

11 Übertragung der DSR-Ergebnisse auf Deponieverhältnisse unter anaeroben Milieubedingungen

11.1 Qualitativer Verlauf der Emissionen

Die Ergebnisse der DSR-Untersuchungen weisen in der Übertragung auf folgendes Deponieverhalten hin:

- Der beprobte Kernbereich und der Randbereich der Deponie A, die durch die Feststoffproben repräsentiert werden, sind zum Zeitpunkt der Probenahme dem Ende der „Intermedialen Anaerobphase III“ (Ablagerungszeitraum 6 – 9 Jahre) und dem Beginn der „Stabilen Methanphase IV“ (Ablagerungszeitraum 12 – 18 Jahre) zuzuordnen (siehe auch CHRISTENSEN et al., 1989, Abbildung 5.2).
- Der Deponieabschnitt B befindet sich wie die Deponieabschnitte der Deponien C und D insgesamt in der „Stabilen Methanphase IV“. Eine Ausnahme bildet eine Feststoffprobe der Deponie B (BP2T11 im DSR 12), die hohe mobilisierbare Feststoffgehalte und demzufolge sehr hohe Sickerwasseremissionen aufweist; sie wäre von den organischen und Stickstoffbelastungen her dem Übergang von der „Sauren Phase II“ zur „Intermedialen Anaerobphase III“ zuzuordnen. Diese Feststoffprobe ist jedoch nicht repräsentativ für einen größeren Ablagerungsbereich, denn schon die Feststoffprobe, die ein Meter unterhalb dieser Probe gewonnen wurde, wies einen höheren Stabilisierungsgrad auf.
- Die Feststoffproben der Deponien A - D durchlaufen nun im DSR beschleunigt die „Stabile Methanphase IV“. Die Konzentrationsverläufe im Sickerwasser unterscheiden sich nicht qualitativ, sondern nur quantitativ. Die Konzentrationen zu Beginn der Behälterversuche in den DSR decken sich zudem mit den Bohrloch- und Sickerwasserkonzentrationen vor Ort, die während der Probenahme entnommen und analysiert wurden. Nach etwa 600 Versuchstagen im DSR haben die meisten Sickerwasserkonzentrationen der Feststoffproben der Deponien A, B und C die „Aerobe Endphase V“ erreicht.

11.2 Quantitativer Verlauf der Emissionen - Bilanzierungen über den Wasserpfad

Im Folgenden sollen die Emissionsfrachten, die aus den untersuchten Deponieabschnitten seit Verfüllung bereits über den Wasserpfad emittiert wurden und noch langfristig emittiert werden können, abgeschätzt werden.

Ausgehend von den Ergebnissen der Deponiesimulationsversuche soll eine Bilanzierung durchgeführt werden, die zur Beantwortung folgender Fragen führt:

- Welche Emissionsfracht ist seit der Verfüllung des Deponieabschnitts bis zum Zeitpunkt der Probenahme möglicherweise freigesetzt worden?

Emissionsfracht (Phase A)

- Welche Emissionsfracht wird (nach der Probenahme) während der Nachsorgephase bis zum Erreichen einer vorgegebenen Grenzkonzentration freigesetzt?

Emissionsfracht (Phase B)

- Welche verbleibende Restemissionsfracht wird nach Beendigung der Nachsorgephase langfristig freigesetzt und möglicherweise unkontrolliert an die Biosphäre abgegeben?

Emissionsfracht (Phase C)

Abbildung 11.1 zeigt den idealisierten Verlauf der Entfrachtung über den Sickerwasserpfad und die drei oben skizzierten Phasen.

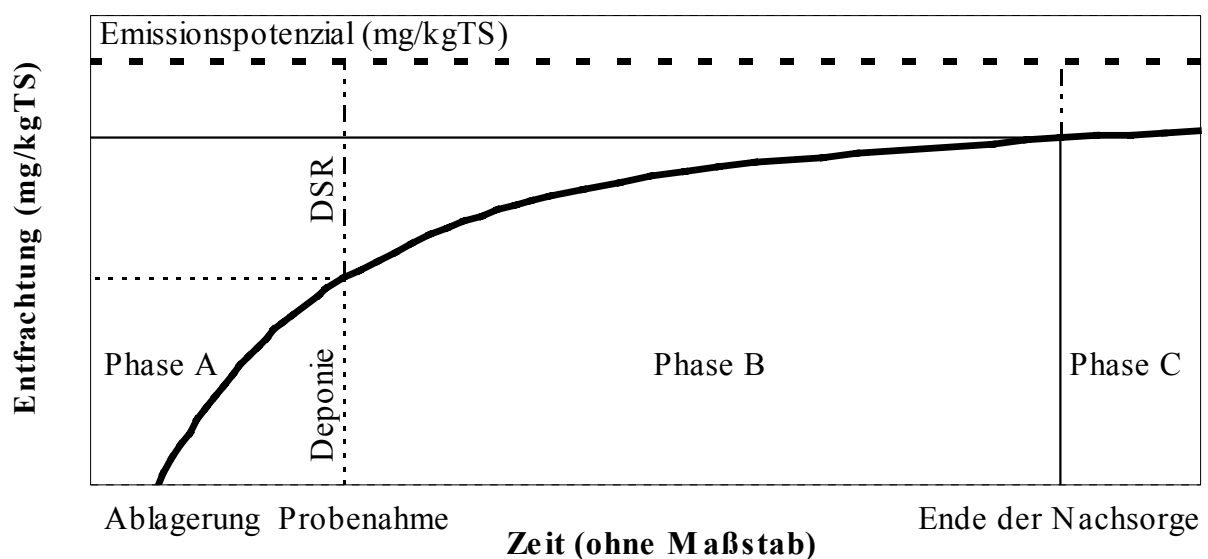


Abb. 11.1: Idealisierter Verlauf der Entfrachtung über den Sickerwasserpfad

Die Fragestellungen sind streng genommen so nur auf geordnete Deponien anwendbar, wo eine vollständige Erfassung und Behandlung des Sickerwassers erfolgt. Bei vielen Altdeponien und Altablagerungen sind die technischen Barrieren zur Emissionserfassung häufig nur unzureichend vorhanden. Daher ist die Durchführung von Nachsorgemaßnahmen wie die kontrollierte Erfassung und Behandlung der Sickerwasseremissionen nur eingeschränkt oder gar nicht möglich, so dass das Gesamtpotenzial (Phase A + B + C) unkontrolliert in die Biosphäre entweichen kann.

Betrachtet werden die Parameter Chemischer Sauerstoffbedarf CSB, Gesamt-Kjeldahl-Stickstoff TKN, halogenierte organische Kohlenwasserstoffverbindungen AOX und Chlorid Cl.

Phase A - Phase C: Emissionspotenzial von Siedlungsabfällen über den Wasserpfad

Über die Emissionsfreisetzung gibt es in Bezug auf die Frachten wenig belastbare Ergebnisse von Messungen direkt am Deponiekörper. Aus zahlreichen Untersuchungen im Labormaßstab können jedoch für Siedlungsabfälle folgende Emissionspotenziale (Phase A + Phase B + Phase C) für den Wasserpfad angegeben werden (LEIKAM et al., 1995; KRUSE, 1994):

CSB:	25.000 - 40.000 mg/kgTS	über den Wasserpfad mobilisierbar
TKN:	2.000 - 4.000 mg/kgTS	über den Wasserpfad mobilisierbar
AOX:	6.000 - 12.000 µg/kgTS	über den Wasserpfad mobilisierbar
Cl:	2.500 - 4.000 mg/kgTS	über den Wasserpfad mobilisierbar

Die möglichen Emissionen bis zur Feststoffprobenahme (Phase A) können folglich über die Bestimmung des Restemissionspotenzials in den Deponiesimulationsversuchen (Phase B + Phase C) abgeschätzt werden.

Phase B + Phase C: Restemissionspotenziale von der Probenahme bis zum Zeitpunkt

$$t = \infty$$

Die Restemissionspotenziale nach der Probenahme aus dem Deponiekörper lassen sich aufgrund der langen Versuchsdauer in den Deponiesimulationsreaktoren sehr gut abschätzen. Bei der Extrapolation des Entfrachtungsverlaufs ergeben sich Korrelationskoeffizienten $r^2 \gg 0,9$. Das Säulendiagramm (Abbildung 11.2) zeigt die DSR-Restemissionspotenziale für

den CSB des untersuchten Kernabschnitts der Deponie A, eingeteilt nach Entfrachtung bis zum Erreichen einer Grenzkonzentration (Phase B) und den Restemissionen danach, wo von einem Ende der Nachsorge ausgegangen wird (Phase C).

Als Grenzkonzentrationen wurden wiederum die Grenzwerte des 51. Anhangs der Abwasserverordnung (AbwV, Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, 1996) sowie für das Chlorid in Anlehnung an Schweizer Immissionsgrenzwerte für oberirdische Gewässer gewählt (BELEVI et al., 1989):

CSB: $C_{E\text{-CSB}} = 200 \text{ mg/l}$ (51. Anhang, 1996)

TKN: $C_{E\text{-TKN}} = 70 \text{ mg/l}$ (51. Anhang, 1996)

AOX: $C_{E\text{-AOX}} = 500 \text{ }\mu\text{g/l}$ (51. Anhang, 1996)

Cl: $C_{E\text{-Cl}} = 100 \text{ mg/l}$ (Immissionsgrenzwerte Schweiz, 1989)

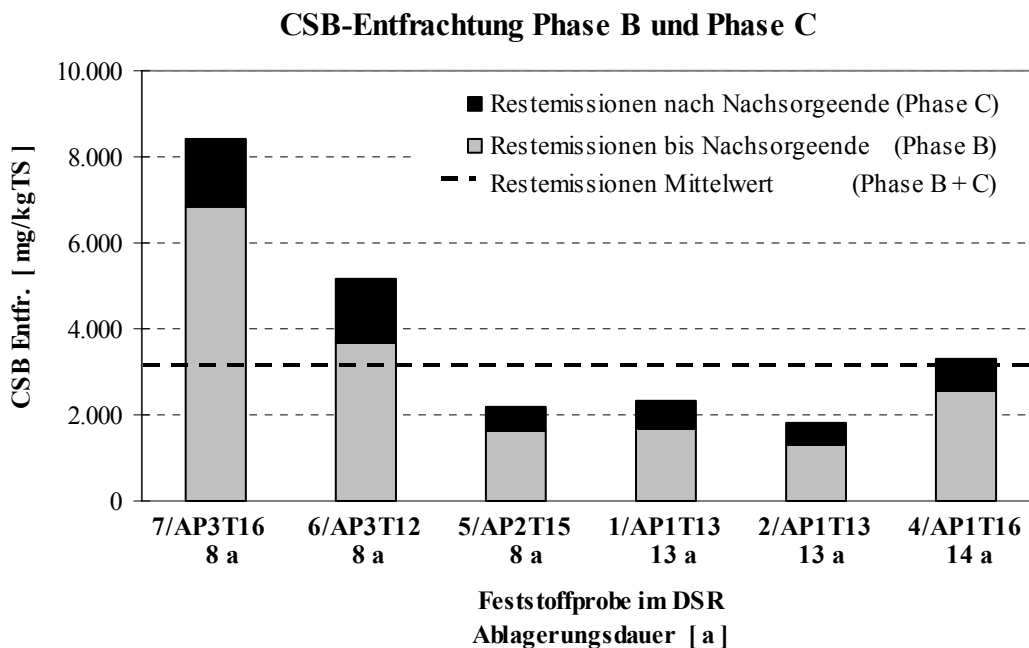


Abb. 11.2: CSB-Entfrachtungssumme über den Sickerwasserpfad in den DSR, Feststoffproben aus dem Kernbereich der Deponie A

Das Sickerwasser, das sich aus der Stofffreisetzung der verschiedenen Ablagerungsbereiche und -horizonte zusammensetzt, weist für den betrachteten Deponieabschnitt A in den DSR ein durchschnittliches CSB-Restpotenzial von 3.750 mg/kgTS auf, was 9,4 % bis 15,0 % des möglichen Ausgangspotenzials zum Zeitpunkt der Ablagerung entspricht. Bis zum Erreichen des Grenzwertes von 200 mg/l würden davon etwa 2.880 mg/kgTS (7,2 - 11,5 %) freigesetzt,

so dass nach Beendigung der Nachsorge langfristig noch 870 mg/kgTS (2,2 - 3,5 %) an CSB-Restemissionen über den Wasserpfad ausgetragen werden können. Mit den weiteren Parametern TKN, AOX und Cl sind diese Restemissionspotenziale in Tabelle 11.1 mit ihren Schwankungsbereichen (Zeile 1) und Mittelwerten (Zeile 2) aufgeführt.

Tab. 11.1: Emissionspotenziale für CSB, TKN, AOX und Cl über den Wasserpfad und Restemissionspotenziale nach Erreichen einer Grenzkonzentration C_E , Feststoffproben aus Kernbereich Deponie A

Parameter	Gesamtes Emissionspot. Phase A - C [mg/kgTS ₀]	Rest-emissionspot. Phase B - C [mg/kgTS]	Rest-emissionspot. Phase B - C [% von A - C]	Rest-emissionspot. Phase C [mg/kgTS]	Rest-emissionspot. Phase C [% von A - C]
CSB	25.000 - 40.000	1.812 - 8.403	9,4 - 15,0*	524 - 1.496	2,2 - 3,5*
Mittelwert	32.500	3.750	11,5	870	2,7
TKN	2.000 - 4.000	1.230 - 4.132	55,7 - 100,0*	151 - 853	11,8 - 23,6*
Mittelwert	3.000	2.230	68,3	470	15,7
AOX	6.000 - 12.000	1.287 - 3.185	17,4 - 34,8*	154 - 1.001	3,3 - 6,5*
[µg/kgTS]	9.000	2090	23,2	390	4,3
Cl	2.500 - 4.000	874 - 4.098	47,3 - 63,6*	264 - 798	11,3 - 18,0*
Mittelwert	3.250	1.890	58,2	450	13,8

* Prozentangaben des Schwankungsbereichs ergeben sich aus Mittelwert Phase (B + C) bezogen auf Schwankungsbereich Phase (A - C)

Bei der Bilanzierung ist zu berücksichtigen, dass die verbleibenden Emissionspotenziale etwas geringere Beträge aufweisen würden, wenn man alle Frachten auf die Feststoffmasse zum Zeitpunkt der Ablagerung (TS₀) beziehen könnte (siehe Erläuterung in 7.1.2).

Bei der Betrachtung der Deponiesimulationsreaktoren weiterer Deponieabschnitte ergibt sich ein ähnliches Verhalten:

- In Abbildung 11.3 sind die Mittelwerte aus den DSR-Ansätzen der DSR 1-14 gebildet worden, um die Emissionspotenziale im Sickerwasserpfad der untersuchten Deponieabschnitte A und B in ihrer Gesamtheit abschätzen zu können. Zur Mittelwertbildung für den Altbereich der Deponie B wurde der DSR 12 nur mit 6 % statt (bei drei DSR) 33 % Anteil berücksichtigt, weil die hohen Belastungen dieser Feststoffprobe wie bereits erwähnt nur einen sehr geringen Ablagerungshorizont, d.h. ein sehr kleines Abfallvolumen

im Deponiekörper repräsentieren. Die Gewichtung mit 6 % für DSR 12 bedeutet von daher eine Annahme zur sicheren Seite.

- Im Vergleich zum frischen Hausmüll (Phase A+B+C) ist bei den Feststoffproben die ablagerungsbedingte Veränderung im Deponiekörper hinsichtlich der verbleibenden Emissionsfrachten (Phase B + C) über die Zeit bei allen Deponieabschnitten deutlich zu erkennen.
- Die verbleibenden Emissionspotenziale nach Erreichen einer Grenzkonzentration (Phase C) liegen in ähnlichen Bereichen, auch wenn sich die Emissionspotenziale zum Zeitpunkt der Probenahme (Phase B + C) noch deutlich voneinander unterscheiden.

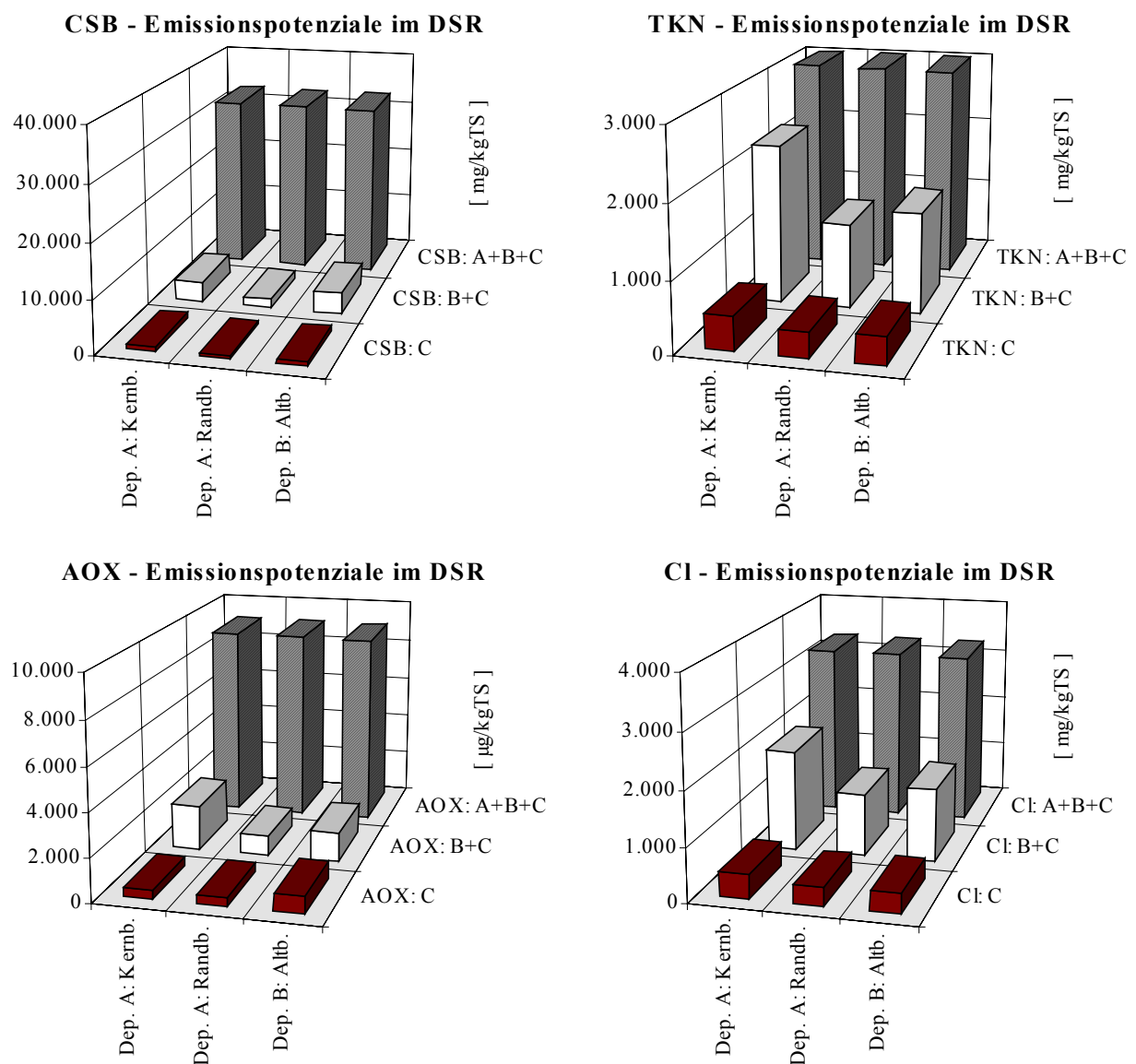


Abb. 11.3: Entfrachtung über den Sickerwasserpfad aus den DSR-Versuchen, Mittelwertbildung für drei Deponieabschnitte der Deponien A und B

- Die CSB-Restemissionspotenziale der Phase C sind zwar betragsmäßig noch am größten, sie haben aber bezogen auf das Ausgangspotenzial bereits am stärksten abgenommen. Anders verläuft dagegen die Stickstofffreisetzung, bei der auch nach Erreichen der Grenzkonzentration von 70 mg/l noch relativ große mobilisierbare Anteile im Feststoff verbleiben. Die Emissionsfreisetzung unter anaeroben Milieubedingungen hängt beim TKN wie beim Chlorid entscheidend vom Wasserdurchsatz, d.h. von der klimatischen Sickerwasserbildung und dem Sickerwasseraustrag ab.
- Die Sickerwasserentfrachtung des Stickstoffs im DSR liegt in der Größenordnung, die von KRUSE, 1994, für die „Zerfallsphase“, die der stabilen Methanphase entspricht, mit 3,0 g/kgTS ermittelt wurde.
- Der Anteil des aus dem Feststoff langfristig mobilisierbaren Stickstoffs ist mit 20 - 40 % des N-Feststoffgehalts höher als bei den organischen Anteilen.
- Das leichtlösliche Chlorid wurde im DSR zu über 60 % mit dem Sickerwasser ausgetragen, erwartungsgemäß ist der Cl-Austrag schon am weitesten vorangeschritten und erreicht bald die Höhe des Auslaugpotenzials.
- In Abbildung 11.4 sind für zwei Feststoffproben der Deponie A exemplarisch für die Organik- und Stickstoffgehalte die Feststoffpotenziale nach der Probenahme, deren auslaugbarer Anteil bei einer Mehrfachelution und die langfristig auftretenden Emissionen im Deponiesimulationsversuch über den Gas- und Wasserpfad aufgetragen.
- Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass organische Verbindungen, bestimmt als chemischer Sauerstoffbedarf CSB und Kohlenstoffgehalt C, auch langfristig nur noch in geringen Anteilen (10 - 20 % des Feststoffgehalts) aus der Feststoffmatrix mobilisiert und über den Gas- oder Wasserpfad ausgetragen werden können. Damit erfüllt der Deponiekörper auch langfristig seine Funktion als Schadstoffsенke, selbst wenn eine klimatische Sickerwasserbildung auftritt.
- Die maximal mobilisierbaren Auslaugpotenziale der Mehrfachelutionen (siehe Kap. 7) zeigen größenordnungsmäßig an, mit welchen Emissionsfrachten über den Sickerwasser- und Gaspfad langfristig gerechnet werden muss. Dass dieser Zusammenhang bestätigt werden kann, ist insofern hilfreich, als dass bei zukünftigen Untersuchungen auf der Grundlage wenig aufwendiger Auslaugversuche erste wichtige Anhaltspunkte über die möglichen Restemissionspotenziale gewonnen werden können.

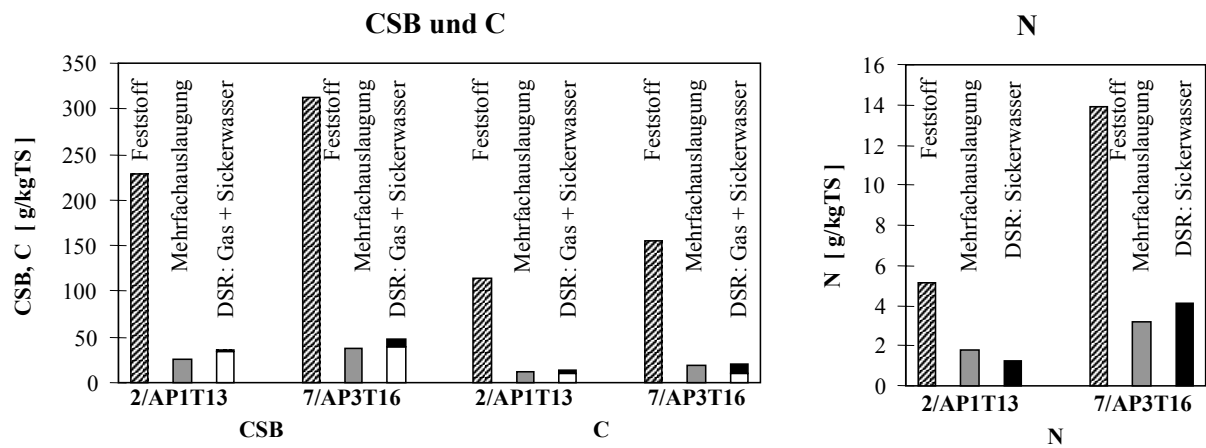


Abb. 11.4: Vergleich der Feststoffgehalte, der maximal auslaugbaren Frachten (Mehrfachelutionen) und der Emissionen im Deponiesimulationsversuch unter anaeroben Milieubedingungen (Deponie A)

- Aufgrund des höheren Wasseraustausches wird im DSR anteilig etwas mehr CSB über den Wasserpfad emittiert als in der Deponie. Insgesamt werden die Anteile der Emissionsfrachten auf den jeweiligen Pfaden Sickerwasser und Deponiegas jedoch nicht so stark verschoben, dass eine Übertragung der Ergebnisse auf den Deponiekörper nicht mehr zulässig wäre: die biologisch verfügbaren organischen Anteile werden auch im DSR-Versuch hauptsächlich über den Gaspfad freigesetzt, was u.a. an den geringen BSB₅-Gehalten im Sickerwasser ersichtlich wird.

Die Emissionsverläufe der Deponiesimulationsreaktoren weisen bei der hohen Wasseraustauschrate darauf hin, dass im Deponiekörper noch über lange Zeiträume eine Stofffreisetzung zu erwarten ist. Auf die Zeiträume, die bis zum Erreichen von vorgegebenen Grenzkonzentrationen und den korrespondierenden Emissionsfrachten auftreten, soll daher im Folgenden eingegangen werden.

11.3 Zeitlicher Verlauf der Emissionen über den Wasserpfad

11.3.1 Randbedingungen des Emissionsverlaufs über den Wasserpfad

Der zeitliche Verlauf der Emissionen wird im Wesentlichen von vier Faktoren beeinflusst:

- dem mobilisierbaren Stoffpotenzial
- dem Wasserhaushalt im Deponiekörper
- dem Mobilisierungsverhalten aufgrund der Verfügbarkeit
- den Milieubedingungen (anaerob, aerob)

Das nach der Probenahme noch vorhandene mobilisierbare Stoffpotenzial kann durch die Auslaugversuche und die Deponiesimulationsversuche bestimmt werden. Der Wasserhaushalt vieler Deponien und Altablagerungen kann häufig nur eingeschränkt beschrieben werden. So fehlen in den meisten Fällen Messungen, aus denen sich die klimatische Sickerwasserbildung ermitteln ließe. Ferner sind die Ablagerungen so inhomogen aufgebaut, dass schwer zu beurteilen ist, inwieweit der Wassertransport im Deponiekörper auf bevorzugten Fließwegen stattfindet, wo eingestaute Bereiche oder wo vergleichsweise trockene Bereiche auftreten, in denen weder Auswaschungsprozesse noch biologische Umsetzungsvorgänge stattfinden. Bei schadhafte oder fehlenden Drainage- und Dichtungssystemen kann das anfallende Sickerwasser nicht erfasst werden.

Um den Wasserhaushalt eines Deponiekörpers zumindest überschläglich beschreiben zu können, sollten folgende Daten und Informationen zur Verfügung stehen:

- Klimadaten (Niederschlag, Temperatur, Windmessungen, Verdunstung, siehe auch TA Siedlungsabfall, 1993, Abschnitt 10.6.6.2 „Einrichtungen zur Überwachung“)
- Deponietopographie, Neigung der Deponieoberfläche, Hanglage
- Abdeckungs-/Abdichtungssysteme
- Messungen zur Erfassung der Qualität und der Quantität des anfallenden Sickerwassers

In den Deponiesimulationsreaktoren werden der Wasserhaushalt und die Milieubedingungen definiert eingestellt. Das daraus resultierende Mobilisierungsverhalten soll im Hinblick auf die zeitliche Entwicklung im Deponiekörper diskutiert werden.

11.3.2 Extrapolation der Sickerwasserkonzentrationen in den DSR

Die Konzentrationsverläufe in den Deponiesimulationsreaktoren lassen keine unmittelbaren und verallgemeinerbaren Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Emissionen auf Deponien zu. Wesentliche Gründe sind die standortspezifisch unterschiedlichen Randbedingungen einer Ablagerung und der im Vergleich zu den DSR-Versuchen deutlich abweichende Wasserhaushalt, d.h. ein wesentlich geringerer Wasserdurchsatz pro Zeiteinheit. Dennoch soll für die untersuchten Abschnitte der Deponien A - D für den Sickerwasserpfad ein zeitlicher Horizont der Konzentrationsverläufe für die Parameter CSB, TKN, AOX und Cl wie in Abbildung 11.5 und 11.6 aufgezeigt werden. Dazu werden für mehrere Deponiesimulationsreaktoren, die während ihrer Versuchsdauer vorwiegend anaerobe Milieubedingungen aufwiesen, die Konzentrationsverläufe im Sickerwasserpfad aufgetragen. Es werden Extrapolationsrechnungen aus dem Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen vorgenommen, um die zeitliche Entwicklung zu vorgegebenen Grenzwerten abzuschätzen, soweit es bei einigen DSR noch erforderlich ist.

Die Extrapolationen der Sickerwasserkonzentrationen sind in den Abbildungen 11.5 und 11.6 mit einer Exponentialfunktion folgender Form eingefügt worden:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-k \cdot (t - T_0)} \quad (\text{Gleichung 11.1})$$

mit:

- C_t = Konzentration zur Zeit t [mg/l]
- C_0 = Konzentration zu Beginn der Sickerwasserrezirkulation im DSR [mg/l]
- k = Faktor = $\ln 2 / T_{1/2}$ [-]
- $T_{1/2}$ = Halbwertszeit, über die Versuchszeit veränderlich [d]
- t = Versuchszeit im DSR [d]
- T_0 = Beginn der Sickerwasserrezirkulation im DSR [d]

Das Bestimmtheitsmaß r^2 (Quadratwert des Pearsonschen Korrelationskoeffizienten r) gibt an, wie eng die Messwerte um die Exponentialfunktion als Regressionsfunktion streuen bzw. wie gut die Regressionsfunktion den Verlauf der Messwerte repräsentiert.

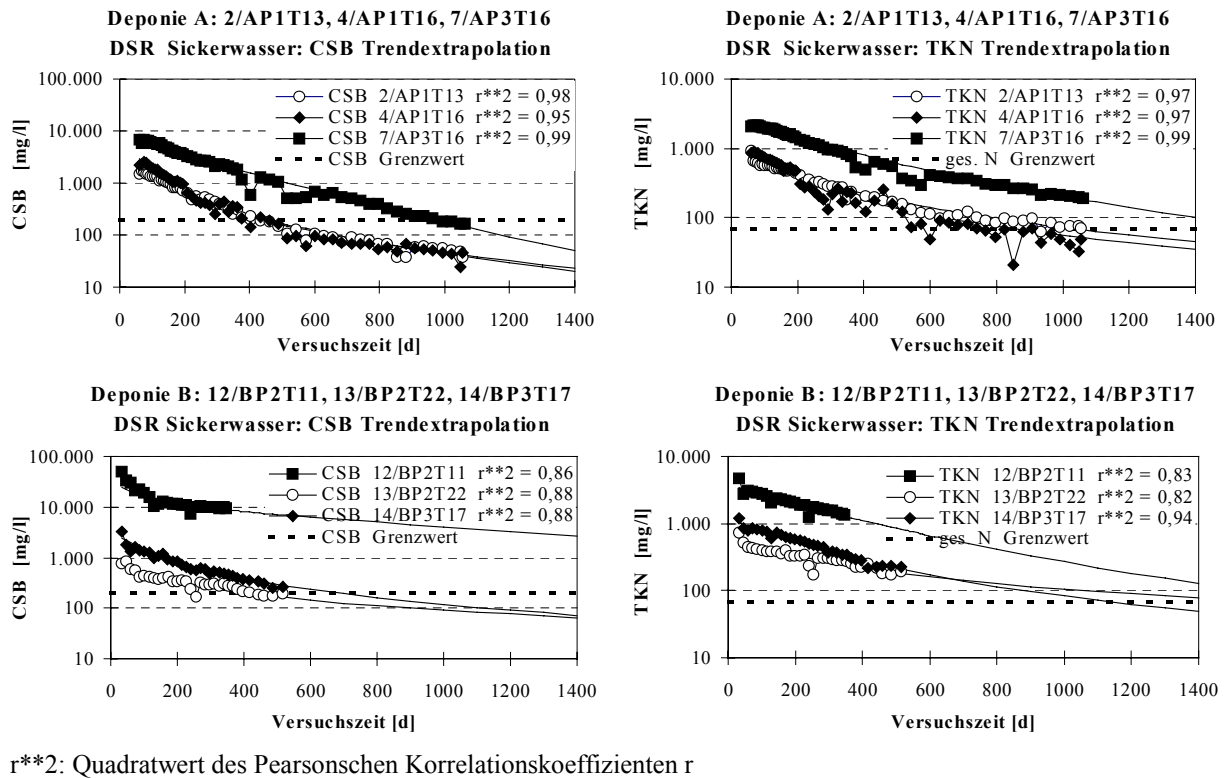


Abb. 11.5: Extrapolation der CSB- und TKN- Sickerwasserkonzentrationen unter anaeroben Milieubedingungen

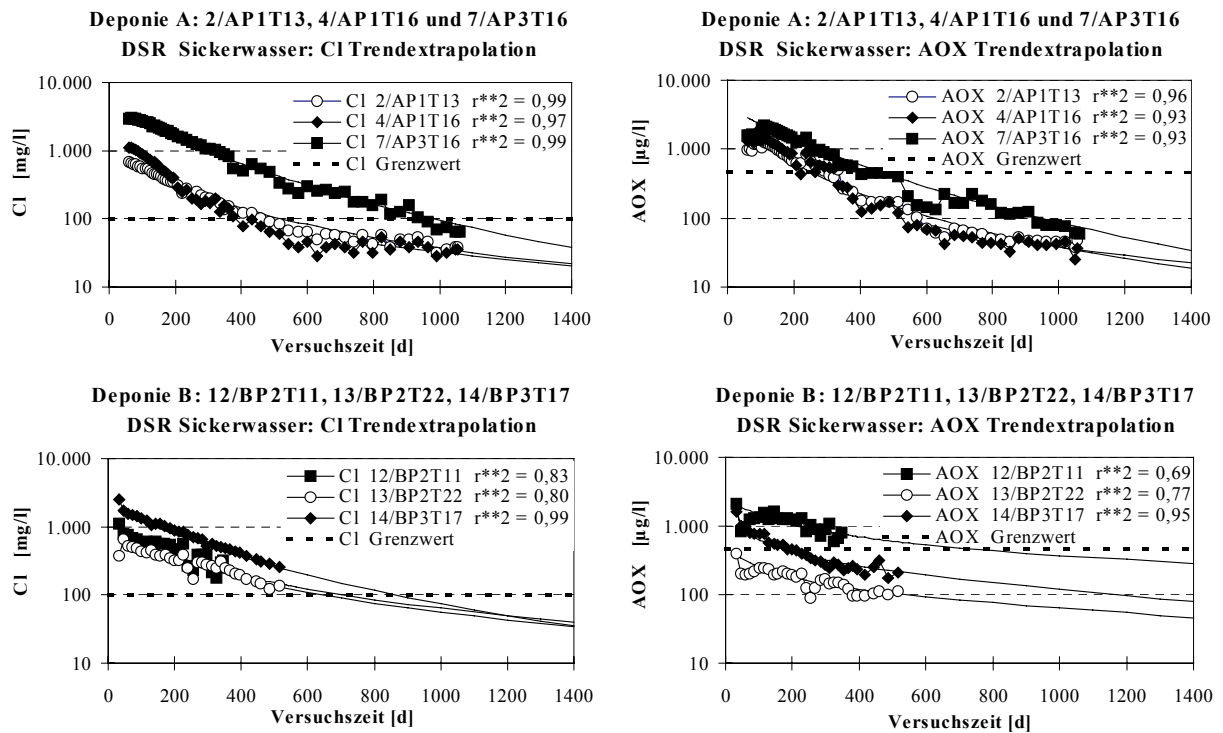


Abb. 11.6: Extrapolation der Cl- und AOX- Sickerwasserkonzentrationen unter anaeroben Milieubedingungen

In Abbildung 11.5 und 11.6 wird erneut deutlich, dass die außergewöhnlich hohen Sickerwasserbelastungen des DSR 12/BP2T11 insbesondere bei den Organik- und Stickstoffparametern für einen größeren Bereich der Deponie B nicht repräsentativ sind. Sie werden daher bei der Abschätzung der zeitlichen Entwicklung des Emissionsverhaltens der beprobten Deponieabschnitte nicht berücksichtigt.

11.3.3 Annahmen zur zeitlichen Entwicklung der Sickerwasseremissionen

Unter den konstant anaeroben Bedingungen im DSR und folgenden idealisierten Annahmen bezüglich des Wasserhaushalts in der Deponie können die in Tabelle 11.2 angegebenen Zeiträume T_E und Bereiche der Halbwertzeiten $T_{1/2}$ bis zum Erreichen von Grenzkonzentrationen C_E abgeschätzt werden:

- konstante klimatische Sickerwasserbildung von 250 mm pro Jahr
Wie in Kapitel 3.3 erläutert, konnte eine klimatische Sickerwasserbildung in dieser Größenordnung an Abfallablagerungen beobachtet werden, die keine vollständig dichte, sondern eine durchlässige Oberflächenabdichtung aufwiesen, z.B. eine Bodenabdeckung mit stärkerer Mächtigkeit oder bei mineralischen Oberflächenabdichtungen (Krümpelbeck, 2000).
- Deponiehöhe von 20 m
Die meisten Siedlungsabfalldeponien und die weitaus größte Teil der Altablagerungen weisen Ablagerungsmächtigkeiten < 20 m auf, so dass diese Annahme zur sicheren Seite tendiert. Bei der Abschätzung der zeitlichen Entwicklung des Stoffaustrags über den Vergleich des feststoffbezogenen Wasserdurchsatz` steht die Ablagerungsmächtigkeit in proportionalem Verhältnis zum Wasser/Feststoffverhältnis bzw. zum resultierenden Zeitraum T_E . Dieser Zusammenhang zwischen Ablagerungsmächtigkeit und Sickerwasserbelastung bzw. Stoffaustrag konnte an Deponien tendenziell bestätigt werden (KRUSE, 1994, EHRIG, 2002).
- Trockendichten in DSR und Deponie sind etwa gleich mit $0,75 \text{ MgTS/m}^3$
Gemäß der in Kapitel 3.2 erläuterten Untersuchungen stellen sich Trockendichten in dieser Größenordnung bei Auflasten bzw. Ablagerungsmächtigkeiten zwischen 10 m und 50 m ein (BEAVEN, 1997). In den DSR lag die mittlere Trockendichte bei $0,78 \text{ MgTS/m}^3$ (Streubereich: $0,57 - 1,00 \text{ MgTS/m}^3$)

- gleichmäßige Durchsickerung des Deponiekörpers

Diese Annahme ist aufgrund der Fließbewegungen im inhomogenen Deponiekörper (Kapitel 3.2) zweifellos sehr idealisiert. Andererseits ist aufgrund der biologischen Abbauprozesse, Sackungen und dem Wassertransport über den Gaspfad bei den langen Betrachtungszeiträumen in der Nachsorge zu erwarten, dass auch Bereiche, die längere Zeit einen geringen Wasserdurchsatz aufwiesen, erneut stärker durchsickert werden können. Langfristig führen diese Prozesse zu einer gewissen Vergleichmäßigung des Wasserdurchsatzes.

11.3.4 Zeiträume bis zum Erreichen von Grenzkonzentrationen

Die Annahmen zum Wasserhaushalt und zum Deponiekörper führen in den betrachteten DSR im Vergleich zum Wasserhaushalt in Deponien zu einem etwa 70 bis 160-fach höheren Wasseraustausch pro Zeiteinheit (siehe Kapitel 6.2). Die zeitlichen Abschätzungen zum Emissionsverlauf erfolgen mit diesen Annahmen über das Wasser/Feststoff-Verhältnis: mit wieviel m³ Wasser muss ein Mg Abfalltrockensubstanz in Kontakt kommen, bis die aus der Abfallmatrix herausgelösten Stoffe eine Grenzkonzentration unterschreiten? Diese Wasser/Feststoff-Verhältnisse W/F als zeitunabhängige Kennzahl bis zum Erreichen der Grenzkonzentration C_E sind ebenfalls in Tabelle 11.2 eingetragen.

Bei der Prognose der Zeiträume bis zum Erreichen von Grenzkonzentrationen im Sickerwasser handelt es sich wie erläutert nicht um exakt festzulegende Zeitintervalle, sondern um Zeithorizonte, in denen das Erreichen der Grenzwerte als realistisch betrachtet wird.

Für den CSB-Verlauf im Sickerwasser werden mit den gewählten Annahmen Zeiträume von 80 - 360 Jahren mit durchschnittlich 140 Jahren und einem durchschnittlichen Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2,4 abgeschätzt, bis umweltverträgliche Grenzkonzentrationen erreicht werden. Beim Chlorid liegen die Zeiträume bei 90 bis 250 Jahren mit ebenfalls 140 Jahren im Durchschnitt. Die Unterschiede zwischen den Deponiesimulationsreaktoren sind hauptsächlich in den unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen C_0 zu finden. Neben der Abfallzusammensetzung wirken sich hier insbesondere die unterschiedlichen Ablagerungszeiträume in der Deponie vor Beginn der DSR-Versuche aus. Die Bandbreite der Halbwertszeiten zu Versuchsbeginn hängen ebenso von der beprobten Abfallzusammensetzung und vom Abbaugrad (stoff- und altersspezifisch) sowie vom Wasserhaushalt (deponie- bzw. DSR-spezifisch) ab.

Tab. 11.2: Abschätzung des Zeitraumes T_E für die Parameter CSB, TKN, AOX und Cl bis zum Erreichen der Grenzkonzentration C_E

Parameter	C_E Grenzkonzentration [mg/l]	C_0 Konzentration zu Versuchsbeginn [mg/l]	$T_{\frac{1}{2}}$ Halbwertszeit zu Versuchsbeginn [a]	W/F bis C_E [m ³ /Mg TS]	T_E Zeitraum bis C_E [a]
CSB	$C_{E-51.Anhang} = 200 \text{ mg/l}$	500 – 12.700	10 – 40	1,0 – 6,0	80 - 360
	Mittelwert	3.000	28	2,4	140
TKN	$C_{E-51.Anhang} = 70 \text{ mg/l}^*$	200 – 2.100	15 - 57	2,6 – 7,7	120 - 450
	Mittelwert	900	43	4,4	220
Cl	$C_{E-Schweiz} = 100 \text{ mg/l}$	340 - 2.950	15 – 43	1,4 – 4,1	90 - 250
	Mittelwert	1.200	33	2,4	140
AOX	$C_{E-51.Anhang} = 500 \text{ } \mu\text{g/l}$	390 - 2.380 $\mu\text{g/l}$	14 – 42	0,1 – 3,5	30 - 210
	Mittelwert	1.600 $\mu\text{g/l}$	22	1,4	80

* Stickstoff, gesamt, als Summe aus Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff

W/F Wasser/Feststoff-Verhältnis

Mittelwerte gebildet aus Ergebnissen aller DSR unter anaeroben Milieubedingungen

Grenzkonzentrationen gemäß Anforderungswerten 51. Anhang, 1996 bzw. Immissionsgrenzwert Schweiz, 1999

Der Stickstoffgehalt, bestimmt als TKN, stellt sich bei allen Untersuchungen in den DSR als der Parameter heraus, der bis zum Erreichen der gewählten Grenzkonzentration von 70 mg/l den größten Zeitraum von 120 bis zu etwa 450 Jahren beansprucht. Auch im relativen Vergleich der Mittelwerte aus der Bandbreite der zeitlichen Abschätzungen liegt der Zeitraum für den TKN mit etwa 220 Jahren deutlich über den Zeiträumen aller anderen Parameter.

Die AOX-Belastungen, die mit dem Rest-CSB den erhöhten technischen Aufwand bei der Sickerwasserreinigung erfordern, werden in kürzeren Zeiträumen (Mittelwert 80 Jahre) die geforderte Grenzkonzentration von 500 $\mu\text{g/l}$ unterschreiten.

Die Plausibilität zeitlicher Abschätzungen ist äußerst schwierig zu beurteilen. Das liegt zum einen an der Schwierigkeit, repräsentative Feststoffproben zu gewinnen, die das Verhalten des gesamten Deponieabschnitts kennzeichnen und zum anderen daran, dass der Wasserhaushalt im Deponiekörper sowohl jahreszeitlich als auch durch technische Maßnahmen wie Oberflächenabdichtungen und Sackungen vielfachen Veränderungen unterliegt. Ferner ist zu berücksichtigen, dass sich im Deponiekörper längere Kontaktzeiten zwischen den Abfallstoffen und dem durchströmenden Sickerwasser einstellen.

11.3.5 Die Halbwertzeit als veränderlicher Parameter

Die Bandbreite der Ergebnisse bei den Halbwertzeiten zu Versuchsbeginn und die daraus resultierenden Zeiträume bis zum Erreichen umweltverträglicher Sickerwasserkonzentrationen sind sehr groß, was auf den ersten Blick unbefriedigend erscheint. Hier ergibt sich aus den Versuchsverläufen in den Deponiesimulationsreaktoren folgende Erklärung:

Die Halbwertzeit im eigentlichen Sinne ist ein konstanter Wert, der den Zeitraum definiert, in dem 50 % eines Substrats, eines Stoffes, einer Strahlung o.ä. abgebaut bzw. reduziert werden. Die mittlere „Halbwertzeit“ des Vielstoffgemisches Abfall ist dagegen zeitlich veränderlich. Nach der Ablagerung werden zuerst leicht und mittel lösliche organische Verbindungen im Abfall abgebaut, so dass Halbwertzeiten von 2 bis 6 Jahren auftreten, die u.a. den Verlauf der Deponiegasproduktion bestimmen. Mit zunehmender Ablagerungsdauer wird das Emissionsgeschehen mehr und mehr von mittel- und schwerlöslichen organischen Verbindungen, die größere Halbwertzeiten aufweisen, bestimmt. Über die Versuchsdauer im DSR und der Ablagerungsdauer in der Deponie macht sich dieses als Anwachsen der Halbwertzeit bzw. Verlangsamung der Mobilisierungs- und Abbauprozesse deutlich. Diese Entwicklung wird in Abbildung 11.7 anhand der Halbwertzeiten für die CSB- und TKN-Emissionen in den DSR ersichtlich. Die rechnerische Ermittlung der Halbwertzeit erfolgt durch Auflösung der Gleichung 11.1 nach $T_{\frac{1}{2}}$:

$$T_{\frac{1}{2}}(t) = (t - T_0) \cdot \frac{\ln(2)}{\ln(C_0/C_t)} \quad (\text{Gleichung 11.2})$$

mit

- $T_{\frac{1}{2}}(t)$ = Halbwertzeit zur Zeit t [d]
- t = Versuchszeit im DSR [d]
- T_0 = Beginn der Sickerwasserrezirkulation im DSR [d]
- C_0 = Konzentration zu Beginn der Sickerwasserrezirkulation im DSR [mg/l]
- C_t = Konzentration zur Zeit t [mg/l]

Nach anfänglichen Schwankungen zu Versuchsbeginn stellen sich in den Deponiesimulationsreaktoren der Deponien A - D Gleichgewichtsbedingungen ein, und es kommt zu einer allmählichen Zunahme der Halbwertzeit. Der Verlauf wird erst mit zunehmender Versuchsdauer deutlich, was nochmals die Sinnhaftigkeit langfristiger Untersuchungen im Labormaßstab unterstreicht, um Aussagen zum Langzeitverhalten von Abfallablagerungen treffen zu können.

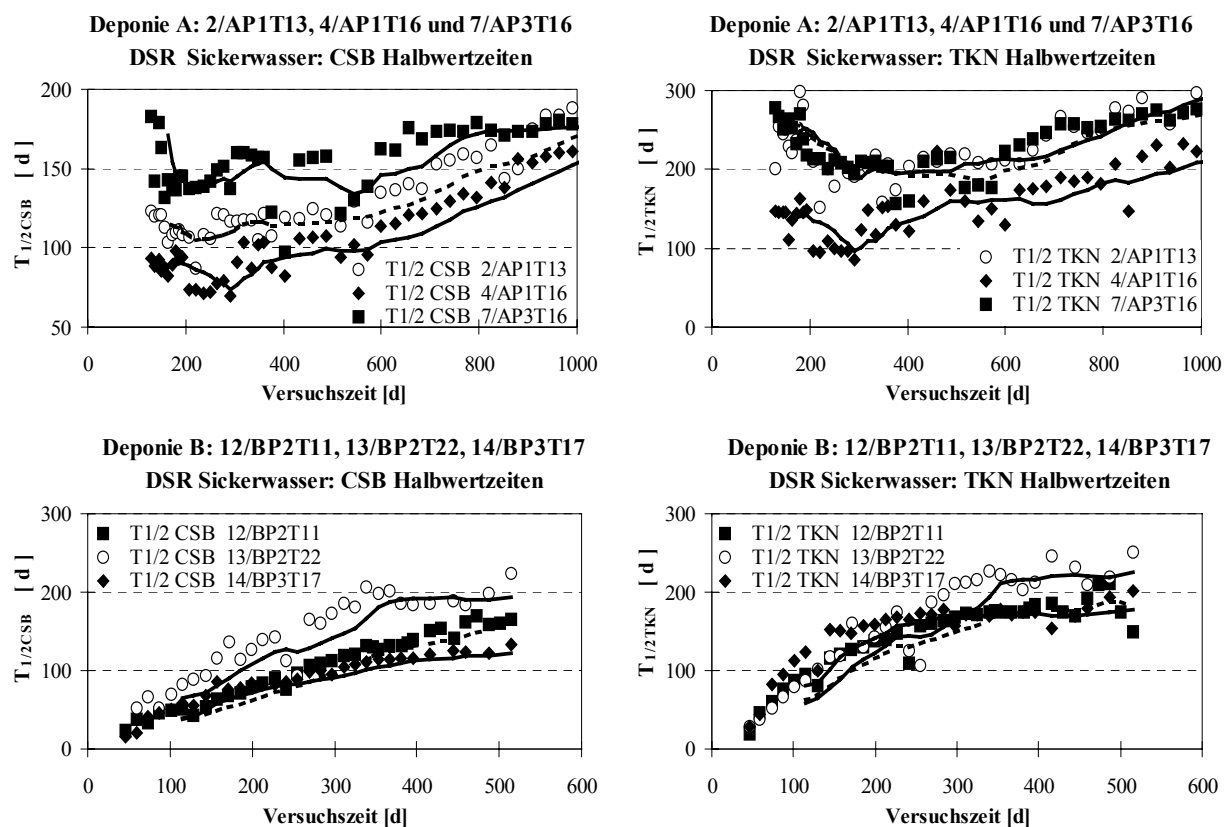


Abb. 11.7: Anwachsen der Halbwertzeiten über die Versuchsdauer in Deponiesimulationsreaktoren

Die in Abbildung 11.5 und 11.6 eingefügten Trendextrapolationen gehen daher nicht von einem linearen Exponentialansatz aus, sondern weisen eine Krümmung auf, womit der Exponentialansatz gemäß Gleichung 11.1 mit anwachsender Halbwertzeit berücksichtigt wird:

$$C_t = C_0 \cdot e^{\frac{-\ln(2)}{T_{1/2_0} \cdot (3 - (2 \cdot e^{k_1 \cdot (t - T_0)}))} \cdot (t - T_0)} \quad (\text{Gleichung 11.3})$$

mit:

C_t = Konzentration zur Zeit t [mg/l]

C_0 = Konzentration zu Beginn der Sickerwasserrezirkulation [mg/l]

$T_{1/2_0}$ = Halbwertzeit zu Versuchsbeginn [d]

k_1 = Faktor, der die Geschwindigkeit der Veränderung der Halbwertzeit beschreibt [-]

t = Versuchszeit [d]

T_0 = Beginn der Sickerwasserrezirkulation [d]

Der Wert „3“ in Gleichung 11.3 leitet sich empirisch aus der Entwicklung der Halbwertzeit in den Deponiesimulationsversuchen ab. Bei älteren Abfallproben, die schon zu Beginn des DSR weitgehend stabilisiert sind, ist ein Anwachsen der Halbwertzeiten auf etwa das Dreifache des Ausgangswerts festzustellen. In Analogie zum Deponiekörper kann der Zeitraum „ T_0 “ als die Phase des Ablagerungsbeginns bis zum Erreichen der maximalen Sickerwasserkonzentrationen in der sauren Phase bzw. der instabilen Methanphase betrachtet werden. Der Sickerwasserverlauf in diesen ersten 3 bis 5 Jahren nach der Ablagerung bis zum Betrachtungsbeginn „ T_0 “ wird von der Funktion in Gleichung 11.3 nicht beschrieben.

Aus den Untersuchungsergebnissen folgt, dass in den ersten Jahren nach Deponieabschluss eine schnellere Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen zu erwarten ist. In dieser Phase wird die Konzentrationsabnahme maßgeblich durch die intensiven biologischen Abbauprozesse bestimmt. Es ergeben sich durchschnittlich geringere Halbwertzeiten, wie sie auch durch Messungen auf Deponien abgeleitet werden. Folglich besteht keine direkt proportionale Abhängigkeit vom Wasserdurchsatz im Deponiekörper, solange ein Mindestdurchsatz an Sickerwasser gegeben ist, um das Substrat für die Bakterienmasse verfügbar zu machen. Die Endprodukte des vollständigen anaeroben Abbaus werden in dieser Phase hauptsächlich über den Gaspfad ausgetragen. Mit dem Extrapolationsansatz erfolgt in dieser ersten Phase eine zeitliche Abschätzung zur sicheren Seite hin, da in den DSR infolge des erhöhten Wasserdurchsatzes die Mobilisierung deutlich stärker gesteigert wird als die parallel ablaufenden biologischen Abbauprozesse. Die Sickerwasserkonzentrationen nehmen in der Deponie tatsächlich schneller ab, als es vom Vergleich über den Wasserhaushalt prognostiziert wird.

Mit wachsenden Ablagerungszeiträumen von einigen Jahrzehnten sind die biologischen Abbauprozesse zu vernachlässigen. Die Stoffmobilisierung und die resultierenden Sickerwasserbelastungen werden zunehmend vom Wasserhaushalt bestimmt, so dass mit wachsenden Halbwertzeiten und demzufolge noch über längere Zeiträume mit geringen Restkonzentrationen gerechnet werden muss. Da die zeitliche Abschätzung gerade das langfristige Emissionsverhalten aufzeigen soll, ist der gewählte Ansatz zur Übertragung der Ergebnisse aus den DSR-Versuchen sinnvoll, auch wenn die Zeiträume unter den gewählten Randbedingungen insgesamt etwas zu hoch, d.h. zur sicheren Seite hin abgeschätzt werden. Übertragen auf Deponien bedeutet dies, dass die Grenzkonzentrationen C_E möglicherweise etwas eher erreicht werden als es die abgeschätzten Zeiträume T_E nach den DSR-Versuchen in Tabelle 11.2 vermuten lassen.

11.4 Vergleich mit anderen Langzeitabschätzungen

Im Folgenden soll ein Vergleich der Ergebnisse mit Langzeitabschätzungen weiterer Untersuchungen vorgenommen werden. Es werden sowohl Ergebnisse von Laboruntersuchungen als auch Messungen auf Deponien und Altablagerungen betrachtet.

11.4.1 Laboruntersuchungen

Auf der Grundlage von Stoffflussanalysen, Auslaugversuchen und theoretischen Betrachtungen wurden von BELEVI et al. (1989) Angaben zum langfristig mobilisierbaren Stoffpotenzial abgeleitet und zeitliche Abschätzungen vorgenommen. Von KRUSE (1994) wurden anhand von Behälterversuchen im Labormaßstab ebenfalls Emissionspotenziale in der „Zerfallsphase“ ($BSB_5/CSB < 0,2$) und Zeiträume bis zum Erreichen von Grenzkonzentrationen angegeben. Seine zeitliche Abschätzung für einen 20 Meter hohen Deponieabschnitt wurde nach folgender Gleichung durchgeführt:

$$T_E = \frac{1}{k} \cdot \ln \frac{C_0}{C_E} \quad (\text{Gleichung 11.4})$$

mit T_E = Zeitraum, bis die Grenzkonzentration C_E erreicht wird [a]

$$k = \text{Konstanter Faktor} = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} \quad [1/a]$$

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

C_0 = Konzentration zu Beginn der DSR-Versuche bzw. der Konzentration zu Beginn der stabilen Methanphase, abhängig von der Deponiehöhe [mg/l]

C_E = Grenzkonzentration [mg/l]

Ebenfalls anhand von Laborversuchen in Deponiesimulationsreaktoren wurde das Emissionsverhalten von Abfallproben ostdeutscher Deponien untersucht (ANDREAS, 2000). Über die Wasser/Feststoff-Verhältnisse in den DSR bis zum Erreichen von Grenzkonzentrationen und einer mittleren jährlichen Infiltrationsrate von 132 mm/a für Deponien wurden für „Nachwendabfälle“ sowohl Zeiträume als auch Emissionspotenziale angegeben.

Die Ergebnisse der o.g. Untersuchungen sind gemeinsam mit den eigenen Ergebnissen der durchschnittlichen Emissionspotenziale (Phase B + C entspricht hier in etwa der „Zerfallsphase“) und den Langzeitabschätzungen in Abbildung 11.8 wiedergegeben. Zur Vergleichbarkeit wurde von gleichen Randbedingungen gemäß Kap. 11.3 ausgegangen.

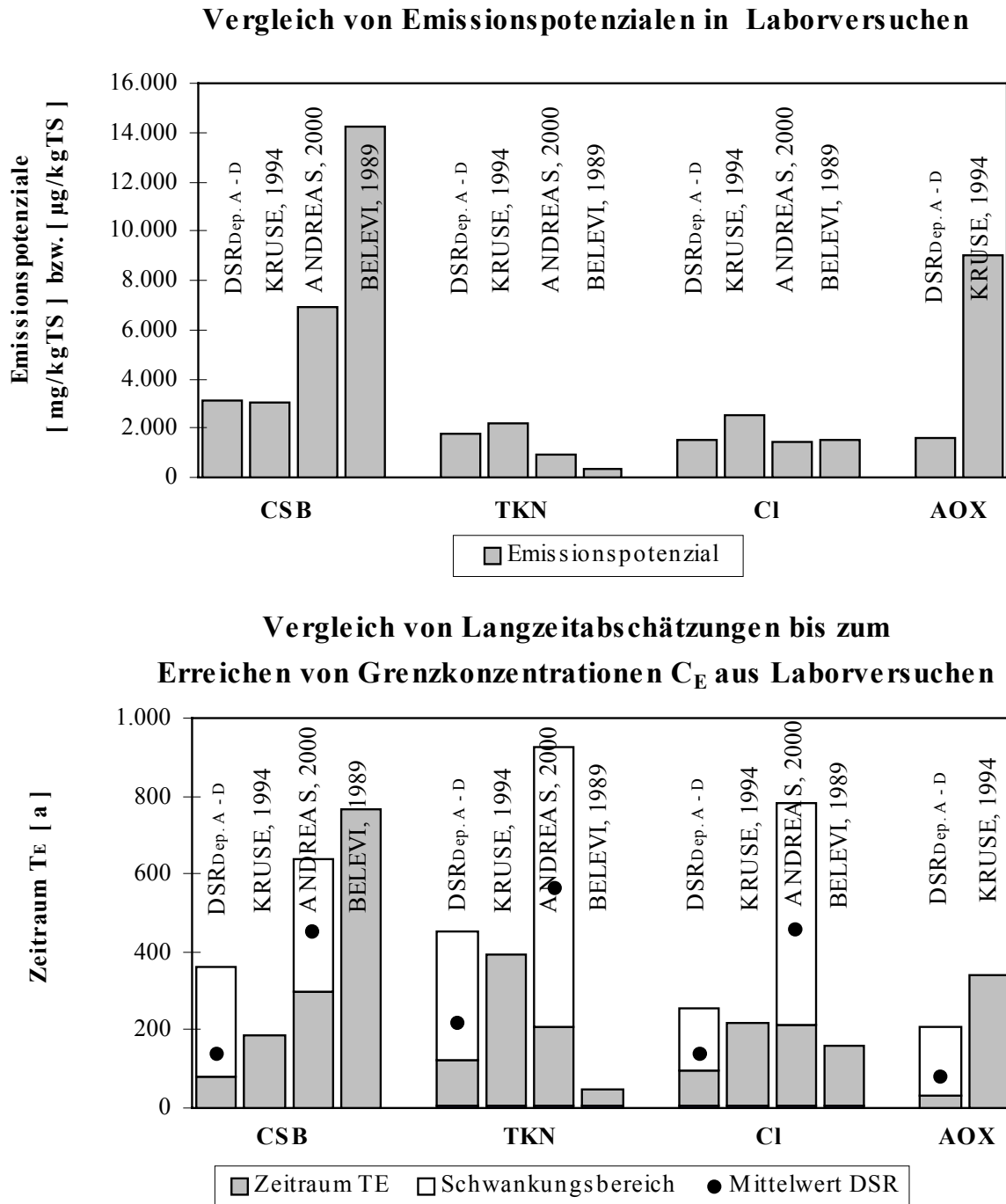


Abb. 11.8: Langfristige Emissionspotenziale und Zeiträume bis zum Erreichen von Grenzkonzentrationen / Vergleich mit weiteren Untersuchungen

Die Ergebnisse der langfristig verbleibenden Emissionspotenziale in den DSR der Deponien A-D stimmen mit denen von KRUSE (1994) gut überein, obwohl bei seinen Untersuchungen keine Abfallfeststoffproben nach mehrjähriger Ablagerung im Deponiekörper zur Verfügung standen. Das große CSB-Potenzial von BELEVI (1989) kann aufgrund der DSR-Versuche nicht bestätigt werden. Größere Unterschiede im Vergleich zu KRUSE (1994) werden bei den verbleibenden Emissionspotenzialen für den AOX festgestellt, da er mit 9.000 µg/kgTS für das Restpotenzial zu Beginn der „Zerfallsphase“ das Ausgangspotenzial angesetzt hat. So wiesen die Feststoffproben der Deponien A-D mit durchschnittlich 1.600 µg/kgTS vergleichsweise geringe Restemissionspotenziale und entsprechend kürzere Zeiträume bis zum Erreichen der Grenzkonzentration auf. An dieser Stelle werden die eigenen Laboruntersuchungen als aussagekräftig eingestuft, weil sie nicht mit Frischmüll, sondern mit „realen“ Feststoffproben nach mehrjähriger Ablagerung im Deponiekörper durchgeführt wurden.

Bei den „Nachwendeabfällen“, die von ANDREAS (2000) in DSR untersucht wurden, handelt es sich um Ablagerungen aus den Jahren 1992 bis 1994, die nach 2 bis 3 Jahren Ablagerungsdauer aus dem Deponiekörper entnommen wurden. Dementsprechend haben sie gegenüber den DSR der Deponien A - D, die eine durchschnittliche Ablagerungsdauer in der Deponie von 16 Jahren aufweisen, ein deutliches größeres Potenzial an organischen Anteilen, die in die Wasserphase mobilisierbar sind (CSB-Potenzial von 6.900 mg/kgTS). Auf der anderen Seite ist das Stickstoffpotenzial der „Nachwendeabfälle“ auf den ersten Blick geringer (ANDREAS, 2000). Hier drückt sich der bereits in Kapitel 7.1.2 erläuterte Sachverhalt aus, dass sich der Trockensubstanzgehalt als Bezugsgröße mit dem Abbau der Organik verändert, so dass das Verhältnis von CSB- zu TKN-Potenzial mit wachsender Ablagerungsdauer kleiner wird und der relative mobilisierbare Stickstoffanteil ansteigt.

Bei der zeitlichen Abschätzung ergeben sich für den CSB der DSR-Untersuchungen der Deponien A–D ähnliche Zeiträume wie bei KRUSE (1994). Die geringen Mobilisierungsraten bzw. hohen Halbwertszeiten, von denen BELEVI (1989) für die Emissionen organischer Verbindungen ausgeht, werden für einen Grenzwert von 60 mg/l mit etwa 1700 Jahren, was bei dem Grenzwert von 200 mg/l etwa 760 Jahren entspräche, den Deponiebedingungen nicht gerecht. Auch von KRUSE (1994) und ANDREAS (2000) wird der Stickstoffaustrag als der Vorgang angesehen, der die Nachsorgedauer eines Deponiekörpers bestimmen wird. KRUSE (1994) hat für den Grenzwert von 70 mg/l umgerechnet Zeiträume von etwa 400 Jahren angegeben, ohne

allerdings die verkürzende Wirkung der biologischen Abbauprozesse in den ersten Jahren / Jahrzehnten nach der Ablagerung zu berücksichtigen.

Bei ANDREAS (2000) liegen die Zeiträume bis zum Erreichen der Grenzkonzentration bei allen Parametern noch deutlich darüber, was hauptsächlich auf ihre Grundannahme zurückgeführt werden kann, dass die jährliche Infiltrationsrate nur 132 mm statt 250 mm beträgt. Bei Wahl der höheren Infiltrationsrate lägen ihre zeitlichen Abschätzungen nur geringfügig über denen für die Deponien A–D, was an den zeitunabhängigen Wasser/Feststoff-Verhältnissen in Tabelle 11.3 zu erkennen ist.

Tab. 11.3: Vergleich der Emissionsentwicklung über Wasser/Feststoff-Verhältnisse

Parameter	C_E Grenzkonzentration [mg/l]	ANDREAS, 2000		DSR 1-20, Tab. 11.2	
		W/F bis C_E [m ³ /Mg TS]	T_E Zeitraum bis C_E [a]	W/F bis C_E [m ³ /Mg TS]	T_E Zeitraum bis C_E [a]
CSB	$C_{E-51.Anhang} = 200 \text{ mg/l}$	2,4 – 5,3	295 – 637	1,0 – 6,0	80 - 360
	Mittelwert	3,7	451	2,4	140
TKN	$C_{E-51.Anhang} = 70 \text{ mg/l}^*$	1,7 – 7,6	206 – 920	2,6 – 7,7	120 - 450
	Mittelwert	4,6	562	4,4	220
Cl	$C_{E-Schweiz} = 100 \text{ mg/l}$	1,7 – 6,4	205 – 778	1,4 – 4,1	90 - 250
	Mittelwert	3,8	456	2,4	140

* Stickstoff, gesamt, als Summe aus Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff

W/F Wasser/Feststoff-Verhältnis

11.4.2 Auswertungen von Messungen auf Deponien

Weitere Erkenntnisse zum Emissionsverhalten ergeben sich aus einer Auswertung der Messungen von Deponiegas- und Sickerwasseremissionen von 76 Deponien in den alten Bundesländern (KRÜMPELBECK, 2000). Bei dieser Auswertung wurden ebenfalls Sickerwasserkonzentrationen in der Methanphase bzw. nach Verfüllende in der Nachsorge bestimmt. Über die Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen nach Betriebsabschluss der Ablagerungen wurden auf der Basis des Wasserhaushalts die in Tabelle 11.4 aufgeführten zeitlichen Entwicklungen abschätzt. Zur Einordnung sind nochmals die Ergebnisse der DSR-Versuche gemäß Tabelle 11.2 (kursiv) eingefügt worden.

Tab. 11.4: Ergebnisse von Auswertungen von Deponiedaten (KRÜMPELBECK, 2000) im Vergleich zu den Ergebnissen der DSR-Versuche

Parameter / Auswertung Deponien	C_E Grenzkonzentration [mg/l]	C_0 Konzentrationen zu Betrachtungsbeginn [mg/l]	T_E Zeitraum bis C_E [a]
CSB	$C_{E-51.Anhang} = 200 \text{ mg/l}$	22 – 22.500	65 – 320
Deponien	Mittelwert	3.260	≈ 150
<i>CSB</i>	<i>$C_{E-51.Anhang} = 200 \text{ mg/l}$</i>	<i>500 – 12.700</i>	<i>80 – 360</i>
<i>DSR</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>3.000</i>	<i>140</i>
TKN	$C_{E-51.Anhang} = 70 \text{ mg/l}^*$	1 – 2.530	Jahrzehnte –
Deponien	Mittelwert	610	Jahrhunderte
<i>TKN</i>	<i>$C_{E-51.Anhang} = 70 \text{ mg/l}^*$</i>	<i>200 – 2.100</i>	<i>120 – 450</i>
<i>DSR</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>900</i>	<i>220</i>
Cl	$C_{E-Schweiz} = 100 \text{ mg/l}$	52 – 8.700	25 – 60
Deponie	Mittelwert	1.600	40
<i>Cl</i>	<i>$C_{E-Schweiz} = 100 \text{ mg/l}$</i>	<i>340 – 2.950</i>	<i>90 – 250</i>
<i>DSR</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>1.200</i>	<i>140</i>
AOX	$C_{E-51.Anhang} = 500 \text{ µg/l}$	58 – 6.200 µg/l	40 – 100
Deponie	Mittelwert	1.930 µg/l	90
<i>AOX</i>	<i>$C_{E-51.Anhang} = 500 \text{ µg/l}$</i>	<i>390 – 2.380 µg/l</i>	<i>30 – 210</i>
<i>DSR</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>1.600 µg/l</i>	<i>80</i>

* Stickstoff, gesamt, als Summe aus Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff

Schon bei den Ausgangskonzentrationen C_0 zu Betrachtungsbeginn auf den Deponien und in den DSR zeigt sich nochmals, dass die DSR-Versuche sowohl im Konzentrationsbereich als auch im Mittelwert einen repräsentativen Ausschnitt von Deponien und Altablagerungen darstellen. So befindet sich bei den betrachteten Deponien z.B. der größte Anteil der AOX-Konzentrationen zwischen 500 und 3.000 $\mu\text{g/l}$. Auch beim Chlorid verteilen sich die Konzentrationen wie bei den DSR-Versuchen bis auf wenige Daten einzelner Deponien überwiegend auf den Bereich von 500 bis 3.000 mg/l (KRÜMPELBECK, 2000).

Die Zeiträume bis zum Erreichen umweltverträglicher Sickerwasserbelastungen werden bei den Messungen auf Deponien und Altablagerungen im Vergleich zu den DSR-Versuchen folgendermaßen eingeschätzt:

CSB: Für das langfristige Emissionsgeschehen wird von KRÜMPELBECK (2000) ein potenzieller mathematischer Ansatz als am geeignetsten angesehen. Es wird ebenfalls von einem allmählichen Ansteigen der Halbwertszeit ausgegangen. Bei den meisten Deponien wird der Konzentrationsbereich von 800 – 1000 mg/l innerhalb weniger Jahre in der Deponienachsorge erreicht. Die weitere Abnahme bis auf 200 mg/l erfordert eine weite Zeitspanne von 65 bis 320 Jahren (KRÜMPELBECK, 2000). Diese Angaben entsprechen den Ergebnissen der DSR-Auswertungen sehr gut.

TKN: Eine Extrapolation des Gesamtstickstoffs zur zeitlichen Abschätzung des Emissionsverlaufs in den Deponien war nicht möglich, da die Konzentrationsverläufe sehr unstat waren und in den meisten Fällen keine abnehmende Tendenz aufwiesen (KRÜMPELBECK, 2000). Der Parameter Gesamtstickstoff wird ebenfalls als der Parameter erkannt, der die Dauer der Deponienachsorge bestimmt (Jahrzehnte bis Jahrhunderte). An dieser Stelle werden die Vorteile der Deponiesimulationsversuche erneut deutlich. Durch den Zeiträffereffekt im DSR können Konzentrationsbereiche erreicht werden, die in Deponien erst nach Jahrhunderten auftreten und auf der Grundlage der bisher verfügbaren Deponiedaten noch nicht prognostizierbar sind.

Cl: Für den Parameter Chlorid wurden über einen exponentiellen Extrapolationsansatz Zeiträume von nur 5 – 60 Jahren abgeschätzt, da dieser Parameter nahezu vollständig der Elution unterliegt (KRÜMPELBECK, 2000). Die Untersuchungen in den DSR weisen allerdings darauf hin, dass ein Teil des Chlorids in der organischen Abfallmatrix eingebunden ist und erst allmählich mit dem biologischen Abbau mittel- und schwerabbaubarer organischer Substanzen in die Wasserphase mobilisiert wird. Daher werden aus

den DSR-Versuchen längere Zeiträume bis zu durchschnittlich 140 Jahren wie beim CSB abgeleitet, bis der Grenzwert von 100 mg/l erreicht wird.

AOX: Auf der Grundlage von mittleren Jahreskonzentrationen der Deponien sind im Mittel 90 Jahre bis zum Erreichen des Grenzwerts von 500 µg/l abgeschätzt worden (KRÜMPELBECK, 2000). Auch diese Angabe deckt sich mit den Ergebnissen der DSR-Versuche.

Die Ergebnisse des Teilvorhabens der RWTH Aachen im BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“ bestätigen, dass die Veränderungen der Abfallfeststoffzusammensetzungen und –eigenschaften in den ersten Jahren und Jahrzehnten nach Deponieabschluss unter dem dominierenden Einfluss der biologischen Abbauprozesse bei geringen Halbwertszeiten erfolgen (WIRTZ et al., 1997). Dies bedingt die schnelle Abnahme der organischen Belastungen im Sickerwasser, die sowohl auf Deponien als auch in den DSR-Versuchen festgestellt wurden. Mit der Abnahme der biologischen Aktivität wird der Wasserhaushalt mittel- bis langfristig für das Emissionsgeschehen bestimmend.

Aus dem Vergleich der Ergebnisse der DSR und der Deponien zeigt sich, dass sich die Ergebnisse der DSR bei entsprechender Auswertung und Interpretation auf die Verhältnisse in Deponien übertragen lassen und mit den verwendeten Laborversuchen das langfristige Verhalten von Deponien und Altablagerungen beschrieben werden kann.

11.5 Kriterien zur Beendigung der Nachsorge

11.5.1 Rechtliche Rahmenbedingungen zur Beendigung der Nachsorge

Anforderungen an die Nachsorge von Deponien sind in verschiedenen Regelungen festgelegt worden (STEINER, 2002):

- Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz (KrW-/AbfG, 1994), §§ 32,36
- EG-Deponierichtlinie (EG-DeponieRL, 1999), Art. 13
- Technische Anleitung Siedlungsabfall (TA Si, 1993), Nr. 10.7.1, Nr. 10.7.2
- Technische Anleitung Abfall (TA A, 1991), Nr. 9.7.1, Nr. 9.7.2, Anhang G
- Deponieverordnung (DepV, 2002), § 12 Stilllegung, § 13 Nachsorge

Zum Emissionsverhalten des Deponiekörpers zum Ende der Nachsorge sind nur wenig konkrete Vorgaben gemacht worden. In § 13, Abs. 5, der Deponieverordnung (DEPV, 2002) sind Kriterien aufgeführt, die zur Entlassung aus der Nachsorge zugrunde gelegt werden sollen:

1. Biologische Abbauprozesse, sonstige Umsetzungs- oder Reaktionsvorgänge sind weitgehend abgeklungen,
2. eine Gasbildung ist soweit zum Erliegen gekommen, dass keine aktive Entgasung erforderlich ist und schädliche Einwirkungen auf die Umgebung durch Gasmigration ausgeschlossen werden können,
3. Setzungen sind soweit abgeklungen, dass verformungsbedingte Beschädigungen des Oberflächenabdichtungssystems für die Zukunft ausgeschlossen werden können,
4. die Oberflächenabdichtung und die Rekultivierungsschicht sind in einem funktionsfähigen und stabilen Zustand, der durch die derzeitige und geplante Nutzung nicht beeinträchtigt werden kann; es ist sicherzustellen, dass dies auch bei Nutzungsänderungen gewährleistet ist,
5. Niederschlagswasser wird von der Deponie sicher abgeleitet,
6. die Deponie ist insgesamt dauerhaft standsicher,
7. die Unterhaltung baulicher und technischer Einrichtungen ist nicht mehr erforderlich; ein Rückbau ist gegebenenfalls erfolgt,
8. gegebenenfalls anfallendes Sickerwasser kann entsprechend den wasserrechtlichen Vorschriften eingeleitet werden und
9. die Deponie verursacht keine Grundwasserbelastungen, die eine weitere Beobachtung oder Sanierungsmaßnahmen erforderlich machen.

Unter Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes soll eine Deponie dann aus der Nachsorge entlassen werden, wenn die Ergebnisse der Kontroll- und Überwachungsmaßnahmen keine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit befürchten lassen, die Deponie also keine umweltschädlichen Auswirkungen mehr zeigt (STEINER, 2002).

Die Frage, welche generellen und standortspezifischen Kriterien den Zeitpunkt zur Beendigung der Nachsorge konkret festlegen, bleibt damit unbeantwortet. So ist in der TA Siedlungsabfall unter Nr. 10.7.2 (TASi, 1993) relativ unverbindlich formuliert: „Die Kontrollen und Maßnahmen in der Nachsorgephase sind vom Deponiebetreiber im Rahmen der Kontroll-

len nach Nummer 10.6.6 sowie nach Anhang G der TA Abfall so lange durchzuführen, bis die zuständige Behörde ihn aus der Nachsorge entlässt“.

11.5.2 Sickerwasserkonzentrationen und -frachten als Kriterien zur Beendigung der Nachsorge

Zur Beendigung der Nachsorge ist die Frage zu klären, inwieweit die o.g. Kriterien der rechtlichen Rahmenbedingungen in konkrete Vorgaben überführt werden können.

Bei der Auswertung der DSR-Untersuchungen im Hinblick auf die Nachsorge wurden Grenzkonzentrationen gewählt, die als Anforderungswerte im 51. Anhang: „Oberirdische Ablagerung von Abfällen“ der Abwasserverordnung (AbwV, 1996) festgelegt wurden. Die Unterschreitung dieser Konzentrationen bedeutet im rechtlichen Rahmen jedoch lediglich, dass eine Direkteinleitung in ein Gewässer erfolgen kann. Sie erlauben weder eine direkte Infiltration in den Untergrund, weil dies nicht mit den Vorsorgeregungen der wasserrechtlichen Vorschriften vereinbar wäre, noch sind sie als Kriterien zur Beendigung der Nachsorge gedacht.

Von EHRIG et al. (2002) werden für generelle emissionsbezogene Kriterien zur Beendigung der Nachsorge zwei Aspekte genannt:

- Sickerwasserfracht und Sickerwasserkonzentration zum Zeitpunkt der Entlassung aus der Nachsorge.
- Noch vorhandenes Emissionspotenzial im Deponiekörper, das den Deponiekörper nach Abschluss der Nachsorge langfristig unkontrolliert verlassen kann. Zur deponiespezifischen Einschätzung dieses Emissionspotenzials kann die Sickerwasserkonzentration in Relation zu den Sickerwassermengen herangezogen werden.

Für die Entwicklung von Referenzwerten orientieren sich EHRIG et al. (2002) an Anforderungen zur Ableitung behandelten Abwassers aus kommunalen Kläranlagen. Zur Festlegung des zulässigen Emissionsstroms wird eine Fracht pro Hektar in Verbindung mit einer zulässigen Höchstkonzentration vorgeschlagen.

Für die CSB-Belastungen werden bei Abständen der Deponiebasis zum Grundwasserleiter von mehr als 3 m folgende Begrenzungen abgeleitet:

- max. CSB-Fracht 100 kg/ha*a (was bei 250 mm/a an klimatischer Sickerwasserbildung einer Durchschnittskonzentration von 40 mgCSB/l entspricht)
- max. CSB-Konzentration 100 mgCSB/l (als Indiz für ein geringes Emissionspotenzial im Deponiekörper)

Für die Stickstoffbelastungen als weiterer wesentlicher Parameter, der die Dauer der Nachsorge bestimmt, werden bei Abständen der Deponiebasis zum Grundwasserleiter von mehr als 3 m folgende Begrenzungen abgeleitet:

- max. anorg. N-Fracht 50 kg/ha*a (was bei 250 mm/a an klimatischer Sickerwasserbildung einer Durchschnittskonzentration von 20 mgN/l entspricht)
- max. anorg. N-Konzentration 50 mgN/l (als Indiz für ein geringes Emissionspotenzial im Deponiekörper)

Bei Erfüllung dieser Vorgaben wird davon ausgegangen, dass langfristige Restemissionen keine negativen Auswirkungen auf die Umwelt mehr haben.

Würden diese Begrenzungen als Kriterien zur Beendigung der Nachsorge auf die Ergebnisse der DSR-Untersuchungen bezogen, so würden daraus deutlich größere Nachsorgezeiträume resultieren als in Tabelle 11.2 angegeben. Dort wurde bei der maximalen CSB-Konzentration von 200 mgCSB/l ausgegangen, was bei 250 mm/a an klimatischer Sickerwasserbildung zu einer CSB-Fracht bis zu 500 kgCSB/ha*a führen kann. Bei einer gering durchlässigen Oberflächenabdichtung mit einer entsprechend geringen klimatischen Sickerwasserbildung wäre die Fracht von 100 kgCSB/ha*a durchaus zu erreichen. Das würde allerdings bedeuten, dass der Austrag an organischen Verbindungen zeitlich erheblich gestreckt wird und die Konzentrationen langsamer abnehmen.

11.5.3 Schlussfolgerungen zur Dauer und Durchführung der Nachsorge

Die umfangreichen Untersuchungen zum Verlauf der Entfrachtung und der Konzentrationen in den DSR wie auf Deponien zeigen eindeutig, dass ein gewisser Stoffanteil aus der Abfallmatrix den Deponiekörper über den Wasserpfad verlässt. Wird dieses mobilisierbare Emissionspotenzial am Austrag gehindert, so bedeutet dies eine Verschiebung des Emissionsproblems und deren Umweltauswirkungen auf nachfolgende Generationen.

Weiterhin zeigen die Auswertungen der DSR-Untersuchungen in der Übertragung auf den Deponiekörper, dass das Emissionsverhalten eine Deponienachsorge über sehr lange Zeiträume bis zu einigen Jahrhunderten erforderlich machen wird. Auch eine Konkretisierung der Kriterien zur Beendigung der Deponienachsorge, die sich am Emissionspotenzial, der Entfrachtung und der Sickerwasserkonzentration orientieren sollten, zeigt, dass diese Zeiträume unter herkömmlichen anaeroben Milieubedingungen und bei Aufbringung einer Oberflächenabdichtung nicht verkürzt, sondern eher verlängert werden.

Trotz gewisser Unsicherheiten bei der zeitlichen Abschätzung der Emissionen folgt daraus, dass eine Nachsorgedauer von 30 oder auch 50 Jahren, die von Deponiebetreibern häufig zur betriebswirtschaftlichen Berechnung von Rückstellungen angesetzt werden, bei weitem nicht ausreichen wird, um eine Deponie aus der Nachsorge entlassen zu können. Dieser Zustand des Emissionsverhaltens von Abfallablagerungen ist daher nicht hinnehmbar. Der Deponiebetrieb, vor allem aber die Stilllegung und die Nachsorge von Deponien sowie die Sanierung von Altablagerungen sollten derart gestaltet werden, dass sie technisch machbar und praktikabel, wirtschaftlich tragbar und vor allem auch von der Nachsorgedauer überschaubar werden.

Daher sollen im Folgenden Möglichkeiten geprüft werden, inwieweit Maßnahmen zur Beeinflussung des Emissionsverhaltens ergriffen werden können, um dieses Ziel zu erreichen. Auf der Grundlage der Untersuchungen werden zwei grundsätzliche in situ Stabilisierungsverfahren auf ihre Auswirkungen auf biologische Abbauprozesse und den Stoffaustrag über den Wasser- und Gaspfad diskutiert:

- Befeuchtungs- und Bewässerungsmaßnahmen
- Belüftungsmaßnahmen zur aeroben in situ Stabilisierung

12 Übertragung der DSR-Ergebnisse im Hinblick auf Bewässerungsmaßnahmen zum beschleunigten Stoffaustrag

Aus der Aufarbeitung zum Stand des Wissens und der Auswertung der DSR-Ergebnisse wird deutlich, dass mit langfristigen Deponieemissionen über Jahrzehnte oder sogar Jahrhunderte zu rechnen ist. Gesetzliche Bestrebungen einiger europäischer Länder zielen daher darauf ab, innerhalb einer Generation (30 bis 50 Jahre) eine Überführung von Siedlungsabfalldeponien in einen emissionsarmen Zustand zu erreichen (DOE, 1995). Dazu werden Maßnahmen erforderlich, die sowohl die biologischen Abbauprozesse als auch den Austrag mobilisierbarer Schadstoffe aus dem Deponiekörper beschleunigen. Hier bietet sich in Abhängigkeit der Deponierandbedingungen ein erhöhter Wasserdurchsatz durch den Abfallkörper an.

Entscheidend ist in diesem Fall, ob und wie sich das zugeführte Wasser durch den Abfallkörper bewegt. Um geeignete technische Maßnahmen zum Wassereintrag ergreifen zu können, ist eine standortspezifische Abschätzung folgender hydrogeologischer Abfalleigenschaften, die in Kapitel 3 erläutert wurden, notwendig:

- Durchlässigkeitsbeiwerte
- Wasserwegsamkeit bzw. verfügbarer Porenanteil
- Speicherkapazität

12.1 Wasserzugabe zur gesteuerten Befeuchtung des Deponiekörpers

Die Befeuchtung von Abfällen erfolgt zur Intensivierung der biologischen Umsetzungsprozesse mit dem Ziel der beschleunigten biologischen Stabilisierung. Wenn in einem Deponieabschnitt, dessen abgelagerte Abfälle die Wasserhaltekapazität deutlich unterschreiten, der Wassergehalt mit einer gesteuerten Befeuchtung um einen bestimmten Anteil gesteigert werden soll, so kann die Wassermenge, die in einem vorgegebenen Zeitraum zugeführt werden muss, nach folgender Gleichung vereinfacht abgeschätzt werden:

$$b_w = \frac{h_D \cdot \rho}{t} \cdot \frac{(w_{gef.} - w_{vorh.})}{(1 - w_{gef.})} \quad (\text{Gleichung 12.1})$$

b_w Bewässerungsrate $[\text{m/a}] \cong \left[\frac{\text{Mg H}_2\text{O}}{(\text{m}^2 \cdot \text{a})} \right]$

h_D	Ablagerungsmächtigkeit des Deponieabschnitts	[m]
ρ	Feuchtdichte	[Mg/m ³]
$w_{\text{gef.}}$	geforderter Wassergehalt nach Bewässerung	[-]
$w_{\text{vorh.}}$	vorhandener Wassergehalt vor Bewässerung	[-]
δt	vorgegebener Zeitraum	[a]

Die maximalen Wasserhaltekapazitäten $w_{k\text{max.}}$ von Feststoffproben der Deponien A und B, die in den Deponiesimulationsreaktoren untersucht wurden, lagen bei $w_{k\text{max.}} = 37 - 45\%$ bezogen auf die Feuchtmasse, während die Wassergehalte zum Zeitpunkt der Probenahme im Deponiekörper zwischen 25 und 40 % FM ($w_{\text{vorh.}}$) schwankten (Abbildung 12.1).

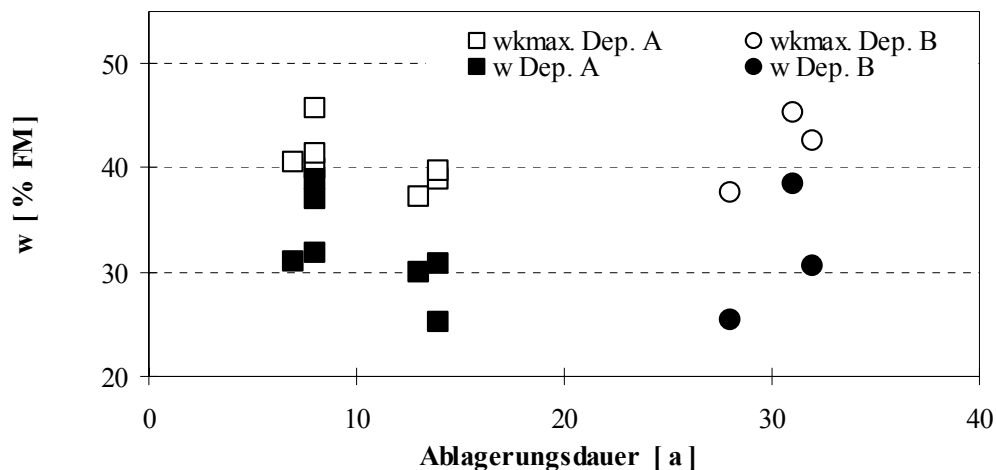


Abb. 12.1: Wassergehalte von Abfallfeststoffproben der Deponien A und B bei der Probenahme, maximale Wasserhaltekapazitäten $w_{k\text{max.}}$.

Wenn unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse beispielsweise bei einem 20 m hohen Deponieabschnitt (durchschnittliche Feuchtdichte 1 Mg/m³) der Wassergehalt innerhalb eines Jahres von 30 % auf 40 % gesteigert werden soll, wäre eine Bewässerungsrate von 3,22 m/a, d.h. 3.220 mm/a oder etwa 9 mm/d erforderlich. Die Bewässerungsrate von 3,22 m³/(m²·a) bzw. 3,22 m/a entspricht umgerechnet $1,02 \cdot 10^{-7}$ m/s. Theoretisch wäre bei dieser Bewässerungsrate eine Mindestdurchlässigkeit von etwa $1 \cdot 10^{-7}$ m/s ausreichend, damit es im Deponiekörper nicht zu einem Wasseraufstau kommt. In der Praxis sind aus Stabilitätsanforderungen insbesondere bei Haldendeponien jedoch höhere Durchlässigkeiten erforderlich.

Das Ziel der kontrollierten Befeuchtung ist eine Intensivierung der biologischen Abbauprozesse, ohne dass es zu einem nennenswerten zusätzlichen Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis kommt.

Vor der Umsetzung einer Befeuchtungsmaßnahme ist zu ermitteln, in welchem Ausmaß sie bereits über die klimatische Sickerwasserbildung erfolgt. Sie ist wie in Kapitel 3 erläutert maßgeblich von den klimatischen Standortbedingungen und der Gestaltung der Oberflächenabdichtung abhängig. Bei offenen Deponieabschnitten ist eine zusätzliche Befeuchtung unter den durchschnittlichen Klimabedingungen in Deutschland in den meisten Fällen nicht erforderlich. Nach Aufbringung einer Oberflächenabdichtung kann eine Befeuchtungsmaßnahme die klimatische Sickerwasserbildung ersetzen.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass sich eine gleichmäßige Wasserverteilung, wie sie idealisiert in den Annahmen enthalten ist, nicht einstellen wird. Insbesondere die Heterogenität der abgelagerten Abfälle kann zu einer ungleichmäßigen Wasserverteilung im Deponiekörper und zu Wasserbewegungen auf bevorzugten Fließwegen führen.

Hinsichtlich der kontrollierten Befeuchtung ist diesem inhomogenen und nicht vollständig zu kontrollierenden Wasserhaushalt Rechnung zu tragen, indem

- zur Sicherheit nur ein geringerer Anteil als die theoretisch mögliche Wasserzugabemenge b_w in den Deponiekörper eingebracht wird,
Sicherheit muss bzgl. des Austrags geringer Sickerwassermengen an der Deponiebasis bestehen, aber auch bei der Deponiestabilität (Ausbildung von Gleitflächen im Böschungsbereich von Haldendeponien durch Herabsetzen der Reibungskräfte bei lokalem Wassereinstau).
- die Wasserzugabemengen b_w und -intervalle auf den veränderten Wasserhaushalt angepasst werden,
Bei hoher freier Wasserspeicherkapazität können anfänglich größere und bei zunehmender Ausnutzung der Wasserspeicherkapazität kleinere Wasservolumina in größeren Intervallen zugegeben werden, um sicher zu stellen, dass keine nennenswerten Anteile der Wasserzugabe bis zur Deponiebasis abfließen.
- die Auswirkungen der kontrollierten Befeuchtung mit einem Monitoringprogramm überprüft werden, das folgende Untersuchungen enthalten kann:
 - *Wasserhaushalt über Sickerwassermengen und -zusammensetzung*

- *biologische Aktivität über Untersuchung des Gashaushalts (Deponiegasproduktion und –zusammensetzung)*
- *Wassergehaltsänderungen durch Feststoffprobenahmen vor, während und ggf. nach der kontrollierten Befeuchtung*
- *Modellierung des dynamischen Wasserhaushalts mit einem computergestützten Wasserhaushaltsmodell*
- *Tracerversuche während der Wasserzugabe*
- *in situ Messungen der Wassergehalte im Deponiekörper*

Hinsichtlich der zeitlichen Verteilung der Wasserzugabe zur kontrollierten Befeuchtung ist weiterhin der gesamte Zeitraum zu berücksichtigen, in dem die Stabilisierungsvorgänge optimiert ablaufen sollen: aus den Ergebnissen zur Deponiegasproduktion geht hervor, dass nach Abschluss einer Deponieverfüllung noch mindestens 10 bis 15 Jahre mit einer nennenswerten Deponiegasproduktion zu rechnen ist. Daher wäre standortspezifisch festzulegen, ob die Wasserzugabe über einen entsprechend langen Zeitraum durchgeführt werden sollte. Dieses Vorgehen hat den weiteren Vorteil, dass nach einer jeweils schwallartigen, vergleichsweise geringen Wasserzugabe ein längerer Zeitraum zur Verfügung steht, um mit dem Monitoringprogramm die Auswirkungen auf das Verhalten des Deponiekörpers und den Wasserhaushalt zu untersuchen.

Als Zugabemedium kommen grundsätzlich Frischwasser, Brauchwasser, Sickerwasser (unbehandelt, vorbehandelt, gereinigt, Teilströme der Behandlung wie Konzentrat eines Membrantrennverfahrens) oder Prozessabwässer in Frage. Es ist standortbezogen abzuwägen, welches Medium im Sinne eines zusätzlichen Animpfeffekts oder einer Substratzugabe einerseits und des Eintrags zusätzlicher mobilisierbarer Schadstoffe andererseits eingesetzt werden kann.

12.2 Erhöhte Wasserzugabe zum beschleunigten Stoffaustrag über den Wasserpfad

Im Vergleich zur Befeuchtung mit dem Hauptziel der Intensivierung der biologischen Abbauprozesse, die in erster Linie nur eine Erhöhung des Wassergehalts bis zur maximalen Wasserhaltekapazität und eine geringere Wasserbewegung erfordert, werden für die Entfrachtung der wasserlöslichen Schadstoffe und der schwer bzw. nicht abbaubaren organischen Verbindungen deutlich höhere Wasserdurchsätze notwendig.

Die Sickerwasserkonzentrationen werden bei nachlassender biologischer Aktivität im Deponiekörper wesentlich von der Verdünnung und der Stoffmobilisierung bestimmt. Sie sind demnach wie die Entfrachtung von den durchgesetzten Wasservolumina abhängig. Als Normierung kann das Wasser/Feststoff-Verhältnis W/F [l/kgTS] bzw. $[m^3/MgTS]$ gewählt werden. Ein Wasser/Feststoff-Verhältnis von 1 bedeutet, dass ein Müllkörper mit der gleichen Menge an Wasser durchströmt wurde, die seiner Feststoffmasse F , bestimmt als Mülltrockensubstanz TS , entspricht.

Das Wasservolumen eines Deponieabschnitts (pro Flächeneinheit) zu einem bestimmten Zeitpunkt hängt von der Deponiehöhe, dessen Feuchtdichte und dem durchschnittlichen Wassergehalt ab:

$$W = h_D \cdot w \cdot \rho \cdot A \quad (\text{Gleichung 12.2})$$

W	Wasservolumen	$[m^3]$
h_D	Ablagerungsmächtigkeit des Deponieabschnitts	$[m]$
w	Wassergehalt	$[-]$
ρ	Feuchtdichte	$[Mg/m^3]$
A	Fläche (i.a. $1 m^2$)	$[m^2]$

Bei einer Feuchtdichte von $1 Mg/m^3$ und einem Wassergehalt von 40 % entspricht das Wasservolumen dem 0,4-fachen der Deponiehöhe.

Die hydraulische Retentionszeit (HRT = hydraulic retention time) als weitere Normierung entspricht dann dem Zeitraum, in dem ein Wasservolumen vollständig ausgetauscht wurde:

$$HRT = \frac{h_D \cdot \rho \cdot w}{b_w} \quad (\text{Gleichung 12.3})$$

HRT	hydraulische Retentionszeit	$[a]$
b_w	Bewässerungsrate	$[m/a]$

Wenn eine hydraulische Retentionszeit vorgegeben wird, kann die Bewässerungsrate in Abhängigkeit des vorhandenen Wassergehalts bestimmt werden.

In Laborversuchen werden häufig hohe Bewässerungsraten gewählt, die entsprechend geringe hydraulische Retentionszeiten nach sich ziehen (Wochen bis Monate). Damit wird ein Beschleunigungseffekt gegenüber realen Deponien erzielt. Dort weist die hydraulische Retentionszeit bei ausschließlich klimatischer Sickerwasserbildung in Abhängigkeit der Oberflächenabdeckung Zeiträume von Jahrzehnten auf.

Bei gezielter Bewässerung würde eine Bewässerungsrate von 2 m/a bei einem 20 m hohen Deponieabschnitt (Feuchtdichte 1 Mg/m³) und einem Wassergehalt von 40 % (Abfall ist wassergesättigt, keine freie Wasserspeicherkapazität mehr vorhanden) eine hydraulische Retentionszeit von 4 Jahren bedeuten. Die Bewässerungsrate läge in diesem Beispiel mit 6 mm/d überschläglich sieben Mal über der durchschnittlichen klimatischen Sickerwasserbildung.

Um das Wasservolumen, das zum Austrag der löslichen Abbauprodukte aus dem Deponiekörper notwendig wird, theoretisch abschätzen zu können, sind modellhafte Annahmen nötig. Sehr häufig wird der Deponiekörper vereinfacht als vollständig durchmischter Reaktor betrachtet, bei dem angenommen wird, dass zugegebenes Wasser sich innerhalb kürzester Zeit mit dem Wasservolumen im Deponiekörper mischt und überall gleiche Konzentrationen vorliegen. In vielen Laboruntersuchungen wie in den DSR kann solch ein Mischungsverhalten beobachtet werden. Aus den Überwachungsdaten vieler alter Deponien ist ebenfalls zu ersehen, dass trotz bevorzugter Sickerwasserfließwege im Deponiekörper bei geringen Bewässerungsraten die Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen dem Modell des vollständig durchmischten Reaktors folgt (KNOX, 1996).

Die Konzentrationsabnahme infolge der Verdünnung über die Zeit kann in Abhängigkeit des gesamten Wasservolumens W und der Bewässerungsrate b_w mit folgender Formel beschrieben werden:

$$C_t = C_0 \cdot \left(\frac{1 - b_w}{W + b_w} \right)^t \quad (\text{Gleichung 12.4})$$

bzw.

$$C_t = C_0 \cdot \left(\frac{1 - b_w}{(h_D \cdot \rho \cdot w + b_w)} \right)^t \quad (\text{Gleichung 12.5})$$

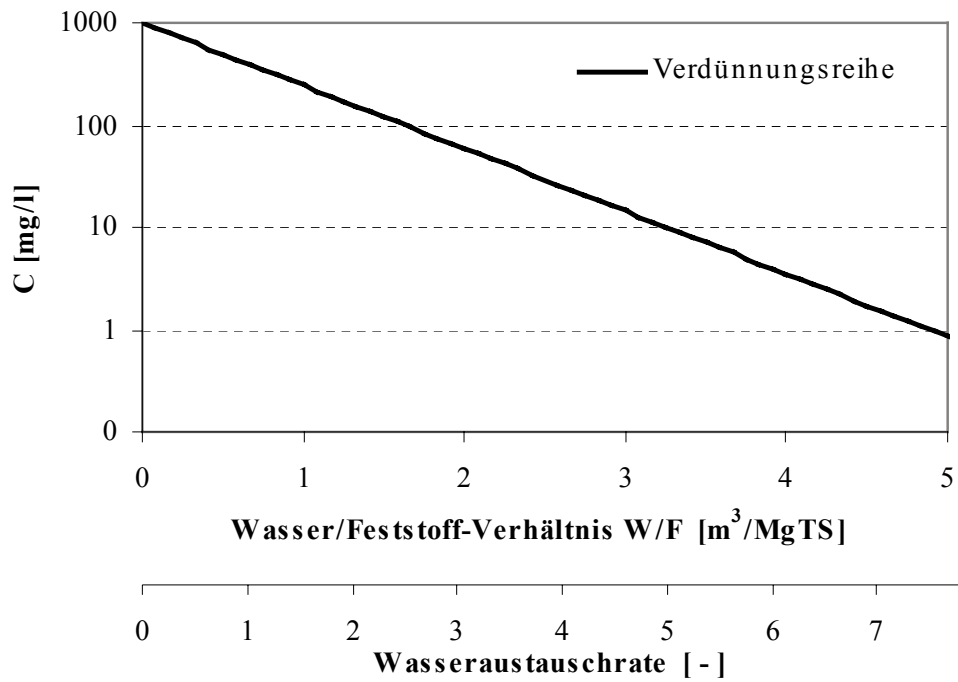
C_t	Konzentration zur Zeit t	[mg/l]
C_0	Ausgangskonzentration zur Zeit $t = 0$	[mg/l]
t	Zeit	[a]
b_w	Bewässerungsrate	[m/a]
h_D	Ablagerungsmächtigkeit des Deponieabschnitts	[m]
ρ	Feuchtdichte	[Mg/m ³]
w	Wassergehalt	[-]
W	Wasservolumen	[m ³]

Die Konzentrationsabnahme infolge der Verdünnung hängt folglich von der Ausgangskonzentration und der Ausgangsfracht (Produkt aus Wasservolumen und Ausgangskonzentration) sowie der Entfrachtung infolge des Wasseraustauschs, d.h. vom Produkt der Bewässerungsrate und der jeweiligen Konzentration zum Zeitpunkt t , ab.

Übertragen auf den Deponiekörper ergibt das Modell des vollständig durchmischten Reaktors, dass das Wasservolumen W nahezu 5 mal ausgetauscht werden muss, damit sich eine Sickerwasserkonzentration von 1000 mg/l allein über den Verdünnungseffekt um zwei Zehnerpotenzen auf 10 mg/l reduziert. Bei einem Wassergehalt von 40 % würde das einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von $W/F = 3,3$ entsprechen (Abb. 12.2). Die allmähliche Stoffmobilisierung über die Zeit infolge biologischer und chemischer Prozesse ist dabei nicht berücksichtigt, so dass der tatsächlich erforderliche Wasserdurchsatz für einige Sickerwasserinhaltsstoffe höher liegen wird, wie es die Mehrfachelutionen und DSR-Versuche zeigen.

Zur Berücksichtigung der chemischen und biologischen Prozesse auf den Stoffaustrag über den Wasserpfad können die Ergebnisse der Deponiesimulationsreaktoren herangezogen werden. In Tabelle 11.2 sind bereits Konzentrationsbereiche der Sickerwässer in den DSR zu Versuchsbeginn, die in etwa der Sickerwasserbeschaffenheit der beprobten Deponieabschnitte entsprechen, aufgeführt worden. In Tabelle 12.1 sind sie mit den Grenzkonzentrationen und den erforderlichen Wasser/Feststoff-Verhältnissen bis zu deren Erreichen für folgende Betrachtungen angegeben:

- erforderliche Wasser/Feststoff-Verhältnisse allein infolge physikalischer Prozesse (Verdünnung)
- erforderliche Wasser/Feststoff-Verhältnisse infolge physikalischer und biochemischer Prozesse (aus DSR Ergebnissen)



Wasser/Feststoff-Verhältnis hergeleitet über Wassergehalt bei Sättigung von 40 %
(entspricht Wasserhaltekapazität bezogen auf Feuchtmasse)

Abb. 12.2: Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen infolge Verdünnung

Tab. 12.1: Stoffaustrag über den Wasserpfad: erforderliche Wasser/Feststoff-Verhältnisse infolge physikalischer Prozesse (Verdünnung) und bei Berücksichtigung langfristiger biochemischer Prozesse (DSR Ergebnisse)

Parameter	C_E Grenzkonzentration [mg/l]	C_0 Konzentration zu Bewässerungsbeginn [mg/l]	W/F bis C_E Verdünnung [m³/Mg TS]	W/F bis C_E im DSR [m³/Mg TS]
CSB	$C_{E-51.Anhang} = 200 \text{ mg/l}$	500 – 12.700	0,7 – 3,0	1,0 – 6,0
	Mittelwert	3.000	1,9	2,4
TKN	$C_{E-51.Anhang} = 70 \text{ mg/l}^*$	200 – 2.100	0,8 – 2,4	2,6 – 7,7
	Mittelwert	900	1,8	4,4
Cl	$C_{E-Schweiz} = 100 \text{ mg/l}$	340 - 2.950	0,9 – 2,4	1,4 – 4,1
	Mittelwert	1.200	1,8	2,4
AOX	$C_{E-51.Anhang} = 500 \text{ µg/l}$	390 - 2.380 µg/l	0,0 – 1,1	0,1 – 3,5
	Mittelwert	1.600 µg/l	0,8	1,4

* Stickstoff, gesamt, als Summe aus Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff

W/F Wasser/Feststoff-Verhältnis

Mittelwerte gebildet aus Ergebnissen aller DSR unter anaeroben Milieubedingungen

Grenzkonzentrationen gemäß Anforderungswerten 51. Anhang, 1996 bzw. Immissionsgrenzwert Schweiz, 1999

Aus dem Vergleich wird deutlich, dass der Stoffaustrag über den Wasserpfad nicht allein eine Frage der physikalischen Auslaugung, sondern auch der Mobilisierungsprozesse infolge chemischer Reaktionen und biologischer Abbauprozesse ist. Die mittel- und langfristigen Mobilisierungsprozesse von organischen Verbindungen, Stickstoff und z.T. auch Chlorid und AOX haben einen größeren Wasser/Feststoff-Verhältnis gegenüber der alleinigen Verdünnung zur Folge, bis die Grenzkonzentrationen erreicht werden. In Abbildung 12.3 ist diese Entwicklung an den Parametern CSB und TKN in drei Deponiesimulationsreaktoren der Deponie A ablesbar.

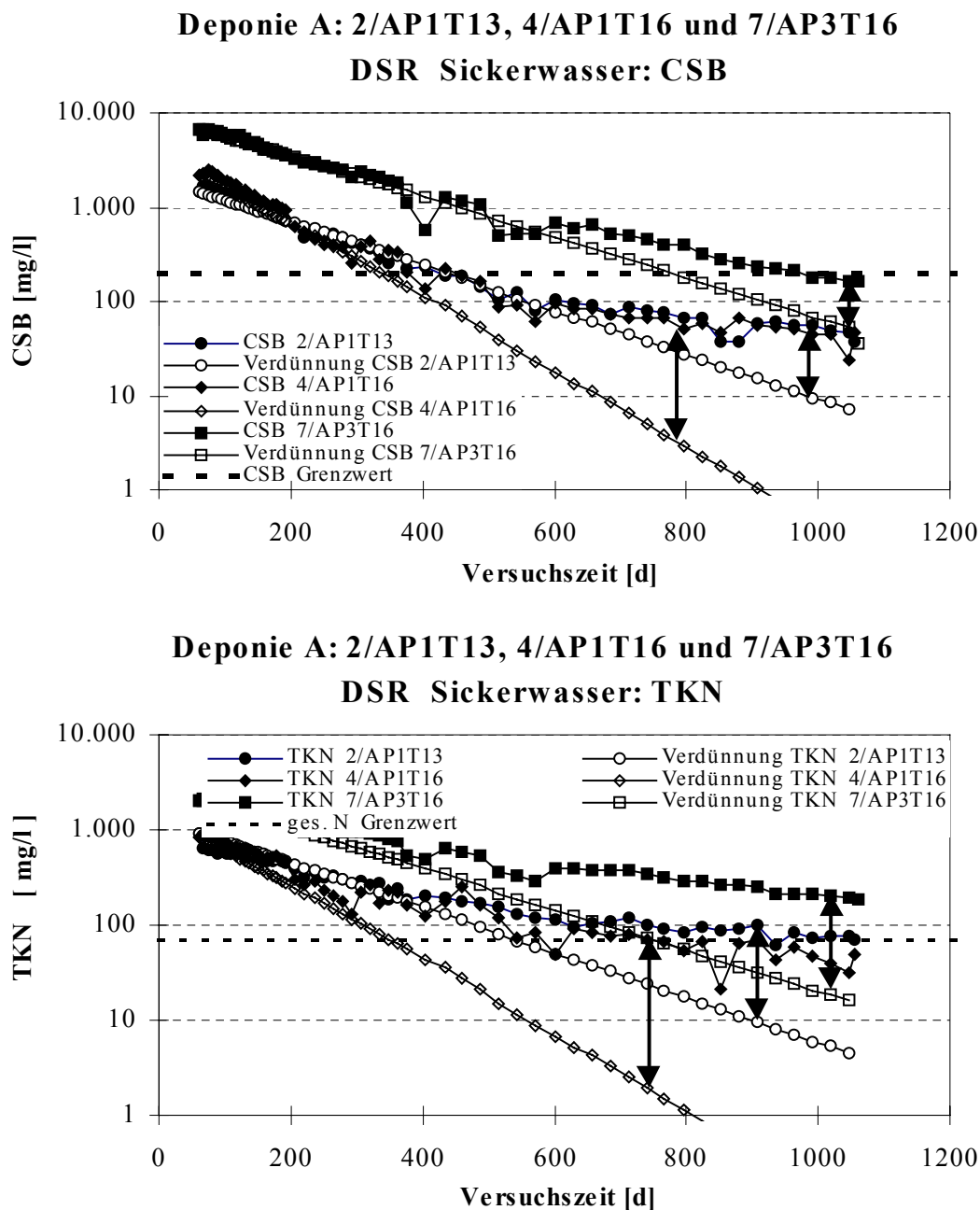


Abb. 12.3: Vergleich der Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen in den DSR mit der zu erwartenden Konzentrationsabnahme infolge der Verdünnung

Die Differenz zwischen der theoretischen Verdünnungsreihe und der tatsächlichen Sickerwasserbelastung zu einem beliebigen Zeitpunkt (Doppelpfeile in Abb. 12.3) beschreibt den zusätzlichen Anteil an organischen oder Stickstoffverbindungen, der infolge von Hydrolyse- und Abbauprozessen in den Wasserpfad mobilisiert wird. Dieser Sachverhalt ist für jede Deponie sowohl bei der Abschätzung von Nachsorgezeiträumen (anwachsende „Halbwertzeiten“) wie auch bei der Bemessung einer kontrollierten Wasserzugabe standortspezifisch zu berücksichtigen, wobei die DSR-Ergebnisse Anhaltswerte liefern.

Das Wasser/Feststoff-Verhältnis hängt maßgeblich vom parameterspezifischen Mobilisierungspotenzial und den resultierenden Sickerwasserbelastungen ab, wie es bereits in Kapitel 11 und Tabelle 11.2 erläutert wurde. In Abhängigkeit des erforderlichen Wasser/Feststoff-Verhältnisses W/F kann nun angegeben werden, mit welcher jährlichen Bewässerungsrate ein Deponieabschnitt beaufschlagt werden muss, um in einem vorgegebenen Zeitraum einen entsprechenden Verdünnungseffekt zu erzielen bzw. eine vorgegebene Grenzkonzentration zu erreichen:

$$b_w = \frac{h_D \cdot \rho \cdot (1 - w) \cdot W/F}{\delta t_{Beh.}} \quad (\text{Gleichung 12.6})$$

b_w	Bewässerungsrate	[m/a]
h_D	Ablagerungsmächtigkeit des Deponieabschnitts	[m]
ρ	Feuchtdichte	[Mg/m ³]
w	Wassergehalt	[-]
W/F	Wasser/Feststoff-Verhältnis	[m ³ /MgTS]
$\delta t_{Beh.}$	Behandlungszeitraum	[a]

Für einen 20 m hohen Deponieabschnitt (Feuchtdichte 1 Mg/m³) mit einem Wassergehalt von 40 % (d.h. 12 MgTS, 8 m³ Wasser) würde sich bei einem erforderlichen Wasser/Feststoff-Verhältnis von z.B. 3 (\cong 36 m³ Wasser) und einem Behandlungszeitraum von 20 Jahren eine Bewässerungsrate von 1,8 m/a (durchschnittlich ca. 5 mm/d) ergeben. Die hydraulische Retentionszeit liegt in diesem Beispiel bei 4,44 Jahren (8 m³/36 m³·20 a). Da die Bewässerungsrate auch als mittlere Fließgeschwindigkeit interpretiert werden kann, wäre im gesättigten Deponiekörper eine Mindestdurchlässigkeit von etwa 6·10⁻⁸ m/s erforderlich, damit es nicht zu einem Wasseraufstau kommt.

12.3 Schlussfolgerungen zum Vorgehen bei der Bewässerung

Zur Festlegung einer notwendigen Bewässerungsrate b_w kann man sich an der hydraulischen Retentionszeit (Gleichung 12.3) als auch an dem erforderlichen Wasseraustausch, angegeben als Wasser/Feststoff-Verhältnis zum Erreichen einer geringen Restkonzentration bzw. Restfracht, orientieren (Gleichung 12.6).

Beide Kriterien sind aus folgenden Gründen zu berücksichtigen:

- Die hydraulische Retentionszeit kann nicht beliebig verkürzt werden, um eine beschleunigte Stabilisierung eines Deponieabschnitts zu erreichen. Die biologischen Abbauprozesse lassen sich durch die Bewässerung bis zum Erreichen der Sättigungskapazität bzw. durch geringe Wasserbewegung im Deponiekörper steigern, indem optimale Milieubedingungen geschaffen werden. Eine Erhöhung des Wasserdurchsatzes darüber hinaus führt nicht zu einer proportionalen Steigerung der biologischen Aktivität. Die Stoffmobilisierung infolge der biologischer Abbauprozesse und weiterer Zerfallsprozesse wirkt also limitierend auf die Entfrachtung. Man würde demnach bei hohen Bewässerungsraten eine vorübergehende deutliche Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen infolge der Verdünnung erzielen, die Sickerwasserbelastungen können nach Beendigung der Bewässerungsmaßnahme aufgrund der mittel- und langfristigen Stoffmobilisierung jedoch wieder ansteigen.
- Die durchschnittliche Wasserdurchlässigkeit des Deponiekörpers muss deutlich höher als die Mindestdurchlässigkeit nach den obigen Beispielen sein, um einem Sickerwasseranstau am Deponiefuß und im Deponiekörper vorzubeugen. Ansonsten wäre mit erhöhten Instabilitäten des Deponiekörpers zu rechnen (Ausbildung von Gleitebenen mit Böschungsbruch, Rutschungen, Sickerwasseraustritt im Hangbereich etc.). Hierbei ist besonders die ausgeprägte Inhomogenität unvorbehandelter Siedlungsabfälle zu berücksichtigen. Ferner kann sich die Wasserdurchlässigkeit mit der Zeit verändern. Sackungen und Nachverdichtungen können den wasserwegsamem Porenraum und damit die Durchlässigkeit reduzieren. Auf der anderen Seite kann der Abbau organischer Abfallbestandteile neuen Porenraum und so neue Fließwege schaffen.
- Andererseits kann die Behandlungsdauer bei geringen Bewässerungsraten aus technischen und wirtschaftlichen Gründen nicht zu sehr ausgedehnt werden. Die Lebensdauer der Deponiebasisabdichtung und die Funktionstüchtigkeit der Sickerwasserdrainage sind zeitlich begrenzt, zumal die gezielte Bewässerung eine erhöhte Belastung für beide Komponenten bedeutet. Der Inkrustationsgefahr von Drainagesystemen ist dabei besondere

Aufmerksamkeit zu schenken (z.B. häufigere Kontrollen durch Kamerabefahrungen). Ähnliches gilt auch für die Bewässerungseinrichtungen, wenn z.B. vorgereinigtes Sickerwasser rückgeführt wird.

- Die Bewässerungsrate muss sich wesentlich am erforderlichen Wasserdurchsatz orientieren, um eine Entfrachtung eines Deponieabschnitts auf einen akzeptablen Restgehalt zu erreichen. Der erforderliche Wasserdurchsatz kann aufgrund von Messungen auf Deponien bisher noch nicht angegeben werden, er ist aber aufgrund der DSR-Laborversuche abschätzbar. Diese erlauben neben der Beschreibung der Verdünnungsprozesse auch eine Abschätzung der mittel- und langfristigen Mobilisierungsvorgänge aus der Abfallmatrix ins Sickerwasser. Mit einer größeren Ungenauigkeit können auch die Ergebnisse von Mehrfachauslaugungen zur Ermittlung des erforderlichen Wasserdurchsatz' herangezogen werden. Bei Parametern wie CSB, TOC und BSB₅ ist allerdings zu berücksichtigen, dass ein großer Anteil, der im Auslaugversuch in die Wasserphase überführt wird, im Deponiekörper über den Gaspfad ausgetragen wird.

Für einen Deponiestandort sind zur Durchführung von Bewässerungsmaßnahmen folgende Fragestellungen zu klären:

- Welche maximalen Bewässerungsraten sind möglich, die mit den hydrogeologischen Eigenschaften des Deponiekörpers vereinbar sind?
- Welcher Wasserdurchsatz ist insgesamt notwendig, um eine geforderte Entfrachtung zu erreichen?
- In welchem Zeitraum ist die Bewässerungsmaßnahme voraussichtlich durchzuführen?

Wie bei der Befeuchtung sind auch bei der kontrollierten Bewässerung alle Maßnahmen und ihre Auswirkungen mit einem Monitoringprogramm zu erfassen und zu dokumentieren. Dabei steht das Monitoring des Wasserhaushalts (Zugabe volumina, Beschaffenheit des Infiltrationsmediums, Sickerwasseranfall und Sickerwasserzusammensetzung) im Vordergrund.

13 Übertragung der Ergebnisse der Belüftungsuntersuchungen zur beschleunigten in situ Stabilisierung auf Deponieverhältnisse

13.1 Verlauf der Sickerwasseremissionen, Verkürzung von Nachsorgezeiträumen

13.1.1 Stickstoffverbindungen

Die Versuche zur aeroben Stabilisierung von Feststoffen aus Altdeponien im Labormaßstab zeigen, dass durch die Belüftung biologisch abbaubare organische Verbindungen beschleunigt umgesetzt und insbesondere die Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser erheblich reduziert werden können. Unter anaeroben Milieubedingungen bestimmt insbesondere der Parameter Stickstoff die Dauer der Nachsorge einer Deponie. In Abbildung 13.1 wird erkennbar, dass durch die Belüftungsmaßnahmen die Grenzkonzentration von 70 mg/l in den DSR 5/AP2T15 und 3/AP1AP2 etwa um 400 bis 500 Versuchstage eher erreicht werden als unter anaeroben Milieubedingungen.

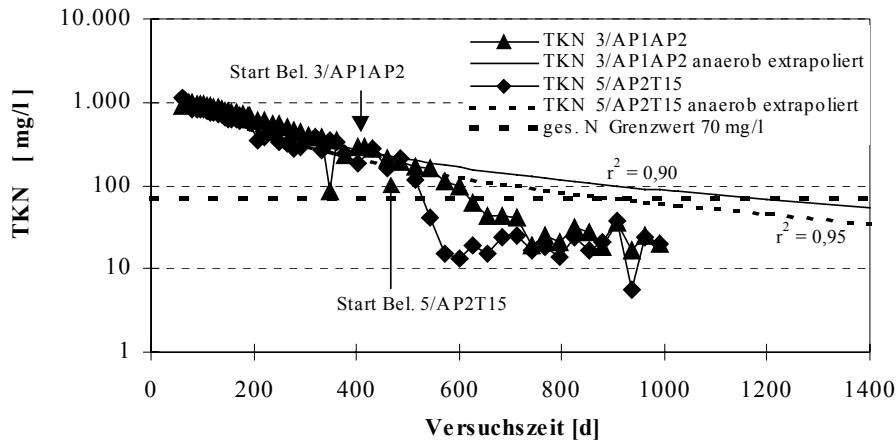
Dazu sind in der Abbildung 13.1 zum Vergleich und zur Bewertung Extrapolationen der Sickerwasserbelastungen der ersten 350 - 450 Versuchstage vorgenommen worden, in denen die Reaktoren anaerob betrieben wurden. Bei der kontinuierlichen Belüftung der DSR 8, 12, 17 und 20 bestätigen sich diese verkürzten Emissionszeiträume.

Für die in Kapitel 11.3.3 vorgestellten idealisierten Annahmen bezüglich des Wasserhaushaltes einer Deponie mit:

- einer konstanten klimatischen Sickerwasserbildung von 250 mm pro Jahr
- einer Deponiehöhe von 20 m
- einer Trockendichte im Deponiekörper von etwa 0,75 Mg TS/m³
- einer gleichmäßigen Durchsickerung des Deponiekörpers

verkürzt sich der Behandlungszeitraum für den Emissionspfad Sickerwasser wie in Tabelle 13.1 aufgeführt um mindestens mehrere Jahrzehnte. Mit Beginn der Belüftung wird die Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen hauptsächlich von der Dauer und Intensität der Belüftung bestimmt und nicht mehr vom Wasserhaushalt bzw. Wasserdurchsatz. Daher sind bei der Übertragung auf Deponieverhältnisse die Zeiträume in den DSR mit 9 bis 51 Jahren, die über den Wasserhaushalt abgeleitet werden, noch deutlich zur sicheren Seite hin abgeschätzt.

Deponie A: 3/AP1AP2 und 5/AP2T15



Deponie A: 8/AP8T89, Deponie B: 12/BP2T11

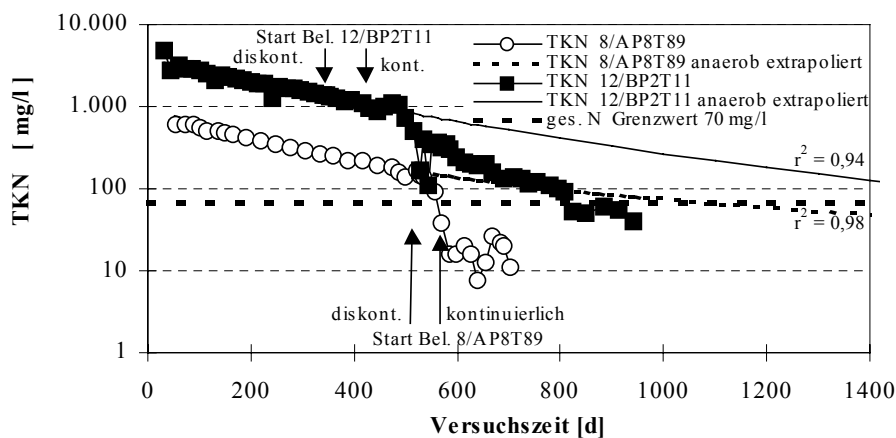


Abb. 13.1: Extrapolation der TKN-Sickerwasserkonzentrationen unter strikt anaeroben Milieubedingungen und Verlauf des TKN-Gehaltes im DSR-Sickerwasser bei aerober Stabilisierung

Tab. 13.1: Veränderung der Nachsorgezeiträume durch Belüftungsmaßnahmen, Leitparameter Stickstoff im Sickerwasser

DSR/ Feststoff- probe	TKN- Konzentration zu Belüftungs- beginn [mg/l]	feststoff- spezifische Belüftungs- rate im DSR [l/(kgTS*h)]	Belüftungs- dauer in DSR bis TKN = 70 mg/l [d]	Belüftungs- dauer übertr. auf Deponie ¹⁾ [a]	Nachsorgedauer übertragen auf Deponie ²⁾ :	
					mit Belüftung [a]	ohne Belüftung [a]
3/AP1AP2	291	0,033	223	2,0	51	214
5/AP2T15	185	0,030	90	0,8	9	122
8/AP8T89	179	0,071	91	1,8	9	113
12/BP2T11	1.358	0,097 ³⁾	450	4,8	219 ⁴⁾	490 ⁴⁾
17/CP1T14	230	0,926	42	1,1	18	206
20/DP1T07	716	0,019	96	0,5	17	157

¹⁾ Belüftungsrate auf Deponie angenommen mit 0,01 l Luft/kgTS*h

²⁾ Nachsorgedauer übertragen auf Deponie: Abschätzung über den Wasserhaushalt

³⁾ Sauerstoffverbrauch dieser hohen Belüftungsrate nur zu max. 40 %, da überstöchiometrische Zugabe

⁴⁾ nicht repräsentativ für größeren Deponieabschnitt

Die Belüftungsraten in den Deponiesimulationsreaktoren wurden z.T. deutlich höher als bei einer großtechnischen Umsetzung im Deponiekörper gewählt (Verhältnis DSR : Deponie etwa 2 : 1 bis 10 : 1), wenn großtechnisch von 1.000 m³ Lufteintrag/h pro 100.000 Mg TS (133.000 m³ Deponievolumen bei einer Trockendichte von 0,75 Mg TS/m³) biologisch zu stabilisierender Abfallmasse ausgegangen wird. Wenn man zeitliche Abschätzungen über die Belüftungsphasen und die resultierenden Effekte hinsichtlich der Emissionsreduzierung wie die beschleunigten biologischen Umsetzungsprozesse vornimmt, ergeben sich entgegen der zeitlichen Übertragung über den Wasserhaushalt sogar noch kürzere Zeiträume, bis die Emissionen auf ein umweltverträgliches Niveau reduziert werden können.

Bei einer weitgehenden Stabilisierung des Deponiekörpers kann die Grenzkonzentration für den Parameter Stickstoff möglicherweise schon am Ende der Belüftungsphase nach einem bis zwei Jahren erreicht werden. Erwartungsgemäß ziehen höhere Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser wie in DSR 12/BP2T11 zu Beginn der Belüftung eine längere Belüftungsdauer nach sich. Auch bei dieser Abschätzung kann der DSR 12 mit der langen Belüftungszeit und der dementsprechend langen Nachsorgedauer für einen größeren Bereich der Deponie B nicht als repräsentativ gelten.

13.1.2 Organische Verbindungen

In Kapitel 9 ist bereits dargestellt worden, dass die organischen Belastungen mit zunehmender Ablagerungs- bzw. Stabilisierungsdauer von mittel- und schwerabbaubaren Verbindungen hervorgerufen werden. Dies ist sowohl auf die Bildung von Huminstoffen als auch die Mobilisierung biologisch schwer- oder nicht abbaubarer Substanzen zurückzuführen.

Demzufolge haben sich in den Deponiesimulationsreaktoren, die vor der Belüftung schon längere Zeit anaerobe Milieubedingungen aufwiesen, nur geringfügige Veränderungen durch die Belüftung gezeigt. Deren Sickerwasser wies wie in Abbildung 9.3 dargestellt zu Belüftungsbeginn bereits geringe organische Belastungen auf, die nur noch geringfügig abnahmen und biologisch kaum noch abbaubar waren.

Die Belüftung wirkt sich dagegen deutlich stärker auf die Reduzierung der organischen Belastungen aus, wenn diese zu Beginn der Belüftung noch höher sind und biologisch verfügbare

Anteile aufweisen. Anhand einer Abfallfeststoffprobe der Deponie D, die gleich nach Inbetriebnahme des DSR sowohl anaerob (DSR 19) als auch aerob (DSR 20) mit nahezu gleichem Wasserdurchsatz beprobt wurde, wird der Einfluss deutlich (Abbildung 13.2).

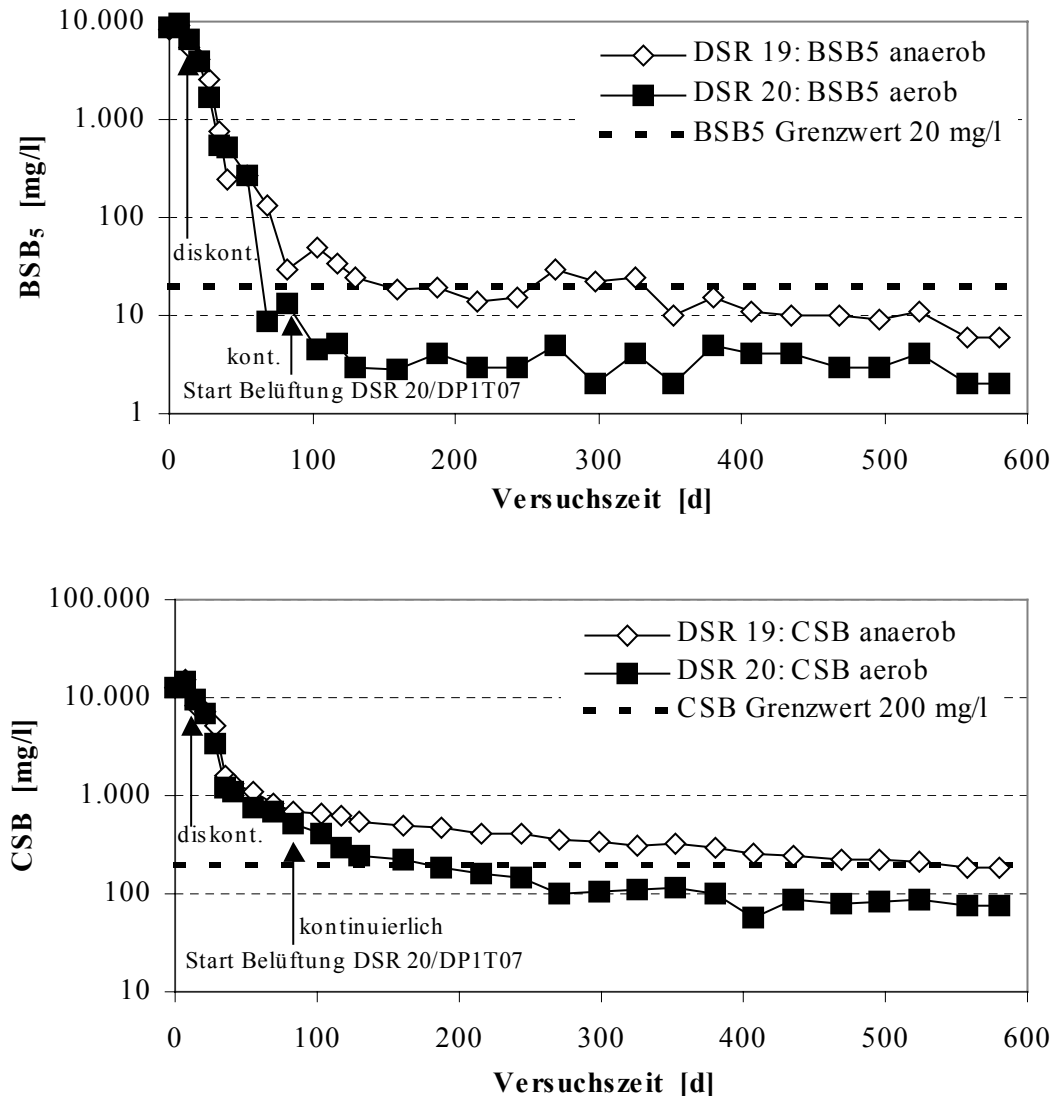


Abb. 13.2: Abnahme der organischen Belastungen (BSB₅ und CSB) unter anaeroben und aeroben Milieubedingungen im DSR, Abfallfeststoffproben der Deponie D

Während beide DSR zu Beginn der Untersuchung gleiche organische Ausgangsbelastungen aufweisen, nehmen sie im DSR 20 infolge der Belüftung deutlich schneller ab. Dies betrifft nicht nur den Anteil leicht abbaubarer Organik, der sich im BSB₅ ausdrückt, sondern vor allem auch in der beschleunigten Reduzierung der CSB-Belastung. So wird der CSB-Grenzwert von 200 mg/l infolge der Belüftung bei nahezu gleichem Wasserdurchsatz etwa dreimal eher erreicht als unter anaeroben Milieubedingungen. In der Übertragung auf die Deponie über

das Wasser/Feststoff-Verhältnis pro Zeiteinheit bedeutet dies für diese Feststoffprobe, dass statt einer Nachsorgephase von 97 Jahren aufgrund der organischen Belastungen durch die Belüftung eine Verkürzung auf etwa 31 Jahre erzielt wird. Da auch diese Zeiträume über den Wasserhaushalt ermittelt werden, stellt diese Vorgehensweise ebenfalls eine Abschätzung zur sicheren Seite dar. Ggf. lässt sich wie beim Stickstoff die organische Sickerwasserbelastung schon in der Belüftungsphase sehr weitgehend reduzieren, weil sie nicht mehr allein vom Wasserdurchsatz, sondern vielmehr von der Belüftungsdauer und -intensität abhängt.

Auch beim DSR 12, der hohe organische Sickerwasserbelastungen aufwies, beschleunigt sich mit der Belüftung die Abnahme der organischen Belastung etwa um den Faktor 3.

13.1.3 Halogenierte organische Verbindungen

Die halogenierten organischen Verbindungen (AOX) haben bei den meisten DSR zu Beginn der Belüftung bereits Konzentrationen unterhalb des Grenzwerts von 500 µg/l erreicht. Unter anaeroben Bedingungen hat der Schadstoffgehalt aufgrund des Wasserhaushalts bereits soweit abgenommen, dass keine nennenswerte zusätzliche Reduzierung in den DSR infolge der Belüftung festzustellen war.

Es kann daher nur vermutet werden, dass auch die AOX-Belastungen beschleunigt abnehmen, wenn noch größere Anteile an biologisch verfügbaren Abfallbestandteilen im belüfteten Deponiebereich vorhanden sind.

13.1.4 Emissionsverlauf nach Abschluss der Belüftung

Nach Abschluss der Belüftung bleiben die Sickerwasserbelastungen an Stickstoff, Organik und halogenierten organischen Kohlenwasserstoffen auf dem niedrigen Niveau, was sich infolge der Belüftung eingestellt hat. In Abbildung 13.3 ist dieser Sachverhalt für die Parameter BSB₅, CSB, TKN und AOX im DSR-Sickerwasser von zwei Feststoffproben der Deponien A und B zu erkennen. Es kommt nach der aeroben Stabilisierungsphase nicht zu einem erneuten Anstieg z.B. der Stickstoffbelastungen, weil in Biomasse inkorporierter Stickstoff beim Abbau der Biomasse freigesetzt werden würde. Im zu stabilisierenden Depo-

niekörper sind die Biomasseproduktion wie eine nur vorübergehende Einbindung oder Fixierung unter aeroben Milieubedingungen zu vernachlässigen.

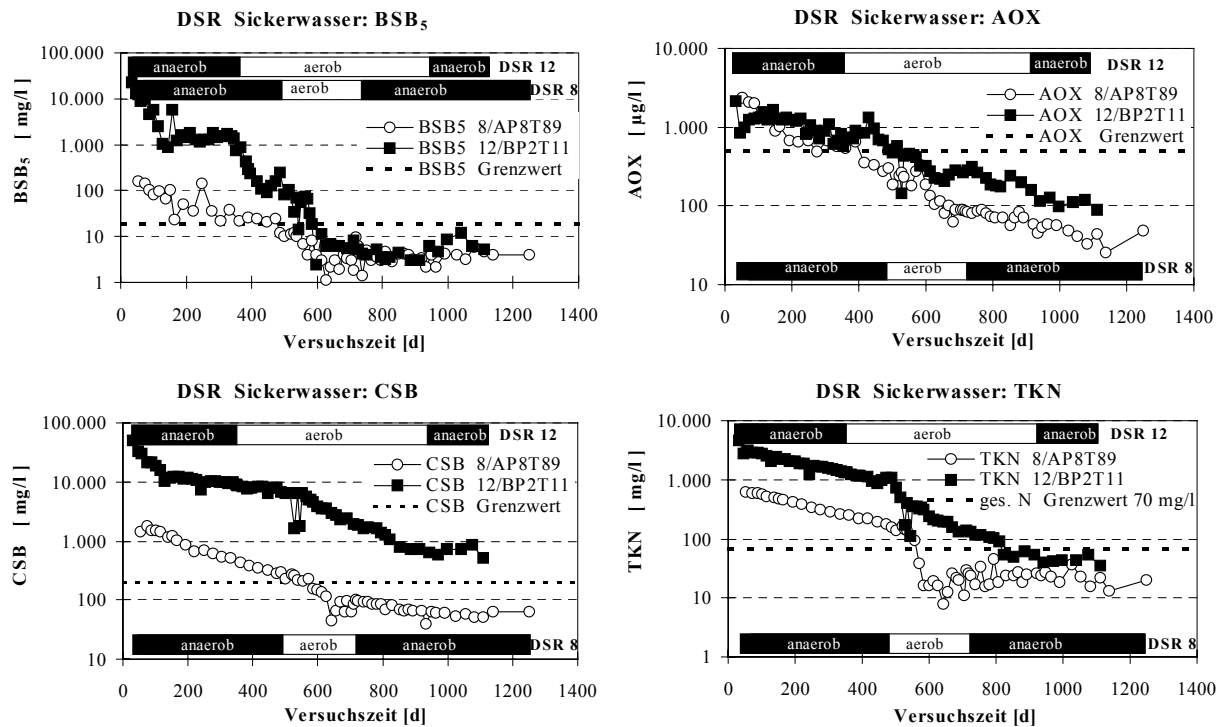


Abb. 13.3: DSR-Sickerwasseremissionen nach Abschluss der Belüftung: Verlauf der Parameter BSB₅, CSB, AOX und TKN in den DSR 8/AP8T89 und DSR 12/BP2T11

Die Nachsorge ist nach Belüftungsende noch nicht als beendet anzusehen, der Nachsorgeaufwand reduziert sich jedoch ganz erheblich, weil aufwändige Sickerwasserreinigungsmaßnahmen früher entfallen können. So wäre nach Beendigung der Belüftungsmaßnahme eine Indirekt-Einleitung des gering belasteten Sickerwassers in eine kommunale Kläranlage denkbar. Würde Sickerwasser direkt in den Untergrund versickern, wie es bei einer Beschädigung der Basisabdichtung einer Deponie oder bei Altablagerungen ohne Dichtungs- und Drainsystem der Fall sein kann, wären die umweltbelastenden Auswirkungen deutlich geringer.

Der Parameter TKN kann nach den vorliegenden Ergebnissen als Leitparameter für die Wasserphase gewählt werden, weil auch bei den Belüftungsmaßnahmen alle relevanten Sickerwasserparameter bereits ihre Grenzwerte unterschritten haben, wenn der Stickstoffgehalt 70 mg/l im Sickerwasser erreicht. Zusätzlich ist zu prüfen, ob der Gehalt an mittel- und

schwerabbaubaren Verbindungen, bestimmt als CSB, die Grenzkonzentration von 200 mg/l für die Direkteinleitung unterschreitet. Die Anforderung zur Indirekteinleitung von 400 mg/l für den CSB wird nach den Ergebnissen der DSR-Versuche sicher erreicht, wenn der Stickstoffgehalt im Sickerwasser 70 mg/l unterschreitet.

13.2 Verlauf der gasförmigen Emissionen

Neben der Reduzierung der Sickerwasserbelastungen wird der Kohlenstoffaustrag über den Gaspfad während der Belüftungsphasen erheblich gesteigert. In Abbildung 13.4 wird deutlich, dass gerade in den DSR, die noch höhere Anteile biologisch verfügbarer Organik enthalten wie die DSR 3, 12 oder 20 der Kohlenstoffumsatz durch die Belüftung um ein Vielfaches ansteigt. Bei bereits weitgehend stabilisierten Abfällen wie in den DSR 5 und 8 ist der Effekt entsprechend geringer. Zum Vergleich wurde die Kohlenstofffracht unter anaeroben Bedingungen aus der Deponiegasproduktion bis Belüftungsbeginn für das Zeitintervall der Belüftung extrapoliert.

Mittelschwer- bis schwerabbaubare organische Substanzen, die im anaeroben Milieu nur über sehr lange Zeiträume abgebaut werden, wurden während der Belüftungsphasen verstärkt umgesetzt oder soweit metabolisiert, dass sie anschließend für den anaeroben Abbau, wie in den DSR 1, 3 und 5 in ein- bis zweiwöchigen Intervallen zwischen den Belüftungsphasen, verfügbar waren. Es erfolgt somit eine beschleunigte Stabilisierung der verbleibenden organischen Substanz.

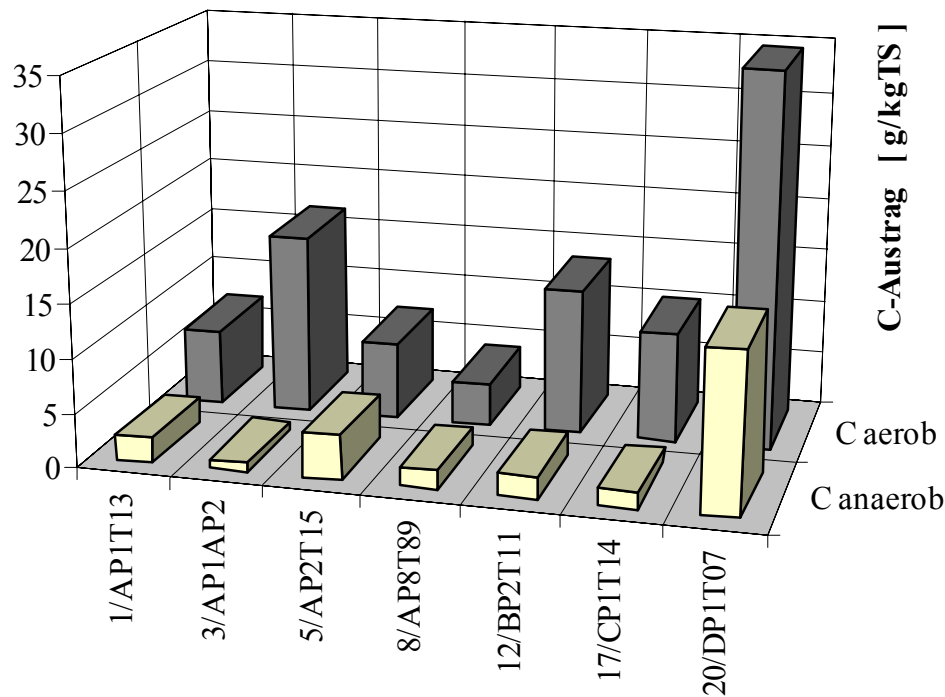


Abb. 13.4: Vergleich des Kohlenstoffaustrags über den Gaspfad in den DSR unter anaeroben und aeroben Bedingungen bei Belüftungsmaßnahmen (Belüftungsdauer 280 - 700 Tage)

Nach Abschluss der Belüftung bilden sich in den gasdichten Versuchsreaktoren wie in den DSR 3 und 5 erneut schwach anaerobe Milieubedingungen aus. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei diesen Laborversuchen die Belüftung nur einmal pro Woche bzw. 14-tägig erfolgte und sich zwischen den Belüftungsmaßnahmen aufgrund von Sauerstoffmangel wieder anaerobe Verhältnisse einstellen konnten. Durch eine Intensivierung der Belüftungsintervalle und mit einer Steuerung der Belüftung nach dem Sauerstoffgehalt in den Reaktoren bzw. im Deponiekörper ist mit einer optimierten aeroben Stabilisierung zu rechnen, was Zeit- und Energiebedarf der technischen Maßnahmen anbetrifft.

Wie bei der Betrachtung des Wasserpfads erläutert, besteht am Ende der Belüftungsmaßnahmen auch für den Gaspfad keine „Nullemission“. Die Restgasemissionen an Kohlenstoff erfolgen allerdings auf einem wesentlich niedrigeren Niveau. In Abbildung 13.5 ist anhand der Emissionsverläufe der DSR 1, 3 und 5 zu erkennen, dass der Kohlenstoffaustrag pro Zeiteinheit während der Belüftungsmaßnahmen erheblich ansteigt (bis max. 120 gC/MgTS und Tag) und danach auf ein geringes Maß von unter 2 gC/MgTS und Tag abfällt.

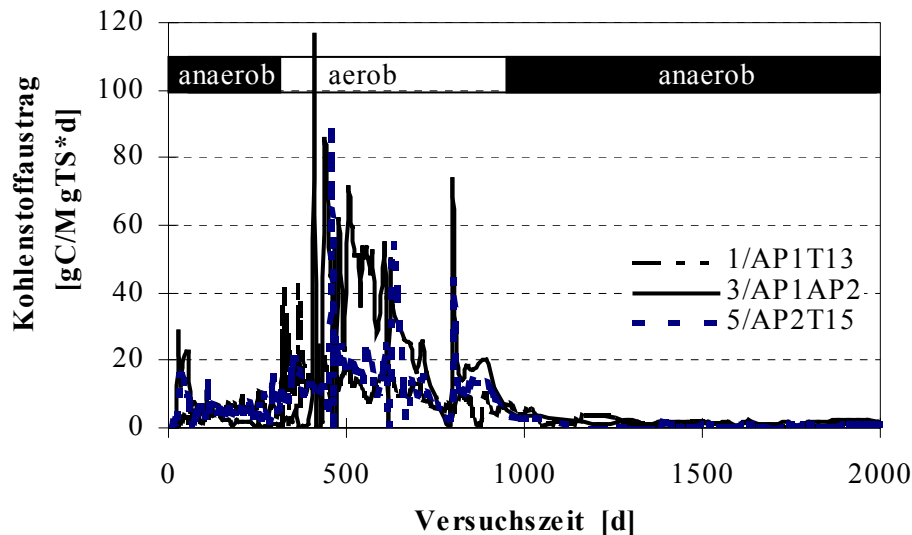


Abb. 13.5: Kohlenstoffaustrag über den Gaspfad in den DSR 1,3, 5 vor, während und nach den Belüftungsmaßnahmen

Eine aktive Gasfassung und Behandlung ist dann nicht mehr erforderlich, wenn es durch angepasste technische Nachsorgemaßnahmen gelingt, die geringen Restgasemissionen schadlos zu beseitigen. Dies kann z.B. über eine Gestaltung der Oberflächenabdichtung in der Form erfolgen, dass eine Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht möglich ist, wenn Restgas den Deponiekörper verlässt und durch die Abdichtung migriert. Bezogen auf eine 20 m hohe Deponie und die Annahme, dass der Kohlenstoff zu 50 % als Methan freigesetzt wird, bedeutet der Kohlenstoffaustrag von 2 gC/MgTS eine maximale Methan-Flächenemission von $1,25 \text{ lCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Sehr häufig ist eine aktive Gasfassung und -behandlung nicht mehr erforderlich, wenn die maximalen Methanemissionen $4 \text{ lCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$ unterschreiten (RETTENBERGER et al., 1992). Bei dieser Betrachtung sind noch die zusätzlichen Sicherheiten zu berücksichtigen, dass

- die Gasproduktion im stabilisierten Deponiekörper voraussichtlich langsamer ablaufen wird als in den DSR,
- im Vergleich zum DSR zwischen Deponie und Atmosphäre ein erhöhter Gasaustausch besteht, welcher die Entwicklung anaerober Milieubedingungen verzögert und zur Methanoxidation in der Oberflächenabdichtung beiträgt,
- dass Methanoxidationspotenzial der Oberflächenabdichtung durch eine geeignete Gestaltung des Gesamtaufbaus und der Rekultivierungsschicht erhöht werden kann.

Von FIGUEROA (1998) wurden Untersuchungen in zur Methanoxidation nicht optimierten Rekultivierungsschichten unter natürlichen Bedingungen durchgeführt. Trotz einer nur geringen methanotrophen Abbautätigkeit betrugen die spezifischen Methanabbauraten zwischen 0,34 und 5,6 l CH₄/m²*h (Mittelwert 2,5 l CH₄/m²*h).

Die Methanoxidation führt folglich dazu, dass weit weniger als die prognostizierten 1,25 l CH₄/m²*h („worst case“) in die Atmosphäre entweichen.

Eine weitere Möglichkeit zur Verminderung von Methanemissionen wäre, den Deponiekörper durch quasi passive Maßnahmen nach der aktiven Belüftung langfristig aerob zu halten, d.h. einen geringen, aber ausreichenden Sauerstoffzutritt zu ermöglichen, so dass sich keine anaeroben Milieubedingungen mehr ausbilden können. Dazu können ggf. bestehende Gasbrunnen eingesetzt werden, über die ein kontinuierlicher Luftzutritt erfolgt.

13.3 Kombination der Belüftung mit Befeuchtungs- und Bewässerungsmaßnahmen

Abschließend ist bei der Auswertung und Übertragung der Belüftungsuntersuchungen in den Deponiesimulationsreaktoren zu berücksichtigen, dass sie bei einem im Vergleich zur Deponie erhöhten Wasserdurchsatz ausgeführt wurden. Die eindeutigen, positiven Auswirkungen auf die Sickerwasser- und Gasemissionen sowie den Stabilisierungsverlauf wurden dadurch begünstigt. Folglich würde sich ein erhöhter Wasserdurchsatz auch bei der aeroben Stabilisierung eines gesamten Deponiekörpers positiv auswirken. Ob dies allein durch die niederschlagsbedingte klimatische Sickerwasserbildung oder durch zusätzliche technische Infiltrationsmaßnahmen erreicht werden kann, ist standortspezifisch zu prüfen. Möglicherweise kann der Stabilisierungsprozess durch eine Kombination von Befeuchtungs- und Bewässerungsmaßnahmen mit der in situ Belüftung optimiert werden.

Die Wasserzugabe sollte nach Menge und Verteilung derart erfolgen, dass organische und stickstoffhaltige Verbindungen beschleunigt mobilisiert werden, um sie so den aeroben Abbauprozessen leichter zugänglich zu machen. Gleichzeitig muss eine ausreichende Gaswegigkeit bzw. ein ausreichendes Gasporenvolumen zur optimalen Sauerstoffversorgung gegeben sein.

14 Untersuchungen an Abfallablagerungen zur großtechnischen Anwendung der in situ Belüftung

14.1 In situ Belüftung – vom Labormaßstab zum technischen Maßstab

Zur Realisierung der beschleunigten in situ Stabilisierung durch Belüftung müssen die Ergebnisse der Belüftungsmaßnahmen in den Deponiesimulationsreaktoren und die abgeleitete Übertragung auf den Deponiekörper durch großtechnische Untersuchungen an Altdeponien und Altablagerungen verifiziert werden. Die Laboruntersuchungen zeigen das Potenzial zur Emissionsreduzierung und damit zur Reduzierung des Nachsorgeaufwands und der Nachsorgedauer eindeutig an. Dass die Ergebnisse und die darauf aufbauenden Übertragungen auf den großtechnischen Maßstab realistisch sind, wird auch durch die Erfahrungen bei der aeroben biologischen Behandlung von Resthausmüll unterstützt. Dort werden bei mehrmonatiger Behandlungsdauer Reduktionen des mobilisierbaren Stickstoffpotenzials von mehr als 80 % erreicht, obwohl - anders als im DSR-Versuch - während der Behandlung kein Wasserkreislauf betrieben wird, über den der Stickstoff ausgetragen wird (STEGMANN et al., 1997, LEIKAM 2002).

Um eine abgesicherte großtechnische Anwendung der in situ Belüftung auf Deponien und Altablagerungen zu ermöglichen, sind Voruntersuchungen im technischen Maßstab an Abfallablagerungen erforderlich. Aufbauend auf den Ergebnissen der Deponiesimulationsversuche im Labormaßstab sollen in der Übertragung insbesondere folgende Fragen untersucht werden:

- Ist es technisch möglich, ausreichende Luftmengen in den Deponiekörper einzubringen?
Es ist zu prüfen, ob herkömmliche Gasbrunnen zur Belüftung geeignet sind und ob eine gleichmäßige und vollständige in situ Belüftung des Deponiekörpers mit geringen Überdrücken und damit geringem Energiebedarf erzielt werden kann.
- Wie breitet sich die eingebrachte Luft im Deponiekörper aus?
Auswirkungen der physikalischen Eigenschaften der abgelagerten Abfälle, Feuchteverhältnisse und der Ablagerungsmächtigkeiten auf Druckverteilung, Gaswegigkeiten und Sauerstoffverteilung.
- Welche Auswirkungen hat die Luftzugabe auf den Gas- und Wasserhaushalt des Deponiekörpers?
Können bei kurzzeitigen Voruntersuchungen über 1 bis 2 Wochen ansatzweise die Effekte auf die Intensivierung der biologischen Abbauprozesse und das Emissionsverhalten festgestellt werden wie in den DSR-Versuchen?

- Welche Vorgaben zur technischen Gestaltung der Belüftungs- und Ablufterfassungseinrichtungen leiten sich aus den Ergebnissen der Voruntersuchungen ab?

Mit diesen Fragestellungen sind auf den Altdeponien D, E und F umfangreiche Belüftungsvoruntersuchungen durchgeführt worden.

14.2 Versuchsanordnung und technische Ausrüstung

14.2.1 Auswahl des Belüftungsbrunnens und Position der Gaspegel

Als Belüftungsbrunnen wurden sowohl bestehende als auch eigens zur Belüftung niedergebrachte Gasbrunnen genutzt.

Um das Ausbreitungsverhalten der eingebrachten Luft zu untersuchen, wurden im Umfeld des Belüftungsbrunnens zahlreiche Gaspegel (GP) in Abständen von 5 bis 60 m um den Belüftungsbrunnen gesetzt und – soweit an den Standorten vorhanden - weitere Gasbrunnen in das Messprogramm einbezogen (Abbildung 14.1).

Die Gaspegel wiesen Längen von 2 bis 4 m auf (untere 0,5 m perforiert). Sie wurden wie in Abbildung 14.1 skizziert sternförmig um den Belüftungsbrunnen angeordnet, auf der Altdeponie F beispielsweise um den Gasbrunnen Br. 2:

- 10 m von Gasbrunnen 2 in 2 m Tiefe
- 20 m von Gasbrunnen 2 in 2 m und 4 m Tiefe
- 40 m von Gasbrunnen 2 in 4 m Tiefe

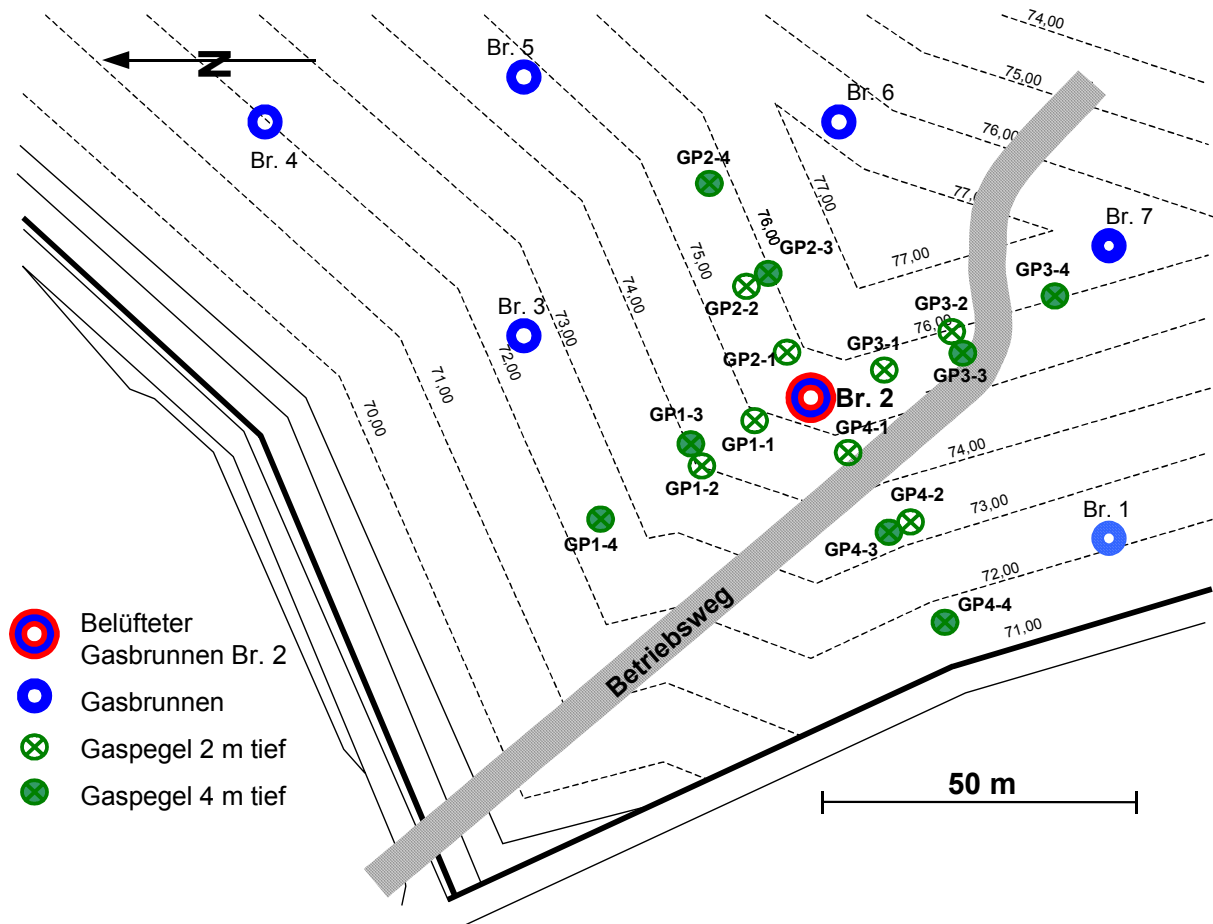


Abb. 14.1: Position der Gaspegel im Umfeld des Gasbrunnens 2 (Belüftungsbrunnen), nordwestlicher Bereich der Altdeponie F

14.2.2 Mobile Belüftungsanlage und Gasmessung

Die mobile Anlage zur Belüftung (Abbildung 14.2) ist auf einem PKW-Anhänger montiert und besteht aus:

- einem stufenlos steuerbaren Radialverdichter (Volumenstrom: 30-600 m³/h), der von einem Motor angetrieben wird,
- zwei getrennten Messstrecken (NW 80 und NW 100), um bei geringen und größeren Belüftungsraten jeweils angepasste Querschnitte zur Volumenbestimmung (Geschwindigkeitsmessung mit einem Anemometer) zu haben
- einem Kondensatabscheider für den Absaugbetrieb,
- und einem nachgeschalteten Aktivkohlefilter für den Absaugbetrieb.

Für die Belüftungsversuche wurden für jeden Versuchstag sowohl für den Gasbrunnen als auch die Gaspegel folgende Messwerte erfasst:

- Deponiegaszusammensetzung CH_4 , CO_2 , O_2 mit mobilem Gasmessgerät (Erläuterungen zur Messmethodik siehe Anhang)
- Belüftungs-/Absauggeschwindigkeit v und Gastemperatur in der Messstrecke zur Berechnung der Belüftungsleistung Q (m^3/h)
- Überdruck oder Unterdruck p , gemessen am Gasmesswagen und an den Gaspegeln

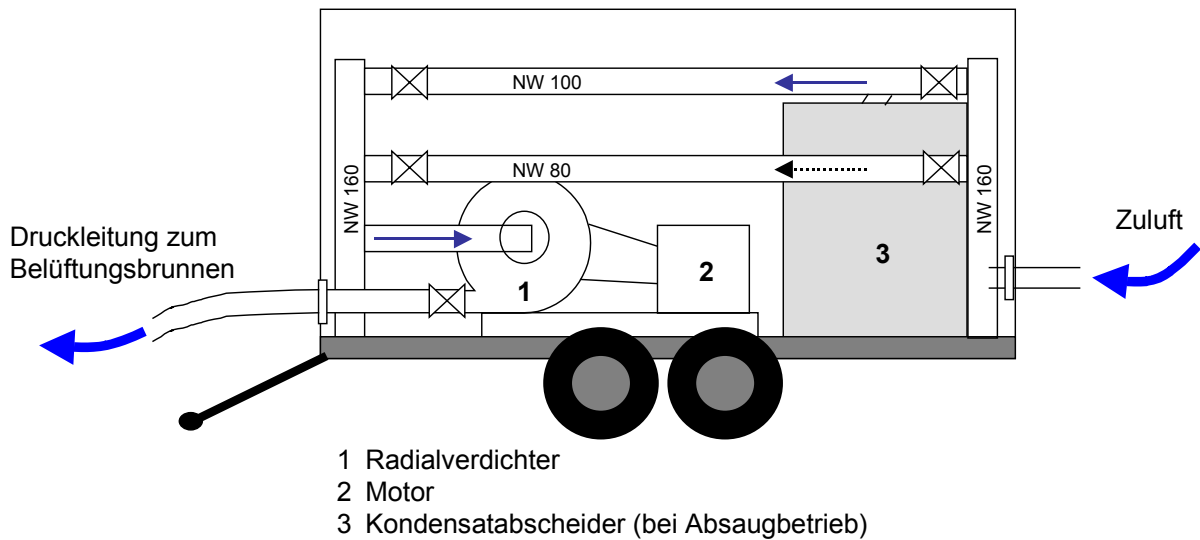


Abb. 14.2: Schematische Darstellung der mobilen Gasabsaug-/Belüftungsanlage (hier für Belüftungsbetrieb)

14.3 Ergebnisse der Belüftungsuntersuchungen

Die Belüftungsversuche an den drei Standorten D, E und F wurden über einen Zeitraum von jeweils zwei Wochen diskontinuierlich im Tagbetrieb in 8 - 10 Belüftungsintervallen durchgeführt.

14.3.1 Technische Durchführbarkeit der Belüftung und eingebrachte Luftvolumina

Beispielhaft sollen die Ergebnisse an der Altdeponie F zur Veranschaulichung der Entwicklungen im Deponiekörper infolge der in situ Belüftung vorgestellt werden:

- Die Belüftung des Deponiekörpers der Altdeponie F im nordwestlichen Bereich hat gezeigt, dass bei geringen Überdrücken von 17 bis 45 mbar am Gasmesswagen 8 bis 17 mbar Überdruck am Gasbrunnen Br. 2 angelegt werden konnten (Abbildung 14.3, obere Grafik). Mit diesem geringen Überdruck war es möglich, allein am Gasbrunnen Br. 2 erhebliche Luftvolumina von 240 bis 380 m³Luft/h in den Deponiekörper einzupressen (Abbildung 14.3, untere Grafik). Die Druckdifferenz zwischen Gasmesswagen und Belüftungsbrunnen ist nicht vornehmlich auf Druckverluste im Zuleitungssystem zurück zu führen. Sie liegt vielmehr an der guten horizontalen Gaswegigkeit des Deponiekörpers, die eine schnelle Druckentspannung des zugeführten Belüftungsvolumens bewirkt.
- Zum Vergleich: die Altdeponie E ist bereits in den sechziger Jahren verfüllt worden und weist im belüfteten Untersuchungsbereich eine Ablagerungsmächtigkeit von nur 4 – 6 m mit einer erhöhten Verdichtung auf. Auf dieser Altdeponie waren daher Überdrücke von 20 – 60 mbar erforderlich, um ein Belüftungsvolumen von 50 - 140 m³/h in den Deponiekörper einzupressen. Auf der Altdeponie D (Ablagerungsmächtigkeit im beprobten Bereich 7 m, Abfallablagerung in den achtziger Jahren) wurden bei Überdrücken von 10 – 45 mbar am Belüftungsbrunnen Belüftungsvolumina von 110 – 450 m³/h erreicht.
- Weiterhin zeigte sich an den drei untersuchten Standorten D - F, dass sich bei gleichbleibender Belüftungsrate am Belüftungsbrunnen 30 bis 60 Minuten nach Belüftungsbeginn konstante Druckverhältnisse im Deponiekörper eingestellt hatten.
- Daraus folgt, dass die Niederdruckbelüftung sich als gut geeignet darstellt, da die untersuchten Deponiekörper eine ausreichende, im Falle der Altdeponien D und F sogar eine sehr gute Gaswegigkeit aufweisen. Im späteren Betrieb zur Deponiestabilisierung kann mit

noch geringeren Überdrücken und Belüftungsvolumina gearbeitet werden, da die Luft kontinuierlich, d.h. nicht nur im Tagbetrieb wie bei diesen Vorversuchen, über zahlreiche Gasbrunnen und ggf. ergänzende Belüftungsanlagen zugeführt und über benachbarte Gasbrunnen abgesaugt werden kann.

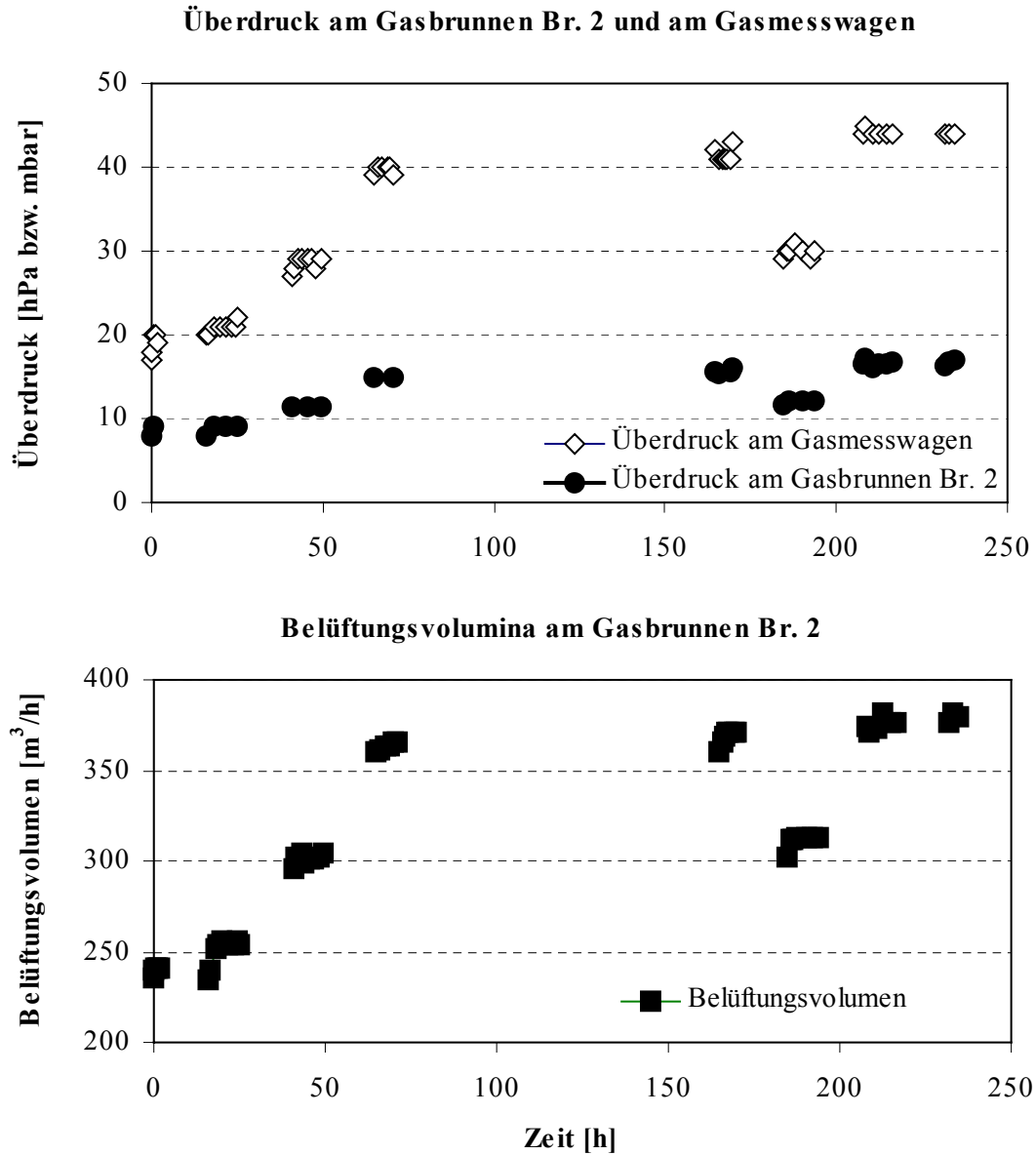


Abb. 14.3: Belüftungsbetrieb am Gasbrunnen Br. 2, Altdeponie F: Belüftungsvolumen und Überdruck am Gasmesswagen und am Gasbrunnen

14.3.2 Verteilung der eingebrachten Luft im Deponiekörper

Die Verteilung der eingebrachten Luft im Deponiekörper konnte anhand der Überdruckbildung sowie an der Veränderung der Gaszusammensetzung an den Gaspegeln bestimmt werden:

- Je nach Abstand und Gaswegigkeit des Untergrundes konnten an der Altdeponie F Überdrücke von 0 bis 4 mbar an den Gaspegeln in 10 - 40 m Entfernung festgestellt werden.
- In Abbildung 14.4 ist eine beispielhafte Druckverteilung im Umfeld des Belüftungsbrunnens zu erkennen: bei einem Überdruck von 17 mbar am Belüftungsbrunnen Br. 2 ist eine relativ gleichmäßige Verteilung der Luft im Deponiekörper festzustellen. Selbst in über 100 m Entfernung sind noch geringe Überdrücke messbar, z.B. an Gasbrunnen Br. 4 mit 0,3 mbar.

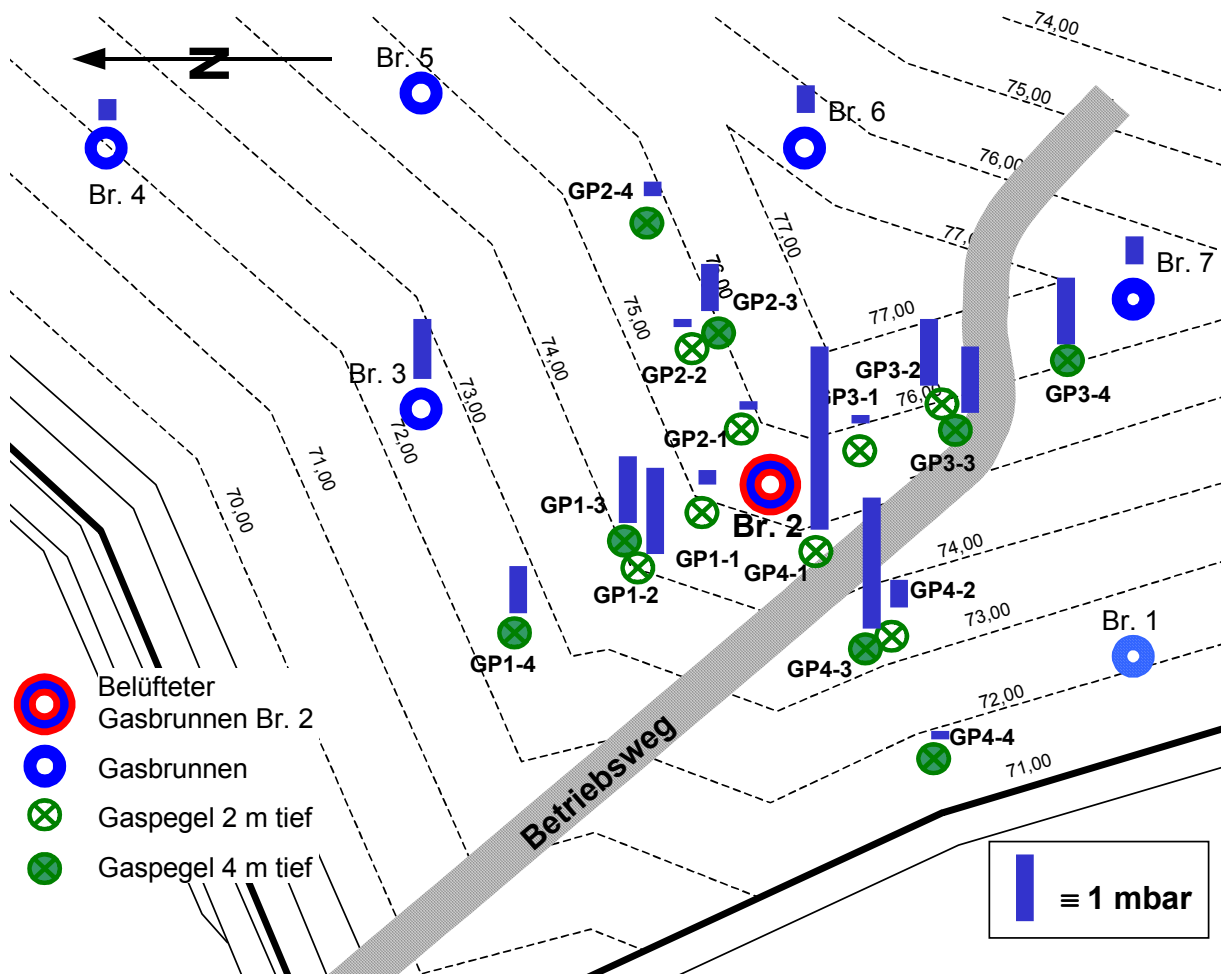


Abb. 14.4: Ausbreitungsverhalten der eingepressten Luft im Umfeld des Belüftungsbrunnens Br. 2 der Altdeponie F, Bestimmung anhand der Überdrücke

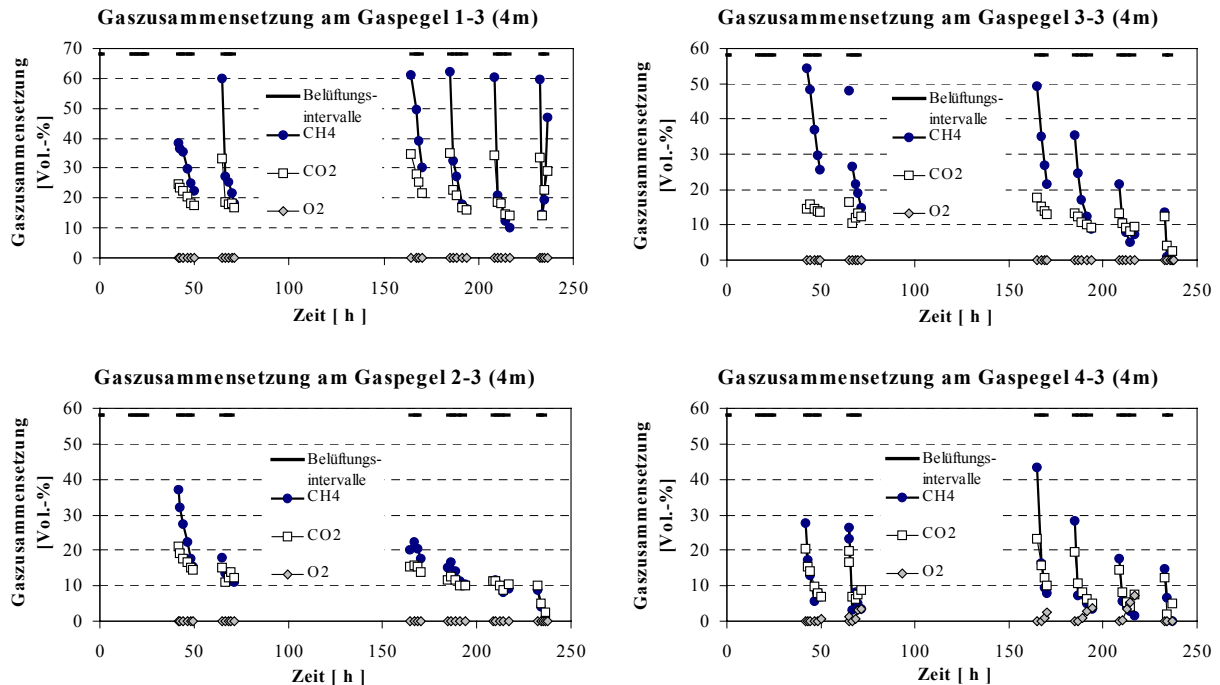
- Da der Deponiekörper der Altdeponie F wie alle anderen Abfallablagerungen Inhomogenitäten aufweist, sind trotz der insgesamt gleichmäßigen Luftverteilung die Gaswegigkeiten über die Deponiehöhe und in den verschiedenen Deponiebereichen unterschiedlich und daher eingehender zu betrachten. In Abbildung 14.4 ist zu erkennen, dass in oberflächennahen Ablagerungsschichten wie den Gaspegeln 1-1, 2-1 und 3-1 (verfilterte Gaspegel in 2 m Tiefe) in nur 10 m Entfernung vom Gasbrunnen Br. 2 stets geringe Überdrücke gemessen. In dieser oberflächennahen Ablagerungsschicht baut sich der Überdruck z.T. ab bzw. gar nicht erst so stark auf wie in den tieferen Ablagerungsbereichen, die mit der belüfteten Ablagerungsschicht (unterer perforierter Bereich des Gasbrunnens Br. 2) auf einem Höhenniveau liegen.
- Als besonders aussagekräftig für die Auswirkungen der Belüftung haben sich daher die 4 m tiefen Gaspegel wie auf der Altdeponie F in 20 und 40 m Entfernung erwiesen: in alle Richtungen konnten hier beträchtliche Überdrücke und Veränderungen der Gaszusammensetzung gemessen werden. Dies weist darauf hin, dass die Belüftungs- und Abluftfassungseinrichtungen bei den untersuchten Ablagerungen mit einem Radius von 20 - 25 m eingerichtet werden können und z.B. über bereits bestehende oder neue zu errichtende konventionelle Gasbrunnen eine weitgehende Belüftung und Abluftfassung möglich wird.
- An den Gaspegeln in 40 m Entfernung (Altdeponie F) werden außerdem die unterschiedlichen Gaswegigkeiten in verschiedenen Deponiebereichen um den Belüftungsbrunnen Br. 2 deutlich. An den Gaspegeln 2-4 und 4-4 waren die Überdrücke immer sehr gering bzw. nahe der Nachweisgrenze, während sie bei den Gaspegeln 1-4 und 3-4 bis zu 1 mbar betragen (Abbildung 14.4).
- Bei einer späteren technischen Gestaltung der Belüftungseinrichtungen und des Belüftungsbetriebs wäre den unterschiedlichen Bedingungen hinsichtlich der Gaswegigkeit z.B. mit angepassten Belüftungsvolumina zu begegnen.

14.3.3 Auswirkungen der eingebrachten Luft auf den Gashaushalt

Die Belüftung an den Standorten D, E und F erfolgte diskontinuierlich im Tagbetrieb. Über Nacht ruhte die Belüftung, und der Deponiekörper konnte sich hinsichtlich der Gaszusammensetzung „regenerieren“. Abbildung 14.5 zeigt für die Altdeponie F die Veränderung der

Gaszusammensetzung während der Belüftungsphasen. Für den Einfluss der Belüftung auf den Gashaushalt der drei untersuchten Altdeponien ergibt sich in den Voruntersuchungen:

- Die Belüftung führt zu Beginn der aeroben Stabilisierung zu einer Verdünnung des Deponiegases mit der zugeführten Luft, was an der Abnahme des Methan- und Kohlendioxidgehalts deutlich wird. Entscheidender ist allerdings die Veränderung des Methan-Kohlendioxidverhältnisses, d.h. die sofortige Veratmung des Sauerstoffes und Oxidation des Kohlenstoffes des Abfalls zu Kohlendioxid und Wasser.
- Schon nach kurzer Zeit konnten an den drei beprobten Standorten eindeutig die Effekte der Oxidation der biologisch verfügbaren organischen Substanz im Deponiekörper beobachtet werden. Während zu Beginn der Belüftung der Methangehalt häufig noch deutlich höher als der Kohlendioxidgehalt ist, kehrt sich das Verhältnis nach einigen Belüftungstagen häufig um. Da die Belüftung in den Voruntersuchungen nur über wenige Tage durchgeführt wurde und sich die methanoxidierenden Bakterien wahrscheinlich noch nicht so schnell entwickelt haben, kann von einer überwiegenden Kohlendioxidproduktion aus dem Kohlenstoffabbau ausgegangen werden.



(Anmerkung: die Gaspegel 1-3, GP 2-3, GP 3-3, GP 4-3 wurden nachträglich gesetzt, daher liegen für die ersten zwei Belüftungstage keine Messergebnisse vor.)

Abb. 14.5: Altdeponie F: Gaszusammensetzung an den 4 m-tiefen Gaspegeln in 20 m Entfernung vom Gasbrunnen Br. 2: GP 1-3, GP 2-3, GP 3-3, GP 4-3

- Der Sauerstoff wird anfangs sofort veratmet, so dass nur in wenigen Fällen nach einigen Tagen Belüftung Sauerstoffkonzentrationen in der Abluft bzw. in der Gasatmosphäre des Deponiekörpers nachweisbar waren. Die Biozönose im Deponiekörper kann sich überganglos und ohne Hemmeffekte auf die veränderten Milieubedingungen einstellen.

In der Abbildung 14.5 sind weitere Einzelheiten zu den Auswirkungen der Belüftung auf die Gaszusammensetzung im nordwestlichen Bereich der Altdeponie F zu erkennen:

- Die tieferen Gaspegel GP 1-3, GP 2-3, GP 3-3, GP 4-3, Pegeltiefe 4 m in 20 m Entfernung vom Belüchtungsbrunnen Br. 2 sind besonders aussagekräftig für den Einfluss der Belüftung auf den Deponiekörper. Infolge der Belüftung erfolgt ein schneller Abfall der Methankonzentrationen, während sich die Kohlendioxidkonzentrationen in der Überlagerung des Verdünnungseffektes und der einsetzenden aeroben Abbauprozesse nur geringfügig reduzieren.
- Die Veränderung der Gaszusammensetzung in den „Ruhephasen“ zwischen den Belüftungsintervallen weist auf die erhöhte biologische Aktivität des Deponiekörpers hin. Am Gaspegel 1-3 erfolgt während der Belüftung zwar auch eine beträchtliche Abnahme der Methankonzentrationen, ohne dass allerdings eine Hemmung der methanogenen Bakterien in den anaeroben Zwischenphasen auftritt. Demzufolge steigt der Methangehalt über Nacht und in der längeren „Ruhephase“ am Wochenende erneut deutlich an und erreicht nahezu das Ausgangsniveau von 60 Vol.-%. Bei den Gaspegeln 3-3 und GP 4-3 tritt dieser Effekt etwas abgeschwächt auf.
- In Abhängigkeit von der Deponiegeometrie, den Milieubedingungen, des Anteils der biologisch verfügbaren organischen Substanz und der Gaswegigkeit schreitet die Veränderung der Gaszusammensetzung unterschiedlich schnell voran. An den Gaspegeln 2-1 bis 2-4 in östlicher Richtung sind die Veränderungen an den Gaspegeln wesentlich geringer als in den anderen Richtungen. Dies kann damit zusammenhängen, dass sich die eingebrachte Luft stärker in den anderen Deponiebereichen verteilt, d.h. dort eine etwas höhere Gaswegigkeit vorliegt. Ferner weist der Bereich der Gaspegel 2-1 bis 2-4 die höchsten Ablagerungsmächtigkeiten auf im Vergleich zu den Flankenbereichen. Die eingepresste Luft verteilt sich im Bereich dieser Gaspegel folglich auf ein größeres Gasporenvolumen.
- An den Gaspegeln 4-1 - 4-3 ist nach einigen Belüftungstagen Sauerstoff im Untergrund nachweisbar, d.h. dort ist die Sauerstoffversorgung höher als die gleichzeitige Veratmung.

- Wie schon an der Druckverteilung ist auch an der Veränderung der Gaszusammensetzung zu erkennen, dass für die Belüftungs- und Ablufterfassungsmaßnahmen auf der Altdeponie F Radien von 20 - 25 m gewählt werden können.
- An den Gaspegeln 2-3, GP 3-3 und GP 4-3 wurden zum Ende der Belüftung Abluftkonzentrationen gemessen, die dem angestrebten Zustand, hoher Kohlendioxidgehalt infolge intensiver aerober Umsetzungsprozesse und geringer Methangehalt, bereits nach wenigen Belüftungstagen recht nahe kommen.

14.3.4 Auswirkungen der eingebrachten Luft auf den Wasserhaushalt

Alle drei untersuchten Altdeponien weisen keine Basisabdichtung auf, so dass keine direkten Messungen zur Sickerwasserbeschaffenheit infolge der Belüftungsversuche vorgenommen werden konnten.

An der Altdeponie D sind nach Abschluss der Belüftungsversuche Sickerwasserproben aus den Gaspegeln entnommen worden, in denen ein ausreichender Wasserstand angetroffen wurde. Während aufgrund der kurzen Belüftungsdauer bei den meisten Sickerwasserparametern noch keine signifikante Veränderung festzustellen war, wirkten sich die veränderten Milieubedingungen bereits auf den pH-Wert aus. Im aerobisierten Umfeld des Belüftungsbrunnens (5 – 10 m Entfernung) kam es wie in den DSR-Untersuchungen zu einem Anstieg der pH-Werte (Abbildung 14.6).

Weitere Hinweise auf die Sickerwasser-/Grundwasserbeschaffenheit gibt eine Grundwassermessstelle, die im Deponiekörper der Altdeponie D niedergebracht und im Untergrund verfiltriert wurde. Diese Grundwassermessstelle ist ca. 15 m vom Belüftungsbrunnen entfernt und weist einen beträchtlichen Sickerwasseranteil auf. In Tabelle 14.1 sind einige Konzentrationen vor, während und nach Abschluss der Belüftungsversuche aufgeführt. Während der Belüftung sind wie in den DSR insbesondere ein Anstieg des pH-Werts und eine erhöhte Schwefelmobilisierung als Sulfat feststellbar. Bei den übrigen Parametern gibt es keine bedeutenden Veränderungen, da die Belüftungsdauer nur sehr kurz war. Eine Nitrifikation des Stickstoffs hat noch nicht eingesetzt. Auch die Schwermetallgehalte bleiben unverändert, eine Remobilisierung erfolgt wie in den DSR nicht.

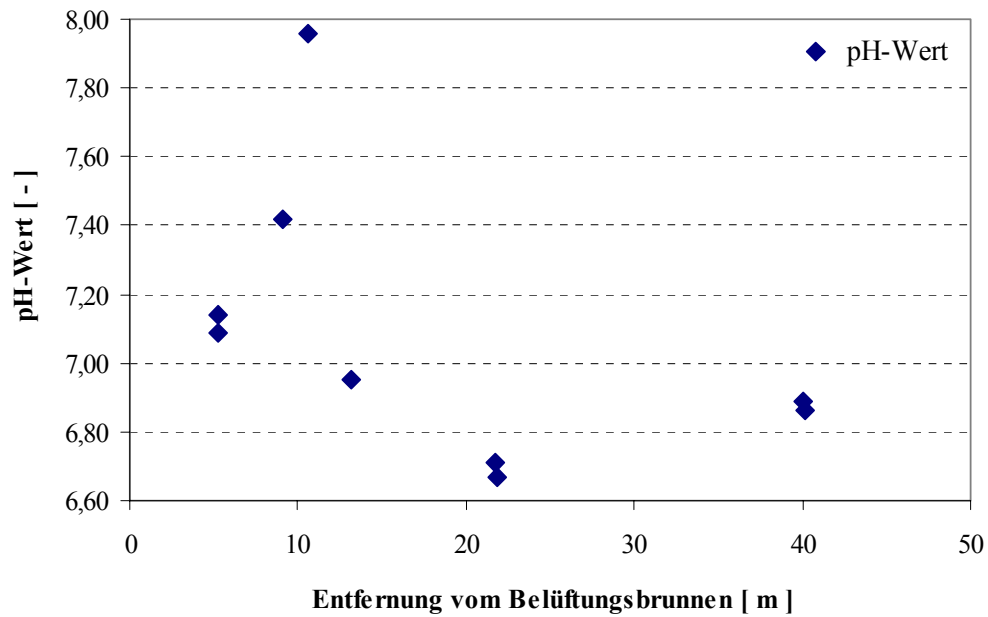


Abb. 14.6: Altdeponie D: pH-Wert im Sickerwasser in Abhängigkeit vom Abstand zum Belüftungsbrunnen unmittelbar nach Abschluss der Belüftungsversuche

Tab. 14.1: Altdeponie D: Beschaffenheit des Sickerwasser-/Grundwassergemischs am Grundwasserpegel unterhalb des Deponiekörpers

Parameter	Einheit	vor Belüftung	während Belüftung		nach Belüftung
pH	-	7,09	7,12	7,19	7,22
TOC	mg/l	159	144	145	160
NH₄-N	mg/l	432	386	410	534
NO₃-N	mg/l	0,09	n.n.	n.n.	n.n.
Cl	mg/l	484	503	520	490
SO₄	mg/l	15	2,2	51	181
HCO₃	mg/l	3868	3942	3722	3661
AOX	µg/l	554	-	-	501
Schwermetalle					
Pb	µg/l	3,1	1,6	1,9	2,2
Cu	µg/l	4,5	3	4,5	2,8
Cr	µg/l	24,5	25,4	30,1	29,6
Ni	µg/l	52,9	38,9	52,5	59,8
Zn	µg/l	38,4	57,7	85,5	70,9
As	µg/l	4,8	4,3	4,7	4,9
Hg	µg/l	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 0,7
Cd	µg/l	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5

14.4 Technische Umsetzung der in situ Belüftungsmaßnahmen

14.4.1 Grundkonzept der aeroben in situ Stabilisierung

Wie die Voruntersuchungen zeigen, wird durch die gezielte Sauerstoffzuführung zum einen die organische Substanz in Kohlendioxid und Wasser umgewandelt und zum anderen der Aufbau huminstoffähnlicher, stabiler Verbindungen gefördert. Das Grundprinzip der Belüftung und Ablufferfassung bei einer technischen Umsetzung dieser Zielstellung ist in Abbildung 14.7 zu erkennen.

Bei einer in situ Belüftung des gesamten Abfallkörpers wird Luft über Belüftungsbrunnen, wobei bestehende oder neu zu errichtende Gasbrunnen und ggf. ergänzende Belüftungsanlagen in Deponierandbereichen eingesetzt werden können, in den Deponiekörper und, soweit bei fehlender Basisabdichtung erforderlich, in die ungesättigte Bodenzone eingepresst. Von dort kann die Luft bzw. der Luftsauerstoff über Konvektions- und Diffusionsvorgänge insbesondere in den jüngeren oberen Deponiebereich eindringen, z.T. auch in den i.a. älteren tieferen Deponiebereich und in die ungesättigte Bodenzone. In Abhängigkeit der Belüftungsrate und -dauer wird somit über einen Zeitraum von 1 bis 2 Jahren eine allmähliche Aerobisierung des Deponiekörpers bewirkt (HEYER et al., 2000).

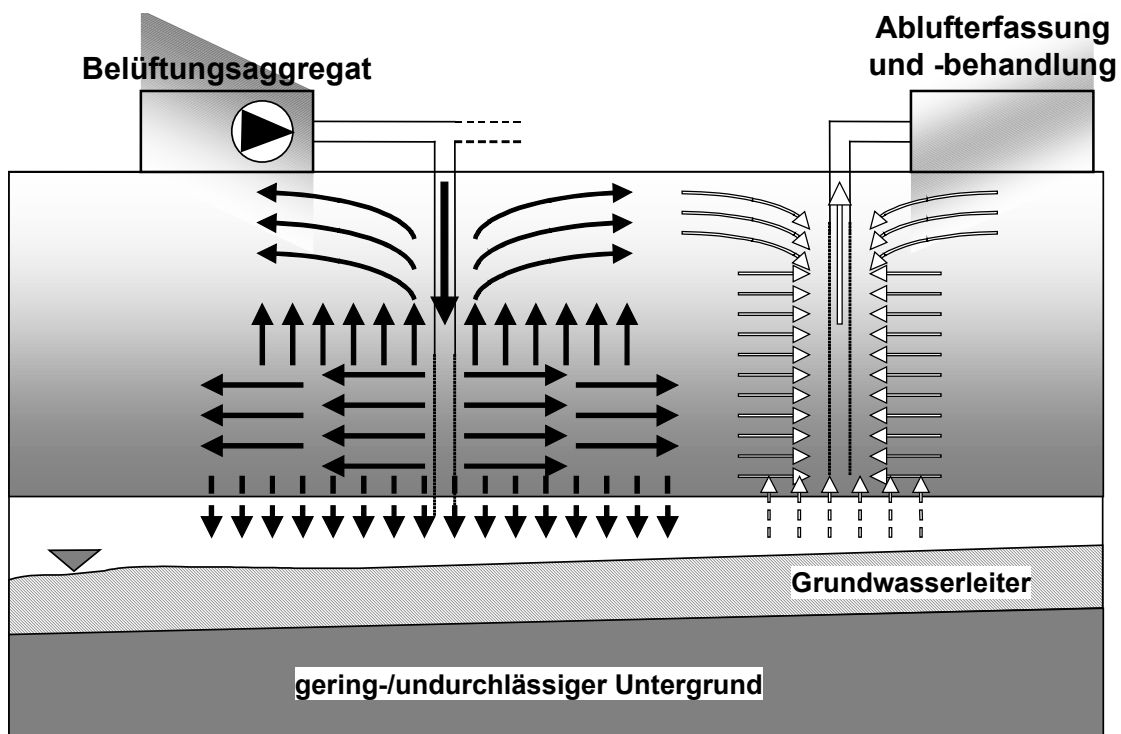


Abb. 14.7: Grundkonzept der beschleunigten in situ Stabilisierung durch Belüftungsmaßnahmen (Deponiekörper ohne Basisabdichtung)

Über das Gaserfassungssystem, wobei auch hierfür Gasbrunnen eingesetzt werden können, wird die Abluft erfasst und behandelt. Zur Abluftbehandlung können Biofilter oder bei Bedarf Aktivkohlefilter oder autotherme, nichtkatalytische Verfahren eingesetzt werden. Die Abluftvolumina können etwas höher liegen als die Luftzuführung, um unkontrollierte Abluftemissionen zu vermeiden. Abluft, die möglicherweise dennoch nicht erfasst wird und unkontrolliert über die Oberfläche der Deponie entweicht, wird in der bestehenden Oberflächenabdeckung, die als Biofilter wirken kann, zumindest teilgereinigt (Elimination von Geruchsstoffen, Methanoxidation).

14.4.2 Vorgaben zur technischen Gestaltung der Belüftungs- und Ablufterfassungseinrichtungen

Belüftungsbrunnen/-lanzen

Die Untersuchungen an den Altdeponien D, E und F haben gezeigt, dass eine Niederdruckbelüftung über herkömmliche Gasbrunnensysteme gut geeignet ist, weil die untersuchten Abfallablagerungen eine ausreichende bis gute Gaswegigkeit aufweisen. Damit werden sowohl Investitionskosten bei den Belüftungsanlagen als auch gerade Energiekosten während des Stabilisierungsbetriebs eingespart. Nach den Ergebnissen der Voruntersuchungen liegt der Einzugsradius der Belüftungsbrunnen bei 20-30 m.

Belüftungsaggregate

Die Aggregate für die Luftzufuhr sind im Allgemeinen ähnlich wie für die Abluftabsaugung. Es können u.a. Seitenkanalverdichter, Drehkolbenverdichter oder Ventilatoren eingesetzt werden.

Weiterhin werden Mess-, Regel- und Steuerungstechnik (MSR) auf die Belüftungsverfahren sowie die Ablufterfassung angepasst. Die Belüftungsrate soll bei der Deponiebelüftung so eingestellt werden, dass eine optimale Sauerstoffnutzungsrate erzielt wird und keine anaeroben Zonen mehr auftreten. In der erfassten Abluft soll der Sauerstoffgehalt dann möglichst gering und der Methangehalt $\text{CH}_4 < 2 \text{ Vol.-%}$ sein (40 % der unteren Explosionsgrenze zur Vermeidung explosionsgefährlicher Atmosphären).

Zuleitungssystem zur Belüftung und Ablufterfassung

Die Belüftungsmaßnahme sollte mit einer großen Flexibilität ausgeführt werden, indem jeder Brunnen sowohl zur Belüftung als auch zur Ablufterfassung eingesetzt werden kann. Dies kann über ein Zweikreisprinzip in den Leitungssystemen erreicht werden (vergleichbar einem Gutgas- und Schlechtgassystem bei der aktiven Gaserfassung).

Jeder **Gasbrunnen** kann daher über eine Einzelleitung mit einer Verteilerstation verbunden werden. Dort kann die Einzelleitung sowohl an das Verteilersystem zur Belüftung als auch an das Gassammelsystem zur Ablufterfassung angeschlossen werden.

Belüftung über Gasbrunnen: Über den eingestellten Überdruck bzw. das zugeführte Luftvolumen wird die Aerobisierung des Einflussbereichs des jeweiligen Gasbrunnens sichergestellt.

Ablufterfassung an einem Gasbrunnen: Über den eingestellten Unterdruck wird innerhalb des Einflussbereichs des Gasbrunnens die Abluft kontinuierlich abgesaugt, so dass unkontrollierte Abluft-/Deponiegasemissionen über die Deponieoberfläche bzw. Gasmigration über den Bodenluftpfad in den angrenzenden Untergrund vermieden oder zumindest auf einem tolerierbar niedrigen Niveau gehalten werden.

Das **Verteilersystem zur Belüftung** ist über die Hauptversorgungsleitung mit der Verdichterstation zur Belüftung verbunden. Das **Gassammelsystem zur Ablufterfassung** kann mit einer Kondensatabscheidung versehen und über die Hauptabsaugleitung mit dem Verdichtersystem zur Ablufterfassung verbunden werden. Von dort wird die Abluft den Reinigungsstufen (Biofilter, ggf. Aktivkohlefilter oder nichtkatalytische Verbrennung) zugeführt.

In Abbildung 14.8 ist die Anordnung der technischen Einrichtungen zur Belüftung und Ablufterfassung auf der Altdeponie D dargestellt, wie sie im Rahmen eines BMBF-Vorhabens realisiert wurde (HEYER et al., 2000). Zusätzlich ist die Lage von **3 Versuchsfeldern** für die Überprüfung von alternativen **Oberflächenabdichtungen** eingezeichnet.

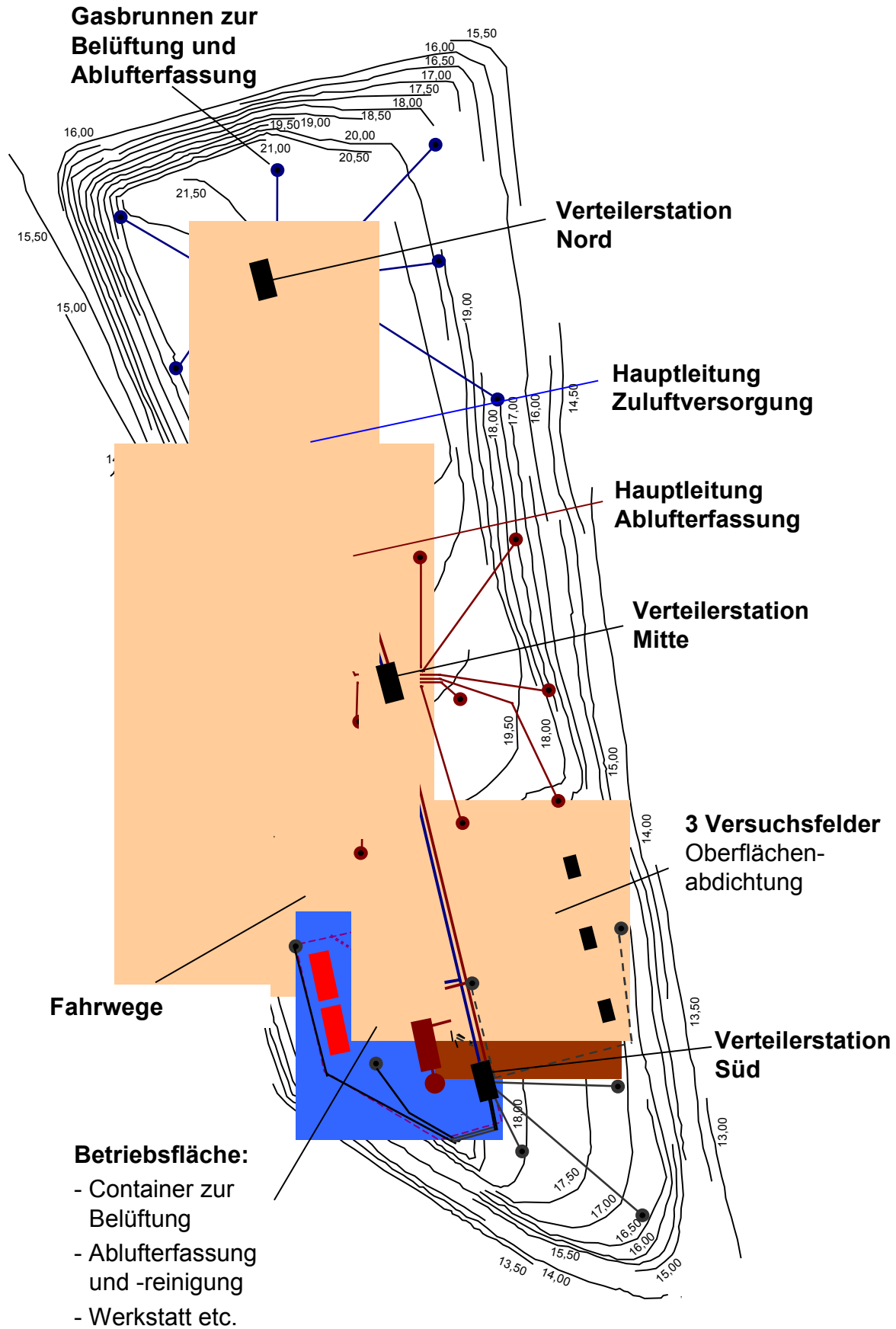


Abb. 14.8: Gesamtkonzept der baulichen Einrichtungen zur beschleunigten aeroben in situ Stabilisierung der Altdeponie D

14.4.3 Belüftungsraten zur Stabilisierung des Deponiekörpers

Zur Belüftung von Deponien und Altablagerungen wurden wie in Kapitel 7.3 und 9 dargestellt umfangreiche Voruntersuchungen im Labormaßstab durchgeführt. Über Sauerstoffverbrauchsmessungen im Respirometer wurde für die Feststoffproben der untersuchten Deponieabschnitte ein Netto-Belüftungsbedarf von 40 - 140 m³ Luft/MgTS zur aeroben Stabilisierung ermittelt. Bezogen auf 100.000 Mg Feuchtmasse (d.h. etwa 100.000 m³ Deponievolumen bzw. ca. 75.000 MgTS) und eine Belüftungsdauer über 15.000 Betriebsstunden in etwa 2 Jahren beträgt die mittlere Netto-Belüftungsrate 200 – 700 m³/h:

$$\text{Netto - Belüftungsrate} = \frac{\text{Netto - Belüftungsbedarf} \cdot \text{Abfalltrockenmasse}}{\text{Belüftungszeitraum}} \quad (\text{Gleichung 14.1})$$

bzw. gemäß der o.g. Angaben bei einem Netto-Belüftungsbedarf von 50 m³ Luft/MgTS:

$$250 \text{ m}^3 / \text{h} = \frac{50 \text{ m}^3 / \text{MgTS} \cdot 75.000 \text{ MgTS}}{15.000 \text{ h}} \quad (\text{Gleichung 14.2})$$

Zu Beginn der Belüftung kann die Belüftungsrate erheblich höher liegen, da in der ersten Stabilisierungsphase der Sauerstoffverbrauch am größten ist. Mit fortschreitendem Belüftungsbetrieb wird die erforderliche Belüftungsrate unter die genannten Mittelwerte abfallen.

Die Belüftungsraten sind folglich dem veränderlichen Sauerstoffbedarf in Abhängigkeit der aeroben biologischen Stabilisierung anzupassen. Bei fortgeschrittener Belüftung, u.U. nach einem halben bis einem Jahr, kann die Belüftungsrate reduziert werden. Später sind gesteuerte Passiv-Belüftungsmaßnahmen als „kontrollierte Übersaugung“ des Deponiekörpers anwendbar, was nennenswerte Energieeinsparungen bei einer weiterhin vollständigen Erfassung und Behandlung der Abluft ermöglicht.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass der Wirkungsgrad des eingebrachten Luftsauerstoffs kleiner 100 % sein wird. Die eingebrachte Luft kann den Deponiekörper über Kurzschlussströmungen oder das Ablufterfassungssystem verlassen, bevor der Sauerstoff vollständig zur biologischen Umsetzung genutzt werden konnte. Dies ist bei der Dimensionierung der techni-

schen Einrichtungen wie der installierten Belüftungsleistung und der erforderlichen Querschnitte der Belüftungsleitungen zu berücksichtigen.

14.4.4 Begleitende Untersuchungen, Überwachung und Erfolgskontrolle

Für die Belüftungsmaßnahmen sollte es Erfolgskontrollmaßnahmen in Form eines umfangreichen Monitoringprogramms und einer umfassenden Dokumentation geben. Neben dem Grundwasser/Sickerwasser sind insbesondere Analysen der Bodenluft, des Deponiegas-Abluftgemisches und FID-Begehungen zur Überprüfung unkontrollierter Gasaustritte über die Deponieoberfläche erforderlich.

Die **in situ Belüftung** ordnet sich wie die Oberflächenabdeckung/-abdichtung als wesentliches Element einer **Maßnahmenkette** sowohl zur Sanierung von Altablagerungen als auch zum Abschluss von Betriebsdeponien und zur Überführung in die Deponienachsorge ein. Beide Maßnahmen sind in der technischen Umsetzung unter Berücksichtigung der Randbedingungen des Deponiestandorts aufeinander abzustimmen.

15 Zusammenfassung und Ausblick

15.1 Zusammenfassung

Die stofflichen Eigenschaften von Siedlungsabfällen und häufig ungünstige Ablagerungsbedingungen können zur Entstehung und Freisetzung umweltgefährdender Emission über lange Zeiträume führen. Organische und stickstoffhaltige Verbindungen sind dabei für die Prozesse im Deponiekörper von maßgebender Bedeutung: durch biologische und chemisch-physikalische Prozesse entstehen in Siedlungsabfalldeponien Sickerwasser- und Deponiegasemissionen von erheblicher Umweltrelevanz. In der vorliegenden Arbeit wurde die Fragestellung aufgearbeitet, über welche Zeiträume sich diese Emissionen bei unterschiedlichen Randbedingungen erstrecken und welche Möglichkeiten zur gesteuerten Beeinflussung bestehen, um eine kontrollierte Reduzierung zu erreichen.

Bei mehreren Untersuchungen auf Deponien und Altablagerungen wurden Abfallfeststoffe aus unterschiedlichen Lagen, Tiefen und Ablagerungszeiträumen zwischen 4 und 42 Jahren entnommen und in Laborversuchen auf ihr langfristiges Emissionspotenzial und Deponieverhalten untersucht. Mit Feststoffuntersuchungen, Auslaugversuchen, Atmungsaktivitätsmessungen und Behälterversuchen in „Deponiesimulationsreaktoren“ (DSR) wurden die Zusammenhänge zwischen Abfallzusammensetzung, Ablagerungszeitraum, Milieubedingungen im Deponiekörper und dem langfristigen Emissionsverhalten aufgezeigt.

Bei den Feststoffuntersuchungen konnte insgesamt die zeitabhängige Veränderung der Abfallstoffe, insbesondere der Abbau biologisch verfügbarer organischer Anteile, nachgewiesen werden. Der Wasserhaushalt im Deponiekörper spielt bei den Abbauprozessen und der Stoffmobilisierung eine entscheidende Rolle. So führte Wassermangel in Teilbereichen inhomogen aufgebauter Deponiekörper häufig zu einer Limitierung der chemisch-physikalischen wie biologischen Prozesse, so dass Abfälle auch nach mehreren Jahrzehnten Ablagerungsdauer noch ein beträchtliches Emissionspotenzial aufwiesen.

Mit Auslaugversuchen wurde das Restpotenzial an langfristig freisetzbaren organischen Anteilen, an Salzen, Stickstoff und weiteren Parametern ermittelt. Es liegt parameter-spezifisch, zeitabhängig und milieubedingt zwischen 15 und 50 % des vermutlichen Ausgangspotenzials bei der Ablagerung. Noch geringer ist die biologische Aktivität der Feststoffproben im Respirometerversuch. Nur 2 bis 25 % der vermutlichen Ausgangsaktivität sind

noch vorhanden. Bei allen Untersuchungen zeigte sich die Erfordernis, stets die Gesamtheit aller Ergebnisse zu betrachten, weil Einzelergebnisse an Feststoffproben der sehr inhomogenen Deponiekörper bisweilen starke Abweichungen von der Gesamttendenz aufwiesen.

In „Deponiesimulationsreaktoren“ wurde das zukünftige Emissionsverhalten der Abfallstoffe im beschleunigten Zeitmaßstab untersucht. Die Sickerwasserbeschaffenheit und die Deponiegasproduktion sowie –zusammensetzung zeigten im DSR-Versuch ebenfalls einen zeitabhängigen Verlauf, der wesentlich vom parameterspezifischen Mobilisierungsverhalten und vom Wasserhaushalt beeinflusst wird. Es wurden Emissionsfrachten bis zum Erreichen vorgegebener Grenzkonzentrationen bestimmt sowie die verbleibenden Restemissionen, die nach einer Beendigung der Nachsorgephase noch freigesetzt werden können.

Die Deponiegaspotenziale von Abfallfeststoffproben, die bereits 8 bis 33 Jahre im Deponiekörper lagerten, liegen in der DSR-Versuchen zwischen 10 und 40 m³/MgTS. Bei der Betrachtung aller Ergebnisse ist trotz einiger Fehlereinflüsse wie bei der Feststoffprobenahme oder der Durchführung der Deponiesimulationsversuche davon auszugehen, dass auch langfristig nur ein gewisser Anteil an organischen oder Stickstoffverbindungen über den Sickerwasser- und/oder Deponiegaspfad freigesetzt wird. Die Deponie kann damit langfristig die Funktion einer (Schad-) Stoffsenke erfüllen, auch wenn eine klimatische Sickerwasserbildung, die wesentlich von der Gestaltung der Oberflächenabdichtung abhängt, auftritt.

Zeitliche Abschätzungen zum Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen zeigen, dass der Stickstoffaustrag wahrscheinlich den längsten Zeitraum von mehreren Jahrzehnten bis zu einigen Jahrhunderten beanspruchen wird, bis tolerierbare Grenzkonzentrationen erreicht werden. Genauere Angaben zu den Zeithorizonten können nur standortbezogen unter Berücksichtigung des Wasserhaushalts erfolgen. Die Untersuchungsergebnisse weisen ferner darauf hin, dass die Stoffmobilisierung in den Wasserpfad nicht über konstante Zerfallskonstanten wie eine feste Halbwertszeit beschrieben werden kann. Mit der Veränderung der Abfallzusammensetzung über die Zeit, bedingt durch den relativen Anstieg mittel und schwer abbaubarer bzw. mobilisierbarer Abfallbestandteile, stellt sich eine Erhöhung der durchschnittlichen Halbwertszeit ein. Daraus folgt, dass im Deponiekörper die mobilisierbaren Feststoffanteile und auch die Sickerwasseremissionen hinsichtlich der Entfrachtung wie der Konzentrationen in den ersten Jahren und Jahrzehnten schneller abnehmen. Mit dem Anwachsen der durchschnittlichen Halbwertszeit ist jedoch auch langfristig mit einer Mobilisierung

von Schadstoffen zu rechnen. Bislang vorliegende Ergebnisse vergleichbarer Laboruntersuchungen und mittlerweile vorliegende weitere Auswertungen von Sickerwasserdaten westdeutscher Altdeponien stützen diese Schlussfolgerung aus den Laborversuchen. Eine Übertragung der Laborergebnisse zur belastbareren Prognose des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens wird somit möglich. Nachsorgezeiträume von 30 Jahren, die häufig für Wirtschaftlichkeitsberechnungen angesetzt werden, sind danach als zu kurz einzustufen.

Vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse wurden Untersuchungen zur Möglichkeiten der beschleunigten in situ Stabilisierung durch Befeuchtung und Bewässerung wie insbesondere durch eine gesteuerte Belüftung durchgeführt. Sie verfolgen das Ziel, die Prozesse im Deponiekörper zu beschleunigen, die resultierenden Emissionen kontrolliert zu erfassen und zu behandeln und damit eine Verkürzung von Nachsorgezeiträumen, eine Reduzierung des Nachsorgeaufwands und eine Verminderung des Gefährdungspotenzials von Abfallablagerungen zu erreichen.

Mehrere Belüftungsmaßnahmen in Deponiesimulationsreaktoren haben gezeigt, dass innerhalb weniger Monate Belüftungsdauer eine deutliche Reduzierung der Stickstoffkonzentration wie eines Anteils der organischen Belastungen im Sickerwasser erfolgt. Negative Auswirkungen hinsichtlich einer Schwermetallmobilisierung in die Wasserphase konnten nur in geringem Umfang festgestellt werden. So trat ein kurzzeitiger Anstieg der Blei- und Chrombelastung im Sickerwasser einiger belüfteter Deponiesimulationsreaktoren auf.

Des Weiteren konnte durch die Belüftungsmaßnahmen der Abbau organischer Verbindungen und der Austrag über die Gasphase wesentlich beschleunigt werden. Die Versuchsergebnisse im Labormaßstab lassen daher die aerobe in situ Stabilisierung als geeignet erscheinen, um Deponien und Altablagerungen mit geringem Aufwand in Zeiträumen von etwa 2 Jahren soweit zu stabilisieren, dass das Gefährdungspotenzial auch bei fehlender Basisabdichtung deutlich reduziert wird.

Die erforderlichen Belüftungsvolumina zur biologischen Stabilisierung sind technisch realisierbar, da der voraussichtliche Gesamtsauerstoffbedarf der untersuchten Abfallablagerungen mit etwa 40 - 140 m³ Luft/MgTS nur noch gering ist. Belüftungsversuche an drei Altdeponien und Altablagerungen haben bestätigt, dass

- ausreichende Luftmengen mit geringem technischen Aufwand und Energiebedarf in den Deponiekörper eingebracht werden können,
- sich die eingebrachte Luft relativ gleichmäßig im Deponiekörper verteilt und dass
- sich die im DSR-Versuch erzielten Beschleunigungs- und Stabilisierungseffekte ebenfalls einstellen.

Bei der zukünftigen großtechnischen Umsetzung, d.h. der vollständigen Stabilisierung gesamter Deponien und Altablagerungen, muss nun überprüft werden, inwieweit das Restemissionspotenzial bei unterschiedlichen Ablagerungsbedingungen kontrolliert reduziert werden kann.

Als weitere Maßnahme zur Beeinflussung der Prozesse im Deponiekörper kommen Befeuchtungs- und Bewässerungsmaßnahmen in Frage. Aus der Auswertung der DSR-Versuche wurden Ansätze abgeleitet, welche Wasservolumina in welchen Zeiträumen zugeführt werden können, um eine Intensivierung der biologischen Abbauprozesse (Befeuchtung) oder einen erhöhten Stoffaustrag über den Wasserpfad (Bewässerung) zu erreichen. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass ein Wasserdurchsatz bis zum Fünffachen des Wasser/Feststoff-Verhältnisses erforderlich werden kann, bis sich umweltverträgliche Sickerwasserkonzentration ergeben. Der Stoffaustrag folgt dabei nicht nur einer Verdünnung, sondern wird ebenfalls von mittel- und schwer mobilisierbaren organischen Abfallstoffen beeinflusst. Die erforderlichen Wasserdurchsätze und die Tatsache, dass viele Deponien und vor allem Altablagerungen über keine oder nur bedingt funktionstüchtige Basisabdichtungen mit Drainagesystemen verfügen, schränkt die Anwendungsmöglichkeit dieser Stabilisierungsmethode deutlich ein.

15.2 Ausblick - Maßnahmenkette zur Stilllegung, Nachsorge und Sicherung von Abfallablagerungen

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass Abfallablagerungen voraussichtlich über mehrere Generationen nachgesorgt werden müssen, insbesondere aufgrund der Emissionen organischer und stickstoffhaltiger Verbindungen. Es wurden daher Möglichkeiten zur Verkürzung der Emissionsdauer überprüft und Bemessungsansätze zur technischen Umsetzung entwickelt. Stabilisierungsverfahren können den Zeitraum, bis umweltverträgliche Restemissionen erreicht werden, auf etwa eine Generation oder sogar noch kürzere Zeiträume verkürzen. Die Umweltverträglichkeit eines emissionsarmen Deponiekörpers kann letztlich nur schutzgut- und damit standortbezogen beurteilt werden. Sie wird möglicherweise am ehesten über eine Kombination von Stabilisierungs- und anschließenden Sicherungsmaßnahmen wie die Aufbringung eines an das Verhalten des Deponiekörpers angepassten Oberflächenabdichtungssystems gewährleistet.

Maßnahmenkatalog

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse zum Deponieverhalten kann ein Maßnahmenkatalog zur Stilllegung und Nachsorge von Deponien sowie zur Sanierung von Altablagerungen entwickelt werden (Tabelle 15.1).

Grundhypothese:

- Siedlungsabfallablagerungen mit biologisch abbaubaren Anteilen sollten als bedingt kontrollierbare Reaktordeponien betrieben werden. Biologische Abbauprozesse und eine (Schadstoff-) Mobilisierung werden zugelassen und sogar intensiviert, um Emissionen beschleunigt zu reduzieren, kontrolliert zu erfassen und zu behandeln. Diese Vorgehensweise ist ökologisch, da sie eine zeitlich überschaubare Nachsorge ermöglicht und zudem technisch wie wirtschaftlich umsetzbar ist. Daraus leiten sich die in Tabelle 15.1 aufgeführten Maßnahmen ab.

Tab. 15.1: Maßnahmenkatalog zum Betrieb, zur Stilllegung und zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altablagerungen

Deponien mit Basisabdichtung	Deponien ohne Basisabdichtung	Altablagerungen ohne Basisabdichtung
In der Betriebsphase:		
<ul style="list-style-type: none"> • Erfassung und Behandlung des Sickerwassers gemäß Anforderungen des 51. Anhangs AbwV 	<ul style="list-style-type: none"> • ggf. Erfassung und Behandlung belasteten Grundwassers 	-
<ul style="list-style-type: none"> • Befeuchtung bzw. Bewässerung der abgelagerten Abfälle, soweit Wassergehalte für biologische Abbauprozesse zu gering sind; dadurch Intensivierung anaerober Abbauprozesse und ggf. erhöhter Stoffaustrag über den Wasserpfad 	<ul style="list-style-type: none"> • Befeuchtungs- und Bewässerungsmaßnahmen i.a. nicht möglich 	-
<ul style="list-style-type: none"> • frühzeitige Erfassung des Deponiegases und soweit möglich energetische Verwertung (z.B. Verstromung und Wärmeerzeugung in BHKW) • Erfassung und Dokumentation aller Betriebsdaten, Monitoringprogramm für den Wasser- und Gashaushalt sowie Setzungen 		-
In der Stilllegungsphase:		Zur Sanierung:
<ul style="list-style-type: none"> • Fortführung der o.g. Maßnahmen • bei Bedarf Aufbringung einer temporären Oberflächenabdeckung, um den Wasserhaushalt besser steuern zu können und den Gaserfassungsgrad zu steigern (Emissionsschutz) • wenn die Gasproduktion soweit nachgelassen hat, dass eine Verwertung oder schadhlose Beseitigung z.B. über eine Gasfackel nicht mehr möglich ist: Durchführung der aeroben in situ Stabilisierung zur beschleunigten Reduzierung der Restemissionen über den Sickerwasser- und Deponiegaspfad • nach Abschluss der aktiven Stabilisierungsmaßnahmen und Abklingen der Hauptsetzungen: Aufbringung einer endgültigen Oberflächenabdichtung, die vom Aufbau (Bewuchs, Rekultivierungsschicht, Drainageschicht, Dichtungselemente) an den emissionsarmen Deponiekörper angepasst wird 		<ul style="list-style-type: none"> • soweit erforderlich Erfassung und Behandlung belasteten Grundwassers • falls möglich Gaserfassung und Verwertung • aerobe in situ Stabilisierung, ggf. Befeuchtung der Zuluft, wenn Wassergehalt im Deponiekörper zu gering ist • nach Abschluss der aeroben in situ Stabilisierung: Ertüchtigung der bestehenden Abdichtung oder Aufbringung einer endgültigen Oberflächenabdichtung
<ul style="list-style-type: none"> • Erfassung und Dokumentation aller Abdichtungs- und Stabilisierungsmaßnahmen, Fortführung des Monitoringprogramms 		
In der Nachsorgephase:		
<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierung des Aufwands zur Sickerwasserreinigung in Abhängigkeit der vorhandenen Restbelastungen und -volumina • Einleitung von Sickerwasser in kommunale Kläranlage bei Erreichen der Anforderungen zur Indirekteinleitung • Einleitung von Sickerwasser in Vorfluter bei Erreichen der Anforderungen zur Direkteinleitung 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierung des Aufwands zur Erfassung und Behandlung des Grundwassers in Abhängigkeit der vorhandenen Restbelastungen nach einer Stabilisierung • ggf. Einleitung von gering belastetem Grundwasser in kommunale Kläranlage 	
<ul style="list-style-type: none"> • Wenn kein freies Gefälle in eine Sickerwasservorflut vorhanden: unmittelbare Versickerung in den Untergrund, wenn das Restemissionspotenzial gering ist und Restfrachten sowie Restkonzentrationen standortspezifisch festzulegende Anforderungen unterschreiten 		
<ul style="list-style-type: none"> • Passive Restgasbehandlung, ggf. über passive Belüftung oder Nutzung der Rekultivierungsschicht der Oberflächenabdichtung zur Methanoxidation 		
<ul style="list-style-type: none"> • Unterhaltung der Oberflächenabdichtung und Fortführung des Monitoringprogramms zur Kontrolle des Deponieverhaltens, Anpassung des Umfangs an das Deponieverhalten (Anzahl der Beprobungspunkte, Parameterumfang, Beprobungsintervalle) 		

Der Abschluss der Nachsorge ist erreicht, wenn standortspezifisch verträgliche Restemissionen kontinuierlich unterschritten werden und kein erneuter Anstieg mehr zu erwarten ist. Dieser Zeitraum kann aufgrund der Stabilisierungsverfahren von vielen Jahrzehnten oder einigen Jahrhunderten voraussichtlich auf wenige Jahrzehnte verkürzt werden.

In zukünftigen Untersuchungen und wissenschaftlichen begleiteten Stabilisierungsmaßnahmen auf Deponien sollten generelle Bewertungskriterien weiter entwickelt werden, die zur Beurteilung der Beendigung der Nachsorge wie des Erfolgs von Stabilisierungsverfahren führen. Untersuchungen in Deponiesimulationsreaktoren können dabei ein nützliches Instrument zur Bilanzierung und der Prognose langfristiger Entwicklungen von Stofftransporten bilden.

Anknüpfend an die Ergebnisse und Schlussfolgerungen der vorliegenden Arbeit kann nun die großtechnische Umsetzung der Stabilisierungsverfahren, insbesondere der in situ Belüftung zur beschleunigten Stabilisierung erfolgen, um für viele Siedlungsabfalldeponien eine verkürzte, wirtschaftliche und umweltgerechte Nachsorge zu erreichen. Dieses würde dem übergeordneten Ziel in der Abfallwirtschaft, das Wohl der Allgemeinheit nicht zu beeinträchtigen und mögliche Umweltprobleme bei der Abfallbeseitigung nicht auf zukünftige Generationen zu verlagern, weitgehend gerecht werden.