

## **6 Experimentelle Untersuchungen im Labormaßstab**

### **6.1 Untersuchungsmethoden und Versuchsprogramm**

Für die Untersuchungen zum langfristigen Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien und deren Beeinflussungsmöglichkeiten wurden umfangreiche Feststoffprobenahmen an Deponien und Altablagerungen vorgenommen. Mit diesen Abfällen unterschiedlichen Ablagerungsalters und unterschiedlicher Ablagerungsbereiche wurden Laboruntersuchungen zur zeitlichen Veränderung des Schadstoffpotenzials und des Emissionspotenzials durchgeführt. Dies geschah sowohl innerhalb des BMBF-Verbundvorhabens Deponiekörper (HEYER et al., 1997a) als auch bei weiteren Untersuchungen (DALHEIMER, 1998, HEYER et al., 1999 a,b).

Um eine Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden innerhalb des Verbundvorhabens „Deponiekörper“ alle nicht standardisierten Arbeitsschritte in Standardarbeitsvorschriften (SAV, EHRIG et al., 1997) festgelegt, die auch bei den übrigen Untersuchungen Anwendung fanden.

Das Untersuchungsprogramm gemäß Abbildung 6.1 umfasst im Wesentlichen:

- **Abfallfeststoffprobenahme und -aufbereitung**

Bohrungen und Aufgrabungen im Deponiekörper zur Entnahme von Abfallfeststoffproben. Altersbestimmung über Angaben der Deponiebetreiber und über Abfallbestandteile, z.B. Zeitschriften oder Mindesthaltbarkeitsdaten auf Lebensmittelverpackungen. Feststoffaufbereitung durch Entnahme von weit gehend inerten Anteilen wie Bauschutt, Steine, große Metallteile, große Kunststofffolien und Störstoffen mit einer Kantenlänge > 100 mm.

- **Chemisch-physikalische Feststoffuntersuchungen**

Beschreibung des „Ist“-Zustandes der Siedlungsabfälle unmittelbar nach der Probenahme und nach Abschluss der Deponiesimulationsversuche

- **Auslaugversuche**

Ermittlung des über den Wasserpfad maximal mobilisierbaren Anteils des gesamten Stoffpotenzials

- **Respirationstests (Sapromatversuche)**

Bestimmung der biologischen Aktivität nach der Probenahme und nach den Deponiesimulationsversuchen

• **Lysimeterversuche in „Deponiesimulationsreaktoren“ (DSR)**

Untersuchungen in „Deponiesimulationsreaktoren“ (DSR) zur Ermittlung der wesentlichen Abbauprozesse im Deponiekörper unter anaeroben und aeroben Bedingungen in zeitlich beschleunigter Form. Durch die Einstellung optimaler Randbedingungen und eine geeignete Versuchsdurchführung kann in den DSR eine Beschleunigung der physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Prozesse bewirkt werden, so dass zukünftige Entwicklungen der Abfallstoffe im Deponiekörper abschätzbar werden (HEYER et al., 1997a, STEGMANN, 1981). Da die Versuche in Deponiesimulationsreaktoren ein zentrales Element in den Untersuchungen mehrerer Teilvorhaben des BMBF-Forschungsvorhabens „Deponiekörper“ bildeten, wurden sie innerhalb dieses Vorhabens in der Standardarbeitsvorschrift SAV 3 (HEYER et al., 1997a) vereinheitlicht.

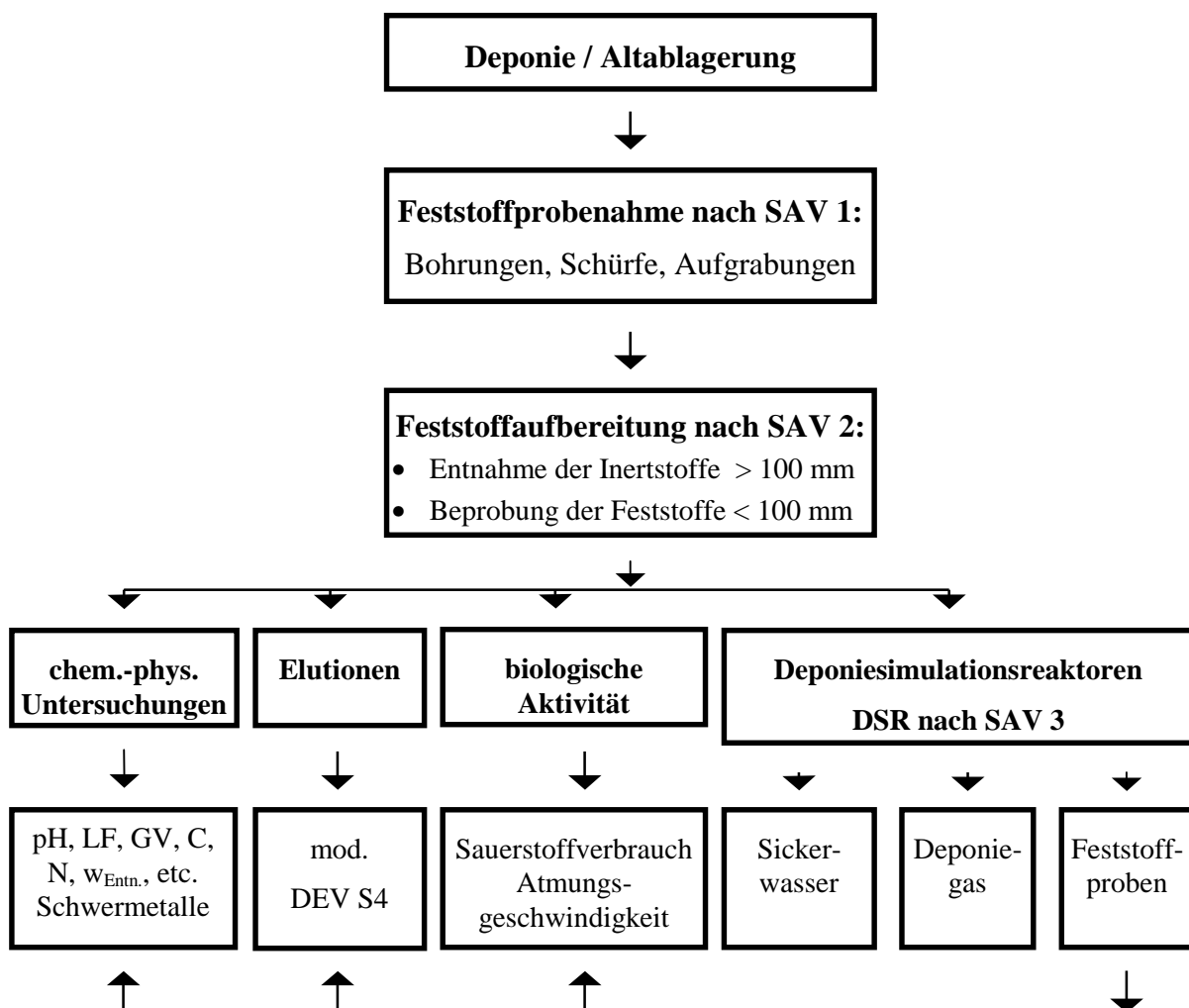


Abb. 6.1: Untersuchungsprogramm im Labormaßstab

### 6.1.1 Chemisch-physikalische Feststoffuntersuchungen

Zur Bestimmung des Stoffinventars und des Schadstoffpotenzials als Grundlage aller weiterführenden Untersuchungen werden chemisch-physikalische Untersuchungen an den Feststoffproben durchgeführt. Als Bezugsgröße wird die Trockensubstanz TS zum Zeitpunkt der Probenahme gewählt. Es werden folgende Parameter bestimmt:

$w_{\text{Entn.}}$	-	Wassergehalt bei der Probenahme (% der Feuchtmasse FM)
$\text{pH}_{\text{Entn.}}$	-	pH bei der Entnahme ( - )
LF	-	Leitfähigkeit (mS/cm)
GV	-	Glühverlust (% TS)
$\text{GV}_{\text{korr.}}$	-	„korrigierter“ Glühverlust (% TS)
C	-	Kohlenstoffgehalt (% TS)
N	-	Gesamt - Stickstoffgehalt (% TS)

Sämtliche Analyseverfahren sind im Anhang A tabellarisch aufgeführt.

Der „korrigierte“ Glühverlust ist die Summe aus leicht und mittelschwer abbaubaren organischen Anteilen. Die Methode zur Bestimmung des „korrigierten“ Glühverlusts wurde von van Soest entwickelt und von AMIN et al. (1995) in modifizierter Form auf verschiedene Materialien und Abfälle angewendet. Dabei wird eine Probe mit neutraler Detergenzienlösung und stufenweise mit saurer Detergenzienlösung bzw. 72%iger Schwefelsäure behandelt. Aus den Extraktionsrückständen jeder Behandlungsstufe werden die leicht, mittelschwer und schwer bzw. nicht abbaubaren Anteile ermittelt.

### 6.1.2 Auslaugversuche: Einfach- und Mehrfachauslaugungen

Während die Feststoffanalysen die Quantifizierung des noch vorhandenen Stoffpotenzials erlauben, soll mit den Auslaugversuchen, die als Mehrfachelution in Anlehnung an den DEV S4 Test durchgeführt werden, neben der üblichen Betrachtung der Konzentrationen des 1. Auslaugzyklus` das maximal mobilisierbare Emissionspotenzial bestimmt werden.

In Anlehnung an das DEV-S4 Verfahren werden Feststoffproben mehrfach mit demineralisiertem Wasser ausgelaugt, um das maximal mobilisierbare Emissionspotenzial zu bestimmen. Über die ausgeführten Auslaugzyklen (mindestens  $n = 5$ ) werden zuerst Frach-

tenrechnungen durchgeführt. Mit der Summenkurve der Entfrachtung kann eine Extrapolationsrechnung erfolgen, die das maximale Auslaugpotenzial nach  $n = \infty$  Auslaugzyklen angibt (Beispiel dazu in Kap. 7.2).

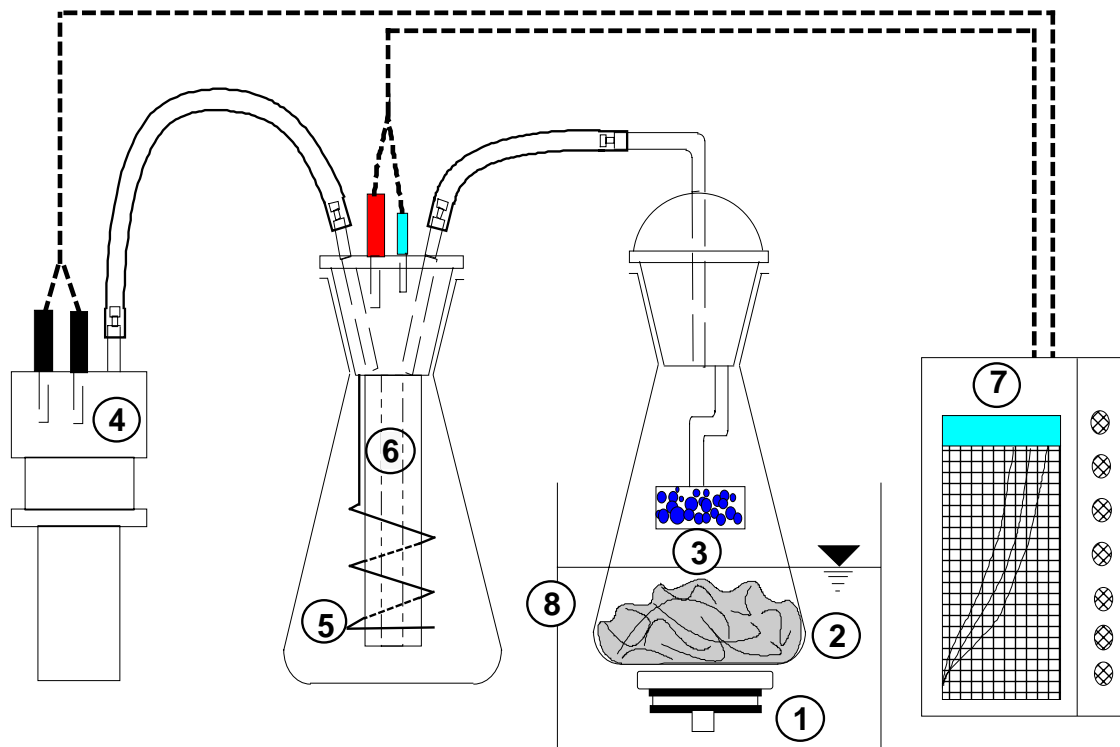
Zur Absicherung der Ergebnisse der Auslaugversuche wurden Doppelansätze gewählt.

### **6.1.3 Atmungsaktivitätsmessungen im Respirometer (Sapromat)**

Die Bestimmung der Atmungsaktivität im Respirometer (Sapromat) erlaubt eine Aussage über den Gehalt und die Verfügbarkeit biologisch abbaubarer Anteile in Siedlungsabfällen und anderen Materialien, die organische Anteile enthalten. Beim Sapromat handelt es sich um ein kontinuierlich arbeitendes Messgerät zur Erfassung des biochemischen Sauerstoffverbrauchs einer Wasser- oder feuchten Feststoffprobe. Der Respirometer ist ein geschlossenes System bestehend aus Reaktionsgefäß, Sauerstofferzeuger und Manometer. Die Messeinheiten werden unter konstanten Randbedingungen wie z.B. gleichbleibender Temperatur betrieben. Wie Abbildung 6.2 zeigt, erfolgt über die Kontrolleinheit eine kontinuierliche, automatische Messwertaufnahme.

Infolge der biochemischen Abbauprozesse im Reaktionsgefäß bildet sich Kohlendioxid. Durch die Adsorption des Kohlendioxid an Natronkalk-Plätzchen entsteht in dem geschlossenen System ein Unterdruck, der über einen Kontaktschluss im Manometer die elektrolytische Sauerstofffreisetzung aus Kupfersulfat bewirkt. Wenn der Ausgangsdruck wieder erreicht ist, wird die Elektrolyse gestoppt (HEERENKLAGE et al. 1998).

Wird normalerweise der Sauerstoffverbrauch innerhalb von 96 Stunden als Maß der biologischen Aktivität herangezogen, so sind zur Bestimmung der Langzeitaktivität deutlich größere Zeiträume notwendig; es wurde bei den daher eine Versuchsdauer von mindestens 500 Stunden, teilweise weit über 1000 Stunden gewählt.



- |   |                  |   |                           |
|---|------------------|---|---------------------------|
| A | Reaktionsgefäß   | 1 | Magnetrührer (optional)   |
| B | Sauerstoffzeuger | 2 | Feststoffprobe            |
| C | Druckindikator   | 3 | CO <sub>2</sub> -Absorber |
|   |                  | 4 | Druckindikator-Anschlüsse |
|   |                  | 5 | Elektrolyt                |
|   |                  | 6 | Elektroden                |
|   |                  | 7 | Registriergerät           |
|   |                  | 8 | Wasserbad                 |

Abb. 6.2: Versuchsanordnung zur Respirationmessung im Saproamat

Die Ergebnisse der Respirationmessung, der Sauerstoffverbrauch über die Zeit, können sowohl auf den Trockensubstanzgehalt (TS) als auch auf den organischen Trockensubstanzgehalt (oTS) bezogen werden. Die Atmungsaktivität gibt als Summenwert den Sauerstoffverbrauch über die Zeit an. Die Atmungsintensität gibt die Atmungsgeschwindigkeit, d.h. den Sauerstoffverbrauch pro Zeiteinheit, an:

Bezug:	Trockensubstanz	organische Trockensubstanz
• Atmungsaktivität	[mg O <sub>2</sub> / g TS]	[mg O <sub>2</sub> / g oTS]
• Atmungsintensität	[mg O <sub>2</sub> / (g TS * h)]	[mg O <sub>2</sub> / (g oTS * h)]

Zur Absicherung der Ergebnisse des Respirationstests wurden jeweils Doppelbestimmungen durchgeführt.

## **6.2 Lysimeterversuche in Deponiesimulationsreaktoren unter anaeroben Milieubedingungen**

Dienen die vorangegangenen Untersuchungsschritte hauptsächlich zur Charakterisierung der Abfallfeststoffproben, zur Bestimmung der maximal freisetzbaren Stoffpotenziale und der biologischen Restaktivität, so soll in den Deponie-Simulations-Reaktoren DSR das Emissionsverhalten der Siedlungsabfälle, wie es sich langfristig oder bei einer gezielten Beeinflussung im Deponiekörper entwickeln kann, nachvollzogen werden.

### **6.2.1 Versuchsaufbau, Einbau und Betrieb der DSR zur Simulation anaerober Milieubedingungen**

In Abbildung 6.3 ist der Versuchsaufbau mit einem Deponiesimulationsreaktor zur Beprobung von Abfallfeststoffproben unter anaeroben Milieubedingungen dargestellt. Der Metallbehälter als zentrales Element des Versuchsaufbaus besteht aus Stahl. Er wird mit einem Deckel, der verschraubt und mit einer Hypalon-Flachdichtung ausgestattet ist, gasdicht verschlossen. Im Deckel befinden sich mehrere Öffnungen, die mit Sperrhähnen versehen sind. Über sie wird das entstehende Deponiegas abgeleitet, um es nach Menge und Zusammensetzung bestimmen zu können. Weiterhin kann Wasser zugegeben werden, sowohl Frischwasser als auch Sickerwasser, das im Kreislauf geführt wird.

Im unteren Behälterbereich befindet sich ein Trennsieb auf einem Zwischenboden, so dass sich Sickerwasser im unteren Hohlraum sammeln kann und einem Pumpensumpf (2 Liter Zwischenspeicher mit integrierter Pumpe) zufließen kann. Das Umpumpen findet über eine Zeitschaltuhr in regelmäßigen Abständen statt.

Über ein Metallrohr an der Behälterwandung findet ein Druckausgleich zwischen Mülloberfläche und Sickerwassersammelraum statt.

Die Deponiesimulationsreaktoren wurden standardmäßig in einem auf 30°C klimatisierten Raum betrieben.

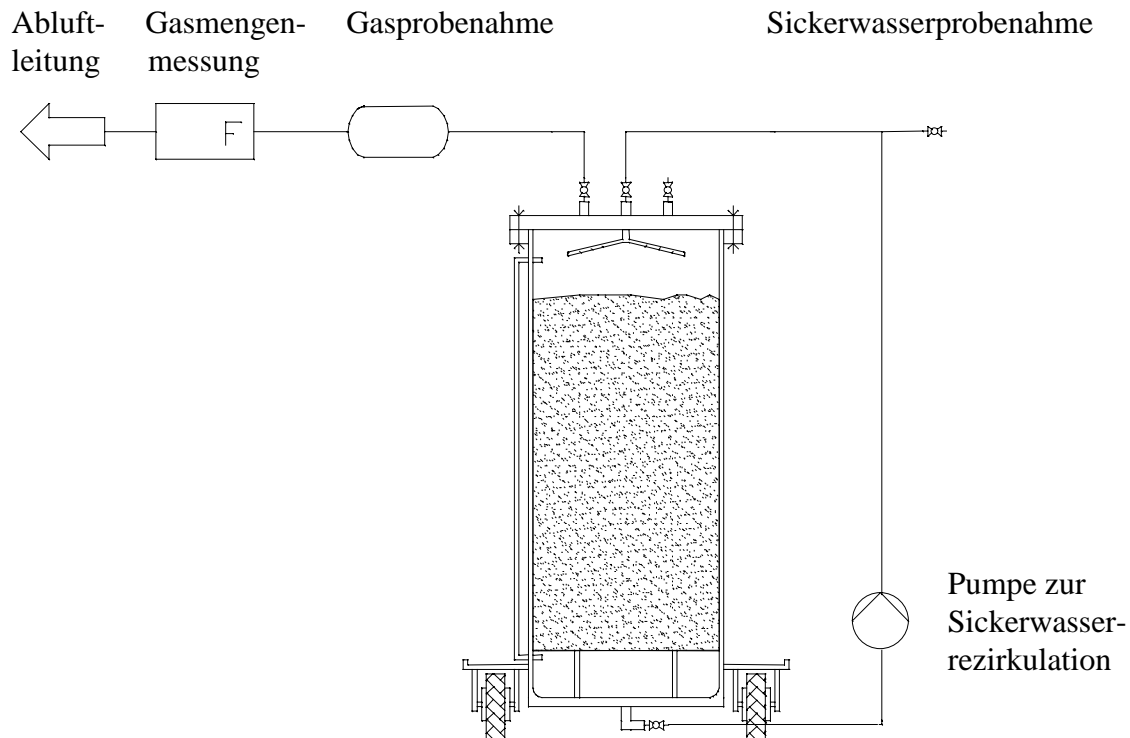


Abb. 6.3: Versuchsaufbau eines Deponiesimulationsreaktors DSR zur Simulation anaerober Milieubedingungen

Die Untersuchungen in den DSR bilden einen Schwerpunkt, da in den DSR die wesentlichen Abbauprozesse im Deponiekörper unter anaeroben und aeroben Bedingungen in zeitlich verkürzter Form simuliert werden können. Durch die Einstellung optimaler Randbedingungen und eine geeignete Versuchsdurchführung kann in den Deponiesimulationsreaktoren eine Beschleunigung der physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Prozesse bewirkt werden (STEGMANN, 1981, HEYER et al., 1997).

Da die DSR-Versuche ein zentrales Element für Laboruntersuchungen von Prozessen in Deponien bilden, wurden sie innerhalb des BMBF Verbundvorhabens „Deponiekörper“ in der Standardarbeitsvorschrift SAV 3 (EHRIG, 1997) vereinheitlicht, um eine Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Der SAV 3 sind weitere Einzelheiten zum Bau und Betrieb der DSR zu entnehmen.

## Einstellung des Wasserhaushalts

Die Einstellung des Wasserhaushalts in den Deponiesimulationsreaktoren hat einen entscheidenden Einfluss auf alle Prozesse, die sich während der Versuchsdauer entwickeln. Es wurde ein Wasserhaushalt gewählt, der mehreren – z.T. gegenläufigen - Zielsetzungen gerecht werden soll:

- Die Wasservolumina und die Wasserbewegungen sollen sich am Wasserhaushalt im Deponiekörper orientieren, um eine möglichst gute Übertragbarkeit der Versuche im Labormaßstab auf den Deponiekörper vornehmen zu können.
- Andererseits soll der Wasserdurchsatz in einem Maße gesteigert werden, dass Prozesse, die im Deponiekörper erst langfristig zu erwarten sind, im Deponiesimulationsversuch in überschaubaren Zeiträumen von mehreren Monaten bis wenigen Jahren nachvollzogen werden können. Hierbei handelt es sich insbesondere um die Mobilisierung schwer- und nicht abbaubarer organischer sowie anorganischer Abfallbestandteile, die unter verschiedenen Milieubedingungen von der Feststoffmatrix gelöst und über die Wasserphase ausgetragen werden können.
- Der erhöhte Wasserdurchsatz im DSR wurde weiterhin zur Überprüfung einer gezielten Beeinflussung der Prozesse im Deponiekörper durch gesteigerte Wasserzugabe („Flushing“-Konzept) durchgeführt.

Um im Deponiesimulationsreaktor freies Sickerwasser für diese Prozesse zu erhalten, wurde der Wassergehalt der eingebauten Abfallfeststoffe über deren maximale Wasserhaltekapazität  $w_{kmax}$  hinaus auf 50 % (Wassergehalt bezogen auf die Feuchtmasse) erhöht. Zugleich wurde eine interne Sickerwasserrezirkulation eingerichtet, um das Überschusswasser, das sich am Boden des Reaktors sammelt, auf der Oberfläche der Abfallsäule zu verrieseln. Für diese Rezirkulation und anschließende Perkolation wurde mehrmals täglich eine vorgegebene Menge Überschusswasser auf die Abfallsäule rückgeführt:

$$2 \text{ Rezirkulationen/Tag} * 2,5 \text{ Liter/Rezirkulation} = 5 \text{ Liter/Tag}$$

Bei einem durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt im DSR von 50 kg entspricht die tägliche interne Rezirkulationsrate 0,1 l/(kgTS\*d). In Analogie zum Deponiekörper würde dies in etwa dem Durchsickern des klimatisch gebildeten Sickerwassers durch die Ablagerungsschichten über die Deponiehöhe entsprechen.



Das wöchentlich zugegebene Frischwasser und das abgezogene Sickerwasser von jeweils 2 l würde der klimatischen Sickerwasserbildung bzw. dem Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis entsprechen:

$$2 \text{ l/Woche} = 104 \text{ l/a}$$

Bei einer Querschnittsfläche des Reaktors von  $0,12 \text{ m}^2$  entspricht dieses in etwa jährlich 870 mm Niederschlag, der ohne Verdunstung oder Oberflächenabfluss vollständig zur klimatischen Sickerwasserbildung beiträgt. Die klimatische Sickerwasserbildung liegt damit etwa dreimal höher, als sie bei vielen Deponien und Altablagerungen bestimmt wird.

Deutlich abweichender von realen Deponieverhältnissen ist dagegen das Verhältnis der pro Zeiteinheit zugegebenen Wasservolumina bezogen auf die Feststoffmasse der Abfälle. Wie Abbildung 6.4 verdeutlicht, ist dieses Verhältnis im Versuch etwa zwei Größenordnungen höher als in deutschen Deponien unter durchschnittlichen klimatischen Bedingungen. Auf die gewählten Annahmen für die Deponiebedingungen wird bei der Übertragung der Ergebnisse der DSR-Versuche auf die Deponieverhältnisse noch näher eingegangen.

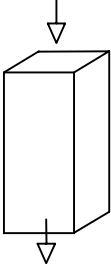
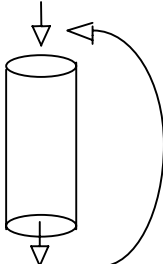
Deponieausschnitt	Deponiesimulationsreaktor DSR
Niederschlag: 750 mm/a	Austauschwasser: 104 l/a = 870 mm/a
Fläche: 1 m <sup>2</sup> Höhe: 20 m Trocken- dichte: 0,75 Mg/m <sup>3</sup>	Sickerwasserkreis- laufführung
	
Abfallmasse: 15.000 kg (Trockenmasse)	Abfallmasse: 50 kg (Trockenmasse)
Sickerwasserabfluss: 40 % vom Niederschlag = 300 mm/a = 300 l/a	entnommene Sickerwassermenge zur Analyse: 104 l/a = 870 mm/a
⇒ <b>spezifische jährliche Sickerwassermengen <math>Q_{TS}</math> [l/(kgTS*a)]:</b>	
Deponie: $Q_{TS} = \frac{300l}{15.000kg*a} = 0,020 \frac{l}{kg*a}$	DSR: $Q_{TS} = \frac{104l}{50kg*a} = 2,08 \frac{l}{kg*a}$
Wasseraustauschrate: Beschleunigungsfaktor $\frac{DSR}{Deponie} = \frac{2,08}{0,020} = 104$	
Summe des Sickerwasserabflusses = Wasser/Feststoff-Verhältnis (W/F) = $Q_{TS} * t$ [l/kgTS]	
Zeitspanne t bis zum Erreichen von (W/F) = 1 l/kg TS: $t = \frac{(W/F)}{Q_{TS}}$	
Deponie: $t = \frac{1 l/kgTS}{0,020 l/(kgTS*a)} = 50a$	DSR: $t = \frac{1 l/kgTS}{2,08 l/(kgTS*a)} = 0,48a$

Abb. 6.4: Vergleich des Wasserdurchsatzes in einer Deponie und im Deponiesimulationsreaktor (DSR) (nach HÖRING et al., 1996)

Zur Beschreibung der Emissionen über den Wasserpfad werden in regelmäßigen Abständen DSR-Sickerwasserproben auf ihre Zusammensetzung untersucht.

### 6.3 Feststoffprobenahmen auf Abfallablagerungen

Um Materialien für die Laboruntersuchungen zu gewinnen, wurden zahlreiche Feststoffprobenahmen auf sechs Deponien und Altablagerungen vorgenommen. Die Feststoffproben wurden z.T. bei Gasbrunnen- und Erkundungsbohrungen gewonnen, z.T. bei Aufgrabungen und Erkundungsschürfen. Wenn die beprobten Abfallablagerungen im folgenden als „Deponien“ bezeichnet werden, so können sie gemäß TA Siedlungsabfall (1993) als „Altdeponie“ bzw. nach der Definition des Rates der Sachverständigen für Umweltfragen (SRU, 1990) als „Altablagerung“ differenziert werden.

#### 6.3.1 Abfallablagerung A

Die Deponie A in Nordrhein-Westfalen wurde bereits 1969 als Haldendeponie in einer ehemaligen Tongrube angelegt. Das Einzugsgebiet bestand zunächst nur aus einer Stadt, bevor 1975 der gesamte Landkreis mit etwa 190.000 Einwohnern angeschlossen wurde. Die Deponiefläche beträgt 15,4 ha, das Gesamtvolumen 1,37 Mio. m<sup>3</sup> (UBA, 1994), wovon bis Ende 1995 etwa 1,03 Mio. m<sup>3</sup> verfüllt wurden. Die mittlere Deponiehöhe liegt bei etwa 20 m.

Nach Angaben des Deponiebetreibers bestand der angelieferte Abfall durchschnittlich zu 80 % aus Siedlungsabfällen und zu 20 % aus Gewerbeabfällen. Beispielhaft ergab die Zusammensetzung der 1987 angelieferten 153.000 Mg Abfälle auf der Deponie A:

- |                                  |            |
|----------------------------------|------------|
| • Hausmüll                       | 38 Masse-% |
| • Gewerbeabfall                  | 17 Masse-% |
| • Bauabfälle                     | 26 Masse-% |
| • produktionsspezifische Abfälle | 10 Masse-% |
| • Sperrmüll                      | 2 Masse-%  |
| • organische Abfälle             | 4 Masse-%  |
| • kontaminierter Boden           | 1 Masse-%  |

Eine Basisabdichtung ist nur auf den neueren Erweiterungsflächen vorhanden. Das gefasste Sickerwasser wird seit 1995 in einer Sickerwasserbehandlungsanlage gereinigt. Eine Deponiegasfassungs- und Verwertungsanlage befand sich zum Zeitpunkt der Feststoffprobenahmen in

Bau. Die Abdeckung bestand aus bindigem Bodenaushub von einigen Dezimetern Schichtstärke.

Im März 1994 und im Juni 1995 wurden jeweils Gasbrunnenbohrungen auf zwei verfüllten Deponieabschnitten der Deponie A niedergebracht. Dabei wurden Feststoffproben aus verschiedenen Ablagerungshorizonten und verschiedenen Ablagerungszeiträumen (1977 - 1989) gewonnen. Die entnommenen Abfallfeststoffproben des südlichen Kernbereichs lagerten zwischen 5 und 14 Jahren im Deponiekörper, während der beprobte Randabschnitt des westlichen Hangbereichs im Schüttabschnitt I mit Ablagerungszeiträumen von überwiegend 15 bis 18 Jahren etwas älter war (siehe Tabelle 6.1).

### **6.3.2 Abfallablagerung B**

Die Abfallablagerung B, eine Altablagerung in Nordrhein-Westfalen, wurde 1955 als Grubendeponie auf dem Gelände eines ausgebeuteten Braunkohletagebaus angelegt und bis 1983 betrieben. Die gesamte Ausdehnung umfasst ca. 45 ha mit einem Ablagerungsvolumen von 5,4 Mio. m<sup>3</sup>. Die Ablagerungsmächtigkeiten betragen 16 - 28 m. Lediglich 3 ha verfügen über eine Sickerwasserfassung und Basisabdichtung (WIRTZ et al., 1997). Der Deponiekörper wird seit 1986 über 53 vertikale Gasbrunnen entgast, das gefasste Deponiegas wird verstromt. Auf der Deponie wurden vorwiegend Hausmüll, Gewerbeabfälle, Bauschutt, Bodenaushub, Klär- und Industrieschlämme sowie Aschen (Hausbrand) abgelagert.

Auf der Deponie B wurden im November 1995 Erkundungsbohrungen vorgenommen, wobei aus zwei Erkundungsbohrungen Feststoffproben aus dem Ablagerungszeitraum 1962 - 1968 für die weiterführenden Untersuchungen entnommen wurden. Der untersuchte ältere Deponieabschnitt verfügt über keinerlei Basisabdichtung oder Sickerwasserfassung. Der Schichten- aufbau stellt sich wie folgt dar:

- ca. 3 m Abdeckschicht aus bindigem Material (Aushubboden) mit Bewuchs
- Abfallablagerung von ca. 1980
- ca. 0,5 m Zwischenabdeckung aus bodenähnlichem Material
- Abfallablagerung von etwa 1960 bis 1970

### 6.3.3 Abfallablagerung C

Die Deponie C in Niedersachsen wird seit 1974 als Haldendeponie in drei Abschnitten betrieben; sie hat eine planfestgestellte Gesamtfläche von 50 ha und ein Volumen von 4,0 Mio. m<sup>3</sup> (UBA, 1994). Die Basisabdichtung ist teilweise als Kombinationsdichtung ausgeführt.

Im März 1993 wurde eine Gasbrunnenbohrung im Verfüllabschnitt „Mitte“ (19 ha, keine Basisabdichtung, Betriebsbeginn Juli 1974) begleitet, wo Feststoffproben aus 10 m und 14 m Ablagerungstiefe gewonnen werden konnten. Das Ablagerungsalter konnte aufgrund von Befragungen zu etwa 10 Jahren angenommen werden.

In Tabelle 6.1 sind Kenndaten der beprobten Deponieabschnitte der Standorte A, B und C zusammengestellt. Die Feststoffprobenahme erfolgte bei diesen drei Standorten schwerpunktmäßig im Hinblick auf die weiterführenden Laboruntersuchungen in den Deponiesimulationsreaktoren.

Tab. 6.1: Kenndaten der beprobten Deponieabschnitte A, B und C

Deponieabschnitt	A		B	C
	Kernbereich	Randbereich		
<b>Status</b>	Altdeponie	Altdeponie	Altablagerung	Altdeponie
<b>Deponietyp</b>	Haldendeponie	Haldendeponie	Grubendeponie	Haldendeponie
<b>Gesamtfläche</b>	15,4 ha		45 ha	50 ha
<b>Gesamtvolumen</b>	1,37 Mio. m <sup>3</sup>		5,4 Mio. m <sup>3</sup>	4,0 Mio. m <sup>3</sup>
<b>Gesamtlaufzeit</b>	1969 - ~2005		1955 - 1983	1974 - ~2005
<b>Ablagerungszeitraum im beprobten Deponieabschnitt</b>	1980 – 1989	1977 - 1980	1960 - 1970	1974 - 1993
<b>Probenahmezeitpunkt</b>	März 1994	Juni 1995	November 1995	März 1993

#### **6.3.4 Abfallablagerung D**

Auf der Grundlage der Beprobungen der Abfallablagerungen A, B und C und der weiterführenden Laboruntersuchungen der Feststoffproben wurden weitere drei Abfallablagerungen untersucht. Neben den Feststoffuntersuchungen lag der Schwerpunkt bei diesen Untersuchungen in der Beeinflussung des Emissionsverhaltens des Deponiekörpers im technischen Maßstab. Durch in situ Belüftungsmaßnahmen unmittelbar im Deponiekörper sollten die Möglichkeiten zur beschleunigten Stabilisierung der Ablagerungen D, E und F überprüft werden.

Die Altdeponie D in Niedersachsen wurde ursprünglich als Sandgrube genutzt. Auf einer Fläche von 2,33 ha wurde Sand bis zu einer Tiefe von maximal 3 m unter Geländeoberkante (GOK) abgebaut. Mitte der sechziger Jahre wurde der Sandabbau aufgrund von zeitweise zutretendem Grundwasser eingestellt. In der Folgezeit wurden Abfälle aus dem Gemeindegebiet in der Sandgrube abgelagert, hauptsächlich Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und Bauschutt. Auf einer Fläche von insgesamt 3,2 ha wurden 220.000 m<sup>3</sup> abgelagert. Der Betrieb der Deponie endete im Oktober 1987. Die Altdeponie D verfügt weder über eine Basisabdichtung, eine Deponiegaserfassung noch über eine qualifizierte Oberflächenabdeckung.

#### **6.3.5 Abfallablagerung E**

Die Altablagerung E in Bayern wurde im Zeitraum von 1935 bis 1967 als „Schuttgrube“ betrieben. Sie weist bei einer Gesamtfläche von 8,2 ha und einer maximalen Ablagerungsmächtigkeit von 8 m ein Gesamtvolumen von ca. 320.000 m<sup>3</sup> auf. Es wurden Bauschutt, Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbe- und Industrieabfälle sowie industrielle Schlacken und Galvanikschlämme abgelagert. Die Mächtigkeit der nach Verfüllende in den Folgejahren aufgebracht, nicht qualifizierten Oberflächenabdeckung reicht von wenigen Dezimetern bis zu mehreren Metern.

### 6.3.6 Abfallablagerung F

Die Deponie F in Brandenburg wurde 1976 in einer ehemaligen Kiesgrube ohne Basisabdichtung angelegt und bis Ende 1998 vorwiegend mit Hausmüll und Bauschutt verfüllt. Das Ablagerungsvolumen wird zu ca. 700.000 m<sup>3</sup> abgeschätzt, die gesamte Ablagerungsfläche beträgt 6 ha, die maximale Ablagerungshöhe 16 m. Eine Abdeckung war zum Zeitpunkt der Feststoffprobenahme noch nicht erfolgt.

Die Deponie F weist wie viele ostdeutsche Deponien, die nach 1990 weiterbetrieben wurden, die typische Schichtung eines oberen, jüngeren Abfallkörpers mit Abfällen „westdeutscher“ Prägung auf einem älteren unteren Deponieabschnitt mit überwiegend mineralischen Anteilen auf.

Tabelle 6.2 fasst die Kenndaten der beprobten Deponieabschnitte der Standorte D, E und F zusammen. Die Feststoffprobenahme erfolgte jeweils zur Beurteilung des Deponiekörpers vor dem Beginn der Belüftungsversuche zur in situ Stabilisierung.

Tab. 6.2: Kenndaten der beprobten Deponieabschnitte D, E und F

Deponieabschnitt	D	E	F
<b>Status</b>	Altdeponie	Altablagerung	Altdeponie
<b>Deponietyp</b>	Gruben-/ Haldendeponie	Grubendeponie	Gruben-/ Haldendeponie
<b>Gesamtfläche</b>	3,2 ha	8,2 ha	6,0 ha
<b>Gesamtvolumen</b>	220.000 m <sup>3</sup>	320.000 m <sup>3</sup>	700.000 m <sup>3</sup>
<b>Gesamtlaufzeit</b>	ca. 1965 – 1987	1935 – 1967	1976 – 1998
<b>Ablagerungszeit- raum im beprobten Deponieabschnitt</b>	ca. 1980 - 1987	ca. 1955 – 1965	1990 – 1996
<b>Probenahme- zeitpunkt</b>	Oktober 1998	August 1999	Juli 1999

In Tabelle 6.3 ist zusammengestellt worden, welche Untersuchungen an den Feststoffproben der sechs Abfallablagerungen vorgenommen wurden.

Tab. 6.3: Untersuchungsprogramm der Feststoffproben der sechs Abfallablagerungen A - F

<b>Deponieabschnitt</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
<b>Untersuchung</b>						
<b>Chemisch-physikalische Feststoffuntersuchungen</b>	■	■	■	■	■	■
<b>Auslaugversuche</b>	■	■		■		
<b>Respirationstests</b>	■	■		■	■	■
<b>Deponiesimulationsreaktoren DSR</b>	■	■	■	■		

An den Abfallablagerungen D, E und F sind zusätzliche Untersuchungen zur Belüftung des Deponiekörpers vorgenommen worden (siehe Kapitel 14).



## **7 Charakterisierung der untersuchten Abfallproben**

### **7.1 Chemisch-physikalische Feststoffuntersuchungen**

#### **7.1.1 Wassergehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit**

In den Tabellen A7.1 – A7.6 im Anhang A werden die Ergebnisse für alle untersuchten Parameter der Feststoffproben aus den sechs Ablagerungen A – F (Tab. 6.1 und 6.2) aufgeführt. Die Bestimmung der Wassergehalte, pH-Werte und Leitfähigkeiten in Abbildung 7.1 ergibt folgende Charakterisierung:

- Die große Anzahl der Wassergehalte ( $w_{\text{Entn.}}$ ) zwischen 25 % und 40 % (Mittelwert 29,1 %) zum Zeitpunkt der Feststoffentnahme deuten auf ausreichende bis gute Milieubedingungen zum biologischen Abbau der organischen Anteile hin. Die am Bohrloch häufig gemessenen Temperaturen zwischen 30°C - 40°C bei Deponie A, die dem mesophilen Bereich zuzuordnen sind, bestätigen die biologische Aktivität in den beiden untersuchten Deponiebereichen dieses Standorts.
- Andererseits liegen etwa 1/3 aller Wassergehalte unter 25 %, insbesondere bei den Ablagerungen E und F, was im Wesentlichen auf folgende Randbedingungen zurückzuführen ist:
  - Die Abfälle waren wie bei der Deponie F zum Zeitpunkt des Einbaus sehr trocken. Dort kam es trotz einer weitgehend offenen Ablagerungsfläche klimatisch bedingt nur zu einer geringfügigen Erhöhung der Wassergehalte, da der Deponiestandort in einem niederschlagsarmen Gebiet liegt.
  - Die Abfälle der Altablagerung E lagerten teilweise unter einer mächtigen Oberflächenabdeckung und wiesen aufgrund ihres z.T. geringen Gehaltes an Organik nur eine geringe Wasserspeicherkapazität auf.
- Besonders hohe oder niedrige Wassergehalte sind oberhalb und unterhalb von lokalen Einstauhohizonten im Deponiekörper festzustellen (Dep. D).
- Die pH-Werte, die überwiegend zwischen 7 und 8,5 liegen, sind typisch für Abfälle, die sich in der Methanphase befinden.
- Die Leitfähigkeiten liegen überwiegend zwischen 0,5 und 3 mS/cm. Eine Feststoffprobe der Deponie F ist mit über 6 mS/cm einer industriellen Abfallcharge zuzuordnen.

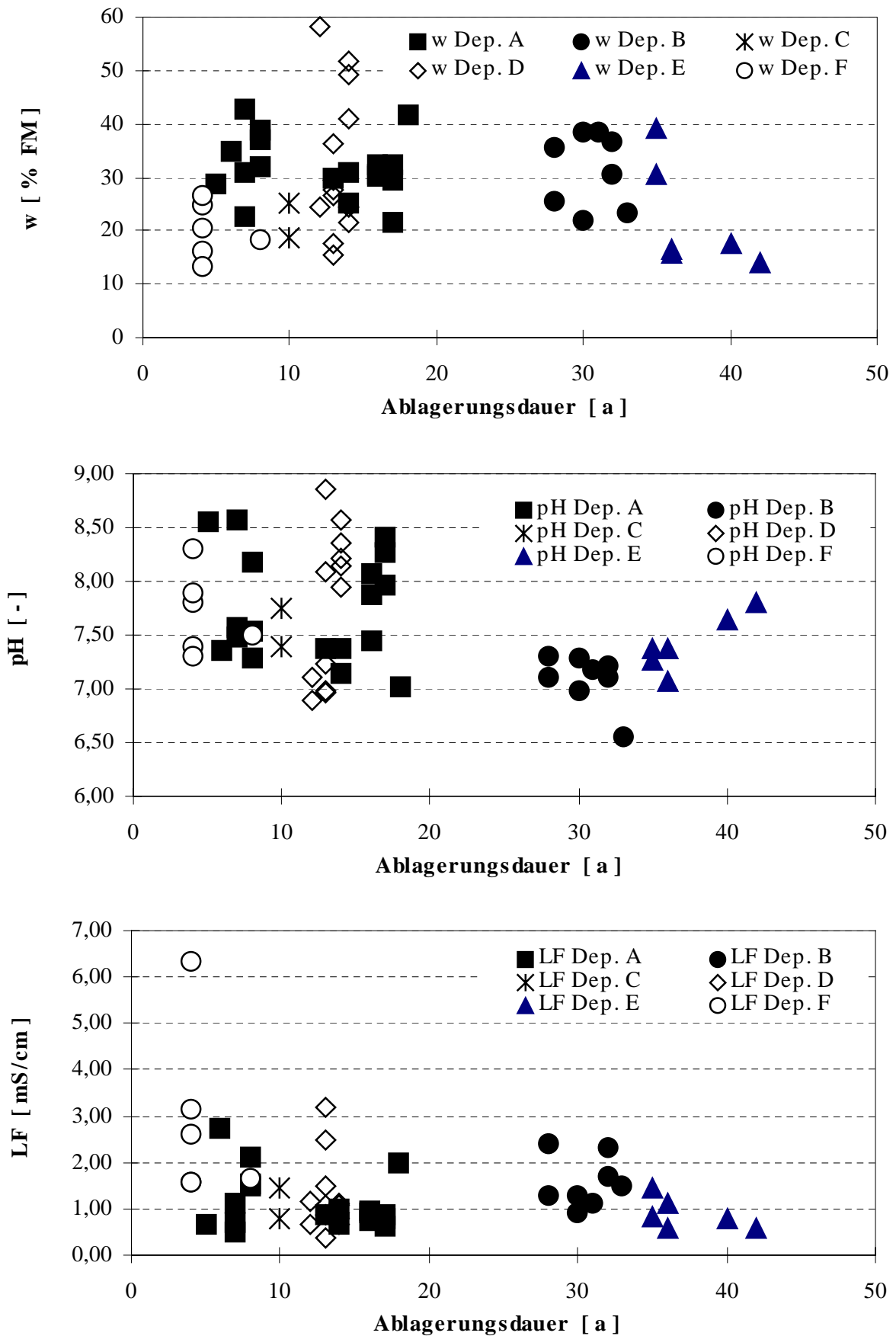


Abb. 7.1 Wassergehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit der Feststoffproben der Ablagerungen A - F über die Ablagerungsdauer

### 7.1.2 Glühverlust-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt

Im Vergleich zu frischem Hausmüll erfolgt eine Abnahme der biologisch verfügbaren Abfallanteile während der Ablagerung. In Abbildung 7.2 sind die organischen Anteile der Feststoffproben, bestimmt als Glühverlust und Kohlenstoffgehalt, sowie die Stickstoffgehalte über die Ablagerungsdauer aufgetragen. Zusätzlich wurden die Wertebereiche von frischen Abfallproben („Frischmüll“), wie sie in den achtziger Jahren häufig bestimmt wurden, eingefügt (HEYER, 1992). Die Ergebnisse lassen zwar eine Abnahme der organischen Abfallfraktion und tendenziell auch der Stickstoffgehalte erkennen, sie weisen allerdings eine große Streuung auf:

- Für die Deponie A ist die deutliche Abnahme des Glühverlust- und Kohlenstoffgehalts gegenüber den wahrscheinlichen Einbaugeshalten („Frischmüll“) festzustellen.
- Einige sehr geringe Glühverlust- und Kohlenstoffgehalte von Feststoffproben der Deponie A treten bevorzugt wenige Meter unterhalb der Deponieoberfläche auf. Es ist zu vermuten, dass diese Ablagerungsschichten länger aeroben Abbauprozessen und damit beschleunigteren Abbauprozessen ausgesetzt waren als die tieferen Schichten.
- Auf der Deponie B, einer Altablagerung aus den sechziger Jahren, ergibt sich ein anderes Bild für den Gehalt an Restorganik. Möglicherweise wurden dort Abfälle aus dem gewerblichen Bereich mit einem höheren Anteil schwerabbaubarer organischer Bestandteile abgelagert. Zudem stand in einigen Ablagerungshorizonten über längere Zeiträume u.U. nicht ausreichend Feuchtigkeit zur Verfügung, so dass die Abbauprozesse verzögert abliefen und organische Anteile zudem nicht über den Wasserpfad ausgetragen werden konnten. Zum Zeitpunkt der Probenahme waren die organischen Anteile wie die Stickstoffgehalte demnach noch größer als erwartet.
- Die Organik- und Stickstoffanteile der beiden Feststoffproben aus Deponie C sind vergleichsweise gering. Neben einem umfassenden biologischen Abbau während der etwa 10 Jahre Ablagerungsdauer trägt eine Vermischung der Siedlungsabfälle mit Erdaushub, der ca. 1/3 der abgelagerten Masse ausmacht, zu diesen geringen Gehalten bei.
- Die Abfallfeststoffproben der Altdeponie D weisen bei unterschiedlichen Anteilen der Organik geringe Stickstoffgehalte auf.

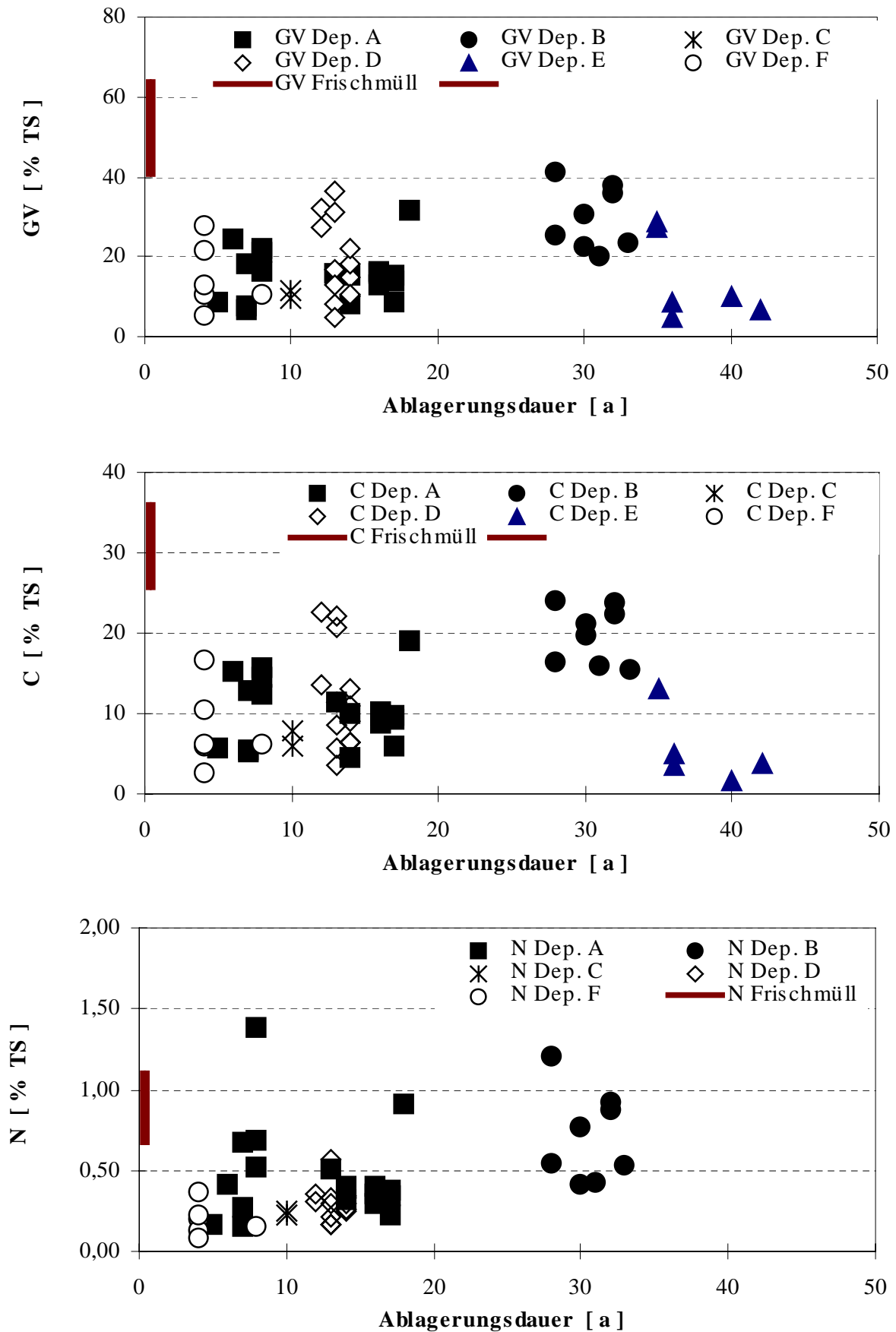


Abb. 7.2: Glühverlust-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Feststoffproben der Ablagerungen A - F über die Ablagerungsdauer

- Die Feststoffproben der ostdeutschen Deponie F weisen vergleichsweise geringe Organik- und Stickstoffgehalte auf, was darauf zurückgeführt werden kann, dass die Abfallzusammensetzung zum Zeitpunkt der Ablagerung einen höheren mineralischen Anteil enthielt: zu Beginn der neunziger Jahre war der Hausmüll „westdeutscher Prägung“ mit einem höheren Anteil an Sperrmüll sowie Bauschutt und Bauabfällen aus der Renovierung versetzt.

Bei dem Vergleich der Ist-Zustände der Abfallfeststoffproben zum Zeitpunkt der Probenahme mit der vermutlichen Ausgangsbeschaffenheit bei der Ablagerung ist folgender Sachverhalt zu berücksichtigen:

Infolge der biochemischen Abbauprozesse kommt es je nach Ablagerungsdauer bzw. Abbaugrad zu Masseverlusten, d.h. die Bezugsbasis „% TS“ verändert sich. Von den durchschnittlich 53 Masse-% an Organik zu Beginn der Ablagerung können langfristig etwa 40 Masse-% umgesetzt werden, die den Deponiekörper hauptsächlich als gasförmiges Methan und Kohlendioxid verlassen (HEYER, 1992). Dieser Masseverlust verursacht eine relative Aufkonzentrierung der schwer- und nicht abbaubaren sowie anorganischen Bestandteile, welche nicht oder nur in geringem Maße über die Wasserphase emittiert werden. Abbildung 7.3 veranschaulicht diesen Sachverhalt. Bei Potenzial- oder Frachtenbetrachtung ist zu berücksichtigen, dass dieser Masseverlust zu einem Fehler führen kann, der ggf. mathematisch auszugleichen ist, wie folgendes Beispiel zeigt:

- Der Glühverlust eines Hausmülls betrage zum Zeitpunkt der Ablagerung („Frischmüll“) 50 %, d.h. bezogen auf die abgelagerte Tonne Mülltrockensubstanz enthält sie 500 kg Organik.
- Bis zum Zeitpunkt der Probenahme wird ein Abbau von 80 % der 500 kg Organik angenommen.
- ➔ Bezogen auf die ursprüngliche Tonne Abfall beträgt der organische Abfall noch 10 Masse-% (100 kg Organik auf ursprünglich 1000 kg TS).
- ➔ Die 100 kg Restorganik sind aber zum Zeitpunkt der Probenahme in 600 kg Mülltrockensubstanz verteilt, da 400 kg Organik abgebaut und ausgetragen wurden. Der Glühverlust wird folglich zu  $100/600 = 16,7$  Masse-% TS (da TS zum Zeitpunkt der Probenahme) bestimmt.
- ➔ Der anorganische Anteil ist von ursprünglich 50 Masse-% (500 kg / 1000 kg) zum Zeitpunkt der Ablagerung auf 83,3 Masse-% (500 kg / 600 kg) zum Zeitpunkt der Feststoffprobenahme angewachsen, wenn der Austrag der Anorganik über den Wasserpfad vernachlässigt wird.

Sämtliche Ergebnisse werden bis auf die Referenzwerte des Frischmülls auf den Trockensubstanzgehalt zum Zeitpunkt der Feststoffprobenahme bezogen. Trotz des unterschiedlichen Massebezugs bei der Feststoffanalytik können die Ergebnisse wie in Abbildung 7.2 miteinander verglichen werden. Auch die grundsätzlichen Aussagen und Schlussfolgerungen bleiben davon unberührt, zumal es bei der Charakterisierung der Feststoffe weniger um exakte Einzelwerte als vielmehr um die Tendenzen von Ergebnisgruppen geht, welche sich z.B. durch die ausgeprägte Streuung ausdrücken. Bedeutsam ist dieser Sachverhalt bei Parametern wie dem Stickstoff, der in Abbildung 7.2 nur eine geringfügige Abnahme gegenüber dem Einbaugesamt zeigt. Infolge des Abbaus von organischer Substanz kommt es zwar auch zur Mobilisierung von Stickstoff, der allerdings i.a. nur über die Wasserphase ausgetragen werden kann. Mit dem einhergehenden Masseverlust kommt es daher zur relativen Aufkonzentrierung der langsamer oder nicht abbaubaren oder mobilisierbaren Inhaltsstoffe wie dem Stickstoff.

### 7.1.3 Biologisch verfügbare Anteile – „korrigierter Glühverlust“

Der Glühverlust als Maß der organischen Anteile setzt sich hauptsächlich aus biologisch verfügbaren Bestandteilen, schwer abbaubaren Bestandteilen und nicht abbaubaren Kunststoffen zusammen. Um weitergehende Erkenntnisse zu den Gehalten biologisch verfügbarer Organik der Feststoffproben zu erhalten, wurde an Feststoffproben der Ablagerungen A und B der „korrigierte“ Glühverlust bestimmt.

Abbildung 7.3 zeigt beispielhaft den „korrigierten“ Glühverlust, die Summe aus leicht und mittelschwer abbaubaren organischen Anteilen, zusammen mit den schwer bzw. nicht abbaubaren und anorganischen Anteilen.

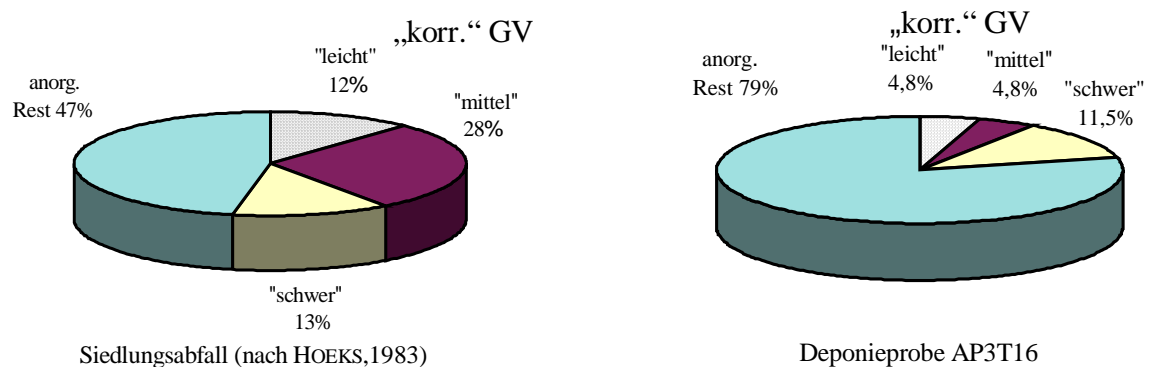
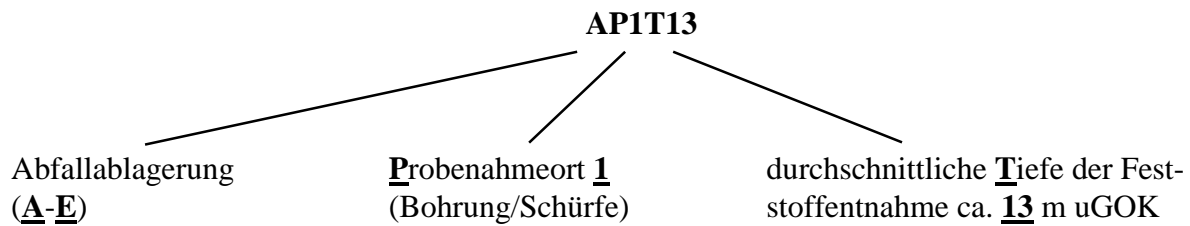


Abb. 7.3: Org. und anorg. Bestandteile bei frischem Siedlungsabfall und einer Feststoffprobe aus Deponie A (AP3T16) nach 8 Jahren Ablagerungsdauer

Anmerkung zur Probenbezeichnung: Die Bezeichnung der Proben der Ablagerungen A – E erfolgt getrennt nach Standort, Bohrung/Schürfe und durchschnittlicher Ablagerungstiefe, z.B.:



Der Vergleich zwischen einer Siedlungsabfallprobe zum Zeitpunkt der Ablagerung (HOEKS, 1983) und einer Feststoffprobe nach 8 Jahren Ablagerungsdauer im Deponiekörper zeigt die deutliche Abnahme der leicht und mittel abbaubaren Substanzen, während sich der schwer abbaubare Anteil nur geringfügig verändert. Infolge des Massenverlustes durch die biologischen Abbauprozesse steigt der relative Anteil der anorganischen Abfallbestandteile an.

In Abbildung 7.4 sind die Ergebnisse für den „korrigierten“ Glühverlust von drei beprobten Deponieabschnitten über den Ablagerungszeitraum im Deponiekörper aufgetragen. Zusätzlich ist der „modellhafte“ Verlauf der Abnahme des korrigierten Glühverlusts eingetragen, wie er bei kontinuierlichen biologischen Umsetzungsprozessen ohne Limitierung, z.B. durch Wassermangel, im Deponiekörper zu erwarten wäre. Die modellierte Verlaufskurve ergibt sich aus den folgenden Annahmen (und nicht aus den Ergebnissen der Feststoffanalysen):

- Der „korrigierte“ Glühverlust liegt zu Beginn der Ablagerung in einem Schwankungsbereich zwischen 32 und 48 %TS (KLASMEIER, 1996). Langfristig können ca. 90 % des korrigierten Glühverlusts biologisch umgesetzt werden:

$$GV_{\text{korr.}}(t) = GV_{0\text{korr.}} * (0,1 + 0,9 * e^{-k*t}) \quad (\text{Gleichung 7.1})$$

mit:

$GV_{\text{korr.}}(t)$  = korrigierter Glühverlust zur Zeit t [% TS]

$GV_{0\text{korr.}}$  = korrigierter Glühverlust zu Beginn der Ablagerung [% TS]

min.  $GV_{0\text{korr.}}$  = 32 % TS

max.  $GV_{0\text{korr.}}$  = 48 % TS

k = Abbaukonstante =  $\ln 2 / T_{1/2}$  [1/a]

$T_{1/2}$  = Halbwertszeit [a]

t = Ablagerungsdauer [a]

- Exponentieller Verlauf der Abbauprozesse mit einer mittleren Halbwertszeit  $T_{1/2}$  von 6 Jahren.

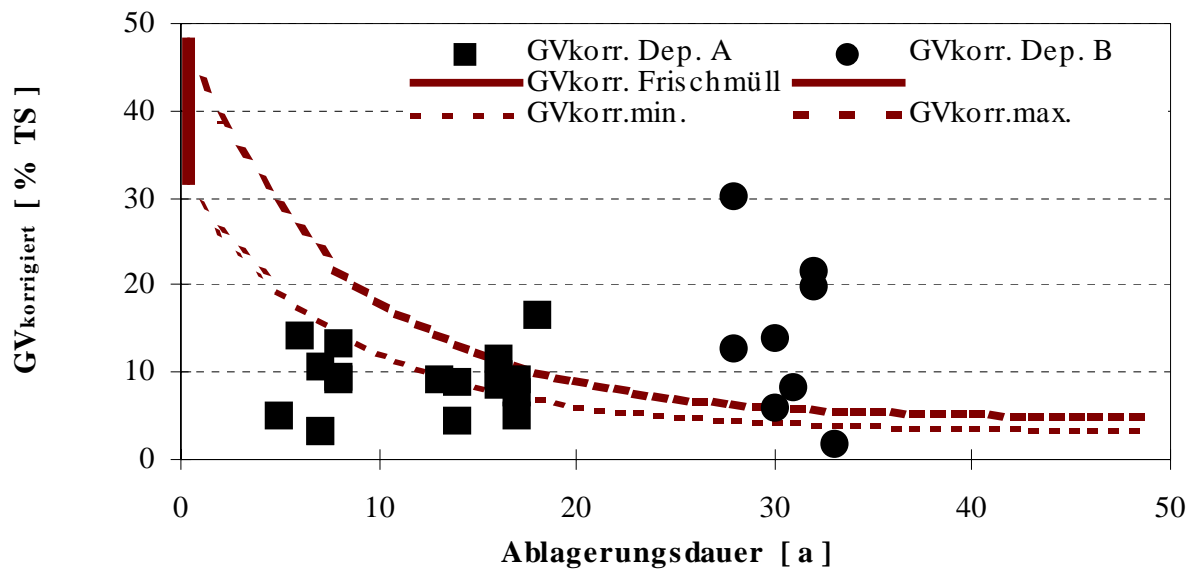


Abb. 7.4: „Korrigierte“ Glühverlustgehalte der Abfallfeststoffproben aus Ablagerung A und B im Vergleich zur modellierten Abnahme über die Ablagerungsdauer

Der Vergleich der Ergebnisse mit dem modellierten Verlauf zeigt:

- Für die Feststoffproben der Deponie A ist die deutliche Abnahme des korrigierten Glühverlustes gegenüber den wahrscheinlichen Einbagehalten festzustellen. Die Abnahme verläuft teilweise sogar schneller als es nach dem modellierten Abbau unter den gewählten Annahmen zu erwarten wäre.
- Auf der Deponie B streuen die Gehalte an biologisch verfügbarer Restorganik wie beim Parameter Glühverlust. Mehrere Feststoffproben haben allerdings einen geringen „korrigierten“ Glühverlustgehalt bei erhöhtem „normalen“ Glühverlust, was wie bereits erläutert auf Abfallablagerungen aus dem gewerblichen Bereich mit einem höheren Anteil schwerabbaubarer organischer Bestandteile hindeutet.



#### 7.1.4 Schwermetallgehalte der Feststoffproben

Die Mobilität von Schwermetallen in der Abfallmatrix und ihr toxisches Potenzial wird von den Milieubedingungen beeinflusst. Folglich kann eine Beeinflussung der Milieubedingungen z.B. zur Beschleunigung von Stabilisierungsprozessen Auswirkungen auf die Mobilität der Schwermetalle haben.

In Abbildung 7.5 sind die Schwermetallgehalte der Feststoffproben der Deponien A und B nach der Entnahme aus dem Deponiekörper über die Ablagerungsdauer aufgetragen. Zum Vergleich sind die zulässigen Schwermetallkonzentrationen für Klärschlamm nach der Klärschlammverordnung und die Konzentrationen nach der „Richtwerte 80“ - Liste, die anzeigt, bei welchen Gehalten im Boden normalerweise keine negativen Folgen für Ökosysteme, für Pflanzen, Menschen und Tiere auftreten, eingetragen (KLOKE, 1993).

Die Ergebnisse zeigen:

- Es besteht kein ausgeprägter Zusammenhang zwischen den Schwermetallgehalten und der Ablagerungsdauer, da unter reduzierenden anaeroben Bedingungen nur geringe Schwermetallanteile in die Wasserphase mobilisiert werden können. Bei Arsen, Cadmium, Quecksilber und Zink weisen die älteren Abfallproben der Altablagerung B sogar etwas höhere durchschnittliche Konzentrationen auf als die der Deponie A, was möglicherweise auf die Ablagerung von Industrieabfällen zurückgeführt werden kann.
- Die Parameter Blei, Zink und Cadmium liegen in Konzentrationsbereichen vor, wie sie bei Schwermetalluntersuchungen an frischem Hausmüll aus zwei Gebietskörperschaften ermittelt wurden (BIDLINGMAIER, 1990). Für Kupfer, besonders aber Nickel und Chrom, wurden dagegen deutlich höhere Gehalte bestimmt, was wie erwähnt auf die gemeinsame Ablagerung mit industriellen Abfällen hindeuten könnte.
- Die Gehalte an Cadmium, Quecksilber und Arsen liegen in den geringen Konzentrationsbereichen, wie sie für Kulturböden („Richtwerte 80“) gefordert werden.
- Die übrigen Parameter weisen insgesamt erhöhte Konzentrationsbereiche auf. Einzelwerte erreichen z.T. die zulässigen Obergrenzen für Klärschlamm bei der Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Zwar gibt es einige Überschreitungen, die aber nur geringfügig sind bzw. als nicht repräsentative „Ausreißer“ betrachtet werden können.

- Bezüglich der Parameter Blei, Chrom, Zink, Kupfer und Nickel ist demnach zwar ein umweltrelevantes Schadstoffpotenzial in den Abfallstoffen vorhanden, wie es allerdings bei der Ausbringung von Klärschlamm, die eine unmittelbare Beeinflussung der Naturkreisläufe und der Nahrungskette nach sich zieht, akzeptiert wird. Zudem hängt die Umweltrelevanz entscheidend von der Mobilisierbarkeit der Schwermetalle ab, die bei der Deponierung relativ gering ist. Die anaeroben Milieubedingungen und die dauerhafte Fixierung wie z.B. in stabilen Huminstoffverbindungen bewirken eine dauerhafte Festlegung der Schwermetalle. Das umwelt- bzw. schadstoffrelevante Emissionsgeschehen von Deponien wird unter anaeroben Milieubedingungen deshalb nur in geringem Maße von den Schwermetallen bestimmt.

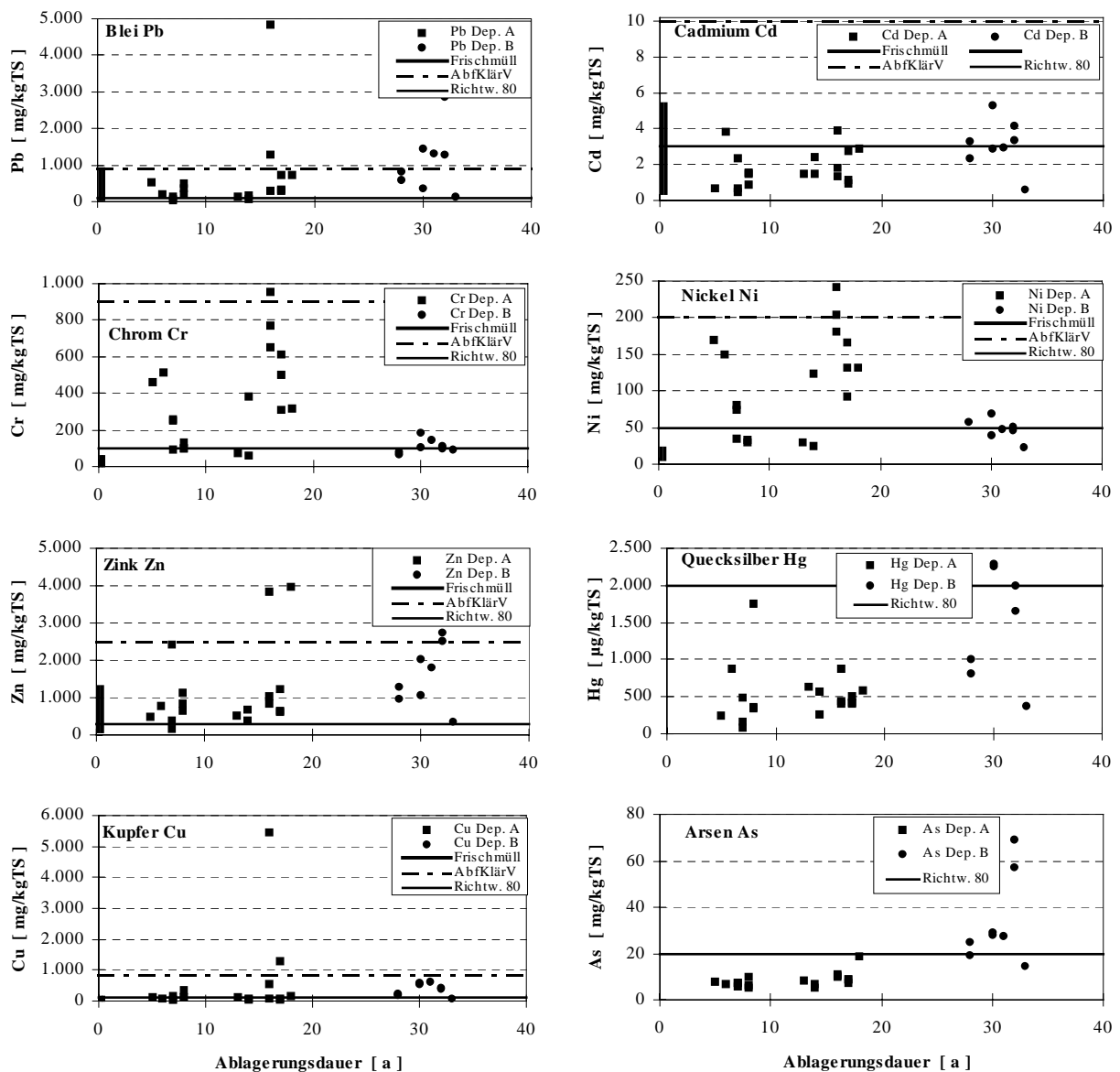


Abb. 7.5: Schwermetallgehalte von Feststoffproben der Ablagerungen A und B nach der Probenahme

## 7.2 Auslaugversuche

### 7.2.1 Einfachauslaugung nach DEV-S4

Die Eluatkonzentrationen des ersten Auslaugzyklus` an Feststoffproben der Deponien A, B und D sind als Bandbreite in Tabelle 7.1 zusammengestellt. Zum Vergleich sind die Anforderungen an die Eluatkonzentrationen der TA Siedlungsabfall (TASI), Anhang B, angegeben.

Tab. 7.1: Eluatkonzentrationen des 1. Auslaugzyklus`, Feststoffproben Deponien A und B; Grenzwerte der TA Siedlungsabfall, Anhang B

Parameter	Einheit	Konzentrationsbereiche des Eluat			Grenzwerte TASI	
		Deponie A	1. Auslaugzyklus Altablagerung B	Altdeponie D	Anhang B DK I	DK II
<b>pH-Wert</b>	-	7,7 - 8,1	7,2 - 7,9	7,0 - 8,5	5,5 - 13,0	5,5 - 13,0
<b>Leitfähigkeit</b>	mS/cm	0,6 - 1,6	0,9 - 1,5	0,4 - 2,7	≤ 10	≤ 50
<b>TOC</b>	mg/l	92 - 320	91 - 250 (2050) <sup>3)</sup>	120 - 1.323 (1.560) <sup>3)</sup>	≤ 20	≤ 100 <sup>4)</sup>
<b>BSB<sub>5</sub></b>	mg/l	41 - 150	55 - 194 (1100) <sup>3)</sup>	68 - 1.933 (3.142) <sup>3)</sup>	-	-
<b>CSB</b>	mg/l	303 - 971	263 - 696 (4606) <sup>3)</sup>	309 - 3.828 (4.349) <sup>3)</sup>	-	-
<b>TKN</b>	mg/l	38 - 79	9,8 - 54 (295) <sup>3)</sup>	5 - 36	≤ 4 <sup>1)</sup>	≤ 200 <sup>1)</sup>
<b>Chlorid</b>	mg/l	70 - 224	18 - 71	2 - 150	-	-
<b>Sulfat</b>	mg/l	99 - 191	132 - 330	40 - 370 (1.716) <sup>3)</sup>	-	-
<b>AOX</b>	mg/l	0,44	-	-	≤ 0,3	≤ 1,5
<b>Blei</b>	mg/l	0,2 - 0,3	< 0,004 - 0,14	0,014 - 0,037	≤ 0,2	≤ 1
<b>Cadmium</b>	mg/l	0,001 - 0,005	< 0,004	≤ 0,001	≤ 0,05	≤ 0,1
<b>Chrom<sup>2)</sup></b>	mg/l	≤ 0,1	0,002 - 0,041	0,016 - 0,033	≤ 0,05	≤ 0,1
<b>Kupfer</b>	mg/l	< 0,05 - 0,18	0,04 - 0,39	0,038 - 0,073	≤ 1	≤ 5
<b>Nickel</b>	mg/l	< 0,1 - 0,12	-	0,060 - 0,073	≤ 0,2	≤ 1
<b>Quecksilber</b>	mg/l	< 0,001 - 0,0024	-	≤ 0,001	≤ 0,005	≤ 0,02
<b>Zink</b>	mg/l	< 0,1 - 1,2	-	0,12 - 0,29	≤ 2	≤ 5

1) Grenzwerte für Ammonium-Stickstoff

2) Analyseergebnisse für Chrom-III und Chrom-VI

3) Einzelwert („Ausreißer“)

4) Für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle gemäß Abfallablagereungsverordnung (AbfAbIV, 2001): TOC ≤ 250 mg/l

Bis auf den Parameter TOC werden alle Anforderungen für die Deponieklasse II erfüllt. Die organischen Konzentrationen liegen meistens deutlich über dem Grenzwert und weisen wie der korrigierte Glühverlust auf zu erwartende Restemissionen biologisch verfügbarer Abfallbestandteile hin.

Die organischen und Stickstoff-Konzentrationen der Altablagerung B liegen tendenziell etwas niedriger als die von Deponie A, was z.T. die Abhängigkeit vom Ablagerungszeitraum widerspiegelt. Eine Ausnahme bilden die Werte in Klammern, die von einer Feststoffprobe der Altablagerung B aus 11 m Tiefe herrühren. Diese Werte wie der Glühverlust und der Kohlenstoffgehalt zeigen, dass während der Ablagerungsdauer über 28 Jahren in dieser Ablagerungsschicht biologische Abbauprozesse nur verzögert stattgefunden haben können.

Auch die bei der Altdeponie D aufgeführten hohen Werte für die organischen Parameter rühren nur von zwei Feststoffproben (bei insgesamt 14 Feststoffproben) her. Die Konzentrationen liegen überwiegend im unteren Wertebereich.

Die Schwermetallkonzentrationen sind sehr gering, nur beim Blei werden die Grenzwerte der Deponieklasse 1 stellenweise überschritten.

## 7.2.2 Konzentrationen und Frachten bei der Mehrfachauslaugung

Zahlreiche Feststoffproben wurden in Anlehnung an das DEV-S4 Verfahren mehrfach ausgelaugt, um das maximal mobilisierbare Emissionspotenzial zu bestimmen. In Abbildung 7.6 ist für die Feststoffprobe AP3T16, die 8 Jahre im Deponiekörper lagerte, das Auslaugverhalten über 19 Zyklen für die Parameter Chemischer Sauerstoffbedarf CSB, Gesamt Kjeldahl-Stickstoff TKN und Chlorid Cl dargestellt.

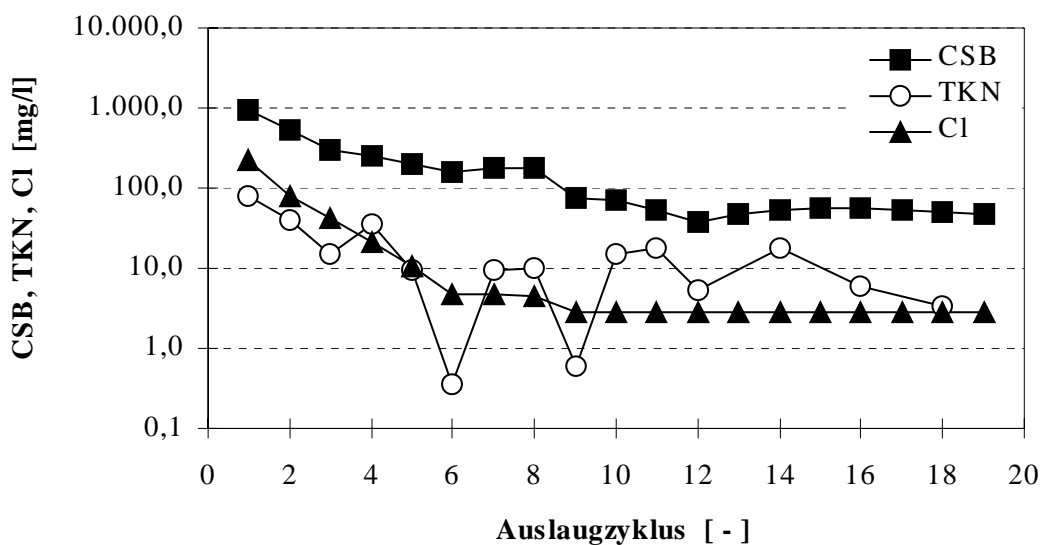


Abb. 7.6: Mehrfachauslaugung der Feststoffprobe AP3T16: CSB, TKN und Cl

Es zeigt sich, dass auch nach 19 Auslaugungen immer noch organische und stickstoffhaltige Verbindungen hydrolysiert und in die Wasserphase überführt werden, so dass eine vollständige Auslaugung noch nicht erreicht wird.

Um das maximale Freisetzungspotenzial zu bestimmen, werden daher zuerst Frachtenrechnungen über die ausgeführten Auslaugzyklen (mindestens  $n = 5$ ) durchgeführt. Mit der Summenkurve der Entfrachtung erfolgt eine Extrapolationsrechnung, die das maximale Auslaugpotenzial nach  $n = \infty$  Auslaugzyklen angibt. Dazu werden wie in der oberen Abbildung 7.7 die Reziprokwerte der Auslaugzyklen und der CSB-Fracht aufgetragen, um so eine lineare Regressionsrechnung durchführen zu können. Der Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der Ordinate gibt das maximale CSB-Auslaugpotenzial an.

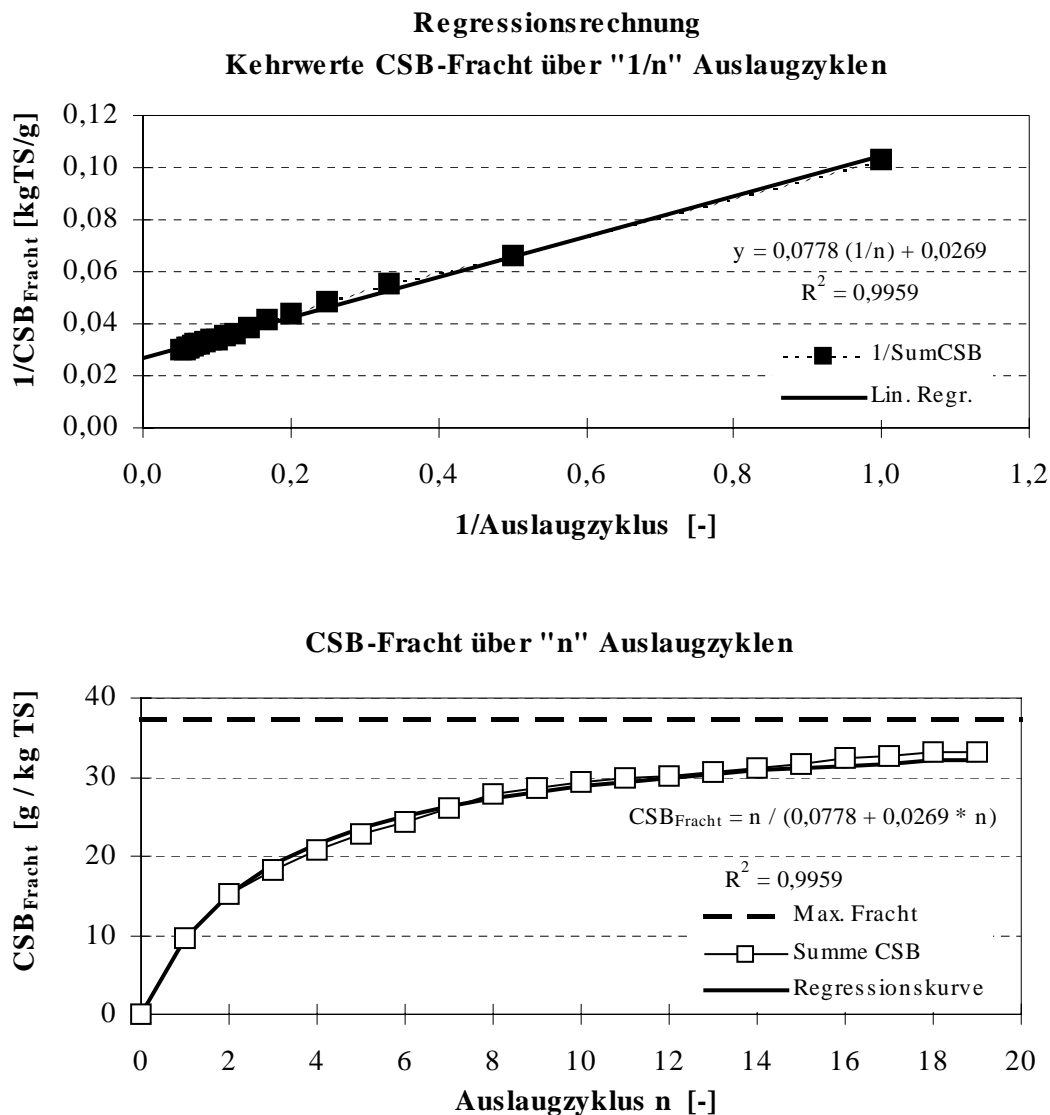


Abb. 7.7: Frachtensummen und Extrapolation zur Ermittlung des maximalen CSB-Emissionspotenzials der Feststoffprobe AP3T16

Die maximalen Auslaugpotenziale für eine Reihe von Feststoffproben der Ablagerungen A, B und D in Tabelle 7.2 und in Abbildung 7.8 zeigen erneut den Einfluss des Ablagerungszeitraums und der Ablagerungsbedingungen auf die verbleibenden Emissionspotenziale.

Tab. 7.2: Extrapolierte maximal mobilisierbare Auslaugpotenziale von Feststoffproben der Ablagerungen A, B und D

Feststoffprobe	Ablagerungszeitraum [ a ]	[g/kgTS]				
		CSB	BSB <sub>5</sub>	TKN	Cl	SO <sub>4</sub>
AP3T12	8	27,2	-	2,6	4,4	-
AP3T16	8	37,3	2,4	3,2	4,0	2,5
AP2T15	8	25,1	-	3,6	3,5	-
AP1T13	13	25,2	1,5	1,8	1,0	3,3
AP1T16	14	22,3	1,3	1,8	1,4	3,1
DP1T0-6*	14	19,0	-	1,2	0,3	3,4
DP1T6-7*	14	21,5	-	0,5	0,3	1,9
BP2T11	28	57,7	-	3,6	1,5	1,9
BP2T12	28	9,2	-	1,2	1,2	4,0
BP2T17	30	12,2	-	1,2	1,4	4,4
BP2T22	31	5,0	-	0,2	1,1	2,3
BP3T12	30	8,2	-	1,0	2,1	2,0
BP3T17	32	9,4	-	0,2	1,5	3,6
BP3T19	33	18,1	-	0,8	2,3	1,7
RHM	-	166	70	7,1	13,4	11,6

\* DP1T0-6 Mischprobe der Feststoffproben der Bohrung 1 über die Tiefe von 0 – 6 m, Altdeponie D

\* DP1T6-7 Mischprobe der Feststoffproben der Bohrung 1 über die Tiefe von 6 – 7 m, Altdeponie D

RHM: Resthausmüll (frisch, vor Ablagerung)

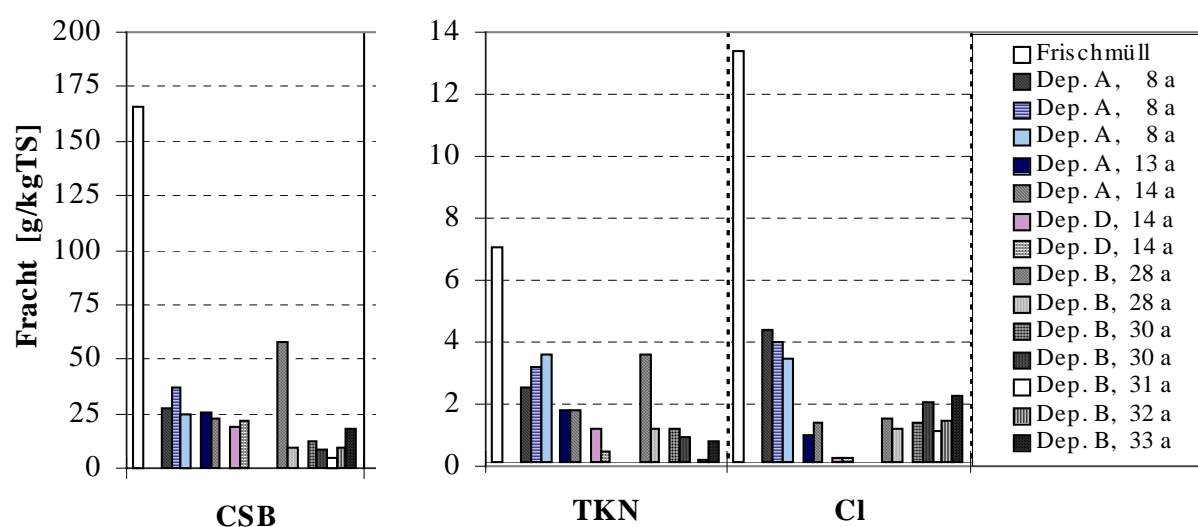


Abb. 7.8: Extrapolierte maximale Auslaugpotenziale nach Mehrfachauslaugungen

- Die Altersabhängigkeit der untersuchten Feststoffproben hinsichtlich ihrer maximalen Auslaugfrachten ist zu erkennen, sowohl untereinander als auch im Vergleich zum frischen Resthausmüll (RHM). Allerdings sind einige Auslaugpotenziale der älteren Abfälle der Ablagerung B wie bei den Feststoffuntersuchungen teilweise noch deutlich höher als erwartet. Die Feststoffprobe aus 11 m Tiefe (Dep. B: BP2T11) hat mit dem Auslaugpotenzial von 57,7 gCSB/kgTS noch das höchste Restemissionspotenzial. Dieses Potenzial deutet darauf hin, dass biologische Abbauprozesse während der Ablagerungsdauer über 28 Jahren in dieser Ablagerungsschicht nur verzögert stattgefunden haben können. Die Feststoffprobe am Fuß desselben Deponieabschnitts in 22 m Tiefe (Dep. B: BP2T22) hat dagegen in einem nassen Bereich gelegen, wo ein Sickerwassereinstau festzustellen war. Dort haben offenbar intensive Hydrolyse- und Austauschprozesse mit der Wasserphase stattfinden können, so dass das CSB Restpotenzial nur noch 5,0 g/kgTS beträgt.
- Das verbleibende Potenzial der organischen Inhaltsstoffe der Deponie A, gemessen als CSB und BSB, ist nach 13-14 Jahren Ablagerungsdauer deutlich geringer als nach nur 8 Jahren, wenn man von vergleichbaren Abfallzusammensetzungen zum Zeitpunkt der Ablagerung ausgeht. Es sind in diesem Deponieabschnitt der Deponie A beim CSB noch etwa 13 % (Ablagerungszeitraum 13 – 14 Jahre) und 22 % (Ablagerungszeitraum 8 Jahre) des möglichen Ausgangspotenzials vorhanden, der größte Anteil wurde demnach bereits biologisch umgesetzt. Beim CSB ist wie beim BSB<sub>5</sub> zu berücksichtigen, dass der größere Anteil im Deponiekörper in Form von Deponiegas und nicht über das Sickerwasser emittiert wurde.
- Auch beim Chlorid sind aufgrund des Wasserhaushalts im Deponiekörper - es bestand bei allen drei betrachteten Ablagerungen bisher keine Oberflächenabdichtung, sondern nur eine Abdeckung - zeitabhängige Auslaugungsprozesse erkennbar. Die älteren Abfälle der Deponie B weisen beim Chlorid wie beim Sulfat noch vergleichsweise hohe Restemissionspotenziale auf. Die beiden Mischproben der Altdeponie D verfügen dagegen über geringere Stickstoff- und Chloridpotenziale.
- Um den Einfluss der strukturellen Beschaffenheit der Abfälle zu untersuchen, wurden einige Proben vor der Auslaugung auf < 0,25 mm feingemahlen. Die Vermutung, dass aus dem feingemahlene Feststoff ein erheblich größerer Anteil an Inhaltsstoffen herauslösbar wäre, hat sich bei den Mehrfachauslaugungen nicht bestätigt.

### 7.2.3 Auslaugverhalten der Schwermetalle

Das Auslaugverhalten der Schwermetalle wurde an einigen Feststoffproben zum einen mit demineralisiertem Wasser untersucht. Zum anderen wurde ein mit Salpetersäure vorab auf pH 2 eingestelltes Elutionsmittel eingesetzt, so dass mit jedem Auslaugzyklus eine Abnahme des pH-Werts des Eluats erfolgte. Darüber soll das über lange Zeiträume und ggf. bei ungünstigen Milieubedingungen (Elutionsmedium mit pH 2, „worst-case“) freisetzbare Schwermetallpotenzial quantifiziert werden.

In Abbildung 7.9 sind die Konzentrationsverläufe der Schwermetallparameter Zink, Blei und Kupfer bei der Auslaugung mit demineralisiertem Wasser und dem pH 2-Elutionsmedium dargestellt.

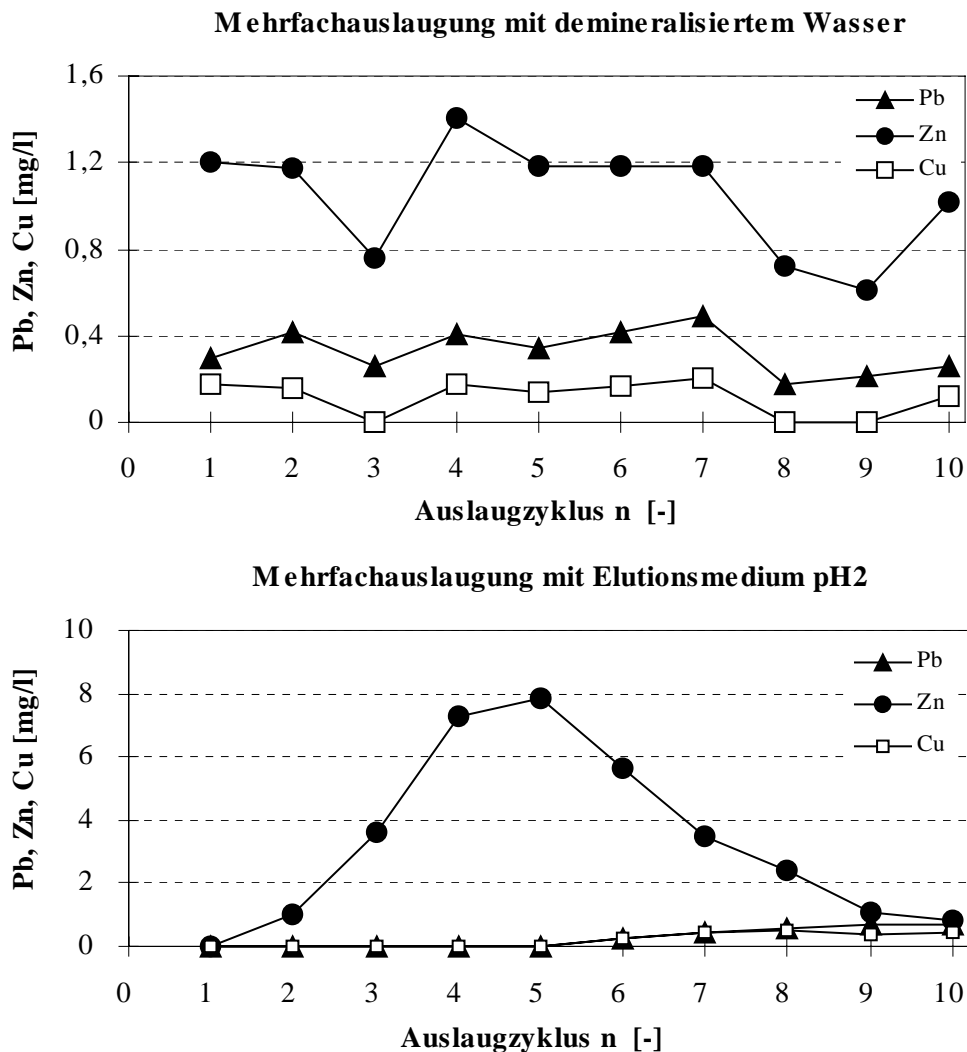


Abb. 7.9: Mehrfachauslaugung mit demineralisiertem Wasser und Elutionsmedium pH 2, Schwermetallkonzentrationen im Eluat der Feststoffprobe AP1T13



Es zeigt sich, dass die Mehrfachauslaugung mit demineralisiertem Wasser nur zu einer geringen Abnahme der niedrigen Konzentrationen bei den drei betrachteten Parametern führt. Bei der pH-Wert Absenkung steigt die Löslichkeit bereits unterhalb pH = 7,5 beim Zink sowie ab pH = 4 beim Blei und Kupfer deutlich an. Eine Frachtenberechnung bis zum 5. bzw. 10. Auslaugzyklus von zwei Feststoffproben der Deponie A gemäß Tabelle 7.3 zeigt im Vergleich zum Feststoffgehalt folgende Tendenzen auf:

- Cd weist wie Pb, Zn, Ni, Cu eine erhöhte Mobilisierungsrate bei abnehmenden pH-Werten auf.
- Cr, As und Hg gehen dagegen bei abnehmenden pH-Werten kaum noch in Lösung. Die Ergebnisse bestätigen bis auf das Hg die Trends der Mobilität, wie sie von FÖRSTNER et al. (1989) ermittelt wurden.
- Es gibt keine ausgeprägten Unterschiede bei der Auslaugung der Originalstruktur der Feststoffproben im Vergleich zur gemahlene Feststoffprobe.
- Im neutralen pH-Bereich weisen beide Feststoffproben vergleichbare mobilisierbare Frachten auf, sie liegen zwischen 2 und 20 % der Metallgehalte des Feststoffs.
- Bei der pH-Wert Absenkung werden bei beiden Proben je nach Mobilitätsverhalten geringere Anteile (Hg, As: 0 – 7 % ) oder deutlich höhere Anteile (Zn über 60 %) des Feststoffgehaltes freigesetzt.

Tab. 7.3: Frachten der Schwermetalle nach 10 Auslaugzyklen im Verhältnis zum Feststoffgehalt, Feststoffproben der Deponie A

Feststoffprobe	Ablagerungszeitraum [ a ]	Elutionsmedium	Pb	Cd <sup>1)</sup>	Zn	Cr	Ni	Cu	As <sup>1)</sup>	Hg <sup>1)</sup>
			[mg/kgTS]							[µg/kgTS]
AP1T13	13	<i>Feststoff</i>	129	1,48	523	75,1	30,1	109	8,2	639
		dem. Wasser	28,7	0,20	104	3,4	1,0	9,8	1,3	89
		pH2 (HNO <sub>3</sub> )	24,1	0,39	275	2,1	12,1	17,6	0,2	0
AP1T16	14	<i>Feststoff</i>	149	2,41	665	58,6	24,2	83,9	6,5	562
		dem. Wasser	20,5	0,30	118	2,1	1,2	8,9	1,2	115
		pH2 (HNO <sub>3</sub> )	57,7	1,70	911 <sup>2)</sup>	0	15,3	21,1	0,5	0

1) Frachten der Auslaugzyklen 1 - 5, alle anderen nach 10 Auslaugzyklen

2) Überschreitung des Feststoffgehaltes aufgrund der Inhomogenität des Probenmaterials  
dem. Wasser: demineralisiertes Wasser

### **7.3 Atmungsaktivität im Respirationstest (Sapromatversuch)**

#### **7.3.1 Einfluss des Wassergehalts auf den biologischen Abbau im Respirometer**

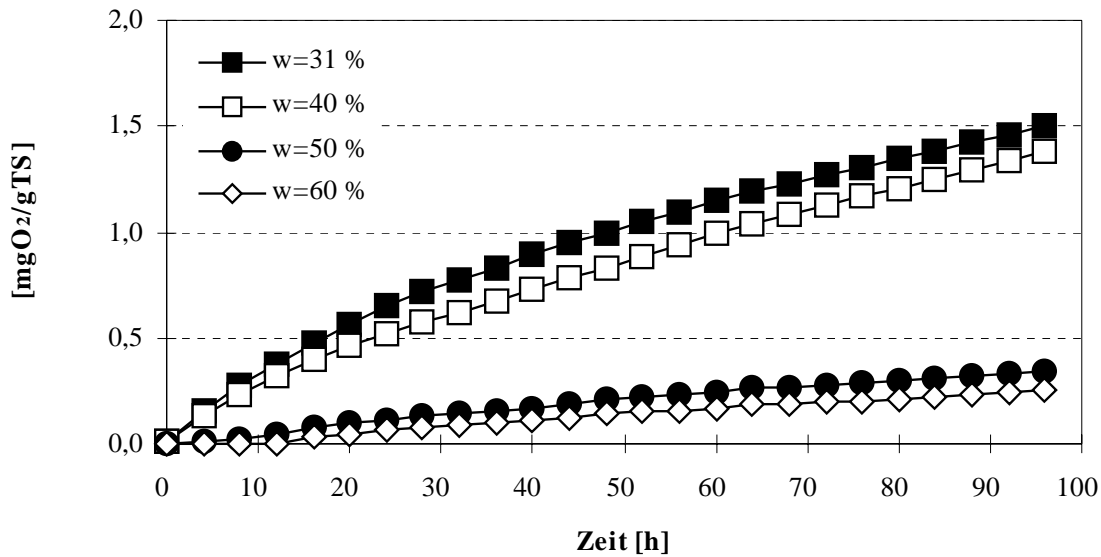
Zur Vorermittlung des Einflusses des Wassergehaltes auf die aeroben Abbauprozesse wurden im Sapromatversuch Abfallfeststoffproben, die im Deponiekörper bereits einen Abbau ihrer organischen Anteile erfahren hatten, bei unterschiedlichen Wassergehalten beprobt. Dabei wurde sowohl der Einfluss erhöhter Wassergehalte als auch geringerer Wassergehalte auf die biologischen Abbauprozesse unter aeroben Milieubedingungen untersucht.

#### **Einfluss erhöhter Wassergehalte auf den aeroben Abbau**

Es wurde die Feststoffprobe AP2T08 mit ihrem Originalwassergehalt von 31 % sowie bei 40 %, 50 % und 60 % jeweils im Doppelansatz untersucht. In Abbildung 7.10 sind oben die Summen der Atmungsaktivität, unten die Atmungsintensitäten über 96 h Versuchsdauer dargestellt.

Es zeigt sich, dass der optimale Wassergehalt für die Sapromatversuche bei älteren Abfallproben bei 30 % - 40 % liegt. Bei einem höheren Wassergehalt von 50 % wie z.B. für Kompost (LAGA M 10, 1985) ist bereits ein deutlicher Rückgang der Atmungsaktivität festzustellen. Dies ist auf die Abnahme der maximalen Wasserhaltekapazität  $w_{kmax}$  infolge der Abbauprozesse der Siedlungsabfälle im Deponiekörper und des im Vergleich zu Kompost höheren Inertanteils zurückzuführen. Die maximale Wasserhaltekapazität  $w_{kmax}$  liegt bei den beprobten älteren Abfallfeststoffen bei Wassergehalten von 37 % bis 46 % (d.h. auf die Feuchtmasse bezogen). Die Atmungsaktivität verläuft bei 60 % bis 90 % der maximalen Wasserhaltekapazität in einem Bereich, in dem das Verhältnis zwischen Wasserversorgung und Sauerstoffzutritt in den Feststoff günstig ist. Eine Überschreitung von  $w_{kmax}$  führt dagegen zu einer Behinderung der Sauerstoffzufuhr. Daher wurden die meisten Feststoffproben bei ihrem Originalwassergehalt auf ihre biologische Aktivität überprüft. Proben, die einen Wassergehalt unter 30 % aufwiesen, wurden vor der Untersuchung auf den Wassergehalt von 35 % eingestellt.

### Atmungsaktivität



### Atmungsintensität

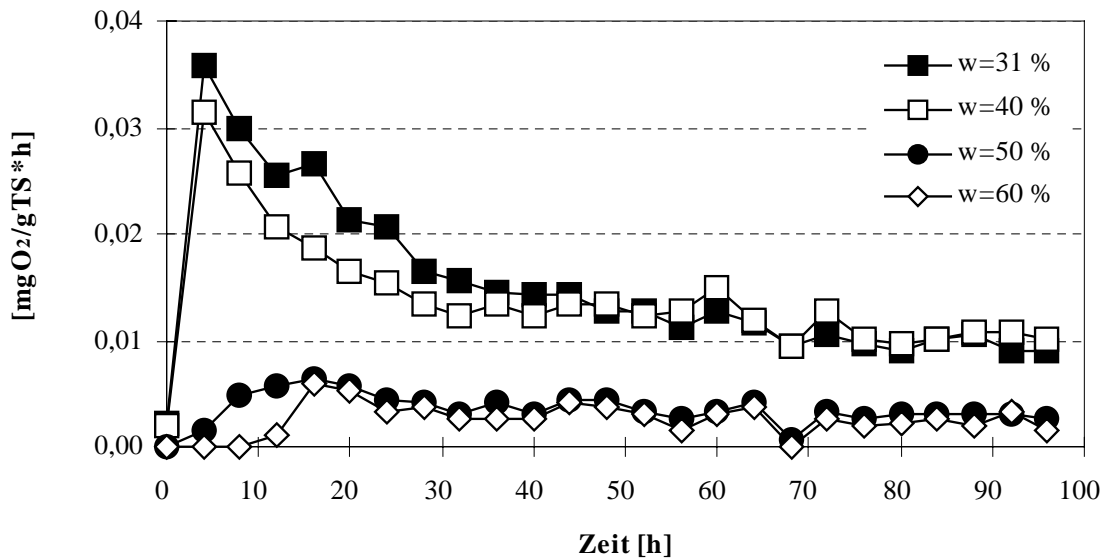


Abb. 7.10: Feststoffprobe AP2T08: Atmungsaktivität und –intensität über 96 h bei Variation des Wassergehalts (Mittelwerte aus Doppelansatz)

### Einfluss geringer Wassergehalte auf den aeroben Abbau

Zur Ermittlung des Einflusses geringer Wassergehalte auf die aeroben biologischen Abbauprozesse wurden für die Abfallproben der Deponie F, die bei der Probenahme z.T. sehr trocken waren, erhöhte Wassergehalte im Respirometerversuch eingestellt. Ein Respirometer

wurde mit den 6 Feststoffproben bei Original-Wassergehalt angesetzt. In einem weiteren Respirometer wurden die Wassergehalte der Feststoffproben in zwei Stufen erhöht:

- Bei der 1. Wasserzugabe zu Versuchsbeginn auf einen Wassergehalt von 21 bis 36 %.
- Bei einer 2. Wasserzugabe wurden bei fünf Versuchsansätzen die Wassergehalte auf  $35 \% \pm 2 \%$  angehoben.

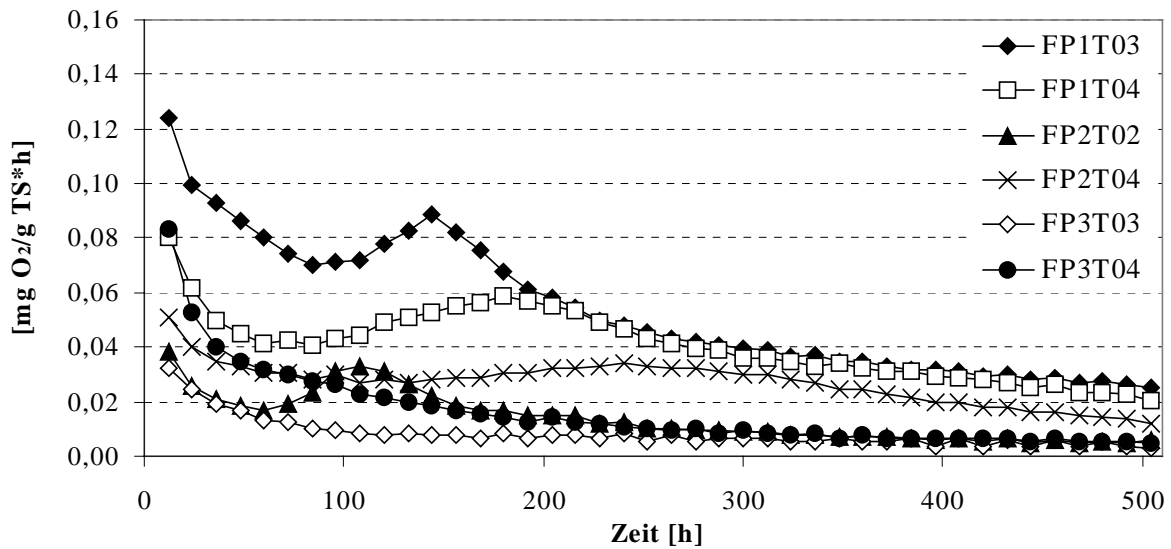
Die Wassergehalte der einzelnen Feststoffproben sind in Tabelle 7.4 dargestellt.

Tab. 7.4: Steigerung der Wassergehalte im Respirometer (Feststoffe der Deponie F)

Proben- bezeichnung	Original- Wassergehalte [% FM]	Erhöhte Wassergehalte	
		zu Versuchsbeginn [% FM]	ab 12. Versuchstag [% FM]
FP1T03	25,9	36,4	36,4
FP1T04	16,5	28,4	34,1
FP2T02	18,2	23,3	33,7
FP2T04	19,8	27,1	36,7
FP3T03	13,4	21,2	33,4
FP4T03	20,6	25,5	33,8

Die Verläufe der Atmungsaktivitätsmessungen über 500 h bzw. 21 Tage für die Feststoffproben mit Original-Wassergehalten sowie für jene mit erhöhten Wassergehalten zeigt Abbildung 7.11.

### Atmungsintensität - Originalwassergehalt



### Atmungsintensität - optimierter Wassergehalt -

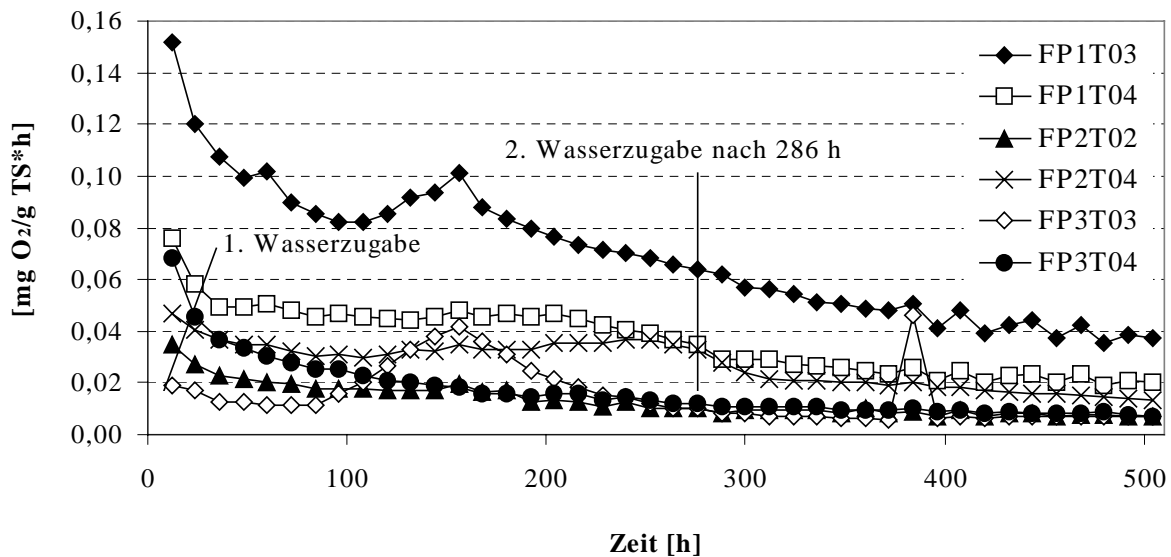
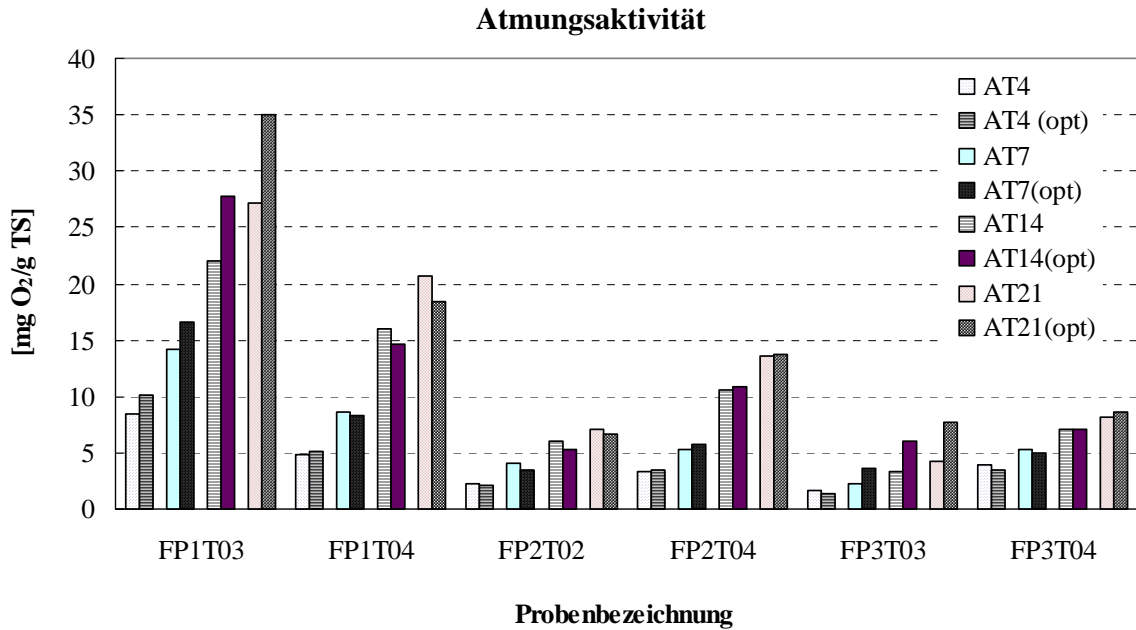


Abb. 7.11: Atmungsaktivität der Abfallfeststoffproben über 500 h bei originalen sowie erhöhten bzw. optimierten Wassergehalten

Zur unmittelbaren Vergleichbarkeit sind die Atmungsaktivitäten in Abbildung 7.12 als Summenwerte nach 96 h (AT<sub>4</sub>), 168 h (AT<sub>7</sub>), 336 h (AT<sub>14</sub>) und 500 h (AT<sub>21</sub>) dargestellt.



(opt) optimierter, d.h. erhöhter Wassergehalt

Abb. 7.12: Vergleich der Atmungsaktivitäten der Abfallfeststoffproben der Deponie F bei unterschiedlichen Wassergehalten über 4, 7, 14 und 21 Tagen

Der Vergleich der Atmungsaktivitäten in Abhängigkeit des Wassergehalts zeigt, dass trotz der relativ niedrigen Wassergehalte der Feststoffproben im Deponiekörper F (13 - 26 %) nahezu gleiche Atmungsaktivitäten wie bei der Erhöhung des Wassergehalts bis zu 35 % festzustellen sind. Nur bei den Feststoffproben FP1T03, die noch einen höheren Gehalt an biologisch verfügbarer Substanz aufweist, und FP3T03, die mit 13 % Wassergehalt sehr trocken war, wirkte sich die Befeuchtung deutlich aktivitätssteigernd aus. Die zweite Erhöhung der Wassergehalte von 21 – 28 % bis auf etwa 35 % führte zu keiner weiteren Steigerung der aeroben Umsetzungsprozesse.

### 7.3.2 Atmungsaktivitäten aller Feststoffproben

Die Darstellung der Atmungsaktivitäten aller Abfallfeststoffproben soll zu einer Charakterisierung der biologischen Umsetzungsprozesse in den beprobten Deponieabschnitten beitragen. Die Atmungsaktivitäten der Feststoffproben erlauben eine Einschätzung der biologischen Stabilisierungsprozesse vom Zeitpunkt der Ablagerung bis zur Feststoffprobenahme und des zukünftig noch umsetzbaren organischen Restanteils. In der Abbildung 7.13 sind beispielhaft

die Atmungsaktivitäten der drei Feststoffproben der Deponie A, Bohrung 1, als aufsummierter Sauerstoffverbrauch über den gesamten Versuchszeitraum von ca. 1500 Stunden zusammengestellt. Die Abbildung zeigt, dass auch nach 1.500 h mit optimaler Sauerstoffversorgung die mikrobiellen Umsetzungsaktivitäten noch nicht abgeschlossen sind.

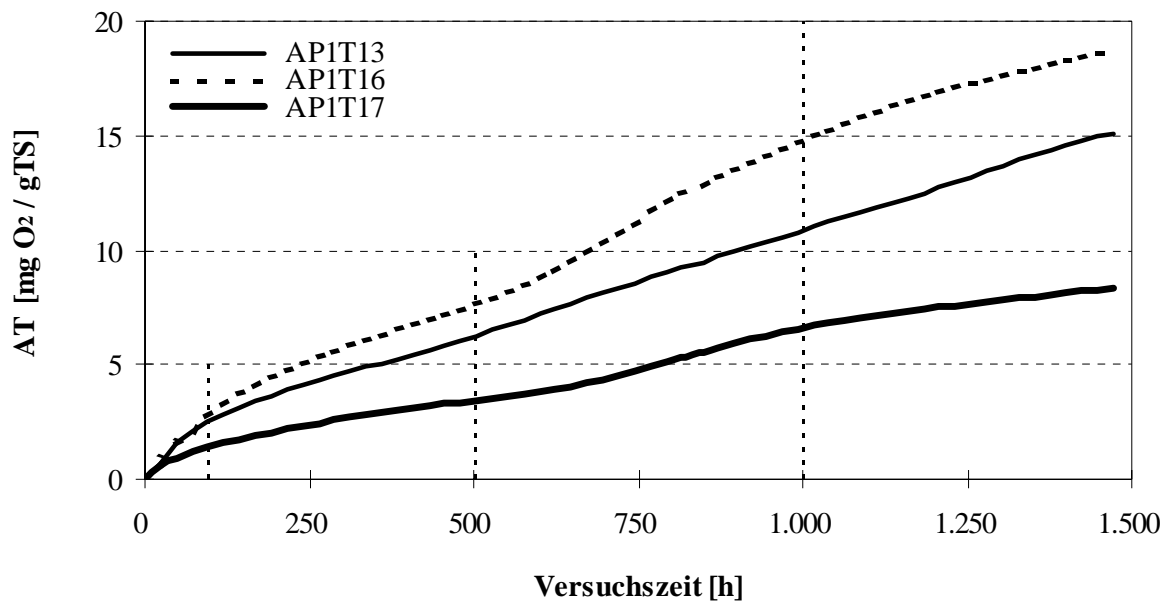


Abb. 7.13: Atmungsaktivität der Feststoffproben Deponie A, Bohrung 1, über 1500 h

Eine vergleichende Übersicht über die Bandbreite der biologischen Aktivität der Deponieabschnitte erfolgt in Tabelle 7.5. Dort wird die Atmungsaktivität nach 96 Stunden auf die Trockensubstanz und ferner auf den organischen Gehalt (kursive Zahlen) der Feststoffproben bezogen. Zur Orientierung und Bewertung werden durchschnittliche Atmungsaktivitäten von frischem (RHM) und von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Resthausmüll (RHM MBA) angegeben. (Weitere Angaben im Anhang.)

Tab. 7.5: Bandbreite der Atmungsaktivitäten von Feststoffproben der beprobten Deponieabschnitte

Deponieabschnitt	Ablagerungszeitraum [ a ]	GV [Gew.-%]	Atmungsaktivität nach 96 h	
			Bezug TS [mgO <sub>2</sub> /gTS]	Bezug oTS [mgO <sub>2</sub> /goTS]
<b>A Kernbereich</b>	5 – 14	7,3 – 26,4	<b>1,3 – 4,4</b>	8,3 – 27,1
<b>A Randbereich</b>	16 – 17	8,7 – 16,2	<b>0,5 – 1,9</b>	5,7 – 12,2
<b>B</b>	28 – 31	20,0 – 41,0	<b>0,5 – 7,1</b>	2,1 – 17,4
<b>D</b>	12 – 14	4,9 – 36,6	<b>0,3 – 10,8</b>	1,0 – 48,5
<b>E</b>	35 – 42	5,0 – 28,8	<b>0,6 – 4,5</b>	5,9 – 26,6
<b>F</b>	4 – 8	5,2 – 27,9	<b>1,7 – 8,4</b>	17,4 – 39,2
<b>RHM</b>	frisch	40 – 65	<b>40 – 80</b>	90 – 150
<b>RHM MBA</b>		30 – 40	<b>3 – 6</b>	10 – 15

RHM: Resthausmüll (frisch, vor Ablagerung)

RHM MBA: Resthausmüll nach mechanisch-biologischer Vorbehandlung

Die Übersicht zeigt:

- Nach dem Standard-Messzeitraum von 96 Stunden beträgt die Atmungsaktivität der Feststoffproben der Deponie A zwischen 0,5 und 4,4 mgO<sub>2</sub>/gTS. Gegenüber frischem Resthausmüll liegt die biologische Aktivität nach 5 bis 14 Jahren Ablagerung unter den Bedingungen, wie sie auf der Deponie A herrschen, nur noch zwischen 1 und 10 %.
- Die Abnahme der Atmungsaktivität ist etwas geringer, wenn sie auf den organischen Anteil (oTS) bezogen wird. Für die Deponie A liegt die Ausgangsaktivität gegenüber der von frischem Resthausmüll bei ca. 5 bis 23 %.
- Auf der älteren Deponie B (28 bis 33 Jahre Ablagerung) beträgt die Atmungsaktivität der Feststoffproben nur noch 0,5 bis 7,1 mgO<sub>2</sub>/gTS. Wie bei den Auslaugversuchen ist auch bei der biologischen Aktivität aller untersuchten Deponieabschnitte insgesamt ein zeitabhängiger Abnahmetrend zu erkennen, was Abbildung 7.14 nochmals verdeutlicht. Dabei gibt es immer wieder Einzelwerte, die deutlich über Ergebnisse der übrigen Feststoffproben eines Deponieabschnittes liegen können (z.B. die Feststoffprobe BP2T11 mit 21,7 mgO<sub>2</sub>/gTS nach 500 h). Es wird deutlich, dass die vergleichsweise hohen Glühverlust- und Kohlenstoffgehalte wie u.a. bei der Ablagerung B keinen direkten Schluss auf die biologische Aktivität zulassen. Der biologisch verfügbare Anteil ist über die Zeit bereits weiter abgebaut oder umgebaut worden, so dass ein Teil der Organik aus stabileren huminstoffähnlichen Strukturen aufgebaut sein könnte.



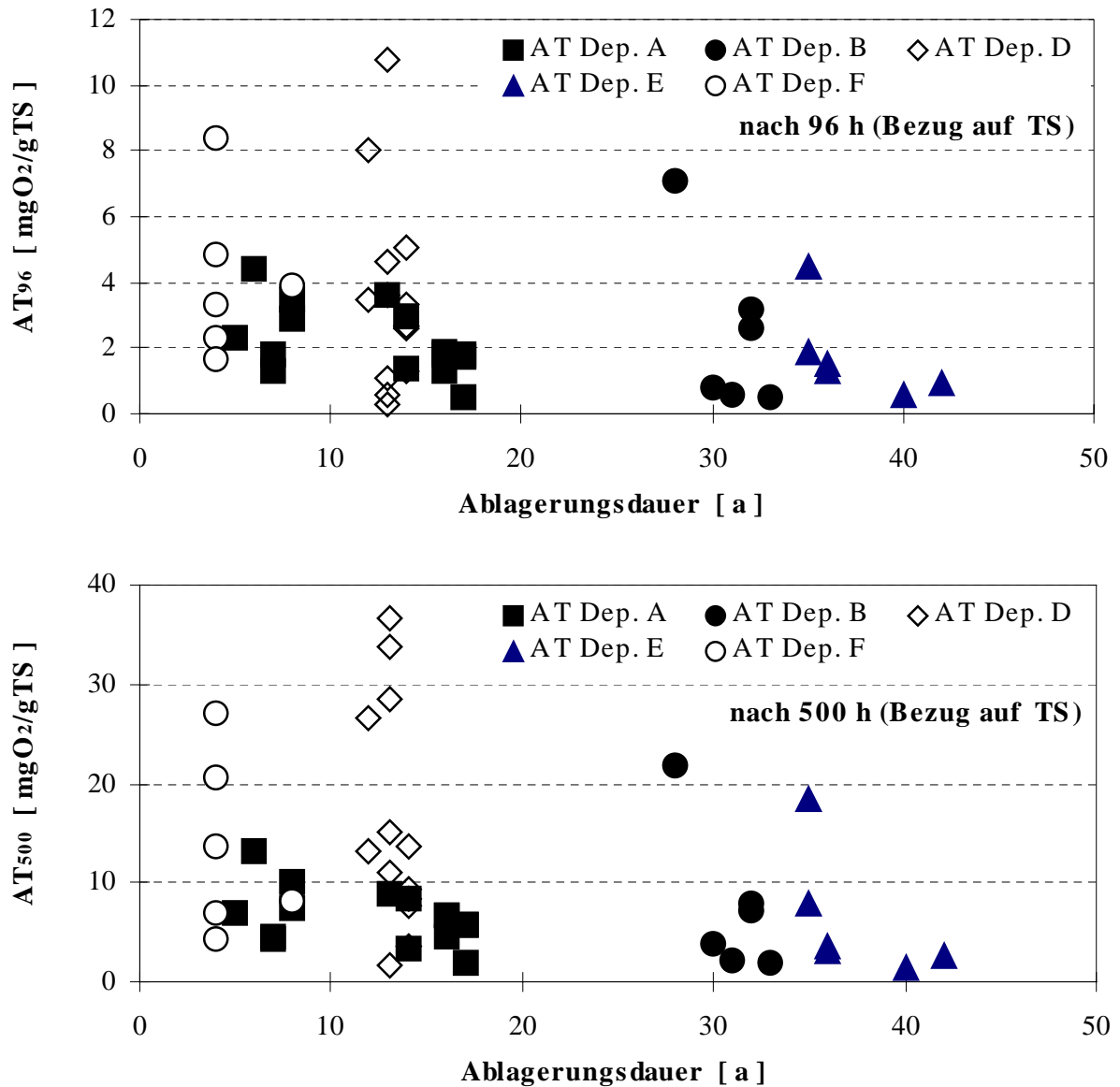


Abb. 7.14: Atmungsaktivität der Feststoffproben nach 96 h und 500 h mit Ausgangswassergehalt bei Feststoffprobenahme

- Zwischen den Feststoffproben innerhalb eines räumlich begrenzten Deponieabschnitts können durchaus beträchtliche Unterschiede der biologischen Aktivität bestehen, wie es bereits bei den Feststoffuntersuchungen deutlich wurde. So liegen die Atmungsaktivitäten der Deponie D nach 500 h (21 d) zwischen 1,7 und 36,6 mgO<sub>2</sub>/gTS.
- Gegenüber natürlichen Böden (0,1 - 5 mgO<sub>2</sub>/gTS in 96 Stunden) ist die Atmungsaktivität nahezu aller Feststoffproben noch deutlich erhöht.

### **7.3.3 Übertragung der Ergebnisse der Laboruntersuchungen auf den Deponiekörper und die Möglichkeiten der in situ Belüftung**

Aus den Ergebnissen zum Sauerstoffverbrauch der Abfallfeststoffproben im Respirometer in Verbindung mit der Untersuchung des Einflusses des Wassergehaltes auf die biologischen Abbauprozesse können folgende Schlüsse gezogen werden:

- dass eine biologische Stabilisierung des Deponiekörpers durch eine Belüftung grundsätzlich möglich ist und
- dass der Wasserhaushalt der untersuchten Deponieabschnitte die biologischen Stabilisierungsprozesse unter aeroben Milieubedingungen nicht oder nur unwesentlich einschränkt.

In zu trockenen Bereichen (Wassergehalt < 15 %) oder Bereichen mit noch erheblichen biologisch verfügbaren Abfallbestandteilen kann ggf. mit ergänzenden Befeuchtungsmaßnahmen gearbeitet werden, um eine biologische Stabilisierung zu erreichen.

Die Atmungsaktivitäten der Feststoffproben nach 4 Tagen liegen bis auf wenige Ausnahmen um oder unter 5 mgO<sub>2</sub>/gTS. Die Ergebnisse bestätigen in ihrer Gesamtheit, dass auf der einen Seite bereits ein weit gehender biologischer Abbau stattgefunden hat, andererseits aber noch biologisch abbaubare Stoffe vorhanden sind, die unter anaeroben Milieubedingungen zu einer Gasbildung führen, so dass eine Erfassung und Behandlung des Deponiegases erforderlich wird.

Vor dem Hintergrund der Restgas- wie der Sickerwasseremissionen, die maßgeblich von den biologisch abbaubaren Abfallanteilen bestimmt werden, sollten Verfahren zur beschleunigten in situ Stabilisierung durch Belüftung entwickelt und überprüft werden.

#### **Abschätzung von Netto-Belüftungsraten**

Über mathematische Regressions- und Extrapolationsrechnungen wie bei der Ermittlung der maximalen auslaugbaren Anteile können die maximalen Sauerstoffverbrauchswerte der Feststoffproben ermittelt und der daraus erforderliche Netto-Belüftungsbedarf abgeleitet werden.

Tabelle 7.6 zeigt die Bandbreite des Netto-Belüftungsbedarfs der Feststoffproben sowie den Mittelwert für den gesamten untersuchten Deponieabschnitt.

Tab. 7.6: Bandbreite des Netto-Belüftungsbedarfs der Feststoffproben und Mittelwert für gesamten Deponieabschnitt

Deponieabschnitt	Ablagerungszeitraum [ a ]	Netto-Belüftungsbedarf [m <sup>3</sup> Luft/MgTS]		
		Min.	Max.	Durchschnitt für gesamten Deponieabschnitt
<b>A Kernbereich</b>	5 – 14	34	110	<b>60</b>
<b>A Randbereich</b>	16 – 17	13	51	<b>40</b>
<b>B</b>	28 – 31	18	135	<b>48</b>
<b>D</b>	12 – 14	28	348	<b>138</b>
<b>E</b>	35 – 42	21	189	<b>71</b>
<b>F</b>	4 – 8	30	195	<b>100</b>
<b>RHM</b>	frisch	1.500	3.000	<b>2.250</b>
<b>RHM MBA</b>		100	200	<b>150</b>

Bei den untersuchten Feststoffproben beträgt der Belüftungsbedarf zur vollständigen biologischen Stabilisierung zwischen 10 und 350 m<sup>3</sup> Luft/MgTS (Netto). Auf die gesamten Deponieabschnitte bezogen liegt der mittlere Netto-Belüftungsbedarf zwischen **40 - 140 m<sup>3</sup> Luft/MgTS**.

Die genannten Netto-Belüftungsraten sind einerseits eine Abschätzung zur sicheren Seite, da in den Respirometeruntersuchungen aufgrund der mechanischen Aufbereitung insbesondere die organisch angereicherte Fein- und Mittelfraktion der Abfallfeststoffproben untersucht wurde. Auf der anderen Seite ist der Ausnutzungsgrad des Sauerstoffs zu berücksichtigen, der in Abhängigkeit des Belüftungsverfahrens im Deponiekörper unter 100 % liegen wird.

## Abschätzung des biologisch umsetzbaren Kohlenstoffs

Die Ergebnisse der Respirometerversuche erlauben weiterhin eine Abschätzung, welcher Anteil des Kohlenstoffs der Feststoffproben biologisch aerob umsetzbar ist. Der Sauerstoffverbrauch wird im Sapromatversuch indirekt über die Kohlendioxidproduktion bestimmt. Der biologisch umgesetzte Kohlenstoff kann über die Beziehung, dass ein Mol Kohlendioxid aus 32 g Sauerstoff und 12 g Kohlenstoff besteht, ermittelt werden.

Anhand der Feststoffproben der Deponie F ist in Abbildung 7.15 beispielhaft dargestellt, welcher Anteil des gesamten Kohlenstoffgehalts der Feststoffproben unter aeroben Abbaubedingungen biologisch verfügbar ist (Kohlenstoffumsatz bei extrapoliertem, maximalem Sauerstoffverbrauch).

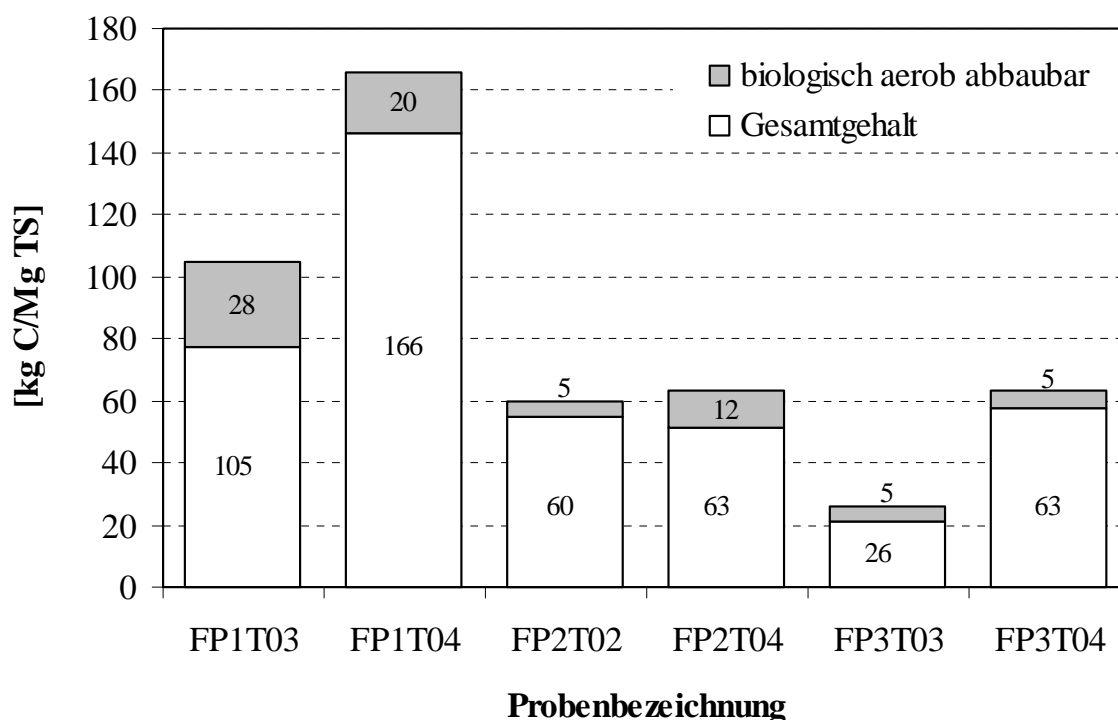


Abb. 7.15: Gesamt-Kohlenstoffgehalt und biologisch maximal abbaubarer Anteil bei Feststoffproben der Deponie F

Die Abschätzungen aufgrund der Ergebnisse der Sapromatversuche weisen darauf hin, dass nur etwa 10 bis 30 % des organischen Kohlenstoffs in den Feststoffproben der Deponie F noch biologisch aerob abbaubar ist. Wenn davon ausgegangen wird, dass dieser Kohlenstoff-

anteil in sehr langen Zeiträumen auch anaerob umgesetzt werden kann, so würde das einem Restgaspotenzial im Bereich von 10 bis 50 m<sup>3</sup> Deponiegas/MgTS entsprechen.

In der Auswertung aller Feststoffproben zeigt sich, dass nur noch maximal 40 kgC/MgTS biologisch verfügbar sind (Abbildung 7.16 oben). Bezogen auf den gesamten Kohlenstoffgehalt bedeutet dies, dass in den untersuchten Deponieabschnitten überwiegend weniger als 20 % des gesamten Kohlenstoffs biologisch verfügbar ist und unter aeroben Milieubedingungen umgesetzt werden kann (Abbildung 7.16 unten).

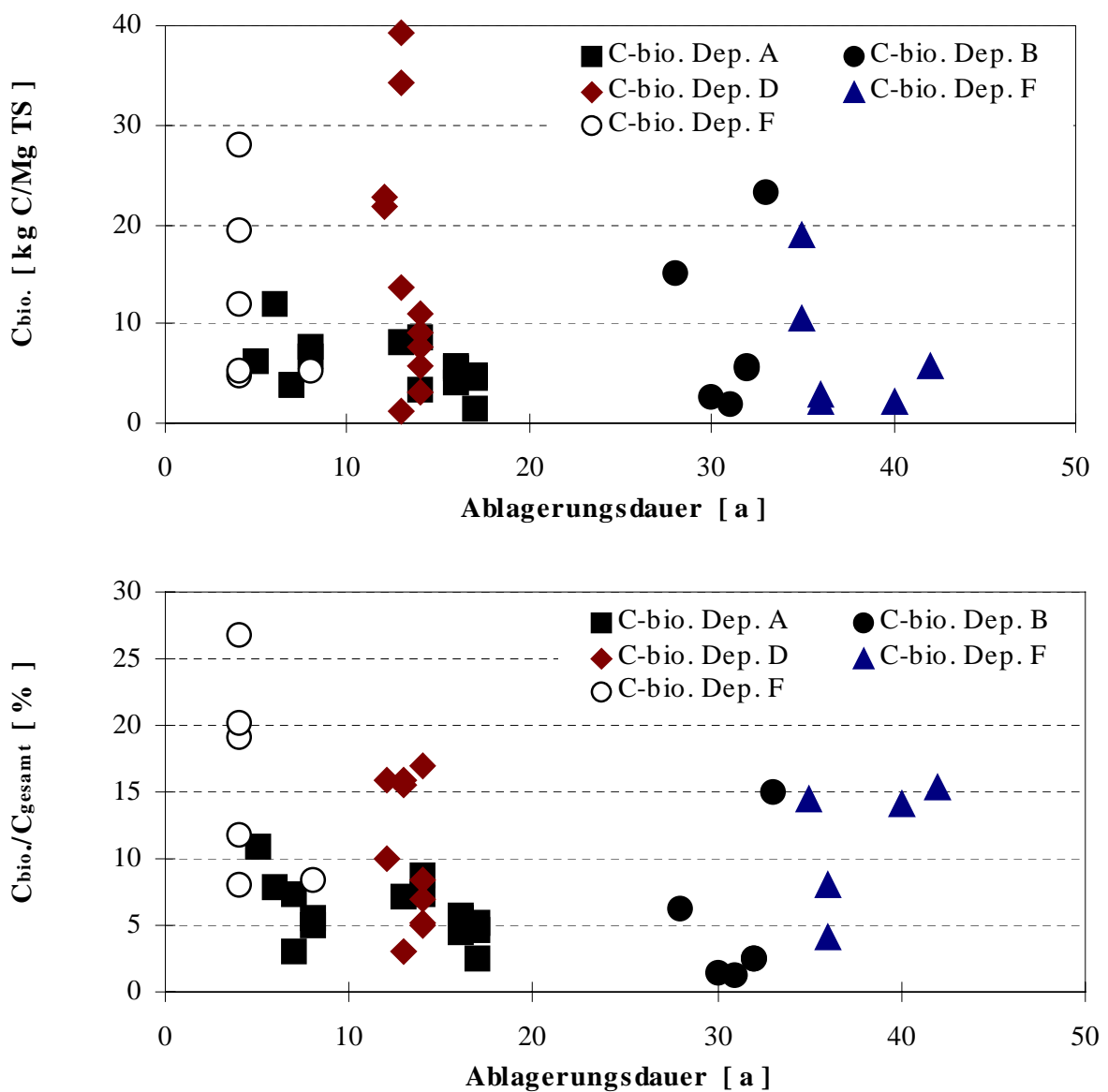


Abb. 7.16: Biologisch maximal abbaubarer Kohlenstoff und prozentualer Anteil am Gesamt-Kohlenstoffgehalt

Es wird auch bei dieser Auswertung aller Feststoffproben der 6 Deponieabschnitte deutlich, dass die zu erwartende Abhängigkeit des biologisch verfügbaren Kohlenstoffanteils vom Ablagerungsalter tendenziell erkennbar, aber nicht eindeutig vorhanden ist.

## 7.4 Schlussfolgerungen der Feststoffbeprobungen

### Feststoffuntersuchungen und Auslaugtests:

- Die Untersuchungen zeigen, dass die Abfallzusammensetzungen der beprobten 6 Ablagerungen nicht nur bei der Probenahme, sondern schon zum Zeitpunkt der Ablagerung wahrscheinlich unterschiedlich waren.
- Der Abbau der biologisch verfügbaren Anteile kann sehr unterschiedlich sein und wie bei der Ablagerung B verzögert ablaufen.
- Schwermetalle sind im Deponiekörper vorhanden. Ihr Gesamtgehalt und ihr mobilisierbarer Anteil ist in vielen Fällen sehr gering, so dass sie unter umweltrelevanten Aspekten von untergeordneter Bedeutung sind.
- Es ist zwar ein schwacher Trend, aber keine eindeutige Korrelation zwischen der Ablagerungsdauer und den Parametern zur Charakterisierung der Abfallbeschaffenheit festzustellen. Einzelergebnisse von Feststoffproben sind wenig aussagefähig, nur die statistische Auswertung einer Gruppe von Ergebniswerten lässt belastbare Rückschlüsse auf die Beschaffenheit eines Deponiekörpers zu.
- Die unterschiedlichen Gehalte an Organik zum Zeitpunkt der Probenahme auf den Deponien und Altablagerungen ist nicht nur den unterschiedlichen Gehalten an *biologisch abbaubaren Anteilen* zum Zeitpunkt der Ablagerung zuzuschreiben. Sie sind auch durch die häufig beschränkte *Verfügbarkeit* zu erklären. So lag Papier oftmals nicht nur sehr trocken im Deponiekörper, sondern bisweilen auch als feuchter verbackter Presskörper (z.B. Telefonbuch, Zeitschriften) vor, der aufgrund seiner geringen Oberfläche nur geringfügigen biochemischen Abbauprozessen ausgesetzt war.

**Respirometertests:**

- Eine Befeuchtung oder Bewässerung von trockenen Abfällen im Deponiekörper muss nicht zwangsläufig zu deutlich erhöhten biologischen Umsetzungsprozessen der organischen Substanz führen. Im Vorfeld einer Stabilisierungsmaßnahme sollten Feststoffprobenahmen und Respirometeruntersuchungen zur Bestimmung der biologischen Aktivität durchgeführt werden, da die Beschaffenheit der Abfälle und der Wasserhaushalt als die beiden entscheidenden Parameter unabhängig vom Ablagerungsalter sehr unterschiedlich sein können.

Die bisher vorgestellten Untersuchungen weisen darauf hin, dass es der vergleichsweise geringe biologisch abbaubare Kohlenstoffanteil der abgelagerten Abfälle ist, der das Emissionsgeschehen eines Deponiekörpers maßgeblich bestimmt. Demzufolge sollen sich die Maßnahmen zur Beeinflussung des Emissionsverhaltens insbesondere auf diesen mobilisierbaren und biologisch verfügbaren Anteil richten.

Bleibt ein Deponiekörper mehr oder minder sich selbst überlassen, laufen die biologischen Abbauprozesse und das resultierende Emissionsgeschehen häufig unvollständig und zeitlich verzögert ab. D.h. der Deponiekörper sollte als Bioreaktor so beeinflusst werden, dass die Stabilisierungsvorgänge optimiert und kontrolliert ablaufen können.

Nur so ist eine Kontrolle der Nachsorge hinsichtlich der Emissionen und der Dauer möglich.