



Materialien

Nr. 61

Langfristiges Emissionsverhalten
von Altdeponien



Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen

Luft

Wasser

Boden

Abfall

Technik
Verfahren

Materialien

Nr. 61

Langfristiges Emissionsverhalten von Altdeponien

Landesumweltamt NRW, Essen 2001

Koordination: Geotechnisches Büro Prof. Dr.-Ing. Düllmann

Bearbeitung: Dr. I. Krümpelbeck, *Geotechnisches Büro Prof. Dr.-Ing. Düllmann*

Prof. Dr.-Ing. M. Dohmann, Dipl.-Biol. A. Wirtz, Dr. G. Kabbe,
Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen

Prof. Dr.-Ing. R. Stegmann, Dipl.-Ing. K.-U. Heyer,
Arbeitsbereich Abfallwirtschaft TU Hamburg-Harburg

Impressum:

Herausgegeben vom

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen

Wallneyer Straße 6 • 45133 Essen

Telefon (0201) 79 95 – 0 • Telefax (0201) 79 95 - 1448

e-mail: poststelle@lua.nrw.de

Redaktion: Dipl.-Ing´in Maria Emig und Dr. Ulrike Nienhaus,
Landesumweltamt NRW

ISSN 0947 – 5206 (Materialien)

Gedruckt auf 100 % Altpapier ohne Chlorbleiche

Informationsdienste: Umweltdaten aus NRW, Fachinformationen des LUA NRW:
• Internet unter <http://www.lua.nrw.de>

Bereitschaftsdienst: Nachrichtenbereitschaftszentrale des LUA NRW
(24-Std.-Dienst): Telefon (0201) 714488


Vorwort

Obwohl seit über 25 Jahren Abfälle auf geordneten Deponien abgelagert werden, sind die Kenntnisse über deren Emissionsverhalten bislang relativ gering. Zwar werden Daten über Deponieemissionen seit 1972 im Rahmen der behördlichen Überwachungspflicht sowie der Selbstüberwachung der Abfallbeseitigungsbetriebe ermittelt, doch gibt es bis auf Untersuchungen von *EHRIG* (1980) und *KRUSE* (1994), die hauptsächlich die Emissionen des Sickerwasserpfads untersuchten, kaum eine systematische und statistische Auswertung des vorhandenen Datenmaterials. Der unzureichende Wissensstand zum Thema Deponieemissionen war auch Grundlage für die Einrichtung eines großen Verbundforschungsvorhabens vom BMBF, das durch das Umweltbundesamt gefördert worden ist (*EHRIG /BRINKMANN*, 1999).

Daher wurde durch das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen das vorliegende Untersuchungsvorhaben in Auftrag gegeben, das die in Nordrhein-Westfalen verfügbaren Überwachungsdaten zusammenstellt und systematisch auswertet. Neben der Sickerwasserqualität und -quantität wurden Daten, die das Gas- und Setzungsverhalten charakterisieren, berücksichtigt. Da die Überwachungsdaten nur einen zeitlich begrenzten Ausschnitt wiedergeben können und diese das langfristige Emissionsverhalten nur ansatzweise beschreiben, wurde das Untersuchungsvorhaben durch Ergebnisse aus Laborversuchen ergänzt, die im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“ durchgeführt wurden.

Für die aktuell diskutierten Fragestellungen zum Thema Abschluss von Deponien, zur Nachsorge und den damit verbundenen technischen Maßnahmen sind die vorliegenden Untersuchungsergebnisse von besonderer Bedeutung.

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in einem Leitfaden zusammengefasst (*LANDESUMWELTAMT*, 2001), der als Beurteilungshilfe für die Emissionen von Altdeponien dient und Handlungsempfehlungen ausspricht.



Essen, im Juli 2001

Dr. Ing. Harald Irmer
Präsident des
Landesumweltamtes
Nordrhein-Westfalen

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	V
Abbildungsverzeichnis	VIII
Tabellenverzeichnis	XIII
1 Einleitung	1
1.1 Hintergründe	1
1.2 Bisher veröffentlichte Emissionsprognosen	2
1.2.1 Sickerwasserprognosen	2
1.2.2 Gasprognosen	3
1.2.3 Setzungsprognose	5
1.3 Zielsetzung	6
2 Ergebnisse der Sickerwasser-, Gas- und Setzungsmessungen an 30 Deponien	6
2.1 Grunddaten der Deponien in der Übersicht	6
2.2 Sickerwasserqualität	12
2.2.1 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 1	12
2.2.1.1 Gruppe 1a: Deponie I	12
2.2.1.2 Gruppe 1b: Deponie G	17
2.2.2 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 2: Deponie A	23
2.2.3 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 3: Deponie M	29
2.2.4 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 4: Deponie N	34
2.2.5 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 5: Deponie Q	40
2.2.6 Deponien AA, BA, CA	46
2.2.6.1 Deponie AA	46
2.2.6.2 Deponie BA	50
2.2.6.3 Deponie CA	54
2.2.7 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Restabfalldeponie A1	58
2.3 Sickerwasserquantität	63
2.3.1 Deponien A bis Y	63
2.3.2 Deponie AA und CA	67
2.3.2.1 Sickerwassermengen der Deponie AA	67
2.3.2.2 Sickerwassermengen der Deponie CA	69
2.4 Sickerwasserfrachten ausgewählter Deponien	70
2.4.1 Deponie AA	71
2.4.2 Deponie CA	72
2.4.3 Deponie A	74
2.4.4 Deponie I	75
2.4.5 Deponie M	76
2.4.6 Deponie N	78
2.4.7 Gegenüberstellung der Gesamtrachten der Deponien	79
2.5 Gasmengen, -qualität, Gasprognosen	81
2.5.1 Gasmengen	82
2.5.2 Die Deponie H als Beispiel für den parallel verlaufenden Rückgang von Gasmengen und Methangehalt	85
2.5.3 Gegenüberstellung von Gasprognosen und der erfassten Gasmenge der Deponie DA	86

2.6	Setzungen	89
2.7	Diskussion der Ergebnisse	98
2.7.1	Sickerwasserqualität	98
2.7.1.1	CSB, BSB ₅ , BSB ₅ /CSB-Quotient und TOC im Vergleich.....	100
2.7.1.2	pH-Wert.....	105
2.7.1.3	Die Leitfähigkeit, die Chloridionen-Konzentration und der AOX.....	107
2.7.1.4	Stickstoff.....	109
2.7.1.5	Eisen-, Sulfat- und Bor-Konzentrationen der Deponien	112
2.7.1.6	Schwermetalle.....	116
2.7.1.7	Vergleich der Sickerwasseranalyseergebnisse der Restabfalldeponie A1 mit denen der übrigen Deponien	117
2.7.2	Sickerwasserquantität	119
2.7.3	Sickerwasserfrachten	124
2.7.4	Gasmengen.....	126
2.7.5	Setzungen	130
2.7.6	Deponie- und themenübergreifende Bewertung der Ergebnisse.....	133
3	Ergebnisse der Abfalluntersuchungen	136
3.1	Durchgeführte Untersuchungen.....	136
3.1.1	Untersuchungsmethodik.....	136
3.1.1.1	Probenahme.....	137
3.1.1.2	Untersuchungen an den festen, flüssigen und gasförmigen Proben	139
3.1.2	Untersuchungsobjekte.....	142
3.1.3	Informationen zu den Probenahmen.....	143
3.2	Milieubedingungen der untersuchten Deponien.....	144
3.3	Feststoffuntersuchungen	145
3.3.1	Korngrößenverteilung	145
3.3.2	Stoffliche Zusammensetzung	146
3.3.3	Chemisch-physikalische Feststoffuntersuchungen	148
3.3.3.1	Organische Parameter	148
3.3.3.2	Stickstoff.....	155
3.3.3.3	Schwermetalle.....	157
3.3.3.4	Weitere anorganische Komponenten.....	164
3.3.3.4.1	Calcium.....	164
3.3.3.4.2	Magnesium.....	165
3.3.3.4.3	Kalium.....	166
3.3.3.4.4	Natrium	167
4	Ergebnisse der Laboruntersuchungen zum langfristigen Emissions- verhalten	169
4.1	Eluate sowie Bohrloch- und Sickerwasser	169
4.1.1	Milieu charakterisierende Parameter	169
4.1.1.1	pH-Wert.....	169
4.1.1.2	Redoxpotenzial.....	169
4.1.1.3	Leitfähigkeit.....	170
4.1.2	Organische Parameter	172
4.1.2.1	Gesamter organischer Kohlenstoff	172
4.1.2.2	Chemischer Sauerstoffbedarf	175
4.1.2.3	Biochemischer Sauerstoffbedarf.....	177
4.1.2.4	BSB ₅ /CSB-Verhältnis	178
4.1.3	Stickstoff.....	178
4.1.4	Anorganische Parameter.....	181

4.1.5	Umweltrelevante Bestandteile	181
4.1.5.1	Schwermetalle	182
4.1.5.2	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen	186
4.2	Auslaugversuche	186
4.2.1	Übersicht der Konzentrationen und Frachten bei der Mehrfachauslaugung ..	188
4.2.2	Auslaugverhalten der Schwermetalle	191
4.3	Atmungsaktivität im Sapromat	192
4.4	Lysimeterversuche in Deponiesimulationsreaktoren unter anaeroben Milieubedingungen	198
4.4.1	Versuchsaufbau, Einbau und Betrieb	198
4.4.1.1	Einstellung des Wasserhaushalts	200
4.4.2	Emissionsverhalten über den Sickerwasserpfad	201
4.4.3	Schwermetallemissionen über den Sickerwasserpfad	210
4.4.4	Emissionsverhalten über den Gaspfad	210
4.4.4.1	Spurenstoffe im Deponiegas	216
4.5	Übertragung der Ergebnisse auf Deponieverhältnisse bei anaeroben Milieubedingungen	217
4.5.1	Qualitativer Verlauf der Emissionen	217
4.5.2	Quantitativer Verlauf der Emissionen – Bilanzierungen	218
4.5.3	Zeitlicher Verlauf der Emissionen	226
5	Diskussion	235
5.1	Gegenüberstellung der Eluat- und Sickerwässer	236
5.2	Vergleich der Frachten der Auslaugversuche mit den Frachten der Deponien	237
5.3	Vergleich der Sickerwasserqualität aus den Lysimeterversuchen und Deponien	238
5.4	Deponiegas	240
5.6	Abschätzung des Nachsorgezeitraums	241
6	Schlussfolgerungen	243
7	Literaturverzeichnis	248

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 2.1 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes und des dazugehörigen Quotienten der Deponie I
- Abb. 2.2 Darstellung der über jeweils ein Jahr gemittelten pH-Werte der Deponie I
- Abb. 2.3 Darstellung der Konzentrationsverläufe von AOX, NH₄ und N_{ges} der Deponie I
- Abb. 2.4 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chlorid-Konzentration der Deponie I
- Abb. 2.5 Darstellung der Eisen- und Sulfat-Konzentrationen der Deponie I
- Abb. 2.6 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie I
- Abb. 2.7 Darstellung des CSB und des BSB₅ sowie des Quotienten aus BSB₅ und CSB der Deponie G
- Abb. 2.8 Darstellung der pH-Werte der Deponie G
- Abb. 2.9 Kurvenverlauf der N_{ges}- und NH₄-Konzentrationen der Deponie G
- Abb. 2.10 Darstellung der Leitfähigkeiten und Chlorid-Konzentrationen der Deponie G
- Abb. 2.11 Darstellung der Sulfat- und Eisen-Konzentrationen der Deponie G
- Abb. 2.12 Darstellung der Konzentrationsverläufe der Schwermetalle der Deponie G
- Abb. 2.13 Darstellung des BSB₅ und CSB-Verlaufes sowie des BSB₅/CSB-Quotienten der Deponie A
- Abb. 2.14 Darstellung der gemittelten pH-Werte der Deponie A
- Abb. 2.15 Darstellung des AOX, NH₄ und N_{ges} der Deponie A
- Abb. 2.16 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chlorid-Konzentrationen der Deponie A
- Abb. 2.17 Darstellung des Konzentrationsverlaufes von Sulfat und Eisen der Deponie A
- Abb. 2.18 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie A
- Abb. 2.19 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes, des dazugehörigen Quotientens und des TOC der Deponie M
- Abb. 2.20 Darstellung der pH-Werte der Deponie M
- Abb. 2.21 Darstellung der Konzentrationsverläufe von AOX, Ammonium und N_{ges} der Deponie M
- Abb. 2.22 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chlorid-Konzentration der Deponie M
- Abb. 2.23 Darstellung der Eisen- und Sulfat-Konzentrationen der Deponie M
- Abb. 2.24 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie M
- Abb. 2.25 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes, des dazugehörigen Quotienten und des TOC der Deponie N
- Abb. 2.26 Darstellung des pH-Wertes der Deponie N
- Abb. 2.27 Darstellung der Konzentrationsverläufe von AOX, NH₄ und N_{ges} der Deponie N
- Abb. 2.28 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chloridionen-Konzentrationen der Deponie N
- Abb. 2.29 Darstellung der Eisen- und Sulfat-Konzentrationen der Deponie N
- Abb. 2.30 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie N
- Abb. 2.31 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes, des dazugehörigen Quotienten und des TOC der Deponie Q

- Abb. 2.32 Darstellung des pH-Wertes der Deponie Q
- Abb. 2.33 Darstellung der Konzentrationsverläufe von AOX, NH_4 und N_{ges} der Deponie Q
- Abb. 2.34 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chloridionen-Konzentrationen der Deponie Q
- Abb. 2.35 Darstellung der Bor-, Eisen- und Sulfat-Konzentrationen der Deponie Q
- Abb. 2.36 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie Q
- Abb. 2.37 Darstellung der pH-Werte der Deponien AA, BA und CA
- Abb. 2.38 Darstellung der organischen Summenparameter und des TOC der Deponie AA
- Abb. 2.39 Darstellung der Leitfähigkeit und der Anionen-Konzentrationen von Chlorid und Sulfat der Deponie AA
- Abb. 2.40 Darstellung des AOX und der Parameter NH_4 und N_{ges} der Deponie AA
- Abb. 2.41 Darstellung der Kationen-Konzentrationen der Deponie AA
- Abb. 2.42 Darstellung der Schwermetall- und Eisen-Konzentrationen der Deponie AA
- Abb. 2.43 Darstellung der organischen Summenparameter und des TOC der Deponie BA
- Abb. 2.44 Darstellung der Leitfähigkeit und der Anionen Chlorid und Sulfat der Deponie BA
- Abb. 2.45 Darstellung des AOX und der Parameter NH_4 und N_{ges} der Deponie BA
- Abb. 2.46 Darstellung der Kationen-Konzentrationen der Deponie BA
- Abb. 2.47 Darstellung der Schwermetall- und Eisen-Konzentrationen der Deponie BA
- Abb. 2.48 Darstellung der organischen Summenparameter und des TOC der Deponie CA
- Abb. 2.49 Darstellung der Leitfähigkeit und der Anionen Chlorid und Sulfat der Deponie CA
- Abb. 2.50 Darstellung des AOX und der Parameter NH_4 , $\text{NH}_4\text{-N}$ und N_{ges} der Deponie CA
- Abb. 2.51 Darstellung der Kationen-Konzentrationen der Deponie CA
- Abb. 2.52 Darstellung der Schwermetall- und der Eisen-Konzentrationen der Deponie CA
- Abb. 2.53 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes und des dazugehörigen Quotientens der Reststoffdeponie A1
- Abb. 2.54 Darstellung der pH-Werte der Reststoffdeponie A1
- Abb. 2.55 Darstellung des N_{ges} , NH_4 und des AOX der Reststoffdeponie A1
- Abb. 2.56 Darstellung der Leitfähigkeiten, der Chloridionen-Konzentrationen und der Sulfat-Konzentrationen der Reststoffdeponie A1
- Abb. 2.57 Darstellung der Eisen-Konzentrationen der Reststoffdeponie A1
- Abb. 2.58 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Reststoffdeponie A1
- Abb. 2.59 Darstellung der Sickerwassermengen der Deponien
- Abb. 2.60 Darstellung der Niederschlags- und Sickerwassermengen der Deponie C
- Abb. 2.61 Darstellung der Niederschlags- und Sickerwassermengen der Deponie B
- Abb. 2.62 Darstellung der Niederschlags- und Sickerwassermengen der Deponie M
- Abb. 2.63 Gegenüberstellung von Sickerwassermengen und Niederschlagsmengen der Deponie AA
- Abb. 2.64 Gegenüberstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie CA
- Abb. 2.65 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie AA
- Abb. 2.66 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie CA
- Abb. 2.67 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie A

- Abb. 2.68 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie I
- Abb. 2.69 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie M
- Abb. 2.70 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie N
- Abb. 2.71 Darstellung der abgesaugten Gasmengen der Deponien nach deren Betriebsende und auf jeweils 10^5 m^3 Siedlungsabfälle bezogen
- Abb. 2.72 Darstellung der Gasqualität und -quantität der Deponie H
- Abb. 2.73 Gegenüberstellung der erfassten und prognostizierten Gasmengen der Deponie DA
- Abb. 2.74 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie A; Setzungslinie AA
- Abb. 2.75 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie A; Setzungslinie BB
- Abb. 2.76 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie A; Setzungslinie CC
- Abb. 2.77 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie A; Setzungslinie DD
- Abb. 2.78 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie B, Setzungslinie AA
- Abb. 2.79 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie B, Setzungslinie BB
- Abb. 2.80 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie I
- Abb. 2.81 Darstellung der jeweils über ein Jahr gemittelten CSB-Werte der Deponien
- Abb. 2.82 Darstellung der jeweils über ein Jahr gemittelten BSB₅-Werte der Deponien
- Abb. 2.83 Darstellung der jeweils über ein Jahr gemittelten TOC-Werte ohne J und N
- Abb. 2.84 Darstellung der CSB-, BSB₅- und TOC-Mittelwerte der Deponien (ohne J) in unterschiedlichen Phasen
- Abb. 2.85 Darstellung des Verhältnisses von TOC zu CSB
- Abb. 2.86 Darstellung aller pH-Einzelwerte der Deponien
- Abb. 2.87 Darstellung des über die festgelegten Phasen gemittelten pH-Wertes
- Abb. 2.88 Darstellung der Jahresmittelwerte der Leitfähigkeiten der Deponien (ohne J und N)
- Abb. 2.89 Darstellung der gemittelten Werte für die Parameter Leitfähigkeit, Chlorid und AOX innerhalb der festgelegten Phasen (ohne J)
- Abb. 2.90 Darstellung der über ein Jahr gemittelten NH₄-Werte der Deponien
- Abb. 2.91 Darstellung der über jeweils ein Jahr gemittelten N_{ges}-Werte der Deponien
- Abb. 2.92 Darstellung der innerhalb der festgelegten Phasen gemittelten Werte der Parameter NH₄-N und N_{ges}
- Abb. 2.93 Darstellung der Sulfat-Konzentrationen als Jahresmittelwert der Deponien
- Abb. 2.94 Darstellung der Eisen-Konzentrationen als Jahresmittelwert der Deponien
- Abb. 2.95 Darstellung der Bor-Konzentrationen als Mittelwert einzelner Deponien
- Abb. 2.96 Darstellung der Konzentrationen der Parameter Sulfat, Eisen und Bor als Mittelwert der Deponien ohne Berücksichtigung der Altdeponie J
- Abb. 2.97 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen Zink, Blei, Nickel, Kupfer und Cadmium als über die Phasen gemittelte Werte
- Abb. 2.98 Erfasste Gasmengen auf Deponien mit qualifiziertem Oberflächenabschluss
- Abb. 2.99 Erfasste Gasmengen auf Deponien ohne qualifiziertem Oberflächenabschluss
- Abb. 2.100 Setzungen der Deponie Leppe
- Abb. 2.101 Extrapolation der Setzungsmessungen der Deponie I

- Abb. 3.1 Untersuchungsmethodik des ISA (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.2 Korngrößenverteilung der untersuchten Deponien (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.3 Stoffliche Zusammensetzung der Fraktionen > 20 mm für die betrachteten Deponien (bezogen auf die Trockensubstanz) (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.4 Zeitlicher Verlauf des Glühverlusts der Fraktionen < 20 mm (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.5 CSB/TOC-Verhältnisse der untersuchten Altabfallproben mit Trendlinien für ausgewählte Deponien (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.6 Glühverlust-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Feststoffproben im Vergleich zur theoretischen Abnahme über die Ablagerungsdauer
- Abb. 3.7 Stickstoffgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) sowie eluierbare Stickstoffanteile (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.8 Blei- und Chromgehalte der Feststoffproben nach der Probenahme auf Deponien (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 3.9 Cadmium- und Nickelgehalte nach der Probenahme auf Deponien (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 3.10 Zink- und Kupfergehalte der Feststoffproben nach der Probenahme auf Deponien (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 3.11 Quecksilber- und Arsengehalte der Feststoffproben nach der Probenahme auf Deponien (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 3.12 Calciumgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.13 Zeitliche Veränderung des eluierbaren Calciumanteils im Feststoff (< 20 mm) (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.14 Magnesiumgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.15 Kaliumgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) unterschiedlich alter Abfälle (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.16 Natriumgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) unterschiedlich alter Abfälle (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 3.17 Eluierbarer Natrium-Feststoffanteil (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.1 Veränderung der Leitfähigkeit in den Abfalleluaten (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.2 Abhängigkeit zwischen Chlorid und Leitfähigkeit in den Eluaten (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.3 Veränderung der TOC-Eluatkonzentrationen (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.4 Zeitliche Veränderung des eluierbaren TOC-Anteils der Fraktionen < 20 mm (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.5 Veränderung der CSB-Eluatkonzentrationen (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.6 Veränderung der BSB₅-Eluatkonzentrationen (Fraktionen < 20mm) (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.7 Veränderung des BSB₅/CSB-Verhältnisses im Eluat (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.8 Korrelation zwischen Ammonium-N und N_{ges} in den Feststoffeluaten aller Deponien (Wirtz et al., 1997)
- Abb. 4.9 Veränderung der N_{ges}-Konzentrationen der eluierten Abfallproben (Fraktion < 20 mm) (Wirtz et al., 1997)

- Abb. 4.10 Auslaugverhalten der Feststoffprobe B3S16: CSB, TKN und Cl (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.11 Extrapolierte Auslaugpotenziale nach Mehrfachauslaugungen (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.12 Mehrfachauslaugung mit demineralisiertem Wasser, Schwermetallkonzentrationen im Eluat (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.13 Atmungsaktivität der Feststoffproben Bohrung 1, Deponie AA, über 1.500 h bei Originalwassergehalt (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.14 Atmungsaktivität aller Feststoffproben nach 96 h und 1.000 h (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.15 Versuchsaufbau eines Deponiesimulationsreaktors DSR (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.16 pH-Werte im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.17 HCO_3 im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.18 CSB und BSB_5 im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.19 TKN und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.20 Cl und AOX im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.21 $\text{PO}_4\text{-P}$ im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren
- Abb. 4.22 Schwermetalle Blei und Kupfer im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.23 Schwermetalle Nickel und Chrom im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.24 Deponiegaszusammensetzung und -produktion im DSR 7/B3S16 (Kernbereich Dep. AA, 8 Jahre Ablagerungsdauer) (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.25 Deponiegas: Restgaspotenziale im DSR-Versuch und Vergleich mit theoretischer Abnahme (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.26 Idealierte Entfrachtung über den Sickerwasserpfad (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.27 CSB-Entfrachtung über den Sickerwasserpfad in den DSR, Feststoffproben aus dem Kernbereich der Deponie AA (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.28 Entfrachtung über den Sickerwasserpfad aus den DSR-Versuchen, Mittelwertbildung für die beprobten Deponieabschnitte (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.29 Vergleich der Feststoffgehalte, maximal auslaugbaren Frachten und Emissionen im Deponiesimulationsversuch (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.30 Extrapolation der CSB-Sickerwasserkonzentrationen (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.31 Extrapolation der TKN-Sickerwasserkonzentrationen (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.32 Extrapolation der Cl-Sickerwasserkonzentrationen (Stegmann/Heyer, 1997)
- Abb. 4.33 Extrapolation der AOX-Sickerwasserkonzentrationen (Stegmann/Heyer, 1997)

Tabellenverzeichnis

- Tab. 1.1 Veröffentlichte Gaspotenziale aus Untersuchungsberichten unterschiedlicher Autoren
- Tab. 2.1 Darstellung der Grunddaten der Deponien in der Übersicht
- Tab. 2.1 Darstellung der Grunddaten der Deponien in der Übersicht (Fortsetzung)
- Tab. 2.1 Darstellung der Grunddaten der Deponien in der Übersicht (Fortsetzung)
- Tab. 2.2 Gesamtfrachten der Deponien über die jeweiligen erfassten Jahreszeiträume
- Tab. 2.3 Grenzwerte: Anhang 51 der Allgemeinen-Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift
- Tab. 2.4 Gegenüberstellung der jeweiligen Oberflächenabdeckung und der prozentualen Sickerwassermengen der Deponien
- Tab. 3.1 Sortierkatalog (Wirtz et al., 1997)
- Tab. 3.2 Im Rahmen der vorliegenden Studie betrachtete Untersuchungsobjekte
- Tab. 3.3 Untersuchungsumfang der betrachteten Deponien (Wirtz et al., 1997)
- Tab. 3.4 Milieu charakterisierende Parameter der betrachteten Deponien (Wirtz et al., 1997)
- Tab. 3.5 Ergebnisse der Feststoffanalysen Deponie AA, Kernbereich und Randabschnitt (Stegmann/Heyer, 1997)
- Tab. 3.6 Ergebnisse der Feststoffanalysen Deponie M (Stegmann/Heyer, 1997)
- Tab. 4.1 Schwermetallkonzentrationen im Eluat der Fraktion < 20 mm (Wirtz et al., 1997)
- Tab. 4.2 Schwermetallkonzentrationen im Bohrloch- und Sickerwasser (Wirtz et al., 1997)
- Tab. 4.3 Eluatkonzentrationen des 1. Auslaugzyklus, Feststoffproben Deponien AA und M; Grenzwerte der TA Siedlungsabfall, Anhang B (Stegmann/Heyer, 1997)
- Tab. 4.4 Frachtensummen der Schwermetalle nach 10 Auslaugzyklen im Verhältnis zum Feststoffgehalt (Stegmann/Heyer, 1997)
- Tab. 4.5 Vergleich der Atmungsaktivitäten aller Feststoffproben (Stegmann/Heyer, 1997)
- Tab. 4.6 Übersicht der Deponiesimulationsreaktoren DSR (Stegmann/Heyer, 1997)
- Tab. 4.7 Konzentrationsbereiche an Spurenstoffen im Deponiegas DSR 1 bis 7 (Stegmann/Heyer, 1997)
- Tab. 4.8 Emissionspotenziale für CSB, TKN und Cl über den Wasserpfad und Restemissionspotenziale nach Erreichen einer Grenzkonzentration CE, Feststoffproben aus Kernbereich Deponie AA (Stegmann/Heyer, 1997)
- Tab. 4.9 Abschätzung des Zeitraumes TE für die Parameter CSB, TKN, AOX und Cl bis zum Erreichen der Grenzkonzentration CE (Stegmann/Heyer, 1997)

1 Einleitung

1.1 Hintergründe

Zur Zeit findet eine kontrovers geführte Diskussion über die zu erwartende Dauer der Nachsorgephase bei Siedlungsabfalldeponien statt. Unter Nr. 10.7.2 der TA Si (Technische Anleitung Siedlungsabfall) ist der Beginn der Nachsorgephase wie folgt definiert: ‘Die Nachsorgephase beginnt nach der Schlussabnahme.’ Zur Dauer gibt es keine weitergehenden Vorgaben. Die Festsetzung des Endes der Nachsorgephase muss durch die zuständige Behörde erfolgen. Auch im Merkblatt Nr. 12 des Landesumweltamtes (*LANDESUMWELTAMT, 1998*) „Anwendung der TA Siedlungsabfall bei Deponien“ wird lediglich von ‘langfristiger Überwachung’ gesprochen, ohne einen konkreten Zeitrahmen vorzugeben. Der Grund für diese unbestimmten Vorgaben liegt im Gegenstand der Diskussion selbst begründet. Jede Deponie ist ein Bauwerk mit einer individuellen Abfallzusammensetzung. Aufgrund dieser Unterschiede leiten sich hieraus auch unterschiedliche Nachsorgezeiträume ab.

Die vielfältigen Probleme, die sowohl beim Betrieb als auch in der Nachbetriebsphase von Deponien auftreten, führen dazu, dass der jeweilige Nachsorgezeitraum bis heute nicht genau prognostizierbar ist.

Durch die bereits im Jahr 1972 im ersten Abfallgesetz verankerte Pflicht der Behörden zur Überwachung der Abfallbeseitigungsbetriebe stehen seit dieser Zeit Daten aus den Bereichen Sickerwasserqualität und -quantität zur Verfügung. Daten zum Gas- und Setzungsverhalten kamen im Laufe der 80er Jahre hinzu. Bis auf Auswertungen von Überwachungsdaten Ende der 70er Jahre durch *EHRIG* (1980) und Auswertungen von Sickerwasserdaten niedersächsischer Hausmülldeponien durch *KRUSE* und *KAYSER* (1993) gibt es keine weitere Nutzung des vorhandenen Datenmaterials, um Hinweise auf die Dauer der Nachsorgephase zu erhalten.

1.2 Bisher veröffentlichte Emissionsprognosen

1.2.1 Sickerwasserprognosen

Für einige relevante Sickerwasserparameter wie Stickstoff (N_{ges}), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) sowie organischer Kohlenstoff (TOC) wurden bereits Sickerwasserprognosen erstellt.

Die ersten Aussagen zum Sickerwasserverhalten wurden 1978 von *EHRIG* getroffen. Seine Aussagen gründeten sich auf der Auswertung von Sickerwasserdaten betriebener Deponien. Die untersuchten Zeiträume umfassten etwa 10 Jahre. Aufgrund dieser relativ kurzen Untersuchungsspanne konnten lediglich Aussagen zum kurz- bis mittelfristigen Verhalten von Deponien getroffen werden. Es fanden keine Extrapolationen über die Dauer der Nachsorge statt.

1987 nennt *EHRIG* aufgrund von theoretischen Überlegungen Zeiträume von 100 bis 150 Jahren, in denen eine Behandlung von Sickerwasser mindestens erforderlich sein wird. Die zu erwartenden Mobilisierungsraten ermittelte er anhand von allgemeinen Wasserhaushaltsgrößen und seinen Kenntnissen über die Sickerwasserqualität von Deponien.

Im Gegensatz dazu publizierten *BELEVI et al.* (1987) und *BACCINI et al.* (1987) zeitgleich z. T. sehr viel längere Behandlungszeiträume. Sie differenzierten außerdem zwischen verschiedenen Parametern. Für den Parameter organischer Kohlenstoff kamen sie auf 400 bis 4.000 Jahre. Lediglich 20 bis 100 Jahre setzten sie für die Behandlungsdauer des Gesamtstickstoffes an. Die große Bandbreite ist auf die Variation der zuvor theoretisch festgesetzten mobilisierbaren Stoffpotenziale zurückzuführen.

Kruse veröffentlichte 1994 Ergebnisse einer Reihe von Lysimeterversuchen. Mit Hilfe der Resultate war es ihm möglich, Aussagen über Nachsorgezeiträume für

unterschiedliche Parameter zu treffen. Zudem kam er zu dem Ergebnis, dass die Nachsorgezeiträume u. a. mit der Abfallhöhe korrelieren. Je größer die Höhe, desto länger der Behandlungszeitraum des Sickerwassers. Unter Zugrundelegung des Anhang 51 der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift prognostizierte *Kruse* Nachsorgezeiträume von 140 bis 520 Jahren für unterschiedliche Parameter und Deponiehöhen.

1996 veröffentlichten *HEYER* und *STEGMANN* ihre Zwischenergebnisse der im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“ durchgeführten Deponiesimulationsreaktorversuche. Innerhalb des Artikels wurden auch erste Emissionsprognosen vorgestellt. Ähnlich wie *KRUSE* (1994) kommen auch *HEYER* und *STEGMANN* zu unterschiedlichen Nachsorgezeiträumen verschiedener Parameter. Für den chemischen Sauerstoffbedarf werden demnach 150 bis 230 Jahre für realistisch gehalten. Zu erheblich längeren Nachsorgezeiträumen kommen die Autoren beim Parameter N_{ges} .

1.2.2 Gasprognosen

Gegenwärtig wird das Gaspotenzial einer Abfallablagerung nach dem etablierten Gasprognosemodell von *RETTENBERGER* und *TABASARAN* (1981) berechnet. Mit Hilfe des Modells lassen sich Annäherungswerte der tatsächlich erfassbaren Gasmengen errechnen. Auch das von *WEBER* (1990) vorgestellte Modell, das aufgrund der Einbeziehung verschiedener Faktoren versucht, individueller auf die jeweilige Deponie einzugehen, besitzt noch keine vollständige Übereinstimmung mit dem wirklichen Verlauf der Gasproduktion.

Einer der ausschlaggebenden Faktoren der Prognosen stellt die jeweilige Halbwertszeit dar. Zur Zeit werden unterschiedliche Werte für die Halbwertszeit diskutiert. *TABASARAN* (1976) schlägt einen Zeitraum von 10 Jahren vor. *WEBER* (1990)

empfiehlt wiederum Halbwertszeiten zwischen sechs und zehn Jahren. Er stützt sich hierbei auf Gasmessungen an abgeschlossenen Deponieabschnitten. Dem stehen Aussagen von *HAM et al.* (1987) gegenüber, dass die Halbwertszeit des kurzfristigen Gasanfalles nur zwischen zwei und vier Jahren dauert. Den Versuch der Verknüpfung unterschiedlicher Halbwertszeiten zu einem Modell unternahm *HOEKS* (1983). Hierbei ging er von der Annahme aus, dass der organische Anteil des Abfalls sich in drei Fraktionen aufteilt (leicht, mittel und schwer abbaubar), die jeweils eine unterschiedliche Halbwertszeit besitzen. Zu ähnlichen Resultaten kommt auch *KRUSE* (1994).

EHRIG (1991) bringt in seinem Modell die Sickerwasserqualität mit der Gasproduktion in Verbindung. Mit Hilfe von Lysimeterversuchen konnte er zeigen, dass 62,4 % bis 96,8 % der Gesamtgasmenge bereits produziert wurden, wenn der Quotient BSB_5/CSB unter den Wert 0,1 sank. Wenn sich diese Prognose als richtig erweisen würde, wäre dies ein einfacher Ansatz zur Abschätzung des noch im Abfall verbliebenen Gaspotenzials. Hierbei müssen allerdings immer noch die Randbedingungen der einzelnen Deponie mit berücksichtigt werden (Abfallzusammensetzung, Aufbau, Alter, Wassergehalt etc.).

Die Abschätzungen des Gaspotenzials von einer Tonne Abfall liegen in der Literatur weit auseinander:

Tab. 1.1 Veröffentlichte Gaspotenziale aus Untersuchungsberichten unterschiedlicher Autoren

Literaturstelle	Gaspotenzial pro $t m_T^{*}) [m^3]$
Stegmann und Dernbach, 1981	150 – 200
Wolfram, 1986	120 – 400
Jessberger, 1992	150 – 235
Ehrig, 1995	300 – 400 (potenziell) 120 - 200 (tatsächlich)

**)* m_T = Trockenmasse

Insgesamt kann aus der Tab. 1.1 entnommen werden, dass das Gaspotenzial zwischen 120 und 400 m³/t Trockenmasse liegt. Dies ist allerdings ein sehr weit gefasster Bereich. Einen Ansatz, warum möglicherweise sehr viel weniger als 400 m³ Gas/t Trockenmasse aus dem Abfallkörper entweichen, stellt *EHRIG* auf. Er prognostizierte 1995 eine potenzielle Gasmenge von 300 bis 400 m³/t Trockenmasse. Allerdings nennt *EHRIG* drei Faktoren, die dazu führen, dass letztendlich nur 120 bis 200 m³/t Trockenmasse als Gas erfasst werden können. Hierzu gehören der aerobe Abbau unmittelbar nach dem Abfalleinbau, der Anteil, der mit dem Sickerwasser ausgetragen wird und ein unvollständiger Gesamtabbau. Ein weiteres Problem für die Bestimmung der erfassbaren Gasmengen ist die Erfassungsrate. *RASCHKE* (1987) stellte die These auf, dass lediglich 25 % der Gasproduktion technisch erfasst werden, weitere 25 % aus dem Abfallkörper migrieren und die verbleibenden 50 % als Emissionen entweichen. Dies gilt allerdings nur, wenn es sich um eine offene Deponieoberfläche handelt. Somit ist die Abdeckung auch für die Entgasungsproblematik der Deponie von zentraler Bedeutung.

1.2.3 Setzungsprognose

Theoretische Untersuchungen zeigen, dass die Größenordnung der Vertikalverformungen von Siedlungsabfalldeponien infolge von Zersetzungsprozessen im Bereich 7,5 % bis 22,5 % der Ursprungshöhe liegt (*COLLINS* u. *RAMKE*, 1986). Ähnliche Zahlen veröffentlichte 1992 auch *JESSBERGER*. Er geht von Setzungen zwischen 10 % und 30 % aus. In einem Zeitraum von neun Jahren nach der Verfüllung der Deponie Leppa konnten Setzungen zwischen 6,3 % und 9,4 % der Abfallhöhe gemessen werden. Die gemessenen Daten liegen im unteren Bereich der prognostizierten Gesamtsetzungen, da der Setzungsverlauf noch nicht vollständig abgeschlossen ist. Die Höhe der jeweiligen Gesamtsetzungen hängt vom abgelagerten Material, der Verdichtung und den Milieubedingungen im Abfallkörper ab.

1.3 Zielsetzung

Der Schwerpunkt des vorliegenden Berichts ist es, Abschätzungen zum Verlauf und der Dauer des Nachsorgezeitraums von Deponien auf der Grundlage unterschiedlicher Quellen darzustellen und zu vergleichen.

Dazu werden behördliche Überwachungsdaten und die Daten aus der Selbstüberwachung von Sickerwasser-, Gas- und Setzungsmessungen an 26 nordrhein-westfälischen Deponien ausgewertet und beurteilt. Die Ergebnisse dieser Studie des *LANDESUMWELTAMTES NORDRHEIN-WESTFALEN* (LUA) werden durch Daten und Untersuchungsergebnisse von vier nordrhein-westfälischen Deponien ergänzt, die vom *INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT DER RWTH AACHEN* (ISA) sowie dem *ARBEITSBEREICH ABFALLWIRTSCHAFT DER TU HAMBURG-HARBURG* (TU HH) im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“ erhoben wurden.

Durch die Zusammenführung der Ergebnisse des LUA, des ISA sowie der TU HH soll erreicht werden, Handlungsempfehlungen für die Nachsorge von Deponien aufstellen und konkretisieren zu können.

2 Ergebnisse der Sickerwasser-, Gas- und Setzungsmessungen an 30 Deponien

2.1 Grunddaten der Deponien in der Übersicht

In der folgenden Tabellenübersicht (Tab. 2.1) werden die Kenndaten der 30 nordrhein-westfälischen Deponien zusammengefasst. Die Deponien werden nicht namentlich

genannt, sondern ihnen wurde aus Datenschutzgründen jeweils ein Buchstabe als Kennung zugewiesen.

Die hier vorgestellten Deponiedaten setzen sich aus bei den StUÄ (Staatliche Umweltämter) vorliegenden Daten, von den StUÄ in Auftrag gegebenen Gutachten und Informationen der Betreiber zusammen.

Die Daten der Deponien AA, BA, CA und DA wurden im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens erhoben.

Die Deponien lassen sich aufgrund ihres Alters, des abgelagerten Abfalls und des zeitlichen Verlaufs der Sickerwasserkonzentrationen und -mengen in fünf verschiedene Gruppen bzw. Kategorien einteilen. Die Zuordnung ist nicht in allen Fällen eindeutig vorzunehmen. In derartigen Fällen wurde das Hauptmerkmal einer Deponie der Kategorisierung zugrundegelegt. Die Deponien lassen sich in folgende Gruppen aufteilen:

- Gruppe 1** Deponien, die sich durch eine **kurze saure Phase** auszeichnen und insgesamt **geringere Schwermetallbelastungen** als Gruppe 2 aufweisen. Gruppe 1 lässt sich hierbei noch in zwei Untergruppen, 1a und 1b, einteilen. 1a weist konstant höhere Werte auf als 1b. Die Untergruppen umfassen folgende Deponien: 1a: D, E, F, I und W, 1b: G, H, U und Y.
- Gruppe 2** Deponien im **ländlichen Raum**, deren Verfüllung in den 60er und 70er Jahren begann. Sie zeichnen sich durch eine **längere saure Phase** zu Beginn der Verfüllung und durch ein **erhöhtes Wasserrückhaltevermögen** des Abfalls in dieser Zeit aus. Hierzu zählen A, B, C, K, L und R, wobei die Aufzeichnungen bei K und L erst nach längerer Betriebszeit beginnen.
- Gruppe 3** Die Gruppe 3 verbindet die jeweils **große Menge an Sickerwasser** und die damit einhergehenden **geringen Sickerwasserbelastungen**. Zu dieser Gruppe gehören die Deponien M, S und T.

Gruppe 4 Die Deponien der Gruppe 4 zeichnen sich alle durch **extrem hohe Sickerwasserbelastungen** aus. Insbesondere die Leitfähigkeit ist signifikant höher als bei den anderen Deponien. Zudem zeigt der BSB₅/CSB-Quotient starke Schwankungen. Zu dieser Gruppe zählen die Deponien J, N und X.

Gruppe 5 Die Deponien der letzten Gruppe sind alle noch **bis vor kurzer Zeit verfüllt** worden bzw. **werden noch verfüllt** („junge Deponien“). Das heißt, dass dort sowohl gut untersuchte, junge Teilbereiche existieren, als auch alte, von denen wenig bekannt ist. Zur Gruppe 5 gehören die Deponien O, P, Q, AA, BA, CA und DA.

In der nachfolgenden Darlegung der Ergebnisse werden jeweils ein bis zwei Deponien pro Gruppe beispielhaft anhand ihrer Sickerwasseranalysenwerte beschrieben. Da die Ergebnisse der Deponien AA, BA und DA im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens getrennt erhoben wurden, werden sie nicht in die Gruppe eingeordnet, sondern getrennt aufgeführt. Danach erfolgt die Darstellung der Sickerwassermengen, der Gasemissionsdaten und der verfügbaren Setzungsmessergebnisse. Im folgenden Kapitel wird dann eine deponieübergreifende Bewertung durchgeführt, in deren Verlauf auch Prognosen über die Dauer, z. B. der Sickerwasserbehandlung, durchgeführt werden.

Bei den hier dargestellten Zahlen handelt es sich in nahezu allen Fällen um einen Mittelwert aus den Einzelwerten eines Jahres. Ein Teil der Diskussion wird auch auf Grundlage von Mittelwerten geführt werden, die aus der Summe mehrerer oder aller Deponien entstanden sind. Wenn es sich um die zuletzt genannte Variante handelt, wird gesondert darauf hingewiesen. Ansonsten kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei den hier aufgeführten Werten der Parameter um Jahresmittelwerte einer einzelnen Deponie handelt.

Tab. 2.1 Darstellung der Grunddaten der Deponien in der Übersicht

Deponie	Laufzeit	Fläche [ha]	Höhe [m]	Abfall- volumen [Mio. m ³]	Abfall- zusammensetzung	Rekultivierungsmaß- nahmen	Technische Ausstattung
A	1976/77 - 1983	7,4	15	1,1	45 % ①, 55 % ② u. ③	1,0 m mineral. Abdeckung	⑤, ⑥, ⑦
B	1971 – 1985	10,5	12	1,0	50 % ①, 50 % ② u. ③	0,65 m mineral. Abdeckung	⑤, ⑥, ⑦
C	1973 – 1992	17,0	3 – 17	1,61	54 % ①, 46 % ③	0,1 m Sand	⑤, ⑥, ⑦
D	1974 – 1983	7,0	8	0,14	①, ②, ③	0,3 m Erzsand Dränschicht	⑤, ⑥
E	1960 – 1975	5,46	8	0,19	> 50 % Siedlungsabfall	0,4 – 0,9 m Sand, Mutterboden	⑥ teilw., ⑧
F	1971, 1975- 1979	7,0	12	0,2	> 50 % Siedlungsabfall	0,3 – 2,4 m Sand, Mutterboden	⑤ teilw., ⑥
G	1969 – 1985	20,0	8 – 12	1,1	> 50 % Siedlungsabfall	1,5 – 3,0 m Bodenabdeckung	⑥ teilw., ⑦, ⑧
H	1966 – 1983	7,8	7	1,8	①, ②, ③	0,8 m Inertmaterial	⑦
I	1967 – 1987	30,0	12 – 15	3,7	50 % ① u. ②, ③ separat	ca. 0,3 m Ton	⑤ u. ⑥ teilw., ⑦, ⑧
J	1957 – 1980	8,0	40	1,2	30 % Organik	0,3 – 1,0 m Bauschutt, Sand	⑥ teilw.e, ⑦
K	1966 – 1981	6,4	12 – 18	0,9	50 % ①, 30 % ② u. 20 % ③	0,4 m bindiger Boden	⑥ teilw.

① Hausmüll, ② Bauschutt und Boden, ③ hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, ④ Klärschlamm

⑤ Basisabdichtung, ⑥ Sickerwasserfassung, ⑦ Gasfassung, ⑧ Fremdwasser

Tab. 2.1 Darstellung der Grunddaten der Deponien in der Übersicht (Fortsetzung)

Deponie	Laufzeit	Fläche [ha]	Höhe [m]	Abfall- volumen [Mio. m ³]	Abfall- zusammensetzung	Rekultivierungs- maßnahmen	Technische Ausstattung
L	1969 – 1981	12,0	7,5	0,9	①, ③, ④	ca. 2,0 m Boden, Sand	⑥
M	1955 – 1983	44,0	16 – 28	4,9	45 % Organik, 35 % Anorg., 20 % ③	2,5 m Bodenabdeckung	⑥, teilw. ⑦
N	1945 – 1992	55,0	45	14,5	13 % ①, ② u. Industrieabfall	1,0 – 3,0 m Bodenabdeckung	⑤ u. ⑥ teilw., ⑦
O	1964 – 1994	22,0	15	5,7	33 % Organik, 67 % Inertstoffe	geplant	⑤ u. ⑥ teilw., ⑦
P	1973 – heute	20,0	14	1,9	> 50 % Siedlungsabfall	1,5 – 3,0 m Bodenabdeckung	⑤ teilw., ⑥
Q	1972 – heute	20,8	17 – 20	3,4	> 50 % Siedlungsabfall	1,0 – 2,0 m bindiger Boden	⑤ teilw., ⑥, ⑦
R	1968 – 1988	17,7	12	2,0	Siedlungsabfall, ②	0,5 – 2,0 m bindiger Boden	⑥, ⑦, ⑧
S	1974 – 1987	6,0	45	1,4	Siedlungsabfall	1,5 – 3,0 m bindiger Boden	⑥ teilw., ③
T	1968 – 1993	5,5	30 – 40	1,9	①, ③ u. Inertstoffe	0,2 – 0,3 m Boden	⑤, ⑥, ⑦, ⑧
U	1969 – 1989	27,6	6 – 14,5	2,8	50 % ①, Aschen u. Schlacken	0,3 – 0,4 m bindiger Boden	⑤, ⑥, ⑦, ⑧
V	1968 – 1980	7,0	17 – 20	0,3	70 % Organik	0,5 – 2,0 m Boden	⑦

① Hausmüll, ② Bauschutt und Boden, ③ hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, ④ Klärschlamm

⑤ Basisabdichtung, ⑥ Sickerwasserfassung, ⑦ Gasfassung, ⑧ Fremdwasser

Tab. 2.1 Darstellung der Grunddaten der Deponien in der Übersicht (Fortsetzung)

Deponie	Laufzeit	Fläche [ha]	Höhe [m]	Abfall- volumen [Mio. m ³]	Abfall- zusammensetzung	Rekultivierungsmaß- nahmen	Technische Ausstattung
W	vor 1982 – heute	3,5	-	-	Siedlungsabfall	mineralische Abdeckung	⑤ teilw., ⑥, ⑦
X	1966 – 1982	4,3	30 – 40	0,75	①, ③, ④	3-lagige mineralische Abdeckung	⑤, ⑥ teilw., ⑦
Y	1977 – 1980	2,0	9	0,27	①, 5 % ② u. Kunststoffabfall	2,5 mm PEHD, Geotextil, etc.	⑥ teilw., ⑦
A1	1991 – heute	z. Z. 3,0	im Aufbau	In Betrieb	Restabfälle	in Betrieb	⑤, ⑥, ⑦
AA	1975 - ca. 2005	15,4	20	ca. 1,03	① 80 %, ③ 20 %	-	⑤ teilw., ⑥, ⑦ im Bau
BA	1983 - 1998/99	33,0	20	ca. 3,6	① 25 %, ② 3 %, ③ 31 % u. 41 % nicht spezifizierte Abfälle	-	⑤, ⑥, ⑦
CA	1980 - 2021	39,0	85	ca. 3,0	① 70 %, ② 8 %, ③ 22 %	-	⑤, ⑥, ⑦
DA	1983 - ?	35,0	22	ca. 3,5	① 50 %, ③ 50 %	teilweise Oberflächenabdichtung	⑤, ⑥, ⑦

① Hausmüll, ② Bauschutt und Boden, ③ hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, ④ Klärschlamm

⑤ Basisabdichtung, ⑥ Sickerwasserfassung, ⑦ Gasfassung, ⑧ Fremdwasser

Bei der grafischen Darstellung der Ergebnisse findet das jeweilige Deponiealter häufig als Zeitachse Verwendung. Hiermit ist nicht in jedem Falle das Alter der gesamten Deponie gemeint. Als erstes Deponiejahr wird der Zeitpunkt des Anschlusses eines Sickerwassersammelsystems definiert. Bei einigen Grubendeponien decken sich das eigentliche Alter mit dem oben definierten Deponiealter, da von Anfang an ein Sickerwassersammler vorhanden ist. Bei Hochdeponien wurden erst später Teilbereiche mit einem neuem Sickerwassersammelsystem errichtet. Bei diesen fällt die absolute Laufzeit nicht mit der Zeit nach dem Anschluss der Sickerwassersammler zusammen, das hier als Deponiealter definiert wird.

2.2 Sickerwasserqualität

2.2.1 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 1

Die Gruppe 1 umfasst insgesamt neun Deponien. Es kommen kaum Extremwerte vor und dort wo sie auftreten, handelt es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um Mess- oder Übertragungsfehler. Die Gruppe gliedert sich in zwei Untergruppen auf. Gruppe 1a vereinigt Deponien, die insgesamt höhere Belastungen aufweisen als Gruppe 1b.

2.2.1.1 Gruppe 1a: Deponie I

Die Deponie I steht stellvertretend für die Gruppe 1a. Die hier dargestellten Sickerwasseranalysenwerte beziehen sich bei dieser Deponie nicht auf den gesamten Teil, sondern lediglich auf die Bauabschnitte 1 bis 4. Ein Teil des Bauabschnittes 4 wird zur Zeit noch mit geringen Mengen Klärschlamm verfüllt.

Bei der Gruppe 1a handelt es sich um Deponien, die eine etwa ein- bis dreijährige saure Phase zu Anfang ihrer Verfüllung erkennen lassen. Zudem kommt es z. T. auch später noch zu einem kurzfristigem Absinken des pH-Wertes, da häufig neue

Teilabschnitte hinzukommen, deren Sickerwasser nicht getrennt erfasst und analysiert wurde. Bei der Deponie I erfolgt solch eine kurzfristige Versauerung nach etwa sechs Jahren, wie man anhand der Abb. 2.2 erkennen kann. Ab dem achten Jahr steigt der pH-Wert wieder stark an. Zur Zeit schwankt er um 7,25. Der mittlere CSB-Wert des Sickerwassers von Deponie I liegt in den ersten Jahren zwischen 16.500 und 8.500 mg O₂/l und sinkt dann bis zum sechsten Jahr bereits auf unter 3.000 mg O₂/l (Abb. 2.1). Der CSB reagiert demnach sehr viel träger als der pH-Wert oder die später eingerichteten Teilbereiche weisen keine so hohe Belastung mehr auf. Der BSB₅-Wert (ebenfalls Abb. 2.1) zeigt einen zum CSB parallelen Verlauf, wobei das Maximum bei ca. 11.000 mg O₂/l liegt und der nach sechs Jahren erreichte Wert sich bereits deutlich unter 2.000 mg O₂/l befindet. Nach 15 Jahren wird noch ein CSB von ungefähr 1.000 mg O₂/l und ein BSB₅ von etwa 100 mg O₂/l gemessen. Der Quotient aus BSB₅ und CSB (Abb. 2.1) erreicht zu Anfang Werte von bis zu 0,75 und geht nach 14 Jahren auf ungefähr 0,1 zurück. Der letzte Wert weicht hiervon stark ab. Er basiert auf einer Einzelmessung und wird somit vernachlässigt.

Die Analysenwerte von AOX (adsorbierbare organische Halogenverbindungen), NH₄ (Ammonium) und N_{ges} zeigen ein hohes Maß an Parallelität in ihren Kurvenverläufen (Abb. 2.3). Aus den Anfangsjahren liegen nur Werte für den N_{ges} vor, da die beiden anderen Parameter zur damaligen Zeit noch nicht untersucht wurden. N_{ges} liegt zuerst bei 500 bis 750 mg/l und steigt dann in den Jahren neun bis 11 auf über 900 mg/l an. Einen ähnlichen Anstieg lässt sich auch in den Kurven der Werte von AOX und NH₄ erkennen. NH₄ steigt hierbei bis ca. 1.200 mg/l und der AOX auf ungefähr 2,25 mg/l. Alle drei Parameter sinken dann wieder auf niedrigere Werte ab. N_{ges} liegt im 15. Jahr bereits niedriger als zu Anfang, NH₄ ist auf dem Konzentrationsniveau des achten Jahres wieder angelangt und der AOX liegt noch darunter.

Die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser der Deponie I hat zu Anfang der Verfüllung einen Wert von 16.000 µS/cm (Abb. 2.4). Ein Jahr später liegt der Wert bereits unter 10.000 µS/cm. Bis heute ist die Leitfähigkeit des Sickerwassers bis auf ungefähr 6.000 µS/cm abgesunken. In den letzten Jahren ist hierbei der stärkste

Rückgang zu verzeichnen. Zuvor ist die Leitfähigkeit nur einmal stark abgesunken als analog dazu der pH-Wert ebenfalls abgefallen ist. Parallel zur Leitfähigkeit verläuft die Chloridionen-Konzentration des Sickerwassers (Abb. 2.4). Von anfangs mehr als 1.300 mg/l ist die Konzentration auf 600 mg/l gesunken.

Die Sulfat-, Eisen- und Schwermetall-Konzentrationen sind in den Abb. 2.5 und 2.6 aufgeführt. Im zweiten Deponiejahr kann eine hohe Sulfat-Konzentration beobachtet werden. Sowohl für Eisen als auch für Blei liegen aus dieser Zeit keine Werte vor. Danach erfolgt ein Rückgang der Konzentration und dann wieder ein Anstieg. Ein Anstieg zeigt sich auch in den Konzentrationsverläufen des Eisens und des Bleis. Außerdem zeichnet sich neben dem Sulfat auch beim Blei im 15. Deponiejahr ein Anstieg ab. Die Schwermetalle Kupfer und Zink wurden nur im 14. Jahr bestimmt und in der davor liegenden Zeit wurde keine Bestimmung durchgeführt. Cadmium wurde zu diesem Zeitpunkt ebenfalls bestimmt. Die Konzentrationen sind allerdings so klein, dass der Wert entweder unter der Nachweisgrenze oder aber unter 0,1 µg/l liegt. Insgesamt gesehen ist ein deutlicher Rückgang der Sickerwasserkonzentrationen bei den einzelnen Parametern zu erkennen.

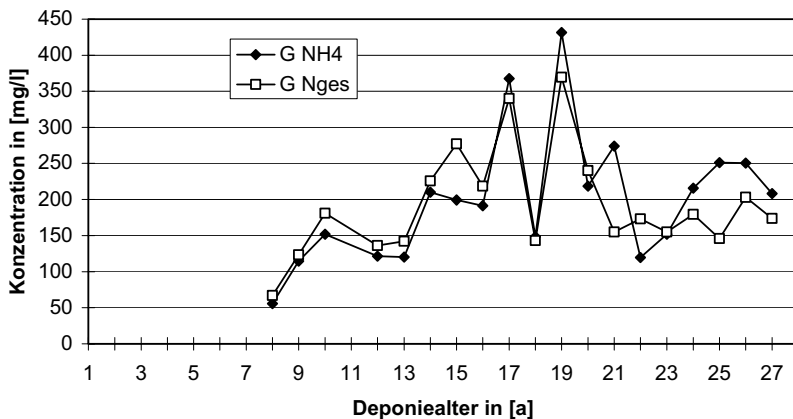


Abb. 2.1 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes und des dazugehörigen Quotienten der Deponie I

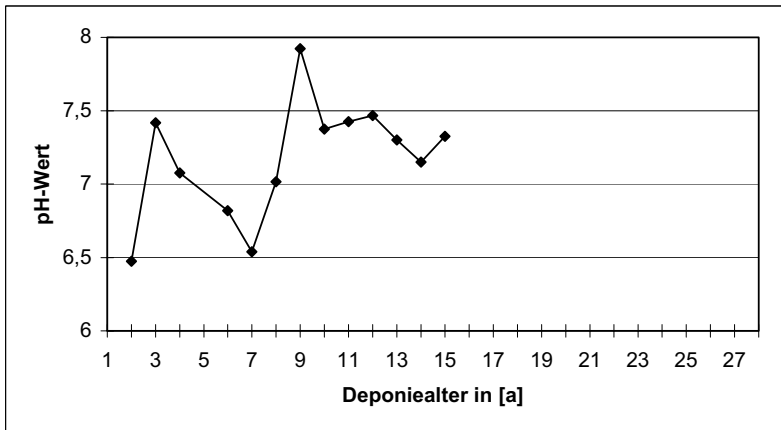


Abb. 2.2 Darstellung der über jeweils ein Jahr gemittelten pH-Werte der Deponie I

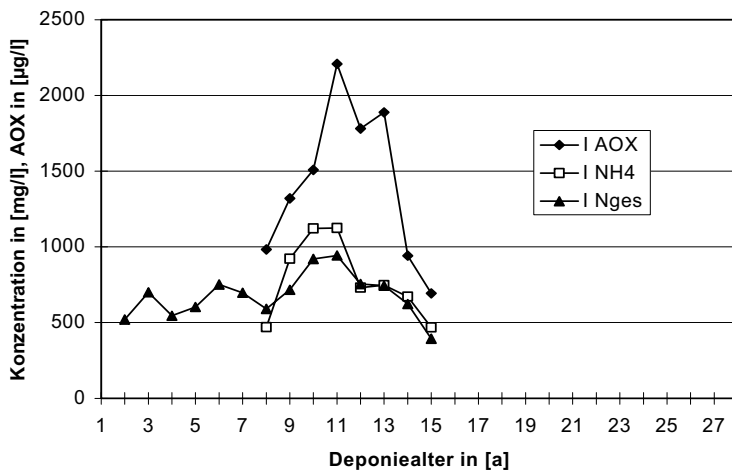


Abb. 2.3 Darstellung der Konzentrationsverläufe von AOX, NH₄ und N_{ges} der Deponie I

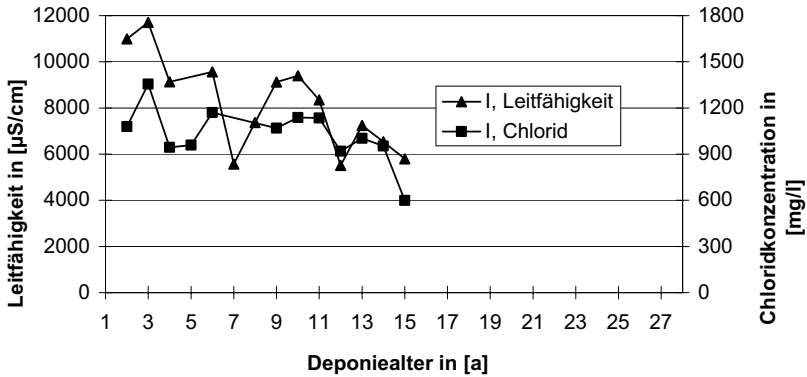


Abb. 2.4 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chlorid-Konzentrationen der Deponie I

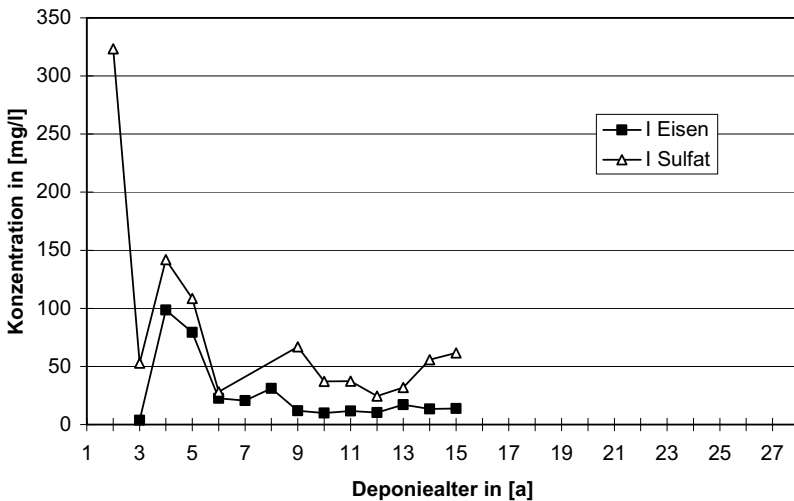


Abb. 2.5 Darstellung der Eisen- und Sulfat-Konzentrationen der Deponie I

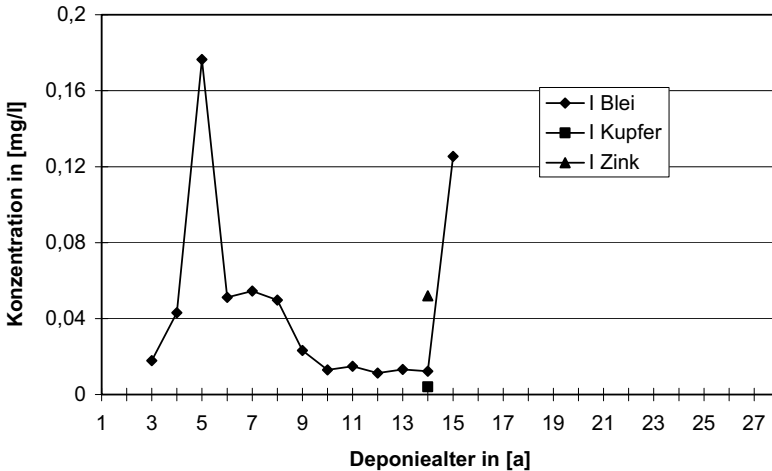


Abb. 2.6 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie I

2.2.1.2 Gruppe 1b: Deponie G

Bei der Deponie G handelt es sich um eine von 1969 bis 1985 betriebene Siedlungsabfalldeponie. Das anfallende Sickerwasser wird abgepumpt, aber es existieren keine genauen Quantifizierungen. Möglicherweise kommt es zu Grundwasserzutritten aus dem gespannten Grundwasserleiter.

Aus den ersten Betriebsjahren liegen keine Überwachungsdaten vor. Aufgrund des Alters der Deponie ist anzunehmen, dass in den ersten sieben Betriebsjahren keine kontinuierliche Datenerhebung stattgefunden hat. Die danach gemessenen Werte liegen alle auf einem sehr niedrigen Niveau. Sowohl der CSB als auch der BSB₅ befinden sich in einem Bereich kleiner 500 mg O₂/l (Abb. 2.7). In den letzten acht Jahren tendiert der BSB₅ sogar gegen Null und der CSB-Wert liegt um die 250 mg

O₂/l. Beim Vergleich des BSB₅/CSB-Quotienten (Abb. 2.7) mit diesen Werten fällt auf, dass der Quotient in der überwiegenden Zeit kleiner als 0,1 ist, abgesehen von einigen Ausreißern, die sich aber durch die geringen Werte des BSB₅ und des CSB erklären lassen. Kommt es bei einem der Parameter zu einer Veränderung, so schlägt sich diese Abweichung in ganz erheblichem Maße im Wert des Quotienten nieder.

Der pH-Wert (Abb. 2.8) befindet sich im Vergleich zu anderen Sickerwasseranalysen häufig auch nach längerer Betriebsdauer im leicht sauren Bereich. In der überwiegenden Zeit liegt er allerdings zwischen 7,0 und 7,3.

Sowohl die N_{ges}- als auch die NH₄-Konzentrationen (Abb. 2.9) zeigen einen ähnlichen Verlauf wie bei der Deponie I (Abb. 2.3), die Absolutkonzentrationen liegen jedoch insgesamt niedriger. Anfangs treten geringe Konzentrationen (60 mg/l) auf. Nach 15 bis 17 Jahren steigen die Konzentrationen dann auf höhere Werte (300 bis 430 mg/l) an, um dann wieder in geringere Konzentrationsbereiche (150 bis 250 mg/l) abzufallen. Zur Zeit ist die Tendenz sinkend. Die Kurven zeigen darüber hinaus die Besonderheit, dass in den ersten Jahren, in denen gemessen wurde, die N_{ges}-Konzentration immer höher als die NH₄-Konzentration liegt. Dieses Verhältnis kehrt sich um, sobald höhere Werte erreicht werden und bleibt auch weiterhin beim Rückgang der Konzentrationen bestehen. Die NH₄-Werte liegen hierbei fast kontinuierlich um 20 bis 100 mg/l höher als die N_{ges}-Werte. Dies bedeutet, dass der relative Anteil des Ammoniumstickstoffs (NH₄-N) am N_{ges} im Laufe der Zeit gestiegen ist. Der Grund hierfür sind die Umsetzungsprozesse innerhalb des Abfallkörpers, bei denen vor allem Ammonium gebildet wird. Offensichtlich fallen nur vernachlässigbar geringe Konzentrationen anderer Stickstoffendprodukte im Sickerwasser an. In gut durchlüfteten Böden unterliegt das Ammonium der Nitrifikation, d. h., dass Ammonium mit Hilfe von Bakterien über Nitrit (Nitrosomas) zu Nitrat (Nitrobacter) oxidiert wird. Diese Zufuhr von Sauerstoff scheint in diesem Fall offensichtlich zu fehlen. Bei den übrigen Deponien ist dieses Verhalten nicht ganz so stark ausgeprägt. Die Art der Probenahme kann hierbei ebenfalls eine Rolle spielen.

Die Werte der Leitfähigkeit, die in Abb. 2.10 dargestellt sind, zeigen in denselben Jahren hohe Werte, in denen auch die Stickstoff-Konzentration erhöht ist. Insgesamt werden nur geringe Leitfähigkeiten gemessen. Der Maximalwert liegt bei ungefähr 8.400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Derzeit liegt der Wert bei ungefähr 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Kurve der Werte für die Chlorid-Konzentrationen (Abb. 2.10) verläuft hierzu fast parallel. Die Chloridionen-Konzentrationen liegen anfangs im Bereich 700 mg/l, steigen zwischenzeitlich auf bis zu 1.300 mg/l und fallen dann wieder auf die Anfangswerte bzw. z. T. noch weiter ab.

Die Zeitspanne, in denen sowohl für die Leitfähigkeit als auch bei anderen Parametern die höchsten Werte verzeichnet wurden, ist der Zeitraum in dem keine Deponierung mehr stattfand, sondern in der die Oberflächenabdeckung aufgebracht wurde. Hierzu wurde mit Kompost angereicherter Boden auf die Oberfläche aufgebracht.

Weitere Untersuchungsparameter sind das Sulfat und das Eisen, deren gemittelte Werte in Abb. 2.11 dargestellt sind. Die Konzentrationsverläufe unterscheiden sich deutlich voneinander. Die Eisen-Konzentration verändert sich während der gesamten überwachten Zeit nur geringfügig. Ihr Wert liegt zwischen nahezu 0 und 25 mg/l. Konträr dazu verläuft die Kurve der Sulfat-Konzentration. Sie zeigt in den vergangenen vier Jahren eine starke Zunahme auf Werte bis zu 380 mg/l. Die Jahre zuvor unterlag die Kurve ebenfalls Schwankungen. Die Variationsbreite lag zwischen 20 und 150 mg/l.

Die Konzentrationsverläufe der gemessenen Schwermetalle (Abb. 2.12) liegen insgesamt in einem sehr niedrigen Bereich. Die Schwankungsbreite aller Schwermetalle liegt zwischen 0,05 und 0,15 mg/l. Die Kurven der Konzentrationen von Kupfer, Nickel und Zink zeigen deutliche Schwankungen. Die Höchstwerte werden in den Jahren 13 bis 19 erreicht. In den letzten Jahren sind die Konzentrationen aber insgesamt gesunken und auf einem sehr niedrigen Stand angelangt. Die

Cadmium-Konzentration verändert sich hingegen über den gemessenen Zeitraum kaum. Blei wurde lediglich zwei Jahre lang ermittelt und erscheint demnach stabil auf einem Niveau zu verharren.

Werden nun die Werte der Deponie G mit denen von I verglichen, so kann deutlich erkannt werden, dass die Deponie G insgesamt ein weniger belastetes Sickerwasser aufweist. Diese Aussage gilt nicht nur für die Stellvertreter der Gruppen 1a und 1b, sondern besitzt für die gesamte Gruppe Gültigkeit.

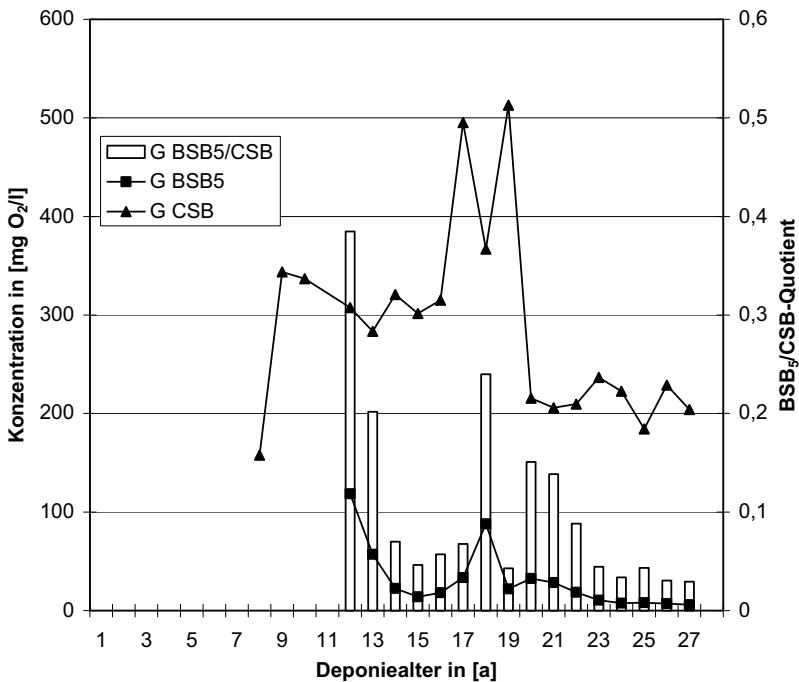


Abb. 2.7 Darstellung des CSB und des BSB₅ sowie des Quotienten aus BSB₅ und CSB der Deponie G

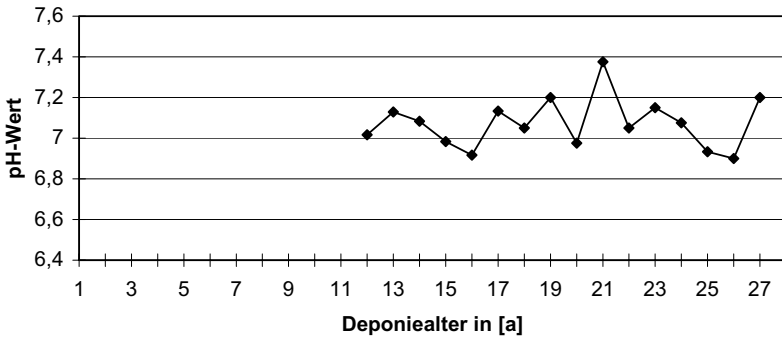


Abb. 2.8 Darstellung der pH-Werte der Deponie G

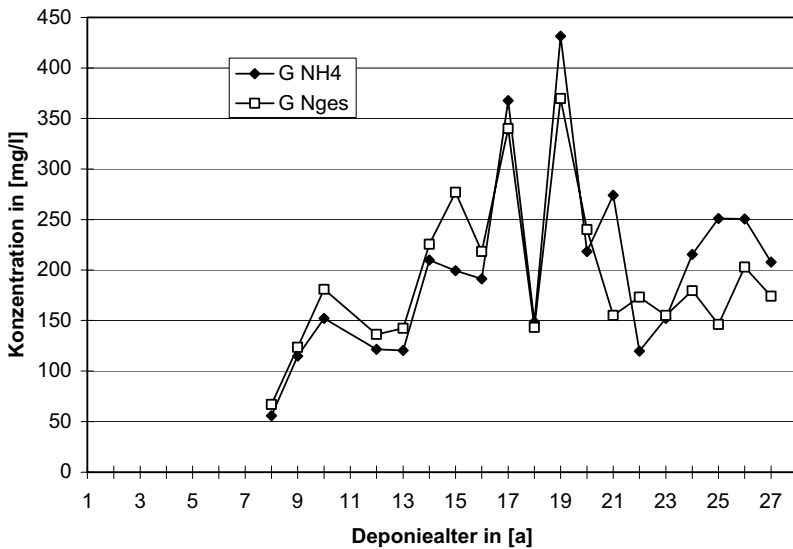


Abb. 2.9 Kurvenverlauf der N_{ges} - und NH_4 -Konzentrationen der Deponie G

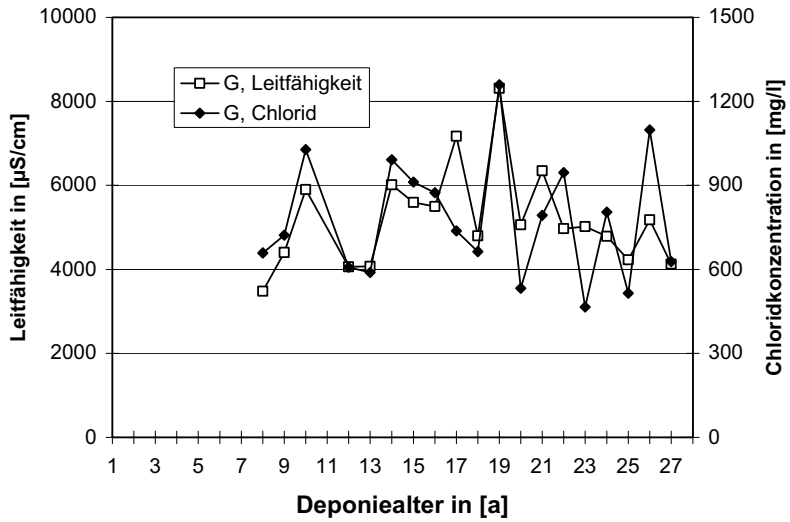


Abb. 2.10 Darstellung der Leitfähigkeiten und Chlorid-Konzentrationen der Deponie G

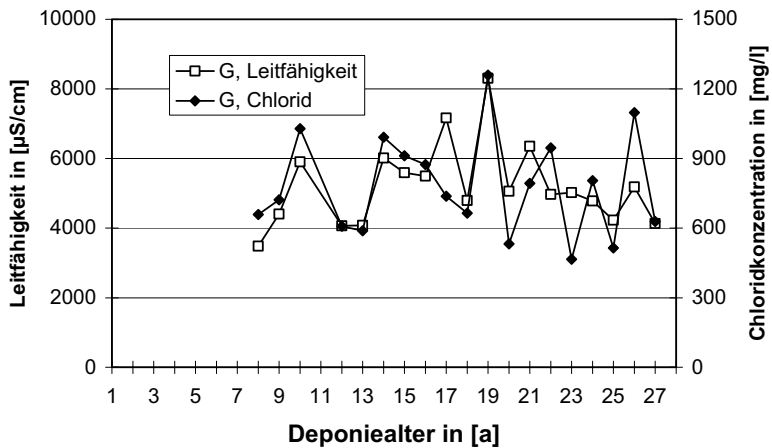


Abb. 2.11 Darstellung der Sulfat- und Eisen-Konzentrationen der Deponie G

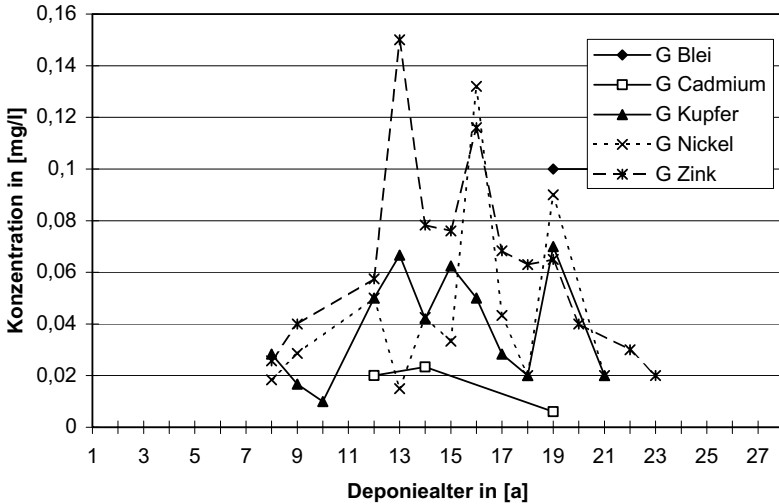


Abb. 2.12 Darstellung der Konzentrationsverläufe der Schwermetalle der Deponie G

2.2.2 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 2: Deponie A

Die Gruppe 2 setzt sich aus Deponien des ländlich strukturierten Raums zusammen. Der Verfüllungsbeginn liegt zwischen Mitte der 60er und Anfang der 70er Jahre. Geschlossen wurden die Deponien Anfang der 80er bzw. die letzte zu Beginn der 90er Jahre. Diese Gruppe von Deponien lässt sich besonders gut untereinander vergleichen, weil sowohl die Deponien A, B und C als auch die Deponien K und L in benachbarten Orten liegen, so dass davon auszugehen ist, dass ähnlich strukturierter Abfall auf den Deponien abgelagert wurde.

Ein Kennzeichen dieser Gruppe ist, dass die mehrjährige saure Phase zu Anfang der Verfüllung, im Gegensatz zur Gruppe 1, bis zu fünf Jahre dauert und die durchschnittlichen Belastungen insbesondere auch die der Schwermetalle z. T. relativ hoch sind. Beispielhaft sollen hier die Sickerwasseranalysen der Deponie A erörtert werden.

Die Deponie A ist zwischen 1976/77 und 1983 verfüllt worden. Sickerwasseranalysen wurden bereits kurz nach Beginn der Ablagerung durchgeführt. Die Parameter BSB₅ und CSB erreichen, wie in Abb. 2.13 dargestellt ist, zu Anfang Konzentrationen von bis zu 12.000 mg O₂/l für den BSB₅ und über 15.000 mg O₂/l für den CSB. Die Einzelwerte liegen z. T. erheblich höher. Erst nach neun bis zehn Jahren (BSB₅) und nach 11 Jahren (CSB) sinken die Werte drastisch ab. Der BSB₅ erreicht dann Werte, die deutlich unter 1.000 mg O₂/l liegen. Der CSB-Rückgang erfolgt langsamer. Er pendelt sich um einen Wert von 2.500 und 3.000 mg O₂/l ein. Die Kurve des BSB₅/CSB-Quotienten (Abb. 2.13) zeigt eine kontinuierliche Abnahme des Quotienten. Seit dem 11. Jahr sind nur noch geringfügige Änderungen zu erkennen. Der Wert liegt bei ungefähr 0,1.

Der pH-Wert der Deponie ist ebenfalls seit dem zweiten Deponiejahr dokumentiert worden. An der Kurve in Abb. 2.14 lässt sich erkennen, dass die Deponie eine fünfjährige saure Anfangsphase durchlebt hat. Danach erfolgt innerhalb von zwei Jahren ein steiler Anstieg auf einen pH-Wert von mehr als 8. Seit dem siebten Jahr bewegt sich der pH- Wert um 7,9.

Die Parameter AOX, NH₄ und N_{ges} sind in Abb. 2.15 abgebildet. Wie sich aus der Abbildung entnehmen lässt, wurde nur der Parameter Ammonium von Anfang an gemessen. Anhand dessen Kurve ist zu erkennen, dass es zuerst einen kontinuierlichen Anstieg bis auf eine Konzentration von 1.500 mg/l gegeben hat, dann einen starken Rückgang und danach wieder eine Zunahme auf knapp unter 1.500 mg/l. Nach sechs Jahren hat sich die Kurve bei einem Wert von ungefähr 1.000 bis 1.100 mg/l eingependelt. N_{ges} liegt während des Messzeitraumes ein Jahr lang über dem des Ammonium. Ansonsten verläuft die Kurve parallel nach unten zur Ammoniumkurve verschoben. Dies ist ein Indiz dafür, dass sich der N_{ges} fast ausschließlich aus dem Stickstoff des Ammonium zusammensetzt. Der AOX wird seit dem 13. Deponiejahr gemessen. Seitdem zeigt er bis auf einen einjährigen Anstieg im 15. Jahr auf fast 2,5 mg/l eine kontinuierliche Abnahme.

Die Leitfähigkeit und die Chloridionen-Konzentration des Sickerwassers (Abb. 2.16) der Deponie A wurden ebenfalls bereits ab dem zweiten Deponiejahr gemessen. Parallel zum Verlauf der Leitfähigkeit ist in den ersten Jahren ein steiler Anstieg der Chlorid-Konzentrationen zu beobachten. Im 10. Jahr erfolgt ein kurzzeitiger Einbruch. Danach kehren die Konzentrationen wieder auf ihr hohes Niveau zurück, um dann langsam zu sinken. Die gemittelten Höchstkonzentrationen des Chlorids liegen bei knapp 3.000 mg/l, die Leitfähigkeit erreicht Werte, die sich bei ca. 17.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ befinden.

Die Konzentrationen von Sulfat und Eisen (Abb. 2.17) verhalten sich konträr zueinander. Der Wert der Eisen-Konzentration liegt während der gesamten Laufzeit konstant zwischen 5 und 25 mg/l. Allerdings fehlen hier die Anfangswerte zu Beginn der Abfallablagerung, so wie beim Sulfat in den letzten Jahren keine Konzentrationen ermittelt wurden. Die Kurve der Sulfationen-Konzentrationen zeigt im Gegensatz zu der des Eisens große Schwankungen. Die Werte liegen zwischen 60 und 270 mg/l. Insgesamt zeigt die Kurve eine leicht sinkende Tendenz.

In Abb. 2.18 sind die Konzentrationen der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink abgebildet. In den ersten Jahren wurde lediglich der Zinkgehalt ermittelt. Dieser lag zwischen 0,5 und 7,5 mg/l. Auffällig ist die auf einen Einzelwert zurückzuführende hohe Konzentration von Kupfer im achten Jahr. Möglicherweise handelt es sich um einen Messfehler. Einen ähnlichen Kurvenverlauf mit deutlich geringeren Werten ist auch beim Cadmium zu beobachten. Zu Anfang der Messungen erreicht die Konzentration Werte von ungefähr 0,05 bis 0,065 mg/l, später verringern sich die Werte auf 0,002 bis 0,01 mg/l. Die Nickelkonzentration, ebenfalls dargestellt in Abb. 2.18, bleibt über die gesamte Zeit relativ konstant. Sie variiert zwischen 0,2 und 0,4 mg/l. Insgesamt verharren die Schwermetall-Konzentrationen in den letzten Jahren auf ihrem Niveau. Der Konzentrationsbereich der Schwermetalle ist hierbei deutlich höher als bei der Gruppe 1.

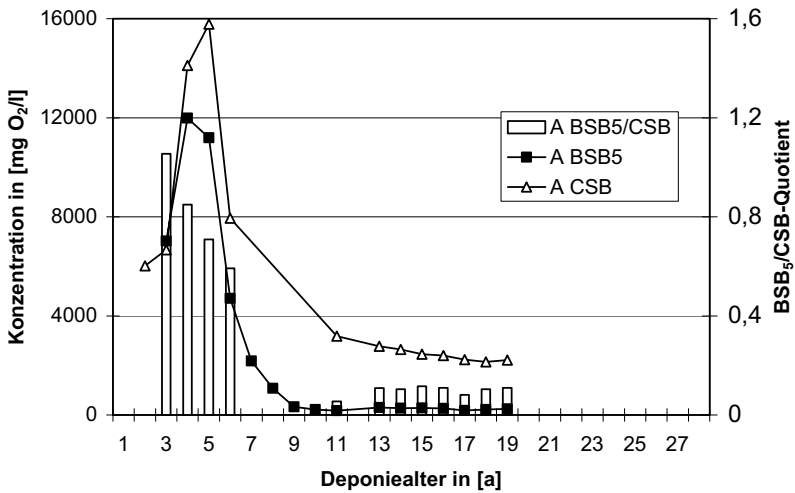


Abb. 2.13 Darstellung des BSB₅ und CSB-Verlaufes sowie des BSB₅/CSB-Quotienten der Deponie A

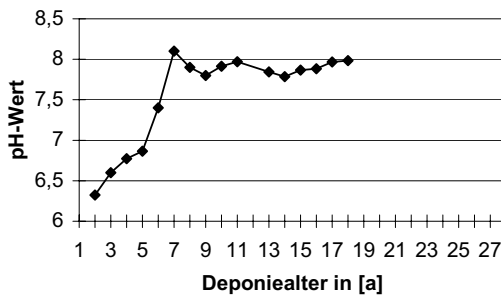


Abb. 2.14 Darstellung der gemittelten pH-Werte der Deponie A

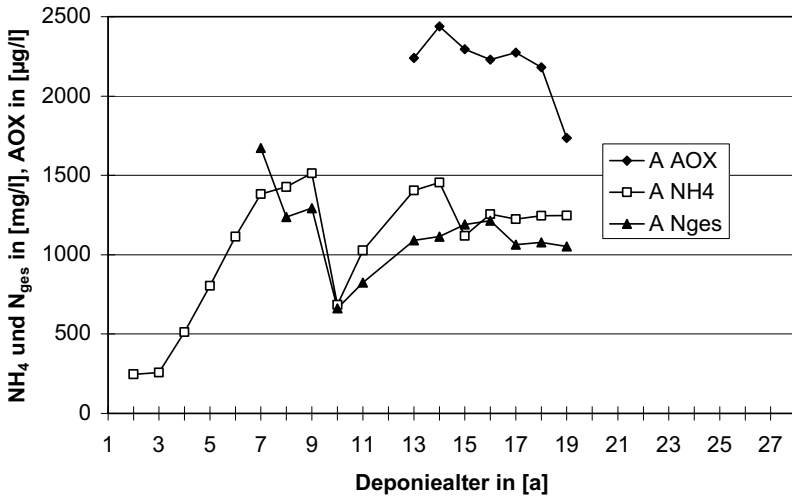


Abb. 2.15 Darstellung des AOX, NH_4 und N_{ges} der Deponie A

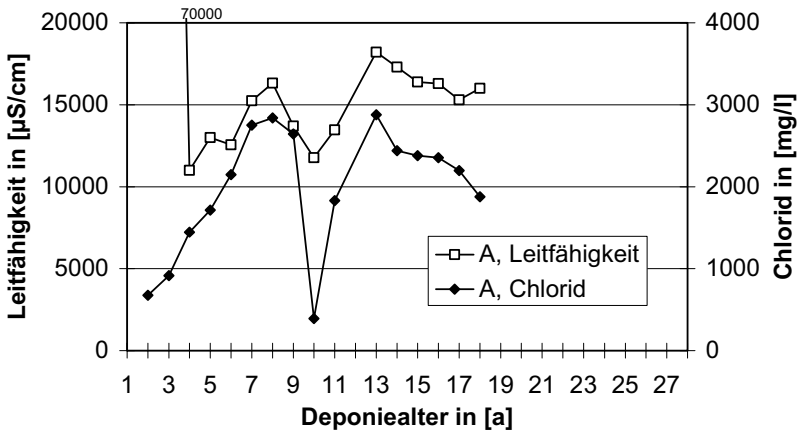


Abb. 2.16 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chlorid-Konzentrationen der Deponie A

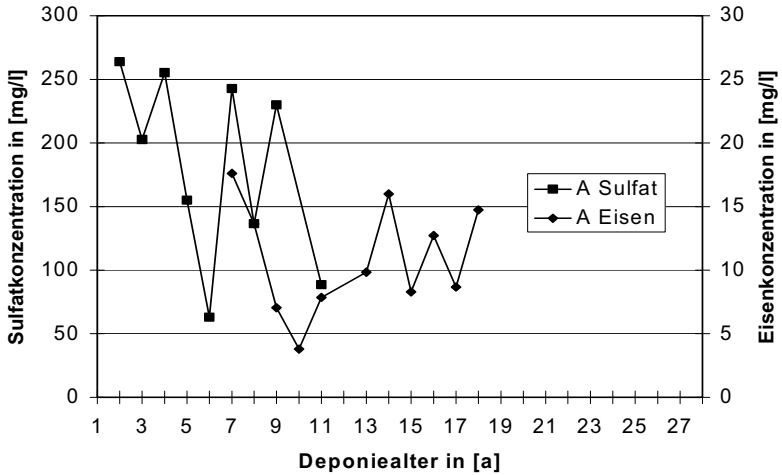


Abb. 2.17 Darstellung des Konzentrationsverlaufes von Sulfat und Eisen der Deponie A

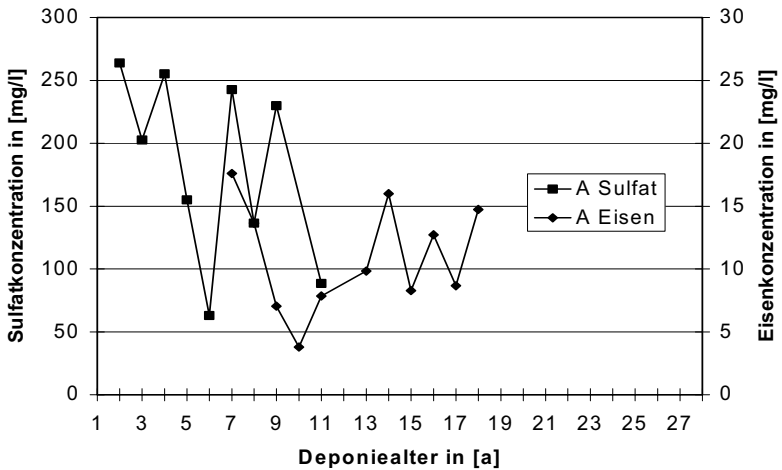


Abb. 2.18 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie A

2.2.3 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 3: Deponie M

Die Gruppe 3 zeichnet sich dadurch aus, dass die in ihr zusammengefassten Deponien alle extreme hohe Sickerwassermengen aufweisen, die auf Fremdzuflüsse zurückzuführen sind. Stellvertretend für diese Kategorie wird hier die Deponie M vorgestellt. Sie wurde zwischen 1955 und 1983 verfüllt. Lediglich auf einem 10 ha großen Teilstück wird das anfallende Sickerwasser gefasst. Seit Schließung der Deponie ist die Oberfläche sukzessiv rekultiviert worden. Hierzu wurde Boden aufgebracht. In den letzten Jahren haben sich die Sickerwassermengen sowie die Sickerwasserkonzentrationen deutlich verringert.

In Abb. 2.19 sind die CSB- und BSB₅-Werte abgebildet. Insgesamt werden nur sehr geringe Werte erreicht. Die Werte aus den ersten Jahren der Abfallablagerung fehlen. Ab dem fünften Jahr liegt der CSB bereits unter 1.000 mg O₂/l und der BSB₅ unter 500 mg O₂/l. Über die Jahre ist die Tendenz weiter sinkend, so dass die Werte für den CSB im Durchschnitt heute unter 500 mg O₂/l und für den BSB₅ unter 100 mg O₂/l liegen. Die Kurven zeigen eine sinkende Tendenz, obwohl seit einigen Jahren die Sickerwassermengen drastisch zurückgegangen sind. CSB und TOC korrelieren nicht. Dies ist ein zu allen Deponien gegenläufiges Verhalten. Die Ursache hierfür sind unklar. Der TOC schwankt zwischen 80 und 550 mg/l. Im Vergleich zu den CSB- und BSB₅-Werten ist das Kurvenverhalten der aus ihnen gebildeten Quotienten nicht durchgängig abnehmend. Sie variieren zwischen 0,1 und 0,2. Der Grund hierfür liegt in den geringen Werten der CSB- und BSB₅-Konzentrationen. Bereits geringe Schwankungen bewirken größere Veränderungen beim Wert des Quotienten.

Anhand der in Abb. 2.20 dargestellten pH-Werte kann die oben geäußerte These, dass keine sehr hohen Belastungen durch den CSB und den BSB₅ auftreten, erhärtet werden. Der pH-Wert befindet sich bereits im ersten Messjahr, dem vierten Deponiejahr, im alkalischen Bereich bei ungefähr 7,75. Möglicherweise hat nur eine sehr kurzfristige oder aber keinerlei Versauerung stattgefunden. Hierbei ist allerdings

die besondere Situation der Sickerwassersammler zu berücksichtigen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit fließt Sickerwasser aus älteren Bereichen zu, so dass der Versauerungseffekt in den ersten Jahren abgemildert werden konnte. Eine tendenzielle Abnahme des pH-Wertes ist erst in den letzten Jahren zu beobachten.

Die N_{ges} -Konzentrationen, die in Abb. 2.21 dargestellt sind, zeigen keinen eindeutigen Trend. In den letzten Jahren sind die Konzentrationen stark gesunken, aber da die Kurve zuvor sehr starken Schwankungen unterworfen war, ist hieraus noch kein eindeutiger Trend ersichtlich. Ähnliches gilt auch für die Ammonium- und AOX-Konzentrationen. Die Kurven zeigen ebenfalls eine hohe Schwankungsbreite. Insgesamt liegen die Werte in einem niedrigen Bereich. Die AOX-Werte befinden sich alle unter 0,8 mg/l und die N_{ges} - und Ammoniumwerte liegen unter 680 mg/l.

In Abb. 2.22 sind die Leitfähigkeit und die Chloridionen-Konzentration grafisch abgebildet. Beide Parameter befinden sich in einem niedrigen Wertebereich. Insbesondere die Chloridionen-Konzentration ist ausgesprochen gering. Zu Beginn der Messungen im vierten Deponiejahr liegt die durchschnittliche Chloridionen-Konzentration bei 1.200 mg/l. Im darauf folgenden Jahr sinkt sie auf ungefähr 500 mg/l ab und bis heute ging sie bis auf 350 mg/l zurück. Fast parallel nach oben verschoben verläuft die Kurve der Leitfähigkeit. Zu Beginn wurde eine Leitfähigkeit von mehr als 9.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Zum Schluss liegt sie nur noch bei 5.800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Zwischenzeitlich ist sie noch weiter abgesunken, aber im Gegensatz zur Chloridionen-Konzentration ist sie im letzten Messjahr wieder angestiegen. Einen Trend für die Zukunft lässt sich demnach hieraus nicht erkennen.

Sowohl die Sulfat- als auch die Eisen-Konzentrationen liegen ebenfalls wie die anderen Parameter in einem niedrigen Konzentrationsbereich (Abb. 2.23). Die Eisen-Konzentrationen variieren zwischen 20 mg/l zu Anfang und 10 mg/l heute. Die Sulfat-Konzentrationen liegen um ein mehrfaches höher. Insbesondere in den ersten

Messjahren zeigt die Sulfat-Konzentration große Schwankungen. Hierbei wird in einem Jahr ein Wert von nahezu 170 mg/l erreicht. In den letzten Jahren sind die Konzentrationen und damit einhergehend die starken Schwankungen zurückgegangen. Heute erreicht die Konzentration nur noch Werte zwischen 25 und 60 mg/l. Es ist demnach eine starke Abnahme zu verzeichnen.

Die Schwermetall-Konzentrationen der Deponie M sind in Abb. 2.24 dargestellt. Insgesamt ist zu erkennen, dass die Werte der einzelnen Schwermetalle nicht über 0,4 mg/l hinausgehen. Eine einmalige Ausnahme stellt lediglich das Zink dar. Zudem ist zu beobachten, dass die Konzentrationen im Sickerwasser kontinuierlich abnehmen und Werte von weniger als 0,05 mg/l erreichen.

Der Vergleich von Deponie M mit den anderen bereits vorgestellten Deponien zeigt, dass sie alles in allem eine geringe Belastung ihres Sickerwassers aufweist. Dies ist zumindest in den Anfangsjahren auf einen Verdünnungseffekt zurückzuführen.

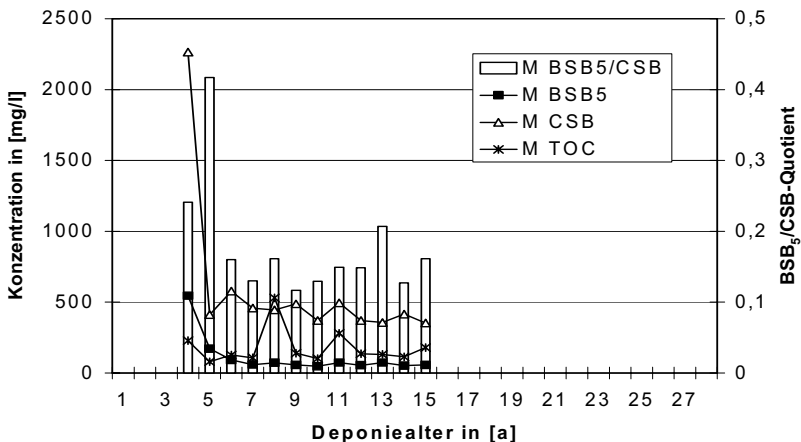


Abb. 2.19 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes, des dazugehörigen Quotientens und des TOC der Deponie M

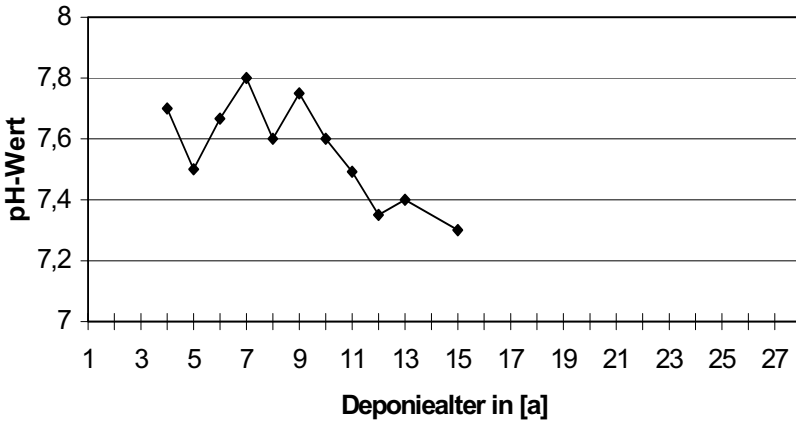


Abb. 2.20 Darstellung der pH-Werte der Deponie M

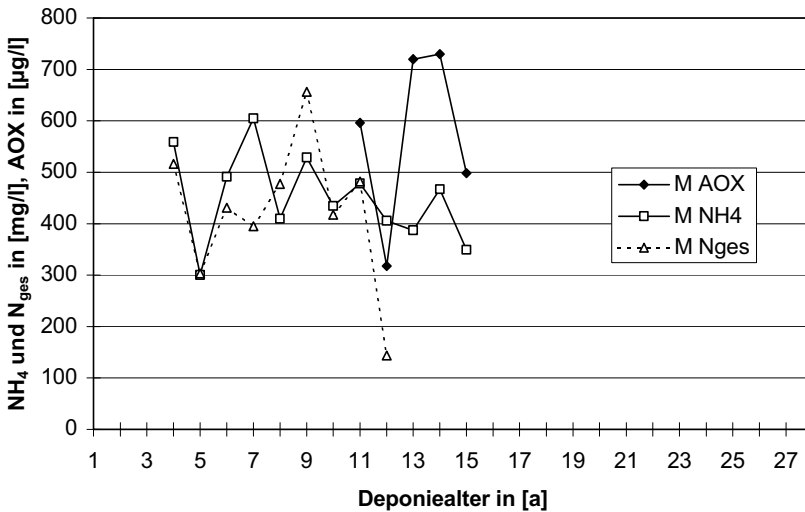


Abb. 2.21 Darstellung der Konzentrationsverläufe von AOX, Ammonium und N_{ges} der Deponie M

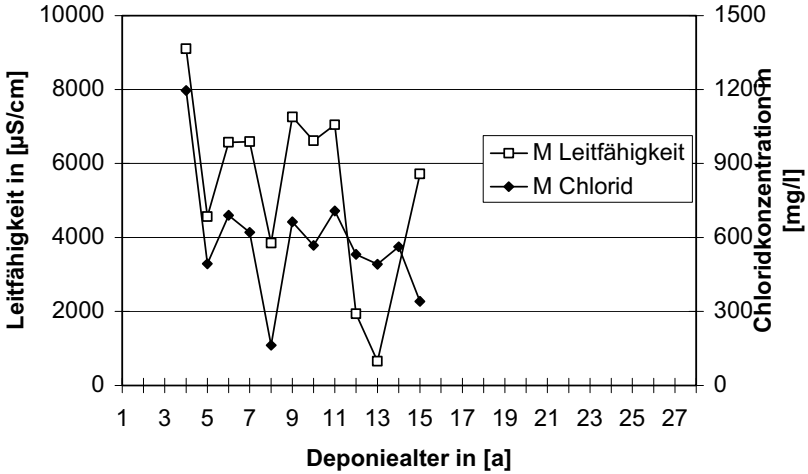


Abb. 2.22 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chlorid-Konzentration der Deponie M

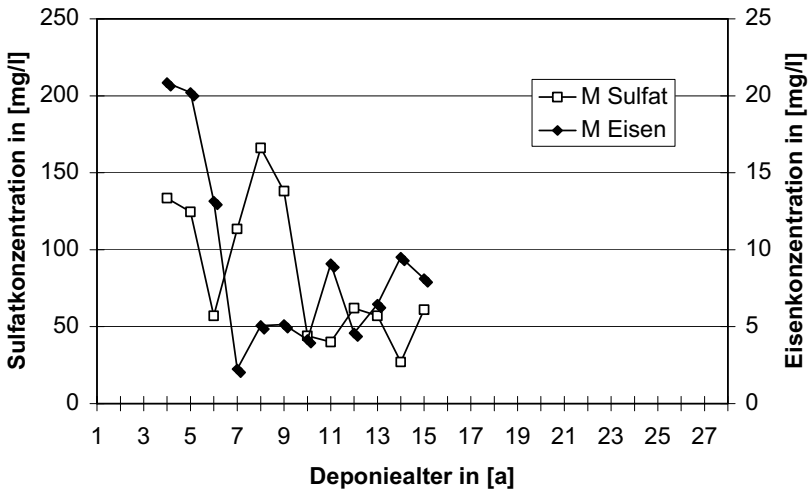


Abb. 2.23 Darstellung der Eisen- und Sulfat-Konzentrationen der Deponie M

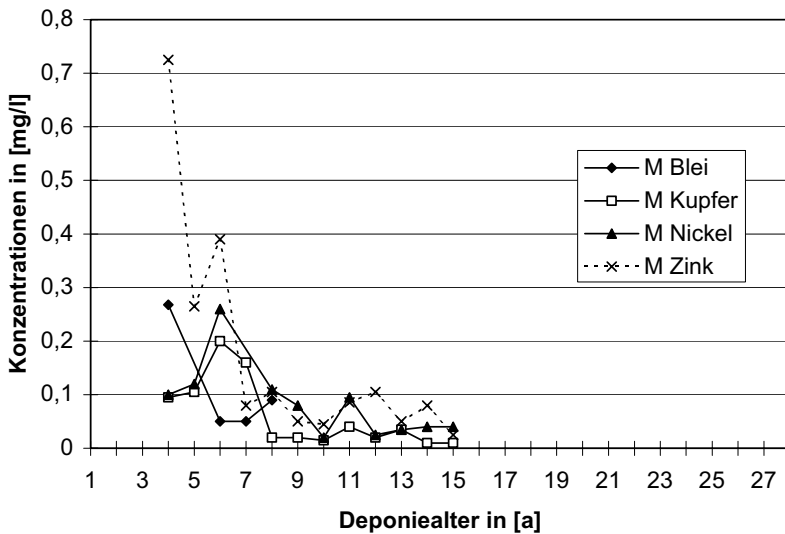


Abb. 2.24 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie M

2.2.4 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 4: Deponie N

Die Gruppe 4 umfasst Deponien, die eine sehr hohe Sickerwasserbelastung aufweisen. Beispielhaft wird das Sickerwasser der Deponie N charakterisiert. Bei N handelt es sich um eine von 1945 bis 1992 verfüllte Deponie, die einen hohen Anteil an Industrie- und Gewerbeabfall aufweist. Die Fläche teilt sich in zwei Teilbereiche, einen Alt- und einen Neuteil. Nur der Neuteil, der seit Anfang der 80er Jahre verfüllt wurde, verfügt über ein Sickerwassersammelsystem.

Die im Neubereich gemessenen Konzentrationen an CSB und BSB₅ sind in Abb. 2.25 dargestellt. Die Daten aus den ersten beiden Jahren liegen nicht vor. In den Folgejahren erfolgt ein steter Anstieg, der dazu führt, dass der CSB-Wert auf nahezu

10.000 mg O₂/l und der BSB₅ auf ca. 5.000 mg O₂/l ansteigt. Danach sinkt die Konzentration wieder stark ab. Der zuletzt gemessene Wert zeigt allerdings wieder eine Zunahme. Dieses Phänomen lässt sich sowohl beim BSB₅/CSB-Quotienten als auch beim TOC erkennen. Ansonsten erfolgt seit dem sechsten Deponiejahr eine kontinuierliche Abnahme des Quotientenwertes auf 0,1. Der TOC stieg zwischenzeitlich parallel zum CSB und BSB₅ auf 2.800 mg/l an.

Der Verlauf des pH-Wertes wird aus der Kurve in Abb. 2.26 ersichtlich. Da die ersten beiden Jahre fehlen, die Tendenz aber deutlich in den sauren pH-Bereich weist, kann angenommen werden, dass die Deponie eine dreijährige saure Phase durchlaufen hat. Im vierten Jahr steigt der pH-Wert auf 7,5 an. Der weitere Verlauf ist unstet. Im letzten erfassten Jahr befindet sich der gemessene pH-Wert bei 7,6.

Die nächste Abbildung, Abb. 2.27, stellt den Verlauf des AOX, NH₄- und der N_{ges}-Konzentrationen dar. Die Deponie N zeigt große Schwankungen bei den AOX-Konzentrationen im Sickerwasser. Der höchste Wert, der allerdings durch einen sehr hohen Einzelwert verursacht wird, liegt bei 4,25 mg/l. Die anderen beiden Werte liegen zwischen 1,5 und 2,0 mg/l. N_{ges} und Ammonium zeigen wieder einen sehr parallelen Kurvenverlauf, wobei zuerst der N_{ges} höhere Werte einnimmt und dann der Ammonium-Wert etwas höher liegt. Die N_{ges}- und Ammonium-Werte liegen insgesamt zwischen 100 und 2.400 mg/l, mit steigender Tendenz.

Ein spezielles Charakteristikum der Gruppe 4 sind die hohen Leitfähigkeiten, die im Sickerwasser festgestellt wurden. Die Deponie N ist aber selbst in dieser Gruppe noch ein Extremfall. Die Leitfähigkeit ist von Beginn der Verfüllung bis zum neunten Deponiejahr ständig angestiegen, nahm danach rapide ab und befindet sich heute auf einem etwas höherem Niveau als der Höchstwert zuvor (Abb. 2.28). Der gemittelte Maximalwert der Kurve liegt bei 125.000 µS/cm. Einen ähnlichen Kurvenverlauf zeigt auch der Graph der Chloridionen-Konzentration. Diese erreicht ein Maximum von 55.000 mg/l. Um diese extremen Salzfrachten einzuordnen, ist es notwendig, sich die

Abfallzusammensetzung der Deponie anzuschauen. Die abgelagerten Stoffe bestehen nur zu einem 13 %-igen Anteil aus Hausmüll. Die weiteren Mengen setzen sich aus belasteten Böden, Schlämmen, Industrie- und Gewerbeabfall zusammen. Die Deponie N ist die einzige innerhalb dieser Studie vorgestellte Deponie, die solch einen geringen Anteil an Hausmüll aufweist.

Beim Vergleich der Chloridionen-Konzentrationen mit den Sulfat-Konzentrationen ist festzustellen, dass die Sulfate gegenüber den Chloriden (Abb. 2.29) vernachlässigbar geringe Werte einnehmen. Die Höchstwerte liegen bei 600 mg/l, wobei die Kurve große Schwankungen aufweist und in den letzten Jahren eine starke Abnahme zu verzeichnen ist. Die Eisen-Konzentrationen sind ebenfalls in Abb. 2.29 dargestellt. Im Vergleich zu den anderen Belastungen der Deponie N liegen die Konzentrationsbereiche des Eisen sehr viel niedriger. In den letzten Messjahren sind die Konzentrationen zudem konstant zurückgegangen, so dass die Kurve der Eisen-Konzentration nahezu eine Asymptote zur Abszisse des Koordinatensystems bildet.

In Abb. 2.30 sind die Schwermetall-Konzentrationen des Sickerwassers der Deponie N grafisch dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass Zink mit Abstand die höchsten Konzentrationen aufweist. Ähnlich wie Eisen erreicht die Zink-Konzentrationskurve ihr Maximum im siebten Deponiejahr (0,5 mg/l). Danach fällt sie stark ab, um dann wieder auf ungefähr die Hälfte des Maximalwertes anzusteigen. Im Gegensatz dazu bleibt der Kurvenverlauf des Cadmium relativ konstant. Die Schwermetalle Blei, Kupfer und Nickel liegen im Mittelfeld. Sie erreichen maximale Konzentrationen von 0,5 mg/l (Kupfer und Nickel) bzw. 0,1 mg/l (Blei). Die Schwermetall-Konzentrationen der Gruppe 4 liegen in einem ähnlichen Bereich wie die der Gruppe 2 (Abb. 2.30). Es treten allerdings im Gegensatz zur Gruppe 2 nicht so hohe Maxima auf.

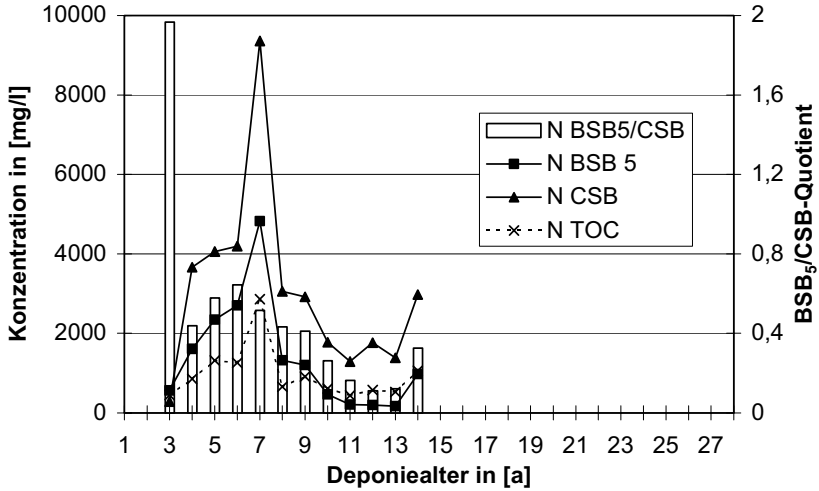


Abb. 2.25 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes, des dazugehörigen Quotienten und des TOC der Deponie N

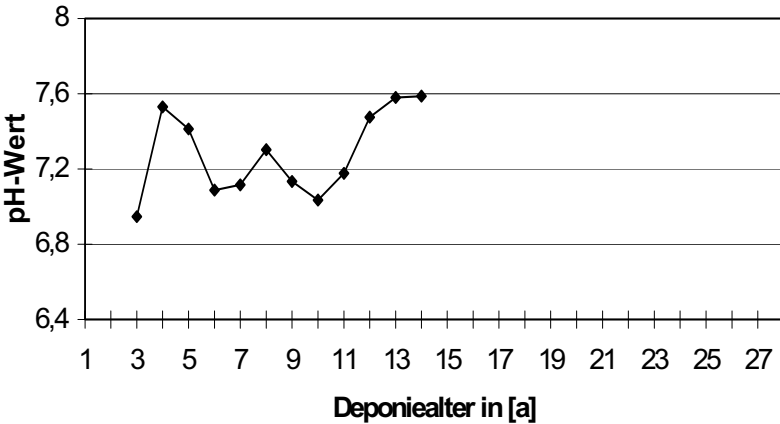


Abb. 2.26 Darstellung des pH-Wertes der Deponie N

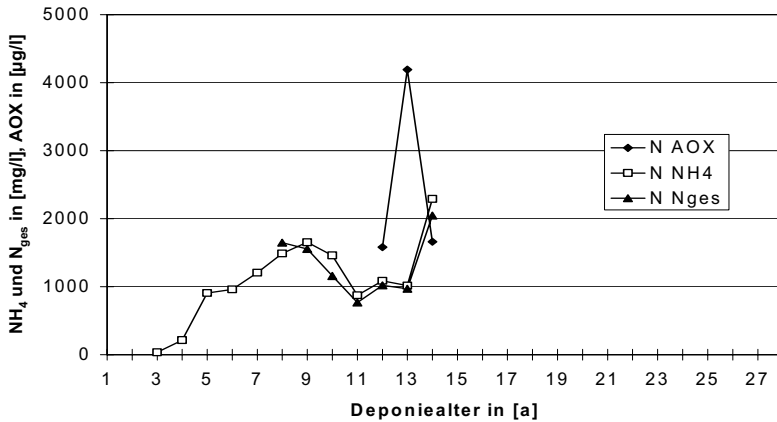


Abb. 2.27 Darstellung der Konzentrationsverläufe von AOX, NH₄ und N_{ges} der Deponie N

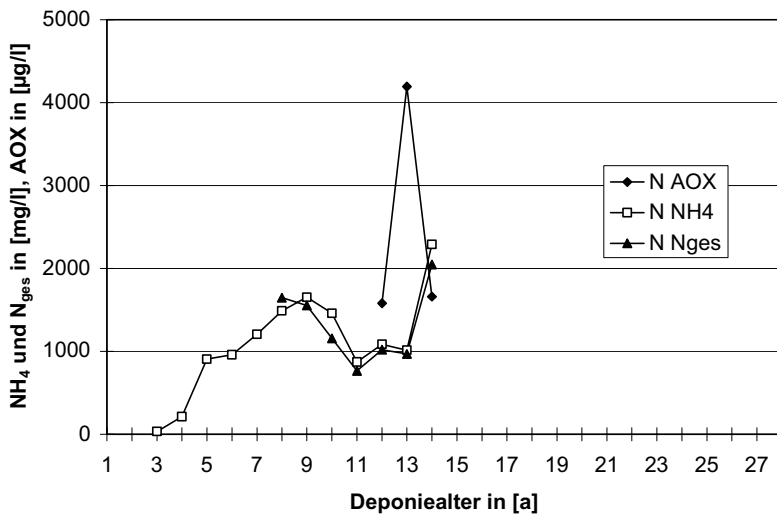


Abb. 2.28 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chloridionen-Konzentrationen der Deponie N

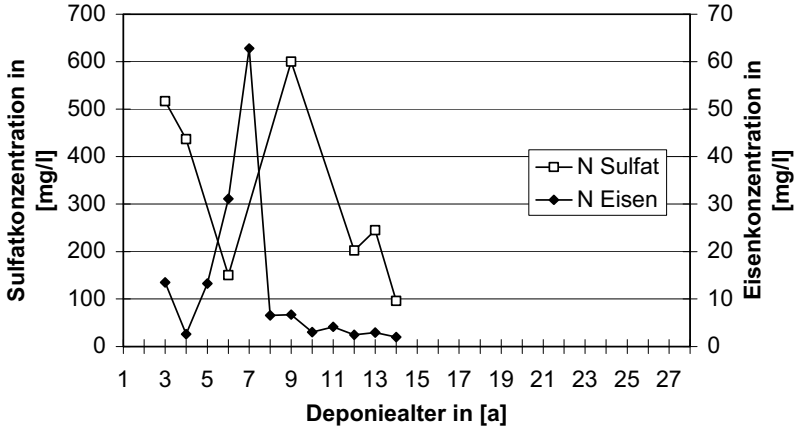


Abb. 2.29 Darstellung der Eisen- und Sulfat-Konzentrationen der Deponie N

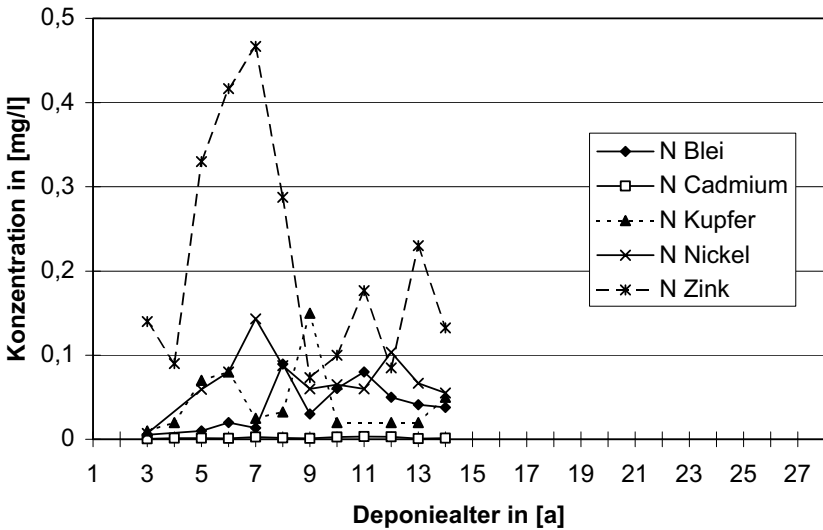


Abb. 2.30 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie N

2.2.5 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Gruppe 5: Deponie Q

Die Gruppe 5 umfasst einerseits Deponien, die zur Zeit noch verfüllt werden (P und Q) als auch eine Deponie, auf der bis vor kurzer Zeit noch Abfall abgelagert wurde (O). Beispielhaft wird für die Gruppe 5 die Sickerwasserqualität der Deponie Q dargestellt.

Die Deponie Q wurde 1972 in Betrieb genommen. Sie besteht aus einem Altbereich und drei neuen Bauabschnitten (BA). Der erste davon wurde 1978 in Betrieb genommen. Die anderen folgten 1987/88 und 1991/92. BA3 wird zur Zeit noch verfüllt und BA2 hat ebenfalls die Endhöhe noch nicht erreicht. Die gesamte Fläche verfügt über ein Sickerwassersammelsystem. Der Altbereich, der BA1 und BA2 werden entgast.

Bei der Sickerwasseranalyse fehlen die Werte aus den Anfangsjahren. Deshalb ist es nicht möglich, Aussagen über die zu Anfang herrschende Sickerwasserqualität des Altbereiches zu treffen. Der im sechsten Jahr erfolgte Anschluss des BA1 ist der Grund für den Kurvenanstieg des CSB und des BSB₅ in den Jahren neun bis elf (Abb. 2.31). Danach erfolgt wieder ein Rückgang der Belastungen und mit Hinzukommen des BA2 ein erneuter Anstieg der CSB und BSB₅-Konzentrationen auf bis zu 6.000 mg O₂/l (CSB) und 3.000 mg O₂/l (BSB₅). Betrachtet man parallel dazu den pH-Wert in Abb. 2.32 so ist deutlich zu erkennen, dass während des Anstiegs von CSB und BSB₅ der pH-Wert sinkt und nahezu in den sauren pH-Bereich abfällt. Allerdings nicht so stark, wie zuvor im sechsten Deponiejahr, dem Jahr des Anschlusses des BA1.

Bei Inbetriebnahme des letzten Bauabschnittes ist weder eine Versäuerung noch eine große Zunahme der Parameter CSB und BSB₅ zu erkennen. Hierfür könnte es mehrere Gründe geben. Einerseits stellt die Fläche des BA3 nur ein Drittel der Gesamtfläche dar, wodurch die Menge an Wasser ebenfalls 1:3 verdünnt wird. Bei den Sickerwässern der BA 1 und 2 handelt es sich um ältere Bereiche, in denen die organische Belastung bereits stark abgesunken ist. Somit lässt sich die geringe

Gesamtbelastung erklären. Andererseits könnte auch eine verbesserte Einbautechnik zu geringeren Anfangsbelastungen führen. Das Wasser des Neubereichs der Deponie O ist ebenfalls nicht so stark belastet wie Sickerwässer in den ersten Verfülljahren älterer Abschnitte. Somit summieren sich hier möglicherweise zwei positive Effekte.

Bei der Betrachtung des BSB_5/CSB -Quotientens ist zu erkennen, dass der Quotient schon fast bei 0,1 angelangt ist. Da die Schwankungen aber noch wenige Jahre vorher sehr hoch waren, kann nicht zwangsläufig davon ausgegangen werden, dass der Quotient auf diesem Niveau stagniert. Aus den nur in den letzten vier Jahren ermittelten TOC (Abb. 2.31) können noch keinerlei Rückschlüsse gezogen werden.

Noch weit größere Schwankungen als der BSB_5/CSB -Quotient durchlaufen AOX, Ammonium und der N_{ges} (Abb. 2.33). Ihre Kurven ähneln sich in ihrem Verlauf und ihrem Schwankungsverhalten sehr stark. Alle drei Parameter scheinen ihr Maximum bereits überschritten zu haben. Eindeutig ist dieses allerdings nicht zu klären, da die Schwankungsbreite in den vorhergehenden Jahren sehr hoch war.

In Abb. 2.34 sind die Leitfähigkeit und die Chloridionen-Konzentration dargestellt. Beide Graphen zeigen einen ähnlichen Verlauf. Bis zum 20. Deponiejahr steigt die Leitfähigkeit nahezu stetig an. Die Leitfähigkeit erreicht hierbei Werte von bis zu $14.500 \mu S/cm$. Die Chloridionen-Konzentration steigt nicht so gleichmäßig wie die Leitfähigkeit an. Beide Parameter zeigen eine deutliche Abnahme in den vergangenen drei Jahren. Möglicherweise ist auch hier das Maximum der Belastung bereits überschritten worden.

Die Konzentrationen von Bor, Eisen und Sulfat sind in Abb. 2.35 dargestellt. Bei Bor ist seit Beginn der Messung im 16. Deponiejahr kaum eine Konzentrationsänderung wahrzunehmen. Die Werte befinden sich immer unter 10 mg/l . Bor gilt als Leitparameter für Siedlungsabfalldeponien, da es geogen bis auf wenige Ausnahmen (Kalifornien, Türkei und Kasachstan, (*Bahadir et al. 1995*)), fast nur im ppm-Bereich

im Boden vorkommt. Das im Sickerwasser gemessene Bor stammt hierbei größtenteils aus Waschmittelrückständen im abgelagerten Hausmüll. Heutzutage findet es bei der Herstellung allerdings immer weniger Verwendung.

Die Eisen-Konzentration (Abb. 2.35) der Deponie ist erstaunlich hoch. Im neunten Deponiejahr kommt es zu Konzentrationen von bis zu 400 mg/l. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Einzelwerte z. T. noch höher liegen. Danach erfolgt ein starker Rückgang und daraufhin wieder ein Anstieg. In den letzten Jahren werden Konzentrationen von < 20 mg/l gemessen. Die Sulfat-Konzentration (Abb. 2.35) wird erst seit dem 16. Deponiejahr gemessen. Seitdem ist die Konzentration insgesamt stark gesunken. Ihr Maximum lag bei über 250 mg/l und der zuletzt ermittelte Jahresmittelwert bei ungefähr 25 mg/l.

In Abb. 2.36 sind die Konzentrationsverläufe der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink dargestellt. Keines der Schwermetalle wurde von Beginn der Ablagerung gemessen. Als erstes wurde ab dem 12. Deponiejahr Cadmium bestimmt. Dessen Konzentration schwankt zwischen 0,00075 und 0,0293 mg/l. Die Tendenz ist sinkend. Blei befindet sich auf einem etwas höheren Konzentrationsniveau. Die Konzentrationen liegen zwischen 0,03 und 0,09 mg/l. Die Konzentrationsverläufe von Kupfer und Nickel befinden sich in einem ähnlichen Bereich, wobei Nickel insgesamt etwas größere Konzentrationen aufweist. Die beiden Schwermetall-Konzentrationen befinden sich zwischen 0,03 und 0,2 mg/l. Die mit Abstand größten Belastungen weist das Zink auf. In den ersten Messjahren wurden Werte von mehr als 1,25 mg/l gemessen. Diese sind bis heute auf etwa ein Zehntel des Maximalwertes zurückgegangen.

Insgesamt zeigt sich anhand dieser Gruppe, dass die Anfangsbelastungen bei Ablagerungen von Siedlungsabfällen geringer geworden sind. Dies hängt vermutlich vor allen Dingen mit der veränderten Einbautechnik zusammen. Geringere Schichtdicken und eine höhere Verdichtung scheinen demnach einen positiven Einfluss auf die Dauer der sauren Phase und die Belastung des Sickerwassers in der Anfangsphase zu haben.

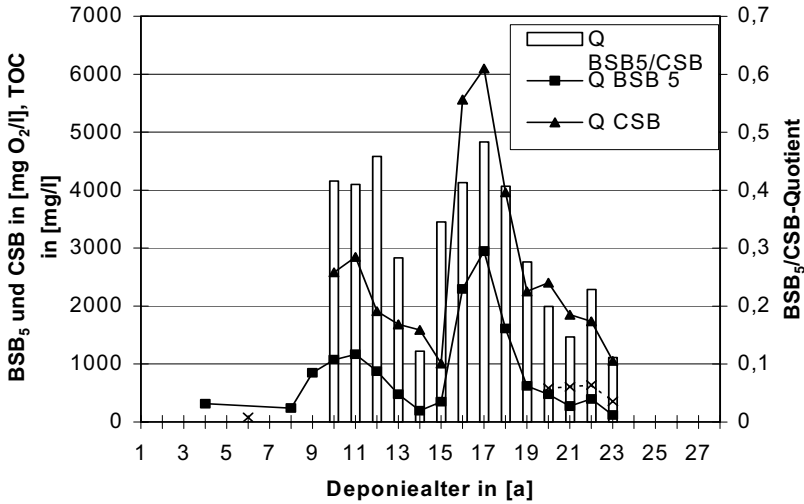


Abb. 2.31 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes, des dazugehörigen Quotienten und des TOC der Deponie Q

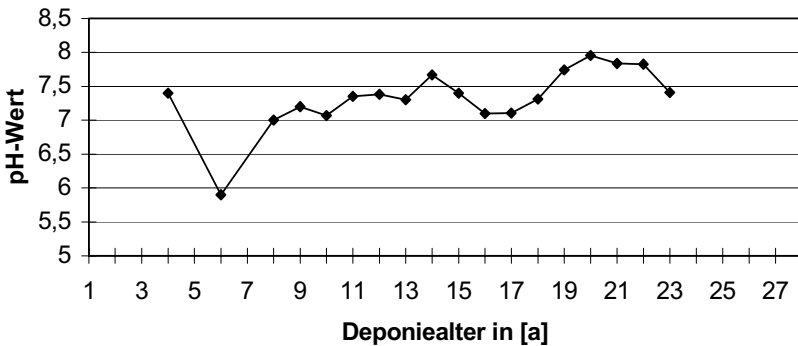


Abb. 2.32 Darstellung des pH-Wertes der Deponie Q

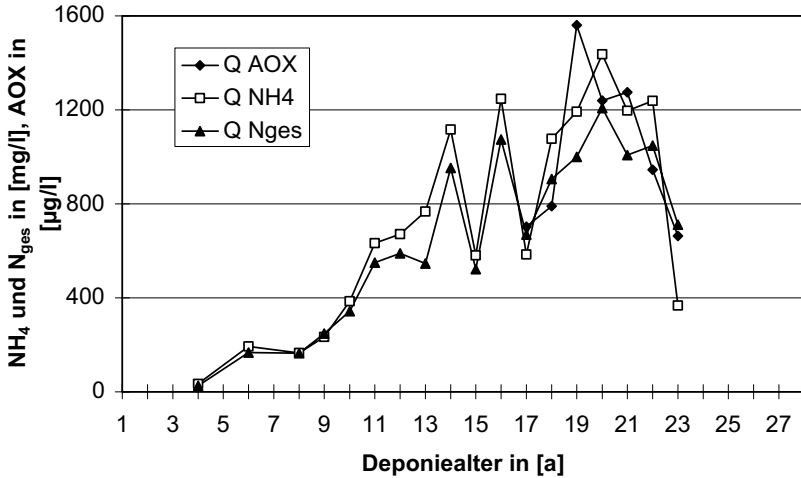


Abb. 2.33 Darstellung der Konzentrationsverläufe von AOX, NH₄ und N_{ges} der Deponie Q

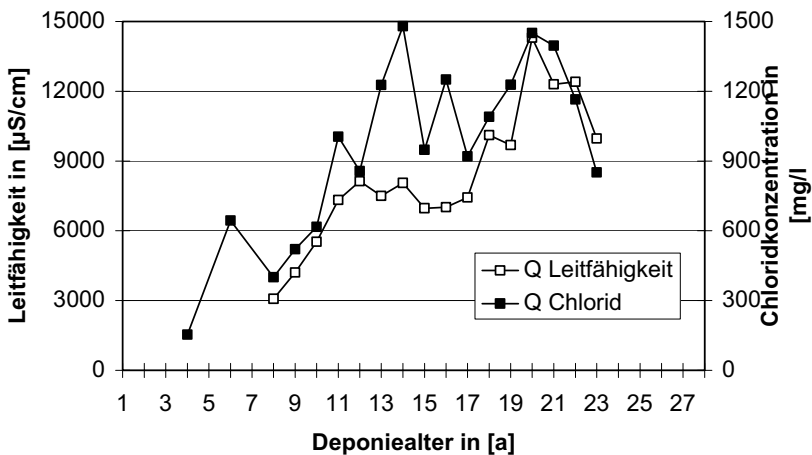


Abb. 2.34 Darstellung der Leitfähigkeiten und der Chloridionen-Konzentrationen der Deponie Q

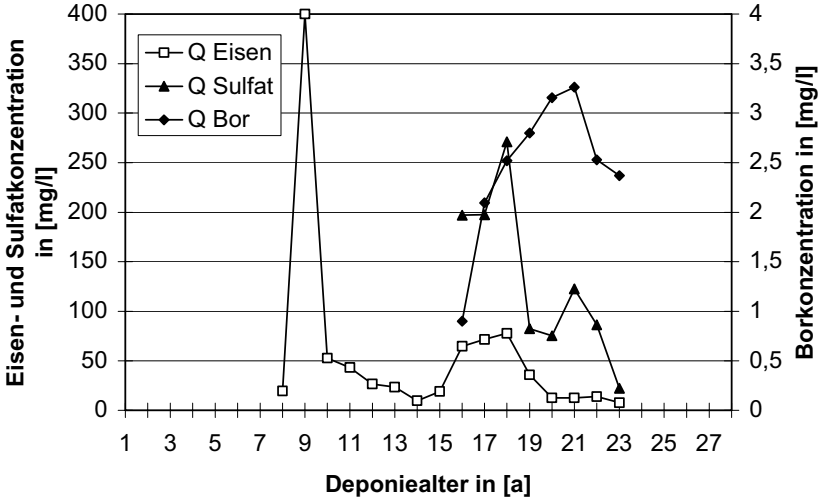


Abb. 2.35 Darstellung der Bor-, Eisen- und Sulfat-Konzentrationen der Deponie Q

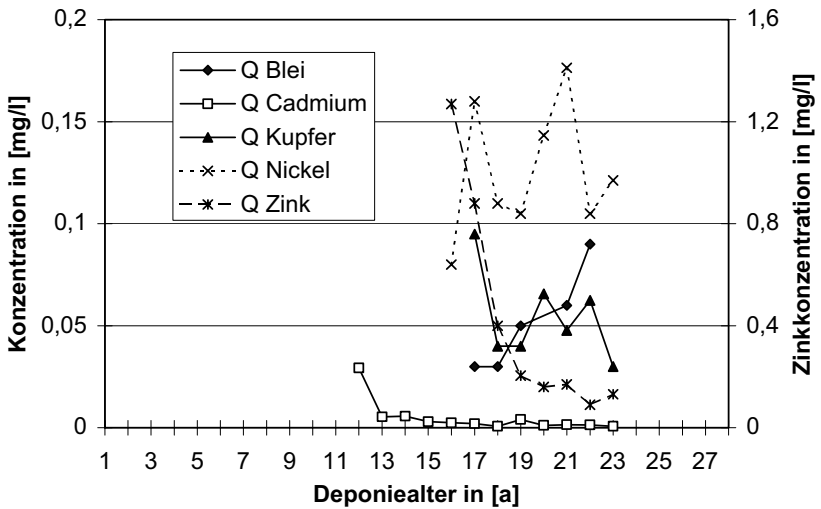


Abb. 2.36 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Deponie Q

2.2.6 Deponien AA, BA, CA

2.2.6.1 Deponie AA

Die Abbildungen 2.37 bis 2.42 zeigen die Ergebnisse der Sickerwasseranalysen der Deponie AA aus den Jahren 1990 bis 1995. Insgesamt werden in den Abbildungen die Konzentrationsverläufe von 19 Parametern dargestellt. Zur Charakterisierung des Abfallmilieus dient der pH-Wert, der gemeinsam mit den Kurven der pH-Werte der Deponien BA und CA in Abb. 2.37 dargestellt wird. Im Gegensatz zu den anderen beiden Deponien, die während der zuletzt erfassten Jahre einen relativ konstanten pH-Wert aufweisen, sinkt der pH-Wert der Deponie AA im 19. und 21. Betriebsjahr in den sauren pH-Bereich ab. Parallel zum ersten Abfallen des pH-Wertes steigen nahezu alle Parameterkonzentrationen stark an. Der CSB-Jahresmittelwert erreicht sogar einen Wert von fast 25.000 mg/l (Abb. 2.38). Dieser Konzentrationsbereich wird i. d. R. nur in der sauren Phase, also zu Beginn der Abfallablagerung erreicht. In diesem Fall wurden Teile des anfallenden Kompostwassers der offenen Mietenkompostierung der Bioabfälle zusammen mit dem Sickerwasser entsorgt, so dass es zu diesen Spitzenkonzentrationen gekommen ist.

Die Kurven der Parameter Leitfähigkeit, Chlorid, Sulfat, AOX und N_{ges} weisen einen ähnlichen Verlauf auf. Sie alle steigen im 19. Deponiejahr um das Mehrfache der vorherigen Werte an und sind schon im darauf folgenden Jahr wieder stark rückläufig. Die Leitfähigkeit erreicht Maximalwerte von 14.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 2.39), N_{ges} steigt auf nahezu 2.000 mg/l (Abb. 2.40) und der AOX erzielt einen Höchstwert von ca. 2.300 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Abb. 2.40).

Die Calcium- und Magnesium-Konzentrationen haben sich vom 18. zum 20. Jahr ebenfalls mehr als verfünffacht (Abb. 2.41). Die Mangan-Konzentration ist im Gegensatz dazu im 20. Jahr äußerst gering. Außerdem haben auch die Konzentrationen der Schwermetalle zugenommen (Abb. 2.42). Sie haben sich vom 18. zum 20. Jahr verdoppelt. Aus dem 19. Jahr liegen keine Werte vor. Ob es hier zu Überschreitungen gekommen ist, ist nicht bekannt.

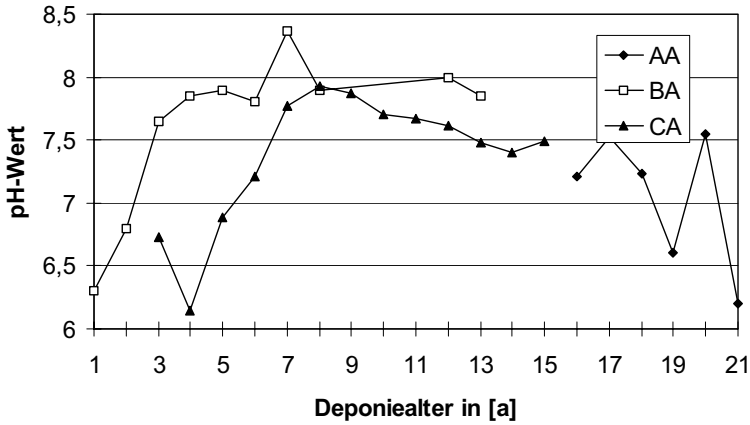


Abb. 2.37 Darstellung der pH-Werte der Deponien AA, BA und CA

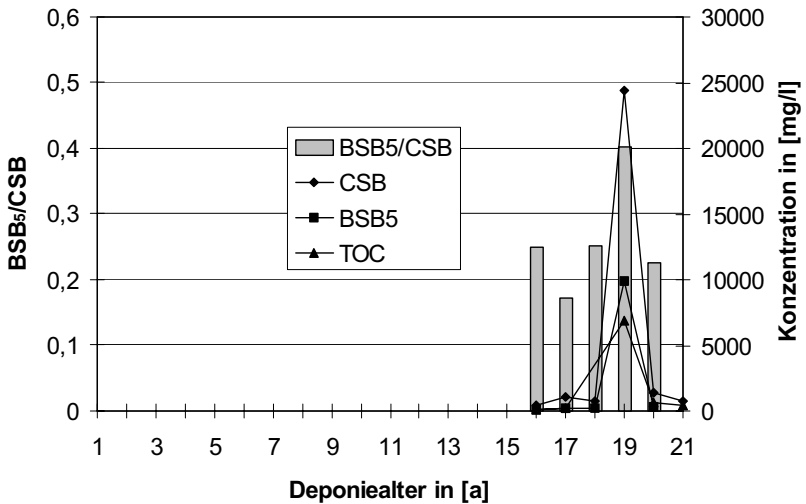


Abb. 2.38 Darstellung der organischen Summenparameter und des TOC der Deponie AA

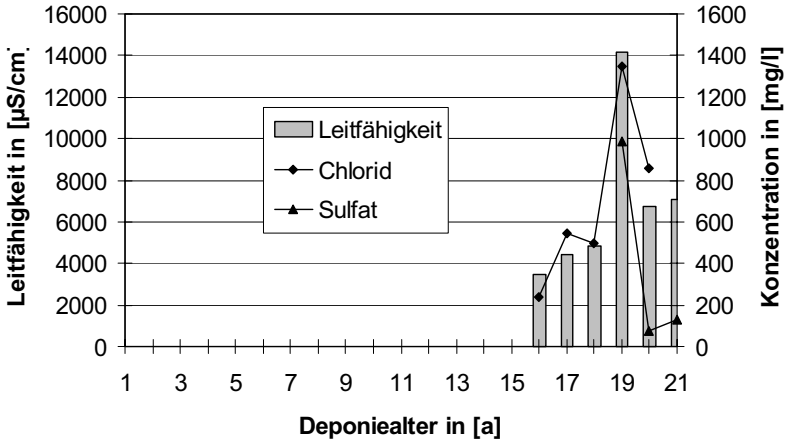


Abb. 2.39 Darstellung der Leitfähigkeit und der Anionen-Konzentrationen von Chlorid und Sulfat der Deponie AA

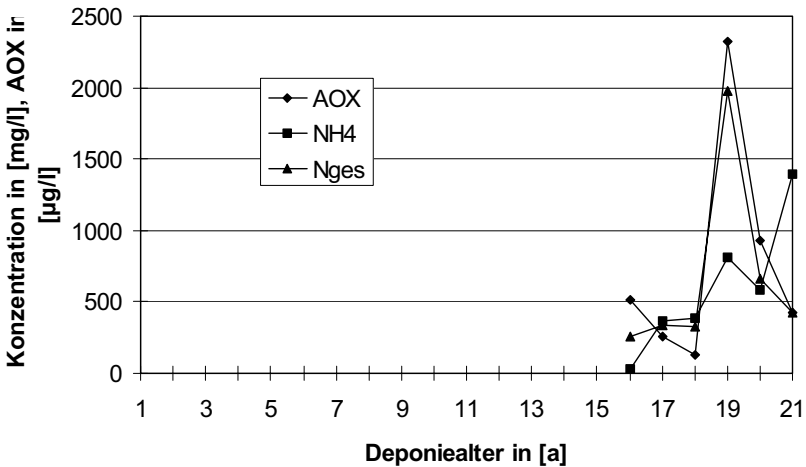


Abb. 2.40 Darstellung des AOX und der Parameter NH₄ und N_{ges} der Deponie AA

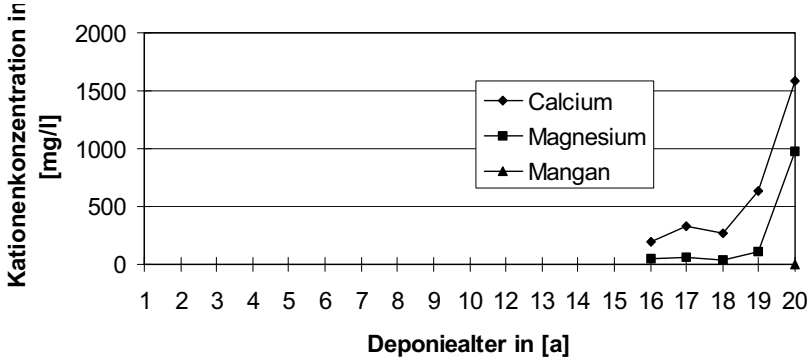


Abb. 2.41 Darstellung der Kationen-Konzentrationen der Deponie AA

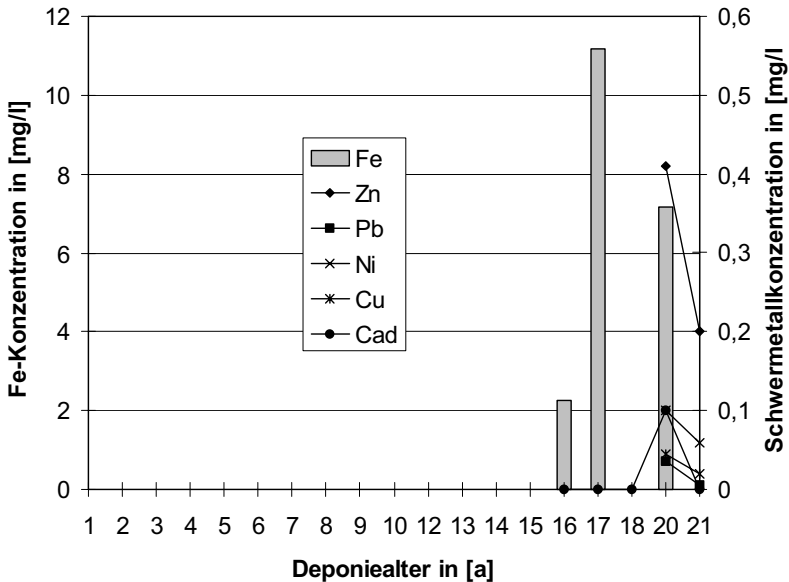


Abb. 2.42 Darstellung der Schwermetall- und Eisen-Konzentrationen der Deponie AA

2.2.6.2 Deponie BA

Die Konzentrationsverläufe der Deponie BA sind in den Abbildungen 2.37 und 2.43 bis 2.47 dargestellt. Anhand des pH-Wertes (Abb. 2.37) wird ersichtlich, dass sich das Milieu des Abfallkörpers in den letzten Jahren konstant im schwach alkalischen Bereich bewegt. Lediglich während der Anfangsphase der Ablagerung ist der pH-Wert < 7 .

Der überwiegende Teil der Sickerwasserparameter-Konzentrationen nimmt im Laufe der Jahre deutlich ab. Eine Ausnahme stellt u. a. der Parameter CSB dar, er unterliegt insgesamt starken Schwankungen und steigt noch im 13. Jahr bis auf Werte von 8.000 mg/l an (Abb. 2.43). Ein plausibler Grund für dieses Verhalten kann nicht angegeben werden. Möglicherweise ist der Anteil an schlecht biologisch abbaubaren Abfällen im abgelagerten Material in den letzten Jahren angestiegen. Im Gegensatz dazu verbleiben die Konzentrationen des BSB₅ und des TOC im selben Zeitraum nahezu auf ihrem bereits erreichten niedrigen Niveau. Die Parameter Leitfähigkeit und AOX, sowie die Stickstoffparameter durchlaufen ebenfalls starken Konzentrationsschwankungen (Abb. 2.44, 2.45). Die Leitfähigkeit erzielt im zuletzt dokumentierten Jahr sogar einen höheren Durchschnittswert als in den ersten Jahren der Deponierung und erreicht einen Wert von über 20.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sie zeigt somit ein ähnliches Verhalten wie der CSB. Der AOX erreicht einen Maximalwert von 12.485 $\mu\text{g}/\text{l}$ und die Ammonium-Konzentrationen bewegen sich zwischen 250 und 2.800 mg/l.

Bei den dargestellten Kationen-Konzentrationen (Abb. 2.46) muss wie schon bei Deponie AA zwischen unterschiedlichen Metallionen differenziert werden. Die Mangan-, Calcium- und Magnesium-Konzentrationen sind gering und verändern sich im Laufe der Jahre kaum. Im Gegensatz dazu variieren die Natrium- und Kalium-Konzentrationen stark und lassen keine abnehmende Tendenz erkennen. Bei der Darstellung der Schwermetall- und Eisen-Konzentrationen verhält sich die Konzentration des Eisens zu Anfang der Ablagerung auffällig (Abb. 2.47). Der Eisengehalt erreicht hier einen Durchschnittswert von über 1.200 mg/l, der allerdings

auf einen Einzelwert von über 2.600 mg/l zurückzuführen ist. Insgesamt erscheinen die aus den ersten drei Jahren vorliegenden Eisen-Konzentrationen im Vergleich zu anderen Deponien zu Anfang stark erhöht. Zur Verifizierung dieser Aussage sind weitere Daten notwendig.

Für die Deponie BA liegen keinerlei Daten zum Sickerwasseraufkommen und zum Niederschlagsverhalten vor. Eine Frachtenbetrachtung ist somit nicht möglich.

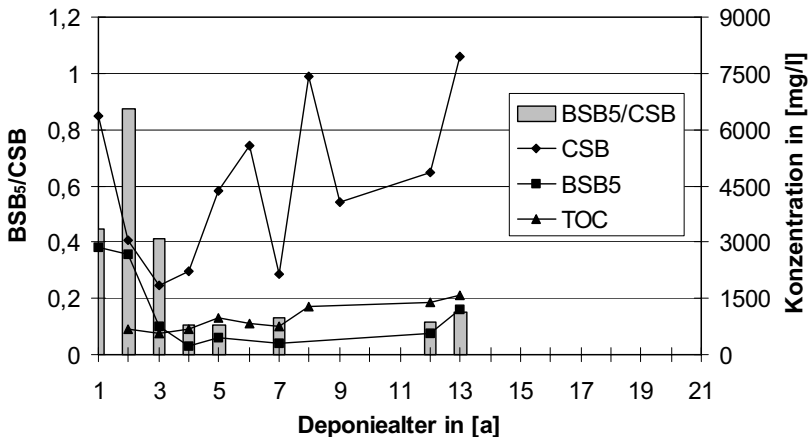


Abb. 2.43 Darstellung der organischen Summenparameter und des TOC der Deponie BA

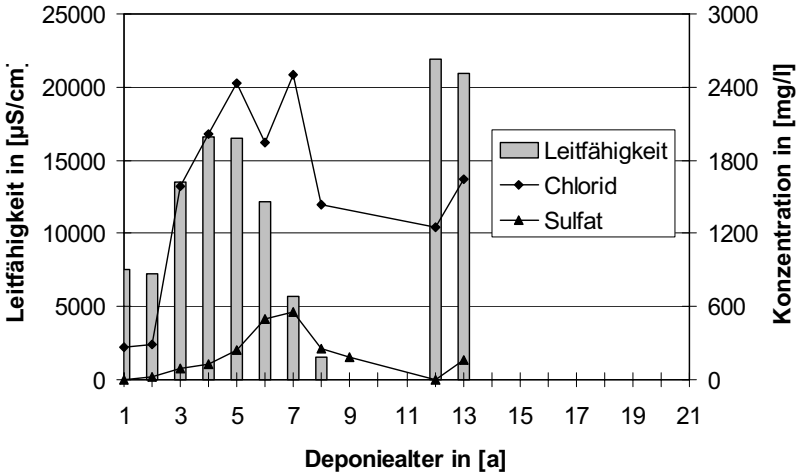


Abb. 2.44 Darstellung der Leitfähigkeit und der Anionen Chlorid und Sulfat der Deponie BA

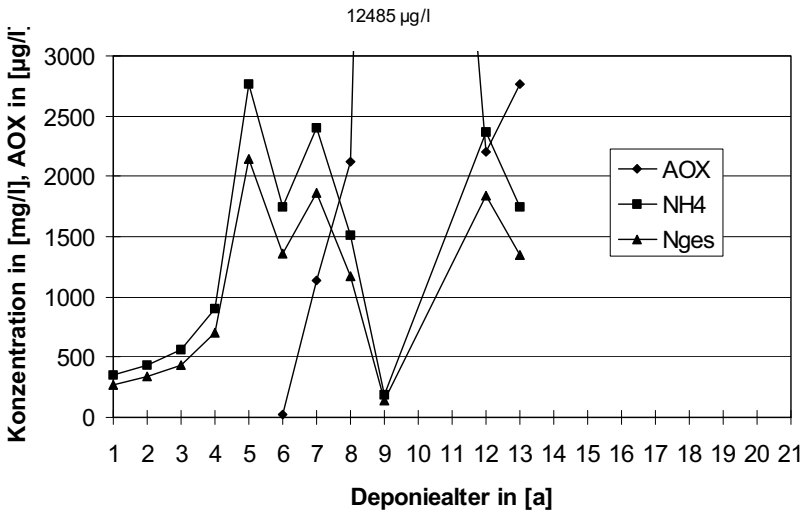


Abb. 2.45 Darstellung des AOX und der Parameter NH₄ und N_{ges} der Deponie BA

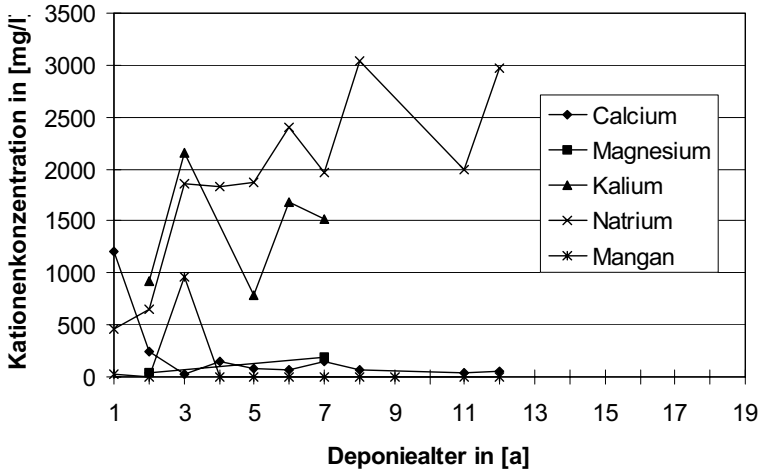


Abb. 2.46 Darstellung der Kationen-Konzentrationen der Deponie BA

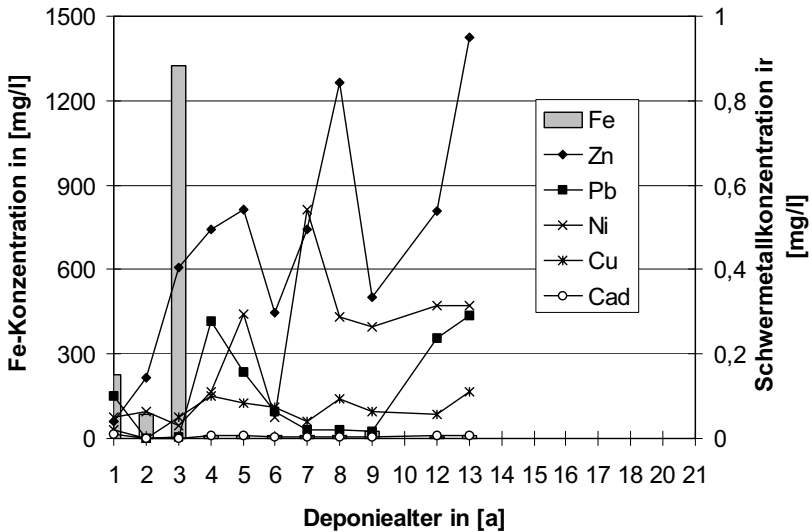


Abb. 2.47 Darstellung der Schwermetall- und Eisen-Konzentrationen der Deponie BA

2.2.6.3 Deponie CA

Der pH-Wert der Deponie CA (Abb. 2.37) verbleibt mit hoher Wahrscheinlichkeit die ersten fünf Jahre im sauren Bereich und steigt dann langsam auf Werte $\text{pH} > 7$ an. In den folgenden Deponiejahren befindet sich der pH-Wert konstant über dem Wert 7.

Insgesamt sind die Sickerwasser-Konzentrationen der Deponie CA im Vergleich zu denen der Deponien AA und BA gering. Die organischen Summenparameter CSB und BSB_5 befinden sich bereits nach 10 Jahren auf einem niedrigen Konzentrationsniveau von $< 2.000 \text{ mg/l}$ bzw. $< 1.000 \text{ mg/l}$ (Abb. 2.48). Zudem weisen sie keine auffälligen Schwankungen auf.

Die Parameter Leitfähigkeit und Chlorid zeigen bis zum 13. Deponiejahr einen kontinuierlichen Zuwachs in ihren Konzentrationen (Abb. 2.49). In den folgenden Jahren erweisen sie sich als rückläufig. Die Stickstoffbelastung der Deponie CA schwankt zwischen 300 und 1.000 mg/l (Abb. 2.50). Insgesamt ist eine tendenzielle Zunahme der Stickstoff-Konzentrationen zu erkennen.

Innerhalb der Gruppe der untersuchten Kationen ergibt sich wiederum ein differenzierteres Bild (Abb. 2.51). Die Mangan- und Magnesium-Konzentrationen sind sehr gering ($< 200 \text{ mg/l}$). Bis auf einen hohen Jahreswert gilt dies auch für das Calcium. Die übrigen Kationen-Konzentrationen, Kalium und Natrium, liegen zwischen 500 und 1.200 mg/l .

Einen den organischen Summenparametern ähnelnden Verlauf zeigen die Kurven der Schwermetalle und des Eisens. In den ersten Jahren kommt es zu höheren Konzentrationen, die aber stetig abnehmen, obwohl weiter Abfall verfüllt wird (Abb. 2.52).

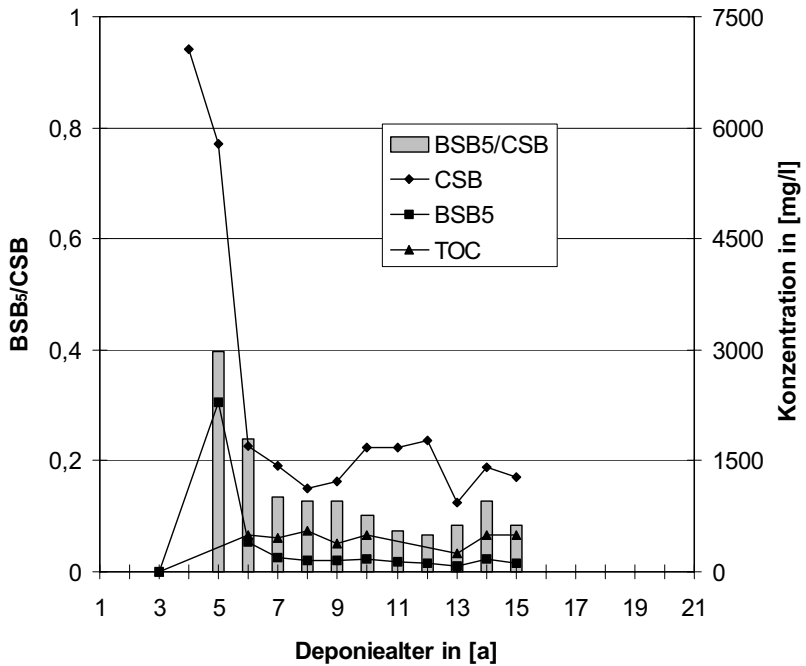


Abb. 2.48 Darstellung der organischen Summenparameter und des TOC der Deponie CA

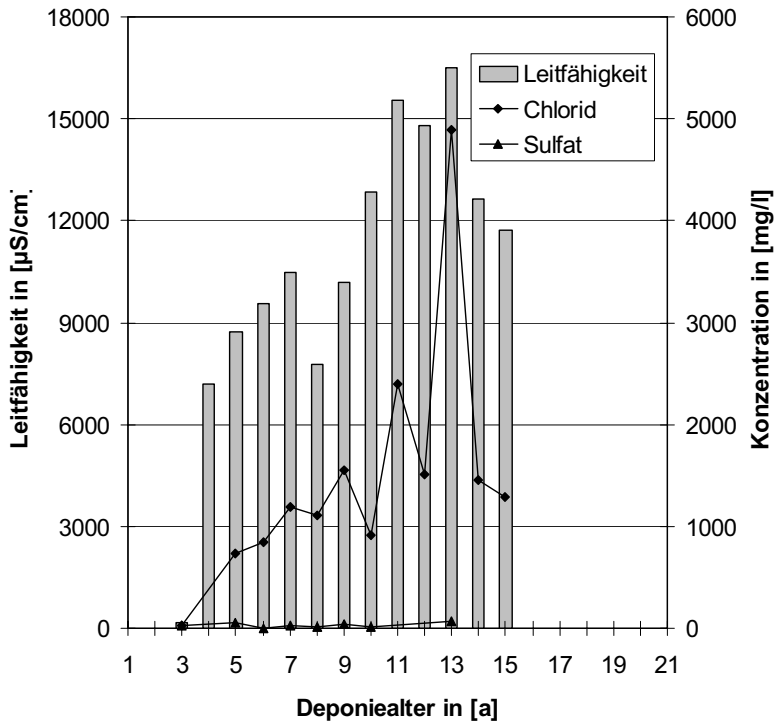


Abb. 2.49 Darstellung der Leitfähigkeit und der Anionen Chlorid und Sulfat der Deponie CA

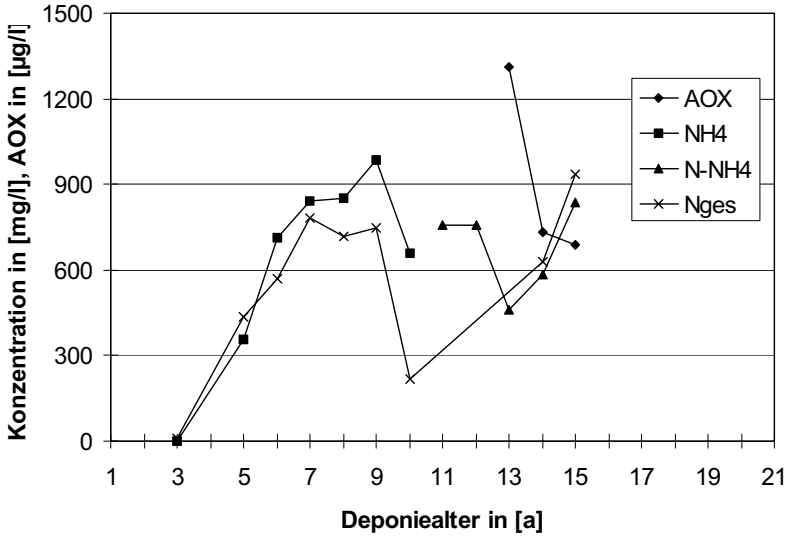


Abb. 2.50 Darstellung des AOX und der Parameter NH_4 , $\text{NH}_4\text{-N}$ und N_{ges} der Deponie CA

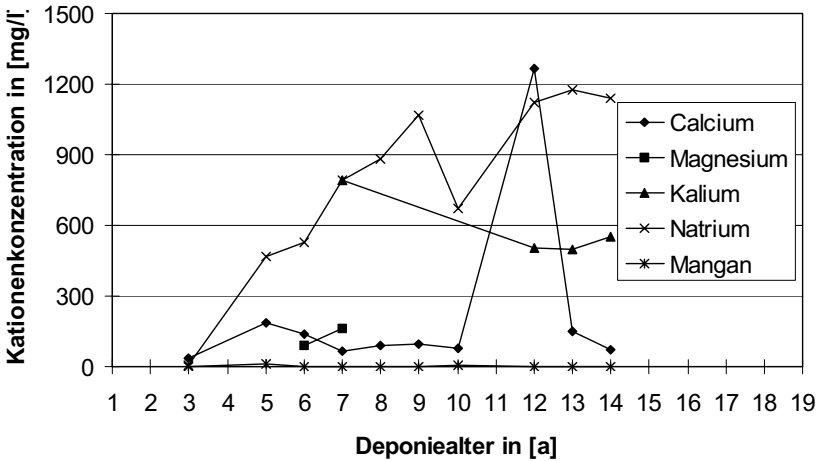


Abb. 2.51 Darstellung der Kationen-Konzentrationen der Deponie CA

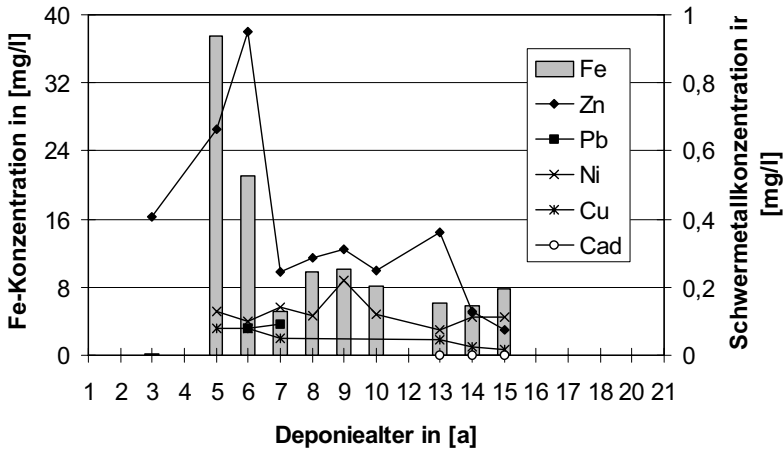


Abb. 2.52 Darstellung der Schwermetall- und der Eisen-Konzentrationen der Deponie CA

2.2.7 Ergebnisse der Sickerwasseranalyse der Restabfalldeponie A1

Die Restabfalldeponie A1 wird seit vier Jahren mit Restabfall verfüllt. Die CSB- und BSB₅-Werte, der BSB₅/CSB-Quotient und der TOC der Ablagerung sind in Abb. 2.53 dargestellt. Ein Unterschied zu den zuvor charakterisierten Deponien ist deutlich zu erkennen. Die BSB₅-Belastungen sind ungewöhnlich gering im Vergleich zu den Anfangswerten der übrigen Deponien. Bisher wurde noch kein Jahreswert über 1.000 mg O₂/l ermittelt. Parallel dazu ist der Quotient aus BSB₅ und CSB noch nicht über den Wert 0,2 gestiegen. Er zeigt allerdings eine deutlich abnehmende Tendenz. Der CSB ist im Gegensatz dazu im vierten Jahr stark angestiegen. Hierbei wurden im Mittel Werte von über 7.000 mg O₂/l erreicht. Der Einzelwert des TOC aus diesem Jahr liegt hingegen bei 1.000 mg/l.

Der pH-Wert verhält sich im Vergleich zu den Deponien ungewöhnlich. Anhand der Abb. 2.54 ist deutlich zu erkennen, dass von der Ablagerung keine saure Phase durchlaufen wurde. Der durchschnittliche pH-Wert im ersten Jahr liegt bei ungefähr 7,7. Danach erfolgt ein sprunghafter Anstieg auf 8,6 mit steigender Tendenz in den darauf folgenden Jahren. Die veränderte Abfallzusammensetzung scheint demnach einer Versäuerung des Deponiekörpers entgegenzuwirken.

Die N_{ges} - und Ammonium-Konzentrationen (Abb. 2.55) zeigen eine deutliche Zunahme. Zu Beginn liegen die Werte bei <100 mg/l, im vierten Jahr befinden sie sich hingegen schon bei über 1.000 mg/l. Parallel dazu verläuft der AOX-Wert. Die Konzentration des AOX-Wertes liegt in den ersten drei Jahren bei ungefähr 0,25 bis 0,75 mg/l. Im vierten Jahr erfolgt ein steiler Anstieg auf über 2,5 mg/l.

In den Abb. 2.56 und Abb. 2.57 sind die Konzentrationsverläufe der Leitfähigkeit, der Chlorid-, Sulfat- und Eisenionen dargestellt. Die Leitfähigkeit hat ihr bisheriges Maximum (< 20.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) im zweiten Deponiejahr durchschritten. Danach fällt sie auf unter 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab, um im vierten Jahr wieder langsam anzusteigen. Bei der Chloridionen-Konzentration ist im zweiten Jahr ebenfalls ein starker Anstieg zu verzeichnen. Das anschließende Absinken der Kurve vollzieht sich aber nur sehr langsam. Die Sulfat-Konzentration beginnt im ersten Jahr bei ungefähr 150 mg/l, steigt dann auf mehr als das Doppelte an und schwankt in den letzten Jahren um einen Wert von 300 mg/l. Die Eisen-Konzentration (Abb. 2.57) liegt während der gesamten Anfangsjahre unter 6 mg/l und besitzt dadurch eine untergeordnete Rolle.

Als letztes werden die Schwermetall-Konzentrationen der Restabfalldeponie A1 (Abb. 2.58) betrachtet. Insgesamt zeichnen sich relativ hohe Belastungen ab. Die Zink-Konzentration liegt zwischen 0,65 und 0,9 mg/l, die Kupfer-Konzentration zwischen 0,08 und 0,55 mg/l, mit steigender Tendenz, die Nickel-Konzentration schwankt zwischen 0,075 und 0,3 mg/l, wobei die Kurve der Nickel-Konzentration parallel zum pH-Wert ansteigt. Die Blei-Konzentration erreicht zu Anfang im ersten Deponiejahr

den höchsten Wert (0,14 mg/l) und sinkt dann zwischenzeitlich auf 0,01mg/l ab. Die Cadmium-Konzentration liegt während der gesamten Untersuchungsdauer unter 0,01 mg/l.

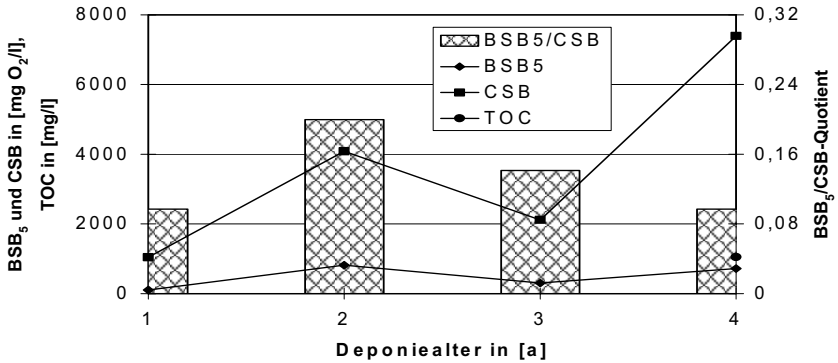


Abb. 2.53 Darstellung des BSB₅- und CSB-Verlaufes und des dazugehörigen Quotientens der Reststoffdeponie A1

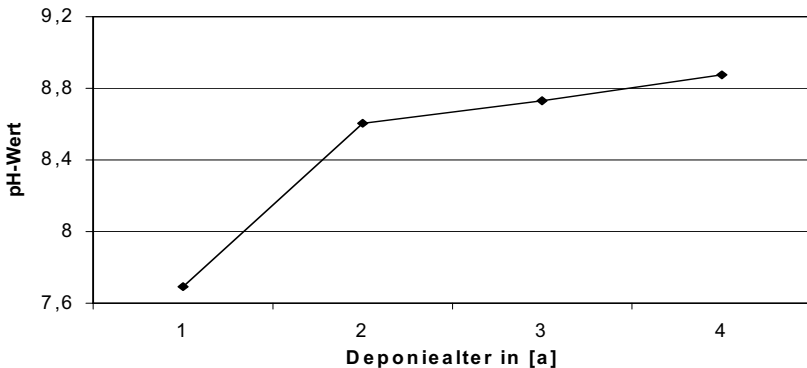


Abb. 2.54 Darstellung der pH-Werte der Reststoffdeponie A1

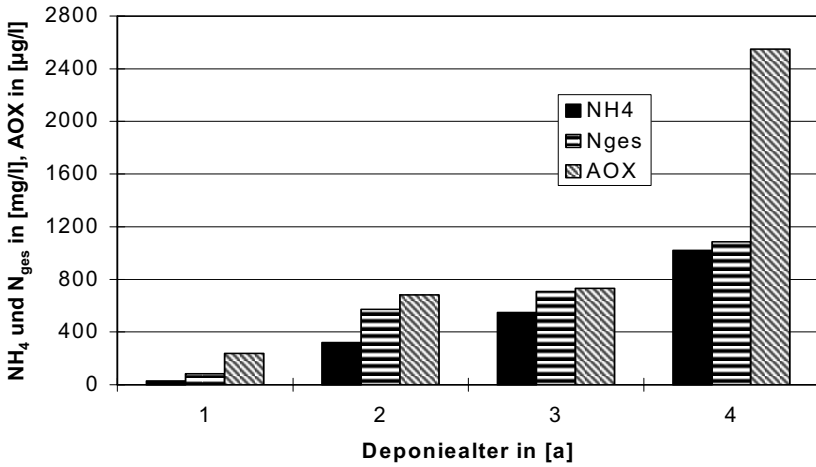


Abb. 2.55 Darstellung des N_{ges} , NH_4 und des AOX der Reststoffdeponie A1

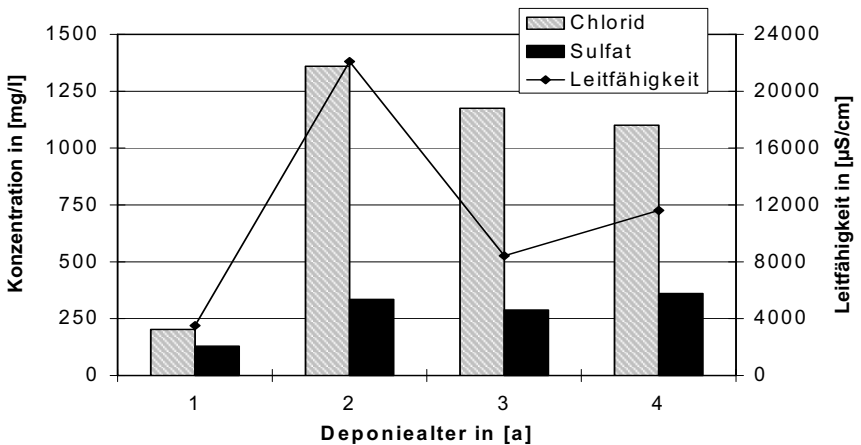


Abb. 2.56 Darstellung der Leitfähigkeiten, der Chloridionen-Konzentrationen und der Sulfat-Konzentrationen der Reststoffdeponie A1

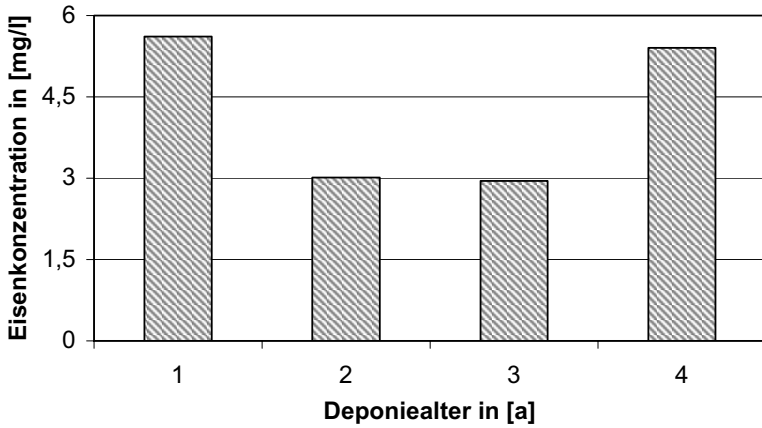


Abb. 2.57 Darstellung der Eisen-Konzentrationen der Reststoffdeponie A1

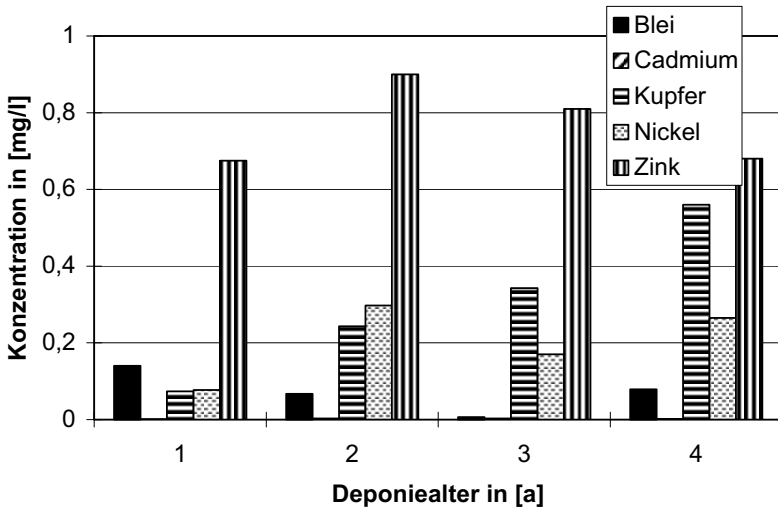


Abb. 2.58 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen der Reststoffdeponie A1

2.3 Sickerwasserquantität

Den Deponien, auf denen Sickerwassersammelsysteme existieren, ist gemeinsam, dass sie über keine qualifizierte, nach dem heutigen Stand der Technik hergestellte Oberflächenabdichtung verfügen. An der Oberfläche werden lediglich unterschiedlich mächtige und verschiedenartig strukturierte Bodenschichten aufgebracht. Lediglich die Deponien A, B und W verfügen über eine mineralische Oberflächenabdichtung.

Bei den meisten der hier untersuchten älteren Deponien handelt es sich um einfache Basisabdichtungen gemäß dem damals gültigen Stand der Technik. So verfügen manche Deponien auf ihren alten Teilstücken teilweise nur über einen naturdichten Standort. Eine Kombinationsabdichtung nach Maßgabe der TA Si besitzt allerdings nur ein kleines Teilstück der Deponie O. Ansonsten verfügt die Mehrzahl der Deponien entweder über eine Abdichtung aus Ton bzw. Lehm oder einer einfachen Bitumenbahn oder einer Kunststoffdichtungsbahn. Bei nur wenigen wurde bereits eine zusätzliche mineralische Schicht aufgebracht.

2.3.1 Deponien A bis Y

Die Abb. 2.59 enthält eine Übersicht über die Sickerwassermengen in Abhängigkeit des jeweiligen Deponiealters (Zeit nach Anschluss eines Sammlers). Die Sickerwassermengen der einzelnen Deponien sind als Jahreswert in mm/a aufgetragen. Die zur Gruppe 3 gehörenden Deponien (M,S und T) sind aufgrund der Höhe ihrer Sickerwassermengen deutlich zu erkennen. Die bei ihnen auftretenden Mengen liegen signifikant über denen der anderen Deponien. Diese großen Mengen sind einerseits auf Fremdwasserzuflüsse (S und T) und andererseits auf Sickerwasserzuflüsse aus anderen Bereichen der Deponie (M) zurückzuführen. Die Mehrzahl der Deponien befindet sich mit dem Sickerwasseraufkommen in einem Mengenbereich von 1 bis 400 mm/a. Dies entspricht etwa 1 bis 11 m³/ha*d. Hierbei ist in den letzten Jahren bei fast allen eine

Zunahme der Sickerwassermengen zu erkennen. Dies ist auf die außergewöhnlich nassen Jahre 1993 und 1994 zurückzuführen. Besonders starke Auswirkungen hatten die hohen Niederschlagsmengen auf die Deponien K und Q. Die Deponie K ist schon seit Jahren geschlossen, verfügt aber lediglich über eine Oberflächenabdeckung geringer Qualität und Stärke (70 cm). Möglicherweise spielen auch Fremdwasserzuflüsse eine Rolle. Die Deponie Q wird zur Zeit noch verfüllt und verfügt somit über große offene Flächen, auf denen das Niederschlagswasser direkt infiltrieren kann.

Im Gegensatz dazu stehen Deponien wie z. B. Teile der Deponie U, die über einen längeren Zeitraum signifikant geringe Sickerwassermengen aufweisen. Insbesondere der Teilabschnitt U2 produziert minimale Mengen. Hier kann nicht ausgeschlossen werden, dass Sickerwasser in den Untergrund infiltriert. Bei einem Teil der Deponien verringern sich die Mengen mit der Zeit. Hierbei spielen in den allermeisten Fällen Rekultivierungsmaßnahmen eine ausschlaggebende Rolle. Beispiele hierfür sind die Deponien A, B, I, M und W. In diesen Fällen wurde bis zu 2,5 m Boden und z. T. anschließend eine Schicht aus rekultivierungsfähigem Material aufgebracht.

Aus der Abb. 2.59 kann zudem entnommen werden, dass es im Gegensatz zu den bereits erwähnten Deponien auch einige gibt, deren Sickerwasseraufkommen ständig wächst bzw. sich bei einem Wert von bis zu 50 % des anfallenden Niederschlags einpendelt. Hierzu zählen die Deponien C, K, P, Q und U4.

Beim Vergleich ihrer Kurven mit den jeweils dazugehörigen Niederschlagskurven zeigt sich, dass die Sickerwasserkurven einen parallelen Verlauf nehmen (Abb. 2.60, Deponie C). Beispiele für eine erfolgreiche Abdeckung bzw. Abdichtung sind in Abb. 2.61, Deponie B und in Abb. 2.62, Deponie M, zu sehen. Hier wurden die Niederschlagswerte den jeweiligen Sickerwassermengenwerten gegenübergestellt. In den letzten Jahren ist (Abb. 2.61 und Abb. 2.62) ein deutlicher Rückgang der Mengen erkennbar. Die Deponie B wurde lediglich mit einer 65 cm starken Schicht aus

schluffigen Feinsand und Boden abgedeckt (kf-Wert = 10^{-8} m/s), aber zusätzlich mit einem 5 %-igen Gefälle versehen. Die Deponie M wurde nicht überhöht, aber sukzessiv über Jahre hinweg mit 2,5 m Boden abgedeckt. Bei beiden Deponien ist ein deutlicher Mengenrückgang erkennbar.

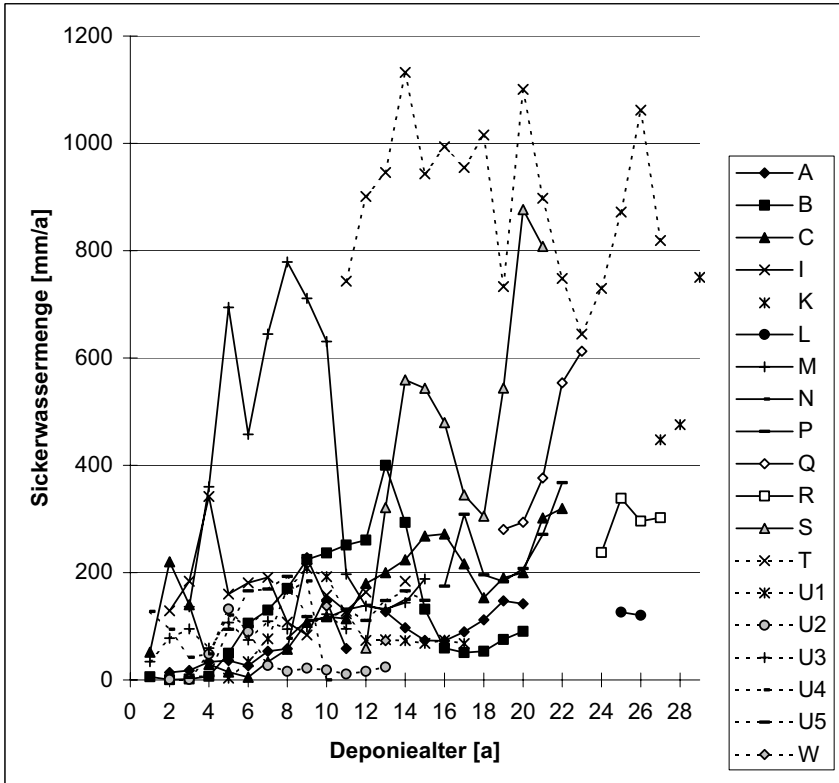


Abb. 2.59 Darstellung der Sickerwassermengen der Deponien

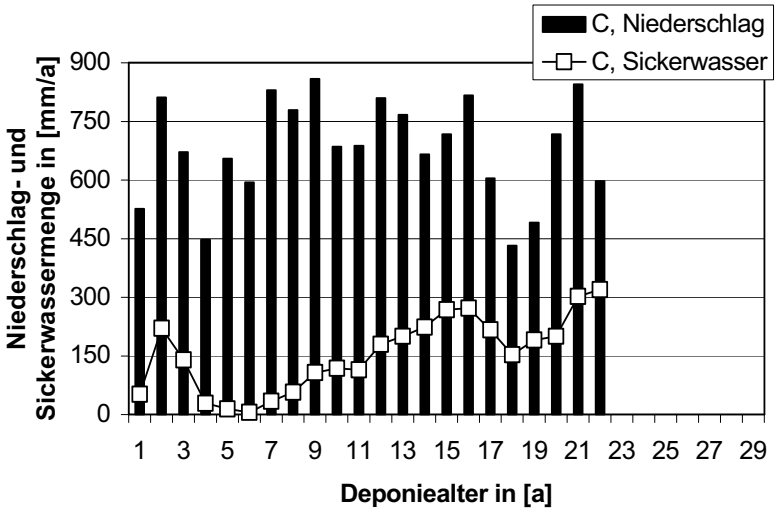


Abb. 2.60 Darstellung der Niederschlags- und Sickerwassermengen der Deponie C

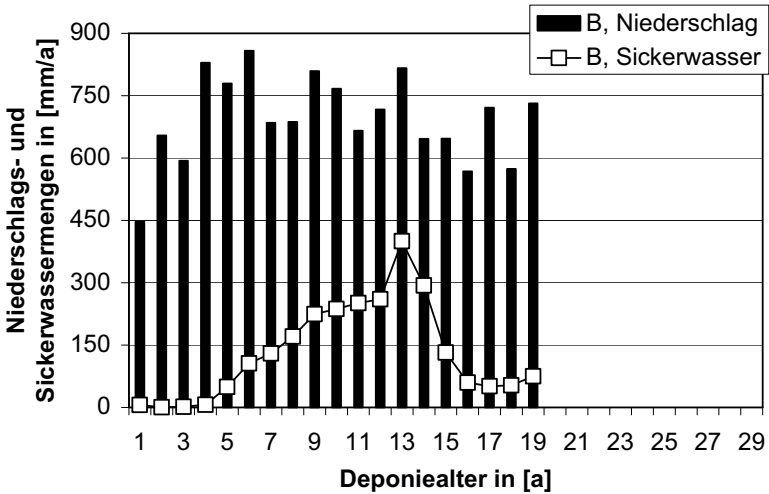


Abb. 2.61 Darstellung der Niederschlags- und Sickerwassermengen der Deponie B

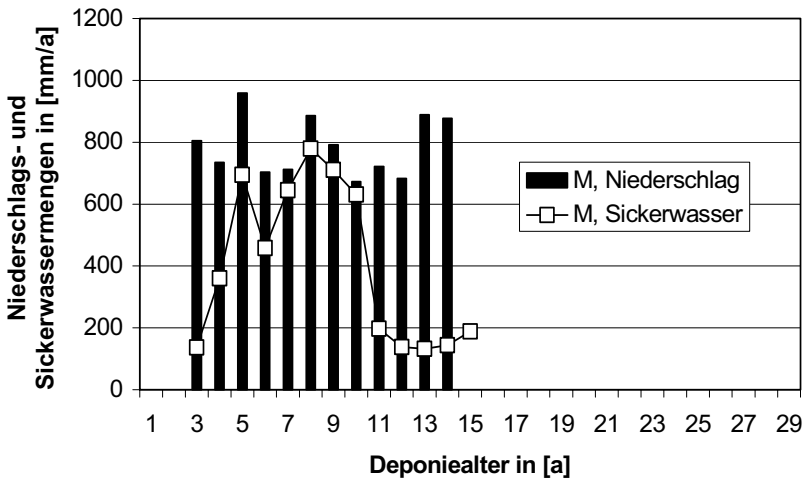


Abb. 2.62 Darstellung der Niederschlags- und Sickerwassermengen der Deponie M

2.3.2 Deponie AA und CA

2.3.2.1 Sickerwassermengen der Deponie AA

Parallel zum Anstieg der Konzentration der meisten Parameter verläuft die Zunahme des Sickerwassergesamtaufkommens (Abb. 2.63). Dieser Anstieg ist wahrscheinlich größtenteils auf den zusätzlichen Zufluss von Kompostwasser zurückzuführen.

In den Jahren 16 bis 18 werden zwischen 50.000 und 60.000 m³ Sickerwasser gefasst. Im 19. Jahr erfolgt ein steiler Anstieg auf 74.000 m³. Eine ähnliche Menge wird auch im darauf folgenden Jahr erzielt. Danach gehen die Sickerwassermengen wieder auf die Werte der früheren Jahre zurück.

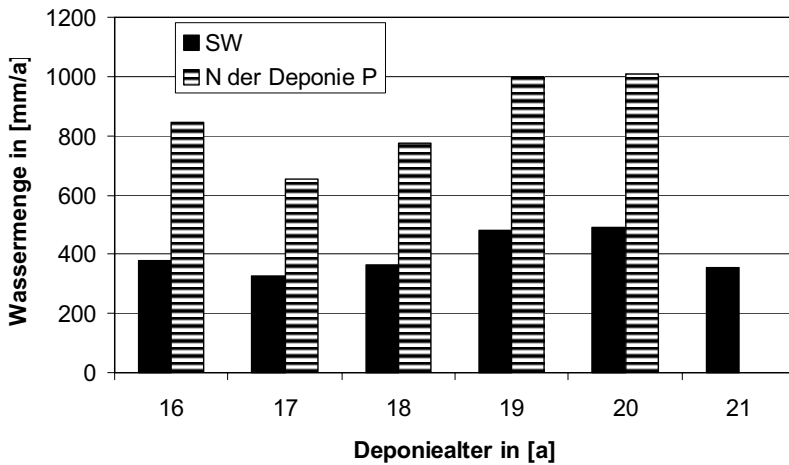


Abb. 2.63 Gegenüberstellung von Sickerwassermengen und Niederschlagsmengen der Deponie AA

Es liegen keine Niederschlagsaufzeichnungen für die Deponie AA vor. Allerdings gibt es Aufzeichnungen einer in der Nähe liegenden Wetterstation. Demnach waren die Niederschläge der Jahre 19 und 20 signifikant höher als die aus den früheren Jahren. Es wurden über 200 mm mehr an Niederschlagswasser verzeichnet als zuvor. Bei einer Deponiefläche von ungefähr 15 ha würde sich unter der Annahme, dass ca. 50 % des Niederschlages als Sickerwasser anfällt, eine zusätzliche Sickerwassermenge von mindestens 15.000 m³ ergeben. Die großen Sickerwassermengen sind demzufolge nicht nur auf den Zufluss von Kompostwasser, sondern auch auf den hohen Niederschlag insgesamt in den jeweiligen Jahren zurückzuführen.

2.3.2.2 Sickerwassermengen der Deponie CA

Die Sickerwassermengen werden bereits seit über einem Jahrzehnt dokumentiert (Abb. 2.64). Die absoluten Sickerwassermengen haben im Laufe der Jahre ständig zugenommen, da die Ablagerungsfläche sukzessiv vergrößert wurde. Insgesamt schwanken die flächenbezogenen Sickerwassermengen zwischen 300 und 580 mm im Jahr, wobei die unterschiedlichen Mengen zum überwiegenden Teil auf Niederschlagsschwankungen zurückzuführen sind. Insgesamt sind im Mittel auf der Deponie CA deutlich höhere Niederschläge als auf der Deponie AA zu verzeichnen.

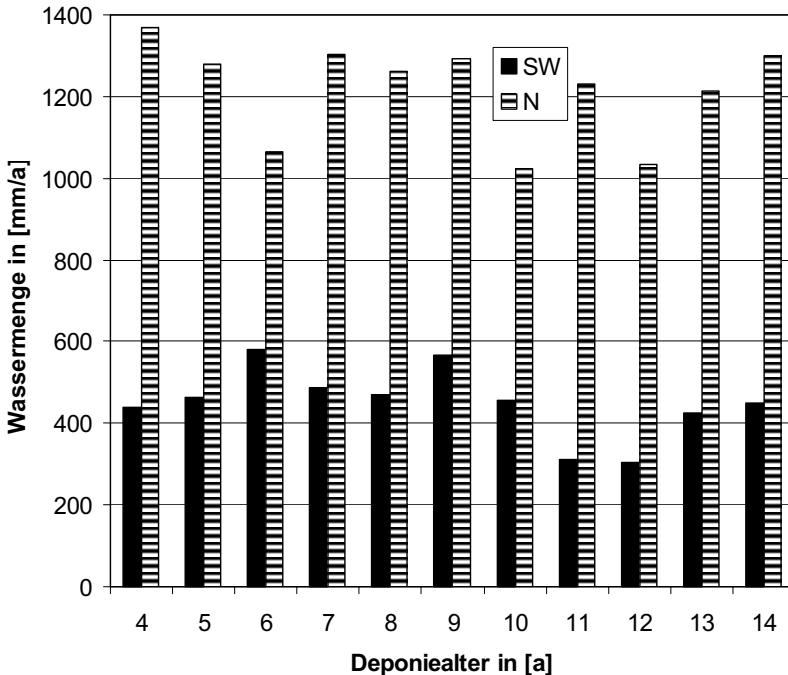


Abb. 2.64 Gegenüberstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie CA

2.4 Sickerwasserfrachten ausgewählter Deponien

Im Rahmen dieses Kapitels werden die Sickerwasserfrachten von zwei sich noch im Ablagerungsbetrieb befindlichen Deponien (AA und CA) und vier bereits endverfüllten (A, I, M und N) Deponien gegenübergestellt. Als Parameter wurden der BSB₅, CSB, N_{ges}, Chlorid und Zink ausgewählt. Diese Summenparameter und der Stickstoff geben einen ersten Hinweis auf die biologische Aktivität des Abfallkörpers, das Chlorid steht stellvertretend für das Verhalten der gut wasserlöslichen Ionen und das Zink wurde als beispielhafter Vertreter der Schwermetalle gewählt.

Die Berechnung der in diesem Kapitel dargestellten Sickerwasserfrachten erfolgte nach folgender Beziehung:

$$\text{Sicker wasserfracht } [\text{mg}/(\text{a} \cdot \text{t})] = \frac{\text{Sicker wassermenge } [\text{m}^3/\text{a}] \cdot \text{Stoffkonzentration}^* [\text{mg}/\text{m}^3]}{\text{Trockenmasse } [\text{t}]}$$

*) bezogen auf den Jahresmittelwert

Durch die Bezugnahme auf die Trockenmasse wird ein Vergleich der Daten von unterschiedlichen Deponien erst möglich. Diese Berechnungsart findet auch bei Auswertungen von Lysimeterversuchen Verwendung. Die jeweilige Trockenmasse wurde pro Deponie berechnet, wobei für alle Deponien ein durchschnittlicher Wassergehalt von 30 % angenommen wurde. Unterschiede gab es lediglich bei der jeweiligen Abfalldichte, die bei den noch betriebenen Deponien (AA und CA) mit 1 t/m³ und bei den bereits verfüllten Deponien (A, I, M und N) mit zumeist 0,9 t/m³ angenommen wurde. Hierdurch wird der verbesserten Einbautechnik heutiger Deponien Rechnung getragen.

2.4.1 Deponie AA

In Abb. 2.65 sind die jährlichen Frachten der Deponie AA dargestellt. In den meisten Jahren liegen die Frachten der aufgeführten Parameter deutlich unter 100 bzw. z. T. sogar unter 50 g/t Trockenmasse. Lediglich im 19. und 20. Deponiejahr steigen alle dargestellten Frachten um ein Mehrfaches an. Die organischen Summenparameter erreichen Maxima von 2.598 g/t Trockenmasse (CSB) und 1.047 g/t Trockenmasse (BSB₅). In diesen Jahren erhöhen sich parallel dazu die Sickerwassermengen bzw. der Anteil des Kompostwassers am Sickerwasser. Die Wassermengen liegen mehr als 100 mm über den zuvor üblichen Mengen. Anhand der Frachten des 20. Jahres wird zudem deutlich, dass trotz hohen Sickerwasseranfalls die Frachten rückläufig sind. Dies gilt im besonderen Maße für den BSB₅-Wert. Dieser hat bereits im 20. Jahr seinen niedrigen Wert aus den übrigen Jahren erreicht. Aus dem 21. Jahr liegen weder Werte für den BSB₅ noch für Chlorid vor. Der CSB befindet sich erst ab dem 21. Jahr wieder auf einem niedrigeren Niveau. Schon nach einem Jahr sind die Mengen stark rückläufig. Aufgrund des großen Niederschlagsanfalls ist zu vermuten, dass größere Mengen des Kompostwassers der offenen Mietenkompostierung zusammen mit dem Sickerwasser entsorgt wurden. Parallel dazu sind die Konzentrationen und damit die Frachten der Deponie AA stark angestiegen. Erst das 21. Deponiejahr zeigt das Bild einer unbeeinflussten Sickerwasserprobe. Das Kompostwasser wurde zu diesem Zeitpunkt bereits komplett getrennt entsorgt. Hier zeigt sich, dass die Frachten sich nicht verändert haben, sondern auf einem ähnlichen Niveau wie im 18. Jahr liegen.

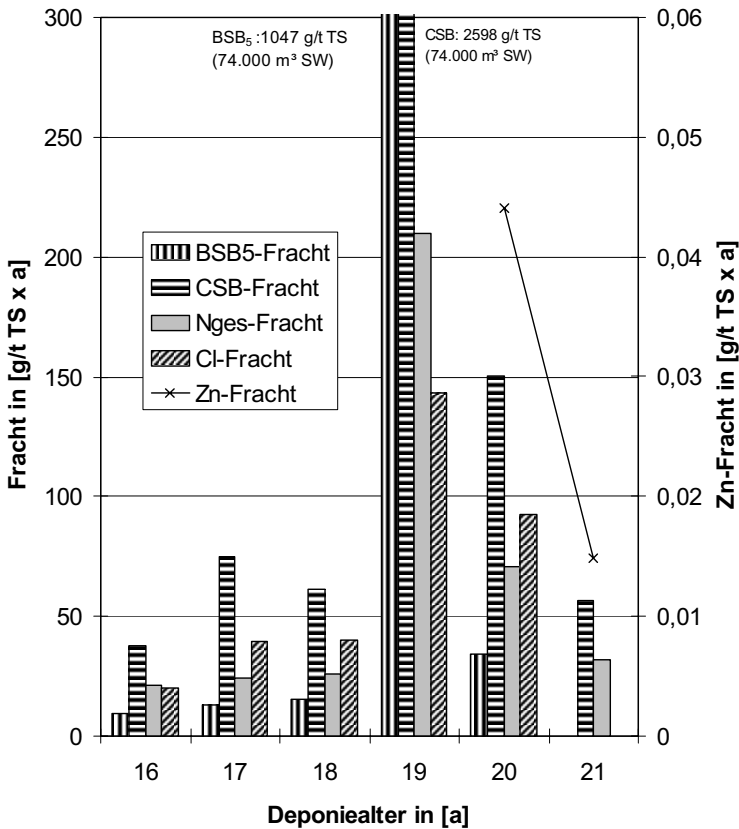


Abb. 2.65 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie AA

2.4.2 Deponie CA

Ein anderes Bild ergibt sich bei der Deponie CA (Abb. 2.66). Hier kommt es in den ersten dokumentierten Jahren zu größeren CSB- und BSB₅-Frachten. Danach sind die Mengen rückläufig. Lediglich die Chloridfracht steigt im 13. Jahr nochmals erheblich an. Ansonsten bewegen sich die Frachten der dargestellten Parameter zwischen 5 und 70 g/t

Trockenmasse. Die Zinkfracht sinkt ebenfalls kontinuierlich und liegt im letzten Messjahr bei nur 5 mg/t Trockenmasse.

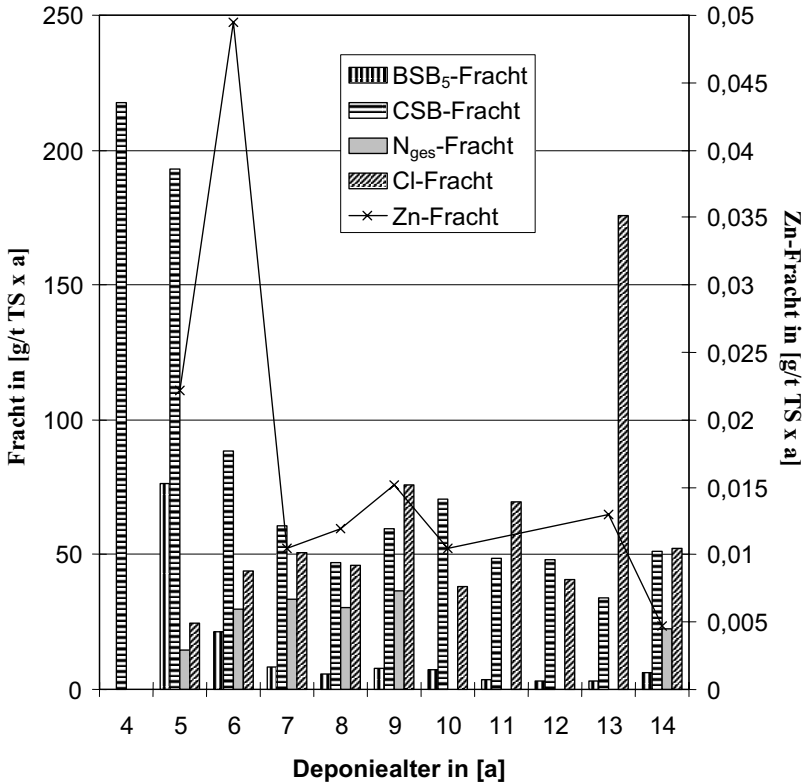


Abb. 2.66 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie CA

2.4.3 Deponie A

Bei dieser verfüllten Deponie handelt es sich um eine relativ kleine, in weniger als 10 Jahren errichtete Deponie, deren Abfall zu ungefähr 45 % aus Siedlungsabfällen besteht. In Abb. 2.67 sind die jährlichen Sickerwasserfrachten dargestellt. Demnach sind über die bisherige Laufzeit gerechnet eher geringe Frachten zu verzeichnen. Nur zu Anfang der Verfüllung kommt es zu hohen organischen Frachten. Im Fall des Parameters CSB liegen die Maximalwerte bei über 100 g/t Trockenmasse im Jahr.

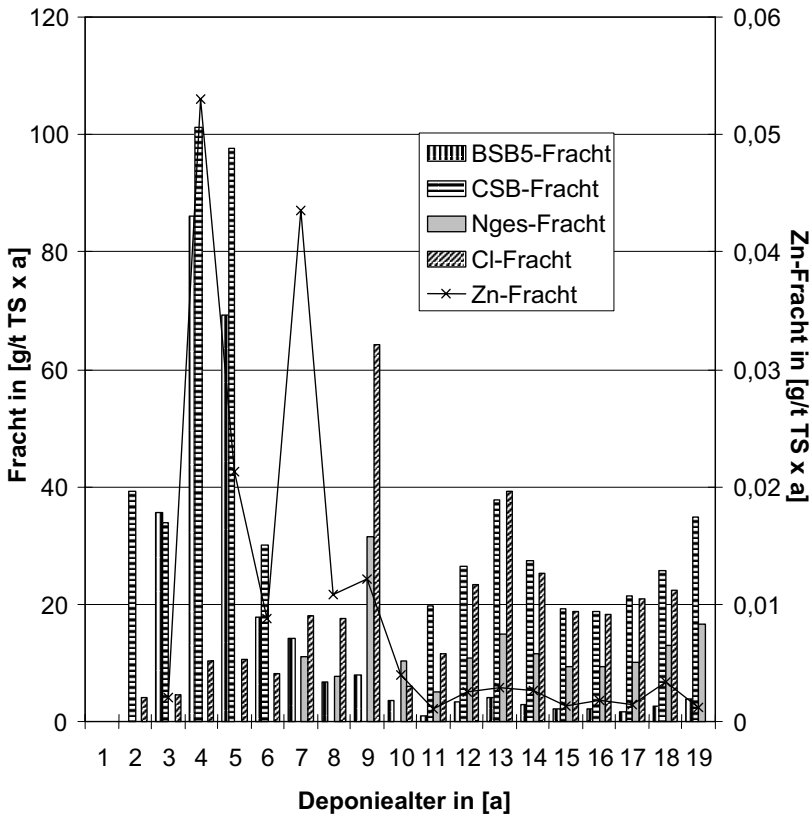


Abb. 2.67 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie A

Der BSB₅ erreicht Werte von über 80 g/t Trockenmasse im Jahr. Im Laufe der Zeit kommt es zu einem starken Rückgang der Frachten. Zwischenzeitlich zeigt der Parameter Chlorid eine höhere Jahresfracht, nimmt dann aber wieder stark ab. In den Deponiejahren 12 bis 19 schwanken die Frachten zwischen 20 und 40 g/t Trockenmasse im Jahr. Die auftretenden Schwankungen sind mit den Veränderungen der Sickerwassermengen korrelierbar, vergrößern sich die Mengen, steigen auch die Frachten an. Die Zinkfrachten weisen im Gegensatz dazu einen kontinuierlichen Abwärtstrend auf.

2.4.4 Deponie I

Die Deponie I wird nur auf einem kleinen Teilstück noch mit geringen Mengen stabilisiertem Klärschlamm verfüllt. Siedlungsabfälle gelangen bereits seit mehreren Jahren nicht mehr auf die Deponie.

Die in Abbildung 2.68 dargestellten organischen Jahresfrachten der Deponie I stellen sich am Anfang der Verfüllung als sehr viel größer dar als die der übrigen Deponien. Die organischen Summenparameter erreichen Werte von bis zu 680 g/t TS (CSB im vierten Jahr). Nach fünf Jahren sinken die Frachten auf einen ähnlichen Wertebereich ab, wie die der übrigen Deponien. Sie liegen zuletzt unter 40 g/t TS pro Jahr. Die BSB₅-Fracht liegt nochmals deutlich unter diesem Wert. Zum Schwermetallverhalten der Deponie kann keine Aussage getroffen werden, da die Datendichte für den Parameter Zink zu gering ist.

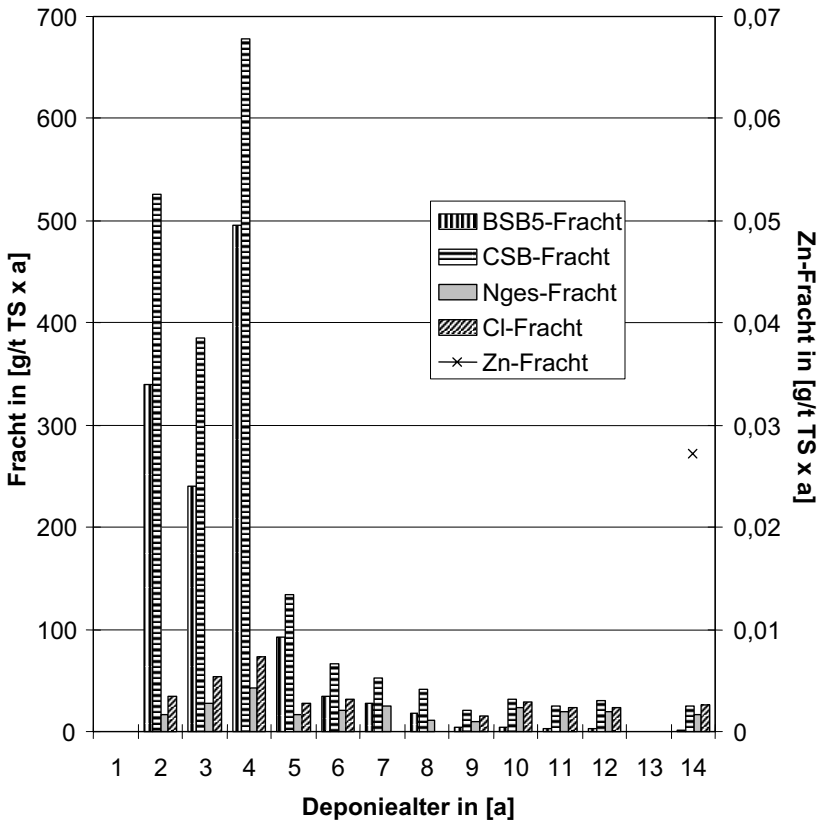


Abb. 2.68 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie I

2.4.5 Deponie M

In Abbildung 2.69 sind die jährlichen Frachten der Parameter BSB₅, CSB, N_{ges}, Cl und Zn in g/t Trockensubstanz (TS) dargestellt.

Die größten Frachten wurden zwischen dem vierten und zehnten Jahr erzielt. Parallel zu den rückläufigen Sickerwassermengen (Kapitel 2.3.1) verringern sich auch die

Sickerwasserfrachten. Die rückläufigen Sickerwassermengen sind auf die sukzessive Aufbringung einer 2,5 m starken Oberflächenabdeckung zurückzuführen.

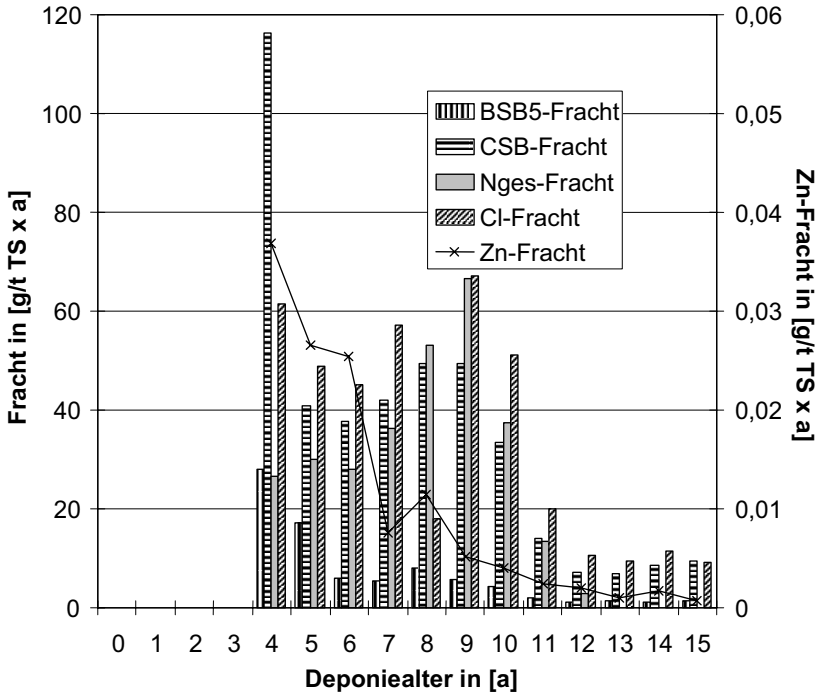


Abb. 2.69 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie M

Insgesamt zeichnet sich der Parameter CSB durch die mit Abstand größten Frachten aus. Der Maximalwert liegt bei 116 g/t TS. Im Gegensatz dazu befinden sich die Zinkfrachten im Milligrammbereich. Für den Parameter N_{ges} liegen aus den letzten drei Jahren keine Daten vor. Allerdings zeichnet er sich z. T. ebenfalls durch hohe Frachten aus (bis zu 67 g/t TS). Im zuletzt dokumentierten 12. Jahr ist die N_{ges} -Fracht stark zurückgegangen. Dieser Rückgang ist aber noch kein sicheres Indiz für eine

langfristige, kontinuierliche Verringerung der N_{ges} -Frachten, sondern muss in Verbindung mit den rückläufigen Sickerwassermengen gesehen werden.

2.4.6 Deponie N

Die endverfüllte Deponie N ist eine Hochdeponie mit einem außergewöhnlich kleinen Prozentsatz an Siedlungsabfall (13 %). Der Großteil setzt sich aus Baurestmassen, Industrieabfällen, verunreinigten Böden etc. zusammen. In Abbildung 2.70 sind die Frachten der Deponie N dargestellt.

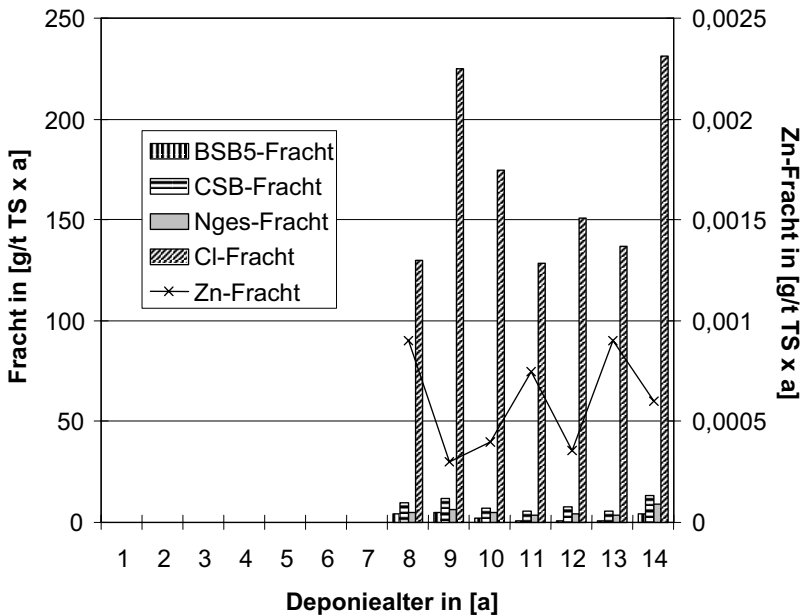


Abb. 2.70 Darstellung der Sickerwasserfrachten der Deponie N

Es ist deutlich zu erkennen, dass sich die im Vergleich zu den übrigen verfüllten Deponien andere Abfallstruktur dieser Deponie auch in ihren Frachten bemerkbar macht. Aus den Anfangsjahren liegen keine Daten vor. Trotzdem ist deutlich zu erkennen, dass die organischen Frachten nur sehr gering sind. Sie befinden sich im Vergleich zu den anderen Deponien auf einem geringen Niveau. Im starken Kontrast dazu stehen die Chloridfrachten. Sie erreichen Maximalwerte von über 220 g/t TS im Jahr. Demgegenüber sind die Zinkfrachten sehr gering. Sie sind um eine Zehnerpotenz geringer als bei den übrigen verfüllten Deponien. Diese Konstellation ist wahrscheinlich auf den hohen Anteil an Industrieabfällen und auf das neutrale bis alkalische Milieu im Abfallkörper zurückzuführen.

2.4.7 Gegenüberstellung der Gesamtfrachten der Deponien

In Tab. 2.2 sind die Gesamtfrachten der Deponien dargestellt. Insgesamt ist eine hohe Variation der Werte zu erkennen. Die Hauptgründe hierfür sind einerseits die unterschiedlich langen Erfassungszeiträume und andererseits die Tatsache, dass die Deponien AA und CA noch verfüllt werden und damit die Fracht noch erhöht wird, die übrigen hingegen bereits endverfüllt sind.

Die niedrigsten Werte für die organischen Summenparameter BSB₅ und CSB besitzt die Deponie N. Dies ist sowohl auf die Zusammensetzung des Abfalls zurückzuführen, der Anteil des Hausmülls beträgt nur 13 %, als auch auf die erst im achten Jahr einsetzende Erfassung der Daten. Hohe Werte für den BSB₅ und CSB besitzen hingegen die Deponien, deren Daten bereits während der Verfüllung erhoben wurden. Hierzu zählen die Deponien AA, CA, A und I. Bei der Deponie M ging nur ein Betriebsjahr in die Berechnung der Gesamtfrachten mit ein. Somit sind ihre BSB₅- und CSB-Frachten auch deutlich geringer, obwohl der Hausmüll- bzw. Siedlungsabfallanteil bei den Deponien AA, CA, A, I und M in etwa demselben Bereich von 40 bis 60 % liegt.

Die Werte für den Parameter N_{ges} zeigen weniger große Abweichungen. Ein Grund hierfür ist die erst in späteren Jahren ansteigende Konzentration des N_{ges} . Somit wirkt sich eine zeitversetzte Erfassung der N_{ges} -Konzentrationen nicht so stark wie bei anderen Parametern aus.

Tab. 2.2 Gesamtfrachten der Deponien über die jeweiligen erfassten Jahreszeiträume

Deponie	BSB₅-Fracht [g O ₂ /t TS]	CSB-Fracht [g O ₂ /t TS]	N_{ges}-Fracht [g/t TS]	Zn-Fracht [g/t TS]	Cl-Fracht [g/t TS]
AA ¹⁾	1.118	2.979	385	0,06	338
(Deponie-jahre)	(16-20)	(16-21)	(16-21)	(20-21)	(16-20)
CA	143	918	167	0,14	618
(Deponie-jahre)	(5-14)	(4-14)	(5-9 + 14)	(5-10, 13-14)	(5-14)
A	265	533	161	0,17	324
(Deponie-jahre)	(3-19)	(2-6 + 11-19)	(7-19)	(3-19)	(2-18)
I	1.263	2.017	249	0,03	336
(Deponie-jahre)	(2-12 + 14)	(2-12 + 14)	(2-12 + 14)	(14)	(2-6 + 9-12 + 14)
M	82	415	294	0,12	409
(Deponie-jahre)	(4-15)	(4-15)	(4-12)	(4-15)	(4-15)
N	18	61	37	0,004	1.176
(Deponie-jahre)	(8-14)	(8-14)	(8-14)	(8-14)	(8-14)

1) Werte extrem hoch, da Kompostwasser und Sickerwasser als Mischprobe beprobt wurden

Bei den Zink-Gesamtfrachten ist ebenfalls eine deutliche Heterogenität zu erkennen. Diese ist vor allen Dingen auf die extrem unterschiedlichen Erfassungszeiträume zurückzuführen, da auch die Zinkfrachten am Anfang aufgrund des sauren Milieus am höchsten sind.

Die Chlorid-Gesamtfrachten sind insgesamt deutlich niedriger als die Frachten der Parameter BSB₅ und CSB. Eine Ausnahme bildet die Deponie N. Hier macht sich der hohe Anteil an anorganischem Abfall der Deponie N bemerkbar. Auf ihr wurden sehr viel mehr Schlämme und Industrieabfälle abgelagert als auf den übrigen Deponien.

Eine genaue Bilanzierung der Anfangsfrachten gegenüber den noch verbliebenen Frachten ist aufgrund der wenig genauen Aussagen zur Zusammensetzung des Abfalls nicht möglich.

2.5 Gasmengen, -qualität, Gasprognosen

Von den 30 innerhalb dieser Studie vorgestellten Deponien verfügen 22 über eine aktive oder passive Entgasungseinrichtung. Hiervon konnten die Gasmengendaten von 15 Deponien ausgewertet werden. Bei den übrigen Anlagen lagen keine Gasmengendaten vor. Ein Vergleich der abgesaugten Gasmengen von 14 Deponien wird im folgenden Kapitel vorgenommen.

Neben einem Quantitätsvergleich war auch eine Gegenüberstellung der Qualitätsunterschiede geplant. Dies ist nur mit den Daten der Deponie H möglich, die noch über eine relativ alte Entgasungsanlage verfügt, bei allen anderen Anlagen sind Qualitätsvergleiche nicht möglich. Für die Deponie DA erfolgt eine Gegenüberstellung von Gasprognosen und der erfassten Gasmenge.

Beim Vergleich der Daten untereinander, muss außerdem beachtet werden, dass es sich bei den Mengenangaben nicht in jedem Fall um Normkubikmeter handelt.

2.5.1 Gasmengen

In Abb. 2.71 sind die durchschnittlich abgesaugten Gasmengen von 14 Deponien, die über eine Entgasungsanlage verfügen, dargestellt. Auf der Zeitachse sind die Jahre aufgetragen, die seit der Ende der Abfallablagerung vergangen sind. Das Jahr der letzten Abfallablagerung ist mit 0 gleichgesetzt worden und die vorherigen Jahre werden zurückgezählt. Auf der Ordinate wird die Menge an Gas aufgetragen, die pro 100.000 m³ Siedlungsabfall auf der jeweiligen Deponie gefördert wurde. Da die Menge an Siedlungsabfällen in den allermeisten Fällen nur abgeschätzt werden konnte, befindet sich hier eine mögliche Fehlerquelle.

Die Mehrzahl der Deponien, das ist in Abb. 2.71 deutlich zu erkennen, wurde erst einige Jahre nach Ende der Ablagerung mit einer Entgasungsanlage ausgestattet. Es gibt insgesamt nur vier Deponien (H, I, N und U), die einerseits bereits über einen längeren Zeitraum entgast werden und bei denen andererseits die Entgasung schon sehr frühzeitig, entweder noch während der Verfüllung oder ein bis zwei Jahre später, begonnen wurde. Aber schon bei diesen vier Deponien ist die Heterogenität der Gasmengen bereits zu erkennen. Die Deponie N erreicht z. B. sehr hohe Kubikmetermengen pro Stunde. Allerdings wurde bei dieser Deponie auch schon während der Verfüllung Gas abgesaugt. Schon ein Jahr nach Ende der letzten Abfallablagerung kommt es zu einer starken Abnahme der Gasmengen. Danach steigen die Mengen allerdings wieder an. Bei den Deponien H und I kommt es ebenfalls nach wenigen Jahren zu einem starken Rückgang der Mengen. Lediglich die Deponie U zeigt ein anderes Verhalten. Hier steigen die Gasmengen bis zum fünften Jahr nach Abschluss fast kontinuierlich an, um dann langsam wieder zurückzugehen. Eine mögliche Erklärung für dieses von den anderen Deponien abweichende Verhalten

liegt darin, dass diese Deponie nicht über die gesamte Fläche, sondern nur zum Teil entgast wird. Hierbei stehen insgesamt vier Fackelanlagen zur Verfügung, wovon ganz zu Anfang nur zwei in Betrieb waren und in den letzten zwei Jahren drei. Die vierte war zwischenzeitlich diskontinuierlich angeschlossen. Für die Berechnung der Mengen mussten vorher die jeweiligen Volumina festgelegt werden und da hier ein ständiger Wechsel des Einzugsbereiches vorlag, wurde sich auf das Volumen des Altbereiches, U1 und U2 beschränkt. Dadurch könnte es zu einer Verfälschung der Ergebnisse kommen, so dass zu große Mengen pro m³ Abfall vorgetäuscht werden.

Der Abbildung 2.71 ist zu entnehmen, dass das erste Messjahr der Entgasung nicht in die Beurteilung mit eingehen sollte, da in dieser Phase die jeweilige Anlage eingestellt und optimiert wird. Das bedeutet in den allermeisten Fällen, dass noch nicht die Mengen an Gas abgesaugt werden, die theoretisch erwartet werden können.

Im weiteren Verlauf der Einzelgraphen zeigt sich, dass sich nach 11 bis 12 Jahren die erfassten Mengen der unterschiedlichen Deponien immer mehr angleichen. Sie liegen zu diesem Zeitpunkt zwischen > 10 und < 30 m³/h. Dabei ist bemerkenswert, dass sich zwei Deponien, die erst seit diesem Zeitpunkt entgast werden, auf demselben Niveau befinden (J und V) wie die Übrigen. Diese Deponien verbindet die Tatsache, dass sie über keine qualifizierte Oberflächenabdichtung nach dem Stand der Technik verfügen, sondern nur über eine mineralische Oberflächenabdichtung. Im Gegensatz dazu steht die Deponie Y. Sie besitzt als einzige der Deponien eine Kunststoffdichtungsbahn (KDB) als Oberflächenabdichtung. Obwohl der Gasmengenverlauf zu Anfang der Entgasung von Deponie Y dem der anderen Kurven ähnelt, verweilt der Graph nach dem 11. Jahr auf einem fast doppelt so hohem Niveau.

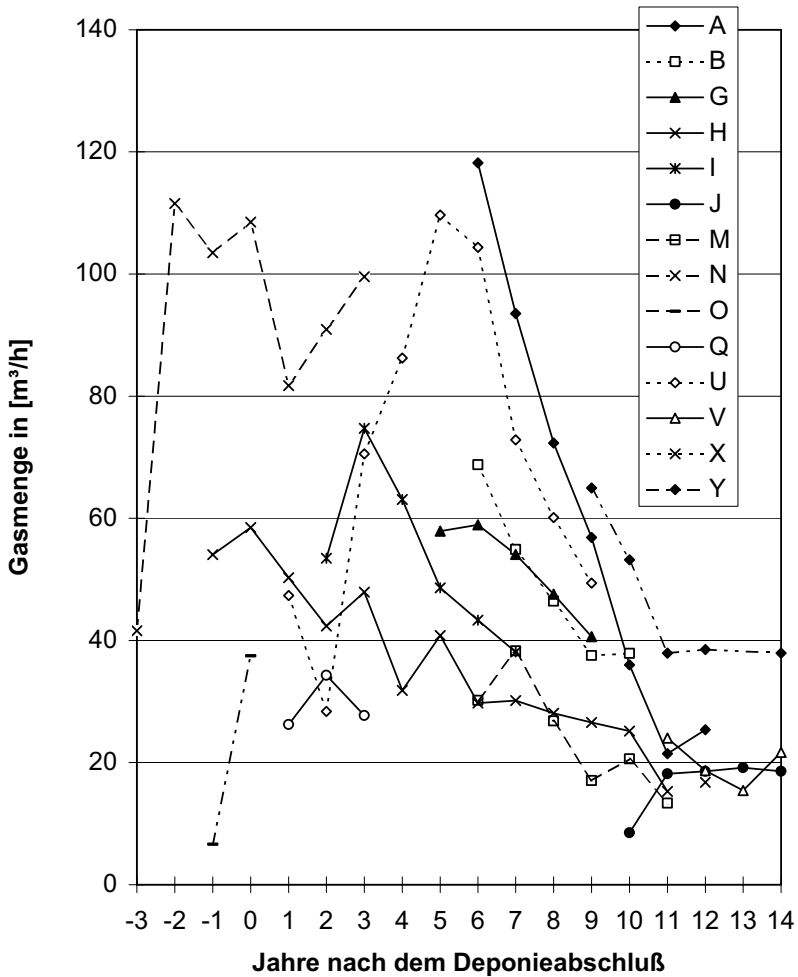


Abb. 2.71 Darstellung der abgesaugten Gasmengen der Deponien nach deren Betriebsende und auf jeweils 105 m^3 Siedlungsabfälle bezogen

2.5.2 Die Deponie H als Beispiel für den parallel verlaufenden Rückgang von Gasmenge und Methangehalt

Die Deponie H wurde zwischen 1966 und 1983 verfüllt. Bereits in ihrem letzten Betriebsjahr wurde die Entgasungsanlage betrieben. Die Entgasungsanlage besteht aus insgesamt 36 Gassammelbrunnen, sowie einem Verdichter und einer Fackel. Die Abteuftiefen der Gasbrunnen betragen zwischen acht und 12 m. Nach einem im Jahre 1994 erstellten Gutachten ist es notwendig, das Gassammelleitungssystem zu überarbeiten, um eine optimalere Gasausbeute zu erhalten. Insbesondere der Nordteil der Deponie, der noch vor 1980 verfüllt wurde, weist eine sehr schlechte Gasqualität auf. Im Gegensatz dazu lieferten einige der beprobten Brunnen aber auch noch verwertbare Methan-Konzentrationen.

Die Ergebnisse hinsichtlich Gasmenge und Methan-Konzentration sind in Abb.2.72 dargestellt.

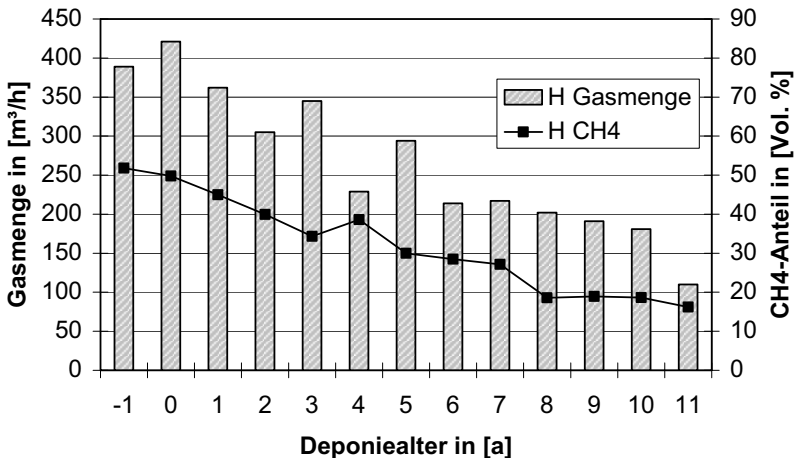


Abb. 2.72 Darstellung der Gasqualität und -quantität der Deponie H

Anhand der in Abb. 2.72 dargestellten Kurven ist zu erkennen, dass in den ersten Jahren nicht nur die größten Mengen an Gas abgesaugt, sondern auch die höchsten Methan-Volumenanteile erzielt wurden. Sowohl die Gasmengen als auch die prozentualen Anteile des Methans an der Gesamtmenge nehmen kontinuierlich ab. Ein offensichtlicher Grund ist, dass die Gasproduktion insgesamt zurückgegangen ist. Eine zweite Möglichkeit besteht darin, dass die Deponie z. T. übersaugt wird und deshalb eine Art Verdünnungseffekt auftritt, wodurch die Methan-Konzentrationen aus noch aktiven Bereichen der Deponie durch andere Teile gesenkt werden. Ein Indiz hierfür sind Messungen, die 1990 an Gasbrunnen durchgeführt wurden und bei denen sowohl hohe Stickstoff- als auch hohe Sauerstoff-Konzentrationen festgestellt wurden. Ein weiterer Grund könnte das nicht mehr voll funktionstüchtige Entgasungssystem sein.

2.5.3 Gegenüberstellung von Gasprognosen und der erfassten Gasmenge der Deponie DA

Die Deponie DA eignet sich für einen Vergleich von tatsächlich erfassten und prognostizierbaren Mengen, weil hier aufgrund der nahezu kontinuierlichen Entgasung des Deponiekörpers mit nur geringen Verfälschungen der Gasmengen aufgrund von Anstauungen im Abfallkörper oder Übersaugung zu rechnen ist. Es bietet sich anhand dieser Deponie die Möglichkeit, realistische Mengenergebnisse bezogen auf den eingebauten Abfall zu erstellen.

In Abbildung 2.73 sind die tatsächlich erfassten Mengen den prognostizierten Mengen gegenübergestellt. Bei der Durchführung der Prognoserechnungen wurde auf Ansätze aus dem Leitfaden 'Deponiegas' der Landesanstalt für Umwelt in Baden-Württemberg (LFU Baden-Württemberg, 1992) zurückgegriffen.

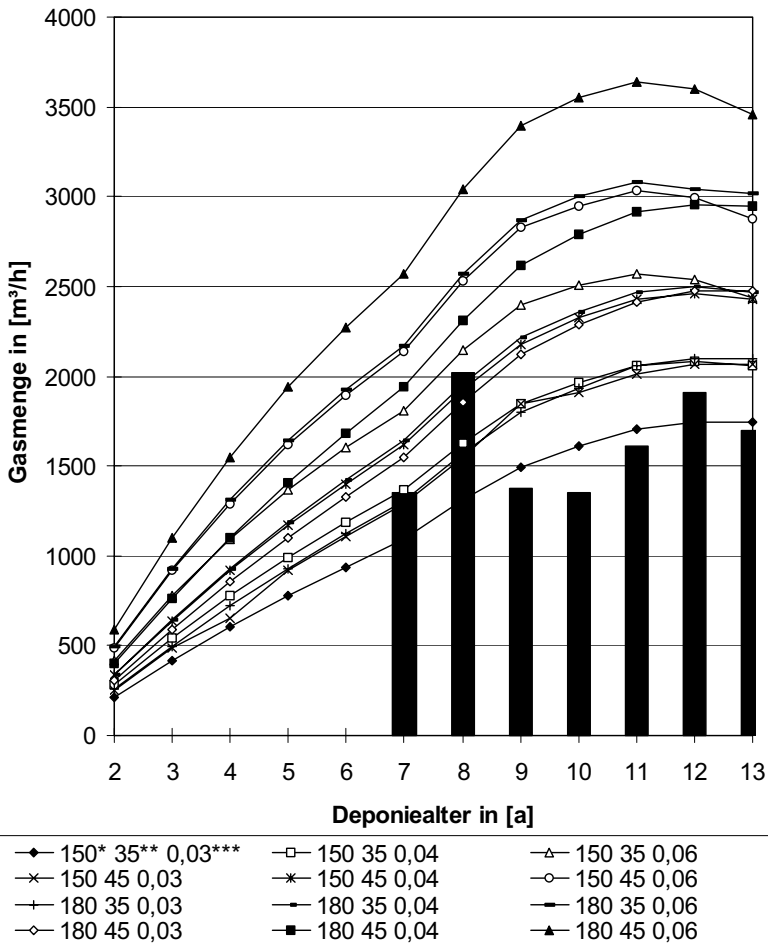
Die Größen organischer Kohlenstoff, k-Wert und Temperatur wurden innerhalb der Berechnungen mehrfach variiert. Für den organischen Kohlenstoff gab es zwei

unterschiedliche Ansätze (150 und 180 kg/t) die wiederum mit zwei unterschiedlichen Temperaturen 35 und 45 °C und drei verschiedenen k-Werten (0,03; 0,04; 0,06) kombiniert wurden. Somit konnten eine Reihe von Ansätzen, die sich nur in einer Größe unterscheiden, berechnet werden. Bei jedem dieser Prognosen wird von der Gesamtmenge an produziertem Gas ausgegangen.

Anhand der Abbildung 2.73 ist deutlich zu erkennen, dass der Großteil der Prognosen um z. T. mehr als das Zweifache zu hoch ist. Hierfür kann es prinzipiell mehrere Gründe geben:

- Art und Steuerung des Gasfassungssystems: Die erfassten Mengen stellen nur höchstens 50 % des wirklich produzierten Gases dar, das Übrige diffundiert über die Oberfläche in die Atmosphäre,
- die meisten Ansätze sind zu hoch bemessen,
- es herrschen keine optimalen Gasbildungsbedingungen im Abfallkörper.

Lediglich der Minimalansatz ($c_{\text{org.}} = 150 \text{ kg/t}$; k-Wert = 0,03; $T = 35 \text{ C}$) erweist sich im Gegensatz zu den anderen Prognosen als zu gering. Der Ansatz prognostiziert die erfassten Mengen einerseits am genauesten, setzt andererseits z. T. auch zu geringe Mengen an. Somit wäre die nach diesem Modell geplante Entgasungsanlage streckenweise überlastet. Die Ansätze ($c_{\text{org.}} = 150 \text{ kg/t}$, $T = 35 \text{ °C}$, k-Wert = 0,04; $c_{\text{org.}} = 150 \text{ kg/t}$, $T = 45 \text{ °C}$, k-Wert = 0,03) hingegen befinden sich in einem sicheren Abstand zu den erfassten Mengen.



*organischer Kohlenstoff in 1 t Abfall, **Temperatur in °C, ***k-Wert in m/s

Abb. 2.73 Gegenüberstellung der erfassten und prognostizierten Gasmengen der Deponie DA

Die ersten zwei Jahre nach Installierung der Anlage können hierbei nicht als Richtwert genutzt werden, da es sich hier um die Anlauf- oder Optimierungsphase der Anlage handelt, in der z. T. noch anstehendes Gas aus dem vorhergehenden Zeitraum abgesaugt wird oder es aufgrund anlagenspezifischer Probleme zur Übersaugung des Deponiekörpers kommen kann. In den darauf folgenden Jahren 9 bis 12 nimmt die Gasmenge fast kontinuierlich zu. Dies steht in Bezug zu den bis vor einigen Jahren ständig wachsenden Abfallmengen, die aufgrund der anaeroben Stoffwechselfvorgänge der Bakterien zeitverzögert zu Deponiegas abgebaut werden. Im zuletzt dokumentierten Jahr ist allerdings ein Rückgang der Mengen zu verzeichnen. Der Grund liegt in der rückläufigen Abfallmengenentwicklung in den vergangenen fünf Jahren. Bis zum siebten Deponiejahr sind die Abfallmengen insgesamt relativ hoch und zudem ist ein jährliches Wachstum zu beobachten. In den darauf folgenden Jahren nehmen die Abfallmengen kontinuierlich ab. Insbesondere die letzten drei Jahre befinden sich, bezogen auf den eingebauten Abfall, 170.000 bis 230.000 m³ unter dem Niveau des siebten Deponiejahres. Solch enorme Volumen- und Materialeinbußen führen zwangsläufig zu rückläufigen Deponiegasmengen, obwohl die Deponie noch verfüllt wird.

Insgesamt ist zu berücksichtigen, dass sich die Aussagen auf die Auswertung nur einer Deponie stützen. Zur Verifizierung der getroffenen Annahmen ist die Auswertung von weiteren Gasmengendaten ähnlich gut dokumentierter Deponien notwendig. Allgemein gültige Aussagen können aufgrund der Daten einer einzigen Deponie nicht getroffen werden.

2.6 Setzungen

Bei neun der insgesamt 30 untersuchten Deponien werden Setzungsmessungen durchgeführt. Die vorhandenen Messungen können zum Großteil innerhalb dieser

Studie nicht verwendet werden, da Aufzeichnungen widersprüchlich sind, Angaben, (z. B. die Müllhöhe), fehlen oder die Messungen erst kurzzeitig durchgeführt werden und deshalb keine ausreichende Aussagekraft besitzen. Somit sind insgesamt nur die Setzungsdaten von den Deponien A, B und I auswertbar.

Bei den übrigen 21 Deponien sind nur qualitative Aussagen über das Setzungsverhalten möglich. So wurde z. B. bei der Deponie H von großen Setzungen berichtet, die wieder mit Boden zugeschüttet werden mussten.

Innerhalb der folgenden Ausführungen werden nur die Daten der Deponien A, B und I zugrundegelegt. Die Abb. 2.74 bis Abb. 2.80 zeigen die Setzungslinien der Deponien A, B und I. Bei A und B wird für alle Messpunkte der Betriebsschluss als Zeitpunkt Null gesetzt. Es werden keine zeitlichen Unterscheidungen zwischen den verschiedenen Abschnitten vorgenommen, da sich den Abschnitten, auf denen sich die Messpegel befinden, keine genauen Verfüllzeiträume zuordnen lassen. Im Gegensatz dazu ist bei der Deponie I bekannt, wie lange die betreffenden Abschnitte verfüllt worden sind.

In Abb. 2.74 bis Abb. 2.77 sind die Setzungslinien der Deponie A dargestellt. Die ersten Setzungsmessungen wurden vier Jahre nach Betriebsende an insgesamt 62 Messpunkten durchgeführt. Es wurden über die gesamte Fläche verteilt, vier Profillinien gezogen. Zwei Längsprofile (AA und BB) führen von Nordosten nach Südwesten. Die beiden Linien (CC und DD) verlaufen quer von Nordwesten nach Südosten. In Abb. 2.74 und Abb. 2.75 sind die Linien AA und BB und in Abb. 2.76 und Abb. 2.77 sind CC und DD dargestellt. Die Setzungslinien von DD zeigen, verglichen mit den Übrigen, die größten Setzungen. Die prozentual stärksten Setzungen treten bei allen im Zeitraum der ersten drei Untersuchungsjahre auf. Insgesamt liegen die Setzungen zwischen ein und sechs % der jeweiligen Müllhöhe. In absoluten Zahlen ausgedrückt, sind dies zwischen 37 und 94 cm.

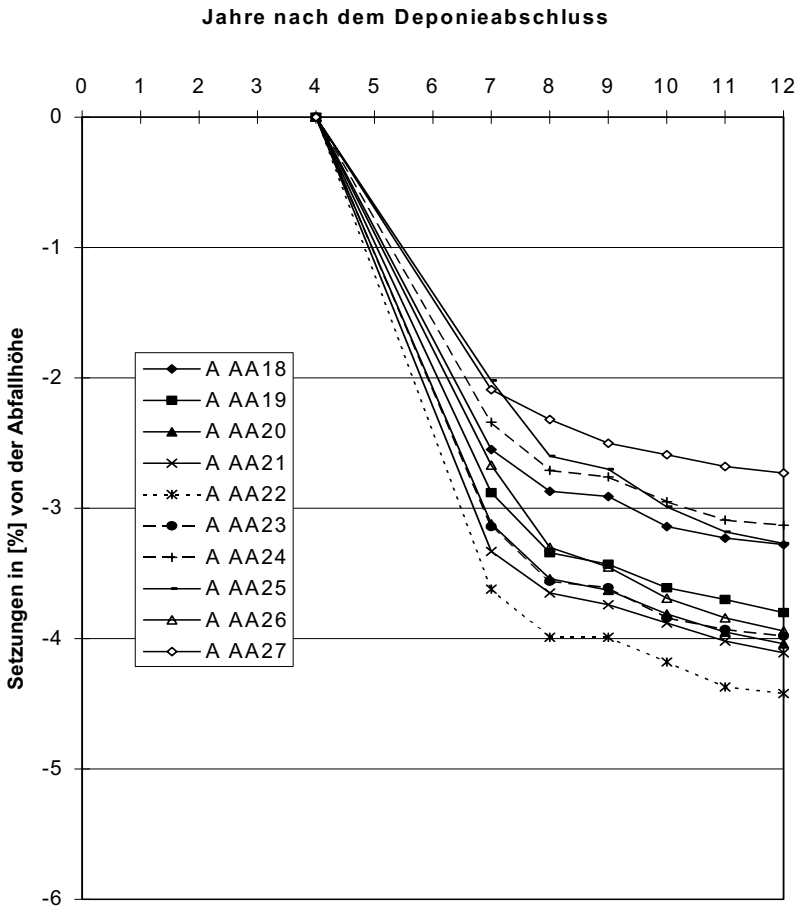


Abb. 2.74 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie A; Setzungslinie AA

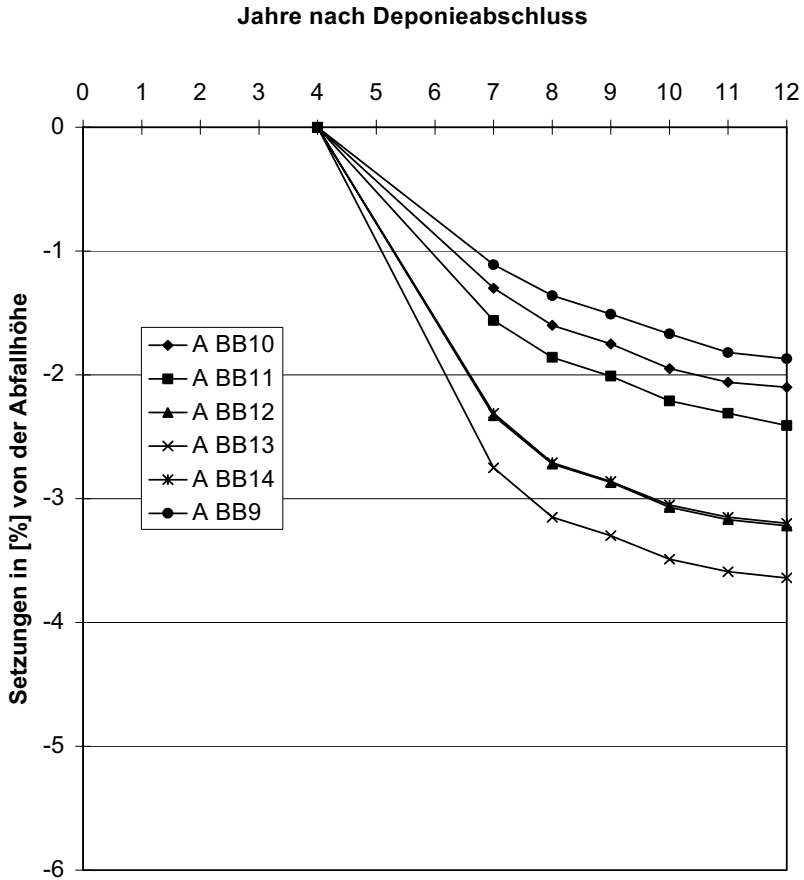


Abb. 2.75 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie A; Setzungslinie BB

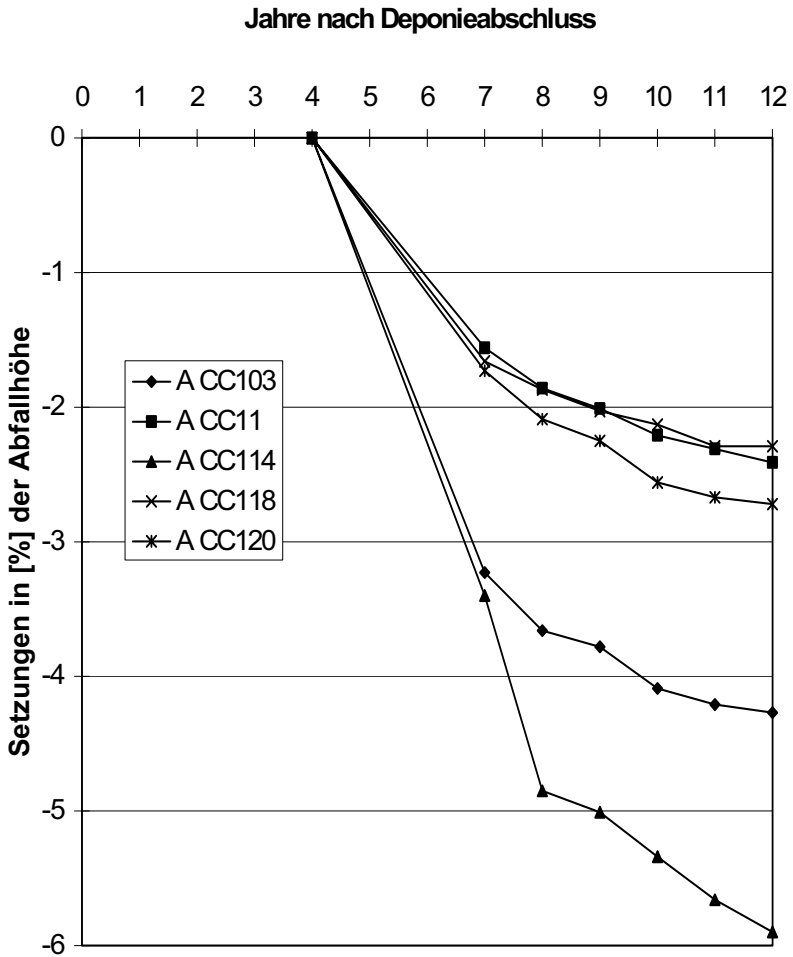


Abb. 2.76 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie A; Setzungslinie CC

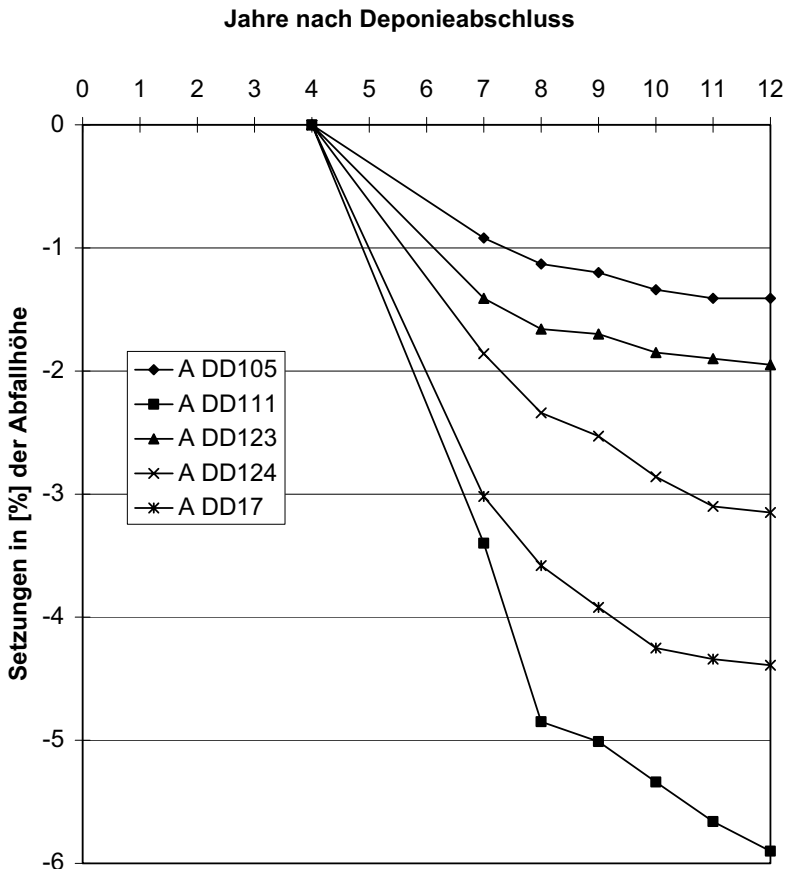


Abb. 2.77 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie A; Setzungslinie DD

In Abb. 2.78 und Abb. 2.79 sind die Setzungslinien der Deponie B dargestellt. Auf der Deponie werden seit dem fünften Jahr nach Abschluss 12 Pegel halbjährlich

vermessen. Die Profillinie AA erstreckt sich quer vom Südwesten zum Nordosten der Deponie und die Profillinie BB längs von Süden nach Norden. Die signifikant größten Setzungen durchläuft der Setzungspunkt P8 dieser Deponie. Alle anderen Punkte bleiben weit dahinter zurück. P8 befindet sich auf dem Teilstück, das als letztes in Betrieb genommen wurde. Allerdings ist nicht bekannt, wie lange dieser Teilbereich verfüllt wurde und ob er länger in Betrieb blieb als die anderen Deponieabschnitte.

Die Setzungen der Deponie B liegen insgesamt zwischen 0,6 und 4 % der Abfallhöhe. In absoluten Zahlen ausgedrückt, sind das 10 bis 57 cm. Im Vergleich zur Deponie A treten sehr viel geringere Setzungen auf der Oberfläche auf.

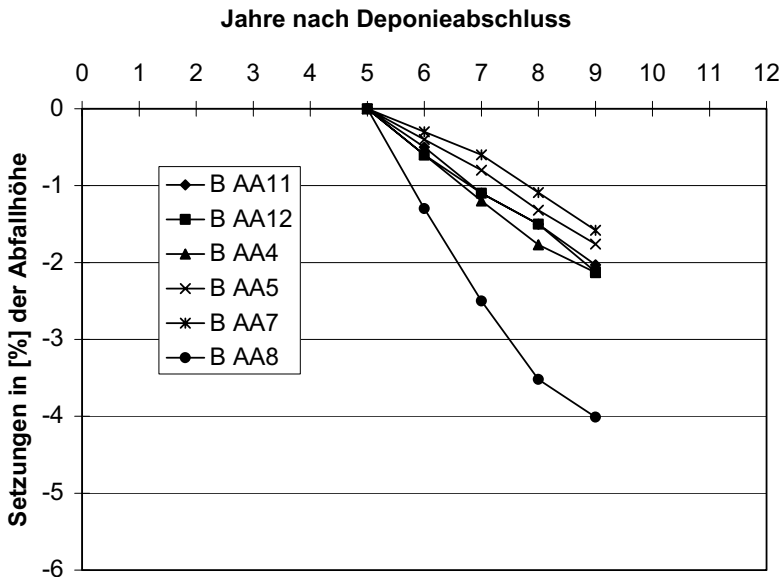


Abb. 2.78 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie B, Setzungslinie AA

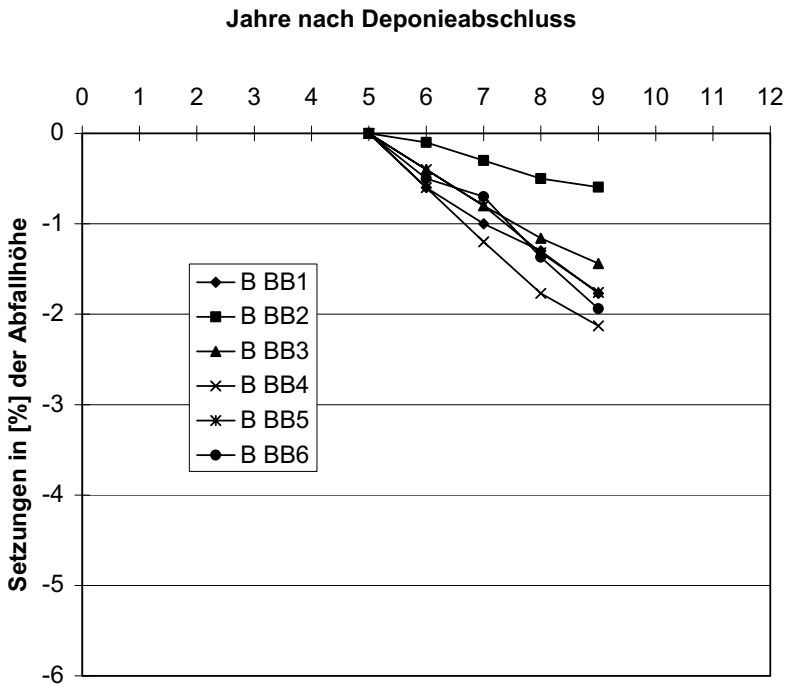


Abb. 2.79 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie B, Setzungslinie BB

In Abb. 2.80 sind die Setzungslinien der Deponie I dargestellt. Bei ihr war es möglich, den Setzungspunkten ein unterschiedliches Verfülldatum zuzuordnen. Mit den Vermessungen wurde direkt nach dem Verfüllen des letzten Teilbereiches (siehe Punkt 1 in Abb. 2.80) begonnen. Bei der Deponie I zeigen sich größere Setzungen als bei den Deponien A und B. Auf dem jüngsten Abschnitt wurden Setzungen von bis zu 13 % der Abfallhöhe gemessen. Selbst auf dem Teilstück, dass zu Beginn der Messungen

bereits fünf Jahre verfüllt war, konnten noch Setzungen bis zu 4,5 % gemessen werden.

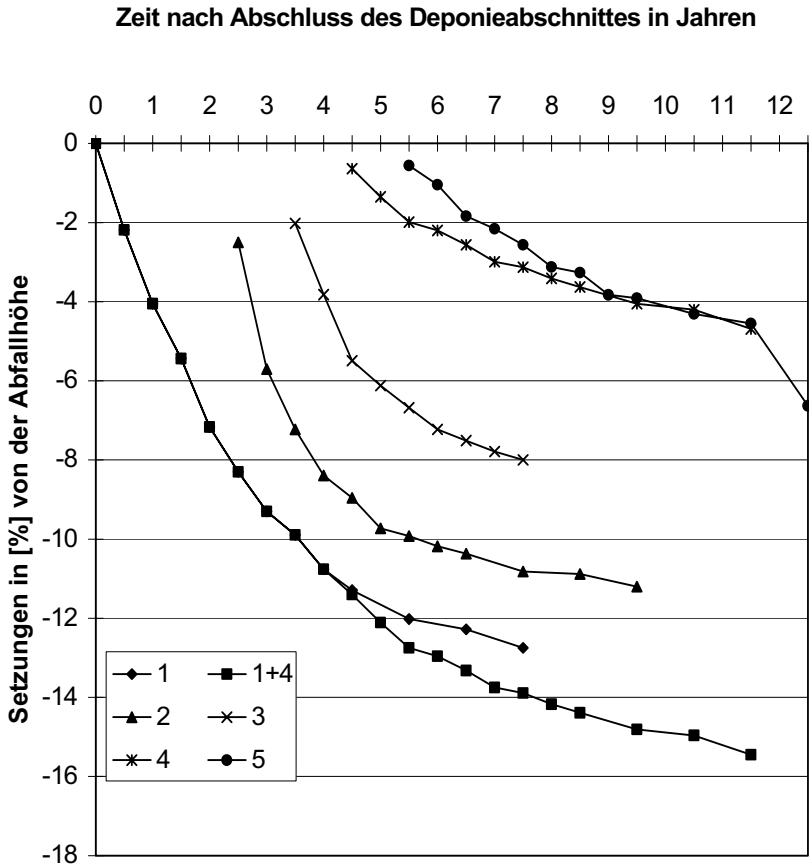


Abb. 2.80 Darstellung des Setzungsverhaltens der Deponie I

2.7 Diskussion der Ergebnisse

Im folgenden Kapitel wird eine umfassende Auswertung der gesamten Daten vorgenommen. Dabei wird so vorgegangen, dass zuerst die einzelnen Themenbereiche Sickerwasserqualität, Sickerwasserquantität, Gasqualität, Gasquantität und Setzungen getrennt abgehandelt werden und als letztes eine themenübergreifende Bewertung durchgeführt wird.

2.7.1 Sickerwasserqualität

Die Daten werden als jeweils über ein Kalenderjahr gemittelte Werte der Deponien dargestellt. Die Deponie V, die über keinerlei Sickerwasseranalysedaten verfügt, fehlt. Nicht dargestellt sind die Ergebnisse der Messungen an den Deponien AA, BA, CA sowie DA. Sofern diese Ergebnisse auffällig von denen der anderen Deponien abweichen, wird im Text gesondert darauf hingewiesen.

Für einige relevante Sickerwasserparameter werden Extrapolationen durchgeführt, die Hinweise darauf geben sollen, mit welchen Sickerwasserbehandlungszeiten bei alten Hausmülldeponien gerechnet werden muss, bevor die Direkteinleiterbedingungen entsprechend des Anhangs 51 der Allgemeinen-Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift (N.N., 1998) (Tab. 2.3) über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer eingehalten werden. Für einige Sickerwasserparameter wurden Abbildungen erstellt, die ebenfalls Mittelwerte der Gesamtdeponien enthalten. Letztere sind aber innerhalb von Phasen, die zuvor festgelegt wurden, gemittelt worden.

- Die Jahre 1 bis 5 nach Ablagerungsbeginn bilden die erste oder auch saure Phase,
- die Jahre 6 bis 10 formen die so genannte Übergangsphase,
- die Jahre 11 bis 20 werden als Abklingphase bezeichnet und
- die Jahre 21 bis 30 als stationäre Phase.

Die Werte aus den Jahren 31 bis 34 fanden hier keine Verwendung, da es sich hier häufig um Daten von nur einer Deponie handelt.

Tab. 2.3 Grenzwerte gem. Anh. 51 der Allgemeinen-Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift

Anforderungen nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik Qualifizierte Stichprobe oder 2-Std.-Mischprobe	
Parameter	[mg/l]
BSB ₅	20
CSB	200
N _{ges}	70
Phosphor, gesamt	3
Kohlenwasserstoffe	10
Nitrit-Stickstoff	2
Anforderungen nach dem Stand der Technik Qualifizierte Stichprobe oder 2-Std.-Mischprobe	
Parameter	[mg/l]
Fischgiftigkeit als Verdünnungsfaktor GF	2
AOX	0,5
Quecksilber	0,05
Cadmium	0,1
Chrom	0,5
Chrom (VI)	0,1
Nickel	1,0
Blei	0,5
Kupfer	0,5
Zink	2,0
Arsen	0,1
Cyanid, leicht freisetzbar	0,2
Sulfid	1,0

2.7.1.1 CSB, BSB₅, BSB₅/CSB-Quotient und TOC im Vergleich

Aus der Abb. 2.81 ist zu erkennen, dass der CSB in den ersten Deponiejahren sehr hoch ist, im Durchschnitt über 5.000 mg O₂/l. Bis zum Beginn des vierten Jahrzehnts fällt er auf deutlich unter 1.000 mg O₂/l.

Bei der Extrapolation der Mittelwerte ergibt sich für einen Direkteinleiterwert für den Parameter CSB von 200 mg O₂/l, wie es der Anhang 51 vorsieht, ein Zeitraum von 33 Jahren. Dies würde bedeuten, dass die Deponien diesen Wert z. T. bereits erreicht hätten. Hierbei muss aber berücksichtigt werden, dass die CSB-Werte der letzten sechs Jahre nur aus sehr wenigen Einzelwerten gemittelt wurden. Im Vergleich dazu werden längere Zeiträume errechnet, wenn eine Extrapolation nur über 29 Jahre durchgeführt wird. Demnach würde ein CSB von 200 mg O₂/l im Mittel erst in 106 Jahren erreicht.

Der Kurvenverlauf der BSB₅-Mittelwerte (Abb. 2.82) ähnelt dem des CSB. Zu Anfang treten Mittelwerte von über 5.000 mg O₂/l auf, die aber bereits nach wenigen Jahren auf unter 1.000 mg O₂/l fallen. Der Rückgang der Mittelwerte vollzieht sich sehr viel schneller als beim CSB. Schon ab dem 10. Deponiejahr der Deponien sind die Mittelwerte auf weit unter 1.000 mg O₂/l gefallen. Extrapoliert man die Mittelwerte des BSB₅ in der Abb. 2.82 so stellt sich heraus, dass bereits nach 48 Jahren die Mehrzahl der Deponien den im Anhang 51 geforderten BSB₅-Wert von 20 mg O₂/l erreicht haben. Analog zum CSB werden die Deponiegruppen 1 und 3 den vorgegebenen Wert sehr viel schneller erreichen als die anderen Deponiegruppen (Abb. 2.1 und 2.19).

In Abb. 2.83 ist der Verlauf der TOC-Konzentrationen über die Zeit als Mittelwert nahezu aller Deponien dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass der TOC nur geringe Veränderungen durchläuft. Bis auf einen sehr hohen Jahresmittelwert ganz zu Anfang, der auf einen Einzelwert zurückzuführen ist, unterliegt der TOC kaum Schwankungen.

Bis zum 28. Deponiejahr ist keine einheitliche Tendenz zu erkennen. Erst in den darauf folgenden Jahren tritt eine Abnahme ein. Die Mittelwerte, die während der letzten fünf Jahre erfasst worden sind, liegen signifikant niedriger als die übrigen Werte. Sie stützen sich im Gegensatz zu den Jahren davor nur auf sehr wenig Datenmaterial. Es handelt sich hierbei um Daten der Deponie E, Gruppe 1, die sehr geringe TOC-Werte aufweist und einen Sonderfall darstellt. Die TOC-Konzentrationen der Deponie BA liegen mit Werten von 1.000 bis 1.500 mg/l in den ersten Jahren über den in der Abbildung 2.83 dargestellten Mittelwerten.

Die Abb. 2.84 zeigt den jeweiligen Mittelwert für die Parameter CSB, BSB₅ und TOC. Hierbei wurde der Mittelwert jeweils aus den Werten nahezu aller Deponien innerhalb der in Kapitel 2.7.1 festgelegten Phasen ermittelt. Anhand der Abb. 2.84 ist zu erkennen, dass der TOC im Gegensatz zum CSB und BSB₅ kaum Schwankungen unterworfen ist. In den ersten 10 Jahren ändert sich sein Mittelwert kaum. Einzelne Deponien können hier den Mittelwert überproportional stark beeinflussen, so dass eine Verfälschung der Werte eintritt. Der CSB und der BSB₅ hingegen zeigen von Phase zu Phase einen starken Konzentrationsrückgang. Falls dieses rückläufige Verhalten anhalten sollte, kann mit einem grundsätzlich positiven Verlauf in den nächsten Jahrzehnten gerechnet werden. Demnach würden die Werte des Anhangs 51 für die oben genannten Parameter in ca. drei Jahrzehnten eingehalten werden. In Relation zu den vorher erstellten Extrapolationen würde dies eine sehr viel schnellere Abnahme der Werte bedeuten. Hierbei ist zu bedenken, dass es sich hier um gemittelte Werte handelt, d. h., dass viele Deponien bereits vorher oder aber einige auch erst sehr viel später die berechneten Werte erreichen werden. Die Deponiegruppen 1 und 3 werden die Werte des Anhangs 51 bereits früher erreichen (Abb. 2.1 und 2.19) als die Gruppen 2, 4 und 5, wobei die Gruppe 4 die meiste Zeit benötigen wird.

Eine Gegenüberstellung von CSB- und TOC-Datenpaaren, die jeweils im Rahmen einer Analyse erstellt wurden, zeigt die Abb. 2.85. Insgesamt gibt es sehr viel weniger TOC- als CSB-Analysen. Die Datengrundlage besteht aus 220 Datenpaaren. Mit Hilfe

einer Regressionsgeraden lässt sich das Verhältnis von TOC zu CSB berechnen. Der Faktor liegt bei 3,53. Dieser Wert liegt etwas höher als die Werte in der Literatur. *Kabbe et al.* (1995) kam mit Hilfe von Lysimeterversuchen zu einem experimentellen Faktor von 3,14. Der Anhang 51 geht von einem Faktor 3 aus. Der höhere Faktor ist ein Indiz dafür, dass es sich bei einem Großteil der noch verbliebenen Kohlenstoffverbindungen um komplexere Verbindungen, wie z. B. Huminstoffe, handelt. Insgesamt ist eine deutliche Korrelation des TOC und CSB zu erkennen.

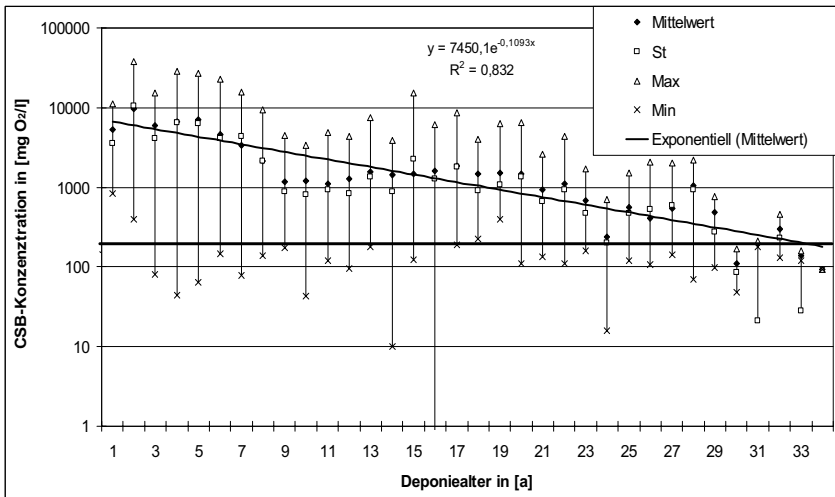


Abb. 2.81 Darstellung der jeweils über ein Jahr gemittelten CSB-Werte der Deponien

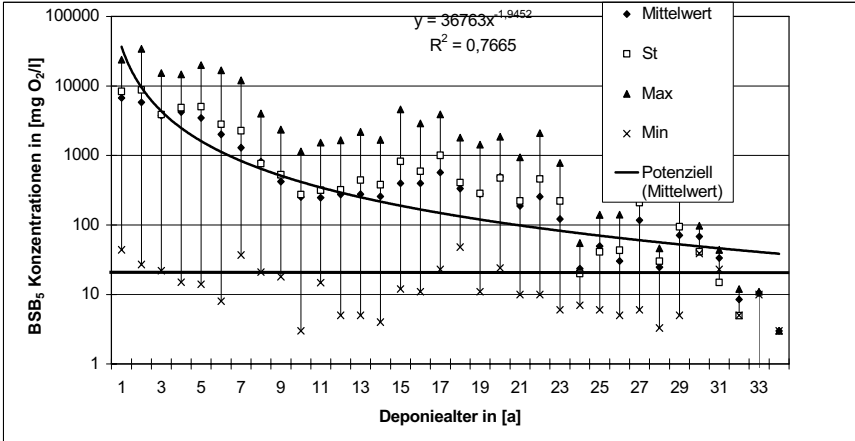


Abb. 2.82 Darstellung der jeweils über ein Jahr gemittelten BSB₅-Werte der Deponien

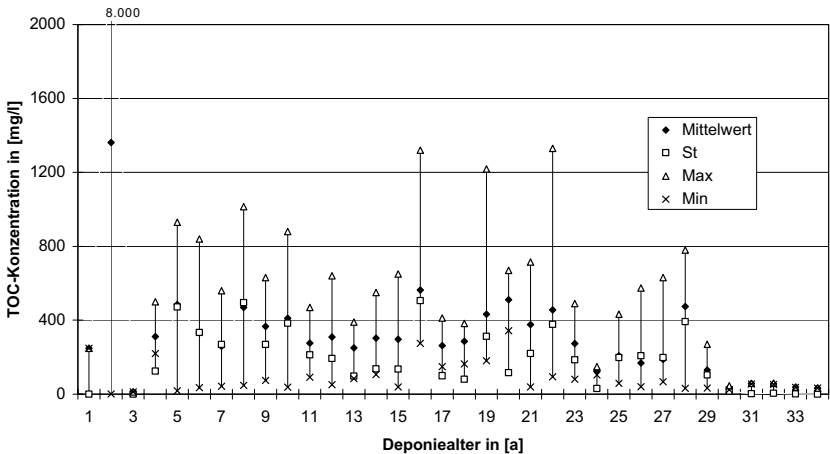


Abb. 2.83 Darstellung der jeweils über ein Jahr gemittelten TOC-Werte ohne J und N

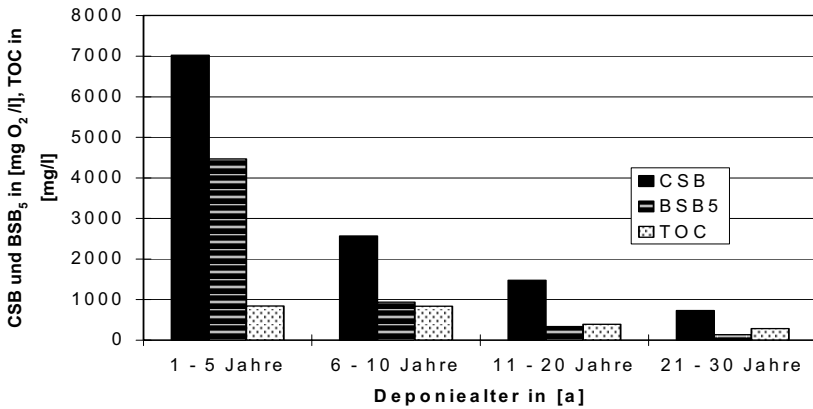


Abb. 2.84 Darstellung der CSB-, BSB₅- und TOC-Mittelwerte der Deponien (ohne J) in unterschiedlichen Phasen

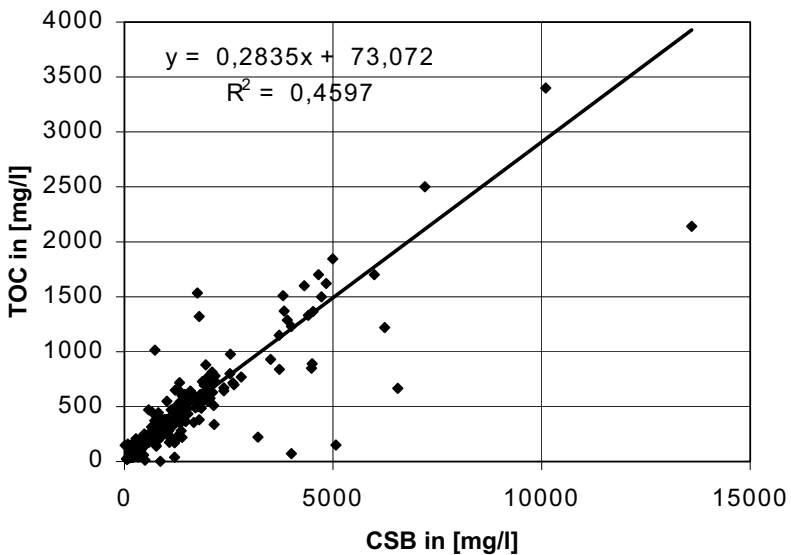


Abb. 2.85 Darstellung des Verhältnisses von TOC zu CSB

2.7.1.2 pH-Wert

Der Verlauf vieler Parameter hängt wesentlich vom Milieu im Abfallkörper ab. Eine Zeigerfunktion für die Stabilität des Milieus besitzt der pH-Wert. Wie anhand der Abb. 2.86 erkannt werden kann, befindet sich der pH-Wert in der Anfangsphase der Verfüllung im sauren pH-Bereich. Zumindest im ersten Deponiejahr liegen die gemessenen pH-Werte überwiegend unter 7. In Abb. 2.87 wird die Veränderung des pH-Wertes noch deutlicher. In der so genannten sauren Phase liegt der durchschnittliche pH-Wert deutlich unter den Werten der nachfolgenden Phasen. In den Jahren 11 bis 20 erreicht er die höchsten Werte im schwach alkalischen Bereich. Im sich anschließenden Jahrzehnt geht der Mittelwert des pH-Wertes wieder etwas zurück. Anhand der Abb. 2.86 wird aber ersichtlich, dass auch in späteren Jahren häufig noch Werte in den sauren Bereich abfallen. Ganz besonders stark ist dieser Trend allerdings nur in den ersten 7 Jahren zu beobachten. Durch die Betrachtung der pH-Werte zu unterschiedlichen Zeitpunkten wird deutlich, dass sich nahezu in allen Deponien ein schwach alkalisches Milieu ausbildet. Lediglich die Zeiträume, die bis dahin vergehen, sind variabel. Die Gruppe 2 zeichnet sich durch lange saure Phasen aus (s. auch Abb. 2.14) und die Gruppe 5 durch kurze saure Phasen. Letzteres ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die verbesserte Einbautechnik und auch auf die Abfallzusammensetzung zurückzuführen. Die Reststoffdeponie A1 hat sogar bisher keinerlei saure Phase durchlaufen (Abb. 2.54). Da die meisten organischen Bestandteile durch Vorsortierung der Abfälle entfernt werden, gibt es nur wenig Substrat für die fermentativen Bakterien, die Proteine, Lipide etc. zu organischen Säuren abbauen. Diese Säuren sind einerseits für das Absinken des pH-Wertes verantwortlich. Andererseits stellen sie das Ausgangssubstrat für die am weiteren Abbau beteiligten Bakteriengruppen dar.

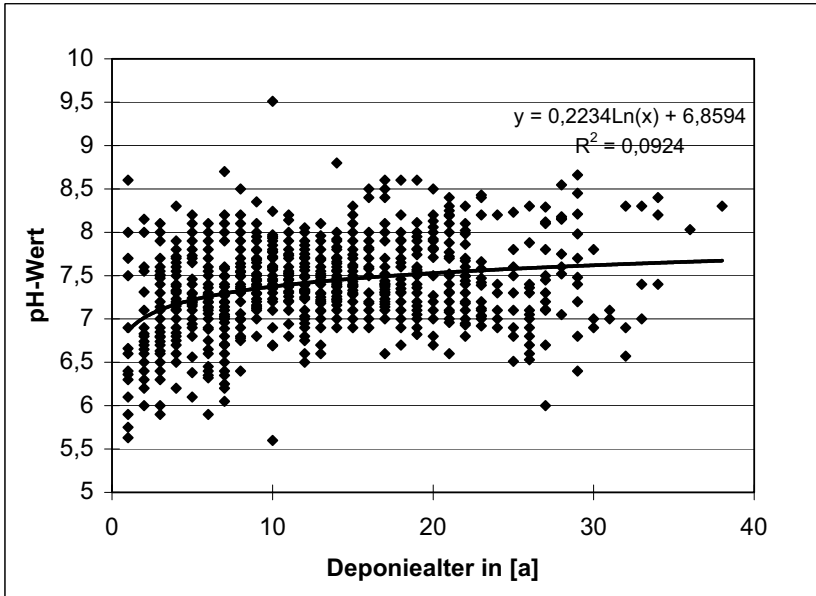


Abb. 2.86 Darstellung aller pH-Einzelwerte der Deponien

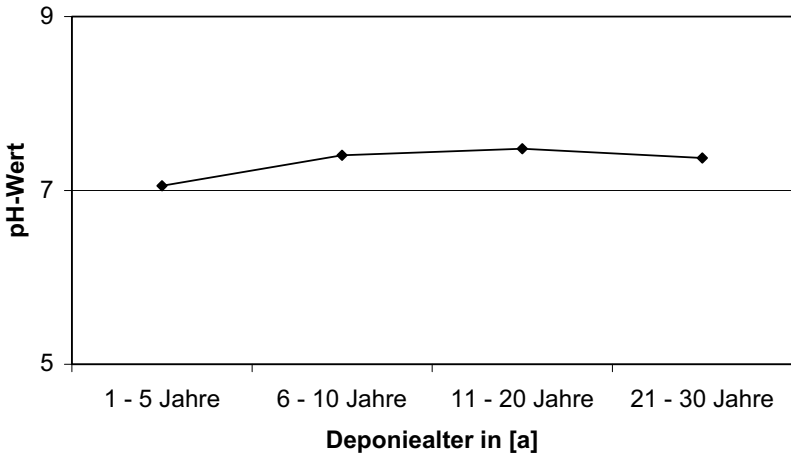


Abb. 2.87 Darstellung des über die festgelegten Phasen gemittelten pH-Wertes

2.7.1.3 Die Leitfähigkeit, die Chloridionen-Konzentration und der AOX

In Abb. 2.88 sind die Jahresmittelwerte der Leitfähigkeit dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass in den ersten 18 Deponiejahren kaum Veränderungen der Leitfähigkeit zu erwarten sind. Erst nach dieser Zeit fallen die Werte auf ungefähr die Hälfte der Ausgangswerte ab. Die Extremwerte der Gruppe 4 (siehe Abb. 2.28, Deponie N) sind in dieser Darstellung nicht berücksichtigt worden, da sie ansonsten das gesamte Bild verfälscht hätten. Bei der Deponie N beruhen die hohen Leitfähigkeiten auf einen überdurchschnittlichen hohen Anteil an Industrieabfällen, wie z. B. Schlamm. Die übrigen Gruppen zeigen ein recht übereinstimmendes Verhalten. Lediglich die Gruppe 2 (Abb. 2.16) liegt mit ihren Werten etwas höher als die anderen Gruppen.

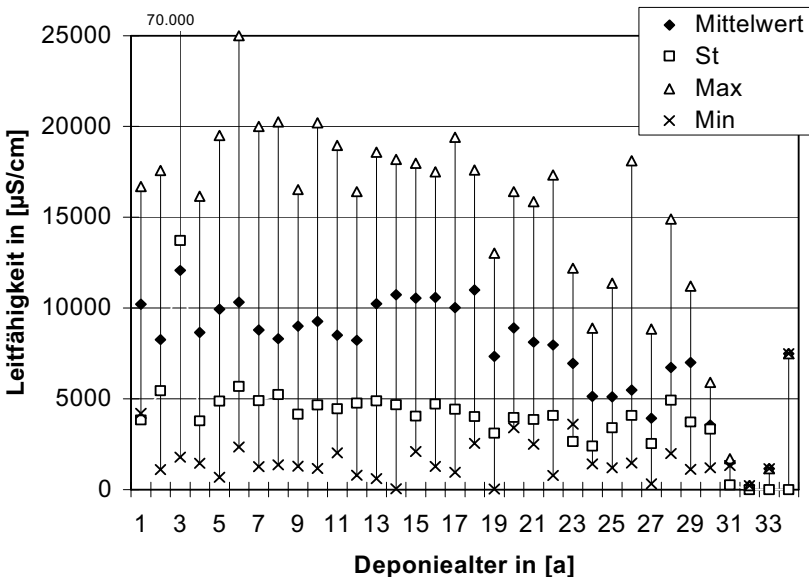


Abb. 2.88 Darstellung der Jahresmittelwerte der Leitfähigkeiten der Deponien (ohne J und N)

In der Darstellung 2.89 sind die Werte der Deponie N mit einbezogen worden. Es ist zu ersehen, dass der Durchschnitt der Leitfähigkeitswerte insgesamt angehoben wird und dass in der Phase, in der die meisten Werte der Deponie N vorliegen (sechs bis 10 Jahre, Übergangsphase), die höchsten Leitfähigkeiten und Chloridionen-Konzentrationen gemessen wurden. Hier wird der Durchschnitt von 8.000 bis 11.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 2.88) auf 15.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 2.89) angehoben. Die Konzentrationskurve der Chloridionen (Abb. 2.89) verläuft insgesamt parallel nach unten verschoben zur Leitfähigkeit.

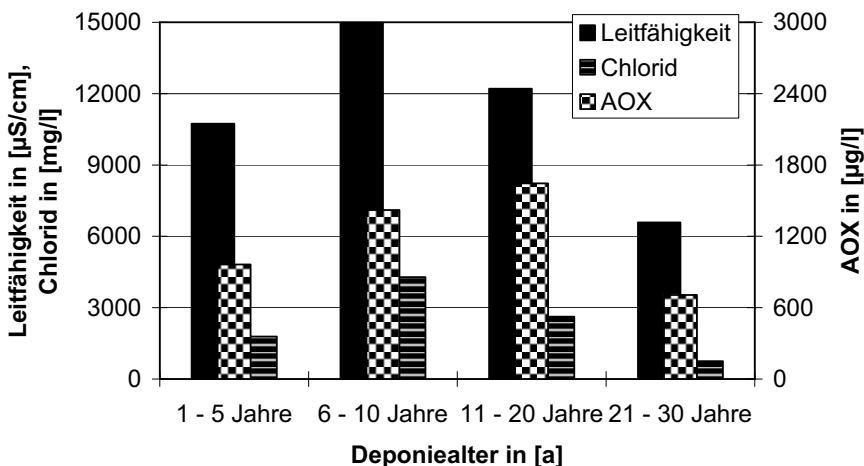


Abb. 2.89 Darstellung der gemittelten Werte für die Parameter Leitfähigkeit, Chlorid und AOX innerhalb der festgelegten Phasen (ohne J)

Eine hohe Leitfähigkeit einhergehend mit hoher Salzfracht weist darauf hin, dass industrielle Abfälle abgelagert wurden, die eine hohe Salz-Konzentration aufgewiesen haben. Letzteres trifft in ganz besonderem Maße für die Deponie N zu, da bei ihr der Siedlungsabfallanteil lediglich 13 % ausmacht. Bei den Deponien der Gruppe 2 kann ebenfalls davon ausgegangen werden, dass neben Siedlungsabfällen auch industrielle

Abfälle oder Ähnliches abgelagert wurde, da sie im Gegensatz zu den übrigen Deponien erhöhte Werte in diesem Bereich aufweisen (s. Abb. 2.16).

Die Abb. 2.89 zeigt ebenfalls den Verlauf der AOX-Konzentrationen. Die AOX-Konzentration verhält sich gegensätzlich zu den beiden anderen Parametern. Er besitzt zunächst sehr geringe Werte ($< 1,0$ mg/l) und steigert sich dann bis auf 1,5 bis 1,6 mg/l in den Jahren 11 bis 20. In den letzten Jahren nimmt die Konzentration drastisch ab und erreicht z. T. schon den Direkteinleiterwert von 0,5 mg/l. Die Werte weisen insgesamt starke Schwankungen auf. Eine Differenzierung der Gruppen ist nicht möglich, da die Unterschiede im AOX bereits innerhalb einer Gruppe recht ausgeprägt sein können. Die AOX-Konzentration nimmt außerdem unabhängig von den Anfangswerten bei allen Deponien mit der Zeit drastisch ab. Hierfür könnten mehrere Gründe verantwortlich sein. Die größte Quelle für den AOX sind die Papierfraktion und die LCKW im Hausmüll (Kruse, 1994). Aufgrund der Umstellung der Papierherstellung (Ersatz der Chlorbleiche) und verstärkter Vermeidungs- und Verwertungsmaßnahmen seitens der Industrie und der Verbraucher ist die Menge an Ausgangsmaterial in den letzten Jahren stark zurückgegangen. Allerdings sind viele der Deponien schon vor einigen Jahren geschlossen worden, so dass dieser Punkt nur für die wenigsten zutrifft. Es muss demnach davon ausgegangen werden, dass der Rückgang auf einen bereits fortgeschrittenen, kontinuierlichen Auswaschungsprozess zurückzuführen ist.

2.7.1.4 Stickstoff

Der im Sickerwasser vorhandene Stickstoff kann in unterschiedlichen Formen vorliegen, z. B. als Ammonium, Nitrat oder Nitrit. In Abb. 2.90 und Abb. 2.91 sind die Jahresmittelwerte aller Deponien außer J hinsichtlich NH_4 und N_{ges} dargestellt. Zusätzlich sind in Abb. 2.92 noch die innerhalb der Phasen gemittelten Werte für den $\text{NH}_4\text{-N}$ und N_{ges} dargestellt. Aus diesen Grafiken ist zu ersehen, dass das Ammonium nicht in den ersten fünf Jahren seine höchsten Konzentrationen erreicht, sondern erst in den darauf folgenden Jahren. Danach erfolgt ein leichter Abfall und zuletzt gehen die

Werte bis auf 500 mg/l zurück, die Tendenz ist weiterhin sinkend. Die Zunahme des $\text{NH}_4\text{-N}$ ist anhand der Abbildung 2.92 zu ersehen. N_{ges} erreicht sein Maximum in den Jahren 11 bis 20. In den Jahren 21 bis 30 erfolgt parallel zum $\text{NH}_4\text{-N}$ ein drastischer Rückgang der Konzentrationen. Der Direkteinleiterwert für N_{ges} befindet sich nach Anhang 51 bei 70 mg/l. Zur Zeit könnte keine der Deponien die Mindestanforderung zur Direkteinleitung von Abwasser in diesem Punkt erfüllen. Falls allerdings die Konzentrationen weiterhin wie in den Jahren 21 bis 30 kontinuierlich abnehmen (Abb. 2.92), erreicht die N_{ges} -Belastung in ca. zwei bis drei Jahrzehnten die Anforderungen des Anhangs 51. Dies ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht prognostizierbar.

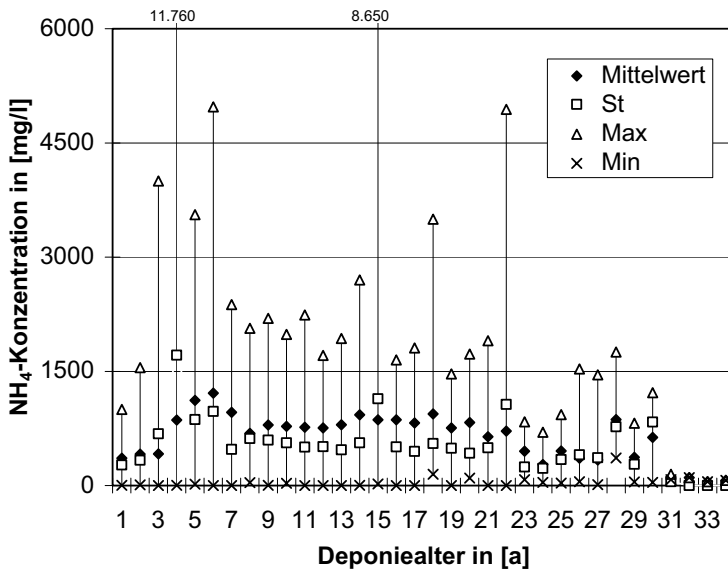


Abb. 2.90 Darstellung der über ein Jahr gemittelten NH_4 -Werte der Deponien

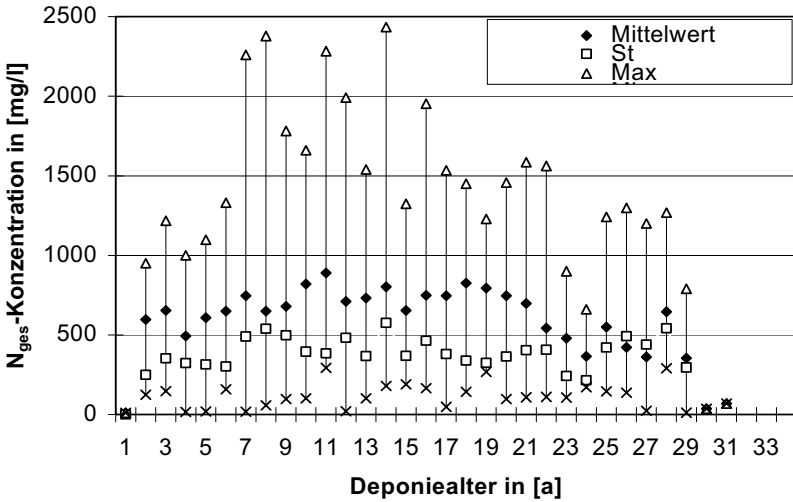


Abb. 2.91 Darstellung der über jeweils ein Jahr gemittelten N_{ges} -Werte der Deponien

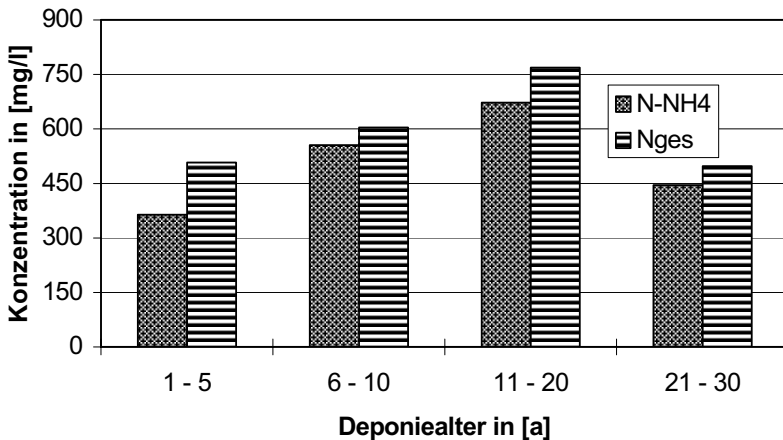


Abb. 2.92 Darstellung der innerhalb der festgelegten Phasen gemittelten Werte der Parameter NH_4-N und N_{ges}

Aus der Abb. 2.92 ist ableitbar, dass das Verhältnis von $\text{NH}_4\text{-N}$ zu N_{ges} im Laufe der Zeit relativ konstant bleibt. Die absoluten Konzentrationen von N_{ges} und $\text{NH}_4\text{-N}$ steigen hingegen in den ersten zwei Jahrzehnten stark an. Der Grund für die Zunahme des $\text{NH}_4\text{-N}$ sind die Umsetzungsprozesse im Abfall. Im Laufe der anaeroben Zersetzung stickstoffhaltiger organischer Substanzen wird der Stickstoff in Form von Ammonium freigesetzt. In Gegenwart von Sauerstoff wird Ammonium über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Diese Reaktion ist allerdings nur möglich, wenn Luftsauerstoff in den Abfallkörper gelangt.

Der relativ konstante Anteil an $\text{NH}_4\text{-N}$ am N_{ges} ist dadurch zu erklären, dass das Ammonium sich durch Adsorptionsvorgänge relativ gut im Abfallkörper halten kann, so verbleibt eine große Menge davon über längere Zeit im Abfall und wird erst langsam durch das Sickerwasser ausgetragen. Ganz zu Anfang wurde weniger ausgewaschen als später, da trotz hoher Stoffumsatzrate eine große Bindungskapazität für Ammonium vorhanden war (z. B. an Tonminerale im Abfallkörper). Zudem kann Ammonium für die Bakterien als Stickstoffquelle dienen. Bei hohen Vermehrungsraten kann dies ebenfalls Auswirkungen auf die Sickerwasserkonzentration haben. Wenn die im Abfall vorhandenen Bindungskapazitäten abgesättigt sind, werden größere Mengen an Ammonium durch das Sickerwasser ausgetragen. Mit dem Abnehmen des Stoffumsatzes, sind die Ammonium-Konzentrationen ebenfalls rückläufig und die bis dahin gebundenen Ammoniumionen werden nach und nach mit ausgetragen.

2.7.1.5 Eisen-, Sulfat- und Bor-Konzentrationen der Deponien

Die Konzentrationen von Eisen, Sulfat und Bor sind im Vergleich zu denen der übrigen Parameter gering. Bis auf Bor, von diesem Parameter liegen aus den ersten Deponiejahren keine Werte vor, werden die größten Konzentrationen zu Anfang der Ablagerungszeit gemessen. Im zweiten Jahr erreicht Sulfat im Durchschnitt Werte von

ungefähr 350 mg/l (Abb. 2.93), Eisen erzielt ähnlich hohe Werte im ersten Jahr (Abb. 2.94). Beim Parameter Bor existieren erst ab dem 16. Deponiejahr Messwerte und auch nur von wenigen Deponien (Abb. 2.95). Deshalb wurden in der Abb. 2.95 auch nicht die Mittelwerte aller Deponien berechnet, sondern die Konzentrationsverläufe der einzelnen Deponien dargestellt. Bis auf die Deponie X schwanken die jeweils über ein Jahr gemittelten Messwerte zwischen 1 und 7 mg/l. Geogen kommt Bor bis auf wenige Ausnahmen nur im ppm Bereich vor (*Bahadir et al., 1995*). Diese Konzentrationen sind ein deutliches Zeichen für das Vorhandensein von Hausmüll in den Ablagerungen, da Bor früher als Bleichmittel in Waschmitteln Verwendung fand. Eine tendenzielle Abnahme der Konzentrationen ist im Gegensatz zu den anderen Parametern, Eisen und Sulfat, nicht zu erkennen.

In Abb. 2.96 werden nochmals die Mittelwerte der Parameter in den einzelnen Phasen gezeigt. Die stärkste Abnahme ist beim Eisen zu erkennen. Sulfat zeigt insgesamt nur eine geringe Abnahme der Konzentration und Bor, aufgrund eines Einzelfalls, der Deponie X, sogar eine Zunahme. Das Verhalten der Deponie X kann nur darauf zurückgeführt werden, dass die Deponie aufgrund der stofflichen Zusammensetzung ihrer Abdeckung ein stark alkalisches Sickerwasser produziert (pH-Wert 8 bis 8,5). Innerhalb dieses Milieus wird Bor offensichtlich in einem höheren Maße mobilisiert als bei einem niedrigeren pH-Wert.

Die Möglichkeit, dass auf der Deponie X im Gegensatz zu den anderen Deponien vermehrt Waschmittelrückstände abgelagert wurden und dadurch die Bor-Konzentration erhöht ist, erscheint unwahrscheinlich.

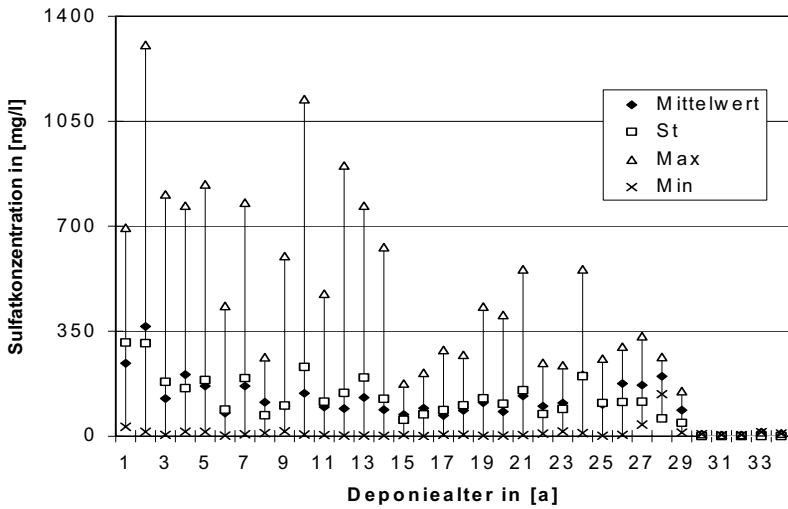


Abb. 2.93 Darstellung der Sulfat-Konzentrationen als Jahresmittelwert der Deponien

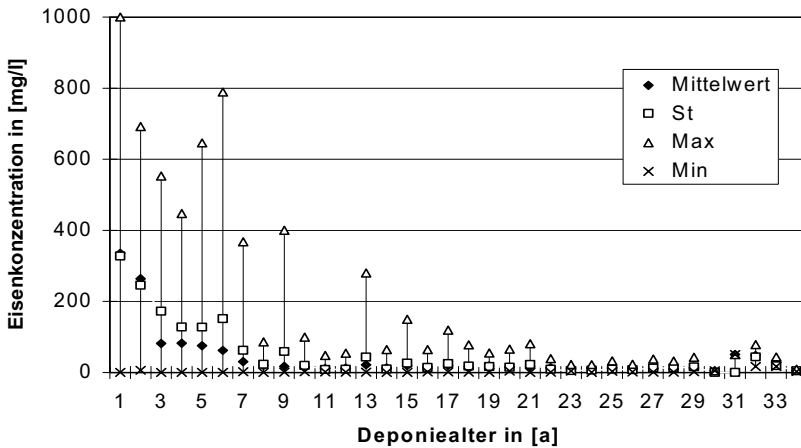


Abb. 2.94 Darstellung der Eisen-Konzentrationen als Jahresmittelwert der Deponien

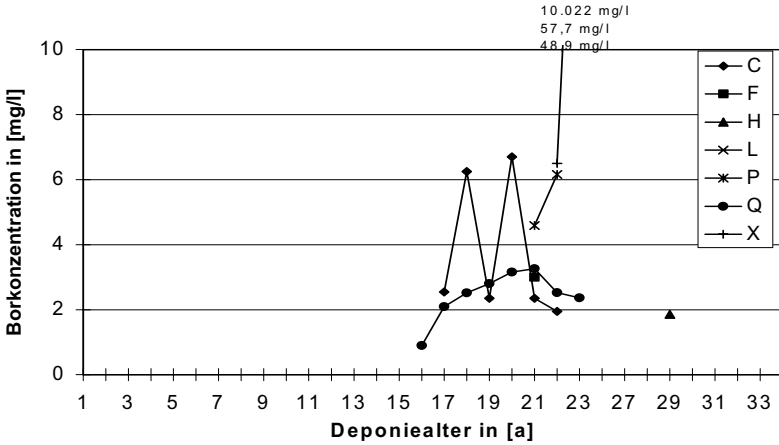


Abb. 2.95 Darstellung der Bor-Konzentrationen als Mittelwert einzelner Deponien

**Mittelwerte verschiedener Parameter der Altdeponien
(ohne J) in unterschiedlichen Phasen**

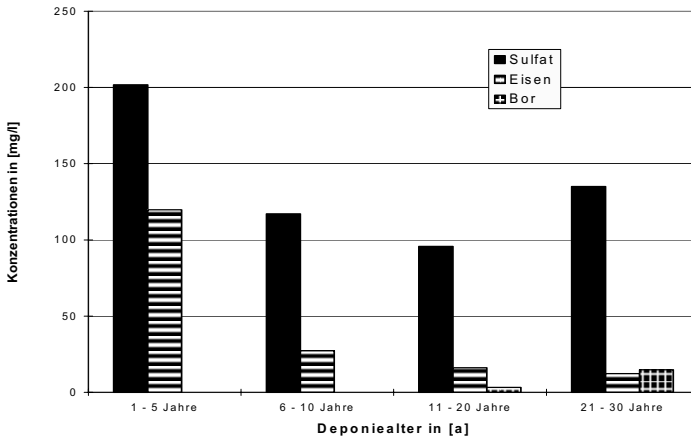


Abb. 2.96 Darstellung der Konzentrationen der Parameter Sulfat, Eisen und Bor als Mittelwert der Deponien ohne Berücksichtigung der Altdeponie J

2.7.1.6 Schwermetalle

Die Konzentrationsverläufe der Schwermetalle sind in Abb. 2.97 als Mittelwerte der unterschiedlichen Phasen dargestellt. Aus der Grafik ist ersichtlich, dass die Schwermetallkonzentrationen im Laufe der Zeit auf sehr geringe Werte zurückgehen. Bei der Auswertung der Daten ist zu beachten, dass aus der stationären Phase für den Parameter Blei nur sehr wenig Werte vorliegen und der Mittelwert des Cadmiums aufgrund eines Einzelwertes extrem nach oben hin verfälscht wurde. Trotzdem würden die ermittelten Werte alle unter den Grenzwerten des Anhangs 51 liegen. Die Schwermetalle sind somit für die Direkteinleitung unproblematisch.

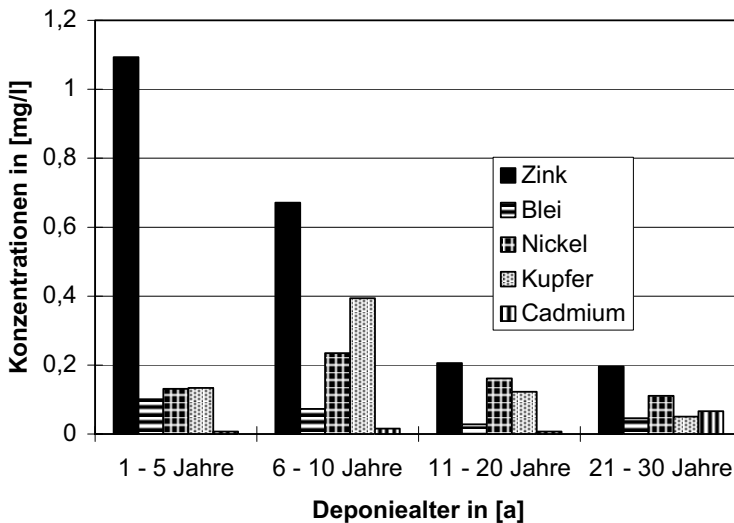


Abb. 2.97 Darstellung der Schwermetall-Konzentrationen Zink, Blei, Nickel, Kupfer und Cadmium als über die Phasen gemittelte Werte

Bei der Betrachtung der einzelnen Konzentrationsverläufe fällt auf, dass die größten Mengen an Zink und Blei bereits in den ersten fünf Jahren zu verzeichnen sind,

wohingegen die übrigen Schwermetalle ihre Maximalkonzentrationen in den Jahren sechs bis 10 erreichen. Ausschlaggebend ist die pH-Sensibilität der verschiedenen Metalle. Zink und Blei werden demnach bei einem schwach sauren pH in einem höheren Maße mobilisiert als andere Schwermetalle. Um die Mobilisierung weiterer Schwermetalle zu gewährleisten, müsste entweder ein sehr saures oder stark alkalisches Milieu im Abfallkörper vorhanden sein. Nach Pfeiffer (1989) kann das Eindringen von sauerstoffhaltigem Niederschlag in eine ausgefaulte, mikrobiell stabilisierte Abfalldeponie mit einer Redoxtitration verglichen werden. Das Ausmaß der Freisetzungsprozesse hängt dann von der Kationenaustauschkapazität des Abfallkörpers ab. Er konnte zudem zeigen, dass eine Sauerstoffzufuhr bei Klärschlamm eine verstärkte Freisetzung von Cadmium und Zink bewirkte. Möglicherweise muss langfristig mit einem Anstieg der Schwermetallkonzentrationen gerechnet werden.

2.7.1.7 Vergleich der Sickerwasseranalyseergebnisse der Restabfalldeponie A1 mit denen der übrigen Deponien

Die Restabfalldeponie A1 besteht seit 1992. Im Gegensatz zu den bisher dargestellten Deponien können hier keine langfristigen Prognosen erstellt werden, da hier der Untersuchungszeitraum noch zu kurz und die Stichprobe zu klein ist. Einige Unterschiede treten aber schon in der Anfangsphase dieser Deponie in Erscheinung.

Als einzige der bisher untersuchten Deponien ist bei der Restabfalldeponie A1 keine saure Phase zu beobachten. Der pH-Wert befindet sich von Anfang an im alkalischen Bereich (Abb. 2.54). Sowohl die Werte für den BSB₅ als auch der Quotient aus BSB₅ und CSB liegen zudem in einem sehr geringen Wertebereich und verhalten sich dementsprechend ebenfalls gegensätzlich zu dem der anderen Deponien (Abb. 2.53). Dieses Verhalten ist auf die Verringerung der organischen Fraktion im Abfall zurückzuführen. Der CSB, der im letzten erfassten Jahr sprunghaft angestiegen ist, reicht heute mit seinen Werten an die der anderen Deponien heran. Der nicht zu

vernachlässigende Unterschied ist hierbei, dass der BSB₅-Wert viel geringer ist. Wahrscheinlich handelt es sich im Gegensatz zu den hohen CSB-Werten der Deponien am Anfang, die auf einen hohen Gehalt an organischen Säuren zurückzuführen sind, bei der Restabfalldeponie um schwer abbaubare Materialien, die den CSB stark ansteigen lassen.

Der AOX der Restabfalldeponie zeigt zu Anfang keine Unterschiede zu dem der Deponien (Abb. 2.55). Lediglich die rasche als auch hohe Zunahme im vierten Jahr ist gegenüber den anderen auffallend. Allerdings liegen aus den ersten Deponiejahren der Deponien auch kaum Vergleichswerte vor. Dieser Verlauf der AOX-Konzentration ist nicht vorhersehbar gewesen, da eigentlich davon auszugehen ist, dass die größten Quellen des AOX aufgrund des veränderten Verbraucherverhaltens (Abfalltrennung, Recycling) und die Umstellung der Papierherstellungsverfahren beseitigt worden sind. Möglicherweise kommt es durch die Änderung der Abfallstruktur zu einer Aufkonzentration der noch im Abfall verbliebenen Schadstoffe. Ein weiterer Faktor könnte in der Bindungskapazität des Abfalls begründet liegen. Da weder Boden noch organische Abfälle in nennenswertem Umfang abgelagert werden, sind die Bindungsmöglichkeiten der Schadstoffe eingeschränkt und es können die im Abfall vorhandenen, umweltrelevanten Substanzen eher mobilisiert werden. Dies wäre auch eine Begründung für die bis auf Cadmium relativ hohen Schwermetall-Konzentrationen (Abb. 2.58). Insbesondere die Konzentrationen der Schwermetalle Kupfer, Nickel und Zink sind relativ hoch, wobei die Konzentration von Nickel ebenfalls auffallend ist, da Nickel als Zeigerparameter für Klärschlamm gilt. Möglicherweise sind aber auch die extrem alkalischen pH-Werte die Ursache für eine verminderte Bindungskapazität des Abfallkörpers und damit den erhöhten Schadstoff-Konzentrationen im Sickerwasser.

Analog zu den übrigen Deponien verhalten sich die Konzentrationen der Chlorid- und Sulfationen (Abb. 2.56). Daraus resultiert, dass die gemessenen Leitfähigkeiten der

Restabfalldeponie ebenfalls nicht wesentlich von denen der Deponien abweichen. Das Potenzial an Salzfrachten hat sich demnach im Abfall nicht wesentlich verringert. Ungewöhnlich wiederum ist das Verhalten des Stickstoffes. Der Anstieg erfolgt schneller als bei den in herkömmlicher Weise verfüllten Deponien und die Werte für NH_4 und N_{ges} liegen relativ hoch (Abb. 2.55). Im Gegensatz zu den anderen Deponien liegt die NH_4 -Konzentration der Restabfalldeponie immer um einiges niedriger als die des N_{ges} . Das bedeutet, dass ein nicht zu vernachlässigender Teil des N_{ges} als Nitrit bzw. Nitrat ausgeschwemmt wird. Damit aus Ammonium Nitrat entsteht, muss Sauerstoff vorhanden sein. Aufgrund der Abfallstruktur besteht die Möglichkeit, dass Luftsauerstoff in den abgelagerten Abfall eindringt. Der Grund ist, dass die hier abgelagerten Reststoffe aus betriebstechnischen Gründen nicht so hoch verdichtet werden konnten wie herkömmlicher Abfall. Zudem liegt ein hoher Anteil an Sperrmüll vor, so dass der Anteil an sperrigen Abfällen insgesamt hoch ist. Im Laufe der ersten vier Jahre wird der Anteil des NH_4 am N_{ges} im Sickerwasser größer. Aufgrund der zunehmenden Abfallmenge und der damit einhergehenden Höhenzunahme dringt vermutlich immer weniger Luftsauerstoff in den über die Gesamttiefe betrachteten Abfallkörper ein und NH_4 kann in den tieferen Schichten aufgrund des Sauerstoffmangels nicht mehr zu Nitrat umgesetzt werden.

Beim Vergleich der Restabfalldeponie A1 mit den Deponien fällt auf, dass lediglich beim BSB_5 und damit auch beim Quotienten aus BSB_5 und CSB ein Rückgang zu verzeichnen ist. Die übrigen Werte sind entweder höher oder gleich groß wie die der konventionell verfüllten Deponien. Die Steigerungen sind möglicherweise darauf zurückzuführen, dass sich in der Restabfalldeponie noch kein stabiles Milieu ausgebildet hat.

2.7.2 Sickerwasserquantität

Bei der Aus- und Bewertung der erfassten Sickerwassermengen der Deponien stellten sich folgende Probleme heraus:

- Das Sickerwasserdränagesystem ist bei den meisten Deponien bereits sehr alt. Daher sind häufig Schäden des Dränagesystems zu beobachten wie z.B. Rohrbrisse aufgrund von Setzungen, Inkrustationen etc. Dies kann zur Folge haben, dass das aus dem Deponiekörper anfallende Sickerwasser nicht vollständig erfasst werden kann.
- Auf einigen Deponien werden nur Teilbereiche entwässert. Sickerwasserzutritte aus anderen Bereichen der Deponie können nicht ausgeschlossen werden.
- Art und Zustand der Basisabdichtung beeinflusst ebenfalls die Sickerwassermenge. Zum Teil verfügen die Deponien nur über technische Abdichtungen zum Untergrund hin. Einige Deponien besitzen keine künstliche Basisabdichtung, sondern sind an einem naturdichten Standort angesiedelt. Bei der Mehrzahl dieser Standorte muss deshalb mit der Möglichkeit der Infiltration von Sickerwasser in den Untergrund gerechnet werden.
- Die Gruppe 2 (siehe Gruppeneinteilung der Deponien unter Kapitel 2.1) zeichnet sich durch ein sehr hohes Retentionsvermögen zu Beginn der Verfüllung aus. Je nach Deponie kann es bis zu 15 Jahren dauern bis die langfristig zu erwartenden Sickerwassermengen gefasst werden. Beispiele hierfür sind die Deponie A, B und C. Die Berücksichtigung eines solchen Effektes kann für die Bemessung einer Sickerwasseraufbereitungsanlage von großer Wichtigkeit sein.
- Bei einigen Hang- oder Grubendeponien lassen die ungewöhnlich hohen Sickerwassermengen auf Fremdwasserzutritte schließen.

Trotz dieser Schwierigkeiten, die sich aus dem Alter und der Heterogenität der Deponien ergeben, können bei der Betrachtung der Sickerwassermengen sowohl Gemeinsamkeiten als auch Unterschiede zwischen den einzelnen Deponien erkannt werden. Zum besseren Verständnis erfolgt zunächst eine tabellarische Zusammenstellung (Tab. 2.4). Sie enthält einerseits die Stärke und Art der Oberflächenabdeckung und andererseits eine Abschätzung der prozentualen Sickerwassermenge der jeweiligen Altdeponie in den letzten fünf Jahren. Dieser auf die Gesamtlaufzeit gesehen

relativ kurze Zeitraum wurde gewählt, um die Auswirkungen einer erst vor einigen Jahren durchgeführten Rekultivierung widerspiegeln zu können. Bei drei der Deponien konnten lediglich Schätzwerte angegeben werden, da hier keine Niederschlagsmengen erfasst wurden.

Tab. 2.4 Gegenüberstellung der jeweiligen Oberflächenabdeckung und der prozentualen Sickerwassermengen der Deponien

Deponie	Rekultivierung	Anteil des Sickerwassers bezogen auf den Niederschlag [%]
A	1 m Formsand, 0,9 m Mutterboden	15 - 20
B	0,65 m Boden, Oberfläche mit 5 % Gefälle	7 - 14
C	0,1 m Sand	28 - 53,5
I	0,3 m Ton, BA 4 z. T. offen	13,5 - 22
K	0,4 m bindiger Boden, 0,3 m Mutterboden	geschätzt 80 - 90
L	0,4 - 0,6 m tonig, schwach sandiger Boden, 1,5 m schluffiger Sand	geschätzt 10 - 15
M	2,5 m Boden	15 - 28
N	3 m Lehm Boden (am höchsten Punkt), 1 - 2 m Lehm Boden (an den Böschungen)	14 - 20
P	1,5 - 3 m Boden, wird seit 94/95 wieder für Endabdichtung entfernt	23 - 36
Q	2 m Altbereich, BA1 + Ba2 1 m Boden, BA3 offen	29 - 50
R	0,5 - 2 m bindiger Boden	36 - 45
S	1,5 - 3 m bindiger Boden, seitliche Zuflüsse	42 - 92
T	'dünne Bodenlage zur Verminderung von Papierflug' (Aussage des Betreibers)	69 - 95
U1	0,3 - 0,4 m bindiger und sandiger Boden	9 - 11
U2	0,3 - 0,4 m bindiger und sandiger Boden	1,5 - 3,8
U3	0,3 - 0,4 m bindiger und sandiger Boden	14 - 18
U4	0,3 - 0,4 m bindiger und sandiger Boden	18 - 30
U5	0,3 - 0,4 m bindiger und sandiger Boden	19 - 24
W	mineralische Oberflächenabdichtung (OFA)	geschätzt 10 - 20
AA	-	geschätzt 45 - 50
CA	-	geschätzt 29 - 54

Die Auswertung der unterschiedlichen Sickerwasserraten lässt eine Einteilung in vier Typen zu:

- Unter Typ 1 fallen die Deponien bzw. Teilbereiche, die signifikant wenig Sickerwasser abgeben. Hierzu zählen Teilbereiche der Deponie U. Insbesondere U2 weist nur sehr geringe prozentuale Sickerwassermengen auf. Da es sich hier um einen gemeinsamen Standort mit gleicher Oberflächenabdeckung handelt, sind Infiltrationen in den Untergrund nicht auszuschließen. Einen für diese Deponie realistischen Wert scheint der Teilbereich U4 zu besitzen. Hier liegen die prozentualen Sickerwassermengen zwischen 18 und 30 % bezogen auf den Niederschlag.
- Der Typ 2 hingegen zeichnet sich durch ein genau gegensätzliches Verhalten aus. Die Deponien K, R, S und T weisen alle, trotz stärkerer Bodenabdeckung, eine sehr hohe Menge an Sickerwasser auf. Der Grund für die hohen Mengen liegt im Zufluss von Fremdwasser. Bei Hangdeponien tritt dies in Form von Hangwasser und im Fall von Grubendeponien durch seitlich zufließendes oder gespanntes Grundwasser auf.
- Der Typ 3 umfasst diejenigen Deponien, bei denen nahezu keinerlei Abdeckung auf der Oberfläche aufgebracht wurde. Hierzu zählen die Deponie C, Q, P AA und CA. Bei diesen Deponien verlaufen die Kurven der Sickerwassermengen parallel zum Niederschlag. Das bedeutet, dass, je mehr Niederschlag fällt, desto mehr Sickerwasser entsorgt werden muss. In den ersten Deponiejahren von C (Abb. 2.60) konnte dies noch durch ein hohes Retentionsvermögen des Abfalls ausgeglichen werden. Das Rückhaltevermögen scheint aber bereits seit dem neunten Jahr erschöpft zu sein.
- Bei den Deponien Q, P, AA und CA handelt es sich um Deponien, die jeweils noch über offene Teilbereiche verfügen. Diese Flächen werden z. Z. noch verfüllt.
- Bei Typ 4 handelt es sich um Deponien, die je nach Mächtigkeit ihrer Abdeckung bzw. im Fall von W Abdichtung, zwischen 7 und 30 % des

Niederschlag als Sickerwasser abgeben. Positiv scheint sich hierbei sowohl die Aufbringung einer qualifizierten mineralischen Abdichtung (W) als auch die Ausbildung eines Gefälles auf der Oberfläche auszuwirken. Die Deponie B erreicht z. B. zeitweise eine Sickerwasserspende von nur 7% des Niederschlages, obwohl die Stärke der Abdeckung noch unter einem Meter liegt. Hingegen besitzt die Deponie M noch eine Sickerwasserrate von bis zu 28 % des Niederschlages, obwohl insgesamt 2,5 m Boden aufgebracht wurden. Allerdings erreichte die Deponie vor ihrer Rekultivierung Spitzenwerte von bis zu 95 %. Der Grund hierfür liegt im Zufluss von Sickerwasser aus nicht drainierten Bereichen der Deponie. Aufgrund der vollflächigen Bodenabdeckung haben sich die Zuflüsse aus anderen Bereichen ebenfalls vermindert.

Außerdem wurde im Zuge der Rekultivierung der Altdeponie M auf deren Fläche kein Gefälle ausgebildet, sondern um eine möglichst gute Eingliederung in die Umgebung und hohe Akzeptanz in der Bevölkerung zu erzielen, eine hügelige Landschaft mit Feuchtbiotopen auf der Oberfläche geschaffen. Dadurch ist wahrscheinlich kein optimaler Abfluss des Niederschlagswassers gegeben und bei niederschlagsreichen Jahren (1993 und 1994) steigen die Sickerwassermengen wieder an (Abb. 2.62). Allerdings ist deutlich zu erkennen, dass es sich hier im Gegensatz zu früheren Jahren nur um einen geringen Mengenzuwachs handelt.

Durch den Vergleich der prozentualen Sickerwassermengen der Deponien ist es somit möglich, Rückschlüsse sowohl auf die Dichtigkeit des Untergrundes als auch auf die Art der Oberflächenabdeckung der Deponien zu ziehen. Es kann anhand der Daten gezeigt werden, dass nicht nur die Mächtigkeit und Qualität einer Abdeckung, sondern auch die Form eine ausschlaggebende Rolle spielen. Als sickerwasserreduzierende Maßnahmen haben sich sowohl sehr mächtige Bodenschichten bewährt, wie dies bei der Deponie M der Fall ist, als auch weniger starke Abdeckungen aus hochwertigerem Material (schluffige Feinsande) mit einem ausgeprägten Gefälle. Ein Beispiel hierfür ist die Deponie B, bei der vor ihrer Zwischenrekultivierung nahezu 40 bis 50 % des Niederschlages als Sickerwasser anfiel. Das Aufbringen einer qualifizierten

Abdeckung in Verbindung mit einem 5 %igen Gefälle, wie es heute auch von der TA Siedlungsabfall für Oberflächenabdichtungen gefordert wird, hat zu einer starken Sickerwasserreduktion geführt. Die Sickerwassermengen betragen in den letzten Jahren nur noch zwischen 7 und 14 %, bezogen auf den Niederschlag.

Ein Vergleich zwischen den Deponien und der Restabfalldeponie A1 ist nicht möglich, da keine genauen Daten über die Sickerwassermengen von A1 vorliegen. Es ist lediglich eine Tendenz zu erkennen. Demnach gibt der Restabfallkörper relativ große Mengen an Sickerwasser ab. Ein Retentionsvermögen, wie dies insbesondere bei den Deponien der Gruppe 2 festzustellen ist, kann hier nicht beobachtet werden. Der Grund hierfür liegt in der Struktur des verfüllten Abfalls und der geringen Verdichtung des Abfallkörpers.

2.7.3 Sickerwasserfrachten

Innerhalb dieses Kapitels werden die Frachten der noch im Ablagerungsbetrieb befindlichen Deponien AA und CA mit denen der verfüllten Deponien A, I, M und N verglichen (s. Abbildungen in den Kapiteln 2.2.6, 2.3.2 u. 2.4). Generell wird deutlich, dass die Frachten der bereits verfüllten Deponien im Durchschnitt geringer sind als die der betriebenen Deponien.

Der Unterschied zwischen den Deponien manifestiert sich vor allem im Bereich der organischen Summenparameter. Die größte Differenz zwischen betriebenen und verfüllten Deponien zeigt sich beim Summenparameter CSB. Die Frachten dieses Parameters liegen im diskutierten 5-Jahres-Zeitraum bei den Deponien A, I, M und N zwischen 5 und 35 g/t TS im Jahr. Die Deponien AA und CA kommen hingegen auf Frachten von 33 bis 2.600 g/t TS im Jahr. Der Extremwert von über 2.000 g/t TS ist auf die gemeinsame Entsorgung von Kompost- und Sickerwasser der Deponie AA zurückzuführen (19. Deponiejahr). Die Hauptursache liegt in den unterschiedlichen

Erfassungszeiträumen, so werden die Deponien AA und CA noch verfüllt, so dass ständig frisches Abfallmaterial nachgeliefert wird.

Neben den CSB- sind auch die N_{ges} -Frachten deutlich geringer als die der Deponien AA und CA. Für die Salzfrachten trifft dies nicht zu. Hier besitzt die Deponie N im Durchschnitt sogar höhere Frachten als alle übrigen Deponien. Diese Besonderheit der Deponie N hat ihren Ursprung im verfüllten Abfall, der aus einem wesentlich geringeren organischen Anteil zusammengesetzt ist als der Abfall der übrigen Deponien. Im Gegenzug ist der Anteil an Baureststoffen und Industrieabfällen überdurchschnittlich hoch. Früher war es im Gegensatz zu heute üblich, alle Arten von Gewerbe- und Industrieabfällen zusammen mit Siedlungsabfällen zu deponieren. Die Deponie N erzielt Chloridfrachten von bis zu 230 g/t TS im Jahr.

Die mit Abstand geringsten Frachten von allen, zumindest in den letzten Jahren, sind bei der Deponie M zu beobachten. Der Grund hierfür liegt einerseits an der Aufbringung einer flächendeckenden Abdeckung, die den Eintritt von Niederschlagswasser minimiert und vergleichmäßigt hat, andererseits ist die Deponie bereits seit mehr als einem Jahrzehnt geschlossen, so dass sowohl die Auswaschungs- als auch die Bakterienaktivitäten auf dem dränierten und somit langjährig dokumentierten Teil der Deponie allmählich nachlassen.

Deutliche Abhängigkeiten vom anfallenden Niederschlagswasser lassen sich sowohl bei der Deponie A als auch bei der noch betriebenen Deponie AA erkennen, wobei dieses Phänomen bei der Deponie AA stärker ausgeprägt ist. Eine eindeutige Zuordnung der Sickerwassermengen in den niederschlagsreichen Jahren ist aber aufgrund der gemeinsamen Entsorgung von Kompostwasser mit dem Sickerwasser nicht gegeben. Die Deponie A ist im Gegensatz zur Deponie AA bereits vollständig abgedeckt. In den letzten Jahren nahm das Niederschlagsaufkommen zu, so dass sich parallel dazu bei der Deponie A die Sickerwasserfrachten erhöht haben.

Die Sickerwasserkonzentrationen sind allerdings weiter rückläufig. Der Grund hierfür liegt im Alter und dem fortgeschritteneren Abbau der im Abfall enthaltenen Organik der Deponie A begründet. Bei der Deponie A erfolgt größtenteils nur eine weitere verstärkte Auslaugung aufgrund der größeren Sickerwassermengen. Die im Abfall leicht ‚eludierbaren‘ Anteile sind bereits mit dem Sickerwasser ausgetragen worden. Im Gegensatz dazu kam es bei der Deponie AA durch den Zufluss von Kompostwasser kurzzeitig zu extrem hohen Frachten, die sich allerdings nach Verfahrensänderung wieder auf dem Niveau der Vorjahre einpendelten. Die punktuell erhöht auftretenden Frachten, z. B. des Parameters Chlorid, sind wahrscheinlich dem jeweils in dieser Zeit abgelagerten Abfall (CA) oder einem extrem erhöhten Sickerwasseranfall zuzuordnen.

2.7.4 Gasmengen

Beim Vergleich der Gasmengen der Deponien stellen die unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen eine Schwierigkeit bei der Beurteilung dar. Hierzu zählen:

- Zeitpunkt des Entgasungsbeginns,
- bereits vorher betriebene mobile Fackelanlagen,
- bisherige Abdeckung der Oberfläche hinsichtlich der Begünstigung von Gasmigrationen,
- Möglichkeit der Gasmigration in den Untergrund und
- Aufbau des Abfallkörpers (Gruben-, Hang- oder Hochdeponie).

Trotz der geschilderten Problematik nähern sich die Mengen nach ungefähr 11 Jahren einander an. Hierfür sind zwei Gründe ausschlaggebend. Ein Teil der Deponien wird zu diesem Zeitpunkt bereits über einen längeren Zeitpunkt entgast. Hierdurch ist das zu Anfang existierende Gaspotenzial deutlich gesunken. Bei den anderen Deponien, die erst im Zuge einer späteren Rekultivierung ihrer Oberfläche eine Entgasungsanlage erhalten haben, ist das Gaspotenzial ebenfalls gesunken, da hier das Deponiegas nahezu ungehindert in den Untergrund und in die Atmosphäre migrieren konnte.

Einen Sonderfall stellt die Deponie Y dar. Sie verfügt als einzige der Deponien über eine Kunststoffdichtungsbahn (KDB) als Oberflächenabdichtung. Letzteres könnte auch der Grund für die höheren Gasmengen sein. Durch die eingebaute KDB ergibt sich eine insgesamt höhere Erfassungsrate. Solange der Wasservorrat ausreicht oder möglicherweise Fremdwasser an den Seiten zutritt, kann sich dort ein optimales Gleichgewicht für die Methanproduktion ausbilden. Da die bisherige Entgasungsdauer noch sehr kurz ist und die Daten z. T. große Lücken aufweisen, können noch keine Aussagen über das zukünftige Verhalten getroffen werden.

Wichtig bei der Abschätzung der Gasmengen ist die Einzelfallbetrachtung. Dabei sind drei Faktoren von Bedeutung:

- der abgelagerte Abfall,
- die bisherige Entgasungspraxis und
- die Oberflächenabdichtung.

Je älter der zu entgasende Teil einer Deponie ist, desto geringer wird demzufolge sein Gaspotenzial sein. Das bisher produzierte Gas ist bereits in die Atmosphäre entwichen. Einen Zusammenhang zwischen Erfassungsrate und qualifizierter Abdeckung ist in Abb. 2.98 und 2.99 zu erkennen. Bei einer qualifizierten Abdeckung der Oberfläche können demzufolge größere Gasmengen abgesaugt werden als bei einer Deponie mit einer weniger qualifizierten Abdeckung, bei der die Gefahr der Fremdlufteinsaugung besteht.

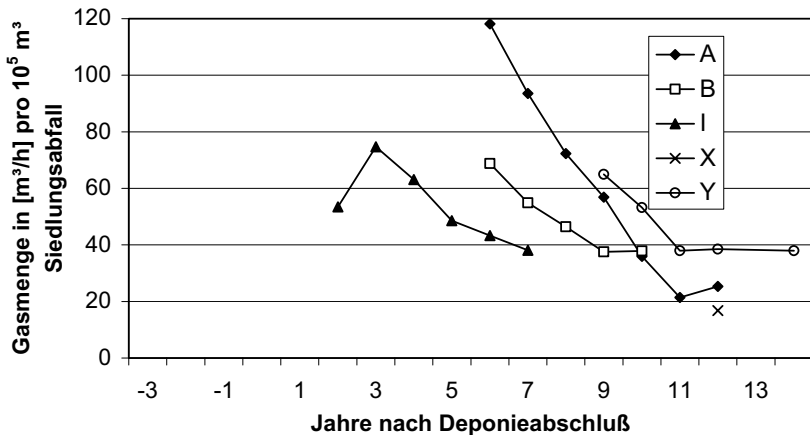


Abb.2.98 Erfasste Gasemengen auf Deponien mit qualifiziertem Oberflächenabschluss

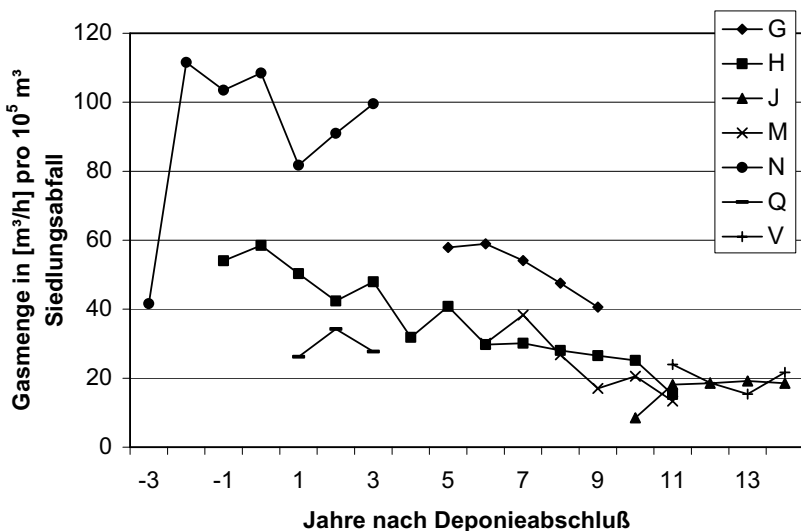


Abb. 2.99 Erfasste Gasemengen auf Deponien ohne qualifiziertem Oberflächenabschluss

In der Abb. 2.98 treffen die Gasmengenkurven 11 Jahre nach Ablagerungsende in einem Wertebereich aufeinander, der zwischen 15 und 30 m³/h (bezogen auf 100.000 m³ Siedlungsabfall) liegt. Die durchschnittliche Halbwertszeit liegt bei ca. vier bis sechs Jahren. Bisher gibt es keine Daten von Deponien, die schon über einen zwanzigjährigen Zeitraum entgast werden. Grundsätzlich ist aber davon auszugehen, dass noch über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten Gasmengen im Bereich von 15 bis 30 m³/h auftreten können. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn aufgrund einer veränderten Wasserwegsamkeit im Abfallkörper bisher trockene Bereiche Feuchtigkeit erhalten, so dass ein Abbau des organischen Materials erfolgen kann. Für den Fall einer wasserundurchlässigen Oberflächenabdichtung ist hingegen mit einem insgesamt schnelleren Rückgang der Gasmengen zu rechnen. In den ersten Jahren kann dieser Rückgang möglicherweise durch die erhöhte Erfassungsrate kompensiert werden. Wenn aber kein zusätzliches Wasser mehr in den Deponiekörper eindringen kann, kommen die mikrobiologischen Umsetzungsprozesse langfristig zum Stillstand.

Innerhalb der Auswertungen zum Gasverhalten der Deponien können keine Aussagen über die langfristige Qualität des Deponiegases getroffen werden. Aufgrund der heutigen Deponietechnik wird ein möglichst hoher Methangehalt (> 30 %) eingestellt, der eine langfristige Verwertung sicherstellt. Lediglich auf der Deponie H sind die sich natürlich einstellenden Methangehalte erfasst. Die Abb. 2.72 zeigt die kontinuierliche Abnahme der Methangehalte. Da es sich allerdings um die Daten nur einer einzigen Deponie handelt, ist es nicht möglich, die Höhe des Rückgangs der Methan-Konzentrationen der Deponie H grundsätzlich auf andere Deponien zu übertragen. Allerdings erscheint ein kontinuierlicher Rückgang der Methan-Konzentrationen in der dargestellten Größenordnung und in der angegebenen Zeit als wahrscheinlich. In der Literatur finden sich Angaben zum Rückgang der Methan-Konzentrationen bisher nur ohne konkreten Zeitbezug (*Farquhar et al.*, 1973).

2.7.5 Setzungen

Beim Vergleich der prozentualen Setzungen der Deponien zeigt sich, dass die Deponien A und B weit geringere Setzungen aufweisen als die Deponie I. Der Grund hierfür liegt im Zeitpunkt des Vermessungsbeginns. Auf der Deponie A wurden erst vier Jahre nach Abschluss die ersten Setzungsmessungen durchgeführt und bei B erst nach fünf Jahren. Dies spiegelt sich auch indirekt in den Werten wider. Die Deponie B weist noch geringere Setzungen als A auf. Hingegen treten bei der Deponie I Setzungen von bis zu 13 % der Abfallhöhe auf. Im Gegensatz zu den anderen Deponien konnte hier jedem Punkt ein Verfülldatum zugeordnet werden.

In Abb. 2.80 sind die Setzungslinien von Deponie I dargestellt. Mit Hilfe der Abbildung ist zu erkennen, dass in den ersten drei Jahren die größten Setzungen erfolgten. Danach flachen die Kurven ab. Die Deponiebereiche, die bereits seit 54 bzw. 66 Monate verfüllt waren, bevor Setzungsmessungen durchgeführt wurden, zeigen in ihrem Kurvenverhalten einen ähnlichen Verlauf wie die Setzungslinien der Deponien A und B. Sie erreichen nach 12 Jahren ebenfalls Werte zwischen 4 und 6 % der Abfallhöhe. Dies entspricht den prozentualen Setzungen, die auch die Deponien A und B erreichen. Einige der Setzungspunkte von A und B erreichen sehr viel geringere Werte. Hier handelt es sich vermutlich um Bereiche, die bereits früher verfüllt wurden. Leider ist es nicht möglich, den Messpunkten Verfüllzeiträume zuzuordnen.

Anhand dieser Gegenüberstellung kann geschlussfolgert werden, dass die Deponien A und B mit großer Wahrscheinlichkeit vergleichbar große Setzungen durchlaufen haben wie die Deponie I. Da die drei Deponien alle ungefähr mit demselben Anteil an Hausmüll verfüllt wurden, liegt die Parallelität bereits im verfüllten Material begründet.

In der Literatur sind bisher nur wenige Ergebnisse von Setzungsmessungen an Deponien veröffentlicht worden. Hierzu gehören die Daten der Deponie I (*Schmidt*, 1993). In Abb. 2.100 sind die Daten der Deponie I bis ins Jahr 1997 fortgeführt

worden. Die höchsten Werte liegen bei ungefähr 9,4 % der Abfallhöhe nach neun Jahren. Die Extrapolation der Setzungen des Punktes 4 ergibt, dass nach 20 Jahren mit Setzungen von bis zu 16 % der Abfallhöhe gerechnet werden muss. Als Ursachen der geringeren Setzungen sind der verzögerte Beginn der Setzungsmessungen (ca. ein Jahr nach Verfüllende) und die Gestaltung der Oberflächenabdichtung zu nennen.

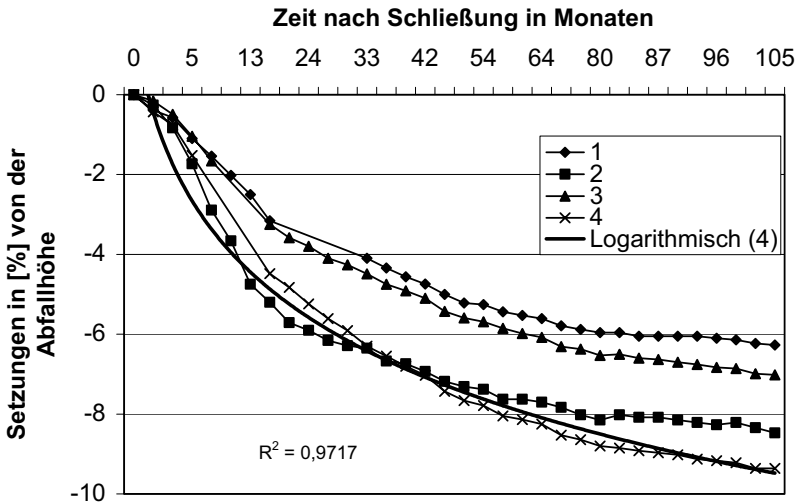


Abb. 2.100 Setzungen der Deponie I

Der temporäre Oberflächenabschluss der Deponie I besteht aus einer Bentonitmatte mit einer Rekultivierungsschicht. Die drei anderen Deponien haben vor Beginn der Setzungsmessungen jeweils eine Bodenabdeckung bzw. mineralische Dichtung erhalten. Somit könnte es zusätzlich zu auflastbedingten Setzungen gekommen sein, da die Bentonitmatte leichter ist als eine 50 cm starke mineralische Schicht

Mit Hilfe der Daten der Deponie I wurde eine Extrapolation der Setzungskurven durchgeführt (Abb. 2.101). Hierzu wurden die Kurven 1 und 4 zeitlich aneinander gereiht und extrapoliert. Das Ergebnis ist, dass nach 20 Jahren mit Setzungen von bis zu 28 % der Abfallhöhe gerechnet werden muss. Nach weiteren 10 Jahren liegen sie bei 30 %. Dieses Resultat bedeutet, dass erst nach 20 Jahren mit keinen nennenswerten Setzungen mehr zu rechnen ist. Bei der Deponie I liegen die maximal zu erwartenden Setzungen insgesamt niedriger. Die Extrapolation der Setzungslinie 1 allein ergibt demgegenüber etwas geringere Werte. Der Zeitrahmen ändert sich allerdings nicht. Die extrapolierten Setzungswerte geben lediglich einen Hinweis auf die maximal zu erwartenden Setzungen. Die hier ermittelten Setzungen stimmen mit Überlegungen in der Literatur überein, wonach Setzungen von 10 bis 30% bezogen auf die Abfallhöhe zu erwarten sind (Jessberger, 1992).

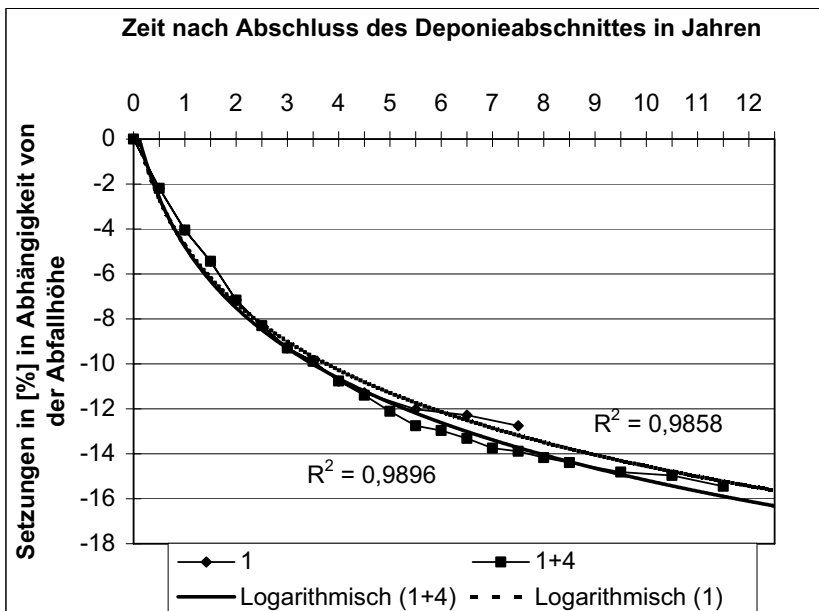


Abb. 2.101 Extrapolation der Setzungsmessungen der Deponie I

2.7.6 Deponie- und themenübergreifende Bewertung der Ergebnisse

In Kapitel 2.7.1 wurden für verschiedene Parameter zeitliche Abschätzungen vorgenommen, die klären sollten, wann ein Großteil der Deponien die Kriterien für eine Direkteinleitung ihrer Sickerwässer nach Anhang 51 der Allgemeinen Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift (sich Tab. 2.3) erfüllt. Hierbei handelte es sich zumeist um Zeiträume von bis zu 100 Jahren. Ein kleiner Teil der Deponien erfüllt die meisten Bedingungen bereits heute. Hierzu zählen die Deponien G und E. Lediglich die Stickstoff-Konzentrationen sind noch zu hoch und z. T. zeigen die übrigen Parameter in ihren Einzelwerten noch leichte Abweichungen von den im Anhang 51 vorgegebenen Werten.

Die Deponien G und E stimmen in mehreren Eigenschaften überein:

- die Zusammensetzung ihres Abfalls (überwiegend Siedlungsabfälle),
- ihrer Verfülldauer (15 bis 16 Jahre) und
- ihrer geringen Abfallhöhe (8 bis 12 m).

Die Deponie E ist etwa 10 Jahre älter als die Deponie G. Zudem ist ihr Abfallvolumen sehr viel kleiner als das der Deponie G.

Im Gegensatz dazu stehen die Deponien der Gruppe 4, wie z. B. J und N. Diese werden die Bedingungen zur Direkteinleitung auch mittelfristig mit großer Wahrscheinlichkeit nicht erfüllen. Auffällig ist hierbei, dass beide Deponien über sehr lange Laufzeiten (24 bis 48 Jahre) betrieben wurden, im Durchschnitt geringere Organikanteile aufweisen und über eine große Abfallhöhe (max. 45 m) verfügen. Zwei weitere Deponien, S und T, zeichnen sich ebenfalls durch große Höhen aus, aber da bei ihnen ein sehr starker Fremdwasserzutritt auftritt, kann über die eigentliche Sickerwasserqualität und dem gegenwärtigen Status des Abfallkörpers wenig ausgesagt werden.

Bei der Betrachtung der Sickerwasserfrachten für den Parameter CSB zeigt sich, dass die CSB-Fracht der Deponie T um ein zehnfaches geringer ist als die der Deponie N. Dies ist ein Indiz dafür, dass es sich bei dem Sickerwasser der Deponie T eher um ein gering belastetes als um ein hochverschmutztes Sickerwasser handelt. Für die Deponie S konnte diese Betrachtung aufgrund mangelnden Datenmaterials nicht durchgeführt werden. Eine große Höhe muss sich somit nicht zwangsläufig negativ auf die Ausbildung eines konstanten Milieus im Abfallkörper auswirken.

Insgesamt werden nur bei 3 der 30 Deponien alle messbaren Emissionen erfasst. Es handelt sich um die Deponien A, B und I. Alle drei zeigen aufgrund ihrer ähnlichen Abfallzusammensetzung und Abfallhöhe ein übereinstimmendes Verhalten. Der Siedlungsabfallanteil liegt jeweils bei etwa 50 %. Die größten Setzungen sind zum heutigen Zeitpunkt bereits abgeklungen, die Sickerwasserbelastungen nehmen stetig ab und die Gasmengen sind ebenfalls kontinuierlich rückläufig. Insbesondere I zeigt nur noch geringe Sickerwasserbelastungen, obwohl ein kleiner Teilbereich noch mit Klärschlamm verfüllt wird. Gleichzeitig befinden sich die Gasmengen auf etwa demselben Niveau wie die der Deponie B. Dieses niedrige Niveau wurde bei Deponie I schon früher erreicht. Als Ursache hierfür kann die bereits frühzeitige Entgasung der Deponie I angenommen werden. Zusätzlich wurden vorher bereits Teilflächen mit einer mobilen Fackel entgast. Letzteres trifft auf sehr viele der Deponien zu. Der Einzugsradius dieser Vorläuferfackeln war allerdings klein und die Effektivität gering. Meist dienten diese Fackeln lediglich der Schutzentgasung einer nahe liegenden Wohnbebauung.

Bei der Gegenüberstellung der abgesaugten Gasmengen der Deponien (Abb. 2.71) zeigt sich, dass 11 bis 12 Jahre nach Abschluss des Betriebes sich die Gasmengen bei allen Deponien einander annähern. Die Gasmengen pendeln dann zwischen 10 und 30 m³/h, bezogen auf 105 m³ Siedlungsabfälle. Hierbei zeigt sich in Übereinstimmung mit der Literatur (*Wolffson et al.* 1987, *Ehrig*, 1991), dass die Deponien, deren Parameter (CSB, BSB etc.) sehr geringe Konzentrationen im Sickerwasser aufweisen, auch hier im unteren Mengenbereich liegen. Die Hauptaktivität scheint demnach bei allen Deponien bereits gut 10 Jahre nach Schließung beendet gewesen zu sein. Dies lässt auf

eine kurze Halbwertszeit bei der Methanbildung schließen. Das erstaunliche daran ist, dass sowohl Deponien, die schon seit Jahren entgast werden als auch Deponien, die erst seit kurzer Zeit abgesaugt werden, annähernd dasselbe Niveau erreichen. Allerdings verfügen diese Deponien über keine qualifizierte, nach dem Stand der Technik erstellte Oberflächenabdichtung, so dass das entstehende Gas z. B. bei Hochdeponien nahezu ungehindert in die Atmosphäre emittiert werden kann. Langfristig ändert sich dieses Verhalten möglicherweise in der Weise, dass die längerfristig entgasten Deponien niedrigere Wertebereiche einnehmen als die erst später entgasten. Für weit reichende Prognosen ist sowohl der Entgasungs- bzw. Beobachtungszeitraum als auch die Stichprobengröße noch zu gering. Zudem bleibt die Gasmengenentwicklung bei wasserundurchlässigen Abdichtungen, wie der Kombinationsdichtung, abzuwarten. Die Erfassungsrate wird unter dieser Art der Dichtung zwar sehr hoch sein, aber die ausbleibende Feuchtigkeitzufuhr kann zum Erliegen der biologischen Umsetzungsprozesse führen und somit eine schnelle Abnahme der Gasmengen mit sich bringen.

Bei der Deponie N, die sich erst im ersten Jahr nach Abschluss des Betriebes befindet, kann der aufgezeigte Trend bei der Abnahme der Gasmengen aufgrund ihrer Sickerwasseranalysen noch nicht erwartet werden. Die Deponie zeichnet sich durch z. T. sehr hohe Werte für die Parameter AOX, Leitfähigkeit und CSB im Sickerwasser aus und hat gleichzeitig rückläufige Werte im Gasbereich. Über das Setzungsverhalten ist leider nichts bekannt, aber in den letzten Jahren werden mit hoher Wahrscheinlichkeit größere Setzungen, besonders in den Neubereichen, aufgetreten sein, da es aufgrund des hohen Gasaustrages zu Volumenverlusten gekommen ist. Möglicherweise erfolgt in den nächsten Jahren eine Stabilisierung des Abfallkörpers, so dass die Sickerwasserbelastung ebenfalls langfristig zurückgeht. Besonders wichtig wäre bei der Deponie N der Rückgang der Salzfrachten, da diese aufgrund der Art des eingelagerten Abfalls extrem hoch sind.

Ein analoges Ablagerungsverhalten kann immer dann vermutet werden, wenn die Ausgangsvoraussetzungen (Abfallzusammensetzung, Höhe etc.) der zu untersuchenden

Deponien in etwa übereinstimmen. Trotzdem ist es zwingend notwendig, jede Deponie hinsichtlich Entgasung und Aufbringung einer Oberflächenabdeckung als Einzelfall zu betrachten. Die z. B. von *Ehrig* (1989) und *Doedens/Theilen* (1989) beschriebenen Auswirkungen unterschiedlicher Betriebstechniken konnten bei den hier untersuchten Deponien nicht bestätigt werden. Dazu überlagern sich bei längerer Betriebsführung die unterschiedlichen Techniken zu stark.

In jedem Fall sollten alle verfügbaren Informationen über die jeweilige Deponie ausgenutzt werden und mit Daten von anderen langfristig untersuchten Deponien verglichen werden, um Prognosen für die Zukunft abzusichern, Verhaltensweisen abzugleichen und darauf aufbauend ggf. Sanierungskonzepte zu entwickeln.

Zu den erforderlichen Informationen zählen sowohl die historischen Umstände (schneller Aufbau, mit oder ohne Kompaktor), die geologischen Gegebenheiten (klüftiger Untergrund etc.), bisher aufgetretene Gasschäden und die Sickerwassermengen (Fremdwasserzutritte ja oder nein), als auch die Sickerwasserqualität und eventuell in der Vergangenheit aufgetretene Setzungen. Diese Daten in Verbindung mit Referenzfällen sollten eine größtmögliche Planungssicherheit ermöglichen.

3 Ergebnisse der Abfalluntersuchungen

3.1 Durchgeführte Untersuchungen

3.1.1 Untersuchungsmethodik

Während des Forschungsvorhabens wurden u. a. die drei noch betriebenen Deponien AA, BA und CA und die bereits verfüllte Deponie M untersucht. Die Entnahme fester, flüssiger und gasförmiger Proben erfolgte mit Hilfe großkalibriger Trockenbohrverfahren (\emptyset bis 1.000 mm). Als geeignet erwiesen sich dabei vor allem

Greifer- und Kernbohrverfahren. Die Proben wurden entsprechend dem in Abb. 3.1 dargestellten Untersuchungsprogramm des ISA (Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen) aufbereitet und untersucht.

3.1.1.1 Probenahme

Die Entnahme fester Abfallproben von den Deponien erfolgte entsprechend der im Rahmen des Verbundvorhabens entwickelten Standardarbeitsvorschrift SAV 1 (Conrad, Kabbe u. Lohoff, 1997). Für die Untersuchungen stellte die gesamte Deponie bzw. der Deponieabschnitt die Grundgesamtheit dar.

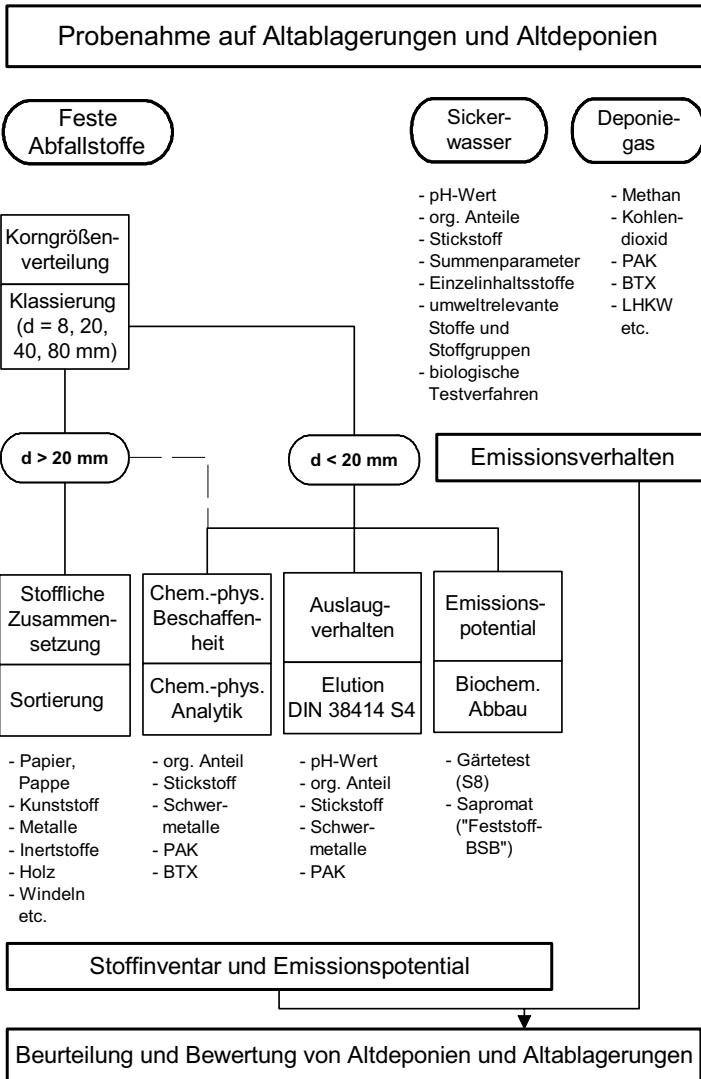


Abb. 3.1 Untersuchungsmethodik des ISA (Wirtz et al., 1997)

Da eine Volluntersuchung aus praktischen Gründen nicht durchführbar war, wurden Teilproben mit Hilfe von Bohrungen entnommen. Dazu wurde das Bohrgut auf PE-Folien zwischengelagert und einer optischen Prüfung unterzogen. Von diesen Teilproben, welche aufgrund ihres Umfangs ebenfalls nicht vollständig untersucht werden konnten, wurden Stichproben gezogen. Die untersuchte Menge mit einer Größenordnung von jeweils rund 80 kg wurde in Kunststofffässer verfüllt und diese anschließend gasdicht verschlossen. Auf das Inertisieren der Probe durch Flutung des verbleibenden Luftraums mit Stickstoff wurde nach ersten Versuchen verzichtet, da der enthaltene Sauerstoff bereits nach kurzer Zeit gezehrt war. Eine weitere Zufuhr von Sauerstoff erfolgte aufgrund der Gasundurchlässigkeit der Verschlüsse nicht, wie der bei einigen Behältnissen während des Öffnens bemerkbare Unterdruck sowie die vorhandenen Verformungen zeigten.

3.1.1.2 Untersuchungen an den festen, flüssigen und gasförmigen Proben

Die Proben wurden im Anschluss entsprechend der SAV 2 (*Conrad u. Kabbe, 1997*) auf die Korngrößenverteilung und die stoffliche Zusammensetzung untersucht. Die Klassieranalyse wurde mit einer Trommelsiebanlage mit auswechselbaren Siebeinschüben (Æ 400 mm) der Lochweiten 8, 20 (Quadratöffnung), 40 und 80 mm (Rundlochung) durchgeführt. Die Auswahl der Lochweiten erfolgte zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse in Anlehnung an die Methodik weiterer Untersuchungen zur Aufbereitung und Klassierung von Hausmüll bzw. Siedlungsabfällen (z. B. *Greiner et al., 1983*).

Darüber hinaus wurden die Korngrößenfraktionen > 20 mm manuell gemäß dem in Tab. 3.1 aufgeführten Sortierkatalog in verschiedene Stoffgruppen sortiert.

Tab. 3.1 Sortierkatalog (*Wirtz et al.*, 1997)

Stoffgruppe	Bestandteile
Papier, Pappe, Papierverbund	Zeitungen, allg. Druckerzeugnisse, Kartonverpackungen, Getränkeverpackungen
Kunststoffe, Kunststofffolien	Plastiktüten und -folien, Hartkunststoffe, Formteile
Textilien	Altkleider, Gardinen
Holz	behandelt und unbehandelt, Baum- und Strauchschnitt
Vegetabilien	nativ-organische Abfälle
Feinmüll < 8 mm bzw. erdähnliche Reste	getrocknete Anhaftungen (Unterkorn aufgrund unzureichender Trennleistung bei Klassierung), sandartige Bestandteile
Glas	Braun-, Weiß- und Grünglas
Fe-Metall	Schrott, Dosen
NE-Metall	Dosen, Alufolien
Mineralstoffe, Inertstoff	Porzellan, Ziegelsteine
Leder, Knochen	Tierknochen, Schuhe
Windeln	Babywindeln, Damenhygieneartikel
Problemstoffe	Spraydosen, Batterien, Farbdosen
Materialverbund	Elektroverbund (Radio, Telefon, Tischrechner etc.)
Gummi	-

Die Ergebnisse der Klassier- und Sortieranalysen werden auf die Trockenmasse bezogen angegeben, um eine Verfälschung infolge der Abhängigkeit vom Wassergehalt zu vermeiden. Die Trocknung der einzelnen Fraktionen bzw. Stoffgruppen zur Bestimmung der Trockensubstanz wurde bei 105 °C durchgeführt.

Die Originalsubstanz der Feststoffe < 20 mm wurde weitergehend chemisch-physikalisch und biologisch untersucht. Parallel dazu wurden die Feststoffe entsprechend dem Verfahren DIN 38 414 S4 eluiert, um den unter den Bedingungen dieses Verfahrens stoffspezifisch eluierbaren Anteil zu erfassen. Diese Untersuchungen erfolgten an den Fraktionen 0/8 und 8/20 zum Teil getrennt, zum Teil auch gemeinsam.

Zusätzlich zu den Feststoff- und Eluatuntersuchungen wurden Sickerwasser- und Bohrlochwasseruntersuchungen durchgeführt. Die Sickerwässer wurden aus Sammelschächten oder Speicherbecken entnommen. Im Gegensatz dazu wurden die Bohrlochwässer während bzw. kurz nach der Beendigung der Bohrungen aus den Bohrlöchern entnommen. Sie fielen als eingestautes Schichtenwasser (z. B. Deponie AA und M) bzw. an der Deponiesohle an. Die Bohrlochwässer zeichnen sich im Gegensatz zu den Sickerwässern durch einen unmittelbaren Bezug zu jeweiligen Feststoffen aus.

Im Anschluss an die jeweiligen Bohrungen wurde, sofern dazu die Möglichkeit bestand, das aus den Bohrlöchern ausströmende Deponiegas untersucht. Dazu wurden definierte Volumenströme des entweichenden bzw. in Gasbrunnen gefassten Deponiegases über Adsorbermedien geleitet und dort für die nachfolgende Analytik angereichert oder direkt in Sammelbehälter aus Glas (Gasmaus) geleitet.

Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit und Bewertung der Ergebnisse wurde ein auf die einzelnen Untersuchungsschritte ausgerichtetes, aus mehreren Standardarbeitsvorschriften bestehendes, Qualitätssicherungsprogramm entwickelt. Weitergehende Informationen zur Methodik und dem Qualitätssicherungsprogramm können dem Abschlussbericht zum Teilvorhaben des ISA (*Wirtz et al., 1997*) sowie den einzelnen Standardarbeitsvorschriften entnommen werden (u. a. *Conrad u. Kabbe, 1997, Conrad, Kabbe u. Heyer, 1997, Conrad, Kabbe u. Lohoff, 1997*).

Die Vereinheitlichung der Analytik erfolgte durch Berücksichtigung entsprechender Normen und Vorschriften (DIN-Vorschriften, Merkblätter etc.). In der Arbeitsgruppe „Analytik“ erfolgte die Angleichung der Verfahren an spezielle Fragestellungen bzw. wurden die Bedingungen für nicht normierte Methoden erarbeitet. Die praktische Überprüfung der Analysemethoden erfolgte in Ringversuchen. Bei der überwiegenden Anzahl der ausgewählten Untersuchungsparameter konnten hinreichende Ergebnisse erzielt werden. Bei manchen Parametern wurden - u.U. begründet in der

unterschiedlichen apparativen Ausstattung der Laboratorien der beteiligten Institute - voneinander abweichende Ergebnisse erzielt. Die genaue Methodik zur Bestimmung der einzelnen Parameter wurde im Erfahrungsbericht „Analytische Qualitätssicherung“ festgeschrieben (Packert et al., 1997).

3.1.2 Untersuchungsobjekte

Auf den vier in diesem Bericht vorwiegend betrachteten Untersuchungsobjekten wurden von Mitte der 50er Jahre bis heute Siedlungsabfälle abgelagert. Einen Überblick über die Untersuchungsobjekte gibt Tab. 3.2. Beim Vergleich der durch das ISA erhobenen Daten mit denen der Überwachungsdaten ist für die verfüllte Deponie M zu beachten, dass die entnommenen Feststoffproben nicht vom dränierten Teil der Deponie M, sondern von einem älteren Teilbereich stammen.

Tab. 3.2 Im Rahmen der vorliegenden Studie betrachtete Untersuchungsobjekte

Deponie	Probenahmezeitpunkt	Deponietyp Fläche/Volumen [ha] [Mio. m ³]	Ablagerungszeit- raum der untersuchten Abfälle	Untersuchungs- umfang/ Bemerkungen
AA	03/1994, 06/1995	Deponie 15/1,4	ca. 1977 - 1987	KA, SA, CPA, TT, DSR *
BA	11/1995	Deponie 25/5,0	ca. 1980 - 1994	KA, SA, CPA, TT
CA	07/1994	Deponie 39/7,5	ca. 1990 - 1994	KA, SA, CPA, TT
M	11/ 1995	verfüllte Deponie 45/5,4	ca. 1962 - 1983	KA, SA, CPA, TT, DSR

- * KA Klassieranalysen
- SA Sortieranalysen
- CPA Chemisch-physikalische Analytik
- TT Toxizitätstests
- DSR Untersuchungen an Deponiesimulationsreaktoren

3.1.3 Informationen zu den Probenahmen

Die Anzahl der Bohrungen und der entnommenen Proben variierte zwischen den einzelnen Deponien sehr stark. Dementsprechend sind die Ergebnisse im Hinblick auf Einzelfallbetrachtungen auch unterschiedlich einzuordnen. Im Verlauf der Untersuchungen des BMBF-Verbundvorhabens zeigte sich jedoch, dass die Ergebnisse der Einzeldeponien - obwohl sie nicht in jedem Fall als repräsentativ für den jeweiligen Standort zu bezeichnen waren - ein vergleichsweise einheitliches Gesamtbild ergaben. Aus diesem Grund wurden die Ergebnisse bisher immer im Gesamtzusammenhang dargestellt und interpretiert. Deponiespezifische Besonderheiten, die sich aus der Ersterkundung (historische Recherche) sowie Beobachtungen bei der Probenahme erkennen ließen, wurden bei der Diskussion der Ergebnisse berücksichtigt. Die nachfolgende Tab.3.3 gibt einen Überblick über die Anzahl der Bohrungen sowie die aus verschiedenen vertikalen Abschnitten entnommenen, festen Proben.

Tab. 3.3 Untersuchungsumfang der betrachteten Deponien (*Wirtz et al., 1997*)

Deponie	Bohrverfahren	Bohrungen/ Proben [Anzahl]	feste Proben [Anzahl]	Eluate [Anzahl]	Sicker- u. Bohrloch- wasser [Anzahl]
AA	Schnecke, Greifer	5/19	38	32	2
BA	Schnecke	½	2	2	-
CA	Greifer	1/4	8	8	3
M	Kernbohrung	7/14	14	14	4

3.2 Milieubedingungen der untersuchten Deponien

Zu den Milieu charakterisierenden Parametern sind die Temperatur sowie der Wassergehalt der einzelnen Deponien zu zählen. Die Temperatur wurde direkt nach der Entnahme aus dem Deponiekörper an den festen Altabfallproben bestimmt. Die Angabe der mittleren Temperatur gilt nur für die jeweils untersuchten Deponiebereiche. Die Bestimmung der Wassergehalte der Proben erfolgte im Anschluss an die Klassierung bei 105 °C im Trockenschrank.

Tab. 3.4 Milieu charakterisierende Parameter der betrachteten Deponien (*Wirtz et al., 1997*)

Deponie	mittlere Temperatur [°C]	Trockenrückstand der Feinfraktionen 0/20		
		Min. [%]	Max. [%]	Mittelwert [%]
AA	29,9	56,8	80,9	69,7
BA	50,5	64,3	70,6	67,5
CA	48,5	54,4	65,0	59,9
M	16,8	63,0	83,8	70,9

Es zeigte sich, dass die beiden vergleichsweise jungen Deponieabschnitte BA und CA Temperaturen im thermophilen Bereich aufwiesen (Tab.3.4). Dies ist im wesentlichen auf die biochemischen Abbau- und Umsetzungsprozesse zurückzuführen. Die Temperaturen der Deponie AA befanden sich im mesophilen Bereich. Trotz der geringen Temperaturen der Deponie M war auch für die untersuchten Bereiche noch eine Gasbildung zu ermitteln.

Die Trockenrückstände der Feinfraktionen 0/20 der betrachteten Deponien lagen zwischen rund 54 % und 84 %. Die rechnerische Ermittlung der Trockenrückstände TR für die jeweiligen Gesamtproben (alle Fraktionen) anhand der Ergebnisse der Klassier- und Sortieranalysen ergab geringfügig höhere TR-Werte. Dies ist durch die

niedrigeren Feuchtegehalte einiger Bestandteile der Grobfraktion wie z. B. Glas oder Metalle zu erklären. Zum Teil lagen die wirklichen Wassergehalte der Abfälle im Deponiekörper infolge lokal begrenzter Einstaubereiche (Schicht- bzw. Stauwasser) auch deutlich über der Feldkapazität. Diese Wassergehalte konnten im Rahmen der Untersuchungen nicht erfasst werden. Der Eindruck bei der Probenahme - beispielsweise waren die Proben der Deponie CA während der Probenahme mehr als wassergesättigt - wurde durch die Analysen jedoch grundsätzlich bestätigt.

3.3 Feststoffuntersuchungen

3.3.1 Korngrößenverteilung

Im Rahmen der Feststoffuntersuchungen wurde zunächst anhand von Klassieranalysen die Korngrößenverteilung ermittelt. Im folgenden Text wird dieser Begriff weiter verwendet werden, obwohl er - u. a. aufgrund der differierenden Form von Abfällen - im Zusammenhang mit Abfällen nicht ganz korrekt ist. Des Weiteren wurde die maximale Größe der Abfälle auf 140 mm festgelegt. Dieser Festlegung lag zu Grunde, dass bei der Probenahme einerseits eine mechanische Zerkleinerung großer Bestandteile und andererseits eine Begrenzung des Kornspektrums durch die Probenahmebehältnisse erfolgte.

In Abb. 3.2 ist die Korngrößenverteilung der untersuchten Deponien dargestellt. Der Korngrößenanteil der Fraktionen < 20 mm lag zwischen 30 und etwa 70 Masse-% der Trockensubstanz. Der Vergleich des sehr jungen Abschnitts der Deponie CA mit den rund 30 Jahre alten Proben der verfüllten Deponie M (> 20 Jahre) zeigte, dass sich der Feinanteil < 20 mm mit zunehmender Ablagerungsdauer erhöht. Für diesen Effekt sind im wesentlichen zwei Ursachen anzuführen. Bedingt durch die kürzere Ablagerungsdauer erfolgte bei jüngeren Deponien eine noch nicht so weit gehende biochemische Zersetzung bzw. Mineralisierung wie bei älteren Deponien. Ein weiterer

Grund für den erhöhten Feinanteil der älteren Deponien dürfte auch in der unterschiedlichen Zusammensetzung der Abfallstoffe zum Zeitpunkt der Ablagerung zu finden sein. Hier ist vor allem der früher gegenüber heute wesentlich höhere Ascheanteil z. B. aus Hausbrand anzuführen.

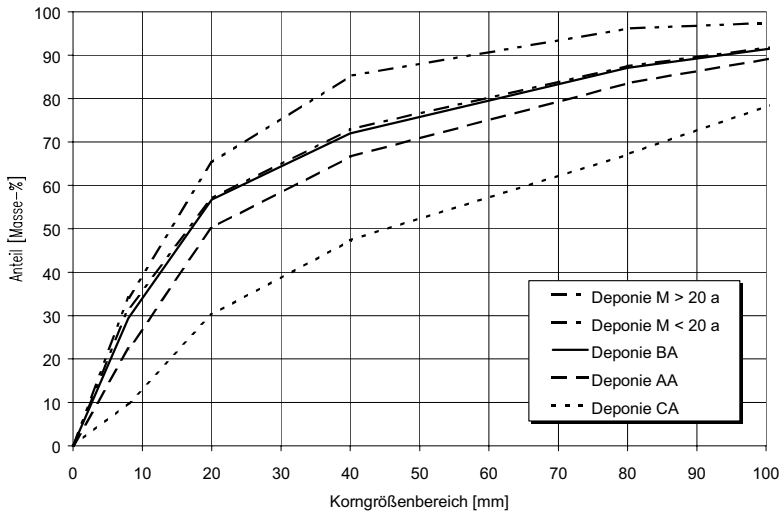


Abb. 3.2 Korngrößenverteilung der untersuchten Deponien (*Wirtz et al., 1997*)

3.3.2 Stoffliche Zusammensetzung

Zur Beurteilung der stofflichen Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle wurden die Fraktionen $d > 20$ mm in die in Abb. 3.3 dargestellten Stoffgruppen sortiert. Die beiden jungen Deponien BA und CA (bis fünf Jahre) wurden aufgrund der grundsätzlich ähnlichen Altersstruktur zusammengefasst. Dagegen wurden die Abfälle der Deponie M entsprechend der stark unterschiedlichen Ablagerungsdauern getrennt für die jüngeren (ca. 15 Jahre) und die älteren Proben (ca. 30 bis 35 Jahre) dargestellt.

Die Abfälle der Deponie AA umfassen eine Ablagerungsdauer zwischen 6 und 17 Jahren.

Die Fraktionen > 20 mm enthalten hohe Anteile an Kunststoffen, mineralischen bzw. inerten Stoffen, Papier, Textilien, Holz und Metallen. Bei einigen Fraktionen lassen sich zwischen den Deponien, und somit bedingt auch in Abhängigkeit der Ablagerungsdauer, Unterschiede in der stofflichen Zusammensetzung ausmachen. Im wesentlichen können auch hier die im vorherigen Kapitel angeführten Ursachen angeführt werden.

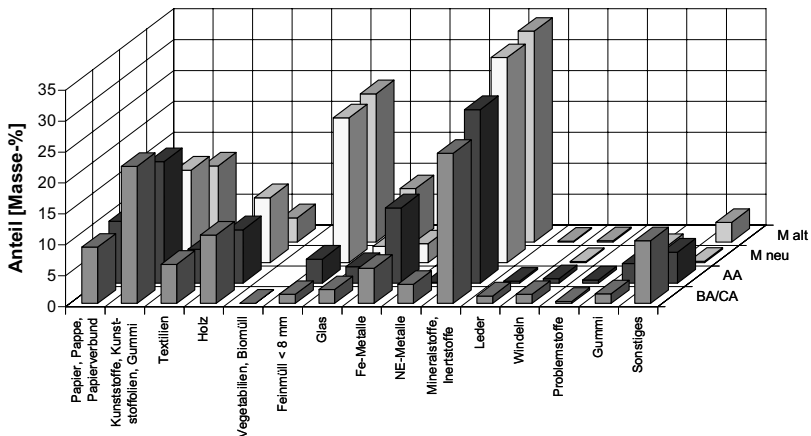


Abb. 3.3 Stoffliche Zusammensetzung der Fraktionen > 20 mm für die betrachteten Deponien (bezogen auf die Trockensubstanz) (Wirtz et al., 1997)

Für die grundsätzlich als abbaubar einzustufenden Stoffgruppen Papier, Textilien, Holz und Windeln ist die Ursache für die Abnahme in den biochemischen Abbauprozessen zu sehen. Die zum Teil nur geringe Abnahme ist dabei sowohl durch

eine eingeschränkte Abbaubarkeit wie z. B. bei Holz durch den erhöhten Ligninanteil, als auch durch eine allgemein beschränkte Verfügbarkeit zu erklären. Zum Beispiel lag Papier oftmals als stark durchfeuchteter Klumpen vor, der aufgrund der geringen Oberfläche nur wenig den biochemischen Prozessen ausgesetzt war.

Der Einfluss der im Laufe der Zeit sich verändernden Abfallzusammensetzung auf die Ergebnisse der Sortieranalysen ist dagegen bei den Stoffgruppen Kunststoff, Materialverbund und Glas, sowie bei den Problemstoffen höher. Zu begründen ist dies zum einen durch ein geringeres Aufkommen (z. B. Kunststoffe bei der Deponie M) und zum anderen durch fehlende Getrennsammelsysteme (z. B. Glas: alte Abfälle der Deponie M). Der hohe Anteil der Fraktion Feinmüll ist durch Anhaftung feuchter Feinteile an Folien etc., sowie den Eintrag feiner Bestandteile vor allem mit der Fraktion 20/40 bedingt.

Der biochemisch reaktive Anteil der Abfälle ist im wesentlichen in den Fraktionen < 20 mm zu finden. Dies ist durch die höhere Verfügbarkeit der Feinteile gegenüber den größeren Bestandteilen sowie durch die Verlagerung des abbaubaren Anteils aus der Grobfraction in die Feinfraktion bedingt. Insgesamt zeigt sich, dass in den alten Deponien durchaus noch Emissionspotenziale vorhanden sind.

3.3.3 Chemisch-physikalische Feststoffuntersuchungen

3.3.3.1 Organische Parameter

Die Erfassung des organischen Stoffinventars erfolgte an den Originalproben < 20 mm anhand der Bestimmung des Glühverlusts, des TOC und des Feststoff-CSB. Aus Abb. 3.4 wird am Beispiel des Parameters Glühverlust ersichtlich, dass die organischen Bestandteile im Feststoff in der untersuchten Zeitspanne von rund 35 Jahren um etwa 50 % abnahmen. Das für künftige Deponien relevante Zuordnungskriterium der Technischen Anleitung Siedlungsabfall für die Deponieklasse II von 5 % (Anhang B) wird zu keinem Zeitpunkt erfüllt. Dies gilt sowohl für die analytisch bestimmten

Werte der Feinfraktionen (< 20 mm), als auch für die unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Sortieranalysen rechnerisch ermittelten Werte für die Gesamtfraktion (nicht in Abb. 3.5 dargestellt). Die höheren Werte für die Gesamtfraktion resultieren dabei im Wesentlichen aus den Kunststoffen, die vor allem in den Fraktionen > 20 mm enthalten sind. Der für das Emissionsverhalten von Deponien maßgebliche Anteil der bioverfügbaren organischen Substanz findet sich dagegen vorwiegend in den Fraktionen < 20 mm wieder.

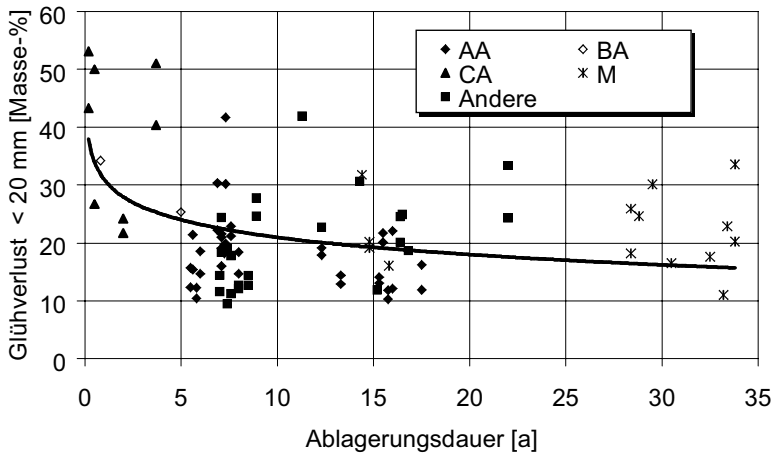


Abb. 3.4 Zeitlicher Verlauf des Glühverlusts der Fraktionen < 20 mm (Wirtz *et al.*, 1997)

Anhand der Abb. 3.4 ist zu erkennen, dass sich die einzelnen Deponien im Vergleich mit der Glühverlust-Trendlinie, die aus allen Proben ermittelt wurde, unterschiedlich verhalten. Während die Werte der Deponie AA in der Regel unterhalb der Linie verlaufen, weisen die Proben der Deponie M sowohl nach 15 als auch nach 30 Jahren deutlich erhöhte Werte auf. Die Werte der Proben aus der Deponie CA und BA liegen im Bereich der Trendlinie. Die Streubreite der Werte der Deponie CA ist typisch für Frischmüll. Anhand der Darstellung in Abb. 3.5 zeigt sich, dass bei der endverfüllten Deponie M noch Emissionspotenziale vorhanden sind. Dabei ist grundsätzlich die

Beurteilung nur auf der Grundlage des Glühverlusts nicht ausreichend. Aus diesem Grund wurden im Rahmen des Verbundvorhabens weitergehende Untersuchungen (Deponiesimulationsreaktoren DSR, Sapromat, Gärversuche) durchgeführt.

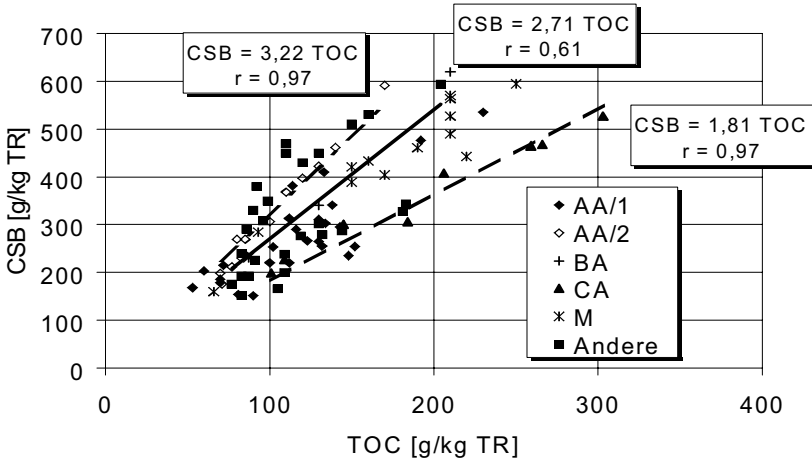


Abb. 3.5 CSB/TOC-Verhältnisse der untersuchten Altabfallproben mit Trendlinien für ausgewählte Deponien (*Wirtz et al., 1997*)

Die Ergebnisse der Glühverlust-Untersuchungen wurden durch die TOC- und Feststoff-CSB-Analysen im Wesentlichen bestätigt (vgl. auch *Wirtz et al., 1997*). In Abb. 3.5 ist das CSB/TOC-Verhältnis für alle Proben aufgetragen. Für ausgewählte Objekte wurden Trendlinien eingefügt. Es konnten CSB/TOC-Verhältnisse zwischen 1,8 und 3,2 festgestellt werden. Deponiespezifisch zeigten sich jedoch Unterschiede. In Abb. 3.5 sind beispielhaft Trendlinien für die Deponien CA und AA/2 (2. Probenahme Juni 1995) eingefügt. Zum Vergleich wurde die mittlere Verteilung aller untersuchten Deponien, der in etwa die CSB/TOC-Verhältnisse der restlichen Deponien AA/1, BA und M entsprechen, dargestellt. Inwieweit neben abfall-spezifischen Ursachen die aerobe Ausprägung des exponierten Bereichs der Deponie AA/2 (vgl. auch Kapitel 3.2) bzw. die verhältnismäßig kurze Ablagerungsdauer der

Deponie CA für diese Bedingungen verantwortlich sind, konnte bislang nicht mit genügender Genauigkeit geklärt werden. In den Tabellen 3.5 und 3.6 sind für die einzelnen Feststoffproben der Deponien AA und M u.a. die Parameter Glühverlust und Kohlenstoffgehalt aufgelistet.

Die Bezeichnung der Proben der Deponien AA und M erfolgt getrennt nach Bohrung und durchschnittlicher Ablagerungstiefe, z. B.:

(E)B1N13 =

(Erkundungs-) Bohrung 1 + Trennbuchstabe + durchschnittliche Entnahmetiefe
(hier: N) (hier: ca.13 m unter Oberkante der Ablagerung)

Tab. 3.5 Ergebnisse der Feststoffanalysen Deponie AA, Kernbereich und Randabschnitt (Stegmann/Heyer, 1997)

Feststoff- probe	Entnahme- tiefe [m]	Abla- gerungs- zeit- raum [a]	GV [Gew.- %]	C [Gew.- %]	N [Gew.- %]	LF [mS/cm]	w _{Entn.} [% FM]	PH [-]
Kernbereich								
B1N13	11 - 15	13	15,95	11,38	0,51	0,89	29,9	7,37
B1N16	15 - 17	14	15,25	9,98	0,40	0,99	30,8	7,38
B1N17	17	14	8,17	4,64	0,32	0,68	25,1	7,15
B2Z4	1 - 5,5	7	6,86	5,17	0,15	0,49	22,8	7,58
B2Z8	5,5 - 9,5	7	18,15	12,74	0,67	1,12	31,0	7,48
B2Z15	13,5- 16,5	8	16,06	12,31	0,52	1,49	31,8	8,18
B3S4	4	5	8,80	5,82	0,17	0,65	28,9	8,55
B3S8	8	6	24,29	15,31	0,41	2,74	34,7	7,36
B3S12	12	8	21,86	14,57	0,69	1,53	36,9	7,28
B3S16	16	8	21,04	15,60	1,39	2,13	38,9	7,54

Tab. 3.5 (Fortsetzung)

Feststoff- probe	Entnahme- tiefe [m]	Abla- gerungs- zeit- raum [a]	GV [Gew.- %]	C [Gew.- %]	N [Gew.- %]	LF [mS/cm]	w_{Entn.} [% FM]	PH [-]
Randbereich								
B8E5	5	7	7,69	5,39	0,27	0,69	42,7	8,57
B8E8	7,5 - 8,5	17	8,72	6,01	0,23	0,61	21,4	8,26
B8E9	8,5 - 9,5	17	15,52	9,84	0,34	0,86	32,5	7,96
B9D6	4,5 - 7,0	16	13,13	8,87	0,36	0,75	32,5	7,44
B9D8	7,5 - 9,0	16	16,21	10,31	0,30	0,93	30,1	8,08
B9D10	9,3- 10,5	16	15,93	9,88	0,40	0,97	30,4	7,87
B9D10,5	10,5	18	31,51	19,00	0,91	1,99	41,7	7,01
Hausmüll, frisch	-	0	ca. 52	ca. 31	ca. 0,9	-	-	-

In Abb. 3.6 sind die Ergebnisse für den Glühverlust sowie den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der drei beprobten Deponieabschnitte über den Ablagerungszeitraum im Deponiekörper aufgetragen.

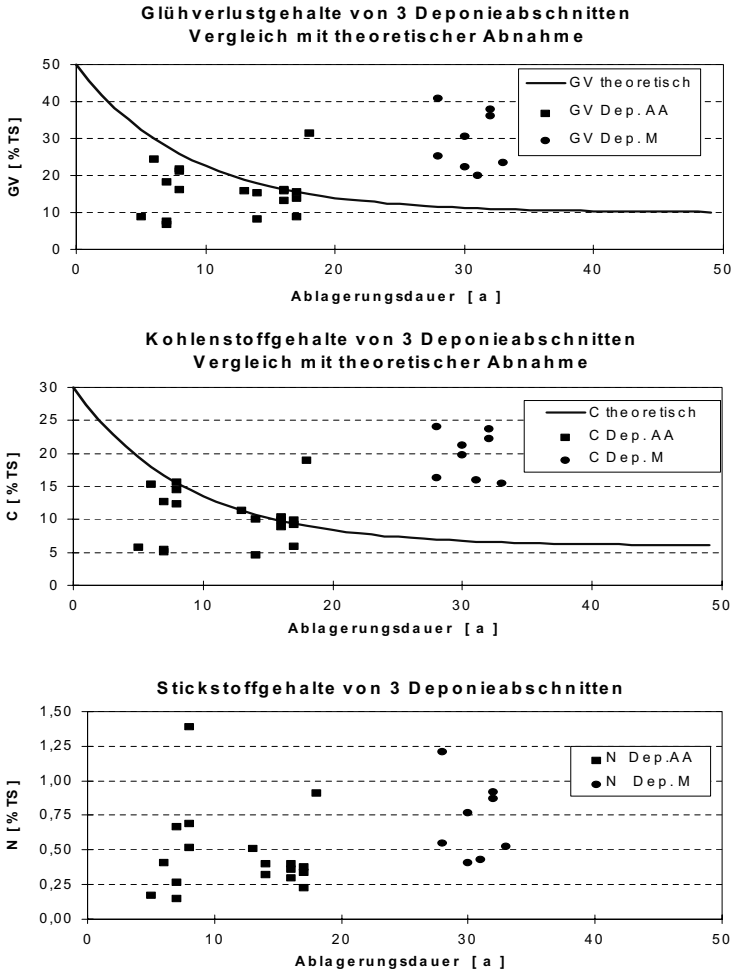


Abb. 3.6 Glühverlust-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Feststoffproben im Vergleich zur theoretischen Abnahme über die Ablagerungsdauer

- Für die Deponie AA ist die deutliche Abnahme sowohl des Glühverlustes als auch des Kohlenstoffgehalts gegenüber den wahrscheinlichen Einbaugeshalten festzustellen. Die Abnahme verläuft teilweise sogar stärker als nach dem theoretischen Abbau, der zur Einordnung der Ergebnisse eingefügt wurde, bei folgenden Annahmen zu erwarten wäre:
 - Glühverlust zu Beginn der anaeroben Abbauprozesse etwa 50 % der Trockenmasse, langfristig können 80 % des Glühverlusts umgesetzt werden,
 - Kohlenstoffgehalt zu Beginn der anaeroben Abbauprozesse etwa 30 % der Trockenmasse, langfristig können 80 % des Kohlenstoffs umgesetzt werden,
 - Exponentieller Verlauf der Abbauprozesse mit einer mittleren Halbwertszeit der biologischen Abbauprozesse von sechs Jahren.

- Einige sehr geringe Glühverlust- und Kohlenstoffgehalte von Feststoffproben der Deponie AA treten bevorzugt wenige Meter unterhalb der Deponieoberfläche auf. Es ist zu vermuten, dass diese Ablagerungsschichten länger aeroben, und damit beschleunigteren Abbauprozessen ausgesetzt waren als die tieferen Schichten (Tab. 3.5).

- Auf der Deponie M ergibt sich ein anderes Bild für den Gehalt an Restorganik. Möglicherweise wurden dort Abfälle aus dem gewerblichen Bereich mit einem höheren Anteil schwer abbaubarer organischer Bestandteile abgelagert. Zudem stand in einigen Ablagerungshorizonten über längere Zeiträume u.U. nicht ausreichend Feuchtigkeit zur Verfügung, so dass die Abbauprozesse verzögert abliefen und organische Anteile zudem nicht über den Wasserpfad ausgetragen werden konnten. Zum Zeitpunkt der Probenahme waren die organischen Anteile demnach noch größer als erwartet (Tab. 3.6).

Tab. 3.6 Ergebnisse der Feststoffanalysen Deponie M (*Stegmann/Heyer, 1997*)

Feststoff- probe	Ent- nahme- tiefe [m]	Abla- gerungs- zeitraum [a]	GV	C	N	LF	w _{Entn.}	PH
			[Gew.- %]	[Gew.- %]	[Gew.- %]	[mS/cm]	[% FM]	[-]
EB2F11	11,0	28	40,97	24,09	1,21	2,40	25,4	7,31
EB2F12	12,0	28	25,28	16,32	0,55	1,30	35,5	7,10
EB2F16, 5	16,5	30	30,60	21,23	0,77	1,30	38,6	6,98
EB2F22	22,0	31	19,97	15,98	0,43	1,10	38,5	7,18
EB3G11, 5	11,5	30	22,48	19,81	0,41	0,93	21,9	7,28
EB3G17	17,0	32	37,95	23,73	0,92	1,70	30,5	7,22
EB3G17 A	17,0	32	36,16	22,33	0,87	2,30	36,5	7,11
EB3G18, 7	18,7	33	23,52	15,51	0,53	1,50	23,4	6,55

3.3.3.2 Stickstoff

Hinsichtlich der von Deponiekörpern ausgehenden Umweltbeeinträchtigung ist von Interesse, welches Stickstoffpotenzial in den abgelagerten Abfällen vorliegt und inwieweit sich der Stickstoffgehalt im Verlauf der Ablagerung verändert. Abb. 3.7 zeigt die deponiespezifischen Gesamtstickstoffgehalte in den Feststoffen (Fraktion < 20 mm), welche über das Abfallalter aufgetragen wurden, sowie die Veränderung der eluierbaren Stickstoffanteile mit zunehmendem Abfallalter.

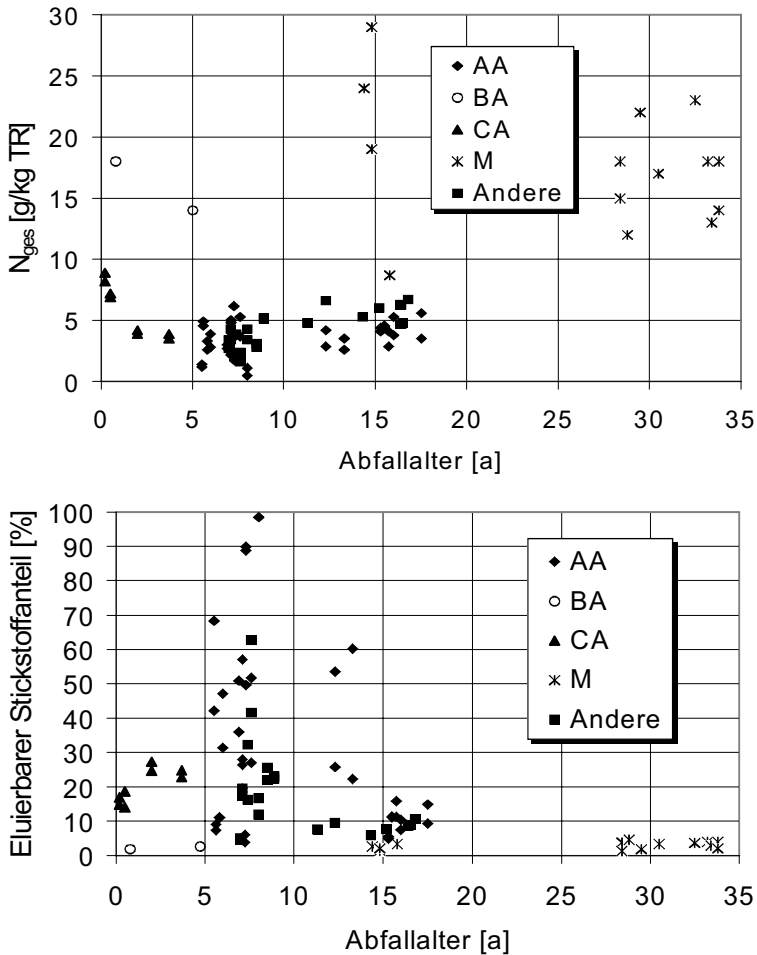


Abb. 3.7 Stickstoffgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) sowie eluierbare Stickstoffanteile (Wirtz et al., 1997)

Bei den Stickstoffgehalten zeigten sich deponiespezifisch deutliche Unterschiede. Die ca. 30 Jahre abgelagerten Abfallproben aus der Deponie M erreichten Werte, die im Mittel etwa doppelt so hoch waren wie die jüngerer Abfälle. Eine Ursache für die

erhöhten Gehalte ist in der Zusammensetzung der abgelagerten Abfallstoffe - z. B. hohe Klärschlammanteile sowie Polyamide oder Polyurethane - zu sehen. Die Werte der rund 15 Jahre alten Proben der Deponie M bestärken diese These. Des Weiteren ist anhand der Ergebnisse der Elutionsuntersuchungen eine vergleichsweise geringe Mobilisierungsrate der auf der Deponie M abgelagerten Stickstoffverbindungen zu beobachten.

Abgesehen von den Werten der Deponie M kann tendenziell mit zunehmendem Abfallalter eine Abnahme der Stickstoffgehalte in den Feststoffen bis hin zu einem Abfallalter von ca. acht Jahren festgestellt werden. Ältere Abfälle weisen mit zunehmendem Abfallalter mittelfristig einen leichten Anstieg der Stickstoffgehalte auf. Dies ist auf den Masseverlust als Folge des fortschreitenden Abbaus organischer Substanzen zurückzuführen, der zur Aufkonzentrierung von langsamer abbaubaren bzw. nicht emittierbaren Abfallinhaltsstoffen führt. Wie das Diagramm in der Abb. 3.7 zeigt, nimmt der eluierbare Stickstoffanteil ab einem Abfallalter von ca. 10 Jahren stark ab, was die o. g. Aussage stützt. Langfristig ist nach Abklingen der biologischen Prozesse eine langsame Abnahme der Stickstoffgehalte mit zunehmendem Abfallalter aufgrund von Auslaugungsprozessen und weiter fortschreitenden biologischen Abbauprozessen zu erwarten. Dementsprechend ist mit einem langfristig wirksamen Austrag von Stickstoffverbindungen zu rechnen, der die Nachsorgezeiträume von noch betriebenen und bereits verfüllten Deponien wesentlich mitbestimmen wird.

3.3.3.3 Schwermetalle

Schwermetalle sind umweltrelevante Stoffe. Kupfer z. B. ist für Pflanzen ein wichtiger Mikronährstoff. Mehrere Enzyme enthalten Zink-Verbindungen; Zink ist daher ein für alle höheren Lebewesen lebensnotwendiger Mikronährstoff. Zinksalze dagegen wirken giftig. Ebenso giftig können Chrom- und Cadmium-Verbindungen, metallisches Quecksilber und seine löslichen Verbindungen wirken. Das toxische Potenzial vieler

Schwermetalle entwickelt sich in Form ihrer Ionen und metallorganischen Verbindungen.

In den Abb. 3.8 bis 3.11 sind die Schwermetallgehalte der Feststoffproben aus der Deponie AA und M nach der Entnahme aus dem Deponiekörper über die Ablagerungsdauer aufgetragen. Zum Vergleich sind die zulässigen Schwermetallkonzentrationen für Klärschlamm nach der Klärschlammverordnung und die Konzentrationen nach der „Richtwerte 80“ – Liste (*Klocke*, 1980), die anzeigt, bei welchen Gehalten im Boden normalerweise keine negativen Folgen für Ökosysteme, für Pflanzen, Menschen und Tiere auftreten, eingetragen (*Klocke*, 1993).

Die Ergebnisse zeigen:

- Es besteht kein ausgeprägter Zusammenhang zwischen den Schwermetallgehalten und der Ablagerungsdauer, da unter reduzierenden anaeroben Bedingungen nur geringe Schwermetallanteile in die Wasserphase mobilisiert werden können. Bei Arsen, Cadmium, Quecksilber und Zink weisen die älteren Abfallproben der verfüllten Deponie M sogar etwas höhere durchschnittliche Konzentrationen auf als die der betriebenen Deponie AA, was möglicherweise auf die Ablagerung von Industrieabfällen zurückgeführt werden kann.
- Die Parameter Blei, Zink und Cadmium liegen in Konzentrationsbereichen vor, wie sie bei Schwermetalluntersuchungen an frischem Hausmüll aus zwei Gebietskörperschaften ermittelt wurden (*Bidlingmaier*, 1990). Für Kupfer, besonders aber Nickel und Chrom, wurden dagegen deutlich höhere Gehalte bestimmt, was wie erwähnt auf die gemeinsame Ablagerung mit industriellen Abfällen hindeuten könnte.

- Die Gehalte an Cadmium, Quecksilber und Arsen liegen in den geringen Konzentrationsbereichen, welche für Kulturböden („Richtwerte 80“) gefordert werden.
- Die übrigen Parameter weisen insgesamt erhöhte Konzentrationsbereiche auf. Sie erreichen z. T. die zulässigen Obergrenzen für Klärschlamm bei der Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen. Zwar gibt es einige Überschreitungen, diese sind aber nur geringfügig bzw. als nicht repräsentative „Ausreißer“ zu betrachten.
- Bezüglich der Parameter Blei, Chrom, Zink, Kupfer und Nickel ist also durchaus ein umweltrelevantes Schadstoffpotenzial in den Abfallstoffen vorhanden. Ferner hängt die Umweltrelevanz entscheidend von der Mobilisierbarkeit der Schwermetalle ab, die bei der Deponierung relativ gering ist. Das umwelt- bzw. schadstoffrelevante Emissionsgeschehen von Deponien wird deshalb nur in geringem Maße von den Schwermetallen bestimmt.

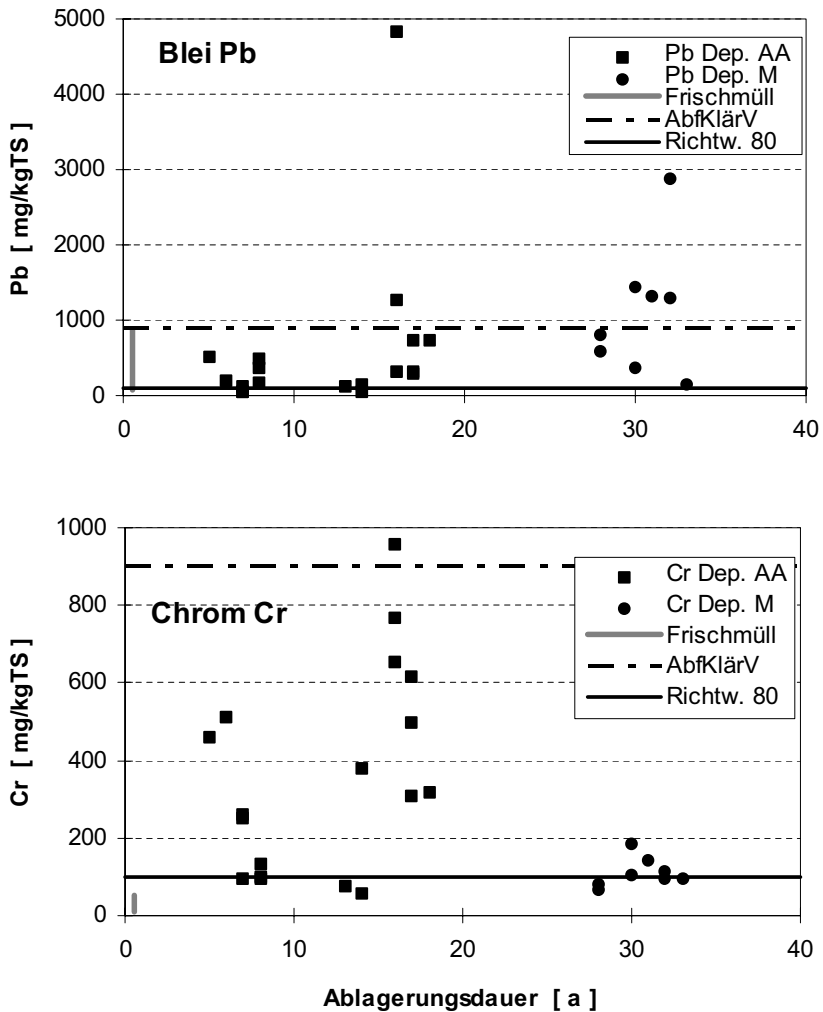


Abb. 3.8 Blei- und Chromgehalte der Feststoffproben nach der Probenahme auf Deponien (Stegmann/Heyer, 1997)

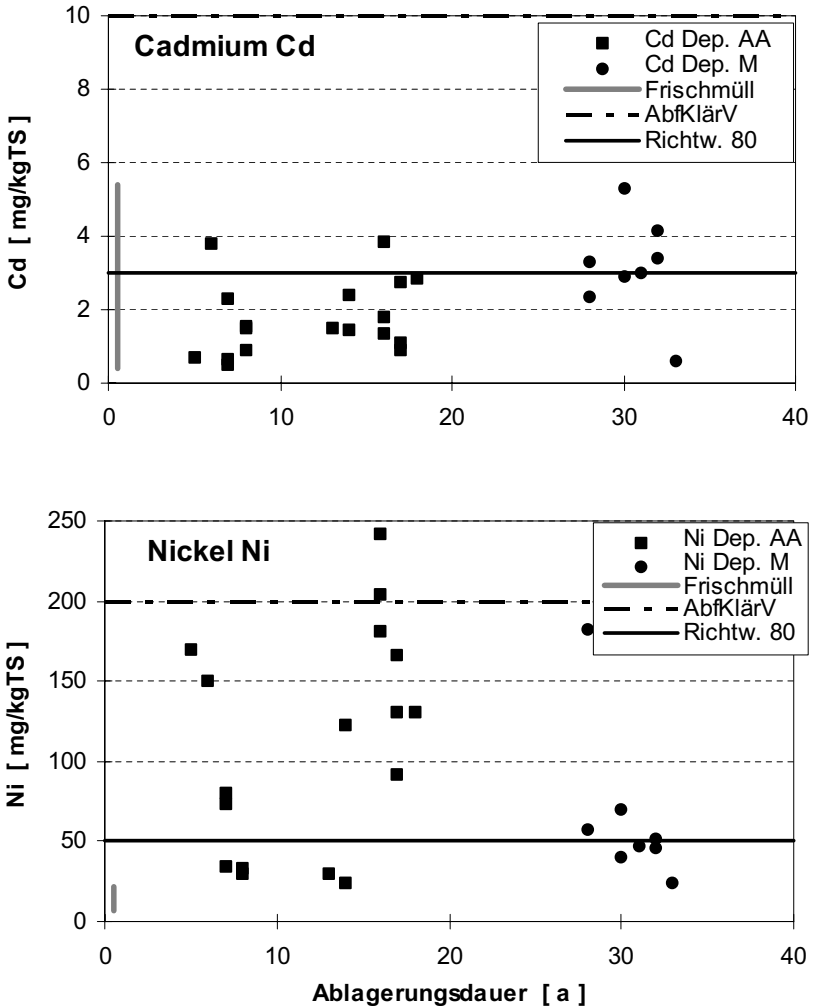


Abb. 3.9 Cadmium- und Nickelgehalte nach der Probenahme auf Deponien (*Stegmann/Heyer, 1997*)

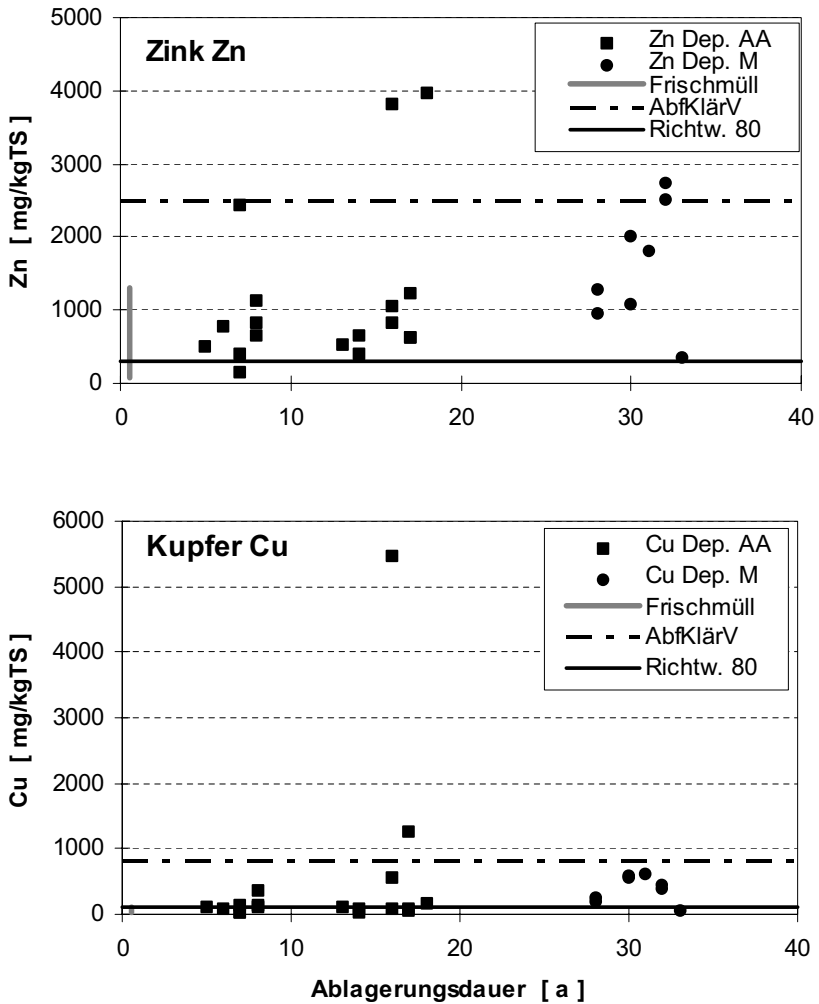


Abb. 3.10 Zink- und Kupfergehalte der Feststoffproben nach der Probenahme auf Deponien (Stegmann/Heyer, 1997)

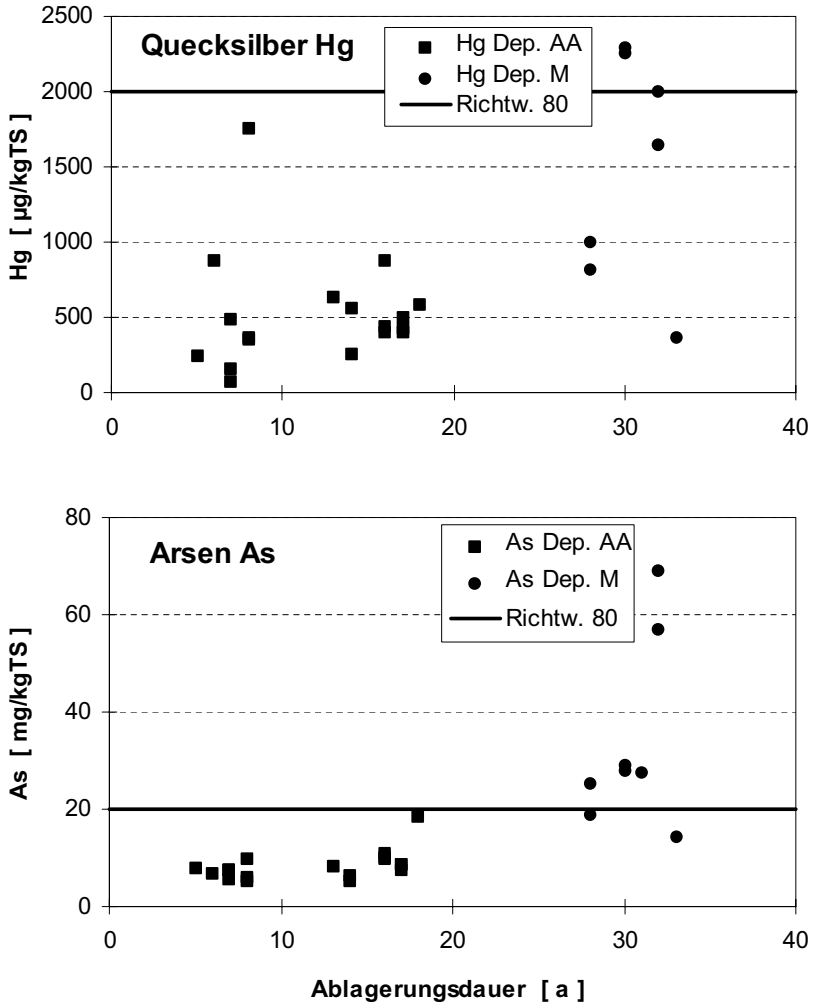
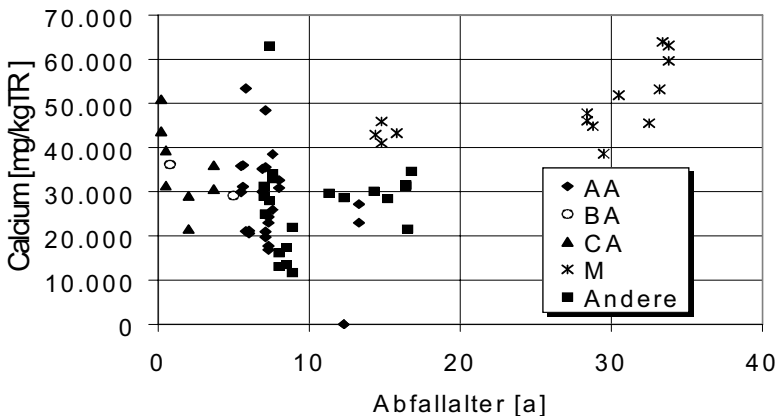


Abb. 3.11 Quecksilber- und Arsengehalte der Feststoffproben nach der Probenahme auf Deponien (*Stegmann/Heyer, 1997*)

3.3.3.4 Weitere anorganische Komponenten

3.3.3.4.1 Calcium

Die Calciumgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) schwankten zwischen 12 und 65 g/kg TR (Abb. 3.12). Dabei ist für die Deponie M eine scheinbare Erhöhung der Calciumgehalte festzustellen. Die Ursache für diesen Konzentrationsanstieg kann in der geänderten Abfallzusammensetzung (lokal erhöhte Ablagerung von Bauschutt) sowie im Verlust an organischer Substanz im Laufe der Ablagerung liegen. Dieser verläuft schneller als die Auswaschung von Calcium mit dem Sickerwasser. Dieser Zusammenhang konnte durch die Ermittlung des eluierbaren Anteils bestätigt werden. Während von einem Calciumanteil von ca. 30 g/kg TR im Feststoff im Durchschnitt nur 3 % eluierbar waren (Abb. 3.13), verringert sich die Masse an organischer Substanz deutlich stärker.



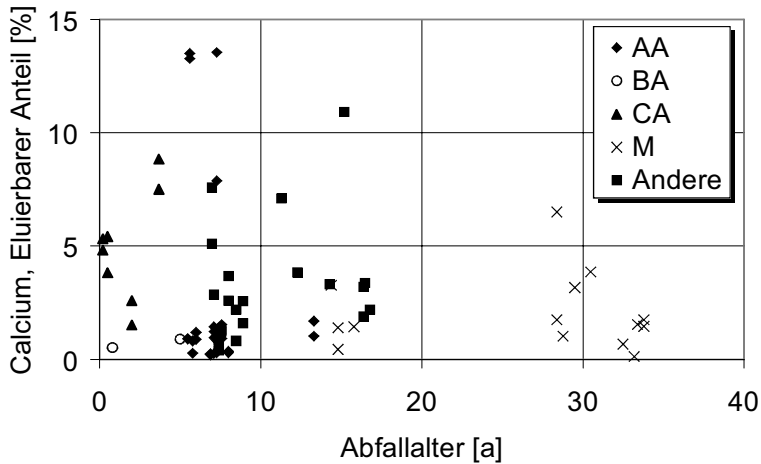


Abb. 3.13 Zeitliche Veränderung des eluierbaren Calciumanteils im Feststoff (< 20 mm) (Wirtz *et al.*, 1997)

Des Weiteren kann festgestellt werden, dass die Elutionsraten unter den Bedingungen des S4-Elutionstests von maximal rund 10 % als gering einzustufen sind. Sie weisen mit zunehmender Ablagerungsdauer eine fallende Tendenz auf. Die Ursache für diesen Trend dürfte in der Auswaschung der leichter löslichen Calciumverbindungen, wie z. B. Calciumhydrogencarbonat, in frühen Ablagerungszeiträumen liegen.

3.3.3.4.2 Magnesium

Die Werte der vier Deponien liegen im Bereich zwischen rund 2 und 10 g/kg TR. Dabei erreichte die Deponie M mit einem Mittelwert von ca. 6,8 g/kg TR auch hier die höchsten Werte (Abb. 3.14). Allerdings war der Mittelwert der Deponie CA mit 6,7 nur unwesentlich geringer. Proben der Deponien AA und BA enthielten mit 4,0

und 3,9 g/kg TR deutlich geringere Gehalte. Der eluierbare Anteil ist ebenso wie beim Calcium mit ca. 3 % im Mittel relativ gering.

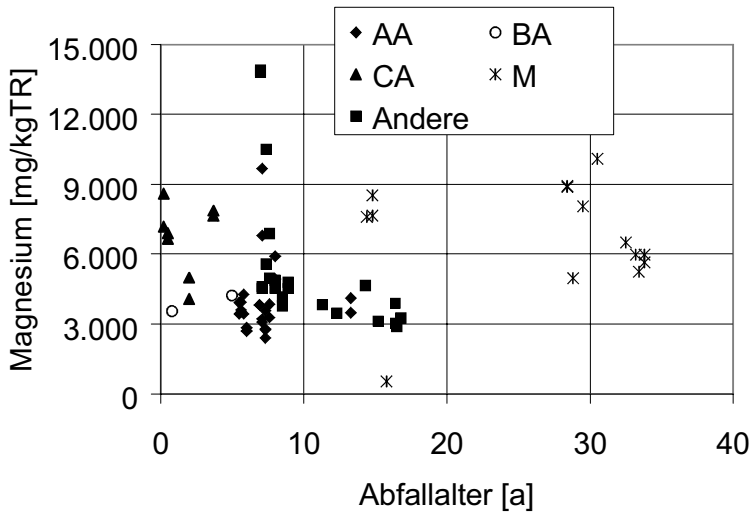


Abb. 3.14 Magnesiumgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) (Wirtz et al., 1997)

3.3.3.4.3 Kalium

Im Gegensatz zu Calcium und Magnesium ist bei Kalium mit dem Abfallalter eine Abnahme der Feststoffgehalte zu beobachten (Abb. 3.15). Nach ca. 30 Jahren Ablagerungsdauer verringerten sich die Gehalte im Mittel um ca. 50 % von rund 4 g/kg TR auf weniger als 2 g/kg TR. Hier wirkte sich die gegenüber Calcium bessere Wasserlöslichkeit aus. Dementsprechend lagen die eluierbaren Anteile in den wenige Jahre alten Abfällen auch im Mittel bei ca. 15 % des Feststoffgehalts.

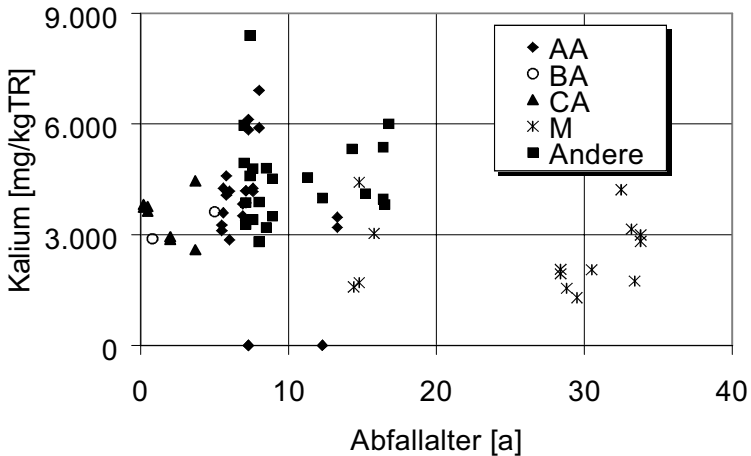


Abb. 3.15 Kaliumgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) unterschiedlich alter Abfälle (*Wirtz et al., 1997*)

3.3.3.4.4 Natrium

Die Natriumgehalte der vier Deponien lagen im Bereich von 2 bis 6 g/kg TR. In Analogie zu Kalium ist bei Natrium ebenfalls eine leichte Reduzierung der Feststoffgehalte mit zunehmender Ablagerungsdauer zu beobachten (Abb. 3.16). Verantwortlich ist dafür die gute Wasserlöslichkeit vieler Natriumsalze. In jungen Abfällen der Fraktion < 20 mm konnten eluierbare Anteile von über 60 % ermittelt werden (Deponien CA und AA, Abb. 3.17). Viele Natriumsalze dissoziieren sehr gut und bestimmen daher den Salzgehalt und die Leitfähigkeit der Sickerwässer und Eluate mit.

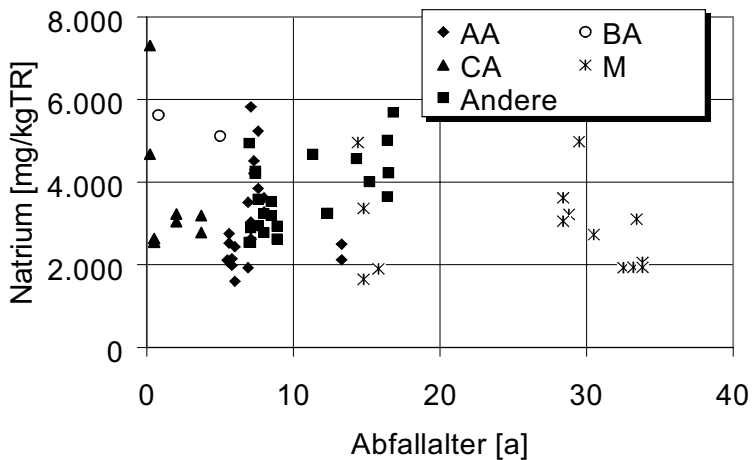


Abb. 3.16 Natriumgehalte im Feststoff (Fraktion < 20 mm) unterschiedlich alter Abfälle (Wirtz et al., 1997)

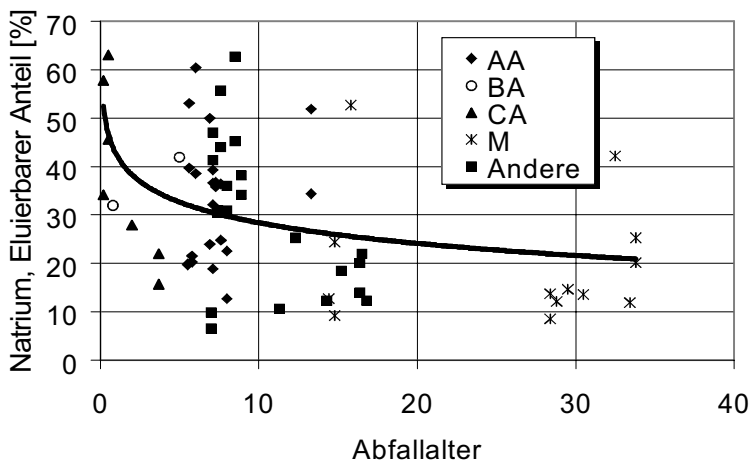


Abb. 3.17 Eluierbarer Natrium-Feststoffanteil (Wirtz et al., 1997)

4 Ergebnisse der Laboruntersuchungen zum langfristigen Emissionsverhalten

4.1 Eluate sowie Bohrloch- und Sickerwasser

4.1.1 Milieu charakterisierende Parameter

Als milieucharakterisierende Parameter werden in dieser Studie die Parameter pH-Wert, Redoxpotenzial, Temperatur und Leitfähigkeit bezeichnet. Die Messergebnisse dieser Parameter erlauben eine erste Abschätzung über den Zustand einer Deponie, die vorherrschenden biologischen Abbauprozesse und die zu erwartenden parameterspezifischen Emissionen.

4.1.1.1 pH-Wert

Die pH-Werte lagen bei den Sicker- und Bohrlochwässern zwischen 7,07 und 7,95 bzw. bei sämtlichen Eluaten zwischen 6,95 und 8,37. Demzufolge herrschten in den untersuchten Medien neutrale bis leicht alkalische Milieubedingungen vor. Diese Werte sind typisch für Deponien, die sich in der Übergangsphase bzw. in der Methanphase befinden.

4.1.1.2 Redoxpotenzial

In den Sicker- und Bohrlochwässern herrschten durchweg reduzierende Bedingungen vor. Die Redoxpotenziale schwankten zwischen -100 und -265 mV, wobei der niedrigste Wert in den Bohrlochwässern gemessen wurde, die durch wenige Monate alte Abfälle maßgeblich bestimmt wurden (Deponie CA). In den Bohrlochwässern, die aus mehr als 30 Jahre alten Deponiebereichen stammten (Deponie M), war ein Anstieg der Redoxpotenziale auf -100 mV zu verzeichnen.

Die Redoxpotenziale der Eluate wiesen mit Ausnahme der Werte der Deponie AA (2. Probenahme Juni 1995) durchweg negative Messergebnisse auf. Diese lagen, trotz der zwischenzeitlichen Siebung der Feststoffe, im stark negativen Bereich bis hin zu – 290 mV. Dies bestätigt, dass in den Abfalleluaten stark reduzierende anaerobe Bedingungen vorherrschen. In den Eluaten der Deponie AA konnten hingegen durchweg positive Redoxpotenziale gemessen werden. Parallel dazu konnten geringe BSB-Konzentrationen, gegen Null gehende Sulfidgehalte sowie Nitrat als die mengenmäßig bedeutendste Stickstoffverbindung nachgewiesen werden. Diese Analysenergebnisse bestätigen neben dem Redoxpotenzial die in diesen Eluaten vorhandenen aeroben Milieubedingungen, die sich aufgrund der exponierten Lage dieses Teilbereichs eingestellt haben.

4.1.1.3 Leitfähigkeit

In den Sicker- und Bohrlochwässern wurden Leitfähigkeiten zwischen 6.250 und 18.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Die Werte um 18.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fanden sich in den Bohrlochwässern der jungen Bereiche auf der Deponie CA. Die Werte zwischen 6.000 und 7.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wurden in den Bohrlochwässern der rund 30 Jahre alten Deponie M bestimmt. Dies entspricht einer Abnahme der Leitfähigkeit in den Bohrlochwässern um den Faktor 3 während einer Ablagerungsdauer von ca. 30 Jahren. Demzufolge hat eine deutliche Entfrachtung des Abfalls an gut wasserlöslichen Inhaltsstoffen stattgefunden.

Bei den langfristigen Sickerwasseraufzeichnungen der untersuchten verfüllten Deponien konnte übereinstimmend in der Nachbetriebsphase ebenfalls eine Abnahme der Leitfähigkeit mit zunehmender Ablagerungsdauer beobachtet werden.

In den Eluaten der Abfälle (Fraktion < 20 mm) des jungen Deponieabschnitts CA wurden Leitfähigkeiten von maximal 3.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen (Abb. 4.1). Mit

zunehmendem Abfallalter nimmt die Leitfähigkeit der Eluate kontinuierlich ab. Im S4-Eluat der 30 bis 35 Jahre alten Abfälle der Deponie M wurden durchschnittliche Leitfähigkeiten von weniger als 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ermittelt. Die Abnahme der Leitfähigkeit ist eine Folge der Elutionsprozesse. Vorwiegend die gut wasserlöslichen Ionen wie z. B. Na^+ , NH_4^+ oder Cl^- werden in den ersten Jahren der Ablagerung aus dem Feststoff in das Sickerwasser verfrachtet. Am Beispiel des Chlorids wird die Abhängigkeit der Leitfähigkeit von Ionen aufgezeigt. (Abb. 4.2). Deutlich ist eine Zunahme der Leitfähigkeit mit steigender Chlorid-Konzentration erkennbar.

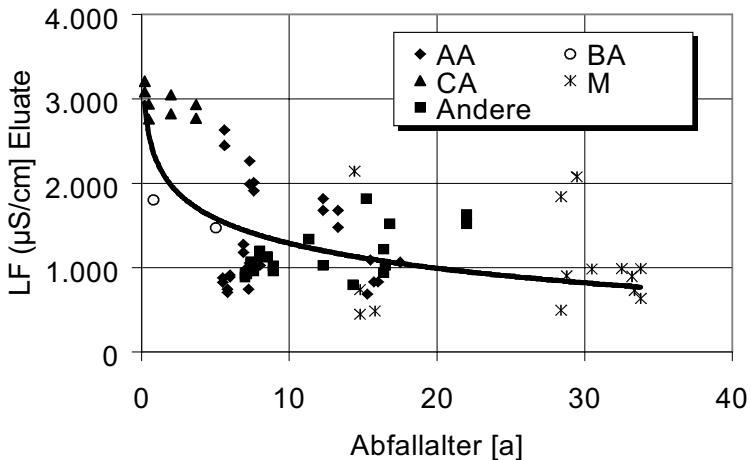


Abb. 4.1 Veränderung der Leitfähigkeit in den Abfalleluaten (*Wirtz et al., 1997*)

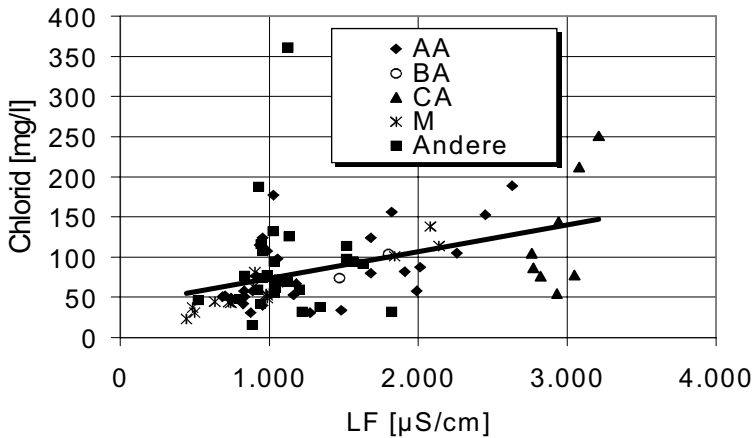


Abb. 4.2 Abhängigkeit zwischen Chlorid und Leitfähigkeit in den Eluaten (*Wirtz et al., 1997*)

Versuche an unklassierten Abfallproben (alle Korngrößenbereiche) ergaben, dass - obgleich nach der mechanischen Zerkleinerung die Gesamtfraktion eine deutlich geringere mittlere Korngröße aufwies als die Fraktion < 20 mm - die Leitfähigkeiten der Eluate der Gesamtabfallproben leicht unterhalb denen der entsprechenden Fraktionen < 20 mm lagen. Dies bestätigt die Vermutung, dass das Hauptemissionspotenzial hinsichtlich der, die Leitfähigkeit maßgeblich bestimmenden, wasserlöslichen Salze in der Fraktion < 20 mm enthalten ist.

4.1.2 Organische Parameter

4.1.2.1 Gesamter organischer Kohlenstoff

Zur Erfassung der Intensität und des zeitlichen Verlaufs der biologischen Abbauprozesse reicht es nicht aus, die organischen Anteile im Abfall (Feststoff) zu bestimmen. Von entscheidender Bedeutung ist zudem, welche Konzentrationen sich in der wässrigen und damit bioverfügbaren Phase einstellen. Die Höhe der TOC-

Konzentrationen im Eluat spiegelt das kurzfristig mobilisierbare bzw. den Mikroorganismen zur Verfügung stehende Kohlenstoffpotenzial wider. Abb. 4.3 zeigt die ermittelten TOC-Eluatkonzentrationen.

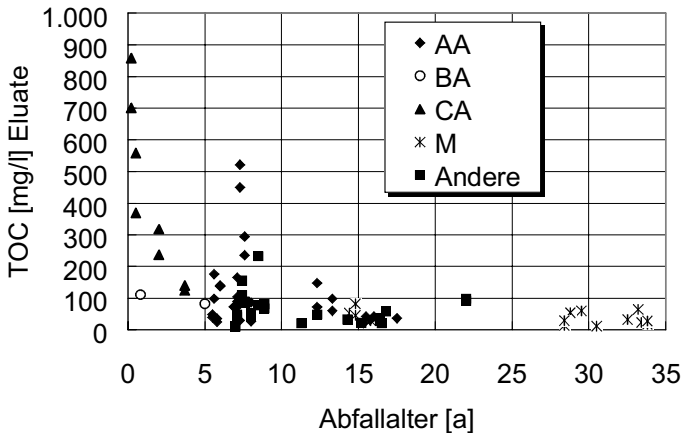


Abb. 4.3 Veränderung der TOC-Eluatkonzentrationen (*Wirtz et al., 1997*)

Es ist erkennbar, dass mit zunehmendem Abfallalter die TOC-Eluatkonzentrationen bis zu einem Alter von fünf bis zehn Jahren überproportional abnehmen. Während die Eluate der Deponie CA, die bis zu fünf Jahre alt sind, noch gänzlich den TOC-Eluatuordnungswert für die Deponieklasse II nach TA Siedlungsabfall (100 mg/l) überschreiten, weisen die untersuchten Abfälle der Deponien AA und M, die 15 Jahre und älter sind, bis auf eine Ausnahme durchweg TOC-Eluatkonzentrationen unter 100 mg/l auf.

Bezeichnend für die Eluate mit den geringen TOC-Konzentrationen ist, dass die betreffenden Deponieabschnitte sich in der stabilen Methanphase befinden. Dies ist ebenfalls am Verlauf der BSB₅/CSB-Verhältnisse erkennbar. Eine weitere Ursache für die geringen TOC-Konzentrationen in den Eluaten älterer Abfälle liegt darin, dass die besser wasserlöslichen, leichter abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in früheren Jahren

Konzentrationen (3.100 mg/l), das Wasser aus der verfüllten Deponie M mit den mehr als 30 Jahre alten Abfällen die geringsten (240 mg/l).

Schwieriger wird die zeitliche und abfallspezifische Zuordnung bei den Sickerwässern, die im Zulauf zu Behandlungsanlagen die Gesamtheit der gefassten Sickerwässer darstellen. Aus diesem Grunde wurden bei obiger Diskussion ausschließlich Bohrlochwässer betrachtet. Die parallel untersuchten Sickerwässer dienen der Erfassung des Gesamtzustandes einer Deponie. Die TOC-Konzentrationen der Sickerwässer waren in der Regel geringer als die der Bohrlochwässer. Bei den Deponien, deren Sickerwasser untersucht werden konnte, wurden TOC-Konzentrationen zwischen 148 und 1.100 mg/l gemessen. Die Werte der Deponien AA und CA lagen dabei mit 420 bis 720 bzw. 550 mg/l im mittleren Bereich.

Eine Ursache für die insgesamt im Vergleich mit dem Bohrlochwasser geringeren Sickerwasser-Konzentrationen kann eine kürzere Aufenthaltszeit des in den Deponiekörper eindringenden Niederschlagswassers sein. Während im Sickerwasser auch das Wasser aus geringer belasteten Kurzschlussströmungen einfließen kann, besteht Bohrlochwasser oftmals aus Stauwasser, dass aufgrund der längeren Aufenthaltszeit höhere Konzentrationen an Deponieinhaltsstoffen anreichern kann.

4.1.2.2 Chemischer Sauerstoffbedarf

In Abb. 4.5 ist die CSB-Konzentration der Eluate in Abhängigkeit vom Abfallalter dargestellt. Mit zunehmender Ablagerungsdauer ist eine Abnahme der maximalen CSB-Konzentrationen um den Faktor 12 von ca. 2.500 mg/l auf weniger als 200 mg/l erkennbar. Ebenso wie bei den TOC-Eluaten gehen vor allem die organischen Stoffe und Verbindungen aus den jungen Abfällen der Deponie CA in die wässrige Phase über, während die überführbaren Anteile der Deponie BA auch hier gering sind. Ab einem Abfallalter von mehr als 15 Jahren liegt der CSB-Wert im Eluat in der Regel unter 200 mg/l.

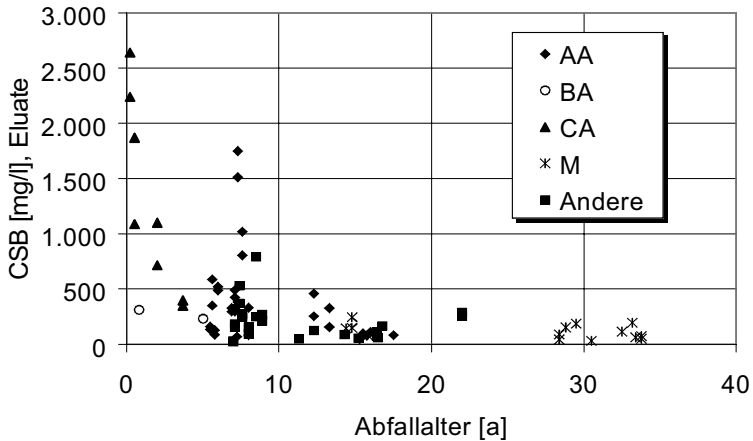


Abb. 4.5 Veränderung der CSB-Eluatkonzentrationen (*Wirtz et al., 1997*)

Bei den Bohrloch- und Sickerwässern war nicht zwingend mit zunehmendem Deponiealter eine Abnahme der CSB-Konzentrationen festzustellen. Es wurden bei den Bohrlochwässern der Deponie M die geringsten Werte mit 752 mg/l bestimmt. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass diese Werte auf die Verdünnung mit Niederschlagswasser zurückzuführen sind, da an anderen Bohrlochwasserproben CSB-Konzentrationen zwischen 2.500 und 4.500 mg/l analysiert wurden. Insgesamt wurden Konzentrationswerte bis 8.000 mg/l bestimmt. In den Sickerwässern wurden im Mittel geringere CSB-Konzentrationen gemessen, die zwischen 1.050 (Deponie AA: 1.050 - 2.050 mg/l) und 2.640 mg/l lagen. Die Werte der Deponie CA lagen mit 1.400 mg/l im unteren Bereich.

4.1.2.3 Biochemischer Sauerstoffbedarf

In den Eluaten der Fraktionen < 20 mm konnten in Abhängigkeit der Ablagerungsdauer die in Abb. 4.6 dargestellten Konzentrationsbereiche ermittelt werden.

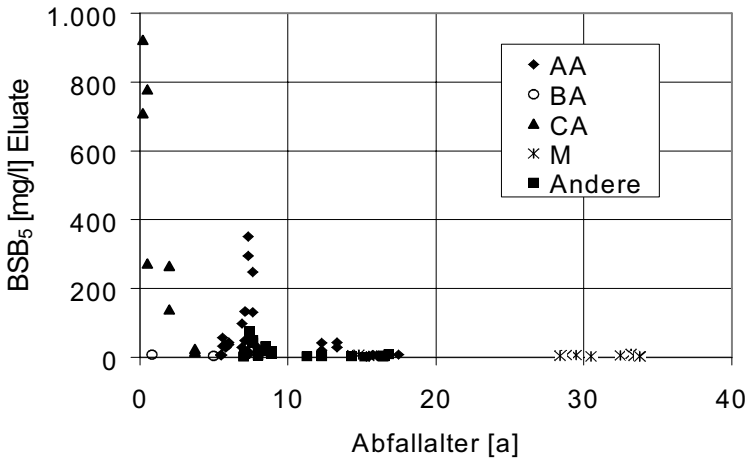


Abb. 4.6 Veränderung der BSB₅-Eluatkonzentrationen (Fraktionen < 20mm) (Wirtz *et al.*, 1997)

Abb. 4.6 zeigt, dass die maximal ermittelten Eluatkonzentrationen an biochemisch oxidierbaren Kohlenstoffverbindungen mit dem Abfallalter stark abnehmen. In den Eluaten der Abfälle aus der Deponie CA konnten maximale Konzentrationen von ca. 900 mg/l ermittelt werden. Die Eluate ab einem Abfallalter von ca. 15 Jahren wiesen durchweg Konzentrationen unter 10 mg/l auf.

4.1.2.4 BSB₅/CSB-Verhältnis

Abb. 4.7 zeigt die zeitliche Veränderung des BSB₅/CSB-Verhältnisses in den Eluaten. Es ist erkennbar, dass in den Eluaten aus jungen Abfällen der BSB₅ bis zu 45 % des CSB betragen kann (Deponie CA). Auch bei der Deponie AA war noch ein hoher Teil der Sickerwasserinhaltsstoffe biologisch abbaubar. Mit zunehmendem Alter der Abfälle nimmt dieser Anteil auf Werte von weniger als 10 % ab. In den Eluaten der Abfallproben aus der Deponie M (ca. 30 Jahre) wurden nur noch etwa 5 % des CSB biologisch abgebaut.

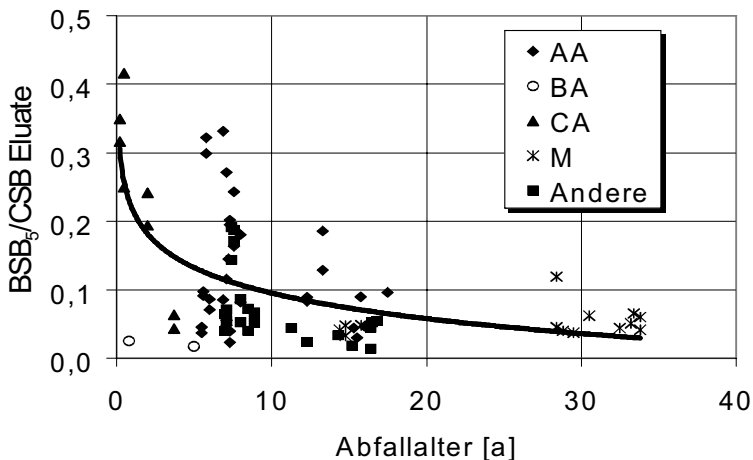


Abb. 4.7 Veränderung des BSB₅/CSB-Verhältnisses im Eluat (*Wirtz et al., 1997*)

4.1.3 Stickstoff

Der größte Anteil der gesamten Stickstoffverbindungen in den Eluaten sowie in den Sicker- und Bohrlochwässern besteht aus Ammonium. Abb. 4.8 zeigt die Beziehung

zwischen $\text{NH}_4\text{-N}$ und N_{ges} in den Eluaten aller untersuchten Proben. Im Mittel lagen 76 % des N_{ges} im Eluat als $\text{NH}_4\text{-N}$ vor.

Eine Ausnahme bilden die Werte der Deponie AA (2. Probenahme im Juni 1995). Die Eluate der im Randbereich dieser Deponie aus einer Tiefe bis zu ca. zehn Metern gewonnenen Abfallproben zeichneten sich durch aerob geprägte Milieubedingungen aus. Der Stickstoff lag dort überwiegend als Nitratstickstoff vor. Sulfid war nahezu überhaupt nicht vorhanden. Die Werte für BSB_5 und BSB_{20} waren gering.

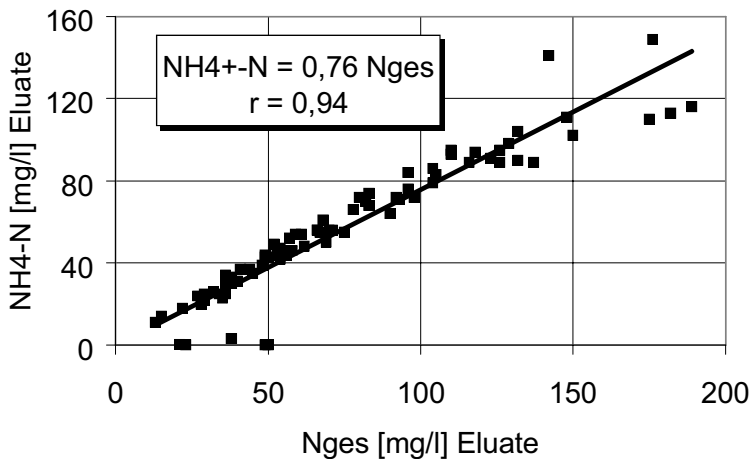


Abb. 4.8 Korrelation zwischen Ammonium-N und N_{ges} in den Feststoffeluaten aller Deponien (Wirtz *et al.*, 1997)

Bezüglich der Veränderung der Stickstoff-Konzentrationen in den Eluaten mit zunehmendem Alter der korrespondierenden Abfälle kann mittel- bis langfristig eine deutliche Abnahme sowohl beim Parameter Gesamtstickstoff (Abb. 4.9), als auch - aufgrund der guten linearen Korrelation - bei $\text{NH}_4\text{-N}$ festgestellt werden.

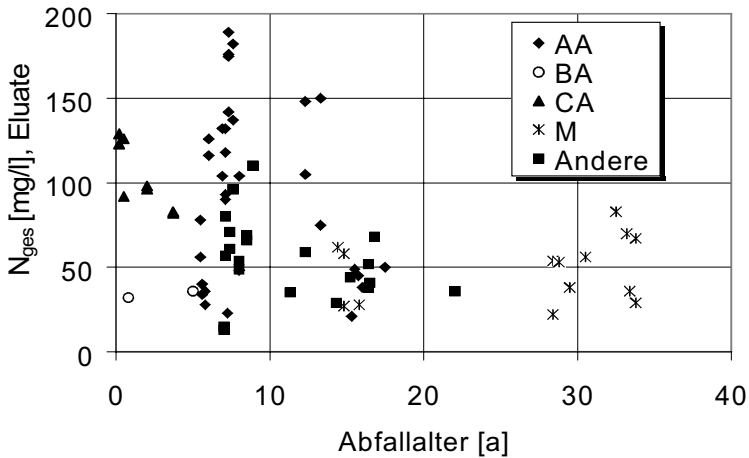


Abb. 4.9 Veränderung der N_{ges} -Konzentrationen der eluierten Abfallproben (Fraktion < 20 mm) (Wirtz *et al.*, 1997)

Die höchsten Konzentrationen wurden in den Eluaten der fünf bis zehn Jahre alten Abfälle ermittelt (Deponie AA, 1. Probenahme: - 150 mg/l Ammonium-N). Die Ursache für diese erhöhten Werte kann u. a. darin begründet sein, dass zu Beginn der Ablagerungszeit überwiegend die leichter abbaubaren Kohlenstoffverbindungen verstoffwechselt wurden. Daraufhin hat sich das Enzymspektrum der Mikroorganismenbiozönose sukzessive hinsichtlich des Abbaus von persistenteren Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen geändert, deren quantitativer Abbau sich dem der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen anschließt. In diesem Altersbereich sind auch die größten Konzentrationsschwankungen (Faktor 10) festzustellen. Für alle untersuchten Deponien konnte ein Bereich zwischen 20 und 200 mg/l N_{ges} ermittelt werden. Dabei erreichten die Mittelwerte der endverfüllten Deponie M trotz der hohen Feststoffgehalte nur halb so hohe Werte (ca. 40 mg/l) wie die der noch betriebenen Deponie CA (rund 80 mg/l).

In den untersuchten Bohrlochwässern wurden N_{ges} -Konzentrationen zwischen 550 (Deponie M) und 2.600 mg/l (Deponie CA) gemessen. Damit liegen die N_{ges} -Konzentrationen im Mittel um mehr als den Faktor 10 über denen der Eluate. Die NH_4 -Konzentrationen lagen entsprechend zwischen 450 mg/l (Deponie M) und 1.900 mg/l (Deponie CA). Die Deponie AA lag mit Werten von 800 mg/l (N_{ges}) bzw. 500 mg/l (NH_4 -N) im Bohrlochwasser bei der ersten Probenahme sowie 950 bzw. 900 mg/l im mittleren Bereich. Erstaunlich war hier vor allem der gegenüber den Eluaten hohe NH_4 -N-Anteil im Bohrlochwasser. Wie bei den TOC-Konzentrationen wiesen die Bohrlochwässer aus den Deponiebereichen mit den wenige Monate alten Abfällen die höchsten Konzentrationen auf, die aus den Bereichen mit über 30 Jahre alten Abfällen die geringsten.

4.1.4 Anorganische Parameter

Zu den anorganischen Bestandteilen im Sickerwasser sind Chlorid, Sulfat, Natrium, Calcium etc. zu zählen. Summarisch werden diese Parameter als elektrische Leitfähigkeit erfasst, mit der u. a. auch das im Deponiekörper vorherrschende Milieu charakterisiert wird. Dementsprechend erfolgte die Diskussion der Leitfähigkeit sowie des Chlorids bereits in Kapitel 4.1.1.3.

4.1.5 Umweltrelevante Bestandteile

Die Umweltrelevanz von Deponien liegt u. a. darin begründet, dass deponiespezifische Emissionen in nicht unerheblichem Maße toxische Substanzen beinhalten, die zu Beeinträchtigungen verschiedener Umweltmedien bzw. Schutzgüter führen können. Im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens wurden aus diesem Grund ausgewählte, umweltrelevante Parameter in verschiedenen Untersuchungsmedien analysiert, sofern mit deren Vorkommen in entsprechenden Konzentrationen zu rechnen war. Neben den Schwermetallen Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Kupfer, Quecksilber und Zink

wurden u. a. die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) in das Untersuchungsprogramm mit aufgenommen.

4.1.5.1 Schwermetalle

Schwermetalle sind hinsichtlich der Umweltbeeinträchtigung dann von besonderer Bedeutung, wenn sie in gelöster Form vorliegen. Die Löslichkeit der Schwermetalle hängt insbesondere von den Milieubedingungen (Redoxpotenzial, pH-Wert) und den Verbindungen, welche im Feststoff vorliegen, ab. Die beste Löslichkeit besitzen Schwermetalle je nach Parameter im stark sauren oder stark alkalischen Milieu.

Amphotere Metallverbindungen wie z. B Aluminiumhydroxid, Kupferhydroxid oder Bleioxid gehen sowohl im stark sauren, als auch im stark basischen Milieu in Lösung. In Anbetracht dessen, dass im Deponiekörper zumindest mittelfristig neutrale Milieubedingungen erwartet werden, wurde auch zur Ermittlung der Löslichkeit der Schwermetalle das Verfahren DIN 38414 S4 angewandt.

Tab. 4.1 zeigt die ermittelten Konzentrationsbereiche der Schwermetalle in den Eluaten, die parameterspezifischen Überschreitungshäufigkeiten der Grenzwerte in Bezug auf die Trinkwasserverordnung sowie die TA Siedlungsabfall (Zuordnungswerte nach Anhang B).

Es ist erkennbar, dass von insgesamt 81 bzw. 75 Proben mit wenigen Ausnahmen die Eluatkriterien für die Deponieklasse I der TA Siedlungsabfall erfüllt werden. Selbst die strengen Grenzwerte der Trinkwasserverordnung werden von den meisten Eluaten erfüllt. Lediglich die Eisen-Konzentrationen (bei 71 von 81 Eluaten) und Nickel-Konzentrationen (26 von 81 Eluaten) überschreiten die entsprechenden Grenzwerte häufiger. Die Überschreitung des Eisengrenzwertes ist aus toxikologischer Sicht als unbedenklich einzuschätzen.

Bei den Sicker- und Bohrlochwässern werden die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (1990) insbesondere bei Blei, Nickel Chrom und Eisen teilweise um mehr als das 10-fache überschritten (Tab. 4.2). Die Grenzwerte des Anhangs 51 (Rahmen-Abwasser-VwV, 1996) werden von den meisten Sicker- und Bohrlochwässern erfüllt. Eine Ausnahme bilden die Parameter Blei und Zink. Hier konnten jeweils Grenzwertüberschreitungen bei 7 von 19 untersuchten Proben festgestellt werden.

Insgesamt spielen die Schwermetalle in den Eluaten bis auf wenige Einzelproben hinsichtlich ihres Beitrags zum toxischen Potenzial eine untergeordnete Rolle. In den Sicker- und Bohrlochwässern findet man dagegen zum Teil toxikologisch relevante Konzentrationen. Mit einer schlagartigen, quantitativen Freisetzung der zum Teil in erhöhten Konzentrationen im Feststoff vorliegenden Schwermetalle ist aufgrund des negativen Redoxpotenzials und der neutralen bis leicht alkalischen pH-Werte bei gleichzeitig hohem Puffervermögen des Deponiekörpers mittelfristig kaum zu rechnen. Inwieweit sich eine Änderung der Milieubedingungen jedoch negativ auf das (Schwermetall-) Emissionsverhalten auswirkt, kann derzeit nicht beantwortet werden.

Tab. 4.1 Schwermetallkonzentrationen im Eluat der Fraktion < 20 mm (Wirtz et al., 1997)

Parameter	Konzentrationsbereich [mg/l]	Grenzwerte TrinkwV [mg/l]	Grenzwertüberschreitungen [Anzahl]	Anhang B TA Si DK I [mg/l]	Grenzwertüberschreitungen [Anzahl]	Anhang B TA Si DK II [mg/l]	Grenzwertüberschreitungen [Anzahl]
As	<0,01	0,04	0 von 75	0,20	0 von 75	0,5	0 von 75
Pb	< 0,01 - 2,00	0,04	2 von 75	0,20	1 von 75	1,0	0 von 75
Cd	< 0,005 - 0,69	0,005	6 von 75	0,05	1 von 75	0,1	1 von 75
Cr	≤0,07-2,90	0,05	≤2 von 75	0,05	≤2 von 75	0,1	1 von 75
Fe	0,05 – 26,00	0,20	71 von 81	-	-	-	-
Cu	< 0,02 - 1,40	-	-	1,00	1 von 81	5,0	0 von 81
Ni	0,04 - 0,54	0,05	26 von 81	0,20	4 von 81	1,0	0 von 81
Hg	0,0005 - 0,003	0,001	1 von 81	0,005	0 von 81	0,02	0 von 81
Zn	0,04 - 8,40	-	-	2,00	1 von 81	5	1 von 81

Tab. 4.2 Schwermetallkonzentrationen im Bohrloch- und Sickerwasser (Wirtz et al., 1997)

Parameter	Konzentrationsbereich [mg/l]	Grenzwerte TrinkwV [mg/l]	Grenzwertüber- schreitungen von 19 Proben [Anzahl]	Grenzwerte Anhang 51 Rahmen-AVwV [mg/l]	Grenzwertüber- schreitungen von 19 Proben [Anzahl]
As	<0,002 - 0,037	0,04	0	0,1	0
Pb	<0,05 - 2,50	0,04	13 – 19	0,5	7
Cd	<0,005 <0,06	0,005	0 – 12	0,1	0
Cr	<0,05-1,50	0,05	11 – 17	0,5	2
Fe	3,6 – 270,00	0,20	16 von 16	-	-
Cu	<0,05 – 1,00	-	-	0,5	2
Ni	<0,05 - 0,33	0,05	15 von 16	1,0	0 von 16
Hg	<0,001	0,001	0 von 9	0,05	0 von 8
Zn	0,002 – 15,00	-	-	2,0	7

4.1.5.2 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen

Die Sicker- und Bohrlochwässer der untersuchten Deponien weisen AOX-Konzentrationen von 0,31 bis 5,6 mg/l auf. Bei einem Mittelwert von 1,4 mg/l wird der Grenzwert von 0,5 mg/l (NN, 1998) durchschnittlich um den Faktor 3 überschritten. Der maximal ermittelte Überschreitungsfaktor liegt bei ca. 11. Auch in den Bohrlochwässern aus den über 30 Jahre alten Deponiebereichen der Deponie M überschritten die AOX-Konzentrationen noch den Grenzwert des Anhangs 51. Der Maximalwert betrug hier rund 1,6 mg/l. Die AOX-Konzentrationen im Sicker- und Bohrlochwasser der Deponie AA lagen mit Werten von 1,0 bis 1,4 mg/l im Gegensatz zur Deponie CA (Sickerwasser: rund 0,45 mg/l; Bohrlochwasser: ca. 1,0 bis 3,4 mg/l) vergleichsweise eng zusammen.

Im Gegensatz zu den Sicker- und Bohrlochwässern betragen die AOX-Konzentrationen in den Eluaten nur 0,05 (Deponie AA) bis 0,15 mg/l (Deponie CA).

4.2 Auslaugversuche

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

Die Eluatkonzentrationen an Feststoffproben der Deponien AA und M sind als Bandbreite in Tab. 4.3 zusammengestellt. Zum Vergleich sind die Anforderungen an die Eluatkonzentrationen der TA Siedlungsabfall, Anhang B, angegeben.

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

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

Die Schwermetall-Konzentrationen sind sehr gering, nur beim Blei werden die Grenzwerte der Deponieklasse I stellenweise überschritten.

Tab. 4.3 Eluatkonzentrationen des 1. Auslaugzyklus, Feststoffproben Deponien AA und M; Grenzwerte der TA Siedlungsabfall, Anhang B (Stegmann/Heyer, 1997)

Parameter	Einheit	Konzentrationsbereich Deponie A	Konzentrationsbereich Deponie M	TA Si Anhang B DK I	TA Si Anhang B DK II
pH-Wert	-	7,7 - 8,1	7,2 - 7,9	5,5 - 13,0	5,5 - 13,0
Leitfähigkeit	mS/cm	0,6 - 1,6	0,9 - 1,5	10	50
TOC	mg/l	92 - 320	91 - 250 (2050)	20	100
BSB₅	mg/l	41 - 150	55 - 194 (1100)	-	-
CSB	mg/l	303 - 971	263 - 696 (4606)	-	-
TKN	mg/l	38 - 79	9,8 - 54 (295)	4 ¹⁾	200 ¹⁾
Chlorid	mg/l	70 - 224	18 - 71	-	-

Parameter	Einheit	Konzentrationsbereich Deponie A	Konzentrationsbereich Deponie M	TA Si Anhang B DK I	TA Si Anhang B DK II
Sulfat	mg/l	99 – 191	132 – 330	-	-
AOX	mg/l	0,44	-	0,3	1,5
Blei	mg/l	0,2 - 0,3	< 0,004 - 0,14	0,2	1,0
Cadmium	mg/l	0,001 - 0,005	< 0,004	0,05	0,1
Chrom²⁾	mg/l	0,1	0,002 - 0,041	0,05	0,1
Kupfer	mg/l	< 0,05 - 0,18	0,04 - 0,39	1,0	5,0
Nickel	mg/l	< 0,1 - 0,12	-	0,2	1,0
Quecksilber	mg/l	< 0,001 - 0,0024	-	0,005	0,02
Zink	mg/l	< 0,1 - 1,2	-	2,0	5,0

¹⁾ Grenzwerte für Ammonium-Stickstoff

²⁾ Analysenergebnisse für Chrom-III und Chrom-VI

4.2.1 Übersicht der Konzentrationen und Frachten bei der Mehrfachauslaugung

In Abb. 4.10 ist für die Feststoffprobe Dep. AA: B3S16, die acht Jahre im Deponiekörper lagerte, das Auslaugverhalten über 19 Zyklen für die Parameter Chemischer Sauerstoffbedarf CSB, Gesamt Kjeldahl-Stickstoff TKN und Chlorid Cl dargestellt. Es zeigt sich, dass auch nach 19 Auslaugungen immer noch organische und Stickstoff-Verbindungen in die Wasserphase hydrolysiert werden und eine vollständige Auslaugung noch nicht erreicht wird.

Um das maximale Freisetzungspotenzial zu bestimmen, werden daher Frachtenrechnungen über die ausgeführten Auslaugzyklen durchgeführt. Mit der Summenkurve der Entfrachtung kann eine Extrapolationsrechnung erfolgen, die das maximale Auslaugpotenzial nach $n = \infty$ Auslaugzyklen angibt (*Stegmann & Heyer, 1995*).

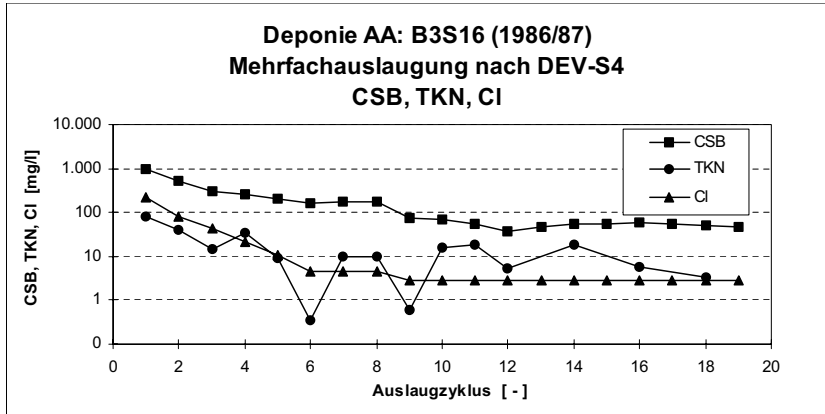


Abb. 4.10 Auslaugverhalten der Feststoffprobe B3S16: CSB, TKN und CI (Stegmann/Heyer, 1997)

Die maximalen Auslaugpotenziale für eine Reihe von Feststoffproben in Abb. 4.11 zeigen erneut den Einfluss des Ablagerungszeitraums und der Ablagerungsbedingungen auf die verbleibenden Emissionspotenziale:

- Die Altersabhängigkeit der untersuchten Feststoffproben hinsichtlich ihres Auslaugverhaltens ist zu erkennen, sowohl untereinander als auch im Vergleich zum frischen Resthausmüll. Allerdings sind einige Auslaugpotenziale der älteren Abfälle der Deponie M wie bei den Feststoffuntersuchungen teilweise noch deutlich höher als erwartet. Die Feststoffprobe aus 11 m Tiefe (Dep. M: EB2F11) hat mit einem Auslaugpotenzial von 57,7 g CSB/kg TS das höchste Restemissionspotenzial. Dieser Wert zeigt wie der Glühverlust und der Kohlenstoffgehalt, dass während der Ablagerungsdauer über 28 Jahre in dieser Ablagerungsschicht biologische Abbauprozesse nur verzögert stattgefunden haben können. Die Feststoffprobe am Fuß desselben Deponieabschnitts in 22 m Tiefe (Dep. M: EB2F22) hat dagegen in einem nassen Bereich gelegen, wo ein Sickerwassereinstau festzustellen war. Dort haben offenbar intensive Hydrolyse- und Austauschprozesse mit der Wasserphase stattfinden können, so dass das CSB-Restpotenzial nur noch 5,0 g/kg TS beträgt.

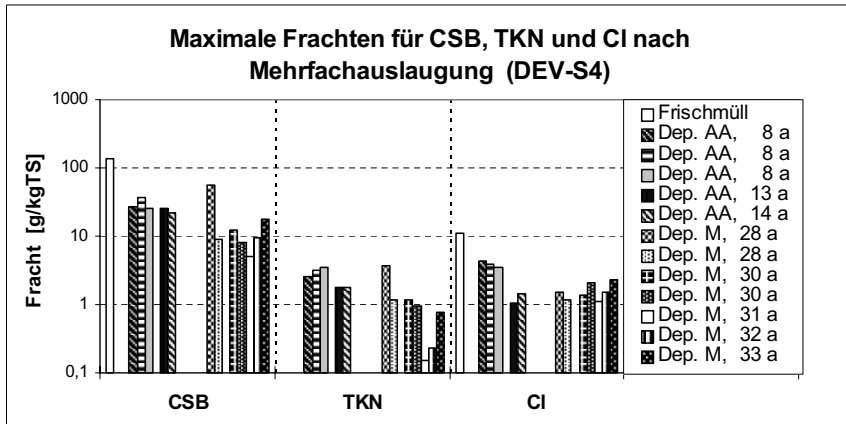


Abb. 4.11 Extrapolierte Auslaugpotenziale nach Mehrfachauslaugungen (Stegmann/Heyer, 1997)

- Das verbleibende Potenzial der organischen Inhaltsstoffe der Deponie AA, gemessen als CSB und BSB, ist nach 13 bis 14 Jahren Ablagerungsdauer deutlich geringer als nach nur 8 Jahren, wenn man von vergleichbaren Abfallzusammensetzungen zum Zeitpunkt der Ablagerung ausgeht. Es sind in diesem Deponieabschnitt beim CSB noch etwa 18 % (B1N13 und B1N16 (1980 bis 1982)) und 26 % (B3S16 (1987/88)) des möglichen Ausgangspotenzials vorhanden, der größte Anteil wurde demnach bereits biologisch umgesetzt. Beim CSB ist zu berücksichtigen, dass der größere CSB-Anteil im Deponiekörper in Form von Deponiegas und nicht über das Sickerwasser emittiert wird.
- Auch beim Chlorid sind aufgrund des Wasserhaushalts im Deponiekörper - es bestand bei beiden Ablagerungen bisher keine Oberflächenabdichtung, sondern nur eine Abdeckung - die zeitabhängigen Auslaugungsprozesse erkennbar. Die älteren Abfälle der Deponie M weisen beim Chlorid wie beim Sulfat noch vergleichsweise hohe Restgehalte auf.

4.2.2 Auslaugverhalten der Schwermetalle

Das Auslaugverhalten der Schwermetalle wurde an einigen Feststoffproben mit demineralisiertem Wasser als Elutionsmittel untersucht, um das gesamte, über lange Zeiträume freisetzbare Schwermetallpotenzial, zu quantifizieren.

In Abb. 4.12 sind die Konzentrationsverläufe der Schwermetallparameter Zink, Blei und Kupfer bei der Auslaugung mit demineralisiertem Wasser dargestellt.

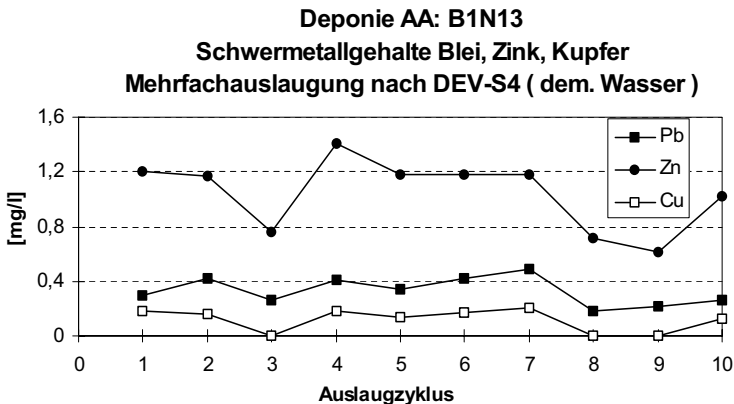


Abb. 4.12 Mehrfachauslaugung mit demineralisiertem Wasser, Schwermetallkonzentrationen im Eluat (*Stegmann/Heyer, 1997*)

Es zeigt sich, dass die Mehrfachauslaugung mit demineralisiertem Wasser nur zu einer geringen Abnahme der niedrigen Konzentrationen bei den drei betrachteten Parametern führt. Eine Frachtenberechnung bis zum fünften bzw. zehnten Auslaugzyklus gemäß Tab. 4.4 zeigt für zwei Proben der Deponie AA im Vergleich zum Feststoffgehalt folgende Tendenzen auf:

- Cd weist wie Pb, Zn, Ni, Cu eine erhöhte Mobilisierungsrate bei abnehmenden pH-Werten auf.
- Die Ergebnisse bestätigen bisher bis auf das Hg die Trends der Mobilität, wie sie von *Förstner et al.* (1989) ermittelt wurden.
- Im neutralen pH-Bereich weisen beide Feststoffproben vergleichbare Frachtensummen auf, sie liegen zwischen 2 % und 20 % des Feststoffgehaltes.

Tab. 4.4 Frachtensummen der Schwermetalle nach 10 Auslaugzyklen im Verhältnis zum Feststoffgehalt (*Stegmann/Heyer, 1997*)

Feststoff- probe	Elutions- medium	Ablage- rungszeit- raum	Pb	Cd ¹⁾	Zn	Cr	Ni	Cu	As ¹⁾	Hg ¹⁾
		[a]	[mg/kgTS]							[µg/kgTS]
B1N13	Feststoff	13	129	1,48	523	75,1	30,1	109	8,2	639
	dem. Wasser	-	28,7	0,20	104	3,4	1,0	9,8	1,3	89
B1N16	Feststoff	14	149	2,41	665	58,6	24,2	83,9	6,5	562
	dem. Wasser	-	20,5	0,30	118	2,1	1,2	8,9	1,2	115

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

4.3 Atmungsaktivität im Sapromat

Die Bestimmung der Atmungsaktivität im Sapromat erlaubt eine Aussage über den Restgehalt und die Verfügbarkeit biologisch abbaubarer Anteile in den Siedlungsabfällen. Beim Sapromat handelt es sich um ein kontinuierlich arbeitendes Messgerät zur Erfassung des biochemischen Sauerstoffverbrauchs einer Wasser- oder feuchten Feststoffprobe. Die Messeinheiten werden unter konstanten Randbedingungen, wie z. B. gleich bleibender Temperatur, betrieben (*Lotter, 1995*).

Wird normalerweise der Sauerstoffverbrauch innerhalb von 96 Stunden als Maß der biologischen Aktivität herangezogen, so sind zur Bestimmung der Langzeitaktivität deutlich größere Zeiträume notwendig; es wird daher eine Versuchsdauer von mindestens 500 Stunden, teilweise weit über 1.000 Stunden gewählt. Die biologische Aktivität wird angegeben als

- Atmungsaktivität [mg O₂ / g]
- Atmungsintensität [mg O₂ / (g · h)]

und auf die organische Trockenmasse bezogen.

Zur Vorermittlung des optimalen Wassergehaltes für die aeroben biologischen Abbauprozesse im Sapromatversuch wurden für die Abfallproben, die im Deponiekörper bereits einen weit gehenden Abbau der organischen Anteile erfahren haben, unterschiedliche Wassergehalte eingestellt. Es zeigt sich, dass der optimale Wassergehalt für die Sapromatversuche bei 30 % bis 40 % liegt, bei dem LAGA-Standardwassergehalt von 50 % für Kompost (*LAGA M 10*, 1985) ist bereits eine deutliche Abnahme der Atmungsaktivität zu sehen.

In der Abb. 4.13 sind beispielhaft die Atmungsaktivitäten der drei Feststoffproben der Bohrung 1, Deponie AA, als Summenlinie über den gesamten Versuchszeitraum von ca. 1.500 Stunden zusammengestellt.

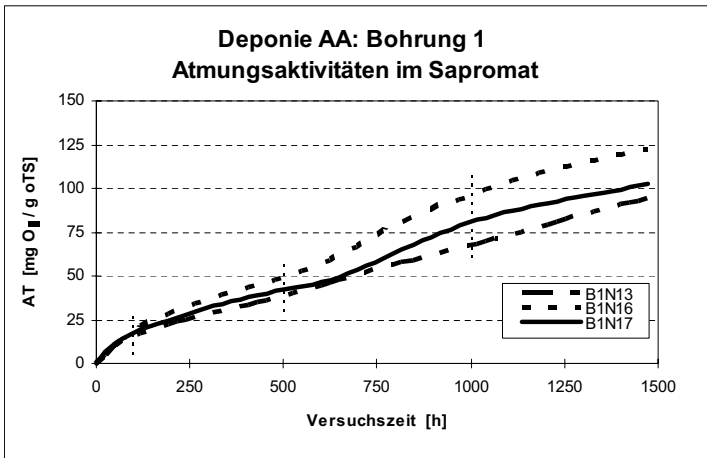


Abb. 4.13 Atmungsaktivität der Feststoffproben Bohrung 1, Deponie AA, über 1.500 h bei Originalwassergehalt (*Stegmann/Heyer, 1997*)

Eine vergleichende Übersicht über die biologische Aktivität aller Feststoffproben erfolgt in Tab. 4.5. Dort werden auch durchschnittliche Atmungsaktivitäten von frischem (RHM 1994) und mechanisch-biologisch vorbehandeltem Resthausmüll (RHM MBA) angegeben. Es erfolgt eine Beurteilung nach 96 h, 500 h und 1.000 h. Dabei wird die Atmungsaktivität standardmäßig auf die organische Trockenmasse (fette Schrift) und ferner auf die Gesamttrockenmasse der Feststoffprobe (kursive Schrift) bezogen.

Tab. 4.5 Vergleich der Atmungsaktivitäten aller Feststoffproben
(Stegmann/Heyer, 1997)

Feststoffprobe	Deponie	Ablagerungszeitraum	GV	nach 96 h		nach 500 h		nach 1.000 h	
		[a]	[Gew.-%]	[mgO ₂ /g] bzw. [mgO ₂ /g]					
B1N13	AA	13	22,60	3,6	15,8	8,8	39,1	15,3	68,4
B1N16	AA	14	17,06	3,0	17,7	8,5	49,6	16,6	97,1
B1N17	AA	14	8,03	1,4	16,9	3,4	42,0	6,5	81,0
B2Z4	AA	7	7,26	1,3	15,5	4,5	61,9	7,2	99,0
B2Z8	AA	7	22,00	1,8	8,3	4,3	19,7	7,3	33,0
B2Z15	AA	8	19,06	2,9	15,3	7,5	39,4	12,9	67,7
B3S4	AA	5	8,63	2,3	27,1	7,0	81,6	12,0	139,6
B3S8	AA	6	24,12	4,4	18,2	13,1	54,2	22,8	94,7
B3S16	AA	8	26,38	3,5	13,1	10,0	37,8	14,8	56,1
B8E8	AA	17	8,72	0,5	5,7	1,8	20,4	2,8	31,7
B8E9	AA	17	15,52	1,7	10,4	5,8	36,0	8,6	52,9
B9D6	AA	16	13,13	1,3	9,3	4,6	33,1	7,6	54,6
B9D8	AA	16	16,21	1,8	9,9	6,6	36,5	10,7	59,4
B9D10	AA	16	15,93	1,9	11,5	6,8	41,6	10,9	66,8
EB2F11	M	28	40,97	7,1	17,4	21,7	52,8	28,7	70,1
EB2F22	M	31	19,97	0,6	3,0	2,1	10,7	3,8	19,1
EB3G11,5	M	30	22,48	0,8	3,8	3,9	17,2	5,2	23,0
EB3G17	M	32	37,95	2,6	6,9	7,1	18,6	11,0	29,1
EB3G17A	M	32	36,16	3,2	8,8	7,8	21,7	10,3	28,6
EB3G18,7	M	33	23,52	0,5	2,1	1,9	8,3	3,0	12,8
RHM 1994	-	frisch	50	50	100	-	-	-	-
RHM MBA	-	nach 168 d	35	3,5	10	-	-	-	-

Der Vergleich zeigt:

- Nach dem Standard-Messzeitraum von 96 Stunden beträgt die Atmungsaktivität der Feststoffproben der Deponie AA zwischen 8 und 27 mg O₂/g bezogen auf die organische Trockenmasse. Gegenüber frischem Resthausmüll beträgt die biologische Aktivität nach 7 bis 14 Jahren Ablagerung unter den Bedingungen, wie sie auf der Deponie AA herrschen, nur noch zwischen fünf und 30 %.
- Auf der älteren Deponie M (28 bis 33 Jahre Ablagerung) beträgt die Atmungsaktivität der Feststoffproben nur noch 2 bis 17 mg O₂/g bezogen auf die organische Trockenmasse. Wie bei den Auslaugversuchen ist auch bei der biologischen Aktivität insgesamt eine zeitabhängige Abnahme zu erkennen, was Abb. 4.14 nochmals verdeutlicht (erneute Ausnahme: EB2F11 mit 70,1 mg O₂/g nach 1.000 h). An dieser Stelle wird auch deutlich, dass die vergleichsweise großen Glühverlust- und Kohlenstoffgehalte dieser älteren Ablagerung keinen direkten Schluss auf die biologische Aktivität zulassen. Der biologisch verfügbare Anteil ist über die Zeit bereits weiter abgebaut oder umgebaut worden, so dass ein Teil der Organik aus stabileren huminstoffähnlichen Strukturen aufgebaut sein könnte.

Die Atmungsaktivität nach 96 h beträgt nach Tabelle 4.5 etwa 15 % bis 25 % der Langzeitaktivität nach 1.000 h. Diese Durchschnittswerte erlauben zum einen eine Langzeitbeurteilung der Aktivität, wenn nur Untersuchungen über 96 h möglich sind, zum anderen erhält man erste Bemessungswerte zur Bestimmung des Sauerstoffeintrags bei der Behandlung bzw. Sanierung eines Deponiekörpers.

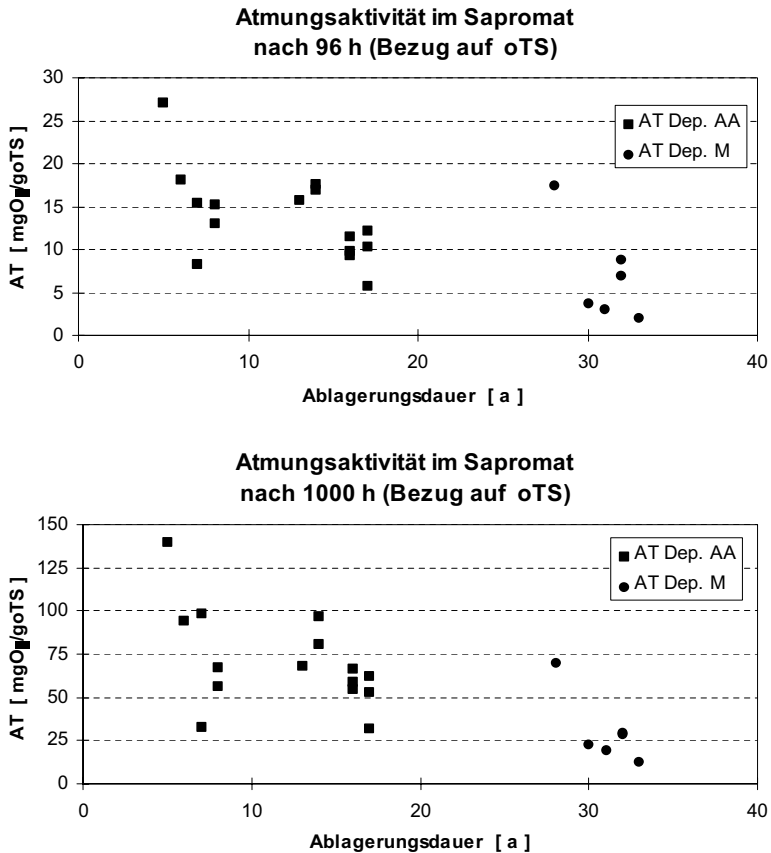


Abb. 4.14 Atmungsaktivität aller Feststoffproben nach 96 h und 1.000 h
(Stegmann/Heyer, 1997)

4.4 Lysimeterversuche in Deponiesimulationsreaktoren unter anaeroben Milieubedingungen

4.4.1 Versuchsaufbau, Einbau und Betrieb

Dienten die vorangegangenen Untersuchungen hauptsächlich der Charakterisierung der Siedlungsabfälle sowie der Bestimmung der maximal freisetzbaren Stoffpotenziale und der biologischen Restaktivität, so soll in den Deponiesimulationsreaktoren DSR das langfristige Emissionsverhalten der Siedlungsabfälle, wie es sich zukünftig im Deponiekörper entwickeln kann, nachvollzogen werden.

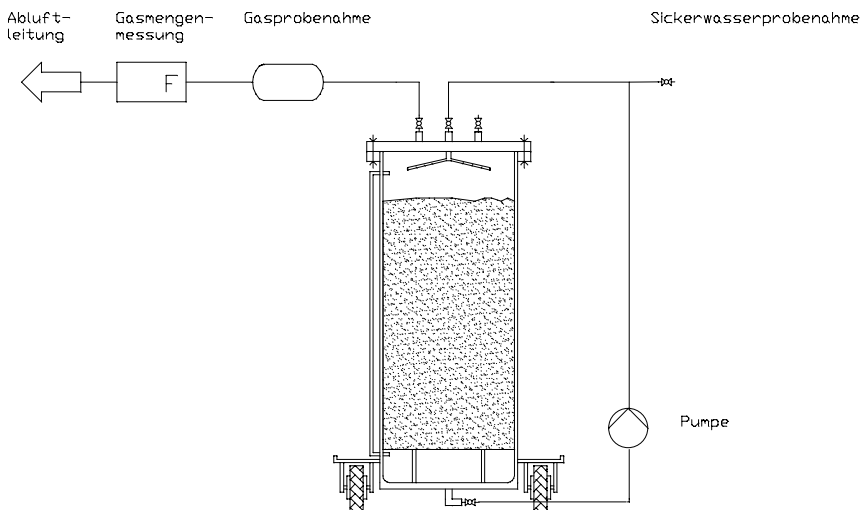


Abb. 4.15 Versuchsaufbau eines Deponiesimulationsreaktors DSR (Stegmann/Heyer, 1997)

In den DSR können die wesentlichen Abbauprozesse im Deponiekörper unter anaeroben und aeroben Bedingungen in zeitlich verkürzter Form beschrieben werden. Durch die Einstellung optimaler Randbedingungen und eine geeignete Versuchsdurchführung kann eine Beschleunigung der physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Prozesse bewirkt werden (*Stegmann*, 1981; *Heyer & Stegmann*, 1997).

Die Versuche in Deponiesimulationsreaktoren wurden nach der Standardarbeitsvorschrift SAV 3 (1997) durchgeführt und innerhalb des Verbundvorhabens „Deponiekörper“ vereinheitlicht, um eine Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

Mit Feststoffproben der Deponien AA und M wurden insgesamt 14 Langzeitversuche in Deponiesimulationsreaktoren DSR durchgeführt (Tab. 4.6). Anfänglich wurden alle DSR unter anaeroben Milieubedingungen betrieben.

Während des Einbaus wurden bei leichter Verdichtung von Hand Feuchtdichten von 0,84 bis 1,28 mg/m³ eingestellt, nur in einem Fall wurde aufgrund der Struktur der Feststoffprobe eine ungewöhnlich hohe Dichte von 1,63 mg/m³ erreicht. In den DSR-Behältern 3/B1B2 (Kernbereich Dep. AA) und 8/B8E89 (Randbereich Dep. AA) wurden Feststoffe vermischt eingebaut, um die gegenseitige Beeinflussung des Emissionsverhaltens von Siedlungsabfällen unterschiedlichen Ablagerungsalters und unterschiedlicher Ablagerungsschichten zu untersuchen. Im Normalbetrieb befanden sich die DSR in einem Klimaraum, der eine konstante Temperatur von 30°C aufwies.

Tab. 4.6 Übersicht der Deponiesimulationsreaktoren DSR (Stegmann/Heyer, 1997)

DSR/ Feststoffprobe	Ablagerungs- zeitraum [a]	Entnahmetiefe [m]	m _T [kg]	Dichte [Mg/m ³]	W [Gew.-%]
Deponie AA: Kernbereich					
1/B1N13	13	11,0 - 15,0	56,1	0,91	50*
2/B1N13	13	11,0 - 15,0	56,1	1,01	50*
3/B1B2	8 und 14	15,0 - 17,0 9,5 - 13,5	55,3	0,84	50*
4/B1N16	14	15,0 - 17,0	34,6	0,83	50*
5/B2Z15	8	13,5 - 16,5	54,6	1,27	50*
6/B3S12	8	12,0	37,9	0,95	50*
7/B3S16	8	16,0	61,1	1,28	50*
Deponie AA: Randbereich					
8/B8E89	17	7,5 - 8,5 8,5 - 9,5	70,7	1,07	50*
9/B9D6	16	4,5 - 7,0	43,1	1,06	50*
10/B9D8	16	7,5 - 9,0	43,5	1,09	50*
11/B9D10	16	9,3 - 10,5	40,3	1,03	50*
Deponie M					
12/EB2F11	28	11,0	61,6	0,94	50*
13/EB2F22	31	22,0	92,9	1,63	50*
14/EB3G17	32	17,0	67,8	1,07	50*

*Wassergehalt nach Aufstockung

4.4.1.1 Einstellung des Wasserhaushalts

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

- Die Wasservolumina und die Wasserbewegungen sollen sich am Wasserhaushalt im Deponiekörper orientieren, um eine möglichst gute Übertragbarkeit der Versuche im Labormaßstab auf den Deponiekörper vornehmen zu können.
- Andererseits soll der Wasserdurchsatz in einem Maße gesteigert werden, dass Prozesse, die im Deponiekörper erst langfristig zu erwarten sind, im Deponiesimulationsversuch in überschaubaren Zeiträumen von mehreren Monaten nachvollzogen werden können. Hierbei handelt es sich insbesondere um die Mobilisierung schwer- und nicht abbaubarer organischer sowie anorganischer Abfallbestandteile, die unter verschiedenen Milieubedingungen von der Feststoffmatrix gelöst und über die Wasserphase ausgetragen werden können.

Um im Deponiesimulationsreaktor freies Sickerwasser für diese Prozesse zu erhalten, wurde der Wassergehalt der eingebauten Abfallfeststoffe über deren maximale Wasserhaltekapazität w_{kmax} , die bei 37 % bis 46 % (Wassergehalt bezogen auf die Feuchtmasse) lag, hinaus auf 50 % erhöht. Zeitgleich wurde eine interne Sickerwasserrezirkulation eingerichtet, um das Überschusswasser, das sich am Boden des Reaktors sammelt, auf der Oberfläche der Abfallsäule zu verrieseln. Zur Beschreibung der Emissionen über den Wasserpfad wurden in regelmäßigen Abständen DSR-Sickerwasserproben auf ihre Zusammensetzung untersucht.

4.4.2 Emissionsverhalten über den Sickerwasserpfad

Anhand von vier Deponiesimulationsreaktoren mit Feststoffproben unterschiedlicher Ablagerungszeiträume und -bedingungen aus zwei Deponieabschnitten wird das Emissionsverhalten über den Sickerwasserpfad dargestellt. Mit dem erhöhten wöchentlichen Wasseraustausch von zwei Litern wurde einige Wochen nach Befüllung der Reaktoren begonnen, sobald sich wieder anaerobe Milieubedingungen

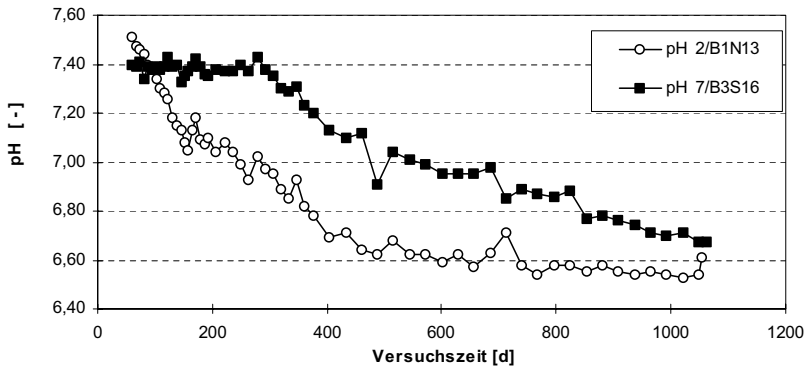
in den DSR eingestellt hatten. Dieser Wasserhaushalt hatte wie erläutert eine beschleunigte Entfrachtung im Vergleich zum Deponiekörper zur Folge: biologische Abbauprozesse und die Mobilisierung von Salzen und Schwermetallen erfolgten unter optimierten Randbedingungen.

Zu Versuchsbeginn liegen die pH-Werte in den DSR wie in Abb. 4.16 dargestellt vorwiegend im schwach basischen Bereich; sie entsprechen dem Sickerwasser und Bohrlochwasser zum Zeitpunkt der Probenahme auf den Deponieabschnitten. Aufgrund des erhöhten Wasseraustauschs gehen sie mit dem Austrag des Hydrogenkarbonats HCO_3 als Hauptpuffer (Abb. 4.17) und der Veränderung der chemischen Gleichgewichte in den Neutralbereich bzw. schwach sauren Bereich zurück. Einen geringen Einfluss übt zudem das wöchentlich zugegebene Frischwasser aus, das schwach gepuffert ist und einen pH-Wert von etwa 5,5 bis 6 aufweist. Eine so deutliche Abnahme der pH-Werte lässt sich an Deponien, die sich in der stabilen Methanphase befinden, zwar nicht feststellen; sie kann aber langfristig auftreten, wenn der Wasserdurchsatz über die Zeit entsprechend groß wird und z. B. das Regenwasser ebenfalls einen schwach sauren pH-Wert („saurer Regen“) aufweist.

Die unterschiedlichen Konzentrationen des Hydrogenkarbonats sowie zahlreicher weiterer Parameter zu Versuchsbeginn spiegeln zum einen die Ablagerungsdauer in den jeweiligen Ablagerungsbereichen wieder. So weist das Sickerwasser des DSR 2/BIN13, dessen Abfälle fünf Jahre länger in der Deponie AA lagerten als die Abfälle im DSR 7/B3S16, deutlich geringere Belastungen auf. Langfristig nähern sie sich einander an, wie es auch auf der Deponie zu erwarten ist. Dementsprechend sind auch bei den Leitfähigkeitsmessungen zu Versuchsbeginn deutliche Konzentrationsunterschiede in Abhängigkeit vom Ablagerungsalter vorhanden. Die Leitfähigkeitswerte nehmen in dem Maße ab, wie die Ionen (u.a. Cl , HCO_3) ausgetragen werden. Zum anderen werden die früheren Milieubedingungen, die während der Ablagerung im beprobten Deponieabschnitt geherrscht haben, ersichtlich. So weist die Abfallfeststoffprobe Deponie M 12/EB2F11 den schon mehrfach erwähnten

Konservierungseffekt auf, so dass das Sickerwasser im DSR zu Versuchsbeginn überaus hoch belastet ist.

Deponie AA: 2/B1N13 und 7/B3S16
DSR Sickerwasser: pH-Wert



Deponie M: 12/EB2F11 und 13/EB2F22
DSR Sickerwasser: pH-Wert

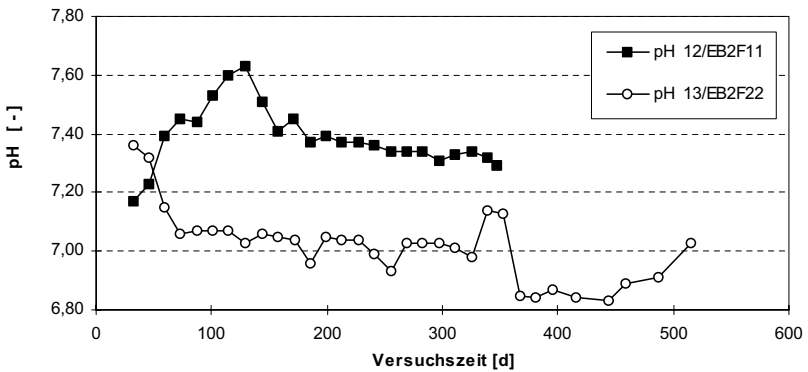


Abb. 4.16 pH-Werte im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren
(Stegmann/Heyer, 1997)

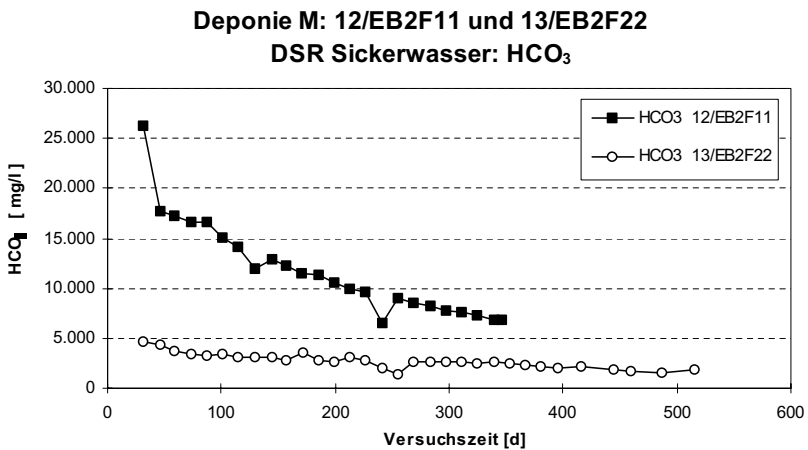
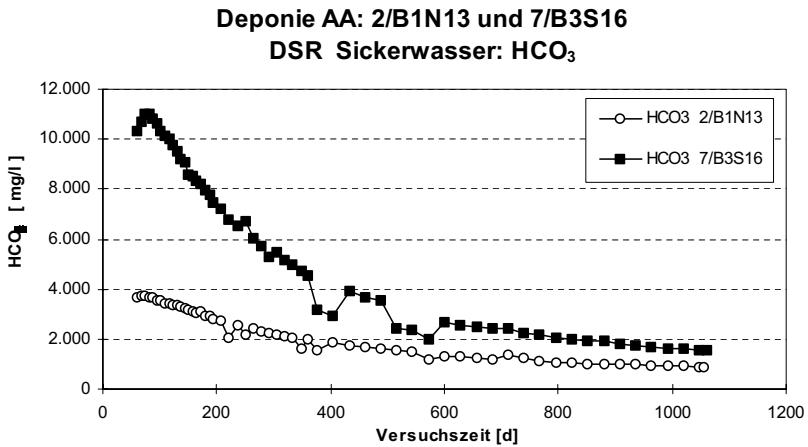
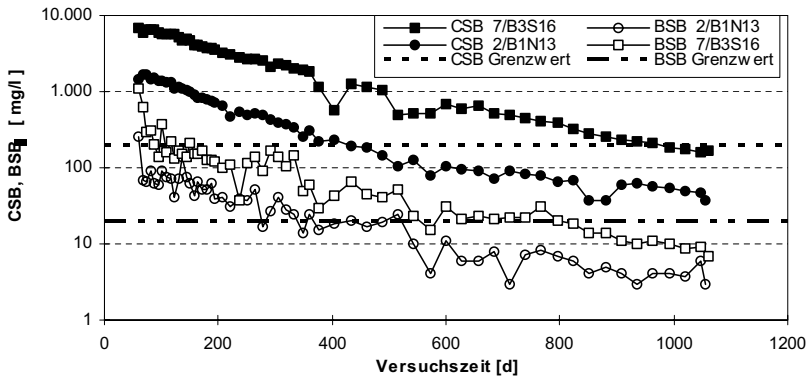


Abb. 4.17 HCO₃ im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren
(Stegmann/Heyer, 1997)

Die organischen Belastungen in Abb. 4.18, gemessen als Chemischer Sauerstoffbedarf CSB und Biologischer Sauerstoffbedarf BSB₅, weisen bei dem eingestellten Wasserhaushalt eine qualitativ ähnliche Abnahme über die Zeit auf. Sie nehmen in

einem etwa asymptotischen Verlauf, der eine Funktion aus Verdünnung und mobilisiertem Anteil beschreibt, ab. Die BSB_5 -Konzentrationen sind erwartungsgemäß gering, da sich die Feststoffe in der stabilen Methanphase befinden. Nach den ersten Sickerwasserprobenahmen liegt das BSB_5/CSB -Verhältnis unter 0,2, meistens deutlich unter 0,1.

Deponie AA: 2/B1N13 und 7/B3S16
DSR Sickerwasser: CSB, BSB_5



Deponie M: 12/EB2F11 und 13/EB2F22
DSR Sickerwasser: CSB, BSB_5

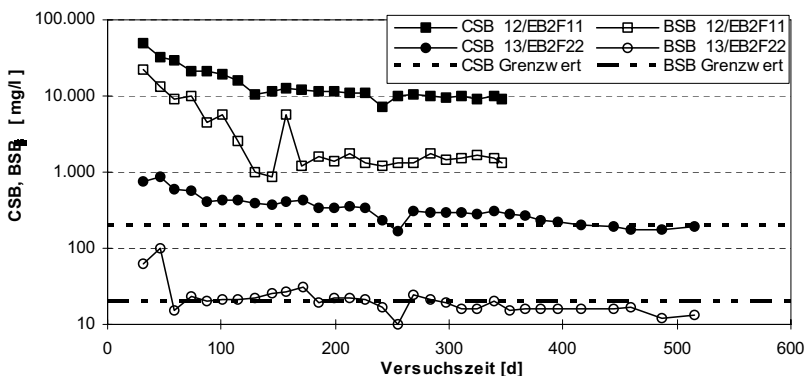


Abb. 4.18 CSB und BSB_5 im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren
(Stegmann/Heyer, 1997)

Auffällig sind erneut die quantitativen Unterschiede, die die unterschiedlichen Ablagerungsbedingungen und Ablagerungszeiträume im Deponiekörper widerspiegeln und zudem noch von der unterschiedlichen Abfallausgangszusammensetzung beeinflusst sein können. So grenzen die Feststoffproben der Deponie AA (8 und 13 Jahre Ablagerungsdauer) die wahrscheinliche Bandbreite noch zu erwartender Sickerwasserbelastungen aus dem untersuchten Deponieabschnitt ein. Gleiches gilt für die älteren Feststoffproben der Deponie M (28 und 31 Jahre Ablagerungsdauer), wobei die Feststoffprobe aus 11 m Ablagerungstiefe (EB2F11) allerdings noch sehr viel höhere Anfangskonzentrationen aufweist (CSB bis 50.000 mg/l). Dieses Emissionsverhalten war allerdings nach den Ergebnissen der Auslaugversuche zu erwarten, insofern ergänzen und bestätigen sich die Untersuchungsverfahren. Insgesamt sind die Sickerwasseremissionen der Feststoffproben aus dem älteren Deponieabschnitt M im DSR jedoch schon geringer als bei der Deponie AA. Zum Vergleich sind die Grenzwerte des 51. Anhangs „Oberirdische Ablagerung von Abfällen“ (Rahmen-Abwasser-VwV, 1996) als gestrichelte Linie in die Abbildungen eingezeichnet. Sie werden für die Parameter CSB und BSB₅ zum Ende der Versuchsdauer von fast allen DSR-Sickerwässern unterschritten.

Für die Stickstoffemissionen in Abb. 4.19, gemessen als Gesamt-Kjeldahl-Stickstoff (TKN) und Ammonium-N sind grundsätzlich sehr ähnliche Verläufe wie für die organischen Belastungen festzustellen. Die Abnahme der Konzentrationen erfolgt jedoch nicht so schnell, da über die Versuchszeit ein höherer Anteil an Stickstoffverbindungen hydrolysiert wird. So wird der Grenzwert von 70 mg/l für den gesamten Stickstoff von einigen DSR-Ansätzen auch nach über 1.100 Versuchstagen noch nicht erreicht. Der Stickstoff liegt erwartungsgemäß fast ausschließlich in Form von Ammonium vor.

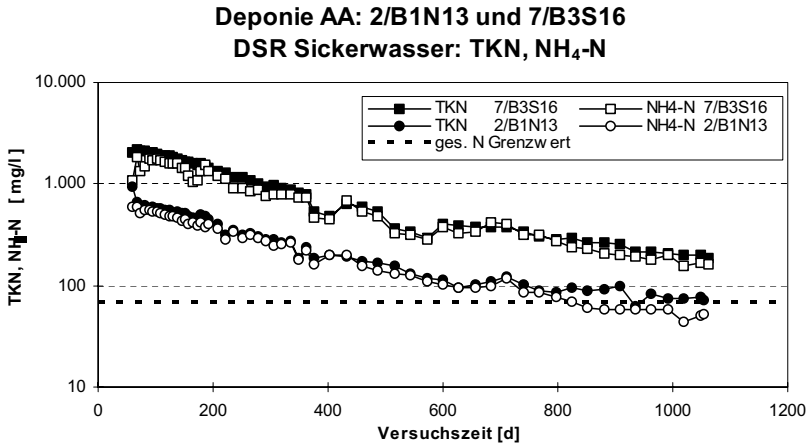


Abb. 4.19 TKN und NH₄-N im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)

Die Salze wie das Chlorid Cl in Abb.4.20 nehmen im Sickerwasser sehr schnell ab, da sie hauptsächlich einem Auslaugungsvorgang unterliegen und nur zu geringen Anteilen bei der langfristigen Hydrolyse mittel und schwer löslicher/abbaubarer

Verbindungen freigesetzt werden. Auch hier treten quantitative Unterschiede der Konzentrationen in Abhängigkeit der Ausgangsbelastung der Abfälle bei der Probenahme auf der Deponie beziehungsweise zu Versuchsbeginn auf.

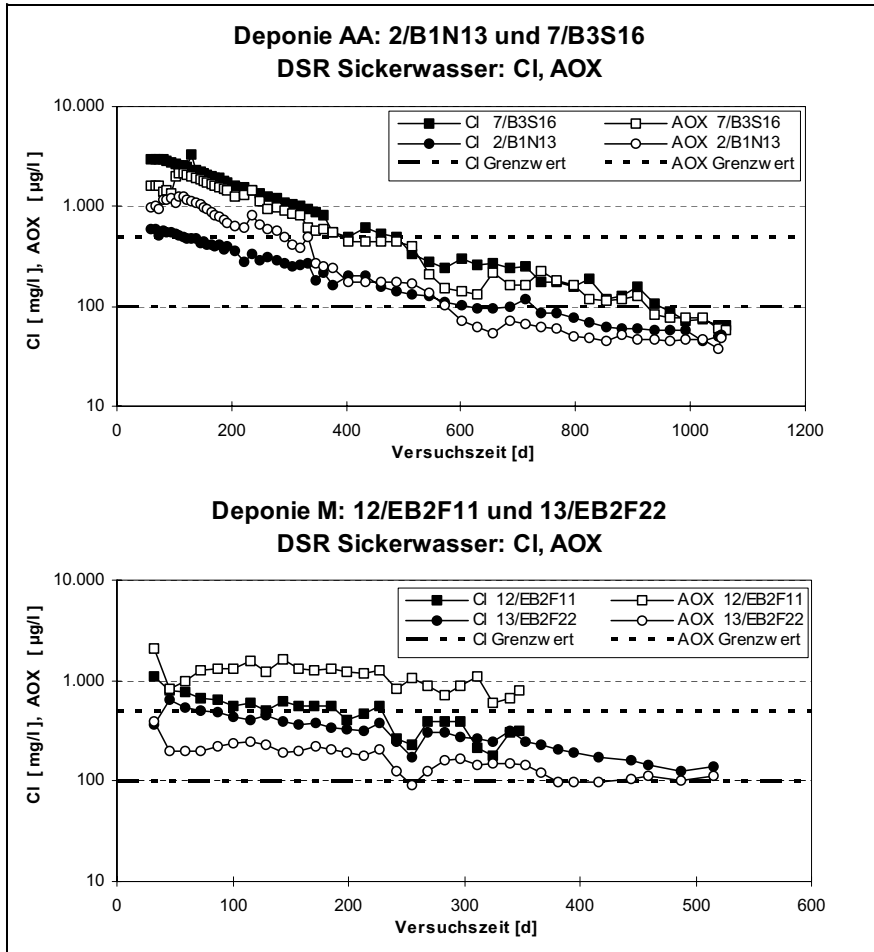


Abb. 4.20 Cl und AOX im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)

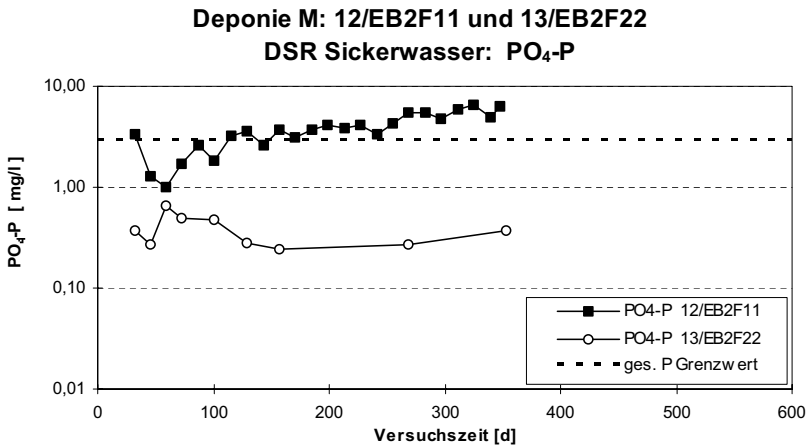
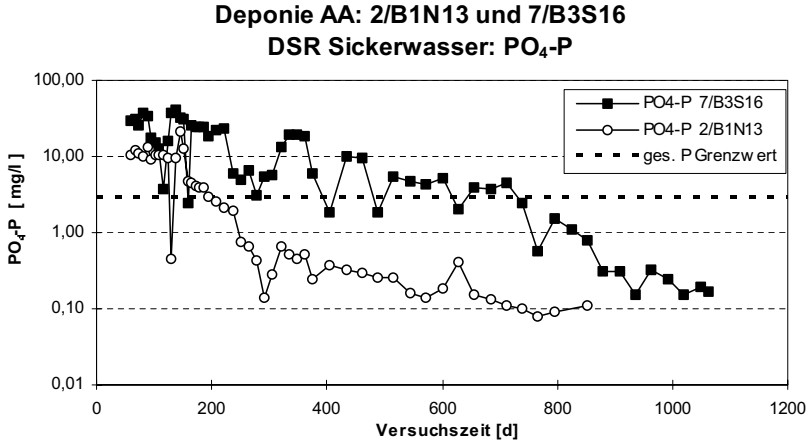


Abb. 4.21 PO₄-P im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren

4.4.3 Schwermetallemissionen über den Sickerwasserpfad

Die Löslichkeit von Schwermetallen hängt neben deren Gesamtgehalt und der Bindungsform in der Feststoffmatrix insbesondere von den Milieubedingungen wie Redoxpotenzial und pH-Wert ab. Im neutralen pH-Wert Bereich und bei den negativen Redoxpotenzialen von - 200 mV bis - 300 mV in den DSR ist die Löslichkeit der meisten Schwermetalle sehr gering.

Demzufolge wurden im Sickerwasser aller auf Schwermetalle beprobten DSR nur sehr geringe Konzentrationen nachgewiesen (Abb. 4.22 u. Abb. 4.23). Sie liegen bis auf die Schwermetallkonzentration des DSR 12/EB2F11 bereits zu Versuchsbeginn unterhalb der Grenzwerte, die der 51. Anhang (N.N., 1998) vorgibt. Im DSR 12/EB2F11 treten beim Nickel leichte und beim Chrom hohe Überschreitungen auf. Möglicherweise sind in diesem beprobten Deponieabschnitt erhöhte Anteile an schwermetallhaltigen Industrieabfällen abgelagert worden. Das erklärt neben dem Konservierungsprozess durch mangelnde Feuchtigkeit auch die hohen organischen Sickerwasserbelastungen und gehemmte biologische Abbauprozesse während des DSR-Versuchs. So blieb die anaerobe Deponiegasproduktion trotz des hohen Anteils biologisch verfügbarer Organik auf einem niedrigen Niveau.

4.4.4 Emissionsverhalten über den Gaspfad

Der biologische Abbau des verfügbaren organischen Anteils der Feststoffe führt zur Deponiegasproduktion. Es werden vorwiegend Methan und Kohlendioxid produziert, daneben sind Stickstoff, etwas Sauerstoff sowie Deponiegasspurenstoffe im Gas enthalten.

In Abb. 4.24 ist oben der Verlauf der Deponiegas-Konzentrationen der Feststoffprobe 7/B3S16 der Deponie AA stellvertretend für alle anaerob betriebenen Reaktoren

aufgetragen, darunter die Deponiegasproduktionsrate P_t sowie die sich daraus ergebenden Summen für den Methananteil und das gesamte Deponiegas.

Da die Feststoffproben während der Entnahme in ihren Milieubedingungen verändert wurden und ihre biologischen Abbauprozesse im Vergleich zum Frischmüll deutlich geringer sind, dauert es einige Wochen, bis sich erneut die Gasverhältnisse der stabilen Methanphase eingestellt haben. Die in die DSR eingebauten Abfallproben weisen nach dieser „Einfahrphase“ wieder Deponiegaszusammensetzungen auf, die der stabilen Methanphase bzw. der Langzeitphase entsprechen (*Rettenberger et al.*, 1992).

Mit dem Anstieg der Methan-Konzentration am Ende der „Einfahrphase“ wächst auch die Gasproduktionsrate (Gasproduktion pro Zeiteinheit) merklich an und erreicht bei den meisten DSR-Versuchen in den ersten 200 Versuchstagen ihren Höhepunkt, danach nimmt sie deutlich ab und verbleibt auf einem niedrigen Niveau. Auch nach 1.100 Versuchstagen ist die Gasproduktion noch nicht abgeschlossen, daher nähern sich die Gassummenkurven noch nicht der Horizontalen.

Um das Restgaspotenzial der Abfälle in den DSR-Versuchen abzuschätzen, wurden auf der Basis der Summenkurven Extrapolationsrechnungen durchgeführt. Für den DSR 7/B3S16 ergibt sich so ein Restgaspotenzial von $22 \text{ m}^3/\text{t}$ Trockenmasse. Die errechneten Restgaspotenziale aller anaerob betriebenen Deponiesimulationsreaktoren sind in Abb. 4.25 eingetragen. Zum Vergleich ist die theoretische Abnahme des verbleibenden Restgaspotenzials über die Ablagerungsdauer dargestellt, wobei von folgenden Annahmen ausgegangen wird:

- $100 \text{ kg}/\text{t}$ Trockenmasse an biologisch verfügbarem Kohlenstoff, was ein Gaspotenzial GE von $187 \text{ m}^3/\text{t}$ Trockenmasse zu Beginn der Ablagerung ergibt,
- Beginn der intensiven Gasproduktion unter anaeroben Milieubedingungen zwei Jahre nach der Ablagerung,
- Exponentieller Verlauf der Deponiegasproduktion mit einer mittleren Halbwertszeit von sechs Jahren.

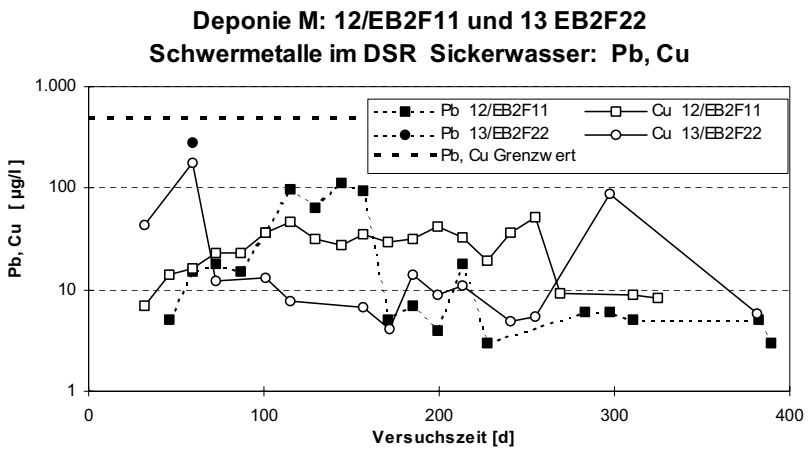
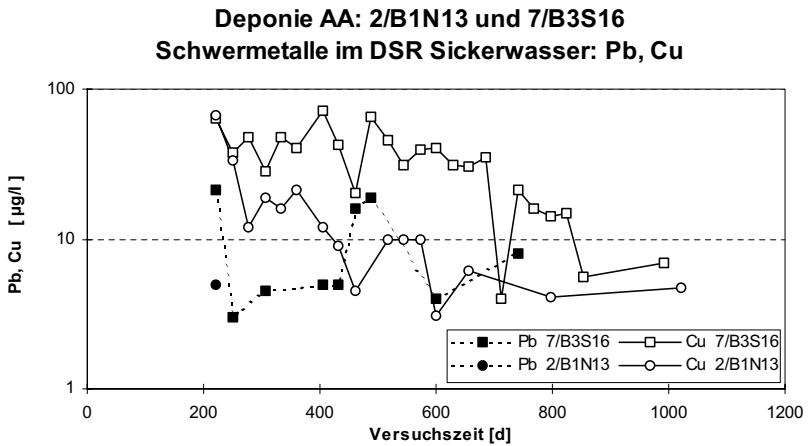


Abb. 4.22 Schwermetalle Blei und Kupfer im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)

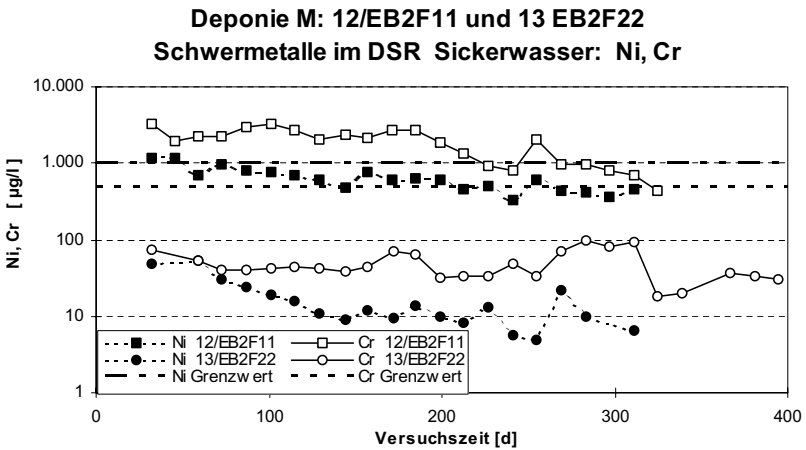
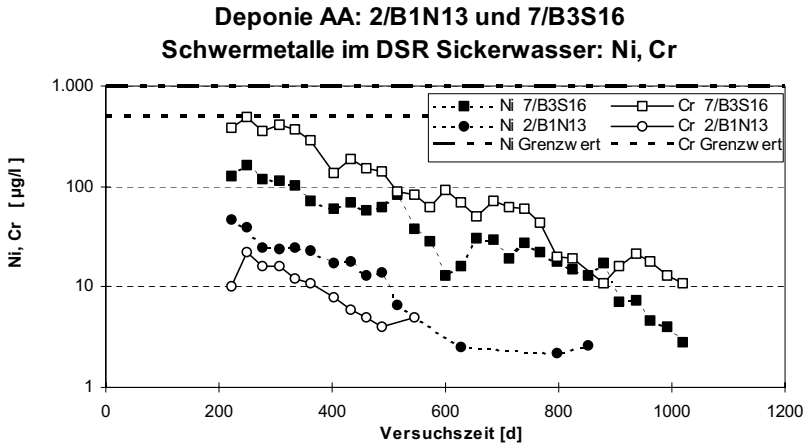


Abb. 4.23 Schwermetalle Nickel und Chrom im Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren (Stegmann/Heyer, 1997)

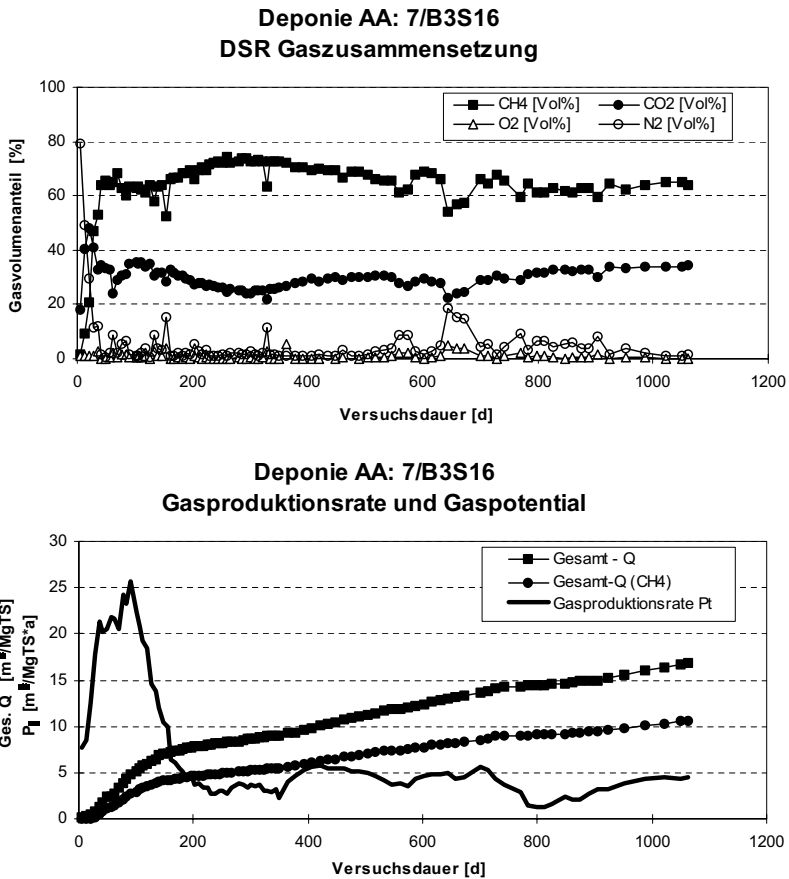


Abb. 4.24 Deponiegaszusammensetzung und -produktion im DSR 7/B3S16 (Kernbereich Dep. AA, 8 Jahre Ablagerungsdauer) (Stegmann/Heyer, 1997)

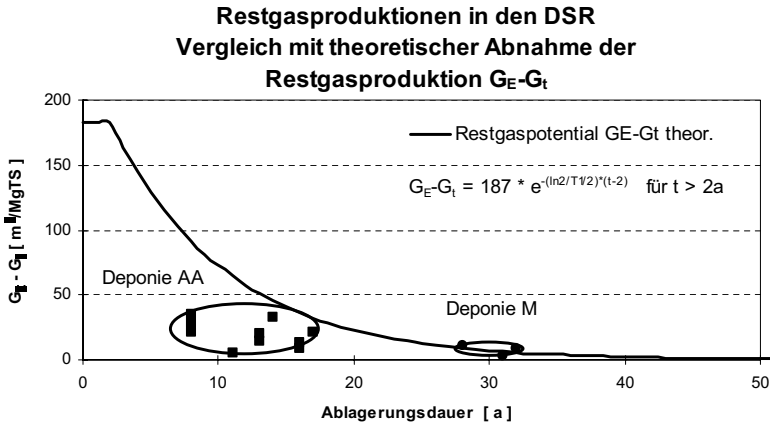


Abb. 4.25 Deponiegas: Restgaspotenziale im DSR-Versuch und Vergleich mit theoretischer Abnahme (*Stegmann/Heyer, 1997*)

Für die Abfallproben der sich noch im Ablagerungsbetrieb befindlichen Deponie AA ergeben sich aus den Langzeituntersuchungen in den DSR Restgaspotenziale zwischen 5 und 35 m³/t Trockenmasse; sie liegen damit etwas unterhalb der theoretisch zu erwartenden Restgasproduktion, was erneut auf günstige Abbaubedingungen im Deponiekörper hinweist. Der untersuchte Bereich der endverfüllten Deponie M weist Restgaspotenziale auf, die etwas über den theoretisch prognostizierten Restgaspotenzialen liegen, jedoch ihrem Ablagerungsalter entsprechend niedriger als die der Deponie AA sind. Anhand der geringen Abnahme der Gasproduktionsraten zum Versuchsende ist weiterhin zu erkennen, dass die Halbwertszeit mit der Ablagerungsdauer anwächst, weil die biologischen Abbauprozesse mit der Zeit von den mittel und schwer abbaubaren Anteilen bestimmt werden.

4.4.4.1 Spurenstoffe im Deponiegas

Für den Kernbereich der Deponie AA wurden die Deponiegase der DSR-Ansätze zusätzlich auf Gasspurenstoffe untersucht. Die Messungen zur Bestimmung der LCKW-, FCKW- und BTEX-Verbindungen haben die in Tab.4.7 zusammengefassten Konzentrationsbereiche ergeben:

- Die Konzentrationsbreiten sind bei den LCKW-/FCKW-Verbindungen eher gering, da u.U. schon ein großer Anteil dieser Spurenstoffe ausgetragen wurde, sie liegen weit unterhalb der Durchschnittswerte.
- Die BTEX-Verbindungen weisen noch höhere Konzentrationen auf, die mit den Messergebnissen verschiedener Deponiegasuntersuchungen vergleichbar sind (Poller, 1990; Janson, 1989).
- Es konnte bei den sieben Deponiesimulationsreaktoren kein ausgeprägter Zusammenhang zwischen Ablagerungsalter und Spurenstoffkonzentration im Deponiegas festgestellt werden.

Tab. 4.7 Konzentrationsbereiche an Spurenstoffen im Deponiegas DSR 1 bis 7
Stegmann/Heyer, 1997)

Substanz	Konzentrationsbereich DSR 1 – 7 [mg/m ³]	Konzentrationsbereiche verschiedener Hausmülldeponien [mg/m ³] ¹⁾
Trichlorfluormethan R11	0,001 - 0,410	0,4 - 14 (3)
Dichlordifluormethan R12	0,004 - 0,073	2 - 35 (21)
cis-1,2-Dichlorethen	0,188 - 2,835	0 - 1 (9)
Trichlorethen	0,012 - 0,730	0 - 6 (3)
Chlorbenzol	1,624 - 8,419	-
Ethylbenzol	1,815 - 10,069	0 - 20 (11)
o-Xylol	2,486 - 12,284	0 - 9 (5)
Toluol	5,454	0 – 236 (32)

1) Schwankungsbreiten und Durchschnittswerte in Klammern nach *Poller (1990) und Janson (1989)*

4.5 Übertragung der Ergebnisse auf Deponieverhältnisse bei anaeroben Milieubedingungen

4.5.1 Qualitativer Verlauf der Emissionen

Die Ergebnisse der Untersuchungen deuten in der Übertragung auf folgendes Deponieverhalten hin:

- Der beprobte Kernbereich und Randbereich der Deponie AA, die durch die Feststoffproben repräsentiert werden, sind zum Zeitpunkt der Probenahme dem Ende der „Intermedialen Anaerobphase III“ (Ablagerungszeitraum 1986 bis 1988) und dem Beginn der „Stabilen Methanphase IV“ (Ablagerungszeitraum 1977 bis 1982) zuzuordnen (s. *Christensen et al.*, 1989).
- Der Deponieabschnitt M befindet sich insgesamt in der „Stabilen Methanphase IV“. Eine Ausnahme bildet eine Feststoffprobe (EB2F11), die sowohl hohe Feststoffgehalte als auch sehr hohe Sickerwasseremissionen aufweist; sie wäre von den organischen und Stickstoffbelastungen her dem Übergang von der „Sauren Phase II“ zur „Intermedialen Anaerobphase III“ zuzuordnen.
- Diese Feststoffprobe ist jedoch nicht repräsentativ für einen größeren Ablagerungsbereich, denn schon die Feststoffprobe, die ein Meter unterhalb dieser Probe gewonnen wurde, wies einen höheren Wassergehalt und einen höheren Stabilisierungsgrad auf.
- Die Feststoffproben der Deponien AA und M durchlaufen nun in beschleunigtem Verlauf die „Stabile Methanphase IV“. Die Konzentrationsverläufe im Sickerwasser unterscheiden sich nicht qualitativ, sondern nur quantitativ. Die Konzentrationen zu Beginn der Behälterversuche in den DSR decken sich zudem mit den Bohrloch- und Sickerwasserkonzentrationen vor Ort, die während der Probenahme entnommen und analysiert wurden. Nach etwa 600 Versuchstagen im DSR haben die meisten Sickerwasserkonzentrationen der Feststoffproben der Deponien A und M die „Aerobe Endphase V“ erreicht.

4.5.2 Quantitativer Verlauf der Emissionen – Bilanzierungen

Im folgenden sollen die Emissionsfrachten, die aus den untersuchten Deponieabschnitten seit Verfüllende bereits emittiert wurden und noch langfristig emittiert werden können, abgeschätzt werden. Ausgehend von den Ergebnissen der Deponiesimulationsversuche soll eine Bilanzierung durchgeführt werden, die zur Beantwortung folgender Fragen führt:

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

(Phase A)

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

(Phase B)

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

(Phase C)

Abbildung 4.26 zeigt den idealisierten Verlauf der Entfrachtung über den Sickerwasserpfad und die drei oben skizzierten Phasen.

Die Fragestellungen sind streng genommen so nur auf geordnete Deponien anwendbar, denn bei vielen noch betriebenen Deponien und noch mehr bei bereits verfüllten Deponien sind die technischen Barrieren zur Emissionserfassung häufig nur unzureichend vorhanden.

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

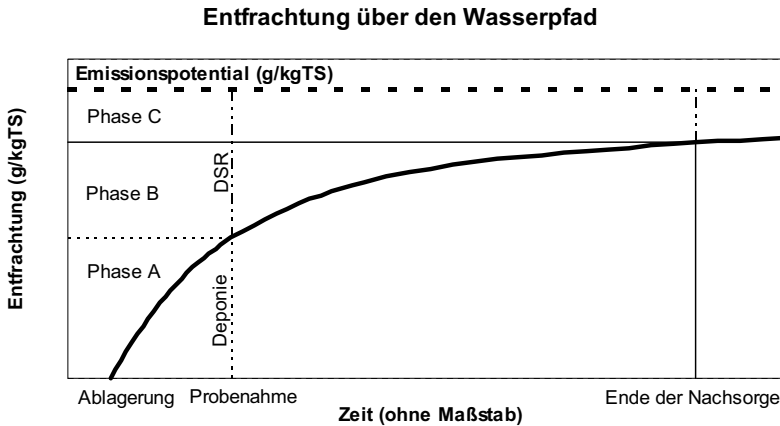


Abb. 4.26 Idealisierte Entfrachtung über den Sickerwasserpfad (*Stegmann/Heyer, 1997*)

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

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

CSB	25.000 - 40.000 mg/kg m _T	über den Wasserpfad mobilisierbar
TKN	2.000 - 4.000 mg/kg m _T	über den Wasserpfad mobilisierbar
AOX	6.000 - 12.000 µg/kg m _T	über den Wasserpfad mobilisierbar
Cl	2.500 - 4.000 mg/kg m _T	über den Wasserpfad mobilisierbar

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

Phase B + Phase C: Restemissionspotenziale von der Probenahme bis zum Zeitpunkt $t = \infty$

Die Restemissionspotenziale nach der Probenahme aus dem Deponiekörper lassen sich aufgrund der langen Versuchsdauer in den Deponiesimulationsreaktoren sehr gut abschätzen. Aus der Extrapolation des Entfrachtungsverlaufs sind sie mit einem „guten“ Regressionskoeffizienten ($r^2 = 0,9$) zu bestimmen. Das Säulendiagramm (Abb. 4.27) zeigt die Restemissionspotenziale für den CSB des untersuchten Kernabschnitts der Deponie AA, eingeteilt nach Entfrachtung bis zum Erreichen einer Grenzkonzentration (Phase B), und den Restemissionen danach, wo von einem Ende der Nachsorge ausgegangen wird (Phase C).

Als Grenzkonzentrationen wurden wiederum die Grenzwerte im 51. Anhang der Allgemeinen Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (N.N., 1998) sowie in Anlehnung an Schweizer Immissionsgrenzwerte für oberirdische Gewässer gewählt (Belevi *et al.*, 1989):

CSB	$C_{E\text{-CSB}} = 200 \text{ mg/l}$	(51. Anhang, 1996)
TKN	$C_{E\text{-TKN}} = 70 \text{ mg/l}$	(51. Anhang, 1996)
AOX	$C_{E\text{-AOX}} = 500 \text{ µg/l}$	(51. Anhang, 1996)
Cl	$C_{E\text{-Cl}} = 100 \text{ mg/l}$	(Immissionsgrenzwerte Schweiz, 1989)

Das Sickerwasser, das sich aus der Stofffreisetzung der verschiedenen Ablagerungsbereiche und -horizonte zusammensetzt, weist für den betrachteten Deponieabschnitt AA in den DSR ein durchschnittliches CSB-Restpotenzial von 3.750 mg/kg Trockenmasse auf, was 9,4 % bis 15,0 % des möglichen Ausgangspotenzials zum Zeitpunkt der Ablagerung entspricht. Bis zum Erreichen des Grenzwertes von 200 mg/l würden davon etwa 2.880 mg/kg Trockenmasse (7,2 % bis 11,5 %) freigesetzt, so dass nach Beendigung der Nachsorge langfristig noch 870 mg/kg Trockenmasse (2,2 % bis 3,5 %) an CSB-Restemissionen über den Wasserpfad ausgetragen werden können. Mit den weiteren Parametern TKN, AOX und Cl sind diese Restemissionspotenziale in Tab. 4.8 mit ihren Schwankungsbereichen (Zeile 1) und Mittelwerten (Zeile 2) aufgeführt.

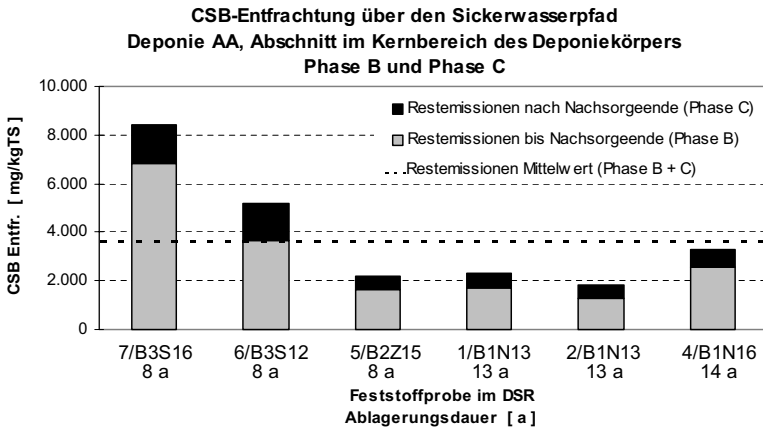


Abb. 4.27 CSB-Entfrachtung über den Sickerwasserpfad in den DSR, Feststoffproben aus dem Kernbereich der Deponie AA (*Stegmann/Heyer, 1997*)

Tab. 4.8 Emissionspotenziale für CSB, TKN und CI über den Wasserpfad und Restemissionspotenziale nach Erreichen einer Grenzkonzentration CE, Feststoffproben aus Kernbereich Deponie AA (*Stegmann/Heyer, 1997*)

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

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

Bei der Bilanzierung ist zu berücksichtigen, dass die verbleibenden Emissionspotenziale etwas geringere Beträge aufweisen würden, wenn man alle Frachten auf die Feststoffmasse zum Zeitpunkt der Ablagerung (m_{T,0}) beziehen könnte.

Bei der Betrachtung der Deponiesimulationsreaktoren weiterer Deponieabschnitte zeichnet sich ein ähnliches Verhalten ab:

- In Abbildung 4.28 sind die Mittelwerte aus den DSR-Ansätzen gebildet worden, um die Emissionspotenziale im Sickerwasserpfad der untersuchten Deponieabschnitte in ihrer Gesamtheit abschätzen zu können. Zur

Mittelwertbildung für den Altbereich der Deponie M wurde der DSR 12 nur mit 6 % statt (bei drei DSR) 33 % Anteil berücksichtigt, weil die hohen Belastungen dieser Feststoffprobe wie bereits erwähnt nur einen sehr geringen Ablagerungshorizont, d.h. ein sehr kleines Abfallvolumen im Deponiekörper repräsentieren.

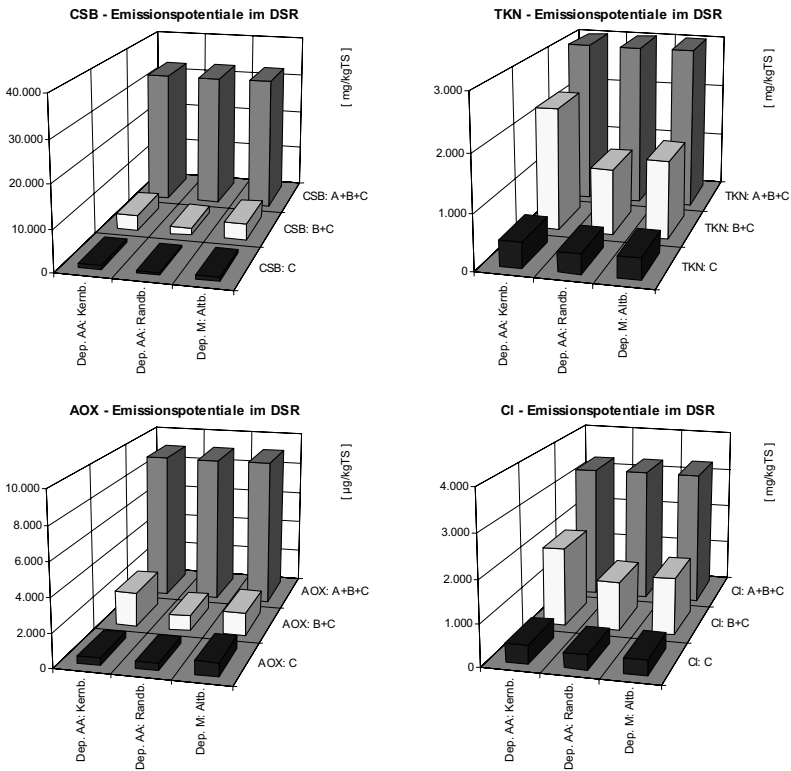


Abb. 4.28 Entfrachtung über den Sickerwasserpfad aus den DSR-Versuchen, Mittelwertbildung für die beprobten Deponieabschnitte (Stegmann/Heyer, 1997)

- Im Vergleich zum frischen Hausmüll (Phase A + B + C) ist bei den Feststoffproben die ablagerungsbedingte Veränderung im Deponiekörper hinsichtlich der verbleibenden Emissionsfrachten (Phase B + C) über die Zeit bei allen Deponieabschnitten deutlich zu erkennen.
- Die verbleibenden Emissionspotenziale nach Erreichen einer Grenzkonzentration (Phase C) liegen in ähnlichen Bereichen, auch wenn sich die Emissionspotenziale zum Zeitpunkt der Probenahme (Phase B + C) noch deutlich voneinander unterscheiden.
- Die CSB-Restemissionspotenziale der Phase C sind zwar betragsmäßig am größten, sie haben aber bezogen auf das Ausgangspotenzial bereits am meisten abgenommen. Anders verläuft dagegen die Stickstofffreisetzung, bei der auch nach Erreichen der Grenzkonzentration von 70 mg/l noch relativ große mobilisierbare Anteile im Feststoff verbleiben. Die Emissionsfreisetzung hängt bei TKN wie bei Chlorid entscheidend vom Wasserhaushalt ab.
- In Abbildung 4.29 sind die Feststoffpotenziale, deren auslaugbarer Anteil bei einer Mehrfachelution sowie die langfristig auftretenden Emissionen im Deponiesimulationsversuch für zwei DSR-Versuchsansätze aufgetragen. Nach den Ergebnissen ist zu vermuten, dass organische Verbindungen, bestimmt als chemischer Sauerstoffbedarf CSB und Kohlenstoffgehalt C, auch langfristig nur noch in geringen Anteilen (10 % bis 20 % des Feststoffgehalts) aus der Feststoffmatrix mobilisiert und über den Gas- oder Wasserpfad ausgetragen werden können. Damit erfüllt der Deponiekörper auch langfristig seine Funktion als Schadstoffsенke, selbst wenn eine klimatische Sickerwasserbildung auftritt.

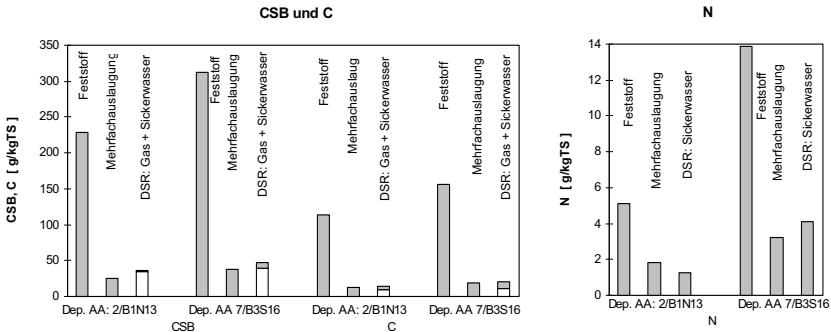


Abb. 4.29 Vergleich der Feststoffgehalte, maximal auslaugbaren Frachten und Emissionen im Deponiesimulationsversuch (*Stegmann/Heyer, 1997*)

- Der Anteil des aus dem Feststoff mobilisierbaren Stickstoffs ist mit 20 % bis 40 % höher als bei den organischen Anteilen.
- Das leichtlösliche Chlorid wurde zu über 60 % mit dem Sickerwasser ausgetragen, erwartungsgemäß ist der Cl-Austrag schon am weitesten vorangeschritten und erreicht bald die Höhe des Auslaugpotenzials.
- Aufgrund des höheren Wasseraustausches wird im DSR anteilig etwas mehr CSB über den Wasserpfad emittiert als in der Deponie. Insgesamt werden die Emissionsfrachten auf den jeweiligen Pfaden jedoch nicht unzulässig stark verschoben: die biologisch verfügbaren organischen Anteile werden auch im DSR-Versuch über den Gaspfad freigesetzt, so dass die BSB₅-Gehalte im Sickerwasser gering sind.

Der Emissionsverlauf der Deponiesimulationsreaktoren weist bei der hohen Wasseraustragsrate darauf hin, dass im Deponiekörper noch über lange Zeiträume eine Stofffreisetzung zu erwarten ist. Auf die Zeiträume, die bis zum Erreichen von

vorgegebenen Grenzkonzentrationen und den korrespondierenden Emissionsfrachten u.U. auftreten, soll daher im folgenden eingegangen werden.

4.5.3 Zeitlicher Verlauf der Emissionen

Der zeitliche Verlauf der Emissionen wird im wesentlichen von drei Faktoren beeinflusst:

- dem mobilisierbaren Stoffpotenzial,
- dem Wasserhaushalt im Deponiekörper,
- dem Mobilisierungsverhalten.

Das nach der Probenahme noch vorhandene mobilisierbare Stoffpotenzial kann durch die Auslaugversuche und die Deponiesimulationsversuche bestimmt werden. Der Wasserhaushalt im Deponiekörper kann standortspezifisch ermittelt werden (Klimadaten, Deponietopografie, Abdeckungs-/Abdichtungssysteme). In den Deponiesimulationsreaktoren wird der Wasserhaushalt definiert eingestellt. Das daraus resultierende Mobilisierungsverhalten soll vorgestellt und im Hinblick auf die zeitliche Entwicklung im Deponiekörper diskutiert werden.

Die Konzentrationsverläufe in den Deponiesimulationsreaktoren lassen keine unmittelbaren und zu verallgemeinernde Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Emissionen auf Deponien zu. Wesentliche Gründe sind die standortspezifisch unterschiedlichen Randbedingungen einer Ablagerung und der im Vergleich zu den DSR-Versuchen deutlich abweichende Wasserhaushalt, d.h. ein wesentlich geringerer Wasserdurchsatz pro Zeiteinheit. Dennoch soll für die untersuchten Abschnitte der Deponien AA und M für den Sickerwasserpfad ein zeitlicher Horizont der Konzentrationsverläufe für die Parameter CSB, TKN, AOX und Cl wie in Abb. 4.30 bis Abb. 4.33 aufgezeigt werden. Dazu werden für mehrere Deponiesimulations-

reaktoren, die während der gesamten Versuchsdauer anaerobe Milieubedingungen aufwiesen, die Konzentrationsverläufe im Sickerwasserpfad aufgetragen. Um die zeitliche Entwicklung zu vorgegebenen Grenzwerten abzuschätzen, werden Extrapolationsrechnungen aus dem Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen vorgenommen.

Sie sind in den Abbildungen 4.30 bis 4.33 mit einer Exponentialfunktion folgender Form eingefügt worden:

$$C_t = C_0 * e^{-k*(t-T_0)} \quad (\text{Gleichung 1})$$

mit:

C_t	=	Konzentration zur Zeit t	[mg/l]
C_0	=	Konzentration zu Beginn der Sickerwasserrezirkulation	[mg/l]
k	=	Faktor = $\ln 2/T_a$	[-]
T_a	=	Halbwertszeit, über die Versuchszeit zunehmend	[d]
t	=	Versuchszeit	[d]
T_0	=	Beginn der Sickerwasserrezirkulation	[d]

Unter den konstant anaeroben Bedingungen im DSR und folgenden idealisierten Annahmen bezüglich des Wasserhaushalts in der Deponie können die in Tabelle 4.9 angegebenen Zeiträume T_E und Bereiche der Halbwertszeiten T_a bis zum Erreichen von Grenzkonzentrationen C_E abgeschätzt werden:

- konstante klimatische Sickerwasserbildung von 250 mm pro Jahr (d.h. keine Oberflächenabdichtung, nur eine Abdeckung),
- die standardisierte Deponiehöhe beträgt zum Vergleich 20 m,
- die Trockendichten in DSR und Deponie sind etwa gleich mit 0,75 t Trockenmasse/m³,
- gleichmäßige Durchsickerung des Deponiekörpers.

Diese Annahmen führen in den betrachteten DSR im Vergleich zum Wasserhaushalt in der Deponie zu einem etwa 70 bis 160-fach höheren Wasseraustausch pro Zeiteinheit.

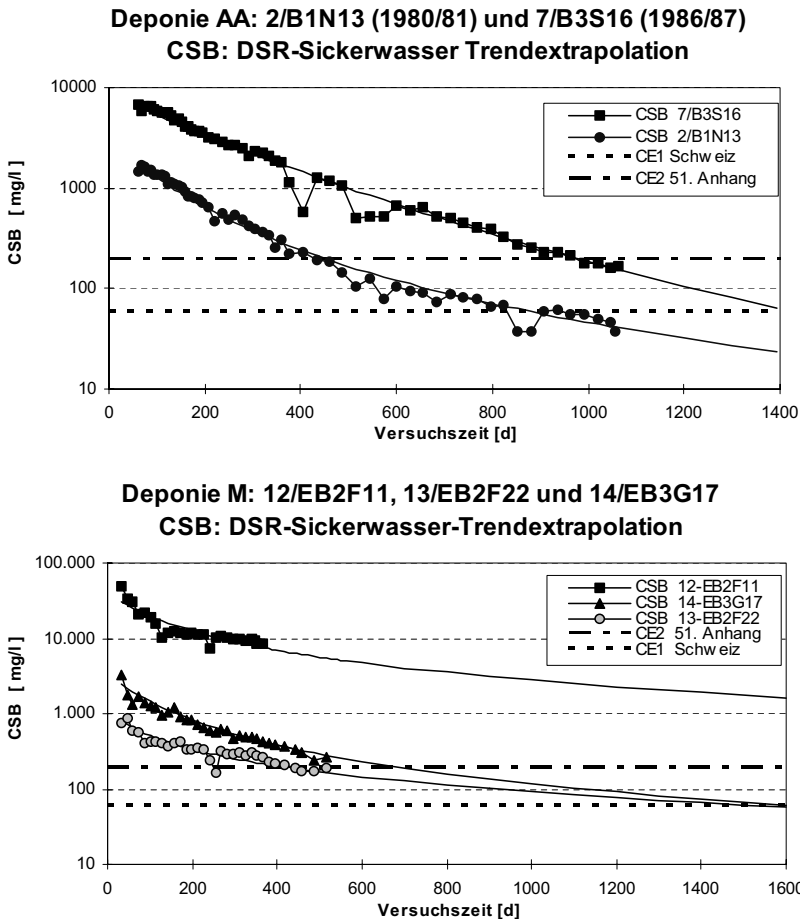


Abb. 4.30 Extrapolation der CSB-Sickerwasserkonzentrationen
(Stegmann/Heyer, 1997)

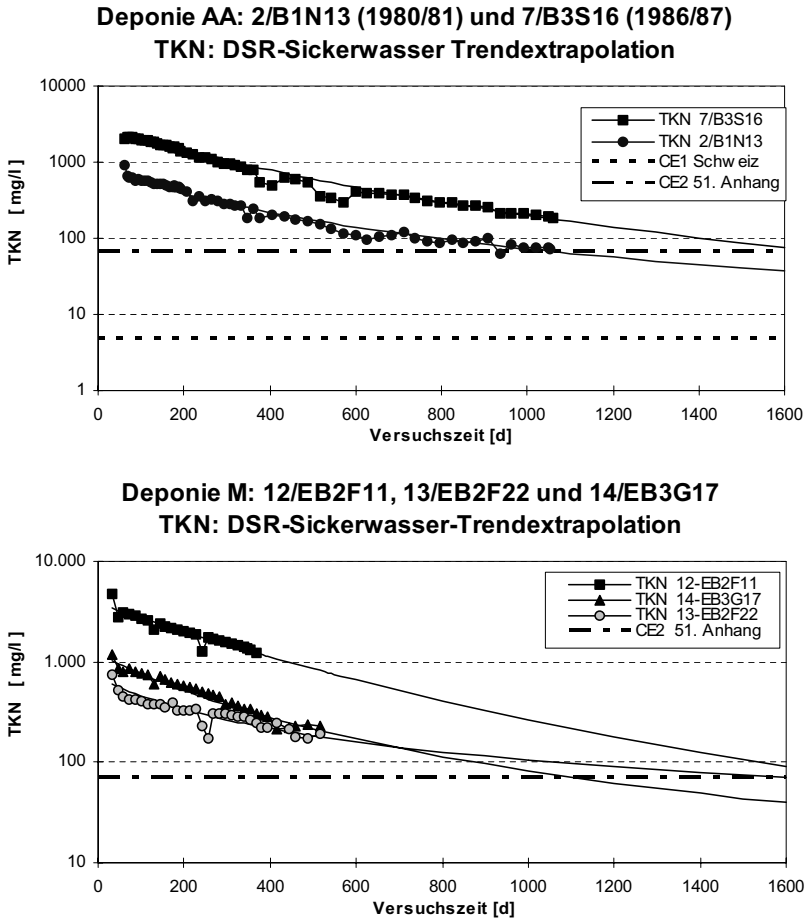
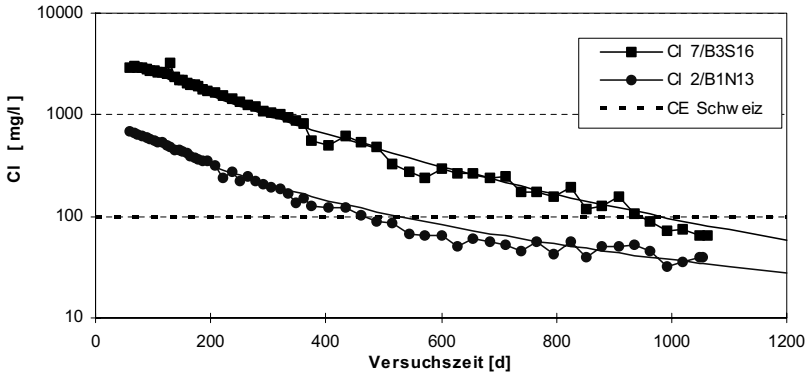


Abb. 4.31 Extrapolation der TKN-Sickerwasserkonzentrationen
(Stegmann/Heyer, 1997)

Deponie AA: 2/B1N13 (1980/81) und 7/B3S16 (1986/87)
Cl: DSR-Sickerwasser Trendextrapolation



Deponie M: 12/EB2F11, 13/EB2F22 und 14/EB3G17
Cl: DSR-Sickerwasser-Trendextrapolation

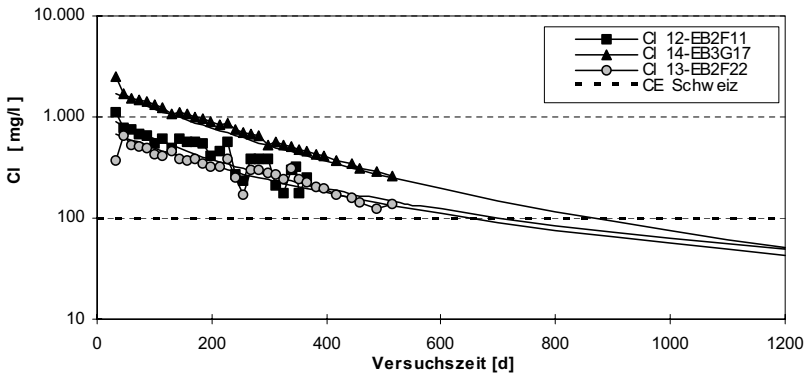


Abb. 4.32 Extrapolation der Cl-Sickerwasserkonzentrationen (*Stegmann/Heyer, 1997*)

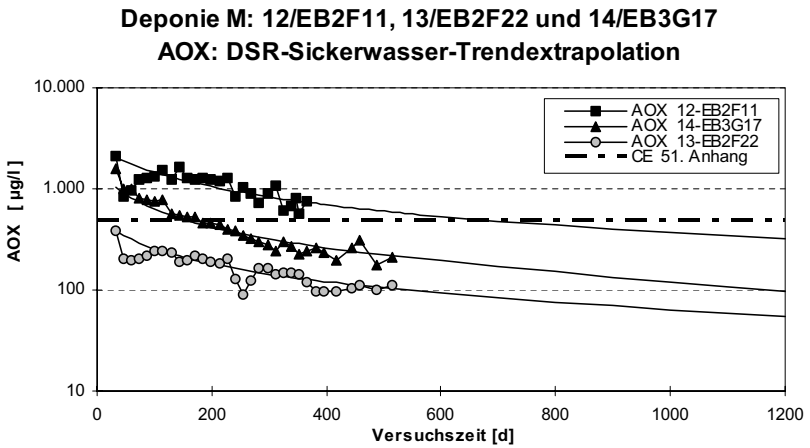
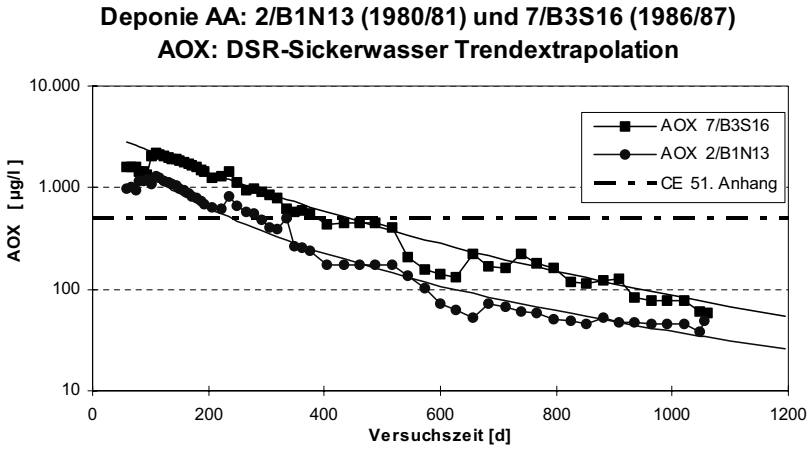


Abb. 4.33 Extrapolation der AOX-Sickerwasserkonzentrationen (*Stegmann/Heyer, 1997*)

Unter den konstant anaeroben Bedingungen im DSR und folgenden idealisierten Annahmen bezüglich des Wasserhaushalts in der Deponie können die in Tabelle 4.9 angegebenen Zeiträume T_E und Bereiche der Halbwertzeiten T_a bis zum Erreichen von Grenzkonzentrationen C_E abgeschätzt werden:

- konstante klimatische Sickerwasserbildung von 250 mm pro Jahr (d.h. keine Oberflächenabdichtung, nur eine Abdeckung),
- die standardisierte Deponiehöhe beträgt zum Vergleich 20 m,
- die Trockendichten in DSR und Deponie sind etwa gleich mit 0,75 t Trockenmasse/m³,
- gleichmäßige Durchsickerung des Deponiekörpers.

Diese Annahmen führen in den betrachteten DSR im Vergleich zum Wasserhaushalt in der Deponie zu einem etwa 70 bis 160-fach höheren Wasseraustausch pro Zeiteinheit.

Tab. 4.9 Abschätzung des Zeitraumes T_E für die Parameter CSB, TKN, AOX und Cl bis zum Erreichen der Grenzkonzentration C_E (Stegmann/Heyer, 1997)

Parameter	Grenz-	Konzentration zu Versuchsbeginn C_0	Halbwertzeit T_a	Zeitraum T_E
	konzentration C_E [mg/l]			
CSB	$C_{E-51.Anhang}$ 200	500 - 49.000	25 – 96	80 - 360
	Mittelwert	5.100		160
TKN	$C_{E-51.Anhang}$ 70*	200 - 4.700	40 – 150	120 - 450
	Mittelwert	1.200		250
Cl	$C_{E-Schweiz}$ 100	340 - 2.950	40 – 90	90 - 250
	Mittelwert	1.200		160
AOX	$C_{E-51.Anhang}$ 500 µg/l	390 - 2.380 µg/l	10 – 80	30 - 210
	Mittelwert	1.600 µg/l		80

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

Für den CSB-Verlauf im Sickerwasser werden Zeiträume von 80 bis 360 Jahren abgeschätzt, bis umweltverträgliche Grenzkonzentrationen erreicht werden, beim Chlorid liegen die Zeiträume bei 90 bis 250 Jahren. Die Unterschiede zwischen den Deponiesimulationsreaktoren sind hauptsächlich in den unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen C_0 zu finden, die unterschiedlichen Halbwertzeiten hängen vom Abbaugrad und vom Wasserhaushalt ab.

Der Stickstoffgehalt, bestimmt als TKN, scheint sich bei allen Untersuchungen in den DSR als der Parameter herauszustellen, der bis zum Erreichen der gewählten Grenzkonzentration von 70 mg/l den größten Zeitraum von 120 bis zu etwa 450 Jahren beansprucht. Auch im relativen Vergleich der Mittelwerte aus der Bandbreite der zeitlichen Abschätzungen liegt der Zeitraum für den TKN mit etwa 250 Jahren deutlich über den Zeiträumen aller anderen Parameter.

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

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

Die Bandbreite der Ergebnisse wie bei den Halbwertzeiten und die daraus resultierenden Zeiträume bis zum Erreichen umweltverträglicher Sickerwasser-

konzentrationen sind sehr groß, was auf den ersten Blick unbefriedigend erscheint. Hier zeichnet sich aus den Versuchsverläufen in den Deponiesimulationsreaktoren folgende Tendenz ab:

Die Halbwertszeiten sind zeitlich veränderlich. Mit der Zeit werden leicht und mittel lösliche organische Verbindungen abgebaut, so dass das Emissionsgeschehen zunehmend von mittel- und schwerlöslichen organischen Verbindungen mit steigenden Halbwertszeiten bestimmt wird.

Die in den Abbildungen 4.30 bis 4.33 eingefügten Trendextrapolationen gehen daher nicht von einem linearen Exponentialansatz aus, sondern weisen eine Krümmung auf, womit der Exponentialansatz gemäß Gleichung 1 mit anwachsender Halbwertszeit berücksichtigt wird. Daraus folgt, dass in den ersten Jahren nach Deponieabschluss eine schnellere Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen zu erwarten ist, weil aufgrund noch intensiver biologischer Abbauprozesse durchschnittlich geringere Halbwertszeiten, wie sie auch aus Messungen auf Deponien überschläglich ermittelt werden, die Stoffmobilisierung bestimmen.

Es besteht keine direkt proportionale Abhängigkeit vom Wasserdurchsatz im Deponiekörper, solange ein Mindestdurchsatz an Sickerwasser gegeben ist, um das Substrat für die Bakterienmasse verfügbar zu machen. Die Endprodukte des vollständigen anaeroben Abbaus werden in dieser Phase hauptsächlich über den Gaspfad ausgetragen. Mit dem Extrapolationsansatz erfolgt in dieser ersten Phase eine zeitliche Abschätzung deutlich zur sicheren Seite hin, d.h. die Sickerwasserkonzentrationen nehmen tatsächlich schneller ab, als es vom Vergleich über den Wasserhaushalt prognostiziert wird.

Mit wachsenden Ablagerungszeiträumen sind die biologischen Abbauprozesse zu vernachlässigen. Die Stoffmobilisierung wird zunehmend vom Wasserhaushalt bestimmt, so dass mit erhöhten Halbwertszeiten wie in Tabelle 4.9 angegeben und

demzufolge noch über längere Zeiträume mit geringen Restkonzentrationen im Sickerwasser gerechnet werden muss.

Da die zeitliche Abschätzung gerade das langfristige Emissionsverhalten aufzeigen soll, ist der gewählte Ansatz zur Übertragung der Ergebnisse aus den DSR-Versuchen sinnvoll, auch wenn die Zeiträume unter den gewählten Randbedingungen insgesamt zu hoch, d.h. zur sicheren Seite hin abgeschätzt werden. Möglicherweise notwendige Nachsorgezeiträume werden demnach kürzer ausfallen als es die Absolutwerte der abgeschätzten Zeiträume T_E nach den DSR-Versuchen vermuten lassen.

Es lässt sich allerdings bereits jetzt sagen, dass für die untersuchten Deponieabschnitte eine Nachsorgedauer von 30 Jahren nicht ausreichen würde, um sie in einem umweltverträglichen Zustand aus der Nachsorge entlassen zu können. Die Deponie M verfügt allerdings weder über ein Sickerwasserfassungssystem noch eine Behandlungsanlage für den beprobten Deponieabschnitt. Folglich wären für eine Gefährdungsabschätzung die Schadstoffausbreitungspfade im Untergrund und die betroffenen Schutzgüter eingehender zu betrachten.

5 Diskussion

Nachdem die Ergebnisse der Autoren im Rahmen der Beiträge bereits einzeln diskutiert worden sind, wird nun eine übergreifende Diskussion der vorliegenden Auswertungen durchgeführt. Beim Vergleich der auf unterschiedliche Art und Weise erhaltenen Ergebnisse treten einige prinzipielle Schwierigkeiten auf:

- Die Überwachungsdaten der Sickerwässer repräsentieren, bis auf den Fall der Deponie M, jeweils die Sickerwasserqualität der gesamten Flächen einer Deponie. Hierbei überlagern sich die Effekte aus unterschiedlich alten Abschnitten. Im Gegensatz dazu stellen die Ergebnisse der Bohrlochwässer und

Feststoffproben jeweils eine Zustandsbeschreibung eines Teilabschnitts der Deponie dar. Besonders deutlich wird dies am Beispiel der Probe EB2F11.

- Die Feststoffproben der Deponie M entstammen dem nicht dränierten Teil der Deponie. Somit wird ein direkter Vergleich von Sickerwasserdaten und Daten aus dem BMBF-Verbundvorhaben erschwert.
- Aufgrund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen konnte nicht überall dieselbe Anzahl an Proben entnommen werden, so dass die Einzeldeponien sich in ihrer Datendichte unterscheiden.

5.1 Gegenüberstellung der Eluat- und Sickerwässer

Die mit Hilfe des Verfahrens DIN 38414 S4 ermittelten Eluatkonzentrationen liegen größtenteils unterhalb der Zuordnungswerte des Anhangs B, Deponieklasse II, der TA Si. Die Eluate der jüngeren Abfälle weisen z. T. Überschreitungen für den Parameter TOC auf. Insbesondere Proben der Deponie CA zeigen sehr hohe Überschreitungen. Dies ist wiederum auf das Alter des beprobten Abfalls zurückzuführen. Der pH-Wert der Eluate liegt im neutralen bis schwach alkalischen Bereich. Die Redoxpotenziale weisen bis auf eine Ausnahme auf reduzierende Bedingungen im Abfallkörper hin. Der überwiegende Teil der gemessenen Parameter zeigt eine dem Alter der Abfälle entsprechende Abnahme der Konzentrationen. Dieser Effekt kann sowohl bei Parametern wie der Leitfähigkeit als auch bei organischen, durch die Aktivität von Mikroorganismen beeinflussten Parametern beobachtet werden.

Bei den besonders umweltrelevanten Schwermetallen werden die Zuordnungswerte des Anhang B der TA Si für die Deponieklasse II nur in wenigen Fällen überschritten.

Auffällig ist, dass der Parameter Stickstoff bzw. Ammoniumstickstoff in Relation zu den übrigen Parametern nicht kontinuierlich abnimmt, sondern zwischenzeitlich zunimmt und insgesamt starken Schwankungen unterliegt. Dasselbe Phänomen konnte bei den Sickerwässern sowohl der verfüllten Deponien als auch bei den Sickerwässern der sich noch im Ablagerungsbetrieb befindlichen Deponien beobachtet werden. Zudem verändert sich der Anteil des Ammoniumstickstoffs bei den untersuchten verfüllten Deponien (s. Abb. 2.92). In den Eluaten bleibt das Verhältnis jedoch über die unterschiedlichen Alter der Abfälle konstant bei 76 %. Bei den verfüllten Deponien liegt der prozentuale Anteil des Ammoniumstickstoff in den ersten fünf Jahren bei 72 % des gesamten Stickstoffs. In den Folgejahren befindet er sich im Mittel bei 90 %. Somit liegt der Stickstoff in der Methanphase größtenteils nur noch als Ammoniumstickstoff im Abfallkörper vor. Die Sickerwässer weisen einen höheren Anteil an Ammoniumstickstoff auf als die Eluate. Möglicherweise führt die höhere mechanische Beanspruchung des Abfalls im Eluatversuch zu besonders hohen Werten an organischem Stickstoff.

Die übrigen Parameter der Sickerwässer verhalten sich tendenziell ähnlich wie die Eluate. Allerdings liegen die Konzentrationen aufgrund der längeren Kontaktzeit mit dem Abfall wesentlich höher. Bei ihnen ist über die Zeit ebenfalls ein starker Rückgang zu beobachten. Die Schwermetalle besitzen als umweltgefährdende Stoffe im Sickerwasser eine untergeordnete Rolle.

5.2 Vergleich der Frachten der Auslaugversuche mit den Frachten der Deponien

Die Frachten der untersuchten Proben wurden durch Mehrfachelution bestimmt. Die zum Vergleich stehenden Frachten der noch betriebenen Deponien AA, BA, CA und der verfüllten Deponie M wurden über die Sickerwassermengen und -konzentrationen errechnet. Die durch Mehrfachauslaugung bestimmten Frachten lagen jeweils im

Promillebereich [g Fracht/kg Trockenmasse]. Hierbei erzielte die Probe EB2F11 der Deponie M wiederum die höchsten Werte. An dieser Stelle der Deponie M haben entweder bisher nur geringe Umsetzungsprozesse stattgefunden, weil die Wasserzufuhr in der Vergangenheit nicht ausreichend war oder hier handelt es sich um einen Ablagerungsbereich mit einer erhöhten Menge an schlecht abbaubaren Materialien. Insgesamt liegen die ermittelten Frachten der Mehrfachelutionsversuche um den Faktor 10^2 bis 10^3 höher als die der ermittelten Sickerwasserfrachten verschiedener Deponien über einen Zeitraum von jeweils 10 bis 15 Jahren. So befinden sich die Sickerwasserfrachten alle im Konzentrationsbereich von g Fracht/t Trockenmasse. Einerseits ist die geringere Frachtenmenge im Sickerwasser darauf zurückzuführen, dass jeweils nur wenige Jahre bei den Deponien erfasst werden konnten und die stärker belasteten Anfangsjahre fehlen. Andererseits kann mit Hilfe der wiederholten Elution ein sehr viel größerer Anteil des gesamten potenziellen Schadstoffinventars erfasst werden. Ein wichtiger Grund hierfür ist das gegenüber der Deponie extrem hohe Wasser-Feststoff-Verhältnis bei der Mehrfachelution. Um ein solch hohes Wasser-Feststoff-Verhältnis im Deponiekörper zu erreichen, würde es Jahrhunderte brauchen.

5.3 Vergleich der Sickerwasserqualität aus den Lysimeterversuchen und Deponien

Mit Hilfe der durchgeführten Deponiesimulationsversuche (DSR-Versuche) konnte das Deponieverhalten aufgrund der optimalen Randbedingungen im Zeitraffer simuliert werden. Die Verweildauer der Abfälle in den DSR lag zwischen 500 und 1.100 Tagen. Zudem wurden die DSR-Ergebnisse auf Deponieverhältnisse übertragen und Prognosen zum langfristigen Verhalten von Deponien erstellt. Den Bezugspunkt für die Übertragung der Ergebnisse auf den Deponiemaßstab stellt das jeweilige Wasser-Feststoff-Verhältnis dar.

Die gemessenen Konzentrationen der organischen und anorganischen Parameter ähneln in ihrem Verhalten den Sickerwasserkonzentrationsverläufen aus der Deponieüberwachung. Die Halbwertszeit der DSR-Sickerwasserkonzentrationen liegt bei 150 bis 400 Tagen. Ähnlich wie beim Sickerwasser werden in der ersten Zeit die höchsten Konzentrationen erreicht. Der Grund für die immer noch hohen Konzentrationen, z. B. beim CSB, sind die optimierten Randbedingungen. Das erhöhte Wasser-Feststoff-Verhältnis und die damit verbundene Wasserbewegung innerhalb der DSR sind hierfür die ausschlaggebenden Faktoren.

Die höchsten Konzentrationen der DSR-Sickerwässer werden von der Probe EB2F11 der Deponie M erzielt, wodurch die zuvor erhaltenen Ergebnisse bestätigt werden. Eine weitere Probe der Deponie M verhält sich ihrem Alter entsprechend. Sie weist nur noch relativ geringe Konzentrationen im DSR Sickerwasser auf und unterstützt somit die These, dass es sich bei EB2F11 um einen kleinen Teilbereich handelt, der nicht für die gesamte Ablagerung repräsentativ ist. Der überwiegende Teil des Objekts verhält sich gemäß dem Alter der Deponie.

Die Konzentrationen der Proben der Deponie AA liegen aufgrund ihres geringeren Alters insgesamt höher als die der älteren Probe der Deponie M. Die Ergebnisse der übrigen Feststoffanalysen der Deponie AA wird hierdurch bestätigt. Von einem Teil der Proben werden am Ende der DSR-Versuche aufgrund des Zeitraffereffektes die vom Anhang 51 vorgegebenen Grenzwerte erreicht.

Die zuvor bereits in anderen Versuchen nachgewiesenen geringen Schwermetall-Konzentrationen konnten mit Hilfe der DSR-Versuche nochmals bestätigt werden. Die Ursache hierfür ist im neutralen bis schwach alkalischen bzw. bei den DSR bis schwach sauren Milieu des Abfalls zu suchen. Die Resultate stimmen hier mit den Ergebnissen der Sickerwässer der verfüllten Deponien überein.

Außerdem liegt auch in den DSR-Sickerwässern der Stickstoff nahezu ausschließlich als Ammoniumstickstoff vor.

Die aus Laboruntersuchungen vorgestellten Emissionspotenziale sind unter Berücksichtigung des sehr viel höheren Wasser-Feststoff-Verhältnisses und der optimierten Randbedingungen im DSR mit den dargestellten Sickerwasserfrachten der Deponien vergleichbar. Einerseits wird durch die bisher erfassten Sickerwässer immer nur ein begrenzter Zeitraum dokumentiert und dadurch nicht die gesamte Frachte repräsentiert, andererseits wird die Entfrachtung über den Wasserpfad im DSR-System aufgrund des bereits angesprochenen Wasser-Feststoff-Verhältnisses begünstigt. Es findet eine Verlagerung eines Teils der Frachten aus dem Deponiegas ins Sickerwasser statt, so dass es dadurch zu höheren Gesamtemissionen auf dem Wasserpfad kommt. Zudem handelt es sich bei den im DSR behandelten Abfällen jeweils um Stichproben aus Teilbereichen einer Deponie, so dass die daraus gewonnenen Erkenntnisse, wie im Fall der Probe EB2F11, nicht zwingend auf die gesamte Deponie übertragen werden können. Dies trifft aber auch für Sickerwasseranalysen zu, wenn Sickerwasser nur aus einem Teilbereich des Deponiegeländes erfasst wird.

5.4 Deponiegas

Die vor Ort entnommenen Gasproben weisen daraufhin, dass die untersuchten Deponien sich in der instabilen bis stabilen Methanphase befinden. Bei den Deponien AA, BA und CA lagen keine Überwachungsdaten aus der Deponiegaserfassung vor. Lediglich für die Deponie M und die übrigen verfüllten Deponien konnten Aussagen zum Deponiegasverhalten gemacht werden. Ähnlich wie das Verhalten der Abfälle im DSR reduzieren sich die Gasmengen nach dem Ablagerungsende der Deponien innerhalb eines kurzen Zeitraums. Die Halbwertszeit liegt zwischen vier und sechs Jahren. Nach 10 bis 15 Jahren sind die erfassbaren Gasmengen bis auf geringe Schwankungen zwischen den verfüllten Deponien sehr ähnlich und die Abnahme der

Gasmengen wird immer geringer, so dass nur noch ein unwesentlicher Rückgang erkennbar ist.

Bei der Extrapolation der durch die DSR-Versuche erhaltenen Daten wurde eine mittlere Halbwertszeit von sechs Jahren angesetzt. Für die Deponie AA ergaben sich hierbei Restgaspotenziale von 5 bis 35 m³/t Trockenmasse. Für die verfüllte Deponie M errechneten sich noch kleinere Potenziale. Die erfassten Gasmengen sind ebenfalls stark rückläufig. Das verbliebene Restpotenzial ist somit gering. Trotzdem muss bis auf absehbare Zeit noch mit dem Anfall von Deponiegas gerechnet werden, da nicht davon ausgegangen werden kann, dass der Abfallkörper immer gleichmäßig durchfeuchtet wurde und so in allen Kompartimenten derselbe Abbaugrad erreicht wurde. Diese Aussage wird durch die Ergebnisse der Bohrungen des BMBF-Verbundvorhabens bestätigt. Hier zeigten sich deutliche Differenzen zwischen den unterschiedlichen Bereichen derselben Deponie. Somit muss auch noch über einen Zeitraum von > 30 Jahren mit dem Anfall von Deponiegas gerechnet werden. In welcher Form dies zu geschehen hat, ist zur Zeit noch offen. Eine Nutzung des Schwachgases (geringe Methankonzentrationen) wird in den meisten Fällen nicht mehr möglich sein. Ob das Verbrennen des Gases eine Alternative darstellt, bleibt abzuwarten, wobei der Heizwert des Gases wahrscheinlich auch hierfür nicht mehr ausreichen wird und eine Zufeuerung von fossilen Brennstoffen unter ökologischen Gesichtspunkten als nicht sinnvoll erachtet wird. Langfristig muss möglicherweise auf passive, wartungsfreundliche Maßnahmen zurückgegriffen werden. Überlegungen zum Thema „Schwachgas“ sind bei *EHRIG* (1999) nachzulesen.

5.6 Abschätzung des Nachsorgezeitraums

Im Rahmen des Verbundvorhabens wurden durch den Arbeitsbereich Abfallwirtschaft der TU Hamburg-Harburg Nachsorgezeiträume auf der Grundlage der DSR-Ergebnisse berechnet. Als Grenzkonzentrationen wurden für die Parameter CSB, TKN

und AOX die Grenzwerte des Anhangs 51 und für den Parameter Chlorid der Schweizer Grenzwert von 100 mg/l zu Grunde gelegt. Es zeigte sich, dass mit einem Nachsorgezeitraum von 30 bis 450 Jahren gerechnet werden muss, wobei der Parameter TKN mit Abstand die längste Zeit benötigen wird.

Die auf Grundlage der Überwachungsdaten extrapolierten Konzentrationen deuten auf einen ähnlichen Zeitumfang für die Nachsorgephase hin. Im Durchschnitt erzielt der Parameter CSB in etwa 100 Jahren den vom Anhang 51 geforderten Wert von 200 mg/l, wobei das Erreichen der Grenzkonzentration jeweils einer Einzelbetrachtung bedarf.

Ein kleiner Teil der bereits verfüllten Deponien wird die Grenzkonzentration sehr viel früher unterschreiten, andere Deponien erst zu einem sehr viel späteren Zeitraum. Letztere werden einen noch größeren Zeitraum als den durch den Arbeitsbereich Abfallwirtschaft geschilderten benötigen. Die Extrapolationen der Überwachungsdaten zeigten zudem, dass der Parameter Stickstoff bei allen verfüllten Deponien der zeitlimitierende Faktor ist. Hierin stimmen die Ergebnisse der verschiedenen Untersuchungen überein.

Die durch den Arbeitsbereich berechneten Nachsorgezeiträume gehen von der Prämisse aus, dass Wasser in einem für die anaeroben Umsetzungsprozesse ausreichendem Maße durch den Deponiekörper fließen kann. Somit kann sich die Ausgangslage nachdrücklich ändern und die Nachsorgephase deutlich verlängert werden, wenn nach dem Aufbringen einer Kombinationsabdichtung in Anlehnung an die Vorgaben der TA Si die Umsetzungsprozesse langfristig zum Erliegen kommen.

6 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse aus den Überwachungsdaten von bereits endverfüllten und noch betriebenen Deponien zeigten mit den Ergebnissen aus den Laboruntersuchungen insgesamt ein hohes Maß an Übereinstimmung.

Zeitliche Abschätzungen zum Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen zeigten, dass der Stickstoffaustrag wahrscheinlich den längsten Zeitraum von einigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten beanspruchen wird, bis in Anlehnung an den Anhang 51 tolerierbare Grenzkonzentrationen erreicht werden. Die Untersuchungsergebnisse der Deponiesimulationsversuche und der langjährigen Sickerwasserauswertungen weisen ferner darauf hin, dass die Stoffmobilisierung über den Wasserpfad nicht über konstante Zerfallskonstanten wie eine feste Halbwertszeit beschrieben werden kann, da sich mit der Veränderung der Abfallzusammensetzung über die Zeit eine Erhöhung der Halbwertszeit einstellt. Daraus folgt, dass im Deponiekörper die Feststoffbelastungen und auch die Sickerwasseremissionen in den ersten Jahren und Jahrzehnten schneller abnehmen. Mit dem Anwachsen der Halbwertszeit ist aber auch langfristig mit einer Mobilisierung von Schadstoffen und daher mit einem erhöhten Stoffaustrag zu rechnen.

Bislang vorliegende Ergebnisse ähnlicher Laboruntersuchungen und von weiterer Untersuchungen innerhalb des Verbundvorhabens „Deponiekörper“ stützen diese Schlussfolgerung. Eine Übertragung der Laborergebnisse auf das mittel- und langfristige Deponiekörperverhalten erscheint somit unter definierten Bedingungen möglich. Als schwierig erweist sich hierbei die Festlegung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses im Deponiekörper.

Die auf unterschiedlichen Untersuchungsmethoden basierenden Ergebnisse deuten daraufhin, dass auf absehbare Zeit noch mit umweltgefährdenden Emissionen aus den untersuchten verfüllten und betriebenen Deponien gerechnet werden muss.

Nachsorgezeiträume von 30 Jahren, die häufig für Wirtschaftlichkeitsberechnungen angesetzt werden, sind danach eindeutig als zu kurz einzustufen.

Trotz unterschiedlicher Vorgehensweisen konnte gezeigt werden, dass sich bei ausreichender Durchfeuchtung des Abfallkörpers mit steigendem Ablagerungsalter eine messbare Entfrachtung des Abfalls und damit eine Verkürzung der Nachsorgedauer einstellt. Dies konnte sowohl durch die Laborversuche als auch durch die Sickerwasser- und Gasdaten aus der Deponieüberwachung dokumentiert werden. Gleichzeitig zeigte sich, dass sich in einem älteren Abfallkörper durchaus noch Bereiche befinden können, die ein hohes Restemissionspotenzial aufweisen. Die Ursachen liegen entweder in einer zu geringen Durchfeuchtung dieses Teilbereichs oder einem vom übrigen Stoffinventar abweichenden hohen Anteil an schwer abbaubaren Verbindungen. Letzteres ist direkt auf die abgelagerten Abfälle zurückzuführen.

Die Durchfeuchtung des Abfallkörpers wird durch das Aufbringen einer Oberflächenabdichtung/-deckung wesentlich beeinflusst. Derzeit stellt sich für viele Deponien die Frage nach der Aufbringung einer geeigneten Abdeckung bzw. Abdichtung auf den Abfallkörper. Hierbei ist der Zeitpunkt der Aufbringung sowie die Art und bautechnische Ausführung des gewählten Systems von besonderer Bedeutung.

Die TA Si enthält unter Nr. 11 zwei Vorgaben für den Abschluss von Deponien. Unter Nr. 11.2.1 h) heißt es, dass nach Verfüllung eines Deponieabschnittes ein Oberflächenabdichtungssystem aufzubringen ist. Dieses hat den Anforderungen für Deponien der Klasse II nach den Nummern 10.4.1.1 Abs. 2 ff., 10.4.1.2 und 10.4.1.4 zu entsprechen. Ausnahmen werden unter Nummer 11.1.4 h) genannt:

- Wenn große Setzungen erwartet werden, kann bis zum Abklingen der Hauptsetzungen eine Abdeckung vorgenommen werden. Die Abdeckung soll Sickerwasserbildung minimieren und Deponiegasmigration verhindern.

- Für Deponieabschnitte, die zum Zeitpunkt des Inkrafttretens dieser Technischen Anleitung bereits rekultiviert sind, sind Ausnahmen zulässig, wenn nachgewiesen wird, dass das anfallende Sickerwasser hinsichtlich Menge und Qualität zu keiner Gewässerbeeinträchtigung führt.

Da bei den mit herkömmlichem Abfall verfüllten Deponien immer mit Setzungen gerechnet werden muss, wird eine Konkretisierung des Übergangszeitraums als sinnvoll erachtet. Nach den hier vorliegenden Daten sollte bis zum Aufbringen einer Endabdichtung bei Siedlungsabfalldeponien mit > 40 % Siedlungsabfällen mindestens 10 Jahre gewartet und der Rückgang der Setzungen anhand von Messungen dokumentiert werden, um Schäden an der Endabdichtung zu vermeiden. Ein Vorteil dieser relativ langen Zeit besteht darin, dass die Ursache für die Volumenreduzierung, die Gasproduktion, sich bei aktiver Entgasung nach 10 Jahren nur noch auf einem relativ geringen Niveau befindet (s. Abb. 2.71). Möglicherweise reichen dann bereits passive Maßnahmen (z. B. Kompostfilter) oder eine weniger wartungsintensive Lösung als ein BHKW aus, um eine vollständige Entgasung sicherzustellen. Eine Verwertung über einen 10- bis 15-jährigen Zeitraum hinaus lohnt sich wahrscheinlich auf vielen Anlagen nicht, es sei denn, dass es sich um eine größere Anlage (> 1 Mio. m³) handelt, so dass noch genügend hohe Methangehalte im Deponiegas erreicht werden können.

Diejenigen Deponien, bei denen der Anteil an Siedlungsabfällen gering ist, haben insgesamt geringere Setzungen zu erwarten und die Zeit bis zur Aufbringung der Endabdichtung kann auf unter 10 Jahre verkürzt werden. Aber auch in diesen Fällen müssen Setzungsmessungen zur Dokumentation des rückläufigen Setzungsverhaltens durchgeführt werden.

In jedem Fall ist abzuwägen, wie groß das noch im Abfallkörper verbliebene Gefährdungspotenzial ist. Falls die Deponien bereits rekultiviert wurden und keine Grundwasserkontamination aufgetreten ist (TA Si Nr. 11.1.4 h), besteht nicht in jedem

Falle die Notwendigkeit, eine Abdichtung nach TA Si aufzubringen. Bei den genannten Voraussetzungen und aufgrund der hier dargestellten Ergebnisse der Sickerwasseranalytik und der Gasentwicklung ist es möglicherweise ausreichend, eine Oberflächenabdeckung aus Bodenmaterialien oder eine mineralische Abdichtung vorzunehmen. Bei den Deponien M und B ist dies bereits mit Erfolg durchgeführt worden. Hierbei wirkte sich sowohl die Mächtigkeit (Deponie M bis zu 3 m) als auch die Ausbildung eines Gefälles (Deponie B, 5 % Gefälle) positiv auf die Verringerung der Sickerwassermengen aus. Eine Zunahme der Parameterkonzentrationen konnte trotz Verringerung der Sickerwassermengen nicht nachgewiesen werden.

Wird eine Kombinationsabdichtung nach TA Si aufgebracht, besteht durch die Unterbindung der Versorgung des Deponiekörpers mit für die biochemischen Abbauprozesse notwendigem (Niederschlag-) Wasser die Gefahr einer Konservierung der Abfallstoffe. Dies führt zu einer Verlängerung des Emissionsgeschehens bis in Zeiträume, in denen die technischen Barrieren nicht oder nicht voll funktionsfähig sind.

Wie die Erfahrung zeigt, besitzen die Basisabdichtung und das Sickerwasserfassungssystem nur eine begrenzte Lebensdauer, so dass eine Abführung der Sickerwässer nur für diese Zeiträume zu gewährleisten ist. Diese Argumente lassen sich auch für das Gasfassungs- und -verwertungssystem anführen, welches nach dem Erliegen der Gasproduktion infolge der geringen Feuchtigkeit des Deponiekörpers nutzlos wird. Inwieweit es beim erneuten Einsetzen der Gasproduktion, z. B. durch Versagen der Oberflächenabdichtung, nach einem längeren Stillstand noch seine Funktionen erfüllen kann, bleibt fraglich. Der Erfassung und Verwertung von Deponiegas kommt jedoch unter ökologischen Aspekten die größte Bedeutung bei der Inertisierung des Abfallkörpers und der Minimierung der Methanemissionen in die Umwelt zu. Außerdem kann die Verwertung auch wirtschaftliche Vorteile mit sich bringen.

Aus diesen Gründen und um heutige Entsorgungsprobleme nicht auf nachfolgende Generationen zu verlagern, müssen die entsprechenden Vorgaben der TA Siedlungsabfall zum Abschluss von Deponien im Hinblick auf die derzeit betriebenen und bereits verfüllten Deponien überdacht werden. Es ist anzustreben, die in den Deponien vorhandenen Emissionspotenziale möglichst weitgehend in Zeiträumen zu reduzieren (z. B. durch gezielte Bewässerung des Deponiekörpers), in denen durch eine intakte Basisabdichtung und Ableitung der Emissionen eine Beschränkung der Umweltbeeinträchtigungen auf ein tolerierbares Mindestmaß gewährleistet werden kann. Dies kann allerdings nur bei Standorten erfolgen, an denen die vorhandenen Barriersysteme einen ausreichenden Schutz gewährleisten. Ist dies nicht der Fall, stehen mit der Aufbringung einer Oberflächenabdichtung oder der Umlagerung des Abfallkörpers sinnvolle Alternativen zur Verfügung.

7 Literaturverzeichnis

- ANDREAS, L., BRINKMANN, U., HEYER, K.-U. (1995): Beprobung von Abfallstoffen in Deponiesimulationsreaktoren.- Standardarbeitsvorschrift SAV 3, erstellt vom Verbundvorhaben „Deponiekörper“.
- BACCINI, P. et al. (1987): Water and Element Balance of Municipal Solid Waste Landfills.- *in*: Waste Management and Research 5, p. 483 - 499.
- BAHADIR, M., PARLAR, H., SPITELLER, M. (1995): Springer Umweltlexikon.- Springer-Verlag.
- BELEVI, H. et al. (1987): Water and Element Flux from Sanitary Landfills.- ISWA, Cagliari.
- BELEVI, H., BACCINI, P. (1989): Longterm Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills.- *in*: Waste Management and Research 7, p. 483 - 499.
- BIDLINGMAIER, W. (1990): Schwermetalle im Hausmüll.- Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft. Band 42, S. 120 ff.
- CHRISTENSEN, T., KJELDTSEN, P. (1989): Basic Biochemical Processes in Landfills.- Hrsg: Christensen, Cossu, Stegmann; Sanitary Landfilling Process, Technology and Environment Impact '89; Academic Press.
- COLLINS, H.-J., RAMKE, H.-G. (1986): Einfluss der Entwässerung (Setzung) auf die Nutzungsdauer von Deponien gemischter Abfälle.- Niedersächsischer Minister für Wissenschaft und Kunst, Forschungsbericht, Aktenzeichen 2091-BV4e 26/81.
- CONRAD, H., KABBE, G. (1997): Klassierung und Sortierung von Feststoffproben aus Altdeponien und Altablagerungen - Standardarbeitsvorschrift SAV 2 im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“.- *in*: Tagungsband zum 2. Statusseminar des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“ am 4./5. Februar 1997 in Wuppertal.
- CONRAD, H., KABBE, G., HEYER, K.-U. (1997): Erkundung von Altablagerungen und Altdeponien - Standardarbeitsvorschrift SAV 0 im Rahmen des BMBF-

- Verbundvorhabens „Deponiekörper“- in: Tagungsband zum 2. Statusseminar des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“ am 4./5. Februar 1997 in Wuppertal.
- CONRAD, H., KABBE, G., LOHOFF, W. (1997): Probenahme von Feststoffen aus Altdeponien und Altablagerungen - Standardarbeitsvorschrift SAV 1 im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“- in: Tagungsband zum 2. Statusseminar des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“ am 4./5. Februar 1997 in Wuppertal.
- DOEDENS, H., THEILEN, U. (1989): Stand der Sickerwasserdiskussion, Zeitgemäße Deponietechnik.- Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Nr. 35.
- EHRIG, H.-J. (1978): Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien.- Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen TU Braunschweig, Heft 26.
- EHRIG, H.-J. (1980): Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien.- Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen TU Braunschweig, 2. Auflage, Heft 26.
- EHRIG, H.-J. (1987): Überlegungen zur notwendigen Dauer von Kontrollmessungen bei Altablagerungen.- Beitrag zum 2. Fachseminar des Zentrums für Abfallforschung, TU Braunschweig.
- EHRIG, H.-J. (1989): Sickerwasser aus Mülldeponien, Menge und Zusammensetzung.- in: Müllhandbuch 4587, 1.
- EHRIG, H.-J. (1991): Gasprognose bei Restmülldeponien.- in: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Deponietechnik, Band 2.
- EHRIG, H.-J. et al. (1995): BMBF-Statusbericht.- Teil 1, Statusbericht Deponiekörper, S.116.
- EHRIG, H.-J. (1999): Beseitigung von Schwachgas aus Altdeponien unter Einbeziehung konkreter Fallbeispiele in NRW.- Bericht des Fachgebiets Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft der BUGH Wuppertal im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen.

- EHRIG, H.-J., BRINKMANN, U. (1999): Verbundvorhaben Deponiekörper.- Zusammenfassender Abschlussbericht zum Arbeitsgebiet Siedlungsabfälle (Teilvorhaben 3-7) in: Nachsorge von Deponien, Maßnahmen, Dauer, Kosten. Hrsg. Rettenberger et al., Reihe Abfall aktuell, Band 2, Verlag Abfall aktuell.
- FARQUHAR, G. H., ROVERS, F. A. (1973): Gas production during refuse decomposition, *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 2, S. 483-495.
- FÖRSTNER, U. et al. (1989): *Geochemical Processes in Landfills*.- Hrsg.: Baccini; *The Land-fill - Reactor and Final Storage Notes in Earth Sciences*, Springer Verlag.
- GREINER, B. BARGHOORN, M. DOBBERSTEIN, J. EDER, G. FUCHS, J. GÖSSELE, P. (1983): *Chemisch-physikalische Analyse von Hausmüll*.- Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HAM, R. K. et al. (1987): Measurement and Prediction of Landfills Gas Quality and Quantity.- ISWA - International Sanitary Landfill Symposium.-
- HEYER, K.-U. et al. (1996): Untersuchungen zum langfristigen Emissionsverhalten von Abfällen im Deponiekörper.- in: Müll und Abfall, 4.
- HEYER, K.-U. & STEGMANN, R. (1997): Langfristiges Gefährdungspotenzial und Deponieverhalten von Ablagerungen.- Abschlussbericht Teilvorhaben im BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“, Arbeitsbereich Abfallwirtschaft der TU Hamburg-Harburg.
- HOEKS, J. (1983): Significance of Biogas Production in Waste Tips.- in: *Waste Management and Research* 1, p. 323 - 335.
- JANSON, O. (1989): Analytik von Spurenstoffen in Deponiegasen.- in: GIT Fachzeitschrift Labor, S. 558 - 568, 6/89.
- JESSBERGER, H.-L. (1992): Zwischenbericht des Forschungsprojektes: Geotechnik der Abfallstoffe.- September 1992.
- KABBE, G. et al. (1995): Einfluss der Abfallzusammensetzung auf die Beschaffenheit von Sickerwasser und Deponiegas.- BMBF-Statusseminar "Deponiekörper", Wuppertal 1995.

- KLOCKE, A. (1980): Richtwerte 80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- Mitteilungen VDLUFA, Heft 1 – 3, S. 9 – 11.
- KLOCKE, A. (1993): Bewertungskriterien für die Beurteilung schwermetallkontaminierter Böden.- Handbuch der Altlastensanierung, Band 2,4.1.3.1.
- KRÜMPSELBECK, I. (1999): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien.- Dissertation an der BUGH Wuppertal im Fachbereich Bauingenieurwesen.
- KRUSE, K., KAYSER, R. (1993): Sickerwasserqualität niedersächsischer Hausmülldeponien.- Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig.
- KRUSE, K. (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien.- Institut für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig, Heft 54.
- LAGA (1985): Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 8, Merkblatt 10 „Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müll/Klärschlamm“, Erich Schmidt Verlag.
- LANDESUMWELTAMT (1998): Merkblatt zur Anwendung der TA Siedlungsabfall bei Deponien.- Hrsg.: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Merkblatt Nr. 12.
- LANDESUMWELTAMT (2001): Leitfaden für die Beurteilung des Emissionspotenzials von Altdeponien.- Hrsg.: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Merkblatt Nr. 33.
- LEIKAM, K. & STEGMANN, R. (1995): Mechanical and biological treatment of residual waste before land filling.- Sardinia 1995, 5th International Landfill Symposium, Conference Proceedings.
- LOTTER, S. (1995): Biologische Bodenreinigung.- in: Hamburger Berichte, Bd. 9, pp. 84 - 85, Economica Verlag, ISBN 3-87081-205-2.
- N.N. (1982): Klärschlammverordnung. – AbfKlärV – 25.06.1982, (BGBl. 1982, S. 734 – 739).
- N.N. (1990): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) vom 12.12.1990.

- N.N. (1992): Leitfaden 'Deponiegas'.- Landesanstalt für Umweltschutz des Landes Baden-Württemberg.
- N.N. (1993): Technische Anleitung für Siedlungsabfall, Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz, Bundesanzeiger 99a, Mai 1993.
- N. N. (1998): Anhang 51: Oberirdische Ablagerung von Abfällen, Allgemeine Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. 2. Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung vom 22.12.98.
- PACKERT, A., ANDREAS, L., HELFER, A., FORGE, F., BRINKMANN, U. (1997): Erfahrungsbericht „Analytische Qualitätssicherung“ im BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“.- in: Tagungsband zum 2. Statusseminar des BMBF-Verbundvorhabens „Deponiekörper“ am 4./5. Februar 1997 in Wuppertal.
- PFEIFFER, S. (1989): Biochemische Regulation der Spurenmetalllöslichkeit während der anaeroben Zersetzung fester kommunaler Abfälle.- Dissertation, Universität Bayreuth.
- POLLER, T. (1990): Hausmüllbürtige LCKW/FCKW und deren Wirkung auf die Methanbildung.- Hamburger Berichte 2, Economica Verlag.
- RASCHKE, C. (1987): Bodenverunreinigung durch Gasmigration.- in: Zeitgemäße Deponietechnik, Stuttgarter Berichte für die Abfallwirtschaft, Nr. 1987.
- RETTENBERGER, G., TABASARAN, O. (1981): Untersuchungen zur Entstehung, Ausbreitung und Ableitung von Zersetzungsgasen in Abfallablagerungen.- Forschungsbericht 103 02 207, Hrsg. UBA/BMI. T.2 Berlin.
- RETTENBERGER, G., METZGER, H. (1992): Der Deponiegashaushalt von Altablagerungen.- in: Handbuch Altlasten - Leitfaden Deponiegas -, Materialien zur Altlastenbearbeitung, Bd. 10, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- RETTENBERGER, G., METZGER, H. (1992): Langzeitphasen des Deponiegasgeschehens bei Altablagerungen.- Hrsg.: Pillmann; Industrial Waste Management, Envirotech Vienna.

- STEGMANN, R. (1981): Beschreibung eines Verfahrens zur Untersuchung anaerober Umsetzungsprozesse von festen Abfallstoffen im Deponiekörper.- in: Müll und Abfall, Heft 2.
- STEGMANN, R. et al. (1981): Planung der Gasverwertung auf der Deponie Braunschweig, Gewinnung sowie Verwertung von Biogas.-
- STEGMANN, R., HEYER, K.-U. (1995): Langfristiges Gefährdungspotenzial und Deponieverhalten von Ablagerungen.- BMBF-Statusseminar Deponiekörper, April 1995, Band 1 des Fachgebiets Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft, Bergische Universität - Gesamthochschule Wuppertal.
- STEGMANN, R. et al. (1995): Möglichkeiten und Grenzen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung.- BMBF-Statusseminar Deponiekörper, April 1995, Band 1 des Fachgebiets Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft, Bergische Universität - Gesamthochschule Wuppertal.
- SCHMIDT, W. (1993): Verformungsverhalten von Deponien - Messtechnische Erfassung und betriebstechnische Umsetzung.- in: Fortschritte der Deponietechnik Nr. 64.
- TABASARAN, O. (1976): Überlegung zum Problem Deponiegas.- in: Müll und Abfall 7/76.
- WEBER, B. (1990): Minimierung von Emissionen der Deponie.- in: Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 74.
- WOLFFSON, C. et al. (1987): Ecology of methane formation.- in Water Pollution Microbiology, Vol. 2, Mitchell, R., John Wiley & Sons, New York.

Seit 1. April 1994 sind bisher folgende „Materialien“ des Landesumweltamtes NRW erschienen:

- | | | |
|----|---|----------|
| 1 | Der Dynamische Daphnientest
– Erfahrungen und praktische Hinweise –
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 44 S. | 15,00 DM |
| 2 | Umsetzung der TA-Siedlungsabfall bei Deponien
2. Abfallwirtschaftliches Fachgespräch
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 99 S. | 15,00 DM |
| 3 | Verwertung von Elektro- und Elektronikgeräten
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 153 S. | 20,00 DM |
| 4 | Einsatz alternativer Baustoffe in Abdichtungssystemen
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 91 S. | 15,00 DM |
| 5 | Einwicklung im Bereich der Sonderabfallentsorgung
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 39 S. | 15,00 DM |
| 6 | Ökologische Auswirkungen von Fischteichen auf Fließgewässer
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 208 S. | 25,00 DM |
| 7 | Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 462 S. | 28,00 DM |
| 8 | Vermeidung von Bunkerbränden in Abfallverbrennungsanlagen mit Hilfe
der Infrarot-Thermographie
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 53 S. | 15,00 DM |
| 9 | Prozeßleittechnik in Anlagen der chemischen Industrie –
Anlagenschutz und sicherheitsrelevante Komponenten
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 119 S. | 20,00 DM |
| 10 | Sicherheitstechnische Hinweise und Anforderungen an Abschott- und
Entlastungssysteme aus der Sicht der Störfall-Verordnung
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 40 S. | 15,00 DM |
| 11 | Literaturstudien zum PCDD/F-Transfer vom Boden in die Nahrungskette
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 149 S. | 25,00 DM |
| 12 | Die verlust- und kontaminationsfreie Probenahme und -vorbereitung
von Wässern und Feststoffen
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 203 S. | 28,00 DM |
| 13 | Essener Verfahren zur Bewertung von Altlastenverdachtsflächen
– Erstbewertung und normierte Charakterisierung –
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 66 S. | 15,00 DM |
| 14 | Optimierung der thermischen Behandlung organischer chlorhaltiger
Problemafälle
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 132 S. | 25,00 DM |
| 15 | Entsorgungsbericht 1993 über Sonder- und Massenabfälle in NRW
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 75 S. | 20,00 DM |
| 16 | Begleitende meßtechnische Erfolgskontrolle bei der Sanierung
einer Textilreinigungsanlage
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 60 S. | 15,00 DM |

- 17 Ausgewählte Untersuchungsergebnisse der halbertechnischen Versuchskläranlage
– Untersuchungen zur Stickstoffelimination –
– Praxiserprobung von Online-Meßtechnik –
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 110 S. 20,00 DM
- 18 Vergleich verschiedener europäischer Untersuchungs- und Bewertungsmethoden für Fließgewässer
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 140 S. 25,00 DM
- 19 Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen
– Ergebnisse der Erprobung in NRW –
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 150 S. 25,00 DM
- 20 Information und Dokumentation bei Deponien
4. Abfallwirtschaftliches Fachgespräch, 26. Oktober 1994
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 98 S. 20,00 DM
- 21 Ausbreitungsuntersuchungen von Gerüchen anhand einer Modellquelle
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 57 S. 15,00 DM
- 22 Erschütterungen und Körperschall des landgebundenen Verkehrs
– Prognose und Schutzmaßnahmen –
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 658 S. 40,00 DM
- 23 Naturraumspezifische Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft
Eine vorläufige Zusammenstellung von Referenzbach- und Leitbildbeschreibungen für die Durchführung von Gewässerstrukturgütekartierungen in Nordrhein-Westfalen
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 127 S. 25,00 DM
- 24 Siedlungsabfalldeponien – Oberflächenabdichtung und Sickerwasser
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 162 S. 25,00 DM
- 25 Thermodynamische Analyse der Verfahren zur thermischen Müllentsorgung
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 121 S. 25,00 DM
- 26 Normierung und Konventionen in der Abfallanalytik – Aufgaben und Ziele
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 188 S. 28,00 DM
- 27 Entsorgungsbericht 1994 über Sonder- und Massenabfälle in Nordrhein-Westfalen
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 92 S. 20,00 DM
- 28 Umweltüberwachung im Spannungsfeld; integral/medial – privat/staatlich
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 289 S. 30,00 DM
- 29 Bauabfallentsorgung – von der Deponierung zur Verwertung und Vermarktung
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 181 S. 28,00 DM
- 30 Ergebnisse von Dioxin-Emissionsmessungen an Industrieanlagen in NRW – Dioxinmeßprogramm Nordrhein-Westfalen –
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 114 S. 20,00 DM
- 30 Results of Measurements of the Emissions of Dioxins by Industrial Plants in North Rhine-Westphalia – Dioxins Measurement Programme
North Rhine-Westphalia – Final Report 1996
English translation of the report LUA-Materialien No. 30 (1996); original edition published in German language – Translated by Edith Navé, Hohenbrunn, Germany
Essen: Landesumweltamt NRW 1997, 102 S. 30,00 DM

- | | | |
|----|--|----------|
| 31 | Umsetzung der TA Siedlungsabfall bei Deponien in NRW
Fortbildungsveranstaltung am 27./28. Juni 1995 im Bildungszentrum für
die Entsorgungs- und Wasserwirtschaft GmbH (BEW) in Essen
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 189 S. | 28,00 DM |
| 32 | Medienübergreifendes Arbeiten im technischen Umweltschutz
Beiträge aus dem Fachgespräch anlässlich der Verabschiedung von
Herrn Abteilungsdirektor Dr.-Ing. H.-O. Weber am 06. Juli 1995
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 78 S. | 20,00 DM |
| 33 | Handbuch der Laborpraxis für Ver- und Entsorgerinnen/
Ver- und Entsorger – 1. und 2. Ausbildungsjahr –
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 186 S. | 30,00 DM |
| 34 | Explosionsschutz bei der Lagerung brennbarer Flüssigkeiten
Entwicklungen und Erkenntnisse
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 54 S. | 18,00 DM |
| 35 | Physikalisch-chemische und biologische Auswirkungen bei der Verwendung
von Waschbergen in Schifffahrtskanälen
Untersuchungsbericht des Arbeitskreises „Waschberge im Wasserbau“
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 154 S. | 25,00 DM |
| 36 | Anforderungen an sachverständige Stellen für die Bekanntgabe und die
Zulassung im Bereich des Immissionsschutzes
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 132 S. | 25,00 DM |
| 37 | Schadstoffströme bei der Gebrauchtholzverwertung für
ausgewählte Abfallarten
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 275 S. | 30,00 DM |
| 38 | Zivile Anschlußnutzung von Militärstandorten
– Risikofaktor Altlasten/Bodenbelastung – Tagungsband
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 168 S. | 25,00 DM |
| 39 | Flächenhafter Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser
– Abschlußbericht, Dezember 1994
Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 217 S. | 30,00 DM |
| 40 | Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen
Teil I: Oberirdische Gewässer
Essen: Landesumweltamt NRW 1997, 40 S. | 15,00 DM |
| 41 | Brand- und Zersetzungsprodukte
Abschlußbericht des Projekts „Integration von Daten zu Brand- und
Zersetzungsprodukten in das Informationssystem für gefährliche/
umweltrelevante Stoffe (IGS)“
Essen: Landesumweltamt NRW 1997, 134 S. | 25,00 DM |
| 42 | Kreislaufwirtschaft und Abfallverwertung in thermischen Prozessen
9. Aachener Kolloquium am 5. Dezember 1996 – Tagungsband –
Essen: Landesumweltamt NRW 1997, 156 S. | 25,00 DM |
| 43 | Identification of Relevant Industrial Sources of Dioxins and Furans
in Europe (The European Dioxin Inventory) – Final Report –
Essen: Landesumweltamt NRW 1997, 926 S. | 50,00 DM |

44	Emissionskataster der genehmigungsbedürftigen Anlagen im Lande Nordrhein-Westfalen Essen: Landesumweltamt NRW 1997, 32 S.	15,00 DM
45	Entsorgungsbericht 1995 über Sonder- und Massenabfälle in Nordrhein-Westfalen Essen: Landesumweltamt NRW 1997, 101 S.	22,00 DM
46	Validierung von Passivsammlern für Immissionsmessungen von Kohlenwasserstoffen Essen: Landesumweltamt NRW 1998, 95 S.	22,00 DM
46	Validation of Passive Samplers for Measurements of Hydrocarbons in Ambient Air English translation of the report LUA-Materialien No. 46 (1998) original edition published in German language Essen: Landesumweltamt NRW 1998, 92 S.	30,00 DM
47	Leitfaden für Analysen zur Bestimmung der Menge und Zusammensetzung von Abfällen aus Haushaltungen Essen: Landesumweltamt NRW 1998, 131 S.	25,00 DM
48	Kommunale Abfallvermeidungs- und -Verwertungsmaßnahmen in NRW Essen: Landesumweltamt NRW 1998, 92 S.	25,00 DM
49	Vollzugshilfe zum Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz • Dichtetabelle • EAK-Schlüssel-Kennzeichnung anhand von Nachweispflichten Essen: Landesumweltamt NRW 1998, 66 S.	25,00 DM
50	Konzept zur Optimierung der Energieversorgung bei einem Unternehmen der Wellpappenherstellung Abschlußbericht des Forschungsvorhabens des Lehrstuhls für Nukleare und Neue Energiesysteme (NES) der Ruhr-Universität Bochum im Auftrag des Landesumweltamtes Essen: Landesumweltamt NRW 1998, 131 S.	30,00 DM
51	Konzept zur Optimierung der Energieversorgung bei einem Unternehmen der Textilverarbeitung Abschlußbericht des Forschungsvorhabens des Lehrstuhls für Nukleare und Neue Energiesysteme (NES) der Ruhr-Universität Bochum im Auftrag des Landesumweltamtes Essen: Landesumweltamt NRW 1998, 182 S.	30,00 DM
52	Analysenverfahren für Abwasser Essen: Landesumweltamt NRW 1999, 86 S.	22,00 DM
53	Entsorgungsbericht 1996/97 über Sonder- und Massenabfälle in Nordrhein-Westfalen Essen: Landesumweltamt NRW 1999, 104 S.	22,00 DM
54	Gezielte Infiltration von Wasser in einen Deponiekörper zur Reduzierung des Emissionspotentials Essen: Landesumweltamt NRW 1999, 104 S.	22,00 DM

55	Gewässerschutzbezogene Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittel Essen: Landesumweltamt NRW 1999, 66 S.	20,00 DM
56	Emissionen luftverunreinigender Stoffe durch den Schiffsverkehr in Nordrhein-Westfalen Essen: Landesumweltamt NRW 1999, 110 S.	25,00 DM
57	Der Immissionsschutz auf dem Weg zum integrierten Umweltschutz Essen: Landesumweltamt NRW 2001, 77 S.	10,00 €
58	Ambient Air Pollution by As, Cd and Ni Compounds – Position Paper Essen: Landesumweltamt NRW 2001, 366 S.	25,00 €
59	The European Dioxin Emission Inventory – Stage II Essen: Landesumweltamt NRW 2001, 370 S.	25,00 €
60	Untersuchungen zur Effizienz von unterschiedlichen Systemen zur Rauchgasreinigung bei Müllverbrennungsanlagen Essen: Landesumweltamt NRW 2001, 68 S.	15,00 €
61	Langfristiges Emissionsverhalten von Altdeponien Essen: Landesumweltamt NRW 2001, 272 S.	15,00 €