit diesem Projekt und den Arbeiten im erwähnten Sonderforschungsbereich 477 gemacht [Hosser et al., 2003; Kindlein et al., 2003].

5 Zusammenfassung

Im Rahmen der Teilprojektarbeit im SFB 477 werden die biologischen und chemischen Reaktionsprozesse in Deponien analysiert und ein Modell über die chemischen und biologischen Reaktionsprozesse entwickelt. Ziel der Entwicklung dieses Simulationsmodells ist es, genauere Aussagen über die Dauer von Gasemissionen und organischen Belastungen im Sickerwasser einer Deponie zu erhalten und in ein Konzept zur Bauwerksüberwachung zu integrieren. Eine Sensitivitätsanalyse der Modellkonstanten und Modellvariablen wurde durchgeführt, um die Labor- und Feldexperimente gezielt auf diese Modellparameter ausrichten zu können.

Aus der Sensitivitätsanalyse wurde gefolgert, dass die spezifische Hydrolyserate einen sehr großen Einfluss auf die Methanbildungsrate hat, und dass der Einfluss der übrigen kinetischen Modellkonstanten auf die Methanbildungsrate nur gering ist. Die Hydrolyse bildet einen so genannten kinetischen „Flaschenhals“ und ist der Geschwindigkeitsbestimmende Schritt im biologischen Abbauprozess. Deswegen sind die Charakterisierung der organischen Kohlenstoffanteile und die Zuordnung der richtigen hydrolysekonstanten von besonderer Bedeutung für das Simulationsergebnis.

Hinsichtlich der Sensitivitätsanalyse spielen die nachfolgend genannten Modellvariablen eine entscheidende Rolle innerhalb der biologischen Abbauprozesse: Es sind der Wassergehalt, die Temperatur, die organische Feststoffkonzentration und die Konzentration der methanogenen Biomasse.

Die ersten Prognosen über das Langzeitverhalten einer Deponie lassen eine eindeutige Tendenz zur Verkürzung der Emissionszeiträume mit steigendem Wassergehalt erkennen. Eine vollständige Abdeckung und hermetische Abdichtung des Deponiekörpers würde daher das Risikopotential der Deponie über Generationen hinaus konservieren.

6 Literatur

- | | | |
|--|------|--|
| Christ, O.; Wilderer, P.A.; Angerhöfer, R.; Faulstich, M. | 2000 | Mathematical modelling of the hydrolysis of anaerobic processes, <i>Water Science and Technology</i> 41, s. 61. |
| El-Fadel, M.; Findikakis, A.N.; Leckie, J.O. | 1997 | Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills; III. Sensitivity analysis, <i>Waste management and research</i> , 15, s. 87. |
| Haarstrick, A.; Ostermann, L.; Dinkler, D.; Ahrens, H.; Hempel, D.C. | 2000 | Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills, <i>Waste Management & Research</i> 19, s. 320. |
| Haarstrick, A.; Mora-Naranjo, N.; Meima, J.A.; Hempel, D.C. | 2003 | Monitoring und Prognose des Langzeitemissionsverhaltens von Siedlungsabfällen, <i>GWF Wasser Abwasser</i> 12, s. 862. |
| Heinke H.; Mora-Naranjo, N.; Meima, J.A.; Haarstrick, A.; Hempel, D.C. | 2004 | Untersuchung und Modellierung des Einflusses von physikalisch-chemischen Parametern auf die Abbauprozesse in Hausmülldeponien, <i>Abfallforschungstage 2004</i> , Hannover |
| Hosser, D.; Dehne, M.; Ahrens, H., Kindlein, J. | 2003 | Modelling Simplification of Landfill Processes by using Methods of Reliability Theory, <i>Waste Management and Research</i> , 21, s. 119. |
| Kindlein, J.; Dinkler, D.; Ahrens, H. | 2003 | Verification and Application of Coupled Models for Transport and Reaction Processes in Sanitary Landfills, <i>Proceedings 9th Int. Waste Management and Landfill Symposium</i> , Sardinia, Italy. |
| Lechner, P.; Bidlingmaier, W. | 1996 | Zeitprognose biologischer Umsetzungen, in: <i>Zentrum für Abfallforschung TU Braunschweig</i> , Heft 11, s. 289. |
| Meima, J.A.; Haarstrick, A.; Hempel, D.C. | 2002 | Modelling the Effects of Environmental Conditions on the Biodegradation of Organic Material in Municipal Landfills, in: <i>Waste Management and the Environment</i> , Eds.: Almorza, Brebbia, Sale, Popov, WIT Press, Southampton, UK, s. 479. |

- Meima, J.A.; Haarstrick, A.; Mora-Naranjo, N.; Hempel, D.C. 2004 Sensitivity analysis and literature review of parameters controlling local biodegradation processes in municipal solid waste landfills, in preparation
- Mora Naranjo, N.; Meima, J.A.; Haarstrick, A.; Hempel, D.C. 2002a Experimentelle Untersuchung und Modellierung der Kinetik anaerober Prozesse in Siedlungsabfällen, *gwf Wasser-Abwasser*, 143 (2), s. 130.
- Mora Naranjo, N.; Alamar Provecho, C.; Meima, J.A.; Haarstrick, A.; Hempel, D.C. 2002b Experimental investigation and modelling of the effect of sulfate on anaerobic biodegradation processes in municipal solid waste, *Water Science and Technology* 48 (4), s. 221.
- Mora Naranjo, N.; Meima, J.A.; Haarstrick, A.; Hempel, D.C. 2003 Experimental investigation and modelling of the effect of environmental conditions on the acetate and methane generation in municipal solid waste, *Proceedings 9th Int. Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy*.
- Ziehmann, G.; Münnich, K.; Haarstrick, A.; Fricke, K.; Hempel, D.C. 2003 Deponiemonitoring, Was? Wozu? Wo? Wie oft? Wie lange?, *Müll und Abfall* 7 (3), s. 341.

7 Danksagung

Unser Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Unterstützung. Weiterhin möchten wir uns ganz herzlich bei den Mitarbeitern der Deponie Deiderode (Landkreis Göttingen) bedanken.

Anschrift der VerfasserIn(en)

Dr. Jeannet A. Meima
Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Stilleweg 2
D-30655 Braunschweig
jeannet.meima@bgr.de

Dr. Andreas Haarstrick
Dipl.-Biotechnol. Hilke Heinke
Prof. Dr.-Ing. Dietmar C. Hempel
Institut für Bioverfahrenstechnik
Gaußstr. 17
D-38106 Braunschweig
a.haarstrick@tu-bs.de
Webseite: www.ibvt.de