

1 Einführung und Aufgabenstellung

1.1 Wirtschaft, Abfallbeseitigung auf Deponien und Umweltbelastungen

Das Bevölkerungswachstum und insbesondere die wirtschaftliche Entwicklung haben nach dem zweiten Weltkrieg bis in die neunziger Jahre hinein zu einem stetigen Anwachsen der zu beseitigenden Abfallmengen geführt. Siedlungsabfälle wurden im Allgemeinen ohne weitere Vorbehandlung auf Müllkippen, nach Umsetzung des Abfallgesetzes ab 1972 (AbfG, 1972) zunehmend auf „geordneten“ Deponien abgelagert.

Die zur Ablagerung gewählten Standorte waren hinsichtlich geologischer wie hydrogeologischer Gegebenheiten oft ungeeignet. Technische Vorkehrungen zum Schutz der Umwelt haben sich vielfach als unzureichend erwiesen.

Aufgrund der stofflichen Eigenschaften der abgelagerten Abfälle und der zumeist ungünstigen Lagerungsbedingungen kommt es zur Entstehung und Freisetzung von Emissionen, die zu einer Umweltgefährdung führen können. Organische und stickstoffhaltige Verbindungen sind hierbei für die Prozesse im Deponiekörper von maßgebender Bedeutung: durch biologische und chemisch-physikalische Prozesse entstehen in Siedlungsabfalldeponien Sickerwasser- und Deponiegasemissionen. Sie können mit geeigneten Maßnahmen beschleunigt reduziert werden, oder aber sie müssen solange kontrolliert, erfasst und behandelt werden, bis sie auf umweltverträgliche Belastungen abgeklungen sind.

1.2 Emissionsverhalten und Deponienachsorge – eine Begriffsbestimmung

In der wissenschaftlichen, rechtlichen und politischen Diskussion um die Ablagerungsfähigkeit und das Ablagerungsverhalten von Abfällen werden Begriffe wie „Inertisierung“, „Mineralisierung“ oder „Stabilisierung“ sowie die „nachsorgearme“ oder „nachsorgefreie“ Deponie häufig in unterschiedlicher Bedeutung verwendet. Daher soll zuerst eine Begriffsbestimmung erfolgen.

Eine **Inertisierung** führt zu biologisch, chemisch und physikalisch derart reaktionsträgen Stoffen, dass Wechselwirkungen mit der Umwelt weitgehend ausgeschlossen sind. Wirklich inerte Abfälle können ohne weitere Schutzmaßnahmen in die Umwelt abgegeben werden.

Eine Deponie für inerte Stoffe ist kein Bauwerk mehr, sondern lediglich ein Standort (HAHN, 1989). Eine Inertstoffdeponie stellt demnach eine dauerhafte Schadstoffsенke dar, da keine reaktionsfähigen organischen Anteile mehr enthalten sind und z.B. Schwermetalle und Salze so eingebunden sind, dass sie nur in geologischen Zeiträumen (mehrere hunderttausend Jahre) mobilisierbar sind.

Die bislang eingesetzten Verfahren zur Behandlung und Beseitigung von Abfällen können diesen weitgehenden Anforderungen an eine Inertisierung nicht gerecht werden. Auch bei Schlackeablagerungen von herkömmlichen Müllverbrennungsanlagen finden z.T. noch über Jahre stark exotherme Reaktionen statt (BACCINI et al., 1997, TURK, 1996). Ferner können stark salzbelastete Sickerwässer entstehen (HEYER et al., 1997, HIRSCHMANN, 2000). Auch die Behandlungsrückstände mechanisch-biologischer Restabfallbehandlungsanlagen weisen noch so hohe mobilisierbare Stoffpotenziale auf, dass sie nur mit den hohen Anforderungen an die Deponietechnik gemäß der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi, 1993), Klasse II, abgelagert werden können (SCHEELHASSE, 2001, LEIKAM, 2001).

Eine **Stabilisierung** unterbindet dagegen für einen technisch überschaubaren Zeitraum Umsetzungs- und Lösungsreaktionen (BILITEWSKI et al., 1994). Im Falle einer z.B. aeroben biologischen Abfallbehandlung vor oder während der Ablagerung tragen verschiedene Vorgänge zur Stabilisierung bei:

- die Mineralisierung von organischem Kohlenstoff zu Kohlendioxid und Wasser
- die Humifizierung leicht verfügbarer Verbindungen zu schwer abbaubaren Polymerisaten
- die Immobilisierung von Schadstoffen durch Einbindung in Huminstoffkomplexe

Im Gegensatz zur Inertisierung kann bei stabilisierten Abfällen nicht ausgeschlossen werden, dass es u.a. durch langfristige Änderungen der Milieubedingungen zu Reaktionen und nachfolgend zur Mobilisierung von Stoffen kommen kann. Die erreichbare Stabilisierung bei einer biologischen Behandlung von Abfällen beschreibt SPILLMANN (1991) wie folgt: „Eine biochemische Stabilität in dem Sinne, dass Abbauvorgänge nicht mehr stattfinden, ist auch in natürlichen organischen Ablagerungen nicht anzutreffen. Als stabilisiert im Sinne einer naturähnlichen organischen Ablagerung kann deshalb der Zustand angesehen werden, der sich den natürlichen Ablagerungen nachweisbar nähert und sich langfristig analog zur natürlichen Ablagerung mit geringer Wasserbelastung weiterentwickeln wird.“

Die *nachsorgefreie Deponie*¹ weist theoretisch einen stabilen, emissionsfreien Zustand auf, der sich im Gleichgewicht mit seiner Umgebung befindet. Kontroll- und Wartungsmaßnahmen sind weder gegenwärtig noch zukünftig nötig.

1.3 Thesen zum Umgang mit Siedlungsabfalldeponien

In der Praxis bedeutet die Zielstellung der nachsorgefreien Deponie, dass von einer Deponie keinerlei Umweltrisiken ausgehen dürfen, auch wenn alle technischen Maßnahmen wie Oberflächen- oder Basisabdichtungen versagen bzw. bei Altdeponien und Altablagerungen gar nicht vorhanden sind.

Nun ist die „Null-Emission“ einer herkömmlich betriebenen Siedlungsabfalldeponie sicherlich nicht zu erreichen, zumal wenn Zeitmaßstäbe von Jahrzehnten angestrebt werden, in denen sich ein „nachsorgefreier“ Zustand einstellen soll. Um eine Deponie in einen umweltverträglichen Zustand zu überführen, ist es notwendig, den Anteil der mobilisierbaren Schadstoffe im Deponiekörper soweit wie möglich zu reduzieren. Die unkontrollierte Freisetzung der verbleibenden mobilisierbaren Restanteile darf zu keinen bedeutenden Beeinträchtigungen der natürlichen Umgebung führen. Die Beurteilung der Beeinträchtigung bzw. Gefährdung kann nur schutzgutbezogen und damit standortspezifisch erfolgen.

Die Reduzierung der mobilisierbaren Schadstofffracht aus der Abfallmatrix erfolgt durch die Überführung in die gasförmige und die flüssige Phase. Deponiegas und Sickerwasser sind die entscheidenden Emissionspfade aus dem Deponiekörper. Beide Phasen müssen daher mit technischen Maßnahmen erfasst und behandelt werden. Schließlich ist das Ziel nicht die Verfrachtung der Schadstoffe aus dem Deponiekörper in die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden, sondern die Schadstoffzerstörung oder zumindest Anreicherung vor einer getrennten Beseitigung.

¹: Der Begriff „Deponie“ wird hier verallgemeinert genutzt, er schließt daher die Begriffe „Altdeponie“ und „Altablagerung“ mit ein.

Wenn es wie erläutert nicht möglich ist, eine Deponie in überschaubaren Zeiträumen in einen nachsorgefreien Zustand (inertier Deponiekörper) zu überführen, so ist der Schwerpunkt aller Maßnahmen auf einen nachsorgearmen Zustand (stabilisierter Deponiekörper) zu legen.

Diesem Gesichtspunkt wird - nicht zuletzt vor dem Hintergrund wachsenden Ressourcenverbrauchs und steigender Umweltbelastungen - zunehmend Rechnung getragen. So fordert die Technische Anleitung Siedlungsabfall (1993) eine weitgehende Inertisierung nicht verwertbarer Siedlungsabfälle, bevor sie deponiert werden dürfen. Ergänzend werden hohe Anforderungen an die Gestaltung der technischen Sicherungssysteme wie die Oberflächen- und Basisabdichtung gestellt, um die nicht kontrollierbaren Emissionspfade zu unterbrechen.

Bei bestehenden Deponien und Altablagerungen müssen andere Wege beschritten werden, weil sie von den folgenden Charakteristika geprägt sind:

- sie wurden vorwiegend mit Siedlungsabfällen verfüllt, die keinerlei Vorbehandlung erfahren haben und daher ein erhöhtes mobilisierbares Schadstoffpotenzial aufweisen können,
- technische Einrichtungen zur Erfassung der wesentlichen Emissionen und zur Verhinderung unkontrollierter Emissionen sind entweder schadhaft oder häufig gar nicht vorhanden.

1.4 Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit

Deponien sind von jeher als Schadstoffsinken angelegt worden, um eine großflächige und unkontrollierte Verteilung von Abfällen und Schadstoffen zu verhindern. Insofern wäre es widersprüchlich zu fordern, dass Deponien keine Schadstoffe enthalten dürfen. Vielmehr ergeben sich folgende Fragen, um die Schadstoffproblematik beschreiben und beurteilen zu können:

- Welche Schadstoffe sind in einer Deponie vorhanden und in welcher Bindungsform liegen sie vor ?
- Welcher Anteil kann mobilisiert werden ?
- Wann, unter welchen Randbedingungen und wie lange kann diese Schadstoffmobilisierung erfolgen ?
- Welche Möglichkeiten bestehen zur kontrollierten Beeinflussung der Freisetzungs- und Stabilisierungsprozesse ?

Mit der vorliegenden Arbeit soll ein Beitrag zur Beschreibung der mittel- und langfristigen Emissionen von Siedlungsabfalldeponien geleistet werden. Die Kenntnis des Emissionsverhaltens bestimmt mit den spezifischen Standortbedingungen die Maßnahmen und die Dauer der Nachsorge von Abfallablagerungen. Daran anknüpfend wird der Frage nachgegangen, inwieweit die Prozesse im Deponiekörper im Sinne einer beschleunigten Stabilisierung beeinflusst werden können, um mögliche Umweltgefährdungen kontrolliert zu reduzieren, damit den Aufwand der Deponienachsorge zu senken und die Nachsorgedauer zu verkürzen.

2 Entwicklung der Ablagerungsmengen und Ablagerungspraxis in Deutschland

2.1 Deponieentwicklung und Deponietechnik

Während früher nahezu jede Ortschaft unabhängig von Größe und Struktur ihre eigene „Müllkippe“ hatte, kam es mit der Einführung des Abfallgesetzes 1972 zur Schließung der meisten kleineren Ablagerungsplätze und zur Inbetriebnahme „geordneter Deponien“. Als geordnete Deponien werden Ablagerungen bezeichnet, die hinsichtlich ihrer Gestaltung und ihres Betriebs bestimmte Qualitätskriterien erfüllen, die im Laufe der Jahre an den Stand der Technik angepasst wurden.

Damit kam es zu einer beträchtlichen Abnahme der Deponiestandorte und Konzentration auf größere Deponiestandorte, die über eine wachsende technische Ausstattung verfügen. In Tabelle 2.1 wird die Veränderung der Anzahl in Betrieb befindlicher Siedlungsabfalldeponien deutlich.

Tab. 2.1: Entwicklung der Anzahl an betriebenen Siedlungsabfalldeponien in Deutschland

Deponieanzahl	1975	1984	1987	1990	1993	1998
Alte Bundesländer	4.415	385	339	330	269	233
Neue Bundesländer				ca. 2.000	291	139
Deutschland gesamt				ca. 2.330	560	372

Insgesamt existieren in Deutschland etwa 106.000 Abfallablagerungen, wovon die meisten bereits vor 1975 geschlossen wurden und heute als Altablagerungen bezeichnet werden. Die Anzahl der Betriebsdeponien nahm seitdem kontinuierlich ab. Auch in den neuen Bundesländern wurde die Anzahl der Deponiestandorte zu Beginn der neunziger Jahre drastisch reduziert, so dass nunmehr nur noch etwa 370 Deponien betrieben werden (UBA, 2000).

Die technische Gestaltung von Deponien, insbesondere der Dichtungssysteme zum Untergrund, hängt hauptsächlich vom Zeitpunkt der Inbetriebnahme ab. Über die unmittelbare Verfüllung von Kies- oder Tongruben, wobei letzteren oft ein „naturdichter Untergrund“ attestiert wurde, reicht die Entwicklung der Basisabdichtungen über Einfachabdichtungen aus Folien oder mineralischen Dichtungsschichten, wie sie u.a. in der TA Siedlungsabfall (TASi,

1993) in der Deponieklasse I vorgegeben sind, bis zu Kombinationsabdichtungen wie für die Deponieklasse II (Abbildung 2.1).

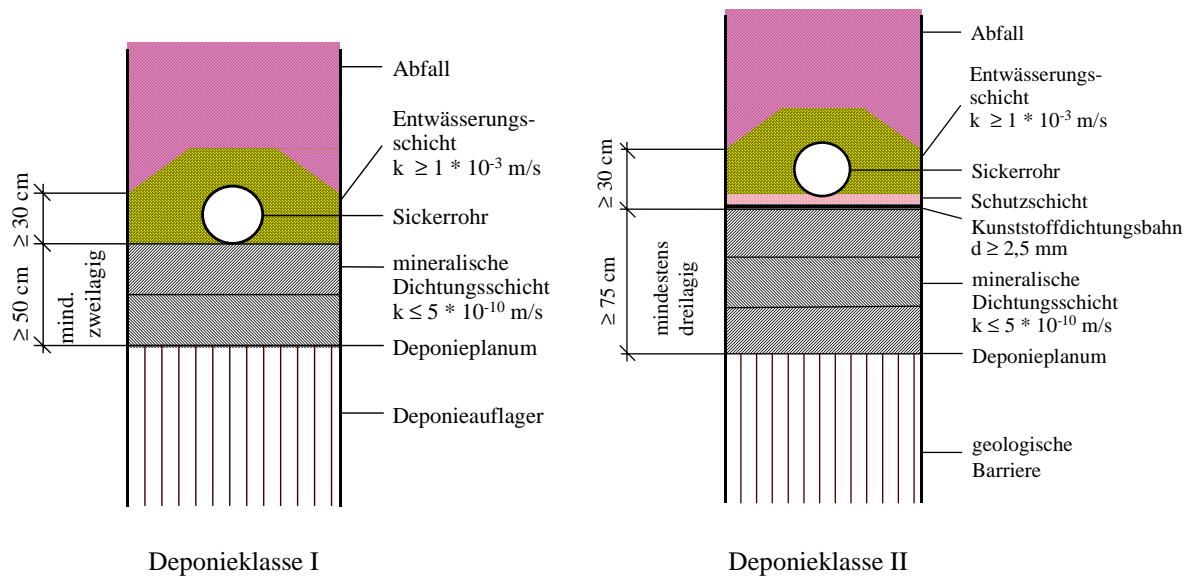


Abb. 2.1: Deponiebasisabdichtungssysteme nach TA Siedlungsabfall (TASi, 1993)

Während der weitaus größte Teil der Altablagerungen und viele Altdeponien über keinerlei technische Einrichtungen wie Dichtungssysteme, Sickerwasser- oder Gaserfassungssysteme verfügt, sieht die Situation für die noch betriebenen Deponien in den alten Bundesländern wie in Tabelle 2.2 dargestellt aus.

Tab. 2.2: Basisabdichtungen, Sickerwasser- und Gasfassung an Siedlungsabfalldeponien in den alten Bundesländern (Stand 1998)*

	Gesamtanzahl Deponien	Basis- abdichtung	Sickerwasser- fassung	Gasfassung
Alte Bundesländer	233	87 vollständig	210 mit	179 mit
		113 teilweise	23 ohne	54 ohne
		36 ohne		

* Die Zahlenangaben sind mit Unsicherheiten behaftet.

Von den 87 vollständig gedichteten Deponien weisen mindestens 28 eine kombinierte Basisabdichtung auf, bei den teilweise gedichteten Deponien sind mindestens 64 Standorte mit einer kombinierten Basisabdichtung ausgestattet. 35 Deponien verfügen über eine Dichtwand.

2.2 Ablagerungsmengen auf Siedlungsabfalldeponien

Die Entwicklung der Ablagerungsmengen auf Siedlungsabfalldeponien zeigt Tabelle 2.3. Bis zu Beginn der neunziger Jahre gab es einen Anstieg und konstant hohe Ablagerungsmengen. Seitdem ist eine z.T. beträchtliche Abnahme der deponierten Siedlungsabfälle zu verzeichnen. Verstärkte Abfallvermeidungs- und Recyclingmaßnahmen, wachsende Behandlungskapazitäten (Abfallverbrennung sowie mechanisch-biologische Vorbehandlung) und veränderte gesetzliche Rahmenbedingungen wirken sich maßgeblich auf die Ablagerung von nicht vorbehandelten Siedlungsabfällen sowie Klärschlamm, Erdaushub und Bauschutt aus.

Tab. 2.3: Ablagerungsmengen auf Siedlungsabfalldeponien (Quellen: Statistisches Bundesamt, 2000, Abfallbilanzen der Bundesländer, zitiert in UBA, 2000, KRÜMPELBECK, 2000)

Ablagerungsmasse [Mio. Mg/a]	1980	1984	1990	1993	1996	1998
Alte Bundesländer	21,4	19,4	21,6			
Deutschland gesamt				30,5 ¹⁾	18,3 ²⁾	15,1 ²⁾

1) Abfälle zur Beseitigung

2) Rest-Siedlungsabfälle abzüglich Abfallmengen in thermischen und mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen (ca. 9,5 Mio. Mg)

2.3 Zusammensetzung der abgelagerten Siedlungsabfälle

Die Abbildung 2.2 zeigt die zeitliche Entwicklung der Abfallzusammensetzung am Beispiel der Stadt Stuttgart. Die Abnahme des Feianteils, der sich u.a. aus Sand und Asche aus dem Hausbrand zusammensetzt, ist deutlich zu erkennen, während der Papier-, Glas- und Kunststoffanteil im zeitlichen Verlauf zugenommen hat.

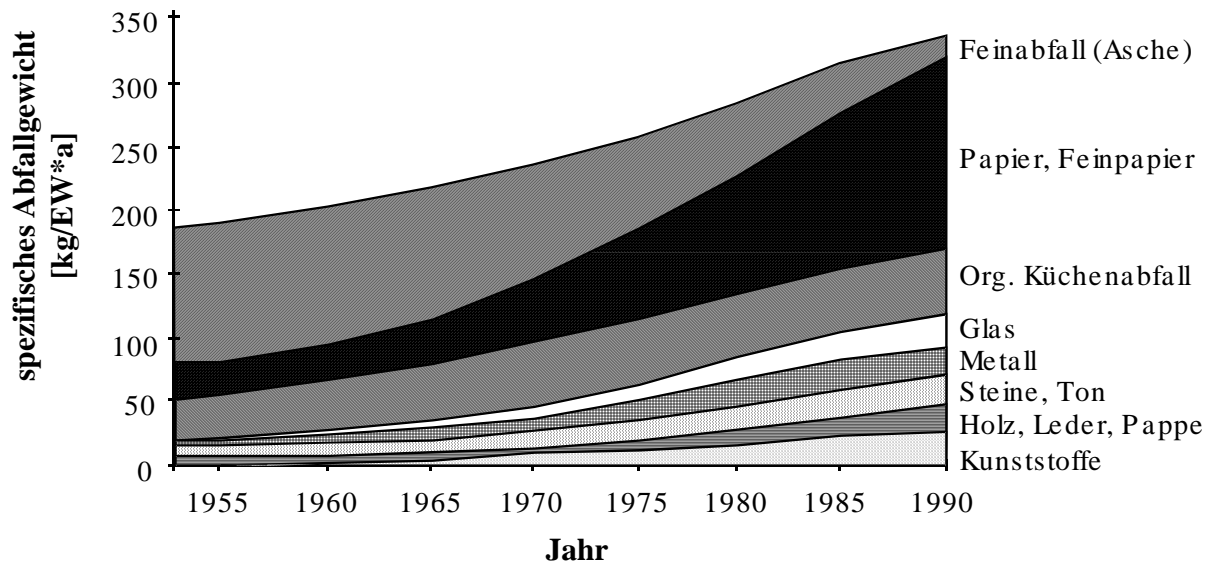


Abb. 2.2: Entwicklung der Hausmüllzusammensetzung am Beispiel der Stuttgart (BUCHWALD et al., zit. in WIRTZ et al., 1997)

In Tabelle 2.4 sind weitere Zusammensetzungen von Hausmüll aus den achtziger Jahren zusammengestellt (JÄGER, 1989). Es sind die Ergebnisse der bundesweiten Hausmüllanalyse von 1980 und 1985 sowie von mehreren Kommunen aus den alten Bundesländern aufgeführt.

Tab. 2.4: Hausmüllzusammensetzungen aus den achtziger Jahren (Quellenangaben s. JÄGER, 1989)

Stoffgruppe	Anteile der Stoffgruppen im Hausmüll in Prozent									
	BHMA 1980	BHMA 1985	DÜW 1982	HI 1982	AUR 1984	HH 1985	B 1985	ER 1985	EK 1987	PF 1987
Papier + Pappe	18,7	16,0	21,7	19,5	20,0	22,1	20,9	23,3	11,2	21,1
Kunstst. + Textilien	7,6	7,5	8,8	8,0	7,7	9,3	8,2	11,9	8,8	7,9
Heizwertreiche Reste	4,3	6,1	9,6	9,6	6,3	9,7	6,9	4,7	7,1	6,3
Organische Stoffe	42,4	45,8	30,7	33,4	39,6	27,4	28,2	29,6	56,1	46,6
Metalle	3,9	3,4	4,2	4,5	5,0	4,4	4,7	4,4	3,3	3,0
Glas	11,6	9,0	11,0	10,4	9,2	11,5	16,4	8,6	4,0	8,5
Inertes	11,5	12,2	14,0	14,6	12,2	15,6	14,7	17,5	9,5	6,6

Abkürzungen:

BHMA Bundesweite Hausmüllanalyse
 DÜW Landkreis Bad Dürkheim
 HI Landkreis Hildesheim
 AUR Landkreis Aurich
 HH Stadt Hamburg

B Stadt Berlin
 ER Stadt Erlangen
 EK Enzkreis
 PF Stadt Pforzheim

Etwa 70 % dieses unsortierten Hausmülls und des hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls wurde in den achtziger Jahren deponiert. Grundsätzlich biologisch abbaubar sind die organischen Stoffe wie Küchenabfälle, Windeln, Papier, Holz, Leder, wobei der Grad der Abbaubarkeit völlig unterschiedlich ist. Für das Emissionsverhalten können weiterhin Schadstoffgruppen wie Schwermetalle oder halogenierte Kohlenwasserstoffe relevant sein. In den achtziger Jahren wurden für die alten Bundesländer diesbezügliche Problemstoffe (z.B. Altöl, Abbeizmittel, Batterien, elektrische Kleingeräte, Holzschutzmittel, Lösemittel, Spraydosen usw.) zu etwa 1 Gew.-% im Hausmüll abgeschätzt (BARGHORN et al., 1986).

Für die bundesweite Hausmüllanalyse von 1985 ist in Tabelle 2.5 die stoffliche Zusammensetzung bezogen auf die Trocken- (TM) wie auf die Feuchtmasse (FM) angegeben.

Tab. 2.5: Stoffliche Zusammensetzung von Siedlungsabfällen: Ergebnisse der bundesweiten Hausmüllanalyse (BHMA) von 1985

Komponente	Hausmüll	
	Basis: BHMA, 1985	
	Gew.-% FM	Gew.-% TM
Wasser	35	-
GV	34,5	53
C	20	30,8
O	13,6	20,9
H	2,4	3,7
N	0,6	0,9
S	0,2	0,3
Cl	0,5	0,8
F	0,012	0,018
Pb	0,063	0,097
Cd	0,001	0,002
Hg	0,0004	0,0006
Cu	0,024	0,037
Zn	0,2	0,3
Fe	2,8	4,3
NE	0,4	0,6
Glas/Mineralien	11,2	17,2
Asche (Mineralstoffe)	13	20

Zu Beginn der neunziger Jahre kam es in vielen Entsorgungsregionen zu beträchtlichen Veränderungen der Zusammensetzung der deponierten Abfälle. Neue rechtliche Rahmenbedingungen führten zu verstärkten Maßnahmen zur Abfallvermeidung und –verwertung. So waren in besonderem Maße die Einführung einer getrennten Einsammlung vegetabiler Abfälle (Biotonne) sowie die Erfassungsquoten des *Dualen Systems (DSD)* auf der Grundlage der Verpackungsverordnung (VerpVO, 1991) ausschlaggebend.

Im Vergleich zur Hausmüllzusammensetzung der bundesweiten Hausmüllanalyse von 1985 lässt sich der „Restabfall“ aus Haushalten in seinen wesentlichen Eigenschaften nunmehr wie folgt charakterisieren:

- Es verbleibt ein deutlich reduzierter, aber noch erheblicher vegetabiler Rest.
- Bei der residualen Fraktion Papier/Pappe handelt es sich vorwiegend um verschmutzte und anderweitig nicht verwertbare Hygienepapiere.
- Entsprechend der absoluten Abnahme der Wertstofffraktionen steigt der relative Anteil an nicht verwertbaren Restabfällen wie z.B. Wegwerfwindeln.
- Ebenso vergrößert sich der Anteil an Verpackungsverbunden, die stärker verschmutzt und nur in geringem Maße verwertbar sind.
- Der Feinmüllanteil ist im Restabfallgemisch weiterhin beträchtlich; er umfasst vor allem mineralische Bestandteile wie Asche und Staub, aber auch erhebliche organische Beimengungen und kann deutlich schadstoffbelastet sein.

Im Übrigen ist die Zusammensetzung des Resthausmülls mit dem früheren Hausmüll vergleichbar, wie es in Abbildung 2.3 anhand der Resthausmüllzusammensetzung einiger norddeutscher Entsorgungsgebiete gegenübergestellt ist.

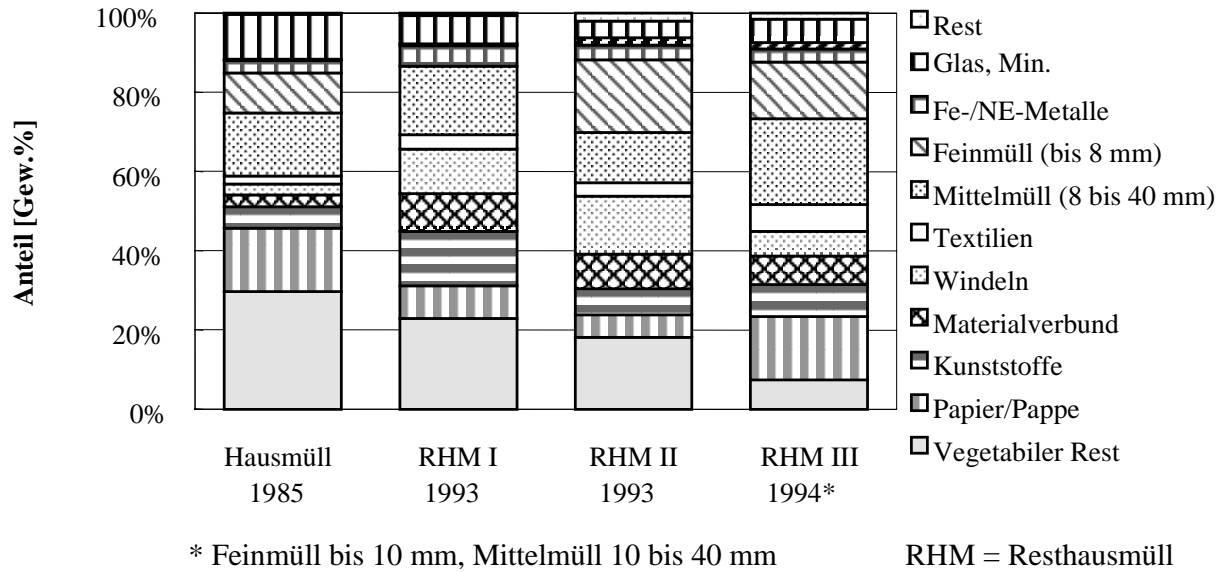


Abb. 2.3: Beispiele verschiedener Resthausmüllanalysen von 1993 - 1994 im Vergleich zu einer "mittleren" Hausmüllanalyse (BHMA) im Jahr 1985

Die Ablagerung von Siedlungsabfällen auf Deponien führt aufgrund dieser Abfallzusammensetzungen zu einer „Schadstoffsenke“, insbesondere einer konzentrierten Ansammlung organischer Stoffe, die biologisch-chemischen und chemisch-physikalischen Umsetzungsprozessen unterliegen. Teile der festen Ausgangsstoffe werden dabei in mobile Reaktionsprodukte überführt, die den Deponiekörper über den Gaspfad und den Wasserpfad verlassen.

3 Wasserhaushalt im Deponiekörper

Neben der Menge und Zusammensetzung der abgelagerten Siedlungsabfälle bestimmt insbesondere der Wasserhaushalt das Emissionsverhalten eines Deponiekörpers. Der Wasserhaushalt hängt neben den klimatischen Bedingungen maßgeblich davon ab, ob der Deponiekörper mit einer Oberflächenabdeckung oder -abdichtung versehen ist, und wie diese technisch ausgebildet ist.

Die Kenntnis des Wasserhaushalts bildet die Grundlage zur Abschätzung des Emissionsverhaltens und zur Entwicklung von Maßnahmen zu dessen Beeinflussung, z.B. einer kontrollierten Befeuchtung oder Bewässerung.

3.1 Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt

Der Wasserhaushalt einer Deponie kann über die Wasserhaushaltsgleichung beschrieben werden:

$$N - V_E - V_T - A_O - Sp \pm R_V \pm W_B + W_K = A_B \quad (\text{Gleichung 3.1})$$

mit

N	Niederschlag
V_E	Evaporation
V_T	Transpiration
A_O	Oberflächenabfluss
Sp	Speicherung
R_V	Rückhalt (verzögerter Abfluss)
W_B	Wasserbedarf/-freisetzung aus biologischer Umsetzung
W_K	Konsolidation
A_B	Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis

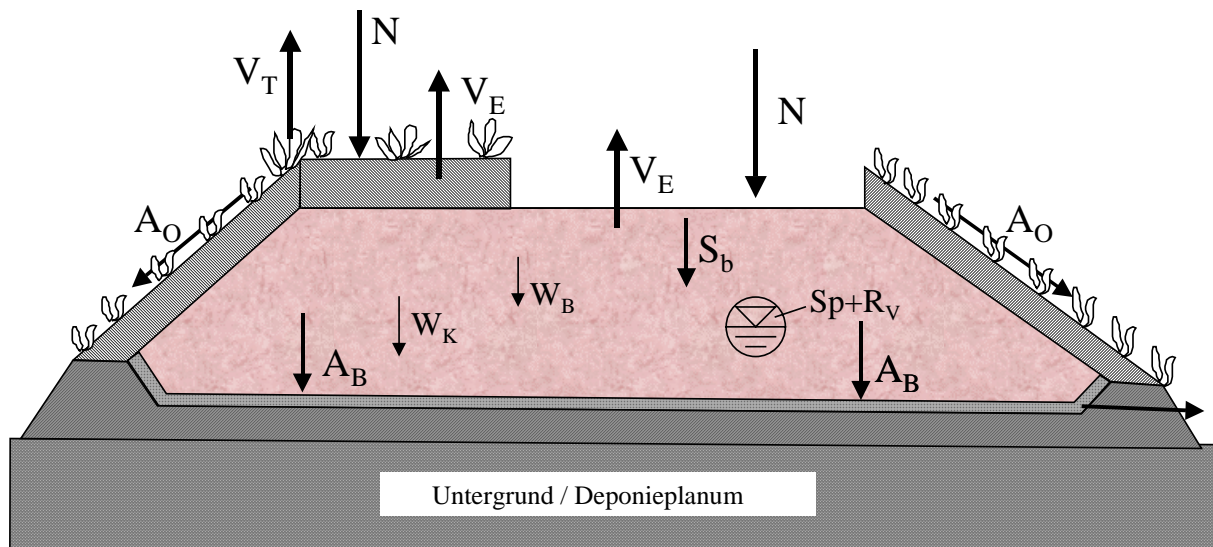
Die Anteile

$$N - V_E - V_T - A_O (= S_b) \quad (\text{Gleichung 3.2})$$

werden auch als klimatische Sickerwasserbildung S_b bezeichnet (RAMKE, 1993). Sie kennzeichnet den Niederschlagsanteil, der nach Abzug der Verdunstung und des Oberflächenabflusses tatsächlich in den Deponiekörper eindringt. In Abbildung 3.1 sind die wesentlichen Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt einer Deponie schematisch dargestellt.

abgedichtete Deponieoberfläche

offene Deponieoberfläche



N	Niederschlag	A _O	Oberflächenabfluss
V _E	Evaporation	V _T	Transpiration
Sp	Speicherung	R _V	Rückhalt (verzögerter Abfluss)
W _B	Wasserbedarf/-freisetzung aus biologischer Umsetzung	W _K	Konsolidation
A _B	Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis	S _b	$N - V_E - V_T - A_O$

Abb. 3.1: Wasserhaushalt einer Deponie

Bei qualifizierten Oberflächenabdichtungen ist zusätzlich der Wasserabfluss aus der Drainageschicht, die zwischen der Rekultivierungsschicht und den darunterliegenden Dichtungselementen angeordnet ist, zu berücksichtigen.

Nachfolgend soll auf die Faktoren des Wasserhaushalts eingegangen werden.

3.1.1 Niederschlag N

Die Mittelwerte an jährlichen Niederschlägen in Deutschland liegen im Bereich von 500 bis 900 mm/a (LAGA, 1984).

3.1.2 Oberflächenabfluss A_O

Der Oberflächenabfluss ist abhängig von der Neigung und der Gestaltung der Oberfläche. Bei einer offenen Abfalloberfläche ist er im Allgemeinen sehr gering und tritt nur bei Starkregen-

ereignissen auf. Bei abgedeckten Deponien tritt er auf der Rekultivierungsschicht in Abhängigkeit von Bodenart, Bewuchs und Neigung unterschiedlich ausgeprägt auf. Er entlastet die Speicherkapazität der Rekultivierungsschicht und die hydraulische Belastung der darunterliegenden Drainungs- und Dichtungsschichten. Bei vielen abgedeckten Deponien ist der Oberflächenabfluss ebenfalls vernachlässigbar.

3.1.3 Evaporation V_E und klimatische Sickerwasserbildung S_b bei offener Deponieoberfläche

Die Verdunstung des Niederschlagswassers von der Deponieoberfläche hängt nicht nur von der Beschaffenheit der Oberfläche ab, sondern auch von meteorologischen Parametern wie Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Luftdruck, Windgeschwindigkeit, Sonnenscheindauer und dem aktuellen Temperaturgradienten (charakterisiert die Austauschfähigkeit der übereinanderliegenden Luftschichten).

Die Verdunstung über die offene Abfalloberfläche wird in erster Näherung als „reelle Evapotranspiration“ abgeschätzt. Die derart abgeschätzten Verdunstungsraten über der offenen Deponiefläche liegen etwas höher als die tatsächlichen, weil bei der realen Evapotranspiration ein gewisser Anteil an Pflanzenverdunstung unterstellt wird, der auf der offenen Ablagerungsfläche im Verfüllbetrieb nicht gegeben ist.

Aufgrund von Lysimeteruntersuchungen und einer Wasserhaushaltsbetrachtung der offenen Ablagerungsfläche wird von RAMKE (1993) eine Verdunstung von 49 % und eine dementsprechende klimatische Sickerwasserbildung von 51 % angegeben.

Wenn davon ausgegangen wird, dass der Oberflächenabfluss auf der offenen Deponiefläche bei den meisten Deponien vernachlässigbar ist, kann aus der Differenz aus Niederschlag und Verdunstung auf die klimatische Sickerwasserbildung S_b geschlossen werden. Für eine bayerische Deponie wurde ein langjähriger mittlerer Niederschlag von 754 mm und eine maximale Verdunstung von 565 mm ermittelt. Unter Berücksichtigung des Mikroklimas im Umfeld der Deponie ergeben sich eher noch größere Verdunstungshöhen, so dass die klimatische Sickerwasserbildung von 189 mm/a bzw. l/m^2 und Jahr (25 % des mittleren Niederschlags) dort als Maximalwert angesehen wird (BAUMANN et al., 1998).

3.1.4 Evaporation V_E , Transpiration V_T und klimatische Sickerwasserbildung S_b bei abgedichteter Deponieoberfläche

Für abgedeckte und rekultivierte Deponieabschnitte werden von BRECHTEL (1984) folgende Verdunstungsraten angegeben:

- 20 % - 40 % des Niederschlags bei Abdeckung mit nacktem Boden
- bis zu 90 % des Niederschlags bei Abdeckung mit Strauch- und Grasbewuchs

Von EHRIG (1989) werden in Abhängigkeit des Bewuchses und der Oberflächengestaltung für die Verdunstung Werte von 30 – 70 % angegeben.

Für die Abschätzung der Evaporation V_E und Transpiration V_T über der abgedichteten Deponieoberfläche kann davon ausgegangen werden, dass bei einer kombinierten Oberflächenabdichtung, insbesondere beim Einsatz einer Kunststoffdichtungsbahn, der gesamte Niederschlag entweder verdunstet oder als Drainage-, ggf. auch Oberflächenabfluss abgeführt wird. Die klimatische Sickerwasserbildung S_b würde dann theoretisch auf Null zurückgehen.

Die bundesdeutsche Deponieverordnung (DepV, 2002) und die Verwaltungsvorschrift TA Siedlungsabfall (TASi, 1993) fordern diese Art der Sickerwasserminimierung und geben Anforderungen bzw. Systeme zur Oberflächenabdichtung vor (Abbildung 3.2).

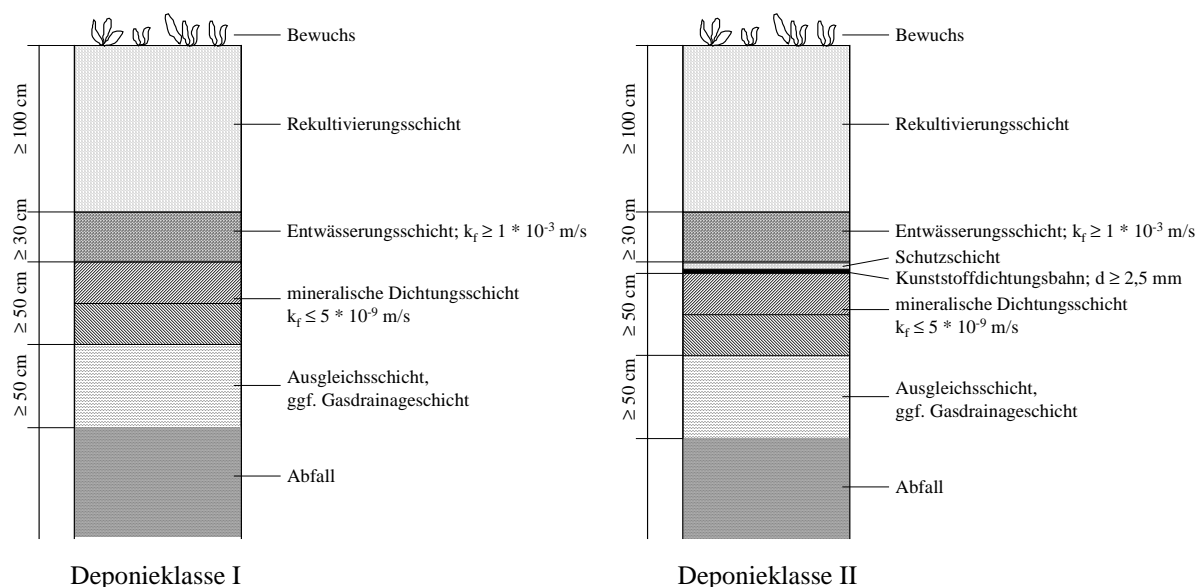


Abb. 3.2: Oberflächenabdichtungssysteme: Regelsysteme nach TA Siedlungsabfall (1993)

Es werden allerdings auch alternative Systeme entwickelt und eingesetzt. Sie weisen z.B. eine mächtigere Rekultivierungsschicht auf, um einen größeren Anteil an Niederschlagswasser speichern und verdunsten zu können. Als Ersatz der mineralischen Dichtungsschicht kann bei ausreichendem Gefälle u.a. eine Kapillarsperre, bestehend aus Kapillarschicht und Kapillarblock, oder auch eine Bentonitmatte eingesetzt werden (Abbildung 3.3). Je nach Rahmenbedingungen des Deponiekörpers und Zielrichtung des Dichtungssystems in der Deponienachsorge kann auf die Kunststoffdichtungsbahn verzichtet werden.

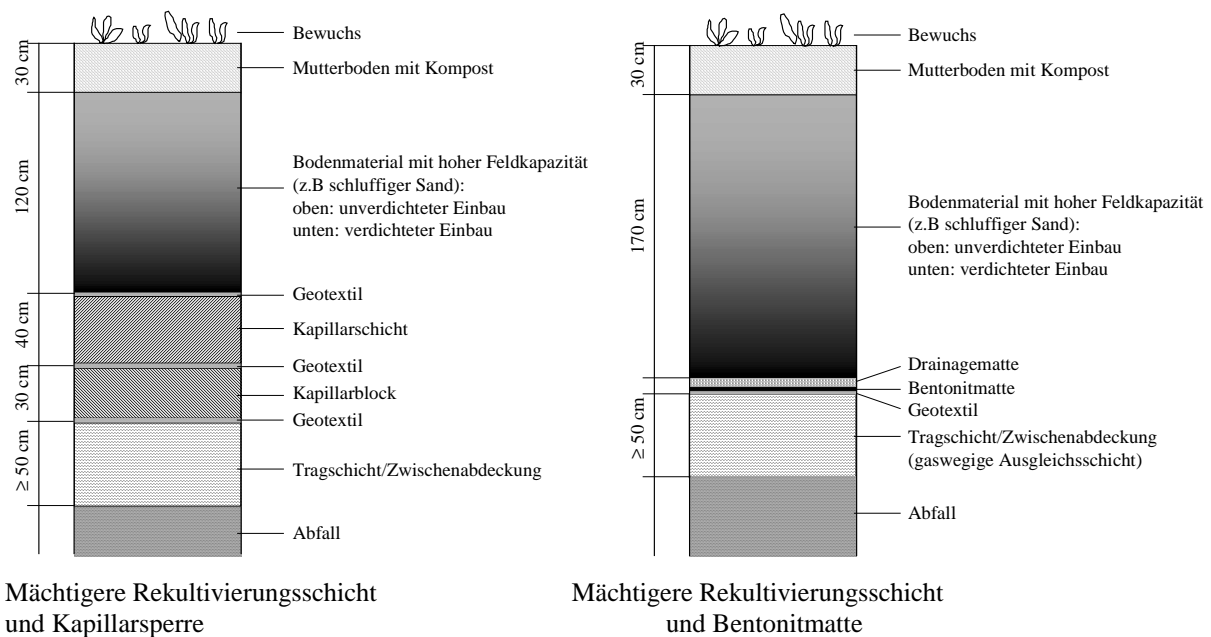


Abb. 3.3: Oberflächenabdichtungssysteme: Alternativsysteme mit mächtigerer Rekultivierungsschicht, Kapillarsperre oder Bentonitmatte

3.1.5 Speicherung S und Rückhalt R

Die verfügbare Speicherkapazität im Deponiekörper hängt u.a. vom Einbauwassergehalt, von der klimatischen Sickerwasserbildung und der Wasserbewegung (homogene Wasserverteilung und bevorzugte Fließwege) ab.

Die maximale Wasserhaltekapazität ist weiterhin vom Stabilisierungsgrad der Abfälle abhängig. Aus Untersuchungen an Deponien und im Labor liegen folgende Ergebnisse vor:

Maximale Wasserhaltekapazität [% der Feuchtmasse FM]	Quelle
50 %	STEGMANN, 1982
53 %	DERNBACH, 1982
46 %	SPILLMANN, 1986
37 %	EHRIG, 1989
40 – 45 %	HEYER et al., 1997a

Wird die Deponieoberfläche nach Abschluss der Verfüllung nicht abgedeckt, so erschöpft sich die Speicherkapazität infolge des Niederschlagseintrags nach einigen Jahren. Es kommt dann zu einem deutlichen Anstieg des Sickerwasserabflusses A_b , bis er der klimatischen Sickerwasserbildung S_b entspricht ($A_b = 100\%$ von S_b).

Bei der tatsächlichen Nutzung der verfügbaren Wasserspeicherkapazität ist festzustellen, dass sie bei den meisten Deponien unterhalb der maximalen Wasserhaltekapazität liegt, selbst wenn ein gewisser Sickerwasserabfluss auftritt. Dies liegt hauptsächlich an bevorzugten Fließwegen im Deponiekörper. Erst wenn allmählich mehr Wasser in die Abfallmatrix einsickert, als aufgenommen werden kann, also eine Übersättigung auftritt und das Sickerwasser den gesamten Deponiekörper erreicht, wird das Wasserspeichervermögen vollständig aktiviert.

3.1.6 Wasserbedarf/-freisetzung aus biologischer Umsetzung W_B

Der Sickerwasserabfluss kann ferner noch von Wasserverbrauch/-freisetzung infolge biologischer Abbauprozesse beeinflusst werden.

Wasserverbrauch infolge biologischer Abbauprozesse

Im Deponiekörper finden generell biologische Abbauprozesse der organisch verfügbaren Anteile statt. Es ist davon auszugehen, dass unter anaeroben Milieubedingungen aufgrund der biologischen Abbauprozesse Wasser verbraucht wird.

Der geringe aerobe Abbau auf der offenen Ablagerungsfläche, der eigentlich zu einer Wasserfreisetzung führt, ist zu vernachlässigen, zumal hier die Verdunstung dazu beiträgt, dass biologisch produziertes Wasser hauptsächlich über die Luft abgeführt wird.

Der Wasserverbrauch bzw. –austrag infolge anaerober biologischer Abbauprozesse kann über einen Ansatz von SYMONS und BUSSWELL (1933) abgeschätzt werden. Danach ergibt sich, dass pro Mol biologisch umgesetzter Kohlenstoff (C) theoretisch 0,233 Mol Wasser verbraucht wird, was 0,35 kg Wasser/kg C entspricht. Umgerechnet auf 1 m³ Deponiegas im Normzustand beträgt der Wasseraustrag 0,187 kg Wasser/m³ Deponiegas. Weiterhin ist davon auszugehen, dass das Deponiegas den Deponiekörper im wassergesättigten Zustand verlässt, was weitere 0,040 kg Wasseraustrag/m³ ausmachen kann. In der Summe könnten demnach 0,227 kg Wasser/m³ Deponiegas dem Deponiekörper entzogen werden und über den Gaspfad verlassen, was u.a. zu einem Austrocknungseffekt beitragen kann.

Betrachtungen von EHRIG (1990) haben ergeben, dass infolge des anaeroben Abbaus in einer 10 – 20 m hohen Ablagerungsschicht ca. 3,5 – 14 mm/a Wasser verbraucht werden können. Gemessen an den anderen Anteilen der Wasserhaushaltsbilanz sind diese Wasservolumina vernachlässigbar.

Wasserfreisetzung infolge biologischer Abbauprozesse

Von dem Wasseranteil, der infolge der Wasserspeicherkapazität im Deponiekörper gespeichert wird („gebundenes Haftwasser“), kann aufgrund des Massenverlustes durch den biologischen Abbau der organischen Substanz ein gewisser Anteil wieder freigesetzt werden.

Dieser freigesetzte Wasseranteil würde zum einen wie erläutert über den Gaspfad ausgetragen und zum anderen an Abfallbestandteile angelagert werden, die noch freie Speicherkapazitäten aufweisen. Der Anteil, der tatsächlich als Sickerwasserabfluss auftritt, ist dementsprechend gering.

3.1.7 Konsolidation W_K

Ein nennenswerter zusätzlicher Sickerwasseranfall aus Konsolidationsprozessen ist allenfalls aus Schlammablagerungen zu erwarten und tritt eher kurz- bis mittelfristig nach der Ablagerung in dem Maße auf, in dem die Auflast gesteigert wird.

3.2 Fließverhalten des Wassers und hydrogeologische Eigenschaften abgelagerter Abfälle

3.2.1 Fließbewegungen im Deponiekörper

Bevor Sickerwasser an der Deponiebasis anfällt, unterliegt es im Deponiekörper unterschiedlichen Einflüssen. Das Sickerwasser ist in den Poren des Abfalls nur teilweise so frei beweglich wie Wasser in einem „voll durchmischten Reaktor“ oder einem offenem Gewässer. Ein Teil unterliegt vielmehr Bindungen durch die Eigenschaften der Abfallmatrix. Da die Art der Bindung das Verhalten bestimmter Wasseranteile beeinflusst, kann das Sickerwasser nach der Art der Bindungen unterteilt werden.

Die Bindung des gegen den Einfluss der Schwerkraft im Abfall verbleibenden Wassers beruht auf der Wirkung verschiedener Kräfte zwischen den festen Abfallbestandteilen und den Wassermolekülen sowie den Kräften zwischen den Wassermolekülen selbst. Nach Art der Kräfte kann man das Haftwasser als Adsorptionswasser (Adsorptionskräfte oder osmotische Kräfte) und Kapillarwasser unterscheiden (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1982). Der überwiegende Teil des Sickerwassers bzw. allgemein des Bodenwassers unterliegt sowohl Adsorptions- als auch Kapillarkräften. Je höher der Wassergehalt ist, um so mehr überwiegt die kapillare Bindung gegenüber der adsorptiven Bindung.

Das durch die klimatische Sickerwasserbildung der Abfallmatrix zugeführte Wasser wird zum Teil in den Poren gegen die Einwirkung der Schwerkraft festgehalten (Speicherung über die Feldkapazität), zum Teil als freies Sickerwasser in die tieferen Zonen verlagert. Dabei kann bereits gespeichertes Sickerwasser verdrängt und somit ebenfalls zu freiem Sickerwasser werden.

Die Abwärtsbewegung des Sickerwassers im Deponiekörper kann durch gering wasserdurchlässige Schichten behindert werden, so dass sich über diesen Schichten das Wasser anreichert und Stauwasserhorizonte ausbildet. Die Mächtigkeit und Ausdehnung solcher Wasserlinsen oberhalb nahezu ausgetrockneter Bereiche kann ganz unterschiedlich sein. Häufig führen Kunststofffolien, die durch die Einbauverfahren horizontal flächig im Deponiekörper liegen können, oder die Ablagerung von bindigem Erdaushubmaterial sowie Klärschlamm zu solchen Erscheinungen, was einen z.T. völlig gegensätzlichen Wasserhaushalt in unmittelbarer räumlicher Nähe zur Folge haben kann. Dementsprechend unterschiedlich kann der

Stabilisierungsgrad der zu einem gleichen Zeitpunkt abgelagerten Abfälle eines Deponieabschnitts vorangeschritten sein.

Die räumliche Struktur und die Einbautechnik der abgelagerten Abfälle, die Porenstruktur und die Bindungsverhältnisse führen demnach dazu, dass der Deponiekörper nicht völlig homogen durchflossen wird, da sich ein Teil des klimatisch gebildeten Sickerwassers auf bevorzugten Fließbahnen bewegt.

Auf einer bayerischen Deponie wurden dazu Untersuchungen mit Tracermarkierungen im Sickerwasser durchgeführt, um die Fließbewegungen im Deponiekörper nachzuvollziehen (BAUMANN et al., 1998). Die Dynamik des Wasserhaushalts wird bei jener Deponie hauptsächlich von bevorzugten Fließwegen bestimmt. Bei stärkeren Niederschlagsereignissen flossen etwa 33 % der klimatischen Sickerwasserbildung ohne Zeitverzögerung auf diesen Fließwegen bis zur Deponiebasis ab, wobei solche Abflussspitzen weniger als einen Tag andauerten. Die Transportprozesse im Porensystem des Deponiekörpers laufen dagegen langsamer ab. In gering und nicht durchströmten Bereich sind sie nicht mehr konvektiv, sondern zunehmend diffusiv. Der Sickerwasseranfall und die Sickerwasserbewegung werden weiterhin als schwer prognostizierbar eingeschätzt, da die Abfallmatrix äußerst heterogen ist. Sperrmüll, Bauschutt wie Abbruchabfälle und auch Zwischenabdichtungen verstärken diese Heterogenität und tragen zur Ausbildung der bevorzugten Fließwege bei.

3.2.2 Hydrogeologische Eigenschaften abgelagerter Siedlungsabfälle

Für die geschilderten Wasserbewegungen im Deponiekörper ist die Abfallmatrix mit ihren hydrogeologischen Eigenschaften wie z.B. der Durchlässigkeitsbeiwert von entscheidender Bedeutung.

Die hydraulische Durchlässigkeit abgelagerter Abfälle hängt u.a. ab von:

- der Art des Abfalls
- der Aufbereitung vor der Ablagerung (z.B. mechanisch oder biologisch)
- dem Abbaugrad der biologisch verfügbaren Anteile
- der Einbau- und Lagerungsdichte

- der Ablagerungsmächtigkeit
- dem Sättigungsgrad
- der Deponiegasproduktion

Von BEAVEN (1997) wurden im Labormaßstab Durchlässigkeitsuntersuchungen an unterschiedlichen Abfällen im Sättigungszustand vorgenommen:

- frische Hausabfälle
- 20 Jahre abgelagerte Abfälle aus einem Deponiekörper mit Anteilen an erdigem Abdeckmaterial
- zerkleinerte Abfälle mit geringen schweren Feinanteilen

In Tabelle 3.1 sind Ergebnisse der Messungen der Feucht- und Trockendichten sowie die Durchlässigkeiten bei wachsenden Vertikaldrücken, die ansteigende Ablagerungsmächtigkeiten simulieren, angegeben.

Tab. 3.1: Trocken- und Feuchtdichten sowie Durchlässigkeiten in Abhängigkeit der Auflast (nach Untersuchungen von BEAVEN, 1997)

Vertikaldruck	simulierte Ablagerungshöhe / Auflast	Trockendichte	Feuchtdichte	hydraulische Durchlässigkeit
[kPa]	[m]	[Mg/m ³]	[Mg/m ³]	[m/s]
0 - 100	0 - 10	0,25 - 0,7	0,7 - 1,15	$5 \cdot 10^{-3} - 10^{-5}$
100 - 200	10 - 20	0,35 - 0,8	0,8 - 1,25	$10^{-4} - 10^{-6}$
≈ 320	≈ 34	0,5 - 0,9	0,9 - 1,3	$10^{-6} - 10^{-7}$
≈ 600	≈ 63	0,6 - 0,95	1,2 - 1,4	$10^{-7} - 10^{-9}$

Erwartungsgemäß nimmt die Dichte über die simulierte Ablagerungshöhe zu, während die Durchlässigkeiten abnehmen. Bei gleichen Vertikaldrücken weisen die zerkleinerten Abfälle mit geringen schweren Feinanteilen die geringsten Dichten auf, die alten Abfälle aus der Deponie dagegen die höchsten. Bei gleichen simulierten Ablagerungshöhen bis 20 Meter unterscheiden sich die hydraulischen Durchlässigkeiten der drei Abfallarten nicht sehr stark. Erst bei größeren Ablagerungsmächtigkeiten über 60 Meter zeigen der Frischmüll und der alte

Abfall Durchlässigkeiten von $10^{-7} - 5 \cdot 10^{-8}$ m/s, während sie beim zerkleinerten Müll bis auf 10^{-9} m/s abnehmen. Ferner weisen die Ergebnisse darauf hin, dass die Durchlässigkeiten der alten Abfälle bei größeren Ablagerungsmächtigkeiten nur etwas kleiner als die des Frischmülls sind, d.h. mit wachsendem Ablagerungsalter sinkt die hydraulische Durchlässigkeit nur geringfügig ab.

Der effektive Porenanteil, der für die Fließbewegungen zur Verfügung steht, nimmt in diesen Versuchen von anfänglich 12 - 30 Vol.-% bei steigender Auflast auf unter 2 Vol.-% ab.

Die Verdichtungsfähigkeit und die resultierenden Dichten hängen auch vom Einbauwassergehalt, der i.a. unter dem Sättigungsgehalt liegt, ab. Höhere Wassergehalte beim Einbau führen zu höheren Trockendichten. Wassersättigung ist bei vielen Deponien jedoch allenfalls an der Deponiebasis zu erhalten (Sickerwassereinstau). Ansonsten erfolgen die Wasserbewegungen im ungesättigten Zustand. Im Vergleich zum gesättigten Zustand kann das zu einer verringerten Wasserdurchlässigkeit bis zu einer Zehnerpotenz führen.

Auch die Deponiegasproduktion kann die Sickerwasserbewegung im Deponiekörper beeinträchtigen. Im ungesättigten Abfallkörper werden häufig Gasdrücke von 0 - 200 Pa, in Ausnahmefällen bis zu einigen kPa (einige dm Wassersäule) gemessen. Gasblasen, die stillstehen oder deren Bewegung aufwärts gerichtet ist, müssen im Gegenstrom vom Sickerwasser umflossen werden, was eine Behinderung des abwärts gerichteten Wasserflusses bedeutet.

3.3 Sickerwasserabfluss A_b

3.3.1 Untersuchungen zum Sickerwasserabfluss A_b bei offener Einbaufläche

Die bisherigen Erläuterungen zeigen, dass neben den klimatischen Bedingungen die Oberflächenbeschaffenheit und der Wassersättigungsgrad der abgelagerten Abfälle die wesentlichen Einflussgrößen auf den Sickerwasserabfluss A_b sind. Bei älteren Untersuchungen von Deponieabschnitten wurde teilweise noch die Einbautechnik und die Abfallaufbereitung (Rotte) berücksichtigt (EHRIG, 1980). Der Dünnschichteinbau mit Kompaktoren liefert im Vergleich zum Einbau mit Raupen eine höhere spezifische Ablagerungsdichte, wodurch höhere spezifische Wasserspeicherkapazitäten erzielbar sind. So wurden von EHRIG (1980) und in der LAGA Informationsschrift „Sickerwasser aus Hausmüll- und Schlackedeponien“

(1984) für einen Jahresniederschlag von 700 mm die in Tabelle 3.2 aufgeführten Sickerwasserabflüsse genannt.

Tab. 3.2: Sickerwasserabflüsse von Hausmülldeponien, Einfluss der Einbautechnik

Einbauart / Verdichtung	Sickerwasserabfluss A_b		
	[% von N]	[mm/a]	= [$m^3/ha*d$]
Raupe (LAGA, 1984)	40	280	7,7
Raupe (EHRIG, 1980)	31,3 – 58,2	-	-
Kompaktor	25	175	4,8
Kompaktor (EHRIG, 1980)	15,1 – 22		
Rotte (EHRIG, 1980) ¹⁾	3,9 – 21,3		

¹⁾ bei jungen Deponien infolge der ungesättigten Speicherkapazität

Es ist allerdings zu erwarten, dass diese Unterschiede infolge der Einbautechnik, wenn sie überhaupt so ausgeprägt aufgetreten sind, mit zunehmender Ablagerungsdauer kleiner werden. Gründe sind hauptsächlich Setzungen und Sackungen, Erschöpfung der Speicherkapazität, die biologischen Abbauprozesse und die Verdichtung durch Auflaststeigerung.

In einer Auswertung von EHRIG (1989) sind tägliche Sickerwasserabflüsse verschiedener Betriebsdeponien mit Unterschreitungshäufigkeiten gemäß Tabelle 3.3 ermittelt worden.

Der Sickerwasserabfluss von $5,1 m^3/ha*d$ bei der Unterschreitungshäufigkeit von 67 % der ausgewerteten Abflussereignisse entspricht etwa 25 % von 750 mm/a an Jahresniederschlag. EHRIG schätzt diesen Werte als charakteristisch für jüngere Abfallablagerungen bei offener Ablagerungsoberfläche ein. Mit zunehmender Ablagerungsdauer und Erschöpfung der Speicherkapazität kann dieser Wert auf 30 – 40 % des Jahresniederschlags ansteigen.

Von RAMKE (1991) wurden Klima- und Abflussdaten von 5 Betriebsdeponien ausgewertet, wobei zwischen folgenden drei Zuständen unterschieden wurde:

- Deponiekörper mit freier Speicherkapazität (Gruppe 1)
- Deponiekörper mit gesättigter Speicherkapazität (Gruppe 2)
- übersättigter Deponiekörper infolge intensiver Sickerwasserkreislaufführung (Gruppe 3)

KRUSE (1994) hat für 16 norddeutsche Deponien, die noch nicht mit einer Oberflächenabdichtung/-abdeckung versehen waren, eine vergleichbare Auswertung vorgenommen, die ebenfalls in Tabelle 3.3 eingefügt wurde. Er hat tendenziell geringere Sickerwasserabflussraten ermittelt als RAMKE (1991).

Tab. 3.3: Unterschreitungshäufigkeiten von Sickerwasserabflüssen von Betriebsdeponien (EHRIG, 1989) und in Abhängigkeit des Speicherzustands (RAMKE, 1991, KRUSE, 1994)

Unterschreitungs- häufigkeit [%]	Sickerwasser- abfluss A_b Betriebsdeponien [mm/d]	Sickerwasserabfluss A_b nach Speicherzustand [mm/d]		
		Gruppe 1 (ungesättigt)	Gruppe 2 (gesättigt)	Gruppe 3 (übersättigt)
99,0	2,12	0,56	3,80 - 8,19	7,77- 18,92
97,5	1,62	-	-	-
95,0	1,27	0,54	2,19 - 3,20	6,47 - 13,46
90,0	0,97	0,52	1,44 - 2,10	5,21 - 10,71
67,0	0,52	0,41	0,94 - 1,08	1,60 - 5,77
50,0	-	0,27	0,66 - 0,89	1,06 - 4,82
Jahresmittelwerte		0,29	0,76	1,80

Die Ergebnisse sind mit denen von EHRIG, dessen Betriebsdeponien zwischen den Gruppen 1 und 2 einzuordnen wären, gut vergleichbar.

Eigene Untersuchungen an Einzeldeponien bestätigen die Jahresmittelwerte. So wurden an einer norddeutschen Deponie, bei der intensive Sickerwasserrezirkulation betrieben wurde, Sickerwasserabflussraten bis 2 mm/d festgestellt (Gruppe 3, übersättigt). Nachdem der Deponiekörper abgedeckt und die Rezirkulation eingestellt wurde, sank der Sickerwasserabfluss auf etwa 0,25 mm/d ab.

3.3.2 Ergebnisse zum Einfluss von Oberflächenabdichtungen auf Sickerwasserentstehung und -abfluss

Zur Durchlässigkeit von Oberflächenabdeckungen und Oberflächenabdichtungen liegen erst wenige längerfristige Erfahrungen von Deponien vor. Nach Abschluss der Verfüllung wird auf Deponien eine temporäre Oberflächenabdeckung oder eine endgültige Oberflächenabdichtung, wie z.B. in Abbildung 3.2 und 3.3 skizziert, aufgebracht. Je nach Gestaltung und Qualität der Ausführung wird die Sickerwasserentstehung und der Sickerwasserabfluss deutlich reduziert. Von KRÜMPELBECK (2000) sind dazu Auswertungen vorgenommen worden, in denen das Abdeckungs-/Abdichtungssystem mit dem Sickerwasserabfluss bezogen auf den Niederschlag verglichen wurde (Tabelle 3.4).

Tab. 3.4: Sickerwassermengen bezogen auf den Niederschlag in Abhängigkeit der Oberflächenabdeckung/-abdichtung (KRÜMPELBECK, 2000)

Oberflächenabdeckung/-abdichtung	Anzahl untersuchter Standorte	Sickerwasserabfluss A_b [als % von N]
• geringmächtige Bodenabdeckung	22	25 – 60
• Bodenabdeckung mit stärkerer Mächtigkeit	29	15 – 40
• mineralische Oberflächenabdichtung	17	10 - 40
• Kunststoffdichtungsbahn, Bentonitmatte	8	k.A.

Gerade bei den qualifizierten Abdichtungen liegen noch keine belastbaren Angaben vor, da sie erst seit wenigen Jahren aufgebracht werden. Daher werden solche Systeme bei der Planung und Bemessung mit EDV-gestützten Simulationsprogrammen für den Wasserhaushalt überprüft und optimiert. Solche Simulationsberechnungen können u.a. mit dem Programm HELP (Version 3.07 D), das speziell an deutsche Verhältnisse angepasst wurde, durchgeführt werden (BERGER, 1998, SCHROEDER et al., 1994). In Abbildung 3.4 ist ein Berechnungsbeispiel für die Oberflächenabdichtungssysteme, die in Abbildung 3.2 und 3.3 skizziert sind, für einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 700 mm/a dargestellt:

- Verdunstung
- Oberflächen- bzw. Drainageabfluss
- Systemdurchsickerung zur klimatischen Sickerwasserbildung

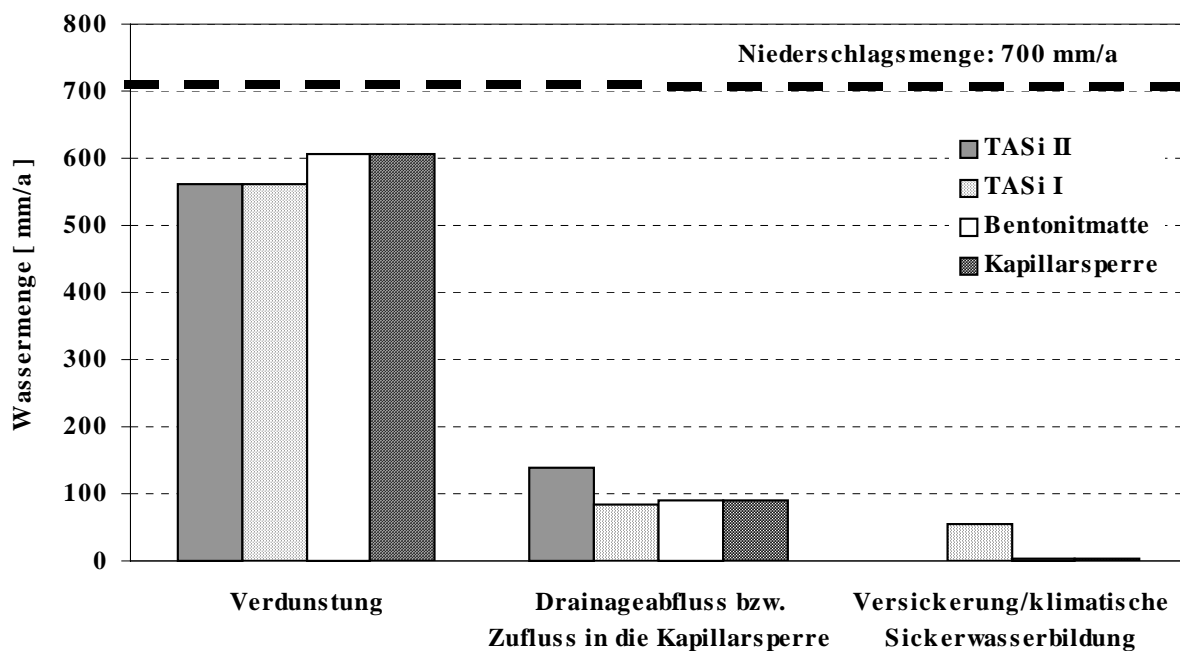


Abb. 3.4: Wirksamkeit der Rekultivierungsschicht, Niederschlagsabfluss und Versickerung unterschiedlicher Abdichtungsvarianten, Simulation mit HELP

Die Ergebnisse der Simulation mit HELP weisen auf folgendes Verhalten der vier Oberflächenabdichtungssysteme hin:

- Der Oberflächenabfluss ist bei durchschnittlichem Bewuchs und einer Hangneigung < 1 : 3 sehr gering (wenige Millimeter pro Jahr an Niederschlag).
- Die mächtigere Rekultivierungsschicht von 1,5 m wie bei den alternativen Oberflächenabdichtungssystemen gemäß Abbildung 3.3 führt zu einer erhöhten Zwischenspeicherung und Verdunstung des Niederschlagswassers, folglich zu einer Entlastung der Drainage- und Dichtungselemente.
- Einfache Dichtungselemente wie mineralische Dichtungen weisen noch erhöhte Restdurchlässigkeiten auf, so dass wie bei dem Aufbau nach TASI I noch 5 – 15 % des Jahresniederschlags in den Deponiekörper eindringen können und zum Sickerwasserabfluss führen.
- Kapillarsperren, deren Funktion und Höhe der lateralen Wasserableitkapazität von HELP nicht hinreichend simuliert werden kann, und Bentonitmatten können (ohne zusätzliche Kunststoffdichtungsbahnen) die Sickerwasserbildung nach der Simulation in nahezu der gleichen Größenordnung reduzieren wie ein kombiniertes Dichtungssystem nach TASI II (Kunststoffdichtungsbahn und mineralische Dichtungsschicht). Die Restdurchlässigkeit beträgt voraussichtlich nur wenige Millimeter Niederschlag pro Jahr.

Der Einsatz von Kapillarsperren und Bentonitmatten wird zunehmend sowohl in großtechnischen Versuchen (Versuchsfeldern) als auch Gesamtabdichtungen von Deponien an verschiedenen Standorten praktiziert (z.B. EGLOFFSTEIN et al., 2000, MELCHIOR, 1993; MELCHIOR et al., 1998, VON DER HUDE et al., 1999). Es laufen Untersuchungen zum Einsatz von Kapillarsperrensystemen auf der Deponie „Am Stempel“, Landkreis-Marburg-Biedenkopf, (JELINEK, 1999) und auf der Deponie Karlsruhe-West (BREH et al., 2000; ZISCHAK et al., 1999). Die bisherigen Ergebnisse weisen auf eine weitgehende Sickerwasserminimierung hin. So sind auf den Versuchsfeldern Karlsruhe-West im Zeitraum vom 01.01.94 bis zum 30.06.99 nur 8,16 % des gesamten Niederschlags durch die Rekultivierungsschicht in die Kapillarsperre gelangt. Dieser Anteil wurde nahezu vollständig lateral abgeführt, so dass nur 0,57 % des Niederschlags, d.h. nur etwa 3 - 5 mm/a, vertikal in den Kapillarblock infiltriert und so als klimatisch gebildetes Sickerwasser in den Deponiekörper eingedrungen sind.

3.4 Schlussfolgerungen zum Wasserhaushalt von Deponien

Jüngere Abfallablagerungen weisen häufig freie Speicherkapazitäten in der Abfallmatrix auf, der Deponiekörper ist in den ersten Ablagerungsjahren ungesättigt. Der durchschnittliche tägliche Sickerwasserabfluss liegt in vielen Fällen unterhalb von 0,5 mm/d (EHRIG, 1989), d.h. in einem Bereich von 100 – 200 mm/a.

Bei den meisten Deponien und Altablagerungen ist bei langfristigen Betrachtungen zum Verhalten und zu den Emissionen von einem zunehmenden Sättigungsgrad bis zum weitgehend wassergesättigten Deponiekörper auszugehen. Der durchschnittliche tägliche Sickerwasserabfluss steigt an und liegt nach den Auswertungen von KRUSE (1994) bei maximal 1 mm/d, d.h. in einem Bereich von 200 – 350 mm/a.

Die Oberflächenabdeckung/-abdichtung und Rekultivierung von Abfallablagerungen führt zu einer Verminderung der klimatischen Sickerwasserbildung und des Sickerwasserabflusses. Aufbau und Qualität der Abdichtung haben darauf einen großen Einfluss. Einfachere Abdichtungen aus mineralischen Dichtungsschichten und Rekultivierungsschichten geringerer Mächtigkeit weisen häufig noch Durchlässigkeiten von 10 – 40 % des Niederschlags auf (ca. 75 – 300 mm/a). Erst qualitativ hochwertige Kombinationsdichtungen führen zu einer deutlichen Reduzierung des Niederschlagseintrags in den Deponiekörper, der bei Einsatz von Kunststoff-

dichtungsbahnen, aber auch Bentonitmatten oder Kapillarsperren auf wenige mm/a zurückgehen kann (ca. 0 – 10 mm/a).

Im Falle einer Befeuchtung oder Bewässerung des Deponiekörpers hängt der Sickerwasserabfluss anfänglich noch von der freien Speicherkapazität, später hauptsächlich von der Wasserzugaberate ab.

Bei diesen Angaben ist zu berücksichtigen:

- Alle Angaben sind überschlägliche Durchschnittswerte aus der Zusammenführung unterschiedlicher Auswertungen. Der standortspezifische Sickerwasserabfluss kann davon deutlich abweichen. Tägliche Abflusswerte können zudem durch Starkregeneignisse bei ungesättigten Deponien um den Faktor 3 – 5, bei gesättigten Deponien um den Faktor 1,5 – 2,5 ansteigen (EHRIG, 1989).
- Auch wenn die derzeit noch betriebenen Deponien mit einer kombinierten Oberflächenabdichtung nach Abschluss der Verfüllung abgedichtet werden, ist die Gesamtanzahl aller derart abgedichteten Deponien und Altablagerungen relativ gering. Der weitaus größere Anteil an Deponien und Altablagerungen ist nur mit einfacheren Abdeckungen (vorwiegend mineralischen Dichtungsschichten und Rekultivierungsschichten geringerer Mächtigkeit) ausgestattet, so dass dort auch langfristig mit einem kontinuierlichen Niederschlagseintrag und einem dementsprechenden Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis gerechnet werden muss.
- Die Funktionsfähigkeit auch von qualifizierten Oberflächenabdichtungen kann sich mit wachsender Ablagerungsdauer in der Deponienachsorge verändern. Beschädigungen können zu erneuter klimatischer Sickerwasserbildung führen.

4 Prozesse im Deponiekörper

Herkömmliche Deponien für unbehandelte Siedlungs- und Industrieabfälle können aufgrund der Abfallbeschaffenheit und des Wasserhaushalts als „biochemischer Reaktor“ angesehen werden. Die Kenntnis der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse im Deponiekörper ist der Schlüssel für die Ermittlung, Kontrolle und auch Reduzierung seiner Umwelteinflüsse. In den meisten Siedlungsabfalldeponien wurden organische Abfallstoffe abgelagert, so dass mikrobielle Prozesse die Abbau- und Stabilisierungsvorgänge bestimmen. Das führt zu den beiden wesentlichen Emissionen, der Deponiegasproduktion und dem Stoffaustrag über das Sickerwasser.

Es ist kaum möglich, die biologischen und chemisch-physikalischen Prozesse, die in einem Deponiekörper ablaufen, detailliert zu beschreiben. Wesentliche Ursachen hierfür sind das häufig unbekannte Gemisch der unterschiedlichsten abgelagerten Stoffen und die mangelnde Kenntnis über die Milieubedingungen, die in einer Deponie herrschen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in verschiedenen Bereichen der Deponie oft unterschiedliche Abfälle abgelagert wurden und unterschiedliche Milieubedingungen vorherrschen können, so dass die „mittleren“ Prozesse des Deponiekörpers in seiner Gesamtheit zu einem bestimmten Zeitpunkt aus einer Vielzahl von Einzelprozessen der verschiedenen Deponiebereiche bestehen. Eine gewisse „mittlere“ Situation der ablaufenden Prozesse kann anhand der Sickerwasserqualität sowie der Gasproduktion und -zusammensetzung beschrieben werden (STEGMANN, 1990).

Einen Überblick über die Vielzahl der möglichen Reaktionen und Prozesse in einer Siedlungsabfalldeponie gibt Abbildung 4.1. Das Stoffinventar einer Deponie stellt ein Spiegelbild der zum Ablagerungszeitpunkt im Wirtschaftskreislauf befindlichen Stoffe dar. Es ist daher davon auszugehen, dass sich unterschiedlichste Schadstoffgruppen in einer Siedlungsabfalldeponie befinden, z.B. persistente organische Verbindungen oder Schwermetalle.

Die Mobilität der organischen Schadstoffgruppen im Sickerwasser wird vor allem durch Sorptionsprozesse, die der Schwermetalle durch Lösungsvorgänge (z.B. Komplexbildung), Fällung (z.B. als Sulfide) und Adsorption an reaktiven Oberflächen dominiert (FÖRSTNER, 1989).

In diesem Abschnitt sollen die wesentlichen Prozesse beschrieben werden, die in einer Deponie ablaufen können. Dabei wird auf die Abbaubarkeit der abgelagerten Abfälle, auf die Einfluss-

faktoren der Abbauvorgänge und auf geochemische Prozesse, die die Hemmwirkung verschiedener Schadstoffgruppen auf die biologischen Abbauprozesse beeinflussen, eingegangen.

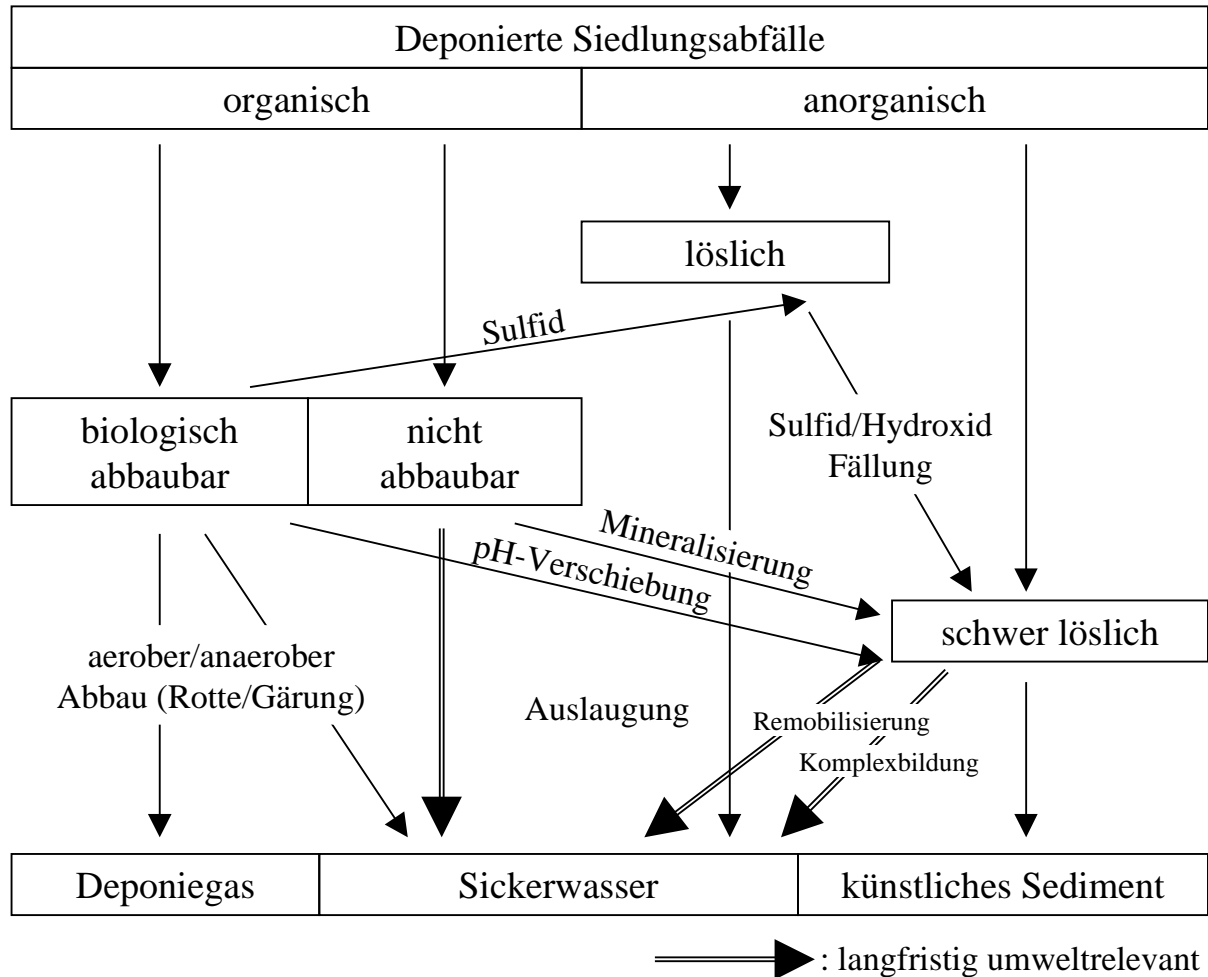


Abb. 4.1: Überblick über mögliche Reaktionen in einer Hausmülldeponie (nach ELLING, 1985)

4.1 Biochemische Abbauprozesse und Abbaubarkeit organischer Substanzen

Der biochemische Abbau organischer Substanz (Mineralisation) ist Bestandteil natürlicher Stoffkreisläufe. Der Abbau kann aerob oder anaerob sowie als Kombination beider Wege erfolgen. Aerobe Abbauprozesse treten unmittelbar nach der Ablagerung auf, bis die Abfälle überschüttet werden und die Sauerstoffzufuhr damit unterbrochen wird. Die wesentlichen biologischen Abbauprozesse laufen im Deponiekörper vorwiegend unter anaeroben Milieubedingungen, d.h. bei Abwesenheit von Luftsauerstoff, ab. Aerobe Milieubedingungen werden langfristig nach Abklingen der biologischen Abbauprozesse erwartet, sofern ein Luftzutritt in den Deponiekörper möglich ist. Ferner können aerobe Abbauprozesse durch eine gesteuerte Belüftung des Deponiekörpers bewirkt werden.

Abbaubare organische Substanz

Die Vielfalt der Stoffe organischer Herkunft kann in drei Gruppen unterteilt werden (MUDRACK et al., 1985):

- **Kohlenhydrate:** bestehen aus den Elementen Wasserstoff, Sauerstoff und Kohlenstoff (Summenformel: $C_n(H_2O)_n$).
- **Fette (Lipide):** chemische Verbindungen aus Fettsäuren und dem dreiwertigen Alkohol Glycerin (Summenformel: $C_n(H_{2n+1})COOH$). Die Aufspaltung der Esterverbindung zwischen Säure und Alkohol erfolgt durch Hydrolyse. Langkettige Fettsäuren werden durch schrittweise Abspaltung von kurzkettigen Fettsäuremolekülen wie z.B. Essigsäure abgebaut (β -Oxidation).
- **Eiweiße (Proteine):** sind in ihrem Aufbau den Fettsäuren sehr ähnlich. Neben der Säuregruppe ($-COOH$) enthalten sie zumindest noch eine alkalische NH_2 -Gruppe.

Nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1985) lassen sich organische Stoffgruppen hinsichtlich ihrer biologischen Abbaubarkeit unter aeroben Bedingungen in folgende Gruppen einteilen:

- a. leicht abbaubar:
Zucker, Stärke, Hemizellulosen, zahlreiche Proteine
- b. mittel abbaubar, d.h. über längere Zeiträume und unter bestimmten Bedingungen abbaubar:
Zellulose, Fette, Eiweißstoffe

- c. schwer abbaubar, d.h. sehr resistent gegenüber aeroben Abbauprozessen:
Lignine, Keratine
- d. nicht abbaubar, d.h. biologisch inert:
Kohle, Koks, Gummi, Leder und die meisten Kunststoffe

Die leicht abbaubaren Stoffe wie Zucker oder bestimmte Eiweiße werden von vielen Arten heterotropher Mikroorganismen sowohl aerob als auch anaerob sehr rasch metabolisiert und mineralisiert. Für die hochpolymeren aliphatischen Verbindungen wie Zellulose oder Chitin bedarf es dagegen einer Anreicherung spezieller Populationen (GRABBE, 1988).

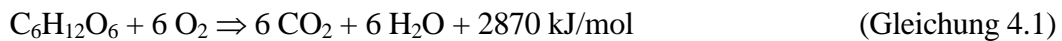
Gemeinsam mit anorganischen Bestandteilen ist in Tabelle 4.1 für die Stoffgruppen im Hausmüll ein Überblick über die Anteile und deren Abbaubarkeit aufgeführt.

Tab. 4.1: Überblick über die Abbaubarkeit von Stoffgruppen im Hausmüll (nach JÄGER, 1987 und BIDLINGMAIER, 1983)

Stoffgruppen im Hausmüll		Abbaubarkeit	Anteil (% vom Hausmüll)
Asche		keine	41
Stickstoff		keine	1
Kohlenhydrate:	Zucker	sehr leicht	2,3
	Hemizellulose	leicht	13
	Zellulose	mittelschwer	29
	Lignin u.ä.	sehr schwer	9,7
Fette, Öle, Wachse		nach Erhitzung gut	1,7
Proteine:	Mucine	sehr leicht	s.u.
	Keratine	sehr schwer	Σ 2,3
Summe			100

4.2 Aerobe Abbauprozesse

Der Abbau organischer Substanzen erfolgt ganz allgemein durch die Umsetzung energiereicher, hochmolekularer Verbindungen in niedermolekulare, energiearme Produkte. Im aeroben Milieu werden die organischen Ausgangsstoffe in einem Stoffwechselschritt bei Anwesenheit von Sauerstoff und ausreichendem Wassergehalt bis zu anorganischen Endprodukten oxidiert („veratmet“). Verläuft der Katabolismus vollständig, entstehen als Endprodukte Kohlendioxid, Wasser und mineralische Bestandteile (Mineralisierung). Ferner werden komplexe organische Strukturen (Humifizierung) und neue Biomasse aufgebaut. Zudem wird bei der Stoffumwandlung Energie freigesetzt, die teilweise von den Mikroorganismen genutzt und teilweise als Wärme abgegeben wird. Der aerobe Abbau von Glucose kann mit folgender Reaktionsgleichung beschrieben werden:



Etwa 40 % der freigesetzten Energie können durch die Mikroorganismen genutzt werden, 60 % werden als Wärme frei.

In Abhängigkeit des Ausgangsmaterials können weitere Endprodukte wie Mineralsalze, Huminstoffe oder Sulfat entstehen. Abbildung 4.2 zeigt zusammenfassend die Stoffumsetzungen beim aeroben Abbau.

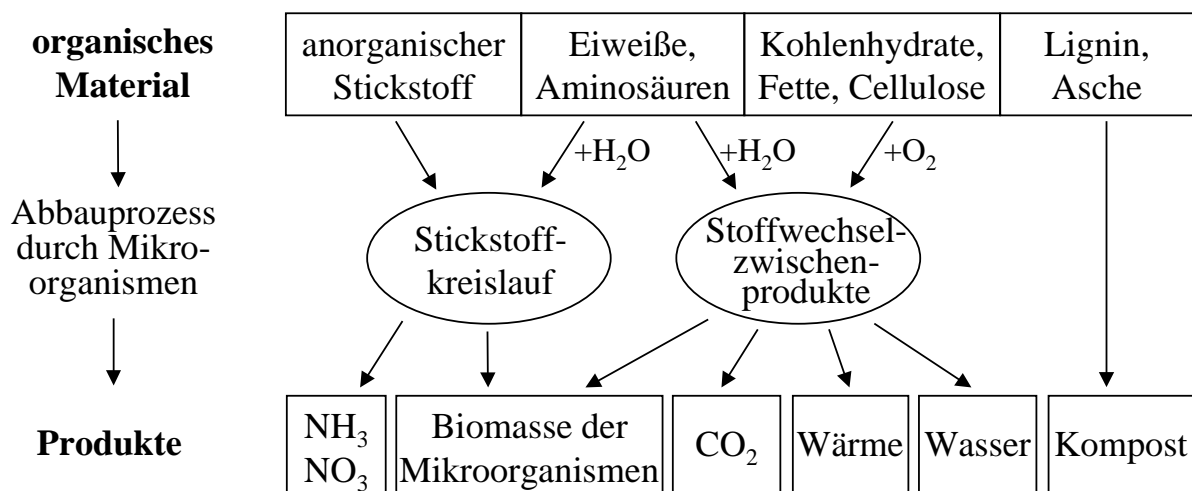


Abb. 4.2: Schematische Darstellung der Stoffumsetzungen beim aeroben Abbau (nach SCHUCHARDT, 1988)

4.2.1 Milieubedingungen der aeroben Abbauprozesse

Der Verlauf der biologischen Abbauprozesse wird von verschiedenen Randbedingungen geprägt: u.a. von den mikrobakteriellen Gruppen, den abiotischen Einflüssen wie Anwesenheit und Abwesenheit von Sauerstoff, Wasserstoff, dem pH-Wert und der Pufferkapazität, Sulfat, Nährstoffe, Hemmeinflüsse sowie Einflüssen der Temperatur und des Wassergehalts. Abbildung 4.3 gibt einen Überblick über die Wechselbeziehungen der den aeroben Abbau bestimmenden Parameter.

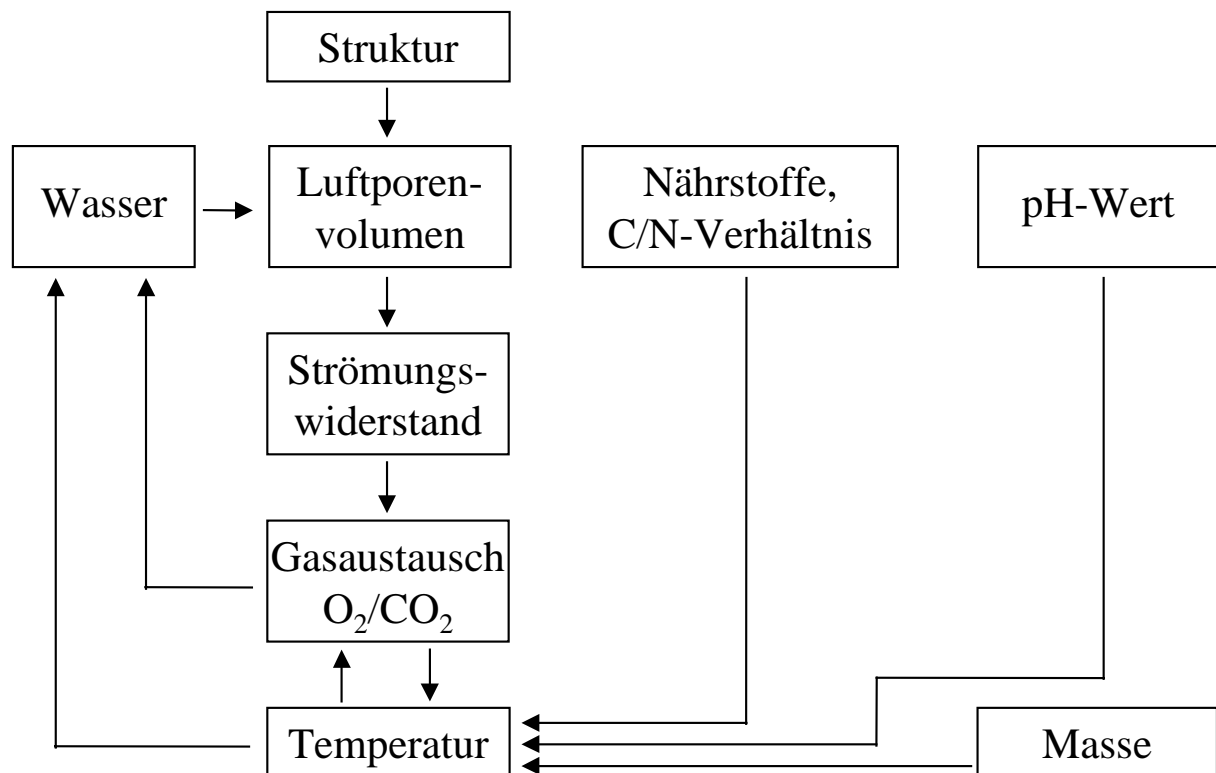


Abb. 4.3: Parameter des aeroben Abbaus und Wechselbeziehungen (nach SCHUCHARDT, 1988)

Temperatur

Von der Beschaffenheit des Ausgangsmaterials (u.a. Masse, Nährstoffe) hängt auch die Temperaturentwicklung während des Abbaus ab:

In der **mesophilen Phase** werden leichtabbaubare Substrate z.B. in Frischmüll oder Bioabfällen durch mesophile Mikroorganismen umgesetzt. Aufgrund der hohen Umsatzleistung steigt die

Temperatur auf etwa 40°C an. Durch den schnellen Abbau kann es zu einer Anreicherung organischer Säuren kommen, so dass der pH-Wert auf einen Wert unter 6 sinken kann (GOTTSCHALL, 1984).

In der **thermophilen Phase** erfolgt ein weiterer Temperaturanstieg, verbunden mit dem Absterben mesophiler und dem Wachstum thermophiler Mikroorganismen (vor allem Pilze und Actinomyceten). Die Dauer und Intensität der Wärmeentwicklung hängen vom Angebot an leichtabbaubaren Kohlenstoffverbindungen ab. Der pH-Wert steigt in dieser Phase aufgrund der mikrobiellen Verwertung der organischen Säuren allmählich an. Ist das leichtabbaubare Substrat weitgehend umgesetzt, sinkt die Temperatur wieder in den mesophilen Bereich, und es kommt zu einem Absterben und Umschichten der mikrobiellen Population.

In der **Abkühlungsphase** werden erneut mesophile Mikroorganismen gebildet, die den Abbau schwerer abbaubarer Verbindungen durchführen, u.a. Zelluloseanteile, Lignine und Lignoproteine.

In der abschließenden **Aufbauphase** erfolgt der Abbau bis zur Mineralisation; gleichzeitig werden Huminstoffe aufgebaut. Eine nahezu vollständige Umsetzung organischer Stoffe in anorganische Bestandteile ist, wenn überhaupt, nur in sehr langen Zeiträumen zu erreichen.

Wassergehalt

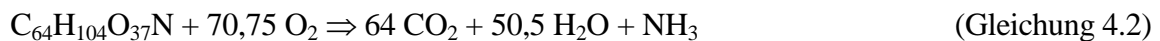
Für die mikrobiellen Umsetzungsprozesse ist Wasser als Transportmedium notwendig, da nur molekular gelöste Stoffe durch die semipermeable Zellwand aufgenommen werden können. Auf der einen Seite ist ein Mindestwassergehalt notwendig, damit die erforderliche Luftfeuchtigkeit von ca. 95 % erreicht wird und die Abfallpartikel von einem feinen Wasserfilm umgeben sind. Für aerobe biologische Abbauprozesse dürfen die Wassergehalte auf der anderen Seite nicht zu hoch werden, damit ein ausreichendes Gasporenvolumen für die Sauerstoffversorgung zur Verfügung steht und sich keine anaeroben Zonen ausbilden.

Der optimale Wassergehalt für den aeroben Abbau ist daher vom Ausgangssubstrat abhängig, beim organischen Anteil frischen Hausmülls liegt er bei etwa 50 - 55 % (SCHUCHARDT, 1988), bei älteren abgelagerten Abfällen bei etwa 35 - 40 % (HEYER et al., 1997).

Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffbedarf hängt hauptsächlich von der Mikroorganismen-tätigkeit ab, die wiederum durch das Substrat und die Milieubedingungen beeinflusst wird. Als unterer Grenzwert für eine ausreichende Sauerstoffversorgung wird bei der Kompostierung ein Sauerstoffgehalt von 5 - 10 Vol.-% in der Abluft genannt (BIDLINGMAIER, 1983).

Anhand der Zusammensetzung eines Substrates kann der theoretisch erforderliche Sauerstoffbedarf ermittelt werden. Geht man bei der chemischen Zusammensetzung des Hausmülls von der Summenformel $C_{64}H_{104}O_{37}N$ aus und wird weiter angenommen, dass kein Sauerstoff für die Nitrifikation verbraucht wird, werden nach der Reaktionsgleichung



stöchiometrisch 1,53 g O_2 pro Gramm abgebauter organischer Substanz verbraucht (KROGMANN, 1994). Für verschiedenste Substrate, die organische Verbindungen enthalten, wurden je nach Oxidationsgrad theoretische Sauerstoffverbrauchswerte von 0,6 bis 2,8 g O_2 pro Gramm abgebauter organischer Substanz ermittelt, für frischen Hausmüll z.B. 1,47 g O_2 pro Gramm abgebauter organischer Substanz. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Sauerstoff nicht zu 100 % genutzt werden kann, so dass der tatsächliche Sauerstoffbedarf stets höher liegt als der theoretische (Netto-) Bedarf.

Gasporenvolumen

Für aerobe Abbauprozesse ist ein ausreichendes Gasporenvolumen und eine ausreichende Gaswegigkeit erforderlich, um die Ausgangsprodukte (Rottegut wie Bioabfall oder Hausmüll) mit Sauerstoff zu versorgen und die entstehenden Produkte (Wasserdampf und Kohlendioxid) abzuführen. Für die Verteilung des Sauerstoffs im Rottegut ist das Verhältnis von Gasvolumen zu Wasser- und Feststoffvolumen bestimmend, wie es Abbildung 4.4 schematisch zeigt.

Für eine ausreichende Sauerstoffversorgung wird bei der Kompostierung ein Gasporenvolumen von ca. 30 % angestrebt, was bei dem inhomogenen Ausgangsmaterial häufig erst nach einer Zerkleinerung und Homogenisierung oder der Zugabe von Strukturmaterial erreicht wird (BIDLINGMAIER, 1985). Wie in Kapitel 3 bereits erläutert wurde, kann das gesamte Poren-

volumen im Deponiekörper auflastbedingt von etwa 12 – 30 % auf unter 2 Vol.-% abnehmen (BEAVEN, 1997).

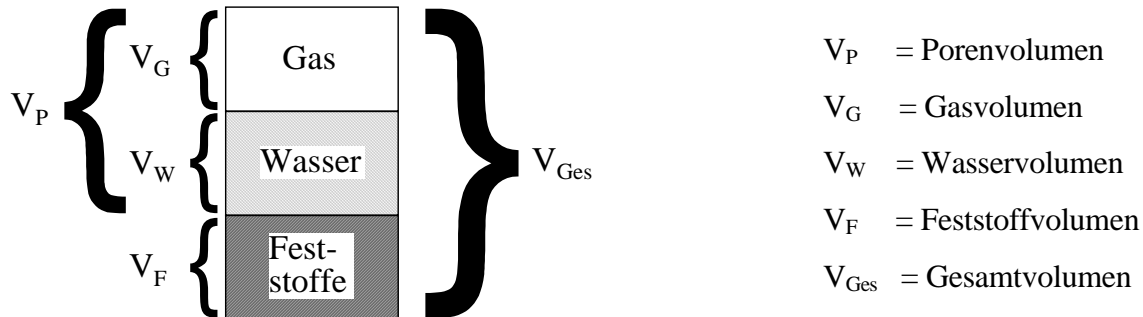


Abb. 4.4: Schematische Darstellung des Dreiphasensystems

Die geringe Gaswegigkeit verdichtet eingebauter Siedlungsabfälle und der hohe Sauerstoffbedarf sind wesentliche Gründe, dass die aeroben Abbauprozesse im herkömmlichen Deponiebetrieb schon bald nach der Ablagerung in anaerobe Abbauprozesse übergehen.

Nährstoffgehalt, Kohlenstoff, Stickstoff

Die Menge an Nährstoffen wird einerseits von der chemischen Zusammensetzung der abbauenden Mikroorganismen bestimmt, andererseits von weiteren am Stoffwechsel beteiligten Elementen. Es wird zwischen Mikro- und Makronährstoffen unterschieden. Zu den Makronährstoffen gehören Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium (GOLUEKE, 1977).

Steht Stickstoff zur Verfügung, findet ein mikrobieller Kohlenstoffabbau unabhängig vom Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N) -Verhältnis statt. Die Abbaugeschwindigkeit wird jedoch vom C/N-Verhältnis bestimmt.

Bei $C/N < 20$ erfolgt ein schneller Abbau der organischen Substanz. Der Stickstoff kann dabei nicht schnell genug von den Mikroorganismen gebunden werden und wird gasförmig als Ammoniak ausgetragen (SCHUCHARD, 1988). Ist das C/N-Verhältnis > 20 , erfolgt ein langsamerer Abbau, und es können stickstoffreiche Endprodukte gebildet werden.

Günstige C/N-Verhältnisse liegen zu Beginn des aeroben Abbaus für die meisten Abfälle bei 25 : 1 bis 30 : 1. Mit zunehmendem Fortschreiten des Abbaus fällt das C/N-Verhältnis, da der Kohlenstoff als Kohlendioxid ausgetragen wird, während der Stickstoff nach dem Absterben der Mikroorganismen wiederverwertet wird. So kann der Stickstoff in der Endphase des Abbaus an Ligningerüste (Ligno-Protein-Bildung) angelagert oder an Huminstoffen festgelegt werden, wo er mikrobiell nur schwer remobilisierbar ist (GRABBE, 1988).

pH-Wert

Alle Mikroorganismen können in einem bestimmten pH-Wert-Bereich wachsen, wobei jedoch ein pH-Wert optimal ist. Die meisten natürlichen Lebensräume haben einen pH-Wert zwischen 5 und 9, und das Optimum der meisten Mikroorganismen liegt in diesem Bereich (BROCK et al., 1991). Zu Beginn des aeroben Abbaus fällt der pH-Wert, da komplexe Kohlenstoffverbindungen durch säurebildende Bakterien zu organischen Säuren metabolisiert werden. Beim Wechsel von mesophilen zu thermophilen Temperaturen werden die organischen Säuren nur in geringem Maße abgebaut, solange sich die thermophile Bakterienflora entwickelt (BIDLINGMAIER, 1983). Im weiteren Verlauf der Rotte steigt der pH-Wert in den leicht alkalischen Bereich.

Der optimale pH-Wert liegt je nach Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation in unterschiedlichen Bereichen: für Pilze im schwach sauren Bereich, für Bakterien im neutralen bis schwach alkalischen Bereich und für Actinomyceten im schwach sauren Bereich (DE BERTOLDI et al., 1983, SCHUCHARDT, 1988).

4.2.2 Huminstoffbildung bei aeroben Abbauprozessen

Im Hinblick auf die langfristigen Prozesse im Deponiekörper und die Möglichkeiten zu ihrer Beeinflussung ist die Huminstoffbildung beim aeroben Abbau von Bedeutung. Da es sich bei Siedlungsabfalldeponien um anthropogene Ablagerungen handelt, sind die polaren höhermolekularen organischen Verbindungen eigentlich als huminstoffähnliche Verbindungen zu bezeichnen, während sich der Begriff Huminstoffe auf die biogene Herkunft bezieht. Da beide Stoffgruppen in der festen wie flüssigen Phase eine enge Verwandtschaft aufweisen, werden im Folgenden beide Stoffgruppen betrachtet.

In der fortgeschrittenen aeroben Abbauphase kommt es zur verstärkten Bildung von Huminstoffen und huminstoffähnlichen Verbindungen, die für das Ablagerungsverhalten von Abfällen eine große Bedeutung haben: Huminstoffe erreichen teilweise eine hohe Stabilität und besitzen ein hohes Komplexierungsvermögen für Schwermetalle und eine Reihe von organischen Schadstoffen (SPILLMANN, 1986). Demzufolge sind bestimmte Huminstoffe in der Lage, Schadstoffe im Deponiekörper zu fixieren.

Im Gegensatz zur Mineralisierung findet bei der Humifizierung keine Zersetzung, sondern eine Synthese von Zwischenprodukten des aeroben Abbaus zu komplex aufgebauten Polymerisaten, den Huminstoffen statt. Die genauen Synthesewege zu diesen Polymerisaten sind z.T. nur lückenhaft bekannt; dennoch scheint gesichert, dass ein langsam verlaufender Abbau organischer Substanz sowie ein Wechsel anaerober und aerober Bedingungen die Bildung von Huminstoffen begünstigen (HANERT, 1991).

Obwohl Huminstoffe eine schwer zu systematisierende Stoffgruppe bilden, werden sie nach ihrer Säure- und Laugelöslichkeit in drei Gruppen eingeteilt (GRÜNEKLEE, 1993, CERNAY, 1994):

- Fulvosäuren: gelb- bis gelbbraune Farbe, löslich in Säuren und Laugen
- Huminsäuren: bräunliche Färbung, nur in Laugen löslich
- Humine: nahezu schwarz, in Säuren und Laugen unlöslich

Humine weisen den höchsten, Fulvosäuren den geringsten Polymerisationsgrad auf. Eine schematische Grundstruktur von Huminstoffen zeigt Abbildung 4.5.

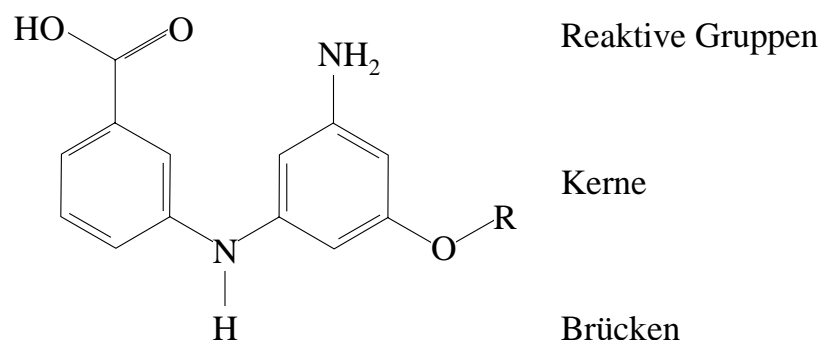


Abb. 4.5: Schematische Struktur von Huminstoffen (CERNAY, 1994)

Die reaktiven Gruppen wie die Carbonsäure- und Aminfunktion sind sowohl für das Bindungsvermögen gegenüber Schadstoffen als auch für die Polymerisation zu komplexeren Strukturen verantwortlich. Bei der Polymerisation werden die reaktiven Gruppen in Brücken zwischen den Bausteinen umgewandelt. Dadurch geht ein Teil des großen Komplexierungsvermögens für Schadstoffe verloren, gleichzeitig nimmt die Wasserlöslichkeit ab. Die Bildung der hochmolekularen und wasserunlöslichen Huminstoffe bewirkt die Festlegung; an niedermolekulare Fulvosäuren gebunden sind z.B. Schwermetalle sehr mobil (CERNAY, 1994). Eine Übersicht der Eigenschaften der verschiedenen Huminstoffe gibt Tabelle 4.2.

Tab. 4.2: Qualitativer Vergleich zwischen den Eigenschaften verschiedener Huminstoffe (CERNAY, 1994)

Huminstoffgruppe	Molekulargewicht	Bindungsvermögen für Schadstoffe	Wasserlöslichkeit	Stabilität gegenüber Abbau
Fulvosäuren	gering	extrem hoch	hoch	gering
Huminsäuren	mittel	sehr hoch	mittel	mittel
Humine	hoch	hoch	gering	hoch

Die Stabilität hochmolekularer Humine gegenüber mikrobiologischem Abbau wird als hoch bezeichnet, die Haltbarkeit von einigen Huminstofffraktionen wird mit einigen tausend Jahren angegeben (HANERT, 1991, GRÜNEKLEE, 1993). Zur Bildung derart stabiler Huminstoffe wird bei biologischen Abfallbehandlungsverfahren eine Rottedauer von mindestens einem halben Jahr bis zu sechzehn Monaten für erforderlich gehalten (SPILLMANN, 1995, HENSSEN, 1992). Für die langfristig emissionsarme Deponie ist neben dem biologischen Abbau organischer Substanz (Mineralisierung) der Huminstoffaufbau zumindest von gleicher Bedeutung.

4.3 Anaerobe Abbauvorgänge

Die wesentlichen Abbauprozesse im Deponiekörper vollziehen sich über die Zeit gesehen unter anaeroben Milieubedingungen. Der vollständige anaerobe Abbau organischer Substanz erfolgt im Gegensatz zu den aeroben Abbauprozessen in vier Reaktionsschritten, an denen unterschiedliche Organismengruppen beteiligt sind.

Abbildung 4.6 zeigt die Zusammenhänge zwischen den organischen Ausgangsverbindungen, den beteiligten Mikroorganismen und den Abbauprodukten bis zum Methan und Kohlendioxid.

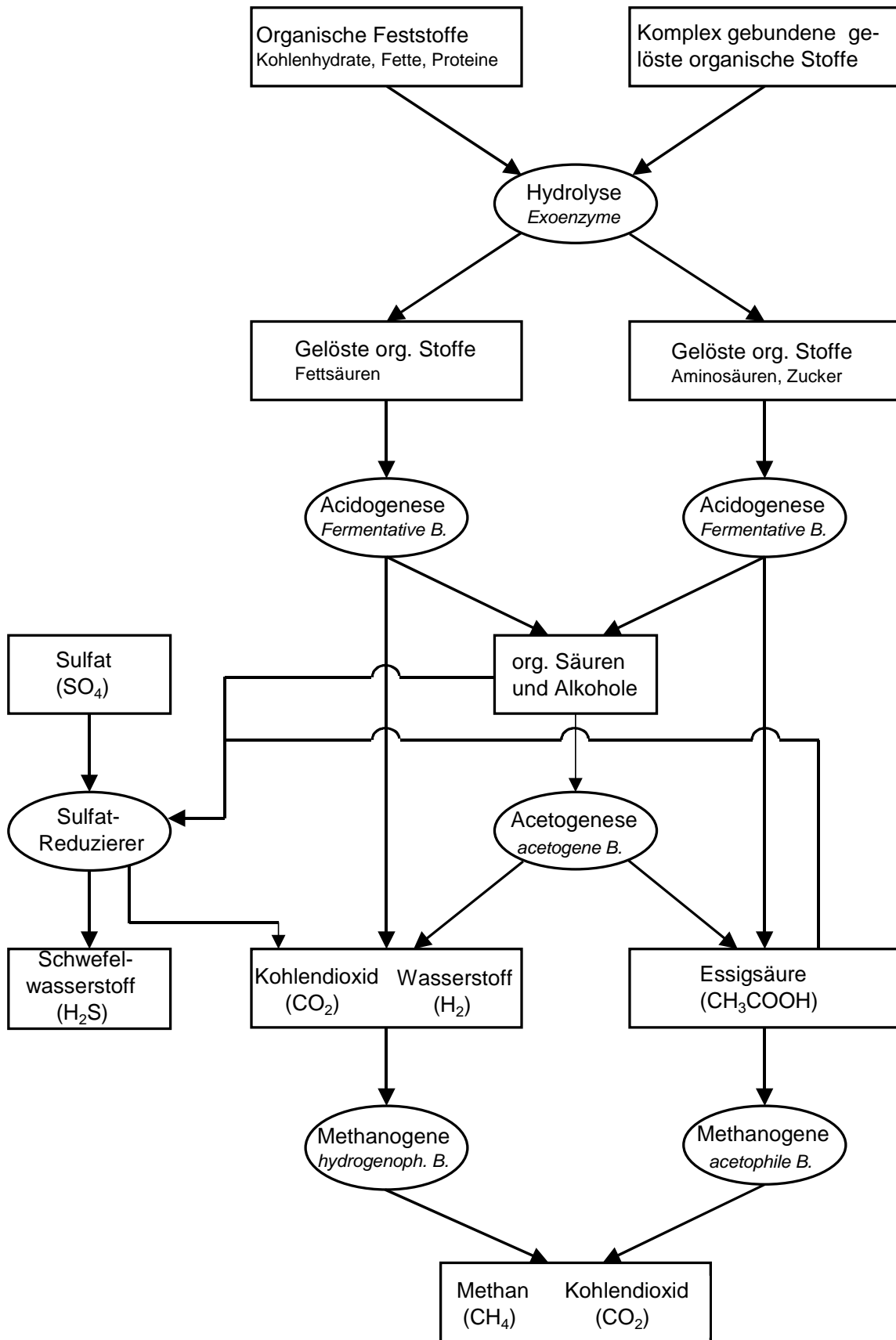


Abb. 4.6: Substrate und Bakteriengruppen des anaeroben Abbaus

Eine Vielzahl organischer Ausgangssubstrate liegt in hochmolekularer Form vor, sei es als Feststoff oder komplex gebundene gelöste Verbindung. Im ersten Schritt der Hydrolyse erfolgt durch Wassereinlagerung die Aufspaltung in kleinere, wasserlösliche Einheiten (Mono- und Oligomere) durch Exoenzyme, so z.B. (KLASS, 1984):

- Polysaccharide zu Oligosacchariden, Monosacchariden
- Proteine zu Aminosäuren, Peptiden
- Triglycerine zu Fettsäuren, Glycerin
- Nukleinsäuren zu stickstoffhaltigen Heterozyklen, Ribose, anorganischen Phosphaten

Für ungelöst vorliegende Polymere stellt die Hydrolyse häufig den limitierenden Schritt dar.

Die gelösten organischen Stoffe werden anschließend im acidogenen Schritt durch fermentative, fakultativ anaerobe Bakterien aufgenommen und umgesetzt. Wie die hydrolysierenden Bakterien bilden sie eine sehr heterogene Bakteriengruppe. Die Saccharide werden in der Acidogenese über Pyruvat zu Acetat, höheren Fettsäuren, Kohlendioxid und Wasserstoff abgebaut, Aminosäuren und Glycerin werden u.a. über die Glycolyse zu den gleichen Produkten umgesetzt.

Die Zusammensetzung der Abbauprodukte wird durch die Konzentration des gebildeten Wasserstoffs und den pH-Wert bestimmt. Bei hohem Wasserstoff-Partialdruck werden vorwiegend organische Säuren und Alkohole gebildet: Ethanol, Propionsäure, Buttersäure, Milchsäure und Bernsteinsäure. Bei niedrigen pH-Werten werden vorwiegend Essigsäure, Kohlendioxid und Wasserstoff gebildet (KOEPP-BANK, 1989).

Im dritten Schritt bauen die acetogenen Bakterien, fakultative und obligate Anaerobier, diese Zwischenprodukte zu Wasserstoff, Kohlendioxid und Essigsäure ab. Diese Reaktionen laufen aus thermodynamischen Gründen nur bei geringen Wasserstoff-Partialdrücken ab, so dass diese Organismengruppe in enger Symbiose mit Wasserstoff-verwertenden Mikroorganismen, Methanbakterien und Desulfurikanten auftritt. Die Desulfurikanten, die Sulfat zu Schwefelwasserstoff reduzieren, können auch in Konkurrenz zu den acetogenen und methanogenen Bakterien treten.

Der letzte Abbauschritt (Methanogenese) erfolgt durch obligat anaerobe Methanbildner, die sehr substratspezifisch sind. Neben Essigsäure, Wasserstoff und Kohlendioxid können sie lediglich noch Kohlenmonoxid, Ameisensäure, Methanol und Methylamin verwerten.

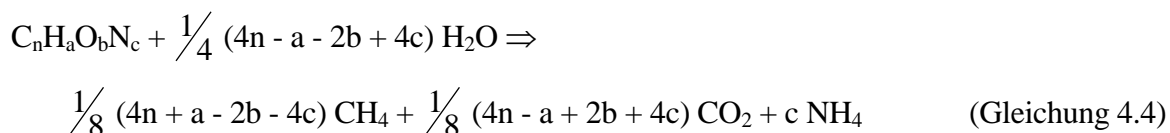
Der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist die Phase der Methanbildung aus Essigsäure (MÄRKL et al., 1983). Obwohl die Methanbildung aus Acetat energetisch am ungünstigsten ist, werden etwa 70 % des Methans aus Acetat und nur etwa 30 % aus Wasserstoff und Kohlendioxid gebildet. Ursache hierfür ist das begrenzte Substratangebot an Wasserstoff an natürlichen Standorten (MUDRACK et al., 1985).

Vereinfacht kann der anaerobe Abbau der Glucose mit folgender Gleichung beschrieben werden (MAURER et al., 1982):



Der Energiegewinn aus anaeroben Abbauprozessen ist deutlich geringer als beim aeroben Abbau, entsprechend niedriger sind auch Wachstumsgeschwindigkeit und Ertragskoeffizient der Anaerobier. Die Generationszeit für Bakterien der acidogenen Phase wird von SAAKE (1986) mit bis zu zwei Tagen angegeben und für die Bakteriengruppen der acetogenen und methanogenen Phase mit bis zu zehn Tagen. Für den Biomasseertrag nennt er einen Bereich von 0,05 - 0,23 goTS/gCSB.

Die Verteilung der Endprodukte des anaeroben Abbaus, Methan und Kohlendioxid, ist vom Ausgangssubstrat abhängig. Die theoretische Konzentrationsverteilung kann folgendermaßen abgeschätzt werden (BUSWELL et al., 1933):



Aufgrund der höheren Löslichkeit von Kohlendioxid in Wasser ergibt sich in der Praxis häufig ein höherer Methananteil im erfassten Biogas bzw. Deponiegas.

4.3.1 Milieubedingungen der anaeroben Abbauprozesse in Deponien

Die vollständige anaerobe Umsetzung organischer Substanz zu Methan und Kohlendioxid erfolgt nur, wenn sich ein Gleichgewicht zwischen den Abbauschritten eingestellt hat. In einem einstufigen Anaerobreaktor oder einer Deponie laufen diese Schritte dann parallel nebeneinander ab.

Störungen des Gleichgewichts können vor allem durch die Hemmung eines nachfolgenden Abbauschritts, besonders der acetogenen und methanogenen Phase, hervorgerufen werden. Der dabei entstehende Nährstoffüberschuss kann zur Veränderung einzelner Parameter wie dem pH-Wert führen, so dass die Milieubedingungen der nachfolgenden Abbauschritte wiederum gestört werden. Das kann zu einer anhaltenden Beeinträchtigung des Prozesses führen. Wesentliche Einflussfaktoren, welche den anaeroben Abbau in Deponien bestimmen, werden im folgenden diskutiert.

Wassergehalt

Herkömmliche Deponien können als Bioreaktor mit hohem Feststoffgehalt betrachtet werden. Die Abfälle, das Substrat, unterliegen keiner Umwälzung oder Durchmischung, so dass der Nährstofftransport ausschließlich über die wässrige Phase erfolgt. Nach einer Literaturlauswertung von EHRIG (1980) ist ein Wassergehalt von mindestens 20 Gew.-% (der Feuchtmasse) notwendig, damit anaerobe Abbauprozesse und eine Gasbildung ablaufen. Mit zunehmendem Wassergehalt steigt bei frischen Abfällen die Gasproduktionsrate kontinuierlich an, bis die Feldkapazität bei etwa 50 - 60 % Wassergehalt erreicht ist. Auch darüber hinaus ist eine Gasproduktion festzustellen.

Im BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“ sind neun Abschnitte mehrerer Deponiestandorte in den alten Bundesländern näher untersucht worden. Sie wiesen Ablagerungszeiträume von wenigen Monaten bis zu 33 Jahren auf (WIRTZ et al., 1997). An 89 klassierten Abfallproben der Fraktion < 20 mm, die durch Bohrungen in den Deponiekörper gewonnen wurden, sind Wassergehaltsbestimmungen durchgeführt worden. Bei 90 % der Proben betrug der Wassergehalt mindestens 25 % (der Feuchtmasse), der Mittelwert lag bei 33 %. Zum Teil lagen die tatsächlichen Wassergehalte im Deponiekörper aufgrund lokal begrenzter Sickerwassereinstaubereiche deutlich über der Feldkapazität. Insgesamt wurde eine ausreichende Eigenfeuchte der

abgelagerten Abfälle für die anaeroben Abbauprozesse festgestellt, wobei die geringeren Wassergehalte verzögerte Abbauprozesse zur Folge hatten..

Temperatur

Die überwiegende Anzahl der Methanbakterien hat ihr Temperaturoptimum im mesophilen Bereich bei 30 - 40°C, einige Spezies im thermophilen Bereich bei etwa 55°C. Auch im psychrophilen Temperaturbereich unter 20°C erfolgt noch ein vollständiger Stoffumsatz, der allerdings verlangsamt abläuft. Für versäuernde Bakterien wird das Temperaturoptimum mit 30°C angegeben (MUDRACK et al., 1991).

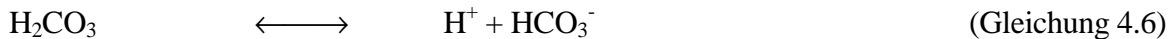
Wie die Wassergehalte streuen in Deponien auch die Temperaturen in weiten Bereichen. So zeigten Temperaturmessungen von RAMKE (1991) an einer Deponiebasis eine Spanne von 12,5 bis 40°C. Bei Bohrungen in einem Deponiekörper von 60 m Höhe konnten selbst in älteren Ablagerungsschichten (Alter bis 55 Jahre) Temperaturmaxima bis 75°C festgestellt werden (REUTER et al., 1993). Derart hohe Temperaturen lassen sich z.T. durch exotherme Reaktionen in Verbindung mit einem Wärmestau infolge unzureichenden Wärmetransports und der selbst-isolierenden Wirkung des Deponiekörpers erklären.

Bei den Beprobungen mehrerer Deponieabschnitte wurden von WIRTZ et al. (1997) Temperaturen von 18 bis 55°C bei einem Mittelwert von 35°C ermittelt. In Einzelfällen war eine Zunahme der Temperatur über die Tiefe feststellbar. Eine Wechselwirkung zwischen Temperatur und biochemischer Aktivität konnte nur indirekt ermittelt werden, da die höchsten Temperaturen bei jüngeren Deponieabschnitten auftraten.

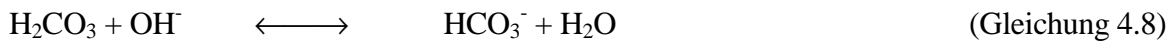
pH-Wert und Pufferung des Systems

Während der optimale pH-Bereich der versäuernden Bakterien bei 5,3 - 6,3 liegt (MUDRACK et al., 1991), wird er für die methanogenen Bakterien mit 6,7 - 7,4 angegeben (KOSTER, 1988). Der pH-Wert wird im Mikromilieu eines Deponiekörpers von der biologischen Aktivität, z.B. dem Essigsäureabbau, der Produktion an organischen Säuren und der Säurepufferkapazität bestimmt. Letztere entsteht im Wesentlichen aus der Pufferwirkung des Hydrogenkarbonats, des Ammoniums und der niederen Fettsäuren (MENNERICH, 1988). Folgende Gleichgewichtsreaktionen stellen sich ein (BRAUN, 1982):

- CO_2 - HCO_3^- -Puffer im pH-Bereich von 6,5 - 7,5:



- Ammoniak-Puffer im Bereich von 6,5 - 8,0:



Die Pufferkapazität des Substrates wird als Alkalität in mg CaCO_3/l bestimmt. Ein ausreichender Säurepuffer gleicht pH-Schwankungen im System aus. Als ausreichend wird eine Alkalität von ≥ 2.000 mg CaCO_3/l angegeben (FARQUHAR et al., 1973). Von STEGMANN (1978) wird ein Verhältnis von organischen Säuren zu Alkalität $\leq 0,8$ genannt, damit eine stabile Methangärung gewährleistet ist.

Von EHRIG (1980) wird ein pH-Bereich im Sickerwasser von Hausmülldeponien aus den siebziger Jahren von 4,5 - 9,0 angegeben. In Deponieabschnitten, in denen die ersten drei anaeroben Abbauschritte dominieren, sind saure pH-Werte zu erwarten. Nach Etablierung des vollständigen anaeroben Abbaus steigen die pH-Werte in den neutralen bis leicht alkalischen Bereich. So wurden von WIRTZ et al. (1997) in den Sicker- und Bohrlochwässern älterer Deponiebereiche pH-Werte zwischen 7,1 und 8,0 gemessen.

Niedere Fettsäuren (Carbonsäuren)

Als Zwischenprodukte des anaeroben Abbaus treten in der acidogenen Stufe niedere Fettsäuren auf, hauptsächlich Ameisensäure, Essigsäure, Propionsäure, Buttersäure, Valeriansäure und Capronsäure.

Störungen der Methangärung können zu einer Anreicherung der Carbonsäuren und zu einer Beeinträchtigung der acetogenen und methanogenen Bakterienaktivität führen. Von SPENDLIN (1991) werden nach einer Literaturlauswertung unterschiedliche Bereiche an Carbonsäurekonzentrationen genannt, die sich hemmend bzw. toxisch auf die Methanbildung auswirken. Die Konzentrationen liegen bei 2.000 - 15.000 mg/l, angegeben als Essigsäureäquivalent. Er weist allerdings auf die eingeschränkte Aussagekraft der absoluten Konzentrationen hin, da außerdem

deren Zusammensetzung, besonders die Hemmwirkung des undissoziierten Anteils, und weitere Randbedingungen wie der pH-Wert und die Pufferkapazität die hemmende Wirkung beeinflussen.

Nähr- und Spurenstoffe

Aufgrund des geringen Wachstumsertrages anaerober Mikroorganismen werden nur geringe Mengen an Nähr- und Spurenstoffen verbraucht. Die trockene Bakterienmasse setzt sich in etwa zusammen aus (KOSTER, 1988):

- 42 % Kohlenstoff
- 11,3 % Wasserstoff
- 6,3 % Stickstoff
- 1,7 % Phosphor
- 1,0 % Schwefel
- 1,6 % Natrium
- 1,0 % Kalium
- Spuren aus Magnesium, Calcium, Eisen, Zink, Nickel, Kobalt, Molybdän und Mangan

Das Nährstoffverhältnis (CSB : N : P) sollte für noch nicht versäuertes Sickerwasser bei 350 : 5 : 1 liegen. Im Sickerwasser von Hausmülldeponien sind diese Verbindungen in den ersten Jahren nach der Ablagerung in der Regel in ausreichendem Maße vorhanden.

Redoxpotenzial

Methanbakterien benötigen zum Wachstum ein Redoxpotenzial von $\leq -330\text{mV}$. Das Optimum liegt bei einem Redoxpotenzial von -530 mV (BRAUN, 1982). Die Änderung des Redoxpotenzials vom positiven in den negativen Bereich unmittelbar zu Ablagerungsbeginn wird durch die Sauerstoffelimination sowie durch die Bildung von Metaboliten der aeroben und fakultativ anaeroben Bakterien erreicht.

Bei der Beprobung von Sicker- und Bohrlochwässern verschiedener Deponieabschnitte im BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“ wurden Redoxpotenziale zwischen -100 mV und -265 mV gemessen. Die betragsmäßig höheren Werte wurden in Bohrlochwässern jüngerer

Deponieabschnitte gemessen. Ein Anstieg der Redoxpotenziale auf -100 mV war bei Bohrlochwässern festzustellen, die aus mehr als 30 Jahre alten Deponieabschnitte stammen (WIRTZ et al., 1997).

Sauerstoff

In der Literatur wird häufig darauf hingewiesen, dass Methanbakterien, gerade bei Untersuchungen an Reinkulturen, äußerst empfindlich auf Sauerstoff reagieren (PRÄVE et al., 1984, SAHM, 1981) oder sogar abgetötet werden können (SCHLEGEL, 1985).

Für Deponien und andere natürliche Standorte sind diese Aussagen nur eingeschränkt gültig. Methanbakterien kommen an solchen Orten niemals isoliert, sondern stets in Mischkulturen mit weiteren Bakteriengruppen vor, die sich aus fakultativ anaeroben Spezies zusammensetzen. Daher wird Sauerstoff, soweit er überhaupt in das System eindringt, von den fakultativ aeroben bzw. anaeroben Bakterien veratmet. Der Sauerstoffgehalt wird so niedrig gehalten und kann auch über längere Zeiträume von den Mischkulturen toleriert werden.

Weitere Untersuchungen zeigen, dass sogar Reinkulturen an Methanbakterien gewisse Sauerstoffkonzentrationen tolerieren können. KIENER et al. (1992) stellten fest, dass die Überlebensrate aus Faulschlamm isolierter Methanbakterien bei annähernd 100 % lag, nachdem sie 10 bis 30 Stunden lang Sauerstoff ausgesetzt waren. Bis zu einem kritischen Zeitraum an Sauerstoffkontakt zeigten sich keine bzw. keine irreversiblen Auswirkungen auf die Methanbildung.

Sulfatgehalt

Die sulfatreduzierenden Bakterien stehen in unmittelbarer Konkurrenz zu den methanogenen Organismen, da sie zur Sulfatreduktion ebenfalls Wasserstoff und Acetat nutzen (siehe Abbildung 4.6). Ihr Energiegewinn ist dabei höher als der ihrer Konkurrenten. Bei Anwesenheit von Sulfat im Deponiesickerwasser ist daher eine Behinderung der Methanproduktion zu erwarten. Ferner übt der von den Desulfurikanten freigesetzte Schwefelwasserstoff eine Hemmwirkung aus. Ab ca. 40 mg/l an undissoziiertem Schwefelwasserstoff im Milieu wurde von KARHARDAR et al. (1988) bereits eine Verminderung der Methanbildung festgestellt. Acetogene Bakterien werden von Schwefelwasserstoff weniger beeinträchtigt.

4.3.2 Hemmstoffe und hemmende Prozesse des anaeroben Abbaus

Neben den bereits genannten gibt es eine Vielzahl weiterer Substanzen, die den anaeroben Stoffwechsel hemmen können. Zu nennen sind u.a. Salze, Kohlendioxid, Schwermetalle und organische Schadstoffe.

Kohlendioxid und Salze

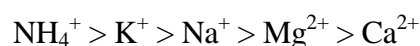
Das anaerob produzierte Kohlendioxid kann hemmend auf die Umsetzung von Essigsäure wirken, während die Umsetzung von Glucose und anderen niederen Fettsäuren kaum beeinträchtigt wird. Zu Ablagerungsbeginn treten in Deponien Kohlendioxidgehalte bis zu 90 Vol.-% auf. Von HANSSON et al. (1981) wurden bei solchen Partialdrücken Reduzierungen des Essigsäureumsatzes von bis zu 70 % festgestellt, so dass von einer zeitweisen Beeinträchtigung der Methanproduktion aus Essigsäure in Deponien auszugehen ist.

Siedlungsabfälle und Sickerwässer können beträchtliche Mengen an anorganischen Salzen enthalten. In geringen Konzentrationen können sie den anaeroben Abbau stimulieren, bei höheren Konzentrationen sind von MCCARTY et al. (1961) deutliche Hemmwirkungen festgestellt worden (Tab. 4.3).

Tab. 4.3: Auswirkungen von Ionenkonzentrationen auf die Methanproduktion (nach MCCARTY et al., 1961)

Kation	Stimulierender Effekt	Einsetzende Hemmung	Ausgeprägte Hemmung
	Konzentration [mg/l]	Konzentration [mg/l]	Konzentration [mg/l]
Ammonium NH ₄ ⁺	50 - 200	1.500 - 3.000	> 3.000
Magnesium Mg ²⁺	75 - 150	1.000 - 1.500	3.000
Calcium Ca ²⁺	100 - 200	2.500 - 4.500	8.000
Natrium Na ⁺	100 - 200	3.500 - 5.500	8.000
Kalium K ⁺	200 - 400	2.500 - 4.500	12.000

Abweichend wird von EHRIG (1980) die Giftigkeit in der Reihenfolge beschrieben:



Die Konzentrationsangaben lassen sich ohnehin nur bedingt auf Deponieverhältnisse übertragen, da dort Adaptionsmechanismen sowie synergistische und antagonistische Effekte wirksam werden können.

Die Hemmung durch Ammonium ist im wesentlichen auf das nicht dissoziierte Ammoniak, dessen Anteil mit steigenden pH-Werten zunimmt, zurückzuführen. Bei Untersuchungen zur Sickerwasserreinigung wurde von MENNERICH (1988) festgestellt, dass bei NH_3 -Konzentrationen $< 100 \text{ mg/l}$ keine Hemmungswirkungen auftraten; höhere Gehalte bewirkten eine verzögerte Adaption und ein späteres Einsetzen der Gasbildung.

Schwermetalle

Die Schwermetalle liegen im Abfall zunächst in fester Form vor und verteilen sich auf fünf Hauptbindungsformen (FÖRSTNER, 1989):

- adsorptive Bindung an feinkörnigen Komponenten
- Ausfällung als Einzelverbindung
- Mitfällung an Eisen- und Manganoxiden bzw. Carbonat-, Sulfid- und Phosphatmineralien
- Bindung an organischen Feststoffphasen
- Fixierung in chemisch inerten Bindungsformen (z.B. Schwermineralien)

Schwermetalle wirken nur in gelöster Form hemmend auf die Methangärung. Das Mobilisierungsverhalten von Schwermetallen kann im Deponiekörper durch folgende Prozesse beeinflusst werden:

- Wechsel von reduzierenden zu oxidierenden Milieubedingungen, die durch das Redoxpotenzial beschrieben werden. Letzteres ist für die Löslichkeit von Metallen von entscheidender Bedeutung. Eine Veränderung des Redoxpotenzials zu positiven Werten hat für viele Schwermetalle wie Blei, Kupfer, Nickel, Zink, Cadmium oder Chrom eine ansteigende Mobilität zur Folge (FÖRSTNER et al., 1989).
- Veränderung des pH-Werts, Anstieg durch die Belüftungsmaßnahmen oder Absinken bei Erschöpfung der Pufferkapazität, z.B. infolge sauren Regens.
- Biologische Aktivität kann die unmittelbare Lösung von Schwermetallen bewirken, z.B. bei der biochemischen Oxidation von Metallsulfiden.

- Ansteigende Salzgehalte in der Wasserphase können zum einen die Sorptionsplätze für Schwermetalle auf der Feststoffoberfläche reduzieren; zum anderen ist die Bildung löslicher Chlorokomplexe möglich. Beide Effekte führen zur Mobilisierung von Schwermetallen.
- Die Anwesenheit natürlicher (z.B. Humin- und Fulvosäuren) und synthetischer (EDTA als Bestandteil von Seifen, Kosmetika und Waschmitteln) Komplexbildner führt ebenfalls zu erhöhter Mobilität (KRUSE, 1994).

Die drei letztgenannten Einflüsse verlieren mit zunehmendem Deponiealter an Bedeutung, da die biologischen Abbauprozesse weitgehend abgeklungen sind, wenn ggf. eine allmähliche Aerobisierung einsetzt. Bei Deponien in der Nachsorgephase sind es demnach das Redoxpotenzial und der pH-Wert, die das Mobilisierungsverhalten bestimmen.

In einer Literaturobwertung von BRAUN (1982) sind weite Bereiche toxischer Grenzkonzentrationen angegeben (Tabelle 4.4). Möglicherweise sind sie auf abweichende Milieubedingungen wie pH-Werte oder den Schwefelwasserstoffgehalt zurückzuführen. Durch die Sulfatreduktion, die parallel zum anaeroben Abbau abläuft, werden Metalle als Sulfide oder Carbonate ausgefällt bzw. durch Komplexbildung festgelegt. Bis auf Chrom bilden so alle Schwermetalle schwer lösliche Sulfide.

Tab. 4.4: Hemmende bzw. toxische Schwermetallkonzentrationen bei der Klärschlammfäulung (nach BRAUN, 1982)

Element	Hemmende bzw. toxische Konzentration [mg/l]
Eisen	9.800
Zink	111 - 4.300
Chrom	200 - 2.100
Kupfer	89 - 1.200
Nickel	62 - 1.000
Blei	650
Cadmium	73 - 290

Organische Schadstoffe

Des Weiteren können organische Schadstoffverbindungen zu einer Beeinflussung von biologischen Abbauprozessen im Deponiekörper beitragen. Der Gehalt an organisch gebundenen Halogenen (überwiegend Chlor) wurde bei Siedlungsabfällen der siebziger und achtziger Jahre z.B. zu 2.400 mg org.Cl/kg (EHRIG, 1987) bis zu 5.000 mg org.Cl/kg (GREINER, 1985) bestimmt.

Die Mobilität organischer Schadstoffe wird vor allem durch Sorptionsvorgängen an der Feststoffoberfläche bestimmt, die von der Art der funktionellen Gruppe, der Form und Größe des Moleküls sowie der Ladung (soweit vorhanden) abhängt. Von FÖRSTNER et al. (1989) wurde eine Einteilung in vier Stoffgruppen vorgenommen:

- Kationische und basische Substanzen (z.B. Herbizide), die an negativ geladene Feststoffpartikel stark oder sogar irreversibel gebunden werden.
- Als Säure wirkende Substanzen (z.B. Chlorphenole), die durch die negative Ladung von Mineralien und organischem Material abgestoßen werden. Die relativ geringen Sorptionsraten werden durch den pH-Wert beeinflusst.
- Nichtpolare, flüchtige Substanzen (z.B. Toluol, Tetrachlorethen), die nur in geringem Maße mit den Feststoffpartikeln reagieren und schwache hydrophobe Bindungen eingehen.
- Nichtpolare, nichtflüchtige organische Verbindungen (z.B. Hexachlorcyclohexan HCH oder DDT), die relativ starke hydrophobe Bindungskräfte an Feststoffpartikel aufweisen. Sie steigen mit abnehmender Wasserlöslichkeit der Substanz. Die Sorptionskapazität dieser Stoffe ist sowohl vom organischen Gehalt der Abfallfeststoffmatrix als auch der Fettlöslichkeit der Verbindung abhängig.

Die Belastung an mobilisierbaren organischen Schadstoffen in die Wasserphase wird meistens als Summenparameter AOX (halogenierte organische Kohlenwasserstoffe) angegeben.

Von Kruse (1991) wurde das Verhalten ausgewählter organischer Schadstoffe untersucht. Abfallproben wurden u.a. mit Chlorphenolen in einem Maße kontaminiert, die weit über durchschnittlichen Belastungen von Siedlungsabfällen lag (200 – 600 mg/kgTS an Dichlorphenol und Tetrachlorphenol). Eine signifikante Hemmung der biologischen Abbauprozesse konnte trotzdem nicht festgestellt werden. Es trat eine reduktive Dechlorierung dieser Schadstoffverbindungen auf.

Auch bei einer beträchtlichen Dotierung von Tetrachlorbenzol (800 mg/kgTS) ließ sich keine Hemmung der biologischen Prozesse erkennen. Es ergaben sich keine Hinweise auf biochemische Dechlorierungsprozesse, was auf eine ausgeprägte Immobilität dieser Verbindung hindeutet.

Weiterhin wurde von KRUSE (1991) Lindan, γ -Hexachlorcyclohexan (HCH), eine aliphatische, zyklische chlorierte Kohlenwasserstoffverbindung, die u.a. als Insektizid Verwendung fand, zugegeben (500 mg/kgTS). Die Lindanzugabe führte zu verzögerten Prozessen in der anaeroben Abbaukinetik, was als Hemmungserscheinung auf die methanbildenden Bakterien gedeutet wurde.

Auch von POLLER (1990) wurde die Hemmwirkung organischer Schadstoffe (LCKW/FCKW) auf die Methanbildung untersucht. Bei Zugabe der organischen Schadstoffe verlängerte sich die Versäuerungsphase, und erst nachdem die leichtflüchtigen LCKW/FCKW über den Gaspfad emittiert worden waren, setzte die eigentliche intensive Methanbildung ein.

Untersuchungen von DEIPSER (1991) zeigten, dass leichtflüchtige organische Schadstoffe wie LCKW/FCKW vornehmlich mit Spraydosen, Altkühlgeräten und PUR-Schaumstoffen in den Abfall gelangten. Die Bestimmung der LCKW/FCKW-Gehalte in frischem Hausmüll wie die Bilanzierung von Gas- und Sickerwasseremissionen wiesen auf Größenordnungen bis zu 10 mg/kg im Hausmüll hin. Die Verbindungen werden hauptsächlich in der ersten Phase der Ablagerung freigesetzt. Bei der erwähnten Größenordnung des Schadstoffeintrags wird auf den meisten Deponien keine signifikante Hemmung der anaeroben Abbauprozesse und der entsprechenden Deponiegasproduktion durch LCKW/FCKW festgestellt.

5 Emissionsverhalten von Deponien

Von einer in Betrieb befindlichen Deponie gehen folgende Emissionen aus:

- Deponiegas
- Sickerwasser
- Oberflächenwasser, ggf. belastet
- Staub, Geruch, Lärm

Auch nach der Schließung und Rekultivierung eines Deponieabschnitts ist noch mit einer langfristigen Entstehung von Deponiegas und Sickerwasser zu rechnen. Diese Emissionen resultieren aus den biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen, die ganz maßgeblich von den abgelagerten Abfällen und dem Wasserhaushalt bestimmt werden. Im Folgenden soll der Kenntnisstand zum Verlauf und zu der Quantität wie Qualität der beiden wesentlichen Emissionspfade dargestellt werden. Daran anknüpfend werden die Kenntnisse zum Langzeitemissionsverhalten und zu dessen Beeinflussung infolge einer Befeuchtung oder Bewässerung sowie einer Deponiebelüftung zusammengefasst. Vor diesem Hintergrund können erste Schlussfolgerungen getroffen und die thematische Eingrenzung der vorliegenden Arbeit erläutert werden.

5.1 Verlauf der Emissionen im Deponiekörper

Das Emissionsverhalten im Deponiekörper wird in den ersten Jahren nach der Ablagerung wesentlich von den biologischen Abbauprozessen bestimmt.

Aerobe Phase

Unmittelbar nach der Ablagerung werden die biologisch leicht verfügbaren organischen Stoffe auf aerobem Weg abgebaut, solange die Sauerstoffzufuhr gegeben ist. Als Hauptabbauprodukt entstehen Kohlendioxid, das in die Gasphase freigesetzt wird, und Wasser.

Saure Phase

Durch Überdeckung abgelagerter Abfälle kommt es zu einer Abnahme verfügbaren Sauerstoffs und Veränderung der aeroben zu anaeroben Milieubedingungen. Es beginnt die Phase der sauren Gärung, wobei organische Säuren, Kohlendioxid und Wasserstoff produziert werden. Luftsauerstoff ist nicht mehr vorhanden. Noch im Deponiekörper vorhandener Luftstickstoff wird allmählich verdrängt. Das Sickerwasser weist hohe organische Belastungen auf. Der niedrige pH-Wert bewirkt eine erhöhte Löslichkeit der Schwermetalle.

Instabile Methanphase

Allmählich entwickelt sich eine Population an Methanbakterien, die die niederen Fettsäuren als Endprodukte der Versäuerung zu Methan umsetzen. Die Gasproduktion steigt an, ebenso die Methankonzentration, während sich der Wasserstoffgehalt vermindert. Der pH-Wert steigt an, und die hohen organischen Sickerwasserbelastungen nehmen ab.

Stabile Methanphase

Die biologischen Abbauprozesse unter anaeroben Milieubedingungen führen in der stabilen Methanphase zur Umsetzung der organischen Bestandteile zu Methan (50-60 Vol.-%) und Kohlendioxid (40-50 Vol.-%) (STEGMANN, 1990). Sie wird häufig 1 bis 3 Jahre nach Ablagerungsbeginn erreicht, die Gasemission ist im Bereich des Maximums. Sauerstoff und Stickstoff sind nicht oder nur in Spuren enthalten. Biologisch verfügbare Organik wird weitgehend über den Gaspfad ausgetragen.

In einer Betriebsdeponie laufen diese Abbauschritte meistens zeitlich und räumlich nebeneinander ab. Die oberen jüngeren Abfallablagerungen können sich noch in der sauren Phase befinden, während z.B. tiefere und ältere Ablagerungsbereiche bereits in der stabilen Methanphase sind.

5.1.1 Deponiegasemissionen

Deponiegaszusammensetzung

Die mögliche langfristige Entwicklung der Deponiegaszusammensetzung wurde von RETTENBERGER et al. (1992) gemäß Abbildung 5.1 beschrieben. Es wurde eine Einteilung des Gashaushalts in zehn Phasen vorgenommen, wobei die mittel- und langfristige Entwicklung des Gashaushalts mit den Phasen V bis X charakterisiert wird:

- I. Aerobe Phase
- II. Anaerobe saure Gärung
- III. Anaerobe instabile Methangärung
- IV. Anaerobe stabile Methangärung
- V. Methanphase: Es ist ein Anstieg des Methangehalts und eine Abnahme des Kohlendioxidgehalts festzustellen.
- VI. Langzeitphase: Kennzeichnend ist ein hoher Methangehalt bei weiter abnehmenden Kohlendioxidgehalten. Das Verhältnis Methan zu Kohlendioxid kann bis etwa 4 betragen.
- VII. Lufteindringphase: Die Gasbildung nimmt soweit ab, dass zeitweilig oder örtlich Luft in die Deponie eindringen kann. Der Methangehalt geht zurück, während der Kohlendioxid- und der Stickstoffgehalt leicht ansteigen.
- VIII. Methanoxidaionsphase: Bei weiter abnehmender Gasbildung dringt Luft in den Deponiekörper ein, Methan wird zu Kohlendioxid oxidiert.
- IX: Kohlendioxidphase: Der Methangehalt geht gegen Null, der Kohlendioxidgehalt liegt zwischen 5 und 20 Vol.-%. Der Stickstoffgehalt erreicht Werte wie in normaler Bodenluft, und der Sauerstoffgehalt steigt an.
- X. Luftphase: Der Kohlendioxidgehalt fällt weiter, der Methangehalt geht gegen Null. Sauerstoff und Stickstoff erreichen die für Bodenluft normalen Werte.

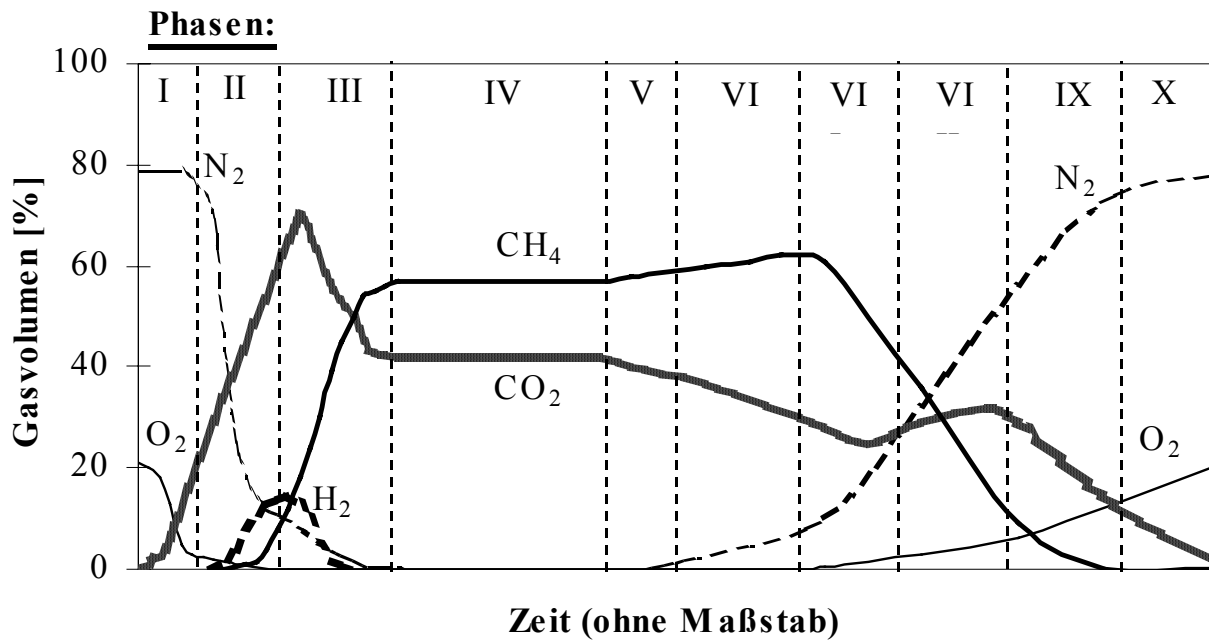


Abb. 5.1: Hauptkomponenten im Deponiegas, Konzentrationsverläufe während der Abbau-phasen im Deponiekörper (nach RETTENBERGER et al., 1992)

Im Deponiegas werden auch Verbindungen freigesetzt, die aufgrund ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften wie geringe Wasserlöslichkeit, hoher Dampfdruck und geringe Adsorptionsaffinität zum Übergang aus den abgelagerten Stoffen in die Gasphase tendieren. So können teilweise eine Vielzahl von Kohlenwasserstoffen anthropogener Herkunft nachgewiesen werden, die häufig bereits in der sauren Phase ihr Konzentrationsmaximum in der Gasphase aufweisen. Eine Zusammenstellung ist Tabelle 5.1 zu entnehmen.

In geringen Konzentrationen können auch organische Metallverbindungen, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Dioxine, Furane und siliziumorganische Verbindungen (Siloxane) auftreten. Toxikologisch relevant ist ferner Schwefelwasserstoff, der von sulfat-reduzierenden Bakterien besonders bei Anwesenheit von gipshaltigen Abfällen gebildet wird. Da ein biologisch aktiver Deponiekörper genügend Feuchtigkeit enthält, ist das Gas weitgehend wasserdampfgesättigt.

Tab. 5.1: Spurenstoffe und halogenierte Kohlenwasserstoffe im Deponiegas bezogen auf luftfreies Deponiegas (Auszug aus RETTENBERGER (1986) und POLLER (1990))

Spurenstoffe	Konzentrationsbereich [mg/m ³]	LCKW/FCKW	Konzentrationsbereich [mg/m ³]
Ethan	0,8-48	Trichlorfluormethan R11	1-84
Ethen	0,7-31	Dichlordifluormethan R12	4-119
Propan	1,4-13	Chlortrifluormethan R13	0-10
Propen	0,04-10	Dichlorfluormethan R21	0,4-14
Butan	0,3-23	Chlordifluormethan R22	3-28
Buten	1-21	Chlorfluormethan	0,1-110
Pentan	0-12	1,1,1-Trichlortrifluoethan	0-6
2 Methylpentan	0,02-1,5	1,1,2-Trifluortrichlorethan R113	0,1-0,2
3 Methylpentan	0,02-1,5	1,2-Dichlortetrafluorethan R114	0,4-14
Hexan	3-18	Tetrachlormethan R10	0-0,6
Cyclohexan	0,03-11	Trichlormethan R20	0-3
2 Methylhexan	0,04-16	Dichlormethan R30	2-51
3 Methylhexan	0,04-13	Chlormethan R40	0,1-10
Cyclohexen	2-6	Tetrachlorethen	0,1-142
Heptan	3-8	Trichlorethen	0-182
2 Methylheptan	0,05-2,5	1,1-Dichlorethen	0-294
3 Methylheptan	0,05-2,5	Vinylchlorid	0-264
Oktan	0,05-75	1,1,1-Trichlorethan	0-9,3
Nonan	0,05-400	Chlorbenzol	0-0,2
Cumol	0-32		
Dekan	0,2-137		
Undekan	7-48		
Dodekan	2-4		
Tridekan	0,2-1		
Benzol	0,03-7		
Ethylbenzol	0,5-236		
1,3,5 Methylbenzol	10-25		
Toluol	0,2-615		
m/p-Xylol	0-376		
o-Xylol	0,2-7		

Deponiegasproduktion und -potenzial

Die Gasproduktion in Deponien ist nicht eindeutig bestimmbar, da sie nur unvollständig erfasst wird. Unkontrollierte Gasemissionen treten häufig während der Verfüllung eines Deponieabschnitts auf, solange noch kein Gaserfassungssystem installiert ist. Aber auch nach Inbetriebnahme eines Gaserfassungssystems liegt der Erfassungsgrad unterhalb der auftretenden Gasproduktion. Zur Ermittlung der Deponiegasproduktion werden daher sowohl theoretische Abschätzungen als auch Laborversuche durchgeführt.

Unter der Annahme, dass beim vollständigen anaeroben Abbau von 1 kg biologisch verfügbarem, organischem Kohlenstoff 1,868 m³ Deponiegas gebildet werden, ergeben Kohlenstoffgehalte von 100 – 200 kg TOC/MgTS Frischmüll ein Gaspotenzial G_E von 187 – 375 m³/MgTS. TABASARAN (1976) berücksichtigte etwas höhere Kohlenstoffgehalte und einen temperaturabhängigen Abminderungsfaktor, um Verluste durch assimilierten Kohlenstoff (Biomasseaufbau etc.) zu erfassen:

$$G_E = 1,868 * TOC * (0,014 * T + 0,28) \quad \text{(Gleichung 5.1)}$$

mit:

G_E Gasbildungspotenzial, Summenwert der Gasproduktion [m³/MgTS]

TOC gesamter organischer Kohlenstoffgehalt im Abfall [kgC/MgTS]

T Temperatur [°C]

Danach ergibt sich für eine Temperatur von 25°C und einen Kohlenstoffgehalt von z.B. 250 kgTOC/MgTS ein Gaspotenzial von etwa 300 m³/MgTS.

Eine differenziertere Berücksichtigung der biologischen Verfügbarkeit der organischen Abfallbestandteile ergibt:

- über die Verteilung von Fetten, Proteinen und Kohlenhydraten eine theoretische Gasproduktion von 200 - 230 m³/MgTS (EHRIG, 1986),
- über eine Einteilung in leicht, gut, schwer und nicht abbaubare Anteile eine theoretische Gasproduktion von 320 m³/MgTS (HOEKS, 1983).

Die empirische Ermittlung in Laborversuchen und Testzellen im halbtechnischen Maßstab ergab für hausmüllähnliche Abfälle durchschnittliche Gaspotenziale von 160 – 240 m³/MgTS. Extremwerte lagen bei 60 - 413 m³/MgTS (EHRIG, 1986).

Die Kinetik der Deponiegasproduktion als Maß der biologischen Aktivität wird häufig als eine Reaktion 1. Ordnung beschrieben (TABASARAN, 1976):

$$G_t = G_E * (1 - e^{-k*t}) \quad \text{(Gleichung 5.2)}$$

mit:

G_t	produziertes Gasvolumen zur Zeit t [m^3/MgTS]
G_E	Gaspotenzial, Endsumme des produzierten Gasvolumens [m^3/MgTS]
k	Abbaukonstante [d^{-1}] bzw. [a^{-1}]
t	Zeit [d] bzw. [a]

Die Intensität und der zeitliche Verlauf der Gasproduktion wird durch die Umsatzgeschwindigkeit in der Abbaukonstante k beschrieben. Sie wird als Halbwertszeit $T_{1/2}$ ausgedrückt, so dass sich k folgendermaßen ergibt:

$$k = -\ln 2 / T_{1/2} \quad (\text{Gleichung 5.3})$$

Längere Halbwertszeiten haben kleinere Abbaukonstanten, kleinere anfängliche Gasproduktionsraten und eine längerfristige Gasproduktion zur Folge. Die Ermittlung der Halbwertszeiten aus Untersuchungen zum Gashaushalt auf Deponien ist noch unsicherer wie die Ermittlung der Deponiegasproduktion. Dementsprechend unterschiedlich sind diesbezügliche Angaben in der Literatur, z.B.:

- 2 – 3,5 Jahre (EHRIG, 1986)
- 2 - 4 Jahre (RETTENBERGER, 1978)
- 6 – 10 Jahre für abgeschlossene Deponien (WEBER, 1990)
- 1 Jahr für leichtabbaubare, 10 Jahre für schwer abbaubare organische Bestandteile (KRUSE, 1994)
- 1 Jahr für leichtabbaubare, 5 Jahre für gut abbaubare, 15 Jahre für schwer abbaubare organische Bestandteile (HOEKS, 1983)

In Laborversuchen ermittelte Halbwertszeiten können nicht unmittelbar auf Deponieverhältnisse übertragen werden, da sie unter zumeist idealen Randbedingungen bestimmt werden. Dies betrifft sowohl gleichmäßige Wasserhaushaltsbedingungen mit ausreichender Feuchteverteilung als auch gleichmäßige Temperaturen.

5.1.2 Sickerwasseremissionen

Umfangreiche Untersuchungen zur Sickerwasserqualität wurden von EHRIG (1980) sowie KRUSE (1994) vorgenommen. Es werden dort Parameter danach unterschieden, inwieweit sie von den unterschiedlichen biochemischen Abbauphasen in ihrem Konzentrationsniveau beeinflusst werden.

- Organische Inhaltsstoffe (BSB₅, CSB, TOC, VFA) sowie AOX, SO₄, Ca, Mg, Fe, Mn, und Zn weisen signifikante Unterschiede zwischen der sauren Phase und der Methanphase auf.
- Die Parameter Cl, org. N, NH₄, NO₃, NO₂, ges. P, Na, K, As, Pb, Cd, Cr, Cu und Ni werden deutlich weniger oder nahezu gar nicht vom biochemischen Abbauzustand beeinflusst.

Ein wesentliches Kriterium zur Beurteilung der biochemischen Abbauphase ist das BSB₅/CSB-Verhältnis: In der sauren Gärung liegt der Quotient bei etwa 0,5, in der stabilen Methanphase sinkt er auf unter 0,1 ab.

In Tabelle 5.2 sind repräsentative Werte und Schwankungsbreiten für Sickerwasserbelastungen zusammengefasst. Die Daten der Sickerwasserbelastungen von EHRIG stammen überwiegend aus der zweiten Hälfte der siebziger Jahre, die von KRUSE, ermittelt an 33 niedersächsischen Deponien, wurden überwiegend ab 1985 erhoben. Bei den Parametern, die nahezu unabhängig von den biochemischen Abbauphasen sind, ist eine gute Übereinstimmung zu erkennen. Deutlich treten dagegen Abweichungen bei den organischen Sickerwasserbelastungen in der sauren Phase auf, was maßgeblich auf die Veränderung der Deponietechnik zurückzuführen ist. In den achtziger Jahren wurde von überdurchschnittlichen Schüttgeschwindigkeiten und Kippkantenbetrieb abgegangen und zunehmend der verdichtete Dünnschichteinbau eingeführt. Zudem wurde auf vielen Betriebsdeponien eine vorgerottete Müllschicht als unterste Lage eingebaut. Dadurch konnte sowohl die Dauer der sauren Phase als auch die Konzentrationen organischer Sickerwasserinhaltsstoffe signifikant gesenkt werden (SPENDLIN, 1991).

Von KRUSE (1994) wurde weiterhin ein direkt proportionaler Zusammenhang zwischen der Deponiehöhe und der Sickerwasserbelastung aufgezeigt. Je höher ein Deponie ist, d.h. je länger dadurch die Fließwege und Aufenthaltszeiten im Deponiekörper sind, desto größer ist die Belastung des an der Deponiebasis austretenden Sickerwassers.

Tab. 5.2: Sickerwasserinhaltsstoffe von Siedlungsabfalldeponien (Daten von KRUSE, 1994 und EHRIG, 1989)

Parameter	Einheit	Deponiesickerwasser westdeutscher Deponien in den siebziger und achtziger Jahren (EHRIG, 1989)			Deponiesickerwasser niedersächsischer Deponien zu Beginn der neunziger Jahre (KRUSE, 1994)		
		Saure Phase Bereich	Methanphase Bereich	Mittel	Saure Phase Bereich	Übergangsphase Bereich	Methanphase Bereich
pH-Wert	-	4,5 - 7	7,5 - 9	8	6,2 - 7,8	6,7 - 8,3	7,0 - 8,3
CSB	mg/l	6.000 - 60.000	500 - 4.500	3.000	950 - 40.000	700 - 28.000	460 - 8.300
BSB ₅	mg/l	4.000 - 40.000	20 - 550	180	600 - 27.000	200 - 10.000	20 - 700
TOC	mg/l	1.500 - 25.000	200 - 5.000	1.300	350 - 12.000 ²⁾	300 - 1.500 ²⁾	150 - 1.600 ²⁾
AOX	µg/l	540 - 3.450	524 - 2.010	1.040	260 - 6.200	260 - 3.900	195 - 3.500
org. N ¹⁾	mg/l	10 - 4.250	10 - 4.250	600	n.b.	n.b.	n.b.
NH ₄ -N ¹⁾	mg/l	30 - 3.000	30 - 3.000	750	17 - 1.650	17 - 1.650	17 - 1.650
TKN ¹⁾	mg/l	40 - 3.425	40 - 3.425	1.350	250 - 2.000	250 - 2.000	250 - 2.000
NO ₂ -N ¹⁾	mg/l	0 - 25	0 - 25	0,5	n.b.	n.b.	n.b.
NO ₃ -N ¹⁾	mg/l	0,1 - 50	0,1 - 50	3	n.b.	n.b.	n.b.
SO ₄	mg/l	70 - 1.750	10 - 420	80	35 - 925	20 - 230	25 - 2.500
Cl	mg/l	100 - 5.000	100 - 5.000	2.100	315 - 12.400	315 - 12.400	315 - 12.400
Na ¹⁾	mg/l	50 - 4.000	50 - 4.000	1.350	1 - 6.800	1 - 6.800	1 - 6.800
K ¹⁾	mg/l	10 - 2.500	10 - 2.500	1.100	170 - 1.750	170 - 1.750	170 - 1.750
Mg	mg/l	50 - 1.150	40 - 350	180	30 - 600	90 - 350	25 - 300
Ca	mg/l	10 - 2.500	20 - 600	60	80 - 2.300	40 - 310	50 - 1.100
tot. P ¹⁾	mg/l	0,1 - 30	0,1 - 30	6	0,3 - 54	0,3 - 54	0,3 - 54
Cr ¹⁾	mg/l	0,03 - 1,6	0,3 - 1,6	0,3	0,002 - 0,52	0,002 - 0,52	0,002 - 0,52
Fe	mg/l	20 - 2.100	3 - 280	15	3 - 500	2 - 120	4 - 125
Ni ¹⁾	mg/l	0,02 - 2,05	0,02 - 2,05	0,2	0,01 - 1	0,01 - 1	0,01 - 1
Cu ¹⁾	mg/l	0,004 - 1,4	0,004 - 1,4	0,08	0,005 - 0,56	0,005 - 0,56	0,005 - 0,56
Zn	mg/l	0,1 - 120	0,03 - 4	0,6	0,05 - 16	0,06 - 1,7	0,09 - 3,5
As ¹⁾	mg/l	0,005 - 1,6	0,005 - 1,6	0,16	0,0053 - 0,11	0,0053 - 0,11	0,0053 - 0,11
Cd ¹⁾	mg/l	0,0005 - 0,14	0,0005 - 0,14	0,006	0,0007 - 0,525	0,0007 - 0,525	0,0007 - 0,525
Hg ¹⁾	µg/l	0,0002 - 0,01	0,0002 - 0,01	0,01	0,000002 - 0,025	0,000002 - 0,025	0,000002 - 0,025
Pb ¹⁾	mg/l	0,008 - 1,02	0,008 - 1,02	0,09	0,008 - 0,4	0,008 - 0,4	0,008 - 0,4

¹⁾ Parameter weitgehend unabhängig von der biologischen Abbauphase

²⁾ DOC

n.b. nicht bestimmt

Bis auf den organischen Kohlenstoff, der infolge der Deponiegasproduktion zu weit über 90 % den Deponiekörper über den Gaspfad verlässt, werden die meisten anderen mobilisierbaren Inhaltsstoffe nur über den Sickerwasserpfad ausgetragen.

Den charakteristischen Emissionsverlauf in den einzelnen Phasen zeigt Abbildung 5.2 (CHRISTENSEN et al., 1989). Sie beruhen hauptsächlich auf den Ansätzen zur Deponiegasbildung von FARQUHAR et al. (1973) und den Sickerwasseruntersuchungen von EHRIG (1989). Im Anschluss an die Methanphase wird eine langfristig entstehende aerobe Endphase prognostiziert, die im Modell von Rettenberger (Abbildung 5.1) den Phasen VII – X entspricht.

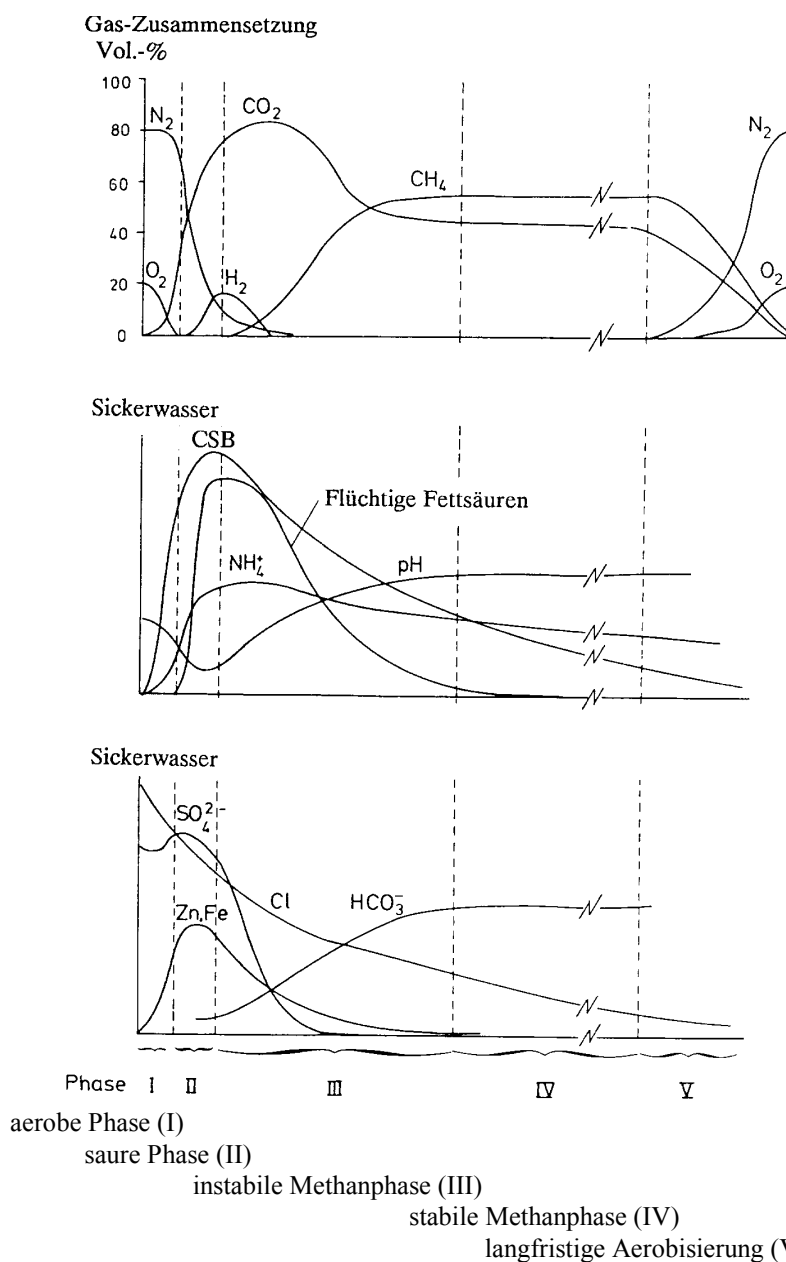


Abb. 5.2: Entwicklung der Gas- und Sickerwasserkonzentrationen im Deponiekörper (nach CHRISTENSEN et al., 1989)

5.2 Kenntnisse zum Langzeitemissionsverhalten

Daten zum Emissionsverhalten von Deponien, die über einen längeren Zeitabschnitt sowohl im Betrieb als auch gerade nach Betriebsabschluss Aufschluss geben, wurden erst in den letzten Jahren erhoben und ausgewertet (KRÜMPELBECK, 2000). Demzufolge sind langfristige Prognosen zum Emissionsverhalten noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Die kontrollierte Ablagerung von Siedlungsabfällen erfolgt wie erläutert erst seit 25 - 30 Jahren, daher können noch keine Beobachtungen über längere Zeiträume am „geordneten“ Deponiekörper zur Beurteilung des langfristigen Verhaltens vorgenommen werden. Die bisherigen Ergebnisse, die vorwiegend über Laboruntersuchungen und Modellrechnungen ermittelt wurden, wurden u.a. von EHRIG et al. (1995) im BMBF-Statusbericht „Deponiekörper“ zusammengefasst. Die Auswertung zeigte, dass noch viele Fragen hinsichtlich der qualitativen, und quantitativen Prozesse sowie ihrer zeitlichen Abfolge im Deponiekörper bestehen. Ergänzende Aufgrabungen an Deponien und Altablagerungen mit anschließenden Feststoffuntersuchungen wurden oft unvollständig ausgeführt oder lückenhaft dokumentiert, so dass keine genauen Aussagen zum Deponieverhalten und den langfristigen Veränderungen heterogen aufgebauter Abfallkörper möglich waren. Allein für die CSB-Belastung im Sickerwasser wurden daher Zeiträume von 100 bis 1700 Jahren abgeschätzt, bis umweltverträgliche Zustände erreicht werden.

Von EHRIG (1987) und ANDREOTTOLA et al. (1992) wurde ein Abklingen der Sickerwasserbelastung mit fortschreitender Zeit prognostiziert, wobei verlässliche Trendfunktionen noch nicht abgeleitet werden konnten. Von BELEVI et al. (1989) wurde die Entwicklung der langfristigen Sickerwasserqualität anhand von Stoffflussanalysen und Auslaugversuchen zur Bestimmung des mobilisierbaren Stoffpotenzials abgeschätzt. Für den Austrag von Kohlenstoff und Phosphat-Phosphor wurden dabei die längsten Zeiträume abgeschätzt, während Chlorid und Stickstoff bereits nach etwa 100 Jahren Ablagerungsdauer ein umweltverträgliches Niveau erreichen sollten (Abbildung 5.3).

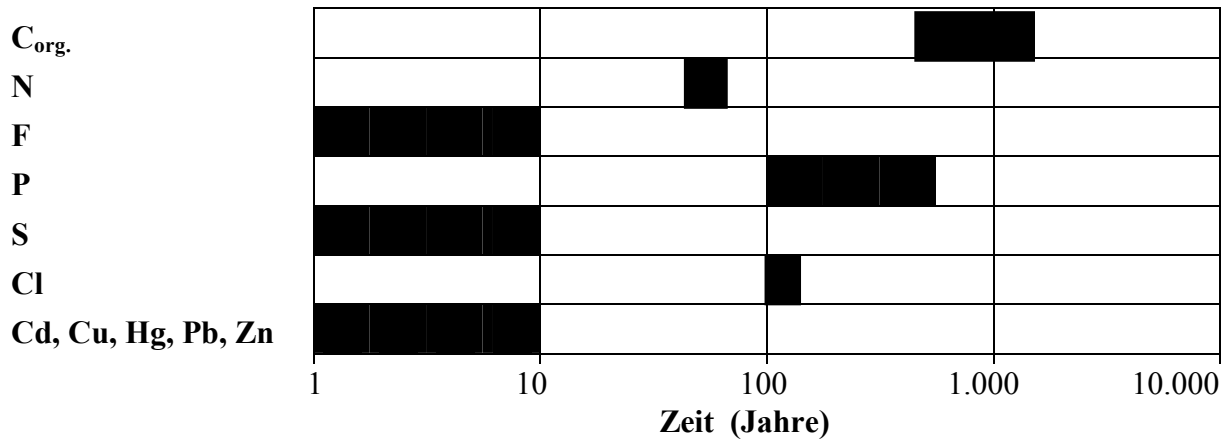


Abb. 5.3: Zeiträume einiger Sickerwasserinhaltsstoffe bis zum Erreichen umweltverträglicher Konzentrationen (BELEVI et al., 1989)

Von LAGERKVIST (1995) wird der Gesamtzyklus einer Abfallablagerung mit den korrespondierenden Kohlenstoff- und Schwermetallemissionen beschrieben. Nach einer Oxidationsphase wird als letzte Phase die „Verwitterung“ definiert, wenn alle verfügbaren Energie- und Substratquellen für biochemische Umsetzungsprozesse aufgebraucht sind und nur noch eine langsame Auslaugung aufgrund des Konzentrationsgradienten zwischen der Abfallmatrix und der umgebenden Biosphäre, d.h. hauptsächlich dem Untergrund erfolgt. Der Auslaugungsvorgang wird wie bei natürlichen Verwitterungsprozessen von klimatischen Bedingungen bestimmt. Der Kohlenstoffaustrag findet hauptsächlich in den ersten drei Phasen (aerobe, saure, methanogene Phase) statt, während in der anschließenden Oxidationsphase ein erhöhter Schwermetallaustrag prognostiziert wird.

Die von STEGMANN (1981) entwickelten Behälterversuche („Deponiesimulationsreaktoren“, siehe Kap. 6 ff.) ermöglichten die Beschreibung der biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse abgelagerter Abfälle im Labormaßstab. Sie erlauben eine Festlegung und gezielte Beeinflussung der Randbedingungen, eine vollständige qualitative und quantitative Erfassung der Emissionen und eine gewisse Beschleunigung der Prozesse durch Modifikationen des Wasserhaushalts. Mit dieser Versuchsanordnung wurden in Verbindung mit mathematischen Modellierungen von KRUSE (1994) Mobilisierungspotenziale, Halbwertzeiten und Zeiträume ermittelt, bis Sickerwasserbelastungen auf ein umweltverträgliches Niveau absinken. Diese und weitere Ergebnisse werden bei der Beurteilung der nachfolgend erläuterten Untersuchungen zum Langzeitverhalten eingehender diskutiert.

5.3 Kenntnisse zur Beeinflussung und Beschleunigung von Stabilisierungsprozessen in der Deponie

Bei der Dauer langfristiger Emissionen von Abfallablagerungen stellt sich die Frage, wie das Emissionsverhalten von Siedlungsabfallablagerungen beeinflusst und damit die Dauer und der Umfang von Maßnahmen in der Nachsorge reduziert werden kann. Dazu können in Abhängigkeit der Randbedingungen von Deponien und Altablagerungen im wesentlichen zwei in situ Stabilisierungsverfahren eingesetzt werden:

- Befeuchtungs- und Bewässerungsverfahren
- Belüftungsverfahren

Im Folgenden soll auf Erfahrungen und Ergebnisse dieser technischen Verfahren und die Auswirkungen auf den Deponiekörper eingegangen werden.

5.3.1 Kenntnisse zum Einfluss von Befeuchtungs- und Bewässerungsmaßnahmen auf das Emissionsverhalten

Die Stabilisierung kann über eine Befeuchtung des Deponiekörpers zur Beschleunigung der biologischen Umsetzungsprozesse im anaeroben oder aeroben Milieu bis hin zu einer intensiven Bewässerung, d.h. einer Auslaugung von Schadstoffen durch erhöhte Wasserinfiltration reichen.

Bei der Befeuchtung wird nur soviel Wasser zugegeben, wie der nicht wassergesättigte Deponiekörper aufnehmen kann, ohne dass es zu nennenswerten Sickerwasserabflüssen an der Deponiebasis kommt.

Beim „flushing bioreactor“ (BLAKEY et al., 1997) wird dagegen die Sickerwasserbildungsrate durch Zugabe von gereinigtem Abwasser oder Brauchwasser künstlich sehr stark erhöht, so dass ein sehr gutes Sickerwasserfassungssystem dringend erforderlich ist.

Folgende Infiltrationsverfahren können eingesetzt werden (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN, 1996):

- Nutzung vorhandener vertikaler Gaskollektoren
- Einrichtung vertikaler Schluckbrunnen
- Einrichtung horizontaler Bewässerungsleitungen unter der Oberflächenabdichtung
- Befeuchtung/Bewässerung mittels Lanzen in kürzeren Rasterabständen
- Bedingt kontrollierte Befeuchtung über klimatische Sickerwasserbildung durch eine gering durchlässige Oberflächenabdeckung

Viele Erfahrungen zum Einfluss von Befeuchtungs- und Bewässerungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt und das Emissionsverhalten von Deponien gehen auf Untersuchungen im Labormaßstab, Lysimeterversuche und teilweise auf Betriebserfahrungen zurück. Sie wurden u.a. von CORD-LANDWEHR (1986), DOEDENS (1989), EHRIG (1986), RETTENBERGER (1986), SPILLMANN (1986) und STEGMANN (1982) durchgeführt (siehe Literaturverzeichnis). Meistens stand jedoch nicht die Reaktivierung der biologischen Abbauprozesse durch die Befeuchtung des Müllkörpers im Vordergrund, sondern die Vorbehandlung des in der „sauren Phase“ einer Deponie anfallenden organisch hochbelasteten Sickerwassers, indem der Müllkörper als Festbettreaktor genutzt wurde.

Ein weiteres Ziel war die Reduzierung der Sickerwassermengen, indem durch die Kreislauf-führung und Verrieselung oder Verregnung auf dem Deponiekörper die Verdunstung des Sickerwassers erheblich gesteigert werden sollte.

Für die Bewässerung offener Deponieabschnitte wurden in den siebziger und achtziger Jahren häufig Verregnungs- bzw. Verrieselungsanlagen installiert, wobei z.T. beträchtliche zusätzliche Emissionen, insbesondere Geruch und unkontrollierter Schadstoffaustrag durch Aerosole, auftraten. Bei Deponieabschnitten, die bereits mit einer Oberflächenabdichtung versehen wurden, können Schluckbrunnen oder horizontale Drainagesysteme unter der Oberflächenabdichtung eingesetzt werden. Bei der Rückführung von Sickerwasser können dabei allerdings Inkrustationen der Rohrleitungen und der genannten Vertikal- und Horizontalsysteme auftreten.

Als kontrollierte Befeuchtungsmaßnahme wurden wissenschaftlich begleitete Maßnahmen zur Reinfiltration von Sickerwasser auf der Deponie Erbenschwang, Landkreis Weilheim-Schongau, durchgeführt (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN, 1996). Dort wurde ein Versuchsfeld angelegt und bewässert, auf dem über die Sicker-

wasserzugabe eine Erhöhung des Wassergehalts und eine Steigerung der Deponiegasproduktion erzielt werden sollte.

Für die Einrichtung und den Betrieb von Versuchsfeldern auf der Deponie Erbenschwang wurde ein Deponieabschnitt gewählt, bei dem vermutet wurde, dass eine gewisse Austrocknung und unerwünschte „Trockenstabilisierung“ der abgelagerten Abfälle bereits eingetreten war. Um die Veränderungen bezüglich der Sickerwasserzusammensetzung, des Wasserhaushalts und der biologischen Aktivität vergleichen zu können, die aufgrund der Infiltration von Sickerwasser zu erwarten sind, wurden ein Versuchs- und ein Vergleichsfeld eingerichtet.

Zur Bewässerung wurden Stahllanzen durch die Oberflächenabdichtung bis zu einer Tiefe von 1 bis 2 m in den Deponiekörper gerammt, die mit Sickerwasser eines älteren Deponieabschnitts beschickt wurden. Die Zugabemengen wurden so gewählt, dass es zu einer deutlichen Erhöhung des Wassergehaltes kommen sollte, ohne dass der Sickerwasseranfall an der Deponiebasis merklich anstieg.

Der Wassergehalt lag vor Bewässerungsbeginn im Mittel bei 25,2 %, wobei eine Schwankungsbreite von 8 bis 38,2 % vorlag. Im Versuchszeitraum wurde eine Erhöhung des durchschnittlichen Wassergehaltes auf 35,5 % erreicht. Die Schwankungen des Wassergehaltes waren mit 20,3 bis 60,9 % allerdings sehr hoch, was u.a. mit unterschiedlichen Wasserwegsamkeiten und Fließverhältnissen im Deponiekörper erklärt wurde (BAUER et al., 1997).

Die Wasserzugabe über den Zeitraum von 15 Monaten führte dazu, dass die Deponiegasproduktion im Versuchsfeld deutlich anstieg. Nach etwa 6 Monaten Bewässerungsdauer war ein erheblicher Anstieg der Gasproduktionsrate im Versuchsfeld zu verzeichnen. Dies wurde damit begründet, dass der zur erhöhten Deponiegasproduktion notwendige Wassergehalt nur langsam gesteigert wurde und sich die Biomasse im Deponiekörper erst wieder entwickeln musste.

Die Deponiegasproduktion hat sich bei den gegebenen Randbedingungen, insbesondere dem ursprünglichen Wasserhaushalt und seiner gezielten Beeinflussung, um etwa das Drei- bis Vierfache steigern lassen, weil der gesamte Deponieabschnitt vor Versuchsbeginn aufgrund von Wassermangel geringere biologische Abbauprozesse aufwies. Die Deponiegasproduktion wurde infolge der Bewässerung wieder in eine Größenordnung zurückgeführt, wie sie ohne Einschränkungen des Wasserhaushalts zu erwarten ist (BAUER et al., 1997).

Die Sickerwasserzugabe sollte auf der Deponie Erbenschwang so erfolgen, dass es zu keiner nennenswerten Erhöhung des mittleren Sickerwasserabflusses im Versuchsfeld kommt. Die Auswertung des Wasserhaushalts ergab, dass 83 % der zugegebenen Wassermenge tatsächlich zur Erhöhung des Wassergehalts bzw. zur Ausschöpfung der Wasserspeicherkapazität im Versuchsfeld beigetragen haben und nur 17 % auf bevorzugten Sickerwegen abgeflossen sind. Eine Anreicherung mit Schadstoffen im Sickerwasser infolge der Sickerwasserinfiltration war nicht zu beobachten.

Von KRÜMPELBECK und EHRIG (1998) wird über eine weitere Reinfiltrationsmaßnahme auf einer Siedlungsabfalldeponie berichtet. Sie wurde nach dem Aufbringen einer Oberflächenabdichtung errichtet, nachdem eine stark rückläufige Gasproduktion auftrat.

Nach der wiederholten Infiltration von 15 – 30 mm Wasser zeigten sich auf einigen Bewässerungsabschnitten signifikante Steigerungen der Gasmengen. Diese waren allerdings deutlichen Schwankungen unterworfen. Im Gegensatz dazu reagierten andere Abschnitte trotz Wasserzugabe wiederum mit keinerlei Anstieg der Gasproduktion. Wahrscheinlich reichte die Menge an Wasser noch nicht aus, oder eine Steigerung der Gasproduktion ist für diese Felder aufgrund ihres Alters oder ihrer Abfallzusammensetzung nicht mehr realisierbar.

Innerhalb des „Landfill 2000 Projects“ wurde u.a. das Ziel verfolgt, mit Bewässerungsmaßnahmen die anaeroben Abbauprozesse zu beschleunigen und dadurch ein hohes Gaspotenzial freizusetzen (BLAKEY et al., 1998). Zu diesem Zweck wurde bereits bei der Abfallablagerung Klärschlamm und später Sickerwasser zugegeben, um die Mobilisierung des biologisch verfügbaren Substrats zu beschleunigen. Die Untersuchungen fanden in großvolumigen Testzellen statt (36 m * 23 m * 5 m). Zur Bewässerung wurden horizontale Dränstränge unter der Oberflächenabdichtung verlegt.

Traceruntersuchungen mit Lithium ergaben, dass eine sehr gleichmäßige Feuchteverteilung im Deponiekörper erreicht werden konnte, so dass sich bei 5 m Ablagerungsmächtigkeit eine hydraulische Aufenthaltszeit von etwa sechs Monaten einstellte. Die Sickerwasserzugabe führte zu einer beschleunigten Überführung des biologischen Abbaus in die stabile Methanphase. Die Methangehalte waren mit 50 – 60 Vol.-% deutlich höher als in der nicht bewässerten Vergleichstestzelle (45 – 50 Vol.-%). Über die erfassten Gasproduktionsraten wurde abgeschätzt, dass durch die Bewässerung nach nur drei Jahren Versuchsbetrieb bereits 60 % des

gesamten Deponiegaspotenzials von etwa $200 \text{ m}^3/\text{MgTS}$ umgesetzt worden sind. In der Vergleichstestzelle waren es zu diesem Zeitpunkt lediglich 23 % (BLAKEY et al., 1998).

Aus diesen Ergebnissen und den Verläufen der Gasproduktion in den beiden Zellen wurde abgeschätzt, dass in der bewässerten Testzelle die leicht bzw. vollständig abbaubare Fraktion nach etwa 7 Jahren nahezu komplett abgebaut ist. In der nichtbewässerten Vergleichszelle wäre das erst nach etwa 17 Jahren der Fall.

Auch bei den Brogborough Test Cells wurden Bewässerungsversuche durchgeführt (CAINE et al., 1998). Es wurden sechs Testzellen mit jeweils 15.000 Mg Abfall pro Zelle betrieben, bei einer Testzelle wurde Wasser injiziert. Gegenüber der nichtbewässerten Vergleichszelle wuchs die jährliche Gasproduktion daraufhin um 25 bis 50 % an. Die Erhöhung der Gasproduktion trat schon kurz nach Bewässerungsbeginn ein und war zwei bis drei Jahre danach am ausgeprägtesten. In einem Zeitraum von etwa 8 Jahren betrug die gesamte Gasproduktion in der bewässerten Testzelle $126 \text{ m}^3/\text{MgTS}$ bzw. $71,8 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{MgTS}$. In der nichtbewässerten Vergleichstestzelle betrug die gesamte Gasproduktion $102,1 \text{ m}^3/\text{MgTS}$ bzw. $57,1 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{MgTS}$.

Die Rückführung bzw. Aufbringung von Sickerwasser hat in weiteren Labor- und Feldversuchen zu beschleunigten biologischen Abbauprozessen und ansteigender Gasproduktion geführt. Die frühzeitige Etablierung methanogener Milieubedingungen ist dabei nicht nur auf die Erhöhung des Wassergehaltes zurückzuführen. Die Sickerwasserbewegung führt auch zu einem intensiveren Nährstofftransport und einem Animpfeffekt durch die schnellere Verteilung methanbildender Bakterien aus den älteren in jüngere Ablagerungsabschnitte (HARTZ et al., 1983 und CHUGH et al., 1995). Ferner können bei jüngeren Deponieabschnitten die organisch hochbelasteten Sickerwässer des oberen Verfüllbereichs in tiefere Schichten verdrängt werden, wo sie von den Methanbakterien unter stabilen anaeroben Bedingungen umgesetzt werden. Dieser Effekt wird bei älteren Deponieabschnitten allerdings zunehmend vernachlässigbar.

Von DREES (2000) wurden die Auswirkungen der Wasserzugabe auf das Emissionsverhalten von zwei Deponien ausgewertet. Es konnte ein direkter Zusammenhang zwischen der Wasserrückführungsmenge und der Deponiegasproduktion festgestellt werden. So führte eine Wasserrückführungsmenge von 2 mm/d zu einer optimalen Gasproduktion, größere oder geringere Rückführungsvolumina hatten eine geringere Gasproduktion zur Folge. Diese Wasserzugabe-

menge von 2 mm/d reichte andererseits nicht aus, um einen optimalen beschleunigten Stoffaustrag über den Wasserpfad zu erreichen. Bei einer optimierten Wasserzugabe wurde für den Deponiegaspfad ein Zeitraum von etwa 30 Jahren abgeschätzt, bis eine Deponie aus der Nachsorge entlassen werden kann. Im Sickerwasserpfad kann der Stoffaustrag, gemessen an den Parametern CSB, TKN, AOX und Chlorid, ebenfalls deutlich beschleunigt werden, so dass sich der Nachsorgezeitraum auf etwa 30 bis 90 Jahre abschätzen lässt. Weiterhin wird von DREES (2000) eine Belüftung nach Abschluss der Gasproduktion als sinnvoll erachtet.

Es gibt bei der Betrachtung aller Ausführungen zum Wasserhaushalt widersprechende Argumentationen zu der Frage, wie der Wasserhaushalt einer Deponie gesteuert werden sollte. Die Meinungen reichen von einer vollständigen Unterbindung jeglichen Wasserzutritts in den Deponiekörper bis zu einer intensivierten Bewässerung, die ein Vielfaches der klimatischen Sickerwasserbildung ausmachen kann. Die Verfechter der konsequenten Trockenhaltung argumentieren, dass

- ein Deponieabschnitt im Sinne eines Bioreaktors nicht steuerbar ist,
- eine Stabilisierung in überschaubaren Zeiträumen von Jahrzehnten ohnehin nicht zu erreichen sei, da u.a. eine gleichmäßige Durchfeuchtung des Deponiekörpers nicht möglich sei,
- bei Wasserzutritt die Drainagesysteme an der Deponiebasis viel eher Inkrustieren und somit ihre Funktionsfähigkeit einbüßen,
- die Kontrollfunktion bezüglich der Dichtigkeit der Oberflächenabdichtung nicht gegeben ist (BOTHMANN, 1997) und
- im Falle eines Deponierückbaus die abgelagerten Abfälle sehr viel einfacher abgegraben und weiterbehandelt werden können.

Auf der anderen Seite wird von der erhöhten Wasserrückführung eine Stabilisierung des Deponiekörpers innerhalb von 30 bis 50 Jahren erwartet. Im englischsprachigen Raum wird diese Form der in situ Stabilisierung als „Flushing Reactor“ („Durchspüler Reaktor“) bezeichnet.

Die Deponieverordnung (DepV, 2002) erlaubt eine gezielte Befeuchtung des Abfallkörpers zur Beschleunigung biologischer Abbauprozesse und zur Verbesserung des Langzeitverhaltens der Deponie, wenn folgende Voraussetzungen vorliegen:

1. qualifizierte Basisabdichtung,
2. funktionierendes Sickerwasserfassungssystem,
3. funktionierendes aktives Entgasungssystem,
4. Oberflächenabdichtung oder temporäre dichte Abdeckung
5. relevante Menge noch abbaubarer organischer Substanz im Deponiekörper
6. Einrichtungen zur geregelten und kontrollierten Infiltration und zur Kontrolle des Gas- und Wasserhaushalts der Deponie und der Begrenzung der Infiltrationsmengen auf das notwendige Maß
7. Nachweis der ausreichenden Standsicherheit des Deponiekörpers, auch unter Berücksichtigung der zusätzlichen Wasserzugaben.

5.3.2 Kenntnisse zur Belüftungstechnik und zum Einfluss von Belüftungsmaßnahmen auf das Emissionsverhalten

Technische Vorgehensweise zur Belüftung

Die Belüftung von Deponieabschnitten wurde bisher vorwiegend im Zusammenhang mit Deponierückbaumaßnahmen durchgeführt. Das Hauptziel war dabei die Entfernung geruchsintensiver Substanzen und Gasspurenstoffe vor dem Abgraben der Abfälle. Zwei Belüftungsvarianten sind bisher zur Anwendung gekommen:

- Kombinierte Druck-/Saugbelüftung im alternierenden Betrieb
- Druckstoßbelüftungsverfahren mit Luftabsaugung (Bio-Puster-Verfahren)

Zur Geruchs Entfernung vor der Abgrabung werden die Belüftungsmaßnahmen häufig nur über jeweils ein bis zwei Wochen durchgeführt. Im Gegensatz zur aeroben in situ Stabilisierung werden daher sehr hohe Belüftungsraten gewählt, um eine möglichst schnelle Geruchsstabilisierung zu erzielen.

Bei einem Deponierückbauprojekt auf der Deponie Burghof, Landkreis Ludwigsburg, wurden jeweils zwei Wochen vor Beginn des Abgrabens eines Abschnitts Belüftungsmaßnahmen durchgeführt (MARBACH et al., 1993). Es handelt sich um eine Weiterentwicklung des Rotte-Filter-Verfahrens. Dazu werden zwei Belüftungssysteme (Belüftungs-/Absauganlagen) verwendet, die im Wechsel über eine Rottebox angesaugt, wasserdampf-, sauerstoffangereicherte

und organikbelastete Frischluft in den Deponiekörper einblasen und wieder absaugen. Das Methangas, die Geruchsstoffe und einige Spurenstoffe werden in der Rottebox abgebaut. Nach sechs bis acht Stunden wird die Fließrichtung im System geändert, um die Filtersysteme gleichmäßig zu belasten und eine Kanalbildung im Deponiekörper zu vermeiden.

Bei einer Umlagerungsmaßnahme auf der Deponie Wien-Donaupark erfolgte zur kurzfristigen Geruchsstabilisierung eine Druckstoßbelüftung nach dem Bio-Puster-Verfahren (REISNER, 1995). Bei diesem Verfahren mit intermittierend arbeitenden Druckluftanlagen mit Druckkesseln (Pustern) wird vorkomprimierte Druckluft bei hohen Drücken zwischen 2 und 10 bar schlagartig entspannt und so in Druckimpulswellen in den Deponiekörper „eingeschossen“. Der Druckimpuls ist während des nur in Millisekunden ablaufenden Einblasvorgangs so groß, dass die Luft trotz vorhandener Klüfte und poröser Bereiche auch homogen in dichtgelagerte Bereiche eindringen soll. Dabei kann auch sauerstoffangereicherte Luft verwendet werden. Die Deponie- und Prozessgase werden über vertikale Sauglanzen abgezogen, wobei darauf geachtet wird, dass im Deponiekörper ein Druckgefälle zu den Lanzen aufrechterhalten wird. Die abgesaugten Gasinhaltsstoffe werden in einer Biofilteranlage vorwiegend zu CO₂ und Wasser abgebaut.

Auf einer österreichischen Altablagerung wurde das Bio-Puster Verfahren zur vollständigen in situ Sanierung eingesetzt (STEINMANN, 1998). Bei der Altablagerung handelt es sich um eine 1,85 ha große ehemalige Mülldeponie (Verfüllzeitraum 1945 bis 1977). Es wird mit Sauerstoff angereicherte Druckluft (6 bar) eingepresst. Die Abluft wird erfasst und in Biofiltern gereinigt. Das Belüftungsverfahren wurde gewählt, weil es gegenüber anderen Sanierungsverfahren wie Deponierückbau, aktive Entgasung und Schwachgasbehandlung oder Verfestigung kostengünstiger war.

Auswirkungen der Belüftung auf das Emissionsverhalten

Im Rahmen des Deponierückbaus wird wie erläutert die in situ Belüftung zur Geruchsstabilisierung der Abfälle vor der Abgrabung, nicht aber zur vollständigen biologischen Stabilisierung durchgeführt. Die eigentliche biologische Behandlung kann nach der Abgrabung auf der Deponie in gesonderten Behandlungsbereichen erfolgen, sofern dies das Ziel der Rückbaumaßnahme darstellt.

So berichtet RETTENBERGER (1995) über die Ergebnisse der mechanisch-biologischen Behandlung rückgebauter Abfälle auf der Deponie Burghof (Ludwigsburg). Es ergibt sich ein differenziertes Bild: die organischen Feststoffgehalte, die schon in der rückgebauten Abfallfraktion 0 bis 20 mm sehr gering waren, nehmen während der ex situ Rottephase über 70 Tage kaum noch ab. Insgesamt wurde die biologische Behandlung des rückgebauten Materials in diesem Fall als nicht notwendig erachtet, da die organischen Feststoffgehalte nur geringfügig reduziert wurden und auf eine aktive Deponieentgasung auch schon vor der Behandlung hätte verzichtet werden können.

Zu einer abweichenden Bewertung der biologischen Behandlung rückgebauten Abfallmaterials kommt BRAMMER (1995): durch die biologische Behandlung des Unterkorns kann eine nahezu vollständige Inertisierung erreicht und dadurch das Langzeitverhalten, z.B. die Verkürzung der Nachsorgephase, erheblich verbessert werden. So konnte das Methanbildungspotenzial um etwa 90 % reduziert werden, ferner kam es im Sickerwasser zu deutlichen Reduzierungen der organischen Belastung wie des TOC-Gehalts oder der Phenol- und Säuregehalte.

Für die in situ Belüftung zur Stabilisierung von Deponieabschnitten liegen kaum Erfahrungen vor. Zu den o.g. Zielen, mit der biologischen Behandlung einen endlagerfähigen Restabfall zur Deponierung aufzubereiten, äußert SPILLMANN (1995), dass die Herstellung geochemisch stabiler Huminstoffe in einer biologischen Behandlung nicht in wenigen Monaten erreicht werden kann. Die Stabilisierung durch Humifizierung erfolgt unter günstigen Randbedingungen erst bei Rottezeiten von etwa 20 Monaten. Gleichwohl kann die nachträgliche aerobe Stabilisierung des Deponiekörpers auch in kürzeren Zeiträumen zur Beschleunigung des Abbaus der aktiven Restorganik und des Huminstoffaufbaus beitragen, so dass Komplexe gebildet werden, die langzeitstabil sind und Schadstoffe, z.B. NE-Schwermetalle mit niedriger Toxizitätsgrenze, langfristig einbinden können. Weitgehend humifizierte Abfälle blieben nach der Behandlung und Kompaktierung im Deponiekörper trotz extrem hoher Verdichtung aerob; der Rest-CSB im Sickerwasser sank auf unter 300 mg/l (SPILLMANN, 1995). Er wird von schwerabbaubaren Stoffen wie Hölzern verursacht, die erst langfristig aufgeschlossen und voraussichtlich auch während der Stabilisierung nicht umgesetzt werden.

5.4 Schlussfolgerungen zum Emissionsverhalten von Siedlungsabfallablagerungen zur thematischen Eingrenzung der vorliegenden Arbeit

Mit dem Wissen um die Prozesse im Deponiekörper kann das Emissionsverhalten sowohl qualitativ als auch in seiner zeitlichen Entwicklung beschrieben werden. Über die Abläufe in den ersten Emissionsphasen liegen mittlerweile viele Informationen und Untersuchungsergebnisse vor, wobei sie standortspezifisch als auch von den Versuchsbedingungen her quantitativ sehr unterschiedlich sind.

Über die längerfristige Entwicklung des Emissionsgeschehens in der Deponienachsorge und nach deren Beendigung, d.h. über Zeiträume von mehreren Jahrzehnten bis zu einigen Jahrhunderten, gibt es erst wenige Ergebnisse. Gerade auf solche langfristigen Emissionsvorgänge sind jedoch Dauer und Maßnahmenumfang der Deponienachsorge abzustimmen, um Umweltgefährdungen nachhaltig zu reduzieren. Zur Beschreibung der langfristigen Emissionsprozesse sind daher Laboruntersuchungen zu ihrer Simulation erforderlich. In Verbindung mit mathematisch-theoretischen Ansätzen und Prognosemodellen sollen weitergehende Aussagen zum Emissionsverhalten bei unterschiedlichen Randbedingungen des Deponiekörpers abgeleitet werden können. Dabei sind folgende Fragestellungen von besonderer Bedeutung:

- Wie kann das zukünftig zu erwartende langfristige Emissionsverhalten von Siedlungsabfallablagerungen eingehender beschrieben werden ?

Um eine Übertragbarkeit von Laboruntersuchungen auf tatsächliche Deponiebedingungen vornehmen zu können, sollen Abfallfeststoffproben, die bereits mehrere Jahre bis einige Jahrzehnte in Deponien lagerten, als Beprobungs-Ausgangsmaterial verwendet werden. Die Versuchsbedingungen sollen den Deponiebedingungen einerseits sehr weitgehend entsprechen und andererseits Möglichkeiten zur Beeinflussung dieser Randbedingungen bieten. Bei der Auswertung und Übertragung der Ergebnisse auf das Ablagerungsverhalten eines Deponiekörpers („upscaling“) sind bisher gewählte mathematische Ansätze mit ihren kinetischen Parametern, z.B. konstanten Halbwertzeiten, zu überprüfen und ggf. zu modifizieren, um Trendfunktionen ableiten zu können. Die Ergebnisse der Laborversuche sollen im Abgleich mit Monitoringergebnissen von Deponien eine belastbare Abschätzung erforderlicher Nachsorgezeiträume für Siedlungsabfallablagerungen ergeben.

- Welche Prozesse laufen bei einer Beeinflussung wesentlicher Milieubedingungen im Deponiekörper ab ?

Es soll untersucht werden, wie sich chemisch-physikalische und biologische Prozesse im Deponiekörper entwickeln, wenn wesentliche Randbedingungen wie der Wasserhaushalt mit der klimatischen Sickerwasserbildung verändert werden oder die Umstellung von anaeroben auf aerobe Milieubedingungen erfolgt.

- Welche Auswirkungen ergeben sich in Hinblick auf die Reduzierung von Emissionsfrachten und auf die Verkürzung der Emissionszeiträume bei der Beeinflussung der Milieubedingungen ?

Bisher vorliegende Ergebnisse weisen darauf hin, dass eine Reduzierung von Stofffrachten durch langfristige Fixierung in der Abfallmatrix, aber auch eine Verschiebung von Frachanteilen zwischen dem Wasserpfad und dem Gaspfad möglich ist. Weiterhin sind insbesondere die Möglichkeiten zur Verkürzung der Dauer von Emissionen in umweltrelevanter Größenordnung zu überprüfen.

- Wie können geeignete Verfahren zur Verbesserung des Emissionsverhaltens auf Deponien und Altablagerungen verwirklicht werden ?

Hierzu sind erste Bemessungsgrundlagen aus den Untersuchungsergebnissen abzuleiten. Auf dieser Grundlage können großtechnische Untersuchungen zur in situ Stabilisierung direkt an Siedlungsabfallablagerungen durchgeführt werden. Mit ihnen soll überprüft werden, ob die im Laborversuch erzielten Beeinflussungseffekte auf das Emissionsverhalten auch im heterogenen Deponiekörper erzielt werden können. Daraufhin sind geeignete technische Maßnahmen zur in situ Stabilisierung zu entwickeln.

Diese Fragestellungen und die daraus abzuleitenden Anforderungen sollen mit den durchgeführten Untersuchungen und Auswertungen der vorliegenden Arbeit aufgearbeitet werden. Soweit erforderlich, werden sie in den nachfolgenden Kapiteln noch differenzierter strukturiert, um die Gestaltung, Durchführung und Auswertung der Laborversuche nachvollziehbar zu machen. Bei der technischen Anwendung von Stabilisierungsverfahren auf Deponien soll vornehmlich die in situ Belüftung weiterentwickelt werden.