

4 Ergebnisse

Inhaltsverzeichnis

Ziel der Auswertungen ist die auf realen Daten beruhende qualitative Prognose der Nachsorgephase für Deponien und die Abschätzung ihrer Dauer unter unterschiedlichen Voraussetzungen. Hierzu wurden die in ihrem Umfang und ihrer Qualität sehr unterschiedlichen Überwachungsdaten von 76 Deponien, die mit unvorbehandelten, einen hohen Anteil organischer Substanzen enthaltenden Abfällen verfüllt wurden, gesichtet, gewichtet und bewertet. Somit können über den jeweiligen Einzelfall hinaus Aussagen über das zukünftig zu erwartende Verhalten der Deponien getroffen werden.

4.1 Sickerwasserqualität

Die Sickerwasserqualität ist ein analytisch meßbarer Indikator für den biochemischen Zustand weiter Teile einer Deponie. Die Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe können hohe Schwankungsbreiten aufweisen. Dieser Sachverhalt läßt sich auf mehrere Faktoren zurückführen. Hierzu zählen die Heterogenität des Abfalls, das jeweilige Niederschlagsaufkommen, welches durch die offenen Abfallflächen unterschiedlicher Größe versickern kann, die bevorzugten Wasserwegsamkeiten im Abfall und die Einbautechnik. Im nachhinein ist eine eindeutige Zuordnung der einzelnen Ursachen zu den Überwachungsdaten nur in Einzelfällen möglich.

4.1.1 Schwankungsbreite der Einzelwerte für ausgewählte Parameter

Zur Darstellung der Schwankungsbreite der Parameter pH-Wert, CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, AOX, Chlorid und Cadmium sind in den Abb. 4.1 - 4.6 die Einzelkonzentrationen der Deponien dargestellt. Diese Parameter wurden ausgewählt, um ein erstes Bild über den Zustand der Deponien zu vermitteln. Hierbei wurden nur Daten von Deponien ohne Sickerwasserfremdbeeinflussung berücksichtigt. Ältere Deponien bzw. Deponieabschnitte mit zu Beginn der Verfüllung häufig höheren organischen Sickerwasserbelastungen wurden hingegen bei der Einzelwertdarstellung mit einbezogen. Die jeweiligen Konzentrationen sind dem SW-Abschnittsalter gegenübergestellt. Das SW-Abschnittsalter weicht in einigen Fällen vom gesamten Deponiealter ab, da ältere Deponien noch Abschnitte ohne Entwässerungssystem besitzen, deren Alter unberücksichtigt bleibt. Die auftretenden Schwankungsbreiten im Rahmen dieser Darstellungsform sind nicht nur auf die bereits oben genannten Ursachen zurückzuführen, sondern kommen auch durch die unterschiedlichen Laufzeiten der Deponien zustande.

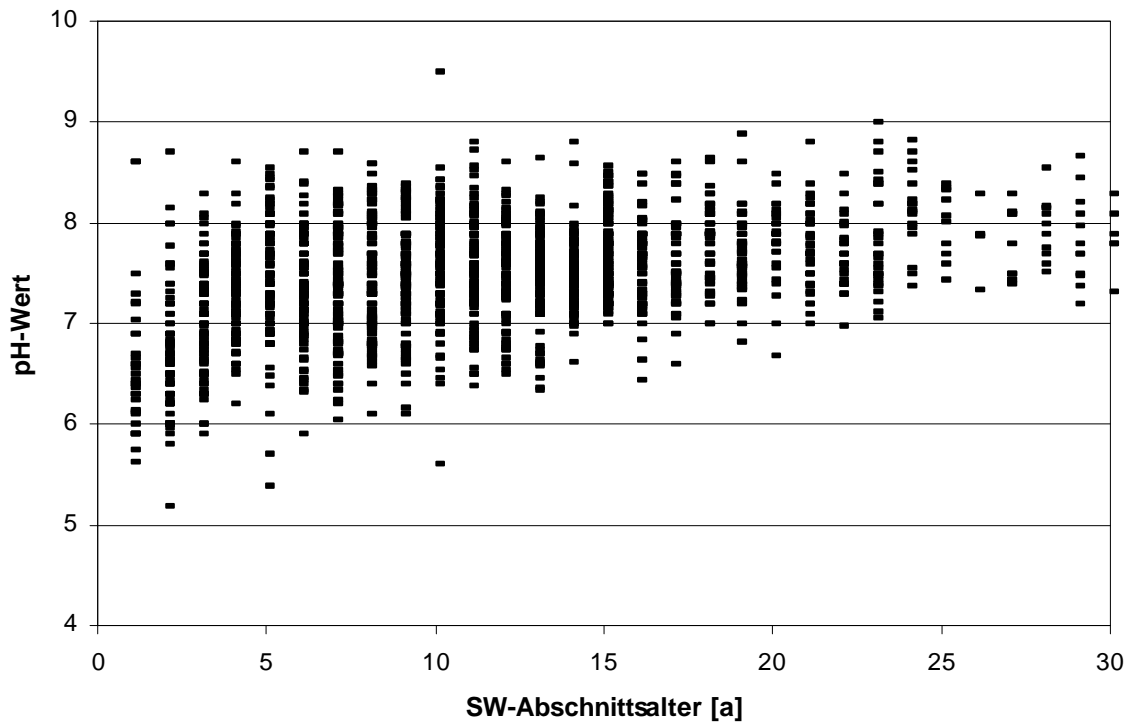


Abb. 4.1: Darstellung der Einzelwerte für den Parameter pH-Wert.

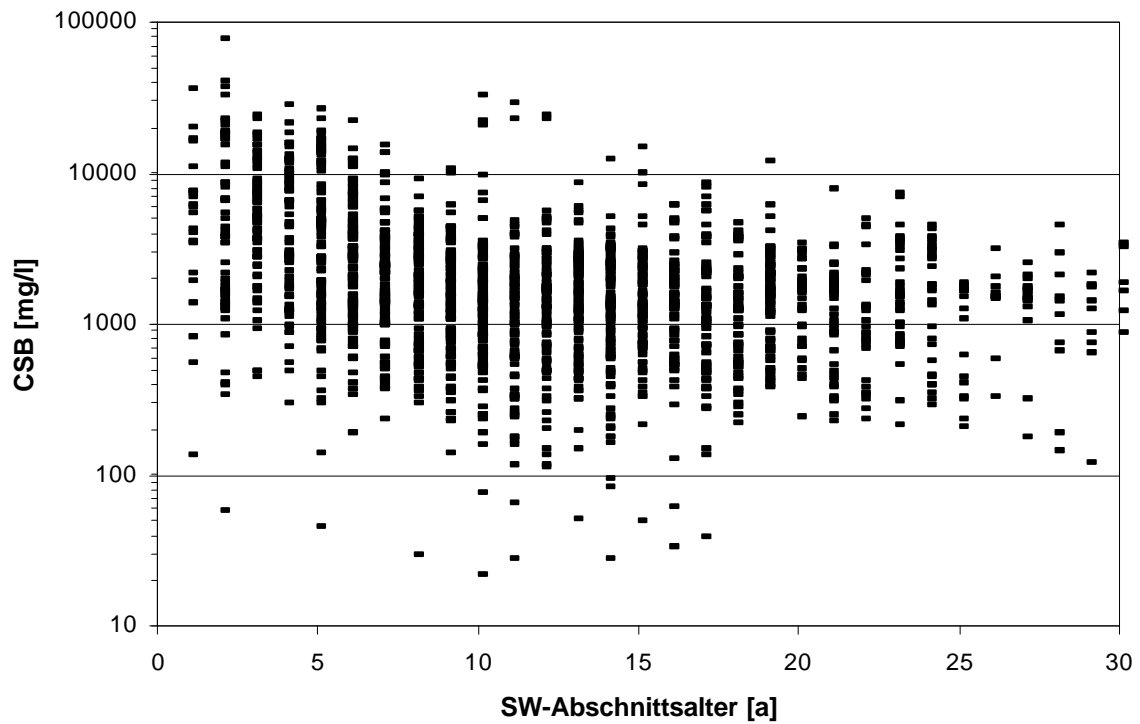


Abb. 4.2: Darstellung der Konzentrationen des Parameters CSB als Einzelwerte der Deponien

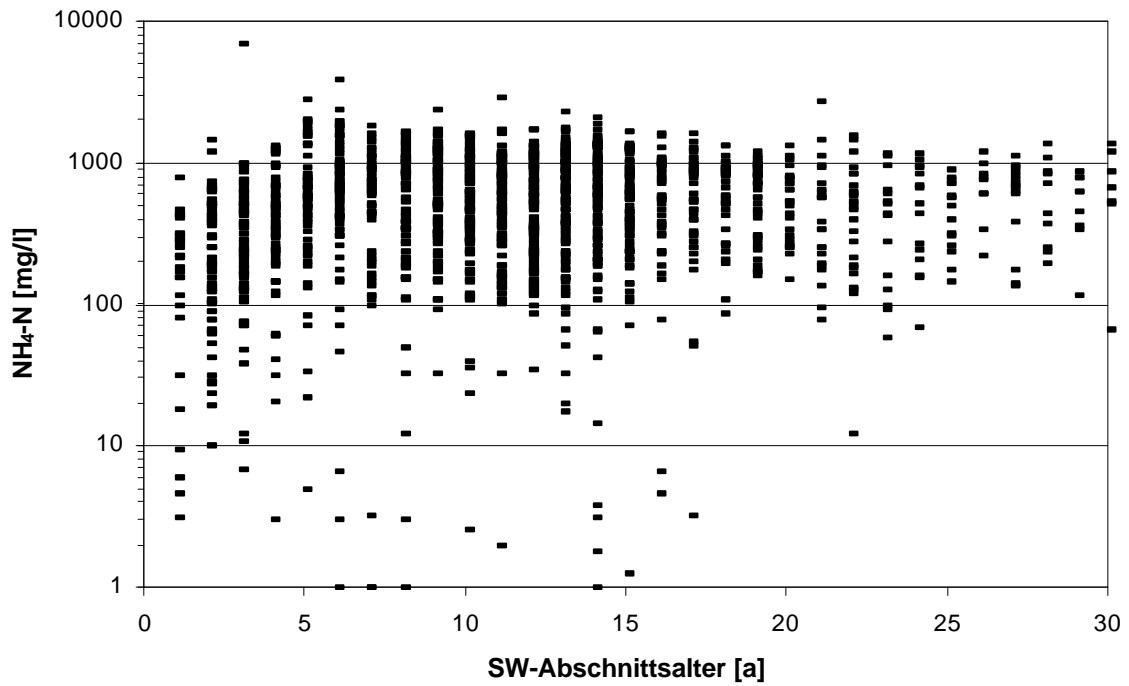


Abb. 4.3: Darstellung der Konzentrationen des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ als Einzelwerte der Deponien

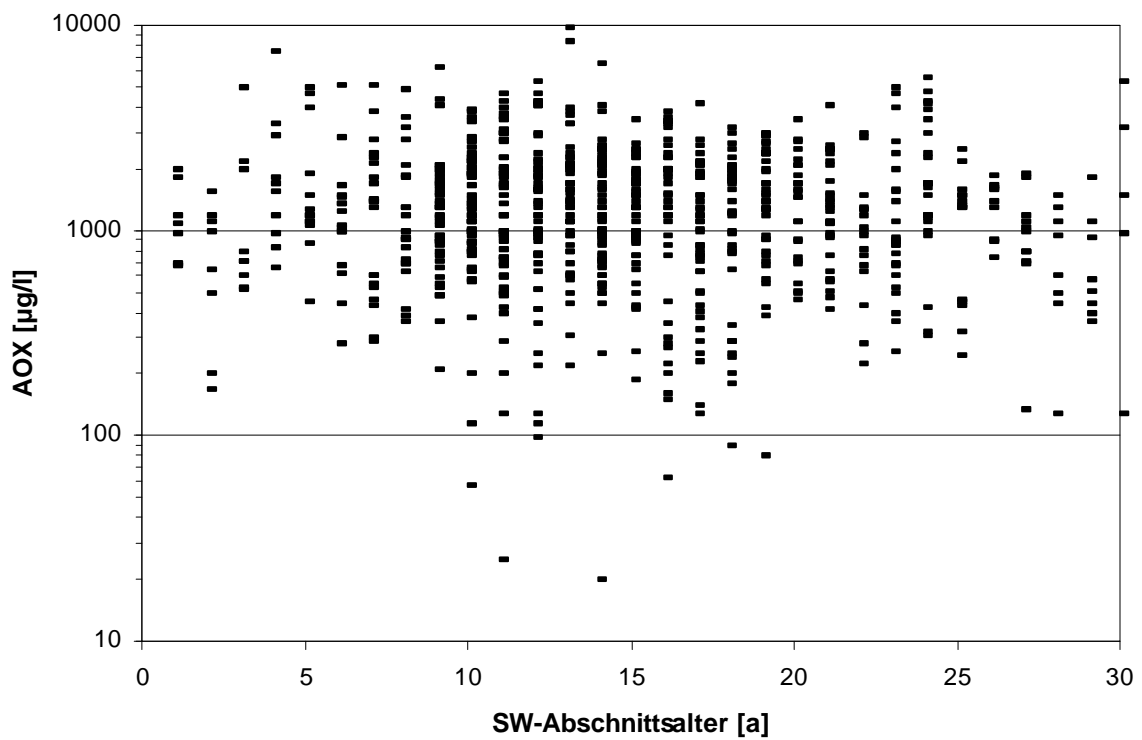


Abb. 4.4: Darstellung der Konzentrationen des Parameters AOX als Einzelwerte der Deponien

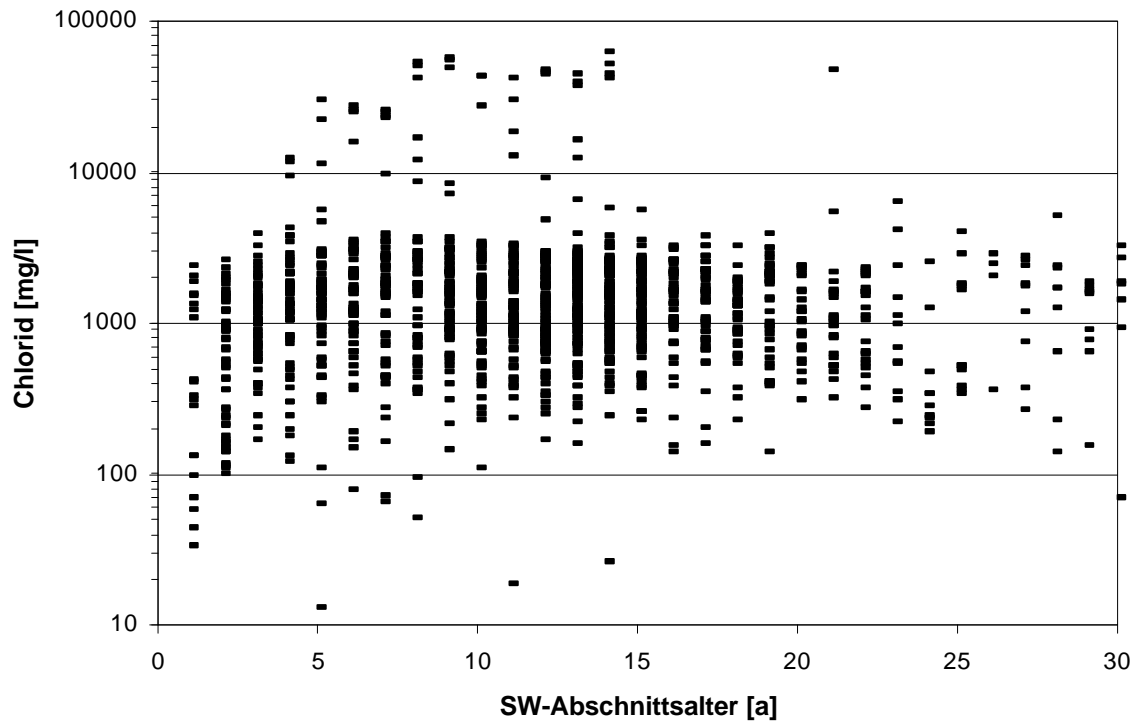


Abb. 4.5: Darstellung der Konzentrationen des Parameters Chlorid als Einzelwerte der Deponien

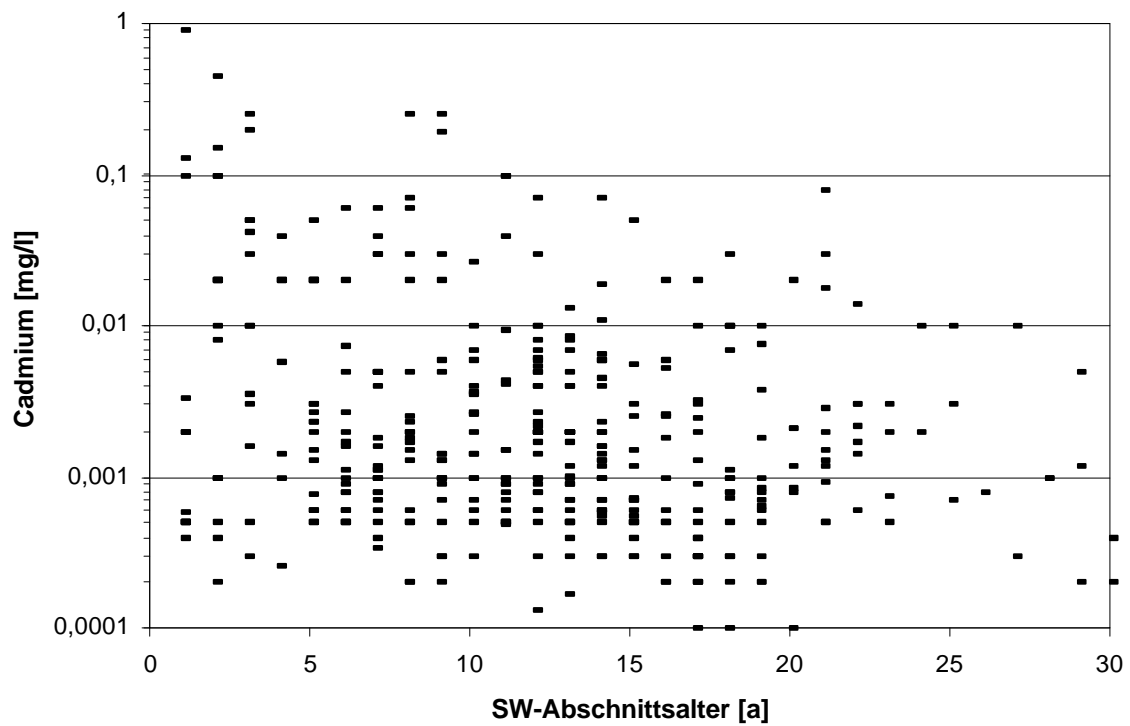


Abb. 4.6: Darstellung der Konzentration des Parameters Cadmium als Einzelwerte der Deponien

Dadurch überschneiden sich Konzentrationen von Deponien, die noch mit frischem Abfall verfüllt werden, mit Konzentrationen von Deponien, die bereits seit einiger Zeit endverfüllt sind. Es kommt zu einer hohen Schwankungsbreite der Konzentrationen der einzelnen Parameter. Zudem geben Einzelwerte nur eine Momentaufnahme wider. Bereits innerhalb eines Jahres können sehr hohe Schwankungen für ein und denselben Parameter ermittelt werden.

pH-Wert

Die Abb. 4.1 zeigt die pH-Werte der Deponien anhand der Einzelwerte. In den ersten zwei Jahren befindet sich die Mehrzahl der Einzelwerte bei einem pH-Wert < 7 , d. h. es herrscht im Abfallkörper zumindest zeitweilig ein saures Milieu vor. Ein pH-Wert < 7 kennzeichnet die saure Gärungsphase (siehe auch Kapitel 2.2). Im Laufe der Zeit nimmt der Anteil der pH-Werte ≥ 7 ständig zu und nach etwa 15 Jahren gibt es nur noch vereinzelt pH-Werte, die < 7 sind. Die übrigen pH-Werte befinden sich zu diesem Zeitpunkt im neutralen bis leicht alkalischen Bereich. Die in späteren Jahren gemessenen pH-Werte < 7 sind häufig auf Deponien anzutreffen, deren Sickerwasser aus mehreren unterschiedlich alten Abschnitten gemeinsam erfaßt und beprobt wird. Diese Vorgehensweise führt dazu, daß bei Inbetriebnahme eines neuen Abschnittes und dem damit verbundenen Anstieg der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe sich auf Grund der Vermischung der unterschiedlich alten Wässer das gesamte Sickerwasser nachhaltig verändert.

CSB

Die Einzelwerte der CSB-Konzentrationen sind in Abb. 4.2 dargestellt. In der sauren Gärungsphase zu Beginn der Ablagerung liegt der Hauptanteil der CSB-Konzentrationen bei < 10.000 mg/l. Viele Einzelwerte älterer Deponien und Deponieabschnitte liegen auch noch deutlich darüber. In diesem Konzentrationsbereich machen sich die Einzelwerte der alten Deponien bzw. Deponieabschnitte (Beginn der Verfüllung Anfang der siebziger Jahre) überdurchschnittlich bemerkbar. Nach bereits 7 Jahren treten Konzentrationen im Bereich > 10.000 mg/l nur noch vereinzelt auf. Die Mehrzahl der Werte liegt um $1.000 - 3.000$ mg/l, z. T. auch noch deutlich darunter.

NH₄-N

Die gemessenen Einzelwerte der NH₄-N-Konzentrationen befinden sich in den ersten Jahren in einem Konzentrationsbereich merklich < 1.000 mg/l. Erst danach steigen die Konzentrationen auf Werte von $1.000 - 2.000$ mg/l an. Der Anstieg der NH₄-N-Konzentrationen erfolgt

hierbei ungefähr parallel zum Anstieg des pH-Wertes. Ein ähnliches Phänomen wurde von KRUSE [1994] berichtet. Er beobachtete bei Versuchen mit Deponiesimulationsreaktoren eine signifikante Änderung in den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen nach Anstieg des pH-Wertes. Allerdings wurden von Kruse auch bereits vorher größere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen dokumentiert. Die Mehrheit der ermittelten Konzentrationen befindet sich im Bereich 100 - 1.000 mg/l. Eine deutliche Abnahme der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen bis zum Zeitpunkt 30 Jahre ist bei den vorgestellten Daten nicht beobachtbar.

AOX

Der Parameter AOX ist wie der CSB ein Summenparameter. Er umfaßt die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen. Im Gegensatz zu den bereits vorgestellten Parametern besteht hier in den ersten Jahren ein Mangel an Daten. Eine eindeutige Tendenz kann anhand der Einzelwerte nicht aufgezeigt werden. Der größte Anteil der Konzentrationen befindet sich im Bereich zwischen 500 und 3.000 $\mu\text{g/l}$.

Chlorid

Der prominenteste Vertreter der Anionen ist der Parameter Chlorid. Die Chloridkonzentrationen verteilen sich bis auf Daten einzelner Deponien auf den Bereich 500 - 3.000 mg/l. Die signifikant höheren Konzentrationen (>10.000 mg/l) sind auf einzelne Deponien mit hohem Anteil an Industrieabfall bzw. MVA-Aschen zurückzuführen. Eine klare Tendenz ist anhand der Darstellung der Einzelwerte nicht erkennbar.

Cadmium

Das Cadmium als Vertreter der Schwermetalle ist durch eine deutlich geringere Datenmenge als die übrigen Parameter gekennzeichnet. Der Hauptanteil der Konzentrationen befindet sich im Bereich 0,0005 - 0,01 mg/l. Im Laufe der Zeit ist eine Abnahme der Konzentrationen ersichtlich. Insgesamt befinden sich die Konzentrationen auf einem niedrigen Niveau.

4.1.2 Mittlere Konzentrationen der Parameter innerhalb vorgegebener Zeitintervalle

In den Tab. 4.1 bis Tab. 4.4 sind die Mittelwerte der Konzentrationen einzelner Sickerwasserparameter für die Zeitintervalle 1-5 Jahre, 6-10 Jahre, 11-20 Jahre und 21-30 Jahre dargestellt. Die Jahresangaben entsprechen dem SW-Abschnittsalter. Mit Hilfe dieser

Auswertungen werden Aussagen über das gegenwärtig zu erwartende Sickerwasserverhalten einer sich in Betrieb befindlichen Deponie getroffen. Aus diesem Grund sind nicht alle Deponiedaten in die Mittelwertbildung eingegangen. Sowohl Daten sehr alter Deponien als auch Daten von Deponien, die über einen überproportional hohen Anteil an Inertstoffen als Abfall verfügen und Deponien, bei denen eine Sickerwasserbeeinflussung zu besorgen ist, wurden bei der Berechnung des jeweiligen Mittelwertes pro Parameter und Zeitintervall nicht berücksichtigt.

Um zu zeigen wie sich ältere und jüngere Deponien in ihrem Verhalten hinsichtlich des Parameters CSB unterscheiden, werden in den Abb. 4.7 und 4.8 zunächst Konzentrationsverteilungskurven der Einzelwerte dargestellt. Die Abb. 4.7 dokumentiert die Konzentrationsverteilung in unterschiedlichen Zeiträumen von älteren Deponien, vor allen aus den siebziger Jahren. Abb. 4.8 umfaßt die CSB-Konzentrationsverteilung von jüngeren Deponien, aus den achtziger und neunziger Jahren. Der Unterschied zwischen beiden Abbildungen ist am deutlichsten anhand der Konzentrationsverteilung während der Zeitspanne 1-5 Jahre zu ersehen. Hier setzen sich die CSB-Werte der älteren Deponien bis zu 50 % aus Werten $> 5.000 \text{ mg/l}$ zusammen, wohingegen diese Konzentrationshöhe bei den jüngeren Deponien (Abb. 4.8) einen Anteil von 30 % erzielt.

Eine weitere Information beinhaltet der Vergleich der Abb. 4.8 (CSB) und 4.9 ($\text{NH}_4\text{-N}$). Sie zeigen die Verteilung der einzelnen Konzentrationswerte in den unterschiedlichen Zeitintervallen und die dabei auftretenden Unterschiede zwischen verschiedenen Parametern auf. Beim CSB ist eine Abnahme der Konzentration über die Zeit bereits anhand der Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte zu beobachten. Der Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ weist im Zeitintervall 1-5 Jahre hingegen die geringsten Konzentrationen auf. Dies entspricht dem jeweiligen Konzentrationsverlauf, der bereits anhand der Abbildungen der Einzelkonzentrationen (Abb. 4.2 und 4.3) dargestellt wurde und spiegelt sich auch in den Mittelwerten in Tab. 4.1 - 4.4 wider.

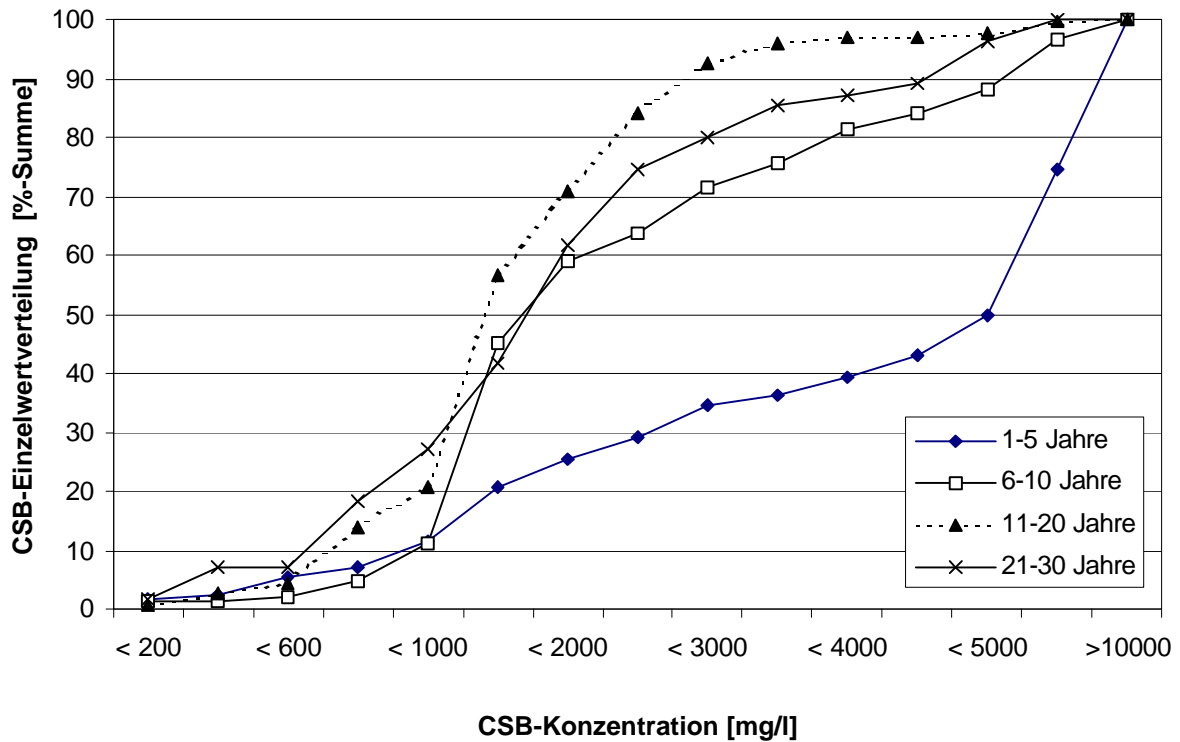


Abb. 4.7: CSB-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (älterer Deponien)

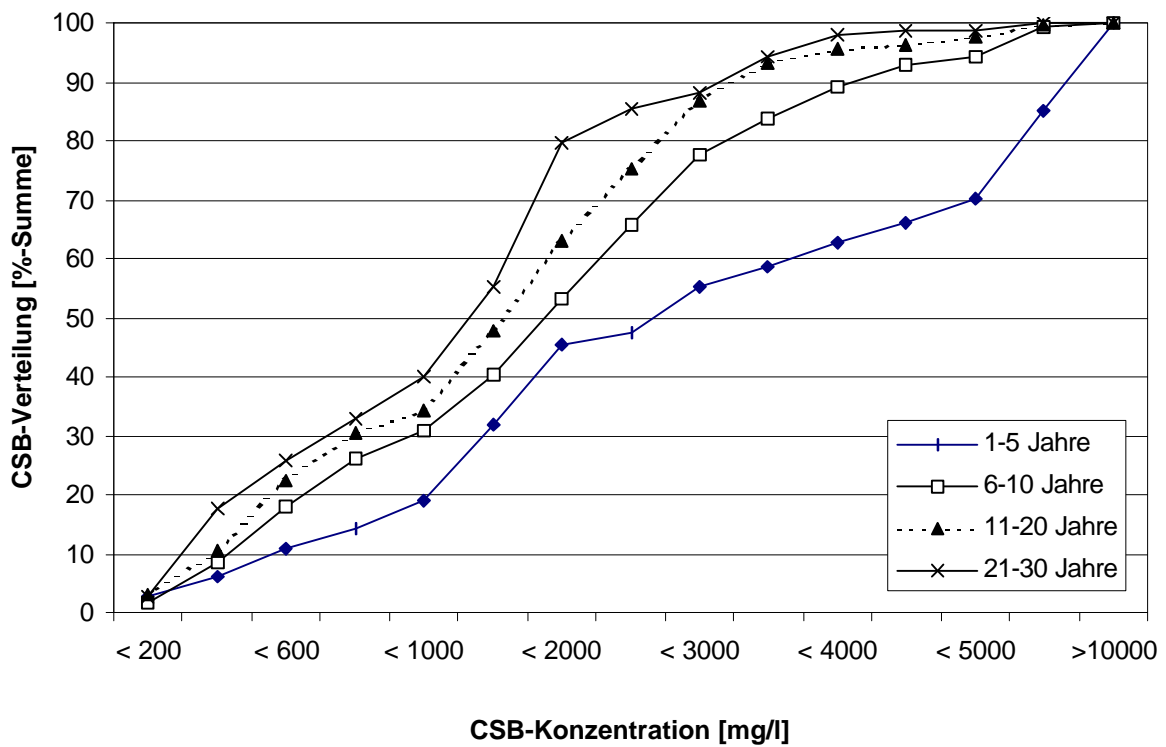


Abb. 4.8: CSB-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien)

Zudem ist zu beobachten, daß die Verteilung von Konzentrationen aus dem unteren Konzentrationsbereich nahezu bei allen Zeitintervallen gleich stark vertreten ist. Die einzige Ausnahme bildet die Kurve des Zeitintervalls 1 - 5 Jahre in Abb. 4.9. Hier ist der Anteil der Konzentrationswerte im unteren Bereich erhöht. Dies ist auf das biochemische Verhalten des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ zurückzuführen. Der Parameter CSB umfaßt generell ein sehr viel größeres Konzentrationsspektrum als $\text{NH}_4\text{-N}$. Zudem ist die Verteilung der Einzelkonzentrationen für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ gleichmäßiger über den jeweils vorgegebenen Wertebereich verteilt als beim Parameter CSB.

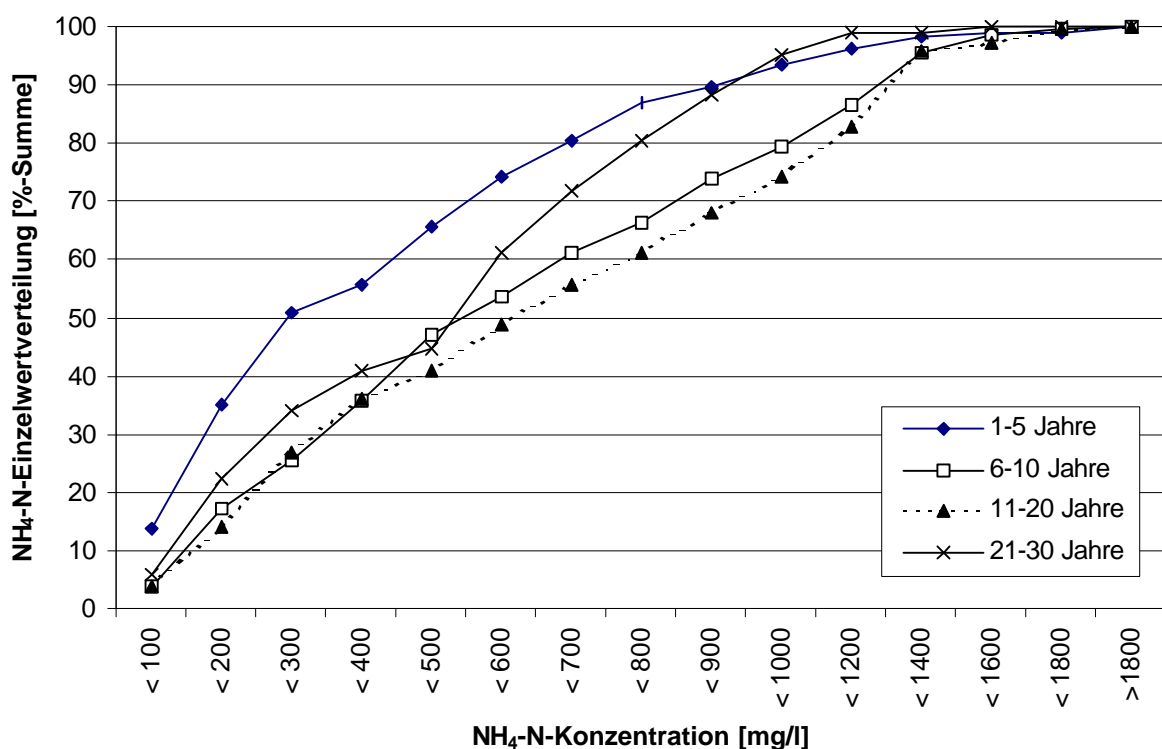


Abb. 4.9: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien)

Im Gegensatz zu den erläuterten Abbildungen sind anhand der Tab. 4.1 - 4.4 die zu erwartenden charakteristischen Konzentrationen bzw. auch deren jeweiligen Schwankungsbreiten in den unterschiedlichen Zeiträumen für die jeweiligen Parameter zu ersehen. Bei der Angabe der jeweiligen parameterspezifischen Minima fanden sehr stark von der Masse abweichende Werte keine Berücksichtigung, da sie keine Aussage über das zu erwartende Deponieverhalten beinhalten. Aus den Abb. 4.8 und 4.9 ist allerdings zu entnehmen, daß sehr kleine

Konzentrationen in jedem Zeitintervall zu beobachten sind. Es ist aber unklar, worauf sie zurückzuführen sind. Dieses Phänomen allein auf eine fehlerhafte Probenahme zu reduzieren, erscheint auf Grund der Prozentanteile als nicht ausreichend. Die genauen Gründe und Ursachen für den jeweiligen Einzelfall bleiben offen. Somit kann beim Vergleich der Sickerwasseranalysen aus mehreren Jahren mit einzelnen sehr geringen Konzentrationen gerechnet werden, allerdings bedeutet das vereinzelt Auftreten geringer Konzentrationen nicht gleichzeitig, daß auch weiterhin mit geringen Konzentrationen gerechnet werden kann.

Tab. 4.1: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 1-5 einer Deponie bzw. eines neu eröffneten Abschnitts.

Parameter	Einheit	Mittelwert 1-5 Jahre	Maximum 1-5 Jahre	Minimum 1-5 Jahre	Anzahl der Deponien	Anzahl der Einzeldaten
pH-Wert	-	7,3	8,7	5,4	16	173
Leitfähigkeit	µS/cm	9280	23300	1370	15	172
CSB	mg/l	3810	22700	303	15	147
BSB ₅	mg/l	2285	16000	106	15	122
TOC	mg/l	1235	7725	159	12	104
NH ₄ -N	mg/l	405	7000	18	16	124
NO ₃ -N	mg/l	3,6	26	0,08	15	83
NO ₂ -N	mg/l	0,064	0,3	0,01	15	63
AOX	µg/l	2765	7500	452	7	21
Chlorid	mg/l	1300	11950	140	15	110
Sulfat	mg/l	98	400	19	13	83
Sulfid	mg/l	5,6	21	0,532	5	12
Natrium	mg/l	815	2200	112	11	51
Kalium	mg/l	1220	2200	240	5	27
Magnesium	mg/l	290	612	98	6	27
Calcium	mg/l	375	2290	46	12	48
Mangan	mg/l	3,9	43	0,055	13	63
Eisen	mg/l	50	550	0,1	14	83
Blei	mg/l	0,156	0,92	0,005	11	38
Zink	mg/l	1,1	24	0,02	14	67
Cadmium	mg/l	0,011	0,05	0,0002	10	30
Nickel	mg/l	0,199	1,4	0,02	13	56
Kupfer	mg/l	0,711	40	0,003	13	57
Chrom	mg/l	0,156	0,48	0,013	14	57
Arsen	mg/l	0,015	0,03	0,003	5	7
Bor	mg/l	5,9	15	0,4	5	15

Tab. 4.2: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 6-10 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt

Parameter	Einheit	Mittelwert 6-10 Jahre	Maximum 6-10 Jahre	Minimum 6-10 Jahre	Anzahl der Deponien	Anzahl der Einzeldaten
pH-Wert	-	7,5	8,7	6,4	26	300
Leitfähigkeit	µS/cm	12160	51400	1030	24	337
CSB	mg/l	3255	22500	194	26	359
BSB ₅	mg/l	1210	64880	20	26	192
TOC	mg/l	845	4930	65	20	219
NH ₄ -N	mg/l	600	2360	71,4	25	228
NO ₃ -N	mg/l	7,6	160	0,08	21	114
NO ₂ -N	mg/l	0,63	11,7	0,01	18	77
AOX	µg/l	1930	6200	282	15	104
Chlorid	mg/l	2135	28000	172	25	182
Sulfat	mg/l	146	1810	4	21	109
Sulfid	mg/l	6,1	47	0,04	11	30
Natrium	mg/l	1125	4700	146	17	90
Kalium	mg/l	910	1850	110	12	75
Magnesium	mg/l	205	1167	32	13	78
Calcium	mg/l	465	10000	44	19	105
Mangan	mg/l	2,5	95	0,12	21	90
Eisen	mg/l	29,5	1383	0,35	23	142
Blei	mg/l	0,056	0,317	0,005	18	61
Zink	mg/l	1,5	125	0,016	23	148
Cadmium	mg/l	0,0058	0,1925	0,0002	16	55
Nickel	mg/l	0,249	10,6	0,012	21	123
Kupfer	mg/l	0,115	3,3	0,002	19	91
Chrom	mg/l	0,224	2,57	0,02	21	114
Arsen	mg/l	0,021	0,097	0,002	13	58
Bor	mg/l	6	43	0,26	13	72

Tab. 4.3: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 11-20 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt

Parameter	Einheit	Mittelwert 11-20 Jahre	Maximum 11-20 Jahre	Minimum 11-20 Jahre	Anzahl der Deponien	Anzahl der Einzeldaten
pH-Wert	-	7,6	8,9	6,4	27	484
Leitfähigkeit	µS/cm	10610	40300	1100	27	536
CSB	mg/l	1830	29150	120	26	613
BSB ₅	mg/l	465	25800	10	26	397
TOC	mg/l	520	2600	41	24	339
NH ₄ -N	mg/l	555	2870	33	28	493
NO ₃ -N	mg/l	11,7	200	0,08	28	280
NO ₂ -N	mg/l	0,54	9,1	0,01	24	194
AOX	µg/l	1505	5300	130	25	242
Chlorid	mg/l	1760	13000	154	27	404
Sulfat	mg/l	92,5	556	2,2	25	236
Sulfid	mg/l	2	40	0,04	11	27
Natrium	mg/l	905	4400	100	25	190
Kalium	mg/l	695	1900	100	21	119
Magnesium	mg/l	145	593	50	20	119
Calcium	mg/l	325	5000	12	25	196
Mangan	mg/l	1,1	38,4	0,05	25	174
Eisen	mg/l	16,5	825	0,56	26	288
Blei	mg/l	0,067	1,3	0,005	21	150
Zink	mg/l	0,53	43,5	0,01	26	309
Cadmium	mg/l	0,0039	0,07	0,00013	19	110
Nickel	mg/l	0,135	1,93	0,007	26	233
Kupfer	mg/l	0,062	1,03	0,0025	26	187
Chrom	mg/l	0,164	1,16	0,006	26	240
Arsen	mg/l	0,042	0,37	0,001	20	119
Bor	mg/l	5,6	18	0,36	18	91

Tab. 4.4: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 21-30 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt

Parameter	Einheit	Mittelwert 21-30 Jahre	Maximum 21-30 Jahre	Minimum 21-30 Jahre	Anzahl der Deponien	Anzahl der Einzeldaten
pH-Wert	-	7,7	9	7,0	5	100
Leitfähigkeit	µS/cm	12930	109000	1602	5	117
CSB	mg/l	1225	6997	123	5	147
BSB ₅	mg/l	290	1100	12	6	95
TOC	mg/l	475	1120	35	5	39
NH ₄ -N	mg/l	445	1571	66,5	6	105
NO ₃ -N	mg/l	9,2	64	0,113	6	61
NO ₂ -N	mg/l	0,84	7,18	0,036	6	54
AOX	µg/l	1130	5600	130	4	117
Chlorid	mg/l	1025	2880	157	6	76
Sulfat	mg/l	83	490	5,2	6	101
Sulfid	mg/l	1,1	4,8	0,04	3	14
Natrium	mg/l	645	1500	74	6	41
Kalium	mg/l	595	1268	97	5	24
Magnesium	mg/l	115	221	43	5	30
Calcium	mg/l	155	863	71	6	50
Mangan	mg/l	0,91	5,7	0,21	6	34
Eisen	mg/l	12,5	189	0,4	6	47
Blei	mg/l	0,034	0,19	0,005	5	20
Zink	mg/l	0,538	9	0,05	6	98
Cadmium	mg/l	0,0028	0,018	0,0002	6	21
Nickel	mg/l	0,115	0,348	0,008	6	87
Kupfer	mg/l	0,036	0,27	0,004	6	51
Chrom	mg/l	0,177	1,62	0,005	6	94
Arsen	mg/l	0,036	0,182	0,0026	5	33
Bor	mg/l	9,1	58	0,96	5	20

In den tabellarischen Darstellungen wurde auf eine nochmalige Abgrenzung der sauren Phase verzichtet. Erwartungsgemäß werden in den ersten Jahren der Ablagerung, die auch die saure Phase umfaßt, bei dem überwiegenden Anteil der Parameter die höchsten Konzentrationen ermittelt. Es kommt in diesem Zeitraum bei einzelnen Deponien zu hohen Einzelwerten bei den organischen Sickerwasserinhaltsstoffen. Insbesondere die Konzentrationen des CSB und des BSB₅ sind auf Grund der gelösten organischen Säuren deutlich erhöht. Ausnahmen bilden einige Ionen und die Stickstoffverbindungen. Die Stickstoffkonzentrationen zeigen erst in den darauffolgenden Jahren eine deutliche Erhöhung. Die in Relation zu den übrigen Stoffen geringere Konzentration an Stickstoffverbindungen im Intervall 1-5 Jahre kann teilweise darauf zurückgeführt werden, daß Stickstoffverbindungen direkt wieder zum Aufbau neuer

Bakterienmasse verwandt werden, z. B. Aminosäuren als Bausteine für Proteine. Erst nachdem die Bakterienpopulationen auf eine bestimmte Größe angewachsen sind, wird die Stickstoffkonzentration in einem größeren Maße ansteigen und im Sickerwasser ausgeschwemmt. Zudem ist ein leichter Anstieg des Nitrat- und Nitritgehaltes im Laufe der Zeit erkennbar, der allerdings nicht durch Reaktionen im anaeroben Abfallkörper erklärbar ist, sondern lediglich durch Sauerstoffzufuhr während der Beprobung oder der Analyse.

Die Ionen Chlorid und Natrium werden langfristig aus dem Abfall ausgewaschen und unterliegen keinerlei Retentionsmechanismen im Abfallkörper, sondern lediglich der Verdünnung. Diese Entwicklung wird durch die nahezu stetige Konzentrationsabnahme dokumentiert.

Die Schwermetallkonzentrationen nehmen mit fortschreitendem Deponiealter ebenfalls ab. Diese Veränderung ist auf das sich ändernde Milieu und der davon abhängenden Löslichkeit der Schwermetallionen zurückzuführen. Als Indikator dient der pH-Wert. Im stark sauren oder alkalischen Milieu ist die Löslichkeit der Schwermetalle am größten [VAN DER SLOOT, 1997]. Ansonsten liegen die Schwermetalle komplexiert oder z. B. in Verbindung mit Sulfiden vor. Diese Substanzen sind in Wasser nur schwer löslich, so daß die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser unter den gegebenen Milieubedingungen gering sind. Ein stark saurer pH-Wert wurde bisher nur in der Anfangsphase der Ablagerung beobachtet, da dort auf Grund des Beginns der Umsetzungsprozesse organischer Substanzen stark erhöhte Konzentrationen an organischen Säuren etc. im Sickerwasser vorhanden sind.

Generelle Ausnahmen der bislang beschriebenen Konzentrationsverläufe bilden die Parameter Arsen und Bor. Bei ihnen sind auf Grund der verfügbaren Daten keine eindeutigen Tendenzen erkennbar.

Beim Vergleich der vorliegenden Daten mit früheren Datenauswertungen [KRUSE, 1994; ANDREOTTOLA, 1990; EHRIG, 1980,1989 (siehe Tab. 2.5 und 2.6)] zeigt sich, daß insbesondere die Konzentrationen der Summenparameter CSB und BSB₅ zu Beginn der Verfüllung bei den hier untersuchten Deponien sehr viel geringer sind als bei den vorhergehenden Untersuchungen. Dieses Phänomen ist einerseits darauf zurückzuführen, daß keine qualitative Unterscheidung in saure Phase und Methanphase vorgenommen wurde, andererseits fanden ältere Deponien bei der Mittelwertbildung kaum Berücksichtigung, so daß die Überwachungsdaten von jüngeren Deponien bzw. Deponieabschnitten (achtziger und neunziger

Jahre) in diesem Zeitraum klar dominieren. Zudem wirken sich technische Veränderungen des Einbaus (z. B. Dünnschichteinbau) und Veränderungen in der Abfallstruktur ebenfalls positiv auf die Höhe der organischen Belastung zu Beginn der Verfüllung aus. DAHM ET AL. [1994] konnten zeigen, daß zwischen älteren und jüngeren Deponien zu Beginn der Verfüllung ein sichtbarer Unterschied in der Höhe der CSB-Konzentrationen besteht. Zudem sind die Jahre 1 und 2 nach Deponierungsbeginn in den vorliegenden Überwachungsdaten häufig unterrepräsentiert. Allerdings muß auch bei den jüngeren Deponien in der sauren Phase zu Beginn der Verfüllung mit höheren organischen Sickerwasserkonzentrationen bis in den 5-stelligen Milligrammbereich gerechnet werden, aber dieses hohe Niveau wird nur kurzfristig erreicht und spielt somit auf die Lebensdauer einer Deponie gerechnet nur eine untergeordnete Rolle.

Die Reduzierung der Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe und die Verkürzung der sauren Phase stehen in einem ursächlichen Zusammenhang zur veränderten Deponietechnik. Dünnschichteinbau, Einbau der untersten Schicht aus vorgerottetem Material, technische Veränderungen des Deponiebetriebes und nicht zuletzt die Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls selbst haben dazu geführt, daß die hohen Sickerwasserbelastungen zu Beginn der Verfüllung eines neuen Deponieabschnittes auf ein geringeres Maß zurückgegangen sind. Bei den übrigen Parametern, wie z. B. Metallionen, herrscht eine relativ große Übereinstimmung vor. Größere Abweichungen sind für einige Parameter bei den Maxima und Minima zu beobachten. Im Gegensatz zu den Auswertungen von KRUSE [1994] und EHRIG [1980, 1989] wurde keine Einteilung in durch biologische Umsetzungsprozesse beeinflusste und unbeeinflusste Parameter vorgenommen, da der gegenwärtige Wissensstand über die Umsetzungsprozesse im Deponiekörper eine solche Einteilung nach Einschätzung der Autorin nicht rechtfertigt.

KUCKLICK, HARBORTH UND HANERT stellten 1996 die These auf, daß zum Nachweis der Stabilität von Deponien der Konzentrationsrückgang der Summenparameter CSB und BSB₅ allein nicht ausreicht. Auf Grund thermodynamischer Gesetzmäßigkeiten, die dazu führen, daß die im Abfall enthaltene Organik nach einem hierarchischen Prinzip abgebaut wird (siehe Skizze in Abb. 4.10), seien weitere Parameter zur Charakterisierung notwendig.

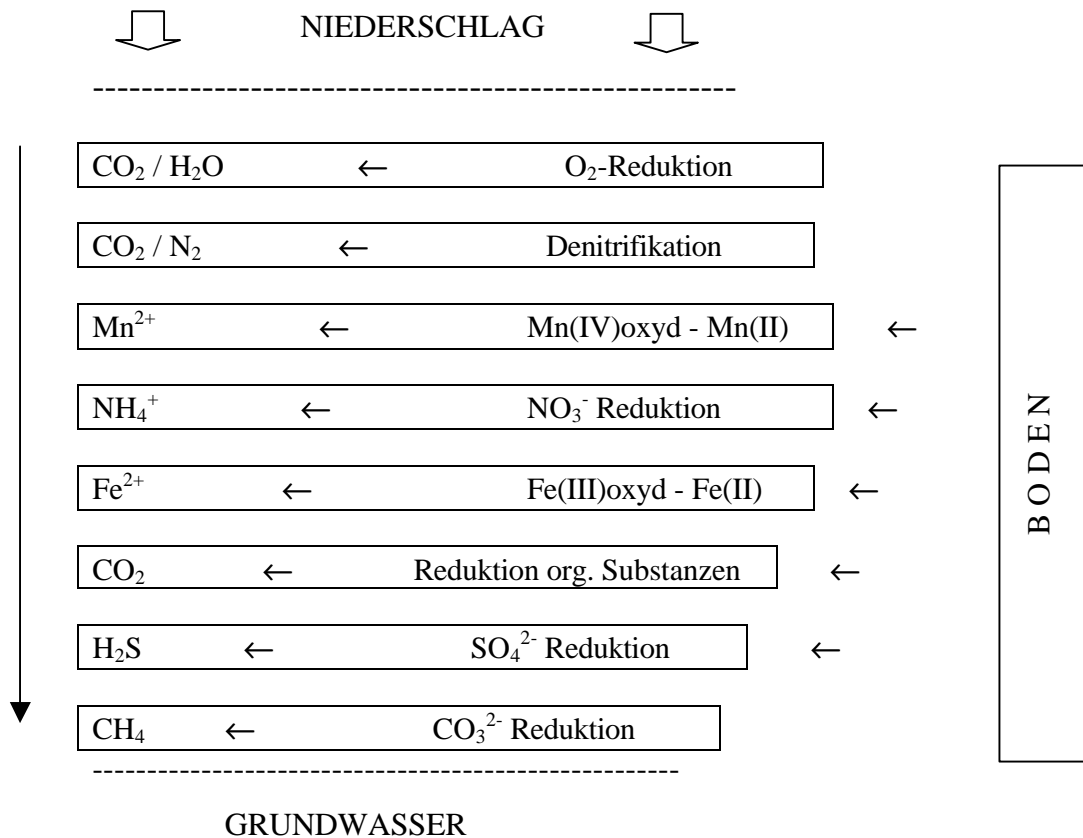


Abb. 4.10: Aerob und anaerobe metabiotische Mineralisierung des natürlichen Abfalls [nach KUCKLICK, HARBORTH, HANERT 1996]

Als Indizien für einen weitestgehend stabilisierten Abfall werden ein relativ hoher Nitratgehalt ($> 20 \text{ mg/l}$) und ein niedriger Eisengehalt ($< 5 \text{ mg/l}$) im Sickerwasser genannt. Ein hoher Nitratgehalt kann im Sickerwasser erst erwartet werden, wenn ein aerobes Milieu vorliegt, d. h. eine ausreichende Sauerstoffversorgung für die Nitrifikation zur Verfügung steht. Unter den anaeroben Milieubedingungen der Deponien ist somit ein signifikanter Anstieg des Nitratgehalts nicht möglich. Die in den Tab. 4.1 bis 4.4 dargestellten Mittelwerte des Parameter Eisen zeigen, daß die von KUCKLICK, HARBORTH UND HANERT [1996] jeweils angegebene Konzentration auch nach 30 Jahren bei den untersuchten Deponien noch nicht erreicht wurden, die Konzentrationen sich aber im Mittel zumindest in die vorgegebene Richtung bewegen. Bei den dargestellten Mittelwerten muß berücksichtigt werden, daß sich Daten von Deponien, die bereits endverfüllt sind, mit Daten von Deponien, die noch mit frischem Abfall verfüllt werden, überlagern und es somit zu einem weniger ausgeprägten, abnehmenden Trend kommen kann. Ein stärkerer Rückgang ist bei den Sickerwasserqualitätsverläufen der Einzeldeponien zu sehen. In wieweit das aufgezeigte

Reaktionsschema für die Einzeldeponie gilt, kann im Rahmen der hier vorgenommenen Untersuchungen nicht gesagt werden.

4.1.3 Frachten der Sickerwasserinhaltsstoffe

Sickerwasserfrachten berechnen sich aus der Jahresmenge an Sickerwasser multipliziert mit dem Jahresmittel der Sickerwasserkonzentrationen des betreffenden Parameters in Relation zur Trockenmasse des Abfalls. Sie sind ein exakteres Instrument zur Bestimmung der Emission in Bezug auf die Größe und die Abfallmenge einer Deponie als die Sickerwasserkonzentrationen. Gegenwärtig gibt es keine gesetzlichen Regelungen, die bei Deponien die Sickerwasserfracht berücksichtigen oder gar reglementieren. Der Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV [N. N., 1998] gibt lediglich Grenzwerte für die Konzentrationen an.

Im Gegensatz zu den Konzentrationen können die Jahresfrachten einzelner Deponien trotz möglicher Fremdwasserbeeinflussung miteinander verglichen werden, da die Fracht unabhängig davon ist. Bei Deponien mit Sickerwasserrückführung ist diese Bilanzierung nicht möglich. Die gesamte Sickerwasserfracht ist in Relation zum Frachtenaustrag über das Deponiegas gering.

Die Abb. 4.11-4.16 zeigen die errechneten SW-Jahresfrachten für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, AOX, Chlorid, Zink und Cadmium. Zu Anfang der Verfüllung einer Deponie werden i. d. R. die höchsten Frachten erzielt. Zurückzuführen ist dies auf die zu diesem Zeitpunkt hohen Sickerwasserkonzentrationen, verbunden mit einem relativ großen durch die offenen Deponieflächen bedingten Sickerwasseranfall. Insgesamt ist aus den Abb. 4.11-4.16 zu ersehen, daß sich die ermittelten Frachten im Laufe der Zeit deutlich reduzieren.

Die grau unterlegten Flächen umfassen die zu erwartende Bandbreite der Frachten im dargestellten Zeitraum. Bei einer stärkeren Abkapselung des Abfallkörpers werden die Frachten in kürzerer Zeit drastisch sinken, da das Eindringen von Niederschlagswasser unterbunden und damit nachhaltige Veränderungen hinsichtlich der Umsetzungs- und Auswaschungsprozesse im Abfallkörper initiiert werden. Mit einer geringen Sickerwasserfracht muß noch über einen endlich langen Zeitraum gerechnet werden, auch wenn keine absolute Abkapselung des Deponiekörpers erfolgt. Dieses Phänomen ist auf die inhomogene Struktur und die Größe der Ablagerungen zurückzuführen, die einen ungleichmäßigen Abbau nach sich zieht. Durch eine Abkapselung wird der Zeitpunkt zu dem die Konzentration der Abfallinhaltsstoffe auf das

Umgebungsniveau abgesunken sein werden und keine Emissionen mehr auftreten, lediglich weiter hinausgezögert.

Beim Vergleich der Abb. 4.11 - 4.16 untereinander wird ersichtlich, daß die CSB- und Chloridfrachten die größten Sickerwasserfrachten bilden. Sie kommen auf Jahresfrachten von bis zu 1 kg/(t TS*a). Die niedrigsten Frachten werden von den Schwermetallen erzielt. Sie liegen z. B. beim Cadmium zwischen 1 µg/(t TS*a) und 1 mg/(t TS*a). Die Frachten der Parameter AOX und NH₄-N befinden sich im Vergleich zu den übrigen Parametern im mittleren Bereich. Die NH₄-N-Frachten liegen zwischen 1 und 100 g/(t TS*a). Bei allen Parametern ist über die Zeit eine Abnahme beobachtbar. Dieser Rückgang ist größtenteils auf die rückläufigen Umsetzungsprozesse zurückzuführen. Ein weiterer Grund sind die durch das Aufbringen von Oberflächenabdeckungen und -dichtungen zurückgegangenen Sickerwassermengen und die daraus resultierenden verringerten Auswaschungsprozesse.

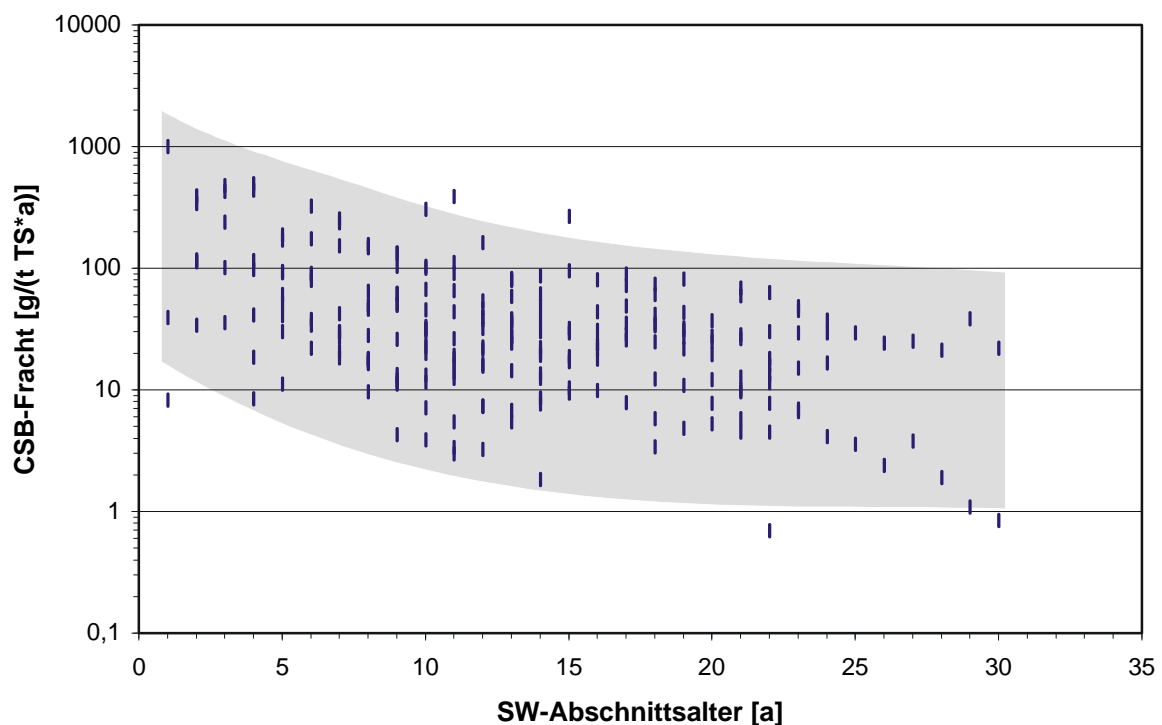


Abb. 4.11: CSB-Fracht im Sickerwasser der Deponien

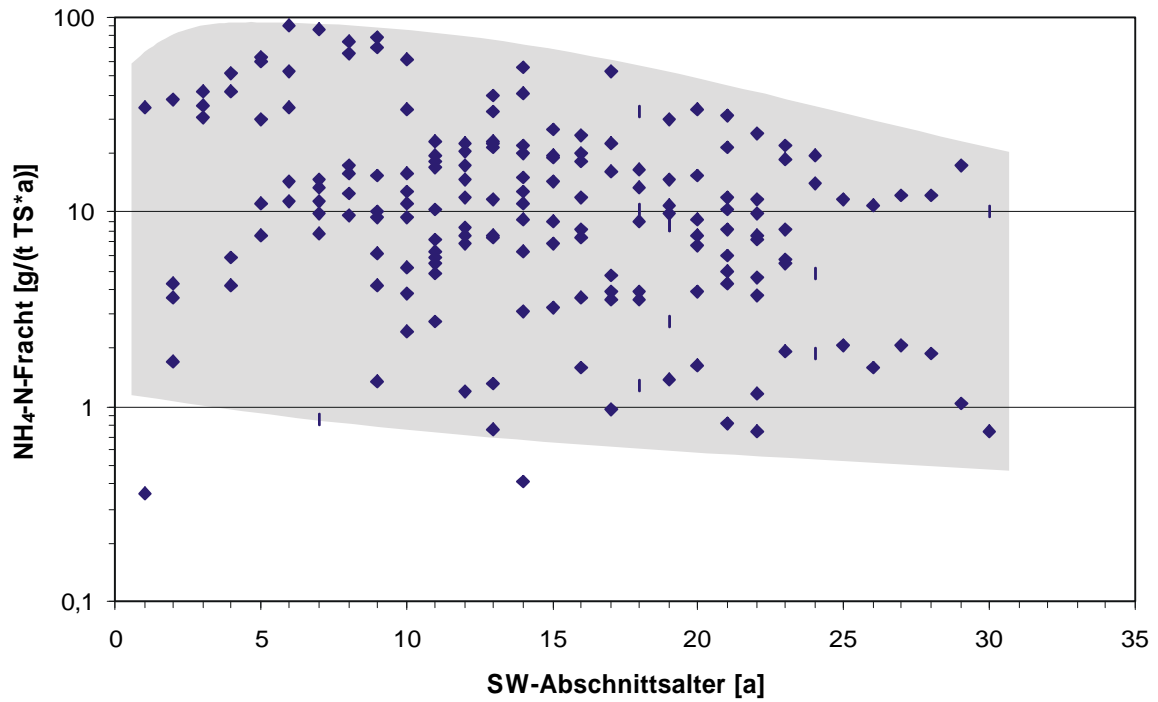


Abb. 4.12: NH₄-N-Fracht im Sickerwasser der Deponien

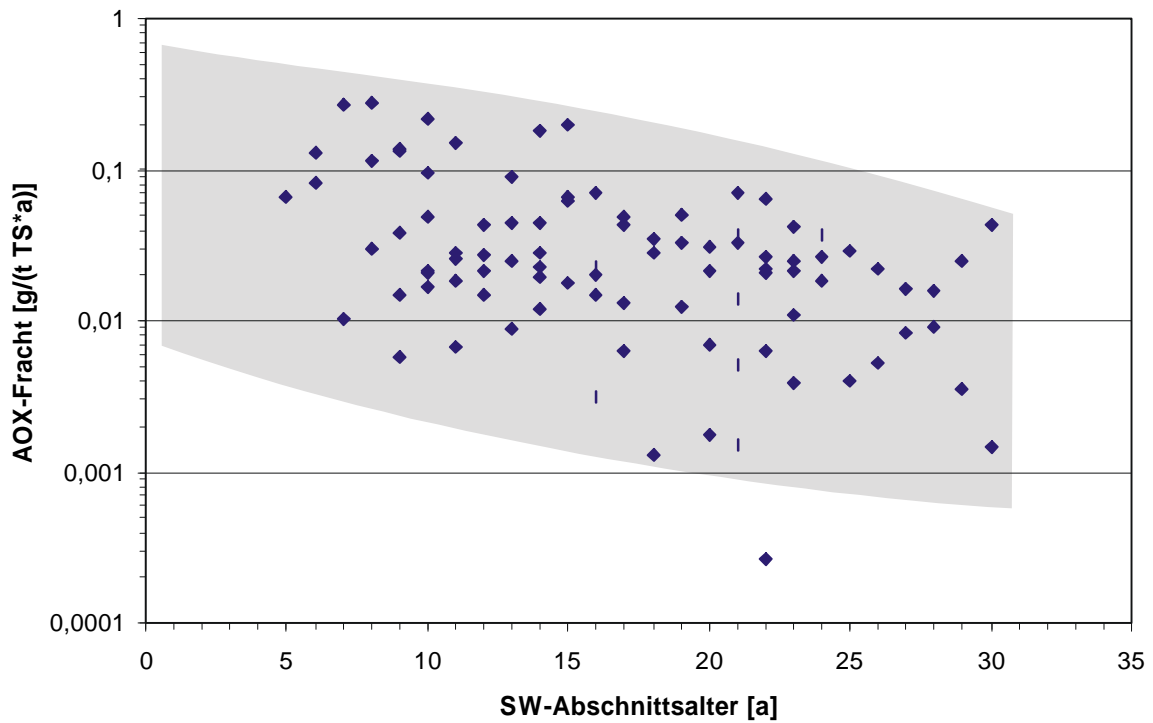


Abb. 4.13: AOX-Fracht im Sickerwasser der Deponien

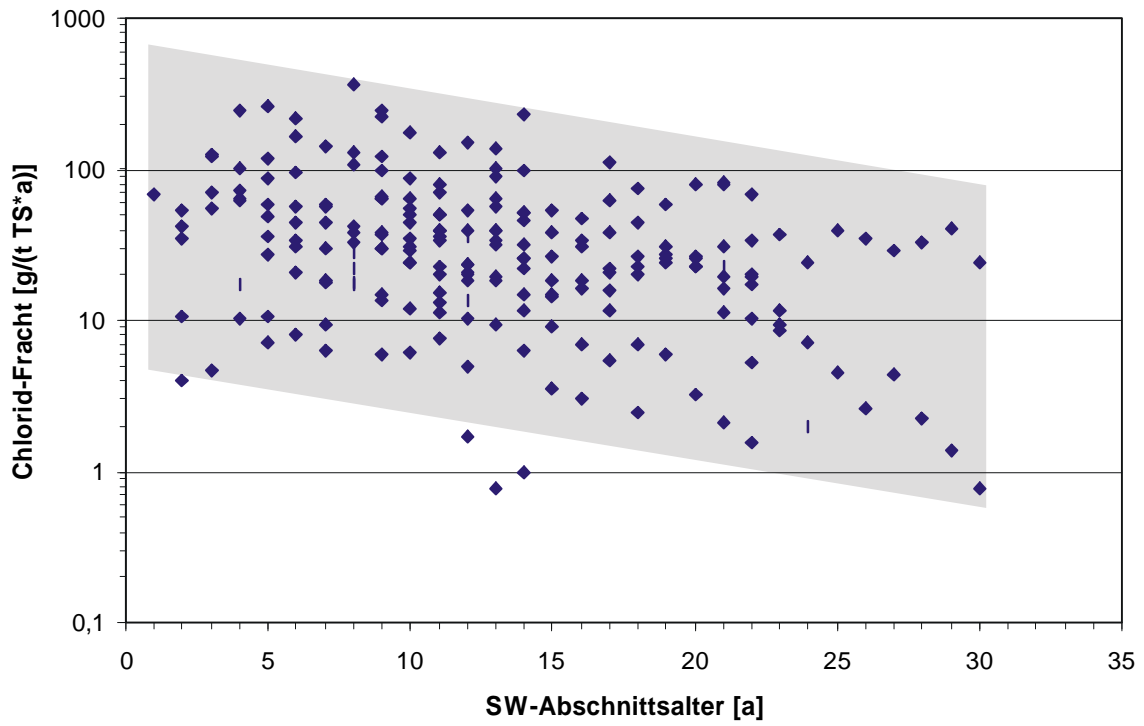


Abb. 4.14: Chlorid-Fracht im Sickerwasser der Deponien

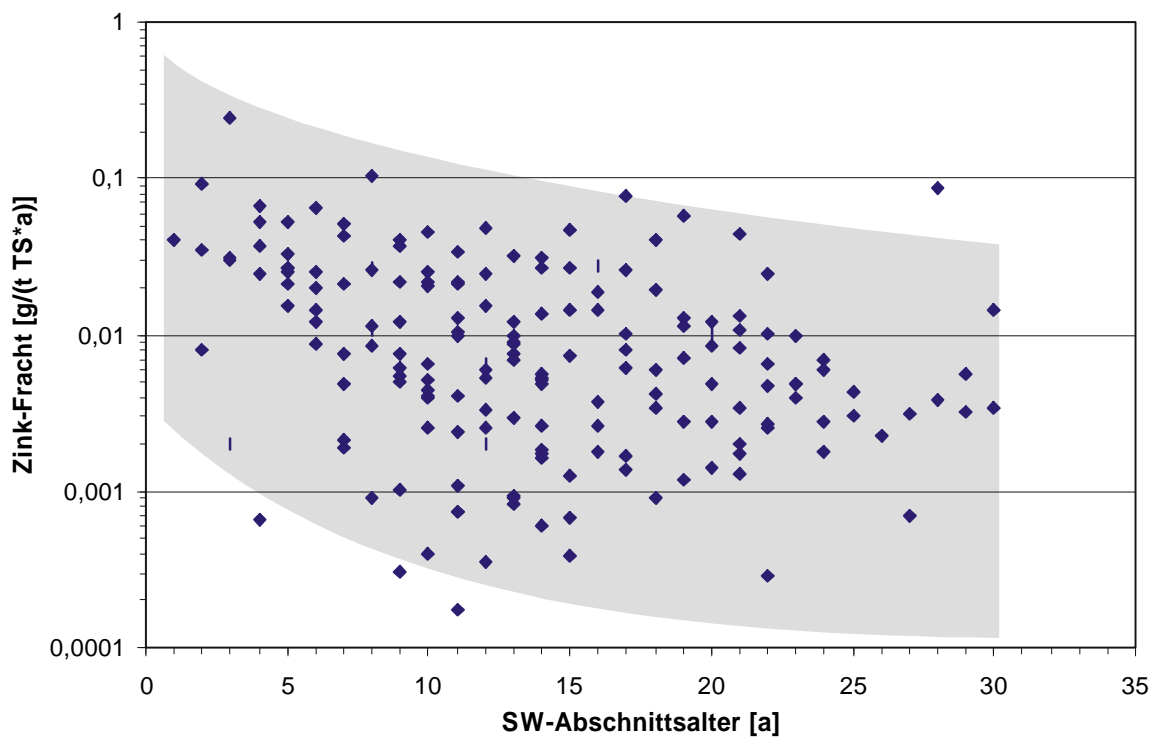


Abb. 4.15: Zink-Fracht im Sickerwasser der Deponien

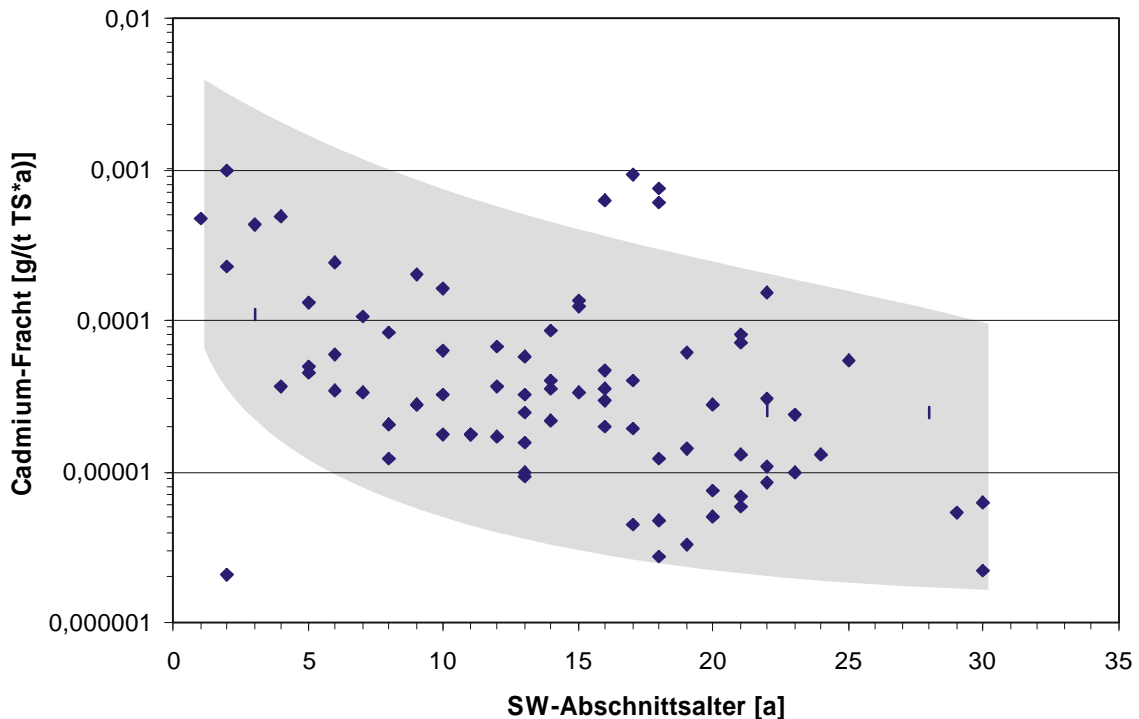


Abb. 4.16: Cadmium-Fracht im Sickerwasser der Deponien

4.1.4 Entwicklung der Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe nach Abschluß der Deponie

Die Jahresmittel der Konzentrationen der Parameter des Sickerwassers nach der Endverfüllung einer Deponie bzw. eines Deponieabschnittes werden in den Abb. 4.17 - 4.21 dargestellt. Hierzu wird die Darstellung bevorzugt, in der das Jahr, in dem die Deponie mit dem letzten Abfall verfüllt wurde als das Jahr Null definiert wurde und die danach folgenden Jahren positive Zahlenwerte erhalten haben. Die davor liegenden Jahre wurden nicht mit einbezogen, da auf Grund der unterschiedlichen Laufzeiten, kaum aussagekräftige Informationen in Verbindung mit dieser Darstellungsart zu erwarten sind.

Um weiterführende Aussagen über zukünftige Beobachtungen auf anderen Deponien machen zu können, wurde ein 95 %-iger Vertrauensbereich für ein enges Zeitintervall von 20 Jahren berechnet. Die Formeln für die Berechnung sind im Anhang 3 wiedergegeben. Für die Berechnung wurde die Annahme getroffen, daß die Daten lognormalverteilt sind. Der Vertrauensbereich beschreibt ein Intervall $[y+\epsilon; y-\epsilon]$, das mit einer bestimmten (hier: 95 %) statistischen Sicherheit den aus einer Stichprobe berechneten Mittelwert, der

lediglich einen Schätzwert für den Mittelwert in der Grundgesamtheit ist, einschließt [LOZAN UND KAUSCH, 1998].

Eine Fortführung der Berechnung des Vertrauensbereiches für ein größeres Zeitintervall wäre nicht zielführend, da die Kurven, die den Vertrauensbereich umschließen, die Form einer Parabel besitzen und somit bei einem sehr großen Zeitintervall einen solch großen Bereich umfassen, daß daraus keinerlei Informationen mehr gewonnen werden können. Anhand der Diagramme läßt sich mit einer 95 %-igen Sicherheit die Größe von weiteren Beobachtungen im dokumentierten Zeitintervall benennen.

Abb. 4.17 stellt die CSB-Konzentrationen als Jahresmittel der Deponien gegenüber der Zeit nach Deponieverfüllung dar. Der Vertrauensbereich direkt nach Ende der Verfüllung reicht von ca. 380 - 7.800 mg/l CSB. Innerhalb der folgenden 20 Jahre zeigen die Werte einen abnehmenden Trend. Der Vertrauensbereich umfaßt nach 20 Jahren noch ein Intervall von ca. 110 - 2.600 mg/l CSB. Somit hat sich die Wahrscheinlichkeit, daß bereits CSB-Konzentrationen im Bereich des vorgegebenen Grenzwertes von 200 mg/l CSB des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV liegen, erhöht. Da im Rahmen dieser Überlegungen die Schwankungen der Einzelkurven nicht berücksichtigt wurden, kann über den Verlauf einzelner Kurven keine Aussage getroffen werden.

Die Abb. 4.18 beinhaltet die Darstellung der Jahresmittel der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen. Hier liegt das Intervall des Vertrauensbereiches zum zeitlichen Auftragsbeginn zwischen 180 und 2.000 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. In dieser Abbildung ist bereits bei der Intervallgröße von 20 Jahren eine deutliche Erweiterung des Vertrauensbereiches zu erkennen. Der Grund hierfür liegt darin, daß die einzelnen Daten insgesamt einen hohen Schwankungsbereich im Beobachtungszeitraum aufweisen und somit ein größerer Vertrauensbereich benötigt wird, um eine hohe Sicherheit für zukünftige Beobachtungen zu erhalten.

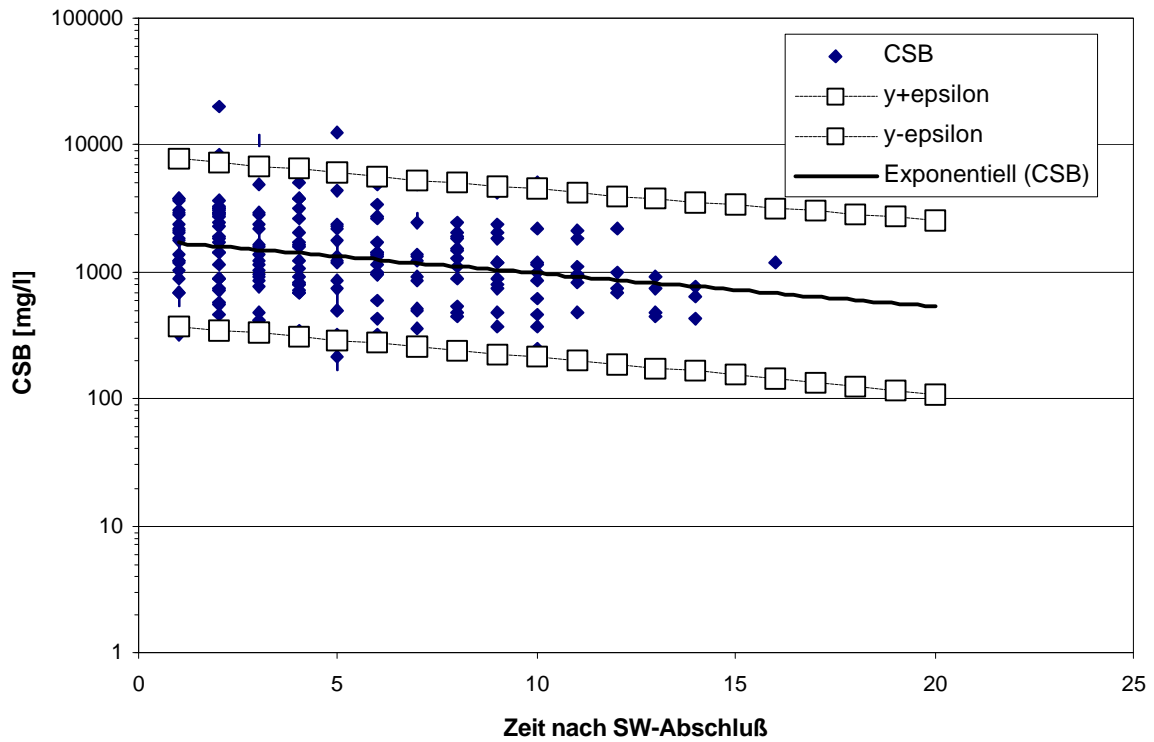


Abb. 4.17: 95 %-iger Vertrauensbereich für den CSB-Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung

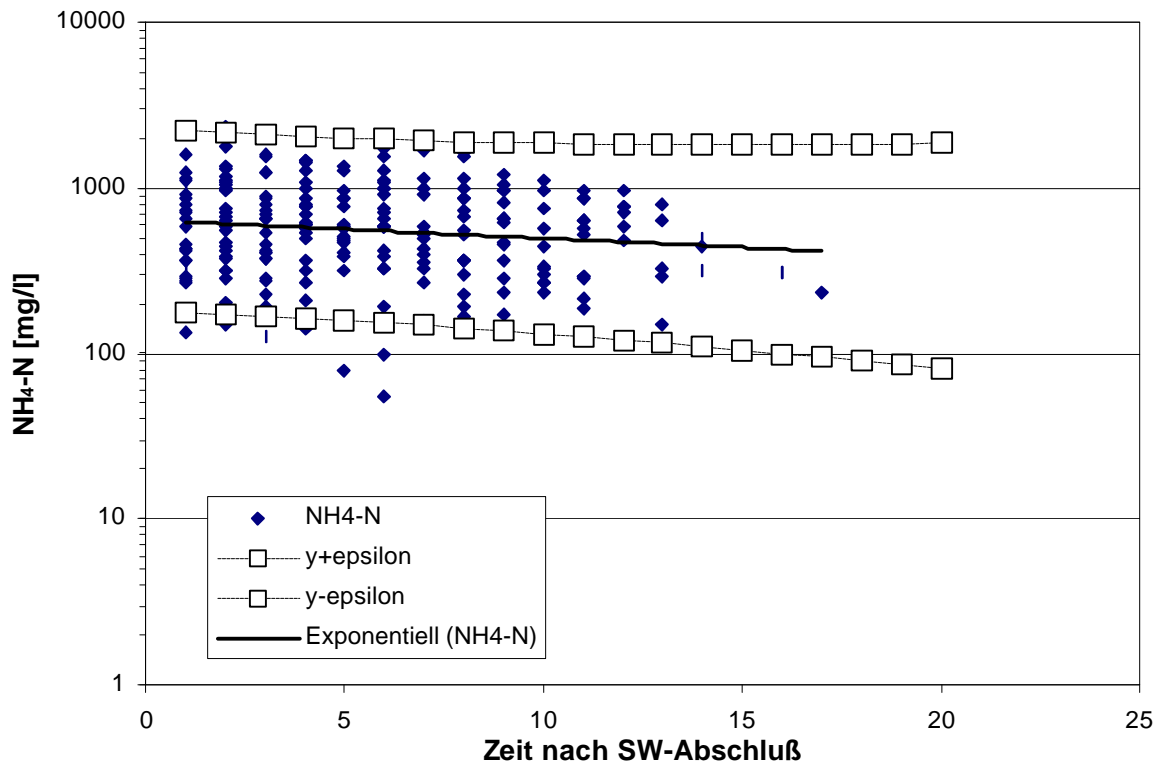


Abb. 4.18: 95 %-iger Vertrauensbereich für den NH₄-N-Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung

Die Jahresmittel der AOX-Konzentrationen sind in Abb. 4.19 dargestellt. Gegenüber den bisherigen Abbildungen ist eine deutlich geringere Anzahl an Werten zu erkennen. Diese Situation ist darauf zurückzuführen, daß bis vor einigen Jahren eine regelmäßige Kontrolle des AOX im Sickerwasser nicht auf allen Deponien Standard war. Die Häufigkeit der AOX-Bestimmung liegt aber noch deutlich über der vieler Schwermetalle und anderer Ionen. Der Vertrauensbereich liegt kurz nach dem Verfüllende zwischen ca. 550 - 6.400 µg/l und nach 20 Jahren im Bereich von ca. 150 - 1.800 µg/l. Der Vertrauensbereich für den Parameter AOX zeigt einen ähnlich großen Konzentrationsrückgang über die Zeit wie der des Parameters CSB.

In Abb. 4.20 sind die Jahresmittel der Chloridkonzentrationen und der errechnete 95 %-ige Vertrauensbereich eingezeichnet. Der Vertrauensbereich umfaßt zum Zeitpunkt der Deponieschließung einen Konzentrationsbereich von ca. 470 - 4.900 mg/l. Nach einem Zeitraum von 20 Jahren ist eine Abnahme ersichtlich, der Vertrauensbereich umfaßt nun den Konzentrationsbereich 240 - 2.600 mg/l. Der Parameter Chlorid weist somit eine geringere Konzentrationsabnahme auf als die Parameter CSB und AOX, aber eine deutlich höhere als der Parameter NH₄-N.

Als Beispiel für die Gruppe der Schwermetalle wurden die gemittelten Zinkkonzentrationen und der dazugehörige 95 %-ige Vertrauensbereich in Abb. 4.21 dargestellt. Der anfängliche Vertrauensbereich reicht von 39 - 3.079 µg/l. Nach 20 Jahren hat eine deutliche Verringerung der Konzentration stattgefunden. Der Vertrauensbereich umfaßt nun das Konzentrationsintervall von 4,4 - 387 µg/l. Der Konzentrationsrückgang des Parameters Zink ist noch größer als bei den Parametern CSB und AOX. Dies ist nicht nur auf die Konzentrationsabnahme der Zinkionen, sondern zu einem hohen Prozentsatz auf die unter den veränderten Milieubedingungen verminderte Löslichkeit der Zinkionen zurückzuführen.

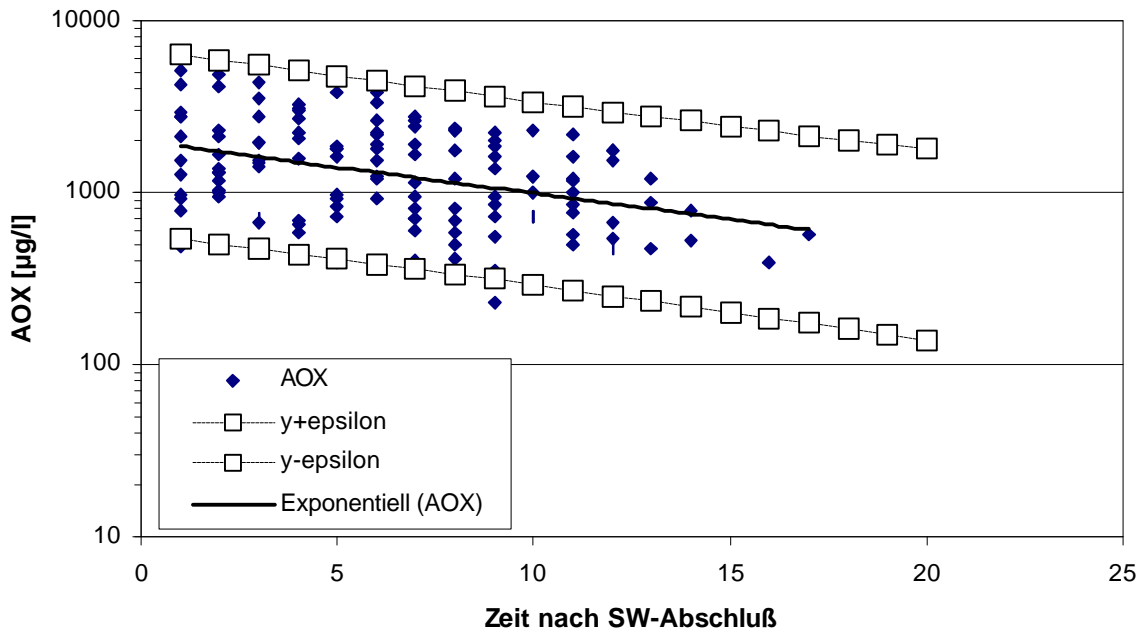


Abb. 4.19: 95 %-iger Vertrauensbereich für den AOX-Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung

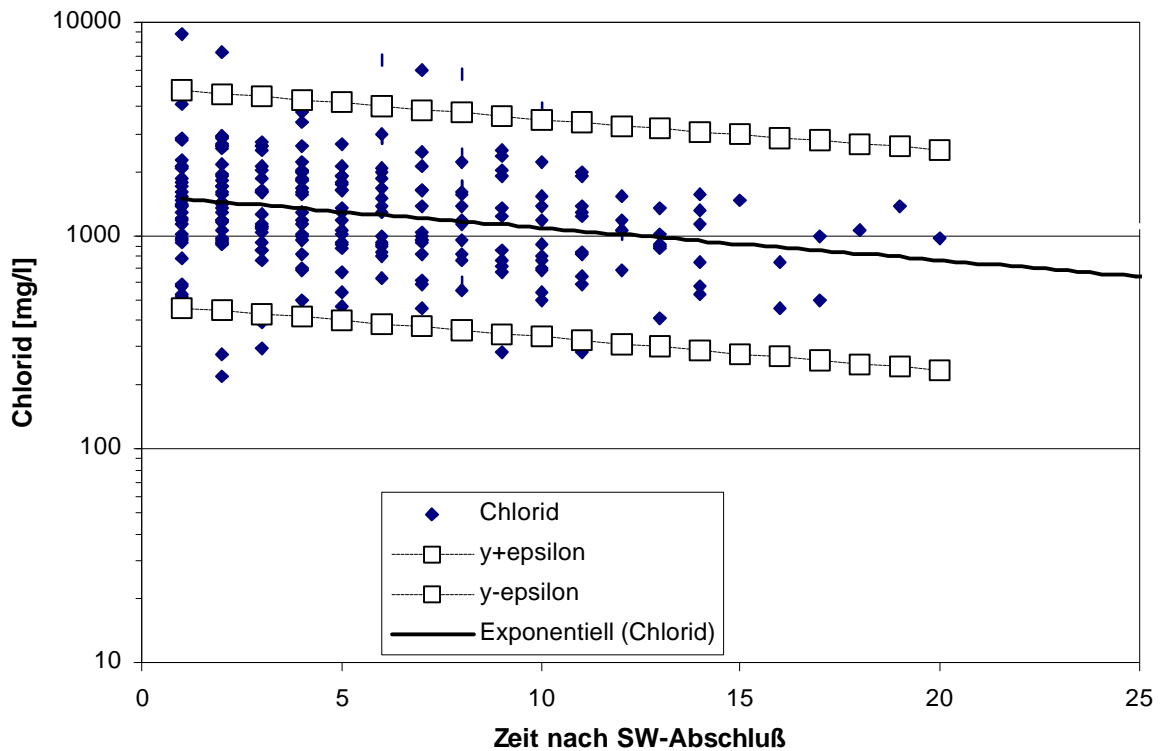


Abb. 4.20: 95 %-iger Vertrauensbereich für den Chloridkonzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung

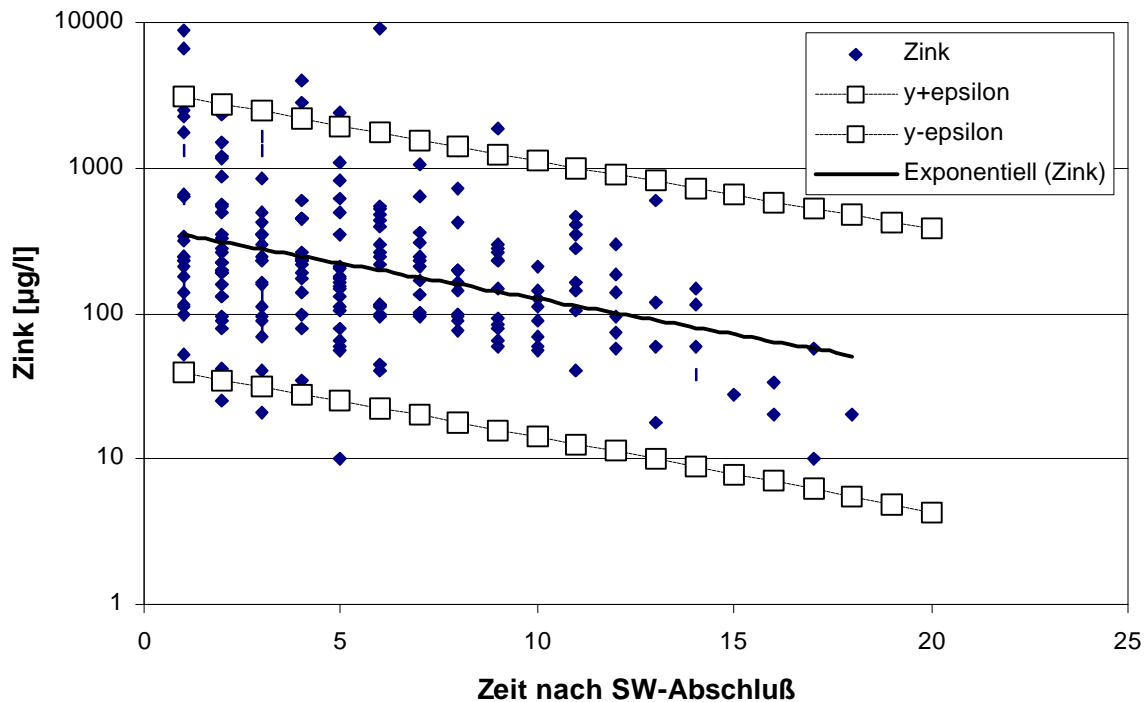


Abb. 4.21: 95 %-iger Vertrauensbereich für den Zinkkonzentrationsverlauf nach Abschluß der Deponien

Der Vergleich zwischen den hier erhaltenen Ergebnissen und den Resultaten der Einzelwerte dokumentiert die unterschiedlichen Verhaltensmuster der Parameter. Es ergeben sich daraus einzelne Gruppen, denen die Parameter auf Grund ihres gleichartigen Verhaltens zugeordnet werden können:

- Sehr schneller in Richtung Exponentialfunktion verlaufender Rückgang der Konzentrationen. Diese Parameter unterliegen in starkem Maße den mikrobiologischen Umsetzungsprozessen und/oder den damit eng verbundenen Milieubedingungen. Unter die zuletzt genannte Bedingung fallen z. B. der Parameter CSB, aber auch die Schwermetalle.
- Geringe Abnahme über die Zeit, ebenfalls beeinflusst durch die Umsetzungsprozesse. Dies trifft für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ zu.
- Relativ gleichmäßige Abnahme über die Zeit. Der Parameter unterliegt in hohem Maße der Elution. Diese trifft für den Parameter Chlorid zu. Stärkere Veränderungen sind hier nur bei einem veränderten Wasserhaushalt, z. B. einer hohen Wasserbeaufschlagung zu erwarten.

4.1.5 Sickerwasser-Niederschlagsverhältnis in Bezug auf die jeweilige Oberflächenabdeckung

Die Bestimmung der Sickerwassermenge ist im Deponiemaßstab nicht mit einer so großen Exaktheit möglich wie im Rahmen von Laboruntersuchungen, z. B. in Form von Versuchen mit Deponiesimulationsreaktoren (DSR). Zudem können mit Hilfe der Überwachungsdaten die in der Wasserhaushaltsgleichung (Kapitel 2.3, Gleichung 1.1) enthaltenen Faktoren nicht vollständig bestimmt werden. Genauere Angaben zur Durchlässigkeit der Abdichtungen sind aus den vorliegenden Überwachungsdaten nicht zu erhalten. Deshalb beschränken sich die Ausgangsfaktoren zur Darstellung des Sickerwasser-Niederschlagsverhältnisses (SW/N) auf das Niederschlagsaufkommen und die entsorgte Sickerwassermenge. Vor Abschluß der Deponien mit einer Oberflächenabdeckung stellen die Einbaubereiche offene Flächen dar, auf denen das Niederschlagswasser in den meisten Fällen gut versickern kann. Die Höhe der Verdunstung und des oberflächennahen Abflusses hängen u. a. von der Abfallfeuchte, der Zusammensetzung und Gestaltung der Abfalloberfläche sowie von der Intensität und Dauer des Niederschlagsereignisses ab.

Bei älteren Deponien wurde häufig zu Anfang der Verfüllung ein hohes Retentionsvermögen des Abfallkörpers beobachtet. Über dieses Phänomen wurde bereits von EHRIG [1989] berichtet. Das Retentionsvermögen ist hierbei auf die organische Substanz mit ihrer hohen Wasserkapazität und auf die geringe Abfalldichte mit hoher Porenzahl zurückzuführen. Die organische Substanz vermag das 3 - 5-fache ihres Eigengewichtes an Wasser festzuhalten [SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1976]. Auf Grund der veränderten Deponietechnik (Dünnschichteinbau, Verdichtung) konnte dieses Phänomen an Deponien aus den achtziger oder neunziger Jahren nicht beobachtet werden. Auf diesen Deponien muß nahezu von Anfang an mit einem hohen Sickerwasseraufkommen von bis zu 50 - 60 % des Niederschlages auf den offenen Flächen gerechnet werden. Nach Abschluß der aktiven Schüttphase wurde in den meisten Fällen zeitnah eine Oberflächenabdeckung auf den Deponiekörper aufgebracht, die je nach Qualität und Ausführung die versickernde Menge an Niederschlagswasser signifikant beeinflusst. In Abb. 4.22 ist die prozentuale Häufigkeit der jeweiligen Oberflächenabdeckungssysteme der untersuchten Deponien dargestellt. Auf Grund der Regelungen in der TASI ist zukünftig von einem höheren Anteil an Kombinationsabdichtungen auszugehen. Im Rahmen der Datensammlung konnten kaum geeignete Objekte mit einer Kombinationsabdichtung gefunden werden, da sie entweder über keine Sickerwasserfassung verfügten, sich

im Bau oder in der Planungsphase befanden oder erst seit so kurzer Zeit auf dem Deponiekörper aufgebracht worden waren, daß sich daraus keine eindeutigen Aussagen ableiten ließen.

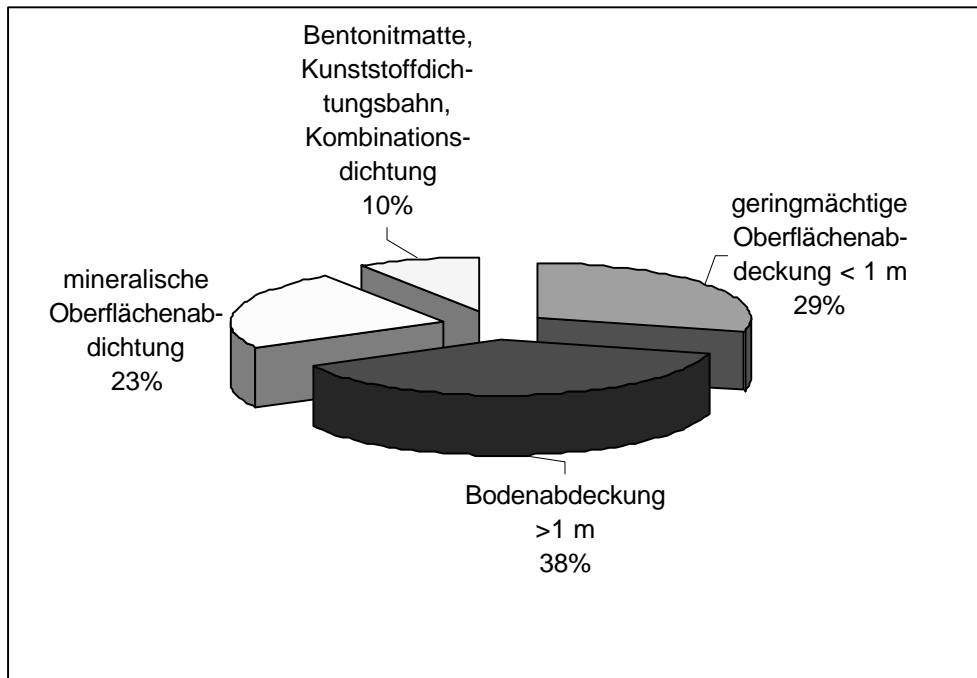


Abb. 4.22: Darstellung der prozentualen Verteilung der unterschiedlichen Oberflächenabdeckungssysteme

Auf Grund der verschiedenen Durchlässigkeiten der aufgetragenen Oberflächenabdeckungen kommt es zu Unterschieden bei den Sickerwassermengen. In Tab. 4.5 sind die Bandbreiten der zu erwartenden Sickerwassermengen prozentual zum Niederschlag der jeweiligen Abdeckungsart gegenübergestellt. Die höchsten prozentualen Mengen und die größten Schwankungsbreiten weisen Deponien mit einer geringmächtigen Bodenabdeckung auf. Hier liegen die erfaßten Sickerwassermengen prozentual zum Niederschlag zwischen 25 und 60 %. Bei noch größeren Mengen muß von Fremdwasserzuflüssen ausgegangen werden.

Tab. 4.5: Sickerwassermengen prozentual zum Niederschlag in Relation zum Abdeckungssystem

OBERFLÄCHENABDECKUNG	SW/N [%] (nach Abschluß der Deponien)
Geringmächtige Bodenabdeckung	25-60
Bodenabdeckung mit stärkerer Mächtigkeit	15-40
Mineralische Oberflächenabdichtung	10-40
Kunststoffdichtungsbahn	k. A.
Bentonitmatte	k. A.

Bodenabdeckungen mit einer bis zu mehreren Metern starken Mächtigkeit verringern das Sickerwasseraufkommen auf 15 - 40 % des Niederschlags. Die mineralische Dichtung läßt ein Sickerwasseraufkommen von 10 - 40 % des Niederschlags zu. Somit befindet sich das Sickerwasseraufkommen in einem ähnlichen Bereich wie die Sickerwassermengen der Deponien mit einer mächtigeren Bodenabdeckung. Für diese hohe Übereinstimmung gibt es mehrere Gründe:

- zu dünn bemessene Rekultivierungsschicht [HÄMMERLE UND LOTTNER, 1997]
- Rißbildung der mineralischen Schicht auf Grund von Austrocknungs- und Durchwurzelungsphänomenen [MELCHIOR, 1993]
- Alter der untersuchten Deponien, dadurch möglicherweise fließender Qualitätsübergang zwischen Bodenabdeckung und mineralischer Dichtung; bei mineralischen Abdichtungen jüngeren Datums ist von einer Sickerwassermenge auszugehen, die sich im unteren Bereich der angegebenen Mengen befindet.

In den Abb. 4.23 - 4.25 ist jeweils für jede Gruppe aus Tab. 4.5 die Sickerwasser- und Niederschlagsentwicklung einer einzelnen Deponie beispielhaft dargestellt worden. Die Deponie D31 (Abb. 4.23) zeigt den Verlauf einer typischen älteren Deponie mit zu Anfang hohem Retentionsvermögen. Auf Grund der nur geringmächtigen Abdeckung erreicht die Deponie Sickerwassermengen in Relation zum Niederschlag von bis zu über 40 %.

Die Deponie D10 (Abb. 4.24) steht stellvertretend für die Gruppe der Deponien mit einer Bodenabdeckung > 1 m. Hier befinden sich die erfaßten Sickerwassermengen in einem Bereich zwischen 20 und 40 % des Niederschlages. Das erste Deponiejahr wurde nicht berücksichtigt.

Bei der Deponie D15 (Abb. 4.25) handelt es sich um eine Deponie mit mineralischer Abdichtung. Hier liegen die erfaßten Sickerwassermengen im Durchschnitt bei etwa 20 % des Niederschlages.

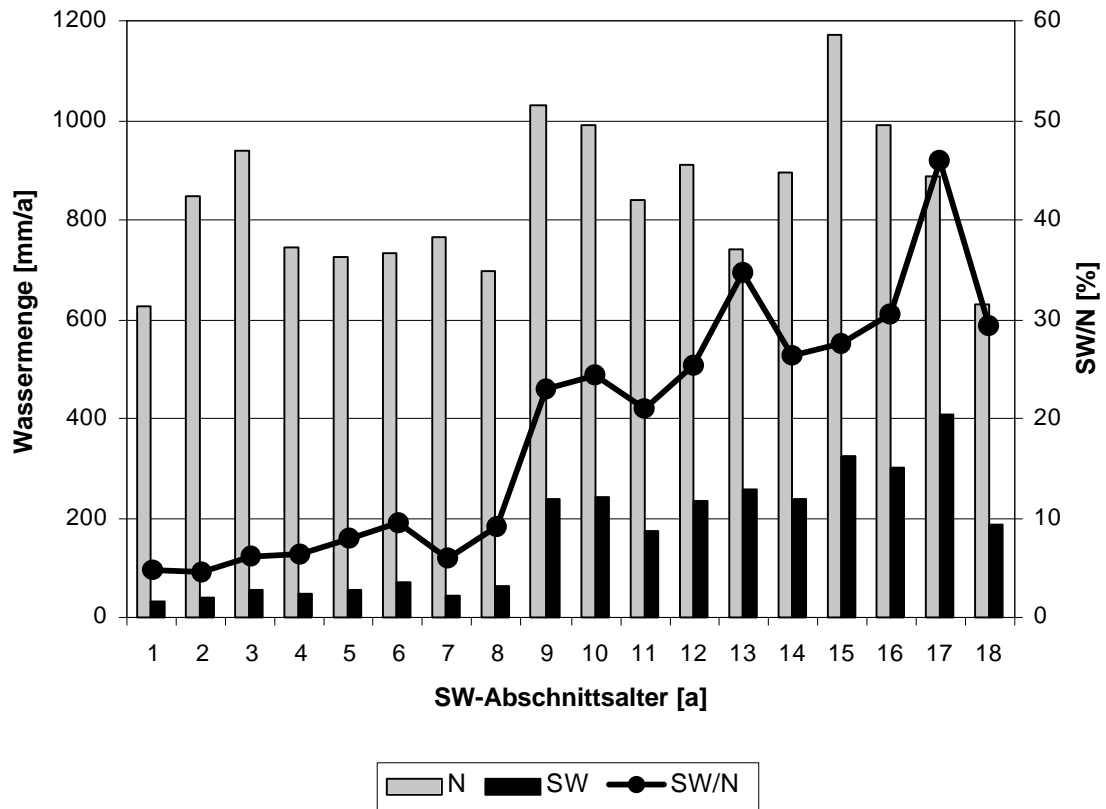


Abb. 4.23: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D31 (geringfügige Bodenabdeckung); 16. Jahr ist letztes Betriebsjahr¹.

¹ Als letztes Betriebsjahr wird hier das Jahr definiert, in dem der letzte frische Abfall auf die Deponie gelangt ist. In den darauffolgenden Jahren erfolgt dann der Oberflächenabschluß und die Rekultivierung.

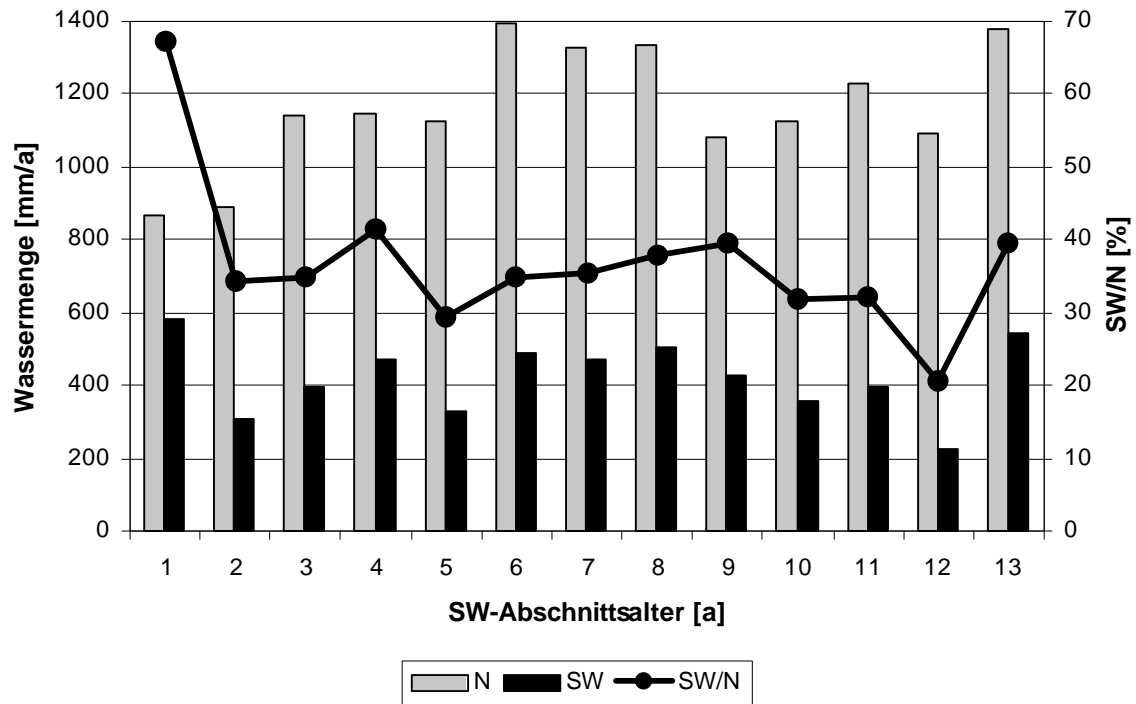


Abb. 4.24: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D10, Bodenabdeckung > 1 m, Jahr 11 letztes Betriebsjahr

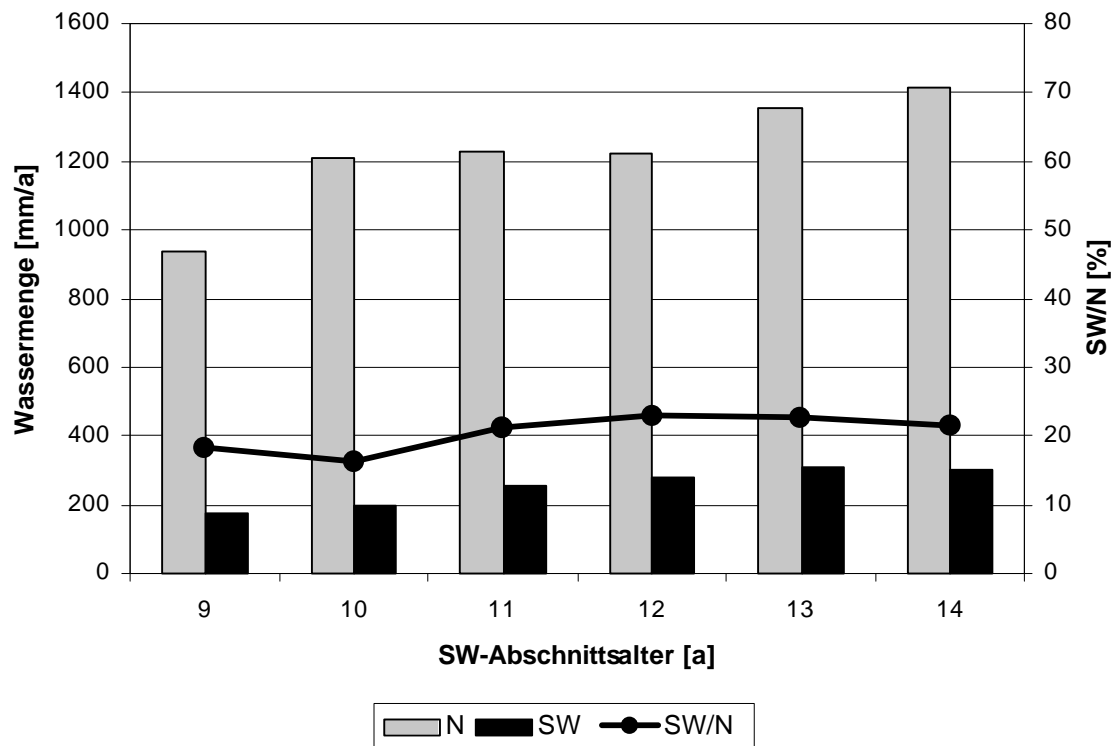


Abb. 4.25: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D15 (mineralische Abdichtung); 7. Jahr ist letztes Betriebsjahr.

4.1.6 Gegenüberstellung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses und einzelner Sickerwasserkonzentrationen von Deponien und Deponiesimulationsreaktoren

Das Wasser-Feststoff-Verhältnis eines Abfallkörpers wird als das Verhältnis der Sickerwassermenge zur Abfalltrockenmasse definiert. Zur Gegenüberstellung dieses Wasser-Feststoff-Verhältnisses und der Sickerwasserkonzentration wurde für die Deponie jeweils das Jahresmittel der Konzentrationen des jeweiligen Parameters dem errechneten Wasser-Feststoff-Verhältnis am Jahresende gegenübergestellt. Die Entwicklung dieses Verhältnisses erfolgt individuell sehr unterschiedlich. I. d. R. weisen die Deponien zum Zeitpunkt der Untersuchung ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von $\leq 0,5$ auf. Die einflußnehmenden Faktoren umfassen:

- die Höhe des Niederschlages,
- der Oberflächenabschluß,
- die Deponietechnik (z. B. Einbauweise) und
- die Zusammensetzung des Abfalls.

In den Abb. 4.26 - 4.28 sind die Parameterkonzentrationen CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und Chlorid mit dem dazugehörigen Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F) dargestellt. Zudem werden die Ergebnisse der Deponieuntersuchungen den Resultaten von DSR-Versuchen gegenübergestellt. Letztere sind im Rahmen von zwei durch das BMBF geförderten Forschungsvorhaben erhalten worden [HÖRING, ET AL., 1998; BRINKMANN ET AL., 1997; HEYER UND STEGMANN, 1997].

Anhand der Darstellung des Parameters CSB in Abb. 4.26 werden die wichtigsten Aussagen dargelegt. Die Konzentrationsverläufe zeigen hier die geringsten Schwankungsbreiten. Die jeweils eingebauten Abfälle und deren Vorbehandlung sind aus Tab. 4.6 zu entnehmen.

Tab. 4.6: Herkunft und Vorbehandlung der im DSR untersuchten Abfälle ¹[HÖRING, HELFER, EHRIG, 1998; BRINKMANN ET AL., 1997], ²[HEYER UND STEGMANN, 1997]

DSR-KENNUNG	ABFALL	VORBEHANDLUNG
DSR 10 ¹	Restabfall, Neue Bundesländer	3 Wochen Intensivrotte 32 Wochen Nachrotte
DSR 15 ¹	Restabfall, Alte Bundesländer	16 Wochen unbelüftete Miete 5 Wochen Nachrotte im DSR
DSR 17 ¹	Restabfall, Alte Bundesländer	Unbehandelt
B3S16 ²	abgelagerter Abfall	8 Jahre alt
B1N13 ²	abgelagerter Abfall	14 Jahre alt

Die Entwicklung der CSB-Konzentrationsverläufe (Abb. 4.26) der einzelnen Deponien befinden sich im Vergleich zu denen der DSR im mittleren bis unteren Bereich der dargestellten Konzentrationsverläufe. Deutlich höhere Konzentrationen weist der Abfall des DSR 17 auf. Hier handelt es sich um unbehandelten Restabfall. Auf Grund der im Gegensatz zur Deponie hohen Wasserbeaufschlagung im DSR werden Emissionen durch Auswaschung vom Gaspfad in das Sickerwasser verlagert. Es kommt zudem zu einer vermehrten Säurebildung, resultierend in überdurchschnittlich hohen Sickerwasserkonzentrationen. Unter den herrschenden Randbedingungen des DSR 17 findet kein optimales Wachstum der anaeroben Methanbakterien statt. Die DSR B3S16 und B1N13 wurden mit Abfällen, die im Rahmen von Deponiebohrungen erhalten wurden, gefüllt [HEYER UND STEGMANN, 1997]. Der CSB-Verlauf des DSR B3S16 befindet sich zwischen dem DSR 17 und den mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Der DSR B1N13 zeigt ein in seinem langfristigen CSB-Verhalten hohe Übereinstimmung mit den mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Auf Grund der Versuchsdauer ist an ihnen das langfristige Verhalten von Deponien darstellbar.

Bei den beiden mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen kommt es im Gegensatz zu den Ergebnissen der Deponien und der DSR-Untersuchungen mit unvorbehandeltem Abfall zu keinen wesentlich erhöhten Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe zu Beginn der Versuche. Die Ausbildung einer sauren Phase unterbleibt. Die leicht biologisch abbaubaren Substanzen sind während des Rotteprozesses umgesetzt und im Prozesswasser ausgeschwemmt worden. Die Behandlung wirkt sich zudem reduzierend auf das Gaspotential aus.

Nach HÖRING [1998] ist bei mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen nur noch von einem Restgaspotential von 20 - 40 l/kg TS auszugehen.

Das für den Parameter CSB beschriebene Verhalten der Kurvenverläufe in Abb. 4.26 läßt sich bis auf die höheren Schwankungsbreiten der übrigen Parameter auf diese übertragen. Beim $\text{NH}_4\text{-N}$ (Abb. 4.27) erweisen sich sowohl die Ergebnisse der DSR-Versuche als auch die der Deponien zu Anfang als stark schwankend. Der DSR 17 erzielt wiederum die höchsten Konzentrationen. Im Falle des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ liegen die Konzentrationen der DSR B3S16 und B1N13 ebenfalls etwas höher als die der mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle.

Bei den Chloridkonzentrationen (Abb. 4.28) zeigen die Deponien hohe Schwankungsbreiten. Die Chloridkonzentrationsschwankungen sind zum Großteil auf die Zusammensetzung der eingelagerten Abfälle zurückzuführen. Bei hohen Salzkonzentrationen spiegelt sich dies auf Grund der hohen Löslichkeit des Chlorids auch entsprechend in den Sickerwasserkonzentrationen wider.

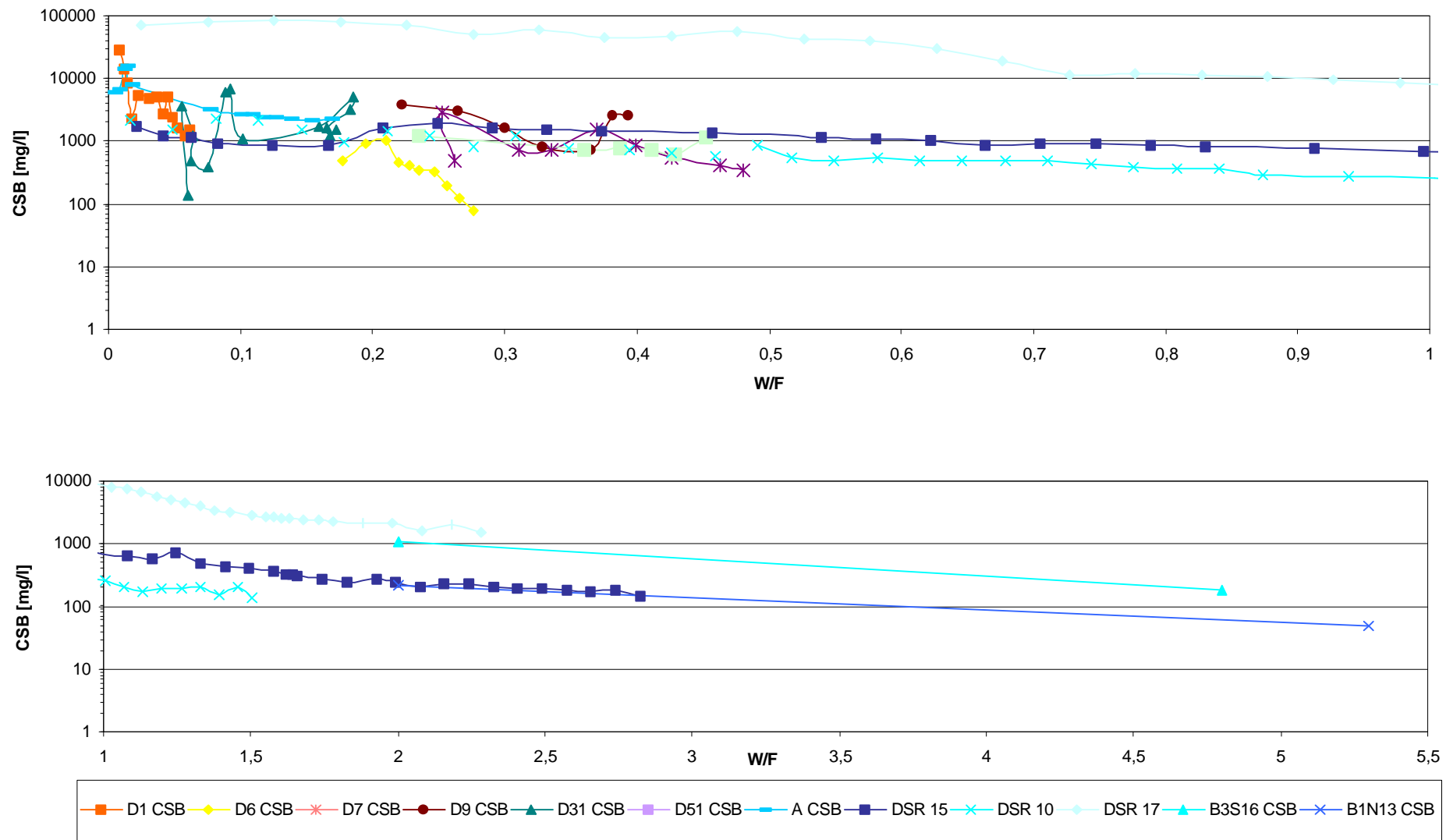


Abb. 4.26: Gegenüberstellung der CSB-Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F)

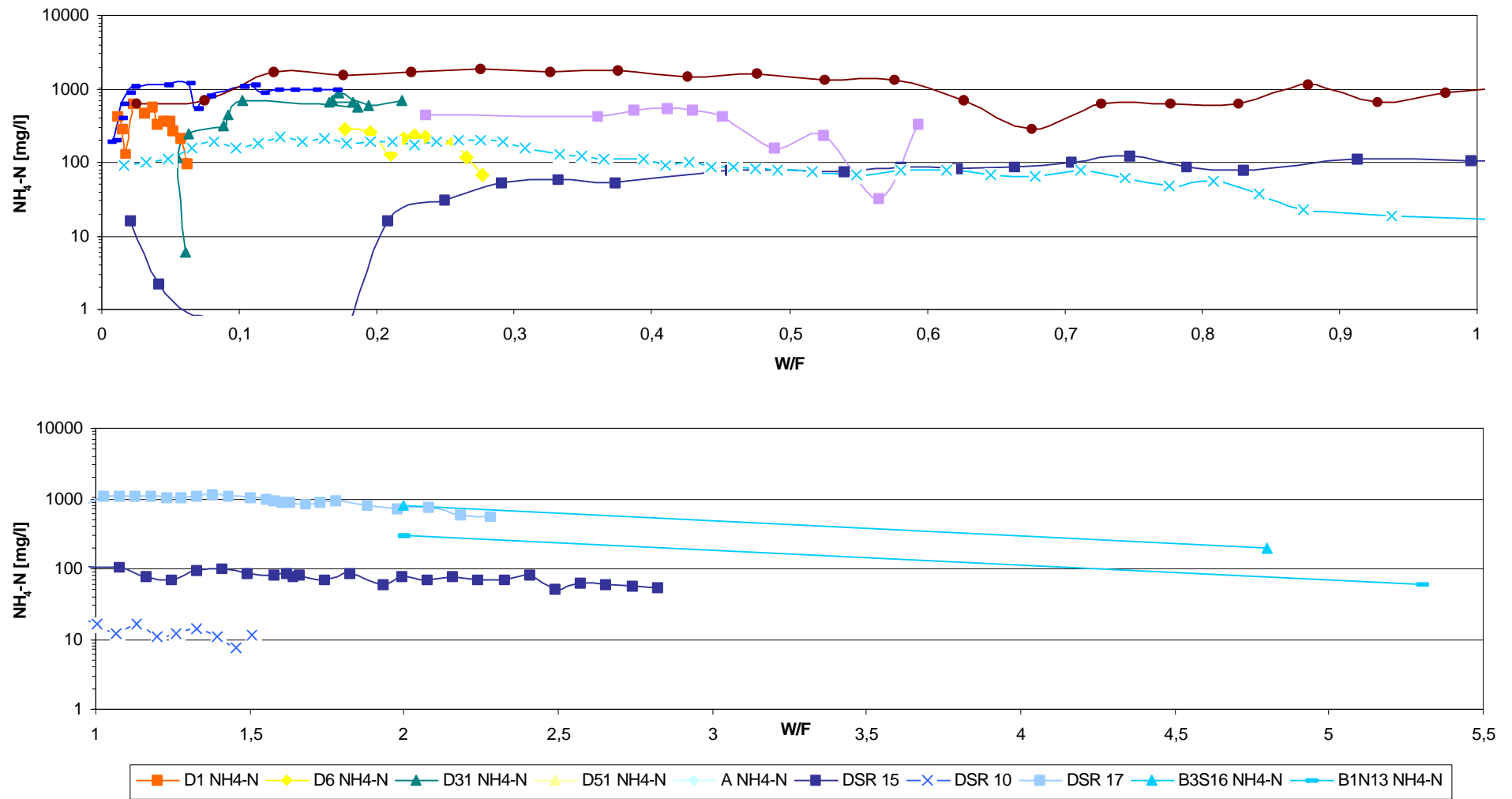


Abb. 4.27: Gegenüberstellung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen Wasser-Feststoff-Verhältnis

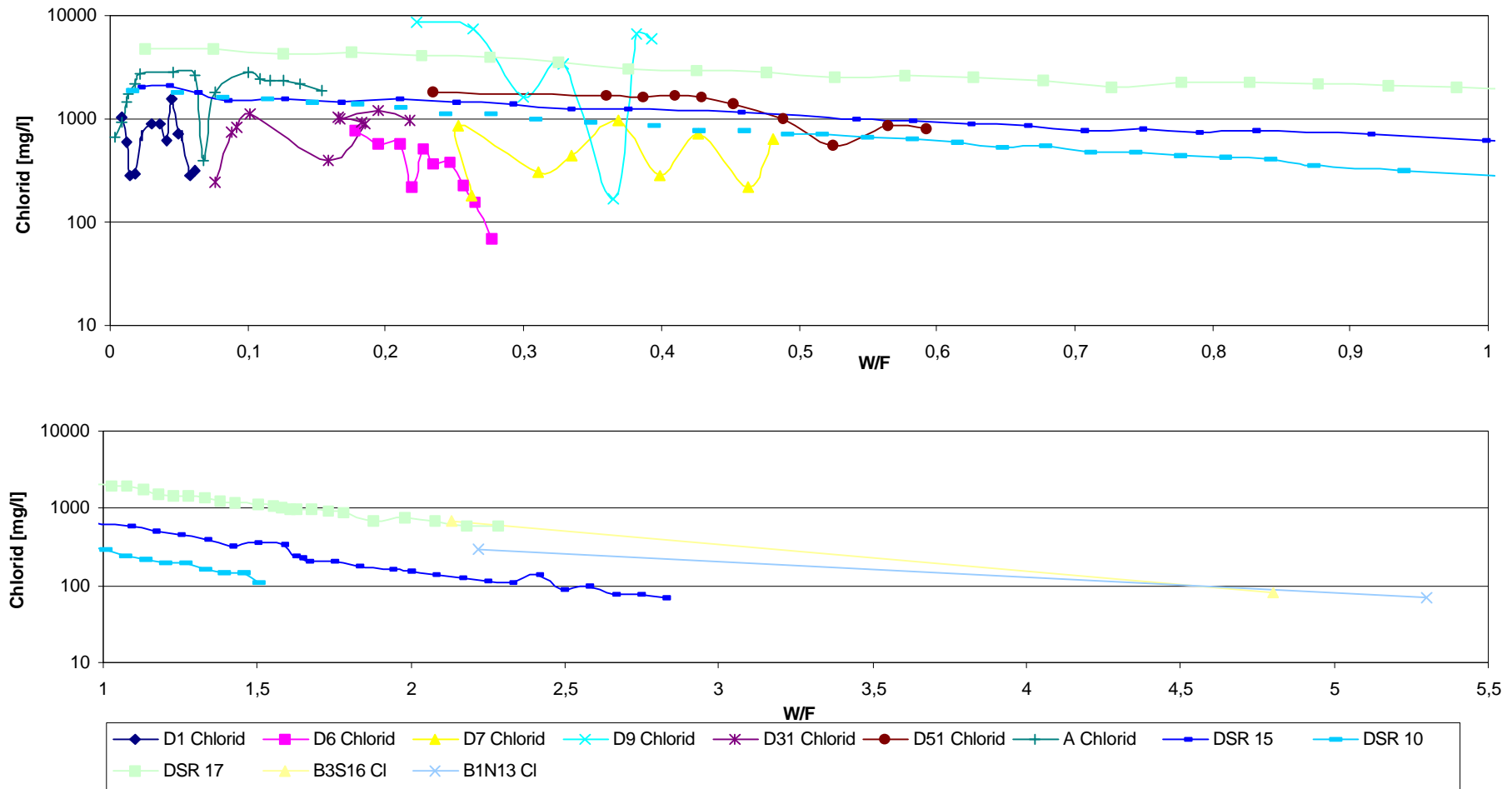


Abb. 4.28: Gegenüberstellung der Chlorid-Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen Wasser-Feststoffverhältnis

Der offenkundigste Unterschied zwischen den Deponien und den DSR-Versuchen liegt in der Entwicklung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses. Auf den Deponien wird auch nach langjährigem Deponieabschluß nur ein maximales Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 - 0,6 erzielt, wohingegen die DSR je nach Laufzeit auf Grund der hohen Wasseraustauschrate auf Werte von $\gg 1$ kommen. Anhand des weiteren Verlaufs der Konzentrationen der DSR-Parameter zeigt sich, daß bis auf die Parameterkonzentrationen des DSR 10, der einer intensiven Rotte unterworfen war, die Inhaltsstoffe der übrigen DSR relativ hohe oder sogar über die Versuchsdauer hinausgehende Wasser-Feststoff-Verhältnisse benötigen, um Konzentrationen zu erzielen, die die Werte des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV einhalten. Für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ kann während der gesamten Versuchszeit bis zu einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 3,5 der vorgegebene Grenzwert des Anhangs 51 nicht erreicht werden. Dies gilt auch für die DSR, die mit behandelten Restabfall gefüllt wurden.

Die DSR-Ergebnisse bestätigen damit die bereits anhand der Überwachungsdaten getroffenen Aussagen, daß der Parameter Gesamtstickstoff bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$ auf Grund seiner Schwankungsbreite nur schwer extrapolierbar ist und demzufolge ein für die Dauer der Nachsorge ausschlaggebender Parameter ist.

Der Gegensatz zwischen den DSR mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen (DSR 10 und 15) und den Deponien besteht in den nicht so hohen Anfangskonzentrationen der vorbehandelten Abfälle und dem geringeren Gaspotential. Die unvorbehandelten Abfälle (DSR 17) befinden sich bei allen Parametern deutlich über den Konzentrationsverläufen der Deponiesickerwässer. Dies ist auf die Prozessbedingungen, die erhöhte Auswaschung und der damit verbundenen Verlagerung von Emissionen aus dem Gas ins Sickerwasser zurückzuführen. Zusätzlich kommt für den DSR 17 eine uncharakteristisch und überproportional lange Versäuerungsphase hinzu. Die DSR B3S16 und B1N13 [HEYER UND STEGMANN, 1997] bilden die langfristig zu erwartenden Emissionen relativ wirklichkeitsnah ab.

KYLEFORS UND LAGERKVIST stellten 1997 Ergebnisse der Untersuchungen zur Sickerwasserqualitätsänderung in unterschiedlichen Phasen vor. In ihren Darstellungen kamen sie zu dem Schluß, daß zum Erreichen einer minimalen Sickerwasserbelastung für die meisten Substanzen ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von ca. 10 notwendig sei. Bei der von WALKER ET AL. [1997] vorgeschlagenen Methode des "flushing reactor" wird hingegen davon ausgegangen, daß eine Stabilisierung des Abfallkörpers bereits nach Durchspülung mit dem 5 - 7,5-fachen

Wasservolumen eintreten wird. Demzufolge sollte der Abfall bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 10 weitestgehend stabilisiert sein.

In Anlehnung an die Aussagen von KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997] und unter Berücksichtigung der dargestellten Ergebnisse der Untersuchungen von Deponiesickerwässern müßte demnach der Nachsorgezeitraum eines Großteils der Deponien noch mindestens 20x so lange andauern wie der bereits vergangene Zeitraum bis zum Erreichen des Wasser-Feststoff-Verhältnisses von 0,5. Bei dieser Überlegung bleibt noch unberücksichtigt, daß das Wasser-Feststoff-Verhältnis zu Beginn der Verfüllung überproportional ansteigt, da die abgelagerten Mengen in Relation zur Fläche noch recht gering sind. Unter der Zielvorgabe eines Wasser-Feststoff-Verhältnisses von 10 werden Maßnahmen wie die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung sich eher verzögernd als beschleunigend auf den Zeitpunkt des Nachsorgeendes auswirken, da die ungehinderte Versickerung von Niederschlagswasser unterbunden wird.

Anhand der Extrapolation der Frachtenverläufe einer Einzeldeponie gegenüber dem Wasser-Feststoff-Verhältnis wurde eine Abschätzung der bis zum vermeintlichen Ende der Nachsorge (Annahme in Anlehnung an KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997]: $W/F = 10$) zu erwartenden Emissionen durchgeführt. Hierzu wurden die Frachtsummenkurven der Parameter CSB, AOX, NH_4-N , Chlorid und Zink bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 und 10 berechnet. Das Bestimmtheitsmaß der extrapolierten Kurven wies einen Wert zwischen 0,7279 und 0,9648 auf. Die bis zum jeweiligen Wasser-Feststoff-Verhältnis emittierte Sickerwasserfracht der Einzeldeponie D7 ist in Tab. 4.7 dargestellt.

Tab. 4.7: Darstellung der prognostizierten Frachtsummen der Deponie D7 zum Zeitpunkt eines Wasser-Feststoffverhältnisses von 10

PARAMETER	FRACHTSUMME DER DEPONIE D7 BEI W/F = 0,5 [g/t TS]	FRACHTSUMME DER DEPONIE D7 BEI W/F = 10 [g/t TS]
CSB	910	2.970
NH_4-N	140	620
AOX	0,25	1,3
Chlorid	380	1415
Zink	0,5	1,7

Die bis zu einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 extrapolierten Frachten entsprechen in etwa den emittierten Frachten der Deponie D7 bis zum Ende des Untersuchungszeitraums. Es zeigt sich, daß die bis dahin ausgetragenen Sickerwasserfrachten bei etwa einem Drittel der Gesamtfrachten liegen, wobei dieser Anteil bei einigen Parametern auch noch niedriger liegt. Relativ große Emissionen werden demzufolge bereits über einen kurzen Zeitraum über das Sickerwasser ausgetragen. Anhand der prognostizierten Frachten bis zum Wasser-Feststoff-Verhältnis von 10 der Deponie D7 in Tab. 4.7 ist zu ersehen, daß die berechneten CSB-Frachtsummen der Deponie D7 den größten Teil der gesamten zu erwartenden Fracht umfassen. Etwa um die Hälfte niedriger liegt der Chloridfrachtanteil und nochmals um die Hälfte niedriger sind die zu erwartenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten. Die AOX- und Zinkfrachten liegen demgegenüber noch um 2 Zehnerpotenzen niedriger als die der übrigen Parameter. Dieses Ergebnis gibt einen ersten Hinweis auf die Verteilung der zu erwartenden Frachten für die unterschiedlichen Parameter.

4.2 Deponiegas

Die Hauptemissionsquelle für die Kohlenstoffverbindungen im Abfall stellt das Deponiegas dar. Mit Hilfe von Entgasungsanlagen kann die unkontrollierte Migration von Deponiegas heute zu einem Großteil unterbunden und das Deponiegas einer energetischen Nutzung oder einer kontrollierten thermischen Entsorgung zugeführt werden.

4.2.1 Gasparameterkonzentrationen

Die Gasinhaltsstoffe Methan und Kohlendioxid sind die Hauptkomponenten im Deponiegas. Sie stellen die Endprodukte des anaeroben Stoffwechsels dar. Weitere Komponenten sind der Stickstoff und der Sauerstoff, wobei letztere durch Übersaugung des jeweiligen Deponiekörpers oder durch Diffusion in das Deponiegas gelangen. Sie stellen keine Endprodukte der im Abfall stattfindenden Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen dar. Die im Verhältnis zur Luftzusammensetzung nur geringen Sauerstoffkonzentrationen sind einerseits durch die Steuerung der Entgasungsanlage (Explosionsschutz), andererseits auf den Verbrauch (Veratmung) des möglicherweise in höherem Maße eingedrungenen Sauerstoffs im Abfall bedingt. Der elementare Stickstoff kann nur durch spezialisierte Bakterien gebunden werden, die ihn in dieser Form in den allermeisten Fällen nur aufnehmen, wenn keine anderen Stickstoffquellen in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen [SCHLEGEL, 1992].

Anhand der in Abb. 4.29 dargestellten, vor Ort i. d. R. durch das Deponiepersonal gemessenen Konzentrationen der Gaskomponenten lassen sich nur bedingt Tendenzen ablesen. Vielfach sind die gemessenen Konzentrationen auf die Betriebsweise der Entgasungsanlage, z. B. auf Übersaugung des Deponiekörpers zurückzuführen. Der Methanvolumenanteil des abgesaugten Deponiegases nimmt im Laufe der Zeit erst leicht zu und entwickelt sich dann wieder rückläufig. Der Kohlendioxidanteil verhält sich hierzu nahezu analog. Auf lange Sicht ist ebenfalls eine Abnahme zu beobachten. Die Gaskomponenten Stickstoff und Sauerstoff hingegen zeigen demgegenüber eher eine Zunahme ihrer Volumenanteile auf. Dies ist ein deutliches Indiz für einen in vielen Fällen zu hohen Unterdruck, der zur Absaugung angelegt wird und zur Übersaugung führt.

LOCK CONSULTANTS [1994] kamen im Rahmen ihrer Untersuchungen zu vergleichbaren Ergebnissen. Auf der Grundlage ihrer Auswertungen von Deponiedaten errechneten sie folgende Mittelwerte für die Gaskomponenten Methan, Kohlendioxid, Stickstoff und Sauerstoff:

Tab. 4.8: Vol.-%-Anteile der Hauptbestandteile des Deponiegases

GASBESTANDTEIL	VOL.-%
CH ₄	43
CO ₂	30,5
N ₂	17,9
O ₂	2,2

Die Aussagekraft der gemessenen Daten wird beim Deponiegas durch wesentlich mehr Faktoren beeinflusst und verändert als dies bei der Analyse von Sickerwasser möglich ist. Diese Konstellation ist auf folgende Ursachen zurückzuführen:

Interne Faktoren, die auf die Maschinenteknik zurückzuführen sind:

- Automatische Steuerung des Entgasungsgeschehens, um einen maximalen Methangehalt zu gewährleisten;
- Automatische Abschaltung beim Erreichen eines zu niedrigen Methanvolumenanteils, da keine energetische Nutzung oder Behandlung mehr möglich;
- Automatische Abschaltung bei zu hohen Sauerstoffkonzentrationen aus Gründen des Explosionsschutzes;

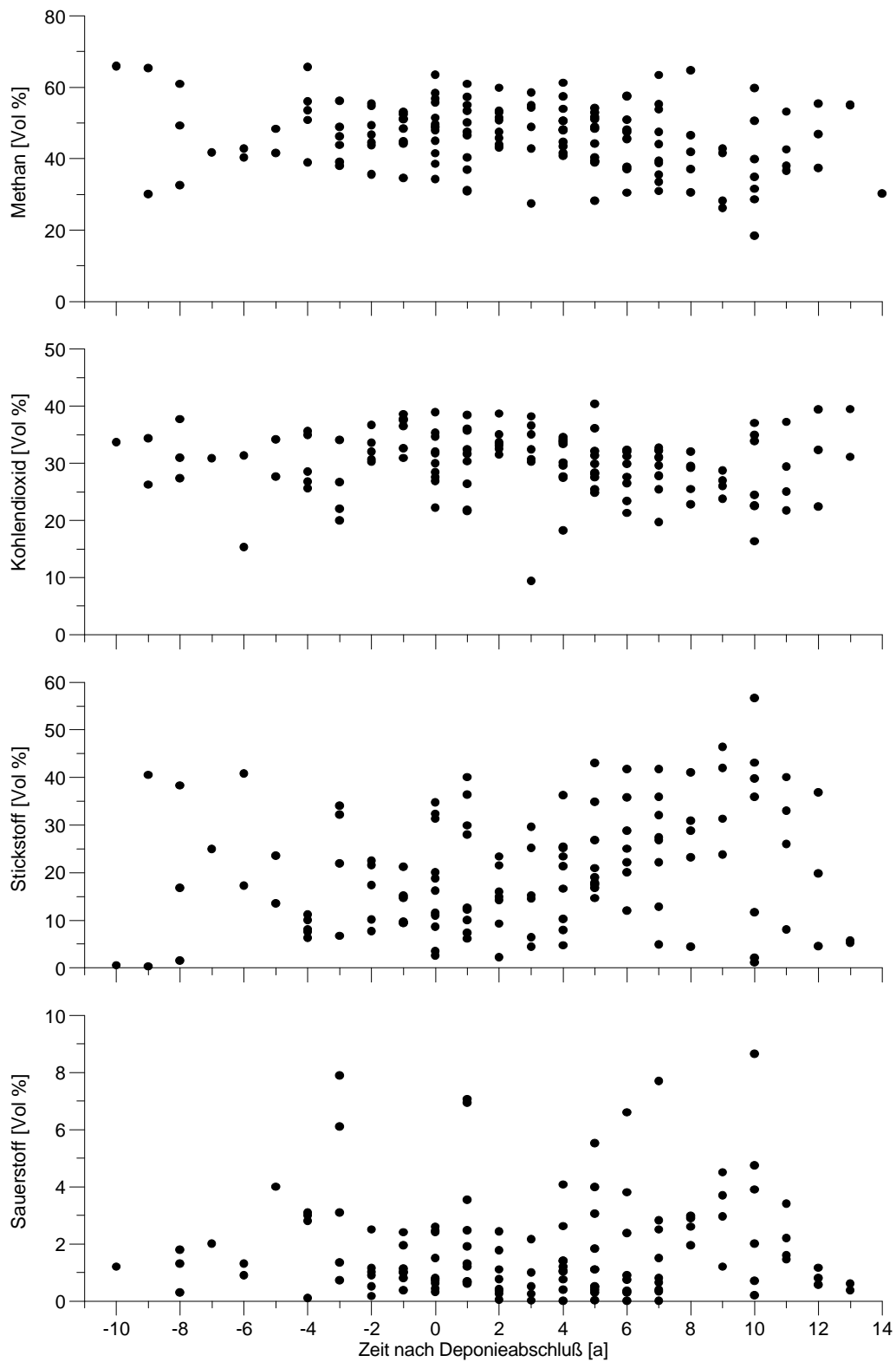


Abb. 4.29: Jahresmittelwerte der im Deponiegas gemessenen Methan-, Kohlendioxid-, Stickstoff- und Sauerstoffkonzentrationen

Externe Faktoren, die auf die Darstellungsweise zurückzuführen sind:

- Darstellung von Einzelwerten verschiedener Deponien aus unterschiedlichen Zeiträumen und mit unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen

4.2.2 Gaskonzentrationen luftfrei berechnet

Die bisher dokumentierten Konzentrationen sind insgesamt nur bedingt repräsentativ, da wie bereits ausgeführt der Methangehalt und dadurch bedingt auch die übrigen Gasinhaltsstoffe durch technische Vorgaben beeinflusst werden. Bei den stichprobenartigen Kontrollmessungen werden häufig größere Volumenanteile Stickstoff und geringe Mengen an Sauerstoff gemessen. Abb. 4.30 zeigt anhand von Einzelmessungen anschaulich, in welchem Verhältnis die im Gas gemessenen Anteile an Stickstoff und Sauerstoff zueinander stehen. Die Verhältnisse der O₂- zu den N₂-Konzentrationen (durchgezogene Linie) liegen im Rahmen der graphischen Darstellung im Durchschnitt über dem von Atmosphärenluft (gestrichelte Linie). Dies ist ein deutliches Indiz für die Ansaugung von Luft durch die jeweiligen Entgasungsanlagen.

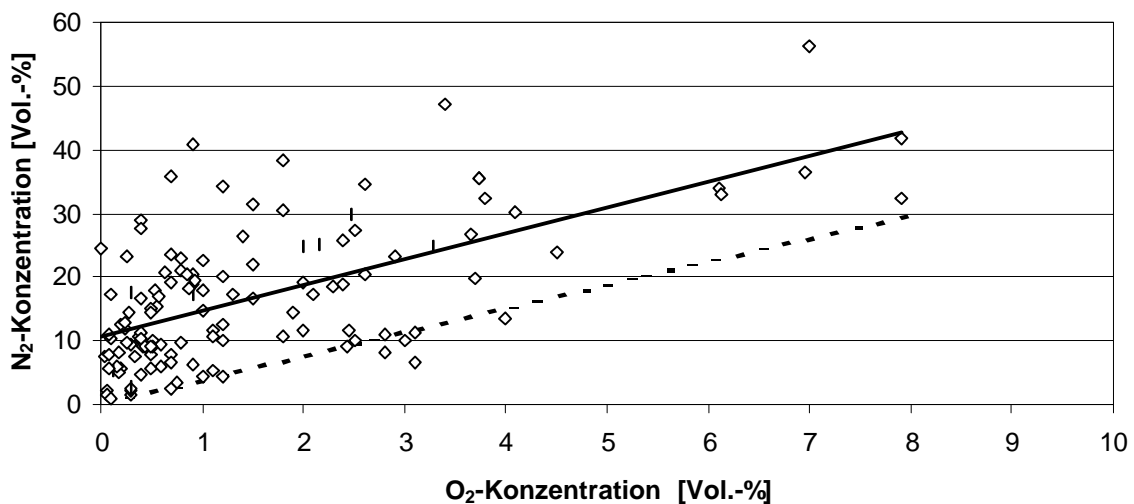


Abb. 4.30: Verhältnis von Sauerstoff zu Stickstoff im Deponiegas

Der im Mittel etwas höhere Anteil an Stickstoff ist auf den Verbrauch von Sauerstoff im Abfallkörper auf Grund von aeroben Reaktionen zurückzuführen. In wieweit das anaerobe Milieu durch diese Sauerstoffanteile gestört oder sogar geschädigt wird, kann anhand der vorliegenden Daten nicht ausgesagt werden.

Für die Abb. 4.31 sind die Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen der Deponien luftfrei berechnet worden. Unter Anwendung des von RETTENBERGER UND MEZGER, 1992 beschriebenen Langzeitphasenmodells (siehe Abb. 2.9) befinden sich die untersuchten Deponien 5 - 10 Jahre nach Abschluß der Deponie bereits in der Langzeitphase, d. h. das Verhältnis von Methan zu Kohlendioxid ist im Durchschnitt $> 1,5$. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, daß die Zeit der größten Gasproduktion bereits vorüber ist. Während der stabilen Methanphase wird von einem nahezu ausgeglichenen Verhältnis von Methan zu Kohlendioxid von 1,2 ausgegangen. Nach dem Abklingen der stabilen Methanphase wird eine Erhöhung dieses Verhältnisses erwartet, da Kohlendioxid eine sehr viel höhere Wasserlöslichkeit aufweist als das gering wasserlösliche Methan und somit durch Auswaschung aus dem Deponiekörper entfernt werden kann. Erst nachdem Luft eindringt, kann davon ausgegangen werden, daß sich das Verhältnis von Methan zu Kohlendioxid wieder verringert.

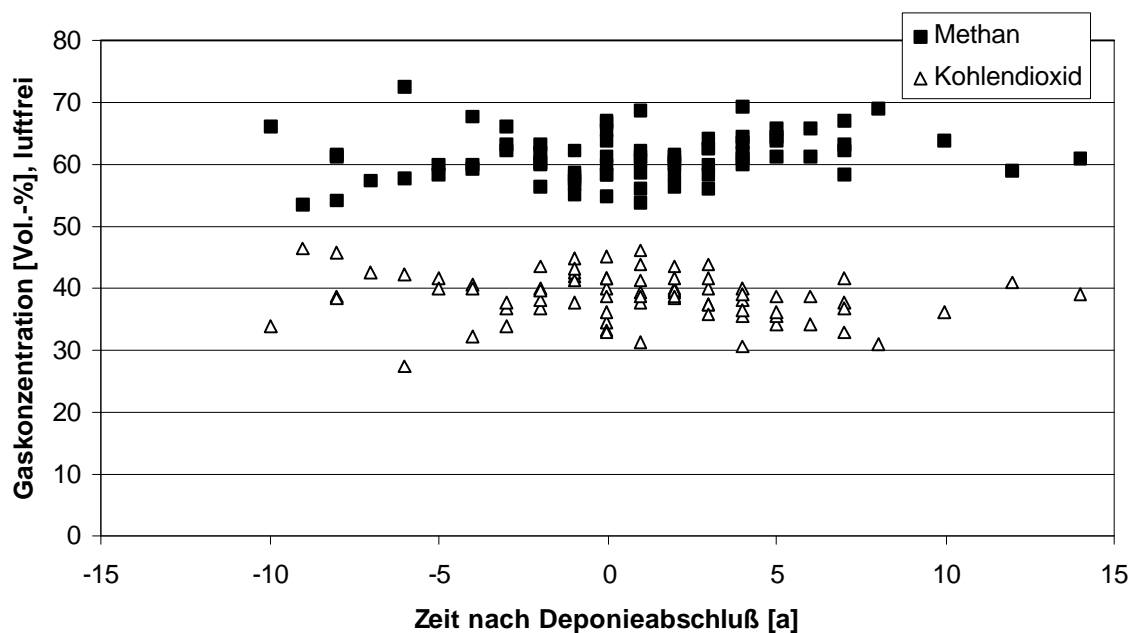


Abb. 4.31: Entwicklung der Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen, luftfrei berechnet

4.2.3 Vergleich der Konzentrationen von Spurenstoffen im Deponiegas

In Tab. 4.9 wird die jeweilige Bandbreite der Konzentrationen der hier untersuchten Spurenkomponenten im Deponiegas den Ergebnissen anderer Autoren gegenübergestellt. Anhand der Tab. 4.9 ist zu erkennen, daß jeder der analysierten Spurenstoffe im Deponiegas eine sehr hohe Schwankungsbreite aufweist. Dies spiegeln die Ergebnisse aller Autoren wider. Die hohen Schwankungsbreiten lassen sich einerseits auf die unterschiedlichen

Standortbedingungen (z. B. eingelagerte Abfälle) und andererseits auch auf die Durchführung und den Zeitpunkt der Messung (BHKW unter Vollast, längere Stillstandzeiten der Entgasungsanlage vor Entnahme der Gasprobe, Luftansaugung etc.) zurückführen. Somit geben sie nur Anhaltspunkte für die tatsächlich zu erwartenden Spurengaskonzentrationen im Deponiegas einer Deponie.

Tab. 4.9: Gegenüberstellung der Konzentrationsbereiche verschiedener Spurenstoffe im Deponiegas anhand der Ergebnisse verschiedener Autoren

Parameter	POLLER [1990] [mg/m³]	LOOCK CONSUL- TANT [1994] [mg/m³]	[IfK DRESDEN 1993] [mg/m³]	Deponierisiko- studie, BAYERN [1994] [mg/m³]	KRÜMPELBECK [mg/m³]
Schwefelwasserstoff	-	0,01-850	<1-106,5	5-20	0,038-1278
Chlor gesamt	-	n. n. - 410	6,6-1205,8	-	0,5-229,7
Fluor gesamt	-	n. n. - 40	1,9-12,1	-	0,017-104
Schwefel gesamt	-	n. n. - 224	-	2-90	0,3-506,2
Benzol	-	-	<0,5	0,03-15	0,01-95
Ethylbenzol	-	-	<0,5-1	-	0,01-112
Toluol	-	-	3,7-4,6	0,2-600	0,02-160
Xylol	-	-	<0,5	0-400	0,04-257,2
Dichlormethan	<0,5- 19,2	-	0,5-132,7	0-700	0,02-250
Chloroform	<0,1-2,1	-	<0,5-478,3	0-3	0,002-15,15
Trichlorethan	<0,1-4,1	-	1,2-763,4	-	0,001-27,5
1,2-Dichlorethen	<0,1-53	-	<0,5-2,4	0-300	0,087-43
Trichlorethen	0,2-30,3	-	<0,5-1,7	0-300	0,002-22,55
Tetrachlorethen	0,3-38	-	<0,5-0,8	0-250	0,001-41,9
Summe KW	-	n. n. - 810	-	-	1,83-165,6
Summe CKW	-	n. n. - 160	-	-	0,002-171,2
Summe FCKW	-	n. n. - 31	-	-	0,064-118,6

Insgesamt muß davon ausgegangen werden, daß ein Großteil der leicht flüchtigen Substanzen bereits während der Ablagerung aus dem Abfall entweicht. Somit sind die ermittelten

Konzentrationen, bezogen auf die zu erwartende Gesamtemission, mit hoher Wahrscheinlichkeit als zu gering einzustufen. Möglicherweise muß zu Anfang der Ablagerung mit einem mehrfach höheren Schadstoffausstoß gerechnet werden. Der Zeitpunkt und die Art der Messung spielen demzufolge eine wichtige Rolle.

Die Spurenstoffkonzentrationen der ostdeutschen Deponie Döbeln-Hohenlauffe weichen auf Grund ihrer sehr hohen Chlorbelastungen im Gas von denen der übrigen Deponien ab. Dies wird im Forschungsbericht der IFK DRESDEN [1993] auf nach der Wiedervereinigung abgelagerte chlorhaltige Abfälle zurückgeführt.

Bei den übrigen Parametern bewegen sich die Konzentrationen der Deponie Döbeln-Hohenlauffe eher im unteren Konzentrationsbereich. Hierbei ist kein signifikanter Unterschied zwischen den Schadstoffemissionen des Deponiegases von Deponien in den Neuen oder in den Alten Bundesländern zu erkennen.

4.2.4 Gasmenge

Neben der akuten Gefährdung des Deponiepersonals und der Anwohnerschaft durch Brand und Explosion tritt in der öffentlichen Diskussion zunehmend die Beteiligung des Methananteils des Deponiegases am anthropogenen Treibhauseffekt in den Vordergrund der Betrachtungen. Das Global Warming Potential des Methans wird im Vergleich zur Referenzsubstanz Kohlendioxid in einem Zeitraum von 20 Jahren auf 56 [EHRIG ET AL., 1998] geschätzt.

Mit Hilfe vertikaler Gasbrunnen und/oder horizontaler Leitungen wird das Deponiegas umweltschonend aus dem Deponiekörper entfernt und einer Entsorgung zugeführt. Bei größeren Gasmengen guter Qualität wird ein Blockheizkraftwerk betrieben und das Gas energetisch genutzt. Auf älteren Deponien mit schlechter Gasqualität oder nur noch geringen Gasmengen pro Zeiteinheit wird das Gas einer Hochtemperaturfackel zugeführt und thermisch entsorgt.

Bei der Gegenüberstellung von Gasmengen unterschiedlicher Deponien sind mehrere Faktoren zu beachten:

- Abfallzusammensetzung
- Stand der Umsetzungsprozesse im Deponiekörper
- Beginn der Entgasung

- Art der Entgasungsanlage
- Erfassungsrate
- Anschluß von Teilbereichen zu unterschiedlichen Zeitpunkten
- Art und Zeitpunkt der Oberflächenabdichtung
- Rekultivierung der Oberfläche

Im Rahmen dieser Auswertungen wurde versucht, einigen dieser Faktoren Rechnung zu tragen. Es wurde i. d. R. ein einheitlicher Wassergehalt von 30 % für den Abfall der Deponien angenommen. Die als Bezugs- und Vergleichspunkt angesetzte Abfallmenge setzte sich lediglich aus dem Abfall zusammen, der für die anaeroben Mikroorganismen als verstoffwechselbar galt, d. h., daß z. B. Bauschutt, der von Mikroorganismen nicht zu CH₄ und CO₂ abgebaut werden kann, im Gegensatz zur Berechnung der Sickerwasserfrachten nicht in die Rechnung mit einbezogen wurde (siehe Anhang 2). Hierdurch eröffnete sich die Möglichkeit des Vergleichs mit anderen Werten aus der Literatur, da diese zumeist im Rahmen von Deponiesimulationsversuchen erhalten wurden und darin kaum Inertstoffe, wie z. B. Bauschutt oder Sperrmüll, vorkommen. Die hemmenden Effekte weiterer Abfälle in der Deponie blieben unberücksichtigt. Als das Jahr 0 und damit zeitlichen Bezugspunkt wurde das Jahr des aktiven Ablagerungsendes definiert. Gasmengen, die vor diesem Zeitpunkt abgesaugt wurden, wurden als nicht aussagekräftig angesehen, da häufig nur Teilflächen an die Gassammelleitung angeschlossen waren. Während des Betriebes gibt es noch große offene Flächen, so daß die Entgasungsanlage zumeist mit einem geringeren Unterdruck betrieben wird als nach der Rekultivierung. Mit dem Aufbringen einer Abdeckung geht in den meisten Fällen eine Erhöhung der Erfassungsrate einher.

In Abb. 4.32 sind die erfaßten Gasmengen aller untersuchten Deponien mit Gasfassung nach dem Abschluß des Deponiebetriebes dargestellt worden. Anhand der Gasmengenverläufe ist ersichtlich, daß insgesamt ein sehr ähnliches Kurvenverhalten beobachtet werden kann, d. h. die Deponien verhalten sich hinsichtlich der erfaßbaren Gasmengen trotz individueller Unterschiede sehr übereinstimmend.

Die technisch erfaßbaren Gasmengen verringern sich innerhalb eines 15 - 20-jährigen Zeitraumes auf geringe Gasvolumina, die im Mittel bei ca. 1 - 2 m³/(t TS *a) liegen. Die aktive Entgasung ist somit zeitlich begrenzt.

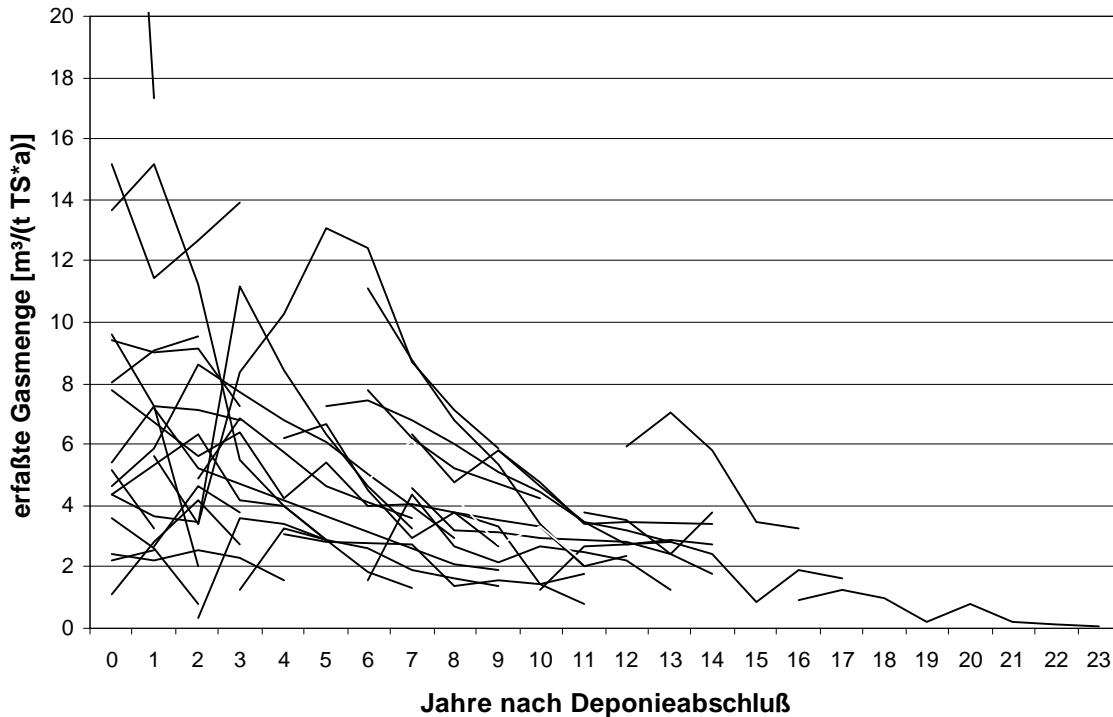


Abb. 4.32: Erfasste Gasmengen der untersuchten Deponien nach dem Abschluß der Deponie

4.2.4.1 Oberflächenabdichtung und Gasproduktion

In Abb. 4.33 sind beispielhaft die Gasmengenverläufe von 8 Deponien dargestellt, anhand derer einige Aussagen zum Verhalten der Deponien erläutert werden. Insgesamt ist zu beobachten, daß die erfassbaren Gasmengen sich mit der Zeit unabhängig von der Deponie oder dem Oberflächenabdichtungssystem einander annähern. Sie gehen bereits 10 - 20 Jahre nach Deponierungsende auf Mengen $\leq 2 \text{ m}^3/(\text{t TS}\cdot\text{a})$ zurück.

Die Art der Oberflächenabdichtung, der Wasserzutritt und die Wasserbewegung im Abfallkörper sind Faktoren, die die Gasproduktion nach Abschluß einer Deponie mit beeinflussen. Die Deponien mit einer mineralischen Abdichtung haben in Bezug auf ihre Gasmengenverläufe (Abb. 4.33) im Durchschnitt eine kürzere Halbwertszeit als die Deponien mit einer Bodenabdeckung. Die Halbwertszeit der Gasproduktion nach dem Deponierungsende liegt im Mittel aller Deponien bei etwa 4 Jahren. Eine Ausnahme bildet die Deponie D15. Hier konnte zunächst nach Aufbringung der zweilagigen, 40 cm starken mineralischen Abdichtung eine Steigerung der Gasmengen erzielt werden. Dies ist wahrscheinlich auf die leicht erhöhte Erfassungsrate, hervorgerufen durch die Aufbringung der Abdichtungs- und Rekultivierungsschicht, nach Deponierungsende zurückzuführen. Danach zeigt die Gasmengenkurve eine

ähnlich langsame Abnahme wie bei den Deponien mit Bodenabdeckung. Möglicherweise entspricht die relativ dünne Abdichtung (D15), die bereits Ende der achtziger Jahre aufgebracht wurde, in ihren Qualitätsmerkmalen eher einer Bodenabdeckung.

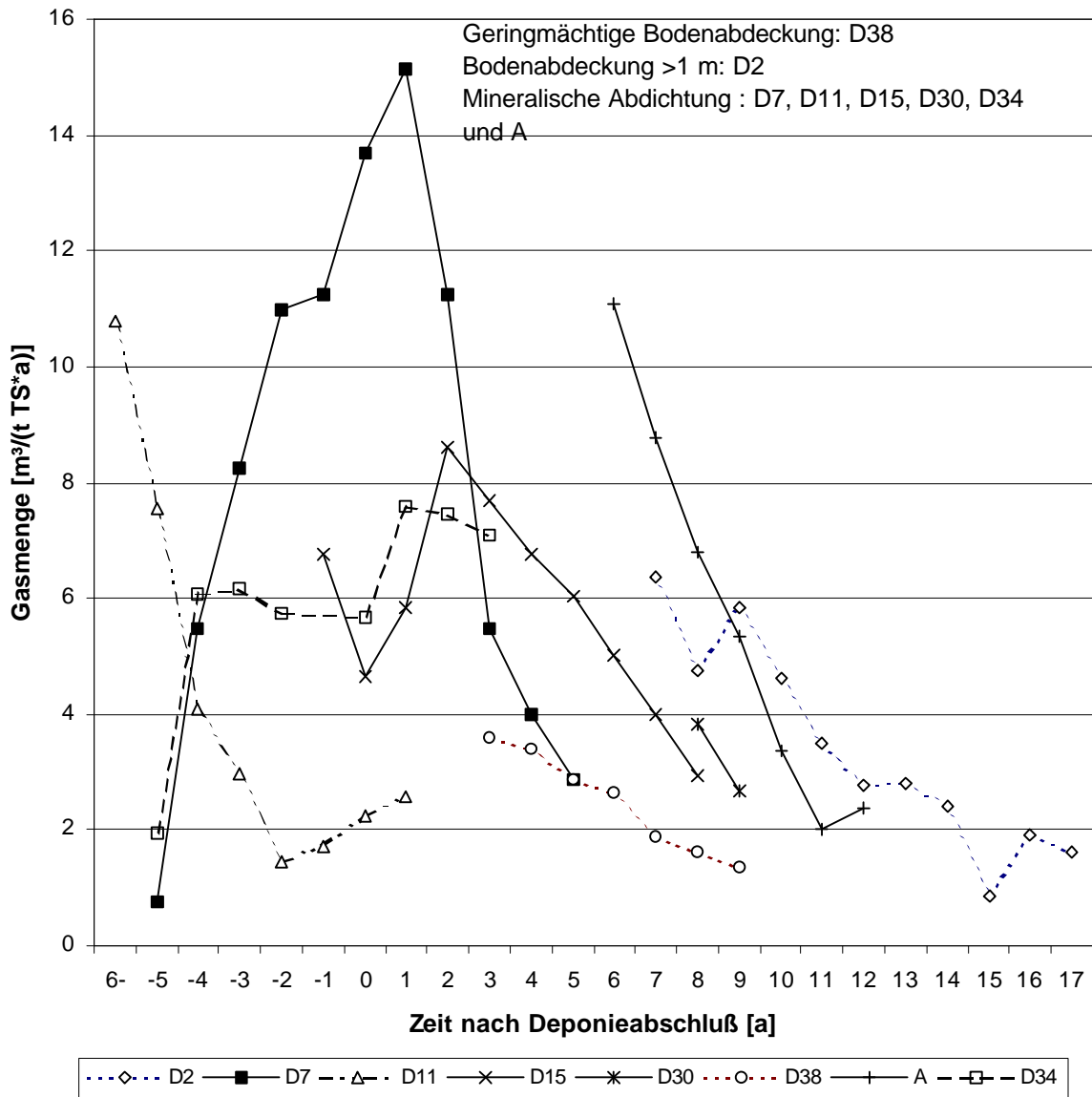


Abb. 4.33: Gasmengenverläufe von 8 Deponien mit unterschiedlichen Oberflächenabdichtungssystemen

Die Deponien D2 und D38 besitzen eine Bodenabdeckung, wobei D2 über eine mehrere Meter mächtige, mit Wald bewachsene Abdeckung verfügt und D38 nur über eine 80 cm mächtige Bodenabdeckung. Bei der Betrachtung der absoluten Gasmengen sind deutliche Unterschiede zwischen diesen beiden Deponien ersichtlich. Die geringmächtige Abdeckung bedingt eine nur geringe Fassungsrate, wodurch die Gasmengen der Deponie D38 bereits zu

Beginn der Entgasung bei $< 4 \text{ m}^3/(\text{t TS}^*\text{a})$ liegen. Bei D2 befinden sie sich hingegen noch einige Jahre später bei über $6 \text{ m}^3/(\text{t TS}^*\text{a})$. Der Vergleich der Halbwertszeiten von Deponien mit Bodenabdeckung und Deponien mit mineralischer Abdichtung deutet darauf hin, daß die Halbwertszeiten bei Deponien mit Bodenabdeckung länger sind als bei denen mit mineralischer Abdichtung.

Die Deponien D11 und D34 zeigen demgegenüber ein anderes Verhalten. Die Gasmengen von D11 steigen nach Reinfiltration auf einem Teilbereich der Deponie wieder leicht an, d. h. das Emissionspotential für eine höhere Gasproduktion ist noch vorhanden. Bei der Deponie D34 wird bereits über einen relativ langen Zeitraum eine Sickerwasserteilrückführung durchgeführt. Hier ist nur ein sehr verlangsamter Rückgang der Gasmengen zu erkennen, was auf ein noch relativ hohes Gasbildungspotential schließen läßt. Im 4. Jahr sind nach Auskunft des Betreibers die Gasmengen sogar wieder angestiegen. Dies ist einerseits auf die Zufuhr von Wasser und die dadurch guten Milieubedingungen für den biologischen Abbau im Abfallkörper zurückzuführen, andererseits können aber auch Faktoren, wie eine deutlich verbesserte Erfassungsrate oder ein niedriger Methangehalt im Deponiegas, hierfür verantwortlich sein.

Insgesamt ist anhand der vorgestellten Daten ersichtlich, daß die Gasproduktion bei Deponien mit mineralischer Abdichtung tendenziell schneller abnimmt, als bei Deponien mit einer geringmächtigen Bodenabdeckung. Der durch die Abdichtung veränderte Wasserhaushalt könnte auf Grund der verminderten Wasserbewegung und dem daraus resultierenden geringeren Nährstofftransport einen negativen Einfluß auf die Gasproduktion ausüben. Allerdings sind die erfaßten Sickerwassermengen nach wie vor deutlich höher als die von RAMKE [1991] oder ZUHSE [1997] für notwendig erachteten Mengen zur Aufrechterhaltung der biochemischen Umsetzungsprozesse. Bevorzugte Wasserwege, die nach BAUMANN UND SCHNEIDER [1998] zwischen $1/3 - 3/8$ der Sickerwassermengen ausmachen können, spielen vielleicht eine ausschlaggebende Rolle. Blicke z. B. die Sickerwassermenge, die über die bevorzugten Wasserwege abfließt konstant und würde die Menge des Sickerwassers durch die Aufbringung einer Abdichtung insgesamt geringer, so würde dies eine Verringerung der Wassermengen und der Wasserbewegung im Feinporensystem bedeuten. Eine schlechtere Nährstoffversorgung der Mikroorganismen und ein unzureichender Abtransport der Abbauprodukte könnte die Folge sein. Dieses Szenario könnte eine mögliche Erklärung für die tendenziell schneller abnehmende Gasproduktion bei Deponien mit mineralischer Abdichtung sein.

Zur Verifizierung dieser These sind aussagekräftige Daten von Deponien mit einer Kombinationsabdichtung als Oberflächenabschluß notwendig, die einen sehr viel dichteren Oberflächenabschluß ermöglicht. Inwieweit die stärker rückläufige Gasentwicklung durch die erhöhte Fassungsrate unterhalb einer wasser- und gasundurchlässigen Oberflächenabdichtung ausgeglichen werden kann, bleibt z. Z. fraglich.

Bei den Deponien mit Bodenabdeckung wirkt sich die gasdurchlässigere Oberflächenabdeckung auf Grund der geringen Erfassungsraten reduzierend auf die gefaßten Gasmengen aus. Hier muß auch während des Entgasungszeitraums mit höheren Emissionen in die Umwelt gerechnet werden als bei einer mineralischen Abdichtung. In jedem Fall werden noch über einen langen Zeitraum geringe, technisch nicht mehr erfaßbare Gasmengen aus dem Deponiekörper emittieren.

1998 bezeichnete RETTENBERGER auf Grund der Erfahrungen an einem Rückbauprojekt Gasemissionen in der Größenordnung von 2 bis 4 l/(m²*h) hinsichtlich der zu erwartenden Geruchsemissionen als tolerierbar. Die nachteiligen Wirkungen des Methans auf die Erwärmung der Erdatmosphäre bleiben im Rahmen dieser Überlegungen unberücksichtigt. Eine Möglichkeit zur Reduzierung von migrierendem Gas stellt die Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht dar. Allerdings ist noch relativ unklar, wieviel Methan unter realen Deponiebedingungen, mit Kompost und unter den hiesigen Klimaverhältnissen wirklich oxidiert werden kann. Gegenwärtig finden Freilandversuche auf der Versuchsdeponie Breitenau in Österreich statt.

Welche Maßnahmen für den jeweiligen Deponiestandort als optimal gelten können, muß in jedem Einzelfall erarbeitet und abgewogen werden. Die hier dargestellten Gasmengenverläufe der Deponien mit Sickerwasserkreislaufführung (D34) oder Reinfiltration (D11) sind Beispiele für die nachträgliche Erhöhung der Gasmengen bei bereits seit mehreren Jahren abgeschlossenen Deponien. Ähnliche Erfahrungen gibt es mit der Rückführung von Wasser unterhalb einer temporären PE-Folienabdichtung einer Deponie. An diesem Standort wird seit etwa 5 Jahren ein nahezu konstanter Gasmengenstrom mit hohem Methangehalt aus dem Deponiekörper gefördert. Dies wird zu einem erheblichen Teil auf die Bewässerung unterhalb der Folie zurückgeführt, da die Gasmengenentwicklung vorher eine starke Abnahme erfahren hatte [SCHODER, 1997; KRÜMPELBECK UND EHRIG, 1998]. Allerdings kann die Wasserrückführung kein probates Mittel für alle Deponien sein, um deren Gasproduktion wieder zu

steigern. Bei vielen Objekten muß akzeptiert werden, daß die maximalen Gasproduktionszeiten bereits vorüber sind und nicht mehr nachträglich gesteigert werden können. Somit hängt die Entscheidung für oder gegen eine Bewässerung von den Standortfaktoren (Feststellung des Gaspotentials des abgelagerten Abfalls, z. B. durch Gärversuche) und der Historie (Abfallzusammensetzung, Deponietechnik) der einzelnen Deponie ab.

4.2.4.2 Berechnung des Vertrauensbereichs für die erfaßten Gasmengen

Die erfaßten Gasmengen auf einer Deponie stellen häufig nur einen Teil des tatsächlich produzierten Gases dar. Der übrige Teil migriert trotz Entgasungsanlage nach wie vor über die Oberfläche bzw. über Spalten und Risse der Oberflächenabdichtung in die Atmosphäre. Eine individuelle Quantifizierung der jeweiligen Erfassungsrate bleibt ohne intensive Untersuchung einer Deponie diskussionswürdig. Im allgemeinen wird von einer Erfassungsrate, abhängig von der Gasdichtigkeit des Oberflächenabdichtungssystems, zwischen 30 und 90 % ausgegangen. In Abb. 4.34 sind die tatsächlich erfaßten Gasjahresmengen der Deponien bezogen auf die rechnerisch ermittelte verstoffwechselbare Trockensubstanz der Zeit nach dem Deponieabschluß gegenübergestellt. Zudem wurde analog zur Vorgehensweise für die Sickerwasserkonzentrationen ein 95 %-iger Vertrauensbereich für die Gasmengen errechnet. Das Zeitintervall umfaßt die Jahre 0 - 30 nach Deponieabschluß.

Anhand der Darstellung ist zu ersehen, daß das anfängliche Intervall einen Bereich zwischen 1,7 und 23 $\text{m}^3/(\text{t TS} \cdot \text{a})$ umfaßt und dieser nach 30 Jahren auf einen Bereich von 0,114 - 1,5 $\text{m}^3/(\text{t TS} \cdot \text{a})$ gesunken ist. Unter der Annahme, daß 2 - 4 $\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ Deponiegas [RETTENBERGER, 1998] eine tolerierbare Größe hinsichtlich der Geruchsemissionen darstellt und eine durchschnittliche, bis zu 30 m hohe Deponie ca. 50 - 60 % Siedlungsabfälle enthält, die in diesem Zusammenhang vereinfacht als insgesamt vergasbar bezeichnet werden - somit ein genügend großer Spielraum für die nicht näher definierte Erfassungsrate bleibt - so kann davon ausgegangen werden, daß nach 30 Jahren diese Deponie nicht mehr aktiv entgast werden muß (siehe Tab.4.10). Allerdings bleibt im Rahmen dieser Überlegungen die Tatsache, daß Methan zu den Treibhausgasen zählt und deshalb in jedem Falle soweit wie technisch möglich reduziert werden sollte, außer acht.

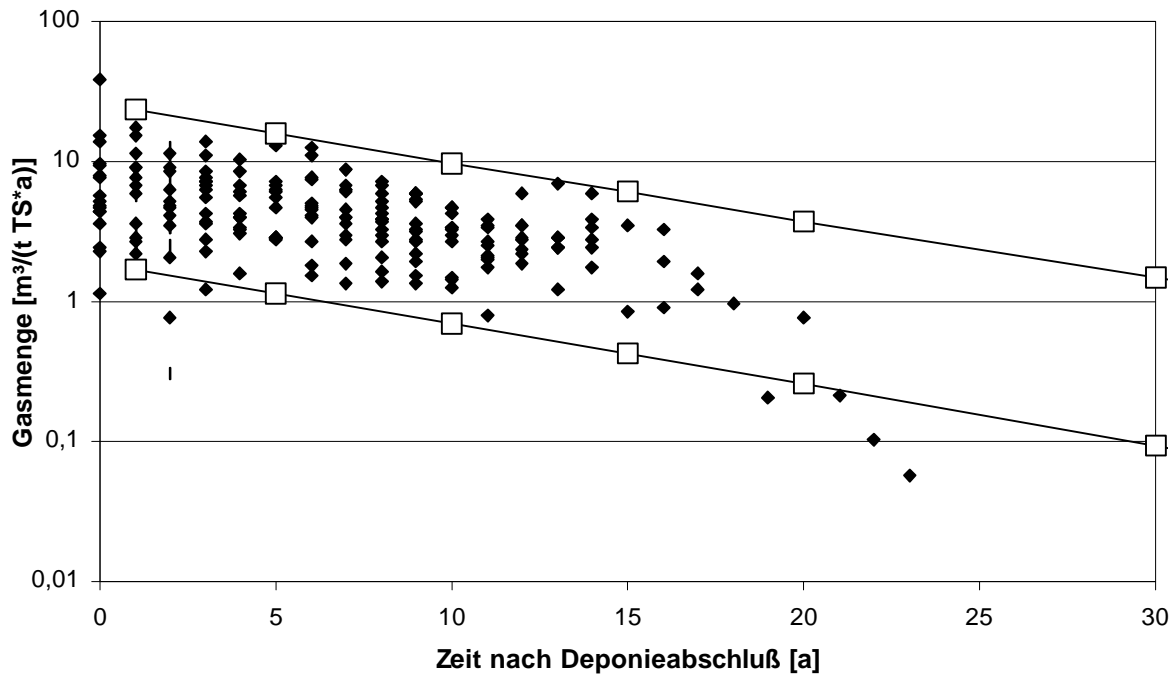


Abb. 4.34: Darstellung eines 95 %-igen Vertrauensbereichs für die erfaßten Gasmengen der Deponien

Tab. 4.10: Modellrechnung zur Ermittlung der maximalen Höhe einer Deponie unter der Voraussetzung der in Abb. 4.34 dargestellten maximalen Gasproduktionsraten zum Zeitpunkt 30 Jahre nach Deponieabschluß

Deponiemodell	A	B	C	D
Abfall	100000 t TS	200000 t TS	300000 t TS	400000 t TS
Höhe	10 m	20 m	30 m	40 m
Dichte	1 t/m ³	1 t/m ³	1 t/m ³	1 t/m ³
Fläche	10000 m ²	10000 m ²	10000 m ²	10000 m ²
Maximale Gasproduktion	1,7 l/(m ² *h)	3,4 l/(m ² *h)	5,1 l/(m ² *h)	6,8 l/(m ² *h)
Minimale Gasproduktion	0,001141 l/(m ² *h)	0,002282 l/(m ² *h)	0,003423 l/(m ² *h)	0,004564 l/(m ² *h)

4.2.4.3 Gegenüberstellung der C-Emissionen aus dem Sickerwasser und dem Deponiegas

Die durch das Gas emittierten C-Emissionen umfassen i. d. R. über 95 % der gesamten C-Emissionen. Der übrige Anteil entfällt auf die gelösten C-haltigen Substanzen im Sickerwasser.

In Abb. 4.35 werden die durch das Sickerwasser ausgetragenen organischen C-Frachten den C-Frachten im Deponiegas gegenübergestellt. Hierbei wurden für 4 Einzeldeponien jeweils Annahmen hinsichtlich ihrer Gaserfassungsrate durchgeführt. Als TS wurde die verstoffwechselbare Abfallmenge angenommen.

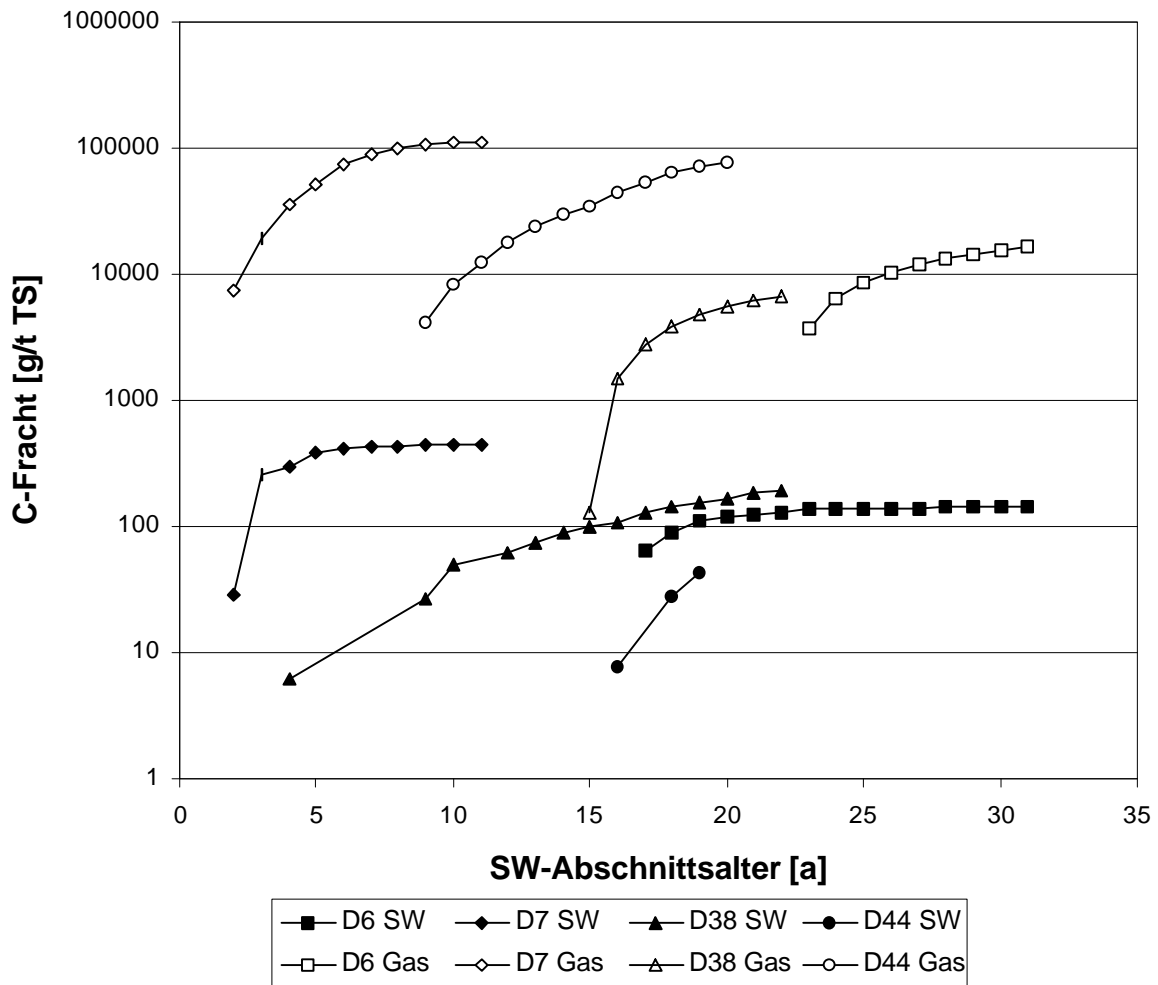


Abb. 4.35: Gegenüberstellung der Kohlenstofffrachten aus Gas und Sickerwasser

Die geschätzten Erfassungsraten bewegen sich zwischen 30 und 80 %, wobei die jeweilige Höhe der Erfassungsrate auf Grund der Änderungen des Deponiebetriebs auch im Rahmen der Datenauswertungen einer Deponie bereits variieren können. Während der Verfüllung liegt die Erfassungsrate niedriger als nach dem Aufbringen einer Oberflächenabdeckung bzw. -dichtung. Eine 80 %-ige Erfassungsrate wurde lediglich für Deponie D44 angenommen, da hier im Gegensatz zu allen anderen Deponien extrem hohe Gasmengen erfaßt wurden. Ein Grund kann hierfür nicht angegeben werden. Die abgeschätzten Erfassungsraten beinhalten in jedem Falle einen gewissen Unsicherheitsfaktor. Nach Abschluß der Deponien und dem Aufbringen einer mineralischen Oberflächenabdeckung oder -dichtung wurden die Erfassungsraten i. d. R. mit 50 - 60 % abgeschätzt.

Anhand der in Abb. 4.35 dargestellten Ergebnisse ist einerseits deutlich zu erkennen, daß die Sickerwasserfracht nur einen Bruchteil der zu erwartenden Gesamtfracht an Kohlenstoff ausmacht. Andererseits ist zu beobachten, daß die Steigungen aller Kurven im Laufe der Zeit immer mehr abflachen, somit die Frachten über die Zeit parallel zu den Sickerwasserkonzentrationen rückläufig sind. Demzufolge werden die höchsten Frachten in den Anfangsjahren auftreten. Ihre umfassende Dokumentation ist nur bei einem frühen Meßbeginn möglich, da ansonsten signifikant geringere C-Potentiale gemessen werden.

Insgesamt ist ein Kohlenstoffaustrag von ungefähr 100 - 150 kg/t TS zu erwarten. Hiervon werden maximal 1 - 3 % über das Sickerwasser ausgetragen, die übrigen Emissionen erfolgen über das Gas. Lediglich bei einer signifikanten Steigerung der Durchsickerungsrate sind höhere Kohlenstoffaustragsraten im Sickerwasser infolge von Auswaschungsprozessen zu erwarten. Bei Untersuchungen von Abfall mit Hilfe von Deponiesimulationsreaktoren an der TU Braunschweig konnte im Mittel eine Kohlenstoffreduktion von 138 kg/t TS erzielt werden. Hiervon wurden 16,7 % im Sickerwasser detektiert und 72,4 % im Gas [persönliche Mitteilung Ehrig]. Die übrigen C-Verluste konnten nicht zugeordnet werden. Anhand dieses Ergebnisses ist ersichtlich, daß eine deutliche Verschiebung von C-Emissionen ins Sickerwasser der DSR erfolgt ist, die auf bestehende Deponieverhältnisse nicht im Maßstab 1:1 übertragbar sind. Dieses Ergebnis würde auch erklären, warum die durch DSR-Versuche ermittelten Gesamtemissionspotentiale für den Emissionspfad Sickerwasser deutlich höher sind als die durch Elution oder anhand von Deponieuntersuchungen ermittelten Potentiale.

4.2.5 Gegenüberstellung von gemessenen Gasmengen an einzelnen Deponien mit Gasprognosen

Die Prognose der Gasmengen stellt sich gegenwärtig als schwierig dar. Dies ist auf folgende Punkte zurückzuführen:

- Erstellte Prognosen stützen sich zumeist auf wenige Daten einer Einzeldeponie
- Erfassungsrate ist im Vorfeld schwierig zu bestimmen
- Eingangsdaten von Deponien erweisen sich häufig als ungenau und müssen durch Erfahrungswerte ersetzt werden.

WEBER stellte 1990 eine Berechnungsvariante vor, bei der er die Unsicherheiten durch Faktoren ausglich, um somit eine Anpassung an die einzelfallspezifischen Gegebenheiten vorzunehmen. Hierdurch wird eine individuelle Vorgehensweise ermöglicht. Diese Methode wird im folgenden nicht weiter verfolgt, sondern es werden Berechnungen mit unterschiedlichen Emissionspotentialen und Halbwertszeiten (HWZ) durchgeführt, die graphisch den erfaßten Gasmengen unter Einbeziehung unterschiedlicher Erfassungsraten gegenübergestellt werden. Durch dieses Vorgehen wird das heutzutage gängige Verfahren zur Gasprognose auf seine Tauglichkeit überprüft. Die hierzu verwendete Gleichung lautet wie folgt:

$$G_t = G_{t_{\max}} * e^{-k*t} \quad (4.1)$$

$$G_{t_{\max}} = \text{maximale Gasproduktionsrate} = G_e * k$$

$$G_e = \text{Gaspotential}$$

$$k = \frac{-\ln(0,5)}{t_{1/2}}$$

t = Zeit seit Ablagerung

$t_{1/2}$: Halbwertszeit

Die angesetzten Gaspotentiale lagen bei 187 m³/t TS und 280 m³/t TS, das entspricht 100 - 150 kg C_{org}/t TS. Die Halbwertszeiten lagen bei 3,5 und 6 und 10 Jahren. Die Erfassungsraten der Gasmengen der Einzeldeponien wurden mit 50 oder 60 % für Deponien mit mineralischer Abdichtung oder stärkerer Bodenabdeckung festgelegt, für geringmächtige Bodenabdeckungen wurden 30 bzw. 40 % als Erfassungsrate angesetzt. Zur Bestimmung von Gasmengenbereichen für die jeweils unterschiedlichen Konstellationen wurden die Grunddaten von 15 Deponien genutzt, deren Dokumentation bereits einen mehrjährigen Zeitraum

nach Deponieabschluß umfaßt. Den hieraus erhaltenen Ergebnissen werden die Ergebnisse eines Multi-Phasen-Modells gegenübergestellt. Hierbei wird die Annahme getroffen, daß sich der Abfall in insgesamt 4 Fraktionen teilen läßt, die jeweils ein unterschiedliches Gaspotential (120, 80, 60 und 40 m³/t TS) und eine eigene HWZ (2, 6, 10 und 20 Jahre) aufweisen. Letzteres bedeutet, daß diese Bereiche einem unterschiedlich schnellen Abbau unterliegen. Die Modellgleichung entspricht Gleichung (4.1). Zur Berechnung der Gasmengenbereiche des Multi-Phasen-Modells wurden ebenfalls die Grunddaten von 15 Deponien genutzt.

Die Abb. 4.36 - 4.41 zeigen die berechneten Gasmengenbereiche mit ihren unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen (siehe Tab. 4.11). Gemeinsamer Bezugspunkt ist das Jahr der letzten Abfallschüttung, welches mit 0 bezeichnet wird. Zur Verifizierung des prognostizierten Verlaufs werden weitere Gasmengenverläufe der übrigen Deponien mit in die Abbildungen einbezogen. Deponien, die große Unstimmigkeiten aufweisen, werden separat in Abb. 4.43 dargestellt und erörtert.

Tab. 4.11: Daten zur Berechnung der in den Abb. 4.36 - 4.41 dargestellten Gasprognosen

ABBILDUNG	HWZ [a]	GASPOTENTIAL [m³/t TS]	ERFASSUNGSRATE [%]
4.36	3,5 / 6 / 10	187	50 / 30
4.37	3,5 / 6 / 10	280	50 / 30
4.38	2 / 6 / 10 / 20	120 / 80 / 60 / 40	50 / 30
4.39	3,5 / 6 / 10	187	60 / 40
4.40	3,5 / 6 / 10	280	60 / 40
4.41	2 / 6 / 10 / 20	120 / 80 / 60 / 40	60 / 40

Der Vergleich der Abb. 4.36 - 4.41 untereinander zeigt, daß für den überwiegenden Teil der untersuchten Deponien die Gasmengenbereiche mit einem Gaspotential von 280 m³/t TS die auf den Deponien ermittelten Gasmengendaten am besten abbilden. Die Erfassungsrate kann bei Deponien mit mineralischer Abdichtung oder stärkerer Bodenabdeckung mit 60 %, bei Deponien mit geringmächtiger Bodenabdeckung mit 40 % abgeschätzt werden. Die höchsten Übereinstimmungen mit den gemessenen Daten werden bei den Gasmengenbereichen mit einer HWZ von 3,5 und 6 Jahren erzielt. Es wird deutlich, daß eine HWZ von 10 Jahren unter den gegebenen Randbedingungen während der Zeit nach dem Verfüllende als nicht den Verhältnissen in der Realität entsprechend angesehen werden muß.

Insgesamt gibt die Konstellation 280 m³/t TS als Gaspotential mit den HWZ 3,5 und 6 Jahren, einer 60 %-igen bzw. 40 %-igen Erfassungsrate die Mehrzahl der Gasmengenverläufe am besten wieder (Abb. 4.40 und Abb. 4.42). Bei den übrigen Abbildungen mit einem Gaspotential von nur 187 m³/t TS oder 50 %-iger Erfassungsrate sind die Abweichungen der gemessenen Daten der Einzeldeponien deutlich größer. Auf Grund dieser Ergebnisse kann geschlossen werden, daß Deponien mit ähnlichen Grundvoraussetzungen wie die untersuchten Deponien mit hoher Wahrscheinlichkeit ebenfalls eine Gasproduktion mit einer HWZ im Bereich von 3,5 und 6 Jahren (kurz nach Deponieabschluß) aufweisen. Eine HWZ von 10 Jahren kurz nach Verfüllung der Deponie erscheint unrealistisch. Für den weiteren Verlauf der Gasproduktion wird eine langsamer abnehmende Gasmenge mit daraus resultierender längerer HWZ erwartet.

Den Gasmengenverläufen in Abb. 4.36/37 und 4.39/40 wurde das Multiphasenmodell, (Abb. 4.38 und 4.41) gegenübergestellt. Dieses basiert auf derselben Funktion wie die vorherigen Berechnungen, aber der Abfall wurde in 4 unterschiedlich abbaubare Fraktionen unterteilt und diesen wiederum ein unterschiedliches Gaspotential zugeordnet, so daß die Summe dieser 4 Teile die prognostizierte Gasmenge pro Zeit ergibt. Hierdurch wurde versucht den unterschiedlichen Fraktionen des Abfalls gerecht zu werden. Zudem wurden hier analog zum vorherigen Vorgehen zwei unterschiedliche Erfassungsraten angenommen. Im Gegensatz zu den übrigen Darstellungen wurde pro Diagramm nur ein Gasmengenbereich dargestellt. Beim Vergleich der Abb. 4.38 und 4.41 mit den einzelnen Gasmengenbereichen (pro jeweiliger HWZ) der übrigen Abbildungen wird deutlich, daß hierdurch kein wirklichkeitsnäheres Modell für die Prognose der Gasproduktion entstanden ist als beim Modell 1.-ter Ordnung, so daß der damit verbundene erhöhte Aufwand als nicht gerechtfertigt angesehen wird.

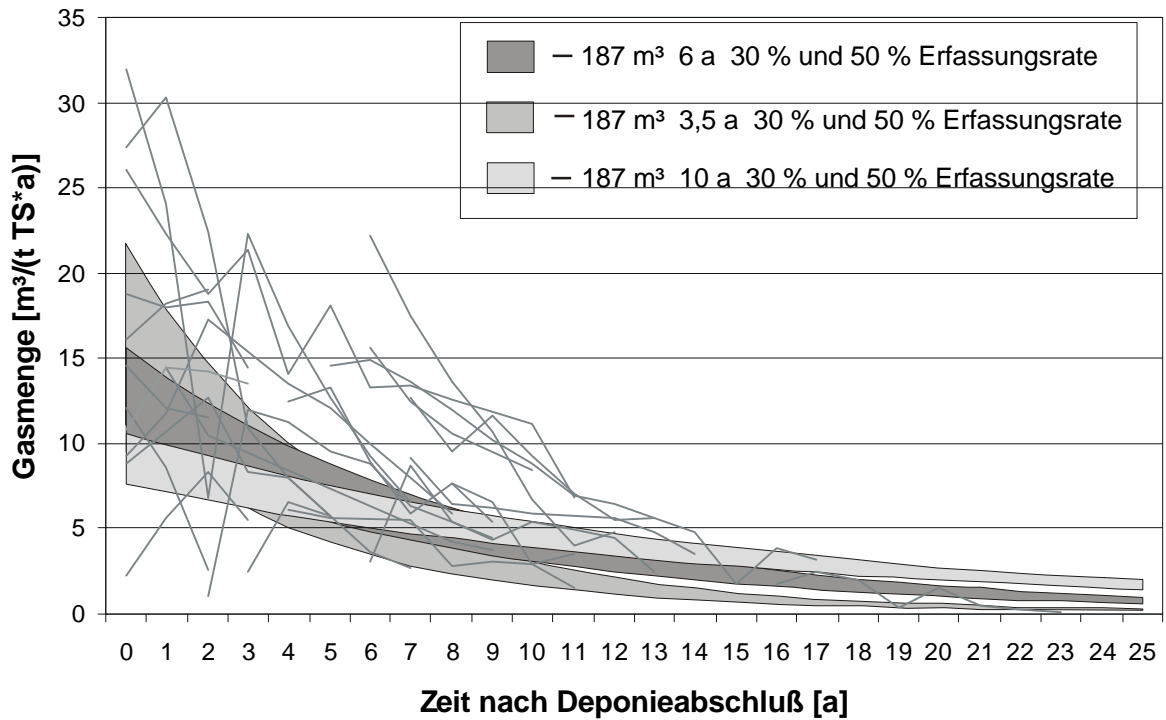


Abb. 4.36: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gaspotential 187 m³/t TS und einer 30 -50 %-igen Erfassungsrate

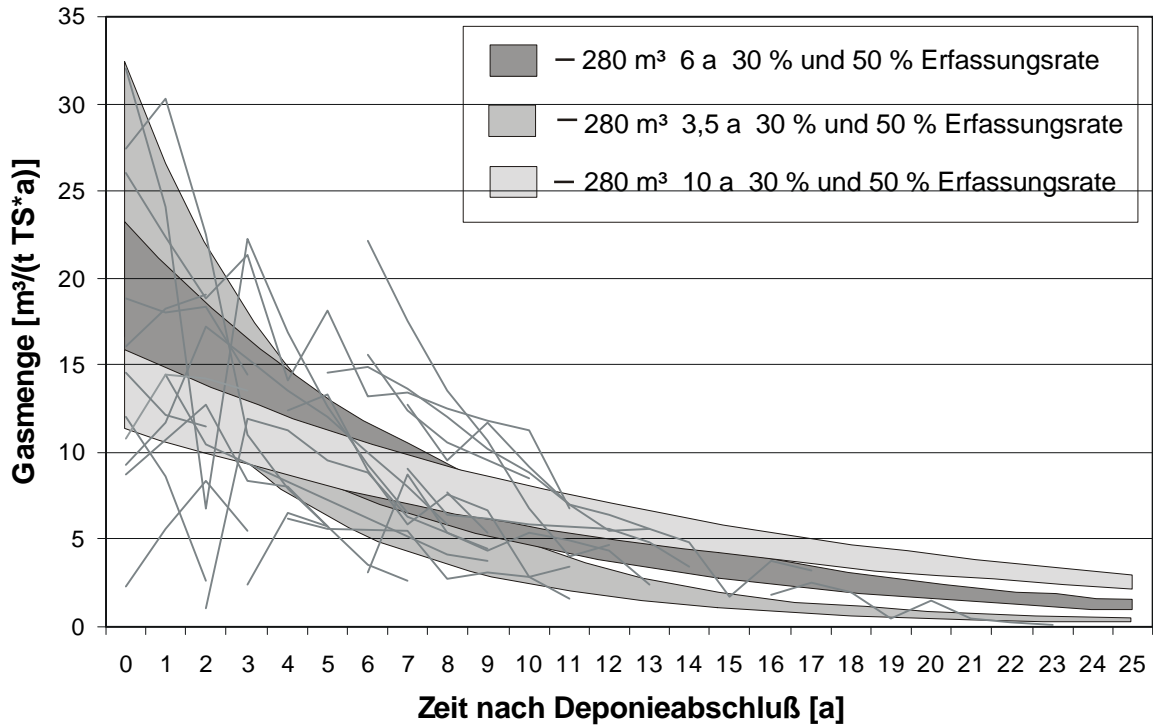


Abb. 4.37: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gaspotential 280 m³/t TS und einer 30 -50 %-igen Erfassungsrate

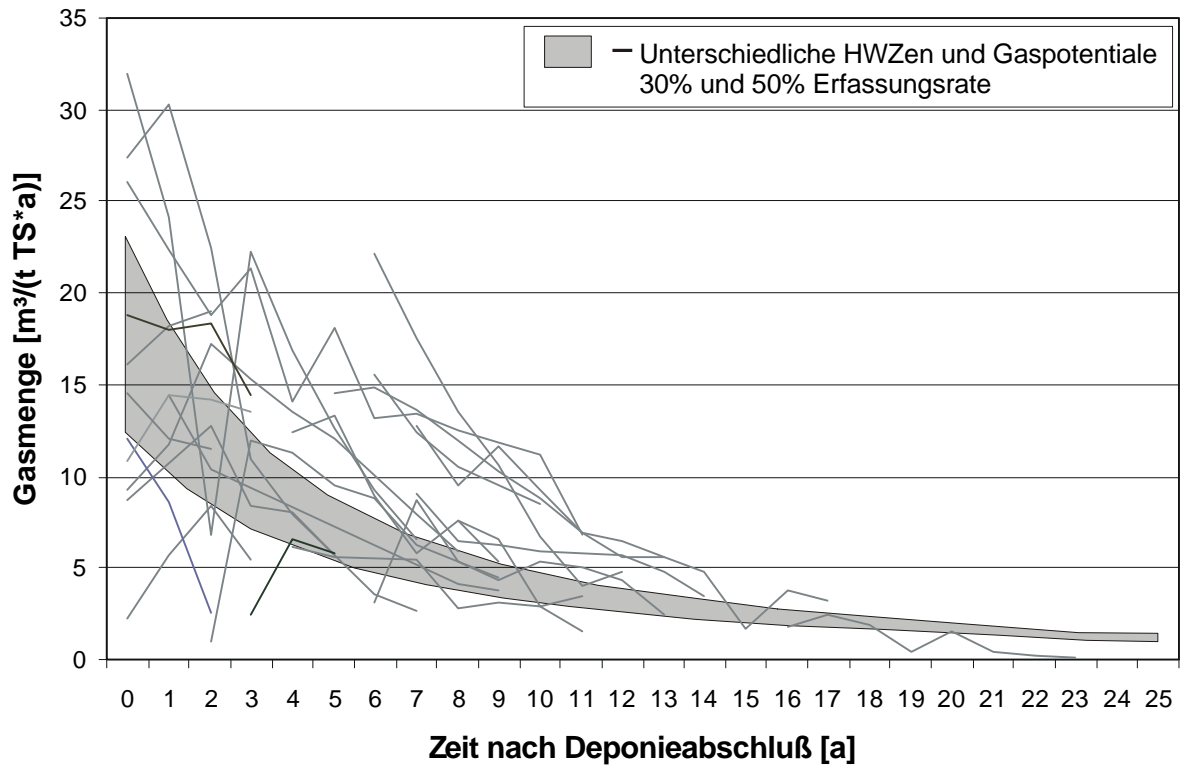


Abb. 4.38: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme unterschiedlicher Halbwertszeiten und Gaspotentiale, 30 - 50 %-igen Erfassungsrate

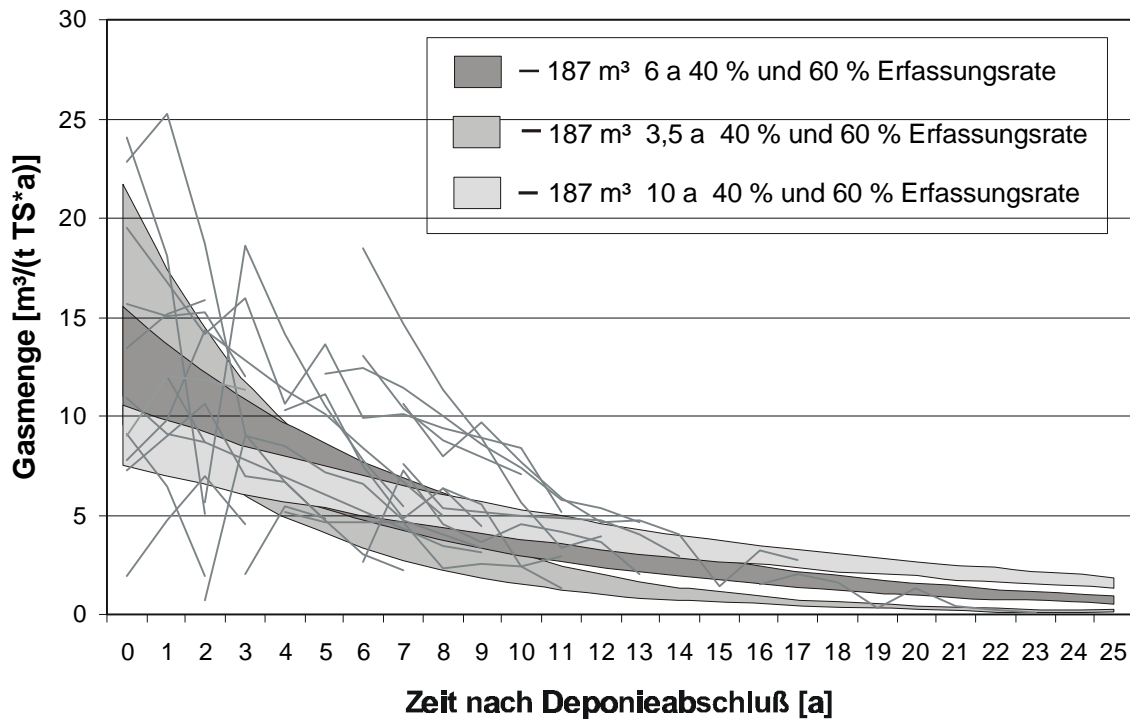


Abb. 4.39: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gaspotential 187 m³/t TS und einer 40 - 60 %-igen Erfassungsrate

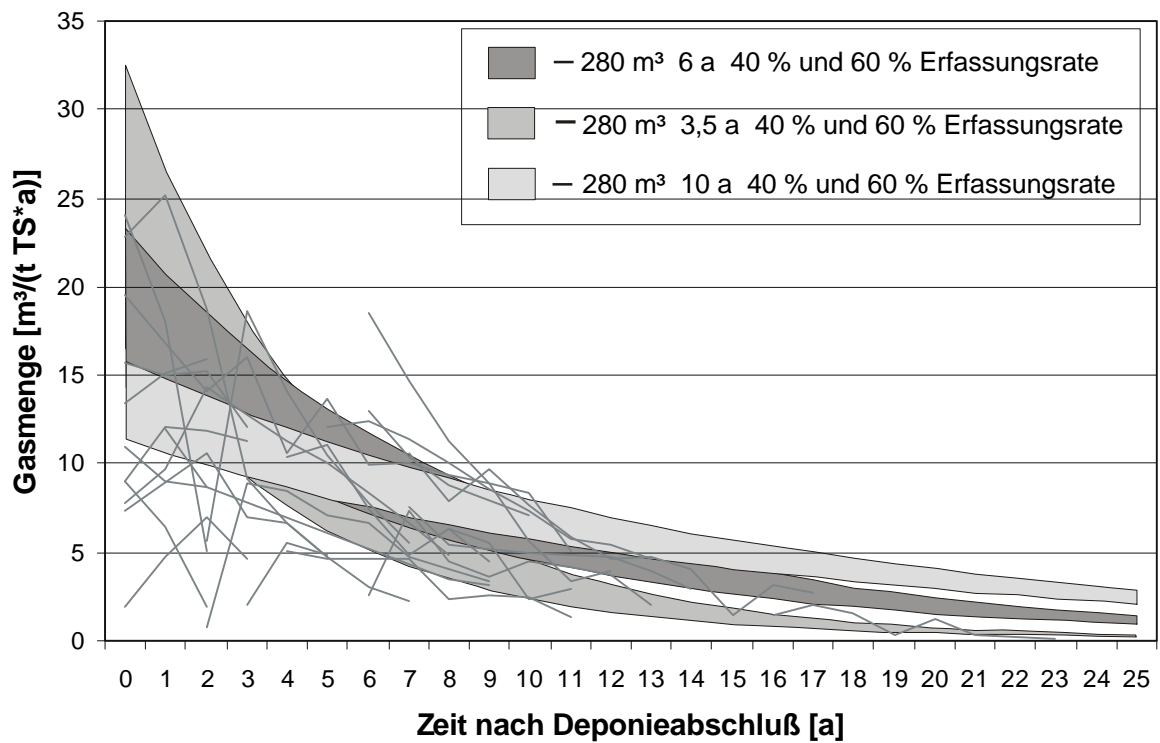


Abb. 4.40: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gaspotential 280 m³/t TS und einer 40 - 60 %-igen Erfassungsrate

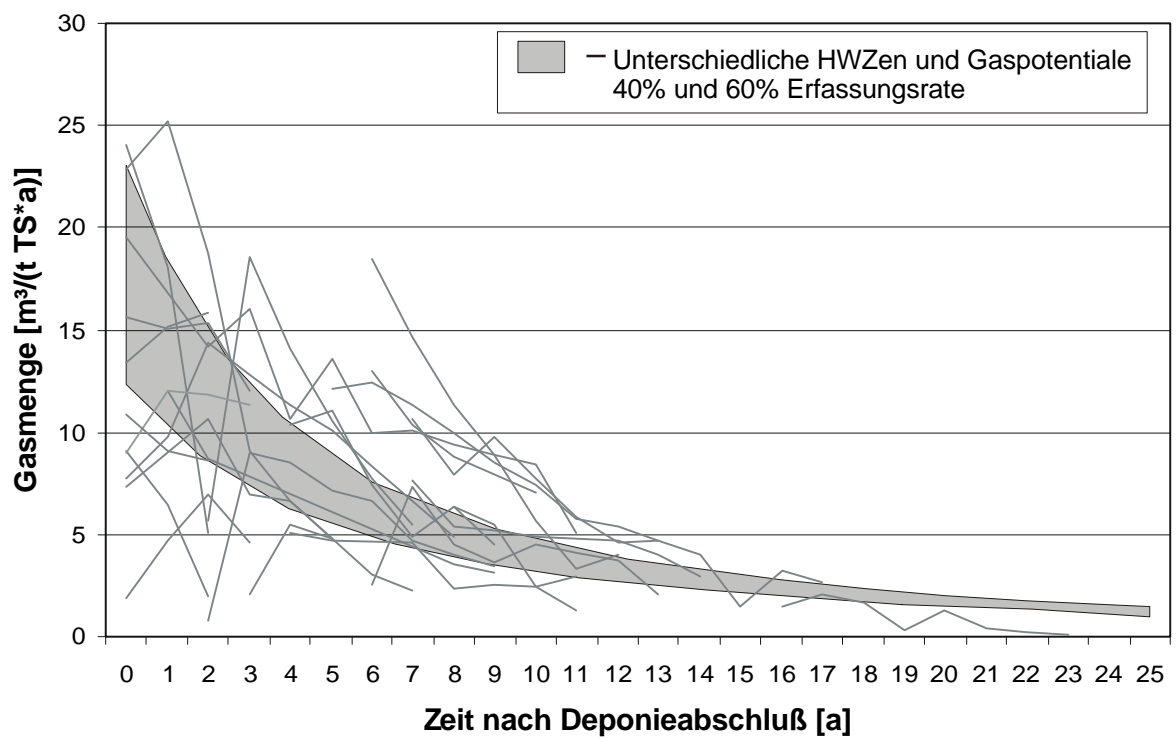


Abb. 4.41: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme unterschiedlicher Halbwertszeiten und Gaspotentialen, 40 - 60 %-igen Erfassungsrate

Das Resultat des Modellvergleichs stimmt mit Ergebnissen von OONK ET AL. [1994] überein, die verschiedene Gasmodelle auf deren Verlässlichkeit bzw. deren Übereinstimmung mit gemessenen Daten überprüft haben. Hierbei kamen sie zu dem Schluß, daß außer dem Modell 0.-ter Ordnung die übrigen untersuchten Modelle alle eine ähnlich hohe Übereinstimmung mit den wirklichen Daten besaßen. Der gemessene Fehler in der Übereinstimmung mit realen Daten lag für das Modell 1.-ter Ordnung, das Multiphasenmodell und das Modell 2.-ter Ordnung etwa im selben Bereich, wobei das Multiphasenmodell die in der Realität gemessenen Werte insgesamt etwas besser repräsentierte als die übrigen Modelle.

Zur besseren Visualisierung der oben getroffenen Aussagen wurden in Abb. 4.42 die Gas-mengenbereiche unter der Annahme eines $280 \text{ m}^3/\text{t TS}$ Gaspotentials, 60 %-iger bzw. 40 %-iger Erfassungsrate und 3,5 - 6 Jahren HWZ als eine gemeinsame Fläche dargestellt.

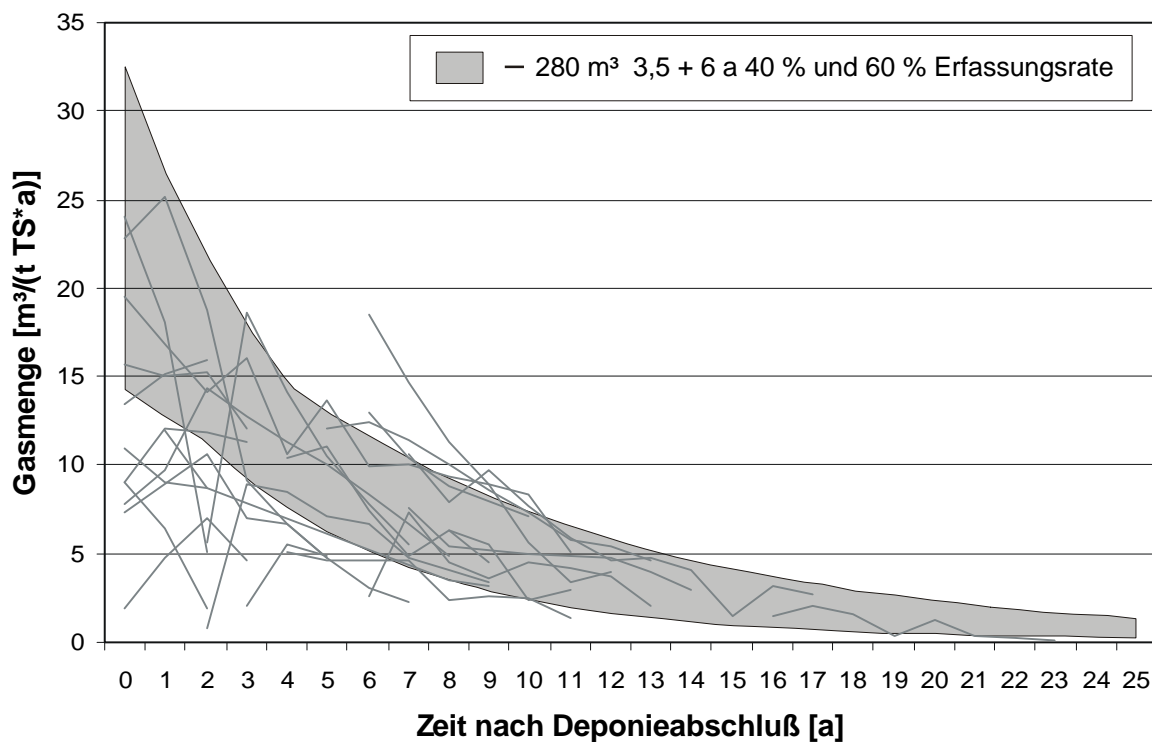


Abb. 4.42: Berechneter Gas-mengenbereich unter Annahme einer 3,5- und 6-jährigen HWZ, 40 - 60 %-iger Erfassungsrate und einem Gaspotential von $280 \text{ m}^3/\text{t TS}$

Anhand dieser Darstellungsweise wird deutlich, daß bei Durchführung einer Gasprognose mit Hilfe dieser Kennwerte eine höchstmögliche Genauigkeit und Übereinstimmung mit dem analytisch bestimmten Mengen erzielt werden kann. Wie die Abb. 4.43 anhand von

Beispielen zeigt, liegen nicht alle Einzelverläufe im Bereich der Prognose. Hierfür werden im folgenden Erklärungsmöglichkeiten aufgezeigt.

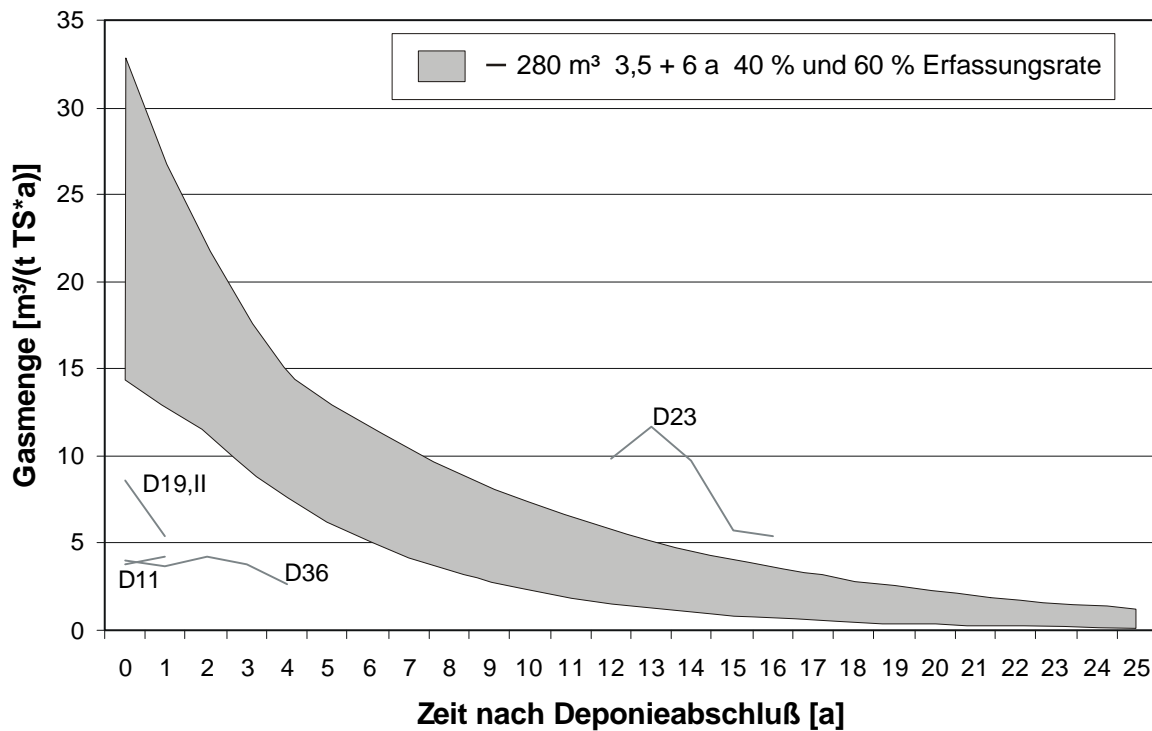


Abb. 4.43: Gasmengenverläufe, die aus dem für optimal erachteten Bereich herausfallen

Bei den nicht oder in großen Teilen nicht der Prognose entsprechenden Gasmengenverläufe der Deponien sind einige, auf denen erst mehrere Jahre nach Endverfüllung mit der Entgasung begonnen wurde. Letztere verfügen häufig zu Beginn der Entgasung noch über Gasmengen, die deutlich über denen der Prognose liegen (u. a. Abb. 4.43 D23). Hierfür könnte es mehrere Gründe geben:

- Endprodukthemmung, d. h. durch einen Anstau von Methangas wird die weitere Produktion gehemmt, so daß ein großes Restpotential verbleibt.
- Vernässung der Oberfläche, da keine qualifizierte Abdeckung oder Abdichtung vorhanden und dadurch Anstau des Deponiegases;
- Veränderte Wasserwegsamkeiten auf Grund der Veränderungen der Oberfläche durch Aufbringen einer Abdeckung oder Abdichtung, dadurch verbesserter oder neu in Gang gekommener Abbau in bisher wenig oder gar nicht am Abbau beteiligten Kompartimenten.

Nach wenigen Jahren liegen die erfaßten Gasmengen in einem ähnlichen Bereich wie die übrigen Deponien. Somit ist für diese Deponien die HWZ zu Beginn der Entgasungszeitraums noch kürzer als 3,5 Jahre.

Eine weitere Gruppe von Deponien, deren Gasmengenverlauf nicht mit dem der Prognose übereinstimmt, sind Deponien, deren Daten nur 1-2 Jahre über das Ende der Deponieverfüllung hinausgehen und/oder die kurz nach Endverfüllung bereits ein sehr niedriges Gasvolumen erzielen (z. B. D11, D19,II, D36). Für dieses Verhalten gibt es ebenfalls mehrere Möglichkeiten:

Deponiespezifische Faktoren:

- keine Endabdeckung oder -dichtung auf der Oberfläche vorhanden, infolge dessen geringere Erfassungsrate als angenommen oder
- auf Grund von Bauarbeiten an der Oberfläche finden sich große, offene Flächen, die möglicherweise zu einer niedrigeren Erfassungsrate führen als prognostiziert
- nur ein Teilbereich wird bisher entgast
- mangelhafte Wartung, z. B. zu lange Wartungsintervalle
- suboptimaler Betrieb der Anlage zu Beginn der Entgasung ("Einfahrphase")

Externe Faktoren:

- Einschätzung der Abfallzusammensetzung ist infolge der lückenhaften Dokumentation nicht wirklichkeitsnah
- Erfassungsrate ist zu hoch eingestuft worden

Die Abbildungen 4.36-4.41 stellen einen Nachweis über die Eignung der bisher durchgeführten Gasprognosen dar. Unter den erläuterten Voraussetzungen kann eine Gasprognose demnach ein sinnvolles Instrument zur Abschätzung der in der näheren Zukunft zu erwartenden Gasmengen darstellen. Die Grenzen dieses Systems wurden ebenfalls aufgezeigt, da nicht alle Deponien sich innerhalb der prognostizierten Grenzen abbilden ließen. Gründe für eine mögliche Abweichung konnten ebenfalls angeführt werden.

4.3 Abschätzung der Nachsorge

Zur Abschätzung der Nachsorgedauer von Deponien sind Extrapolationen verschiedener Sickerwasserparameter- und Gasmengenverläufe durchgeführt worden. Bei der Prognose

eines Nachsorgezeitraums geht es nicht um die Festlegung enger Grenzen, sondern um die Darstellung von Zeitintervallen, in denen ein Erzielen der Grenzwerte für realistisch erachtet wird. Als Grenzwerte für die Sickerwasserparameter werden die Direkteinleiterwerte des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV zugrunde gelegt.

4.3.1 Sickerwasserparameter und Grenzwerte

Die ausschlaggebenden Parameter zur Bestimmung der Sickerwasserqualität sind die Summenparameter CSB, AOX, Stickstoff gesamt bzw. NH₄-N und die Schwermetalle. In der Tab. 4.12 sind die Grenzwerte des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV für die betreffenden Parameter aufgelistet.

Tab. 4.12: Grenzwerte des Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV [N. N., 1996]

PARAMETER	GRENZWERT	EINHEIT
CSB	200	mg/l
AOX	0,5	mg/l
Stickstoff gesamt	70	mg/l
Cadmium	100	µg/l
Chrom	500	µg/l
Nickel	1000	µg/l
Blei	500	µg/l
Kupfer	500	µg/l
Zink	2000	µg/l

In der TASI werden keine Qualitätskriterien für das Ende der Nachsorge bzw. für das Entlassen des Betreibers aus der Nachsorge genannt. Im Rahmen der hier vorgenommenen Auswertungen werden im folgenden Qualitätskriterien für das Ende der Nachsorge definiert. Grundvoraussetzung für die Entlassung aus der Nachsorge ist, daß kein umweltgefährdendes Deponiegas mehr aus dem Deponiekörper entweicht. Für den Emissionspfad Sickerwasser gilt das Ende der Nachsorgephase als erreicht, wenn die Sickerwasserkonzentrationen (ohne Verdünnung!) die Grenzwerte des Anhangs 51 einhalten und anhand der langjährigen Überwachungsdaten keine erneuten Erhöhungen über den Grenzwert erwartet werden können. Wenn dieses Ziel erreicht wird, ist eine Behandlung des Sickerwassers nicht mehr erforderlich. Allerdings wird eine Hebung des Sickerwassers nach wie vor notwendig sein, da nach

§34 (2) des Wasserhaushaltsgesetzes Stoffe nur so gelagert oder abgelagert werden dürfen, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist. Auf den Aspekt der langfristigen Hebung des Sickerwassers wird in der TASI nicht eingegangen bzw. werden für diesen Fall keine Verhaltensregeln aufgestellt. Auf diese Frage wird im Kapitel 5.5 noch näher eingegangen.

Der jeweilige Zeitpunkt des Beginns der Direkteinleitung in ein Oberflächengewässer hängt zusätzlich von den einzelfallspezifischen Rahmenbedingungen ab, so muß z. B. der jeweilige Vorfluter, in den das immer noch leicht belastete Sickerwasser eingeleitet werden soll, über eine bestimmte Größe verfügen. Für eine eindeutige Definition des Endes der Nachsorge wäre es sinnvoll, daß der Gesetzgeber neben Grenzwerten für die Konzentrationen, Grenzwerte für die Frachten erarbeiten würde. Die Grenzwerte der Frachten müßten auf die jeweilige Deponiegröße und deponiespezifischen Gegebenheiten, wie z. B. die wasserrechtlichen Rahmenbedingungen Bezug nehmen bzw. auf unterschiedliche Standorte übertragbar und anpassungsfähig sein. Falls dies nicht durchführbar ist, sind hier die Überwachungsbehörden im Einzelfall gefordert. Durch dieses Verfahren würde es den Deponiebetreibern erleichtert werden, sich auf die bisher ungewisse Dauer der Nachsorge betriebswirtschaftlich besser einzustellen.

4.3.2 Extrapolation des Parameters CSB

Die Abb. 4.44 zeigt den prognostizierten CSB-Konzentrationsverlauf der Deponien D1, D5,II und D9. Für den Parameter CSB wurde jeweils ein potentieller Verlauf angenommen, da dieses Vorgehen sich in deponieübergreifenden Extrapolationen (siehe Abb. 4.45 und 4.46) als am realistischsten herausgestellt hat. Anhand der Abbildung wird die Bandbreite der CSB-Konzentrationen einzelner Deponien dargestellt. Das Sickerwasser der Deponie D5,II wird den Grenzwert für den CSB des Anhangs 51 der Allgemeinen-Rahmen-AbwasserVwV voraussichtlich bereits bis zum Jahre 55 nach dem Ablagerungsende erreichen. Das Sickerwasser des Deponieabschnitts D9 erfüllt den Grenzwert für den Parameter CSB nach ca. 120 Jahren und die Deponie D1 nach ca. 200 Jahren. Die unterschiedlichen Zeiträume sind auf die eingebrachten Abfälle, den Deponieaufbau, die infiltrierende Wassermenge und die damit in Zusammenhang stehende mikrobiologische Aktivität im Abfallkörper zurückzuführen. Die langfristigen Auswirkungen einer den Niederschlag stark reduzierenden Oberflächenabdichtung bleiben hierbei noch unberücksichtigt.

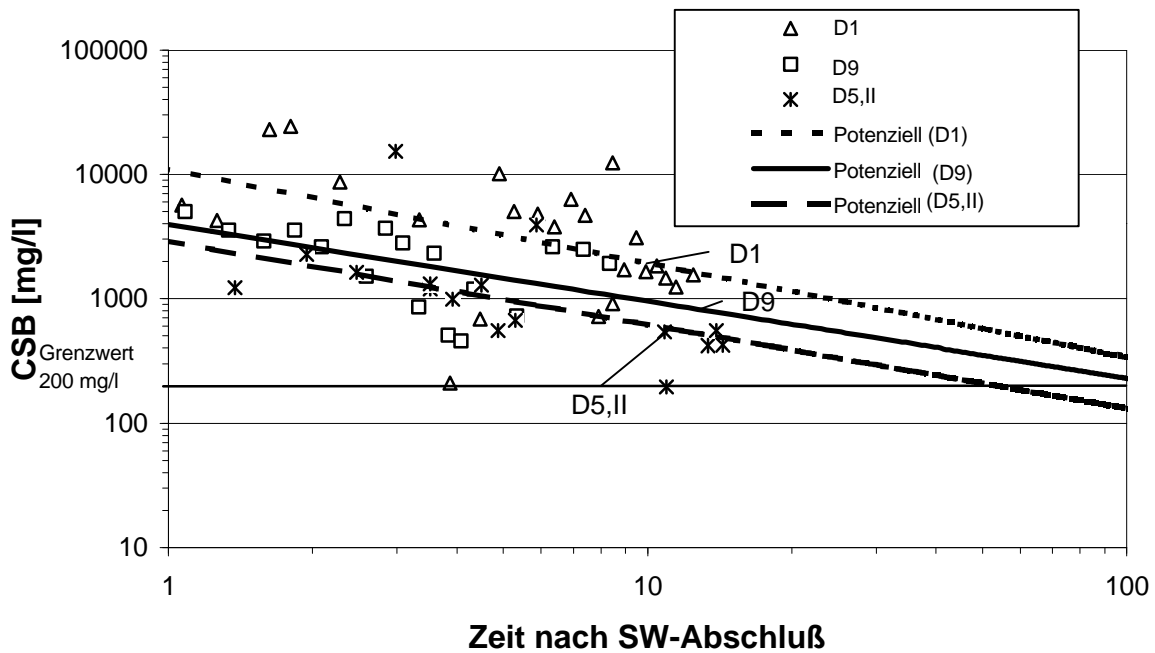


Abb. 4.44: Prognose der CSB-Konzentrationsverläufe der Deponien D1, D5,II und D9

In Abb. 4.45 sind weitere Extrapolationen für den Parameter CSB dargestellt. Die mittleren CSB-Konzentrationen wurden auf der Grundlage der Jahresmittelwerte der Einzeldeponien bestimmt. Deponien, die eine Sickerwasserbeeinflussung aufweisen, fanden bei der Berechnung der Extrapolationen keine Berücksichtigung.

Insgesamt wurden für die Abb. 4.45 und 4.46 verschiedene Extrapolationsansätze gewählt:

- Maximaler potentieller Kurvenverlauf
- Mittlerer potentieller Kurvenverlauf
- Minimaler potentieller Kurvenverlauf
- Exponentieller Kurvenverlauf

Die einzelnen Ansätze gehen auf sich in wenigen Teilen unterscheidende Datensätze zurück. 8 bis 10 Jahre nach Deponieabschluß verringert sich die Anzahl der Deponien mit auswertbarem Datenmaterial von Jahr zu Jahr so stark, daß die Extrapolation mehrerer Ansätze als notwendig erachtet wurde, um eine exaktere Beschreibung der realen Situation zu erhalten.

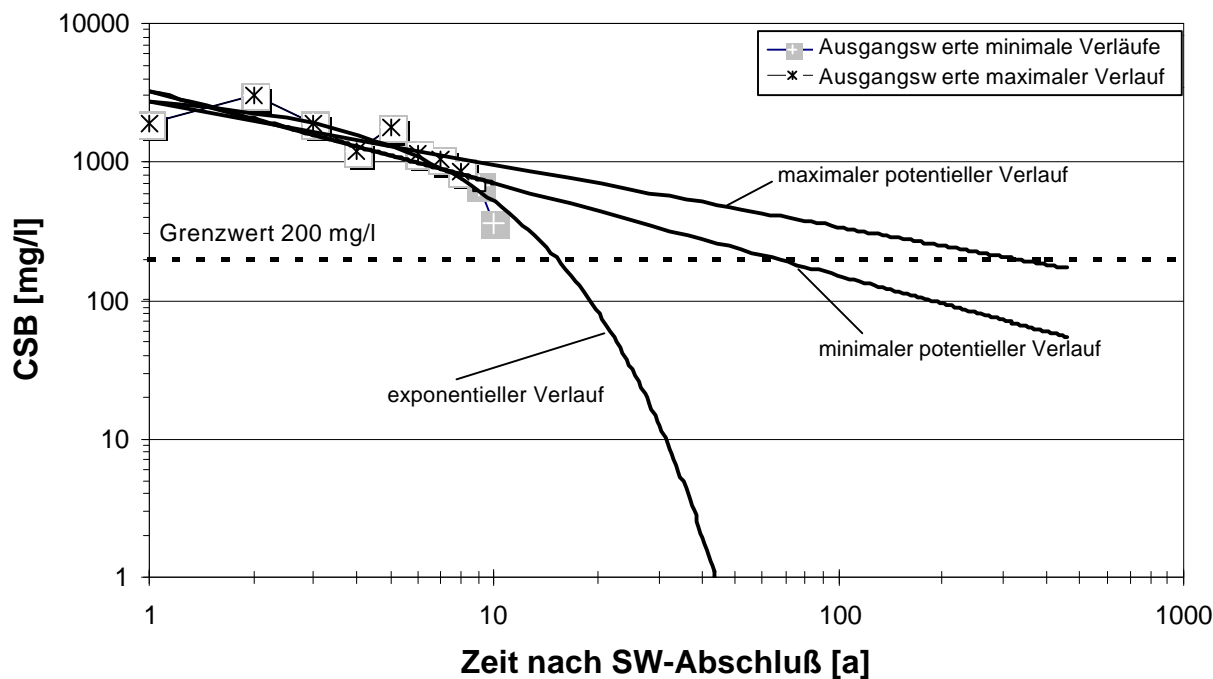


Abb. 4.45: Darstellung der Extrapolationen für den Parameter CSB

Anhand der Abb. 4.45 können unterschiedliche Aspekte eines typischen Sickerwasserkonzentrationsverlaufs des Parameters CSB veranschaulicht werden. Während der Verfüllphase einer Deponie und einer kurzen Zeitspanne nach dem Verfüllende verhält sich die CSB-Konzentrationskurve wie eine abfallende Exponentialfunktion. Nach dieser Phase findet eine nur noch geringe Konzentrationsabnahme pro Zeiteinheit statt. Dieser Rückgang verläuft immer langsamer, d. h. die Halbwertszeit nimmt zu. Die in Abb. 4.45 zwischen der minimalen und maximalen potentiellen Kurve liegende Fläche stellt das Konzentrationsintervall dar, in dem sich aller Voraussicht nach ein Großteil der CSB-Konzentrationen der Deponien in der Zeit nach dem Ablagerungsende befinden werden. Es zeigt sich, daß eine Konzentration von 800 bis 1000 mg/l CSB in kürzester Zeit erzielt wird (Verlauf wird durch exponentielle Funktion hinreichend beschrieben). Eine darüber hinaus gehende Abnahme bis unterhalb des Grenzwertes 200 mg/l CSB erfordert hingegen, in Abhängigkeit von der jeweiligen Deponie, eine Zeitspanne von 65 bis 320 Jahren (Verlauf folgt eher einer potentiellen Funktion). Langfristig wird eine weitere, sehr langsame Abnahme erwartet (Abb. 4.46).

Insgesamt basieren die rückläufigen CSB-Konzentrationen auf den Änderungen und der Art der im Abfallkörper stattfindenden Umsetzungsprozesse. Zu Beginn der Ablagerung kommt es auf Grund von aeroben Prozessen und der sich anschließenden sauren Phase zu einer hohen

Konzentration an organischen Stoffen im Sickerwasser (hoher CSB). Hierbei handelt es sich um nahezu ausschließlich leicht abbaubare Substanzen. Im Zuge der fortschreitenden Verfüllung und der damit verbundenen Etablierung eines anaeroben Milieus verlagern sich die Emissionen ins Deponiegas. Der CSB nimmt insgesamt ab. Der Anteil der schwer abbaubaren organischen Stoffe nimmt parallel im Sickerwasser prozentual zu. Dies ist auf die fortschreitenden Reaktionen im Abfallkörper (Bildung von Huminstoffen) und auf das Ausschwemmen von biologisch nicht bzw. nur schwer abbaubarer Substanz zurückzuführen. Das bedeutet für die CSB-Konzentrationen insgesamt einen stetigen Rückgang, wobei der schwer abbaubare CSB-Anteil im Sickerwasser immer größer wird. Für die langfristige Entsorgung des Sickerwassers innerhalb der Nachsorgephase muß mit einem gering belasteten Wasser gerechnet werden, dessen Inhaltsstoffe biologisch kaum noch abbaubar sind.

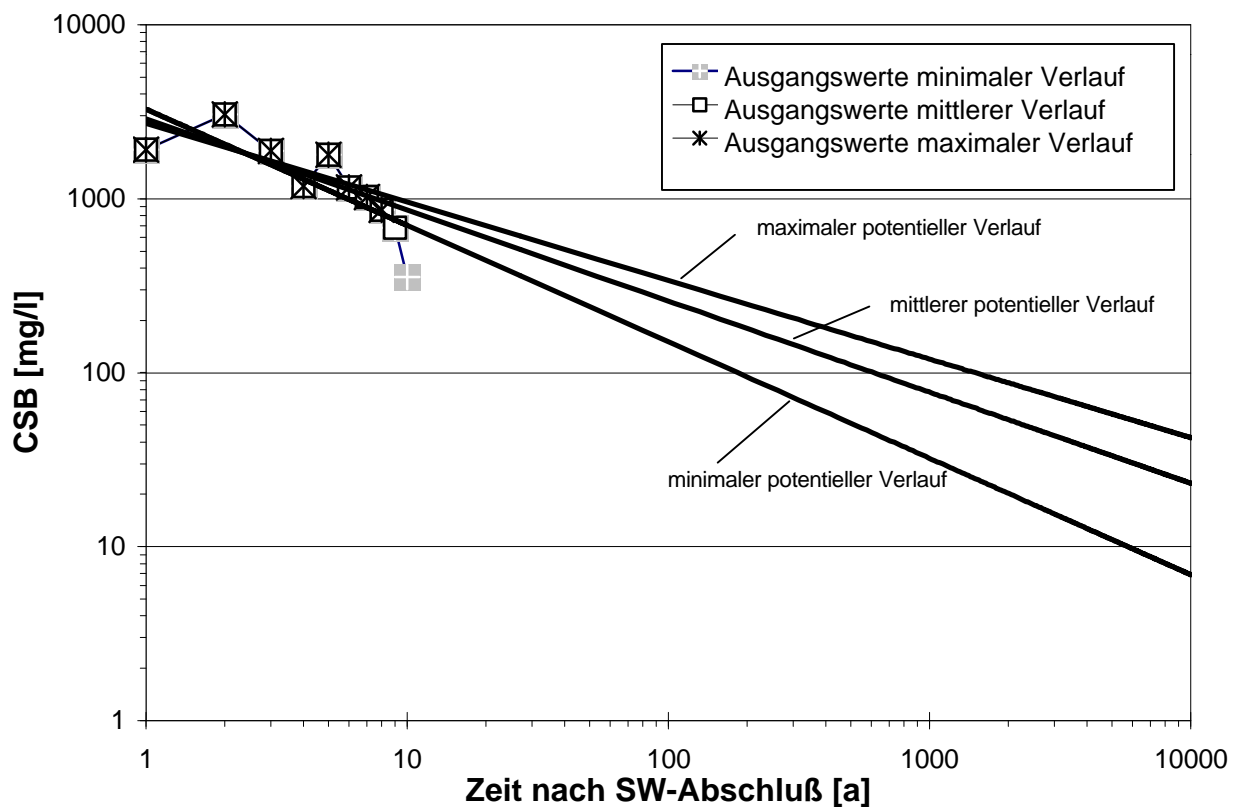


Abb. 4.46: Mögliche CSB-Konzentrationsverläufe über geologische Zeiträume anhand der Extrapolation der mittleren CSB-Konzentrationen nahezu aller Deponien

In der Abb. 4.46 wurden beispielhaft die minimale, maximale und mittlere potentielle Kurve des CSB-Konzentrationsverlaufs bis ins Jahr 10.000 nach Abschluß der Deponie weitergeführt. Dieser Zeitraum erscheint als Näherung an einen endlich langen, geologischen

Emissionszeitraum bis zum Erzielen eines Gleichgewichtes zwischen Deponiekörper und umgebendem Erdreich als ausreichend. Die dargestellten Kurven zeigen insgesamt nur noch eine sehr geringe Konzentrationsabnahme über die Zeit. Die Kurve 'minimaler potentieller Verlauf' stellt die langfristig zu erwartenden CSB-Konzentrationen nach Ansicht der Autorin am realistischsten dar, da hier deutlich geringere Konzentrationen für den Zeitraum > 1.000 Jahre nach Deponieabschluß erwartet werden als bei den übrigen Verläufen. Für die Zeiträume zu Beginn der Verfüllung und Jahrzehnte nach Deponieabschluß trifft dieser Verlauf jedoch nicht den zu erwartenden Konzentrationsverlauf der meisten Deponien. Hier muß wie bereits ausgeführt (siehe Abb. 4.45) zuerst mit einem exponentiellen, dann maximalem potentiellen Verlauf gerechnet werden. Sehr hohe CSB-Konzentrationen wie sie die Kurve 'maximaler potentieller Verlauf' aufweist, werden nach Ansicht der Autorin langfristig nur in Einzelfällen auftreten und stellen somit die Ausnahme von der Regel dar. Anhand der Abb. 4.46 wird allerdings auch deutlich dokumentiert, daß eine minimale Sickerwasserbelastung noch über geologische Zeiträume auf dem Sickerwasserpfad aus der Deponie emittieren wird. Hierbei muß allerdings davon ausgegangen werden, daß auf Grund des zunehmenden Bewuchses der Oberfläche die Sickerwassermenge langfristig abnimmt, was sich wiederum senkend auf die Jahresfracht auswirkt. Dieser Effekt wurde im Rahmen der Abb. 4.46 nicht berücksichtigt.

4.3.3 AOX-Extrapolationen

Die Extrapolation der AOX-Konzentrationen ist nur in einem bedingten Umfang möglich. Dies ist hauptsächlich auf die relativ geringe Datenanzahl zurückzuführen. Besonders aus den siebziger und achtziger Jahren gibt es nur sehr wenige Analysen. Häufig verlaufen die Konzentrationskurven des AOX sehr unregelmäßig, ohne daß hierfür eine plausible Erklärung gefunden werden könnte. Wahrscheinlich sind die dokumentierten Schwankungen auf Schwierigkeiten bei der Analyse des Parameters AOX zurückzuführen. Eine langfristige Extrapolation der Konzentrationen einzelner Deponien wird als nicht zielführend erachtet.

In Abb. 4.47 ist auf der Grundlage der mittleren AOX-Jahreskonzentration fast aller Deponien jeweils eine Prognose für einen exponentiellen und potentiellen Verlauf erstellt worden, um einen Anhaltspunkt über das mögliche Verhalten dieses Parameters zu erhalten. Der potentielle Verlauf der Kurve wird hierbei als der am wahrscheinlichste für den Parameter AOX angesehen. Demnach würde dieser Sickerwasserparameter bis zum Erreichen des im Anhang 51 vorgegebenen AOX-Grenzwertes von 500 µg/l im Mittel ca. 90 Jahre benötigen.

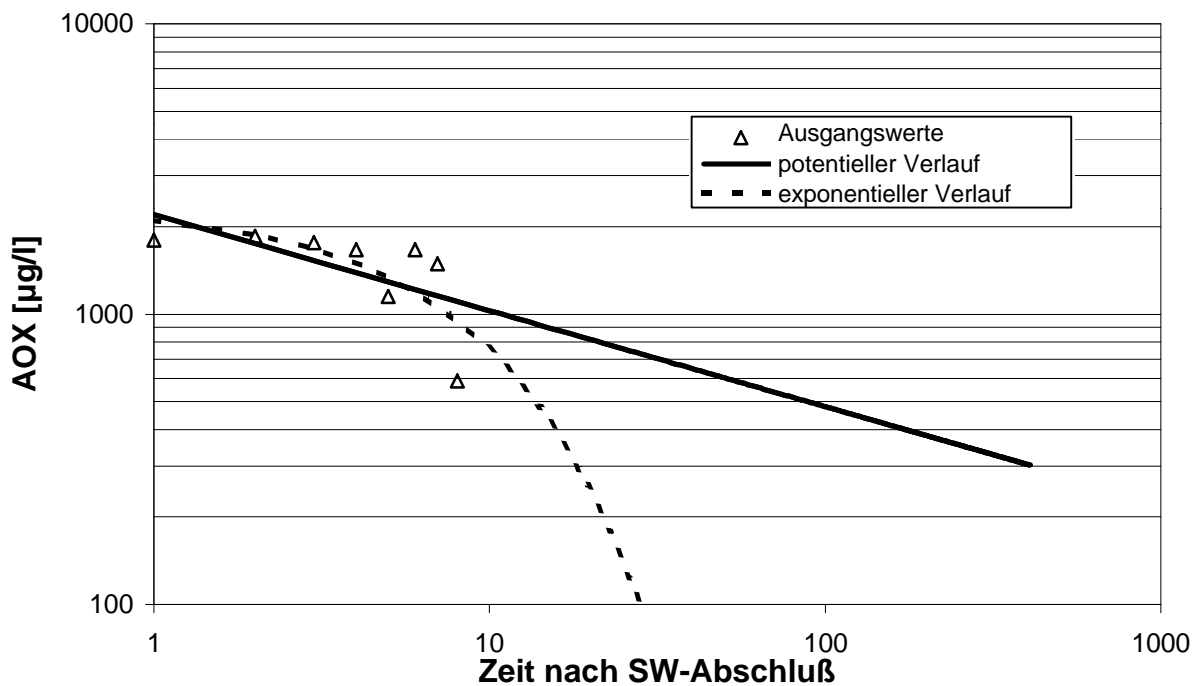


Abb. 4.47: Darstellung der Extrapolationen für den Parameter AOX

4.3.4 Extrapolation des Parameters Gesamtstickstoff

Die Extrapolation des Parameters Gesamtstickstoff (N_{ges}) bzw. des $NH_4\text{-N}$ ist nicht möglich. Die resultierenden Konzentrationskurven verlaufen zu unstet. Auf der Grundlage der vorliegenden Daten läßt sich nur eine qualitative Aussage treffen. Zu Beginn der Deponierung liegen die Konzentrationen in einem geringen Konzentrationsbereich. Mit zunehmendem Alter der Deponie (siehe Tab. 4.1 - 4.4) steigen die Konzentrationen im Sickerwasser deutlich an, um im zuletzt beobachteten Zeitraum wieder leicht abzufallen. Hierbei handelt es sich in den seltensten Fällen um eine kontinuierliche Abnahme. Zumeist weisen die Konzentrationskurven starke Schwankungen auf. Langfristig wird mit einem Rückgang gerechnet, wobei die Einhaltung des im Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV aufgestellten Grenzwertes für den Parameter Gesamtstickstoff von 70 mg/l mittelfristig beim überwiegenden Teil der Deponien als nicht realistisch angesehen wird. Gesamtstickstoff wird der ausschlaggebende Parameter sein, der die Dauer der Nachsorge bestimmt. Bei der Prognose des Konzentrationsverlaufs dieses Summenparameters stellt sich die Frage nach der langfristigen stofflichen Zusammensetzung des Gesamtstickstoffs. Im bisher beobachteten Zeitraum setzt sich der gemessene Stickstoff in den meisten Fällen zu nahezu 90 % aus $NH_4\text{-N}$ zusammen. Bei geringeren

Konzentrationen des Parameters Gesamtstickstoff (≤ 100 mg/l) geht der Anteil des $\text{NH}_4\text{-N}$ auf ca. 80 % zurück. Der übrige Stickstoff entfällt zum Großteil auf $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ sowie organische Stickstoffverbindungen. In welcher Weise sich diese Zusammensetzung über die Zeit noch verändert, ist gegenwärtig nicht eindeutig absehbar. Zudem bleibt unklar, inwieweit die Bedingungen bei der Probenahme einen Einfluß auf die Einzelergebnisse ausgeübt haben.

Vom gegenwärtigen Standpunkt aus muß unter Berücksichtigung der Vorgaben des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV mit Nachsorgezeiträumen für den Parameter Stickstoff gesamt von mindestens einigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten gerechnet werden. Hierbei ist zu beachten, daß dieser Parameter in den allermeisten Fällen die individuelle Dauer der Nachsorge einer Deponie bestimmen wird. Die Summenparameter CSB und AOX werden im Regelfall bei der einzelnen Deponie bereits früher die Grenzwerte für die Direkteinleitung einhalten. Möglicherweise muß in Zukunft über Einzellösungen (z. B. belüftete Schönungsteiche) zur Beseitigung des Gesamtstickstoff im Sickerwasser nachgedacht werden.

4.3.5 Extrapolationen des Parameters Chlorid

Der Parameter Chlorid verhält sich aller Voraussicht nach nicht wie die bisher vorgestellten Parameter, da angenommen wird, daß er im Abfallkörper an keinerlei Abbaureaktionen beteiligt ist und auch keine Möglichkeiten zur Adsorption bestehen. Dieser Parameter unterliegt nahezu vollständig der Elution durch das eindringende Niederschlagswasser. Demzufolge sind exponentielle Extrapolationen für diesen Parameter potentiellen Berechnungen vorzuziehen. In Abb. 4.48 sind unterschiedliche Varianten für den Konzentrationsverlauf dargestellt. Hierbei wurde in Analogie zum Parameter CSB von einer jeweils unterschiedlichen Datengrundlage ausgegangen. Nach 8 bis 10 Jahren nimmt die Anzahl der Deponien mit verwertbaren Daten sehr schnell ab. Die jeweils zugrundegelegten Datenreihen unterscheiden sich somit in wenigen Punkten, je nach Zeitdauer.

Aus Abb. 4.48 geht hervor, daß die Chloridkonzentrationen mit großer Wahrscheinlichkeit innerhalb von 25-60 Jahren (siehe exponentielle Verläufe) einen Wert von 100 mg/l (Grenzwert der Schweizer Verordnung für oberirdische Gewässer) erreichen werden. Die Deponien mit extrem hohen Chloridkonzentrationen oder geogenen Vorbelastungen wurden bei diesen Prognosen nicht mit einbezogen, da ihr Sickerwasserprofil nicht den durchschnittlichen Verlauf der Chloridkonzentrationen von Deponien widerspiegeln.

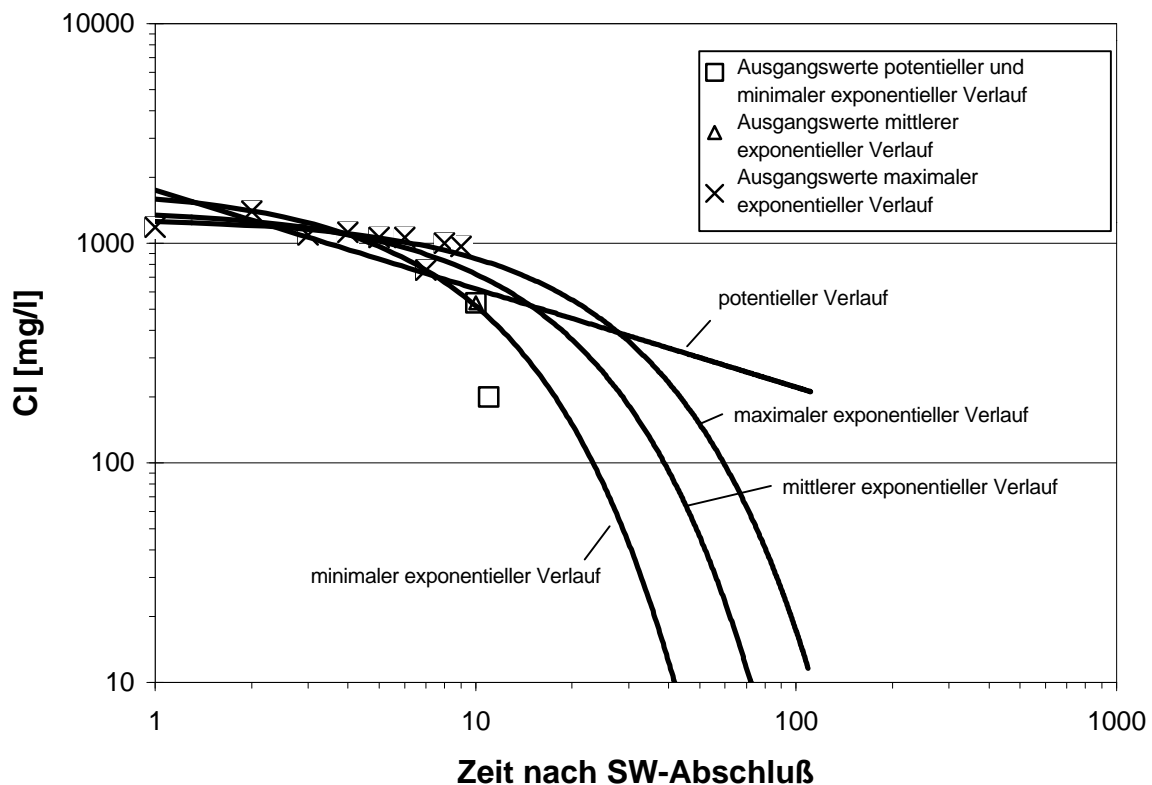


Abb. 4.48: Extrapolationen des Parameters Chlorid

4.3.6 Extrapolationen der Schwermetalle im Sickerwasser

Das bisher dokumentierte Verhalten der Schwermetalle im Sickerwasser ist im Gegensatz zu den Erwartungen als sehr positiv zu bewerten. Die Schwermetalle werden, soweit dies für die nächsten Jahrzehnte oder Jahrhunderte absehbar ist und das Milieu im Abfallkörper keine grundlegenden Veränderungen erfährt, kein Hemmnis für die Direkteinleitung darstellen. Auf Grund ihres vom pH-Wert abhängigen Löslichkeits- und Komplexbildungsverhaltens mit Huminstoffen befinden sich die Konzentrationen der Schwermetalle in der überwiegenden Anzahl der Deponien bereits nach wenigen Betriebsjahren in einem Konzentrationsbereich der unterhalb der im Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV festgelegten Grenzwerte liegt.

4.3.7 Emissionszeiträume im Überblick

In Tab. 4.13 sind die Ergebnisse zur Dauer der Nachsorgephase zusammengestellt worden. Bei der Gegenüberstellung der erhaltenen Ergebnisse mit Literaturwerten [BELEVI UND BACCINI, 1989b; KRUSE, 1994; HEYER ET AL., 1997 (siehe Tab.2.9)] zeigt sich, daß die

ermittelten Zeiträume bis zum Erreichen der Grenzkonzentration des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV beim Parameter CSB mit den von Kruse (280 a) und Heyer et al.(80-360 a) prognostizierten Zeiträumen weitgehend übereinstimmen, hingegen deutlich vom - durch Belevi und Baccini (500-1700 a) prognostizierten - Zeitraum abweichen.

Tab. 4.13: Tabellarische Auflistung der Ergebnisse zum Problem Nachsorgedauer

	GRENZWERTE	KRÜMPELBECK
CSB	200 mg/l*	65-320 Jahre
N_{ges} NH₄-N	70 mg/l* -	- Jahrzehnte bis Jahrhunderte
Chlorid	100 mg/l°	25-60 Jahre (bis 130 Jahre bei über- durchschnittlichen Belastungen)
AOX	0,5 mg/l*	40-100 Jahre
Schwermetalle	0,1-2 mg/l*	< 10 Jahre

*Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV; °Schweizer Verordnung

Beim Parameter NH₄-N bzw. TKN oder N_{ges} wird ebenfalls eine höhere Übereinstimmung mit den Ergebnissen von KRUSE [1994] und HEYER ET AL. [1997] erzielt als mit BELEVI UND BACCINI [1989b]. Für den Parameter Chlorid liegen die von der Autorin für den Großteil der Deponien ermittelten Zeiträume etwas unter denen der übrigen Autoren. Für den Parameter AOX liegen lediglich Prognosen von HEYER ET AL. [1997] und KRÜMPELBECK vor, die weitestgehend übereinstimmen, obwohl auf unterschiedlichen Untersuchungen basierend. Für die Schwermetalle gibt es keine übergreifenden Abschätzungen für die Dauer der Nachsorgephase.

4.4 Prognose der Emissionspotentiale verschiedener Sickerwasserparameter

Um darzustellen, in welchen Bereichen die zu erwartenden Emissionspotentiale in etwa liegen, wurde bereits eine Abschätzung der Gesamtpotentiale für verschiedene Parameter unter der Annahme eines Wasser-Feststoff-Verhältnisses von 10 für die Deponie D7 berechnet (Tab. 4.7). Im folgenden sind anhand der potentiellen Kurvenverläufe in Abb. 4.46 für die gemittelten CSB-Jahreswerte der Deponien ebenfalls Emissionspotentiale für den Zeitraum 101-10.000 Jahre nach Schließung der Deponie berechnet worden. Hierzu wurden folgende Annahmen getroffen:

- Der Emissionszeitraum umfaßt 9.900 Jahre. Die ersten 100 Jahre bleiben im Rahmen der Darstellung der Frachtsummen in Abb. 4.49 unberücksichtigt.
- Die Sickerwassermenge wurde im Zeitraum 101-1.000 Jahre nach Abschluß mit 150 mm/a und danach mit 100 mm/a angesetzt. Hierdurch wird der fortschreitenden Rekultivierung und dem Bewuchs Rechnung getragen. Unter den mitteleuropäischen Klimaverhältnissen wird sich auf der Deponieoberfläche ein Wald angesiedelt haben, der einer hohen Versickerungsrate entgegenstehen wird.
- Die Abfallhöhe wurde mit 15 m und die Abfallmenge mit 15 t, 30 % Wassergehalt angenommen.

Für jeweils 900 bzw. 1.000 Jahre wurde die mittlere CSB-Konzentration dem Diagramm Abb. 4.46 entnommen. Mit Hilfe dieser Daten und Annahmen wurde die jeweilige Fracht berechnet. Die Konzentrationen aller Sickerwasserinhaltsstoffe liegen nahezu im gesamten betrachteten Zeitraum deutlich unterhalb des CSB-Grenzwertes des Anhangs 1 der Rahmen-AbwasserVwV. Die Abb. 4.49 zeigt die resultierenden Summenkurven.

Auf Grund der bisher dokumentierten Sickerwasserverläufe stellt der Bereich zwischen der min. potentiellen Kurve und der mitt. potentiellen Kurve den für einen langfristigen Zeitraum realistischsten Verlauf dar. In diesem Fall würden noch ca. 1700 - 4640 g/t TS CSB in einem Zeitraum von 9.900 Jahren aus dem Abfallkörper ausgetragen werden. Allerdings befinden sich die Konzentrationen des CSB in den letzten 4.000 Jahren bereits bei einem mittleren CSB von < 10 mg/l. Dies entspricht zwar noch nicht dem Grenzwert der Trinkwasser-Verordnung von 5 mg/l, liegt aber bereits unterhalb des Grenzwertes der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung [N. N., 1996] von 30 mg/l CSB. Mit deutlich höheren CSB-Konzentrationen wird auf Grund der Konzentrationsverläufe der Einzeldeponien nicht gerechnet. Somit wird die Summenfracht des max. potentiellen Verlaufs der Kurve als zu hoch angesehen.

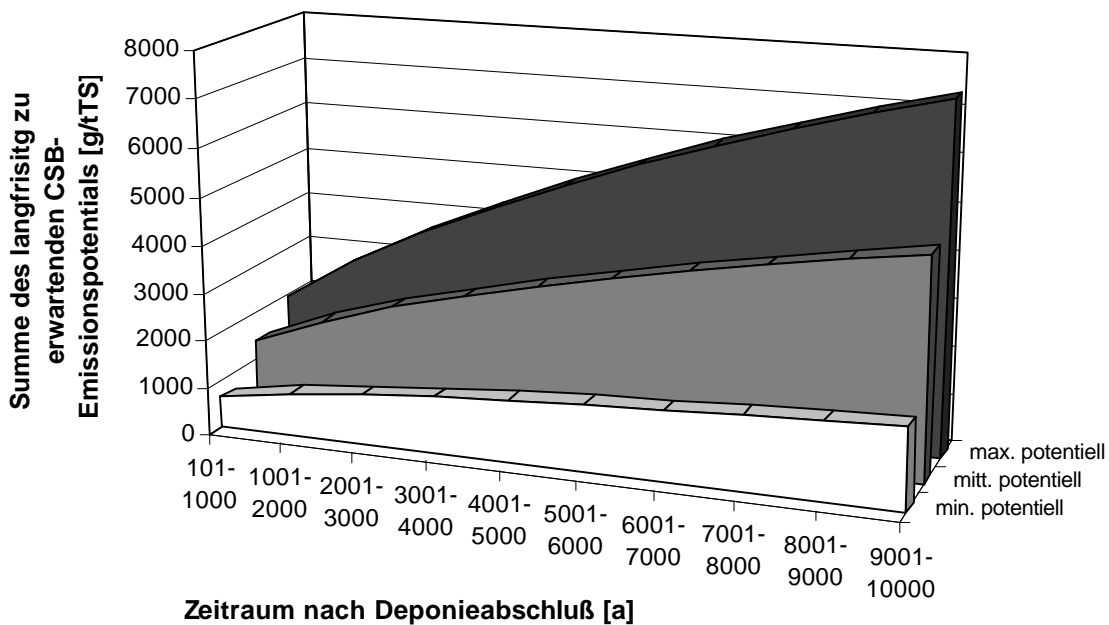


Abb. 4.49: Summenkurven des langfristig zu erwartenden CSB-Emissionspotentials

4.4.1 Gesamtemissionen verschiedener Parameter

Im vorigen Kapitel wurden die langfristig zu erwartenden Emissionen der Deponien für einen Zeitraum zwischen 101 und 10.000 Jahren betrachtet. Im folgenden werden die gesamten Sickerwasseremissionspotentiale abgeschätzt.

Mit Hilfe der Frachtenberechnung für die einzelnen Deponien (siehe Kapitel 4.1.3) und deren individuellem Kurvenverlauf wurden Extrapolationen durchgeführt, die für verschiedene Parameter in einem Zeitraum von 100 Jahren die Maximal- und Minimalverläufe darstellen. Anschließend wurden die sich daraus ergebenden Kurven integriert, so daß anhand der berechneten Gleichungen die maximal und minimal eluierbare Fracht innerhalb dieses Zeitraums ermittelt werden konnte. Auf Grund der bisher dargestellten Ergebnisse muß davon ausgegangen werden, daß die Abnahme der Frachten und somit auch der Konzentrationen im Laufe der Zeit geringer wird, so daß nur noch eine sehr geringe Mindestfracht innerhalb eines Jahres anfällt, die sich aber über einen längeren Zeitraum hinweg nicht mehr wesentlich verringert (siehe Abb. 4.46). Für den sehr gut dokumentierten Parameter CSB konnten die

langfristig zu erwartenden Emissionen abgeschätzt werden. Innerhalb von 10.000 Jahren muß noch mit einigen Hundert bis Tausend Gramm CSB pro Tonne TS gerechnet werden. Um diese langfristig noch zu erwartenden Frachten nicht unberücksichtigt zu lassen, wurde für das rechnerisch ermittelte Emissionspotential der ersten 100 Jahre ein Sicherheitszuschlag von 100 % eingeführt. Damit wird sichergestellt, daß das prognostizierte gesamte Emissionspotential der einzelnen Parameter nicht als zu gering angenommen wird. Es muß mit dem Austrag von ca. der Hälfte des Emissionspotentials (Tab. 4.14) innerhalb der ersten 100 Jahre und des Restpotentials, auf Grund der in einem geringeren Umfang stattfindenden Umsetzungsprozesse, im Verlaufe der sich anschließenden Jahrhunderte und Jahrtausende gerechnet werden. Auf Grund der großen Unterschiede in den Ausgangsvoraussetzungen der einzelnen Deponien können die prognostizierten Emissionspotentiale für die Abschätzung des individuellen Emissionspotentials einer Einzeldeponie lediglich Anhaltspunkte geben. Genauere Abschätzungen, die auf ein Großteil der Deponien gleichermaßen anwendbar sind, sind im Deponiemaßstab nicht möglich. Exaktere Anhaltspunkte können nur durch zeitintensive Laborversuche für spezielle Fragestellungen und jeweils geringe Abfallmengen erarbeitet werden.

Zusammenfassend werden die Überlegungen im folgenden nochmals dargestellt:

- Die Berechnungen zur Bestimmung des Emissionspotentials basieren auf Deponiedaten, die auf Grund ihrer unterschiedlichen Herkunft mit Unsicherheiten verbunden sind. Somit wird das Einrechnen eines Sicherheitsfaktors als notwendig und sinnvoll erachtet. Die Größe des Sicherheitszuschlag für die Berechnung des Gesamtpotentials konnte zumindest für den gut dokumentierten Parameter CSB auf Grund der Abschätzungen einzelner Konzentrationsverläufe in seiner Größenordnung bestätigt werden.
- Die Zielvorgabe der Abschätzungen ist ein Deponiekörper, der im bio-chemischen Gleichgewicht mit seiner Umgebung steht. Diese Zielsetzung wird bei Deponien, die mit unbehandelten Siedlungsabfällen verfüllt wurden und mit der herkömmlichen Deponietechnik betrieben werden, erst in geologischen Zeiträumen (hier werden 10.000 Jahre angesetzt) erreichbar sein.
- Die heterogene Struktur des Abfalls und die unterschiedliche Deponietechnik bedingen eine ungleichmäßige Durchfeuchtung des Deponiekörpers. Somit wird es immer Kompartimente geben, die einen zu geringen Wassergehalt besitzen, um weitergehenden Umsetzungs- oder Auswaschungsprozessen unterworfen zu sein. Solch eine

Durchfeuchtung wird an vielen Stellen erst nach und nach erfolgen, so daß viele Bereiche der Deponie sich in einem unterschiedlichen Status befinden. Eine starke oder spontane Erhöhung der Sickerwasserkonzentrationen wird hierbei nicht erwartet, sondern eher eine Verlangsamung der Abnahme, nachdem die leicht abbaubaren Substanzen nahezu vollständig abgebaut sind.

- Mit zunehmender Feuchte bzw. Wasserdurchsatz erfolgt eine verstärkte Auswaschung der biologisch schwer bzw. nicht abbaubaren Substanzen.
- Die Gasmigration stellt in diesem Stadium mit hoher Wahrscheinlichkeit kein Problem mehr dar, da die entstehenden Methanmengen so gering sind, daß sie mit Hilfe der Methanoxidation innerhalb der Rekultivierungsschicht beseitigt werden können bzw. kaum mehr nachweisbar sind.
- Die einzige Alternative zu diesen langwierigen von außen nur bedingt steuerbaren Prozessen stellt die Vorbehandlung des Abfalls und/oder die Auswaschung der Substanzen durch eine Steigerung der Durchsickerungsrate dar.

In Tab. 4.14 sind die Emissionspotentiale der Parameter C_{org} bzw. CSB, N_{ges} bzw. TKN bzw. NH_4-N , AOX, Chlorid, Cadmium und Zink basierend auf den Prognosen der Frachtenverläufe unterschiedlicher Deponien den Ergebnissen anderer Autoren gegenübergestellt. Die Aufzählung der jeweils ermittelten Parameter zeigt bereits die Schwierigkeiten auf, alle gewonnenen Daten miteinander zu vergleichen. Durch die DIN-Vorschriften sind in Deutschland einheitliche Regelungen für die Analytik von Stoffen vorhanden [DIN]. Von unterschiedlichen Laboren werden trotzdem nicht in jedem Falle das DIN-Verfahren zur Analytik verwandt und zudem unterschiedliche Parameter bei Analysen 'bevorzugt', so daß nur eine bedingt vergleichbare Datengrundlage geschaffen wird. Ein weiteres Problem stellt die jeweilige Herkunft, die Probenahme und das eingesetzte Vorbehandlungsverfahren für den Vergleich der Proben dar.

Tab. 4.14: Prognose der Emissionspotentiale für den Sickerwasserpfad anhand ausgesuchter Parameter

	BELEVI, BACCINI, 1989b [mg/kg TS]	KRUSE, 1994 [mg/kg TS]	LEIKAM ET AL, 1996 zitiert in HEYER UND STEGMANN, 1997 [mg/kg TS]	KRÜMPELBECK [mg/kg TS]
C_{org} CSB	2100-7100	3000	25000-40000	2500-11200
N TKN NH₄-N	200-310	2200	2000-4000	1400-3400
AOX	-	9	-	2-22
Chlorid	1000-1500	2500	2500-4000	900-3.800
Cadmium	0,007-0,024	-	-	0,0016-0,0062
Zink	14-98	-	-	0,2-16

BELEVI UND BACCINI [1989b] führten Elutionsversuche mit unterschiedlich alten Abfallproben durch und leiteten anhand ihrer Resultate die genannten Emissionspotentiale ab. KRUSE [1994] und LEIKAM UND STEGMANN [1996 zitiert in HEYER UND STEGMANN 1997] analysierten hingegen die Ergebnisse von Lysimeterversuchen. Im Rahmen der Elutionsversuche können mikrobiologische Prozesse keinen Einfluß auf das Ergebnis nehmen, da die Versuchsdurchführung dies nicht zuläßt. Hier prägen reine Auswaschungsprozesse verbunden mit den jeweiligen Milieubedingungen das Ergebnis. Bei den Lysimeterversuchen kommen sowohl mikrobiologische Prozesse zum Tragen als auch - auf Grund der hohen Austauschrate bei der Sickerwasserkreislaufführung - Auswaschungsprozesse.

Die auf den Deponien gewonnenen Daten werden am stärksten durch die mikrobiologischen Prozesse beeinflusst, da im Deponiemaßstab Elutionsprozesse bei einem Betrieb ohne Sickerwasserrückführung oder massiver Fremdwasserbeaufschlagung nur sehr bedingt Einfluß auf die Güte des Sickerwassers haben. Zusätzlich ist bei den Deponien die hohe Heterogenität der einzelnen Ablagerungen zu berücksichtigen. Im Gegensatz zur Deponie werden in den Laborversuchen größtenteils reine Siedlungsabfälle untersucht, das Verhalten von Abfällen unterschiedlicher Herkunft (Bauschutt, gewerbliche Abfälle etc.) und dessen wechselseitige Beeinflussung wird außer acht gelassen. Dadurch ergibt sich rechnerisch eine höhere organische Fracht als bei der realen Deponie.

Beim direkten Vergleich wird deutlich, daß die höchsten Emissionspotentiale bei allen Autoren vom Parameter C_{org} bzw. vom CSB erzielt werden, wobei die Ausprägung unterschiedlich ist. Bei LEIKAM UND STEGMANN [1996 zitiert in HEYER 1997] ist das prognostizierte

Emissionspotential für den CSB, besonders hoch. Dies ist möglicherweise zu einem Großteil auf die Untersuchungsmethode zurückzuführen. Im Rahmen von Lysimeterversuchen werden auf Grund der hohen Wasserdurchsatzraten Teile der Kohlenstofffrachten von der Gasphase in die Wasserphase verlagert.

Im Gegensatz zu den übrigen Autoren errechneten BELEVI UND BACCINI [1989b] im Rahmen ihrer Arbeiten für den Parameter Stickstoff nur sehr geringe Emissionspotentiale. Für die Untersuchungen von KRUSE [1994], LEIKAM UND STEGMANN [1996 zitiert in HEYER 1997] und die durchgeführten Studien trifft dieses Ergebnis nicht zu. Hier erreicht der TKN bzw. der $\text{NH}_4\text{-N}$ ebenfalls hohe Potentiale. Der Stickstoffgehalt läßt sich demnach nicht durch eine einfache Elution abschätzen. Diese These wird durch Ergebnisse von HÖRING [1995] unterstützt. Er konnte zeigen, daß selbst eine 5-fache sequentielle Elution nicht ausreicht, um das gesamte Stickstoffpotential einer Probe zu erfassen.

Die Parameter AOX und Chlorid weisen im Vergleich zu den Ergebnissen der übrigen Autoren nur geringe Abweichungen auf. Allerdings muß für Deponien in geogen vorbelasteten Regionen oder Deponien mit erhöhten Anteilen an Aschen und Inertstoffen mit einem mehrfach höheren Chloridemissionspotential als dem in Tab. 4.14 angegebenen maximalen Emissionspotential gerechnet werden. Beim Chlorid handelt es sich um einen der Elution unterliegenden Parameter, da es zu keinen Adsorptionsreaktionen im Abfallkörper kommt. Demzufolge kann das Emissionspotential auch durch eine reine Elution, wie sie von BELEVI UND BACCINI [1989b] durchgeführt wurde, näherungsweise ermittelt werden.

Für den Parameter Cadmium liegen nur wenige Werte vor. Hier sind die Emissionspotentiale von BELEVI UND BACCINI [1989b] um ein bis zwei Zehnerpotenzen höher als die der untersuchten Deponien. Bei den Schwermetallen ist dieser Unterschied größtenteils auf das unterschiedliche Löslichkeitsverhalten in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Sulfidionenkonzentration [PFEIFFER, 1989] zurückzuführen. Unter realen Deponiebedingungen kommen weitere Faktoren, wie z. B. die Komplexbildung mit Huminstoffen mit zunehmender Alterung der Deponie als Einflußfaktoren auf die Schwermetallkonzentration im Sickerwasser hinzu. Diese Gründe relativieren möglicherweise auch das von BELEVI UND BACCINI [1989b] ermittelte höhere Zinkemissionspotential.