

Der Beitrag der Siedlungsabfalldeponien zu den Treibhausgasemissionen

Contribution of municipal landfills to the greenhouse gases

Gerhard Rettenberger



Gerhard Rettenberger
Professor an der FH Trier, Leiter des Instituts für Abfalltechnik und Ressourcensicherung, Vorstand bei der Deutschen Gesellschaft für Abfallwirtschaft, Vorsitzender des Kuratoriums der EdeE; Sachverständiger und Berater bei der Ingenieurgruppe RUK

Zusammenfassung

Die mittels Modellen ermittelte Deponiegasbildung ist beträchtlich. Bei den Berechnungen spielen allerdings eine Reihe von Annahmen eine wesentliche Rolle, insbesondere muss der Anteil des abbaubaren Kohlenstoffs abgeschätzt werden, der tatsächlich zu Deponiegas abgebaut wird. Treten also die berechneten Emissionen tatsächlich auf. Hierzu wurden verschiedene Untersuchungen durchgeführt. Danach kann gezeigt werden, dass die theoretisch ermittelten Werte realistische Größenordnungen darstellen und als Folge dessen mit entsprechenden Emissionen zu rechnen ist. Konsequenterweise sollten daher deponietechnische Maßnahmen ergriffen werden.

Abstract

The landfill gas production which is normally calculated with gas models is considerably high. When calculating various assumptions has to be taken, above all the part of the degradable carbon which is converted into landfill gas has to be estimated. The question is if the calculated emissions occur in reality. To clarify this question investigations had been carried out. As conclusion it can be shown that the calculated values are in a realistic range. The calculated emissions will in fact occur. As a consequence various technical measures should be done.

1. Einleitung

Der Beitrag der Siedlungsabfalldeponien zu den Treibhausgasemissionen wurde bereits mehrfach abgeschätzt. Dabei wurde ein Beitrag ermittelt, der etwa in der Größenordnung von ca. 40 % des Beitrages des Fahrzeugverkehrs liegt.

Die Ermittlung ist zunächst relativ einfach (1). Ist der abbaubare Kohlenstoff im Abfall bekannt, lässt sich hieraus durch einfache stöchiometrische Umrechnung die Gasbildung ermitteln. Nach den Untersuchungen im Rahmen der Forschungsarbeiten zur MBA Technik korreliert der AT_4 linear mit dem abbaubaren Kohlenstoff (errechnet aus Messungen des GB_{21} oder GB_{200} (gemessen im Deponiesimulationsreaktor) nach folgender Gleichung [2]:

$$C = 3.75 \cdot AT_4 - 7.5 \quad (1)$$

Mit C = abbaubarer organischer Kohlenstoff in kg/Mg
 AT_4 = Atmungsaktivität in kg/Mg

Bei einem AT_4 -Wert von 55 kg/Mg errechnet sich somit für durchschnittlichen Siedlungsabfall ein abbaubarer organischer Kohlenstoff von 198.75 kg/Mg.

Im Labor wurde also tatsächlich eine Gasbildungsrate von 198.75 mal 1.868 (Umrechnungsfaktor von Masse in Volumen) gleich 371 m³/Mg gemessen (Achtung Langzeit GB_{200}). Rechnet man diesen Wert um auf ein CO₂-Äquivalent als Beitrag zum Treibhausgaseffekt (60 % CH₄ im Deponiegas, Dichte von Methan: 0,7175 kg/m³, Umrechnungsfaktor auf CO₂-Äquivalente 21), so ergibt sich ein Wert von 3.356 m³/Mg. Damit wäre der Beitrag deponierter Abfälle beträchtlich, eine Deponie mit 10⁶ Mg deponierter Abfälle würde über ihren gesamten Lebenszyklus 3.3 Mio Mg CO₂-Äquivalente ausstoßen. Eine Vermeidung würde zu entsprechenden Reduzierungen führen. Dies ist der Grund dafür, dass der Beitrag der Abfallwirtschaft zur Verminderung des CO₂-Ausstoßes, sofern er im Vergleich zur Deponie gesehen wird, relativ groß ist.

Die Frage ist allerdings, ob die oben errechnete Gasbildungsrate in realen Deponien so auftritt.

In Deutschland ist üblich, die Gasbildung in Deponien nach folgender Gleichung zu berechnen (Gasprognose):

$$G_{t1} = (1.868 \cdot C \cdot f_1 \cdot (0,014 \cdot T + 0,28) \cdot (1 - 10^{-kt})) \cdot f_2 \cdot M1 \quad (2)$$

mit: G_{t1} = Gasbildung im Jahr t des Abfalls vom Jahr 1 in m³

f_1 = Korrekturfaktor für den Verlust an Kohlenstoff

f_2 = Korrekturfaktor für erfassbares Gas ca. 40–60 % (Ausbeutefaktor)

$M1$ = Abfallmasse, die im Jahr 1 deponiert wurde

T = Temperatur in Grad Celsius

oder:

$$G_{vt1} = (1.868 \cdot C \cdot f_1 \cdot (0,014 \cdot T + 0,28) \cdot (k \cdot 10^{kt})) \cdot f_2 \cdot M1 \quad (3)$$

mit: G_{vt1} = Gasvolumenstrom im Jahr t des Abfalls aus dem Jahr 1 in m³/Jahr

Wichtig ist anzumerken, dass diese Gleichungen zur Dimensionierung von Gaserfassungsanlagen entwickelt wurden und dazu auch benutzt werden, hier haben sie sich erfolgreich bewährt, nicht aber zur Ermittlung von Emissionen. Wollte man Emissionen berechnen, müsste insbesondere der Ausbeutefaktor abgesichert sein.

Wollte man allerdings die Ergebnisse aus obigen Formeln mit den anfangs genannten Werten vergleichen muss man sehen, dass die Formeln bereits verschiedene Abminderungen enthalten. So wird in der Regel der abbaubare Kohlenstoff bereits niedriger angesetzt, da Deponien mehr oder weniger große Anteile inerte Abfälle aufnehmen. Dann enthalten die Gleichungen ein Korrekturglied über die Temperatur, das berücksichtigt, dass ein Teil des Kohlenstoffs für den Baustoffwechsel genutzt und somit gebunden wird, nicht also zur Gasbildung führt. Dieser aus der Schlammfäulung herrührende Faktor, der übrigens nur in den deutschen Prognosen zur Anwendung kommt, international also nicht benutzt wird, liegt um 0.7 vermindert also die Gasbildung um ca. 30 %.

Der Korrekturfaktor f_1 soll berücksichtigen, dass z. B. ein Teil des Abfalls auch aerob abgebaut wird, wenn die Deponie schlecht verdichtet ist oder anfänglich nach der Ablagerung der Abfall noch oberflächennah verbleibt oder aber bei Bränden thermisch oxi-

diert wird. Dieser Faktor ist insbesondere bei Deponien in Entwicklungsländern von großer Bedeutung.

Sollen die obigen Formeln aber zur Ermittlung von Emissionen genutzt werden, also der Feststellung der Restemissionen, geht es letztendlich um die Frage, wie groß der Ausbeutegrad tatsächlich ist. Kommt es also noch zu Restemissionen oder wird das nicht erfasste Gas einfach nicht gebildet oder anderweitig abgebaut.

International wird zur Ermittlung der Emissionen im Rahmen zur Generierung von Treibhausgaszertifikaten das folgende unter unfccc akzeptierte Modell herangezogen (im Folgenden „unfccc“ Modell genannt).

$$BE_{CH_4, SWDS, y} = \varphi * (1 - f) * GWP_{CH_4} * (1 - OX) * \frac{16}{12} * F * DOC_f * MCF * \sum_{j=1}^x W_{j,x} * DOC_j * e^{-k_j(y-x)} * (1 - e^{-k_j}) \quad (4)$$

mit:

- φ = Modell Korrekturfaktor für Modellunsicherheiten (0.9)
- f = Anteil des erfassten und entsorgten Deponiegases
- GWP_{CH_4} = Global warming potential (GWP) für Methan
- OX = Oxidationsfaktor, um den Methananteil zu berücksichtigen, der im Boden oder in der Abdeckschicht oxidiert wird
- F = Methankonzentration (Volumenanteil: 0,5)
- DOC_f = Anteil des abbaubaren organischen Kohlenstoffs (DOC)
- MCF = Methankorrekturfaktor, der die Art des Deponiebetriebes reflektieren soll
- $W_{j,x}$ = Menge des organischen Abfalls des Typs j , der nicht mehr zur Deponie kommt im Jahr x
- DOC_j = massebezogener Anteil des abbaubaren Kohlenstoffs in Abfall des Typs j
- k_j = Abbaukonstante des Abfalls vom Typ j
- j = Abfallart (index)
- x = Jahr der Deponie seit Beginn der Befüllung
- y = Jahr für das die Emissionen berechnet werden sollen

Damit wird dieses Modell, das im Kern dem in Deutschland benutzten entspricht (Modell mit Abbau erster Ordnung), aber letztendlich dazu genutzt, die Emissionen zu ermitteln, die zukünftig nach Abzug der erfassten Gase dadurch nicht mehr entstehen, dass der Abfall nicht mehr deponiert wird, also anderweitig behandelt wird. Dadurch unterscheiden sich die beiden Modelle tatsächlich dadurch, das im deutschen Modell das entsorgbare Gas ermittelt wird, „im unfccc Modell“ aber die vermiedene Emission.

Vergleicht man aber die beiden Modelle, so stellt man fest, dass im letzteren der Temperaturfaktor fehlt, aber ein Oxidationsfaktor (üblicherweise bei 0.1) enthalten ist, der in den deutschen Modellen fehlt bzw. im Ausbeutefaktor enthalten ist. Der Korrekturfaktor f_1 ist über den Faktor MCF enthalten. Der Faktor f_2 entspricht dem Faktor f . Im Vergleich beider Modelle ergeben sich somit zwar gewisse Unterschiede, entscheidend ist aber, dass das „unfccc Modell“ bei gleichem Modellansatz (vermiedene) Emissionen berechnet und zwar aus der Differenz der gebildeten und der erfassten Gasmenge. Die Frage ist nun, ob diese Vorgehensweise gerechtfertigt ist, ob diese Emission also tatsächlich auftritt und an Deponien in der erwarteten Größenordnung auch gemessen werden kann.

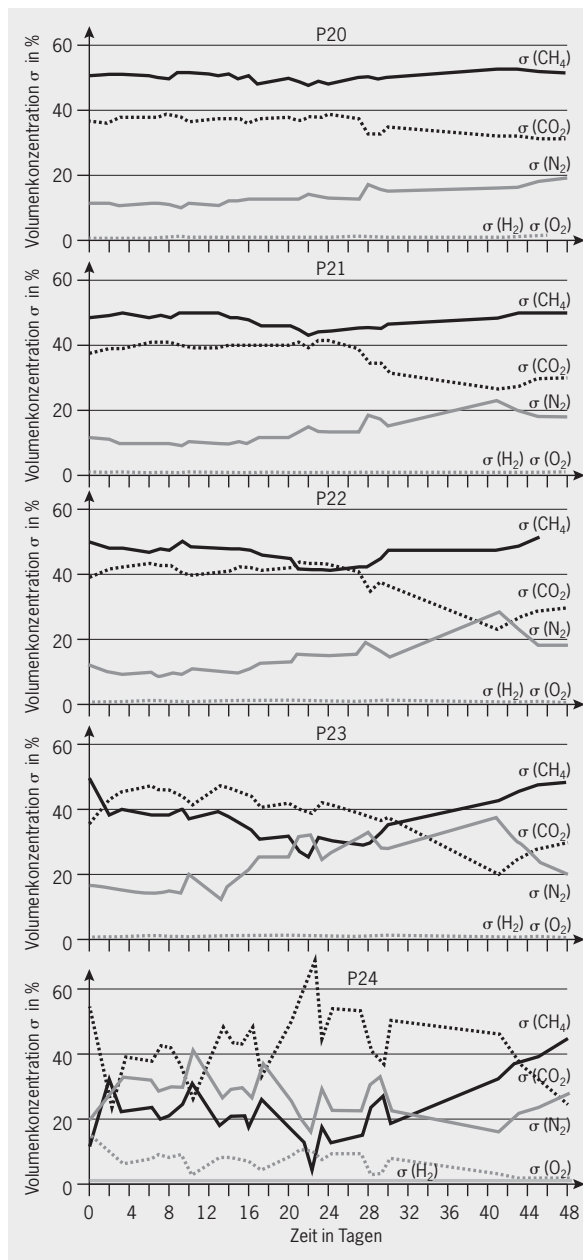


Abb. 1 Verlauf von $\sigma(CH_4)$, $\sigma(CO_2)$, $\sigma(O_2)$ und $\sigma(N_2)$ über die Zeit in verschiedenen Tiefen im Deponieabschnitt II. (Untersuchungszeitraum: 27. Monat nach Beginn der Ablagerungsphase, Abfalltiefe: 15 m) an der Pegelgruppe P20 bis P24 (Tiefe der einzelnen Pegel: P20: 1,75 m, P21: 1,30-m, P22: 1,0 m, P23: 0,7 m, P24: 0,45 m)

2. Gasförmige Emissionen an Deponien

Aus verschiedenen Untersuchungen ist bekannt, dass sich die Emissionen bei abgedeckten und nicht abgedeckten Deponien grundsätzlich unterschiedlich verhalten. Dies daher, da aufgrund der verschiedenen hohen Gasdurchlässigkeit Luft unterschiedlich tief in den Abfall bzw. die Abdeckung eindringen kann. Dadurch bilden sich im Abfallkörper deutlich ausgeprägte Deponiegas-/Luftgradienten aus, was bei Erdabdeckungen in der Regel nicht der Fall ist (3).

Gradienten in nicht abgedeckten Abfallsschichten an einer Deponie:

In der Abb. 1 sind die zeitlichen Verläufe der Gaskonzentrationen an einer Pegelgruppe (P20 bis P24) über einen Zeitraum von 5 Wochen angegeben. Diese Pegelgruppe befand auf Tiefen von 1,75 m, 1,3 m, 1,0 m, 0,7 m, 0,45 m. Die Müllhöhe belief sich zum Zeitpunkt der Untersuchungen auf 15 m.

Aus der Abb. 1 ist unschwer zu erkennen, dass mit