

5 Diskussion und Ausblick

Inhaltsverzeichnis

Im vorigen Kapitel wurden die Ergebnisse der Untersuchungen der Überwachungsdaten von 76 Deponien ausgewertet. Im Verlauf des folgenden Kapitels werden die erhaltenen Ergebnisse den Resultaten anderer Autoren gegenübergestellt und diskutiert. Des weiteren werden anhand der gewonnenen Erkenntnisse Thesen aufgestellt, wie sich ein zukünftiges Verhalten von Deponien darstellen könnte und Lösungsansätze erarbeitet, welche Maßnahmen zur Sicherung von Deponien für nachfolgende Generationen notwendig sind.

5.1 Sickerwasserqualität

Die Entwicklung der Sickerwasserqualität wurde zunächst anhand von Einzelkonzentrationen der Sickerwasserparameter, die als gemeinsamen Bezugspunkt das Alter der Ablagerung besitzen, dargestellt. Anhand der Abb. 4.1 - 4.6 konnte die hohe Schwankungsbreite der Einzelkonzentrationen verschiedener Parameter verdeutlicht werden. Ähnliche Erfahrungen mit hohen Schwankungen innerhalb kürzerer Überwachungszeiträume sind auch von ROBINSON [1995] dokumentiert worden. Zurückzuführen sind diese Schwankungen, im Rahmen der hier vorgenommenen Deponieauswertungen, einerseits auf die große Anzahl an Daten von unterschiedlichen Standorten. Andererseits können auch die Art und der Zeitpunkt der Probenahme Einfluß auf die Höhe der Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe haben, z. B. kann bereits eine längere Trockenperiode oder ein hohes Niederschlagsaufkommen Einfluß auf die Konzentration ausüben.

Auf Grund des Kurvenverlaufs der Parameter einzelner Deponien wurde im weiteren Vorgehen der Bildung von Jahresmittelwerten der Vorrang gegeben. Zur Abschätzung des mittelfristigen Verhaltens von Deponien, die mit unvorbehandeltem Abfall verfüllt wurden, erfolgte die Berechnung von Mittelwerten basierend auf Daten von nahezu allen Deponien, die das Verhalten des Parameters in einem vorher definierten Zeitraum wiedergaben. Hierbei wurde im Gegensatz zu anderen Autoren [KRUSE, 1994; EHRIG, 1980 und 1989 (Tab. 2.5 und 2.6)] auf eine Unterteilung in saure Phase und Methanphase verzichtet. Stattdessen wurden feste Zeiträume von 5 - 10 Jahren festgelegt. Hintergrund für diese Vorgehensweise war, daß die saure Phase fast nur bei den älteren Deponien einen ausschlaggebenden langen Zeitraum von bis zu 5 Jahren oder mehr umfaßt, bei den jüngeren Deponien der achtziger und neunziger Jahre liegt der durchschnittliche Zeitraum bei einigen Monaten bis ca. 3 Jahren. Es wäre nicht gerechtfertigt, diesem kurzen Zeitabschnitt, gemessen an der

durchschnittlichen Lebens- und Nachsorgedauer einer Deponie, soviel Bedeutung beizumessen. Die sich anschließenden Phasen stellen den für eine Deponie wesentlich charakteristischeren Teil dar, da hier das mittelfristige Verhalten repräsentiert wird. Die Gegenüberstellung der Mittelwerte aus den Zeitabschnitten < 5 Jahre mit den Resultaten von KRUSE [1994] und EHRIG [1980,1989] zeigen, daß die in früheren Jahren publizierten Konzentrationen bezogen auf den Zeitraum der sauren Phase sehr viel höher sind als der mittlere Wert im Zeitintervall 1-5 Jahre. Bei den Auswertungen von Ehrig ist dieses Phänomen dadurch zu erklären, daß hier lediglich Daten von Deponien in die Auswertungen eingegangen sind, deren Verfüllzeitraum in den siebziger Jahren liegt und deren Verhalten dementsprechend mit dem von älteren Deponien übereinstimmt. Für diesen Zeitraum muß von einer lang anhaltenden sauren Phase zu Beginn der Verfüllung ausgegangen werden. Hinzu kommen geringe Sickerwassermengen, die auf das hohe Retentionsvermögens des verfüllten Abfalls zurückzuführen sind. Faktoren, die insgesamt zu einer anfänglich extrem hohen Sickerwasserkonzentration verschiedener Parameter, wie z. B. des CSB, führen können.

KRUSE [1994] berichtet bereits von im Mittel geringeren Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe zu Beginn der Verfüllung, die aber immer noch deutlich über den hier dokumentierten Konzentrationen liegen. Allerdings geht aus den Auswertungen von Kruse nicht hervor aus welchem Zeitraum die Deponiedaten stammen. Somit könnte es sich auch hier um etwas ältere Daten handeln. DAHM ET AL. veröffentlichten 1994 CSB-Konzentrationen, in denen bereits eine Unterscheidung zwischen hohen alten CSB-Konzentrationen zu Beginn der Verfüllung und niedrigeren Konzentrationen von jüngeren Deponien zum analogen Zeitpunkt gemacht wurden.

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen > 5 Jahre mit Konzentrationen aus der stabilen Methanphase [KRUSE, 1994 und EHRIG, 1980, 1989] zeigen hingegen eine weitgehende Übereinstimmung. Dies deutet darauf hin, daß das mittel- bis langfristige Verhalten der untersuchten Deponien sich nicht signifikant von dem älterer Deponien unterscheidet.

Zurückzuführen sind die genannten Differenzen einerseits auf die unterschiedliche Methodik bei der Auswertung, andererseits haben die technischen Verbesserungen der Deponietechnik zu einer Verkürzung der sauren Phase und daraus resultierend zu einer signifikanten Verbesserung der Emissionssituation auf dem Sickerwasserpfad zu Beginn der Verfüllung geführt.

Anhand der Darstellung der Konzentrationen gegenüber dem SW-Abschnittsalter konnten grundsätzliche Aussagen zum Verhalten der Sickerwasserinhaltsstoffe getroffen werden. Schwierigkeiten bei der Auswertung bereiteten die zeitlichen Überschneidungen von bereits verfüllten Deponien und Deponien, die sich noch im Betrieb befanden. Weitere Aussagen wurden durch die Berechnung von Vertrauensbereichen für einen Zeitraum von 20 Jahren nach Abschluß der Deponie bzw. des betreffenden Sickerwasserabschnittes erhalten (Abb. 4.17-4.21). Die Wahl des Zeitpunktes, Zeit nach Sickerwasserabschluß, beinhaltet eine klare Trennung zwischen der Verfüllphase und der Nachbetriebsphase. Die dargestellten Deponien besitzen somit einen einheitlichen zeitlichen Bezugspunkt. Es konnte bei allen Parametern nach Abschluß der Deponierung eine deutliche Konzentrationsabnahme beobachtet werden. Diese Aussage kann durch Beobachtungen von KRUG UND HAM [1997] bestätigt werden. Sie stellten die Konzentrationsverläufe verschiedener Sickerwasserparameter ebenfalls dem Bezugspunkt Deponieabschluß gegenüber. Ihre weiteren Schlußfolgerungen, daß die methanogene Phase im Mittel erst vier Jahre nach Schließung im Abfallkörper dominiert und daß die höchsten BSB₅- und CSB-Konzentrationen zum Zeitpunkt der Schließung erzielt werden, können durch die Ergebnisse der hier vorliegenden Daten nicht bestätigt werden (siehe Abb. 5.1). Es wurden zwar prinzipiell analoge Diagramme beim Auftragen der Einzeldaten gegenüber dem Bezugspunkt Deponieabschluß erhalten, aber im Rahmen der hier durchgeführten Arbeiten konnte die dadurch erzielte Form in erster Linie auf die unzureichende Dokumentation zu Beginn der Deponierung und die Überschneidung von Daten unterschiedlicher Deponien mit unterschiedlichem Anfangszeitpunkt zurückgeführt werden und nicht auf ein deponiespezifisches Verhalten. Mit zunehmendem Alter nimmt der Datenumfang ebenfalls wieder ab, parallel dazu sinkt die Konzentration, was sich dann ebenfalls in den Aufzeichnungen widerspiegelt. Nach Meinung der Autorin handelt es sich hier lediglich um ein auf die Darstellung der Daten zurückzuführender Effekt mit keinerlei inhaltlicher Aussage hinsichtlich des Ablagerungsverhaltens der Deponien.

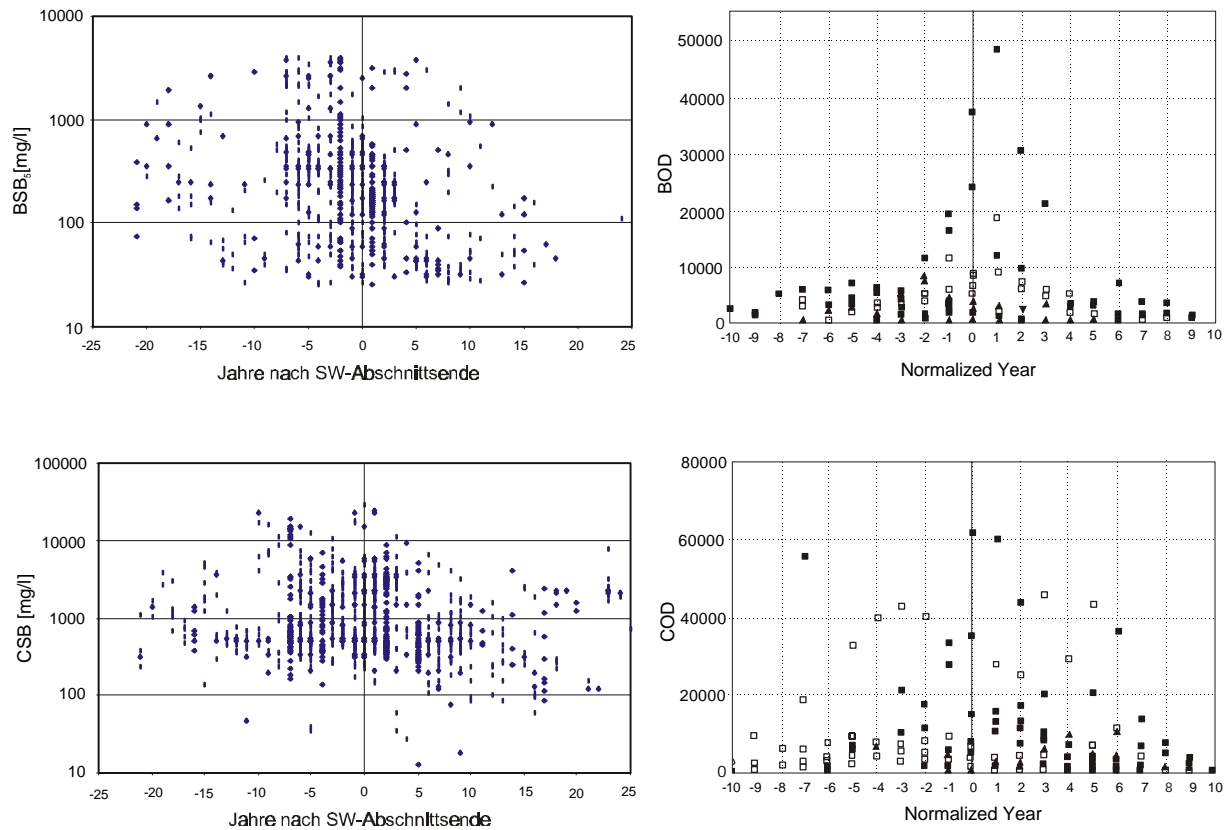


Abb. 5.1: Gegenüberstellung der Ergebnisse von KRUG UND HAM [1997] mit den im Rahmen dieser Arbeit erhaltenen Resultaten

5.1.1 Sickerwasserverhalten von Deponien und Deponiesimulationsreaktoren

Bisher wurden die Ergebnisse ausschließlich mit den Deponieauswertungen anderer Autoren verglichen. Darüber hinaus steht eine weitaus größere Anzahl an Untersuchungen im Labormaßstab [u. a. STEGMANN, 1982; KRUSE, 1994; KYLEFORS UND LAGERKVIST, 1997; HEYER, 1997] zur Verfügung. Hierbei wird der Abfall in sogenannte Deponiesimulationsreaktoren eingebaut, die eine möglichst wirklichkeitsnahe Simulation des Deponiegeschehens ermöglichen. Auf Grund der optimierten Versuchsbedingungen - Abfall ohne größere Anteile an inerten Stoffen, geringe Masse, weitgehende gleichmäßige Durchfeuchtung, Sickerwasserkreislaufaufführung, konstante Temperatur etc. - und des gegenüber den Verhältnissen auf einer Deponie signifikant erhöhten Wasserdurchsatzes kommt es zu Verschiebungen von Emissionen aus dem Gaspfad ins Sickerwasser. Zudem werden zu Anfang sehr hohe Konzentrationen, z. B. des CSB und des BSB₅, gemessen. Kritiker dieses Systems äußerten Zweifel, ob die zeitliche Übertragung der im DSR vorgefundenen Verhältnisse auf Deponieverhältnisse wirklich zulässig ist. Die in Abb. 4.26 - 4.28 dargestellten Ergebnisse zeigen, daß sich die Emissionen im dokumentierten Untersuchungszeitraum auf der Deponie und im DSR

in vielen Punkten übereinstimmend verhalten. Hierbei erweist sich, daß die DSR-Versuche für die unvorbehandelten Restabfälle sehr viel höhere - übertragen auf die Deponie - zeitlich länger andauernde Sickerwasserkonzentrationen aufweisen als die Abfälle in der Deponie. Dies ist wiederum ein Indiz für die These, daß im Rahmen von DSR-Versuchen der Emissionsweg Sickerwasser überproportional abgebildet wird. In diesem Fall kommen allerdings Probleme mit einer zeitlich länger anhaltenden Versäuerung eines Einzelreaktors (DSR 17) hinzu. Die DSR, die mit bereits abgelagerten Abfällen gefüllt wurden, zeigen eine bessere Übereinstimmung mit dem realen Deponieverhalten auf. Das Verhalten der Abfälle in der Deponie demonstriert, abgesehen vom Anfangszeitraum, ebenfalls eine hohe Übereinstimmung mit dem ermittelten Verhalten der mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle im DSR.

KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997] stellten in ihren Auswertungen von DSR-Versuchen die Konzentration ebenfalls dem jeweiligen Wasser-Feststoff-Verhältnis gegenüber. Sie wiesen aber im Gegensatz zu den in Abb. 4.26 - 4.28 dargestellten Ergebnissen der Deponien noch sehr hohe Konzentrationen im Mittel von 43.300 mg/l CSB und 38.500 mg/l BSB bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 1,4 - 3,8 nach. Somit kommt es im Verhältnis zu den untersuchten Deponien zu sehr hohen Sickerwasseremissionen. Möglicherweise sind die DSR-Behälter über einen längeren Zeitraum in der sauren Phase verblieben. Damit wird kein reales Deponieverhalten simuliert. Die von KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997] dargestellten Daten zur stabilen Methanphase, die sich hinsichtlich ihres Wasser-Feststoff-Verhältnisses nicht deutlich von denen der sauren Phase abgrenzen lassen (Wasser-Feststoff-Verhältnis von 2,1 - 3,6), weisen demgegenüber ähnliche Konzentrationen für die Parameter BSB und CSB auf, wie die mittleren, im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Konzentrationen der Intervalle 6-10 oder 11-20 Jahre. Dies bedeutet, daß das mittelfristige Verhalten der untersuchten Deponien sich mit Hilfe von DSR-Versuchen abbilden läßt.

Die auf den Ergebnissen der Wasser-Feststoff-Untersuchungen basierende Abschätzung der möglichen Nachsorgedauer bis zum Erreichen der vom Anhang 51 vorgegebenen Grenzwerte ergibt, daß ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 in grober Näherung einem Zeitraum von im Mittel 30 - 50 Deponiejahren entspricht. Auf Grund der zuvor dargestellten Überlegungen muß bis zum Erzielen der Grenzwerte des Anhangs 51 ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von mindestens 3 erreicht werden. Dies bedeutet, daß ein Zeitraum von 180 - 300 Jahren benötigt wird, um die Grenzwerte des Anhangs 51 zur Direkteinleitung in die Vorflut einzuhalten.

Mögliche Veränderungen des Wasseraufkommens und das unterschiedliche Verhalten der Einzelparameter bleiben hierbei unberücksichtigt. Durch diese Bewertung kann unter Zugrundelegung der Grenzwerte des Anhangs 51 der ungefähre Zeitraum der zu erwartenden Nachsorgedauer abgeschätzt werden, wobei der Zeitraum für die Standortgegebenheiten einer Einzeldeponie immer auf der Grundlage der Einzeldaten angepaßt werden muß.

Der Vergleich der hier vorgenommenen Abschätzung des Nachsorgezeitraumes mit den Zeiträumen, die anhand der Einzelparameter prognostiziert wurden, zeigt, daß die auf unterschiedliche Art und Weise erhaltenen Ergebnisse eine hohe Übereinstimmung aufweisen.

5.2 Sickerwassermenge - Gasmenge - Oberflächenabdichtung

Die Sickerwassermengenverläufe wurden hinsichtlich ihrer Entwicklung unterhalb unterschiedlicher Oberflächenabdichtungen vorgestellt. Hierbei stellte sich heraus, daß Deponien mit stärkeren Bodenabdeckungen und mineralischen Abdichtungen als Oberflächenabschluß in ihrem Sickerwasseraufkommen in hohem Maße übereinstimmen. Die möglichen Ursachen für die Übereinstimmung der beiden Systeme konnten ebenfalls aufgezeigt werden. Die zur Aufrechterhaltung der biochemischen Prozesse notwendige Wassermenge wurde durch RAMKE [1991] mit 3 - 4 % des Niederschlages und von ZUHSE [1997] mit 6 - 12 % des Niederschlages abgeschätzt. Zuhse bezog im Rahmen seiner Überlegungen bereits Inhomogenitäten des Abfallkörpers mit ein. Möglicherweise müssen noch weitere Faktoren, wie z. B. die Wasserwegsamkeit mit berücksichtigt werden, da die Menge an Sickerwasser, die durch die bevorzugten Sickerwasserwege hindurchfließt, die entscheidende Größe für die Sickerwassergesamtsumme bildet. Diese These wird durch Tracermarkierungsversuche von BAUMANN UND SCHNEIDER [1998] bestätigt.

Ob die unter mineralischen Abdichtungen beobachtete tendenziell schnellere Abnahme der Gasmenge mit der Aufbringung der Oberflächenabdichtung und dem daraus resultierenden veränderten Wasserhaushalt kausal zusammenhängt, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht endgültig beantwortet werden. Die Resultate von Deponien mit Sickerwasserrückführung oder Sickerwasserkreislaufführung deuten darauf hin, daß für einen Teil der Deponien die zusätzliche Bewässerung unterhalb der Oberflächenabdichtung einen positiven Effekt auf die Gasbildung und somit auf die schnellere Inertisierung des Abfallkörpers haben kann. Jedoch hängt dies stets vom biochemischen Status der Deponie ab. So wurden für ein norddeutsches

Reinfiltrationsprojekt im Vorfeld Abfallanalysen durchgeführt, die zeigten, daß dieser Abfall nur noch ein geringes Gasbildungspotential aufweist [TIEBEL-PAHLKE, 1999]. Im weiteren Verlauf des Versuches kann deshalb kaum mit einer signifikanten Erhöhung der Gasproduktion durch die Reinfiltration gerechnet werden. Die abschließenden Gasmengenergebnisse dieses Versuchs liegen noch nicht vor, so daß die Aussage bisher nicht durch Daten verifizierbar ist.

Auf der Deponie Hessheim wird seit 1996 Wasser unterhalb einer temporären Oberflächenabdichtung in Form einer Kunststoffdichtungsbahn in den Deponiekörper reinfiltriert. Das Ergebnis ist eine relativ stabile Gasproduktion im Abfallkörper (siehe Abb. 5.2).

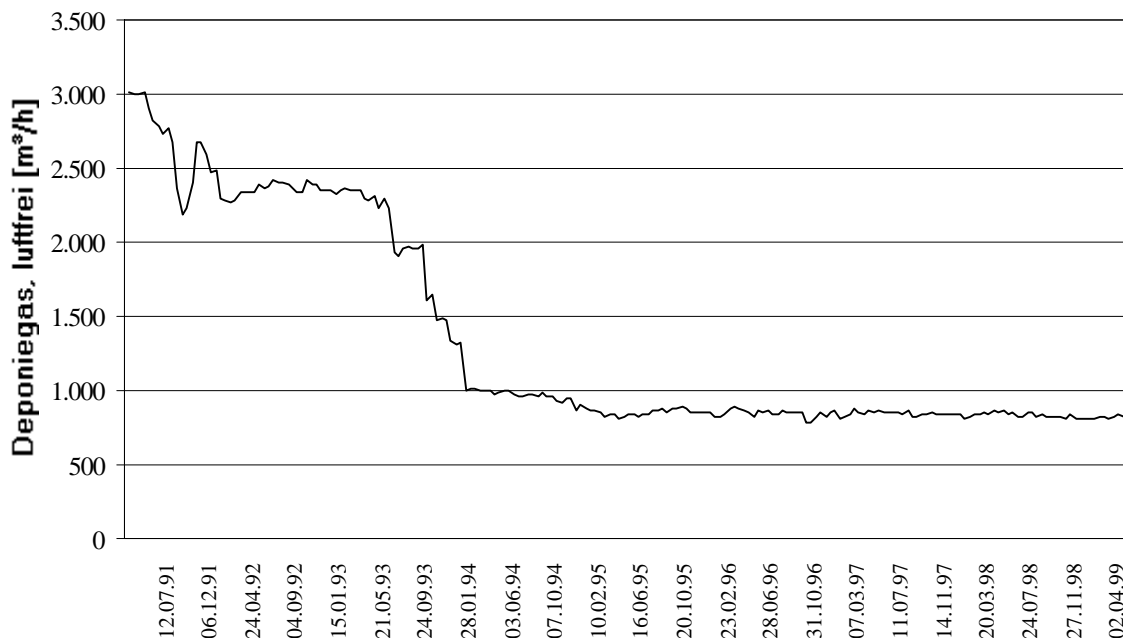


Abb. 5.2: Gasmengenentwicklung der Deponie Hessheim

KABBE UND DOHMANN [1999] kamen im Rahmen der Gegenüberstellung der Ergebnisse von 18 unterschiedlich ausgeführten Reinfiltrationsprojekten zu dem Resümee, daß bei einigen Deponien eine Zunahme der Gasproduktion im Zusammenhang mit den Infiltrationsmaßnahmen festgestellt werden konnte, bei anderen hingegen keine oder keine eindeutigen Auswirkungen nachweisbar sind. Letzteres konnte z. T. auf organisatorische Probleme, wie ungenügende Betreuung und unzulängliche Erfassung der Gasmengen zurückgeführt werden.

Die aufgezeigten Unterschiede verdeutlichen die Schwierigkeiten, eine allgemeingültige Aussage zum Problemfeld Wasserrückführung zu treffen. Es zeigt sich, daß es hier nur einzelfallspezifische Lösungen geben kann, die auf die jeweiligen Randbedingungen der Einzeldeponie abgestimmt sind. Es macht keinen Sinn, Sickerwasser zur Steigerung der Gasproduktion in eine Deponie zurückzuführen, die nachweislich bereits ein sehr geringes Gasbildungspotential aufweist. Vor der Planung von Reinfiltrationsmaßnahmen zur Steigerung der Gasproduktion sollte deshalb immer der Nachweis über das noch vorhandene Gaspotential geführt werden. Hierzu müssen Proben aus dem Abfallkörper entnommen werden und z. B. mit Hilfe von Gärversuchen das Gasbildungspotential untersucht werden. Auf Grund der Inhomogenitäten im Abfallkörper wird sich nur in Ausnahmefällen ein eng abgegrenzter Gasmengenbereich ergeben, aber die prinzipiellen Erfolgchancen einer Reinfiltrationsmaßnahme können dadurch besser abgeschätzt werden, als wenn der Deponiekörper von vornherein als "black box" behandelt wird.

5.3 Gasproduktion

In Abb. 5.3 sind Faktoren zusammengestellt worden, die die Gasproduktion und die Gasfassung maßgeblich beeinflussen. Im Rahmen der Darstellung wurde zwischen Faktoren allgemeiner Art, die die Gasproduktion beeinflussen können und Faktoren, die die Gasfassung betreffen, unterschieden. Letztere hängen i. d. R. vom technischen Stand und der Wartung der Deponie ab, wohingegen die Gasproduktion an sich durch grundsätzliche Faktoren, wie z. B. die Abfallzusammensetzung und den Deponieeinbau, beeinflusst wird. Bei den Faktoren, die für eine Verringerung der Gasproduktion verantwortlich gemacht werden, wird häufig von der Möglichkeit aerober Prozesse unter den gegebenen Bedingungen ausgegangen. Beispielsweise bedeutet eine große, lange Zeit offene Abfallfläche, daß ein relativ hoher Anteil der Organik auf aerobem Wege abgebaut werden kann und somit für die Methanproduktion nicht mehr zur Verfügung steht. Somit resultiert aus einer hohen Abfallmenge hoch verdichtet eingebauter Abfälle eine größere Menge an Substanzen, die den anaeroben Prozessen zur Verfügung stehen als bei einer kleineren, unverdichtet eingebauten Abfallmenge.

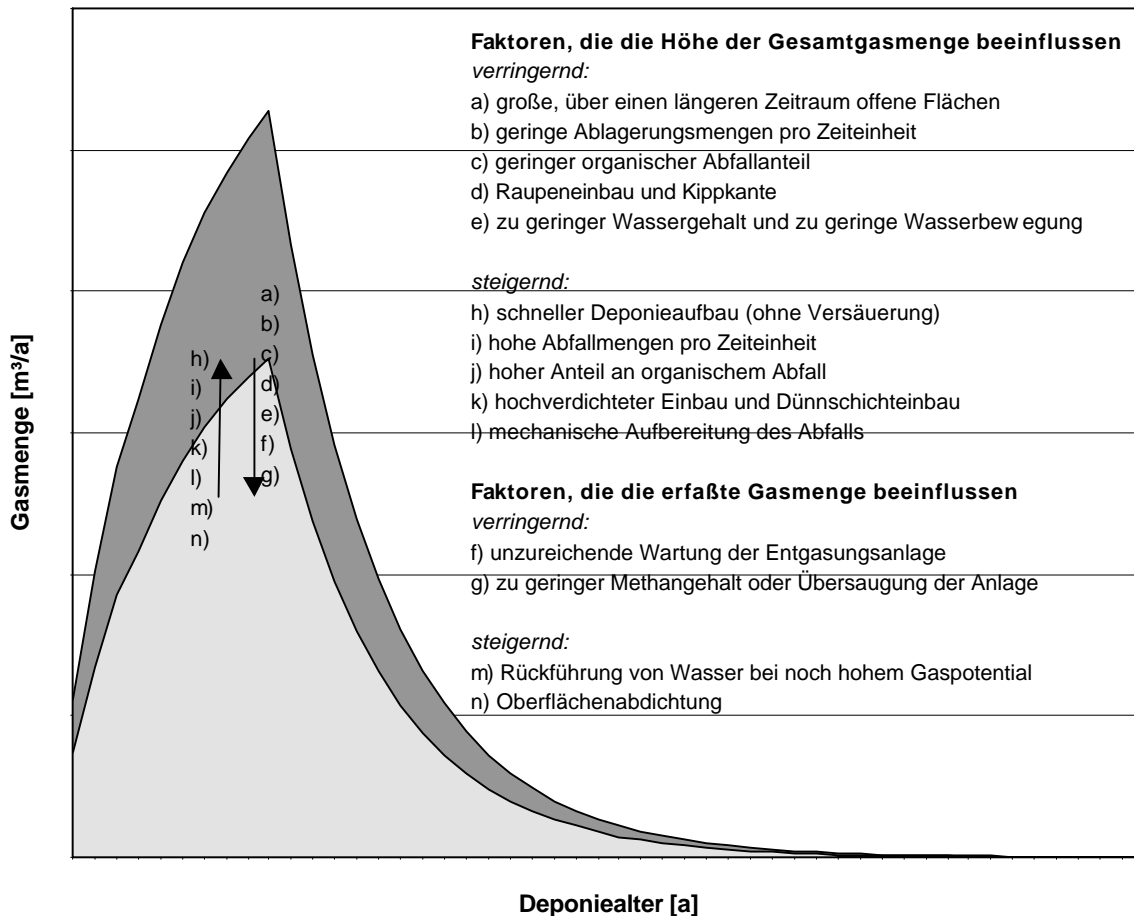


Abb. 5.3: Zusammenfassung der die Gasfassung maßgeblich beeinflussenden Faktoren

Für die Steigerung der Erfassungsrate sind ein dichter Oberflächenabschluß und ein möglichst regelmäßiger Wartungsdienst von Nutzen, wobei die wasserundurchlässige Oberflächenabdichtung nach den bisherigen Ergebnissen langfristig für die stabile Gasproduktion ein Problem darstellen kann, da sie einen vernachlässigbaren Wasserzutritt in den Abfallkörper zuläßt. Auf Grund dieser veränderten Randbedingungen kommt es u. a. zu einem verringerten Nährstoffaustausch, infolgedessen sich die Gasproduktion verringern kann, was dazu führt, daß im Abfallkörper keine effektive Inertisierung durch Mineralisierungsprozesse mehr stattfinden kann.

Anhand der in Kapitel 4.2.4 dargestellten Ergebnisse muß davon ausgegangen werden, daß eine aktive Entgasung auf einer Deponie durchschnittlicher Größe nur bis zu 30 Jahren nach Deponieabschluß realisierbar ist. Danach werden die Mengen auf so geringe Werte abgesunken sein, daß sich aller Voraussicht nach eine aktive Nutzung oder die Verbrennung in einer

Hochtemperaturfackel nicht mehr durchführen lassen. Je nach Größe, Umsetzungsgrad der Abfälle und Oberflächenabdichtung der Deponie kann sich dieser Zeitraum verändern. Bei den hier untersuchten Deponien ist wahrscheinlich eher mit einem Zeitraum < 30 Jahre zu rechnen, da viele der älteren Deponien relativ langsam, häufig mit großen offenen Flächen verfüllt wurden. Diese Verfüllweise begünstigt aerobe Umsetzungsprozesse, durch die das organische Stoffpotential verringert wird. Bei den z. Z. noch in Betrieb befindlichen Deponien muß in Zukunft möglicherweise mit längeren Zeiträumen > 30 Jahren gerechnet werden, da sie in den meisten Fällen über ein sehr viel größeres Abfallvolumen verfügen als die hier vorgestellten Deponien. Bei größeren Deponien werden möglicherweise andere Lösungen, wie z. B. der diskontinuierliche Betrieb einer kleinen Fackelanlage, längerfristige Lösungen darstellen. Während des Stillstandes der Fackelanlage muß allerdings sichergestellt werden, daß keine Gasmigrationen auftreten. Diese Maßnahme stellt für kleinere Deponien keine praktikable Lösung dar.

Mit geringsten Mengen an Deponiegas pro Tonne TS wird noch über einen sehr langen Zeitraum gerechnet, da bedingt durch die heterogene Abfallstruktur, die vielfache Ausbildung von Schichten und Kompartimenten im Abfallkörper und die unterschiedlichen Wassergehalte, Teile dieses Abfalls auch nach Jahrzehnten noch zur Gasbildung befähigt sein werden. Der dann erreichte Zustand stellt keine Gefährdung für die Umwelt dar. Auch natürliche Ökosysteme, wie z. B. Waldboden, verfügen über die Fähigkeit Methan zu bilden. KUCKLICK [1997] konnte zeigen, daß Waldboden in einem Zeitraum von 2.250 h bis zu ca. 150 mg Methan/kg bilden konnte.

Bei den Deponien lassen sich unterschiedliche Phasen der abnehmenden Gasproduktion aufzeigen:

- In einer Übergangsphase, die sich der aktiven Entgasung anschließt, werden Emissionen in die Umwelt gelangen, wenn nicht weitere Maßnahmen zu deren Reduzierung unternommen werden.
 - Eine Möglichkeit besteht in der Stützfeuerung mit Hilfe fossiler Brennstoffe. Die Stützfeuerung erfordert einen hohen Energieaufwand, der für die Entsorgung des im Deponiegas enthaltenen Methans als nicht gerechtfertigt angesehen wird, da durch die Verbrennung der fossilen Brennstoffe zusätzliche CO_2 -Emissionen in die Umwelt gelangen. Letzteres würde dem eigentlichen Ziel der umweltgerechten

Deponiegasentsorgung zuwiderlaufen. Ein weiteres Gegenargument sind die hohen Kosten einer Stützfeuerung.

- Technische Systeme zur Beseitigung geringster Methanmengen durch thermische Oxidation sind zwar bereits auf dem Markt, aber da diese Systeme nur mit sehr geringen Methankonzentrationen arbeiten können, sind sie zumeist für den Deponiemaßstab nur bedingt einsetzbar. Der mit dem Betrieb und der Wartung eines solchen Systems einhergehende Aufwand wird zudem als zu hoch bewertet und der Problemstellung nicht gerecht.
- In Anlehnung an die von RETTENBERGER [1998] auf Grund seiner Erfahrungen mit dem Rückbau einer Deponie getroffene Annahme, daß 2 - 4 l/m²*h zu keinerlei Geruchsbelästigungen führen, sind Proteste oder Probleme von Anwohnern während der Übergangsphase, ohne Durchführung weitergehender Maßnahmen i. d. R. nicht zu befürchten. Bei den hier diskutierten Gasmengen handelt es sich um Größenordnungen, die um ein Mehrfaches geringer sind als die Gasmengen, die aller Voraussicht nach während des aktiven Schüttbetriebs in die Umwelt emittiert werden und den weitaus größeren Anteil der zum Treibhauseffekt beitragenden Methanemissionen ausmachen. Insgesamt wird der Anteil der durch Deponien verursachten Methanmenge in Deutschland auf 26 % geschätzt (siehe Abb. 5.4). Eine Verringerung der Methanemissionen durch technische Maßnahmen zu Anfang der Deponierung würde insgesamt eine sehr viel effektivere Maßnahme darstellen als alle übrigen Maßnahmen nach Abschluß der Verfüllung, sind aber bedingt durch die Gegebenheiten vor Ort und der gängigen Ablagerungspraxis nicht realisierbar. Eine weitere Möglichkeit beinhaltet die Vorbehandlung der Abfälle. Sowohl durch eine mechanisch-biologische Vorbehandlung der Abfälle als auch durch die thermische Behandlung kann die Gasmenge auf sehr geringe Mengen reduziert werden. Diese Methode ist auf den bereits verfüllten Deponien nicht mehr realisierbar. Hier könnte lediglich eine In-Situ-Stabilisierung durchgeführt werden. Erste Versuche hierzu werden bereits im Deponiemaßstab durchgeführt [HEYER ET AL., 1999].

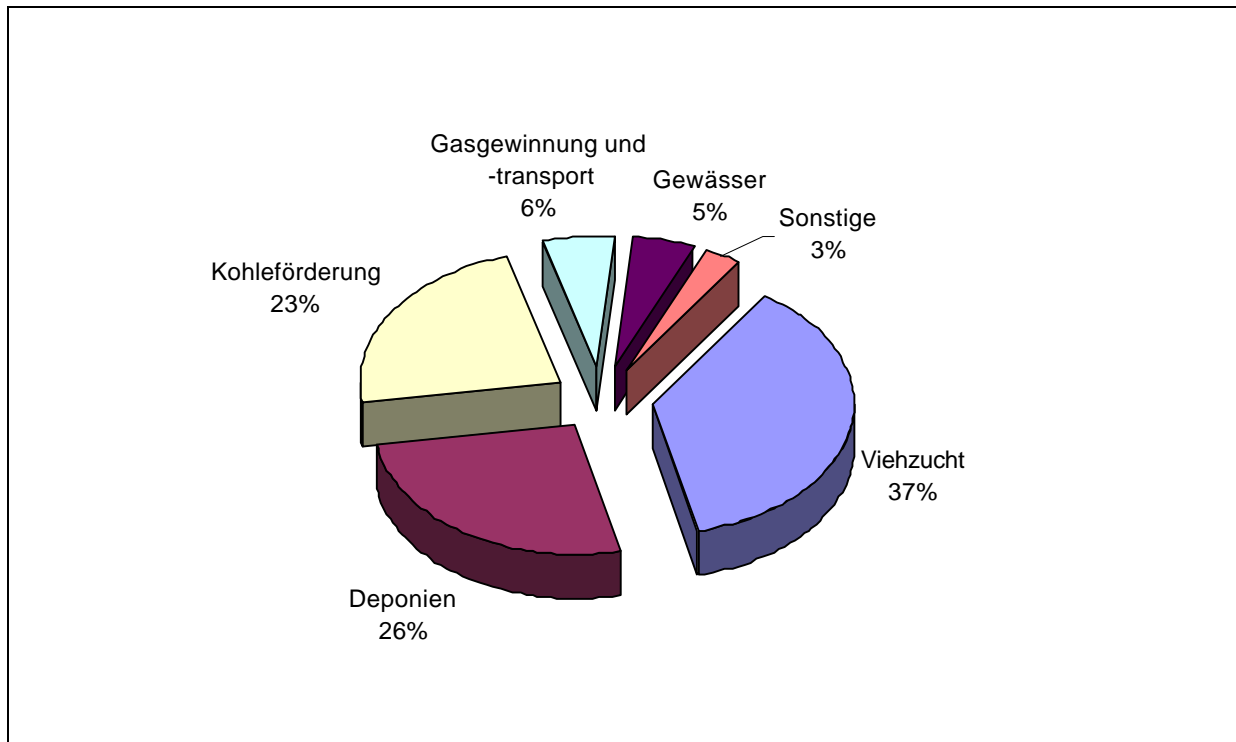


Abb. 5.4: Zusammenstellung der anthropogenen Methanemissionsquellen in Deutschland nach BUTZ, 1997

- In der abschließenden Phase, die am längsten anhalten wird, werden die produzierten Gasmengen so gering sein, daß das entstehende Methan mit Hilfe passiver Verfahren, wie z. B. der Methanoxidation, vollständig oxidiert werden kann. Hierzu muß der betreffende Teil der Rekultivierungsschicht für die Methanoxidation möglichst optimal gestaltet werden. In Vorversuchen konnte HUMER [1996] zeigen, daß Methan in kompostgefüllten Säulen oxidiert werden kann. Nun muß untersucht werden, ob eine weitestgehende Methanoxidation auch unter den mitteleuropäischen Klimaverhältnissen möglich ist und in wieweit das Material Kompost für diese Funktion optimiert werden kann.

Ein Biofilter, der auf dem selben Prinzip beruht, könnte eine Alternative darstellen. Allerdings wird dies bei den meisten Deponien nicht realisierbar sein, da der Flächenbedarf bedingt durch die benötigten Verweilzeiten sehr hoch ist. KUSSMAUL UND GEBERT [1998] nannten als günstige Flächenbelastung zum Methanabbau den Wert $2 \text{ l}/(\text{m}^2 \text{ Filterfläche} \cdot \text{min})$. Somit ist die Ausnutzung der gesamten Deponieoberfläche zur Methanoxidation wahrscheinlich wirtschaftlicher.

5.3.1 Gasmengenprognosen

Mit Hilfe der Gasmengendaten der Deponien wurden Gasprognosen für unterschiedliche Gaspotentiale und divergierende Halbwertszeiten erstellt. Die daraus jeweils resultierenden Prognoseminima und -maxima wurden als Gasmengenbereiche der Deponien definiert. Anschließend wurde die Höhe der Übereinstimmung der errechneten Bereiche mit den Daten der Deponien überprüft. Das Ergebnis war insgesamt positiv, da der prinzipielle Gebrauch der Gasprognoseformel sich unter den gewählten Randbedingungen als sinnvolles Instrument für die Abschätzung der zu erwartenden Gasmengen erwies. Zudem stellte sich heraus, daß die Abschätzung der maximal zu erwartenden Deponiegasmengen kaum Probleme aufwarf, wohingegen die Mengen im unteren Bereich schwieriger zu prognostizieren waren. Letzteres läßt sich in vielen Fällen aber mit der Ausgangssituation auf den jeweiligen Deponien erklären (siehe Erläuterungen zur Abb. 4.43).

Übergreifende Gasmengenverlaufsdarstellungen liegen in der hier vorgestellten Art bisher nicht vor. Hierzu fehlte in den meisten Fällen die notwendige Datengrundlage. Häufig werden im Rahmen von Planungen für Entgasungsanlagen Gasmengenprognosen mit unterschiedlichen Konstanten für die Einzeldeponie durchgeführt. Hierbei kommen die damit beauftragten Ingenieurbüros häufig zu extrem hohen Schwankungsbreiten. Ein Problem stellt die Abschätzung der Erfassungsrates für die Einzeldeponie dar. Auf diesen Bereich muß möglicherweise bei der Erstellung von Prognosen ein noch größeres Augenmerk gelegt werden. Mit Hilfe der hier berechneten Gasmengenbereiche ist eine erste Einschätzung und eine Gegenüberstellung von Deponien ähnlichen Typs möglich. Allerdings muß noch für jeden Einzelfall eine Erfassungsrates für das jeweilige Objekt abgeschätzt werden und die Grundvoraussetzungen und Standortbedingungen der Deponie müssen ebenfalls in die Prognose der erfassbaren Gasmengen mit einbezogen werden. Insbesondere gasmindernde Randbedingungen, wie z. B. lange Zeit große, offene Abfallflächen, sollten Berücksichtigung finden.

5.4 Frachten, Emissionspotentiale und Nachsorgezeiträume

Die in den Abb. 4.11 - 4.16 dargestellten Sickerwasserjahresfrachten der Parameter CSB, NH₄-N, AOX, Chlorid, Zink und Cadmium zeigen bereits den ungefähren Verlauf des bis heute dokumentierbaren Emissionsaustrages. Zu Beginn der Deponierung kommt es bedingt durch die saure Phase und das große Substratangebot i. d. R. zu den höchsten Jahresfrachten.

Diese Aussage trifft mit einer Ausnahme, dem $\text{NH}_4\text{-N}$, auf alle Parameter zu. Beim $\text{NH}_4\text{-N}$ kommt es in den ersten 10 Jahren der Ablagerung zu hohen Jahresfrachten, wobei auf Grund der Daten keine Aussage darüber getroffen werden kann, ob diese zu Anfang am höchsten sind. Das Frachtverhalten der Sickerwasserinhaltsstoffe folgt somit im wesentlichen dem bereits bei der Sickerwasserkonzentration dokumentierten Verhalten.

Die insgesamt zu erwartenden Emissionspotentiale der verschiedenen Sickerwasserparameter und die prognostizierten Nachsorgezeiträume der Deponien wurden auf unterschiedliche Weise ermittelt. Mit Hilfe der Daten der Einzeldeponie D7 wurde das Emissionspotential unter der Zielvorgabe eines Wasser-Feststoff-Verhältnisses von 10 errechnet (Tab. 4.7). Um allgemeingültige Bereiche für die Parameter angeben zu können, wurden Extrapolationen der Konzentrationsverläufe für einen Zeitraum von 100 Jahren für verschiedene gut dokumentierte Deponien durchgeführt. Anhand dieser Auswertungen konnten minimale und maximale Verläufe dargestellt werden. Durch Integration der Kurven und Addition eines Sicherheitszuschlages sind die in Tab. 4.14 aufgelisteten Emissionspotentiale auf der Basis dieser zuvor ermittelten Kurvenverläufe errechnet worden. Diese Emissionspotentiale stellen nach Ansicht der Autorin eine gute Näherung an das in geologischen Zeiträumen maximal eluierbare Potential der Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden, dar. Die Höhe des Sicherheitszuschlages kann für die einzelne Deponie auf Grund unterschiedlicher Randbedingungen oder Ausgangsvoraussetzungen angepaßt werden, grundsätzlich wird eine Erhöhung des durch Integration der Kurve über einen Zeitraum von 100 Jahren gewonnenen Wertes, bedingt durch die bei der Extrapolation auftretenden Schwankungen und den damit verbundenen Unsicherheiten sowie den nicht genau prognostizierbaren Langzeitemissionen, für notwendig erachtet. Für den Parameter CSB konnte die Größenordnung des hinzu addierten Zuschlages durch Extrapolation des CSB in Abb. 4.46 und Aufaddition der daraus resultierenden Frachten bestätigt werden.

Beim Vergleich der in dieser Arbeit ermittelten Emissionspotentiale mit denen anderer Autoren erwies sich, daß die prognostizierten Emissionen sich zumeist in einer ähnlichen Größenordnung bewegten wie die von den übrigen Autoren prognostizierten Potentiale. Deutlich höhere Emissionen wurden für den Parameter CSB durch LEIKAM UND STEGMANN [1996] prognostiziert. Signifikant geringere Emissionen wurden für den Parameter Stickstoff durch BELEVI UND BACCINI [1989b] abgeschätzt. Die Höhe der Abweichung ist in beiden Fällen vermutlich auf die verwendeten Untersuchungssysteme zurückzuführen.

Beim Vergleich der Emissionspotentialbereiche (Tab. 4.14) mit dem für die Deponie D7 berechneten Emissionspotential (Tab. 4.7) zeigt sich, daß das Emissionspotential der Deponie D7 im unteren Bereich der zu erwartenden Emissionspotentiale liegt. Hierfür sind zwei Hauptgründe verantwortlich. Erstens die individuellen Voraussetzungen der Deponie D7 (Abfallzusammensetzung, Wasserhaushalt etc.) und zweitens die von den übrigen abweichende Art der Berechnung des Emissionspotentials. Ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von 10 kann noch nicht mit einem geologischen Zeitraum gleichgesetzt werden, somit muß noch mit einem nicht näher definierbarem Rest an Emissionen nach dem Erreichen dieses Wasser-Feststoff-Verhältnisses gerechnet werden.

An diesem Punkt der Überlegungen stellt sich die Frage, in wieweit das verbliebene Potential noch umweltrelevant ist. Eine ähnliche Fragestellung wurde bereits durch die Berechnungen zum Langzeitverhalten der CSB-Konzentration aufgeworfen. Unter der Prämisse, daß 10.000 Jahre als eine ausreichende Näherung für die Dauer von geologischen Zeiträumen gelten kann, wurde für die aus den Jahresmitteln der Deponien ermittelte, extrapolierte CSB-Konzentration der letzten 4.000 Jahren dieses Zeitraumes ein Wert von < 10 mg/l prognostiziert. Hier muß hinterfragt werden, in wieweit diese CSB-Konzentration noch eine Umweltrelevanz besitzt. Angesichts des durch die Länder in der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwasserversorgung [N. N., 1996] festgelegten Grenzwertes für den CSB von 30 mg/l, wird der langfristig für die Deponie prognostizierte CSB als nicht umweltrelevant angesehen, wenn die erwarteten Sickerwassermengen sich in einer Größenordnung bewegen, die der Grundwasserneubildungsrate bei natürlichen Böden entspricht.

Es bleibt die bisher ungeklärte Frage nach der Zusammensetzung der durch den CSB charakterisierten Stoffe. Auf diesem Gebiet ist in nächster Zukunft noch Forschungsbedarf zu leisten, da hierüber bisher nur wenig bekannt ist und dieser Aspekt unter dem Gesichtspunkt Langzeitverhalten und Nachsorgedauer letztendlich entscheidend ist. Handelt es sich bei der Zusammensetzung des CSB größtenteils um Huminstoffe bzw. deren Vorstufen und ähnelt die Zusammensetzung des Sickerwassers dem von Wasser, das unterhalb von natürlichen Ökosystemen, wie z. B. Wald oder Mooren abfließt, so relativieren sich die Aussagen zum Stoffaustrag. Die bisher erwartete Dauer der Nachsorgephase würde verkürzt. Zu diesem Problemfeld gibt es bisher noch kaum veröffentlichte Forschungsergebnisse in der Literatur. FRIMMEL UND WEIS [1991] wiesen nach, daß die Konzentration an Säuren mit hohem

Molekulargewicht und anderen funktionellen Gruppen im Sickerwasser alter Deponien höher war als im Sickerwasser jüngerer Deponien. SPILLMAN ET AL. [1995] konnten mit Hilfe von künstlichen Grundwassergerinnen zeigen, daß die im Sickerwasser von anaeroben Deponien enthaltenen Stoffe sich auf einer 100 m langen Filterstrecke sehr unterschiedlich verhalten. Gut abbaubare Stoffe wurden größtenteils in den ersten 30 m eliminiert, danach kam es im weiteren Verlauf zur Bildung von huminstoffähnlichen Substanzen im höhermolekularen Bereich.

Eine z. Z. durch Daten nicht verifizierbare Hypothese ist, daß bereits früher von einem stabilen und reaktionsarmen Deponiekörper ausgegangen werden könnte, als bisher angenommen, wenn andere Vergleichsmerkmale zu Rate gezogen werden als bisher. Bis heute gibt es z. B. keine rechtlich eindeutige Definition, was eine reaktionsarme Deponie ist oder unter welchen Voraussetzungen eine Deponie als reaktionsarm anzusehen ist. Die Reaktionsträgheit natürlicher Systeme stellt eine überprüfbare und sinnvolle Größe für die Definition einer reaktionsarmen Deponie dar. Bedingt durch den Anhang 51 gibt es lediglich Grenzwerte für die Einleitung in den Vorfluter, die aber für Deponien, bei denen das Sickerwasser nicht mehr gehoben werden kann oder soll, nicht anwendbar sind. Es kann nicht davon ausgegangen werden, daß die Sickerwassersammler das Sickerwasser über einen längeren Zeitraum als 100 Jahre fördern werden (Materialermüdung, Inkrustationen etc.). Beim Vorhandensein einer Basisabdichtung wird Sickerwasser nach deren Versagen an schadhafte Stellen punktuell in den Untergrund infiltrieren. Stellenweise kann es möglicherweise auch zum Aufstau von Sickerwasser oberhalb einer undurchlässigen Schicht oder einer noch intakten Dichtung kommen. Zur eindeutigen Definition des Nachsorgeendes ist die Festlegung von Frachtgrenzen zielführender. Diese könnten für unterschiedliche Randbedingungen konkretisiert werden. Hierdurch würde zudem verhindert, daß Deponien mit einer hohen Sickerwassermenge und geringen Sickerwasserkonzentrationen begünstigt werden.

Anhand dieser Überlegungen zeigt sich sehr deutlich, daß die gegenwärtig zur Verfügung stehenden rechtlichen Rahmenbedingungen nicht ausreichen, um eine Definition der Nachsorge zu geben bzw. darzustellen, unter welchen Bedingungen die Nachsorge als beendet angesehen werden kann. Das sich zur Zeit abzeichnende Szenario, daß die abgeschlossenen Deponien irgendwann sich selbst überlassen werden und kein Betreiber mehr haftbar gemacht werden kann, erscheint alles andere als erstrebenswert. Demgegenüber erweist sich der pragmatisch anmutende Vorschlag von HOINS [1998], die bereits geschlossenen Deponien

wie die Altablagerungen zu behandeln als langfristige Alternative, denn dann könnte die endgültige Rekultivierung dieser Standorte unter dem Gesichtspunkt der Gefahrenabwehr erfolgen. Für die ersten Jahrzehnte nach Deponieabschluß wird diese Vorgehensweise aber nicht als zielführend erachtet, da es sich bei den zur Diskussion stehenden Deponien i. d. R. um sehr viel größere Objekte handelt als bei den Altablagerungen, die heute als Altlasten gelten. Bei diesen Deponien muß zu allererst die Frachtreduzierung im Vordergrund stehen.

5.5 Bilanzierung der Frachten aus kommunalen Kläranlagen und Siedlungsabfalldeponien

Im folgenden Kapitel werden die von einer Modelldeponie zu erwartenden Frachten den Emissionen eines anderen anthropogenen Verursachers gegenübergestellt, um einen externen Anhaltspunkt zur Bewertung und Gewichtung dieser Frachten zu erhalten. Die Möglichkeit des direkten Vergleichs einer Modelldeponie mit einem natürlichen Ökosystem wurde aus folgenden Gründen nicht in Betracht gezogen:

- Im Rahmen der bisherigen Auswertungen wurde davon ausgegangen, daß Deponien ohne die nachträgliche Verbesserung ihres Schadstoffinventars geologische Zeiträume benötigen werden, um im Gleichgewicht mit ihrer Umgebung zu stehen. Somit kann erst nach solch einem individuell für jede Deponie unterschiedlich langem Zeitraum von einer wirklichen Vergleichbarkeit mit einem natürlich entstandenem Ökosystem, wie z. B. Wald, ausgegangen werden. Ein früherer Vergleich würde immer zu Lasten der Deponie ausgehen.
- Zudem kann sich bereits auf Grund der Lage einer Deponie ihre jeweilige Auswirkung auf die Umwelt völlig unterschiedlich darstellen. Hinzu kommt die Heterogenität der Deponien in Bezug auf ihre Abfallzusammensetzung.
- Ein weiterer Grund ist, daß im Rahmen der Sickerwasseranalytik vorwiegend Summenparameter untersucht werden. Die Konzentrationen einzelner Parameter oder toxikologisch brisanter Stoffe ist eher unüblich, so daß die Beurteilung der Umweltrelevanz nur bedingt möglich ist. Zudem ist das Wissen über die zukünftig zu erwartende Zusammensetzung der Summenparameter ebenfalls begrenzt. Möglicherweise wird es sich im Falle des CSB größtenteils nur noch um unbedenkliche huminstoffähnliche Substanzen handeln, die denen eines natürlichen Systems ähneln.

Generell ist jede Gegenüberstellung von unterschiedlichen anthropogen verursachten Emissionen kritisch zu hinterfragen, da die Situation der Deponie durch die Menge an Schadstoffen und deren Konzentration an einen Standort eine andere Situation darstellt als bei anderen Verursachern, wie z. B. kommunalem Abwasser oder der Landwirtschaft. Als der geeignetste Kandidat für einen Vergleich der Frachten wird das kommunale Abwasser bzw. die kommunale Kläranlage angesehen, da das Sickerwasser von Deponien und das kommunale Abwasser über eine Reihe von Gemeinsamkeiten verfügen.

Gemeinsamkeiten beider Systeme:

- Verursacher ist jeweils der Mensch.
- Beide Anlagen produzieren verunreinigtes Wasser, daß entsorgt werden muß.
- Sowohl der Anfall von Abfällen als auch von Abwasser kann nur vermindert, aber nicht gänzlich unterbunden werden.
- Beide Anlagen sind an einen Standort und dessen Randbedingungen gebunden.

Ein Unterschied zwischen dem geklärten Abwasser der kommunalen Kläranlage und dem Sickerwasser der Deponie ist, daß das kommunale Wasser zeitnah zu seiner Entstehung gereinigt wird, Deponiesickerwasser hingegen noch Jahrzehnte nach Abschluß der Deponie produziert wird und gereinigt werden muß.

5.5.1 Gegenüberstellung der Emissionen

Die Emissionen beider Anlagen sind in vielen Fällen miteinander verzahnt. Klärschlamm trägt bei Ablagerung auf der Deponie zu Emissionen bei. Die Sickerwässer vieler Deponien werden wiederum häufig in einer kommunalen Kläranlage gereinigt (siehe Abb. 5.5).

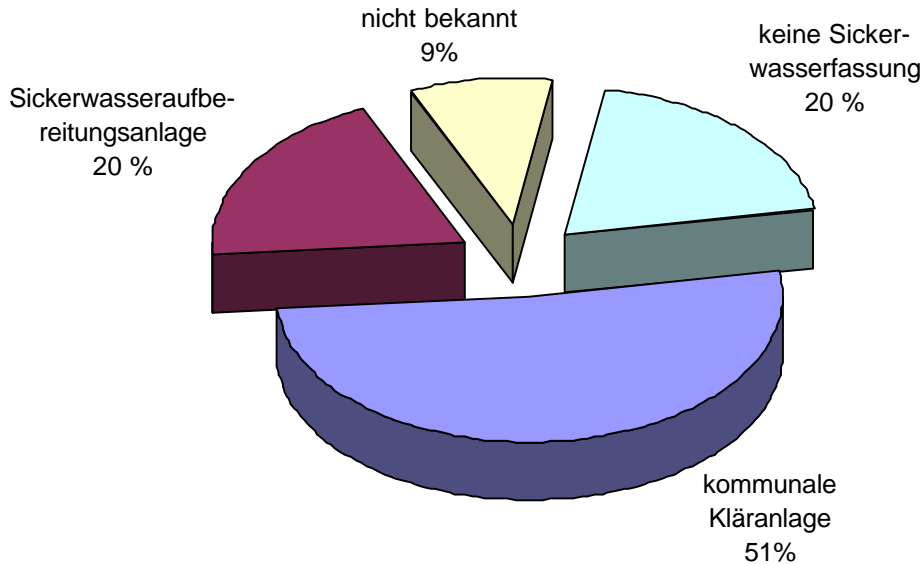


Abb. 5.5: Prozentuale Verteilung der Sickerwasserreinigung auf den untersuchten Deponien

Verunreinigungen, die durch Versickerung von Rohabwasser bereits vor Eingang in die Kläranlage verursacht werden, finden im Rahmen der nachfolgenden Modellrechnung ebenfalls Berücksichtigung. Die Größenordnung der insgesamt zu erwartenden Exfiltrationen aus dem Kanalsystem wird anhand von Daten aus der Literatur zunächst erläutert. Um ein Bild vom allgemeinen Zustand der Abwasserkanäle zu erhalten, werden die von der ATV [ATV, 1998] aufgenommenen Daten zur Altersstruktur und zum Sanierungsbedarf herangezogen. Demnach sind 19,8 % der Kanäle ≥ 75 Jahre alt. 16 % der Kanäle werden als sanierungsbedürftig eingestuft, wobei aber insgesamt erst 61 % aller Kanäle untersucht worden sind.

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten Untersuchungsvorhabens der RWTH Aachen [DECKER UND MENZENBACH, 1995] wurden Abschätzungen zur minimalen und maximalen Exfiltration aus der Misch- und Schmutzwasserkanalisation der alten Bundesländer getroffen. Die Grundlage bildeten einerseits Versuche zum Verhalten sanierungsbedürftiger Kanäle und andererseits Daten zum Zustand der Kanäle in den alten Bundesländern. DECKER UND MENZENBACH [1995] prognostizierten eine Mindestexfiltration von 33.423.850 m³/a und eine Maximalexfiltration von 440.823.832 m³/a. Private Kanäle blieben im Rahmen dieser Untersuchungen unberücksichtigt. Hierbei kann nicht von einer gleichmäßigen über die gesamte Fläche der alten Bundesländer verteilten Exfiltration ausgegangen werden, sondern es sind punktförmig stark erhöhte Emissionsraten zu erwarten, die sich i. d. R. auf

Siedlungsgebiete begrenzen. HÄRIG [1991] (zitiert in KREUZBURG, KUNZE, MULL [1997]) ermittelte für das Stadtgebiet Hannover eine flächenbezogene Exfiltration von 77 mm/a. Dies würde eine deutliche Beeinflussung der Grundwasserneubildungsrate bedeuten.

DOHMANN [1995] stellte eine Abschätzung der Stickstofffrachten aus verschiedenen Quellen auf (siehe Abb. 5.6). Darin erweisen sich die Emissionen der Deponien, Kleinkläranlagen und Kläranlagen als nahezu verschwindend gering im Vergleich zu den Frachten, die durch die Landwirtschaft in Böden eingetragen werden. Ein weiterer Faktor stellen die Einträge aus der Atmosphäre da. Diese Aussagen werden von HÖLSCHER, ROST UND WALTHER [1994] bestätigt. Die Autoren kommen zu dem Schluß, daß der Stoffeintrag durch die Atmosphäre künftig zunehmend die Trinkwassergewinnung aus oberflächennahen Grundwasserleitern gefährden könnte.

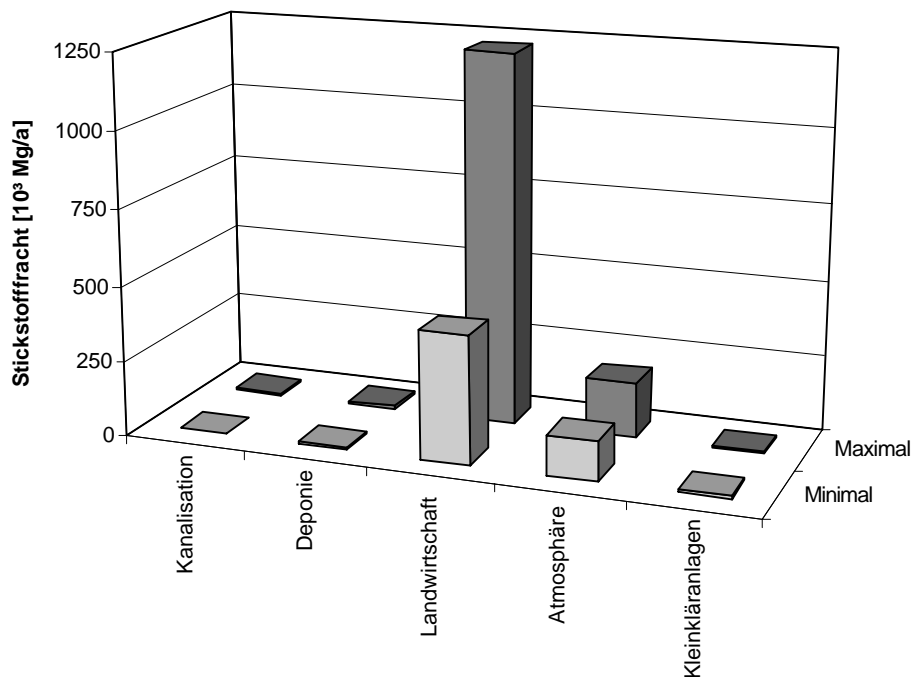


Abb. 5.6: In Böden eingetragene Stickstofffrachten aus verschiedenen Quellen in den alten Bundesländern, nach DOHMANN [1995]

Das täglich anfallende kommunale Abwasser wird zeitnah durch die Kläranlage gereinigt und die Restbelastungen in den Vorfluter gegeben. Bei Deponien handelt es sich um Abfälle, die häufig bereits seit Jahren abgelagert wurden und noch über Jahrzehnte und Jahrhunderte zu einer Sickerwasserbelastung führen. Parallel hierzu wird ebenfalls täglich neuer Abfall

produziert, der wiederum eine langanhaltende Sickerwasseremission verursachen wird. Dieser Kreislauf kann erst durch eine emissionsmindernde Vorbehandlung der Abfälle gestoppt werden. Voraussichtlich wird dies auf Grund der Vorgaben der TAsi [N. N., 1993] bundesweit bis zum Jahre 2005 der Fall sein.

Bei den organischen Inhaltsstoffen des Deponiesickerwassers kann gemutmaßt werden, daß es sich langfristig zum Großteil nur noch um schwer abbaubare Stoffe handelt, die große Ähnlichkeit mit natürlichen Huminstoffen aufweisen. FRIMMEL UND WEIS [1991] konnten zeigen, daß mit zunehmendem Deponiealter das Molekulargewicht und die Anzahl der funktionellen Gruppen bei den Sickerwasserinhaltsstoffen anstieg. Dies wäre ein Indiz dafür, daß sich der Abfallkörper ähnlich verhält wie ein gewachsener Boden. Es wird geschätzt, daß weltweit etwa $6 \cdot 10^{11}$ t organisch gebundener Kohlenstoffe als Huminstoffe vorliegen [SPRINGER UMWELTLEXIKON, 1995]. Sie sind in der Geo- und Hydrosphäre ubiquitär verbreitet. Ihre Bildung erfolgt im Boden wahrscheinlich über die Veränderung und Zersetzung von Lignin. Es wird angenommen, daß Huminstoffe physiologisch nicht schädlich sind. Durch ihre Fähigkeit Metalle zu komplexieren (z. B. Schwermetalle) und organische Verbindungen, wie z. B. Pestizide, zu binden, können Huminstoffe eine große Rolle für die chemischen und geochemischen Prozesse im Boden spielen. Diese Funktion werden sie mit hoher Wahrscheinlichkeit auch im Rahmen der Alterungsprozesse in der Deponie übernehmen.

Von den anorganischen Inhaltsstoffen des Sickerwassers sind aus toxikologischer Sicht vor allen Dingen die Schwermetalle umweltrelevant. Deren Konzentrationen sind allerdings schon wenige Jahre nach Verfüllbeginn auf Grund ihres chemischen Verhaltens so gering, daß unter der begründeten Annahme, daß der pH-Wert sich nicht signifikant verändert, von ihnen langfristig keine negative Beeinflussung des Untergrundes einer Deponie zu erwarten ist. Eine pH-Wert Änderung durch Eintrag aus der Atmosphäre würde nicht nur bei den Deponien zu einem Anstieg der Schwermetallkonzentration im Sickerwasser führen, sondern würde auch in natürlichen Ökosystemen analoge Effekte auslösen.

5.5.1.1 Berechnung der Frachten

Für die Gegenüberstellung der Emissionen werden die Frachten, die aus einer fiktiven kommunalen Kläranlage der Größenklasse 4 (20.000 - 100.000 Einwohnergleichwerte (EGW)) in 10 Jahren ausgetragen werden zusammen mit den zu erwartenden Exfiltrationen in

den Untergrund, den Frachten einer Deponie, die über 10 Jahre mit Abfall von 100.000 Einwohnern verfüllt wurde, gegenübergestellt. Im Rahmen des Vergleichs war es notwendig verschiedene Annahmen und Vereinfachungen für die beiden Verursacher zu treffen.

Annahmen für die kommunale Kläranlage:

Es wird angenommen, daß insgesamt 0,4 m³ Abwasser pro Einwohner und Tag (häusliches Schmutzwasser, Kleingewerbe etc.) gereinigt werden müssen. Hiervon werden in Anlehnung an die Arbeiten von MÜLLER UND SCHMIDT-BLEEK [1988] und DOHMANN [1989] etwa 15 l/(Einwohner *d), d. h. 3,75 % der angenommenen Gesamtmenge, als die in den Untergrund exfiltrierende Menge abgeschätzt. Die Belastung dieses Teils des Rohabwassers wird mit einem CSB von 500 mg/l und einem NH₄-N von 50 mg/l angenommen. Die Einwohnerzahl beträgt 100.000. Die gereinigte Abwassermenge wird der Vorflut zugeführt, nach Anhang 1 der Rahmen-AbwasserVwV [N.N., 1996] sind u. a. folgende Einleitgrenzwerte für die Kläranlage Größenklasse 4 in die Vorflut einzuhalten:

CSB = 90 mg/l

NH₄-N = 10 mg/l

Annahmen für die Modelldeponie:

Die Annahmen zur Emissionsentwicklung und zur Größe der Modelldeponie werden anhand der Ergebnisse und Erfahrungen mit den untersuchten Deponien abgeleitet.

Die innerhalb von 10 Jahren aufgebaute Modelldeponie mit einem Einzugsgebiet von 100.000 Einwohnern umfaßt eine Abfallmenge von 500.000 t Abfall. Hierbei wurde ein Abfallaufkommen inklusive Bauschutt und Gewerbeabfall von 500 kg pro Einwohner und Jahr zu Grunde gelegt. Der Wassergehalt beträgt 30 %. Die Fläche der Modelldeponie umfaßt 5 ha.

10 % des Gesamtpotentials sind bereits während der Ablagerung aerob abgebaut worden. Während der ersten 10 Jahrzehnte arbeitet eine Sickerwasserreinigungsanlage, die dazu beiträgt, daß die in die Vorflut entlassenen Wässer die Grenzwerte des Anhangs 51 einhalten. Insgesamt wird prognostiziert, daß in den ersten 100 Jahren 55 % des gesamten Sickerwasseremissionspotentials mit Hilfe aerober und anaerober Prozesse aus dem Deponiekörper entfernt werden. Durch die Sickerwasserreinigung kommt es zu einer Verminderung der in die Umwelt gelangenden Emissionen von im Mittel 70 - 90 %. Das verbliebene Emissionspotential wird im Laufe der nächsten Jahrhunderte und Jahrtausende emittiert, wobei

angenommen wird, daß die Emissionen auf Grund des sich verringernenden organischen Stoffpotentials im Laufe der Zeit immer geringer werden. Als geologischen Zeitraum wurden im Rahmen der Rechnungen 10.000 Jahre definiert. Dieser Zeitraum wurde auf Grund der CSB-Extrapolationen (Abb. 4.46) festgelegt, da davon auszugehen ist, daß nach diesem Zeitpunkt keine Gefährdung mehr von den untersuchten Deponien ausgehen wird. Der prognostizierte langfristige Emissionsverlauf wird als eine potentielle Kurve angesehen. Für die Berechnung der zu erwartenden Frachtmengen wird auf die errechneten Emissionspotentiale der Extrapolationen aus Tab. 4.14 zurückgegriffen:

CSB = 2.500 - 11.200 mg/kg TS

NH₄-N = 1.400 - 3.400 mg/t TS

Bei den in Tab. 5.1 dargestellten jährlichen Frachtmengen für das Sickerwasser (Zeilen 3 und 5 - 7) handelt es sich um mittlere Werte, d. h. zu Beginn des jeweiligen Zeitraumes können die Emissionen durchaus höher liegen und zum Ende des Zeitraums auch deutlich darunter. Dies gilt auch für alle weiteren Betrachtungen, in denen ein weiträumiger Zeitraum angegeben wird.

Tab. 5.1: Modellhafte Gegenüberstellung der Emissionen von kommunalem Abwasser und Sickerwasser einer Deponie

SICKERWASSER VON DEPONIE			
Nr.		CSB	NH₄-N
1	Gesamtes Sickerwasseremissionspotential einer in 10 Jahren aufgebauten Deponie mit einem Einzugsbereich von 100.000 Einwohnern und einer Abfallmenge von 500.000 t nach Subtraktion des 10 % aerob umgesetzten Stoffinventars während der Ablagerung	788 - 3.528 t	441 - 1.071 t
2	Emissionen, die auf Grund der Sickerwasserreinigung in den ersten 100 Jahren nicht in die Umwelt gelangen	276 - 1.588 t	154 - 482 t
3	Sickerwasseremissionen, die in den ersten 100 Jahren in den Vorfluter gelangen	1,18 - 1,76 t/a	0,54 - 0,66 t/a
4	Erwartetes Restemissionspotential nach 100 Jahren = 45 % des Ausgangspotentials	394 - 1.764 t	221 - 536 t
5	34 % des Ausgangspotentials infiltriert in den folgenden 400 Jahren in den Untergrund, da Sickerwasserreinigung nicht mehr durchgeführt wird. Zu Anfang können die Frachten über den hier genannten mittleren Werten liegen, da sich der Emissionsaustrag langsam verringert.	0,74 - 3,31 t/a	0,41 - 1,0 t/a
6	9 % des Ausgangspotentials infiltriert in den anschließenden 500 Jahren in den Untergrund	0,158 - 0,706 t/a	0,088 - 0,214 t/a
7	≤ 2 % des Ausgangspotentials infiltriert in einem Zeitraum von 9.000 Jahren in den Untergrund	< 0,01 t/a	< 0,0031 t/a
KOMMUNALES ABWASSER			
		CSB	NH₄-N
8	Summe der Exfiltration von Rohabwasser aus dem Kanalsystem für 100.000 Einwohner in 10 Jahren, Exfiltrationsrate: 15 l/(d*EW), angenommene Stoffkonzentrationen: CSB = 500 mg/l, NH ₄ -N = 50 mg/l	2.738 t	274 t
9	Jährliche Exfiltration von Rohabwasser aus dem Kanalsystem für 100.000 Einwohner	273,8 t/a	27,4 t/a
10	Summe der emittierten Frachten des geklärten Abwassers auf der Grundlage des Anhangs 1 der Rahmen-Abwasser-VwV (CSB = 90 mg/l, NH ₄ -N = 10 mg/l) in 10 Jahren von 100.000 Einwohnern in den Vorfluter	12.650 t	1.405 t
11	Jährliche Frachten des geklärten Abwassers in den Vorfluter	1.265 t/a	140,5 t/a
12	Summe der Frachtemissionen aus Exfiltration (Zeile 8) und geklärtem kommunalem Abwasser (Zeile 10) von 100.000 Einwohnern in 10 Jahren	15.388 t	1.679 t

Fortsetzung Tab. 5.1

Nr.	ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE	CSB	NH ₄ -N
13	Summe der durch das Sickerwasser in endlichen Jahren (hier: 10.000 Jahre) ausgetragenen Emissionen ins Oberflächenwasser und in den Untergrund (Zeile 1 - Zeile 2)	512 - 1.940 t	287 - 590 t
14	Summe der durch das Sickerwasser insgesamt ausgetragenen Emissionen in den Untergrund (Addition der Frachten aus Zeilen 5-7)	394 - 1.764 t	221 - 536 t
15	Summe der durch Exfiltration und geklärtem kommunalen Abwasser insgesamt in 10 Jahren hervorgerufenen Emissionen ins Oberflächenwasser und in den Untergrund (Zeile 12)	15.388 t	1.679 t
16	Summe der durch Exfiltration vom kommunalen Abwässern aus der Kanalisation über 10 Jahre in den Untergrund gelangende Emissionen (Zeile 8)	2.738 t	274 t

Die Gegenüberstellung der durch kommunales Abwasser hervorgerufenen Emissionen und der durch Sickerwasser von Deponien zeigt deutlich, daß die Höhe der zu erwartenden Emissionen durch das kommunale Abwasser um ein Mehrfaches höher ist als das des Sickerwassers. Das prognostizierte Emissionspotential liegt beim CSB für das kommunale Abwasser um 8 bis 30 mal höher als beim Sickerwasser. Das gereinigte Abwasser besitzt eine über mehr als zwei Zehnerpotenzen höhere Austragsrate pro Jahr als die Modelldeponie. Die geklärten Abwässer der Kläranlage gehen in einen Vorfluter, wo sie um ein Mehrfaches verdünnt werden. Die zeitliche Dauer ist eng begrenzt. Den umweltrelevantesten Teil der Emissionen machen die Exfiltrationen von ungeklärtem Abwasser aus undichten Kanälen vor dem Erreichen der Kläranlage aus. Sie führen ähnlich wie bei den Deponien langfristig zu punktuell hohen Schadstoffeinträgen in den Untergrund. Mit diesen Einträgen ist überwiegend in besiedelten Gebieten zu rechnen, in denen das Grundwasser zumeist nicht zur Trinkwassergewinnung genutzt wird. Insgesamt kann die Grundwasserneubildungsrate, wie das Beispiel Hannover mit einer von HÄRIG [1991] (zitiert in KREUZBURG, KUNZE, MULL, 1997) berechneten Exfiltrationsmenge von 77 mm/a zeigt, jedoch stark beeinflusst werden.

Trotz der im Rahmen dieser Gegenüberstellung vorgenommenen zeitlichen Eingrenzung von 10 Jahren für die Exfiltration von kommunalen Abwässern muß davon ausgegangen werden, daß außer durch Sanierung die Exfiltration über einen sehr viel längeren Zeitraum im selben Umfeld andauert. Dies führt zu einem weiteren Unterschied zwischen dem Sickerwasser einer Deponie und kommunalem Abwasser. Die Modelldeponie wird zeitlich befristet (hier: 10 Jahre lang) betrieben, d. h. ab ihrer Schließung nimmt das Schadstoffpotential ab. Bei der

Kläranlage und dem kommunalem Abwassernetz muß davon ausgegangen werden, daß es über endliche Zeiträume benutzt wird und ein immer neuer Schadstoffanfall erfolgt. Bei der Deponie findet eine örtliche Verlagerung durch den Wechsel des Deponiestandortes statt. Letzteres ist für die Kläranlage in den meisten Fällen nicht möglich.

Bei den Emissionen der Deponie wurde angenommen, daß eine Sickerwasseraufbereitung ungefähr über einen Zeitraum von 100 Jahren durchgeführt wird, deren Restemissionen ebenfalls einem Vorfluter zugeführt werden. Hierbei muß z. T. mit hohen Sickerwasserbelastungen vor der Reinigung, vor allem zu Anfang der Verfüllung gerechnet werden. Nach einem Zeitraum von 100 Jahren wird auf Grund der Erfahrungen mit den heutigen Altlasten angenommen, daß das Sickerwasser nur noch in Ausnahmefällen gehoben und einer Reinigung zugeführt wird. Nach 100 Jahren ist zudem zu erwarten, daß die Basisabdichtung allmählich ihre Funktionstüchtigkeit verliert, infolgedessen das anfallende Sickerwasser an Schwachstellen der Basisabdichtung in den Untergrund infiltriert. Hierbei wurden weder biologische Abbauprozesse im Boden, noch Adsorptions- und Umsetzungsprozesse, noch Veränderungen in der Zusammensetzung des CSB oder des N_{ges} quantitativ berücksichtigt. Konzentrationsmindernd wirken sich sowohl Adsorptionsprozesse im Boden als auch die Vermischung von Sickerwasser und Grundwasser aus. Die Höhe der konzentrationsmindernden Faktoren muß für den einzelnen Standort individuell erkundet werden.

Zur Beurteilung der Umweltrelevanz der Emissionen der Modeldeponie nach diesem Zeitraum wurde ein Vergleich mit Werten aus der Literatur für sinnvoll erachtet. Dieser erfolgte auf zwei Arten. Einerseits werden die Gesamtfrachten pro Fläche verglichen, andererseits die Konzentration der Stoffe. Hierzu müssen die errechneten Frachten in Konzentrationen umgerechnet werden. Es wird angenommen, daß 200 mm/a des Niederschlages als Sickerwasser anfallen.

Bei den Frachten erfolgt eine Gegenüberstellung der Stickstofffrachten mit Werten aus der Literatur. Vom Bundesverband Boden wird im Entwurf "Ökochemische Charakterisierung von Waldböden" ein "critical load" von 15 - 20 kg/(ha*a) Gesamtstickstoff genannt [N. N., 1999]. Der critical load wird vom Bundesverband Boden als der quantitative Eintrag von einem oder mehreren Schadstoffen definiert, unterhalb dessen keine schädlichen Veränderungen von sensiblen Ökosystemkomponenten oder Ökosystemen nach heutigem Erkenntnisstand eintreten. Die genannte Menge entspricht in etwa der Menge, die Bäume

innerhalb eines Jahres verstoffwechseln. Allerdings unterscheiden sich hier die Angaben aus unterschiedlichen Literaturstellen. Die Schutzgemeinschaft Deutscher Wald [N. N., 1997] geht von einer N-Aufnahme der Bäume von 8 bis 10 kg/(ha*a) aus und der Bundesverband Boden spricht von 10 - 20 kg/(ha*a). Der Stickstoffeintrag über den Regen wird mit 15 - 30 kg/(ha*a) abgeschätzt und führt dadurch an manchen Standorten bereits zu toxischen Werten für die Bodenorganismen [N. N., 1997].

Beim Vergleich der prognostizierten Frachten der Modelldeponie mit dem critical load, zeigt sich, daß der durch die Deponie verursachte Eintrag in den Untergrund nach 100 Jahren (Zeile 5 in Tab. 5.1, 34 % der Ausgangspotentials) zwischen 4 - 10 mal so groß ist wie der critical load, d. h. während dieser Zeit stellt die Stickstofffracht eine hohe Schadstofffracht und daraus resultierend eine Beeinträchtigung für den Boden dar. Diese Aussage unterstützt die bereits früher getroffenen Aussage, daß Stickstoff der Parameter ist, der die Dauer der Nachsorge bestimmt. Dieses Ergebnis weist auch darauf hin, daß diese Schadstoffemission (34 % der Ausgangspotentials der Modelldeponie in 400 Jahren) noch nicht tolerierbar ist. Somit müssen weitere Maßnahmen zur Reduzierung dieser Emissionen ergriffen werden. Insbesondere unter dem Aspekt, daß die Emissionen zu Beginn dieses definierten Zeitraums mit großer Wahrscheinlichkeit höher liegen werden als die dargestellten Durchschnittswerte. Eine Lösung dieses Dilemmas stellt die weitere Sickerwasserreinigung dar. Eine Alternative sind frühzeitig durchgeführte Maßnahmen, die zu einem signifikanten Rückgang der Emissionen in überschaubaren Zeiträumen führen. Auf diesen Punkt wird im Kapitel 5.7 noch eingehend eingegangen.

Für die darauffolgenden Zeitabschnitte (Zeile 6 und 7, Tab. 5.1) wurde prognostiziert, daß die zu erwartende Stickstofffracht zwischen 9 bzw. ≤ 2 % des Ausgangsstoffpotentials liegt. Diese Menge entspricht in etwa den Stickstoffeinträgen aus dem Niederschlag bzw. liegt sie deutlich darunter. Hierbei ist zusätzlich zu berücksichtigen, daß die genannten Zahlenwerte durchschnittliche Werte sind, d. h. auf Grund der Frachtenentwicklung über die Zeit ist zu Anfang mit höheren Emissionen zu rechnen und zum Ende des Zeitraums mit geringeren Frachten. Wird die Konzentration des Ammoniumstickstoffs, der in geologischen Zeiträumen aus der Modelldeponie eluiert werden wird, berechnet, so zeigt sich, daß bereits der Maximalwert von 0,31 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ unterhalb der Konzentration der TwV liegt und somit keinerlei Gefährdung darstellt. Hierbei wurde der geologische Zeitraum für die Berechnungen mit 10.000 Jahren gleichgesetzt.

In der Tab. 5.2 sind die prognostizierten Frachten der Zeilen 5-7 aus der Tab. 5.1 in Konzentrationen umgerechnet (SW = 200 mm/a) und ihnen Grenzwerte aus der Literatur gegenübergestellt worden. Die Literaturwerte wurden der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung [N. N.,1996] und der TrinkwasserVerordnung [N.N, 1990] entnommen. Unter Einhaltung der Grenzwerte der Verordnungen wird dafür Sorge getragen, daß das Trinkwasser bei oraler Aufnahme für den Menschen keine nachteiligen Auswirkungen mit sich bringt. Somit stellen beide einen guten Anhaltspunkt für die Beurteilung von Verschmutzungen und deren Umweltverträglichkeit oder Tolerierbarkeit dar. Insbesondere die Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung [N. N.,1996] zeigt zudem, welche Verschmutzungskonzentrationen für die Trinkwasseraufbereitung als unproblematisch anzusehen sind.

Tab. 5.2: Frachten in unterschiedlichen Zeiträumen im Vergleich zu Grenzwerten in der Literatur

Frachten für unterschiedliche Zeiträume berechnet (Tab. 5.1)	Konzentrationen (SW = 200 mm/a)	Verordnung¹ [N. N., 1996]	TrinkwV [N. N., 1990]
CSB 34 % des Ausgangspotentials (Zeile 5, Tab. 5.1) 148 - 662 kg/(ha*a)	CSB 74 - 331 mg/l	CSB 30 mg/l	CSB 5 mg/l
CSB 9 % des Ausgangspotentials (Zeile 6, Tab. 5.1) 31,6 - 141,2 kg/(ha*a)	CSB 15,8 - 70,6 mg/l		
CSB ≤ 2 % d. Ausgangspotentials (Zeile 7, Tab. 5.1) < 2 kg/(ha*a)	CSB < 1 mg/l		
NH₄-N 34 % des Ausgangspotentials (Zeile 5, Tab. 5.1) 82 - 200 kg/(ha*a)	NH ₄ -N 41 - 100 mg/l	NH ₄ -N 3,1 mg/l	NH ₄ -N 0,39 mg/l
NH₄-N 9 % des Ausgangspotentials (Zeile 6, Tab. 5.1) 17,6 - 42,8 kg/(ha*a)	NH ₄ -N 8,8 - 21,4 mg/l		
NH₄-N ≤ 2 % d. Ausgangspotentials (Zeile 7, Tab. 5.1) < 0,62 kg/(ha*a)	NH ₄ -N < 0,31 mg/l		

¹Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung

Anhand der Gegenüberstellung in Tab. 5.2 wird nach Ansicht der Autorin deutlich, daß die langfristig über Jahrhunderte bzw. Jahrtausende zu erwartenden Sickerwasserfrachten (9 bzw. ≤ 2 % des Ausgangspotentials) der Deponien i. d. R. - im Vergleich zu anderen anthropogenen Verursachern (siehe Abb. 5.6) und unter der Prämisse eines konstanten pH-Wertes - nicht zu einer Gefährdung des Untergrundes und damit des Grundwassers führen. Die über Jahrtausende aus dem Deponiekörper auf Grund der Prognose (Tab. 5.2) zu erwartenden Konzentrationen liegen bereits unterhalb der Konzentrationen der TrinkwV und stellen demnach auch bei direktem Kontakt mit dem Grundwasser keine Gefährdung für die menschliche Gesundheit dar. Die im Rahmen der Emissionen der Modelldeponie auf 400 Jahre verteilten Frachten, die auf 34 % der Gesamtfrachten geschätzt werden, liegen hingegen nicht nur über den Konzentrationen der TrinkwV, sondern z. T. auch um ein Mehrfaches über den Grenzwerten der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung. Auf Grund des z. T. exponentiellen Frachtenverlaufs ist zu Anfang dieses Zeitraumes möglicherweise von einer maximal doppelt so hohen Konzentration auszugehen, so daß diese Stoffkonzentrationen in keinem Falle, ohne weitere Maßnahmen zu ihrer Minimierung hinnehmbar sind. Zu Ende des Zeitraums kann jedoch ebenso von geringeren Konzentrationen ausgegangen werden. Da im Umfeld einer Deponie normalerweise keine Grundwassergewinnung stattfindet, werden die aus diesem letzten Zeitabschnitt der insgesamt angenommenen 400 Jahre möglicherweise zu besorgenden nachteiligen Effekte aller Wahrscheinlichkeit nicht mehr zu einer Umweltgefährdung für den Menschen führen. Nichtsdestotrotz sollten frühzeitig Maßnahmen zur Reduktion des Schadstoffaustrages ergriffen werden, um die Belastungen so gering wie möglich zu halten (siehe Kapitel 5.7).

Schadstoffreduzierende Prozesse wurden im Rahmen der Modellabschätzung nicht mit einbezogen. Sie stellen einen individuell zu berücksichtigenden Faktor in Form einer bodenspezifischen Größe dar, da sich unterschiedliche Bodengefüge biochemisch und physikalisch unterscheiden, d. h. ihre Fähigkeit zum Abbau von Schadstoffen oder zur Adsorption ist unterschiedlich ausgeprägt. Ein weiterer individuell zu berücksichtigender Faktor ist der Grundwasserabstand. Je weiter entfernt die Unterkante der Deponie vom Grundwasserleiter, desto größer die Möglichkeit der Schadstoffminimierung und um so unwahrscheinlicher eine umweltrelevante Verunreinigung des Grundwassers.

Zusammenfassung der Ergebnisse:

Die prognostizierten Emissionen der kommunalen Abwässer führen zu einem mehrfach höheren Schadstoffeintrag sowohl ins Oberflächenwasser als auch in den Untergrund als die der Modelldeponie. Die Risiken dieser Emissionen werden mit denen der Deponie als vergleichbar eingeschätzt. Hierbei spielt vor allen Dingen die dauerhafte Belastung eine ausschlaggebende Rolle. Lediglich die konsequente Sanierung der Abwasserkanäle in Verbindung mit der Sicherstellung der langfristig fehlerlosen Funktionstüchtigkeit würde für ein deutlich positiveres Bild der kommunalen Abwässer hinsichtlich ihrer Emissionen gegenüber denen der Deponie sorgen. Schließlich ist eines der größten Probleme der Deponie, daß die meisten technischen Anlagen langfristig nicht repariert werden können und die Betreiber mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht unendlich lange haftbar gemacht werden können.

Ausblick und Diskussion von Richtwerten

Das Ausmaß der möglichen anthropogen verursachten Verunreinigung des Grundwassers durch eine Deponie ist abhängig von den jeweiligen Randbedingungen. Um diese Umweltbelastung auf ein Minimum zu reduzieren, gibt es prinzipiell zwei Möglichkeiten:

- Intensivierung des kontrollierten Frachtenaustrages in dem Zeitraum, in dem die technischen Einrichtungen noch intakt sind.
- umfassende Abkapselung des Abfallkörpers von seiner Umwelt verbunden mit der auf unendliche Dauer sichergestellten Reparatur dieses Systems.

In Tab. 5.3 werden, basierend auf den vorhergehenden Überlegungen und Prognosen, zwei Ansätze dargestellt, anhand derer realistische Richtwerte für die Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ abgeleitet werden, die das Ende der Nachsorge charakterisieren könnten.

Tab. 5.3: Abgeleitete Richtwerte in Form von Frachten und Konzentrationen für die Parameter CSB und NH₄-N auf der Basis unterschiedlicher Vorgaben

	RICHTWERTE (Fracht)	RICHTWERTE (Konzentrationen) VORGABE: SW = 200 mm/a
<i>Basis:</i> Jährliche Fracht bei 9 % des Ausgangspotentials der Modelldeponie (Tab. 5.1)		
CSB	3 - 14 g/(m ² *a)	15,8 - 70,6 mg/l
NH₄-N	1,8 - 4 g/(m ² *a)	9-20 mg/l
<i>Basis:</i> Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung		
CSB	6 g/(m ² *a)	30 mg/l
NH₄-N	0,62 g/(m ² *a)	3,1 mg/l

Die vorgeschlagenen Richtwerte sollten bei unterschiedlichen Deponien Anwendung finden. Eine CSB-Fracht von 3 - 14 g/(m²*a) und eine NH₄-N-Fracht von 1,8 - 4 g/(m²*a) sollten lediglich bei Ablagerungen als Richtwert für das Ende der Nachsorge dienen:

- die keinerlei Folgenutzung unterliegen
- und deren Grundwasserabstand mindestens mehrere Meter beträgt, so daß durch die Bodenpassage eine weitere Verminderung der Fracht, z. B. durch Adsorption, zu erwarten ist.

In vielen Fällen besteht bei den untersuchten Deponien ein begründeter Verdacht, daß der Abstand der Deponiesohle zum Grundwasser nicht ausreichend ist, um eine weitere Verminderung der Fracht zu gewährleisten. Der von den Überwachungsbehörden in der Vergangenheit angegebene minimale Grundwasserabstand betrug i. d. R. 1 m. Bei diesen Deponien sollte die Einhaltung der Grenzwerte der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung Anwendung finden. Dies würde eine CSB-Fracht von 6 g/(m²*a) und für den NH₄-N-Fracht 0,62 g/(m²*a) bedeuten. Der resultierende Stickstoffeintrag würde dabei sogar noch deutlich unterhalb des durch den Bundesverband Boden [N. N.,1999] vorgeschlagenen critical load für Waldböden

liegen. Durch die schärferen Grenzen kann der geringe Grundwasserabstand, der für eine weitergehende Adsorption oder einen Abbau als nicht ausreichend eingestuft wird, weitgehend ausgeglichen werden.

Zusätzlich und unabhängig von den vorgeschlagenen Richtwerten zur Charakterisierung des Nachsorgeendes muß von Standort zu Standort abgeschätzt werden, in wieweit ein solcher Eintrag in den Untergrund generell vertretbar ist. Bislang gibt es für Deponien keinerlei Verordnung oder Richtlinie zur Definition oder Festlegung der Nachsorgephase bzw. bei welchen Sickerwasserfrachten oder Sickerwasserkonzentrationen eine Entlassung aus der Nachsorge erfolgen kann. I. d. R. werden lediglich die Grenzwerte des Anhang 51 vorgebracht, die aber nur eine Direkteinleitung in die Vorflut regeln. Welche Kriterien für das Nachsorgeende gelten sollen, ist zur Zeit unklar. Aus diesem Grunde können die zur Diskussion gestellten Richtwerte lediglich mit Grenzwerten aus dem Altlastenbereich verglichen werden, obwohl dort im Gegensatz zu den Deponien der Grundsatz der Gefahrenabwehr gilt und nicht das Vorsorgeprinzip. Die Emissionen (tägliche Fracht) aus kontaminiertem Boden/Ablagerungsgut ins Grundwasser dürfen, z. B. laut der Gemeinsamen Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Sozialministeriums über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, Punkt 5.2.3.1, Absatz 3 [N. N., 1993] nicht über den maximal zulässigen Emissionswerten liegen. Der Parameter CSB ist bei diesen Grenzwerten nicht aufgeführt. Die NH_4 -Fracht wird mit 1.100 g/d festgelegt. Dies würde für die erarbeiteten Grenzbereiche bedeuten, daß die Deponiegröße je nach Belastungszustand einen ausschlaggebenden Faktor darstellt. Nimmt die Fracht z. B. den Richtwert von $\text{NH}_4\text{-N}$ 4 g/(m²*a) an (Tab. 5.3), so darf die Deponie nur etwa 7 ha groß sein, um rechnerisch nicht über die maximal hinnehmbare Emission zu gelangen. Für die Nachsorgedauer der Modelldeponie würde dies ein Zeitraum von minimal 500 Jahren bedeuten.

Anhand der errechneten Richtwerte ist wiederum ersichtlich, daß die Werte für den CSB möglicherweise durch Intensivierung erzielt werden können, für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. für N_{ges} muß aller Voraussicht nach Einzellösungen gesucht werden, da die hier vorgestellten Konzentrationen oder Frachten im Vergleich zum bisher dokumentierten Emissionsverlauf klein sind und auch durch Intensivierung der mikrobiologischen Prozesse - soweit absehbar - kurzfristig nicht zu erzielen sind. Es sei denn das Wasser wird weiterhin in einer Kläranlage gereinigt. Ein biologisch schwer abbaubarer CSB wird bei der Passage durch die Kläranlage i. d. R. lediglich verdünnt. Der Abbau von $\text{NH}_4\text{-N}$ führt hingegen zu einer verringerten

Sauerstoffzehrung im Gewässer.

Unter dem Aspekt, daß bei der Durchmischung im Aquifer eine Verdünnung des Sickerwassers erreicht wird, kann gemutmaßt werden, daß die Schadstoffkonzentrationen in vielen Fällen signifikant unterhalb der Grenzwerte der Trinkwasser-Verordnung [N. N., 1990] liegen werden. Letzteres muß jeweils für den Einzelfall durch die Grundwasserüberwachung nachgewiesen werden. Zudem sollte jeweils zwischen den einzuhaltenden Grenzwerten für die Emission - bezogen auf den spezifischen Verursacher - und den möglicherweise im jeweiligen Einzelfall immissionsseitig nachweisbaren hinnehmbaren Verunreinigungen unterschieden werden.

Eine wesentliche, sich aus dem bereits ausgeführten Darstellungen ergebende Forderung ist, daß das Emissionspotential einer einzelnen Deponie in einem kürzeren, für ein Menschenleben überschaubaren Zeitabschnitt auf ein unproblematisches Maß zu senken ist. Auf diesen Gedanken wird in Kapitel 5.7 nochmals eingegangen werden.

Untersuchungen von SPILLMANN ET AL. [1995] haben gezeigt, daß die Stoffe, die durch den Summenparameter CSB detektiert werden, im Verlaufe der Fließstrecke eines Grundwasserleiters Veränderungen unterworfen sind. Die leicht abbaubaren Bestandteile werden demnach weitgehend eliminiert, die übrigen Bestandteile können u. a. zu schwer löslichen huminstoffähnlichen Substanzen umgelagert werden. Hierbei war mit zunehmender Fließstrecke eine Zunahme höhermolekularer Bestandteile nachweisbar. Das Fazit der Autoren ist, daß ein konstanter CSB nicht gleichzeitig das Ende der biochemischen Um- und Abbauvorgänge anzeigt.

Jeder durch die Überwachungsbehörde festzulegende Richtwert muß für die individuelle Situation der Deponie in ihrem speziellen Umfeld eingehend überprüft werden, z. B. können spezifische geogene Vorbelastungen dazu führen, daß die vorgegebenen Richtwerte nicht eingehalten werden können. Die Prüfung ist insbesondere bei hydrogeologisch schwierig zu erfassendem Untergrund oder sensibler Folgenutzung unabdingbar.

Bei einer optimal durchgeführten Rekultivierung mit Aufbringung einer mineralischen Dichtung kann langfristig mit einem relativ konstantem Sickerwasseranfall gerechnet werden. Dieser sollte so gewählt werden, daß eine optimale Wasserversorgung der Mikroorganismen

gewährleistet wird und trotzdem die Kosten für die Sickerwasserreinigung nicht ins Unermeßliche steigen. Ein Sickerwasseranfall von 100 - 200 mm/a wird hierfür als ausreichend erachtet, wenn ein soweit wie möglich gleichmäßiger Wassereintrag über die Rekultivierungsschicht ermöglicht wird. Unter den bundesdeutschen Niederschlagsverhältnissen bedeutet dies in Abhängigkeit vom jeweiligen Standort ein ca. 10 - 15 % iges Sickerwasseraufkommen. Nicht alle Deponien werden diese Menge an Sickerwasser einhalten können. Deshalb ist die Festlegung von eluierbaren Frachten pro Quadratmeter besser geeignet, das Ende der Nachsorge zu beschreiben als ein reiner Konzentrationswert.

Die Gruppe der Schwermetalle wurde bei den bisherigen Betrachtungen ausgenommen, da ihre Konzentrationen bereits in wenigen Jahren unterhalb der Grenzwerte des Anhangs 51 liegen und bei ihnen unter den gegebenen Milieubedingungen mit keinem Anstieg gerechnet wird. Ein nicht unbedeutender Anteil der Schwermetalle wird als schwerlösliche Karbonate gebunden vorliegen und dementsprechend nicht in Lösung gehen. Mit einer umweltrelevanten Freisetzung von Schwermetallen muß erst ab einem pH-Wert $< 6,5$ gerechnet werden. Einige Schwermetalle sind sogar erst ab pH 4 als mobil zu betrachten. Die Gefahr einer durch sauren Niederschlag bedingten Absenkung des pH-Wertes werden von [HUBER, JAROS, LECHNER, 1998] als äußerst gering eingeschätzt. Mit einer dadurch ausgelösten vermehrten Schwermetallmobilisierung rechnen die Autoren, zumindest bei einer Monodeponie, erst in einigen tausend Jahren.

5.5.2 Vergleich der errechneten Frachten mit dem Modell von BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992]

BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992] sind der Frage nachgegangen, wie sich die Freisetzung der Schadstoffe aus einer Reaktordeponie nach dem Versagen der Untergrundabdichtungen auf die Grundwasserqualität auswirken könnte (Tab. 5.4). Hierzu entwarfen sie die fiktive Modellregion Metaland mit insgesamt einer Million Einwohner, einer Fläche von 2.500 km² und einem linsenartigen Grundwasserreservoir von 2 Milliarden m³. Abbau- und Adsorptionsprozesse im Aquifer blieben unberücksichtigt.

Tab. 5.4: Abschätzung der jährlichen Konzentrationszunahme im Grundwasser, nachdem die Abdichtungen der Siedlungsabfalldeponie nicht mehr funktionstüchtig sind nach BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992]

	C_{org.}	Chlorid	Zink	Cadmium
Mittlere Konzentration im SW am Ende der intensiven Reaktorphase [mg/l]	750	1.300	0,6	0,002
Mittlere Konzentration im Sickerwasser nach 50 Jahren [mg/l]	600	500	0,6	0,002
Mittlere Konzentration im nicht kontaminierten Grundwasser [mg/l]	0,5	3	0,005	0,00002
Mittlere spezifische Elementfracht [g/(EW*a)]	480	400	0,48	0,0016
Totale Elementfracht [kg/a]	480.000	400.000	480	1,6
Mittlere jährliche Konzentrationszunahme [mg/(l*a)]	0,24	0,2	0,00024	$8 \cdot 10^{-7}$
Mittlere jährliche Konzentrationszunahme [%]	50	7	5	4

Die Autoren kommen insgesamt zu dem Schluß, daß die bereits bestehenden Reaktordeponien für die weitere Zukunft ein hohes Belastungspotential für das regionale Grundwasser darstellen. Sie stellen die Forderung auf, daß die bisher produzierten Altlasten saniert werden müßten. Auf Grund der in Tab. 5.4 dargestellten Entwicklung kann in der Modellregion Metaland eine stetige Zunahme der Kontaminationen im Grundwasser erwartet werden.

Die hier gegenübergestellten Modelle der Emissionsentwicklung von Deponien hinsichtlich der Beeinflussung des Untergrundes bzw. des Grundwassers weisen beide auf eine mögliche negative Beeinflussung des Grundwassers durch eine Deponie, die mit unvorbehandeltem Abfall verfüllt wurde, hin. Gleichzeitig ist davon auszugehen, daß es sich jeweils um die Darstellung eines "worst case" Szenarios handelt, denn es wurden weder emissionsmindernde Abbaureaktionen berücksichtigt noch der Situation Rechnung getragen, daß das Grundwasser normalerweise keine statische Masse ist, sondern ebenfalls Veränderungen unterworfen ist, die dazu führen das eine weitere Durchmischung oder ein weiterer Abbau der Schadstoffe stattfindet. Aussagen, daß eine jährliche Konzentrationszunahme von 50 % im Grundwasser zu erwarten ist [BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER, 1992], müssen dementsprechend im

Einzelfall auf ihren Aussagewert hin überprüft werden. Grundsätzlich verstößt das Hinnehmen der Infiltration von Sickerwasser ins Grundwasser gegen § 34 (2) des Wasserhaushaltsgesetzes. Demnach dürfen Stoffe nur so gelagert oder abgelagert werden, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist.

5.6 Für und Wider einer Oberflächenabdichtung

Das Themenfeld Oberflächenabdichtung wurde bereits mehrfach im Zusammenhang mit der Gas- und Sickerwasserentwicklung und der Nachsorge angesprochen. Gegenwärtig findet in der Abfallbranche eine lebhafte Diskussion über das Für und Wider einer TASI konformen Oberflächenabdichtung (Abb. 2.10) oder einer alternativen Oberflächenabdichtung für Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden, statt.

Prinzipiell zeichnen sich hierbei zwei Grundpositionen beim Umgang mit bereits verfüllten Deponien mit unterschiedlichen Konzepten und Zielen ab:

- Die Befürworter der Kombinationsabdichtung sprechen sich für die möglichst schnelle und weitestgehend wasserundurchlässige Oberflächenabdichtung der Deponien aus, um eine weitere Emission von Sickerwasser und Deponiegas in die Umwelt zu vermeiden.
- Die Kritiker der Kombinationsabdichtung befürworten hingegen einen umfassenden Frachtenaustrag aus der Deponie, um den nachfolgenden Generationen einen soweit wie möglich inerten Abfallkörper zu hinterlassen. Um dieses Ziel zu erreichen, wird es auch weiterhin als notwendig erachtet, Wasser durch den Deponiekörper hindurchfließen zu lassen. Hierbei ist die Frage, wieviel Wasser bis zur Inertisierung des Abfallkörpers notwendig ist, noch strittig.

BOTHMANN [u. a. 1997, 1998] befürwortet die frühzeitige Aufbringung einer Kombinationsabdichtung nach TASI, da sich der Deponiekörper für ihn als nicht steuerbarer Reaktor darstellt. Von außen zugeführtes Wasser verfügt seiner Meinung nach nur über eine sehr begrenzte Wirkung auf die Mineralisierungsprozesse. Eine gleichmäßige Durchfeuchtung kann nach seiner Einschätzung nur vor dem Einbau erfolgen. Insgesamt spricht er sich für eine möglichst frühzeitige Aufbringung einer Kombinationsabdichtung aus.

Für STIEF [1986, 1988] repräsentiert die Oberflächenabdichtung durch ihre Funktion im Multibarrierenkonzept und als in der TASI festgelegtes Regelsystem eine wirksame und notwendige Barriere im Gesamtentwurf der Siedlungsabfalldeponie. TIEBEL-PAHLKE [1998] stellt in seinen Ausführungen das Multibarrierenkonzept für Deponien allgemein in Frage, da die Vorgehensweise sich an die Risikoanalyse von kerntechnischen Anlagen anlehnt, bei deren Problemstoffen es sich um radioaktive Substanzen handelt. Tiebel-Pahlkes Argumentation basiert darauf, daß Radioaktivität sich nicht mit Hilfe technischer Maßnahmen reduzieren läßt, Abfallstoffe aus dem Siedlungsabfallbereich hingegen durch eine thermische Behandlung weitgehend inertisiert werden können. Diese Aussage hat für die bereits verfüllten Deponien nur bedingt Gültigkeit, da der Abfall hierzu wieder aufgenommen werden muß. Beim Verbleib des Abfalls in der Deponie besteht nur die Möglichkeit der In-Situ-Stabilisierung.

Die Gegner der Kombinationsabdichtung und der daraus resultierenden Veränderung des Wasserhaushaltes der Deponie kritisieren vor allen Dingen die ungenügende Sicherung des noch reaktiven Deponiekörpers nach der Materialermüdung der Kombinationsabdichtung. In welchem Zeitraum dies zu befürchten ist, ist unter dem Gesichtspunkt des vorsorgenden Umweltschutzes völlig irrelevant. Insbesondere erscheint es unglaubwürdig und unrealistisch anzunehmen, daß zukünftige Generationen die mit der Zeit immer größer werdende Anzahl an alten Deponien weiterhin überwachen und reparieren werden. Es ist demnach dringend erforderlich, Szenarien für die Nachsorge dieser Deponien zu entwickeln, die möglichst wenig Wartung und Pflege bedürfen und trotzdem einen weitgehenden kontrollierten Frachtaustrag ermöglichen.

Eine Alternative zu technisch aufwendigen Systemen stellt das langfristige Rekultivierungsziel Wald dar. Es ist ein pflegeleichtes und wartungsarmes System. Letzteres ist aber erst zu einem Zeitpunkt möglich, an dem eine negative Beeinträchtigung der Elemente Wasser, Boden und Luft durch die Deponie nicht mehr zu besorgen ist und nur an Standorten, an denen auch langfristig keine weitere Nutzung des Geländes angestrebt wird. In einer Studie des Department of Environment [Großbritannien, 1992] kamen die Autoren insgesamt zu einem positiven Ergebnis hinsichtlich der Möglichkeiten des Langzeitrekultivierungsziels Wald auf Deponien. In Deutschland herrscht in Fachkreisen die Meinung vor, daß dieses Ziel nicht erstrebenswert ist.

WEBER [1990] betitelte die der TASI entsprechende Deponie als Sargdeckeldeponie und brachte dadurch zum Ausdruck, daß durch die Einkapselung des Deponiekörpers lediglich eine Art Trockenstabilisierung erzielt wird, die zu keiner weiteren Entfrachtung oder Reaktionsminderung führt. Dies widerspricht im Grundsatz der These, daß die Deponie mit der Zeit immer besser werden soll [STIEF, 1989] und Umweltbelastungen nicht auf künftige Generationen verlagert werden sollten [N. N. (TASI), 1993]. Bei einem erneutem Wasserzutritt setzen die Umsetzungsprozesse wieder ein. Ein Beispiel, wie solch ein Verhalten aussehen könnte, stellt die Deponie D1 dar. Durch extremen Dünnschichteinbau, hoher Einbaudichte und frühzeitiger Aufbringung einer mineralischen Dichtung wurde ein gegenüber den übrigen Deponien extrem geringes Sickerwasseraufkommen erzielt. Parallel hierzu lagen die Sickerwasserkonzentrationen in einem geringen Wertebereich. Erst die Errichtung von Gasbrunnen und das damit verbundene Durchstoßen der Oberfläche verbunden mit einem größeren Wasserzutritt resultierten in einem nachträglichen signifikantem Konzentrationsanstieg aller Sickerwasserparameter. Die Deponie durchlief die saure Phase auf Grund der besonderen Randbedingungen im Gegensatz zu allen übrigen untersuchten Deponien zeitversetzt. Das Verhalten der Deponie D1 gibt Hinweise auf das zu erwartende Verhalten von Deponien, die kurz nach Deponierungsende abgedichtet werden. Das dokumentierte Verhalten der Deponie D1 zeigt allerdings auch, daß geringe Sickerwasserkonzentrationen kein hinreichendes Kriterium für einen reaktionsarmen Körper sind, sondern immer im Gesamtzusammenhang mit der Deponiehistorie gesehen werden müssen.

Anhand des dokumentierten und prognostizierten Verhaltens der Deponien und unter Zugrundelegung des TASI Grundsatzes, daß Umweltbelastungen nicht auf künftige Generationen verlagert werden sollen, kann nur eine weitreichende aktive Entfrachtung des Deponiekörpers in einem überschaubaren Zeitraum ein sinnvolles Ziel darstellen. Dazu ist es nach Ansicht der Autorin zunächst notwendig die Entgasung zu optimieren, damit innerhalb eines überschaubaren Zeitraums ein niedriges Niveau erreicht wird. Danach ist die Auslaugung des Abfallkörpers zu betreiben, um in kürzester Zeit eine möglichst weitreichende Entfrachtung zu ermöglichen. Letzteres ist insbesondere unter dem Gesichtspunkt, daß kurz nach Deponierungsende noch alle Wartungssysteme intakt sind und der Betreiber bei auftretenden Problemen noch haftbar gemacht werden kann, von Bedeutung.

5.7 Prognose des langfristigen Deponieverhaltens bei unterschiedlicher Vorgehensweise während der Nachsorgephase

Eines der dringendsten Probleme im zukünftigen Umgang mit den Deponien ist die auf den Einzelfall abgestimmte Vorgehensweise nach Abschluß des Schüttnbetriebes auf Deponien, die mit herkömmlichen unvorbehandeltem Abfall verfüllt wurden.

Im Rahmen dieses Kapitels werden fünf unterschiedliche Verfahren zum Umgang mit diesen Deponien nach deren Abschluß anhand der zu erwartenden CSB-Frachten gegenübergestellt. Hierbei handelt es sich nicht um das langfristige Emissionsverhalten konkreter Deponien, sondern um Prognosen, die anhand der erhaltenen Ergebnisse aus den Deponieauswertungen und z. T. auch aus Daten in der Literatur erarbeitet wurden. Folgende Maßnahmen wurden für diese Gegenüberstellung ausgesucht:

- mineralische Oberflächenabdichtung
- Kombinationsabdichtung nach TASI
- Auslaugung eines Deponiekörpers durch Zugabe von Wasser
- In-Situ-Belüftung eines Deponiekörpers
- Rückbau eines Deponiekörpers.

Für die Gegenüberstellung des langfristig zu erwartenden Emissionsaufkommens wurde der Parameter CSB ausgewählt, da es über dessen Konzentrationsverhalten am meisten verfügbares Datenmaterial gibt, auf das im Rahmen der Prognose zurückgegriffen werden kann. Letzteres trifft sowohl auf die untersuchten Deponien als auch auf Veröffentlichungen verschiedener Autoren in der Literatur zu.

Im Vorfeld der Erstellung des jeweils zu erwartenden Emissionsprofils ist es notwendig verschiedene Annahmen für die jeweilige Deponiesituation zu treffen. Diese Prämissen werden im folgenden näher erläutert. In den ersten 10 Jahren nach Abschluß der Deponien wird ein Sickerwasseraufkommen prozentual zum Niederschlag von 15 % angenommen. Der Niederschlag wird mit durchschnittlichen 750 mm/a festgelegt. Die mittlere CSB-Konzentration liegt bei 2.000 mg/l. Der Zeitraum vor dem Deponieabschluß findet in den Auswertungen keine Berücksichtigung. Die mittlere Deponiehöhe wird mit 10 - 15 m angesetzt. Dies entspricht in etwa den durchschnittlichen Abfallhöhen der untersuchten Deponien, wobei einige Deponien auf Teilbereichen Höhen von über 20 -25 m und in Ausnahmefällen auch noch

deutlich höhere erzielen. Detaillierte Erläuterungen zum Emissionsverlauf sind im Anhang 4 aufgelistet.

Für die Abschätzung des CSB-Emissionsverlaufs unterhalb der mineralischen Abdichtung wurden die CSB-Konzentrationen anhand des minimalen potentiellen Verlaufs aus Abb. 4.46 genutzt. Die Sickerwassermenge wurde über den gesamten Zeitraum konstant mit 15 % des Niederschlages angesetzt. Als nicht mehr umweltrelevante Grenzkonzentration für den CSB wurden 30 mg/l festgelegt. Diese Konzentration entspricht dem Wert, der in der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwasserversorgung als Grenzwert angegeben wird [N. N., 1996]. Diese CSB-Konzentration wird im Deponiemodell mit mineralischer Abdichtung im Zeitraum 501 - 550 a nach Abschluß erzielt (Abb. 5.7 und 5.8).

Bei dem Verfahren der Kombinationsabdichtung wurden folgende Prämissen aufgestellt. Im 11. Jahr nach Deponieabschluß wird die Kombinationsabdichtung aufgebracht. Dies entspricht der Vorgabe in der TAsi, daß nach dem Abklingen der Hauptsetzungen eine Oberflächenabdichtung aufgebracht werden soll. Für die sich anschließenden Jahre wird ein sogenanntes "Ausbluten" des Deponiekörpers erwartet, bei dem mangels Niederschlagseintrag in den Abfallkörper nur noch geringe Mengen an Sickerwasser anfallen. Für die weiteren 100 Jahre wird ein nahezu vernachlässigbar kleiner Sickerwasseranfall prozentual zum Niederschlag von lediglich 0,01 - 0,05 % erwartet. Erst im Anschluß daran wird ein allmähliches Versagen verbunden mit dem Nicht-Reparieren der Dichtung eingerechnet. Hierbei wird anfangs von nur 1 % Sickerwasser prozentual zum Niederschlag ausgegangen. Diese Menge steigert sich im Laufe der Zeit auf 15 %. Endpunkt ist wiederum die CSB-Konzentration von 30 mg/l, die voraussichtlich im Zeitraum 951 - 1000 a erreicht wird (Abb. 5.7 und 5.8).

Für das Verfahren der Auslaugung wurde angenommen, daß die jeweilige Deponie im 21. Jahr nach Deponieabschluß mit dem vermehrten Zutritt von Wasser beginnt. Hierbei wurde eine Menge von 150 % des durchschnittlichen Niederschlages von 750 mm/a angenommen. Die Dauer der Reinfiltrationsmaßnahme ist auf 20 Jahre begrenzt. Danach werden die Sickerwassermengen wieder auf 15 % des Niederschlages zurückgefahren. Die CSB-Konzentration 30 mg/l wird bei dieser Maßnahme bereits im Zeitraum 81 - 90 a erwartet (Abb. 5.7).

Für die Prognose des Deponieverhaltens nach In-situ-Belüftung wurde angenommen, daß diese Maßnahme 30 Jahre nach Abschluß der Deponie für einen Zeitraum von 10 Jahren durchgeführt wird. Durch die lange Übergangszeit wird gewährleistet, daß es nur noch eine geringe Gasproduktion gibt. Während der Aerobisierung findet unter den dann herrschenden Milieubedingungen eine sehr viel schnellere und effektivere Umsetzung von den noch verbliebenen organischen Materialien im Abfallkörper statt. Die vorgegebene CSB-Konzentration wird für den Zeitraum 201-250 a prognostiziert (Abb. 5.7 und 5.8).

Der Rückbau wird im Gegensatz zu den übrigen Maßnahmen dadurch charakterisiert, daß bei ihm Teilfraktionen der ausgekofferten Stoffe einer Verwertung zugeführt werden [WISKEMANN UND HARDES, 1998]. RETTENBERGER [1997] dokumentierte anhand des von ihm durchgeführten Rückbauprojektes auf der Deponie Burghof, daß

- 3,9 % stofflich verwertbare Anteile, wie Steine und Metalle,
- 17,1 % thermisch verwertbare Anteile, vor allem eine Leichtfraktion mit einem Heizwert von 20 MJ/kg,
- sowie 79,0 % nicht verwertbare Abfälle enthalten waren.

Die von Rettenberger dargestellte Zusammensetzung der Abfälle beinhaltet für dieses konkrete Deponiebeispiel ein bis zu 21 %-iges Volumeneinsparpotential, welches gleichzeitig zu einer Verminderung des Emissionspotentials führen würde. Zudem wird davon ausgegangen, daß 3 - 5 % des Gesamtvolumens von Rückbauprojekten als Sonderabfälle qualifiziert werden können, die somit entfernt und gesichert werden [WISKEMANN UND HARDES, 1998]. Die so entstandenen Deponien entsprechen hinsichtlich ihrer Ausstattung dem neuesten technischen Stand, verursachen auf Grund der erzielten Feuchteinbaudichten von bis zu 1,86 t/m³ [RETTENBERGER, 1997] nur noch geringe SW-Mengen pro Zeiteinheit und verfügen auf Grund der verwerteten und aussortierten Anteile über ein stark vermindertes reaktives Schadstoffpotential. Bei der hier durchgeführten Prognose wurde der Rückbau im 11. Jahr nach Schließung durchgeführt. Nach der erneuten Ablagerung wurde von einem verringerten Sickerwasseranfall von 10 % des Niederschlages ausgegangen. Die im Rahmen dieser Ausführungen festgelegte CSB-Konzentration wird demzufolge im Zeitraum 351 - 400 a erreicht (Abb. 4.7 und 5.8).

In Abb. 5.7 ist der prognostizierte CSB-Verlauf der einzelnen Verfahrensvarianten für den Zeitraum bis 150 Jahre nach Deponieabschluß dargestellt. Anhand der Abb. 5.7 ist klar ersichtlich, daß in den ersten Jahrzehnten bereits sehr große Unterschiede der einzelnen Verfahren sichtbar werden, die zu diesem Zeitpunkt jedoch noch keine Rückschlüsse auf das Langzeitverhalten zulassen. Hierbei zeigen die Frachtverlaufskurven des Parameters CSB bei der mineralischen Abdichtung, der In-situ-Belüftung und dem Rückbau die größte Übereinstimmung, wohingegen im 20-jährigen Auslaugungszeitraum eine mehrfach höhere CSB-Fracht als bei allen anderen Verfahrensmodellen erzielt wird. Die Kombinationsabdichtung hingegen verfügt zu diesem Zeitpunkt über die geringsten Frachten, da bei ihr nahezu kein Sickerwasser mehr anfällt und dadurch keine Emissionen auf dem Wasserpfad aus dem Deponiekörper entweichen können.

In Abb. 5.8 ist das langfristig zu erwartende Emissionsverhalten im Zeitraum von 101 - 1000 Jahren dargestellt. Bei der Kombinationsabdichtung wird nach dem allmählichen Versagen der Dichtungssysteme mit einem Anstieg gerechnet, der sich erst zu einem relativ späten Zeitpunkt infolge von geringeren Konzentrationen rückläufig entwickelt. Bei den übrigen Kurven ist ein hierzu entgegengesetztes Verhalten zu beobachten. Hier zeigen die Frachten einen nahezu stetigen Rückgang über die Zeit. Die Maßnahme, die anhand der prognostizierten Emissionsverläufe am schnellsten, die geringsten Frachten aufweist, ist die Auslaugung, gefolgt von der In-Situ-Belüftung und dem Rückbau. Bei der Bewertung des Rückbaus muß zusätzlich berücksichtigt werden, daß im Gegensatz zu den übrigen Verfahren hier neben der Entfrachtung ein Flächengewinn stattfindet, so daß jetzt mehr Abfall auf einem m² Fläche abgelagert worden sind als vorher. Dann erst folgt in dieser Aufreihung die mineralische Abdichtung. Als letzte mit großem zeitlichen Abstand zu allen übrigen Systemen schließt sich die Kombinationsabdichtung an. Zwischen ihr und der mineralischen Abdichtung liegt ein Zeitraum von ungefähr 400 Jahren. Allerdings hat die Deponie mit Kombinationsabdichtung in diesem Zeitintervall insgesamt bereits geringe Frachten pro Zeiteinheit erreicht.

Basierend auf den vorgestellten Modellüberlegungen kann davon ausgegangen werden, daß die Maßnahme der Auslaugung mit verstärktem Wasserdurchsatz nach dem Rückgang der Gasproduktion eine der nachhaltigsten und effektivsten Maßnahmen zur Stoffreduktion und zum schnellen Erreichen eines vorher definierten Nachsorgeendes darstellt. Auf Grund der Darstellungen von BEAVEN [1997] kann diese Methode allerdings nicht bei allen Deponien Anwendung finden.

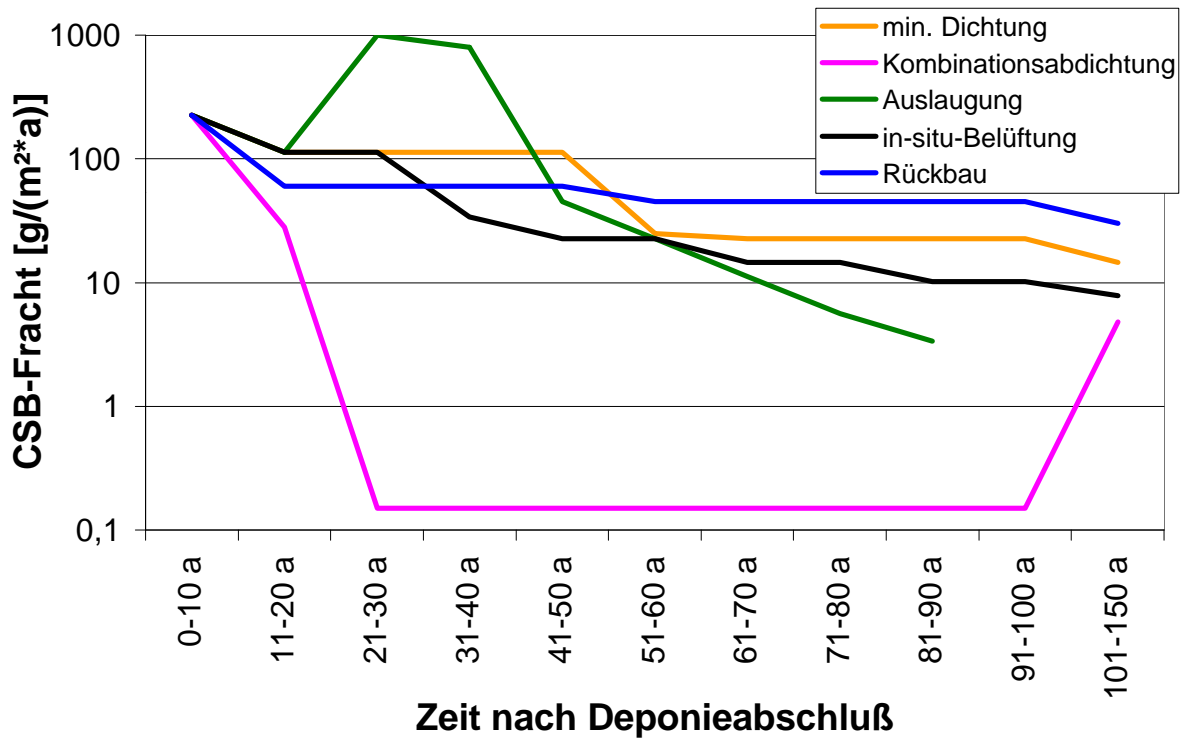


Abb. 5.7: Prognose der CSB-Frachtverläufe bei unterschiedlicher Vorgehensweise in den ersten 150 Jahren nach Deponieabschluß

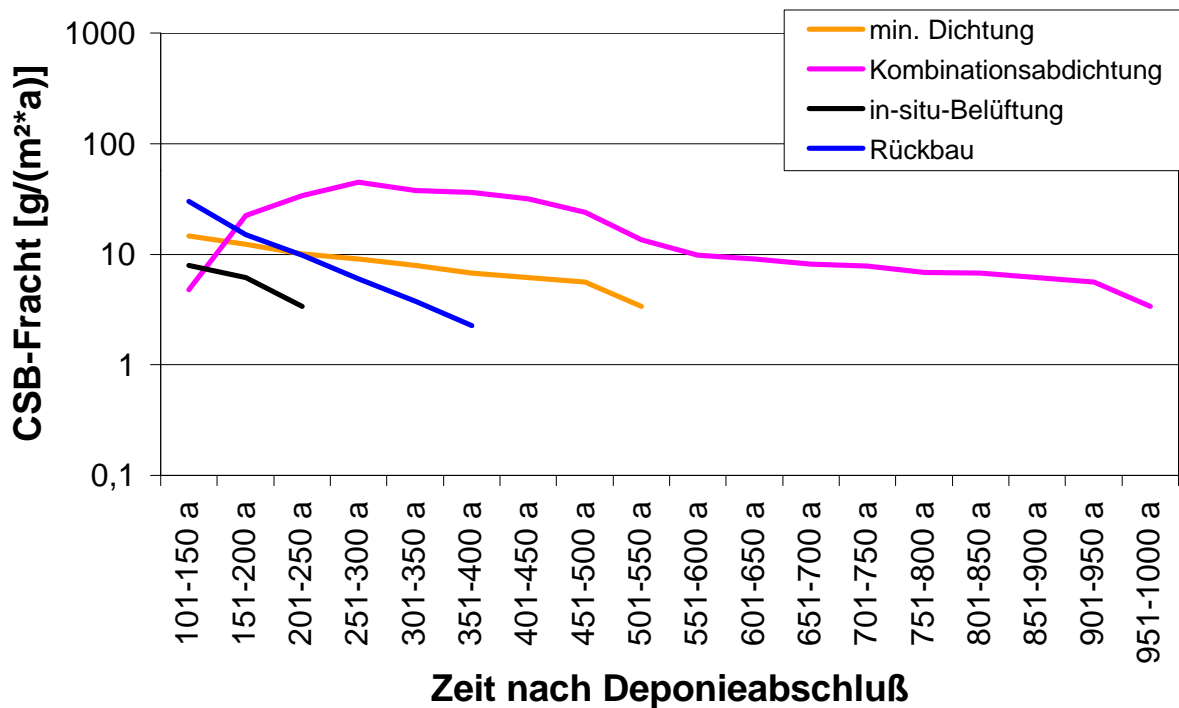


Abb. 5.8: Prognose der CSB-Frachtverläufe bei unterschiedlicher Vorgehensweise in den Jahren 101 - 1.000 nach Deponieabschluß

BEAVEN kam in seinen Ausführungen zu dem Schluß, daß bei einer Wasserrückführung von mehr als 1000 mm/a die hydraulische Leitfähigkeit des Abfalls nicht kleiner als 10^{-7} m/s und die maximale Höhe nicht mehr als 25 m sein sollte. Standsicherheitsprobleme müssen ebenfalls für die einzelne Deponie berücksichtigt werden.

Generell ist bei der Übertragung der hier dargestellten Emissionsprofile auf andere Deponien für den Parameter CSB zu bedenken, daß die in den Abb. 5.7 und Abb. 5.8 dargestellten Kurven nicht absolut sind, d. h. bei unterschiedlichen Deponien und Ausführungsvarianten können sich die Kurven gegenüber den hier dargestellten Verläufen verändern. Dies hängt nicht zuletzt auch von den bereits im Vorfeld stattgefundenen Maßnahmen zur Stabilisierung des Deponiekörpers und der Effektivität der Entgasungsanlage ab. Zudem sind auch Verfahrenskombinationen denkbar, die insgesamt eine noch effektivere Maßnahme darstellen könnten. Sich gegenseitig ergänzende und auf unterschiedlichen Standorten einsetzbaren Verfahren stellen beispielsweise die folgenden Kombinationen dar:

- a) In-Situ-Belüftung und Rückbau
- b) Auslaugung und Kombinationsabdichtung

zu a):

Das kombinierte Verfahren In-Situ-Belüftung und Rückbau würde sich auf Grund der technischen Vorgaben für den Rückbau geradezu anbieten. Für den Rückbau muß aus Arbeitsschutzgründen in jedem Fall eine Aerobisierung durchgeführt werden, so daß diese ohne großen Mehraufwand auch über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden könnte, um einen so weit wie möglich stabilisierten Deponiekörper zu erzielen. Allerdings muß dann mit einem insgesamt geringeren recycelbaren Anteil im Abfall gerechnet werden.

zu b):

Die Kombination Auslaugung und dem anschließendem Aufbringen einer Kombinationsabdichtung (ca. 50 - 70 Jahre nach Deponieabschluß) wird zu einem Deponiekörper führen, der einerseits ein bereits sehr geringes Emissionspotential aufweist und andererseits auf Grund der Oberflächenabdichtung auch nach dem allmählichen Versagen der Funktionstüchtigkeit nur geringe Emissionen in die Umwelt gelangen läßt. Letzteres stellt insbesondere für problematische Standorte eine Lösung dar. Probleme könnten hier lediglich durch eine noch vorhandene geringe Gasproduktion auftreten. Von RETTENBERGER [1999] wurde zu dieser

Problematik angeregt, die Kunststoffdichtungsbahnen nicht zu verschweißen, sondern lediglich zu überlappen, so daß dort konzentriert die noch verbliebenen geringen Deponiegasmengen entweichen können. Bei diesem Vorgehen ist jedoch fraglich, ob das Methan in einer darüber liegenden Schicht vollständig oxidiert werden kann und ob durch solch ein Vorgehen nicht doch noch größere Mengen an Niederschlagswasser in den Deponiekörper eindringen können, wodurch sich der Frachtenaustrag wieder erhöhen würde.

5.8 Die Deponie als Risikofaktor in der Literatur

Die Untersuchungen zur Risikoabschätzung von Siedlungsabfalldeponien befassen sich mit unterschiedlichen Fragestellungen dieser umfangreichen Problematik. Die von FRANKE [1997] veröffentlichte Risikobewertung von Deponien versucht das Gefährdungspotential der Deponien über die zusätzlich zu erwartenden Krebstodesfälle abzuschätzen. Franke bezieht sich dabei auf die von der US-EPA (U. S. Environmental Protection Agency) veröffentlichten Ergebnisse [US-EPA, 1991 zitiert in FRANKE, 1997], die besagen, daß 3.000 verfüllte Deponien über 300 Jahre in der gesamten USA rechnerisch insgesamt 5,7 zusätzliche Krebstodesfälle verursachen würden. Dementsprechend läge das durchschnittliche Krebsrisiko der Gesamtbevölkerung der USA unter Einbeziehung einer durchschnittlichen Lebenserwartung von 70 Jahren bei 0,006 pro Million und wird daher als gering eingestuft. Als die wesentlichen Gründe für diese niedrigen Risikowerte werden durch die US-EPA folgende genannt:

- Mehr als die Hälfte der Deponien hat keine Wohnbebauung im Umkreis von 1,6 km; für diese Deponien wurden keine Auswirkungen berechnet.
- Die Ermittlung der Auswirkungen basiert auf der durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von 400 Einwohnern pro km². Bei zunehmender Bevölkerungsdichte im Umkreis der Deponie vergrößert sich das Risiko.
- Für die Sickerwasserkonzentration wurden die Medianwerte aus der statistischen Auswertung von 44 Deponien unterstellt. Würde das 90-Perzentil zugrundegelegt, resultierten 10fach größere Auswirkungen.

FRANKE [1997] kommt bei einer ersten Abschätzung des Individualrisikos in der Bundesrepublik unter Zuhilfenahme des von der US-EPA aufgestellten Modells für das Krebsrisiko auf einen mittleren Wert von 0,034 pro Million Einwohner für die krebserzeugenden Stoffe.

Dies liegt etwas höher als der Wert für die USA, erscheint aber immer noch sehr gering. Allerdings bedürfte es Frakes Einschätzung zufolge noch der Berücksichtigung einiger Unterschiede zwischen dem Flächenland USA und der Bundesrepublik, wie z. B. der höheren Bevölkerungsdichte im Umkreis einer Deponie, der intensiveren Grundwassernutzung und nicht zuletzt den höheren technischen Anforderungen an die Gestaltung der Deponie, um eine realitätsnähere Abschätzung des Risikos für die Bundesrepublik darstellen zu können.

Ein völlig anderes Herangehen an die Problematik der Gefährdungsabschätzung wurde in einer vom bayerischen Umweltministerium in Auftrag gegebenen Studie realisiert [Bayerisches Umweltministerium, 1994]. Die Zielsetzung bestand darin, die Risiken von Deponien anhand einer Einzeldeponie unter Normalbetrieb und bei außergewöhnlichen Zuständen oder Ereignissen abzuschätzen. Hierbei wurde den Emissionswegen Luft, Wasser und Boden nachgegangen. Das Resümee der Autoren ist, daß die im Rahmen der von ihnen durchgeführten Studie unter konservativen Annahmen berechneten Auswirkungen der Deponie in einem vertretbaren Wertebereich liegen, die bei Betrachtung typischer Risiken einer hochindustrialisierten Gesellschaft auf der unteren Stufe potentieller Gefahrenschwerpunkte anzusiedeln sind. Allerdings besaß die betrachtete Deponie bereits einige technische Einrichtungen, wie z. B. eine drei-lagige Basisabdichtungsschicht mit einem k_f -Wert von 10^{-9} m/s. Diese Voraussetzung wird von einem Großteil der in dieser Arbeit untersuchten 76 Deponien nicht erfüllt.

Ein Vergleich der auf unterschiedlichem Wege und unter unterschiedlichen Zielsetzungen durchgeführten Gefährdungsabschätzungen ist nur bedingt möglich. Die jeweiligen Ziele der einzelnen Untersuchungen unter denen die Gefährdung einer Deponie abgeschätzt wird, differieren sehr stark und können z. T. auf Grund der vorliegenden Unterlagen nicht in jedem Fall komplett nachvollzogen werden. So kann z. B. nicht nachgeprüft werden, auf welche Schadstoffkonzentrationen sich das Krankheitsbild Krebs bezieht, wobei der ausschlaggebende Parameter Arsen ist. Dieser Parameter wird in bundesdeutschen Sickerwasseranalysen erst seit wenigen Jahren in beschränktem Umfang erfaßt. Zudem ist eine Wichtung dieses Kriteriums gegenüber dem Kriterium Schadstofffreisetzung bzw. Umweltbelastung nicht möglich, da es sich hier um völlig unterschiedliche Bewertungskriterien handelt. Ein direkter Vergleich mit dem in Kapitel 5.5 erstellten Emissionsprofil einer Modelldeponie oder dem Modell Metaland von BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992] ist nicht möglich.

Anhand dieser Beispiele aus der Literatur wird deutlich, daß schon die Auswahl der Bewertungskriterien Einfluß auf das Ergebnis haben können. Letztendlich wird hierdurch gezeigt, daß eine allgemeingültige Bewertung auf Grund der Heterogenität der AbfalldPONien unter der Vorgabe des Umweltschutzes nur bedingt deponieübergreifend durchführbar ist.

5.9 Konzeptvorschläge zum langfristigen Umgang mit Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden

Konzepte zum langfristigen Umgang mit Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden und die in den meisten Fällen, verglichen mit den Vorgaben der TASI über geringe technische Standards verfügen, stellen jeweils einzelfallspezifische Lösungen dar, die einen Konsens zwischen dem zum Schutz der Allgemeinheit notwendigem und dem finanziell machbaren finden müssen. Ein großes Problem stellen demzufolge die abgeschätzten Nachsorgezeiträume dar. Es erscheint vom gegenwärtigen Standpunkt aus als äußerst fraglich, ob eine Nachfolgegesellschaft oder ein privater Nachfolger eines Deponiebetreibers sich mehr als 50 - 100 Jahre um die kostenintensive Hinterlassenschaft kümmern wird. Dies haben die Erfahrungen mit den heutigen Altlasten gezeigt. Demnach müssen Konzepte vorangetrieben werden, die eine Intensivierung der im Abfallkörper stattfindenden Prozesse fördern und zu einer schnelleren Inertisierung der Deponien führen. Idealerweise sollte die Behandlungsdauer nicht länger als eine Generation erfordern. Letzteres würde bedeuten, daß die jeweilige Betreibergesellschaft oder ein privater Betreiber für die notwendigen Maßnahmen noch zur Verfügung ständen. Es erscheint langfristig nicht unwahrscheinlich, daß die Allgemeinheit für eventuelle Schadensfälle eintreten muß.

Zur frühzeitigen Intensivierung der Mineralisierungsprozesse stehen gegenwärtig die In-Situ-Belüftung und die Auslaugung in unterschiedlichen Varianten (Reinfiltration zur Steigerung der Gasproduktion, Auslaugung der eluierbaren Frachten) zur Verfügung.

Die Praktikabilität dieser Verfahren sollte vor dem Einsatz jeweils für die individuellen Standorte nachgewiesen werden. Insgesamt stellen sich hinsichtlich der Durchführung und der Auswirkungen auf die Dauer der Nachsorge noch Fragen, die erst durch die beispielhafte Durchführung der Verfahren beantwortet werden können.

Im folgenden wird ein praxisnaher Weg zum Umgang mit Deponien, die mit unvorbehandeltem Abfall verfüllt wurden, zur Diskussion gestellt. Hierzu ist es notwendig eine

Unterscheidung zwischen der rechtlichen Seite und der technischen Umsetzung vorzunehmen. Rechtlich kann davon ausgegangen werden, daß eine zeitlich unbefristete Verantwortlichkeit des Betreibers nicht verfassungskonform ist. Die TASI läßt die Frage nach der Dauer der Nachsorge offen. Somit bedarf es einer genaueren zeitlichen Festlegung hinsichtlich der Dauer der Nachsorge für den einzelnen Betreiber. Gegenüber den unter den bisherigen Randbedingungen prognostizierten Nachsorgezeiträumen von wahrscheinlich mehreren hundert Jahren erscheint ein Zeitraum von 50 - 100 Jahren für den Betreiber als durchaus zumutbar. Diese Aussage beinhaltet die Forderung während dieser Zeit ein intensives Programm zur weitreichenden Inertisierung des Deponiekörpers durchzuführen.

Eine pragmatische Möglichkeit zur Durchführung der Nachsorge sieht der folgende Vorschlag zur Gestaltung der Nachsorgephase mit unterschiedlich nachsorgeintensiven Zeiträumen vor. Für die Randbedingungen einer Deponie können die aufgeführten Maßnahmen und deren vorgeschlagene Dauer individuell angepaßt werden. Generell wird im folgenden zwischen 4 Phasen unterschieden.

DIREKT NACH ABSCHLUSS DER DEPONIE

- 30 Jahre stellen den absoluten Mindestzeitraum für die intensive Nachsorge von Deponien dar. Dies ist unabhängig von den jeweiligen Sickerwasserfrachten. Während dieses Zeitraumes muß eine weitestgehende Entfrachtung des Abfallkörpers zumindest hinsichtlich der Gasemissionen erzielt werden.
- Folgende Arbeiten sind notwendig:
 - Instandhaltung der Sickerwassersammler, regelmäßige Befahrung und Spülung der Leitungen, Reparatur;
 - Intensive Wartung der Entgasungsanlage mit wöchentlicher Messung und Regulierung durch geschultes Personal; Betrieb eines BHKW in Modulbauweise, so daß eine Umrüstung auf kleinere Module problemlos möglich wird. Nach Absinken der Mengen und der Methankonzentrationen wird das anfallende Deponiegas durch den Betrieb einer Hochtemperaturfackel thermisch entsorgt, möglicherweise geschieht dies im diskontinuierlichen Betrieb, i. d. R. keine Stützfeuerung;
 - bei Bedarf und Nachweis der Notwendigkeit Intensivierung der Entgasung durch Reinfiltrationsmaßnahmen;
 - Aufbringung einer mineralischen Abdichtung mit genügend starker

Rekultivierungsschicht, so daß Austrocknung verhindert wird (nach Aussagen von Melchior [1999] verhindert eine trockenere Einbauweise des mineralischen Materials die Austrocknung effektiv), Ansaat von Gras, kostengünstige Bewirtschaftung durch Schafhaltung; hierdurch entfällt sowohl arbeitsintensives Mähen als auch die häufig dadurch bedingte Beschädigung der technischen Einbauten.

- Die Sickerwassermenge sollte genügend hoch sein, um einen optimalen Abbau der organischen Substanz zu gewährleisten. Es werden 10 - 15 % des Niederschlages vorgeschlagen, d. h. auf die alten Bundesländer bezogen etwa ein Sickerwasseraufkommen von 100 - 200 mm/a. Das Sickerwasser muß einer Reinigung zugeführt werden.

CA. 30 JAHRE NACH ABSCHLUSS

Die Gasmenge ist erwartungsgemäß auf $< 1 \text{ m}^3/\text{t TS}$ zurückgegangen. Der aktive Entgasungszeitraum ist demnach im Regelfall abgeschlossen. Es ist sicherzustellen, daß eine optimale Restgaseliminierung durch Methanoxidation in der obersten Rekultivierungsschicht stattfinden kann.

⇒ Erhebung der SW-Qualität:

- **Fall A:** $CSB \geq 600 \text{ mg/l}$ und $NH_4-N \geq 150 \text{ mg/l}$, Voraussetzung ist, daß die SW-Menge zwischen 100 und 200 mm/a liegt.

Die Intensivierung der Entfrachtung des Abfallkörpers wird bei einer Sickerwasserqualität die dem Fall A entspricht als notwendig erachtet. Bei sehr kleinen Ablagerungen (ca. bis 200.000 m^3) wird es sich in einigen Fällen als langfristig günstiger erweisen den Abfall zurück zu bauen, so daß das Emissionspotential durch Entfernen der Stoffe in kürzester Zeit verringert wird. Der Rückbau stellt eine nachhaltige Maßnahme zur Verkürzung der Nachsorgephase dar. Wird eine intensivere Nutzung der ehemaligen Deponiefläche geplant, so ist dies die weitaus empfehlenswerteste Methode.

Des weiteren bieten sich folgende Verfahren zur weiterführenden Inertisierung der Deponie an:

Aerobisierung des Deponiekörpers

- 5 Jahre lang wird Atmosphärenluft in den Deponiekörper eingeblasen, um ein aerobes Milieu zu etablieren. Unter diesen Bedingungen vollziehen sich die Umsetzungsprozesse sehr viel schneller, da der Energieertrag aerober Prozesse i. d. R. höher ist.
- In einem auf 5 Jahre begrenzten Übergangszeitraum stellt sich wahrscheinlich das vorhergehende Milieu langsam wieder ein. Hieran schließt sich eine Überprüfung der Sickerwasserqualität an.
- Entspricht die Sickerwasserqualität bereits den Anforderungen des Anhangs 51 kann das Sickerwasser direkt einem geeigneten Vorfluter zugeführt werden.
- Entspricht die Qualität diesen Kriterien noch nicht, so muß entweder eine weitere Aerobisierungsphase oder eine Auslaugung durch eine verstärkte Reinfiltration durchgeführt werden.

Auslaugung des Körpers

- 1-2-fache Volumen des Abfallkörpers wird in Form von Wasser innerhalb eines 20-jährigen Zeitraums in die Deponie zurückgeführt. Die Voraussetzung ist ein intaktes Sickerwassersammlersystem. In diesem Zeitraum ist eine Sickerwasseraufbereitungsanlage vorzuhalten. Für einen 15 - 20 m hohen Abfallkörper ($0,7 \text{ t/m}^3$, 30 % Wassergehalt) würde dies eine zurückgeführte Menge von $750 - 2.000 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bedeuten. Während der Rückführung ist auf die Gewährleistung der Standfestigkeit zu achten.
- Nach ca. 20 Jahren wird der Abfallkörper nach einer Übergangszeit wiederum ohne Rückführung betrieben. Die Sickerwassermengen sollten auf $100 - 150 \text{ mm/a}$ eingestellt werden.
- Das anfallende Sickerwasser muß gereinigt werden.

→ **Fall B):** $CSB < 600 \text{ mg/l}$ und $NH_4-N < 150 \text{ mg/l}$ Voraussetzung ist, daß die SW-Menge zwischen 100 und 150 mm/a liegt.

Entspricht die Sickerwasseranalyse den unter Fall B angegebenen Konzentrationen, so muß das Sickerwasser lediglich weiter gefaßt und gereinigt werden. Nach den bisherigen Erfahrungen wird dies in den meisten Fällen die kommunale Kläranlage übernehmen, wenn die

Grenzwerte für die Indirekteinleitung auch noch nicht eingehalten werden. Weitere aufwendige Verfahren zur Intensivierung (siehe Fall A) werden nur in Einzelfällen, z. B. bei sensibler Folgenutzung, für notwendig erachtet.

CA. 50 JAHRE NACH ABSCHLUSS DER DEPONIE:

- Durchführung einer abschließenden Beprobung des Deponiekörpers zur Prognose des gegenwärtigen Emissionspotentials. Diese hat um so intensiver zu erfolgen, d. h. es sollten um so mehr Proben gewonnen werden, je lückenhafter die Dokumentation der Emissionssituation bis zu diesem Zeitpunkt ist. Die dadurch erhaltenen Abfallproben können durch den Gärttest und durch Elutionsversuche näher charakterisiert werden. In Einzelfällen kann auch die Durchführung von 1-jährigen DSR-Versuchen zielführend sein.
- Erstellung einer Gefährdungsabschätzung für jede Deponie. Hierbei ist darauf zu achten, daß eine intensive Auseinandersetzung mit der Historie und der Dokumentation der Überwachung erfolgt.
- Ergebnisse der Untersuchungen:

geringes Restemissionspotential:

- Das Restgaspotential liegt bei ≤ 15 l/kg TS.
 - Die Sickerwasserfracht liegt unter den vorgegebenen Randbedingungen im unteren Bereich der in Tab. 5.3 zur Diskussion gestellten Richtwerte.
 - Endgültige Rekultivierung der Deponieoberfläche mit z. B. Anpflanzung von Bäumen und Sträuchern oder falls für weitere Nutzung als notwendig erachtet Aufbringen einer Kombinationsabdichtung oder Kunststoffdichtungsbahn zur mittelfristigen Sicherung eines minimalen Frachtenaustrages. Möglicherweise sind durch das Aufbringen der Abdichtungen je nach Nutzung noch weitere Sicherungsmaßnahmen notwendig, wie z. B. Gaswarngeräte in Gebäuden etc.
 - Sicherheitsleistung an den rechtlichen Nachfolger, der die zukünftige Haftung übernimmt.
- ⇒ Entlassung der Deponie aus der Nachsorge. Sickerwasser wird solange die Sammler noch funktionstüchtig sind in den nächsten Vorfluter geleitet.
- ⇒ Zukünftige Handlungsweise basiert auf dem Prinzip der Gefahrenabwehr statt wie bisher auf dem Vorsorgeprinzip.

hohes Restemissionspotential:

- Das Restgaspotential liegt bei ≤ 40 l/kg TS.
 - Die Sickerwasserfracht liegt unter den vorgegebenen Randbedingungen über dem Bereich der in Tab. 5.2 dargestellten Richtwerte.
 - Sickerwasser muß noch auf weitere Jahrzehnte gereinigt werden. Dies bedeutet zudem eine weitere Kontrolle und Reparatur der Sickerwassersammler.
 - 100 Jahre nach Abschluß, endgültige Entlassung des Betreibers aus der Nachsorge in Verbindung mit Sicherheitsleistung an den rechtlichen Nachfolger.
- ⇒ Zukünftige Handlungsweise basiert auf dem Prinzip der Gefahrenabwehr statt wie bisher auf dem Vorsorgeprinzip.
- ⇒ Sickerwasser muß weiterhin erfaßt und gereinigt werden.

Eine weitere Alternative zu den bereits beschriebenen einzelnen Verfahren stellt eine für den jeweiligen Standort sinnvolle Kombination dieser Maßnahmen dar (hierzu siehe auch Kapitel 5.7).

Im Rahmen der vorgeschlagenen Vorgehensweise umfaßt die Nachsorgephase für den Deponiebetreiber maximal 100 Jahre. Innerhalb dieses Zeitraums ist er verpflichtet, die Emissionen der Deponie soweit wie möglich zu verringern (Stand der Technik) und die Überwachungseinheiten instand zu halten. Betreiber mit einer vorbildlichen Dokumentation ihrer Überwachung profitieren sowohl durch den nachvollziehbaren und belegbaren Emissionsverlauf als auch durch die geringeren Auflagen bei der Beprobungsdichte im Rahmen der Gefährdungsabschätzung. Schäden, die nach dem Zeitraum von 100 Jahren noch auftreten, können durch den Betreiber finanziell nicht mehr abgedeckt werden. Rechtlich ist eine Haftung über einen unendlich langen Zeitraum wahrscheinlich nicht durchsetzbar. In einigen Fällen muß auf Grund der abgelagerten Abfälle oder der spezifischen Standortbedingungen damit gerechnet werden, daß eine Überwachung und Wartung auf unbestimmte Zeit durch den Rechtsnachfolger notwendig sein wird, um schädliche Auswirkungen auf die Umwelt zu vermeiden.